

Abschlussbericht FZKA-BWPLUS

**Bodenbiologisches Monitoring:
Verifizierung des Probenahmeschemas für Monitoringprogramme
und Etablierung von Erwartungswerten für die Bodenbiodiversität in
Auwaldhabitaten**

David. J. Russell
Staatliches Museum für Naturkunde Görlitz
Postfach 300 154
02806 Görlitz

Unter Mitwirkung von:
A. Griegel, I. Herkner, B. Balkenhol, A. Jedzig

Förderkennzeichen: BWR 24011

Die Arbeiten des Programms Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung werden mit Mitteln des Landes Baden-Württemberg gefördert

Februar 2007



**Bodenbiologisches Monitoring:
Verifizierung des Probenahmeschemas für Monitoringprogramme
und Etablierung von Erwartungswerten für die Bodenbiodiversität in
Auwaldhabitaten**



Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	4
1. Einleitung	6
2. Material und Methoden	10
2.1. Allgemeiner Versuchsaufbau	10
2.2. Hochwasserverhältnisse	11
2.3. Untersuchungsflächen	12
2.4. Böden	14
2.5. Geländearbeit	15
2.6. Laborarbeit	17
2.7. Datenanalyse	18
2.7.1. Allgemeine Charakterisierung der Freiland-Gemeinschaften	18
2.7.2. Verifizierung der Geländerichtlinien	18
2.7.3. Erwartungswerte	21
3. Ergebnisse	27
3.1. Bodenwerte	27
3.2. Allgemeine Geländedaten	30
3.3. Verifikation	30
3.3.1. Quantitative Parameter	30
3.3.2. Qualitative Parameter	36
3.3.3. Doppelte Probendichte	41
3.4. Erwartungswerte	45
4. Diskussion	72
4.1. Verifikation des Geländeprotokolls für bodenbiologische Datenerhebungen	73
4.2. Erwartungswerte	78
5. Literatur	84
Anhang 1	91
Anhang 2	95
Anhang 3	98

Zusammenfassung

Der nachhaltige Schutz des Bodens, inkl. der Bodenbiologie, wird durch die Bundes- und Landes-Bodenschutzgesetze vorgeschrieben. Mangelnde Methodenstandardisierung beeinträchtigt jedoch die Vergleichbarkeit bodenbiologischer Monitoringdaten. Im vorangegangenen Forschungsvorhaben (BWC 20020) wurden deshalb standardisierte Richtlinien für bodenbiologische Datenerhebungen entwickelt. Das vorliegende Vorhaben prüfte in einem stratifizierten Blockdesign, ob bodenkundlich ähnliche Beobachtungsflächen mit dem standardisierten Sampling Design bodenbiologisch unterscheidbar sind:

- Beprobung einer größtmöglichen Ausdehnung (bis 100 m²) jeder Untersuchungsfläche
- 10 Stichproben (6,4 cm Ø) pro Untersuchungsfläche und Probetermin
- Beprobung einer Mindestdiefe (hier: die obersten 5 cm Boden)
- Verteilung der Stichproben nach an der Geländegeomorphologie angepasstem ISO-Muster
- Entfernung der einzelnen Stichproben voneinander: ca. 1-3 m

Für die einzelnen Flächen wurde jeweils eine angepasste Stichprobenverteilung im Gelände festgelegt. Protokollvordrucke mit dieser Verteilung sowie Angaben zu den vorherrschenden Geländebedingungen, abiotischen und bodenkundlichen Felddaten und der Vegetation dienen der Archivierung der Daten und Erhebungsmethoden. Somit wird die Vergleichbarkeit mit zukünftigen Daten gewährleistet. Die erhobenen Daten wurden bzgl. erkennbarer Unterschiede in quantitativen und qualitativen Basisparametern ausgewertet.

Quantitative bodenzoologische Daten (z.B. Individuendichten, Artendichten) zeichneten sich durch eine hohe räumliche und zeitliche Variabilität aus (= Hintergrundrauschen). Hierdurch besteht die Gefahr eines Typ-II Fehlers, wenn aufgrund der hohen Variabilität existierende Unterschiede nicht festgestellt werden. Mit Hilfe der Gelände-richtlinien wurden trotzdem statistisch signifikante Unterschiede der Individuendichten (insgesamt, von Artengruppen oder einzelner Arten) und Artendichten (= Arten/Probe) zwischen Untersuchungsflächen des gesamten Blockdesigns sowie einzelner Standorte identifiziert. Somit konnten im Verifikationsprozess standortspezifische Flächenunterschiede erfolgreich erkannt werden.

Weder die Mittelwerte noch die Variabilität dieser quantitativen Daten konnten mit einer erhöhten Probendichte verbessert werden. Allerdings erhöhte sich die *Gesamtanzahl* nachgewiesener Arten (v.a. von seltenen Arten), während gleiche Stichprobenzahlen ähnliche Ergebnisse erzielten. Ein unterschiedlicher Beprobungsaufwand führt folglich zu verschiedenen Artenzahl-Ergebnissen (= strukturelles Rauschen). In bodenbiologischen Monitoringuntersuchungen muss daher der Untersuchungsaufwand immer gleich gehalten werden, um die Vergleichbarkeit der Daten zu gewährleisten.

Bzgl. qualitativer Parameter konnten mit den Geländemethoden kaum Unterschiede der Artenzusammensetzung verschiedener Flächen eines Standortes aufgedeckt werden. Dies spiegelt einerseits die enge räumliche Nähe der Flächen wider (Arten-Austausch), andererseits basale Unterschiede zwischen benachbarten Untersuchungsflächen aufgrund der

„Erfassungslotterie“ seltener Arten. Die Flächen konnten allerdings anhand der Gemeinschaftsstrukturen bodenbiologisch gut unterschieden werden. Obwohl viele identische Arten in den verschiedenen Flächen vorkamen, konnten die Gemeinschaften anhand der relativen Abundanzen der Arten mit den Geländerichtlinien eindeutig differenziert werden.

Das standardisierte Sampling Design beinhaltet Trade-offs zwischen der Unterscheidungsfähigkeit quantitativer Parameter wie Individuendichten, Erfassbarkeit seltener Arten sowie finanzieller Realisierbarkeit. Trotzdem ermöglichten sie eine genauere bodenbiologische Differenzierung abiotisch ähnlicher Beobachtungsflächen. Damit wurde die Eignung des vorgeschlagenen Geländeprotokolls, bodenbiologische Unterschiede im Sinne des BBodSchG und BodSCHG Ba-Wü nachzuweisen, verifiziert.

Das Sampling Design stellt nur eine notwendige Standardisierung für bodenbiologisches Monitoring dar. Verschiedene Auswertungssysteme für Monitoringdaten arbeiten außerdem mit Erwartungswerten (= Soll/Ist Vergleich). Das vorliegende Vorhaben entwickelte deshalb bodenbiologische Referenzzustände für Auenhabitate Baden-Württembergs. Für Individuendichten, Artenzahlen und relativen Abundanzen der Artengruppen wurden für unterschiedliche durchschnittliche Überflutungsbedingungen Mittelwerte (erwartete Jahresmittelwerte), 90% Konfidenzintervalle (zu erwartende Spannbreiten der Mittelwerte) sowie Minimum- und Maximumangaben (Erwartungswerte einzelner Beprobungstermine) angegeben.

Das Inventar spezifischer Arten kann in unterschiedlichen Standorten mit vergleichbaren Habitatbedingungen bzw. in verschiedenen Jahren am gleichen Standort stark schwanken (natürliches Hintergrundrauschen). Statt spezifischer Arten wurde deshalb der quantitative Bestand ökologisch isovalent reagierender Artengruppen als Erwartungswert angegeben. Für die Bildung dieser Gruppen wurden Daten aus 10 Jahren, 18 Untersuchungsflächen und über 87 Arten verwendet. Die aufgestellten Artengruppen zeigten auf spezifische Hochwasserintensitäten unterschiedliche, aber voraussagbare Reaktionen. Die entsprechenden Erwartungswerte bezogen sich auf die proportionalen Anteile der Gruppen an der Gesamtgemeinschaft (Mittelwerte, 90% Konfidenzintervalle sowie Minimum- und Maximumwerte für verschiedene Hochwasserintensitäten). Für zu erwartende bodenbiologische Zustände wurde außerdem ein einfaches Regressionsmodell zwischen bodenkundlichen Parametern und den Artengruppen formuliert. Die Artengruppen erlauben eine klare ökologische Charakterisierung von Monitoringflächen in Auen und somit eine zielgerichtete Bewertung der Ergebnisse.

Insgesamt dienen die verifizierten Geländeprotokolle und die aufgestellten Referenzwerte der Weiterentwicklung bodenbiologischer Monitoringprogramme Baden-Württembergs zu einem aussagestarken Instrumentarium zur Kontrolle der Auswirkung von Landschaftsveränderungen auf die Biodiversität dieser Habitate (z.B. durch Hochwasserschutzmaßnahmen; § 31a,b WHG) sowie dem gesetzlich vorgeschriebenen Schutz der Lebensraumfunktion des Bodens (§ 2 Abs. 2 BodSchG BW).

1. Einleitung

Der nachhaltige Schutz des Bodens wird durch die Bundes- und Landes-Bodenschutzgesetze vorgeschrieben. Die Erfassung des Bodenzustandes und die Überwachung von Veränderungen ist dabei Ländersache (§ 21 Abs. 4 BBodSchG). Im Allgemeinen werden diese Aufgaben auf Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF) durchgeführt, wozu Baden-Württemberg nach §16 BodSchG BW seit 1986 ein Netz von BDF unterhält. Durch die Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) wird v.a. die Erfassung bodenphysikalischer und –chemischer Parameter bzw. Schadstoffe auf BDF vorgeschrieben. In den Bodenschutzgesetzen sind jedoch auch die biologischen Eigenschaften des Bodens - und somit auch die Boden-Biodiversität und der damit verbundene Habitatschutz - gesetzlich verankert (§ 2 Abs. 2 BodSchG BW und §2 Abs. 2.1 BBodSchG). Das Konzept des vorsorgenden Bodenschutzes (BMU) legt sogar besonderen Wert auf die Erhaltung der biologischen Lebensraumfunktion. Bodenbiologische Parameter wurden bisher jedoch auf dem BDF-Basisnetz nur versuchsweise erfasst und werden z.Zt. in der BDF-Datenbank des Bundes nicht geführt.

In Baden-Württemberg gibt es jedoch weitere BDF, auf denen bodenbiologische Monitoringprogramme – auch als Instrumentarium des Schutzes der Boden-Biodiversität – durchgeführt wurden und werden, v.a. im Rahmen des Ökologischen Wirkungskatasters (ÖWK, 75 BDF) und des Integrierten Rheinprogramms (IRP, insgesamt 40 BDF). Im Gegensatz zum Basismessnetz wurden hier regelmäßige Untersuchungen zur biologischen Lebensraumfunktion durchgeführt. Besondere Erfolge in diesen Monitoringprogrammen konnten mit der Untersuchung endogäischer Insekten, v.a. Collembola (= Springschwänze; Insekten i.w.S.) erzielt werden (z.B. LfU 1994; LfU & GwD 1999a). Ihr hoher Bioindikationswert für BDF kann mit ihrer spezifischen Biologie erklärt werden: Collembolen sind die häufigsten Insekten (i.w.S.) überhaupt (HOPKIN 1997). Sie sind sehr ortstreu und leben im engen Kontakt mit dem Bodenmilieu. Sie kommen in individuen- und artenreichen Gemeinschaften vor, besitzen eine kurze Generationsdauer und können somit kurz- und langfristige Veränderungen anzeigen (GHILAROV 1978, 1980; DUNGER 1982, 1983; PONGE 1983; ARPIN et al. 1984).

Während für die Bodenphysik und Bodenchemie die Art und Weise der Probenahme und Analyse gesetzlich geregelt sind (BBodSchV und BW VwV-Bodenproben), gibt es ähnliche Vorschriften für die bodenbiologische Datenerhebung nicht. In den letzten Jahren haben auf Bundesebene Fachgespräche und Statusseminare zu bodenbiologischen Bewertungsstrategien stattgefunden (z.B. RÖMBKE & KALSCH 2000) und derzeit beschäftigen sich auch der BVB Fachausschuss „Biologische Bewertung von Boden“ und der VDI Ausschuss „Wirkung von GVO auf Bodenorganismen“ mit diesem Thema.. Diese haben jedoch noch zu keinen

spezifischen Richtlinien geführt. Für die bodenbiologischen Erhebungen in Baden-Württemberg führte die fehlende Standardisierung z.B. dazu, dass verschiedene Sachbearbeiter bisher mit unterschiedlichen Geländemethoden arbeiteten (bzgl. der untersuchten Bodenhorizonte, der Stichprobenanzahl und -raster usw.). Dabei sind Bodenlebensgemeinschaften stark von geomorphologischen Geländestrukturen abhängig und zeigen eine hohe kleinräumige Variation (JOOSE & VERHOEF 1974; EKSCHMITT 1993; EKSCHMITT et al. 1997). Diese Heterogenität wird durch eventuelle Störungen im Ökosystem sogar noch weiter verstärkt (PLACHTER & REICH 1998). Um die naturgegebene Heterogenität *komplett* zu erfassen, sind allerdings räumlich und zeitlich ausgedehnte Untersuchungen notwendig. Die routinemäßigen Untersuchungen auf BDF stehen jedoch unter finanziellen und zeitlichen Zwängen, so dass der Untersuchungsaufwand zwangsläufig begrenzt bleiben muss. Dadurch kann die Vergleichbarkeit von unterschiedlich erhobenen Ergebnissen verschiedener Jahre oder Flächen begrenzt bzw. nur bedingt gewährleistet sein. Damit bodenbiologische Erhebungen bewertbar bleiben, besteht zunehmend Bedarf, die Richtlinien für solche Monitoringuntersuchungen zu präzisieren und zu standardisieren. Diese Richtlinien müssen jedoch wissenschaftlich aus den spezifischen Naturgegebenheiten und nicht aus theoretischen Überlegungen abgeleitet werden.

Im vorangegangenen Forschungsvorhaben (BWC 20020) wurden zu diesem Zweck die wichtigsten Faktoren der Verteilungsmuster bodenbiologischer Bioindikatoren charakterisiert. Anhand dieser Datenbasis wurde beispielsweise in Simulationen die *minimale* Anzahl von Proben ermittelt, bei der aussagefähige Erfassungen der Bodenlebensgemeinschaften noch möglich sind (RUSSELL & BLÜMEL 2003). So konnten hinsichtlich der Probenanzahl, Probenverteilung, Beprobungstiefe usw. einheitliche Richtlinien für Geländeerhebungen der bodenbiologischen Biodiversität vorgeschlagen werden. Bodenorganismen stellen außerdem hochdynamische Lebensgemeinschaften dar, die im Jahresverlauf und beispielsweise nach Störungen z.T. schnelle zeitliche Entwicklungsmuster aufweisen. Die Aussagefähigkeit bodenbiologischer Monitoringergebnisse ist deshalb außerdem vom Zeitpunkt der Geländeerhebung abhängig. Deshalb wurden im vorangegangenen Vorhaben auch die zeitlichen Entwicklungsdynamiken der Biozönosen nach unterschiedlichen Störungsintensitäten (am Beispiel von Überflutungsereignissen) erfasst. Hiermit werden sowohl konzeptionelle Modelle des sekundären Sukzessionsgeschehens entwickelt, mit denen zukünftige Erhebungen verglichen und eingeordnet werden können, als auch Vorschläge für die Zeitpunkte von Freilandenerhebungen (z.B. nach Störungen, im Jahresverlauf) erstellt. Anhand dieser Ergebnisse konnten erste Vorschläge für standardisierte Richtlinien der Geländearbeiten bei bodenbiologischen Monitoringerhebungen entwickelt werden.

Für die genannte Charakterisierung der Verteilungsmuster und der zeitlichen Entwicklungsdynamiken waren sehr hohe Probenzahlen notwendig. Dadurch konnten die diesbezüglichen Geländeuntersuchungen lediglich an ausgewählten Standorten durchgeführt werden. So wurden die vorgeschlagenen Richtlinien zwar aus Freilanduntersuchungen abgeleitet, ihre Tauglichkeit für andere Standorte konnte jedoch noch nicht kontrolliert werden. Ihre Eignung für die Erfassung räumlich/zeitlicher Differenzierungen in der Biodiversität und für eine bodenbiologische Standortcharakterisierung und –bewertung (z.B. im Sinne von §§ 1, 9 und 16 BodSchG BW) ist somit noch nicht verifiziert. Das vorliegende Vorhaben wird deshalb in erster Linie prüfen, inwieweit mit den bislang entwickelten Richtlinien wissenschaftlich-statistische Standortunterschiede grundsätzlich erfasst werden können. Nach einer solchen Bestätigung sollen dann aus den vorgeschlagenen Richtlinien Gesetzesentwürfe vorgelegt werden, mit denen Verwaltungsvorschriften für bodenbiologische Erhebungen (analog den BBodSchV und Ba.-Wü. VwV-Bodenproben) aufgestellt werden.

Auenwälder zeigen eine hohe natürliche Landschaftsheterogenität (BAYLEY 1995) und unterliegen einem hohen Grad natürlicher Störungen (Hochwasserereignisse: JUNK et al. 1989; FISCHER 1990). Sie sind deshalb bestens geeignet, um kleinräumige Unterschiede und kurzfristige Entwicklungen, die sich in der Boden-Biodiversität widerspiegeln, modellhaft zu erfassen. Darüber hinaus können die erzielten Ergebnisse eine wichtige Rolle in Programmen zu Hochwasserschutz und Auenrenaturierungen spielen. Deshalb wurden für das vorliegende Vorhaben wiederum die Auenwälder der Oberrheinebene gewählt.

Die geplanten Richtlinien und Verwaltungsvorschriften beziehen sich bislang jedoch nur auf die Freilanduntersuchungen. Sie beinhalten noch keine Aussagen zur Auswertung der gewonnenen Daten, geschweige denn standardisierte Verfahren. Die Auswertungen und die daraus folgenden Bewertungen zur Auswirkung von Störungen oder Veränderungen der Biodiversität liegen deshalb weitgehend im Ermessen der jeweiligen Sachbearbeiter und erfordern oft langwierige Standort- oder Zeitvergleiche mit den entsprechend ausgedehnten Freilanduntersuchungen. Seit dem Inkrafttreten des BBodSchG werden verschiedene Verfahren diskutiert, mit denen die Lebensraumfunktion des Bodens charakterisiert werden könnte (z.B. BBSK [RÖMBKE et al. 1997, RUF et al. 1999, 2000, 2003]; BISQ [BREURE et al. 2005]; SOILPACS [WEEKS 1997], in Anlehnung an RIVPACS [WRIGHT et al. 2000; CLARK et al. 2003]; s. aber auch z.B. GRAEFE 1993, DUNGER 1998). Solche Verfahren bedienen sich habitatspezifischer Erwartungswerte für die Bewertung des Ist-Zustands eines zu untersuchenden Standortes. Bisher wurden jedoch lediglich einzelne Testversuche unternommen, um Erwartungswerte für spezifische Habitattypen zu erstellen. Die ersten Ergebnisse sind zwar vielversprechend, erweisen sich aber auf Grund der geringen

Datenmenge und der daraus resultierenden Unschärfe als noch nicht ausgereift für eine praktische, routinemäßige Anwendung.

Für die Erstellung bodenbiologischer Erwartungswerte für Auenhabitats, in denen die vorliegenden Untersuchungen bisher stattgefunden haben, liegen ebenfalls noch unzureichende Daten vor. Dies ist insbesondere in Baden-Württemberg von Bedeutung, da in diesem Bundesland mehrere Hochwasserretentionsräume im Rahmen des IRPs im Planfeststellungsverfahren sind. Hierbei könnten die weiterentwickelten bodenbiologischen Monitoringprogramme ein aussagestarkes Instrumentarium zur Kontrolle der Auswirkung der Landschaftsveränderungen auf die Biodiversität dieser Habitats bilden (z.B. nach § 31a,b WHG) sowie dem gesetzlich vorgeschriebenen Schutz der Lebensraumfunktion des Bodens dienen (§ 2 Abs. 2 BodSchG BW). Im vorliegenden Vorhaben sollen deshalb weitere bodenbiologische Erwartungswerte für Auenbiotope entwickelt. Dabei liegt das Augenmerk nicht nur auf einzelnen Zielarten (z.B. der Roten Liste), sondern auf den Artengemeinschaften insgesamt, womit Biodiversitätsschutz auf die Ebene des Habitatschutzes fokussiert wird. Obwohl im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen nicht alle Hauptgruppen der Bodenorganismen untersucht werden konnten, wie es für die Erstellung von Erwartungswerten optimal wäre, haben die hier untersuchten Bioindikatoren bereits ihren hohen Aussagewert bewiesen, um allgemeine naturnahe Anpassungen an die dynamischen Bedingungen von Auenhabitats zu charakterisieren (z.B. LfU 1994; LfU & GwD 1999a; GRIEGEL 1999; RUSSELL et al. 2002, 2004, 2006).

Hauptziele des vorliegenden Vorhabens sind somit:

- (1) Verifizierung des vorgeschlagenen Protokolls der Datenerhebungen für bodenbiologische Monitoringprogramme
- (2) Aufstellung bodenbiologischer Referenzsysteme (Erwartungswerte) für die untersuchten Habitats, damit z.B. eine Kontrolle der Auswirkungen von Hochwasser-Schutzprogrammen oder Auenrenaturierungen auf die Boden-Biodiversität erfolgen kann.

2. Material und Methoden

2.1. Allgemeiner Versuchsaufbau

In den vorliegenden Untersuchungen wurde für die Datenerhebungen ein stratifiziertes Blockdesign von vier replizierten Standorten (= Blöcke: Leopoldshafen, Au am Rhein [Bremengrund], Rastatter Rheinauen sowie der Hochwasserpolder bei Altenheim; Abb. 1) mit jeweils drei Untersuchungsflächen angewandt. Die ersten drei Standorte sind repräsentativ für Auenwälder und relativ störungsfrei; der Standort Altenheim gilt als Renaturierungsstandort. Um eine möglichst hohe Naturnähe der Untersuchungsflächen zu gewährleisten, wurde die Auswahl der Flächen vorher u.a. mit den Landesumweltbehörden (LfU)

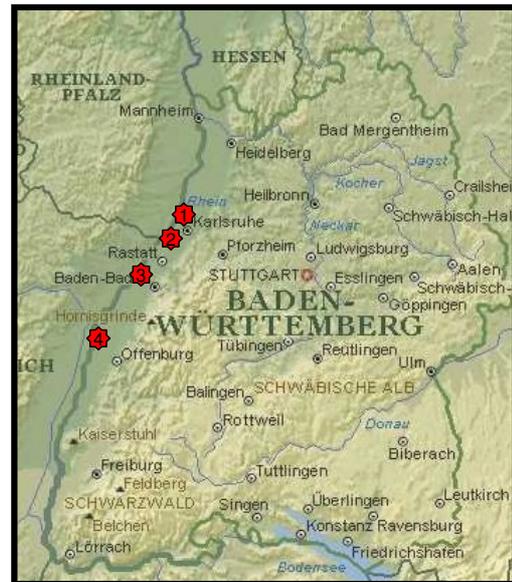


Abb. 1. Geographische Lage der vier Untersuchungsstandorte:

1: Leopoldshafen, 2: Bremengrund, 3: Rastatt, 4: Polder Altenheim

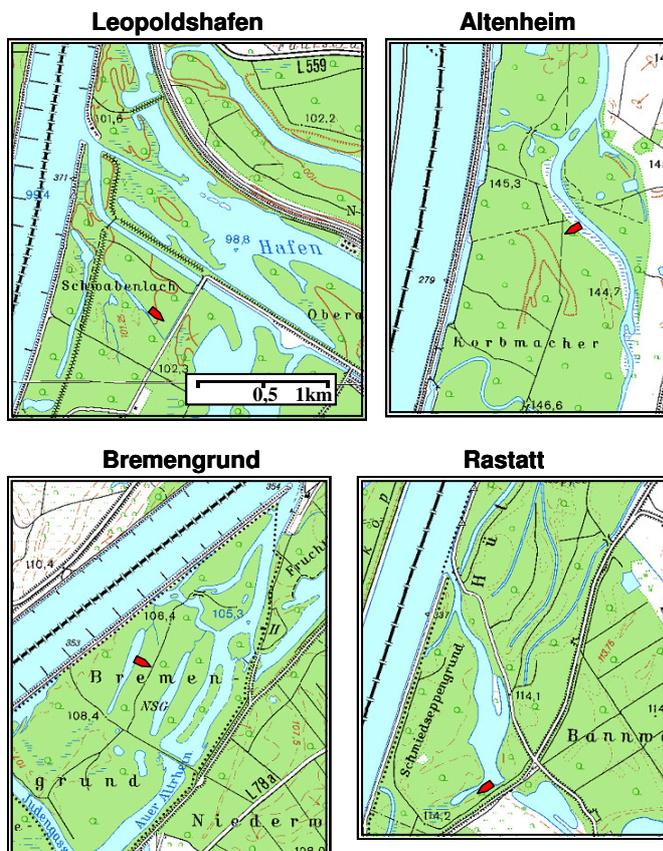


Abb. 2. Lage der Untersuchungsflächen (Transekte) in jedem der vier Standorte. Pfeile zeigen in Richtung steigender Auenstufe.

und dem Aueninstitut in Rastatt abgesprochen. In jedem Standort lagen die Untersuchungsflächen nah beieinander (Abb. 2), um bei der Verifizierung des Geländeprotokolls prüfen zu können, ob mit den Gelände- und Richtlinien bodenbiologische Unterschiede auf kleinräumlichen Skalen (< 100 m) festzustellen sind. Die drei Flächen pro Standort befanden sich außerdem jeweils in unterschiedlichen Auenstufen, um gleichzeitig die Auswirkung verschiedener durchschnittlicher Hochwasserintensitäten bei der Aufstellung der Erwartungswerte einbeziehen zu können.

An allen Standorten wurde ein Transekt im rechten Winkel zum nächsten Wasserverlauf von der unteren Weichholzaue (uWHA) über

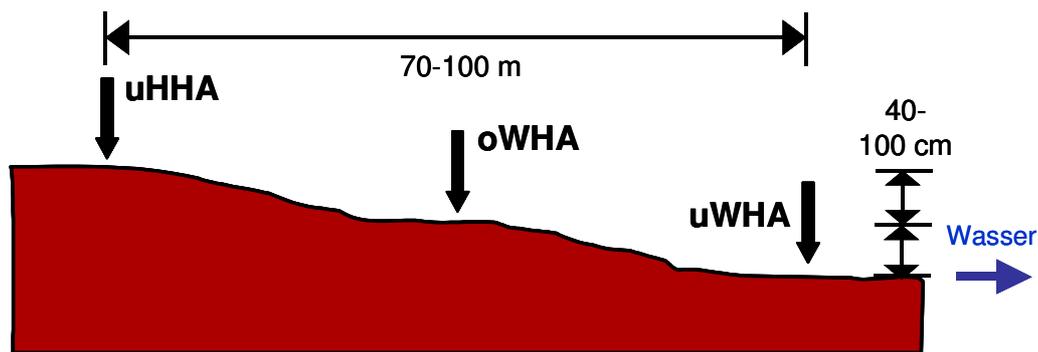


Abb. 3. Die drei Untersuchungsflächen des Transektes jedes Standortes. *uHHA*: untere Hartholzaue, *oWHA*: obere Weichholzaue; *uWHA*: untere Weichholzaue

die obere Weichholzaue (*oWHA*) bis zur unteren Hartholzaue (*uHHA*) angelegt (Abb. 3). Entlang dieser Transekte wurde jeweils eine repräsentative und vergleichbare Fläche jeder der drei Auenstufen ausgewählt. Alle unteren Weichholz-Flächen lagen bei einem Rheinpegel von ca. 500 cm (Pegel Maxau) wenige Dezimeter oberhalb der Wasserlinie. Ab einem Rheinpegel von 520-530 cm (Pegel Maxau) wurden diese Flächen überflutet. Oberhalb dieser Flächen lagen in 20-30 m Entfernung die Flächen der oberen Weichholzaue und in ähnlicher Entfernung weiter oberhalb die Flächen der unteren Hartholzaue. Der Höhenunterschied zwischen den einzelnen Flächen eines Transektes betrug jeweils 40-100 cm. Die *oWHA*-Flächen wurden bei einem Rheinpegel von 570-580 m und die Flächen der *uHHA* bei ca. 660 m überflutet. Entlang des steigenden Höhengradienten nahm die Überflutungsintensität und -dauer der Flächen ab.

2.2. Hochwasserverhältnisse

Die Untersuchungen folgten einem sehr trockenen Jahr (2003), in dem lediglich die untersten Weichholzaunen für nur ca. 14 Tage während der Schneeschmelzhochwasser im Frühjahr/Frühsummer überflutet wurden. Im ersten Untersuchungsjahr (2004) lagen die Rheinpegel leicht unter dem langjährigen Durchschnitt (Abb. 4, oben). Die Untersuchungsflächen waren verhältnismäßig wenig überschwemmt. Während der regelmäßigen Frühjahr-/Frühsummerhochwasser (zwischen 07. Mai und 23. Juni 2004) sowie für eine Woche Anfang Juli wurden die *uWHA* im Durchschnitt insgesamt 1 Monat, die *oWHA* ca. 14 Tage und die *uHHA* 3 Tage überflutet. Das Jahr 2005 war insgesamt nur geringfügig überschwemmungsreicher. Das regelmäßige Schneeschmelzhochwasser fand früher im Jahr statt (12. März – 10. Juni 2005) und fiel relativ niedrig aus. Darauf folgte eine Trockenperiode (Abb. 4, unten). Die *uWHA* wurden dabei insgesamt ca. 70 Tage, die *oWHA* 28 Tage und die *uHHA* gar nicht überschwemmt. Während der Untersuchungen 2005 wurden die Flächen zwischen dem 22. August und 12. September erneut von Hochwasser betroffen (*uWHA*: 21 Tage; *oWHA*: 14 Tage; *uHHA*: 7 Tage). Kurz vor der letzten Probenahme 2005 wurden die *uWHA* wieder ca. 2 Tage lange überschwemmt. Während der Probenahme

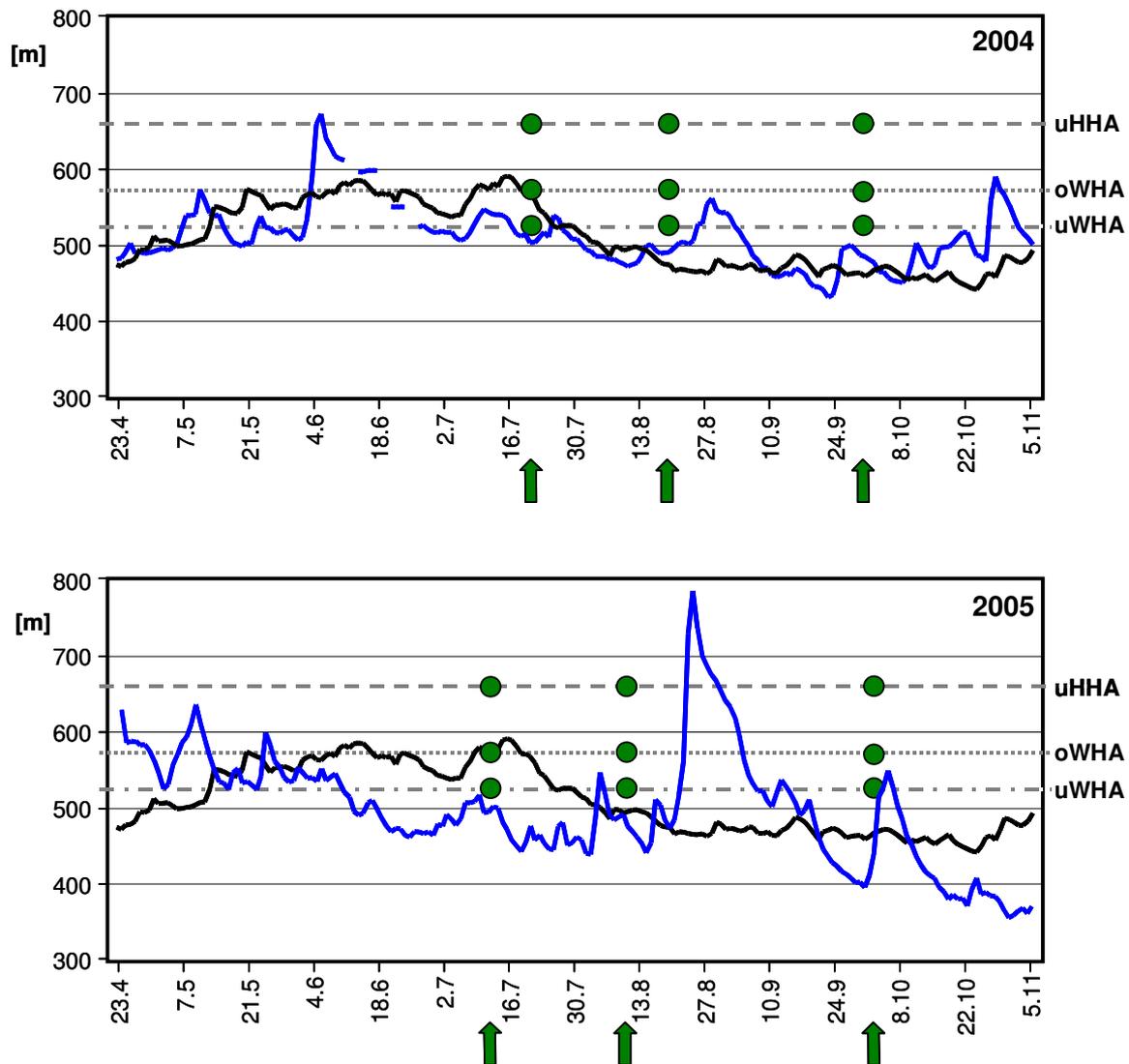


Abb. 4: Rheinpegel (Ende April – Anfang November) in den entsprechenden Untersuchungsjahren. *Schwarze Linien*: langjährige Mittelwerte (1990-2000); *Blaue Linien*: Rheinpegel des jeweiligen Jahres. *Graue horizontale Linien*: Pegelstände, bei denen die verschiedenen Auenstufen überflutet werden (*uHHA*: untere Hartholzauen, *oWHA*: obere Weichholzauen; *uWHA*: untere Weichholzauen). *Grüne Punkte bzw. Pfeile*: Probenahmeterminale.

befand sich die uWHA-Fläche von Rastatt noch unter Wasser und wurde deshalb nicht beprobt.

2.3. Untersuchungsflächen

Die Flächen in Leopoldshafen wurden aus dem vorherigen Vorhaben (BWC 20020) übernommen. Sie befinden sich beim Rheinkilometer 370,5 im Bereich „Schwabenlach“ zwischen dem Zusammenfluss von Alb und Pfinz-Entlastungskanal und deren Mündungen in den Rhein (8° 22' 00-02“ O; 49° 06' 05-06“ N). In der unteren Weichholzaue wuchsen in einer lockeren Baumschicht ältere *Salix alba*. Die Bodenvegetation bestand 2004 aus 50-70 cm hohen *Carex acuta* sowie *Myosotis palustris*, *Lysimachia nummularia* und zeitweilig

Persicaria dubia sowie in tieferen Stellen aus kleineren *Phalaris arundinacea*. Im Jahr 2005 wurde *C. acuta* durch Überflutungen auf höhere Stellen verdrängt, während *M. palustris* und *L. nummularia* den Boden im August zu fast 90% bedeckten. Nach dem Sommerhochwasser 2005 nahm die gesamte Bodenvegetation dieser Fläche stark ab. Im Juli und Oktober 2005 war der Boden mit abgelagertem *Lemna minor* bedeckt. In der oberen Weichholzfläche herrschte *Populus × canadensis* in der Baumschicht vor. Die Bodenvegetation bestand 2004 in einer Hälfte dieser Fläche aus dichtem aber kleinem (ca. 5-10 cm hohem) *Ranunculus repens* und in der anderen Hälfte v.a. aus *Rubus caesius*, *Rumex obtusifolius* sowie vereinzelt *Equisetum hyemale*, *Iris pseudacorus* und *P. arundinacea*. 2005 vergesellschaftete sich zu *R. repens* v.a. *L. nummularia*, kleinere *P. arundinacea* und *Mentha aquatica*. Nach der erneuten Überflutung im Spätsommer 2005 wurde v.a. *R. repens* zurückgedrängt und *L. nummularia* nahm stark zu. In der unteren Hartholz-Fläche beherrschte lichte *Populus × canadensis* die obere Baumschicht, während *Corylus avellana*, *Cornus sanguinea* und *Crataegus laevigata* am Rande der Untersuchungsfläche dicht wuchsen. Die Bodenvegetation war hier eine „Hochstaudenflur“ aus v.a. 1 m hohem *R. caesius*, *P. arundinacea* und *Senecio fuchsia* sowie sporadisch aus *I. pseudacorus* und *Symphytum officinale*.

Im NSG Bremengrund bei Au am Rhein befanden sich die Flächen beim Rheinkilometer 353 auf der Insel zwischen Rhein, Judengasse und Auer Altrhein. Das Transekt wurde am östlichen Rand des westlichsten Wassergrabens der Insel angelegt (8° 14' 48-50" O; 48° 58' 09-11" N). Die lockere Baumschicht der unteren Weichholzaue bestand aus älteren *Salix alba*. In der Bodenvegetation befand sich in beiden Untersuchungsjahren fleckenhafte *C. acuta*, *P. dubia*, *L. nummularia* und *Galium spec.* In tieferen Stellen wuchs nach Trockenfallen der Fläche *Rorippa spec.* Hier lag stellenweise viel Totholz am Boden. In der oberen Weichholz-Fläche kam v.a. *Salix alba* in der Baumschicht vor. Die Bodenvegetation war abwechslungsreich mit v.a. *R. repens*, *Stellaria spec.* und *M. palustris* sowie fleckenweise *Carex spec.*, *Rumex spec.*, *L. nummularia*, *P. dubia*, *Urtica dioica*, *P. arundinacea* und sporadisch *S. officinale* und *I. pseudacorus*. Die Baumschicht der unteren Hartholz-Fläche bestand aus *Quercus robur* und *Alnus glutinosa* in der Oberschicht, sowie v.a. *Cornus mas* und *Crataegus spec.* in der Strauchschicht. In der Bodenvegetation befanden sich 2004 lediglich sporadisch *Viola spec.*, Baumkeimlinge und *L. nummularia* sowie vereinzelte *Stachys sylvatica* und *Impatiens glandulifera*. 2005 nahmen junge *Carex spec.* stellenweise zu.

Die Flächen im NSG „Rastatter Rheinauen“ lagen 2,5 km nördlich der Iffezheimer Staustufe bei Rheinkilometer 336,5 in der Nähe von Wintersdorf im Gebiet „Schmiedseppengrund“ zwischen Rhein und dem Mündungsbereich des Rheinniederungskanals (8° 7' 10-25" O; 48° 51' 10-16" N). Die untere Weichholzaue war am Rand relativ licht mit *Salix alba* besetzt.

Der Boden war 2004 v.a. von *C. acuta*, *P. dubia* und *P. arundinacea* mit beigemischter *M. palustris*, *L. vulgaris* und *I. pseudacorus* bewachsen. *R. repens* breitete sich in diesem Jahr in höheren Stellen aus. 2005 waren hier *P. dubia* und *M. palustris* völlig verschwunden, während sich *I. pseudacorus* und *Lythrum salicaria* langsam ausbreiteten. Die Baumschicht der oberen Weichholzflächen bestand in der Oberschicht aus *Populus × canadensis*, die Unterschicht aus gepflanzten *Quercus robur* und *Ulmus* spp. Die Bodenvegetation bestand in beiden Jahren aus dichten, 60 cm hohen *Erigeron* spec. und *Senecio ovatus*. 2005 allerdings breitete sich *C. acuta* und *I. pseudacorus* zunehmend aus. In der unteren Hartholz-Fläche beherrschte *Populus × canadensis* die obere Baumschicht und *Quercus robur*, *Acer pseudoplatanus*, *Ulmus* spp. und *Cornus sanguinea* (Rastatt) die Unter- bzw. Strauchschicht. Die Bodenvegetation bestand während des gesamten Untersuchungszeitraumes aus sporadischen Baumkeimlingen (v.a. Ahorn), kleiner *Urtica dioica* und *Rubus caesius*.

Die Flächen des Polder Altenheim lagen im südlichen Polderbereich „Korbmacher“ bei Rheinkilometer 279,5 am Rande des Altrheinarms (7° 46' 23-24" O; 48° 27' 30-32" N). Die untere Weichholz-Fläche befand sich auf einer Erhebung zwischen dem Altrheinarm und sumpfigem Gelände. Die Vegetation bestand in beiden Jahren aus wenigen jungen *Salix alba* sowie dichter *Phragmites australis* und etwas *U. dioica*. Für die Fläche der oberen Weichholzaue wurde die DBF 25BÖ des IRPs übernommen (vgl. LFU & GwD 1999b). Die Baumschicht war sehr licht aus *Populus × canadensis* und *Fraxinus excelsior* zusammengesetzt. In der Strauchschicht befanden sich sporadisch *Cornus mas* und gepflanzte junge *Salix alba*. Die Bodenvegetation bestand v.a. aus dichter *P. australis* mit sporadisch beigemischter *C. acuta*, *R. caesius* sowie *Vicia* spec. und änderte sich in den Untersuchungsjahren nicht. Die untere Hartholz-Fläche war wiederum dichter bewaldet mit *Populus × canadensis*, *Fraxinus excelsior*, *Prunus* spec. und *Acer* spec. in der Oberschicht und *Crataegus* spec. *Cornus mas* und *Prunus spinosa* in der Strauchschicht. In der Bodenvegetation wuchsen lediglich *Carex* spec. in 2004 sporadisch, 2005 etwas zunehmend, sowie einige Ahorn-Keimlinge und sporadisch Exemplare von *Rubus caesius*.

2.4. Böden¹

Die Böden der unteren Weichholzaunen stellten meist Auengleye dar. Eine Humusauflage war hier in allen Standorten und Terminen nicht vorhanden. Grundwasser war auf diesen Flächen 2004 nur in Altenheim anzutreffen (ab 10 cm Tiefe). Der Boden blieb dort im ganzen Jahr sehr lehmig und nass mit Fäulnisflecken ab 4-8 cm Tiefe. Zur Probennahme im Juli 2005 war Grundwasser in Altenheim ab 2-6 cm Tiefe, in Bremengrund ab 4-12 cm Tiefe und in Rastatt ab 4-6 cm Tiefe sichtbar. In den unteren Weichholz-Flächen waren Reduktionsflecken außerdem in Rastatt 2004 sowie Vergleyung in Leopoldshafen im Juli 2005 ab 5-7 cm Tiefe

¹ Die Ergebnisse bodenkundlicher Laborarbeiten werden am Anfang des Kapitels „Ergebnisse“ angegeben.

anzutreffen. Mit Ausnahme von Altenheim trockneten die Böden der unteren Weichholzaunen im Verlauf beider Jahren zunehmend aus und bekamen eine krümeligere Struktur. In Bremengrund zeigte der Boden dieser Auenstufe eine gebänderte Struktur mit einer regelmäßigen Abfolge von Sedimenten aller 2-3 cm und vergrabenen Blattfall. Nach erneuter Überflutung im Juli 2005 waren frische Sedimente v.a. in Leopoldshafen (2-5 mm) und Bremengrund (10-12 mm) zu verzeichnen. Die Sedimente in der uWHA von Bremengrund bedeckten eine 5 mm starke Blätterschicht.

Die Böden der oberen Weichholzaunen und der unteren Hartholzaunen stellten Auen-Parabraunböden dar. Die Humusform war Feuchtmull. In den oberen Weichholzaunen war im Untersuchungsjahr 2004 eine Humusauflage mit einem höchstens 2-5mm dicken O_L-Horizont und beginnendem O_F-Horizont v.a. im Herbst anzutreffen. 2005 befand sich eine Humusauflage von 2-4 mm Stärke in Leopoldshafen (O_L-, O_H- sowie beginnender O_F-Horizonte), Rastatt (O_L-Horizont) und Bremengrund (frischer O_L-Horizont v.a. in Juli). In Altenheim bestanden sowohl Humusauflage als auch A_H-Horizont dieser Fläche größtenteils aus dichtem Schilf-Torf. Im Oktober 2005 waren in allen Standorten 0,5-5 mm frische Sedimente zu erkennen. In den unteren Hartholzaunen waren die Böden besonders im Jahr 2004 oft sehr trocken und hart. 2005 entwickelten sich in Rastatt ausgeprägte Trockenrisse (2-3 mm groß und >5 cm Tief). Die Humusauflage war 2004 mit allen O-Horizonten besonders im Herbst ausgeprägt (2-10mm). 2005 war die Humusauflage in Rastatt (Juli: 0,5-2 cm) und Altenheim (August: 1-2 cm) ausgeprägt, die aber im Oktober deutlich abgenommen hat (meist nur ein frischer O_L-Horizont). Nach der Überflutung im Sommer 2005 waren nur in Bremengrund frische Sedimente (ca. 1 mm) zu erkennen).

2.5. Geländearbeit

Die Geländearbeit diente sowohl der Überprüfung der Geländerichtlinien und gleichzeitig der Datenerhebung für die Erstellung bodenbiologischer Erwartungswerte für Auenhabitate Baden-Württembergs. In Voruntersuchungen wurden an jedem Standort Transekte festgelegt und die darin enthaltenen Untersuchungsflächen gemäß den Vorgaben für Bodendauerbeobachtungsflächen (ökologische Repräsentativität, innere Homogenität) sowie zusätzlich ihrer räumlichen Nähe gewählt. In allen Flächen und Terminen folgte die Entnahme von Bodenstichproben den vorgeschlagenen Richtlinien für Geländeerhebungen aus dem vorhergehenden Projekt (RUSSELL 2004):

- A: Eine größtmögliche Ausdehnung (bis 100 m²) jeder Untersuchungsfläche wurde beprobt;
- B: 10 Stichproben (6,4 cm Ø) pro Untersuchungsfläche und Probetermin wurden genommen;
- C: die Mindestdiefe (oberste 5 cm Boden) wurde beprobt;
- D: die Verteilung der Stichproben richtete sich nach an die Geländegeomorphologie angepasste ISO-Muster (ISO 2002);
- E: die einzelnen Stichproben waren 1-3 m voneinander entfernt.

Insbesondere die Stichprobenverteilung (Punkt D) musste für jede Untersuchungsfläche individuell angepasst werden. Bei den Voruntersuchungen wurden anhand der jeweiligen Ausdehnung, Orientierung, Umrissform sowie Geomorphologie jeder Fläche ein (eventuell modifiziertes) ISO-Muster gewählt, das eine möglichst gleichmäßige Verteilung der Proben innerhalb der jeweiligen Fläche bei maximaler Ausdehnung (Punkt A) des beprobten Areals gewährleistete. Vor Beginn der Arbeiten wurde für jede Untersuchungsfläche das Verteilungsmuster genau festgelegt und ein entsprechendes Datenblatt für die Geländeerhebungen (Probenahmen) entworfen (Anhang 1). Die Datenblätter dienten auch der Archivierung der Geländearbeit und enthielten neben Angaben zum Standort, Datum usw. auch Raum für Geländebeobachtungen (z.B. zur Vegetation, Boden usw.), die genaue Position jeder einzelnen Stichprobe sowie abiotische Feldmessungen. Das jeweilige Verteilungsmuster der Stichproben wurde für die Fortdauer der Untersuchungen beibehalten.

Im vorherigen Projekt wurden die günstigsten Beprobungstermine für die Feststellung durchschnittlicher bodenbiologischer Verhältnisse ermittelt (RUSSELL 2004). Für Auenhabitats des Oberrheins betrifft dies ca. 3 (- 4) und 6 (- 8) Wochen nach Abfluss der regelmäßigen Überflutungen im Spätfrühling/Frühsummer sowie im Frühherbst. Der Termin für den Beginn der Geländearbeit richtete sich nach dem Abfluss von Überflutungswasser aus den Flächen der unteren Weichholzaunen. Die Probenahmen im Untersuchungsjaar 2004 fanden somit am 20./21.Juli, 14./15.August und 30.September/1.Oktober und im Jahr 2005 am 10./11.Juli, 11./12.August und 03./04.Oktober statt (s. Abb. 4). An jedem Termin wurden mindestens 160 einzelne Bodenstichproben entnommen. Zeitgleich wurde direkt neben jeder Probe-Entnahmestelle die Bodentemperatur in 5 cm Tiefe gemessen.

Für die Verifizierung der Geländerichtlinien wurden während der regelmäßigen Probenahmen zur Überprüfung der Effizienz an vier Untersuchungsflächen die doppelte Stichprobenzahl genommen. Hierzu wurden am 12. Juli 2005 in der oberen Weichholzaue von Rastatt und der unteren Hartholzaue von Altenheim sowie am 11. August 2005 in der unteren Weichholzaue von Bremengrund und der oberen Weichholzaue von Leopoldshafen

720 statt 10 Stichproben pro Fläche entnommen. In jeder Fläche wurde das entsprechende Probe-Verteilungsmuster wiederholt und um die Hälfte des Probenabstandes leicht versetzt zum ersten in der Fläche platziert. Dadurch wurde nicht nur die Anzahl der Proben je Fläche sondern auch die tatsächliche Probendichte erhöht. Es entstanden in jeder dieser Flächen an den jeweiligen Terminen zwei Sätze von 10 Proben.

2.6. Laborarbeit

Die Bodentiere wurden aus den Bodenproben mittels zunehmendem Wärme- und Trockenheitsgradienten in einem High-Gradient Extraktor nach MACFADYEN (1961) ausgetrieben. Die einzelnen Bodenproben wurden innerhalb von 2 Tagen nach Probennahme möglichst intakt und invertiert (d.h. mit der Probenoberseite nach unten) in den Extraktor zwischen einem Heiz- und einem Kühlraum positioniert und somit dem Wärmegradienten ausgesetzt. Da Bodentiere vor Trockenheit und Wärme nach unten flüchten (positive Geotaxis), wurden sie durch langsame Erwärmung und Austrocknung der Proben von oben (d.h. der invertierten Stichprobenunterseite) aus dem Boden aktiv ausgetrieben. Die Tiere wurden dabei probenspezifisch in Behälter mit einem Fixierungs- und Konservationsmittel aufgefangen (von-Törne Gemisch: 50%iges Isopropanol, 3% Eisessig, 0,3% Formalin: DUNGER & FIEDLER 2000). Die Extraktionen begannen zunächst ohne Temperaturgradient bei 20-25°C, trockneten und erwärmten sich im Verlauf von 10-14 Tagen und endeten mit einem Temperaturunterschied von 15°C (55°C Probenoberkante, 40°C Probenunterkante), und völliger Trockenheit der Bodenproben.

Die Bodenfeuchte wurde für jede Probe gravimetrisch durch Einwaage vor und nach der Extraktion ermittelt. Frühere Messungen ergaben Unterschiede bei der Trocknung im Extraktor (bei 55°C) gegenüber einer standardisierten Trocknung (bei 104°C) lediglich im Promille-Bereich, so dass die Extraktorwerte als ausreichend für den Vergleich der Bodenfeuchte erachtet wurden. Nach Beenden der Extraktion wurden die getrockneten Bodenproben zwecks weiterer abiotischer Analysen individuell verpackt und an die FH Zittau verschickt. Dort wurden Korngrößenverteilung (Siebung mit anschließender Sedimentation), pH-Wert (elektrolytisch in CaCl₂-Lösung) sowie der Gehalt an organischem Kohlenstoff und Gesamtstickstoff (CNS-Analysator) gemessen. Hierzu wurden die einzelnen Proben jeder Fläche und jedes Termins zu Mischproben vereinigt und daraus jeweils 2 (Korngrößenverteilung und pH-Wert) bzw. 3 (C- und N-Gehalt) Replikate gemessen. Die Korngrößenverteilung wurde nur für die Juli-Proben ermittelt, da große Veränderungen innerhalb eines Jahres zunächst nicht zu erwarten waren. Die anderen Parameter wurden für alle Termine gemessen.

Nach Beenden der Extraktion wurde das Extraktionsgut jeder Probe in 70%iges Ethanol überführt und drei Wochen zur Konservierung der Bodentiere gelagert. Anschließend wurden

die zu untersuchenden Bioindikatoren (Collembola) von Resterde und anderen Tieren getrennt, probenspezifisch quantifiziert und nach Aufhellung in Milchsäure zur Artdetermination als mikroskopische Präparate eingebettet. Die Artbestimmung jedes Individuums fand unter dem Interferenz-Mikroskop bei 400-1000-facher Vergrößerung statt. Sie folgte v.a. der Literatur von GISIN (1960), FJELLBERG (1980, 1998), POMORSKI (1990), ZIMDARS & DUNGER (1994), BRETTFELD (1999), POTAPOV (2002) und THIBAUD et al. (2004) sowie taxonomischen Einzelaufsätzen.

2.7. Datenanalyse

2.7.1. Allgemeine Charakterisierung der Freiland-Gemeinschaften

Da das Ziel der Untersuchungen die weitere Entwicklung von Richtlinien für bodenbiologische Monitoringverfahren war, konzentrierte sich die Datenanalyse auf bodenzoologische Standardparameter. Zunächst wurde für alle Untersuchungsflächen und Termine aus den Individuen der jeweiligen Proben die durchschnittliche Individuendichte (in Ind./m²) nach der Formel

$$\text{Individuen/m}^2 = x / [(\pi * 0,032^2) * n]$$

berechnet, wobei x die Anzahl der Individuen und n Anzahl der Proben pro Fläche/Termin darstellen. Der Stichproben-Halbdurchmesser betrug 3,2 cm (= 0,032 m). Weiterhin wurde für jede Fläche die Gesamtartenzahl pro Termin bzw. pro Jahr ermittelt.

Um die erfassten Gemeinschaften insgesamt zu charakterisieren, wurde für alle Flächen zunächst die Gemeinschaftskomposition (= beteiligte Arten) zusammengestellt. Anschließend wurde für alle Flächen und Termine der relative Anteil jeder Art an der Gesamtgemeinschaft (= Dominanz) sowie die Erfassungsfrequenz der einzelnen Arten (= Konstanz; die relative Anzahl der Proben, in denen eine Art erfasst wurde) ermittelt. Die Gemeinschaftsstruktur wurde dann anhand der Arten in der Reihenfolge ihrer Dominanz ermittelt.

2.7.2. Verifizierung der Geländeichtlinien

Bei der Verifizierung der Geländeprotokolle richteten sich die Datenanalysen danach, ob mit den standardisierten Datenerhebungen *signifikante* Unterschiede zwischen nah beieinander liegenden Flächen zu erkennen sind. Um v.a. regelmäßige Unterschiede festzustellen, wurden die Daten von 2004 und 2005 getrennt analysiert. Zunächst wurden quantitative Unterschiede auf der Gemeinschaftsebene ermittelt. Als bodenzoologische Standardparameter wurden hierzu zuerst die Gesamtindividuedichten sowie Artenzahlen der Flächen geprüft. Da Bodenorganismen im Gelände nicht normal-verteilt vorkommen und die Daten somit die Voraussetzungen für parametrische Statistikverfahren nicht erfüllen, kommen hierfür immer nicht-parametrische Varianzanalysen (ANOVAs) zum Einsatz. Die Rohdaten „Individuen/Probe“ bzw. „Arten/Probe“ wurden somit einem modifizierten Friedman-Test

für Mehrfachbesetzung (= Proben) pro Zelle (= Fläche/Termin) (ZAR 1999) unterzogen. Diese Varianzanalyse basiert anstelle von Absolutwerten auf den Rängen der Daten und auf der χ^2 - statt F-Verteilung. Der Hauptfaktor „Auenstufe“ wurde ausgewertet, um die statistische Signifikanz eventueller Unterschiede zwischen den Flächen einzelner Transekte zu prüfen. Ein dem Tukey-Test ähnlicher post-hoc Mehrfachvergleich für diese nicht-parametrische ANOVA überprüfte anschließend signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Flächen bzw. Terminen. Aufgrund der anwendbaren statistischen Analyseverfahren wurden bei den Artenzahlen nicht Gesamtartenzahlen (= erfasste Arten aller Proben einer Fläche) analysiert, sondern Artendichten (= Anzahl der Arten pro Probe).

Bei der zusätzlichen Analyse der doppelten Probendichte wurden v.a. diese zwei Parameter überprüft. Hierzu wurden für alle vier beprobten Flächen die Individuendichten und Artenzahlen für beide der zwei Sätze von 10 Proben sowie für alle 20 Proben zusammen wie oben ermittelt und verglichen. Die nicht-parametrische ANOVA wurde dann wie oben beschrieben bzgl. dem Hauptfaktor „Datensatz“ (10-Proben₁, 10-Proben₂, 20 Proben) durchgeführt. Bei signifikanten Unterschieden zwischen den Artenzahlen wurde anschließend anhand der Dominanzstrukturen der erfassten Gemeinschaften ermittelt, wo Artunterschiede in den Datensätzen zu finden waren.

Bei den Verifikationsuntersuchungen wurde des Weiteren auf Artniveau auf quantitative Differenzierbarkeit der Flächen geprüft. Das Auftreten einzelner Arten in verschiedenen Standorten kann jedoch aufgrund stochastischer Schwankungen, des Founder-effekts, Ausbreitungshemmnissen usw. sehr verschieden sein, und nicht in den zu überprüfenden Faktoren (hier z.B. „Auenstufe“) begründet liegen. Im angewandten Blockdesign kann dies zur Maskierung von Verteilungsunterschieden einzelner Arten führen. Deshalb wurden statt der Individuenzahl einzelner Arten die Dichte ökologisch isovalenter Artengruppen (sensu WEIGMANN 1997) analysiert. Hierzu wurde für jede Probe die kumulative Individuenzahl aller Arten der jeweiligen Artengruppe (s.u. Erwartungswerte) ermittelt und anschließend für jede Artengruppe die Daten einer nicht-parametrischen ANOVA mit dem Hauptfaktor „Auenstufe“ wie oben beschrieben unterzogen.

Für die Bewertung bodenbiologischer Monitoringerhebungen spielen auch qualitative Daten (Gemeinschaftszusammensetzung, Gemeinschaftsstruktur) eine große Rolle. Um Flächenunterschiede bei solchen Merkmalen zu erkennen, wurden einige gebräuchliche gemeinschaftsökologische Verfahren angewandt. Hierzu wurde zunächst die β -Diversität (= räumliche Veränderung der Artengemeinschaften) kontrolliert.

Erstens wurden überprüft, ob die Gemeinschaften benachbarter Flächen allein nach ihrer Artenzusammensetzung differenziert werden könnten. Die Präsenz/Absenz-Angaben aller Arten pro Fläche und Termin bildeten hierfür die Datengrundlage. Der Grad der Ähnlichkeit

der Artenzusammensetzung zweier Flächen (Similaritätsindex nach Jaccard; SOUTHWOOD & HENDERSON 2000) wurde für alle Flächenpaare (66 Paare im Jahr) nach der Formel

$$J = a/(a+b+c)$$

berechnet, wobei a = die Anzahl der Arten auf beiden zu überprüfenden Flächen gemeinsam, b = die Anzahl der Arten nur auf Fläche₁ und c = die Anzahl der Arten nur auf Fläche₂ ist. Niedrigere Werte bedeuten hierbei größere Unterschiede (= β -Diversität) der Gemeinschaften. Die resultierende Datenmatrix (12×12 Flächen) wurde anschließend einer Clusteranalyse nach der Nearest-Neighbor Methode unterzogen (PIELOU 1984), um ähnliche Gemeinschaften graphisch zu ermitteln.

Zweitens wurde die Differenzierbarkeit der Flächen unter Berücksichtigung der Artabundanzen anhand der Gemeinschaftsstruktur der Arten überprüft. Hierzu wurde die Entfernung (Distance) zweier Artengemeinschaften voneinander (Bray-Curtis Index) für alle Flächenpaare nach der Formel

$$BCd_{ij} = \Sigma |S_{i1} - S_{i2}| / \Sigma |S_{i1} + S_{i2}|$$

berechnet, wobei S_{i1} = die Individuenzahl der Art _{i} aus Fläche 1 und S_{i2} = die Individuenzahl der gleichen Art aus Fläche 2 ist. Die Summen wurden dabei für alle Arten ($i = 1 - n$; n = Anzahl der Arten der 2 Flächen) der geprüften Flächen gebildet. Datengrundlage war pro Fläche und Termin die genaue Individuenzahl aller Arten über alle Proben des jeweiligen Termins. Bei diesem Maß bedeuten größere Werte größere Unterschiede (= β -Diversität) zwischen den Gemeinschaften. Die resultierende Datenmatrix wurde wie bei der Arten-Ähnlichkeit einer Clusteranalyse nach der Nearest-Neighbor Methode unterzogen. Die Berechnung beider β -Diversitätsindizes und die anschließenden Clusteranalysen wurden mit dem Programm „Multi-Variate Statistical Package“ (MVSP) V.3.13 von Kovach Computing durchgeführt.

Für die Erkennung der Differenzierbarkeit der einzelnen Gemeinschaften wurde weiterhin eine Two-way Indicator Species Analyse (TWINSPAN) durchgeführt. Diese Analyse ist eine multivariate Ordinationsmethode der Gemeinschaften der einzelnen Flächen unter Anwendung von Reciprocal Averaging, die weiterhin Differentialarten für die Gruppierungen identifiziert (HILL et al. 1975; HILL 1979). Hierzu wurden als Datenbasis die Individuenzahlen aller erfassten Arten für jeden Termin und Fläche verwendet (Summen aller Proben der jeweiligen Termine). Ordiniert wurden die relativen Abundanzen der Arten mit Cut Levels („% cover“) der „Pseudospecies“ von 1%, 2%, 5%, 10% und 30% Dominanz, mit 6 maximalen Teilungen, bei gleicher Gewichtung aller Pseudospecies-Cut Levels und unter Verwendung aller Cut Levels als Indikatoren der Ordination.

Mit den β -Diversitäts- und Ordinationsanalysen sollte untersucht werden, ob die einzelnen Flächen eines Standortes sich feiner differenzieren lassen als die verschiedenen Standorte. Wenn sich die Flächen nicht differenzieren lassen (= Standorte sind voneinander unterschiedlicher als die Flächen eines Standortes), werden benachbarte Flächen eines Standortes zusammen clustern. Falls wiederum die Flächen doch differenziert werden können (= Auenstufen eines Standortes sind unterschiedlicher als die Standorte voneinander), werden die replizierten Flächen einer Auenstufen zusammengruppiert.

Statistisch überprüft wurden die qualitativen Unterschiede der Gemeinschaften weiterhin durch eine Analysis of Similarity (ANOSIM). Hierbei wird anhand der Formel

$$R = (r_B - r_W) / (n(n-1)/4)$$

geprüft, ob Proben *innerhalb* von Gruppen (hier innerhalb der einzelnen Auenstufen) ähnlicher als *zwischen* Gruppen (z.B. zwischen den verschiedenen Auenstufen) sind, wobei r_B = der Mittelwert der Rang-Similarität (nach Bray-Curtis) zwischen Gruppen und r_W = der Mittelwert der Rang-Similarität innerhalb der Gruppen ist (CLARK 1993). R kann Werte zwischen -1 (= Hauptteil der Ähnlichkeit zwischen Gruppen) und +1 (= Hauptteil der Ähnlichkeit innerhalb von Gruppen) annehmen (0 = Ähnlichkeit zwischen Proben ist zufällig). Signifikanz wurde durch Permutationsverfahren geprüft. Die Datengrundlage war die gleiche wie bei der TWINSPAN Analyse. Die Ordinationsanalysen sowie die ANOSIM wurden mit dem Softwarepaket Community Analysis Package (CAP) V.3.0 von Pisces Conservation (SEABY & HENDERSON 2004) durchgeführt.

2.7.3. Erwartungswerte

Bei der Aufstellung bodenbiologischer Erwartungswerte wurde angestrebt, die Abhängigkeit allgemeiner quantitativer Gemeinschaftsparameter wie auch der spezifischen Biodiversität der Auengemeinschaften von Überflutungsereignissen zu beachten. Dabei sollten die Erwartungswerte flexibel genug formuliert werden, damit standörtliche und zeitliche Besonderheiten (v.a. Hochwasserereignissen) zukünftig erfasst und keine verzerrten Soll/Ist-Verhältnisse dargestellt werden.

Die Angabe der Erwartungswerte erfolgte deshalb getrennt für die verschiedenen Auenstufen (= räumlich unterschiedliche Überflutungsintensitäten) sowie die unterschiedlich ausgeprägten Jahreshydrologien (= zeitlich unterschiedliche Überschwemmungsgeschehen). Für die Aufstellung quantitativer Erwartungswerte wurden die Daten der zwei Projekte BWC 20020 und BWR 24011, d.h. von 2001 bis 2005 verwendet. Für jede Auenstufe und jedes Jahr wurden zunächst für die Parameter Individuendichte und Artenzahl die durchschnittlichen Werten *pro Beprobungstermin* zusammengetragen. Die Zusammenstellung der Daten erfolgte für überflutungsreiche (2001 und 2002) und

überflutungsarme Jahre (2003-2005) getrennt. Um der für dynamische Auenhabitate charakteristischen Spannweite der Daten gerecht zu werden, wurden aus den beobachteten Daten jeweils die Durchschnittswerte, die 90% Konfidenzintervalle sowie Minimum- und Maximalwerte berechnet. Diese „Referenzangaben“ stellen somit Erwartungswerte für zukünftige Beobachtungen.

Die Aufstellung von zu erwartenden Arten ist allerdings kritisch, da Unterschiede im Vorkommen spezifischer Arten zwischen verschiedenen Standorten oft rein stochastisch sind. Um das stochastische Rauschen zu reduzieren, werden erwartete Artengemeinschaften als *Artengruppen* mit ähnlicher (= isovalent) ökologischer Zusammensetzung (sensu WEIGMANN 1997) angegeben. Aufgrund ihrer kryptischen Bodenlebensweise sind jedoch viele endogäische Bodentiere autökologisch noch nicht so detailliert charakterisiert wie andere Pflanzen- und Tiergruppen. Die Zusammensetzungen isovalenter Artengruppen wurden im vorliegenden Projekt deshalb nicht aus Literaturkenntnissen („a priori“) sondern aus den in den verschiedenen Untersuchungsflächen des Oberrheins erfassten Felddaten ermittelt („a posteriori“ Gruppenbildung). Dabei wurden anhand der beobachteten Verteilungsunterschiede die ökologischen Zusammenhänge zwischen den einzelnen Arten der Artengemeinschaften herausgefiltert. Die nicht sehr hochwasserreichen Untersuchungsjahre des vorliegenden Projektes folgten außerdem einem sehr trockenen und überflutungsarmen Jahr (2003). Die erfassten Daten waren somit nicht repräsentativ für überflutungsstarke Jahre. Daher wurde für die Aufstellung der erwarteten Artenzusammensetzungen und Gemeinschaftsstrukturen (v.a. bei der Bildung ökologisch isovalenter Artengruppen) ein erweiterter Datensatz für die Oberrheinebene angewandt, bestehend aus:

- Allen Daten des vorliegenden Projekts (2004-2005): Gradient aus uWHA, oWHA und uHHA in vier Standorten (Leopoldshafen, Rastatt, Bremengrund, Altenheim).
- Daten aus dem Vorläuferprojekt (BWC 20020) aus den Jahren 2001-2003 (2001: oHHA [Leopoldshafen], oWHA [Ketsch, Leopoldshafen, Rastatt], 2002-2003: Gradient aus uWHA, oWHA und uHHA in zwei Standorten [Leopoldshafen, Rastatt]). Für eine genauere Beschreibung der Untersuchungsflächen und Methoden, siehe RUSSELL 2004.
- Monitoringdaten aus dem Polder Altenheim aus den Jahren 1995, 1996, 1999-2001 (BDF 15 [uWHA], 25[oWHA], 24 [uHHA], 20 [oHHA] und 23 [oHHA]). Die Verwendung dieser Daten diente auch dazu, den Überflutungsgradienten (s.u.) um weitere oHHA-Flächen zu ergänzen. Für eine Charakterisierung der einzelnen Flächen siehe LFU & GWD 1999a.

Somit floss Datenmaterial aus den Jahren 1995-2005 und aus einem Gradienten von der uWHA über oWHA und uHHA bis hin zur oHHA in die Ermittlung der Erwartungswerte für die Artengemeinschaften ein. Hierzu wurden alle erfassten Arten einbezogen, von denen insgesamt mindestens 5 Individuen erfasst wurden (sehr seltene Arten wurden nicht berücksichtigt). Die Daten wurden probengenau (= Werte der einzelnen Bodenproben) in den Datensatz aufgenommen. Der Datensatz bestand somit aus den Daten von 5 Standorten, 18 Untersuchungsflächen, 1829 Einzelproben, 87 Arten (zusätzlich Juvenile von 11 weiteren häufigen Taxa) und insgesamt über 71.000 Individuen. Als Umweltvariablen flossen in den Analysen außerdem folgende Größen ein: die „Auenstufe“ (als Indikator der durchschnittlichen Überflutungshäufigkeit), der „Standort“, das „Jahr“ (um standörtliche oder jahresspezifische Besonderheiten herauszufiltern) sowie die „Bodenfeuchte“ (als einziger hochkorrelierter Bodenfaktor, der außerdem für fast alle Proben des Datensatzes vorhanden war).

Im Vorläuferprojekt wurden v.a. die zeitlichen Reaktionsmuster der einzelnen Arten nach Hochwasserereignissen charakterisiert. Bei den gegenwärtigen Analysen wurden demgegenüber die räumlichen Verteilungen betrachtet. Um zu erkennen, welche Arten häufig zusammen vorkamen und ein räumliches Verteilungsmuster zeigten, wurden multivariate Ordinationsverfahren angewandt. Da vor den Auswertungen der Ergebnisse keine Vorhersagen über die räumlichen Gradienten der Artenverteilung bzw. Vorhersagen über Reaktionen der Arten auf die angegebenen Umweltfaktoren gegeben werden konnten, wurden zunächst unterschiedliche, auf verschiedenen Modellen basierte Ordinationsverfahren durchgeführt (Tab. 1). Es wurden Methoden angewandt, die sowohl auf linearen als auch unimodalen Reaktionsmustern basieren und die die Datenvariabilität sowohl direkt („constrained“) als auch indirekt („unconstrained“) in Bezug zu den Umweltvariablen setzen (LEPŠ & ŠMILAUER 2003). Zunächst wurde der komplette Datensatz allen vier verschiedenen Ordinationsverfahren unterzogen. Für diese und die folgenden Analysen wurden alle Daten log-transformiert (LN_{x+1}), seltene Arten in ihrer Gewichtung nivelliert und die Ordinationen auf die Entfernungen zwischen Arten (statt zwischen Proben) zentriert. Bei CCA-Analysen wurde die statistische Signifikanz der Resultate durch Monte Carlo Permutationen ermittelt. Alle Ordinationen wurde mit dem Programm CANOCO V. 4.5 durchgeführt. Lineare

Tabelle 1. Angewandte Ordinationsverfahren und ihre zugrundeliegenden Modelle.

	Indirekte Gradientanalyse	Direkte Gradientanalyse
Lineare Reaktionen	Principal components analysis (PCA)	Redundancy analysis (RDA)
Unimodale Reaktionen	Correspondence analysis (CA)	Canonical correspondence analysis (CCA)

Methoden (RDA, PCA) zeigten eine nur sehr geringe Differenzierung zwischen den Arten (s. Resultate), so dass alle weiteren Analysen auf

unimodalen Modellen (CA, CCA) basierten.

Die Daten der oHHA-Flächen bestanden z.T. aus sehr vielen Einzelproben und beinhalteten Arten, die nur auf diesen Flächen vorkamen. Insbesondere letztere hätten die Analyseergebnisse verzehren können, weshalb als weiterer Schritt die Proben der oHHA-Flächen aus dem Datensatz entfernt und die Ordinationen wiederholt wurden. Hierbei wurden nur CCA-Verfahren angewandt, da sie Verteilungsunterschiede zwischen den Auenstufen deutlicher als unconstrained (CA) Verfahren aufzeigten. In den sehr trockenen Jahren 2003 und 2004 wanderten viele Arten aus höheren (oft HHA-) in tieferliegende WHA-Flächen. Dies verzerrt u.U. die räumliche Trennung dieser Arten, wie sie in Jahren mittlerer und hoher Bodenfeuchte typisch sein könnte. Deshalb wurden außerdem die Proben dieser trockenen Jahre aus dem kompletten Datensatz entfernt und die CCA-Ordinationen wiederholt (mit und ohne Proben der oHHA-Flächen). Bei Ordinationen, die starke Archeffekte zeigten (LEPŠ & ŠMILAUER 2003), wurden die Analysen als detrended Verfahren (v.a. DCCA, 3rd-order polynomials) wiederholt. Da bei vielen dieser Analysen sich die Verteilungszusammenhänge der Arten schlecht zwischen den unterschiedlichen Weichholzstufen trennen ließen, wurden die Proben aller HHA-Flächen aus den kompletten Datensätzen entfernt und die Analysen (CA und CCA) nur mit den Proben aus den WHA-Flächen wiederholt (wiederum mit und ohne [CCA] den Proben der Jahre 2003 und 2004). Damit wurden insgesamt 11 verschiedene Ordinationsanalysen durchgeführt (Tab. 2).

Die Scores bzw. Anordnung der einzelnen Arten in den verschiedenen Ordinationsdiagrammen und v.a. ihre Veränderungen zwischen den unterschiedlichen Analyseverfahren wurden aufgenommen. Aus der Anordnung der Arten zu den verschiedenen

Tabelle 2. Durchgeführte Ordinationsverfahren und die dabei verwendete Datensatz (s. Text).

Datensatz/Verfahren	CCA	CA	DCCA	RDA	PCA
Komplett	X	X		X	X
ohne oHHA	X				
ohne 2003-2004	X				
ohne oHHA, 2003/4	X		X		
Nur WHA	X	X			
Nur WHA ohne 2003/4	X				

Auenstufen in den unterschiedlichen Ordinationen (unterschiedliche Zuordnung je nach verwendetem Datensatz oder Ordinationsmodell) wurden in einem ersten Schritt mehrere unterschiedliche Artengruppen gebildet, die die aufgezeigten räumlichen Verteilungszusammenhänge widerspiegeln.

Um die Korrektheit dieser Zuordnungen zu überprüfen, wurden anschließend Response Analysen für alle Arten im Bezug auf Auenstufe und Bodenfeuchtigkeit (als einziger zwischen den Auenstufen signifikant unterschiedlicher Bodenparameter) durchgeführt. Dabei wurden XY-Plots der Abundanzen der jeweiligen Art (in Individuen/Probe) und den Faktoren „Auenstufe“ sowie „Bodenfeuchte“ aus der CCA-Ordinationen hergestellt und Regressionen

zwischen den Abundanzen und Umweltfaktoren durchgeführt (generalisierte lineare Modell: GLM basierend auf einer Poisson Verteilung der Daten als erste Annäherung). Anhand der Ergebnisse dieser Analysen wurden die Gruppenzuordnungen der einzelnen Arten in Einzelfällen korrigiert. Nach diesen Korrekturen wurden dann gemeinsam für alle Arten einer Gruppe wiederum auf generalisierten additiven Modellen (GAM) basierende Response Curves (wie oben, bezogen auf „Auenstufe“ und „Bodenfeuchte“) berechnet. Hieraus wurde die Signifikanz der „Verteilungen“ (= Fit der Regressionen) und das Verteilungsoptimum (falls ein signifikanter Modalwert resultierte) ermittelt. Alle Response-Analysen wurden mit dem Programm CanoDraw V. 4.0 und dem vollständigen (log-transformierten) Datensatz durchgeführt.

Diese Analysen und Gruppierungen basierten weitgehend auf den räumlichen Verteilungen der Arten. Im vorhergehenden Projekt (BWC 20020) zeigte sich, dass sie auf Überflutungsereignisse auch zeitlich unterschiedlich reagieren können. Daher wurden die vorliegenden Gruppierungen mit denen aus Zeitreihenanalysen des Vorläuferprojekts verglichen und bei Diskrepanzen die Gruppenzugehörigkeit einzelner Arten anhand der statistischen Ergebnisse korrigiert. Die endgültige Zuordnung der Arten zu ökologisch isovalenten Gruppen erfolgte damit anhand von Analysen zu räumlichen Verteilungen und zeitlichen Reaktionen der Arten.

Für alle Flächen und Termine beider Projekte wurden anhand dieser Gruppen dann die Zusammensetzung der in den Jahren 2001-2005 (BWC 20020 und BWR 24011) erfassten Gemeinschaften erneut charakterisiert. Dabei wurde für jede Probe die Gesamtindividuenzahl/Probe der einzelnen Gruppen als die kumulativen Abundanzen aller Arten der jeweiligen Gruppe berechnet. Hieraus wurde die durchschnittliche Individuendichte bzw. relative Abundanz (Dominanz) der verschiedenen Gruppen für jede Fläche und jeden Termin errechnet und die gesamte Artengemeinschaft schließlich als die proportionale Zusammensetzung dieser Gruppen angegeben. Diese aus den ökologischen Artengruppen zusammengesetzten Gemeinschaften wurden dann in Beziehung zu den Überflutungsgeschehen der letzten 5 Jahre gesetzt. Dabei wurde zwischen überflutungsreichen (2001-2002) und überflutungsarmen Jahren (2003-2005) unterschieden. Für jede Gruppe wurden schließlich wie oben die Durchschnittswerte, die 90% Konfidenzintervalle sowie Minimum- und Maximalwerte der relativen Abundanzen getrennt für alle Auenstufen als Erwartungswerte für die Gemeinschaftsstrukturen angegeben.

Um Abhängigkeiten der Individuendichten dieser Gruppen von den Bodenparametern aufzudecken, wurden nicht-parametrische Spearman Korrelationen zwischen den kumulativen Abundanzen der einzelnen Artengruppen mit den erfassten abiotischen Bodenparametern durchgeführt. Da nur im vorliegenden Projekt alle Bodenparameter in allen Flächen erfasst wurden, konnten nur die Daten aus 2004 und 2005 für die Korrelationen

verwandt werden. Da viele Parameter signifikante Korrelationen mit die Abundanzen der Artengruppen aufwiesen, wurden anschließend multifaktorelle Regressionen mit den (signifikant korrelierenden) Bodenparametern als unabhängige Variablen und den Abundanzen der einzelnen Gruppen als abhängige Variable durchgeführt. Als Datengrundlage dienten wieder sämtliche Proben der Jahren 2004 und 2005 mit Ausnahme derjenigen aus Altenheim. Da die errechneten Regressionen nur schwache Zusammenhänge mit den absoluten Individuenzahlen ergaben, wurden sie mit den *relativen* Abundanzen der einzelnen Gruppen innerhalb der jeweiligen Artengemeinschaft wiederholt. Prozentuale Daten werden oft arcsin-transformiert, damit sie sich einer Normalverteilung besser annähern. Diese Transformation verbesserte die Normalverteilung der vorliegenden Daten jedoch nicht. Deshalb wurden die Analysen mit den nicht-transformierten relativen Abundanzen durchgeführt. Die Koeffizienten waren für lineare Regressionen höher als für quadratische, exponentielle usw., so dass in der Folge für alle Gruppen nur lineare Regressionen angewandt wurden. Alle Korrelationen und Regressionen wurden mit dem Programm SPSS V. 10 durchgeführt.

Die resultierenden Regressionen wurden als Modell für die Vorhersage der zu erwartenden proportionalen Anteile der einzelnen Gruppen an den Gesamtgemeinschaften unter dem Einfluss entsprechender Bodenwerte verwendet. Solche Modellgemeinschaften wurden für alle Proben anhand der erfassten Bodenparameter errechnet und die daraus entstehenden Jahresdurchschnittswerte der verschiedenen Artengruppe für jede Fläche ermittelt und mit den tatsächlichen relativen Abundanzen (bzw. Erwartungswerten) verglichen. Da Informationen zu weiteren wichtigen Einflussfaktoren (z.B. Generationszeiten oder Verbreitungsstrategie der einzelnen Arten bzw. Konkurrenzverhaltung zwischen Arten) für die Modellberechnung nicht zur Verfügung standen, können diese Modelle nur als erste Annäherung angesehen werden.

Ergebnisse

3.1. Bodenwerte

Die Böden der einzelnen Flächen waren sich in ihren abiotischen Parametern relativ ähnlich. Sie bestanden meist aus Tonen und Schluffen, vereinzelt auch aus Lehmen (Abb. 5). Zwischen den verschiedenen Auenstufen waren keine regelmäßigen Unterschiede festzustellen. Im Vergleich der zwei Untersuchungsjahre konnten jedoch Veränderungen beobachtet werden. Im Jahr 2005 erhöhten sich die Anteile von Sand und Ton, wahrscheinlich aufgrund des Sedimentationsgeschehens im Frühjahr. Der Sandanteil war in beiden Jahren im Bremengrund am niedrigsten. Die verschiedenen Standorte wiesen entlang der Transekte unterschiedliche Kennwerte an organischem Material auf. Der Gehalt an organischem Kohlenstoff variierte zwischen 6,9% und 14,9% (Abb. 6, oben). Er lag im Jahr 2004 etwas höher als im Jahr 2005. Entlang der Transekte waren die Werte in den oWHA im Jahr 2004 meist geringfügig höher (2004: $X_r^2 = 14,024$, $P < 0,001$; 2005: $X_r^2 = 5,913$, $P = 0,052$). Der jeweils höchste Gehalt an organischem Kohlenstoff in den einzelnen Standorten wurde jedoch auf verschiedenen Flächen ermittelt.. Diese Unterschiede waren aber nicht immer statistisch signifikant (vgl. Abb. 6). Der Gehalt an Stickstoff lag zwischen 3,1 und 9,7‰ und war in allen Flächen in den beiden Untersuchungsjahren sehr ähnlich (Abb. 6, Mitte). Die höchsten Gehalte wurden 2004 vor allem in den oWHA und 2005 in den oWHA

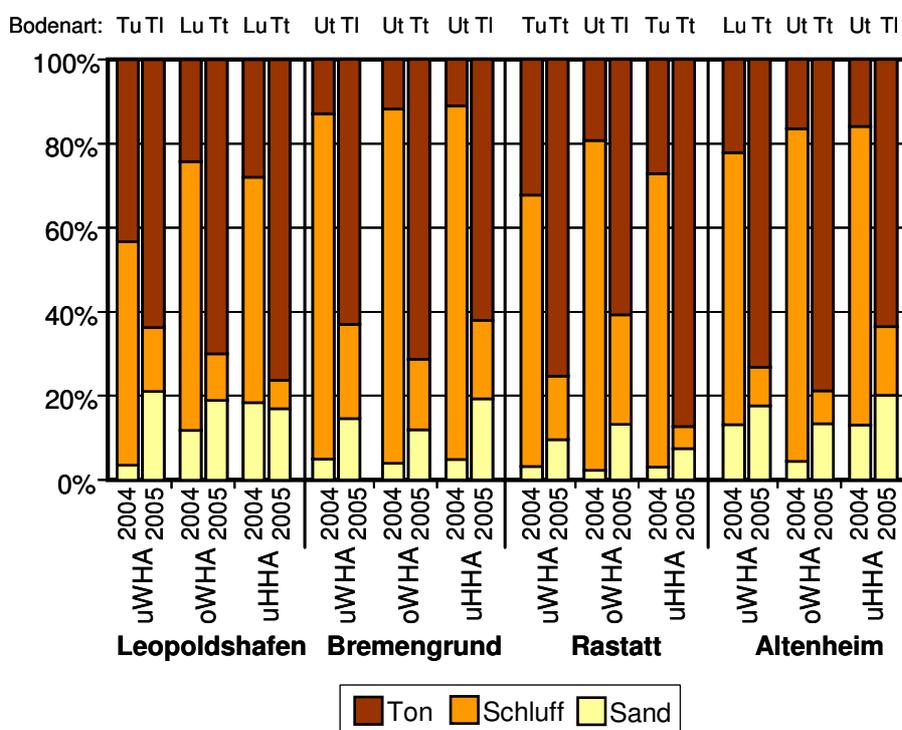


Abb. 5. Korngrößenverteilung und Bodenart der einzelnen Untersuchungsflächen in den zwei Untersuchungsjahren. (Werte für die oberen 5cm Mineralboden)

und uHHA gemessen (2004: $X^2 = 16,071$, $P < 0,001$; 2005: $X^2 = 9,475$, $P = 0,009$).

Innerhalb der einzelnen Standorte lagen die höchsten Werte allerdings in z.T.

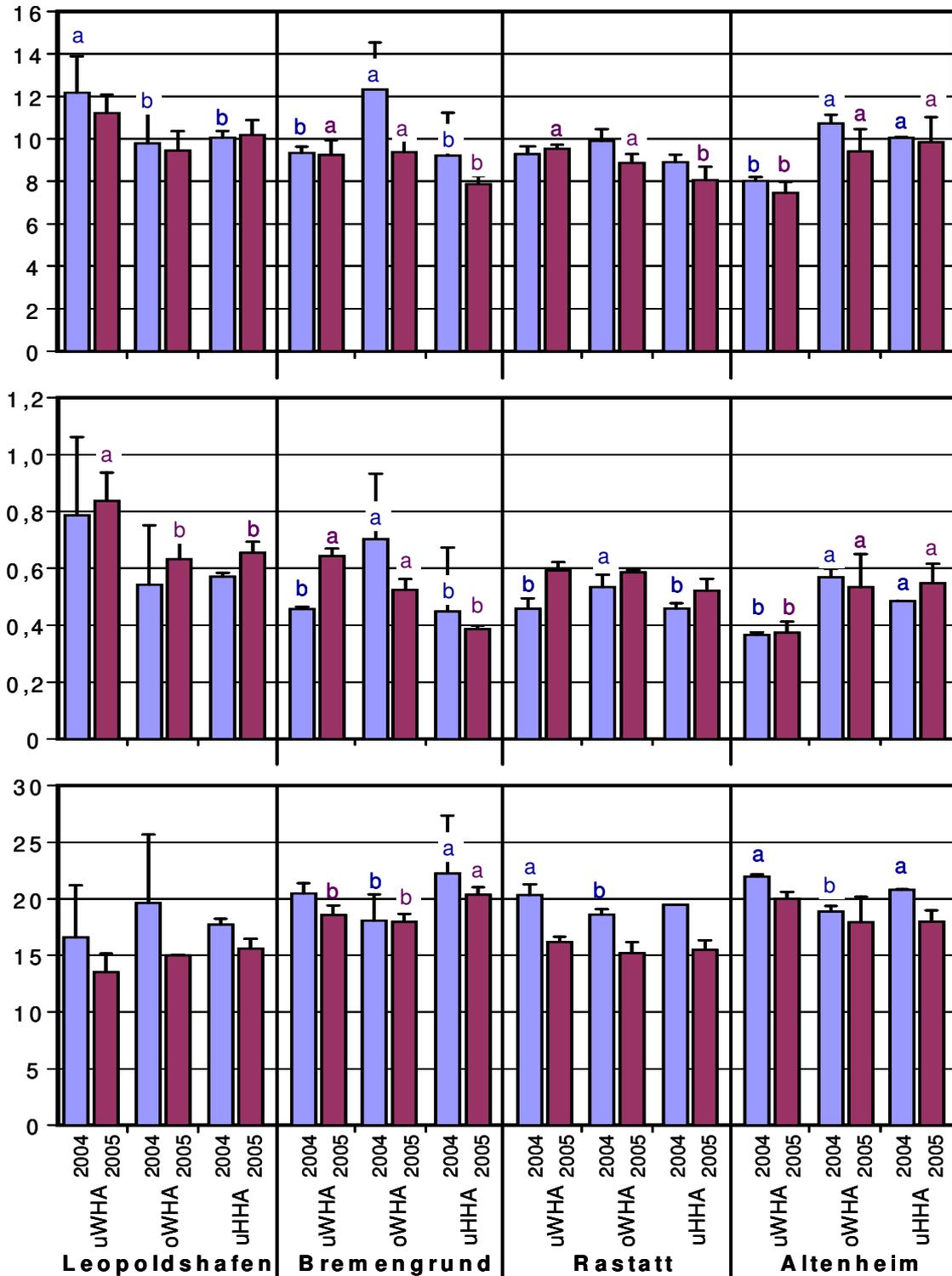


Abb. 6. Pflanzenverfügbare Nährstoffe der Böden der einzelnen Untersuchungsflächen in den zwei Untersuchungsjahren. (Werte für die oberen 5cm Mineralboden) *Oben*: Gehalt an Corg [%]; *Mitte*: Gehalt an Ntot [%]; *Unten*: C/N-Verhältnis. Innerhalb der einzelnen Standorte bedeuten unterschiedliche Buchstaben dergleichen Farbe signifikante Unterschiede zwischen den Flächen.

unterschiedlichen Flächen entlang der Transekte, z.B. im Jahr 2005 vereinzelt auch in den uWHA. Die Unterschiede waren auch bei diesem Parameter nicht immer signifikant. Die C/N Verhältnisse variierten zwischen den einzelnen Flächen und Terminen von 12,5 bis 26,5 und waren im Jahr 2004 höher als 2005 (Abb. 6, unten). Lediglich 2004 wurden im Allgemeinen signifikant niedrigere Werte v.a. in den oWHA festgestellt (2004: $X_r^2 = 12,301$, $P = 0,002$; 2005: $X_r^2 = 3,910$, $P = 0,142$). Auch hier wiesen innerhalb der Standorte wiederum verschiedene Flächen das höchste C/N-Verhältnis auf. Nur einige der Unterschiede waren statistisch signifikant.

Der pH-Wert aller Böden lag mit Werten zwischen 6,6 und 7,3 im neutralen Bereich (Abb. 7, oben). In beiden Jahren wurden keine signifikanten Unterschiede zwischen den Flächen festgestellt (2004: $X_r^2 = 0,167$, $P = 0,920$; 2005: $X_r^2 = 0,565$, $P = 0,0754$). Die größten

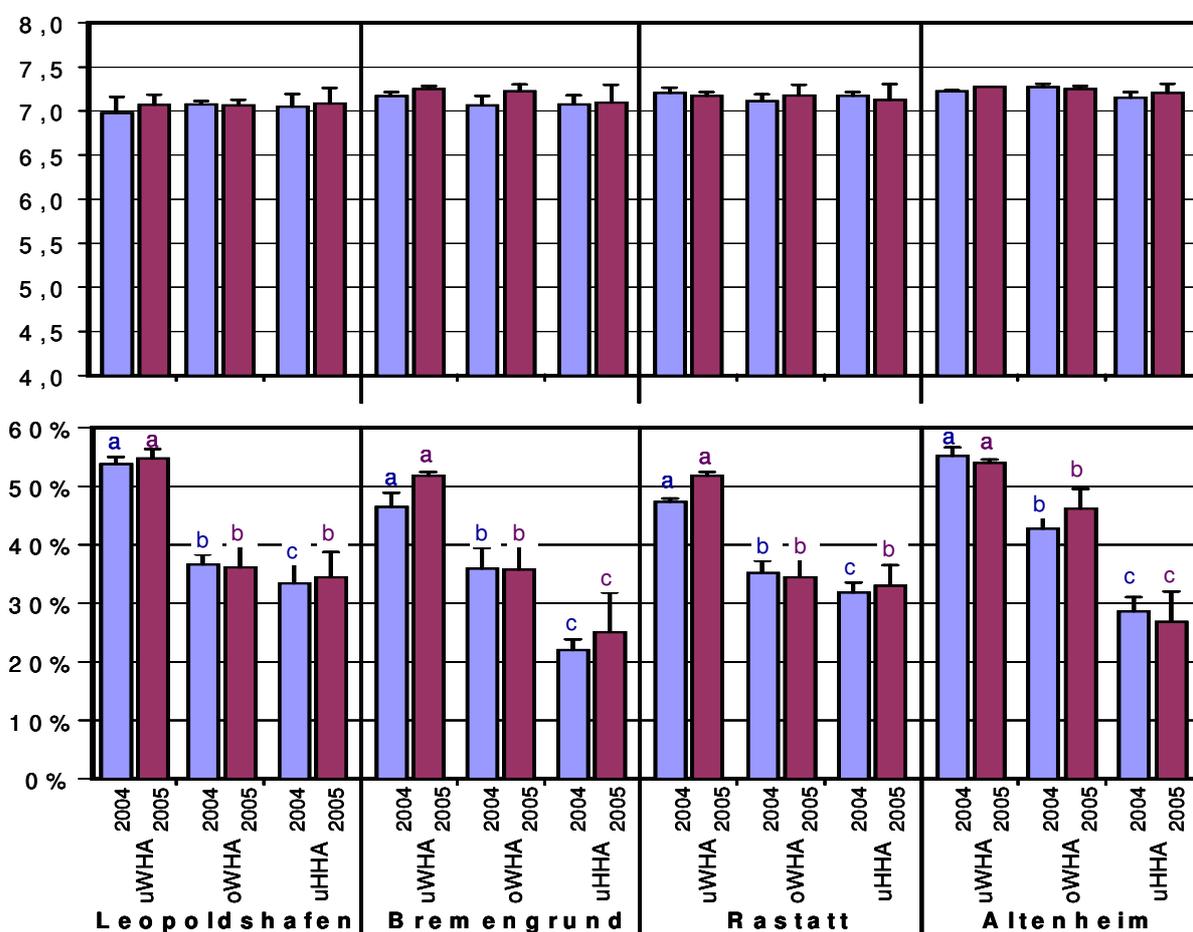


Abb. 7. Abiotische Bodenwerte der einzelnen Untersuchungsflächen in den zwei Untersuchungsjahren. (Werte für die oberen 5cm Mineralboden) *Oben*: pH; *unten*: Bodenfeuchte. Signifikanzbezeichnungen zwischen den Flächen eines Standortes wie in Abb. 6

Unterschiede zwischen den Flächen gab es bei der Bodenfeuchte. In beiden Jahren wurden höchst signifikante Unterschiede zwischen den Auenstufen festgestellt (2004: $X_r^2 = 194,109$, $P < 0,0001$; 2005: $X_r^2 = 240,095$, $P < 0,0001$). Als einziger bodenkundlicher Parameter wies

die Bodenfeuchte sehr regelmäßige Unterschiede zwischen den verschiedenen Auenstufen auf. Die Werte nahmen entlang der Transekte aller Standorte von den uWHA (44 – 57%) über die oWHA (31 – 49%) bis hin zu den uHHA (20 – 38%) in allen Fällen und regelmäßig ab (Abb. 7, unten). Lediglich im Jahr 2005 waren die Unterschiede zwischen der oWHA und uHHA in Leopoldshafen und Rastatt statistisch nicht signifikant. Die Unterschiede der gemessenen Bodenfeuchten zwischen beiden Jahren fielen in allen Flächen relativ gering aus.

3.2 Allgemeine Geländedaten

Aus den 270 Stichproben der beiden Untersuchungsjahre wurden insgesamt etwa 39.300 Individuen erfasst. 2005 wurden etwas mehr Individuen (über 20.800) als 2004 (über 14.300) registriert. Weitere ca. 4.100 Individuen ergaben die Untersuchungen zur doppelten Probedichte. Die Spannweite der registrierten Individuendichten lag in beiden Untersuchungsjahren in der gleichen Größenordnung (2004: 2.500 - 61.000 Ind./m²; 2005: 2.250 - 65.000 Ind./m²). Dabei war der Gesamtdurchschnitt (geometrischer Mittelwert) mit knapp 9.900 Ind./m² im Jahr 2004 niedriger als im Jahr 2005 mit 15.500 Ind./m². Aus diesen Individuen wurden insgesamt 83 Arten determiniert, 65 Arten im Jahr 2004 und 72 Arten im Jahr 2005. Die Untersuchungen zur doppelten Probedichte im Jahr 2005 erbrachten keine zusätzliche Arten. In beiden Jahren wurden in Altenheim (52 Arten in 2004 und 2005) sowie Bremengrund (40 bzw. 51 Arten) die höchsten Artenzahlen nachgewiesen und in Rastatt (36 bzw. 41 Arten) und Leopoldshafen (37 bzw. 42 Arten) die niedrigsten. Die erfassten Arten sind im Anhang 2 angegeben.

3.3. Verifikation

3.3.1 Quantitative Parameter

Bei den folgenden quantitativen Parametern werden jeweils die Ergebnisse zwei nah verwandter Analysen angegeben. Zuerst werden die Flächen aller Standorte des Blockdesigns gemeinsam betrachtet. Dies ergibt allgemeingültige Aussagen für die jeweilige Auenstufe. Dann werden die einzelnen Flächen innerhalb der Standorte ausgewertet. Damit wird die bodenzoologische Differenzierbarkeit der einzelnen Flächen geprüft. Darüber hinaus werden für die Parameter „Individuendichte“ und „Artendichte“ die Standortunterschiede geprüft. Hiermit werden sowohl Unterschiede zwischen den Standorten als auch Unterschiede zwischen den Auenstufen verglichen.

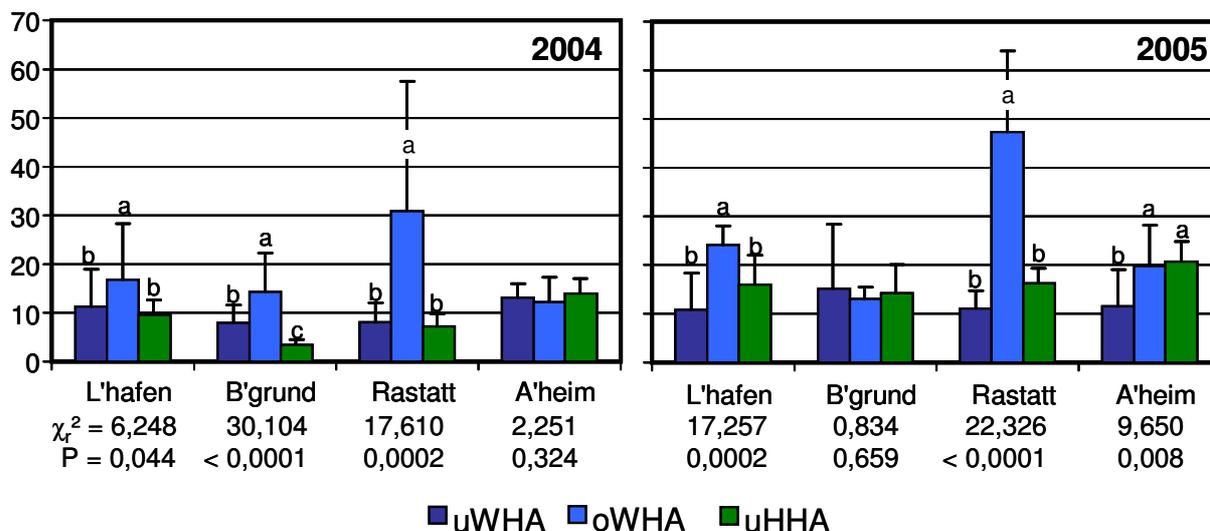


Abb. 8. Durchschnittliche Individuendichte der verschiedenen Flächen in beiden Untersuchungsjahren (Angaben in 1000 Ind./m²). Die statistischen Angaben geben Resultate der Flächenvergleiche der einzelnen Standorte wieder. Verschiedene Buchstaben innerhalb eines Standortes bedeuten signifikante Unterschiede zwischen den Flächen. Fehlerbalken zeigen die Standardabweichungen.

Zwischen den Gesamtdichten der verschiedenen Auenstufen wurden hochsignifikante Unterschiede festgestellt (2004: $X^2 = 26.930$, $P < 0,001$; 2005: $X^2 = 31.942$, $P < 0,001$). Dabei waren in beiden Jahren die Individuenzahlen in den oWHA signifikant höher als in den uWHA oder uHHA (jeweils $P < 0,001$). Im Jahr 2005 lagen außerdem die Collembolendichten der uHHA insgesamt signifikant höher als diejenigen der uWHA ($P < 0,05$). Innerhalb der einzelnen Standorte waren entlang des jeweiligen Transektes ebenfalls meist signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Untersuchungsflächen festzustellen (Abb. 8). Die Ausnahmen betrafen die Flächen in Altenheim 2004 und Bremengrund 2005.

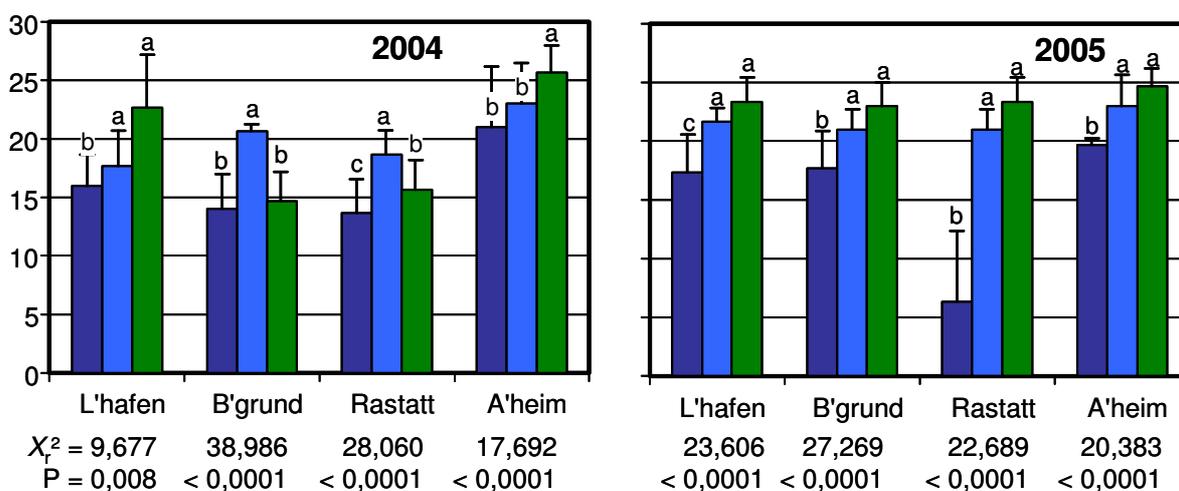


Abb. 9. Durchschnittliche Artenzahl der verschiedenen Flächen (Mittelwert/Termin). Die statistischen Angaben entsprechen Abb. 8. Die Signifikanz-Angaben betreffen die Artendichte und nicht die Gesamtartenzahl.

Demgegenüber fielen Unterschiede *zwischen* den Standorten geringer, aber statistisch noch signifikant aus (2004: $X_r^2 = 11,066$, $P = 0,004$; 2005: $X_r^2 = 14,560$, $P = 0,002$). Dabei lagen diese Differenzen v.a. in den niedrigen Dichten in der uHHA von Bremengrund im Jahr 2004 sowie in den sehr hohen Dichten in der oWHA von Rastatt im Jahr 2005 begründet. Die Standortunterschiede der anderen Auenstufen waren nicht signifikant.

Eine allgemeine Tendenz steigender Artenzahlen war von den häufig überfluteten uWHA zu den seltener überfluteten uHHA zu erkennen. Diese Entwicklung war 2005 am stärksten ausgeprägt. Die Artendichten² der Auenstufen unterschieden sich signifikant zwischen beiden Jahren (2004: $X_r^2 = 47,347$, $P < 0,0001$; 2005: $X_r^2 = 77,132$, $P < 0,0001$; Abb. 9). 2004 nahmen auch die Artendichten insgesamt von den uHHA über die oWHA bis zu den uWHA ab ($P < 0,01$ bzw. $< 0,001$). 2005 waren die Dichten in den uHHA und den oWHA höher als in den uWHA ($P < 0,001$), während die Unterschiede zwischen den uHHA und oWHA statistisch nicht mehr signifikant ausfielen. *Innerhalb* der einzelnen Standorte waren die Artenzahlen zwischen den einzelnen Flächen immer signifikant unterschiedlich, mit der höchsten Anzahl in den uHHA und/oder oWHA (Abb. 9). 2004 wurde die höchste Artenzahl allerdings in unterschiedlichen Auenstufen festgestellt, in Leopoldshafen und Altenheim in den uHHA und in Rastatt und Bremengrund in den oWHA. 2005 traten wiederum die meisten Arten immer in den uHHA auf. *Zwischen* den Standorten wurden insbesondere 2004 ebenfalls signifikant unterschiedliche Artendichten nachgewiesen (2004: $X_r^2 = 55,647$, $P < 0,0001$; 2005: $X_r^2 = 18,082$, $P = 0,0004$), jedoch nicht zwischen allen Standorten und nicht bei allen Auenstufen. Lediglich in den uHHA (2004 und 2005) sowie z.T. auch den uWHA (2004) wurden in Leopoldshafen und Altenheim höhere Artenzahlen als in den anderen Standorten festgestellt. In den oWHA wurden keine Standortunterschiede gefunden.

Mit dem angewandten Geländeprotokoll konnten auch für die einzelnen Artengruppen fast immer hochsignifikante Verteilungsunterschiede festgestellt werden, und zwar sowohl in der Gesamtbetrachtung der Auenstufen aller Standorte als auch innerhalb der einzelnen Standorte. In den Auenstufen nahmen beispielsweise die Dichten hygrophiler Arten in beiden Jahren von den uWHA über die oWHA bis zu den uHHA signifikant ab (2004: $X_r^2 = 153,124$, $P < 0,0001$; 2005: $X_r^2 = 84,643$, $P < 0,0001$). Auch innerhalb der einzelnen Standorte waren die Abundanzen dieser Arten immer signifikant unterschiedlich zwischen den Flächen (Abb. 10, oben). Ihre Dichten zeigten besonders im Jahre 2004 entlang aller einzelnen Transekte eine deutliche Abnahme. 2005 waren dagegen die Verteilungsunterschiede standortspezifischer, aber immer mit höheren Dichten in den unteren Auenstufen (uWHA oder oWHA). Bei den hygrotoleranten Arten wurden ähnliche

² Mit „Artendichte“, wird die durchschnittliche Anzahl von Arten in den Proben bezeichnet. Mit „Artenzahl“ wird die *Gesamtanzahl* von Arten bezeichnet, die mit allen Stichproben insgesamt auf einer Fläche nachgewiesen wurde.

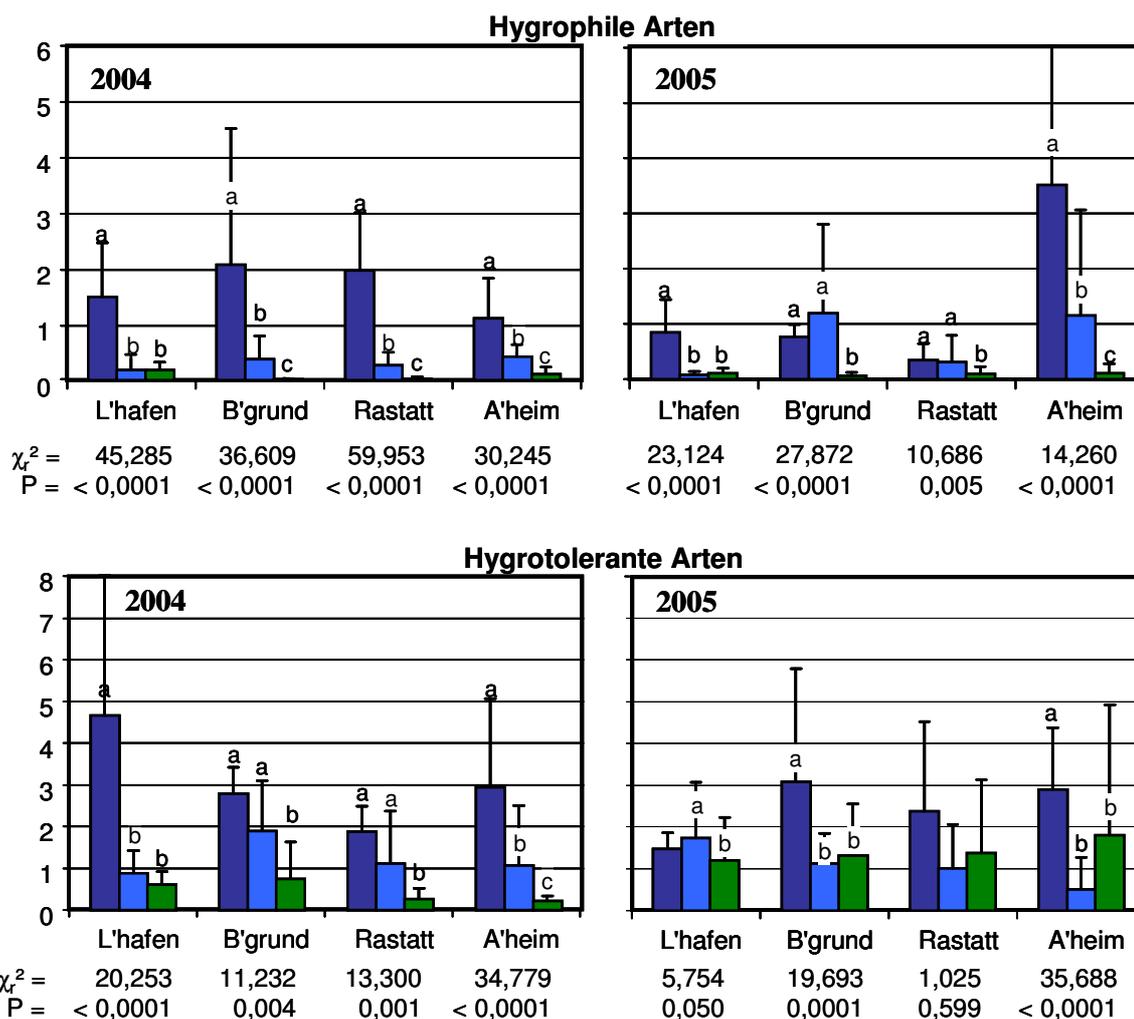


Abb. 10. Durchschnittliche Individuendichte ökologisch isovalenter Artengruppen (hygrophile und hygrotolerante Arten) in den verschiedenen Flächen beider Jahre. (Angaben in 1000 Ind./m²) Die statistischen Angaben entsprechen Abb. 8.

Unterschiede festgestellt, die trotz der hohen Variabilität statistisch signifikant waren. Insgesamt betrachtet, nahmen ihre Dichten 2004 ebenfalls entlang des Transekts ab ($X_r^2 = 68,161$, $P < 0,0001$), was auf den Dichtegradienten der einzelnen Standorte beruht (Abb. 10, unten). Im Jahr 2005 traten höhere Collembolendichten allerdings meist nur in den uWHA auf ($X_r^2 = 35,384$, $P < 0,0001$). Die Dichten der oberen zwei Auenstufen (oWHA, uHHA) unterschieden sich in diesem Jahr aber nicht signifikant. Lediglich die Flächen in Leopoldshafen zeigten diesbezügliche Unterschiede.

Auch für die häufigste Art, *Isotomiella minor*, konnten trotz ihrer sehr großen Variabilität signifikante Unterschiede der Siedlungsdichte festgestellt werden. Im Jahr 2004 nahmen ihre Individuenzahlen von den uWHA über die oWHA zu den uHHA ab ($X_r^2=41,617$, $P < 0,0001$). Mit Ausnahme von Altenheim traten auch innerhalb der Standorte signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Flächen auf (Abb. 11, oben). Ihre Abundanzen waren

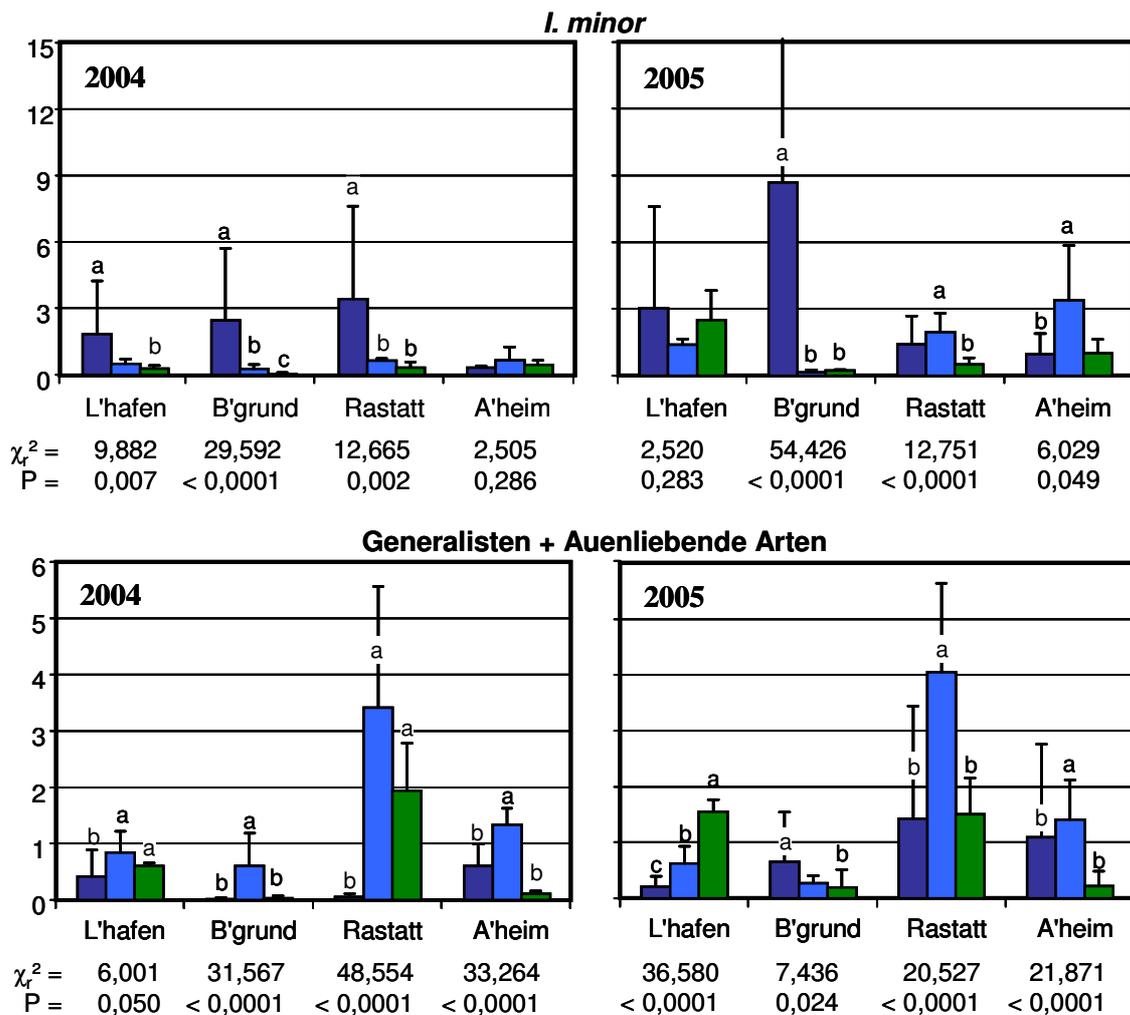


Abb. 11. Durchschnittliche Individuendichte ökologisch isovalenter Artengruppen (Generalisten und *Isotomiella minor*) (Angaben in 1000 Ind./m²). Die statistischen Angaben entsprechen Abb. 8.

2005 noch variabler. Es konnten trotzdem signifikante Unterschiede zwischen den Auenstufen festgestellt werden ($X_r^2 = 9,219$, $P = 0,010$), wobei die höchsten Dichten in den tieferen Stufen (uWHA, oWHA) auftraten. Innerhalb der Standorte waren nur in Rastatt die Unterschiede aufgrund der räumlichen Heterogenität der Ergebnisse nicht signifikant. Bei den Generalisten wurden in beiden Jahren in jedem Fall statistisch signifikante Unterschiede zwischen den Auenstufen festgestellt (2004: $X_r^2 = 78,254$, $P < 0,0001$; 2005: $X_r^2 = 20,583$, $P < 0,0001$), wobei die höchsten Abundanzen in den oWHA ($P < 0,001$ [2004] bzw. $< = 0,05$

[2005]) auftraten. Die niedrigsten Dichten wurden in beiden Jahren in den uWHA festgestellt ($P < 0,001$ [2004] bzw. $\leq 0,05$ [2005]). Innerhalb der einzelnen Standorte folgten die Unterschiede zwischen den Flächen z.T. einem abweichenden Schema (Abb. 11, unten), waren jedoch ebenso statistisch signifikant.

Auch bei den mesophilen Arten wurden in den oWHA hochsignifikant höhere Dichten als in den anderen Auenstufen festgestellt (2004: $X_r^2 = 92,009$, $P < 0,0001$; 2005: $X_r^2 = 101,768$, $P < 0,0001$). In den uHHA waren ihre Abundanzen wiederum höher als in den uWHA ($P < 0,001$). Diese Verteilungsunterschiede zeigten fast alle Einzelstandorte in beiden Jahren

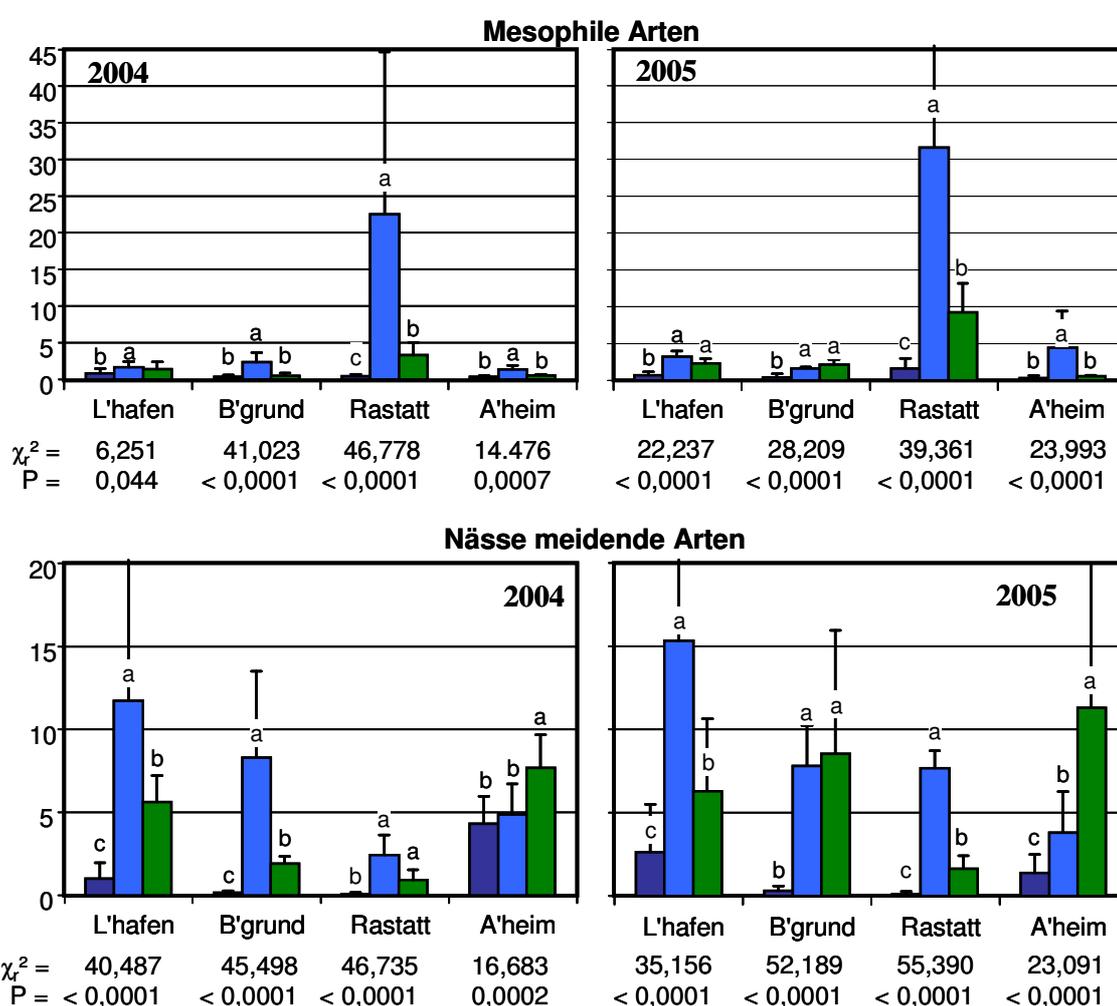


Abb. 12. Durchschnittliche Individuendichte ökologisch isovalenter Artengruppen (mesophile und Nässe-meidende Arten). (Angaben in 1000 Ind./m²) Die statistischen Angaben entsprechen Abb. 8.

(Abb. 12, oben). Die Nässe-meidenden Arten zeigten ähnliche Unterschiede (2004: $X_r^2 = 120,669$, $P < 0,0001$; 2005: $X_r^2 = 143,753$, $P < 0,0001$), wobei ihre Dichten nur 2005 in der gleichen Reihenfolge oWHA – uHHA – uWHA abnahmen. Im Jahr 2004 waren die

Ergebnisse der oWHA und uWHA aufgrund der hohen Standardabweichungen im Durchschnitt statistisch nicht unterschiedlich, lagen jedoch höher als diejenigen der uWHA ($P < 0,001$). Innerhalb der Standorte wiesen ihre Abundanzen immer hochsignifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Flächen auf, wobei die höchsten Werten entweder in den oWHA oder den uHHA auftraten (Abb. 12, unten).

Letztendlich konnte insgesamt eine signifikante Zunahme in den Dichten der überflutungsausweichenden Arten von den uWHA über die oWHA bis zu den uHHA in den Untersuchungen beider Jahren festgestellt werden (2004: $X_r^2 = 49,326$, $P < 0,0001$; 2005: $X_r^2 = 117,327$, $P < 0,0001$). Die Unterschiede zwischen den einzelnen Flächen innerhalb der

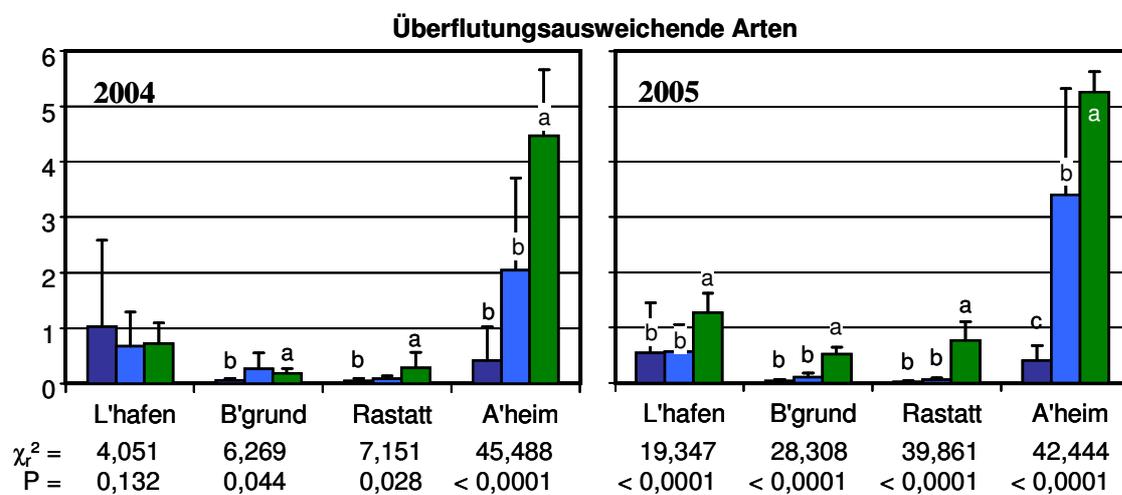


Abb. 13. Durchschnittliche Individuendichte ökologisch isovalenter Arten (überflutungsausweichende Arten) (Angaben in 1000 Ind./m²). Die statistischen Angaben entsprechen Abb. 8.

Standorte waren im Jahr 2004 nicht immer statistisch signifikant (Abb. 13). Dies lag neben der oftmals hohen Variabilität der Daten auch an der meist geringen absoluten Individuenzahl dieser Arten in den einzelnen Flächen. Wenn signifikante Unterschiede vorkamen, wurden die höchsten Dichten immer in den uHHA registriert. Im Jahr 2005 waren die Unterschiede zwischen den Flächen jedes Standortes signifikant, wobei die Dichten entlang des Gradienten zunahmen. Die Überflutungs-intoleranten Arten traten in zu geringen Individuenzahlen auf, um statistische Vergleiche durchführen zu können.

3.3.2 Qualitative Parameter

Auf der Ebene der Artengemeinschaft war das Artenspektrum auf den verschiedenen Flächen recht ähnlich. Die Artenzusammensetzungen unterschieden sich lediglich um 26,9 – 59,3% bzw. 25,9 – 53,1% im Jahr 2004 bzw. 2005. In den Clusteranalysen der Artenzusammensetzungen sind keine deutlichen Gruppierungen zu erkennen (Abb. 14). Die gleichen Flächen, Auenstufen und Zeitpunkte wurden in dem Diagramm der Clusteranalyse oft nicht zusammen gruppiert. Nur vereinzelt zeigten die Gemeinschaften der gleichen Fläche

an verschiedenen Zeitpunkten, v.a. Juli und August, große Ähnlichkeiten. Die größeren Cluster weisen ebenfalls keine deutlichen Unterschiede zwischen

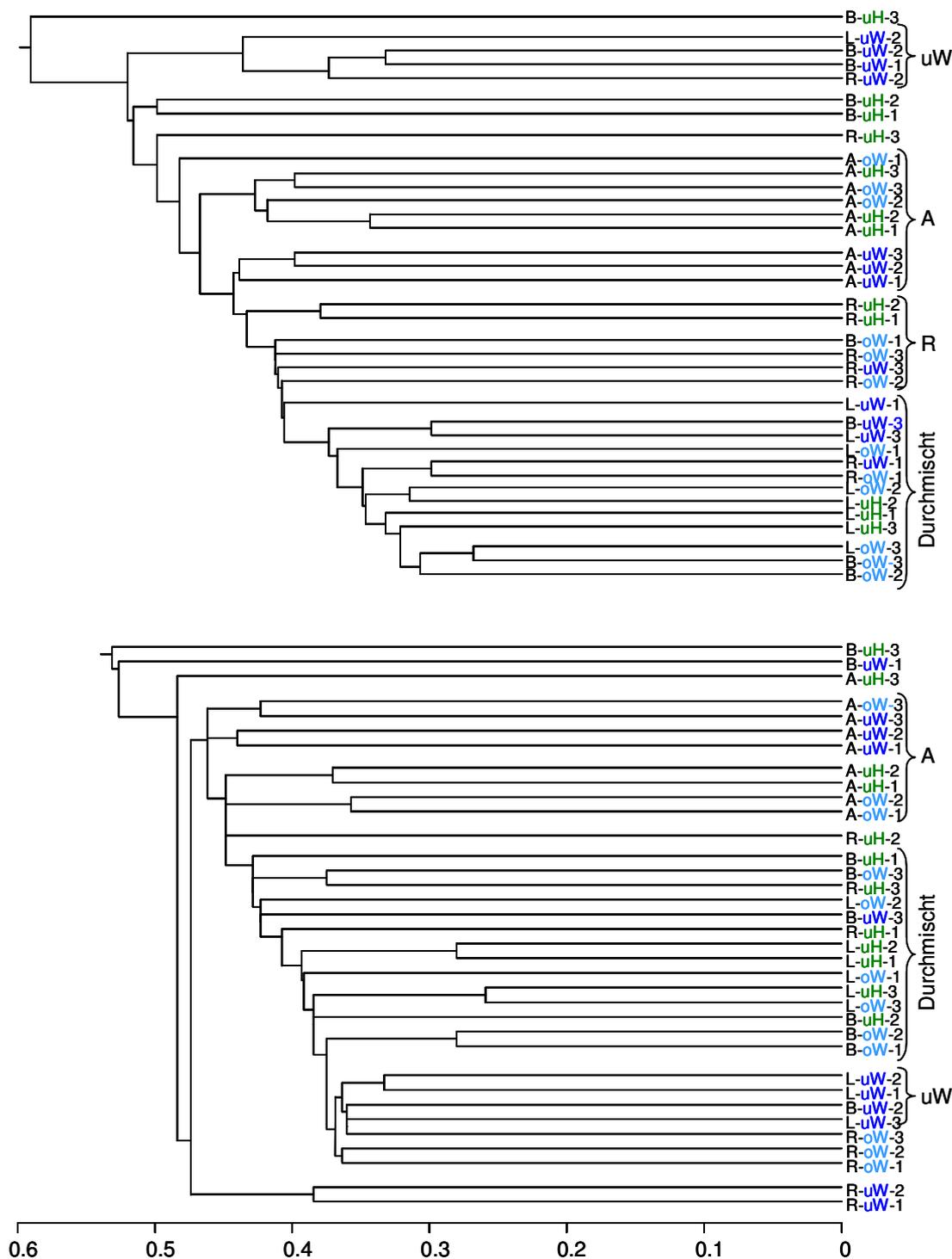


Abb. 14. Clusteranalyse des Gemeinschaftsvergleichs der verschiedenen Flächen und Termine (Jaccard Index, *oben*: 2004, *unten*: 2005). Die Skala zeigt die Unterschiedlichkeit der Artenzusammensetzung (in %). A: Altenheim, B: Bremengrund, L: Leopoldshafen, R: Rastatt, uW: untere Weichholzaue, oW: obere Weichholzaue, uH: untere Hartholzaue, 1: Probetermin im Juli, 2: Probetermin im August, 3: Probetermin im Oktober.

den einzelnen Gemeinschaften der Standorte oder der Auenstufen auf. Die Collembolengemeinschaften der anthropogen geprägten Flächen in Altenheim zeigten in beiden Jahren, bzw. die der Flächen in Rastatt im Jahr 2004, sogar stärkere Ähnlichkeiten zueinander. Mit der Clusterung einiger uWHA-Flächen zeigten nur die Collembolen dieser Auenstufe eine größere biozönotische Zusammengehörigkeit.

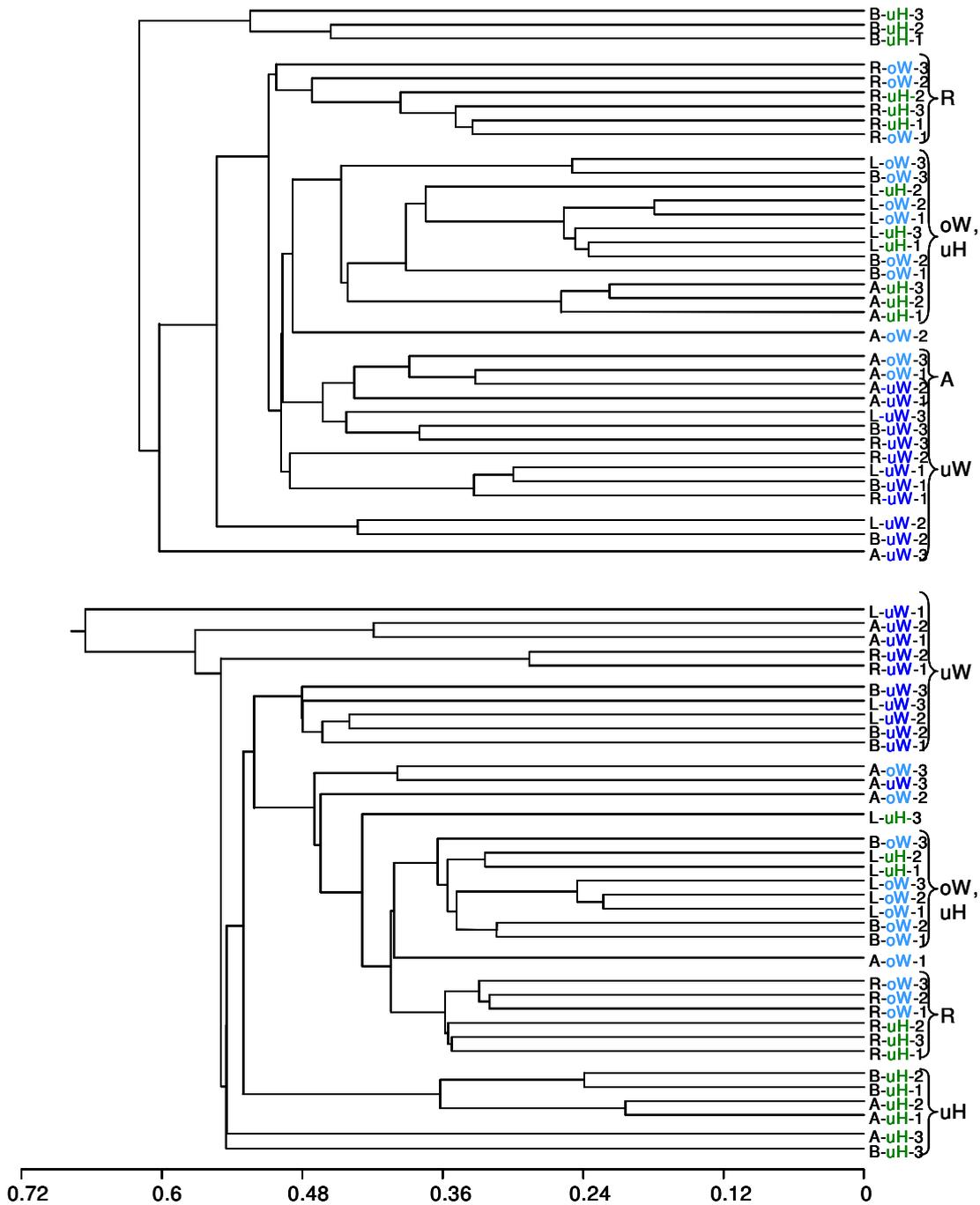


Abb. 15. Clusteranalyse des Gemeinschaftsvergleichs der verschiedenen Flächen und Termine (Bray-Curtis Index, oben: 2004, unten: 2005). Die Skala zeigt die Unterschiedlichkeit der Gemeinschaftsstruktur (in %). Die Abkürzungen entsprechen Abb. 14.

Unter Einbeziehung der Dominanzen der einzelnen Arten (= Gemeinschaftsstruktur) konnten die Gemeinschaften der verschiedenen Flächen wesentlich stärker differenziert werden. Der biozönotische Unterschied der Flächen wird dadurch deutlicher (17,9 – 62,0 bzw. 20,8 – 66,5 in 2004 bzw. 2005). Die Clusteranalysen der Gemeinschaftsstrukturen erbrachten auch deutlichere Gruppierungen (Abb. 15).

Außerdem erscheinen die Collembolen der drei Zeitpunkte derselben Fläche in beiden Jahren häufiger zusammen gruppiert. Nur einzelne Flächen aus Altenheim (uWHA & oWHA) und Rastatt (oWHA & uHHA) zeigten hierbei stärkere Ähnlichkeiten. Deutlicher unterschieden sich die Gemeinschaften der unterschiedlichen Auenstufen. In beiden Jahren ähnelten sich die Gemeinschaften der uWHA von verschiedenen Standorten deutlich mehr als die anderen Flächen des gleichen Standortes untereinander. Dies betraf auch einige uHHA-Flächen im

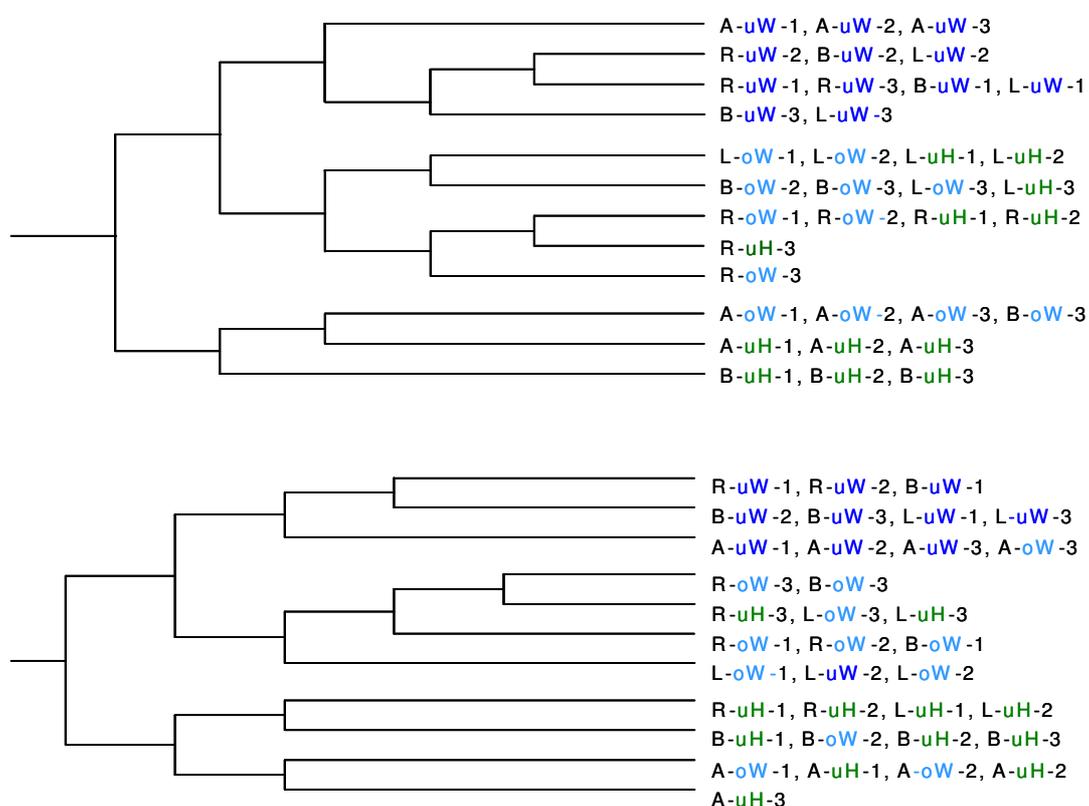


Abb. 16. Dendrogramm der TWINSpan Ordination der Artengemeinschaften der verschiedenen Flächen und Zeitpunkte (*oben*: 2004, *unten*: 2005). Die Abkürzungen entsprechen Abb. 14.

Jahr 2005.

Die Twinspan-Analysen ergaben in beiden Jahren drei große Collembolen-Gruppierungen (Abb. 16), die v.a. die Auenstufen voneinander trennten. Die zu den verschiedenen Zeitpunkten erfassten Gemeinschaften derselben Flächen waren dabei meist auf der gleichen Achse und in enger Nachbarschaft zueinander gruppiert. Alle Flächen der uWHA bildeten in

beiden Jahren eine Gruppe. Die Gemeinschaften der oWHA und der uHHA wurden durch dieses Verfahren allerdings nicht immer getrennt. Besonders im Jahre 2004 erwiesen sich die Flächen dieser Stufen aus Leopoldshafen und Rastatt als recht ähnlich. In diesem Jahr waren sich auch diese Stufen aus Altenheim untereinander ähnlicher als mit derselben Auenstufe anderer Standorte. Die oWHA- und uHHA-Flächen zeigten im Jahr 2005 größere Unterschiede. Insbesondere die oWHA und die uHHA aus Bremengrund wurden in beiden Jahren gut getrennt.

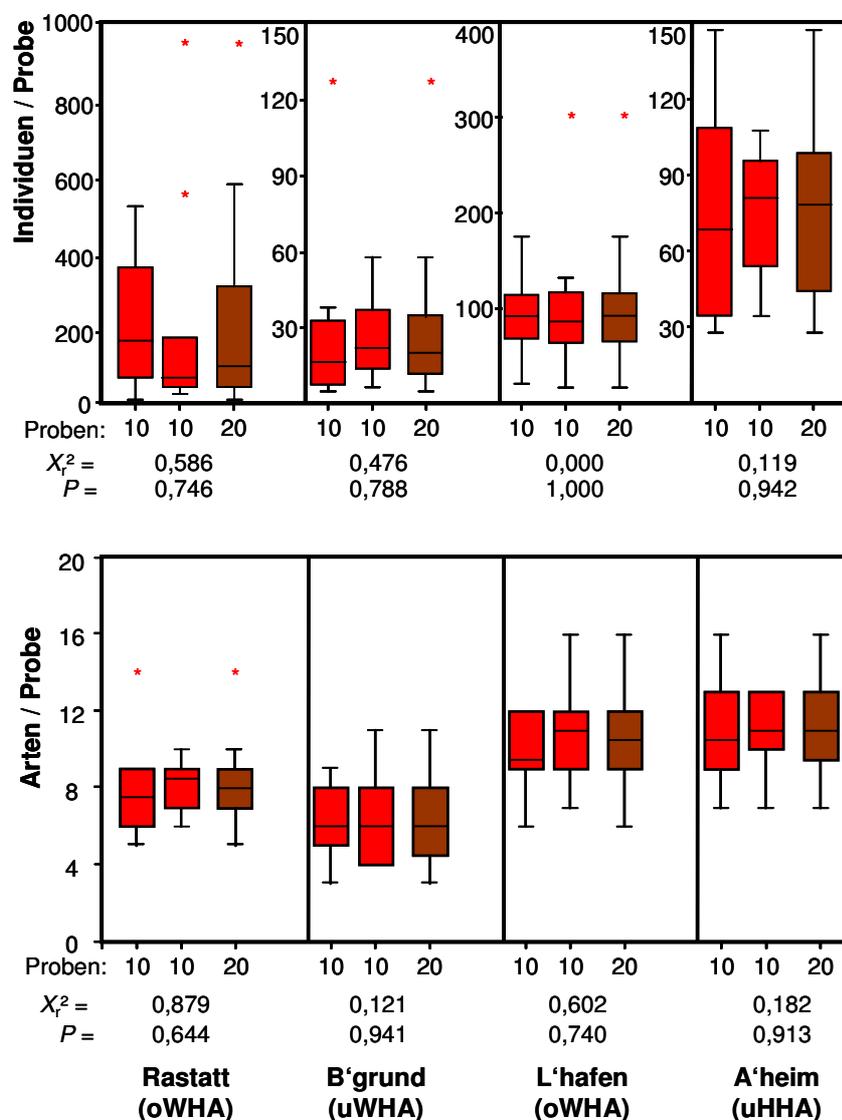


Abb. 17. Vergleich der Individuen (*oben*) und Arten (*unten*) pro Probe, die mit beiden Sätzen von 10 Proben bzw. allen 20 Proben zusammen erfasst wurden. Die Boxplots zeigen den Mittelwert (*horizontale Linie*), die obere und untere Quartale (*Box*) bzw. die Maximum- und Minimumwerte („*Fehlerbalken*“). *Sterne* stellen „Ausreißer“ dar.

Tabelle 3. Ähnlichkeiten zwischen und innerhalb der Auenstufen der einzelnen Standorte (ANOSIM).

	2004	2005
$R =$	0,452	0,372
$P =$	0,001	0,001
uWHA-oWHA	0,569***	0,557***
oWHA-uHHA	0,077 (n.s.)	0,153*
uWHA-uHHA	0,704***	0,458***

Die Analysis of Similarity (ANOSIM) ergab, dass in beiden Jahren die größte biozönotische Ähnlichkeit zwischen den gleichen Auenstufen verschiedener Standorte und nicht zwischen den verschiedenen Auenstufen des gleichen Standortes zu finden war (Tab. 3). Die paarweisen Tests der einzelnen Stufen ergaben in den meisten Fällen ebenfalls die größten Ähnlichkeiten zwischen den gleichen Auenstufen.

Diese Ergebnisse waren hochsignifikant. Die Gemeinschaften der oWHA und uHHA waren durch diesen Test nicht zu differenzieren. Die faunistischen Ähnlichkeiten zwischen diesen zwei Flächen desselben Standortes sowie zwischen dergleichen Auenstufe verschiedener Standorte waren gleichwertig.

3.3.3. Doppelte Probendichte

Bei den Individuendichten wurden auf keinem Standort weder zwischen den verschiedenen Probensätzen noch zwischen den verschiedenen Probendichten signifikante Unterschiede festgestellt (Abb. 17, oben). Auch die Artendichten ergaben keinen signifikanten Unterschied (Abb. 17, unten). Die Varianz der Daten beider Parameter zeigte keine Abhängigkeit von der Probendichte. Größere Varianzunterschiede bestanden zwischen den zwei Probensätzen der gleichen Fläche.

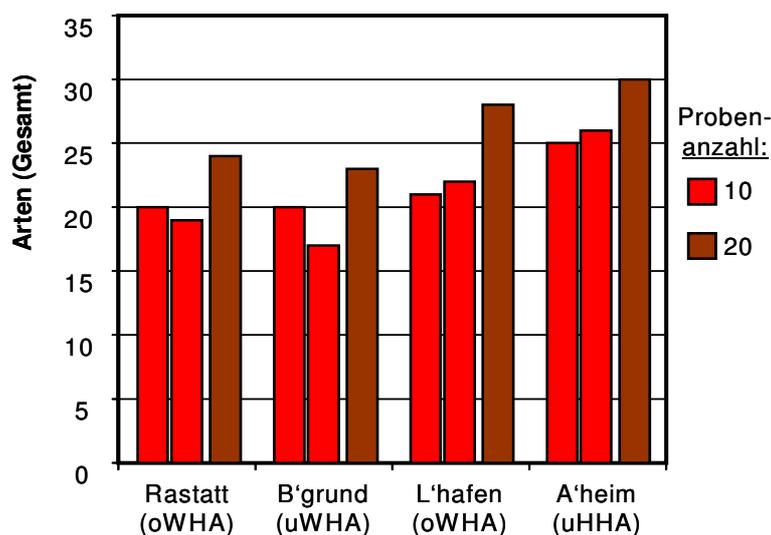


Abb. 18. Gesamtartenzahl, die mit beiden Sätzen von 10 Stichproben bzw. allen 20 Proben zusammen nachgewiesen wurden.

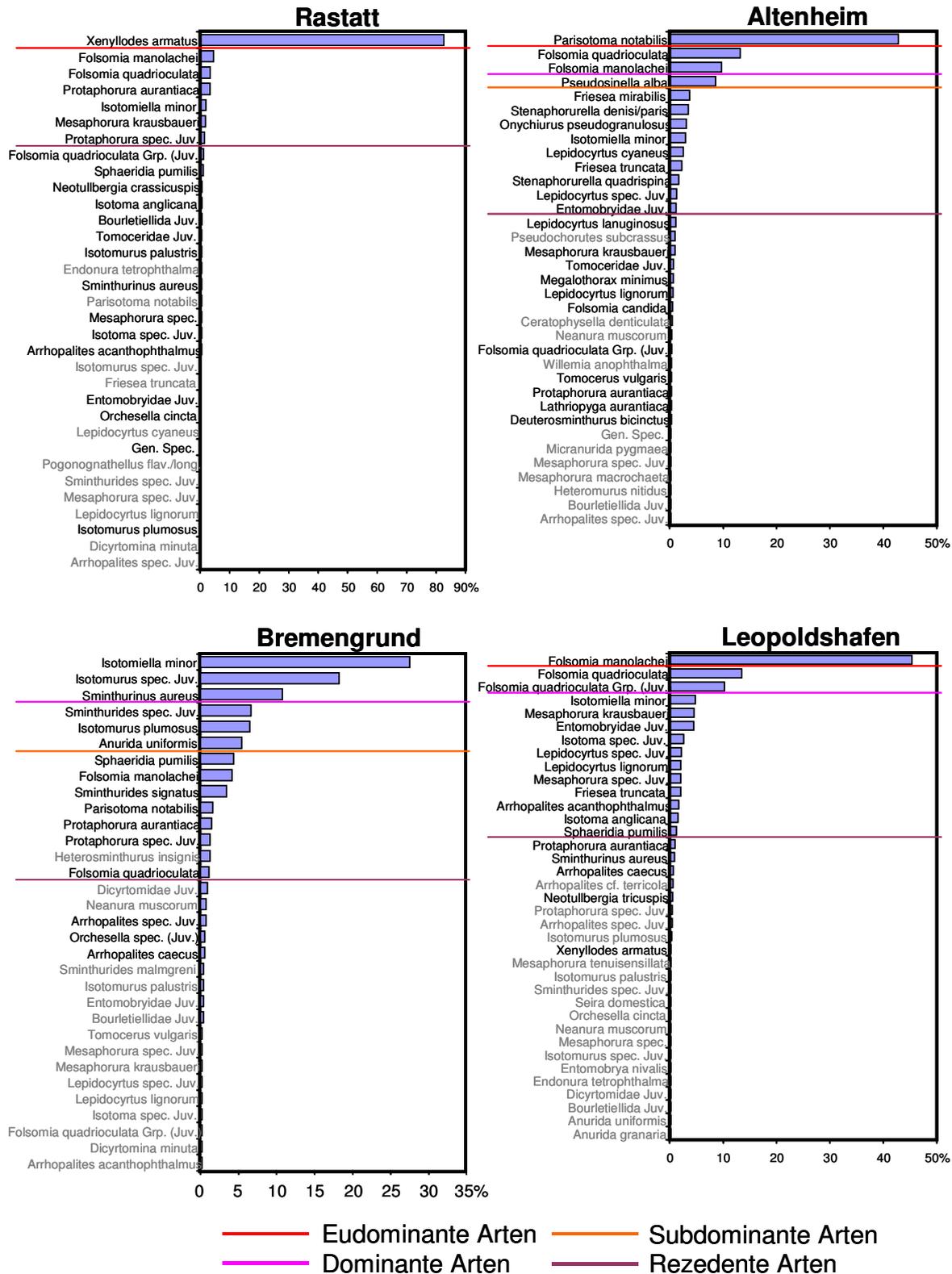


Abb. 19. Die mit 20 Stichproben festgestellten Gemeinschaftsstrukturen der verschiedenen, mit der doppelten Stichprobendichte untersuchten Flächen. In *grau* sind diejenigen Arten dargestellt, die jeweils nur in einem der beiden Sätze mit 10 Proben nachgewiesen wurden.

Merkliche Unterschiede ergaben sich aber in der Artenzahl. Während die Gesamtartenzahlen der beiden Sätze mit 10 Proben meist nur geringfügig voneinander abwichen, wurden mit 20 Proben in allen Flächen deutlich mehr Arten erfasst (Abb. 18). Diese zusätzlichen Arten waren seltene Collembolen, die nur mit wenigen Individuen in einzelnen Proben vorkamen (Abb. 19). Deshalb änderten sich die Dominanzstrukturen der Gemeinschaften aller Flächen mit steigender Probenzahl nur wenig. Die eudominanten und dominanten Arten blieben unabhängig vom Probensatz bzw. der Stichprobenanzahl immer gleich. Lediglich die Reihenfolge in der Häufigkeit der Begleitarten (= subdominante und rezedente Arten) änderte sich in einigen Fällen. Die größten Unterschiede im Arteninventar bestanden somit zwischen

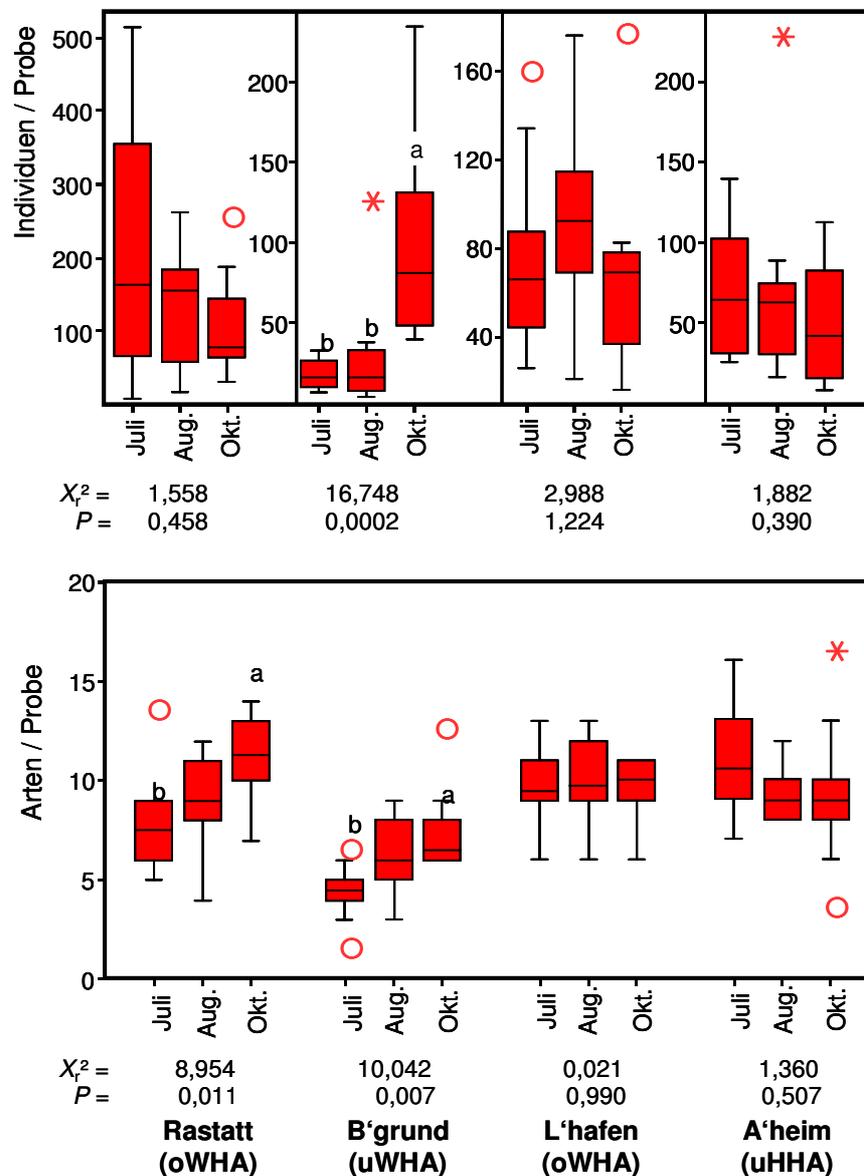


Abb. 20. Vergleich der Individuen (*oben*) und Arten (*unten*) pro Probe, die an verschiedenen Probezeitpunkten mit 10 Stichproben erfasst wurden

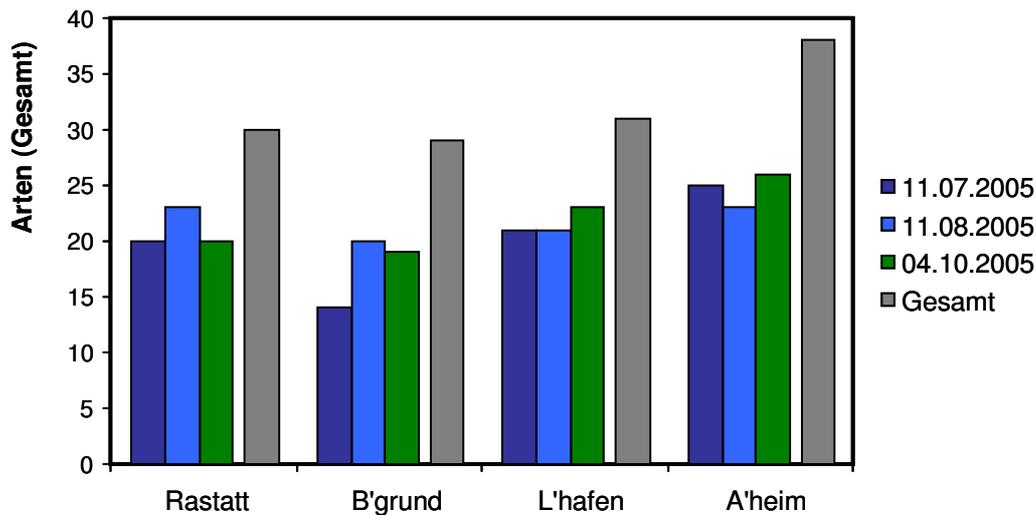


Abb. 21. Gesamtartenzahlen, die an den einzelnen Probezeitpunkten mit 10 Stichproben bzw. mit allen drei Probenahmen nachgewiesen wurden.

den zwei Sätzen mit 10 Proben bzw. zwischen 10 und 20 Proben durch die seltenen (subzedenten) Arten. Außerdem befanden sich diese seltenen Arten nicht auf engerem Raum, sondern waren auf der Probefläche verteilt. Ihre Erfassung in den einzelnen Probensätzen erfolgte somit „zufällig“.

Im *zeitlichen* Vergleich wurden bei den gleichen Flächen z.T. signifikante Unterschiede sowohl der Individuendichte als auch der Artendichte zwischen den Zeitpunkten der Probenahmen nachgewiesen, obwohl diese immer mit nur 10 Stichproben erfasst wurden (Abb. 20). Zwar konnten mit der doppelten Stichprobendichte Arten erfasst werden, die mit drei Beprobungsterminen á 10 Stichproben nicht registriert wurden (7 – 16% mehr), insgesamt wurden jedoch mit dem Versuchsansatz von 10 Stichproben über den gesamten Untersuchungszeitraum 25 – 33% mehr Arten als mit der doppelten Stichprobendichte erfasst (Abb. 21). Diese Arten stellten ebenfalls überwiegend seltene Arten mit geringer Populationsdichte dar. Außerdem änderten sich die Gemeinschaftsstrukturen z.T. deutlich von einer Probenahme zur anderen. Deshalb erbrachte nur der hier gewählte Probenumfang mit drei Beprobungsterminen ein reelles Bild der Collembolen-Zönosen, das mit der doppelten Probendichte nicht hätte besser erzielt werden können.

3.4. Erwartungswerte

Als Erwartungswerte für durchschnittliche Gesamt-Individuendichten und Gesamt-Artenzahlen werden die in den ungestörten Flächen beobachteten Werte angegeben, die somit als „Referenzzustände“ gelten (Tab. 4). Es sind dabei deutliche Unterschiede zwischen den Auenstufen zu erkennen, welche die bei der Verifikation vorgefundenen Verteilungsunterschiede widerspiegeln. Die höchsten Individuendichten sind hierbei in den oWHA zu erwarten, während die Artenzahlen von den uWHA bis zu den uHHA zunehmen sollten. Auch zwischen hydrologisch verschiedenen Jahren sind hiernach unterschiedliche Werte zu erwarten, nämlich steigende Artenzahlen mit meist abnehmenden Individuendichten in trockenen Jahren. Die durch Hochwasser ausgelöste große jahreszeitliche Dynamik wird an der großen Spannweite deutlich, die zwischen den Minimum- und Maximumwerten liegt. Da diese Werte von spezifischen Flächen und Beprobungszeitpunkten stammen, sind sie eher für die Vergleiche einzelner Erhebungen geeignet und gelten als Extremwerte. Für Vergleiche der Jahre sollte eher die Durchschnittswerte bzw. die 90%-Konfidenzintervalle verwendet werden.

Tabelle 4. Erwartungswerte für Individuendichten und Artenzahlen. Angegeben sind die in den unterschiedlichen Auenstufen beobachteten Wertebereiche (*Min./Max.* = Minimal und maximal beobachtete Werte; *-90% und +90%* = Konfidenzintervalle um den Mittelwert).

	Überflutungsreich					Überflutungsarm				
	Min.	-90%	Mittel	+90%	Max.	Min.	-90%	Mittel	+90%	Max.
Individuendichte [1000 Ind./m²]										
uWHA	5,0	5,0	9,1	14,2	21,9	1,2	4,4	6,4	8,4	30,3
oWHA	3,9	8,5	10,8	13,1	35,3	1,3	9,4	14,2	19,0	65,4
uHHA	7,0	8,5	10,2	11,9	15,0	1,2	6,9	7,7	9,5	22,8
Artenreichtum [Anzahl Arten]										
uWHA	7	7,2	9,3	11,4	13	7	13,0	14,0	15,0	21
oWHA	6	12,8	14,2	15,6	22	11	18,8	19,6	20,4	23
uHHA	17	18,3	19,5	20,7	23	12	18,3	19,6	20,9	27

Für größere Analysen werden Erwartungswerte für Artenzusammensetzung und Gemeinschaftsstruktur benötigt. Mit Hilfe der Korrespondenzanalysen konnten anhand der Artenvorkommen von 1995 bis 2005 die verschiedenen Auenstufen erfolgreich getrennt werden. Die Scores der Auenstufen auf den ersten zwei Achsen führten dazu, dass ihre Vektoren meist in unterschiedlichen Quadranten der Bi-Plot Diagramme lagen (Abb. 22 und 23). Bei den linearen Methoden waren die Eigenwerte der Achsen allerdings sehr niedrig (Eigenwerte RDA: Achse I: 0,083, Achse II: 0,035; PCA Achse I: 0,170, Achse II: 0,125).

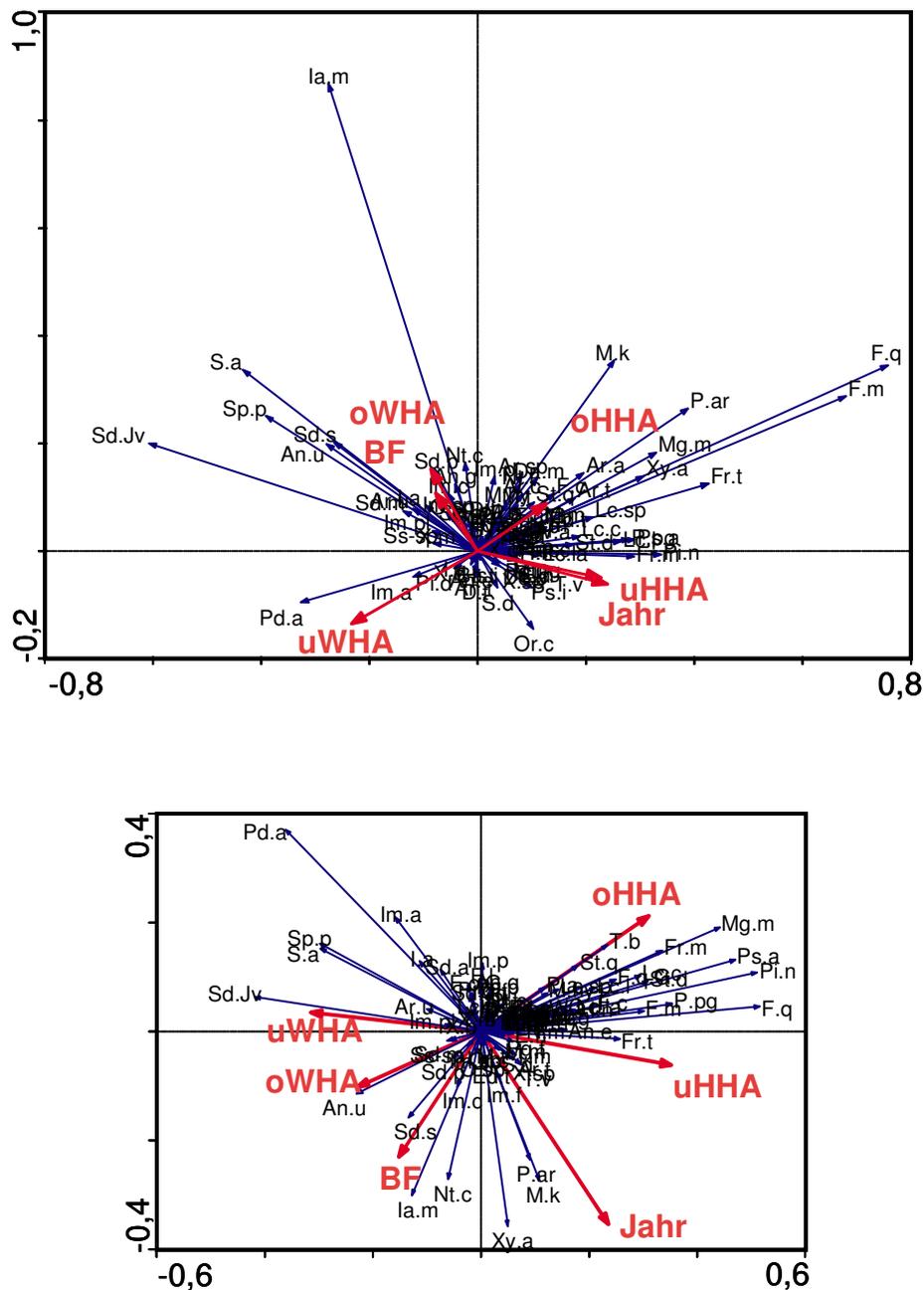


Abb. 22. Bi-Plot Diagramme linearer Ordinationsverfahren mit dem kompletten Datensatz (oben: PCA; unten: RDA Abkürzungen der Artbezeichnungen im Anhang 2).

Obwohl bei diesen Verfahren manche Arten hohe Scores zu den einzelnen Achsen und somit starke Bevorzugungen für einzelne Auenstufen aufwiesen, waren die Scores der meisten Arten recht niedrig (Abb.22). Diese Arten wurden mit den linearen Methoden deshalb sehr schlecht getrennt.

Bei den unimodalen Ordinationsverfahren waren die Eigenwerte der Achsen deutlich höher (CA Achse I: 0,512, Achse II: 0,328; CCA Achse I: 0,347, Achse II: 0,166). Die Achsen korrelierten weniger mit einzelnen Umweltfaktoren. Der Bodenparameter „Bodenfeuchte“ zeigte allerdings immer ein inverses Verhältnis zu den Untersuchungsstandorten „uHHA“ (Abb. 23). Dies spiegelt die niedrigeren Bodenfeuchten dieser am höchsten gelegenen Auenflächen wider. Die Scores der Arten waren bei diesen Verfahren insgesamt höher, so dass die Arten in den Bi-Plot Diagrammen besser getrennt wurden. Viele Arten wiesen in den Diagrammen eine deutliche Beziehung zu spezifischen Auenstufen auf. Gleichwohl ordneten sich mehrere Arten zwischen zwei Auenstufen ein. Dies war bei der CA-Ordination insbesondere zwischen den Weichholzaunen der Fall, während bei der CCA-Ordination mehr Überschneidungen zwischen den Hartholzaunen zu finden waren. Der zeitliche Faktor der Untersuchungsjahre zeigte oft einen starken eigenen Vektor, insbesondere aufgrund von Arten wie *Xenyllodes armatus*, die besonders häufig in den trockenen Jahren 2003 und 2004 auftraten.

Die ersten Gruppierungen der Arten wurden anhand dieser zwei Ordinationen vorgenommen. Da diese Ordinationen v.a. die Arten der Hartholzaunen gut voneinander und von denjenigen der Weichholzaunen trennten, wurden zunächst diese Gruppierungen vorgenommen. Arten, die eine deutliche Bevorzugung für eine spezifische Auenstufe aufweisen, wurden in einer Gruppe zusammengefasst. Andere Collembolenarten, die sich zwischen den Vektoren zweier Auenstufen einordneten, wurden als getrennte Gruppen mit weiteren „Zwischenstufen“ zusammengefasst. Als noch feiner differenzierte Zwischenstufen-Gruppen wurden außerdem Arten zusammengefasst, die sich in den zwei Ordinationen unterschiedlich einordneten.

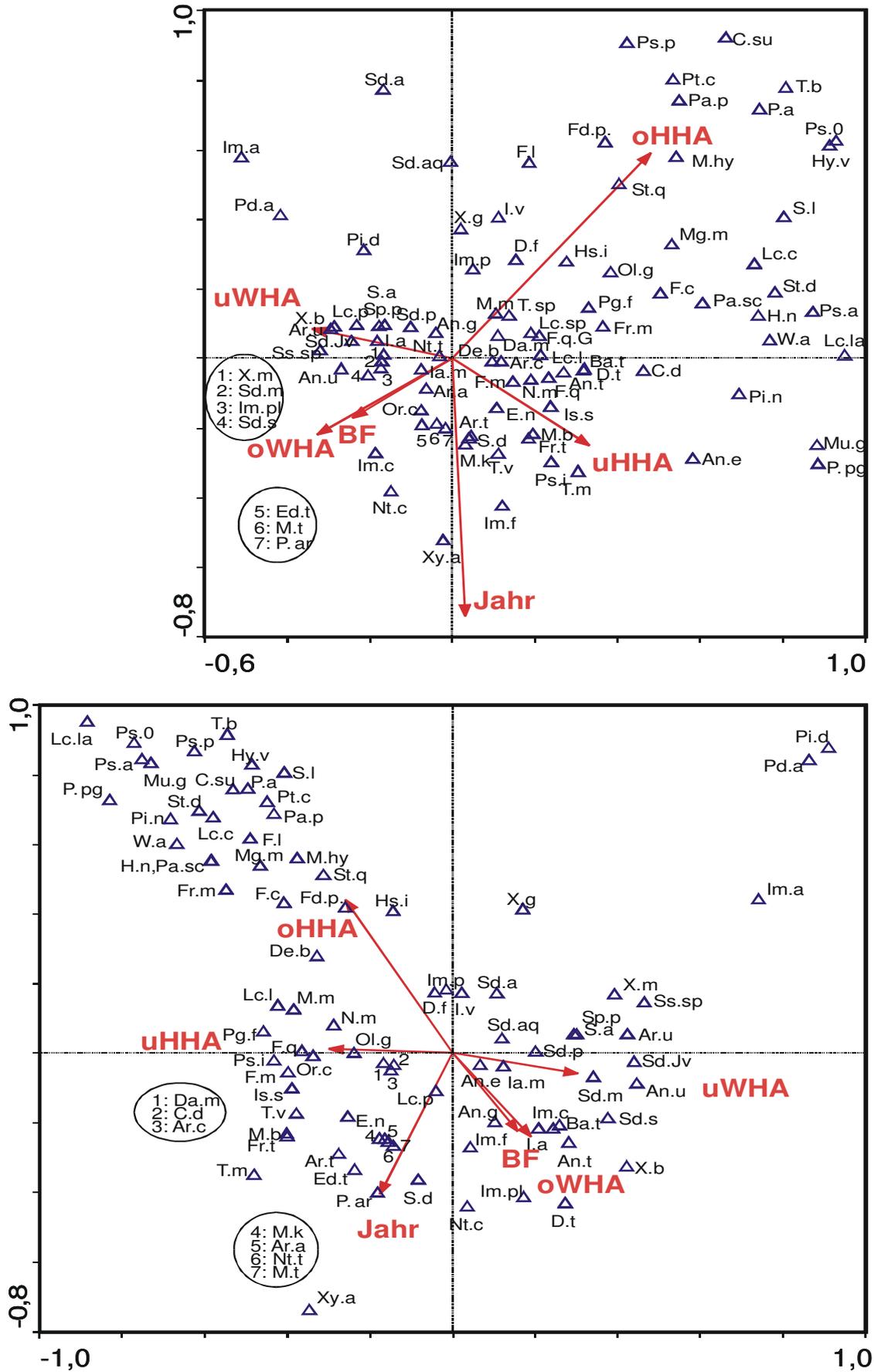


Abb. 23. Bi-Plot Diagramme unimodaler Ordinationsverfahren mit dem kompletten Datensatz (oben: CCA; unten: CA). Die Abkürzungen entsprechen den Artbezeichnungen im Anhang 3.

Beispielsweise weisen die Arten *Mucrosomia garretti*, *Protaphorura pseudogranulosa* oder *Parisotoma notabilis* eine deutliche Affinität für die oHHA in den CA-Diagrammen auf, für die uHHA aber in den CCA-Ordinationen.

Demgegenüber ordnete sich z.B.

Oligaphorura groenlandica bei den uHHA in den CA-Analysen und bei

den oHHA in den CCA-Diagrammen ein. Diese

Unterschiede zeigen, dass solche Arten oft mit den

Arten einer Auenstufe gruppiert werden (indirekte

CA-Ordination), aber tatsächlich individuenreicher

in der anderen Auenstufe vorkamen (direkte CCA-

Ordination). Die

Gruppenzuordnung solcher Arten wurde anhand dieser

Veränderungen in Richtung der Auenstufe mit höherer

Populationsstärke korrigiert.

Bei der Reduzierung der Datensätze um bestimmte

Teilmengen fielen die Eigenwerte der Ordinationen oft

niedriger aus („ohne oHHA“ Achse I: 0,331, Achse II: 0,153; „ohne 2003-

2004“ Achse I: 0,409, Achse II: 0,187). Der Anteil der

„erklärten“ Varianz des Datensatzes blieb dabei

jedoch ähnlich oder war leicht erhöht („ohne oHHA“

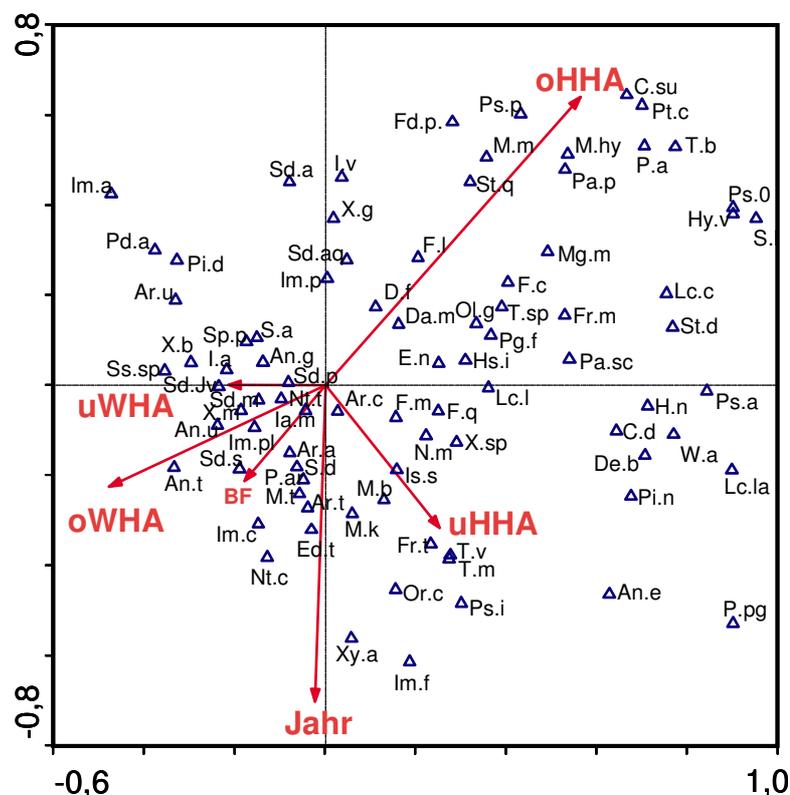
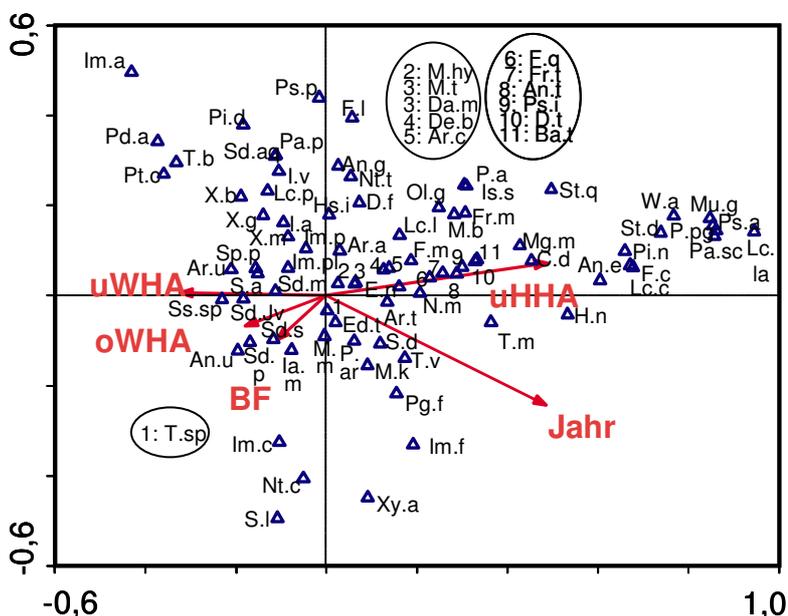


Abb. 24. Bi-Plot Diagramme unimodaler Ordinationsverfahren mit Teildatensätzen (oben: CCA ohne die Proben der oHHA; unten: CCA ohne die Proben aus 2003 und 2004). Die Abkürzungen entsprechen den Artbezeichnungen im Anhang 3.

weniger überfluteten oberen Hartholzstufen. Ohne die Daten aus den trockenen Jahren 2003 und 2004 veränderten sich die Scores mancher Arten, so dass sich auch ihre Lage in dem Ordinationsdiagramm verschob, z.B. von der uHHA stärker zu der oHHA (z.B. *M. macrochaeta*, *Pogonognathellus flavescens*, *Entomobrya* spp. *Tomocerus* spp., *Ceratophysella denticulata*) oder von der WHA zu der uHHA (z.B. *Protaphorura aurantiaca*, *Isotomurus fucicolus*, *Xenylla* spp.; Abb. 24, oben).

Diese Veränderungen weisen darauf hin, dass solche Arten nur in trockeneren, überflutungsarmen Jahren stärkere Populationen in den tieferen Auenstufen aufbauen konnten. Insgesamt wurde die Zuordnung der einzelnen Arten zu den Gruppen „Verteilungsschwerpunkt in oWHA-uHHA“ bis „oHHA“ aus ihrer *durchschnittlichen* Lage in allen Ordinationen festgelegt.

Um die Verteilungszusammenhänge derjenigen Arten zu finden, die stärker in den Weichholzaunen vorkamen, wurden wegen ihrer schlechten Trennung in den oben beschriebenen Ordinationen v.a. diejenigen mit dem Teildatensatz „ohne Hartholzaunen“ verwendet. Hierbei waren die Eigenwerte der CA-Ordination noch recht hoch (Achse I: 0,510, Achse II: 0,306), während diejenigen der CCA-Ordination deutlich niedriger ausfielen (Achse I: 0,268, Achse II: 0,147). Das bedeutet, dass Verteilungszusammenhänge eher aus der Vergesellschaftung der Arten als aus den direkten räumlichen Unterschieden zu erkennen waren. Trotzdem wurden in beiden Ordinationen noch relativ hohe Anteile der Gesamtvarianz der Daten berücksichtigt (CA Achse I: 39,2%, Achse II: 10,4%; CCA Achse I: 41,8%, Achse II: 22,8%). Hierbei orientierten sich die Vektoren für die oWHA und die uHHA auf die entgegengesetzten Seiten beider Achsen, so dass sie einander direkt gegenüber lagen (Abb. 25). Die Gruppenzuordnung von Arten, die eine deutliche Bevorzugung für eine Auenstufe aufweisen bzw. zwischen beiden liegen, wurde entsprechend der obigen Analyse vorgenommen. Manche Arten, die bei Verwendung des kompletten Datensatzes zu den uHHA gestellt wurden, ordneten sich aber bei diesem Teildatensatz deutlich zu den oWHA ein (z.B. *Lepidocyrtus lignorum*, *Folsomia quadrioculata*, *Folsomia manolachei*, *Friesea truncata*, *P. aurantiaca*, *Arrhopalites acanthophthalmus* usw.). Dies erklärt sich durch ihr sekundäres Auftreten in den tiefer gelegenen oWHA. Sie wurden in eine entsprechende Zwischengruppe gestellt.

Schließlich flossen auch Veränderungen in den Scores der Arten aus dem Datensatz „WHA ohne 2003-2004“ in die Gruppierungen ein (Abb. 26). Bei dieser Ordination waren die Eigenwerte wieder etwas niedriger (Achse I: 0,299, Achse II: 0,153), die „erklärte“ Varianz der Daten aber noch relativ hoch (Achse I: 43,4%, Achse II: 22,1%). In ihrer Gruppenzuordnung korrigiert wurden dann Arten, die bei dieser Ordination entweder keine deutliche Zuordnung zu einer der Auenstufen zeigten (d.h. nur in trockenen Jahren in den WHA vorkamen, z.B. *O. groenlandica*, *C. denticulata*, *D. minuta*, *Arrhopalites terricola*),

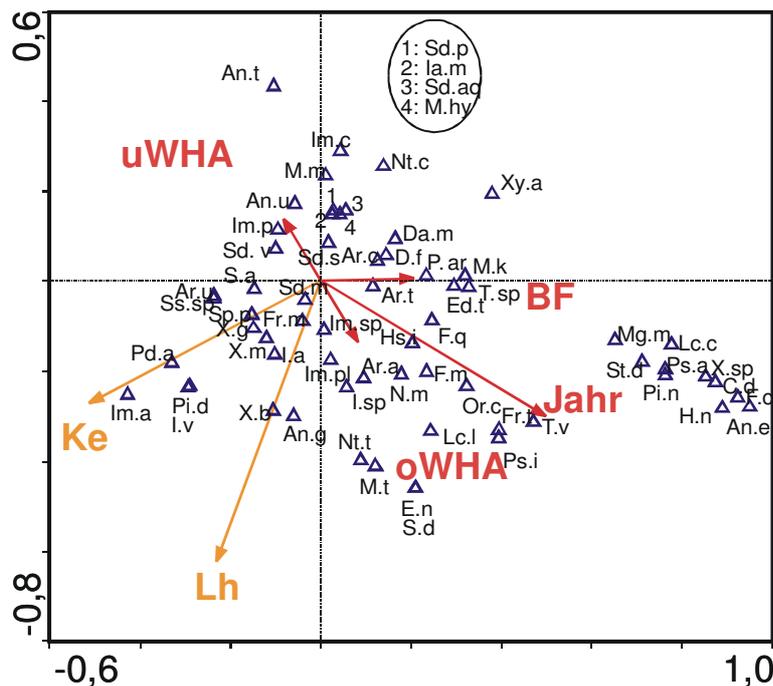


Abb. 26. Bi-Plot Diagramme unimodaler Ordinationsverfahren mit Teildatensätzen. CCA, nur WHA-Daten ohne 2003-2004. Abkürzungen der Artbezeichnungen im Anhang 3.

oder die sich deutlicher zur oWHA statt vorher zur uWHA einordneten (d.h. die nur in den trockenen Jahren in der tiefsten uWHA in höherer Abundanz nachgewiesen wurden, z.B. *Anurida granaria*, *Isotoma anglicana*, *Sminthurinus aureus*).

Aus der Bewertung aller dieser Ordinationen wurden insgesamt 14 verschiedene Gruppen gebildet: Gruppen aus Arten mit einem deutlichen Verteilungsschwerpunkt in einer der vier Auenstufen sowie jeweils 2-4

Artengruppen mit Verteilungsschwerpunkten in zwei Auenstufen. Die aus den Response-Analysen (GLM-Regressionen) erkennbaren Verbreitungsoptima bzw. Bodenfeuchte-Optima der einzelnen Arten können jedoch nicht feinstufig in verschiedene Gruppen getrennt werden. Damit erscheinen die 14 aufgestellten Gruppen und Zwischengruppen als nicht gerechtfertigt. Mit Hilfe der erkennbaren Optima wurden deshalb die Arten dieser 14 Gruppen schließlich in sieben Gruppen unterschiedlicher Verbreitungsschwerpunkte unterteilt (vier Gruppen mit deutlichem Schwerpunkt in nur einer der Stufen und drei Zwischengruppen; Tab. 5).

Tabelle 5. Erste Gruppierungen der Arten in isovalente Gruppen. Die Aufteilung basiert auf den CA- und CCA-Analysen sowie den GLM Response-Analysen. Die Gruppenbezeichnungen spiegeln Verbreitungsschwerpunkte wider.

**Kursiv* bedeutet im Gelände festgestellte Verbreitungsbegrenzung. In der letzten Spalte ist der Vergleich mit der Gruppenzugehörigkeit auf Grundlage der Zeitreihenanalysen angegeben.

Art	GLM Optimum Auenstufe *	GLM Opt. Bodenfeuchte	Zeitreihenanalyse (BWC 2020)
oHHA			
<i>Ceratophysella succinea</i>	nur oHHA	zu wenig Daten	
<i>Folsomides parvulus</i>	nur oHHA	zu wenig Daten	Restarten
<i>Hypogastrura vernalis</i>	nur oHHA	0,308	
<i>Mesaphorura hylophila</i>	oHHA	exp. ↑ mit ↓ Feuchte	Restarten
<i>Paratullbergia callypigos</i>	nur oHHA	0,156	Restarten

Art	GLM Optimum Auenstufe *	GLM Opt. Bodenfeuchte	Zeitreihenanalyse (BWC 20020)
<i>Protaphorura armata</i>	fast nur oHHA	0,116	Restarten
<i>Pseudachorutes parvulus</i>	oHHA	n.s.	
<i>Pseudosinella 0+0</i>	nur oHHA	0,182	Restarten
<i>Sminthurinus lawrencei</i>	nur oHHA	zu wenig Daten	Restarten
<i>Tomocerus baudoti</i>	nur oHHA	0,119	
<u>uHHA & oHHA</u>			
<i>Deuterosminthurus bicinctus</i>	n.s.	0,258	Generalist
<i>Entomobrya nivalis</i>	n.s.	0,275	Restarten
<i>Folsomia fimetaria/listeri</i>	fast nur uHHA	0,349	
<i>Friesea mirabilis</i>	uHHA	0,185	Feuchte meidend
<i>Heteromurus nitidus</i>	oHHA	n.s.	Restarten
<i>Isotomodes sexsetosus</i>	nur uHHA	0,175	Restarten
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i>	oHHA	0,127	Restarten
<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i>	nur oHHA, uHHA	0,175	Restarten
<i>Lepidocyrtus lignorum</i>	n.s.	0,175	Restarten
<i>Megalothorax minimus</i>	oHHA	exp. ↑ mit ↓ Feuchte	Feuchte meidend
<i>Mucrosomia garretti</i>	nur uHHA	0,241	
<i>Onychiurus pseudogranulosus</i>	fast nur uHHA	exp. ↑ mit ↓ Feuchte	
<i>Parisotoma notabilis</i>	uHHA	exp. ↑ mit ↓ Feuchte	Restarten
<i>Pogonognathellus flavescens</i>	fast nur uHHA, oHHA	0,204	Restarten
<i>Pseudachorutes subcrassus</i>	uHHA-oHHA	0,262	Restarten
<i>Pseudosinella alba</i>	fast nur uHHA, oHHA	0,164	Restarten
<i>Pseudosinella pettersini</i>	nur oHHA, uHHA	0,274	
<i>Stenaphorurella denisi</i>	oHHA	0,235	
<i>Stenaphorurella quadrispina</i>	nur oHHA, uHHA	0,256	
<i>Willemia anophthalma</i>	nur oHHA, uHHA	0,250	
<u>uHHA</u>			
<i>Anurida granaria</i>	(oWHA-) uHHA	0,374	Feuchte meidend
<i>Dicyrtomina minuta</i>	uHHA	n.s.	höher vorkommend
<i>Entomobryidae spec. Juv.</i>	n.s.	0,230	
<i>Isotoma viridis</i>	n.s.	n.s.	Restarten
<i>Mesaphorura macrochaeta</i>	n.s.	0,229	höher vorkommend
<u>oWHA / uHHA</u>			
<i>Arrhopalites acanthophthalmus</i>	oWHA (-uHHA)	0,282	mesophil
<i>Arrhopalites cf. terricola</i>	nur oWHA, uHHA		mesophil
<i>Dicyrtoma fusca</i>	n.s.	n.s.	Restarten
<i>Folsomia manolachei</i>	oWHA-uHHA	0,316	höher vorkommend
<i>Folsomia quadrioculata</i>	(oWHA -) uHHA	0,336	höher vorkommend
<i>Friesea truncata</i>	oWHA-uHHA	0,350	Feuchte meidend
<i>Isotoma anglicana</i>	oWHA-uHHA	0,273	höher vorkommend
<i>Isotomurus cf. cassagnai</i>	nur oWHA, uHHA	0,423	mesophil
<i>Isotomurus fucicolus</i>	fast nur oWHA, uHHA	0,408	mesophil
<i>Isotomurus palustris</i>	uWHA & oHHA	n.s.	mesophil
<i>Mesaphorura cf. betschi</i>	nur oWHA, uHHA	0,283	
<i>Mesaphorura krausbaueri</i>	oWHA-uHHA	0,302	mesophil
<i>Mesaphorura tenuisensillata</i>	nur oWHA, uHHA	0,368	Restarten
<i>Neotullbergia crassicuspis</i>	fast nur oWHA, uHHA	0,391	mesophil
<i>Neotullbergia tricuspis</i>	nur oWHA, uHHA	0,291	Feuchte meidend
<i>Onychiurus spinularius</i>	nur oWHA, uHHA	zu wenig Daten	mesophil
<i>Orchesella cincta</i>	n.s.	0,252	Restarten
<i>Protaphorura aurantiaca</i>	oWHA	0,362	Generalist
<i>Pseudosinella immaculata</i>	fast nur oWHA, uHHA	0,232	
<i>Tomocerus minor</i>	nur oWHA, uHHA	n.s.	
<i>Tomocerus vulgaris</i>	n.s.	0,299	
<i>Xenyllodes armatus</i>	oWHA	n.s.	

Art	GLM Optimum Auenstufe *	GLM Opt. Bodenfeuchte	Zeitreihenanalyse (BWC 20020)
<u>oWHA</u>			
<i>Arrhopalites caecus</i>	n.s.	0,473	mesophil
<i>Arrhopalites ulehlovae</i>	oWHA	n.s.	mesophil
<i>Isotomiella minor</i>	oWHA (-uHHA)	0,589	generalist
<i>Isotomurus antennalis</i>	nur oWHA	zu wenig Daten	
<i>Proisotoma cf. dottrensi</i>	nur oWHA	zu wenig Daten	
<i>Seira domestica</i>	n.s.	0,471	
<i>Sminthurides parvulus</i>	oWHA-uHHA	0,551	hygrophil
<i>Sphaeridia pumilis</i>	oWHA-uHHA	exp. ↑ mit ↑ BF	hygotolerant
<i>Xenylla boernerii</i>	nur oWHA	0,498	mesophil
<i>Xenylla maritima</i>	oWHA	n.s.	
<u>uWHA / oWHA</u>			
<i>Anurida ellipsoides</i>	nur uWHA, oWHA	0,503	
<i>Anurida tullbergi</i>	fast nur uWHA	n.s.	
<i>Anurida uniformis</i>	uWHA-oWHA	exp. ↑ mit ↑ BF	generalist
<i>Isotomurus plumosus</i>	n.s.	0,605	mesophil
<i>Sminthurides signatus</i>	uWHA-oWHA	0,521	hygrophil
<i>Sminthurinus aureus</i>	uWHA-oWHA	exp. ↑ mit ↑ BF	hygotolerant
<u>uWHA</u>			
<i>Podura aquatica</i>	uWHA-oWHA	exp. ↑ mit ↑ BF	hygrophil
<i>Sminthurides aquaticus</i>	uWHA-oWHA	n.s.	hygrophil
<i>Sminthurides malmgreni</i>	uWHA-oWHA	exp. ↑ mit ↑ BF	hygrophil
<i>Sminthurides spec. Juv.</i>	uWHA-oWHA	exp. ↑ mit ↑ BF	hygrophil
<u>uneindeutig, uWHA - uHHA</u>			
<i>Endonura tetraphthalma</i>	n.s.	0,352	Feuchte meidend
<i>Lepidocyrtus paradoxus</i>	n.s.	0,412	
<i>Sminthurus nigromaculatus</i>	n.s.	exp. ↑ mit ↑ BF	hygotolerant
<u>in CCA in o/uHHA, aber Statistik = nicht eindeutig</u>			
<i>Ballistura tuberculata</i>	n.s.	0,563	
<i>Ceratophysella denticulata</i>	unklar	exp. ↑ mit ↑ BF	
<i>Folsomia candida</i>	oHHA	exp. ↑ mit ↑ BF	
<i>Heterosminthurus insignis</i>	n.s.	n.s.	
<i>Neanura muscorum</i>	n.s.	n.s.	Feuchte meidend
<i>Oligaphorura groenlandica</i>	n.s.	n.s.	
<i>Xenylla grisea</i>	n.s.	n.s.	

Die anschließenden zusammenfassenden Response-Analysen der Arten (GAM-Regressionen) bestätigten ihre Zuordnung zu den verschiedenen Gruppen. Für die Arten in der „oHHA“-Gruppe ergibt sich eine exponentielle Populationsentwicklung nur in den obersten Auenstufen (Abb. 27a, oben) sowie bei den niedrigsten Bodenfeuchten (Abb. 28a, oben). Bzgl. der Bodenfeuchte gab es allerdings Ausnahmen (*Ceratophysella succinea*, *Hypogastrura vernalis*). Diese Arten wurden zwar nur in den oHHA erfasst, allerdings auch nur in Jahren stärkerer Überflutungen (1996, 1999) und somit bei etwas höheren Bodenfeuchten.

Bei den Collembolen der nächsten Gruppe („uHHA und oHHA“) wurden entweder die stärksten Populationsentwicklungen in beiden HHA-Stufen oder exponentielle Entwicklungen in zunehmend höheren Auenstufen vorausgesagt. (Abb. 27a, Mitte). Ihre Bodenfeuchte-Optima lagen ebenfalls recht niedrig (20-35%; Abb.28a, Mitte). Wenn die Bodenfeuchte unter 20% fiel, sanken aber auch die Populationsdichten drastisch. Eine Ausnahme bildet lediglich *L. cynaeus*, die eine positive Entwicklung bei niedrigeren Bodenfeuchten aufwies. Sie trat in trockeneren Jahren häufiger in den uHHA auf.

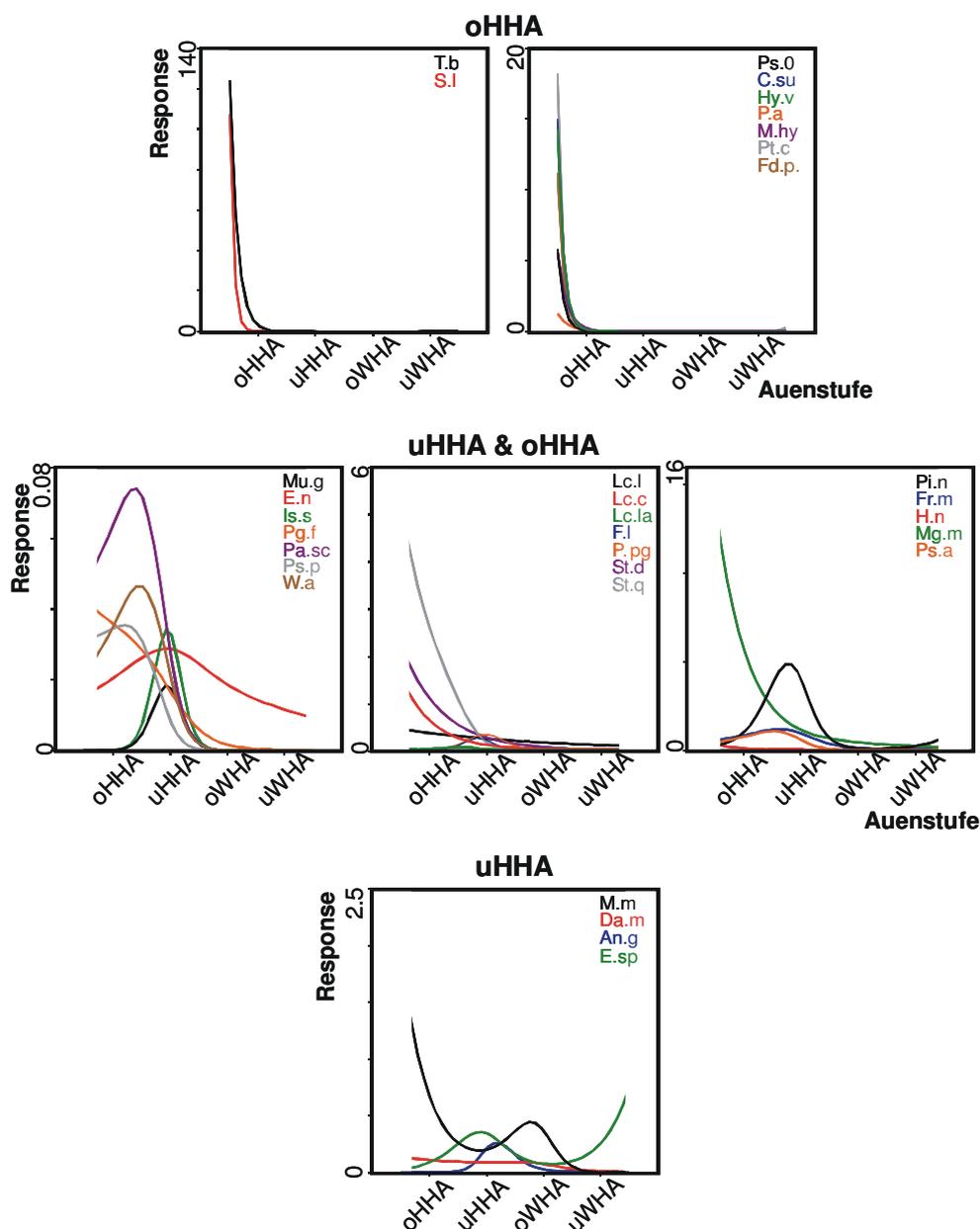


Abb. 27a. Response-Analysen (GAM) der Arten verschiedener Artengruppen mit Verteilungsschwerpunkten in den Hartholzauen. Dargestellt sind die Regressionen der Populationsstärken in den verschiedenen Auenstufen (Angaben in Ind./m²). Die Abkürzungen der Artbezeichnungen entsprechen Anhang 3.

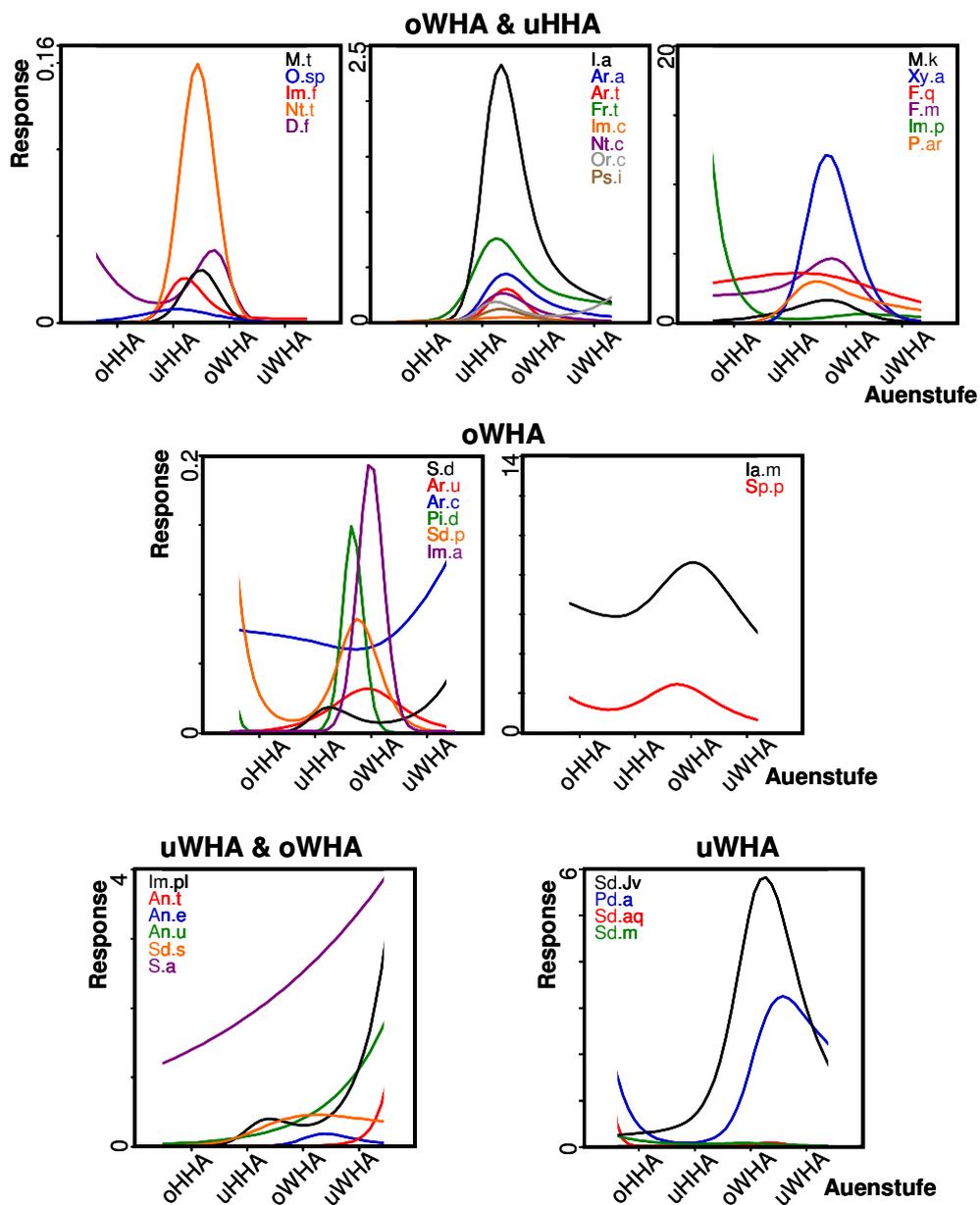


Abb. 27b. Response-Analysen (GAM) der Arten verschiedener Gruppen mit Verteilungsschwerpunkten in den Weichholzauen. Die Regressionen entsprechen Abb. 27a (Angaben in Ind./m²). Die Abkürzungen der Artbezeichnungen entsprechen Anhang 3.

Die Bodenfeuchte-Optima der Arten der Gruppe „uHHA“ lagen zwischen 20% und 40% (Abb.28, unten). Ihre stärksten Vorkommen lagen aber niedriger (Abb. 28a, unten). Die Arten der Gruppe „uHHA & oWHA“ waren in diesen beiden Auenstufen deutlich häufiger (Abb. 27b, Oben). Eine Ausnahme stellte *I. palustris* dar, die jedoch etwas größere Dichten bei zunehmenden Bodenfeuchten aufwies. Dies entspricht auch ihrer weiten Verbreitung bei höheren Bodenfeuchten. Die Populationsoptima der restlichen Arten dieser Gruppe lagen bei ca. 35-45% Bodenfeuchte (Abb. 28b, oben).

Die Verbreitungsoptima der „oWHA“-Arten befanden sich eindeutig in den oWHA (Abb. 27b, Mitte). Ausnahmen stellten *S. parvulus* dar, die eine bimodale Verbreitung mit einem zweiten Peak in den oberen HHA Stufen aufwies, sowie *A. caecus*, die in ähnlichen Populationsstärken in allen Auenstufen vorausgesagt wurde. Dies erklärt sich aus der weiten Verbreitung der Art auf vielen Flächen mit den entsprechenden Bedingungen. Die Abundanzkurven stiegen bei allen Arten dieser Gruppe mit Bodenfeuchten ab 40% an (Abb. 28b, Mitte). Dabei reagierten die Arten der Gruppe „oWHA & uWHA“ am deutlichsten mit einem Populationsanstieg ab der oWHA und entwickelten sich in den uWHA weiter (Abb.

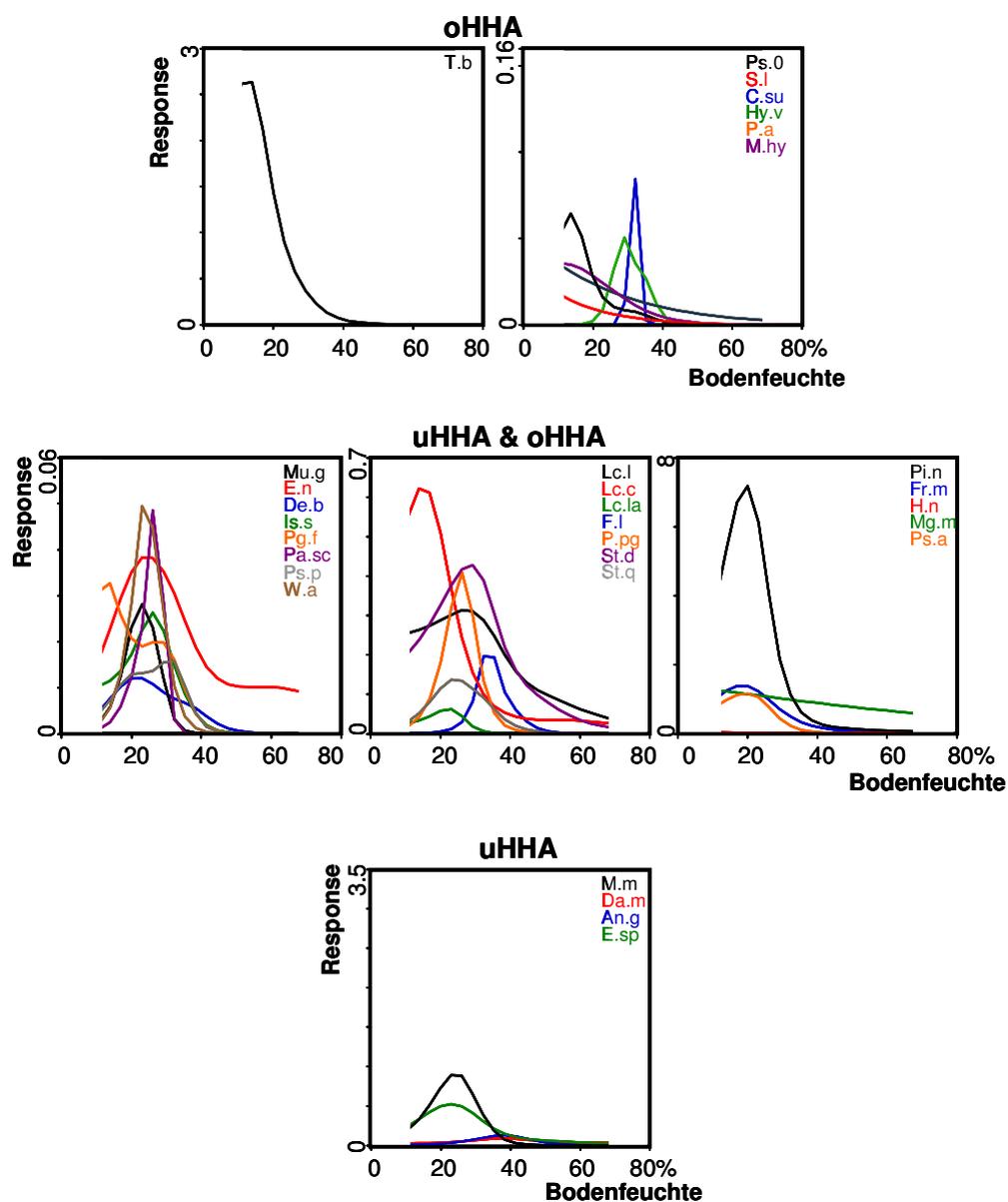


Abb. 28a. Response-Analyses (GAM) der Arten verschiedener Artengruppen mit Verteilungsschwerpunkten in den Hartholzauen. Dargestellt sind die Regressionen der Populationsstärken bei unterschiedlicher Bodenfeuchte (Angaben in Ind./m²). Die Abkürzungen entsprechen den Artbezeichnungen im Anhang 3.

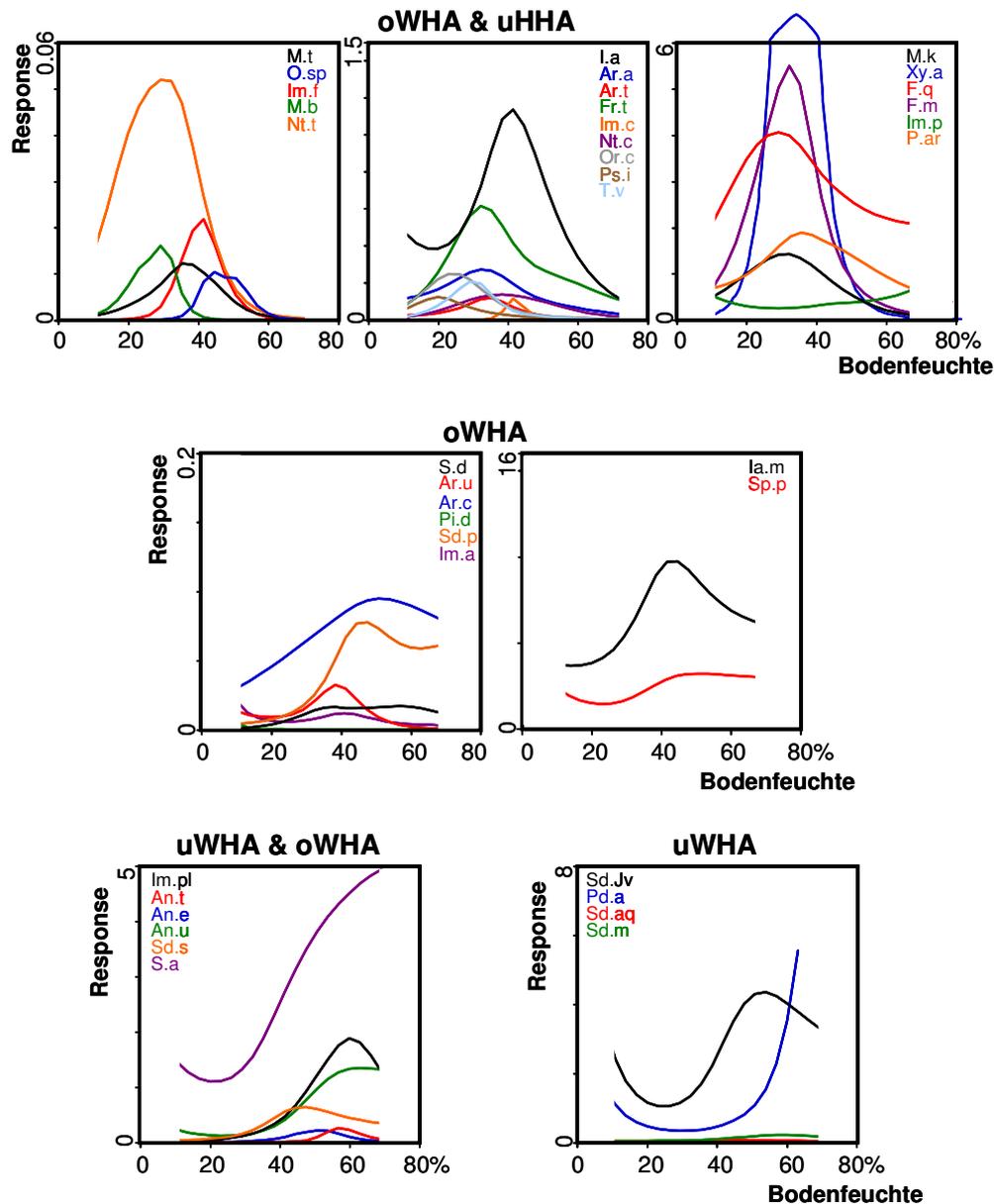


Abb. 28b. Response-Analysen (GAM) der Arten verschiedener Artengruppen mit Verteilungsschwerpunkten in den Weichholzauen. Die Regressionen entsprechen Abb. 28a (Angaben in Ind./m²). Die Abkürzungen der Artbezeichnungen entsprechen Anhang 3.

27b, links).

Die Optima ihrer Populationsdichten wurden zwischen 40% und 60% Bodenfeuchte erreicht, sanken aber bei weiter steigender Bodenfeuchte ab (Abb. 28b, unten links). Die letzte Gruppe der „uWHA“-Arten zeigte nicht so deutliche Reaktionen. Ihre größten Populationen lagen z.B. in den oWHA und nur z.T. in den uWHA (Abb. 27b, unten rechts). Dies entspricht jedoch der Tatsache, dass sie in stark überfluteten Jahren ebenfalls in den höher liegenden

oWHA in größeren Dichten vorgefunden wurden. Ihre Bodenfeuchte-Optima lagen meist über 50% (Abb. 28b, unten rechts).

Da die Gruppenzuordnungen durch diese Response-Analysen bestätigt wurden, konnten sie zunächst in der vorhandenen Form angenommen werden. Die Gruppenzuordnung basiert auf der räumlichen Verteilung bzw. auf den bevorzugten Bodenfeuchten der Arten und repräsentiert somit jeweils Arten ähnlicher (= isovalenter) ökologischer Reaktionsmuster. Im nächsten Schritt wurden diese Gruppierungen mit denjenigen des letzten Projektes (BWC 20020) verglichen, um die isovalenten *räumlichen* Verteilungen mit den *zeitlichen* Reaktionen nach Überflutungsereignissen zu koppeln. Die zwei Gruppierungen stimmen sehr gut miteinander überein (Tab. 5 und 6), so dass die Gruppen der zwei Analysen fast synonymisiert werden könnten. Die Bezeichnungen der einzelnen Gruppen wurden deshalb aus dem letzten Projekt übernommen, um die ähnlichen ökologischen Reaktionen der beteiligten Arten zu betonen. Als Grundlage dienten allerdings die Artenzuordnungen aus den räumlichen Verteilungen, da diese Gruppierungen auf einem größeren Datenumfang basieren. Die Unterschiede zwischen den zwei Gruppierungen bestanden v.a. darin, dass die jetzige Gruppierung mehr Arten umfasst, die „Restarten“ aus der zeitlichen Gruppierung mit aufgenommen wurden und v.a. die frühere Gruppe der überflutungstoleranten Arten in zwei unterschiedliche Gruppen aufgeteilt wurde. Außerdem wurden an den Artenzuordnungen weitere Veränderungen vorgenommen, die im Folgenden begründet werden.

Aus der Gruppe der „uHHA & oHHA“-Arten (nun „Überflutung-ausweichend“ genannt) wurden die Arten *D. bicinctus*, *M. garretti* und *P. notabilis* in die Gruppe „Nässe meidend“ (= „uHHA“) verschoben. Die erstere Art war in den verschiedenen Flächen weit verbreitet („Generalist“ in der bisherigen Gruppierung) und zeigte erhöhte Individuenzahlen in trockeneren Jahren. V.a. deshalb war sie gemeinsam mit Arten höherer Auenstufen in die Ordinationen eingeordnet worden. Die letzteren Arten wurden insbesondere aufgrund ihres engen Bezuges zu den uHHA-Arten verschoben. Aus der Gruppe der uHHA-Arten wurde *I. viridis* entfernt, da sie in den GLM-Analysen und auch durch die Zeitreihenanalysen nicht identifizierbar war. Demgegenüber wurden die Arten *F. manolachei*, *F. quadrioculata*, *M. betschi*, *O. cincta*, *P. immaculata*, *T. minor* und *T. vulgaris* aus der mesophilen Gruppe („oWHA/uHHA“) in die Gruppe der Nässe-meidenden Arten („uHHA“) verschoben. Dies läßt sich dadurch begründen, daß sie ähnliche Reaktionen wie die "Nässe-meidenden" bzw. die Restarten in den Zeitanalysen zeigt. Außerdem ist sie mit diesen Arten in den CCA-Ordinationen vergesellschaftet und zeigt eine höhere Dichte bei niedrigeren Bodenfeuchten (GLM-Analysen). Von den mesophilen Arten aus der Gruppe der Generalisten („oWHA“-Arten) wurde *P. aurantiaca* verschoben, weil sie weit verbreitet war (auch in den uWHA), ein etwas höheres Bodenfeuchteoptimum zeigte und nicht in den höchsten Auenstufen auftrat. Andererseits wurde *S. domestica* von den Generalisten („oWHA“-Arten) in die

Nässe-meidende Gruppe („uHHA“) verlagert, weil sie v.a. in der uHHA zu finden war und ihr rein rechnerisch hohes Bodenfeuchteoptimum eher als Artefakt anzusehen ist. Zu den hygrotoleranten Arten („uWHA/oWHA“-Arten) wurden die oWHA-Arten *S. parvulus* und *S. pumilis* zugeordnet, weil sie in den Zeitreihenanalysen als hygrophil bzw. hygrotolerant eingestuft wurden und ihre stärksten Populationszahlen in den Response-Analysen bei sehr hohen Bodenfeuchten auftraten. *A. uniformis* wurde wiederum als Generalist eingestuft, weil ihre Zuordnung zu den uWHA-oWHA-Arten („hygrotolerant“) lediglich auf ihr stärkeres Vorkommen in den uWHA in den trockeneren Jahren 2004 und 2005 zurückzuführen war. Schließlich wurde *S. signatus* von den uWHA-oWHA-Arten zu den hygrophilen Arten zugeordnet. Dies wird mit ihrer Tendenz begründet, erst später im Jahr nach Hochwasserereignissen v.a. infolge ihrer Juvenilentwicklung in den oWHA vorzukommen und in trockeneren Jahren nur in den tiefsten uWHA aufzutreten. Somit wurde die letztendliche Zuordnung der Arten in ökologisch isovalente Gruppen festgelegt (Tab. 6).

Tabelle 6. Endgültige Zuordnung der Arten in ökologisch isovalente Gruppen. Die Zugehörigkeiten früherer Aufteilungen, die auf den Verteilungsmustern („2004-2005-Gruppen“: aus dem vorliegenden Vorhaben) sowie den zeitlichen Reaktionsmustern basieren („2002/2003-Gruppen“: aus dem Vorhaben BWC 20020), sind zum Vergleich angegeben.

	2004/2005 Gruppen	2002/2003-Gruppen
<u>Überflutungs-intolerant</u>		
<i>Ceratophysella succinea</i>	oHHA	
<i>Folsomides parvulus</i>	oHHA	Restarten
<i>Hypogastrura vernalis</i>	oHHA	
<i>Mesaphorura hylophila</i>	oHHA	Restarten
<i>Paratullbergia callypigos</i>	oHHA	Restarten
<i>Protaphorura armata</i>	oHHA	Restarten
<i>Pseudachorutes parvulus</i>	oHHA	
<i>Pseudosinella 0+0</i>	oHHA	Restarten
<i>Sminthurinus lawrencei</i>	oHHA	Restarten
<i>Tomocerus baudoti</i>	oHHA	
<u>Überflutungs-ausweichend</u>		
<i>Entomobrya nivalis</i>	uHHA & oHHA	Restarten
<i>Folsomia fimetaria/listeri</i>	uHHA & oHHA	
<i>Friesea mirabilis</i>	uHHA & oHHA	Feuchte meidend
<i>Heteromurus nitidus</i>	uHHA & oHHA	Restarten
<i>Isotomodes sexsetosus</i>	uHHA & oHHA	Restarten
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i>	uHHA & oHHA	Restarten
<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i>	uHHA & oHHA	Restarten
<i>Lepidocyrtus lignorum</i>	uHHA & oHHA	Restarten
<i>Megalothorax minimus</i>	uHHA & oHHA	Feuchte meidend
<i>Onychiurus pseudogranulosus</i>	uHHA & oHHA	
<i>Pogonognathellus flavescens</i>	uHHA & oHHA	Restarten
<i>Pseudachorutes subcrassus</i>	uHHA & oHHA	Restarten
<i>Pseudosinella alba</i>	uHHA & oHHA	Restarten
<i>Pseudosinella pettersini</i>	uHHA & oHHA	
<i>Stenaphorurella denisi</i>	uHHA & oHHA	
<i>Stenaphorurella quadrispina</i>	uHHA & oHHA	
<i>Willemia anophthalma</i>	uHHA & oHHA	

<u>Nässe-meidend</u>		
<i>Anurida granaria</i>	uHHA	Feuchte meidend
<i>Deuterosminthurus bicinctus</i>	uHHA & oHHA	Generalist
<i>Dicyrtomina minuta</i>	uHHA	höher vorkommend
<i>Endonura tetrophthalma</i>	nicht einordnbar	Feuchte meidend
<i>Entomobryidae spec. Juv.</i>	uHHA	
<i>Folsomia manolachei</i>	oWHA / uHHA	höher vorkommend
<i>Folsomia quadrioculata</i>	oWHA / uHHA	höher vorkommend
<i>Isotoma viridis</i>	uHHA	Restarten
<i>Mesaphorura betschi / massoudi</i>	oWHA / uHHA	
<i>Mesaphorura macrochaeta</i>	uHHA	höher vorkommend
<i>Mucrosomia garretti</i>	uHHA & oHHA	
<i>Neanura muscorum</i>	nicht einordnbar	Feuchte meidend
<i>Orchesella cincta</i>	oWHA / uHHA	Restarten
<i>Parisotoma notabilis</i>	uHHA & oHHA	Restarten
<i>Pseudosinella immaculata</i>	oWHA / uHHA	
<i>Seira domestica</i>	oWHA	
<i>Tomocerus minor</i>	oWHA / uHHA	
<i>Tomocerus vulgaris</i>	oWHA / uHHA	
<u>Mesophil</u>		
<i>Arrhopalites acanthophthalmus</i>	oWHA / uHHA	mesophil
<i>Arrhopalites cf. terricola</i>	oWHA / uHHA	mesophil
<i>Dicyrtoma fusca</i>	oWHA / uHHA	Restarten
<i>Friesea truncata</i>	oWHA / uHHA	Feuchte meidend
<i>Isotoma anglicana</i>	oWHA / uHHA	höher vorkommend
<i>Isotomurus cf. cassagnai</i>	oWHA / uHHA	mesophil
<i>Isotomurus fucicolus</i>	oWHA / uHHA	mesophil
<i>Isotomurus palustris</i>	oWHA / uHHA	mesophil
<i>Mesaphorura krausbaueri</i>	oWHA / uHHA	mesophil
<i>Mesaphorura tenuisensillata</i>	oWHA / uHHA	Restarten
<i>Neotullbergia crassiscuspis</i>	oWHA / uHHA	mesophil
<i>Neotullbergia tricuspis</i>	oWHA / uHHA	feucht meidend
<i>Onychiurus spinularius</i>	oWHA / uHHA	mesophil
<i>Xenyllodes armatus</i>	oWHA / uHHA	Restarten
<u>Generalist + Auenliebend</u>		
<i>Arrhopalites caecus</i>	oWHA	mesophil
<i>Arrhopalites ulehlovae</i>	oWHA	mesophil
<i>Isotomiella minor</i>	oWHA	Generalist
<i>Isotomurus antennalis</i>	oWHA	
<i>Proisotoma cf. dottrensi</i>	oWHA	
<i>Protaphorura aurantiaca</i>	oWHA / uHHA	Generalist
<i>Xenylla boernerii</i>	oWHA	mesophil
<i>Xenylla maritima</i>	oWHA	
<u>Hygrotolerant</u>		
<i>Anurida ellipsoides</i>	uWHA / oWHA	
<i>Anurida tullbergi</i>	uWHA / oWHA	
<i>Anurida uniformis</i>	uWHA / oWHA	Generalist
<i>Isotomurus plumosus</i>	uWHA / oWHA	mesophil
<i>Sminthurides parvulus</i>	oWHA	hygrophil
<i>Sminthurinus aureus</i>	uWHA / oWHA	hygrotolerant
<i>Sphaeridia pumilis</i>	oWHA	hygrotolerant
<u>Hygrophil</u>		
<i>Podura aquatica</i>	uWHA	hygrophil
<i>Sminthurides aquaticus</i>	uWHA	hygrophil
<i>Sminthurides malmgreni</i>	uWHA	hygrophil
<i>Sminthurides signatus</i>	uWHA / oWHA	hygrophil

<i>Sminthurides spec. Juv.</i>	uWHA	hygrophil
<u>nicht einzuordnen</u>		
<i>Ballistura tuberculata</i>		
<i>Ceratophysella denticulata</i>		
<i>Folsomia candida</i>		
<i>Heterosminthurus insignis</i>		
<i>Lepidocyrtus paradoxus</i>		
<i>Oligaphorura groenlandica</i>		
<i>Sminthurus nigromaculatus</i>		hygotolerant
<i>Xenylla grisea</i>		

Die Neuberechnung der Gemeinschaftszusammensetzungen aller Flächen und Probenzeitpunkte (2002-2005) mit den isovalenten Gruppen zeigte, dass die Bodenzönosen auf diese Weise sinnvoll ökologisch charakterisiert werden können. Bodenbiologische Unterschiede waren hiermit sowohl zwischen (räumlich) als auch innerhalb der Flächen (zeitlich) festzustellen. Beispielsweise beherrschten hygrophile und hygotolerante Arten sowie der durch Hochwasser stark geförderte Generalist *I. minor* die am häufigsten überfluteten unteren Weichholzauen aller Standorte (Abb. 29). Der Anteil dieser Artengruppen war in überflutungsreichen Jahren am höchsten (z.B. 2002) oder direkt nach den Frühjahr-/Frühsommer-Überschwemmungen (z.B. Mai und Juli 2003, Juli 2004 und 2005). In trockenen bzw. überflutungsarmen Jahren (2003, 2005) sanken ihre Anteile an den Gemeinschaften und die Proportionen mesophiler bis überflutungsintoleranter Arten nahmen zu. In den oberen Weichholzauen traten ebenfalls sehr viele hygrophile und hygotolerante Arten sowie *I. minor* in überflutungsreichen Jahren (z.B. 2002, Mai 2003) auf (Abb. 30). Hierbei waren allerdings die stochastischen Unterschiede zwischen den Flächen größer, z.B. im Anteil von *I. minor*. In überflutungsarmen Jahren (z.B. ab Juli 2003) nahm der Dominanzwert dieser Arten noch deutlicher ab, während mesophile und nässe-meidende Arten in den Gemeinschaften vorherrschten. Welche dieser beiden Artengruppen den größeren Anteil bildete, war von Fläche zu Fläche verschieden. Nach einem erneuten Hochwasser im September 2005 nahmen hygrophile und hygotolerante Collembolen auf allen Standorten wieder leicht zu. Dieser Wechsel der dominanten Artengruppen folgt aus den Veränderungen der Bodenbedingungen, wie sie z.B. an den jeweiligen durchschnittlichen Bodenfeuchten ablesbar sind (s. Abb. 29-31). In den am wenigsten überfluteten unteren Hartholzauen waren im überflutungsreichen Jahr 2002 die Anteile hygrophiler und hygotoleranter Arten deutlich geringer als in den tieferen Auenstufen (Abb. 31). Dafür übernahm *I. minor* größere Anteile der Gemeinschaften. In den trockeneren Jahren nahmen die Anteile dieser Arten in allen Standorten drastisch ab, während mesophile und nässe-meidende Arten die Gemeinschaften dominierten und damit die Verhältnisse denen der oberen Weichholzauen ähnelten. Nach der erneuten Überflutung in September 2005 erhöhte sich die Dominanz der hygotoleranten Arten auch in dieser Auenstufe auf allen Standorten.

Die Veränderungen im Dominanzverhalten der einzelnen Gruppen folgten ebenfalls den abiotischen Bodenfaktoren.

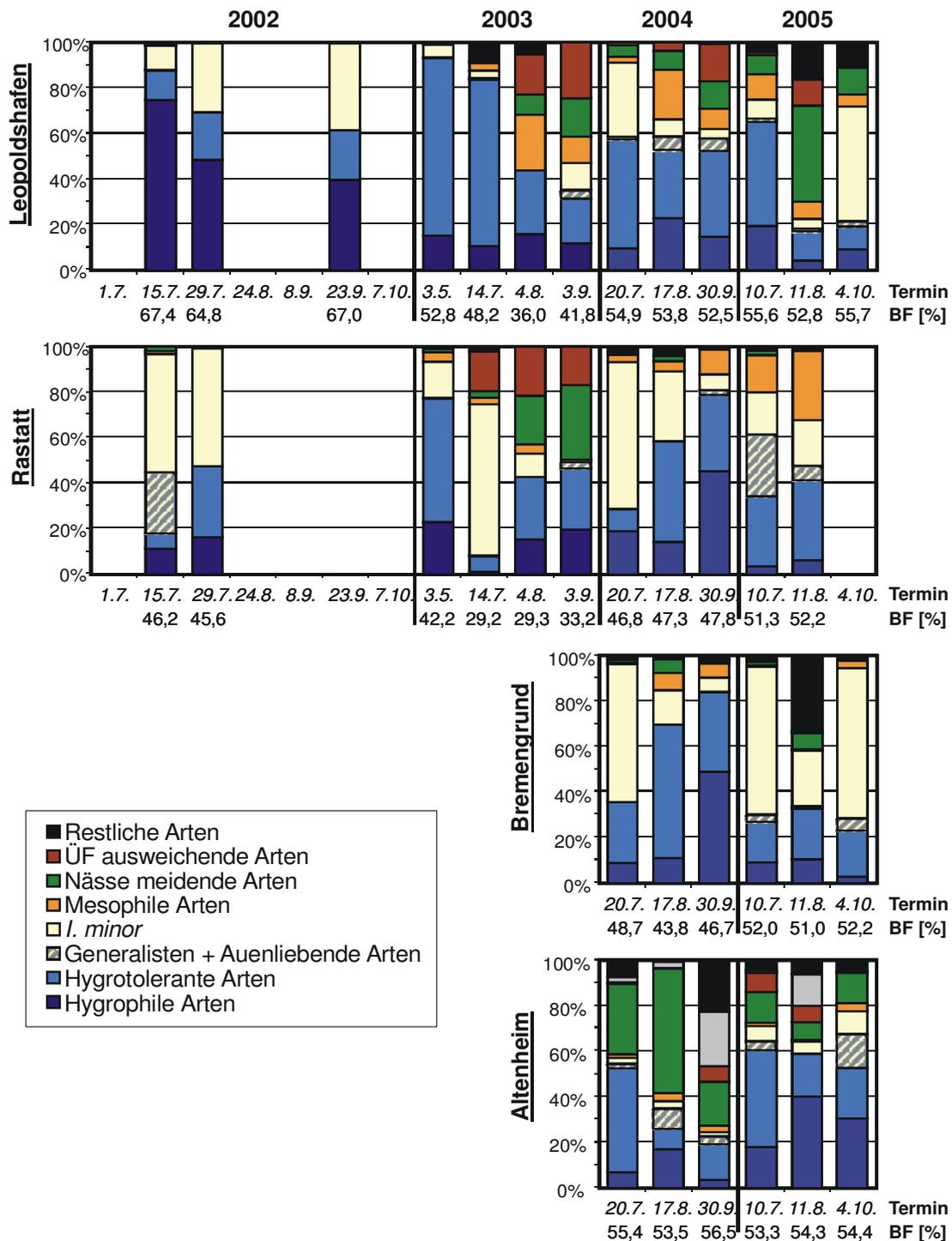


Abb. 29. Darstellung der Artengemeinschaften der unteren Weichholzauen anhand der ökologisch isovalenten Artengruppen. Vergleich der Gemeinschaften der verschiedenen Standorte und Zeitpunkte 2002-2005.

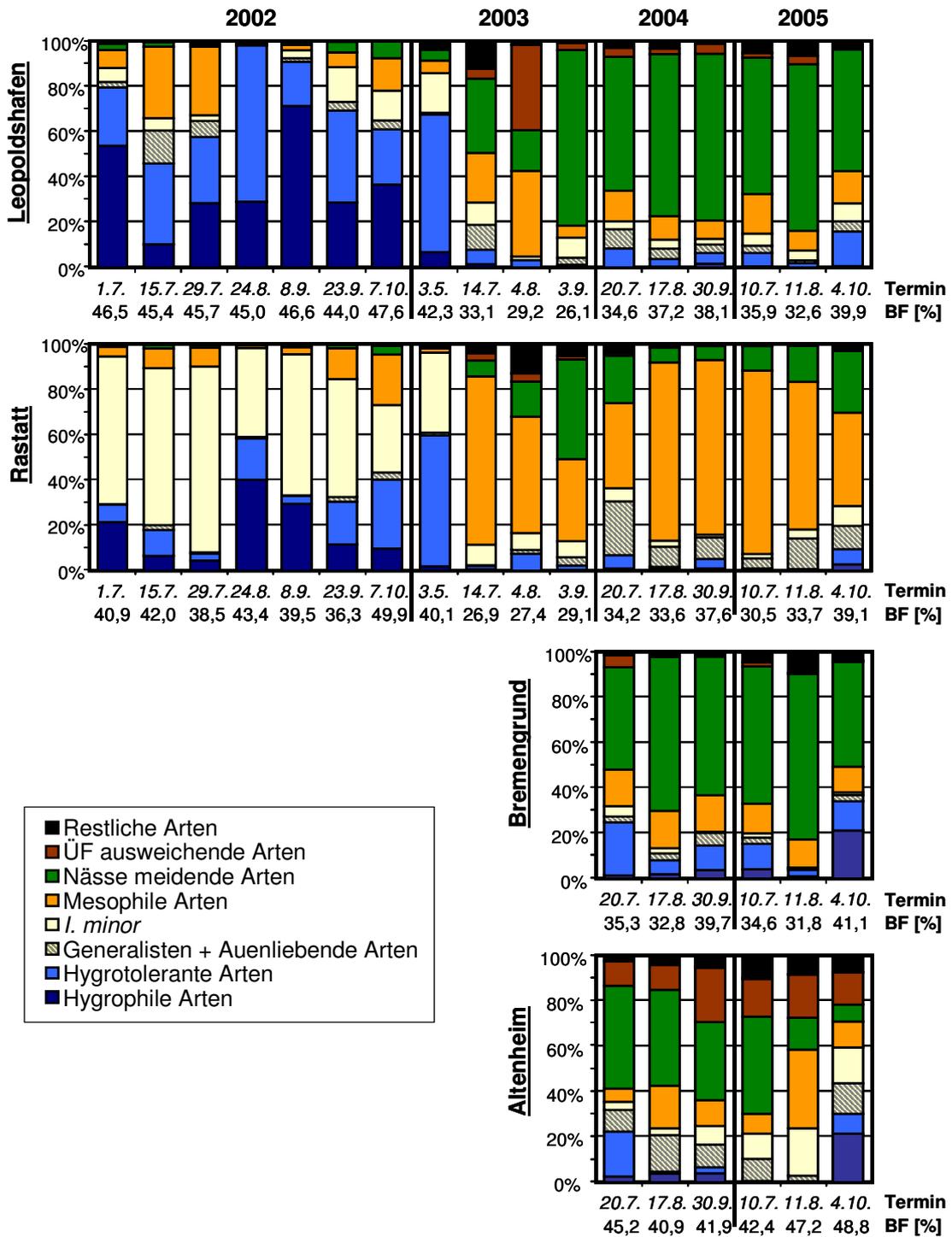


Abb. 30. Darstellung der Artengemeinschaften der oberen Weichholzauen anhand der ökologisch isovalenten Artengruppen. Vergleich der Gemeinschaften der verschiedenen Standorte und Zeitpunkte 2002-2005.

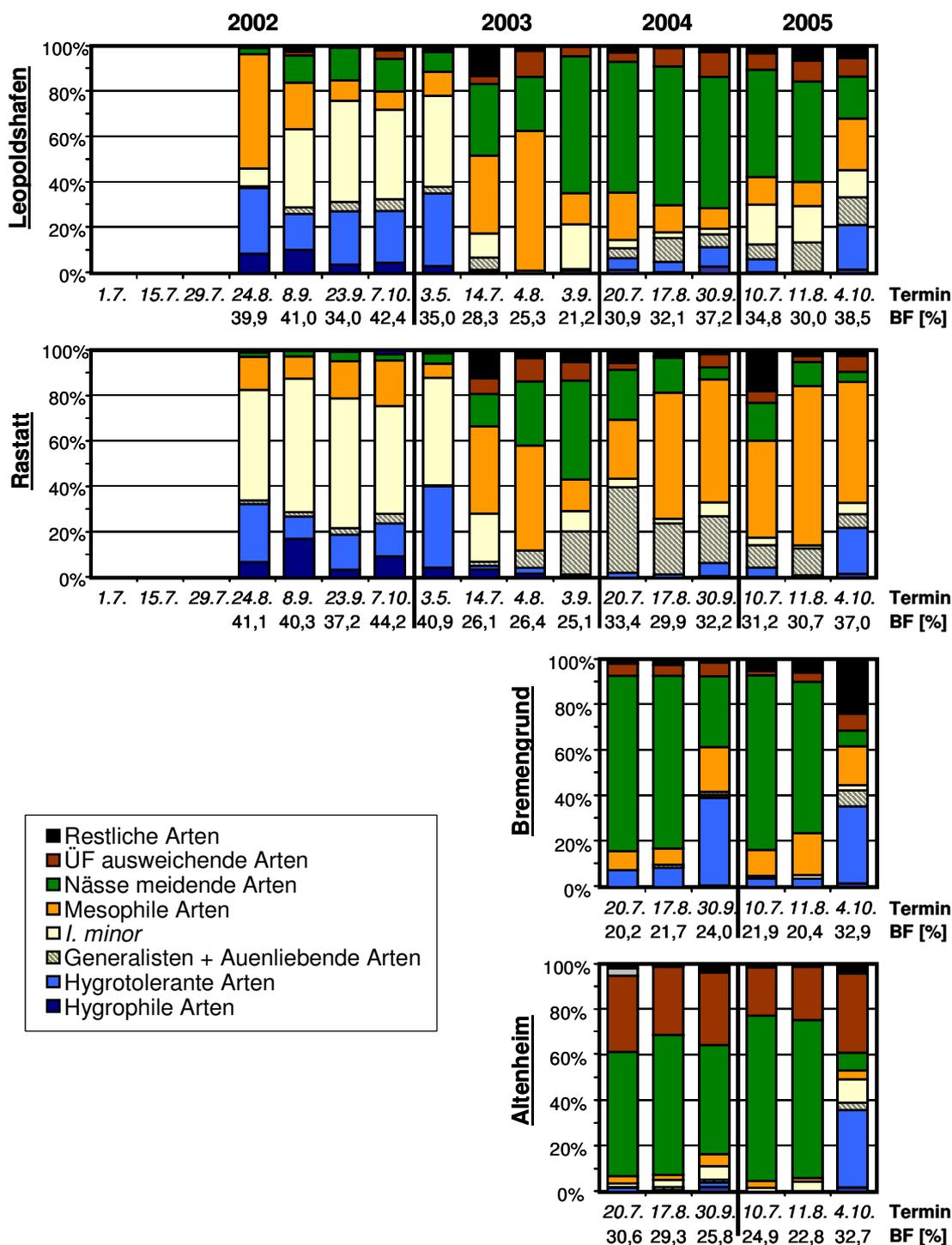


Abb. 31. Darstellung der Artengemeinschaften der unteren Hartholzauen anhand der ökologisch isovalenten Artengruppen. Vergleich der Gemeinschaften der verschiedenen Standorte und Zeitpunkte 2002-2005.

Die Veränderungen in der Zusammensetzung der Gemeinschaften traten regelmäßig in den betrachteten Standorten auf. Dies erlaubt es, die proportionalen Verhältnisse der verschiedenen Gruppen als Erwartungswerte anzusehen. Aufgrund der stochastischen

Standortunterschiede bzw. durch die Abhängigkeit der Bodentiere von den abiotischen Veränderungen werden die Werte in Bereichen angegeben. Außerdem müssen die Werte für die verschiedenen Auenstufen (= durchschnittliche Hochwasserintensitäten) getrennt nach überflutungsreichen und überflutungsarmen Jahre angegeben werden (Tab. 7). In überflutungsreichen bzw. niedrigeren, häufig überfluteten Auenstufen ist demnach zu erwarten, dass hygrophile und hygrotolerante Arten die Gemeinschaften überwiegen. Außerdem nehmen erwartungsgemäß unter solchen Bedingungen die Bestandsdichten der Generalisten und v.a. der Art *I. minor* stark zu, da ihre Populationen durch mäßige Hochwasserereignisse gefördert werden können. Die Dominanzen dieser Arten steigen mit zunehmend höherer Auenstufe bzw. mit abnehmendem Hochwassereinfluß in hohem Maße. Unter solchen Bedingungen wiederum ist eine starke Zunahme mesophiler, Nässe-meidender sowie Hochwasser-meidender Arten zu erwarten.

Diese Veränderungen richten sich offensichtlich nicht nur nach den durchschnittlichen sowie

Tabelle 7: Erwartungswerte für die Anteile der ökologischen Artengruppen an der Gesamtgemeinschaft. Angegeben sind die beobachteten Wertebereiche für verschiedene durchschnittliche Überflutungshäufigkeiten (= Auenstufen) sowie unterschiedliche hydrologische Bedingungen. Die Angaben folgen Tab. 4.

	Überflutungsreich				Überflutungsarm					
	Min	-90%	Mittel	+90%	Max	Min	-90%	Mittel	+90%	Max
Artengruppen	uWHA									
hygrophile Arten	11,3%	11,6%	30,5%	49,5%	74,9%	1,2%	7,9%	11,3%	14,7%	49,1%
<i>I. minor</i>	0%	0%	5,4%	14,2%	26,8%	0%	1,3%	2,9%	4,5%	27,4%
Generalisten	10,6%	19,2%	31,8%	44,5%	52,0%	0%	17,0%	24,0%	30,9%	66,5%
mesophile	0%	0%	0,3%	0,8%	1,4%	0%	5,3%	7,7%	10,0%	30,3%
Nässe-meidende	0%	0%	0,4%	0,9%	1,7%	0%	4,6%	7,8%	10,9%	42,3%
ÜF-meidende	0%	0%	0,1%	0,2%	0,3%	0%	3,1%	5,5%	8,0%	24,5%
ÜF-intolerante	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	oWHA									
hygrophile Arten	4,5%	24,4%	31,3%	38,1%	89,0%	0%	0,8%	2,0%	3,2%	21,2%
hygrotolerante	3,2%	14,8%	19,7%	24,7%	69,0%	0,6%	0,6%	5,0%	9,5%	60,8%
<i>I. minor</i>	0%	3,3%	7,1%	10,9%	43,4%	0%	3,7%	5,2%	6,7%	23,7%
Generalisten	0%	11,1%	19,4%	27,8%	82,1%	0,2%	1,7%	3,8%	5,8%	35,4%
mesophile	0%	4,9%	7,8%	10,6%	31,7%	1,8%	12,3%	19,9%	27,4%	80,9%
Nässe-meidende	0%	0,9%	1,7%	2,5%	10,0%	1,0%	18,9%	26,7%	34,4%	77,6%
ÜF-meidende	0%	0,04%	0,1%	0,1%	0,7%	0%	1,0%	3,1%	5,2%	37,7%
ÜF-intolerante	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0,01%	0,02%	0,23%
	uHHA									
hygrophile Arten	3,4%	4,5%	7,1%	9,7%	17,1%	0%	0,6%	1,0%	1,4%	4,4%
hygrotolerante	9,8%	14,7%	18,5%	22,3%	29,0%	0%	6,1%	9,6%	13,1%	38,5%
<i>I. minor</i>	0,8%	1,7%	2,5%	3,4%	5,1%	0%	5,4%	8,0%	10,6%	37,4%
Generalisten	7,7%	27,7%	37,1%	46,5%	58,8%	0%	5,3%	8,8%	12,3%	47,2%
mesophile	8,1%	7,6%	15,6%	23,5%	50,2%	6,4%	15,1%	20,7%	26,4%	70,3%
Nässe-meidende	2,1%	1,7%	5,0%	8,3%	14,4%	4,5%	17,7%	24,9%	32,2%	77,1%
ÜF-meidende	0%	0,2%	0,9%	1,6%	3,7%	0%	4,7%	5,6%	6,5%	11,4%
ÜF-intolerante	0%	0%	0,04%	0,1%	0,3%	0%	0%	0,01%	0,03%	0,32%

aktuellen Überflutungen auf den Flächen, sondern auch nach den damit verbundenen Bodenbedingungen. Da mit den unterschiedlichen Bodenverhältnissen die stochastischen faunistischen Unterschiede erklären werden könnten, wurden die Bodenwerte mit den Individuendichten der verschiedenen Artengruppen korreliert. Viele der Bodenwerte korrelieren signifikant mit den Artengruppen, wenn auch z.T. mit niedrigen Korrelationskoeffizienten (Tab. 8). Danach müssen als Haupteinflussfaktoren des Bodens die Bodenfeuchte, der Sandanteil (= Bodenart) sowie das C/N-Verhältnis angesehen werden. Nur bei einzelnen Artengruppen sind der pH-Wert oder der Gehalt an Kohlenstoff von Bedeutung.

Tabelle 8. Signifikante Korrelationen zwischen den relativen Abundanzen der ökologischen Artengruppen und abiotischen Bodenfaktoren. Angegeben sind die Korrelationskoeffizienten. * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$, *** $P < 0,001$.

	Boden feuchte	% Sand	pH	[C]	C/N
hygrophile Arten	0,517***	-0,111**		0,108**	0,095*
hygotolerante Arten	0,336***	0,105**	0,223***		-0,073*
<i>I. minor</i>	0,328***	0,084*	0,124**		-0,182***
Generalisten	-0,118**	-0,073*			-0,241***
mesophile Arten	-0,281***				-0,236***
Nässe-meidende Arten	-0,402***	0,337**			-0,201***
Hochwasser-meidende Arten	-0,226***	0,183***			

Die multifaktoralen Regressionen zwischen den signifikant korrelierenden Bodenwerten und den *Individuendichten* der Artengruppen ergaben meistens keine signifikanten Ergebnisse. Offensichtlich müssen für die tatsächlichen Populationsstärken weitere Faktoren eine Rolle spielen. Regressionen mit den *relativen Anteilen* der Artengruppen an den Gesamtgemeinschaften erwiesen sich dagegen oft als hochsignifikant. Dabei zeigten lineare Regressionen signifikantere Anpassungen der Modelle als z.B. quadratische oder exponentielle Regressionen. Aufgrund der Regressionen mit den relativen Anteilen (d.h. die Ergebnisse bleiben unter 1,0) waren die Konstanten der Regressionen immer niedrig (Tab. 9). Aus den Regressionskonstanten der einzelnen Bodenfaktoren können aber die Einflüsse dieser Faktoren abgelesen werden. Beispielsweise spielt hiernach die Bodenfeuchte eine fördernde Rolle für hygrophile und hygotolerante Arten sowie für *I. minor*, während sie hemmend auf mesophile und Nässe-meidende Arten wirkt. Ein hoher Sandanteil wirkt fördernd auf Nässe-meidende und Überflutungs-meidende Arten. Demgegenüber finden sich für hygotolerante bis mesophile Arten höhere Anteile in Böden mit niedrigerem Sandgehalt. Höhere pH-Werte scheinen die hygotoleranten Arten zu fördern, während (in der Reihenfolge) Überflutungs-meidende Arten, Generalisten, Nässe-meidende und mesophile Arten in Böden mit niedrigeren pH-Werten höhere Anteile bilden. Hierbei muss aber angemerkt werden, dass die pH-Unterschiede in den untersuchten Böden relativ gering

waren. Höhere organische Kohlenstoffkonzentrationen bevorzugten v.a. die Nässemeidenden Arten, während Generalisten, *I. minor* und mesophile Arten stärker in weniger kohlenstoffreichen Böden auftraten.

Tabelle 9. Konstante und statistische Ergebnisse der multifaktoriellen Regressionen zwischen signifikant korrelierenden Bodenwerten und relativen Abundanzen der verschiedenen Artengruppen.

relative Abundanz = Bodenfeuchte*B ₁ + Sand*B ₂ + pH*B ₃ + [C]*B ₄ + C/N*B ₅ + B ₀									
Arten	Boden feuchte B ₁	Sand B ₂	pH B ₃	[C] B ₄	C/N B ₅	B ₀	R	F	P
hygrophile Arten	0,0054	-0,0024	0,015	0,0009	0,0076	-0,3670	0,402	19,901	<0.001
hygrotolerante Arten	0,0045	-0,0030	0,258	0,0032	0,0011	-2,2890	0,372	16,568	<0.001
<i>I. minor</i>	0,0097	-0,0001	0,002	-0,0190	-0,0003	-0,0869	0,461	27,948	<0.001
Generalisten	-0,0011	-0,0046	-0,054	-0,0185	-0,0124	0,9430	0,298	10,061	<0.001
mesophile Arten	-0,0054	-0,0134	-0,095	-0,0476	-0,0350	2,3100	0,483	31,491	<0.001
Nässe-meidende Arten	-0,0126	0,0201	-0,085	0,0580	0,0313	0,0519	0,587	54,420	<0.001
Hochwasser-meidende Arten	-0,0003	0,0015	-0,038	-0,0024	-0,0004	0,3230	0,154	2,496	0,030

Die Überprüfung dieser Regressionsmodelle an den tatsächlichen Bodenproben zeigte, dass sie als eine erste Annäherung für die beobachteten bodenbiologischen Verhältnisse gelten können. Bei den einzelnen Flächen traten aber Diskrepanzen zwischen den beobachteten und den vorausgesagten Gemeinschaftszusammensetzungen auf (Abb. 32-34). Einzelne Gruppen wurden oft in zu hohen oder zu niedrigen Anteilen vorausgesagt. Werden jedoch die vorausgesagten Gemeinschaften insgesamt betrachtet, stimmen die *Unterschiede* zwischen den Gemeinschaften der verschiedenen Flächen des gleichen Jahres (räumlicher Vergleich) bzw. der gleichen Flächen unterschiedlicher Jahre (zeitlicher Vergleich) in erstaunlich hohem Maße mit den beobachteten Unterschieden überein. Somit können die Regressionsmodelle insbesondere für *vergleichende* Untersuchungen in Auenhabitaten als *annähernde* Erwartungswerte bestätigt werden.

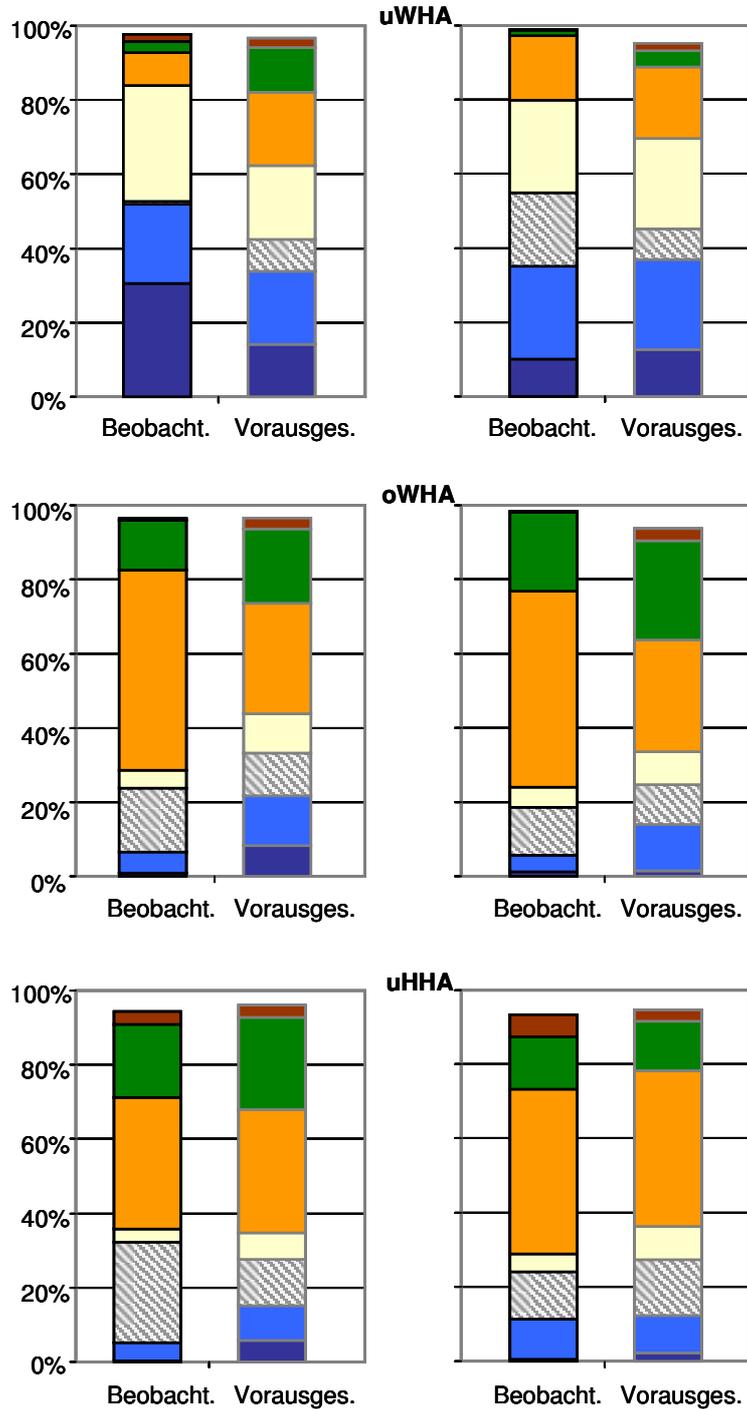


Abb. 32. Rastatt: Vergleich der beobachteten mit den vorausgesagten Gemeinschaftszusammensetzungen. *Links* 2004, *rechts*: 2005. Die Artengruppen entsprechen Abb. 29-31.

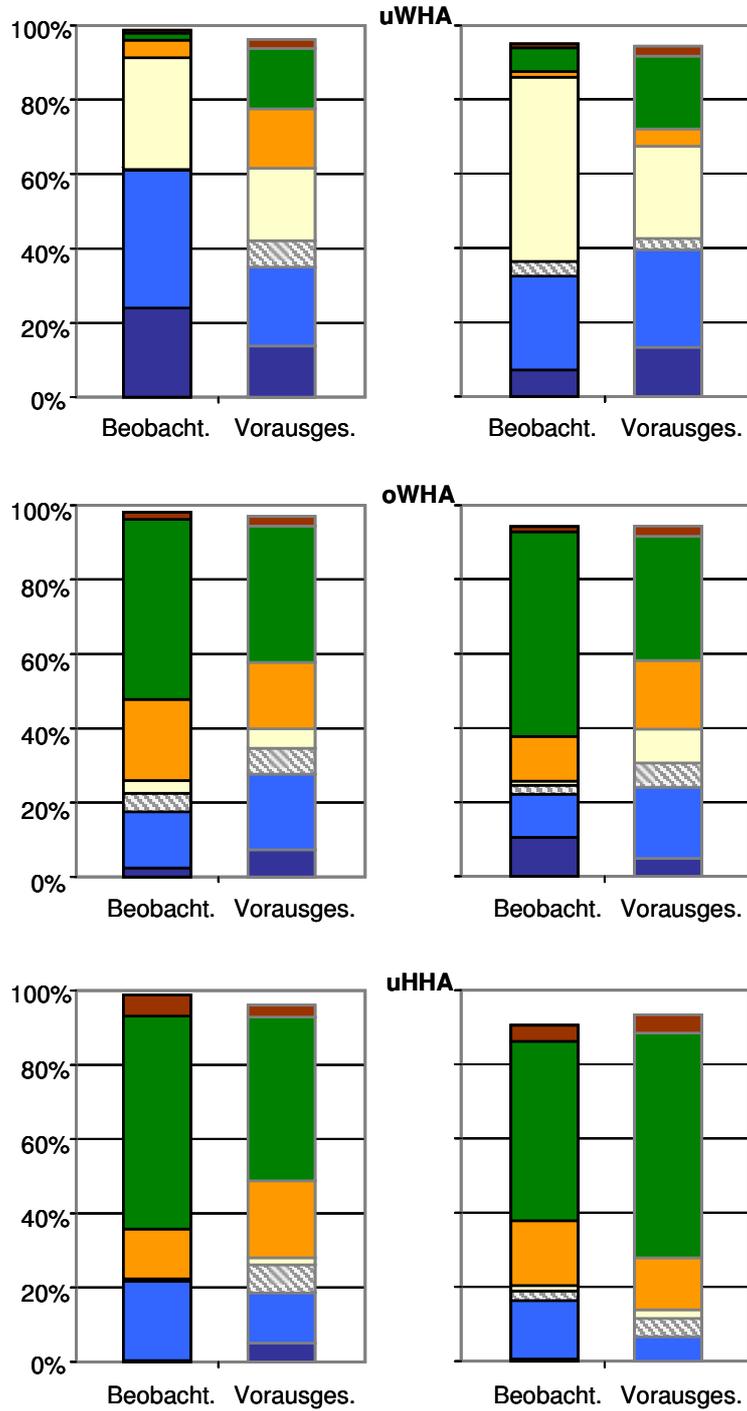


Abb. 33. Bremengrund: Vergleich der beobachteten mit den vorausgesagten Gemeinschaftszusammensetzungen. *Links* 2004, *rechts*: 2005. Die Artengruppen entsprechen Abb. 29-31.

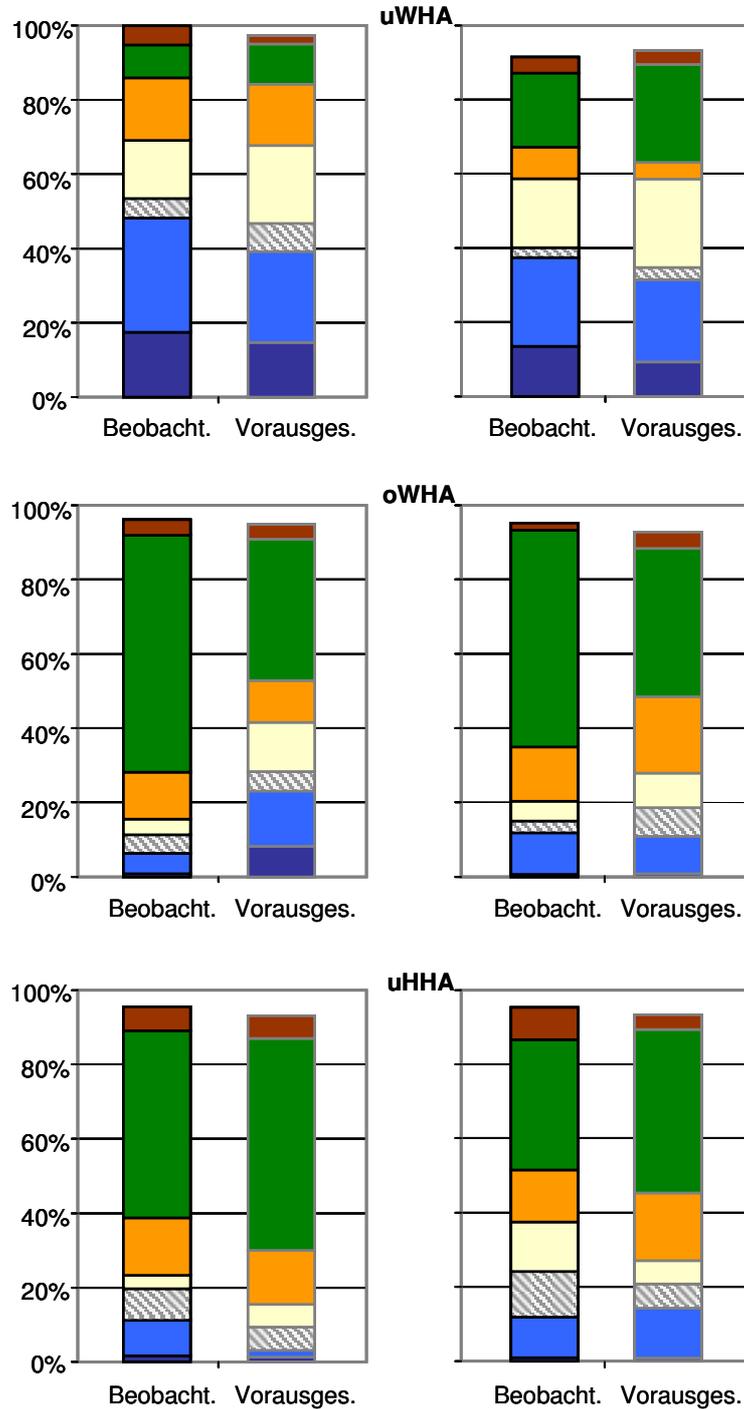


Abb. 34. Leopoldshafen: Vergleich der beobachteten mit den vorausgesagten Gemeinschaftszusammensetzungen. *Links* 2004, *rechts*: 2005. Die Artengruppen entsprechen Abb. 29-31.

4. Diskussion

Während bereits mehrere Vorschläge für standardisierte Auswertungsverfahren bodenbiologischer Monitoringprogramme veröffentlicht wurden (GRAEFE 1993; WEEKS 1997; DUNGER 1998; RÖMBKE & DREHER 2000, RUF et al. 2003), gibt es bisher nur wenige Publikationen bzgl. der dazugehörigen Datenerhebung. Die Qualität der Auswertungen und die darauf aufbauenden Interpretationen sind allerdings nur so gut wie die zugrunde liegenden Daten. So zeigten z.B. Analysen bodenzoologischer Literaturdaten eine Qualitätsabhängigkeit quantitativer Daten von der Stichprobenzahl (EKSCHMITT 1993, 1998; EKSCHMITT et al. 1997). Aus Österreich wurden zur Verbesserung der Konfidenzintervalle quantitativer Daten veränderte Methoden der Probenbearbeitung vorgeschlagen (BRÜCKNER et al. 2000), die jedoch kaum angenommen wurden. Für Kanada (ABMP 2006; STADT et al. 2006) und Südostasien (SWIFT & BIGNELL 2001) wurden ausführlichere Geländeprotokolle aufgestellt, die jedoch nur aus einem Konsens der beteiligten Wissenschaftler entstanden sind und lediglich ein Minimalprogramm für die Arterfassung darstellen. Letztlich sind bei der ISO mehrere Normen für bodenzoologische Teilbereiche entstanden, die jedoch kein genaues Sampling-Design für die Geländearbeit insgesamt beschreiben (z.B. ISO 2002, 2005a, 2005b). Diese Vorschläge wurden außerdem zumeist nicht aus Feldstudien entwickelt oder gar im Gelände überprüft. In einer ersten Studie wurde deshalb im Rahmen des vorausgegangenen Projektes (BWC 20020) auf der Basis tatsächlicher räumlicher und zeitlicher Verteilungen der Bioindikatoren ein wissenschaftlich fundiertes Geländeprotokoll für die Datenerhebung endogäischer Mikroarthropoden entwickelt (RUSSELL 2004).

Ein Sampling-Protokoll für bodenzoologische Geländearbeit muss gewährleisten, dass 1. die vorhandenen Artengemeinschaften gründlich erfasst, 2. quantitative Daten präzise aufgenommen sowie 3. die durchschnittlichen Gemeinschaftsstrukturen realistisch abgebildet werden. Bei bodenbiologischen Monitoringprogrammen ist gleichwohl der mögliche finanzielle und zeitliche Aufwand meist begrenzt. Dies schränkt den Präzisionsgrad ein, der mit den Geländeuntersuchungen erzielt werden kann. Die wenigen diesbezüglichen Feldstudien - allerdings mit anderen Geländemethoden und Bodentiergruppen (Nematoden, Coleoptera, Araneae) - zeigten, dass der bei bodenzoologischem Monitoring übliche Datenerhebungsaufwand nicht ausreichend ist, um die nötige Genauigkeit der Daten zu gewährleisten (NEHER & CAMPBELL 1996; PERNER 2003). Deshalb strebte das im ersten Projekt (BWC 20020) aufgestellte Geländeprotokoll eine Balance zwischen Datengenauigkeit und nötigem finanziellen Aufwand an. Dabei wurde v.a. die Anzahl der notwendigen Stichproben pro Untersuchungsfläche und -termin gegenüber bisher auf Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) angewandten Methoden erhöht (vgl. LFU 1994a, 1994b; LFU & GWD 1999a). Durch Festlegung der räumlichen Ausdehnung von BDF sowie der räumlichen Verteilung und Tiefe der einzelnen Stichproben konnte jedoch die Stichprobenanzahl auf ein finanzierbares Maß begrenzt werden (RUSSELL 2004).

4.1. Verifikation des Geländeprotokolls für bodenbiologische Datenerhebungen

Aufgabe des vorliegenden Projektes war es primär, die Eignung des vorgeschlagenen Geländeprotokolls hinsichtlich der Lieferung präziser Daten zu prüfen. Die Verifikation wurde wiederum durch anwendungsrealistische Geländeuntersuchungen und nicht z.B. durch mathematisch-statistische Simulationen o.ä. vorgenommen (vgl. EKSCHMITT 1998; PERNER 2003). Eine deutliche räumliche Nähe der zu unterscheidenden Flächen (eines Standortes) wurde bewusst ausgewählt. Die Erfassung der theoretisch geringen Unterschiede der Zönosen erforderte von den Datenerhebungsmethoden im Freiland einen hohen Grad an Präzision und Differenzierbarkeit.

Zwischen den Flächen eines Transekts bestanden tatsächlich meistens nur geringe abiotische Unterschiede. Wo signifikante bodenkundliche Unterschiede festgestellt wurden, traten diese nicht regelmäßig in allen Standorten bzw. Jahren auf. In der vorliegenden Studie wäre somit keine durchgehende ökologische Differenzierbarkeit der verschiedenen Auenstufen durch diese abiotischen Daten möglich. Bodenmonitoring nach dem BBodSchG erfolgt allerdings bisher anhand solcher bodenkundlicher Daten. Lediglich bei den Bodenfeuchten wurden regelmäßige Unterschiede zwischen den Böden der einzelnen Auenstufen festgestellt, die die verschiedenen Überflutungsgeschehen widerspiegeln. Dieser abiotische Faktor gibt jedoch keine Hinweise darauf, wie die Böden oder die Bodenlebensgemeinschaften auf solche Habitatunterschiede reagieren. Eine ökologische Charakterisierung der Flächen (im Sinne von §§ 1, 9 und 16 BodSchG BW) kann insofern erst anhand der bodenbiologischen Daten erfolgen. Die Verifikation versuchte daher, regelmäßige bodenbiologische Unterschiede festzustellen, die über die abiotischen Unterschiede hinausgingen.

Es muss betont werden, dass in den vorliegenden Untersuchungen nicht ökologische Grundlagenforschung zur Auenfauna oder die Entwicklung neuer Auswertungsmethoden im Vordergrund standen, sondern die Eignung des Geländeprotokolls, präzise, d.h. zwischen Flächen differenzierbare Daten zu liefern. Die diesbezüglichen Auswertungen beschränkten sich daher v.a. auf die in bodenzoologischen Monitoringuntersuchungen herangezogenen Grundlagenparameter. Weitergehende gemeinschaftsökologische Parameter und Merkmale, z.B. Rank-Abundanz-Kurven oder daraus abgeleitete Diversitätsindices (MOUILLOT & LEPRETRE 2000; MAGURRAN & HENDERSON 2003, ORWIN & WARDLE 2004), leiten sich alle aus diesem Basissatz quantitativer und qualitativer Merkmale ab. Solche Parameter sind jedoch noch in der Theorieentwicklung bzw. –überprüfung und werden deshalb in den jetzigen Untersuchungen als Auswertungsmethoden bzw. Erwartungswerte nicht verwendet und somit auch nicht festgelegt. Dementsprechend wurden im vorliegenden Projekt v.a. die folgenden Basisparameter zur Auswertung herangezogen:

- Individuendichten der Indikatororganismen; entweder der Gemeinschaft insgesamt, einzelner Arten oder von bioindikatorischen Artengruppen
- Artenreichtum, d.h. die Anzahl erfasster Arten

- Spezifische Qualitäten der erfassten Lebensgemeinschaften, wie z.B.
 - Artenzusammensetzung (= Gemeinschaftskomposition)
 - Relatives Verhältnis der Arten zueinander (= Gemeinschaftsstruktur).

Folglich waren bei der Verifikation Unterschiede in diesen Basisparametern zu erfassen. Die Hauptschwierigkeit routinemäßiger Erfassungen aller dieser Parameter liegt in der hohen räumlichen und zeitlichen Variabilität der Daten (= Hintergrundrauschen, BREURE et al. 2005). Das hängt mit dem Aggregationsverhalten der Tiere sowie der Habitatheterogenität des Bodens zusammen, die beide auf sehr kleinen räumlich-zeitlichen Skalen extrem hoch sind (USHER 1969; JOOSE 1971; ANDERSON 1977; VERHOEFF & NAGELKERKE 1977; USHER et al. 1982; O'CONNELL & BOLGER 1998; ETTEMA & WARDLE 2002; GALLARDO 2003). Dies ist insbesondere bei quantitativen Daten wie Individuendichten der Fall. Im vorherigen Projekt (BWR 20020) wurde nachgewiesen, dass der hohe Grad ihrer Variabilität solche Parameter bei geringem Probenumfang häufig unbrauchbar für Differenzialdiagnosen macht (RUSSELL 2004). Hierbei spielen weniger mögliche α -Fehler eine Rolle. Wenn signifikante Unterschiede festgestellt werden, sind sie meist real und kein statistisches Artefakt. Stärker wiegt die Gefahr eines Type-II (= β -) Fehlers, wenn aufgrund der hohen Variabilität der Stichproben-Daten real existierende Unterschiede nicht festgestellt werden. Um so bemerkenswerter ist die Tatsache, dass bei den Gesamtindividuumdichten trotz der z.T. großen Datenvariabilität statistisch signifikante Unterschiede mit dem Geländeprotokoll festgestellt wurden, und zwar sowohl durch das ganze Blockdesign als auch in fast allen einzelnen Standorten. Die Ergebnisse spiegeln Unterschiede zwischen Auenstufen wider, die ebenfalls in anderen Untersuchungen festgestellt wurden (PALISSA 1959; TAMM 1982; RUSEK 1984). Die erhöhten Individuumdichten in Flächen mittlerer Überflutungsintensität (obere Weichholzaunen) stellten somit eine reale Flächendifferenzierung dar.

Für die einzelnen Artengruppen konnten ebenfalls über alle Standorte hinweg signifikant unterschiedliche Individuumdichten in den verschiedenen Flächen aufgezeigt werden. Solche zusammengefassten Artengruppen werden in der Literatur selten deklariert, Ordinationen mit Gradienten wie z.B. „häufig - selten überflutet“ jedoch oft (GREIGEL 1999; STERZYŃSKA & EHRENSBERGER 1999). Solche Ergebnisse aus Auenhabitaten entsprechen der im vorliegenden Projekt festgestellten Zuordnung der Arten. Die unterschiedlichen Populationsstärken der Artengruppen reflektieren somit ebenfalls reale Habitatunterschiede zwischen den Flächen. Da die höchsten Abundanzen der verschiedenen ökologischen Gruppen in unterschiedlichen Auenstufen festgestellt wurden, konnten die Flächen auch biologisch differenziert werden.

Die isovalenten Artengruppen gelten zunächst nur als Verallgemeinerung und Annäherung an die Artebene (FABER 1991; WEIGMANN 1997). Auch einzelne Arten zeigten signifikante Dichteunterschiede zwischen den Flächen. Da sie häufig nicht in allen einzelnen Standorten vorkamen, sind sie jedoch nicht im gesamten Blockdesign auswertbar, und ihre Ergebnisse wurden deshalb nicht präsentiert. Gezeigt wurden aber beispielsweise die Ergebnisse der häufigsten Art, *I. minor*, die ein signifikant unterschiedlich häufiges Vorkommen in nah

beieinander liegenden Flächen aufwies. Somit konnten mit dem Geländeprotokoll von der Ebene der Gesamtgemeinschaft bis hin zur spezifischen Artebene trotz der großen Datenvariabilität und trotz der abiotischen Ähnlichkeit der Untersuchungsflächen durchaus signifikante Unterschiede der Individuendichten festgestellt werden.

Die nachgewiesenen höheren Artendichten in den weniger überfluteten Auenstufen spiegeln ebenfalls Ergebnisse wider, die in anderen Studien festgestellt wurden (RUSEK 1984, LEK-ANG & DEHARVENG 2002). Die sogar höchst signifikant verschiedenen Artendichten offenbaren in der Gesamtbetrachtung sowie in allen einzelnen Standorten folglich bodenbiologische Unterscheidungsmerkmale zwischen den Flächen. Somit konnten auch durch diesen Parameter die Untersuchungsflächen mit dem angewendeten Geländeprotokoll bodenbiologisch gut differenziert werden.

Die festgestellten Unterschiede dieser quantitativen Parameter fielen innerhalb der Standorte (= zwischen räumlich nahen Flächen) größer als zwischen Standorten aus. Welche Unterschiede zwischen nah beieinanderliegenden Flächen genau vorlagen, war aber oft standortspezifisch. Obwohl durch das gesamte Blockdesign allgemeine Tendenzen und somit auenspezifische biologische Verhältnisse zu erkennen waren, konnten unterschiedliche bodenbiologische Bedingungen in den einzelnen Standorten identifiziert werden. Innerhalb der einzelnen Standorte waren die quantitativen Flächenunterschiede in den zwei Untersuchungsjahren zudem meist relativ ähnlich, was die Regelmäßigkeit der erzielten Ergebnisse demonstriert. Somit konnten im Verifikationsprozess nicht nur allgemeine Auenbedingungen differenziert werden, sondern auch tatsächliche standortspezifische Flächenunterschiede.

Diese quantitativen Ergebnisse konnten mit einer erhöhten Probendichte nicht wesentlich verbessert werden. Weder bezüglich der Individuendichten noch der Artendichten wurden mit der erhöhten Probenzahl genauere Mittelwerte erzielt oder die Varianz der Daten reduziert. Allerdings wurde mit einer höheren Stichprobenzahl die *Gesamtanzahl* nachgewiesener Arten erhöht. Dies spiegelt lediglich das allgemeine Arten-Areal-Verhältnis wider, wonach umso mehr Arten erfasst werden, je mehr Raum untersucht wird (MACARTHUR & WILSON 1967; MORIN 1999). Im vorliegenden Fall entspricht die erhöhte Stichprobendichte einer Vergrößerung des untersuchten Raumes. Dies verdeutlicht wiederum, dass im Boden die Verteilungsheterogenität der Arten (= „spatial grain“: vgl. HOLT et al. 1999; MARTINEZ et al. 1999) auf einer extrem kleinen räumlichen Skala sehr hoch ist (ETTEMA & WARDLE 2002). Allerdings sind auch mit einem sehr dichten Probenraster nicht alle Arten erfassbar. Im vorherigen Projekt wurden mit einer Stichprobendichte von 1 Probe/m² auf 100 m² schätzungsweise lediglich 75 – 80% aller vorkommenden Arten erfasst (RUSSELL 2004). Die nicht nachgewiesenen Arten wiesen jedoch höchstwahrscheinlich alle eine geringe Populationsstärke auf. Auch im vorliegenden Projekt wurden mit der erhöhten Stichprobendichte (= größere räumliche Auflösung) nur seltene Arten zusätzlich nachgewiesen. Mit dem Proben-*design gleicher* Stichprobendichte wurden allerdings auf der

gleichen Fläche immer ähnliche Gesamtartenzahlen erfasst. Ein *unterschiedlicher* Beprobungsaufwand führte andererseits zu verschiedenen erfassten Gesamtartenzahlen (= erhöhtes „strukturelles Rauschen“ der Daten: BREURE et al. 2005). In routinemäßigen bodenbiologischen Monitoringuntersuchungen sollte der Untersuchungsaufwand daher immer gleich gehalten werden, um die Vergleichbarkeit von Artenreichtumsergebnissen zu gewährleisten (vgl. WHITTAKER et al. 2001). Bei den verschiedenen Sätzen von 10 Stichproben waren die seltenen Arten gleichmäßig, d.h. „zufällig“ verteilt. Eine durchschnittliche, vergleichbare Erfassung dieser Arten wird somit nur durch eine gleichmäßige und reproduzierbare Verteilung der Proben gewährleistet.

Diese Ergebnisse bedeuten für bodenbiologisches Monitoring allerdings, dass seltene Arten durch die „Zufälligkeit“ ihres Nachweises bei der Auswertung und Interpretation der Daten nicht berücksichtigt werden können. Für die bioindikatorische Charakterisierung von Veränderungen innerhalb und zwischen BDF muss somit auf häufigere, sogenannte Charakterarten zurückgegriffen werden (DUNGER 1982, SCHICK & KREIMES 1993). Die populationsstärksten Arten der Bodengemeinschaften sind jedoch häufig weit verbreitete Arten mit einer weiten ökologischen Amplitude (euryöke Arten), die nicht zur Flächendifferenzierung geeignet sind (vgl. WOLTERS 2001). Flächen- oder Zeitdifferenzierungen sind deshalb v.a. unter Einbeziehung der Arten mittlerer Populationsgrößen, sog. Begleitarten, gesichert. Durch die Erhöhung der Probendichte von 10 auf 20 Proben veränderte sich weder das Spektrum der Begleitarten noch der dominanten Arten in allen Flächen. Somit bewährt sich auch für die Feststellung indikatorisch wichtiger Arten eine Anzahl von 10 Stichproben mit der vorgeschlagenen räumlichen Verteilung.

Innerhalb der einzelnen Flächen wurden allerdings an den verschiedenen Untersuchungsterminen Veränderungen der dominanten Spezies und der Begleitarten festgestellt. Solche Veränderungen sind durchaus von bioindikatorischer Bedeutung. Außerdem erhöhte sich bei der Zusammenfassung der Ergebnisse aller Beprobungstermine einer Fläche ebenfalls der erfasste Artenreichtum. Für Monitoringprogramme bedeutet dies, dass statt einer Erhöhung der Probendichte an einem Termin eine Steigerung der Zahl der Untersuchungstermine, d.h. eine Verdichtung der *zeitlichen* Auflösung, aussagekräftiger ist (vgl. auch UNDERWOOD & CHAPMAN 2003). U.U. wären ähnliche Unterschiede der Individuen- bzw. Artendichten mit weniger Proben pro Fläche und Termin zu erzielen. Allerdings hätte dies eine reduzierte Gesamtzahl nachgewiesener Arten zur Folge. Die vorgeschlagenen 10 Stichproben stellen somit einen Kompromiss zwischen feststellbaren quantitativen Unterschieden und erfassbarem Artenreichtum unter Berücksichtigung des finanziellen Aufwands dar. Das Sampling Design muss gleichwohl nach der Fragestellung und Dauer eines bodenbiologischen Monitorings auf BDF entschieden werden. Ein höherer Aufwand (= erhöhte Probendichte) kann bei einmaligen Untersuchungen oder Erstaufnahmen einen größeren Anteil des Artenspektrums nachweisen. Allerdings muss das erhöhte strukturelle Rauschen der Daten bei Folgeuntersuchungen beachtet werden. Im Rahmen

längerer bzw. mehrmaliger Untersuchungen kann der Probenaufwand pro Termin reduziert und die allgemeinen Verhältnisse über Durchschnitts- bzw. Gesamtwerte abgebildet werden.

Neben diesen quantitativen Parametern werden bodenbiologische Monitoringergebnisse auch anhand qualitativer Merkmale bewertet. Deshalb sollen BDF auch durch Parameter wie Artenzusammensetzung und Gemeinschaftsstruktur differenziert werden können. Mit dem Geländeprotokoll konnten die Flächen anhand der Artenzusammensetzung, d.h. ihr reines Vorhandensein oder Fehlen, jedoch nicht ausreichend differenziert werden. Zwar wurde zwischen einigen Flächen der gleichen Auenstufe eine hohe Artenähnlichkeit erkannt, die Similaritätsunterschiede waren jedoch insgesamt gering, und genauso oft bestand eine große Ähnlichkeit zwischen verschiedenen Flächen des gleichen Standorts. Dies spiegelt die enge räumliche Nähe der Flächen wider. Bei solch geringer Entfernung der Untersuchungsflächen ist ein Austausch auch von Arten mit kleinem Aktionsradius sogar wahrscheinlich, entweder aktiv oder durch Verdriftung z.B. durch Hochwasser (vgl. WEIGMANN & WOHLGEMUTH-VON REICHE 1999). Gleichwohl spielt hierbei die oben genannte Erfassbarkeit seltener Arten eine Rolle. Durch die stochastische Erfassung solcher Arten wird immer ein Grundunterschied der erfassten Artenzusammensetzung bestehen. Bei häufigeren Arten ist ein Austausch zumindest einzelner Individuen zwischen Flächen eher möglich, was wiederum zu einer erhöhten Ähnlichkeit der reinen Artenzusammensetzung führt. Diese zwei Phänomene grenzen Unterschiede der Artensimilarität ein, besonders in dynamischen Habitattypen wie den vorliegenden. Das Geländeprotokoll mit den bestehenden Probenzahlen kann solche geringen Differenzen der Artenzusammensetzung offensichtlich nicht auflösen.

Unter Einbeziehung der Abundanzen der Arten konnten allerdings die Flächen anhand der festgestellten Gemeinschaftsstrukturen bodenbiologisch gut unterschieden werden. Die Cluster-, TWINSPAN- und ANOSIM-Analysen wiesen nach, dass die größten Unterschiede überwiegend zwischen den Strukturen der Flächen eines Standorts lagen, während die gleichen Auenstufen unterschiedlicher Standorte große Ähnlichkeiten aufwiesen. Obwohl identische Arten in den Flächen des gleichen Standorts oft vorkamen (s.o.), waren demnach die *dominierenden* Arten der Gemeinschaften (= Schlüsselarten: JONES & LAWTON 1995; JONES & BRADFORD 2001; WOLTERS 2001) eindeutig verschieden. Die Flächen der unteren Weichholzauen konnten dabei am deutlichsten von den anderen Auenstufen differenziert werden. Ähnliche Unterschiede der Dominanzbeziehung anwesender Arten wurden in vielen anderen Auenhabitaten festgestellt (RUSEK 1984; GRIEGEL 1999; LEK-ANG & DEHARVENG 2002). Bodenbiologische Artengemeinschaften weisen bei geringeren Habitatsveränderungen bzw. -unterschieden stärker Verschiebungen der Dominanzen vorhandener Arten als Unterschiede in der Anwesenheit spezifischer Arten auf (CHERNOVA & KUZNETSOVA 2000). Deshalb ermöglichen die Gemeinschaftsstrukturen feiner differenzierte bioindikatorische Bewertungen gegenwärtiger Bodenbedingungen oder Auswirkungen auf Böden als spezifische Arten (VAN STRAALLEN 1997; RUF et al. 2003). Im Gegensatz zu der

Artenzusammensetzung können mit dem Geländeprotokoll durchaus solche feinen Differenzen der Gemeinschaftsstruktur erkannt werden.

Neben den Unterschieden waren aber auch einige Ähnlichkeiten zwischen den Gemeinschaftsstrukturen benachbarter Flächen zu erkennen, v.a. zwischen der oWHA und uHHA von Rastatt bzw. Leopoldshafen. Diese wurden durch eine Ausbreitung v.a. mesophiler und nässe-meidender Arten von der uHHA in die oWHA verursacht. Solche Phänomene wurden bereits in diesen Standorten aufgrund des trockenen Sommers 2003 beobachtet (RUSSELL 2004), und setzten sich in den laufenden Untersuchungen offensichtlich fort. Das noch milde Überschwemmungsgeschehen im Untersuchungszeitraum reichte nicht aus, um die starken Unterschiede wieder aufzubauen, wie sie im Jahr 2002 beobachtet wurden. Nichtsdestotrotz war die Unterscheidung dieser Stufen im Jahr 2005 stärker als im Vorjahr, v.a. beim dritten Beprobungstermin im Oktober 2005, nachdem die Untersuchungsflächen erneut überflutet wurden. Somit wurden verschiedene bodenbiologische Entwicklungen dieser zwei Stufen aufgrund des unterschiedlichen Hochwassergeschehens erkannt. Insgesamt konnten folglich mit dem Geländeprotokoll trotz der Ähnlichkeit der reinen Artenzusammensetzung durchaus qualitative Unterschiede zwischen den Flächen räumlich und zeitlich aufgezeigt werden.

Es war nicht zu erwarten, dass bei jedem Parameter eindeutige Unterschiede zwischen benachbarten Flächen festzustellen sein würden. Solch durchgehenden Ergebnisse sprächen eher für eine Flächenauswahl, die von vornherein zu unterschiedlich wäre, um das Geländeprotokoll ernsthaft prüfen zu können. In der Gesamtbetrachtung aller quantitativen und qualitativen Gemeinschaftsmerkmale konnten aber zumeist hoch signifikante Unterschiede zwischen benachbarten Untersuchungsflächen nachgewiesen werden. Neben der Feststellung von realen ökologischen Habitatsunterschieden in Auen ermöglichten die angewandten Datenerhebungsmethoden außerdem eine genauere bodenbiologische Differenzierung abiotisch ähnlicher Beobachtungsflächen. Somit kann die Eignung des vorgeschlagenen Probenahmeprotokolls, bodenbiologische Unterschiede in Sinne des BBodSchG und BodSCHG Ba-Wu nachzuweisen, verifiziert werden. Aufgrund der notwendigen Trade-Offs im Sampling Design bzgl. der Unterscheidungsfähigkeit quantitativer Parameter wie Individuendichten, Erfassbarkeit seltener Arten sowie finanzieller Realisierbarkeit werden keine Veränderungen der Gelände-richtlinien empfohlen.

4.2. Erwartungswerte

Für bodenbiologische Monitoringsysteme stellt das Sampling Design für die Geländearbeit nur eine der notwendigen Standardisierungen dar. Weiterhin gewährleisten normierte Auswertungen der erhobenen Daten die Vergleichbarkeit räumlich oder zeitlich getrennter Monitoringerhebungen. Während die Literatur standardisierte Datenerhebungen bisher vernachlässigte, wurden bereits mehrere Auswertungssysteme vorgeschlagen (WEEKS 1997; RÖMBKE & DREHER 2000; RUF et al. 2003; BREURE ET AL. 2005). Außerdem bemühen sich

beteiligte Wissenschaftler um die Festlegung von Referenzflächen, die dem Vergleich des bodenbiologischen Monitorings auf BDF in Deutschland dienen, v.a. auf der Ebene der Bundesländer Kommission (F. GLANTE [UBA], pers. Komm.; Workshop „Bodenbiologische Bewertung von BDF“ in Weimar, 30.11.2006). Alle diese Diskussionspunkte drehen sich um die Aufstellung von Erwartungswerten. Diese werden mit beobachteten Werten einer spezifischen Fläche verglichen, woraus schließlich eine Bewertung vorgenommen wird. Eine Hauptschwierigkeit bei der Aufstellung bodenbiologischer Erwartungswerte stellt die zugrundeliegende Datenbasis dar. Bisher existiert eine zu geringe Anzahl akzeptierter Referenzflächen, oder die Aufstellung einer bodenbiologischen Datenbasis wurde lediglich versuchsweise vorgenommen (WEEKS 1997; RUF et al. 2003). Im Vergleich wurden für das aquatische Auswertungssystem, RIVPACS (WRIGHT et al. 1993; CLARKE et al. 2003), > 600 ungestörte Referenzstandorte in Großbritannien für die Aufstellung von Erwartungswerten angewandt. Für die Bodenbiologie fehlt zur Zeit eine vergleichbar umfangreiche Datenbasis.

Die Aufstellung von Erwartungswerten (= „Referenzzustände“) beinhaltet zwei Schritte (BREURE et al. 2005). Erstens werden verschiedene Standorte - bzw. im vorliegenden Fall BDF - ökologisch klassifiziert, um die unterschiedlichen Ausgangssituationen (= Habitattypen) zu definieren. Zweitens werden für die unterschiedlichen Standorttypen die zu erwartenden biologischen Parameter (= Habitatzustände) definiert. Die vorliegenden Untersuchungen fanden nur in Auenwäldern der Oberrheinebene statt. Damit wird der Habitattyp definiert. Allerdings wurden unterschiedliche durchschnittliche Überflutungsintensitäten untersucht, definiert durch die verschiedenen Auenstufen. Weiterhin wurden Jahre mit unterschiedlichen akuten Hochwassereschehen beobachtet und differenziert. Insgesamt wurde somit die Klassifizierung der verschiedenen ökologischen Ausgangssituationen für den Habitattyp „Auenwald“ sehr fein differenziert und eine breite Anwendungsbasis für Erwartungswerte gestellt.

Das stratifizierte Blockdesign der Verifikation des Geländeprotokolls ermöglichte es, Daten aus mehreren Flächen des Habitattyps „Auenwälder des Oberrheins“ zu erheben. Die Mehrzahl dieser Untersuchungsflächen entsprechen bzgl. ihrer Repräsentativität und „Störungsfreiheit“ dem Anspruch an Referenzflächen (REYNOLDSON et al. 1997). Auenhabitate sind zudem durch eine hohe zeitliche Heterogenität charakterisiert (JUNK et al. 1989; BAYLEY 1995). Wie oben diskutiert, erlaubte es der vorliegende Untersuchungszeitraum jedoch nicht, alle Möglichkeiten des Habitatseinflusses durch Überschwemmungen zu erfassen. Deshalb wurden die Daten aus mehreren Standorten und Jahren (z.T. eines Zeitraums von 10 Jahren) für die Aufstellung der Referenzzustände angewandt. BREURE et al. 2005 geben als Minimum fünf Referenzflächen und zwei Beprobungstermine für die Ableitung von Referenzzuständen an. Somit stehen die vorgeschlagenen Erwartungswerte für die verschiedenen Ausprägungen des Habitats „Oberrheinische Auenwälder“ auf einer zuverlässigen Datenbasis. Aufgrund der Hochwassereschehen im Untersuchungszeitraum basieren die Angaben für untere

Weichholzaunen in überflutungsreichen Jahren allerdings auf wenig Daten. Die Variabilität der Gemeinschaften dieser Stufen waren unter solchen Bedingungen aber gering, so dass sich die vorhandenen Werte gut extrapolieren lassen. Für wenig überflutete obere Holzholzaunen wurden keine Erwartungswerte für quantitative Parameter wie Individuendichten und Artenzahlen angegeben, weil sie in diesen Projekten nicht untersucht wurden. Diese Stufen wurden jedoch bei der Artengruppenbildung aus anderen Datenquellen berücksichtigt.

Ziel des bodenbiologischen Monitorings auf BDF im Sinne der BBodSchG ist festzustellen, wie bodenbiologische Gemeinschaften auf undeterminierte Umweltveränderungen i.W.S. reagieren bzw. in welchem Umfang ein spezifischer, zu bewertender Standort den notwendigen ökologischen Bedingungen von Bodengemeinschaften genügt. Um dies zu erkennen, ist nicht nur ein Vergleich der reinen Artenzusammensetzung notwendig, wie es beispielsweise mit Rote-Liste-Bewertungen vorgenommen wird. Hierzu werden außerdem Informationen zur Verteilung, Abundanz und Dominanz der beteiligten Arten benötigt (BREURE et al. 2005). Die hier vorgeschlagenen Erwartungswerte beziehen sich auf den bei der Verifikation genannten basalen Parametersatz und berücksichtigen diese Kombination qualitativer und quantitativer Daten (vgl. REYNOLDSON et al. 1997, 2000).

Individuendichten, Artenzahlen und relative Abundanzen der Artengruppen können bei verschiedenen Hochwasserintensitäten unterschiedlich ausfallen. Die für die verschiedenen Bedingungen angegebenen Erwartungswerte für diese Parameter (Tabellen 4 und 7) berücksichtigen diese Dynamik. Die angegebenen Mittelwerte gelten nur als Vergleichswerte für beobachtete Jahresmittelwerte. Die 90% Konfidenzintervalle geben zudem die üblichen Spannbreiten der Mittelwerte an. Kurzfristig starkes Populationswachstum einzelner Arten nach Überschwemmungsereignissen kann allerdings die Gesamtindividuedichte bzw. die relativen Abundanzen einzelner Artengruppen stark erhöhen (RUSEK 1984; GAUER 1997; RUSSELL & GRIEGEL 2006). Dadurch können die Dichten bzw. relativen Abundanzen einzelner Arten (-gruppen) bei spezifischen Terminen stark schwanken, je nach akutem Hochwassereschehen. Die Spannbreiten zwischen Minimum- und Maximumangaben der Erwartungswerte sind entsprechend groß und erlauben eine Einordnung solcher Extremwerte einzelner Beprobungstermine. Erst Werte außerhalb dieser Bereiche sprächen für eine anormale Entwicklung.

Die in den verschiedenen Gruppen aufgelisteten Arten können zunächst als vorausgesagte Artenzusammensetzungen für verschiedene hydrologische Bedingungen gelten (s. Tab. 6). Das Verhältnis zwischen erwarteten und beobachteten Arten wird z.T. als erste Annäherung für die Bewertung der bodenbiologischen „Integrität“ einer Monitoringfläche angewandt (HAWKINS & NORRIS 2000). Insbesondere die weite Verbreitung der häufigsten Arten in den hier untersuchten Standorten zeugt für ihr erwartetes Vorkommen in Auen des Oberrheins (vgl. LfU & GWD 1999a; GEFAÖ 2002). Das Inventar spezifischer individuenarmer Arten kann in Standorten geographisch entfernter Regionen (z.B. TAMM 1982; RUSEK 1984; GREIGEL 1999; STERZYŃSKA & EHRENSBERGER 1999; RUSSELL et al. 2004 für Auenhabitate)

und in verschiedenen Jahren am gleichen Standort (vorliegende Studie) sehr groß sein (natürliches „Hintergrundsrauschen“: BREURE et al. 2005). Deshalb werden hier weniger die spezifischen Arten als die Zusammensetzung ökologisch isovalent reagierender Artengruppen in den Gemeinschaften als Erwartungswerte vorgeschlagen. Dies erhöht die Breite der Anwendungsmöglichkeiten der Erwartungswerte, während die Gefahr falscher artspezifischer Werte bei zwischen-standortlichen Vergleichen minimiert wird (FABER 1991; WEIGMANN 1997).

Der Hauptteil der Datenanalyse für die Erwartungswerte bestand somit in der Bildung ökologischer Gruppen. Durch die Ordinationen konnten zunächst mehrere Gruppen anhand einer ähnlichen räumlichen Verteilung der Arten erkannt werden. Da die verschiedenen Auenstufen unterschiedliche durchschnittliche Überflutungstärken widerspiegeln, deutet die Bevorzugung spezifischer Auenstufen durch einzelne Arten – sowie ihre unterschiedlichen Entwicklungstendenzen nach verschiedenen starken Überschwemmungsereignissen – auf voraussagbare, jedoch aber unterschiedliche Reaktionen spezifischer Hochwasserintensitäten hin. Im Gegensatz zu den unimodalen Ordinationsmethoden erbrachten dabei die linearen Methoden keine deutliche Trennung der Arten. Dies weist darauf hin, dass die meisten Arten keine lineare Beziehung zu den untersuchten Gradienten (Auenstufe, Bodenfeuchte) vorweisen. Stattdessen zeigten sie deutliche aber unterschiedliche Optima für bestimmte Umweltfaktoren, wie sie besonders in den Response-Analysen zum Vorschein kamen. Durch die unterschiedlichen Reaktionsmuster der Gruppen ist somit auf der Ebene der gesamten Gemeinschaft das Erkennen differenzierter bodenbiologischer Reaktionen auf verschiedene Hochwasserszenarien möglich (RUSSELL & GRIEGEL 2006).

Bei der ersten Bewertung der verschiedenen Ordinationen konnten zunächst 11 Gruppen identifiziert werden. Zu viele Gruppen sind jedoch in der Praxis wenig handhabbar, da die Gruppen z.T. zu spezifisch sind, um auf unterschiedliche Standorte bzw. auf verschiedene Hochwasserbedingungen erfolgreich übertragbar zu sein. Damit wird das stochastische Hintergrundrauschen nur ungenügend reduziert. Andererseits könnten bei zu wenigen Gruppen spezifische Informationen bzgl. räumlicher Unterschiede oder zeitlicher Veränderungen verloren gehen. Die am Ende aufgestellten sieben Gruppen stellen somit einen Kompromiss zwischen Praktikabilitätsverlust durch zu hohe Spezifität einerseits und Informationsverlust durch zu hohe Verallgemeinerung andererseits dar.

Anhand dieser sieben Gruppen konnten erfolgreich reproduzierbare Reaktionsmuster in den verschiedenen Standorten bzw. Terminen erkannt werden. Damit wurden voraussagbare allgemeine bodenzoologische Reaktionen nach räumlich und zeitlich unterschiedlichen Hochwasserereignissen bzw. Überflutungsintensitäten nachgewiesen. Gleichzeitig wurden standortspezifische Eigenschaften erkennbar, beispielsweise die standortspezifische Dominanz unterschiedlicher Gruppen in der gleichen Auenstufe (= unter gleichen Bedingungen). Mit diesen isovalenten Artengruppen ist somit eine sinnvolle ökologische Charakterisierung spezifischer Monitoringflächen in Auenhabitaten Baden-Württembergs

möglich. Erst hieraus ist eine zielgerichtete Bewertung möglich. Zwar bestehen stochastische Unterschiede zwischen Flächen gleicher Auenstufe, das natürliche Hintergrundrauschen wurde mit den Artengruppen aber erheblich reduziert.

Bei der Aufstellung der Erwartungswerte für die ökologischen Gruppen wurden ihre *Anteile* an der Gesamtgemeinschaft anstelle ihrer genauen Abundanzen angegeben (Tab. 6). Abundanzen können von Standort zu Standort sowie in einem Standort jahreszeitlich bzw. in verschiedenen Jahren je nach herrschenden Bedingungen stärker schwanken als ihre proportionalen Anteile (SCHOENLY & COHEN 1991; MULDER et al. 2003). Außerdem reagieren Bodenlebensgemeinschaften auf Habitatveränderungen eher mit Verschiebungen innerhalb der Dominanzstruktur als durch das Verschwinden oder Hinzukommen von Arten (CHERNOVA & KUZNETSOVA 2000). Aus den erwarteten proportionalen Anteilen der einzelnen Artengruppen können die vorauszusagenden Gemeinschaftsstrukturen abgeleitet werden. Die Struktur der Artengemeinschaft stellt ein zusammenfassendes Merkmal der Diversität und numerischen Verteilung der Arten dar, die Artenreichtum und Abundanz kombiniert (BREURE et al. 2005). Nach VAN STRAALLEN (1997) sichert die Anwendung der Gemeinschaftsstruktur eine hohe bioindikatorische Auflösung, d.h. das Erkennen kleinerer Habitatveränderungen. Eine hohe bioindikatorische Spezifität, d.h. das Erkennen der Auswirkung spezifischer Faktoren, wird andererseits anhand ökophysiologischer Gruppen am besten gewährleistet (VAN STRAALLEN 1997). Die Angabe der Gemeinschaftsstruktur durch ökologisch isovalente Artengruppen kombiniert diese zwei Aspekte und bleibt hiermit ein Schlüsselmerkmal der bodenbiologischen Erwartungswerte. Nichtsdestotrotz muss bei Monitoringauswertungen ein Vergleich zwischen proportionalen Anteilen und genauen Abundanzen vorgenommen werden. Beispielsweise wurde in dem Polder Altenheim 1999 nach einer Retentionsflutung die erwarteten Verhältnisse zwischen ökologischen Gruppen vorgefunden, jedoch bei stark reduzierten Gesamtindividuumdichten (GEFAÖ 1999). Aufgrund des starken, anthropogen verursachten Hochwassers wurden die Anteile hygrophiler und –toleranter Arten zwar erhöht, die Retentionsflutung verursachte im Vergleich zu ökologischen Hochwasserschutzmethoden jedoch eine erhebliche Reduktion der Individuenzahl der überlebenden Arten, was kritisch zu bewerten war.

Als weitergehende Methode für den Vergleich von beobachteten mit erwarteten Gemeinschaftsstrukturen wurde ein einfaches Regressionsmodell formuliert. Es sei jedoch darauf hingewiesen, dass in den Modellen biologische Faktoren wie Konkurrenz, Predation und Mortalität, Generationszeit bzw. Fekundität, Ausbreitungsmechanismus und –geschwindigkeit, Foundereffekts usw. *nicht* enthalten sind. Diese spielen alle bei der quantitativen Zusammensetzung biologischer Artengemeinschaften eine wichtige Rolle (MORIN 1999). Deshalb bleiben die durch Modelle vorausgesagten Verhältnisse notwendigerweise grob und können bei Monitoringbewertungen lediglich als erste Annäherung gelten. Die Modelle zeigen jedoch, dass abiotische Bodenwerte in zukünftigen bodenbiologischen Monitoringprogrammen zwingend notwendig sind. Auch die

Regressionskonstanten liefern Informationen über den Zusammenhang faunistischer Verhältnisse und Standortbedingungen, im vorliegenden Fall beispielsweise über die unterschiedliche Bedeutung von Bodenfeuchte oder Boden-pH für die verschiedenen Artengruppen. Solche Faktoren müssen deshalb bei zukünftigem Monitoring gemeinsam erhoben werden und ihre Zusammenhänge sollten eine wichtige Rolle bei der Bewertung spielen (vgl. BREURE et al. 2005).

Insgesamt dienen die verifizierten Geländeprotokolle und die aufgestellten Referenzwerte der Weiterentwicklung bodenbiologischer Monitoringprogramme Baden-Württembergs zu einem aussagestarken Instrumentarium zur Kontrolle der Auswirkung von Landschaftsveränderungen auf die Biodiversität dieser Habitate (z.B. durch Hochwasserschutzmaßnahmen; § 31a,b WHG) sowie dem gesetzlich vorgeschriebenen Schutz der Lebensraumfunktion des Bodens (§ 2 Abs. 2 BodSchG BW). Insbesondere die angegebenen Referenzzustände müssen trotzdem als „Work in Progress“ angesehen werden. Weiteres bodenbiologisches Monitoring wird die Datenbasis verbreitern, womit die durch Erwartungswerte definierten Referenzzustände weiter verfeinert werden können. Für die Aufstellung eines kompletten bodenbiologischen Monitoringprogramms fehlen noch Standardisierungen der statistischen Auswertungsverfahren bzw. der genauen Merkmalskombinationen. Die im vorliegenden Bericht verwendeten Basisparameter liegen allen weiteren gemeinschaftsökologischen Merkmalen und Auswertungen zugrunde und werden somit immer berücksichtigt. Weitergehende Auswertungen müssen jedoch bzgl. ihrer Eignung für Monitoringprogramme getestet bzw. bzgl. ihrer Standardisierung weiter diskutiert werden.

5. Literatur

- ABMP (Alberta Biodiversity Monitoring Program) (2006): Terrestrial field data collection protocols, Version 2.0. Alberta Biodiversity Monitoring Program, Alberta, Canada. <http://www.abmp.arc.ab.ca>; 47 S.
- ANDERSON, J.M. (1977): The organisation of soil animal communities. - *Ecol. Bull.* **25**. 15-23.
- ARPIN, P., PONGE, J.-F., DABIN, B., MORI, A. (1984): Utilisation des nématodes Mononchida et des Collemboles pour caractériser des phénomènes pédobiologiques. - *Rev Écol Biol Sol* **21**. 243–268.
- BAYLEY, P.B. (1995): Understanding large river-floodplain ecosystems. - *Bioscience* **45**. 153-158.
- BRETFELD, G. (1999): Symphypleona. In: DUNGER, W. (ed.) Synopses on Palaearctic Collembola, Vol. 2. - *Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz* **71**. 1-318.
- BREURE, A.M., MULDER, C., RÖMBKE, J., RUF, A. (2005): Ecological classification and assesment concepts in soil protection. - *Ecotox. Environm. Safety* **62**. 211-229.
- BRUCKNER, A., BARTH, G., SCHEIBENGRAF, M. (2000): Composite sampling enhances the confidence of soil microarthropod abundance and species richness estimates.- *Pedobiologia* **44**. 63-74.
- CHERNOVA, N.M., KUZNETSOVA, N.A. (2000): Collembolan community organization and its temporal predictability. – *Pedobiologia* **44**. 451-466.
- CLARK, K.R. (1993): Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.* **18**. 117-143.
- CLARKE, R.T., WRIGHT, J.F., FURSE, M.T. (2003): RIVPACS models for predicting the expected macroinvertebrate fauna and assessing the ecological quality of rivers. - *Ecol Mod* **160**. 219-233.
- DUNGER, W. (1982): Die Tiere des Bodens als Leitformen für anthropogene Umweltveränderungen. - *Dechaniana Beihefte* **26**. 151–157.
- DUNGER, W. (1983): Tiere im Boden. Ziemsen, Wittenberg Lutherstadt, 280 S.
- DUNGER, W. (1998): Die Bindung zwischen Bodenorganismen und Böden und die biologische Beurteilung von Boden. – *Bodenschutz* **2**. 62-68.
- DUNGER, W., FIEDLER, H.J. (2000): Methoden der Bodenbiologie. Gustav Fischer, Stuttgart New York.
- EKSCHMITT, K. (1993a): Über die räumliche Verteilung von Bodentieren. Zur ökologischen Interpretation der Aggregation und zur Probenstatistik. Dissertation, Univ. Bremen, 173 S.
- EKSCHMITT, K. (1993b): Richtwerte für die Datenqualität von bodenzoologischen Freilandhebungen. – *Verh. Ges. Ökol.* **22**. 451-456.
- EKSCHMITT, K. (1998): Population assessments of soil fauna: General criteria for the planning of sampling schemes. - *Appl. Soil Ecol.* **9**. 439-445.
- EKSCHMITT K., WEIDEMANN G., WOLTERS, V. (1997): The spatial variance in the abundance of soil animals. - *Rec Res Dev Soil Biol & Biochem* **1**. 21-38.
- ETTEMA, C.H., WARDLE, D.A. (2002): Spatial soil ecology. - *TREE* **17**. 177-183.
- FABER, J.H. (1991): Functional classification of soil fauna: a new approach. – *Oikos* **62**:110-117.
- FISCHER, S.G. (1990): Recovery processes in lotic ecosystems: limits of successional theory. - *Environ. Management* **14**. 725-736.
- FJELLBERG, A. (1980): Identification keys to Norwegian Collembola. - *Norw. Ent. Soc As*, **S.** 1-152.
- FJELLBERG, A. (1998): The Collembola of Fennoscandia and Denmark. Part I: Poduromorpha. – *Fauna Entom. Scand.* **35**. 1-183.

- GALLARDO, A. (2003): Spatial variability of soil properties in a floodplain forest in northwest Spain. – *Ecosystems* **6**. 564-576.
- GAUER, U. (1997): Collembola in Central Amazon inundation forests – strategies for surviving floods. - *Pedobiologia* **41**. 69–73.
- GEFAÖ (1999): Bodenökologische Untersuchungen zum Retentionsflutung auf den Polder Altenheim 1999. - Unveröff. Gutachtung im Auftrag der LfU, Karlsruhe.
- GEFAÖ (2002): Endbericht: Bodenbiologische Untersuchungen, Polder Altenheim. Unveröff. Gutachtung im Auftrages der LfU, Karlsruhe.
- GHLAROV, M.S. (1978): Bodenwirbellose als Indikatoren des Bodenhaushaltes und von bodenbildenden Prozessen. - *Pedobiologia* **18**. 300–309.
- GISIN, H. (1960): Collembolafauna Europas. Musée d'Histoire Naturelle, Genève, 312 S.
- GRAEFE, U. (1993): Die Gliederung von Zersetzergesellschaften für die standortsökologische Ansprache. – *Mitt. Deutsch. Bodenkundl. Ges.* **69**. 95-98.
- GRIEGEL, A. (1999): Räumliche Verteilung und jahreszeitliche Dynamik von Kleinarthropoden (Collembola, Gamasida) in den Auen des Unteren Odertals. - *Limnologie aktuell* **9**. 229-240.
- HAWKINS, C.P., NORRIS, R.H. (2000): Effects fo taxonomic resolution and use of subsets of the fauna on the performance of RIVPACS-type models. In: Wright, J.F., Sutcliffe, D.W., Furse, M.T. (Eds.), *Assessing the Biological Quality of Fresh Waters: RIVPACS and Other Techniques*. - Freshwater Biological Association, Ambleside, S. 217-228.
- HILL, M.O. (1979): TWINSPLAN – A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. Cornell Univ. Press, Ithaca.
- HILL, M.O., BUNCE, R.G.H, SHAW, M.W. (1975): Indicator species analysis, a divisive polythetic method of classification and its application to a survey of native pinewoods in Scotland. *J. Ecol.* **63**. 597-613.
- HOLT, R.D., LAWTON, J.H., POLIS, G.A., MARTINEZ, N.D. (1999): Trophic rank and the species-area relationship. - *Ecology* **80**. 1495-1504.
- HOPKIN, S. (1997): *Biology of the Springtails (Insecta: Collembola)*. Oxford Univ. Press, Oxford New York Tokyo, 330 S.
- ISO (International Standards Organisation) (2002): *Soil quality – Sampling. I. Guidance on the design of sampling programmes*. - ISO Norm 10381-1. ISO, Geneva, 33. S.
- ISO (International Standards Organisation) (2002): *Soil quality – Sampling. I. Guidance on the design of sampling programmes*. - ISO Norm 10381-1. ISO, Geneva, 33. S.
- ISO (International Standards Organisation) (2005a): *Soil quality - Sampling of soil invertebrates - Part 2: Sampling and extraction of microarthropods (Collembola and Acarina)*. - ISO Norm 23611-2. ISO, Geneva, 13. S.
- ISO (International Standards Organisation) (2005b): *Soil quality - Sampling of soil invertebrates - Part 3: Sampling and soil extraction of enchytraeids*. - ISO Norm 23611-3. ISO, Geneva, 9. S.
- JONES, C.G., LAWTON, J.H. (eds.) (1995): *Linking species and ecosystems*. Chapman & Hall, New York. 432 S.
- JONES, T.H., BRADFORD, M.A. (2001): Assessing the functional implications of soil biodiversity in ecosystems. – *Ecol. Res.* **16**. 845-858.
- JOOSE, E.N.G. (1971): Ecological aspects of aggregation in Collembola. – *Rev. Ècol. Biol. Sol* **8**. 91-97.

- JOOSSE, E.G.N., VERHOEF, H.A. (1974): On the aggregational habits of surface dwelling Collembola. - *Pedobiologia* **14**. 245–249.
- JUNK, W.J., BAYLEY, P.B., SPARKS, R.E. (1989): The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: Dodge, D.P. (Ed.): Proceedings of the International Large River Symposium. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. **106**. 110–127.
- LEPŠ, J., ŠMILAUER, P. (2003): *Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO*. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- LEK-ANG, S., DEHARVENG, L. (2002): Seasonal variations of Collembola (Hexapoda) assemblages in damp riparian habitats. - *Arch. Hydrobiol.* **153**. 635-655.
- LfU & GWD (Landesanstalt für Umweltschutz und Gewässerdirektion Südlicher Oberrhein/Hochrhein) (1999a): Auswirkung der Ökologische Flutungen der Polder Altenheim. Ergebnisse des Untersuchungsprogramms 1993–1996. - Materialien zum Integrierten Rheinprogramm, Bd. 9. Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe.
- LfU & GWD (Landesanstalt für Umweltschutz und Gewässerdirektion Südlicher Oberrhein/Hochrhein) (1999b): Konzeption zur Entwicklung und zum Schutz der südlichen Oberrheinniederung. - Materialien zum Integrierten Rheinprogramm, Bd. 10. Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe.
- LFU (Landesanstalt für Umweltschutz) (1994a): Signale aus der Natur. 10 Jahre Ökologisches Wirkungskataster Baden Württemberg. Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe. 63 S.
- LFU (Landesanstalt für Umweltschutz) (1994b): Methoden zu Wirkungserhebungen – ein Methodenhandbuch. Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe. 78 S.
- MACARTHUR, R.H., WILSON, E.O. (1967): *The Theory of Island Biogeography*. Princeton Univ. Press, Princeton. 203 S.
- MACFADYEN, A. (1961): Improved funnel-type extractors for soil arthropoda. - *J. Anim. Ecol.* **30**. 71-184.
- MAGURRAN, A.E., HENDERSON, P.A. (2003): Explaining the excess of rare species in natural species abundance distributions. – *Nature* **422**. 714-716.
- MARTINEZ, N.D., HAWKINS, B.A., DAWAH, H.A., FEIFAREK, B.P. (1999): Effects of sampling effort on characterization of food-web structure. - *Ecology* **80**. 104-1055.
- MORIN, P. (1999): *community Ecology*. Blackwell Science, Oxford. 424 S.
- MOUILLOT, D., LEPRETRE, A. (2000): Introduction of relative abundance distribution (RAD) indices, estimated from the rank-frequency diagrams (RFD), to assess changes in community diversity. – *Environ. Monit. Assess.* **63**. 279-295.
- MULDER, C., DE ZWART, D., Van Wijnen, H.J., Schouten, A.J., Brure, A.M. (2003): Observational and simulated evidence of ecological shifts within the soil nematode community of agrosystems under conventional and organic farming. – *Funct. Ecol.* **17**. 516-525.
- NEHER, D.A., CAMPBELL, C.L. (1996): Sampling for regional monitoring of nematode communities in agricultural soils. – *J. Nematol.* **28**. 196-208.
- O'CONNELL, T., BOLGER, T. (1998): Intraspecific aggregation, „Probability niches“ and the diversity of soil microarthropod assemblages. – *Appl. Soil Ecol.* **9**. 63-67.
- ORWIN, K.H. & WARDLE, D.A. (2004): New indices for quantifying the resistance and resilience of soil biota to exogenous disturbances. - *Soil Biol. Biochem.* **36**. 1907-1912.

- PALISSA, A. (1959): Beiträge zur Ökologie und Systematik der Collembolen von Salzwiesen. – Dtsch. Entomol. Z. 6. 273-321.
- PERNER, J. (2003): Sample size and quality of indication – a case study using ground-dwelling arthropods as indicators in agricultural ecosystems. – Agric. Ecosys. Environm. **98**. 125-132.
- PIELOU, E.C. (1984): The interpretation of Ecological Data. Wiley and Sons, New York, Chichester, Brisbane.
- PLACHTER, H., REICH, M. (1998): The significance of disturbance for populations and ecosystems in natural floodplains. – Proc. Int. Symp. River Restoration, S. 29-38.
- POMORSKI, R.J. (1990): Morphological-systematic studies on the variability of pseudocelli and some morphological characters in Onychiurus of the „armatus-Group“ (Collembola, Onychiuridae). – Ann. Zool. **43**. 535-575.
- PONGE, J.-F. (1983): Les collemboles, indicateurs du type d'humus en milieu forestier. Résultats obtenus au sud de Paris. – Acta Oecologia Gener **4**. 359–374.
- POTAPOV, M. (2002): Isotomidae. In: DUNGER, W. (ed.) Synopses on Palaearctic Collembola, Vol. 2. – Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz **73**. 1-603.
- REYNOLDSON, T.B., DAY, K.E., PASCOE, T. (2000): The development of the BEAST: a predictive approach for assessing sediment quality in the North American Great Lakes. In: Wright, J.F., Sutcliffe, D.W., Furse, M.T. (Eds.), Assessing the Biological Quality of Fresh Waters: RIVPACS and Other Techniques. – Freshwater Biological Association, Ambleside, S. 165-180.
- REYNOLDSON, T.B., NORRIS, R.H., RESH, V.H., DAY, K.E., ROSENBERG, D.M. (1997): The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates. – N. Am. Benthol. Soc. **16**. 833-852.
- RÖMBKE, J., BECK, L., FÖRSTER, B., FRÜND H.-C., HORAK, F., RUF, A., ROSCICZEWSKI, K., SCHEURIG, M., WOAS, S. (1997): Boden als Lebensraum für Bodenorganismen und die bodenbiologische Standortklassifikation: eine Literaturstudie. LfU Baden-Württemberg, Karlsruhe, 390 S.
- RÖMBKE, J., DREHER, R. (2000): Bodenbiologische Bodengüte-Klassen. Umweltbundesamt, Berlin 276 S.
- RÖMBKE, J., KALSCH, W. (2000): Protokoll des Internationalen Fachgesprächs über „Ansatz für biologische Bewertungsstrategien und –konzepte im Bodenschutz“. – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 63 S.
- RUF, A., BECK, L., DREHER, R., HUND-RINKE, K., RÖMBKE, J., SPELDA, J. (2003): A biological classification concept for the assessment of soil quality: „Biological Soil Classification Scheme“ (BBSK) – Agric. Ecosys. Environ. **98**. 263-271.
- RUF, A., BECK, L., HAMMEL, W., HUND, K., KRATZ, W., RÖMBKE, J., SPELDA, J. (1999): Grundlagen für die Erarbeitung eines Bewertungsrahmens für die Bodenfunktion „Lebensraum für Bodenorganismen“. II. Erste Ergebnisse zur Anwendung von bodenkundlich/bodenbiologisch definierten Standorttypen. – Mittl. Deut. Bodenkundl. Ges. **89**. 177-180.
- RUF, A., BECK, L., RÖMBKE, J., SPELDA, J. (2000): Standortspezifische Erwartungswerte für Gemeinschaftsstruktur ausgewählter Taxa der Bodenfauna als Bodenqualitätskriterium. – Ber. Nat.-med. Verein Innsbruck **87**. 365-379.
- RUSEK, J. (1984): Zur Bodenfauna in drei Typen von Überschwemmungswiesen in Süd-Mähren. – Rozprawy Ceskoslovenske Akademie Ved. Rada matematickysch Prirodnich Ved **93**. 1–126.
- RUSSELL, D.J. (2004): Feststellung und Modellierung der kurzfristigen Jahresdynamik und kleinräumigen Variabilität von endogäischen Insekten auf Boden-Dauerbeobachtungsflächen in

- Baden-Württemberg – Erhöhung der Aussagekraft des monitoringprogramms in Rheinauen. Endbericht, BWPLUS, 130 S.
- RUSSELL, D.J., BLÜMEL, H. (2003): Feststellung und Modellierung der kurzfristigen Jahresdynamik und kleinräumigen Variabilität von endogäischen Insekten für Monitoringerhebungen auf Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Baden-Württemberg. Horizontalverteilung bodenbiologischer Indikatoren und ihre Bedeutung für Probenahmeschemen. - Zwischenbericht, BWPLUS, 16 S.
- RUSSELL, D.J., HAUTH, A., FOX, O. (2004): Community Dynamics of Soil Collembola in Floodplains of the Upper Rhine Valley. – *Pedobiologia* 48. 527-536.
- RUSSELL, D.J., NÄHRIG, D., SCHICK, H. (2002): Reactions of soil Collembolan communities (= Springtails, Insecta) to inundation in floodplain ecosystems of the Upper Rhine Valley. In: BROLL, G., MERBACH, W., PFEIFFER, E.-M. (eds.) *Soil ecological processes in wetlands of Germany*. Springer, Berlin Heidelberg New York, S. 35-70.
- RUSSELL, D.J., GRIEGEL, A. (2006): Influence of variable inundation regimes on soil collembola. – *Pedobiologia* 50. 165-176.
- SCHICK, H., KREIMES (1993): Der Einsatz von Collembolen als Bioindikatoren. In: EHRENSBERGER, R. (ed.) *Bodenmesofauna und Naturschutz*. Günter Runge, Cloppenberg.
- SCHOENLY, K., COHEN, J.E. (1991): Temporal variation in food web structure: 16 empirical cases. - *Ecol. Monogr.* 61. 267-298.
- SEABY, R.M.H., HENDERSON, P.A. (2004): *Community Analysis Package 3.0*. Pisces Conservaatin Ltd., Lymington.
- SOUTHWOOD, R.E., HENDERSON, P.A. (2000): *Ecological Methods*, 3rd edn. Blackwell Science, Oxford
- STADT, J.J., SCHIECK, J., STELFOX, H.A. (2006): Alberta Biodiversity Monitoring Program – Monitoring Effectiveness of Sustainable Forest Management Planning - *Environ. Monit. Assess.* 121. 34-36.
- STERZYŃSKA, M., EHRENSBERGER, R. (1999): Diversity and structure of Collembola communities in wetlands. In: Tajovský, K., Pižl, V. (eds.) *Soil Zoology in Central Europe*. Posekany, České Budějovice, S. 325-334.
- SWIFT, M., BIGNELL, D. (2001): Standard methods for the assessment of soil biodiversity and land-use practice. International Centre for Research in Agroforestry, South East Asian Regional Research Programme. Bogor, Indonesia. 34 S.
- TAMM, J.C. (1982): Das jahresperiodisch trockenlegende Eulittoral der Edertalsperre als Lebens- und Ersatzlebensraum – Eine Ökosystemstudie mit terrestrischem Schwerpunkt. Teil II: Die terrestrische Fauna. - *Arch Hydrobiol [Suppl]* 64. 484–553.
- THIBAUD, J.-M., SCHULZ, H.-J., DA GAMA ASSALINO, M.M. (2004): Hyprogastruridae. In: DUNGER, W. (ed.) *Synopses on Palaearctic Collembola*, Vol. 4. - *Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz* 75. 1-287.
- UNDERWOOD, A.J., CHAPMANN, M.G. (2003): Power, precaution, Type II error and sampling design in assessment of environmental impacts. – *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 296. 49-70.
- USHER, M.B. (1969): Some properties of the aggregations of soil arthropods: Collembola. – *J. Anim. Ecol.* 38. 607-622.
- USHER, M.B., BOOTH, R.G., SPARKES, K.E. (1982): A review of progress in understanding the organisation of communities of soil arthropods. – *Pedobiologia* 23. 126-144.
- VAN STRAALLEN, N.M. (1997): Community structure of soil arthropods as a bioindicator of soil health. – In: PANKHURST, C., DOUBE, B.M., GUPTA, V.V.S.R. (eds.) *Biological Indicators of Soil Health*. CAB International, Wallingford. S. 235-264.

-
- VERHOEFF, H.A., NAGELKERKE, C.J. (1977): Formation and ecological significance of aggregations in Collembola. – *Oecologia* **31**. 215-226.
- WEEKS, J.M. (1997): A Demonstration of the Feasibility of SOILPACS. – Environmental Agency, London, 180 S.
- WEIGMANN, G. (1997): Bioindication by means of isovalent species groups. – *Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz* **69**. 59-65.
- WEIGMANN G, WOHLGEMUTH-VON REICHE D (1999) Vergleichende Betrachtung zu den Überlebensstrategien von Bodentieren im Überflutungsbereiche von Tieflandauen. - *Limnologie aktuell* **9**. 229-240.
- WHITTAKER, R.J., WILLIS, K.J., FIELDE, R. (2001): Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. – *J. Biogeogr.* **28**. 453-470.
- WRIGHT, J.F., FURSE, M.T.; ARMITAGE, P.D. (1993): RIVPACS – a technique for evaluating the biological quality of rivers in the UK. – *Eur. Water Poll. Control* **3**. 15-25.
- WRIGHT, J.F., SUTCLIFFE, D.W., FURSE, M.T. (2000): Assessing the biological quality of fresh waters. RIVPACS and other techniques. Freshwater Biological Association, Ambleside, 400 S.
- WOLTERS, V. (2001): Biodiversity of soil animals and its function. - *Eur. J. Soil Biol.* **37**. 221-227.
- ZAR, J.H. (1999): *Biostatistical Analysis*. 4th Edn. Prentice Hall, London Sydney Toronto.
- ZIMDARS, B., W. DUNGER (1994): Tullberginae. In: DUNGER, W. (ed.) *Synopses on Palaearctic Collembola*, Vol. 2. - *Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz* **68**. 1-71.

Veröffentlichungen und Tagungen

Teile der Ergebnisse des vorliegenden Projektes wurden bzw. werden in den folgenden Veröffentlichungen, Vorträgen und Gremienarbeit verwendet.

Veröffentlichungen:

RUSSELL, D.J., GRIEGEL, A. (2006): Influence of variable inundation regimes on soil collembola. – *Pedobiologia* **50**. 165-176.

RUSSELL, D.J. (im Druck): Metacommunity responses of soil collembola to inundation intensity in the Upper Rhine Valley. – In: RUSSELL, D.J., BROLL, G., KALUZ, S., XYLANDER, W. (eds.) *Floodplains: Hydrology, Soils, Fauna and their Interactions*. Peckiana

RUSSELL, D.J. (Im Vorb.): Detectibility of rare species and sampling design for soil mesofauna. – *Eur. J. Soil Biol.*

Tagungen und Gremien:

XIVth International Colloquium on Soil Zoology. Rouen, Frankreich, 30. Aug. – 3. Sept. 2004

XIth International Colloquium on Apterygota. Rouen, Frankreich, 5.-9. Sept. 2004

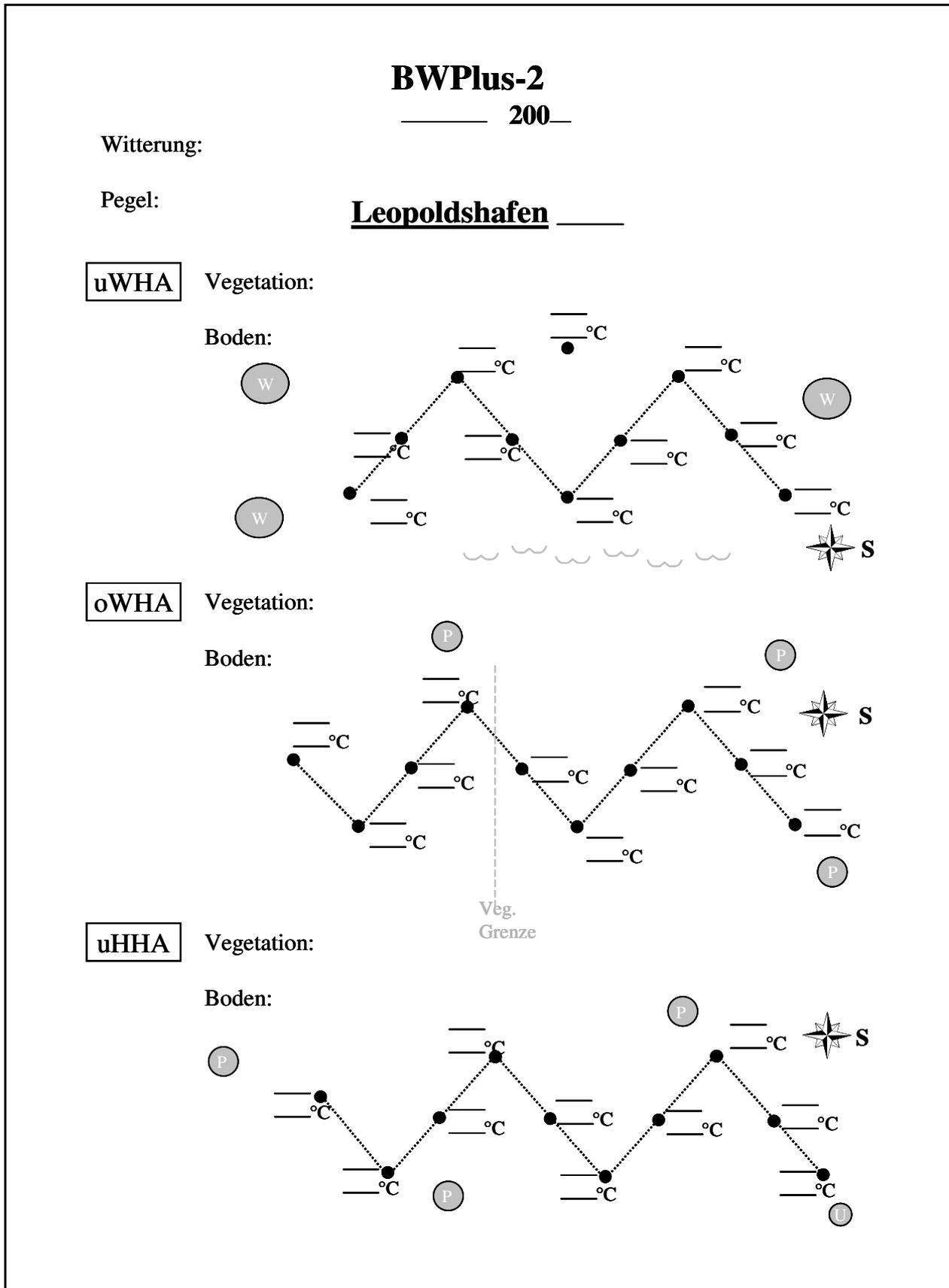
Floodplains: Hydrology, Soils, Fauna and their Interactions. Görlitz, BRD, 11.-16. Sept., 2005

VIIth International Seminar on Apterygota. Texel, Niederlande, 27. – 30. Aug., 2006

VDI Arbeitsgruppe „Wirkung von GVO auf Bodenorganismen“ (Untersuchungsrichtlinien)

ISO Technical Committee 190 „Biological Soil Sampling“

Anhang 1a. Datenblatt für die Geländeerhebungen mit den genauen Probeverteilungen.
Leopoldshafen.



Anhang 1b. Datenblatt für die Geländeerhebungen mit den genauen Probeverteilungen.
Bremengrund.

BWPlus-2

200

Witterung:

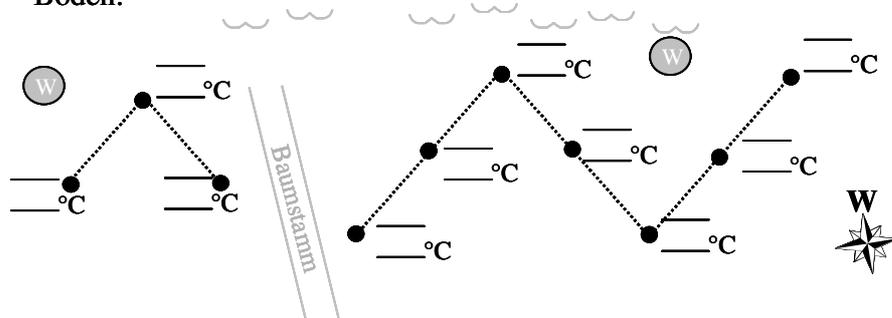
Pegel:

Bremengrund

uWHA

Vegetation:

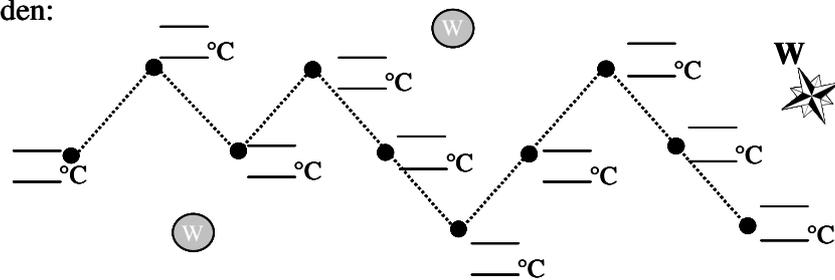
Boden:



oWHA

Vegetation:

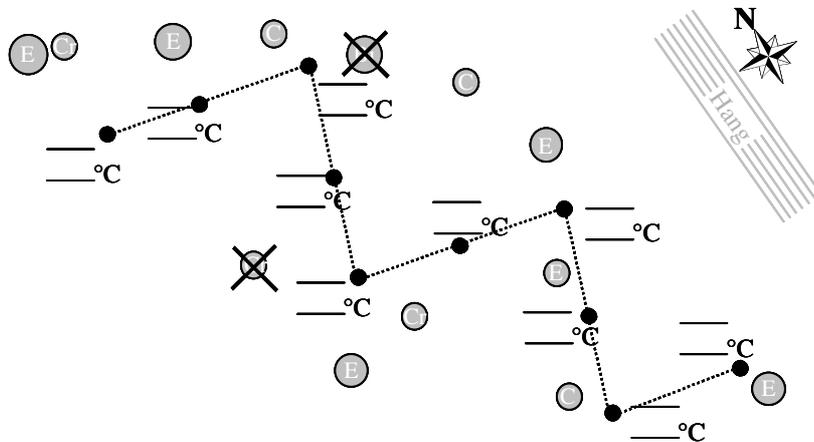
Boden:



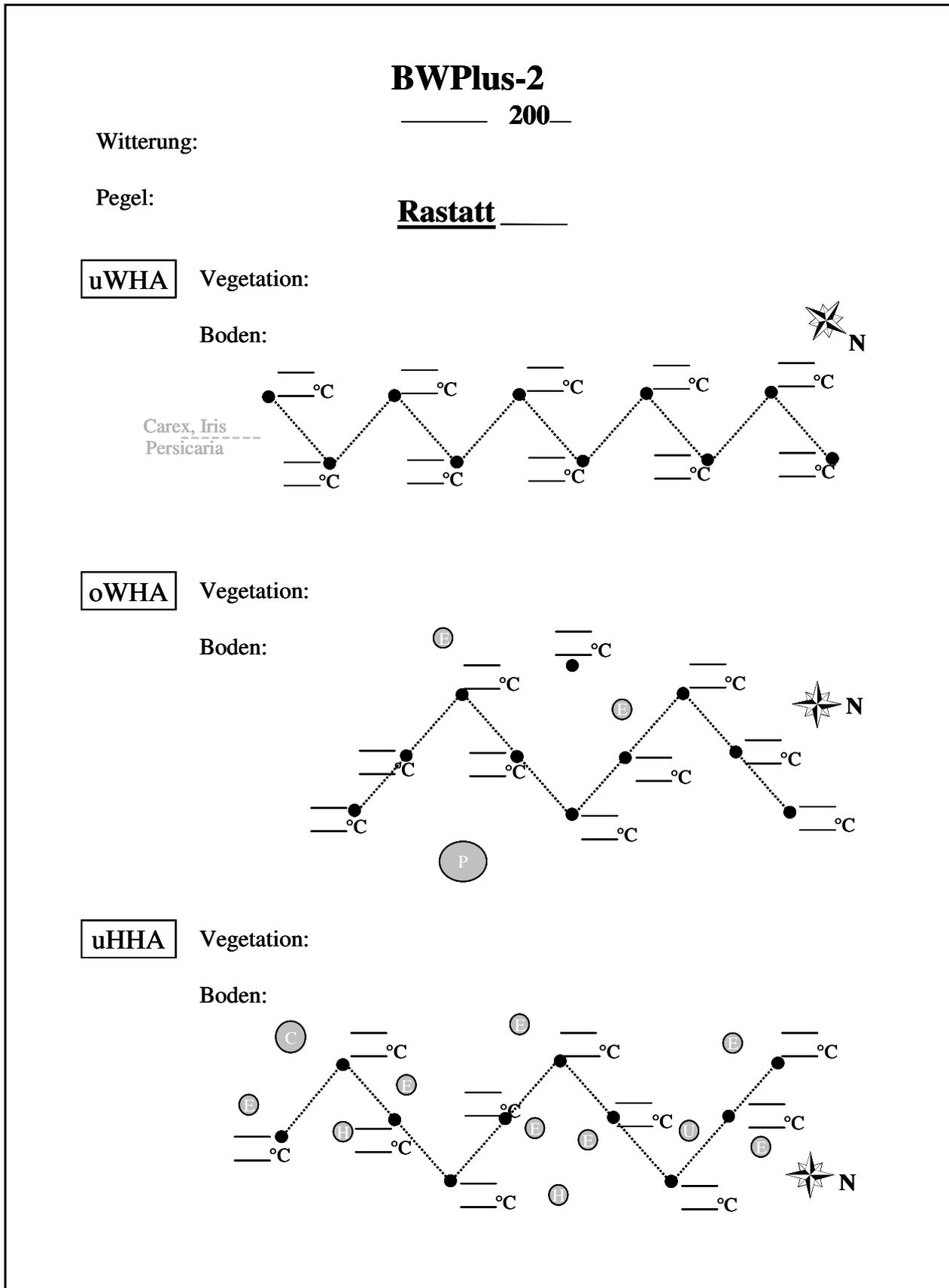
uHHA

Vegetation:

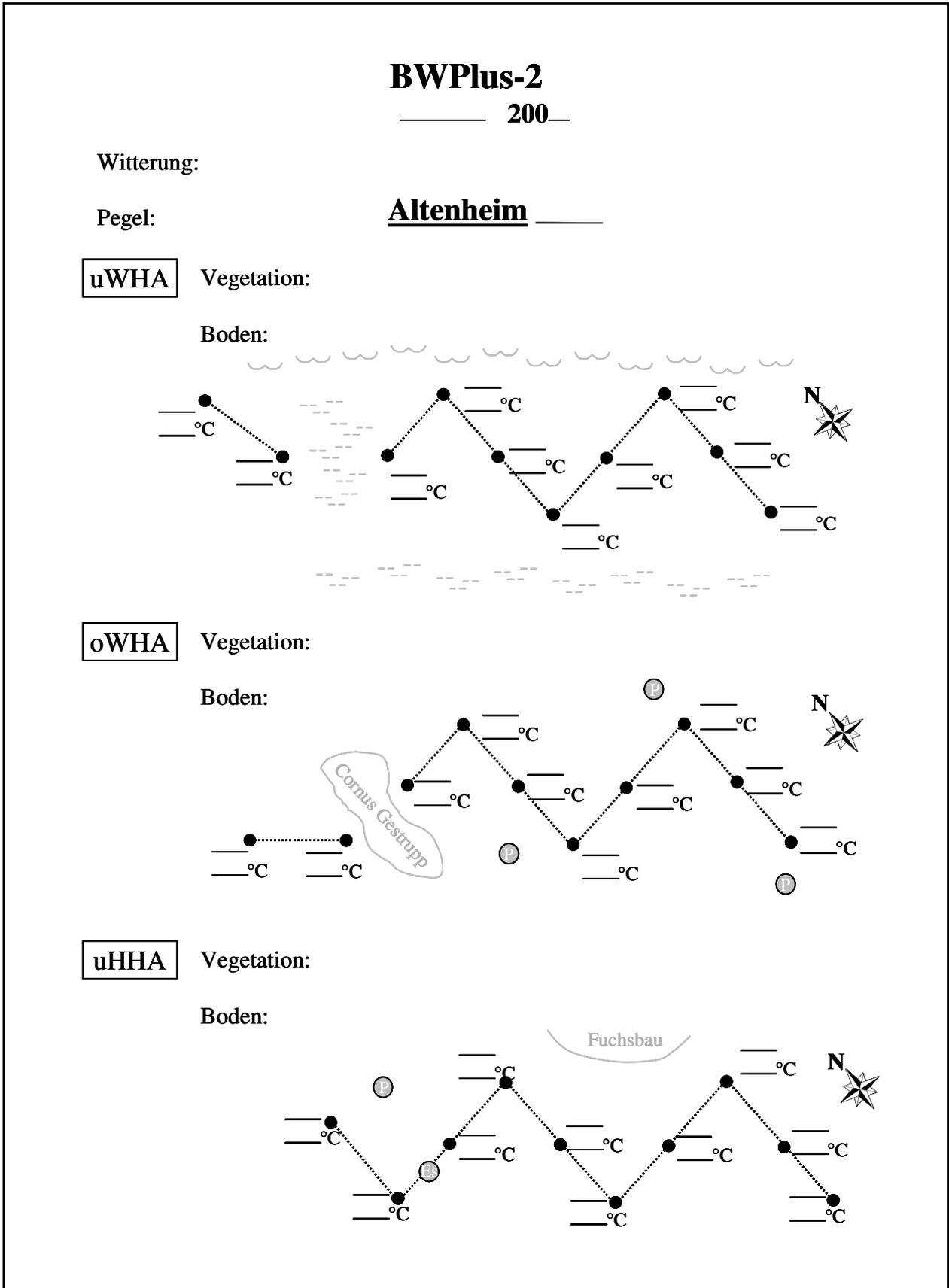
Boden:



Anhang 1c. Datenblatt für die Geländeerhebungen mit den genauen Probeverteilungen.
Rastatt.



Anhang 1d. Datenblatt für die Geländeerhebungen mit den genauen Probeverteilungen. Altenheim.



Anhang 2. Liste der im Projektzeitraum erfassten Arten. Rechts der jeweiligen Art ist die in diesem Bericht ermittelte ökologische Klassifizierung für Auenhabitats (s. Tab. 6) angegeben. Arten ohne Angabe kamen in geringen Individuendichten vor und konnten daher nicht klassifiziert werden.

Ordnung Arthropleona

Überfamilie Poduromorpha

Familie **Poduridae**

Podura aquatica Linnaeus, 1758 Hygrophil

Familie **Hypogasturidae**

Ceratophysella denticulata (Bagnall, 1941)
Willemia anophthalma Börner, 1901 Überflutungs-ausweichend
Xenylla maritima Tullberg, 1869 Generalist + auenliebend

Familie **Neaunuridae**

Unterfamilie Friesinae

Friesea mirabilis (Tullberg, 1871) Überflutungs-ausweichend
Friesea truncata Cassagnau, 1958 Mesophil

Unterfamilie Neanurinae

Endonura tetrophthalma (Stach, 1929) Nässe-meidend
Lathriopyga aurantiaca Caroli, 1912
Neanura muscorum (Templeton, 1835) Nässe-meidend

Unterfamilie Pseudachorutinae

Anurida ellipsoides Stach, 1949 Hygrotolerant
Anurida granaria (Nicolet, 1847) Nässe-meidend
Anurida tullbergi Schött, 1891 Hygrotolerant
Anurida uniformis Gisin, 1953 Hygrotolerant
Micranurida pygmaea Börner, 1901
Pseudachorutes subcrassus Tullberg, 1871 Überflutungs-ausweichend

Familie **Odontellidae**

Xenyllodes armatus Axelson, 1903 Mesophil

Familie **Onychiuridae**

Unterfamilie Onychiurinae

Oligaphorura groenlandica (Tullberg, 1876)
Onychiurus antheuili Denis, 1936
Onychiurus pseudogranulosus Gisin, 1951
Protaphorura armata (Tullberg, 1869) Überflutungs-intolerant
Protaphorura aurantiaca (Ridley, 1880) Generalist + auenliebend

Unterfamilie Tullberginae

Mesaphorura cf. betschi Rusek, 1979 Nässe-meidend
Mesaphorura hylophila Rusek, 1982 Überflutungs-intolerant
Mesaphorura krausbaueri Börner, 1901 Mesophil
Mesaphorura macrochaeta Rusek, 1976 Nässe-meidend
Mesaphorura tenuisensillata Rusek, 1974 Mesophil
Neotullbergia crassiscuspis (Gisin, 1944) Mesophil
Neotullbergia ramicuspis (Gisin, 1953)
Neotullbergia tricuspis (Börner, 1902) Mesophil
Paratullbergia callipygos (Börner, 1902) Überflutungs-intolerant

<i>Stenaphorurella denisi</i> (Bagnall, 1935)	Überflutungs-ausweichend
<i>Stenaphorurella quadrispina</i> (Börner, 1901)	Überflutungs-ausweichend

Überfamilie **Entomobryomorpha**

Familie **Entomobryidae**

Unterfamilie Entomobryinae

<i>Entomobrya nivalis</i> (Linnaeus, 1758)	Überflutungs-ausweichend
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i> Tullberg, 1871	Überflutungs-ausweichend
<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i> (Gmelin, 1788)	Überflutungs-ausweichend
<i>Lepidocyrtus lignorum</i> (Fabricius, 1781)	Überflutungs-ausweichend
<i>Lepidocyrtus paradoxus</i> Uzel, 1890	
<i>Pseudosinella alba</i> (Packard, 1873)	Überflutungs-ausweichend
<i>Pseudosinella immacolata</i> (Lie-Pettersen, 1896)	Nässe-meidend
<i>Seira domestica</i> (Nicolet, 1841)	Nässe-meidend

Unterfamilie Orchesellinae

<i>Heteromurus nitidus</i> (Tempelton, 1835)	Überflutungs-ausweichend
<i>Orchesella cincta</i> (Linnaeus, 1758)	Nässe-meidend

Familie **Isotomidae**

<i>Ballistura tuberculata</i> (Stach, 1947)	
<i>Desoria tigrina</i> Nicolet, 1842	
<i>Folsomia candida</i> Willem, 1902	
<i>Folsomia lawrencei</i> Rusek, 1984	
<i>Folsomia manolachei</i> Bagnall, 1939	Nässe-meidend
<i>Folsomia penicula</i> Bagnall, 1939	
<i>Folsomia quadrioculata</i> (Tullberg, 1871)	Nässe-meidend
<i>Isotoma anglicana</i> Lubbock, 1862	Mesophil
<i>Isotomiella minor</i> (Schäffer, 1896)	Generalist + auenliebend
<i>Isotomodes productus</i> (Axelson, 1906)	
<i>Isotomodes sexsetosus</i> Gama, 1963	Überflutungs-ausweichend
<i>Isotomurus</i> cf. <i>fucicolus</i> (Schött, 1893)	Mesophil
<i>Isotomurus palustris</i> (Müller, 1776)	Mesophil
<i>Isotomurus plumosus</i> Bagnall, 1940	Hygrotolerant
<i>Mucrosomia garetti</i> (Bagnall, 1939)	Nässe-meidend
<i>Parisotoma notabilis</i> (Schäffer, 1896)	Nässe-meidend
<i>Proisotoma minima</i> Absolon, 1901	
<i>Proisotoma minuta</i> (Tullberg, 1871)	

Familie **Tomoceridae**

<i>Pogonognathellus flavescens</i> (Tullberg, 1871)	Überflutungs-ausweichend
<i>Tomocerus minor</i> (Lubbock, 1862)	Nässe-meidend
<i>Tomocerus vulgaris</i> (Tullberg, 1871)	Nässe-meidend

Ordnung **Symphyleona**

Familie **Neelidae**

<i>Megalothorax minimus</i> Willem, 1900	Überflutungs-ausweichend
--	--------------------------

Familie **Arrhopalitidae**

<i>Arrhopalites acanthophthalmus</i> Gisin, 1958	Mesophil
<i>Arrhopalites baccetti</i> Dallai, 1969	
<i>Arrhopalites caecus</i> (Tullberg, 1871)	Generalist + auenliebend
<i>Arrhopalites principalis</i> Stach, 1945	
<i>Arrhopalites terricola</i> Gisin, 1958	Mesophil
<i>Arrhopalites ulehlovae</i> Rusek, 1970	Generalist + auenliebend

Familie **Bourletiellidae***Bourletiella* Banks, 1899 spec. (Juv.)*Deuterosminthurus bicinctus* (Koch, 1840)*Heterosminthurus insignis* (Reuter, 1876)

Nässe-meidend

Familie **Dicyrtomidae***Dicyrtoma fusca* (Lubbock, 1873)*Dicyrtomina minuta* (Fabricius, 1783)

Mesophil

Nässe-meidend

Familie **Katiannidae***Sminthurinus aureus* (Lubbock, 1862)*Sminthurinus* cf. *lawrencei* Gisin, 1963

Hygrotolerant

Familie **Sminthuridae***Allacma fusca* (Linnaeus, 1758)*Sminthurus nigromaculatus* (Tullberg, 1872)Familie **Sminthurididae***Sminthurides malmgreni* (Tullberg, 1876)*Sminthurides parvulus* (Krausbauer, 1898)*Sminthurides signatus* (Krausbauer, 1898)*Sphaeridia pumilis* (Krausbauer, 1898)

Hygrophil

Hygrotolerant

Hygrophil

Hygrotolerant

Anhang 3. Artennahmen mit ihren im Bericht verwendeten Abkürzungen.

Anurida tullbergi	A.nt.	Mesaphorura hylophila	M.hy
Anurida ellipsoides	An.e	Mesaphorura krausbaueri	M.k
Anurida granaria	An.g.	Mesaphorura macrochaeta	M.m
Anurida uniformis	An.u.	Mesaphorura tenuisensillata	M.t
Arrhopalites acanthophthalmus	Ar.a	Megalothorax minimus	Mg.m.
Arrhopalites caecus	Ar.c	Mucrosomia garretti	Mu.g.
Arrhopalites spec. Juv.	Ar.sp	Neanura muscorum	N.m.
Arrhopalites cf. terricola	Ar.t	Neotullbergia crassiscuspis	Nt.c
Arrhopalites ulehlovae	Ar.u.	Neotullbergia tricuspis	Nt.t
Ballistura tuberculata	Ba.t.	Onychiurus spinularius	O.sp.
Ceratophysella denticulata	C.d	Oligaphorura groenlandica	Ol.g
Ceratophysella succinea	C.su	Orchesella cincta	Or.c
Dicyrtoma fusca	D.f.	Protaphorura armata	P.a.
Dicyrtomina minuta	Da.m.	Protaphorura aurantiaca	P.ar
Deuterosminthurus bicinctus	De.b	Onychiurus pseudogranulosus	P.pg
Entomobrya nivalis	E.n.	Pseudachorutes parvulus	Pa.p
Entomobrya spec.	E.sp.	Pseudachorutes subcrassus	Pa.sc
Endonura tetrophthalma	Ed.t	Podura aquatica	Pd.a.
Folsomia candida	F.c.	Pogonognathellus flavescens	Pg.f.
Folsomia fimetaria/listeri	F.l.	Proisotoma cf. dottrensi	Pi.d.
Folsomia manolachei	F.m.	Parisotoma notabilis	Pi.n
Folsomia quadrioculata	F.q.	Pseudosinella 0+0	Ps.0
Folsomia quadrioculata Grp. (juv.)	F.q.G.	Pseudosinella alba	Ps.a
Folsomides parvulus	Fd.p	Pseudosinella immaculata	Ps.i
Friesea mirabilis	Fr.m.	Pseudosinella pettersini	Ps.p
Friesea truncata	Fr.t	Paratullbergia callypigos	Pt.c
Heteromurus nitidus	H.n	Sminthurinus aureus	S.a.
Heterosminthurus insignis	Hs.i	Seira domestica	S.d
Hypogastrura vernalis	Hy.v	Sminthurinus lawrencei	S.l.
Isotoma anglicana	I.a.	Sminthurides aquaticus	Sd.aq.
Isotoma spec. Juv.	I.sp.	Sminthurides spec. Juv.	Sd.Jv.
Isotoma viridis	I.v.	Sminthurides malmgreni	Sd.m.
Isotomiella minor	Ia.m.	Sminthurides parvulus	Sd.p.
Isotomurus antennalis	Im.a.	Sminthurides signatus	Sd.s.
Isotomurus cf. cassagnai	Im.c.	Sphaeridia pumilis	Sp.p.
Isotomurus fucicolus	Im.f.	Sminthurus nigromaculatus	Ss.sp.
Isotomurus palustris	Im.p.	Stenaphorurella denisi	St.d.
Isotomurus plumosus	Im.pl.	Stenaphorurella quadrispina	St.q.
Isotomurus spec. Juv.	Im.sp.	Tomocerus baudoti	T.b
Isotomodes productus	Is.p	Tomocerus minor	T.m.
Isotomodes sexsetosus	Is.s.	Tomocerus spec.	T.sp
Lepidocyrtus cyaneus	Lc.c	Tomocerus vulgaris	T.v
Lepidocyrtus lignorum	Lc.l	Willemia anophthalma	W.a
Lepidocyrtus lanuginosus	Lc.la.	Xenylla boernerii	X.b.
Lepidocyrtus paradoxus	Lc.p	Xenylla grisea	X.g.
Lepidocyrtus spec.	Lc.sp	Xenylla maritima	X.m.
Mesaphorura betschi / massoudi ?	M.b	Xenyllodes armatus	Xy.a.