

6. AUSWIRKUNGEN DES STICKSTOFFEINTRAGS AUF DIE WALDBODEN-VEGETATION

6.1. EINFÜHRUNG

Alle Ökosysteme unterliegen heute mehr oder weniger starken Beeinflussungen durch den Menschen. Darunter fallen massive Eingriffe wie z. B. die Absenkung des Grundwasserspiegels, die Trockenlegung von Mooren oder die Rodung von Wäldern. Zunächst nicht offensichtlich und daher in ihren Auswirkungen oftmals unterschätzt sind Immissionen aus der Luft. Die Untersuchung der Folgen dieser Einträge ist ein wichtiger Bestandteil der ökologischen und naturschutzfachlichen Forschung (Bobbink et al., 1998).

Zu den wichtigsten die Ökosysteme beeinflussenden Faktoren gehört in den letzten Jahrzehnten der vermehrte Eintrag von Stickstoffverbindungen und Säuren aus der Luft (Vitousek et al., 1997; Galloway, 1998; Galloway und Cowling, 2002). Die gesteigerte Verfügbarkeit von Stickstoff nimmt eine Schlüsselstellung bei der Beurteilung von Vegetationsveränderungen, insbesondere in stickstofflimitierten Ökosystemen wie z.B. Mooren oder Wäldern ein (Tamm, 1991).

Der vorindustrielle Stickstoffeintrag in Waldökosysteme liegt bei 2 kg/ha (Aber et al., 1989). Im Laufe des letzten Jahrhunderts ist es zu einem drastischen Anstieg der Belastungen gekommen. So wird für Südschweden der mittlere Jahreseintrag für die 1950er Jahre bereits mit 6 kg/ha, in den 1970ern mit 10 kg/ha und in den 1980ern mit 5-15 kg/ha angegeben (Falkengren-Grerup, 1986).

Eine Vervielfachung der vorindustriellen Einträge ist in ganz Europa zu beobachten (Galloway und Cowling, 2002; van Egmond et al., 2002). In Bayern liegen die jährlichen Einträge von Stickstoff in Laubwälder mit zumeist mehr als 15 kg/ha (Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, 2003) im Bereich der „critical loads“ (15-20 kg/ha nach Bobbink und Roelofs, 1995; mehr als 12 kg/ha nach Wright et al., 1995). Bei Depositionen oberhalb dieser Grenze ist damit zu rechnen, dass die Einträge die Austräge (wie z. B. Holznutzung; Ortloff und Schlaepper, 1996) übersteigen und es zur Stickstoffsättigung kommt. In den letzten Jahrzehnten fand eine geringe Reduktion der Stickstoffbelastung statt, trotz allem liegen die Einträge auf einem andauernd hohem Niveau (Grennfelt et al., 2001; Erisman et al., 2003).

Die Einträge haben verschiedene Auswirkungen auf die Ökosysteme: Einhergehend mit der Aufsättigung der Stickstoffpools (Pflanzen, Mineralböden, Humus, Bodenorganismen) kommt es durch die pflanzliche Aufnahme von Ammonium unter Abgabe von Wasserstoffionen (Breemen et al., 1982) zu einer Versauerung des Bodens (z. B. Falkengren-Grerup, 1986; Bjornstad, 1991). Ist die Aufnahmekapazität des Ökosystems für Stickstoff erreicht, kann ein verstärkter Nitrataustrag in das Grundwasser folgen (z.B. Dise und Wright, 1995; Gundersen et al., 1998; Andersson et al., 2001). Dieser induziert eine Auswaschung von basischen Kationen und es kommt zu einer weiteren Versauerung des Bodens (Gundersen und Rasmussen, 1990).

Da das Wachstum der Pflanzen in Wäldern natürlicherweise stickstofflimitiert ist (Tamm, 1991), bewirkt ein vermehrter Stickstoffeintrag - neben der Versauerung - ein gesteigertes Wachstum der Pflanzen und somit Verschiebungen im Konkurrenzgleichgewicht zwischen den einzelnen Arten (Ellenberg, 1985). Konkurrenzstarke Arten - vor allem Nitrophyten - nehmen überdurchschnittlich zu (z. B. Rost-Siebert und Jahn, 1988; Diekmann und Dupre, 1997; Brunet et al., 1998; Diekmann et al., 1999; Fischer, 1999; Lameire et al., 2000; Hofmeister et al., 2002). Beobachtet wurde stellenweise eine Zunahme von Säurezeigern (Wittig et al., 1985; Thimonier et al., 1992); zumeist wirkt sich die Reaktion der Vegetation auf Einträge aber in einer erhöhten Bedeutung der Stickstoffzeiger aus (Fischer, 1999). Desgleichen ist bei Bäumen ein verstärktes Wachstum festzustellen (Nissinen und Hari, 1998; Emmett, 1999; Sonnleitner et al., 2001). Nach einem Kronenschluss der Bestände (Thomas et al., 1999; Köchy und Wilson, 2001) nimmt die bis zur Bodenvegetation vordringende Strahlung ab. Die Folge in nicht

bewirtschafteten Wäldern ist eine Abnahme von Lichtarten in der Feldschicht (Wilmanns und Bogenrieder, 1986; Kuhn et al., 1987; Schaminee et al., 2002).

Da Höhere Pflanzen fast ausschließlich mineralisierten Stickstoff aufzunehmen vermögen (Tamm, 1991), ist nur ein sehr kleiner Teil des Gesamtstickstoffpools der Böden pflanzenverfügbar ($< 1\%$ nach Gerlach, 1973). Die pflanzenverfügbare Stickstoffmenge ist daher in erster Linie von der Mineralisationsrate abhängig (Ellenberg, 1996), welche wiederum stark von dem Stickstoffanteil (C/N-Verhältnis) der Streuauflage abhängt (Diekmann und Falkengren-Grerup, 1998). Der Stickstoffanteil in der Streuauflage steigt bei zunehmender Stickstoffdeposition (Spangenberg und Kölling, 2004); erhöhte Einträge führen zu einer verbesserten Stickstoffverfügbarkeit für Pflanzen (Bürger-Arndt, 1994; Bobbink et al., 1998; Diekmann et al., 1999).

Es existieren verschiedene Ansätze, diese stickstoffbedingten Vegetationsveränderungen nachzuweisen: Zum einen durch Beobachtung von Vegetationsveränderungen entlang von bekannten Stickstoffgradienten (Brunet et al., 1998; Falkengren-Grerup et al., 1998; Diekmann et al., 1999), oder durch die Beobachtung der Vegetation an einem Ort im Laufe der Zeit (Dauerbeobachtungs- oder Quasidauerbeobachtungsflächen; Trepl, 1982; Wilmanns und Bogenrieder, 1986; Kuhn et al., 1987; Rost-Siebert und Jahn, 1988; Bjornstad, 1991; Falkengren-Grerup, 1995; Olsson, 1995; Röder et al., 1996; Fischer, 1997; Kirby und Thomas, 2000; Lameire et al., 2000; Schaminee et al., 2002; Hedl, 2004). Ein weiterer möglicher Ansatz sind Düngeexperimente, die vor allem in Nadelwäldern (Kreutzer et al., 1998; Nohrstedt, 1998; Schleppi et al., 1999a), seltener in Laubwäldern (Falkengren-Grerup, 1993) durchgeführt wurden.

Schwierigkeiten treten bei allen drei Ansätzen auf. Der Nachteil bei Gradientenanalysen besteht darin, dass sich nur in wenigen Fällen ausschließlich ein Faktor (hier: Stickstoffeintrag) entlang des Transekts ändert. Bei Dauerbeobachtungsflächen ist es schwierig festzustellen, welche Umwelteinflüsse sich im Zeitverlauf geändert haben; außerdem kommt noch das Problem der exakten Relokalisierung der Untersuchungsflächen hinzu. Bei Düngeexperimenten sind kurzfristige Veränderungen festzustellen, über langfristige Trends sagt die Reaktion nach einmaliger Düngung wenig aus (Aber et al., 1989). Zudem sind Verschiebungen in der Artenzusammensetzung in kurzen Untersuchungszeiträumen (von häufig nur drei Jahren) nicht zu erwarten. In einigen Experimenten wurden zwar mit extremen Düngegaben (z.B. Becker et al., 1992 mit 200 kg/ha Stickstoff pro Jahr) Effekte auf die Vegetation erzielt; deren ökologische Aussagekraft bleibt aufgrund der die jetzigen durchschnittlichen Einträge um das vielfache übertreffenden Düngegaben allerdings fraglich.

In jüngeren Arbeiten werden die Zu- bzw. Abnahmen einzelner Arten auf veränderte Stickstoffeinträge modelliert (z.B. Terry et al., 2004). Ein Ziel ist es, die Veränderungen der Vegetationszusammensetzung ganzer Ökosysteme vorhersagen zu können. Voraussetzung für die Modellierung ist das Wissen um die Reaktionen aller Arten der untersuchten Pflanzengemeinschaften. Bislang gibt es viele (sich teilweise widersprechende) Einzeluntersuchungen, das Erkennen von allgemeingültigen Trends scheint aber schwierig. Um die Entwicklung von Arten vorherzusagen, schlagen Diekmann und Falkengren-Grerup (2002) die Verwendung von „life history traits“ vor.

In der vorliegenden Arbeit wird zunächst der Einfluss des Verkehrs auf die angrenzende Waldbodenvegetation untersucht. Des Weiteren wird anschließend die flächenhafte Bedeutung stickstoffbedingter Umweltveränderungen anhand einer Vegetationskartierung aufgezeigt. Aus der Kombination der Ergebnisse einer Gradientenanalyse und einer Dauerbeobachtungsfläche können mit Hilfe von „funktionellen Merkmalen“ Erkenntnisse über die Prozesse der Vegetationsveränderungen erlangt werden. Dieser Ansatz entspricht der Verwendung von „life history traits“ (Diekmann und Falkengren-Grerup, 2002), allgemeingültige Trends werden so erkennbar. Diese sollen mit einem Düngeexperiment bestätigt und erweitert werden. Abschließend wird exemplarisch gezeigt, dass die Analyse von stickstoffbedingten Vegetationsveränderungen mit Hilfe von funktionellen Merkmalen eine Übertragung auf die Entwicklung anderer Waldökosysteme erlaubt.

Alle Felduntersuchungen wurden in Südbayern durchgeführt. In Abb. 2 ist die Lage der Untersuchungsflächen zu finden.

Die Nomenklatur folgt bei den Höheren Pflanzen Wisskirchen und Haeupler (1998), bei den Moosen Ellenberg et al. (2001). Ähnliche Arten, die im Gelände im vegetativen Zustand nicht unterschieden werden konnten, wurden zu Bestimmungsgruppen zusammengefasst (z.B. *Viola reichenbachiana* und *V. riviniana* zu *V. reichenbachiana/riviniana*).

6.2. AUSWIRKUNG VERKEHRSBEDINGTER EMISSIONEN

6.2.1. Einleitung

Die nähere Umgebung von Straßen wird durch den Verkehr in vielfältiger Weise beeinflusst. So wurde eine Belastung des abfließenden Regenwassers durch Reifenabrieb, Kraftstoff, Öl, Streusalze, Calciumchlorid, Phenole, Säuren, Schwermetalle, Nährelemente und organische Stoffe gefunden (Detwyler, 1971). Einen Schwerpunkt bildete in der Vergangenheit die Untersuchung des Einflusses von Streusalz auf die angrenzende Vegetation (z.B. Scott und Davison, 1985; Rutter und Thompson, 1986; Thompson und Rutter, 1986; Thompson et al., 1986a; Thompson et al., 1986b).

Während die meisten Emissionen aus dem Fahrzeugbereich rückläufig sind (Grennfelt et al., 2001; Obernosterer und Brunner, 2001), muss seit Einführung der Katalysatoren, durch die eine Reduzierung der Abgase stattfindet, der Straßenverkehr als Quelle von reduzierten Stickstoffverbindungen in den letzten Jahren neu bewertet werden (Fraser und Cass, 1998; Baum et al., 2001): Reduzierte Stickstoffverbindungen nehmen auf Kosten von Stickstoffoxiden zu.

Im Zentrum der Forschung standen bislang die häufig an Straßen grenzenden Grünlandgesellschaften (s. Literatur in Godefroid und Koedam, 2004) oder naturschutzfachlich „interessante“ Ökosysteme (z.B. Heideland; Angold, 1997). Für an Straßen angrenzende Wälder ist die Belastung mit den durch die Luft verbreiteten Schadstoffen besonders hoch, da an Waldrändern der Filtereffekt durch die Baumkronen ausgeprägt ist (Spangenberg, 2002b). So konnten Saurer et al. (2004) anhand des $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ -Verhältnisses in Jahresringen mit zunehmender Entfernung von der Autobahn einen abnehmenden Anteil von Stickstoff aus Verbrennungsprozessen nachweisen. Viskari (2000) zeigte in Abhängigkeit zur Verkehrsdichte Veränderungen der Epikutikularwachse an Tannennadeln auf. Völlig fehlen bis heute aber Untersuchungen zu stickstoffbedingten Veränderung der Waldbodenvegetation in an Straßen angrenzenden Wäldern.

In diesem Teil der vorliegenden Arbeit soll den Fragen nachgegangen werden, ob und bis zu welcher Entfernung eine verkehrsbedingte Eutrophierung der Bestände zu finden ist, und wie die Waldbodenvegetation auf Stickstoffemissionen reagiert. Lassen sich noch andere durch den Verkehr emittierte Substanzen als Ursache für Vegetationsveränderungen erkennen?

6.2.2. Untersuchungsgebiete

Das Untersuchungsgebiet waren der Forstenrieder Park und der Hofoldingen Forst; die Untersuchungen wurden entlang der beschriebenen Transekte durchgeführt Abb. 2, Abb. 21, Abb. 22, Tab. 1, Tab. 2, Anhang 1, Anhang 2).

6.2.3. Material und Methoden

6.2.3.1. Vegetation

Zur vegetationskundlichen Charakterisierung der Untersuchungsflächen (F1-F6 und O) wurden in der Vegetationsperiode 2002 bzw. 2004 an jedem Punkt fünf Vegetationsaufnahmen von 5 x 5 m Größe angefertigt. Diese lagen entlang eines 10 m breiten Streifens mit der entsprechenden Entfernung zur Autobahn. Die Größe von 25 m² pro Vegetationsaufnahme erwies sich als ausreichend um die gleichförmige Bodenvegetation unter dem dichten Fichtenaltbestand abzubilden. Die Methode folgt Braun-Blanquet (1964) mit der von Pfadenhauer et al. (1986) vorgeschlagenen Deckungsgradskala (Tab. 22). Die vertikale Strukturierung des Bestandes wird durch die getrennte Erfassung von Baumschicht (BS), Strauchschicht (SS) und Feldschicht (FS- Kräuter und Moose) dargestellt.

Tab. 22: Deckungsgradskala nach Pfadenhauer et al. (1986).

Skala	Deckung (%)		Klassenmittel (%)
+	<	1	0,5
1a	1-	3	2,0
1b	3-	5	4,0
2a	5-	15	10,0
2b	15-	25	20,0
3	25-	50	37,5
4	50-	75	62,5
5	75-	100	87,5

6.2.3.1. Boden

Probenahme:

Zur Erhebung wesentlicher Bodenparameter wurden Bodenanalysen durchgeführt. Die Probenahme erfolgte getrennt nach Tiefenschichten (Auflagehorizont L/Of, 0-5 cm, 5-10 cm und 10-20 cm). An jedem Transektpunkt wurden neun volumenbezogene Bodenproben genommen, von denen jeweils drei zu einer Mischprobe vereinigt wurden. Die Beprobung fand im November 2002 statt und erfolgte nach den in der „Bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE)“ beschriebenen Methoden (Bundesministerium für Ernährung Landwirtschaft und Forsten, 1994). Im Bereich des Forstenrieder Parks wurden lediglich die ersten vier Transektpunkte bodenkundlich untersucht, da aufgrund gleicher Vegetationszusammensetzung die Punkte F4 bis F6 als gleichförmig erachtet wurden.

Analytik:

Die nach Horizonten getrennten Mischproben wurden bei 45 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Durch anschließendes Sieben wurde die Skelettfraktion (> 2 mm) vom Boden getrennt. Ein Teil des getrockneten Bodens wurde mit einer Schwingmühle (Firma Retsch MM 200) gemahlen. Für die chemischen Analysen wurden die in Tab. 23 beschriebenen Methoden verwendet. Weitergehende Informationen zu den Methoden sind in den dort angegebenen Literaturstellen nachzulesen.

Tab. 23: Bei den Bodenanalysen gemessene Parameter, hierzu verwendete Geräte und Kurzbeschreibung der Methoden.

Parameter	Messgerät	Methode/ Messlösung	Literatur
pH (H ₂ O)	Glaselektrode SEN-TIX 61 (Firma WTW)	Gesiebte Bodenprobe im Gewichtsverhältnis 1:2,5 in H ₂ O suspendieren, mehrfach umrühren, Messung nach 4 h.	Bundesministerium für Ernährung Landwirtschaft und Forsten, 1994
pH (KCl)	Glaselektrode SEN-TIX 61 (Firma WTW)	Gesiebte Bodenprobe im Gewichtsverhältnis 1:2,5 in 1 mol KCl suspendieren, mehrfach umrühren, Messung nach 4 h.	Bundesministerium für Ernährung Landwirtschaft und Forsten, 1994
H ₂ O-extrahierbares NH ₄ ⁺	Autoanalyser SCALAR 400	Wässrige Bodenlösung (s. pH-Wert)	Bundesministerium für Ernährung Landwirtschaft und Forsten, 1994
H ₂ O-extrahierbares NO ₃ ⁻ , Cl ⁻ , H ₂ PO ₄ ⁻ und SO ₄ ²⁺	ICP DIONEX DX-120	Wässrige Bodenlösung (s. pH-Wert)	Bundesministerium für Ernährung Landwirtschaft und Forsten, 1994
Gehalt an C und N (%)	LECO CHN-1000 Elementaranalyser	Gemahlener Boden wird in Zinnfoliekapseln bei 1050°C thermisch oxidiert.	Bundesministerium für Ernährung Landwirtschaft und Forsten, 1994
NH ₄ ⁺ -extrahierbare Kationen	ICP-OES PERKIN ELMER Optima 3000	2,5 g gesiebter Boden in 100 ml 1 mol NH ₄ Cl für 2 h schütteln, anschließend über Nacht stehen lassen; Extrakte werden über Membranfilter filtriert; am ICP-IES werden Ca ²⁺ , Na ⁺ , K ⁺ , Al ³⁺ , Fe ³⁺ , Mg ²⁺ und Mn ²⁺ bestimmt.	Francke-Campana et al., 1987; Trüby und Aldinger, 1989; Bundesministerium für Ernährung Landwirtschaft und Forsten, 1994; Prietzel et al., 1997; Lüter und Böhmer, 2000

Um die Analysen zu vereinfachen, wurde bezüglich der NH₄⁺-extrahierbaren Kationen von der BZE (Bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald) abgewichen. Die BZE schreibt eine Perkulation mit 1 molarer NH₄Cl-Lösung vor. Da die durch Perkulation oder Extraktion durch Schütteln gewonnenen Ergebnisse vergleichbar sind (Francke-Campana et al., 1987; Prietzel et al., 1997; Lüer und Böhmer, 2000), wurde die vereinfachte Extraktion durch Schütteln angewendet.

Die Ergebnisse wurden in mmol IE/g Boden (mmol Ladungsäquivalent/g Boden) und mit Hilfe des Bodenvolumens in kg/ha umgerechnet. Entsprechend der BZE wurde aus den Werten der Tiefenschichten 0-5 cm und 5-10 cm das arithmetische Mittel gebildet und als Wert für die Tiefenstufe 0-10 cm verwendet. Für N_{min} (NH₄⁺+ NO₃⁻), C, N, Cl⁻, H₂PO₄⁻, SO₄²⁺, Ca²⁺, Na⁺, K⁺, Al³⁺, Fe³⁺, Mg²⁺ und Mn²⁺ wurden die Elementvorräte in kg/ha als die Summe aus L/Of und der Tiefenstufe 0-10 cm angegeben; das C/N-Verhältnis, die pH-Werte und die Basensättigung wurden nur für die Tiefenstufe 0-10 cm berechnet (Bundesministerium für Ernährung Landwirtschaft und Forsten, 1996).

6.2.3.3. Auswertung der Vegetationsaufnahmen und der Bodenparameter

Sofern nicht anders vermerkt, fanden alle Auswertungen mit dem Programm PC Ord 4.33 (McCune und Mefford, 1999) statt. Für die multivariaten Auswertungen wurde eine Aufnahmedatentabelle verwendet, die wie im Folgenden beschrieben modifiziert wurde: Verwendung fanden alle krautigen Arten der Feldschicht; die Baum- und Strauchschicht wurden ausgeschlossen, da diese durch ihre in tiefere Bodenschichten vordringenden Wurzeln vom Kleinstandort unabhängig sind. Zudem besteht im Forstenrieder Park die Baumschicht an allen Transektpunkten ausschließlich aus Fichte. Für statistische Auswertungen wurden die Deckungsgradsymbole in prozentuale Klassenmittel umgewandelt.

Da der Deckungsgrad einer Art häufig nicht nur von den Standortbedingungen abhängt, sondern in gewissen Grenzen ein arteigenes Merkmal ist, seine Bedeutung aber nicht überbewertet werden soll,

wurden die Daten transformiert. Eine Transformation nach der Formel $y=x^{0,25}$ verkleinert Unterschiede im Deckungsgrad (Wildi, 1986). Für alle in dieser Arbeit verwendeten statistischen Tests wurden, soweit nicht anders vermerkt, folgende Signifikanzniveaus angenommen (***: $p<0,001$; **: $p<0,01$; *: $p<0,05$; n.s.= nicht signifikant: $p\geq 0,05$; sofern extra vermerkt, Trend: $p\geq 0,05$ und $p<0,1$).

Reichweite der Beeinflussung durch die Autobahn:

Um festzustellen, ob die Einwirkung des Straßenverkehrs auf die Vegetation über die gesamte Transektlänge bemerkbar ist, wurde mit den Vegetationsdaten eine Clusteranalyse durchgeführt. Diese fasst einzelne Aufnahmen zu Gruppen zusammen (Algorithmus nach Post und Sheperd, 1974). Die Bestimmung der (Un-)Ähnlichkeit zweier Aufnahmen erfolgt durch ein Distanzmaß. Im vorliegenden Fall wird der relative Euklidische Abstand benutzt. Welche Aufnahmen zu einem Cluster vereinigt werden, wird mit Hilfe eines Gruppierungs-Algorithmus ermittelt. Hier fand der Algorithmus von Ward Verwendung (Ward, 1963). Dieser eignet sich besonders, um Gruppierungen in einem weitgehend homogenen Datensatz mit ähnlicher Artkombination zu erkennen (Pielou, 1984).

Vegetationsausprägung im Transektverlauf:

Um zu erkennen, welche Arten mit zunehmender Entfernung von der Autobahn eine Veränderung in ihrer Stetigkeit und Deckung erfahren, wurde eine indirekte Gradientenanalyse durchgeführt. Hierbei handelt es sich um eine Ordination, bei der die Arten mit sich im Transektverlauf ändernden Deckungen durch eine Korrelation der Ordinationsachsen mit den Vegetationsdaten erkannt werden können.

Bei einer Ordination wird der Abstand (oder die Ähnlichkeit) der Aufnahmen in einem vieldimensionalen Raum berechnet. Bei der anschließenden Reduktion der Dimensionen auf die zwei (je nach Analyseergebnis auch drei), welche in dem Datensatz die größte Varianz erklären, werden ähnliche Aufnahmen nahe beieinander abgebildet. Als Ordinationsmethode wurde für die Daten des Forstenrieder Parks eine NMS (Nonmetric Multidimensional Scaling) gewählt. Bei dieser Methode werden keine Anforderungen an einen linearen Zusammenhang zwischen den Variablen gestellt (McCune und Grace, 2002). Diese Methode geht auf Kruskal (1964) und Mather (1976) zurück. Für die hier verwendeten Analysen wurde das Program PC-Ord 4.32 (McCune und Mefford, 1999) mit folgenden Einstellungen verwendet: Zufällige Startkonfiguration, (Un-)Ähnlichkeitsmaß nach Sörensen und 40 Durchläufe der Originaldaten. Die Stabilität der Lösung wurde mit 400 Iterationen getestet. Für die Arten mit Korrelationskoeffizienten $r > 0,7$ wurde die mittlere Deckung an den sechs Transektpunkten gesondert dargestellt (Excel XP).

Für das Autobahntransekt Otterfing wurde als Ordinationsmethoden eine DCA (Detrended Correspondence Analysis, Hill und Gauch, 1980) oder eine PCA (Pincipal Components Analysis, Goodall, 1954) verwendet. Welches der beiden Ordinationsverfahren Verwendung fand, hing von der Art des Zusammenhangs zwischen den Arten der Aufnahme-Art-Matrix ab. Bei einer linearen Beziehung wurde die PCA angewandt, bei einer nicht-linearen die DCA (ter Braak und Prentice, 1988; McCune und Grace, 2002).

Abiotische Parameter

Die Bodenwerte wurden mit einer ANOVA (Analysis of Variance) auf signifikante Unterschiede im Transektverlauf getestet. Eine ANOVA setzt die Homogenität der Varianzen sowie Normalverteilung voraus. Die Homogenität der Varianzen wurde mit einem Levene-Test überprüft, die Normalverteilung mit einem Kolmogorov-Smirnov-Test. Fiel einer dieser Tests negativ aus, wurden durch Transformation der Daten die Voraussetzungen für eine ANOVA geschaffen. War es nicht möglich, durch Transformationen homogene Varianzen zu erreichen, aber eine Normalverteilung vorhanden, so wurden Unterschiede der ANOVA erst ab einem p-Wert kleiner 0,01 als signifikant

bewertet (Pospeschill, 2001). Konnte auch keine Normalverteilung erreicht werden, erfolgte anstelle der ANOVA ein Kruskal-Wallis-H-Test. Bei signifikanten Unterschieden folgten Post-Hoc-Tests (LSD=geringste signifikante Differenz bei ANOVA; Mann-Whitney-U-Tests mit Bonferroni-Korrektur (Weisstein, 2004) bei einem Kruskal-Wallis-H-Test). Die Tests fanden mit SPSS 12.0.1 statt.

Da nicht bekannt ist, welche Umweltparameter den größten Einfluss auf die Vegetationsdifferenzierung entlang des Transekts haben, wurde ein Bi-Plot durch Korrelation der Bodenparameter mit den Achsen des Ordinationsdiagramms erstellt. Die Umweltparameter wurden logarithmisch transformiert, um Skalierungseffekte zu vermeiden (Wildi, 1986). Von den signifikant unterschiedlichen und mit den Achsen korrelierten Bodenparametern wurden Box-Whisker-Plots erstellt.

Zur Erklärung der festgestellten Umweltgradienten wurde auch auf Depositionsdaten an den einzelnen Transektpunkten zurückgegriffen (Siehe Kap. 5).

6.2.4. Ergebnisse für den Forstenrieder Park

Die den folgenden Ergebnissen zu Grunde liegenden Vegetationsaufnahmen des Forstenrieder Parks sind in Tab. 24 zu finden.

Tab. 24: Vegetationsaufnahmen des Autobahntransekts Forstenrieder Park

Aufnahme		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
Transektpunkt		F1					F2					F3					F4					F5					F6				
Deckung BS I	%	80	60	80	70	85	70	75	70	70	70	70	70	70	70	75	50	65	75	70	75	90	85	80	80	95	80	85	85	75	90
Deckung KS	%	40	25	20	20	40	20	20	20	20	10	30	25	30	35	20	15	30	15	20	5	10	10	10	5	15	10	10	5	10	5
Deckung MS	%	30	80	70	60	35	50	50	80	40	60	40	60	70	50	35	95	80	90	90	90	90	85	90	95	90	95	95	95	95	95
Gehölze	Schicht																														
<i>Picea abies</i>	BSI	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
	KS	1b	2b	1b	1b	1a	+	+	+	+	.	1b	2b	2b	2b	1b	2a	1a	+	+	+	+	+	.	.	+	+	+	.	+	+
<i>Sorbus aucuparia</i>	KS	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	.	+	+	+	+	+	.	.	+	.	+	.	.	+
<i>Quercus petraea</i>	KS	+	+	+	+	+	+	.	.	.	+	+	+	.	+	+	.	.	+	.	+	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.
<i>Acer pseudoplatanus</i>	KS	+	.	+	+	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.
<i>Aesculus hippocastanum</i>	KS	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Fagus sylvatica</i>	KS	.	.	.	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	+	+	.	.	.	+	+	+	1a	.
<i>Crataegus monogyna</i>	KS	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Acer platanoides</i>	KS	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.
<i>Prunus avium</i>	KS	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.
<i>Lonicera xylosteum</i>	KS	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Sambucus nigra</i>	KS	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.
Trennarten																															
<i>Viola reichenbachiana/riviniiana</i>		+	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Anemone nemorosa</i>		+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Calamagrostis epigejos</i>		+	.	.	+	1a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Elymus repens</i>		1a	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Maianthemum bifolium</i>		.	1a	.	.	.	+	.	+	1a	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1a	.	.	.	.	.	.
<i>Rubus fruticosus</i> agg.		+	1a	+	+	2a	1b	1b	.	1a	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Rubus idaeus</i>		.	+	1a	1a	.	.	1a	2a	.	1b	+	.	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Scleropodium purum</i>		.	+	1b	.	2a	2b	2b	1a	1b	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Plagiochila asplenoides</i>		+	+	.	.	1b	1b	1a	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	.	.
<i>Eurhynchium striatum</i>		3	2b	3	3	2a	2b	+	2b	1a	3	1b	1b	2a	3	2a	+	.	.	.	+	1a	.	.	.	+	.	.	.	.	.
<i>Mycelis muralis</i>		1b	+	+	+	1a	+	.	.	+	.	+	+	+	+	+	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Galium rotundifolium</i>		.	.	+	.	+	.	+	.	.	.	.	+	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Deschampsia flexuosa</i>		.	.	.	.	1a	.	.	.	+	.	1a	1a	1b	1a	+	1b	2a	+	+	+	+	1a	1a	+	1b	.	.	1a	+	.
<i>Dryopteris carthusiana</i> agg.		.	+	+	.	+	.	.	+	+	+	.	.	.	.	+	1a	2a	1a	1a	+	+	1a	1a	+	2a	1a	1a	+	1a	1a
<i>Vaccinium myrtillus</i>		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	+	1b	+	+	+	+	+	+	+	+	.	+	+	+	+
Sonstige Arten																															
<i>Hylacomium splendens</i>		.	3	+	2a	+	.	+	1b	1b	2a	1b	1b	2a	1b	1a	2a	5	5	5	5	5	4	5	5	5	5	5	5	5	5
<i>Oxalis acetosella</i>		1a	1a	+	1a	1a	2b	1b	2a	2a	2a	1a	1a	+	+	1a	1a	1b	1b	2a	+	+	1a	+	1a	2a	+	1a	+	1a	+
<i>Polytrichum formosum</i>		.	1a	1a	+	+	1a	1a	2a	2a	1b	1b	2b	3	1b	1a	3	3	1b	1a	2b	3	1a	1b	2a	1b	1a	.	+	+	1a
<i>Carex ovalis</i>		.	.	+	+	.	+	+	+	1a	+	.	.	.	.	+	1a	+	+	+	+	+	1a	1a	1a	+	1b	1a	+	+	+
<i>Luzula luzuloides</i>		1a	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	+	+	1a	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
<i>Rhynchospora loreus</i>		.	+	.	.	.	.	.	.	+	.	.	2a	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Epipactis helleborine</i> agg.		.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Fragaria vesca</i>		+	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Hieracium murorum</i> agg.		.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Carex sylvatica</i>		.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Dicranum scoparium</i>		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Veronica montana</i>		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Cardamine flexuosa</i>		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.

6.2.4.1. Reichweite der Beeinflussung der Vegetation durch die Autobahn

Wie aus dem Ergebnis der Clusteranalyse in Abb. 79 ersichtlich, werden die Vegetationsaufnahmen der Transektpunkte F1, F2 und F3 unterschiedlichen Gruppen zugeordnet. Eine vierte Gruppe bilden die Aufnahmen der Punkte F4 bis F6. Der Punkt F4 wurde bei den weiteren Auswertungen stellvertretend für die Punkte der vierten Vegetationsgruppe verwendet.

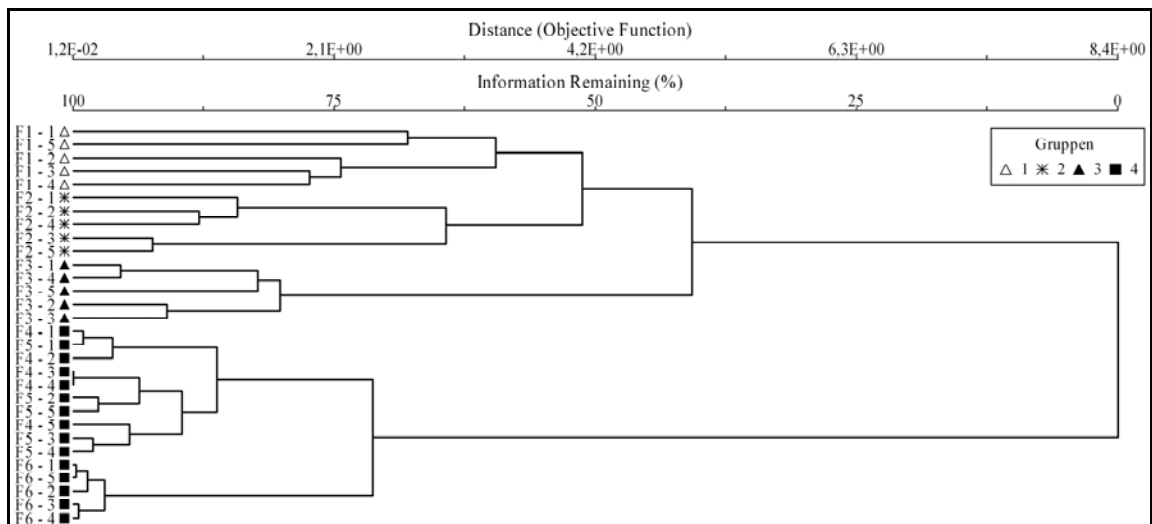


Abb. 79: Dendrogramm der Clusteranalyse der Vegetationsdaten des Verkehrstransekts Forstenrieder Park (Distanzmaß: Relative Euklidische Distanz; Clusterbildung: Methode nach Ward). Die Zahlen bezeichnen die Unterteilung in 4 Gruppen (s. auch Symbole).

6.2.4.2. Vegetationsausprägung im Transektverlauf

Abb. 80 zeigt das Ergebnis der NMS der Aufnahmen der ersten sechs Transektunkte. Die Aufnahmen werden entlang der 1. Achse nach Transektunkten getrennt angeordnet, wobei die Punkte F4 bis F6 nahe beieinander liegen und als eine Gruppe aufgefasst werden. Durch Korrelation der Achsen mit den Vegetationsdaten konnten die Arten erkannt werden, die die Vegetationsdifferenzierung entlang des Transekts am Besten beschreiben. Während *Eurhynchium striatum* ($r=0,87$), *Rubus fruticosus* agg. ($r=0,76$) und *Mycelis muralis* ($r=0,73$) mit der 1. Achse positiv korreliert sind, zeigen *Hylocomium splendens* ($r=0,91$) und *Vaccinium myrtillus* ($r=0,71$) eine negative Korrelation.

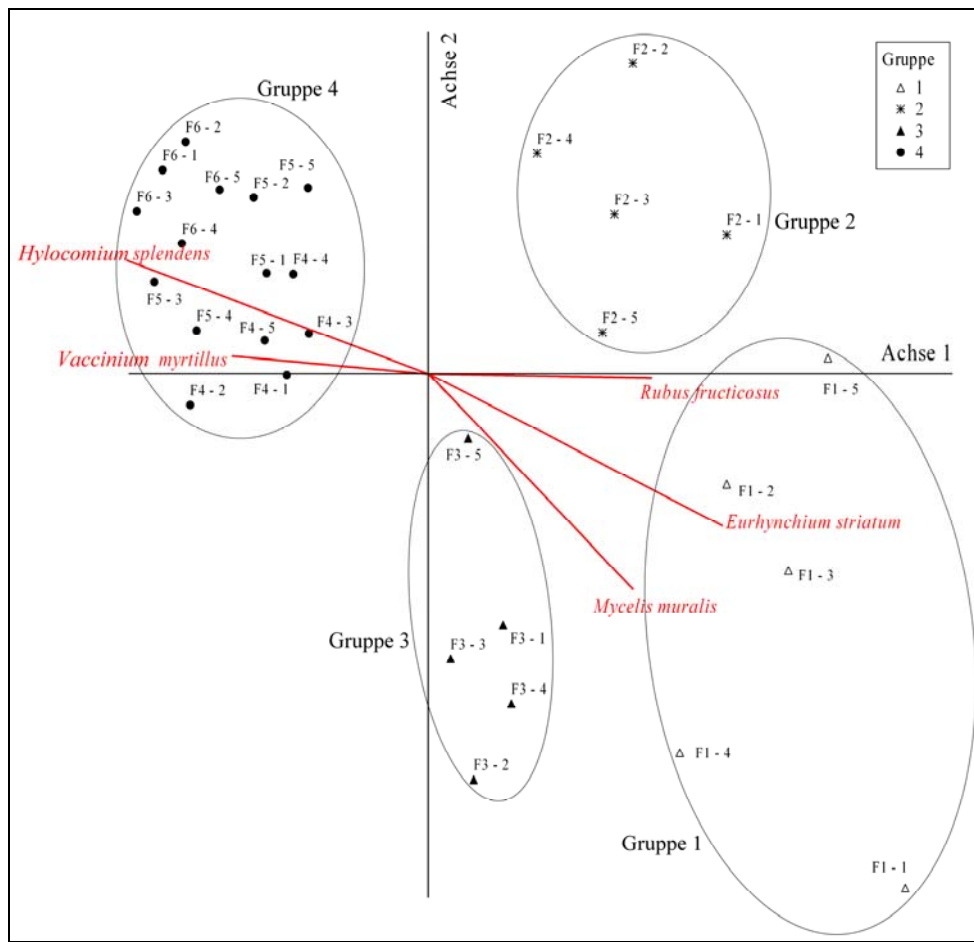


Abb. 80: Ordinationsdiagramm der NMS der Vegetationsaufnahmen des Verkehrstransektiv Forstenrieder Park. Die Ordination wurde mit 40 Arten der Feldschicht und 30 Vegetationsaufnahmen durchgeführt (1. Achse $r^2=0,820$; 2. Achse $r^2=0,106$). Die Abbildung zeigt die zweidimensionale Lösung der Ordination (final stress: 10,13; final instability 0,000001 nach 90 Iterationen; stability criterion: 0,00001; Wahrscheinlichkeit, dass ein ähnlicher final stress zufällig erlangt wird: Monte Carlo-Test: $p=0,019$ bei 50 Durchläufen, Lösung wurde an der 1. Achse gespiegelt). Ein Bi-Plot wurde durch Korrelation der Vegetationsdaten jeder Einheit mit den Achsen der Ordination erstellt ($r>0,7$).

Abb. 81 zeigt die Unterschiede in der mittleren Deckung dieser Arten im Transektivverlauf. *Eurhynchium striatum* und *Rubus fruticosus* haben ihre Verbreitungsschwerpunkte in dem durch die ersten drei Transektivpunkte beschriebenen autobahnnahe Bereich, *Mycelis muralis* kommt auch noch am vierten vor. *Hylocomium splendens* tritt bevorzugt im autobahnfernen Bereich der Transektivpunkte F4 bis F6 auf, *Vaccinium myrtillus* im Bereich von Punkt F3 bis F6.

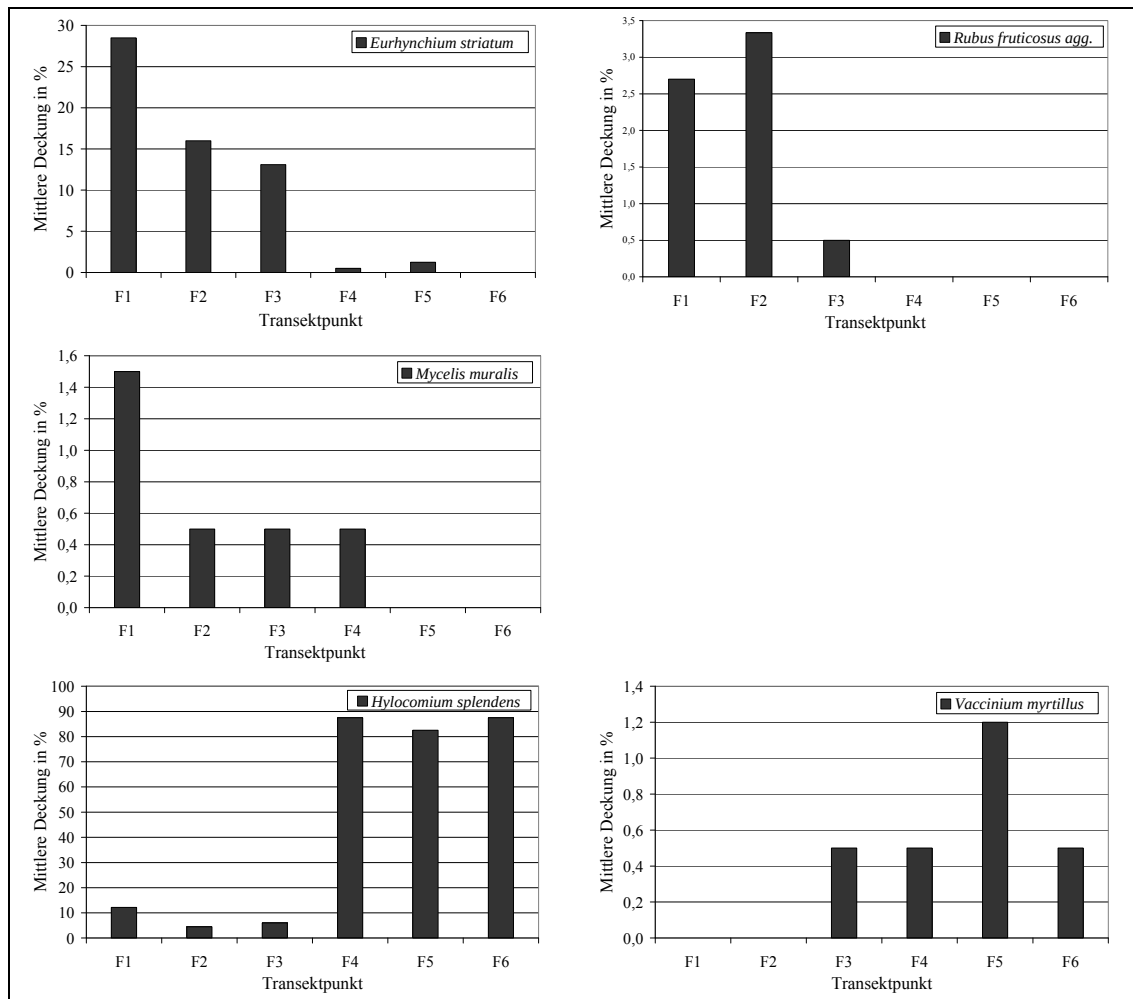


Abb. 81: Mittlere Deckungsgrade (%) ausgewählter Arten (*Eurhynchium striatum*, *Rubus fruticosus agg.*, *Mycelis muralis*, *Hylocomium splendens*, *Vaccinium myrtillus*) entlang des Autobahntransekts von F1 (Autobahnnähe) bis F6 (920 m Entfernung zur Autobahn)

6.2.4.3. Abiotische Parameter

Bodenuntersuchungen wurden nur an den ersten vier Transektpunkten durchgeführt. Alle Bodenparameter (Anhang 3) wurden auf signifikante Unterschiede entlang des Transekts untersucht (Tab. 25), die mit Unterschieden mit den Achsen der NMS korreliert. Abb. 82 zeigt die NMS der Aufnahmen der ersten vier Transektpunkte mit den Korrelationen der Achsen ($r > 0,8$) mit den signifikant unterschiedlichen Ergebnissen der Bodenanalysen. Na^+ ($r=0,81$), Mg^{2+} ($r=0,86$), Ca^{2+} ($r=0,94$), K^+ ($r=0,90$), Basensättigung ($r=0,90$) und N ($r=0,92$) sind mit der 1. Achse positiv korreliert.

Tab. 25: Ergebnisse der ANOVA bzw. des H-Tests der Bodenparametern des Forstenrieder Parks. Die den Tests zugrunde liegenden Mittelwerte sind in Anhang 1 zu finden.

	Tiefenstufe	Einheit	Test	df	Test-Wert	p-Wert	Sign.-Niveau
Mächtigkeit L/Of		cm	H-Test	3	0,45	0,930	n.s.
PH (KCl)	0-10		H-Test	3	6,23	0,101	n.s.
Basensättigung	0-10	%	ANOVA	3	20,60	0,000	***
Feinerdeanteil	L/Of + 0-10	%	ANOVA	3	0,44	0,732	n.s.
C/N	L/Of + 0-10		H-Test	3	6,85	0,077	n.s.
C	L/Of + 0-10	t/ ha	H-Test	3	5,05	0,168	n.s.
N	L/Of + 0-10	kg/ ha	ANOVA	3	8,82	0,006	**
N _{min}	L/Of + 0-10	kg/ ha	ANOVA	3	5,80	0,021	*
Cl ⁻	L/Of + 0-10	kg/ ha	H-Test	3	4,74	0,192	n.s.
PO ₄ ²⁻	L/Of + 0-10	kg/ ha	H-Test	3	6,69	0,082	n.s.
SO ₄ ²⁻	L/Of + 0-10	kg/ ha	H-Test	3	0,74	0,863	n.s.
Al ³⁺	L/Of + 0-10	kg/ ha	ANOVA	3	1,73	0,238	n.s.
Ca ²⁺	L/Of + 0-10	kg/ ha	ANOVA	3	20,96	0,000	***
Fe ³⁺	L/Of + 0-10	kg/ ha	ANOVA	3	1,83	0,220	n.s.
K ⁺	L/Of + 0-10	kg/ ha	ANOVA	3	8,21	0,008	**
Mg ²⁺	L/Of + 0-10	kg/ ha	ANOVA	3	8,26	0,008	**
Mn ²⁺	L/Of + 0-10	kg/ ha	ANOVA	3	12,02	0,002	**
Na ⁺	L/Of + 0-10	kg/ ha	ANOVA	3	25,65	0,000	***

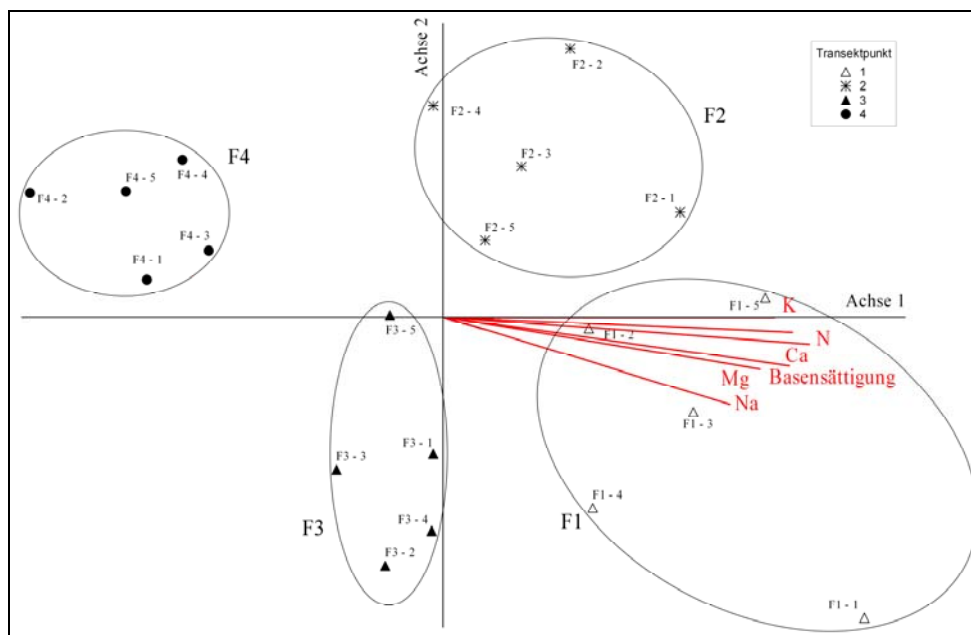


Abb. 82: Ordinationsdiagramm (NMS) der Vegetationsaufnahmen des Verkehrstranseks Forstenrieder Park mit nachträglichen Korrelationen von Umweltparametern. Die Ordination wurde mit 39 Arten der Feldschicht und 20 Vegetationsaufnahmen durchgeführt (1. Achse $r^2=0,62$; 2. Achse $r^2=0,24$). Die Abbildung zeigt die zweidimensionale Lösung der Ordination (final stress: 12,96; final instability 0,00001 nach 70 Iterationen; stability criterion: 0,00001; Wahrscheinlichkeit, dass ein ähnlicher final stress zufällig erlangt wird: Monte Carlo-Test: $p=0,020$ bei 50 Durchläufen, Lösung wurde an der 2. Achse gespiegelt). Ein Bi-Plot wurde durch Korrelation der Mittelwerte der Bodenanalysen (Anhang 1) jeder Einheit mit den Achsen der Ordination erstellt ($r>0,8$). Verwendung fanden nur die Parameter, die signifikante Unterschiede entlang des Transeks zeigen.

Abb. 83 zeigt, dass bei der Basensättigung und den N-Vorräten eine fortschreitende Abnahme mit zunehmender Entfernung von der Autobahn festzustellen ist. Die Vorräte an Ca^{2+} , Mg^{2+} und Na^+ nehmen vom ersten Transektpunkt zum zweiten deutlich ab (F1: 30 m; F2: 80 m Entfernung zur Strasse); mit weiterer Entfernung zur Autobahn konnte nur noch eine geringe Abnahme dieser Nährelemente gefunden werden. Die ersten beiden Transektpunkte wiesen im Vergleich zu F3 und F4 eine bessere Ausstattung mit K^+ -Vorräte auf.

Während Abb. 83 die Vorräte im Boden zeigt, sind aus Abb. 28 und Abb. 31 die Jahressummen der Depositionsmessungen ausgewählter Parameter an den vier Transektpunkten ersichtlich. Beim Gesamteintrag von Stickstoff ist eine kontinuierliche Abnahme im Transektverlauf erkennbar. Na^+ und Cl^- zeigen vom ersten zum zweiten Transektpunkt eine deutliche Abnahme des Eintrags um ca. 75%; im weiteren Transektverlauf bleiben diese Depositionen weitgehend stabil. Die Einträge von Ca^{2+} und Mg^{2+} nehmen mit zunehmender Entfernung von der Autobahn nur wenig ab, am dritten Transektpunkt ist der Eintrag im Vergleich zu dem zweiten und vierten Punkt erhöht.

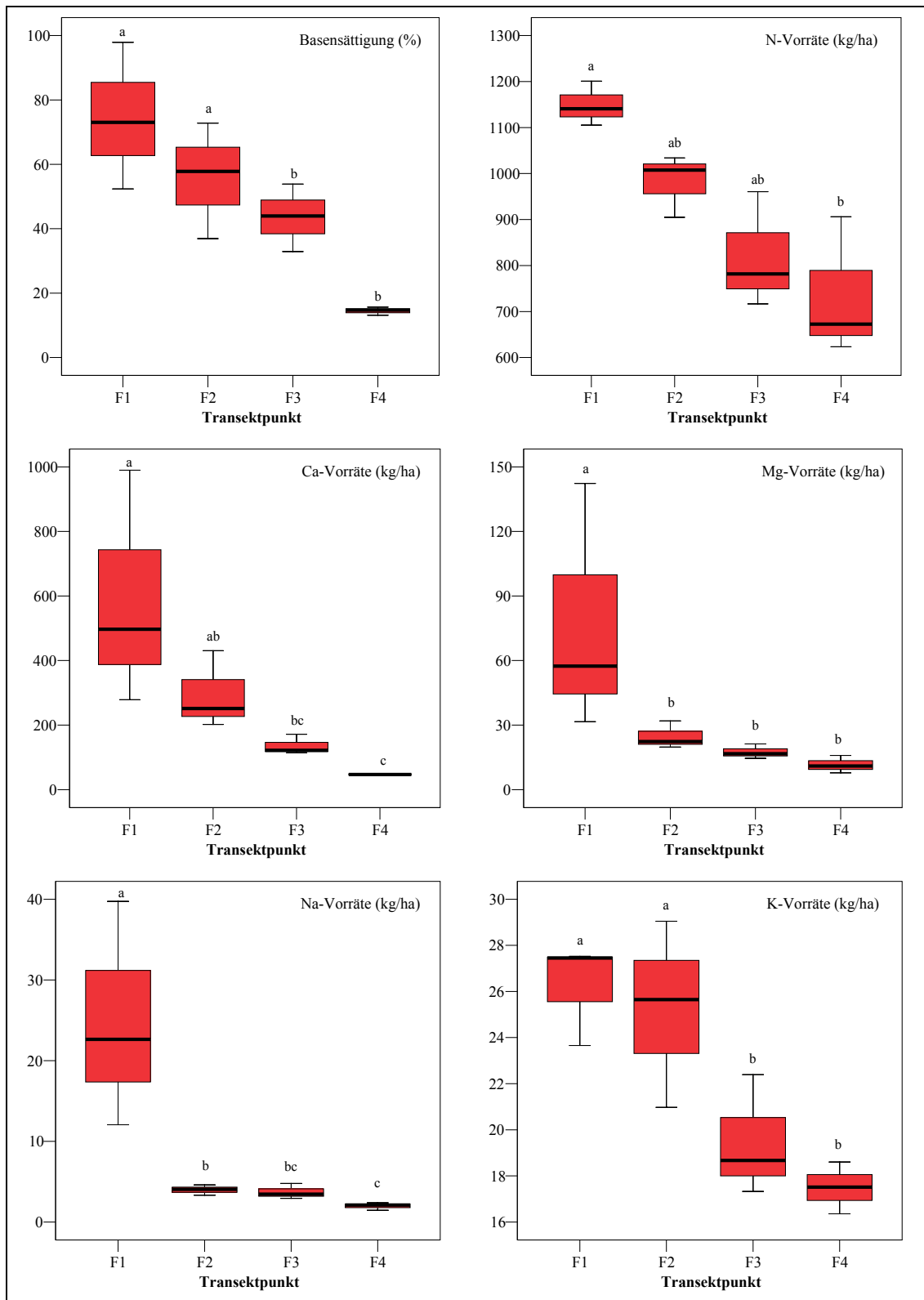


Abb. 83: Box-Whisker-Plots ausgewählter Bodenparameter entlang des Transekts im Forstenrieder Park (Basensättigung, N-Vorräte, Ca^{2+} -Vorräte, Mg^{2+} -Vorräte, Na^{+} -Vorräte und K^{+} -Vorräte). Signifikante Unterschiede sind durch verschiedene Buchstaben gekennzeichnet. Die Mittelwerte der Bodenanalysen sind in Anhang 1 zu finden. Die Teststatistik findet sich in Tab. 25 und in Anhang 4.

6.2.5. Autobahntransekt Hofoldingner Forst

Die den folgenden Ergebnissen zu Grunde liegenden Vegetationsaufnahmen des Transekts Otterfing sind in Tab. 26 zu finden.

6.2.5.1. Reichweite der Beeinflussung der Vegetation durch die Autobahn

Wie aus dem Ergebnis der Clusteranalyse in Abb. 84 ersichtlich, werden bei dem entgegen der Windrichtung liegenden Transekt die Vegetationsaufnahmen der beiden autobahnnahen Untersuchungsflächen (Ow1 und Ow2) und die autobahnfernen Transektpunkte Ow3 und Ow3a unterschiedlichen Gruppen zugeordnet. Eigene Gruppen bilden die Aufnahmen der Transektpunkte Ow1, Ow2 und Ow4.

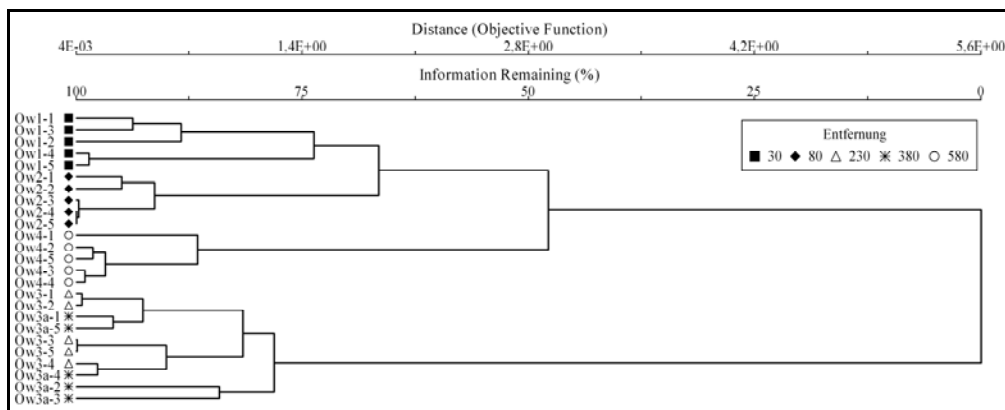


Abb. 84: Dendrogramm der Clusteranalyse der Vegetationsdaten des Verkehrstranseks Otterfing West (Distanzmaß: Relative Euklidische Distanz; Clusterbildung: Methode nach Ward). Die Zahlen bezeichnen die Unterteilung in 5 Entfernungen zur Autobahn (s. auch Symbole).

Vergleichbar zu dem Transekt Forstenrieder Park zeigt sich auf der Ostseite der Autobahn eine Einteilung der Vegetationsaufnahmen in zwei Gruppen (Abb. 85). Hier beinhaltet die eine Gruppe in erster Linie autobahnnahen Vegetationsaufnahmen, die andere vorwiegend autobahnferne. Zu der autobahnnahen Gruppe gehören im Gegensatz zum westlichen Transekt auch noch Aufnahmen des dritten Transektpunkts (230 m Entfernung).

Tab. 26: Vegetationsaufnahmen des Autobahntransekts Otterfing (Ost und West).

Aufnahme		1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5											
Transektpunkt		o1					o2					o3					o4					w1					w2					w3					w3a					w4					
Deckung BS I	%	60	45	60	70	60	70	70	60	60	75	50	70	70	75	70	70	70	60	50	50	70	70	75	75	75	70	70	70	70	70	60	70	65	70	75	60	70	70	70	60	10	40	30	20	40	
Deckung SS	%											20	30	10	15	5						10				10		5	10																		
Deckung KS	%	25	30	30	40	40	40	60	50	50	60	30	50	50	40	40	50	20	20	25	20	50	60	40	40	50	60	60	50	50	60	5	10	10	10	10	10	10	10	10	10	50	50	55	50		
Deckung MS	%	15	40	40	40	40	60	40	40	40	40	70	70	70	70	70	80	80	80	80	90	30	30	20	50	40	40	40	50	50	50	95	80	80	85	75	60	60	60	50	30	50	50	50	50		
Gehölze	Schicht																																														
Picea abies	BS I	5	1b	5	1b	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	1b	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	2a	3	3	2b	3		
	KS	+	2a	2b	2b	2b	+	+	1a	1a	+	1a	1a	2b	1a	2b	+	+	.	.	1a	1a	2b	2a	.	.	1b	2b	1b	1b	2a	+	+	+	+	.	.	+	.	+	+	+	+	+	+	+	
Fagus sylvatica	SS	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2b	3	2a	2b	1b	.	.	2a	.	.	2a	1a	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	KS	2b	2a	2a	.	2a	1a	.	1b	+	1a	1a	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1b	1a	1a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	1b	1b	+	
Acer pseudoplatanus	KS	1a	1a	+	.	+	+	+	+	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Sorbus aucuparia	KS	.	.	.	.	+	.	.	.	.	+	+	+	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	+	+	+	.	.	+	.	+	.	+	.	.	.	.	.	+		
Quercus petraea	KS	+	.	+	+	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Populus tremula	KS	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Sambucus nigra	KS	.	.	.	.	+	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Abies alba	KS	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
sonstige Arten																																															
Hylocomium splendens		2a	2a	2b	2b	3	1b	3	3	3	3	1b	3	3	3	3	2b	3	2b	3	3	2a	1b	1b	3	3	2b	2b	3	3	3	2b	2b	1b	1b	1b	2b	3	1b	3	1b	2b	1a	1a	2a		
Dryopteris carthusiana		+	+	1a	2a	2b	2b	1b	1b	1a	2a	2a	2b	2b	2a	2b	2a	1b	1b	1b	2a	.	+	+	2a	2a	+	1a	1b	1a	1b	1a	2a	1a	1b	1a	1b	2b	2a	1a	1a	2b	2a	2a	1b	2a	
Pleurozium schreberi		2a	2a	+	+	+	1a	+	+	+	+	.	1a	+	1a	+	1a	1a	+	+	.	1a	2a	2b	2a	2a	2a	2b	2a	1b	1b	1b	1b	1b	1a	+	+	+	+	1a	+	+	+	3	1b	1b	1b
Oxalis acetosella		1a	1a	+	1a	1a	1a	1b	1a	1b	1b	1b	1b	1b	1a	1a	1a	1b	1a	1a	1a	1a	1b	1b	1b	1a	1a	1a	1a	1a	1a	1a	1a	1a	1a	1a	1a	1a	1a	1a	1a	1a	1a	1a	1a	1a	
Deschampsia flexuosa		1a	.	+	+	1a	+	+	+	+	+	1a	+	+	+	+	1a	.	1a	1a	1a	1b	1a	1a	1a	2b	2b	2a	2a	2b	2a	+	1a	+	.	+	1a	+	+	.	2b	1b	2b	2a	2b		
Vaccinium myrtillus		+	+	1b	+	+	.	.	.	.	.	1a	1b	1b	2a	1a	3	2a	2b	2b	2a	2a	2a	1b	1b	1b	3	2b	3	3	3	1a	+	+	+	1a	.	+	+	+	2a	1a	2a	+	1a		
Polytrichum formosum		1a	2a	2a	.	+	.	1a	+	+	1a	1a	1b	1b	+	1a	2b	+	1a	1b	.	1a	.	1a	1a	1a	.	+	+	1a	1a	3	3	2a	1b	2a	2b	1b	1b	1b	2a	.	.	.	.		
Carex brizoides		.	+	1a	+	+	.	1a	+	.	+	+	+	+	+	+	.	+	.	.	.	2b	1b	+	.	.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	1a	+	2b	2a	2a	2b	
Rubus fruticosus agg.		.	1a	.	2a	2b	2b	3	3	3	3	1b	+	1b	1b	1b	.	+	.	.	.	1b	2b	2a	2a	1b	1a	.	+	1b	1a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Plagiochila asplenoides		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	+	.	2a	2b	+	2b	1b	1a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2a	2a	1b	2b	1b	1a	.	1a	1a	1a	2a	.	.	+	
Maianthemum bifolium		+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	1a	1a	+	+	+	+	+	+	+	+	+	.	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Rubus idaeus		1a	+	+	+	.	1a	1a	1a	1a	1a	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	1a	+	+	1a	1b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Eurhynchium striatum		.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1b	+	+	2b	+	1a	1a	3	1a	+	.	.	.	
Milium effusum		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	1a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Luzula sylvatica		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
Veronica montana		.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.		
Rhytidiadelphus loreus		+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Mycelis muralis		.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Viola reichenbachiana		+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Dicranum scoparium		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Galium rotundum		+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Stellaria media		.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Melica nutans		.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Fragaria vesca		.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Hypericum perforatum		.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Hieracium murorum agg.		+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Brachypodium sylvaticum		+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

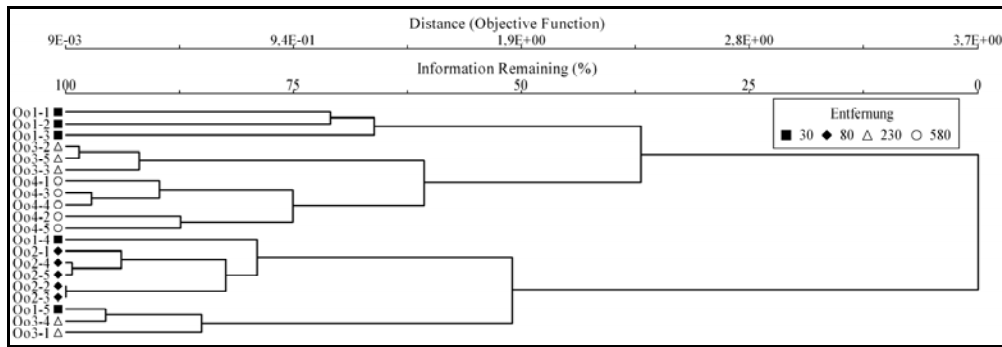


Abb. 85: Dendrogramm der Clusteranalyse der Vegetationsdaten des Verkehrstransektiv Otterfing Ost (Distanzmaß: Relative Euklidische Distanz; Clusterbildung: Methode nach Ward). Die Zahlen bezeichnen die Unterteilung in vier Entfernungen zur Autobahn (s. auch Symbole).

6.2.5.2. Vegetationsausprägung im Transektivverlauf

Abb. 86 zeigt das Ergebnis der DCA der Aufnahmen der beiden Transektiv westlich und östlich Autobahn gemeinsam. Da der Transektivpunkt Ow4 von der Bestandesstruktur her nicht vergleichbar ist, wurde er für die Ordinationen weggelassen. Die mit Hilfe der Cluster-Analysen gefundenen Gruppen von Vegetationsaufnahmen lassen sich auch im Ordinationsdiagramm wieder finden. So bilden die autobahnnahen Aufnahmen des östlichen und westlichen Transektivs eine gemeinsame Gruppe, ebenso wie die autobahnfernen Aufnahmen beider Transektivs. Allerdings besteht die autobahnnah Gruppe im Falle des westlichen Transektivs nur aus den ersten beiden Untersuchungsflächen (30 und 80 m Entfernung zur Autobahn) und im Falle des östlichen Transektivs zusätzlich noch aus einem Teil der Aufnahmen des 230 m entfernten Untersuchungsgebietes Oo3.

Durch Korrelation der Achsen mit den Vegetationsdaten konnten die Arten erkannt werden, welche die Vegetationsdifferenzierung entlang des Transektivs am Besten beschreiben. Während *Rubus fruticosus* agg. ($r=-0,75$) und *Rubus idaeus* ($r=-0,65$) negativ mit der 1. Achse korreliert sind, zeigen *Pleurozium schreberi* ($r=-0,65$) und *Veronica montana* ($r=-0,63$) ebenfalls negative Korrelationen mit der 2. Achse.

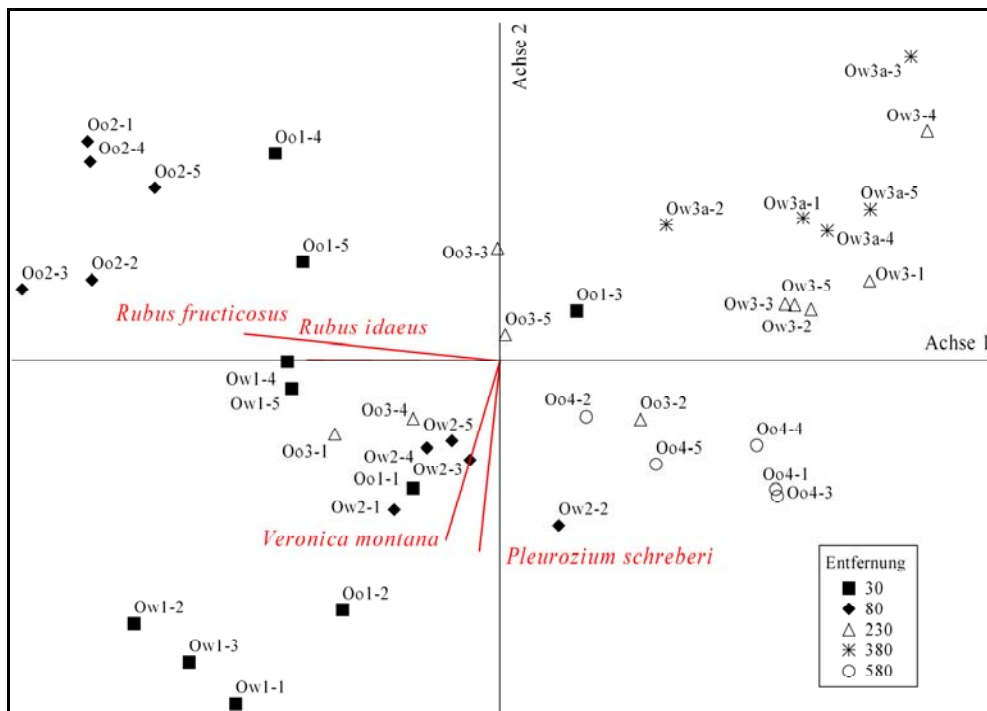


Abb. 86: Ordinationsdiagramm der DCA der Vegetationsaufnahmen des Verkehrstransekts Otterfing aufgeteilt nach der Entfernung der Untersuchungsflächen von der Autobahn. Die Ordination wurde mit 15 Arten der Feldschicht und 45 Vegetationsaufnahmen durchgeführt (1. Achse $r^2=0,591$; 2. Achse $r^2=0,131$) und um 160° gedreht. Ein Bi-Plot wurde durch Korrelation der Vegetationsdaten jeder Einheit mit den Achsen der Ordination erstellt ($r>0,6$).

Abb. 87 zeigt die Unterschiede in der mittleren Deckung der mit den Achsen des Ordinationsdiagramms korrelierten Arten im Transektverlauf. Bei den mit der ersten Achse korrelierten Arten kommen sowohl *Rubus fruticosus* agg. als auch *Rubus idaeus* lediglich im autobahnnahen Bereich vor. Im westlichen Transekt ist das Vorkommen dieser Arten auf die ersten beiden Transektpunkte beschränkt, im östlichen Transekt auf die ersten drei. Im östlichen Transekt sind die Deckungsgrade deutlich höher als westlich der Autobahn. Die beiden mit der zweiten Achse korrelierten Arten haben beide ihre Verbreitungsschwerpunkte an den ersten Transektpunkten, diese zeigen westlich der Autobahn im Vergleich zu dem östlichen Transekt erhöhte Deckungsgrade.

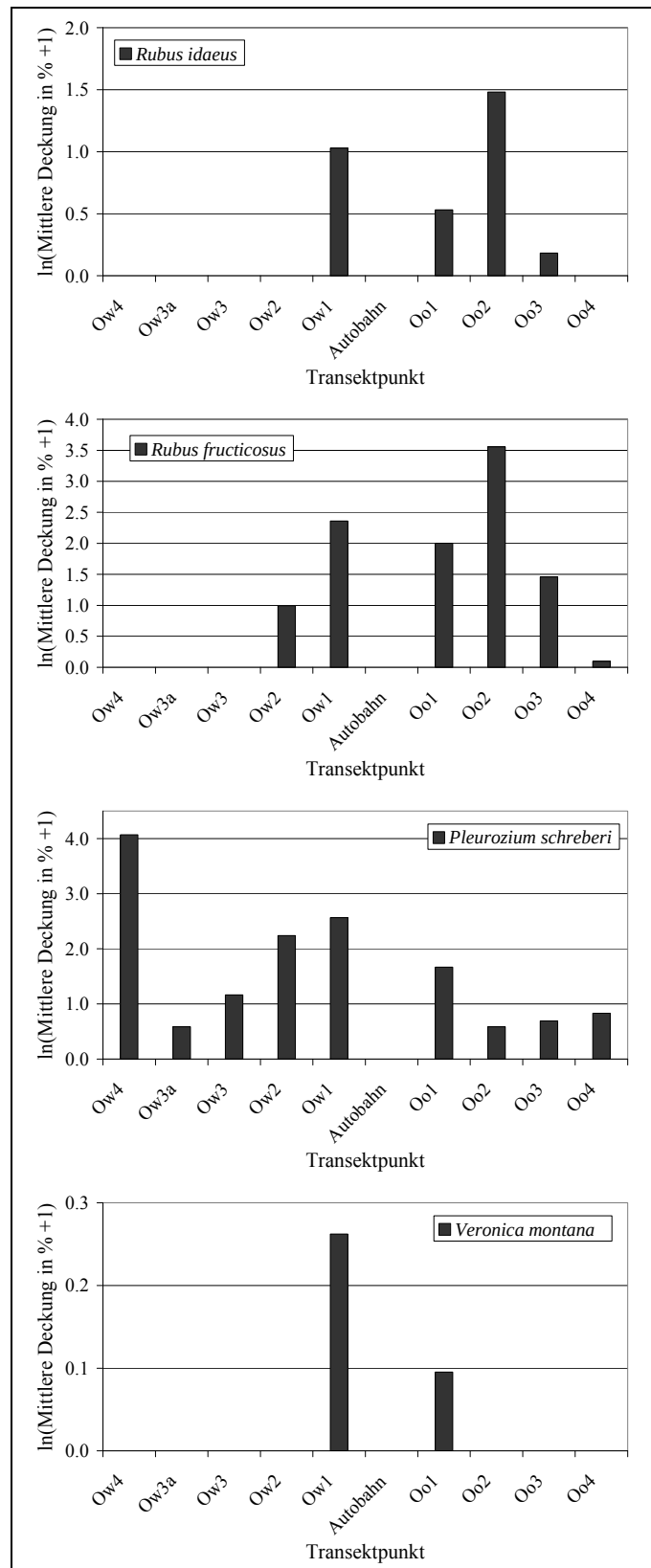


Abb. 87: Deckung ausgewählter Arten (*Rubus idaeus*, *Rubus fruticosus* agg., *Pleurozium schreberi*, *Veronica montana*) entlang der Autobahntransekte Otterfing. Dargestellt ist der $\ln(\text{Deckungsgrade in \%} + 1)$ östlich (Oo) und westlich (Ow) der Autobahn.

6.2.5.3. Abiotische Parameter

Alle Bodenparameter (Anhang 3) wurden auf signifikante Unterschiede entlang der Transekte untersucht (Tab. 27 und Tab. 28, Anhang 4 und Anhang 5), die mit Unterschieden mit den Achsen der Ordination korreliert. Da sich für das westlich der Autobahn gelegene Transekt nur für die Natriumvorräte im Boden signifikante Unterschiede fanden, wurde lediglich die Ordination des östlichen Transekts mit den Bodenkennwerten korreliert. Abb. 88 zeigt die PCA der Aufnahmen des östlichen Transekts mit den Korrelationen der Achsen ($r > 0,55$) mit den signifikant unterschiedlichen Ergebnissen der Bodenanalysen. Die Entfernung zur Autobahn ($r = 0,81$) ist positiv, die Basensättigung ($r = -0,69$), Ca^{2+} ($r = -0,67$) und Na^+ ($r = -0,56$) negativ mit der 1. Achse korreliert.

Tab. 27: Ergebnisse der ANOVA bzw. des H-Tests der Bodenparametern des Autobahntransekts Otterfing West (entgegen der Hauptwindrichtung). Die den Tests zugrunde liegenden Mittelwerte sind in Anhang 3 zu finden.

	Tiefenstufe	Einheit	Test	df	Test-Wert	p-Wert	Sign.-Niveau
PH (KCl)	0-10		ANOVA	3	0,91	0,476	n.s.
Basensättigung	0-10	%	ANOVA	3	1,70	0,243	n.s.
C/N	L/Of + 0-10		ANOVA	3	1,76	0,232	n.s.
C	L/Of + 0-10	t/ ha	ANOVA	3	0,90	0,481	n.s.
N	L/Of + 0-10	kg/ ha	H-Test	3	1,31	0,727	n.s.
NH_4^+	L/Of + 0-10	kg/ ha	H-Test	3	3,21	0,361	n.s.
NO_3^-	L/Of + 0-10	kg/ ha	H-Test	3	6,90	0,075	n.s.
$\text{N}_{\min}$	L/Of + 0-10	kg/ ha	ANOVA	3	3,27	0,080	n.s.
Cl^-	L/Of + 0-10	kg/ ha	H-Test	3	7,21	0,066	n.s.
PO_4^{2-}	L/Of + 0-10	kg/ ha	ANOVA	3	0,77	0,540	n.s.
SO_4^{2-}	L/Of + 0-10	kg/ ha	ANOVA	3	1,49	0,289	n.s.
Al^{3+}	L/Of + 0-10	kg/ ha	H-Test	3	2,59	0,459	n.s.
Ca^{2+}	L/Of + 0-10	kg/ ha	H-Test	3	5,26	0,154	n.s.
Fe^{3+}	L/Of + 0-10	kg/ ha	H-Test	3	2,35	0,149	n.s.
K^+	L/Of + 0-10	kg/ ha	H-Test	3	5,77	0,123	n.s.
Mg^{2+}	L/Of + 0-10	kg/ ha	H-Test	3	5,67	0,129	n.s.
Mn^{2+}	L/Of + 0-10	kg/ ha	H-Test	3	5,56	0,135	n.s.
Na^+	L/Of + 0-10	kg/ ha	ANOVA	3	10,13	0,004	**

Tab. 28: Ergebnisse der ANOVA bzw. des H-Tests der Bodenparametern des Autobahntransekts Hofoldinginger Forst Oo (in Hauptwindrichtung). Die den Tests zugrunde liegenden Mittelwerte sind in Anhang 3 zu finden.

	Tiefenstufe	Einheit	Test	df	Test-Wert	p-Wert	Sign.-Niveau
PH (KCl)	0-10		ANOVA	3	0,93	0,468	n.s.
Basensättigung	0-10	%	ANOVA	3	14,44	0,001	***
C/N	L/Of + 0-10		ANOVA	3	3,25	0,081	n.s.
C	L/Of + 0-10	t/ha	ANOVA	3	0,17	0,911	n.s.
N	L/Of + 0-10	kg/ha	ANOVA	3	0,01	0,999	n.s.
NH ₄ ⁺	L/Of + 0-10	kg/ha	ANOVA	3	1,83	0,220	n.s.
NO ₃ ⁻	L/Of + 0-10	kg/ha	ANOVA	3	7,84	0,009	**
N _{min}	L/Of + 0-10	kg/ha	ANOVA	3	5,85	0,020	*
Cl ⁻	L/Of + 0-10	kg/ha	ANOVA	3	6,59	0,015	*
PO ₄ ²⁻	L/Of + 0-10	kg/ha	ANOVA	3	0,70	0,579	n.s.
SO ₄ ²⁻	L/Of + 0-10	kg/ha	ANOVA	3	0,65	0,606	n.s.
Al ³⁺	L/Of + 0-10	kg/ha	ANOVA	3	3,03	0,093	n.s.
Ca ²⁺	L/Of + 0-10	kg/ha	ANOVA	3	16,91	0,001	***
Fe ³⁺	L/Of + 0-10	kg/ha	ANOVA	3	1,11	0,399	n.s.
K ⁺	L/Of + 0-10	kg/ha	H-Test	3	0,54	0,910	n.s.
Mg ²⁺	L/Of + 0-10	kg/ha	ANOVA	3	3,20	0,084	n.s.
Mn ²⁺	L/Of + 0-10	kg/ha	H-Test	3	0,90	0,826	n.s.
Na ⁺	L/Of + 0-10	kg/ha	ANOVA	3	5,58	0,023	*

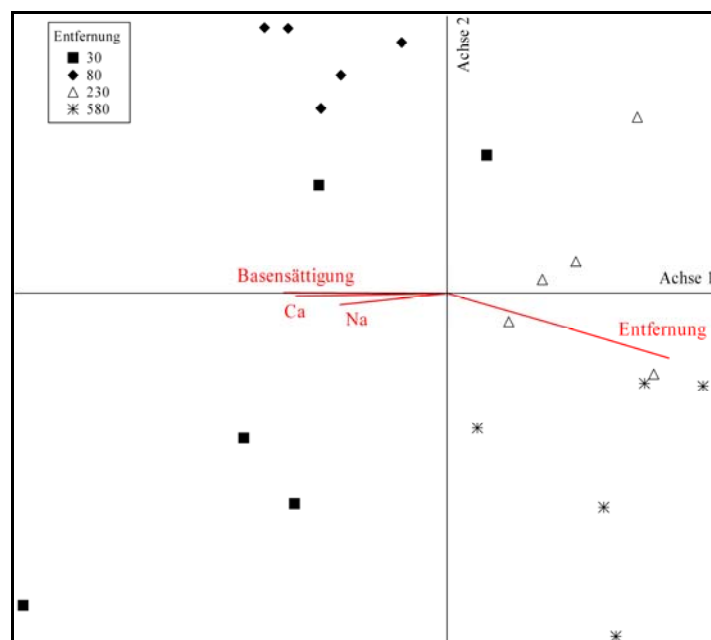


Abb. 88: Ordinationsdiagramm (PCA) der Vegetationsaufnahmen des Verkehrstransektiv Forstenrieder Park mit nachträglichen Korrelationen von Umweltparametern. Die Ordination wurde mit 15 Arten der Feldschicht und 20 Vegetationsaufnahmen durchgeführt (1. Achse: Eigenvalue=4,21; erklärte Varianz=28,1; 2. Achse: Eigenvalue=3,18; erklärte Varianz=21,2). Lösung wurde an der 2. Achse gespiegelt). Ein Bi-Plot wurde durch Korrelation der Mittelwerte der Bodenanalysen (Anhang 5) jeder Entfernungseinheit mit den Achsen der Ordination erstellt ($r > 0,55$). Verwendung fanden nur die Parameter, die signifikante Unterschiede entlang des Transekts zeigen (Tab. 28).

Abb. 89 zeigt, dass bei der Basensättigung und den Vorräten von Ca^{2+} , Mg^{2+} und Cl^- eine fortschreitende Abnahme mit zunehmender Entfernung von der Autobahn festzustellen ist. Die Vorräte von $\text{N}_{\min}$ und NO_3^- unterscheiden sich zwischen den ersten drei Transektspunkten nicht signifikant, lediglich in 380 m Entfernung sind diese niedriger. Auch bezüglich der Einträge entlang des Transekts ist eine mit zunehmender Entfernung zur Autobahn abnehmende Stickstoffdeposition festzustellen (Kirchner et al., 2005).

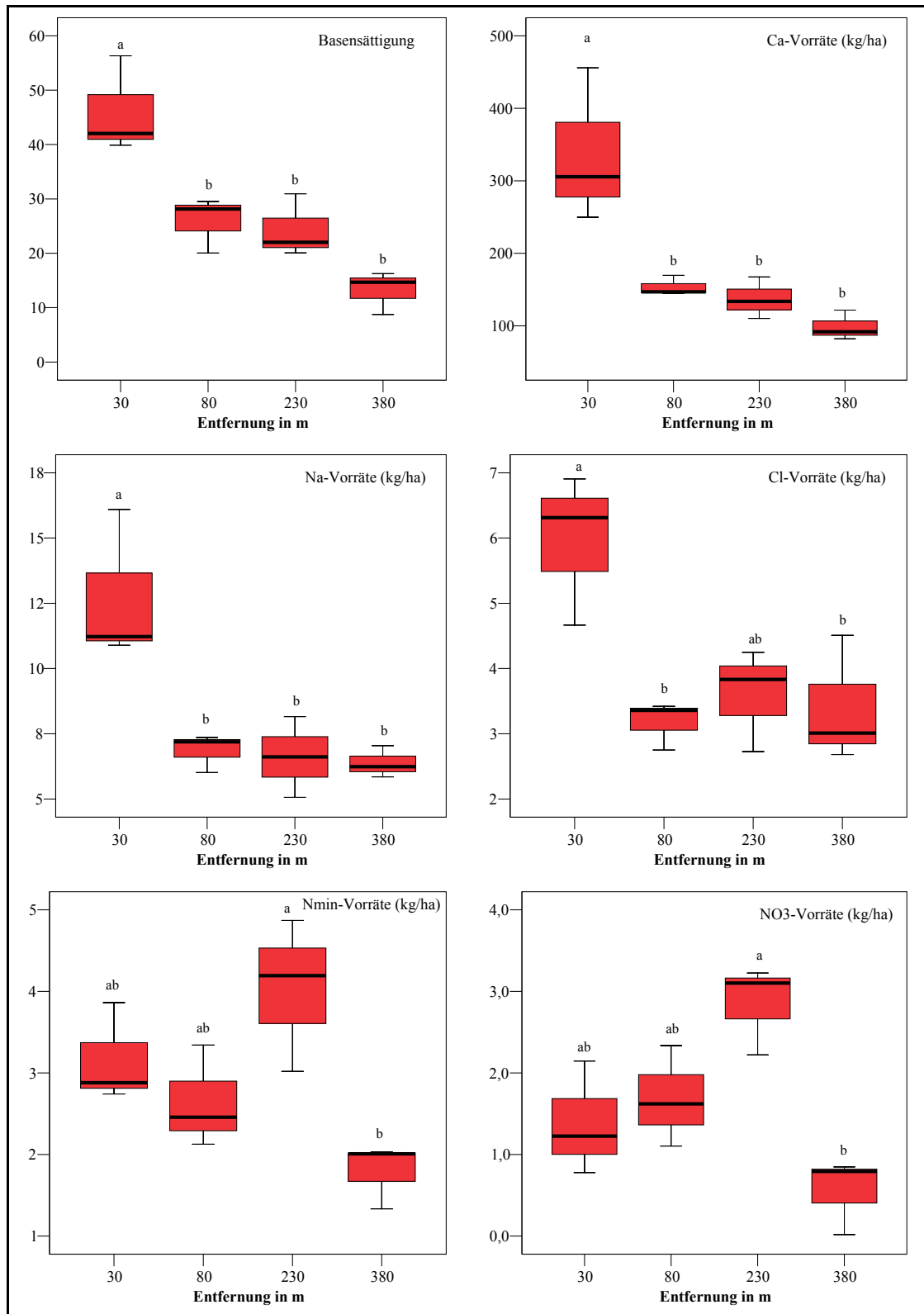


Abb. 89: Box-Whisker-Plots ausgewählter Bodenparameter entlang des östlichen Transekts Otterfing (Basensättigung, $N_{\min}$ -Vorräte, NO_3^- -Vorräte, Ca^{2+} -Vorräte, Na^+ -Vorräte und Cl^- -Vorräte). Signifikante Unterschiede sind durch verschiedene Buchstaben gekennzeichnet. Die Mittelwerte der Bodenanalysen sind in Anhang 3 zu finden.

6.2.6. Diskussion

In Abhängigkeit von der Entfernung zur Autobahn ist im untersuchten Fichtenbestand eine deutliche Veränderung der Bodenvegetation festzustellen. Der Einfluss des Verkehrs endet im Untersuchungsgebiet Forstenrieder Park in einer Entfernung von 230 m bis 520 m zwischen dem dritten und vierten Transektpunkt. Ginge der Einfluss der Autobahn noch über den dritten Transektpunkt hinaus, müsste es zwischen den Punkten F4 bis F6 zu einer weiteren Vegetationsdifferenzierung kommen; F4 bis F6 erwiesen sich faktisch aber als gleich.

Vergleichbare Ergebnisse konnten auch für das in Windrichtung liegenden Transekt Otterfing gefunden werden (Otterfing Ost). Auch hier endet der Einfluss des Verkehrs in einer Entfernung von 230 bis 520 m. Aus dem Vergleich der westlich und östlich der Autobahn liegenden Transekte lässt sich in diesem Untersuchungsgebiet der Einfluss der Windrichtung abschätzen; so ist auf der dem Wind abgewandten Seite eine Beeinflussung der Autobahn bis lediglich 80 m Entfernung von der Autobahn feststellbar.

Da bei allen bisher in Wäldern durchgeführten Studien immer die Reaktionen der Ökosysteme auf die Umweltbelastung, nicht aber die der Reichweite im Vordergrund standen, sind Entfernungen zum Emittenten selten angegeben. In der Studie von Ammann et al. (1999) bestimmten die Autoren die Reichweite des Einflusses über das N-Isotopenverhältnis in Fichtennadeln und konnten einen Einfluss bis zum letzten Transektpunkt der Studie in 130 m Distanz von der Strasse nachweisen. Ebenso zeigten Saurer et al. (2004) einen Verkehrseinfluss mit Hilfe der N-Isotopenverhältnisse in Jahresringen von Fichten bis zum Transektendpunkt in 150 m Entfernung auf. Ekstrand (1994) findet einen Einfluss bis zu einer Entfernung von 200 m, der sich in erhöhtem Blattverlust äußert.

Diese Angaben sind allerdings recht ungenau. Eine Bestimmung des Verkehrseinflusses über N-Isotopenverhältnisse ist nur bedingt möglich, da nicht jeder Eintrag zwangsläufig zu einer Beeinflussung führt. Moderate Einträge können je nach den abiotischen Bedingungen toleriert werden (Aber et al., 1989). Ohne zusätzliche Untersuchungen lassen sich keine Aussagen über Vegetationsveränderungen machen. Das gleiche gilt für die Bestimmung von Entlaubungszuständen, da man davon ausgehen muss, dass nur sehr extreme Einträge zu einer Entlaubung führen. Vegetationsveränderungen können auch noch für den vollständig belaubten Bereich erwartet werden.

Da die in der vorliegenden Studie verwendete Methode nicht die Ursachen, sondern die Folgen des Eintrages untersucht, ist sie gut geeignet, um den Einflussbereich des Verkehrs zu bestimmen. Allerdings funktioniert die hier angewendete Methode nur bei homogenen abiotischen Bedingungen (mit Ausnahme der Beeinflussung durch den Verkehr) und einer homogenen Waldstruktur entlang des untersuchten Transekts. Bei der Anlage des Transekts wurde deshalb besonders auf eine homogene Waldstruktur geachtet.

Da gezeigt werden konnte, dass sich die abiotischen Parameter im autobahnfernen Teil des Transekts Forstenrieder Park (F4 bis F6) nicht mehr unterscheiden, wurde der Punkt F4 stellvertretend zur Charakterisierung des nicht beeinflussten Transektbereiches für Bodenanalysen und Depositionsmessungen herangezogen; am Autobahntransekt Otterfing wurden lediglich vier Transektpunkte untersucht.

Die autobahnnahen und die autobahnfernen Bereiche des untersuchten Transekts sind durch unterschiedliche Vegetationszusammensetzungen gekennzeichnet. Anhand von bereits wenigen Arten werden die Unterschiede zwischen diesen Standorten deutlich. Für den autobahnnahen Bereich sind *Rubus fruticosus* agg. (Forstenrieder Park und Otterfing), *Rubus idaeus* (Otterfing), *Eurhynchium striatum* (Forstenrieder Park) und *Mycelis muralis* (Forstenrieder Park) charakteristisch. Die drei ersten Arten kommen an stickstoffreichen, gestörten Standorten vor; *Mycelis muralis* stellt keine Ansprüche an den Basenhaushalt, für *Rubus fruticosus* agg. und *Rubus idaeus* ist eine Aussage über

den Basenhaushalt am Standort nicht möglich (Weber und Seybold, 1992; Seybold et al., 1996; Ellenberg et al., 2001; Oberdorfer, 2001). *Eurhynchium striatum* ist sowohl Basenzeiger als auch stickstoffliebend (Ellenberg et al., 2001; Nebel et al., 2001). Auch Zechmeister (persönliche Mitteilung, 2004) konnte ein verstärktes Wachstum von *Eurhynchium striatum* bei größerer Nitratverfügbarkeit nachweisen, im Vergleich zu *Hylocomium splendens* kam es zu einer Förderung. Der autobahnferne, nicht verkehrsbeeinflusste Bereich des Transekts Forstenrieder Park wird durch das vermehrte Auftreten von *Vaccinium myrtillus* und *Hylocomium splendens* vom autobahnnahen Teil abgegrenzt (Abbildung 2-4). Beide Pflanzenarten sind säureverträglich und kommen auf stickstoffarmen Böden vor (Philippi, 1993; Ellenberg et al., 2001; Oberdorfer, 2001; Sauer und Philippi, 2001). Mit diesen Standortbeschreibungen decken sich auch die in diesem Bereich durch einen niedrigen pH-Wert und eine geringe Basenversorgung gekennzeichneten Böden (Abbildung 2-7); auch sind die Einträge von Stickstoff im Vergleich zum autobahnnahen Bereich niedrig (Abbildung 2-6). Bei dem Autobahntransekt Otterfing wurden keine Arten gefunden, die für den autobahnfernen Teil typisch sind. Die vom Verkehr nicht beeinflussten Bereiche zeichnen sich durch das Fehlen der oben beschriebenen Arten aus.

Durch Verwendung ortsfremder Materialien beim Wegebau (wie beim Bau der Autobahnen) kann es zu Beeinflussungen der Wuchsbedingungen und zur Zunahme von Störungszeigern kommen (Godefroid und Koedam, 2004). Genauso ist das Auftreten von Störungszeigern für Waldränder typisch. Dort kommt es zu einem erhöhten Lichteinfluss, in dessen Folge höhere Blattmassen und dichter Unterwuchs auftreten (Preuhsler, 1987). Allerdings sind diese Störungsfaktoren auf den unmittelbaren Waldrand beschränkt, sie eignen sich nicht zur alleinigen Erklärung der bis zu 230 m weit reichenden Vorkommen von *Rubus fruticosus* und *Mycelis muralis*.

Während die erhöhten Vorkommen von *Rubus fruticosus* agg. und *Mycelis muralis* zum Großteil auf die gute Stickstoffversorgung zurückzuführen sind, spielt bei *Eurhynchium striatum* die erhöhte Basensättigung eine Rolle, wie sie in Straßennähe gefunden wurde. Diese lässt sich durch die Verwendung einer Calciumchloridlösung zusammen mit Streusalz erklären. Durch die Haftwirkung der Lösung soll ein Austrag des Salzes in die Umgebung vermieden werden. Die Calciumchloridlösung enthält neben CaCl_2 auch noch einen Anteil an Magnesium bei einem pH-Wert von 8,5-9,5 (Produktanalyseblatt des Lieferanten Salzkontor Oberfranken GmbH). In den Depositionsdaten sind für die Ionen Magnesium und Calcium keine Unterschiede entlang des Transekts zu erkennen (Abb. 29). Aufgrund der Tatsache, dass die Verwendung dieser Lösung nur bis zum Jahr 2001 erfolgte (Autobahndirektion Südbayern, Hr. Mittermaier, persönliche Mitteilung, 2004) und der Boden eine erhöhte Basensättigung, pH-Werte und Ca^{2+} -Vorräte in Straßennähe zeigt, können auch sonstige Einträge aus dem Verkehr als Quelle ausgeschlossen werden. Die erhöhten Einträge von Natrium und Chlorid sind auf die Verwendung von Natriumchlorid als Streusalz zurückzuführen, wobei Chlorid als sehr mobiles Ion (Scheffer und Schachtschabel, 2002) bereits acht Monate nach der letzten Streusalzapplikation (im März, Beprobung im November) ausgewaschen war.

Für das Autobahntransekt Hofoldingen Forst (Otterfing) sind zwar keine Depositionsdaten außerhalb der N-Deposition vorhanden, allerdings kann aus den Bodenparametern auch ein deutlicher Einfluss der Streusalzapplikation erschlossen werden. Die Basensättigung und Calcium- und Natriumvorräten zeigen dem Transektverlauf des Transekt Forstenrieder Parks vergleichbare Entwicklung mit zunehmender Entfernung zur Autobahn. Zusätzlich ist bei den Chlorid-Vorräten im Boden eine deutliche Abnahme auf den ersten 80 m des Transekts festzustellen. Da die Probenahme – im Gegensatz zum Forstenrieder Park - Mitte Februar erfolgte, sind die durch das Streusalz erhöhten Einträge des sehr mobilen Chlorid-Ions noch im Boden nachweisbar.

Mit Hilfe der Kombination von Vegetationsdaten, Bodenparametern und Depositionswerten zeigt sich, dass die Autobahn einen Einfluss bis mindestens 230 m (nicht mehr als 520 m) Entfernung hat. Es besteht ein deutlicher Unterschied zwischen autobahnnahem und –fernem Bereich. Ein sehr deutlicher Unterschied konnte zwischen in und entgegen der Windrichtung gelegenen Wäldern gefunden werden. Auf der der Autobahn abgewandten Seite konnte lediglich ein Einfluss bis zu 80 m gefunden werden. Der Stickstoffeintrag ist der wichtigste vegetationsbeeinflussende Faktor. Von Bedeutung ist

außerdem noch der in Autobahnnähe erhöhte pH-Wert, damit ist die Stickstoffmineralisation im Vergleich zum autobahnfernen Teil des Transektiv noch zusätzlich gesteigert (Brunet et al., 1998; Falkengren-Grerup et al., 1998).

Um die Reichweite des Verkehrseinflusses auf die Vegetation genauer zu beschreiben, sind zukünftige Studien sinnvoll. Notwendig ist neben der Windrichtungskomponente auch die Berücksichtigung der Verkehrsdichte.

6.3. BEEINFLUSSUNG DER WALDBODENVEGETATION DURCH EINTRÄGE AUS BENACHBARTER LANDWIRTSCHAFT

6.3.1. Einleitung

In landwirtschaftlich genutzten Gebieten stammen Stickstoffeinträge in Wälder oftmals aus der direkten Umgebung. Als Quellen kommen gedüngte Felder oder Masttierhaltung in Frage (Erisman et al., 1998; Spangenberg und Kölling, 2004). Um den Einfluss von Stickstoffeinträgen auf Waldökosysteme zu beurteilen, ist es wichtig, zwischen der eutrophierenden und der versauernden Wirkung auf Böden zu unterscheiden. Häufig kommt es zusammen mit einer Eutrophierung zu Absenkungen der pH-Werte der Böden (Falkengren-Grerup, 1987; Brunet et al., 1998). Da sich mit dem pH-Wert die Stickstoffmineralisierung und somit auch die Pflanzenverfügbarkeit ändern, sind diese Effekte häufig nicht zu trennen (Brunet et al., 1998; Falkengren-Grerup et al., 1998). Der für diese Teilstudie als Untersuchungsgebiet gewählte Wald stockt auf einem gut gepufferten Substrat; trotz erhöhter Stickstoffeinträge ist eine Änderung des pH-Wertes unwahrscheinlich. In diesem Gebiet sollte es möglich sein, den Faktor der Versauerung des Bodens weitgehend auszuschließen.

Durch Depositionen kann es zu kleinräumigen Unterschieden in der Stickstoffverfügbarkeit kommen. Die Auswirkungen dieser kleinräumigen Unterschiede auf die Vegetationszusammensetzung in Wäldern waren bislang nur das Ziel weniger Untersuchungen. So konnten Gombert et al. (2003) Veränderungen der Flechtenflora aufgrund erhöhter N-Depositionen aufzeigen, Okland und Eilertsen (1996) zeigten eine Abhängigkeit der Moosartenzusammensetzung von der Stickstoffversorgung auf. Studien zu Veränderungen der Vegetationszusammensetzung Höherer Pflanzen liegen bislang nur für Vergleiche zwischen Regionen vor, die bis zu mehreren hundert Kilometern voneinander entfernt sind (Tyler, 1987; Rosén et al., 1992; Brakenhielm und Liu, 1995; Brunet et al., 1998; Falkengren-Grerup et al., 1998; Fischer, 1999): Lediglich die Änderungen des Artverhaltens wurden dargestellt, eine räumliche Darstellung an unterschiedliche Stickstoffverfügbarkeit angepasster Vegetationsausprägungen war aufgrund der Gradientenlänge nicht möglich.

In der vorliegenden Arbeit soll die Vegetationsentwicklung entlang kurzer Gradienten aufgrund von Stickstoffeinträgen beschrieben werden. Für das Untersuchungsgebiet der Echinger Lohe bei München liegen Vegetationskartierungen von 1961 (Seibert, 1962) und 1985 (Pfadenhauer und Buchwald, 1987) vor; durch eine weitere Kartierung im Jahr 2003 kann die räumliche Vegetationsentwicklung der letzten vier Jahrzehnte nachvollzogen werden. Zusätzlich können durch kleinräumige und flächengenaue Untersuchungen mit Hilfe einer Dauerbeobachtungsfläche Kenntnisse über Vegetationsveränderungen erweitert werden. Das Ziel dieses Teils der vorliegenden Arbeit ist mögliche Vegetationsveränderungen entlang eines (1) räumlichen und eines (2) zeitlichen Gradienten zu erkennen. Die Ursachen für die Vegetationsdifferenzierung sollen durch Messung von Umweltparametern bzw. Zeigerwertauswertungen nach Ellenberg erkannt werden.

6.3.2. Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen wurden in der Echinger Lohe durchgeführt (Abb. 44). Der Wald erstreckt sich im Norden der Münchener Schotterebene. In dieser Region haben die im Zuge des Abschmelzens der

Gletscher nach den Eiszeiten abgelagerten Schotterpakete nur noch eine geringe Mächtigkeit. Im Bereich des Untersuchungsgebietes findet sich ein für den Lohwaldgürtel typischer Eichen-Hainbuchenwald (*Galio-Carpinetum chrysanthemetosum*; Seibert, 1962). Auf den Schottern hat sich in der Echinger Lohe eine flachgründige Pararendzina aus karbonathaltigem Ausgangsmaterial entwickelt (Bayerisches Geologisches Landesamt, 1987). Die trotz ausreichenden Niederschlags nur geringe Bodenentwicklung lässt sich anthropogen erklären: Laut Kollmannsberger (1989) wurde die Echinger Lohe bis ins 19. Jahrhundert als Waldweide genutzt, die Bewirtschaftung erfolgte als Mittelwald. Auch während der Weltkriege kam es zu Streunutzungen und somit einem Nährstoffaustrag und einer Verarmung der Böden. Erst nach der Ausweisung als Naturschutzgebiet im Jahre 1942 (seit 1984 auch Naturwaldreservat) ist der direkte anthropogene Einfluss geringer geworden. Allerdings gibt es seit der großflächigen Verbreitung der Kunstdünger in den 1960er Jahren einen neuen indirekten Einfluss: Den Nährstoffeintrag aus der umgebenden Landwirtschaft.

6.3.3. Material und Methoden

6.3.3.1. Vegetationsdifferenzierung der Echinger Lohe: Umweltgradient

Um den aktuellen Zustand der Vegetation der Echinger Lohe zu dokumentieren, wurden im Mai und Juni 2003 45 Vegetationsaufnahmen angefertigt. Mai und Juni sind die Monate, in denen alle Arten voll entwickelt sind, und in denen sich die Frühjahrsblüher noch nicht wieder zurückgezogen haben (Pfadenhauer und Buchwald, 1987). Die Vegetationsaufnahmen erfolgten wie in Kap. 6.2. beschrieben. Die Deckungsgradskala wurde um die Stufe „r“ erweitert (Klassenmittel 0,01 %), um seltene Pflanzenarten besser repräsentieren zu können. Für statistische Auswertungen wurden die Deckungsgradsymbole in prozentuale Klassenmittel umgewandelt (Tab. 22). Die für die Vegetationsaufnahmen gewählte Größe liegt mit 225 m² (15 m x 15 m) innerhalb des nach Westhoff und van der Maarel (1973) für Laubmischwälder empfohlenen Bereichs. Eine Abbildung der vertikalen Struktur des Waldes erfolgte durch die Unterscheidung in Baumschicht 1 (BS1, obere Baumschicht), Baumschicht 2 (BS2, untere Baumschicht), Strauchschicht (SS) und Feldschicht (Krautschicht und Mooschicht; KS, MS). Zusätzlich wurde die Gesamtdeckung der Kraut- und Mooschicht bestimmt.

Vegetationseinheiten:

Seibert (1962) teilt die Vegetation der Echinger Lohe bei seiner Kartierung von 1961 in vier Einheiten ein, Pfadenhauer und Buchwald (1987) untergliedern zwei dieser Einheiten weiter. Um die Ergebnisse der aktuellen Kartierung mit den früheren vergleichen zu können, wurden die Vegetationsaufnahmen mit Hilfe einer TWINSpan (Two-Way Indicator Species Analysis) mit Präsenz-Absenz-Daten in drei Vegetationseinheiten unterteilt (eine der vier Gruppen von Seibert ist bereits 1985 verschwunden). Die TWINSpan geht auf Hill (1979) und Gauch und Whittaker (1981) zurück und ordnet eine Tabelle von Vegetationsaufnahmen nach Aufnahmegruppen und Arten gleichzeitig. Sie ist insbesondere geeignet um Vegetationseinheiten zu erkennen, die sich aufgrund des Vorkommens bzw. Fehlens von Zeigerarten trennen lassen (weitere Informationen in McCune und Grace, 2002).

Die Zuordnung der Aufnahmen zu den Vegetationseinheiten wurde mit einer MRPP (Multi-Response Permutation Procedure) auf signifikante Unterschiede zwischen den Einheiten getestet. Als Ergebnis liefert die MRPP die Wahrscheinlichkeit, mit der die Unterschiede zwischen den getesteten Einheiten größer sind als die Unterschiede zwischen zufällig gebildeten Gruppen. Für eine Beschreibung der Methode sei auf Biondini et al. (1985), Mielke und Berry (2001) und McCune und Grace (2002) verwiesen.

Um einen Überblick über die Einteilung der Aufnahmen in Vegetationseinheiten und die wichtigsten differenzierenden Arten zu bekommen, erfolgte eine Ordination (s. Kap. 6.2) mit anschließender Korrelation der Achsen mit den Vegetationsdaten. Als Ordinationsmethode wurde eine DCA (Detrended Correspondence Analysis, Hill und Gauch, 1980) oder eine PCA (Pincipal Components

Analysis, Goodall, 1954) verwendet. Welches der beiden Ordinationsverfahren Verwendung fand, hing von der Art des Zusammenhangs zwischen den Arten der Aufnahme-Art-Matrix ab. Bei einer linearen Beziehung wurde die PCA angewandt, bei einer nicht-linearen die DCA (ter Braak und Prentice, 1988; McCune und Grace, 2002).

Nährstoffausstattung:

Eine Charakterisierung der Nährstoffausstattung der einzelnen Vegetationseinheiten erfolgte mit Hilfe von Bodenuntersuchungen. Dazu wurden auf 25 zufällig ausgewählten Flächen, auf denen auch Vegetationsaufnahmen angefertigt wurden, jeweils drei Proben genommen und nach Horizonten getrennt zu einer Mischprobe vereinigt. Es wurde darauf geachtet, dass jede Vegetationseinheit durch mindestens 5 Mischproben repräsentiert ist. Die Bodenproben wurden mit einem Kammer-Bohrer (5 cm Durchmesser) genommen. Die Beprobung fand im August 2003 statt und wurde nach den in der „Bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE)“ (Bundesministerium für Ernährung Landwirtschaft und Forsten, 1994) beschriebenen Methoden auf $N_{\min}$ (NH_4^{++} NO_3^-), C, N, C/N, Cl^- , $H_2PO_4^-$, SO_4^{2+} und die Ammoniumchloridaustauschkapazität für K^+ , Na^+ , Fe^{3+} und Mn^{2+} analysiert. Die Ergebnisse sind in mmol IE/g Boden (mmol Ladungsäquivalent/g Boden) umgerechnet.

Erklärung der Vegetationseinheiten mit Hilfe von Umweltparametern:

Alle Bodenparameter wurden auf Unterschiede zwischen den Vegetationseinheiten untersucht. Um festzustellen, ob Umweltparameter die Aufteilung des Vegetationsdatensatzes in mehrere Gruppen erklären, wurden die Vegetationsdaten ordiniert und die Bodenparameter mit den Achsen der Ordination korreliert. Da die Bodenparameter unterschiedlich skaliert waren, erfolgte vor der Berechnung eine logarithmische Transformation (Standardisierung nach Wildi, 1986). Da die Pflanzen der Feldschicht vorwiegend im Bereich des Ah-Horizontes wurzeln, wurden für die Korrelationen lediglich die Bodenwerte dieses Horizontes verwendet (s. Kap. 6.2.).

Photosynthetisch Aktive Strahlung (PAR):

Um die Lichtverhältnisse der Vegetationseinheiten zu kennzeichnen, wurden zwei Transekte eingerichtet (von der Mitte des Waldes zum östlichen bzw. südlichen Waldrand). Entlang des Verlaufs der Transekte wurde jede Vegetationseinheit durch drei unabhängige PAR-Messungen beschrieben. Aus diesen drei Messungen wurde ein Mittelwert gebildet. Die Messungen erfolgten mit PAR-Sensoren vom Typ LI-190 (Firma Li-Cor), welche an Data-Logger angeschlossen waren (Li-1000 und Li-1400, beide ebenfalls Li-Cor). Parallel zu den Messungen im Bestand wurde im Offenland die PAR-Strahlung erfasst. Aus diesen beiden Messungen wurde der prozentuale Anteil der im Bestand zur Verfügung stehenden PAR berechnet. Die Messungen wurden am 13.7.2004 bei bedecktem Himmel durchgeführt.

6.3.3.2. Räumliche Analyse der Vegetation: Vegetationskartierung

Erstellung des Kartierschlüssels:

Der Kartierschlüssel wurde auf Basis der durch die Gruppenbildung gefundenen Vegetationseinheiten gebildet. Hierzu wurde mit den in drei Gruppen aufgeteilten Vegetationsaufnahmen eine Indicator Species Analysis (ISA) durchgeführt. Bei dieser Methode wird ein Indikatorwert pro Art und Vegetationseinheit aufgrund des Vorkommens und der Deckung der einzelnen Arten in den zuvor definierten Gruppen berechnet. Für jede Art kann so festgestellt werden, für welche Vegetationseinheit sie typisch ist (oder ob sie überall gleichverteilt vorkommt). Die Indikatorwerte werden mit einem Monte Carlo-Test auf Signifikanz getestet. Für eine genaue Beschreibung der Methode sei auf Dufrene und Legendre (1997) und McCune und Grace (2002) verwiesen.

Da bei einer ISA eine Art auch nur aufgrund einer erhöhten Deckung innerhalb einer Gruppe als kennzeichnend für diese charakterisiert werden kann, eignen sich als Kartierarten lediglich solche, die nur in einer der Vegetationseinheiten vorkommen. Zudem fanden sehr kleine oder unscheinbare Arten

ebenfalls keine Verwendung als Kartierarten, da sie bei der Begehung des Geländes leicht zu übersehen sind.

Vegetationskartierung:

Die Kartierung erfolgte durch planmäßiges Abgehen des Geländes. An jeder Stelle wurde die Vegetation aufgrund des Vorkommens der Differentialarten des Kartierschlüssels einer Einheit zugeordnet. Zur Unterscheidung zweier Vegetationseinheiten war das Vorkommen von mindestens zwei Differentialarten nötig. Die im Gelände gefundene Verteilung der Gruppen wurde mit Hilfe eines Geographischen Informations-Systems (GIS; ArcView, Firma ESRI, Version 3.2) visualisiert. Mit Hilfe der Erweiterung „Demo-Tools“ für dieses Programm konnte der prozentuale Anteil der Vegetationseinheiten an der Gesamtfläche berechnet werden.

Kleinräumige Entwicklung der Vegetation: Dauerbeobachtungsfläche:

In der Echinger Lohe liegt eine knapp 20 Jahre alte Dauerbeobachtungsfläche (Einrichtung: 1985; Pfadenhauer und Buchwald, 1987). Diese besteht aus 125 Einzelflächen (10 m x 10 m), die ein 250 m langes und 50 m breites Transekt bilden. Die Lage der Dauerbeobachtungsfläche und die Nummerierung der Einzelflächen ist Abb. 90 zu entnehmen. Auf den 125 Einzelflächen wurden in den Jahren 1985, 1993 und 1998 unter der Leitung von Herrn Prof. Dr. Jörg Pfadenhauer Vegetationsaufnahmen durchgeführt und dem Autor für diese Studie zur Verfügung gestellt. Im Jahr 2003 erfolgte eine abermalige Aufnahme der Dauerbeobachtungsfläche nach der in Kap. 6.2. beschriebenen Methode.

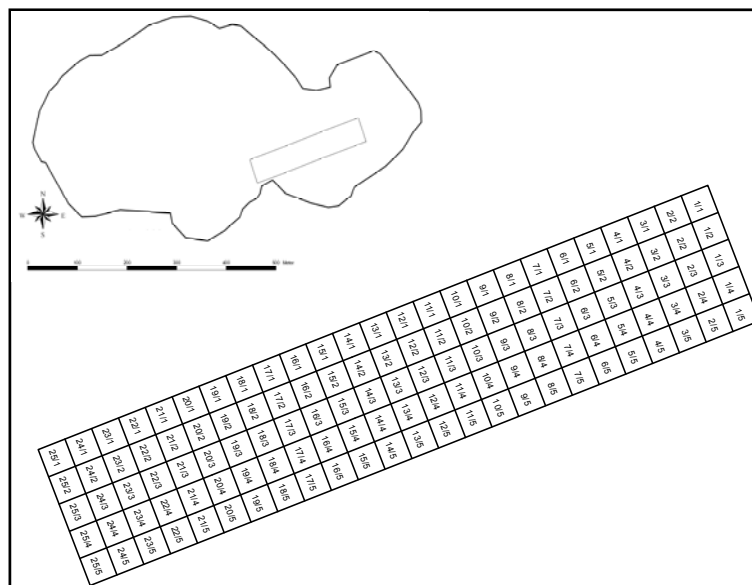


Abb. 90: Lage der Dauerbeobachtungsfläche in der Echinger Lohe. In der Vergrößerung ist die Nummerierung der 125 Aufnahmeflächen dargestellt. Abbildung nach Pfadenhauer und Buchwald (1987), verändert.

Gruppenbildung:

Um Vegetationsverschiebungen zu erkennen, wurden die Tabellen mit den Vegetationsaufnahmen der Jahre 1986, 1993, 1998 und 2003 mit Hilfe einer TWINSPLAN in jeweils drei Gruppen unterteilt. Die TWINSPLAN wurde mit Präsenz-Absenz-Werten durchgeführt. Die Einteilung wurde mit Hilfe einer MRPP auf signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen getestet.

Um zu zeigen, dass die Gruppeneinteilungen der Einzeljahre vergleichbar sind, wurde eine gemeinsame Ordination der Aufnahmen aller Jahre durchgeführt. Gleichgerichtete zeitliche Entwicklungstendenzen konnten durch Zuordnung der Aufnahmen zu den jeweiligen Jahren erkannt

werden. Eine Korrelation der Achsen der Ordination mit der Aufnahme-Arten-Matrix zeigt die für die Differenzierung des Datensatzes wichtigsten Arten auf.

Zeigerwerte:

Für die 125 Aufnahmen des Transekts liegen keine Bodenanalysen der Jahre 1986, 1993 und 1998 vor. Veränderungen der Standortqualität wurden deshalb über mittlere Ellenberg-Zeigerwerte (Ellenberg et al. 2001) abgeschätzt. Die Berechnung basierte auf Präsenz-Absenz-Werten der Aufnahmedatentabelle. Die mittleren Zeigerwerte jeder Vegetationsaufnahme wurden mittels eines Kruskal-Wallis-H-Tests auf Unterschiede zwischen den Vegetationseinheiten untersucht. Bei signifikanten Unterschieden folgten Paarvergleiche mit dem Mann-Whitney-U-Test. Die Tests wurden mit SPSS 11.5 durchgeführt, und zur Vermeidung einer Alphafehlerkumulierung Bonferroni-korrigiert (Weisstein, 2004). Da jeweils drei Post-Hoc-Tests durchgeführt wurden, erfolgte eine Anpassung des Signifikanzniveaus von $\alpha=0,05$ auf $\alpha'=0,0166$ (Weisstein, 2004). Eine Darstellung erfolgte nur für die Zeigerwerte, für die signifikante Unterschiede zwischen den Jahren und Gruppen festgestellt wurden. Graphische Darstellungen erfolgten mit Excel XP.

6.3.4. Ergebnisse

6.3.4.1. Vegetationsdifferenzierung in der Echinger Lohe: Umweltgradient

Die für die nachfolgenden Ergebnissen zu Grunde liegenden Vegetationsaufnahmen der Echinger Lohe sind bei Bernhardt (2005) zu finden. Für die mit der TWINSpan definierten drei Vegetationseinheiten konnte mit Hilfe einer MRPP gezeigt werden, dass die Gruppeneinteilung sich von einer zufälligen Gruppenbildung signifikant unterscheidet ($A=0,14$; $p<0,001$; Distanzmaß: Relative Euklidische Distanz; Weighting option: $C(I)=n(I)/\sum(n(I))$; $A=$ „Chance-corrected within-group agreement“). In der Darstellung der Ordination (Abb. 91) ist eine deutliche Aufteilung der Vegetationsaufnahmen in die drei durch die TWINSpan gefundenen Vegetationseinheiten zu finden. Diese drei Einheiten ordnen sich entlang der 1. Achse an. Durch Korrelation der Ordinationsachsen mit den Vegetationsdaten konnten *Rhytidadelphus triquetrus* und *Carex montana* als kennzeichnend für die Einheit I identifiziert werden, *Heracleum sphondylium*, *Arum maculatum*, *Asarum europaeum*, *Corydalis cava* und *Aegopodium podagraria* als charakteristisch für Einheit III. Die mittlere Deckung der Krautschicht beträgt für die Vegetationseinheit I 59 %, die Einheit II 64 % und für die Einheit III 74 %. Es ist entlang dieser Reihe eine kontinuierliche Zunahme der Deckung festzustellen.

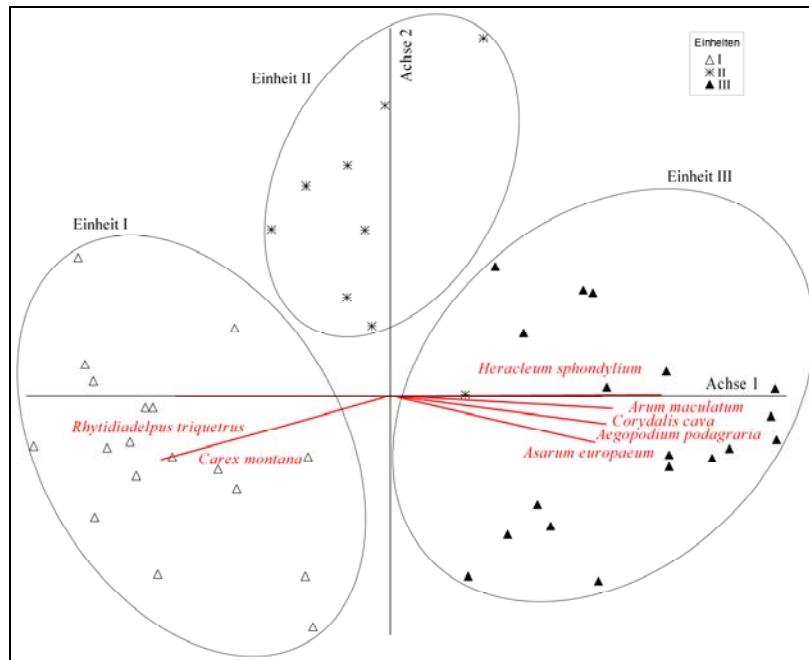


Abb. 91: DCA der Vegetationsaufnahmen der Echinger Lohe aufgeteilt nach den drei Vegetationseinheiten. Die Ordination wurde mit 56 krautigen Arten der Feldschicht und 45 Vegetationsaufnahmen durchgeführt (1. Achse $r^2=0,51$; 2. Achse $r^2=0,06$). Ein Bi-Plot wurde durch Korrelation der Vegetationsdaten jeder Einheit mit den Achsen der Ordination erstellt ($r>0,7$).

Bodenparameter:

Die Ergebnisse der Bodenanalysen sind in Anhang 6 zu finden. Die Bodenparameter, für die sich signifikante Unterschiede zwischen den Vegetationseinheiten ergaben (ANOVA s. Tab. 29, Post-Hoc Tests s. Anhang 7), sind in Abb. 92 dargestellt. Zu Anschauungszwecken ist außerdem der Parameter pH(KCl) dargestellt, der allerdings keine Unterschiede zwischen den Vegetationseinheiten aufweist.

Tab. 29: ANOVA ausgewählter Bodenparameter der Echinger Lohe. Um Homogenität der Varianzen und Normalverteilung zu erreichen, wurde die L/Of-Horizontmächtigkeit ln-transformiert, C und K mit x^2 . Die Mittelwerte der Bodenanalysen sind in Anhang 6 zu finden.

	df	F-Wert	p-Wert	Sign.-Niveau
Horizontmächtigkeit	2	17,28	0,000	***
N	2	7,30	0,003	**
C	2	9,21	0,001	**
K ⁺	2	3,50	0,046	*
Mn ²⁺	2	6,21	0,007	**
pH(KCl)	2	0,37	0,697	n.s.

Die N- und C-Anteile und die Vorräte der ammoniumchloridaustauschbaren Mn²⁺-Ionen sind zwischen Vegetationseinheiten I und II nicht signifikant unterschiedlich. Allerdings sind die Werte von C und N bei Einheit III signifikant höher, die von Mn²⁺ signifikant niedriger als bei Einheit I und II. Der Anteil von ammoniumchloridaustauschbaren K⁺-Ionen ist in Einheit III signifikant größer als in Einheit I. Die Mächtigkeiten des Ah-Horizontes nehmen von Einheit I über II zu Einheit III hin zu. Die Unterschiede sind jeweils signifikant.

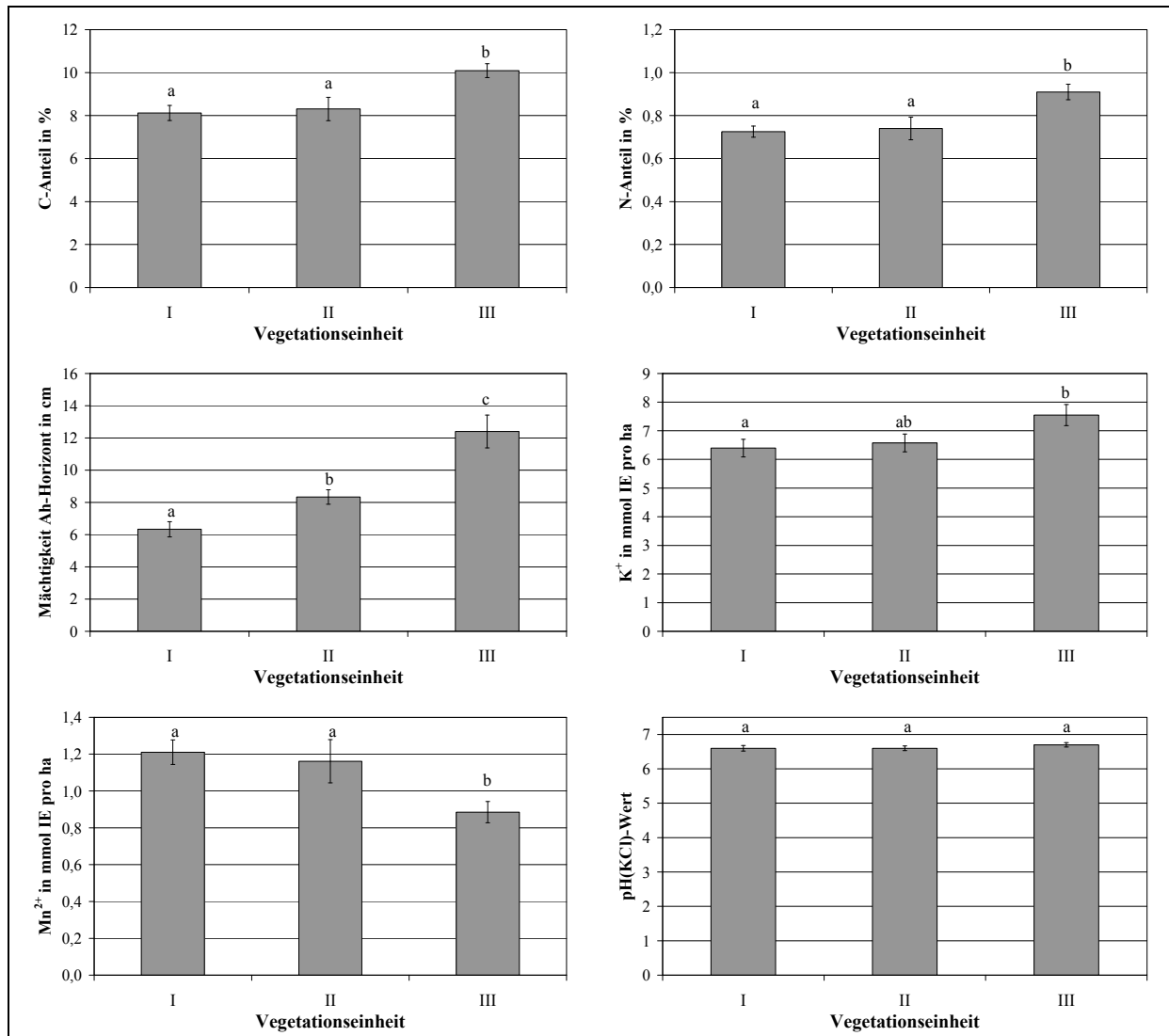


Abb. 92: Mittelwerte der Bodenparameter C, N, Horizontmächtigkeit Ah, K⁺-Vorräte, pH(KCl)-Wert und Mn²⁺-Vorräte der drei Vegetationseinheiten der Echinger Lohe. Statistische Vergleiche s. Tab. 29 und Anhang 7. Die Mittelwerte der Parameter sind Anhang 6 zu entnehmen. Unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede hinsichtlich des jeweiligen Parameters zwischen den Vegetationseinheiten. Standardfehler sind dargestellt.

Ordination:

Der Bi-Plot in Abb. 93 zeigt die Ordination der Vegetationsdaten sowie die Korrelationen der signifikant unterschiedlichen Bodenparameter mit den Achsen (Statistik Tab. 29 und Anhang 9). Die als zweite Matrix verwendet Tabelle mit den Bodenparametern findet sich in Anhang 4. Mächtigkeit des Ah-Horizontes ($r=0,92$), N ($r=0,88$), C ($r=0,88$) und K⁺ ($r=0,90$) sind mit der 1. Achse positiv korreliert, Mn²⁺ ($r=-0,89$) negativ. Entlang dieser Achse lassen sich die Vegetationseinheit I und II von III trennen.

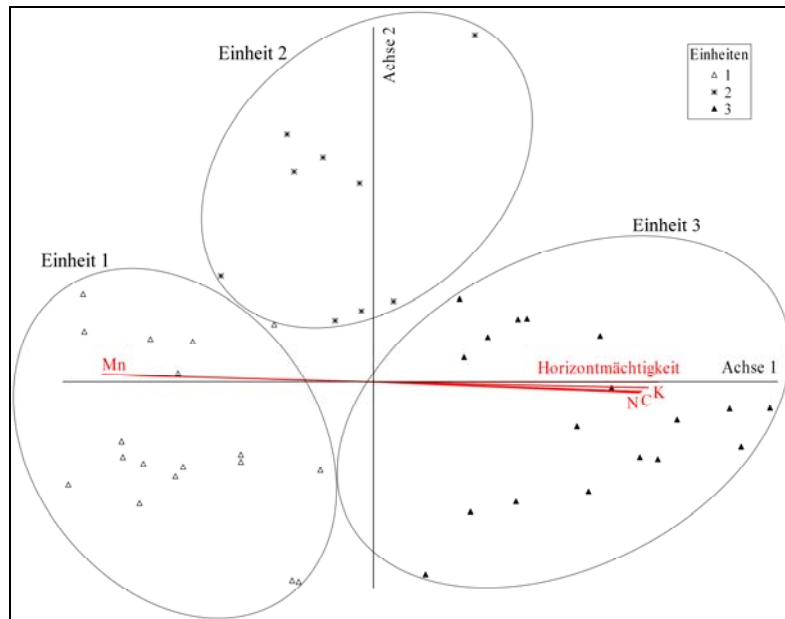


Abb. 93: DCA der Vegetationsaufnahmen der Echinger Lohe aufgeteilt nach den drei Vegetationseinheiten. Die Ordination wurde mit 56 krautigen Arten der Feldschicht und 45 Vegetationsaufnahmen durchgeführt (1. Achse $r^2=0,51$; 2. Achse $r^2=0,06$). Ein Bi-Plot wurde durch Korrelation der Mittelwerte der Bodenproben jeder Einheit mit den Achsen der Ordination erstellt ($r>0,8$).

Photosynthetisch Aktive Strahlung (PAR)

In jeder der drei Vegetationseinheiten wurde der Lichthaushalt gemessen. Die Ergebnisse der Messungen sind Tab. 30 zu entnehmen. Der den Boden erreichende Anteil der Photosynthetisch Aktiven Strahlung (PAR) ist im Bereich der Vegetationseinheit I am größten und nimmt über Einheit II zu III ab. Aufgrund der sehr hohen Varianz zwischen den Messpunkten wurde auf eine statistische Auswertung verzichtet. Die Ergebnisse sind als Trend zu betrachten.

Tab. 30: Anteil der am Boden ankommenden PAR in den drei Vegetationseinheiten.

Vegetationseinheit	Transekt	PAR-Anteil in %
I	1	4,06
	2	3,44
II	1	2,48
	2	2,82
III	1	1,88
	2	1,89

Zeigerarten und Erstellung des Kartierschlüssels:

Die Vegetationseinheit I besitzt als Differentialarten *Carex montana*, *Rhytidiadelphus triquetrus*, *Convallaria majalis* und *Fragaria vesca*. Das Auftreten von *Corydalis cava*, *Heracleum sphondylium*, *Chaerophyllum aureum*, *Elymus caninus* und *Asarum europaeum* (weitere Arten s. Tab. 32) trennt die Vegetationseinheit III von den anderen. Für die Vegetationseinheit II ergibt die ISA zwar *Hylocomium splendens* und *Mercurialis perennis* als Zeigerarten, diese ergeben sich allerdings nur durch eine in dieser Einheit höhere Deckung.

Tab. 31 zeigt eine Differenzialtabelle der Vegetationsaufnahmen der Echinger Lohe. Diese wurde aus den Ergebnissen der ISA erstellt, indem die Aufnahmen und Arten nach Vegetationseinheiten sortiert

wurden. Die Einheiten wurden analog zu Pfadenhauer und Buchwald (1987) nach ihren wichtigsten Differentialarten benannt:

- I. *Carex montana*-Einheit
- II. *Arum maculatum*-Einheit (zentrale Einheit ohne eigene Charakterarten)
- III. *Corydalis cava*-Einheit

Tab. 31: Ausschnitt der Differentialtabelle der Vegetationsaufnahmen Echinger Lohe 2003. Die komplette Vegetationstabelle findet sich in Anhang 10.

Aufnahmenummer	10	11	9	13	12	18	14	33	34	42	43	45	15	32	35	47	48	31	19	17	25	40	41	16	24	51	23	49	8	30	36	50	44	46	37	7	6	5	22	1	2	3	4	20	21			
	Einheit I																		Einheit II										Einheit III																			
Trennarten																																																
<i>Rhytidadelphus triquetrus</i>	3	2b	1	+	+	+	1b	2a	1a	1a	1a	1a	2b	2a	1b	1a	.	.	+	+	.	2a	+	1b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Convallaria majalis</i>	+	+	+	+	+	1a	1a	1a	2a	+	2a	r	.	.	r	r	.	2b	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	1b	+	.	.	r	r	+	.	r	.	+	.	+	+	+	+	+	+		
<i>Fragaria vesca</i>	+	+	+	.	+	+	+	+	+	1a	+	1a	.	+	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Carex montana</i>	2b	2a	1	1a	+	2a	2b	1b	1b	2a	2a	+	1a	2a	1a	1b	1a	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	1a	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Ranunculus lanuginosus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Chaerophyllum aureum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Corydalis cava</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Heracleum sphondylium</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Asarum europaeum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Elymus caninus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Plagiomnium undulatum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Aegopodium podagraria</i>	.	1a	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1a	1b	1	.	1a	.	.	1a	2a	.	2a	+	2a	2b	3	2a	1a	3	.	.	
<i>Gagea lutea</i>	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Stachys sylvatica</i>	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Allium carinatum</i>	r	r	.	.	+	r	r	.	r	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1a	.	r	r	.	1a	.	.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
<i>Viola mirabilis</i>	.	+	.	+	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Lilium martagon</i>	.	+	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Polygonatum multiflorum</i>	+	+	+	.	1a	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1a	+	+	+	r	.	+	.	+	1a	+	+	1a	r	+	+	1a	+	1a	1a	+	+	+	1a	1a	1a	1a	1a	1a		
<i>Arum maculatum</i>	r	+	r	r	r	.	.	r	r	.	+	.	r	+	r	+	+	+	+	+	1a	+	+	+	1a	+	1a	1b	1	+	1b	1a	+	+	2a	2a	2b	1a	1b	2a	2a	2a	+	1b	.	.		

Tab. 32: Ergebnis der Indicator Species Analysis der drei Vegetationseinheiten. Die als Kartierarten verwendeten Arten sind fett hervorgehoben. Dargestellt sind nur die Arten mit einem signifikanten indicator value.

Art	Einheit	Indicator Value	p-Wert	Sign.-Niveau	Deckung in %		
					Einheit I	Einheit II	Einheit III
<i>Colchicum autumnale</i>	I	49,5	0,000	***	100	29	95
<i>Rhytidadelphus triquetrus</i>	I	59,2	0,001	***	94	57	10
<i>Convallaria majalis</i>	I	45,5	0,026	*	78	0	60
<i>Fragaria vesca</i>	I	62,6	0,001	***	78	0	20
<i>Carex montana</i>	I	89,9	0,000	***	100	0	15
<i>Hylocomium splendens</i>	II	39,9	0,020	*	44	71	5
<i>Mercurialis perennis</i>	II	40,2	0,038	*	11	71	70
<i>Ranunculus lanuginosus</i>	III	25,0	0,039	*	0	0	25
<i>Chaerophyllum aureum</i>	III	45,0	0,002	**	0	0	45
<i>Corydalis cava</i>	III	60,0	0,001	***	0	0	60
<i>Heracleum sphondylium</i>	III	65,0	0,000	***	0	0	65
<i>Asarum europaeum</i>	III	65,0	0,000	***	0	0	65
<i>Elymus caninus</i>	III	75,0	0,000	***	0	0	75
<i>Plagiomnium undulatum</i>	III	45,0	0,002	**	0	0	45
<i>Eurhynchium swartzii</i>	III	35,0	0,009	**	0	0	35
<i>Gagea lutea</i>	III	35,3	0,024	*	6	0	40
<i>Stachys sylvatica</i>	III	43,6	0,010	*	6	43	65
<i>Allium carinatum</i>	III	45,7	0,014	*	39	29	75
<i>Viola mirabilis</i>	III	47,3	0,003	**	17	0	60
<i>Polygonum multiflorum</i>	III	49,4	0,000	***	56	71	100
<i>Arum maculatum</i>	III	51,0	0,001	**	78	100	100
<i>Lilium martagon</i>	III	52,9	0,003	**	28	14	80
<i>Aegopodium podagraria</i>	III	65,2	0,000	***	11	0	70

6.3.4.2. Räumliche Analyse der Vegetation: Vegetationskartierung

Die Kartierarten aus Tab. 32 fanden für die Kartierung in 2003 Verwendung. Die Kartiereinheiten von 2003 entsprechen den in den Jahren 1961 und 1985 verwendeten, somit ist eine Vergleichbarkeit der Kartierungen gegeben. In Abb. 94 sind die aktuelle Vegetationskartierung und die Kartierungen von 1961 und 1985 dargestellt. Neben den drei in der rezenten Vegetation gefundenen Einheiten ist von Seibert (1962) in der Kartierung von 1961 zusätzlich eine *Melampyrum pratense*-Einheit beschrieben. Diese wird von Seibert (1962) als an Nährstoffarmut angepasst charakterisiert.

Der Vergleich der Flächenanteile (Tab. 33) zeigt, dass die *Melampyrum pratense*-Einheit bereits von 1961 nach 1985 völlig verschwindet. Die *Carex montana*-Einheit zeigt eine Abnahme ihres Flächenanteils von 1961 nach 1985 und eine weitere, allerdings deutlich geringer Abnahme nach 2003. Die *Arum maculatum*- und die *Corydalis cava*-Einheit konnten an Fläche hinzugewinnen. Im Vergleich der Jahre 1961 und 1985 sind die Veränderungen der Flächenanteile größer als von 1985 zu 2003.

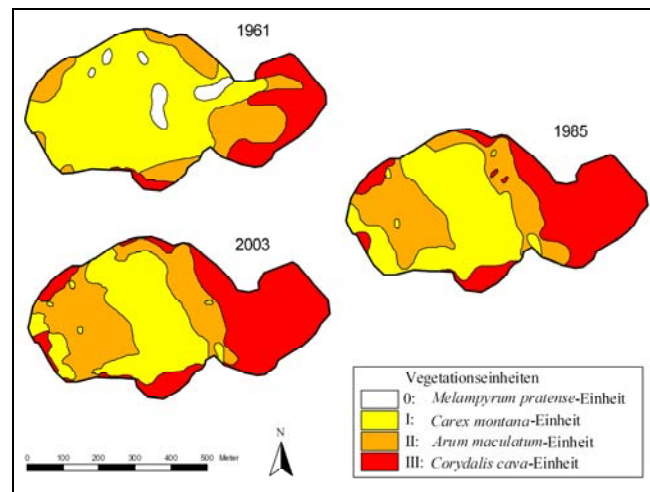


Abb. 94: Vegetationskartierungen der Echinger Lohe für die Jahre 1961, 1985 und 2003. Die Karte von 1961 stammt aus Seibert (1962), verändert, die von 1985 aus Pfadenhauer und Buchwald (1987), verändert, die Karte von 2003 basiert auf einer Kartierung des Autors.

Tab. 33: Flächenanteile (in %) der Vegetationseinheiten in der Echinger Lohe (1961, 1985, 2003).

	Vegetationstyp	1961 (%)	1985 (%)	2003 (%)	Entwicklung
<i>Melampyrum pratense</i> - Gruppe	0	4	0	0	Abnahme
<i>Carex montana</i> - Gruppe	I	60	37	33	Abnahme
<i>Arum maculatum</i> - Gruppe	II	21	29	31	Zunahme
<i>Corydalis cava</i> - Gruppe	III	15	34	36	Zunahme

6.3.4.3. Kleinräumige Entwicklung der Vegetation: Dauerbeobachtungsfläche

Die für die nachfolgenden Ergebnissen zu Grunde liegenden Vegetationsaufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche in der Echinger Lohe sind bei Bernhardt (2005) zu finden¹

Vegetationsgruppen:

Tab. 34 zeigt, dass die mit Hilfe der TWINSPLAN gefundenen Gruppeneinteilung der Aufnahmen der Dauerbeobachtungsfläche von einer zufälligen Gruppenbildung abweicht, d.h. es liegen drei in ihrer Artenzusammensetzung unterschiedliche Gruppen vor.

Tab. 34: Multi-Response Permutation Procedures (MRPP) für die nach der Ordination gebildeten Gruppen (Distanzmaß: Relative Euklidische Distanz; Weighting option: $C(I)=n(I)/\sum(n(I))$; A=„Chance-corrected within-group agreement“).

Jahr	A	p	Signifikanzniveau
1986	0,068	0,000	***
1993	0,109	0,000	***
1998	0,163	0,000	***
2003	0,111	0,000	***

In der Ordination (DCA) aller Aufnahmen der vier Aufnahmejahre ist die Auftrennung des Datensatzes in die drei zuvor erkannten Vegetationsgruppen deutlich (Abb. 95). Positiv mit der ersten Achse korreliert sind die Arten *Corydalis cava* ($r=0,79$), *Ranunculus lanuginosus* ($r=0,75$) und *Lamium maculatum* ($r=0,65$). Eine negative Korrelation zeigen *Viola hirta* ($r=-0,73$), *Convallaria majalis* ($r=-0,71$), *Maianthemum bifolium* ($r=-0,69$) und *Carex montana* ($r=-0,66$).

Die drei Vegetationsgruppen entsprechen weitgehend den für die Vegetationskartierung verwendeten Vegetationseinheiten. Unterschiede sind lediglich im Auftreten einzelner typischer Arten zu finden. Um diese Unterschiede deutlich zu machen, erfolgte die Benennung der Einheiten mit arabischen Zahlen.

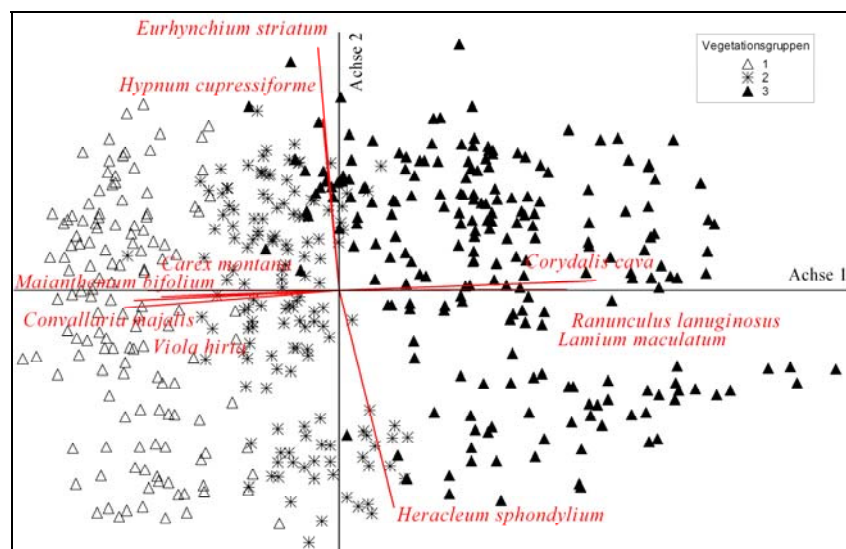


Abb. 95: DCA der Aufnahmen des Dauerbeobachtungstransektivs aufgeteilt nach den drei Gruppen. Die Ordination wurde mit 59 krautigen Arten der Feldschicht und 500 Vegetationsaufnahmen durchgeführt (1. Achse $r^2=0,434$; 2. Achse $r^2=0,223$). Ein Bi-Plot wurde durch Korrelation der Artenmatrix mit den Achsen der Ordination erstellt ($r>0,65$).

Die gleiche Ordination, hier allerdings nach Jahren aufgetrennt, zeigt, dass die Vegetationsaufnahmen nach Jahren sortiert entlang der 2. Achse angeordnet sind (Abb. 96). Eine Abnahme von 1986 nach 2003 ist bei *Heracleum sphondylium* ($r=-0,73$) zu erkennen. Die beiden Moose *Eurhynchium striatum*

($r=0,78$) und *Hypnum cupressiforme* ($r=0,65$) sind in den jüngeren Vegetationsaufnahmen stärker vertreten.

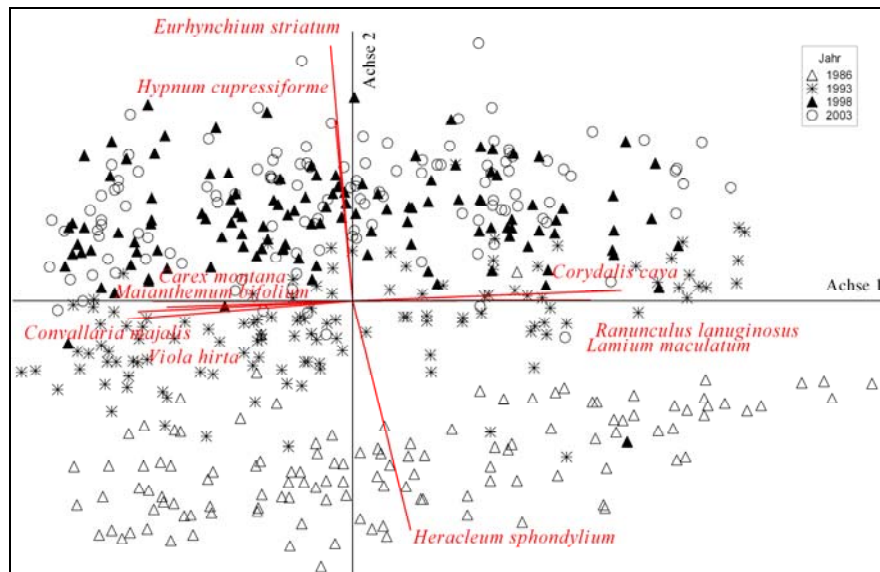


Abb. 96: DCA der Aufnahmen des Dauerbeobachtungstransektiv aufgeteilt nach den Jahren 1986, 1993, 1998 und 2003. Die Ordination wurde mit 59 krautigen Arten der Feldschicht und 500 Vegetationsaufnahmen durchgeführt (1. Achse $r^2=0,434$; 2. Achse $r^2=0,223$). Ein Bi-Plot wurde durch Korrelation der Artenmatrix mit den Achsen der Ordination erstellt ($r>0,65$).

Anteile der Gruppen am Transekt:

Wie Tab. 35 zeigt, nimmt die Vegetationseinheit 3 kontinuierlich zu (von 1986 bis 2003 um 12 %). Diese Zunahme erfolgt in erster Linie auf Kosten der Einheit 2 (Verlust 7 %), Einheit 1 nimmt um 5 % ab.

Tab. 35: Prozentualer Anteil der Gruppen an der Gesamtfläche der Dauerbeobachtungsfläche im Vergleich der Jahre 1986, 1993, 1998 und 2003.

Jahr	Gruppe 1	Gruppe 2	Gruppe 3
1986	29 %	32 %	39 %
1993	31 %	30 %	38 %
1998	26 %	26 %	48 %
2003	24 %	25 %	51 %

Deutlicher werden die Vegetationsverschiebungen in der graphischen Darstellung des Transektiv (Abb. 97). Auch hier lässt sich im Vergleich der Jahre eine stetige Verschiebung der Grenze zwischen den Einheiten 2 und 3 zugunsten von Einheit 3 (um insgesamt ca. 20-30 m) erkennen. Zusätzlich bildet sich ab 1998 im Bereich der Reihen 15-21 ein weiterer Bereich der Einheit 3 heraus. Ebenso erkennbar, aber nicht so deutlich fällt die Verschiebung der Grenze zwischen Einheit 1 und 2, zugunsten von Einheit 2 aus (insgesamt ca. 10 m).

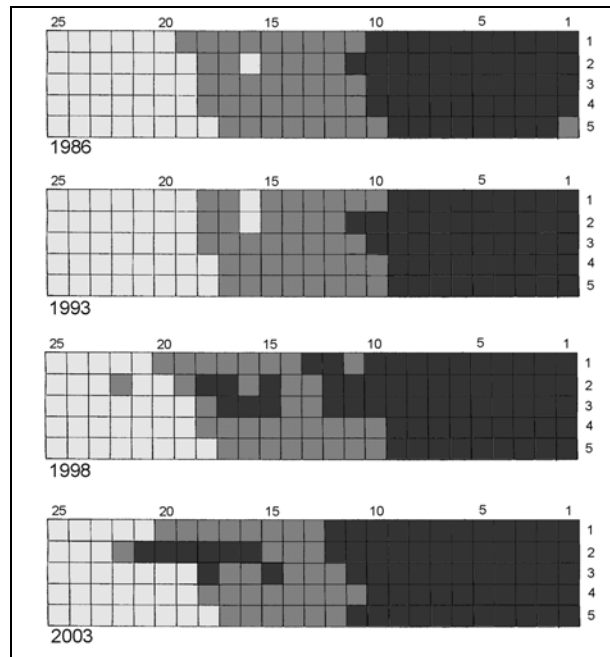


Abb. 97: Zuordnung der 125 Vegetationsaufnahmen zu den 3 Gruppen in den Jahren, 1986, 1993, 1998 und 2003. Die Gruppe 1 ist hellgrau, Gruppe 2 grau und Gruppe 3 dunkelgrau dargestellt. Die Zahlen entsprechen der Nummerierung der Flächen aus Kap. 6.3.4.3..

Zeigerwerte:

Abb. 98 zeigt die mittleren Ellenberg-Zeigerwerte für Licht, Feuchte und Nährstoffe aufgeteilt nach den drei Gruppen des Transekts. Da die mittleren Zeigerwerte der einzelnen Gruppen im Vergleich der Jahre 1986, 1993, 1998 und 2003 um maximal 0,1 Stufen variieren, wurde auf eine Darstellung der einzelnen Jahre verzichtet.

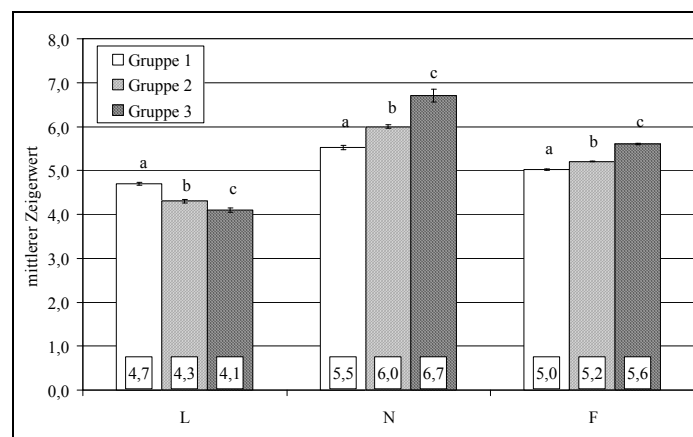


Abb. 98: Mittlere Ellenberg-Zeigerwerte der Vegetationsgruppen des Transekts (alle Jahre gemeinsam). Dargestellt sind die Zeigerwerte für Licht (L), Stickstoff (N) und Feuchte (F), die Werte sind Anhang 9 zu entnehmen. Standardfehler und Mittelwerte sind angegeben. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen, die Ergebnisse der H- und U-Tests sind in Tab. 36 dargestellt.

Die Zeigerwerte wurden auf Unterschiede zwischen den Vegetationseinheiten getestet. Die Ergebnisse der H-Tests sind aus Tab. 36 zu ersehen.

Tab. 36: Teststatistik des Kruskal-Wallis-H-Test auf Unterschiede zwischen den mittleren Ellenberg-Zeigerwerten L, N und F zwischen den Vegetationseinheiten.

Jahr	L				N				F			
	Chi²	df	p	Sign.	Chi²	df	p	Sign.	Chi²	df	p	Sign.
1986	83,3	2	0,000	***	103,1	2	0,000	***	100,9	2	0,000	***
1993	71,2	2	0,000	***	105,9	2	0,000	***	105,0	2	0,000	***
1998	58,6	2	0,000	***	99,2	2	0,000	***	96,2	2	0,000	***
2003	68,5	2	0,000	***	85,1	2	0,000	***	92,5	2	0,000	***
Gesamt	281,1	2	0,000	***	387,6	2	0,000	***	399,5	2	0,000	***

Der Ellenberg-Zeigerwert für Licht zeigt eine Abnahme von Einheit 1 über 2 zu 3. Die Unterschiede sind zwar zwischen allen Gruppen signifikant, allerdings ist der Unterschied zwischen den Gruppen 2 und 3 gering (kleiner 0,5). Obwohl sich diese Einheiten statistisch signifikant unterscheiden, ist die ökologische Interpretation von Zeigerwertunterschieden kleiner 0,5 nicht sinnvoll (Böcker et al., 1983). Ebenso ist der Zeigerwert für Feuchte der Einheit 3 lediglich im Vergleich zu Einheit 1 um mehr als 0,5 Stufen größer, nur hier liegt ein ökologisch bedeutsamer Unterschied vor. Bezüglich des Stickstoff-Zeigerwertes ist eine deutliche Zunahme von Einheit 1 über Einheit 2 zu Einheit 3 erkennbar.

6.3.5. Diskussion

Die vorliegende Studie zeigt, dass sich die heutige Vegetation der Echinger Lohe in drei Vegetationseinheiten aufteilen lässt (Einheiten I-III), die durch charakteristische Arten und Bodenparameter gekennzeichnet sind. Entsprechende Vegetationseinheiten haben auch in der Vergangenheit bereits existiert (Einheiten 1-3). Seit 1961 sind allerdings räumliche Verschiebungen der Einheiten zu erkennen: Die besser mit Stickstoff versorgten Einheiten nehmen an flächenmäßiger Bedeutung zu. Die an Stickstoffarmut angepasste *Melampyrum pratense*-Einheit ist nach 1961 nicht mehr zu finden.

Vegetationsdifferenzierung der Echinger Lohe: Stickstoffgradient:

Die für Einheit I kennzeichnende Art *Carex montana* deutet auf eine geringere Stickstoffverfügbarkeit hin (Ellenberg et al., 2001; Oberdorfer, 2001), die für Einheit III charakteristischen Arten *Heracleum sphondylium*, *Arum maculatum*, *Asarum europaeum*, *Corydalis cava* und *Aegopodium podagraria* zeigen dagegen eine gute Versorgung mit Stickstoff an (Philippi, 1992; Nebel, 1993; Nebel, 1993; Ellenberg et al., 2001; Oberdorfer, 2001). Einheit II besitzt keine eigenen typischen Arten, sie ist eine Zentraleinheit.

Dieser Gradient zeigt sich auch in den Bodenparametern: Die prozentualen Kohlenstoff- und Stickstoffanteile sind in der Einheit III am höchsten, und es liegen größere Mächtigkeiten des Ah-Horizontes vor (Abb. 92). Die Unterschiede in den Bodenparametern lassen sich alleine durch den erhöhten Deckungsgrad der Vegetation in der Einheit III erklären: Ein verstärktes Pflanzenwachstum führt zu einer intensiveren Durchwurzelung des Bodens und beim Absterben der Wurzeln zu einer Erhöhung des Anteils von organisch gebundenem Stickstoff und Kohlenstoff (Kuntze et al., 1994; Scheffer und Schachtschabel, 2002). Durch die größeren Anteile von organischem Material im Boden kommt es wiederum zu einer Erhöhung der biologischen Aktivität im Boden, es ist von einer gesteigerten Bioturbation auszugehen (Maraun et al., 2001). Bodenbildungsprozesse werden beschleunigt (Lieberoth, 1991). Aufgrund des karbonathaltigen Substrates kommt es bei der Bodenbildung zur Freisetzung von Kalium (Scheffer und Schachtschabel, 2002), wodurch sich die Kaliumanreicherung des Mineralbodens in Einheit III erklären lässt. Auch die größere Mächtigkeit des Ah-Horizontes wird durch die Pflanzen beeinflusst. Da viele für Einheit III kennzeichnende Arten größere Wurzeltiefen erreichen als die der anderen Einheiten (Kutschera und Lichtenegger, 1992;

Dierschke und Briemle, 2002), gelangt organisches Material auch in größere Tiefen, die Ah-Horizontmächtigkeit nimmt zu.

Die Unterschiede zwischen den Böden der Vegetationseinheiten sind alleine durch das in Einheit III gesteigerte Pflanzenwachstum zu erklären. Da das zusätzliche Kalium aus der Bodenbildung stammt, muss das verstärkte Wachstum der Pflanzen seine Ursache in einer erhöhten Kohlenstoff- oder Stickstoffverfügbarkeit haben. Im Laufe der letzten Jahrzehnte ist zwar die Kohlendioxidkonzentration der Luft kontinuierlich gestiegen, allerdings konnten Brunold et al. (2001) keine Auswirkungen auf das Pflanzenwachstum in Wäldern nachweisen. Stickstoff ist nur in reduzierter oder oxidiert Form pflanzenverfügbar, kommt aber natürlicherweise fast ausschließlich in molekularer Form (N_2) in der Atmosphäre vor. Ein vermehrtes Wachstum ist somit nur möglich, wenn die Pflanzen mit für sie verfügbarem mineralischem Stickstoff versorgt werden. Dieses bedeutet, dass die Einheit III entweder nur auf besseren Böden vorkommt, d.h. der mineralische Stickstoff von vornherein im Boden vorhanden ist, oder dass die Pflanzen durch äußere Einflüsse befähigt werden, auch auf schlechteren Böden zu wachsen und diese durch den oben beschriebenen Prozess zu entwickeln.

Der pH-Wert des Bodens ist für die Unterschiede in der Stickstoffversorgung nicht verantwortlich, da dieser in der gesamten Echinger Lohe sehr einheitlich ist (Abb. 92). Auch bereits zu Beginn der Untersuchungen vorhandene Unterschiede in der Bodenmächtigkeit scheiden aus. Zwar befinden sich laut Seibert (1962) im Ostteil der Echinger Lohe ehemalige Hochäcker, wo auch die Vegetationseinheit III ihren Verbreitungsschwerpunkt hat (Abb. 94), allerdings stammen lediglich 4 der 10 Bodenproben der Einheit III aus dem Bereich ehemaliger Hochäcker. Als Erklärung für die höheren Horizontmächtigkeiten scheint die mehr als 300 Jahre zurückliegende Bewirtschaftung (Kollmannsberger, 1989) nicht plausibel zu sein. Allenfalls könnten im Bereich der ehemaligen Hochäcker die nitrophilen Pflanzenarten ein Refugium haben, von dem aus sie sich ausbreiten.

Gegen die Hypothese, dass die Einheit III nur auf Böden mit bereits guter Stickstoffversorgung vorkommt, spricht auch, dass sich in den letzten Jahrzehnten die Einheit III besonders im Westteil (also der „Wetterseite“) und am Waldrand ausbreiten konnte (Abb. 94). Die Einheit I blieb ausschließlich im Zentrum des Waldes erhalten. Nach Rehfuss (1990) und Spangenberg und Kölling (2004) ist in der Nähe von Stickstoffemittenten der Stickstoffeintrag am Waldrand größer als im Zentrum. Eine solche Eintragsverteilung konnte auch für den westlichen Teil der Echinger Lohe nachgewiesen werden (s. Kap. 5).

Daraus lässt sich folgern, dass die Unterschiede in der Vegetationszusammensetzung in erster Linie durch eine unterschiedliche Stickstoffversorgung aus der Luft bedingt sind. Die drei Vegetationseinheiten lassen sich nach ihrer Stickstoffversorgung aufsteigend ordnen: *Carex montana*-Einheit (I) → *Arum maculatum*-Einheit (II) → *Corydalis cava*-Einheit (III). Auf Unterschiede in der Stickstoffversorgung ist auch der entlang dieser Reihenfolge der Vegetationseinheiten abnehmende Strahlungseinsatz der Waldbodenvegetation zurückzuführen. Bei erhöhter Stickstoffverfügbarkeit wachsen die Bäume schneller (Nissinen und Hari, 1998; Emmett, 1999; Sonnleitner et al., 2001) und es kommt zu einem Schluss der Baumkronen (Thomas et al., 1999; Köchy und Wilson, 2001). Im Bereich der Kronen wird mehr Strahlung absorbiert, am Waldboden wird es dunkler.

Räumliche Entwicklung der Vegetationseinheiten: Vegetationskartierung:

Die gefundene Vegetationsgliederung in drei Einheiten (rezent drei, 1961 waren es noch vier Einheiten) entspricht der von Seibert (1961) und von Pfadenhauer und Buchwald (1985) für die Kartierung verwendeten Aufteilung. Bei der Kartierung im Jahr 1985 haben Pfadenhauer und Buchwald allerdings zwei der von Seibert gefundenen Einheiten in je zwei Untergruppen unterteilt. Um alle Kartierungen vergleichen zu können, wurden die Einheiten von Pfadenhauer und Buchwald (1987) so zusammengefasst, dass sich eine Karte mit den Vegetationseinheiten I (*Carex montana*-Einheit), II (*Arum maculatum*-Einheit) und III (*Corydalis cava*-Einheit) nachzeichnen ließ (die Benennung der Vegetationseinheiten wurde an die in dieser Arbeit verwendete Namensgebung angepasst).

Aus dem Vergleich der Flächenanteile und der räumlichen Lage der Vegetationseinheiten lässt sich im Vergleich der Jahre 1961, 1985 und 2003 folgende Entwicklung ableiten: Die Einheiten, welche eine bessere Versorgung mit Stickstoff anzeigen, haben kontinuierlich an flächenmäßiger Bedeutung gewonnen. Die verwendete Gliederung zeigt eine Veränderung der Vegetation von Einheit I über II zu Einheit III. Im zeitlichen Verlauf zeigt sich diese Entwicklung auch in der räumlichen Verbreitung der Vegetationseinheiten. Einheit I verliert auf Kosten von Einheit II an Fläche, diese wiederum wird durch Einheit III ersetzt; Vegetationseinheit 0 verschwindet zwischen 1961 und 1985 vollständig.

Die Verschiebungen der Flächenanteile zu Gunsten der Vegetationseinheiten mit besserer Stickstoffversorgung sind im Vergleich von 1961 zu 1985 wesentlich größer (Einheit I: ca. 40 % Abnahme; Einheit III ca. 45 % Zunahme), als von 1985 zu 2003 (Einheit I: ca. 12 % Abnahme; Einheit III ca. 6 % Zunahme). Zwischen 1961 und 1985 hat die Einheit II insbesondere in Hauptwindrichtung im Westteil des Waldes an Bedeutung gewonnen. Hier ist der Stickstoffeintrag aus der Landwirtschaft besonders hoch, die Bäume filtern einen großen Teil der Einträge bereits heraus (Spangenberg und Kölling, 2004; Spangenberg et al., 2004). In der Mitte des Waldes läuft eine Verschiebung der Einheit I zur Einheit II aufgrund der niedrigeren Einträge im Waldinneren verlangsamt ab (im Zeitraum von 1985 bis 2003).

Auf der kleinräumigen Ebene der Dauerbeobachtungsfläche spiegeln sich die gleichen Verhältnisse wider. Mit Hilfe der mittleren Ellenberg-Zeigerwerte für Stickstoff lässt sich nicht nur in der rezenten Vegetation der Dauerbeobachtungsfläche ein Stickstoffgradient finden, sondern dieser ist auch für die historische Vegetation der Jahre 1985, 1993 und 1998 nachweisbar. Die mit der Zunahme der Stickstoffzeigerwerte einhergehende Zunahme der Feuchtezeigerwerte konnten auch Röder et al. (1996) finden. Nach diesen besteht eine Korrelation zwischen diesen beiden Zeigerwerten. Ebenso konnte die mit einer Zunahme des mittleren Ellenberg-Stickstoffzeigerwertes einhergehende Abnahme des Lichtzeigerwertes auch von Kuhn et al. (1987), Rost-Siebert und Jahn (1988), Thimonier et al. (1992) und Diekmann und Dupre (1997) beobachtet werden. Diese Autoren interpretiert die Abnahme des Lichtzeigerwertes als Folge einer vermehrten Stickstoffverfügbarkeit. Da die Streu der Echinger Lohe in der Nachkriegszeit genutzt wurde (Kollmannsberger, 1989) war ein Nährstoffentzug die Folge. Seit Beginn der 1960er Jahre kam es durch den Einsatz von Kunstdünger in der Landwirtschaft zu erheblichen Stickstoffeinträgen in benachbarte Ökosysteme (Rehfuess, 1990). Die Folge war ein durch vermehrtes Wachstum der Bäume (z.B. Emmett, 1999; Sonnleitner et al., 2001) auftretender verminderter Strahlungsgenuss der Bodenvegetation nach erfolgtem Kronenschluss (Thomas et al., 1999; Köchy und Wilson, 2001). Durch die verminderte Strahlung kommt es zu einem schwächeren Wachstum der Bodenvegetation, insbesondere die Waldsaumarten gehen zurück. Da ein Teil der nitrophilen Arten der Vegetationseinheit 3 (und auch III) tiefwurzeln Saumarten sind, kommt es zu einer verminderten Einbringung von organischem Material in tiefere Bodenschichten, und einer Verlangsamung der Bodenbildungsprozesse. Dieses spiegelt sich auch in dem vermehrten Auftreten der *Corydalis cava*-Einheit am strahlungsreicheren Waldrand wider.

Dieser Prozess wird auch durch die wichtigsten vegetationsdifferenzierenden Arten beschrieben: Im Jahresverlauf von 1986 nach 1993, 1998 und 2003 kann eine Abnahme von *Heracleum sphondylium* erkannt werden, für die Moose *Eurhynchium striatum* und *Hypnum cupressiforme* hingegen eine Zunahme (Abb. 96). *Heracleum sphondylium* ist als licht- und stickstoffbedürftige Art bekannt (Philippi, 1992; Oberdorfer, 2001). Nach dem oben bereits beschriebenen Wegfall des Managements und der dadurch bedingten Reduzierung des Strahlungsniveaus in der Feldschicht kam es zu einer Abnahme dieser lichtbedürftigen Art. Ebenso ist das in jüngerer Zeit vermehrte Vorkommen von *Eurhynchium striatum* zu erklären; dieses Moos wird als Schatten- bis Halbschattenpflanze beschrieben, die eine Stickstoffanreicherung gut toleriert (Nebel et al., 2001). Auch das zunehmende Vorkommen von *Hypnum cupressiforme* deutet auf Veränderungen in der Bestandesstruktur nach dem Wegfall der Holznutzung hin. In der Echinger Lohe wächst dieses Moos zumeist auf Totholz oder am Boden liegender Borke und breitet sich von dort auch auf den Boden der Umgebung aus (persönliche Beobachtung). Dieses entspricht auch der Beschreibung dieses Mooses als Boden- und Totholzbesiedler (Sauer und Philippi, 2001). Es kann davon ausgegangen werden, dass nach der

Ausweisung der Echinger Lohe als Naturwaldreservat der Totholzanteil stark zugenommen hat, somit erklärt sich das vermehrte Vorkommen dieses Moores in jüngerer Zeit.

In der Echinger Lohe sind keine klimatischen oder Bewirtschaftungsgradienten (Ausnahme: die oben bereits erwähnten Hochäcker) zu finden; die verbesserte Stickstoffversorgung durch den Eintrag aus der Luft konnte als Ursache für die Vegetationsveränderungen erkannt werden. Auch die Veränderungen des Strahlungsregimes lassen sich, neben der Nutzungsaufgabe des Waldes, auf die verbesserte Stickstoffversorgung zurückführen. Der Stickstoffeintrag führte in den letzten vier Jahrzehnten zu einer stetigen Zunahme der durch stickstoffzeigende Arten gekennzeichneten Vegetationseinheiten. Diese Entwicklung hat sich in den letzten Jahrzehnten zwar verlangsamt, hält aber nach wie vor an.

6.4. IMMISSIONSBEDINGTE VERÄNDERUNGEN FUNKTIONELLER ARTENGRUPPEN

6.4.1. Einleitung

In den letzten Jahrzehnten stand bei Beschreibungen stickstoffbedingter Vegetationsveränderungen die Artebene im Blickpunkt der Forschung. Verschiedene Studien ergaben oftmals widersprüchliche Ergebnisse. Es zeigte sich, dass bei einer ausschließlichen Betrachtung von Einzelarten verallgemeinernde Aussagen über die Reaktionen der Vegetation und eine Übertragung auf andere Vegetationseinheiten nur schwer möglich sind. Eine Lösung bietet die Beschreibung der Vegetation nicht auf Basis von Arten, sondern durch deren Merkmale.

Die Klassifizierung von Pflanzen nach ihren Anpassungen an die Umwelt hat in der Ökologie eine lange Tradition (Weiher et al., 1999). Das Ziel dieser Klassifizierungen ist die funktionale Beschreibung der Vegetation durch Pflanzenmerkmale, welche Anpassungen an verschiedene Umweltbedingungen aufzeigen (Rusch et al., 2003). Erste Ansätze einer funktionalen Gliederung der Vegetation sind bereits aus der Antike bekannt: Theophrast (ca. 300 v. Chr.) teilte die Pflanzen in Bäume, Sträucher und Kräuter ein (Morton, 1981). In der Folge entstanden eingängige Konzepte wie das Lebensformenkonzept von Raunkiaer (1937), das Konzept der r-K-Strategen von McArthur und Wilson (1967), das LHS-Konzept von Westoby (1998) oder das CSR-Strategiekonzept nach Grime (1979). Bei Letzterem ist die ökologische Interpretation eindeutig, die Zuordnung einzelner Arten zu einer Strategie oftmals jedoch nur schwer möglich (Hodgson et al., 1999). Das umgekehrte Problem taucht bei dem LHS-Konzept von Westoby (1998) auf. Hier ist eine Zuordnung der Arten aufgrund gut zu messender Merkmale einfach - allerdings auf Kosten der ökologischen Interpretierbarkeit.

Nach Umweltveränderungen kommt es zu Anpassungen der Vegetation an die geänderte Umgebung. Welche Eigenschaften Pflanzen haben müssen, um sich unter geänderten Umweltbedingungen durchsetzen zu können, ist zumeist nur schwer vorherzusagen (Hodgson et al., 1999; Weiher et al., 1999). So lässt sich z. B. die Konkurrenzstärke einer Art („hard trait“) nur sehr schwer direkt abzuschätzen, durch die Pflanzenhöhe oder die Blattgröße aber gut beschreiben. Diese Merkmale sind leicht zu messen und somit zur Beschreibung der Konkurrenzkraft gut geeignet (Gaudet und Keddy, 1988; Tilman, 1988a). Solche leicht zu messenden Merkmale werden auch als „soft traits“ bezeichnet (Hodgson et al., 1999; Weiher et al., 1999). Da Informationen zu diesen in verschiedenen Datenbanken verfügbar sind (z.B. Grime et al., 1988; Fitter und Peat, 1994; Kleyer, 1995; Klimes et al., 1997; Bonn et al., 2000; Ellenberg et al., 2001; Dierschke und Briemle, 2002; Klotz et al., 2002; Knevel et al., 2003; Poschlod et al., 2003; Tweddle et al., 2003) ist es möglich, aus diesen Merkmalsgruppen so genannte Plant Functional Types (PFTs) zu erstellen, die aufgrund der möglichen Zuordnung zu einem „hard trait“ eine einfache ökologische Interpretation zulassen.

Mit Hilfe von PFTs lassen sich z.B. Vegetationsveränderungen beschreiben, die auf Störungen der Ökosysteme zurückgehen (McIntyre et al., 1995; Noble und Gitay, 1996; Lavorel et al., 1999; Pausas und Lavorel, 2003) oder Änderungen in der Landnutzung widerspiegeln (Landsberg et al., 1999; Diaz

et al., 2001; Dupre und Diekmann, 2001; Kahmen et al., 2002; Bradstock und Kenny, 2003). Ein auch hier verfolgtes Ziel dieser Auswertungen ist das Erkennen von Prozessen der Vegetationsdifferenzierung.

Die Bestimmung von funktionalen Merkmalstypen wird zumeist in zwei Teile aufgeteilt: In einem ersten Schritt erfolgt eine subjektive Vorauswahl von Merkmalen (abhängig von Expertenwissen (Lavorel et al., 1997) oder der Verfügbarkeit in Datenbanken (Neugebauer, 2004)). Darauf folgt durch Korrelation der Merkmale mit dem Umweltgradienten und den Vegetationsdaten die Erstellung der PFTs (Lavorel et al., 1997).

In der vorliegenden Studie sollen (1) die Anpassungen von Pflanzen an den im vorhergehenden Kap. 6.3. beschriebenen räumlichen Stickstoffgradienten in der Echinger Lohe mittels PFTs aufgezeigt und (2) die Veränderungen der Vegetation im Verlauf der letzten zwei Jahrzehnte analysiert werden. Um verallgemeinernde Aussagen machen zu können, sollen mit Hilfe von PFTs diejenigen Pflanzenmerkmale erkannt werden, die sich entlang des Gradienten bzw. im Laufe der Zeit ändern: Anhand welcher Merkmalskombinationen lassen sich Unterschiede im Umweltgradienten erkennen?

Die Verbindung des räumlichen (aktueller Stickstoffgradient) mit einem zeitlichen Gradienten (Dauerbeobachtungsfläche) lässt Schlussfolgerungen über die Gründe für die Vegetationsverschiebungen der letzten 20 Jahre zu. Wenn die zeitlichen Unterschiede durch ähnliche Pflanzenmerkmale beschrieben werden können wie die räumlichen, muss angenommen werden, dass sich die den Gradienten zugrunde liegende Umweltfaktoren auch im Laufe der Zeit geändert haben.

6.4.2. Material und Methoden

Nomenklatur der PFTs

In verschiedenen Studien über PFTs führt oftmals zur Verwirrung, dass es keine einheitliche Nomenklatur gibt; einzelne Begriffe werden sogar verschieden definiert (Semenova und van der Maarel, 2000). In der vorliegenden Arbeit werden folgende Begriffe verwendet:

- o Ein Merkmal (trait) ist eine Eigenschaft von Pflanzen, die funktional (im Sinne von Adaption oder Strategie) sein kann (McIntyre et al., 1999) und als funktionelles Merkmal (functional trait) die Hauptunterschiede im Umweltgradienten widerspiegelt (Keddy, 1992; Kelly, 1996; Gitay und Noble, 1997; Lavorel et al., 1997).
- o Jedes Merkmal von Pflanzen kann mehrere Merkmalsausprägungen besitzen (trait states nach Pillar, 1999).
- o Plant Functional Types (PFTs) definiert Box (1996) als: „functionally similar plant types“; in dieser Arbeit wird dieser Begriff für Gruppen von Pflanzen angewendet, die bezüglich mehrerer funktioneller Merkmale ähnliche Merkmalsausprägungen besitzen.
- o Zudem ist es möglich, dass sich die Pflanzen in verschiedener Weise an die gleichen Umweltbedingungen angepasst haben. Bei gleichen Umweltbedingungen können somit mehrere PFTs existieren. Eine Gruppe von PFTs, die gleiche Umweltbedingungen beschreiben, nennt man response group (Pillar und Sosinski, 2003).

6.4.2.1. Räumliche Vegetationsanalyse: Stickstoffgradient

Die Charakterisierung der Einheiten durch PFTs erfolgt hier in zwei Schritten (Pillar und Sosinski, 2003): Zuerst werden aus einem vorgegebenen Merkmalsset die Merkmale ausgewählt, welche die Anpassungen der Vegetation an den Umweltgradienten am besten beschreiben. Darauf erfolgt die Auswahl der zur Beschreibung des Umweltgradienten verwendeten PFTs mit Hilfe einer Ordination.

In dieser Studie wird ein Algorithmus verwendet, der polythetische Merkmale (d.h. mehrere Merkmalsausprägungen sind möglich) mit Hilfe einer Clusteranalyse so in Gruppen zusammenfasst, dass

sie die durch einen Umweltgradienten bedingte Vegetation bestmöglich beschreiben. Die Methode stammt von Pillar und Sosinski (2003) und ist in dem Programm SYNCOSA 2.2.4 (Pillar, 2004) implementiert (angewendet mit den Voreinstellungen: pooling of populations: polythetic; clustering method: UPGMA mit Gowers similarity index). Als Ergebnis liefert die Analyse mehrere Vorschläge für passende Merkmalsgruppen. Diese sind nach ihrer Übereinstimmung mit dem Umweltparameter (SEF = Structural Evaluation Function) sortiert. Nach Pillar und Sosinski (2003) kann es sinnvoll sein, nicht das Merkmalsset mit dem höchsten SEF-Wert zur weiteren Analyse zu verwenden, sondern eines mit einem niedrigeren SEF-Wert, aber weniger Merkmalen und Gruppen, sprich einer geringeren Anzahl von PFTs. Darauf folgend werden die Aufnahmen mit Hilfe einer PCoA (Product Coordinates Analysis; Gower, 1966; Kenkel und Bradfield, 1981) ordiniert. Als Distanzmaß wurde das von Chord verwendet. Nur die PFTs, die mit den Ordinationsachsen gut korreliert sind, werden für die Beschreibung des Umweltgradienten verwendet. Durch diesen Schritt erfolgt eine Reduzierung der Anzahl der PFTs. Für detaillierte Beschreibungen der Methode sei auf Pillar (1999) und Pillar und Sosinski (2003) verwiesen.

Das Programm SYNCOSA 2.2.4 verwendet Informationen aus drei verschiedenen Tabellen:

- a. einer Arten-Aufnahme-Tabelle
 - b. einer Aufnahme-Umweltparameter-Tabelle
 - c. einer Arten-Merkmals-Tabelle
- o Als Arten-Aufnahme-Matrix wurde auf die 20 Vegetationsaufnahmen der Echinger Lohe mit den Nummern 2, 3, 5-7, 10-13, 15-21, 34, 41, 42 und 44 zurückgegriffen, da für diese Aufnahmen Bodenanalysen vorliegen. Es wurden lediglich diejenigen Arten der Krautschicht verwendet, deren relative Stetigkeit über 5 % liegt (für Moose liegen keine Merkmalsdaten vor). Des Weiteren fanden Gehölze keine Berücksichtigung, da diese in der juvenilen (Feldschicht) und adulten Lebensphase unterschiedliche Ausprägungen derselben Merkmale haben können, und verwendbare Daten nur für adulte Gehölze verfügbar sind.
 - o Als Aufnahmen-Umweltparameter-Matrix wurde eine Tabelle verwendet, in der jeder Vegetationsaufnahme ein berechneter Stickstoffverfügbarkeitskennwert zugeordnet wurde. Wie im vorhergehenden Kapitel beschrieben, ist die Stickstoffverfügbarkeit der Echinger Lohe vor allem vom Stickstoffanteil des Bodens und der Ah-Horizontmächtigkeit abhängig; aus diesen beiden Bodenparametern wurde durch Multiplikation ein Kennwert für die Stickstoffversorgung jeder Vegetationsaufnahme berechnet.
 - o Die Arten-Merkmals-Tabelle enthält artspezifische Merkmalsausprägungen. Die verwendeten Merkmale wurden aus verschiedenen Merkmalsdatenbanken zusammengetragen. Abb. 37 gibt einen Überblick über die verwendeten Merkmale, ihre ökologische Funktion und die Datenherkunft.

Der Tab. 38 können die möglichen Merkmalsausprägungen entnommen werden. Die für die Berechnung verwendeten Merkmalsausprägungen aller Arten sind in Anhang 13 zusammengestellt.

Tab. 37: Verwendete Merkmale, deren ökologische Funktion (Gliederung folgt Knevel et al., 2003) und Datenherkunft.

Merkmal	Abk.	ökologische Funktion	Datenherkunft
Maximale Sprosshöhe	MH	Ausdauer	Rothmaler, 2002
Blattverteilung am Spross	CS	Ausdauer	Klotz et al., 2002
Blattanatomie	AN	Ausdauer	Kleyer, 1995; Klotz et al., 2002
Blattphänologie	PH	Ausdauer	Klotz et al., 2002; BfN - Bundesamt für Naturschutz, 2003
Blattform	BF	Ausdauer	Oberdorfer, 2001; Klotz et al., 2002
Vegetative Ausbreitung	VS	Ausbreitung	Klimes et al., 1997
Persistenz, Klonalität	PP	Ausbreitung, Ausdauer	Klimes et al., 1997
Samengewicht	MA	Regeneration	Tweddle et al., 2003
Bestäubung	PO	Regeneration	Klotz et al., 2002; BfN - Bundesamt für Naturschutz, 2003
Blühbeginn	SF	Regeneration	Klotz et al., 2002; Rothmaler, 2002
Blühdauer	DF	Regeneration	Klotz et al., 2002; Rothmaler, 2002

Tab. 38: Zur Beschreibung der Arten verwendete Merkmalsausprägungen. Typ: 1. Binärskala; 2. Nominalskala; 3. Ordinalskala.

Merkmal	Typ	Mögliche Merkmalsausprägungen	Gliederung folgt:
Maximale Sprosshöhe	3	1: ≤ 30 cm; 2: 30-60 cm; 3: > 60 cm	Kleyer, 1995
Blattverteilung am Spross	2	1: gleichmäßig beblättert; 2: Halbrossette; 3: Rosette	
Blattanatomie	2	1: skleromorph; 2: mesomorph; 3: hygromorph	Klotz und Kühn, 2002
Blattphänologie	2	1: immergrün; 2: frühjahrsgrün; 3: sommergrün	Ellenberg et al., 2001
Blattform	2	1: grasartig; 2: Langblatt; 3: Normalblatt; 4: Vollblatt; 5: gelappt; 6: fiederförmig; 7: fingerförmig; 8: gefingert; 9: gefiedert; 10: mehrfach gefiedert	Klotz und Kühn, 2002
Vegetative Ausbreitung	2	1: < 100 mm, CLOPLA1 (1, 2, 4, 6, 7, 9, 12, 13, 15-19); 2: ≥ 100 mm, CLOPLA1 (3, 5, 8, 10, 11, 14)	Kahmen, 2004
Persistenz, Klonalität	2	1: annuell; 2: ausdauernd, nicht klonal, CLOPLA1 (1, 2, 4, 12, 16-, 19); 3: ausdauernd, klonal, CLOPLA1 (3, 5-11, 13-15);	Kahmen, 2004
Samengewicht	3	1: $\leq 0,2$; 2: 0,21-0,5; 3: 0,51-1; 4: 1,01-2; 5: 2,01-10; 6: > 10 (in g/1000 Samen)	Grime et al., 1988
Bestäubung	2	1: selbstbestäubt; 2: insektenbestäubt; 3: windbestäubt	
Blühbeginn	2	1: Mai oder früher; 2: nach Mai	Kahmen, 2004
Blühdauer	2	1: 1-2 Monate; 2: ≥ 3 Monate	Kahmen, 2004

6.4.2.2. Zeitliche Entwicklung der Vegetation: Dauerbeobachtungsfläche

Für die folgenden Untersuchungen wurde auf die Daten der in Kapitel 6.3.4.3. beschriebenen Dauerbeobachtungsfläche zurückgegriffen.

Stetigkeits- und Deckungsveränderungen einzelner Arten:

Um auf Artebene Aussagen über die Entwicklung der Vegetation machen zu können, wurden die relativen Stetigkeiten für alle krautigen Arten der Feldschicht bestimmt. Um Vergleiche zwischen den Vegetationsgruppen und Jahren vornehmen zu können, erfolgte die Berechnung der relativen Stetigkeit (Stetigkeit/Anzahl der Aufnahmen) für die Jahre 1986, 1993, 1998 und 2003 zum einen für das Gesamttransekt, zum anderen getrennt nach den drei Gruppen.

Für die Pflanzenarten der Dauerbeobachtungsfläche wurde die Entwicklungstendenz der Stetigkeiten (Tab. 39) bestimmt. Als zunehmend bzw. abnehmend wurden die Arten gekennzeichnet, für die (1) ein χ^2 -Tests Unterschiede zwischen den Jahren 1986, 1993, 1998 und 2003 zeigt (aufgrund der mit $N=4$ geringen Anzahl der Wiederholungen wurde bereits Tests mit einem Signifikanzniveau von $p < 0,1$ als unterschiedlich gewertet), und (2) die mittlere Veränderungsrate pro Jahr (Δ) größer als 0,2 ist. Als Maß für die Änderung pro Jahr (Δ) wurde die Steigung der Regressionsgeraden einer linearen

Regression verwendet. Die Zuordnung der nicht in diese Kategorien fallenden Arten ist Tabelle 3-3 zu entnehmen. Alle Berechnungen fanden mit SPSS 11.5 statt.

Tab. 39: Klassifikation der Arten nach Entwicklungstendenzen der Stetigkeiten im Vergleich der Jahre 1986, 1993, 1998 und 2003.

Entwicklungstrend	Abkürzung	Beschreibung
Zunehmende Arten	1	1. Chi ² -Test mit $p < 0,1$ 2. $\Delta > 0,2$
Abnehmende Arten	-1	1. Chi ² -Test mit $p < 0,1$ 2. $\Delta < -0,2$
Matrixarten	9	Arten mit konstanter Stetigkeit über 90 %
Indifferent	0	Arten mit uneinheitlicher Entwicklungstendenz
Seltenen Arten	5	Arten, die in weniger als 3 Jahren auftreten, daher war eine Berechnung der Entwicklung nicht möglich

Die als zunehmend bzw. abnehmend charakterisierten Arten wurden auf Unterschiede zwischen den Gruppen im gemeinsamen Datensatz aller Jahre untersucht. Wurden Unterschiede gefunden, erfolgte eine Analyse auf Unterschiede zwischen den Jahren, aufgeteilt nach den drei Vegetationsgruppen. Die Analysen auf Unterschiede folgten dem oben beschriebenen Schema (H-Test, U-Test).

PFTs der zunehmenden bzw. abnehmenden Arten:

Um die zunehmenden bzw. abnehmenden Arten mit Hilfe von funktionalen Pflanzenmerkmalen zu beschreiben, wurde eine Ordination (s. Kap. 6.2.3.3.) der durch die 11 Merkmale der Tab. 37 beschriebenen Arten durchgeführt. Da eine Aufteilung der Arten in Gruppen, die entweder ausschließlich zunehmende oder abnehmende Arten beinhalten, erreicht werden sollte, fand eine kanonische Methode Verwendung. Bei einem kanonischen Ordinationsverfahren werden die Achsen der Ordination nicht entlang der längsten möglichen Gradienten aufgespannt, sondern entlang eines (oder mehrerer) vorgegebenen Gradienten. Als vorgegebener Gradient im Datensatz (kanonischer Parameter) wurde die mittlere Veränderungsrate pro Jahr (s. Kap. 6.4.3.2.) verwendet. Da zwischen den Merkmalen der Arten ein linearer Zusammenhang besteht, wurde eine RDA (Redundancy-Analysis) berechnet. Die Methode geht auf Rao (1964) zurück, die Übertragung auf ökologische Fragestellungen erfolgte von ter Braak (1994) und van Wijngaarden et al. (1995); weitergehende Informationen sind bei McCune und Grace (2002) nachzulesen.

Durch die RDA können Gruppen von ähnlichen Arten erkannt werden: Für jede dieser Gruppen wurde durch Medianbildung die typische Merkmalsausprägung für jedes korrelierte Merkmal errechnet. Die RDA wurde mit dem Programm CANOCO 4.5 durchgeführt (ter Braak und Smilauer, 2002).

6.4.3. Ergebnisse

6.4.3.1. Räumliche Vegetationsanalyse: Stickstoffgradient

Auswahl der optimalen Merkmalskombination

Um die zur Beschreibung des Stickstoffgradienten optimale Merkmalskombination festzustellen, wurden die Merkmalskombinationen mit hohen SEF-Werten betrachtet (Tab. 40).

Tab. 40: Optimale Merkmalskombinationen mit zugehörigen SEF-Werten und Anzahl der Gruppen. Der Optimierungs-Algorithmus wurde auf die Vegetationsaufnahmen und den dazugehörigen Parameter Stickstoffverfügbarkeit angewendet. Die für die weiteren Berechnungen verwendete Lösung ist hervorgehoben. Für die Bedeutungen der Abkürzungen s. Tab. 37.

Nummer	SEF	Gruppenanzahl	Merkmalskombination			
1	0,701	12	MH	MA	PP	DF
2	0,694	13	MH	MA	PP	DF
3	0,684	7	PH	MH	MA	SF
4	0,684	11	MH	MA	PP	DF
5	0,684	10	MH	MA	PP	DF

Für die weiteren Berechnungen wurde nicht die Lösung mit dem höchsten SEF-Wert sondern die dritte Lösung, bei der der SEF-Wert nur geringfügig niedriger ist verwendet. Bei dieser Lösung werden zur Beschreibung der Vegetation weniger Gruppen benötigt als bei der ersten oder zweiten Lösung (7 Gruppen aus den vier Merkmalen: PH: Blattphänologie, MH: Maximale Sprosshöhe, MA: Samengewicht, SF: Blühbeginn; entspricht 7 PFTs).

Ordination und Darstellung der PFTs:

Abb. 99 zeigt das Ergebnis einer PCoA der 20 für die Analyse verwendeten Vegetationsaufnahmen. Entlang der ersten Achse sind die Vegetationsaufnahmen von geringer zu besserer Stickstoffverfügbarkeit hin angeordnet. Durch eine Korrelation dieser Achse mit den PFTs konnten diejenigen erkannt werden, die den Umweltgradienten beschreiben (Korrelation mit der 1. Achse mit einem Korrelationskoeffizienten $r > 0,6$) und in response groups eingeteilt werden. So beschreiben die PFTs 2, 3 und 5 eine gut mit Stickstoff versorgte Vegetation, PFT 6 eine an geringe Stickstoffversorgung angepasste Vegetation.

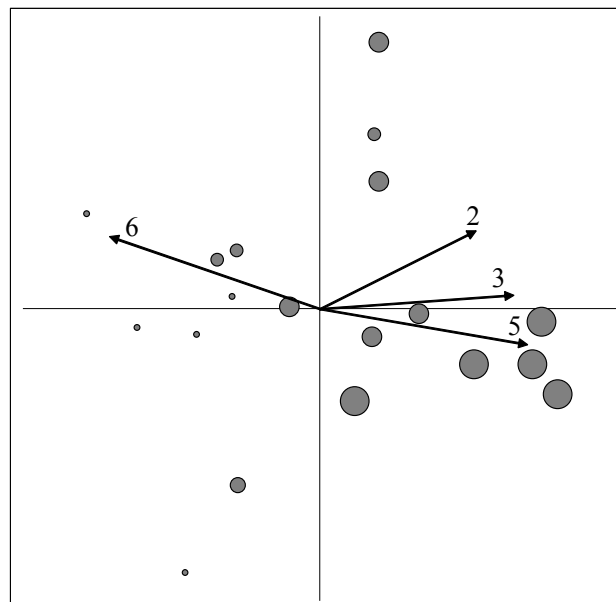


Abb. 99: PCoA der Vegetation der Echinger Lohe. Die Ordination wurde mit 42 Arten und 20 Aufnahmen durchgeführt (Achse 1: Eigenvalue: 1,52; erklärte Varianz: 58; Achse 2: Eigenvalue: 0,49; erklärte Varianz: 18,6). Kleine Kreise stellen Vegetationsaufnahmen mit wenig verfügbarem Stickstoff dar, große Kreise Aufnahmen mit viel verfügbarem Stickstoff. Die PFTs wurden dargestellt, wenn sie mit der 1. Achse mit $r > 0,6$ korreliert waren.

In Tab. 41 sind die Merkmalsausprägungen der sieben PFTs dargestellt; die den Umweltgradienten beschreibende PFTs sind hervorgehoben. Die diesen vier PFTs entsprechenden Arten zeigt Tab. 42, ihnen können 74 % aller Arten der Echinger Lohe zugeordnet werden.

Tab. 41: Merkmalsausprägungen der sieben gefundenen PFTs. Die PFTs wurden mit einer Cluster-Analyse (UPGMA) aus 42 Arten auf Basis der 4 Merkmale Blattphänologie, maximale Sprosshöhe, Samengewicht und Blühbeginn definiert. Die hervorgehobenen PFTs wurden als optimal für die Erklärung des Umweltgradienten Stickstoffverfügbarkeit gefunden (Korrelationen mit den Achsen der PCoA in Abb. 99 mit $r > 0,6$). Angegeben ist die Zusammenfassung der PFTs in response groups (0=niedrigere Stickstoffverfügbarkeit; 1=höhere Stickstoffverfügbarkeit).

PFT	response group	Blattphänologie	Maximale Sprosshöhe	Samengewicht	Blühbeginn
1		immergrün	≤ 30 cm	1-2 mg	Mai oder früher
2	1	immergrün	> 60 cm	1-2 mg	nach Mai
3	1	frühjahrsgrün	≤ 30 cm	2-10 mg	Mai oder früher
4		sommergrün	30-60 cm	2-10 mg	nach Mai
5	1	sommergrün	> 60 cm	0,5-1 mg	nach Mai
6	0	sommergrün	30-60 cm	2-10 mg	Mai oder früher
7		immergrün	> 60 cm	1-2 mg	Mai oder früher

Die PFTs 2 und 5 stellen großwüchsige, spät im Jahr blühende Arten dar. Die zu PFT 2 gehörenden Pflanzen sind immergrün und besitzen Samen mit einem Gewicht zwischen 1 und 2 mg. Im Gegensatz hierzu ist PFT 5 sommergrün und hat mit 0,5 bis 1 mg leichtere Samen. Völlig unterschiedlich zu diesen beiden ist PFT 3. Diese Arten sind kleinwüchsig, frühjahrsgrün, frühblühend und besitzen schwere Samen (2-10 mg). Der zur response group 0 gehörende PFT 6 ist frühblühend, sommergrün und besitzt bei einer mittleren Pflanzengröße Samen mit einem Gewicht von 2-10 mg.

Tab. 42: Zuordnung der Arten zu den vier den Umweltgradienten Stickstoffverfügbarkeit beschreibenden PFTs und response groups (Tabelle 3-5). Die den 4 PFTs zugeordneten Arten machen 74 % aller Arten aus.

PFT	response group	Arten
2	1	<i>Allium carinatum</i> , <i>Lamium montanum</i> , <i>Geum urbanum</i>
3	1	<i>Anemone nemorosa</i> , <i>Arum maculatum</i> , <i>Corydalis cava</i> , <i>Gagea lutea</i> , <i>Ranunculus ficaria</i>
5	1	<i>Brachypodium sylvaticum</i> , <i>Campanula trachelium</i> , <i>Aegopodium podagraria</i> , <i>Allium scorodoprasum</i> subsp. <i>rotundum</i> , <i>Lilium martagon</i> , <i>Stachys sylvatica</i> , <i>Poa nemoralis</i> , <i>Chaerophyllum aureum</i> , <i>Elymus caninus</i> , <i>Heracleum sphondylium</i>
6	0	<i>Carex montana</i> , <i>Convallaria majalis</i> , <i>Lamium maculatum</i> , <i>Maianthemum bifolium</i> , <i>Melica nutans</i> , <i>Polygonatum multiflorum</i> , <i>Paris quadrifolia</i> , <i>Viola hirta</i> , <i>Vincetoxicum hirundinaria</i> , <i>Primula veris</i> , <i>Viola mirabilis</i> , <i>Mercurialis perennis</i> , <i>Ranunculus lanuginosus</i>

6.4.3.2. Zeitliche Entwicklung der Vegetation: Dauerbeobachtungsfläche

Stetigkeits- und Deckungsveränderungen einzelner Arten:

Die Entwicklungstendenzen wurden für jede Art nach Vegetationseinheiten getrennt und im Gesamttransekt für die Jahre von 1986 bis 2003 mit Hilfe einer linearen Regression berechnet. Eine Zusammenfassung der Ergebnisse bietet Tab. 43. Von den 59 vorkommenden Arten zeigen 50 % eine positive oder negative Entwicklungstendenz, 8 % sind als Matrixarten (d.h. mehr als 90 % Stetigkeit) zu bezeichnen. Die restlichen 42 % zeigen keine gerichtete Veränderung in der Stetigkeit oder sind so selten, dass keine Aussagen möglich sind.

Die Arten mit einer positiven Entwicklungstendenz im Zeitverlauf (Trend=1) lassen sich in zwei Gruppen unterteilen: Die erste beinhaltet die Arten, die sich mit Hilfe der Ellenberg-Zeigerwerte als Halblucht- bis Lichtpflanzen kennzeichnen lassen, und gleichzeitig Stickstoffreichtum anzeigen. Hierzu gehören die Arten *Fragaria vesca*, *Allium scorodoprasum* subsp. *rotundum* und *Ajuga reptans*

(Tab. 43). Die beiden ersten nehmen in Einheit 1 stärker als in den Einheiten 2 und 3 zu. *Ajuga reptans* hingegen zeigt die größten Zuwächse in Einheit 3 (Tab. 44). Allerdings kam diese Art bereits 1986 in der Vegetationsgruppe 1 mit 83 % Stetigkeit so häufig vor, dass ihr Zunahmepotential, aufgrund der bereits Anfangs hohen Stetigkeit, im Vergleich zu den Einheiten 2 und 3 (Stetigkeit 1986: 49 % bzw. 12 %) hier eingeschränkt war (Anhang 15).

Die restlichen Arten bevorzugen gut mit Stickstoff versorgte Standorte, es handelt sich bei diesen um Schatten- bis Halbschattenpflanzen (Tab. 43, Ellenberg-Zeigerwerte). Diese Arten zeigen keine deutlichen Unterschiede bei der Stetigkeitszunahme zwischen den 3 Vegetationseinheiten (Tab. 44). Allein *Stachys sylvatica* nimmt in Einheit 1 deutlich zu, kam allerdings bereits 1986 in Vegetationseinheit 3 mit hohen Stetigkeiten vor (Anhang 15).

Tab. 43: Entwicklung der Einzelarten des Dauerbeobachtungstransektivs von 1986 bis 2003. Angegeben ist der Entwicklungstrend für jede Art (1: Zunahme; -1: Abnahme; 9: Matrixarten; 0: Indifferent; 5: seltenen Arten, s. auch Tab. 39). Angegeben ist die Test-Statistik des Chi²-Tests und als Maß für die Änderung (Δ) pro Jahr die Steigung einer Ausgleichsgeraden aus einer linearen Regression über die Deckungen der vier Aufnahmejahre. Zusätzlich sind für alle Arten die Ellenberg-Zeigerwerte für Licht (L) und Stickstoff (N) aufgeführt.

Alle Vegetationseinheiten		Zeigerwerte		Unterschied zw. Jahren (df= 2)			Entwicklung	
Art	Entwicklung	L	N	Chi ²	p-Wert	Sign.-Niveau	Δ	r ²
<i>Allium scorodoprasum</i> subsp. <i>rotundum</i>	1	6	7	208,62	0,000	***	4,19	0,73
<i>Fragaria vesca</i>	1	7	6	21,92	0,000	***	1,12	0,75
<i>Ajuga reptans</i>	1	6	6	31,89	0,000	***	1,95	1,00
<i>Stachys sylvatica</i>	1	4	7	84,83	0,000	***	2,58	0,65
<i>Plagiomnium undulatum</i>	1	4		75,76	0,000	***	1,92	0,99
<i>Carex sylvatica</i>	1	2	5	16,36	0,001	***	1,36	0,93
<i>Corydalis cava</i>	1	3	8	10,67	0,014	*	0,87	0,64
<i>Viola reichenbachiana</i>	1	4	6	50,99	0,000	***	0,28	0,01
<i>Gagea lutea</i>	1	4	7	186,81	0,000	***	1,80	0,25
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	1	3	6	14,04	0,003	**	1,02	1,00
<i>Geum urbanum</i>	1	4	7	23,36	0,000	***	1,01	0,92
<i>Eurhynchium striatum</i>	1	5		444,91	0,000	***	5,44	0,70
<i>Paris quadrifolia</i>	1	3	7	6,27	0,099	Trend	0,51	0,93
<i>Allium carinatum</i>	-1	8	2	122,58	0,000	***	-2,78	0,69
<i>Fragaria viridis</i>	-1	7	3	9,03	0,029	*	-0,62	0,68
<i>Tanacetum corymbosum</i>	-1	6	4	18,34	0,000	***	-0,64	0,90
<i>Rubus saxatilis</i>	-1	7	4	7,21	0,065	Trend	-0,45	0,91
<i>Campanula trachelium</i>	-1	4	8	62,05	0,000	***	-0,64	0,07
<i>Mercurialis perennis</i>	-1	2	7	57,01	0,000	***	-1,31	0,65
<i>Asarum europaeum</i>	-1	3	6	27,53	0,000	***	-0,74	0,24
<i>Sanicula europaea</i>	-1	4	6	27,75	0,000	***	-0,38	0,14
<i>Chaerophyllum aureum</i>	-1	6	9	105,39	0,000	***	-2,78	0,83
<i>Heracleum sphondylium</i>	-1	7	8	104,03	0,000	***	-2,67	0,89
<i>Aposeris foetida</i>	-1	4	5	33,36	0,000	***	-1,05	0,27
<i>Melica nutans</i>	-1	4	3	44,86	0,000	***	-0,77	0,18
<i>Lilium martagon</i>	-1	4	5	26,58	0,000	***	-0,86	0,22
<i>Viola mirabilis</i>	-1	4		21,46	0,000	***	-0,53	0,12
<i>Hypnum cupressiforme</i>	-1	5		302,11	0,000	***	-7,04	0,66
<i>Milium effusum</i>	-1	4	5	14,40	0,002	**	-0,23	0,06
<i>Arum maculatum</i>	9	3	8	4,03	0,026	*	0,06	0,23
<i>Aegopodium podagraria</i>	9	5	8	12,10	0,007	**	-0,16	0,54
<i>Anemone nemorosa</i>	9			2,02	0,569	n.s.	0,04	0,16
<i>Lamium montanum</i>	9	3	6	3,37	0,337	n.s.	0,07	0,21
<i>Colchicum autumnale</i>	9	6		5,07	0,017	*	0,11	0,35
<i>Vincetoxicum hirundinaria</i>	0	6	3	6,01	0,111	n.s.	-0,21	0,16
<i>Lamium maculatum</i>	0	5	8	2,64	0,451	n.s.	-0,41	0,91
<i>Carex alba</i>	0	5	2	0,58	0,902	n.s.	-0,20	0,92
<i>Polygonatum multiflorum</i>	0	2	5	8,33	0,040	*	-0,08	0,04
<i>Carex montana</i>	0	5	3	0,04	0,998	n.s.	-0,06	0,77
<i>Ranunculus lanuginosus</i>	0	3	7	1,33	0,721	n.s.	-0,03	0,01
<i>Ranunculus ficaria</i>	0	4	7	8,42	0,038	*	-0,01	0,00
<i>Viola hirta</i>	0	6	3	7,88	0,049	*	0,09	0,01
<i>Convallaria majalis</i>	0	5	4	2,01	0,570	n.s.	0,09	0,03
<i>Bromus benekenii</i>	0	5	5	15,08	0,002	**	0,13	0,04
<i>Galium odoratum</i>	0	2	5	0,61	0,894	n.s.	0,14	0,68
<i>Primula veris</i>	0	7	3	12,90	0,005	**	0,17	0,02
<i>Elymus caninus</i>	0	6	8	2,77	0,428	n.s.	0,27	0,22
<i>Maianthemum bifolium</i>	0	3	3	4,93	0,177	n.s.	0,58	0,54
<i>Rubus caesius</i>	0	6	7	5,59	0,133	n.s.	0,62	0,57
<i>Galium mollugo</i>	5	7	5	3,06	0,383	n.s.	-0,16	0,90
<i>Festuca gigantea</i>	5	4	6	4,78	0,189	n.s.	-0,09	0,99
<i>Actaea spicata</i>	5	3	7	2,22	0,528	n.s.	-0,08	0,75
<i>Fissidens taxifolius</i>	5	5		11,43	0,010	*	0,08	1,00
<i>Veronica chamaedrys</i>	5	6	0	7,39	0,060	n.s.	0,16	1,00
<i>Eurhynchium hians</i>	5	7	0	99,15	0,000	***		
<i>Dactylis glomerata</i>	5	7	6	4,03	0,258	n.s.		
<i>Poa annua</i>	5	7	8	9,71	0,021	*	0,34	1,00
<i>Poa nemoralis</i>	5	5	4	17,30	0,001	***	0,57	1,00
<i>Rhytidadelphus triquetrus</i>	5	7	0	23,22	0,000	***	1,28	1,00

Tab. 44: Entwicklung der 29 zwischen 1986 und 2003 zu- bzw. abnehmenden Arten des Dauerbeobachtungstransektiv getrennt nach den 3 Vegetationseinheiten. Angegeben ist der Entwicklungstrend für jede Art (1: Zunahme; -1: Abnahme, s. auch Tab. 39), die Test-Statistik des Chi²-Tests und als Maß für die Änderung pro Jahr die Steigung einer Ausgleichsgeraden ($\Delta 1$, $\Delta 2$, $\Delta 3$, entsprechen der Veränderung in Vegetationsgruppe 1, 2 bzw. 3). Zusätzlich sind für alle Arten die Ellenberg-Zeigerwerte für Licht (L) und Stickstoff (N) aufgeführt. Keine Steigungen wurden angegeben, wenn der Chi²-Tests zwischen den Gruppen keine Unterschiede zeigte bzw. innerhalb der Einheit keine Entwicklungstendenz festzustellen war. Die Ergebnisse der Chi²-Tests zwischen den Jahren, aufgetrennt nach den 3 Gruppen sind Anhang 12, Anhang 13, Anhang 14 zu entnehmen.

Alle Vegetationseinheiten		Zeigerwerte		Unterschied zw. Gruppen (df= 2)			Entwicklung		
Art	Entwicklung	L	N	Chi ²	p-Wert	Sign.-Niveau	$\Delta 1$	$\Delta 2$	$\Delta 3$
<i>Allium scorodoprasum</i> subsp. <i>rotundum</i>	1	6	7	32,26	0,000	***	5,49	4,21	3,76
<i>Fragaria vesca</i>	1	7	6	124,70	0,000	***	3,49	1,27	
<i>Ajuga reptans</i>	1	6	6	55,11	0,000	***	0,70	2,46	2,93
<i>Stachys sylvatica</i>	1	4	7	73,80	0,000	***	3,56	3,12	1,28
<i>Plagiomnium undulatum</i>	1	4		72,21	0,000	***		3,93	0,97
<i>Carex sylvatica</i>	1	2	5	77,92	0,000	***		2,53	
<i>Corydalis cava</i>	1	3	8	298,15	0,000	***		2,21	
<i>Viola reichenbachiana</i>	1	4	6	84,54	0,000	***			0,66
<i>Gagea lutea</i>	1	4	7	41,64	0,000	***			1,15
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	1	3	6	93,05	0,000	***		0,68	2,45
<i>Geum urbanum</i>	1	4	7	16,86	0,000	***	0,37		1,96
<i>Eurhynchium striatum</i>	1	5		0,21	0,900	n.s.			
<i>Paris quadrifolia</i>	1	3	7	68,45	0,000	***			
<i>Allium carinatum</i>	-1	8	2	39,81	0,000	***	-3,26	-2,91	-1,40
<i>Fragaria viridis</i>	-1	7	3	128,23	0,000	***			
<i>Tanacetum corymbosum</i>	-1	6	4	20,86	0,000	***	-1,56		
<i>Rubus saxatilis</i>	-1	7	4	46,19	0,000	***	-0,97		
<i>Campanula trachelium</i>	-1	4	8	38,31	0,000	***	-2,40	0,52	
<i>Mercurialis perennis</i>	-1	2	7	17,87	0,000	***	-1,68		-1,68
<i>Asarum europaeum</i>	-1	3	6	78,07	0,000	***		-0,25	-1,36
<i>Sanicula europaea</i>	-1	4	6	21,00	0,000	***			
<i>Chaerophyllum aureum</i>	-1	6	9	26,29	0,000	***	-6,20	-1,64	-1,68
<i>Heracleum sphondylium</i>	-1	7	8	14,82	0,001	**	-3,95	-2,12	-2,33
<i>Aposeris foetida</i>	-1	4	5	88,25	0,000	***	-2,54	-1,50	
<i>Melica nutans</i>	-1	4	3	93,34	0,000	***	-1,39	-1,17	
<i>Lilium martagon</i>	-1	4	5	47,23	0,000	***		-1,39	
<i>Viola mirabilis</i>	-1	4		174,02	0,000	**	-0,95		0,49
<i>Hypnum cupressiforme</i>	-1	5		4,42	0,110	n.s.			
<i>Milium effusum</i>	-1	4	5	2,44	0,296	n.s.			

Eine Aufteilung der Arten in mehrere Gruppen ergibt sich auch für die abnehmenden Arten. Hier finden sich in der ersten Gruppe Halblicht- bis Lichtpflanzen, die Stickstoffarmut (Zeigerwerte 2-4) anzeigen. Zu dieser Gruppe zählen *Allium carinatum*, *Fragaria viridis*, *Tanacetum corymbosum* und *Rubus saxatilis*. Diese Arten nehmen am stärksten in der Vegetationseinheit 1 ab, einige kommen überhaupt nur hier vor (Tab. 44, Anhang 15).

Die zweite Gruppe unterscheidet sich von diesen nur bezüglich der Stickstoffzahlen. *Campanula trachelium*, *Mercurialis perennis*, *Asarum europaeum* und *Sanicula europaea* sind stickstoffzeigende Pflanzenarten (N-Zeigerwerte 6-8; Tab. 44 und Tab. 45). Diese zeigen keine Unterschiede in der Deckungsgradveränderung zwischen den Vegetationseinheiten.

Die dritte Gruppe besteht aus *Chaerophyllum aureum* und *Heracleum sphondylium*. Es handelt sich um Stickstoffzeiger, die an Halblicht-Standorten wachsen (Tab. 43). Diese beiden Arten verlieren in der Vegetationsgruppe 1 am meisten an Stetigkeit (Tab. 44). Alle anderen abnehmenden Arten sind Pflanzen mit einem mittleren Stickstoff- und Lichtbedarf (Tab. 43). Deren Entwicklung in die drei Vegetationseinheiten zeigt keine Unterschiede zwischen diesen (Tab. 44).

Ordination und Darstellung der PFTs:

Die Ordination der durch Merkmale beschriebenen Arten zeigt die Abb. 100. Der Bi-Plot zeigt die Korrelationen der wichtigsten Merkmale mit den Ordinationsachsen. Mit Hilfe der RDA lassen sich vier Gruppen von Pflanzenarten erkennen. Durch die Ordination und die Korrelation der Achsen mit den Merkmalen lassen sich einzelne Artengruppen finden und die für die Unterscheidung wichtigsten Merkmale erkennen: Die Gruppen 1 und 2 beinhalten Arten, die einen Trend zur Abnahme im Vergleich der Jahre zeigen, die Gruppen 3 und 4 Arten mit zunehmender Entwicklungsrichtung.

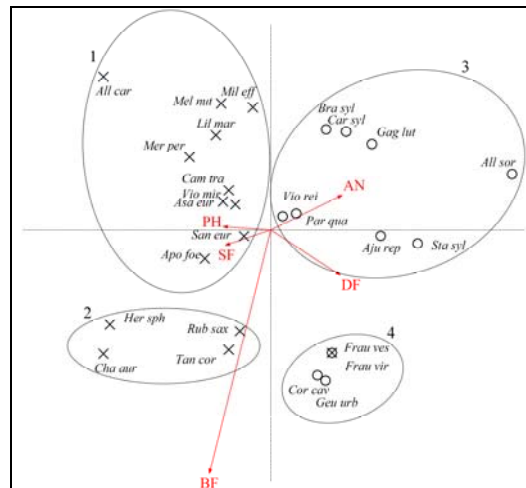


Abb. 100: RDA der durch funktionelle Merkmale beschriebenen zu- oder abnehmender Arten der Dauerbeobachtungsfläche der Echinger Lohe. Die Ordination wurde mit 26 Arten und 11 Merkmalen durchgeführt (Achse 1: Eigenvalue 0,719; erklärte Varianz 71,9 %; Achse 2: Eigenvalue 0,114; erklärte Varianz 11,4 %). Als kanonischer Parameter wurde die mittlere jährliche Veränderung der Arten verwendet (Δ aus Tab. 43). Alle Artnamen wurden durch die Verwendung der ersten drei Buchstaben des Gattungsnamens und der ersten drei Buchstaben des Epithetons abgekürzt. Die Kennzeichnung der Arten in zunehmende bzw. abnehmende folgte der Tab. 44. Es wurden nur die Merkmale dargestellt, die mit mindestens 3 % der Varianz im Datensatz erklären (AN: 7,92 %; DF: 7,50 %; BF: 5,87 %; PH: 3,52 %; SF: 3,18 %). Mit Kreuzen (X) gekennzeichnete Arten nehmen im Jahresvergleich ab, durch Kreise (o) dargestellte zu.

Zur Beschreibung der vier Gruppen durch die Merkmale Blattanatomie (AN), Blühdauer (DF), Blattform (BF), Blattphänologie (PH) und Blühbeginn (SF) wurden die Mediane aller Arten der jeweiligen Artengruppe berechnet (Tab. 45).

Tab. 45: Mediane der Merkmale der durch die RDA gefundenen Artengruppen (Abb. 100). Angegeben ist jeweils der Median, gefolgt von der Beschreibung der jeweiligen Merkmalsausprägung. Lag der Median zwischen zwei Klassen, so wurden diese beiden Klassen durch ein Semikolon getrennt aufgeführt.

PFT	Entwicklung	Blattphänologie	Blattanatomie	Blühbeginn	Blühdauer	Blattform
1	Abnahme	3 sommergrün	2 mesomorph	1-2 Mai oder früher; nach Mai	1 1-2 Monate	3-4 Normalblatt; Vollblatt
2	Abnahme	3 sommergrün	2 mesomorph	2 nach Mai	1 1-2 Monate	9 gefiedert
3	Zunahme	2-3 frühjahrsgrün; sommergrün	2-3 mesomorph; hygromorph	1 Mai oder früher	1 1-2 Monate	2-3 Langblatt; Normalblatt
4	Zunahme	1 immergrün	2 mesomorph	1 Mai oder früher	1 1-2 Monate	9 gefiedert

Für die Arten aller vier Artengruppen ist eine kurze Blühdauer von 1-2 Monaten charakteristisch. Die Arten der als abnehmend charakterisierten Gruppen sind sommergrün und haben einen mesomorphen Blattaufbau: Die Artengruppe 1 besteht aus früh- oder nach Mai blühenden Pflanzen, die Normal- oder Vollblätter besitzen; die Arten der zweiten Artengruppe sind spätblühende Pflanzen mit gefiederten Blättern.

Im Gegensatz dazu werden die Artengruppen der als zunehmend beschriebenen Arten wie folgend charakterisiert: Die Artengruppe 3 wird durch frühjahrs- oder sommergrüne, frühblühende Pflanzenarten gekennzeichnet, die einen mesomorphen oder hygromorphen Blattaufbau und Lang- oder Normalblätter haben. Die Arten der Artengruppe 4 sind immergrün, frühblühend und haben gefiederte mesomorphe Blätter.

6.4.4. Diskussion

Die Ergebnisse zeigen deutlich die räumliche und zeitliche Differenzierung der Vegetation. Entlang des räumlichen Stickstoffgradienten lassen sich sowohl Artengruppen finden, die für die schlechter, als auch für die besser mit Stickstoff versorgte Vegetation typisch sind. Auch die mit der Zeit ab- bzw. zunehmenden Arten lassen sich zu Artengruppen zusammenfassen.

Räumliche Vegetationsdifferenzierung: Stickstoffgradient:

Die besser mit Stickstoff versorgte Vegetation in der Echinger Lohe (response group 1) wird durch großwüchsige und erst nach Mai blühende sommer- oder immergrüne Arten beschrieben (PFTs 2 und 5). Bei den Pflanzen des PFT 3 (ebenfalls response group 1) handelt es sich um kleinwüchsige Frühjahrsblüher. Im Gegensatz hierzu sind die Arten der response group 0 Pflanzen von mittlerer Höhe und blühen bereits früh im Jahr. In dieser schlechter mit Stickstoff versorgten Vegetationseinheit dominieren sommergrüne Pflanzen (PFT 6).

Die verschiedenen Artengruppen lassen sich als Anpassung an die Parameter Licht- und Nährstoffverfügbarkeit interpretieren, die die Vegetationszusammensetzung stark beeinflussen (Elemans, 2004).

Die hohe Vegetationsdeckung in der gut mit Stickstoff versorgten Vegetation (response group 1) deutet darauf hin, dass Licht und Nährstoffe in ausreichender Menge vorhanden sind und es keine Wachstumseinschränkungen gibt. Das Pflanzenwachstum wird durch das Konkurrenzverhalten der Arten bestimmt. Arten der einen Artengruppe dieses Vegetationstyps (PFT 2 und 5) sind durch das verstärkte Höhenwachstum in der Lage, andere zu überwachsen und durch Beschattung auszukonkurrieren (Tilman, 1988b). Die andere Artengruppe dieses Vegetationstyps (PFT 3), die sich nicht durch hochwüchsige Arten auszeichnet, zeigt eine Strategie zur Kompensation der starken Beschattung während der Belaubungszeit der Bäume: Es sind Frühjahrsblüher, die die Konkurrenz um Strahlung vermeiden, indem sie bereits vor Beginn des Laubaustriebs der Bäume ihren Lebenszyklus abschließen.

Dass es zu einer Förderung großwüchsiger Arten bei Wegfall von Wachstumseinschränkungen kommt, konnten auch Diekmann und Falkengren-Grerup (2002) für Wälder und Campbell und Grime (1992) für Arten der Grasländer finden. In Grasländern erfolgt die Entwicklung hin zu konkurrenzstarken großen Arten nach dem Wegfall von Störungen (hier: Mahd oder Beweidung; Tilman, 1988a, Kleyer, 1999). Auch für Waldökosysteme bedeutet eine ausreichende Stickstoffversorgung den Wegfall von Wachstumslimitierungen; konkurrenzstarke Arten können sich - so wie beobachtet - durchsetzen.

Auch der Strahlungshaushalt spielt, wie gezeigt, eine wichtige Rolle bei der Vegetationsdifferenzierung: Frühjahrsblüher vermeiden die Konkurrenz um Strahlung, indem sie bereits vor Beginn des Laubaustriebs der Bäume ihren jährlichen Zyklus abschließen, wogegen immergrüne oder

sommergrüne Pflanzen Anpassungen an die lange Beschattung zeigen (Hicks und Chabot, 1985). Das Vorkommen von Frühjahrsblüher ist allerdings eng mit einem guten Nährstoffangebot verknüpft (Al-Mufti et al., 1977; Rogers, 1982; Host und Pregitzer, 1991; Rothstein und Zak, 2001), da die für diese Arten typischen hohen Photosyntheseraten eine gute Versorgung mit Wasser und Nährstoffen verlangen (Grime, 1979). Auch das dominante Auftreten der großwüchsigen und sommergrünen Arten (PFTs 2 und 5) lässt sich nur aus der Kombination der beiden Faktoren Strahlung und Nährstoffversorgung erklären: Bedingt durch ihr starkes Größenwachstum (s.o.) erreichen diese Pflanzen (PFTs 2 und 5) erst nach Mai die reproduktive Phase (Grime, 1979). Eine verstärkte Beschattung können viele Waldarten bei guter Nährstoffversorgung kompensieren (Peace und Grubb, 1982; Peace, 1984), die großwüchsigen Arten können trotz der Verminderung der Strahlung in Bodennähe nach dem Laubaustrieb der Bäume koexistieren.

Die Arten der schlechter mit Stickstoff versorgten Vegetation (response group 0) sind von mittlerer Höhe und blühen bereits früh im Jahr. Aufgrund der geringeren Boden-Horizontmächtigkeiten kann es im Sommer zu Trockenheit kommen (persönliche Beobachtung), die lichtere Vegetation zeigt ein begrenztes Wachstum aufgrund der geringeren Stickstoffversorgung an. Die Pflanzen sind verschiedenen Stressfaktoren ausgesetzt, Konkurrenz um Besiedlungsraum spielt eine untergeordnete Rolle, die Wälder werden von sommer- oder immergrünen Arten dominiert (Grime, 1994).

Des Weiteren ergaben sich Unterschiede im Samengewicht zwischen den verschiedenen PFTs. Für alle Pflanzen beider response groups sind die Nährstoffvorräte im Endosperm groß genug, um sich auch im Wald, d.h. unter schlechteren Bedingungen (Beschattung, dicke Streuauflage, o.ä.) etablieren zu können ($> 0,5$ mg).

Generell sind hohe Samengewichte in Wäldern zu erwarten, da es sich um Ökosysteme eines späten Sukzessionsstadiums handelt (Leishman, 1999; Kahmen, 2004). Nach der Etablierung von Pflanzen erfolgt die weitere Ausbreitung der Pflanzen oftmals vegetativ, allerdings spielt auch die generative Vermehrung in Wäldern noch eine Rolle (Holderegger et al., 1998; Eriksson, 1999; Stehlik und Holderegger, 2000).

Im gut stickstoffversorgten Bereich (response group 1) kommt es durch die Akkumulation von Streu aus dem starken Pflanzenwachstum zu herabgesetzten Etablierungsraten der Keimlinge (Zusammenfassung für verschiedene Lebensräume in Schütz, 2000; Jensen und Gutekunst, 2003). Eine erfolgreiche Etablierung von Keimlingen ist zumeist nur im Bereich von Lücken in der Bodenvegetation zu beobachten (Abs, 1994; Schütz, 2000; Turnbull et al., 2000; Zobel et al., 2000). Neben dem verstärktem Wachstum der Krautschicht kommt es auch zu einem vermehrten Wachstum der Bäume (Nissinen und Hari, 1998; Emmett, 1999) und nach erfolgtem Kronenschluss zu einer verstärkten Beschattung der Bodenvegetation (Thomas et al., 1999; Köchy und Wilson, 2001). Dieses wiederum führt zu einer lückenhaften Bodenvegetation und offen liegendem Boden, wodurch bessere Etablierungsbedingungen für Keimlinge geschaffen werden (Valverde und Silvertown, 1997; Silvertown und Bullock, 2003).

Aufgrund der schlechteren Versorgung mit Stickstoff müssen sich die Pflanzen der response group 0 auch mit der schlechteren Nährstoffversorgung der Keimlinge abfinden. Allerdings sind die unter diesen Bedingungen vorkommenden Pflanzen (PFT 6) an diese Keimbedingungen durch die hohen Samengewichte (> 2 mg) gut angepasst. Das reichhaltige Endosperm der großen Samen kann den Nährstoffmangel kompensieren (Westoby et al., 1992; Leishman und Westoby, 1994).

Zeitliche Vegetationsdifferenzierung:

Auch die in der zeitlichen Entwicklung zu- bzw. abnehmenden Arten lassen sich mit Hilfe von funktionellen Merkmalen in mehrere Artengruppen (PFTs) einteilen. Die Merkmale, durch die sich diese Artengruppen beschreiben lassen, sind sowohl bei der Analyse des Umweltgradienten, als auch bei der Untersuchung der zeitlichen Entwicklung vergleichbar. In beiden Gradienten treten als differenzierende Merkmale die Blattphänologie und der Blühbeginn auf. Während im

Stickstoffgradienten die Pflanzenhöhe eine Differenzierung der Artengruppen zulässt, ist im zeitlichen Gradienten die Blattform ein wichtiges Merkmal zur Unterscheidung. Beide Merkmale beschreiben die Konkurrenzstärke der Arten: Die konkurrenzstarken großwüchsigen Pflanzen besitzen zumeist gefiederte Blätter, die kleinwüchsigen Geophyten bilden meist grasartige oder Normalblätter aus (sensu Klotz et al., 2002). Lediglich für die Merkmale Samengewicht und Blühdauer lassen sich keine Parallelen finden; in der Umweltgradientenanalyse ist das Samengewicht nicht interpretierbar, bei der Zeitreihenanalyse finden sich bezüglich der Blühdauer keine relevanten Unterschiede.

Den Artengruppen, die im Stickstoffgradienten Anpassungen an starke interspezifische Konkurrenz zeigen, stehen im zeitlichen Verlauf zunehmende Artengruppen gegenüber: Zum einen sind dies großwüchsige Pflanzen mit immergrünen, gefiederten Blättern (N-Gradient: PFT 2, zeitlicher Gradient: PFT 4), zum anderen sind es kleinwüchsige, frühjahrsgrüne Geophyten (N-Gradient: PFT 3, zeitlicher Gradient: PFT 3). Dem an schlechtere Stickstoffversorgung angepassten PFT 6 im Umweltgradienten entspricht der PFT 1 in der zeitlichen Entwicklung: Beide PFTs beschreiben sommergrüne Pflanzen, die früh im Jahr blühen.

Zusammenfassend lassen sich im Stickstoff- und Zeitgradienten vergleichbare Artengruppen finden: Die im räumlichen Gradienten gut mit Stickstoff versorgten Artengruppen finden in den im zeitlichen Verlauf zunehmende Artengruppen eine Entsprechung. Ebenso lassen sich den bei zeitlicher Betrachtung abnehmenden Pflanzenarten die Artengruppen der schlechter mit Stickstoff versorgten Vegetation gegenüber stellen. Aufgrund der Ähnlichkeit der sich entsprechenden PFTs (zunehmende Arten = gute Stickstoffversorgung; abnehmende Arten = schlechte Stickstoffversorgung) lässt sich schlussfolgern, dass die zeitliche Veränderung ebenfalls durch ein vermehrtes Stickstoffangebot initiiert wurde.

Dem widerspricht lediglich das letzte Artengruppen-Paar, welches auf der einen Seite Pflanzenarten, die eine gute Stickstoffversorgung anzeigen (PFT 5), auf der anderen Seite aber Arten, die in ihrer zeitlichen Entwicklung abnehmen (PFT 2) beinhaltet. Es handelt sich um Pflanzen, die zwar sehr großwüchsig sind, aber insbesondere am Waldrand vorkommen. Diese Arten sind zwar typisch für die gut mit Stickstoff versorgte Vegetationseinheit, können aber nur bei guter Lichtversorgung vorkommen. Sie kennzeichnen die Vegetationseinheit III, die insbesondere am Waldrand vorkommt. Die Dauerbeobachtungsfläche liegt aber in einiger Entfernung zum Waldrand, hier kommt es durch den stickstoffbedingten Kronenschluss zu einer Abnahme der lichtzeigenden Pflanzenarten.

Die Vegetation der Echinger Lohe lässt sich also in Raum und Zeit mit Hilfe von PFTs deutlich untergliedern. Für den gut mit Stickstoff versorgten Teil sind konkurrenzstarke oder an Konkurrenzvermeidung angepasste Arten bezeichnend. Diese Arten konnten in den letzten Jahrzehnten an Bedeutung gewinnen, wobei ein verstärkter Kronenschluss der Bäume auch zur Abnahme durchsetzungsstarker, aber nicht an verminderte Strahlungsintensität angepasster Arten führte.

Aus der Kombination der räumlichen Gradientenanalyse und der Entwicklung der Vegetation in der Zeit lassen sich sowohl die heutige Differenzierung der Vegetation durch den Umweltfaktor Stickstoffversorgung, als auch deren aus der Veränderung der Stickstoffversorgung resultierende Entwicklung erkennen. Zudem werden die der primären Umweltveränderung (Stickstoffversorgung) folgenden sekundären Veränderungen und deren Auswirkungen auf die Vegetation (Strahlungshaushalt) deutlich.

6.5. AUSWIRKUNGEN EXPERIMENTELL ERHÖHTER STICKSTOFFVERFÜGBARKEIT AUF DIE ENTWICKLUNG AUSGEWÄHLTER PFLANZENARTEN

6.5.1. Einleitung

Für die Vegetationsdifferenzierung bei zusätzlichem Stickstoffangebot in Wäldern ist die interspezifische Konkurrenz von besonderer Bedeutung. Dieses konnte sowohl von Lameire et al. (2000) als auch in den vorangehenden Kapiteln gezeigt werden. Die bisherigen Untersuchungen bezogen sich allerdings nur auf Vergleiche zwischen rezenten und historischen Zuständen der Vegetation. Aufschlussreich ist aber auch der Vergleich der Reaktionen einzelner Arten auf unterschiedliche Stickstoffeinträge. Inwieweit beeinflusst die Stickstoffversorgung das Wachstum ausgewählter Arten?

Viele Waldbodenarten zeigen sowohl klonale als auch generative Vermehrung. Nach der Besiedlung der Wuchsorte via Samen überwiegt bei Waldarten gewöhnlich die vegetative Vermehrung (Eriksson, 1989). Die Prozesse der Vegetationsdifferenzierung laufen meist über ein verstärktes vegetatives Wachstum einzelner Arten, also über eine relative Förderung bzw. Hemmung, ab. Allerdings konnten z.B. Holderegger et al. (1998), Eriksson (1999) und Stehlik und Holderegger (2000) aufgrund der genetischen Populationsstruktur nachweisen, dass auch nach bereits erfolgter Etablierung ein nicht zu vernachlässigender Teil der Vermehrung über Samen erfolgt. Zur langfristigen Aufrechterhaltung der Populationsstruktur besteht ein Nebeneinander der vegetativen und generativen Vermehrung. Unklar ist bislang, welche der beiden Ausbreitungsformen bei einer verbesserten Stickstoffversorgung der Vegetation an Bedeutung gewinnt.

Darüber hinausgehend gilt als nachgewiesen, dass die Reaktion der Vegetation auf zusätzlichen Stickstoffeintrag von der Basenversorgung des Untergrundes abhängt. Pflanzen können Stickstoff nur in mineralisierter Form aus der Bodenlösung aufzunehmen (Gerlach, 1973; Tamm, 1991). In Waldökosystemen geht der zuvor meist in organischer Form vorliegende Stickstoff durch Mineralisationsprozesse (Ammonifizierung, d.h. als Ammonium) in die Bodenlösung über, allerdings nehmen die meisten Pflanzen überwiegend Nitrat auf (Ausnahme: Säurezeiger wie z. B. *Vaccinium myrtillus*). Das Ammonium wird durch mikrobielle Nitrifikation in Nitrat umgewandelt, dieser Prozess ist allerdings vom pH-Wert abhängig: Im sauren Milieu ($\text{pH} < 5$; Scheffer und Schachtschabel, 2002) ist die Nitrifikation herabgesetzt; in der Bodenlösung überwiegt Ammonium. Da für nicht im extrem sauren Milieu wachsende Pflanzen eine Mischung von Ammonium und Nitrat zu der besten Stickstoffversorgung führt (Bogner, 1968; Runge und Rode, 1991) und im basischen Milieu durch stärkere mikrobielle Aktivität in den Böden eine rasche Umsetzung der Streu stattfindet (Bundesministerium für Ernährung Landwirtschaft und Forsten, 1996), ist auf den basenreichen Standorten mit einer zumeist ausreichenden Stickstoffversorgung der Vegetation zu rechnen (Thimonier et al., 1992; Diekmann und Dupre, 1997). Somit ist auf basischem Untergrund keine starke Reaktion der Bodenvegetation auf zusätzlich Düngegaben zu erwarten.

Diesen Überlegungen entsprechen die Ergebnisse vieler bislang auf saurem Untergrund durchgeführten Studien: So konnten z. B. Fischer (1993), Röder et al. (1996), Fischer (1999) und Lameire et al. (2000) Reaktionen der Waldbodenvegetation auf Stickstoffeinträge nachweisen, lediglich in der Studie von Hedl (2004) sind keine stickstoffbedingten Veränderungen nachweisbar, dieses führt der Autor allerdings auf Veränderungen in der Bewirtschaftung des untersuchten Waldes zurück. Auf basischem Untergrund durchgeführten Studien zeigten hingegen widersprüchliche Ergebnisse: So konnten Frielingsdorf und Fischer (1997, unveröffentlichter Forschungsbericht) in einem Zeitraum von fast fünf Jahrzehnten keine Vegetationsänderung nachweisen, wohl aber Diekmann und Dupre (1997), Kirby und Thomas (2000) und Hofmeister et al. (2002).

Hinweise auf den Einfluss des Untergrundes oder die Bedeutung der generativen Ausbreitung auf stickstoffbedingte Vegetationsveränderungen lassen sich durch Betrachtung der Reaktion von

Populationen (Parameter wie Wachstumsraten oder Geburtssterberaten) anstelle der gesamten Vegetation erkennen (McGraw und Fetcher, 1992). Ein experimenteller Ansatz – in Form eines Düngeexperimentes – bietet sich an.

Da bei Düngeexperimenten zumeist nur ein kurzer Untersuchungszeitraum betrachtet werden kann (begrenzt durch die Förderungsdauer der meisten Forschungsprojekte von nur drei Jahren), sind keine durch experimentell eingebrachten Stickstoff bedingten Auswirkungen auf die Artenzusammensetzung der Vegetation zu erwarten (Falkengren-Grerup, 1993; Muller, 1997; Schleppi et al., 1999a; Schleppi et al., 1999b), sofern die Düngung die aktuellen Einträge nicht um ein Vielfaches übersteigt (Ortloff und Schlaepper, 1996). Aus der Betrachtung von Einzelarten kann zwar deren spezifische Reaktion auf das zusätzliche Stickstoffangebot erkannt werden, eine Untersuchung mehrerer Arten oder die Zusammenführung mehrerer Einzelstudien ist jedoch sinnvoll, um die Reaktionen des Gesamtsystems zu verstehen. Diesem Ansatz folgt die Metaanalyse, welche aus drei Teilen besteht (Xiong und Nilsson, 1999) und auch im vorliegenden Fall angewendet wurde: Zunächst werden für jeden untersuchten Pflanzenparameter die Unterschiede zwischen der Kontrolle und den zwei Dünge Stufen durch eine Effektgröße dargestellt. In einem zweiten Schritt werden die Effektgrößen nach vegetativen und generativen Parametern bzw. nach auf basischem bzw. schwach saurem Untergrund wachsenden Pflanzen zusammengefasst. Abschließend werden in einer statistischen Analyse die kombinierten Effektgrößen auf Unterschiede untersucht.

6.5.2. Untersuchungsgebiete

Die Düngeexperimente wurden in drei Regionen Süd-Bayerns durchgeführt, die entlang eines Nord-Süd-Gradienten von zunehmendem Niederschlag und abnehmender mittlerer Jahrestemperatur liegen (Abb. 2, Tab. 46). In jeder Region liegt ein Untersuchungsgebiet auf basenreichem Untergrund und eines auf schwach saurem Untergrund (Tab. 48). Im Folgenden werden Gebiete auf basischem Untergrund mit einem b als Index gekennzeichnet, Gebiete auf schwach saurem Untergrund mit einem s. Dem Kap. 3 ist die Lage der Untersuchungsgebiete zu entnehmen (Abb. 36 bis Abb. 40: Die nördliche Region liegt im Bayerischen Jura bei Kelheim (D1_b= Kelheim Schanze, D2_s= Kelheim Platte), die mittlere auf der Würm-Endmoräne am Rande der Münchener Schotterebene bei Starnberg (G2_b= Starnberg Schlossberg, G1_s= Starnberg Weiherbuchet) und die südliche Region am Alpenrand beim Kochelsee bzw. Tegernsee (H1_b= Alpenrand Herrenberggleiten, M1_s= Alpenrand Schreibach).

Jedes der Gebiete wurde mit Hilfe von Vegetationsaufnahmen charakterisiert. Die Vegetationstabellen in Anhang 18 weisen die auf basischem Untergrund liegenden Wälder Kelheim Schanze (D1_b) und Starnberg Schlossberg (G2_b) als Hordelymo-Fagetum (Haargersten-Buchenwald), den untersuchten Wald Alpenrand Herrenberggleiten (H1_b) als dessen montane Ausprägung, ein Aposerido-Fagetum (Waldmeister-Buchenwald) mit Basenzeigern aus. Die auf schwach-saurem Untergrund stehenden Bestände wurden mit Hilfe der Vegetationstabellen in Anhang 19 im Fall der Gebiete Kelheim Platte (D2_s) und Starnberg Weiherbuchet (G1_s) als Galio odorati-Fagetum, also als eine Waldgesellschaft des standörtlichen Mittelbereiches, charakterisiert. Im Gebiet Starnberg Weiherbuchet (G1_s) sind allerdings einzelne Basenzeiger vorhanden, dieses spiegelt sich auch in einer im Vergleich zu den anderen als schwach-sauer charakterisierten Gebieten höhere Basensättigung wider (Tab. 48). Die Vegetation des Gebietes Alpenrand Schreibach (M1_s) entspricht wiederum der montanen Ausprägung des Galio odorati-Fagetum, dem Aposerido-Fagetum (Hainlattich-Tannen-Buchenwald) typicum (d.h. ohne Basenzeiger). Zur weiteren Beschreibung der Gebiete sei auf Tab. 46 mit einem Überblick über die Untersuchungsgebiete hinsichtlich der Bodentypen, Humusformen und ausgewählte Klimaparameter verwiesen.

Tab. 46: Bodentypen, Humusformen, Jahresniederschläge und mittlere Jahrestemperatur der sechs Untersuchungsgebiete. Die Daten stammen aus eigenen Erhebungen oder von Bayerischer Klimaforschungsverbund (1996). Bei den Gebietsbezeichnungen steht im Index ein b für basischen, ein s für schwach sauren Untergrund.

Abkürzung	Region	Gebiet	Substrat	Bodentyp	Humusform	Niederschlag (mm/Jahr)	Mittlere Jahres- temperatur (°C)
D1 _b	Kelheim	Schanze	Basenreich	Terra fusca- Rendzina	Mull	650-750	8-9
D2 _s	Kelheim	Platte	Neutral	Parabraunerde	Mull	650-750	8-9
G2 _b	Starnberg	Schlossberg	Basenreich	Terra fusca- Rendzina	Mull	950-1100	8-9
G1 _s	Starnberg	Weiherbuchet	Neutral	Terra fusca	Mull	950-1100	8-9
H1 _b	Alpenrand	Herrenbergleiten	Basenreich	Terra fusca	Mull	1300-1500	7-8
M1 _s	Alpenrand	Schreibach	Neutral	Braunerde	Mull bis Moder	1300-1500	5-6

6.5.3. Material und Methoden

6.5.3.1. Vegetations- und bodenkundliche Charakterisierung der Gebiete

Die Vegetation der Gebiete wurde pflanzensoziologisch erfasst. Dieses erfolgte durch Vegetationsaufnahmen auf 10 m x 10 m großen Flächen (Methode s. Kapitel 6.2.3.1.). Zur Bodenuntersuchung wurden in jedem Untersuchungsgebiet drei Mischproben, jeweils aus drei Einzelproben bestehend genommen (Methode s. Kapitel 6.2.3.2.) und analysiert.

6.5.3.2. Düngeexperiment

Zur Untersuchung des Einflusses von zusätzlich verfügbarem Stickstoff auf die Vegetation wurden Düngeexperimente durchgeführt. Da sich in Bayern der Stickstoffeintrag in Wälder zu ca. 60 % aus Ammonium und zu 40 % aus Nitrat zusammensetzt (Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, 2003), wurde dieses Verhältnis auch bei der Düngung der Untersuchungsflächen verwendet.

Düngung:

- o Die Düngung erfolgte mit Ammoniumnitrat (NH_4NO_3) und Ammoniumsulfat ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$) in zwei Dünge­stufen (30 kg/ha bzw. 60 kg/ha zusätzlicher Stickstoff), sowie einer Kontrolle (kein zusätzlicher Stickstoff). Beide Stoffe wurden im Verhältnis 4:1 gemischt.
- o Die erste Dünge­stufe von 30 kg/ha im Jahr orientiert sich am maximalen momentanen Stickstoffeintrag in Wälder. Dieser liegt in Bayern im Bereich von 5-30 kg/ha pro Jahr (Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, 2003).
- o An Waldrändern erreicht die Stickstoffdeposition in Nähe von Emittenten das bis zum Dreifachen der Bestandsdeposition. Die zweite Dünge­stufe liegt mit 60 kg/ha im mittleren Bereich dieser Eintragsspanne (15-87 kg/ha; Spangenberg, 2002a).

Die Dünge­menge wurde in zwei Dünge­vorgängen pro Jahr durch Ausbringung der Chemikalien in Granulat­form erreicht. Um eine gleichmäßige Düngung zu gewährleisten, wurden jeweils 8 m x 8 m große Flächen als Dünge­einheiten angelegt. Die Düngung erfolgte mit Hilfe einer Dünge­apparatur, die eine gleichmäßige Verteilung des Granulates gewährleistet (Abb. 101). In jedem Gebiet wurden zwei oder drei Flächen (abhängig von der Größe der homogenen Waldfläche) pro Dünge­stufe untersucht.



Abb. 101: Zur Düngung der Untersuchungsflächen verwendetet Düngemittelapparat.

Reaktionen der Pflanzen:

Der Einfluss der Stickstoffdüngung wurde auf Individuenebene analysiert. Hierzu erfolgte die Erhebung verschiedener Wachstumsparameter pro Pflanzenindividuum. Pro Fläche wurden 20 Individuen pro Art vermessen, deren Wuchsorte möglichst gleichmäßig über die Fläche verteilt sein sollten. Von Bäumen wurde jeweils 1,5 m Abstand gehalten, um eine mögliche Beeinflussung durch den Stammbau zu vermeiden (Jochheim, 1985). Für den Fall, dass auf den Flächen weniger als 20 Individuen vorhanden waren, wurden alle vorhandenen Pflanzen untersucht. Bei allen im Jahr 2002 gemessenen Pflanzen erfolgte eine Markierung mit Plastikstäbchen. In den folgenden Jahren (2003 und 2004) wurde jeweils das Individuum vermessen, dessen Wuchsort am nächsten an der Markierung lag.

Artenauswahl und gemessene Parameter:

Aus dem vorhandenen Artenpool der Untersuchungsgebiete wurden 11 Arten zur Untersuchung ausgewählt, welche drei verschiedene Wuchsformtypen repräsentieren:

- Die Pflanzen der ersten Einheit haben einen aufrechten Stängel.
- Die der zweiten besitzen einen stark verkürzten Spross, alle Blätter entspringen einem bodennahen Punkt.
- Die dritte Einheit besteht aus Grasartigen.

Bei jeder Pflanzenart wurden mehrere Parameter gemessen, die teils das vegetative, teils das generative Wachstum der Pflanzen beschreiben.

Die Zugehörigkeit der ausgewählten Pflanzen zu den Wuchsformgruppen und die Auswahl der Parameter ist Tab. 47 zu entnehmen.

Tab. 47: Unterschiedliche Arten des Düngexperimentes und gemessene Parameter. Angegeben sind die Zuordnungen der Arten zu den drei Wuchsformgruppen und die Charakterisierung der Parameter als vegetativ oder generativ. Bei folgenden Arten entsprechen die in der Tabelle aufgeführten Parameter folgenden Pflanzenmerkmalen: *Galium odoratum*: Blattanzahl → Fiederanzahl, Blattlänge → Fiederlänge; *Carex sylvatica*: Blütenzahl → Ährchenzahl; *Lathyrus vernus*: Blattlänge → Fiederlänge, Blattanzahl → Fiederanzahl; *Carex digitata*: Blütenanzahl → Blütenstandanzahl; *Bromus benekenii*: Blütenanzahl → Ährchenanzahl. Gruppe 1=Pflanzen mit ausgebildetem Stängel; Gruppe 2=Pflanzen ohne ausgebildetem Stängel; Gruppe 3=grasartige Pflanzen.

	Gruppe 1: Kräuter mit aufrechtem Stängel				Gruppe 2: Kräuter mit verkürztem Spross				Gruppe 3: Gräser/ Grasartige			
	<i>Lathyrus vernus</i>	<i>Symphytum tuberosum</i>	<i>Mercurialis perennis</i>	<i>Galium odoratum</i>	<i>Oxalis acetosella</i>	<i>Hepatica nobilis</i>	<i>Viola reichenbachiana</i>	<i>Bromus benekenii</i>	<i>Carex digitata</i>	<i>Carex sylvatica</i>	<i>Luzula sylvatica</i>	
Vegetative Parameter												
Blattanzahl	x	x	x	x	x	x	x	x			x	
Blattlänge	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	
Sprosshöhe	x	x	x	x								
Sprossanzahl								x	x	x		
Reproduktive Parameter												
Blütenanzahl	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Samenanzahl	x	x	x	x	x	x	x					
Ährchenlänge										x		
Blütenstandshöhe								x	x	x	x	

Abhängig vom lokalen Artenpool konnten nicht alle Pflanzenarten in jedem Gebiet betrachtet werden. Aufgeteilt nach den Gebieten wurden folgende Pflanzenarten untersucht:

- o Kelheim Schanze (D1_b): *Galium odoratum*, *Symphytum tuberosum*, *Lathyrus vernus*, *Hepatica nobilis* und *Bromus benekenii*.
- o Kelheim Platte (D2_s): *Galium odoratum*.
- o Starnberg Schlossberg (G2_b): *Mercurialis perennis*, *Viola reichenbachiana*, *Hepatica nobilis* und *Carex digitata*.
- o Starnberg Weiherbuchet (G1_s): *Galium odoratum*, *Viola reichenbachiana* und *Carex sylvatica*.
- o Alpenrand Herrenberggleiten (H1_b): *Galium odoratum*, *Mercurialis perennis*, *Viola reichenbachiana* und *Carex sylvatica*.
- o Alpenrand Schreibach (M1_s): *Luzula sylvatica* und *Oxalis acetosella*.

Parametervergleiche:

Jeder Parameter wurde nach Arten, Jahren, Gebieten, nicht blühenden bzw. blühenden Individuen und den drei Behandlungen (Kontrolle und zwei Düngestufen) separat betrachtet. Für jede dieser Gruppen (wenn N > 3) wurde der Mittelwert pro Parameter berechnet. Die Mittelwertberechnung erfolgte mit einem Messwert pro Pflanze. Waren pro Pflanze mehrere Messwerte eines Parameters vorhanden (z.B. mehrere Blattlängen) wurde aus den Einzelmessungen zunächst ein mittlerer Messwert berechnet.

Ein Vergleich der Mittelwerte zwischen den Düngestufen fand mit einer ANOVA bzw. bei nicht-parametrischer Verteilung der Werte mit einem Kruskal-Wallis-H-Test statt. Wurden signifikante Unterschiede gefunden, folgten Post-Hoc-Tests (LSD bzw. Mann-Whitney-U-Tests). Die U-Tests wurden zur Vermeidung einer Alphafehlerkumulierung Bonferroni-korrigiert. Die Berechnungen erfolgten mit dem Programm SPSS 12.0.

Wurden im Jahr 2002, also vor dem Beginn der Düngung, bei einem Parameter signifikante Unterschiede zwischen den Düngestufen und der Kontrolle gefunden, fand dieser bei den Auswertungen der Folgejahre keine Beachtung.

Effektgrößen:

Aus den Mittelwerten der Parameter lassen sich nach Arft et al. (1999) mit

$$E_1 = \ln\left(\frac{x_1}{x_0}\right) \text{ bzw. } E_2 = \ln\left(\frac{x_2}{x_0}\right) \quad (\text{Formel 16})$$

mit x_0 = Mittelwert der Düngestufe 0
 x_1 = Mittelwert der Düngestufe 1
 x_2 = Mittelwert der Düngestufe 2

Effektgrößen für jede Düngestufe berechnen. Die Effektgröße wird bei keinem Unterschied zwischen den Behandlungsstufen ($x_1 = x_0$ oder $x_2 = x_0$) Null. Aufbauend auf den Effektgrößen der einzelnen Parameter wurde für jede Art - aufgeteilt nach Gebieten, Jahren und nicht blühenden bzw. blühenden Individuen - eine mittlere Effektgröße der vegetativen bzw. generativen Parameter berechnet. Alle Berechnungen erfolgten mit Excel XP.

6.5.3.3. Metaanalyse

Die Metaanalyse erfolgte mit den mittleren Effektgrößen, getrennt nach generativen und vegetativen Parametern. Für jedes Gebiet und jede Art fließen eine mittlere Effektgröße für die generativen Parameter und zwei für die vegetativen Parameter (blühende und nicht blühende Pflanzen) ein. Die Berechnungen erfolgten mit dem Programm SPSS 12.0. Entsprechend der Fragestellung wurden folgende Metaanalysen getrennt nach Jahren und Düngestufen durchgeführt:

1. Gibt es Unterschiede in der Reaktion der Pflanzen auf Stickstoffzufuhr zwischen reproduktiven und vegetativen Parametern? (U-Test: Ist der Mittelwert der reproduktiven bzw. der vegetativen Parameter von Null unterschiedlich?)
2. Gibt es Unterschiede in der Reaktion der Pflanzen auf basischem bzw. schwach saurem Untergrund? (U-Test: Ist der Mittelwert der Pflanzen im Hordelymo-Fagetum bzw. Galio odorati-Fagetum von Null unterschiedlich?)

6.5.4. Ergebnisse

6.5.4.1. Nährstoffausstattung der Gebiete

Tab. 48 zeigt die Ergebnisse der Bodenanalysen; die Daten dienen der Charakterisierung der Gebiete. Die pH(KCl)-Werte liegen für die drei Gebiete mit schwach sauren Böden (Galio odorati-Fagetum bzw. Aposerido-Fagetum typicum) zwischen 3 und 4, im Gegensatz zu pH-Werten von über 5 in den übrigen Gebieten. Das Gebiet Starnberg Weiherbuchet (G1_s) besitzt im Vergleich zu Kelheim Platte (D2_s) und Alpenrand Schreibach (M1_s) einen erhöhten pH-Wert und auch eine höhere Basensättigung. Unterschiede sind außerdem bei den Elementvorräten der Kationen Aluminium und Eisen festzustellen. Diese sind in den Gebieten Kelheim Platte (D2_s) und Alpen Schreibach (M1_s) am höchsten, im Gebiet Starnberg Weiherbuchet (G1_s) ist im Vergleich zu Kelheim Schanze (D1_b), Starnberg Schlossberg (G2_b) und Alpen Herrenberggleiten (H1_b) noch ein erhöhter Vorrat von Aluminiumionen zu beobachten, aber nicht von Eisenionen. Für die übrigen Nährelemente sind zwischen den Gebieten keine systematischen Unterschiede zu erkennen.

Tab. 48: Ergebnisse der Bodenanalysen der sechs Untersuchungsgebiete. Dargestellt sind die aufsummierten Mittelwerte der Bodenschichten L/Of und 0-10 cm (Bei Feinerdeanteil, Skelettanteil, Basensättigung, C/N-Verhältnis und den pH-Werten nur für die Schicht 0-10 cm).

Gebiet	Mächtigkeit L/Of		Feinerdeanteil	Skelettanteil	PH (H ₂ O)	PH (KCl)	C/N	C	N	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	N-NO ₃ ⁻ +N-NH ₄ ⁺
	Schicht	cm	%	%				t/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha
Kelheim Schanze (D1 _b)	L/Of + 0-10	2	71	29	6,18	5,89	17,5	17,8	966,9	0,9	0,03	0,9
Kelheim Platte (D2 _s)	L/Of + 0-10	2	96	4	4,27	3,42	19,6	16,9	854,2	1,6	1,33	3,0
Sarnberg Schlossberg (G2 _b)	L/Of + 0-10	2	37	63	6,54	6,26	18,0	19,0	948,3	3,0	0,02	3,0
Sarnberg Weiherbucht (G1 _s)	L/Of + 0-10	2	76	24	4,93	3,91	14,3	15,5	1031,7	2,0	0,32	2,3
Alpenrand Herrenbergleit (H1 _b)	L/Of + 0-10	2	67	33	5,55	5,01	15,6	15,3	904,2	1,3	0,09	1,4
Alpenrand Schreibach (M1 _s)	L/Of + 0-10	1	96	4	4,01	3,18	15,5	17,0	1048,9	1,7	0,45	2,1

Gebiet	Schicht	Cl ⁻	P-H ₂ PO ₄ ⁻	S-SO ₄ ²⁻	Al ³⁺	Ca ²⁺	Fe ³⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Mn ²⁺	Na ⁺	Basensättigung
		kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	%
Kelheim Schanze (D1 _b)	L/Of + 0-10	5,2	0,8	2,5	5,0	2521,4	0,8	58,2	39,3	26,1	1,9	
Kelheim Platte (D2 _s)	L/Of + 0-10	3,1	0,6	2,5	213,9	408,9	15,1	25,7	18,8	73,7	1,1	40,9
Sarnberg Schlossberg (G2 _b)	L/Of + 0-10	3,9	0,7	1,6	0,2	1018,4	0,1	19,7	118,0	7,3	1,0	
Sarnberg Weiherbucht (G1 _s)	L/Of + 0-10	3,8	0,6	1,9	80,7	600,4	1,7	14,9	56,8	75,0	2,4	72,1
Alpenrand Herrenbergleit (H1 _b)	L/Of + 0-10	2,8	0,3	1,6	6,5	922,1	1,4	15,3	211,1	31,3	1,7	
Alpenrand Schreibach (M1 _s)	L/Of + 0-10	3,6	0,3	1,8	209,0	172,2	34,4	21,0	20,3	17,7	1,0	30,9

6.5.4. Parametervergleiche

Zunächst wurde überprüft, ob signifikante Effekte der Düngung auf die einzelnen Parameter zu finden sind. Da bei der Blattlänge der blühenden Individuen von *Galium odoratum* im Gebiet Kelheim Schanze (Anhang 18 und Anhang 19) bereits im Jahr 2002, also vor dem Beginn der Düngung, signifikante Unterschiede zwischen den Düngeinstufen und der Kontrolle gefunden wurden, fand diese bei den Auswertungen der Folgejahre keine Beachtung.

Aufgrund der großen Anzahl der gemessenen Parameter in verschiedenen Gebieten und bei unterschiedlichen Pflanzenarten sind im Folgenden nur ausgewählte Parameter in Abhängigkeit von Düngung - und getrennt nach den drei Jahren des Untersuchungszeitraums - graphisch dargestellt. Die Auswahl erfolgte so, dass repräsentative Beispiele des Gesamtdatensatzes dargestellt sind (Abb. 102 bis Abb. 105).

Aus der Artengruppe 1 (s. Tab. 47) wird beispielhaft der Effekt der Düngung auf die Blattlänge von *Galium odoratum* im Gebiet Kelheim Schanze (D1_b; Abb. 102) und die Blattlänge bzw. die Blütenanzahl von *Symphytum tuberosum* dargestellt (Abb. 103). Bei *Galium odoratum* konnte im ersten Jahr der Düngung eine Reaktion auf das zusätzliche Stickstoffangebot gefunden werden, signifikant werden die Unterschiede zwischen den beiden Düngeintensitäten allerdings erst im zweiten Jahr der Behandlung. Dieser klaren Reaktion stehen die Ergebnisse der dargestellten Parameter von *Symphytum tuberosum* entgegen. Bei dieser Art konnte zwar eine signifikante Zunahme der Blattlänge bei den nicht blühenden Pflanzen zwei Jahre nach Beginn der Behandlung gefunden werden, hingegen ist bei der Blattlänge der blühenden Individuen nur im ersten Jahr nach Beginn der Experimentes in der ersten Düngestufe ein signifikanter Effekt feststellbar. Bezüglich der Blütenanzahl konnten in keinem der drei Untersuchungsjahre signifikante Unterschiede zwischen den Jahren festgestellt werden.

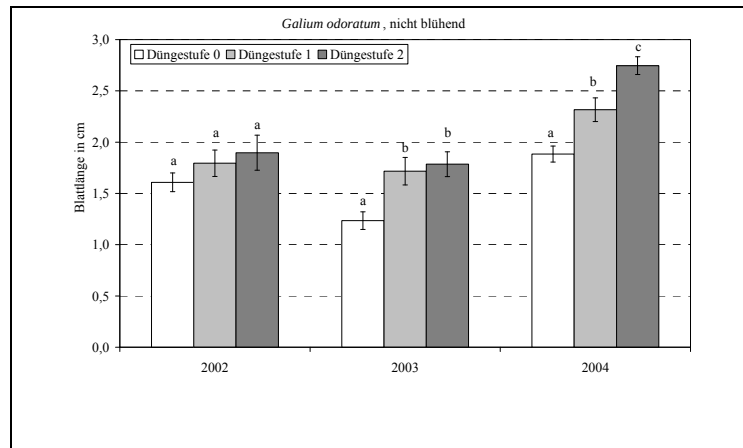


Abb. 102: Effekt der Düngung auf die Blattlänge bei nicht blühenden Individuen von *Galium odoratum* im Gebiet Kelheim Schanze. Die Düngestufen wurden nach Jahren getrennt auf Differenzen getestet; unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede der Blattlänge zwischen benachbarten Düngestufen.. Die den Graphen zugrunde liegenden Mittelwerte und Standardfehler sind in Tab. 49 zu finden.

Weitere Parameter der Art *Symphytum tuberosum* und die Reaktionen der Arten *Galium odoratum*, *Lathyrus vernus*, *Mercurialis perennis* sind Tab. 49 zu entnehmen, diese wurden zwar für die nachfolgenden Berechnungen (Metaanalysen) verwendet, sollen hier aber nicht näher beschrieben werden.

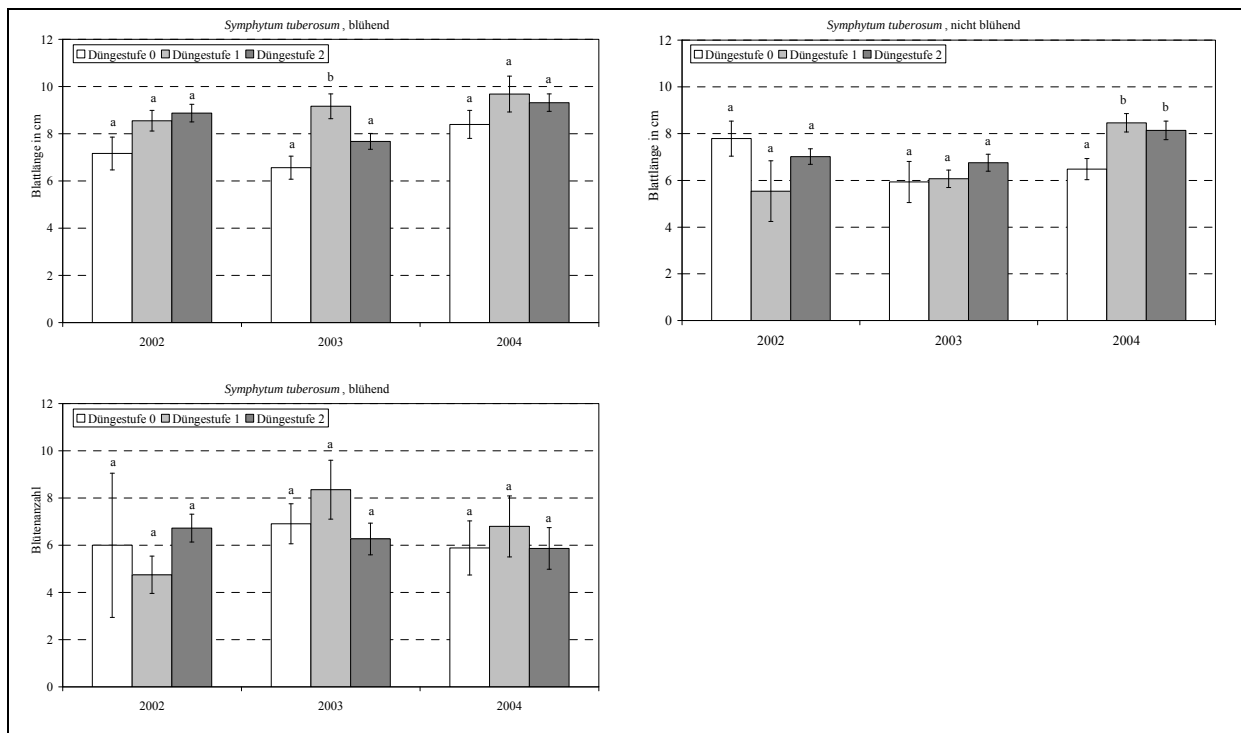


Abb. 103: Effekt der Düngung auf die Blattlänge bei nicht blühenden bzw. blühenden Individuen und die Blütenanzahl von *Symphytum tuberosum*. Die Düngestufen wurden nach Jahren getrennt auf Differenzen getestet; unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede des jeweiligen Parameters zwischen benachbarten Düngestufen. Die den Graphen zugrunde liegenden Mittelwerte und Standardfehler sind in Tab. 49 zu finden.

			<i>Galium odoratum</i>								<i>Symphytum tuberosum</i>				<i>Lathyrus vernus</i>				<i>Mercurialis perennis</i>															
Parameter	Jahr	D.	D1		basisch		H1	D2		basisch		G1	neutral		D1	basisch		D1	basisch		G2	basisch		H1	basisch									
			s	N	s	N		s	N	s	N		s	N		s	N		s	N		s	N		s	N	s	N	s	N				
Sprosshöhe	n.b.	2002	0	10.94	± 0.74	24	12.19	± 0.33	13	12.19	± 0.33	13	11.24	± 0.57	23	12.85	± 1.70	13	13.50	± 0.83	31	10.80	± 0.78	38	10.86	± 0.88	15	0.00	0					
			1	2.69	± 0.77	11	10.83	± 1.16	10.83	± 0.12	10.83	± 0.16	-0.12	10.80	± 0.50	30	-0.04	8.71	± 1.02	-0.38	12.32	± 0.90	23	10.80	± 1.20	31	0.09	11.38	± 0.74	8	0.05			
	2003	0	10.73	± 0.99	15	10.07	± 0.44	20	10.17	10.30	± 0.44	20	11.98	± 0.33	27	0.06	11.08	± 0.71	18	-0.15	13.51	± 0.84	22	0.00	10.29	± 1.54	12	0.05	11.39	± 0.51	27	0.05		
		1	9.96	± 0.76	19	8.04	± 0.56	12	8.04	± 0.56	12	9.70	± 0.54	25	14.75	± 3.22	6	12.05	± 0.68	28	12.04	± 0.81	40	9.31	± 1.28	8	0.00	9.31	± 1.28	8	0.00			
	2004	0	10.98	± 0.80	24	8.38	± 1.25	4	0.04	8.38	± 1.25	4	0.04	12.16	± 0.76	22	0.23	7.75	± 1.36	10	-0.64	14.36	± 0.68	28	0.18	10.51	± 0.75	27	-0.14	8.73	± 0.77	10	-0.06	
		1	11.25	± 0.73	14	0.15	10.50	± 0.74	13	0.27	10.50	± 0.74	13	0.27	11.94	± 0.74	25	0.21	10.77	± 1.37	13	-0.31	12.90	± 0.59	37	0.07	12.50	± 1.15	12	0.04	9.73	± 1.15	15	0.04
	b.	2002	0	10.44	± 0.42	35	6.46	± 0.91	9	6.46	± 0.91	9	9.90	± 0.39	50	11.20	± 0.93	10	12.01	± 0.56	37	12.52	± 0.52	46	8.47	± 0.68	16	0.00	8.47	± 0.68	16	0.00		
			1	11.55	± 0.55	37	0.10	9.63	± 0.78	8	0.40	9.63	± 0.78	8	0.40	12.58	± 0.49	34	0.04	12.77	± 1.09	13	0.13	12.74	± 0.48	39	0.06	12.33	± 0.72	27	-0.02	11.63	± 0.93	8
	Blattanzahl	n.b.	2002	0	13.71	± 0.75	14	14.50	± 1.50	2	14.50	± 1.50	2	15.38	± 0.99	17	17.33	± 1.76	3	16.58	± 1.44	9	19.35	± 1.16	11	0.21	19.35	± 1.16	11	0.21	19.35	± 1.16	11	0.21
				1	16.95	± 1.16	11	0.21	19.35	± 1.50	9	19.35	± 1.50	9	0.29	15.12	± 0.62	13	-0.02	17.67	± 1.86	12	19.75	± 1.35	17	0.17	19.75	± 1.35	17	0.17	19.75	± 1.35	17	0.17
		2003	0	17.04	± 1.42	12	0.22	17.75	± 0.66	12	17.75	± 0.66	12	0.20	16.14	± 0.83	14	0.05	19.17	± 1.08	12	19.72	± 1.02	16	0.08	19.72	± 1.02	16	0.08	19.72	± 1.02	16	0.08	
			1	13.50	± 0.69	7	10.30	± 1.61	3	10.30	± 1.61	3	15.57	± 1.34	7	17.86	± 1.12	11	19.13	± 0.86	12	19.13	± 0.86	12	19.13	± 0.86	12	19.13	± 0.86	12	19.13	± 0.86	12	19.13
		2004	0	17.65	± 1.26	10	0.27	13.63	± 2.79	4	13.63	± 2.79	4	17.63	± 0.92	12	0.12	21.74	± 1.16	16														

146

Bromus benekenii, Vertreter der Gruppe mit grasartigen Pflanzen, zeigt bezüglich des Parameters Blattanzahl sowohl bei den blühenden, als auch bei den nicht blühenden Individuen eine Reaktion auf die Düngung (Abb. 105, oben). Dieser Effekt ist in der zweiten Düngestufe stärker ausgeprägt als in der ersten und sowohl im ersten als auch im zweiten Jahr nach Beginn des Experimentes nachweisbar. Das zusätzliche Stickstoffangebot hat keinen Einfluss auf den generativen Parameter Blütenstandshöhe (Abb. 105, unten). Die Reaktionen weitere Parameter dieser Art und der anderen Arten der Artengruppe 3 sind in Tab. 51 zusammengefasst.

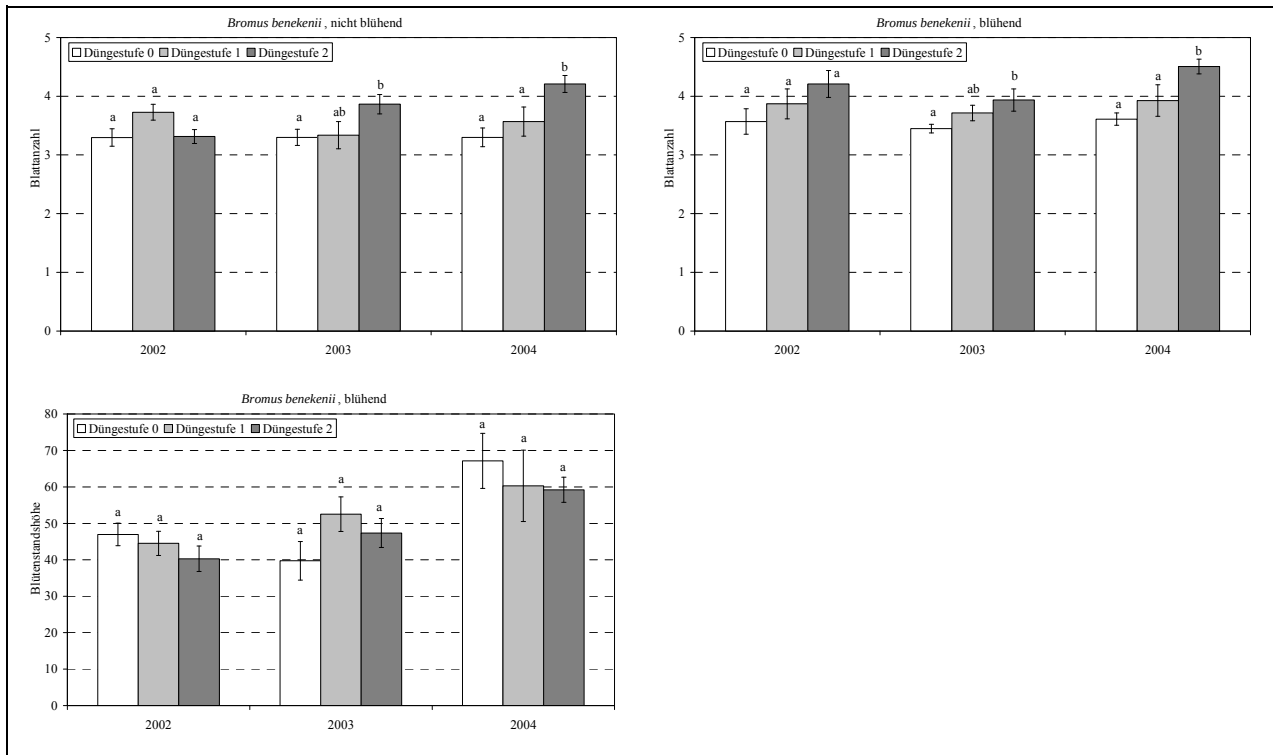


Abb. 105: Effekt der Düngung auf die Blattanzahl bei nicht blühenden bzw. blühenden Individuen und die Blütenstandslänge von *Bromus benekenii* im Gebiet Starnberg Weiherbuchet. Die Düngestufen wurden nach Jahren getrennt auf Differenzen getestet; unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede des jeweiligen Parameters zwischen benachbarten Düngestufen. Die den Graphen zugrunde liegenden Mittelwerte und Standardfehler sind in Tab. 51 zu finden.

Tab. 51: Mittelwerte (x), Standardfehler (s) und Effektgrößen (E) der gemessenen Parameter der Pflanzen der Gruppe 3. Die Arten sind nach Untersuchungsgebieten aufgeteilt, die Parameter nach Jahren, Düngestufen (D.), nicht blühenden (n.b.) bzw. blühenden (b.) Individuen.

Parameter	Jahr	D.	<i>Carex sylvatica</i>				<i>Bromus benekenii</i>				<i>Luzula sylvatica</i>				<i>Carex digitata</i>			
			H1		basisch		D1		basisch		M1		neutral		G2		basisch	
			x	s	N	E	x	s	N	E	x	s	N	E	x	s	N	E
Sproßanzahl	n.b.	2002	0	3,00 ± 0,82	6	X	3,00 ± 0,31	7	X						2,45 ± 2,22	20	X	
			1	3,00 ± 1,00	4	0,00	3,39 ± 0,40	18	0,12						2,82 ± 0,30	11	0,14	
			2	3,00 ± 0,48	12	0,00	5,00 ± 0,90	18	0,51						2,13 ± 0,44	8	-0,14	
		2003	0	2,50 ± 0,96	4	X	3,80 ± 0,59	10	X						2,64 ± 0,28	11	X	
			1	1,67 ± 0,33	6	-0,41	2,11 ± 0,51	9	-0,59						3,30 ± 0,45	10	0,22	
			2	2,33 ± 0,40	12	-0,07	3,38 ± 0,68	13	-0,12						2,00 ± 0,00	2		
		2004	0	2,25 ± 0,25	4	X	3,93 ± 0,53	15	X						2,15 ± 0,19	13	X	
			1	5,00 ± 4,00	2		3,63 ± 0,64	8	-0,08						2,20 ± 0,20	5	0,02	
			2	2,00 ± 0,45	10	-0,12	4,92 ± 0,75	13	0,22						1,67 ± 0,33	3		
		b.	2002	0	4,60 ± 0,48	10		4,31 ± 0,77	16						2,13 ± 0,25	24	X	
			1	4,56 ± 0,97	9	-0,01	4,83 ± 1,54	6	0,11						1,95 ± 0,29	19	-0,09	
			2	4,67 ± 0,44	18	0,01	3,89 ± 1,06	9	-0,10						2,17 ± 0,17	6	0,02	
		2003	0	5,00 ± 0,88	13	X	5,62 ± 1,00	13	X						2,22 ± 0,18	41	X	
			1	6,89 ± 1,06	9	0,32	5,71 ± 0,57	7	0,02						2,30 ± 0,39	20	0,04	
			2	5,71 ± 0,78	17	0,13	6,00 ± 0,96	11	0,07						1,71 ± 0,29	7	-0,26	
		2004	0	5,21 ± 0,53	14	X	4,10 ± 0,69	10	X						2,41 ± 0,20	34	X	
			1	6,91 ± 0,73	11	0,28	5,71 ± 0,99	7	0,33						1,87 ± 0,23	23	-0,25	
			2	5,62 ± 1,05	13	0,07	3,75 ± 0,62	16	-0,09						1,36 ± 0,20	11	-0,57	
Blattanzahl	n.b.	2002	0			X	3,30 ± 0,15	29	X		11,99 ± 0,75	32			17,99 ± 0,65	44	X	
			1				3,73 ± 0,13	23	0,12		10,50 ± 0,59	34	-0,13		16,81 ± 0,68	31	-0,07	
			2				3,31 ± 0,12	31	0,01		11,03 ± 0,46	39	-0,08		19,69 ± 1,50	16	0,09	
		2003	0			X	3,30 ± 0,14	27	X		8,84 ± 0,46	28			16,73 ± 0,75	43	X	
			1				3,34 ± 0,23	11	0,01		8,44 ± 0,56	31	-0,05		15,95 ± 0,67	26	-0,05	
			2				3,87 ± 0,16	22	0,16		8,86 ± 0,45	38	0,00		17,12 ± 1,87	9	0,02	
		2004	0			X	3,30 ± 0,16	25	X		6,24 ± 0,42	13			15,26 ± 0,62	39	X	
			1				3,57 ± 0,25	11	0,08		7,25 ± 0,61	17	0,15		14,31 ± 0,57	22	-0,06	
			2				4,21 ± 0,15	16	0,24		7,83 ± 0,64	14	0,23		17,50 ± 1,61	3		
		b.	2002	0		X	3,57 ± 0,22	15	X		9,67 ± 1,30	7			21,99 ± 0,96	25	X	
			1				3,87 ± 0,25	6	0,08		11,17 ± 1,89	5	0,14		20,80 ± 0,86	19	-0,06	
			2				4,21 ± 0,23	9	0,16		12,00 ± 0,00	1			23,21 ± 1,04	7	0,05	
		2003	0			X	3,45 ± 0,07	13	X		8,93 ± 0,77	9			17,89 ± 0,77	43	X	
			1				3,72 ± 0,13	6	0,07		7,07 ± 1,01	7	-0,23		18,21 ± 1,01	21	0,02	
			2				3,94 ± 0,19	10	0,13		11,00 ± 2,00	2			20,23 ± 1,12	7	0,12	
		2004	0			X	3,61 ± 0,11	10	X		6,17 ± 0,65	7			16,06 ± 0,65	34	X	
			1				3,93 ± 0,27	7	0,08		7,50	1			14,57 ± 0,65	24	-0,10	
			2				4,51 ± 0,13	16	0,22						18,41 ± 1,74	11	0,14	
Blattlänge	n.b.	2002	0	23,99 ± 3,66	6	X					21,82 ± 1,24	32						
			1	28,71 ± 6,08	4	0,18					20,16 ± 1,11	34	-0,08					
			2	30,63 ± 1,81	12	0,24					17,98 ± 1,07	39	-0,19					
		2003	0	25,54 ± 2,86	4						18,72 ± 1,35	28						
			1	29,36 ± 6,32	6	0,14					19,24 ± 1,20	31	0,03					
			2	23,77 ± 2,09	10	-0,07					16,22 ± 1,31	38	-0,14					
		2004	0	24,58 ± 2,61	4	X					15,84 ± 1,42	13						
			1	28,94 ± 3,06	2						16,61 ± 1,52	17	0,05					
			2	21,37 ± 1,86	10	-0,14					16,57 ± 1,81	14	0,04					
		b.	2002	0	24,83 ± 2,53	10					25,70 ± 3,01	7						
			1	29,52 ± 1,92	7	0,17					24,67 ± 3,15	5	-0,04					
			2	28,73 ± 0,92	18	0,15					36,00	1						
		2003	0	20,99 ± 1,46	13						19,27 ± 1,43	9						
			1	23,42 ± 1,54	9	0,11					16,25 ± 4,16	7	-0,17					
			2	24,92 ± 1,23	16	0,17					15,75 ± 0,75	2						
		2004	0	18,88 ± 1,13	14	X					18,35 ± 1,92	7	X					
			1	22,58 ± 1,65	12	0,18					17,75	1						
			2	23,47 ± 1,13	12	0,22												
Blütenanzahl	b.	2002	0	4,10 ± 0,38	10	X	10,43 ± 0,53	15	X		29,33 ± 1,98	6	X		2,04 ± 0,18	25	X	
			1	4,00 ± 0,49	7	-0,02	12,50 ± 1,02	6	0,18		26,80 ± 4,97	5	-0,09		2,00 ± 0,24	19	-0,02	
			2	4,22 ± 0,19	18	0,03	14,38 ± 1,96	8	0,32						1,50 ± 0,19	7	-0,31	
		2003	0	3,46 ± 0,46	13	X	9,62 ± 0,61	10	X		25,00 ± 11,36	3	X		2,32 ± 0,17	43	X	
			1	4,44 ± 0,29	9	0,25	13,64 ± 2,87	6	0,35		43,20 ± 11,94	5			2,67 ± 0,26	21	0,14	
			2	3,69 ± 0,30	16	0,06	11,75 ± 0,71	10	0,20						1,86 ± 0,26	7	-0,22	
		2004	0	4,29 ± 0,19	14	X	11,65 ± 0,82	10	X		32,67 ± 5,04	3	X		2,45 ± 0,20	34	X	
			1	4,18 ± 0,26	11	-0,03	13,79 ± 1,88	7	0,17		29,00	1			2,34 ± 0,28	24	-0,05	
			2	3,83 ± 0,21	12	-0,11	12,84 ± 0,61	16	0,10						3,39 ± 0,54	11	0,32	
		2002	0	3,24 ± 0,15	10	X												
			1	3,66 ± 0,28	7	0,12												
			2	3,29 ± 0,20	18	0,02												
		2003	0	2,52 ± 0,13	13	X												
			1	3,00 ± 0,23	9	0,18												
			2	2,76 ± 0,15	16	0,09												
		2004	0	2,49 ± 0,11	14	X												
			1	2,89 ± 0,17	11	0,15												
			2	3,13 ± 0,15	12	0,23												
Blütenstands- höhe	b.	2002	0	56,85 ± 4,93	10	X	46,97 ± 3,09	15	X		72,17 ± 2,17	6	X					
			1	55,22 ± 6,71	7	-0,03	44,50 ± 3,32	6	-0,05		65,60 ± 4,33	5	-0,10					
			2	53,24 ± 4,58	18	-0,07	40,28 ± 3,49	9	-0,15									
		2003	0	47,81 ± 2,89	13	X	39,73 ± 5,29	10	X		38,00 ± 13,32	3	X					
			1	48,67 ± 5,84	9	0,02	52,53 ± 4,76	6	0,28		52,20 ± 5,14	5						
			2	45,32 ± 3,04	16	-0,05	47,35 ± 3,97	10	0,18									
		2004	0	36,07 ± 2,21	14	X	67,15 ± 7,55	10	X		68,67 ± 0,33	3	X					
			1	34,82 ± 3,97	12	-0,04	60,29 ± 9,80	7	-0,11		49,00	1						

Wie aus Abb. 102 bis Abb. 105 sowie Tab. 49 bis Tab. 51 bis ersichtlich ist, reagieren die untersuchten Parameter bei den verschiedenen Arten und in den unterschiedlichen Gebieten nicht einheitlich. So ist z. B. bei *Symphytum tuberosum* bei den Parametern Blattlänge und Blütenanzahl keine stetige Zunahme bei zunehmendem Stickstoffangebot feststellbar (Abb. 103), ebenso zeigt die Blattanzahl bei *Viola reichenbachiana* eine uneinheitliche Entwicklungstendenz, die in keinem Fall signifikant wird (Abb. 104). Von den Beispielsarten zeigen lediglich *Bromus benekenii* bei der Blattanzahl und *Galium odoratum* bei der Blattlänge eine signifikant positive Reaktion auf erhöhtes Stickstoffangebot (Abb. 105). Die Blütenstandshöhe zeigt keine signifikante Veränderung. Für jedes dieser beschriebenen Reaktionsmuster lassen sich weitere Beispiele bei den nur in Tabellenform dargestellten Parametern finden. Auf den ersten Blick lassen sich aber einheitliche Entwicklungsrichtungen nicht erkennen. Für alle signifikant reagierenden Parameter sind die Effektgrößen in Tab. 52 zusammengestellt.

Tab. 52: Parameter mit signifikanten Unterschieden zwischen den Düngestufen und Darstellung der Effektgrößen E_1 und E_2 . Aufgeteilt nach Arten und Gebieten sind die signifikant ($p < 0,05$) unterschiedlichen Parameter (n.b.=nicht blühend; b.=blühend) angegeben (ANOVA bzw. H-Test; Anhang 20). Effektgrößen wurden nur im Fall eines signifikant unterschiedlichen Post-Hoc-Tests (Anhang 21) angegeben.

Art	Gebiet	signifikante Parameter	E_1 (2003)	E_2 (2003)	E_1 (2004)	E_2 (2004)
<i>Galium odoratum</i>	D1 _b	Sprosshöhe, n.b.				0,29
		Blattlänge, n.b.	0,33	0,37	0,21	0,38
	D2 _s	Blattanzahl, n.b.				0,14
		Sprosshöhe, n.b.	0,23	0,21	0,24	
	H1 _b	Sprosshöhe, n.b.		0,27	0,40	0,34
		Sprosshöhe, b.			0,29	0,41
<i>Mercurialis perennis</i>	D1 _b	Blattlänge, n.b.	0,34	0,29	0,44	0,45
	H1 _b	Sprosshöhe, n.b.			0,32	0,21
<i>Symphytum tuberosum</i>	D1 _b	Blattlänge, n.b.			0,27	0,23
		Blattlänge, b.			0,14	
	D1 _b					
<i>Lathyrus vernus</i>	D1 _b					
<i>Viola reichenbachiana</i>	G2 _b	Blattlänge, n.b.				0,17
	G1 _s					
	H1 _b	Blattlänge, n.b.				0,21
<i>Hepatica nobilis</i>	D1 _b	Blattlänge, n.b.			0,13	0,17
	G2 _b					
<i>Oxalis acetosella</i>	M1 _s					
<i>Carex sylvatica</i>	H1 _b	Blattlänge, b.				0,22
		Samenanzahl				0,23
<i>Bromus benekenii</i>	D1 _b	Blattanzahl, n.b.		0,16	0,08	0,24
		Blattanzahl, b.		0,13		0,02
<i>Luzula sylvatica</i>	M1 _s					
<i>Carex digitata</i>	G2 _b	Sprossanzahl, b.				-0,52
		Blattanzahl, b.				0,14

Wie aus Tab. 52 ersichtlich sind im Jahr 2003 (ein Jahr nach Düngebeginn) nur bei *Galium odoratum* und *Bromus benekenii* signifikante Einflüsse der Düngung festzustellen. Im folgenden Jahr wurden für *Galium odoratum*, *Mercurialis perennis*, *Symphytum tuberosum*, *Viola reichenbachiana*, *Hepatica nobilis*, *Carex sylvatica*, *Bromus benekenii* und *Carex digitata* Unterschiede zwischen den Düngestufen gefunden. Allerdings reagieren die Arten nicht in allen Untersuchungsgebieten. So sind für *Mercurialis perennis* nur im Gebiet Alpen Herrenberggleiten (H1_b) und für *Viola reichenbachiana* nur in den Gebieten Starnberg Schanze (G2_b) und Alpen Herrenberggleiten (H1_b) signifikante Effekte zu beobachten.

Auffällig ist, dass es sich bei fast allen reagierenden Parametern (mit Ausnahme der Ährchenlänge bei *Carex sylvatica*) um Parameter des vegetativen Wachstums handelt. Weiterhin zeigt Tab. 52, dass die Pflanzen auf die höhere Düngegabe häufig nicht stärker reagieren als auf die niedrigere. So sind z.B. die Effektgrößen bei geringerer Düngung für die Sprosshöhen von *Galium odoratum* im Gebiet Starnberg Weiherbuchet (G1_s; 2003) und im Gebiet Alpen Herrenberggleiten (H1_b; 2004), für *Mercurialis perennis* im Gebiet Alpen Herrenberggleiten (H1_b; 2004) nicht signifikant unterschiedlich zu den Effektgrößen der 2. Düngestufe, ebenso wie die Blattlänge von *Galium odoratum* im Gebiet Alpen Herrenberggleiten (H1_b; 2003) und *Symphytum tuberosum* im Gebiet Kelheim Schanze (D1_b; 2004). Aus den uneinheitlichen Reaktionen der Arten auf die Düngung lassen sich nicht unmittelbar Entwicklungstendenzen ableiten. Deshalb wurden weitergehende Analysen nach dem Metaanalysenansatz durchgeführt.

6.5.4.3. Metaanalyse

Für die Metaanalysen wurden die Effektgrößen aus Tab. 49 bis Tab. 51 verwendet. Diese Effektgrößen wurden nach vegetativen und generativen Parametern getrennt: Für jede Art erfolgte für jedes Gebiet und jedes Jahr die Berechnung einer mittleren Effektgröße für alle vegetativen bzw. generativen Parameter. Diese allen weiteren Auswertungen zugrunde liegenden mittleren Effektgrößen sind in Anhang 22 zu finden. Mit den mittleren Effektgrößen aller Arten und Gebiete wurden Tests auf Unterschiede von Null durchgeführt. Die Ergebnisse sind in Abb. 106 dargestellt.

Im Jahr 2002 (vor Beginn der Düngexperimente) sind erwartungsgemäß keine Unterschiede zwischen den Düngestufen zu erkennen. Auch in den Jahren 2003 und 2004 sind für die Effektgrößen der generativen Parameter keine signifikanten Unterschiede zu erkennen, wohl aber für die Effektgrößen der vegetativen Parameter. Da festgestellt wurde, dass die reproduktiven Parameter nicht auf zusätzliche Stickstoffdüngung reagieren, wurden die weiteren Analysen nur mit den Effektgrößen der vegetativen Parameter durchgeführt.

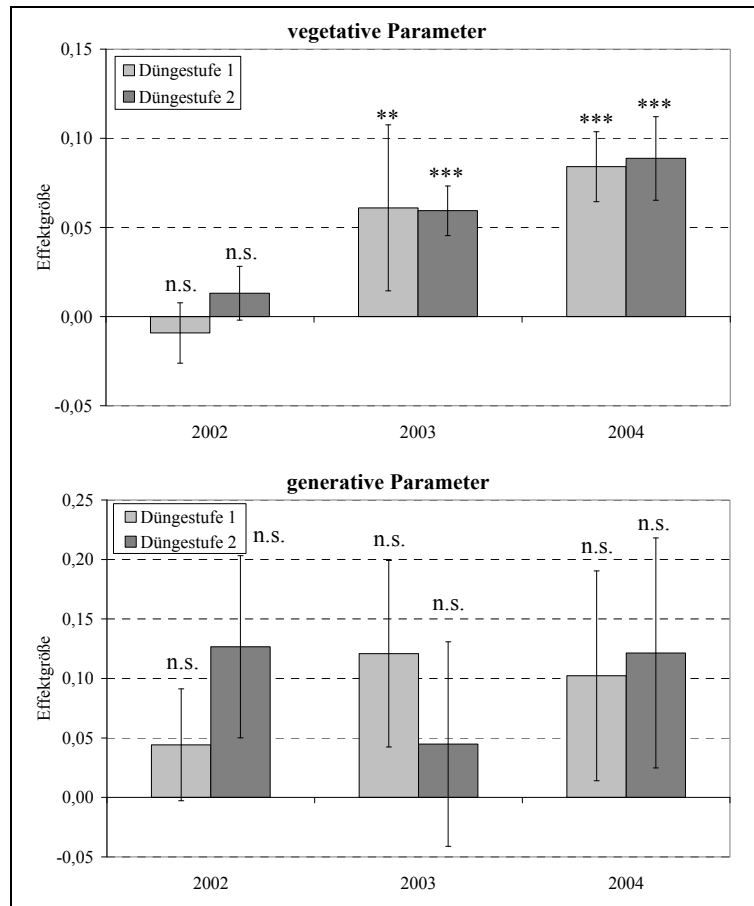


Abb. 106: Einfluss der Stickstoffdüngung auf vegetative (oben) bzw. generative Parameter (unten). Die Parameter aller untersuchten Arten wurden zu einer mittleren Effektgröße zusammengefasst, diese sind nach Jahren getrennt dargestellt, Standardfehler sind angegeben. Die angegebenen Signifikanzen (n.s. = nicht signifikant; *** hoch signifikant) beziehen sich auf Unterschiede von Null (vgl. 6.2.2.3., Anhang 23).

Wie bei der ersten Metaanalyse wurden auch für die zweite die mittleren Effektgrößen auf beiden Substraten verglichen; hierbei wurden die Unterschiede zwischen den auf schwach saurem Untergrund wachsenden Waldmeister-Buchenwäldern (*Galio odorati*-Fagetum) und den auf basischem Untergrund stockenden Haargersten-Buchenwäldern (*Hordelymo*-Fagetum) herausgearbeitet (Statistik s. Anhang 24).

Wie Abb. 107 zeigt, gibt es bereits im Jahr 2002, also vor Beginn der Düngung, Unterschiede zwischen den Flächen der ersten Düngestufe des *Galio odorati*-Fagetum und in der zweiten Düngestufe des *Hordelymo*-Fagetum. Aufgrund dieser nicht auf die Düngung zurückzuführenden Unterschiede der Effektgrößen von Null wurden die Analysen der Jahre 2003 und 2004 nicht zur Basis Null, sondern auf Basis der Mittelwerte von 2002 durchgeführt. Auf dieser Basis konnten im Jahr 2003 signifikante Unterschiede nur für die erste Düngestufe des *Hordelymo*-Fagetum gefunden werden. Im Jahr 2004 waren die Unterschiede für alle Düngestufen und beide Gesellschaften vorhanden, wobei die zweite Düngestufe im *Hordelymo*-Fagetum weniger stark reagiert als die erste. Die Unterschiede zwischen den beiden Düngestufen sind allerdings zu keinem Zeitpunkt signifikant.

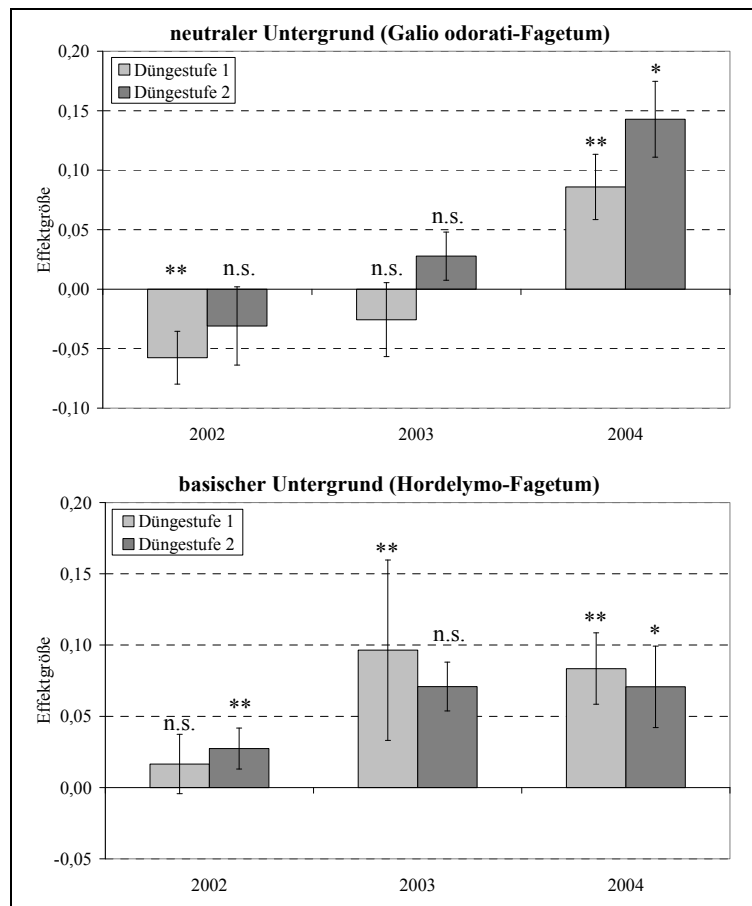


Abb. 107: Einfluss der Stickstoffdüngung auf die Arten des Galio odorati-Fagetum (oben) bzw. des Hordelymo-Fagetum (unten). Die Parameter aller untersuchten Arten wurden zu einer mittleren Effektgröße zusammengefasst, diese sind nach Jahren getrennt dargestellt, Standardfehler sind angegeben. Die angegebenen Signifikanzen (n.s. = nicht signifikant; * signifikant; ** deutlich signifikant) beziehen sich auf Unterschiede von Null (bzw. zur Basis des Jahres 2002, s. Anhang 24).

6.5.5. Diskussion

Durch die Metaanalysen konnte erkannt werden, dass innerhalb des zweijährigen Düngezeitraums lediglich die vegetativen Wachstumsparameter auf zusätzlichen Stickstoffeintrag reagieren. Allerdings wurden keine Unterschiede in Abhängigkeit zu der Düngeintensität gefunden. Bereits ein geringer zusätzlicher Stickstoffeintrag äußert sich in einem verstärkten vegetativen Pflanzenwachstum. Eine Sättigung scheint schon bei einem zusätzlichen jährlichem Eintrag von 15 kg/ha erreicht zu sein; es gibt keine signifikanten Unterschiede zwischen den beiden Düngeufen.

Dass lediglich die vegetativen Parameter auf zusätzliches Stickstoffangebot reagieren, ist konsistent mit den Ergebnissen der Gradientenanalyse mit Hilfe von funktionellen Merkmalen. Sowohl der Vergleich im Stickstoffgradienten, als auch die Reaktionen der Pflanzen auf ein experimentell erhöhtes Stickstoffangebot lassen erkennen, dass die durch vegetative Wachstumsparameter beschriebene Konkurrenzstärke für die Vegetationsdifferenzierung am bedeutsamsten ist. Entgegen diesen Ergebnissen konnten verschiedene Autoren anderer Studien allerdings eine Zunahme der Anzahl der Blütenprosse (John und Turkington, 1997) bzw. der blühenden Individuen (Falkengren-Grerup, 1993) finden.

In diesen Studien, aber auch in den Ergebnissen dieser Untersuchung sind große Schwankungen zwischen den einzelnen Jahren erkennbar (Abb. 107), unten). Möglich ist, dass sich in diesen

Schwankungen kurzzeitige Reaktionen der Vegetation widerspiegeln (van den Bergh, 1979; transient dynamics nach Tilman, 1988a). Um langfristige Trends zu erkennen, bedarf es einer zeitlichen Ausweitung der Experimente. Sollte sich zusätzlicher Stickstoffeintrag auf die Blütenzahl (und damit auch auf einen verstärkten Samenansatz?) auswirken, wäre dessen Bedeutung allerdings nur für eine weniger gut mit Stickstoff versorgte Vegetation von Belang, da nur hier eine lückige Vegetationsdecke und somit gute Etablierungsbedingungen für Keimlinge vorherrschen (s. auch Kap. 6.4.4.). Zusammenfassend lässt sich allerdings feststellen, dass in Waldökosystemen die Bedeutung des vegetativen Wachstums bei einer verbesserten Stickstoffverfügbarkeit gegenüber der Bedeutung der generativen Vermehrung überwiegt (Eriksson, 1989).

Die Pflanzen scheinen nur eine begrenzte Menge zusätzlichen Stickstoff umsetzen zu können, da zwischen der ersten und der zweiten Düngestufe keine signifikanten Unterschiede festzustellen sind. Möglicherweise werden andere Nährelemente als Stickstoff zum wachstumslimitierenden Faktor (Falkengren-Grerup und Schottelndreier, 2004). Zur Erklärung dieses Phänomens kann der Vergleich von Wäldern, die auf basischem bzw. schwach saurem Untergrund stocken, beitragen.

So ist auf basischen Substrat ($\text{pH}(\text{KCl}) > 5$), was dem Silikat- bis Calciumcarbonatpufferbereich entspricht (Bundesministerium für Ernährung Landwirtschaft und Forsten, 1996), kein Unterschied zwischen der ersten und der zweiten Düngestufe festzustellen (Abb. 107, unten). Anders in den auf schwach saurem Untergrund wachsenden Wäldern. Auch hier sind zwar keine signifikanten Unterschiede zwischen den Düngestufen feststellbar, aber als Trend ist eine kontinuierliche Zunahme der Effektgröße mit zunehmender Dauer des Experimentes zu finden, die zweite Düngestufe reagiert jeweils stärker als die erste (Abb. 107, oben).

Auf basenreichem Untergrund deutet die ähnliche Reaktion der Vegetation auf beide Intensitäten der Düngegaben darauf hin, dass die Pflanzen den in der zweiten Düngestufe zusätzlich angebotenen Stickstoff nicht mehr verwerten können. Reaktionen auf zusätzlichen Stickstoffeintrag wären nur zu erwarten, wenn das System nicht stickstoffgesättigt und damit das Pflanzenwachstum stickstofflimitiert wäre. Eine Düngegabe von 15 kg/ha scheint bei dem vorhandenen Stickstoffvorräten der Böden auszureichen, um das System auf basischem Untergrund zu sättigen. Das Wachstum der Pflanzen der Gebiete auf basischem Substrat scheint also durch andere Nährstoffe als Stickstoff begrenzt zu sein. Dieses deckt sich mit den Beobachtungen von Thimonier et al. (1992) und Diekmann und Dupre (1997), die für basische (nicht durch Trockenheit beeinflusste) Standorte eine allenfalls geringe Reaktion der Vegetation auf vermehrten Stickstoffeintrag finden konnten.

Pflanzen können nur mineralisierten Stickstoff aus der Bodenlösung aufnehmen (Gerlach, 1973; Tamm, 1991). In Waldökosystemen geht der zuvor meist in organischer Form vorliegende Stickstoff durch Mineralisationsprozesse (Ammonifizierung, d.h. als Ammonium) in die Bodenlösung über; allerdings nehmen die meisten Pflanzen überwiegend Nitrat auf (Ausnahme: Säurezeiger wie z.B. *Vaccinium myrtillus*). Das Ammonium wird durch mikrobielle Nitrifikation in Nitrat umgewandelt, dieser Prozess ist allerdings vom pH-Wert abhängig: Im sauren Milieu ($\text{pH} < 5$; Scheffer und Schachtschabel, 2002) ist die Nitrifikation herabgesetzt; in der Bodenlösung überwiegt Ammonium. Da für nicht im extrem sauren Milieu wachsende Pflanzen eine Mischung von Ammonium und Nitrat zu der besten Stickstoffversorgung führt (Bogner, 1968; Runge und Rode, 1991), und im basischen Milieu durch die hohe Pufferkapazität der Böden eine rasche Umsetzung der Streu durch Mikroorganismen stattfindet (Bundesministerium für Ernährung Landwirtschaft und Forsten, 1996), ist auf den basenreichen Standorten mit einer guten Nährstoffversorgung und einer allenfalls geringen Stickstofflimitierung der Vegetation zu rechnen. Die Reaktionen der Pflanzen auf zusätzliches Stickstoffangebot fallen allenfalls - wie auch beobachtet - gering aus.

Im schwach sauren Bereich, wo die größten Zuwachsraten beobachtet werden konnten, ist die Stickstoffmineralisation herabgesetzt (diese nimmt unterhalb eines pH-Wertes von 5 ab; Scheffer und Schachtschabel, 2002). Die kontinuierliche Zunahme der Effektgröße über beide Jahre der Düngung und der Trend zu einer stärkeren Reaktion der Pflanzen auf höhere Düngegaben deutet auf eine Stickstofflimitierung in den Untersuchungsgebieten mit pH-Werten kleiner 5 hin; schwach saure

Böden sind von Natur aus häufig stickstofflimitiert (Scheffer und Schachtschabel, 2002). Im Bereich der hier vorherrschenden pH-Werte ist zwar die mikrobielle Nitrifikation von Stickstoff herabgesetzt, allerdings erlangt die Nitrifikation durch Pilze eine Bedeutung (Scheffer und Schachtschabel, 2002), so dass die Stickstofflimitierung der Pflanzen nicht aufgrund einer fehlenden Umwandlung in Nitrat zustande kommt, sondern durch die verminderte Mineralisation.

Mit Hilfe des Düngeexperimentes konnte bestätigt werden, dass sich Anpassungsprozesse an eine bessere Stickstoffversorgung durch Parameter des vegetativen Wachstums beschreiben lassen. Generative Vermehrung und das damit verbundene Ausbreitungspotential spielen kurz- bis mittelfristig, wenn überhaupt, nur eine untergeordnete Rolle. Ob die Vegetation auf ein zusätzliches Angebot von Stickstoff überhaupt reagiert, hängt von der Stickstofflimitierung des Standortes ab: Auf saurem Untergrund lässt sich durch zusätzliche Stickstoffgaben ein vermehrtes Wachstum initiieren; auf basischem Substrat ist allenfalls eine geringe Reaktion feststellbar. Die basischen Substrate scheinen ausreichend mit Stickstoff versorgt zu sein.

6.6. STICKSTOFF-APPLIKATION UNTER KONTROLLIERTEN BEDINGUNGEN (GEWÄCHSHAUS-EXPERIMENT)

6.6.1. Einleitung

In der vorliegenden Arbeit konnte bisher mit Hilfe der PFT-Analysen gezeigt werden, dass sich Arten mit ähnlichen Arteigenschaften nach zusätzlichem Stickstoffeintrag vergleichbar entwickeln. Zudem hat ein Freilandexperiment ergeben, dass sich Stickstoff vor allem auf das vegetative Wachstum der Pflanzen auswirkt. Mit Hilfe der bisher dargestellten Untersuchungen lassen sich Aussagen über das Verhalten der Pflanzen unter Bedingungen der interspezifischen Konkurrenz machen, um die Prozesse einer Vegetationsveränderung aber vollständig zu verstehen, ist auch eine Betrachtung der physiologischen Leistungsfähigkeit, und insbesondere deren Vergleich mit der ökologischen Valenz notwendig.

Ausgehend von den auch schon im Freilandexperiment verwendeten Artengruppen soll im Folgenden mit Hilfe eines Gewächshausexperimentes die unterschiedliche Entwicklung von Einzelarten exemplarisch analysiert werden. Untersucht werden jeweils eine Art mit bzw. ohne ausgebildeten Stängel, sowie eine Grasartige. Das Ziel des Experimentes ist es, unter kontrollierten Bedingungen die verschiedenen Reaktionen von Einzelarten bzw. Artenkombinationen auf zusätzliche Stickstoffgaben zu zeigen. Hierzu werden die Arten zum einen in Monokultur, zum anderen in Mischkultur betrachtet, um einerseits Aussagen über die physiologische Valenz der Arten machen zu können (Ellenberg, 1952; Bogner, 1968) und andererseits den Einfluss der Konkurrenz auf die Arten einzubeziehen (Austin et al., 1988).

6.6.2. Material und Methoden

Als Versuchspflanzen wurden *Carex sylvatica*, *Galium odoratum* und *Viola reichenbachiana* gewählt. Diese stammen aus dem Kranzberger Forst bei Freising, wo sie im Frühjahr 2004 entnommen wurden. Um zu Beginn des Experimentes vergleichbare Ausgangsbedingungen zu haben, wurde bei der Auswahl der Pflanzen darauf geachtet, dass alle eine ähnliche Größe hatten. Dieses wurde anhand der Sprosslänge, Rhizomgröße bzw. der Blattanzahl beurteilt. Die Kultur fand auf gewaschenem Silikatsand als Substrat statt. Um die Beschattung der Pflanzen durch das Kronendach des Waldes zu simulieren, wurde das Gewächshaus schattiert.

Die Pflanzen wurden in 1,5 l Pflanzgefäßen mit 13 cm Durchmesser kultiviert. Jedes Pflanzgefäß enthielt drei Pflanzen. Die Gefäße standen in Wannen mit einem Wasserspiegel von 3 cm Höhe; dieser wurde alle 2 Tage kontrolliert und gegebenenfalls aufgefüllt. Während der Dauer des Experimentes

wurden die Töpfe alle 2 Wochen umgestellt, um eventuelle Beschattungsunterschiede im Gewächshaus auszugleichen.

6.6.2.1. Experimentelles Design

Die Pflanzen wurden in zwei verschiedenen Zusammenstellungen kultiviert:

- als „Monokultur“ jeweils drei Individuen der gleichen Art je Pflanzgefäß,
- als „Mischkultur“ jeweils ein Individuum jeder der drei Arten je Pflanzgefäß.

In jeder Kulturform gab es - entsprechend dem Freilandexperiment - zwei verschiedene Stickstoffdüngungen sowie eine Kontrollbehandlung ohne Düngegabe (Abb. 108). Die Höhe der Stickstoffgabe in der Düngestufe 1 orientiert sich an einer Bestandesdeposition von 30 kg/ha Stickstoff pro Jahr, die Düngestufe 2 liegt mit 60 kg/ha pro Jahr im Bereich der Einträge an Waldrändern in der Nähe von Emittenten. Die Monokulturen wurden pro Art 9-mal wiederholt, die Mischkultur 12-mal.

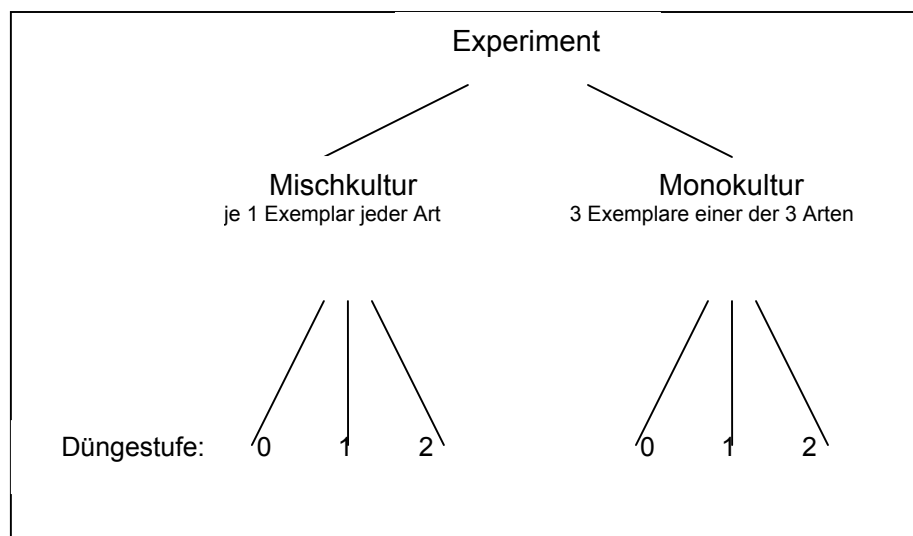


Abb. 108: Versuchsdesign des Gewächshausexperimentes

Die Düngung erfolgte (ebenfalls wie im Freilandexperiment) mit einer Lösung von Ammoniumnitrat (NH_4NO_3) und Ammoniumsulfat ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$) in den jeweiligen Düngekonzentrationen. Appliziert wurden die Stickstoffmengen in 12 Düngergaben mit je 25 ml wässriger Lösung (Tab. 53). Nach Beginn des Experimentes erfolgte eine Düngung der Versuchspflanzen im Abstand von 14 Tagen. Beim Düngevorgang wurde darauf geachtet, die für jeden Topf erforderliche Menge gleichmäßig auf alle 3 Individuen zu verteilen. Der Versuch wurde zwischen Anfang März und Mitte Juli 2003 durchgeführt.

Tab. 53: Düngelösung bei einem simulierten Eintrag von 60 kg/ha (der Eintrag von 60 kg/ha entspricht 0,08 g N pro Topf bei einer Topffläche von 0,0133 m²). Für die Düngestufe 1 (30 kg/ha) wurden die Mengen der entsprechenden Lösung halbiert.

	Chemikalie in Düngelösung [g/l]	Chemikalie [g/Topf*Düngung] bei 12 Düngungen zu je 25 ml	Chemikalie gesamt [g/Topf]	Stickstoff [g/Topf]
NH_4NO_3	0,608	0,015	0,182	0,064
$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	0,252	0,006	0,075	0,016
Summe				0,08

6.6.2.2. Biomasse

Zur Bestimmung der produzierten Biomasse (ober- und unterirdisch) wurde das Pflanzenmaterial nach 16 Wochen beerntet. Das Erntegut wurde bei 45 °C im Trockenschrank bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und anschließend gewogen. Um neben der reinen Biomassebestimmung auch noch differenziertere Wachstumsparameter zu erhalten, wurden vor der Ernte verschiedene vegetative und, soweit möglich, generative Parameter gemessen. Die Auswahl der Parameter orientierte sich an dem im vorangegangenen Kapitel dargestellten Freilandexperiment.

6.6.2.3. Auswertung

Die statistische Untersuchung der Daten in Hinblick auf Unterschiede zwischen den Düngevarianten erfolgte getrennt für jede Art und jede Kulturform entsprechend der in Kapitel 5.2.3. beschriebenen Methoden.

6.6.3. Ergebnisse

Monokultur:

In der Kulturvariante Monokultur konnten für alle drei Arten signifikante Unterschiede zwischen den verschiedenen Behandlungen gefunden werden (s. Anhang 25 bis Anhang 30). So war für *Carex sylvatica* ein positiver Einfluss der Düngung auf Sprossanzahl, maximale Blattlänge und oberirdische Biomasse nachzuweisen (Abb. 109). Eine entsprechende Entwicklung wurde bei *Galium odoratum* für die Parameter Sprossanzahl, Sprosshöhe und Wirtelanzahl pro Spross festgestellt (Abb. 110). Etwas anders reagiert *Viola reichenbachiana*: Hier zeigen nur die oberirdische Biomasse und das Verhältnis von ober- zu unterirdischer Biomasse positive Reaktion auf zusätzlich N-Zufuhr, die Blattanzahl pro Spross hingegen negative; die Parameter Sprossanzahl und Sprosshöhe zeigen in der ersten Düngestufe ein im Vergleich zur Kontrolle verstärktes Wachstum an, in der zweiten Düngestufe allerdings eine Repression (Tab. 56, Abb. 111).

Tab. 54: Mittelwerte der untersuchten Parameter bei *Carex sylvatica*. Angegeben sind die arithmetischen Mittel, die Anzahl der Wiederholungen und die Standardfehler (s).

<i>Carex sylvatica</i> , Mischkultur									
Düngung	0			1			2		
	Mittelwert	N	s	Mittelwert	N	s	Mittelwert	N	s
Sprossanzahl	1,10	10	0,10	2,50	10	0,52	3,00	10	0,49
maximale Blattlänge (cm)	19,00	10	0,96	23,30	10	1,79	25,10	10	1,70
Oberirdische Biomasse (g)	0,14	10	0,02	0,12	10	0,02	0,17	10	0,03
Biomasse der Wurzeln (g)	0,02	8	0,01	0,02	4	0,02	0,02	10	0,00
Verhältnis	11,50	7	3,05	4,07	2	0,93	10,05	8	1,94
<i>Carex sylvatica</i> , Monokultur									
Düngung	0			1			2		
	Mittelwert	N	s	Mittelwert	N	s	Mittelwert	N	s
Sprossanzahl	1,33	8	0,14	2,58	8	0,37	3,38	8	0,32
maximale Blattlänge (cm)	23,88	8	2,05	32,38	8	0,84	36,63	8	1,79
Oberirdische Biomasse (g)	0,63	8	0,14	1,02	8	0,14	1,61	8	0,15
Biomasse der Wurzeln (g)	0,31	8	0,07	0,43	8	0,06	0,50	8	0,05
Verhältnis	5,81	8	3,11	3,09	8	0,32	3,81	8	0,44

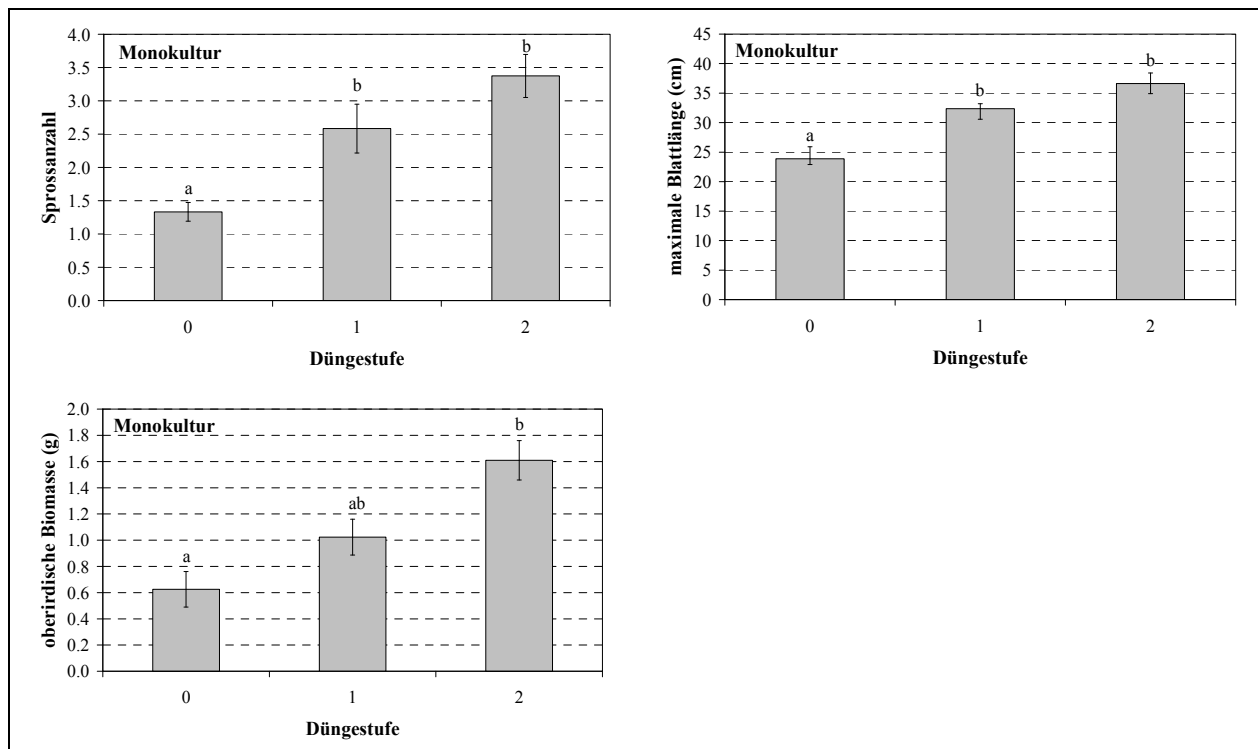


Abb. 109: Parameter mit signifikanten Unterschieden zwischen den drei Düngevarianten in Monokultur bei *Carex sylvatica*. Unterschiedliche Buchstaben bezeichnen signifikante Unterschiede hinsichtlich des jeweiligen Parameters zwischen benachbarten Düngeufen. Den Abbildungen liegen die Daten aus Anhang 25 zu Grunde, die Ergebnisse der Tests auf Unterschiede zwischen den Behandlungen sind Anhang 25, die der Post-Hoc-Tests Anhang 26 zu entnehmen.

Tab. 55: Mittelwerte der untersuchten Parameter bei *Galium odoratum*. Angegeben sind die arithmetischen Mittel, die Anzahl der Wiederholungen und die Standardfehler (s).

***Galium odoratum*, Mischkultur**

Behandlung	0			1			2		
	Mittelwert	N	s	Mittelwert	N	s	Mittelwert	N	s
Sprossanzahl	1.20	10	0.13	1.33	9	0.17	1.60	10	0.22
Sprosshöhe (cm)	10.95	10	0.81	11.89	9	0.90	12.70	10	1.34
Wirtelanzahl	3.00	10	0.21	3.33	9	0.24	4.30	10	0.37
maximale Fiederlänge (cm)	2.50	10	0.10	2.62	9	0.11	2.71	10	0.12
Fiederanzahl	6.40	10	0.16	7.00	9	0.29	7.30	10	0.21
Oberirdische Biomasse (g)	0.51	10	0.08	1.08	10	0.21	1.38	10	0.26
Biomasse der Wurzeln (g)	0.31	10	0.06	0.37	10	0.09	0.37	10	0.07
Verhältnis	1.75	10	0.09	4.52	10	1.01	4.58	10	0.84

***Galium odoratum*, Monokultur**

Behandlung	0			1			2		
	Mittelwert	N	s	Mittelwert	N	s	Mittelwert	N	s
Sprossanzahl	1.17	8	0.08	1.96	8	0.26	2.23	8	0.40
Sprosshöhe (cm)	11.06	8	0.76	12.56	8	0.69	14.13	8	0.72
Wirtelanzahl	3.75	8	0.25	5.38	8	0.18	5.75	8	0.41
maximale Fiederlänge (cm)	2.84	8	0.23	3.21	8	0.19	3.20	8	0.22
Fiederanzahl	7.88	8	0.13	8.00	8	0.00	7.88	8	0.30
Oberirdische Biomasse (g)	0.14	8	0.02	0.24	8	0.05	0.24	8	0.04
Biomasse der Wurzeln (g)	0.05	8	0.01	0.06	8	0.02	0.06	8	0.01
Verhältnis	3.79	8	0.49	6.00	8	0.99	4.19	8	0.76

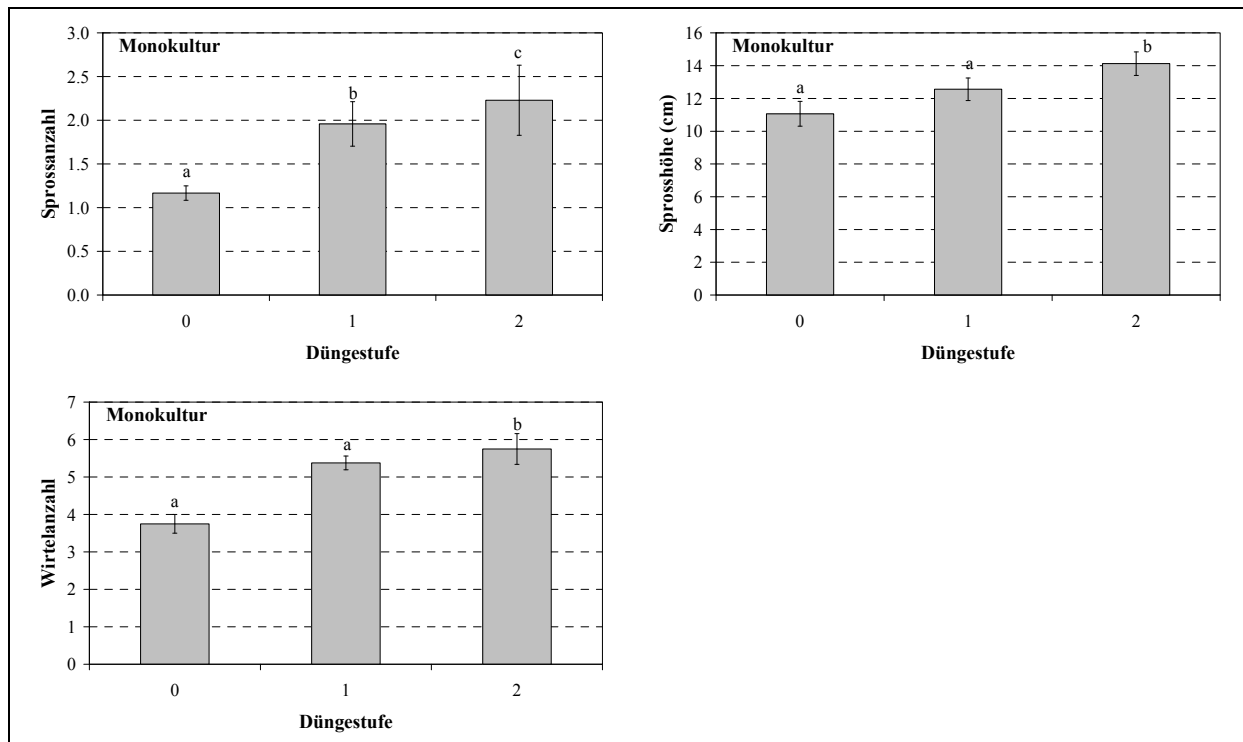


Abb. 110: Parameter mit signifikanten Unterschieden zwischen den drei Düngestufen in Monokultur bei *Galium odoratum* (Anhang 27 und Anhang 28). Unterschiedliche Buchstaben bezeichnen signifikante Unterschiede des jeweiligen Parameters zwischen benachbarten Düngestufen.

Tab. 56: Mittelwerte der untersuchten Parameter bei *Viola reichenbachiana*. Angegeben sind die arithmetischen Mittel, die Anzahl der Wiederholungen und die Standardfehler (s).

<i>Viola reichenbachiana</i>, Mischkultur									
Düngung	0			1			2		
	Mittelwert	N	s	Mittelwert	N	s	Mittelwert	N	s
Sprossanzahl	2,00	8	0,27	2,00	10	0,26	1,50	10	0,17
Sprosshöhe (cm)	1,94	8	0,55	2,50	10	0,39	2,20	10	0,34
Blattanzahl	5,88	8	0,48	6,40	10	0,48	5,00	10	0,68
maximale Blattlänge (cm)	1,86	8	0,15	2,11	10	0,12	1,92	10	0,19
Blütenanzahl	1,50	2	0,50	3,50	4	1,19	1,50	2	0,50
Fruchtanzahl	1,50	2	0,50	4,00	3	1,53	1,50	2	0,50
Oberirdische Biomasse (g)	0,07	10	0,02	0,12	8	0,04	0,11	10	0,02
Biomasse der Wurzeln (g)	0,06	10	0,02	0,06	8	0,02	0,04	10	0,01
Verhältnis	2,30	9	0,70	2,10	8	0,24	3,22	9	0,46

<i>Viola reichenbachiana</i>, Monokultur									
Düngung	0			1			2		
	Mittelwert	N	s	Mittelwert	N	s	Mittelwert	N	s
Sprossanzahl	1,96	8	0,17	2,27	8	0,18	1,38	8	0,18
Sprosshöhe (cm)	4,19	8	0,47	5,13	8	0,48	3,19	8	0,59
Blattanzahl	12,63	8	0,73	10,25	8	0,82	9,25	8	0,53
maximale Blattlänge (cm)	2,80	8	0,19	2,94	8	0,19	2,64	8	0,20
Blütenanzahl	4,00	8	0,65	4,88	8	0,61	2,71	7	0,47
Fruchtanzahl	3,50	8	0,68	4,86	7	0,67	2,67	6	0,56
Oberirdische Biomasse (g)	0,15	8	0,03	0,21	8	0,02	0,22	8	0,02
Biomasse der Wurzeln (g)	0,11	8	0,02	0,10	8	0,02	0,07	8	0,01
Verhältnis	1,91	8	0,40	2,50	8	0,20	4,94	8	0,94

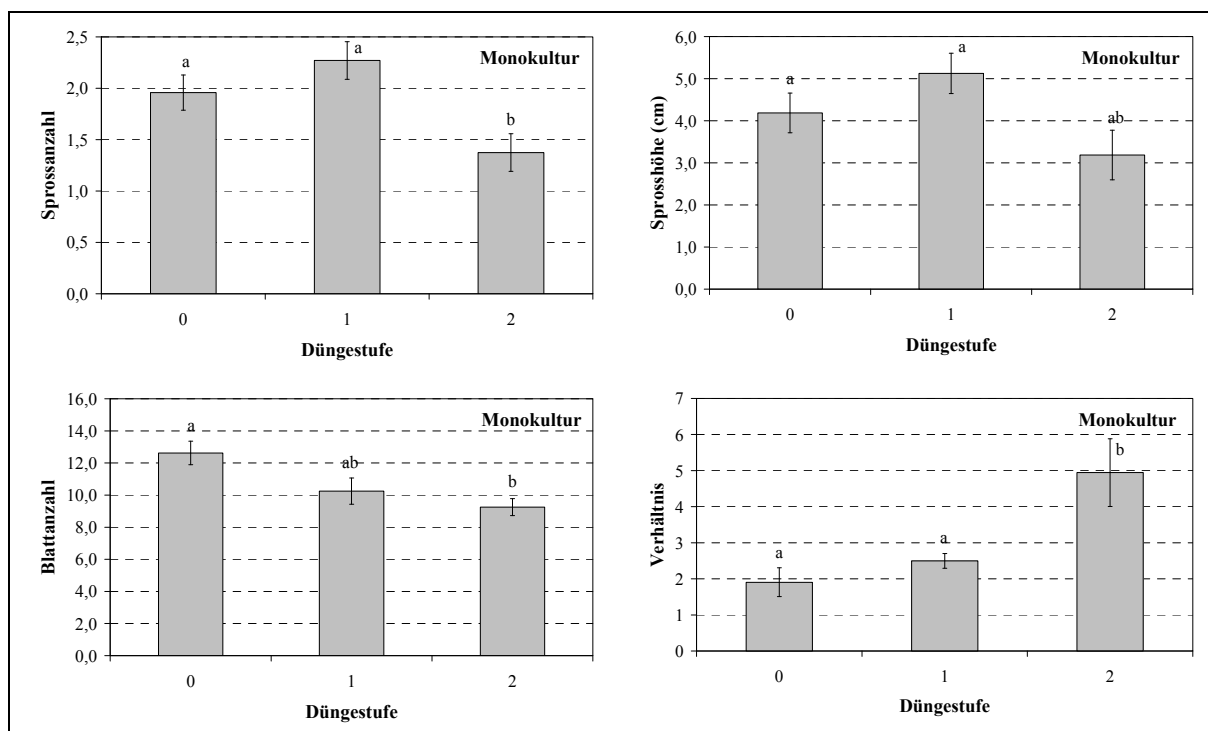


Abb. 111: Parameter mit signifikanten Unterschieden zwischen den drei Düngevarianten in Monokultur bei *Viola reichenbachiana*. Unterschiedliche Buchstaben bezeichnen signifikante Unterschiede hinsichtlich des jeweiligen Parameters zwischen benachbarten Düngevarianten. Mit „Verhältnis“ ist das Verhältnis der ober- zur unterirdischen Biomasse gemeint. Den Abbildungen liegen die Daten aus Tab. 56 zu Grunde, die Ergebnisse der Tests auf Unterschiede zwischen den Behandlungen sind Anhang 29, die der Post-Hoc-Tests Anhang 30 zu entnehmen.

Mischkultur:

In der Mischkultur ergeben sich für die Arten *Carex sylvatica* und *Galium odoratum* vergleichbare Ergebnisse. So ist bei *Carex sylvatica* ein positiver Effekt der Düngung auf die Parameter Sprossanzahl und maximale Blattlänge festzustellen (Anhang 25, Anhang 26 Abb. 112) bei *Galium odoratum* auf Wirtelanzahl pro Spross, Fiederanzahl pro Wirtel, die oberirdische Biomasse sowie das Verhältnis der ober- zur unterirdischen Biomasse. Im Gegensatz zur Monokultur konnten für *Viola reichenbachiana* für keinen Parameter signifikanten Unterschiede zwischen den Behandlungsvarianten gefunden werden (Anhang 29).

Vergleich Mono- und Mischkultur:

Vergleicht man die Größe der Pflanzen zwischen den beiden Kulturvarianten, so ist für *Carex sylvatica* und *Viola reichenbachiana* festzustellen (Anhang 25, Anhang 29 Tab. 56), dass die Pflanzen in Monokultur größer sind als in Mischkultur, wogegen für *Galium odoratum* ein umgekehrtes Ergebnis zu finden ist (Tab. 55).

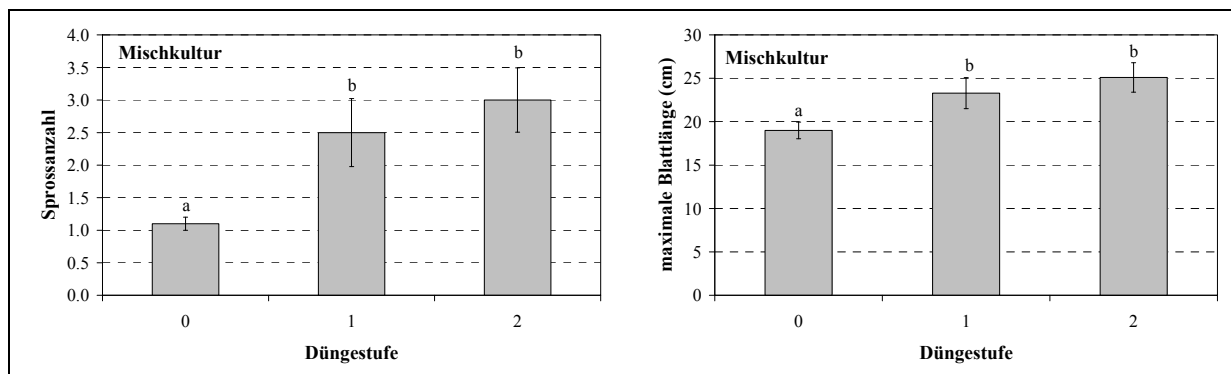


Abb. 112: Parameter mit signifikanten Unterschieden zwischen den drei Düngewarianten in Mischkultur bei *Carex sylvatica*. Unterschiedliche Buchstaben bezeichnen signifikante Unterschiede hinsichtlich des jeweiligen Parameters zwischen benachbarten Düngestufen. Den Abbildungen liegen die Daten aus Anhang 25 zu Grunde, die Ergebnisse der Tests auf Unterschiede zwischen den Behandlungen sind Anhang 25, die der Post-Hoc-Tests Anhang 26 zu entnehmen.

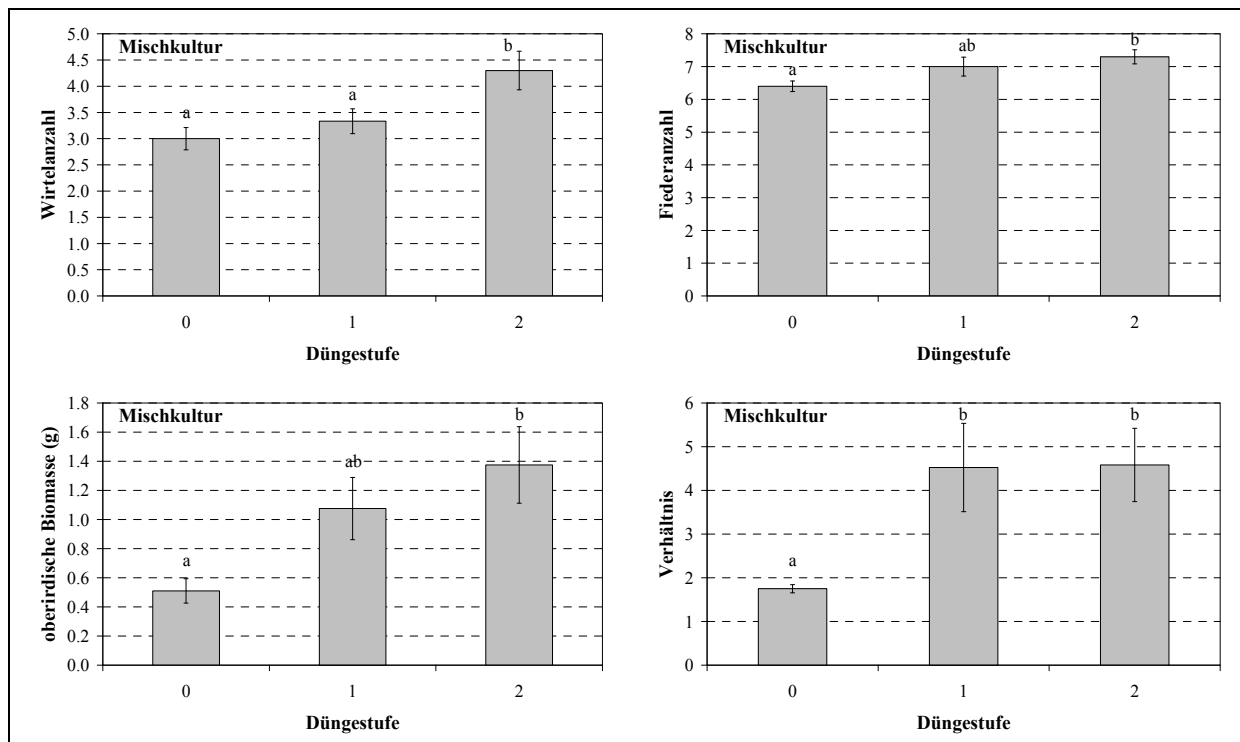


Abb. 113: Parameter mit signifikanten Unterschieden zwischen den drei Düngestufen in Mischkultur bei *Galium odoratum*. Unterschiedliche Buchstaben bezeichnen signifikante Unterschiede hinsichtlich des jeweiligen Parameters zwischen benachbarten Düngestufen. Mit „Verhältnis“ ist das Verhältnis der ober- zur unterirdischen Biomasse gemeint.

6.6.4. Diskussion

Mittels des Gewächshausexperimentes lässt sich zeigen, dass die drei untersuchten Arten auf zusätzlich verfügbaren Stickstoff unterschiedlich reagieren. Es konnten zudem Unterschiede in den Reaktionen zwischen der Kultur unter Konkurrenzausschluss („Monokultur“) und unter Einbeziehung der Konkurrenz („Mischkultur“) gefunden werden. Auch wenn durch die drei verschiedenen Düngestufen lediglich ein kleiner Bereich der natürlich vorkommenden Verfügbarkeitsbedingungen mit Stickstoff abgebildet werden kann, lassen sich doch Unterschiede in der physiologischen Leistungsfähigkeit der Pflanzen und ihrer ökologischen Valenz nachweisen.

So zeigen *Carex sylvatica* und *Galium odoratum* in Monokultur ein verstärktes Wachstum bei höheren Stickstoffgaben. Anders *Viola reichenbachiana*, bei der zwischen der Kontrolle und der ersten Düngestufe keine signifikanten Unterschiede im Wachstum zu beobachten sind, bei der zweiten Düngestufe sogar eine Wachstumsdepression eintritt. *Carex sylvatica* und *Galium odoratum* können den zusätzlichen Stickstoff also ausnutzen und in zusätzliche Biomasse investieren, wogegen *Viola reichenbachiana* die zusätzlichen Düngegaben nicht zu nutzen vermag bzw. sogar im Wachstum gehemmt wird. Bei dieser Art nimmt bei zusätzlichem Stickstoffeintrag die Biomasse der Wurzeln im Verhältnis zur oberirdischen Biomasse ab; vergleichbare Reaktionen wurden auch schon von Bogner (1968) beschrieben.

In Mischkultur zeigt sich für *Carex sylvatica* ein mit der Monokultur vergleichbares Verhalten: zusätzlicher Stickstoffdüngung führt zu einem verstärkten Wachstum, welches allerdings von der ersten zur zweiten Düngestufe nicht weiter zunimmt. Ein verstärktes Wachstum in Mischkultur ist auch bei *Galium odoratum* zu beobachten; diese Art reagiert auch in der zweiten Stufe der Düngung mit einer weiteren Biomassesteigerung. *Viola reichenbachiana* dagegen kann von den zusätzlichen

Stickstoffgaben in Monokultur nicht profitieren, es sind bei keinem der untersuchten Parameter signifikante Unterschiede zwischen den Behandlungen zu erkennen.

Aus diesen Reaktionen der drei untersuchten Arten lässt sich ableiten, dass unter Bedingungen der interspezifischen Konkurrenz *Galium odoratum* und *Carex sylvatica* zusätzlichen Stickstoff in Form von gesteigertem Wachstum (und somit Konkurrenzkraft) ausnutzen; diese beiden Arten gehören zu den „Gewinnern“ im Experiment. *Viola reichenbachiana* kann sich gegen diese beiden Arten nicht durchsetzen. Stehen diese Arten über lange Zeit in direkter Konkurrenz, muss es zu einer Verdrängung von *Viola reichenbachiana* kommen. Im Vergleich der beiden Arten *Carex sylvatica* und *Galium odoratum* scheint letztere verfügbaren Stickstoff am besten umsetzen zu können. Hinweise hierauf gibt die Tatsache, dass bei dieser Art in der zweiten Düngestufe nochmals gesteigertes Wachstum eintritt. Zudem bildet *Galium odoratum* unter den Bedingungen der Mischkultur Pflanzen mit größeren Biomasseparametern aus als in Monokultur, wogegen *Carex sylvatica* ein umgekehrtes Ergebnis erbringt.

Auf die drei Arten bezogen lässt sich die folgende Reihe im Bezug auf Konkurrenzkraft aufstellen: *Viola reichenbachiana* < *Carex sylvatica* < *Galium odoratum*.

Die hier beobachteten Ergebnisse sind konsistent mit vergleichbaren Versuchen, die Bogner (1968) durchgeführt hat. Allerdings berücksichtigt dieser lediglich die Situation unter Ausschluss der interspezifischen Konkurrenz, auf deren Bedeutung allerdings Ellenberg (1952) und Austin et al. (1985) nachdrücklich hinweisen. Die Notwendigkeit von Experimenten mit Mischkulturen zeigt sich auch deutlich in der vorliegenden Studie.

Die Ergebnisse dieses Gewächshausexperimentes lassen sich gut in den Gesamtzusammenhang der vorliegenden Arbeit einordnen. So konnte auch hier festgestellt werden, dass als Reaktion auf eine verstärkte Stickstoffverfügbarkeit lediglich Parameter des vegetativen Wachstums reagieren. Auch die positive Reaktion von *Carex sylvatica* und *Galium odoratum* auf erhöhte Stickstoffgaben spiegelt die Ergebnisse des Freilandexperimentes wider. Für *Viola reichenbachiana* zeigt sich ebenfalls eine Übereinstimmung mit den Ergebnissen des Freilandexperimentes. Wünschenswert wäre eine Übertragung der Ergebnisse des Experimentes auf die in Kapitel 6.4 dargestellten Gruppen von funktionalen Merkmalen, sodass eine Überprüfung der Experimente mit Hilfe von durch Beobachtung gewonnenen Erkenntnissen möglich wäre. Aufgrund der mit drei Arten eingeschränkten Möglichkeiten der Auswertung ist dieses allerdings nicht möglich, zumal *Galium odoratum* sich keinem der PFTs aus Kapitel 6.4. zuordnen lässt. Eine Ausweitung der Experimente auf andere Artkombinationen wäre wünschenswert.