

# Zehnjährige vegetationskundliche Dauerbeobachtungen stadtnaher Waldbestände

## Reaktionen der Waldvegetation auf anthropogene Beeinflussungen

Von A. FISCHER

### 1 Einführung

Die Wälder Europas werden in vielfältiger Weise genutzt und beeinflusst: sie dienen der Holzproduktion, dem Boden-, Gewässer- und Landschaftsschutz, jagdlichen Interessen sowie Zielen der Erholung und des Tourismus. Gleichzeitig unterliegen sie Immissionen verschiedenster Art, die je nach Typ und Konzentration fördernd oder schädigend auf Teile des Waldökosystems wirken. In Ballungsgebieten sind solche Wälder in besonderem Maße beansprucht: sie werden durchschnitten von Autobahnen, Straßen, Bahnlinien, im Falle des Untersuchungsgebietes zusätzlich von der Startbahn eines Großflughafens; sie sind einem besonders hohen Besucherdruck ausgesetzt; dort sind die Großwildpopulationen oft besonders hoch (im Untersuchungsgebiet, das zum „Damwildgebiet Rhein-Main, Bezirk Mörfelden II“ zählt, zu Beginn etwa 40-50 Stück Damwild pro 100 ha; zusätzlich Reh- und Schwarzwild). – All diese Eingriffe, direkt oder indirekt auf den Menschen zurückgehend, beeinflussen die Waldökosysteme vielseitig; nicht offensichtlich ist aber (abgesehen von der Forstbewirtschaftung), welche dieser anthropogenen Einflüsse welche unmittelbaren Auswirkungen – nach Art und Umfang – auf den Bestand zeitigen.

Eingebettet in ein umfassenderes, auf 10 Meßjahre angelegtes Untersuchungsprogramm bot sich die Gelegenheit, in den Waldungen direkt südwestlich des Frankfurter Flughafens ein Verfahren zu entwickeln und zu erproben, mit dem die Wirkungen solcher Einflüsse getrennt, gewichtet und bewertet werden können.

### 2 Methodik

#### 2.1 Erhebung

Vegetations-Dauerbeobachtung erfolgt auf ausgewählten, dauerhaft markierten Flächen durch regelmäßige Bestandserfassung mittels ein- und derselben Methode. Die Größe, Zahl und Gestalt der Testflächen sowie die Details des Erhebungsverfahrens sind jeweils entsprechend der konkreten Fragestellung zu optimieren.

Beim gängigen Verfahren wird eine Testfläche der Größe einer üblichen „pflanzensoziologischen Aufnahme“ (im Wald etwa 100-400 m<sup>2</sup>) zugrunde gelegt und zur wiederkehrenden Erhebung die in Mitteleuropa übliche pflanzensoziologische Methode (BRAUN-BLANQUET 1964; vgl. SCHMIDT 1974) als Erhebungsverfahren verwendet. Dabei werden alle Pflanzenarten (Gefäßpflanzen, Moose, Flechten), die auf der Fläche vorhanden sind, registriert und der Grad der Bodenbedeckung für jede Art mittels einer wenigstufigen Skala angegeben. Da die Erhebungstermine meist um mehrere Jahre, oft um Jahrzehnte, auseinanderliegen, sind die Unterschiede in der Bestandessituation relativ groß und mittels der relativ groben, da für andere Zwecke entwickelten BRAUN-BLANQUET-Skala differenzierbar. Für den Zweck der *jährlichen* Bestandserfassung mit entsprechend geringen Änderungen des Deckungsgrades von Jahr zu Jahr ist die BRAUN-BLANQUET-Skala als Maß für die Häufigkeit der einzelnen Arten auf der Testfläche aber zu ungenau. Deshalb wurde

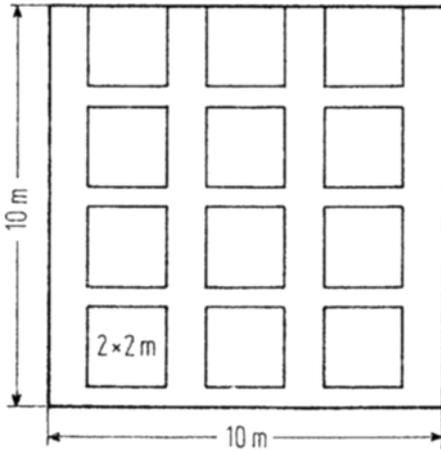


Abb. 1. Dauerflächendesign

Fig. 1. Design of permanent plots

Tabelle 1. Deckungsgradskala nach LONDO (1975), leicht modifiziert

Table 1. Degree-of-coverage scale according to LONDO (1975), slightly modified

Dezimale Deckungszahl	Deckung
(+)	In 100 qm Fläche vorhanden, aber in keiner Teilfläche
+	sehr wenig (als 0.01 verrechnet)
0,1	bis 1 %
0,2	1– 3 %
0,4	3– 5 %
1	5– 15 %
2	15– 25 %
3	25– 35 %
4	35– 45 %
5	45– 55 %
6	55– 65 %
7	65– 75 %
8	75– 85 %
9	85– 95 %
10	95–100 %

von GLAVAC (1975) vorgeschlagen, den zu untersuchenden Bestand mit einer größeren Zahl von Kleinflächen (pro Wald-Versuchsfläche etwa 400, je 1–4 m<sup>2</sup> groß) zu überziehen und darin lediglich die Präsenz der Arten zu registrieren (Frequenzmethode); Nachteil dieser Methode ist der erhebliche Markierungs- und Erhebungsaufwand.

Um den Deckungsgrad als Maß für die mengenmäßige Bedeutung der einzelnen Arten bei gleichzeitig vertretbarem Arbeitsaufwand zu behalten, wurde hier ein Mittelweg gewählt: Die Versuchsfläche ist 100 m<sup>2</sup> groß und hat damit die Größenordnung einer pflanzensoziologischen Aufnahme (Vergleichbarkeit mit publizierten soziologischen Aufnahmen). Bezogen auf diese Gesamtfläche wird aber nur die Baum- und Strauchschicht erhoben. Zur Erfassung der hier im Vordergrund stehenden Kraut- (und Moos-)schicht werden innerhalb dieser Versuchsfläche 12 Teilparzellen à 2 × 2 m ausgewiesen, die durch Stege von 0,5 bzw. 1 m Breite voneinander getrennt sind (Abb. 1); auf den kleinen, jetzt gut übersichtlichen Teilflächen wird die Krautschicht anhand der feinstufigen Erhebungsskala nach LONDO (1975, leicht modifiziert; Tab. 1) erfaßt.

Für die Mehrzahl der Auswertungswege (und zum Vergleich mit der pflanzensoziologischen Literatur) wurden die Daten der je 12 Kleinflächen einer Dauerfläche zu einem Mittelwert (Mittlere Armächtigkeit MAZ, Skala von 0–10 entsprechend 0–100 % Bodendeckung) zusammengezogen; ein Beispiel einer solchen Bestandesdokumentation gibt Tabelle 2 für einen Kiefernforst auf nährstoffarmen, sauren Sandböden (Dauerfläche 5). Bei den statistischen Auswertungen wurde aber auf die Originaldaten der Kleinflächen zurückgegriffen.

Die Auswahl und Markierung der Flächen erfolgte vor der Vegetationsperiode 1982. In 14 Waldbeständen wurden Testflächenpaare festgelegt, bei denen – jeweils in engstem räumlichen Kontakt zueinander und damit standörtlich möglichst übereinstimmend – eine ungezäunte neben einer wilddicht gezäunte Fläche plaziert wurde.

Die Nomenklatur der Höheren Pflanzen richtet sich nach EHRENDORFER (1973). Belege der in den Flächen auftretenden Kleinarten aus dem *Rubus fruticosus*-Aggregat (Brombeere) wurden von Prof. Dr. H. E. WEBER bestimmt; als verbreitetste Sippe erwies sich die neu beschriebene Kleinart *R. schnedleri* (WEBER 1989).

## 2.2 Auswertung

Entscheidende Hinweise darauf, ob die Umweltbedingungen im Untersuchungszeitraum konstant geblieben sind oder Änderungen unterlagen, können aus der *floristischen Struktur* des Pflanzenbestandes, also aus der *Artenkombination* herausgelesen werden. Neben dem völligen Verschwinden bzw. dem neuen Erscheinen von Pflanzenarten äußern sich Umweltänderungen auch in Verschiebungen der Mengenrelation der Arten zueinander. Sind diese Veränderungen aufgedeckt, können in einem Folgeschritt Mengen- bzw. Artenverschiebungen mit Standortfaktoren in Verbindung gebracht werden.

Die hier präsentierten Auswertungen beziehen sich auf die Krautschicht einschließlich der keimenden oder juvenilen Gehölzarten.

### Formale Struktur

Mittels dreier Indices sollen qualitative und quantitative Bestandesänderungen aufgedeckt werden. Dabei wurde in dieser Studie der Vegetationszustand der einzelnen Wiederholungserhebungen mit dem entsprechenden Zustand zu Beginn der Erhebung (1982) verglichen.

Der *Evenness-Index* (vgl. HAEUPLER 1982; FISCHER 1982; s. Anhang) beschreibt die Dominanzverhältnisse in einem Pflanzenbestand. Je ausgeglichener die Mengenverteilung ist, desto größer wird der Index-Wert. Haben alle Arten gleiche Deckung, so wird  $E' = 100$ ; je stärker eine Art dominiert, desto geringere Werte nimmt der Index an.

Vegetationskundliche *Ähnlichkeitsindices* stellen den Grad der Übereinstimmung zwischen zwei vegetationskundlichen Datensätzen dar. Die zahlreichen vorgeschlagenen diesbezügliche Indices (vgl. MÜLLER-DOMBOIS u. ELLENBERG 1974) laufen letztlich auf zwei Grundformen hinaus:

Die *Arten-Ähnlichkeit*  $\bar{A}_A$  stellt Unterschiede im Grad der *floristischen* Übereinstimmung zweier Datenkollektive dar, indem die Zahl der in beiden Kollektiven vorhandenen Arten ins Verhältnis zur Zahl der Arten gesetzt wird, die in den Einzelkollektiven vorkommen. Eine gängige, hier verwendete Fassung geht auf SORESENSEN (1948) zurück (SORENSEN-Index; Skala: 0–100 % Übereinstimmung; s. Anhang).

Bei der *Quantitativen Ähnlichkeit*  $\bar{A}_Q$  wird zusätzlich auch die *Menge* der beteiligten Arten mitberücksichtigt; ihre gängige Fassung geht auf MOTYKA et al. (1950) zurück (vgl. GOODALL 1982); dabei wird die jeweils kleinere Menge der in beiden Kollektiven vorhandenen Arten ins Verhältnis zur Summe der Mengen in den Einzelkollektiven gesetzt (Skala: 0–100 % Übereinstimmung; s. Anhang).

Da Änderungen der Mengen einzelner Arten in der Regel rascher eintreten als Änderungen der floristischen Struktur eines Bestandes, sollten die Entwicklungstrends durch den Index  $\bar{A}_Q$  zumeist in kürzerer Zeit und mit größerer Deutlichkeit angezeigt werden als durch den Index  $\bar{A}_A$ , wobei Änderungen von  $\bar{A}_A$  allerdings viel grundsätzlicherer Natur sind als von  $\bar{A}_Q$ .

### Zeitreihenanalyse

Beim *Gesamt-Zeitreihenvergleich* handelt es sich um eine Korrelation der Artmächtigkeiten der einzelnen Arten mit der Zeitreihe. Auf jeder Aufnahmefläche wird für jede der 12 Teilflächen je Art der Korrelationskoeffizient der Artmächtigkeit mit der Zeitreihe errechnet. Anschließend werden die 12 erhaltenen Korrelationseffizienten je Art und Aufnahmefläche auf ihre signifikante Abweichung von Null getestet. Hierbei wird der Randomisierungstest von FISHER (vgl. LIENERT 1986) verwendet. Der statistische Test gewichtet die Präsenz der Arten in den einzelnen Kleinflächen, damit also auch die Frequenz der Arten, stärker als die Mengenangaben.

Ergänzend wird ein paarweiser Vergleich der jährlichen Aufnahmen mit dem Bezugsjahr 1982 durchgeführt, ebenfalls den o. g. Randomisierungstest verwendend. Da es sich

um einen beidseitigen Test handelt, liegen die Anforderungen an Signifikanz recht hoch. Dieser paarweise Zeitreihenvergleich wird zur Überprüfung der Ergebnisse der Gesamt-Zeitreihenaussage herangezogen (herausfiltern von Kurzzeit-Zyklen).

### Ordination

Ordinationsverfahren ordnen komplexe Datensätze (hier die jährliche Bestandessituation in der 10jährigen Zeitreihe) nach Ähnlichkeit. Durchgeführt wurde eine Hauptkomponentenanalyse mittels des Programmpackets MULVA (WILDI u. ORLOCI 1990). Die Ergebnisse werden in einem Koordinatenfeld präsentiert, in dem die 1. Ordinationsachse als Abszisse und die 2. Ordinationsachse als Ordinate verwendet wird. Weitere Ordinationsachsen haben in der Regel eine untergeordnete Bedeutung.

### Ökologische Zeigerwerte

Die „Zeigerwert-Methode“ ermöglicht es, aus der floristischen Zusammensetzung von Pflanzenbeständen quantifizierte Aussagen zu bestimmten Umweltbedingungen abzuleiten. Wird, wie im vorliegenden Fall, die floristische Zusammensetzung von Pflanzenbeständen wiederholt erhoben, so lassen sich damit Entwicklungstendenzen abbilden.

Grundlage ist die von ELLENBERG (1979) verfaßte ökologische Charakterisierung der Farn- und Blütenpflanzen der FLORA Mitteleuropas. Von den dort berücksichtigten Standortfaktoren können im Zusammenhang mit der vorliegenden Untersuchung die Feuchtezahl (F; Skala 1–12), die Reaktionszahl (R; Skala 1–9) und die Stickstoffzahl (N; Skala 1–9) relevant sein (1 bedeutet jeweils wenig, 9 bzw. 12 viel des Standortfaktors vorhanden).

Für die bestandesbezogene Auswertung wurde von ELLENBERG (1979) die Mittelwertbildung vorgeschlagen. Dabei wird die Summe der Zeigerwerte der in der Artenliste enthaltenen Arten in Relation zur Zahl der berücksichtigten Arten gesetzt (s. Anhang). Die auf diesem Wege ermittelten mittleren Standortzahlen (mittlere Feuchtezahl *mF*; mittlere Reaktionszahl *mR*; mittlere Stickstoffzahl *mN*) beschreiben in einer ökologisch adäquaten Weise die herrschenden Umweltbedingungen. Wegen der ökologischen Relevanz und der leichten Berechnungsweise hat sich dieses Verfahren weitgehend durchgesetzt.

Der von MÖLLER (1987) vorgeschlagene alternative Verrechnungsmodus ist von der Grundkonzeption her überzeugender, führt aber, da lediglich einen 2-Klassen-Vergleich darstellend, zu „rauhern“ Ergebnisdaten, womit dieser Auswertungsweg sich besser für größere Datensätze respektive für länger Zeitreihen eignet.

## 2.3 Untersuchungsbestände

Die untersuchten Bestände lassen sich forstlich/pflanzensoziologisch wie folgt charakterisieren:

**Erlenbruch** (Dauerfläche = DF 1, 8) und **Erlen-Eschenwald** (DF 10): Im Untersuchungsgebiet werden feuchte Bodensenken von echten Bruchwäldern (*Carici elongatae-Alnetum*) mit den Charakterarten *Carex elongata* (Walzen-Segge) und *Thelypteris palustris* (Sumpf-Lappenfarn) unter Schwarz-Erle besiedelt. DF 1 und 8 liegen im besonders nassen Bereich, wo die aktuelle Vegetation aufgrund der Charakterarten deutlich zum *Carici elongatae-Alnetum* hin tendiert; diese Bestände sind relativ naturnah. Daneben existieren an (stärker ausgetrockneten) Stellen Erlen-Bestände, die Übergänge zum Erlen-Eschenwald (*Pruno-Fraxinetum*) darstellen (DF 10).

**Kiefernforste** (DF 4, 5, 11, 13, 15): Auf sandigen, sauren, nährstoffarmen Böden stocken ausgedehnte Kiefernforste unter Standortbedingungen, die nach der Potentiellen Natürlichen Vegetation (PNV) das Potential für Laubwaldstandorte (*Quercetalia robori-petraeae*) haben.

**Eichenforste** (DF 3, 6, 12): Die Standortcharakteristik entspricht meist der der Kiefernforste, wobei die PNV einer Dauerfläche (DF 6) möglicherweise bereits zum *Carpinion* tendiert.

**Artenreiche Buchen-Hainbuchen-Bestände:** Auf besseren Böden (PNV *Carpinion*?) stocken artenreiche Buchen-Hainbuchen-Bestände, von denen einer in die Untersuchung einbezogen wurde (DF 9).

**Artenarme Hainbuchen- bzw. Buchen/Hainbuchen-Kiefernforste** (DF 2, 7): in Kiefernforsten mit dichtem Hainbuchen-Unterbau existiert praktisch keine Kraut- und Moosschicht, weshalb auf diese Bestände nicht weiter eingegangen wird.

### 3 Bestandesentwicklung 1982–1991 ohne Zäunung

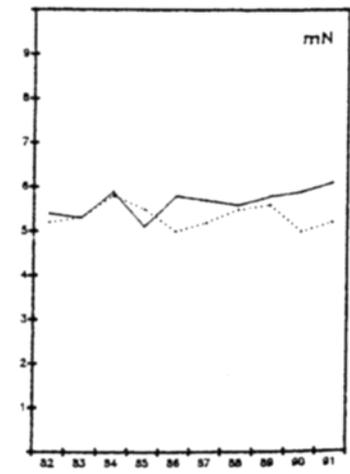
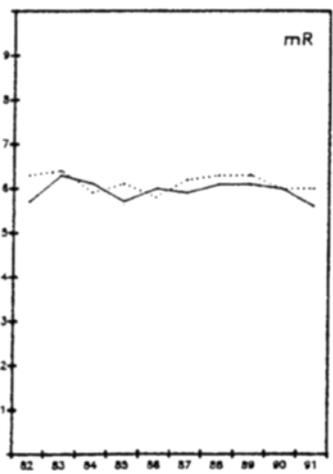
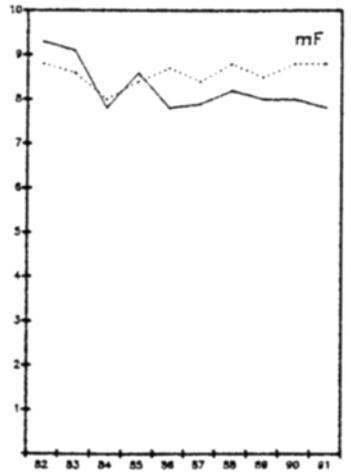
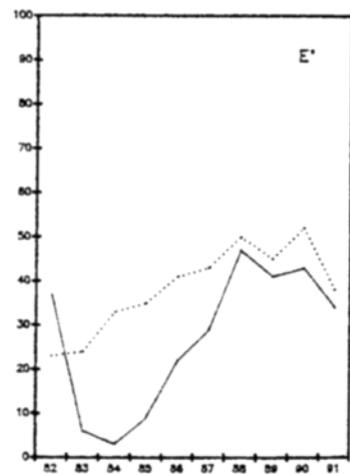
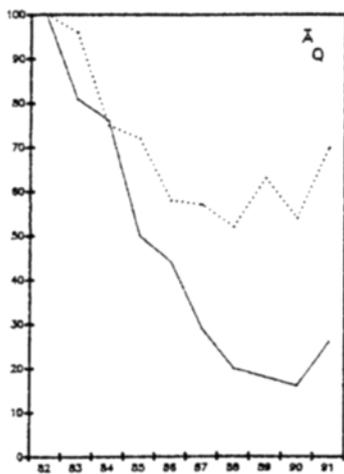
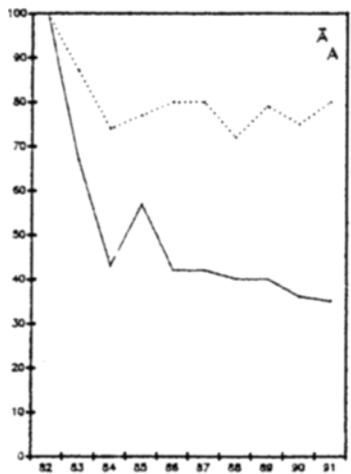
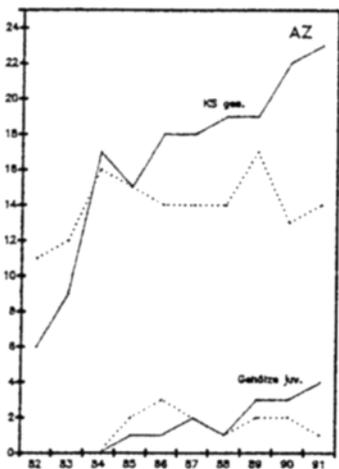
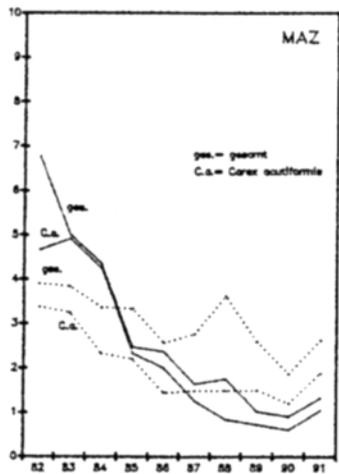
Als Indikator einer sich möglicherweise ändernden allgemeinen Umweltsituation kommt der Vegetation der *ungezäunten* Parallellflächen eine große Aussagekraft zu, wogegen lokal bei bisher hoher Wilddichte der Ausschluß des Wildes durch Zäunung für die Vegetation der gezäunten Flächen eine alle anderen Umwelteinflüsse überlagernde Umstellung der Umweltkonstellation darstellt. Die folgenden Auswertungen und Aussagen beziehen sich deshalb auf die *ungezäunten* Parallellflächen! Auf die besondere Situation der gezäunten Flächen wird in Kapitel 4 eingegangen.

#### 3.1 Erlenbruchwälder (*Carici elongatae-Alnetum*)

Die deutlichsten Veränderungen (außerhalb der Zäunung) überhaupt ergaben sich im Bereich des Bruchwaldes von DF 8 (Abb. 2, durchgezogene Kurve). Im Untersuchungszeitraum fand ein quasi kompletter floristischer Umbau statt. Er vollzog sich in den Jahren 1982–1985 besonders rasch, von 1986 bis 1990 verlangsamt bis stockend. – Im 1. Erhebungsjahr war die Aufnahmefläche bis in den Frühsommer hinein wasserüberstaut. Auf der Wasserfläche driftete eine üppige Wasserlinsen-Decke, was darauf hindeutet, daß es sich um mehr als ein singuläres Überstauungsereignis gehalten haben muß. Mit zunehmender Austrocknung in den folgenden Jahren verschwanden die Wasserlinsen rasch. Die ohnehin dominante *Carex acutiformis* (s. MAZ) nahm im Zuge der Reduktion der stehenden Wasserfläche zunächst nochmals zu und bedeckte 1983 etwa 50 % der Fläche. Andere Arten waren in den ersten Jahren nur in geringer Zahl und ohne mengenmäßige Bedeutung vorhanden, so daß der Evenness-Index (E') bis nahe 0 ging (maximale Ungleichgewichtigkeit der Arten). Während *Carex acutiformis* in den folgenden Jahren auf unbedeutende Deckungswerte zurückging, siedelten sich zahlreiche neue Arten an – vornehmlich Feuchtezeiger – bzw. breiteten sich aus. Eine Mengenzunahme (wenn auch nur mit geringer statistischer Signifikanz) verzeichneten *Deschampsia cespitosa*, *Galium palustre*, *Thelypteris palustris* und *Scutellaria galericulata* (vgl. Tab. 3).

Während der *floristische Umbau* bis zur Dekadenmitte im wesentlichen abgeschlossen war ( $\ddot{A}_A$ ) setzte sich der *quantitative Umbau* ( $\ddot{A}_Q$ ) bis 1990 fort. Aufgrund des Verlustes der Wasserpflanze *Lemna* und der Zunahme von Arten mit geringeren Ansprüchen an Bodenfeuchtigkeit nahm die mittlere Feuchtezahl mF deutlich (um mehr als eine Einheit) ab.

Die floristischen Veränderungen zeigen – die Bodenvegetation betrachtend – eine eindeutige Entwicklung des Bestandes weg von der Bruchwald-Situation hin auf eine *Alno-Padion*-Situation (z. B. *Pruno-Fraxinetum*). Tatsächlich konnte sich ab dem 3. bzw. 4. Beobachtungsjahr Gehölzjungwuchs, und zwar besonders junge Esche (*Fraxinus excelsior*), aussiedeln, im umgebenden Bestand vereinzelt sogar Hainbuche und Buche! Die Zunahme von *Urtica dioica* zeigt eine Entwicklung in Richtung auf ein „*Carici elongatae-Alnetum* var. von *Urtica dioica*“, das RÖDEL (1987) in Niedersachsen als „Degradation des Erlenbuches“ nach Grundwasserabsenkung herausstellt.



Im letzten Untersuchungsjahr nahm der Nässezeiger *Carex acutiformis* erstmals wieder leicht an Menge zu, einige der Arten mittelfeuchter Böden, die sich neu etabliert hatten, verschwanden wieder (*Urtica dioica*, *Dryopteris carthusiana*), so daß der Grad der quantitativen Übereinstimmung mit der Ausgangssituation ( $\ddot{A}_Q$ ) ebenfalls ein wenig anstieg.

In dieser Entwicklung spiegelt sich eine Änderung der Hydrologie wieder: war die Fläche 1982 noch während vieler Monate überstaut, so erreichte der Grundwasserstand 1983 in einer mehrmonatigen Zeitspanne nur noch knapp die Bodenoberfläche und sank danach weiter deutlich ab. Im Juli 1982 wurde ein wahrscheinlich mehrere Jahrhunderte altes, letztmals 1934–1937 ausgehobenes und seither zum Teil verfallenes Drainagesystem instand gesetzt. Zusätzlich fand im Bereich der Startbahn eine Drainage statt. Die hohen Niederschläge des Jahres 1983 konnten über diese Gräben sehr rasch abgeführt werden. Erst die hohen Niederschläge des Jahres 1987 wirkten sich nochmals ansteigend auf den Grundwasserstand aus; insgesamt sinkt der Grundwasserspiegel aber weiter ab, sowohl hinsichtlich der Maximal- als auch der Minimalstände (nach Messungen der Hess. Forstl. Versuchsanstalt). – Die Abtrocknung des Bestandes, ausgehend von einer möglicherweise zu Beginn der 80er Jahre (und früher?) besonders ausgeprägten Nässephase und hervorgerufen durch absinkende Niederschläge sowie die Instandsetzung des Drainagesystems, spiegelt sich damit sehr deutlich im floristischen Bestandesgefüge wider. Das Ordinationsverfahren zeigt zudem, daß die Vegetationszustände der Jahre 1–9 exakt entlang der 1. Hauptachse aufeinander folgend angeordnet sind, mit deutlichen Veränderungen in den Beobachtungsjahren 2–6, mit geringeren Veränderungen in den Jahren 6–9. Diese Achse, die gut 90% (!) der Variabilität umfaßt, kann somit leicht als Ausdruck der oben beschriebenen Änderung der hydrologischen Situation interpretiert werden.

Bei erneuter mehrjähriger Überstauung würden die neu aufgetretenen bzw. expandierten Frische- bis Feuchtezeiger sowie der Gehölzjungwuchs erneut verdrängt werden; es ist zu erwarten, daß sich die Wasserpflanzen und Nässezeiger aus noch vorhandenen Resten, durch Zuwanderung aus der Umgebung bzw. aus einem im Boden lagernden Depot ruhender Diasporen („Saatgut“) wieder einstellen werden.

Im Erlenbruch der DF 1 (Abb. 2, gepunktete Kurve) sind die aufgezeigten Entwicklungstrends nur andeutungsweise ausgeprägt. Die Gesamtddeckung (MAZ) und speziell die Deckung von *Carex acutiformis* geht zwar zurück, stagniert aber auf einem deutlich höheren Niveau als in DF 8; der floristische Wandel ( $\ddot{A}_A$ ) bleibt sehr begrenzt, die wesentlichen Komponenten des Bestandes bleiben erhalten, weswegen sich im Gegensatz zu DF 8 der Feuchte-Index nicht ändert. Auch die Mengenverschiebungen bleiben hier bescheiden ( $\ddot{A}_Q$ ). In den letzten Jahren ist auch hier eine gewisse Rückentwicklung zur Ausgangssituation zu erkennen. – Diese Ergebnisse stimmen wiederum mit den Grundwasserpegelmessungen überein, die für DF 1 eine sehr viel abgeschwächtere Grundwasserspiegelsenkung anzeigen als für DF 8: die hydrologische Situation ist hier viel ausgeglichener, was sowohl die minimalen/maximalen Grundwasserstände als auch die konstant bleibende mittlere Feuchtigkeitszahl mF anzeigen. Tatsächlich wird in der Nähe von DF 1 der Grundwasserstand durch 2 Stauwehre im Drainagesystem während der Sommermonate erhöht gehalten. Pflanzensoziologisch hat sich der Bestand nicht wesentlich geändert.

---

Abb. 2. Bestandesentwicklung im Bereich des Erlenbruchwaldes (*Carici elongatae*-Alnetum) (AZ Artenzahl, MAZ Mittlere Artmächtigkeitszahl,  $\ddot{A}_A$  Artenähnlichkeit,  $\ddot{A}_Q$  Quantitative Ähnlichkeit, E' Evenness, mF, mR, mN mittlere Feuchte-, Reaktions- bzw. Stickstoffzahl, durchgezogene Kurven: durch Drainage beeinflusst [DF 8], gepunktete Kurve: Drainagekanäle durch Wehre unterbrochen [DF 1])

Fig. 2. Stand development in the alder swamp forest (*Carici elongatae*-Alnetum) (AZ Number of species, MAZ Mean species representativity,  $\ddot{A}_A$  Species similarity,  $\ddot{A}_Q$  Quantitative similarity, E' Evenness, mF, mR, mN mean moisture, reaction, and nitrogen figure, solid curves: influenced by drainage [DF 8], dotted curves: drainage channels interrupted by weirs [DF 1])

Bei DF 10 deuteten schon zu Beginn der Untersuchung nur die Erlen-Baumschicht sowie vereinzelte Sprosse von *Carex acutiformis* darauf hin, daß der Bestand ehemals den Charakter eines Erlenbruchwaldes bzw. eines Erlen-Eschenwaldes gehabt haben dürfte. Der Nässezeiger *Carex acutiformis* verschwand während der Untersuchung vollständig von der Fläche. Ansonsten ist der Bestand durch große Konstanz gekennzeichnet. Der Grundwasserspiegel liegt mit 1,22–2,46 m außerhalb des Durchwurzelungsbereiches der Krautschichtarten.

### 3.2 Kiefernforste

Kiefernforste stocken im Untersuchungsgebiet auf nährstoffarmen, sauren Flugsanden; kennzeichnend für die Bestände sind eine große Zahl von Magerkeits- und Säurezeigern, z. B. *Agrostis tenuis*, *Rumex acetosella*, *Galium hircynicum*, *Avenella flexuosa*, *Teucrium scorodonia*. Es handelt sich sowohl um junge (DF 4: zu Beginn 29jährig), mittelalte (DF 15: 74jährig, DF 5: 79jährig) als auch ältere (DF 11, 13: 96jährige bzw. 106jährig) Bestände. Die bereits genannte Tabelle 2 gibt ein Beispiel solcher Bestände.

Die floristische Bestandessituation hat sich in allen Fällen (ungezäunt) während der 10 Untersuchungsjahre kaum geändert (vgl. Tab. 2); entsprechend ist die Artenähnlichkeit  $\bar{A}_A$  durchgehend sehr hoch. Die quantitative Ähnlichkeit  $\bar{A}_Q$  zeigt an, daß zwar gewisse Verschiebungen der Mengen der einzelnen Arten stattgefunden haben, doch bleiben sie im Vergleich mit anderen Beständen gering. Da sich kaum Verluste oder Zugewinne an Arten ergeben, bleiben die (auf der Basis von Artenpräsenz berechneten!) mittleren Zeigerzahlen für Feuchte, Bodenreaktion und Stickstoff konstant bzw. zeigen keinen klar erkennbaren Trend.

### 3.3 Eichenforste

Auch die drei untersuchten Eichenbestände sind durch eine große floristisch/vegetationskundliche Konstanz ausgezeichnet. Veränderungen betreffen wiederum die Feuchtezeiger (*Carex acutiformis*, *Deschampsia cespitosa*), die in DF 6 schon zu Beginn nur sehr spärlich vorhanden waren und dann bis auf Spuren zurückgingen, was auf eine (weitere) Austrocknung des Bestandes hindeutet (der unmittelbar benachbart verlaufende Drainagegraben hat eine Tiefe von über 1,5 m).

Eine besondere Situation liegt bei DF 12 vor: zum Zeitpunkt der Ausweisung der Dauerfläche noch im geschlossenen Wald gelegen, liegt sie heute unmittelbar am Rand der Startbahnschneise unter quasi-Freilandbedingungen. Geändert haben sich damit sowohl die Beleuchtungssituation als auch der Störungsgrad (geändertes Wildwechselverhalten), was sich in deutlichen Zu- bzw. Abnahmen einiger Arten äußert (vgl. Tab. 3).

### 3.4 Artenreicher Buchen-Hainbuchen-Bestand

Die Bodenvegetation von DF 9 ist floristisch durch einen relativ hohen Grad an Konstanz gekennzeichnet: die Artenzahl ändert sich wenig, die Arten-Ähnlichkeit pendelt sich auf einem hohen Niveau ein, womit auch die mittlere Feuchtigkeits-, Stickstoff- und Reaktionszahl unverändert bleiben muß. Auch die Relation der einzelnen Artmächtigkeiten ( $E'$ ) bleibt recht konstant.

Entscheidende Veränderungen im Bestand gehen mit einem allgemeinen Rückgang der Menge (MAZ) der Bodenvegetation einher (vgl. Tab. 3). Dies betrifft u. a. die Bestandesdominante *Allium ursinum*, die von 1982–1988 hinter Zaun auf 65 %, ohne Zaun sogar auf 25 % der Ausgangsmenge 1982 zurückging (bis 1989 allerdings wieder leicht anstieg). Ohne Berücksichtigung von *Allium ursinum* fallen die Änderungen der quantitativen Ähnlichkeit  $\bar{A}_Q$  aber sogar noch deutlicher aus; sie gehen dann insbesondere auf die stete Abnahme von *Mercurialis perennis* (MAZ 0,39 → 0,07), *Anemone nemerosa* (MAZ 0,38 → 0,02) und *Arum maculatum* (MAZ 0,04 → +) zurück.

Eine schlüssige Interpretation dieser Mengenabnahme fällt schwer. Die Bodenvegetation

dieses Bestandes wird hauptsächlich von Krautarten mit breiten Blättern gebildet (*Allium ursinum*, *Mercurialis perennis*, *Anemone nemorosa*, *Arum maculatum*). Breitblättrige Krautarten sind gegenüber Immissionen empfindlicher als schmalblättrige Gras- und Seggenarten (STREUBING et al. 1986, FISCHER et al. 1987). Insofern ist ein Immissionseinfluß nicht prinzipiell auszuschließen. Näherliegend ist aber, daß sich der Baumbestand (Hainbuchen-Unterbau) nach einer der Ausweisung der Dauerfläche vorausgehenden Durchforstung (mündl. Mitt. FA Mörfelden) im Untersuchungszeitraum rasch und so stark geschlossen hat, daß die Arten der Bodenschicht *aufgrund von Lichtmangel* (!) geschwächt wurden.

### 3.5 Trends in den quantitativen Änderungen einzelner Arten

In Tabelle 3 sind all die Arten zusammengestellt, für die die statistische Berechnung in wenigstens einem Untersuchungsbestand eine *signifikante Mengenveränderung* im Untersuchungszeitraum ergibt. Zur Abklärung der Signifikanz solcher Mengenänderungen wurde in erster Linie der durchgehende Zeitreihenvergleich 1982–1990 herangezogen. In einigen Fällen zeigte aber der jährliche Paarvergleich, daß ein im Zeitreihenvergleich vermeintlich sichtbar werdender Trend durch eine unvollständig erfasste zyklische Bestandesdynamik vorgetäuscht wird; in solchen Fällen, in denen die Aussage des Zeitreihentrends durch Wahl eines anderen Zeitabschnittes umkehrbar ist, wurde auf den Zeitreihentrend verzichtet. Da einige Flächen durch die Windwürfe im Februar 1990 und die anschließende Räumung deutlich geschädigt worden waren, endet die Zeitreihe 1990; sofern verwertbare Daten aus 1991 vorliegen und erst unter Berücksichtigung des Jahres 1991 ein offensichtlicher Trend statistisch signifikant wird, wurde das entsprechende Ergebnis als Wert in Klammern hinzugefügt.

*Carex acutiformis* als ausgeprägter Nässezeiger ist überall, wo sie zu Beginn der Untersuchungen auftrat, im Laufe der 10 Untersuchungsjahre statistisch hochsignifikant zurückgegangen. In DF 1 und/oder 8 wurde ihr Platz teilweise von anderen Nässezeigern (z. B. *Scutellaria galericulata*, *Galium palustre*), aber auch von Frischezeigern (!) wie *Deschampsia cespitosa* und *Thelypteris palustris* eingenommen; die statistische Signifikanz dieser Zunahmen ist aber gering.

Diese Analyse belegt die deutliche Verschiebung der mengenmäßigen Bedeutung von den Nässezeigern auf die Feuchtezeiger in DF 8, den ebenfalls in diese Richtung gehenden (wenn auch sehr viel schwächer ausgebildeten) Trend in DF 1 und die weitere Austrocknung in DF 6 und 10.

In den Kiefernforsten auf bodensauren, nährstoffarmen Sandböden waren, sofern lediglich die Präsenz der Arten berücksichtigt wird, keine größeren Veränderungen sichtbar geworden. Dennoch zeigt die Analyse der *Mengenveränderungen* bei mehreren Arten signifikante Abnahmen: *Avenella flexuosa*, *Agrostis tenuis*, *Runex acetosella*, *Anthoxanthum odoratum*, *Lonicera periclymenum* und *Festuca tenuifolia*, allesamt Arten, die bodensaure und insbesondere *stickstoffarme* Bedingungen anzeigen! Die Abnahme dieser *N-Mangelzeiger* könnte Folge einer Verbesserung des N-Haushaltes sein.

Bezüglich der im gesamten Untersuchungsgebiet regelmäßig und zum Teil massenhaft vorhandenen *Molinia arundinacea* (Pfeifengras) ergibt sich ein differenziertes Bild: in einer Fläche (DF 13) war und blieb *M. arundinacea* spärlich, in 2 Flächen (DF 3 und 15) war und blieb *M. arundinacea* besonders dominant. Bei mittleren Mächtigkeiten (DF 4, 6, 10, 11) nahm *Molinia* fast immer (dabei meist hochsignifikant) zu. Besonders zu Beginn der Untersuchung, als die Damwilddichte noch bei 40–50 Stück/100 ha lag, wurden regelmäßig Äsungsspuren an den *Molinia*-Horsten beobachtet (*M. arundinacea* wird von PETRAK [1987] als wichtige Äsungspflanze des Damwildes benannt). Im Verlaufe des Untersuchungszeitraumes wurde die Damwilddichte durch das Forstamt kontinuierlich auf etwa 20 Stück/100 ha reduziert. Damit läßt sich die mengenmäßige Zunahme von *Molinia* mit der Abnahme der Schalenwildpopulation in Verbindung bringen.

Table 2. Kiefernforst auf nährstoffarmem, saurem Sandboden (Dauerfläche 5), 1982–1990. Alter des Bestandes 1981: 79 Jahre; Höhe 1981: 25,5 m  
 Table 2. Pine forest growing on an acid sandy soil low in plant nutrients (permanent plot No. 5), 1982–1990. Stand age 1981: 79 years; tree height 1981: 25.5 m

Aufnahme-Datum Tag Monat Jahr	Gezäumt										Ungezäumt									
	08	08	07	11	10	10	10	15	08	07	08	08	08	07	11	10	10	15	08	07
Deckung (%) BS	35	35	30	30	25	35	35	35	35	20	45	40	35	30	35	45	45	32	25	
SS	-	-	-	1	0,5	1	1	3	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
KS	63	40	38	48	48	43	57	27	25	31	16	11	9	7	6	7	7	6	6	
MS	55	73	71	53	49	47	33	36	38	50	52	48	50	46	48	39	38	34	34	
Artenzahl BS	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	1	
SS	-	-	-	2	2	2	2	3	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
KS	17	17	17	18	14	14	14	14	12	11	15	16	15	16	16	12	16	14	13	
MS	5	6	6	6	5	6	4	7	7	7	5	6	6	7	4	5	6	6	6	
BS (%) <i>Pinus sylvestris</i> (OB)	35	35	30	30	25	35	35	35	35	20	40	35	30	30	35	40	40	30	25	
<i>Pinus strobus</i> (UB)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	10	5	5	5	5	5	5	2	.	
<i>Viscum laxum</i> v. = vorhanden	.	.	v	v	v	v	v	v	v	v	.	v	v	v	v	v	v	v	v	
SS (%) <i>Carpinus betulus</i>	.	.	.	0,5	+	+	0,5	1	4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Betula pendula</i>	.	.	.	0,5	0,5	1	1	1	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Quercus robur</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	1	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Pinus strobus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
KS s. <i>Avenella flexuosa</i>	4,17	2,45	1,40	0,80	0,59	0,50	0,14	0,09	0,03	2,00	0,60	0,35	0,11	0,10	0,08	0,02	0,03	0,08		
<i>Galium hircynicum</i>	0,07	0,12	0,39	1,31	0,26	0,10	0,15	0,08	0,01	+	0,03	0,08	0,24	0,04	0,01	0,09	0,05	0,02		
<i>Rumex acetosella</i>	0,29	0,04	+	+	+	.	+	.	.	0,10	0,09	0,05	0,07	0,14	0,24	0,14	0,13	0,07		
<i>Agrostis tenuis</i>	0,59	0,24	+	+	.	.	.	.	.	0,38	0,48	0,15	0,10	0,05	0,03	0,06	0,04	0,05		
<i>Festuca tenuifolia</i>	(+)	(+)	.	(+)	.	.	.	.	(+)	0,04	0,08	0,07	0,04	0,03	0,03	0,02	0,02	0,02		
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.	0,03	+	+	+	+	+	+	+	+		
<i>Holcus mollis</i>	0,03	0,18	0,08	0,10	0,16	0,07	0,11	0,09	0,03	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Tetrarium scorodonia</i>	.	.	+	+	0,01	+	0,02	0,04	0,03	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Carex pilulifera</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
1. <i>Epilobium angustifolium</i>	.	(+)	(+)	(+)	0,03	0,02	0,01	(+)	+	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	
<i>Senecio sylvaticus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Rubus frut. schneidleri</i>	0,25	0,76	1,72	2,75	3,76	3,67	5,17	2,67	2,50	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
<i>Calamagrostis epigejos</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	0,02	+	+	.	.	.	.	.	.	

b. <i>Molinia arundinacea</i>	0,13	0,11	0,03	0,02	0,02	0,02	0,01	+	0,01	0,40	0,33	0,60	0,41	0,38	0,33	0,48	0,58	0,29
<i>Oxalis acetosella</i>	0,11	0,30	0,03	0,06	0,14	0,08	0,07	0,15	0,07	0,02	0,08	+	0,03	0,03	0,03	0,04	0,02	0,01
<i>Dryopteris carthusiana</i>	0,02	0,02	0,02	0,02	0,03	0,03	0,03	0,04	0,02	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Moeblingia trinervia</i>	(+)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Hypericum perforatum</i>																		
<i>Veronica officinalis</i>																		
<i>Melica uniflora</i>																		0,02
hk. <i>Carpinus betulus</i> Keiml.				+	+	+	+	+	+									
<i>Carpinus betulus</i> juv.	0,02	0,05	0,13	0,04	0,01	0,07	0,02	0,03	0,01	0,03	0,02	0,02	0,01	+	+	+	+	+
<i>Pinus sylvestris</i> Keiml.		+	+	+	+	+	+	+	+			0,01	0,01	+	+	+	+	+
<i>Pinus sylvestris</i> juv.		+	+	0,01	0,01	0,02	0,01					+	+	+	+	+	+	+
<i>Betula pendula</i> Keiml.																		
<i>Betula pendula</i> juv.	(+)	+	+	0,03		0,02				+	+	+	+	+	+	+	+	(+)
<i>Quercus robur</i> Keiml.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Quercus robur</i> juv.		+	+	+	0,02	(+)	0,03											
<i>Pinus strobus</i> juv.		+	+	+	0,01	0,02	0,02	0,01								+	+	+
MS <i>Platanus sibirica</i> + <i>Scler. pur.</i>	5,21	6,75	5,98	4,56	4,18	3,96	2,46	2,84	3,40	4,33	3,93	3,03	3,10	3,55	3,02	3,32	2,53	2,54
<i>Hypnum cupressiforme</i>	0,03	+	+	+	+	+	+	0,03	0,03	0,38	0,98	0,85	1,04	0,72	0,88	0,28	0,63	0,10
<i>Polytrichum formosum</i>		0,04	0,02	0,03	+	+	+	+	+	0,22	0,34	0,75	0,69	0,37	0,66	0,24	0,97	0,67
<i>Lophocolea bidentata</i>	0,02	+	+	+	+	+	+	0,01	0,03	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Rhytidadelphus squarrosus</i>	0,25	0,42	0,53	0,61	0,63	0,61	0,28	0,50	0,26									
<i>Plagiommium affine</i>			+	+	+	+	+											
<i>Dicranum scoparium</i>																		
<i>Plagiobetium spec.</i>																		
<i>Lophocolea heterophylla</i>							+									0,01		+
<i>Brachythecium rutabulum</i>						0,01												+
<i>Dicranum undulatum</i>						+												+
<i>Plagiommium cuspidatum</i>																		+

Es bedeuten: BS, SS, KS, MS Baum-, Strauch-, Kraut- bzw. Moosschicht;

s säureanzeigende Arten nährstoffarmer Standorte;

l Lichtheizer; b Begleiter; hk Keimlinge und Juvenile von Gehölzen.



Starke Mengenänderung von Jahr zu Jahr oder in wenigjährigen Perioden sind besonders charakteristisch für *Galium hircynicum*. Diese Schwankungen scheinen im Untersuchungsgebiet nicht synchron abzulaufen (Maxima und Minima auf den verschiedenen Dauerflächen in verschiedenen Jahren), dürften also von sehr lokalen Einflüssen abhängig sein. Populationsschwankungen mit wenigjährigem Zyklus scheinen auch bei *Oxalis acetosella* und *Rumex acetosella* auf.

## 4 Wirkung des Schalenwildausschlusses

Mit Ausschluß des Schalenwildes können, je nach Ausgangsbedingungen, ganz unterschiedliche Bestandesentwicklungen in Gang kommen.

### 4.1 Gehölzentwicklung

Auf den Testflächen *außerhalb* der Zäunung konnte sich wegen Wildverbiß im Untersuchungszeitraum keine nachwachsende Gehölzschicht herausbilden. *Innerhalb* der Zäunung entwickelte sich in 6 (von 14) Flächen eine neue Gehölzschicht („Strauchschicht“ = größer 1 m). Dies geschah insbesondere in den lichten Kiefernbeständen (s. als Beispiel Tab. 2), aber auch in einem standörtlich ähnlichen Eichenforst sowie in dem Erlen-Eschenwald. Auf bodensauren Substraten war stets *Carpinus betulus* in der Verjüngung vertreten, oft begleitet von *Betula pendula* (vgl. Tab. 2). *Quercus robur* war dreimal in der Verjüngung vertreten, aber stets nur mit minimaler Flächenbedeutung; *Pinus sylvestris* erreichte trotz reicher Repräsentanz im umgebenden Waldgebiet nur zweimal, *Pinus strobus* nur einmal mit unbedeutender Menge die Strauchschicht.

Der Deckungsgrad der Strauchschicht erreichte nur in einem Fall höhere Deckungswerte: Im Kiefernforst der DF 4 bedeckte die ab 1984 in Erscheinung tretende Strauchschicht (respektive nachwachsende Baumschicht) zu Versuchsende etwa 35 % der Fläche. Die damit verbundene Abdunklung des Bodens führte zu deutlichen Mengenverschiebungen in der Bodenvegetation. Selbst die sich zunächst üppig entwickelte(n), lichtliebenden Schlagflurarten *Epilobium angustifolium*, *Rubus idaeus* und *Calamagrostis epigejos* traten ab 1987 zunehmend stark zurück (vgl. ähnliche Ergebnisse nach 5 Jahren in SCHMIDT 1978).

### 4.2 Gehölzverjüngung

Gehölzverjüngung trotz Samenangebotes (und Keimung!) blieb auf den mit Schattholzarten unterbauten DF 2, 7 und 9 aus. Dies gilt auch für DF 15 als der einzigen Kiefernforstfläche, in der sich im Untersuchungszeitraum keine „Strauchschicht“ etablierte; dort wirkt die dichte und geschlossene Grasstreu etablierungsverhindernd. Besonders deutlich wurde die etablierungshemmende Wirkung in einem lichten, aber von Pfeifengras (*Molinia arundinacea*) dicht unterwachsenen Eichenbestand (DF 3): hier lieferten die Jahre 1982, 1984 und 1988 eine Eichenmast (1981 und 1989 zusätzlich spärliche Eicheln); von den 1222 registrierten Keimlingen der Jahre 1982 bis 1985 auf den  $12 \times 4 \text{ m}^2$  der Testfläche überlebte kein einziger (!) bis zum Jahre 1989, von den 1488 Keimlingen der Jahrgänge 1989 und 1990 lebten bereits 1991 (Ende des Untersuchungszeitraumes) nur noch 82 (= 5,5 %). – Trotz reichlicher Saat kommt im dichten Streu- und Grasbestand keine Verjüngung hoch!

### 4.3 *Rubus fruticosus*-Entwicklung

Die Brombeere kommt im gesamten Untersuchungsgebiet vor, ist aber in der Regel äußerst stark verbissen. In gezäunten Dauerflächen, in denen *Rubus fruticosus* vor Zäunung vorhanden war, fand eine Massenentfaltung der Brombeere statt. So entwickelte sich der

Deckungsgrad von *Rubus fruticosus* in DF 10 (Kleinart *schnedleri* + *sulcatus*) von einer MAZ von etwa 0,3 (entsprechend etwa 3 % Flächendeckung) innerhalb von 7 Jahren zu einer MAZ von 7,85 (entspricht knapp 80 % Deckung), in dem Kiefernforst, der in Tabelle 2 dargestellt ist, in 6 Jahren von MAZ 0,25 auf 5,17 (entspricht gut 50 % Bodendeckung; dann wegen Mehlaufbefall etwas rückgängig). Entsprechend zeigt die Ordination (Abb. 3; Mengenangaben wurzeltransformiert, also Gewichtung des Deckungsgrades sogar bereits reduziert!), daß sich ein solcher gezäunter Bestand zunehmend und dramatisch vom Ausgangszustand und vom umgebenden ungezäunten Bereich entfernt: das *Rubus*-Dickicht wächst explosionsartig heran und verdrängt zunehmend die bisherigen Arten.

Selbst auf Dauerflächen, auf denen *Rubus fruticosus* zu Beginn fehlte, konnte sich die Brombeere in einigen Fällen einstellen und zeigte dann stets die gleiche rasche Entfaltung. Doch in einigen Fällen siedelte sich *Rubus fruticosus* trotz Angebotes standörtlich potentiell besiedelbarer Flächen bisher nicht an.

Die Entwicklung einer *Rubus fruticosus*-Population erfolgt also in erster Linie in Abhängigkeit von der Präsenz der Art vor Zäunung, in zweiter Linie in Abhängigkeit von der Etablierungsmöglichkeit. Nach KLÖTZLI (1965) zählt *Rubus fruticosus* zu den „beliebtesten“ Rehäsungspflanzen überhaupt; auch in anderen Untersuchungen konnte ihre rasche Zunahme nach Schalenwildausschluß nachgewiesen werden (SCHMIDT 1978; JAUCH 1987).

## 5 Bewertung der Ergebnisse

Die wesentlichen Untersuchungsergebnisse lassen sich stichpunktartig wie folgt herausstellen:

- Rasche Änderungen, die gerade das floristische Inventar und nicht nur die Menge der einzelnen Arten betreffen, lassen sich stellenweise *im Bereich der nassen Waldungen* feststellen.
- In den Waldungen auf *saueren, nährstoffarmen Sanden* ergeben sich im zehnjährigen Untersuchungszeitraum zwar keine nennenswerten Verluste bzw. Zugewinne von Arten, wohl aber nehmen einige Arten mengenmäßig signifikant ab: es handelt sich um N-Mangelzeiger.

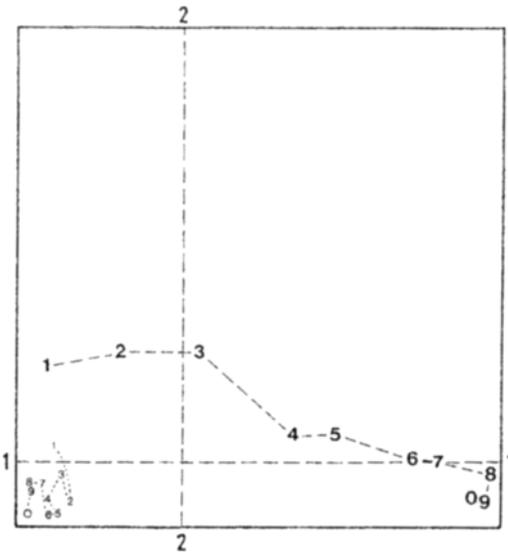


Abb. 3. Ordination der jährlichen Bestandessituation im Erlen-Eschen-Wald (DF 10; Deckungsangaben wurzeltransformiert). Die Zahlen numerieren die fortlaufenden Untersuchungsjahre (Zahlen klein: Fläche ungezäunt, Zahlen groß: Fläche gezäunt)

Fig. 3. Ordination of the annual stand situation in the alder-ash forest (DF 10), coverage information square-root transformed. Numbers indicate the successive years of investigation (small numbers: Unfenced plot, large numbers: Fenced plot)

- Die Grasart *Molinia arundinacea* nimmt auf mehreren Flächen parallel zum Rückgang der Damwilddichte signifikant zu.
- Der *Ausschluß des Schalenwildes* durch Zäunung leitet, je nach Ausgangssituation, unterschiedliche Entwicklungen ein:
  - Herausbildung einer neuen Gehölzschicht („Strauchschicht“),
  - Herausbildung eines Brombeer-Dickichtes oder aber
  - die Bodenvegetation bleibt unverändert.

### 5.1 Geänderter Bodenwasserhaushalt

Eine Absenkung des Grundwasserspiegels beeinflusst insbesondere die Bruchwälder (und bruchwaldartigen Bestände). Unter dem Einfluß hohen Grundwassers und mehr oder weniger regelmäßiger Überstauung im Winterhalbjahr haben sich im Untersuchungsgebiet Sumpfwälder entwickelt, in denen die Baumschicht von Schwarz-Erle und die Krautschicht von Nässezeigern und sogar frei flottierenden Wasserpflanzen aufgebaut wird. Die Trockenlegung solcher Sumpf(wald)bereiche hat europaweit zu einem dramatischen Rückgang solcher Wälder geführt. Der Umbau des Bestandes bei DF 8 zeigt die unmittelbaren Folgen des geänderten Bodenwasserhaushaltes; der Rückgang des Nässezeigers *Carex acutiformis* in weiteren Testflächen kann als Ausdruck einer größerflächig wirkenden Austrocknung im Untersuchungsgebiet angesehen werden.

Außer Frage steht, daß zu (und vor) Beginn des Beobachtungszeitraumes besonders niederschlagsreiche Jahre zu besonders hohem Grundwasserstand und zu besonders lange andauernder Geländeüberstauung geführt haben; außer Zweifel steht auch, daß die 1982 durchgeführten forstlichen Drainagearbeiten die Trockenlegung gefördert haben. Eine anteilige Zuordnung der Bestandesreaktion auf die speziellen Niederschlagsverhältnisse bzw. die Drainagemaßnahmen ist zunächst nicht möglich. Die eher geringe Änderung im Sumpfwaldbestand der DF 1, wo der Grundwasserstand durch Stauwehre im Drainagesystem (hoch) reguliert wird, zeigt aber, daß diese Wälder ungeachtet witterungsbedingter Niederschlagsschwankungen bei geeignetem Grundwassermanagement auch in einer multifunktionalen Kulturlandschaft tatsächlich eine Existenzmöglichkeit haben.

Die aufgezeigten Bestandentwicklungen im Bereich der Naßwälder legen einen rechtzeitig vorbereiteten Interessenabgleich von Forstwirtschaft einerseits und Naturschutz andererseits nahe.

### 5.2 Immissionen

Luftbürtige Immissionen können je nach Substanz, Menge und Zielobjekt als Schadstoff oder als Dünger wirken. Die wachstumsfördernde und bestandesverändernde Wirkung von N-haltigen Immissionen, in großer Menge in Siedlungs- und Verkehrsbereichen entstehend, auf die Vegetation ist seit langem bekannt. So belegen beispielsweise TRAUTMANN et al. (1970) für den Raum Mannheim/Ludwigshafen ein gehäuftes Auftreten nitrophiler Pflanzenarten in Industrie- und Siedlungsnähe, ELLENBERG (1986) weist über die Auswertung der Roten Liste der Pflanzen der Bundesrepublik Deutschland nach, daß gefährdete, also seltener werdende Arten ganz überwiegend an Stickstoff-Mangelbedingungen gebunden sind, und MEDWECKA-KORNAS u. GAWRONSKI (1991) geben anhand pflanzensoziologischer Wiederholungsaufnahmen nach 30 Jahren in immissionsbeeinflussten Wäldern Polens einen Beleg für die Zunahme der Stickstoffzeiger (einschließlich anspruchsvoller Waldarten).

Der statistisch signifikante Rückgang von N-Mangelzeigern in den Forstbeständen auf nährstoffarmen Substraten im Untersuchungsgebiet fügt sich gut in das europaweite Gesamtbild einer flächigen Eutrophierung der Landschaft via Immissionen ein. Der Frankfurter Ballungsbereich (Siedlung, Industrie, Verkehr) trägt zu dieser allgemeinen Eutrophierung bei; der unmittelbar eutrophierende Einfluß dieser speziellen Region oder

einzelner Teile von ihr auf die Vegetation im Untersuchungsgebiet kann mit dem vegetationskundlichen Ansatz aber nicht abgeschätzt werden. Eine korrigierende Beeinflussung dieses Trends scheint nur im internationalen Rahmen möglich zu sein.

### 5.3 Schalenwild

Die in den untersuchten Waldungen zu Beginn der 80er Jahre noch recht hohe Schalenwilddichte verhindert eine natürliche Waldverjüngung. Ohne Zäunung wird gleichzeitig aber die vom Schalenwild gerne aufgenommene Brombeere relativ niedrig gehalten; unter den heutigen Bedingungen würde sich die Brombeere beim plötzlichen und völligen Wegfall der Schalenwildbeäusung explosionsartig ausbreiten. Hier wird ein Interessenabgleich zwischen Waldbau auf der einen und Landschaftsgestaltung, Erholungsfunktion und Jagd auf der anderen Seite notwendig.

## 6 Fazit

Die vorgestellte Methode erweist sich als geeignet, die durch diverse anthropogene Einflußnahmen auf den Wald, hier untersucht im besonders beanspruchten Wald eines mitteleuropäischen Ballungsgebietes, ausgelösten Bestandesänderungen zu erkennen und getrennt voneinander zu bewerten, und zwar in *einem aus forstlicher Sicht relativ kurzen Zeitraum!* Nach erfolgter Auswahl und Ausweisung der Dauerflächen beschränken sich die jährlichen Geländearbeiten für einen routinierten Fachmann auf wenige Tage pro Vegetationsperiode, so daß auch aus dieser Sicht das Verfahren als durchaus praxisrelevant bewertet werden darf.

### Danksagung

Die Untersuchung wurde im Rahmen einer forstlich-ökologischen Beweissicherung durchgeführt. Bei den Geländearbeiten wirkten mit CL. ABS, G. KUTTRUFF, O. RUGEL, M. SCHMID, R. SKIBINSKI, bei der Auswertung CL. ABS, G. ABS, A. HANAK, H. RÖDER, Dr. M. STORCH.

### Zusammenfassung

Nach 10jähriger Beobachtung der Bestandesentwicklung auf 14 Dauerflächenpaaren (vergleichend gezäunt/ungezäunt) in den Waldungen südwestlich des Frankfurter Flughafens unter Nutzung eines detaillierten Erhebungsverfahrens und bei geeigneter, statistisch abgesicherter Auswertung läßt sich (abgesehen von der forstlichen Nutzung) für 3 Faktorenkomplexe nachweisen, daß sie die Bestandesentwicklung mitbestimmen haben:

1. Wasserhaushalt: Absinken des Grundwasserspiegels.
2. Nährstoffhaushalt: Eintrag düngend wirkender Substanzen.
3. Äsungsdruck: Schalenwildbestand.

Dabei läßt sich der Faktorenkomplex „Äsungsdruck“ durchaus nachhaltig und in relativ kurzer Zeit zielorientiert lenken. Auch hinsichtlich des Wasserhaushaltes existiert, wenigstens in den Teilen, die durch lokale Drainagemassnahmen beeinflusst wurden, die Option, neue Zielvorstellungen relativ kurzfristig zu realisieren. Der Eintrag von pflanzenverfügbaren Nährstoffen (oder von pflanzenschädigenden Substanzen, worauf aber keine eindeutigen Hinweise gefunden wurden) via Lufttransport scheint derzeit nur überregional (international) und mittel- bis langfristig kontrollierbar zu sein.

### Summary

*Ten-year permanent plot observation of the vegetation of forest stands growing in close proximity to urban areas*

During a 10-year period, stand development has been observed on 14 paired permanent observation plots (fenced vs. unfenced) located on woodlands southwest of the Frankfurt airport. Using a detailed inventory method and suitable statistical analysis of the data, it has been proven that the following

three factor complexes, aside from timber management, have significantly contributed to stand development:

1. Water regime: Lowering of the groundwater table.
2. Plant nutrient level: Input of substances with fertilizer effect.
3. Browsing pressure: Size of deer population.

The factor complex "browsing pressure" without any doubt can be directed into the right direction in a relatively short period of time. As to the water regime, short-term realization of new objectives may be possible, too, at least as far as they are concerned with the effects of past local drainage projects. Presently, atmospheric deposition of plant nutrients or of substances damaging plants (for the latter no clear indication was found) can only be controlled across regional borders (internationally), and on a medium- to long-term basis.

### Literatur

- BRAUN-BLANQUET, J., 1964: Pflanzensoziologie. 3. Aufl.
- EHRENDORFER, F., 1973: Liste der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. 2. Aufl.
- ELLENBERG, H. jun., 1986: Veränderungen von Artenspektren unter dem Einfluß von düngenden Immissionen und ihre Folgen. AfZ 19, 466-467.
- ELLENBERG, H., 1979: Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. 2. Aufl. Skripta Geobot. 9.
- FISCHER, A., 1982: Zur Diversität von Pflanzengesellschaften. Ein Vergleich von Gesellschaftskomplexen der Böschungen im Rebgele. Tuexenia 2, 219-231.
- FISCHER, A.; STEUBING, L.; FANGMEIER, A., 1987: Immissionsbedingte Veränderungen in der Krautschicht von Wäldern. Freilandbegasung im Melico-Fagetum. Tag.ber. MLU Halle „Erfassung und Bewertung anthropogener Vegetationsveränderungen“, 3, 88-102.
- GLAVAC, V., 1975: Zur Methodik der vegetationskundlichen Untersuchungen auf Dauerprobestellen. In: SCHMIDT, W.: Sukzessionsforschung. Ber. Int. Symp. Int. Ver. Veg. kde., 619-622.
- GOODALL, D.-W., 1982: Sample similarity and species correlation. In: WHITTAKER, R. (ed.): Ordination of plant communities, 99-150.
- HAEUPLER, H., 1982: Evensness als Ausdruck der Vielfaltigkeit in der Vegetation. Diss. Bot. 65.
- JAUCH, E., 1987: Der Einfluß des Rehwildes auf die Waldvegetation in verschiedenen Forstrevieren Baden-Württembergs. Diss. Univ. Hohenheim.
- KLÖTZLI, F., 1965: Qualität und Quantität der Rehäsung. Veröff. Geobot. Inst. ETH Zürich, 38.
- LIENERT, C. A., 1986: Verteilungsfreie Methoden in der Biostatistik.
- LONDO, G., 1975: Dezimalskala für die vegetationskundliche Aufnahme von Dauerquadraten. In: SCHMIDT, W.: Sukzessionsforschung. Ber. Int. Symp. Int. Ver. Veg. kde., 613-617.
- MEDWECKA-KORNAS, A.; GAWRONSKI, S., 1991: Acidophilous mixed forests in the Ojcow National Park: thirty years pressure of air pollution. Veröff. Geobot. Inst. ETH Zürich, 106, 174-207.
- MÖLLER, H., 1987: Wege zur Ansprache der aktuellen Bodenazidität auf der Basis der Reaktionszahlen von ELLENBERG ohne arithmetisches Mittel dieser Werte. Tuexenia 7, 499-505.
- MOTYKA, J.; DOBRANSKI, B.; ZAWADSKI, S., 1950: Preliminary studies on meadows in the south east of the province Lublin. Ann. Univ. M. Curie-Skłodowska Sec. E 5, 367-447.
- MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H., 1974: Aims and Methods of Vegetation Ecology.
- PETRAK, M., 1987: Zur Ökologie einer Damhirschpopulation (*Cervus dama* Linne, 1758) in der nordwestdeutschen Altmoränenlandschaft des Niedersächsischen Tieflandes. Schr. Arb.kr. Wildbiologie Jagdwissenschaft JLU Gießen, 17.
- RÖDEL, D., 1987: Vegetationsentwicklung nach Grundwasserabsenkungen. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, TU Berlin, Sonderheft 1.
- SCHMIDT, W., 1974: Die vegetationskundliche Untersuchung von Dauerprobestellen. Mitt. flor.-soz. Arb.gem. NF 17, 103-106. Todenmann, Göttingen.
- 1978: Einfluß einer Rehpopulation auf die Waldvegetation. Ergebnisse von Dauerflächenversuchen im Rehgatter Stammham 1972-1976. Phytocoenosis 7, 43-59.
- STEUBING, L.; FANGMEIER, A.; FISCHER, A.; GNITKE, G., 1986: Immissionsituation der Waldbodenvegetation: Sensitivität gegenüber SO<sub>2</sub> am natürlichen Standort. AfZ. 21, 526-528.
- SORENSEN, T., 1948: A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content. Ted. kong. Danske vidensk. Selesk. skr. 5, 1-43.
- TRAUTMANN, W.; KRAUSE, A.; WOLFF-STRAUB, R., 1970: Veränderungen der Bodenvegetation in Kiefernforsten als Folge industrieller Luftverunreinigungen im Raum Mannheim-Ludwigshafen. Schr. Veg. 5, 193-207.
- WEBER, H. E., 1989: Neue Rubus-Taxa aus Mitteleuropa. Osnabrücker Naturwiss. Mitt. 15, 105-118.
- WILDI, O.; ORLOCI, L. (Hrsg.) 1990: Numerical Exploration of Community Patterns. The Hague.

## Anhang

**Evenness**  $E' = H' / \ln S \cdot 100$

$$\text{mit: } H' = \sum_{i=1}^S \left( \frac{n_i}{N} \right) \cdot \ln \left( \frac{N}{n_i} \right)$$

$n_i$  Menge (hier MAZ) der i-ten Art  
 $N$  Summe der Mengen der 1. bis i-ten Art  
 $S$  Zahl der berücksichtigten Arten

**Arten-Ähnlichkeit**  $\ddot{A}_A = \frac{2 A_G}{A_A + A_B} \cdot 100$

mit:  $A_G$  Zahl der Arten, die sowohl in Aufnahme A als auch in Aufnahme B vorkommen („G“ für gemeinsam)  
 $A_A$  Zahl der in Aufnahme A vorhandenen Arten  
 $A_B$  Zahl der in Aufnahme B vorhandenen Arten

**Quantitative Ähnlichkeit**  $\ddot{A}_Q = \frac{2 \text{MAZ}_{\min A/B}}{\text{MAZ}_A + \text{MAZ}_B} \cdot 100$

mit:  $\text{MAZ}_{\min A/B}$  Summe der kleineren Werte der Arten, die in beiden Kollektiven vorkommen  
 $\text{MAZ}_A, \text{MAZ}_B$  Summe der Mittleren Artmächtigkeitszahlen aus Aufnahme A bzw. B

**Mittlere Zeigerzahl**  $mX = \frac{\text{Summe } X\text{-Zeigerwerte}}{n}$

mit:  $n$  Zahl der berücksichtigten Arten

*Anschrift des Verfassers:* Prof. Dr. A. FISCHER, Lehrbereich Geobotanik, Forstwissenschaftliche Fakultät der LMU München, Hohenbachernstr. 22, 85354 Freising-Weihenstephan, Deutschland