

Vegetationsdynamik und Florenwandel im ehemaligen mitteldeutschen Waldschutzgebiet "Hainich" im Intervall 1963 - 1995

CHRISTIAN AHRNS; GERHARD HOFMANN

Abstract

AHRNS, C.; HOFMANN, G.: Vegetation dynamics and floral change of the former preserved woodland area "Hainich" in Central Germany between 1963 and 1995. - *Hercynia N. F.* 31 (1998), 33-64.

Changes in vegetation and flora of beech forests in the lower mountainous limestone region of Central Germany during the past 3 decades have been investigated and are discussed.

In 1963 a phytosociological inventory had been carried out on 51 test plots. 11 out of 12 vegetation units found in 1963 were still present in 1995, but only 27 in 51 test plots remained in the same state referred to the concerning vegetation units.

Causal factors of these changes which have to be considered are first the increase of stand canopy closure, enhanced by nearly missing silvicultural measures between 1965 and 1992; so shade-tolerant species of the field-layer vegetation like *Allium ursinum* and *Veronica montana* (newcomer) were able to expand considerably. Second the permanent impact of air pollution, especially nitrogen compounds, is promoting herbaceous species with higher demand on moisture and nitrogen supply of the sites, among them first of all *Circaea lutetiana*.

The acidification of soils seems to have up till now no remarkable influence on composition and development of plant species.

The described area is proposed to become nature preserve again - within the beech wood national park "Hainich".

Keywords: Western Thuringia, limestone beech woodland, vegetational alterations, floral changes, silvicultural influence, forest state.

1. Einleitung

Die thüringischen Kalkbuchenwälder dienen gegenwärtig vielfach als Standard und Lehrbeispiel für einen vergleichsweise nur wenig anthropogen überformten und somit dem Naturzustand nahestehenden Ökosystemtyp. Großflächigkeit, Mehrschichtigkeit, Artenreichtum und Quasistabilität kennzeichnen einen Lebensraumkomplex, der bei genauerer räumlich und zeitlich gestaffelter Betrachtung eine beachtliche Dynamik offenbart, eben nur "quasi"-stabil ist.

Wie systemtypische Eigendynamik und menschliche Beeinflussung auf die Waldvegetation eingewirkt haben, sollte mit der vorliegenden Untersuchung nachvollzogen werden; welche Möglichkeiten zur Harmonisierung von eigentumsgebunden forstwirtschaftlichen, naturschutzfachlichen und waldbaulichen Aspekten bestehen, soll im folgenden, basierend auf den interpretierten Geländedaten, aufgezeigt werden.

2. Untersuchungsgebiet (UG)

Als Ort der Untersuchung wurde das 206 ha umfassende ehemalige Waldschutzgebiet "Hainich" ausgewählt, welches vom 30. 3. 1961 - 28. 11. 1983 den NSG-Status innehatte (BAUER et al. 1974, WEINTSCHKE et al.

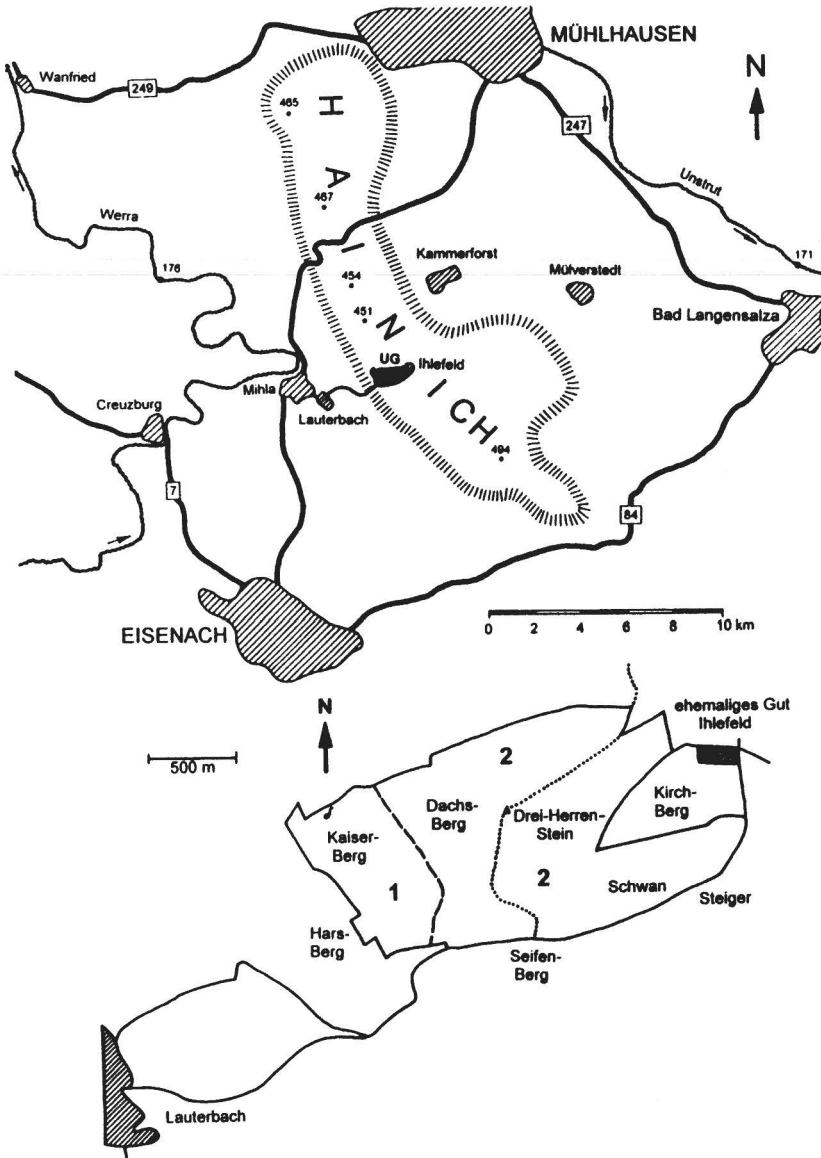


Abb. 1 Übersicht zur geographischen Lage und administrativen Gliederung des Untersuchungsgebietes in Westthüringen (oben) und im Hainich (unten)

1: Thüringer Forstamt Kreuzburg; 2: Bundesforstamt Mühlhausen - Sitz Kammerforst

----: Grenze zwischen Landesforst und Bundesforst

.....: Grenze zwischen Wartburg-Kreis (westlicher Teil) und Unstrut-Hainich-Kreis

1984). Das UG liegt im Meßtischblatt-Quadranten (MTB-Q) 4928/1.

Den klimatischen Eckdaten von Temperatur und Niederschlag entsprechend handelt es sich um ein submontanes Buchenwaldgebiet (vgl. Kap. 2. 3. u. HOFMANN 1995). Die Schneeglöckchenblüte beginnt - im 20jährigen Mittel - um den 11. März (Atlas DDR 1976).

2. 1. Geographische und administrative Lage

Der westthüringische Hainich erstreckt sich als ca. 22 km langer und um 4 km breiter Muschelkalkhöhenzug zwischen dem Werra-Tal und dem ostwärts anschließenden Thüringer Becken (Abb. 1). Die höheren Lagen liegen durchgängig über 400 m ü. NN, doch erreicht auch der höchste Punkt nur 494 m ü. NN, so daß der Hainich sowohl die Werra als auch die Unstrut im Thüringer Becken um etwa 150 - 250 m überragt.

Im Nordteil queren 2 Landstraßen den dort NWN-SOS-streichenden Höhenzug, während der NW-SO-gerichtete Südteil bis heute von keiner asphaltierten Straße durchschnitten wird.

Im Nordteil des südlichen Hainichs - und hier wiederum auf der Westabdachung - liegt 3 - 4 km östlich Mihla das UG.

Über den Drei-Herren-Stein am Dachs-Berg verläuft die Grenze zwischen Wartburg- und Unstrut-Hainich-Kreis (Abb. 1), doch zählt laut Veränderungsnachweis 1/1965 des Liegenschaftsdienstes Bad Langensalza seit dem 21. 9. 1965 auch der in der Gemarkung Mülverstedt gelegene südöstliche Teil des UG vollständig zum Besitz der Gemeinde Lauterbach; der größere, wartburgkreisseitige Anteil im nördlichen und westlichen Bereich gehört zu den Fluren Mihla und Lauterbach.

2. 2. Relief, Geologie und Böden

Der Hainich gehört in voller Länge zur Ostflanke der Eichenberg-Saalfelder Störungszone. Die Ausformung des Reliefs durch Tektogenese, Verwitterung und Erosion vollzog sich im wesentlichen bereits im Tertiär und wurde oberflächennah durch die Klimaextreme dieser Zeit noch forciert. Im UG bedingen den Muschelkalkrumpf gliedernde Täler immerhin eine Höhendifferenz von 150 m auf 1500 m Entfernung: Mit 294 m ü. NN liegt der tiefste Punkt im Nordwesten, der höchste bei > 442 m ü. NN im Nordosten des Gebietes (Abb. 2).

Geologisch-naturräumlich zählt das UG zu den Thüringer Muschelkalk-Platten (HIEKEL et al. 1992). Ob- schon Mittlerer (mm) und Oberer Muschelkalk (mo) hier die dominierenden anstehenden Gesteine sind, haben sich in Verwerfungssenken im Westteil auch Unterer (ku₁) und kleinflächig Mittlerer Keuper (km₁) erhalten (Abb. 2). Orographisch prägend sind vor allem die zumeist steilen Hänge der Trochitenkalk-Stufe (mo₁), wogegen die Nodosenkalke (mo₂) leichter verwittern.

Diese Triassedimente bilden von Natur aus nährstoffreiche bis -kräftige Ton- und Lehmböden bzw. werden durch Erosion davon überdeckt. Lokal sind pleistozäne Lößlehmauflagen vorhanden, die heute infolge anhaltender Lösungsverwitterung oberflächlich entkalkt sind; auf entsprechende Versauerungen dieser Staublehmddecken im Gebiet weist schon KOHLUS (1962) hin.

Als Bodentypen herrschen Ton-Braunerde und Decklöß-Parabraunerde vor; kleinflächig kann an Hangkanten Bergton-Rendzina ausgebildet sein. Demgegenüber finden sich auf Talsohlen und Dolinen von den

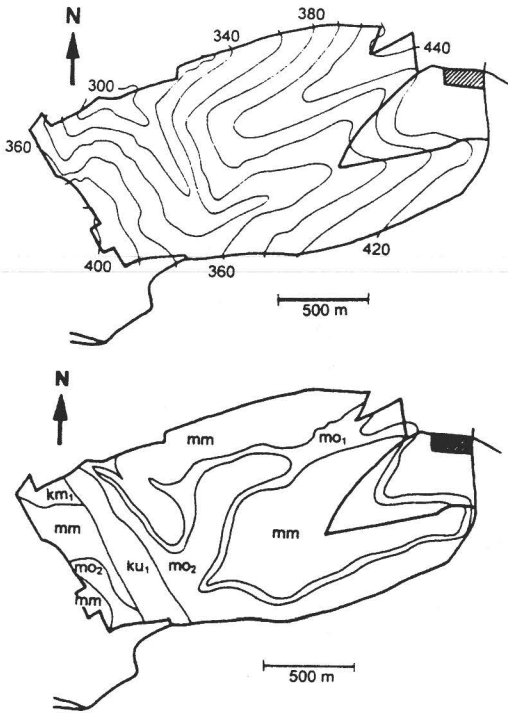


Abb. 2 Relief (oben) und Geologie (unten) des Untersuchungsgebietes

- km₁: Mittlerer Keuper
- ku₁: Unterer Keuper
- mo₂: Nodosenschicht des Oberen Muschelkalkes
- mo₁: Trochitenschicht des Oberen Muschelkalkes
- mm: Mittlerer Muschelkalk

2. 3. Klima und Hydrologie

Das Gebiet verzeichnet am Westabfall des Hainichs einen deutlich subatlantischen Klimaeinfluß, dessen submontane Überprägung vor allem in den geschlossenen Beständen des Waldesinneren zum Tragen kommt.

Die gegenüber dem Umland exponierte Lage des Höhenzuges bedingt einen Luv-Lee-Effekt. Der Luftmassenstau äußert sich in einem relativ hohen mittleren Wolkenbedeckungsgrad von 7,0 - 7,2 Zehnteln und entspricht somit dem Wert von Oberhof auf dem Kamm des Thüringer Waldes (KOCH 1953).

Das Jahresmittel der Lufttemperatur schwankt um 7° C, die mittlere Jahresamplitude bleibt auf der Hochfläche unter 18° C (Januar: -1° C; Juli: 16° C). Mindestens 160 Tage im Jahr ist das Gebiet im Mittel frostfrei (Atlas DDR 1976).

Bei bodennaher Temperaturinversion überragt der Hainichrücken zuweilen die Dunstschicht des Thüringer

Hängen abgeschwemmte Bodenpartikel mit hohem Fließlöbanteil als mächtigere Oberbodenhorizonte mit im Vergleich zu den Hang- und Plateaulagen ausgeglichenerer Wasserführung und optimalem Nährstoffangebot wieder (vgl. Atlas DDR 1976, HOFMANN 1965).

Im UG ist vor allem in exponierten Plateau- und Hanglagen zumindest lokal eine Versauerung der Mullbodenhorizonte bis in den Austauscher-Pufferbereich nachweisbar (Tab. 1). Hervorhebenswert ist das hohe Pufferungsvermögen in den unteren Bodenhorizonten: Nach GRABIETZ et FIEDLER (1996) liegen flach- bis mittelgründige Böden ab 30 bis 50 cm und löblehmüberdeckte tiefgründige Böden ab 80 bis 100 cm Tiefe im Karbonat-Pufferbereich.

Zwei Bodenprofilbeschreibungen aus dem UG gibt HOFMANN (1965), eine umfassende großräumigere standortkundliche Betrachtung z. B. HOFMANN (1974); aktuelle vergleichbare Bodenuntersuchungen publizierten GREITZKE et FIEDLER (1996).

Tabelle 1 Bodenanalysen aus A₁-Horizonten (* - nach HOFMANN (1965) und Originalaufzeichnungen; n.b. - nicht bestimmt)

Veget.- Aufn.- Nr.	Lage im lokalen Relief	pH-Wert (in KCl)		Gesamt-P [mg / 100 g]		C/N-Verhältnis		CaCO ₃ [g / 100 g]	
		1963*	1995	1963*	1995	1963*	1995	1963*	1995
4	mittlerer Tächengrund	7,1	6,9	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
10	NW-Oberhang (20°)	7,4	4,9	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
11	NNW-Oberhang (35°)	7,0	5,7	117	55	12,1	25,6	1,0	0,013
14	oberer Tächenrand	6,0	6,8	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
16	Plateau (Trochitenkalkrippe)	5,4	4,2	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
17	oberer Tächenrand	5,0	4,5	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
21	flacher Unterhang	7,3	6,9	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
22	fl. Unterhang / ob. Tächenrand	5,6	4,9	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
32	oberer Tächengrund	4,5	7,4	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.	n. b.
44	so-exp. NO-Mittelhangrunse (20°)	6,3	4,3	52	47	13,5	21,5	-	< 0,01

Beckens, doch ist er mit > 40 Nebeltagen im Jahr insgesamt deutlich nebelreicher als sein östliches Vorland mit < 30 Nebeltagen pro Jahr (Bad Langensalza).

Das auf der Luvseite gelegene UG empfängt jährlich ca. 670 - 700 mm Niederschlag, wovon reichlich 55 % auf das Sommerhalbjahr entfallen; das Minimum liegt im März, das Maximum im Juli. NW-Thüringen und das Mittelwerragebiet sind weder typische Sommer- noch Winterregengebiete, sondern vermitteln als Übergangstyp zwischen beiden mit einem undeutlichen Schwerpunkt des Niederschlagsgeschehens in den Sommermonaten und einem sekundären Maximum im Dezember und Januar (KOCH 1953).

Der Hainich gehört zur Hauptwasserscheide zwischen den Flußsystemen von Werra-Weser und Unstrut-Saale-Elbe. Das werraseitig liegende UG ist stark verkarstet: Oberflächlich einsickerndes Wasser versinkt im gesamten Muschelkalk als Karstspaltenwasser und trifft erst an der Grenze zum Röt auf eine Stauschicht. Da im UG kein Röt ansteht, tritt dieses Wasser erst außerhalb desselben wieder zutage; die einzige innerhalb gelegene, nur schwach schüttende Sickerquelle befindet sich am nordwestnördlichen Unterhang des Kaiser-Berges.

Zwei kaum 100 m² große, weitgehend perennierende Kleingewässer an dieser Quelle und auf dem Sattel am Neuenstein im Nordosten des UG sind derzeit floristisch bedeutungslos, da sie regelmäßig als Suhlen genutzt werden.

Fast alle Tiefenlinien sind somit als Trockentäler ausgebildet, die nur nach Starkniederschlägen oder bei plötzlicher Schneeschmelze kurzfristig Wasser führen und mehr oder weniger erosiv geformt sind.

Die mittlere jährliche Gebietsabflußhöhe liegt um 200 - 240 (-300) mm, was Abflußpenden (Mq) in Höhe von $6 - 8 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$ entspricht (BAUER et al. 1974).

2. 4. Pflanzengeographische Kurzcharakteristik

Innerhalb der mitteldeutschen collinen Buchenwaldgebiete gehört der Hainich nach MEUSEL (1955) zum Hörsel-Mittelwerraland und ist durch ein kumuliertes Auftreten mitteleuropäischer Sippen mit subatlantischer Ausbreitungstendenz sowie dealpiner Florenelemente charakterisiert.

Fällt im vollständig bewaldeten UG an der Grenze zum pflanzengeographischen Distrikt Nordwestthüringisches Hügelland das dealpine Element völlig aus (vgl. WEINERT 1983), so wird die hochkollin-submontane Geländesituation dennoch durch einige Arten mit montanem Einschlag nachgezeichnet: *Galeobdolon montanum*,

Senecio ovatus, *Rubus hercynicus* und (in der Fichteninsel am westlichen Südrand des UG) *Rubus pedemontanus*. Temperat-demontan verbreitete Sippen finden sich ebenfalls (z. B. *Tilia platyphyllos*; *Hordelymus europaeus*; *Primula elatior*; *Ranunculus lanuginosus*; *Veronica montana*; *Aconitum vulparia*; auf Waldwegen auch *Alchemilla vulgaris* s. str. et *A. xanthochlora*) mit unterschiedlichen Häufigkeiten und deren Trends, wobei die Spanne im Betrachtungszeitraum vom Ausfall (*Carex ornithopoda*) bis zur Spontanansiedlung mit Expansionstendenz (*Veronica montana*) reicht.

Die Mehrzahl der registrierten Sippen ist gemäßigt ozeanisch bis subozeanisch verbreitet, doch dokumentieren mindestens 20 strenger ozeanische Vertreter das deutlich atlantische Waldbinnenklima. Der Fakt, daß bis auf *Potentilla sterilis* für keine dieser 20 Arten eine deutliche Bestandsabnahme belegt werden konnte, aber einige davon beträchtliche Abundanzzuwächse bis Flächengewinne erfahren haben, wird im weiteren kausal zu erörtern sein. Demgegenüber ist das gemäßigt kontinentale Element mit *Ribes rubrum* s. l., *Rubus saxatilis* und *Maianthemum bifolium* sowohl qualitativ als auch quantitativ nur schwach vertreten; die beiden Stauden verzeichnen zudem im UG Rückgänge.

Nicht weniger bemerkenswert ist das Fehlen einiger weniger Leitarten, wofür 3 Beispiele genügen sollen: *Festuca altissima* fehlt als demontane Sippe nach BENKERT et al. (1996) im gesamten südlichen Hainich bis zur Werra sowie u. a. im MTB-Q 4927/4, konnte aber vom Erstautor 1996 bei Lengröden südwestlich Mihla für diesen Quadranten nachgewiesen werden. Die ozeanische *Euphorbia amygdaloides* ist im zentralen Eichsfeld nicht selten und gedeiht im Dün mit üppiger Vitalität, fehlt aber dem südwärts anschließenden (südlichen) Hainich. Das gleichfalls ozeanisch gebundene *Polygonatum verticillatum* schließlich besiedelt gar den gesamten Hainich in seinen höheren Lagen (vgl. BENKERT et al. 1996) und ist etwa im Mühlhäuser Stadtwald keineswegs selten (vgl. TILICH 1996), aber aus dem UG aus bisher unerklärlichen Gründen ebenfalls nicht bekannt.

3. Zur Waldnutzung der zurückliegenden 70 Jahre

Vegetationsveränderungen in wirtschaftlich genutzten Ökosystemen lassen sich nur plausibel darstellen, wenn die vorausgegangene und aktuelle Nutzung als eine der wichtigsten Einflußgrößen im zönotischen Gefüge wenigstens in Grundzügen bekannt ist; dies gilt auch für ungleichaltrige, reich strukturierte Hochwälder!

Für die Bestände am nördlichen oder Mihlaer Dachs-Berg (Abb. 1) wurde 1925 - 1930 durch den Eigentümer die Möglichkeit einer umfassenden Starkbaumnutzung verfügt. Es erfolgte im Anschluß jedoch keinerlei Aufforstung, so daß sich das heutige Waldbild dieser Abteilung als Gesamtheit aus Naturverjüngung und seinerzeit verschonten (Jung-)Bäumen abzüglich zwischenzeitlich genutzter Stämme darstellt. Gleich dem Hars- und Kaiser-Berg-Gebiet zählte auch der Mihlaer Dachs-Berg bis 1945 zum Besitz des Barons von Harstall (Mihla), wurde nach der Enteignung - mit Ausnahme von < 10 ha an Laubgenossen übergebenen Waldes am Mihlaer Dachs-Berg - Kommunalwald und nach 1950 Volkswald. In dieser Zeit dominierte in beiden Abteilungen die Femelnutzung, wobei stets auch sehr starke Rot-Buchen vorrätig gehalten wurden: Forsteinrichtungsunterlagen des Instrukteurbezirkes Creuzburg im Staatlichen Forstwirtschaftsbetrieb Eisenach belegen, daß am Mihlaer Dachs-Berg 1954 auf > 30 ha bzw. ca. 70 % der Abteilungsfläche noch immer Rot-Buchen mit einem Mindestalter von 100 Jahren stockten. Die Flächen am Hars- und Kaiser-Berg wurden später in staatliche Forstobhut überführt; aktuell ist dafür das Thüringer Forstamt Creuzburg zuständig (Abb. 1).

Auch die heute mehr oder weniger gleichaltrigen Bestände am Schwan gehen nicht auf Aufforstungen, sondern auf autochthone Naturverjüngung zurück; in den 60er Jahren sind dort Hochdurchforstungen durchge-

führt worden. Die zusammen 83 ha großen Wäldungen am südlichen oder Lauterbacher Dachs-Berg und am Schwan sind 1928 aus dem Besitz des Barons Eichel-Streider von der Gemeinde Lauterbach gekauft und um 1950 ebenfalls in Volkswald überführt worden. Forsteinrichtungsunterlagen weisen aus, daß 1954 am Lauterbacher Dachs-Berg auf < 8 ha - oder 20 % der Gesamtfläche - Rot-Buchen von ≥ 100 Jahren standen, am Schwan aber auf der gesamten Abteilungsfläche von 42 ha völlig fehlten.

Mit Wirkung vom 1. 1. 1965 wurden die Waldgebiete am nördlichen und südlichen Dachs-Berg sowie des Schwans in die Regie des NVA-Forstes (Militärforstbetrieb Erfurt) übernommen und werden seit 1990 vom Bundesforst (Bundesforstamt Mühlhausen - Sitz Kammerforst) verwaltet. Daran sind für weite Teile des UG (vgl. Areal "2" in Abb. 1) und alle dort nachgewiesenen Waldgesellschaften einige Fakten von für die vorliegende Untersuchung herausragender Bedeutung gekoppelt:

1. Nachdem der Zweitautor 1963 - zu einem denkbar glücklichen Zeitpunkt - die Vegetationserfassung durchgeführt hatte, wurde 1964 besagtes Terrain zum NVA-Sperrgebiet erklärt; der "status quo" war somit gesichert.

2. Im folgenden Vierteljahrhundert erfuhren jene Waldparzellen kaum forstliche oder andere anthropogene Eingriffe: Von 1965 - 1990 sind in diesen 3 Abteilungen insgesamt maximal 3000 m³ Rot-Buche geschlagen worden (HARSEIM mdl.). Beträgt das oberirdische Holzvolumen einer 100jährigen Rot-Buche ca. 2,5 m³, so sind das in wesentlichen Bereichen des UG im Mittel nicht mehr als 10 solcher Stämme pro ha!

3. Nach 1990 sind sowohl vor als auch nach der neuerlichen Vegetationserfassung im gesamten UG vereinzelt Femel- oder Plenterhiebe geführt worden.

4. Methoden

Um eine bestmögliche Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten, wurde die Methodik der 1963 von HOFMANN gewählten Vorgehensweise bei den 1995 von AHRNS durchgeführten Geländearbeiten nachvollzogen, wo immer es möglich war.

Die Spezifik der Plenterwaldbewirtschaftung legte eine Modifizierung traditioneller Auffassungen zur Probeflächenwahl in Wäldern dahingehend zwingend nahe, daß nicht allein Althölzer die typische Waldvegetation repräsentieren, sondern Stangenhölzer und durch Femel- bzw. Plenterhieb frisch gelichtete Bestände bis zu einem gewissen Prozentsatz ebenfalls zu dokumentieren und zu diskutieren sind.

Fernerhin galt es, den Vegetationswandel mittels möglichst aussagekräftiger Kenngrößen kurz und präzise darzustellen, wozu den Verfassern bislang kein artbezogenes - und somit maximal objektives - standardgewordenes Verfahren bekannt ist.

4. 1. Vegetationsaufnahmeflächen (AF)

Wesentliche Daten zu den Vegetationserhebungen sind in Tab. 2 zusammengefaßt.

1995 wurde auch vom Erstautor nur der Vollfrühlingsaspekt nach der bewährten 7stufigen Skala von BRAUN-BLANQUET aufgenommen, wobei reichliche Regenfälle ein Ausdehnen der Geländearbeiten bis in den Juni wesentlich bedingten.

Daß dies nicht unproblematisch ist, sei kurz am Beispiel von *Gagea lutea* demonstriert, die von HOFMANN seinerzeit in 5 von 51 Aufnahmen, von AHRNS aber zunächst nicht erfaßt wurde. Wohl wissend, daß der Wald-Goldstern zu den zuerst abblühenden und vor dem oberirdischen Vergehen gänzlich grün und somit unscheinbar werdenden Frühblühern zählt und außerdem der euryökeste hiesige Vertreter der Gattung ist, suchte der Erstautor am 20. 4. 1996 selektiv nach: In 5 von 6 kontrollierten AF sowie an weiteren Stellen im Haupttal südlich des Dachs-Berges blühte *Gagea lutea* bei bester Vitalität prachtvoll! - Im Jahr zuvor war die Art inmitten des binnen reichlich dreier Jahrzehnte fleckweise bis zur totalen Dominanz expandierten, Ende Mai optimal entwickelten *Allium ursinum* trotz gründlicher Suche übersehen worden. Hinzu kommt, daß namentlich bei unseren Frühlings-Geophyten beträchtliche Abundanzschwankungen wohl eher die Norm als die Ausnahme sind (vgl. SCHMIDT 1988).

(Die aktuell ermittelten Artmächtigkeiten sind für *Gagea lutea* der Richtigstellung halber in der als Falteinlage in diesem Heft beigefügten Tabelle 4 nachgetragen worden.)

Tabelle 2 Eckdaten zu den Vegetationserhebungen

* - nach HOFMANN (1965); ** - Syntaxonomie nach HOFMANN (1965)

	1963	1995
Aufnahmezeitraum	21. 5. - 24. 5. 1963	23. 5. - 8. 6. 1995
Zahl der Aufnahmeflächen	51	51
Größe der Aufnahmeflächen [m ²]	≥ 400	ca. 400
Mittlere Deckung der Baumschicht [%]	76	80
Mittlere Deckung der Strauchschicht [%]	4	18
Mittlere Deckung der Krautschicht [%]	80	66
Mittlere Sippenzahl	30	37
Gesamtsippenzahl	131	177
Summe der Vegetationseinheiten	12*	11**

Die 1963 vom Zweitautor auf mindestens 400 m² taxierten AF wurden nunmehr konstant etwa 400 m² groß gehalten, was weder der mittleren noch der Gesamtsippenzahl Abbruch tat (Tab. 2). Eine völlige Deckungsgleichheit der AF von 1963 mit denen von 1995 konnte verständlicherweise nicht gewährleistet werden, doch ermöglichten die topographisch exakten Originalaufzeichnungen des Zweitautors in Verbindung mit der Wiedererkennung für einzelne Flächen markanter (± seltener) Sippen, um 30 Jahre erhöhten Hauptbaumart-Altersansprachen, Expositionen und Hangneigungen ein weitestgehend sicheres Auffinden der früheren Aufnahmeorte durch den Erstautor.

Kritischer zu entscheiden war die Frage nach dem Verfahren in den Fällen, wo an den damaligen Aufnahme-lokalitäten erst in jüngster Zeit - im Extremfall nur Monate vor dem Mai 1995 - forstliche Nutzungen erfolgten: Hierzu wird die Auffassung vertreten, daß Plenterhiebe zum Plenterwald gehören wie die Mahd zum Getreidefeld. Demzufolge wurden auch die betroffenen 6 Flächen wie üblich aufgenommen, sofern sie das Homogenitätskriterium erfüllten und die Krautschicht nicht durch das Holzrücken direkt beeinträchtigt wor-

den war; anderenfalls wurde auf die nächstgelegene vergleichbare Fläche ausgewichen. Im extremen Einzelfall (Aufnahme 39 in Tab. 4) schlug sich dieses Vorgehen in einer sehr niedrigen Deckung der Baumschicht sowie - infolge der eingeschleppten walduntypischen und Kahlschlag-Sippen - einer überdurchschnittlichen Artenzahl nieder, widerspiegelt aber nur so das Ensemble der real vorgefundenen Waldbilder.

Auf die tabellarische Auswertung hatte diese Verfahrensweise keine negativen Auswirkungen.

4. 2. Vegetationstabelle (VT)

Um die syntaxonomischen Befunde vergleichbar zu gestalten, wurden die von HOFMANN (1965) ausgeschiedenen und charakterisierten Vegetationseinheiten auch der in Tab. 4 dargestellten Systematisierung der 1995 gewonnenen Vegetationsaufnahmen zugrundegelegt. HOFMANN (1974) stellt diese - gegenüber 1965 bereits überarbeiteten - Syntaxa in einen regionalen und vor allem standortkundlich umfassend begründeten Gesamtzusammenhang. Obwohl sich dieses System bisher nicht im größeren Rahmen etwa Mittel- und Nordostdeutschlands durchsetzen konnte und mit der Neugliederung der Waldgesellschaften für dieses Gebiet von SCHUBERT (ap. SCHUBERT et al. 1995) auch, wie eine Gegenüberstellung im Kopf der VT zeigt, nur begrenzt kompatibel ist, liegt der entscheidende Vorteil der hier gewählten Gliederung zweifelsfrei in ihrer feineren Differenzierung der behandelten Waldpflanzenvergesellschaftungen. Dem hier verfolgten Ziel einer Herausarbeitung von Vegetationsveränderungen sollen andere Kriterien zur Aufstellung von Assoziationen usw. deshalb im vorliegenden Fall untergeordnet werden.

An die Frage nach der Feinheit der Vegetationsdifferenzierung knüpft sich auch diejenige nach der Gültigkeit des Mosaik-Zyklus-Konzeptes in Kalkbuchenwäldern: Dieses von REMMERT (zuletzt 1996) begründete Modell wird z. B. von DIERSCHKE et BRÜNN (1993, S. 148) für "kaum nachvollziehbar" gehalten, da sich "nach Zusammenbruch von Altbeständen vermutlich eine junge Regenerationsphase" entwickelt; "diese führt aber nicht zu einer eigenen Waldgesellschaft" (vgl. auch ELLENBERG 1996, S. 157). - Legt man die o. g. Syntaxonomie von SCHUBERT oder weitere auf nur sehr wenigen, entsprechend weit gefaßten Assoziationen basierende Gliederungen zugrunde, wäre DIERSCHKE et BRÜNN zuzustimmen. Fußt die Betrachtung aber auf der hier verwendeten differenzierteren Zuordnung, so sind mindestens 4 zeitlich aufeinanderfolgende und räumlich mosaikartig miteinander verzahnte Entwicklungsstadien in ihrer standortsabhängigen Ausprägung jederzeit auch im anthropogenen Plenterwald nebeneinander nachweisbar (vgl. JENSSEN et HOFMANN 1996).

Zur Anordnung in unterschiedlichen Zeiträumen angefertigter Vegetationsaufnahmen in einer VT bestehen 2 Möglichkeiten: Es kann die Gesamtheit der früheren Aufnahmen im Block der Gesamtheit der aktuellen gegenübergestellt werden (z. B. BERG et MAHN 1990); da im vorliegenden Fall aber von einer meistens teilidentischen Wiederbearbeitung der AF auszugehen ist, wurden die damaligen und aktuellen Daten der Einzelaufnahmen einander paarweise gegenübergestellt (s. Tab. 4) - zumal nur so eine übersichtliche Abgrenzung der Vegetationseinheiten im Tabellenkopf möglich ist.

Bei einigen Sippen wurden geringfügige taxonomische Änderungen erforderlich, die in Tab. 3 dargestellt sind. Nicht erschöpfend geklärt werden konnte die Zugehörigkeit der Linden in der Baumschicht. In einer hier nicht veröffentlichten Aufnahme wurde innerhalb des UG *Tilia platyphyllos* auch 1995 erfaßt, doch dürften die hier vorgestellten Linden zu *Tilia x vulgaris* gehören. Kritisch zu überprüfen ist schließlich die Reinheit der Populationen von *Rumex sanguineus* auf Durchmischungen mit *Rumex x ruhmeri*. In wenigen Fällen war die Sippenzugehörigkeit erst durch eine Nachkontrolle im Hochsommer sicher festzulegen, sofern dies bei den vorgefundenen Entwicklungsstadien überhaupt möglich war.

Die Nomenklatur der Phanerogamen folgt ROTHMALER (1986) und WEBER (ap. HEGI 1995), die der Moose FRAHM et FREY (1987).

Tabelle 3 1995 gegenüber 1963 veränderte Sippenzuordnungen

1963		1995	
Bromus	ramosus (s. l.)	Bromus	benekenii
Crataegus	oxyacantha	Crataegus	x macrocarpa agg.
Dryopteris	dilatata	Dryopteris	x deweveri
Festuca	ovina	Festuca	ovina s. str.
Hypnum	cupressiforme	Hypnum	cupressiforme s. str.
Platanthera	bifolia	Platanthera	sp.
Ranunculus	auricomus	Ranunculus	auricomus agg.
Rosa	arvensis	Rosa	sp.
Rubus	fruticosus coll.	Rubus	hercynicus ssp. hercynicus
Taraxacum	officinale	Taraxacum	officinale agg.
Viola	reichenbachiana	Viola	reichenbachiana s. l. (incl. V. x dubia)

4. 3. Kenngrößen der Vegetationsdynamik

Hauptanliegen dieser Arbeit ist die Darstellung von Vegetationsveränderungen, die stets mit einem lokalen Florenwandel verbunden sind. In Anlehnung an BERG et MAHN (1990) bedienen wir uns zweier Hilfsgrößen, die fortan mit einem feststehenden Terminus benannt und hier noch verfeinert und ergänzt werden sollen:

Die **Präsenzsummendifferenz (PSD)** beschreibt als Kernaussage die Veränderung der Präsenz einer Sippe im UG; es wird die Gesamtsituation der von jener Sippe neu besiedelten (Vorzeichen: +) bzw. aufgegebenen (Vorzeichen: -) Probeflächen erfaßt. Die PSD liefert somit für die Charakterisierung der Dynamik von Vegetationseinheiten vor allem qualitative Anhaltspunkte:

$$PSD = \Delta P = \sum P_a - \sum P_b$$

P_a : Summe der **aktuellen**, jeweils mit dem einheitlichen Wert 1 bonitierten Präsenzen einer Sippe aus allen Vegetationsaufnahmen der (letzten) Folgeuntersuchung

P_b : Summe der **basisbildenden** früheren, ebenfalls mit dem einheitlichen Wert 1 bonitierten Präsenzen derselben Sippe aus den Aufnahmen der entsprechenden Erstuntersuchung

Die **Artnächtigkeitssummendifferenz (ASD)** bezeichnet die Intensität der Änderung von Abundanz und Dominanz einer Sippe im untersuchten Gebiet, beinhaltet also vordergründig die Quantität der Veränderung in Form eines halbquantitativen Terms für die Gesamtbilanz der betreffenden Sippe über den betrachteten Zeitraum:

$$ASD = \Delta A = \sum A_a - \sum A_b$$

- A_a : Summe der aktuellen, jeweils mit den den betreffenden Braun-Blanquet-Skalenwerten entsprechenden Dezimalzahlen bonitierten Artmächtigkeiten einer Sippe aus allen Vegetationsaufnahmen der (letzten) Folgeuntersuchung; dabei wird der kleinste Braun-Blanquet-Skalenwert r gleich 0,25 gesetzt, dann weiter wie bei BERG et MAHN für $+ = 0,5$, $1 = 1$, $2 = 2$, ... und $5 = 5$.
- A_b : Summe der bezugsgrundlagebildenden, analog bonitierten Artmächtigkeiten derselben Sippe aus den Aufnahmen der entsprechenden Erstuntersuchung

Zweckmäßigerweise werden PSD und ASD in den Zeilen der einzelnen Arten als getrennte Spalten ausgewiesen (vgl. Tab. 4). Die Buchstaben I bzw. M hinter den ASD-Werten stellen ergänzende Hinweise darauf dar, daß eine Sippe für die Gesamtheit der betrachteten Vegetationseinheiten aktuell als Initialbestand (I) bzw. Manko (M) anzusehen ist, also erst jüngst eingewandert bzw. ausgefallen.

PSD- und ASD-Werte müssen nicht, wie in Tab. 4 aus mehreren Beispielen zu ersehen ist, unbedingt bei einer Sippe dieselben Vorzeichen haben: So deuten negative PSD und positive ASD auf Kumulationserscheinungen hin, der umgekehrte Fall auf zunehmende Evenness.

4. 4. Bodenproben

Weil binnen weniger Jahrzehnte kaum Neues über die Schichtung und Chemie vor allem der unteren Bodenhorizonte zu erwarten war, wurde schon in Kap. 2. 2. auf entsprechende Quellen verwiesen.

Am 12. 6. 1995 wurden auf den in Tab. 1 benannten AF lediglich Oberbodenproben aus der mullhumushaltigen obersten Bodenschicht bis 5 cm Tiefe gewonnen, indem an den Eckpunkten sowie dem Diagonalschnittpunkt der quadrat-, rechteck- oder trapezförmigen Flächen jeweils Substrat entnommen und zu einer Mischprobe vereinigt wurde.

1963 wurden die pH-Werte mit einer Elektrode in Chinhydronlösung bestimmt, 1995 von der Firma Orga Lab GmbH (Zella-Mehlis) nach DIN 38414-S4 und 38414-S5. Die gleiche Firma bestimmte auch die Gesamtstickstoffbeträge (nach KJELDAHL) und alle anderen Analysenwerte von den beiden vergleichsrelevanten Bodenproben nach den gültigen DIN.

5. Veränderungen von Vegetation und Flora

In Tab. 4 ist der Vegetationszustand zweier Stichprobenserien dokumentiert. Daß sich die Krautschicht frischer Kalkbuchenwälder aber nicht nur über Jahrzehnte als Folgereaktion etwa veränderter Verhältnisse in der Baumschicht wandelt, sondern bereits in aufeinanderfolgenden Jahren infolge etwa des vorjährigen Witterungsverlaufes u. U. beträchtlich variieren kann, hat SCHMIDT (1988 - dort auch weitere Literaturverweise) am Beispiel der 3 sehr früh austreibenden Geophyten *Allium ursinum*, *Mercurialis perennis* und *Anemone nemorosa* nachgewiesen. Dieser auf Probestellen von nur einem Quadratmeter kleinräumigen, sich in kurzen Zeiträumen entfaltenden Dynamik ist im anderen Extremfall eine großräumiger greifende Dynamik mit Elementarflächengrößen von zumeist 0,5 - 5 ha überlagert, für deren natürlichen Entwicklungszyklus ohne menschlichen Einfluß in den hier untersuchten Wäldern heute etwa 260 - 300 Jahre zu veranschlagen sind (vgl. JENSSEN et HOFMANN 1996). Auch diese Zyklusdauer ist jedoch als dynamische Größe anzusehen, da sie sowohl vom Ökosystem selbst als auch den darauf vermehrt einwirkenden anthropogenen Streßfaktoren permanent modifiziert wird.

Sowohl räumlich als auch zeitlich zwischen den o. g. Extremen ist die vorliegende Arbeit angesiedelt; hinzu kommt, daß bei einer Abhandlung über einen Wirtschaftswald selbstverständlich die die genannten Regelkreise jener Naturprozesse überprägenden anthropogenen Einflüsse zu diskutieren sind, seien sie als forstliche Maßnahmen von direkter oder als atmosphärische Veränderungen von indirekter Wirkung auf die Vegetation des UG.

5. 1. Veränderungen von Vegetation und Flora im UG

1. Wie in Tab. 2 und im Kopf von Tab. 4 vergleichend ausgewiesen ist, hat sich die Zahl der Vegetationseinheiten lediglich um das von HOFMANN (1965) nur durch eine AF belegte *Corydali-Aceretum* verringert. Hier muß jedoch eingeräumt werden, daß einerseits der Schluchtwaldcharakter dieses Standortes offenbar nicht genügend ausgeprägt ist und andererseits die Konkurrenzkraft von *Fagus sylvatica* auf lockeren Schwemmböden oder sehr blockreichen bzw. erosionsbedingt flachgründigen Hangstandorten seinerzeit unterbewertet worden war. Wie in AF 1 der VT fixiert, konnte sich die Rot-Buche durchaus selbst auf dieser Fläche in 3 Vegetationsschichten festsetzen und behaupten, womit auch dieser Bestand nach unserer Typisierung zwanglos dem *Corydali-Fagetum* anzuschließen ist. Fazit: Die Diversität der Syntaxa ist im UG über 32 Jahre hinweg annähernd konstant geblieben.

Das gilt jedoch keinesfalls für die flächige Verteilung derselben (vgl. Abb. 3)! Lediglich das *Corydali-Fagetum* und das *Cephalanthero-Fagetum* als standörtlich extremste der hier abgehandelten Gesellschaften sind mangels weiterer für diese stenotopen Waldtypen geeigneter Standorte im UG auf ihre schon damals lokalisierten Standorte beschränkt geblieben und konnten sich dort halten.

Als größerflächig relativ stabil erwiesen sich weiterhin solche Waldvegetationsbestände, deren Standorte durch mindestens einen abiotischen Faktor entscheidend geprägt werden (vgl. Abb. 1 - 3): das *Dryopteris-Fagetum* am sanften Nordostabfall des Hars- und Kaiser-Bergmassivs, das *Lathyro-Fagetum allietosum* auf der Sohle des Haupttalzuges öst-südöstlich und südwest-westlich des Dachs-Berges sowie das *Mercuriali-Fagetum* an den steilen Nordnordwestseiten der Trochitenkalkstufen des Mihlaer Dachs-Berges und des Schwans.

Innerhalb der anderen, in ihrer Ausbildung wohl stärker stadial bzw. nutzungsabhängigen Gesellschaften oder lokal auch der o. g. Typen ist eine räumliche Dynamik unverkennbar: Flächenmäßig stark zugenommen haben die geophytenreichen Ausbildungen des *Mercuriali-Fagetum* und des *Lathyro-Fagetum* (vgl. Tab. 4), während das *Melico-Fagetum* nach > 50 % Flächenverlust gegenüber 1963 im UG momentan fast bestandsgefährdet erscheinen mag (Abb. 3).

Die primär orographisch-edaphisch bedingten, ökologisch extremeren Waldtypen reagieren offensichtlich deshalb deutlich verhaltener auf lokale Veränderungen des Strahlungsregimes, weil hier langfristig ohnehin nur Synusien möglich sind, die etwa an hohe Luftfeuchte in windgeschützter Lage und kontinuierlich frisch-feuchten Oberboden (Tälchen) oder sonnenschein- und erwärmungsbegünstigte Exposition bei flachgründigem, skelettbewegtem Boden (Sonnhang) bzw. frostbegünstigte, absonnige Hanglage (Schatthang) angepaßt sind. Weniger persistent dürften hingegen Gesellschaften auf natürlicherweise nivellierten ("mittleren") Standorten sein, wo beispielsweise ein Plenterhieb oder ein Sturmwurf plötzlich helio- und thermophilere Arten bevorteilen kann, die bisher dort nur aus Licht- und bzw. oder Wärmemangel der Konkurrenz unterlagen.

Neben den Untereinheiten des *Lathyro-Fagetum* verzeichnen vor allem *Melico-* und *Convallario-Fagetum* im UG markante räumliche Wechsel, deren gemeinsame Triebkraft - und zugleich limitierende Einflußgröße -

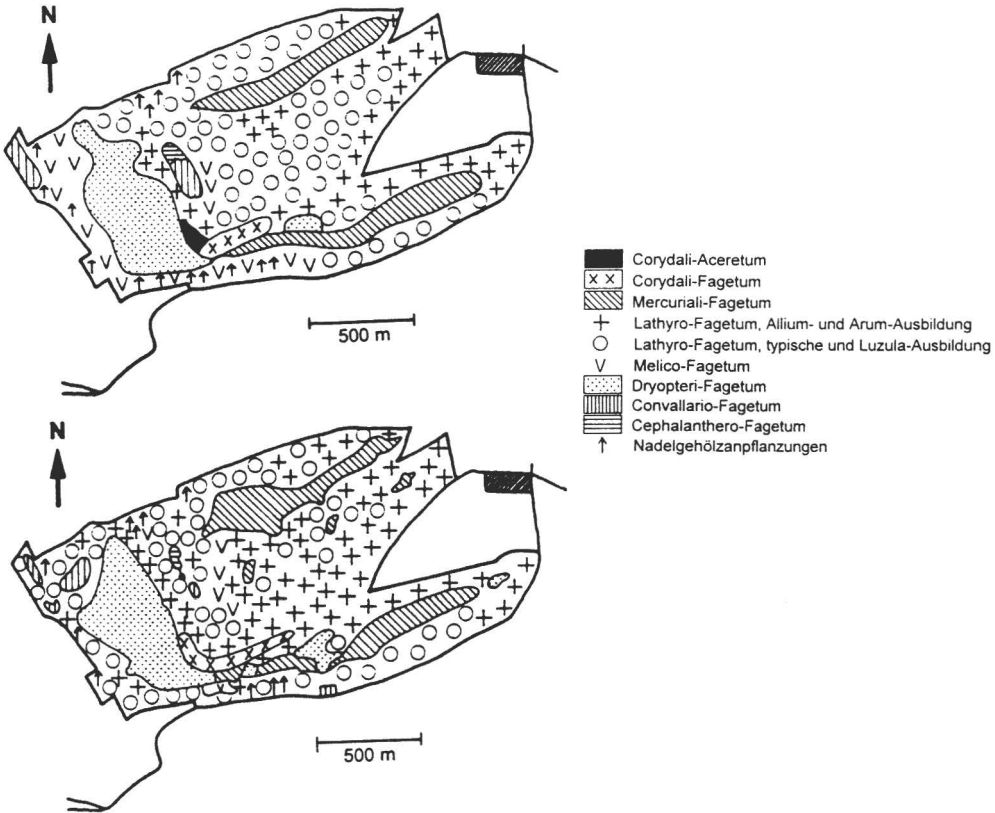


Abb. 3 Vegetation des Untersuchungsgebietes im Jahre 1963 - leicht verändert nach HOFMANN (1965, oben) - und im Jahre 1995 (unten)

nach allen Beobachtungen der Kronenschluß der Baumschicht ist: Auf die Geophyten-Problematik wird weiter unten ausführlich einzugehen sein. Daß das Melico-Fagetum vor allem an lichte Althölzer außerhalb orographisch extremer Lagen gebunden (und nur in Ermangelung derselben gegenwärtig im UG unterrepräsentiert) ist, kann z. B. schon bei JAHN (1980) nachgelesen werden. Es verbleibt das in seinem Flächenanteil gegenüber 1963 kaum veränderte Convallario-Fagetum, dessen größte Teilfläche aktuell auf dem Sattel und am nordwestlichen Oberhang des Kaiser-Berges ermittelt wurde - genau dort also, wo maximal 2 Jahre zuvor der wohl einschneidendste großflächige Plenterhieb vor Beginn der Untersuchungen im UG geführt wurde und reichlich Baumartenjungwuchs von schon länger wählender Lichtstellung kündigt!

2. Die mittlere Deckung der Baumschicht nahm von 1963 bis 1995 geringfügig von 76 auf 80 % zu (Tab. 2), wobei besonders auf die aktuell ungleich größere Streuung der Deckungswerte hinzuweisen ist (Tab. 4): 1963 wurden nur Bestände mit einem Kronenschlußgrad von 60 - 85 % aufgenommen; 32 Jahre später schwankte an denselben Lokalitäten dieser Wert zwischen 20 und (mindestens) 95 %, wobei dieser Maximalwert eines fast völligen Kronenschlusses allein 7mal erreicht wurde (Tab. 5)!

Veget.- Aufn.- Nr.	Bestandesgrundfläche G [m ² ha ⁻¹]
6	30
28	37
31	48
32	32
33	40
38	34
45	37
G ca. 37	

Tab. 5 Bestandesgrundfläche (nach BITTERLICH) in den Bereichen mit minimal 95 % Deckung der Baumschicht über der Stichprobenfläche im Jahr 1995

Die Deckung der Strauchschicht nahm um durchschnittlich 14 % zu, während die der Krautschicht um gemittelt 14 % abnahm (Tab. 2). Sehr bemerkenswert ist das Aufkommen der Strauchschicht trotz eher dichter gewordenen Kronenschlusses: Von für den Kausalzusammenhang (vgl. Kap. 5. 3.) herausragender Bedeutung ist, daß der übergroße Anteil dieses Zuwachses auf die Strauchstadien der waldbildenden Hauptbaumarten (*Fagus sylvatica*; *Fraxinus excelsior*; *Acer pseudoplatanus* et *A. platanoides*) entfällt, während typische Sträucher mitteldeutscher Kalkbuchenwälder wie *Daphne mezereum* oder *Lonicera xylosteum* die stärksten Einbußen innerhalb der Strauchschicht hinnehmen mußten (Tab. 4 u. Abb. 4). Des weiteren ist zu

beachten, daß unter Strauchwuchs der für die Krautschicht verbleibende Lichtgenuß oft noch geringer ausfällt als unter einem dichten Kronendach (vgl. DIERSCHKE et BRÜNN 1993); außerdem belauben sich im Frühling die Strauchformen der Hauptbaumarten kraft ihrer gegenüber den Bäumen schnelleren Nährstoffmobilisierung mehrere Tage eher und beschatten den Waldboden gerade in der Zeit des für Konkurrenzverhältnisse so entscheidenden Austriebes auch deutlich früher.

In der Krautschicht vermochten bestimmte anspruchsvolle Geophyten (*Allium ursinum*; *Dentaria bulbifera*; *Arum maculatum*; *Anemone ranunculoides*) und andere Frühblüher (*Viola x dubia* et *V. reichenbachiana*) sowie schattentolerante Nährstoffzeiger (*Circaea lutetiana*; *Alliaria petiolata*; *Urtica dioica*; kaum fruchtendes *Galium aparine* u. a.) und Farne (z. B. *Dryopteris carthusiana*) teilweise beträchtlich zu expandieren oder - im Falle der beiden letztgenannten Arten - gar erst einzuwandern und sich mit beachtlicher Stetigkeit zu etablieren. Drastisch geschrumpft sind vor allem die Bestände einiger Waldgräser (*Dactylis polygama*; *Hordelymus europaeus*; *Brachypodium sylvaticum*; *Melica nutans*; *Milium effusum*) und sommerwärmebedürftiger (vgl. OBERDORFER 1990) Waldbodenstauden wie *Convallaria majalis* oder *Hepatica nobilis* (Tab. 4 u. Abb. 4).

3. In der Baumschicht sind nach Tab. 4 vor allem *Carpinus betulus*, *Tilia platyphyllos* und *Cerasus avium* merklich ausgedünnt - Arten also, denen für normales Gedeihen der Anspruch auf ein leicht wärmegetöntes Standortsklima gemeinsam ist (vgl. OBERDORFER 1990; ELLENBERG ap. ELLENBERG et al. 1992). Bei *Carpinus* konnten auch partielle Absterbeerscheinungen vor allem in Wipfelbereichen beobachtet werden, die mit einiger Sicherheit auf wachsender Unterlegenheit gegenüber der Konkurrenz insbesondere von *Fagus sylvatica* beruhen. Hervorhebenswert erscheint dies vor allem angesichts möglicherweise klimabedingt zu erwartender Veränderungen des potentiell-natürlichen Waldbildes, welche für *Carpinus* im Hainich eine zunehmende Bedeutung prognostizieren (HOFMANN 1995, Abb. 6.1 u. 6.2).

Bei den 4 Hauptbaumarten soll auf Aussagen zur Dynamik verzichtet werden, da diese einerseits keinen eindeutigen Entwicklungstrend erkennen läßt und andererseits stark forstlich modifiziert ist.

4. Markanteste Veränderung in der Strauchschicht ist die - nicht zuletzt auch methodisch mitbedingte (s. Kap. 4. 1.) - starke Entfaltung der Hauptbestandsbildner. Als maßgebender Faktor ist hier vor allem der Lichtgenuß anzusehen (vgl. DIERSCHKE et BRÜNN 1993).

Es fällt weiter auf, daß stammbildende Gehölze wie *Ulmus glabra*, *Cerasus avium* oder *Acer campestre* in

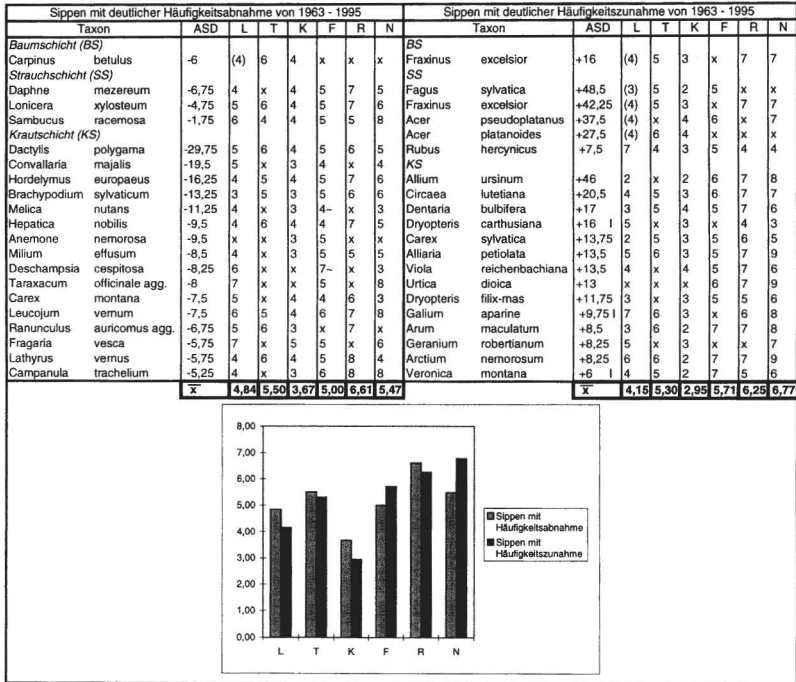


Abb. 4 Tendenzieller Vegetationswandel am Beispiel ausgewählter Sippen mit markanten Häufigkeitsveränderungen

ASD: Artmächtigkeitssummendifferenz (vgl. Kap. 4.3. im Text);

Zeigerwerte nach ELLENBERG und WEBER ap. ELLENBERG et al. (1992)

der Baumschicht konstante bis sinkende Vitalität verzeichnen mußten oder bislang nie registriert wurden, in der Strauchschicht jedoch eine sukzessive Ausbreitung erfahren haben. Da aber insbesondere die Triebe der beiden erstgenannten in aller Regel bereits auf Kniehöhe einschließlich der Apikalknospen vom Wild gründlich verbissen werden, wird sich an dieser Konstellation demnächst kaum etwas ändern. Zunehmende Stetigkeit einzelner Nebenbaumarten in der Strauch- bei Rückgang derselben in der Baumschicht registrierten ebenfalls WILMANNs et BOGENRIEDER (1986), die auch einige Gründe dafür diskutieren, wovon für unser UG der bei Jungwuchs gegenüber Stammholz derselben Art geringere Lichtanspruch und die aus dem Speichstoffreichtum der Baumartensamen im ökologischen Pejus etwa einer dichten Laubschicht resultierenden Vorteile gegenüber Stauden am bedeutungsvollsten sein dürften.

Sehr problematisch zu deuten ist der drastische Schwund von *Lonicera xylosteum* und *Daphne mezereum*, der insbesondere für *Daphne* auch von GRABIETZ (1991) für das weiter nördlich im Hainich gelegene Revier Langula dokumentiert wurde. In unserem UG beschränkt sich der Rückgang beider Arten auf die feucht-frischen Zönosen der Corydali-, Mercuriali- und Lathyro-Fageta sowie eine nunmehr zum Melico-Fagetum gestellte AF, wohingegen in den strahlungsbegünstigten Flächen der Convallario- und Cephalanthero-Fageta beide Arten zuletzt 100 % Stetigkeit hatten. Die Rückgangsursache in den ersteren Waldgesellschaften sollte

deshalb, da Wildverbiß und Konkurrenz hier ausscheiden, in der Änderung des gesamten Waldbinnenklimas zu suchen sein, das, wenn man der Indikation des Florenwandels folgt (Abb. 4), heute bei ungünstigeren Lichtverhältnissen und leicht versauerten Oberböden sowie deutlich nährstoffreicherem Substrat insgesamt ozeanischer und feuchter ist als 1963.

Daß selbst lichtbedürftigere Sträucher diese (stickstoff)reicheren und ozeanischeren Bedingungen nutzen konnten, wird durch die Einwanderung von *Sambucus nigra* bei gleichzeitigem Rückgang von *Sambucus racemosa* sowie die Ausbreitung von *Rubus hercynicus* angedeutet. Wie die Expansion des nemophilen (WEBER ap. ELLENBERG et al. 1992) und eher licht- als nährstoffbedürftigen, wintergrünen *Rubus hercynicus* anzeigt, dürfte das nach dichter gewordenem Kronenschluß gegen Lufttrockenheit und Frost nun besser gepufferte Waldbinnenklima hierfür der ausschlaggebende Milieufaktor sein. Ergänzend sei angefügt, daß *Rubus hercynicus* namentlich im Dryopteri-Fagetum als subvitaler, kaum blühender (und deshalb unbestimmbarer) Hemichamaephyt (WEBER ap. ELLENBERG et al. 1992) vegetiert, der erst bei Aufflichtungen optimal gedeiht und deshalb im Melico-Fagetum höchstet auftritt - schon 1963 fanden sich 2 der 3 registrierten Vorkommen der Art im Melico-Fagetum (vgl. Zeile 4 in Tab. 4)!

In das Convallario-Fagetum ist mit *Clematis vitalba* schließlich ein Strauch eingewandert (oder vielleicht auch bei Forstarbeiten eingeschleppt worden), der im UG bislang streng auf diese Gesellschaft beschränkt bleibt, dort aber hochstet ist; auch GRABIETZ (1991) belegt ein Vordringen jener Art in eine von 51 AF binnen dreier Jahrzehnte.

5. "Die Neubesiedlung potentieller Wuchsorte ist sehr gering ..." schreibt SCHMIDT (1988, S. 333) über *Allium ursinum* - im UG hingegen ist eben diese Staude diejenige (Abb. 4) mit dem weitaus größten Raumgewinn! Eine der hiesigen ähnliche Ausbreitung von *Allium ursinum* dokumentierten DIERSCHKE et BRÜNN (1993) im Göttinger Wald, wobei der Entfaltungsschwerpunkt dieser Art für Bereiche mit 4 - 5,5 % relativer Helligkeit ermittelt wurde. Entsprechende Beobachtungen lassen - in Umkehrung der Darstellung bei SCHMIDT (1988) - für unser UG vermuten, daß *Allium ursinum* kraft seiner in dichten Teppichen physiognomisch evidenten maximalen Vitalität in ebenen bis schwach exponierten Lagen sogar *Mercurialis perennis* fleckweise bis flächig niederkonkurrieren vermag, zumal das luftfeuchteholde bis -stete *Allium* schon bei 8° C seine optimale Photosyntheseleistung erreicht, *Mercurialis* hingegen erst bei 10° C (DIERSCHKE et BRÜNN 1993). Darüber hinaus bildet *Allium ursinum* unter - den momentan in unserem UG wohl gegebenen - Optimalbedingungen Tochterzwiebeln (FÜLLEKRUG 1990) und vermag sich so auch durch vegetative Vermehrung beschleunigt auszubreiten. Erwägen muß man aber auch, daß der trockenheiße Sommer 1994 eine reservestoffmangelbedingte Schwächung der *Mercurialis*-Populationen im Frühling 1995 bedingt haben könnte, so daß *Allium* lediglich in (temporär) freie Nischen nachrückte (SCHMIDT 1988, DIERSCHKE et BRÜNN 1993).

Als am natürlichen Standort sicher widerlegt können indes Berechnungen von EGGERT (1985 - zit. ap. DIERSCHKE et BRÜNN 1993) gelten, wonach die mögliche jährliche Ausbreitungsdistanz von *Allium-ursinum*-Samen < 10 cm beträgt - vgl. Abb. 3!

Im Schatten jener Lauch-Massenbestände haben auch *Dentaria bulbifera*, *Arum maculatum*, *Anemone ranunculoides* und *Galium odoratum* beträchtlich expandiert (Tab. 4). All diese 5 Arten sind in den Belaubungsrhythmus von *Fagus sylvatica* optimal eingepaßt und erreichen den Höhepunkt ihrer Entwicklung während bis unmittelbar nach der Laubentfaltung von *Fagus* Ende April bis Mai, können also bis zuletzt maximalen energetischen Nutzen aus dem noch nicht geschlossenen Blätterdach eines dichten Buchenwaldes ziehen.

Dieser o. g. Fünfergruppe hochgradig schattentoleranter spätblühender Frühlingsgeophyten mit Ausbreitungs-

tendenz kann aus Tab. 4 eine Dreiergruppe frühblühender Frühlingsgeophyten (vgl. ROTHMALER 1996) mit Rückgangstendenz gegenübergestellt werden: *Leucojum vernum*, *Anemone nemorosa* und *Corydalis cava* blühen bereits, während die 5 erstgenannten noch voll austreiben. Bei den Geländearbeiten im Frühling 1995 wurde z. B. mehrmals beobachtet, daß *Anemone nemorosa* voll blühte, während *Anemone ranunculoides* an gleicher Stelle erst in Knospe stand!

Zwischen den beiden relativ klar umrissenen Gruppen vermittelt als weiterer frühblühender Geophyt *Ranunculus ficaria*, der sich jedoch in einigen AF des Lathyro-Fagetum allietosum sowie vor allem des Dryopteri-Fagetum stabil etablieren und somit insgesamt ausbreiten konnte. Es fällt auf, daß die Feigwurz vor allem gegenüber dem Bären-Lauch zurücktritt; des weiteren ist aus Tab. 4 ersichtlich, daß *Ranunculus ficaria* gegenüber *Allium ursinum* am ehesten auf absonnigen West- und Nord- bis Südost-Expositionen oder unter auch im unbelaubten Zustand schon überdurchschnittlich schattendem Gehölzschirm konkurrenzfähig ist. Der minimale Standortsvorteil für *Ranunculus ficaria* ist offenbar in der oberflächennäheren Lage seiner Überdauerungsknospen begründet, wodurch ein Mobilisieren der dissimilationswirksamen Speicherstoffe als Grundbedingung für das Austreiben schon bei geringerer Sonneneinstrahlung möglich ist als etwa bei den tiefer im Boden steckenden Zwiebeln von *Allium ursinum*; auch ist hier notwendig das bezüglich einer Durchwärmung günstigere Verhältnis von Oberfläche zu Volumen der Speicherwurzeln des Scharbockskrautes gegenüber den Zwiebeln des Bären-Lauches zu betrachten.

Diese minimalen phänologischen bzw. standörtlichen Differenzen erbringen in Verbindung mit einer vermutlich massiven ober- oder bzw. und unterirdischen Konkurrenz (vgl. auch SCHMIDT 1988) durch die sehr wüchsigen *Allium ursinum* und *Arum maculatum* eine durchaus plausible Erklärung für die Abundanzdynamik der Frühjahrsgeophyten. Zu fragen wäre ferner, ob die dichten Lauchlaubteppiche auch für bestäubende Insekten optische Orientierungs- oder Geruchsbarrieren darstellen können.

6. Zu den Sippen, die sich im Verlaufe von 32 Jahren deutlich im UG ausbreiten konnten, gehören auch *Carex sylvatica*, *Dryopteris filix-mas*, *Veronica montana*, *Athyrium filix-femina* und *Carex remota* (Tab. 4 u. Abb. 4). Wie bei den 5 o. g. expandierenden Geophyten handelt es sich auch hier um mehr oder weniger ozeanisch verbreitete und allenfalls mäßig wärmebedürftige, in jedem Fall aber schattentolerante und feuchte-holde Arten. Im Unterschied zu den obigen sind diese aber Hemikryptophyten und somit stärker vom Jahresgang des bodennahen Mikroklimas abhängig; außerdem gedeihen sie auch auf basenarmen bis kalkfreien, nur mäßig stickstoffreichen Böden (vgl. ELLENBERG ap. ELLENBERG et al. 1992). Der Zeitraum der Diaspore-reife jener Seggen und Farne liegt im Hochsommer bzw. Spätsommer, so daß eine trotz dichter gewordenen Blätterdaches nachweisbare Ausbreitung ökologisch zwingend an deren ausgeprägte Schattentoleranz gebunden ist.

Veronica montana kulminiert bereits im Frühsommer und siedelt im UG hauptsächlich unmittelbar an und in den feuchtesten Bereichen der Tallinien. Verwundern muß, daß die früher im UG (HOFMANN 1965) sowie dem gesamten mittleren und südlichen Hainich (BENKERT et al. 1996) nie beobachtete, herzynisch-demontan verbreitete, betont hygrophile Laubwaldpflanze (MEUSEL et al. 1978) das Gebiet binnen weniger Jahrzehnte überhaupt erreichen konnte; sie avanciert neben *Allium ursinum* zur markantesten Indikatorart für die vonstattengegangenen Verschiebungen des Waldbinnenklimas in den (halb-)schattig-luftfeucht-ozeanischen Bereich.

7. Gleichfalls hervorzuheben ist die Einwanderung der seinerzeit noch nicht erfaßten *Dryopteris carthusiana*, die sich meistens an oder auf modernden Baumstubben etabliert hat und sich unter den 1995 neu nachgewiesenen Sippen bei > 50 % Stetigkeit als diejenige mit der bei weitem größten Artmächtigkeitssumme

herauskristallisiert (Tab. 4 u. Abb. 4). Der Dornfarn besiedelt die AF des Corydali- und des Dryopteris-Fagetum schon mit 100 % Stetigkeit und fehlt nur noch im Melico- und Cephalanthero-Fagetum (Tab. 4).

Auch GRABIETZ (1991) verzeichnet auf ihren 51 AF im Revier Langula eine reichliche Vervierfachung der Präsenz dieser Sippe (von 8 % 1959 auf 33 % 1989) und vermerkt zugleich eine lokal differenzierte mittlere $\text{pH}_{(\text{KCl})}$ -Wert-Absenkung von den Stammfüßen der Altbuchen zu deren Kronentrauf um 0,7: Unmittelbar am Stammfuß ergab sich ein Mittelwert von 2,98, während in 4 m Entfernung von den Stammfüßen der Wert 3,68 ermittelt wurde. Versauerungen bis $\text{pH} < 3$ sind auch anderenorts nachgewiesen: HOFMANN et al. (1992) geben für den kräftigen Buchen-Standort einer Braunerde auf sandigem Lehm im nordthüringischen Revier Großbodungen $\text{pH}_{(\text{KCl})}$ -Absenkungen im Oberboden von 3,98 (1967) auf 2,96 (1988) an.

In unserem UG schlagen sich oberflächennahe Säurebelastungen in den Stammzwischenräumen heute noch nicht in einem signifikanten Vegetationswandel nieder (s. auch Kap. 5. 4.), doch ist die neuerdings starke Präsenz von *Dryopteris carthusiana* in Stubbennähe als mögliches Vorzeichen für eine derartige Tendenz zu werten.

8. Als ökologisch bestungrenzte Gruppe mit einer markanten Zunahme (Abb. 4) im Betrachtungszeitraum sind die hygrophilen Nitrophyten zu nennen: *Circaea lutetiana*, *Alliaria petiolata*, *Urtica dioica*, die "Neuankömmlinge" *Galium aparine* und *Geranium robertianum*, *Arctium nemorosum*, *Geum urbanum*, *Stachys sylvatica*, *Lamium maculatum*, *Scrophularia nodosa* und *Rumex sanguineus s. l.* sind Sippen, die das flächendeckend gewachsene Stickstoffangebot (vgl. Kap. 5. 4.) zu einer Invasion selbst in schattige Wälder nutzen konnten.

Der vermehrte Vorrat von pflanzenverfügbarem N wirkt dabei auf die genannten Arten derart dominant, daß das subozeanisch verbreitete *Geum urbanum* expandiert wie die in der Mehrzahl ozeanischen bzw. eher ozeanischen Arten; daß sich die mehr lichtbedürftigen *Galium aparine* und *Arctium nemorosum* ausbreiten wie die Mehrzahl der zweifelsfrei schattentoleranten Arten; daß Therophyten (*Galium aparine*) bzw. fakultative Therophyten (*Geranium robertianum*) und Geophyten (*Circaea lutetiana*) expandieren wie die mehrheitlichen Hemikryptophyten; daß zwischen frühreifenden (*Alliaria petiolata*) und zumeist bis in den Herbst hinein vitalen Arten kein erkennbarer Unterschied im Expansionsdrang besteht.

"Selbstverständlich" existieren aber auch hier Ausnahmen: Ausgerechnet *Taraxacum officinale agg.* als einer der wenigen wahrhaft ubiquitär verbreiteten Formenkreise unserer eutrophierten Kulturlandschaft verzeichnet einen drastischen Rückgang (Abb. 4), wobei dieser Halblichtsippe ihre Überwinterung in Form durch Wurzelkontraktion eingetiefter Rosetten im Zusammenspiel mit der mobilen Laubstreu bei Lichtmangel zum Verhängnis werden dürfte. Verluste gab es auch bei nährstoff-, aber nicht explizite stickstoffbedürftigen Arten: Durch welche Konkurrenzverhältnisse der Rückgang von *Leucojum vernum* wahrscheinlich bedingt ist, wurde oben schon erörtert. Schließlich ist mit *Campanula trachelium* eine ebenfalls sehr nährstoffbedürftige bodenständige Waldart deutlich seltener geworden (vgl. auch WILMANNs et BOGENRIEDER 1986), die nach eigenen Beobachtungen keineswegs so indifferent gegenüber dem Temperaturregime ist, wie von ELLENBERG (ap. ELLENBERG et al. 1992) angegeben, sondern mindestens "etwas wärmeliebend" (OBERDORFER 1990, S. 893).

Bis auf *Lamium maculatum* sind mehr oder weniger alle eingangs genannten hygrophilen Nitrophyten im Gebiet auf und an Waldwegen konzentriert, welche somit als Einwanderungs- bzw. Einschleppungskorridore fungieren. Im Extremfall sind manche Sippen nur an diesen durch Bodenverdichtung und Staunässe sowie oft höheren Lichtgenuß gekennzeichneten, linienförmigen Sonderstandorten überhaupt zur Fruktifikation befähigt, während sie im Bestandesinneren mangels Licht (*Galium aparine*; *Arctium nemorosum*) oder Bodenässe (*Rumex sanguineus s. l.*) nur oder fast nur kümmerlich vegetieren können.

9. Einem Teil der im UG binnen dreier Jahrzehnte seltener gewordenen bis verschwundenen Arten ist - mit OBERDORFER (1990) - ein mehr oder weniger ausgeprägter Wärmeanspruch gemein, obwohl es ansonsten z. T. ökologisch heterogene Stauden sind: *Dactylis polygama*, *Convallaria majalis**, *Carex montana**, *Galium sylvaticum*, *Potentilla sterilis*, *Rubus saxatilis**, *Vicia sylvatica** und *Orchis mascula** sind mit Ausnahme der Stein-Beere ozeanisch bis subozeanisch verbreitete Sippen, die kontrastierend zu den meisten expandierten aber eher (wechsel)trockene bis frische Standorte präferieren und im Falle der 3 letztgenannten auch nur sehr begrenzt schattentolerant sind. Wesentlich ist weiterhin, daß - evtl. mit Einschränkungen bei *Potentilla sterilis* - keine dieser 10 Arten ausgesprochen stickstoffreiches bis -angereichertes Substrat benötigt (vgl. ELLENBERG ap. ELLENBERG et al. 1992), sondern hier vielmehr der Rückgang nicht zuletzt auch eutrophierungsfliehender Waldbodenpflanzen evident ist.

[Die mit * markierten Arten sind bei ELLENBERG (ap. ELLENBERG et al. 1992) als temperaturindifferent bzw. höhenstufenunabhängig ausgewiesen, zeigen aber weit über die Grenzen des UG hinaus eine Bindung an wärmeöklimatisch begünstigte Orte (vgl. OBERDORFER 1990, HOFMANN 1964 usw.)]

Eher helio- bzw. thermophile als hygro- und nitrophile Standorte beanspruchen auch einige weitere Stauden, für die im Einzelfall zumeist nur schwache, in der Breite des Artenspektrums aber dennoch deutliche Schwundtendenzen nachgewiesen wurden: *Fragaria vesca*, *Stellaria holostea*, *Hieracium murorum* und *Poa nemoralis* beschränken sich heute im UG weitestgehend auf oberbodenverhagerte und wenigstens seitenlichtbeeinflusste Standorte. Für den Rückgang von *Ranunculus auricomus* agg. et *R. lanuginosus*, *Lathyrus vernus* sowie der wintergrünen *Stellaria holostea* und *Asarum europaeum* auf den feuchteren, tiefgründigeren und reicheren Böden dürfte vor allem ein gewisser Wärmemangel verantwortlich zu machen sein, da nach ELLENBERG (ap. ELLENBERG et al. 1992) diese 5 Arten als Mäßigwärme- bis Wärmezeiger vor allem die planare bis colline Stufe besiedeln und somit bergwärts schon in der submontanen Stufe in den ökologischen Pejusbereich sinkender Konkurrenzfähigkeit etwa gegenüber *Mercurialis perennis* und *Allium ursinum* geraten (vgl. Tab. 4).

10. Die rückläufigen Arten der Krautschicht werden qualitativ von Gräsern dominiert (Abb. 4), wobei zu den 9 regressivsten allein 6 Vertreter der Poaceae gehören: Mit *Dactylis polygama*, *Hordelymus europaeus*, *Brachypodium sylvaticum* und *Milium effusum* haben 4 typische sommerblühende Waldgräser im gesamten UG mehr oder weniger deutlich abgenommen. Als mögliche biotische Ursachen sind hier wohl mindestens 4 Faktorenkomplexe sinnvoll zu diskutieren:

Erstens liegt der vernale Austrieb der 4 genannten Hemikryptophyten zeitlich nach dem der sehr wüchsigen, großblättrigen, stark schattenden und die bodennahe Luftfeuchte wohl sehr befördernden *Mercurialis perennis* und *Allium ursinum*; bei hoher Artmächtigkeit dieser beiden Geophyten weichen die 4 Gräser oftmals zurück (vgl. Tab. 4).

Im Zusammenhang mit diesem betont luftfeuchten Mikroklima sollte zweitens untersucht werden, ob dadurch nicht oberirdische Fäulnisprozesse im Bereich der basal abgestorbenen Sproßteile in einem für den Schutz der am Erdboden überwinternden Erneuerungsknospen jener Gräser relevanten Maße signifikant befördert werden. Das erscheint um so wahrscheinlicher, als es sich bei den 4 Arten um 3 relativ breitblättrige Horstgräser und eine sehr breitblättrige, lockerhorstig wachsende Art mit kurzen unterirdischen Ausläufern handelt; hinzu kommt, daß die auffallend zierlichere *Melica uniflora* als zumindest fakultativer Geophyt im UG eine fast konstante Gesamtbilanz vorweist (Tab. 4)!

Speziell bei den behaartblättrigen *Hordelymus europaeus* und *Brachypodium sylvaticum* wäre drittens auch möglich, daß die aktuelle mikroklimatische Situation zu infraspezifischen Problemen im transpirationsphysiologischen Bereich führt.

Nicht vergessen darf man viertens, daß *Allium ursinum* noch vor Sommerbeginn und allerspätestens nach den ersten Frösten auch *Mercurialis perennis* einziehen, so daß über entscheidende Zeiträume des Jahres nur wenige Horste bzw. Flecken eben jener Waldgräser verbleiben, die dann einem erhöhten Äsungs- bzw. Fraßdruck diverser Säuger ausgesetzt sein könnten - handelt es sich doch um leicht zu liquidierende Horstgräser und das mit seinen kahlen, großen und saftigen Blättern wohl kaum minder attraktive *Milium effusum*.

11. An *Deschampsia cespitosa* und *Taraxacum officinale* agg. sei kurz die mögliche Hierarchie der im UG limitierenden abiotischen Faktoren veranschaulicht, wie sie zumindest die euryöken Vertreter mehr oder weniger durchgängig betreffen dürfte: Beide Sippen sind über Thüringen hinaus weit bis gemein verbreitet (vgl. BENKERT et al. 1996) und haben dort ihren Entfaltungsschwerpunkt außerhalb von Wäldern. Obschon sich ihre ökologischen Charakteristiken ähneln (Abb. 4), bevorzugt die wechselfeuchtezeigende *Deschampsia cespitosa* gegenüber dem nitrophilen *Taraxacum officinale* agg. deutlich stickstoffärmere bis degradierte Standorte. Daß beide dennoch im Betrachtungszeitraum gleichmäßig stark abgenommen haben, ist wohl vor allem ihrem in etwa gleichhohen Lichtbedarf geschuldet, womit ein weiterer Hinweis auf die hier prioritäre Bedeutung der primär oberirdisch wirksamen gegenüber den edaphischen Bedingungen für die Floren- und Syndynamik im ökologisch mittleren Bereich der Wälder des UG gegeben wäre.

12. Abschließend muß noch als Ergebnis vermerkt werden, daß mit dem Fehlen von *Chaerophyllum aureum* et *C. temulum*, *Impatiens parviflora* und *Torilis japonica* in allen 51 AF des westwärts an agrarisch genutztes Offenland und südwärts an einen Hauptfahrweg grenzenden UG diesem Terrain bis heute eine bemerkenswerte Naturnähe erhalten geblieben ist: Die für meso- bis a-euhemerope bzw. mäßig urbanophobe (FRANK et KLOTZ 1990), anthropogen gestörte Vegetationseinheiten (vgl. z. B. TRAUTMANN 1976) charakteristische *Impatiens parviflora* ist bislang nicht einmal für den MTB-Q 4928/1 belegt (BENKERT et al. 1996) und wurde auch von uns in dessen Nordhälfte nicht gefunden. Möglicherweise spielen dabei auch Standortpräferenzen des schwach subkontinental verbreiteten Neophyten eine Rolle, der auf dem Ostabfall des Hainichs von AHRNS (1987) mit Deckungswerten von mehrmals > 5 % in 13 von 40 und von GRABIETZ (1991) in 21 von 51 AF erfaßt wurde. Die anderen 3 Nitrophyten wurden bereits im Umfeld des Bearbeitungsgebietes erfaßt.

5. 2. Forstwirtschaftliche Einflüsse

Aus den bisher dargestellten Zusammenhängen zwischen forstlicher Bewirtschaftung und fein differenzierter Ausprägung diverser frischer Kalkbuchenwaldgesellschaften des UG bleibt resümierend festzuhalten, daß namentlich die Zönosen der stärker lichtbeeinflussten Standorte anthropogen bestimmt sind:

Maiglöckchen- und Perlgras-Buchenwald verdanken ihre Existenz in der Regel forstlichen Eingriffen und wären ohne diese mangels urwaldähnlicher Altersphasen im mehrschichtig-dichten Plenterwald beispielsweise auf Sturmwurf einzelner Baumgruppen angewiesen, sofern angesichts der relativen Seltenheit und Kleinflächigkeit derartiger Ereignisse in den kompakten, waldbaulich auf optimale oberirdische Wuchsraumausnutzung orientierten Wirtschaftswäldern des südwestlichen Hainichs überhaupt flächendeckend existenzfähig.

Der Orchideen-Buchenwald wäre infolge seiner Bindung an flachgründig-bewegte Hanglagen in sonnenexponierter Lage auf dem in Abb. 3 verzeichneten Rutschhang am Südwestabfall des Dachs-Berges auch ohne steuernde Eingriffe konkurrenzfähig, doch dürfte das früher breitere Kennartenspektrum auch hier anthropogen befördert gewesen sein.

Besonders schwierig zu beurteilen ist der Platterbsen-Buchenwald, zumal es sich dabei nach HOFMANN (1965)

um die Leitgesellschaft dieses seit Jahrhunderten anthropogen geprägten Waldgebietes handelt: Nach den jetzt vorliegenden Vergleichsbefunden kann konkretisierend festgestellt werden, daß vor allem der frühlingsgeophytenreiche Platterbsen-Buchenwald weite Teile der Plenterwälder des Hainichs dominieren würde, da hier die verfügbaren Ressourcen zeitlich (durch das Nebeneinander mehrerer Gehölz-Entwicklungsstadien sowie durch aufeinanderfolgende Blühaspekte in der Krautschicht) und räumlich (durch mehrschichtigen Aufbau zwecks Optimierung der Raumstruktur) maximal genutzt werden. Es ist somit davon auszugehen, daß der (geophytenreiche) Platterbsen-Buchenwald für weite Teile des UG sowohl die potentiell natürliche als auch die potentiell standörtliche Vegetation sensu LEUSCHNER (1997) darstellt.

Überläßt man den Wald sich selbst, so avanciert auf absonnigen Flachhängen der Farn-Buchenwald zur vikariierenden Dominante neben dem ansonsten herrschenden Platterbsen-Buchenwald, wie es tendenziell im Kopf von Tab. 4 angedeutet ist.

Neben der Einflußnahme auf die Waldbodenvegetation durch forstliche Manipulation der Baumschicht ist die Beeinflussung der ersteren über die Waldwege bzw. Rücketrassen keineswegs zweitrangig. Zusätzlich brisant wird diese Thematik dadurch, daß gerade der ökologisch orientierte Waldbau, wie er im Gebiet mit Plenter- bzw. Femelhieben seit langem praktiziert wird, in besonderem Maße auf eine umfassende Erschließung der Wälder durch Wege und Arbeitslinien angewiesen ist: Das geschieht nach THOMASIUS (1992, S. 148) durch "Anlage eines hinreichend dichten Wegesystems mit zweckmäßiger Trassenführung" sowie "Bestandesaufschluß mit hinreichend vielen, sachgerecht geführten Arbeits- und Rückelinien" u. a. m. - Obschon diese Forderungen aus technologischer Sicht unabdingbar sind, laufen sie doch letztlich der zuvor vom selben Autor (S. 144) fixierten "Minimierung der Hemerobie" unter Berücksichtigung gesellschaftlicher Erfordernisse als "Ziel eines ökologischen Waldbaus" zuwider:

Wie bereits zitiert, hat sich die von uns im UG noch nicht festgestellte *Impatiens parviflora* wenige Kilometer nordwärts in den Plenterwäldern westlich Oberdorla und Langula als bisher einziger Neophyt etablieren können. MICHEL (1996) beschreibt das gehäufte Auftreten dieser Art an Waldwegen und Fahrspuren als den mutmaßlichen Invasionsherden.

Gleiches gilt nach eigenen Beobachtungen in den feuchten bis frischen Kalkbuchenwäldern Westthüringens für *Arctium nemorosum* - eine indigene Sippe, welche die Verschiebung des Waldbinnenklimas in den luftfeuchteren Bereich vor allem auf und an nicht regelmäßig benutzten, aber meist etwas lichtbegünstigten Waldwegen u. a. durch Befahren gestörten Trassen mit verdichtetem Oberboden für eine immense Ausbreitung und Eroberung nunmehr aller Waldgesellschaften des UG nutzen konnte (vgl. Tab. 4 u. Abb. 4). GRABETZ (1991) belegt eine reichlich 30fache Präsenz von *Arctium nemorosum* nach Ablauf von 30 Jahren!

Der schlüssige Nachweis eines Kausalzusammenhanges zwischen der Dichte des Fahrzeugspurennetzes und der Häufigkeit z. B. von *Carex sylvatica* (vgl. auch WILMANNs et BOGENRIEDER 1986), *Arctium nemorosum* und *Rumex sanguineus* s. l. (vgl. auch OBERDORFER 1990) in den Waldgebieten des Hainichs, Düns usw. dürfte relativ problemlos durch eine vergleichende vegetationskundliche Analyse unter Einbeziehung dieser linearen Biotope zu führen sein.

Zweifellos kritikwürdig ist somit die moderne Praxis des weithin flächendeckenden Befahrens aller mit schweren Forstfahrzeugen befahrbaren Flächen. Geradezu verwerflich ist das infolge stark vernachlässigten (ökologischen) Wegebaus an Feld- wie Waldwegen des öfteren zu beobachtende Zerwalzen der Fluren beiderseits der oft kaum noch gefahrlos befahrbaren Wege, wodurch nicht nur die anthropogenen Schneisen beträchtlich verbreitert, sondern auch regelmäßig wertvolle (Binnen-)Saumstrukturen oder bei leicht erhöhtem Lichteinfall besonders artenreiche Waldbodenzönosen dauerhaft zerstört werden. Dennoch wird die Vernichtung dieser biotischen Substanz gegenüber der auch langfristig kaum reversiblen tiefgreifenden Störung der physikali-

schen und geochemischen Eigenschaften des Bodens noch das kleinere Übel darstellen, da Pedogenese ein in geologischen Zeitdimensionen ablaufender Prozeß ist. - So wurden auch im Haupttal des UG an der Grenze zwischen Landes- und Bundesforst bis zu 3 rücketraktorbreite Doppelfahrspuren nebeneinander festgestellt; am Kaiser-Berg wurden beim Holzrücken selbst in Hanglagen bis weit über 20 cm tiefe Erosionsrinnen in den Boden gepreßt, was selbstredend auch dort mit einer "Florenerneuerung" nach vorheriger Vernichtung der Bodenflora einherging.

Ein ökonomisch und ökologisch sinnvoller Kompromiß sollte für das Gebiet darin bestehen, daß der Femelschlag gegenüber dem Plenterhieb noch über das bisherige Maß hinaus aufgewertet wird, sofern der Einsatz schwerer Rücketechnik unumgänglich ist. Plenterungen sollten möglichst mit Pferden oder nur auf hartgefrorenem Boden mittels Rücketraktoren gebracht werden, damit die Rückeschäden an den Böden und der Bodenvegetation im Verhältnis zum forstwirtschaftlichen Nutzen vertretbar erscheinen können.

5. 3. Mögliche Wildeinflüsse

1995 und 1996 wurden im Gelände mehrfach Schwarzwild (*Sus scrofa*) und Rehwild (*Capreolus capreolus*) angetroffen. Als Wechselwild sind ferner das heute im Hainich nicht mehr seltene Damwild (*Cervus dama*) sowie Rotwild (*Cervus elaphus*) mehr oder weniger sporadisch zu erwarten (BREHM mdl.).

Zu den im Gebiet selektiv bestänten Sippen gehören *Lilium martagon* (vgl. MICHEL 1996), *Rubus idaeus* et *R. hercynicus*, *Epipactis purpurata* (vgl. ECCARIUS 1983), *Stachys sylvatica* und die offenbar in der kargen Jahreszeit zur Vorzugsnahrung zählende *Carex sylvatica*. Diese Beobachtungen stimmen mit Angaben von KLÖTZLI (1965, S. 17 f.) überein, der u. a. *Lilium martagon*, *Rubus idaeus* et *R. fruticosus* agg. als in Wäldern "regelmäßig stark verbissen" und die 3 verbleibenden Arten als "periodisch stark verbissen oder zu jeder Jahreszeit mäßig verbissen" einordnet. 5 dieser 6 Arten nahmen im Untersuchungszeitraum teilweise beträchtlich zu, was auf einen allenfalls geringen, keinesfalls aber limitierenden Wildeinfluß hindeutet; lediglich *Lilium* verzeichnet im UG einen minimalen Rückgang (Tab. 4), der durch die mutmaßliche Vorliebe des Rehwildes für seine Blütenknospentrauben mitbedingt sein könnte.

Zu hinterfragen bleibt ferner, ob bei der sehr spät austreibenden, 1963 möglicherweise noch übersehenen (vgl. die Aufnahmezeiträume in Tab. 1!) *Epipactis purpurata* nicht doch eine wildgeprägte Bestandesregulation vorliegen kann, da mehrfach Individuen mit partiell oder gar bis dicht über den Boden abgefressenen Sprossen beobachtet wurden. Dadurch werden nicht nur Blüte und Fruchtausatz für das betreffende Jahr verhindert, sondern die Pflanzen vermutlich zum Tode verurteilt, wenn auch nach ECCARIUS (1983, S. 56) "stets genügend Pflanzen übrigbleiben, die dann einen reichlichen Fruchtausatz zeigen".

Problematischer stellt sich die Situation beim Jungwuchs der stammbildenden Gehölze dar: Insbesondere *Fraxinus excelsior* sowie *Acer pseudoplatanus* et *A. platanoides* vermögen kraft ihrer hohen Abundanzen den Wildverbiß zu kompensieren; demgegenüber verhindert derselbe biotische Faktor, wie bereits beschrieben, bei *Ulmus glabra* und *Cerasus avium* jegliche natürliche Verjüngung: Von beiden Arten wurde kein einziges Stämmchen gefunden, dessen Apikalknospe aus dem für Schalenwild erreichbaren Bereich herausgewachsen gewesen wäre! Deutlich, aber möglicherweise nicht primär limitierend wirkt der Wildeinfluß auf die Verjüngung von *Crataegus*, *Carpinus betulus*, *Sorbus torminalis* und *Quercus petraea*.

Auf weitere animalische Einflüsse kann hier nicht eingegangen werden. Zur Andeutung der Vielfalt faunistischer Einflüsse auf nur eine Pflanzenart sei eine Zusammenstellung wesentlicher Faktoren der Minderung von Samenproduktion und Sämlingsetablierung von *Lathyrus vernus* nach EHRLÉN et ERIKSSON (1996) wiedergegeben:

Samenfraß durch Larven des Samenkäfers *Bruchus atomarius* mit Prädationsraten bis nahe 100 % der betreffenden Population, Meristemschäden durch Nacktschnecken der Gattung *Arion*, Blattfraß durch Invertebraten und Abweiden durch Rehwild (*Capreolus capreolus*).

SCHMIDT (1988) beobachtete, daß Rehwild *Anemone nemorosa*, die von KLÖTZLI (1965, S. 19) lediglich zur untersten Gruppe der im Wald "zuweilen schwach verbissen"en Sippen gestellt wird, samt der leicht aus dem Boden ziehbaren Rhizome aufnimmt: Wenn dies in unserem UG Einfluß auf die Populationsdynamik von *Anemone* hätte, so wäre zu klären, ob die geschmacklichen oder phänologischen (vgl. Kap. 5. 1., Pkt. 5) Unterschiede zwischen *Anemone nemorosa* et *A. ranunculoides* groß genug sind, um letztere zu verschmähen.

5. 4. Waldschadensrelevanz

Wenige hundert Meter südöstlich der Südostgrenze des UG befindet sich der nächstliegende Fixpunkt der bundesweiten Waldzustandserhebung, wo am 2. 8. 1995 eine turnusgemäße Stichprobenerhebung durchgeführt wurde: Alle 24 untersuchten Bäume gehörten zur Altersstufe 4 (61 - 80 Jahre). Von den 23 analysierten Rot-Buchen gehörten eine zur Schadstufe 0 ("gesund"; 10 % Verlichtung), 15 zur Schadstufe 1 ("schwach geschädigt"; 15 - 25 % Verlichtung) und 7 zur Schadstufe 2 ("mittelstark geschädigt"; 30, 40 oder 45 % Verlichtung); eine Gewöhnliche Esche wurde mit 20 % Verlichtung notiert (Waldschadenserhebung Thüringen 1995).

Weil die Verhältnisse auf dieser Erhebungsfläche hinsichtlich Baumbestockung sowie klimatischer, geologischer u. a. Bedingungen denen des räumlich eng benachbarten UG analog sind, können sie auch für unser Gebiet als repräsentativ angesehen werden. Darüber hinaus sind jene 1995 ermittelten Werte sehr gut mit denen der minimal günstigeren Situation des wesentlich zentraler im Hainich gelegenen Reviers Langula von 1988 (GRABIETZ 1991) vergleichbar. Beide Analysen passen sich wiederum gut in die 1990 durchgeführten großräumigen Erfassungen von HOFMANN et al. (1992) ein. - So konnte bei allen 3 zeitlich und räumlich ungleichen, aber methodisch prinzipiell gleich angelegten Untersuchungen unter insgesamt 1553 Rot-Buchen keine einzige unverlichtete mehr gefunden werden!

Hervorgehoben sei, daß Plenterwälder wegen ihrer mehrstufigen Bestandesstruktur mit kleinräumig variierender Wipfelhöhe im Vergleich zu dichtschließenden Altersklassenwäldern überdurchschnittlich betroffen werden, wie auch die verstärkte Immissionsbelastung waldrandnaher Baumbestände evident ist. Bedingt werden die atmosphären Beeinträchtigungen im UG - wie im gesamten Hainichgebiet - hauptsächlich durch Fremdstoffeinträge vom Stickoxid-/Ozon-Immissions- bzw. Depositionstyp (HOFMANN et al. 1992).

Da sich das UG einerseits am Südwestrand des Hainichwaldes befindet und andererseits zum Teil typische Plenterstrukturen aufweist, spricht dort zunächst nichts gegen die Erwartung besonders ausgeprägter "neuartiger" Waldschäden, welche sich vor allem in deutlichen Verlichtungen der oberen Kronenbereiche äußern müßten; dies wiederum sollte sich beispielsweise in qualitativen und quantitativen Veränderungen der Krautschicht niederschlagen (vgl. z. B. HOFMANN 1995). - Die mittleren Deckungswerte der 3 physiognomisch bestimmenden Schichten (vgl. Tab. 2) weisen aber eindeutig das Gegenteil alldessen aus: Die Baumschicht ist minimal dichter geworden; die exponentielle Zunahme der Strauchschicht ist nicht unwesentlich auf die Einbeziehung von lückigen Plenterbeständen zurückzuführen; überzeugen muß aber wenigstens, daß die Krautschicht in der Mehrzahl der Aufnahmen abgenommen hat, auf > 20 Probeflächen sogar sehr deutlich geschrumpft ist.

Als Fazit läßt sich hypothetisch ableiten, daß trotz ihrer Baumkronenverlichtungen die Wälder des UG momentan noch - standortgebunden - vital genug sind, um bei gedrosselter Nutzung durch reduzierte Holzentnahme von ökosystemaren Dauerschäden im Sinne eines "plastischen Strain" (vgl. GLAVAC 1996, S. 51) verschont zu bleiben. Als Fakt ist festzuhalten, daß in der vorliegenden Untersuchung keinerlei kronenverlichtungsbedingte Vegetations- oder Florenveränderung dingfest zu machen war. Konsolidierend fügt sich hier die Aussage von Abb. 4 ein, wonach die auffällig expandierten Sippen im Durchschnitt deutlich schattentoleranter sind als die Gesamtheit der stark rückläufigen Arten.

[Dennoch muß verwundern, wie der mittlere Deckungswert der jeweils 10 strauchreichsten Probestellen von 11 % (1963) auf 66 % (1995) ansteigen konnte. (Bei allen methodischen Unwägbarkeiten wurden auch 1995 deutlich < 10 Plenterwaldlichtungen erfaßt!)]

So sank im Cephalanthero-Fagetum, wo infolge vergleichsweise schlechter Zuwegbarkeit und mangels optimaler Stammformen wohl seit Jahrzehnten kaum Holz geschlagen wurde, die mittlere Deckung der oberhang-exponierten Baumschicht von 70 auf 60 %, während die der Strauchschicht von 12 auf 40 % stieg. Hier ist zu fragen, ob die immissionsbedingte Verlichtung der Baumkronen in Verbindung mit zuletzt häufigeren Buchenmasten (vgl. HOFMANN et al. 1992) und Trockenheitsstreß auf den Hang-Rendzinen eine anthropogen verstärkte Selbstverjüngung unter den Stammgehölzen befördert hat, ohne daß direkt forstlich eingegriffen worden wäre (vgl. HOFMANN 1995).]

Unterlegt wird die obige Einschätzung auch durch eine Betrachtung der pH-Situation in den oberen Bodenschichten (vgl. Kap. 2. 2.): Tendenziell nahm der mittlere pH-Wert aus je 10 Oberbodenproben seit 1963 um 0,5 (von 6,16 auf 5,65) ab, was aber wegen der geringen Stichprobenzahl und stark gesunkener als auch gestiegener Werte als nicht signifikant anzusehen ist (Tab. 1). In 1 bzw. 4 m Entfernung von Buchenstammfüßen ermittelte GRABIETZ (1991) im Revier Langula $\text{pH}_{(\text{KCl})}$ -Werte von 3,44 bzw. 3,68 für Oberböden. HOFMANN et al. (1992, Abb. 14 u. Tab. 5) weisen für Oberböden von Rendzinen und Löß-Fahlerden thüringischer Buchenwälder ebenfalls deutliche Zunahmetendenzen der H^+ -Ionenkonzentration aus: So betrug der pH-Rückgang einer Stichprobe im westthüringischen Revier Uetterode von 6,95 (1967) auf 6,20 (1988) immerhin 0,75. WITTIG et al. (1987) konnten aus im Intervall 1934 - 1985 durchgeführten Untersuchungen verschiedener Autoren durch Berechnung und vergleichende Darstellung mittlerer Reaktionszahlen der Krautschicht von Kalkbuchenwäldern des Teutoburger Waldes zeigen, daß trotz Mitte der 80er Jahre dokumentierter mehr oder weniger saurer Oberböden die Reaktionszahl-Mittel über > 50 Jahre fast bis auf das Hundertstel konstant geblieben waren. BÜRGER (1991) registrierte in (standörtlich den unseren nicht vergleichbaren) submontanen Buchenwäldern des Schwarzwaldes anhand des Vergleichs von Zeigerwertspektren zwischen historischen und Aufnahmen aus den Jahren 1985/86 minimal rückläufige Reaktionszeigerwerte, ohne daß daraus herzuleitende floristische Dynamik qualitativer oder quantitativer Art festgestellt worden wäre. Auch im Resultat der Arbeit von WEHAUSEN (1987, zit. ap. BÜRGER-ARNDT 1994) ergab sich keine signifikant bodenversauerungsbedingte Wandlung der Bodenvegetation.

Übereinstimmend mit BÜRGER-ARNDT sowie GRABIETZ et FIEDLER (1996) kann zusammengefaßt werden, daß auch in unserem UG trotz zumindest lokaler Oberbodenversauerungen bislang keine markante, dadurch bedingte qualitative Floren- oder Vegetationsveränderung eingetreten ist; eine solche wird aber durch die auf Sonderstandorten massiv expandierende *Dryopteris carthusiana* möglicherweise vorangekündigt (s. Kap. 5. 1., Pkt. 7; vgl. auch WITTIG et al. 1987). Zu berücksichtigen gilt es in jedem Fall, daß namentlich ältere Wälder ein gewisses Puffervermögen besitzen, weswegen der Gesamtprozeß aller Standortsgefügeveränderungen gegenwärtig einer adäquaten Abbildung derselben in physiognomischen Strukturveränderungen zeitlich vorauseilt (HOFMANN 1995).

Im Kontrast zu den beiden obigen Schadkomplexen besitzen die atmosphären Stickstoff-Einträge zweifelsfrei nicht nur erheblichen, sondern den unter allen dynamisierenden Faktoren stärksten modifizierenden Einfluß auf die Florenzusammensetzung der Wälder (Kap. 5. 1., Pkt. 8): Nach BÜRGER-ARNDT (1994) wird der mittlere jährliche Gesamt-N-Eintrag für Mitteleuropa mit 10 - 20 (- 80 in den Niederlanden) $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ veranschlagt, während z. B. HAUPT (1987) schon Jahre früher aus diversen Berechnungen verdichtete Werte von 20 - 30 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ nennt. Dabei ist zunächst anzumerken, daß Nitratreinträge nach LIU (zit. ap. BÜRGER-ARNDT 1994) in Waldböden ansteigende pH-Werte zu induzieren vermögen, da die in Abhängigkeit von ihrer individuellen Konstitution (N-Haushalt) rasch von Pflanzen aufgenommenen Nitrationen über einen pflanzen-internen Ladungsausgleich OH^- - oder HCO_3^- -Ionen freisetzen, welche Protonen zu binden vermögen. Erst wenn nach Absättigung des pflanzlichen Nitrataufnahmevermögens überschüssiges Nitrat ausgewaschen wird, steigt die Protonenkonzentration im Boden (BÜRGER-ARNDT 1994). Letzteres bedingt bei pH-Werten von 3,5 - 3,6 in den A- und von ≤ 4 in den B-Horizonten selbst bei azidophilen Arten infolge wachsender Aluminium-freisetzung und Mykorrhiza-Schäden Wuchsdepressionen, während die steigende N-Deposition selbst weniger bedeutsam ist, da N heute offensichtlich ohnehin kein limitierendes Nährelement für Buchenwaldpflanzen ist (FALKENGREN-GRERUP 1993, SANTA REGINA et al. 1997). Inwieweit diese Konstellation für pH-Regime und Metallionenkonzentrationen der Böden sowie letztlich die Flora unseres UG relevant ist, muß hier mangels entsprechender bodenchemischer Daten offenbleiben, doch dürfte angesichts der maximal in den Austauscher-Pufferbereich hineinreichenden pH-Werte zumindest die Aluminiumtoxizität noch zu vernachlässigen sein.

Konnte FALKENGREN-GRERUP (1993) trotz der zusätzlich zur immissionsbedingten noch experimentell um ein Mehrfaches gesteigerten Stickstofffracht von bis $> 195 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ auch nach 5 Jahren Versuchsdauer keine qualitative Veränderung im Artenspektrum der Krautschichten ihrer standörtlich den unsrigen nicht vergleichbaren Braunerden nachweisen, so ist für unser UG das Auftreten mehrerer Nitrophyten hervorzuheben, die dort 1963 noch fehlten (vgl. Tab. 4): *Sambucus nigra*, *Clematis vitalba*, *Galium aparine* und *Poa trivialis*; ferner wurden seinerzeit die Kahlschlagpflanzen bzw. Störungszeiger *Myosotis sylvatica*, *Rumex sanguineus* s. l., *Epilobium angustifolium* und *Moehringia trinervia* auf den Probeflächen gleichfalls noch nicht erfaßt.

Besonders interessant ist, daß die o. g. N-Depositionen selbst in gegenüber früher heute dunkleren Waldbereichen physiognomisch anhand der sich zunehmend auch dort etablierenden Nitrophytenbestände offenkundig geworden sind, was einen alleinigen ursächlichen Zusammenhang mit durch Kronenverlichtung bedingter verstärkter N-Mineralisation ausschließt. Somit bleibt hier einzig der atmogene Eintrag als mögliche Quelle erhalten. Diese im UG annähernd flächendeckend beobachtete Erscheinung ist in der Literatur für verschiedene Wälder mehrfach belegt worden (BÜRGER 1991 und dort zitierte Untersuchungen) und widerspricht auch nicht den Aussagen von FALKENGREN-GRERUP (1993), da es sich bei den expandierenden Nitrophyten durchweg um für Querco-Fagetea-Gesellschaften (ursprünglich) nicht typische Arten handelt, die auch heute noch keinen gesicherten diagnostischen Wert für die Abgrenzung von Buchenwaldgesellschaften besitzen.

6. Entwicklungsperspektiven

Ebenso wichtig wie das Ableiten synökologisch unterlegter Entwicklungsrichtlinien für das UG ist das Übertragen hier gewonnener Erkenntnisse auf vergleichbare Lebensräume zumindest innerhalb des bewaldeten Hainichs. Dies erscheint besonders dringlich, weil jene Waldungen zum größten zusammenhängenden Buchenwaldgebiet Mitteleuropas gehören, für dessen Zukunft die Bundesrepublik Deutschland nach interna-

tionalen Wertmaßstäben in der Verantwortung steht (vgl. z. B. TMLNU 1996).

Wie die Waldvegetation auf dem Hainich haben über Generationen auch forstliche Arbeit und Technik, gesellschaftlicher Stellenwert der Waldbewirtschaftung und durch den Bedarfswandel bedingte ökonomische Prioritäten, Forstverwaltungsstrukturen und zunehmend vernetzte Rahmenbedingungen Veränderungen erfahren, die anderenorts weitaus größere Schäden an Waldökosystemen hinterlassen haben als in unserem Gebiet. Schon deshalb sollte es gerade hier möglich sein, trotz unterschiedlicher Eigentums- bzw. Verwaltungsformen und globaler ökonomischer Zwänge mehr denn je Wert darauf zu legen, daß Forstwirtschaft nach modernen ökologischen Kriterien zu betreiben heute weit mehr bedeutet, als im Forst zu wirtschaften. Grundsätzlich bedürfte es im Gebiet dazu nur erfreulich geringer Abwandlungen der aktuellen Praxis, da beispielsweise die Wahrung der Nachhaltigkeit als oberstem Prinzip eines ökologisch orientierten Waldbaus (THOMASIUS 1992) dort eine kontinuierlich gepflegte, > 150 Jahre zurückverfolgbare (KLAUS et REISINGER et al. 1995) Tradition besitzt.

Viel wird nicht zuletzt davon abhängen, ob es den beteiligten Entscheidungsträgern in Politik und Verwaltung gelingt, ohne ökologiefreundliche Vokabeln wie "zuständig" bzw. "nicht zuständig" auszukommen und sich über tradierte Sichtweisen, Geltungsbedürfnis, Macht- und Besitzansprüche hinweg freiwillig für ein Umkehr-Modell zur Vermehrung - statt vermehrten Vernichtung - von Lebensvielfalt und Lebensqualität einzusetzen.

6. 1. Waldbauliche Ziele und forstwirtschaftliche Erfordernisse

Grundsätzlich ist mit minimalem Arbeits- und Energieaufwand eine weitestgehend an die natürliche Struktur- und dynamik angelehnte forstliche Einflußnahme anzustreben, die sowohl standortskonkret abgestimmt ist als auch wirtschaftlich weniger interessanten, aber biotisch überdurchschnittlich wertvollen Entwicklungsstadien ggf. beschränkten, insgesamt jedoch für das dauerhafte Überleben möglichst vieler stenöker Arten ausreichenden Lebensraum bietet (vgl. JENSSEN et HOFMANN 1996).

Ein ausbalanciertes Verhältnis zwischen Ökonomie und Ökologie ist in denjenigen hiesigen Plenterwäldern, die sich in einem durchaus mehrere hundert Meter breiten Kontaktbereich zum Offenland befinden, optimal wohl durch Beibehaltung des seit langem erfolgreich praktizierten Plenterbetriebes als dominierender Bewirtschaftungsform zu erreichen. Bezieht man die Nichtholzbodenflächen um die Relikte des früheren Gutes Ihlefeld ein, so beträfe das in unserem UG vor allem die südwestlichen, westlichen, nordöstlichen und östlichen Sektoren. Vor allem in heute noch weit von der Altersphase entfernten, mehr oder weniger homogenen Altersklassenwäldern wäre auch die wirtschaftlichere Nutzung des Femelhiebes ökologisch zweckmäßig (vgl. Kap. 5. 2.) und bereichernd, so etwa am Schwan oder am östlichen Südabfall des Lauterbacher Dachs-Berges. (Dabei wird u. U. manch neue Erfahrung zu machen sein: Kurz vor Beginn der Untersuchung waren auf dem Südausläufer des Dachs-Berges südwestsüdlich des Drei-Herren-Steins durch Nutzung wesentliche Bereiche lichtgestellt worden; statt einer typischen Atropion-Zönose waren dort in den folgenden Sommern lediglich mannshohe Brennesseldominanzbestände als physiognomisch wesentlichste Veränderung der Krautschicht zu beobachten.)

Besonders wichtig erscheint es für den Fortbestand der Vegetationseinheiten des UG, die orographisch und edaphisch vorgezeichneten Standorteigenschaften durch entsprechend akzentuierte Nutzungen in ihrer Heterogenität zu fördern: So sollte im Bereich des Dryopteri-Fagetum ein auch künftig möglichst überdurchschnittlicher Holzvorrat das schattig-kühlfeuchte Bestandsklima sichern. Ein Cephalanthero- oder Carici-Fagetum-Hang wird dauerhaft nur markant von der umgebenden Vegetation unterschiedene thermophile Arten beherr-

bergen können, wenn durch gründlichere und ggf. auch häufigere Gehölzentnahme Zutritt für Sonne, Wind und Wasser ausreichend gewährleistet sind, so daß neben einem warmtrockeneren Mikroklima - und daran gekoppelt auch gedrosselter Nitrifikation - vor allem Erosions- und Verwitterungsprozesse als Grundvoraussetzungen für eine möglicherweise bald essentielle permanente Standortverhagerung bei dennoch kontinuierlichem Kalknachschieb aufrechterhalten werden. In Tallagen mit geophytenreichen Edellaubholzparzellen sollte nicht gerade *Fraxinus excelsior* selektiv eingeschlagen, sondern durch bevorzugte Nutzung von *Fagus sylvatica* eher relativ gefördert werden u. a. m.

Insgesamt sollten vor allem die in Abb. 3 als Lathyro-, Melico- und Convallario-Fageta ausgewiesenen Flächen durch über dem Zuwachs liegende Holzungen etwas aufgelichtet werden, zumal der Holzvorrat lokal z. Z. noch beachtlich hoch ist (vgl. Tab. 5). Eine Berücksichtigung dieser Hinweise würde neben der allgemeinen biotischen Diversität nicht zuletzt auch die Baumartenvielfalt anwachsen lassen.

Obwohl zumindest in der nordwestlichen Umgebung des früheren Gutes Ihlefeld noch immer einige starke Wurzelkröpfe von der einstigen Mittelwaldnutzung auch dieser Bestände zeugen, erscheint eine Rückkehr zu jener historischen Bewirtschaftungsform mangels bewahrenswerter davon abhängiger pflanzlicher Substanz im UG und dessen Umfeld gegenwärtig nicht sinnvoll, zumal sie mit erheblichem Arbeits- und Geldaufwand verbunden wäre (vgl. WESTHUS et HAUPT 1990, WESTHUS et al. 1996). Dessen ungeachtet hat das UG als reich differenziertes Ökosystem auf vergleichsweise kleiner Fläche seine Attraktivität als schützenswertes Gebiet keinesfalls verloren (vgl. Kap. 6. 2.).

So wünschenswert es auch wäre, durch strukturanreichernde Auflockerungen von Waldrändern die Ökotonfunktion dieser Übergangszonen zum Offenland oder auch nur zu breiten Waldwegen aufzuwerten, so eindringlich soll auch - zumindest in feuchten bis frisch-feuchten Bereichen - davor gewarnt sein: An zahlreichen Stellen ist nicht nur in Westhüringen zu beobachten, daß namentlich über den von Natur aus schon nährstoffreichen Kalktonböden in solchen Kontaktzonen eine oft massive Invasion von Nitrophyten erfolgt (vgl. Kap. 5. 1., Pkte. 8 u. 12 sowie Kap. 5. 4.). Vor allem in direkter Nachbarschaft zu beackerten Flächen und stark frequentierten Verkehrswegen muß deshalb aus heutiger Sicht ein dichtschießender Waldmantel als die günstigere Lösung erscheinen, welcher aber möglichst nicht nur mehrstufig, sondern auch gehölzartenreich zusammengesetzt sein sollte. Das gilt um so mehr, als reich gegliederte Waldränder durchweg anthropozooenen Ursprunges sind und eines steten Pflegeaufwandes bzw. permanenter Beweidung bedürfen (SCHERZINGER 1996).

Wie bereits begründet, sollte die Zahl der Waldwege bzw. Rücketrassen nicht wahllos vergrößert, sondern minimiert werden. Bestehende Wege sind zu nutzen und bei Bedarf unter Beachtung ökologischer Minimalforderungen, wie z. B. der Verwendung ausschließlich standortgemäßen Gesteins beim Wegebau, instandzusetzen. Ein ständiges Verbreitern kaum noch ohne Risiko befahrbarer Wegabschnitte auf Kosten oft überdurchschnittlich reicher Saumbereiche in Tateinheit mit dauerhaften Bodenschädigungen ist zu unterlassen. Wo immer es möglich ist, sollte Holz mit möglichst leichter Technik - oder im Idealfall mit Pferden - gerückt werden. Zumindest in Schutzgebieten sollte per einvernehmlicher Regelung durchzusetzen sein, daß Holzrücken mit schweren ("normalen") Rücketraktoren nur noch auf in Wintern hartgefrorenen Böden zulässig ist.

Obschon der Strukturvielfalt nicht gerade abträglich, sollten (mit Ausnahme des einen wohl ebenfalls gepflanzten Exemplars von *Taxus baccata* am mittleren Nordrand) alle im Westteil des UG und an dessen Peripherie noch stockenden Koniferen sukzessive abgetrieben werden; schnellstmöglich in der Adventszeit sollte die Plantage im Tälchen unterhalb der Quelle am Kaiser-Berg liquidiert und in standortgerechte edellaubholzreiche Laubholzbestockung umgewandelt werden.

6. 2. Naturschutzfachliche Aspekte

Das von uns untersuchte Terrain wurde zwar aus rein militärdiktatorischen Gründen 1983 als NSG gelöscht, hat aber seinen Naturschutzwert nicht verloren (vgl. KLAUS et REISINGER et al. 1995). Von vorrangiger Wichtigkeit für das UG wäre daher die schnellstmögliche Wiederausweisung als Naturschutzgebiet, wofür wir hier folgende Argumente festschreiben können:

1. Auf lediglich 200 ha beherbergt das Gebiet - nach vorliegender syntaxonomischer Gliederung - 11 Waldvegetationseinheiten, womit das Spektrum der im gesamten Hainichgebiet zu erwartenden Buchenwaldgesellschaften einschließlich der "Schluchtwälder" repräsentativ vertreten sein dürfte.
2. In "diesem mustergültig angelegten Naturschutzgebiet", wie es bereits HOFMANN (1965, S. 12) sah, sind auch weitere im Hainich keineswegs regelmäßig vorkommende und daher als Sonderbiotope einzustufende natürliche Bildungen zu finden: So wachsen an den Felsblöcken am Nordosthang im Nordwestzipfel des UG neben *Asplenium trichomanes* diverse Kryptogamen. Am nordwestnördlichen Unterhang des Kaiser-Berges existiert eine mehr oder weniger ganzjährig schüttende Quelle (vgl. Abb. 1), wengleich der unmittelbare Krenalbereich z. Z. praktisch vegetationsfrei ist (vgl. Kap. 2. 3.). Auch der o. g. *Taxus baccata* mit einem Stammdurchmesser von mindestens 20 cm ist erhaltenswert, wengleich es sich dabei kaum um eine Spontanansiedlung handeln wird.
3. Noch in den 60er Jahren kam *Cypripedium calceolus* im UG vor (HOFMANN 1965) und könnte dieses nach entsprechenden jagdlichen und waldbaulichen Vorkehrungen durchaus wieder besiedeln, was eine Schutzgebietsausweisung nach den Kriterien der von der EG beschlossenen FFH-Richtlinie schon perspektivisch beflügeln sollte.
4. Obwohl den Verfassern keine aktuellen faunistischen Erfassungen aus dem Gebiet bekannt sind, lassen beispielsweise einige Erdbaue mit Röhrendurchmessern von ca. 4 bis > 20 cm auf eine mehr als durchschnittliche Säugerfauna hoffen.
5. Mit der Arbeit von HOFMANN (1965) und dem vorliegenden Vergleich dürfte auf vegetationskundlichem Gebiet zumindest eine Basis für weitere Untersuchungen geschaffen worden sein.
6. Schließlich gebietet, wie nachfolgend umrissen werden soll, auch die landschafts- bzw. regionalplanerische Perspektive zweckmäßig einen NSG-Status für das UG.

Nur kurze Zeit vor Beginn der hier vorgelegten Untersuchung war erkannt, bekannt, naturschutzfachlich bewertet und politisch zunehmend ernsthaft zu diskutieren begonnen worden, daß die Laubwaldinsel des Hainichs - nur wenige Kilometer vom geographischen Mittelpunkt Deutschlands entfernt - ein prädestiniertes Gebiet für den ersten zentraleuropäischen Buchenwald-Nationalpark darstellt; das gilt sowohl hinsichtlich der großflächig vorhandenen biotischen Substanz als auch der Potenzen einer darauf abgestimmten flankierenden Regionalentwicklung im Umfeld (KLAUS et REISINGER et al. 1995).

Die sinnvolle Mindestgröße für Nationalparks ist mit 100 km² bei 75 % Totalreservatsfläche anzusetzen (z. B. WENZEL et WESTHUS 1996), wobei zumindest die minimale Gesamtgröße auch unter mitteldeutschen Verhältnissen einer hohen Besiedlungs- und Verkehrsnetzdicke noch erreichbar sein sollte. Für die Kernzone dürfte es in erster Linie weniger auf die korrekte Einhaltung des Prozentsatzes ihres Flächenanteils als viel mehr auf ihre maximal gegen anthropogene Einflüsse abgeschirmte Lage im topographischen Zentrum des Großschutzgebietes ankommen, wenn aus ökologischer Sicht mehr als ein politisches Prestigeobjekt entstehen soll.

Bisherige offizielle politische Willensbekundungen weisen 7400 ha als (vorläufiges) Gesamtareal, welches sich maßgeblich auf die Liegenschaften der ehemaligen Truppenübungsplätze "Weberstedt" und "Kindel" erstrecken soll, aus (TMLNU 1996). Damit würde unser UG am Nordwest- (oder West-)Rand des Nationalparks gelegen sein, quasi in der Pufferzone zwischen der Kulturlandschaft des künftigen Naturparks "Eichsfeld-Hainich-Werratal" und dem Totalreservat des Nationalparks. Angesichts dieser landschaftsplanerischen Konstellation und unter Berufung auf die nachgewiesenen biotischen Werte ist die erneute Integration des UG in das Netz der thüringischen Naturschutzgebiete als naheliegendste Lösung für mehrfachen Handlungsbedarf zu fordern.

Eine Ausweisung als NSG ist der als Naturwaldreservat vorzuziehen, da nur der erstere Status eine Rechtsnorm darstellt (WENZEL et WESTHUS 1996). In künftige Totalreservatsflächen (bzw. Naturwaldparzellen) sollte das UG nicht integriert werden, weil dann nicht nur die nachgewiesene und dokumentierte Vielfalt mit hoher Wahrscheinlichkeit schrumpfen würde, sondern vor allem die vergleichsweise siedlungsnah Lage im unmittelbaren Kontakt zu angrenzendem Offenland, einem Hauptfahrweg u. a. m. diesen Schritt kaum rechtfertigen würde.

7. Zusammenfassung

AHRNS, C.; HOFMANN, G.: Vegetationsdynamik und Florenwandel im ehemaligen mitteldeutschen Waldschutzgebiet "Hainich" im Intervall 1963 - 1995. - *Hercynia N. F.* 31 (1998), 33-64.

1963 wurde vom Zweitautor im westthüringischen damaligen Naturschutzgebiet "Hainich" eine mit 51 Geländeaufnahmen belegte Vegetationsuntersuchung durchgeführt, die 1995 vom Erstautor auf gleichfalls 51 weitgehend teilidentischen Flächen in dem lückenlos waldbestockten Gebiet wiederholt wurde.

Damals wie heute konnten in dem nur 206 ha großen Gebiet 11 Waldvegetationseinheiten ausgeschieden werden; lediglich eine, schon 1963 nur mit einer Aufnahme dokumentierte Gesellschaft konnte an gleicher Stelle nicht mehr nachgewiesen werden. Leitgesellschaft dieser bodenfrischen submontanen Kalkbuchenwälder war und ist das *Lathyro verni-Fagetum sylvaticae*.

Dessen ungeachtet vollzogen sich markante floristische Wandlungen, die vor allem lichtabhängig und somit im Wirtschaftswald weitestgehend nutzungsbedingt sind. In den meistenfalls > 30 Jahre lang nur minimal forstlich beeinflussten Beständen konnte sich ein deutlich subatlantischer getöntes Binnenklima herausbilden, was durch immense Entfaltung von *Allium ursinum*, spontane Einwanderung von *Veronica montana* u. a. m. floristisch evident ist. In den nunmehr schattigeren Wäldern haben sich feuchteholde Nitrophyten quantitativ ausgebreitet, wofür nur Immissionsinflüsse als auslösender Ursachenkomplex in Frage kommen. Eindeutige floristische Indikationen immissionsbedingter Bodenversauerungen waren nicht nachzuweisen, obwohl bodenchemische Stichprobenanalysen zumindest lokale pH-Absenkungen in den Oberböden ergaben.

Gegenwärtig sind die Wälder im Gebiet trotz immissionsbedingter Kronenverlichtungen dank guter Pufferung in und Versorgung aus den unteren Bodenhorizonten offenbar noch in der Lage, (zumindest bei gedrosselter Nutzung) diese Einflüsse physiognomisch hinsichtlich der Makrophyten-Bodenvegetation (wenigstens) zu kompensieren.

Es wird empfohlen, das Untersuchungsgebiet wegen seiner ungeschmälert überdurchschnittlichen Standorts- und Vegetationsvielfalt erneut als NSG auszuweisen und dieses unter fortgesetzter Femel- bis Plenterhiebnutzung vollständig in den Randbereich des Buchenwald-Nationalparks "Hainich" einzubinden.

8. Danksagung

Herzlich bedanken möchten wir uns bei Herrn Revierförster i. R. W. Harseim (Lauterbach) für wertvolle Informationen zur Nutzungsgeschichte des Gebietes ab 1928 sowie bei den Herren M. Brehm, R. Veitz und J. C. v. Waldthausen vom Bundesforstamt Mühlhausen - Sitz Kammerforst für ihr stets konstruktives Entgegenkommen.

Freundlicherweise trugen auch ausgewiesene Florenkenner zur Qualifizierung dieser Arbeit bei: Dr. L. Meinunger und Frau W. Schröder (Ludwigsstadt-Ebersdorf) revidierten die Moosbelege, W. Jansen (Itzehoe) und Prof. Dr. Dr. H. E. Weber (Bramsche) bestätigten einen Beleg von *Rubus hercynicus ssp. hercynicus*.

Dank schulden wir nicht zuletzt den Herren T. Engler, M. H. Hoffmann, Prof. Dr. E.-G. Mahn (alle Halle), Prof. Dr. W. Schmidt (Göttingen), Dr. R. Weise (Eigenrieden/ Mühlhausen) und Dr. W. Westhus (Jena) für verschiedene Unterstützung sowie besonders Frau H. Zech (Halle) für das Umzeichnen der Zeichnungen.

9. Literatur

- AHRNS, C. (1987): Vegetationskundliche Untersuchungen in der Flur Torfstich Niederdorla-Oberdorla-Hainich westlich Oberdorla. - Diplomarb. PH Mühlhausen.
- Atlas Deutsche Demokratische Republik (DDR; 1976). - 1. Aufl.
- BAUER, L. (Hrsg.; 1974): Handbuch der Naturschutzgebiete der Deutschen Demokratischen Republik. Bd. 4. Naturschutzgebiete der Bezirke Erfurt, Suhl und Gera. - 1. Aufl. - Leipzig/Jena/Berlin.
- BENKERT, D.; FUKAREK, F.; KORSCH, H. (Hrsg.; 1996): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Ostdeutschlands. - Jena.
- BERG, C.; MAHN, E.-G. (1990): Anthropogene Vegetationsveränderungen der Straßenrandvegetation in den letzten 30 Jahren - die Glatthaferwiesen des Raumes Halle/Saale. - *Tuexenia* **10**, 185 - 195.
- BÜRGER, R. (1991): Immissionen und Kronenverlichtung als Ursachen für Veränderungen der Waldbodenvegetation im Schwarzwald. - *Tuexenia* **11**, 407 - 424.
- BÜRGER-ARNDT, R. (1994): Zur Bedeutung von Stickstoffeinträgen für naturnahe Vegetationseinheiten in Mitteleuropa. - Dissert. Botan. **220**.
- DIERSCHKE, H.; BRÜNN, S. (1993): Raumzeitliche Variabilität der Vegetation eines Kalkbuchenwaldes - Untersuchungen auf Dauerflächen 1981 - 1991. - *Scripta Geobotanica* **20**, 105 - 151.
- ECCARIUS, W. (1983): Die Orchideen des Kreises Eisenach. - *Eisenacher Schriften zur Heimatkunde* **24**, 102 S.
- EGGERT, A. (1985): Zur Ökologie der Krautvegetation in einem Bärlauch-Kalkbuchenwald. - Diss. Univ. Gött.
- EHRLEN, J.; ERIKSSON, O. (1996): Seedling recruitment in the perennial herb *Lathyrus vernus*. - *Flora* **191**, 377 - 383.
- ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. - 5., stark veränd. u. verbess. Aufl. - Stuttgart.
- ELLENBERG, H.; WEBER, H. E.; DÜLL, R.; WIRTH, V.; WERNER, W.; PAULISSEN, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - 2., verbess. u. erweit. Aufl. - *Scripta Geobotanica* **18**, 258 S.
- FALKENGREN-GRERUP, U. (1993): Effects on beech forest species of experimentally enhanced nitrogen deposition. - *Flora* **188**, 85 - 91.
- FRAHM, J.-P.; FREY, W. (1987): Moosflora. - 2., überarb. Aufl. - Stuttgart.
- FRANK, D.; KLOTZ, S. (1990): Biologisch-ökologische Daten zur Flora der DDR. - 2., völlig neu bearb. Aufl. - *Wiss. Beitr. Univ. Halle-Wittenberg* 1990/32 (P41).
- FÜLLEKRUG, E. (1990): Der Anteil der vegetativen Vermehrung von *Allium ursinum* in der Bärlauch-Fazies. -

- Tuexenia **10**, 401 - 407.
- GLAVAC, V. (1996): Vegetationsökologie. - Jena.
- GRABIETZ, S. (1991): Blattanalytische und vegetationskundliche Charakterisierung von Buchenwald-Ökosystemen im Hainich. - Diplomarb. TU Dresden (Tharandt).
- GRABIETZ, S.; FIEDLER, H. J. (1996): Umweltbedingte Vegetationsveränderungen nach 3 Jahrzehnten in einem Buchenplenterwald des Hainich. - Archiv Nat.schutz und Landsch.forsch. **34**, 245 - 255.
- GREITZKE, A.; FIEDLER, H. J. (1996): Schuttdecken und Bodentypen entlang einer Catena auf Muschelkalk in Buchenbeständen des Hainich. - Archiv Nat.schutz und Landsch.forsch. **34**, 257 - 268.
- HAUPT, R. (1987): Zum Gebietszustand der Naturschutzgebiete Thüringens und zum Stand des Betreuernetzes. - Landsch.pfl. Nat.schutz Thür. **24**, 85 - 101.
- HEGI, G. (Hrsg. WEBER, H. E.; 1995): Illustrierte Flora von Mitteleuropa. Bd. IV/2A. - 3., völlig neu bearb. u. erweit. Aufl. - Berlin.
- HIEKEL, W.; HAUPT, R.; WESTHUS, W. (1992): Schwerpunkte des Naturschutzes und der Landschaftspflege in den Naturräumen Thüringens. - Landsch.pfl. Nat.schutz Thür. **29**, 25 - 40.
- HOFMANN, G. (1964): Die Höhenstufengliederung in den Wäldern des nordöstlichen Rhön-Gebirges. - Archiv Nat.schutz Landsch.forsch. **4**, 191 - 206.
- HOFMANN, G. (1965): Die Vegetation im Waldschutzgebiet "Hainich" (Westthüringen). - Landsch.pfl. Nat.schutz Thür. **2**, 1 - 12.
- HOFMANN, G. (1974): Die natürliche Waldvegetation Westthüringens, ihre Gliederung und ihr Weiserwert für Boden, Klima und Ertrag. - Habil. AdL, Eberswalde-Finow.
- HOFMANN, G. (1995): Wald, Klima, Fremdstoffeintrag - ökologischer Wandel mit Konsequenzen für Waldbau und Naturschutz dargestellt am Beispiel der neuen Bundesländer Deutschlands. - Angew. Landschaftsökol. **4**, 165 - 189.
- HOFMANN, G.; ANDERS, S.; BECK, W.; CHZRON, S.; MATTHES, B. (1992): Buchenwälder in der ehemaligen DDR und ihr Vitalitätszustand. - Nat.schutzzentr. Nordrh.-Westf. Seminarber. **12**, 23 - 34.
- JAHN, G. (1980): Das Melico-Fagetum in seinen Beziehungen zur Umwelt. - In: WILMANN, O.; TÜXEN, R. (Hrsg.): Ber. Internat. Symp. der Internat. Vereinigg. f. Vegetationskde. Ephemorie, 209 - 230.
- JENSSEN, M.; HOFMANN, G. (1996): Der natürliche Entwicklungszyklus des baltischen Perlgras-Buchenwaldes (Melico-Fagetum). - Beitr. Forstw. Landschaftsökol. **30**, 114 - 124.
- KLAUS, S.; REISINGER, E. - unter Mitarb. v. BIEHL, R.; FRITZLAR, F.; HAUPT, R.; HIEKEL, W.; NÖLLERT, A.; WENZEL, H.; WESTHUS, W.; - (1995): Der Hainich - ein Weltnaturerbe. - Landsch.pfl. Nat.schutz Thür. **32**, SH, 1 - 32.
- KLÖTZLI, F. (1965): Qualität und Quantität der Rehäsung in Wald- und Grünlandgesellschaften des nördlichen Schweizer Mittellandes. - Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftg. Rübel **38**, 5 - 186.
- KOCH, H. G. (1953): Wetterheimatkunde von Thüringen. - Jena.
- LEUSCHNER, C. (1997): Das Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV): Schwachstellen und Entwicklungsperspektiven. - Flora **192**, 379 - 391.
- MEUSEL, H. (1955): Entwurf zu einer Gliederung Mitteldeutschlands und seiner Umgebung in pflanzengeographische Bezirke. - Wiss. Zeitschr. Univ. Halle-Wittenberg, Math.-Nat. **4**, 637 - 642.
- MEUSEL, H.; JÄGER, E.; RAUSCHERT, S.; WEINERT, E. (1978): Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. Bd. 2 (2 Bde.). - Jena.
- MICHEL, S. (1996): Untersuchungen zu Struktur und Dynamik der Laubmischwälder des Hakels (nordöstliches Harzvorland). - Diplomarb. Univ. Halle-Wittenberg.
- OBERDORFER, E. (1990): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. - 6., überarb. u. erg. Aufl. - Stuttgart.

- REMMERT, H. (1996): Das Mosaik-Zyklus-Konzept und seine Bedeutung für den Naturschutz. - *Landsch.pfl. Nat.schutz Thür.* **33**, 33 - 39.
- ROTHMALER, W. (Hrsg. BÄSSLER, M.; JÄGER, E. J.; WERNER, K.; 1996): *Exkursionsflora von Deutschland*. Bd. 2. - 16., stark bearb. Aufl. - Jena.
- ROTHMALER, W. (Hrsg. SCHUBERT, R.; VENT, W.; 1986): *Exkursionsflora für die Gebiete der DDR und der BRD*. Bd. 4. - 6., durchges. Aufl. - Berlin.
- SANTA REGINA, I.; TARAZONA, T.; CALVO, R. (1997): Nitrogen as a limiting factor in the development of beech forests in the Sierra de la Demanda (Spain). - *Plant Ecology* **133**, 49 - 56.
- SCHERZINGER, W. (1996): *Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung*. - Stuttgart.
- SCHMIDT, W. (1988): Langjährige Veränderungen der Krautschicht eines Kalkbuchenwaldes. - *Tuexenia* **8**, 327 - 338.
- SCHUBERT, R.; HILBIG, W.; KLOTZ, S. (1995): *Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Mittel- und Nordostdeutschlands*. - Jena.
- THOMASIU, H. (1992): Prinzipien eines ökologisch orientierten Waldbaus. - *Forstw. Cbl.* **111**, 141 - 155.
- Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt (TMLNU; 1996): *Integriertes Schutzkonzept für den Hainich*. - *Landsch.pfl. Nat.schutz Thür.* **33**, 105.
- TILLICH, H.-S. (1996): *Flora von Mühlhausen/Thüringen*. - *Hausknechtia*, Beih. 5.
- TRAUTMANN, W. (1976): Veränderungen der Gehölzflora und Waldvegetation in jüngerer Zeit. - *Schriftenr. f. Vegetationskde.* **10**, 91-108.
- Waldschadenserhebung Thüringen (1995): BFOA Mühlhausen; Revier Lauterbach, Abteilung 150, Unterabteilung 1; lfd. Nr. 6106.
- WEHAUSEN, V. (1989): *Vergleich alter und neuer Vegetationsaufnahmen in der Göttinger Umgebung*. - *Diplomarb. Forstwiss. Fachber. Univ. Göttingen*.
- WEINERT, E. (1983): Die pflanzengeographische Gliederung des südlichen Teiles der DDR und der angrenzenden Gebiete. - *Wiss. Zeitschr. Univ. Halle-Wittenberg* **32 M**, 31 - 36.
- WEINITSCHKE, H. (Hrsg.; 1984): *Die Naturschutzgebiete der Bezirke Erfurt, Suhl und Gera*. - 2., überarb. Aufl. - Leipzig/Jena/Berlin.
- WENZEL, H.; WESTHUS, W. (1996): Wieviel Urwald braucht Thüringen? Vorstellungen zu einem Totalreservatskonzept. - *Landsch.pfl. Nat.schutz Thür.* **33**, 85 - 94.
- WESTHUS, W.; HAUPT, R. (1990): Zum Florenwandel und Florenschutz in waldbestockten Naturschutzgebieten Thüringens. - *Hercynia N. F.* **27**, 259 - 272.
- WESTHUS, W.; HAUPT, R.; REISINGER, E. (1996): Gedanken zum Schutz historischer Waldnutzungsformen in Thüringen. - *Landsch.pfl. Nat.schutz Thür.* **33**, 40 - 43.
- WILMANN, O.; BOGENRIEDER, A. (1986): Veränderungen der Buchenwälder des Kaiserstuhls im Laufe von vier Jahrzehnten und ihre Interpretation - pflanzensoziologische Tabellen als Dokumente. - *Abh. Westfäl. Mus. Naturkde.* **48**, 55 - 79.
- WITTIG, R.; NEITE, H.; MEYERCORDT, J. (1987): Begünstigung säureliebender Arten in mitteleuropäischen Buchenwäldern. - In: *Kongress- und Tagungsber. Univ. Halle-Wittenberg*; SCHUBERT, R.; HILBIG, W. (Hrsg.): *Erfassung und Bewertung anthropogener Vegetationsveränderungen*. Teil 3; 58 - 69.

Manuskript angenommen: 31. März 1998

Anschriften der Verfasser: Christian Ahrns, Koppewiese 2, D-98553 Breitenbach (z. Z.: Institut für Geobotanik u. Botanischer Garten, Neuwerk 21, D-06108 Halle); Prof. Dr. rer. silv. habil. Gerhard Hofmann, Waldkunde-Institut Eberswalde, Walther-Rathenau-Str. 6 a, D-16225 Eberswalde.