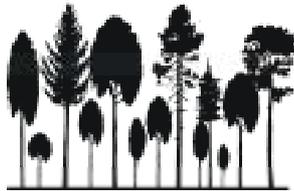
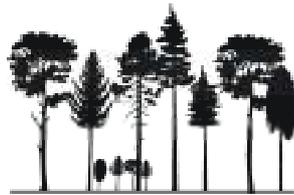


Polyvalenter Waldbau

Skript zu Vorlesung Waldbau IV

J.-Ph. Schütz



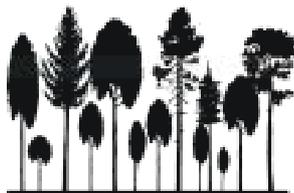
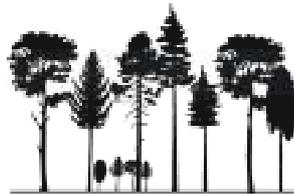
Professur Waldbau
ETH-Zentrum

Zürich 2002

Polyvalenter Waldbau

Skript zu Vorlesung Waldbau IV

J.-Ph. Schütz



Professur Waldbau
ETH-Zentrum

Zürich 2002

INHALTSVERZEICHNIS

1. PROBLEMSTELLUNG.....	3
1.1 WERTEWANDEL UND AUFTRETEN NEUER BEDÜRFNISSE.....	3
1.1.1 Neue Dimension für die Nachhaltigkeit	3
1.1.2 Bedeutung der Anpassungsfähigkeit.....	4
1.1.3 Bedeutung des Begriffes Natur: primär ethisch-emotionale Wert	4
1.1.4 Begriff naturnaher Waldbau.....	5
1.1.5 Naturnähe als Funktion der natürlichen Walddynamik im Urwald	7
1.1.6 Verhältnis zwischen Natur und ihrer Erhaltung	8
1.1.7 Bedeutung der Naturwerte	8
1.2 ANSPRÜCHE BEZÜGLICH ERHOLUNG.....	9
1.3 ANSPRÜCHE BEZÜGLICH NATURERHALTUNG.....	10
1.3.1 Begriff Biodiversität.....	10
1.3.2 Erhaltungsbiologischer Bezug	13
1.3.3 Extinktion	15
1.3.4 Bedeutung der Samenbanken im Boden für die Erhaltung der Pflanzen	18
1.3.5 Die Requisiten	18
1.3.6 Die Ecotone; Grenzlinien und Waldrand	19
1.3.7 Behandlungskonzepte bezüglich Erhaltung der Biodiversität.....	20
1.3.8 Licht auf dem Waldboden als Erhaltungsfaktor	22
2. WALDBAUISTRUMENTE FÜR STRUKTURIERUNG IM WALDE	30
2.1 DEFINITION STRUKTUR – STUFIGKEIT - HETEROGENITÄT.....	30
2.1.1 Permanente (nachhaltige) oder vorübergehende Strukturierung	31
2.1.2 Vertikale vs. horizontale Strukturierung.....	32
2.2 STRUKTUR IM URWALD	32
2.2.1 Bei Nadelwäldern	34
2.2.2 Bei Laubwäldern, insbesondere Buchenwäldern	34
2.3 STRUKTUR-ARCHETYPEN (PLENTERWALD - MITTELWALD)	36
2.4 WEITERE STRUKTURIERENDE EFFEKTE	36
2.4.1 Strukturierung durch strukturierende Baumarten	36
2.4.2 Waldrand	38
2.5 NICHTSTUN ALS ALTERNATIVE	42
2.5.1 Urwald und Baumarten.....	42
2.5.2 Erneuerungsdynamik in Mosaiken (sog. Mosaik-Zyklen)	43
2.5.3 Urwald und Biodiversität.....	44
2.5.4 Stabilität.....	46
2.6 KONSEQUENZEN FÜR DEN WALDBAU	47
2.6.1 Nachhaltigkeit der Strukturen	48
2.6.2 Vergleichende Bedeutung der Plenterung bzw. der Femelung	48
2.6.3 Kombinierung der Behandlungsformen	49
2.6.4 Kontrollinstrumente.....	50
3. WALDBAU UND UMWELTVERÄNDERUNGEN.....	51
3.1 CO ₂ -HAUSHALT	51
3.1.1 Der Treibhauseffekt.....	51
3.1.2 Die Klimaänderungen	52
3.1.3 Einfluss der Klimaänderungen auf den Wald	54

3.1.4 Der Kohlenstoffkreislauf.....	56
3.1.5 Mögliche Massnahmen.....	59
3.2 STURM - PROBLEME.....	65
3.2.1 Charakterisierung der Windstürme.....	65
3.2.2 Schäden.....	67
3.2.3 Komponenten der Stabilität.....	67
3.2.4 Waldbaustrategien.....	72
3.2.5 Waldbauliches Verhalten nach dem Sturm.....	80
4. KONFLIKT ÖKOLOGIE-ÖKONOMIE.....	81
4.1 RANDBEDINGUNGEN FÜR DIE ÖKONOMISCHE KRISE.....	81
4.2 ART DER RATIONALISIERUNG.....	82
4.3 POTENTIAL FÜR RATIONALISIERUNG.....	82
4.4 TECHNISCHE RATIONALISIERUNG.....	83
4.5 BIOLOGISCHE RATIONALISIERUNGEN.....	85
4.5.1 Prinzipien der biologischen Rationalisierung.....	85
4.5.2 Rationalisierung bei der Durchforstung.....	88
4.5.3 Rationalisierung in der Dichtung.....	94
4.5.4 Rationalisierung bei der Verjüngung.....	95
4.5.5 Jungwuchspflege.....	96
5. PRINZIPIEN DES POLYVALENTEN WALDBAUS.....	97
5.1 PRINZIPIEN EINES POLYVALENTEN UND ADAPTATIVEN WALDBAUS.....	97
6. AUTÖKOLOGISCHER WALDBAU FÜR DIE SCHWEIZ.....	99
6.1 BESONDERHEITEN DER BEHANDLUNG DER WEISSEICHEN.....	99
6.1.1 Standörtlicher Bezug.....	99
6.1.2 Wuchseigenschaften.....	100
6.1.3 Stiel oder Traubeneiche?.....	102
6.1.4 Produktionskonzepte.....	103
6.1.5 Verjüngungskonzepte.....	104
6.1.6 Pflegekonzepte.....	106
6.1.7 Schlussfolgerungen.....	108
6.2 DIE AMERIKANISCHE ROTEICHE.....	109
6.2.1 Standörtliche Eignung.....	109
6.2.2 Waldbauliche Eignung.....	109
6.3 DIE BUCHE.....	110
6.3.1 Gründe für die pflanzengeographische Herrschaft der Buche.....	110
6.3.2 Die Schwächen der Buche.....	111
6.3.3 Eignung für die Holzproduktion.....	112
6.3.4 Qualitätsfaktoren.....	113
6.3.5 Durchforstung.....	119
6.3.6 Erziehrische Konzepte und Auslese.....	121
6.3.7 Verjüngung.....	123
6.3.8 Wahl des Pflanzenmaterials.....	125
6.3.9 Schlussfolgerungen.....	125
LITERATUR.....	127

1. PROBLEMSTELLUNG

1.1 WERTEWANDEL UND AUFTRETEN NEUER BEDÜRFNISSE

Heutzutage vollzieht sich die Diskussion der Verdienste und der Nachteile forstlicher Systeme in einem wesentlich grösseren Zusammenhang als nur der Nutzung des Rohstoffes Holz. Eine geschichtliche Betrachtung des Begriffes Nachhaltigkeit zeigt, dass die Forstwirtschaft von einer blossen Kontrolle des Rohstoffes Holz nach und nach zu einer Vorstellung gelangt ist, welche die Gesamtheit aller durch die forstlichen Ökosysteme erbrachten Leistungen umfasst. Dieser Übergang geschah zunächst unmerklich. Das Konzept, dass andere Funktionen als die der Holzproduktion, namentlich die verschiedenen Schutz- und Erholungsfunktionen, im Zuge der Bewirtschaftung des Rohstoffes Holz ohne weiteres Zutun und zudem gratis, sozusagen im Kielwasser der Holznutzung, erfüllt werden können (**Kielwassertheorie**, formuliert durch Rupf 1960), war etwas eigenmächtig und ist heute wegen der schlechten Ertragslage im Holzproduktionsbetrieb überholt.

In der Zwischenzeit haben sich die Anforderungen an die Waldbewirtschaftung grundlegender verändert, als man sich dies allgemein vorstellt. Ursache sind die im Hinblick auf den Wald geäusserten Ansprüche sowie die veränderten sozio-ökonomischen Voraussetzungen. Es ist heute weniger die Holzproduktion, die den normalen Bürger interessiert, sondern der Wald als solcher, d.h. als Kulturerbe (Patrimonium) und als Spender oder Lieferant von monetär nicht quantifizierbaren Kollektivleistungen. Dies ist durch mehrere soziologische Umfragen erwiesen (z.B. Schelbert et al. 1988; Zimmermann, 1996; Zimmermann et.al, 1998; Suter-Thalmann, 2000; OFEFP, 2000). Wenn man an das wenig verantwortungsvolle Verhalten des städtischen Konsumenten in Bezug auf seine Umwelt denkt, wird deutlich, dass in dieser Einstellung eine gewisse Widerspruch mitspielt. Aber auch wenn die Holzproduktionsfunktion wichtig bleibt, und in Zukunft im Hinblick auf das CO₂-Gleichgewicht sogar wieder an Bedeutung gewinnen könnte, ist es nicht mehr der Vorrang dieser Funktion, der besonders betont werden muss. Die Funktion der Holzproduktion kommt in Wirklichkeit bei den neueren Umfragen in letzter Stelle bei der Leuten an.

Der Stellenwert solcher Assoziationen um den Begriff Wald ist im Grunde positiv. Dies ist ein gewaltiger Vorteil, sowohl für Waldeigentümer als für die Forstleute, wenn sie dies richtig einschätzen würden. Es wäre sicher verfehlt, die Tragweite dieses positiven Empfindens zu unterschätzen. Dies besagt aber nicht, dass auf jede Forderung seitens von Interessengruppen ohne kritische Überprüfung einzugehen ist.

1.1.1 Neue Dimension für die Nachhaltigkeit

Die Herausforderung des Begriffes Multifunktionalität lässt sich sehr einfach formulieren, nämlich als das harmonische Nutzniessen aller Funktionen. Der Begriff selbst beinhaltet zu viele Interpretationen, um in jedem Fall richtig verstanden zu werden.

Niemand verneint heute in den industrialisierten Ländern die Realität der neuen Ansprüche an den Wald. Alle Konsequenzen ihrer gemeinschaftlichen Nutzung wurden aber noch nicht voll

gezogen, und dies bezüglich der Rechtsregeln (namentlich der Bezug zu Privateigentum), bezüglich der Prioritäten (welche Funktion soll Vorrang haben, wenn überhaupt), bezüglich der Formen von Schiedsverfahren und zuletzt bezüglich der Entgeltungsformen. Heute werden neue Formen von Nutzung zwischen allgemeinen Interessen und partikularen Eigentumsrechten erwogen, z.B. mit so genannten Landesverträgen (contrat de territoire), wie im Fall der neuen Waldgesetzgebung und Raumplanungsgesetzgebung in Frankreich. Dies erfordert gerechte Kompromisse zwischen bisher erworbenen Rechten (Eigentumsrechte) und neuen Interessen. Das Ganze ist aber erst in den Kinderschuhen, und es bedarf noch einiges an Problembewältigung zur Implementierung verträglicher und anerkannter Lösungen.

Eine Analyse unter dem Gesichtspunkt der Gefahr einer Verknappung von Ressourcen, was letztendlich eine nachhaltige Bewirtschaftung rechtfertigt, macht deutlich, dass in denjenigen Ländern, die eine Politik zur Erhaltung der Waldfläche und des Holzvorrats betrieben haben, heute nicht mehr das Holz, sondern andere Ressourcen eines vorrangigen Schutzes bedürfen. Begriffe wie Verkleinerung von Naturräumen, Wasser- und Luftqualität, Rückzug oder mehr noch Gefahr des Aussterbens von Tier- und Pflanzenarten stehen ebenfalls für Ressourcen, die oft erheblich stärker bedroht sind als der Rohstoff Holz.

Bei einer Betrachtung der seit der Rio-Konferenz weltweit gewordenen Leitmotive wie Nachhaltigkeit und Biodiversität stellt man fest, dass im uns betreffenden forstlichen Umfeld weniger der Begriff der Nachhaltigkeit neu ist - er setzte sich bereits mit der Entstehung einer modernen Forstwirtschaft durch -, sondern vielmehr der Begriff der Biodiversität.

1.1.2 Bedeutung der Anpassungsfähigkeit

Bestimmte Eigenschaften werden in der waldbaulichen Zielhierarchie höher eingestuft als andere. Die **Anpassungsfähigkeit**, d.h. die Fähigkeit von Systemen, sich weiterzuentwickeln und sich somit veränderten oder gänzlich neuen Zielen anzupassen, gehört sicherlich zu den hoch einzustufenden. Bei der Suche nach anpassungsfähigen Systemen, die eine wichtige Aufgabe des Waldbaus darstellt, spielt die Schaffung vielfältig gemischter Wälder (Risikoverteilung) eine unverzichtbare Rolle. Zugleich müssen diese Wälder standortsgerecht sein (Risikoverringern) und eine aus genetischer Sicht ausreichende Basis besitzen (evolutive Anpassung). Ein weiteres Ziel ist, dass die vorhandenen Baumarten in einer bezüglich der unterschiedlichen Wachstumsabläufe und der Baumartenkonkurrenz geeigneten Weise gemischt sind.

Die Fähigkeit zur Anpassung ist bei einem waldbaulichen System von hoher Bedeutung. Sie ist sogar höher einzuschätzen als der ökologische oder ästhetische Wert, den ein System annehmen kann.

1.1.3 Bedeutung des Begriffes Natur: primär ethisch-emotionale Wert

Nach Scherzinger (1996) haben die Begriffe Natur und Natürlichkeit primär eine ethisch-emotionale Bedeutung, viel mehr als sie einem Bedarf für ihre intakte Erhaltung entsprechen. Die Natur wird sehr oft auf Grund märchenhafte Wunschbilder, welche auf dem kollektiven Unbewusstsein fundieren, idealisiert. Dies wird als **Hänsel-und-Gretel-Syndrom** bezeichnet. Diese emotional-romantischen Erwartungen sind meistens mehr fantasiert als erlebt (Barthod, 1997).

Im Grunde besteht seit dem 17. Jahrhundert eine philosophisch metaphysische Grundauseinandersetzung um die Bedeutung der Natur und ihren Bezug zur Kultur im ursprüngliche Sinn dieses Wortes, nämlich die Bodenkultur. Es handelt sich um eine ideologische

Positionsfrage. Sie widerspiegelt sich in immer wieder wellenartig auftauchender Polarisierung von gegensätzlichen Denkströmungen. So entwickelte sich im 18. Jahrhundert einerseits die Vorstellung des „zurück zur Natur“ der Romantiker nach Rousseau, Diderot und weiteren, und im Gegensatz dazu die Bewegung der Befreiung des Menschen von den Fesseln der Natur nach Kant und Herder, die zum Klassizismus führten. Heute sind solche ideologischen Standpunkte keineswegs ausdiskutiert, und man findet die gleiche, teilweise noch extremere Auseinandersetzung z.B. in Deutschland zwischen den Grünen „Fundis“ und „Realos“ bzw. in den USA zwischen den gemässigten „environmentalists“ und den fundamentalistischen Hardlinern der sog. „deep ecologism“ (Ferry, 1998).

Im Zentrum der Auseinandersetzung steht das Verständnis für die Natur bzw. ihr Bezug zur Kultur, d.h. im Grunde ihr Bezug zum Menschen. In den fundamentalistischen, **biozentrisch** oder ökozentrisch orientierten Bewegungen ist die Natur zentral, und sie wird idealisiert. Sie besitzt einen eigenen Wert und hat auch Eigenrechte, was im übrigen Probleme juristischer Art aufwirft, nämlich die Frage, wer denn juristisch diese Rechte vertritt (Leimbacher, 1988). Wie sind die Rechte gegenüber anderen Grundrechten wie Eigentums- und Wirtschaftsfreiheit? Andererseits gibt es die Vorstellung, wonach der Mensch und die Kultur zentral sind und die Natur peripher. Diese diametral andere Auffassung ist eine evolutionäre und im Grunde **humanistische** Anschauung. Die Natur ist hier nicht Rechtssubjekt, was aber nicht ausschliesst, dass sie im Interesse des Menschen gebührend geschützt und gehegt werden soll, aber nicht für sich selbst, sondern weil sie quasi als bildendes Element des Lebensraumes im Endziel zur Erhaltung des Menschen dasteht. Naturnah leitet sich semantisch betrachtet eindeutigerweise von dieser humanistischen Anschauung ab.

Interessanterweise wurden die fundamentalistischen biozentrischen Positionen bezüglich der Natur verschiedentlich in politischen Programmen extremer Ausrichtung aufgenommen. Wie die Analyse von Ferry (1998) zeigt, erfolgt dies sowohl von extrem rechten - man denke an die Übernahme des Dauerwaldgedankes durch die Nationalsozialisten in den 30er Jahren in Deutschland (Thomasius, 1992) - wie auch von extrem linken Bewegungen, z.B. den Hippies nach der Philosophie von Marcuse und Foucault.

1.1.4 Begriff naturnaher Waldbau

Was die Diskussion der Bedeutung des naturbezogenen Wortgebildes, insbesondere des naturnahen Waldbaus, extrem schwierig macht, ist die Tatsache, dass solche Fragen von ideologischen Standpunkten aus diskutiert werden anstelle von wissenschaftlich sachlicher Argumentation (Touzet, 1999). Daraus lässt sich folgern, dass es keinen grossen Sinn macht, mit eigenen Definitionen solche Probleme zu lösen zu versuchen, weil dabei die Gefahr der schlechten Akzeptanz besteht.

Im Forstwesen unseres Landes besteht eine relativ klare, zumindest seit Schädelin (1928) und Leibundgut (1946) auch explizit formulierte Vorstellung, was ein naturnaher Waldbau bedeutet (Schütz, 1994, 1997). Damit ist ein Gesamtkonzept, eine Anschauung der Waldnutzung (umfassender als eine Waldbautechnik) gemeint. Im Kern geht diese waldbauliche Denkweise mit der humanistischen Orientierung zur Natur einher, wo die Natur zur Erreichung kultureller Ziele betrachtet wird. Das Wortduett Waldbau und naturnah legt den sinnbildenden Schwerpunkt auf Waldbau im Sinne von Bodenkultur, was unmissverständlich in der französischen Bezeichnung „sylviculture“ erkennbar ist. Diese Grundeinstellung leitet sich historisch gesehen von einer Ende des 19. Jahrhunderts initiierten Denkweise der forstlichen Leitfiguren wie Karl Gayer, Henry Biolley, später auch Alfred Möller, zumindest in der ursprünglichen Auslegung seines Dauerwaldgedankens, ab. Dauerwald heisst bei Möller nichts anderes als ökosystembezogener, nachhaltiger Waldbau (Hofmann, 1998), und unterscheidet

sich somit kaum von dem, was wir unter naturnahem Waldbau verstehen. Wir ziehen den letzteren vor, weil der Begriff „naturnah“ expliziter ist als „Dauer“.

Die in der schweizerischen Waldbaulehre übernommene Anschauung ist eine sehr pragmatische und liberale Form, die auch das Wesen unserer Staatskultur miteinbezieht, nämlich der Bedarf nach Regionalautonomie, nach Selbstbewusstsein und verantwortungsvoller, partizipativer Mitentscheidung. Daher ist die Bezeichnung „schweizerisch“ zum naturnahen Waldbau völlig richtig und nicht mit nationalistischen Hintergründen zu verstehen.

Diese Nutzungsphilosophie ist so liberal, dass sie im Femelschlagkonzept, wie Leibundgut verschiedentlich betonte, **alle Hiebsarten als Instrumente zur Erreichung der Ziele** versteht, inklusiv dem lokal zur Anwendung kommenden Kleinkahlschlag. Damit will sich der naturnahe Waldbau von einer sterilen ideologischen Auseinandersetzung pro oder kontra irgendwelcher bisherigen Nutzungsformen distanzieren. Er versteht die Waldbautechnik als ein der Erreichung von übergeordneten Zielen unterstelltes Instrument. Diese liberale Denkweise lässt sich mit dem prägenden Motto der **freien Hiebsführung** kennzeichnen. Damit will man auch eine Loslösung des waldbaulichen Handelns von den Fesseln eines weit weg von der Basis vorgeschriebenen, rezeptartigen Vorgehensrahmens andeuten.

Das Ziel dieser seit gut 70 Jahren formulierten Nutzungsanschauung war phänomenal weitsichtig und ist bis auf anpassende Korrekturen, immer noch brennend aktuell. Die Nutzungsanschauung ist grundsätzlich verbindend, integrierend, ganz im Sinne der Multifunktionalität. Ihr deklariertes Ziel ist, naturnah zusammengesetzte, strukturierte und differenzierte sowie aber nachhaltig funktionierende Mischwälder anzustreben, welche aber gleichzeitig eine hohe Wertschöpfung in der Holzproduktion ermöglichen.

Waldbautechnisch gesehen bekennt sich der schweizerische naturnahe Waldbau sowohl zum System der einzelbaumweisen, kontinuierlichen Erneuerungsform (wie im Plenterwald), wie auch andererseits zur Form der klaren Ablösung der Generationen in Erneuerungsschüben wie im Femelschlag. Naturnah leitet sich hier daraus ab, dass solche Abläufe (heute sagen wir Prozesse) sich durchaus im Naturwald erkennen lassen.

Funktionell lässt sich ein solches Waldbausystem durch einige Leitprinzipien definieren, viel mehr als durch die vorher im Waldbau gebräuchlichen dominierenden Betriebsarten. Gerade dies grenzt den schweizerischen naturnahen Waldbau von den bisherigen Betriebsarten ab. In diesem Sinn ist er völlig wegweisend, um sich auf dem Niveau eines komplexen zielorientierten Nutzungssystems (oder Nutzungskonzepts) zu behaupten. Diese charakteristischen Prinzipien nannte Leibundgut (1946, 1979) ursprünglich Plenterprinzipien. Weil sie nicht allein für den Plenterwald gelten, sondern als allgemeine Grundsätze für beide Grundformen der sylvigenesischen Erneuerung, nämlich einzeln und kollektiv anwendbar sind, bezeichnen wir sie heute sinnvollerweise als **Grundprinzipien der naturnahen Nutzung**. Es sind dies folgende:

1. Ausnützung der lokalen bzw. individuellen Ertragspotentialitäten. D.h., dass weniger die Umtriebszeit für die Führung der Walderneuerung massgebend ist, sondern durch die örtlich und zeitliche Staffelung die bestmögliche Ausschöpfung der individuellen Produktionskräfte ermöglicht wird.
2. Nutzung ist gleichzeitig pflegerischer Eingriff.
3. Die Walderneuerung erfolgt nachhaltig und kontinuierlich.
4. Naturkonforme Mischbestände erlauben eine günstige Ausnützung der standörtlichen Produktionskräfte.
5. Benützung der natürlichen Erneuerungsprozesse in langdauernden Verjüngungszeiträumen.
6. Die Hiebsartenwahl ist nicht vorgegeben, sondern erfolgt den Zielen entsprechend.

Freie Hiebsführung bedeutet keineswegs Narrenfreiheit im waldbaulichen Handeln, sondern ist ein Handlungsprinzip. Weil dies zu strukturierten, räumlich komplex angeordneten Bestockungsformen führt, braucht es adäquate Führungs- und Kontrollinstrumente, insbesondere in bezug auf die Sicherung der organisatorischen Kohärenz sowie der Nachhaltigkeit. Darum ist eine effiziente waldbauliche Planung als Entscheidungshilfe von grösster Bedeutung.

1.1.5 Naturnähe als Funktion der natürlichen Walddynamik im Urwald

Nach Leibundgut (1990) kann man die Naturnähe im Wald mit allen im Urwald vorkommenden Naturprozessen definieren. So stellt das Studium der Naturwalddynamik eine der wichtigsten Grundlagen für die Festlegung von naturnahen Waldbaumassnahmen dar.

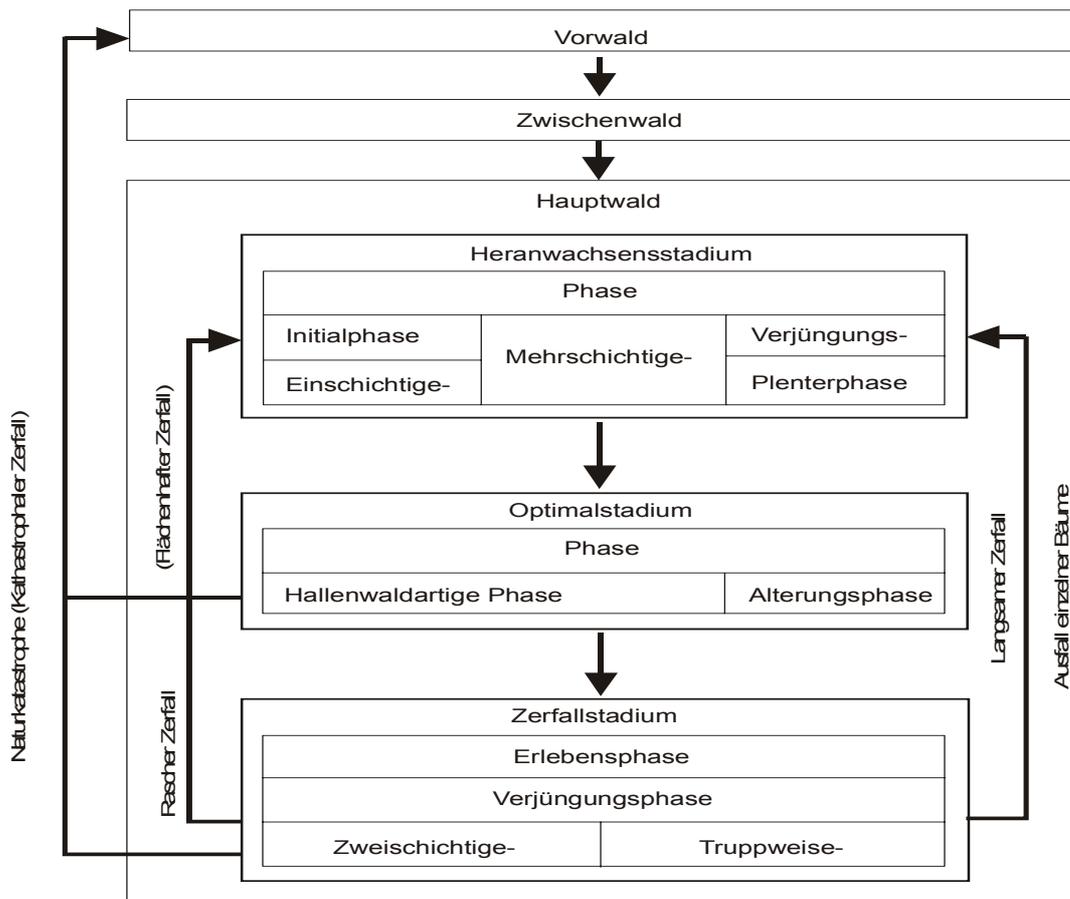


Abb. 1.1: Allgemeine Darstellung der Entwicklung zentraleuropäischer Urwälder
[Nach Korpel 1995]

Um den Begriff der Natürlichkeit einigermaßen objektiv zu definieren, empfiehlt sich eine Orientierung an den Typen der Sylvigenese in europäischen Urwäldern. Die Beobachtung dieser Systeme begann in den vierziger Jahren dieses Jahrhunderts. Heute, nach wiederholten Aufnahmen ihrer Entwicklung, liegen genügend Ergebnisse für die Formulierung allgemeiner Theorien über die Pflanzensukzession vor (Aubréville 1938; Leibundgut 1978, 1982; Korpel 1982a, 1982b, 1995; Mayer et al. 1987; Prusa 1985; Pintaric 1978; Smejkal et al. 1995). Im Wissen um die allgemeine Entwicklung natürlicher mitteleuropäischer Waldökosysteme (Abb.

1.1) lässt sich heute feststellen, dass die natürlichen Abläufe je nach Standort beträchtlich voneinander abweichen.

Die natürlichen Störfaktoren, Katastrophen eingeschlossen, und nicht zuletzt die ontogenischen Merkmale der Klimaxbaumarten sind verantwortlich, dass bestimmte Baumarten wie die Buche einen relativ kurzen Regenerationszyklus mit einem ausgesprochen kleinflächigen Zerfallsmuster durchlaufen (0,3 bis 0,5 ha nach Korpel 1982b). Eichen- oder fichtendominierte Waldtypen dagegen zerfallen eher grossflächig. Nach Beobachtungen von Tomialojc und Wesolowski (1990) z.B. erreichen die Zerfallsflächen im Urwald von Bialowieza (Polen) bis zu 100 ha.

Die Darstellung 1.1 vermittelt einen Überblick und ist für europäische Wälder der gemässigten Gebiete gültig. Es werden die drei Entwicklungsstadien der primären Sukzession unterschieden: Aufbaustadium (Heranwachsen), Optimalstadium und Zerfallsstadium. Entsprechend der Geschwindigkeit und der Art des Zerfalls, die vom Standort, den vorhandenen Baumarten und den natürlichen Gefahren abhängig sind, kann die Entwicklung abweichen. Wir unterscheiden deshalb zusätzlich Entwicklungsphasen, die unterschiedliche Strukturen und Waldaufbauformen zur Folge haben.

1.1.6 Verhältnis zwischen Natur und ihrer Erhaltung

Die Natürlichkeit manifestiert sich nach Scherzinger (1996) in der Waldentwicklung zwar durch Langzeitkonstanz, muss aber für die Verbreitung von Pflanzen und Tieren kein entscheidendes Kriterium sein. Das bedeutet, dass für die Erreichung erhaltungsbiologischer Ziele im Wald nicht unbedingt Urwald oder urwaldähnliche Wälder notwendig sind. Eine ähnliche Position, d.h. die der Notwendigkeit, sich von der Reservatsmentalität loszulösen, vertreten die amerikanischen Ökologen Wiens (1995) und Simberloff (1995): "Reserves are important, of course, but they are almost always inadequate to satisfy conservation goals completely".

Bei der heutigen unkritischen Euphorie für die unkontrollierte Schaffung von Waldreservaten ist insbesondere bedenklich, dass kaum überlegt wird, dass Sekundärwälder eine sehr lange Zeit (d.h. mehrere Jahrzehnte) benötigen, um wieder einigermaßen zu ihrer ursprünglichen Verfassung zurückzukehren bzw. bis die natürlichen Abläufe naturkonform wiederhergestellt sind. In der Übergangsphase nach Aufgabe der Bewirtschaftung dominieren zunächst während vielen Jahrzehnten monotone Phasen der Waldentwicklung, welche vom Standpunkt der Strukturdiversität her uninteressant sind. Diese Erkenntnisse lässt Scherzinger (1996) folgern: "Es ist auch ein euphorisches Vorurteil zu meinen, anthropogene Sekundärwälder würden sich nach Nutzungsaufgabe automatisch zu naturnäheren Gesellschaften des Klimaxstadiums rückentwickeln".

1.1.7 Bedeutung der Naturwerte

Soziologische Studien gestützt auf Meinungsumfragen und Interviews beweisen, dass die Erwartungen für das Primat des Naturschutzes auf andere Waldfunktionen nicht von einer Mehrheit der Leute vertreten wird. So zeigen die Umfrage von Schelbert et al. (1988) im Zürichberg ob Zürich, bzw. eine Umfrage des ONF's für Frankreich folgende Ergebnisse :

Anteil der Befragten über die Bedeutung von Waldfunktionen, welche den Naturschutz in den Vordergrund stellen:

am Zürichberg	22 %	nach Schelbert et al. 1988 ;
in Frankreich	6 %	nach Pélissie, 1992

Nach Scherzinger (1996) können die Beurteilungskriterien für die Naturnähe folgendermassen definiert werden :

- Artenausstattung
- Dynamik
- Dimensionen
- Totholz
- Strukturen
- Proportionen

In den letzten Jahren ist deutlich geworden, dass das Interesse am Wald als Teil des kulturellen Erbes (sog. Patrimonium) wächst. Dabei kann an erster Stelle sicherlich der Begriff Biodiversität genannt werden. Es erscheint daher notwendig zu untersuchen, auf welche Art und Weise sich die verschiedenen waldbaulichen Systeme bei diesem Thema ergänzen können.

Eine blosse Gegenüberstellung dagegen dürfte keine neuen Erkenntnisse zu Tage fördern. Die in diesem Zusammenhang angestrebte Mehrzwecknutzung beinhaltet mehrere Komponenten, die keineswegs immer gleichgerichtet sind, sondern auch voneinander abweichen oder gegenläufig sein können. Eine Berücksichtigung der sich daraus ergebenden komplexen Wirkungen erfordert deshalb sehr unterschiedliche Lösungen, d.h. sie setzt die Kombination verschiedener waldbaulicher Grundformen voraus. So erfordert zum Beispiel eine Begünstigung der Artenvielfalt nicht dasselbe Vorgehen wie eine Begünstigung der Strukturvielfalt. Im Sinne der Komplementarität ist es sinnvoll, sowohl waldbauliche Mischformen als auch reine Formen zu verwirklichen. Am Schluss bleibt lediglich die Frage, mit welchen Anteilen dies erfolgen soll.

1.2 ANSPRÜCHE BEZÜGLICH ERHOLUNG

Neuere soziologische Erkenntnisse für die Schweiz zeigen, dass beim Publikum die Bedeutung des Waldes für die eigene Naherholung am grössten einschätzt (Schelbert et al. 1988 Zimmermann, 1996 ; Zimmermann et.al, 1998 ; Suter-Thalmann, 2000 ; OFEFP, 2000). Der Wald wird als Ort der Entspannung und Erholung in der unmittelbaren Nähe des Wohnortes betrachtet. Einer der Gründe für solchen Erwartungen liegt in der Tatsache, dass die Bevölkerung immer mehr urbanisiert lebt und denkt. Diese Funktion des Waldes als Lebensraum wird sogar höher gestellt als anscheinend existentiell wichtige Funktionen wie Schutz vor Naturgefahren oder die ökonomisch wichtige touristische Funktion. Die moderne künstliche Lebensart, beeinflusst die Denkweise bis in äusserst abgelegene Regionen. Als Folge davon ist die Einstellung zur Natur von einem zweideutigen, schlechten Gewissen wegen ihrer Strapazierung geprägt, was zur Unterstützung ihres Schutzes oder zumindest ihrer Erhaltung führt.

Die Erholungsfunktion wird also zu einer wichtiger Funktion, insbesondere in industrialisierten Länder mit deutlicher Tendenz zur Stadtmentalität. Welche Kriterien hier von übergeordneter Bedeutung sind, lässt sich nicht einfach ableiten. Allein deswegen, weil die Ansprüche der Leute sehr unterschiedlich und z.T. auch widersprüchlich sind.

So zeigen soziologische Untersuchungen von Schelbert et al (1988) bei den Waldnutzenden im Zürichberg folgende Anspruchskategorien :

Gruppen	Anteil in %	Ansprüche an den Wald
• Die Idealisten	22 %	umweltpolitisches Interesse am Wald
• Die Instrumentalisten	16 %	treiben Sport im Wald
• Die Traditionalisten	38 %	lange Spaziergänge auf Wegen
• Die Konventionalisten	24 %	Spazierer (Rentner)

Für die Erholungsnutzung ist zum Teil die Ausstaffelung des Waldes (Möblierung) wichtig : gute Spazierwege, Bänke, Feuerstellen, Informationen sind gefragt. Bezüglich Waldgestaltung scheinen Kriterien wie Waldästhetik (Mischungen, Lichtkontraste, Lichtschächte) positiv zu wirken. Negativ wirken grossflächige Verjüngungen, umso mehr, wenn sie eingezäunt sind.

1.3 ANSPRÜCHE BEZÜGLICH NATURERHALTUNG

Hier sind Begriffe wie das heute weltweit als Leitmotiv geprägte Wort Biodiversität einerseits, wie auch weitere wichtige Einzelfaktoren zur Naturerhaltung wie Einfluss des Lichtes auf den Waldboden und schlussendlich sog. Requisiten d.h. Gestaltungselemente (Totholz z.B.) zu verstehen bzw. definieren.

1.3.1 Begriff Biodiversität

Der Begriff Biodiversität leitet sich von den seit der sog. Rio-Konferenz 1992 eingepprägten Verpflichtungen für eine nachhaltige Entwicklung ab. Der Begriff nachhaltige Entwicklung lässt sich gemäss Vorschlag der Kommission Brundtland (1987) folgendermassen definieren: **„Nachhaltige Entwicklung ist eine Entwicklung, welche die heutigen Bedürfnisse zu decken vermag ohne für künftige Generationen die Möglichkeiten zu schmälern, ihre eigenen Bedürfnisse zu decken“**

Es gibt zahlreiche Definitionen für den Begriff Biodiversität. So z.B. im Text der Konvention über biologische Diversität von der Rio-Konferenz (1992) **„die Varietät und Variabilität der Lebewesen und Ökokomplexe in welchen sie leben**, einschliesslich der Diversität innerhalb und zwischen den Arten und den Ökosystemen“.

In Wirklichkeit wird der Begriff Biodiversität sehr unterschiedlich ausgelegt, oftmals unter Berücksichtigung von Partikularinteressen. So wird irtümlicherweise immer noch mit der Artenzahl argumentiert. Dann stellt sich die nicht einfach zu lösende Frage der Referenzfläche. Soll die Biodiversität kleinräumig, regional, landesweit oder noch grossräumiger betrachtet bzw. erhalten werden? Die Tatsache, dass in Bezug auf die Avifauna im Wald keine Korrelation zwischen der gesamten Artenzahl und die Anzahl seltener Arten besteht (nach Bowles, 1963; In: Harris, 1984), deutet darauf hin, dass bezüglich Erhaltungschancen Prioritäten zu setzen und bei der Umsetzung des Begriffes Biodiversität unbedingt zu beachten sind.

Die Biodiversität soll in einem holistischen Verständnis interpretiert werden, nämlich als die Variabilität aller Lebewesen auf der Erde und ihre Voraussetzungen. So ist auch die Erhaltung der Biodiversität als eine Grundeinstellung zur Sicherstellung des ganzen Lebens auf der Erde, und dies in einem globalen Bezug, zu verstehen. Es grenzt also vielmehr an eine **existentielle** Frage als an eine Aufzählung der Arten, obwohl gewisse Interessenvertreter (insbesondere im Bereich vom organisierten Naturschutz) gerne diese letztere Interpretation vorziehen.

Eine solche ökosystemische, holistische Betrachtung kommt in der Definition von Yule (1924) zum Ausdruck, wonach sich die Biodiversität als **Wissenschaft der Prozesse von Leben und Tod auf Ebene der Organismen** definiert. Das Angehen der Biodiversität hat also viel mehr mit **Erhaltungsbioogie**, allenfalls mit Ethologie (Wissenschaft des Verhaltens) zu tun als mit Inventuren der Arten oder ihrer Lebensräume. Aus erhaltungsbioogischer Sicht ist die Biodiversität funktionell zu verstehen bzw. zu erhalten. Dafür bedarf es einer Hierarchisierung der Prioritäten. So bekommen gefährdete und zentrale Arten (sogenannte Schlüsselarten) bzw. Artengruppen (Gilden) eine grössere Bedeutung als der Durchschnitt aller vorhandenen Arten. Ein anderer Ansatz ist, dieses Problem auf der Ebene der Habitate, in welchen die Organismen schlussendlich multifunktionell interagieren, bzw. der bei Habitatsgestaltung zu lösen. Dabei stehen die Prinzipien der Vernetzung (der Habitate und der darin lebenden Organismen) im Vordergrund.

Weil der Begriff Biodiversität also verschiedene Komponente bzw. verschiedene Organisationsniveaus vom Gen zur Biosphäre einschliesst, führt seine Anwendung hie und da zur Verwirrung. Zur Klarheit sollen die folgenden Komponenten bzw. Niveaus betrachtet werden:

- | | | |
|---|--|--------------------------------|
| • | ökosystemische Ebene
Lebensgemeinschaften, Prozesse | sog. Ökologische Biodiversität |
| • | Artenebene
Anzahl Arten, Artengruppen (Gilden) | sog. Artendiversität |
| • | Genische Ebene (evolutive) | sog. Genetische Diversität |

Darüber hinaus sind für eine einigermaßen sachlichen Analyse die folgenden Kriterien mit zu berücksichtigen:

- die Betrachtungsebene(n)
- die Skalarität (räumlich-zeitliche Dimension)
- coevolutive Phänomene, die zur Veränderung der Interaktionen führen können (Epidemien, Extinktion)

Problem von zeitlichen und räumlichen Skalen

Das Problem des Nachweises bzw. des Studiums der Biodiversität ist komplex, weil die aufeinander wirkenden Organismen in koevolutiver Beziehung zueinander stehen und nach sehr unterschiedlichen zeitlichen wie räumlichen Skalen interagieren. Wir haben es also mit räumlich unterschiedlichen Wirkungsweisen wie auch mit koevolutiven Prozessen zu tun. Bunnell und Huggard (1999) sowie Hunter (1999) zeigen diese räumlich-zeitliche Imbrikation der Prozesse und Lebensräume (siehe dazu Abb. 1.2).

Oldemann (1991) spricht seinerseits von geschachtelten Habitaten (nested multiple use). Es gibt also keine geeignete Skala (sowohl räumlich wie zeitlich), um die Populationen zu beschreiben. Demzufolge sind auch sog. Verteilungsindices (wie nach Shannon oder Pielou 1995) nicht sehr dazu geeignet. Es gibt also auch keine gemeinsamen und überall geltenden Strategien, um eine optimale Biodiversität sicherzustellen.

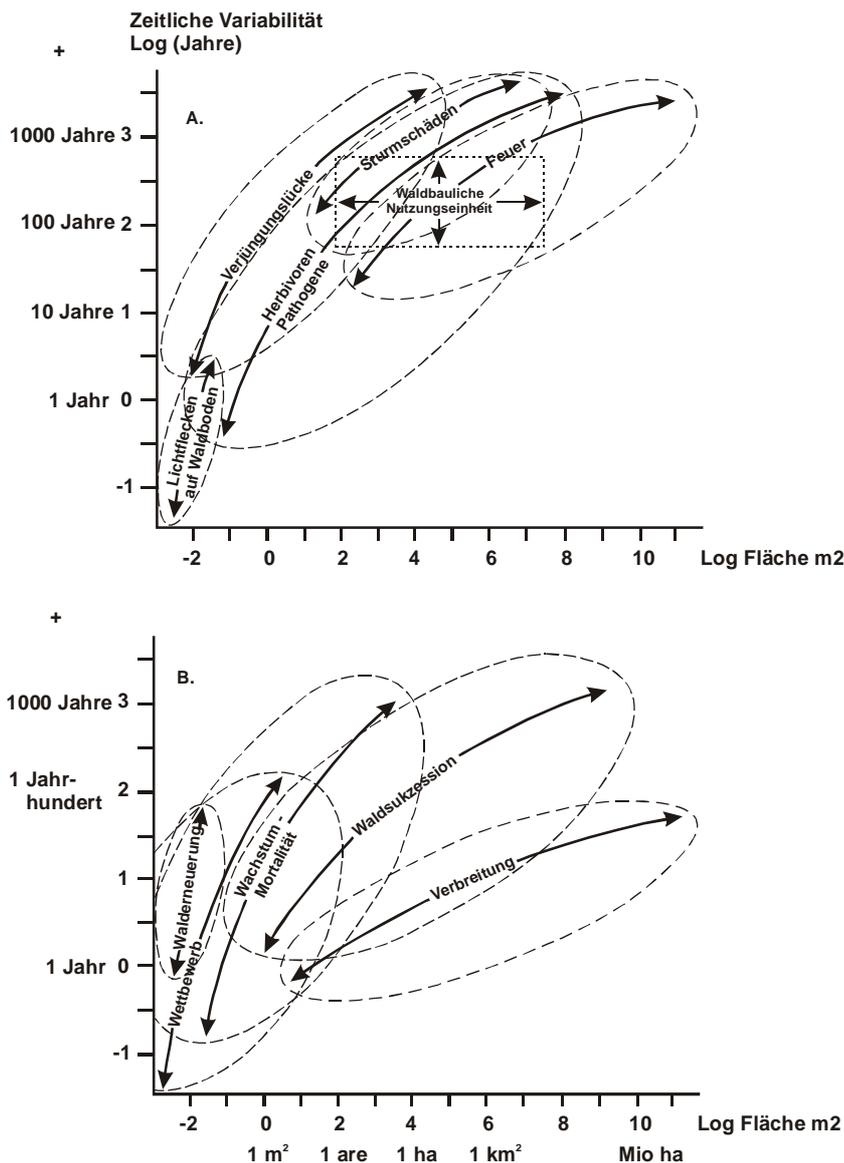


Abb.1.2: Unterschiedliche zeitliche und räumliche Masstäbe der Phänomene und Habitateigenschaften für die Biodiversität

A: Störungsvorgänge;
 B: Entwicklungsvorgänge

Nach Hunter (1999)

Die bei Tieren bestehende Verschachtelung von je nach Organismus sehr unterschiedlich grossen Lebensräumen vereinfacht die Lösung der Probleme der Biodiversität keineswegs, sondern bietet neue Probleme des Bezugsmasstabes. Bestimmte Organismen benötigen nur einen eng begrenzten Lebensraum, andere haben einen enormen Flächenbedarf, den sie natürlich nicht auf die gleiche Weise nutzen. Für die Avifauna zitiert Müller (1991) Angaben zu Lebensraumgrössen: 1 ha für Kleinvögel, 100 bis 400 ha für ein Schwarzspechtpaar und 1400 bis 7000 ha für ein Habichtpaar.

Bunnell und Huggard (1999) zeigen für den nordamerikanischen Kontinent, dass Korrelationen zwischen Vorkommen der Arten und Raumeinheiten sehr unterschiedlich sein können (siehe Tab. 1.3).

Tabelle 1.3: Interaktion zwischen Organismen und ihrer Umgebung; angegeben mit dem R²

des Vorkommen mit ändernden Raumskalen
[Nach Bunnell und Huggard, 1999]

Art ⇒ Raumeinheit ↓	Getupfte Eule	Amerik. Marder	Golden Crowned Kingler	geschwanzter Frosch
Schacht (Patch)	0,30	< 0,05	0,43	0,69
Bestand	0,50	< 0,05	0,45	0,65
Landschaft	0,80	< 0,05	0,25	0,83
Region	0,40			0,90

Die Interaktion zwischen Artendiversität wurde erstmals in den 60er und 70er Jahren nach der Theorie der **Inselbiogeographie** (Théorie des peuplements insulaires) nach Mc Arthur und Wilson (1967) angegangen. Die Beobachtung der Artenvorkommen auf Inseln unterschiedlicher Grösse und Entfernung vom Kontinent zeigte, dass das Artenreichtum mit der Inselgrösse abnimmt und in zweiter Linie mit der Distanz zum Kontinent. Dies wurde mit abnehmendem Nahrungsangebot und zunehmender Predation erklärt (Harris, 1984).

Von dieser Theorie hat man etwas übereilig abgeleitet, dass die Fragmentierung der Habitate negativ auf die Erhaltung wirkt. Wiens (1995) entgegnet dieser Theorie, dass die negativen Folgen einer Fragmentierung nicht für alle Arten verallgemeinbar ist. Im Übrigen ist die Besiedlung von Lebensräumen ein höchst dynamischer Prozess. Dabei ist die Wiederbesiedlung aus Metapopulationen ein wichtiges Element. Die Mobilität der Organismen wirkt gegen den Einfluss der Fragmentation. Die Theorie der Inselbiogeographie verliert dadurch an Glaubwürdigkeit. So z.B. nach Wiens, (1995): "It is clear that the contribution of inland-theory have been at best disappointing."

Wie Bunnell und Huggard (1999) weiterhin zeigen, ist in solch komplexen Gefügen zwischen Abundanz und Störungen, welche das Schicksal bzw. das Überleben der Arten bestimmen, zu unterscheiden. Die lokale Abundanz hängt normalerweise von Ereignissen, welche auf einer feinen Skala wirken, ab. Die Präsenz oder Absenz hingegen wird von selteneren, eher stockastischen Ereignissen wie Krankheiten und Predation bestimmt. Es ist wichtig, hier die aussergewöhnlichen Störungen zu berücksichtigen. Das Ganze soll also an Gesichtspunkte der Erhaltungsbiologie anlehnen.

1.3.2 Erhaltungsbiologischer Bezug

Zuerst muss festgehalten werden, dass die Organismen sehr unterschiedlich häufig vorkommen. Neben weitverbreiteten (ubiquisten) Arten gibt es solche, die auf das Vorhandensein ganz bestimmter Voraussetzungen angewiesen sind (Spezialisten) und welche naturgemäss (d.h. als Folge der Evolution) an Nischensituation gebunden und somit oftmals selten sind. Die Wissenschaft der Seltenheit (nach Soulé, 1986) ist zu betrachten.

Die Biodiversität fördern bedeutet mit Sicherheit nicht, für ein häufiges Vorkommen von Arten zu sorgen, die von Natur aus selten sind. Ein Beispiel aus der Avifauna der Schweiz soll diese Aussagen veranschaulichen: Müller (1991) schätzt, dass von den 100 Brutvogelarten, die bezüglich ihres Lebensraumes teilweise oder vollständig auf den Wald angewiesen sind, 35

Arten Spezialisten sind und deshalb einer grösseren Aufmerksamkeit bedürfen. Von dieser Zahl wiederum gelten 27 als bedroht, sodass sie auf den entsprechenden Roten Listen aufgeführt sind. Ein Artenschutz muss sich also, so der Autor, in erster Linie oder sogar ausschliesslich mit diesen spezialisierten Arten befassen. Wenn man jedoch weiss, dass in bestimmten gemässigten Zonen 80 % der Vogelarten Zugvögel sind, erfordert die Untersuchung ihrer Verbreitung ein ebenso hohes Verständnis z.B. für ihr **Zugverhalten** wie für ihre **Überlebensstrategien** im allgemeinen. Eine allein auf das Kriterium der Vermehrung eingeschränkte Betrachtung wird zwar noch sehr häufig vertreten, aber keineswegs befriedigend oder zielführend (Holmes 1990).

Nach Meyer (1998) gibt es unterschiedliche Gründe, warum Arten selten sein können:

- sie sind von Natur aus selten
- man betrachtet sie am Rand ihres Arealvorkommens
- sie sind im Rückgang begriffen
 - a) wegen Habitats- oder Umweltveränderungen
 - b) wegen populationsgenetischen Gesetzmässigkeiten (genetischer Drift)

Für die Erhaltungsbiologie und die Biodiversität ist einzig die dritte Kategorie relevant.

Nicht jede Art ist also bezüglich Biodiversität gleich bedeutend. Zu unterscheiden ist zwischen unwichtigen Arten, die nicht ins Gewicht fallen, und **Schlüsselarten** (sogenannte keystone species; Simberloff, 1999), die auf viele andere wirken. Nicht nur die seltenen, auch die weitverbreiteten Arten können eine Schlüsselposition haben, wenn sie auf viele andere Einfluss haben (sog. **Schirmarten**, umbrella species). Hier gilt die Theorie der 'schwächsten Niete' (sog. rivet-popper hypothesis nach Ehrlich und Ehrlich 1994; in: Simberloff, 1999), wonach, würde man bei einem Flugzeug zufällig Nieten entfernen, einige keinen Einfluss auf die Flugfähigkeiten haben würden, die Maschine aber dann zum Absturz käme, wenn wenige wichtige Niete entfernt würden.

Als typische Schirmbaumart im Wald kann man die Eiche nennen, da diese Baumart doppelt so viele Insektenarten beherbergt als z.B. die Fichte und drei mal mehr als die Buche (siehe Tab. 1.4), und damit bezüglich Vogelarten eine bedeutende Rolle ausübt.

Tabelle 1.4: Liste des ökologischen Werts der Baumarten in Bezug auf die Anzahl Arten von Phytophagen, welche sie beherbergen. Nach Inventuren in Schleswig-Holstein Nach: Heydemann (1982)

Baumarten	Anzahl Arten von Phytophagen	Verhältnis bezüglich der Buche
Eiche	298	3,1
Birke	164	1,7
Waldföhre	162	1,7
Fichte	150	1,6
Buche	96	1,0
Pappel	85	0,9
Ulme	79	0,8
Haselnuss	75	0,8
Aspe	67	0,7
Weisserle	61	0,6
Weissdorn	60	0,6
Hagebuche	59	0,6
Tanne	58	0,6
Kreuzdorn	57	0,6
Schwarzerle	54	0,6
Lärche	50	0,5

N.B: Bei der Baumartengruppe der Weiden betrüge der Wert, wenn man alle Arten zusammenzählt, insgesamt 169 Arten; die Sahlweide beherbergt aber nur 34 Arten, die Weissweide nur 35.

1.3.3 Extinktion

Die Gefahr, ja das Gespenst der Extinktion von Arten wird oftmals von Naturschutzorganisationen in den Vordergrund gestellt. Sogenannte Rote Listen werden herangezogen, um Prioritäten bei den Erhaltungsmassnahmen festzulegen. Das ist insofern korrekt, als die Roten Listen auf Grund sachlicher (und auch reproduzierbarer) erhaltungsbioogischer Kriterien aufgestellt sind und nicht nur auf dem Gutdünken von Experten beruhen. Hier hapert's meistens. Dasselbe gilt für die zuvor aufgeworfene Frage der Bezugsskala.

Weil Extinktion ein sehr langfristiger Evolutionsprozess ist und weil es sich um ein Zusammenwirken mehrerer Einflussfaktoren handelt, ist dieses Problem äusserst schwierig zu behandeln bzw. muss dieses Problem auch mit etwas zeitlichem Rückstand betrachtet werden. Sehr langfristig ist die Entwicklung der Extinktion bei marinen Organismen auf Grund fossiler Sedimente einigermassen nachweisbar (siehe Abb. 1.5). Dabei zeigt sich in den letzten 600 Mio. Jahren ein ständig zunehmender Trend der Arten (bzw. Familien), unterbrochen durch fünf grosse Extinktionswellen mit anschliessender Erholungsphase. Der in den letzten Jahrzehnten beobachtete menschenbedingte Artenrückgang infolge Habitatsstörungen wird oftmals als der sechste Extinktionsschub bezeichnet (Frankham et al. 2002).

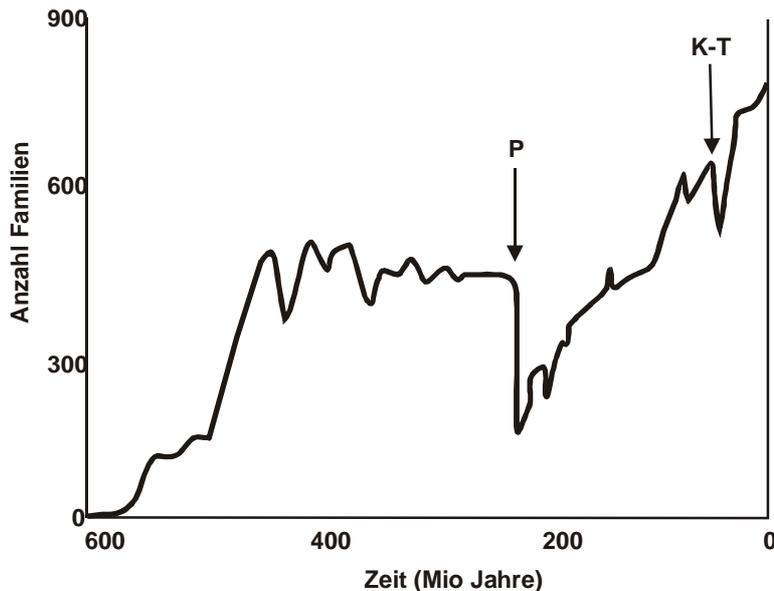


Abb. 1.5: Entwicklung der Organismen mariner Ökosysteme in den letzten 600 Millionen Jahren auf Grund fossiler Sedimente

Nach: Hunter (1999)

Heute sind etwa 8-10 % der Tierarten in der Klasse der kritischen Bedrohung (critical endangered, gemäss IUCN-Kriterien) eingestuft. Für Pflanzen sind ähnliche Grössenordnungen erkennbar, wobei die Gymnospermen drei mal mehr betroffen sind als die Angiospermen. Für Vögel und Säugetiere ist die reelle Extinktion im Ausmass relativ bescheiden (1–2 % in den letzten 400 Jahren). Darüber hinaus nimmt die Extinktionsrate in den letzten Jahrzehnten tendenziell ab (Abb. 1.6).

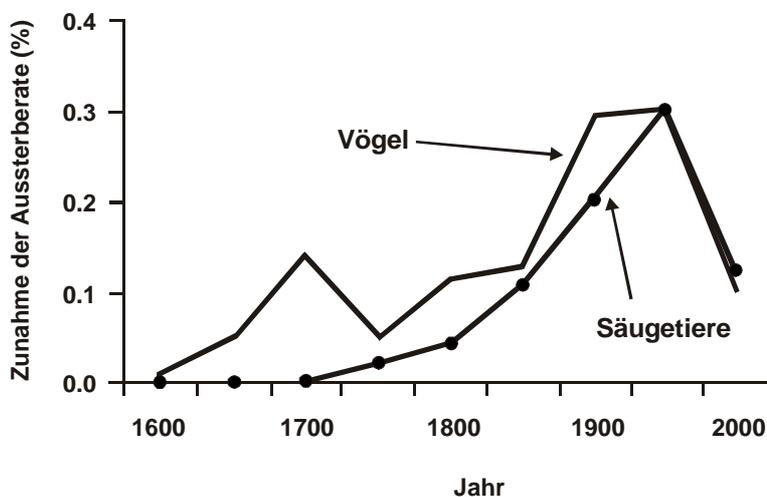


Abb. 1.6: Veränderung der Extinktionsrate von Vögeln und Säugetieren in den letzten 400 Jahren

Nach: Frankham et al. (2002)

Die Prozesse, welche zur Extinktion führen, sind erhaltungsbioologisch entscheidend. Dabei spielen verschiedene Faktoren eine Rolle. Wenn einmal eine kritische Populationsgrösse unterschritten ist, wird das Überleben, die Geburtsrate und die Migration sehr stark beeinflusst, sodass Extinktion stattfinden kann (Gillmann, 1997).

Das Schicksal kleiner Populationen wird heute vermehrt mit Risiken von epidemischen Krankheiten sowie populationsgenetischen Gesichtspunkten (Inzucht, genetischer Drift und schlussendlich **Introgression durch nah verwandte Arten**) in Verbindung gebracht. Simberloff (1995), gestützt auf Arbeiten von Arlettaz (1990) über den kleinen Uhu (*Otus scops*) im Wallis, meint, dass die **Hybridisierung** als einer der wichtigsten Gründe für Extinktion zu betrachten ist. Dies ist auch der Grund, warum bezüglich Gefährdung seltener Baumarten die Schwarzpappel bei uns als gefährdetste Baumart zu betrachten ist, weil sie in vom Mensch sehr beanspruchten

Biotopen vorkommt (See- und Flussufer) und von der Introgression durch die seit langem eingeführte (italienische) pyramidale Schwarzpappel und durch die Kulturpappeln bedroht wird.

Als Folge der Landschaftszergliederung (Fragmentation) wird heute oftmals eine genetische Erosion (oder Verarmung) postuliert. Um dem zu entgegen, werden Ökokorridore bzw. Ökobrücken empfohlen. Allerdings scheint die Aufteilung der Habitate in Metapopulationen als Schutz gegen epidemische Störungen wichtiger als eine nahtlose Verbindung der Habitate. Epidemische Krankheiten scheinen eine höhere Erhaltungspriorität zu haben als die Gefahr der genetischen Verarmung. Für die genetische Auffrischung, d.h. für die Sicherstellung einer genügenden genetischen Variabilität scheint das Eindringen in den Genpool von nur einem externen Individuum pro Generation nach populationsgenetischen Modellen zu genügen (Hess, 1996).

In der zoologischen Fachliteratur werden sog. minimal lebensfähige Populationen (MVP, nach Franklin, 1980) nach populationsgenetischen Gesichtspunkten errechnet. Man geht dabei von einem annehmbaren Niveau der genetischen Verarmung aus, d.h. ohne dass dabei ein gravierender genetischer Drift stattfindet, wenn der genetische Verlust kleiner ist als 1% pro Generation. So ergibt sich ein Populationsumfang von 50 Individuen als Minimum. Berücksichtigt man den Einfluss der Mutationen und dass Gene an mehreren Orten geprägt sind, kommt man auf einen minimalen Populationsumfang von 500. Dies wurde als die sogenannte **50/500-Regel** bekannt. Für Pflanzen wird der minimale Umfang bei 5000 gelegt, unter Berücksichtigung der Samenproduktion, Samenverbreitung und des Keimerfolgs (Lawrence und Marshall, 1997).

Bezüglich Bedeutung des Begriffes Extinktion ist zum Beispiel die Tatsache, dass eine Art an einem Ort, an dem sie bisher beobachtet worden ist, nicht mehr auftritt, nicht der Beweis, dass sie ausgestorben ist. Unter Umständen hat sich nur ihr Lebensraum vorübergehend verlagert, dies insbesondere wenn sich die Art am Rand ihres natürlichen Areals befindet. Das Aussterben von Arten wird heute insbesondere bei Tieren im Sinne des Begriffs 'Metapopulation' als eine Beziehung der Senkenpopulationen (genetisch nicht stabile, langfristig nicht überlebensfähige Ablegerpopulationen) zu den **Kernpopulationen**, die als Garanten und Lieferanten des Genflusses und der Mobilität der Arten fungieren (Wiens 1995; Simberloff 1995) gesehen.

Unter Metapopulation versteht man nach Levins (1969, 1970) ein Netzwerk von Populationen der gleichen Art, welche in getrennten Teilarealen in unterschiedlichem Grad untereinander interkonnektiert sind (A set of populations distributes over a number of patches that are connected to varying degrees by dispersal). Ihre Dynamik hängt sowohl von der Populationsregelung zwischen wie auch innerhalb der Populationen ab (Hanski und Gilpin, 1991). Siehe Abb. 1.7

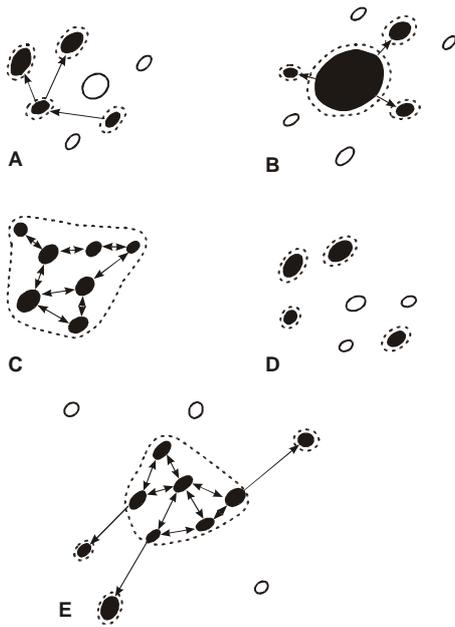


Abb 1.7: Formen von Metapopulationen

A: nach Levins;
 B: Core-satellite;
 C: patchy populations
 D: nicht im Gleichgewicht
 E: Intermediär

Nach Gillmann (1997)

Zu den Gründen für das Aussterben zitiert Müller (1991) bezüglich Avifauna eine Arbeit von Petterson (1984) aus Schweden über den Mittelspecht (*Dendrocopos medium* L.), eine im Schweizer Mittelland seltene Vogelart. Er weist nach, dass eine Population aussterben kann, wenn sie die Zahl von ungefähr 30 Individuen unterschreitet. Es zeigt sich aber auch, dass für Arten, die Wanderungen unternehmen und ihre Lebensräume jedes Jahr wieder neu in Besitz nehmen, die Gründe für das Aussterben nicht einfach zu bestimmen sind. Haila et al. (1993) betonen, dass die Ursachen für das Aussterben sich begrifflich besser als **Schicksal von Populationen (fate of populations)** über einen langen Zeitraum erfassen lassen als durch rein zahlenmäßige Maßstäbe für deren Vorkommen oder Fehlen.

1.3.4 Bedeutung der Samenbanken im Boden für die Erhaltung der Pflanzen

Bei der Vegetation hängt das Aussterben bzw. das Überleben von der Möglichkeit der Bildung sogenannter Samenbanken (**Diasporen**) im Boden ab. Die im Boden versteckten Samen können dank ihrer ausgeprägten physiologischen Entwicklungsruhe (Dormanz), und weil sie immer tiefer im Boden versteckt bleiben und somit vor dem für die Keimung notwendigen Licht geschützt sind, mehrere Jahrzehnte oder sogar Jahrhunderte überleben (Burnside et al. 1996) und bei günstigen Bedingungen keimen (Rees 1988, Venable und Brown 1988, Brown und Venable 1986, Fischer 1987). Die Bodenumwühlung durch das Befahren mit Forstmaschinen sowie andere Störungen (z.B. Windwürfe) können die Samenbank an die Oberfläche bringen und so zum Keimen führen. Reiser (1993) zum Beispiel stellte fest, dass im Saarland nach einer Generation Fichtenreinbestände praktisch keine irreversiblen Veränderungen der Flora im Wald nachgewiesen werden können.

1.3.5 Die Requisiten

Als Requisiten versteht man Gestaltungselemente, welche günstig auf die Organismen wirken. Nach Scherzinger (1996) gilt hier:

- Grenzlinien
- Totholz

- Tümpel
- Nistmöglichkeit

Bezüglich Totholzanteil vertritt Scherzinger (1996) die Auffassung, dass zur Gunsten der symbiotischen Pilzarten im Urwald eher ein Minimum (in etwa < 2 %) anzustreben ist und nicht das Maximum.

Gemäss LFI 1995 macht der Totholzanteil in den Schweizerwäldern 3,5 % des Vorrates aus. Die Tendenz ist deutlich zunehmend, sodass Totholz kein entscheidendes Erhaltungsproblem zu stellen scheint, auch wenn im Urwald der Anteil des Totholzes zwischen 20 und 40 % der stehenden Biomasse ausmacht (Saniga und Schütz, 2001). Darüber hinaus birgt das Problem des Stehenlassens von erwachsenen Bäumen unweit von Spazierwegen und Strassen nicht unerhebliche Gefahren. Selbstverständlich ist das Stehenlassen von einzelnen Bäumen für die Erhaltung von gefährdeten seltenen Spechtarten angebracht. Nach Scherzinger (1996) sollten dies für alle Spechtarten etwa 8 pro ha sein.

1.3.6 Die Ecotone; Grenzlinien und Waldrand

Bekanntlich stellt der Waldrand bezüglich Biodiversität ein sehr günstiger Lebensraum dar und spielt damit eine wichtige Rolle in der Erhaltungsbiologie. Dies nicht nur, weil an der Grenze zwischen Lebensräumen die Lebensgemeinschaften beider Habitate zusammenkommen und leben, sondern weil die Erhaltung von konkurrenzschwachen Baumarten (Weichhölzer, Bäume zweiter und dritter Grösse) besser gesichert ist. Darüber hinaus ist eine Strukturierung in Waldändern am einfachsten zu realisieren.

Der Naturschutz seinerseits sieht die Vorteile des Waldrandes in seiner sehr günstigen Wirkung auf das Licht auf den Waldboden, was für die Erhaltung von lichtbedürftigen seltenen Pflanzenarten ebenfalls wichtig ist. Wir werden gleich sehen, dass dieser Vorstellung deutliche Grenzen gesetzt sind, weil der Sträuchersaum zuerst vom Lichtangebot profitiert und einen wesentlichen Anteil des Lichtes interzipiert.

Der Waldrand hat also vielfältige Funktionen und soll entsprechend unterschiedlich behandelt werden. Hauptfunktionen des Waldrands sind demnach:

- Struktur im Kronenraum
- Erhaltung von lichtbedürftigen, konkurrenzschwachen Baum- und Gehölzarten
- Wechsel für Grosstiere (Reh)
- Licht auf den Boden
- Ästhetik (Farben und Blüten)

Die Bedeutung des Waldrandes für die Strukturierung und das Problem seiner Behandlung werden im Abschnitt 2.4.2 behandelt.

Innere Grenzlinien

Nicht nur der Waldrand ist hier zu erwähnen, sondern es haben auch innerhalb eines Waldmassives sog. **innere Grenzlinien** eine entsprechende, lebensraumökologisch wichtige Aufgabe. Sie entstehen bei der Ablösung von Waldgenerationen in umso grösserem Umfang, als die Erneuerung dezentral und gestaffelt stattfindet. Gerade im Falle des feinen Femelschlagsystems entstehen viele solche innere Grenzlinien, die, auch wenn sie sich mit der Zeit verschieben und verändern, für Grosswildarten dennoch eine wichtige Lebensraumfunktion besitzen.

1.3.7 Behandlungskonzepte bezüglich Erhaltung der Biodiversität

Es gibt nach Bunnell und Huggard (1999) keine optimalen Strategien zur Erhaltung der Biodiversität. Es soll im Übrigen vermieden werden, überall gleich zu handeln. Das wäre die Negierung der Prinzipien der Biodiversität überhaupt, weil es zu einer Homogeneisierung führen würde, was exakt nicht das gewünschte Ziel wäre. (There is no optimal strategy for maintaining biodiversity that can be applied everywhere, because the very act of applying a strategy everywhere leads to homogenisation that reduces biodiversity)

Erhaltung der Biodiversität bedeutet den Schutz einer Gemeinschaft von interagierenden Lebewesen und nicht nur einzelner bedrohter Arten. Dies beinhaltet selbstverständlich auch die zu ihrer Erhaltung notwendigen Lebensräume, die Habitate bzw. die dazu massgebenden Überlebensbedingungen.

Die Schlussfolgerungen können noch weiter gehen, indem man die Betrachtung auf die allgemeinen Lebensbedingungen und die Lebensraumqualität ausdehnt. Im Hinblick auf die Erhaltung der Biodiversität sind die Probleme der Umweltbelastung (insbesondere Luftverschmutzung) und der durch die Ansammlung von Treibhausgasen verursachten Klimaänderung ebenso wichtig, vielleicht sogar wichtiger als die Erhaltung von bestimmten Leitarten wie z.B. Mittelspecht oder Auerwild.

In diesem Zusammenhang ist es notwendig, sich im Hinblick auf die konkret auszuführenden Massnahmen neue Denkweisen anzueignen. Die Idee einer dynamischen Vernetzung und der Schaffung von Trittstein-Netzwerken, zumindest für bestimmte Arten, kann dabei eine gewisse Bedeutung erlangen. Solche Ideen können die bisherigen Vorstellungen, die von einer Bewirtschaftung der gesamten Fläche ausgehen, sinnvoll ergänzen oder überlagern. An dieser Stelle könnten die günstigen Auswirkungen eines Netzes von Totholz oder Altholzinseln erwähnt werden, deren sinnvolle Anordnung den Artenreichtum optimal fördert.

Daraus die Schlussfolgerung zu ziehen, dass der Wald, der als Rückzugsgebiet einer Vielzahl von Arten für den Schutz eine bedeutende Rolle spielt, von jetzt an nur noch mit Blick auf die Ressource Biodiversität bewirtschaftet werden soll, wäre verfehlt. Die wirkliche Aufgabe in dieser Angelegenheit besteht darin, die ständig grösser werdende Zahl an Bedürfnissen unter einen Hut zu bringen. **Eine Mehrzwecknutzung ist daher je länger je mehr die einzige adäquate Lösung.** Der Grundsatz der Kombination gilt übrigens auch für Biozönosen. Die Multifunktionalität zum Beispiel ist ein der Natur eigenes Prinzip. Tatsächlich wird ein Raum niemals ausschliesslich nur von einer Art genutzt. Auch dies weist darauf hin, dass eine Mehrzwecknutzung immer unausweichlicher wird. Bei der Umsetzung schliesslich geht es darum, ein je nach Region und Priorität der Funktion differenziertes Vorgehen zu wählen.

Im Zusammenhang mit Biodiversität stellt sich die Frage, welcher Waldtyp welchen Wert besitzt. Eine objektive Festlegung, ob der Plenterwald, der Femelschlagwald oder der Naturwald (oder Urwald) am besten den Anforderungen entspricht, die an die Nachhaltigkeit und die Erhaltung der Biodiversität gestellt werden, ist keineswegs selbstverständlich. Bei dieser Diskussion sollte man sich vor endgültigen Behauptungen und noch mehr vor vorgefassten Meinungen hüten. Zudem stellt sich die Frage nicht nur bezüglich der sylvigenesischen Systeme.

Neben den Erneuerungsstrategien der beiden zuerst genannten Waldtypen spielen auch ethische Auffassungen eine gewisse Rolle bei der Beurteilung der forstlichen Systeme. Hierbei geht es um die Vor- und Nachteile einerseits eines naturnahen Waldbaus oder eines Waldbaus auf natürlichen Grundlagen, andererseits einer mehr an der Technik orientierten Waldnutzung. Mit anderen Worten: Es mag durchaus Wälder geben, die – ohne ungleichförmig zu sein – allein

aufgrund ihrer ausgeprägten Baumartenmischung sehr günstige Voraussetzungen für die Biodiversität bieten.

Artenvielfalt durch Biotopvielfalt

Da klare und schlüssige Konzepte zur Erhaltung der Biodiversität noch ausstehen, kann die Forstwirtschaft, anstatt sich einzelnen Tier- oder Pflanzenarten zuzuwenden, der **waldbaulichen Arbeit auf der Ebene forstlicher Ökosysteme den Vorzug geben**.

Die Vielfalt von Arten hängt stark von den Biotopen ab, in denen diese Arten auftreten. Da genaue Kenntnisse über Prioritäten für den Schutz und für die Erhaltung von Arten fehlen, sollte der Waldbau danach streben, **eine möglichst grosse Vielfalt an forstlichen Biotopen zu schaffen bzw. zu erhalten**. Ein entsprechender Waldbau wird sich also nicht nur auf eine einzige Behandlungsweise beschränken, sondern **das ganze Angebot an in Frage kommenden waldbaulichen Instrumenten sinnvoll benutzen und kombinieren**. Bei einem solchen Vorgehen werden mit Absicht unterschiedliche Behandlungsweisen angewendet, was im Endergebnis zu einem Nebeneinander von Beständen führt, die licht und dicht geschlossen sind, gleich- und ungleichförmig, buntgemischt und rein, gross- und kleinflächige Texturen aufweisen und sowohl grossflächiger als auch punktueller oder sogar einer kontinuierlichen Verjüngung wie im Plenterwald entspringen.

Das allgemeine Ziel sollte lauten, so vielfältige Waldstrukturen wie nur möglich zu verwirklichen. Daneben sind jedoch gezielte und punktuelle Massnahmen erforderlich, z.B. für die Waldrandpflege, für die Erhaltung der Biotope von seltenen Arten oder zur Entwicklung oder Schaffung von bestimmten Gestaltungselementen („Requisiten“), von denen eine vorteilhafte Wirkung ausgeht. Die Bedeutung des Begriffs ‘Habitatvielfalt’ wird somit um die **‘Vielfalt der Prozesse’** erweitert. Das vorgestellte Konzept gibt keine allgemeingültigen waldbaulichen Lösungen vor. Es enthält aber eine sinnvolle Kombination sehr unterschiedlicher Lösungen, wofür das **ganze Spektrum waldbaulicher Techniken** eingesetzt wird.

Ein solches Konzept kann natürlich nicht rasch umgesetzt werden. Die waldbauliche Praxis geht mit dem von den Vorfahren übernommenen Wald und dem waldbaulichen Wissen sehr sorgsam um, und die Verantwortlichen vor Ort haben die lokalen Besonderheiten und Ansprüche zu berücksichtigen. Für Änderungen müssen immer die Geschichte und die zukünftige Entwicklungsdynamik eines Bestandes beachtet werden. Diese besonderen Umstände führen zu einem grundlegenden Prinzip, dem **Prinzip der Veränderung in der Kontinuität**, welchem z.B. die Überführung folgt.

Mischungen und Biodiversität

Eine erste Analyse zeigt, dass zwischen Baumartenmischung und Biodiversität ein funktionaler Zusammenhang besteht. Dies ist verständlich, da die Zusammensetzung und der Aufbau der Waldbiotope durch die jeweils beteiligten Einzelbäume bestimmt ist.

Entscheidend für die Biodiversität ist jedoch nicht allein die Anzahl der beteiligten Mischbaumarten. Um den Anforderungen der biotischen Vielfalt gerecht zu werden, reicht es nicht aus, die in einem bestimmten Gebiet vorhandenen Baumarten ohne nähere Flächenangaben zu zählen. Die zusätzlich erforderliche Charakterisierung der Lebensräume (Biotope) basiert auch auf anderen wichtigen Einflussfaktoren. Dazu gehören z.B. Belichtungsunterschiede, Beschirmung, Deckungsangebot, Vorhandensein von Fortpflanzungsräumen, Nahrungsqualität und alle Voraussetzungen, die ein Überleben in Notzeiten ermöglichen.

Hinsichtlich der Wirkungen eines Waldes auf die Biodiversität soll daran erinnert werden, dass die Baumartenmischung und insbesondere deren Kleinflächigkeit nicht als absolute Beurteilungskriterien betrachtet werden dürfen. Zahlreiche Organismen sind auf bestimmte Baumarten angewiesen, die – je nach Habitatansprüchen – manchmal in Form relativ grossflächiger Kollektive vorkommen müssen. Bestimmte Vogelarten zum Beispiel sind auf das Vorhandensein grossflächiger, mindestens 30 bis 50 Hektar umfassender Eichenbestände angewiesen (Müller 1991). Diese Aussage trifft jedoch nur auf bestimmte Vogelarten zu und keineswegs auf die Gesamtheit aller Arten einer Region. So konnten zum Beispiel durch die Arbeiten von Smith (1992) über den Wald von Crécy, einen grossen Laubholzkomplex im Nordwesten Frankreichs, hinsichtlich der Avifauna keine gesicherten Unterschiede zwischen reinen und gemischten Beständen nachgewiesen werden.

Eine etwas andere Aussage über die Vielfalt der Avifauna machen Bibby et al. (1989) aufgrund von Beobachtungen in Aufforstungen auf englischen Hochebenen. In den von fremdländischen Nadelbäumen dominierten Beständen bestehen vor allem nach Baumarten, aber auch nach der Kleinflächigkeit der Mischung deutliche Unterschiede: Zum Beispiel betrug in einem reinen Buchenkomplex von einem Hektar die Anzahl der Vögel nur ein Viertel desjenigen Wertes, der bei einer Verteilung der Buchen auf 100 Flächen zu je einer Are (0,01 ha) ermittelt wurde.

Insgesamt gesehen scheint eine kleinflächige Mischung eine für die Vielfalt günstige Wirkung zu besitzen. Dabei ist jedoch zu beachten, dass zwischen den Baumarten beträchtliche Unterschiede bestehen. Nach Bibby et al. (1989) üben Eiche, Birke, Vogelbeere und Weide einen sehr positiven Einfluss auf die avifaunistische Vielfalt aus. Während Lärche und andere Laubbäume in dieser Hinsicht noch als günstig beurteilt werden können, wirkt sich eine kleinflächige Beimischung mit Buche eher negativ aus. Eine massvolle Beimischung von Fichte dagegen hat einen günstigen Einfluss auf die Artenvielfalt (Müller 1991).

1.3.8 Licht auf dem Waldboden als Erhaltungsfaktor

Von erhaltungsbioologischer Seite aus wird befürchtet, dass der seit Mitte des letzten Jahrhunderts eingesetzte Trend der Vorratssteigerung im Wald und der Überführung in Hochwälder zur Verdunkelung der Bestockungen führt und somit zur Verminderung der Lebenschancen von bestimmten Organismen, die auf Licht angewiesen sind. Es dürfte diejenigen Organismen besonders betreffen, welche für den Lichtgenuss nicht nach oben oder nach aussen ausweichen können.

Die Überlegungen richten sich somit primär auf die Waldbodenvegetation. Eine andere Überlebensstrategie, nämlich die des Ausweichens, d.h. dank Vermehrungsstrategien immer neue passende Nischen zu finden, haben viele krautige Pflanzen entwickelt: sie produzieren eine enorme Fruktifikation und über lange Zeit überlebensfähige, keimruhende Samen im Boden. Diese sogenannten **versteckten Samenbanken** (buried seed banks) können über mehrere Jahrzehnte dank hoher physiologischer Dormanz überleben (Rees, 1988; Venable et al., 1988; Brown et al., 1986). So können Samen nach mehreren Jahrzehnten (im Extremfall mehreren Jahrhunderten, Burnside et al. 1996) versteckt im Boden überleben. Schatten bzw. Infrarotlicht gehören zu den Faktoren der Ausprägung der Dormanz (Pons, 1991; Bai et al. 1996).

Im Vergleich zu krautigen Pflanzen besitzen die Bäume die grössten Vorteile, ans Licht heranzuwachsen und somit bilden sie normalerweise das Schlussglied einer Sukzession. Wenn in einem Wald, aus welchem Grund auch immer, Bäume der Oberschicht, welche das Kronendach bilden, verschwinden und dadurch Licht ins Waldinnere eindringen kann, übernehmen zuerst die nächst geeigneten vorhandenen Organismen die Lichtumsetzung. Sie profitieren von

der ungewöhnlichen Lichtzufuhr, um sich breit zu machen und weiter zu etablieren; unter Umständen verschliessen sie auf ihrem Niveau das weitere Eindringen des Lichtes. Es sind in der Reihenfolge ihrer Wettbewerbsfähigkeiten und erreichten Staturen zuerst die niederen Holzgewächse (d.h. der Baumunterwuchs oder die Sträucher), die perennierenden Pflanzen, und schliesslich die annuellen. Dies gilt nur so lange, bis die Bäume ihre Herrschaft wieder durchsetzen.

Die am wenigsten wettbewerbsfähigen Pflanzen, die Blütenpflanzen, kommen praktisch nie zum Lichtgenuss oder nur in ganz speziellen Situationen, wenn alle anderen wettbewerbsfähigeren Pflanzenarten vorübergehend im Nachteil sind. Das ist der Fall bei starken menschlichen Einwirkungen wie nach Kahlschlag, d.h. nach einer vollständigen Nutzung des Baum- und Strauchbestandes, oder, wenn auch in geringeren Masse, bei flächigem Zerfall des Baumbestandes.

Das Phänomen der graduellen Ausnützung des einfallenden Lichtes nach dem Prinzip des Nächstgeeigeten kann man sehr schön am Beispiel des sogenannten Mittelwaldes veranschaulichen. Die Stockausschläge verhindern sogar, dass die Naturverjüngung der Bäume hochkommen kann. Je besser der Standort, um so schneller der Wuchs der Stockausschläge, so dass schon drei bis vier Jahre nach dem Hieb eine undurchlässige kompakte Schicht gebildet wird. Dies erfolgt schneller als im Falle einer ordentlichen Naturverjüngung unter ähnlichen Schirmverhältnissen.

Sind unsere Wälder wirklich dunkler geworden?

Dass unsere Wälder dunkler geworden sind, ist zumindest im Durchschnitt nicht abzustreiten. Die letzten Erhebungen des Landesforstinventars zeigen, dass 1995 der Durchschnittsvorrat der Schweizerwälder bei 362 m³/ha liegt und in den letzten 10 Jahren um 25m³/ha zugenommen hat. Demgegenüber betrug der Durchschnittsvorrat der Mittelwälder des Kantons Zürich nach Grossmann (1931) beispielsweise 137 m³/ha. Mit der jetzigen rückläufigen Entwicklung der Wirtschaftlichkeit der Holznutzung kann eine noch deutlichere Akzentuierung der Tendenz zur Vorratshäufung für die nächsten Jahre prognostiziert werden.

Es ist interessant festzustellen, dass dieses Phänomen der Vorratskapitalisation seit kaum mehr als einem Jahrhundert, also seit kaum mehr als einer Waldgeneration besteht. Das ist insofern von Bedeutung, als das heutige Waldkleid bezüglich Strukturen und Zusammensetzung unter ziemlich anderen als den heutigen Bedingungen entstanden ist. Man vergisst gerne, dass unsere Wälder früher recht licht waren, weil sie sehr stark anthropogen benutzt wurden. Während etwa 1'000 Jahren war also unsere Landschaft durch lichte, lockere, parkähnliche Wälder gekennzeichnet. Lichtbedürftige Organismen waren bevorzugt. Das war eine erhebliche Veränderung gegenüber der Situation vor der grossen Raumbesiedlung. Bevor der Mensch die Wälder im grossen Stil zu roden begann, waren die Wälder in unseren Breitengraden gemäss den lateinischen Geographen Plinius und Tacitus offenbar ziemlich dunkel und fürchterlich („silva squalorum tenebrarum horrenda“ Plinius: die Wälder bei den Sequanen waren dunkel und fürchterlich; „Aut silvis horrida aut paludibus foeda“ Tacitus, Germania Kap. V: Bei den Alemanen fand man entweder fürchterliche Wälder oder unlebbar Moore).

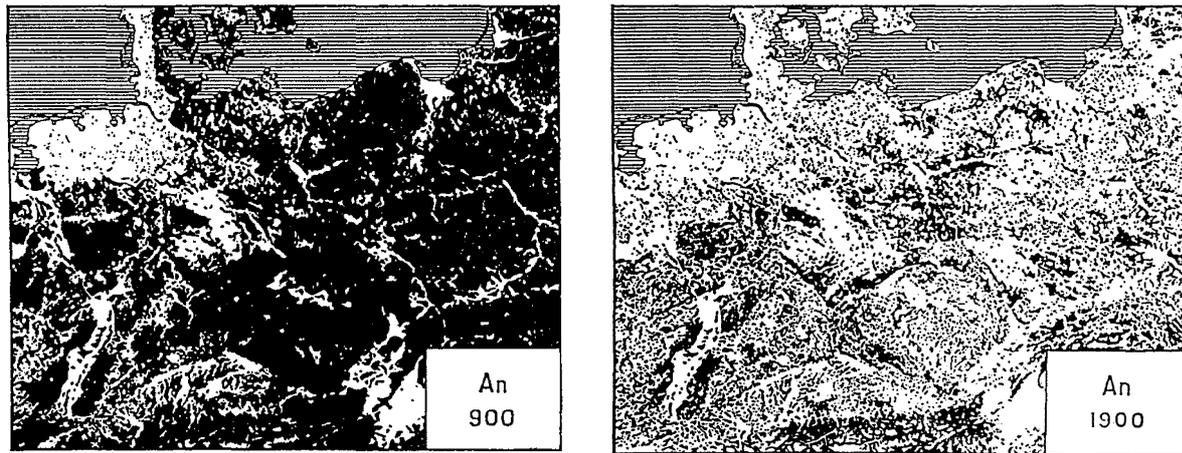


Abb. 1.8: Waldbedeckung in Europa zwischen 900 und 1900
Nach Schlüter (1952)

Die grossen Rodungen erfolgten etwa zwischen dem 9. und 12. Jahrhundert, und dann begann eine regelrechte Auflösung der Waldlandschaft. So weist eine Rekonstruktion des Bewaldungszustandes zwischen 900 und 1900 in Deutschland auf Grund von Toponymen und anderen Kriterien auf die dramatische Auflösung des Waldmantels (siehe Abb. 1.8) hin.



Abb. 1.9: Die mehrfache Nutzung der Wälder im 18. Jahrhundert und die verschiedenen Waldberufe (Vermesser, Langholzsäger, Köhler, Reisigbündler, Korbmacher)
Nach Duhamel du Monceau (De l'exploitation du bois, 1764)

Weil die Wälder seit dem Mittelalter vielfältig genutzt wurden (siehe Abb. 1.9) und das Holz die Basis für sehr viele Verwendungen war, wurde Holz immer mehr zur Mangelware und das Waldkleid entsprechend reduziert. Die restlichen Wälder waren äusserst dünn bestockt bzw. von grossen Lichtungen unterbrochen, wo Gross- und Kleinvieh frei weideten. So entstand eine

parkähnliche Landschaft, im Gegensatz zum heutigen Bild von offenen Räumen und geschlossenen Wäldern. Die Übernutzung oder sogar Ausplünderung der Wälder und der Holzressourcen dauerte bis Mitte des 18., Anfang des 19. Jahrhunderts. Erst beim Übergang der Landwirtschaft zu einer ortsgebundenen Viehhaltung bzw. durch den Ersatz des Holzes als Hauptbrennstoff durch Kohle und schlussendlich durch die Forstreglemente verbesserte sich die Situation.

In der Phylogenese haben sich die Organismen an für sie akzeptable Lebensbedingungen angepasst. So waren es nicht die gleichen Organismen, die für den Wald oder für Wiesen, für Fluren und viele andere Biotope typisch waren. Erhaltungsbiologisch ist es bedeutsam zu wissen, welche Organismen zum heutigen Wald gehören und welche zu andern Formationen. Nicht notwendigerweise deshalb, um nur ursprüngliche Waldorganismen im Wald zu fördern, sondern um die Anpassungsgrenzen, z.B. gegenüber Lichtverhältnissen zu verstehen. Weil der Wald heute naturgemäss eher dunkel ist, scheint er grundsätzlich kein ideales Biotop für lichtbedürftige Organismen zu sein.

Lichtunterschiede

Zuerst sind verschiedene Arten der Schaffung von Licht bis auf dem Waldboden zu unterscheiden. Grundsätzlich werden aus waldbaulicher Sicht drei in der Dauer der Wirkung recht unterschiedliche Formen der Belichtung unterschieden, nämlich:

- durch die Wahl von durchlässigen Baumarten
- durch diffuse Eröffnungen im Kronendach (Durchforstung, ev. Lichtung)
- durch Schaffung von in Zeit und Raum sich immer verändernden Lichtschächten, wie sie im Sinne klassischer Erneuerung im Femelschlag, bzw. im Urwald durch das Mosaik von durch Zerfall geschaffenen Lücken entstehen.

Bezüglich Licht im Wald sagen also die Durchschnittswerte des Vorrates eher wenig aus. Bei regelmässiger Beschirmung gibt es im Grunde eine rasche Extinktion des einfallenden Lichtes, schon mit relativ lichten Bestockungen. Entscheidend für das Eindringen des Lichtes bis auf dem Boden ist das Vorhandensein von Bestockungslücken (Lichtungen) und ihre räumliche Verteilung.

Mit einer adäquaten, kleinflächig dezentralen, aber klar erkennbaren kollektivweisen Verjüngung in Gruppen bis Horsten, wie wir sie im Femelschlag praktizieren, konzentriert man den Lichteinfall auf die in Verjüngung begriffenen Waldpartien. Eine Waldverjüngung im Femelschlagsystem ist prozessbezogen im Grunde nichts anderes als eine Anwendung der Mosaik-Zyklus-Erneuerung des Naturwaldes nach Aubréville (1938); Watt (1947); Shugart (1984) Remmert (1985) Oldeman (1983, 1994). Der wesentliche Unterschied besteht darin, dass im Wirtschaftswald der Boden längere Zeit blossgestellt bleibt und der Anteil an solchen Lichtstellen wesentlich höher ist als im Urwald.

Unterschiedliche Formen des Lichtes

Licht ist nicht nur für die Photosynthese notwendig, sondern auch für weitere physiologisch wichtige Prozesse der Pflanzenentwicklung und -vermehrung. Von der anfallenden Strahlung ist grundsätzlich zu unterscheiden zwischen:

- direktem Licht (direkt in den Bestand gelangendes Licht bei wolkenlosem Himmel)
- diffusem Licht (das gleiche bei bedecktem Himmel)
- reflektiertem Licht (durch Reflexion in den Bestand gelangendes Licht, sog. Beam enrichment, gemäss Hutchinson et al. 1976).

Darüber hinaus spielen die sog. Lichtflecken auf die Photosynthese auf dem Waldboden eine erhebliche Rolle. Man weiss heute, dass die kleinen, ständig wandernden Lichtflecken unter einem Waldbestand, welche für bis zu 50 % der Photosynthese der Pflanzen auf dem Waldboden verantwortlich gemacht werden (Young et al., 1979; Chazdon, 1988). In der Tat reagiert im halbschattigen Klima des Bestandesunterstandes die Photosynthese sehr schnell auf Veränderung der Lichtintensität, auch wenn sie von kurzer Dauer ist.

Weil bei der Absorption durch das Kronendach die spektrale Struktur des transmittierten Lichtes verändert wird, gibt es unter dem Waldbestand ein Defizit im Wellenlängenbereich der Absorption durch die Photosynthese (blau bis hellrot) und dementsprechend eine Anreicherung im Bereich des Dunkelroten. Weil diverse Photorezeptoren der Pflanzen, welche für verschiedene Prozesse wie Keimen, Blühen und Morphogenese in Wellenlängen des Hellroten stimuliert werden, spielt der Quotient von hellrotem Licht zu dunkelrotem Licht (Faktor Zeta, λ 655-665 / λ 725-735) eine wichtige Rolle (Schmerber, 1997). Zeta ist hoch in direktem Licht und tief im Schatten. Demnach soll heute die Lichtqualität als wichtiger Faktor bei der Erhaltung funktionstüchtigen Populationen betrachtet werden.

Direktes Licht ist bezüglich Photosynthese nicht immer positiv zu bewerten, weil es bei zu starker Einstrahlung zu Photoinhibizierung führt. Umgekehrt weiss man, dass eine ausgewogene Lichtverteilung, wie sie unter Schirm vorkommt, günstiger und effizienter ist als kontrastiertere Lichtveränderungen (Wayne und Bazzaz, 1993). Hingegen ist bezüglich Erwärmung direktes Licht bedeutsam. Dies ist übrigens der Grund, warum in der subalpinen Stufe direktem Licht eine grössere Bedeutung zukommt als diffusen.

Lichtregulierung durch die Transparenz des Kronendaches

Lichttransparente Baumarten erlauben, ein mehr oder weniger andauerndes günstiges diffuses Lichtklima zu schaffen. Diese Möglichkeit der Lichtdosierung mittels Baumartenwahl ergibt sich bei der Bestandserneuerung.

In Wäldern mit dichtbenadelten und immergrünen Bäumen (Typ Fichte, Tanne), ermittelten Simmons und Buckley (1992) eine ausgesprochen geringe Zahl an Gefässpflanzen, dagegen kommt eine erhöhte Anzahl an Moosarten vor. Waldbauliche Eingriffe und insbesondere Durchforstungen haben eine Abschwächung der Unterschiede zur Folge. Abb. 1.10 zeigt, dass zwischen der Anzahl beigemischter Fichten in einem Bestand und der Anzahl der Gefässpflanzen am Boden eine enge Beziehung besteht. In den jungen Beständen hat eine durchschnittliche Dichte von weniger als 20 Fichten je Aufnahme­fläche keinen entscheidenden Einfluss auf die Anzahl der Gefässpflanzen am Boden (Aufnahme­fläche 300 m², entspricht 650 Fichten je Hektar). Eine sehr geringe Beimischung mit Fichten kann sogar zu einer Erhöhung der Pflanzenartenzahl beitragen.

Unter den Koniferen sind wesentliche Unterschiede festzustellen. Baumarten wie die Föhre, welche weniger Nadeljahrgänge behalten oder noch stärker die im Winterhalbjahr kahle Lärche wirken günstig auf die unter ihrem Schirm vorkommende Bodenflora. Föhre und Lärche weisen nach Bibby et al. (1989) eine ähnliche Floravielfalt wie Eichenmischwälder auf. In Mischbestockungen dominiert interessanterweise der Charakter der am meisten zur Lichtextinktion führenden Baumart, d.h. Buchen-Föhren-Mischungen reagieren wie die ungünstiger wirkende Buche.

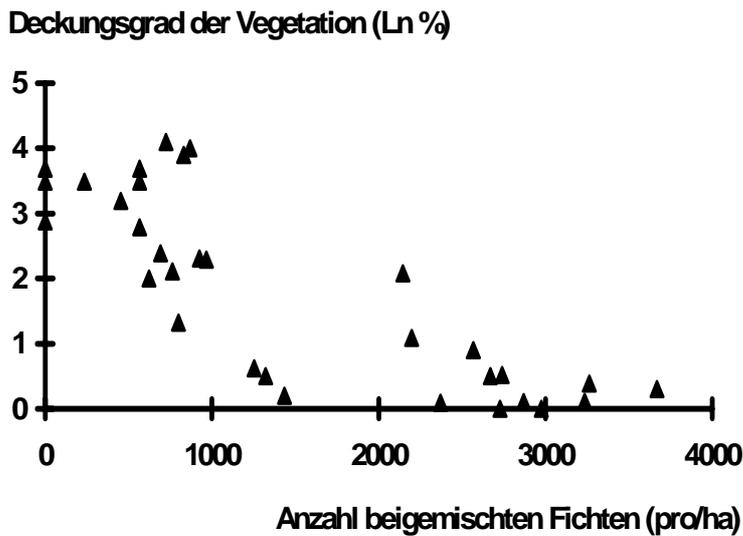


Abb. 1.10: Beziehung zwischen der Anzahl der Gefäßpflanzenarten in Waldbeständen und der Fichtenbeimischung [Nach Simmons und Buckley (1992)]

Grundlage: Jungbestände aus Aufforstung (mittl. Alter 30 bis 40 Jahre) in englischen Staatswäldern.

Die Dichte der Bodenvegetation (nur Gefäßpflanzen) ist als natürlicher Logarithmus des Beschimmungsgrades in % dargestellt.

Der gezielt angemessene Anbau der Lärche und Föhre dürfte unter Umständen eine günstige Wirkung auf die Floravielfalt ausüben, vorausgesetzt, dass die üppige Entwicklung einer Unterschicht oder eines Nebenbestandes von zu stark lichtverschleissenden Baumarten wie Buche oder Linde nicht gefördert wird. Auch könnte die Lärche günstige Wirkungen auf gewisse Tier- und Pflanzenarten ausüben. Wir haben selber eine winterliche Versammlung von mehreren Dutzend Waldohreulen in einem Lärchenbestand im Höniggerberg beobachtet, offensichtlich, weil die besonderen Lichtverhältnisse und die Sicht bis auf den Boden für diese, auf der Roten Liste stehende Vogelart attraktiv war.

Für gewisse Bodenpflanzen genügt es, günstige Lichtverhältnisse während eines Teils der Vegetationsperiode zu erhalten. Solche Pflanzen entwickeln sich unter winterkahlen Bestockungen und sind meistens auf das Frühlingslicht angewiesen. Darum ist die Waldbodenflora unter Laubbäumen anders als unter wintergrünen Bestockungen.

Die Lichtextinktion kann aber grosse Variationen zwischen Baumarten aufweisen. So zeigen z.B. Lüpke et al. (1997), dass unter einem Eichenbestand wesentlich mehr Licht auf den Boden kommt (etwa 8 %) als unter einer Buchenbestockung (2 %). Canham et al. (1994) weisen ähnliche Werte für amerikanische Laubbaumarten aus, wobei die Esche mehr Licht durchlässt als die Eiche. Dies deckt sich mit Beobachtungen der Bodenflora. So zeigen Simmons und Buckley (1992) in England, dass Eichen- und Laubmischwälder wesentlich günstiger auf die Vegetationsvielfalt wirken als Buchenwälder und selbstverständlich als reine wintergrüne Koniferen.

Bei Laubholzarten sind Unterscheide in der Lichtdurchlässigkeit festzustellen, sodass nicht nur die Fähigkeit, das Laub während dem Winter zu verlieren, entscheidend ist, sondern auch die Art und Weise, wie die Blätter in der Krone angeordnet sind. Bei der Beurteilung der zum Teil feststellbaren wesentlichen Unterschiede in der Kronendurchlässigkeit soll zwischen der Gruppe der sog. mono-layers, nach Horn (1971) und den multi-layers unterschieden werden (siehe Abb. 1.11). Letztere lassen wesentlich mehr Licht einfallen, weil sie ihre Blätter parallel zu den Lichtstrahlen ausrichten.

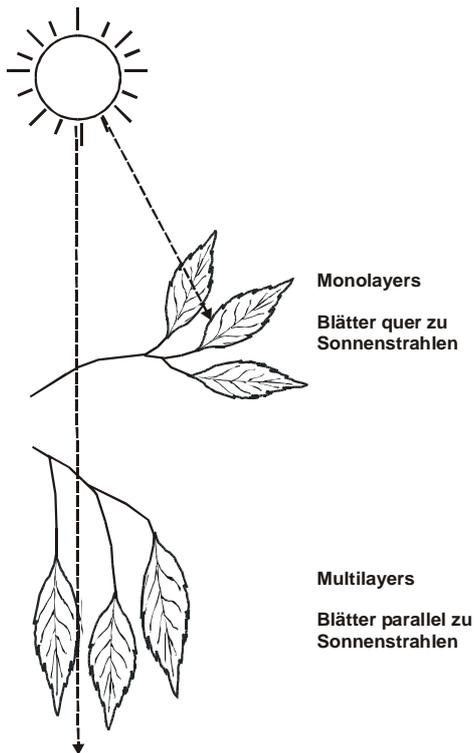


Abb. 1.11: Unterschiede in der Krondurchlässigkeit nach Anordnung des Laubes im Raum. Modelle der monolayers und multilayers Nach Horn (1971)

Zu den monolayers gehören: Buche, Linde, Ahorn und die grossblättrigen Baumarten.

Zu den multilayers gehören: Birke, Aspe, Vogelbeere, aber auch Esche.

Wirkung von Durchforstungseingriffen

Kräftige regelmässige Baumentnahmen, wie sie bei Durchforstungen oder schirmartigen Lichtungshieben entstehen, scheinen nicht sehr effizient bezüglich Lichteinfall zu sein. In Wirklichkeit führt jede zu regelmässige Lichtung des Kronendaches zu einer Reaktion der in der Oberschicht bleibenden Bäume, indem sie die so geschaffenen Zwischenräume ausnutzen, um ihre Kronen seitwärts auszudehnen und mit der Zeit das Kronendach wieder zu schliessen. Auch relativ starke Schirmauflösungen haben eine deutliche Kronenausdehnung der Oberschichtbäume zur Folge. Aus der Mittelwalderfahrung wissen wir, dass die seitlich praktisch völlig befreiten Oberständer, z. B. der Baumart Eiche, ihre Krone in wenigen Jahren (10) praktisch verdoppeln (Perrin, 1954).

Darüber hinaus führt die regelmässige Durchforstung zur Schaffung diffuser Lichtverhältnisse in den unteren Bestandespartien im Bereich von 10 bis maximal 20 % relativer Lichtintensität. Dieses Lichtklima ist für die Ansamung der Waldbäume oder die Entwicklung eines Unterwuchses recht günstig, aber nur für schattentolerante Arten, welche das einfallende Licht interzipieren und so verhindern, dass es bis auf den Bestandesboden gelangt. Diese Technik ist für die ordentliche Walderneuerung auf natürlichem Weg geeignet, ja, sogar als optimal zu betrachten. Sie ist aber eher weniger günstig für die Förderung des Lichteinfalles in der Krautschicht.

Schaffung von Lichtschächten

Für optimale Lichtverhältnisse bis auf den Waldboden sind schliesslich nur die Lochstellung und allenfalls die Saumstellung geeignet. Selbstverständlich gilt diese Aussage nur für eine relativ begrenzte Dauer, nämlich so lange, als sich noch keine Folgegeneration von Waldbäumen

entwickelt hat, d.h. rund 10 Jahre. Diese Verjüngungsstellungen können also für eine dauerhafte Erhaltung günstiger Lichtverhältnisse nur sinnvoll sein, wenn sie periodisch neu geschaffen werden.

Kleine Lücken, wie die Angaben von Roussel (1972) zeigen, führen zu ähnlichen Lichtverhältnissen wie Schirmstellungen. Erst bei grösseren Lücken von 2 bis 3 Baumhöhen Breite ist eine deutliche Zunahme der Lichtverhältnisse festzustellen. Die Saumstellung hat den Vorteil, dass sich eine günstige Kombination von einigermaßen geschlossenem Waldbestand und seitlicher ergiebiger Belichtung ergibt. Im Femelschlagsystem ist die Saumstellung in Zusammenhang mit Erweiterung der am Anfang eher kleinen dezentralen Verjüngungszentren von Bedeutung.

Der in der Schweiz praktizierte Femelschlag scheint für die Förderung von Licht im Walde eine der günstigsten waldbaulichen Methoden zu sein, weil sie zu einer dezentralen Vernetzung von kleineren und in der Erweiterungsphase grösseren Lichtpatches führt mit einer, wenn auch vorübergehenden, aber trotzdem guten Konzentration der Lichtverhältnisse. Diese guten Eigenschaften werden von namhaften Erhaltungsbiologen wie Scherzinger (1996) als ideale Form zur Förderung der Biodiversität attestiert.

Dort, wo sehr lichtbedürftige Pflanzen besonders förderungswürdig sind, lässt sich ein eher grosszügiger und rascher Fortschritt in Zusammenhang mit Verjüngung von Lichtbaumarten, z.B. Eichen, sinnvollerweise realisieren. Werden nicht allzu grosse Verjüngungszentren angestrebt, lässt sich bei Bedarf das Lichtklima durch eine Kombination von Lückenstellung und Schirmstellung in den Lückenrändern verbessern. Aus der Mittelwalderfahrung wissen wir, dass zur Verjüngung der lichtbedürftigen Stieleiche die Kombination von regelmässiger Öffnung des Kronendaches mit grösseren Lücken (30 Aren Grösse) effizienter ist zur Konzentration des notwendigen Lichts als die regelmässige Auflösung der Bestockung (Perrin 1954).

Offen bleibt die Frage, ob Anzahl und Verteilung der Lichtpatches im Femelschlagwald für die Erhaltung von besonders lichtbedürftigen Pflanzen genügen, und in welcher Vernetzung die Verjüngungspartien stehen müssen, damit eine laufende Erhaltung durch Ansamung der betroffenen Pflanzenarten garantiert ist. Um diese erhaltungsbiologisch äusserst wichtige Frage zu beantworten, sind genauere Kenntnisse über Verbreitungsart und -distanzen der Samen empfindlicher Pflanzen sowie über Dauer der tiefen Dormanz notwendig.

2. WALDBAUINSTRUMENTE FÜR STRUKTURIERUNG IM WALDE

2.1 DEFINITION STRUKTUR – STUFIGKEIT - HETEROGENITÄT

Oben wurde bereits dargelegt, dass die Verwendung der Begriffe **Ungleichförmigkeit** und **Diversifizierung**, wobei letzterer für den Prozess der Heterogenisierung oder Strukturierung eines Bestandes steht, Verwirrung stiften kann.

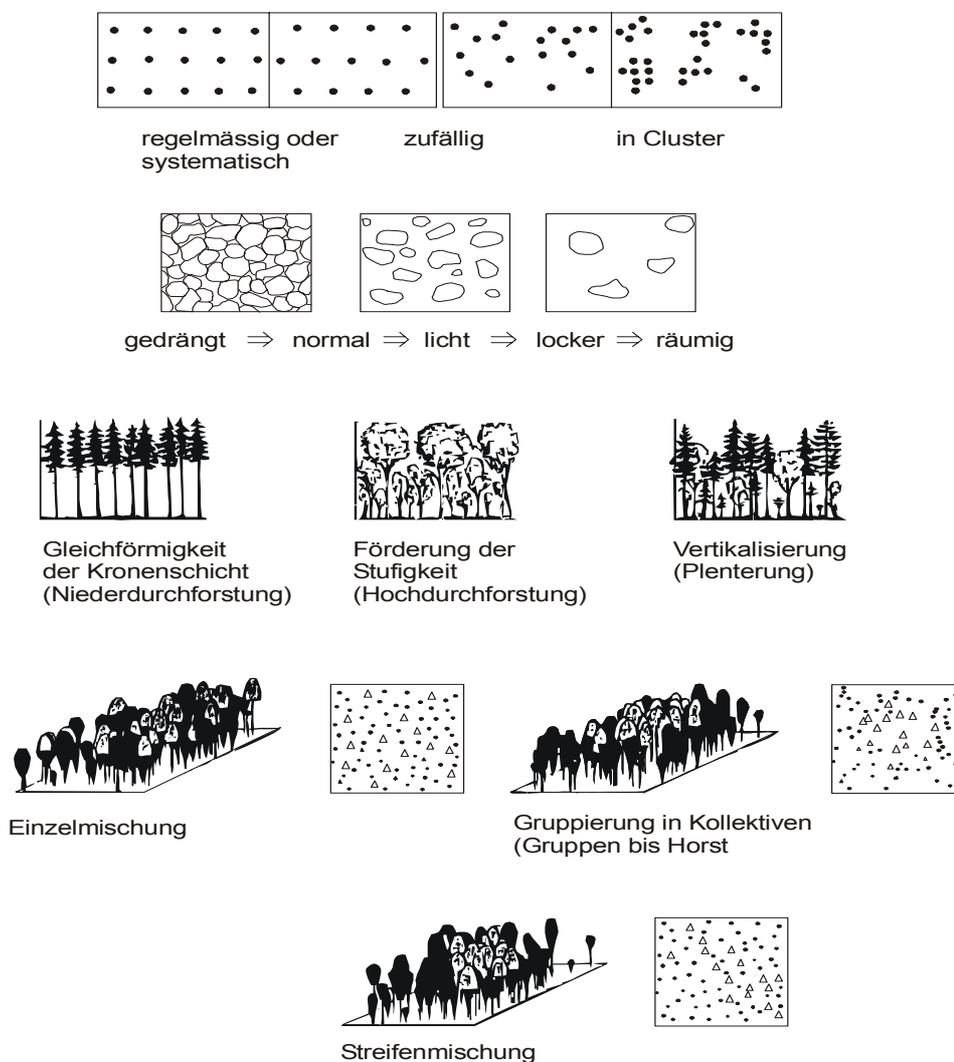


Abb. 2.1: Kriterien für die Charakterisierung der Struktur von Waldbeständen [Nach Spellmann (1995)]

Ein Bestand oder ein Wald kann durchaus über eine ausgeprägt heterogene Struktur verfügen, ohne dadurch andauernd ungleichförmig zu sein. Im Gegenteil, eine Vielfalt an Lichtbaumarten zum Beispiel kann im Rahmen einer Hochwaldbewirtschaftung wahrscheinlich einfacher verwirklicht werden als im Plenterwald mit seiner ausgeprägt vertikalen Struktur. Der Grund, der bereits ausführlich diskutiert wurde, ist die geringe Schattenertragnis einiger Baumarten.

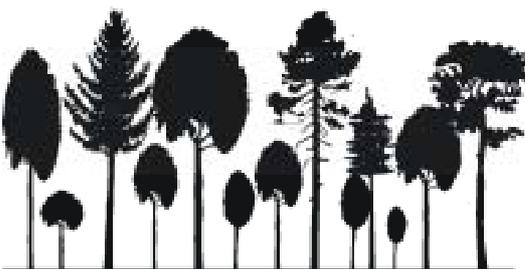
Die **Struktur** eines Bestandes lässt sich nicht durch ein einziges Kriterium beschreiben. Der Verfasser schliesst sich Spellmann (1995) an, der eine Kombination mehrerer Strukturelemente vorschlägt: Baumverteilungstyp, Bestandesdichte, vertikale Differenzierung, Baumartenvielfalt und die Form der Mischung oder der Aggregation der Einzelbäume (Abb. 2.1). Nach dem Vorschlag des Autors sind die Wälder umso heterogener, je grösser die Summe aus der Kombination der verschiedenen Strukturkriterien ist.

2.1.1 Permanente (nachhaltige) oder vorübergehende Strukturierung

Es ist also notwendig, zwischen einer gewissen Ungleichförmigkeit im Kronenraum (**sog. Stufigkeit**) und einem Entwicklungsmodell zu unterscheiden, welches funktional (d.h. in demographischer Hinsicht) ausgewogen ist und in dem alle Baumalter vertreten sind, welche man als **vertikale Struktur** nach dem Modell der Plenterung bezeichnen kann (siehe Abb. 2.2).



Stufig
nicht funktionell
nicht nachhaltig



Vertikale Struktur
Funktionell ungleichförmig
Nachhaltig auf kleinster Fläche
Typ: Plenterwald

Abb. 2.2: Unterschiede zwischen Stufigkeit und vertikaler Struktur

Stufigkeit ist also ein nicht andauerndes Strukturmerkmal, welches durch eine gezielte Waldbehandlung zustande kommt (Durchforstung, Baumartenmischung u.ä.) und sich durch eine Varietät von Kronengestalten im Kronenraum ausweist. Dahingegen ist die Vertikalstruktur ein nachhaltig bestehendes System, welches sich prinzipiell durch Dauerhaftigkeit charakterisieren lässt.

Auch die Förderung eines Nebenbestandes kann unter Umständen als eine gewisse Form der Strukturierung angesehen werden, wenn der Nebenbestand (ev. Unterwuchs) ungleichförmig

verteilt oder in der vertikalen Ausbildung ausgedehnt ist. Bezüglich Deckungsschutz leistet eine solche Form für die Habitatsgestaltung insbesondere von Grosstierarten gute Dienste. Allerdings sind zweistöckige Bestockungen mit einer horizontal geschlossenen Ober- und Unterschicht nicht unter dem Begriff Strukturierung einzuordnen, sondern zur Gleichförmigkeit.

2.1.2 Vertikale vs. horizontale Strukturierung

Darüber hinaus ist die Frage der Bezugsskala für die Strukturierung von Bedeutung. Ob die Ungleichförmigkeit auf kleinster Fläche (z.B. auf Bestandesebene) zu verwirklichen ist oder auf etwas grösserer Ebene ist massgebend. So soll zwischen einer kleinflächig wirksamen Strukturierung wie im Plenterwald (vertikale Strukturierung genannt) und einer mehr auf das Kollektiv bezogenen Strukturierung unterschieden werden. Demnach unterscheiden wir im Sinne von Scherzinger (1996) zwischen zwei grundlegend verschiedenen Formen der Mischung und demnach auch der Strukturierung:

- horizontale Struktur (engl. Patchiness)
- vertikale Struktur

Die horizontale Struktur, in der forstlichen Fachsprache als Textur bezeichnet, beschreibt die horizontale Verteilung der strukturbestimmten Einzelelemente (Baumkollektive mit ähnlicher Entwicklung). Sie fundiert auf dem Prinzip des kleinkollektivweisen Verteilungsmusters und führt zur Bildung von Mosaiken (sog. Patchiness; frz.: marqueterie). Eine horizontale Strukturierung schafft **innere Grenzen**, die hinsichtlich Biodiversität und Erhaltung von Arten, insbesondere Grosstierarten, sehr günstig zu bewerten sind (siehe nächsten Abschnitt).

Eine vertikale Struktur wie im Plenterwald, bei welcher alle Baumstaturen auf kleinster Fläche in inniger Mischung vertreten sind, ist in Naturwäldern selten und an bestimmte Entwicklungspasen der Ontogenese gebunden. Dies gilt zumindest für Urwälder im gemässigten Zentral-europa, welche durch die Herrschaft von wenigen monospezifisch vorkommenden Baumarten wie Buche, Eiche oder Fichte gekennzeichnet sind.

Waldbaulich einfacher zu realisieren ist die horizontale Strukturierung. Sie deckt sich relativ gut mit einer kleinflächigen, dezentralen Waldverjüngung. Zusätzlich erlaubt sie, das Problem des Einbringens von Licht auf den Waldboden einigermaßen effizient zu lösen (Schütz 1998a). Eine adäquate, kleinflächig dezentrale, aber klar erkennbare kollektivweise Verjüngung in Gruppen bis Horsten, wie sie im Femelschlag praktiziert wird, konzentriert den Lichteinfall auf die in Verjüngung begriffenen Waldpartien. Im Femelschlagsystem verschieben sich die dezentral entstehenden Verjüngungszentren zeitlich und örtlich immer weiter. Der in der Schweiz praktizierte Femelschlag scheint also für die Förderung eines hohen Lichteinfalls auf den Waldboden eine der günstigsten waldbaulichen Methoden zu sein. Er führt zu einer Vernetzung von kleinen dezentralen, in der Erweiterungsphase auch grösseren „Licht-Schächten“, auf die das Licht – zumindest vorübergehend – konzentriert einfällt.

2.2 STRUKTUR IM URWALD

Im Urwald hängt die Struktur von der Wettbewerbsfähigkeit der vorkommenden Baumarten und von der Dauer ihres natürlichen Lebenszyklus ab. Das Vorkommen der Baumarten ist im Wesentlichen vom Standort abhängig. In natürlichen Mischwäldern ergibt die Imbrikation von Baumarten mit unterschiedlichen Lebensdauern eine zeitlich und räumlich differenzierte Erneuerung, und so steigen die Chancen für eine Differenzierung der Strukturen. Daher ist es

notwendig, bei der Analyse der Strukturierungsvorgänge (und umgekehrt der Vorgänge zur Homogenisierung) nach Baumarten zu unterscheiden.

In Naturwäldern schliessen die jüngeren Bäume im Höhenwachstum rasch zu den älteren auf, das Kronendach schliesst sich und die Baumkronen bilden eine homogene Schicht. Dies hat zur Folge, dass kleinflächig, d.h. einzelbaum-, gruppen- oder horstweise ungleichaltrige Teile eine sehr ähnliche vertikale Struktur aufweisen wie grossflächig gleichaltrige Teile (siehe Abb. 2.3). Nur in Wäldern, deren Struktur durch eine Baumartenmischung bedingt ist, führt der damit verbundene anspruchsvollere Waldaufbau zu dauerhaft und hochgradig komplexen Lebensräumen für zahlreiche Organismen und schafft auf diese Weise die Voraussetzungen für eine erhöhte Biodiversität.

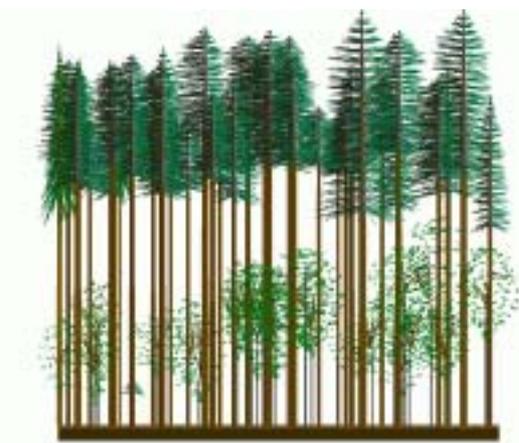


Abb. 2.3: Profil eines seit mehr als 50 Jahren nicht mehr genutzten Tannen-Buchen-Walds in der Nähe der schönsten Plenterwälder von Couvet (Parzelle Wepfler). Vorrat = 997 m³/ha; G = 78,9 m².

Die vorangehenden Feststellungen veranschaulichen, dass eine strukturelle Ungleichförmigkeit den Prinzipien der natürlichen Biomasseakkumulation entgegenwirkt. Die Akkumulation von Biomasse führt dazu, dass Waldstrukturen zunehmend homogener werden und das Kronendach sich schliesst. Während Plenterwald durch eine fortwährende und individuelle Erneuerung gekennzeichnet ist, weisen Urwälder in der Regel eine einigermassen klare Generationenabfolge auf.

Eine Tendenz zur Ungleichförmigkeit lässt sich daher im Urwald nur selten und nur während der fortgeschrittenen Altersphase infolge der beginnenden Walderneuerung erkennen. Da diese Erneuerung aber mehr Gemeinsamkeiten mit einer Verjüngung unter Schirm als mit der einzelbaumweisen Struktur der Plenterung hat, wird eine Plenterstruktur in Urwäldern nur selten angetroffen. Eine Plenterstruktur ergibt sich nur – und auch nur vorübergehend – in von Natur aus gemischten Waldgesellschaften (z.B. montaner Buchen-Tannenwald) oder in klimatischen Kampfzonen (z.B. subalpiner Fichtenwald, dessen Struktur sich grundlegend von der des montanen Fichtenwaldes unterscheidet; Korpel 1982b).

Im Urwald von einer „natürlichen“ Fähigkeit zur dauerhaften Strukturierung zu sprechen, ist deshalb kaum angebracht. Die Strukturierung hängt demnach von der Art und Weise ab, wie sich der Kronenraum in der Alters- und Zerfallsphase auflöst. Erfolgt dies sehr kleinflächig, ergibt sich eine Verjüngung unter Schirm (vergleichbar mit dem Schirmhieb). Dauert dieser Zustand genügend lange und ist die sich verjüngende Baumart genügend Schattenfest kann dies zu plenterartigen Strukturen führen. Die Plenterstruktur kann also nur vorübergehender und zufälliger Art sein.

Eine solche Akkumulation, die übrigens ein Merkmal von praktisch allen Waldökosystemen der feucht-gemässigten Gebiete ist, erklärt, warum im Naturwald während langen Stadien der Waldentwicklung dichte gleichförmige homogene Waldgefüge entstehen, die das sogenannte Optimalstadium kennzeichnen (siehe Abb. 2.3)

2.2.1 Bei Nadelwäldern

Sogar im Fall der Tannen-Buchen-Urwälder, die naturgemäss am besten strukturiert sind, macht die Plenterphase zwischen 0 und 14 % der Waldfläche aus (Pintaric, 1978; Mayer et al., 1980; Schrempf, 1986). Bezüglich Baumartenzusammensetzung weisen also die europäischen Urwälder einen hohen Grad an Beständigkeit (Homöostasie) auf.

2.2.2 Bei Laubwäldern, insbesondere Buchenwäldern

Das Beispiel der natürlichen Entwicklung der praktisch reinen Buchenwälder soll hier exemplarisch herangezogen werden, erstens, weil nun grosse Forschungserkenntnisse über die Dynamik solcher Wälder bestehen, namentlich durch die Arbeiten von Korpel in der Slowakei (1982, 1995), und zweitens, weil diese Waldformation im temperierten Zentraleuropa und insbesondere in schweizerischen Verhältnissen weitgehend natürlich vorkommen würde. Für Deutschland errechnet Spellmann (1999) auf Grund der neuen Kartierung der potentiellen Vegetation von 1997, dass Buchenwälder auf potentiell 66 % der Waldfläche vertreten wären, gegenüber 22 % Eichenwäldern und 9 % Auen- und Bruchwäldern. Buchenwälder sind also für uns recht repräsentativ, zumindest für mittlere Höhenlagen. Für schweizerische Mittellandverhältnisse machen die Buchenwälder 79 % der Waldfläche aus (siehe Tab. 6.1)

Obwohl im Buchenurwald immer wechselnde Strukturen und Aspekte anzutreffen sind, die mit ihrer Formenvielfalt den interessierten Besucher immer wieder beeindrucken, kann man sich heute die generellen Gesetzmässigkeiten der Waldentwicklung bzw. der Erneuerungsform genügend vorstellen, um einige allgemeingültige Regeln herauszuarbeiten. Wir können im Fall der natürlichen Entwicklung und Erneuerung der Buchenwälder die drei folgenden allgemein gültigen Eigenschaften hervorheben.

1. In Bezug auf die Erneuerung bzw. Generationsabfolge weiss man heute, dass die Buche im Urwald im Normalfall sich selbst folgt, ohne Zwischenschaltung einer Phase aus Pionierbaumarten (Korpel, 1995). Generell gilt dies auch für die wichtigen anderen Waldformationen wie Eichen-, Fichten- und Tannen-Buchenwälder. Erneuerung in Plenterphasen kommt, zumindest in Buchen- und Eichenwäldern, praktisch nie vor (Reh, 1993) und bei anderen Formationen eher selten (Korpel, 1982).

2. Im Buchenurwald findet eine einigermaßen klare Generationsabfolge statt und nicht ein System von kontinuierlich individueller Erneuerung wie im Plenterwald. Der Hauptgrund ist in der Fähigkeit der Biomassenakkumulation zu suchen. Weil sich die Bestockung infolge der Alterung punktuell auflösen beginnt, gibt es am Anfang der Altersphase eine Art schirmartige oder kleinlochartige Kronendachöffnung. Dadurch kann sich die schattentolerante Folgegeneration installieren. Erst im fortgeschrittenen Stadium des Zerfalls gibt es eine flächige Auflösung des Kronendaches. Sie erfolgt in gruppen- bis horstgrosse Flächen. Korpel (1982) erwähnt für die Buchenurwälder eine Form der Auflösung im Zerfallsstadiums in Lücken von 0,2 bis 0,5 ha. Weil der Prozess vom Beginn der Kronenauflösung bis zur aktiven Entwicklung der Folgegeneration lang dauert, kann man die allgemeine Form des Generationswechsels als eine Verjüngung mit recht langer Überlappung der Generationen bezeichnen (siehe Abb. 2.4).

Korpel (1995) stellte fest, dass in den Buchenurwäldern der Vorrat praktisch nie unter 400 bis 600 m³/ha fällt. Das ist übrigens der Grund, warum es keine Plenterphase geben kann. Wir haben in den Buchen-Plenterwäldern Thüringens bei Untersuchungen der Nachwuchsbäume (Stangen der untersten BHD-Stufe, d.h. 10 cm) zeigen können, dass ihr Wachstum Null wird, wenn die Grundfläche 27 m² überschreitet (Schütz, 1997). Das entspricht einer Vorratshaltung von 300 m³/ha. Folgerichtig kann es bei den reinen Buchenwäldern keinen Nachwuchs von unten mehr geben, wenn die Vorratshaltung diese Grenze von 300 m³/ha überschreitet.

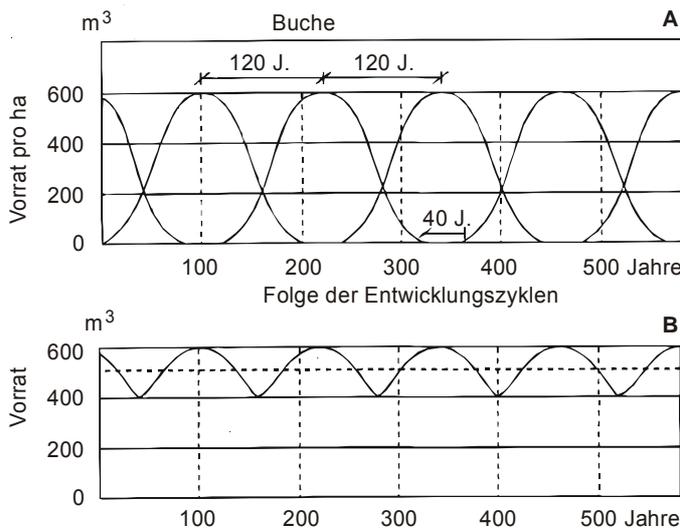


Abb. 2.4: Fluktuation der Vorratsstruktur in Buchenurwäldern mit der Zeit, als Folge der Überlappung der Generationen

Nach Korpel (1995)

3. Zwischen den Phasen einer aktiven Generationsabfolge, welche aber im Grunde vergleichbar ist mit einem sehr lange dauernden Schirmschlag, gibt es auch entsprechend lange Phasen, in denen die Bestockung recht dunkel, homogen geschlossen und eher gleichförmig dasteht. Es sind die Stadien des Heranwachsens und der Optimalentwicklung (siehe Abb. 2.5).

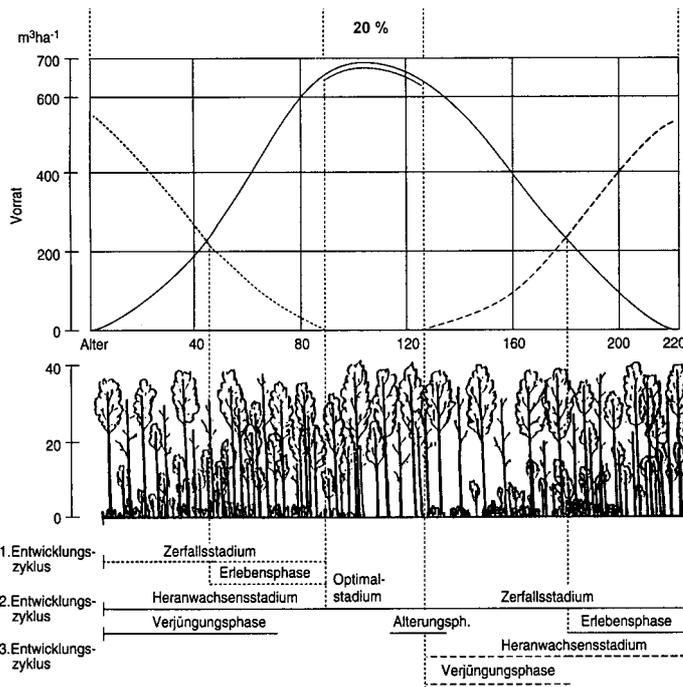


Abb. 2.5: Schematische Darstellung des Zyklus der Sylvigenese in Buchenurwäldern

Nach Korpel (1995)

Solche Phasen mit sog. Hallenstruktur dank hohem Schlussgrad der Ober-schicht sind recht dunkel, oftmals ein-bis zweischichtig. Sie kommen auf grossen Flächen in Buchenwäldern vor.

Bei den Lichtholzarten (z.B. Eichenurwälder) erfolgt die Erneuerung schubweise, in Generationen und auf grossen Flächen. Der Grund dafür ist, dass vorverjüngte Nachkommen, die wegen des teilweise dichten Unterstandes von Buchen oder Hagebuchen während des Optimalstadiums stark behindert werden, ohnehin beim altersbedingten Zerfall der Unterschicht keine Fähigkeit haben, sich von der Unterdrückung zu erholen. Nur eine neue Eichenverjüngung nach einem Mastjahr kann (bei entsprechender Auflichtung, d.h. im fortgeschrittenen Zerfall) aufkommen.

2.3 STRUKTUR-ARCHETYPEN (PLENTERWALD - MITTELWALD)

Struktur im Wald ergibt sich also im Wesentlichen als Folge einer waldbaulichen Tätigkeit. Sollte die Struktur in der Vielfalt ihrer Formen für die Gestaltung der Habitate und dementsprechend für die Erhaltung der Biodiversität wichtig sein, was offensichtlich für die Gestaltung der Lebensräume einiger Tierarten (z.B. Vögel) der Fall zu sein scheint, heisst dies, dass menschliche Eingriffe, und zwar wiederholte und mit entsprechender Intensität, zur Sicherstellung nachhaltiger Struktureigenschaften notwendig sind. Dies gilt sicher einmal für den Fall des Plenterwaldes (siehe Skript „der Plenterwald und andere Formen strukturierter Wälder“).

Aus der früheren Waldbauerfahrung lassen sich viele Erkenntnisse nutzen, auch ausserhalb des standörtlich klassischen Bereichs der montanen Tannen-Buchen-Wälder. Permanent nachhaltig strukturierte Wälder im standörtlichen Bereich der reinen Buchen- bzw. Laubmischwälder lassen sich aus Erkenntnissen der Funktionsweise des Mittelwaldes und der Buchenplenterwälder ableiten. So lassen sich die Waldbauregeln für die plenterartige Behandlung in lichten Hochwäldern (*futaie claire*) für die Behandlung von Lichtholzarten ableiten (siehe auch das Skript „der Plenterwald und andere Formen strukturierter Wälder“). Allerdings lassen sich solch feine Strukturen nur mit recht tiefen Vorratshaltungen realisieren, was auch mit negativen Konsequenzen verbunden ist, z.B. bezüglich Stammqualität (Klebäste, Verzweiselung).

Wie schon mehrmals betont, erlauben die Prinzipien des schweizerischen Femelschlages die nachhaltige Erreichung horizontaler, feiner Strukturen, ohne grosse Einbussen in der Holzproduktion. So scheint der Femelschlag wesentlich einfacher und effizienter für die Strukturierung von Laubmischwäldern und insbesondere für Lichtholzarten geeignet zu sein.

2.4 WEITERE STRUKTURIERENDE EFFEKTE

2.4.1 Strukturierung durch strukturierende Baumarten

Steht die Nachhaltigkeit nicht im Vordergrund, können auch gewisse Prinzipien von sehr lange dauernden Sukzessionen mit langlebigen Baumarten zur Anwendung kommen. In der Tat sind z.B. Lärchen-Arven-Wälder oftmals recht gut strukturiert, und weisen sogar plenterähnliche Formen auf. Weil die Lärche erstens viel Licht durchlässt und zweitens sehr langlebig ist, ist sie in der Lage, die Rahmenbedingungen für das langsame Hochkommen der Schatten- (Arve) oder Halbschattenbaumarten (Fichte) zu schaffen.

Eine ähnliche Rolle spielen eingeführte (allochtone, d.h. exotische) Nadelholzarten wie die Douglasie. Betrachtet man die Tatsache, dass die Douglasie schneller wächst, wesentlich höhere Staturen als unsere besten Baumarten erreicht (Bégin, 1991) und äusserst langlebig ist, darf diese Baumart für die Strukturierung als sehr günstig gelten. Dies selbstverständlich nur, wenn sie in entsprechend lockerer Dichte und nicht in Monokultur eingebracht wird.

Allgemein betrachtet üben Baumarten wie Fichte, Tanne, Douglasie und ev. andere mehr (Föhre) einen recht günstigen Einfluss auf die Schaffung gut strukturierter Wälder aus, weil sie bei genügender Langlebigkeit ein Waldgerüst bilden können, unter welchem eine Folgegeneration sich in langer Überschildung etablieren kann, ähnlich wie im Fall des Überhaltsbetriebes. Ein Grund dafür ist, dass die Nadelholzarten die Individualisierung ohne grosse Probleme ertragen, indem ihre Kronen spindelförmig bleiben und nicht allzusehr in die Breite wachsen, wie es bei Laubholzarten der Fall ist.

So erklärt sich, warum Douglas-Naturwälder sehr schön strukturiert sind. Die Struktur dieser natürlichen Nadelmischwälder unter einer Oberschicht von reiner alter Douglasie, wie sie an der pazifischen Küste Nordamerikas vorkommen, zeigt Abb. 2.7, nach Untersuchungen von Kuiper (1994). Weil die Douglasie Baumhöhen von 100 m und auch sehr hohe Alter (bis 1000 Jahren) erreicht, installiert sich mit der Zeit und mit zunehmender Auflösung und Auflichtung des ursprünglich monospezifischen Walds eine Sukzession von schattenertragenden Baumarten wie *Tsuga heterophylla*, *Thuja plicata* und diversen Tannenarten, welche die einmalige und bemerkenswerte Struktur ergibt.

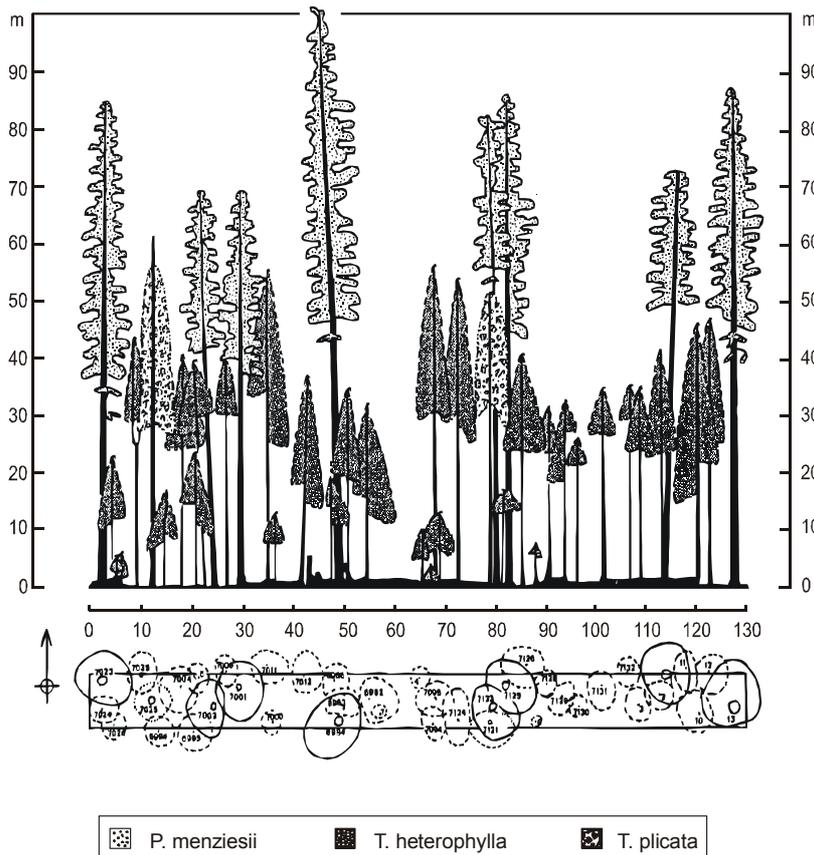


Abb. 2.6: Struktur eines alten Urwaldes aus Douglas im Mt. Rainer National Park (Staat Washington, USA), Nach Kuiper (1994)

Alter: ca 1000 Jahre, Vorrat: 4330 m³/ha, Grundfläche: 210 m²

Die Anwesenheit von fremdländischen Baumarten, die von bestimmten Naturschützern aus meist unbekanntem Gründen oft auf den Index gesetzt wird, erweist sich als nicht so ungünstig, wie oft behauptet wird.

Die günstige Wirkung der Lärche auf die Avifauna wird von Bibby et al. (1989) unterstrichen, die Aufforstungen mit fremdländischen Baumarten auf Hochebenen Englands untersuchten. Blondel (1976) hat gezeigt, dass die Wald-Avifauna in Aufforstungen am Mont-Ventoux (Frankreich) sich nicht grundlegend von derjenigen natürlich verjüngter Wälder unterscheidet; artenreichstes Biotop war übrigens ein aus fremdländischen Zedern bestehender Waldtyp. Er schließt daraus, dass für die Avifauna das Kriterium 'Struktur' sehr viel entscheidender ist als die Baumartenzusammensetzung. Lebreton et al. (1987) unterstützen diese Vermutung: In Aufforstungen im Haut-Beaujolais (Frankreich) war der Reichtum der Avifauna stärker von einer ungleichförmigen Bestandesstruktur als von der Anwesenheit nicht heimischer Arten wie Douglasie oder Fichte abhängig.

2.4.2 Waldrand

In den durch starke und intensive Bewirtschaftung geprägten Siedlungsräumen stellt der Waldrand eine künstliche Eigentums- bzw. Bewirtschaftungsabgrenzung dar und zeigt sich als eine abrupte und auch in ihrer Geometrie künstlich laufende (geradlinige und banale) Grenzlinie. Früher war der Waldrand sowohl in der Längs- wie auch der Tiefenachse wesentlich unregelmässiger und diskontinuierlich gestaltet, mit sukzessiven Übergängen vom geschlossenen Wald zum Sträuchersaum und schliesslich dem offenen Land. In der Längsachse zeichnete sich die Unregelmässigkeit durch Einbuchtungen sowie Vorlagerung von Hecken und Gehölzgruppen aus (siehe Abb. 2.7).

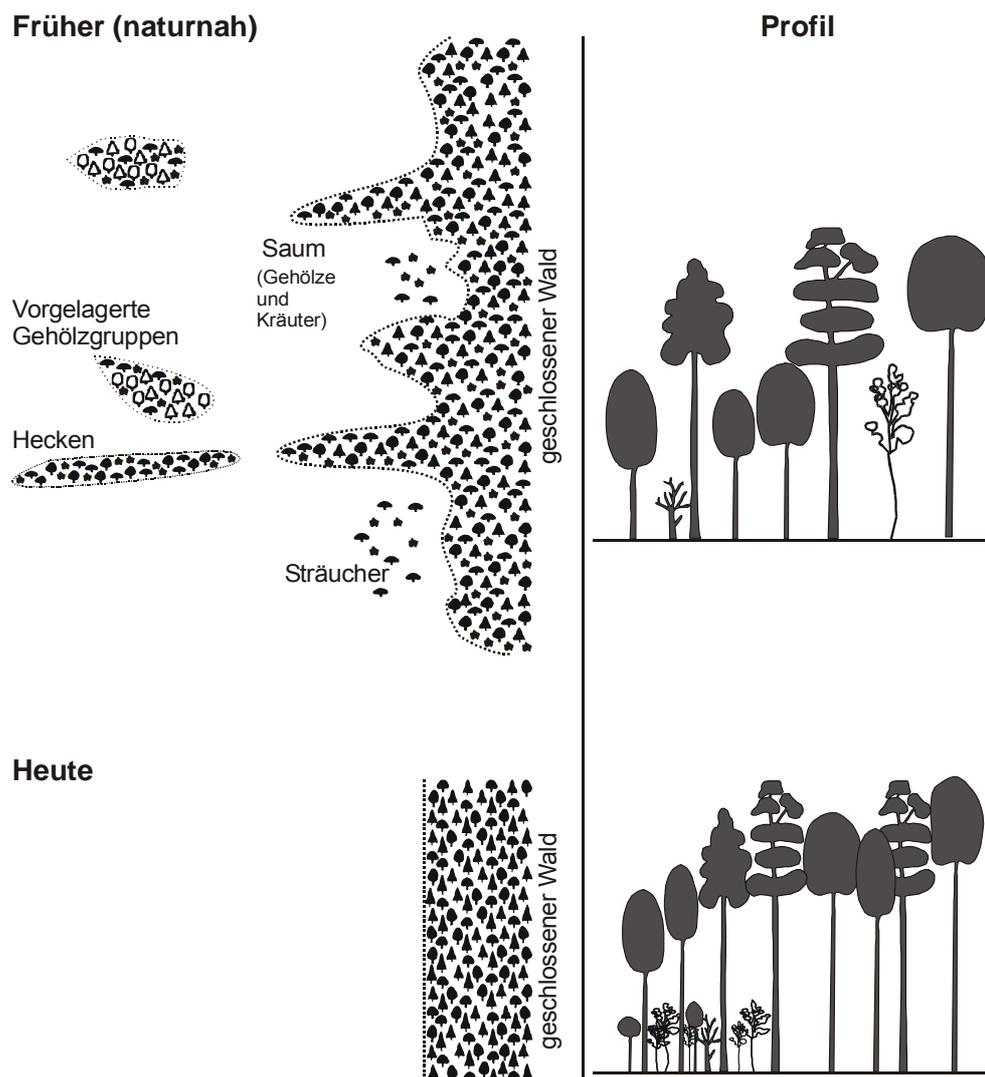


Abb. 2.7: Form des Übergangs von Wald zu offenem Land in der natürlichen Kulturlandschaft und der modernen Zeit

Wegen der starken Landschaftsgliederung und -verschachtelung machen die Waldränder mengenmässig eine beträchtliche Grösse aus. Eine Hochrechnung von Broggi und Schlegel (1989) für das schweizerische Mittelland ergibt eine gesamte Waldrandlänge von 40'000 km. Bei Veranschlagen einer Tiefe von 10 m macht dies ca. 14 % der Waldfläche aus (bei einer Tiefe von 30 m sogar 41 % der Waldfläche). Das LFI seinerseits ordnet auf Grund von Stichproben im Mittelland 6 % der Waldfläche zum Typ Waldrand.

Während längerer Zeit wurde aus Angst vor Destabilisierung gegenüber Windstürmen praktisch nicht in Waldränder eingegriffen. Dadurch haben sich die Ränder homogenisiert, banalisiert und oftmals entmischt. Heute ist die Tendenz eher umgekehrt: Man neigt dazu, (zu) kräftig in Waldränder einzugreifen, ohne der Stabilität immer das notwendige Gewicht beizumessen. Hinsichtlich Sturmstabilität erweisen sich die etwas stufig aufgebauten, aus winterkahlen Baumholzarten zusammengesetzten Ränder als vorteilhafter als dicht geschlossene, undurchlässige Ränder, welche zur Bildung eines Luftstaus und zu einer grösseren Wirbelbildung hintennach führen (Mitscherlich, 1974).

Entwicklungsdynamik des Waldrandes

Funktionell charakterisieren sich Waldränder durch eine sehr typische Zusammenwirkung von Strauchschicht und Baumschicht, welche praktisch unabhängig voneinander wirken. Im Gegensatz zum geschlossenen Wald besteht dank Seitenlicht ein dichter und permanenter Strauchunterwuchs. Diese aus meistens 15-20 Straucharten zusammengesetzte, dicht vorkommende Schicht ist bei geschlossenen Waldmänteln bis auf eine Tiefe von 6 - 8 m erkennbar. Ab 8 m Tiefe sind nur noch schattenertragende Gehölze (Haselnuss, Holunder) vorhanden (siehe Abb 2.8). Die Artenzusammensetzung kann von der Intensität der Bewirtschaftung der angrenzenden Landwirtschaftsflächen stark beeinflusst werden. Düngung mit Stalldünger (Güllen) führt zur übermässigen einseitigen Entwicklung der nitrophilen Arten wie Holunder (Reif, 1989) und somit zu einer Entmischung der Arten im Sträuchersaum.

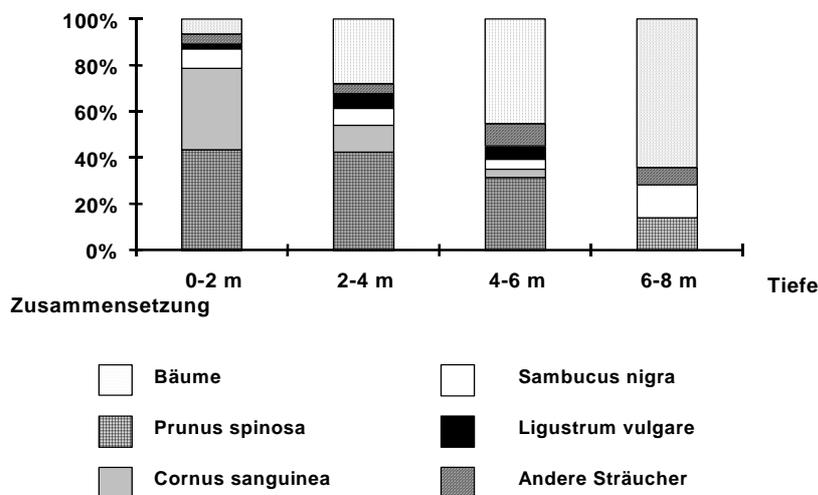


Abb. 2.8: Zusammensetzung der Strauchschicht von durchschnittlichen Waldrändern je nach Tiefe. Nach Schütz und Guhl (1996)

Starke Eingriffe in Waldränder (Einbuchtungen) starten eine ganz spezifische Sukzessionsdynamik (Guhl, 1995; Schütz und Guhl, 1996; Liechti 2000). Diese manifestiert sich dadurch, dass die bereits permanent installierten vorhandenen Sträucher mit günstiger Vermehrungsstrategie, d.h. solche, die eine schnelle Besiedlungsexpansion kombiniert mit grosser Konkurrenzkraft aufweisen, sich schlagartig entwickeln. Sie bilden einen artenmässig armen, monotonen dichten Wuchs. Es sind dies diejenigen Elemente, welche eine schnelle vegetative Vermehrung besitzen (durch Wurzelbrut oder Ableger). So entwickelt sich nach kräftigen Eingriffen in durchschnittlichen Standorten des Mittellandes primär Arten wie *Prunus serotina* und *Cornus sanguinea*. Liguster und *Viburnum* sind ebenfalls Schnellbesiedler, wegen der kleineren erreichten Höhen jedoch weniger Konkurrenzkräftig (siehe Tab. 2. 9). Erst später können sich diejenigen, welche nur per generativer Vermehrung besiedeln, durchsetzen.

Ein artenreicher Unterwuchs findet sich in mehr oder weniger unberührten Rändern. Die Verjüngung der Baumarten erfolgt meist auf generativem Weg und ausserhalb vom Strauchsaum, d.h. im Bestandesinneren. Sie wird durch diffuses Licht gefördert (Liechti, 2000). Unter Fichtenbeständen entwickeln sich oftmals Brombeerenteppiche, Holunder kann als Antagonist dazu wirken (Liechti, 2000).

Tabelle 2.9: Vermehrungsform und Statur der auf mittleren Standorten im Waldrand vorkommenden Sträucherarten.
Nach Guhl (1995)

Strauchart	Vermehrung	Max. Höhe (m)	Vorkommen in der Initialphase
Prunus serotina	Wurzelbrut	5,0	4
Cornus sanguinea	W'brut + Ableger	3,0	3
Sambucus nigra	generativ	4,0	4
Corylus avellana	Ausschläge	7,0	5
Euonymus europaea	generativ	4,0	3
Ligustrum vulgare	Ableger	3,0	3
Lonicera xylosteum	gener. + Ausschläge	2,0	4
Viburnum lantana	generativ	2,5	3
Viburnum opulus	gener. + Ableger	1,5	3
Rubus ideaeus	Wurzelbrut	1,6	2
Rosa arvensis	Wurzelbrut	1,1	3
Sambucus racemosa	generativ	3,5	4
Crataegus monogyna	generativ	5,0	5
Crataegus oxyacantha	generativ	3,0	2
Lonicera nigra			1

Vorkommen in der Initialphase 5 = sehr üppig bis 1 = spärlich

Eingriffskonzepte im Waldrand

Alles dies erklärt, dass zu kräftige Eingriffe in den Kronenraum zuerst zur üppigen Entwicklung einer aus wenigen Arten bestehenden Strauchschicht führen. Dies kann günstig sein, wenn das Ziel ist, eine Art tiefe, niederwaldähnliche, dichte Gehölzschicht zu schaffen, welche guten Deckungsschutz für bestimmte Arten bieten kann. Zur Förderung von lichtbedürftigen, gefährdeten Pflanzen (Orchideen) dagegen ist dies ungünstig, da weniger Licht den Waldboden erreicht. Dies gilt auch für die Schaffung von artenmässig vielfältigen Sträuchersäumen. Aus diesen Überlegungen heraus scheinen gestaffelte und feinfühligere Eingriffe wesentlich effizienter für die Entwicklung einer vielfältigen Strauchschicht.

Eine **multifunktionelle Waldrandnutzung** bedeutet, die unterschiedlichen Funktionen angemessen zu verbinden. D.h. es sind eine angemessene Anordnung bzw. Wechsel zwischen Partien mit unterschiedlichem Zweck (geschlossene Waldränder, Durchgangsstellen für den Wildwechsel, Partien mit dichtem Unterwuchs, Partien mit Strukturen). Entsprechend ist gezielt mit unterschiedlichen Eingriffen vorzugehen.

Es bestehen Vorschläge zur Gestaltung von Waldrändern. Wo dies noch möglich ist, soll primär auf die Differenzierung und Gestaltung der Grenzlinie quer zur Waldrandachse hingearbeitet

werden. Mit der Schaffung von vorgelagerten Gehölzkollektiven wird versucht die Geradlinigkeit zu unterbrechen. Falls kein grosser Spielraum in der Ausformung der Saumachse selbst besteht, wird die Habitatsvielfalt durch Abwechslung zwischen plenterartigen Eingriffen und der Schaffung von kleineren und grösseren Einbuchtungen in der Achse des Waldrandes gefördert. Erwünscht ist darüber hinaus eine Extensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung bis auf einige Meter vom Rand entfernt, so dass sich ein natürlicher Krautsaum entwickeln kann.

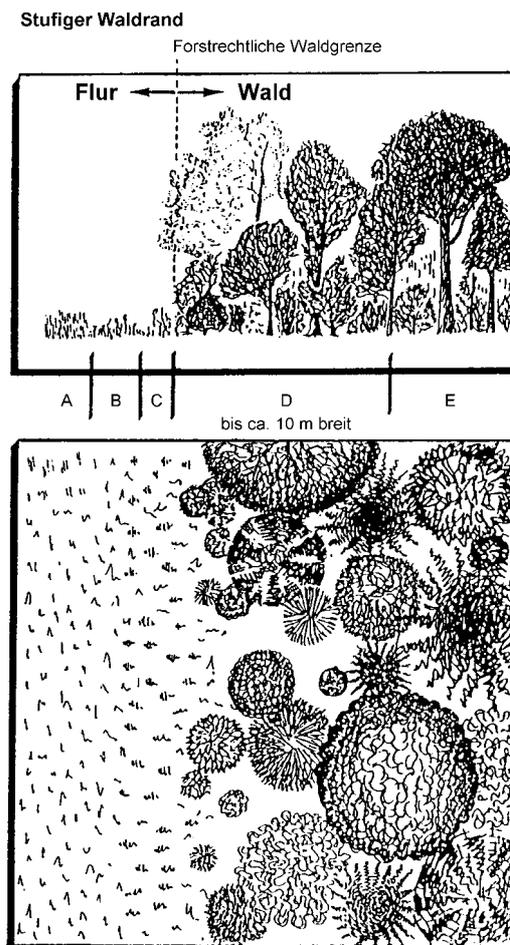


Abb. 2.10: Vorschlag des Kantonsforstamts Zürich für die optimale Gestaltung der Waldränder.
Nach Hegetschweiler und Oberholzer (1991)

Darüber hinaus spricht die Kenntnis der Sukzessionsdynamik bzw. die Berücksichtigung eines opportunen und kostengünstigen Vorgehens eher für eine plenterartige Behandlung als die zu schnelle Schaffung allzu grosser Einbuchtungen. So sind Gestaltungsformen wie im Sinne von Hegetschweiler und Oberholzer (1991) anzustreben (siehe Abb. 2.10). Typische Waldrandsträucher sind Seitenlichtspezialisten. Sie werden daher mit Seitenlicht am besten gefördert (Liechti, 2000). Grössere Schlagflächen fördern Holunder oder Rubusarten sowie Pionierbäume. Für die Ansammlungen der Hauptbaumarten soll eher eine Kombination von Ansammlung unter diffusem Licht im Bestandesinneren und späterer Förderung durch mehr Lichtzufuhr angestrebt werden.

Für die Gestaltung der Baumschicht sollen im Sinne einer langsamen Überführung folgende Interessen angemessen verfolgt werden:

- Fördern von biologisch interessanten Baumarten in der Oberschicht (Eichen, Eschen)
- Fördern der lichtbedürftigen und kurzlebigen Baumarten (Weiden, Aspen)
- Förderung bzw. Pflanzung der seltenen Baumarten (Feldahorn, Speierling, Elsbeere)
- Förderung der für die Ästhetik wirksamen Baumarten (Kirschbäume, Sorbus Arten)
- Horizontale Vielfalt: Verbindung mit Aussenposten (vorgelagerte Gehölze). Falls kein grosser Spielraum, Spiel in der Saumachse und Abwechslung von plenterartigen Eingriffe mit kleineren und grösseren Einbuchtungen.

2.5 NICHTSTUN ALS ALTERNATIVE

Den Wald unberührt zu lassen, stellt keine sinnvolle und annehmbare Lösung dar. Dies beruht zuerst einmal darauf, dass bestimmte andere Funktionen (z.B. Holzproduktion) ausgeschlossen würden. In diesem Zusammenhang teilt der Verfasser die Meinung von Scherzinger (1996), dass Nichtstun keine Alternative ist, vom Standpunkt der Erhaltungsbiologie. Er weist darauf hin, dass Konflikte zwischen der traditionellen forstlichen Auffassung von Waldnutzung und bestimmten entgegengesetzten Interessen einiger puristischer Naturschützer nicht durch irgendwelche Definitionsänderungen von Natur-Begriffen beigelegt werden können. Noch weniger zur Lösung tragen jedoch Forderungen nach der Abtrennung und Schaffung von immer mehr Waldreservaten bei. Eine Lösung, so der Autor, bedarf einer Gegenüberstellung von Positionen und Zielen sowie die anschliessende Erarbeitung von Kompromissen.

2.5.1 Urwald und Baumarten

Andererseits ist es keineswegs selbstverständlich, dass sich Urwälder günstig für die Biodiversität auswirken, eher im Gegenteil. Beobachtungen der natürlichen Entwicklungsdynamik in mittel-europäischen Urwäldern zeigen, dass die Entwicklung der Sukzession in den Klimaxstadien auf die Vorherrschaft einer einzigen Baumart hinausläuft, namentlich von Buche, Eiche oder Fichte. In der Folge bilden sich eher reine und relativ homogene als gemischte und ungleichförmige Schlusswälder. Aus diesen Gründen erachten Rubner und Reinhold (1953) in ihrem Buch 'Das natürliche Waldbild Europas' die Buche als die typische Charakterbaumart Europas. Sie ist weit verbreitet, namentlich im Westen und entlang des Baltischen Meeres, und tritt in Form von grossflächigen Reinbeständen auf.

Das oben beschriebene Problem erwächst nicht so sehr aus Unterschieden bezüglich der Nachhaltigkeit als aus dem Umstand, dass die Urwälder weniger heterogen und baumarten-ärmer sind. Ohne menschlichen Einfluss verjüngen sich die Wälder innerhalb eines baumarteneigenen Zeitraums selbsttätig. In diesem Sinne sind sie, zumindest bei Zugrundelegung dieses Zeitraums, als nachhaltig zu betrachten. Eine Randgruppe fundamentalistischer Naturschützer gibt sich gerne der Illusion hin, diese Nachhaltigkeit dauere per Definition länger als jede aus der klassischen Bewirtschaftung hervorgehende Nachhaltigkeit. Es dürfte jedoch eine manichäische Utopie sein, dass die Natur von sich aus zwangsläufig in allen Fällen die besten Leistungen erbringt.

2.5.2 Erneuerungsdynamik in Mosaiken (sog. Mosaik-Zyklen)

Ein Wald, der aufgrund einer nachhaltigen Bewirtschaftung an die menschlichen Anforderungen angepasst ist, würde er das „Unnütze“ wirklich ausschliessen? Verhinderte er z.B. die alten, absterbenden Waldteile und damit inbegriffen alle biologischen Abläufe zur Erneuerung, alle Tier- und Pflanzenarten, die damit unzertrennlich verbunden sind? Zur Untermauerung der Auffassung, dass die menschliche Bewirtschaftung die Dynamik der Erneuerung stört, werden zahlreiche Theorien über die Erneuerung von Mosaik-Zyklen herangezogen, deren Urhebererschaft man gerne Aubréville (1938, Westafrika) oder Watt (1947, Grossbritannien) zuschreibt. Im letzten Jahrzehnt sind zu diesem Thema viele Publikationen erschienen (u.a. Shugart 1984, Harris 1984, Remmert 1985 ‚*Mosaik-Zyklus Theorie*‘, Blandin und Lamotte 1988, Oldeman 1983 und 1990 ‚*Sylvatic mosaics*‘, Oldeman 1994 ‚*folded forest model*‘). Diese Theorien zerlegen eine Waldfläche entweder in ein Mosaik von Baumkronen (Aubréville 1938, Remmert 1985) oder in ein Mosaik von mehr oder weniger grossen Gemeinschaften, wobei jede Gemeinschaft durch einen, mehrere oder viele Bäume gebildet wird (Watt, Shugart, Blandin und Lamotte, Oldeman). In Wirklichkeit entsprechen alle diese Theorien den Prinzipien der Waldverjüngung im waldbaulichen Sinne: eine Ablösung, entweder baumweise, gruppenweise, bestandesweise oder von ganzen Wäldern.

In Bezug auf den flächenmässigen Anteil solcher Waldpartien mit aktiver Verjüngung und entsprechend günstigen Lichtverhältnissen, ist folgendes zu beachten: Der Generationenzyklus ist im Urwald länger, in einem Verhältnis 1,7 bis 3,7 mal grösser als im Wirtschaftswald. (Tabelle 2.11). Folgerichtig gibt es im Wirtschaftswald mehr Flächenanteile in der Verjüngungsphase bzw. Waldpartien mit guten Lichtbedingungen, im gleichen Verhältnis von ca. 1,5 bis 3,5 mal mehr. Dies gilt unter der Voraussetzung einer flächenmässig nachhaltigen Verjüngung des Wirtschaftswaldes.

Tabelle 2.11: Unterschiede zwischen Produktionszeiträumen im Wirtschaftswald und Lebensdauer der Generationen im Urwald

Baumarten (bestandes- bildend)	Produktionszeit- räume im Wirtschaftswald (Jahre)	Dauer des ontogene- sischen Zyklus im Urwald (Jahre)	Unterschied
Fichte	110	350	3,2 mal
Buche	150	250	1,7 mal
Tanne	120	450	3,7 mal
Eiche	150	300	2,0 mal

Produktionszeiträume im Wirtschaftswald, eingerechnet nach dem Zeitpunkt der Kulmination der Wertproduktivität (nach Bachmann, 1990).

Dauer des ontogenetischen Zyklus in entsprechenden Waldformationen, nach Korpel (1995)

Für Lebewesen, die auf viel Licht angewiesen sind, wiegt dieser Nachteil sehr viel schwerer als der Vorteil des Vorhandenseins abbaubarer Masse (oder Totholz), was unbestrittenerweise für einige xylophage Insektenarten günstig ist. Um der zuletzt genannten Anforderung zu entsprechen, ist übrigens kein unbewirtschafteter Wald notwendig. Hier und dort Totholz zu belassen ist mit der Nutzung des Rohstoffes Holz keineswegs unverträglich; eher trifft das

Gegenteil zu. Im übrigen wird die gegenwärtige Zuspitzung der wirtschaftlichen Probleme, die mit der Holznutzung verbunden sind, die Zahl unbewirtschafteter Wälder sowie ungenutzt liegengelassene Holzteile steigen. In der Zukunft könnte es unter Umständen notwendiger sein, statt dem Mangel den Überfluss an Totholz zu bewirtschaften.

Folglich gibt es im Erneuerungsprozess zwischen einem natürlichen Wald sowie einem im Rahmen eines verfeinerten und naturnahen Waldbaus bewirtschafteten Wald keine prozessbezogenen grundlegenden Unterschiede. Weil im Urwald die abgestorbenen Bäume der alten Generation an Ort und Stelle bleiben und die Verjüngung meist schon vorinstalliert ist, gibt es praktisch keine kahlschlagsähnliche Blosslegung des Bodens. Aus ökologischer und biotopischer Sicht tritt daher auch bei dem eher seltenen Fall des grossflächigen Zerfalls niemals eine Situation auf, die mit der Blosslegung des Bodens im bewirtschafteten Wald vergleichbar wäre. Eine entscheidende Rolle spielt dabei das Vorhandensein von Bestockungslücken (Lichtungen) und ihre räumliche Verteilung.

Nur in einem Wald, der durch eine Mischung von Baumarten strukturiert ist, ist der innere Aufbau und damit die Vielschichtigkeit der Lebensräume für andere Organismen dauerhaft und so weit verbessert, dass die **Voraussetzungen für eine höhere Biodiversität** gegeben sind.

2.5.3 Urwald und Biodiversität

Neueren Forschungsergebnisse zeigen, dass die Biodiversität von Urwäldern auf episodische klimatische Katastrophen oder, namentlich für die Wälder der warmen Gebiete, auf ein gleichmässiges Klima zurückgeführt werden kann, welches die Ausbildung einer reichen und mannigfaltigen Baumflora erlaubt (Cao 1995). In unseren gemässigten Gebieten dagegen ist es die Waldbewirtschaftung, die eine heterogene Struktur und Textur ermöglicht. Diese Heterogenität führt zu einer so hohen Biodiversität, dass damit den negativen und biodiversitätsmindernden Einflüssen von Industrie, Siedlungen, Landwirtschaft usw. ausreichend entgegengewirkt werden kann. Ohne eine Waldbewirtschaftung würde für das gesicherte Fortbestehen der Biodiversität ein so grossflächiges natürliches Waldgebiet benötigt, dass es wahrscheinlich ganz Europa umfassen würde (Schütz und Oldemann 1996).

Es erstaunt deshalb nicht, dass wissenschaftliche Untersuchungen, die auf genügend grossen Flächen arbeiten und Fragen der Repräsentativität ausreichend berücksichtigen, zum Schluss kommen, dass Wälder, die nach waldbaulichen Kriterien genutzt werden, gegenüber unberührten Wäldern hinsichtlich der Biodiversität überlegen sind. Nachfolgend einige charakteristische Beispiele:

So untersuchten Tomialojc und Wesolowski (1990) den Reichtum der Avifauna im bekannten Wald von Bialowieza (Nordostpolen) bzw. im gleichnamigen Internationalen Biosphärenreservat, welches sowohl genutzte als auch vollständig geschützte Teile umfasst. Ihre Beobachtungen zeigen, dass die Artenvielfalt in den forstwirtschaftlich genutzten Teilen höher ist als in den geschützten. Um Vogelarten zu begünstigen, die auf gute Lichtverhältnisse angewiesen sind, schlagen die Autoren sogar moderate Kahlhiebe mit einer Ausdehnung von bis zu 6 ha vor. Der Grund für diesen Vorschlag ist, dass auf den geschützten Teilen der Zerfall zwar grossflächig abläuft (bis 1 km²), die entstehenden Verjüngungsflächen aber sehr rasch wieder Waldcharakter annehmen und damit eine andere Dynamik als forstliche Kahlfelder aufweisen.

Für einen Vergleich mit Wäldern ähnlicher Grösse in anderen geographischen Gebieten müssen Unterschiede bezüglich des Klimas und anderer Faktoren berücksichtigt werden (z.B. Insellage im Fall der Avifauna Grossbritanniens). Bei einem Vergleich mit ähnlichen Studien aus anderen forstlich genutzten Gebieten Kontinentaleuropas (Wälder von Niepolomice nahe Krakow (PL), Wälder von Colbitz (Sachsen-Anhalt/D), Wald von Citeaux (Burgund/F)) zeigt sich, dass

bezüglich der Zahl der Vogelarten die gleichen Grössenordnungen vorliegen wie im Fall von Bialowieza. Der Vergleich deckt aber auf, dass die Vogeldichte in Bialowieza um rund 60 % geringer ist als in den übrigen genannten Untersuchungsgebieten. Diese geringe Vogeldichte, scheint ein Merkmal von Urwäldern zu sein. Deren Ursachen dürften aber eher bei der Fragmentierung der Lebensräume, bei der Ausrottung der natürlichen Feinde und bei Veränderungen des Verhältnisses zwischen überwinternden Vögeln und Zugvögeln als bei unterschiedlichen Waldstrukturen zu suchen sein. Anzuführen bleibt die Tatsache, dass die in Bialowieza teilweise höhere Baumartenvielfalt darauf zurückzuführen ist, dass die Buche, die im restlichen Europa eine dominante Rolle spielt und andere Baumarten verdrängt, aus Gründen der natürlichen Verbreitung (Frost als limitierender Faktor) nicht vorhanden ist.

Grundlegende Arbeiten von Ammer et al. (1995) untersuchten den Zusammenhang zwischen Bewirtschaftungsintensität und dem Vorkommen von Organismengruppen, die als repräsentative Vertreter für die verschiedenen Kompartimente des forstlichen Ökosystems gelten können (im vorliegenden Fall Vögel, oberirdisch lebende Spinnen und Schnecken, Arthropoden). Für die genannten Organismengruppen liessen sich zwischen Naturwaldreservaten, die seit langer Zeit sich selbst überlassen waren, und Wirtschaftswäldern mit einer mehr oder weniger natürlichen Baumartenzusammensetzung hinsichtlich der Biodiversität keine grossen Unterschiede finden. Sofern überhaupt ein Unterschied besteht, so scheint der Wirtschaftswald günstigere Auswirkungen auf die Biodiversität zu haben: Bei den Schnecken z.B. weist er die dreifache Individuendichte der Naturwaldparzelle auf, während er bei den übrigen Tieren praktisch dieselben Werte erreicht.

Zu ähnlichen Ergebnissen für deutsche Verhältnisse gelangten interdisziplinäre Arbeiten von Forschergruppen um die Techn. Universität München, im Rahmen des Bundesforschungsprogramms „Zukunftsorientierte Waldwirtschaft“. Für viele repräsentative Organismengruppen setzt sich die allgemeine Erkenntnis durch, dass die Artendiversität in naturnahen Wirtschaftswäldern grösser ist als in Naturwäldern.

Mehrere andere Arbeiten, die sich insbesondere mit der Avifauna befassen, bestätigen, dass eine forstliche Bewirtschaftung die Vielfalt eher fördert als vermindert. So hat nach den Beobachtungen, die Naef-Daenzer und Blattner (1989) in Wäldern der Region Basel machten, die Erhöhung des Anteils von bestimmten Baumarten wie Eiche einen messbaren Anstieg der Artenzahl zur Folge. Nach Smith (1992) gilt diese Aussage, zumindest für die Buchenwälder im Nordwesten Frankreichs, nur für bestimmte Arten. Das Einbringen nicht autochthoner Baumarten wie Fichte in Laubholzgebiete wirkt sich günstig auf die Vielfalt der Avifauna aus. Sofern der Fichtenanteil nicht übermässig hoch ist, ermöglicht ein solcher Schritt denjenigen Vogelarten, die auf die Anwesenheit der Fichte angewiesen sind, eine Ausbreitung, ohne dass die heimischen Vogelarten verdrängt werden (Naef-Daenzer und Blattner 1989; Müller 1991). Diese Beobachtung wird durch Studien in südenglischen Buchenwäldern (Smith 1992; Bibby et al. 1989) und im Saarland bestätigt (Strewe 1994).

So vertritt Scherzinger (1996) die Auffassung, dass mit zunehmender Bewirtschaftungsintensität die Artendiversität in Wäldern bis zu einem bestimmten Punkt zunimmt. Erst bei zu einseitiger Bewirtschaftung (Monokulturen) zeichnet sich eine dramatische Abnahme ab (siehe Abb. 2. 12).

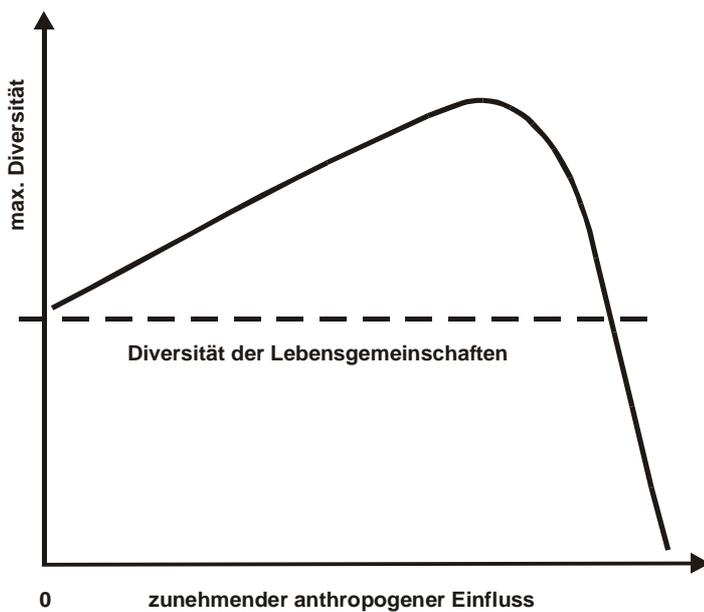


Abb. 2.12: Zusammenhang zwischen Bewirtschaftungsintensität im Wald und der Biodiversität

Nach Waldenspuhl (1991). In: Scherzinger (1996)

Der Grad des Eingriffs in den Naturprozess wird seit Jalas (1955) **Hemerobie** genannt. Die Hemerobie ist ein Mass für den menschlichen Kultureinfluss, wobei die Einschätzung des Hemerobiegrades nach dem Ausmass der Wirkung derjenigen anthropogenen Einflüsse vorgenommen wird, die der Entwicklung des Systems zu einem Endzustand entgegenstehen. Dieser Begriff wurde im wesentlichen von Botanikern verwendet (Sukopp, 1972; Kowarik, 1988).

2.5.4 Stabilität

Auch wenn Wälder nicht mehr genutzt werden, bleiben sie zumindest vorläufig stehen. Davon zeugen zahlreiche europäische Gebirgswälder, deren Bewirtschaftung schon vor langer Zeit und meist aus wirtschaftlichen Gründen aussetzte. Dies wird kaum als ein Verstoß gegen das Prinzip der Nachhaltigkeit empfunden. Eine nicht nachhaltige Bewirtschaftung kann aber Probleme wie einen verminderten Boden- und Wasserschutz mit sich bringen. Zur Erfüllung dieser Schutzfunktionen ist in der Regel eine nachhaltige Bewirtschaftung erforderlich, und es stellt sich die Frage, ab welchem Zeitpunkt bzw. ab welchem Bestandesalter ein sich selbst überlassener Wald diese Funktionen nicht mehr optimal zu erfüllen vermag.

Die Stabilität sich selbst überlassener Wälder ist ein wichtiges Kriterium für die Beurteilung ihrer Schutzleistungen. Sie ist eng mit der Entwicklung der Waldverjüngung und somit auch mit der vorangehenden Frage verknüpft. Die Art und Weise der Verjüngung entscheidet in jedem Wald über dessen langfristige durchschnittliche Zusammensetzung. Diese kann aus Einzelbäumen, Horsten oder Baumgruppen bestehen, die zu unterschiedlichen Zeitpunkten ihr biologisches Endalter erreichen. Im Urwald führt dies zu einer sekundären Sukzession mit einem umso grösseren Anteil an Zerfallsflächen, je gröber die Textur (horizontale Waldstruktur) ist, d.h. je ausgedehnter die einzelnen Baumkollektive sind und je höher die durchschnittliche Lebensdauer ist.

Der Anteil wird auch umso höher, je ausgeglichener die Altersklassenverteilung und je gleichförmiger der Waldaufbau am Anfang des Prozesses sind. Dies geschieht am häufigsten in Regionen, die oft von klimatischen Schadereignissen betroffen sind wie Waldbrände in mediterranen Gebieten oder Stürme im Gebirge und in küstennahen Gebieten. In den

Niederlanden zum Beispiel rechnet man im Durchschnitt für jeden Hektar Wald alle zehn Jahre mit einem Schadsturm. Auch die Fichtenwälder, die einen beträchtlichen Teil des europäischen Gebirgswaldes ausmachen, zerfallen grossflächig.

Es ist daher fraglich, ob die Urwälder die Schutzfunktionen auch in späten Lebensphasen noch auf optimale Weise und ohne Unterbrechung erfüllen können. Der periodische Zerfall im natürlichen Wald kann jedoch nicht mit einem Kahlschlag der gleichen Ausdehnung verglichen werden. Der Grund ist, dass im natürlichen Wald oft eine zunehmende Öffnung des Kronendachs infolge kleiner Zusammenbrüche vorangegangen ist. Mit deren Hilfe beginnt sich eine Verjüngung einzustellen.

Dies veranlasst Bormann und Likens (1979), von einer Übergangsphase mit einer zeitlichen und räumlichen Überlagerung der Generationen zu sprechen. Auch die Beobachtungen von Brang (1988) in Föhren-Reinbeständen des Nationalparks in den kontinentalen Hochalpen der Schweiz haben gezeigt, dass der natürliche Absterbeprozess nicht schnell, sondern meist allmählich und in aufeinanderfolgenden Wellen abläuft. Ausserdem bleibt ein grosser Teil der Bäume auch im toten Zustand während langer Zeit stehen und übt so eine gewisse Schutzwirkung auf den natürlichen Nachwuchs aus. Gleichwohl ergeben sich daraus bestimmte Phasen, in denen die Schutzfunktion bezüglich Erosion und Lawinen nur unzureichend erfüllt wird.

Worin besteht nun die Stabilität des natürlichen Waldes? Sicherlich darin, dass der Wald andauernd vorhanden ist. Und doch gewährleistet er nicht immer eine maximale und vor allem keine ununterbrochene Erfüllung der an ihn gestellten Wirtschafts- und Stabilisierungsfunktionen. Dafür verantwortlich sind die natürlichen Unterbrüche, in denen der Boden unzureichend geschützt ist. Eine Waldbewirtschaftung im Sinne des naturnahen Waldbaus dagegen erlaubt, diese Unregelmässigkeiten auszugleichen und somit die wirtschaftlichen und ökologischen Funktionen des Waldes dauerhaft in Einklang zu bringen.

2.6 KONSEQUENZEN FÜR DEN WALDBAU

Die Vorteile, die eine weite Verbreitung der Ungleichförmigkeit mit sich bringt, sind keineswegs so offenbar, zumal sich eine Ungleichförmigkeit nicht einfach verwirklichen lässt. Die Vorteile werden oft überschätzt und sind bei näherer Betrachtung häufig nur von den Nachteilen abgeleitet, die extremen waldbaulichen Systemen wie Monokulturen oder Kahlschlägen zugeschrieben werden. In Wirklichkeit steht deshalb nicht so sehr das Streben nach Ungleichförmigkeit im Mittelpunkt des Interesses als vielmehr die Überführung ausgeprägt gleichförmiger Wälder in gemischte. Aber allein schon dies erfordert eine gründliche und sorgfältige waldbauliche Arbeit, die mit einem beträchtlichen Einsatz von Personal und vor allem waldbaulicher Kompetenz verbunden ist.

Eine Ungleichförmigkeit, und damit wird eines der grössten Probleme bei der Einführung des Plentersystems angesprochen, lässt sich nur durch erhebliche Anstrengungen sowie starke, gezielte und wiederholte Eingriffe erreichen. Diese dienen dazu, die natürliche Entwicklung in Richtung Gleichförmigkeit häufig zu unterbrechen. Angesichts dessen kann man sich fragen, ob das Streben nach Ungleichförmigkeit, d.h. das Handeln wider natürliche Entwicklungstendenzen, auch anderswo und auf andere Art gerechtfertigt ist als nur an solchen Orten, an denen sich eine Plenterstruktur von Natur aus annähernd einstellt oder wo sie sich leicht verwirklichen lässt (z.B. an Waldrändern). In diesem Zusammenhang sei der Hinweis erlaubt, dass in den Aussagen einiger Naturschützer, welche die Ungleichförmigkeit fördern und gleichzeitig den Wald sich selbst überlassen möchten, ein offenkundiger Widerspruch enthalten ist. Zumindest lassen solche Aussagen vermuten, dass bislang nicht hinreichend erkannt worden ist, dass die Ungleichförmigkeit ein charakteristisches Merkmal des genutzten Waldes ist.

Insgesamt gesehen hat die Ungleichförmigkeit sicherlich einen positiven Einfluss auf die Vielfalt z.B. der Avifauna (Lebreton et al. 1991, Müller 1991), auch wenn dies nicht in allen Fällen oder für alle Arten zutrifft. Bezüglich einer guten Habitatgestaltung ist die horizontale Strukturierung („Patchiness“) noch günstiger als die vertikale Strukturierung zu beurteilen. Einige Vogelarten z.B. sind an das Vorkommen besonderer Baumarten gebunden (v.a. Eiche; Naef-Denzer et al. 1989). Die vogelreichsten Umgebungen übrigens sind Eichenwälder und Auenwälder (Müller 1991), die von Natur aus beide – auch wenn sie mehrschichtig sind – einen eher gleichförmigen Aufbau zeigen.

2.6.1 Nachhaltigkeit der Strukturen

Abschliessend soll festhalten werden, dass es insbesondere in Laubwäldern weder einfach noch besonders wirkungsvoll ist, dauerhaft ungleichförmige, vertikale Strukturen zu schaffen. Die Gründe, warum an einem Ort eine Ungleichförmigkeit unbedingt erforderlich ist, müssen sorgfältig abgewogen werden. Sinnvoller und realistischer dürfte es oft sein, zunächst an diejenigen Orten auf eine Ungleichförmigkeit hin zu wirken, an denen bereits beste Aussichten zu ihrer Verwirklichung bestehen und an denen sie sich von Natur aus erhalten kann. Als ein ideales Beispiel dienen Waldränder, bei denen das Licht auf einfachste Weise dosiert werden kann. Wenn die Bemühungen um eine Ungleichförmigkeit mit der Absicht erfolgen, ökologische Wirkungen hervorzurufen, sollten sie zunächst auf die oben genannten Orte, die dafür prädestiniert sind, konzentriert werden. Die Frage, welche Kosten solche Eingriffe verursachen und wer sie übernimmt, bleibt offen. Vorzuziehen sind solche Konzepte, die sich an Überführungstechniken anlehnen, die auf allmähliche Veränderungen abzielen und auf dem Einbezug der Kräfte der Natur basieren.

Die Konzepte zur Nutzung des Rohstoffes Holz waren bis heute einigermassen kompatibel mit der Mehrzahl der übrigen, zumeist immateriellen Waldfunktionen. Heute jedoch tauchen im Zusammenhang mit der Erhaltung bedrohter Ressourcen, (insbesondere natürlicher Ressourcen) und dem Bewusstwerden der landschaftlichen Bedeutung des Waldes Probleme auf, die in vielen Fällen auf eine fehlende Übereinstimmung hinweisen.

Naturschützer neigen zur Zeit noch oft dazu, exklusive Systeme zu bevorzugen, die den Menschen ausschliessen, d.h. die nur den Kräften der Natur überlassen sind (Parks, Reservate). Sie behaupten, dass nur auf diese Art die negativen Auswüchse einer einseitigen, forstlichen Bewirtschaftung (Monokulturen) verhindert werden können. Ein Ausschluss des Menschen, so die Folgerungen dieser Kreise, sei für die Naturnähe des Ökosystems Wald von Vorteil. In den vorangehenden Kapiteln wurde dargelegt, dass dies sowohl vom ethischen als auch vom waldkundlichen Standpunkt aus fraglich ist. Indem eine solche Argumentation andere Interessen und insbesondere den Grundsatz der Mehrfachnutzung ignoriert, verhindert sie, dass die tatsächlich vorhandenen Streitigkeiten beigelegt werden können.

2.6.2 Vergleichende Bedeutung der Plenterung bzw. der Femelung

Es wäre falsch, die beiden Systeme der Sylvigenese, den gleichförmigen Hochwald einerseits und den Plenterwald andererseits, auf manichäische Weise mit ethischen Begriffen von gut und schlecht gegeneinander auszuspielen. Eine solche Haltung dogmatisierte allzusehr die Analyse dieser beiden Systeme. In Wirklichkeit und gemessen an ihren Leistungen in den betreffenden Lebensräumen ist keines der beiden Systeme perfekt. Oder, etwas genauer ausgedrückt, beide verfügen über Vor- und Nachteile.

Die Plenterung ist ein herausragendes Konzept und kann in vielen Fällen als Vorbild herangezogen werden. Historisch gesehen leitet sich diese Form des Waldaufbaus zwar aus der

ungeregelten einzelstammweisen Nutzung ab (frz.: furetage), ihre **funktionale Grundlage** aber ist die **Idee der nachhaltigen Erneuerung im Mittelwald**. Ein Sinn und vor allem ein Wert kommt der Plenterung daher nur in dem Masse zu, wie sie auf deren Grundsätze zur Nachhaltigkeit aufbaut.

Der Plenterwald ist aufgrund seiner besonderen Eigenschaften in höchstem Mass geeignet, vielfältige Leistungen zu erbringen. Da praktisch keine sichtbaren Unterbrechungen der Beschirmung auftreten, stellt er ein interessantes Modell dar. Zu beachten ist aber, dass der Plenterwald in der Regel nicht von Natur aus entsteht, sondern einzig und allein dadurch, dass die waldbaulichen Eingriffe konsequent einem in sich geschlossenen Konzept folgen. Unter diesen Voraussetzungen ist der Plenterwald selbsterneuernd und stabil und er genügt hohen ästhetischen Anforderungen – zumindest im Vergleich mit einem geschlossenen Hochwald aus denselben Baumarten. Auch wirtschaftlich ist diese Produktionsform sehr interessant, weil sie dem Grundsatz der Konzentration entspricht. Zusammenfassend kann der Plenterwald als ein System bezeichnet werden, bei dem eine Abwägung der unterschiedlichen Interessen erfolgt und Nutzungen durch Kompromisse geregelt werden können.

Dies bedeutet nicht, dass ein gleichförmiger, aus mehreren Baumarten zusammengesetzter Wald, der nach dem Beispiel des **‘Schweizerischen Femelschlags’** kleinflächig dezentral verjüngt wird, keine vergleichbaren Leistungen liefert. Eine solche Hiebs- oder Verjüngungsart ist unbestritten Teil des waldbaulichen Instrumentariums für eine naturnahe Forstwirtschaft. Für bestimmte Zwecke, **insbesondere für die Bewirtschaftung von Wäldern aus lichtbedürftigen Baumarten**, ist ein solches Vorgehen sogar ausgesprochen zweckdienlich (Leibundgut 1946). Das gleiche gilt für Bestände, die aus vielen Baumarten zusammengesetzt sind und in denen die Bestandserziehung von hoher Bedeutung ist. Als Beispiel kann die Produktion von Wertholz mit Edellaubbäumen genannt werden.

2.6.3 Kombinierung der Behandlungsformen

Jedes waldbauliche System, welches zu schematisch ist, schadet dem Prinzip **‘Artenvielfalt durch Biotopvielfalt’**. Diese Erkenntnis verhilft dem Waldbau gerade zu einem bemerkenswerten Entwicklungsschub. Dabei sollte die sinnvolle Kombination waldbaulicher Systeme stärker als in der Vergangenheit angestrebt werden. Dies darf jedoch nicht dazu führen, dass der notwendige Zusammenhang der waldbaulichen Handlungen verloren geht. Dort, wo Plenterwald überwiegt, stellt sich die Frage, wie dessen Vorteile ausgebaut und Nachteile verringert werden können. Als ein Beispiel sei hier der Mangel an lückigen Waldpartien genannt, der sich unter anderem nachteilig auf den Schutz von Arten auswirkt, die auf lichte und gut besonnte Stellen angewiesen sind (z.B. Auerwild). In der Tat finden Lichtbaumarten im klassischen Plenterwald ungünstige Lebensbedingungen vor. Dies trifft übrigens auch für die gesamte Gruppe der Laubbaumarten zu. Dort, wo der gleichförmige, vorratsreiche Wald dominiert, müssen die Bemühungen darauf abzielen, ungleichförmigere Strukturen sowie genügend offene oder lichte Stellen zu schaffen, die beide für die Biodiversität von hoher Bedeutung sind. Hierzu eignet sich z.B. eine Waldbautechnik, die mit dezentralisierter und zeitlich gestaffelter Verjüngung arbeitet.

Die Plenterung kann als alleinige Bewirtschaftungsform gewählt werden. Sie ist in diesem Fall **Betriebsart** und wird systematisch angewendet. Diese Auffassung wurde bislang in den traditionellen Plenterwaldgebieten vertreten. Heutzutage, im Sinne der ‚Artenvielfalt durch Biotopvielfalt‘, kann die Plenterung relativ problemlos und mit hervorragenden Ergebnissen mit solchen Waldformen kombiniert werden, in denen eine flächenhafte und damit für Licht- und insbesondere Laubbaumarten günstigere Verjüngung praktiziert wird. Die Herausforderung liegt darin, zukünftig Waldbausysteme, die zuweilen aus geschichtlichen Gründen räumlich getrennt sind, vermehrt zu kombinieren. Dabei muss darauf geachtet werden, die Übersicht nicht zu

verlieren. Das Plentersystem kann aufgrund seiner hervorragenden Stabilität, der nur periodisch notwendigen Eingriffe und seiner Unabhängigkeit von Zwängen der räumlichen Ordnung ohne weiteres in bestehende Waldkomplexe mit flächenhafter Verjüngung integriert werden. Voraussetzungen sind allerdings, dass die Fläche nicht zu klein ist und der Standort sich dafür eignet.

Für die Festlegung der Flächengröße und für die räumliche Verteilung der gleichförmigen Inseln im ungleichförmigen Umfeld bedarf es – gesunder Menschenverstand vorausgesetzt – keiner festen Regeln. Einzige Ausnahme ist die Forderung nach einer sinnvollen und logischen Anordnung.

Aus organisatorischen Gründen und für einen optimalen Betriebsablauf bietet sich an, Planung und Kontrolle auf der Ebene Abteilung vorzusehen. Die auf kleineren Einheiten eventuell auftretenden Probleme hinsichtlich der Kontrolle der Bewirtschaftung können mit Hilfe moderner, computergestützter Planungs- und Kontrollverfahren vollumfänglich gelöst werden. In Wäldern mit topographisch und vor allem standörtlich sehr unterschiedlichen Verhältnissen kann eine solche Strategie ein ausgesprochen sinnvolles Modell für eine kombinierte Bewirtschaftung darstellen.

Die Auflösung, d.h. die kleinste Flächeneinheit, auf der ein Wald alle Leistungen erbringen kann, **hängt davon ab, ob die Bewirtschaftung durch Plenterung oder im Femelschlag erfolgt**. Im Plenterwald kann bereits bei kleinen Flächen von $\frac{1}{3}$ bis $\frac{1}{2}$ ha (Abschnitt 1.3.6, Linder 1974) bzw. von 2 bis 4 ha (Leibundgut 1946, 1991) von einem autarken, sich selbst erneuernden System gesprochen werden. Im Femelschlagwald dagegen ist eine waldbauliche Autarkie selbst unter günstigsten Bedingungen, d.h. bei dezentralisierter Verjüngung, einem langen Verjüngungszeitraum und schattenertragenden Baumarten, erst bei grösseren Flächen von rund 5 bis 20 ha möglich (Leibundgut 1979). Für Lichtbaumarten gibt Bosshard (1954) Werte von 7 bis 16 ha an.

2.6.4 Kontrollinstrumente

Das vorgängig beschriebene Waldbaukonzept führt in der Summe, zumindest für den Bereich der Betriebsführung, nicht zu einer Extensivierung der Bewirtschaftung. Dadurch, dass eine Konzentration der Eingriffe auf bestimmte wesentliche Aufgaben erfolgt, hat das Konzept aber eine Verminderung der Intensität der Eingriffe zur Folge. Dies wird sich vermutlich nicht auf den Zeitraum der Wiederkehr, sondern nur auf die Eingriffsstärke auswirken. Durch eine solche Bewirtschaftung, die sich an der unteren Grenze des Möglichen orientiert, erhält der Begriff der Kontrolle eine neue und bislang ungeahnte Bedeutung. Eine wichtige Voraussetzung dafür ist jedoch das Vorhandensein von waldbaulich-technischer Kompetenz auf allen Ebenen.

Ein differenziertes Vorgehen auf der operationalen Ebene muss sich mehr an den Zielvorgaben als an der bisherigen Bestandesbehandlung orientieren. Auch sollte es sich auf das absolut Notwendige beschränken, das Wesentliche jedoch verwirklichen. Ein solches waldbauliches Vorgehen erfordert sehr gute Fachkenntnisse und ist nicht möglich, wenn unter dem Vorwand leerer Kassen gering qualifiziertes Personal eingestellt wird. Wirkliche Einsparungen sind allein solche, die nicht die Qualifikation des Personals, sondern das zukünftige Arbeitsvolumen betreffen!

3. WALDBAU UND UMWELTVERÄNDERUNGEN

3.1 CO₂-HAUSHALT

3.1.1 Der Treibhauseffekt

Schon seit 1989 warnen die Klimatologen vor einer dramatischen Änderung des Weltklimas infolge der erheblichen Zunahme der Treibhausgase. 1990 haben die Vereinigten Staaten eine interministeriale Arbeitsgruppe über die Klimaveränderung gebildet (GIEC oder Intergovernmental Panel on Climatic Change), welche die erste internationale Klimakonvention vorbereitete. Diese Rahmenkonvention der Klimaveränderungen wurde 1992 von den meisten industriellen Staaten unterzeichnet. Die Verpflichtungen der Staaten zur Verbesserung der Situation waren noch unverbindlich. Die Konvention verlangt eine Stabilisierung der Ausstosses der Treibhausgase auf ein für das Klima ungefährliches Niveau. Angestrebt war eine Stabilisierung auf dem Niveau von 1990, gekoppelt mit Massnahmen zur Begrenzung der Waldverbrennung in Entwicklungsländern. 1997 wurde das sogenannte **Kyoto-Protokoll** unterzeichnet, welches zu verbindlichen Reduktionen einer gewissen Anzahl von Treibhausgasen (siehe Tab. 3.1), je nach Ländern in differenziertem Umfang verpflichtet.

Tabelle 3.1: Vom Kyotoprotokoll betroffene Treibhausgase mit ihrem Ursprung und Anteil am Treibhauseffekt

Treibhausgas	Ursprung	Anteil am gesamten Treibhauseffekt (%)
CO ₂ Kohlendioxyd	Verbrennung	50
NH ₄ Methan	Verwesung (Landw. Moore)	13
N ₂ O Distickstoffoxyd	Waldbrand, Verkehr	5
FCKW Fluorchlorkohlenwasserstoffe	Industrielle Prozesse	22

Anteile nach Czakainski (1993)

Darüber hinaus spielen auch Wasserdampf (H₂O) mit 3 % und Ozon (O₃) mit 7 % Anteilen für den Treibhauseffekt eine Rolle. Sie sind im Kyotoprotokoll nicht erfasst, weil kaum eine Möglichkeit besteht, Einfluss auf sie zu nehmen.

Der Löwenanteil unter den Treibhausgasen wird von CO₂ belegt und in erheblichem Masse von der Forstwirtschaft beeinflusst, weil der Wald als Speicher und Emmitent (Senke und Quelle) im

Kohlenstoffkreislauf eine entscheidende Rolle spielt. Die Bedeutung der Wälder als C-Senke liegt im Grössenbereich von 10% der Emmissionen.

In der Tat ist der einfach nachzuweisende CO_2 -Gehalt der Luft seit der präindustriellen Zeit in seiner Konzentration global von 280 ppm (part per milion) auf heute etwa 360 ppm angestiegen (siehe Abb. 3.2).

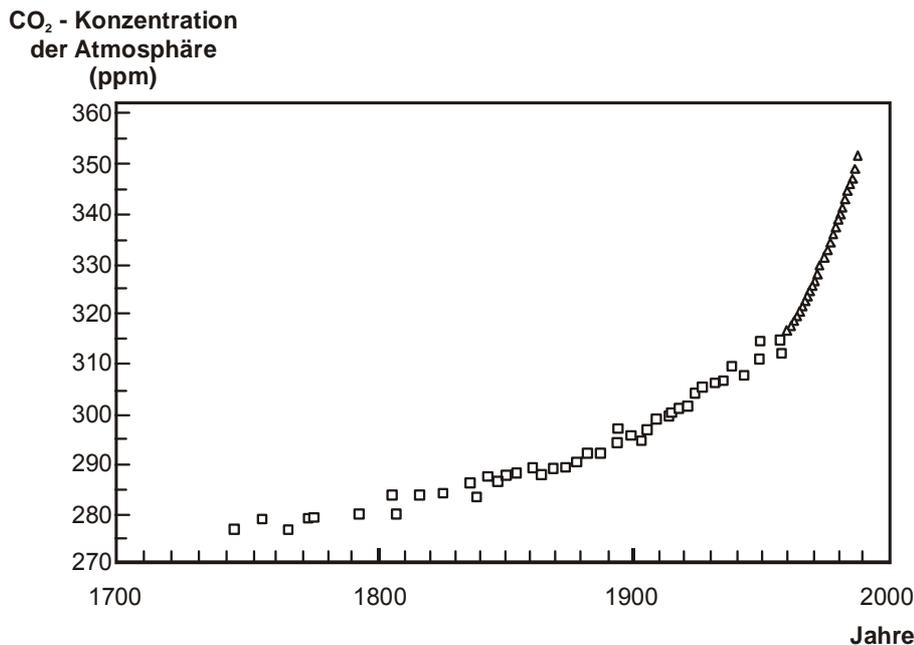


Abb. 3.2: Entwicklung des CO_2 -Gehalts der Atmosphäre seit 250 Jahren.

Messwerte ab 1958 auf Insel Mauna Loa (Hawai), für die Zeit vor 1958 nach C-Konzentration in den Eisschichten des Antarktis.

Nach: Saugier (1999)

3.1.2 Die Klimaänderungen

Die Folge des CO_2 -Anstiegs ist eine voraussehbare Klimaveränderung, deren Umfang und auch Konsequenzen noch etwas kontrovers sind. In der Regel geht man davon aus, dass sich der CO_2 -Gehalt in den nächsten 50 bis 100 Jahren verdoppeln könnte. Die Folge wäre je nach Modell eine durchschnittliche Temperaturerhöhung von 2 bis 4° (Perrier, 1991). Dies dürfte mittelfristig zu einer Schmelzung eines erheblichen Anteils der Eiskappe führen, was zum Anstieg der Meeresspiegel im Umfang von bis 2 m zur Folge haben könnte. Zwischen 1910 und 1980 ist der Meeresspiegel bereits um 0,8 m gestiegen (Perrier, 1991).

Gewisse Prognosen entgegen der Hypothese eines Temperaturanstiegs die Tatsache, dass die Zunahme der Aerosole in der Luft zu einer Abnahme der Temperatur führen kann. Auch besteht die These, dass kühles Wasser aus der Eisschmelze in Verbindung mit einer Verminderung der Salzkonzentration zur Herabsetzung der Meerestemperatur und zur Veränderung des Wärmeeffekts des Golfstroms führen könnte, was in Europa zu einer Klimaerkältung führen würde (Choisnel, 1999). Auch die von Astronomen bekannte Variation der Drehachse der Erde kann zu Fluktuationen der globalen Wärme herangezogen werden (Perrier, 1991). Sie erklären im Wesentlichen die früheren Vergletscherungen.

Tatsächlich lässt sich ein Anstieg der Temperatur nachweisen. Rebetez (2000) zeigt für die Schweiz seit 1900 einen deutlichen Anstieg der Durchschnittstemperaturen (siehe Abb. 3.3), und zwar deutlicher als auf der gesamten Erde.

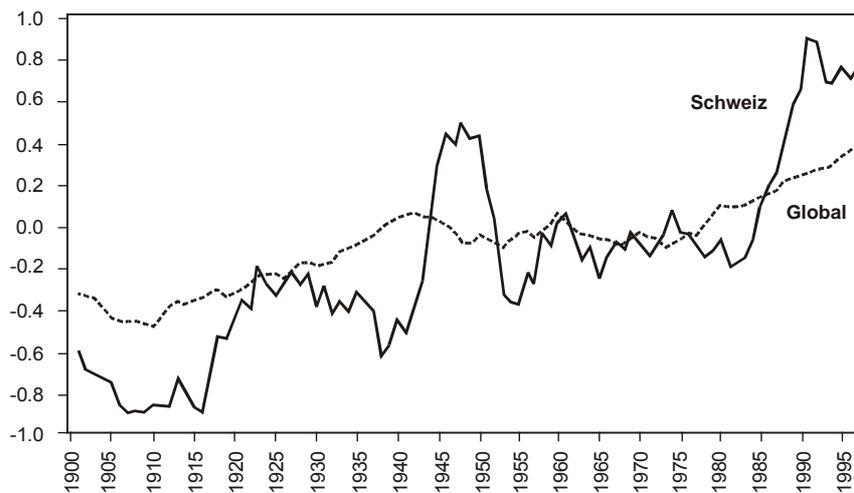
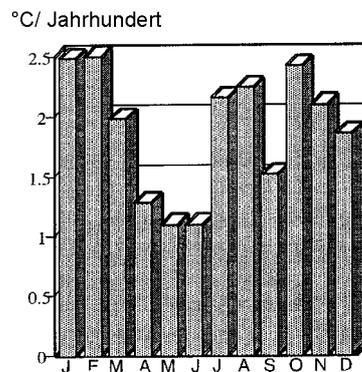


Abb. 3.3: Temperaturunterschiede gegenüber Mittelwerten für die Schweiz (ein Mischwert der Klimastationen Neuchâtel, Davos, Basel und Säntis), sowie für die Erde seit 1900.

Nach Rebetez (2000)

In der Nacht ist die Erwärmung stärker. Der Anstieg wirkt auf Minimaltemperaturen stärker als auf die Maxima. Dies lässt sich mit der Hypothese des Anstiegs der Aerosole, welcher tagsüber zu einer Kühlung führen kann, erklären. Auf den Monatsdurchschnitt bezogen variiert der Anstieg. Am stärksten ist er im Winter (siehe Abb. 3.4), am geringsten in den Monaten April bis Juni (allenfalls September). Bezogen auf Maxima erweist sich sogar der Frühling kälter als früher.

Maxima



Minima

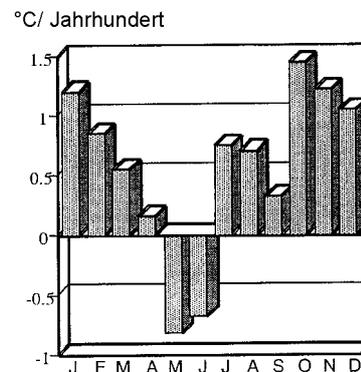


Abb. 3.4: Temperaturunterschiede der Monatsdurchschnitte für die Schweiz seit 1900. links: monatliche Maxima; rechts: monatliche Minima
Nach Rebetez (2000)

Diese Trends werden von langfristigen phänologischen Beobachtungen bestätigt, welche eine deutliche Verlängerung der Vegetationsperiode nachweisen. In der Schweiz stellt man gegenüber den Werten von vor 50 Jahren eine Verlängerung der Vegetationsperiode von 13,3 Tagen fest (Defila und Clot, 2000).

Entwicklung der Niederschläge

Parallel zum Anstieg der Temperaturen wird eine Veränderung der Niederschläge erwartet, mit in der Regel einer Zunahme im Norden und Abnahme im Süden, sowie eine Verlagerung der Stürme nach Norden.

Simulationen mit Modellen der Gesamt-Luftzirkulation unter Annahme einer Verdoppelung des CO₂-Niveaus (Choisnel, 1999) ergeben eine Erhöhung der winterlichen Niederschläge für N-Europa (d.h. N des Breitengrades 50°). Die Modelle zeigen auch einen Niederschlagsanstieg im Winter für mittlere Breitengrade auf (zw. 35 und 50° N), insbesondere im Westen. Das gilt für kontinental geprägtes Klima Zentraleuropas nicht. Für Südeuropa werden im Sommer geringere Niederschläge errechnet.

Eine Differenzierung nach Jahreszeiten ergibt für den Frühling erhöhte Niederschläge, im Sommer hingegen sollte sich insbesondere für die Alpenregion eine leichte Abnahme ergeben. Die grösste Reduktion der Niederschläge, nämlich bis 20 %, sollte im Herbst stattfinden.

Infolge der erhöhten Temperatur im Winter würde die Schneebedeckung in den N-Alpen auf um 1500 m Meereshöhe von um 20 bis 25 % kürzerer Dauer sein und sogar bis zu 45 % in den Pyrenäen. Für Südeuropa hingegen und insbesondere die Mittelmeerregionen werden Niederschlagsdefizite vorausgesehen. Im Speziellen soll es mehr Starkregen geben, die Dauer von Trockenperioden im Sommer jedoch wesentlich zunehmen (Hoff und Rambal, 1999).

Bader und Kunz (1998) zeigen für die Schweiz seit 1900 eine statistisch sehr signifikante Erhöhung der Niederschläge im westlichen Teil (Jura und Mittelland) um 20 bis 30 % und weniger eindeutig von 10 % für den Alpenraum (siehe Abb. 3.5).

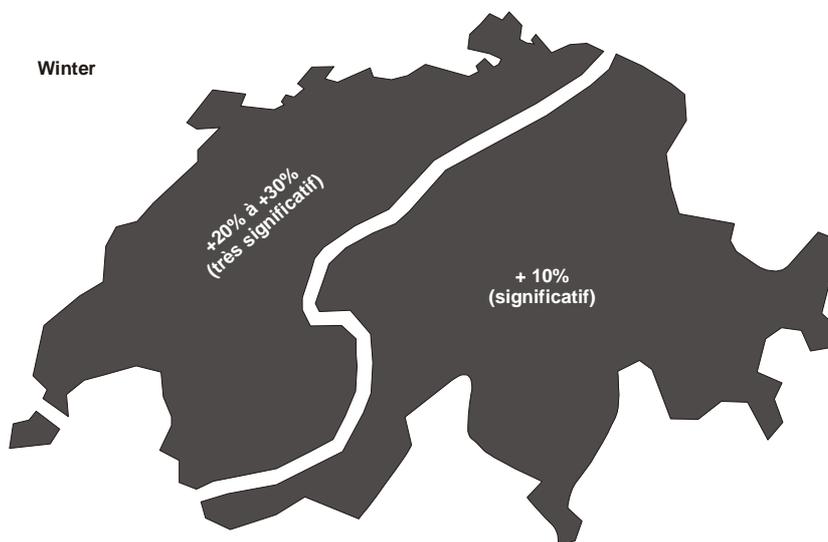


Abb. 3.5: Veränderung der Jahresniederschläge in der Periode 1901 – 1990 in der Schweiz umgerechnet auf 100 Jahre
Nach: Bader und Kunz (1998)

3.1.3 Einfluss der Klimaänderungen auf den Wald

Als Folge der Veränderung verschiedener Umweltfaktoren ist ein deutlicher Anstieg des Wachstums voraussehbar. Dies dürfte sich aus einem kombinierten Einfluss von auf das

Wachstum günstig wirkenden Faktoren ergeben: höhere Temperatur und Niederschläge. Allein die Wirkung der Temperaturzunahme um durchschnittlich 1° dürfte gemäss Modellrechnung schottischer Forscher zu einer Wuchsleistungserhöhung im Wald von 14 % führen (Proe et al., 1996).

Darüber hinaus wirkt eine Zunahme der CO₂-Konzentration wie eine Art 'Doping' auf das Wachstum. Wie Laboruntersuchungen zeigen, führt eine Erhöhung des CO₂ tatsächlich zu:

- Intensivierung die Photosynthese
- Reduzierung des Wasserbedarfes
- Aktivierung stickstoffbindender Bakterien
- keiner eigentlichen Düngung

Simulationen der Zunahme der photosynthetischen Leistung infolge der Verdoppelung der CO₂-Konzentration auf Bestandesebene ergeben eine Steigerung von 25-30 % (Norby et al. 1999). Die C₃-Pflanzen (die Bäume) reagieren günstiger als krautige C₄-Pflanzen (Saugier, 1999). Für Buchenbestände wird sogar eine Erhöhung von 50 % errechnet (Ceulemans und Mousseau, 1994).

Bei solchen Betrachtungen nicht zu vernachlässigen ist die Düngewirkung von Stickstoff- und Nitrat-Einträgen und anderen Ionen aus der Luft bzw. den Niederschlägen, welche in der Grössenordnung einer landwirtschaftliche Düngung stehen. All das führt zu einem potentiellen erheblichen Wachstumsschub und somit zu einem gewissen Auffangen von C aus der Atmosphäre (Sequestrierung).

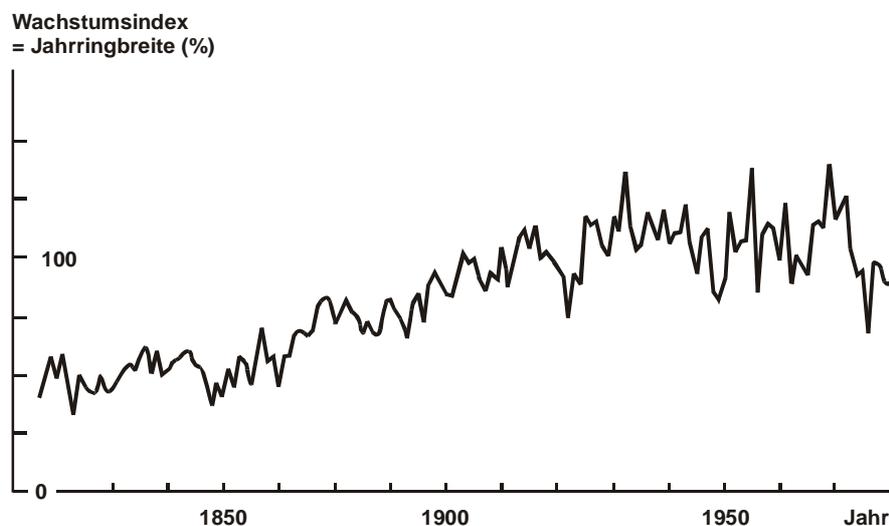


Abb. 3.6: Entwicklung der Jahrringbreite von Tannen im Jura zwischen 1828 bis 1986. Der Zuwachsindex entspricht der Jahrringbreite, korrigiert durch den Alterstrend Nach Bert und Becker (1990)

Zahlreiche dendroökologische Untersuchungen weisen solche Anstiege des Zuwachses für Einzelbäume nach. So zeigen die Untersuchungen von Bert und Becker (1990) im französischen Jura am Beispiel der Weisstanne eine Zunahme der Jahrringbreite seit 1828 um 140 % auf. Besonders gut sichtbar ist die Zunahme zwischen 1870 und 1930 (siehe Abb. 3.6). Sie ist gut korreliert mit einer nachweisbaren Erhöhung der Temperaturen in dieser Zeit. Ähnliche Untersuchungen in anderen Regionen Frankreichs zeigen ähnliche Erhöhungen der

Jahrringbreite für andere Baumarten wie Buche (+ 90-125 %), Eiche (+ 55-90 %) oder Bergföhre (+ 100 %).

Auf Bestandesebene ist die erhebliche Steigerung des Höhen- (Zunahme der Bonität) und Volumenzuwachses mittlerweile durch zahlreiche Untersuchungen nachgewiesen. So zeigen für die Schweiz z.B. die Zuwachsergebnisse der letzten LFI-Aufnahme einen effektiven Volumenzuwachs von fast $10 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ J}^{-1}$, welcher wesentlich über den bisherigen Prognosen von $7 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ J}^{-1}$ steht.

Voraussehbar ist auch eine Verschiebung der Vegetationsgrenzen oder der Baumartenzusammensetzung, insbesondere im Norden, wo die Wirkung der Temperatur hoch ist. Dies gilt möglicherweise auch für die Waldgrenze in alpinen Regionen. So werden Verschiebungen der Grenze des borealen Waldes auf um 200 bis 1000 km nördlich geschätzt (Andrasko, 1990). Für die Schweiz ist eine Verschiebung der Vegetationsgrenzen - z.B. der oberen Waldgrenze - vorauszusehen, allerdings nur, sofern sich auch die Alpweidepraxis ändert (Kienast et al. 2000). Dahingegen ist eine Erhöhung der Buchengrenze mit grossen Unsicherheiten behaftet, weil die bisher verfügbaren Modelle meist mit Durchschnittswerten der Temperatur arbeiten bzw. die Wirkung einer Zunahme der Niederschläge bzw. der Eutrophisierung nicht einrechnen. Geht man von einer Zunahme der Niederschläge parallel zur Temperaturerhöhung aus, so zeigen die Modellierungsergebnisse der Vegetationsgliederung in der Schweiz keine nennenswerten Verschiebungen (Kienast et al. 2000). In der Tat hängen die Grenzwerte der Vegetationseinheiten viel mehr von Extremen (Spätfröste, ev. Frühfröste) ab als von Durchschnitten. Sehr fragwürdig ist eine Ausbreitung der Eichenformationen, weil hier primär Niederschläge und nicht die Temperatur massgebend sind.

Die auf Grund klimatischer und bodenkundlicher Faktoren erstellte Modellrechnung der Produktivität und Wettbewerbsfähigkeit der Buche (als Basis für eventuelle Arealverschiebungen) von Felbermeier (1993) kommt zum Schluss, dass auch in warmen, trockenen Regionen Bayerns eine Temperaturerhöhung um 1 bis 2° (ohne Niederschlagszunahme) zu keinen wesentlichen Veränderungen der Leistung und der Wettbewerbsfähigkeit der Buche führen würde. Dies ist insofern nicht erstaunlich, als die Buche ihr physiologisches Optimum in deutlich wärmeren Regionen findet, wie palynologische Befunde zeigen.

3.1.4 Der Kohlenstoffkreislauf

Weltweit betrachtet spielen die Wälder eine erhebliche Rolle im C-Kreislauf. Dupouey et al (1999) schätzen ihren Anteil auf 44 – 50 % der jährlichen Netto-C-Flüsse, und 81 % der C-Vorräte. Somit gehen Strategien zur Kontrolle des C-Haushaltes unzweifelhaft mit der Waldbewirtschaftung einher. Um diesbezüglich etwas klarer zu sehen, ist eine detaillierte Analyse des C-Kreislaufs und seiner Komponenten unabdingbar.

Abb. 3.7 zeigt die Hauptflüsse und Speicher des Kohlenstoffes auf der Erde. Sie gibt die Grössenordnungen der Kohlenstoffflüsse und -speicher in Gigatonnen C an (nach Llyod 1992; in: Granier et al. 2000). Diese Angaben sind mit einigen Unsicherheiten verbunden, insbesondere Meere sind das noch am wenigsten erforschte Kompartiment, vor allem was die Austauschphänomene an der Meeresoberfläche und in der Tiefe betrifft.

Als Hauptspeicher weisen die Humusbestandteile (organische Masse) im Boden die grössten C-Anteile auf. Sie beinhalten doppelt soviel C als die terrestrische Biomasse. Der CO_2 -Ausstoss aus diesem Kompartiment, im Wesentlichen infolge der Mineralisierung des Humus, entspricht etwa der positiven Bilanz der Photosynthese. Mit 750 Gt-C ist in der Atmosphäre etwa 1,25 mal mehr CO_2 enthalten als C in der terrestrischen Biomasse (und halb soviel wie C in der unterirdischen Biomasse). Der Anteil als karbonathaltige Sedimente in den Ozeanen ist sehr schwierig zu schätzen.

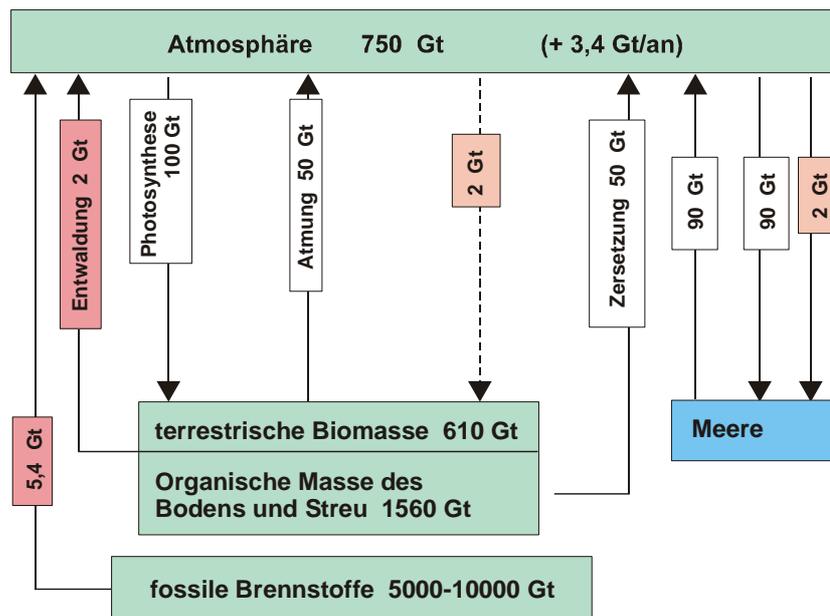


Abb. 3.7: Globale Hauptflüsse pro Jahr und Speicher an Kohlenstoff
Nach Taylor und Lloyd, 1992 ; in : Granier et al. 2000

Bei den jährlichen Flüssen (siehe Tabelle 3.8) haben wir einerseits die Emissionen (sog. **Quellen**), im Wesentlichen als Folge der Verbrennung. Sie betragen 5,4 Gt aus der Verbrennung von fossilen Brennstoffen und 2 Gt aus der Waldbrandwirtschaft in den Tropen. Demgegenüber steht der Entzug (sog. **Senke** oder Sequestration) von je 2 Gt durch die Vegetation und die Ozeane.

Tabelle 3.8: Bilanz zwischen Quelle und Senke des Kohlenstoffkreislaufs

Ursache	Quelle (Gt[C] J ⁻¹)	Senke (Gt[C] J ⁻¹)	Unsicherheit
Verbrennung von fossilem C	5,4		0,5
Entwaldung in den Tropen	2,0		1,0
Zunahme CO ₂ in Atmosphäre		3,4	0,2
Bindung durch Meere		2,0	0,8
Biomasse terrestrischer Ökosysteme		2,0	1,5
Total	7,4	7,4	1,1/1,8

Angaben Bilanz nach Taylor und Lloyd (1992) in: Granier (2000);
Unsicherheit nach Saugier (1999)

Ohne menschliche Aktivität und Verbrennung würde die Bilanz positiv ausfallen, d.h. 4 Gt CO₂ aus der Luft wegfallen. Mit den menschlichen Aktivitäten ist die Bilanz um 3,4 Gt jährlich negativ, welche in Form von einer CO₂-Zunahme resultiert.

Tabelle 3.9 zeigt den Anteil verschiedener Biome an der jährlichen weltweiten Netto-C-Bilanz. Es zeigt sich, dass Wälder einen erheblichen Anteil ausmachen, insbesondere tropische Wälder.

Tabelle 3.9: Jährliche Netto-Kohlenstoffbilanz der wichtigsten Biome der Erde

Biome	Fläche 10^6 km^2	Netto-C-Bilanz Gt C J^{-1}	%
Tropischer Wald	17,9	0,71	30
Temperierter Wald	10,0	0,33	14
Borealer Wald	11,6	0,32	13
Hecken, Brachland	14,6	0,27	11
Savannen	16,5	0,11	5
Temperierte Prärie	12,9	0,28	12
Tundra, alpine Zonen	7,1	0,06	3
Wüste	40,4	0,01	0.4
Agrarland	15,1	0,24	10
Feuchte Zonen (Auen)	2,0	0,02	1
Moore	1,5	0,06	3
Seen	2,0	0,00	0
Total	151,5	2,40	100

Nach Taylor und Lloyd (1992), in: Granier (2000)

Die Mehrheit der Waldökosysteme bindet C in unterschiedlicher Menge. Nordische Standorte binden sehr wenig C, ja sie weisen teilweise sogar eine negative Bilanz (Quelle) auf, offensichtlich wegen der Wirkung der Temperatur auf die Mineralisierung von Humusstoffen. Die heterotrophe Atmung (Mineralisierung von Nekromasse) spielt eine wichtige Rolle im ganzen C-Fluss. Wälder weisen durch die Akkumulation (Speicherung) des C-Überschusses (siehe Abb 3.10) in Form von Biomasse eine im Wesentlichen positive C-Bilanz auf. Dies ist insbesondere bei jungen Wäldern und Wirtschaftswäldern zu beobachten. In älteren (Ur-) Wäldern halten sich CO_2 und O_2 die Waage (Burschel,1995).

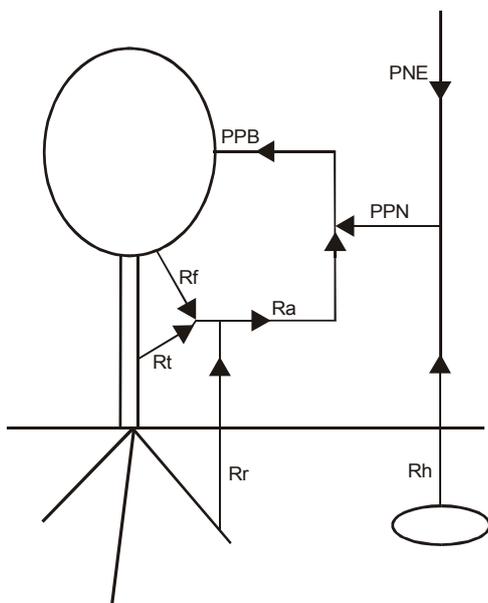


Abb. 3.10: Schema der C-Austausche in einem Waldökosystem
Nach Saugier (1999)

PNE	=	Netto-Produktivität (= PPN – Rh)	des	Ökosystems
PPN	=	Netto-Primärproduktion = PPB – autotrophe Atmung Ra.		
PPB	=	Brutto-Primärproduktion = Gesamt- assimilation		
Ra	=	Gesamte autotrophe Atmung des Ökosystems (= Rr Wurzeln + Rt Stamm, + Rf Krone		
Rh	=	Heterotrophe Atmung (Abbau Nekro- masse oder Humus)		

Weil die Erfassung der verschiedenen Kompartimente des C-Kreislaufs recht schwierig ist, bestehen noch grosse Unsicherheiten in ihrer exakten Quantifizierung. Insbesondere die Erfassung der Komponente Rh (im Wesentlichen als Folge der Mineralisierung des Humus) ist erst seit einigen Jahren methodisch einigermaßen sicher. Ergebnisse von solchen Untersuchungen in Frankreich zeigt Tabelle 3.11. Die heterotrophe Atmung des Bodens ist sehr stark von der Temperatur und der Bodenfeuchtigkeit abhängig, sodass sie je nach Witterung die C-Bilanz stark beeinflusst. Die Jahresbilanz dieses Buchenjungwalds ergibt eine C-Speicherung in der Größenordnung von 2,5 t C (oder 5,5 t Holztrockenmasse). Die Jahresvariationen können je nach Witterungsablauf erheblich sein, nämlich in einem Verhältnis von 1 : 2.

Tabelle 3.11: Komponenten der C-Bilanz in einem jungen Buchenwald für das Jahr 1996
Buchenbestand 25 bis 35 jährig, Raum Nancy

Kompartimente	C-Bilanz (t [C]ha ⁻¹ J ⁻¹)	(%)
Netto-C-Bindung (PNE)	2,18	22
Netto-Primärproduktion (PPN)	4,22	42
Brutto-Primärproduktion (PPB)	10,11	100
Gesamtatmung des Ökosystems (Rh + Ra)	7,93	78
Atmung des Bodens und Wurzeln (Rh + Rr)	5,09	50
Atmung der Wurzeln (Rr)	3,25	32

Nach Granier et al. (2000)

NB: Umrechnung: 1 g [C] m²J⁻¹ = 10 kg[C] ha⁻¹J⁻¹ = 22 kg Trockenmasse Holz ha⁻¹J⁻¹

Diese Ergebnisse sind konsistent mit ähnlichen Untersuchungen in anderen Ökosystemen. Die Netto-C-Bindung von temperierten Waldökosystem liegt im Bereich von 0,5 bis 5 t C ha⁻¹J⁻¹. Noch unsicher ist der Einfluss von Waldbauverfahren auf die Bodenatmung. Man weiss, dass Grosskahlschlag zu einer stärkeren Mineralisierung des Humus führt.

3.1.5 Mögliche Massnahmen

Solange keine technische kostengünstige Methode besteht, welche es erlaubt, CO₂ in Karbonate umzuwandeln oder es in flüssigem Zustand in tieferen Schichten der Meere zu lagern, stellen die Forst- und Landwirtschaft sowie die erneuerbaren Stoffe in der Biomasse

(direkt verwendet oder gespeichert) die einzigen Speicher dar, auf welche man Einfluss nehmen kann (Riedacker, 1999).

Allerdings wird keine Strategie im Bereich Wald- und Landwirtschaft die C-Ausstösse durch Verbrennung voll auffangen können. So ist eine Verbesserung der Situation nur durch eine drastische Reduktion der Emissionen, in Kombination mit weiteren Massnahmen, zu erreichen. Dabei geht es um folgende Massnahmen:

- Verminderung der CO₂ Emissionen
 - Energiekonsum drosseln : z.B durch Verwendung von energiesparenden, erneuerbaren (isolierende) Baustoffe: mehr Holz im Bau
 - Reduzierung des CO₂ aus dem Boden (Reduktion der Mineralisierung: z.B. kein Kahlhieb)
- Substitution, d.h.
 - Energieholz (im Wald, als Wiederverwertung von Holzprodukten)
 - Biobrennstoffe und Chemie der Biomoleküle
- provisorische Erhöhung des C-Speichers
 - Aufstockung der Biomasse (Vorratserhöhung im Wald)
 - Aufforstung (neue Waldflächen)
 - Verwendung des Holzes als Baumaterial mit einer längeren Ausdauer

Die Wirkung solcher Massnahmen ist sehr unterschiedlich. Gewisse Massnahmen haben nur vorübergehende Wirkung. Andere, wie Neuaufforstungen und Holzenergie, wirken langfristig bzw. voll. Ihre Effizienz ist also wesentlich grösser. Für Frankreich errechnet Roy (1999) folgendes Potential an C-Einsparungen bis 2010 (siehe Tabelle 3.12). Dies würde etwa 1/3 der im Kyoto-Protokoll vorgesehenen Reduktionen (Niveau 1990) ausmachen.

Tabelle 3.12: Potentielle jährliche Reduktion des C-Speichers im Bereich der Land- und Forstwirtschaft für Frankreich
Nach Roy (1999)

Massnahme	Reduktion in Mt J ⁻¹	%
Neu-Aufforstung (Brachland)	3	20
Zunahme des Holzverbrauchs im Bau	7	47
Zusätzliche Verbrennung von Energieholz	2,3	15
Bio Brennstoffe	1,1	7
Agro- und Xylochemie	2	13
Total	15	

Nach Roy (1999)

Waldbauliche Massnahmen wie Vorratserhöhung z.B. durch Umtriebszeitverlängerung, kleinflächige Verjüngung (Verringerung der Mineralisierung des Humus) oder Verwendung von produktiven Baumarten (z.B. Douglasie) leisten im Ausmass unwesentliche Beiträge zur Verbesserung der CO₂-Bilanz. Durchforstung und ähnliche Massnahmen wirken nur so lange, als die Produkte aus dem Kreislauf entzogen werden können (z.B. in Form von Holzenergie). Als allein relevante waldbauliche Massnahme gilt die Aufforstung von neuen Flächen. In den

70er Jahren stellten Surber et al. (1973) für die Schweiz ein entsprechendes Potential von 260'000 ha bis 2000 fest. Dahingegen stellen Entnahmen aus dem Kreislauf, sowohl provisorisch als Baustoff wie auch als Brennstoff (Holzenergie), wirksame Einflussgrößen dar.

Aufforstung bzw. Energieplantagen

Aktiv oder passiv (Bewaldenlassen von brachgelegten Flächen) ist diese Komponente für die Schweiz von gewisser Bedeutung. Es geht im Wesentlichen um von der Landwirtschaft brach gelegte, vor allem in Bergregionen gelegene, Flächen. Auf eine aktive Aufforstung oder zumindest auf eine flächige Bepflanzung wird heute verzichtet, um die Bildung von zu gleichförmigen Bestockungen zu verhindern. Langfristig führt die natürliche Wiederbewaldung praktisch kostenlos zum gewünschten Ziel.

Als Energieanbau werden sowohl Biokulturen wie auch Holzenergieplantagen mit sehr kurzen Umtrieben erwogen. Die Energieumsetzung erfolgt entweder durch Pyrolyse oder Verbrennung. Dabei ist der Wirkungsgrad der Verbrennung mit heute 80-90 %, zukünftig mit bis 95 % wesentlich günstiger als jener der Pyrolyse mit 50 %. Aus dieser Sicht sollte Holz besser in modernen Feuerungsanlagen verbrennt werden.

Holzenergieplantagen können entweder auf intensiv genutztem Boden, quasi wie landwirtschaftliche Anbauten mit Bodenbearbeitung und Düngung, produziert werden oder durch extensiven Anbau ähnlich dem Waldanbau. Nach Burschel et al. (1993) bestehen hier folgende Möglichkeiten:

- Energiepflanzung mit sehr kurzem Umtrieb (zw. 1 bis 7 Jahre)
Sie werden drei mal auf den Stock gesetzt (siehe Abb. 3.13) und profitieren vom Vorteil der Stockausschlagkraft



Abb. 3.13: Erntemaschinen für Energieplantagen im Stockauschlag mit sehr kurzen Umtrieben

Nach: Handbook for energy forestry

- Forstliche Rohstoffpflanzung im Niederwaldbetrieb mit Umtrieb von 15 Jahren
- Hochwaldplantagen mit $U = 60$ Jahre
- Klassischer Hochwald (Aufforstung)

Die C-Bindung wird auf folgenden Potentiale geschätzt (siehe Tabelle 3.14). Daraus ist ersichtlich, dass Aufforstung mit produktiven Holzarten wie Fichte (ev. Douglasie) günstiger zu stehen kommen als die neuen Formen der Umbauten im sehr kurzen Umtrieb. Hier spielt auch die Tatsache, dass Aufforstungen keine Düngung oder Bodenbearbeitung benötigen, eine Rolle. Abgesehen vom hochproduktiven Anbau von Chinaschilf und bei Betrachtung des Unterschieds in der Energiegewinnung (Verbrennung vs. Pyrolyse) sind Energieplantagen wie Aufforstung in der Wirkung günstiger als landwirtschaftliche Anbauten.

Tabelle 3.14: C-Speicherung durch Energieholzplantagen und landwirtschaftliche Energiekulturen

Typ von Energieanbauten	C-Bindung T [°C] ha ⁻¹ J ⁻¹
<u>Forstliche Anbauten:</u>	
Energieplantagen	3,3
Rohstoffplantagen	2,5
Klassisches Brennholz	
Fichte	2,6
Buche	1,7
Aufforstung	
Fichte	3,9
Buche	2,6
<u>Landwirtschaftliche Anbauten:</u>	
Chinaschilf	9,0
Raps	3,3
Stroh, Soja	2,9
Weizen, Mais	0,5

Nach: Burschel et al. (1993)

Holz im Bau

Holz als Baustoff verbraucht 2 bis 9 mal weniger Energie als andere Produkte (siehe Tab. 3.15) und steht bezüglich Isolation günstiger. Betrachtet man die Umweltkosten gerechnet auf Grund der Umweltbelastung durch CO₂ SO₂ NO_x steht der Holzbau gegenüber anderen Materialien 3,4 mal günstiger da (Riedacker, 1999). Bei Veranschlagung eines Lebenswerts von 50 Jahren kann Holz im Bau mittelfristig einen realen Beitrag zur C-Speicherung liefern. Heute macht Holz 22 % der Werkstoffe im Hochbau aus. Hier besteht ein erhebliches noch nicht voll ausgeschöpftes Potential.

Tabelle 3.15: Primärenergie gebunden in verschiedenen Werkstoffen, sowie entsprechende CO₂-Emissionen.

Für die Herstellung eines Balken mit einer Tragfähigkeit von 20 KN wird folgende Energie benötigt bzw. Emission von CO₂

Werkstoff	Gebundene Energie		CO ₂ Emission (kg)
	(Kwh ⁻¹)	(%)	
Holz	60	11	15
Metall	561	100	136
Eisenbeton	221	39	54
Stein massiv	108	19	26

Nach Burschel et al. 1993

Holzenergie

Holz als Brennstoff, eine Verbrennung in modernen Anlagen mit mehrstufiger Verbrennung und allenfalls mit Katalysatoren vorausgesetzt, gehört zu den C-effizienten Energienutzungen wie Tab. 3.16 zeigt. Heute hat die Verbrennungstechnik gewaltige Fortschritte gemacht, und es stehen nicht nur grosse sondern auch effiziente mittlere und kleine Feuerungsanlagen (für Einfamilienhäuser, sogar Einzimmer) zur Verfügung.

Tabelle 3.16: CO₂-Effizienz der Holzenergie. Errechneter CO₂-Ausstoss im Vergleich mit Kohlenkraftwerken

Brennstoffart	Reduktion CO ₂
Kohle	1
Holzchips in Turbokessel	12
Heizöl (Haushalt)	8
Heizung mit Erdgas	7
Heizung mit Elektrizität	2

Nach: Riedacker (1999)

Aus Sägereiabfällen können sog. Pellets (kleine Zylinder aus gepresstem Sägemehl) hergestellt werden, welche sich als Brennstoff in automatischen Kleinf Feuerungen verwenden lassen.

Als Chips (Hackschnitzel) lässt sich Brennholz kostengünstig herstellen und transportieren, sodass die Gewinnungskosten wesentlich günstiger zu stehen kommen als bei klassischen Industrieholzsortimenten. Mengenmässig geht es bei dieser Form nicht nur um eine Alternative zum klassischen Brennholz in Stückform sondern noch um zusätzliche Mengen als Substitution für praktisch alle bisher verwendeten Industriesortimente (wie Papier- und Spanplatten), sowie um Verwendung von bisher nicht genutzten Teilen wie Ast- und Reisigmateriale. Dieser letztere Anteil dürfte nicht unwesentlich sein. So zeigen die Ergebnisse des letzten LFI, dass die im Wald erfasste Menge genutzten Holzes 6,7 Mio. m³ beträgt, gegenüber 4,7 Mio. m³ effektiv vermarkteten. Der Unterschied von 2,0 Mio. m³ entspricht grob der Menge liegengelassenen

Holzes, welches wahrscheinlich als Hackschnitzel nutzbar wäre. Heute nutzen wir tatsächlich ca. 60 % des Zuwachses von jährlich 9,8 Mio. m³. Hier liegt auch ein Potential für Mehrnutzungen.

Heute verwenden wir etwa 2,5 Mio. m³ Energieholz. Dies deckt 2,3 % des gesamten schweizerischen Energieverbrauchs, bzw. 4,5 % des Wärmebedarfs. Das Potential wird von Rutschmann und Grünenfelder (1995) auf 5 Mio. m³, allenfalls sogar 7 Mio. m³ geschätzt. Gemäss Rutschman und Grünenfelder (1995) hat der Verbrauch von Hackschnitzelholz in automatischen Holzfeuerungen in der Schweiz zwischen 1990 und 1997 um 78 % zugenommen.

So scheint Energieholz für die Zukunft als einer der wirksamsten Wege zur Verbesserung des C-Haushaltes.

3.2 STURM - PROBLEME

3.2.1 Charakterisierung der Windstürme

Charakteristisch für die Beanspruchung durch starke Winde, im Gegensatz zu Schnee, ist eine sehr dynamische Belastung mit pulsierenden wirkenden Kräften (Böen). Die Windkräfte wirken horizontal auf den Baum (Marsch, 1989), im Gegensatz zur vertikalen Belastung bei Schneelast (siehe Abb. 3.17). Darüber hinaus ist der stochastische Charakter der Ereignisse hervorzuheben.

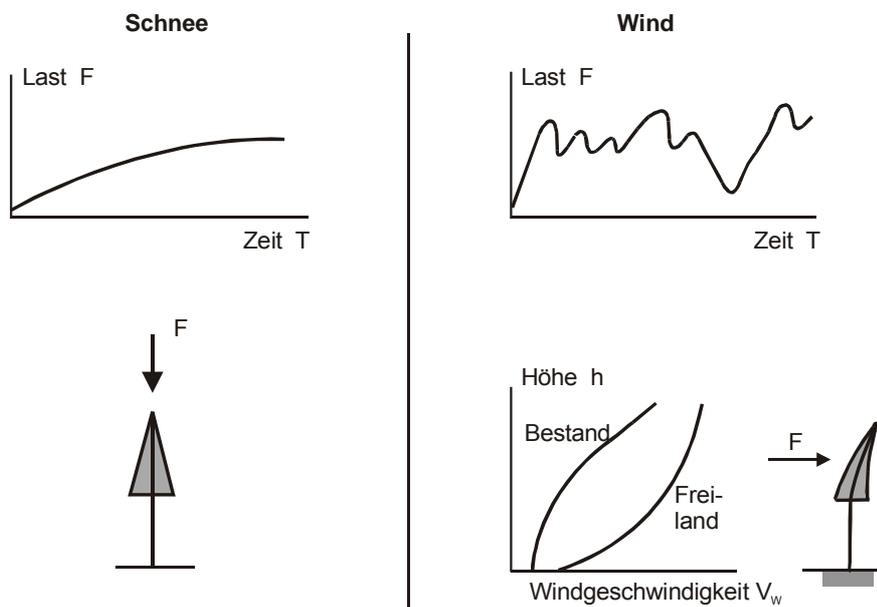


Abb. 3.17: Unterschiede in der Belastung zwischen Schneedruck und Windstürmen
Nach Marsch (1989)

Starke Stürme können verschiedene Ursprünge aufweisen, nämlich:

- Winterstürme als Ausläufer von außertropischen Zyklonen verbunden mit einer Tiefdruckfront
- Sommerstürme bei Gewittern
- Föhnstürme
- Fallwinde (Nordwind, Joran)
- Tornados (in der Schweiz sehr selten)

Je nach Windgeschwindigkeit ist die Wirkungskette differenziert zu interpretieren. Von einem Sturm spricht man, wenn den Wert 8 auf der Beaufortskala (Durchschnittsgeschwindigkeit 17 ms^{-1} oder 62 kmh^{-1}) erreicht bzw. überschritten wird, von einem Orkan bei Überschreitung des Werts 12 (31 ms^{-1} bzw. 118 kmh^{-1}).

Bei mittleren Stürmen fegen die Luftmassen eher regelmässig über den Kronenrand. Bei Starkstürmen hingegen bewegen sich die Luftmassen nicht mit einheitlicher Geschwindigkeit und Richtung über einen Bestand, sondern es entwickeln sich aus den Luftströmungen der Hauptrichtung und –geschwindigkeit Wirbel und Böen, die eine 1,5-fache durchschnittliche Windgeschwindigkeit erreichen können. Die Böendauer beträgt zw. 3 und 30 Sekunden, anschliessend verschieben sich die Windkonzentrationen an andere Orte. Die Böigkeit ist

bezüglich Schäden massgebend. So ist bei der Betrachtung solcher Ereignisse zwischen einer mittleren Windgeschwindigkeit (konventionellerweise über 10 Min. gemessen) und Windspitzen (Böen), gemessen während 1 Sek., zu unterscheiden. Zwischen beiden Grössen besteht eine klare Korrelation.

Weil die Windgeschwindigkeit gegen den Boden zu sehr stark abnimmt, ist über dem Wald eine generell fallende Richtung der Luftmassen festzustellen. Das Fallen von Bäumen bzw. Waldpartien kann die Windstruktur bzw. -geschwindigkeit lokal noch verstärken (Mayer, 1985).

Intermittierend wirkende Böen können in der gleichen Schwingphase die Schwingungs-Amplitude der Bäume erhöhen (Irvine et al. 1997) und zu Resonanzeffekten führen (Holbo et al. 1978). Die Strömungsgeschwindigkeiten ändern sich so, dass der laufend und unregelmässig rasch bewegte Luftkörper sich mit weniger schnellen abwechselt (Mayer, 1985). Bänder der stärksten Windstärke werden also von solchen schwächeren getrennt. So entstehen in betroffenen Wäldern Windgassen von unterschiedlicher Breite. Böenfronten können zur Bildung von Schadenstreifen von 1–2 km Breite und mehreren km Länge führen (Faust, 1948, Müldner, 1950). Dopplerradarbilder, die die ETHZ über das Limmattal während des Orkans Lothar aufnahm, zeigen eine solche Streifenstruktur des Windfeldes. Dies steht auch im Einklang mit der festgestellten räumlichen Verteilung der Schäden in parallel laufenden Gassen (Schmid et al. 2001). Die Karte der maximalen Windgeschwindigkeiten zeigt während des Maximums des Sturms Lothar den sehr starken Gradient der Windgeschwindigkeiten quer zur Windrichtungsachse (siehe Abb. 3.18)

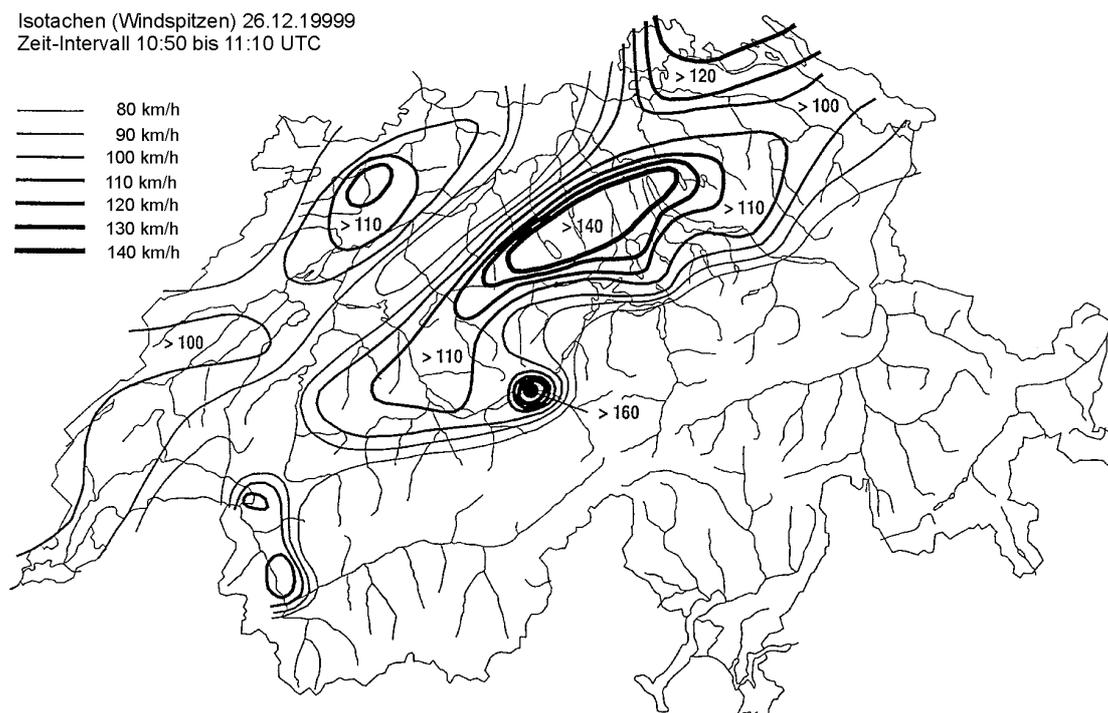


Abb. 3.18: Isotachen der Windgeschwindigkeiten im schweizerischen Mittelland beim orkanartigen Sturm Lothar (26.12.99). Isotachen = Linien gleicher Windstärken (Spitzenwerte über 1 s)

3.2.2 Schäden

Nach Oehler (1967) resultieren bereits ab Windgeschwindigkeiten um 17 ms^{-1} (62 kmh^{-1}) zerstreute Schäden im Wald. Bei Windgeschwindigkeiten ab 30 ms^{-1} (108 kmh^{-1}) entstehen flächige Schäden, mit lokaler Auflösung in kleinen Löchern unterschiedlicher Ausdehnung von meistens zwischen 7 und 10 Aren (Quine und Bell, 1988). Bei sehr starken Stürmen oder sogar Orkanen können grossflächige Schäden entstehen, sehr oft sind die Schäden auf lange Streifen (Windgassen) konzentriert.

Es lassen sich folgende Schäden unterscheiden:

- Brüche
 - Stammbruch (Höhe 2-10 m)
 - Stockbruch
- Wurf
 - Wurzelbruch (Wurzelteller am Stammfuss als Scharnier)
 - mit dem ganzen Wurzelteller
- Torsion

Im Grossen und Ganzen werden die Bäume nach heftigen Stürmen sowohl gebrochen als auch geworfen. Empfindliche Koniferen (z.B. Fichte) werden eher gebrochen. Winterkahle Laubhölzer werden tendenziell eher geworfen. Bodeneigenschaften und –zustand (z.B. Wassersättigung) spielen hier eine entscheidende Rolle. Primär sind die höchsten Bäume betroffen, weil die Windgeschwindigkeit gegen den Boden zu stark abnimmt und wegen dem grössten Drehmoment bzw. Schwingungsamplitude.

Es scheint, dass die Kräfte (bzw. das Drehmoment), welche zu Bruch oder zu Wurf führen, ähnlich gross sind (Worrell, 1981; in: Dunham und Cameron, 2000). So dürften kleine Materialschwächen im Fall des Bruches sowie der Querschnitt und Winkel der Hauptwurzeln bzw. ihr Gesundheitszustand sowie die Tiefe der Wurzelballe im Fall des Wurfes für die Schadenart schlussendlich entscheidend sein.

Bei Stammbrüchen variiert die Höhe des Bruches zwischen 2 – 8 m, obwohl der Biegemoment an der Stammbasis maximal wäre. Betrachtet man das Schwingen der Bäume, würde man die Bruchstelle bei 0,5 der Schaftlänge erwarten, weil dort beim 1. harmonischen Knotenpunkt die grösste Stammdeflexion stattfindet (Fournier et al. 1993; Eutener, 1970). Schlussendlich scheinen Unterschiede im Holzmaterial wie Äste, Buchs (Dunham und Cameron, 2000) oder breite Jahrringe eine nicht unerhebliche Rolle zu spielen.

Torsionschäden (eher selten) können entstehen, wenn Bäume während dem Bruch durch rotierende Kräfte beeinflusst sind. Dies kann geschehen, wenn die Krone asymmetrisch ist oder wenn der Baum durch Nachbarn einseitig eingeklemmt wird (Skater und Kucera, 2000). Diese Autoren zeigen bei der Föhre in Norwegen, dass die gegen die Sonne orientierten Äste (im Süden) um 40 cm länger sind als die in den anderen Himmelsrichtungen. Dies lässt sich durch den Einfluss der Sonnenposition erklären.

3.2.3 Komponenten der Stabilität

Die Stabilität beruht also sowohl auf Materialeigenschaften als auch auf der Art der Verankerung. Hier spielen neben der Bindung eines Erdteils durch Feinwurzeln (sog. Wurzelballe) auch die für die laterale Verankerung wirksamen Hauptwurzeln eine Rolle (siehe Abb. 3.19). Als prädisponierende Faktoren wirken der Bewegungsfreiraum der Bäume bzw. die bremsende bzw. stützende Wirkung der Nachbarbäume.

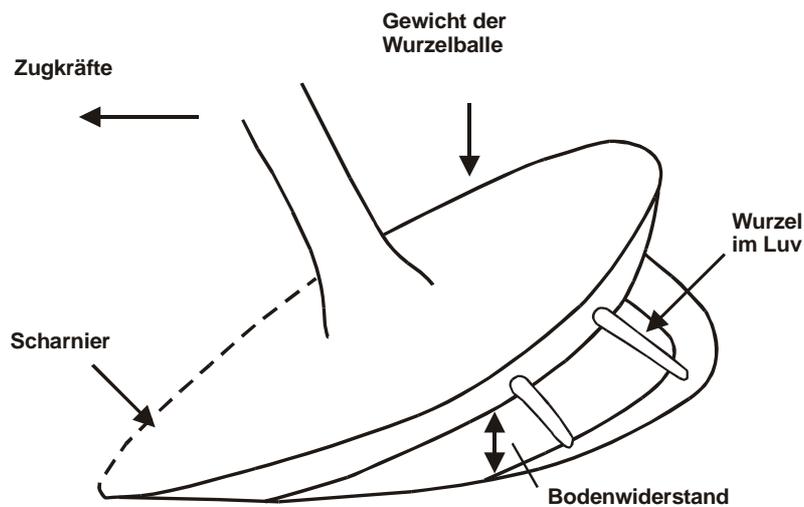


Abb. 3.19: Verankerung der Bäume

Nach Coutts (1983)

Betreffend Verankerung hat Coutts (1983) in Schottland in Experimenten mit durch künstliche Schwingung beanspruchten Bäumen (Sitkafichten von 24 m Höhe) die Komponenten des Windwiderstands des Wurzelsystems auf folgende Anteile eruiert:

- | | |
|--|------|
| • Zugfestigkeit der seitlichen Hauptwurzeln im Luv | 54 % |
| • Gewicht der Wurzelballe | 31 % |
| • Seitenwurzel im Lee (Biegefestigkeit) | 8 % |
| • Scherfestigkeit des Bodens an der Oberfläche der Wurzelballe | 7 % |

Der Bodenzustand spielt eine entscheidende Rolle. Ist er gefroren, brechen die Bäume (Hintikka, 1972; Peltola et al. 2000). Sandböden amortisieren die Wurzelbewegungen. Auf Torfböden bzw. permanent oder vorübergehend vernässten Böden ist die Kohäsion derart gering, dass Bäume bei wesentlich geringeren Geschwindigkeiten geworfen werden. Überschreitet der Baum eine Neigung von 30° fällt er durch sein Eigengewicht.

Phänomen der Auflösung der Bestände

Unter starken Stürmen in einem pulsierenden böenartigen Windfeld schwingen die Bäume in kurzer Zeitamplitude. Grundsätzlich scheinen die Bruchschäden während einer kurzen Zeit nach maximaler Windböenbelastung stattzufinden. Würfe erfolgen nach langen Hin- und Herbewegungen der Bäume durch Ermüdung der Wurzelfestigkeit. Wie Messungen und Beobachtung der Wurzelbewegungen von Bäumen von Hintikka (1972) während Stürmen in Finnland zeigen, erheben sich die auf Zug beanspruchten Wurzeln im Luv (windseits) um einige cm. Die Wurzeln im Lee hingegen sind auf Biegung beansprucht und biegen sich nach unten (siehe Abb. 3.20). Die Kräfte, welche die im Luv orientierten Wurzeln beanspruchen sind 2 bis 3 mal Grösser als die im Lee (Watson, 2000).

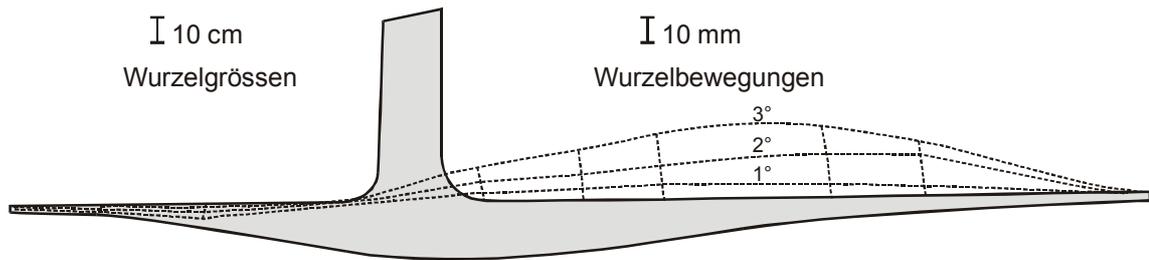


Abb. 3.20: Wurzelbewegungen einer Fichte nach Zugexperimenten
Nach Hintikka (1972)

Das Hin- und Herbewegen der Wurzeln wirkt wie ein Stampfer auf den Boden. Dies kann auf wassergesättigten, tonreichen Böden zum Kohäsionsverlust des Bodens und zur Verflüssigung der Bodenmasse führen. Beobachtungen zeigen, dass während starken Schwingungen von Bäumen auf tonreichen Böden, an der Peripherie der Wurzelballe flüssiger Bodenbrei um einige Meter in die Luft hochgeschossen werden kann (Hintikka, 1972). So kann am Schluss um die Wurzelballe ein Ring aus verflüssigtem Tonbrei entstehen (siehe Abb. 3.21).

Ob bei Flächenschäden generell ein **Dominoeffekt** stattfindet, ist unklar bzw. unsicher. Es scheint eher so zu sein, dass die Bäume sukzessiv zu Boden fallen, sodass der Bestand destabilisiert wird und sich dann bei anhaltendem Schwingen nicht mehr durch die Kohäsion zwischen den Bäumen (sog. Kollektivstabilität) halten kann. Windtunnel-Experimente zeigen, dass kleine Lücken in einer Bestockung in Bezug auf die Zusammenbruchanfälligkeit wesentlich mehr ausmachen als eine regelmässige Abstandserhöhung (Gardiner et al. 1997).



Abb. 3.21 : Verflüssigung der Tonbestandteile um die Wurzelballe infolge der durch die Baumschwingung erzeugten Dämpfungseffekt des Wurzelssystems

Baumartenempfindlichkeit

Wintergrüne Nadelbäume sind in der Regel wesentlich empfindlicher als winterkahle Baumarten. Dies steht offensichtlich in Zusammenhang mit der Segelwirkung der Krone. So zeigen die Ergebnisse der Lotharschäden in der Schweiz, dass Fichte und Tanne um 3 mal mehr von Schäden betroffen waren als Laubhölzer (Buwal und WSL, 2001). Dvořak und Bachmann (2001) zeigen für die stark von Lothar betroffenen Plenterwälder des Emmentals, dass die Fichte um 30 % stärker betroffen war als die Tanne, sowie doppelt so empfindlich war wie die Buche. Ihrerseits scheint die Buche empfindlicher zu sein als andere Laubholzarten.

Die Sturmempfindlichkeit der Baumarten ist je nach Sturmereignis und Standort etwas unterschiedlich. Es lassen sich aber auf Grund der allgemeinen Tendenzen folgende Empfindlichkeitsabstufung festhalten: **Fi > Ta > Fö >> Dou > Bu > Ei > Ah, Es.**

Allerdings steht die Bruchanfälligkeit auch in Zusammenhang mit Materialeigenschaften. Der Bruchwiderstand ist je nach Holzart sehr unterschiedlich. Tab. 3.22 zeigt den Bruchwiderstand des Wurzelholzes einzelner Holzarten. Es fällt auf, dass z.B. die Douglasie eine um den Faktor 2 günstigere Bruchfestigkeit aufweist als die sehr empfindliche Fichte. Auch gegenüber Laubholzarten wie Buche ist sie widerstandsfähiger. Die Erfahrung zeigt auch, dass Douglasbestockungen auf dieser Baumart zusagenden Böden (genügende Permeabilität) zumindest auf Bruch wesentlich stabiler sind .

Die Anteile zw. Bruch und Wurf sind je nach Holzarten, Bodenverhältnissen und schlussendlich Windstärken recht unterschiedlich. Generell werden Fichten/Tannen eher gebrochen und Laubhölzer eher geworfen.

Tabelle 3.22: Bruchwiderstand des Wurzelholzes

Baumarten	Bruchwiderstand (MPa)	Im Verhältnis zur Fichte
Fichte	28	1,00
Eiche	32	1,14
Nothofagus	33	1,18
Birke	38	1,36
Douglasie	54	1,94
Thuja plicata	57	2,04

Nach Coutts (1983)

Allerdings zeigen Bazzigher und Schmid (1969) bzw. Schmid-Haas und Bachofen (1991) bei Streuschäden nach dem Stürmen von 1967 und 1990 (Vivian), dass die Windwürfe anteilmässig bei weitem dominieren (67% aller Schäden). Sie lassen sich im Wesentlichen durch Wurzelfäulen erklären. Eine Übertragung diesen Ergebnisse auf Flächenschäden ist nicht zulässig, weil die Fäuleschäden in einem Bestand sehr unregelmässig und zufällig verteilt sind, wie Graber (1995) am Fallbeispiel der Fichte zeigte, sodass bei mittleren Sturmgeschwindigkeiten die Bäume selektiv getroffen werden. Es fallen zuerst die mit ungünstiger Verankerung bzw. angefaulten Wurzeln.

Auf nassen Böden nimmt der Anteil an Würfeln zu. Auf kohäsiven Böden (z.B. Braunerden) bzw. bei Frost ist es umgekehrt.

Bedeutung der Verankerung

Ist die Verankerung von Bedeutung (bei Laubholzarten), sind die Unterschiede sowohl zwischen den Baumarten als auch den Bodenbeschaffenheiten zu betrachten. Als Faktoren spielen hier:

- Typen der Wurzelsysteme (Flach, Pfahl, Herz) sowie die Vernetzung des Bodens durch die Feinwurzeln
- Dimensionen der Wurzellballe (Breite und Tiefe)
- Bodeneigenschaften, welche auf die Entwicklung der Bewurzelungstiefe wirken.

Von den drei Wurzelsystemen (siehe Abb. 3.23) ist das Herzwurzelsystem als am günstigsten zu betrachten, weil es sowohl die Tiefe wie die Breite bevorzugt. Das Flachwurzelsystem ist nicht so ungünstig wie üblicherweise angenommen, da es zu einer bezüglich seitlicher Verankerung günstigen Entwicklung der Hauptwurzeln führt. Die Bewurzelungstiefe ist von Senkerwurzeln gesteuert. Die Wurzelsysteme sind sehr stark von der Bodenbeschaffenheit, insbesondere von der physiologischen Gründigkeit, überlagert, sodass auch Baumarten mit Pfahlwurzeltendenz ein flachgründiges System entwickeln können und umgekehrt. Die Art der Pflanzenbegründung bzw. der Bodenbearbeitung scheint im Fall von Nacktwurzelpflanzung keinen wesentlichen Einfluss auf die Entwicklung des erwachsenen Wurzelsystems zu haben (Coutts, 1983). Bei Containerpflanzung können Wurzelverformungen im Container zu erheblichen Veränderungen des Wurzelwerks und damit zu Stabilitätsproblemen führen.

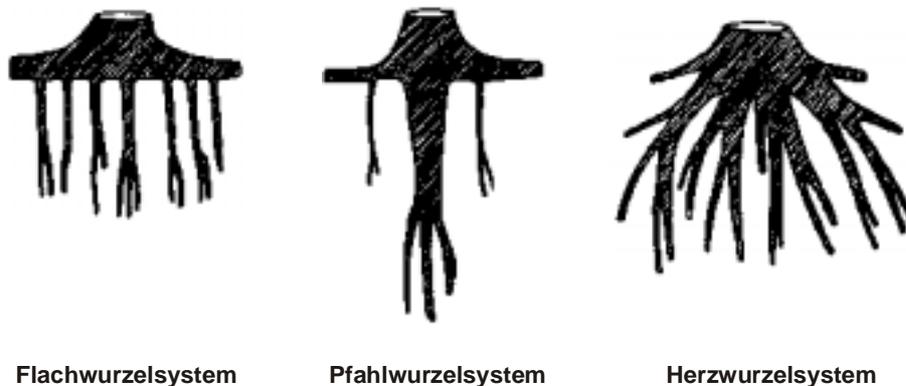


Abb. 3.23: Die drei Wurzelsysteme
Nach Biebelriether (1966)

Das Gewicht der Wurzelballe kann um 8 mal höher sein als das Stammgewicht. Es hängt vor allem von der Bodenfixierung durch die Feinwurzeln, also von der Feinwurzelintensität ab. Sie ist sehr stark von der Mykorrhizierung bestimmt. Die Wurzelintensität nimmt generell von der Bodenoberfläche nach unten sehr deutlich ab. Beobachtungen von Fisler (2000) an Wurzelballen auf Hochschotterterrassen (Bremgarten) zeigen, dass Buchen deutlich breitere Wurzelballen besitzen als Eichen.

3.2.4 Waldbaustrategien

Bei der Festlegung des waldbaulichen Verhaltens bezüglich Sturmschäden geht es um Fragen der Risikoeinschätzung und der Wirkung von prophylaktischen Massnahmen. Bei der Risikoeinschätzung sind die Wiederkehrzeit (oder Rekurrenz) der Ereignisse sowie allfällige prädisponierende Faktoren von Bedeutung. Für eine Charakterisierung der waldbaulichen Strategien kann man von der klassischen Einteilung für das Verhalten gegenüber Störungen ausgehen, nämlich den zwei folgenden Grundverhalten:

- Ausweichen (Avoidance)
- Wiederstehen (Resistance)

Die Ausweichstrategie, welche im Wesentlichen auf einer Anpassung der Umtriebszeit an die Wiederkehrrisiken der Stürme basiert, bedarf einer differenzierten Analyse. Es ist hier zwischen den Wiederkehrrisiken eines Ereignisses auf grossregionaler Ebene und den lokalen Risiken auf Bestandesebene zu unterscheiden.

Überschreitet die Windgeschwindigkeit 30 ms^{-1} (108 kmh^{-1}), geht man davon aus, dass biomechanische Eigenschaften, Standortfaktoren oder waldbauliche Faktoren keinen Einfluss mehr zeigen (Oliver und Mayhead, 1974). Dies gilt im Wesentlichen für Fichtenbestockungen. Für Buche zeigen die französischen Erhebungen nach Lothar im Nordosten von Frankreich, dass erst bei der Überschreitung von Windgeschwindigkeiten von $140\text{-}160 \text{ kmh}^{-1}$ grosse Schäden entstehen; bei Geschwindigkeiten von $120\text{-}140 \text{ kmh}^{-1}$ liegt der Schadenanteil bei 50 %.

So ergibt sich, dass Waldbaustrategien im Wesentlichen nur für mässige Stürme Sinn machen. Extremereignissen gegenüber ist man machtlos. Hier gelten die Regeln der Naturgewalt. Zu beachten ist, dass bei Sturmereignissen eine gleiche Windgeschwindigkeit nie überall gleich wirkt, es zeigen sich im Gegenteil lokal extrem starke Unterschiede in der Windstärke. Auch spielen Winddauer und Böigkeit eine wichtige Rolle.

Berechtigt ist auch die Frage, ob, wenn schon Extremereignisse vorkommen, eher Brüche als Würfe wünschenswert sind. Vom Standpunkt der Verluste sind Würfe günstiger. Weil die Grenze zwischen beiden Schadenformen zumindest für die gleiche Baumart gering ist, scheint hier wenig Handlungsspielraum gegeben.

Eine der waldbaulich relevanten Fragen im Sinne der Widerstehensstrategien ist, ob die Förderung der Schaftform (Schlankheit bzw. Vollholzigkeit) durch Durchforstungen nicht Zulasten der Destabilisierung des Bestandes geht.

Wiederkehrzeit der Stürme (Rekurrenz)

Die Wiederkehrzeit von starken Stürmen ist je nach Grossregionen sehr unterschiedlich. So dürften die Waldbaustrategien von Ländern, die regelmässig von heftigen Stürmen heimgesucht werden (Schottland, Skandinavien, atlantische Küste), wesentlich anders sein als diejenigen für das temperierte Mitteleuropa. Abb. 3.24 zeigt, dass Nordeuropa und auch die atlantische Küste (fr.: la façade atlantique) viel öfter von starken Stürmen heimgesucht werden als die Alpenregionen. Auswertungen des schwedischen Landesforstinventars zeigen, dass das lokale Vorkommen der Sturmschäden sehr stochastisch und somit im Gegensatz zu Schneeschäden kaum prognostizierbar ist (Valinger und Fridman 1997).

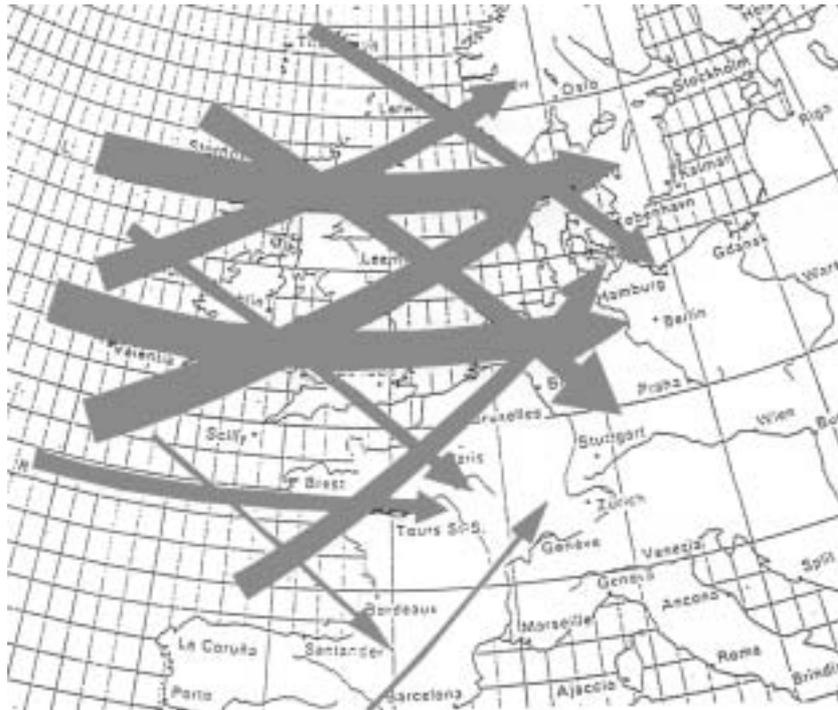


Abb. 3.24: Hauptzugbahnen der winterlichen starken Stürme in Westeuropa; Nach einer Auswertung der Versicherungsbranche (Schweizer Rück, 1985)

In: Schiesser et al. (1997)

Die Frage eines allfälligen Einflusses der Klimaerwärmung auf die Wiederkehr und insbesondere die Stärke von Stürmen ist nicht schlüssig zu beantworten. Statistische Untersuchungen von Schiesser et al. (1997) für die Klimastation Zürich zeigen, dass die Häufigkeit von starken Winden und Stürmen der Beaufortskala 7 und 8 in den letzten 150 Jahren eher abnahm. (siehe Abb. 3.25).

Allerdings spricht die in den letzten Jahrzehnten unübersehbare Erhöhung der Globaltemperaturen für eine stärkere Energieumsetzung und somit für eine Zunahme der Sturmheftigkeit und -häufigkeit. Generell geht man aber von der Vorstellung aus, dass die Bahnen von heftigen Stürmen sich in Zukunft eher nach Norden verschieben werden.

Darüber hinaus wiegen heute die Konsequenzen bezüglich Destabilisierung des Holzmarktes weit schwerer, da die Vorräte in den letzten Jahrzehnten im Durchschnitt erheblich zugenommen haben. Ökonomisch gesehen bricht der Holzmarkt bei einer grossregionalen Überschreitung einer 2- bis 3-fachen Jahresnutzung zusammen. So dürfte in Zukunft die ökonomische Bedeutung bei gleichbleibenden Windstürmen zunehmen, oder, anders formuliert, schwerwiegende Holzmarkteinbrüche bei geringeren Sturmmagnituden vorkommen.

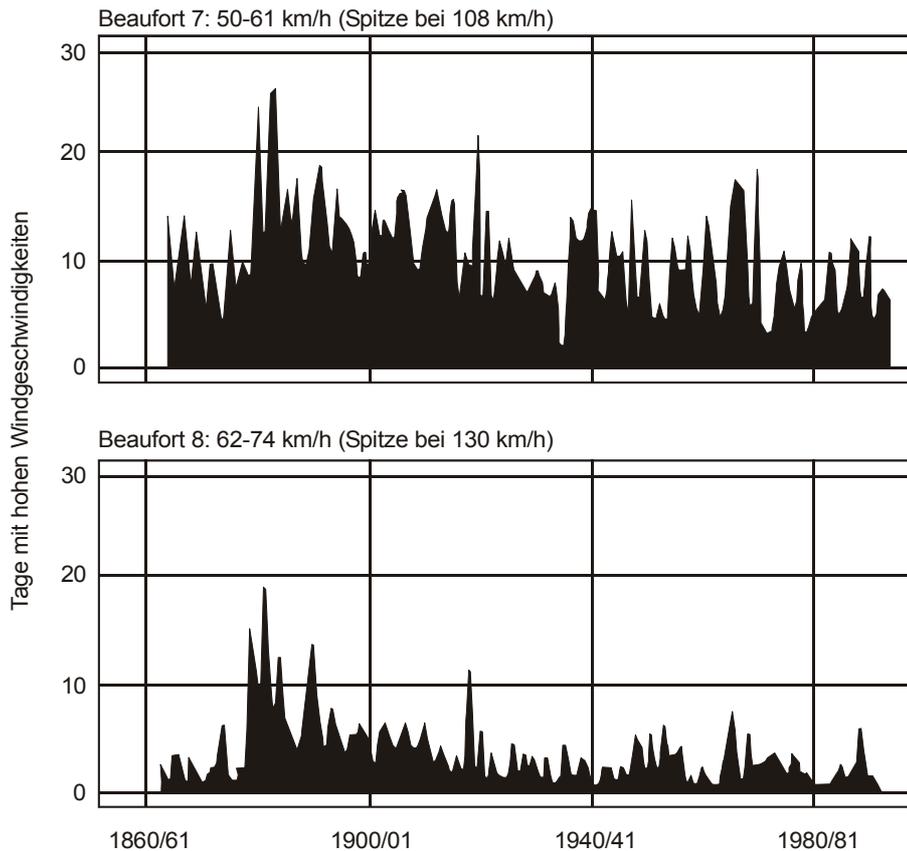


Abb. 3.25: Häufigkeit des Vorkommens von starken Winden bzw. Stürmen der Beaufortskala 7 und 8 von 1860 bis 1990

Nach Schiesser et al. (1997)

Reduktion der Umtriebszeit

Ob es eine relevante Massnahme darstellt, den Stürmen durch eine Reduzierung der Umtriebszeit auszuweichen, ist eine oft diskutierte Frage. In Wirklichkeit muss man hier zwischen der Wiederkehr eines grossräumig wirkenden Ereignisses und der lokalen Impaktwirkung unterscheiden.

Wegen der heterogenen Struktur des Windfeldes verursachen starke Stürme in einer Region, die wie Schottland besonders oft von Stürmen heimgesucht wird, grossräumig gesehen Flächenschäden von zwischen 2 und 8 % (Gardiner und Quine, 2000). Der Sturm Lothar selbst betraf 3 % des Holzvorrates bzw. 2 % der Waldfläche (des schweizerischen Mittellandes), wenn man nur die Wälder mit flächigen Schäden betrachtet (Buwal 2001). Das bedeutet, dass zwischen der Rekurrenzzeit des Ereignisses und derjenigen auf den Bestand bezogenen ein Verhältnis von ungefähr 1/50 besteht.

Eine Schätzung der Wiederkehrzeit eines Ereignisses wie Lothar nach der Extremstatistik nach Gumbel ergibt eine Rekurrenzzeit von etwa 12 Jahren (siehe Abb. 3.26). So ergibt sich ein Wiederkehrisiko für flächige Schäden auf Bestandesebene von $12 \times 50 = 600$ Jahre. Selbst für Schottland ergäbe dies im Falle extremer Flächenschäden von 8 % eine Wiederkehrzeit von 150 Jahren. So scheint klar dass, die Strategie des Ausweichens durch Verkürzung der Umtriebszeit kaum sinnvoll ist; abgesehen davon, dass mit langlebigen Ökosystemen eine dramatische Veränderung der produktionsbestimmenden Faktoren nur sehr langfristig umsetzbar ist.

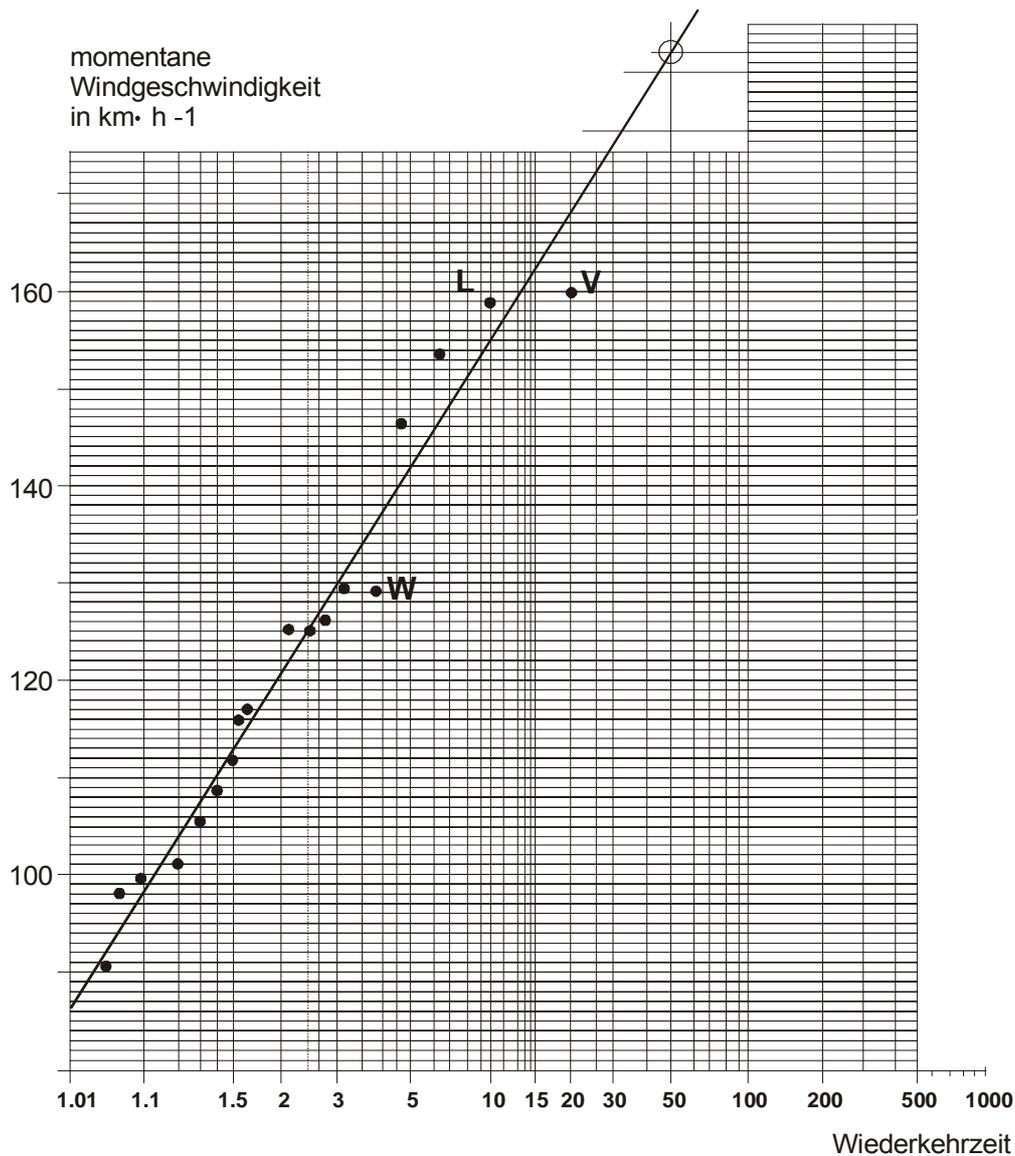


Abb. 3.26: Wiederkehrzeit von Sturmereignissen nach Extremstatistik nach Gumbel

Für Schottland kommt das computerunterstützte Prognosemodell GALE (Gardiner und Quine, 2000) zu lokalen Wiederkehrisiken von 70 Jahren für die am stärksten exponierten Stellen. Für die weniger exponierten errechnet das Modell einen Wiederkehrwert von bis zu 300 Jahren.

Prädisponierende Faktoren:

Die Baumart ist zweifelsohne der überhaupt wichtigste prädisponierende Faktor. Insbesondere sind wintergrüne Koniferen um 3-4 mal stärker betroffen als Laubholzarten.

Grossflächige Auswertung der Sturmschäden des Sturmes Vivian (1990) von König (1995) für Deutschland nach einem statistisch-kausalanalytischen Ansatz (mit nichtlinearer stufenweiser

Regression und Faktorenanalyse), zeigt als relevante Einflussfaktoren die folgenden Variablen in der Reihenfolge ihrer statistischen Wirkung:

- Bestandeshöhe
- Bodenbeschaffenheit (und Wassergehalt)
- Zeitspanne nach der letzten Durchforstung
- Windgeschwindigkeit

Diese Ergebnisse gelten prinzipiell für Fichtenbestände. Andere Faktoren wie Geländeform, Alter oder Waldrandstufigkeit wirken zwar statistisch gesichert, allerdings mit viel weniger Ausprägung.

Daraus lässt sich (neben der Baumartenwahl) die Empfindlichkeit der Baumhöhe (bzw. Alter) sowie der offensichtliche Einfluss der Durchforstung als waldbaulich relevant ableiten.

Einfluss der Topographie

Die Geländeform kann einen Einfluss ausüben. Schon Hütte (1967) wies auf eine besondere Schadenskonzentration in luvorientierten Hängen, Hügelscheiteln, Hügelrückseiten bzw. –seiten hin. Dies steht offensichtlich in Zusammenhang mit der Düsenwirkung und Bildung von Turbulenzen (siehe Abb. 3.27). Quine und Gardiner (1998) haben für Schottland ein Gelände-Prognosemodell für die Bestimmung der speziellen Risikenprädisposition entwickelt.

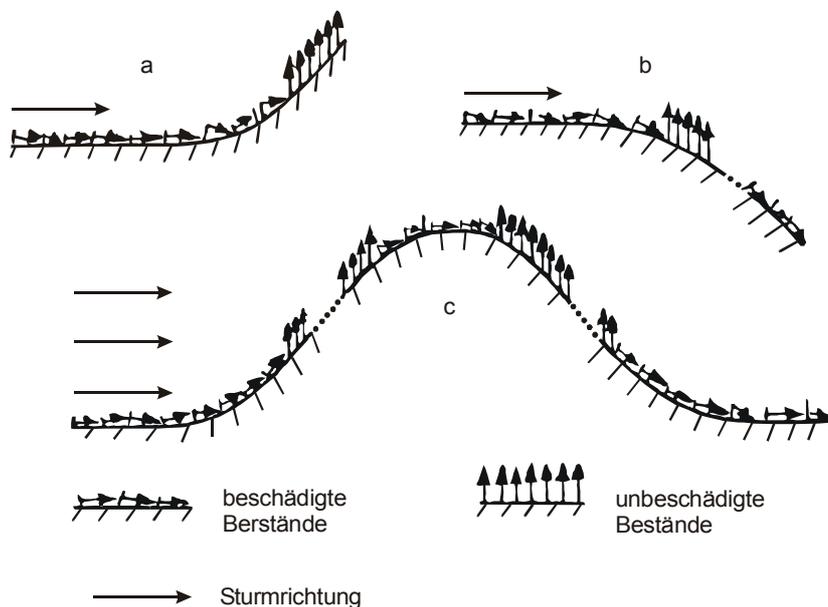


Abb. 3.27: Einfluss der Geländeform auf die Sturmschädenempfindlichkeit
Nach Hütte (1967)

Einfluss der Durchforstung

Unter den sehr dynamischen Windböen mit pulsierender Wirkung schwingen die Bäume in teilweise unterschiedliche Richtungen. Die Schwingung der Bäume im Bestand entspricht einem einfachen Schwingungsmodell und ist höchst stochastisch. Die Bäume biegen sich sehr kräftig. Wiederholte Böen können die Amplitude verstärken und sogar zu Resonanzeffekten führen (Holbo et al. 1978).

Die Schwingungsenergie wird durch folgende Faktoren aufgenommen: die Astbewegung (dämpfender Effekt der Äste), das Bremsen durch Nachbarn und die mechanischen Eigenschaften des Stammes. Experimentelle Schwingversuche von Milne (1991) mit 23-jährigen Sitkafichten in situ zeigen, dass die Bremswirkung von Nachbarn für 50% der Energievernichtung verantwortlich ist, gegenüber den 40% des Geästs und 10% des Stammes. Daraus lässt sich klar ableiten (wie auch aus den Ergebnissen im Modell von König), dass die Waldbehandlung, insbesondere die Durchforstung, einer der wichtigsten Faktoren der Sturmempfindlichkeit sein dürfte.

Für ein klares Verständnis der Bedeutung der Durchforstung, muss man die kurzfristigen Konsequenzen der Durchforstung, nämlich die Auflockerung des Kronendaches, und die langfristige Wirkung auf den Assimilationsapparat (bessere Bekronung) auf die Stammform (Abholzigkeit des Stammes) und allenfalls auf das Wurzelsystem vergleichend analysieren. Weil diese Einflussfaktoren zum Teil in konträrer Wirkung zueinander stehen, erklärt sich die anscheinend widersprüchliche Interpretation der Durchforstungsfrage.

So wird unmittelbar nach einem (flächigen) kräftigen Durchforstungseingriff der Bewegungsfreiraum der Bäume erheblich steigen. Mitscherlich (1981) zeigte, dass eine sehr kräftige Stammzahlentnahme zur einer Erhöhung der Schwingbewegungen um das 2- bis 3-fache zur Folge hatte. Man ist sich darüber einig, dass unmittelbar nach einer Durchforstung die Sturmempfindlichkeit erheblich zunimmt. So zeigen Ergebnisse von Persson (1975) in Schweden den markanten Einfluss der Zeit nach der Behandlung (siehe Abb. 3.28). Dies gilt im Wesentlichen für die Koniferen. Im Fall der Buche erweist sich dieser Faktor nach Lothar für das nordöstliche Frankreich bedeutend weniger wirksam.

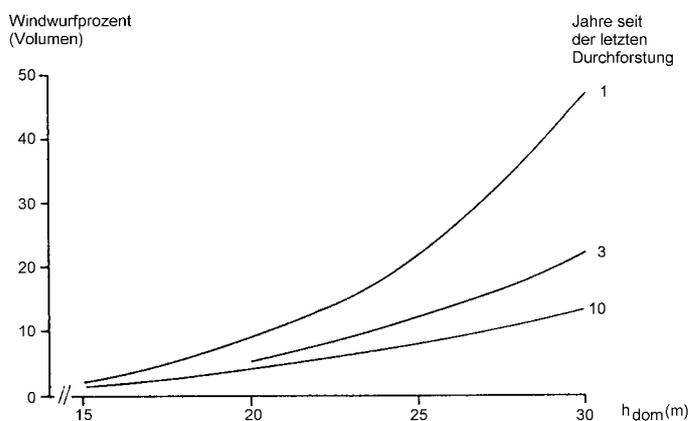


Abb. 3.28: Zusammenhang zwischen Baumhöhe und Zeitintervall nach der letzten Durchforstung und Sturmempfindlichkeit

Nach Persson, 1975

Bezüglich Langzeitwirkung der Durchforstung und Verbesserung der Baum- bzw. Bestandesstabilität bestehen unterschiedliche Vorstellungen. Positiv dürfte der erwiesene Einfluss der Eingriffe auf die Stammform (insbesondere Verbesserung des h/d Verhältnis) sein. Der Schlankheitsgrad nimmt aber generell mit zunehmendem Alter ab, sodass das h:d nur in der

jüngeren Entwicklungsstufe ein Indikator für die Stabilität sein dürfte und entsprechend im Zusammenhang mit der Schneedruckempfindlichkeit die grössere Bedeutung aufweist. Weil gleichzeitig die Durchforstung die Bekronung deutlich verbessert, wird auch die Segelwirkung zunehmen. Es fragt sich demnach, welche der beiden Wirkungsgrössen schlussendlich den grösseren Einfluss hat.

So zeigen Beobachtungen von Richter (1996) nach einem mässigen Sturm im Sauerland in 50 bis 100 Jahre alten Fichtenbeständen, dass gebrochene Bäume grössere BHD aufweisen als der Durchschnitt des Bestandes. Zu ähnlichen Ergebnissen kommt Peltola et al. (2000) für Fichten und Föhren in Finnland. Dieses Resultat unterstützt die Vorstellung, dass grössere Kronen zu grösseren Kräften führen (Drehmomente) und somit die Sturmempfindlichkeit fördern. Untersuchungen von Seelig (1995) zeigen, dass mitherrschende Bäumen einen höheren Bruchwiderstand aufweisen als vorherrschende. Breite Jahrringe mit höherem Juvenilholz mit kurzen Fasern könnten für die Bruchempfindlichkeit verantwortlich gemacht werden. Allerdings glauben Gardiner et al. (1997), dass die Bäume mit grösseren Baumabständen bei starken Windgeschwindigkeiten besser auf Bruch reagieren als die im engeren Verband. Sie werden dann eher geworfen.

Um die Frage des Bestandeswiderstands einigermaßen klar zu verstehen, um dann die Wirksamkeit von Durchforstungsmassnahmen festzulegen, muss man das Phänomen des Zusammenbruchs eines Bestands vorher verstanden haben. Im Falle von schweren stürmischen Ereignissen scheinen sich die Bestände (zumindest bis zu einer total destruktiven Windstärke) sukzessive aufzulösen, unter der Einwirkung von immer wieder kurzfristig wirkenden Böen. Zuerst fallen einzelne geschwächte Bäume. Erst bei der Überschreitung eines gewissen Auflösungsgrads dürfte der Bestand seine innere Kohäsion verlieren und zu flächigem Zerfall übergehen. In diesem Prozess spielen die gerüstbildenden Trägerbäume (die sog. Gerüstbäume) eine grosse Rolle. Man kann davon ausgehen, dass von der Jugend auf regelmässig durchforstete Bestände ein wesentlich stabileres Netzwerk von soliden Gerüstbäumen vorweisen und somit Sturmwirkungen gegenüber widerstandsfähiger sind als schlecht oder gar nicht durchforstete, auch wenn solche durch die enge Verflechtung der Baumkronen eine gewisse kollektive Stabilität besitzen.

Der Einfluss der Durchforstung auf die Verankerung ist wenig untersucht. Trennt man die zwei Komponenten der Verankerung, nämlich Wurzelballe und seitliche Verankerung der Starkwurzeln, ergibt sich folgendes Bild: Betreffend Wurzelballe ist die Bewurzelungstiefe weniger als die Wurzelbreite durch Waldbauingriffe beeinflussbar, weil sie im Wesentlichen von der Bodenbeschaffenheit abhängt. Man kann davon ausgehen, dass die Wirkung der Abstandsregelung zu breiteren Wurzelbällen führt und somit zu besserem Ballengewicht und besserer Gegenlagerwirkung. Bezüglich der seitlichen Verankerung ist möglicherweise der Gesundheitszustand entscheidend (zumindest bei der Fichte). Andere Faktoren wie das Verzweigungsmuster der Hauptwurzel und ihr Querschnitt dürften ebenfalls einen Einfluss haben.

Alles in allem scheint Vieles dafür zu sprechen, dass eine korrekt konzipierte und frühzeitig realisierte Durchforstung letztendlich eine günstige Wirkung auf die Baumstabilität hat. Die Gefahr der unmittelbaren Destabilisierung nach einem Eingriff muss man als kalkuliertes Risiko annehmen. Heute werden auch **weniger traumatische Durchforstungskonzepte** wie situative Eingriffe erwogen, welche das Verhältnis zwischen Förderungseffekt und Destabilisierung optimieren, und dies in Rücksicht auf die Netzwerkwirkung der stabilitätsbildenden Elemente: die Gerüstbäume. Insbesondere wenn die Eingriffe im Stangenholzalder erfolgen, ist die Auflösung der Bestockung sehr stark von der Anzahl (und dem sozialen Status) der Z-Bäume abhängig (siehe Abb. 3.29). So ergibt sich, für eine annähernd gleiche Wirkung, 2 bis 2,5 mal weniger Bestockungsauflösung, wenn man wenige Z-Bäume auswählt (in etwa in der Endverteilung oder weniger) als bei flächigen Eingriffen.

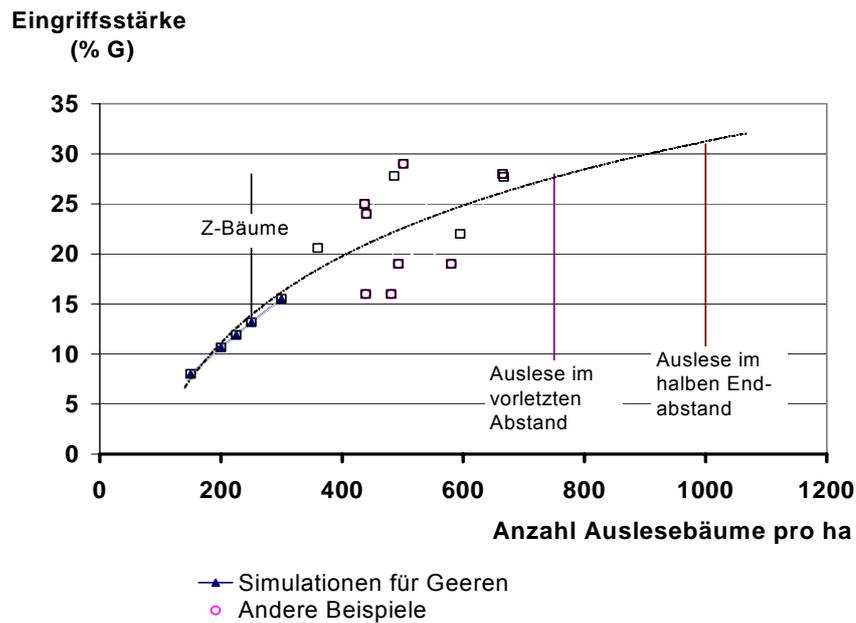


Abb. 3.29: Einfluss der Anzahl Z-Bäume und Stärke des Durchforstungseingriffes für Erstdurchforstungen in Stangenhölzern.

Bestandesbezogene Eingriffsstärke in Abhängigkeit der Anzahl ausgewählter Ausleseebäume. Gilt für Fichten-Stangenholz (Alter 20, Do 18 cm) beim ersten Durchforstungseingriff. Dargestellt sind für eine knappe Anzahl von Ausleseebäumen (durchgezogene Linie) Ergebnisse von Simulationen von situativen Eingriffen, gemessen an der Anzahl geförderter Z-Bäume. Mit Einzelpunkten dargestellt sind die Ergebnisse von Durchforstungsübungen im Waldbauunterricht der ETHZ in vergleichbaren Fichtenbestockungen im Fall einer grösseren Anzahl von Ausleseebäumen.

NB: Beim Vorletzten Abstand gilt gemäss Dreieckverteilungsmuster für den Schritt zur Endverteilung ein Faktor von 0,58. Dies entspricht einer Reduzierung der Z-Bäume um den Faktor 3 mal.

Nach Schütz, 2000

Dahingegen spricht das Vorsorgeprinzip für früh wirkende Eingriffe bzw. Bestandes- und Bodenschonung bei der Ausführung. Bei empfindlichen Baumarten wie Fichte ist eine frühzeitige Durchforstungsruhe sowohl in Bezug auf Auflösung der Netzwerkstabilität wie auch bezüglich Gesundheit der verankerungsbestimmenden Hauptwurzeln angebracht. Für Baumarten wie Buche, Eiche und im allgemeinen Laubhölzer, welche weniger von Fäulen betroffen sind, gilt die Aussage des frühzeitigen Aufhörens mit der Durchforstung nicht, oder nicht im gleichen Umfang. Buchen z.B. reagieren auch im hohen Alter noch gut auf Durchforstung.

Bedeutung der Bestandesstruktur

Ob stufige oder gar plenterartige Bestände besser oder nicht auf Stürme reagieren, war bisher etwas kontroversiert. Der Umstand, dass die Oberfläche von Plenterwäldern etwas rauher ist als in geschlossenen Beständen, schien für eine grössere Empfindlichkeit zu sprechen. Allerdings ist in Plenterwäldern der Kronenschluss nicht wirklich unterbrochen. Windkanaluntersuchungen von Gardiner et al. (1997) zeigen, dass eine regelmässige Öffnung des

Kronenschlusses keinen wesentlichen Einfluss auf die Stabilität hat; es besteht erst eine Gefahr bei Schaffung von Bestandeslücken. Darüber hinaus passen sich die sukzessiv freigestellten Bäume durch bessere Stammformen und dickere Verankerungswurzeln den Windbewegungen an, durch ein sog. adaptives (Dicken-)Wachstum.

Die Ergebnisse der Untersuchungen von Dvořák und Bachmann (2001) in der Plenterwaldregion Emmental nach Lothar zeigen, dass die Plenterwälder eine statistisch signifikant bessere Stabilität aufweisen, um einen Faktoren von 2,4 Mal, als gleichförmige Bestockungen, bzw. in Überführung stehenden Beständen.

Bedeutung des Waldrands

Der Einfluss des Waldrands auf den Windabfluss bzw. die Schäden ist bestens bekannt (siehe Mitscherlich, 1974; bzw. Irvine et al. 1997). Gegen den Waldrand bildet sich, wenn der Rand sehr dicht ist, ein Luftstau, welcher die Windströme über dem Wald kanalisiert, sodass einige Dekameter hinter dem Waldrand Turbulenzen entstehen und sich entsprechend Schäden bilden können. Zahlreiche Beobachtungen zeigen, dass die Waldränder nach Windstürmen noch stehen und die Schäden erst 20-30 m dahinter beginnen. Durchlässige (aus Laubhölzern bestehende), stufige Ränder wirken ausgleichend, weil die Windflüsse weniger turbulent ausgeprägt sind. Windkanalversuche mit Videoaufnahmen zeigen dies sehr eindrücklich.

3.2.5 Waldbauliches Verhalten nach dem Sturm

In den Jahren unmittelbar nach flächigen Sturmschäden stellen sich folgende waldbauliche Probleme:

- Kontrolle von destabilisierten Bestandespartien, bzw. Fronten
- Sekundärbefall von Fichtenbestockungen durch Borkenkäfer
- Wiederbegründung von Flächenschäden

Dafür steht das klassische Waldbauinstrumentarium zur Verfügung. Weil nach grossräumigen Sturmschäden der Holzmarkt am Boden ist, wird man eher sorgsam mit Korrekturen umgehen und wo möglich zuwarten, ausser bei Gefahr von Borkenkäferbefall, wo konsequentes Handeln angebracht ist.

4. KONFLIKT ÖKOLOGIE-ÖKONOMIE

4.1 RANDBEDINGUNGEN FÜR DIE ÖKONOMISCHE KRISE

Unsere Forstwirtschaft befindet sich in der schwierigen Situation einer zuerst schleichenden und seit einigen Jahren immer offeneren Ertragskrise. Dies zeigen in unübersehbarer Deutlichkeit die Ergebnisse der Forstbetriebsabrechnungen des Waldwirtschaftsverbandes Schweiz (FZ-BAR), dargestellt mit den Betriebsergebnissen in Fr/m³ genutztes Holz (Abb. 4.1.). Interessanterweise scheinen in den letzten Jahren die Forstbetriebe des Mittellandes besonders stark in die Defizitzone einzutauchen, und zwar stärker als die Gebirgsforstbetriebe, welche offensichtlich eine weniger intensive Bewirtschaftung betreiben. Wenn Erlös und Kosten derart deutlich auseinander klaffen, darf von einer Krise die Rede sein.

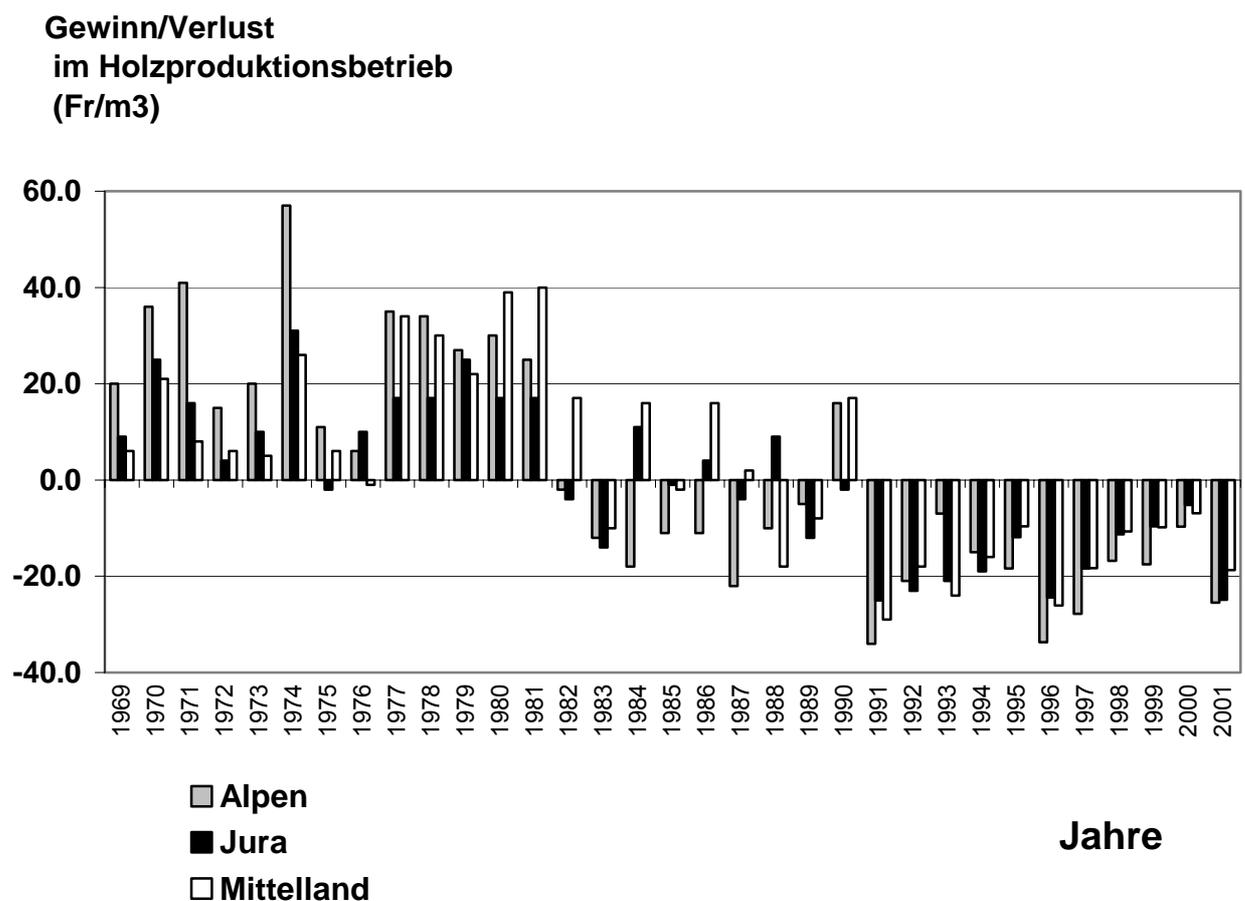


Abb. 4.1: Entwicklung der Ertragslage schweizerischer Forstbetriebe von 1969 bis 2001. Ergebnisse der Gewinne/Verluste im Holzproduktionsbetrieb pro m³ genutztes Holz, gemäss FZ-BAR, getrennt nach Grossregionen Alpen, Jura und Mittelland.

Die im Moment auf uns mit voller Wucht wirkende konträre Wirtschaftslage der Forstbetriebe ist sehr ernst zu nehmen. Es gilt aber, kühlen Kopf zu bewahren, um nicht die falschen Handlungen und Einsparungen an den falschen Orten vorzunehmen. In einer solchen Situation ist eine grundsätzliche Standortsanalyse angebracht, weil Defizite langfristig keine Perspektiven sein können. Es stellt sich zuerst überhaupt einmal die Frage nach dem Bestehen einer einigermaßen selbsttragenden, wettbewerbsfähigen Forstwirtschaft, unter der heute unabdingbaren weiteren Randbedingung der Erfüllung aktueller mehrfacher gesellschaftlicher Ansprüche. Es müssen also langfristig tragbare Auswege gefunden werden. In diesem Sinne soll die **multifunktionelle Nutzung rationell** erfolgen. Wir sind in der Schweiz, obwohl es a priori paradox erscheinen mag, primär mit der ökonomischen Krise der Holzgewinnung konfrontiert, viel mehr als mit der einigermaßen schon erfüllten Ökologisierung im Walde.

Die in der Praxis geltenden Waldbaukonzepte wurden zu einer Zeit entwickelt, da die Arbeitskosten billig waren. Der Faktor der teureren Arbeit fällt heute wirtschaftlich sehr ins Gewicht und trägt stark zu den negativen Betriebsergebnissen bei. Dies zwingt uns, die Richtigkeit unserer Konzepte oder mindestens bestimmter Massnahmen in Frage zu stellen.

4.2 ART DER RATIONALISIERUNG

Es sind also entsprechende Rationalisierungen des Produktionsprozesses anzustreben. Dabei sind grundsätzlich verschiedene Formen von Rationalisierungen denkbar. Es sind

- technische
- organisatorische
- biologische

Rationalisierungen möglich. Die eine Form schliesst nicht notwendigerweise die andere aus. Im Gegenteil: sinnvolle Rationalisierung verbindet in adäquater Form alle Formen rationellen Handelns, sofern sie sich einigermaßen vereinen lassen.

Zur Frage der Zukunftschancen unserer Produktionskonzepte zeigt ein Vergleich mit den grossen Konkurrenten des Nordens, dass wir unter sehr günstigen Produktionsbedingungen und mit sehr interessanten Holzarten arbeiten. Dies lässt zumindest hoffen, dass eine auf hohe Wertschöpfung ausgerichtete Holzproduktion nach wie vor Chancen haben kann, sofern wir in der Lage sind, den Rohstoff entsprechend zu veredeln, um technologische Spitzenprodukte herstellen und auch preisgerecht vermarkten zu können. Weil gleichzeitig auch die Chancen des Holzes als Bau-, Werk- und Rohstoff steigen, ist das Modell der hohen Wertschöpfung durchaus vertretbar.

4.3 POTENTIAL FÜR RATIONALISIERUNG

Die Analyse der Kostenstruktur unserer Forstbetriebe gemäss FZ-BAR (Tabelle 4.2.) lässt sofort erkennen, wo das grösste Einsparungspotential liegt. Dies ist logischerweise bei den grössten Kostenrubriken.

Es sind erstens die Kosten für die zweite Produktionsstufe, also die Nutzungskosten, welche 50 % der Gesamtkosten ausmachen. Dann folgt der Bereich der Waldpflege, welcher immerhin stolze 16 % der Kosten ausmacht, und drittens die Kosten für die Bestandesbegründung (7 %).

Tabelle 4.2: Kostenstruktur der Mittelland-Forstbetriebe in der Schweiz
gemäss FZ-BAR Statistik; Jahr 1992

Rubrik	Detailposition		Hauptrubriken	
	Fr/m3	%	Fr/m3	%
1. Erste Produktionsstufe			36.90	25
- Bestandesbegründung (inkl. Forst-Schutz, Wildschadenverhütung und Schlagabräumung)	10.30	7		
- Pflege	23.50	16		
- Übrige	3.10			
2. Zweite Produktionsstufe			74.75	50
- Holzernte	71.10			
- Einmessen und übrige	3.65			
3. Nebennutzungen			23.20	16
4. Strassen und Verbau			13.20	9
Total			148.10	

4.4 TECHNISCHE RATIONALISIERUNG

Der Vormarsch der technischen Rationalisierung z.B. mit dem systematischen Einsatz der Vollernter ist insbesondere in geländemässig dazu geeigneten Regionen unübersehbar. Das gilt speziell für den Bereich der Stangen- und schwachen Baumhölzer. Ob der Maschineneinsatz gerade für diese Entwicklungsstufen die richtige Lösung ist, wird noch auf Grund einer Gesamtkonzeption der Produktionssteuerung mit optimalem Mitteleinsatz analysiert werden müssen. In Wirklichkeit ist der Vorteil des Vollerntereinsatzes im Jungwald nicht so evident, weil in Stangenhölzern die Bestände hohe Stammzahlen aufweisen. Da es für den Einsatz der Maschinen der Schaffung von breiten Arbeitsgassen (4 m breit alle 20 m) bedarf, kann dies zu einer Destabilisierung führen. Die Vollernter sind mittlerweile durchaus auch für grössere Dimensionen einsetzbar. Zudem gibt es heute raupenfahrende Maschinen, die auch in Hanglagen mit Neigungen von bis zu 60 % einsetzbar sind.

Die technischen Fortschritte sind grundsätzlich zu begrüssen. Sie erlauben es, ergonomisch günstig, arbeitssicher und ertetechnisch und ökonomisch effizient zu arbeiten. Aus diesem Grund ist ihr Einsatz zu fördern, sofern dieser nicht durch andere Gesichtspunkte, wie z.B. die Naturnähe, die standörtliche Eignung und die Bestandesstrukturierung grundsätzlich eingeschränkt wird. Aus waldbaulicher Sicht wird also von der Technik in erster Linie nicht die maximale Rendite, sondern die effiziente Kompatibilität mit der Eigenart einer naturnahen dezentralen Waldbehandlung gefordert.

Weil die Möglichkeiten der technischen Rationalisierung, d.h. des Maschineneinsatzes in der Schweiz aufgrund der Geländeneigung nur auf begrenzten Flächenanteilen des Waldes umsetzbar sind (siehe Tab. 4.3), sind wir ohnehin gezwungen, für eine Mehrheit der Wälder vorrangig nach Möglichkeiten zur Umsetzung von biologischen Rationalisierungsmassnahmen zu suchen.

Tabelle 4.3: Anteil der Waldfläche der Schweiz welche für Harvestereinsatz möglich ist

Maschinentyp ⇒ Region ↓	Radharvester In % der Waldfläche	Raupenharvester In % der Waldfläche
Schweiz	23	30
Mittelland		55
Jura		47
Alpen		15-18

Nach: Kaufmann: gemäss LFI und Schätzung der Bodeneignung (BUWAL, 2000)

Selbstverständlich ist schlussendlich die bestmögliche Auswahl und Abstimmung sämtlicher Rationalisierungsmassnahmen anzustreben. So darf z. B. eine Mechanisierung nicht einfach nach dem Prinzip konzipiert werden, dass sich die waldbauliche Produktion fortan in erster Linie an die Eigenschaften der Maschine anzupassen hat. Nur schon aufgrund der unterschiedlichen zeitlichen Bezugshorizonte müsste viel eher das Gegenteil der Fall sein. Einzelne Maschinen können nämlich aufgrund neuer Anforderungen wesentlich schneller und einfacher angepasst bzw. verändert werden als ganze waldbauliche Produktionssysteme.

Im Sinne des Konzentrations- und des Stück-Massen-Prinzips kann z.B. die Produktion von Starkholz, welche heute von Seite der Holzverarbeitenden Industrie hie und da kritisch beurteilt wird, durchaus interessante Rationalisierungspotentiale beinhalten. Dies ist zum Beispiel bei Verwendung der Schältechnik oder Blockbandsägetechnik bei der Holzverarbeitung der Fall.

Die Fragen, die der Waldbau an die Maschine stellt, können folgendermassen zusammengefasst werden:

- Einsatz in Laub-, Misch- und strukturierten Bestockungen. Dies ist durchaus vorstellbar, allerdings nicht mit der gleichen Effizienz wie in Plantagenwäldern.
- Möglicherweise nicht unbedingt Maschineneinsatz für Erstdurchforstungen, sondern eher für Nutzungen stärkerer Dimensionen, weil biologische Rationalisierungen dahin führen, die biologische Produktion mehr selbsttätig zu gestalten bzw. mit anderen Mitteln als Baumentnahmen zu steuern.
- Einsatz in Verjüngungshieben mit einer zeitlichen wie örtlichen Staffelung des Verjüngungsvorganges.
- Gerade bei erhöhten Hangneigungen sind die Folgeschäden an Boden und Bestand, die nicht unerheblich sein können, gebührend zu berücksichtigen. Desgleichen dürfte die Stammzahldichte der Bestockungen zukünftig eine wichtige Einschränkung für den optimalen Einsatz der Maschinen darstellen, weil für stammzahlreiche Jungbestände die Arbeitsorganisation mit einem dichten Netz von Maschinengassen z.B. bezüglich Stabilität doch problematisch erscheint.

4.5 BIOLOGISCHE RATIONALISIERUNGEN

Auf der anderen Seite ist es bei der Festlegung waldbaulicher Ziele notwendig, die Aussichten zu ihrer Realisierung in die Überlegungen einzubeziehen. Die Wahrscheinlichkeit, dass ein bestimmter waldbaulicher Typ verwirklicht wird, hängt von der biologischen Automatisierung des betreffenden Systems ab, d.h. davon, was die Natur ohne starke, korrigierende Eingriffe von sich aus leistet. Dabei geht es nicht nur um die Erfolgsaussichten, sondern auch um die Kosten der waldbaulichen Massnahmen. Wenn zur Erreichung eines bestimmten Zieles voraussichtlich häufige und starke Eingriffe erforderlich sein werden, können die dadurch entstehenden hohen Kosten verhindern, dass das Ziel weiter verfolgt wird.

Im Grunde entspricht es den Prinzipien einer effizienten naturopportunen Ökosystembewirtschaftung, mit so geringen Kosten wie nur möglich und nur dort einzugreifen, wo die Natur nicht von sich aus auf das angestrebte Ziel zusteuert. Diese Denkweise eines um die Wirksamkeit seiner Eingriffe besorgten Waldbaus kann nichts treffender charakterisieren als ein Aphorismus von Bacon (1620): «Nature to be commanded must be obeyed» (Wer der Natur befehlen möchte, muss sich von ihr leiten lassen). Um die Möglichkeiten und Leistungen von Waldbausystemen besser bestimmen zu können, müssen ihre Grenzen sorgfältig abgeschätzt werden. Auch dürfte es notwendig sein, sich mit den komplementären Bestandteilen anderer waldbaulicher Systeme zu befassen.

Das erklärte Ziel ist, neue waldbauliche Systeme zu entwickeln, die weitgehend selbständig funktionieren und mit weniger Eingriffen und geringeren finanziellen Aufwendungen als bisher auskommen. Eine echte Rationalisierungsmöglichkeit besteht darin, biologische Automatismen, die auf natürlichen Entwicklungsprozessen und deren Wirkungen beruhen, in das waldbauliche Handeln einzubeziehen. Der Einbezug der sogenannten **biologischen Automation** erfolgt dabei in Abhängigkeit vom gewünschten Ergebnis. Bei der Anwendung solcher biologischer Rationalisierungsmassnahmen **macht sich der Mensch die natürliche Entwicklungsdynamik zu Nutze und konzentriert zugleich die vorhandenen Mittel auf die wesentlichen Tätigkeiten** (Schütz 1996).

Diese Erkenntnis ist an und für sich nicht neu. Schon die Konzepte des naturnahen Waldbaus bauen zumindest teilweise auf den oben beschriebenen Prinzipien auf. Die Mehrheit dieser Konzepte wurde jedoch in einer Zeit erarbeitet, in der Handarbeit wesentlich kostengünstiger war. Wir sind deshalb noch weit davon entfernt, alle Möglichkeiten der biologischen Rationalisierung ausgeschöpft zu haben.

4.5.1 Prinzipien der biologischen Rationalisierung

Im Wesentlichen ist es die Kombination von zwei wichtigen Effekten, die zu biologisch gesteuert rationellen Leistungen führt, d.h. zur Erreichung der gewünschten Ziele mit einem kostengünstigen Input an Steuerungsmassnahmen. Diese zwei Effekte heissen:

- **Naturautomation**
- **Konzentrationsprinzip.**

Biologische Rationalisierungen können sowohl für ganze Produktionssysteme gelten, dann sprechen wir von systeminherenten Rationalisierungen (z.B. Wahl des Plenterbetriebes als System), wie auch für Teile davon, d.h. für Teilschritte, wie z.B. die Phase der Auslese.

Unter dem Begriff **Naturautomation** verstehen wir die Ausnützung naturgegebener Selbststeuerungen, wie z.B. die natürliche Selbsterneuerung (z.B. Naturverjüngung) oder eine Selbstdifferenzierung. Naturautomation geht nach dem Motto: "möglichst viel von dem, was die

Natur für uns schafft, sollen wir ihr überlassen oder höchstens mit leichten Lenkungsmaßnahmen kontrollieren". Es soll also sinnvollerweise nur dort korrigiert werden, wo die Naturabläufe gegen die Ziele wirken.

Unter dem **Konzentrationsprinzip** verstehen wir die Erreichung der Ziele durch Konzentration entweder der Produktion oder der Massnahmen auf ein Minimum von Bäumen, d.h. schlussendlich nur diejenigen, bei welchen eine Massnahme eine genügende Wirksamkeit aufweist.

Das Modell der breiten Kombination von Pflege und Nutzung, d.h. wo praktisch jeder Eingriff bei gewinnbringender Nutzung gleichzeitig Pflege erfüllt, ist vom ökonomischen Standpunkt aus als ideal zu betrachten.

Systeme mit Selbstdifferenzierung

Auf der Ebene der Produktionssysteme gilt es, Waldstrukturen zu finden, die ein hohes Potential an Selbstdifferenzierung aufweisen. Um das zu veranschaulichen, kann man das Beispiel eines interessanten Versuches französischer Forscher verwenden. 1970 wurde in Forêt d'Amance, in der Nähe der forstlichen Versuchsanstalt von Nancy, nach einer Idee des bekannten Ertragskundlers Noël Decourt (Decourt, 1970) zwecks Erforschung der intraspezifischen Konkurrenzphänomene eine Fichtenkultur unter Mischung von zwei Provenienzen mit sehr unterschiedlichem Wuchsgang begründet, d.h. einerseits eine hochleistungsfähige Tieflandprovenienz und andererseits eine langsamwüchsige aus Hochlagen. In diesem Versuch sind die zwei Herkünfte mit zunehmenden (bzw. abnehmenden) Mischungsanteilen eingebracht (siehe Abb. 4.4).

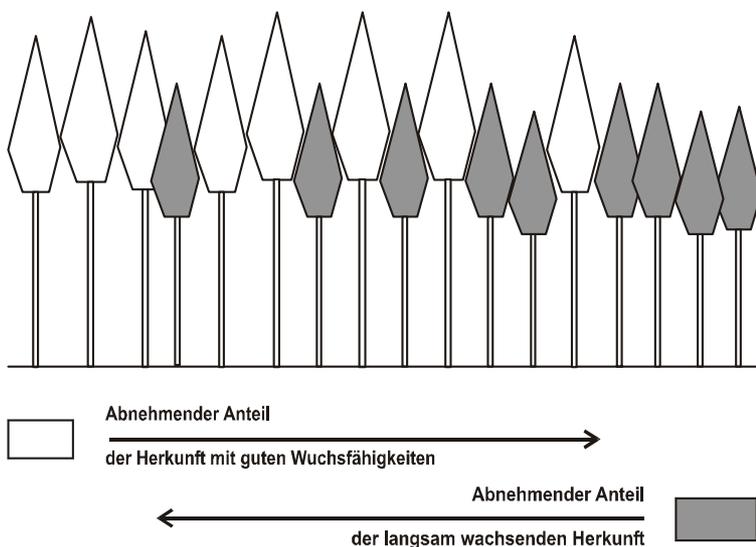


Abb. 4.4: Beispiel von Selbstdifferenzierung wenn Bäume aus zwei Provenienzen mit unterschiedlichen Wuchspotential vermischt sind.

Klinale Versuchsanlage von Decourt (1970) in Forêt d'Amance bei Nancy

Mit der Zeit hat sich ein Bestand gebildet, wo die gutwachsenden Fichten um mehrere Meter Höhendifferenz hinausragen und sich von den natürlich zurückbleibenden Gebirgsfichten herausheben. Diese Struktur weist den Vorteil einer weniger ausgeprägten Konkurrenz auf, und gleichzeitig bilden die Langsamwachsenden eine für die Astreinigung und den Bodenschutz vorteilhafte Umhüllung. Durch diese künstlich erzeugte Strukturdiversifizierung erhalten die wuchskräftigen Fichten eine bessere Bekronung als in der gleichförmigen Bestockung, d.h. auch eine bessere Stabilität und schlussendlich ein besseres Wachstum (Dreyfus, 1990).

Adequate Mischungen bzw. Vorbauten

Aus der Mischwaldforschung wissen wir, dass ähnliches in adäquat feingemischten Bestockungen stattfinden kann. Bei der Einzelmischung Fichte/Buche zum Beispiel profitieren die eingesprengten Fichten von der Beimischung indem sie eine bessere Krone entwickeln (Pretzsch, 1992), was zu Vorteilen bezüglich Stabilität und Wuchsleistung führt (Flury, 1926, Burger, 1941, Kennel, 1965). Untersuchungen in Mischungen von Fichte mit Bergahorn zeigen, dass sich der Vorteil der besseren Bekronung aus der Lichtdurchlässigkeit im winterlichen laublosen Zustand des Bergahorn ergibt (Schütz, 1989).

Es gibt eine gewisse Reihe von Baumarten, welche ganz interessante günstige Eigenschaften auf ihre Nachbarn ausüben, weil sie entweder durch ihre lockere Krone genügend Licht durchlassen oder im Feinwurzelbereich nicht so exklusiv und herrschend wirken wie andere. Wir nennen solche Baumarten, die zu einer kooperativen Wirkung, d.h. zu einer Förderung ihrer Nachbarn führen, **Treibhölzer** oder **assoziative Baumarten**. Es sind dies z.B. Birken (Schütz, 1989), Aspen, Vogelbeerbaum, kleinblättrige Weiden u.a.m.

Ihre Anwendung im Waldbau im Sinne einer gezielten Steuerung des Wachstums, ohne Einschränkung der Bildung gewünschter Schaffformigenschaften, bzw. im Sinne der günstigen Lenkung der natürlichen Walderneuerung, wird erst seit kurzer Zeit erneut erwogen (Leder, 1992). Sie können sowohl in permanenter Mischung oder vorübergehend bei der Kontrolle der Installationsphase bei der Walderneuerung zur Anwendung kommen. Man spricht dann von Vorbau (ev. Vorwald). Sie verbinden mehrere Vorteile, nämlich:

- die Reduktion der in der Regel zu hohen Anzahl Individuen in der Frühjugendphase (d.h. Jungwuchs und Dickungsphase), was zum gewünschten Konzentrationseffekt führt;
- eine gewisse Differenzierung der Struktur;
- die Unterdrückung der Entwicklung einer zu luxurianten konkurrenzierenden Bodenvegetation;
- zuletzt und nichtdestoweniger interessant sozusagen eine Blitzableiterfunktion gegenüber Schalenwildschäden (Verbiss und Fege).

Dabei besteht der ganze Kunstgriff darin, die günstige Bestockungsdichte und die richtigen Mischungsverhältnisse zu finden, welche eben schlussendlich zu einer Optimierung der vorteilhaften Wirkungen führt und die Nachteile z.B. der zu starken Beschirmung minimiert.

Das Plenterwaldmodell

Das Plenterwaldmodell im Sinne eines Produktionskonzeptes darf als quasi ideal bezüglich biologischen Rationalisierungen gewürdigt werden. Es verbindet nämlich die Vorteile einer hohen Selbststeuerung in der Ausnützung der natürlichen Erneuerung mit der Steuerung des spontan hinaufwachsenden Nachwuchses, unter beispielhafter Berücksichtigung des Konzentrationsprinzips.

Rationalisierung im flächenweise erneuerten Wald

Abgesehen von der Phase der Walderneuerung bezwecken praktisch alle waldbaulichen Eingriffe in der sogenannten Erziehungsphase, d.h. vom Jungwuchs bis zum Baumholz, die Kontrolle des Wettbewerbes. Damit verbunden ist die zentrale Idee der Auslese im Sinne der

optimalen Wertvermehrung, indem man sich auf die potentiell bestveranlagten Elemente der Bestockung konzentriert.

Ideal wäre, im Sinne der Naturautomation Bestockungsstrukturen zu finden, die sich möglichst selbst differenzieren und wo gleichzeitig die qualitativ Besten automatisch bevorzugt würden. Leider tendiert die Natur nicht zu diesem Ideal, indem sie erstens zur Gleichförmigkeit treibt und damit zur Verstärkung des Wettbewerbes und sie zweitens sehr selten die qualitativ Besten so bevorzugt, dass sie ohne Zuhilfe den Wettbewerb gewinnen.

Weil Waldpflege nicht Selbstzweck ist, soll auch jede Massnahme an ihrer Wirksamkeit bezüglich Zielerreichung gemessen werden. Die Wirksamkeit im Falle biologischer Rationalisierung beinhaltet nicht nur das Kosten-Wirkung-Gefüge, sondern auch den Zeitpunkt der Massnahme. Die Verbindung beider Prinzipien (Naturautomation und Konzentration) führt logischerweise zu sog. **situativen Eingriffen**. D.h. es werden bezüglich wertschöpfender Massnahmen **nur** die Z-Bäume betrachtet bzw. nur bei denjenigen eingegriffen, die es benötigen, und zwar differenziert je nach ihrem eigenen Entwicklungspotential.

Situativ, bezogen auf die Pflegeeingriffe, versteht sich sowohl bezüglich Position (Situation) der Z-Bäume (nur die besten) in der Bestockung als auch bezüglich ihrem Entwicklungspotential (nur soviel Entnahmen wie notwendig). Leitmotiv ist die Konzentration auf das Wesentliche. Bei zeitgemässen situativen Auslesedurchforstungskonzepten ist die Fragestellung sowohl "Was soll belassen werden bzw. was erledigt die Natur selbst?", als auch "Was ist zu entnehmen?"

4.5.2 Rationalisierung bei der Durchforstung

Bis heute haben wir mit Baumentnahmen den Drang der Natur zur Gleichförmigkeit und der hohen Konkurrenz im Kronenraum zielentsprechend zu korrigieren versucht. Solange es möglich war, das Durchforstungsmaterial mehr oder weniger kostendeckend zu verwerten, funktionierte dieses System zufriedenstellend. Bezüglich Effizienzsteigerung unserer bisherigen Durchforstungskonzepte darf die Frage erörtert werden, was damit primär angestrebt wird. Wichtig ist dabei, dass die Waldbaumassnahme im günstigen Moment erfolgt.

Im Grunde genommen verfolgen wir mit Durchforstungen in der Regel drei unterschiedliche Wirkungsziele, nämlich **Auslese, Stabilisierung und Wuchsförderung** zur Erreichung gewünschter Dimensionen. Der bezüglich Wertvermehrung wirksamste Effekt beruht auf der Auslese. Für Wertholzarten kann die Wertvermehrung in der Grössenordnung von 50 % betragen. Damit aber der Ausleseeffekt in optimalster Weise zum Tragen kommt, muss die Auslese frühzeitig erfolgen, in etwa zwischen Dichtung und Stangenholz. Der Zeitpunkt variiert je nach Baumartentypen und deren Fähigkeit der Ausprägung qualitätsbildender Faktoren, nämlich der Fähigkeit der Akquisition gewünschter Schafteigenschaften, d.h. die Bildung einer durchgehenden Schaftachse (Schütz, 1995). Dies gilt insbesondere für Edellaubholzarten.

Die Durchforstungen in Stangenhölzern stellen also einen massgebenden Kostenfaktor im Forstbetrieb dar. Der Grund liegt in der hohen Arbeitsintensität des Eingriffs und in den schlechten Kostendeckungsmöglichkeiten bei der Verwertung der Durchforstungsprodukte. Diese wuchssteuernden Durchforstungseingriffe machen in einem Forstbetrieb mit hohen Anforderungen an Pflegequalität den weitaus grössten Teil der pflegerischen Operationen aus. Eine Betrachtung der Aufwendungen für die Waldpflege in den letzten Jahren zeigt nämlich, dass rund zwei Drittel der Kosten der ersten Produktionsstufe durch Durchforstungen in Stangenhölzern anfallen (siehe Tab. 4.5).

Demgegenüber fallen die Kosten für eine Massnahme wie die Wertastung mit nur 7 % kaum ins Gewicht, eine Massnahme welche nota bene bei totasterhaltenden Baumarten (d.h. Fi, Ta, Dou, Fö, Ki) systematisch zur Anwendung kommt. Weil sie als die überhaupt wirksamste Massnahme für die Wertvermehrung zu betrachten ist, ist sie kaum wegzurationalisieren.

Tabelle 4.5.: Aufteilung der Kosten der Waldpflege im Forstbetrieb
Gemäss Arbeitsstatistik des Lehrreviers der ETHZ, Revier Albisriederberg
Durchschnitt der Jahre 1991 bis 1994

Kostenrubrik Waldpflege	%
Jungwuchspflege	16
Dickungspflege	11
Stangenholzpflege	66
Wertastung	7

Warten mit Durchforsten: Bedeutung des Faktors Zeit

Die Begründung für kräftige Durchforstungseingriffe in Jungbestockungen leiten sich ertragskundlich aus dem Erlösvorteil durch frühzeitigen Erreichung des Erntedurchmessers und somit rechnerisch durch Verbesserung des Wertzuwachses pro Zeiteinheit bezogen. Diese Betrachtung gilt aber nur unter der Voraussetzung, dass die Zeit einen wichtigen Kostenfaktor darstellt. Dieses Axiom der Bedeutung der Zeit kann man aber in Frage stellen, weil im Wald der Produktionsapparat selbst funktioniert und im Gegensatz zu industriellen Produktionsapparaten keines monetären Input bedarf und wenige arbeitsbedingten Kosten verursacht, z.B. für den Unterhalt und Amortisation der Infrastruktur.

Nicht die Produktion an sich, sondern nur die Steuerung bzw. Wertvermehrung lässt sich durch Arbeitskosten begründen. Wenn wir uns von der Vorstellung, dass **die Zeit kostet** lösen, kommen wir zu einer anderen Ausrichtung der Durchforstungstätigkeit. Dies führt zu Überlegungen, dass wir, statt mit kostspieliger Arbeit die Pflege nach der biologisch optimalen Wirkung auszurichten, in der Phase, wo die Produkte der Durchforstung nicht kostendeckend verwertbar sind, sinnvollerweise nur das Notwendigste vornehmen können, um die Sicherstellung der Auslese zu gewährleisten, d.h. dass die Ausleseebäume im Bestandeskollektiv ohne Qualitätseinbusse erhalten bleiben.

Die Beobachtung von nie gepflegten Stangenhölzern wie zum Beispiel einer Eschendickung im Totalwaldreservat Girstel am Uetliberg zeigt, dass eine natürliche Selbstdifferenzierung sich durchaus einstellt, und offensichtlich ohne dass die Stabilität dabei gefährdet ist, zumindest bei dieser Baumart. Selbstverständlich sollten bei den in der Stabilität stärker gefährdeten Baumarten, im Wesentlichen Koniferen (Fi, Fö), diese minimalen Eingriffe entsprechend kräftiger sein. Erst wenn die Bestockung bessere Dimensionen erreicht hat (gegen Kostendeckungsgrenze hin), kann man wie bisher zu den waldbaulich wie biologisch gewünschten kräftigen Eingriffen und entspr. Kronenpflege übergehen.

Naturopportune Eingriffe

Anders ausgedrückt, gilt es heute für die Gestaltung des Produktionsprozesses nicht nur biologisch optimale Lösungen zu erwägen, sondern im vermehrten Masse kostenbewusste und

differenzierte Lösungen nach dem Prinzip der minimal notwendigen Lenkung vorzusehen. Wir nennen solche kostengünstigen Pflegeverfahren - z.B. für die Jungwaldpflege – **natur-opportun**. Sie richten sich also nach dem Prinzip der Naturautomation. Es gilt andererseits, gemäss dem zweiten Prinzip der biologischen Rationalisierung eine Konzentration auf das Wesentliche anzustreben.

Bezüglich Wuchsförderungseffekt beginnen wir zu ahnen, dass das Selbstentwicklungspotential der Natur grösser ist, als früher angenommen wurde. Es geht deshalb darum, die einzelnen Bäume einer Bestockung, je nach ihrer sozialen Stellung differenziert zu betrachten. Je besser nämlich die soziale Stellung eines Baumes im Kontext des Bestandesgefüges ist, desto weniger muss er von seiner Konkurrenz befreit werden. Abb. 4.6 zeigt dass in einer Bestockung die von Natur aus selbst dominierenden Auslesebäume weniger Befreiung bei der Durchforstung benötigen als weniger herrschende. Je mehr Bäume man also auswählt, desto kräftiger muss man in Bestandesgefüge eingreifen mit hohen Kosten und Risiko der Destabilisierung.

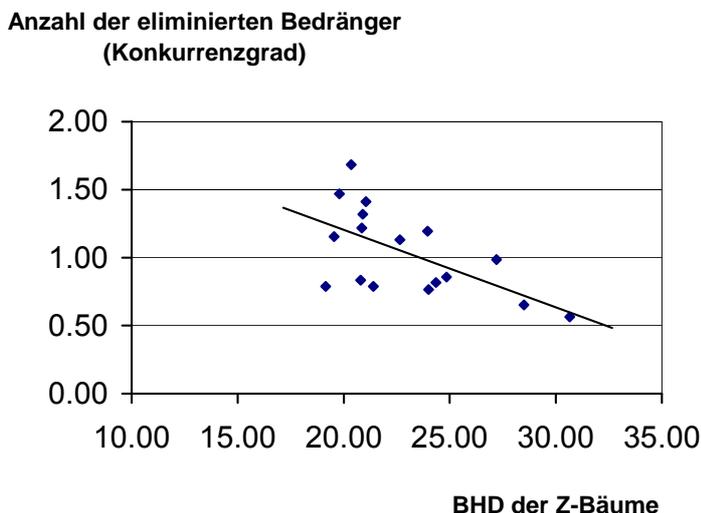


Abb. 4.6: Konkurrenzgrad der entnommenen Konkurrenten in einer Bestockung. Die bezüglich sozialer Position Besten (Vitalsten und auch Stärksten) bedürfen für eine gute Entwicklung weniger Kronenbefreiung als die knapp Herrschenden oder die Mitherrschenden. Unter dem Grad der Konkurrenz (auf der Ordinatenachse) versteht man die Anzahl entnommener Konkurrenten (gewichtet mit ihrer Kreisfläche) im Verhältnis zur Kreisfläche des Auslesebaumes. Ein Konkurrenzgrad von 1,0 bedeutet, dass ein mindestens so dicker Konkurrent wie der Auslesebaum eliminiert wird (oder zwei weniger dicke).
Fi/Ta starkes Stangenholz Hirschtal (Alter 39, Do 27 cm).

Umgekehrt sind waldbauliche Massnahmen für einen Baum umso notwendiger, je bedrängter dessen soziale Stellung ist. Für die Frage, wie in Zukunft durchforstet werden soll, müssen also der Zustand und die mutmassliche Entwicklung der soziologischen Struktur innerhalb der Bestockungen kritisch und allenfalls unter neuen Aspekten betrachtet werden.

Pardé hat schon 1981 in während 100 Jahren beobachteten Buchenversuchsflächen in Frankreich gezeigt, dass sich auch in nur schwach durchforsteten Versuchsflächen der Buche eine gute Selbstdifferenzierung ergibt, und dass bei einer Betrachtung der 100 stärksten Bäume pro ha, unabhängig davon, ob nun stark oder schwach oder gar nicht durchforstet wird, praktisch die gleichen Dimensionen erreicht werden. Zu ähnlichen Ergebnissen führen die bayerischen Beobachtungen aus ertragskundlichen, langfristigen Versuchsflächen. Nach Utschig (1997) wird am Beispiel des bayerischen Netzes von Buchen-Versuchsflächen der Durchmesserzuwachs der 100 stärksten Oberhöhenbäume pro ha durch die Eingriffsstärke nur geringfügig beeinflusst. Ähnliche Tendenzen lassen sich für Fichtenbestockungen erkennen (Preuhsler et al., 1989). Es scheint also so zu sein, dass eine genügende Anzahl von Bäumen

(ca. 100/ha) mit natürlicher oder angeborener hoher Vitalität und Wettbewerbsfähigkeit sich in der Bestockung ohne Hilfe von Durchforstungseingriffen selbst durchsetzen.

Auch bezüglich Stabilität, das wahrscheinlich wichtigste Ziel der Waldpflege neben der Bildung von astfreiem Holz bei Koniferen, wurden ähnliche Beobachtungen gemacht. Sie zeigen, dass innerhalb eines Bestandes grosse individuelle Unterschiede bestehen. Betrachtet man in Beständen mit unterschiedlicher Durchforstungsgeschichte das Kollektiv der 100 stärksten, gerüstbildenden Bäume die für die Stabilität gegenüber Schneedruckschäden relevanten Elemente einer Bestockung, stellt man fest, dass sich von Natur aus hochvitale Bäume mit genügender Eigenstabilität selbst durchsetzen (gemessen z.B. am h/d Verhältnis; siehe dazu Abb. 4.7). Abb. 4.7 zeigt, dass das h/d der 100 stärksten Bäume kaum von der Durchforstungsstärke (oder der Bestandesdichte) abhängt. Die infolge Schneedrucks (oder hier exakter: Eishang) erfolgten Schäden (Dreiecke), betreffen Bäume mit hohen h/d Werten, also eher sozial Niederwertige.

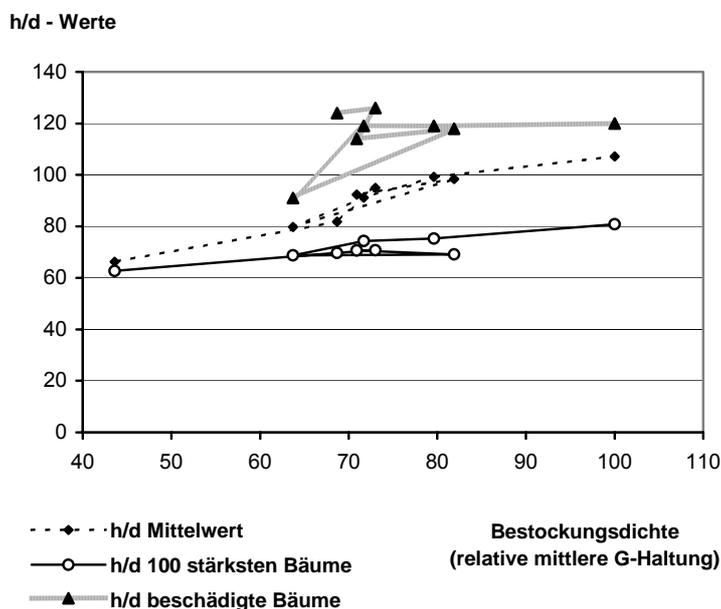


Abb. 4.7: h/d Entwicklung von sehr unterschiedlich durchforsteter Fichtenbestockung im Versuch Göggingen (Nach Huss, 1998)

Als Mass für die Bestockungsdichte ist hier die mittlere Grundflächenhaltung (mGH) in % der Nullvariante (überhaupt nie durchforstete Bestockung) dargestellt. Der Versuch wurde von besonders starkem Eisanhang beschädigt. Dargestellt sind die h/d-Werte der beschädigten Bäume. Dies sind offensichtlich die sozial niedrigeren Elemente der Bestockung und nicht die natürlich herrschenden.

Dieser neue Ansatz mit so konzipierten Pflegeeingriffen, dass sie gemäss der Kostenwirksamkeit der Massnahmen moduliert sind, setzt die Kenntnis der vertretbaren Risiken und auch der Bestandesreaktion auf etwas verspätete Eingriffe voraus. Ebenfalls berücksichtigt werden müssen die Verletzungsgefahr durch die Ernte d.h. deren perverse Folgen (Ernteschäden, Entwertung durch Fäulen usw.).

Notwendigkeit der Differenzierung zwischen Baumartengruppen

Bei der Lösung solcher Fragen zu optimalen naturoportunen Pflegekonzepten muss zwischen unterschiedlich reagierenden Baumartengruppen unterschieden werden. Es ist dabei grundsätzlich zwischen drei Gruppen von Baumarten zu differenzieren:

- Den Nadelbäumen, bei welchen Probleme der Stabilität und Astreinigung im Vordergrund stehen;
- Den Laubbaumarten mit obligatorischer monopodischer Schaftachsenbildung, welche aber eine Neigung zu traumatischer Verzweiselung vorweisen, also etwa

Eschen/Ahorne, die sonst eine gute Selbstdifferenzierung aufweisen. Bei dieser Gruppe steht die Bildung eines genügend langen Schaftes von etwa 10 m (ev. mehr) im Vordergrund;

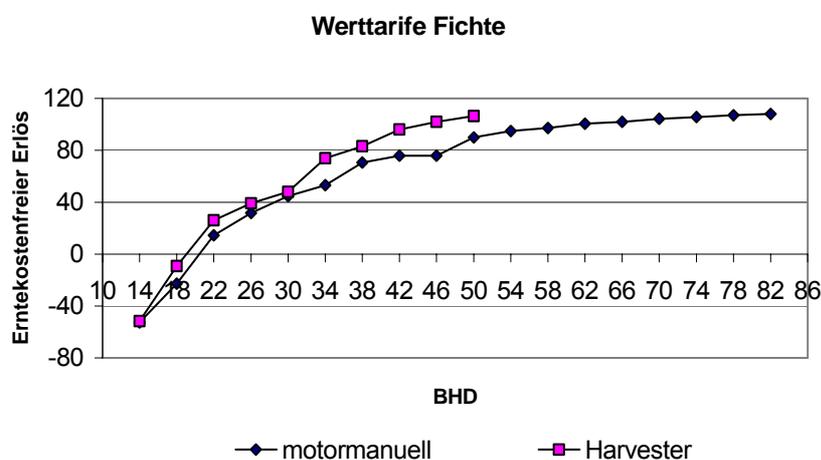
- Den Baumarten mit sympodischen Tendenzen, also Buche/Eiche/Linde, bei welchen die frühzeitige Auslese nach dem Phänotyp der Wipfelschäftigkeit entscheidend ist.

Wie wir aus der Betrachtung der erntekostenfreien Erlöse sehen können (siehe Werttarif der Professur für Waldbau für Fichte und Buche, Abb. 4.8), liegt heute die untere Grenze der Deckung der Erntekosten durch den Produktverkauf bei einem BHD von 20 cm im Falle der Fichte und sogar bei 30 cm BHD für die Buche, dies unter Annahme einer konventionelleren Arbeitstechnik (d.h. motormanuellen Holzerei und Holztransport im Bestand in kurzer Form mit Transporter).

Der steile Verlauf der Tarifkurven unterhalb der Kostendeckungsgrenze zeigt die erheblichen Kosten (z.B. um 50 Fr. pro m³ für eine 16 cm dicke Fichte), welche solche Pflege in schwachen Stangenhölzern verursachen. Kosteneinsparungen durch Liegenlassen der meisten Industrie- und Brennholzsortimente, sowie Einsatz eines Forwarders für den Transport im Bestand (neues Modell) haben wenig Einfluss auf die Kostendeckungsgrenze (nur 4 cm bei Fichte und 2 cm bei der Buche). Aus dieser Betrachtung heraus wird man sich berechtigterweise fragen, ob solch teure Eingriffe noch gerechtfertigt sind und ob es nicht sinnvoller wäre, die aktiven Durchforstungen zwecks Kronenpflege erst später, nämlich bei annähernder Kostendeckung vorzunehmen.

In der Tat waren die bisher gängigen Waldpflegekonzepte auf frühe und kräftige Pflegemassnahmen ausgerichtet (Schütz, 1990). Das ist aus biologischer Sicht betrachtet immer noch richtig. Weil aber solche Lösungen ökonomisch derart belastend sind, müssen wir uns heute die Frage stellen, ob die Massnahmen der Produktionsregelung so früh wie bisher eintreten sollen oder ob etwa spätere Durchforstungseingriffe (jedoch mit günstigerem Kostendeckungsgrad) vom Standpunkt der Kosten-Nutzung-Gesamtwirkung nicht günstiger ausfallen würden.

Selbstverständlich bedeutet dies nicht, dass davor keine waldbaulichen Massnahmen vorzusehen sind, sondern eben nur solche, die zur Sicherstellung der Auslese und Stabilität notwendig sind. Wie lange man solche Eingriffe unter Berücksichtigung sowohl der erwarteten Wirkungen einerseits als auch bezüglich Stabilität andererseits hinausschieben kann, ist teilweise noch offen und soll durch vermehrte Forschung untermauert werden.



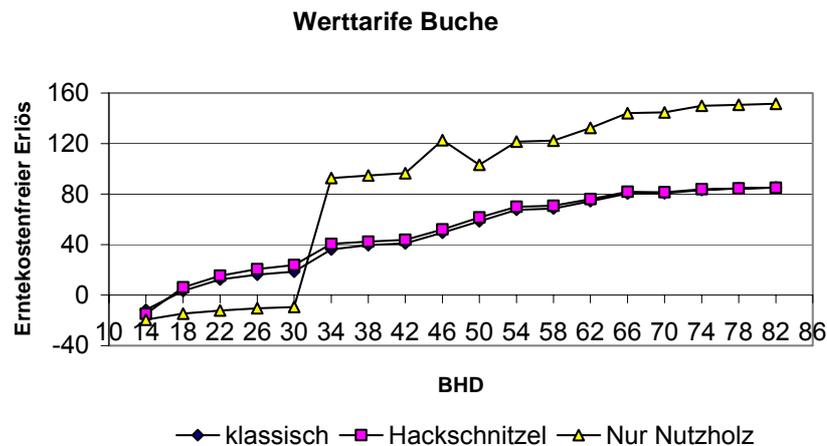


Abb. 4.8: Werttarife Fichte und Buche der Professur Waldbau ETHZ, Version 2000.
Gültigkeitsbereich: Gute Produktionsverhältnisse (Bon. Fi 26, Bu 24), gute Erschliessung, geringe Hangneigung.

Referenzjahr für die Holzpreise: 1999/2000 (vor Lothar)

Varianten: Fichte "motormanuell" und "Harvester".

Buche "klassisch": Aufarbeitung von Nutzholz und Schwellen; Rest Energieholz (Hackschnitzel).

Buche "Hackschnitzel": Nur Nutzholz aufgerüstet, Rest Hackschnitzel.

Buche "Nur Nutzholz": Nur Nutzholz (mind f-Qualität) wird genutzt, der Rest bleibt im Bestand.

Bemerkung: Voraussetzung für die gute Kostendeckung der Varianten "klassisch" und "Hackschnitzel" sind die entsprechenden Absatzkanäle für Energieholz.

Befreiung ohne physische Eliminierung der Bäume (Ringelung)

Bisher kaum erwogen, aber im Grunde vielversprechend, sind Methoden, die eine Reduzierung des Wachstums von Konkurrenten bewirken könnten. Somit werden die gewählten Ausleseebäume so gefördert, dass wenn sie genügend Wuchsvorsprung bekommen, sie selbst hinausragen und sich definitiv zu behaupten vermögen. Es geht also um etwas Ähnliches wie im erwähnten französischen Versuch von Decourt. Eingriffe in das Wasser- und Nährstofftransportsystem wie Ringeln, Strangulieren und einige andere einfache, d.h. billige Massnahmen, und dies selbstverständlich unter Ausschluss des Einsatzes von Chemikalien, könnten zu dieser gezielten Bestandesdifferenzierung führen.

Wo Pflegeeingriffe nicht auf später verschoben werden dürfen, d.h. wenn der Ausleseeffekt - wie zum Beispiel bei Edellaubhölzern - sehr früh, in Ende Dichtung bis Anfang Stangenholz, erzielt werden soll, könnten diese Massnahmen zur Anwendung gelangen.

Der Vorteil einer solchen Konzeption liegt darin, dass sie es in einem einzigen Eingriff ermöglicht, alle Konkurrenten, d.h. 5 bis 6 pro Auslesebaum, zu behandeln, weil sich die somit erzeugte Reduzierung der Konkurrenz nicht schockartig wie im Falle der Baumentnahmen sondern progressiv auswirkt. Solche einmalige Differenzierungen können eventuell sogar bis zum Schluss der Produktion wirksam bleiben. Damit haben wir ein Produktionssystem ohne physische Eliminierung der Konkurrenten, in einem einzigen Eingriff.

Erfolgt die Ringelung früh (Stangenholz), besteht von den Baumdimensionen her gesehen wenig Gefahr durch später abstürzende morsche Äste und Baumteile. Sogar bei Fichte ist die Methode denkbar, denn Jungfichten mit dünner Rinde (< 25 cm) werden kaum vom Buchdrucker befallen. Bezüglich Befall durch Kupferstecher dürfte die Methode kaum anders wirken als bei der klassischen Form mit Liegenlassen der genutzten Bäume, weil auch liegende Kronen und Astmaterial von den Käfern befallen werden.

4.5.3 Rationalisierung in der Dickung

Die Frage nach der Auswahl der Ausleseebäume stellt sich mit besonderer Schärfe für die Entwicklungsstufe, wo viele Möglichkeiten für eine Auslese bestehen, d.h. wo viele Bäume in der Bestockung vorhanden sind, kurzum in der Dickungs- und Stangenholzstufe. Das ist übrigens auch die Phase, wo die Auslese stattfinden soll, weil die Massnahme dann die grösste Wirkung hat.

Zur Frage der Anzahl Ausleseebäume gelten folgende Argumente: Es lohnt sich erstens nicht, Bäume zu fördern, welche nicht ein ausgezeichnetes Qualitätspotential besitzen, d.h. sich für eine entsprechende Wertvermehrung eignen. Bei krummen, sperrigen, mitteldurchschnittlichen aber auch zuwachsschwachen Bäumen lohnen sich arbeitsintensive Pflegeaufwendungen nicht. Das gleiche gilt für Bäume, welche nicht bis zur Hiebsreife bleiben können. Also lohnt es sich im besten Fall, nur soviel Bäume zu einer Wertvermehrung zu pflegen, wie im Maximum etwa in der **Endverteilung**. Bei einer besseren Berücksichtigung der Multifunktionalität kann man davon ausgehen, dass sogar weniger Bäume als die optimale Endstammzahl zu Qualitätsholz auszuschaffen sind, damit man auch ökologisch und ästhetisch wertvollen Arten eine Chance gibt, mitzuhalten.

Den bisherigen Pflegekonzepten lag die Vorstellung zu Grunde, dass in der Dickung im Sinne der Risikoverteilung (Reserven) ganze Kollektive zu pflegen seien, und dass die Eigenschaften für Ausleseebäume zu diesem Zeitpunkt noch nicht genügend ausgeprägt sind. Letztere Vorstellung wurde durch die grundlegenden Arbeiten von Leibundgut (1976) klar widerlegt, indem die Notwendigkeit einer sehr frühen positiven Auslese nachgewiesen wurde.

Weil Dickungen, insbesondere die aus Naturverjüngung entstandenen, sehr stammzahlreich sein können, bedingt eine solche Kollektivpflege recht viel Zeitaufwand. Zur ihrer Rationalisierung kann man durchaus nach folgendem Prinzip der Auswahl vorgehen, nämlich nach der **Reserve in der Zeit statt im Raum**. Man interessiert sich nur für eine minimale Zahl von Kandidaten, eben entsprechend der Schlussverteilung. Man fördert nur dieses Kollektiv von 100 bis 250 Stämmen pro ha, selbstverständlich durch positive Ausleseeingriffe, und zwar in der Stärke so, dass die Auswahlbäume sich gegenüber ihren Nachbarn in der Oberschicht bis zum nächsten Eingriff behaupten können.

Gegenüber heute geltenden Vorstellungen, wo man die Auslese etwa in der vorletzten Verteilung macht, hat man in diesem Falle, also bei der Förderung nur der Endstammzahl, drei mal weniger Bäume, und es ergibt sich ein erhebliches Sparpotential beim Arbeitsaufwand (siehe Tab. 4.9).

Tabelle 4.9: Kosten für situative Dickungspflege im Vergleich zu flächendeckenden Eingriffen.

Pflegeaufwände (in Stunden/ha) am Beispiel des Lehrobjekts Abt. 10.2 im Lehr- und Forschungswald der ETHZ am Uetliberg. Gilt für eine dichte Edellaubholzbestockung aus Naturverjüngung.

Eingriffsart	Pflegeaufwand
--------------	---------------

	(%)
Klassisch: Flächendeckend	100
Z-Bäume im vorletzten Abstand	58
Z-Bäume im letzten Abstand	27

Die Gefahr, dass Frühausgewählte sich nicht bewähren und ausscheiden, besteht natürlich. Aber statt wie bisher dieser Gefahr durch die Ausarbeitung einer Riesenzahl von Reservisten zu begegnen, kann man den Gedanken der Reserve durch den des Ersatzes kompensieren, indem man in der Folge, d.h. bei späteren Eingriffen, überprüft, ob die Ausgewählten immer noch taugen und in den wenigen Fällen, wo das nicht klappt, man für die Ausarbeitung eines Ersatzes in der nächsten Umgebung der gleichen Zelle sorgt.

4.5.4 Rationalisierung bei der Verjüngung

Es entspricht einer recht verbreiteten Auffassung, dass die Förderung der Naturverjüngung zu den effizientesten Massnahmen der Naturautomation gehört. So evident ist diese Aussage in Wirklichkeit nicht. Es stimmt, dass die Ausnützung der natürlichen Bestandeseerneuerung im Moment betrachtet nichts kostet und somit in einer Kosten/Wirkungsanalyse vorteilhaft herauskommt. Abgesehen von der für die Ingangsetzung der Naturverjüngung notwendigen Verjüngungstechnik in mehreren differenzierten Hiebsfolgen sollten auch weitere negative Aspekte mitbetrachtet werden, denn die Naturverjüngung vermag oftmals die folgenden waldbaulichen Zielvorgaben nicht gut zu erfüllen:

- Eine für die Ausrichtung optimaler Pflege günstig zusammengesetzte Bestockung hinsichtlich Struktur, Baumartenmischung und Dichte. Das ist der Grund, warum es notwendig ist, mit entsprechenden Massnahmen die Korrekturen vorzunehmen, nämlich die unabdingbare Massnahme der Mischungsregelung.
- Die Anzahl der jungen Pflanzen ist meistens übermässig hoch. Es wird notwendig sein, früher als bei Kulturen eine Erdünnerung vorzunehmen. Dies verursacht Mehrkosten, die in etwa in der Grössenordnung dessen liegen, was man durch die natürliche Erneuerung gegenüber Kulturen eingespart hat (Burschel und Huss, 1987).

Echte biologische Rationalisierungen im Falle der Naturverjüngung finden also nur statt, wenn die Naturverjüngung in Kombination mit Massnahmen zur Reduzierung der Pflanzenzahlen erfolgt, z.B. unter Schirmstellung oder auch unter Vorbausystemen.

Reduzierte Pflanzung

Trotzdem hat die Kunstverjüngung immer noch Zukunft, und sei es nur wegen der Baumartendiversität. Allerdings auch, um selbstdifferenzierte Mischungen im Sinne dessen, was hieroben erläutert wurde, zu schaffen. Im Gegensatz zu bisherigen Vorstellungen muss eine Kultur nicht flächendeckend realisiert werden. Aus Kostengründen wird man heute eher und vorzugsweise wertvolle Baumarten in einer bestehenden Naturansamung im Sinne einer Einreicherung, in relativ breiten Abständen, allenfalls truppweise im Falle von Laubholzarten, einbringen. Bedingung ist dabei eine richtige Wahl der Provenienzen und die Verwendung von genetisch einwandfreiem Pflanzenmaterial. Methoden der Nesterpflanzen bzw. Verwendung der Plastikhüllen (sog. DOCK) kommen hier zur Geltung.

Verjüngung unter Schirm

In Zukunft wird man trotzdem im Wesentlichen nach den Prinzipien der Naturverjüngung vorgehen, am besten mit Waldbautechniken, welche den Schirm der Altbestockung ausnützen. Die klassische Technik der dezentralen Verjüngung in der Lochstellung, bekannt unter dem Begriff 'Schweizerischer Femelschlagbetrieb', behält nach wie vor seine Bedeutung. Wegen den Wildschäden wird man tendenzmässig etwas raschere Fortschritte bevorzugen, um Kosten für Einzäunungen zu sparen.

Vorbausysteme

Wo Unkräuter durch ihr Überwuchern die Ansamung verhindern, z.B. im Falle von flächendeckendem Brombeerwuchs, liegt der richtige Weg darin, mit Vorbausystemen zu arbeiten oder bei der Kontrolle eines genügenden Schirmes. Schreiner (2001) hat für die Fichte gezeigt, dass sich der Brombeerenteppich unter einer korrekten Beschirmung nicht so üppig d.h. auch nicht voll flächendeckend entwickelt. Wenn der Deckungsgrad der Brombeeren geringer ist als 0,6 können sich die Fichtensämlinge problemlos durchsetzen.

Eine andere Möglichkeit ist die Verwendung der Beschattung eines Vorbaus aus assoziativen Treibholzarten. Die unerwünschte Vegetation kann damit derart unterdrückt werden, dass sich eine neue Ansamung einstellt. Auch wenn dies 20 oder mehr Jahre braucht: Zeit kostet nichts! Treibhölzer helfen darüber hinaus mit, die Stammzahlen in der Dichtung niedrig zu halten und dies ohne Qualitätseinbusse, im Gegenteil (Leder, 1992). Die Verwendung der Pioniervegetation in Anlehnung an natürliche Sukzession bringt darüber hinaus grosse ökologische Vorteile mit sich.

4.5.5 Jungwuchspflege

Auf die Eliminierung der konkurrenzierenden Bodenvegetation in freigestellten Verjüngungsflächen kann man weitgehend verzichten. Bei einer vorhandenen Ansamung setzen sich die Forstpflanzen im Wesentlichen naturgemäss ohne Pflege selbst durch, viel mehr als man sich landesüblich vorstellt. Nur in Extremfällen kann das Überwuchern die Ansamung bzw. die Verjüngung verhindern.

Sogar der Pestwurz in montanen Lagen wird nach neuen Erkenntnissen (Diaci, 1995) eher günstig für die Ansamung gewürdigt, wenn er sich nicht allzu dicht entwickelt, was schlussendlich eine Sache der Lichtdosierung ist. Burschel und Mitarbeiter (1993) haben in den Berglagen in Bayern im bekannten Bergmischwaldversuch im pflanzensoziologischen Bereich Tannen-Buchen-Wälder gezeigt, dass für keine der vorhandenen Baumarten Bu, Ah, Fi; Ta die Eliminierung der Adventivvegetation bei der Jungwuchspflege zu besseren Resultaten geführt hat als keine Pflege, ausser im Fall der Douglasie.

Hingegen bleibt die waldbaulich sinnvolle Gestaltung der Bestockung, d.h. der **Mischungsregelung**, die überhaupt wichtigste Massnahme in der Phase des Jungwuchses. Wir glauben nicht an die Vorteile der maschinellen Eröffnung von Pflegegassen, wie dies hie und da aus Frankreich übernommen wird, weil, wenn einmal die Ansamung Fuss gefasst hat, der Drang der Natur derart gross ist, dass solche Pflegegassen immer wieder geöffnet werden müssen. Abgesehen davon erfordern sie eine flächendeckende Schlagräumung sowie andere kostspielige Massnahmen, wie Ebenschneiden der Stöcke usw. Bei einer Reduzierung der Dichtungspflege auf nur wenige hundert Auswahlbäume entfällt der Vorteil einer solchen Massnahme.

5. PRINZIPIEN DES POLYVALENTEN WALDBAUS

5.1 PRINZIPIEN EINES POLYVALENTEN UND ADAPTATIVEN WALDBAUS

Aus der Sicht der oben erwähnten Veränderungen, speziell der wirtschaftlichen Rahmenbedingungen, müssen heute die folgenden **Prinzipien in Frage gestellt** werden:

- Der Alleinvertretungsanspruch oder zumindest der Vorrang der Holzproduktion muss zugunsten eines Konzeptes aufgegeben werden, bei dem man **von vornherein den grössten Gesamtnutzen** der verschiedenen Ressourcen anstrebt – und dies auch auf Bestandesebene. Beim **polyvalenten Waldbau** ist nur ein Teil der bestandesbildenden Bäume für die Produktion wertvollen Holzes bestimmt. Der übrige und meist stammzahlreichere Teil ist geeignet, eine oder gleichzeitig mehrere andere Funktionen zu erfüllen (z.B. Umfütterung der Wertträger, Förderung der Vielfalt). Auf der Massnahmenebene führt die waldbauliche Entwicklung weg von den kostspieligen Erziehungseingriffen für eine ganze Bestockung und folgt einem **neuen Konzept der Bestandserziehung, welches aus einer Kombination verschiedener Eingriffsformen innerhalb der gleichen Bestockung und zum gleichen Zeitpunkt besteht**. Aus diesem differenzierteren Vorgehen ergeben sich Eingriffe, die wesentlich stärker als bisher auf die verschiedenen Bestandeglieder ausgerichtet sind: zum einen auf die in der Anzahl beschränkten Zukunftsbäume, die den Hauptteil zur Wertschöpfung beitragen, und zum anderen auf die Bäume, die den sogenannten Begleit- oder Füllbestand bilden und für andere Zwecke bestimmt sind. Wir bezeichnen diese Form der differenzierten Behandlung als **situative waldbauliche Eingriffe**.
- In bestehenden Konzepten wird die Zeit als ein wesentlicher Faktor der Holzproduktion angesehen. Entsprechend des Leitmotivs **«Zeit kostet nichts!»** (Schütz 1996) werden diese Konzepte nun durch ein anderes ersetzt, bei dem die Zeit nicht mehr so entscheidend ist. Dieses neue Konzept basiert auf der Feststellung, dass die Holzproduktion im Grunde ein ganz natürlicher Prozess ist und dass die Natur diesen Rohstoff ohne menschliches Zutun gratis liefert. Selbstverständlich bleibt die Zeit ein wichtiger Faktor, wenn es um die Festlegung der Bedingungen geht, unter denen die Nachhaltigkeit der Ressource zu gewährleisten ist. Als Kostenfaktor aber spielt die Zeit nur dann eine Rolle, wenn der Wert der Ressource durch den Einsatz von Arbeitsmitteln gesteigert werden soll. Die Wertsteigerung ist in einem solchen Fall der Mehrwert gegenüber dem, was die Natur von sich aus gratis liefern würde.
- Der Grundsatz der **Unvereinbarkeit von Zielen** wird zugunsten einer Vorstellung aufgegeben, bei der man davon ausgeht, dass die **Rangordnung der Funktionen und sogar die Ziele selbst laufenden Veränderungen** unterliegen. Zukünftig wird die Waldbewirtschaftung so verstanden werden, dass die **Anpassungsfähigkeit und nicht mehr die Reihenfolge der Funktionen das wichtigste Kriterium** für ihre Beurteilung ist. Man wird also grundsätzlich nur noch solche waldbaulichen Systeme anstreben, die in der Lage sind, auf neue Ziele ausgerichtet zu werden. Die Festlegung von Zielen spielt dann nur noch im Zusammenhang mit dem allgemeinen Vorgehen eine Rolle, und auch dieses sollte von Zeit zu Zeit überprüft werden können. Der Mischung von geeigneten Baumarten kommt bei diesem Konzept eine herausragende Bedeutung zu: Sie erhöht

die Anpassungsfähigkeit, trägt zur Risikoverteilung bei und begünstigt die biologische Vielfalt.

- Von einem pflegeintensiven Waldbau, der biologisch optimale Lösungen anstrebt, geht die Entwicklung hin zu solchen Konzepten, die sich auf eine **möglichst geringe Einmischung in sylvigenetische Prozesse** gründen. Waldbauliche Eingriffe sind dabei nur sparsam vorzusehen. Ein solches Vorgehen bildet – neben dem Grundsatz der Konzentration auf das Wesentliche – den zweiten Ansatz für biologische Rationalisierung (Schütz 1996). Der Waldbau ist also bestrebt, sich alles das zunutze zu machen, was die Natur von sich aus liefert. Er bewegt sich somit in Richtung „**naturopportunen**“ **Massnahmen**, d.h. eines Waldbaus, der sich an der natürlichen Entwicklung orientiert. Solche Systeme kommen mit wenigen und kostengünstigen Eingriffen aus und zielen nicht auf maximale Erlöse ab, sondern auf das günstigste Verhältnis zwischen Aufwand und Wirkung.

Dabei sollten jedoch zwei Irrwege vermieden werden, die sich auf lange Sicht als verhängnisvoll erweisen könnten:

- Der Glaube, dass die Natur von sich aus immer das beste Resultat liefert,
- die willkürliche, d.h. die unkontrollierte einzelstammweise Nutzung.

Der erste Irrweg rührt von der falschen Meinung her, dass allein die Natur den unterschiedlichen Bedürfnissen am besten entsprechen könne. Im Abschnitt 3.7 wurde gezeigt, dass dies nicht einmal für die patrimoniale Wirkung des Waldes oder für die Erhaltung der Biodiversität gilt. **Den Wald sich selbst zu überlassen ist im Sinne der Multifunktionalität in keinem Fall eine geeignete Lösung.** Desweiteren ist es aus ökologischen wie auch aus ökonomischen Gründen erforderlich, dass **überall dort, wo die Holzproduktion mit anderen Interessen nicht inkompatibel ist, Lösungen bevorzugt werden, welche die Holzproduktion mit anderen Interessen kombinieren.**

Aus ethischer Sicht und auch im Hinblick auf die Erhaltung des Waldes als ein Teil des natürlichen Erbes (patrimoniale Funktion) könnte man sogar fragen, ob es angemessen ist, die Natur zu idealisieren und zu erhalten, ohne den Menschen in die Überlegungen einzubeziehen. Ein Naturschutz, der die Anwesenheit des Menschen leugnet, ist Ausdruck einer allein auf die Natur ausgerichteten Wahrnehmung. Konzepte, welche beabsichtigen, die Natur unter einer „Käseglocke“ zu konservieren, sind nur in speziellen Fällen wertvoll, z.B. zur Erhaltung besonderer Biotope oder als Anschauungsobjekte für die in natürlichen Waldökosystemen ablaufenden Prozesse. Es geht hier nicht darum, die Unterschützstellung von Wäldern grundsätzlich in Frage zu stellen oder ihre Bedeutung zu negieren. Gerade waldbaulich interessierte Personen sind im Zusammenhang mit der Anpassung der Bewirtschaftungsverfahren an die natürlichen Prozesse im Ökosystem Wald mehr denn je am Studium unbeeinflusster, primärer Urwälder interessiert. Ein moderner und effizienter Naturschutz aber muss nach einem möglichst harmonischen und, wie später dargelegt werden wird, möglichst vielfältigen Zusammenspiel aller Beteiligten und ihrer Interaktionen trachten. Ein Schutz sollte daher ökosystemisch verstanden werden.

Andererseits sollte man **nicht den Fehler begehen, die Holzernte als eine Art „Rosinenpicken“ zu verstehen, d.h. eine unkontrollierte einzelstammweise Nutzung zu betreiben**, welche die Grundsätze der nachhaltigen Ressourcenerneuerung unberücksichtigt lässt. Die Vergangenheit lehrt uns, dass die extensive und unregelmäßige Plenterung, die noch im vergangenen Jahrhundert angewendet wurde, keineswegs zu einer rationalen und harmonischen Bewirtschaftung führt. Gerade bei dieser Art von Nachhaltigkeit zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen der heutigen Form der geregelten Plenterung, die als ein Produktionsprinzip definiert ist, und der einzelstammweisen, unregelmäßigen Nutzung, welche die Bestandserneuerung völlig ausser Acht lässt.

6. AUTÖKOLOGISCHER WALDBAU FÜR DIE SCHWEIZ

6.1 BESONDERHEITEN DER BEHANDLUNG DER WEISSEICHEN

Von den vier in der Schweiz natürlich vorkommenden Eichenarten, Stiel- Trauben- Flaum- und Zerreiche (*Quercus robur* bzw. *sessiliflora*, *Q. petraea*, *Q. pubescens* und *Q. cerris*), werden im Wesentlichen die zwei ersterwähnten betrachtet, weil nur diese für eine hochwertige Qualitätsholzproduktion (sog. Werteichen) in Frage kommen.

Ökologisch gesehen hat die Flaumeiche eine Bedeutung auf trockenen Südhängen. Dort bildet sie zusammen mit der Traubeneiche das Ökosystem der Flaumeichenwälder (Waldformation *Quercion Pubescenti Petraeae*). Die Zerreiche ist eine mediterrane Baumart, welche nur in der Südschweiz vorkommt. Sie steht auf der Roten Liste der Pflanzen.

6.1.1 Standörtlicher Bezug

Bis auf wenige Nischen gibt es in der Schweiz vom pflanzensoziologischen Standpunkt aus gesehen keine echten Eichenwälder, ausser im Tessin und in der Region Genf bzw. etwa im Kanton Schaffhausen. Die Wälder des schweizerischen Mittellands sind in standörtlicher wie auch waldbaulicher Hinsicht von der stark exklusiven Dominanz der Buche charakterisiert. Gemäss Schätzung (bzw. Hochrechnung) von Kuhn (1998) machen in mittleren Höhenlagen der Nordschweiz mit ozeanisch geprägtem Klima die Buchengesellschaften entsprechend dem Ordnungssystem der Waldgesellschaften von Ellenberg und Klötzli (1972) 79 % der Waldfläche aus (siehe Tabelle 6.1). Erst dort wo die Jahresniederschläge oder die Nährstoffversorgung deutlich geringer sind, lässt die Konkurrenz der Buche genügend nach, um dem Aufkommen von Mischbaumarten wie Hagebuche, Eiche oder Linde ausreichend Chancen zu bieten. Pflanzengeographisch wird die Abgrenzung der Buchen- / Eichenwaldformationen in etwa mit der Niederschlagsgrenze von 900 mm/Jahr angenommen.

Bei einer heutigen Vertretung von 2,0 % des Holzvolumens (gemäss LFI), darf die Eiche als eine ziemlich sekundäre, sogar eingesprengte Baumart angesehen werden.

Dies war nicht immer so. Vor dem 20. Jahrhundert dominierte auch in der Schweiz die Nutzung im Mittelwaldbetrieb. Diese bezüglich Nutzungsstärke intensive Behandlungsform ging mit einer recht niedrigen Vorratshaltung der Oberschicht von weniger als 100 m³/ha einher (Schütz und Rotach 1993). Da die Buche schlecht von Stock ausschlägt, den Bestandesschluss durch seitliche Kronenausdehnung zu stark schliesst und auch gegenüber Hauchsicht zu wettbewerbsfähig war, wurde sie im Mittelwaldbetrieb nicht besonders geschätzt (Perrin, 1954). Die Buche wurde somit im Mittelwaldbetrieb infolge jahrhundertelanger entsprechender Behandlung zu Gunsten anderer Baumarten wie insbesondere der Eiche zurückgestellt.

Tabelle 6.1: Anteile der grossen Vegetationseinheiten (Niveau Verband) für mittlere Höhenlagen der ozeanisch geprägten Nordschweiz

Vegetationseinheiten nach E & K	Geschätzte Fläche (ha)	Anteile (%)	
Luzulo-Fagion	Saure Buchenwälder	25'759	6,4
Gallo odorati-Fagion	Mullhumus-Buchenwälder	265'534	65,7
Cephalanthero-Fagion	Kalkbuchenwälder	27'449	6,8
Carpinion betuli	Eichen-Hagebuchenwälder	6'274	1,5
Quercion pubescenti-petraea	Flaumeichenwälder	1'969	0,5
Quercion robori-petraea	Bodensaure Ei-Mischwälder	31	0,0
Tilio-Acerion	Linden-Ahorn-Wälder	37'136	9,2
Alnion glutinosae	Schwarzerlenbruch	503	0,1
Salicion albae	Weichholzauenwälder	5'496	1,4
Alno-Ulmion	Hartholzauenwälder	27'118	6,7
Erico-Pinion	Schneeheidenföhrenwälder	6'780	1,7
Dicrano-Pinion	Säureliebende Föhrenwälder	19	0,0
Vaccinion-betul.-pubescentis	Waldföhren-Birkenwälder	261	0,0
Summe		404'329	100,0

Nach: Schätzung von Kuhn (1998) auf Grund Extrapolationen von bestehenden pflanzensoziologische Kartierungen. Gilt für mittlere Höhenlagen (exkl. eindeutig montane Gesellschaften und darüber, sowie Alpensüdseite und zentralalpine Kantone; d.h. exklusiv TI, GR; VS, LU, UR, AR, AI, GL, NW,OW).

So erfolgte die auf Eiche gerichtete Auslese weniger nach qualitativen Kriterien als vielmehr nach sozialer Herrschaft und Wuchskraft. Es erstaunt demnach nicht, dass bezüglich Form, Schaftqualität und auch Stabilität (gegenüber Schneedruck) auswärtige Provenienzen (aus den bekannten Provenienzregionen wie Spessart, Pfalz oder auch dem französischen „Secteur Ligérien“, z.B. Tronçais) wesentlich bessere Nachkommenschaften ausweisen und entsprechend für den Anbau zu empfehlen sind (Kleinschmit, 1977). Dies zeigen die von Hans Burger in den 10er bis 30er Jahren an verschiedenen Standorten der Schweiz durchgeführten vergleichenden Provenienzanbauten (Burger, 1949; Schütz und Badoux, 1979), wo die von auswärts eingeführten Herkünfte (Slawonien, Spessart, Belgien u.a.m.) immer schönere Stammformen als die Schweizer Provenienzen aufweisen.

6.1.2 Wuchseigenschaften

Die bezüglich Nährstoff- und Wasserversorgung völlig ausreichenden Standorte des schweizerischen Mittellandes führen dazu, dass die Eichen ein überdurchschnittliches Höhenwuchsverhalten aufweisen. Die erreichten Bonitäten, mit im Schnitt 22 m Oberhöhe im Alter 50, stehen 4 bis 6 m höher als in den hier oben erwähnten besten Werteichenregionen Europas (Schütz, 1979). Die in der Schweiz erreichten Oberhöhenbonitäten sind denjenigen der Fichte fast ebenbürtig und denjenigen der Buche sogar überlegen. Dies ist unabhängig von der Art Stiel- oder Traubeneiche. Beide zeigen praktisch die gleiche Wachstumsleistung.

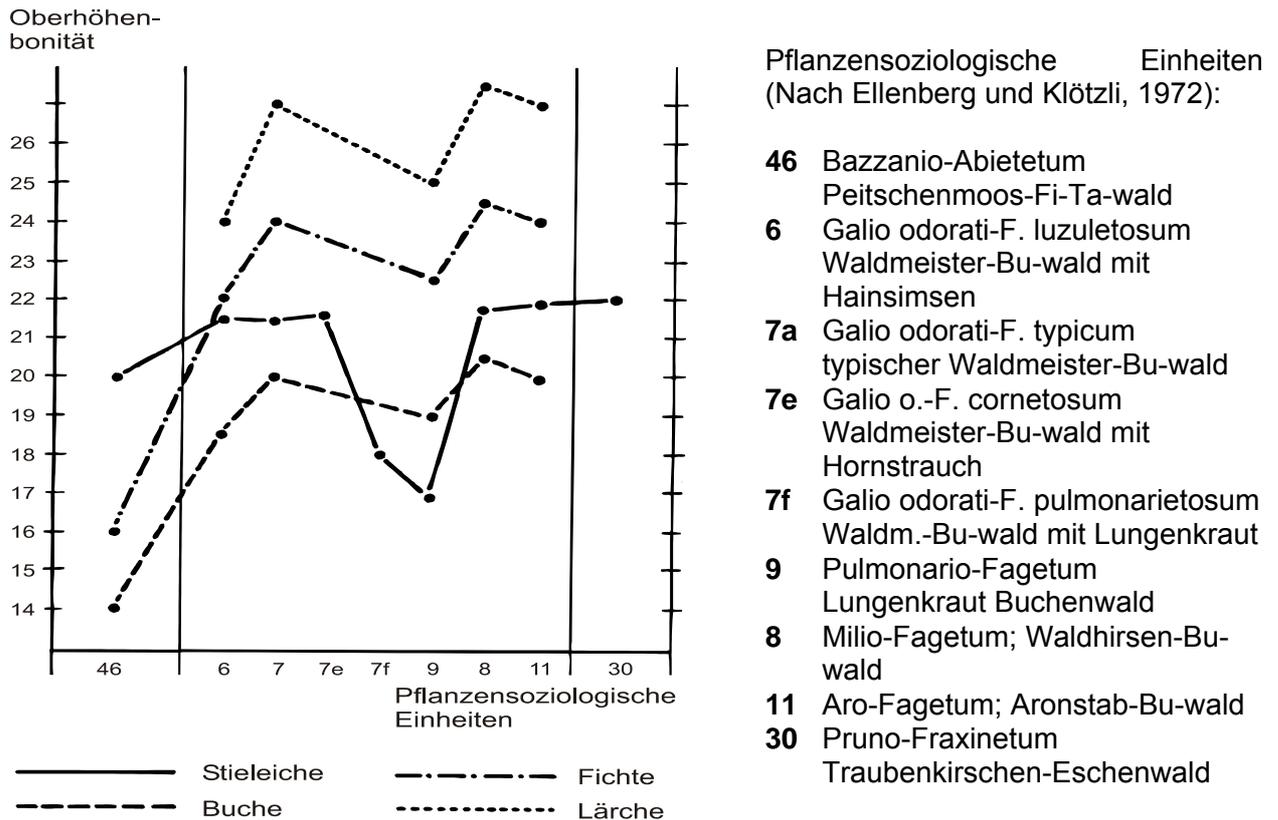


Abb. 6.2: Erreichte Oberhöhenbonitäten (Ho im Alter 50) von Eichen auf typischen Vegetationseinheiten im Vergleich zu Fichte, Buche und Lärche
Nach: Schütz (1979)

Entsprechend früher ist die Kulmination der Wertleistung bei 150 Jahren einzustufen (Bachmann, 1983). Der Archetyp der dreihundertjährigen Eiche gehört also vielmehr der Legende als der Wirklichkeit an. Im Übrigen besteht auch in den klassischen Werteichenregionen Frankreichs wie Deutschlands eine klare Tendenz zur deutlichen Reduzierung der früher um 220 Jahre angesetzten Umtriebszeiten, in erster Linie wegen der rotfäulebedingten Ausfälle in alternden Beständen. In der Tat zeichnen sich die Eichen in der Schweiz durch einen eher schnellen Wuchsgang aus, und sie produzieren normalerweise eher breite Jahrringe. Dies ist nicht notwendigerweise nachteilig, auch bezüglich technologischer Eigenschaften, wenn der Jahrringbau genügend regelmässig ist. Diese natürlichen, gesetzmässigen Eigenschaften sind grundsätzlich eher zu nutzen als zu verdrängen. So lassen sich die Eichen bei entsprechender aktiver pflegerischer Tätigkeit in relativ nicht all zu langen Produktionszeiträumen erziehen. Dabei können sie dank guter Höhenwuchsleistung ohne weiteres nutzbare Schaftlängen von 12-14 m erreichen.

Übrigens sind solche hochproduktive Eichenleistungen nichts Sonderbares. Ähnliche Produktionskonzepte findet man in den bekannten Auenwäldern z.B. Slawoniens, wo die Produktionszeit der Stieleichenwälder um 140 Jahre betragen kann.

6.1.3 Stiel oder Traubeneiche?

Im schweizerischen Mittelland findet man innerhalb der vorhandenen Populationen Stiel- und Traubeneichen sehr innig vermischt. Wir haben es offensichtlich nicht mit rassenreinen Arten zu tun, sondern mit Hybridschwärmen nach introgressiver Adaption (Kissling, 1983). In diesem Hybridgemisch scheint insbesondere der Traubeneichenpol am wenigsten rein zu sein (Aas, 1996). Als hypothetische Folgerung kann man annehmen, dass sich, je nach mikrostandörtlichen Gegebenheiten, innerhalb dieser breiten Populationschwärme die an diese Kleinstandorte am besten angepassten Individuen jeweils durchsetzen.

Obwohl im natürlichen Areal zwischen Stiel- und Traubeneichen recht grosse Unterschiede in den Standortsansprüchen bestehen, insbesondere an der Peripherie der Arealverbreitung, scheinen in der Schweiz die Unterschiede in den Ansprüchen von Stiel- und Traubeneiche für dieses nicht besonders selektierende Milieu nicht sehr entscheidend zu sein. So dürften für den Waldbau keine wesentlichen Unterschiede zwischen Stiel- und Traubeneichen bestehen. Dennoch dürfte an Randstandorten (etwa im trockenen Gürtel im Bereich der Flaumeichen) die Traubeneiche eher als Stieleiche am Platz sein.

Kriterien für die Artenwahl, welche für schweizerische Verhältnisse möglicherweise relevant sind, dürften die folgenden sein:

- Spätfrostempfindlichkeit
- Stabilität gegenüber Schneedruck
- Gesundheit
- eventuell die Seitendrucktoleranz

Die ersten zwei erwähnten Faktoren sind in Relation mit der in der Schweiz bezüglich Höhenlage **standörtlichen Grenzlage** für die Eichen zu interpretieren. Die Eichen sind grundsätzlich Bäume der tieferen Lagen. Fröste und Schnee dürften also viel mehr standörtlich limitierend wirken als etwa die Wasserversorgung. Dies gilt besonders für Grenzlagen über 600–650 m.ü.M. So zeigen die Anbauversuche von Burger, dass die gegen Frost eindeutig widerstandsfähigeren Stieleichen als die Traubeneichen, in der Dickungs- bis Stangenholzstufe (d.h. in der Phase der Auslese) durchwegs bessere Stammformen, frei von groben Krümmungen, aufweisen.

Die **Stabilität** gegen schweren Schnee dürfte einer der wichtigen Faktoren bei der Jungwaldpflege sein, weil auf unseren Höhenlagen viel öfters schwerer Schnee zu erwarten ist als in den klassischen Eichenregionen. Die Fähigkeit, das verdorrte Laub im Winter zu behalten (fr.: marcescence), eine Eigenschaft, die normalerweise in Zusammenhang mit der physiologischen Reife steht (das Phänomen ist nur in der frühstadialen Entwicklung zu beobachten), dürfte ebenfalls von Bedeutung sein. Es scheint, dass diese Eigenschaft eine gewisse genetische Prägung aufweist, welche von den Lichtverhältnissen überlagert werden kann, indem am Schatten oder in der Kleinlochstellung aufgewachsene Eichen physiologisch länger jung und somit im Winter belaubt bleiben. Die Beobachtungen von Burger im Provenienzversuch von Ermatingen zeigen, dass bestimmte Provenienzen (wie Greng bei Murten) wesentlich grössere Schneedruckschäden aufwiesen als andere, und dies war mit dem Erhalten des Laubes verbunden. Dieser Faktor dürfte für die Wahl geeigneten Provenienzen wichtig sein.

Bezüglich **Waldgesundheit** haben die Anfang der 90er Jahre in ganz Europa vorkommenden Symptome einer komplexen Erkrankung (Eichensterben) durchwegs nur Stieleichen betroffen (Hämmerli und Stadler, 1989). Es schien, dass Auslöser für solche komplexe pathologische Erscheinungen in Zusammenhang mit ungünstiger Wasserversorgung stehen können. Auch in der Schweiz wurden z.B. 1992 solche punktuellen Beschädigungen von Stieleichen beobachtet.

Weil für schweizerische Verhältnisse die Wasserversorgung in der Regel nicht so limitierend zu sein scheint, dürfte das Kriterium des Eichensterbens nicht besonders massgebend sein.

Bezüglich Reaktion auf **Seitendruck** ist bekannt, dass die Traubeneiche etwas toleranter ist als die viel lichtbedürftigere Stieleiche. Dieser Faktor dürfte kaum für die Artenwahl entscheidend sein, sobald die Verjüngungsphase vorbei ist oder wenn wie üblich unter guten Lichtverhältnissen verjüngt wird. Bei einem etwas langsamen Verjüngungstempo oder bei Erziehung in der Kleinlochstellung bzw. im Vorbau würde die Traubeneiche gewisse Vorteile haben.

Alles in allem scheint die Artbestimmung waldbaulich nicht so entscheidend zu sein. Als Auslesekriterium für die frühzeitig festzulegende Auslese viel entscheidender gilt die wipfelschäftige Schaffform. Gründe der Risikoverteilung sprechen eher für die Wahl phänotypisch einwandfreier Kandidaten. Bei Verwendung von Lokalpopulationen kann davon ausgegangen werden, dass sich die geeigneten Genotypen innerhalb des Populations-schwarms den gegebenen Umständen entsprechend durchsetzen. Bei künstlicher Gründung besteht eher ein Vorteil für Stieleichen. In diesem Fall ist es empfehlenswert, ausgewählten Herkünften (d.h. auch meistens auswärtigen) den Vorzug zu geben.

6.1.4 Produktionskonzepte

Bezüglich Holzsortimente und somit für die Produktion anzustreben sind folgende Charakteristiken:

- nur das hochwertige Stammholz ist lohnend und nur, wenn es qualitativ möglichst günstig ist (Fourniere oder gute Schreinerware);
- alle anderen Koppelprodukte (Schwellen, Industrie und weniger) sind praktisch nicht kostendeckend verwertbar. So lohnt sich bei einer Werteiche nur die Ausschaffung des unteren Stammteils bis zum ersten Ast;
- die Jahrringstruktur spielt für Fourniere eine grosse Rolle. Es ist ein regelmässiger Jahrringbau anzustreben. Für Fourniere darf die Jahrringbreite eine gewisse Grenze (2,5 mm) nicht überschreiten,
- die Klebastempfindlichkeit führt zu Qualitätsverminderung, insbesondere in älteren Bestockungen, wenn die ursprünglich kleinen Wasserreiser sich mit der Zeit zu echten Klebästen entwickeln bzw. zu Kronenrückfall führen. Ein gutes Einpacken der Schäfte mit dienenden Baumarten (sog. Nebenbestand aus Hagebuche, Buche oder Linde) ist systembestimmend.

Anzustreben sind also Eichenmischbestände oder in der Oberschicht reine Eichenbeständen mit einem gut ausgebildeten dienenden Füllbestand, zumindest ab Baumholzstufe. Erntedimension 60 bis 70 cm BHD. Da die Eichen (wie die Buchen) zur Gruppe der zu sympodiale Wuchs neigenden Baumarten gehören, ist eine frühe Auslese (Ende Dichtung bis schwachen Stangenholz) von grosser Bedeutung. Es bestehen bezüglich der qualitativen Auslesebasis grosse Unterschiede zwischen den Provenienzen. Herkünfte aus guten Eichenproduktionsregionen (Spessart, Pfälz (D); domaine Ligérian für Frankreich wie Bercé, Tronçais) zeigen sich bezüglich dem Anteil an wipfelschäftigen Individuen klar überlegen und sind somit vorzuziehen.

Reinbestand oder Mischbestand

Ob bei einer natürlichen Eichenverjüngung die Eichenansamung vollkommen oder nur unetstet verteilt ist, scheint weniger wichtig. Weil wir im Sinn der Werteichenerziehung ohnehin als

Zielbestockung Eichen mit guter Einpackung durch passende, dienende Baumarten anstreben, kann dies entweder durch die (etwas schwierige) Schaffung und Ausformung eines untergeordneten Nebenbestands erfolgen, oder auch durch eine kontrollierte Beimischung. Die Anbauversuche von Burger (z.B. in Ermatingen) zeigen, dass gemischte Eichen-/Buchen-Bestockungen mit einer Grundfläche der Eichen in der Stangenholzphase zwischen 6 und 8 m² bei konsequenten Mischungregulierenden Pflegemassnahmen durchaus zu schönen Eichenbeständen führen können.

6.1.5 Verjüngungskonzepte

Lange galt für Schweizer Verhältnisse, dass für die Eichenerneuerung nur die **Pflanzung** sinnvoll sei und dies auf genügend grossen Flächen von mindestens einer halben Hektare (Leibundgut, 1945). Diese Ansicht ist in Anbetracht der grossen Lichtbedürfnisse der (Stiel-) Eiche fundiert. Dies war auch damit begründet, dass auf unseren gut versorgten Standorten die Konkurrenz der Schlagflora äusserst stark und wirksam ist. Um dem Faktor Spätfrostgefährdung entgegenzuwirken, empfiehlt sich, während der Startphase bis zur Dickung mit (Erlen-)Vorbauten vorzugehen. Ein bekannter Versuch im Höniggerberg zeigte die Vorteile eines solchen Vorgehens sehr eindeutig (Leibundgut 1965).

Mittlerweile ist generell anerkannt, dass die Konkurrenz der **Schlagflora** auf die Forstpflanzenentwicklung bei weitem nicht so entscheidend ist, wie früher angenommen (Burschel und Schmalz, 1965, Binder, 1992, Olberg, 1974, Olberg und Kallfrass, 1979). Dies gilt auch für Keimlinge und die natürliche Ansamung (Diaci, 1995). Das ist der Grund, warum man heute bei der Jungwuchspflege praktisch keine Eingriffe zur Reduzierung der Schlagflora mehr empfiehlt, zumindest gegenüber der krautigen Pflanzen.

Auch zeigen Beobachtungen der natürlichen Wiederbesiedlung von grossen Sturmflächen (Vivian), wo man die spontan vorkommenden **Pioniere** (Birken, Sahlweiden, ev. Aspen) hat vorwachsen lassen, dass die lockere Beschirmung (z.B. von Birken) die Entwicklung der gepflanzten Eichen positiv beeinflusst und dies bis in die Dickungsstufe und bis Vorbautichten von 5000 pro ha (Ammer und Dingel, 1997; Nüsslein, 1999; Wagner und Röker, 1999). Weil eine solche Beschirmung auf das Dickenwachstum hemmender wirken als auf den Höhenwuchs, werden die beschirmten Eichen, obwohl in der Schaffform einwandfrei (bis 11 Jahre nach der Pflanzung), in ihrer Stabilität (d.h. h/d) etwas mehr eingeschränkt. Das Problem entsteht meistens, wenn der Vorbau entfernt werden muss. Nüsslein (1999) zeigte, dass eine radikale d.h. einmalige Eliminierung der vorangebauten Birken ungünstiger wirkt als die sukzessive, trichterförmige Reduzierung. Für Schweizer Verhältnisse sind also Birkenvorbauten durchaus zu empfehlen, wäre es auch nur aus Gründen der Frostgefährdung und ohnehin dort, wo Brombeeren übermässig vorkommen. Der Birkenvorbau darf aber eine gewisse Dichte nicht überschreiten bzw. seine Dichte muss sukzessiv kontrolliert und reduziert werden. Im Übrigen bestehen sehr einfache und damit billige Wege, um die Reduzierung von Vorbauten zu kontrollieren (Knicken der Eichen mit der Hand im jungen Alter oder Ringeln).

Künstliche Begründung

Das Ziel der Begründung von reinen Eichenbestockungen ist heute nicht (mehr) zwingend. Bei Pflanzung auch deshalb nicht, weil heute aus Kostengründen viel weniger dicht gepflanzt wird als früher. Versuche von Eichengründungen in weiten Pflanzverbänden von 5 x 2 m (Spiecker, 1986) können zu wunderbaren Werteichenbestockungen führen, sofern eine genügende Füllung durch eine spontan verjüngte angepasste Begleitbaumart (hier Buche) aufkommt bzw. bei richtiger Pflege der Mischwuchsregulierung. Vorausgesetzt ist eine genetisch und

phänotypisch einwandfreie Nachkommenschaft. Die Wahl geeigneter Provenienzen ist also von desto grösserer Bedeutung, je weniger dicht begründet wird.

Verschiedene Methoden erlauben es heute, Eichen mit einer wesentlich kleineren Pflanzenzahl als früher zu gründen. So ist es durchaus denkbar, mit einer Pflanzenzahl von 600 bis 800 in gleichmässiger Verteilung vorzugehen. Die Erziehung erfolgt durch natürlich aufkommende Begleitbaumarten. Voraussetzungen sind die Kontrolle der Mischwuchsregelung beim Pflegen in der Dickung- und Stangenholzphase sowie Schutzmassnahmen gegen Wildverbiss und die Wahl von genetisch einwandfreiem Material, um eine genügende Auslesebasis zu bekommen. Die zu wählende minimale Pflanzenzahl hängt stark von der guten genetischen Eigenschaft des Pflanzenmaterials (Wahl guter Provenienz) ab. Eines der erfolgsversprechenden Mittel zum Schutz vor Verbissschäden ist die Verwendung von Schutzhüllen (sog. DOK). Auch Nesterpflanzungen können zum Zweck der Reduktion der Pflanzenzahl erwogen werden.

Naturverjüngung der Eichen

Gemäss Lehrbuch ist für die ausländischen Werteichenregionen die Naturverjüngung in Schirmhiebstellung die Standardverjüngungsmethode, dies sowohl unter Verwendung von natürlichem Aufschlag wie auch von gezielten Saaten (in Rillen, Streifen oder mit gestupften Eicheln).

Aus heutiger waldbaulicher Sicht spricht auch für schweizerischen Verhältnisse nichts gegen die Anwendung der natürlichen Verjüngungstechnik. Das im Ausland klassische Vorgehen des Schirmschlags ist aber in Rücksicht auf die folgenden verjüngungsökologisch spezifischen Faktoren anzupassen:

- langes Aussetzen von genügenden umfangreichen Fruktifikationen (im schweizerischen Mittelland setzen die Fruktifikationen längere Zeit aus)
- hohe Verunkrautung der Schlagflora

Verjüngungstechnisch genügt es, eine Naturverjüngung ohne (grosse) Vorrichtung einzuleiten. Nachfruktifikationen unmittelbar nach Mastjahren sind bei uns kaum zu erwarten. So betrachtet ist ein vorausgeschalteter Lichtungshieb nicht mehr sinnvoll. Er wird eher die zu diesen Zeitpunkt unerwünschte Entwicklung der Schlagflora fördern. Ein Eichenaufschlag von Jungeichen kann auch ohne Vorrichtung mindestens 2 (Stieleiche) bis 5 Jahre (Traubeneiche) unter dem geschlossenen Mutterbestand überleben. Höchstens ist eine sehr leichte Vorrichtung angebracht, damit die Eichensämlinge sich doch genügend kräftig entwickeln, ohne dass die Unkrautvegetation profitiert. So kann anstatt eines Lichtungshiebs die Eliminierung des Unterwuchses genügen oder die spärliche Eliminierung von vereinzelt anderen Baumarten als der Eichen.

Damit die Jungeichen eine Chance haben, sich gegenüber beigemischten Baumarten wie Buchen, Hagebuchen aber auch gegenüber der schnell reagierenden Schlagflora durchzusetzen, braucht es viel Licht, ja sogar Volllicht. So scheint die folgende Verjüngungstechnik angebracht: Zwei bis vier Jahre nach einer mengenmässig genügenden Fruktifizierung (mindestens Halbmast), sobald der Erfolg der Ansamung gut feststellbar ist, soll die Ansamung voll abgedeckt werden. Ein Schutz gegen das übermässige Zehren der Eicheln durch das Wild kann eventuell im Jahr der Fruktifikation dienlich sein. Schon ein leichtes zudecken der Eicheln reduziert die Predation, zumindest durch Vögel. Ein weiterer Grund für eine hohe Mortalität der Eicheln kann der Frost sein. Schon Fröste um -7°C führen zum Tod der Eicheln (Suska et al. 1994). So können Vollfruktifikationen einen frostigen Winter nicht überleben. Ein Grund mehr um erst waldbaulich tätig zu sein, wenn die Verjüngung sicher ist bei Feststellung der Ansamung (Aufschlag).

Weil Mastjahre ohnehin selten sind, sollen eher grosse Flächen geräumt werden.

Schattenerziehung

Dies besagt nicht, dass die Erziehung der Eichen in schattigeren Bedingungen unmöglich ist. Problematisch ist das Aufkommen von Eichen in schattiger Umgebung weniger bei der Ansamung bzw. Jungwuchsphase, sondern eindeutig in der kritischen Phase zwischen Dichtung und angehender Stangenholzphase, weil dann die Beschattung zu überschlanke Wuchs führt, was sich bezüglich Stabilität fatal auswirken kann. Dies kann umso schwerwiegender sein, als die wipfelschäftigen Eichen tendenziell schlanker sind als die zwieselschäftigen (Gockel, 1994). Auch scheint die Beschattung zur längeren Behaltung des Laubes im Winter zu führen. So zeigen Beobachtungen von Eichenstangenhölzern in Kleinlochstellung, dass in einem Band von etwa 8 m vom Rand infolge Schneedrucks die Eichen praktisch total ausfallen. So wird in kleinen Löchern (von weniger als 15 Aren) der lotrechte Stand der Eichen immer mehr beeinträchtigt. Ein langes Behalten in zu kleinen Schächten scheint also nicht sehr sinnvoll. Demnach soll entweder die Naturverjüngungen in kleinen Schächten rechtzeitig, d.h. im Stadium der frühen Dichtung erweitert oder die untere Grenze für die Schachtstellung grösser als 25 Aren gewählt werden (Schütz, 1991).

6.1.6 Pflegekonzepte

Auch die Pflegekonzepte haben sich gegenüber früher z.T. erheblich verändert. Im Wesentlichen deshalb, weil eine vollflächige und oft wiederkehrende Jungwaldpflege unverhältnismässig hohe Kosten verursacht, ist eine Revision der Eingriffskonzepte im Sinne einer biologischen Rationalisierung nach opportunen (Konzentrationsprinzip) und gezielten Eingriffen (sog. situativer Ansatz) vorzusehen.

Die Prinzipien einer waldbaulich effizienten Pflege richten sich nach den folgenden für Eichen anzustrebenden Kernaufgaben:

- adäquate Mischungen
- rechtzeitige Auslese und situative Förderung einer knappen Zahl von Anwärtern (Z-Bäume)
- genügend gute Umhüllung durch dienende Begleitbaumarten

Die Prinzipien der Mischungsziele sind weiter oben dargestellt. Sie werden durch frühzeitige Mischungsregulierung (in angehenden Dichtungen) inklusiv Protzenentfernung vollzogen. Im Falle von Erziehung mit Vorbauten sind die vorwachsenden Holzarten z.B. durch Ringelung rechtzeitig zu beseitigen.

Entscheidend für die Auslese sind die anzustrebenden Formeigenschaften. Es geht bei den zum physiologisch sympodialen Wuchs neigenden Eichen im Wesentlichen um eine aufrechte, unverzweigte Stammachse (sog. Wipfelschäftigkeit). Dieses Kriterium der Wipfelschäftigkeit ist wesentlich wichtiger als die Ästigkeit. Weil die Eiche eine gute natürliche Astreinigung besitzt (Butin und Kowalski, 1983), werden auch grobe Äste auf natürlichem Weg gereinigt (wenn sie nicht zu steil und lang sind). So ist auch ein gutes Wuchspotenzial (und damit die Chance, herrschend zu bleiben) wichtiger als der Schlankwuchs. Weil bei der Baumart Eiche eine grosse phänotypische Variationsbreite besteht, ist, ähnlich wie bei der Buche, eine frühzeitige Auslese, d.h. in der Dichtungs- allenfalls schwachen Stangenholzphase, angebracht. Dies gilt auch dann, wenn die Dichtung prinzipiell eine Phase der Kompression (Dichtstand) bleiben soll. Das Konzentrationsprinzip bzw. der situative Ansatz erlaubt es, bereits in der Dichtung die Auslese

von einer nur knappen Anzahl Z-Bäume, d.h. 100 bis 150 Bäume, vorzunehmen. Nur diese sind von der Konkurrenz angemessen zu befreien. Ein Ersatz von allfällig später ausfallenden Z-Bäumen kann mit der Zeit erfolgen.

In der starken Stangenholz- bis schwachen Baumholzphase folgen die kräftigeren, kronenausformenden Eingriffe nach den klassischen Auswahlprinzipien der Auslesedurchforstungen. Dies bedeutet, dass die Waldbautätigkeit im Wesentlichen in jungen Bestockungen (in der Stufe starkes Stangenholz bis Baumholz) erfolgen soll. In gut und frühzeitig durchforsteten Beständen lassen sich später nur geringfügige Kontrolleingriffe rechtfertigen. So lässt sich für reinen Eichenbestand in der Oberschicht die anzustrebende Grundflächenhaltung gemäss Abb. 6.3 empfehlen, mit einer Phase der kräftigen Ausformung der Kronen bei gleichzeitiger Kontrolle der Bestockungsdichte, damit der Nebenbestand sich ausbilden bzw. entwickeln und später (etwa im Alter 60) ausreifen bzw. wachsen kann.

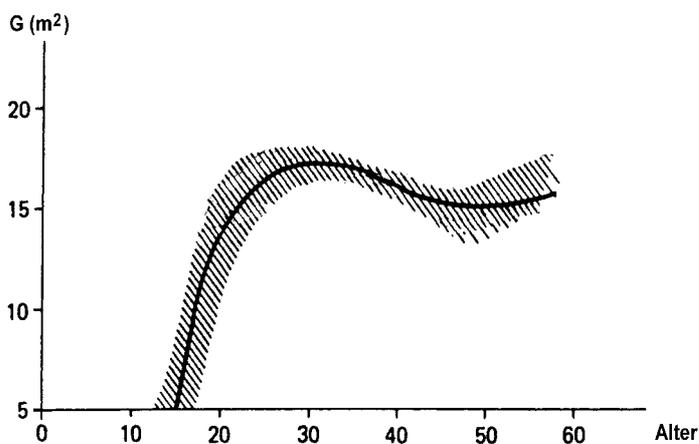


Abb. 6.3: Grundflächenhaltung für die Werteichen in der Schweiz

Nach Schütz und Badoux, (1979)

Nebenbestand

Die gute Umhüllung der Eichen durch Baumarten, welche möglichst untergeordnet bleiben (d.h. die Kronen der Eichen nicht allzu stark von unten verdrängen) ist eine Charakteristik des Werteichenwaldbaus. Dies deshalb, weil die Eichen nach einer Kronenbefreiung sehr empfindlich Wasserreiser und Klebäste produzieren, insbesondere mit zunehmendem Alter und auch bei schlechter Kronenausbildung (sog. Angstreiser). Die Bildung von **Wasserreisern** (neue junge Triebe aus proventiven Knospen) ist an sich nicht besonders besorgniserregend. Es ist eine normale Reaktion auf eine plötzliche Veränderung des Lichtklimas. Was zu vermeiden ist, ist ihre Entwicklung zu regelrechten **Klebästen**. Die grosse Mehrheit der gebildeten Wasserreiser bildet sich in den folgenden Jahren spontan zurück, nach Verschluss des Kronendaches. Nur bei nachhaltig bleibendem Lichtklima entwickeln sich die Wasserreiser zu langen und dicken Klebästen (Spiecker, 1979).

Eine mechanische Eliminierung von Wasserreisern ist völlig nutzlos, weil sich aus dem Kallusgewebe neue (Adventiv-) Knospen bilden, welche Ersatzäste produzieren. Die Regelung der Beschattung ist das einzig richtige Vorgehen.

Ideale Baumarten für den Nebenbestand sind schattenertragende und nicht allzu konkurrenzkräftige Baumarten wie Hagebuchen, Linden und Buchen, auf trockenen Standorten allenfalls die Elsbeere. Koniferen mit ihrer hohen axialen Dominanz zeigen sich langfristig zu konkurrenzfähig und sind somit weniger zu empfehlen. Besonders die Fichte weist eine grosse Tendenz auf, in die Kronen der Eichen einzudringen.

Das Problem der Ausbildung eines genügend umpackenden, aber nicht allzu üppigen, rechtzeitigen und stabilen Nebenbestands ist nicht so einfach zu lösen. Bei Vollbegründung der Eichen steht das Problem eines guten Kompromisses zwischen dem Behalten eines guten Dichtstandes in der Jugend (Kompression) zu erzieherische Zwecke und der Entwicklung des Nebenbestandes. Erst in der Phase der Erstdurchforstungen gibt es eine Konvergenz zwischen der Regelung der Bestockungsdichte und dem notwendigen Licht für die Entwicklung des Nebenbestandes. Abb. 6.4 zeigt, dass nur eine deutliche (und auch andauernde) Reduzierung der Grundfläche der Eichen zur Entwicklung des Nebenbestandes führt. Und dies vorausgesetzt, dass die dazu passenden Baumarten vorhanden sind. Darum empfiehlt es sich bei künstlicher Begründung, die entsprechenden Baumarten truppweise und locker eingesprengt mitzupflanzen, damit sie später als Samenbäume wirken können. Ansonsten kann man den Nebenbestand auch bei der Bestandesgründung pflanzen.

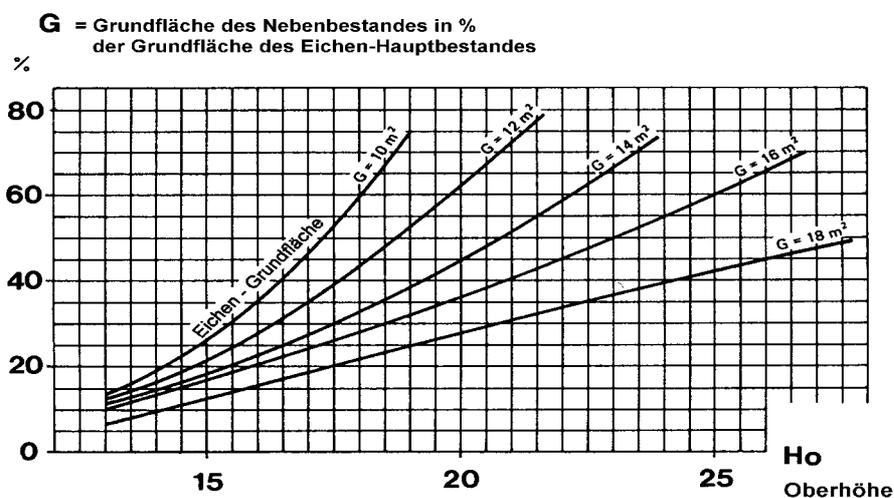


Abb. 6.4: Zusammenhang zwischen Bestockungsdichte der Eichen und Entwicklung des Nebenbestandes
Nach Schütz und Badoux (1979)

All das spricht für eine frühzeitige Betrachtung der Bedürfnisse für die Entwicklung des Nebenbestandes, d.h. bei den Erstdurchforstungen. Die Eingriffe sollen kräftig genug sein, um das entsprechende Lichteindringen im Bestandesinneren sicherzustellen. Allzu ängstliche Eingriffe in der Oberschicht können zu einem überschlanken Wuchs des Nebenbestandes führen. So können instabile Nebenbestände entstehen, welche bei Gewitter (im Winter bei Schneefall) umgebogen werden können. Zur Stabilisierung kann allenfalls das Köpfen der Heister behelfen.

Als Alternative zum typischen Nebenbestand unter reinen Eichen bietet sich die Erziehung in Mischbeständen an, wo man durch direkte Pflegemaßnahmen die Eichen kontinuierlich fördert und somit langfristig zu einer sozialen Differenzierung zwischen Haupt- und Begleitbaumart kommt.

6.1.7 Schlussfolgerungen

Waldbaukonzepte zur Förderung der Eichen in der Schweiz sind mit Rücksicht auf den Wettbewerbsnachteil der Eichen gegenüber der Klimaxbaumarten (Buche) zu konzipieren. Sie weichen in verschiedener Hinsicht von den in den grossen Werteichenregionen des Auslandes angewandten Konzepten ab. Die Förderung der Eiche als eine der ökologisch wertvollsten

Baumarten, da sie für viele Insekten und Vogelarten eine hohe Bedeutung hat (Heydemann, 1982), darf als Ziel einer multifunktionellen Waldnutzung in der Schweiz betrachtet werden. Weil die Eichen sich nicht automatisch durchsetzen, bedarf es gezielter Waldbaumassnahmen. Als besonders empfindlich ist die Erneuerungsphase zu betrachten.

6.2 DIE AMERIKANISCHE ROTEICHE

Roteiche (*Quercus rubra* L.) divergiert in vieler Hinsichte waldbaulich und in den ökologischen Ansprüchen von den sog. Weisseichen (die Untergattung *Lepidobalanus*), zu welchen unsere Eichen gehören. Die Roteiche gehört mit mehreren Eichenarten des nordamerikanischen Kontinents zur Gruppe der Roteichen (Untergattung *Erytrobalanus*). Die Roteiche ist vom waldbaulichen Standpunkt aus betrachtet schlicht als eine völlig andere Baumart zu behandeln.

Die Roteiche ist im Osten des nordamerikanischen Kontinents weit verbreitet, praktisch vom Mississippi bis zu den Grossen Seen und dem Saint-Laurentfluss.

6.2.1 Standörtliche Eignung

Die Roteiche kommt ausschliesslich auf basenarmen Substrate vor und erweist sich als kalkscheu, zumindest in der Startphase, d.h. bei der Keimung bzw. nach der Pflanzung auf Substraten mit freien CaCO_3 . Was den Boden angeht ist sie recht anspruchslos bezüglich Nährstoffversorgung und erträgt Wechselfeuchtigkeit, sogar Wechsellüsse. Bezüglich Temperatur ist sie sehr wenig auf Spätfröste empfindlich.

So kann sie sowohl im sauren Bereich, wo praktisch die meisten Edellaubhölzer fehlen, wie auch auf Schotterterrassen und sandigen Böden eine gute Leistung erbringen. Ihre gute Resistenz gegen Rauchschäden (insbesondere Fluor) gekoppelt mit guten ästhetischen Eigenschaften (rote Farbe im Herbst) gibt ihr auch in stadtnahen Bereichen Vorteile. Auch dürfte der Anbau auf Höhenlagen, wo die Weisseichen nicht mehr taugen (> 700 m), in Frage kommen.

6.2.2 Waldbauliche Eignung

Die Roteiche weist eine äusserst schnelle Höhenentwicklung auf. Sie erreicht auf schweizerischen Standorten Bonitäten von 26-28 m im Alter 50 und mehr. Das sind gut 4 bis 6 m mehr als die nativen Weisseichen. Die Zuwachsleistung ist mit 18 bis 20 m^3/ha und Jahr (Diez und Bürgi, 1991) beeindruckend. Die rasche Höhenentwicklung zeugt vom Wuchstemperament eines Pioniers. Entsprechend ist der Dickenzuwachs. So erreicht die Roteiche Erntereifen-Dimensionen (60 cm BHD) zwischen **80 und 90 Jahren**.

Bezüglich Licht bestehen anscheinend gegensätzliche Ansprüche. Im Grunde ist die Roteiche extrem lichtbedürftig, bzw. sie reagiert sehr empfindlich auf **Seitendruck** mit heliotropischem Wuchs. Dahingegen mag sie sich am Schatten recht gut erhalten. So wird sie in gewissen Lehrbüchern (verwirrenderweise) als Schattenfest bezeichnet. Für die waldbauliche Behandlung entscheidend ist die Empfindlichkeit auf Seitendruck. Weil das Holz im Gegensatz zu den Weisseichen nicht ringporig, sondern zerstreutporig ist, hat die Jahrringbreite keinen wesentlichen Einfluss auf die technologischen Eigenschaften. So ist die Roteiche auf Flächen mit Volllicht anzubauen.

Das Holz ist für völlig andere Verwendungen als bei der Weisseichen zu nutzen. Es weist eine hohe Rohdichte, aber eine gute Härte und ausgezeichnete mechanische Eigenschaften auf. Weil seine Thyllen nicht verschliessen, ist es z.B. für die Fassproduktion ungeeignet.

Die enorme Höhenwuchsleistung und mässige apikale Dominanz führt bei Verlust der Endknospe zur Bildung von steilen und ausgeprägten Zwieseln, welche wegen der spitzen Winkel permanent bleiben. Ansonsten ist die Wuchsform akroton (wipfelschäftig). Der Anteil an Zwieseln kann unterschiedlich sein. Konsequenterweise ist eine ab Stangenholzstufe kräftige Behandlung in situativen Eingriffen mit positiver Auslese angebracht, ähnlich wie bei Eschen.

6.3 DIE BUCHE

Die Buche ist waldbaulich gesehen ein „Allrounder“, eine ausserordentlich wettbewerbsfähige und auch flexible Baumart. Sie erlaubt einen grossen Spielraum in der Behandlungsweise und kann somit in unterschiedlichen Waldbaukonzepten Platz finden. Bei kaum anderen Baumarten gibt es derart diametral ausgehende Möglichkeiten bezüglich Pflege und Erneuerung.

6.3.1 Gründe für die pflanzengeographische Herrschaft der Buche

Gemäss Kuhn (1998) machen die Buchenwälder potentiell 79 % des Schweizer Walds in mittleren Höhenlagen (siehe Tab. 6.1) aus. Für Deutschland gibt Spellmann (1999) einen Anteil von 61 % buchenwaldfähige Waldstandorte an. Die Buche ist also unter mittel-europäischen Verhältnissen der kollinen bis montanen Stufe in ozeanisch geprägtem temperiertem Klima unsere wettbewerbsfähigste Baumart.

Im Grossen und Ganzen lässt sich die Herrschaft der Buche mit den drei folgenden Eigenschaften erklären:

1. Die berühmte **Schattenfestigkeit** erlaubt der Buche sich unter Schirm einzustellen und sozusagen in Warteposition zu bleiben bis die Voraussetzungen für ihr gutes Gedeihen gegeben sind. Allerdings gilt dies in bezug auf das Gedeihen und nicht ohne Restriktion bezüglich der Form. Bei zu langer und zu stark ausgeprägter Beschattung wächst die Buche schräg (sog. plagiotrop), was die spätere Bildung einer dominanten wipfelschäftigen Stammachse einschränkt (Kurth, 1946). Plagiotrope Jungbuchen können sich nicht mehr genügend erholen, um eine dominante durchgehende Schaftachse zu bilden. So zeigt Korpel (1995), dass in Buchenurwäldern die Stammqualität äusserst unterschiedlich ausfällt, vermutlich abhängig vom Erneuerungsmodus.

2. Die Buche besitzt eine ausserordentlich effiziente Art der **Erschliessung** und Besetzung **des Kronenraumes**, dank der Fähigkeit, Kurz- und Langtriebe zu bilden. Die Langtriebe erlauben die Expansion der Krone (die Exploration nach Thiébaud, 1981) und die Kurztriebe, welche im wesentlichen das Laub tragen, sorgen für die gute Ausnützung des inneren Kronenraumes (Dupré et al., 1986). Dies ist einer der Gründe, warum die Buche im Wettbewerb um das Licht im oberen Bestandesraum sehr konkurrenzfähig ist, und bei genügender Ressourcenversorgung die meisten anderen Baumarten verdrängt (Korpel, 1988).

Pardé (1981) konnte in hundert Jahren ertragskundlich beobachteten Versuchsflächen im Raum Nancy zeigen, dass in anfänglich gemischten Buchen-Eichen-Bestockungen ohne aktive Durchforstungen mit der Zeit praktisch alle Eichen verdrängt wurden, bzw. verschwanden.

Die Wettbewerbsfähigkeit der Buchenkrone ist nicht nur der Bildung neuer Triebe zuzuschreiben, eine grosse Rolle spielt auch die Blattstellung. Die Buche gehört diesbezüglich nach Horn (1971) zu den Baumarten mit sog. einschichtig eingestelltem Laubwerk (monolayers). Die Buchenkronen sind undurchsichtiger als diejenigen von anderen Baumarten. Unter Buchenbeständen ist es folglich auch wesentlich dunkler als z.B. unter Eichenbestockungen (Lüpke et al., 1997). Diese Eigenschaft der Kronenraumausnutzung zeigt einerseits, dass die Buche nicht gut geeignet ist für sehr feine Mischungen. Sie ist vom Standpunkt der Waldpflege aus gesehen, mehr als eine herdenhafte Baumart zu bezeichnen, welche einer kollektiven Erziehung im Rahmen gleichen Artgenossen bedarf.

Andererseits verleiht die effiziente Kronenraumbesiedlung der Buche eine gute Reaktionsfähigkeit auf Durchforstungseingriffe (Bouchon et al., 1989), auch im hohen Alter und in höheren Lagen (Chollet et al., 1998).

3. Heute wissen wir, dass die Buche auch **im Bodenraum** eine hohe Konkurrenzfähigkeit aufweist. Sie bildet ein sehr dichtes Feinwurzelsystem und somit erschliesst sie den Boden effizient. Aus der Erfahrung des Mittelwaldbetriebes war schon bekannt, dass die Buche das Wachstum der Hauschicht einschränkte und auch eine grosse Konkurrenz zu den anderen Baumarten der Oberschicht darstellte (Mathey, 1929), und weil sie darüber hinaus sehr breite Kronen bildete, war sie nicht besonders gesucht. Gute Bodenerschliessung des Feinwurzelsystems, aber auch die Fähigkeit der Wurzelexpansion, verleihen ihr eine hohe Wettbewerbsfähigkeit. Die Buche verdrängt das Wurzelsystem vieler beigemischter Baumarten, z.B. in der Beimischung mit Eiche (Büttner und Leuschner, 1994).

Interessanterweise gilt dies aber nicht gegenüber allen Baumarten. Untersuchungen von Feinwurzeln in Rheinlandpfalz (Fölster et al., 1991), zeigen, dass in Beimischung mit der Fichte die feinen Buchenwurzeln in tiefere Horizonte ausweichen. Damit erklärt sich die bessere Volumenleistung der Fichte in Mischbeständen mit der Buche, weil in tieferen Horizonten die Nährstoffverfügbarkeit weniger günstig ist als in den obersten. In der Tat: In der Beimischung Buche mit Fichte profitiert bezüglich Holzproduktion die Fichte (+ 15%) zu Lasten der Buche (Flury, 1930; Burger, 1941; Wiedemann, 1942; Kennel, 1965). Die Tendenz der Buchenwurzeln, denjenigen der Fichten auszuweichen, wurde in der Schweiz im Rahmen der Waldschadenforschung an Feinwurzelsbeobachtungen in Fichten/Buchen-Altbestockungen an der Versuchsfläche Lägern nachgewiesen (Niederer, 1991) und in Zusammenhang mit Mykorrhizierung erklärt.

6.3.2 Die Schwächen der Buche

Die erwähnten ausserordentlich günstigen Eigenschaften genügen, um die herrschende Rolle der Buche in der Waldsukzession zu erklären. Dies gilt aber nur, wenn die Buche genügend Ressourcen in bezug auf Wasser, Wärme und vielleicht auch Nährstoffversorgung findet. Die Buche ist viel mehr als andere Baumarten auf **mittlere Standortbedingungen** angewiesen. Sie besitzt klare Grenzen hinsichtlich **Trockenheit** wie auch **Nässe** (Klötzli, 1983). Sobald die Wasserversorgung nachlässt, werden auch ihre Leistungen deutlich zurückgehen. Noch mehr begrenzend für ihr Vorkommen ist der Wasserüberschuss. Die Buche erträgt praktisch keine Überschwemmung oder stagnierende Nässe. Zuletzt gelten die **Fröste** als Einschränkung für ihr Vorkommen. Sie sind z.B. dafür verantwortlich, dass die Buche im mittleren Wallis nicht mehr vorhanden ist.

Als weitere Schwäche sind Erscheinungen in Zusammenhang mit der **dünnen Rinde** der Buche zu erwähnen. Sie ist zuerst einmal besonders verletzungsempfindlich. Mit dem Älterwerden hat die Rinde die Tendenz, sich sklerotisch zu entwickeln; es bilden sich kleine Risse, welche Eintrittspforten für ungünstige Veränderungen im Holzkörper sind: Oxydationen (Verfärbungen, T-Krankheit), Eintritt von Pathogenen wie Weissfäulen oder Erreger von Schleimfluss. Weil das

Holz insbesondere wegen der ausgeprägten Markstrahlen schlecht widerstandsfähig ist, führt dies zur relativ kurzen natürlichen Lebensdauer der Buche. Von unseren Klimaxbaumarten ist die Buche im Naturwald mit 230 bis 250 durchschnittlichem Lebensalter die kurzlebigste Baumart (Korpel, 1995).

6.3.3 Eignung für die Holzproduktion

Die Buche ist eine Baumart, welche sowohl für eine **Massenproduktion** wie auch zur Lieferung von Holzprodukten mit **hoher Wertschöpfung** geeignet ist. Heute besteht kein Zweifel mehr, dass die Buche eine ausgezeichnete Holzart ist mit interessanten Möglichkeiten der Wertschöpfung. Es lohnt sich also heute bei der Buche das Ziel, Qualitätsholz auf den Markt zu bringen, weil die Gunst der Mode bei Furnierholz momentan eindeutig die helle Farbe und die Struktur von Buchenholz bevorzugt. Allerdings darf nicht vergessen werden, dass bei Laubholzproduktion im allgemeinen und speziell bei der Buche, durchschnittlich weniger als 40 % der Produktion auf Stammholzsortimente entfällt (Statistisches Jahrbuch, 1997).

Das heisst, dass die Produktion von Buchenholz naturgemäss einen hohen Anteil an **Koppelprodukten** im Bereich des Industrie- und Energieholzes liefert. Weil diese Sortimente heute praktisch nicht mehr kostendeckend genutzt werden können, lohnt es sich, wertvermehrnde Massnahmen, d.h. einen pflegeintensiven Waldbau nur dann anzustreben, wenn ein genügend hoher Anteil an guten Sortimenten erzeugt werden kann (eine sogenannte hohe Wertschöpfung), bzw. wenn sinnvolle Verwendungen für die Koppelprodukte zu angemessene Preise gefunden werden. Im gleichen Bestand ist es denkbar, die diametral entgegengesetzten Produktionsgrundsätze der Massen- und der hohen Wertschöpfung zu kombinieren.

Bei der Buche spielt die **Jahrringbreite** holztechnologisch keine so entscheidende Rolle wie bei anderen Baumarten (Ferrand, 1982). Allerdings hat die Dimensionerzeugung, d.h. das Erreichen eines angemessenen Enddurchmessers nach wie vor eine massgebende Bedeutung. Darüber hinaus spielen andere wertbestimmende Faktoren wie die Nutzholzlänge eine wichtige Rolle.

Einige wichtige Qualitätsmerkmale stehen offensichtlich in Zusammenhang mit Alterungsproblemen. Das gilt z.B. für die unerwünschten **Holzspannungen** und auch gewissermassen für die **Farbverkernung**. Kurz formuliert haben wir Interesse in bezug auf die Förderung der ausgezeichneten technologischen Eigenschaften den guten **Kompromiss zu finden zwischen Erzeugung von jungen und möglichst genügend dicken Buchen**. Ob sich dies mit frühen oder verspäteten Durchforstungseingriffen realisieren lässt, wird weiter unten diskutieren.

Bezüglich **Astigheit**, weil bei der Buche die natürliche Astreinigung gut funktioniert, spielt die Astigkeit für die Produktionskonzepte eine weniger entscheidende Rolle als bei Totasterhalter wie Fichte, Tanne u.a. In der Regel dürfte die künstliche Wertastung bei dieser Baumart kaum notwendig sein (Winterfeld, 1955), angenommen, dass eine genügende kollektive Erziehung bzw. Umpackung der Qualitätsträger gegeben ist.

Individualisierung des Wachstums (Schütz, 1992) wie starke Kronenunterbrüche (Zimmerle, 1944) führen bei der Buche zur Bildung von langfristig unerwünschten **Klebästen**, allenfalls zu Sonnenbrandschäden und teilweise zur Förderung schlechter Stammformen (Dittmar, 1991).

Neue Produktionsformen ohne grosse Wertschöpfung

Es lässt sich für die Zukunft überlegen, ob für die Verarbeitung guten Buchenholzes nach wie vor astfreies, kreisrundes, geradfaseriges Holz gesucht wird oder ob neue Verarbeitungs-

technologien, wie das Schälen zur Herstellung von Furnierschichthölzern oder andere Formen der rekonstituierten Holzprodukte (z.B. faserorientierte Platten) sich durchsetzen werden. Für die Produktion von Furnierschichthölzern aus Buche bedarf es nicht notwendigerweise astfreien Holzes, sondern es können durchaus Furnierschichtplatten aus mittelmittler Ware sein. Die Nachteile der hohen Schwindung des Buchenholzes liessen sich mit den letzterwähnten Methoden zumindest kontrollieren. Sollte sich diese Tendenz durchsetzen, ergäben sich bezüglich der waldbaulichen Behandlung konsequenterweise Konzepte mit möglichst wenigen Lenkungen durch Waldbaumassnahmen, also durchforstungsarme Produktionsmodelle.

In Wirklichkeit sind solche neue Verarbeitungstechniken mehr als Chance denn als Konkurrenz zu werten, weil sie eine gute Ergänzung der Palette der Erzeugnisse im Sinne der oben erwähnten gemischten Produktion darstellen. Der starke Aufwärtstrend der Buchenholzpreise für die besten Fourniersortimente in den 90er Jahren zeigt, dass Spitzenwertleistung (d.h. Fourniere) sich immer noch lohnt. Dafür ist weniger die Jahrringbreite massgebend als die Dimension und Abwesenheit von rotem Kernholz.

6.3.4 Qualitätsfaktoren

Wir können grundsätzlich zwei Kategorien von Wertfaktoren unterscheiden:

- a) holzanatomisch-holztechnologische Kriterien wie Holzspannungen und Farbkern, allenfalls Drehwuchs,
- b) sylvologische Merkmale der stehenden Stammform. Es geht hier im wesentlichen um die Fähigkeit, durchgehende (lange) Schäfte zu bilden (Wipfelschäftigkeit).

Von den holzanatomischen Faktoren gehören die **Holzspannungen** wahrscheinlich zu den schwerwiegendsten Fehlern mit den grössten ökonomischen Konsequenzen. Für Produktionskonzepte spielt die Vermeidung der Holzspannungen folgerichtig eine entsprechend massgebende Rolle.

Ein klarer Zusammenhang zwischen Kronendimensionen und Holzspannungen wurde von Polge (1973, 1980, 1981), Ferrand (1982) und Saurat und Guénaud (1976) festgestellt, obwohl diese Autoren auch andere Faktoren wie Standort und Genetik auf die Bildung von Spannungen vermuten bzw. ausweisen. Dabei muss beachtet werden, dass nicht nur die Spannungen selber entscheidend sind, sondern ihre Wirkung auf die Holzprodukte, d.h. auf die Bildung von Stammrissen bzw. das Aufreissen der Rundhölzer. Lenz et al. (1959) konnten in einer schweizerischen Studie über das Aufreissen von Buchenklötzen die These des positiven Einflusses der Kronengrösse nicht bestätigen. Weil darüber hinaus allzu grosskronige Buchen den Raum schlecht ausnützen, heisst das Ziel der Bestandespflege, einen Kompromiss zwischen Raumausnützung und Voraussetzungen für die Holzstruktureigenschaften zu suchen. Dies bedeutet, dass sich die Lösung wahrscheinlich auf einem mittleren Weg befindet.

Farbkernbildung ist für die Praxis die offensichtlichste und weitverbreitetste Erscheinung. Sie ist aber im Grunde nicht als echten Fehler anzusehen, weil es zu keinen Veränderungen der Holzeigenschaften führt (von Büren, 1997). Knoke (2002) zeigte für Bayern die in Tab. 6.5 feststellbare Holzpreisabstufung infolge Farbverkernung. Übersteigt der Farbkern 30 % des Stammdurchmessers, ergeben sich ziemlich drastische Ertragseinbussen. In ihrer Studie im Schweizerischen Mittelland zeigte v. Büren (1997) Verluste infolge Farbverkernung zwischen 10 und 23 Fr./m³ genutztes Holz je nach Regionen (am meisten für der Jura).

Tabelle 6.5: Holzpreisverminderung als Folge der Farbverkernung der Buche
Geltungsbereich: Bayern (Nach Knoke, 2002)

Farbkernanteile	% des Preises für weisses Holz
0 – 30 %	78 %
30 – 50 %	60 %
> 50 %	30 %

Um die Frage nach der realen Bedeutung der Farbkern richtig einzuschätzen, muss man das Phänomen in seiner Entstehung und Entwicklung, in Zusammenhang mit wichtigen exogenen Einflussfaktoren, insbesondere standörtlichen und waldbaulichen, gut verstehen. Viele in den letzten Jahren gross angelegte Feldstudien erlauben es heute, recht gut darüber Bescheid zu wissen (Schulz, 1961; Necesany, 1969; Torelli, 1984; Höwecke und Mahler, 1991; Seeling, 1992; Höwecke, 1998; v. Büren, 1997; Knoke und Schulz-Wenderoth, 2001, Frommhold, 2001; v. Büren, 2002; Knoke, 2002).

Verantwortlich für das physiologische Phänomen der Verkernung sind altersphysiologische Prozesse der Ablagerung in den Zelllumina von phenolischen Kernholzsubstanzen infolge von Oxidierungsprozessen. So werden die Gefässe verschlossen (verthyllt). Dies gibt einerseits dem Holz einen gewissen Schutz, verhindert aber eine Imprägnierung, insbesondere im Fall der nassen Farbverkernung, von den Wurzeln aufsteigend. Die holztechnologischen Eigenschaften sind ansonsten nicht beeinträchtigt (Gfeller, 1998).

Die Farbverkernung der Buche ist **fakultativ**. D.h. es hängt von dem Fortschritt der Alterung und von prädisponierenden Faktoren ab. Es gibt verschiedene Ausprägungen (Formen) des Farbkerns, je nach Hergang und Entstehungsart. Mehr als 90 % der vorkommenden Rotkerne sind kreisrund: Die unregelmässigen (sog. Spritzkern, sternförmige Kerne oder abnorme Kerne) stehen meistens in Zusammenhang mit pathologischen Erscheinungen (bakterielle Einwirkung). Man erkennt sie am Gestank nach Buttersäure. So sollen für die Praxis die folgenden Kernformen unterschieden werden (v. Büren, 2002):

- trockener Farbkern von oben nach unten fortschreitend
- nasser Farbkern vom Stammfuss (Wurzelstock) hinauf fortschreitend
- unregelmässige Kerne meistens pathologisch geprägt (mit bakterieller Wirkung)

Der trockene Rotkern kommt von einem Oxydationsprozess, ausgehend von grossen Astbrüchen in der Krone (oder steiler Verzweiselung), und schreitet gegen die Stammbasis mit einer maximalen Ausdehnung von im Durchschnitt um 8 m Stammhöhe (Knoke, 2002). Der Nasse Rotkern entsteht infolge des gleichen Phänomens, in der umgekehrten Richtung, also von (vermutlich) einer Wurzelverletzung nach oben fortschreitend, allenfalls unter Mitwirkung von Pathogenen (Pilze, Bakterien), insbesondere beim Nachlassen der Baumvitalität, allenfalls nach Verletzungen.

Hauptinflussfaktor für das Vorkommen und die Verbreitung der Farbverkernung ist **das Alter** (siehe Abb. 6.6). Bis im Alter 60 (allenfalls 80) gibt es praktisch keinen Befall. Dann nimmt die Befallrate immer mehr zu, mit einer maximalen Zunahme zwischen dem Alter 100 und 120. Im höheren Alter (140 und älter) sind praktisch alle Bäume betroffen (ungeachtet ihrer sozialen Stellung) mit immer stärkerer Ausbreitung der verfärbten Zone. Abb. 6.6 zeigt, dass der BHD ebenfalls einen Einfluss hat, wenn auch wesentlich weniger ausgeprägt als das Alter. Das heisst, dass die Verkernung bei herrschenden Bäumen etwas früher beginnt. Interessanterweise übt die waldbauliche Vergangenheit (d.h. die Durchmesserförderung infolge der Durchforstungen) eher eine günstige Wirkung aus, indem die Abwehrkraft des Baumes

offensichtlich gefördert wird. D.h. dass bei sonst gleichen Bedingungen (Alter, BHD) für den radialen Zuwachs (Verhältnis BHD/Alter) ein statistisch gesicherter bremsender Einfluss nachweisbar ist (Knoke, 2002).

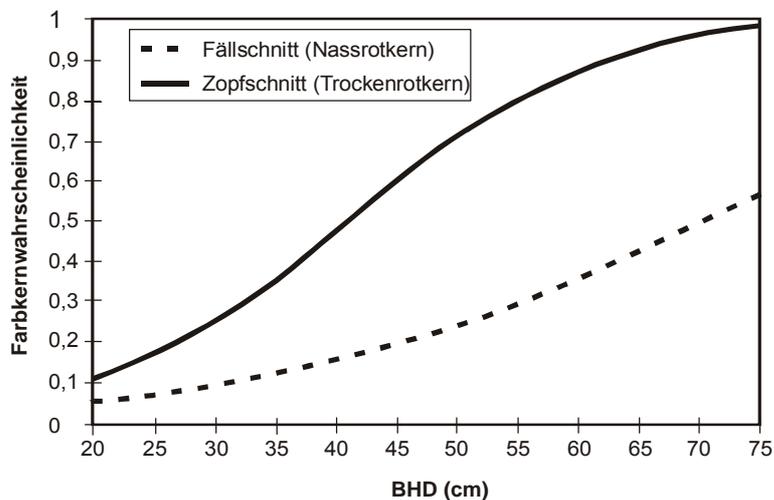


Abb. 6.6: Farbkernwahrscheinlichkeit in Abhängigkeit des BHD im Alter 120, getrennt für den trockenen Rotkern (von oben fortschreitend, am Zopfschnitt erfasst) und den nassen Farbkern (von unten, am Fällschnitt)

Nach Knoke (2002)

Für die Praxis muss zwischen dem Befallszeitpunkt (also dem Beginn der Verkernung, vorher als Farbkernwahrscheinlichkeit genannt) und seiner Ausdehnung (in radialer Richtung), welche schlussendlich für die Holzpreisbildung entscheidend ist, unterschieden werden. Abb. 6.7 zeigt für die Farbverkernung vom Stammfuss aus die kombinierte Wirkung von Alter und BHD auf die Verkernung (verkernter Anteil des Querschnitts). Weiss man, dass für die beste Holzklasse A ein Anteil von 12 cm Farbkern toleriert wird (Gfeller, 1998), lässt sich ableiten, dass dies noch möglich ist im Alter 120 mit einem Zieldurchmesser von 60. Für ausserordentliche Sortimente (Fourniere) allerdings darf kein Befall vorliegen. Für die Güteklasse B ist Rotkern bis 2/3 des Durchmessers zugelassen.

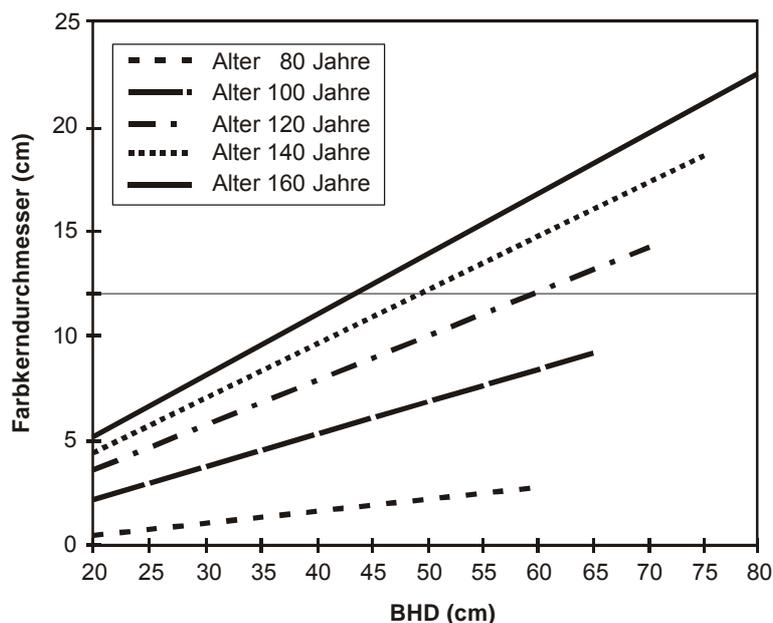


Abb. 6.7: Farbkerndurchmesser am Fällschnitt in Abhängigkeit von Alter und BHD

Nach Knoke (2002)

Um das waldbauliche Verhalten gegenüber diesem wichtigen Phänomen festzulegen, bedarf es Verständnis für wichtige Einflussfaktoren des Standorts und der waldbaulichen Behandlung.

Einfluss des Standorts auf die Farbverkernung: In der schweizerische Studie von Büren (1997, 2002) wurden Erhebungen in vielen Regionen, Höhenlagen und Substraten der nördlichen Schweiz durchgeführt, was es erlaubt, eine gute Aussage über diesen Einfluss auszuweisen. So zeigt sich, dass auf gut mit Basen versorgten Standorten der besseren Wuchsklassen die Entwicklung des Farbkerne sehr deutlich gefördert wird. Auf der anderen Seite des Standortsspektrums (Rohhumus und Moder) lässt sich eine Förderung der Farbverkernung auch auf sauren Humusformen sowie an nordexponierten Steilhängen nachweisen.

Waldbauliche Faktoren: Von den Faktoren welche einen nachweisbaren Einfluss auf die Farbverkernung haben, ist besonders die Kronenmorphologie zu erwähnen. Nach Knoke (2002) führt die Zwieselform im Alter 100 zu 3,7 mal mehr Farbverkernung als die wipfelschäftige. V. Büren (1997) weist diesem Merkmal ebenfalls einen massgebenden Einfluss zu, im durchschnittlichen Ausmass von 1,4 mal. Auch Rindenbildmerkmale von früheren starken Ästen wie die sog. „Chinesenbärte“ sind gute äussere Erkennungsmerkmale für die Farbverkernung. Sie lassen erkennen, dass zu mächtige Kronen und steile Verzweigung zu einer höheren Astbruchgefahr oder Stammriss führen, welche schlussendlich die Sauerstoffzufuhrpforten darstellen für den Oxidationsprozess der Verkernung. Daraus lässt sich ableiten:

- es besteht ein **erhebliches Auslesepotential** bei der Jungwaldpflege, gebunden an die Wahl von **wipfelschäftigen** Individuen
- zu **mächtigen Kronen** (die zur Astbruchgefahr neigen) sind zu **vermeiden**. Eine zu frühe extreme Befreiung der Kronen ist nicht angebracht.

Dies bestätigen mehrere Studien, welche Mittelwaldbuchen mit solchen aus dem geschlossenen Hochwald vergleichen, wobei der Mittelwald verhältnismässig mehr Farbverkernung zeigt (Becker et al. 1989; Höwecke und Mahler, 1991; v. Büren 1997; Knoke,

2002). Andererseits übt wie schon erwähnt eine „gute“ Durchforstung eher positive Einflüsse aus. Für die Waldbaupraxis heisst dies: frühzeitige Auslese gerichtet auf Merkmale der Verzweigung (Wipfelschäftigkeit), genügende Kronenbefreiung (nicht notwendigerweise allzu früh) und ohne allzu starke Freistellung der Kronen. Der wichtigste Waldbaufaktor ist eindeutig die **rechtzeitige Verjüngung**, möglichst vor dem **Alter 120**, allenfalls mit einer Zielstärkennutzung. Für ältere Bestände eine unverzügliche Verjüngung ohne grosse Verzögerung (d.h. ohne lange Verjüngungszeiträume).

Es scheint auch, dass sich Buchephänotypen mit einer rauhen Rinde als Individuen mit besonders günstigen technologischen Eigenschaften und für die Produktion von weissem Holz ausweisen (Nesessany, 1969).

Als letzter Faktor zeigt die Schweizer Studie v. Büren (1997) einen günstigen Einfluss der Mischung, indem gemischte Buchenbestände, insbesondere mit anderen Laubholzarten, aber auch mit Nadelbaumarten günstigere Einflüsse auf die Farbverkernung ausüben.

Sylvologische wertbildende Faktoren

Die zweite Gruppe wertbildender Faktoren sind wahrscheinlich weniger offensichtlich. Weil sie aber von der waldbaulichen Behandlung klarer beeinflussbar sind als die anderen, können sie eine relevante Bedeutung für die Behandlungskonzepte haben. Unter diesen sylvologischen Merkmalen ist primär die Bildung langschäftiger Bäume zu verstehen. Geht man davon aus, dass bei Laubbäumen im allgemeinen und der Buche im speziellen der Anteil an Nicht-Stammholz bedeutsam ist, dürfte der Schluss naheliegend sein, dass möglichst **langschäftige** Buchen anzustreben sind. Bei ausgewachsenen Buchen (mit z.B. BDH 50 cm) liegt bis 90% des Wertes im Stammholzabschnitt.

Die Zunahme der Stammholzlänge um zwei Meter führt zu einer Steigerung des Nutzholzanteils (volumenmässig) um rund 10 %. Strebt man an, Buchen zu produzieren, mit 10 oder sogar 12 m Stammholzlänge statt z.B. 7 m, verbessert sich der Nutzholzanteil von 40 % auf 55 bzw. 63 %. Wertmässig dürfte dies eine Steigerung von 65 % auf 85 bzw 90% der Nettoerlöse aus dem Holzverkauf darstellen (Siehe Abb. 6.8). Daraus ist abzuleiten, dass es sich lohnt, die Eigenschaften zur Bildung genügend hoher Nutzholzlängen gebührend zu betrachten.

Moderne Behandlungskonzepte nach hoher Wertschöpfung sind auf Erkennung und frühzeitige Förderung von Individuen aus diesem Anteil der Population zu richten. Seit den Arbeiten von Krahl-Urban (1953) weiss man, dass in Buchenpopulationen sehr unterschiedliche Phänotypen vorkommen, vom Dauerwiesel bis hochdominanten Wipfelschäftigen. Der Anteil wipfelschäftiger Individuen ist auch von Populationen zu Populationen sehr verschieden.

Weil die Buche eine **gute natürliche Astreinigung** aufweist (Butin und Kowalski, 1983), sind zur Förderung der Wertleistung primär solche Bäume auszuwählen, welche eine ausgeprägte gute axiale Dominanz (durchgehende, unverzwieselte, kurzum **wipfelschäftige** Schaftachse) besitzen. Dies erweist sich in der Jugend (Dickung-schwaches Stangenholz) als notwendig zu tun. Es wurde weiter oben schon darauf hingewiesen, dass die Verzweigungsform wipfelschäftig darüber hinaus nachweislich auf die Farbverkernung günstig wirkt. Die dadurch erzielte Wertvermehrung durch phänotypische Auslese dürfte entscheidend sein.

Weil die Wipfelschäftigkeit nicht nur oder schwach von der Veranlagung abhängt, (Madsen, 1995), sondern in stärkerem Mass von waldbaulichen Faktoren, insbesondere vom Lichtgenuss in der Jugend (Schütz und Barnola, 1996; Sagheb-Talebi, 1995, 1997), dürfte die Erneuerungsart auch einen Einfluss haben. Dupré et al. (1986) haben gezeigt, dass die Lichtverhältnisse den Status des akrotonen (aufrechten) Wuchses prägen, welches zur Eigenschaft der Wipfelschäftigkeit führt, indem rasch geführte Naturverjüngung die Wipfelschäftigkeit offenbart.

Dies gilt insbesondere für genetisch dazu neigende Individuen, also das Teilkollektiv der Gesamtpopulation mit angeborener Tendenz zum unverzweigten Wuchs (Akrotonie).

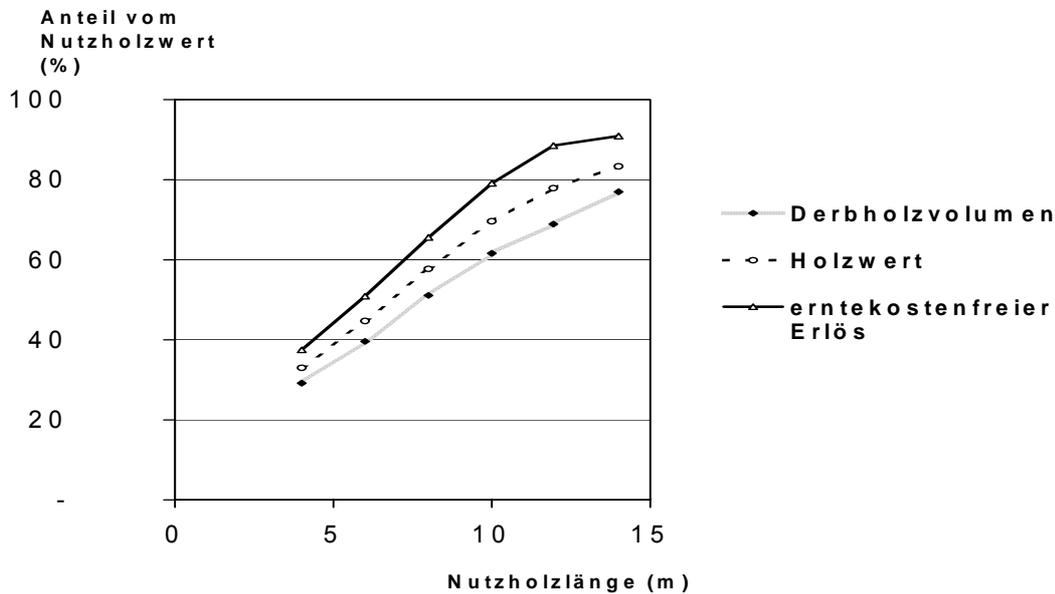


Abb. 6.8: Bedeutung der Nutzholzlänge auf die Wertschöpfung. Erntekostenfreier Erlös des Erdstückes unterschiedlicher Länge bei einer Modellbuche (Erntedimension: BHD 50) im Verhältnis zum Werterlös eines 15 m hohen Erdstückes. Modellkalkulation mit dem Werttarif 1995 der Professur für Waldbau der ETHZ.

So kann bei einer **Lichterziehung** zusammen mit einer frühzeitigen positiven Auswahl der Zukunftsbäume eine deutliche Qualitätsverbesserung erreicht werden. Ergebnisse der Qualität von jungen (9 jährigen) Buchen entlang von Belichtungsgradienten nach Sagheb-Talebi (1997) zeigen, dass in praktisch voll belichteten Flächen doppelt soviel Heisterpflanzen mit ausgezeichneter Qualität vorkommen als in beschirmten Partien (siehe Abb. 6.9).

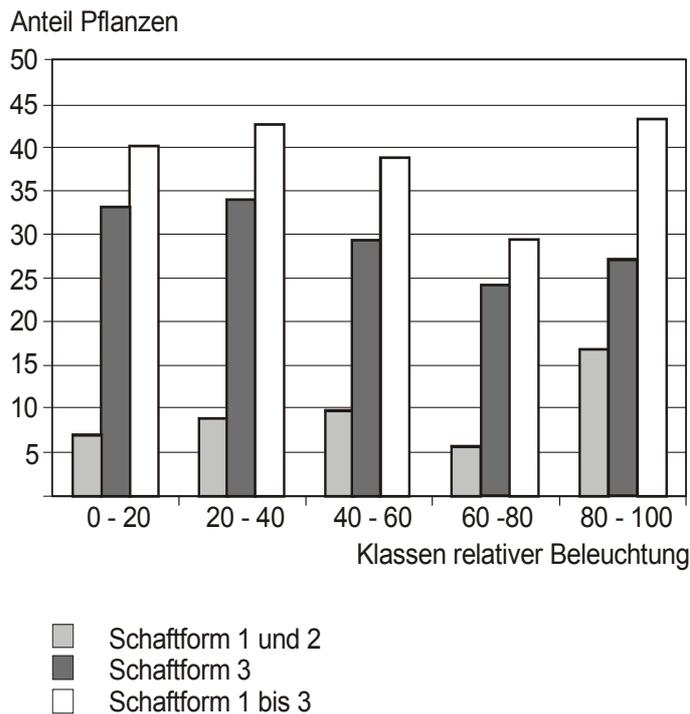


Abb. 6.9: Wirkung des Lichts auf die Schafteigenschaften junger (9-jährigen) Buchen in unterschiedlich beschatteten Naturverjüngungen. Anteil von bezüglich Schaffform-eigenschaften einwandfreie (Schaffform1) und gute (Schaffform2) Individuen im Verhältnis zur den relativen Beleuchtungsverhältnissen.

Aus dem Datenmaterial von Sagheb-Talebi (1997) (nicht veröffentlicht).

Schaffform 1 entspricht einwandfreien Wipfelschäftigen
Schaffform 2 noch guten Wipfelschäftigen

NB: Der Anteil von nicht wipfelschäftigen in der Population ist hier nicht dargestellt.

Dies ist der Grund, warum wir heute eher die Lichterziehung der Buche mit rascher Ablösung des Schirms durch den Mutterbestand, wenn die Verjüngung knie- bis hüfthoch ist, empfehlen (Schütz und Barnola, 1996).

Schattenverjüngung bzw. -erziehung der Buche

Das heisst nicht, dass die sog. **Schattenerziehung der Buche** in langen Verjüngungszeiträumen zukünftig aus der Palette der waldbaulichen Möglichkeiten ausfällt. Diese Behandlungsweise ist nach wie vor möglich. Vorteile bei langer Überlappung der alten und neuen Generation liegen in der Schaffung von stammzahlarmen und qualitativ phänotypisch homogenen Bestockungen. Solche Verjüngungen sind aber waldbaulich sehr anspruchsvoll bzw. schwierig, weil sie eine dauernde Kontrolle der Beschirmung benötigen, damit die ohnehin langsam wachsenden Verjüngungen nicht sitzen bleiben (verbutten). Dazu ist wiederholte Nachbelichtung nötig. Die praktische Erfahrung lehrt uns, dass dies oft zuwenig berücksichtigt wurde und der Gesamterfolg langsamer Verjüngungen nicht so evident ist, abgesehen von den Ernteschäden. Darüber hinaus sprechen die Neuerkenntnisse der Einflussfaktoren über die Farbkerkernung klar gegen zu lange Produktionszeiträume.

6.3.5 Durchforstung

Welche Bedeutung soll die Durchforstung zukünftig haben? Auch hier steht man vor einem Dilemma. Einerseits beginnen wir zu ahnen, dass sich ohne Durchforstung genügend Individuen natürlich durchsetzen, wie Pardé schon 1981 zeigen konnte, andererseits bestehen offensichtlich klare Zusammenhänge zwischen engen Kronen und unerwünschten Holzspannungen (Lenz et al., 1959; Polge, 1973, 1980, 1981; Ferrand, 1982) bzw. zwischen hohem Alter und Rotkernbildung.

Eine möglichst naturoportune, d.h. durch Selbstentwicklung gesteuerte Produktion, scheint biologisch gesehen ohne grosse waldbauliche Lenkungen realisierbar. Pardé (1981) hat in hundertjährig beobachteten Versuchsflächen in Frankreich gezeigt, dass sich in schwach

durchforsteten Versuchsflächen der Buche eine gute Selbstdifferenzierung ergibt und dass die 100 stärksten Bäume praktisch die gleichen Dimensionen erreichen wie in unterschiedlich stark durchforsteten Vergleichsflächen. Dhôte (1997) bestätigt dies aufgrund von Ergebnissen von Durchforstungsversuchsreihen.

Zu ähnlichen Ergebnissen führen die Bayerischen Beobachtungen aus ertragskundlichen, langfristigen Versuchsflächen. Nach Utschig (1997, 2000) wird der Durchmesserzuwachs der Oberhöhenbäume (100 stärksten pro ha) nur geringfügig beeinflusst durch die Eingriffstärke. Es sieht also so aus, dass in Buchenbestockungen eine genügende Anzahl von Bäumen (ca 100/ha) mit natürlicher (oder angeborener) hoher Vitalität und Wettbewerbsfähigkeit sich in der Bestockung ohne Hilfe von Durchforstungseingriffen selbst durchsetzen.

Andererseits ist die Wertvermehrung dahin, auch wenn sich ohne Durchforstung am Schluss eine genügende Anzahl von vitalen Bäumen durchsetzen, die aber Holzspannungen und Farbkern aufweisen. Aus diesen Gründen werden heute in Frankreich Behandlungsvorstellungen der Buchenbestandserziehung in ähnlichen Bestockungsdichten wie in früheren Mittelwäldern, d.h. mit Endstammzahl von 70-90 Bäumen/ha und Umtrieben von 90-120 Jahren (Bastien, 1997). Dies lässt sich aber nur mit sehr kraftvollen und wiederholten frühzeitigen Durchforstungen erreichen, und möglicherweise mit Zuwachsverlusten. Der Nachteil solcher Lösungen liegt in der Intensität der dafür notwendigen waldbaulichen Steuerungsmassnahmen und insbesondere für die Jungwaldpflege entsprechend hohen Kosten.

Darüber hinaus führt das extrem starke Durchforsten zwangsläufig zu Einschränkungen der gesamten Wuchsleistung an Holz und allenfalls zur ungünstigen Beeinflussung gewisser qualitätsbestimmenden Faktoren (z.B. durch Klebastbildung, oder Förderung der Zwiesel, zu mächtige Äste, welche bruchgefährdet sind). Für moderne Produktionskonzepte sollten diese offenbar gegensätzlichen Kräfte genügend betrachtet bzw. abgestimmt werden. Darüber hinaus scheint es nicht nachgewiesen, dass nur extrem grosskronige Buchen bezüglich Holzspannungen zur Erfüllung der Anforderungen an hohen Wert notwendig sind.

Auf der andere Seite ist der positive Einfluss von wiederholten Durchforstungen auf die Durchmesserentwicklung mehrmals gezeigt und zumindest im Durchschnitt aller Bäume eines Bestandes verschiedentlich ausgewiesen. Bouchon et al. (1989) zeigen die sehr enge Korrelation zwischen Befreiungsgrad der Buchen-Ausleseebäume und Förderung ihres Durchmesserzuwachses und zwar in einem sehr breitem Altersbereich. Chollet et al (1998) weisen sogar darauf hin, dass die Reaktion auf Durchforstung umso besser ist als der Bestand dicht gehalten wurde zuvor, und dies bis zu recht hohen Höhenlagen (1400 bis 1500 müM). Auch ist der Lichtungszuwachs der Buche schon seit längerer Zeit allgemein anerkannt, weil eine der Standraumreduzierung gegenüber überproportionale flächenbezogene Wuchsreaktion (in Volumen) erfolgt (Freist, 1962, Noisette, 1928).

Hier stehen anscheinende Widersprüche, die es gilt sorgfältig zu analysieren bzw. sachlich anzugehen. Für die ganze Abstimmung zwischen Wuchsförderung einerseits, Kosten und Wertschöpfung andererseits, ist eine ausführliche Analyse der qualitätsbildenden Faktoren sowie der Bedeutung des **Mengeneffektes** nach Utschig (2000) notwendig. Bisher waren Durchforstungen markante Bestandteile der Produktionskonzepte, insbesondere diejenigen, welche zu hoher Wertvermehrung führen (Schädelin, 1937). Dies war begründet durch die günstige Wirkung der Durchforstung in dreierlei Hinsicht: Die Auslese der besten, die Wuchsförderung und die Förderung der Stabilität. Weil heute die Nutzungskosten derart gestiegen sind, ergibt sich die Notwendigkeit einer Überprüfung der Berechtigung nicht nur der Durchforstung selbst, sondern des konkreten Zeitpunktes ihrer Verwirklichung. Dabei können durchaus bezüglich Eingriffsart, -stärke- und zeitliche Staffelung modulierte Konzepte ausgedacht werden.

Dies gilt insbesondere für den kostenintensiven Bereich der Schwachholzdimensionen. Bei konventioneller Holzernte liegt für schweizerische Verhältnisse die kostendeckende Grenze bei Dimensionen von mindestens 30 cm BHD. Aus solchen Überlegungen führen moderne, ökonomisch optimierte Produktionsmodelle dazu, die Bestände so zu gestalten, dass waldbauliche Eingriffe für den ungünstigen Dimensionsbereich (Stangenholz bis schwaches Baumholz) auf das minimal notwendige ausgerichtet sind und so zeitlich gestaffelt werden, dass daraus eine günstige Kostendeckung resultiert.

6.3.6 Erziehrische Konzepte und Auslese

Die Lösung könnte möglicherweise darin bestehen, die Wirkung der Auslese und der Wuchsförderung zu zerlegen bzw. teilweise zeitlich zu trennen. Ziel der Auslese (in der Dickungs- bis schwachen Stangenholzsstufe) sollte sein, eine gemessen an der anvisierten Endbestockungsdichte nicht grössere Anzahl von Kandidaten als die Endstammzahl von aber ausgezeichneten Eigenschaften auszuscheiden, bzw. so zu fördern, dass sie sich bis zum Eintritt der echten Produktionsförderung eingriffe durchsetzen können.

Bei der Produktionsförderung, welche sich primär auf die Ausleseebäume konzentriert (und nicht wie bisher auf den ganzen Bestand), sollten zusätzlich die Kostenrelationen berücksichtigt werden. Die Eingriffe sind dann primär auf die Förderung des individuellen Bekronungsgrades der Wertholzträger zu richten. Entnahmen von Konkurrenten sollen nur stark ausfallen, wenn Kandidaten ungünstige Kronendimensionen (etwa $< 40\%$) aufweisen. Die Frage der Durchforstungsstärke richtet bzw. misst sich somit nicht auf den Bestandesdurchschnitt, sondern auf die zu fördernden Ausleseebäume. Dies gilt sofern die Reaktionsfähigkeit der Bestockung noch wirksam ist. Im Fall der Buche trifft dies bis ins Baumholzalter zu.

Die Buche stellt gegenüber dem Modell der Fichtenwirtschaft bezüglich Notwendigkeit der frühzeitigen Auslese eine besondere Form dar. In der Tat ist die Auslese sehr früh (spätestens in der Dickung) erforderlich (Schütz, 1996b). Sie erfolgt im wesentlichen auf dem Merkmal der Wipelschäftigkeit von etwa 100 Ausleseebäumen. Dabei sollen die Ausleseebäume von ihren direkten Konkurrenten nur so befreit werden, dass sie sich bis zum Einsetzen der kronenpfleglichen Erstdurchforstungen in der Oberschicht behaupten können. Die Durchforstungen sind so zu verzögern, bis ein günstiger Kostendeckungsgrad erreicht wird. Dies hängt von der verwendeten Nutzungstechnologie und der möglichen Vermarktung der Produkte ab. Kräftige Kronenbefreiung ist ohne weiteres möglich, umso mehr wenn nur die relativ geringe Zahl der ausgewählten Z-Bäume berücksichtigt wird. Allerdings sind überstarke Eingriffe, insbesondere flächendeckende, wegen Klebastgefahr und allenfalls Sonnenbrand zu vermeiden.

Variation der Durchforstungskonzepte

Für Produktionskonzepte heisst es folgerichtig: Durchforstung ja, aber nicht allzu stark, insbesondere bei ohnehin von Natur aus vitalen und herrschenden Kandidaten, und nicht notwendigerweise zu früh. Ausserdem soll sie nicht Individuen mit allzu stark ausladende Kronen sowie zwieselschäftige Typen fördern.

Darüber hinaus zeigt die ganze ertragskundliche Forschung, dass bezüglich Ertragsbildung der Kompromiss zwischen Massen-Stück und Dimensions- bzw. Qualitätsförderung gesucht werden muss. Das Vorhandensein von vielen Bäumen in einem Bestand führt zu einer grösseren Produktion, mindestens massenmässig, als wenn eher wenige vorhanden sind. Das ist die ewige Abstimmung zwischen Eichhorn'schen oder Schädelin'schen Vorstellungen, nämlich die Wahl zwischen den möglichst vielen (der sog. Mengeneffekt nach Utschig, 2000) oder den wenigen guten. Das heute anzustrebende Konzept der gemischten Produktion geht

dahin beide antagonistische Vorstellungen zu verbinden. Die offene Frage ist, mit wievielen Z-Bäumen ein guter Kompromiss zwischen notwendigen kräftigen Kronenausformungseingriffen und dem Mengeneffekt zu erreichen ist. Untersuchungen bzw. Modellrechnung von Utschig (2000) zeigen, dass die Gesamtwertleistung beim Unterschreiten von 90 Z-Bäumen pro ha klar abfällt.

Erkenntnisse, ob starke oder sogar hyperstarke Durchforstungseingriffe langfristig positive oder negative Wirkungen haben, können wir aus mehreren teilweise schon im 19ten Jahrhundert begonnenen und mittlerweile bis auf die Endnutzung gut dokumentierten Versuchen unter dem Begriff des Seebacher-Lichtungsbetriebes gewinnen. Dies kommt daher, weil die hyperstarken Eingriffe einen eher negativen Einfluss auf die Stammform hatten mit der Förderung der Zwiesel und Tiefzwiesel. Zimmerle (1944) berichtet für die württembergische Seebacherversuchsflächen, dass in gewissen Fällen die starken Lichtungseingriffe zur unerwünschten Bildung von Klebästen führten. Immerhin lässt der Anteil an Furnierholz der Endnutzung in den Versuchsflächen von Dittmar von 35 % in den Seebacherflächen (gegenüber 43 % bei der Hochdurchforstung) erkennen, dass die ursprünglich befürchteten Minderleistungen des Seebachschen Betriebes sich bis zur Endnutzung in Grenzen hielten, weil die nach dem Eingriff völlig aufgelösten Bestockungen nach 30 bis 40 Jahren schon den Kronenschluss erstellt hatten. Die Seebacherversuche zeigen aber unmissverständlich das enorme Reaktionspotential der Buchenbestockungen auf zum Teil extremen waldbaulichen Eingriffen.

So scheint für die Festlegung der Behandlungskonzepte bei der Buche ein, im Sinne des situativen Pflegegedankens, sinnvoller Kompromiss in der Auswahl einer knappen aber genügenden Anzahl Z-Bäume, die aber dem Mengeneffekt zurecht kommen, zu bestehen. Darum werden Z-Baumzahlen zw. 100 und 150 vorgeschlagen.

Der Schwerpunkt der Kronenausformung kann zu verschiedenen Zeitpunkten erfolgen. Grundsätzlich sind diesbezüglich folgende Modelle denkbar:

- Die klassische frühzeitige Kronenausformung zur Zeit der Erstausslese, also in der Jugend. Bei der Buche heisst dies im starken Stangenholz- bis schwachen Baumholzalter.
- Die Kronenausformung später, da die Buche auch im hohen Alter extrem gut reaktionsfähig ist, aber dennoch frühzeitig, um das Problem der Klebäste und der Farbverkernung kontrollieren zu können. Hier ist der sog. Lichtwuchsbetrieb nach Alther zu erwähnen. Er sieht kräftige Kronenausformungseingriffe erst im Alter 60-70 vor, wobei eine Grundfläche von 20 m² nicht unterschritten wird, um die Bildung der Klebäste zu berücksichtigen. (Siehe Abb. 6.10)
- Der Lichtungsbetrieb, dessen Zweck es ist, die neue Generation unter der Beschirmung der alten, mit langer Überlappung, wachsen zu lassen (siehe dazu Skript Waldbau II, Abschnitt 7.4.1) scheint unter Beachtung der Erkenntnisse über die Farbverkernung weniger sinnvoll.

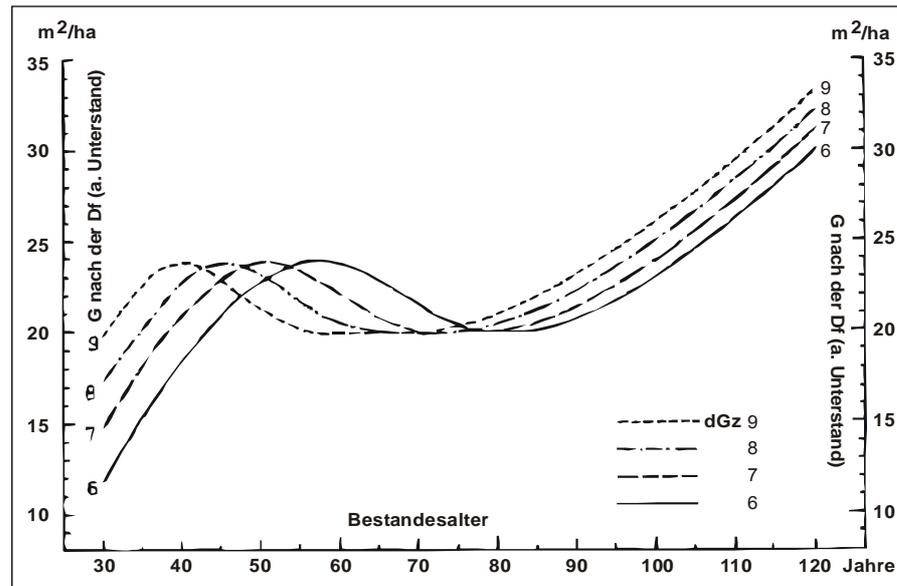


Abb. 6.10: Grundflächenhaltung für den Lichtwuchsbetrieb nach Alther (1971)

6.3.7 Verjüngung

Die Naturverjüngung ist praktisch die einzige sinnvolle Form der Erneuerung von Buchenbeständen. Pflanzungen misslingen meistens im Wesentlichen, wenn sie auf der freien Fläche erfolgen, und dies wegen der Frostempfindlichkeit der Jungbuchen. Das führt zu Verzwieselung sowie groben Verformungen. Höchstens wenn Pflanzungen unter Schirm durchgeführt werden, können sie einigermaßen erfolgreich sein (Morel und Planchais, 2000). Auch Vorbauten, z.B. mit Birken, sind denkbar.

Die klassische Technik der Erneuerung ist der Schirmhieb. Die gilt zumindest für die Startphase. Dabei ist die Lichtdosierung sowohl für die Phase der Ansamung wie für den Aufwuchs von Bedeutung. Für die Schattenbaumart Buche braucht es keine sehr starke Lichtung für die Ansamung. Deckungsgrade von 0,8 bis 0,9 genügen. Allerdings besteht bei zu langer Behaltung der Beschattung die Gefahr des plagiotropen Wuchses. Nach spätestens 10 Jahren sind für die Aufwuchsphase Deckungsgrade von 0,5 bis 0,7 angebracht, welche den besten Kompromiss zwischen Form und Wuchs ergeben (Kurth 1946).

Voraussetzungen für eine erfolgreiche Verjüngung sind genügende Fruktifikationen. Bei der Buche kommen Vollmasten alle 10 Jahre vor (1945, 1976, 1982, 1984, 1998), je nach Höhenlage noch seltener. Allerdings zeigen Paar et al. (2000) für Hessen, dass in letzter Zeit (seit Mitte der 80er Jahre) gute Fruktifikationen der Buche wesentlich öfter vorkommen.

Predation der Bucheckern durch Vögel (Buchfinke, Tauben), Mäuse oder höhere Wildtierarten können im Falle von mässigen Fruktifikationen zum Misslingen der Erneuerung führen. Nach Chollet (1997) können dichte Populationen von Buchfinken bis 100 Bucheckern pro m² zerren (Referenz für eine Vollmast ist eine Samendichte von 150 Bucheckern pro m²). Auch kann Mäusefrass in der Gradationsphase zu Vernichtung vom Samenangebot führen. Das Zudecken der Bucheckern mit Laub kann bezüglich Risiken durch Predation Abhilfe schaffen. Ein weiterer Grund für Misserfolge bei der Buchenverjüngung sind Keimlingskrankheiten, z.B. infolge Befalls durch *Rhizoctonia solani*.

Das geschichtete Buchenlaub der Streuaufgabe kann auf die gute Entwicklung der Buchenkeimlinge hemmend wirken, insbesondere wenn sich die Laubschicht infolge schlechter Bodenaktivität nur langsam abbaut. So vermögen auf sauren Standorten die Wurzeln der Keimlinge die Laubschicht kaum zu durchstechen, insbesondere in Trockenjahren. Die Primärwurzeln entwickeln sich in der Laubschicht parallel zur Schichtung (siehe Abb. 6.11). Sie bleiben schwach, so dass die Jungpflanzen instabil sind und infolge Austrocknung eingehen. In solchen Situation, d.h. auf rohhumusartige Laubaufgaben, hilft eine leichte Bodenbearbeitung (Beseitigung bzw. Auflockerung der Laubstreu). Dohrenbusch (1990) konnte für sauren Buchenwälder in Norddeutschland zeigen, dass einfache Bodenbearbeitungen die Mortalität der Buchenkeimlinge um ca 90 % reduzieren konnte.

Wenn die Jungbuchen hüft hoch bis mannshoch sind, erholen sie sich am ehesten von Ernteschäden bei der Nutzung des Mutterbestandes. Die Ablösung der Muttergeneration erfolgt in einem einzigen (sog. Lichterziehung der Buche) oder mehreren Schritten (Schattenerziehung der Buche). Die Lichterziehung scheint heute empfehlenswert, wenn man die optimale Entwicklung zwischen Wachstum und Form betrachtet sowie das Potential einer frühen positiven Auslese vorsieht (Schütz und Barnola, 1996). Offensichtlich haben solch rasche Verjüngungen weitere Vorteile hinsichtlich Befall durch Buchenkrebs (Perrin, 1981, 1985). Weil Buchenkrebs doch bei starkem Befall zu erheblichen Stammverformungen in Dickungen führt und weil krebsinfizierte Altbestände den Krebs auf die Junggeneration übertragen, sollen heute eher rasche Generationsablösungen angestrebt werden als langsame, insbesondere in Regionen mit hoher Luftfeuchtigkeit.

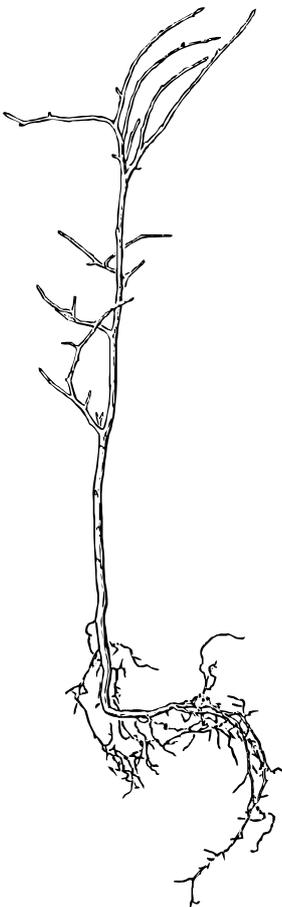


Abb. 6.11: Verformung der Buchenkeimlinge auf moderartiger trockener Buchenstreu.

Nach Dohrenbusch (1990)

Bei der Schattenerziehung können sehr lange Verjüngungszeiträume erreicht werden, mit Überlappung der Generationen während 30 bis 40 Jahren. Dabei

ist eine sukzessive Nachlichtung unabdingbar, weil die neue Generation mit zunehmender Entwicklung immer mehr Licht benötigt. So werden nach Freist (1962) für die sukzessive Lichtung von langsamen Verjüngungen bei der Buche folgende Deckungsgrade je nach Entwicklungs-zustand der Folgegeneration benötigt:

- Dichtung: 0,5
- schwaches Stangenholz: 0,4
- starkes Stangenholz: 0,3
- schwaches Baumholz: 0,15

Bezüglich der notwendigen Ansamungsdichte für eine erfolgreiche Buchenverjüngung gehen die Meinungen der Praktiker stark auseinander, mit Variationen nach Chollet (1997) zwischen 2'000 bis 20'000 Pflanzen/ha. Dichten von über 10'000 sind normal für Naturverjüngungen nach Vollmasten von reinen Buchenbeständen. Es ist fraglich, ob soviel für eine erzieherische Wirkung in Dichtung notwendig ist. Zu hohe Dichten können zu unerwünschten Konkurrenzerscheinungen führen. So können Pflanzendichten im Bereich von 5000/ha durchaus noch zur Schaffung einer genügenden Auslesebasis bzw. zu einer guten erzieherischen Wirkung genügen. Diese Grenze darf selbstverständlich bei der Gründung unter Schirm unterschritten werden.

6.3.8 Wahl des Pflanzenmaterials

Weil die Buche gut verbreitet ist, eine natürliche, genügende Herrschaft aufweist und im Wesentlichen auf natürlichem Weg erneuert wird, wurde ihre phänotypische Variation weniger untersucht als diejenige anderer Baumarten. Darüber hinaus ist das räumliche Variationsmuster der genetischen Eigenschaft unklar. So zeigten Kleinschmit und Svolba (1995) für Deutschland aufgrund der von Krahl-Urban gestarteten Herkunftsversuche der 50er Jahre, dass kein geographischer Trend des Variationsmusters erkennbar ist und dass keine Korrelation zwischen Frühtestergebnissen und späterer Entwicklung bestand. Dies bestätigen spätere Arbeiten von Tessier du Cros et al. (1988) sowie Madsen (1995). Anbauten in höheren Lagen zeigen besseren Formen, aber dies könnte durch die Unterdrückung der Prolepsis erklärt werden.

Es scheint, dass die Umwelt- sowie waldbauliche Faktoren die genetische Veranlagung deutlich überlagern. Neben der Höhenlage zeigen immerhin einige Versuchsergebnisse, dass östlich gelegene Herkünfte (Österreich bei Kleinschmit und Svolba, 1995; Rumänien bei Madsen, 1995) schönere Formen aufweisen. Madsen (1995) bestätigt im bekannten dänischen Herkunftsversuch, dass die Prägung der genetischen Faktoren statistisch recht schwach herauskommt.

6.3.9 Schlussfolgerungen

Die besonderen waldbaulichen Eigenschaften der Buche ermöglichen recht unterschiedliche Behandlungskombinationen. In einer Zeit, da die Vielfalt der Behandlungsweise die beste Antwort der Praxis auf die Wünsche nach Förderung der Biodiversität, durch Diversifizierung der Waldbiotope ist (Schütz, 1997), weist die Buche diesbezüglich viele Vorteile auf. Waldbaulich ist mit ihr allerdings kaum eine vertikale Strukturierung sinnvoll. Das Ziel liegt vielmehr in der horizontalen Differenzierung, d.h. in der gruppen- bis horstweisen räumlichen Staffelung, sowie in der unterschiedlichen Gestaltung der Verjüngungsphase. Zuletzt wirkt eine zeitlich und räumlich differenzierte Auslegung der Durchforstung zu einer gewissen Strukturierung im Kronenraum. Weil mit der Alterung unerwünschte Erscheinungen eintreten, ist die Buche spätestens im Alter 120 zu verjüngen, auch bei nicht Erreichen eines sehr grossen BHD.

Sie ist also eher ungeeignet für Behandlungen, welche zur Verlängerung der Produktionszeit führen.

Wollen wir Qualitätsholz anvisieren, ist die Wirkung der Auslese optimal auszuschöpfen. Die Auslese wird nur voll zur Geltung kommen, wenn sie erstens positiv und zweitens früh vorgenommen wird. Wuchssteuerungsmassnahmen wie klassische Durchforstungen sind wohl nach wie vor gerechtfertigt, sie können aber zeitlich recht verlagert werden.

Literatur

- Aas, G., 1996: Morphologische und ökologische Variation mitteleuropäischer Quercus-Arten: Ein Beitrag zum Verständnis der Biodiversität. Habil. Schrift ETH, Zürich (Not published)
- Albrecht, L., 1992: Die Bedeutung der Naturwaldreservate für den Artenschutz im Wald. Forstwiss. Cbl. 111: 214-224.
- Ammann, P., 1999: Analyse unbehandelter Jungwaldbestände als Grundlage für neue Pflegekonzepte. Schweiz. Z. Forstwes. 150, 12: 460-470.
- Ammann, P., 1997: Wie wirksam ist unsere Jungwaldpflege?. Wald und Holz 13/1997: 7-12.
- Ammer, U., Detsch, R., Schulz, U., 1995: Konzepte der Landnutzung. Forstwiss. Cbl. 114: 107-125.
- Ammer, Chr., Dingel, C., 1997: Untersuchungen über den Einfluss starker Weichlaubholzkonzurrenz auf das Wachstum und die Qualität junger Stieleichen. Forstwiss. Cbl. 116: 346-357.
- Amstutz, U., 1994: Wie steht es mit der Rendite der Gebirgsforstbetriebe? In: Forum f. Wissen 1994. Eidg. Forsch. Anst. Wald, Schnee und Landsch.: 39-44.
- Andrasko, K., 1990: Le réchauffement de la planète et les forêts : survol des connaissances actuelles. Unasyva 41, 163 : 3-11.
- Arlettaz, R., 1990 : La population relictuelle du Hibou petit Duc (*Otus scops*) en Valais central ; dynamique, organisation spatiale, habitat et protection. Bull. Sté. Romande Etude et Protection des Oiseaux 40 :321-343.
- Aubréville, A., 1938: La forêt coloniale; Les forêts de l'Afrique Occidentale française. Sté. éd. géograph. maritime, Paris. 244 p.
- Bachmann, P., 1990: Produktionssteigerung im Wald durch vermehrte Berücksichtigung des Wertzuwachses. Ber. Eidg. Forschungsanst. Wald Schnee u. Landsch. Nr. 327, 73 S.
- Bacon, F., 1620: Aphorism concerning the interpretation of nature. in: *Novum Organum*, Vol. 4: *Instauration magna*. Spedding, Ellis & Heath (eds.), Longman & Co, London.
- Bader, S., Kunz, P., 1998: Klimaänderung als Herausforderung für die Schweiz. Vdf Hochschulverlag, Zürich
- Bader, S., Kunz, P., 1998: Climat et risques naturels. La Suisse en mouvement. Rapp. Sci. Final Progr. Nat. Rech. 31, Geor & Vdf, Genève & Zürich, 312 S.
- Bai, Y., Romo, J.T., Hou, J., 1996: Phytochrome action in seed germination of fringed sage (*Artemisia frigida*). *Weed Sci.* 44: 109-113.
- Bally, B., Schnider, F., Busin, U., 1997: Energieholzproduktion in Mittel- und Niederwäldern der Schweiz. Vergleich der Wertschöpfung in der Hoch-, Mittel- und Niederwaldbewirtschaftung. Kurzbericht. Forschungsprogramm Biomasse. Bundesamt f. Energiewirtsch., Bern.
- Barthod, C., 1995: Sylviculture et risques sanitaires dans les forêts tempérées; 2è partie. *Rev. For. Fr.* 47: 39-53.
- Barthod, C., 1997: Les services forestiers français et la réponse de l'Etat: Déconcentrations, décentralisation et restructuration. Actes Journée thématique Antenne Romande FNP 27.11.1997, Lausanne: 31-36.
- Bastien, Y., 1997: Pour l'éducation du hêtre en futaie claire et mélangée. *Rev. For. Fr.* 49, 1: 49-68.

- Bazzigher, G., Schmid, P., 1969: Sturmschäden und Fäule. Schweiz. Z. Forstwes. 120, 10: 521-534.
- Becker, D., Freist, H., Ollgard, M., 1989: Zielstärkennutzung und Buchenrotkern. Forst u. Holz 44, 1: 12-14.
- Becker, M., 1996: La productivité des forêts en Europe s'accroît : une réalité aux conséquences considérables. In : La gestion durable des forêts : contribution de la recherche. Les Dossiers INRA 12/1996 : 65-69.
- Bégin, J., 1991: Productivité du douglas vert (*Pseudotsuga menziensis* (Mirb.) Franco var. *menziensis* Franco) en relation avec des caractéristiques stationnelles. Mitt. Eidg. Forstl. Forschungsanst. Wald Schnee Landsch. 67: 175-313.
- Begon, M., Mortimer, M., Thompson, D.J. 1997 : Populationsökologie. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, 380 S.
- Bert, G.D., Becker, H.M., 1990 : Vitalité actuelle et passée du sapin (*Abies alba* Mill.) dans le Jura ; etude dendroécologique. Ann. Sci. For. 47, 5 : 395-412.
- BfN, 1997: Übersichtskarte der potentiellen natürlichen Vegetation von Deutschland und Umgebung. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- Bianco, J.-L., 1998: La forêt, une chance pour la France. Rapport à l'attention du Premier Ministre, M. Lionel Jospin; Rev. For. Fr. 50, 6: 493-606.
- Bibby, C. J., Aston, N., Bellamy, R. E., 1989: Effects of broadleaved trees on birds of upland conifer plantations in North Wales. Biol. Conservation 49: 17-29.
- Bibelriether, B., 1966: Die Bewurzelung einiger Baumarten in Abhängigkeit von Bodeneigenschaften. Allg. ForstZ. 21: 808-815.
- Binder, F., 1992: Aufforstung in Waldschadengebieten; Untersuchungen zur künstlichen Verjüngung von Beständen im Frankenwald, Fichtelgebirge und in den Bayerischen Kalkalpen. Forstl. Forschungsber. München 199/1992, 224 S.
- Blandin, P., 1995: Les forêts: développement durable ou conservation durable? Courrier Environ. INRA.(N° 25) : 47-52.
- Blandin, P., Lamotte, M., 1988: Recherche d'une entité écologique correspondant à l'étude des paysages; la notion d'éco-complexe. Bull. Ecol. 19: 547-555.
- Blondel, J., 1976: L'influence des reboisements sur les communautés d'oiseaux; L'exemple du Mont Ventoux. Ann. Sci. For. 33: 221-245.
- Bormann, F.H., Likens, G.E., 1979: Pattern and process. in: a forested ecosystem. Springer, Heidelberg, 253 p.
- Bosshard, W., 1954: Die Mindestfläche für einen nachhaltigen Femelschlagbetrieb. Schweiz. Z. Forstwes. 105: 106-122.
- Bouchon, J., Dhôte, J.-F., Lanier, L., 1989: Note sur la réaction individuelle du hêtre à différentes intensités d'éclaircie et à différents âges. Rev. For. Fr. 41, 1: 39-50.
- Bowles, J.B., 1963: Ornithology of changing forests stands on the western slope of the Cascade Mountains in central Washington. M.S. Thesis, Univ. Washinmgton Seattle.
- Brändli, U.-B., 1992: Schweizerisches Landesforstinventar 1992. Spezialauswertung vom 6.3.1992, 13.3.1992 und 3.7.1992. Forschungsanst. WSL Birmensdorf. Persönl. schriftl. Mitt.
- Brang, P., 1988: Decline of mountain pine (*Pinus mugo* ssp. *uncinata*) stands in the Swiss national park; A dendrochronological approach. Dendrochronologia. 6: 151-162.
- Broggi, M. F., Schlegel, H., 1989: Mindestbedarf an naturnahen Flächen in der Kulturlandschaft. Nationalforschungsprojekt Boden., Ber. 31, Liebefeld/Bern.
- Brown, J.S., Venable, D.L., 1986: Evolutionary ecology of seed-bank annuals in temporally varying environments. Amer. Naturalist 127: 31-47.
- Brüchert, F., Becker, G., 2000: Biegemechanische Eigenschaften von Fichte (*Picea abies* (L.) Karst.) bei unterschiedlichen Wuchsbedingungen; Grundlage zur Abschätzung der Stabilität von Bäumen gegenüber mechanischen Belastungen durch Sturm und Schnee. Forstarchiv 71:102-111
- Bryndum, H., 1980: Der Buchen-Durchforstungsversuch im Waldort Totterup (Orig. Dänisch). Der forstl. Forsøgsvaesen i Danmark 38, 1, 76 S.

- Bryndum, H., 1987: Buchendurchforstungsversuche in Dänemark. Allg. Forst u. J.-Ztg. 158, 7/8: 115-121.
- Büren, S.v., 1997: Der Farbkern der Buche (*Fagus sylvatica* L.) in der Schweiz nördlich der Alpen. Untersuchungen über die Verbreitung, die Erkennung am stehenden Baum und die ökonomischen Auswirkungen. Diss. ETH, Zürich, 178 S.
- Büren, S.v., 2002: Der Farbkern der Buche (*Fagus sylvatica* L.) in der Schweiz nördlich der Alpen. Untersuchungen über die Verbreitung, die Erkennung am stehenden Baum und die ökonomischen Auswirkungen. Beih. Schweiz. Z. Forstwes. Nr 86, Zürich, 132 S. + Anh.
- Büren, S.v., 1998: Buchenrotkern: Erkennung, Verbreitung und wirtschaftliche Bedeutung. Schweiz. Z. Forstwes. 149, 12: 955-970.
- Büttner, V., Leuschner, Ch., 1994 : Spatial and temporal patterns of fone root abundance in a mixed oak-beech forest. Forest Ecol. And Management 70 : 11-21.
- Bundesamt für Statistik und Bundesamt für Umwelt Wald und Landschaft, Eidg. Forstdirektion , 1997 : Jahrbuch der Wald- und Holzwirtschaft der Schweiz. 143 S.
- Bunnell, F.L., Huggard, D.J., 1999: Biodiversity across spatial and temporal scales: problem and opportunities. For. Ecol. Managem. 115: 113-126.
- Burnside, O.C., Wilson, R.G., Weisberg, S., Hubbard, K.G., 1996: Seed longevity of 41 weed species buried 17 years in Eastern and Western Nebraska. Weed Sci. 44: 74-86.
- Burschel, P., 1993: Gefordert sind Forst- und Holzpartie, denn nicht geht ohne sie! Allg. ForstZ. 48: 717-720
- Burschel, P., 1995 : Wald ; Forstwirtschaft und globale Ökologie. Forstwiss. Cbl. 114: 80-96.
- Burschel, P., Binder, F., 1993: Bodenvegetation- Verjüngung - Waldschäden. Allg. ForstZ. 48: 216-223.
- Burschel, P., Huss, J., 1987: Grundriss des Waldbaus. Ein Leitfaden für Studium und Praxis. Parey Studentexte Nr 49, Hamburg & Berlin, 352 S.
- Burschel, P., Kürsten, E., Larson, B. C., 1993: Die Rolle von Wald und Forstwirtschaft im Kohlenstoffhaushalt; eine Betrachtung für die Bundesrepublik Deutschland. Forstl. Forschungsber. München Nr. 126.
- Burschel, P., Weber, M., Dehrmann, T., Künstle, K., 1993: Wald und Holz als Kohlenspeicher. Standpunkt (Siemens) 6, 1: 27-30.
- Burger, H., 1941: Beitrag zur Frage der reinen oder gemischten Bestände. Mitt. Schweiz. Anst. forstl. Versuchswes. 22: 164-203
- Burger, H., 1944: Über die künstliche Begründung von Eichenbeständen. Mitt. Schweiz. Anst. Forstl. Versuchswes. 23, 2: 283-373
- Burger, H., 1949: Einfluss der Herkunft des Samens auf die Eigenschaften der forstlichen Gewächse, VII. Mitteilung: die Eiche. Mitt. Schweiz. Anst. Forstl. Versuchswes. 26, 1: 59-90.
- Burschel, P., Schmaltz, J., 1965: Untersuchungen über die Bedeutung von Unkraut- und Altholzkonkurrenz für junge Buchen. Forstwiss. Cbl. 84: 230-243.
- Burschel, P., Binder, F., 1993: Bodenvegetation - Verjüngung - Waldschäden. Allg. ForstZ. 48, 5: 216-223.
- Butin, H., Kowalski, T., 1983: Die natürliche Astreinigung und ihre biologischen Voraussetzungen; II. Die natürliche Pilzflora der Stieleiche (*Quercus Robur* L.). Europ. J. For. Path. 13: 428-439.
- BUWAL, 2000: Starkholz, Problem oder Chance? Eine Standortsbestimmung. Buwal, Eidg. Forstdirektion, Bern, 110 S.
- BUWAL & WSL, 2001: Lothar der Orkan 1999; Ereignisanalyse. Eidg. Forschungsanst. WSL und Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL (eds.) Birmensdorf & Bern, 365 p.
- Canham, C.D., Finzi, A.C., Pacala, S.W., Burbank, D.H., 1994: Causes and consequences of resource heterogeneity in forests: interspecific variation in light transmission by canopy trees. Can. J. For. Res. 24: 337-349.

- Cao, K. F., 1995: *Fagus* dominance in Chinas montane forests; natural regeneration of *Fagus lucida* and *Fagus hyatae* var. *pashanica*. Dr-Thesis., Agric. Univ. Wageningen. 116 p.
- Cescatti, A., 1996: Selective cutting, radiative regime and natural regeneration in a mixed coniferous forest: a model analysis. in: Skovsgaard, and Johannsen (Editors) Modelling regeneration success and early growth of forest stands. Proceeding IUFRO Conference held in Copenhagen, 10 - 13 June 1996. Danish Forest and Landscape Research Institute, Horsholm. : 474-483
- Ceulemans, R., Mousseau, M., 1994 : Effects of elevated atmospheric CO₂ on woody plants. Tansley review 71. New Phytologist 127: 425-446.
- Chazdon, R.L., 1988: Sunflecks and their importance to forest understorey plants. Adv. Ecol. Res. 18: 1-63.
- Choisnel, E., 1999: Changements climatiques et cycle de l'eau: évolutions possibles et incertitudes. Comptes Rendus Acad. Agric. Fr. 85, 4: 21-32.
- Chollet, F., 1997: La régénération naturelle du hêtre. Bull. Techn. ONF, No 32: 15-25.
- Chollet, F., Demarcq, Ph., 1998: Réaction des hêtraies de montagne aux éclaircies tardives. Rev. For. Fr. 50, 4: 349-355.
- Ciancio, O., Nocentini, S., 1995: Idéologies ou nouveau paradigme scientifique dans la gestion forestière? Rev. For. Fr. 47: 189-192.
- Coutts, M.P., 1983: Root architecture and tree stability. Plant and soil 71:171-188.
- Crabbé, J., 1987: Aspects particuliers de la morphogenèse caulinaire des végétaux ligneux et introduction à leur étude quantitative. Institut. Encouragem. Recherche Sci. Industrie Agric., Gembloux. 116 S.
- Czakainski, M., 1993: Bewölkerungswachstum, Energieverbrauch, Umwelt; Suche nach dem globalen Konsens. Standpunkt (Siemens) 6, 1: 4-7.
- Décourt, N., 1970: Utilisation des dispositifs clinaux pour l'étude de la compétition dans les peuplements forestiers. Vè colloque d'écologie, 12-14 mars 1970, EWS, Paris, INRA Centre de recherches de Nancy, Station sylvic. et prod., Document interne No 70-71.
- Defila, C., Clot, B., 2000: Tendances révélées par l'étude phénologique des arbres en Suisse. In : Quelle sylviculture pour les climats à venir ; Actes journée thématique antenne romande du WSL du 28 novembre 2000, EPF-L, Lausanne : 15-19.
- Dhôte, J.-F., 1997: Effet des éclaircies sur le diamètre dominant dans les futaies régulières de hêtre ou de chêne sessile. Rev. For. Fr. 49, 6: 557-578.
- Diaci, D., 1995: Experimentelle Felduntersuchungen zur Naturverjüngung künstlicher Fichtenwälder auf Tannen-Buchen-Standorten (Homogyno silvestris-Fagetum) in den Savinja Alpen (Slowenien) mit besonderer Berücksichtigung der Ansamlungsphase und unter dem Einfluss der Faktoren Licht, Vegetation, Humus und Kleinsäuger. Diss. ETH-Z. Beih. Schweiz. Z. Forstwes. Nr. 83, 138 S
- Diez, C. Bürgi, A., 1991: Wuchsleistung und Qualität von Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* [Mirbel] Franco), Riesen-Lebensbaum (*Thuja plicata* Donn) und Roteiche (*Quercus rubra* L.) in der Schweiz. Ber. Eidg. Forschungsanst. Wald Schnee Landsch. No. 329, Birmensdorf, 46 S.
- Dittmar, O., 1991: Der Seebach'sche Lichtungsbetrieb. Ein interessanter Aussenseiter der Buchenwirtschaft des 19. Jahrhunderts. Der Wald (Berlin) 41, 5 : 165-168.
- Dohrenbusch, A., 1990: Die Verjüngungsentwicklung der Buche (*Fagus silvatica* L.). Bericht einer langfristigen Beobachtung in Solling. Schriftenr. d. forstl. Fak. Univ. Göttingen und d. niedersächs. Forstl. Versuchsanst. 97, 70 S.
- Drescher, W., 1965: Aus der Bestands- und Ertragsgeschichte von Beständen des südlichen Hochschwarzwaldes. SchrReihe Landesforstverw. Bad.-Württemberg 19.
- Dreyfus, P., 1990: Interaction génotype-densité et compétition dans un dispositif clinal d'épicéa commun. Ann. Sci. For. 47: 1-16.
- Dunham, R.A., Cameron, A.D., 2000: Crown, stem and wood properties of wind-damaged and undamaged Sitka spruce. For. Ecol. Managem. 135: 73-81.

- Dupouey, J.-L., Pignard, J., Badeau, V., Thimonier, A., Dhôte, J.-F., Nepveu, G., Bergès, L., Augusto, L., Belkacem, S., Nys, Cl., 1999: Stock et flux de carbone dans les forêts françaises. *Compte Rendus Acad. Agric. Fr.* 85, 6: 293-310.
- Dupré, S., Thiébaud, B., Tessier du Cros, E., 1986: Morphologie et architecture des jeunes hêtres (*Fagus sylvatica* L.), influence du milieu, variabilité génétique. *Ann. Sci. For.*, 43, 1: 85-102.
- Dvořák, L., Bachmann, P., 2001: Sturmschäden in ungleichförmigen Beständen in Abhängigkeit vom Bestandesaufbau. Professur Forsteinrichtung und Waldwachstum ETHZ, Zürich, 87 p.
- Eiberle, K., Wenger, C.-A., 1983: Zur Bedeutung der forstlichen Betriebsart für das Reh. Schweiz. Z. Forstwes. 134: 191-206.
- Ellenberg, H., Klötzli, F., 1972: Die Waldgesellschaften und Waldstandorte der Schweiz. *Mitt. Schweiz. Anst. Forstl. Versuchswes.* 48, 4: 591-930.
- Epron, D., Farque, L., Lucot, E., Badot, P.-M., 1999 : Soil CO₂ efflux in a beech forest : the contribution of root respiration. *Ann. For. Sci.* 56: 289-295.
- Eutener, G.A., 1970: Aerodynamische Beobachtungen im Pforzheimer Wirbelsturm vom 10. Juli 1968. *Arch. Meteo. Geoph. Biokl., Serie A*, 19: 355-371.
- Faust, H., 1948 : Untersuchungen von Forstschäden hinsichtlich der Windstruktur bei einer Bö. *Meteorol. Rundsch.* 1 : 290-297
- Felbermeier, B., 1993: Der Einfluss von Klimaänderungen auf die Areale von Baumarten; Methodenstudie und regionale Abschätzung für die Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) in Bayern. *Forstl. Forschungsber. München Nr. 134*, Freising, 214 S.
- Ferrand, J.-Ch., 1982: Etude des contraintes de croissance. 1ère partie: méthode de mesure sur carottes de sondage. 2ème partie: variabilité en forêt des contraintes de croissance du hêtre (*Fagus sylvatica* L.). *Ann. Sci. For.*, 39, 2: 109-142; 39, 3: 187-218.
- Ferry, L., 1998: L'écologie plurielle et les deux idées de Nature. *Comptes Rendus Acad. Agric. Fr.* 84, 7: 51-58.
- Fischer, A., 1987: Untersuchungen zur Populationsdynamik am Beginn von Sekundärsukzessionen; Die Bedeutung von Samenbank und Samenniederschlag für die Wiederbesiedlung vegetationsfreier Flächen in Wald- und Grünlandschaften. *Dissertationes Botanicae* 110, Cramer, Berlin & Stuttgart, 234 p.
- Fisler, Chr., 2000: Analyse der Verankerung von Laubholzarten anhand geworfener Wurzelteller im Raum Bremgarten (AG), Diplomarbeit, Professur Waldbau ETHZ, Zürich, 52 S. + Anh.
- Flade, M., 1994: Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschland. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. IHW-Verlag, Eching. 879 S.
- Flury, Ph., 1917: Untersuchungen über die Sortimentverhältnisse der Fichte, Weisstanne und Buche. *Mitt. Schweiz. Centralanst. Forstl. Versuchswes.*, 11, 2 : 153-272.
- Flury, Ph., 1926: Ueber Zuwachs und Ertrag reiner und gemischter Bestände. *Schweiz. Z. Forstwes.* 77: 337-342.
- Flury, Ph., 1930: Untersuchungen über Zuwachs, Massen- und Geldertrag reiner und gemischter Bestände. *Mitt. Eidg. Anst. Forstl. Versuchswes.* 16: 453-472.
- Fölster, H., Degenhardt, M., Flor, T., Lux, M., 1991: Untersuchungen zur Tiefendurchwurzelung und Durchwurzelungsintensität auf Braunerdepseudogleyen im Vorderen Hundsrück in Abhängigkeit von Baumart und Bestandesstrukturparameter. *Mitt. Forstl. Versuchsanst. Rheinland-Pfalz*, 19: 91-106.
- Fournier, M., Rogier, P., Costes, E., Jaeger, M., 1993: Modélisation mécanique des vibrations propres d'un arbre soumis aux vents, en fonction de sa morphologie. *Ann. Sci. For.* 50: 401-412.
- Frankham, R., Ballou, J.D., Briscoe, D.A., 2002: Introduction to conservation genetics. Cambridge Univ. Press, Cambridge, 617 S.
- Franklin, J.R., 1980: Evolutionary changes in small populations. In: Conservation biology; an evolutionary-ecological perspective. Soulé, M.E & Wilcox, B.A. (eds), Sinauer Associates, Sunderland MA: 134-139.

- Fraser, A.I., 1962: The soil and roots as factors in tree stability. *Forestry* 35: 117-127
- Fraser, A.I., Gardiner J.B.H., 1967: Rooting and stability in sitka spruce. *Forestry Commission Bull. No. 40*
- Freist, H., 1962: Untersuchungen über den Lichtungszuwachs der Rotbuche und seine Ausnützung im Forstbetrieb. *Forstwiss. Forsch. Beih. Forstwiss. Cbl.* 17
- Frochot, B., 1975: Influence de l'exploitation forestière sur la reproduction des oiseaux. *Bull. Soc. Zool. Fr.* 100: 77-84.
- Frommhold, H., 2001: Buchen-Rotkern in Brandenburg. *Allg. ForstZ.* 56, 4: 200-202.
- FZ-BAR, 1997: Jahresergebnisse aus der betriebswirtschaftlichen Untersuchung. *Waldwirtschaftsverband Schweiz, Solothurn.*
- Gardiner, B.A., Stacey, G.R., Belcher, R.E., Wood, C.J., 1997: Field and wind tunnel assessment of the implication of respacing and thinning for tree stability. *Forestry* 70, 3: 233-252.
- Gelinsky, H., 1933: Die Astreinigung der Rotbuche. *Z. Forst. U. J.wes.* 65, 6: 289-322.
- Gfeller, B., 1998: Weisses und verkerntes Buchenholz in der Holzwirtschaft. *Schweiz. Z. Forstwes.* 149, 12: 943-953.
- Gillmann, M., 1997: Plant population ecology. In : *Plant genetic conservation.* Maxted, N. & Ford-Lloyd, B.V. & Hawkes, J.G. (eds). Chapman and Hall, London : 114-131.
- Gockel, H.A., 1994: Soziale und quantitative Entwicklung sowie Z-Baumfähigkeiten in Eichenjungbeständen; Die Entwicklung eines neuen Pflanzschemas „Die Trupppflanzung“. *Diss. Uni. Göttingen*, 169 S.
- Good, E., 1995: Werttarifmodelle. *Interner Bericht der Professur für Waldbau der ETHZ*, 40 S.
- Graber, D., 1995: Die Kernfäuleschäden an Fichte (*Picea abies* Karst.) in der Schweiz nördlich der Alpen; Untersuchungen über das Schadenausmass, die ökologischen, waldbaulichen und mykologischen Einflussfaktoren sowie die ökonomischen Auswirkungen. *Diss. ETHZ Nr. 11297*, Zürich 180 S + Anh.
- Granier, A., Damesin, C., Epron, D., Le Dantec, V., 2000: Problématique du bilan de carbone dans les écosystèmes forestiers : exemple d'une jeune hêtraie de plaine. *Schweiz. Z. Forstwes.* 151, 9: 317-324.
- Grossmann, H. 1931: Stärkeklassenverhältnisse im Oberholz des Mittelwaldes. *Schweiz. Z. Forstwes.* 82: 163-177.
- Guerdat, R., 1997: Einbringung eines Vorwaldes aus wenig konkurrenzfähigen Pionierbaumarten mittels Saat oder Stecklingen: erste Erfahrungen und Ergebnisse. In: *Tagungsber. Deutsch. Verb. Forstl. Forschungsanst., Sektion Waldbau*, 10.12. Sep. 1997 in Arnsberg: 42-48.
- Guericke, M., 1997: Versuche zur Begründung von Eichenbeständen durch Nesterpflanzungen; zweite erweiterte Auswertung. In: *Jahrestag., Deutsch. Verb. Forstl. Forschungsanst., Sektion Waldbau, Schopfheim-Wiechs*, 17.-19. Sept. 1996: 91-101.
- Guhl, A., 1995: Etude des phénomènes de différenciation de la structure dans les lisières de forêts, en vue de déterminer les principes de leur conversion. *Diplom Thesis, Division des Sciences Forestières de l'EPF-Z, chaire de sylviculture.* 64 p + annexes. (not published).
- Hess, G., 1996: Disease in metapopulation models: Implications for conservation. *Ecology* 77, 5: 1617-1632.
- Hämmerli, F., Stadler, B., 1989: Eichenschäden; Eine Übersicht zur Situation in Europa und in der Schweiz. *Schweiz. Z. Forstwes.* 140, 5: 357-374.
- Haila, Y., Hanski, I.K., Raivio, S., 1993: Turnover of breeding birds in small forest fragments; the "sampling" colonisation hypothesis corroborated. *J. Ecology* 74: 714-725.
- Hanski, I., Gilpin, M., 1991: Metapopulations dynamics; Brief history and conceptual domain. *Biol. J. Linnean Society* 42: 3-16.
- Harris, L. D., 1984: The fragmented forest. *Island biogeography theory and the preservation of biotic diversity.* The University of Chicago Press, Chicago. 211 p.
- Hegetschweiler, Th., Oberholzer, E., 1991: Pflege von Waldränder. *Oberforstamt des Kantons Zürich, Zürich*, 8 S.

- Heydemann, B., 1982: Der Einfluss der Waldwirtschaft auf die Wald-Ökosysteme aus zoologischer Sicht. In: Waldwirtschaft und Naturhaushalt. Ergebnisse eines Symposiums auf Schloss Mainau. Schriftenr. Deutsch. Rates Landesplf. 40: 926-944.
- Hill, M.O., 1992: Discussion: mixtures as habitats for plants. in: The ecology of mixed-species stands of trees. Cannell, Malcolm & Robertson (Eds.). Oxford Blackwell Scientific Publ., London. : 301-303.
- Hintikka, V., 1972: Wind-induced root movements in forest trees. Communicationes inst- forest. Fenniae 76, 2: 1-56.
- Höwecke, B., Mahler, G., 1991: Untersuchungen zur Farbverkernung bei der Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) in Baden-Württemberg. Mitt. Forstl Versuchs- u. Forschungsanst. Baden Württemberg, Nr. 158 I, 106 S.
- Höwecke, B., 1998: Untersuchungen zum Farbkern der Buche (*Fagus sylvatica* L.) in Baden-Württemberg. Schweiz. Z. Forstwes. 149, 12: 971-990.
- Hoff, C., Rambal, S., 1999: Les ecosystems forestiers méditerranéens face aux changements climatiques. Comptes Rendus Acad. Agric. Fr. 85, 4 : 53-57.
- Hofmann, G., 1998: Alfred Möller Leitbild einer zukunftsorientierten Waldwirtschaft. Allg. ForstZ. 53, 13: 674-678.
- Holbo, H.R., Corbett, T.C., Horton, P.J. 1978: Wind induces motions of individual Douglas-fir in stands. In: 5th National Conference on Fire and Forest Meteorology at Atlanta City. Amer. Meteorol. Society, Boston: 79-83.
- Holmes, R.T., 1990: The structure of a temperate deciduous forest bird community. in Biogeography and ecology of forest bird communities. A. Keast (Ed.), SPB Academic Publishing, The Hague NL. : 121-139
- Horn, H.C., 1971: The adaptive geometry of trees. Princeton Univ. Press, Princeton New Jersey, 144 p.
- Hunter, M.L., 1999: Maintaining biodiversity in forest ecosystems. Cambridge Univ. Press, Cambridge, 698 S.
- Hutschinson, B.A., Matt, D.R., 1976: Beam enrichment of diffuse radiation in a deciduous forest. Agricultural Meteorology 17: 93-110.
- Hütte, P., 1967: Die standörtlichen Voraussetzungen der Sturmschäden. Forstw. Cbl. 86 : 276-295.
- Huss, J., 1998: Der Fichten-Durchforstungsversuch Göggingen. Eisschäden an Fichten in einem Durchforstungsversuch. Allg. ForstZ. 53 ,8: 430-432.
- Irvine, M.R., Gardiner, B.A., Hill, M.K., 1997: The evolution of turbulence across a forest edge, boundary-layer. Meteorology 84: 467-496.
- Jalas, J., 1955: Hemerobe und hemerochrome Pflanzenarten; ein terminologischer Versuch. Acta Soc. Fauna Flora Fenn. 72, 11: 1-15.
- Keller, F., 1990: Untersuchung zu den Grenzen und Möglichkeiten einer kleinflächigen Erziehung der Eiche im Hinblick auf die Qualitätsholzerzeugung. Diplomarbeit ETHZ, Abt. Forstwissenschaften, Professur für Waldbau, Zürich, 36 S. (nicht veröffentl.)
- Keller, R., Timbal, J., Le Tacon, F., 1976: La densité du bois de hêtre dans le Nord-Est de la France. Influence des caractéristiques du milieu et du type de sylviculture. Ann. Sci. For. 33, 1: 1-17.
- Kenk, G., 1990: Fichtenbestände aus Weitverbänden, Entwicklungen und Folgerungen. Forstwiss. Cbl. 109: 86-100.
- Kennel, R., 1965: Untersuchungen über die Leistung von Fichte und Buche im Rein-und Mischbestand. Allg. Forst. u. J. Ztg. 136: 149-161, 173-189.
- Kienast, F., Zimmermann, N., Wildi, O., 2000: Scénarios d'évolution des aires de répartition des principales essences forestières en fonction des scénarios de changement climatique. In: Quelle sylviculture pour les climats à venir? Actes Journée thématique Antenne romande WSL du 28 nov. 2000 (M. Rebetez & J. Combe eds.), Lausanne: 21-26.

- Kissling, P., 1983: Les chênaies du Jura central suisse. Mitt. Eidg. Anst. Forstl. Versuchswes. 59, 3: 215-401.
- Kleinschmit, J., 1977: Forstpflanzenzüchtung und Saatgutbereitstellung beim Laubholz. Der Forst- u. Holzwirt. 32: 427-433.
- Kleinschmit, J., Svolba, J., 1995: Results of the Krahl-Urban beech (*Fagus sylvatica* L.) provenance experiments 1951, 1954 and 1959 in northern Germany. In: Genetics and silviculture of beech; Proceedings from the 5th Beech-Symposium of the IUFRO Project Group P1.10-00; 19-24 Sept. 1994, Mogenstrup, Denmark. Forkningsserien 11: 15-34.
- Klötzli, F., 1983: Neuere Erkenntnisse zur Buchengrenze in Mitteleuropa. Schriftenr. Akad. Naturwiss. Bosnien-Herzegovina 72, Abt. Natur- und Mathematikwissensch., Heft 21: 381-395.
- Knoke, Th., 1998 : Analyse und Optimierung der Holzproduktion in einem Plenterwald- Zur Forstbetriebsplanung in ungleichaltrigen Wäldern. Forstl. Forschungsber. München Nr. 100/1998. 182 S.
- Knoke, T., 1998: Die Stabilisierung junger Bestände durch starke Durchforstungs-Eingriffe; Versuch einer ökonomischen Bewertung. Forstarchiv 69: 219-226.
- Knoke, T., Schulz-Wenderoth, S., 2001: Ein Ansatz zur Beschreibung von Wahrscheinlichkeit und Ausmass der Farbkernbildung bei Buche (*Fagus sylvatica* L.) Forstwiss. Cbl. 120: 154:172.
- Knoke, T., 2002: Eine Bewertung von Nutzungsstrategien für Buchenbestände (*Fagus sylvatica* L.) vor dem Hintergrund des Risikos der Farbkernbildung; eine waldbaulich-forstökonomische Studie. Habilitationsschr. Forstwiss. Zentrum Weißenstephan f. Ernähr. Landnutz. und Umwelt der Techn. Univ. München, München, 204 S.
- König, A., 1995: Sturmgefährdung von Beständen im Altersklassenwald ; Ein Erklärungsmodell. Sauerländer's, Frankfurt a.M., 194 p.
- Konnert, M., Ziehe, M., Tröber, U., Maurer, W., Janssen, A., Sander, T., Hussendörfer, E., Hertel, H., 2000: Genetische Variation der Buche (*Fagus sylvatica* L.) in Deutschland; Gemeinsame Auswertung genetischer Inventuren über verschiedene Bundesländer. Forst u. Holz 55, 13: 403-408.
- Korpel, S., Vins, B., 1965: Pestovanie jedle, Slovensko Vydavatel'stvo Podohospodarskej, Bratislava, 340. S
- Korpel, S., 1982a: Erkenntnisse über Entwicklung und Struktur dynamik der Naturwälder in der Slowakei mit Bezug auf Waldbautechnik. Tidsk. Skogsbruk. 90: 87-94.
- Korpel, S., 1982b: Degree of equilibrium and dynamical changes of the forest on example of natural forests of Slovakia. Acta Facult. Forest. Zvolen. 24: 9-31.
- Korpel, S., 1988: Pflege der gemischten Eichen-Buchen-Bestände. In: 3. IUFRO-Buchensymposium, 3.-6.6.1988 in Zvolen (Korpel, S. & Paule, L., Eds): 233-242.
- Korpel, S., 1995: Die Urwälder der Westkarpaten. Fischer, Stuttgart. 310 p.
- Kowarik, I., 1988: Zum menschlichen Einfluss auf Flora und Vegetation. Theoretische Konzepte und ein Quantifizierungsansatz am Beispiel von Berlin (West). Landschaftsentwicklung Umweltforsch. 56: 1-280.
- Krahl-Urban, J., 1953a: Baumtypen bei Eichen und Buchen. Allg. Forstz., 8, 20: 245-248.
- Krahl-Urban, J., 1953b: Rassenfragen bei Eichen und Buchen. Allg. Forstz., 8, 44: 478-480.
- Krahl-Urban, 1955: Die Eichen: Forstliche Monographie der Traubeneiche und der Stieleiche. Parey, Hamburg & Berlin.
- Krahl-Urban, J., 1962: Buchen-Nachkommenschaften. Allg. Forst- u. Jagd-Ztg., 133, 29-38.
- Kuhn, N., 1998: Flächenanteile bedeutender Waldformationen in der Schweiz, für die Arbeitsgruppe Waldreservate. WSL, Interner Bericht 4.6.1998 (not published).
- Kurth, A., 1946: Untersuchungen über Aufbau und Qualität von Buchendickungen. Mitt. Schweiz. Anstalt forstl. Versuchswes., Heft 2: 581-658.
- Kuiper, L.C. 1994: Architectural analysis of Douglas-fir forests. PhD-Thesis, Wageningen Agric. Univ. Wageningen, 188 p.
- Laval, K., Polcher, J., 1999 : Les scénarios, précision et intérêt dans le cadre de l'Europe de l'Ouest. Comptes Rendus Acad. Agric. Fr. 85, 1: 17-19.

- Lawrence, M.J., Marshall, D.F., 1997 : Plant population genetics. In: Plant genetic conservation. Maxted, N. & Fors-Lloyd, B.V. & Hawkes, J.G. (eds), Chapman & Hall, London: 99-113.
- Lebreton, P., Broyer, J., Pont, B., 1987: Avifaune et altérations forestières; II. L'avifaune de boisements résineux du Haut-Beaujolais; Relations structurales végétation-avifaune. Rev. Ecol. (Terre vie), 4., Suppl. : 71-81.
- Lebreton, P., Choisy, J.-P., 1991: Avifaune et altérations forestières; III. Incidences avifaunistiques des aménagements forestiers; substitution *Quercus/Pinus* en milieu subméditerranéen. Bull. Ecol. 22 : 213-220.
- Lebreton, P., Pont, B., 1987: Avifaune et altérations forestières; I. L'avifaune des boisements résineux du Haut-Beaujolais; Considérations générales. Acta Oecol., Oecol. gener. 8: 227-235.
- Leder, B., 1992: Weichlaubhölzer. Verjüngungsökologie, Jugendwachstum und Bedeutung in Jungbeständen der Hauptbaumarten Buche und Eiche. Schriftenr. Forstverw. Nordr.-Westfalen. Sonderband, Zimmermann, Balve, 413 S.
- Leder, B., 1995: Jugendwachstum und waldbauliche Behandlung von natürlich angesamten Weichlaubhölzern in Laubholzjungwüchsen. Schriftenr. Landesanst. f. Ökol. Bodenordnung u. Forsten Nordrhein-Westf.: 29-44.
- Leibundgut, H., 1945: Ueber die waldbauliche Behandlung der Eiche. Schweiz. Z. Forstwes. 96, 3: 49-58.
- Leibundgut, H., 1946: Femelschlag und Plenterung; Beitrag zur Festlegung waldbaulicher Begriffe. Schweiz. Z. Forstwes. 97: 306-317.
- Leibundgut, H., 1960: Die waldbauliche Planung als Mittel zur Erhöhung des forstwirtschaftlichen Erfolges. Schweiz. Z. Forstwes. 111, 11 : 548-566.
- Leibundgut, H., 1965: Ergebnisse eines Eichenanbauversuches auf dem Hönningerberg. Schweiz. Z. Forstwes. 116, 11/12: 825-833.
- Leibundgut, H., 1976: Grundlage der Jungwaldpflege. Ergebnisse zwanzigjähriger Untersuchungen über die Vorgänge der Ausscheidung, Umsetzung und Qualitätsentwicklung in jungen Eichenbeständen. Mitt. schweiz. Anst. forstl. Versuchswes. 52, 4: 311-371.
- Leibundgut, H., 1978: Ueber die Dynamik europäischer Urwälder. Allg. ForstZ. 33: 686-690.
- Leibundgut, H., 1979: Ueber Grundlagen und Geltungsbereich der Plenterprinzipie. Schweiz. Z. Forstwes. 130: 775-783.
- Leibundgut, H., 1982: Europäische Urwälder der Bergstufe. Haupt, Bern, 306 p.
- Leibundgut, H., 1990: Waldbau als Naturschutz. P. Haupt, Stuttgart, 123 p.
- Leibundgut, H., 1991: Die Plenterung einst und jetzt. Schweiz. Z. Forstwes. 142: 61-67.
- Leimbacher, J., 1988: Die Rechte der Natur. Helbing & Lichtenhahn, Basel % Frankfurt a. M., 481 p.
- Lenz, O., Strässler, H.J., 1959: Contribution à l'étude de l'éclatement des billes de hêtre (*Fagus sylvatica* L.). Mitt. Schweiz. Anstalt forstl. Versuchswes., 35, 5: 369-411.
- Le Tacon, F., 1983: La plantation en plein découvert: une des causes de la mauvaise forme du hêtre dans le nord-est de la France. Rev. forest. fr., 35, 6: 452-459.
- Levins, R., 1969: Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. Bull. Entom. Society America 15: 237-240.
- Levins, R., 1970: Extinction. In: Some mathematical problems in biology. Gerstenhaber, M., (Ed), American Mathematical Society, Providence R.I.: 77-107.
- Liechti, T. J., 2000: Die Erneuerungsdynamik der Gehölzpflanzen im Waldrandbereich von Fichtenbeständen nach unterschiedlichen Eingriffen. Dipl. Arbeit. Dep. Forstwiss. ETHZ, Professur Waldbau, Zürich 74 S.
- Linder, W., 1974: Vom Bauern-Plenterwald im Emmental. Schweiz. Z. Forstwes. 125: 823-834.
- Loycke, H.J., 1963: Die Technik der Forstkultur. Herausg.: Kuratorium f. Waldarbeit und Forsttechnik. BLV, München, 484 S.
- Lüpke, B. v., Welcker, B., 1997: Ein undurchforsteter Eichenbestand als Greenpeace Referenzfläche. In: Deutsch. Verb. Forstl. Forschungsanst., 12 Tagung der Sektion Waldbau 10.-12. Sept. 1997 in Arnsberg: 129-140.

- MacArthur, R.H., Wilson, E.O., 1967: An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution* 17: 373-387
- Madsen, S.F., 1995: International Beech provenance experiment 1983-1985. Analysis of the Danish member of the 1983 Series. In: Madsen, S.F. (Ed.) - Genetics and silviculture of Beech. Proceedings from the 5th. Beech-symposium of the IUFRO Project Group P1.10-00, 19.-24. Sept. 1994, Mogenstrup, Denmark. *Forskningsserien* 11, 1995: 35-44.
- Marsch, M., 1989: Stabilisierung von Fichtenbeständen gegenüber Schnee und Sturm durch Dichteregulierung in der Jugend. In: Proceedings IUFRO Symposium: Treatment of young forest stands, Techn. Univ. Dresden: 96-119.
- Mayer, H., 1978: Ueber die Bedeutung der Urwaldforschung für den Gebirgswaldbau. *Allg. ForstZ.* 33: 691-693.
- Mayer, H., Neumann, M., Sommer, H.G., 1980: Bestandesaufbau und Verjüngungsdynamik unter dem Einfluss natürlicher Wilddichten im kroatischen Urwaldreservat Corkova Uvala/Plitvicer Seen. *Schweiz. Z. Forstwes.* 131: 45-70.
- Mayer, H., Zuckrigl, K., Schrempf, N., Schlager, G., 1987: Urwaldreste, Naturwaldreste und schützenswerte Naturwälder in Oesterreich. Institut für Waldbau Univ. Bodenkultur, Wien 971p.
- Mayer, H., 1985: Baumschwingungen und Sturmgefährdung des Waldes. *Wiss. Mitt. Meteorolog. Inst. München*, Nr 51, 247 S (Dissertation)
- Mayer, H., 1987: Wind-induced tree sways. *Trees*, 1: 195-206.
- Meyer, D.R. 1998: Tierartenschutz in Wirtschaftswäldern. *Schweiz. Z. Forstwes.* 149, 11: 865-874.
- Milne, R., 1991: Dynamica of swaying of *Picea sitchensis*. *Tree physiology* 9: 383-399.
- Mitscherlich, G., 1974: Sturmgefahr und Sturmsicherung. *Schweiz. Z. Forstwes.* 125, 4: 199-216.
- Mitscherlich G., 1981: Wald, Wachstum und Umwelt. Bd. 2: Waldklima und Wasserhaushalt. 2. Aufl.: Sauerländer's, Frankfurt a.M., 402 S.
- Möller, A., 1922: Der Dauerwaldgedanke ; Sein Sinn und seine Bedeutung. Springer, Berlin. 84p.
- Möhring, B., 1981: Ueber den Zusammenhang zwischen Kronenform und Schneebruchanfälligkeit bei der Fichte. *Forstarchiv* 52, 4: 130-134.
- Mohr, C., Schori, Chr., 1999: Femelschlag oder Plenterung. Ein Vergleich aus betriebswirtschaftlicher Sicht. *Schweiz. Z. Forstwes.* 150, 2: 49-55.
- Morel, P.J., Planchais, I., 2000: Plantation de hêtre sous abri: une technique à préconiser. *Bull. Techn. ONF*, Nr. 39: 7-19.
- Morisson, L.W., 1998: The spatiotemporal dynamics of insular ant metapopulation. *Ecology* 79, 4: 1135-1146.
- Müldner, W., 1950: Die Windbruchschäden des 22.7.1948 in Reichswald bei Nürnberg ; ein Beispiel für ein Wirbelfeld als Teilerscheinung einer Böenfront. *Ber. Deutsch. Wetter Dienst US-Zone 3*, Nr. 19
- Müller, W., 1991: Naturschutz im Wald am Beispiel von Vogelarten. *Schweiz. Z. Forstwes.* 142: 751-771.
- Naef-Daenzer, B., Blattner, M., 1989: Die räumliche Verteilung waldbewohnender Vogelarten in Abhängigkeit von Waldstruktur und Schädigung; I. Eichenreiche Laubmischwälder der Region Basel. *Der Ornitol. Beobachter.* 86: 307-327.
- Necasany, V., 1969: Forstliche Aspekte bei der Entstehung des Falschkerns der Rotbuche. *Holz-Zentralblatt* 95, 37: 563-564.
- Niederer, M., 1991: Untersuchung der Zusammenhänge zwischen Mykorrhizierung, Zuwachs und Kronenbild von Bäumen. Bundesamt für Umwelt Wald Landsch., Eidg. Forstdirektion, Bern, 46 S.
- Noisette, M., 1928: Etude de peuplements feuillus pendant la période de la régénération. *Ann. Ecole Nat. Eaux For.* 2, 2: 301-391.

- Norby, J.R., Wullschleger, S.D., Gunderson, C.A., Johnson D.W., Ceulemans, R., 1999 : Tree response to rising CO₂ in field experiments ; Implication for the future forest. *Plant Cell and Environ.*
- Nüsslein, S., 1999: Birken wirken wuchsfördernd. *Allg. ForstZ.* 54, 12: 615.
- Office Fédéral de l'environnement des forêts et du paysage (OFPPF), 2000: Les attentes de la société envers la forêt suisse. *Cahier de l'environnement* No 309, 131 p. + annex.
- Olberg, R., 1974: Wie reagieren Fichten-Kulturen auf Unkrautbekämpfung? *Allg. Forst u. J.-Ztg.* 145: 212-219.
- Olberg-Kallfass, R., 1979: Zur Reaktion von Fichten auf Unkrautbekämpfung in der Kultur. *Allg. Forst u. J.-Ztg.* 150: 191-195.
- Oldeman, R.A.A., 1983: Tropical rain forest, architecture, silvigenesis and diversity. in: *Tropical rain forest: Ecology and management.* S. L. Sutton, T. C. Whitmore, A. C. Chadwick (Eds.) Blackwell, Oxford: 139-150.
- Oldeman, R.A.A., 1990: *Forests elements of silvology.* Springer, Heidelberg. 626 p.
- Oldeman, R.A.A., 1991: Forest resource utilisation. In: *Forests: a growing concern.* Hummel J., ans Parren, M (eds), Gland: IUCN: 27-32.
- Oldeman, R.A.A., 1994: Sur les écosystèmes forestiers; quatre principes sylvologiques. *L'Italia Forest. Montana.* 49: 1-16.
- Oliver, H.R., Mayhead, G.J., 1974 : Wind measurements in pine forests during a destructive gale. *Forestry* 47 : 185-195.
- Paar, U., Kirchhoff, A., Westphal, J., Eichhorn, J., 2000: Fruktifikation der Buche in Hessen. *Allg. ForstZ.* 55, 25 : 1362-1363.
- Pardé, J., 1981: De 1882 à 1976/80 les places d'expérience de sylviculture du hêtre en forêt domaniale de Haye. *Rev. For. Fr.* 33, No spec. : 41-64.
- Pascal, M., Clergeau, Ph., Lorvelec, O., 2000 : Invasions biologiques et biologie de la conservation. *Courrier de l'environnement de l'INRA*, No 40 :23-32.
- Pélissie, D., 1992: Les français et leur forêt. *Arborescence* 38: 30-36.
- Peltola, H., Kellomaki, S., Hassinen, A., Granander, M., 2000: Mechanical stability of Scots pines, Norway spruce and birch; An analysis of tree-pulling experiments in Finland. *For. Ecol. Managem.* 135: 143-153.
- Perrin, H., 1954 : *Sylviculture ; Tome II ; Le traitement des forêts. Théorie et pratique des techniques sylvicoles.* Ecole Nat. Eaux For., Nancy, 409 S.
- Perrin, R., 1981: De quoi souffre l'écorce du hêtre? *Schweiz. Z. Forstwes.* 132, 1: 1-16.
- Perrin, R., 1985: La variabilité de la sensibilité du hêtre au chancre dû à *Nectria ditissima* Tul. *Ann. Sci. For.*, 42, 2: 225-238.
- Perrier, A., 1991: Effet de serre: analyses, incertitudes, conséquences. *Comtes Rendus Acad. Agric. Fr.* 77, 3 : 53-76.
- Persson, P., 1975: Windthrow in forest: its causes and the effects of forestry measures. orig. Schwed.; *Rapp. Upps. Inst. Skogsprod.* 36, 294 S.
- Petterson, B., 1984: Ecology of an isolated population of the middle spotted woodpecker in the extinction phase. *Rep. Swed. Univ. Agric. Sci.* 11: 139.
- Peters,R., 1992: Ecology of beech forests in the northern hemisphere. PhD-thesis. Agric. Univ. Wageningen, Wageningen, 122 p
- Petty, J.A., Worrell, R., 1981: Stability of coniferous tree stems in relation to damage by snow. *Forestry* 54: 115-128.
- Picard, J.F., 1995 : Evolution de la croissance radiale du hêtre (*Fagus sylvatica* L.) dans les Vosges ; premiers résultats sur le versant Lorrain. *Ann. Sci. For.* 52, 1 : 11-21.
- Pielou, E.C., 1995: *Ecological diversity.* Wiley & sons, New York, 385 p.
- Pietzarka, U., Roloff, A., 1993: Waldrandgestaltung unter Berücksichtigung der natürlichen Vegetationsdynamik. *Forstarchiv* 64: 107-113.
- Pintaric, K., 1978: Urwald Perucisa als natürliches Forschungslaboratorium. *Allg. ForstZ.* 33: 691-693.
- Polge, H., 1973: Etat actuel des recherches sur la qualité du bois de hêtre. *Bull. Techn. Office Nat. For.* 4, 2: 13-22.

- Polge, H., 1980: Un défaut méconnu du hêtre: les contraintes de croissance. Bull. Tech. Off. Natl. For., 12: 31-39.
- Polge, H., 1981: Influence des éclaircies sur les contraintes de croissance du hêtre. Ann. Sci. For., 38, 4: 407-423.
- Pons, T.L., 1991: Induction of dark dormancy in seeds: ist importance for the seed bank in the soil. Functional Ecology, 5: 669-675.
- Pretzsch, H., 1992: Modellierung der Kronenkonkurrenz von Fichte und Buche in Rein- und Mischbeständen. Allg. Forst. u. J. Ztg. 163: 203-213.
- Preuhlsler, T., Schmidt, R., 1989: Beobachtungen auf einem spät durchforsteten Fichten-Versuch. Forstwiss. Cbl. 108: 271-288.
- Proe, M.F., Allison, S.M., Matthews, K.B., 1996 : Assessment of the impact of climate change on the growth of Sitka spruce in Scotland. Can. J. For. Res. 26: 1914-1921.
- Prusa, E., 1985: Die böhmischen und mährischen Urwälder, ihre Struktur und Oekologie. Academia, Prag. 578 p.
- Quine, C.P., Bell, P.D., 1998: Monitoring of windthrow occurrence and progression in spruce forests in Britain. Forestry 71, 2: 87-97.
- Quine, C.P., Gardiner, B.A., 1998: Forest GALES; a replacement for the windthrow hazard classification. Rep. For. Res. Forestry Comm., Edinburgh:26-31.
- Quine, C.P., Humphrey, J.W., Ferris, R., 1999: Should the wind disturbance patterns observed in natural forests be mimicked in planted forests in the British Uplands? Forestry 72, 4: 337-358.
- Rebetez, M., 2000: Changements climatiques en Suisse au Xxe siècle: grandes tendances et extrêmes. In : Quelle sylviculture pour les climats à venir ; Actes journée thématique antenne romande du WSL du 28 novembre 2000 (M. Rebetez & J. Combe eds.), EPF-L, Lausanne : 5-8.
- Rees, M., 1988: Trade-offs among dispersal strategies in British plants. Nature. 366: 150-152.
- Reh, J., 1993: Structure, development and yield conditions of beech virgin forests in the Popricny mounts. in: Symposium über die Urwälder. Forstl. Fakultät Techn. Univ. Zvolen, Zvolen. : 23-25.
- Reif, A., 1989: Nordbayerische Hecken; Abiotische Standortsfaktoren und Bewirtschaftungen. Verhandl.Gesellsch. Ökologie, Göttingen, Bd. 17.
- Reiser, B., 1993: Die reale und die heutige potentielle natürliche Vegetation des fürstlichen Oettinger Forstes/Revier Hausen am nördlichen Rieswall. Diplom Thesis, Univ. des Saarlandes, Fachrichtung Biogeographie. 121 p. (not published).
- Remmert, H., 1985: Was geschieht im Klimax Stadium? Oekologisches Gleichgewicht durch Mosaik aus desynchronen Zyklen. Naturwissenschaften. 72: 505-512.
- Richter, J., 1996: Sturmschäden in Fichtenbeständen. Allg. Forst u. J.Ztg. 167, 12: 234-238.
- Riedacker, A., 1999 : La Convention cadre sur le climat et le protocole de Kyoto; conséquences pour l'agriculture, les forêts et les changements d'utilisation des terres. Comte Rendus Acad. Agric. Fr. 85, 6: 13-34.
- Riedacker, A., 1999 : Les stocks et les flux de gas à effet de serre dans le domaine de l'agriculture, des forêts et des produits dérivés en France et dans quelques autres pays industrialisés. Comte Rendus Acad. Agric. Fr. 85, 6: 36-60.
- Robert, M., 1999 : Impact des changements climatiques sur l'évolution des sols et conséquences sur le bilan hydrique. Comptes Rendus Acad. Agric. Fr. 85, 4: 35-44.
- Roloff, A., 1986: Morphologie der Kronenentwicklung von *Fagus sylvatica* L. (Rotbuche) unter besonderer Berücksichtigung möglicherweise neuartiger Veränderungen. Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme/Waldsterben, Univ. Göttingen, Bd. 18: 177 S.
- Roloff, A., 1985 : Morphologie der Kronenentwicklung von *Fagus Sylvatica* L. (Rotbuche) unter besonderen Berücksichtigung möglicherweise neuartiger Veränderungen. Diss. G.A. Univ. Göttingen, 178 S.
- Roussel, L., 1972: Photologie forestière. Masson, Paris, 144 S.
- Roy, C., 1999 : Options techniques et socio-économiques de réduction des émissions de CO₂ et d'augmentation des stocks de carbone. Comptes Rendus Acad. Agrif. Fr. 85, 6 : 311-320.

- Rubner, K., Reinhold, F., 1953: Das natürliche Waldbild Europas. Parey, Hamburg & Berlin. 288 p.
- Rupf, H., 1960: Wald und Mensch im Geschehen der Gegenwart. in: Jahresbericht des Deutschen Forstvereins, : 30-45.
- Rutschmann, C., Grünenfelder, T., 1999: Im Wald wächst Wärme. Umweltschutz 3/1999: 44-47
- Sagheb-Talebi, K., 1995: Study of some characteristics of young beeches in the regeneration gaps of irregular shelterwood system (Femelschlag). In: Madsen, S.F. (Ed.) - Genetics and silviculture of beech. Forskningsserien 11: 105-116.
- Sagheb-Talebi, K., 1997 : Quantitative und qualitative Merkmale von Buchen-Jungwüchsen (*Fagus sylvatica* L.) unter dem Einfluss des Lichtes und anderer Standortsfaktoren. Diss. ETHZ . Beih. Z. Forstwes. 78. 218 S.
- Saniga, M., Schütz, J.-Ph., 2001: Dynamik des Totholzes in zwei gemischten Urwäldern der Westkarpaten im pflanzengeographischen Bereich der Tannen- /Buchen- und Buchenurwälder in verschiedenen Entwicklungsstadien. Schweiz. Z. Forstwes. 152
- Saugier, B., 1999 : Rôle de la biosphère continentale dans le cycle du carbone. Comte Rendus Acad. Agric. Fr. 85, 6: 229-254.
- Saurat, J., Guéneau, P., 1976: Growth stresses in beech wood. Sci. And Technol. 10: 111-123.
- Schädelin, W. 1928. Stand und Ziele des Waldbaues in der Schweiz. Schweiz. Z. Forstwes. 79: 119-139.
- Schädelin, W., 1937: L'éclaircie, traitement des forêts per la sélection qualitative. 111 p., Neuchâtel/Paris, Attinger.
- Schädelin, W., 1942: Die Auslesedurchforstung als Erziehungsbetrieb höchster Wertleistung. 3. Aufl., 147 S., Bern/Leipzig, Haupt.
- Scherzinger, W., 1996: Naturschutz im Wald; Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. Ulmer, Stuttgart. 447 p.
- Schelbert, H., Maggi, R., Lang, T., Buse, I., Henzmann, J., Iten, R., Nielsen, C., 1988: Wertvolle Umwelt; Ein wirtschaftswissenschaftlicher Beitrag zur Umwelteinschätzung. in: Stadt und Agglomeration Zürich. Wirtschaft und Gesellschaft 3 & Zürcher Kantonalbank, Zürich. 90 p.
- Schelbert, H., 1996 : Wertvolle Natur. Was kann die Ökonomie zur Erhaltung der natürlichen Mitwelt beitragen? In: Mensch und Natur. Festschrift zur 250-Jahr-Feier der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich 1746-1996 (Redaktionskomm. Naturforschend. Gesellsch. Zürich, Schweiz, eds.) : 40-46.
- Schiesser, H.-H., Waldvogel, A., Schmid, W., Willemse, S., 1997: Klimatologie der Stürme und Sturmsysteme anhand von Radar- und Schadendaten. Schlussbericht Nation. Forschungs. Progr. 31, Vdf Hochschulverlag an der ETH Zürich, 132 S.
- Schlüter, O., 1952: Die Siedlungsräume Mitteleuropas in frühgeschichtlicher Zeit. Teil I: Einführung in die Methodik der Altlandschaftforschung. Forsch. Deutsch. Landesk. 63, 47 p.
- Schmerber, C., 1997: La lumière et la forêt. Bull. Techn. Office Nat. For. No 34, 167 S.
- Schmid, B., 1989: Gutachten, Projekt Niederholz, Teilprojekt Ertragsregelung. Fachstelle Naturschutz des Kantons Zürich, Interner Bericht.
- Schmid, W., Wüest, M., Dobbertin, M., Schütz, J.-Ph., 2001: The winter storm Lothar: an integrated view on Doppler radars, ground winds, and forest damage in northern Switzerland. In: 30th International Conference on Radar Meteorology,
- Schmid-Haas, P., Bachofen, H., 1991: Die Sturmgefährdung von Einzelbäumen und Beständen. Schweiz. Z. Forstwes. 142, 6:477-504.
- Schmid-Haas, P., 1994: Kronenverlichtung der Fichte als Indiz für mangelhafte Gesundheit und Stabilität Fäule in den Stützwurzeln als eine der Ursachen. Schweiz. Z. Forstwes. 145, 5: 371-387.
- Schreiner, M., 2001: Vorkommen und Ausbreitung von Brombeeren sowie ihre Bedeutung für die Naturverjüngung von Tannen-Fichten-Wäldern; dargestellt am Beispiel der Region „Oberer Neckar“. Agrarforsch. In Baden-Württemberg, Bd. 31, Freiburg, 1999 S.

- Schrempf, W., 1986: Waldbauliche Untersuchungen im Fichten-Tannen-Buchen-Urwald Rothwald und in Urwald-Folgebeständen. Verlag Verbandwiss. Ges. Österr., Wien. 147 p.
- Schütz, J.-Ph., 1979: Le chêne est-il devenu l'enfant pauvre de notre sylviculture? Schweiz. Z. Forstwes. 130, 12: 1047-1070.
- Schütz, J.-Ph. 1985. La production de bois de qualité dans la forêt jardinée. Ann. Gembloux. vol. 91, pp. 147-161.
- Schütz, J.-Ph., 1987: Zur Auswahl der Ausleseebäume in der schweizerischen Auslesedurchforstung. Schweiz. Z. Forstwes. 138: 1037-1053.
- Schütz, J.-Ph., 1989: Zum Problem der Konkurrenz in Mischbeständen. Schweiz. Z. Forstwes. 140: 1069-1083.
- Schütz, J.-Ph. 1990: Sylviculture 1. Principes d'éducation des forêts. Presses polytechniques et Univ. Romandes, Lausanne, 243 S.
- Schütz, J.-Ph., 1991: Lässt sich die Eiche in der Kleinlochstellung erziehen? Ein Beitrag zur Mischung von Lichtbaumarten. In: Ber. Jahrestag. Deutsch. Verb. Forstl. Forschungsanst., Sekt. Ertragsk., 13.-15. Mai 1991 in Treis-Karden (Mosel): 73-86.
- Schütz, J.-Ph. 1992: Die waldbauliche Formen und die Grenzen der Plenterung mit Laubbaumarten. Schweiz. Z. Forstwes. 143: 442-460.
- Schütz, J.-Ph., 1992: High quality oak silviculture in Switzerland. Concept of education and production in the marginal range of European oak. Proceed. Centennial IUFRO-Congress, 31. Aug. - 4. Sept 1992, Berlin-Eberswalde, Germany: 250.
- Schütz, J.-Ph., 1993: La sylviculture de haute qualité du chêne en Suisse: Concepts d'éducation et de traitement dans des conditions écologiquement marginales. Ann. Sci. For. 50: 553-562.
- Schütz, J.-Ph., 1994: Geschichtlicher Hergang und aktuelle Bedeutung der Plenterung in Europa. Allg. Forst. u. J. Ztg. 165: 106-114.
- Schütz, J.-Ph., 1994b: Waldbauliche Handlungsgrundsätze in Mischbeständen. Schweiz. Z. Forstwes. 145: 389-399.
- Schütz, J.-Ph., 1994c: Der naturnahe Waldbau Leibundguts; Befreiung von Schemen und Berücksichtigung der Naturgesetze. Schweiz. Z. Forstwes. 145: 449-462.
- Schütz, J.-Ph., 1996: Bedeutung und Möglichkeiten der biologischen Rationalisierung im Forstbetrieb. Schweiz. Z. Forstwes. 147: 315-349.
- Schütz, J.-Ph., 1996b: Grundzüge der Waldpflege. In: Schweiz. Forstkalender 1996, 91, Anhang: 48-55.
- Schütz, J.-Ph., 1997a: Sylviculture 2; La gestion des forêts irrégulières et mélangées. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, Lausanne, 178 p.
- Schütz, J.-Ph., 1997b: La sylviculture proche de la nature face au conflit économie-écologie; panacée ou illusion? Biotechnol. Agron. Soc. Environ. 1, 4: 239-247.
- Schütz, J.-Ph., 1998a: Licht bis auf den Waldboden; waldbauliche Möglichkeiten zur Optimierung des Lichteinfalls im Walde. Schweiz. Z. Forstwes. 149: 843-864.
- Schütz, J.-Ph., 1998b: Waldbaukonzepte der Zukunft aus mitteleuropäischer Sicht oder die gesellschaftlich gerechten Formen der Waldnutzung. In: Zukunftsfähige Forstwirtschaft im globalen Umfeld. Kongressber. 58. Jahrestagung Deutsch. Forstverein e.V., München: 86-96.
- Schütz, J.-Ph., 1998: Behandlungskonzepte der Buche aus heutiger Sicht. Schweiz. Z. Forstwes. 149, 12: 1005-1030.
- Schütz, J.-Ph., 1999a: Praktische Bedeutung der Überführung für die Umsetzung der Plenteridee. Forst u. Holz. 54: 104-108.
- Schütz, J.-Ph., 1999b: Principles of functioning of mixtures in forests stands; Experience of temperate central European forest conditions. in: Management of mixed-species forest; silviculture and economics. Olsthoorn, Bartelink, Gardiner et al. (Eds), IBN Scientific contribution 15, Inst. For Forestry and Nature Research, Wageningen: 219-234.
- Schütz, J.-Ph., 1999c: Naturnaher Waldbau: gestern, heute, morgen. Schweiz. Z. Forstwes. 150, 12: 478-483.

- Schütz, J.-Ph. 1999d: Neue Waldbehandlungskonzepte in Zeiten der Mittelknappheit; Prinzipien einer biologisch rationellen und kostenbewussten Waldpflege. Schweiz. Z. Forstwes. 150, 12: 451-459
- Schütz, J.-Ph. 2000: Kosteneffiziente Waldpflege oder Kann man das Ziel einer hohen Wertproduktion kostengünstig erreichen? Wald und Holz 11: 47-50; 12: 23-25.
- Schütz, J.-Ph., Badoux, E., 1979: Production de jeunes peuplements de chênes en relation avec la station. Mitt. Eidg. Anst. forstl. Versuchswes. 55, 1: 5-141.
- Schütz, J.-Ph., Barnola, P., 1996: Importance de la qualité et de sa détermination précoce dans un concept d'éducation du hêtre. Rev. For. Fr. 48
- Schütz, J.-Ph., Matter, J.-F., 1992: Bedeutung der Totalwaldreservate für die waldbauliche Forschung. Sihlwald Nachrichten 5: 3-9.
- Schütz, J.-Ph., Guhl, A., 1996: Interventions sylvicoles dans les lisières forestières courantes en connaissance de leur dynamique évolutive naturelle. Schweiz. Z. Forstwes. 147: 615-631.
- Schütz, J.-Ph., Oldeman, R.A.A., 1996: Gestion durable par automation biologique des forêts, Rev. For. Fr. 48, N° sp. : 65-73.
- Schütz, J.-Ph., Rotach, P., 1993: Mittelwaldbetrieb: nostalgische Illusion oder zukunftssträchtiges Waldbaukonzept?. Wald Holz 74, 7 : 8-12.
- Schulz, H., 1961: Über die Zusammenhänge zwischen Baumgestalt und der Güte des Schnittholzes bei der Buche. Schriftenr. Forstl. Fak. Uni. Göttingen u. Mittel. Niedersächs. Forstl. Versuchsanst. 29, 95 S.
- Seeling, U., 1992: Abnorme Kernbildung bei Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) und ihr Einfluss auf holzbiologische und holztechnologische Kenngrößen. Ber. Forschungszentr. Waldökosysteme, Reihe A, Nr. 77, 167 S.
- Seeling, U., 1995: Zielstärkendurchforstung Olper Fichtenjungbestände. Allg. ForstZ. 50 13:711-714
- Shugart, H.H., 1984: A theory of forest dynamics: the ecological implications of forests succession models. Springer, Heidelberg. 278 p.
- Siegwalt, G., 1994: La gestion des forêts; Réflexions éthiques sur un défi de notre temps. in: Pour une vraie forêt productive et belle. Actes du 1er congrès européen PRO SILVA, du 21 au 24 juin 1993 à Besançon. PRO SILVA, Union. des forestiers aux conceptions de gestion proches de la nature (Ed.), Besançon: 35-44.
- Simberloff, D., 1999: The role of science in the preservation of forest biodiversity. For. Ecol. Managem. 115 : 101-111.
- Simberloff, D., 1995: Habitat fragmentation and population extinction of birds. Ibis 137, suppl. 1: 105-111.
- Simmons, E.A., Buckley, G.P., 1992: Ground vegetation under planted mixtures of trees. in: The ecology of mixed-species stands of trees. Cannell, Malcolm, Robertson (Eds.), Oxford Blackwell Scientific Publ., London: 211-231.
- Skatter, S., Kucera, B., 2000: Tree breakage form torsional wind loading due to crown asymetry. Forest. Ecol. Managem. 135: 97-103.
- Smejkal, G.M., Bindiu, C., Visoiu-Smejkal D. 1995: Banater Urwälder; Oekologische Untersuchungen in Rumänien. Mirton, Temeswar. 198 p.
- Smith, K.W., 1992: Birds populations; effects of tree species mixtures. in: The ecology of miced-species stands of trees. Cannell, Malcolm, Robertson (Eds.), Oxford Blackwell Scientific Publ., London. : 233-242.
- Soulé, M.E., 1986: Conservation biology; The science of scarcity and diversity. Sinauer Assoc. Inc. Publishers. Sunderland. 584 S.
- Spellmann, H., 1996: Waldbau im Wandel. Forst u. Holz. 51: 3-9.
- Spellmann, H., 1999: Überführung als betriebliche Aufgabe. Forst u. Holz 54, (4): 110-116.
- Spiecker, H., 1979: Die Entstehung und Entwicklung von Wasserreisern unter verschiedenen Wuchsraumverhältnissen; dargestellt am Beispiel der Eiche. Deutsch. Verb. Forstl. Forschungsanst., Sektion Ertragsk., Mehring 1979: 44-55.
- Spiecker, H., 1986: 110 jähriger Eichenbestand aus 5 x 2 Pflanzung. Allg. ForstZ. 41, 37: 910.

- Statistisches Jahrbuch, 1997: Jahrbuch 1996 der Wald und Holzwirtschaft. Bundesamt für Statistik, Bern 1997.
- Stokes, A., Fitter, A.H., Coutts, M.P., 1995: Responses of young trees to wind; effect on root growth. In: Wind and Trees. Coutts M.P., Grace J. (Eds.), Cambridge Univ. Press, Cambridge: 264-275.
- Streif, H., 1999: Senkung der Umtriebszeit und Verwertungsstrategien für Starkholz minderer Qualität. SAH bulletin CSRB 4/1999: 7-10
- Strehlke, E.G., 1960: Kostensenkung durch billigere Kulturen. Der Forst u. Holzwirt 15: 61-64.
- Strewe, R., 1994: Chorologische und populationsökologische Untersuchungen zur Habitatbindung der Avifauna des fürstlichen Oettinger Forstes. Diplom Thesis, Univ. der Saarlandes, Fachbereich Sozial- und Umweltwissenschaften, Fachrichtung Biogeographie, Saarbrücken, 131 p. (not published).
- Sukopp, H., 1972: Wandel von Flora und Vegetation in Mitteleuropa unter dem Einfluss des Menschen. Ber. über Landwirtsch. 50: 112-139
- Surber, E., Amiet, R., Kobert, H., 1973: Das Brachlandproblem in der Schweiz. Bericht Eidg. Anstalt forstl. Versuchswes. Nr. 112, 138 S.
- Suszka, B., Müller, C. Bonnet-Masimbert, M., 1994: Graines des feuillus forestiers; de la récolte au semis. Editions INRA, Paris, 292 S.
- Suter-Thalmann, C.-L., 2000: Erkennen der gesellschaftlichen Ansprüche an den Schweizer Wald im Wandel der Zeit; eine Buwal-Studie. Schweiz. Z. Forstwes. 151, 1: 17-20.
- Taylor, J.A., Lloyd, J., 1992: Sources and sink of atmospheric CO₂. Austr. J. Bot. 40: 407-418.
- Tessier du Cros, E., Thiebaut, B., 1988: Variability in Beech: budding, height growth and tree form. Ann. Sci. For. 61, 1: 29-38.
- Testart, J., 1995: Des grenouilles et des hommes. Stock, Paris. 262 p.
- Thiebaut, B., 1981: Formation des rameaux. In: Le hêtre. Dép. Rech. Forest. INRA, Teissier du Cros (Ed.), Paris, INRA, 613 p.
- Thiebaut, B., Comps, B., Teissier du Cros, E., 1990: Développement des axes des arbres: pousse annuelle, syllepsie et prolepsie chez le hêtre (*Fagus sylvatica* L.). Can. J. Bot. 68: 202-211.
- Thomasius, H., 1992: Naturgemässe Waldwirtschaft in Sachsen; gestern, heute und in der Zukunft. Der Dauerwald Nr. 6/1992: 4-29.
- Tomialojc, L., Wesolowski, T., 1990: Bird communities of the primeval temperate forest of Bialowieza. in: Biogeography and ecology of forest bird communities. Keast (Ed.), SPB Academic Publishing, The Hague (NL): 141-165.
- Torelli, N., 1984: The ecology of discoloured wood as illustrated by beech (*Fagus sylvatica* L.): IAWA Bull. N.s. 5, 2: 121-127.
- Touzet, G., 1999: Foresterie politique et politiques forestières. Comptes Rendus Acad. Agric. Fr. 85, 1 : 89-96.
- Utschig, H., 1997: Buchenweiserflächen zur Durchforstung der Buchen. Versuchskonzeption und Steuerung. In: Jahrestagung der Sekt. Ertragsk. Deutsch. Verb. Forstl. Forschungsanst. In Grüneberg, 12.-15.5.1997: 173-185.
- Utschig, H., 2000: Wachstum vorherrschender Buchen in Abhängigkeit von Standort und Behandlung. Forst u. Holz 55: 44-50.
- Valinger, E., Fridman, J., 1997: Modelling probability of snow and wind damage in Scots pine stands using tree characteristics. Forest Ecol. and Managem. 97: 215-222.
- Venable, D.L., Brown, J.S., 1988: The selective interactions of dispersal, dormancy and seed size as adaptations for reducing risk in variable environments. Amer. Naturalist. 131: 360-384.
- Waldenspuhl, Th., 1991: Waldbiotopkartierungsverfahren in der Bundesrepublik Deutschland. Schriftenr. Inst. Landespf. Univ. Freiburg 17: 261 S.
- Wagner, S., Röker, B., 1999: Birkenanflug in Eichenkulturen; Untersuchungen zur Dynamik der Konkurrenz über 7 Vegetationsperioden. In: Tagungsber. 13. Arbeitstagung Sekt. Waldbau im Deutsch. Verb. Forstl. Forschungsanst., 9.-11. Sept. 1998 in Eberswalde: 105-122.

- Watson, A., 2000: Wind-induced forces in the near-surface lateral roots of radiata pine. For. Ecol. Managem. 135: 133-142.
- Watt, A. S., 1947: Pattern and process in the plant community. J. Ecology. 13: 1-22.
- Wayne, P.M., Bazzaz, F.A., 1993: Birch seedling responses to daily time courses of light in experimental forest gaps and shadehouses. Ecology 74, 5: 1500-1515.
- Weber, M., 1999: Untersuchungen zur Kohlenstoffspeicherung in Lenga- (Nothofagus pumilio) Primärwäldern Feuerlands sowie zu den Auswirkungen ihrer Überführung in Wirtschaftswald auf den C-Haushalt. Habilschrift Forstwiss. Fak. Techn. Univ. München. 123 S.
- Wiedemann, E. 1942. Der gleichaltrige Fichten-Buchen-Mischbestand. Hannover.
- Wiens, J.A., 1995: Habitat fragmentation: island v. landscape perspectives on bird conservation. Ibis 137, suppl. 1: 97-104.
- Wilhelm, G.J., Letter, H.A., Eder, W., 2001: ZU: Konzepte zur Buchenlichtwuchsdurchforstung. All. ForstZ. 56, 23: 1226-1227.
- Winterfeld, K., 1955: Untersuchungen über die Auswirkungen der Grünästung bei der Rotbuche. Diss. forstl. Fak. Univ. Göttingen, Hann. Münden. 131 S.
- Young, D.R., Smith, W.K., 1979 : Influence of sunflecks on the temperature and water relations of two subalpine understory congeners. Oecologia 43 : 195-205.
- Zimmerle, H., 1944: Erfahrungen mit dem v. Seebach'schen Lichtwuchsbetrieb in Württemberg. Allg. Forst. U. J.-Ztg. 120: 29-48.
- Zimmermann, W., 1996: Public perception of mountain forestry and forest policy: In: Forestry in the context of rural development; future research needs. Glück P., Weiss, G. (Ed), EFI Proceedings No 15, Joehnsu: 107-124.
- Zimmermann, W., Schmithüsen, F., Wild-Eck, St., 1998: Main findings and policy implications from the research project Public perceptions of mountain forest in Switzerland. In: Public perceptions and attitudes of forest owners towards forest and forestry in Europe. Wiersum, K.F. (ed). Hinkeloord Report No 24, Wageningen: 47-59