

Probleme beim Anbau standortsfremder Gehölze im Wald

von Helmut Klein (Okt. 2000)

Seit 1990 Jahren hat die Diskussion über mögliche Methoden zur naturverträglichen und ökonomisch ertragreichen Waldnutzung erheblich zugenommen. Anlässe boten einerseits Ereignisse im Wald, wie Sturmschäden durch die Orkane Vivian, Wibke und Lothar oder Insektengradationen von Schwammspinner (*Lymantria dispar*) oder Buchdrucker (*Ips typographus*). Andererseits lösten fachpolitische Aktivitäten wie die Erstellung Roter Listen oder die Einführung von Zertifizierungsinitiativen für Waldnutzungssysteme teilweise heftige Kontroversen aus, die häufig durch mangelhafte Kenntnis des fachlichen Kenntnisstandes geprägt waren. Außerdem war auffällig, daß auch die fachlich orientierten Diskussionen weitgehend in zwei weitgehend isolierten Personenkreisen und fast ausschließlich mit deren jeweils berufsbezogenen Argumenten geführt wurden. Forstwirtschaftliche Diskussionen nahmen kaum Ergebnisse zur Kenntnis, die außerhalb der etablierten forstwissenschaftlichen Forschung oder Praxis gewonnen wurden und die Arbeit der Biologen und Ökologen nahm wohl zu wenig Bezug zu den Gesichtspunkten der Forstwissenschaft und Forstwirtschaft. Mit diesem Beitrag soll deshalb wenigstens die Diskussion um die forstliche Einbringung standortsfremder Gehölze voran gebracht werden.

Die aufgeführten Argumente gelten grundsätzlich auch für gentechnisch veränderte Organismen und künstliche Klone. Deren Sonderstellung im Ökosystem dürfte in vielerlei Hinsicht der von standortfremden Herkünften vergleichbar sein obwohl sie völlig andere Ursachen hat. Der Ausschluß solcher Gehölze aus der Ökologischen Waldnutzung ist in der Fachliteratur und bei den drei in Deutschland etablierten Zertifizierungssystemen für naturverträgliche Waldnutzung unumstritten.

Am prägnantesten artikuliert wird eine Ablehnung des forstlichen Anbaus Standortsfremder Gehölze in einem Positionspapier der Umweltverbände BUND, Greenpeace, Naturland, Robin Wood und WWF zur „Ökologischen Waldnutzung“. Dort lautet die entscheidende Passage: „Auf das Einbringen standortfremder Arten und gentechnisch veränderter Organismen, einschließlich Klone, wird verzichtet.“ Die unterschiedlich konsequente Übernahme dieser Forderung ist eine der wichtigsten Unterschiede zwischen den drei in Deutschland eingeführten Zertifizierungssystemen. Sie ist gleichzeitig – wie gezeigt wird - von erheblicher Relevanz für die Naturverträglichkeit der Waldnutzung.

1. Vorab einige Definitionen

Die eingangs zitierte Formulierung aus dem Positionspapier der Umweltverbände begrenzt die Einbringung von Samen oder Pflanzen auf standortheimisches Material. Dies fordert ein Verbot der Pflanzung oder Saat aller Gehölze, die nicht zur potentiellen natürlichen Lebensgemeinschaft (PNL) aus allen Mikroorganismen, Pilzen, Pflanzen, und Tieren (KLEIN u.a. 1995 in Anlehnung an TÜXEN 1956) des Standortes gehören. Für die Argumentation in diesem Zusammenhang ist zunächst die Definition einiger zentraler Begriffe notwendig, denn selbst in der Fachliteratur werden die notwendigen Begriffe sehr uneinheitlich und zum Teil unpräzise verwendet. SCHROEDER (1969) hat sich damit kritisch auseinandergesetzt und einen Teil der hier notwendigen Kategorien sauber definiert. Seine Begriffe haben sich aber - zumindest in der forstlichen Literatur und Diskussion - bisher nicht durchgesetzt. So entstand,

wegen der erwünschten Breitenwirkung, bei der Abfassung dieses Textes die Notwendigkeit bei den gebräuchlicheren Termini zu bleiben.

1.1. Was bedeutet „heimisch“ und „florenfremd“ in diesem Text ?

Beide Begriffe beschreiben geographische Gesichtspunkte. Die Zusammensetzung der PNL in Mitteleuropa ist weitgehend bestimmt durch das voreiszeitliche Artenspektrum, die Wirkung der Eiszeit (historische Ursachen) und die heutigen Standortbedingungen (ökologische Ursachen).

Die Eiszeit, das Quartär, wurde besonders wirksam im Zusammenwirken mit der Anordnung der großen Gebirge und des Mittelmeeres. Sie begann vor 1,7 Millionen Jahren und endete vor etwa 10.000 Jahren. Man kann mehrere Vereisungsphasen (Glaziale) und Zwischeneiszeiten (Interglaziale) unterscheiden.

Vor der Eiszeit, also im Tertiär, war Europa weithin bedeckt von artenreichen Wäldern, die hoch entwickelte Lebensgemeinschaften (Biozönosen) darstellten. Mit der mehrfach sinkenden Temperatur und dem von Norden vorrückenden Eisschild schwanden jeweils die Lebensmöglichkeiten für diese Wälder. Lebewesen, die - im erdgeschichtlichen Sinne - rasch wandern konnten, verlagerten ihr Verbreitungsgebiet nach Süden. Wer zu langsam wanderte, starb aus, und wer zwischen der aus Norden vorrückenden Kältefront und den Wanderungsbarrieren Mittelmeer, Pyrenäen, Alpen, Karpaten und Kaukasus „eingeklemmt“ wurde, der verschwand ebenfalls. West-, Mittel-, Osteuropa und zumindest auch große Teile Südeuropas wurden mehrfach waldfrei und in den Zwischeneiszeiten wieder bewaldet. Der erfolgreich ausweichende Teil der Arten überlebte in artenärmeren Wäldern in Südosteuropa und - zum kleineren Teil - vielleicht auch in Südwesteuropa.

Mit der endgültig (?) ausgehenden Eiszeit und dem „Rückzug“ des Eises nach Norden wanderten die Arten wieder nach Mitteleuropa und schließlich auch nach Nordeuropa ein. Ob diese Wanderung heute schon völlig abgeschlossen ist, ist unsicher. Mittel- und Nordeuropa wären aber jetzt von Natur aus wieder weitgehend bewaldet.

Allerdings fehlt jetzt, nach der Eiszeit, eine Reihe von Arten, oder besser Gattungen, die vor der Eiszeit, also vor 1,7 Millionen Jahren hier heimisch waren. Beispiele hierfür sind Douglasien (*Pseudotsuga spec.*) und die Küstensequoie (*Sequoia spec.*). Ausführlichere Darstellungen der Zusammenhänge zwischen Eiszeit und Vegetation finden sich bei ELLENBERG (1996), LANG (1994), STRAKA (1970) und in *Urania Pflanzenreich - Vegetation* (1995).

Die Tatsache, daß die aufgezählten Gattungen vor der Eiszeit, also im Tertiär, in Europa heimisch waren, wird immer wieder als Argument für die forstwirtschaftliche Einbürgerung solcher Arten (besonders der Douglasie) angeführt, die zu den Gattungen gehören, die vor der Eiszeit hier heimisch waren. (vergl. KLEINSCHMIT 1991 und GRIESE 1991)

Wir halten dieses Argument wie KAISER und PURPS (1991) nicht für hinreichend, denn das Verschwinden dieser Arten hatte ausschließlich natürliche Gründe. Es ist damit völlig analog zur natürlichen Einwanderung nach der Eiszeit oder zu anderen Zeiten zu akzeptieren. So haben sich letztlich die Florenreiche im Großen und die natürlichen Lebensgemeinschaften (Biozönosen) im Kleinen gebildet. Während dieser langsamen Prozesse wanderten auch viele Arten, die sich im Laufe gemeinsamer Evolution (Koevolution) aneinander angepaßt hatten, gemeinsam. Andere Einwanderer bauten im Laufe der Einwanderung ökosystemare Bezie-

hungen zu neuen Nachbarn auf. Koevolution lief ab. Die Mitglieder unserer heutigen Wälder haben sich also unter der Wirkung „unzähliger“ Konkurrenz- und Abhängigkeitsverhältnisse, zum Teil über mehrere Millionen Jahre (voreiszeitlich entstandene Beziehungen), zum Teil über Jahrtausende (nacheiszeitlich entstandene Beziehungen) zu einem neuen Artengefüge zusammengefügt und ihre Lebensabläufe und Stoffströme gemeinsam geschlossen und optimiert. Die natürlichen europäischen Wälder waren Ökosysteme, deren artenreiche Typen bestandesweise aus etwa 10.000 wechselseitig voneinander abhängigen Tier-, Pflanzen-, Pilz- und Mikrobenarten bestanden.

Die erwähnten voreiszeitlichen Mitglieder der Mitteleuropäischen Waldgesellschaften sind seit etwa 1,7 Millionen Jahren an dieser Koevolution in den europäischen Wäldern nicht mehr beteiligt, weil sie hier ausgestorben sind. Für die Douglasie sind das etwa 5000 natürliche Generationen.

Die Trennung von der amerikanischen Population, von der das heute bei uns verwendete Saatgut stammt, erfolgte sogar schon vor etwa 160 Millionen Jahren, im beginnenden Mesozoikum, dem mittleren Jura (Dogger). Damals hat sich Nord- und Südamerika vom Urkontinent Pangaea getrennt. Es war die Zeit der Saurier, aber die Flugsaurier (und die Vögel) waren noch nicht entstanden. Es gab schon die ersten kleinen Säugetiere, aber der Mensch entstand erst 155 Millionen Jahre später. Dieser ungeheure zeitliche Abstand seit jener für unser Problem relevanten Trennung entspricht etwa 500.000 Douglasiengenerationen.

Außerdem ist nicht sichergestellt, daß die eurasischen „Douglasien“ des beginnenden Mesozoikums der Art *Pseudotsuga menziesii* angehörten, denn auch auf dem Urkontinent lag zwischen dem heutigen Verbreitungsgebiet der Gattung *Pseudotsuga* und dem heutigen Mitteleuropa die ganze Breite des heutigen nordamerikanischen Kontinentes. Weiterhin ist es sehr wahrscheinlich, daß die genetische Trift über diese extrem langen Zeiten vom Beginn des Mesozoikums bis zum Beginn der Eiszeit bei unterschiedlichen Umweltbedingungen (= Selektionsbedingungen) zu verschiedenen Arten geführt hatten. Diese Annahme wird dadurch gestützt, daß die Art heute in ihrem amerikanischen Verbreitungsgebiet, das nicht durch absolute Verbreitungsbarrieren gegliedert ist, deutlich verschiedene Formen entwickelt hat, die wir heute als Varietät „menziesii“ und Varietät „glauca“ bezeichnen.

Es ist also sehr fraglich, ob überhaupt die in Mitteleuropa gefundenen Fossilien der Gattung *Pseudotsuga* zur Art *menziesii* gehören und es ist mit sehr großer Wahrscheinlichkeit anzunehmen, daß die fortschreitende Evolution der Gattung seit der Trennung im frühen Mesozoikum auf den beiden Kontinenten verschiedene Wege ging. Weitere Stützen für diese Annahme bilden die synökologischen Befunde, die weiter unten vorgestellt werden. Es ist deshalb zu erwarten, daß sich diese Arten nicht oder heute nicht mehr in der üblichen Beziehungsdichte in die europäischen Ökosysteme einfügen.

Wir benutzen deshalb den Begriff „heimisch“ nur für Arten, die nach der letzten Vereisung am diskutierten Standort noch vorhanden waren, oder die ohne Zutun des modernen Menschen hier eingewandert sind. (Vergleiche auch KAISER und PURPS (1991))

Außer diesem zeitlichen und stammesgeschichtlichen Gesichtspunkt ist zur Klarheit des Begriffs in allen speziellen Zusammenhängen eine räumliche Zuordnung nötig, denn es ist für die Einpassungsfähigkeit einer Art oder Rasse wesentlich, ob sie an ihrem Herkunftsort ökologische Beziehungen zu Arten hatte, die auch am „neuen“ Standort vorkommen. Beispielsweise würde das bedeuten, daß eine Fichtenherkunft aus dem Bergmischwald Oberbayerns (Fichte, Tanne, Buche) in der naturnahen Buchenwaldgesellschaft des alpennahen Tertiären Hügel-

landes noch sehr viele mögliche ökologische Partnerarten findet, während es in den Buchenwaldgesellschaften des norddeutschen Tieflandes schon viel weniger sind. Eine Douglasie aus dem Westen der USA aber findet in Deutschland von den Alpen bis zur Küste nur sehr wenige Arten vor, mit denen sie eine adaptive ökologische Vernetzung realisieren kann.

Arten, für die die Definition von „heimisch“ für einen angegebenen Ort nicht zutrifft, bezeichnen wir als „florenfremd“ im benannten Gebiet.

1.2. Was heißt „standortheimisch“ und „standortfremd“ in unserem Sprachgebrauch ?

Der Begriff „standortheimisch“ beschreibt den Spezialfall des oben erörterten Begriffes „heimisch“. Sein geographisches Bezugsgebiet ist nicht eine Region, sondern ein bestimmter „Punkt“ von geringer Ausdehnung. In stark gegliederten Landschaften können sich Standorte die nur wenige Meter getrennt sind, bereits erheblich unterscheiden. Die PNL bildet solche Unterschiede immer gut ab.

Der Begriff „standortfremd“ bezeichnet den Gegensatz zu „standortheimisch“.

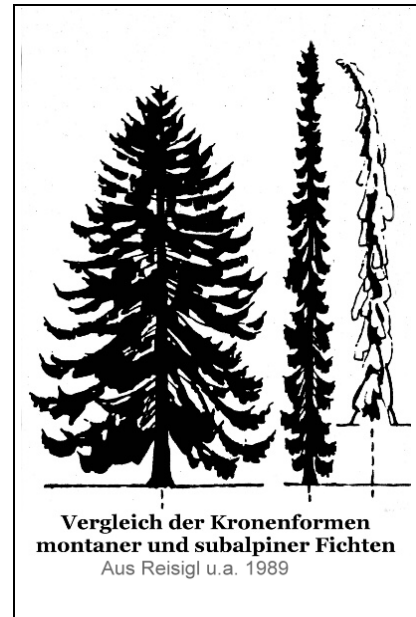
Dies ist aber erst ein Teil der Geschichte. Auch auf natürlichen Standorten einer Art ist nicht jedes Individuum der Art standortheimisch. Zwischen Teilpopulationen, die durch große Entfernungen oder Barrieren getrennt sind, gibt es, besonders wenn die Umweltbedingungen verschieden sind, genetische Unterschiede und verschiedene ökosystemare Verknüpfungen im ökologischen Netzwerk. Beispiele für bekannte Unterschiede sind unterschiedliche Wüchsigkeit bei gleichen Standortsbedingungen, verschiedene fressende Insekten oder verschiedene Mykorrhizapilze.

Beispiel für eine solche Art ist die Douglasie, von der man in ihrer Heimat, im westlichen Nordamerika, zwei Klimarassen unterscheiden kann. Es ist zum einen die Küstenform (*Pseudotsuga menziesii menziesii*) und zum anderen die Inlandsform (*Pseudotsuga menziesii glauca*).

Zur weiteren Verdeutlichung kennt wohl jeder Forstpraktiker das eine oder andere Beispiel für solche Unterschiede von Saaten oder Pflanzungen, bei denen - wie sich immer hinterher herausstellte - Vermehrungsgut ungeeigneter Herkunft (Provenienz) verwendet wurde. Das Ergebnis kann beispielsweise schlechte Wüchsigkeit, Schneedruckanfälligkeit oder Empfindlichkeit gegenüber infektiösen Pilzen sein. Als Mittel zur Vermeidung solcher Fehler wurden die sogenannten Wuchsgebiete und ihre Untergliederungen, die Wuchsbezirke festgelegt (s. ARBEITSKREIS STANDORTKARTIERUNG 1985). Zumindest bei der Bewirtschaftung des öffentlichen Waldes muß/sollte auf Grund des forstlichen Saatgutgesetzes darauf geachtet werden, daß Vermehrungsgut nur innerhalb enger Grenzen ausgetauscht wird.

Für die Weißtanne (*Abies alba*) liegen einschlägige Isoenzymuntersuchungen vor. Dabei werden mittels direkter Untersuchungen des für die Ausbildung genetisch festgelegter Eigenschaften wichtigen Enzymsystemes, viele regionale Unterschiede innerhalb der Art und der populationsbezogenen Vielfalt belegt. So erkannte unterschiedliche Formen zeigten auch in sogenannten Provenienzversuchen, daß sie deutlich verschiedene Standortsansprüche haben. (SCHÜTT 1991, WOLF 1993 und SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR FORSTWESEN 1995)

Eine besonders gut sichtbare, adaptive Differenzierung innerhalb der Teilpopulationen kennen wir von der Fichte. Sie kommt von Natur aus in Gebirgsregionen vor, in denen die Standortsbedingungen auf engem Raum sehr verschieden sind. Es handelt sich besonders um die Auswirkungen unterschiedlicher Niederschlagsverhältnisse, Meereshöhen und/oder Expositionsrichtungen. Man kann dort, mit fließenden Übergängen, Teilpopulationen unterscheiden, die in der Stellung ihrer Äste und Zweige differenziert an unterschiedlich hohe Schneebelastungen angepaßt sind. Während die Formen des schneeärmeren Tieflandes eher weit ausladende Äste mit abstehenden Zweigen haben, haben typische Exemplare aus schneereichen Hochlagen eher schräg nach unten abgehende Äste mit hängenden Zweigen. Solche Formen lassen große Schneemassen leichter abgleiten, so daß sie nicht unter der Last zusammenbrechen.



ELLING (1990) zeigte im Vergleich einer standortheimischen und einer standortfremden Fichtenpopulation, daß auch die Empfindlichkeit für Trockenperioden bei der Population am natürlichen Standort deutlich geringer ist als am fremden. ELLENBERG (1996) übernahm das Beispiel in sein Lehrbuch.

Eine weitere Aussage, die diesen Befund stützt, stammt vom sächsischen Staatsminister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, der in einer Rede vor dem sächsischen Landtag am 15.5.1997 erklärte:

„Im Winter 1995/1996 kam es durch erhöhte Schadstoffeinträge in Verbindung mit einer langanhaltenden Frostperiode auf einer Fläche von 50.000 ha erneut zu akuten Schäden an Fichtenbeständen in den oberen Lagen des Mittel- und Osterzgebirges. ... [400.000 fm abgestorben] Der Schädigungsgrad war dabei unterschiedlich: Heimische Herkünfte zeigten eine geringere Schädigung, nichtheimische Fichtenrassen wurden stark geschädigt.“

Fichte und Tanne sind also Beispiele für Arten, die zwar in Mitteleuropa „heimisch“, aber nicht überall „standortheimisch“ sind. „Standortheimisch“ ist ein Baum nur an dem Ort, an dem er auch ohne menschliches Zutun heute vorkäme. Das bedeutet auch, daß Saat- oder Pflanzgut von autochthonen Vorfahren aus dem Bereich seines Standortes abstammt, und daß es deshalb auch an die Bedingungen dieses Standortes besonders gut angepaßt ist.

Die PNL eines Ortes besteht also nach unserer Definition ausschließlich aus standortheimischen Pflanzen und Tieren.

1.3. Was heißt „standortgemäß“ und „standorttauglich“

Sehr kurz sollen noch zwei weitere Begriffe erläutert werden, die sich nicht auf geographische Bezüge, sondern auf physiologische und morphologische Eigenschaften der Pflanzen beziehen. Sie spielen in der Diskussion um die „erwünschten“ und „unerwünschten“ Gehölze eine wichtige Rolle. Es geht um die bedeutungsgleichen Bezeichnungen „standortgemäß“ und „standorttauglich“.

Ob eine Baumart an einer für sie erreichbaren Stelle vorkommt, hängt von zwei Kriterien-
gruppen ab. Es sind die (scheinbar) abiotischen Standortbedingungen (Boden und Klima)
und die zwischenartliche Konkurrenzkraft mit Bezug zu zahlreichen Faktoren wie Fortpflan-
zungsfähigkeit, Vermehrungspotential, Wachstumsgeschwindigkeit, Schattenverträglichkeit,
„Krankheits“-resistenz, Verbißtoleranz, Maximalalter und chemische Kampfstärke (Allelo-
pathie und Antibiose).

Das bekannteste Beispiel dafür ist wohl die Fichte, die natürlicherweise in Deutschland nur an
Standorten vorkommt, wo sie dank ihrer Kälteresistenz Vorteile gegenüber Buchen, Eichen
und anderen Baumarten hat. Dies ist im allgemeinen oberhalb von 700 m NN der Fall. Trotz-
dem ist ihre Wuchsleistung in tieferen Lagen größer als in ihrem natürlichen Verbreitungsge-
biet. Sie kann sich aber in den von atlantischen Klimaeinflüssen geprägten Tieflagen Nord-
westdeutschlands natürlicherweise nicht gegen die größere Konkurrenzkraft der Buche durch-
setzen. Sie scheint deshalb in diesen Tieflagen zwar „standortgemäß“ oder „standorttauglich“
zu sein, ist aber nicht „standortheimisch“. Sie kann sich dort auf Dauer nur halten, wenn sie
der Mensch durch „Waldpflege“ oder Schalenwildüberhege unterstützt. Dieser Themenkreis
ist ausführlich diskutiert bei ELLENBERG (1996).

In Fachdiskussionen zu diesem Thema wird oft eine Definition des NIEDERSÄCHSISCHEN
FORSTPLANUNGSAMTES von 1989 akzeptiert. Sie lautet:

„Standortgemäß ist eine Baumart, wenn sie nach den gesicherten Erkenntnissen der
Forstwirtschaft und den generationenlangen Erfahrungen der forstlichen Praxis an die
klimatischen Verhältnisse eines Wuchsräume sowie deren Abwandlungen angepaßt ist,
die Standortkraft der Waldböden durch vitales Wachstum ausnutzt und folglich wenig
krankheitsanfällig ist, die jeweiligen Böden mit ihrem Wurzelwerk erschließt, die Bo-
denkraft erhält beziehungsweise verbessert und den übrigen Gliedern der am nämlichen
Standort vorkommenden Lebensgemeinschaften ein Gedeihen ermöglicht.“

Hier soll nicht diskutiert werden ob alle in dieser Definition aufgestellten Anforderungen an-
gebracht sind. Zu bedenken sollen aber zwei Gesichtspunkte gegeben werden: (1) Jede Pflan-
zung im Rahmen des praktischen Forstbetriebes, findet und fand unter der Annahme statt, daß
die aufgezählten Kriterien erfüllt sind. Andernfalls wäre die hohe Investition auf ein Jahrhun-
dert blanker Unfug. Dies wird auch so bleiben. Und doch ist allgemein bekannt, daß es mehr
„nicht standorttaugliche“ Forstbestände gibt als uns lieb sein kann. Der Begriff ist also zu-
mindest noch für lange Zeit eine Leerformel. (2) In Kapitel „4.7. Der Erfahrungszeitraum beim
Anbau standortfremder Bäume“ werden wir sehen, daß die zu recht geforderten „generatio-
nenlangen Erfahrungen der forstlichen Praxis“ noch in keinem Fall vorliegen.

2. Um welche florenfremden Arten geht es in der deutschen Forstwirtschaft ?

In Deutschland gibt es etwa 50 heimische Baumarten. Seit der Zeit der römischen Herrschaft
über „Südwestdeutschland“ vor 2000 Jahren wurden etwa 12.000 Pflanzensippen eingeführt.
Darunter waren über 4000 Gehölze (LOHMEIER und SUKOPP 1992 und SUKOPP 1995) und ca.
110 Baumarten, von denen etwa 40 (ursprünglich) forstwirtschaftlich relevant waren. Eine
weitgehend vollständige Liste der derzeit in Deutschland noch angebauten Arten findet sich
bei BURSCHEL und HUSS (1997) auf den Seiten 59-61. Einige in unserem Zusammenhang
wichtige Arten sind in Tabelle 1 zusammengestellt.

Tabelle 1: Die im Text behandelten, in Mitteleuropa florenfremden Baumarten

Baumart		Heimat
Douglasie	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	nordwestl. N-Amerika
Riesentanne	<i>Abies grandis</i>	Nordamerika
Nordmannstanne	<i>Abies nordmanniana</i>	Kaukasus
Serbische Fichte	<i>Picea omorika</i>	Tara-Gebirge / Balkan
Sitkafichte	<i>Picea sitchensis</i>	nordwestl. N-Amerika
Stechfichte	<i>Picea pungens</i>	N-Amerika
Strobe	<i>Pinus strobus</i>	N-Amerika
Japanlärche	<i>Larix kaempferi</i>	Japan
Eßkastanie	<i>Castanea sativa</i>	Mittelmeerraum
Robinie	<i>Robinia pseudoacacia</i>	N-Amerika
Roteiche	<i>Quercus rubra</i>	N-Amerika
div. Linden	<i>Tilia spp.</i>	SE-Europa und Vorderasien
div. Pappeln	<i>Populus spp.</i>	N-Amerika
Spätbl. Traubenkirsche	<i>Prunus serotina</i>	östliches N-Amerika

3. Positionen und Argumente der Befürworter des Anbaus florenfremder und standortfremder Arten

Bei der Argumentation für den Anbau standortfremder Baumarten spielen die folgenden Gesichtspunkte eine Rolle:

----- Kriterien -----	----- Baumarten -----
Holzproduktion (Menge)	Douglasie, Sitkafichte, Roteiche
Holzeigenschaften (technisch/physikalisch)	Douglasie, Robinie, Eßkastanie
Holzeigenschaften (Schädlingssicherheit)	Douglasie
Baum für forstliche Problemlösungen	Douglasie, Robinie, Sitkafichte
Baum mit hoher Schädlingsresistenz	Douglasie, Japanlärche
Baum mit hoher Schadstoffresistenz	Roteiche, Serbische Fichte, Stechfi.

Dabei wird das Holzmengenargument am häufigsten und nachdrücklichsten vorgebracht. Seine sachliche Bedeutung kann den Angaben in der folgenden Tabelle entnommen werden. Sie gelten unter der Bedingung, daß immer „alles gut geht“, das heißt, daß keine Kalamitäten auftreten. Angegeben ist die Gesamtleistung verschiedener heimischer (Normaldruck) und florenfremder (Fettdruck) Baumarten auf den besten Standorten Mitteleuropas in Vorratsfestmeter Derbholz (V_{fmD}) pro ha und Jahr.

Tabelle 2: Wuchsleistung ausgewählter Baumarten in Deutschland. Angegeben in $Vm_D / ha * Jahr$
 Florenfremde Arten fett gedruckt.
 nach BURSCHEL und HUSS (1997)

Baumart	Wuchsleistung
Eiche	6,7
Kiefer	7,8
Buche	7,8
Europ. Lärche	8,5
Roteiche	8,5
Jap. Lärche	10,0
Fichte	13,0
Sitka Fichte	17,0
Douglasie	17,0

Der starke Anreiz zum Anbau der in Mitteleuropa florenfremden Arten und der im Tiefland standortfremden Fichte ist unübersehbar.

Nachdenklich sollte allerdings machen, daß alle bisher erwähnten und von BURSCHEL und HUSS (1997) in der angegebenen Zusammenstellung von 40 Arten angeführten Gehölze zunächst, nach ihrer Einführung, als sehr gut, produktiv und wenig schädlingsanfällig bewertet wurden, während heute BURSCHEL und HUSS nur Roteiche, Japanische Lärche und Douglasie als „erfolgreich eingebürgert“ bezeichnen, was nichts über möglicherweise in Zukunft noch aufkommende Probleme aussagt.

Unter den „Forstpraktikern“ sind die Ansichten darüber, ob diese Einbürgerung von „standortfremden“ aber „standortgemäßen“ Bäumen auch

unter ökologischen Gesichtspunkten und damit für einen Naturschutzverband vertretbar ist, unterschiedlich. Die meisten konventionellen forstlichen Betriebsleiter und Fachverbände befürworten den Anbau aus kommerziellen Gründen und nehmen an oder hoffen, daß es keine beachtenswerten negativen Wirkungen gibt oder geben wird.

Die Arbeitsgemeinschaft Naturgemäße Waldwirtschaft (ANW) läßt auf der Basis ihrer Grundsätze (ANW 1991 und ANW 1993) den Anbau nicht heimischer (florenfremder) Arten ausdrücklich zu, verwickelt sich aber gleichzeitig dadurch in Widersprüche, daß sie bei der Auswahl in Deutschland heimischer Gehölze empfiehlt, auf die definierten innerdeutschen Herkunftsgebiete (die „Provenienz“) zu achten. Es heißt dort:

Bei der Baumartenwahl „**sollen** Baumarten der natürlichen Waldgesellschaft **in möglichst lokal angepaßten Herkünften mit hohem Anteil** beteiligt sein. Die Beteiligung **nicht heimischer** und **nicht der natürlichen Waldgesellschaft angehörenden** Baumarten **ist** hierbei **nicht ausgeschlossen.**“

Unter den Umwelt- und Naturschutzverbänden toleriert nur der Bund Naturschutz in Bayern (BN) explizit den Anbau florenfremder Arten. Er übernimmt in sein BN-Waldprogramm (BUND NATURSCHUTZ IN BAYERN 1994) die Position der ANW pauschal:

„Der BN begrüßt, daß Elemente einer naturgemäßen Waldbewirtschaftung, wie sie die ANW seit 40 Jahren propagiert und in Beispielbetrieben verwirklicht, Eingang in die forstliche Planung der öffentlichen Wälder findet.“

Weiter fordert der BN für den öffentlichen Wald:

- „- Die Staats- und Körperschaftswälder sind nach den seit 40 Jahren bewährten Grundsätzen der ANW zu bewirtschaften.
- Bei der Waldverjüngung dürfen Baumarten außerhalb ihrer natürlichen Verbreitungsgebiete nur beigemischt, nicht jedoch bestandsbildend beteiligt werden.
- Der Anbau von Exoten, ... ist zu untersagen.
- Sogenannte Gastbaumarten wie Douglasie, Japanlärche, Strobe und Roteiche dürfen nur auf geeigneten Standorten [!] beigemischt, nicht jedoch bestandsweise angebaut werden.“

Die Begriffe „Exoten“ und „Gastbaumarten“ sind nicht definiert oder differenziert. Im allgemeinen Sprachgebrauch sind sie synonym.

Selbst für den von den Naturschutzverbänden, als vorbildlich bewirtschaftet, zertifizierten Wald fordert der BN in einer Stellungnahme vom 23.10.1995, daß nicht der Fremdländereanbau generell, sondern nur der „bestandsweise Anbau von sogenannten Gastbaumarten (Douglasie, Roteichen)“ verboten werden soll. Dabei kann der Ausdruck „bestandsweise“ im Zusammenhang nur als „Reinbestand“ verstanden werden. Ein tolerierbarer Anteil wird nicht angegeben.

An anderer Stelle (SPERBER 1989) geht der Sprecher des Arbeitskreises Wald im BN allerdings mit Elan gegen den „Exotenanbau“ an. Er bezieht sich dabei unter anderem auf VIETINGHOFF-RIESCH (1940) („Forstliche Landschaftsgestaltung“) und schreibt:

„Er warnt davor, deutsche Waldlandschaften durch Exotenanbau und Aussetzen fremder Tierarten ‘in jene unglückselige Mischung von Arboretum und zoologischen Garten’ verkommen zu lassen.“

Die Position des BN ist in Übereinstimmung mit derjenigen der Bayerischen Staatsforstverwaltung. In deren „Grundsätzen für einen naturnahen Waldbau“ (1996) heißt es zwar zunächst noch:

„Die Gesetze der Natur müssen Vorrang vor den Herrschaftsansprüchen des Menschen haben, wenn das langlebige Ökosystem Wald Bestand haben soll. ‘Erkennen wir an, daß die Natur schließlich doch unsere beste Lehrmeisterin ist ...’ fordert GAYER [1886] als Grundsatz für einen naturnahen Waldbau.“

Als es dann aber unter der Überschrift „Ziele und Methoden“ konkret werden muß, wird festgelegt:

„ ... Diesem Ziel dienen vor allem folgende Maßnahmen: * standortgerechte Baumartenwahl auf der Grundlage der **standortheimischen Baumarten** unter angemessener Beteiligung ertragreicher **Gastbaumarten**; ... * die Naturverjüngung ist durch rechtzeitiges Pflanzen fehlender standortheimischer Baumarten oder standortgerechter Gastbaumarten zu ergänzen.“

Der Fettdruck ist aus dem Original übernommen. Hier wird also der Anbau von Florenfremden („Gastbaumarten“) sogar im Rahmen des sogenannten „naturnahen Waldbaues“ ausdrücklich vorgeschrieben.

Aber auch in den Grundsätzen für den Waldbau im Hessischen Staatswald vom 21.11.1989 steht:

„Es ist darauf zu achten, daß die Douglasie wegen ihrer vielfältigen Vorteile ausreichend auf leistungsschwächeren Standorten, aber auch auf besseren Standorten beteiligt wird.“

In der neuen Richtlinie für die Bewirtschaftung des Staatswaldes im Saarland von 1998 heißt es:

„Aus den Baumarten der PNV, den standortheimischen Baumarten, entsteht durch Akzeptanz von standortgerechten Baumarten die künftige Baumartenzusammensetzung, das langfristige Waldentwicklungsziel.“ [soll wohl heißen: Ziel ist eine Mischung aus standortheimischen und standortsfremden Baumarten.]

Niedersachsen sieht ein Ziel von 10 - 13 Prozent Douglasie im Landesdurchschnitt vor, was regional und lokal wesentlich höhere Anteile bedeuten muß.

4. Probleme beim Anbau standortfremder Gehölze

Einiges zu diesem Thema wurde bereits in den einleitenden Definitionskapiteln ausgeführt. Hier sollen aber weitere Argumente und Beispiele Antworten geben und die Probleme anschaulich machen.

4.1. „Löcher“ im ökologischen Netz

Die Abhängigkeiten der Arten in einem Ökosystem bedeutet in vielen Fällen, daß eine Art einer anderen als Nahrung dient, die ihrerseits meist wieder mittelbar oder unmittelbar auf anderem Wege von dem scheinbaren „Schädling“ profitiert. So sind die an einem Ort heimischen Gehölze immer auch notwendige Futterquellen für viele pflanzenfressende **Insekten**, die wiederum als Futter für andere Tiere dienen, die als Bestäuber oder Samenverbreiter für weitere Pflanzen dienen. usw usw. Die Bedeutung heimischer und florenfremder Baumarten als Futtergrundlage für Insekten in England (En) und Mitteleuropa (Me) illustrieren die in Tabelle 3 zusammengestellten Befunde:

Tabelle 3: Die Bedeutung in Europa heimischer und florenfremder Arten als Futtergrundlage europäischer Insekten in Mitteleuropa und England. Nach KENNEDY and SOUTHWOOD 1984 und eigene Zusammenstellung.
En = England; Me = Mitteleuropa

	Baumart	im Waldbau eingeführt im Jahr *	Anzahl abhängiger Insekten	Land
<u>heimische Arten:</u>				
	Eichen	heimisch	284	En
	Weiden	heimisch	226	En
	Birken	heimisch	229	En
<u>florenfremde Arten:</u>				
	Eßkastanie	Zeitwende	0 (?)	Me
	Walnuß	Zeitwende	3	En
	Platane	1520	0	En
	Strobe	1730	2	Me
	Robinie	1770	2	Me
	Douglasie	1840	1	Me
* Die Arten waren teilweise bereits früher als Einzelbäume eingeführt worden.				

Ein ähnliches Beispiel veröffentlichte SOUTHWOOD u.a. (1982). Sie verglichen die Nutzung von drei Gehölzarten als Insektennahrung, jeweils in Südafrika und in England. Den Schmetterlingsstrauch (Buddleia spp.), der in Südafrika heimisch und in England florenfremd ist, die Sandbirke (Betula pendula) und die Steleiche (Quercus robur), die in England heimisch und in Südafrika florenfremd sind. In allen Fällen war die Nutzung durch pflanzenfressende Insektenarten in der fremden Lebensgemeinschaft geringer als in der „eigenen“. Der Unterschied betrug bei Buddleia -30 %, bei Birke -37 % und bei

Eiche -47 %.

Weitere Daten für Wildbienen Baden-Württembergs finden sich bei WESTRICH (1989).

SINGH (1996) gibt an, daß die Strobe in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet 277 Schadinsekten hat. Für Mitteleuropa werden zwei Arten (Stroben-Rüssler und Strobenlaus) angegeben. Beide wurden mit ihrer Futterpflanze eingeschleppt.

Wenn sich für pflanzenfressende Insekten so deutliche Unterschiede zwischen heimischen und nicht heimischen Baumarten ergeben, überrascht es kaum noch, daß sich auch für die **Vogelwelt** deutliche Unterschiede ergeben.

Tabelle 4: Anzahl diasporennutzender Vogelarten an Gehölzen, die in Europa heimisch oder florenfremd sind. Gehölze, deren Diasporen überhaupt nicht von Vögeln befressen werden, sind nicht enthalten. Nach TURCEK (1961)

Anzahl nutzender Vogelarten	Anzahl Gehölze insgesamt		Gehölze die in Europa florenfremd sind			
	Gattungen	Arten	Gattungen		Arten	
			Anzahl	%	Anzahl	%
1-2	32	47	13	41	25	53
20-63	28	66	0	0	14	21

Hierzu machte bereits TURCEK (1961) Angaben, die ausschnittweise in Tabelle 4 zusammengefaßt sind. Er untersuchte unter anderem die Anzahl europäischer Vogelarten, die die Diasporen in Europa heimischer und florenfremder Gehölze fressen. Man erkennt, daß 41 % der Gehölzgattungen nur von einer oder zwei Arten genutzt werden. Von den Gehölzarten sind es sogar 53 %. Andererseits wird von den 32 untersuchten florenfremden Gattungen keine einzige von 20 oder mehr Vogelarten genutzt.

Tabelle 5: Anzahl europäischer Vogelarten, die Samen und/oder Knospen von Douglasie, Weißtanne, Waldkiefer und Fichte fressen.

Baumart	Anzahl Vogelarten die...	
	Diasporen nutzen	Knospen nutzen
Dgl	7	1
Ta	13	4
Ki	30	10
Fi	39	7

Als zweites Beispiel aus TURCEKs Daten sind in Tabelle 5 die Anzahlen von europäischen Vogelarten angegeben, die in Europa die Samen und Knospen von Douglasie, Weißtanne, Fichte und Waldkiefer fressen. Auch bei diesem Vergleich zeigt sich deutlich die Isolierung der hier florenfremden Douglasie.

Außerdem hat KOLB (1994) in einer Arbeit aus dem „Exotenwald“ bei Weinheim (BW) Daten zu einer ganzen Reihe von Parametern vorgelegt. Unter den meist bestandsweise angebaute nicht heimischen Arten waren Eßkastanie, Ser-

bische Fichte und Douglasie. Sehr kurz zusammengefaßt ergaben sich folgende Befunde:

- In Beständen aus heimischen Baumarten ...
- ... siedelten hoch signifikant mehr Vogelarten;
- ... fand sich eine durchschnittlich zweieinhalb mal höhere Individuendichte;
- ... stand (fütternden Alt-)Vögeln trotz intensiverer Nutzung ein wesentlich reichhaltigeres Nahrungsangebot zur Verfügung.
- ... nahm das Körpergewicht junger Kohlmeisen rascher zu;
- ... erzielten Kohl- und Blaumeisenpopulationen auf Grund höherer Brutpaardichten deutlich bessere Reproduktionserfolge;

Die Brutphänologie (Bruttermin und Brutdauer) war in beiden Bestandestypen ähnlich, und alle diese Befunde ergaben sich, obwohl die Fremdländerbestände zum Teil mit heimischen Bäumen durchmischt waren.

Weitere Daten finden sich bei KENNEDY und SOUTHWOOD (1984), und das BAYERISCHE STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN teilte 1990 mit, daß in Deutschland die Samen der drei einheimischen Ahornarten von fünf mal so vielen Vogelarten gefressen werden, wie die der drei eingeführten Arten Eschenahorn (*Acer negundo*), Tatarischer Ahorn (*Acer tataricum*) und Amurahorn (*Acer ginnala*) und, daß die Früchte des bei uns heimischen roten Hartriegels von 24 Vogelarten genutzt werden, während es bei dem aus Nordamerika eingeführten weißen Hartriegel nur zwei Arten sind.

Auch für den Befall mit pathogenen **Pilzen** kommen im natürlichen Verbreitungsgebiet der Strobe nach SINGH (1996) 50, nach WENDEL u. SMITH (1990) sogar 110 Arten in Frage. In Europa sind es nach SCHWERDTFEGER (1981) nur acht Arten.

Ein ganz auf den derzeitigen Entwicklungsstand der ökologischen „Einbindung“ dieser Baumarten und ihre Holzproduktion fixierter Forstwirt wird die geringe Anzahl fressender Insekten und pathogener Pilze auf florenfremden Bäumen natürlich als „hohe Schädlingsresistenz“ positiv sehen.

Die heimischen Arten sind also mindestens als Nahrungsquelle für Insekten in der Lebensgemeinschaft wesentlich bedeutsamer als die bis „vor kurzem“ nicht an der Koevolution der untersuchten Lebensgemeinschaften beteiligten florenfremden Arten. Die florenfremden Arten sind deutlich weniger im Ökosystem vernetzt. Sie bilden im übertragenen Sinn „Löcher“ im ökologischen Netzwerk. Kommt im Lauf der nach der Einführung beginnenden Koevolution eine Integration in das hiesige Ökosystem in Gang, so wird die nutzende Insektenart unter Umständen zunächst keine wirksamen Gegenspieler haben. Ihre Populationsstärke ist dann schlecht geregelt. Bei günstigen Umweltbedingungen (Wetter) entwickelt sie Massenvermehrungen, und wir definieren sie deshalb als „Schädlinge“.

Standortsfremde Gehölze in naturnahen Wäldern bilden also „Löcher“ im ökologischen Netzwerk, weil sie nur einen relativ geringen Beitrag zum Leben der standortheimischen Arten bieten.

4.2. Die Verdrängung standortheimischer Arten

Häufig wird von „Exotenfreunden“ argumentiert, die florenfremden Baumarten seien an einem Standort dann als eingebürgert und „heimisch“ anzuerkennen, wenn sie sich natürlich vermehren (die „neuheimischen“ Arten nach SCHROEDER 1969). Gelegentlich wird die Douglasie sogar eingesetzt, um Kraft ihrer Wüchsigkeit andere Baumarten zu verdrängen. Dies funktioniert in der Regel auch. Es signalisiert aber damit, daß diese Durchsetzungskraft zum Problem werden könnte. Bei der eingangs angeführten Argumentation wird nämlich übersehen, daß gerade die selbständige Vermehrung bei den eingeführten Arten der Anfang vom Übel ist. Solange die selbständige Fortpflanzung und Vermehrung einer eingeführten Art nicht funktioniert, kann diese auch nicht zum ernsthaften Problem werden. Erst wenn die natürliche Vermehrung in Gang kommt, kann ein Problem entstehen.

In diesem Sinn warnten auch KAISER u. PURPS (1991) und KNÖRZER u.a. (1995), daß dies für die Douglasie in Deutschland zutreffen könnte, und KOWARIK (1995) übernahm diese Bedenken mit der Formulierung:

„Allerdings könnte auch die langsam einsetzende Verjüngung der in den vergangenen Jahrzehnten massenhaft angebauten Douglasien aus Sicht des Naturschutzes problematisch werden.“

KNÖRZER u.a. (1995) hatten im Freiburger Stadtwald, wo sich die Douglasie besonders „gut“ entwickelt, auch gezeigt, daß sich in der Gruppe vorkommender Gefäßpflanzen erhebliche Verschiebungen ergeben, wo die Douglasie auf typischen Buchenstandorten überschirmt. Die Anzahl der Arten sank von 62 auf 52, die gefäßpflanzenbezogene Diversität sank von 2,8 auf 2,1 und die Evennes von 68,9 auf 52,8. Diese Angaben beziehen sich allerdings nur auf die Anzahl vorkommender Arten. Sie sagen nichts über den Verlust standortheimischer Arten oder das Einwandern standortsfremder und nichts über Veränderungen der Häufigkeiten.

Die Autoren belegten deshalb auch eine parallele Zunahme des Deckungsgrades der Krautschicht von 10,7 % auf 30 %. Dabei stieg der Deckungsgrad des Waldschwingels (*Festuca altissima*) auf das vierfache, d.h. auf knapp 10 %. Auch Perlgras (*Melica uniflora*), Sauerklee (*Oxalis acetosella*), Brombeere (*Rubus fruticosus*), Frauenfarn (*Athyrium filix-femina*), Breitblättrigem Dornfarn (*Dryopteris dilatata*) und Wurmfarn (*Dryopteris filix-mas*) nahmen sehr stark zu. Dagegen sank der Anteil von Wald-Hainsimse (*Luzula sylvatica*) und Waldmeister (*Galium odoratum*) auf einen Bruchteil des Ausgangswertes.

Der Beginn einer problematischen Douglasienausbreitung in Deutschland könnte also in unserer Zeit, zumindest regional, bei der Douglasie gerade in Gang kommen. In diesem Sinn schreiben KNOERZER und REIF (1996) vielleicht zu recht über diese Art im Freiburger Stadtwald:

„Bei der heutigen Förderung der Douglasie muß berücksichtigt werden, daß frühere Einbürgerungen ... bereits mehrfach zu negativen Folgen führten. Auch bei der Douglasie gehen mit einer erfolgreichen Naturverjüngung sowohl positive wie negative Folgen einher.

Die eigentlichen Probleme werden erst mit der (vielerorts aus Naturverjüngung entstandenen) zweiten Baumgeneration bzw. gegen Ende der Umtriebszeit der ersten auftauchen. Ein Problem ist hierbei das enorm überlegene Höhenwachstum dieser Baumart, welches unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten durchaus einen Vorteil darstellt. ... Die naturschutzfachlich dringlichste Frage im Hinblick auf die Douglasie ist heute ... die der standortsabhängigen Naturverjüngung. ... Hier stellt sich unter Berücksichtigung des Flugverhaltens der Samen die Frage nach den Abständen zu Block- und Felsstandorten, damit dem Erhalt der Traubeneichenwälder. Nur wenn dies gelingt, kann eine Waldwirtschaft mit Douglasie betrieben werden, der eine Nachhaltigkeit in einem umfassenden Sinn, nämlich den Erhalt der heimischen, naturnahen Ökosysteme, bescheinigt werden kann.“

In intakten Lebensgemeinschaften vermehren sich Tier- oder Pflanzenarten auf Kosten ihrer Partner nur extrem selten so stark, daß es zu Verdrängungen kommt. Dabei kann die Verdrängung sowohl primär im Kronenbereich wie im Wurzelbereich stattfinden. Es stellt sich immer ein geregeltes Häufigkeitsverhältnis der verschiedenen Arten ein. Die dabei wirksamen Mechanismen sind erst ansatzweise bekannt. Mit der Einführung florenfremder Arten passierte aber offensichtlich häufiger, was die BERLINER FORSTVERWALTUNG (1994) in ihrer Waldbau-richtlinie folgendermaßen beschreibt (SENATSVORWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG UND UMWELTSCHUTZ, BERLIN (1994):

„Die Einbringung von fremden Arten in ein bestehendes Ökosystem hat oft schwer vorhersagbare Folgen. Normalerweise bestehen zwischen den einzelnen Arten eines Ökosystems durch den Prozeß der Evolution in langen Zeiträumen entstandene Abhängigkeitsverhältnisse, die verhindern, daß eine Art überhand nimmt. Wird aber eine neue Art in ein solches System eingebracht, fehlen in der Regel ihre Antagonisten, z.B. in Form von Krankheitserregern, Parasiten oder Freßfeinden. So kam es bei den durch forstliche Anpflanzung im 18. Jahrhundert ausgebrachten Arten Robinie und Spätblühende Traubenkirsche zu einer Massenausbreitung mit schwerwiegenden Verdrängungseffekten bei der heimischen Vegetation.“

Auch HAAG und WILHELM (1998) berichten aus dem Käfertaler Wald bei Mannheim, daß die spätblühende Traubenkirsche trotz intensiver Bemühungen um Kontrolle, außer Kontrolle geraten kann.

Auf ehemaligen Eucalyptusplantagen in Spanien zeigte sich, daß sich noch 30 Jahre nach der Rodung die heimische Bodenflora nicht wieder einstellen kann.

Im allgemeinen Text zur Roten Liste der gefährdeten und bedrohten Pflanzen der BRD, die die BUNDESFORSCHUNGSANSTALT FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE (heute: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ) herausgibt, (KORMEK und SUKOPP 1988) wird das Problem unmißverständlich dargestellt:

„Die Einführung oder Einschleppung fremder Holzarten wie *Prunus serotina*, *Robinia pseudoacacia*, ... bewirkt die Verdrängung zahlreicher einheimischer Pflanzenarten. Diese Tatsache kommt nur teilweise in Roten Listen zum Ausdruck, nicht bei häufigen Arten mit weiter Amplitude. ... Allen voran rangiert die aus Nordamerika eingeführte Robinie

Die aus Nordamerika stammende, einst zur Bodenverbesserung sandiger Waldböden angepflanzte späte Traubenkirsche (*Prunus serotina*) hat sich in Norddeutschland und im Rhein-Main-Gebiet ... stark ausgebreitet und verdrängt etliche Waldpflanzen.“

Zusammenfassend wird in dem Beitrag gezeigt, daß in Deutschland von 711 bedrohten Arten 43 durch die Einführung von Exoten gefährdet sind, und nach Angabe der IUCN in der internationalen Roten Liste, spielt Verdrängung weltweit bei 68 % der gefährdeten Arten eine Rolle.

Bei der Verdrängung müssen aber keineswegs die gravierendsten Effekte diejenigen sein, die wir als Verschiebung der Gefäßpflanzenflora leicht erkennen können. Es könnte leicht sein, daß in den Böden weitaus Bedeutsameres abläuft, von dem wir bisher noch viel zu wenig wissen. Es geht darum, daß die meisten Waldbäume auf symbiontische Wurzelpilze (Mykorrhiza) angewiesen sind, die in der Regel im Einbürgerungsgebiet nicht vorhanden sind. Sie müssen dann bei der Pflanzung mit eingebracht werden. Als Beispiel dafür mag der Wurzelpilz der Douglasie, *Suillus lakei*, aus Nordamerika gelten. Er ist überall Begleiter der Douglasie. Wir wissen aber nicht, was er im Waldboden in der Konkurrenz mit anderen Pilzen für Wirkungen hat. Auf jeden Fall ist davon auszugehen, daß sich dabei Verschiebungen zu Lasten der standortheimischen Pilzflora ergeben.

Die Robinie, die sich auf „geeigneten“ Standorten gut durch Samen und Wurzelbrut verjüngt, verdrängt die standortheimische Bodenflora noch zusätzlich durch starke Stickstoffanreicherung und eventuell auch noch andere Wirkungen. Da die gesunde Funktion von Böden für deren Pilzflora von ganz besonderer Bedeutung ist, soll die Problematik des Robinienanbaues

bei uns mit einem Zitat aus der Roten Liste der Großpilze Deutschlands dargestellt werden. Dort schreiben die Experten der DEUTSCHEN GESELLSCHAFT FÜR MYKOLOGIE (1992):
„Robinienforste sind besonders pilzarm, ihnen fehlen alle Mykorrhizapilze. ... Sehr gefährlich wird die Robinie dadurch, daß sie leicht in benachbarte Flächen eindringt, auch dort den Boden mit Stickstoffverbindungen anreichert und dadurch oft die charakteristische Pflanzen- und Pilzflora seltener Wald- und Trockenrasengesellschaften zerstört.“

Und für Pappelforste fügen sie nach WITERHOFF (1993) noch an:

„Die monotonen lichten krautreichen Kulturpappelforste, die heute oft an der Stelle früherer baumartenreicher, schattiger Auwälder stehen, sind deutlich pilzärmer als der ursprüngliche Wald.“

Die Verdrängung standortheimischer Arten ist also ein bedeutender Faktor, der die ökologische Stabilität unserer Wälder mindern kann.

4.3. Die Gefährdung standortheimischer Insektenarten

In Deutschland ist die Sommerlinde (*Tilia platyphyllos*) und die Winterlinde (*T. cordata*) heimisch. Die Sommerlinde blüht im Juni, die Winterlinde im Juni/Juli. Eingeführte florenfremde Arten sind Silberlinde (*T. tomentosa*) und Krimlinde (*T. x euchlora*). Beide Arten blühen relativ spät, d.h. im Juli/August.

Unter diesen fremden, spätblühenden Arten werden während der Blüte oft sehr viele sterbende und tote Hummeln (und Bienen) gefunden. In der Literatur wurde darüber und über eine mögliche Minderung der Hummelpopulationen heftig diskutiert und spekuliert, denn die Baumschulverbände haben ein erhebliches Interesse am Verkauf dieser Bäume. Als Ursache für das Hummelsterben wurde ein giftiger Zucker (Mannose) im Nektar vermutet und von anderen Autoren abgelehnt. Sie vermuteten, unterstützt vom Baumschulverband, daß sich nur ohnehin verhungerte Hummeln an den letzten Blüten des Jahres (!?) sammeln und dort sterben. Alle diese aktuellen Untersuchungen waren aber höchst oberflächlich durchgeführt und diskutiert. Die Mannosevergiftung ist nicht bewiesen, aber auch nicht mit Sicherheit als Teilursache ausgeschlossen. (WASNER 1990, BAAL u.a.1994, HAGEN 1994, MÜHLEN u.a. (1994) und andere)

Aus der zitierten Literatur und der nicht berücksichtigten entomologischen und ornithologischen Literatur läßt sich seit Jahren mit hoher Wahrscheinlichkeit ableiten, daß Kohlmeisen die Hummeln und Bienen erbeuten und Teile von ihnen fressen (HAESLER 1975). Sie sind dabei besonders effizient, wenn sich die Hummeln in großer Anzahl in den spätblühenden Linden sammeln. Ähnlich ausgeprägte Hummelkonzentrationen finden im Juni und Juli in den heimischen Linden nicht statt, und die jagende Kohlmeisenpopulation ist zu dieser Zeit noch geringer weil die Jungen der zweiten Brut noch nicht selbständig jagen (KLEIN und DORKA 1998). Wo keine spätblühenden Linden stehen, sammeln die Hummeln räumlich wenig konzentriert in der blühenden Bodenvegetation, wo sie von den Kohlmeisen weniger bedroht sind, weil sie Gehölze als Jagdwarten benutzen.

Wir haben also eine Situation, in der eine Dezimierung von Hummel- und Bienenpopulationen wahrscheinlich nicht oder kaum durch eine Vergiftung mit unverträglichem, mannosehaltigem Nektar bedeutsam ist. Vielmehr führt die Anpflanzung der florenfremden Bäume zu Hummelkonzentrationen die zeitlich und räumlich den Kohlmeisen „überoptimale“ Verhält-

nisse bieten. Gleichzeitig kommt es aber als andere Konsequenz zu überhöhten Verlusten an Hummeln und Bienen, die noch dadurch besonders bedeutsam sind, daß es sich zu dieser Jahreszeit zu einem hohen Anteil um junge Königinnen handelt, die nach ihrer Überwinterung neue Völker gründen würden.

Die beiden problematischen Lindenarten bastardieren mit den heimischen Arten. Die Folgen davon sind unbekannt, aber damit ist auch eine Ausbreitung des Problems unter den hierzulande wachsenden Linden nicht auszuschließen.

Vom japanischen Schnurbaum (*Psophora japonica*) ist bekannt, daß in Deutschland Hautflügler (Hymenoptera) nach der Aufnahme des Nektars sterben (WESTRICH, P pers. Mitt.) und MCGREGOR (1955) berichtet über ein Massensterben nordamerikanischer Finkenvögel (*Spinus tristis* und *Carpodacus mexicanus*).

4.4. Probleme bei der Zersetzung von Streu und Holz:

Bei der fortlaufenden Zersetzung von Fallaub, Nadeln und Zweigen ist es wichtig, daß die Abbaugeschwindigkeit im richtigen Verhältnis zum jährlichen Anfall neuer Streumasse steht. Geht der Abbau zu schnell, kommt es zunächst zu „Humusschwund“ und einem „Düngeschub“. Später, mit abnehmendem Streu- und Humusvorrat ergibt sich eine Verarmung des Bodens. Geht der Abbau zu langsam, so kommt es zur Anreicherung von Rohhumus bei zu geringer Bereitstellung verwertbarer Nährsalze.

Diese Streuzersetzung erfolgt in vielen, teilweise parallel ablaufenden, teilweise aufeinanderfolgenden Kaskaden durch hunderte von Arten von Säugetieren, Insekten, Tausendfüßlern, Milben, Regenwürmern, Fadenwürmern, Pilzen und Bakterien.

In natürlichen oder naturnahen Wäldern läuft dieser Teil des Stoffkreislaufes systemgerecht ab. Geringe, systemtypische Schwankungen der Zersetzung und des daraus resultierenden Nährsalzangebotes werden durch wechselnde Bodentemperatur, Durchfeuchtung und Zusammensetzung der Streu verursacht. Sie werden durch verminderte oder vermehrte Streubildung und durch die Vergrößerung oder Verkleinerung der im Zersetzungsprozeß befindlichen Rohhumusmasse ausgeglichen. Das System ist in dieser Hinsicht selbstgeregelt. Betrachtet man das ganze nicht aus der Sicht der Bodenkunde und der Bäume, sondern aus der Sicht des Artenschutzes, so bedeutet die Erhaltung standorttypischer Bodenverhältnisse die Grundvoraussetzung für den Schutz aller involvierten Arten und ihrer Nutzer. Betrachtet man das ganze vom Anliegen des Prozeßschutzes, so ist die Erhaltung naturnaher Abbauvorgänge ein wichtiger Teil des von uns propagierten Prozeßschutzes im Wald.

Laub, Nadeln und Zweige jeder Pflanzenart haben, im Rahmen einer natürlichen Schwankungsbreite, spezifische Eigenschaften, die die Abbaubarkeit beeinflussen. Ein Merkmal ist das häufig diskutierte Verhältnis von Kohlenstoffgehalt zu Stickstoffgehalt (C/N-Verhältnis). Unter den in Deutschland eingeführten florenfremden Arten sind solche mit besonders leicht und besonders schwer abbaubaren Blättern und Nadeln. Die Douglasie hat nach BURSCHEL und HUSS (1997) von allen in Mitteleuropa angebauten Nadelbäumen die am leichtesten abbaubaren Nadeln. Auch das Laub der Robinie ist leicht zersetzbar. Dagegen ist das Laub von Roteiche, Schwarz- und Balsampappel besonders schwer abbaubar.

Während in der forstlichen Praxis eine leichte Zersetzbarkeit fast immer als positiv angesehen wird, wird geringe Mineralisationsgeschwindigkeit praktisch immer negativ bewertet. Ob dies

auch bei ökosystemarer Betrachtungsweise richtig ist, muß bezweifelt werden. Dabei muß vielmehr eine Abbaurate als optimal betrachtet werden, die den Bedürfnissen der Lebensgemeinschaft als Ganzes am besten entspricht.

Ganz analog zur Diskussion der Zersetzung von Laub, Nadeln und kleinen Zweigen (Streu) verläuft die Diskussion über die Zersetzbarkeit der Hölzer florenfremder Gehölze im Wald. Auch da gibt es große Unterschiede zwischen den Arten. Anders als die Nadeln bzw. Blätter von Douglasie und Robinie sind die Hölzer (Stämme und Äste) dieser Arten und der Eßkastanie in unseren Wäldern besonders widerstandsfähig gegen Zersetzung. Auch das hat natürlich Auswirkungen auf die gesamte Lebensgemeinschaft.

Quantitative Daten zum Einfluß der Douglasie auf das Bodenleben erarbeitet zur Zeit (1997) WINTER an der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt in Göttingen. Nach vorläufiger mündlicher Mitteilung findet er unter Douglasie veränderte Arten- und Individuenhäufigkeiten tierischer Bodenbewohner. Die Biomasse dieser Arten und die Häufigkeit von Zweiflüglerlarven (Dipteren) entspricht etwa der unter der dort standortfremden Fichte. Während aber unter Fichte in der Biomasse die Milben (Acarina) dominieren, sind es unter Douglasien Springschwänze (Collembola), also eine andere Tierklasse.

Es ist also festzustellen, daß auch über die Beeinflussung der Bodenstruktur, Bodenchemie und des Bodenlebens Störungen der natürlichen Lebensabläufe im Ökosystem Wald verursacht werden können und höchstwahrscheinlich auch werden.

4.5. Genetische Veränderung der standortheimischen Arten durch Hybridisierung

Wie im Kapitel über „Vergiftung“ heimischer Arten durch Fremdländer bereits angesprochen kommt es zwischen einigen eingeführten Baumarten und nahe verwandten heimischen zur Bastardierung. Solche genetischen Veränderungen würde jeder gärtnerische Samenzüchter bei seinen bewährten Sorten nach Möglichkeit vermeiden, obwohl er im Gartenbaubetrieb viele Möglichkeiten hätte, aus der Kreuzung resultierende Nachteile auszugleichen. Nach Angabe der IUCN in der internationalen Roten Liste spielt Hybridisierung bei 38 % der gefährdeten Arten eine Rolle. Es handelt sich also um einen bedeutsamen Faktor.

Ein solcher genetischer Austausch findet beispielsweise auch zwischen den bei uns eingebürgerten spätblühenden Linden und den heimischen Linden und zwischen der Japanlärche (*Larix kaempferi*) und der Europäischen Lärche (*L. decidua*) statt. Die Kreuzungslärche hat sogar den eigenen Namen *L. x eurolepis*. SCHERZINGER (1996) machte schon auf das Problem aufmerksam.

Noch akuter ist die Situation bei der heimischen Schwarzpappel (*Populus nigra*), die seit vielen Jahrzehnten der Bestäubung durch die amerikanische Balsampappel (*Populus balsamifera*) ausgesetzt ist, so daß heute unter anderem auch dadurch der Fortbestand der Art akut bedroht erscheint. (Lit. bei FRISON 1995)

Bei solchen Einkreuzungen ist nie auszuschließen, daß „unerwünschte“ oder anpassungsstörende Merkmale sich in der heimischen Population ausbreiten. Solche Veränderungen könnten unter Umständen sogar bis in hohe Altersstufen der Bäume verborgen bleiben. Dieses Stadium kann aber heute kaum irgendwo erreicht sein. Vorsicht und hohe wissenschaftliche Aufmerksamkeit ist also dringend geboten.

Im gegebenen Zusammenhang ist anzumerken, daß nicht nur aus forstwirtschaftlichen Gründen eingeführte Arten eine Rolle spielen. Die Einfuhr, Züchtung und Auspflanzung zum Zweck der Garten- und Parkgestaltung und der Straßenbegrünung spielt unter Umständen eine noch viel größere Rolle.

Die Einfuhr standortfremder Erbanlagen stellt also eine potentielle Bedrohung standortheimischer Arten dar.

4.6. Unproblematische Arten können zu gefährlichen Schädlingen oder Krankheitsserregern werden

Vier weitere Beispiele mögen zeigen, daß auch eine über lange Zeit „problemarme“ Einbürgerung einer Baumart plötzlich zu unerwartet dramatischen Problemen führen kann:

Aus der Vielfalt der potentiellen „Schädlinge“ unter den **Insekten** betrachten wir zunächst die der Fichte. Sie wird befallen von oder dient als Lebensgrundlage für 54 Arten von Borkenkäfern (Scolytidae). Der Baum und diese Käferarten haben eine lange Koevolution hinter sich. So verursachen die Käfer unter natürlichen Bedingungen (= am natürlichen Standort, ohne Immissionsbelastung und Treibhauseffekt) keine für die Population oder den Forstwirt relevanten Schäden. Wird aber die Fichte zusammen mit ihren „Freßfeinden“ an unnatürliche Standorte und in fremde Lebensgemeinschaften verpflanzt, so wird sie zunächst von einem Teil ihrer Partner befreit, weil diese andere notwendige Voraussetzungen für ihr dauerhaftes Überleben am neuen Standort nicht vorfinden. Damit wird aber auch die Überlebensbasis für Borkenkäferantagonisten schmaler, weil sie, je nach ihrer Nutzung der Käfer, in Zeiten geringer Populationsdichten der verbliebenen Borkenkäferarten schlechte Ernährungs- oder schlechte Fortpflanzungsbedingungen haben. Der Teilprozeß „Populationssteuerung Fichte und ihre Borkenkäfer“ ist schlechter geregelt als normal. Populationen verbliebener Borkenkäferarten neigen dann zu Massenvermehrungen mit entsprechenden Schäden für die Fichte und damit ökonomischen Schäden für den Forstwirtschaftsbetrieb. Für den Borkenkäfer war es eine ungeheure Chance, weil er sich auch im fremden Ökosystem (natürlich) verjüngen konnte, während er gleichzeitig selbst wenige „Schädlinge“ (Freßfeinde) hatte. In der forstlichen Praxis sind besonders drei der ursprünglichen Borkenkäferarten der Fichte, die im fremden Ökosystem überleben konnten, wichtig: Buchdrucker, *Ips typographus*; Kupferstecher *Pityogenes chalcographus* und der Nutzholzborkenkäfer *Xyloterus lineatus*, von denen der Buchdrucker zur Zeit die größte Rolle spielt.

Der Kupferstecher, der sonst die Fichte bevorzugt, verursacht im Gebiet des früheren Jugoslawien inzwischen ernsthafte Schäden an der eingeführten Strobe. (FÜHRER und MÜHLENBROCK 1983)

Zu möglichen Gefahren für die Douglasie äußerte sich schon SCHÖNHERR 1982 in einem Bericht an die Deutsche Forschungsgemeinschaft und in einem Vortrag im Rahmen der Forstlichen Hochschulwoche Freiburg 1983. Er stellte zunächst fest, daß es im Herkunftsland der Douglasie durchaus Insekten mit der Potenz zu schwerwiegenden Schädigungen gibt und fährt dann fort:

„Die Einschleppung der Douglasienschädlinge nach Deutschland scheint mir nur eine Frage der Zeit zu sein: Kokons der *Orgyia*-Arten werden oft auch an Autos und Campingmobilen, Wohnwagen, Zelten und dergleichen abgelegt. Auf diese Weise werden Kokons und Gelege schnell über große Entfernungen in andere Gebiete transportiert. Dies ist eine wesentliche Art der Fernausbreitung in Amerika. Durch den Warentrans-

port im Handel und durch den internationalen Tourismus besteht auch die Gefahr der Einschleppung der Douglas-Fir Tussock Moth nach Europa. ...

Unter den Borkenkäfern [Deutschlands] ist es vor allem der gestreifte Nutzholzborkenkäfer (*Typodendron lineatum*), der Douglasienstammholz befällt und entwertet. Daneben gibt es Anzeichen dafür, daß der Lärchenborkenkäfer (*Ips cembrae*) und der Kupferstecher (*Pityogenes chalcographus*) die Douglasie annehmen.

Bei verstärktem Douglasienanbau ist zu erwarten, daß sich einige unserer einheimischen Forstinsekten auf die Douglasie umstellen werden. Dies ist vor allem von den nadelfressenden Raupen anzunehmen. Nach unseren Untersuchungen ist es vor allem der Schlehenspinner (*Orgyia antiqua*) und die Nonne (*Lymantria monacha*), die sich an die Douglasie anpassen können.“

SCHÖNHERR verwies auch darauf, daß WELLENSTEIN aus denselben Gründen bereits zehn Jahre früher vor einem großflächigen Reinanbau der Douglasie gewarnt hatte.

Pilze können noch leichter verschleppt werden als Insekten. Für sie gilt deshalb die gleiche Problemlage aber auch bereits ein vergleichbarer Erfahrungsschatz.

Die Strobe (*Pinus strobus*) ist in Nordamerika heimisch. Sie wurde dort von mindestens 50, vielleicht sogar von 110 Pilzarten genutzt, ohne daß große Probleme entstanden. Etwa 1730 wurde sie nach Europa eingeführt, weil sie der europäischen Waldkiefer an Holzzuwachs und Ertrag überlegen war. Auch sie vermehrte sich selbst und breitete sich aus. Die Art „galt bis in die dreißiger Jahre des 20. Jahrhunderts in Mitteleuropa als forstlich besonders erfolgversprechende Fremdbaumart“ (SCHÜTT u.a. 1992). Ab 1880, also 150 Jahre nach der Einbringung, kam es zunächst in einzelnen Beständen zu einem Massenbefall mit Blasenrost (*Cronartium ribicola*) einem Pilz. Die für den Baum tödliche Seuche breitete sich dann aber rasch über ganz Europa aus. Im Jahr 1890 wurde der Pilz mit einigen Jungpflanzen zunächst in den Osten Nordamerikas, (und etwa 1906-1910 in den Westen des Kontinents) in das natürliche Verbreitungsgebiet der Strobe, eingeschleppt. Dort verursacht er gravierende Schäden an *Pinus strobus*, befällt *Pinus lambertiana* und *Pinus monticola* und bedroht die Existenz von *P. albicaulis* und *P. flexilis* (SCHÜTT u.a. 1992). Erst in jüngerer Zeit scheint sich bei den betroffenen Arten eine genetisch bedingte Erhöhung der Widerstandsfähigkeit einzustellen. (Literatur bei SCHÜTT 1968) Dies hätte allerdings eine problematische Einengung der genetischen Vielfalt der Arten zur Folge. In Europa ist seither der erfolgreiche Anbau der Strobe unmöglich.

Der Blasenrost war ursprünglich im Wirtswechsel auf der sibirischen Zirbelkiefer und Sträuchern der Gattung *Ribes* vorgekommen, ohne diese Arten nennenswert zu schädigen. Erst als die Strobe das Areal der Zirbe erreicht hatte, war der Blasenrost zum „Problem“ geworden, weil die Strobe und die anderen erwähnten Kiefern an die Strategien dieses systemfremden Pilzes nicht angepaßt waren.

Auch ELLENBERG (1996) spricht dieses Beispiel in seinem Lehrbuch an und er fügt warnend hinzu:

„Ähnliches könnte mit anderen Fremdlingen geschehen. (vielleicht auch mit der Douglasie!)“

Er erwähnt nicht, daß dies mit der Douglasie bereits in erheblichem Ausmaß passiert war. Ab 1930 richtete besonders in Süddeutschland die Rußige Douglasienschütte (*Rhabdocline pseudotsugae*) unter den Inlandrassen „*Caesia*“ und „*Glaucia*“ schwere Schäden an. Ab 1935 kam

dazu auch noch die Art *Phaeocryptopus gaeumannii*, die auch die Küstenrasse „menziesii“ befiel. Die Schäden waren so groß, daß der Douglasienanbau in Südwestdeutschland für einige Zeit verboten wurde. Beide Pilze waren aus der Heimat der Douglasie im Westen Nordamerikas eingeschleppt worden. Sie hatten dort nie nennenswerte Schäden verursacht.

KNOERZER - der sich wohl am gründlichsten mit dem Anbau der Douglasie befaßt hat, formuliert deshalb nach der Darstellung dieses Sachverhaltes:

„Auch aus diesen Gründen ist eine Ausweitung des Douglasienanbaues nicht ratsam.

Ein weiteres Beispiel dieser Art ist die Einschleppung des Pilzes *Cryptonectura parasitica* aus China in die USA. Er wurde erstmals 1904 in New-York nachgewiesen und breitete sich dann rasch über die gesamten Bestände von *Castanea dentata* aus. Er verursacht den sogenannten Kastanienkrebs (Chestnut blight), dem die Kastanien bis auf wenige hundert Einzelbäume zum Opfer fielen. Außerdem entstanden schwere Schäden an *Quercus stellata* und *Q. virginiana*. Im Jahr 1938 wurde der Erreger dann auch noch nach Europa verschleppt. Seither bedroht er die Eßkastanie (*Castanea sativa*) in Italien, Südfrankreich, Spanien und der Schweiz. (Schütt u.a. 1992)

Es ist nie auszuschließen, daß eingeführte oder eingeschleppte Organismen in fremden Biozöosen eines Tages zu gefährlichen Krankheitserregern werden.

4.7. Der Erfahrungszeitraum beim Anbau standortfremder Bäume

Das NIEDERSÄCHSISCHE FORSTPLANUNGSAMT (1992) fordert in seiner Broschüre „Langfristige ökologische Waldentwicklung ...“ für die Zuerkennung des Prädikates „standortgemäß“ sehr konsequent „generationenlange Erfahrungen der forstlichen Praxis“

Um die aufgezählten Kriterien für Bäume wirklich zuverlässig zu beurteilen braucht man tatsächlich mehrere Generationen. Dazu kommt weiter erschwerend, daß Ökosysteme nicht über lange Zeiträume stabil sind. Sie ändern sich dauernd unter abiotischen und biotischen äußeren Einflüssen und unter den Wirkungen innerer Entwicklungen einschließlich der Populationsentwicklung eingeführter Bäume aus fremden Ökosystemen.

Die Douglasie wird zum Beispiel natürlicher Weise 800 Jahre alt. Sie ist in Europa erst etwa 120 Jahre, also etwa eine Umtriebszeit oder 0,15 Generationen im forstlichen Anbau. Von Fichtenreinbeständen wissen wir, daß noch nach 3 Umtriebszeiten (= etwa eine Generationsdauer) immer noch neue Gesichtspunkte und Probleme erkennbar werden, und es ist vorläufig nicht abzusehen - und wahrscheinlich auch infolge massiver Störungen durch Schadstoffeintrag und Klimaänderung endgültig unmöglich zu klären - wie lange es dauert, bis ein System dieser Art einen „steady state“ erreicht.

Die folgende Tabelle 6 gibt unter diesem Gesichtspunkt eine Übersicht über die wichtigsten in Mitteleuropa eingeführten florenfremden Waldbaumarten.

Tabelle 6: Erfahrungszeiträume mit dem Anbau in Mitteleuropa florenfremder Bäume. Die Anordnung geschah nach der Dauer des forstlichen Anbaus in Generationen, gerechnet als biologisches Höchstalter der Baumart. Arten, mit denen bereits schwerwiegende Probleme beim Anbau auftraten, sind fett gedruckt.

Baumart	Höchstalter [Jahre]	Eingebürgert seit ...		
		...Jahren	...Genera- tionen	...Umtriebs- zeiten
Eßkastanie	> 500	2000	4	16
Robinie	200	350	2	3
Strobe	500	260	0,8	2,5
Spätbl.Traubenkirsche	> 200	140	0,7	?
Japanlärche	> 200	120	0,6	1
Omorikafichte	200	100	0,5	1
Roteiche	400	200	0,5	1,5
Stechfichte	> 800	130	0,2	1
Douglasie	800	120	0,15	1

Die zeitliche Basis unserer Entscheidungsgrundlage (besonders für die Douglasie) ist also außerordentlich dürftig. Wir müssen uns auch deshalb mit Aussagen, die Problemlosigkeit signalisieren, sehr zurückhalten.

Die einzige Art, für die man wohl allmählich zu einer biologisch begründeten Lockerung kommen kann, ist die Eßkastanie. Dabei sollte man sich, wegen der Signalwirkung auf die Haltung gegenüber anderen eingeführten Baumarten, darüber im klaren sein, daß diese Art noch im letzten Interglazial bei uns heimisch war, und daß ihr heutiges natürliches Verbreitungsgebiet im Alpenraum, in Südfrankreich und auf dem Balkan sehr dicht an unser Gebiet heranreicht. Dadurch hat diese Art auch an ihren natürlichen Standorten ökologische Beziehungen zu zahlreichen Arten, die auch am Aufbau unserer heimischen Wälder beteiligt sind. Sie war also hier nie völlig fremd.

Analoges wie für die Gehölze gilt für die Einbürgerung oder Einschleppung von hunderten sonstiger florenfremder Pflanzen, Pilzen, Mikroorganismen und Tiere vom europäischen Schwammspinner (*Lymantria dispar*) in Amerika bis zum europäischen Kaninchen (*Oryctolagus cuniculus*) in Australien. O.E. WILSON (1992), LOHMEYER UND SUKOPP (1992), A. GOUDIE (1994), HARTMANN u.a. (1995), BÖCKER u.a. (1995), GEBHARDT u.a. (1996), R. DISKO (1996), C. BRIGHT (1998) und B. KEGEL (1999) schildern jeweils eine große Anzahl eindrucksvoller Beispiele für ökologisch und ökonomisch negative Folgen der Einbürgerung von Tier- und Pflanzenarten im Bereich fremder Lebensgemeinschaften.

5. Zusammenfassende Bewertung der „Fremdländerfrage“

Hierzu soll zunächst CHRIS BRIGHT (1998) mit einer generellen Aussage zu Wort kommen (übersetzt):

„Bioinvasion ... wird rasch zu einer der größten Bedrohungen für die Biodiversität.“

....

„Diese Sorte gutgemeinter, ‘populistischer’ Forstwirtschaft hat mindestens 2000 Gehölze in verschiedene Teile der Welt eingeführt. Bisher haben mindestens 135 davon mit spontaner Ausbreitung begonnen. Aber eine erfolgreich eingebürgerte Pflanze kann für einige Jahre, eine Dekade oder noch länger, am Ort verbleiben, bevor sie eine Invasion entwickelt. Jene 135 Arten könnten sehr wohl Vorboten eines enormen ökologischen Wandels sein.“

Die IUCN (International Union for the Conservation of Nature) schreibt 1996:

„Das Mischen von Faunen und Floren, das der Mensch durch den Transport von Arten über biogeographische Grenzen verursachte, war zusammen mit der Vernichtung von Lebensräumen, während der letzten Jahrhunderte auf der ganzen Welt, eine bedeutende Ursache für das Aussterben von Arten. Viele dieser Verluste blieben unbemerkt, aber es gibt heute eine zunehmende Erkenntnis der ökologischen Kosten dieser künstlichen Einbürgerung. Biologische Einwanderungen bedrohen heute die Biodiversität in globalem Maßstab. ... In den meisten Fällen waren die Einwanderungen irreversibel.

Die Ausbreitung und Einbürgerung beendete die biologische Isolation von Lebensgemeinschaften und ihre Koevolution. Diese Isolation war aber Voraussetzung für die Entstehung und den Fortbestand der Vielfalt, die den Reichtum unseres Planeten ausmacht. ...

Die Gefahren, die von eingeführten Arten ausgehen sind immens, und ständig steigend. Da sie meist irreversibel sind, könnten sie auf lange Sicht sogar zerstörerischer sein als Lebensraumverluste und Degradation. Die Verhütung weiterer Einbürgerungen hat deshalb besonders große Bedeutung. Das Management eingebürgerter Fremdländer die sich zu einer Bedrohung entwickelt haben, ist ebenfalls von großer Bedeutung. Es ist sicher, daß das globale Management standortsheimischer Biodiversität in Zukunft in zunehmendem Maße auch das Management standortsfremder Arten einschließen wird.“

Danach sollen Zitate aus drei allgemein anerkannten Lehrbüchern zu Waldökologie und Waldbau zum Thema zitiert werden.

ELLENBERG (1996) formuliert:

„Die florenfremde Weihmouthskiefer (*Pinus strobus*) wurde von einem Blasenrost weitgehend 'anbau-unwürdig' gemacht. Ähnliches könnte mit anderen Fremdlingen geschehen (vielleicht auch mit der Douglasie!), kaum jedoch mit Arten, die wie *Pinus sylvestris* und *Picea abies* nie ganz aus dem Gebiet verschwunden waren, also zum einheimischen Artenbestand gehören.“

LEIBUNDGUT (1990) schreibt

„Auf fremde Baumarten wie Douglasien und Stroben sollte weitgehend und im Bereich der Waldränder umsomewhat vollständig verzichtet werden, als ihr Anbau zumeist keine nennenswerten Vorteile bringt“.

BURSCHEL und HUSS (1997) schreiben in ihrem Grundriß des Waldbaus:

„Die Forstwirtschaft hat nicht nur die Verbreitungsareale der von Natur aus im mitteleuropäischen Raum heimischen Baumarten grundlegend verändert, sondern es sind auch Baumarten eingeführt worden, die hier natürlich nicht vorkommen. Die Einbürgerungsversuche mit Exoten sind nur in wenigen Fällen wirklich erfolgreich gewesen, in anderen waren sie erfolglos oder hatten sogar höchst unerwünschte Folgen. ...

Das Verbringen von Baumarten aus ihrem Verbreitungsgebiet heraus ist immer ein risikohaftes Unterfangen und sollte daher nur unter Wahrung von Vorsichtsmaßnahmen, unter fachmännischer Aufsicht und stets so vorgenommen werden, daß der Anteil der eingeführten Baumart keinen hoch bemessenen Anteil erhält, und zwar weder an der gesamten Waldfläche eines Landes noch an der eines Einzelbetriebes.“

HUSS als alleiniger Autor hat diese klare Position allerdings selbst nochmals kritisch andiskutiert. (HUSS 1996)

Mit Bezug auf die derzeit wichtigste Baumart in dieser Diskussion schreiben KNOERZER u.a. (1995), eine Ausweitung des Douglasienanbaues sei „nicht ratsam“.

Aus diesem verfügbaren Wissen und solchen Wertungen unumstrittener Fachleute haben die allermeisten Natur- und Umweltschutzverbände für ihre Programmatik Konsequenzen gezogen.

Der BUND lehnt die Einbürgerung von Tier- und Pflanzenarten grundsätzlich ab. Dies ist seit 1989 begründet und festgeschrieben in der BUND-Position 18: „Naturschutzpolitik“ (FREMUTH u.a. 1989). Dort heißt es:

„Als langfristige Zielsetzung der Forstwirtschaft muß der Verzicht auf fremde Baumarten ... im forstlichen Alltagsbetrieb umgesetzt werden.“

In der Position „Aufforstungen aus der Sicht des Naturschutzes“ (KLEIN 1992) der BUND-Arbeitskreise Wald und Landwirtschaft lautet die einschlägige Formulierung:

„Es sollen nur standortheimische Wälder entsprechend der potentiellen natürlichen Vegetation aufgebaut werden.“

Auch der Arbeitskreis Wald des BUND hat im BUND-Waldprogramm (KLEIN und AK-WALD 1995) mit Zustimmung des bayerischen Landesverbandes Position bezogen:

„Wo ausnahmsweise gärtnerische Anzucht und Pflanzung notwendig wird, ist ausschließlich Saat- und Pflanzgut zu verwenden, das als standortheimisch gelten kann. ... Standortfremde Bäume in naturgemäß bewirtschafteten Beständen sollen so früh wie möglich (vor der ersten Samenbildung) genutzt werden.“

Das FORUM FÜR UMWELT UND ENTWICKLUNG (AG-Wald) schreibt 1996 in seiner Position „Waldschutz und naturnahe Waldnutzung“ gleichsam für alle deutschen Naturschutzverbände:

„Standorttypische [hier synonym mit „standortheimische“] Baum- und Straucharten in ihrer natürlichen genetischen Vielfalt bilden zusammen mit der übrigen standorttypischen Flora und Fauna die am besten angepaßte und damit stabilste Waldform - auch in einer vom Menschen zunehmend veränderten Klima- und Umweltsituation. Bei standortfremden, sich aber gut selbst verjüngenden Baumarten muß der Jungwuchs zunächst künstlich zurückgedrängt werden.“

Aber auch unter den forstlich orientierten Verbänden gibt es Beispiele für problembewußte Haltung in dieser Frage: Der Landesverband Baden-Württemberg des BUNDES DEUTSCHER FORSTLEUTE (BDF) schreibt in seiner Position „Naturschutz im Wald“:

„Die Erhöhung der Artenvielfalt durch das Einbringen zusätzlicher, nicht naturnaher Baumarten bewirkt für das Ökosystem keine zusätzliche positive Vielfalt, sondern wirkt hinsichtlich der anzustrebenden natürlichen Vielfalt eher kontraproduktiv.“

Im Waldbau-Positionspapier des VERBANDES WEIHENSTEPHANER FORSTINGENIEURE (VWF) heißt es auf Seite 4:

„- standortgerechte, aber nicht standortheimische Baumarten dürfen nicht bestandsbildend sein und dabei 30 % an Vorrat und Verjüngungsziel nicht überschreiten.
- die mancherorts standortgerechte fremdländische Baumart Douglasie ist nur in geringen Anteilen als Beimischung tolerierbar, da sie die komplexen Lebensgemeinschaften der natürlichen Waldgesellschaften negativ beeinflusst.“

- Standortgerechte fremdländische Baumarten außer Douglasie werden gänzlich abgelehnt.“

Auch Rechtsnormen schreiben in Deutschland seit langem, wenigstens sektoral Entsprechendes fest. So ist außerhalb der Land- und Forstwirtschaft die Ausbringung fremdländischer Wildpflanzen nach dem Naturschutzgesetz (BNatSchG § 20d (2)) auch in kleinsten Mengen grundsätzlich verboten. Das gilt auch für Bäume, aber nur außerhalb des Waldes! Im Wald fällt die Ausbringung unter den „Gummibegriff“ der ordnungsgemäßen Forstwirtschaft. Damit ist die gesamte Regelung eine Groteske.

Für den Staatswald ist sogar die Berücksichtigung der innerdeutschen regionalen Wuchsgebiete und der kleinräumigen Wuchsbezirke bei der Auswahl von Saat- und Pflanzgut vorgeschrieben.

Unter den einschlägigen Richtlinien deutscher Forstverwaltungen fällt die Waldbaurichtlinie Berlins besonders positiv auf (SENATSV ERWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG UND UMWELTSCHUTZ, BERLIN 1994). Dort heißt es:

„Der Anbau standort-, aber nicht immer florenreicher Baumarten (Spätblühende Traubekirsche, Roteiche, Robinie, Europäische und Japanische Lärche, Strobe, Douglasie, Fichte) verursacht ökologische Probleme und ist häufig von negativen waldbaulichen Erfahrungen begleitet. Deshalb werden diese Baumarten nicht mehr angebaut.“

Aber auch in der Waldbaurichtlinie des Saarlandes steht - obwohl gleichzeitig der Anbau floren- und standortfremder Baumarten propagiert wird:

„Die ökologische Schwäche [des saarländischen Waldes] ist bedingt durch gleichaltrige Reinbestände oftmals nicht standortheimischer Baumarten.“

Abschließend sollen noch zwei Zitate aus berufenem Munde, die beide weit über den forstlichen Bereich hinausweisen, zu Zurückhaltung und kritischer Aufmerksamkeit anregen. BEGON u.a. (1991) schreiben in ihrem Lehrbuch der Ökologie:

Es gilt hier festzuhalten, daß Schädlinge häufige Arten sind, die der normalerweise vorhandenen Kontrolle durch ihre Gegenspieler 'entkommen' sind - oft weil sie ohne ihre natürlichen Regulationsfaktoren in Gebiete außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsareals verschleppt worden sind, oder weil menschliche Einflüsse sie eliminiert oder in ihrer Wirkung eingeschränkt haben. Ohne Einfluß der Gegenspieler werden Arten zu Schädlingen.“

HOFFMANN u.a. (1994) warnen:

„Die Mehrzahl der heute bei uns vorkommenden Unkrautarten entstammt nicht der heimischen Wildflora. In Mitteleuropa entfallen etwa auf eine autochthone Art vier eingeschleppte Arten. Letztere entstammen großenteils dem Ursprungsland der Kulturpflanzen oder wurden auf dem Weg zu uns ihre Begleiter.“

Die Einbringung standortfremder und erst recht florenfremder Arten in ein derart komplexes System wie einen Wald muß also in aller Regel zu einer Schwächung des Systems führen. Außerdem gibt es keine Möglichkeit, die ökologischen Auswirkungen der Einbürgerung florenfremder Arten vorab abzuschätzen. Ein betriebswirtschaftlicher Vorteil durch Anbau von Exoten ergibt sich wohl nur, „wenn alles gut geht“ oder die öffentliche Hand im Katastrophenfall „entschädigt“. Sie bringt also mit den ökologischen Risiken zwangsläufig auch höhere betriebswirtschaftliche bzw. volkswirtschaftliche Risiken als der Anbau heimischer oder gar standortheimischer Arten.

Gelegentlich wird in Diskussionen angeführt, wir würden doch auch in der Landwirtschaft den Anbau zahlreicher Exoten tolerieren, folglich wäre das Verbot für Bäume im Wald nicht konsistent. Dazu ist festzustellen, daß Feldbau und Gartenbau auch nicht ansatzweise die beiden wichtigsten Merkmale natürlicher Ökosysteme, die Selbstorganisation und die Selbstregulierung erfüllen. Die Konsequenz ist, daß der Bauer dort immer säend, pflanzend, pflegend und anbauvorbereitend eingreifen muß. Das ist zwar nicht erwünscht, aber angesichts unseres Nahrungsmittelbedarfs unvermeidlich. Ökologische Waldnutzung dagegen kann die natürliche Entwicklung (Dynamik) der Lebensgemeinschaft Wald weitgehend zulassen, weil diese Lebensgemeinschaft von Natur aus alles bietet, was wir von ihr erhoffen. Wir sollten dies vorsichtig und dankbar nutzen.

Abseits waldbaulicher Probleme klassischer Art, und damit unseres aktuellen Zusammenhanges, kann es Situationen geben, in denen die überwachte Erprobung und Erforschung der nutzbaren Eigenschaften florenfremder Pflanzen sinnvoll ist. Zu denken wäre beispielsweise an die Fixierung des Staubes auf Halden gefährlicher Industrie- und Bergbauabfälle oder ehemaligen Abbauflächen. Für Forschungszwecke sollten wir auch das Experimentieren mit Pflanzen tolerieren, das darauf abzielt, die durch Luftschadstoffe (Gifte und Treibhausgase) ausgelösten Schäden an der Bodenschutzvegetation der Gebirge, zu mindern. Diese Sonderfälle dürfen wir aber nicht zum Freibrief für ungehemmte Gewinnmaximierung der Emittenten verkommen lassen.

6. Umsetzung in der Praxis

Für die praxisbezogene Formulierung der Richtlinie unserer Initiative gibt es neben diesen grundsätzlichen ökologisch-fachlichen Überlegungen auch noch den Gesichtspunkt der Kooperationsbereitschaft der Waldbesitzer, die das Problem bisher kaum in dieser Breite diskutiert haben, die wir aber im Interesse unseres Oberzieles „Ökologische Waldnutzung“ für unsere Initiative gewinnen wollen.

Wenn aus solchen Gründen der Anbau florenfremder Gehölze trotz der möglichen Probleme doch zustande kommt, sollte wenigstens bei den waldbaulichen Einzelheiten darauf geachtet werden, daß die Gefahren minimiert werden. In diesem Zusammenhang ist mindestens eine Höchstgrenze für den Anteil festzulegen. Dabei ist dem flächenmäßigen Anteil der Vorzug zu geben vor dem Anteil an der Stammzahl oder am Holzvorrat.

Die oben besprochenen epidemiologischen Probleme nehmen im akuten Fall mit der Dichte exponentiell zu. Daneben belegen Ergebnisse der Ökologischen Genetik (Literatur in UBA 1997), daß die Gefahr spontaner Übervermehrung um so geringer ist, je stärker die Bäume vereinzelt stehen. Beide Gesichtspunkte sprechen dafür, daß der Anteil nie über wenigen Prozenten liegen sollte. Eine „magische Zahl“ läßt sich natürlich nicht begründen, aber die fachlichen Argumente rechtfertigen sicher nicht mehr als zehn Prozent standortfremder Bäume in einem Bestand.

Außerdem sollten standortfremde Bäume nicht in Reinbeständen, sondern einzeln oder kleingruppenweise eingebracht werden. Dies wirkt auf drei Wegen risikomildernd: (1) Mit zunehmender Vereinzelnung der Bäume sinkt die Bestäubungsrate und damit die Wahrscheinlichkeit invasiver Naturverjüngung. (2) Das Risiko von pilz- oder insektenbedingten Kalamitäten sinkt mit zunehmender Vereinzelnung. (3) Selbst im schlimmsten Fall, des Totalausfalles eines solchen Bestandesanteiles, entstehen keine schweren Schäden an der Bestandesstruktur.

Daneben gibt es aber auch noch baumartenspezifische Standortsansprüche, die zu einer erheblichen Differenzierung der praktischen Bedeutung des Problems führen. So verjüngt sich zum Beispiel die Douglasie, zumindest im Raum Freiburg, auf sauren, trockenen, hellen Standorten am stärksten natürlich (KNOERZER und REIF 1996). Als Konsequenz daraus ist zu fordern, daß derartige Standorte vom Anbau standortsfremder Baumarten ausgenommen bleiben.

Schließlich sollten auch bedrohte Waldgesellschaften, die in der „Roten Liste der Biotoptypen der BRD“ (RIECKEN und SYSMANK 1994) aufgeführt sind, überhaupt nicht durch den Anbau standortsfremder Gehölze verfälscht werden.

Der Anbau von standortfremden Bäumen kann demnach nicht Teil einer „guten fachlichen Praxis“ im Rahmen der Waldnutzung sein.

Statt standortsfremde Bäume anzubauen, sollten wir alle Kraft dazu verwenden, waldbauliche Probleme mit standortheimischen Baumarten zu lösen und ökonomische Probleme über eine Steigerung der Einnahmen für die Waldbaubetriebe und eine Verminderung der Eingriffskosten und der Eingriffsschäden bewältigen.

Literatur:

- ARBEITSGEMEINSCHAFT NATURGEMÄSSE WALDWIRTSCHAFT (ANW) (1991) Grundsatzerklärung Waldwirtschaft und Naturschutz Der Dauerwald H. 5
- ARBEITSGEMEINSCHAFT NATURGEMÄSSE WALDWIRTSCHAFT (ANW) (1993) Richtlinien Der Dauerwald H. 8
- ARBEITSKREIS STANDORTKARTIERUNG in der ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG (1985), Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke in der Bundesrepublik Deutschland Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup
- BAAL, Thomas, B. DENKER, W. MÜHLEN, und B. SURHOLT (1994), Die Ursachen des Massensterbens von Hummeln unter spätblühenden Linden, *Natur und Landschaft* 69 412-418
- BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (1996) Grundsätze für einen naturnahen Waldbau (Broschüre)
- BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN (1990) Pressemitteilung Nr. 551 vom 18. September
- BEGON, M., J.L. HARPER, und C.R. Townsend (1991) *Ökologie* Birkhäuser Verlag Basel, Boston, Berlin
- BLAB, Josef u. a. (1984), Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland, Kilda-Verlag Greven
- BÖCKER, R., GEBHARD, KONOLD, SCHMIDT-FISCHER (Hrsg.) (1995) Gebietsfremde Pflanzenarten, Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope, Kontrollmöglichkeiten und Management Ecomedverlag Landsberg
- BRIGHT, Chris (1998) *Live Out of Bounds - Bioinvasion in a Borderless World*. W.W. Norton & Company New York and London
- Bundesverfassungsgericht (1990) Begründung zum Urteil des Bundesverfassungsgerichts vom 31.5.1990 - 2 BvR 1436/87 S. 39
- BUND NATURSCHUTZ IN BAYERN (1994) BN-Position Wald, Forstwirtschaft und Naturschutz
- BUND DEUTSCHER FORSTLEUTE - Baden-Württemberg (1996) Naturschutz im Wald
- BURSCHEL, Peter und J. HUSS (1997), *Grundriß des Waldbaus*, Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg
- DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR MYKOLOGIE und NABU (Ed.) (1992) Rote Liste der gefährdeten Großpilze in Deutschland
- DISKO, Rüdiger (1996) Mehr Intoleranz gegen fremde Arten *Nationalpark* ?? 38-42
- ELLENBERG, HEINZ (1996), *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart [Ausgezeichnetes Buch zur Waldökologie. Nur „Waldsterben“ ist Murx. 1096 S.]
- ELLING, W. (1990) Ergebnisse von Jahrringbreiten-Untersuchungen. Schädigungsverlauf und Schädigungsgrad von Hochlagen-Fichtenbeständen in Nordostbayern. *AFZ* 45, 44-77
- FORUM UMWELT UND ENTWICKLUNG (Autorenkollektiv) (1996a) *Waldschutz und naturnahe Waldnutzung*.
- FREMUTH, WOLFGANG, G. KNEITZ, G. THIELKE u. AK-ARTEN- UND BIOTOPSCHUTZ (1989) BUND-Position 18, Naturschutzpolitik: eine gesellschaftspolitische Aufgabe.
- FRISON, E., F LEFÈVRE, S. DE VRIES and J. TUROK (Hsg.) (1995) *Populus nigra* Network. Report of the first Meeting, 3-5 October 1994, Izmit, Turkey. IPGRI, Rome, Italy
- FÜHRER, E. und B. MÜHLENBROCK (1983) Brutexperimente mit *Pityogenes chalcographus* L. an verschiedenen Nadelbaumarten. *Z. angew. Entomol.* 96, 228-232
- GAYER, Karl (1886), *Der gemischte Wald*, Verlag Parey Berlin, Neudruck beim ANW-Bücherdienst
- GEBHARD, Harald, R. KINZELBACH, und S. SCHMIDT-FISCHER (Hg.) (1996) Gebietsfremde Tierarten - Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Ecomed-Verlag Landsberg
- GRIESE, F. (1991) Fremdländische Gehölze in Waldschutzgebieten. *NNA/Schneeverdingen Ber.* 4: 45-48

- HAAG, CH., und U. WILHELM (1998) Arbeiten mit unerwünschter Baumart oder Verschleppung einer Katastrophe ?
AFZ/Der Wald 53, 276-279
- HAESELER, V. (1975) Soziale und solitäre Bienen (Apoidea) als Nahrung der Kohlmeise (Parus major L.) Z. angew. Entom.
78, 139-150
- HAGEN, Eberhard v. (1994), Hummeln, bestimmen, ansiedeln, vermehren, schützen, Naturbuchverlag Augsburg
- HARTMANN, E., SCHULDERS, KÜBLER, KONOLD (1995) Neophyten Ecomedverlag Landsberg
- HOFFMANN, G.M., F. NIENHAUS, H.M. POEHLING, F. SCHÖNBECK, H.C. WELTZIEN, H. WILBERT (1994) Lehrbuch der Phyto-
medizin. Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin
- HUSS, J. (1996) Die Douglasie als Mischbaumart AFZ/Der Wald 51. 1112-1116
- IUCN (Hg.) (1994) List of rare, threatened and endemic plants in Europe. Strasbourg
- IUCN (1996) Draft IUCN Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss due to Biological Invasion
- KAISER, Th. und J. PURPS (1991) Der Anbau fremdländischer Gehölze aus der Sicht des Naturschutzes - diskutiert am Bei-
spiel der Douglasie. Forst und Holz 11, 304-305
- KEGEL, BERNHARD (1999) Die Ameise als Tramp Ammann Verlag & Co, Zürich
- KENNEDY E.C.J. and T.R.E. SOUTHWOOD (1984) The number of species of insects associated with british trees: a re-analysis.
J. Animal Ecol. 53, 455-478
- KLEIN, Helmut (1992), Aufforstungen aus der Sicht des Naturschutzes, BUND-Position
- KLEIN, H. und AK-WALD des BUND (1996) Wald für die Zukunft (Position des Bundes für Umwelt und Naturschutz
Deutschland, BUND Nr. 30)
- KLEIN, H. und V. DORKA (1998) (in Vorbereitung)
- KLEINSCHMIDT, J. (1991) Prüfung von fremdländischen Baumarten für den forstlichen Anbau - Möglichkeiten und Probleme.
NNA/Scheverdingen Ber. 4: 48-55
- KNÖRZER D., U. KÜHNEL, K. THEODOROPOULOS und A. REIF (1995) Zur aus- und Verbreitung neophytischer Gehölze in
Südwestdeutschland unter besonderer Berücksichtigung der Douglasie (Pseudotsuga menziesii) in BÖCKER u.a. (1995) S.
67-81
- KNÖRZER D.A. und A. REIF (1996) Die Naturverjüngung der Douglasie im Bereich des Stadtwaldes Freiburg AFZ/Der
Wald 51, 1117-1121
- KOLB, H. (1994) Ornitho-ökologische Untersuchungen auf exotisch und einheimisch bewaldeten Kleinflächen des Weinhei-
mer „Exotenwaldes“. Dissertation der Univ. Tübingen.
- KORMEK, D. und H. SUKOPP (1988), Rote Liste der in der BRD ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn- und
Blütenpflanzen und ihre Auswertung für den Arten- und Biotopschutz, Schriftenreihe Vegetationskunde H. 19 BFA für
Naturschutz und Landschaftsökologie, Bonn-Bad Godesberg.
- KOWARIK, Ingo (1995) Ausbreitung nichteinheimischer Gehölzarten als Problem des Naturschutzes ? in BÖCKER u.a. (1995)
S. 33-56
- LANG, Gerhard (1994) Quartäre Vegetationsgeschichte Europas Verlag Gustav Fischer Jena - Stuttgart - NewYork
- LEIBUNDGUT, Hans (1990), Waldbau als Naturschutz, Verlag Paul Haupt, Bern und Stuttgart
- LOHMEYER, WILHELM und H. SUKOPP (1992) Agriophyten in der Vegetation Mitteleuropas Schriftenreihe für
Vegetationskunde der BUNDESFORSCHUNGSANSTALT FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSÖKOLOGIE Heft 25 Bonn-Bad
Godesberg
- MCGREGOR (1955) Cyanide poisoning of songbirds by almonds, Condor 57, 370
- MÜHLEN, W., V. RIEDEL, TH. BAAL und B. SURHOLT (1994) Insektensterben unter blühenden Linden. Natur und Landschaft
69, 95-100

- NIEDERSÄCHSISCHES FORSTPLANUNGSAMT (1992) Langfristige ökologische Waldentwicklung in den Landesforsten (Broschüre)
- NIERHAUS-WUNDERWALD, Dagmar (1993a), Die natürlichen Gegenspieler der Borkenkäfer, Wald und Holz, Heft 1/1993
- NIERHAUS-WUNDERWALD, Dagmar (1993b), Liste der Borkenkäferantagonisten, Phytosanitärer Beobachtungs- und Meldedienst der Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf/Ch
- REISIGL, HERBERT und RICHARD KELLER (1989), Lebensraum Bergwald, Verlag Gustav Fischer, Stuttgart – New-York
- RIECKEN, U und A. SYSMANK (1994), Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland, Kildaverg, Greven [Hg. Bundesamt für Naturschutz]
- RYMAN, Svengunnar und R. HOLMSEN (1992), Pilze, Bernhard Thalacker Verlag, Braunschweig
- SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR FORSTWESEN (Hg.) (1995) Genetik und Waldbau der Weißtanne
- SCHERZINGER, Wolfgang (1996) Naturschutz im Wald, Verlag Eugen Ulmer Stuttgart
- SCHÖNHERR, J. (1983) Douglasienanbau als Alternative ? Zur Frage der Gefährdung der Douglasie bei verstärktem Anbau. Vortragsmanuskript zur Forstlichen Hochschulwoche Freiburg
- SCHROEDER, F.-G. (1969) Zur Klassifizierung der Anthropochoren Vegetatio - Acta geobotanica 16, 225-238
- SCHÜTT, Peter (1968) Verbreitung, Schäden und Bekämpfung des Blasenrostes in Nordamerika Forstarchiv 39, 40-43
- SCHÜTT, Peter (1991) Tannenarten Europas und Kleinasiens Ecomed-Verlag, Landsberg
- SCHÜTT, Peter u.a. (1992), Lexikon der Forstbotanik, Verlag Ecomed Landsberg/Lech
- SCHÜTT, Peter u.a. (1994), Enzyklopädie der Holzgewächse, Handbuch und Atlas der Dendrologie (Loseblattsammlung), Ecomed-Verlag Landsberg/Lech
- SCHWERTFEGGER, Fritz (1981), Waldkrankheiten, ein Lehrbuch der Forstpathologie und des Forstschutzes, Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin
- SENATSWERWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG UND UMWELTSCHUTZ BERLIN (1994) Ein neuer Umgang mit dem Wald - Berliner Waldbaurichtlinien. Arbeitsmaterialien der Berliner Forsten 3 Kulturbuch-Verlag Berlin
- SINGH, P. (1996) Pinus Strobus in SCHÜTT, P. u.a. (1994)
- SOUTHWOOD, T.R.E., V.C. MORAN and C.E.J. KENNEDY (1982) The Richness, Abundance, and Biomass of the Arthropod Communities on Trees J. of Animal Ecology 51 635-649
- SPERBER, G. (1989) Waldbau als Naturschutz? Ein Beitrag zur Problematik Forstwirtschaft und Naturschutz. Jahrbuch des Vereins zum Schutz der Bergwelt 54 51-66
- STRAKA, H. (1970) Pollenanalyse und Vegetationsgeschichte Neue-Brehm-Bücherei Lutherstadt Wittenberg
- SUKOPP, H. (1995) Neophytie und Neophytismus in BÖCKER, R. u.a. (Hrsg.) Gebietsfremde Pflanzen Ecomed-Verlag Landsberg
- TURCEK, Frantisek J. (1961) Ökologische Beziehungen der Vögel und Gehölze Verlag der Slowakischen Akademie der Wissenschaften Bratislava
- TÜXEN, R. (1956) Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. Angew. Pflanzensoziologie 13, 5-42
- UMWELTBUNDESAMT (1997) (Hg.) Auswertung der Waldschadensforschungsergebnisse (1982-1992) zur Aufklärung komplexer Ursache-Wirkungsbeziehungen mit Hilfe systemanalytischer Methoden Berlin
- URANIA Pflanzenreich - Vegetation Uraniaverlag Leipzig, Jena, Berlin 1995
- VERBAND WEIHENSTEPHANER FORSTINGENIEURE (Hg.) (1994), Waldökosysteme im globalen Klimawandel, 115 S., Economica Verlag Bonn
- VERBAND WEIHENSTEPHANER FORSTINGENIEURE (1997) Waldbau-Positionspapier

WALTER, H. und H. STRAKA (1970) Arealkunde. Floristisch-historische Geobotanik. 2. Auflage, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart

WASNER, U. (1990) Nochmals: „Hummelsterben“ unter spätblühenden Linden LÖLF-Mitteilungen H. 3 S. 43-48

WEIßGERBER, HORST (1990) Beiträge zur genetischen Variation der Waldbäume und Gefahren der Genverarmung durch Pflanzenzüchtung Forstliche Forschungsberichte München Heft 107

WENDEL, G., u. H.C. SMITH (1990) Pinus strobus L. Eastern White Pine. In: BRUNS / HONCALA (Coord.) Silvics of North America. Vol. 1. USDA For. Serv., Agric. Handbook 654.

WESTRICH, P. (1989) Die Wildbienen Baden-Württembergs Ulmer-Verlag Stuttgart

WILSON, O.E. (1995) Der Wert der Vielfalt Piper Verlag München

WINTERHOFF, WULFARD (1993) Die Großpilzflora von Erlenbruchwäldern und deren Kontaktgesellschaften in der nordbadischen Oberrheinebene Hg.: Landesanstalt f. Umweltschutz Baden-Württemberg Karlsruhe

WOLF, HEINO (Hrg.) (1993) Weißtannen-Herkünfte Ecomed-Verlag Landsberg

Anschrift des Autors:

Dr. Helmut Klein
Hörndlweg 22
D-82346 Andechs

Zitat: KLEIN, HELMUT (2000) Probleme beim Anbau standortsfremder Gehölze im Wald;
www.WaldKlein.de/w-bau/exot_1.pdf 1. Fassung vom Okt. 2000