

Transgene Bäume

Spezielle Anforderungen an die Umweltrisikoprüfung
sowie mögliche Auswirkungen auf den österr. Wald

TRANSGENE BÄUME

Spezielle Anforderungen an die
Umweltrisikoprüfung sowie mögliche
Auswirkungen auf den österreichischen Wald in
seinen Wirkungen und Funktionen

Endbericht

Anita Greiter, Berthold Heinze, Michael Eckerstorfer
Corinna Reinisch, Michael Mengl, Bernhard Schwarzl
Daniela Jahn, Vedhu Krivstufek, Helmut Gaugitsch

Projektleitung

Anita Greiter, Umweltbundesamt

AutorInnen

Anita Greiter; Umweltbundesamt
Michael Eckerstorfer, Umweltbundesamt
Berthold Heinze, Bundesforschungszentrum für Wald
Michael Mengl, Bundesforschungszentrum für Wald
Corinna Reinisch, Bundesforschungszentrum für Wald
Bernhard Schwarzl, Umweltbundesamt
Daniela Jahn, Bundesforschungszentrum für Wald
Vedhu Krvtufek, Bundesforschungszentrum für Wald
Helmut Gaugitsch, Umweltbundesamt

Korrektorat

Maria Deweis, Umweltbundesamt

Layout

Elisabeth Riss, Umweltbundesamt

Umschlagfoto

© Maria Deweis

Im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung III/2
Forstliche Bildung, Förderung & Forschung.
Forschungsprojekt 100825 „Transgene Bäume: Spezielle Anforderungen an die Umweltrisikoprüfung sowie
mögliche Auswirkungen auf den österreichischen Wald in seinen Wirkungen und Funktionen“

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt GmbH
Spittelauer Lände 5, 1090 Wien/Österreich

Das Umweltbundesamt druckt seine Publikationen auf klimafreundliches Papier.

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2015
Alle Rechte vorbehalten
ISBN 978-3-99004-317-2

INHALT

ABBILDUNGSVERZEICHNIS	5
TABELLENVERZEICHNIS	6
ZUSAMMENFASSUNG	7
SUMMARY	8
1 EINLEITUNG & PROJEKTHINTERGRUND	9
1.1 Rechtlicher Hintergrund	9
1.2 Berichtziel	12
2 GRUNDLAGEN	13
2.1 Technische Aspekte	14
2.1.1 Grundlagenforschung: Techniken & Methoden	15
2.1.2 Angewandte Forschung & Entwicklung	16
2.1.3 Herausforderungen	17
2.2 Stand der Forschung & Entwicklung	21
2.2.1 Transgene Eigenschaften	21
2.2.2 Veränderte Baumarten	29
2.2.3 Feldversuche	32
2.2.4 Aktuelle Trends	34
3 UMWELTRISIKOABSCHÄTZUNG	35
3.1 Zulassung von GVOs in der EU	35
3.2 Vorgaben zur Umweltrisikoprüfung	36
3.2.1 Details der Richtlinie 2001/18/EG	37
3.2.2 EFSA-Leitlinien	39
3.2.3 Leitlinien des Cartagena Protokolls	40
3.3 Umweltrisikoprüfung transgener Bäume	41
3.3.1 Generelle Aspekte von Bedeutung für die Umweltrisikoprüfung	43
3.3.2 Spezielle Charakteristika im Vergleich zu Feldfrüchten und ihre Bedeutung für die Risikoprüfung	44
3.3.3 Merkmalsstabilität und Pleiotrope Effekte	46
3.3.4 Persistenz & Invasivität inklusive Gentransfer zwischen Pflanzen	50
3.3.5 Gentransfer zwischen Pflanze und Mikroorganismen	56
3.3.6 Interaktionen mit Zielarten	58
3.3.7 Interaktionen mit Nicht-Zielorganismen	62
3.3.8 Kultivierung, Management & Erntemethoden	68
3.3.9 Effekte auf biogeochemische Prozesse	70
3.3.10 Menschliche Gesundheit	71

4	AUSWIRKUNGEN AUF DIE FUNKTIONEN DES ÖSTERREICHISCHEN WALDES	73
4.1	Wald als Ökosystem	73
4.2	Waldbau in Österreich	74
4.2.1	Bestandesbegründung	77
4.2.2	Bestandespflege.....	80
4.2.3	Holznutzung	80
4.2.4	Holzanbau außerhalb des Waldes	81
4.2.5	Waldentwicklungsplan.....	82
4.3	Potenzieller Anbau transgener Bäume in Österreich	84
4.3.1	Fallstudie 1: hypothetischer Anbau transgener Pappeln in den Donauauen.....	84
4.3.2	Fallstudie 2: Hypothetischer Anbau transgener Fichten im Fichtenoptimum des Salzkammergutes	98
4.3.3	Ergänzende hypothetische Überlegungen: grenznaher Anbau transgener Bäume im Ausland.....	112
4.4	Transgene Bäume und Naturschutz	115
4.4.1	Gentechnik-Vorsorgegesetze.....	117
4.4.2	Naturschutzgesetze	125
4.4.3	Geschützter Wald in Österreich	131
4.4.4	Fallbeispiele	136
5	SCHLUSSFOLGERUNGEN	139
6	LITERATURVERZEICHNIS	141

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1:	<i>Mögliche Einteilung gentechnischer Forschungsgebiete bei Bäumen</i>	23
Abbildung 2:	<i>Überblick über die wichtigsten Zuchtziele bei Gehölzen mit gentechnischen Methoden</i>	23
Abbildung 3:	<i>Modifizierte Charakteristika von transgenen Bäumen in Feldversuchen weltweit im Jahr 2005</i>	24
Abbildung 4:	<i>Die gegenwärtigen Klimamodelle betrachten die Biosphäre und die Atmosphäre als ein gekoppeltes System. Die Parameter der Landoberfläche sind Biogeophysik, Biogeochemie und Biogeographie des terrestrischen Ökosystems</i>	74
Abbildung 5:	<i>Entwicklung und Baumartenzusammensetzung im Hochwald</i>	76
Abbildung 6:	<i>Pflanzenproduktion von 1991 bis 2011</i>	78
Abbildung 7:	<i>Leitfunktionen laut österreichischem Waldentwicklungsplan</i>	83
Abbildung 8:	<i>Angenommene Lage von Pappel-Aufforstungsflächen in einem hypothetischen Auwald an der Donau</i>	87
Abbildung 9:	<i>Bestandesränder der Pappelpflanzungen mit stärkerer Blütenbildung im hypothetischen Fallbeispiel</i>	88
Abbildung 10:	<i>Hypothetischer Bereich des Einflusses transgenen Pollens aus Bestandesrändern auf nahestehende blühende weibliche Pappeln</i>	90
Abbildung 11:	<i>Hypothetische Keimungsflächen für transgene Pappel-Sämlinge</i>	92
Abbildung 12:	<i>Hypothetischer Bereich, in dem die Transgene innerhalb einiger Baumgenerationen (100 Jahre und länger) als Einzelexemplare Fuß fassen könnten. Die blaue Farbe weist hier auf die durchgehende Wohlfahrtswirkung des Waldes in dieser Gegend entlang der Donau hin</i>	94
Abbildung 13:	<i>Pollenablagerung am Bodensee im Jahre 1929 und Fichtenpollenablagerungen im vorderen Gosausee im Jahre 2007</i>	102
Abbildung 14:	<i>Zusammenspiel von Topographie, Konvektion und Wind</i>	105
Abbildung 15:	<i>Hypothetische Lage eines Windwurfs, in dem Borkenkäfer-resistente Fichten gepflanzt würden</i>	107
Abbildung 16:	<i>Lage der Flächen mit unterschiedlicher Hauptwirkung laut Waldentwicklungsplan</i>	110
Abbildung 17:	<i>Wald und Schutzgebiete in Österreich</i>	132
Abbildung 18:	<i>Geschützter Wald in Österreich</i>	133

TABELLENVERZEICHNIS

<i>Tabelle 1: Baumartenzusammensetzung im Ertragswald der letzten 4 Inventurperioden</i>	<i>75</i>
<i>Tabelle 2: Mindestanzahlen von Klonmischungen</i>	<i>79</i>
<i>Tabelle 3: Holzeinschlagsmeldung für das Jahr 2011</i>	<i>81</i>
<i>Tabelle 4: Verteilung der Holzarten außerhalb des Waldes nach Bundesländern 2010</i>	<i>82</i>
<i>Tabelle 5: Überblick Gentechnik-Vorsorgegesetze</i>	<i>118</i>
<i>Tabelle 6: Überblick Naturschutzgesetze</i>	<i>125</i>
<i>Tabelle 7: Anteil der geschützten Waldflächen am Gesamtwald nach Schutzgebietskategorien.....</i>	<i>134</i>
<i>Tabelle 8: Anteil des Waldes an der Gesamtfläche der geschützten Gebiete nach Schutzgebietskategorien</i>	<i>134</i>

ZUSAMMENFASSUNG

In diesem Bericht werden die möglichen Auswirkungen und speziellen Risiken von transgenen Waldbäumen dargestellt. Der erste Teil des Berichts enthält allgemeine Hintergrundinformationen zu gentechnisch veränderten Bäumen und zu relevanten Aspekten, wie z. B. zum Zulassungssystem von gentechnisch veränderten Organismen (GVOs) in der Europäischen Union, sowie einen Überblick über den Entwicklungsstand transgener Waldbäume, sowohl was die veränderten Baumarten angeht als auch die gentechnisch modifizierten Eigenschaften wie z. B. Herbizidtoleranz. Ergänzende Aspekte zum Entwicklungsstand transgener Bäume, wie z. B. Informationen zu Feldversuchen, werden präsentiert.

Im zweiten Teil des Berichts werden die spezifischen Herausforderungen der Umweltrisikoprüfung transgener Bäume sowie die rechtlichen Vorgaben der Europäischen Union bzw. die Vorgaben der aktuellen EFSA-Leitlinien im Detail behandelt. Es werden Punkte identifiziert, die unbedingt Teil der Umweltrisikoprüfung sein müssen.

Im dritten Teil dieses Berichts werden der waldbauliche Hintergrund in Österreich aufbereitet und mögliche Auswirkungen des Anbaus von transgenen Bäumen auf die Funktionen des Waldes (Nutz-, Schutz-, Wohlfahrts- und Erholungsfunktion) diskutiert. Zusätzlich werden die Zielsetzungen des Naturschutzes, die unter anderem in den österreichischen Gentechnik-Vorsorgegesetzen inkludiert sind, behandelt.

SUMMARY

This report presents potential effects and special risks of transgenic forest trees. In the first part of the report basic information on genetically modified trees in general and on relevant aspects like the regulation of genetically modified organisms (GMOs) in the European Union is presented. In addition an overview on the development status of transgenic forest trees is given in respect to modified species as well as introduced traits e. g. herbicide resistance. Additional aspects regarding the development status like information on field trials are included.

In the second part of the report the environmental risk assessment of GM-trees, including specific challenges, is discussed. This includes also regulatory requirements according to European law and the guidelines by EFSA, respectively. Points to consider for the environmental risk assessment are identified.

In the third part the silvicultural background for Austria is presented and possible consequences of a potential GM-tree cultivation in Austria on forest functions (use, protection, welfare and recreation) are discussed. In addition nature protection goals, e. g. those included in the gene technology precautionary laws, are discussed.

1 EINLEITUNG & PROJEKTHINTERGRUND

Die Entwicklung von gentechnisch veränderten (GV-)Pflanzen beschränkt sich nicht nur auf Feldfrüchte wie Raps (*Brassica napus*), Mais (*Zea mays*) oder Soja (*Glycine max*), sondern betrifft auch forstlich genutzte Bäume wie Pappel (*Populus*), Kiefer (*Pinus*) oder Birke (*Betula*). In Europa wurden zwar noch keine transgenen Bäume für den Anbau zugelassen, in mehreren Ländern finden aber Feldversuche statt (VERWER et al. 2010, VAN FRANKENHUYZEN & BEARDMORE 2004).

Eine erste Zulassung für den kommerziellen Anbau von Waldbäumen wurde 2003 für insektenresistente GV-Pappeln in China erteilt (die Papaya als Fruchtbaum ist seit 1997 zugelassen (KIKUCHI et al. 2008)). Die zwei zugelassenen Bt-Pappel-Linien (bzw. Klone) sind die einzigen, die bis jetzt (Stand Juni 2014) den Weg in die forstliche Praxis gefunden haben (für sieben weitere transgene Pappel-Linien lassen die bisherigen Ergebnisse aus Feldversuchen eine Zulassung in naher Zukunft erwarten). ZHENG (2010) erwähnt bisher acht Aufforstungen mit den zugelassenen Pappeln, wobei diese Plantagen seit 2003 bestehen (VALENZUELA et al. 2006) und bereits in den vorhergehenden Feldversuchen 1 Mio. Bäume in China gepflanzt wurden (EWALD et al. 2006). Das Holz aus den Bt-Pappel-Plantagen soll dabei hauptsächlich für die Sperrholz-Produktion verwendet werden (EWALD et al. 2006).

Der kommerzielle Anbau weiterer transgener Waldbäume steht aber nach Meinung von SEDJO (2010a und persönliche Mitteilung) durchaus kurzfristig in einigen Ländern bevor, da viele der derzeit durchgeführten Feldversuche die notwendigen Daten für die Risikoabschätzung bei Zulassungsanträgen für das kommerzielle Inverkehrbringen liefern werden. So wurden von ArborGen entwickelte transgene, Frost-tolerante und sterile (keine Pollen bildende) Eukalyptus-Bäume in 21 Feldversuchen im Südosten der USA getestet (HINCHEE et al. 2011a, b). Die Beobachtungen aus diesen Feldversuchen entsprachen in allen Punkten den Erwartungen, sodass an eine kommerzielle Verwendung zur Erzeugung von Biomasse im Kurzumtrieb gedacht ist (HINCHEE et al. 2011a, HINCHEE et al. 2011b, J. Wright, ArborGen, persönliche Mitteilung).

Abgesehen von den in Europa stattfindenden Forschungsarbeiten und den bereits durchgeführten Feldversuchen zeigt auch eine COST-Aktion (COST ist eine Forschungsinitiative europäischer Staaten, <http://www.cost-action-fp0905.eu/>) zu diesem Thema deutlich, dass der mögliche Anbau von GV-Bäumen auch in Europa ein Thema ist.

1.1 Rechtlicher Hintergrund

In der Europäischen Union (EU) ist die Zulassung gentechnisch veränderter Pflanzen durch Richtlinien und Verordnungen der EU geregelt. So gilt etwa die Richtlinie 2001/18/EG für das Inverkehrbringen (Verkauf, Lebens- und Futtermittelproduktion, Anbau) und die absichtliche Freisetzung (Feldversuche) von gentechnisch veränderten Organismen (GVOs) und die Verordnung (EG) Nr. 1829/2003 für die Zulassung und Kennzeichnung von gentechnisch veränderten Lebens- und Futtermitteln (GVOs, die als Lebens- und Futtermittel gelten

könnten, müssen dabei für beide Anwendungen zugelassen sein). Rechtliche Regelungen auf Ebene der Mitgliedstaaten dienen der Umsetzung der EU-Rahmengesetzgebung bzw. regeln Aspekte, die durch die EU-Gesetzgebung nicht erfasst werden, wie Maßnahmen zur Koexistenz oder die Bedingungen für konkrete Anbauvorhaben zugelassener GVOs.

Es ist zu erwarten, dass für transgene Waldbäume im Wesentlichen die Richtlinie 2001/18/EG zur Anwendung kommen wird (AGUILERA et al. 2013). Bei Baumarten, deren Früchte auch für den menschlichen Verzehr geeignet sind, wird die Verordnung (EG) Nr. 1829/2003 relevant sein. Dabei ist nicht nur an klassische Obstbaumarten zu denken, sondern auch an die Eberesche (*Sorbus aucuparia*) und andere *Sorbus*- und Wildobstarten (z. B. Vogelkirsche, *Prunus avium*) sowie an Koniferen wie z. B. die Zirbe (*Pinus cembra*), deren Nüsse verzehrt werden und zur Erzeugung von Schnaps oder Hustensirup verwendet werden können.

Basis einer Zulassung eines bestimmten GVO ist eine umfassende Risikobewertung, wie sie durch die Richtlinie 2001/18/EG vorgesehen ist. Da sich die Verordnung (EG) Nr. 1829/2003 hinsichtlich der Umweltrisikobewertung auch auf die Richtlinie 2001/18/EG bezieht, ist bei Anbauanträgen basierend auf der Verordnung ebenfalls eine Umweltrisikobewertung nach den Kriterien der Richtlinie notwendig. Zu berücksichtigen sind dabei verschiedene Aspekte, wie z. B. der Elternorganismus, die gentechnische Veränderung, die vorgesehene Verwendung oder das Aufnahmemilieu. Die grundlegenden Prinzipien der Umweltrisikobewertung sind dabei in Annex II der Richtlinie 2001/18/EG beschrieben. Dabei müssen z. B. Merkmale ermittelt werden, die schädliche Auswirkungen auf die Umwelt haben könnten, sowie die möglichen Folgen und die Wahrscheinlichkeit ihres Auftretens bewertet werden. Des Weiteren sind Strategien für das Risikomanagement vorzulegen. Von besonderer Bedeutung ist der fall-spezifische Ansatz, denn jeder GVO muss einer eigenen Überprüfung unterzogen werden. Das gilt auch für sogenannte „stacks“, also Kombinationen aus mehreren Transformationsereignissen.

Welche Informationen im Zuge der Umweltrisikobewertung vorgelegt werden müssen, ist in Annex III der Richtlinie 2001/18/EG angegeben. Der Antragsteller muss dabei unter anderem Informationen zu Persistenz und Invasivität, möglichem Gentransfer und Selektionsvorteilen oder -nachteilen vorlegen sowie mögliche Auswirkungen auf Ziel- und Nicht-Zielorganismen, auf die menschliche und tierische Gesundheit oder auf biogeochemische Prozesse berücksichtigen. Auch Auswirkungen der spezifischen Managementsysteme, die bei Anbau, Bewirtschaftung oder Ernte des GVOs zur Anwendung kommen, müssen bewertet werden. Diese Vorgaben werden in entsprechenden Leitlinien der Europäischen Behörde für Lebensmittelsicherheit (EFSA) (EFSA 2010a) genauer dargelegt (z. B. werden die Berücksichtigung von Schutzziele, die Auswahl der Aufnahmemilieus, Langzeiteffekte oder Vorgaben für Feldversuche diskutiert).

Was die Anforderungen an die Umweltrisikobewertung angeht, sind die entsprechenden Diskussionen seit Jahren von Differenzen zwischen den Mitgliedstaaten geprägt. Die aktualisierten Leitlinien der EFSA gelten zwar prinzipiell für alle GVOs, doch wurden sie vor dem Hintergrund aktueller Anwendungen erarbeitet. Es ist daher nicht auszuschließen, dass es in Zukunft Diskussionen zu speziellen Aspekten der Umweltrisikobewertung von transgenen Bäumen geben wird, da sich Bäume in ihrer Biologie und auch in den auf sie bezogenen

Managementmaßnahmen in einigen Punkten von Feldfrüchten unterscheiden (siehe auch Kapitel 3.3.2). Dieser Aspekt zeigt sich auch in Diskussionen auf UN-Ebene. Hier wurde eine Leitlinie zur Risikoabschätzung von GVOs entwickelt, die ein spezielles Kapitel für transgene Bäume beinhaltet (CBD 2012). Die Vertragsparteien empfahlen bei der 6. Vertragsparteienkonferenz zum Cartagena Protokoll, diese Leitlinie zu testen (CBD 2012).

Da im Zuge der Risikoabschätzung auch Informationen zum Risikomanagement und zum Monitoring vorgelegt werden müssen, ist eine klare Trennung zwischen Risikoabschätzung und Risikomanagement schwer zu treffen. Die vom Antragsteller vorgelegten Informationen und Vorschläge dienen als Entscheidungsgrundlage für die zulassende Behörde (aufgrund der unterschiedlichen Ansichten der Mitgliedstaaten war dies zuletzt meist die Europäische Kommission). Die zulassende Behörde hat aufgrund der vorliegenden Informationen zu beurteilen, ob ein Risiko vorliegt bzw. ob die vorgeschlagenen Maßnahmen zum Risikomanagement geeignet sind, bestehende Risiken oder mögliche langfristig auftretende Effekte zu begrenzen oder zu verhindern. Die Zulassungsentscheidung kann dementsprechend auch Auflagen z. B. zur Früherkennung enthalten. Eine allgemeine Überwachung (General Surveillance) hat aber auf jeden Fall durch den Zulassungsinhaber zu erfolgen.

Umweltaspekte, wie sie in der Richtlinie 2001/18/EG bzw. den Leitlinien der EFSA berücksichtigt werden, müssen von sozio-ökonomischen Aspekten (wie z. B. Kosten, Gewinne, Wohlstand, Nahrungsmittelverfügbarkeit, Kennzeichnungsregelungen, Ressourcenerhaltung, Erhaltung der Umweltqualität) getrennt werden. Sozio-ökonomische Aspekte bei der Bewertung von GVOs haben sowohl in der Diskussion auf EU-Ebene als auch international im Rahmen des Cartagena Protokolls über die Biologische Sicherheit in den letzten Jahren zunehmend Bedeutung erlangt. Welche Bereiche in die Bewertung einfließen sollen, auf welcher Ebene und mit welchen Methoden, ist aber noch Gegenstand der Diskussion. Für sozio-ökonomische Überlegungen sei auf die Arbeiten von THE NORWEGIAN BIOTECHNOLOGY ADVISORY BOARD (2003) sowie COGEM (2009) und UMWELTBUNDESAMT (2011a) verwiesen.

Die Berücksichtigung von sozio-ökonomischen Effekten der GVO-Anwendung im Zulassungsverfahren ist nach der Verordnung (EG) Nr. 1829/2003 grundsätzlich möglich. Dies wurde auch durch die Ratsschlussfolgerungen vom Dezember 2008 bestätigt (RAT DER EUROPÄISCHEN UNION 2008). Als Reaktion auf die genannten Ratsschlussfolgerungen hat die Europäische Kommission im April 2011 einen Bericht vorgelegt, der die unterschiedliche Herangehensweise an dieses Thema in den Mitgliedstaaten aufzeigt. Um das Thema auf Fachebene weiter zu diskutieren, wurde deshalb Ende 2012 das European GMO Socio Economic Bureau (ESEB) eingerichtet.

Auch auf internationaler Ebene ist im Cartagena Protokoll über die Biologische Sicherheit festgehalten, dass Vertragsparteien sozio-ökonomische Effekte im Zulassungsverfahren von GVOs berücksichtigen können. Dieses Thema bildete bei der 6. Vertragsparteienkonferenz im Oktober 2012 in Indien einen der Verhandlungsschwerpunkte. Auch auf dieser Ebene wurde eine Arbeitsgruppe eingerichtet, die in einem ersten Schritt vor allem die Herausforderungen von Definitionen diskutiert und Rahmenbedingungen für die Bewertung von sozio-ökonomischen Aspekten von GVOs erarbeitet hat (CBD 2014).

1.2 Berichtziel

Ziel dieses Berichts ist es, die potenziellen Risiken und möglichen Auswirkungen im Sinne der Umweltrisikoprüfung von transgenen Waldbäumen für die EntscheidungsträgerInnen in Österreich darzustellen. Damit soll es ermöglicht werden, dass sich Österreich in Diskussions- und Entscheidungsprozessen auf EU-Ebene rechtzeitig positionieren kann und hier, sowie bei entsprechenden EU-weiten Zulassungsanträgen, fachlich fundiert die speziellen Ansprüche des „Waldlandes“ Österreich geltend machen kann.

Dazu werden die spezifischen Herausforderungen an die Umweltrisikoprüfung erarbeitet und die rechtlichen Grundlagen und Anforderungen an die Risikoabschätzung dargestellt. Des Weiteren werden spezielle Charakteristika transgener Bäume und potenzielle Risiken diskutiert. Basierend darauf wird beschrieben, welche speziellen Aspekte in der Umweltrisikoprüfung abgedeckt werden müssen. Der Fokus liegt dabei auf transgenen Waldbäumen, wobei auch der Übergangsbereich zu Wildobst berücksichtigt wird.

Zusätzlich werden mögliche Auswirkungen des Anbaus von transgenen Bäumen auf die Funktionen des Waldes (Nutz-, Schutz-, Wohlfahrts- und Erholungsfunktion) anhand von Fallbeispielen diskutiert. Dabei wird sowohl der Wald als Wirtschaftsfaktor betrachtet, als auch als Ökosystem mit vielfältigen Funktionen. Des Weiteren wird diskutiert, wie die rechtlichen Grundlagen Schutzgebiete und andere Schutzobjekte des Naturschutzes speziell im Waldbereich berücksichtigen.

Da die Umweltrisikoprüfung aufgrund der gesetzlichen Vorgaben fallspezifisch zu erfolgen hat, kann und soll im Rahmen dieses Berichts keine Bewertung, d. h. ob transgene Bäume als „sicher“ oder „unsicher“ zu bezeichnen sind, erfolgen. Da sozio-ökonomische Aspekte nicht Teil der Umweltrisikoprüfung sind und sich die Diskussionen zu diesem Thema, wie oben beschrieben, erst am Anfang befinden, kann hier auch keine Erarbeitung von spezifischen Aspekten für eine sozio-ökonomische Bewertung erfolgen. Im Zuge der Beschreibung des aktuellen Stands der Forschung und Entwicklung werden aber die intendierten Vorteile der gentechnischen Veränderungen beschrieben. Im Zuge der Auswirkungen auf den Wald als Wirtschaftsfaktor, wie oben angeführt, werden des Weiteren potenzielle Risiken mit potenziellen Vorteilen in Beziehung gesetzt.

Dieser Bericht ist wie folgt in drei Blöcke gegliedert:

- Grundlagen: Dieses Kapitel gibt einen Überblick über transgene Bäume. Dazu werden unter anderem technische Aspekte sowie der Stand der Forschung und Entwicklung präsentiert. Dazu gehört eine Beschreibung der transformierten Baumarten und der transgenen Eigenschaften (siehe Kapitel 2).
- Umweltrisikoprüfung: In diesem Kapitel werden das Zulassungssystem in Europa sowie die gesetzlichen Vorgaben und Anforderungen an die Risikoabschätzung im Detail präsentiert. Des Weiteren werden mögliche Umweltauswirkungen und Risikohypothesen diskutiert und jene Aspekte gelistet, die Teil einer Umweltrisikoprüfung sein müssen (siehe Kapitel 3).
- Auswirkungen auf die Funktionen des österreichischen Waldes: In diesem Kapitel wird ein Überblick über waldbauliche Aspekte in Österreich gegeben und es werden mögliche Auswirkungen auf die Waldfunktionen im Zuge von Fallstudien diskutiert sowie die Zielsetzungen des Naturschutzes, wie z. B. in den Gentechnikvorsorgengesetzen der Bundesländer, beschrieben (siehe Kapitel 4).

2 GRUNDLAGEN

Nach der Definition der Freisetzungsrichtlinie versteht man unter einem gentechnisch veränderten Organismus einen „*Organismus mit Ausnahme des Menschen, dessen genetisches Material so verändert worden ist, wie es auf natürliche Weise durch Kreuzen und/oder natürliche Rekombination nicht möglich ist*“ (RL 2001/18/EG, Art. 2, 2).

Die gegenwärtig bestehende Kontroverse auf EU-Ebene, ob eine Reihe anderer Techniken der gängigen Definition transgener Organismen unterliegt, ist auch für transgene Bäume relevant. Beispiele für derartige Techniken im Graubereich dieser Definition sind die gerichtete Einführung von einzelnen oder multiplen Mutationen in das Baumgenom mit Oligo-dirigierter bzw. Zink-Finger-Proteingesteuerter Mutagenese, die Cisgenese oder das Aufpfropfen von nicht gentechnisch veränderten Edelreisern auf transgene Wurzelstöcke. Ein weiteres Beispiel ist die Infiltration von Baumgewebe mit transgenen Agrobakterien, welche die vorübergehende Expression von transgenen Konstrukten bewirkt, ohne dass diese stabil erhalten bleiben bzw. vererbt werden (LUSSEY et al. 2012).

Die Forschung rund um gentechnisch veränderte Organismen nimmt in der EU einen großen Stellenwert ein. So wurden entsprechende Forschungsprojekte zwischen 1982 und 2010 von der Europäischen Kommission mit insgesamt 300 Millionen Euro kofinanziert (ECONOMIDIS et al. 2010). Einer der Schwerpunkte ist im Bereich der Umweltrisiken angesiedelt und beschäftigt sich u. a. mit horizontalem Gentransfer, Umwelteinflüssen, Interaktionen zwischen Pflanzen und Mikroorganismen, Ernährungssicherheit und Risikoanalysen (ECONOMIDIS et al. 2010).

Forschungs- und Entwicklungsarbeit an transgenen Bäumen wird zum überwiegenden Teil im öffentlichen Sektor durchgeführt, im Besonderen an Universitäten und Forschungsinstituten (PILATE et al. 2012). Während vor etwa 20 Jahren noch einige Firmen an der Entwicklung transgener Bäume interessiert waren, hat sich durch Konsolidierung und Strategiewechsel nur eine kleine Handvoll Firmen erhalten, die diese Entwicklung derzeit weiterverfolgen, wie z. B. ArborGen (HINCHEE et al. 2011a,b).

Die Universitäten und Forschungsinstitute kann man in zwei Gruppen einteilen. Auf der einen Seite gibt es jene, die mit großer staatlicher Unterstützung an der Entwicklung von transgenen Bäumen arbeiten (im Wesentlichen beschränkt sich das auf Akteure in China). Auf der anderen Seite gibt es solche, welche die Mittel für ihre Forschungen im Wettbewerb um Projektförderungen einwerben müssen. Daraus ergibt sich, dass z. B. Feldversuche, die von diesen Institutionen angelegt werden, oft sehr klein und zeitlich beschränkt geblieben sind. Akteure im öffentlichen Sektor müssen dabei ihre Vorhaben und Ergebnisse transparent machen, etwa durch die Veröffentlichung von Forschungsergebnissen (PILATE et al. 2012). Dadurch ist die Information der Öffentlichkeit gewährleistet.

Als Grundlage für die weitere Diskussion soll in diesem Kapitel ein Überblick über technische Aspekte und den Stand der Forschung und Entwicklung transgener Bäume gegeben werden. Dabei werden unter anderem Herausforderungen bei der Weiterentwicklung transgener Bäume angesprochen sowie ein Überblick gegeben, welche Baumarten gentechnisch verändert wurden, welche neuen Eigenschaften diese aufweisen und welche Ziele mit der Entwicklung

verfolgt werden. Dieser Überblick basiert auf einer Literaturrecherche (Scopus Literaturdatenbank) sowie der Verwendung einer seit 1991 fortlaufend gepflegten, mittlerweile ca. 10.000 Einträge zählenden, Literaturdatenbank zu Genetik, Gentechnik und Forstwirtschaft am Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft (BfW). Davon ausgehend wurden relevante Artikel ausgefiltert und vor allem mit Google Scholar (<http://scholar.google.com>) weiterführende Publikationen zusammengetragen, die als wesentliche Referenzen zitiert werden. Dabei wurden besonders Übersichtsarbeiten (sogenannte „reviews“) berücksichtigt. Die resultierende Sammlung umfasst derzeit mehr als 400 Arbeiten, die einheitlich beschlagwortet wurden.

2.1 Technische Aspekte

Im Vordergrund der wissenschaftlichen Forschung über transgene Bäume stand ursprünglich die Erforschung der Mechanismen des Gentransfers sowie die Frage, ob diese bei Bäumen anders ablaufen als bei landwirtschaftlichen Kulturpflanzen. Die Effekte eines Gentransfers auf langlebige Pflanzen – etwa die Stabilität der Genexpression über mehrere Jahre im selben Individuum – waren noch nicht ausreichend erforscht. Die ersten erfolgreichen Transformationsversuche zielten deshalb darauf ab, eine geeignete Strategie zu finden, mit der transformierte Zellen und Pflanzenteile von nicht transformierten unterschieden werden können, um daraus reine transgene Bäume regenerieren zu können. Damals standen als geeignete Selektionsmarker praktisch nur Antibiotikaresistenz- und Herbizidtoleranz-Gene zur Verfügung. Auch die Verwendung von *Agrobacterium* als Vehikel war vorerst fast zwingend vorgegeben. Mit diesen Methoden gelang zuerst die Transformation von Pappeln (*Populus*, FILLATTI et al. 1987) und bald danach auch die von Lärchen (*Larix*, HUANG et al. 1991). Andere Methoden, wie z. B. Biolistik, Protoplasten- oder Pollenschlauch-Transformation (z. B. ZHENG 2010) wurden zwar bei allen Baumgruppen vereinzelt angewandt, treten in ihrer Bedeutung aber zunehmend in den Hintergrund.

Ein weiterer wichtiger Faktor ist die Vermehrbarkeit transformierter Zellen und ihre Weiterentwicklung zu vollständigen Pflanzen. Hier ist man praktisch zu 100 % auf Gewebekulturtechniken angewiesen. Bei vielen Baumarten spielt besonders die somatische Embryogenese (das Entstehen von Embryos, also Keimlingen, aus Körperzellen der Pflanzen) eine wichtige Rolle. Somatische Embryos bzw. das Gewebe in der *in vitro*-Kultur lassen sich oft entscheidend leichter transformieren.

Gemessen an der Anzahl der durchgeführten genetischen Transformationsexperimente spielt die Grundlagenforschung zur Aufklärung der genetischen Steuerung baumspezifischer Lebensvorgänge noch immer die größte Rolle. Im Gegensatz zur angewandten Forschung steht dabei eine unmittelbare Nutzung der transgenen Bäume vorerst nicht im Fokus.

2.1.1 Grundlagenforschung: Techniken & Methoden

Während die ersten Transformationsversuche noch auf z. B. bakterielle Gene und virale Promotoren angewiesen waren, hat die zunehmende Erforschung (baum-)artspezifischer Gene und Promotoren sowie die Entdeckung der „Antisense“-Technologie und von RNA Interferenz (RNAi), zu mehreren neuen Forschungsansätzen geführt. Gentechnische Methoden kommen beispielsweise bei der sogenannten *random mutagenesis* zur Anwendung. Dabei können einerseits *gene trap* Vektoren verwendet werden, die nur ein Reporter-Gen ohne Promoter tragen. Wenn diese in der Nähe eines pflanzeigenen Promoters integriert werden, signalisieren sie durch ihre Aktivität die Wirkung dieses Promoters (MEILAN et al. 2010). In ähnlicher Weise verfährt man mit *enhancer-trap* Konstrukten. Hier liegt ein minimaler Promoter vor dem Reporter-Gen. Dessen Expression wird erst durch pflanzeigene Promotoren soweit verstärkt, dass Ergebnisse sichtbar werden (MEILAN et al. 2010). Die pflanzeigenen Genelemente an der Insertionsstelle können dargestellt und analysiert werden.

Umgekehrt wird bei der *activation tagging* Methode nur ein starker *enhancer*, also ein die Genexpression verstärkender Promotor, in das Transformations-Konstrukt eingebaut. Abhängig von seiner Insertionsstelle aktiviert er die Expression von Genen in der Umgebung. Die Auswirkungen dieser Vorgänge auf den Phänotyp lassen sich wiederum analysieren. Aus solchen Experimenten kann man relativ rasch eine Aussage über die Wirkungen einer Vielzahl von pflanzeigenen Genen machen (MEILAN et al. 2010). In den USA und in Kanada wird z. B. versucht, möglichst alle Gene der Pappeln durch so eine Analyse zu untersuchen (A. Séguin, V. Busov, persönliche Mitteilung). Für manche Lebensvorgänge oder für Stoffwechselforgänge in den Zellen ist dabei aber auf aufwändigere Analysetechniken zurückzugreifen (z. B. Holzanalysen, Analysen der Metaboliten usw.).

RNAi ist eine relativ neue Technik. Aus der Beobachtung, dass Doppelstrang-RNA oft die Expression von Genen mit gleichen Sequenzelementen stört (meist unterdrückt), hat sich als Anwendung die gezielte Ausschaltung einzelner Gene ergeben. Diese Methode verdrängt zusehends die vorher für ähnliche Zwecke gebrauchte „Antisense“-Technologie. Dabei ist ein Vorteil bei RNAi, dass alle Kopien eines bestimmten Gens zugleich ausgeschaltet werden können, egal auf welchen Chromosomen sie liegen. In eine ähnliche Richtung zielt die Verwendung des Gens RAD54 aus Hefen oder von Zink-Finger Nukleasen zur Ausschaltung von Genexpression (MEILAN et al. 2010). Damit kann die transgene DNA an eine bestimmte Stelle im Genom eingebaut werden bzw. können an einer bestimmten Stelle zielgerichtet Mutationen ausgelöst werden.

Dennoch sind auch für Anwendungen in der Grundlagenforschung noch technische Verbesserungen erwünscht (MEILAN et al. 2010). Dazu zählen eine bessere Effizienz bei der Regeneration von Pflanzen und Bäumen aus genetisch transformiertem Zellmaterial, bessere Selektionssysteme zur Erzielung reiner transformierter Zelllinien, die einfachere Entfernung von Marker- und Reporter-Genen, das „stacking“ von mehreren transgenen Konstrukten durch aufeinander folgende Transformationsereignisse in derselben Pflanze und die Unterbindung der Ausbreitung der Transgene (durch Pollen und Samen) mittels Ausschaltung der Blüh-Funktionen.

2.1.2 Angewandte Forschung & Entwicklung

In der angewandten Forschung soll die Gentechnik den Züchtungsprozess von Bäumen unterstützen. Aufgrund spezifischerer Eigenschaften von Bäumen, wie z. B. der vergleichsweise langen Zeitdauer bis zum Erreichen der Fortpflanzungsreife und der langen Zeit, die bei manchen Baumarten bis zur Ausprägung bestimmter relevanter Eigenschaften wie Holzqualität und Ertrag verstreicht, ist eine zielgerichtete Züchtung bei Bäumen langwieriger als bei einjährigen Kulturpflanzen.

Parallel zur raschen Entwicklung moderner Biotechniken wurde deshalb in den letzten Dekaden versucht, derartige Technologien in Züchtungsprogramme für wirtschaftlich interessante Baumarten zu integrieren (PIJUT et al. 2007). Das betrifft einerseits die Entwicklung und Herstellung von transgenen Bäumen, andererseits aber auch die Einbeziehung einer ganzen Reihe anderer Biotechnologien. Dies inkludiert unter anderem *in vitro*-Techniken für die Vermehrung von Pflanzenmaterial, die Entwicklung molekularer Marker für bestimmte Baumeigenschaften, die Anwendung dieser Marker für die Unterstützung konventioneller Züchtung sowie die Nutzung von Forschungsergebnissen aus dem Bereich der Genomik zur Identifikation von züchtungsrelevanten Zielgenen (BOERJAN 2005, KANOWSKI 2011). Diese Techniken können auch in Kombination eingesetzt werden und werden in der Praxis in verschiedener Weise kombiniert. Definitionsgemäß gilt aber nur die Herstellung von transgenen Bäumen mit rekombinantem Erbmaterial als „gentechnische Veränderung“ von Bäumen.

Obwohl transgene Bäume nicht ohne ein Zulassungsverfahren (inklusive Risikoabschätzung) verwendet werden können, wird die Herstellung von transgenen Bäumen dort in Betracht gezogen, wo konventionelle Züchtungsverfahren Nachteile aufweisen (MATHEWS & CAMPBELL 2000, FLACHOWSKY et al. 2009). Zum einen können bestimmte Zielgene und Zieleigenschaften von Bäumen in erblicher Form modifiziert werden, ohne dass der gesamte andere genetische Hintergrund verändert wird. Dies passiert bei konventioneller Züchtung naturgemäß, wenn keine Inzuchtlinien verfügbar sind, wie das bei Bäumen typischerweise der Fall ist. Zum anderen kann, wenn definierte Gene übertragen werden sollen, eine bestimmte Modifikation rascher als durch konventionelle Züchtung verwirklicht werden. Dies ist vor allem bei Baumarten relevant, die eine lange Zeit bis zum Erreichen der Reproduktionsfähigkeit benötigen. Des Weiteren können durch gentechnische Veränderung auch Gene in eine bestimmte Baumart transferiert werden, die aus sexuell nicht kompatiblen Pflanzenarten bzw. aus anderen Organismen stammen.

Manche Voraussetzungen für die konventionelle Züchtung, wie sie bei den meisten einjährigen Kulturpflanzen mit langer Verwendungstradition gegeben sind, fehlen zudem bei vielen Baumarten, insbesondere bei Arten, die nicht für den Obstbau genutzt werden. Züchtungsrelevant sind z. B.:

- ein hoher Grad an Domestikation,
- eine gute Kenntnis der genetischen Grundlagen für nutzungsrelevante Eigenschaften,
- die einfache Rückkreuzbarkeit zur Erzeugung von gut definierten Züchtungslinien sowie zum Einkreuzen von speziellen Eigenschaften, wie z. B. Krankheitsresistenzen aus Wildformen, ohne dass dabei vorhandene erwünschte Eigenschaften wieder verloren gehen, und

- die Möglichkeit, in Zuchtprogrammen eine sehr große Zahl an Pflanzenindividuen rasch auf ihre Eigenschaften testen zu können (siehe z. B. FLACHOWSKY et al. 2009).

Bei hochwachsenden Baumarten fehlt oftmals auch die Möglichkeit zur gezielten Bestäubung. Bei Obstbäumen gibt es zwar eine längere Zuchttradition, dafür sind bei diesen Baumarten die Anforderungen an die (Frucht-)Qualität der erzeugten Sorten und die Aussagekraft der Risikoabschätzung besonders hoch (GAMBINO & GRIBAUDO 2012). Beiden Fällen ist gemeinsam, dass sich die Züchtung sehr stark auf die Selektion von geeigneten Individuen aus zahlreichen Kandidaten stützt.

2.1.3 Herausforderungen

In diesem Kapitel sollen technische und biologische Aspekte der Entwicklung transgener Bäume angesprochen werden, die in Bezug auf die Identifizierung potenzieller Risiken und somit für die Umweltrisikoprüfung relevant sein können.

Herausforderungen bei der Herstellung von transgenen Bäumen bzw. für die geeignete Charakterisierung ihrer (Umwelt-)Eigenschaften stellen beispielsweise folgende Aspekte dar:

- Manche Probleme bei der Entwicklung transgener Bäume sind auf technische Schwierigkeiten bei der Erzeugung solcher Produkte zurückzuführen. Diese Schwierigkeiten liegen z. B. in einer geringen Effizienz der angewendeten Transformationsmethoden bei bestimmten Baumarten bzw. -gewebetypen.
- Andere Herausforderungen sind durch die biologischen Eigenschaften der Baumarten begründet, die gentechnisch verändert werden sollen. Insbesondere sind bei Bäumen durch ihre Langlebigkeit z. B. Herausforderungen in Bezug auf die langfristige Stabilität der Expression von Transgenen und der dadurch beeinflussten transgenen Merkmale bei einzelnen Transformationsereignissen zu beachten.
- Weitere Herausforderungen liegen in der Natur der erwünschten Zieleigenschaften begründet. Die für manche Züchtungsziele verwendeten Transgene weisen sehr komplexe Wirkungsmechanismen auf und die möglichen pleiotropen Wirkungen sind in vielen Fällen nicht ausreichend charakterisiert.
- Wegen ihrer langen Lebensdauer und der unterschiedlichen Lebensphasen (Sämling – Jungpflanze – Stangenalter – Altersphase) fällt die Prüfung der Züchtungsprodukte von Bäumen länger aus als bei einjährigen Pflanzen.

Abhängig von der betrachteten Baumart ist die Herstellung von transgenen Bäumen mit unterschiedlich großen technischen Herausforderungen behaftet. Neben Hindernissen bei der Transformation der verwendeten Baumzellen treten oftmals Schwierigkeiten bei der Regeneration von Bäumen aus dem transformierten Pflanzenmaterial auf (für eine Übersicht siehe HARFOUCHE et al. 2011). Beispiele dafür sind:

- Unterschiedliche, teils sehr niedrige Transformationsraten bei der Anwendung der gängigen Transformationsmethoden (*Agrobacterium*-vermittelte Transformation und Einbringen von transgener DNA in Baumzellen mittels Partikelkanone).

- Wie bei anderen transgenen Pflanzen kann die ungerichtete Insertion der Transgene auch bei transgenen Bäumen unerwartete und/oder unerwünschte Wirkungen zur Folge haben.
- Unterschiedliche Verfügbarkeit und Eignung von Markergenen, die bei der Selektion transformierter Zellen bzw. transgener Nachkommenpflanzen verwendet werden können.
- Schwierigkeiten bei der Regeneration von ganzen Pflanzen aus Zellen bzw. Zellkulturen, die durch Infektion mit transformierten Agrobakterien oder durch biolistischen Partikelbeschuss gentechnisch verändert wurden, sowie praktische Schwierigkeiten bei der Kultivierung von transgenen Bäumen über das Jugendstadium bewurzelter Pflanzen aus *in vitro*-Kulturen hinaus (HARFOUCHE et al. 2011).

Wie die angeführten Beispiele transgener Bäume (siehe Kapitel 2.2.2) zeigen, sind anfängliche technische Schwierigkeiten bei vielen Baumarten bereits überwunden bzw. können sie durch umfassende Anstrengungen bei der Weiterentwicklung der Transformations- bzw. Regenerationsmethoden überwunden werden.

2.1.3.1 Transformation

Wie bei anderen Pflanzenarten auch, werden zur Transformation von Baumzellen hauptsächlich gängige Transformationsmethoden, insbesondere *Agrobacterium*-vermittelte Transformation und das Einbringen von transgener DNA in Baumzellen mittels Partikelkanone (sogenannte „biolistische“ Transformation) eingesetzt (VAN FRANKENHUYZEN & BEARDMORE 2004).

Während in den Anfangszeiten aus technischen Gründen bei Gymnospermen auch biolistische Verfahren zum Einsatz kamen (PENA & SÈGUIN 2001), wurden mittlerweile für die meisten Baumarten ausreichend effiziente Methoden der *Agrobacterium*-vermittelten Transformation entwickelt (HARFOUCHE et al. 2011). Für die überwiegende Zahl von Baumarten werden derzeit diese *Agrobacterium*-gestützten Methoden verwendet (CASTELLANOS-HERNANDEZ et al. 2011). Andere Methoden, wie z. B. Transformation durch Elektroporation, werden nur vereinzelt eingesetzt, z. B. bei bestimmten Baumarten wie der Erle (*Alnus*), bei denen andere Ansätze nicht erfolgreich waren (PIJUT et al. 2007).

Die Transformationseffizienz ist abhängig von der jeweiligen Baumart und meist von Linie zu Linie unterschiedlich groß (z. B. GAMBINO & GRIBAUDO 2012). Eine Schwierigkeit bei der Herstellung von transgenen Bäumen mit bestimmten Linieneigenschaften ist der Umstand, dass Zellen von Elitelinien und adulten Individuen oft nur schwer transformierbar sind (PIJUT et al. 2007).

Bei der Transformation von Baumzellen bereitet besonders die in vielen Fällen hohe Zahl von nicht transformierten Pflanzen nach der Reperation zu Jungpflanzen Schwierigkeiten (PENA & SÈGUIN 2001). Bei manchen Baumarten, z. B. *Prunus*-Arten, lag die Transformationseffizienz bei Verwendung eines positiven Selektionsmarkers (Antibiotika- bzw. Herbizidresistenz) anfangs nur bei 2,5 % der regenerierten Pflanzen. Seither konnte jedoch bei vielen Baumarten die Transformationseffizienz gesteigert werden.

Die zur Herstellung transgener Bäume eingesetzten Transformationsmethoden bewirken die ungezielte Integration der rekombinanten DNA in das Erbgut der Zielart. Dadurch kann es zu verschiedenen positionsabhängigen Effekten kommen. So können z. B. an den Integrationsstellen befindliche endogene Regulationssequenzen bzw. Gene in ihrer Funktion verändert oder beeinträchtigt werden. Zusätzlich können Transgene im Zielorganismus zusätzliche Wirkungen zur beabsichtigten hervorrufen. Des Weiteren kann die Integration transgener Konstrukte auch mittels epigenetischer Effekte die Regulation der Genexpression genomweit verändern. Das Auftreten einer signifikanten Zahl von solchen Veränderungen ist für alle verwendeten Transformationsmethoden, insbesondere für die biolistische Transformation, bekannt und auch für einjährige Kulturpflanzen beschrieben. Man spricht dabei von pleiotropen Effekten.

2.1.3.2 Markergene

Wie schon erwähnt, werden zur Selektion von gentechnisch veränderten Bäumen nach der Regeneration aus transformierten Zellen meist positive Selektionsmarker, wie z. B. Antibiotika- bzw. Herbizidresistenz-Gene eingesetzt. Eine Übersicht über die für die Transformation von Pflanzen gebräuchlichen (Selektions-)Marker geben WEI et al. (2011). Im Hinblick auf die Risikoabschätzung wird das Vorhandensein solcher transgener Eigenschaften vielfach kritisch beurteilt. Diesen Bedenken liegt unter anderem der Umstand zugrunde, dass bei transgenen Bäumen die Verbreitung von Transgenen und somit auch Markergenen durch vertikalen und horizontalen Genfluss für wahrscheinlich und relevant gehalten wird (HARFOUCHE et al. 2011).

Kritisiert wird vor allem die Benutzung von Antibiotikaresistenzmarkern, deren Vorhandensein in transgenen Bäumen nach der Transformation funktionell nicht mehr notwendig bzw. sinnvoll ist (z. B. GARTLAND et al. 2003). Der Richtlinie 2001/18/EG zufolge soll eine derartige Anwendung von Antibiotikaresistenzmarkern unterlassen werden, um einen weiteren Eintrag solcher Gene in die Umwelt zu vermeiden (RL 2001/18/EG; Art. 4 (2)). Als alternatives technisches Hilfsmittel bei der Transformation werden vielfach Herbizidresistenz-Gene verwendet (PENA & SÈGUIN 2001, VAN FRANKENHUYZEN & BEARDMORE 2004). Auch wenn diese Transgene nicht zur Vermittlung von Herbizidresistenz als beabsichtigte transgene Eigenschaft der betreffenden transgenen Bäume eingesetzt werden, müssen sie im Zuge der Umweltrisikoprüfung der betreffenden transgenen Bäume berücksichtigt werden.

Zur Eindämmung einer unerwünschten Verbreitung von heterologen (artfremden) Markergenen werden als technische Maßnahmen das Herbeiführen von (männlicher) Sterilität bei transgenen Bäumen oder die genetische Veränderung des Plastiden- und nicht des Kerngenoms diskutiert. Es wird aber darauf hingewiesen, dass Ansätze zur Verwendung steriler Bäume derzeit nicht ausgereift und wirksam genug für eine kommerzielle Verwendung sind (VALENZUELA et al. 2006, HARFOUCHE et al. 2011). Darüber hinaus werden als mögliche Risiken der Verwendung von sterilen Bäumen unerwünschte Wirkungen auf die Biodiversität durch verringerte oder fehlende Ausbildung von Blüten, Pollen oder Früchten ins Treffen geführt (VALENZUELA et al. 2006, STEINBRECHER & LORCH 2008). Bei der Bewertung solcher Auswirkungen ist auch das Phänomen der Mastjahre (Jahre mit verstärkter Samenbildung) zu berücksichtigen.

Die alternativ diskutierte Methode der Plastidentransformation würde die Verbreitung von Transgenen durch Pollen transgener (Laub-)Bäume einschränken. Sie ist allerdings nicht universell bei allen Baumarten anwendbar, da Plastiden nur bei Angiospermen maternal vererbt werden. Bei Gymnospermen dagegen werden sie paternal, d. h. über Pollen, weitergegeben (CASTELLANOS-HERNANDEZ et al. 2011). Da mittlerweile von nahezu allen Baumarten die komplette Nukleotidsequenz ihrer Chloroplasten-Genome verfügbar ist, ist die Grundlage gelegt, die Effizienz dieser Transformationstechnik zu verbessern. Es wird allerdings auf die grundsätzliche Problematik hingewiesen, dass auch bei Laubbäumen ein geringes Maß an paternaler Weitergabe von Plastiden beobachtet wird (CASTELLANOS-HERNANDEZ et al. 2011). Trotz einer erfolgreichen Demonstration der Anwendung bei einzelnen Arten, wie Pappeln (*Populus*, OKUMURA et al. 2006), besteht für eine breitere Anwendung noch weiterer Entwicklungsbedarf (z. B. CASTELLANOS-HERNANDEZ et al. 2011, HARFOUCHE et al. 2011).

Auch andere Selektionsmarker-Systeme, die alternativ zu Antibiotika- bzw. Herbizidresistenz-Genen für die Selektion von transformierten Baumpflanzen genutzt werden könnten (z. B. Verwendung von transgenen Stoffwechselgenen, wie dem Phosphomannose-isomerase-Gen (PMI) aus *E. coli* als positive Selektionsmarker), sind nicht für alle Baumarten anwendbar (GAMBINO & GRIBAUDO 2012).

Strategien zur selektionsmarkerlosen Herstellung von transgenen Bäumen, wie die bei einjährigen Pflanzen oft verwendeten Co-Transformationssysteme können bei vielen Baumarten, speziell solchen, die hauptsächlich vegetativ vermehrt werden, oder bei Arten mit langer Generationsdauer, nicht problemlos verwendet werden. Auch andere Systeme der „markerlosen“ Transformation, z. B. unter Verwendung des Cre-Lox-Rekombinationssystems, befinden sich erst in frühen Stadien der Entwicklung und werden nicht in absehbarer Zeit anwendungsreif sein (GAMBINO & GRIBAUDO 2012). Nur bei wenigen Arten, wie z. B. Apfelbäumen (*Malus*), ist die Transformationseffizienz schon hoch genug, um auf Selektionsmarker verzichten zu können.

2.1.3.3 Vermehrung und Vermehrbarkeit transgener Bäume

Wie bereits erwähnt, spielt die Vermehrung von Ausgangsmaterial oder der transgenen Pflanzen selbst eine wesentliche Rolle bei der Entwicklung und Vermarktung. Transformationsereignisse betreffen einzelne Pflanzen oder genauer gesagt Pflanzenzellen. Stammen diese Zellen aus genetisch identem Pflanzenmaterial, also aus Klonen, ergeben sich Zelllinien und letztlich Pflanzen, die sich nur durch die Integrationsstelle des Transgens (sowie eventuell durch die Anzahl der in das Genom integrierten Genkopien) unterscheiden. Bei der Transformation von somatischen Embryos oder bei der Transformation eines bestimmten Pappelklons ist das oft der Fall.

Die Vermehrung dieser Zelllinien erfolgt im Wesentlichen auf vegetativem Weg, d. h. ohne Samen sondern über Meristemteilung und oft über Stecklinge. Auch Pfropfungen (wie bei Obstbaumsorten) sind denkbar. Da der Aufwand zur Herstellung vieler verschiedener Zelllinien groß ist und sich bei der Verwendung von genetisch unterschiedlichem Ausgangsmaterial (also unterschiedlichen Klonen) multipliziert, ist zumindest in der Anfangsphase der Kommerzialisierung transgener Bäume mit dem Vermarkten von Klonen zu rechnen. Dabei sind die Bestimmungen der Gesetze im forstlichen Vermehrungsgutwesen zu beachten (siehe z. B. MUHS 2010).

Eine Herausforderung bei der Herstellung transgener Bäume sind Schwierigkeiten bei der Regeneration von Bäumen mit normaler Entwicklungskompetenz aus transformierten Zellen. Im Unterschied zu landwirtschaftlich genutzten Kulturarten, wie z. B. Mais (*Zea mays*), Soja (*Glycine max*) oder Raps (*Brassica napus*), bei denen Methoden der gentechnischen Veränderung schon lange als Routine etabliert sind, bereitete bei manchen Baumarten – darunter vielen wirtschaftlich interessanten – die Regeneration von Jungpflanzen aus explantierten, *in vitro* kultivierten Zellen durch „Organogenese“ besonders am Anfang größere Schwierigkeiten (PENA & SÈGUIN 2001). Mittlerweile sind aber für einige forstwirtschaftlich bedeutende Baumarten – darunter hauptsächlich Laubbaumarten – Methoden zur Mikropropagation von Meristemen sowie der Bewurzelung von regenerierten Sprossen entwickelt worden (PIJUT et al. 2011). Bei Nadelhölzern werden nicht undifferenzierte Zellen (Kalli) oder Meristeme, sondern somatische Embryos bzw. embryogene Suspensionsmassen im Zuge der somatischen Embryogenese transformiert (PENA & SÈGUIN 2001). Dabei werden Zellen transformiert, welche die Fähigkeit haben Embryos zu bilden, aus denen sich anschließend Jungbäume entwickeln können. Somatische Embryogenese bei Forstbäumen wurde zwar anfangs mit der Absicht zur Vermehrung von Eliteklonen entwickelt, dieses Ziel konnte jedoch kaum verwirklicht werden ("Eliteklone" spielen in der Forstwirtschaft außer bei Pappeln (*Populus*) und Eukalyptus (*Eucalyptus*) kaum eine Rolle). Sie hat sich aber als wesentliches Hilfsmittel für die gentechnische Veränderung vieler Baumarten etabliert (VAN FRANKENHUYZEN & BEARDMORE 2004). Bei manchen Laubgehölzen ist die Induktion der somatischen Embryogenese ausgehend von vegetativem Material (z. B. Blattgewebe, Infloreszenzgewebe) gelungen (PIJUT et al. 2007).

Bei vielen (Nadelbaum-)Arten können embryogene Zellen in zygotischen Embryos, Samen oder Keimlingen gefunden werden. Da solche Zellen aus einem sexuellen Fortpflanzungsvorgang stammen, entsprechen sie in ihrer genetischen Konstitution nicht mehr genau dem Genotyp der im Hinblick auf eine bestimmte Kombination erwünschter Eigenschaften ausgewählten Ausgangsbäume. Wie bei der konventionellen Vermehrung von Waldbäumen wird darauf gebaut, dass die Verwendung geprüfter Mutterbäume in qualitativ akzeptablen Jungpflanzen resultiert.

2.2 Stand der Forschung & Entwicklung

2.2.1 Transgene Eigenschaften

Zu den gentechnischen Veränderungen, an denen derzeit geforscht wird, gehören unter anderem Merkmale zur Steigerung der Toleranz gegen biotische und abiotische Schadfaktoren sowie Merkmale zur Verbesserung des Wachstums (z. B. Herbizid- und Schaderregerresistenz, Stresstoleranz, Wachstumsregulation), verbesserte Produkteigenschaften (z. B. Holzqualität, Ligningehalt) und die Fähigkeit zum Abbau von Schadstoffen (ULRICH et al. 2006). Als "early flowering" bezeichnet man den Versuch, mit Hilfe von gentechnischen Methoden die lange juvenile Phase von Bäumen zu verkürzen und den Blühzeitpunkt, der bei den meisten kultivierten Waldbaumarten frühestens nach fünf bis zehn Jahren erreicht wird, vorzeitig zu erzielen.

Die Merkmale transgener Bäume, über die in der Literatur berichtet werden, lassen sich in verschiedenen Kategorien zusammenfassen, z. B. nach AHUJA (2009) oder SEDJO (2006):

- Holzqualität
 - Höhere Holzdichte (bedingt bessere holztechnologische Eigenschaften)
 - Reduzierter Ligningehalt (für eine effizientere Papierproduktion)
 - Veränderung der Ligninzusammensetzung zur leichteren Ligninentfernung bei der Papierproduktion (FAO 2010) bzw. zur Erhöhung der Effizienz in der Bioethanolgewinnung (MANSFIELD et al. 2012)
 - Verringerung des Frühholzanteils
 - Verbesserte Fasereigenschaften

- Anpassung an Umweltbedingungen
 - Toleranz gegen abiotische Schadfaktoren wie Trockenheits-, Salz-, Ozon- und Kältetoleranz
 - Krankheitsresistenz (Insekten, Mikroorganismen, Viren)
 - Verbesserung der Nährstoffaufnahme (v. a. Stickstoff- und Schwefelstoffwechsel)
 - Bioremediation (Schwermetalle, organische Chemikalien)

- Waldbauliche Aspekte
 - Zuwachserhöhung
 - Verbesserung des Baumhabitus (Stammform, Verzweigungsform etc.)
 - Blühmanagement (Sterilität)
 - Herbizidresistenz

In HERSCHBACH & KOPRIVA (2002) wird zudem der Aspekt der Verwendung transgener Bäume in der Erforschung der Baumphysiologie betont. Darauf aufbauend treffen die Autoren folgende Einteilung gentechnischer Forschungsgebiete, welche in Abbildung 1 dargestellt ist. Hervorgehoben wird v. a. die Verwendung von transgenen Bäumen (insb. Pappeln, *Populus*) als Modellpflanzen für wissenschaftliche Untersuchungen, welche neue Aufschlüsse zum Schwefel-, Stickstoff- und Hormonstoffwechsel erbrachten.

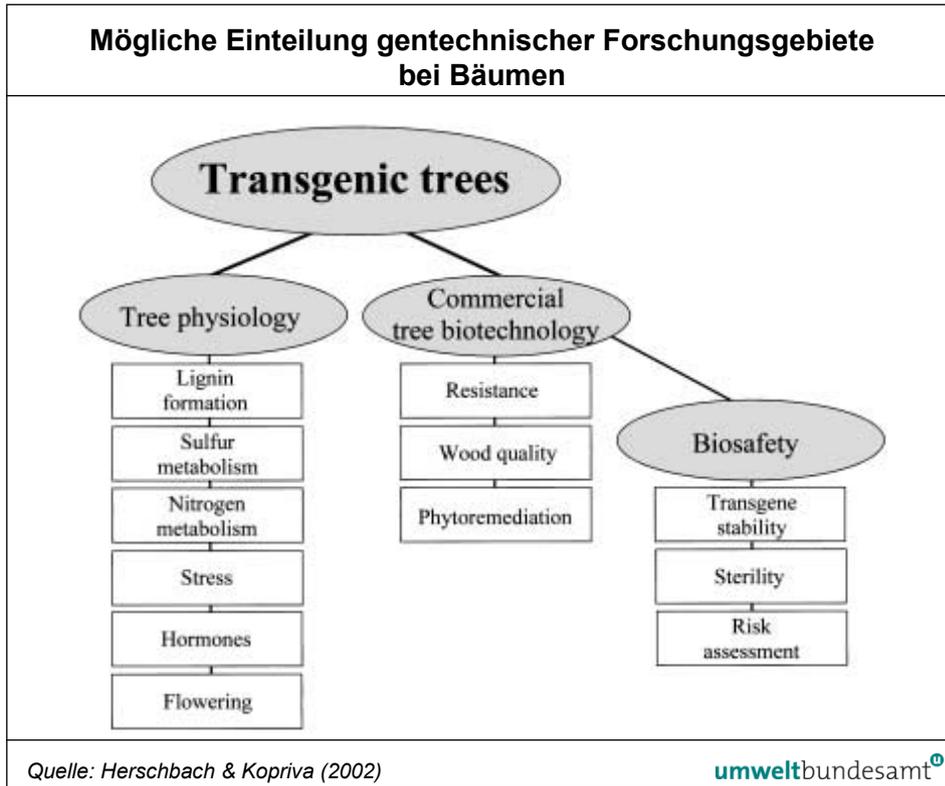


Abbildung 1:
Mögliche Einteilung gentechnischer Forschungsgebiete bei Bäumen.

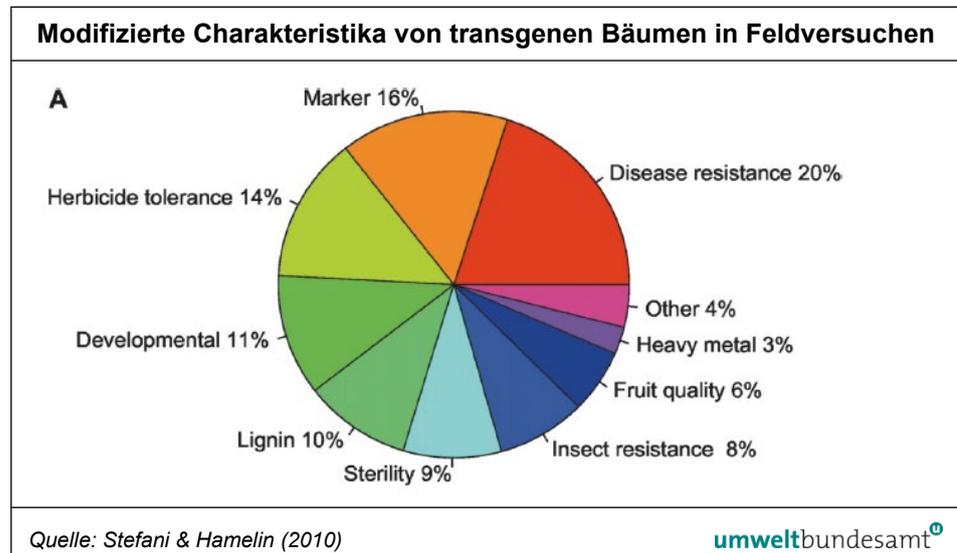
ULRICH et al. (2006) trafen folgende Einteilung der wesentlichen Ziele für die Erzeugung transgener Gehölze mit kommerzieller Bedeutung (siehe Abbildung 2).

Regulation von Wachstum und Entwicklung	erhöhtes Wachstum, Steigerung der Biomasseproduktion verbesserte Bewurzelung von Stecklingen Veränderung der Wuchsform Erzeugung von reproduktiver Sterilität Verkürzung der juvenilen Phase Bei Obstgehölzen: Erhöhung des Ertrages
Verbesserung der Produktqualität	Bei Forstgehölzen: Verringerung und / oder Veränderung der Ligninzusammensetzung Bei Obstgehölzen: Kontrolle der Fruchtreifung Verbesserung der Haltbarkeit und Lagerfähigkeit von Früchten Verringerung des Allergengehalts Bei Ziergehölzen: Veränderung der Blütenfarbe und -haltbarkeit Erhöhung der Produktion von Duftstoffen
Erzeugung von Resistenzen gegen Pathogene und Schädlinge	Insektenresistenz Bakterienresistenz Pilzresistenz Besonders bei Obstgehölzen: Virusresistenz
Herbizidresistenz	
Toleranz gegenüber abiotischen Stressfaktoren	Toleranz gegenüber Hitze, Trockenheit, Versalzung, Frost, Ozon, Schwermetalle
Fähigkeit zum Abbau oder zur Entgiftung von Schadstoffen	

Abbildung 2:
Überblick über die wichtigsten Zuchtziele bei Gehölzen mit gentechnischen Methoden (ULRICH et al. 2006)

Im Zuge einer umfangreichen Literaturstudie von STEFANI & HAMELIN (2010) über die Auswirkungen von transgenen Bäumen auf Pilze und Nicht-Zielpilze wurden generell die veränderten Charakteristika von transgenen Bäumen in Feldversuchen (n = 354) nach der Häufigkeit ihres Vorkommens dargestellt (siehe Abbildung 3). Die drei Hauptcharakteristika sind dabei Krankheitsresistenz (20 %), ausgewählte Markergene (16 %) und Herbizidtoleranz (14 %).

Abbildung 3:
Modifizierte
Charakteristika von
transgenen Bäumen in
Feldversuchen weltweit
im Jahr 2005 (n = 354).



Im Folgenden sollen einige der angeführten transgenen Eigenschaften bzw. Anwendungen im Detail diskutiert werden.

2.2.1.1 Ligninzusammensetzung

Da in der Papiererzeugung nur Zellulose als Rohstoff verwendet wird, muss das Lignin des Holzes zuvor mit aufwändigen chemischen Prozessen unter Verwendung entsprechender umweltbelastender Chemikalien entfernt werden. Die Anwendung gentechnischer Methoden bei Bäumen zur Veränderung der Holzqualität zielt deshalb darauf ab, den Ligningehalt des Holzes zu verringern und/oder seine Struktur so zu verändern, dass es leichter aus dem Holz herausgelöst werden kann (HUNTLEY et al. 2003). Man erwartet sich durch diese gentechnische Veränderung auch eine Verringerung der Umweltbelastung, falls Laborergebnisse von transgenen Bäumen mit verringertem Ligningehalt in die großbetriebliche Praxis umgesetzt werden können (HU et al. 1999, BAUCHER et al. 2003, ABRAMSON et al. 2010, ELLIS 2012). Holz mit geringerem Ligninanteil bzw. mit leichter entfernbarem Lignin könnte so zu einer Reduktion der Umweltbelastung auch in Österreich führen. Meist bilden Bäume mit reduziertem Ligningehalt zur Kompensation aus dem assimilierten Kohlenstoff auch mehr Zellulose, was in diesem Fall ein zusätzlicher erwünschter Effekt ist (HU et al. 1999, LI et al. 2003).

Gleichzeitig mit den ersten Experimenten zur Lignin-Modifikation wurde eine natürliche Mutations-Variante der *loblolly pine* (Weihrauch-Kiefer, *Pinus taeda*), einer nordamerikanischen Kiefernart, bekannt, die ein Schlüsselenzym der Ligninbiosynthese, CAD, praktisch nicht exprimiert (MACKAY et al. 1995, 1997, SEDEROFF et al. 1999, MERKLE & DEAN 2000). Der ursprünglich von der Mutati-

on betroffene Baum weist eine charakteristische Rotfärbung auf und war bereits wegen seines hervorragenden Wachstums in Zuchtprogrammen verwendet worden. Das „Nachbauen“ dieser natürlichen Variation durch Ausschaltung des CAD-Enzyms in anderen Baumarten führte ebenfalls zu Bäumen mit dieser gewünschten Eigenschaft des modifizierten Lignins (LAPIERRE et al. 1999). Allerdings zeigte sich in der Rückbetrachtung einer langen Reihe von Feldversuchen im Vergleich mit neueren Studien von großen Sammlungen natürlichen Baum-Lignins (PILATE et al. 2012), dass die Variationsbreite der "besten" transgenen Bäume ungefähr dem der natürlichen Varianten entspricht – eine Reduktion von minus 20 % ist in beiden Fällen möglich, darüber hinaus scheinen Stabilitätsparameter des Holzes zu versagen.

2.2.1.2 Toleranz gegen abiotische Faktoren

Geforscht wird auch an einer erhöhten Stresstoleranz gegen abiotische Faktoren mit dem Ziel, Bäumen eine höhere Widerstandsfähigkeit gegenüber Umwelteinflüssen wie z. B. Trockenheit, Hitze, Salz, extreme Lichtverhältnisse, Frost, aber auch Ozon oder Schwermetallbelastung zu verleihen (KELLISON 2010). Eine gute Zusammenfassung bisheriger Versuche findet sich bei MCDONNELL et al. (2010). Viele Ansätze zielen dabei auf das Redox-System ab, also auf das Gleichgewicht zwischen oxidierenden und reduzierenden Wirkungen in den Pflanzenzellen. Auch Eingriffe in den Schwefel- und Stickstoffhaushalt haben mitunter Auswirkungen auf die betreffenden biochemischen Metaboliten und können daher entsprechende positive Wirkungen hervorrufen (MCDONNELL et al. 2010). Die Komplexität dieser Stoffwechselforgänge und des Phänomens „Stress“ bei Bäumen war auch Gegenstand eines Forschungsprojektes am Bundesamt für Wald (BREITENBACH et al. 2006).

2.2.1.3 Phytoremediation

Einen Spezialfall der Toleranz gegen abiotische Faktoren stellt die Toleranz gegen Schwermetalle, wie oben schon angesprochen, dar. Die konkrete Anwendung der Phytoremediation soll im Folgenden beschrieben werden.

Unter Phytoremediation bzw. Phytosanierung versteht man das Anreichern oder Umsetzen von schädlichen Umweltchemikalien aus dem Boden in bzw. durch Pflanzen (ABHILASH et al. 2009). Bäume können durch ihre Höhe und ihr größeres Wurzelsystem *a priori* viel besser Schadstoffe anreichern bzw. umsetzen als kleine einjährige Pflanzen (YADAV et al. 2010). Allerdings ist eine Anreicherung z. B. von Schwermetallen im Holzkörper auch für Bäume schädlich und wird vermieden. Demgegenüber können Schwermetalle in Blättern angereichert (und mit diesen im Herbst abgeworfen) werden (CAPUANA 2011). Organische Chemikalien werden mitunter durch den Baumstoffwechsel abgebaut und unschädlich gemacht (DOTY et al. 2000, 2007). Prinzipiell können auch manche Nicht-GV-Bäume z. B. Trichlorethylen im Boden abbauen (STRYCHARZ & NEWMAN 2009), aber erst die erhöhte Effizienz, die manche transgene Bäume zeigen, macht diese Anwendung für die Praxis interessant (DOTY 2008). BITTSANSZKY et al. (2009) stellten z. B. Pappelklone zum Abbau von Paraquat im Boden vor. Selbst der Sprengstoff TNT kann durch diese Strategie in Böden abgebaut werden (TRAVIS et al. 2007).

Pappeln (*Populus*) sind für die Phytoremediation besonders geeignet, da sie schnell wachsen, tiefe Wurzeln ausbilden und schon von Natur aus in der Lage sind, Schwermetalle aus dem Boden aufzunehmen. Diese Fähigkeit soll durch bestimmte gentechnische Veränderungen verstärkt werden (VAN FRANKENHUYZEN & BEARDMORE 2004, ULRICH et al. 2006).

2.2.1.4 Krankheits- & Schädlingsresistenz

Ein weiteres Forschungsziel ist es, mittels Gentechnik die Gesunderhaltung von Bäumen zu unterstützen, etwa durch die Abwehr von Krankheiten und Schädlingen.

Mit Hilfe von Transgenen, die von *Bacillus thuringiensis* (*Bt*) stammen und auf Bäume (v. a. Pappel (*Populus*), aber auch Fichte (*Picea*), Apfel (*Malus*), Lärche (*Larix*)) übertragen werden, produzieren die Pflanzenzellen des Baumes einen für Fraßinsekten giftigen Wirkstoff. Hier sind vor allem durch (Anbau-)Versuche in China die Forschungen weit fortgeschritten (VAN FRANKENHUYZEN & BEARDMORE 2004, ULRICH et al. 2006).

Gegen Schadinsekten gerichtete Transformationsversuche werden z. B. von MCDONNELL et al. (2010) gelistet. Meist handelt es sich dabei um Bt-Toxine, die in Bäumen bzw. deren Blättern exprimiert werden, aber auch Polyphenol-Oxidase, ein Trypsin Inhibitor und ein Cystein-Proteinase-Hemmer wurden schon in die Genome von Baumarten eingebracht (MCDONNELL et al. 2010).

Virusresistenz wurde v. a. bei Obstbäumen mittels gentechnischer Methoden erreicht (z. B. Papaya (*Carica papaya*)). Eine erhöhte Pilzresistenz wurde in transgenen Pappeln gegenüber *Septoria musiva*, einem bedeutenden Erreger des Rindenkrebses, erzielt. Gegenwärtig arbeiten verschiedene ForscherInnen daran, mit Hilfe gentechnischer Methoden ein Mittel gegen das durch den Pilz *Ophiostoma novo-ulmi* verursachte Ulmensterben zu finden (VAN FRANKENHUYZEN & BEARDMORE 2004, ULRICH et al. 2006). Wie die Beispiele verdeutlichen, sind zahlreiche Baumarten von Krankheitsepidemien bedroht, die eine Vernichtung des gesamten Baumbestandes einer Art zur Folge haben können (z. B. Ulmensterben, Kastanienrindenkrebs, Eschentriebsterben oder der Asian longhorn beetle auf Eschen in Nordamerika). Im Gegensatz zur Insektenresistenz ist es bei Pilzkrankheiten bisher schwierig gewesen, geeignete Gene zur Vermittlung derartigen Resistenzeigenschaften zu finden. Einige Ansätze werden von MCDONNELL et al. (2010) aufgezählt. Der Einbau von Chitinasen, welche die Zellwände von Pilzen angreifen, ist eine solche Strategie. Bakterien sind generell ein weniger verbreitetes Problem in Bezug auf Baumkrankheiten. Versuche mit Abwehrstrategien gegen z. B. *Xanthomonas*-Arten (die z. B. den Pappelkrebs verursachen) und *Agrobacterium* (ursprünglich ein Pflanzen-Pathogen) wurden aber bereits durchgeführt (MENTAG et al. 2003). Auch der Feuerbrand, der den Obstbau bedroht, ist eine Bakterienkrankheit. Einige Wildobstarten können davon ebenfalls betroffen sein (v. a. Sorbus-Arten wie Vogelbeere (*S. aucuparia*), Elsbeere (*S. torminalis*) und Speierling (*S. domestica*)).

2.2.1.5 Herbizidtoleranz

Die Anwendung von Herbiziden bei herbizidtoleranten GV-Bäumen soll das Aufkommen von transgenen Jungbäumen bei dichtem Unterwuchs erleichtern (ULRICH et al. 2006). Ein Hauptziel der derzeitigen Entwicklungen ist dabei die Erzeugung von Glyphosat-resistenten Pappeln (*Populus*) (VAN FRANKENHUYZEN & BEARDMORE 2004).

Herbizide spielen eine Rolle in Baumschulen und bei der Kulturbegründung, da das händische „Aussicheln“ von kleinen Forstpflanzen heute wegen hoher Lohnkosten nicht mehr bezahlbar ist. Herbizidtolerante Forstpflanzen können gezielter und durch wesentlich geringere Aufwandmengen von Herbiziden vor Verdrängung durch die Begleitvegetation geschützt werden, was auch eine Verringerung der Umweltbelastungen in der Baumschul- und Forstwirtschaft bewirken könnte. Herbizidtoleranz lässt sich durch ähnliche Gene erreichen wie sie in anderen einjährigen landwirtschaftlichen Nutzpflanzen verwendet werden. McDONNELL et al. (2010) geben hier eine Übersicht.

2.2.1.6 Weitere Eigenschaften

Gentechnisch veränderte Genotypen von Bäumen mit verbesserter Form und stärkerem Wuchs (Größe, Stammdurchmesser, Verzweigung, Xylemstruktur) sind weitere Bestrebungen, die kommerzielle Nutzung von Bäumen/Holz zukünftig effizienter zu gestalten (VAN FRANKENHUYZEN & BEARDMORE 2004, ULRICH et al. 2006). In Bezug auf die Beeinflussung des Wachstums legen McDONNELL et al. (2010) eine gute Zusammenfassungen bisheriger Arbeiten vor. Ziele sind u. a. eine generelle Wachstumssteigerung, verbunden mit vermehrter Kohlendioxidbindung im stehenden Holz, eine Verbesserung der Eignung für ungünstigere Standorte, die Beeinflussung der Produktqualität wie z. B. Holzeigenschaften oder die Beeinflussung des Blühverhaltens.

Die generelle Wachstumssteigerung ist dabei der augenblicklich noch am wenigsten gut verstandene Bereich. Zur allgemeinen Wachstumssteigerung, also der vermehrten Produktion von Biomasse, wurden bisher vor allem arteigene Gene verstärkt exprimiert bzw. die Expression von endogenen Genen unterdrückt. Die Wirkungsmechanismen sind hier noch nicht im Detail bekannt. Auch in den Hormonstoffwechsel eingreifende Genkonstrukte wurden verwendet (z. B. SALYAEV et al. 2006). Stickstoff und Schwefel sind oft für das Baumwachstum limitierend. Ihre Aufnahme oder die Effizienz ihrer Verwertung im Stoffwechsel sind ebenfalls das Ziel von Arbeiten mit transgenen Bäumen (KELLISON 2010). Eine zentrale Rolle spielen dabei Isoformen der Glutamin-Synthase. Diese wurde in Pappeln überexprimiert und die resultierenden Bäume wurden in Feldversuchen getestet. Generell stellte sich dabei ein besseres Wachstum ein. Dies könnte für Grenzertragsböden, die oft nicht gewinnbringend genutzt werden können, eine interessante Zukunftsperspektive darstellen.

Ebenfalls zu erwähnen sind das Potenzial und die Ansätze zur Verbesserung biogener Treibstoffe. Bei den sogenannten Biotreibstoffen der zweiten Generation wird Alkohol (Ethanol) durch Vergärung von Struktur-Kohlenhydraten, also im Wesentlichen von Zellulose, hergestellt. Bei dieser Umsetzung stört ebenfalls das Lignin sehr stark, da das Holz zuerst unter hohem Einsatz von Energie und/oder Aufwand von Chemikalien aufwändig aufgeschlossen werden muss (d. h. das an der Zellulose anhaftende Lignin muss von dieser entfernt werden)

und da die Reste oder Abbauprodukte die nachfolgende enzymatische Zellulose-spaltung und die mikrobielle Vergärung der entstehenden Zuckermoleküle beeinträchtigen. Die oben erwähnten Ansätze zur Lignin-Modifikation durch Gentechnik können auch für die Herstellung dieser Bio-Treibstoffe als zielführend angesehen werden (ABRAMSON et al. 2010, ELLIS 2012, MANSFIELD et al. 2012, MIZRACHI et al. 2012, NIEMINEN et al. 2012). Derzeit werden Pappeln mit einer veränderten Holzzusammensetzung entwickelt, die sie besser geeignet für diese Anwendung macht.

Die Verkürzung der juvenilen Phase und die Beschleunigung des Blühbeginns sind Ziele, die v. a. bei der Pappel, aber auch bei *Citrus*-Arten verfolgt werden (VAN FRANKENHUYZEN & BEARDMORE 2004, ULRICH et al. 2006). Das Wissen über Gene, die den Blühbeginn in Modellpflanzen wie *Arabidopsis thaliana* initiieren und die Identifikation von homologen Genen bei Bäumen haben neue Möglichkeiten der „early flower“ Induktion eröffnet (FLACHOWSKY et al. 2009). Kürzere Generationszeiten sind relevant für Kreuzungsexperimente. Von Bedeutung ist aber auch die Nutzung in Feldversuchen mit dem Ziel, sterile Bäume zu testen. Dabei soll der Genfluss über Pollen und Samenverbreitung verhindert und sichergestellt werden, dass sich die Transgene nicht in natürlichen Waldbaumpopulationen verbreiten (z. B. bei der Monterey-Kiefer (*Pinus radiata*), MOURADOV & TEASDALE (1999)). Die gentechnisch veränderten, männlichen und/oder weiblichen, sterilen Gehölze weisen dabei fehlende Blüten bzw. Blütenteile auf.

Nicht unerwähnt sollten auch Bemühungen bleiben, für Menschen unerwünschte Eigenschaften bestimmter Bäume oder Baumgruppen zu verändern. Als Beispiel seien hier „shade trees“ genannt. Darunter werden Schatten spendende Bäume verstanden. Durch gentechnische Eingriffe mit dem Ziel der (sexuellen) Sterilität soll auch die Fruktifikation vermieden werden, um den Nahbereich von Siedlungen, Gehwege, Abflüsse etc. frei von Verunreinigungen durch (stachelige) Früchte (Fruchtfleisch) bzw. abgefallenen Blüten und „Wolle“ (Samen mit Flughaaren aus Zellulose) von Pappeln (*Populus*) und Weiden (*Salix*) zu halten (BRUNNER et al. 1998). Wenn auch diese Aktivitäten nicht direkt dem forstlichen Umfeld zuzuschreiben sind, vervollständigen sie dennoch das Bild, welche Ziele mit Hilfe gentechnischer Veränderungen an Bäumen erreicht werden sollen.

Für die menschliche Gesundheit ist die Reduzierung des allergenen Potenzials von Pollen und anderen Baumprodukten relevant. Baumpollen, die vom Wind verbreitet werden – in Mitteleuropa vor allem Birken- und Haselpollen (*Betula*, *Corylus*) – beeinträchtigen die Gesundheit und Lebensqualität von zahlreichen Menschen. Darüber hinaus kann es aufgrund von Pollenallergien zu Kreuzreaktionen mit Lebensmittelbestandteilen kommen. In Japan spielt der Pollen einer Konifere, *Cryptomeria japonica*, eine ähnlich bedeutende Rolle, denn zehn Prozent der Bevölkerung leiden unter der Allergie auf diese Pollen (TANIGUCHI et al. 2008). Durch gentechnische Veränderungen der betreffenden Baumarten könnte das Züchtungsziel von nicht allergenen Bäumen relativ rasch erreicht werden (TANIGUCHI et al. 2008). In Japan wurde z. B. bereits transgener Reis hergestellt, der das *Cryptomeria*-Pollenallergen exprimiert – der Verzehr dieses Reises soll Allergiker desensibilisieren (YANG et al. 2007, DOMON et al. 2009). Das hauptsächlich für die Birken-Pollenallergie verantwortliche Protein ist ein weiteres Beispiel und auch hier wurde die Ausschaltung dieser Allergiequelle durch gentechnische Veränderung – in diesem Fall der Birken selbst – vorgeschlagen (SWOBODA et al. 1996).

Darüber hinaus tauchen in der wissenschaftlichen Literatur weitere, seltenere Motive auf, wie z. B. die Expression von Antioxidantien aus Rotwein (BALESTRAZZI et al. 2011), Bäume, die durch Pheromone Insekten anlocken (MACEK et al. 2008) oder die Produktion von Proteinen in den Chloroplasten der Bäume (OKUMURA et al. 2006).

Die genannten Ansätze werden schon des Längeren in der Forschung verfolgt. Demgegenüber bieten Bäume aber auch noch Potenzial für völlig andere, neuartige Ansätze. Dazu gehören denkbare Entwicklungen wie die Produktion von Lebensmittelbestandteilen oder von Pharmazeutika auf neuen Wegen (KELLISON 2010).

Abschließend soll darauf hingewiesen werden, dass viele Baumarten sehr breite natürliche Variationsbereiche in ihren Eigenschaften aufweisen. Die Verwendung von besonders auffällig wachsenden Mutanten in Gärten und Parks, teilweise auch in der Forstwirtschaft, geht viele Jahrhunderte zurück. Solche Mutanten, etwa mit dunkelrot gefärbtem Laub, säulenförmigem Wuchs, besonders geformten Blättern oder „Trauerwuchs“ sind praktisch allgemein bekannt, etwa Kupferbuchen oder Säulenpappeln (z. B. *Populus nigra* 'Italica'), -eichen (z. B. *Quercus robur* 'Fastigiata'), -birken (z. B. *Betula pendula* 'Fastigiata'), und -robinien (z. B. *Robinia pseudoacacia* 'Pyramidalis'), oder die allseits bekannten Trauerweiden (z. B. *Salix alba* 'Tristis'). So sind etwa Kupferbuchen-Mutanten dreimal unabhängig voneinander im Wald aufgefunden worden (KRÜSSMANN 1965) und sie betreffen offensichtlich jeweils ein mutiertes einziges Gen (HEINZE & GEBUREK 1995). Im Obstbau, in dem solche Zufallsmutanten als „sports“ bezeichnet werden, sind sie eine wesentliche Grundlage der Züchtung, z. B. von Apfelsorten mit abweichenden Fruchtfarben. Viele Forschungsansätze bei transgenen Bäumen zielen darauf ab, solche Mutanten gezielter und in kürzerer Zeit zu erhalten, als es bisher durch den Zufall (bzw. durch induzierte Mutationen, z. B. nach radioaktiver Bestrahlung) möglich war. Das Beispiel des CAD-Mutanten bei der Weihrauch-Kiefer (*Pinus taeda*) zeigt, dass auch das Imitieren von solchen Mutanten durch Gentechnik zielführend sein kann, mögliche unbeabsichtigte Effekte jedoch in der Risikoabschätzung zu berücksichtigen sind. Dazu müssen aber zuerst die molekularen Wirkungsmechanismen, die in solchen Mutanten zum Tragen kommen, aufgeklärt werden. Es ist jedenfalls auffällig, dass des Öfteren bei Versuchen mit transgenen Bäumen Phänotypen beschrieben werden, die von den erwähnten Mutanten her bekannt erscheinen. Dazu gehören früh blühende Mutanten (z. B. bei Fichten beschrieben als *Picea abies* 'Acrocona') oder 'Trauerpappeln' (JOSHI et al. 2011), die an die bekannten Trauerweiden erinnern.

2.2.2 Veränderte Baumarten

VAN FRANKENHUYZEN & BEARDMORE (2004) listen 35 Baumarten (und Hybriden) auf, die gentechnisch verändert wurden. Seither hat sich das Forschungsfeld stark erweitert und es ist schwierig, eine vollständige Übersicht zu geben. Die Abgrenzung von Obst- und Waldbäumen ist nicht immer klar und wegen Unterschieden im Klima sind manche solcher Listen für Mitteleuropa nicht direkt relevant. Jedenfalls sind aber im Bereich der Waldbäume im Sinne dieser Studie hauptsächlich Pappelarten (*Populus*) und Kiefern (*Pinus*) betroffen, darüber hinaus noch *Eucalyptus* als subtropische Baumgattung. Vertreter dieser Gattung halten zwar durchschnittliche mitteleuropäische Winter nicht aus, allerdings

wird auch an gentechnischen Veränderungen gearbeitet, die ihre Frosttoleranz erhöhen sollen (Hinchee et al. 2011a, b). Auch in Schwellenländern wird an kälteresistenten Kiefernarten geforscht (MALABADI & NATARAJA 2007). Gentechnische Ansätze könnten auch bei der Himalaya-Kiefer (*Pinus wallichiana*) in der Resistenz-Züchtung gegen den Stroben-Blasenrost in Europa Bedeutung erlangen, sowie bei *Pinus roxburghii*, einer Baumart, die Pinienkerne für den europäischen Import liefert.

Für Österreich sind damit vorerst Pappeln (*Populus*) und Kiefern (*Pinus*) als relevant zu betrachten. Dabei ist aber zu bedenken, dass die überwiegende Anzahl der Arbeiten an Pappeln an einem einzigen Hybrid-Aspen-Klon durchgeführt wurde. Dieser berühmte "INRA-Klon", eine Graupappel (*Populus x canescens*, also *P. alba x tremula*), wurde besonders wegen seiner leichten Transformierbarkeit ausgewählt (PILATE et al. 2012). Seine Anbaueigenschaften entsprechen jedoch überhaupt nicht denen gängiger Pappelsorten. Diese gängigen Sorten – für Österreich sind dies z. B. Schwarzpappel- (*P. x canadensis* = *P. deltoides x nigra*) oder Balsampappel-Hybriden (Kreuzungen mit Arten der Pappelsektion Tacamahaca) – sind jedoch mit den gängigen Transformationsmethoden weniger gut zu bearbeiten. Es gibt bei diesen Hybriden eine geringere Zahl von Beispielen für die erfolgreiche Herstellung von transformierten Pflanzen (CONFALONIERI et al. 1994, 1997, 1998, 2003, MOHRI et al. 1996, LYYRA et al. 2007, HEUCHELIN et al. 1997, SONG et al. 2006). Auch bei den Kiefernarten zeigt erst der Blick ins Detail die Relevanz für Österreich: Die hauptsächlich bearbeiteten Arten sind solche, die in Nord- und Südamerika sowie Ozeanien im Plantagenbetrieb wachsen. Sie zählen jedoch zu den kälteempfindlichen Kiefern (z. B. *P. taeda* und *P. radiata*). Beispiele für erfolgreiche Transformationen gibt es auch von Fichten (*Picea abies*), allerdings in weit geringerer Anzahl (WENCK et al. 1999, KLIMASZEWSKA et al. 2009). Hier steht eher die Verwendung außerhalb Europas als Plantagenbaumart im Vordergrund.

Zu Arten, die eventuell in Zukunft bzw. durch die gentechnische Modifikation für Österreich interessant werden könnten, zählen somit *Eucalyptus* (HINCHEE et al. 2011a, b) und die nicht frostharten Kiefernarten. Des Weiteren könnten erfolgreiche gentechnische Modifikationen zur Erzeugung krankheitsresistenter Edelkastanien (CORREDOIRA et al. 2007, 2012), Ulmen (NEWHOUSE et al. 2007) und eventuell Eschen wegen der bei diesen Baumarten grassierenden Krankheiten an Bedeutung gewinnen.

2.2.2.1 Charakteristika einzelner Baumarten im Detail

Pappel (*Populus* sp.)

Die Pappel ist aufgrund der relativ geringen Größe ihres Genoms, der leichten Vermehrbarkeit über Steckholz und in der Gewebekultur sowie der bisher relativ weit gediehenen Domestikation der erfolgreichste Baum für Studien zur genetischen Veränderung (FAO 2010).

Wie oben schon beschrieben, zielen transgene Merkmale bei der Pappel in erster Linie auf eine veränderte Holzqualität (Ligningehalt) und eine Steigerung der Biomasseproduktion ab. Auch männlich und/oder weiblich sterile Pappeln werden in den USA und in Europa im Freiland getestet. In Europa spielt außerdem die mögliche Sanierung von schwermetallbelasteten Böden eine Rolle (Bioremediation) (www.biosicherheit.de).

In China wurden bereits 2002 über 1,4 Millionen transgene Bt-Pappeln auf einer geschätzten Fläche von 300–500 ha gepflanzt (FAO 2004). Dies markierte die erste Freisetzung transgener Bäume in die Umwelt (INSTITUTE OF FOREST BIOTECHNOLOGY 2011).

Gentechnische Veränderungen an Hybridpappeln wurden auch zur Erhöhung der Resistenz gegen Pilzpathogene (*Septoria musiva*) vorgenommen (LIANG et al. 2002).

Ein Ziel gentechnischer Veränderungen an Bäumen ist es auch, die lange juvenile Phase des Baumes zu verkürzen, um Aussagen aus Feldversuchen mit transgenen Bäumen erheblich früher ableiten zu können. So ist es z. B. gelungen, das Blühstadium bei Pappeln schon nach sieben Monaten statt natürlicherweise erst nach acht bis zwanzig Jahren zu erreichen (NILSSON & WEIGEL 1997). Diese Blüten waren allerdings nicht funktionsfähig.

Ein anderes Beispiel für Gentechnologie an der Pappel betrifft neben der allgemeinen Zuwachssteigerung eine Vergrößerung der Blätter (mehr Assimilationsmasse) und eine höhere Anzahl von längeren Xylemfasern (durch die Einführung eines Gens von *Arabidopsis thaliana*, die als Modellorganismus in der Gentechnik verwendet wird) (ERIKSSON et al. 2000).

Weitere Bemühungen der gentechnischen Veränderung an Pappeln betreffen die Ligninreduktion und die höhere Stickstoff-Aufnahmefähigkeit (DIOUF 2003).

Fichte (*Picea* sp.)

In das Genom der Weißfichte (*Picea glauca*) – beheimatet in Kanada und USA – wurde ein Chitinase-Gen eingebaut, um die Resistenz gegen Pilzkrankungen zu erhöhen.

Eukalyptus (*Eucalyptus* sp.)

Die Erhöhung der Kälte-/Frosttoleranz ist das Ziel der Veränderung der tropischen Art Eukalyptus in den USA. Damit sollen die Anbauggebiete von Eukalyptus vergrößert werden (INSTITUTE OF FOREST BIOTECHNOLOGY 2011; www.biosicherheit.de).

Kastanie (*Castanea sativa*)

Die Europäische Kastanie ist vor allem durch zwei Krankheiten bedroht: Die Wurzelfäule, verursacht durch *Phytophthora* ssp. und den Kastanienrindenkrebs *Endothia parasitica*, verursacht durch einen Schlauchpilz (CORREDOIRA et al. 2007). Die Resistenz soll durch genetische Techniken erhöht werden (INSTITUTE OF FOREST BIOTECHNOLOGY 2011).

Ähnliche Versuche wurden auch für die Amerikanische Kastanie (*Castanea dentata*) durchgeführt, die ebenfalls durch eine Pilzkrankung seit 1900 stark bedroht ist.

Ulme (*Ulmus* sp.)

Auch bei der Amerikanischen Ulme (*Ulmus americana*) sollen gentechnische Veränderungen mit *Agrobacterium* zu erhöhter Resistenz gegen die 1940 aus den Niederlanden eingeführte Ulmenkrankheit führen – eine Pilzkrankung, verursacht durch *Ophiostoma novo-ulmi* (MERKLE et al. 2007).

Birke (*Betula pendula*)

Die Birke ist eine der ersten Baumarten, an der erfolgreiche Gentransfers durchgeführt wurden. Genetisch modifizierte Eigenschaften umfassen Stickstoff-Stoffwechsel, Blühzeitpunkt, Ligningehalt und Krankheitsresistenz (TIIMONEN et al. 2005, NISKANEN et al. 2011).

Pflaume/Zwetschke (*Prunus* sp.)

RAVELONANDRO et al. (1997) wiesen an Pflaumenbäumen (*Prunus domestica*) durch Versuche mit gentechnisch modifizierten Klonen die Resistenz gegen das *Plum Pox Potyvirus* (PPV) – eine frucht- und blattzerstörende Erkrankung – nach.

Apfel (*Malus* sp.)

Beim Apfel ist es das Ziel gentechnischer Veränderungen in den USA, das Braunwerden beim Anschneiden zu verhindern, aber auch den Blühzeitpunkt früher zu erreichen (FLACHOWSKY et al. 2009, INSTITUTE OF FOREST BIOTECHNOLOGY 2011).

2.2.3 Feldversuche

Feldversuche haben in den 25 Jahren seit der ersten genetischen Transformation einer Pappel stetig zugenommen. ROBISCHON (2006) und VALENZUELA et al. (2006) zählen ca. 200 Feldversuche mit mindestens 15 Waldbaumarten. Davon wurden 64 % in den USA durchgeführt und über 50 % mit Pappelarten, 31 % mit Herbizidtoleranz als transgene Eigenschaft (gefolgt von reinen Markergenen und Insektentoleranz). VERWER et al. (2010) stellen die Anzahl der Feldversuche in den USA (über 400) denen in Europa gegenüber (54). Weltweit dürfte mittlerweile die Anzahl von Feldtests bereits 700 überschritten haben (WALTER et al. 2010).

Die durchschnittliche Größe der Feldversuche in den USA (siehe Datenbank: <http://www.isb.vt.edu>) übertrifft jene in Europa bei Weitem. Einige weitere Übersichtsarbeiten berichten zusammenfassend über die Ergebnisse aus solchen Versuchen (z. B. STRAUSS et al. 2004, EWALD et al. 2006, LI et al. 2008a, WALTER et al. 2010, ZHENG 2010, EWALD 2011, FLADUNG 2011, JOSHI et al. 2011, PILATE et al. 2012). FLADUNG (2011) zählt die vier Feldversuche auf, die zwischen 2007 und 2011 in Europa genehmigt wurden.

HJÄLTEN et al. (2012) stellten z. B. fest, dass Bt-Aspen durch die Abwehr von Blattparasiten besser wachsen. PASONEN et al. (2008) und NISKANEN et al. (2011) stellten für transgene Birken, die Pilz-Resistenz-Gene eingebaut hatten, eher das Gegenteil fest – sie wuchsen durch die Umleitung von Wachstumsres-

sources auf die Abwehr-Proteine im Durchschnitt etwas langsamer. POST & PARRY (2011) stellten fest, dass eine Linie pilzresistenter amerikanischer Edelkastanien (*Castanea dentata*) unter den Testbedingungen eine gesteigerte Vermehrung von Schwammspinnern (*Lymantria dispar*) hervorrief. AXELSSON (2011) testete zwei Aspen-Linien, eine Bt-modifizierte und eine mit Veränderungen im Lignin-Stoffwechsel, in Topfversuchen. Der Bt-Effekt (Insektentoleranz) war klar gegeben, konnte aber nicht unter allen Bedingungen das Wachstum entsprechend steigern. Ebenso wie die Lignin-Modifikation ergaben sich Unterschiede zu nicht transgenen Linien in Bezug auf die Besiedelung und Zersetzung des abgefallenen Laubes. Diese waren aber aufgrund der gegebenen Modifikationen vorhersehbar.

VIHERVUORI et al. (2012) testeten die Effekte von drei transgenen Baum-Linien (Aspen und Birken) auf die Äsung und den Verbiss durch Rehe und Hasen. Dabei zeigte eine Birken-Linie signifikant weniger Verbiss, während ebenfalls eine Birken-Linie auch durch die Hasen weniger angenommen wurde. Die besten Korrelationen mit Inhaltsstoffen waren allerdings mit dem Stärkegehalt der Blätter gegeben, welcher jedoch nicht mit der Tatsache der Transformation in Zusammenhang steht.

Demgegenüber zeigten die Versuche von SCHNITZLER et al. (2010) und BURGESS et al. (2011) mit Kiefern, die Markergene tragen, keine Effekte auf diverse Insektenarten. Auch STEFANI et al. (2009, 2010) fanden keine wesentlichen Unterschiede in Mykorrhiza-Pilzen unter herkömmlichen und transgenen Pappeln (STEFANI et al. 2009) und Fichten (STEFANI et al. 2010). Auch in den von PILATE et al. (2012) zusammengefassten Feldversuchen zeigten sich keine unerwarteten Effekte in Bezug auf trophische Interaktionen.

Die teilweise unterschiedlichen Schlussfolgerungen, die sich oft auf den Durchschnitt oder den generellen Eindruck aus diesen Feldversuchen beziehen, sollten nicht darüber hinwegtäuschen, dass jede transgene Linie von Bäumen individuell für sich bewertet werden muss. Allerdings ist die Verweildauer der Bäume im Feld oft relativ kurz, viel kürzer als in den Langzeitversuchen von STEFANI et al. (2009, 2010). Die Versuche werden besonders in Europa bereits vor dem Erreichen der Blühfähigkeit abgebrochen und die transgenen Pflanzenteile müssen so vollständig wie möglich entfernt werden. Praktisch alle ForscherInnen betonen aber die Wichtigkeit längerfristiger und auch stufenweise größer angelegter Feldversuche.

Die quantitative Analyse von VAN FRANKENHUYZEN & BEARDMORE (2004), die von VERWER et al. (2010) übernommen wurde, ist seither im Wesentlichen nur im Sammelband von EL-KASSABY (2010) aktualisiert worden. Während weltweit die USA, Kanada, China, Brasilien, Australien und Neuseeland die Liste anführen, sind Forschungsberichte aus Europa aus Österreich (betreffend Obstbäume), Belgien, Dänemark, Finnland, Frankreich, Deutschland, Großbritannien, den Niederlanden, Norwegen, Portugal, Spanien und Schweden bekannt (VERWER et al. 2010). Speziell sei dabei auf die Aktualisierung für China hingewiesen, die ZHENG (2010) gibt. In China wird seit mehr als zwanzig Jahren an insektenresistenten Pappeln geforscht. Die Entwicklung ist bereits so weit, dass Anbau mit diesen Pappeln durchgeführt wurde (ZHENG 2010) und somit eventuell Exportprodukte erwartet werden können (siehe Kapitel 1).

VALENZUELA et al. (2006), ROBISCHON (2006) und FLADUNG et al. (2010) führen an, dass von den insgesamt angelegten Feldversuchen mit transgenen Bäumen nur relativ wenige mit dem speziellen Ziel der Sicherheitsforschung entworfen wurden. Vier solche Versuche fanden in Deutschland zwischen 1996 und 2002 statt (FLADUNG et al. 2010). Diese betrafen die Stabilität der Genexpression (die meist erhalten bleibt, wenn der betreffende Baum ein paar Monate lang stabil exprimiert) sowie den Einfluss auf Mykorrhiza (inklusive der Möglichkeit der Beobachtung von horizontalem Gentransfer) und Schädlings-Pilze. Auch in Neuseeland wurde die Mykorrhiza besonders studiert und zwar bei transgenen Kiefern und Fichten (FLADUNG et al. 2010). In Finnland wurden transgene Birken im Feld getestet und ihre Interaktion mit Bodenmikroben untersucht. HAY et al. (2002) fanden, dass DNA aus sich zersetzenden Blättern nach vier Monaten im Boden nicht mehr nachweisbar war. Die Autoren schließen im Allgemeinen aus den bisherigen Erfahrungen, dass eine Fall-für-Fall Analyse vorgenommen werden muss, um die Ökologie dieser transgenen Bäume im Vorhinein einzuschätzen (STEFANI & HAMELIN 2010).

2.2.4 Aktuelle Trends

Die bisherigen Forschungsarbeiten mit transgenen Bäumen haben vor allem das Verständnis für die Vorgänge beim Wachstum und bei der Holzbildung von Bäumen entscheidend erweitert. So wurde etwa die wichtige Rolle der Transkriptionsfaktoren erkannt (MCDONNELL et al. 2010). Vor allem das *activation tagging* bietet hier laufend neue Entdeckungen von Genen und deren Wechselwirkung (BUSOV et al. 2010).

BURDON & LSTIBUREK (2010) weisen auf die vorteilhafte Kombination von genetischer Modifikation mit traditioneller Züchtung hin. Dabei kann einerseits die genetische Modifikation auf Züchtungsprodukte angewendet werden, die dafür schon "optimiert" sind. Andererseits können Linien in der Zuchtpopulation transformiert werden. Diese können die Transgene im Rahmen von Züchtung mit herkömmlichen Mitteln in die Baumpopulationen übertragen. Das würde einige Vorteile bieten, nicht zuletzt auch die Beobachtung der Transgene über mehrere Baumgenerationen, oder die mögliche Entfernung der Markergene durch konventionelle Kreuzungsschritte in nachfolgenden Generationen (HEINZE 1997). Allerdings wäre eine solche Strategie mit sterilen Bäumen, bei denen sowohl Blüten- als auch Samenbildung aus Gründen der Sicherheit gegen unabsichtliche Verbreitung unterbunden ist, nicht möglich.

Verstärkt macht sich auch ein Trend zur Regulation des Stoffwechsels ohne artfremde Gene bemerkbar. Bei der sogenannten *cisgenesis* werden Gene aus der eigenen Art verstärkt exprimiert oder ihre Expression unterdrückt (HAN et al. 2011).

3 UMWELTRISIKOABSCHÄTZUNG

In diesem Kapitel wird die Umweltrisikoprüfung transgener Bäume im Detail behandelt, wobei der Fokus, wie angesprochen, auf Waldbäumen liegt. Da in diesem Bericht auch der Übergangsbereich zu Wildobst Beachtung finden soll (siehe Kapitel 1.2), werden auch Beispiele von Obstbäumen herangezogen, um ein vollständigeres Bild zu geben (z. B. in Bezug auf virusresistente Bäume). Es werden unter anderem die rechtlichen Vorgaben in der Europäischen Union sowie die aktuellen EFSA-Leitlinien (EFSA 2010a) beschrieben. Auf Basis der rechtlichen Vorgaben und der möglichen Umweltwirkungen von transgenen Bäumen werden Punkte identifiziert, die im Rahmen der Umweltrisikoprüfung behandelt werden müssen.

3.1 Zulassung von GVOs in der EU

Wie in Kapitel 1.1 beschrieben, ist die Zulassung von GVOs auf EU-Ebene geregelt. Ohne Zulassung darf ein bestimmter GVO weder in der Landwirtschaft (etwa als Saatgut oder Futtermittel), noch in der Lebensmittelproduktion verwendet werden. Je nach Art des GVO-Produkts und der beabsichtigten Verwendung basieren die Zulassungen auf unterschiedlichen Rechtsvorschriften. Die Richtlinie 2001/18/EG (und die nationalen Gesetze zu ihrer Umsetzung) gilt für die absichtliche Freisetzung von GVOs in die Umwelt zu Versuchszwecken sowie das Inverkehrbringen von GVOs z. B. durch Anbau, Import oder Verarbeitung von GVOs in industriellen Produkten. Die Verordnung (EG) Nr. 1829/2003 regelt Zulassung und Kennzeichnung von gentechnisch veränderten Lebens- und Futtermitteln sowie von GV-Pflanzen für Anbauzwecke.

Das Zulassungsverfahren ist nach beiden Rechtsgrundlagen komplex und soll an dieser Stelle nicht im Detail erläutert werden. In beiden Fällen ist aber in jedem Fall eine umfassende Risikoprüfung die Basis der Zulassung. Bezieht sich ein entsprechender Antrag nach der Verordnung (EG) Nr. 1829/2003 ausschließlich auf den Import in die Europäische Union und die Verwendung als Lebens- und/oder Futtermittel, wird diese Bewertung von der Europäischen Behörde für Lebensmittelsicherheit (EFSA) durchgeführt. Umfasst der Antrag auch die Zulassung zum Anbau in der EU, erfolgt die Umweltrisikoprüfung in Zusammenarbeit mit einem Mitgliedstaat, wobei in beiden Fällen alle Mitgliedstaaten die Möglichkeit haben, eine Stellungnahme zum Zulassungsantrag abzugeben. Bei der Zulassung nach der Richtlinie 2001/18/EG, d. h. wenn eine Verwendung des GVO als Lebens- oder Futtermittel nicht vorgesehen ist, erfolgt die Bewertung durch die Mitgliedstaaten. Die entsprechenden rechtlichen Regelungen sehen in jedem Fall eine Sicherheitsprüfung vor der Erteilung der Zulassung vor. Hier kommt der EFSA eine wichtige Rolle zu, die Entscheidung über eine Zulassung wird allerdings, wie schon in Kapitel 1.1 erwähnt, vom Europäischen Rat bzw. der Europäischen Kommission getroffen.

Die Zulassung eines GVO für den Anbau in der Europäischen Union ist auf zehn Jahre beschränkt und kann danach erneuert werden. Dadurch wird auch eventuellen indirekten und langfristigen Auswirkungen von GVOs Rechnung getragen und es werden Unsicherheiten in Bezug auf den Stand der Wissenschaft zum Zeitpunkt der Zulassung berücksichtigt. Deshalb ist auch eine

Überwachung (Monitoring) verpflichtend. Basis dafür ist Annex VII der Richtlinie 2001/18/EG. Das Monitoring soll gewährleisten, dass negative Auswirkungen eines GVO auf Natur und Umwelt möglichst rechtzeitig erkannt werden und frühzeitig Gegenmaßnahmen ergriffen werden können. Unterschieden wird dabei zwischen fallspezifischem Monitoring und allgemeiner Überwachung. Wie ein solches Monitoring auszusehen hat, wird in vielen Studien (GRAEF et al. 2004, 2005, HEISSENBACHER et al. 2004, MIDDELHOFF et al. 2006, HILBECK et al. 2008) sowie in entsprechenden Leitlinien der EFSA (EFSA 2011a) beleuchtet. Ein aktuelles Grundsatzpapier des deutschen Bundesamtes für Naturschutz, des österreichischen Umweltbundesamtes und des schweizerischen Bundesamtes für Umwelt enthält diesbezügliche Empfehlungen und Verbesserungsvorschläge gegenüber der momentanen Monitoring-Praxis (ZÜGHART et al. 2011, EAA, BFN & FOEN 2013).

Feldversuche, auch als absichtliche Freisetzung von GVOs bezeichnet, werden in Teil B der Richtlinie 2001/18/EG behandelt. Sie werden nicht nur im Rahmen der Risikoforschung durchgeführt, sondern auch im Zuge der Entwicklung von neuen GVOs oder zum Testen neuer Sorten und ihrer Zertifizierung. Für die Zulassung der Versuche sind dabei die zuständigen nationalen Behörden verantwortlich – in Österreich das Bundesministerium für Gesundheit für den kommerziellen Bereich sowie das Bundesministerium für Wissenschaft, Forschung und Wirtschaft für akademische Einrichtungen. Prozedurale Aspekte sind im österreichischen Gentechnikgesetz (Gentechnikgesetz; GTG) niedergelegt sowie in den Verordnungen, die gemäß dem Gentechnikgesetz erlassen wurden.

Die Zulassung zum Anbau für zehn Jahre wirft ein systematisches Problem auf, da z. B. nach dem österreichischen Forstgesetz Bäume erst bei Erreichen der Rotationszeit (im Allgemeinen mit 60 Jahren) geerntet werden dürfen. Diese Bestimmungen müssten also langfristig aneinander angepasst werden.

3.2 Vorgaben zur Umweltrisikoprüfung

Wie in Art. 6 der Richtlinie 2001/18/EG vorgesehen, muss die Anmeldung zur Zulassung unter anderem Informationen über die Bedingungen der Freisetzung und über die den GVO möglicherweise aufnehmende Umwelt enthalten. Zusätzlich müssen Informationen über Wechselwirkungen zwischen dem GVO und der Umwelt inkludiert sein. Vor der Anmeldung hat der Antragsteller deshalb eine Umweltrisikoprüfung durchzuführen (RL 2001/18/EG, Art. 4 (2)), denn GVOs werden absichtlich in die Umwelt freigesetzt und können möglicherweise nicht wieder rückgeholt werden. Die mit der Ausbringung verbundenen (Umwelt-)Risiken sollen in der vorgeschriebenen Risikobewertung und bei der Zulassung von der zuständigen Behörde, den anderen Mitgliedstaaten sowie der Europäischen Kommission berücksichtigt werden. Unter Umweltrisikoprüfung¹ versteht man dabei die „Bewertung der direkten oder indirekten,

¹ In der deutschen Übersetzung der Richtlinie 2001/18/EG wird die Umweltrisikoprüfung auch Umweltverträglichkeitsprüfung genannt. Um eine Verwechslung mit der Umweltverträglichkeitsprüfung auf nationaler Ebene, etwa im Naturschutzbereich, zu vermeiden, wird in Folge nur der Begriff Umweltrisikoprüfung verwendet.

sofortigen oder späteren Risiken für die menschliche Gesundheit und die Umwelt, die mit der absichtlichen Freisetzung oder dem Inverkehrbringen von GVO verbunden sein können, und die gemäß Anhang II durchgeführt wird.“ (RL 2001/18/EG, Art. 2 (8)).

Die Grundprinzipien der Umweltrisikoprüfung sind in Anhang II der Richtlinie 2001/18/EG definiert. Hier sind auch das Vorsorgeprinzip, also der Grundsatz der Vorsorge in Bezug auf menschliche Gesundheit und die Umwelt, sowie der fallspezifische Ansatz festgehalten. Das Ziel der Umweltrisikoprüfung ist *„... von Fall zu Fall etwaige direkte, indirekte, sofortige oder spätere schädliche Auswirkungen von GVO auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt, die bei der absichtlichen Freisetzung oder dem Inverkehrbringen von GVO auftreten können, zu ermitteln und zu evaluieren. Die Umweltverträglichkeitsprüfung ist durchzuführen, damit festgestellt werden kann, ob ein Risikomanagement notwendig ist und, wenn ja, welches die geeignetsten Methoden sind.“ (RL 2001/18/EG, Anhang II, A).*

Das Vorsorgeprinzip ist unter anderem auch im Cartagena Protokoll über die Biologische Sicherheit festgehalten, einem Protokoll im Rahmen der Biodiversitätskonvention. Da sowohl Österreich als auch die Europäische Union Vertragsparteien sind, findet dieses Prinzip deshalb auch in der EU-Gesetzgebung Berücksichtigung. Mit dem Vorsorgeprinzip soll fehlender Gewissheit bzgl. Art und Ausmaß möglicher nachteiliger Effekte Rechnung getragen werden. Da eine Risikoabschätzung immer auf Basis des aktuellen Wissensstandes erfolgt und vorhandene Daten unterschiedlich interpretiert werden können, besteht immer ein gewisses Maß an Unsicherheit bei der Abschätzung von möglichen Auswirkungen. Dies betrifft besonders langfristige, großräumige oder kumulative Effekte. Entsprechend dem Vorsorgeprinzip ist das Ziel der Richtlinie, den Schutz der menschlichen Gesundheit und der Umwelt zu gewährleisten (RL 2001/18/EG, Art. 1).

3.2.1 Details der Richtlinie 2001/18/EG

Wie oben erwähnt, legt die Richtlinie 2001/18/EG Grundprinzipien für die Umweltrisikoprüfung von GVOs fest (RL 2001/18/EG, Anhang II). Dazu gehören der fallspezifische Ansatz, das Vorsorgeprinzip und die Beachtung von kumulativen langfristigen Auswirkungen. Dabei sind folgende Aspekte zu betrachten:

- Elternorganismus,
- genetische Veränderung, sowie Informationen über Vektor und Spenderorganismus,
- Eigenschaften des GVO,
- vorgesehene Freisetzung/Verwendung, einschließlich des Umfangs,
- Aufnahmemilieu,
- Wechselwirkungen zwischen diesen Faktoren.

Welche Informationen dabei im Detail vorgelegt werden müssen, ist in Anhang III bzw. IV der Richtlinie präzisiert.

Die Umweltrisikoprüfung selbst wird in sechs Schritte untergliedert, wie in Anhang II, C.2. festgesetzt:

1. Ermittlung von Merkmalen, die schädliche Auswirkungen haben könnten: Hier sollen keine etwaigen schädlichen Auswirkungen außer Acht gelassen werden, auch wenn deren Auftreten als unwahrscheinlich angesehen wird. Es wird auch auf den Vergleich mit einem unveränderten Organismus unter gleichen Bedingungen hingewiesen.
2. Bewertung der möglichen Folgen der einzelnen schädlichen Auswirkungen, falls diese eintreten: Hier gilt es, das Ausmaß der möglichen schädlichen Auswirkung zu bewerten für den Fall, dass die schädliche Auswirkung tatsächlich eintritt.
3. Bewertung der Wahrscheinlichkeit des Auftretens der einzelnen möglichen schädlichen Auswirkungen: Dazu muss das Aufnahmемilieu und die Art der Freisetzung berücksichtigt werden.
4. Einschätzung des Risikos, das von jedem ermittelten Merkmal des GVO ausgeht;
5. Strategien für das Management der Risiken der absichtlichen Freisetzung oder des Inverkehrbringens des GVO;
6. Bestimmung des Gesamtrisikos des GVO.

Für höhere Pflanzen, wie z. B. Bäume, muss die Umweltrisikoprüfung Informationen über die folgenden inhaltlichen Punkte enthalten (RL 2001/18/EG, Anhang II, D.2.):

- Wahrscheinlichkeit einer gegenüber den Empfänger- oder Elternpflanzen gesteigerten Persistenz der genetisch veränderten höheren Pflanzen in landwirtschaftlich genutzten Lebensräumen oder einer gesteigerten Invasivität in natürlichen Lebensräumen;
- Selektionsvor- oder -nachteile, die auf die genetisch veränderten höheren Pflanzen übertragen wurden;
- Möglichkeit eines Transfers von Genen auf die gleiche Pflanzenart oder auf andere geschlechtlich kompatible Pflanzenarten unter den Bedingungen der Anpflanzung der genetisch veränderten höheren Pflanzen und die dabei übertragenen Selektionsvor- oder -nachteile;
- mögliche sofortige und/oder spätere Auswirkungen der direkten und indirekten Interaktionen zwischen den genetisch veränderten höheren Pflanzen und den Zielorganismen wie Räuber, Parasiten und Pathogenen (falls zutreffend) auf die Umwelt;
- mögliche sofortige und/oder spätere Auswirkungen der direkten und indirekten Wechselwirkungen zwischen den genetisch veränderten höheren Pflanzen und den Nicht-Zielorganismen auf die Umwelt einschließlich der Auswirkungen auf die Populationsniveaus der Konkurrenten, Pflanzenfresser, Symbionten (falls zutreffend), Parasiten und Pathogene;
- mögliche sofortige und/oder spätere Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit infolge potenzieller direkter und indirekter Wechselwirkungen zwischen den genetisch veränderten höheren Pflanzen und Personen, die an ihrer Freisetzung beteiligt sind, mit ihnen in Kontakt oder in ihre Nähe kommen;
- mögliche sofortige und/oder spätere Auswirkungen auf die Gesundheit von Tieren und Auswirkungen auf die Futter- und die Nahrungsmittelkette infolge des Verzehrs von genetisch veränderten höheren Pflanzen und aus ihnen gewonnenen Erzeugnissen, wenn die Nutzung der GVOs als Futter beabsichtigt wird;

- mögliche sofortige und/oder spätere Auswirkungen auf biogeochemische Prozesse infolge potenzieller direkter und indirekter Wechselwirkungen zwischen GVO und Ziel- sowie Nicht-Zielorganismen in der Nähe von GVO-Freisetzung;
- mögliche sofortige und/oder spätere sowie direkte und indirekte Auswirkungen der spezifischen Techniken, die beim Anbau, der Bewirtschaftung und der Ernte der genetisch veränderten höheren Pflanzen zum Einsatz kommen, auf die Umwelt, soweit sie sich von den Techniken unterscheiden, die bei genetisch nicht veränderten höheren Pflanzen zum Einsatz kommen.

3.2.2 EFSA-Leitlinien

Um die Vorgaben der Richtlinie 2001/18/EG zu spezifizieren, wurden von der EFSA verschiedene Leitlinien, u. a. zur Umweltrisikoprüfung gentechnisch veränderter Pflanzen (GVP), erarbeitet. Diese wurden im Jahr 2006 veröffentlicht und zuletzt 2010 adaptiert (EFSA 2010a). Sie stellen die derzeit (Mai 2014) gültige Version dar und gelten für alle Pflanzen, sind aber vor dem Hintergrund derzeitiger sich im Zulassungsverfahren befindlicher transgener Feldfrüchte entwickelt worden (AGUILERA et al. 2013).

Die Leitlinien gelten sowohl für Umweltrisikoprüfungen, die unter der Richtlinie 2001/18/EG als auch unter der Verordnung (EG) Nr. 1829/2003 vorgelegt werden, und betreffen somit den Anbau und den Import von GVPs (bzw. Produkte die GVPs enthalten oder aus ihnen hergestellt wurden). In den Leitlinien werden auf der einen Seite verschiedene Querschnittsthemen behandelt, die in der Umweltrisikoprüfung zu berücksichtigen sind. Das sind z. B. die Auswahl des Vergleichsorganismus, der Aufnahmemilieus, statistische Prinzipien oder die Abschätzung von möglichen Langzeiteffekten. Auf der anderen Seite gibt es analog zur Richtlinie 2001/18/EG verschiedene inhaltliche Bereiche, welche diskutiert werden:

- Persistenz und Invasivität von gentechnisch veränderten Pflanzen oder ihren vergleichbaren Verwandten, inklusive Pflanze-zu-Pflanze Gentransfer,
- Pflanze-zu-Mikroorganismen Gentransfer,
- Interaktion der GVP mit Zielorganismen,
- Interaktion der GVP mit Nicht-Zielorganismen, inklusive Kriterien für die Auswahl von geeigneten Arten und relevanten funktionellen Gruppen für die Risikoabschätzung,
- Auswirkung von spezifischer Kultivierung, Management und Erntetechniken, inklusive der Betrachtung des Produktionssystems und der Aufnahmemilieus,
- Effekte auf biogeochemische Prozesse,
- Effekte auf menschliche und tierische Gesundheit.

Die Risikoabschätzung hat dabei fallspezifisch zu erfolgen und ist für jeden inhaltlichen Bereich, wie in der Richtlinie vorgegeben, in sechs Schritte gegliedert:

- Problemformulierung inklusive Gefahrenidentifizierung,
- Gefahrencharakterisierung,
- Charakterisierung der Exposition,
- Risikocharakterisierung,

- Strategien zum Risikomanagement,
- Gesamtbeurteilung des Risikos und Schlussfolgerungen.

Die Leitlinien der EFSA geben Hintergrundinformationen sowie Angaben, welche Aspekte in der Umweltrisikoprüfung bearbeitet werden müssen, welche Daten der Antragsteller liefern soll und welche Methoden als geeignet erachtet werden. Da diese Ausführungen sehr umfangreich sind, können sie im Detail hier nicht wiedergegeben werden. Einige Aspekte sind aber beispielhaft in den nachfolgenden Kapiteln angeführt.

3.2.3 Leitlinien des Cartagena Protokolls

Das Cartagena Protokoll über die Biologische Sicherheit gibt auf internationaler Ebene u. a. generelle Prinzipien vor, wie eine Umweltrisikoprüfung durchzuführen ist. Diese umfassen (1) die wissenschaftliche und transparente Erstellung, (2) das Vermeiden, fehlende Information mit Gefahr oder der Abwesenheit von Gefahr gleichzusetzen, (3) einen fallspezifischen Ansatz sowie (4) eine Bezugnahme auf nicht modifizierte Empfängerorganismen in der Umwelt, in die der transgene Organismus ausgebracht wird (SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY 2000). Diese Vorgaben sind in der EU-Gesetzgebung umgesetzt.

Zur Implementierung des Cartagena Protokolls wurden zudem Leitlinien zur Umweltrisikoprüfung lebender veränderter Organismen von einer technischen Expertengruppe zu Risikoabschätzung und Risikomanagement (AHTEG - Ad Hoc Technical Expert Group on Risk Assessment and Risk Management) erstellt (CBD 2012). Diese technische Arbeitsgruppe zur Implementierung des Cartagena Protokolls wurde durch Beschluss der 4. Vertragsparteienkonferenz 2008 eingesetzt. Die Leitlinien wurden bei der 6. Vertragsparteienkonferenz 2012 zur Anwendung und Überprüfung empfohlen und enthalten auch einen speziellen Teil zu transgenen Bäumen, auf welchen im Folgenden näher eingegangen werden soll.

In dem Kapitel zu transgenen Bäumen werden die folgenden sieben Aspekte behandelt:

- Wahl des Vergleichsorganismus,
- Anwesenheit genetischer Elemente und Vermehrungsmethode,
- lange Lebensdauer, genetische und phänotypische Charakterisierung und Stabilität der modifizierten genetischen Elemente,
- Verbreitungsmechanismus,
- die wahrscheinlichen potenziellen Aufnahmemilieus,
- die Exposition des Ökosystems gegenüber transgenen Bäumen und potenzielle Konsequenzen,
- Strategien des Risikomanagements.

Für jeden dieser Aspekte sind entsprechende zu berücksichtigende Punkte definiert. Diese sind im folgenden Kapitel 3.3 inkludiert, das u. a. jene Punkte auflistet, die in der Risikoabschätzung von transgenen Bäumen behandelt werden müssen.

3.3 Umweltrisikoprüfung transgener Bäume

Wie oben beschrieben, ist die Umweltrisikoprüfung von gentechnisch veränderten Organismen in Europa rechtlich vorgeschrieben – inklusive Vorgaben, wie diese durchzuführen ist und welche Aspekte behandelt werden müssen. Im Bereich der (Feld-)Versuche gibt es nicht nur Forschungen der Privatwirtschaft, um z. B. Daten für die Antragstellung zu gewinnen, sondern auch Studien von Forschungseinrichtungen.

Unter Umweltrisiken werden im Folgenden mögliche Effekte verstanden, die direkt oder indirekt mit einer Freisetzung von transgenen Bäumen verbunden sind. Risikoprüfungen sind notwendig, da jeder Eingriff ins Erbgut von Organismen unbeabsichtigte Effekte mit sich bringen kann. Dabei muss berücksichtigt werden, dass Effekte nicht immer auf Basis des Transgens oder der Eigenschaften der modifizierten Pflanze vorhergesagt werden können (BRODEUR-CAMPBELL et al. 2006). Zudem gilt es zu bedenken, dass auf wissenschaftlicher Basis nur das Vorhandensein von potenziellen negativen Effekten, nicht aber deren Abwesenheit, bewiesen werden kann (VAN MONTAGU 2010). Die Abschätzung ist häufig mit Unsicherheiten assoziiert, die sich aus dem Mangel oder der Unvollständigkeit von Information (z. B. in Bezug auf langfristige oder kumulative Effekte), oder einer biologischen oder experimentellen Variabilität ergeben (CBD 2012). Unsicherheiten soll nach Annex III, § 8 des Cartagena Protokolls (SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY 2000) über das Einholen von Informationen sowie über Risikoprüfungsstrategien und Monitoringprogramme begegnet werden. Zudem muss das Vorsorgeprinzip angewendet werden. Es gilt jedoch zu bedenken, dass ein Mehr an Information nicht automatisch mit einem besseren Verständnis potenzieller negativer Effekte verbunden ist (CBD 2012). Diese Vorgaben der CBD sind, wie oben angeführt, im Einklang mit dem geltenden EU-Recht.

Bewertungen eines Risikos finden häufig im Vergleich zur klassischen Züchtung statt, da sie es erlauben, eine Evaluation anhand vertrauter Phänomene durchzuführen (BARTSCH 2012). Eine Reihe von Analysen, wie jene der Europäischen Kommission, die 140 zwischen 2001 und 2010 durchgeführte Projekte mit GVPs evaluierte, deuten darauf hin, dass GVOs nicht *per se* risikoreicher sind als traditionelle Zuchtformen (ECONOMIDIS et al. 2010). Es gilt aber zu bedenken, dass tatsächliche Effekte zum großen Teil noch unbekannt (VAURAMO et al. 2006) und auch die langfristigen und kumulativen Auswirkungen noch unklar sind. Dies trug auch zur Entscheidung des deutschen Bundesverfassungsgerichtes bei, die „grüne Gentechnik“ 2010 als Hochrisikotechnologie einzustufen (KUHR 2012). Auch die eidgenössische Ethikkommission für Biotechnologie im Ausserhumanen Bereich (EKAH) vertritt die Auffassung einer konsequenten Anwendung des Risikomodells, da das Wissen um GVPs unvollständig ist (EKAH 2011).

Im Bereich transgener Bäume herrscht noch Forschungsbedarf, was oft dazu veranlasst, Analogien zu (besser untersuchten) Feldfrüchten zu ziehen, denn die Bedenken bezüglich genetisch modifizierter Bäume sind jenen bei GV-Feldfrüchten sehr ähnlich (WALTER & MENZIES 2010). Allerdings unterscheiden sich Bäume in etlichen Punkten von diesen, wie in Kapitel 3.3.2 genauer beschrieben ist. Dazu zählen z. B. spätere Blühzeitpunkte, ein niedrigerer Domestikationsgrad, die damit verbundene hohe Ausbreitungsfähigkeit sowie große Wurzelsysteme mit langzeitigen Interaktionen mit Bodenpilzen und -organismen.

Zudem stellen Bäume eine Reihe an Mikrohabitaten bereit und sind Lebensraum und -grundlage für eine Vielzahl von Tieren. Allgemein lässt sich der Großteil der Unterschiede zu Feldfrüchten auf die längere Verweildauer im Ökosystem und eine höhere funktionelle und strukturelle Komplexität der Systeme zurückführen.

Zur Einschätzung möglicher Umweltwirkungen transgener Bäume müssen nach den Vorgaben der Richtlinie 2001/18/EG Effekte, die mit dem Genfluss verbunden sind, ebenso berücksichtigt werden wie Effekte auf Zielarten, auf das Ökosystem und auf die menschliche Gesundheit. Hinsichtlich der Effekte auf Zielorganismen muss auch auf die Möglichkeit einer Entwicklung von Resistenzen eingegangen werden, besonders im Bereich von Bt-Pflanzen (Pflanzen, die Bt-Toxine produzieren), HR-(herbizidtolerante)-Pflanzen und VR-(virusresistente)-Pflanzen. Des Weiteren müssen potenzielle Effekte auf Nicht-Zielarten und die Wirkung möglicher Fitnessvorteile, die sich aufgrund der Modifikation für genetisch modifizierte Bäume ergeben können, ebenso berücksichtigt werden wie Effekte auf biogeochemische Zyklen und Destruenten (insbesondere Bodenmikroorganismen). Im Bereich der menschlichen Gesundheit sind mögliche Toxizität und allergenes Potenzial der Bäume zu beachten (siehe Kapitel 2.2.1.6). Schlussendlich sind auch potenzielle Effekte durch verändertes Management oder geänderte Erntetechniken Teil der Risikoabschätzung.

In den folgenden Kapiteln werden deshalb generelle Aspekte von Bedeutung für die Risikoabschätzung angeführt sowie besondere Charakteristika transgener Bäume und ihre Bedeutung für die Risikoabschätzung beschrieben. Des Weiteren wird, gegliedert nach den inhaltlichen Bereichen, die in den EFSA-Leitlinien behandelt werden, ein Überblick über Studien gegeben, die sich mit transgenen Bäumen beschäftigen. Da im Rahmen dieses Berichts Grundlagen zu einer Risikoabschätzung erarbeitet werden, wird im Folgenden in erster Linie auf potenzielle Gefahren eingegangen, die mit der Freisetzung von genetisch modifizierten Bäumen verbunden sind. Zu berücksichtigen ist dabei, dass potenzielle Umwelteffekte zwar in etlichen Studien untersucht wurden, die Ergebnisse aber von der jeweils untersuchten GV-Pflanze, der gentechnischen Veränderung und dem Studiendesign abhängig sind. Generelle Aussagen aufgrund fallspezifischer Studien sind deshalb oft nicht möglich. Dies wird auch durch die rechtlichen Vorgaben in der EU abgedeckt, die eine fallspezifische Bewertung vorsehen. Wie viel vom Untersuchungsdesign abhängt, zeigen auch aktuelle Diskussionen zu Fütterungsstudien, in denen Nicht-Zielorganismen mit dem Bt-Protein bzw. dem GVO gefüttert wurden, um Effekte feststellen zu können (SCHMIDT et al. 2009, HILBECK et al. 2012, ROMEIS et al. 2012). Anhand dieses Beispiels wird klar, dass es unterschiedliche Ansichten gibt, wie Studien aufgebaut sein müssen, um Effekte nachweisen zu können (Auswahl und Anzahl der untersuchten Organismen, Art der Fütterung, verwendetes Protein etc). Im Rahmen der Zulassung sind deshalb in erster Linie Studien relevant, die mit der zur Zulassung anstehenden transgenen Pflanze durchgeführt wurden.

Zusätzlich wird in den folgenden Kapiteln jeweils ein Überblick über die entsprechenden Vorgaben der EFSA zur Risikoabschätzung gegeben. Zum Schluss werden jene Punkte identifiziert, die Teil einer Umweltrisikoprüfung sein müssen.

3.3.1 Generelle Aspekte von Bedeutung für die Umweltrisikoprüfung

Bei der Durchführung der Umweltrisikoprüfung gibt es einige generelle Aspekte zu beachten. So zeigten Studien, dass die Versuchsdauer und der Zeitpunkt der Probenahme (LOTTMANN et al. 2010) sowie die Methode (STEFANI et al. 2009) Einfluss darauf haben, ob signifikante Ergebnisse sichtbar gemacht werden können. Auch der ausgewählte Klon (KALDORF et al. 2002) sowie der Bodentyp (LAMARCHE et al. 2011) beeinflussten die Ergebnisse. Zudem wurde in den Berichten immer wieder deutlich, dass Pleiotropie-Effekte häufig auftreten und Effekte dort sichtbar sind, wo man sie aufgrund der transgenen Eigenschaft eingangs nicht vermutet hätte (STEFANI & HAMELIN 2010). Erschwerend kommt hinzu, dass Ergebnisse aus Untersuchungen, die unter kontrollierten Bedingungen erzielt wurden, oft nicht auf das Freiland übertragbar sind (FAIZE et al. 2004).

Schwierigkeiten in Bezug auf die praktische Umsetzung der Risikoabschätzung liegen auch in der Natur und Funktionsweise der Transgene, die zur Herstellung von transgenen Bäumen verwendet werden, bzw. deren beabsichtigter Verwendung. Das liegt zum einen daran, dass manche Züchtungsziele nur auf eher komplexen Wegen erreichbar scheinen und damit nur schwer mit gezielten minimalen Eingriffen in das Genom und die Physiologie der betreffenden Baumarten zu erreichen sind (siehe PENA & SÈGUIN 2001, HARFOUCHE et al. 2011, GAMBINO & GRIBAUDO 2012). Zum anderen sind bei vielen Transgenen ihre Funktionen und die teils sehr vielfältigen Auswirkungen auf den Gesamtorganismus über den gesamten Lebenszyklus transgener Bäume noch zu wenig genau erforscht. Nicht zuletzt ist bei vielen Transgenen nur schwer abschätzbar, welche Wirkungen mit einer potenziellen Übertragung dieser Gene auf kompatible, nicht transgene Waldbäume oder mit horizontalem Gentransfer zu Mikroorganismen verbunden sind. Das gilt zum Teil auch für „einfache“ transgene Merkmale, wie Insektenresistenz oder Herbizidtoleranz, jedenfalls aber für Transgene mit möglichen komplexeren Auswirkungen auf den Stoffwechsel (VAN FRANKENHUYZEN & BEARDMORE 2004).

Komplexe quantitative Eigenschaften, die durch genetische Veränderungen beeinflusst werden sollen, sind z. B. besseres Wachstum, Veränderung, der Form und der biochemischen Zusammensetzung bzw. Verkürzung der Generationszeit bei Obstbäumen (Verkürzung der juvenilen Phase). Vielfach wird versucht, solche Merkmale durch transgene Veränderung des Pflanzenhormonhaushalts und von Regulationsgenen zu beeinflussen (HARFOUCHE et al. 2011). Diese Eingriffe haben das Potenzial, zu unbeabsichtigten, unerwünschten Veränderungen zu führen (VAN FRANKENHUYZEN & BEARDMORE 2004, STEINBRECHER & LORCH 2008). Solche pleiotropen Wirkungen (siehe auch Kapitel 2.2.1.6) können auch bei komplexen stofflichen Veränderungen, wie z. B. der Modifikation hinsichtlich der Fruchtqualität von Obstbäumen, auftreten. Unerwünschte pleiotrope Auswirkungen auf die vegetative Entwicklung (z. B. Stammentwicklung und Kronenbildung) wurden auch für Ansätze zur Induktion von Sterilität bei transgenen Bäumen festgestellt (HARFOUCHE et al. 2011).

Eine umfassende Abschätzung dieser verschiedenartigen, teils unerwarteten Wirkungen im Rahmen der Risikoabschätzung ist gerade bei transgenen Bäumen anspruchsvoll und schwierig, da sie im Vergleich zu Feldfrüchten u. a. eine lange Lebenszeit und späte Ausprägung mancher Merkmale aufweisen.

Die Umweltrisikoprüfung muss deshalb eine umfassende molekulare Charakterisierung beinhalten, inklusive einer Beschreibung

- der verwendeten Transformationsmethode,
- der Spender-DANN,
- der weiteren Züchtung vom anfänglichen Transformationsevent zu der Sorte, für die eine Zulassung beantragt wurde.

3.3.2 Spezielle Charakteristika im Vergleich zu Feldfrüchten und ihre Bedeutung für die Risikoabschätzung

Wie schon mehrfach angesprochen, unterscheiden sich Bäume in einigen Punkten von Feldfrüchten. Dies hat auch Auswirkungen auf die Umweltrisikoprüfung und die entsprechende Umsetzung der rechtlichen Vorgaben. In diesem Kapitel sollen deshalb Unterschiede zwischen transgenen Waldbäumen und anderen gentechnisch veränderten Pflanzen, im Speziellen Feldfrüchten wie GV-Mais oder GV-Raps, diskutiert werden. Dies betrifft die folgenden Aspekte:

- Lebensdauer,
- Interaktionen im Ökosystem,
- Verbreitung und reproduktive Kapazität,
- Grad der Domestizierung & genetische Diversität,
- Reproduktionsreife.

Kurze Zusammenfassungen der Unterschiede finden sich bei STEINBRECHER & LORCH (2008), GAMBORG & SANDOE (2010) oder VERWER et al. (2010).

Unterschiede zwischen transgenen Bäumen und transgenen Feldfrüchten werden, wie angesprochen, in einigen Reviews angeführt. HOENICKA & FLADUNG (2006) nennen z. B. die längere Lebensdauer (weit mehr als eine Vegetationsperiode) als den wichtigsten Unterschied. Die Erfahrung mit nicht heimischen Bäumen zeigt z. B., dass der zeitliche Abstand zwischen dem Einbringen einer Art und dem potenziellen Auftreten von negativen Umwelteffekten stark verzögert sein kann (HOENICKA & FLADUNG 2006). Deshalb ist es sehr wichtig, diesen Aspekt auch bei transgenen Bäumen zu beachten. Basierend auf dem Argument der Langlebigkeit und dem des Vorsorgeprinzips müssen langfristig auftretende Effekte viel mehr im Fokus der Umweltrisikoprüfung stehen, als es jetzt schon der Fall ist.

Die meisten derzeit angebauten transgenen Feldfrüchte sind ein- oder zweijährig. Bäume hingegen können unter natürlichen Bedingungen je nach Art Jahrzehnte bis Jahrhunderte leben. Daraus resultiert, dass Bäume mit wechselnden abiotischen und biotischen Umweltbedingungen konfrontiert sind und diese tolerieren bzw. sich daran anpassen können und müssen. Des Weiteren steigt mit der langen Lebensdauer auch das Potenzial für die Verbreitung. Aufgrund der langen Lebensdauer und der in dieser Zeit möglicherweise auftretenden wechselnden Umweltbedingungen, ist die genetische und phenotypische Charakterisierung und die Stabilität der transgenen Elemente von besonderer Bedeutung (speziell in Bezug auf Sterilitätsmechanismen). Dies betrifft besonders das Potenzial für „*gene silencing*“ und mögliche Schwankungen bei der Expression von (Trans-)Genen. Des Weiteren ist zu beachten, dass die Zeitspanne, bis

eine Baumart evtl. invasiv wird, unterschiedlich lang sein kann (HOENICKA & FLADUNG 2006). Aus diesem Grund ist u. a. zu berücksichtigen, dass

- die Feldversuche in Bezug auf etablierte Methoden für nicht modifizierte Bäume adäquat gestaltet sind. Das inkludiert z. B. die Zeitdauer bis zur Blüte, die Dauer bzw. das Alter der Versuche, das Testen in verschiedenen Umwelten bzw. Milieus und die Exposition gegenüber vielfachen biotischen und abiotischen Stressfaktoren.
- die Dauer der Anwesenheit transgener Bäume in den wahrscheinlichen Aufnahmemilieus von großer Bedeutung ist und in der Dauer der Feldversuche widergespiegelt ist.
- Überlegungen zu Langzeiteffekten bei transgenen Bäumen von besonderer Bedeutung sind.

Bäume sind zudem Teil komplexer Ökosysteme, wichtig für das Funktionieren von Ökosystemen und sie zeigen komplexe Interaktionen mit anderen Organismen. Das betrifft nicht nur Mikroorganismen und Pilze (z. B. Mykorrhiza), die durch das extensive Wurzelsystem der Bäume mit diesen assoziiert sind, sondern auch Insekten, Vögel und Säugetiere. Viele Baumarten – jedoch nicht alle – haben ein großes Verbreitungsgebiet und Hybridisierungen zwischen Arten sind häufig, z. B. bei der Pappel. Daraus ergibt sich, dass u. a. folgende Punkte generell für die Risikoabschätzung von Bedeutung sind:

- Mögliche Änderungen in der Interaktion mit anderen Organismen im Vergleich zu nicht transgenen Bäumen und mögliche Änderungen in der Fähigkeit, die Rolle und Funktionen im Ökosystem aufrechtzuerhalten;
- Langzeitinteraktionen transgener Bäume mit anderen Organismen, die zu nachteiligen Effekten auf diese führen könnten, inklusive solcher durch Nahrungsnetzinteraktionen. Dies ist bei Bäumen besonders wichtig, da sie länger im Ökosystem verweilen als transgene Feldfrüchte;
- mögliche Konsequenzen der transgenen Eigenschaft auf Ökosystemfunktionen und Biodiversität.

Hohe Fruchtbarkeit mit der Produktion von großen Mengen an Pollen und Samen pro Individuum über den Lebenszeitraum (nicht unbedingt jedoch pro Jahr), eine große Vielfalt an Verbreitungswegen für die Fortpflanzungskörper (Samen) oder hohe Samenlebensfähigkeit sind typisch für die reproduktive Kapazität vieler Baumarten. Bei Obstbaumarten muss dazu noch der menschliche Einfluss beachtet werden; dies betrifft etwa neue Verbreitungswege durch den Handel oder als Abfall. Die Verbreitungswege bei Bäumen sind vielfältig und Samen können teils über große Distanzen verbreitet werden (durch Wind oder durch Tiere). Auch die Verbreitung durch Wasser muss berücksichtigt werden, besonders was die vegetative Verbreitung angeht, eine erfolgreiche Vermehrungsart mancher Baumarten.

Im Vergleich zu Feldfrüchten sind Bäume (vor allem Waldbäume) wenig domestiziert. Erst im 19. Jahrhundert wurden Waldbäume systematisch den Bedürfnissen der Waldproduktion durch Züchtung angepasst (MATHEWS & CAMPBELL 2000). Aus diesem Grund sind auch bei jenen Arten, die häufig angebaut werden, der Domestizierungsgrad gering und die genetische Diversität hoch. Dies ist auch deshalb von Bedeutung, da einige Baumarten im Wesentlichen das mitteleuropäische Klimaxstadium bilden, während die meisten Feldfrüchte nur auf Sonderstandorten bzw. auf menschlich geschaffenen bzw. geprägten Standorten überleben können und stärker vom menschlichen Management abhängen.

gen. Die Verbreitungswahrscheinlichkeit von transgenen Bäumen ist deshalb bei einheimischen, gut angepassten Baumarten eventuell höher, da sie nicht so sehr vom menschlichen Management abhängig sind. Die genetische Diversität muss auch in Hinblick auf den in der Risikoabschätzung zu verwendenden Vergleichsorganismus (siehe CBD 2012 bzw. EFSA 2010a) und die mögliche Expansion des Verbreitungsgebietes berücksichtigt werden:

- Die Verfügbarkeit einer oder mehrerer adäquater nicht transgener Vergleichsorganismen muss gewährleistet sein und die Möglichkeit muss gegeben sein, diese im angemessenen Versuchsaufbau verwenden zu können.
- Die Möglichkeit der Expansion des Verbreitungsgebietes einer transgenen Baumart während der Lebensdauer, etwa durch die Verbreitungsmechanismen oder durch Adaptionen an veränderte Umweltbedingungen, muss berücksichtigt werden.

Bei Bäumen beginnt die Reproduktionsreife verzögert. Die juvenile Phase kann dabei mehrere Jahre bis Dekaden dauern. Dies hat, wie angeführt, ebenfalls Auswirkungen auf das Design der Feldversuche, die im Rahmen der Umweltrisikoprüfung durchgeführt werden müssen.

In der Risikoabschätzung sind auch die biologischen Eigenschaften der Baumart an sich zu berücksichtigen. Dazu gehören nicht nur Angaben zum Verbreitungsmechanismus, sondern auch, ob es sich z. B. um eine Pionier- oder Klimaxbaumart oder um Licht- oder Dunkelkeimer handelt. Hier sind entsprechende Angaben zu den Aufnahmefaktoren besonders wichtig: Alle verfügbaren Informationen zu Biologie und ökologischen Interaktionen der Baumart sowie des Genotyps, welcher als Vergleichsorganismus verwendet werden kann, müssen zur Verfügung stehen. Dies inkludiert gegebenenfalls Informationen zu regionalen Sorten oder Ökotypen.

Die Herstellung transgener Bäume ist etwas komplizierter als bei einjährigen "Modellpflanzenarten" in der Landwirtschaft (z. B. HARFOUCHE et al. 2011). Es ist daher zu prüfen, ob die angewendeten Verfahren relevante Quellen für potenzielle negative Umweltwirkungen bzw. Unsicherheiten hinsichtlich der (Umwelt-)Risikoabschätzung darstellen. Es müssen deshalb u. a. Informationen

- zur verwendeten Transformations- und Vermehrungsmethode (inklusive des Grades der Rückkreuzung, sofern möglich, in dieser Art) sowie zur Möglichkeit von vegetativer Vermehrung angegeben werden.

3.3.3 Merkmalsstabilität und Pleiotrope Effekte

Merkmalsstabilität

Die Stabilität der Genexpression gehört zu jenen Punkten, die nach Annex II der RL 2001/18/EG im Rahmen der Umweltrisikoprüfung berücksichtigt werden müssen. Hier ist wieder die lange Verweildauer der Bäume in der Umwelt, die über jene bei Feldfrüchten hinausgeht, von Bedeutung. Zudem ist bei der Evaluation zu bedenken, ob es überhaupt notwendig ist, dass ein Gen über die gesamte Wuchsdauer stabil exprimiert wird. Ein Beispiel dafür ist die Herbizidresistenz, die nur in der Anfangsphase des Pflanzenwachses benötigt wird (siehe Kapitel 2.2.1.5). Auf der anderen Seite muss bei anderen transgenen Merkmalen (z. B. Sterilität) die stabile Expression über einen langen Zeitraum gewährleistet sein (AHUJA 2009), da viele Baumarten extrem langlebig sind.

Praktische Erfahrungen deuten darauf hin, dass Genotypen, die über einige Monate hinweg im Feldversuch stabile Genexpression zeigen, das auch weiterhin über Jahre hinweg tun (FLADUNG et al. 2010). Die Stabilität der transgenen Eigenschaften muss allerdings in der Umweltrisikoprüfung fallspezifisch untersucht werden. Relevant sind im Hinblick auf ihre Stabilität insbesondere transgene Eigenschaften wie induzierte Sterilität, die als Maßnahmen zur Eindämmung des Genflusses bei den betreffenden transgenen Bäumen eingeführt werden (CBD 2012).

Bäume sind außerdem in der Lage, als Einzelindividuen auf Umweltveränderungen zu reagieren und sich an geänderte Umweltbedingungen anzupassen. Jede Baumart hat (als Population) einen Bereich von Klima- und Standortfaktoren, den sie tolerieren kann. Der gegenwärtige Klimawandel zeigt hingegen, dass dieser Bereich in manchen Jahren für einige Baumarten bereits verlassen wird und sich die Areale mancher Baumarten dementsprechend verschieben werden. Die Regulationsmechanismen der Reaktionsnormen auf Umwelteinflüsse könnten allerdings auch in einer unerwünschten Weise die Expression der transgenen Merkmale beeinflussen. Eine große Variation der Expression von Transgenen ist speziell dann unerwünscht, wenn eine stabile Expression wesentlich für die Ausprägung der beabsichtigten Merkmale ist, z. B. für die Stärkung der Überlebensfähigkeit der betreffenden transgenen Bäume (z. B. bei transgenen Insekten- bzw. Krankheitsresistenzen). Aber auch Transgene, die quantitative Zielmerkmale beeinflussen, sollten in vorhersagbarer Weise über den ganzen Lebenszyklus transgener Bäume exprimiert werden (AHUJA 2009). Zu diesen Transgenen zählen z. B. Gene für die Modifikation der Holzzusammensetzung oder die Beeinflussung von Wachstumsparametern sowie Transgene zur Vermittlung von Toleranz gegenüber abiotischen Umweltfaktoren (Trockenheit, Kälte etc.). Jedenfalls sollten diese Bäume am Ende der Rotationszeit, also bei der Ernte, den erwünschten Mehrwert bringen. Es ist im forstlichen Versuchswesen gängige Praxis, Bäume über die halbe Rotationszeit auf genetische Eigenschaften zu prüfen. Nach dieser Zeit erforscht die Waldwachstumskunde die weitere Entwicklung des Ertragspotenzials. Es wäre zu prüfen, ob für transgene Bäume diese Praxis geändert werden müsste.

Die stabile Integration und Expression von Transgenen wurde schon vor Langem als wesentlicher Faktor im Hinblick auf die Risikoabschätzung von transgenen Bäumen erkannt (z. B. PENA & SÉGUIN 2001, VAN FRANKENHUYZEN & BEARDMORE 2004, HARFOUCHE et al. 2011). Instabilität von Transgenen ist häufig während der *in vitro*-Kultivierung zu finden, die einen starken Stresszustand induziert (HARFOUCHE et al. 2011). Bei der Risikoabschätzung muss dafür Sorge getragen werden, dass transgene Bäume mit solchen Eigenschaften erkannt werden und Pflanzen, die aus solchen Zelllinien erzeugt werden, nicht ihren Weg in Feldversuche bzw. in die praktische Anwendung finden. Es gibt Hinweise darauf, dass das möglich ist (PILATE et al. 2012). Allerdings wurde auch bei einigen Feldversuchen mit älteren transgenen Bäumen unerwartete Instabilität der Transgen-Expression beobachtet (VAN FRANKENHUYZEN & BEARDMORE 2004, AHUJA 2009). Es ist allerdings die Frage, ob solche Instabilitäten regelmäßig auftreten oder eher eine Ausnahme darstellen (FLADUNG et al. 2010).

Genetische Instabilität der Transgene kann auch durch Einflüsse während der Entwicklung transgener Individuen ausgelöst werden. Durch Kälte-induzierte Ruhephasen und andere Umweltstressfaktoren können Transgene in gentechnisch veränderten Bäumen abgeschaltet werden. Instabilität kann auch bei Ver-

wendung bestimmter genetischer Regulationssequenzen (z. B. Promoter) bzw. dem Einsatz von wachstumsregulierenden Pflanzenhormonen während der Regeneration von Jungpflanzen auftreten (siehe VAN FRANKENHUYZEN & BEARDMORE 2004).

Wie die Stabilität der Transgenexpression sichergestellt werden kann, ist noch nicht abschließend untersucht. In manchen Fällen haben die folgenden Faktoren die Stabilität von Integration und Expression von Transgenen positiv beeinflusst (siehe Zusammenfassungen bei AHUJA 2009, HARFOUCHE et al. 2011):

- Verwendung homologer Gene und Regulationselemente aus nahe verwandten Arten;
- geringe Zahl an transgenen Inserts, die in einem gentechnisch veränderten Baum enthalten sind;
- Integration von MARs (Matrix attachment regions) in die verwendeten transgenen Konstrukte (nach anderen Quellen sind diese jedoch wirkungslos – siehe LI et al. (2008b));
- Integration transgener Konstrukte an definierten Stellen im Baumgenom, z. B. „*site specific integration*“ mittels des Cre/Lox-Systems oder an definierten Stellen in der Chloroplasten-DNA;
- Relativ stabil zu sein scheinen auch gentechnische Veränderungen, bei denen die Expression von Endogenen mittels RNAi (RNA Interferenz) abgeschaltet wird.

Die meisten der oben erwähnten Methoden sind allerdings erst in Erprobung und werden noch nicht routinemäßig zur Herstellung von transgenen Bäumen eingesetzt – mittels gentechnischer Methoden induzierte Sterilität und RNAi-Ansätze wurden hauptsächlich bei transgenen Pappeln getestet (AHUJA 2009).

Genetische und phänotypische Instabilität von transgenen Merkmalen kann als problematisch erachtet werden, wenn dadurch das in der Forstwirtschaft generell auftretende immanente Produktionsrisiko erhöht wird. Gentechnisch „sterilisierte“ Bäume sollten diese Eigenschaft bis an ihr Lebensende bewahren (VAN FRANKENHUYZEN & BEARDMORE 2004). Diese Tests dauern naturgemäß sehr lange (VAN FRANKENHUYZEN & BEARDMORE 2004, HARFOUCHE et al. 2011). Bei einer gewünschten Sterilität hätte auch ein partieller Funktionsverlust negative Auswirkungen und ist unerwünscht (STEINBRECHER & LORCH 2008).

Pleitrope Effekte

Neben Wirkungen auf Ziel- und Nicht-Zielarten oder ökosystemaren Effekten können Modifikationen auch Wirkungen auf die Wuchsleistung von Bäumen, das äußere Erscheinungsbild oder die Resistenz gegenüber Stress durch Pathogene und Umweltfaktoren haben. Diese gilt es im Rahmen einer Umweltrisikoprüfung ebenfalls zu berücksichtigen. Nicht beabsichtigte phänotypische Änderungen werden unter pleiotropen Effekten zusammengefasst und umfassen all jene Änderungen des äußeren Erscheinungsbildes, die mit der Transformation in Zusammenhang stehen, nicht aber das Ziel derselben sind. So wurden für eine Reihe von Modifikationen Effekte auf das Wurzelwachstum, das Spross-Schoss-Verhältnis und die Wuchsleistung festgestellt. So fanden PASONEN et al. (2005) bei Chitinase-IV-modifizierter *Betula pendula* nach 28–30 Tagen innerhalb der transformierten Linien signifikante Unterschiede in der Anzahl der Wurzelspitzen, im gesamten Frischgewicht und im Frischgewicht der Sprosse.

Bei einer der transformierten Linien wich das Gewicht auch signifikant von der Kontrolllinie ab. Ähnliche Effekte fanden SEPPÄNEN et al. (2007) für Ligase-modifizierte *Betula pendula*. Auch hier gab es signifikante Unterschiede zwischen modifizierten und nicht modifizierten Linien bezüglich Wurzel-Spross-Verhältnis, Frischgewicht der Wurzeln und Sprosse bzw. Anzahl an Wurzelspitzen.

Im Bereich der Ligninmodifikationen kann an dieser Stelle auch eine erhöhte Anfälligkeit für Windwurf und gegenüber Pathogenen genannt werden (VERWER et al. 2010), da Lignin als natürliche Barriere für verschiedene Schadinsekten (z. B. Borkenkäfer) dient und zur Zähigkeit von Blättern beiträgt. Daher wurden diverse Anpassungsstrategien an Lignin entwickelt, die bei einer Reduktion desselben zu spezifischen Reaktionen bestimmter Arten führen könnten (HÄGGMANN et al. 2006). Bei einigen der modifizierten Pflanzen erfolgte eine Reduktion der Biomasse. So stellten PASONEN et al. (2005) für Chitinase IV-modifizierte Weißfichten (*Picea abies*) nach 28–30 Tagen in der Wuchskammer signifikante Unterschiede innerhalb der transformierten Linien hinsichtlich der Anzahl der Wurzelspitzen, dem totalen Frischgewicht und dem Frischgewicht der Sprosse fest. Bei einer der transformierten Linien wich zudem das gesamte Frischgewicht von dem der Kontrolllinie ab. Zu ähnlichen Ergebnissen kamen SEPPÄNEN et al. (2007) für mit 4-coumarate:coenzyme A Ligase (4CL) modifizierte *Betula pendula*. Hier unterschieden sich das Wurzel-Spross-Verhältnis, das Frischgewicht der Wurzeln und Sprosse und die Anzahl an Wurzelspitzen signifikant zwischen transformierten und nicht transformierten Linien. Demgegenüber stehen die Ergebnisse für ligninmodifizierte Pappeln von PILATE et al. (2002). Die Autoren konnten keine Unterschiede in den Wachstumsparametern (Höhe, Stammdurchmesser) zwischen modifizierten und nicht modifizierten Linien feststellen.

Lignin und Zellulose scheinen in kompensatorischer Weise in den Pflanzen reguliert zu werden. Darauf deuten auch die Ergebnisse von HU et al. (1999), der bei transgenen Aspen (*Populus tremuloides*) eine 45%ige Reduktion von Lignin erzielte, der eine Erhöhung der Zellulose um 15 % gegenüberstand. Noch höhere Reduktionen erzielten LI et al. (2003), bei denen eine Ligninreduktion von bis zu 52 % einem um 64 % erhöhten S/G-Verhältnis und 30 % mehr Zellulose gegenüberstand. Daher muss bei Modifikationen neben den bereits erwähnten möglichen Wirkungen auf Pathogene oder die Frostanfälligkeit auch die indirekte Modifikation weiterer Holzeigenschaften in Betracht gezogen werden, die unter Umständen nicht gewünscht sind (FLADUNG 2006). Auch Zellulosemodifikation kann zu einer Reihe von unerwünschten Effekten führen, die jenen bei Ligninmodifikationen ähnlich sind (FLADUNG 2006).

3.3.3.1 In der Risikoabschätzung zu berücksichtigende Punkte

Wie oben angeführt, werden im Folgenden jene Punkte gelistet, die als besonders wesentlich für die Umweltrisikoprüfung erachtet werden. Es handelt sich dabei um keine abschließende Aufzählung, da je nach Baumart und transgener Eigenschaft zusätzliche Prüfpunkte notwendig sein können. Sie wurden u. a. basierend auf den Leitlinien der EFSA bzw. der CBD definiert.

- Molekularbiologische Charakterisierung (Anzahl der Transgenkopien, Segregation der Transgene, Insertposition, Informationen zu verwendeten Transformationsmethoden sowie Prüfung, ob diese möglicherweise zur Anwesenheit von genetischen Elementen führen, welche nachteilige Effekte haben könnten etc.);

- Verwendete Technologie (RNAi, Cisgenese, Transgrafting etc.) und entsprechende (spezifische) Auswirkungen auf die Umweltrisikoprüfung;
- Informationen zum Wirkmechanismus der gentechnischen Veränderung (z. B. der Resistenz) aufgrund der Expression der Transgenprodukte;
- Das Potenzial für die Variabilität der Expression des Transgens muss geprüft werden, inklusive der Möglichkeit zur Abschaltung von Genen („*gene silencing*“) im Zeitverlauf (z. B. vor allem bei Sterilität von Bedeutung).
- Expression über Generationen (z. B. Kastanien, Obstbäume);
- Nachweis der genotypischen sowie phänotypischen Stabilität der Expression über die gesamte Vegetationsperiode bzw. den gesamten Lebenszyklus (vegetative und generative Phasen) unter repräsentativen Umweltbedingungen; Informationen zur Expression in unterschiedlichen Pflanzenteilen (generativ, vegetativ) zu verschiedenen Zeitpunkten über den Lebenszyklus der Baumart;
- phänotypische Veränderungen mit der Zeit als Reaktion auf verschiedene Stressfaktoren und verschiedene Entwicklungsstadien.

3.3.4 Persistenz & Invasivität inklusive Gentransfer zwischen Pflanzen

Nach der Richtlinie 2001/18/EG muss in der Umweltrisikoprüfung überprüft werden, ob die transgene Pflanze Unterschiede in Persistenz und Invasivität im Vergleich zu einer nicht transgenen Linie mit vergleichbarem genetischem Hintergrund aufweist. Dazu gehört auch, den potenziellen Gentransfer zwischen GV- und Nicht-GV-Pflanzen zu untersuchen. Unerwünschte Genübertragungen können auf verschiedenen Wegen erfolgen. So wird zwischen einem vertikalen (durch Pollentransfer) und einem horizontalen Gentransfer (z. B. durch Konjugation) sowie der Verbreitung eigenständiger Träger von Genen (durch Diasporen) unterschieden (SCHMITZ & SCHÜTTE 2001). Im Folgenden werden Auskreuzung und Samentransfer sowie Fitnessseffekte und Persistenz von gentechnisch veränderten Bäumen diskutiert.

Vertikaler Gentransfer

Die Auskreuzung und ein möglicher Samentransfer in Ökosysteme oder die Verbreitung auf vegetativem Weg gehören zu den am häufigsten genannten Bedenken, die im Hinblick auf eine Kommerzialisierung genetisch veränderter Pflanzen geäußert werden (VAN MONTAGU 2010). Dies betrifft z. B. Aspekte wie Biodiversitätsverlust oder den Verlust von Blütengewebe (BRUNNER et al. 2007). Bedenken, ob eine Koexistenz von Anbauformen mit oder ohne Gentechnik möglich ist, werden in diesem Zusammenhang auch genannt, sind aber nicht Thema der Umweltrisikoprüfung. Im Vergleich zu Feldfrüchten verstärkt zudem die Lebens- und Verweildauer von Bäumen im System, die weit über eine Vegetationsperiode hinausgeht, viele der geäußerten Bedenken (AHUJA 2009).

Die Etablierung von Arten erfolgt entweder durch Introgression oder Adaptierung und Überdauern sowie Verbreitung durch Samen oder über die Hybridisierung mit Wildformen (JORDAN 1999). Das Hybridisierungspotenzial wird dabei durch Kompatibilität und phänologische Übereinstimmung mit der nativen Vege-

tation sowie der absoluten und relativen Menge an übertragenen keimungsfähigen Fremdpollen vorgegeben (SCHMITZ & SCHÜTTE 2001). Die CBD (2012) nennt deshalb Reproduktionsfähigkeit und Verbreitung über natürlichen (z. B. Wind) und anthropogenen Weg sowie die Persistenz im Ökosystem (Lebensspanne, Keimruhe, vegetative Vermehrung) als wesentliche Punkte, die bei der Risikoabschätzung berücksichtigt werden müssen. Die Wahrscheinlichkeit der Verbreitung kann über einen Ausbreitungsindex beschrieben werden, der über die Wahrscheinlichkeiten der Hybridisierung, Pollenverbreitung und Diasporenverbreitung sowie die Verbreitungsfrequenz ermittelt wird (AMMANN et al. 1996). Zudem können auch qualitative Beschreibungen von „sehr wahrscheinlich“ bis „sehr unwahrscheinlich“ verwendet werden (CBD 2012).

Dass Bedenken bezüglich einer Hybridisierung von GV- und Nicht-GV-Pflanzen begründet sind, zeigen die Ergebnisse von ELLSTRAND et al. (2003), die 48 Kulturpflanzen identifizierten (darunter auch *Malus*, *Populus* und *Ulmus*), bei denen es zu spontanen Hybridisierungen von kultivierten mit Wildtypen gekommen ist. Auch HOPPICHLER (2010) fasst diesbezüglich Ergebnisse verschiedener Studien zusammen und hält fest, dass es z. B. auch bei Mais, Gräsern und Papaya zu ungewollten Auskreuzungen kam. So finden sich im Falle der Papaya auf der Hauptinsel von Hawaii Auskreuzungsraten von bis zu 50 %. Auskreuzungen finden aber nicht immer und überall statt und sind nicht unbedingt mit einem Verlust genetischer Diversität verbunden. Daher ist auch eine hohe Auskreuzungswahrscheinlichkeit, die im Zuge einer Risikoanalyse mit einer Eintrittswahrscheinlichkeit von 1 (= sicheres Eintreten) bewertet werden müsste, nicht immer direkt mit einem Risiko gleichzusetzen. Die Abschätzung eines potenziellen Umweltrisikos ist daher äußerst schwierig (BARTSCH 2012) und stellt eine Herausforderung in der Risikoabschätzung dar. Das Risiko für Hybridisierungen ist bei Bäumen allerdings höher, da u. a. die Pollen große Distanzen zurücklegen können und zu erwarten ist, dass des Öfteren transgene Bäume in der Nähe natürlich vorkommender, verwandter Arten angebaut werden. Eine solche Situation wird z. B. bei transgenen Pappeln in Europa erwartet (VAN FRANKENHUYZEN & BEARDMORE 2004).

Neben den generellen Eigenschaften eines modifizierten Organismus spielt der Ort der Transformation im Genom eine Rolle. So werden bei den meisten Angiospermen Chloroplasten mütterlich vererbt, wohingegen bei Koniferen eine Vererbung väterlicherseits stattfindet (WHITE et al. 2007), was Möglichkeiten zur Vermeidung eines Genflusses mit sich bringt (Transformation des Chloroplasten bei Angiospermen; OKUMURA et al. (2006)). Des Weiteren wird auch die Verbreitung der Pollen selbst durch eine Reihe von Faktoren bestimmt. An dieser Stelle ist das Sexualsystem der Bäume bzw. der Befruchtungs- oder Bestäubungstyp von Bedeutung. Generell kann hier zwischen Selbst- und Fremdbefruchtern unterschieden werden, wobei die Befruchtungsanteile oft stark variieren können (SCHMITZ & SCHÜTTE 2001). Genauer unterscheidet man zwischen diözischen (zweihäusigen), gynodiözischen, androdiözischen, monözischen (einhäusigen) und triözischen Systemen. Meist schützen dabei verschiedene Mechanismen vor zu hohen Anteilen von Selbstbefruchtung (GEBUREK 2005). Des Weiteren müssen die Befruchtungswege (Wind, Insekten) und die Größe des Bestandes betrachtet werden (SCHMITZ & SCHÜTTE 2001). Bei Bäumen sind an dieser Stelle langlebige Samen und der weite Pollentransfer sowie Möglichkeiten zur vegetativen Vermehrung zu berücksichtigen (VERWER et al. 2010). Dies zeigten auch die Ergebnisse von FLADUNG et al. (2003). Im fünfjährigen Feldversuch mit Pappeln (*Populus tremula* und *P. tremula* x *P. tremuloides*)

konnten die Forscher Wurzeläusler auch auerhalb des Versuchsfeldes ausmachen. Schlussendlich müssen neben beabsichtigten Freisetzungen auch unbeabsichtigte Verbreitungswege (etwa durch kontaminiertes Saatgut und Erntewege) in der Risikoabschätzung beachtet werden.

Um die natürlichen Verbreitungswege und -wahrscheinlichkeiten besser einschätzen zu können, ist auch die Betrachtung des Reproduktionszyklus notwendig. Die meisten europäischen Baumarten weisen einen bi-saisonalen Reproduktionszyklus auf, eine Ausnahme stellt die Kiefer (*Pinus* sp.) dar, die einen tri-saisonalen Zyklus zeigt. Blüte und Pollenflug beginnen im Frühjahr, die Samenreife endet im Herbst des zweiten Vegetationszyklus. Zu hohe Anteile an Selbstbefruchtung werden bei einhäusigen Arten durch Mechanismen wie räumliche Trennung am Baum oder genetische Inkompatibilität vermieden. Windbestäubung spielt bei *Alnus*, *Betula*, *Carpinus*, *Castanea*, *Corylus*, *Fagus*, *Faxinus*, *Populus*, *Quercus* und *Ulmus* eine zentrale Rolle (GEBUREK 2005). Allgemein lässt sich festhalten, dass u. a. aufgrund des Vorhandenseins von heimischen Auskreuzungspartnern bei Bäumen die Hybridisierungs- und Überlebenswahrscheinlichkeit in nativen Ökosystemen als wahrscheinlicher angenommen werden, als dies bei einigen transgenen Feldfrüchten der Fall ist. Diese Aspekte sind z. B. bei der Zulassung für Feldversuche zu berücksichtigen, um etwaige Kontaminationen zu vermeiden. Bei Obstplantagen ist z. B. zu beachten, ob verwandte Wildtypen im Ökosystem vorkommen (z. B. Kirschenplantagen und Vogelkirschen). Exoten wie Eukalyptus sind hingegen in Österreich nicht heimisch. Daher kann bei einer Anpflanzung nicht von einer Auskreuzung ausgegangen werden (SEDJO 2010b). Sehr wohl gilt es aber, bei einem möglichen Anbau von frosttolerantem *Eucalyptus* das Invasionspotenzial einzuschätzen. Dies spiegelt sich auch in den Erfahrungen mit *Pinus* in der südlichen Hemisphäre wider (RICHARDSON 1998), wie unten beschrieben.

Fitnessseffekte, Persistenz und Invasionspotenzial

Auch wenn die Persistenz und das Invasionspotenzial keine spezielle Eigenschaft von GVOs sind (FREY 2012), müssen sie sehr wohl im Rahmen der Umweltrisikoprüfung berücksichtigt werden, um etwaige Unterschiede gegenüber den nicht transgenen Vergleichsorganismen feststellen zu können. Gentransfer zu wild vorkommenden verwandten Arten mit der Folge, dass diese invasiv werden, kann zu Veränderungen in der Balance und der Konkurrenz in natürlichen Ökosystemen führen. Dass Gentransfer vorkommen wird, darüber herrscht Konsens, aber es ist unklar, ob die Transgene persistieren und zu negativen Effekten führen werden (CHRISTEN 2005). Die Bedeutung dieser Aspekte in der Umweltrisikoprüfung zeigt sich auch am Beispiel der Erfahrungen mit exotischen *Pinus*-Arten in Forstplantagen in der südlichen Hemisphäre, wo zumindest 19 Arten invasiv wurden (RICHARDSON 1998). Hier wäre ein Forschungspotenzial dahingehend gegeben, ob z. B. sterile transgene Bäume denkbar wären, die diese Invasivität unterbinden würden. Wettbewerbsvorteile gegenüber nativen Arten sind z. B. möglich, wenn die Transgene im Wald einen selektiven Wettbewerbsvorteil mit sich bringen (z. B. im Falle einer Virus-, Insekten-, Pilz- oder Stressresistenz). Des Weiteren sind für das Invasionspotenzial die Umweltbedingungen und die Verfügbarkeit von ökologischen Nischen von Bedeutung. Im Gegensatz dazu ist bei Genen, die sich negativ auf die Wettbewerbsfähigkeit auswirken, davon auszugehen, dass diese im Laufe der Zeit verloren gehen (VERWER et al. 2010), wobei im Rahmen der Risikoabschätzung

entsprechende Begründungen vorgelegt werden müssen. Lange Zeit bediente man sich bei der Abschätzung des Invasionspotenzials des „*Exotic Species*“ Modells (siehe z. B. PARKER & KAREIVA 1996, TAPPESER et al. 2000, TRAXLER et al. 2000, SCHMITZ & SCHÜTTE 2001), das über Erfahrungen mit in Ökosysteme eingebrachte, nicht heimische Arten Schlüsse auf genetisch modifizierte Pflanzen zieht. Die Vorteile des Modells wurden in einer großen Stichprobe und der langen Beobachtungsdauer gesehen (SCHMITZ & SCHÜTTE 2001). Das Modell wurde jedoch auch heftig kritisiert. So argumentieren HANCOCK & HOKANSON (2001), dass die meisten der erfolgreichen Neophyten bereits Besiedelungseigenschaften und Potenzial zur Entwicklung zum „Unkraut“ mit sich brachten. Bei Feldfrüchten und Bäumen könne das Verbreitungspotenzial viel besser eingeschätzt werden, was das Management erleichtern würde. VERWER et al. (2010) geben an, dass Bäume bis zur Blütezeit ein allgemein niedriges Invasivitätsrisiko haben, jedoch das Potenzial zur vegetativen Ausbreitung zu berücksichtigen ist (das meist in späteren Lebensabschnitten relevant wird).

Im Zusammenhang mit Fitnessseffekten gilt es auch, mit Inzucht (der Kreuzung genetisch verwandter Individuen) verbundene Effekte zu berücksichtigen. So halten WHITE et al. (2007) fest, dass diese mit einer erhöhten Anzahl an homozygoten Individuen einhergeht und negative Konsequenzen für Wachstum und Überlebenswahrscheinlichkeit mit sich ziehen kann.

Um den potenziellen Erfolg eines Transformanten in einem System besser einschätzen zu können, gilt es auch zu berücksichtigen, ob eine ökokline (in Bezug auf genetische Eigenschaften geografisch-ökologisch kontinuierliche) oder ökotypische (mosaikhafte) Populationsstruktur vorliegt. So fassen NISKANEN et al. (2011) die Eigenschaften der ökoklinen Birke (*Betula* sp.) zusammen und erwähnen ihre hohe Frost- und Kältetoleranz durch Adaptionen in Winterruhe und Photoperiode sowie Wachstum, was den Transfer von Individuen und ihren potenziellen Verbreitungserfolg einschränkt. Zudem haben nicht alle transgenen Eigenschaften einen positiven Effekt auf die Fitness der Pflanzen. So gibt es zum Beispiel bei ligninmodifizierten Pflanzen Bedenken hinsichtlich ihrer Frostresistenz. Zwei von vier mehrjährigen krautigen Pflanzen zeigten laut CASLER et al. (2002) eine reduzierte Überlebenswahrscheinlichkeit von ligninmodifizierten Individuen im Winter. Andere Eigenschaften, die einen selektiven Wettbewerbsvorteil liefern, könnten sich jedoch langfristig verbreiten und etablieren (BRUNNER et al. 2007). Dabei spielen, je nach transgener Eigenschaft, verschiedene Faktoren eine Rolle. So hängt z. B. die Verbreitung von Virusresistenzen vom Virusdruck im gegebenen Zeitraum ab. DOLEZEL et al. (2002) geben für *Prunus americana* an, dass eingekreuzte Virusresistenzen bei hohem Virusdruck Fitnessvorteile darstellen können. Sie stützen sich dabei auf Ergebnisse von GONSALVES (1995a, b), der eine Resistenzübertragung durch Insekten bei *Curcubita pepo* x *C. texana*-Hybriden bei geringem Virusdruck nachweisen konnte. Bei hohem Druck waren Übertragungen des Virushüllproteins nicht beobachtbar, da die Kreuzungspartner zu stark vom Virusbefall beeinträchtigt waren.

Vorkehrungen zur Vermeidung von Auskreuzung

Verschiedene Vorkehrungen gegen Auskreuzung sollen dazu dienen, unerwünschten vertikalen Gentransfer zu verhindern oder einzudämmen. Diese waren, selbst bei hochgradig gezüchteten oder exotischen Arten, bislang nie ein

Thema und kamen erst mit der Diskussion um genetisch veränderte Organismen auf. Vorkehrungen zur Verhinderung von Auskreuzung müssen schon im Rahmen von Feldversuchen getroffen werden, wobei Eigenschaften wie Sterilität dazu beitragen könnten, Hindernisse und Kosten (etwa im Rahmen von Versuchen oder Patentfragen), die mit den transgenen Bäumen verbunden sind, zu verringern (BRUNNER et al. 2007). Die dauerhafte Sterilität muss dabei in der Risikoabschätzung vom Antragsteller nachgewiesen werden, denn es wird als wahrscheinlich angesehen, dass die derzeitigen Methoden, Sterilität herzustellen, nicht immer zu dauerhaften Produkten führen und eine sterile Pflanze wieder fertil werden kann (VAN FRANKENHUYZEN & BEARDMORE 2004). Auch HOENICKA & FLADUNG (2006) berichten, dass die Stabilität der Transgene in Bäumen nicht so hoch wie erwartet ist. *Gene silencing* kann dabei auch nur einen Ast oder einen Baum in der Plantage betreffen. Bei sterilen transgenen Bäumen hingegen müsste nachgewiesen werden, ob diese auch über längere Zeit und unter sich verändernden Umweltbedingungen funktionieren, denn es können z. B. auch andere Gene außer dem *knock out*-Gen zu Blütenbildung führen bzw. kann es vorkommen, dass zu einem späteren Zeitpunkt, das ausgeschaltete Gen wieder exprimiert wird (CHRISTEN 2005).

BRUNNER et al. (2007) fassen eine Reihe von Mechanismen zusammen, die Sterilität auf direktem oder indirektem Weg gewährleisten sollen. Dabei werden Mitigation, Proteininterferenz, die Manipulation von *floral promoters*, die Unterdrückung von Genen und die Änderung der Blühzeit als fünf Hauptgruppen potenzieller Modifikationen identifiziert. Unter Mitigation versteht man die Integration von Genen, die kompetitive Nachteile gegenüber Wildtypen darstellen. Für Lichtbaumarten wie Pappeln stellt Zwergenwuchs einen solchen dar (STRAUSS et al. 2004). Des Weiteren kann über den Anbau selbst eine Auskreuzung verhindert werden. SCHMITZ & SCHÜTTE (2001) nennen in diesem Zusammenhang Mantelsaat, den Anbau männlich-steriler Sorten, den Anbau von Pflanzen mit samenlosen Früchten, Samen, die nicht keimfähig sind sowie den Einbau von Genen in Chloroplasten. Da Baumpollen durch den Wind viel weiter transportiert werden können, als dies z. B. bei Mais der Fall ist, wird es als wahrscheinlich angesehen, dass Pufferzonen, wie sie bei Feldfrüchten wie etwa Mais verwendet werden, bei Bäumen keine Option sind, um Auskreuzung zu verhindern (CHRISTEN 2005). Maßnahmen beim Anbau sind allerdings nicht Thema der Risikoabschätzung, sondern zählen zu den Koexistenzmaßnahmen, die nach einer Zulassung auf Ebene der Mitgliedstaaten ergriffen werden können.

3.3.4.1 EFSA-Leitlinien

In der Risikoabschätzung muss das Potenzial einer höheren Persistenz und Invasivität gegenüber der konventionellen Vergleichslinie und das Potenzial für Genfluss zu wildverwandten Arten untersucht werden. Dabei sind nicht nur der GVO zu betrachten, sondern auch kompatible wildverwandte Arten, die durch Genfluss das Transgen erwerben könnten. Diese können entweder eine höhere Fitness aufweisen und z. B. Beikrautprobleme verstärken oder eine reduzierte Fitness zeigen, die zu einem Rückgang der wildverwandten Arten führen könnte. In der Bewertung sind dabei alle relevanten Aufnahmemilieus zu betrachten, d. h. nicht nur das landwirtschaftliche Produktionssystem, sondern auch halbnatürliche und natürliche Habitate. Des Weiteren sollen nicht nur der GVO-Anbau, sondern auch Transportverluste als Expositionswege in Betracht gezogen werden.

Vom Antragsteller muss auf jeden Fall eine Reihe von pflanzenspezifischen Daten vorgelegt werden sowie Daten zu den Wuchseigenschaften der transgenen Pflanze im Vergleich zu ihrer nicht modifizierten Vergleichsart sowie zum Überwinterungspotenzial und zu wildverwandten Arten in der EU. Falls diese Aspekte zutreffen, also z. B. die Pflanze in der EU überwintern kann (was für transgene Bäume der Fall sein wird), müssen zusätzliche Daten vorgelegt werden, die Persistenz und Fitness sowie das Hybridisierungspotenzial betreffen, wobei auch die typische Fruchtfolge und Konsequenzen für die Umwelt berücksichtigt werden müssen. Falls der GVO oder wildverwandte Arten, die das Transgen erworben haben, im Produktionssystem oder außerhalb des Produktionssystems bestehen können, muss in weiterer Folge das Potenzial beurteilt werden, ob die Pflanzen weitere ökologische Nischen besetzen und ihre geografische Verbreitung ausdehnen können. Dazu müssen unter anderem Daten von Feldversuchen an verschiedenen Standorten repräsentativ für die verschiedenen Umwelten in der EU, in denen die transgene Pflanze angebaut werden kann, sowie Daten zur Keimung aus der Klimakammer oder aus Feldversuchen vorgelegt werden.

Wenn im Zuge der Risikoabschätzung Risiken identifiziert werden, müssen vom Antragsteller Managementstrategien vorgelegt werden, die z. B. die Verbreitung von Transgenen verhindern. Diese müssen hinsichtlich ihrer Wirksamkeit und Zuverlässigkeit evaluiert werden.

3.3.4.2 In der Risikoabschätzung zu berücksichtigende Punkte

Auch in Bezug auf Persistenz und Invasivität wurden die wesentlichsten Punkte für die Umweltrisikoprüfung, basierend u. a. auf den angesprochenen Leitlinien, definiert. Diese müssen in der Umweltrisikoprüfung bearbeitet werden.

- Persistenz und Potenzial für nachteilige Langzeiteffekte der transgenen Bäume in der Umwelt, inklusive des Potenzials für nicht veränderte Wildtypen, invasiv zu werden;
- Informationen zu potenziellen Kreuzungspartnern in oder in der Nähe der Aufnahmemilieus und Hybridisierungswahrscheinlichkeiten zwischen GV-Baum und Kreuzungspartner (Kultur- und Wildformen);
- Habitatansprüche der transgenen Baumart und verwandter Wildarten, z. B. Pionierstandorte;
- Informationen zum Potenzial eines selektiven Vorteils der GV-Eigenschaft in verwandten Kreuzungspartnern (v. a. Wildformen);
- Einfluss von Expressionsänderungen (sofern vorhanden, siehe Kapitel 3.3.3);
- Nähe zu geschützten Gebieten, Zentren genetischen Ursprungs und genetische Diversität ökologisch sensibler Regionen;
- Dauer der Anwesenheit der transgenen Bäume in den wahrscheinlichen potenziellen Aufnahmemilieus, inkl. Dauer der Zersetzung des Wurzelstockes;
- Einfluss der transgenen Eigenschaften auf invasive Charakteristika, inklusive höherer Fitness und der Möglichkeit, andere Habitate als die nicht modifizierte Baumart zu besiedeln;
- Verfügbarkeit von Informationen zu Ausbreitungsmechanismen und Lebensfähigkeit von Pollen und Samen der Nicht-GV und der transgenen Baumart, inklusive dem Einfluss von Tieren in der Verbreitung von Samen;

- Potenzial für und Mechanismen der vegetativen Vermehrung in der nicht modifizierten und transgenen Baumart;
- Potenzial für Verbreitungsmechanismen durch menschliche Aktivitäten, wie z. B. Handel und Konsum von Früchten, Transportverluste;
- klimatische Konditionen oder Managementverfahren, welche die reproduktive Biologie beeinflussen könnten;
- Möglichkeit einer Expansion des Verbreitungsgebietes einer transgenen Baumart durch Verbreitungsmechanismen während der Lebensdauer;
- Umwelten und ihr Managementgrad, die das Potenzial für Samen und/oder vegetative Verbreitungskörper bieten, sich zu etablieren;
- spezifische Effekte und Risiken jeglicher Eindämmungsstrategien, die durch Anwendung moderner Biotechnologie erzielt wurden (z. B. Sterilität);
- Informationen zu Vektoren der Virusübertragung (z. B. Aphiden) bei virusresistenten Bäumen und möglicher Einfluss der gentechnischen Veränderung auf diese.

3.3.5 Gentransfer zwischen Pflanze und Mikroorganismen

Ein weiterer Aspekt des Gentransfers, der in der Risikoabschätzung behandelt werden muss, ist jener zwischen transgener Pflanze und Mikroorganismen. Horizontaler oder lateraler Gentransfer (HGT) ist ein bei Prokaryonten häufig auftretendes Phänomen. Man versteht darunter die Übertragung von Genmaterial auf asexuellem Weg über die Artgrenzen hinweg, wobei davon ausgegangen wird, dass alle funktionellen Kategorien von Genen mittel- oder langfristig übertragbar sind (OTTOW 2011). Auch wenn der Mechanismus lange als Randphänomen angesehen wurde, geht man heute davon aus, dass er die Evolution maßgeblich beeinflusste (BARKAY & BARTH 2005). Horizontaler Gentransfer ist der Schlüsselmechanismus für Variabilität bei *Archaea* und *Bacteria*, tritt besonders häufig in Perioden hoher Vermehrungsrate auf und übernimmt die Funktion von Panmixie bei Einzellern. Gene, die Wettbewerbsnachteile liefern, werden mit der Zeit ausgemerzt, andere wiederum können zu einem starken Wettbewerbsvorteil führen (OTTOW 2011). Bei Eukaryoten wird unter HGT die Übertragung von Genen zwischen nicht kreuzbaren Arten verstanden (SCHÜTTE & OLDENDORF 2001).

In der Risikoabschätzung von GVOs steht vor allem eine mögliche Übertragung von Antibiotikaresistenzgenen, die als Marker zur Selektion eingesetzt werden können, auf Bodenmikroorganismen im Fokus (BERTOLLA & SIMONET 1999), wobei Studien darauf hindeuten, dass Antibiotikaresistenzen auch natürlich vorkommen (DEMANECHE et al. 2008). OTTOW (2011) fasst eine Reihe von potenziell pathogenen *Bacteria* zusammen, bei denen die Integration von eukaryotischem Genmaterial nachgewiesen wurde, und hält fest, dass im Schnitt etwa 1 % des prokaryontischen Genoms eukaryontischen Ursprungs ist. Allgemein wird die Wahrscheinlichkeit eines horizontalen Gentransfers von modifizierten Pflanzen auf Mikroorganismen als sehr gering angesehen. WACKERNAGEL (2002) stellt z. B. fest, dass Genübertragungen überall möglich sind, jedoch nur selten stattfinden. Bei der Übertragung von Genmaterial von Pflanzen auf Bakterien scheint zudem eine bereits vorhandene Kopie des Gens im Bakterium notwendig. Die Integration erfolgt über homologe Rekombination. Dem horizontalen Gentransfer von Chitinaseenzymen zur Einschätzung des Risikos eines

HGT bei transformierten Birken widmeten sich z. B. LOHTANDER et al. (2008). Sie konnten eine Genübertragung in einem einzigen Fall nachweisen, was darauf hinweist, dass die Übertragung selten, aber möglich ist.

3.3.5.1 EFSA-Leitlinien

Wie angesprochen, ist möglicher Gentransfer zwischen der transgenen Pflanze und Mikroorganismen laut Richtlinie 2001/18/EG ein weiterer Punkt, der in der Risikoabschätzung bewertet werden muss, da nicht ausgeschlossen werden kann, dass Gene modifizierter Pflanzen auf diesem Weg übertragen werden. Die EFSA-Leitlinien definieren horizontalen Gentransfer und liefern Details bezüglich der Prüfpunkte. Es müssen dabei sowohl der Einfluss des Gentransfers auf Mikroorganismen geprüft werden, welche die rekombinante DNA ursprünglich aufnehmen, als auch potenzielle Einflüsse eines solchen Transfers auf die menschliche und tierische Gesundheit und die Umwelt.

Der Antragsteller muss mögliche Expositionswege in den Aufnahmemilieus berücksichtigen, wie auch Beurteilungsendpunkte definieren, die für jene Teile der Umwelt repräsentativ sind, die vor negativen Effekten geschützt werden müssen. Zu möglichen Expositionswegen gehören die Pflanzenproduktion (DNA kann z. B. während Kultivierung und Ernte freigesetzt werden), die Nahrungs- und Futtermittelkette (z. B. Einfluss von Weiterverarbeitung und Lagerung) und der Magen-Darm-Trakt (mit der Nahrung aufgenommene DNA und Kontakt mit Bakterien im Magen-Darm-Trakt).

Es müssen dazu Informationen zu einer Reihe von Punkten geliefert werden, wie z. B. molekulare Charakterisierung der insertierten DNA, Vorhandensein von Antibiotikaresistenzmarkern, Vorhandensein von Empfängermikroorganismen in den Aufnahmemilieus, Persistenz von Pflanzenmaterial nach der Ernte bis zur Zersetzung etc. In der Risikocharakterisierung sind dabei mikrobielle Gemeinschaften zu berücksichtigen, die in den verschiedenen Aufnahmemilieus heimisch sind.

3.3.5.2 In der Risikoabschätzung zu berücksichtigende Punkte

In Bezug auf den Gentransfer zwischen Pflanze und Mikroorganismen werden die folgenden Aspekte als besonders wichtig angesehen, wobei zu berücksichtigen ist, dass nach RL 2001/18/EG die Anwendung von Antibiotikaresistenzgenen unterlassen werden soll, um einen weiteren Eintrag in die Umwelt zu vermeiden (siehe Kapitel 2.1.3.2):

- Anwesenheit von Genen, die einen selektiven Vorteil für Mikroorganismen darstellen bzw. bei denen eine Verbreitung über Mikroorganismen in das Nahrungsnetz (Besiedler von Bäumen) unerwünscht ist (z. B. Antibiotikaresistenzgene);
- Dauer der Zersetzung der transgenen Pflanze (z. B. Wurzelstock, Laub);
- Persistenz von transgener DNA im Boden;
- Änderungen in der Interaktion mit anderen Organismen und Änderungen in der Fähigkeit, die Rolle und Funktion im Ökosystem aufrechtzuerhalten;
- Dauer der Anwesenheit der transgenen Bäume in den wahrscheinlichen potenziellen Aufnahmemilieus (wobei verschiedene repräsentative Umwelten zu berücksichtigen sind) und möglicher Einfluss der Dauer auf das Potenzial für Gentransfer;

- Informationen zu möglichen selektiven Vorteilen der transgenen Eigenschaft für Mikroorganismen.

3.3.6 Interaktionen mit Zielarten

Teil der Umweltrisikoprüfung muss auch die Evaluierung von Interaktionen von transgenen Bäumen mit Zielarten sein. Zielarten sind jene Arten, auf die durch die gentechnisch veränderte Eigenschaft eingewirkt werden soll. Gentechnische Veränderung von Bäumen zielt dabei auf eine Reihe von Arten ab. Dabei können neben diversen blatt- und holzfressenden Käfern auch Viren oder Pilze genannt werden. Zudem werden zu den Zielarten auch Beikräuter gezählt, deren Bekämpfung auf indirektem Weg durch die Integration von Herbizidresistenzen ins Genom der Bäume erleichtert werden soll. Bedenken im Hinblick auf Zielarten bestehen unter anderem bezüglich Resistenzbildungen, die sich aus der Anpassungsfähigkeit der Organismen ergeben. Eintrittswahrscheinlichkeiten von Resistenzen müssen dabei im Labor ermittelt und im Feld bestätigt werden. Resistenzentwicklungen können u. a. zu Änderungen im Management führen, z. B. zu einer vermehrten Ausbringung von Herbiziden.

Pilze

Bäume stehen in vielfältiger Interaktion mit ihrer Umwelt. Eine große Bedeutung kommt dabei der Gruppe der Pilze zu, wobei einige Pilze als Pathogene zu bedeutenden Ausfällen in der Forstwirtschaft und im Obstbau führen können. So hält LAIMER (2006) fest, dass Pilze und durch sie verursachte Erkrankungen für die größten Verluste bei Obstbäumen verantwortlich sind. Ein Beispiel dafür ist der durch *Venturia inaequalis* verursachte Schorf am Apfel (*Malus domestica*), der zu den verbreitetsten Krankheiten in Apfelplantagen gehört (BOLAR et al. 2000, FAIZE et al. 2003). Bei ökonomisch wichtigen Sorten wie Gala, MacIntosh, Galaxy und Ariane wurde daher der Versuch unternommen, Resistenzen gegen diesen Pilz einzubauen (DENG & DUAN 2006). Die Bedeutung des Schadpilzes spiegelt sich auch in der von STEFANI & HAMELIN (2010) durchgeführten Metaanalyse zur Wirkung von transgenen Pflanzen auf Pilze wider. So widmeten sich 50 % der mit Bäumen durchgeführten Studien den Gattungen *Venturia* und *Spetoria*. Die Studie zeigte zudem (insbesondere für Weizen), dass es im Feld nicht immer zur Resistenzbildung kommt, wie es zuvor unter kontrollierten Bedingungen der Fall war. Dies spiegelte sich auch in den Ergebnissen von FAIZE et al. (2004) wider. Für transformierte Apfelbäume der Sorten Galaxy und Ariane, die mit Weizen-Puroindolin B (pinB) als eingebrachter Resistenz gegenüber verschiedenen Stämmen von Apfelschorf versehen waren, zeigten die Autoren, dass bei einem Teil der transformierten Linien signifikant höhere Resistenzen erzielt werden konnten. Diese variierten jedoch nach Stamm, was auf eine nur zum Teil gegebene Resistenz im Feld hindeutet.

Auch für Waldbaumarten haben Modifikationen gegenüber Zielpilzen Relevanz. So verweisen VAN FRANKENHUYZEN & BEARDMORE (2004) auf erste Versuche mit Schwarzfichte (*Picea mariana*) und Fichte (*Picea abies*). Für chitinase-modifizierte Weißbirken (*Betula pendula*) zeigten NISKANEN et al. (2011), dass die Resistenzcharakteristiken der transformierten Linien nicht immer an jene der besten Wildtypen heranreichten, obgleich die genetische Variation der Resistenz ähnlich war. Für den Versuch wurden sieben transformierten Linien zwei Kontroll-

Linien gegenübergestellt, die nach 18 Monaten im Glashaus für drei Jahre ins Feld gepflanzt wurden. Im regnerischen Sommer 2002 zeigten sich allgemein höhere Pilzbelastungen als im trockenen Sommer 2003. Zwischen den Gruppen waren im regnerischen Sommer die transgenen, im trockenen die Kontrolllinien weniger stark vom Pilzbefall betroffen. Im Mittel waren die Wildtypen stärker vom Birkenrost betroffen, ein Wildtyp jedoch schnitt gleich gut oder besser ab als der beste transgene. DISTEFANO et al. (2008) stoßen bei erfolgreicher Modifikation bezüglich Pilzresistenz auf verstärkte ROS-Produktion (reaktive Sauerstoffspezies), was auf Stress bei Pflanzen hindeutet, sowie niedrigere SAR-Raten (systematisch erlangte Resistenzen). Zeichen für erhöhten Stress durch erhöhte Chitinase-Expression fanden auch PASONEN et al. (2008) im Feldversuch mit *Betula pendula*. Neben erhöhtem Stress zeigten die transformierten Individuen auch schlechtere Wuchsleistungen. Diese konnten jedoch nicht mit der Chitinase-Expression in Zusammenhang gebracht werden. Allgemein traten bei Modifikationen in Hinblick auf Zielpilze häufig unerwünschte Effekte wie reduzierte Wuchsleistung (BOLAR et al. 2000, LAMARCHE et al. 2011) und reduzierte Vitalität (FAIZE et al. 2003) auf. Pleiotropieeffekte (siehe Kapitel 3.3.3) betrafen zudem häufig das Wurzelsystem.

Viren

Weitere Modifikationen betreffen Resistenzen gegenüber Viren. Dabei sind im Rahmen der Risikoabschätzung u. a. die Persistenz der Modifikation und etwaige Übertragungen auf Wildbestände zu prüfen. Forstlich relevante Arten werden unter anderem von VAN FRANKENHUYZEN & BEARDMORE (2004) zusammengefasst. Die Autoren nennen dabei Walnuss (*Juglans regia*), Pappel (*Populus*) und Weißfichte (*Picea abies*). Virusresistenzen gehören jedoch eindeutig zu den Hauptmodifikationszielen bei Obstbäumen, da Viren nach Pilzen zu den größten Verursachern von Verlusten zählen (LAIMER 2006). Die Autorin liefert eine Gegenüberstellung des Produktionsvolumens wichtiger Obstbäume und durch Pathogene erlittene Verluste, die Millionen von Bäumen betreffen. Ein prominentes Beispiel hierfür ist die durch den *Plum pox virus* (Familie der Potyviren) verursachte Scharka-Krankheit, die Prunus-Arten wie Pflaume (*Prunus domestica*) und Marille (*Prunus americana*) befällt und zu den gefährlichsten Viruserkrankungen für diese Arten zählt (RAVELONANDRO et al. 1997, DOLEZEL et al. 2002, HILY et al. 2004, MALINOWSKI et al. 2006). Potyviren werden über mechanische (Pfropfung oder Sämlinge) sowie biologische Vektoren auf *Prunus* übertragen. DOLEZEL et al. (2002) nennen etwa 20 verschiedene Blattlausarten als mögliche Überträger und identifizierten neben der Jahreszeit (höchste Übertragungsraten im Frühling und Herbst) die Wirtssorte und den Virusstamm als Einflussfaktoren für eine Infektion.

In einer Reihe von Glashausexperimenten konnte eine erfolgreiche Integration von Resistenzen gegenüber dem *Plum pox virus* nachgewiesen werden (RAVELONANDRO et al. 1997, MALINOWSKI et al. 2006). Die Persistenz einer Resistenz wird jedoch häufig angezweifelt, da die lange Lebenszeit der Bäume extrem kurzen Generationszyklen der Viren gegenübersteht, welche die übertragene Resistenz schnell unwirksam machen könnten. Des Weiteren sind mögliche Synergismen, wie etwa die Wirkungsverstärkung bei Infektion oder Erleichterung der Infektion durch andere Viren, zu bedenken. Zudem ist unklar, ob die Resistenz auch bei einer Virusübertragung durch Aphiden besteht (DOLEZEL et al. 2002).

Insekten

Wie auch bei Feldfrüchten, ist Insektenresistenz eine bedeutende Eigenschaft, die mit Gentechnik zu erreichen versucht wird. Großflächige Produktion ist ohne ein Management biotischer Schadfaktoren nicht möglich (VAN MONTAGU 2010).

Neben den bereits erwähnten, für den Großteil an Verlusten verantwortlichen Pilzen und Viren (LAIMER 2006) spielen auch Insekten eine Rolle. Bei Bäumen werden dabei Bt-Toxine (*Bacillus thuringiensis*), Polyphenoloxidasen, Trypsin-Inhibitoren aus Sojabohnen und Cystein-Inhibitoren (MCDONNELL et al. 2010) verwendet, die gegen Schädlinge wie *Apochemia cineraria*, *Byctiscus populi* und *Lymantria dispar* auf Pappeln (HU et al. 2001, AXELSSON et al. 2012) oder Schädlinge auf Kiefern (*Pinus*) und Fichte (*Picea*) wirksam sind (MCDONNELL et al. 2010). Unerwünschte Effekte dieser Modifikationen wurden in der Literatur vielfach diskutiert. Diskussionen umfassen neben Resistenzbildungen (MCDONNELL et al. 2010), die große Auswirkungen auf biologische Bewirtschaftungsformen haben könnten, auch Wirkungen auf Nicht-Zielorganismen, wie Prädatoren oder dem Schädling ähnliche Insekten (ZEYER 2012), die im Kapitel 3.3.7. näher diskutiert werden. Zur Prüfung der Wirkung auf Insekten werden häufig Fütterungsstudien durchgeführt. Diese finden oft als Experimente ohne Wahlmöglichkeit (WANG et al. 1996, RAO et al. 2001, BARRACLOUGH et al. 2009) oder direkt auf Pflanzen im Feldexperiment (HU et al. 2001, HJÄLTEN et al. 2007, 2012, AXELSSON et al. 2012) statt, wobei fraglich ist, ob Ergebnisse aus diesen Studien auch auf Feldbedingungen übertragbar sind. Zudem müssten in Experimenten verschiedene Baumalter und -teile berücksichtigt werden (HÄGGMANN et al. 2006).

Einige der Experimente testen, ob Modifikationen überhaupt die angestrebte Wirkung erzielen. So untersuchten HJÄLTEN et al. (2012) für fünf Wochen die Wirkung von Bt-Modifikationen von Pappeln auf den Fraß durch den Kleinen Weidenblattkäfer (*Phratora vitellinae*) und stellten fest, dass transgene Bäume weniger von Fraß betroffen waren als nicht modifizierte. Zudem war die Überlebensrate des Käfers signifikant gemindert. Ein höheres relatives Wachstum bei modifizierten Pflanzen deutet zudem auf bessere Biomassezuwächse bei hohem Schädlingsdruck hin. Ähnliche Resultate erhielten auch HU et al. (2001), welche die Wirkung von Bt-Pappeln auf *Apocheima cinerarius* und *Orthosia incerta* erforschten. Auch hier waren der Schädlingsdruck bei den transgenen Pflanzen und die Anzahl an sich entwickelnden Puppen signifikant niedriger als bei den nicht modifizierten. Des Weiteren gehen die Autoren von einer positiven Wirkung der modifizierten Pflanzen auf nicht modifizierte aus, da auch hier der Blattschaden mit durchschnittlich 11 % niedriger war als in reinen, nicht modifizierten Beständen (85 %). Zudem war der Schaden an Blättern geringer als in pestizidgeschützten Beständen.

Gerade im Bereich der Bt-Feldfrüchte sind jedoch auch Resistenzbildungen bei Insekten zu beobachten. Erste Indikatoren hierfür gab es bereits 2001 (ROBISCHON 2006). Für den Maiswurzelbohrer (*Diabrotica virgifera virgifera*) stellten GASSMANN et al. (2011) eine Resistenzbildung gegen das Bt-Toxin fest, und TABASHNIK et al. (2009) stoßen in ihrem Review auf sechs Studien, bei denen es bei modifiziertem Mais und Baumwolle zu Resistenzbildungen im Feld kam. Neuere bestätigende Erkenntnisse sind in TABASHNIK et al. (2013) zu finden.

Auch bei Bäumen scheinen Resistenzbildungen bei Schadinsekten möglich, wobei hier besonders die lange Lebensspanne im Vergleich zu jener der Schädlinge beachtet werden muss. Zudem gilt es zu bedenken, dass Bäume auch Teile komplexer natürlicher Ökosysteme sind und Effekte auf Nicht-Zielorganismen und Stoffkreisläufe, wie etwa den Stickstoffkreislauf, und Bestäubung möglich sind (RAFFA 2001).

Beikräuter

Herbizidresistenzen waren besonders am Anfang der Entwicklung von transgenen Bäumen von Bedeutung. Für einige Zeit zählten diesbezügliche Modifikationen zu den Hauptzielen. VAN FRANKENHUYZEN & BEARDMORE (2004) fassen Versuche mit Pappel (*Populus*), Eukalyptus (*Eucalyptus grandis*, *Eucalyptus camaldulensis*), Lärche (*Larix decidua*), Fichte (*Picea abies*) und Monterey-Kiefer (*Pinus radiata*) zusammen und schließen von der Reihe an Feldversuchen auf kommerzielles Interesse. Nach einem Höhepunkt 1999 flachten Versuche mit ihnen jedoch schnell ab, was unter anderem darauf zurückzuführen ist, dass die langfristige Wirksamkeit sowie ökonomische Effizienz dieser Modifikationen angezweifelt werden (ROBISCHON 2006).

Bei Herbiziden spielt – betrachtet man die Wirkung der Modifikation auf Zielorganismen – vor allem die Entwicklung von Resistenzen eine große Rolle. HOPPICHLER (2010) fasst Herbizidresistenzen bei verschiedenen Kulturpflanzen zusammen und beschreibt 15 Gräser, die Resistenzen gegen Glyphosphat entwickelt haben. Der Begriff „Superunkräuter“ wurde jedoch schon im Jahr 1948, also lange vor Entwicklung der Gentechnologie, geprägt. Edgar Anderson beschrieb mit dem Begriff „Unkräuter“ Pflanzen, die durch Hybridisierung mit Kulturpflanzen für die Landwirtschaft ungünstige Eigenschaften erhielten (BARTSCH 2012). Im Zusammenhang mit HT-Pflanzen machen Studien in Großbritannien jedoch deutlich, dass der flexible Einsatz von Herbiziden selbst bestimmend für die Umweltwirkung war, nicht jedoch die Modifikation an sich (CHAMPION 2011). Daher sind im Zuge der Umweltrisikoprüfung Effekte durch Managementänderungen einzubeziehen. Einige der Bedenken, die mit der HR-Technik verbunden sind, werden auch von SCHÜTTE & SCHMITZ (2001) zusammengefasst. Sie umfassen neben der Mehrbelastung durch Überdosierung eine mögliche Beeinträchtigung von Arthropoden, Fischen und Mikroorganismen durch die verwendeten Spritzmittel und den Verzicht auf Herbizidrotation. Andere Risiken sind ein Rückgang der Begleitflora und, eher den Pflanzenbau betreffend, eine vermehrte Erosion durch fehlende Untersaat.

3.3.6.1 EFSA-Leitlinien

Bei der Problemformulierung in Bezug auf Interaktionen mit Zielarten steht eine mögliche Resistenzentwicklung bzw. die Entwicklung unbeabsichtigter Veränderungen in den Wechselwirkungen zwischen der Pflanze und den Zielorganismen im Fokus der Leitlinien. Der Antragsteller muss Angaben zur Wahrscheinlichkeit einer Resistenz des Zielorganismus machen und u. a. Strategien vorlegen, die eine Resistenzentwicklung verhindern oder verzögern. Von Bedeutung ist, dass Resistenzentwicklungen zu einer Erhöhung des Pestizideinsatzes führen können und somit zu negativen Umwelteffekten. Dies kann zu Veränderungen im Management führen und folglich nachteilige Umweltauswirkungen nach sich ziehen.

Resistenzentwicklungen sind für einige der sich derzeit am Markt befindlichen GV-Feldfrüchte bekannt. Zusätzlich kann es zu Verschiebungen bei den Schadorganismen kommen (*secondary pests*), die ebenfalls mit entsprechenden Mitteln bekämpft werden müssen und zu einem höheren Pestizideinsatz führen können. In Bezug auf Pathogene müssen die Antragsteller die Möglichkeit der Entstehung neuer resistenter Stämme als Gefahr in Betracht ziehen.

Bei der Gefahrencharakterisierung müssen Antragsteller z. B. die Zielorganismen in den Aufnahmemilieus beachten und das Potenzial für Resistenzentwicklungen charakterisieren. Es sollen unterschiedliche Szenarien, inklusive eines *Worst-case*-Szenarios in Betracht gezogen werden. Entsprechend werden Daten vorgeschlagen, die vom Antragsteller vorgelegt werden sollen, um das Resistenzentwicklungspotenzial zu beschreiben (u. a. Daten zur Biologie und Verbreitung des Zielorganismus).

3.3.6.2 In der Risikoabschätzung zu berücksichtigende Punkte

In Bezug auf potenziell negative Effekte auf Zielarten erscheinen die im Folgenden aufgelisteten Punkte besonders wichtig und müssen als solche in der Umweltrisikoprüfung berücksichtigt werden:

- Daten zur Wirkungsweise der gentechnischen Veränderung auf den/die Zielorganismus/en;
- Definition der Zielorganismen und Informationen zu deren Biologie und Ökologie, inkl. Verbreitungsgebiet und Möglichkeit der Resistenzentwicklung;
- gleichzeitiges Vorkommen von mit dem Zielorganismus nah verwandten Organismen;
- mögliche Effekte auf bzw. Interaktionen mit Organismen, die mit dem Zielorganismus nah verwandt sind;
- Dauer der Anwesenheit der transgenen Bäume in den wahrscheinlichen potenziellen Aufnahmemilieus und ihre Auswirkung auf mögliche Resistenzentwicklungen;
- Angaben zum Potenzial für Resistenzentwicklungen, wobei auch ein *Worst-case*-Szenario zu berücksichtigen ist;
- Berücksichtigung des möglichen Vorkommens von sekundären Schädlingen (*secondary pests*);
- Managementmaßnahmen, um Resistenzentwicklungen zu verzögern oder zu verhindern sowie Angaben zu deren Effizienz.

3.3.7 Interaktionen mit Nicht-Zielorganismen

Wirkungen auf Nicht-Zielarten gehören zu jenen Aspekten, die im Zuge der Risikoabschätzung bearbeitet werden müssen, und zu denen Bedenken von ÖkologInnen geäußert werden. Ein häufig genanntes Beispiel sind Wirkungen auf den Monarchfalter im Bereich der Bt-Modifikationen (VAN MONTAGU 2010).

Wälder sind komplexe Ökosysteme und stehen in vielfältigen Beziehungen zu Organismen. Neben einer Vielzahl von Insekten, Bodentieren und Pilzen ist dabei auch eine Reihe von Destruenten und Arten auf höheren Trophiestufen zu nennen. Nicht immer sind dabei Wechselwirkungen offensichtlich. Ein prominentes Beispiel dafür beschreibt RAFFA (2001) für die Landwirtschaft. Nach der

Bejagung der Kojoten zum Schutz der Schafbestände in Teilen der USA gingen diese unerwartet zurück, da die zuvor durch Kojoten in Schach gehaltenen Hasen zu Nahrungskonkurrenten der Schafe wurden.

Aufgrund der großen Bandbreite von potenziell beeinflussten Organismen werden Wirkungen auf Nicht-Zielarten auch mit einer entsprechenden Methodenvielfalt erforscht. So können sich Wirkungen aufgrund der Ähnlichkeit zu Zielarten und deren Ernährungsgewohnheiten ergeben (FREY 2012). Streusackexperimente (HAY et al. 2002, VAURAMO et al. 2006, AXELSSON et al. 2010), quantitative Analysen von Insekten, Bodenorganismen und -pilzen (KALDORF et al. 2002, VAURAMO et al. 2006), Fütterungsexperimente mit und ohne Wahlmöglichkeit (AXELSSON et al. 2011) und eine Reihe von chemischen Analysen werden zur Abschätzung von Wirkungen durchgeführt. Zu den für Bäume wichtigsten Nicht-Zielorganismen gehören Pilze und Insekten. Diese werden im Folgenden näher diskutiert.

Nicht-Zielpilze

Im Falle der Pilze sind Nicht-Zielarten alle jene nicht pathogenen Pilze, mit denen Bäume zeitlebens in Berührung kommen. Dies sind neben Mykorrhiza auch endophytische Pilze in Blättern und saprotrophe Pilze in Totholz und Streu. Die meisten dieser Pilze enthalten Chitin in ihren Zellwänden und können so potenziell durch chitinase-exprimierende transgene Bäume geschädigt werden (LAMARCHE et al. 2011), aber auch andere transgene Eigenschaften können einen Einfluss haben. HÄGGMANN et al. (2006) halten fest, dass die regulative Wirkung von Lignin auf Ektomykorrhizapilze noch nicht geklärt ist. Jedoch sind wachstumsregulierende Wirkungen im interzellularen Raum und ein Hemmen der Durchdringung der Endodermis sowie Wirkungen auf die Bodenpilzzusammensetzung möglich. Aber auch andere Eigenschaften könnten Einflüsse auf Nicht-Zielpilze haben. Dies wurde zum Beispiel bei einer Metaanalyse von 149 Studien von STEFANI & HAMELIN (2010) deutlich. Sie erhoben den Einfluss von transformierten Pflanzen (Bäume und Feldfrüchte) auf Ziel- und Nicht-Zielpilze. In 18 von 60 Studien, bei denen aufgrund der transgenen Eigenschaft eingangs nicht von Effekten auf Nicht-Zielpilze ausgegangen wurde, ergab sich ein signifikanter Effekt auf diese. Dies kann mitunter auf pleiotrope Effekte von Modifikationen zurückgeführt werden (z. B. veränderte Wurzelexudate). Die Autoren argumentieren, dass Effekten auf Pilze gerade bei Modifikationen, die derzeit die wirtschaftlich größte Rolle spielen (Herbizid- und Insektenresistenz), bisher wenig Beachtung geschenkt wurde. Im Rahmen der Analyse wurden auch 32 Studien erhoben, die sich mit den Effekten von transgenen Bäumen auf Pilze beschäftigen, wobei Nicht-Zielpilzen mit 50 % deutlich mehr Beachtung geschenkt wurde, als dies bei Feldfrüchten der Fall ist (25 %). Die Hälfte dieser Studien fand im Feld statt und konzentrierte sich auf Pilze in Streu und Boden. In fünf Studien wurden signifikante Effekte ermittelt. Die Autoren kritisieren dabei jedoch die in Relation zur Lebenszeit der Bäume kurze Versuchszeit (im Mittel knapp zwei Jahre).

In einem Laborversuch mit transgenen Aspen (*Populus tremula* x *P. tremuloides*), zeigten HAMPP et al. (1996) eine normale Mykorrhizierung innerhalb von drei bis vier Wochen. Einige Jahre später untersuchten KALDORF et al. (2002) in einem 15-monatigen Feldexperiment Unterschiede in der Besiedelung mit und der Diversität von arbuskulärer Mykorrhiza und Ektomykorrhiza bei modifizierten

Aspen (*P. tremula* x *P. tremuloides* mit *roIC-Gen*). Einer von vier Ektomykorrhiza-Morphotypen war bei einem transformierten Aspentypen signifikant reduziert, bei anderen ergaben sich keine signifikanten Unterschiede, was die Autoren darauf schließen lässt, dass es sich um einen klon-spezifischen Effekt handelt. PASONEN et al. (2005) untersuchten in einem *in vitro*-Experiment chitinase-IV-modifizierte Weißbirken (*Betula pendula*) und prüften, ob eine Symbiose mit der Ektomykorrhiza *Paxillus involutus* möglich ist. Nach 28 bis 30 Tagen in der Wuchskammer konnten in Analysen keine Unterschiede in der morphologischen Struktur der Mykorrhizierung festgestellt werden. Bei zwei der transformierten Linien war die Mykorrhiza in den Wurzelspitzen reduziert, der Effekt war aber nicht signifikant. Ein Feldversuch mit chitinase-IV-modifizierter *Betula pendula* wird von PASONEN et al. (2009) beschrieben. Nach 18 Monaten im Glashaus verblieben die Bäume für drei Wuchsperioden auf zuvor sieben bis acht Jahre brachgelegenen landwirtschaftlichen Flächen. Sieben von 15 transformierten Linien wiesen im Versuch signifikant niedrigere Werte für die ektotrophen Mykorrhiza (ECM) in den Wurzelspitzen auf als die Wildtypen. Für die transformierten Linien hatte auch der Versuchsblock einen signifikanten Einfluss auf den Anteil an ECM-Wurzelspitzen. Betreffend der Besiedelungshäufigkeit erzielten die Wildtypen bei *Hebeloma helodes*, *Hebeloma velutipes*, *Inocybe curvipes*, *Laccaria laccata* und *Laccaria tortilis* signifikant höhere Werte. Ein weiterer Versuch mit chitinase-modifizierter *Betula pendula* wird von VAURAMO et al. (2006) beschrieben. Im Zentrum der Betrachtung stand dabei die Verwitterung der Streu im Feldversuch. Nach acht bzw. elf Monaten Versuchsdauer schlossen die Autoren darauf, dass es keine signifikanten Unterschiede bezüglich Massenverlust der Streu und pilzlicher und mikrobieller Biomasse gab. Eine der modifizierten Linien unterschied sich jedoch signifikant in der Nematodenzahl, was indirekt auf mikrobielle Unterschiede in der Streu hinweist. In einem anderen Versuch mit *Betula pendula* mit 4-coumarate:coenzyme A Ligase (4CL) Gen zeigten SEPPÄNEN et al. (2007) für mit *P. involutus* geimpfte Wurzeln keine signifikanten Unterschiede nach 35 bis 39 Tagen in der Wuchskammer. Für die pilzliche Biomasse im Streusackexperiment ergaben sich signifikante Unterschiede (je nach transformierter Linie höher (2 Linien) oder niedriger (1 Linie) im Vergleich zu den Kontrolllinien) im Ergosterin Gehalt nach sieben bzw. elf Monaten im Feld. Für modifizierte Ulmen (*Ulmus americana*) mit Resistenz gegenüber *Ophiostoma novo-ulmi*, einem für das Ulmensterben verantwortlichen Schadpilz, konnten NEWHOUSE et al. (2007) nach drei Monaten im Glashaus keine signifikanten Unterschiede in der Mykorrhizierung feststellen. STEFANI et al. (2009) widmeten sich der Mykorrhizierung von acht Jahre alten modifizierten Pappelbeständen (*nptII* marker und β -glucuronidasereporter) im Feldversuch.

Die Autoren konnten keine signifikanten Unterschiede für die Besiedelung mit und der Diversität von Endomykorrhiza zwischen modifizierten und nicht modifizierten Individuen ausmachen.

Für zwei ligninmodifizierte Linien der in Mitteleuropa nicht vertretenen *Pinus radiata* zeigten LOTTMANN et al. (2010) im Feldversuch, dass über zwei Jahre genommene Proben keine signifikanten Unterschiede zwischen den Pilzgesellschaften transformierter und nicht transformierter Linien zeigen. Für Ektomykorrhiza konnten jedoch bei der letzten Probenahme signifikante Unterschiede zwischen einer der transgenen und der Kontrolllinie ermittelt werden. Zudem wurden signifikante saisonale Schwankungen in den Zusammensetzungen ausgemacht, was die Autoren darauf schließen lässt, dass bei der Interpretation von Punktmessungen Vorsicht geboten ist.

STEFANI et al. (2010) zeigten in einem Glashausversuch mit modifizierten Weißfichten (*Picea glauca*), dass eine bis zu 10-fache Menge an Endochitinase in den Wurzeln zu finden war, im Gegensatz zu nicht modifizierten Individuen. Zudem wurde Endochitinase über die Wurzeln auf einem signifikant höheren Niveau in den Boden exprimiert. Für die Ektomykorrhiza und die pilzliche Biomasse im Boden wurden in der Studie keine signifikanten Effekte ausgemacht. Im selben Versuch widmeten sich LAMARCHE et al. (2011) Unterschieden in der Mykorrhizierung in verschiedenen Bodentypen (Mineralboden und organischer Boden). Zwischen transformierten und nicht transformierten Individuen konnte kein signifikanter Unterschied in pilzlicher Biomasse und Diversität gefunden werden. Für schorfresistente Apfelbäume (*Malus x domestica*) der Sorte Pino-va, die Exo- bzw. Endochitinase exprimieren, untersuchten SCHÄFER et al. (2012) mögliche Wirkungen auf arbuskuläre Mykorrhiza im Glashaus. Erste Analysen zeigten, dass bei den transformierten Linien niedrigere Besiedelungsraten zu finden waren (SCHÄFER et al. 2009). Der Effekt blieb auch nach einer weiteren Vegetationsperiode erhalten (SCHÄFER et al. 2012).

Nicht-Zielinsekten

Gentechnische Veränderungen können Wirkungen auf verschiedenste mit Pflanzen in Kontakt stehende Insekten haben. Dabei kann es sich unter anderem um Prädatoren oder Parasiten, die mit Zielinsekten in Beziehung stehen, den Zielarten ähnliche Insekten, Detritusbewohner oder Bestäuber handeln (HILBECK 2001). Unbeabsichtigte Wirkungen können sich in vielfacher Weise ergeben. Beispiele dafür gibt es aus dem Bereich der Feldfrüchte. So fasst ZEYER (2012) Studien zur Wirkung auf die Interaktionssysteme zwischen Insekten zusammen und hält fest, dass es zu Wechselwirkungen innerhalb der Schädlinge und mit Nützlingen kommen kann. Mais entwickelt z. B. natürliche Abwehrmechanismen gegen den Maiswurzelbohrer (*Diabrotica virgifera*) und Schmetterlingsraupen (*Spodoptera littoralis*), indem über die Produktion von Duftstoffen natürliche Feinde (Fadenwürmer der Art *Heterorhabditis megidis* bzw. parasitoide Wespen wie *Cotesia marginiventris*) angelockt werden. Modifizierter Mais lockte im Versuch aufgrund der niedrigeren Schädigung die Wespen in geringerem Ausmaß an, bei Fadenwürmern trat dieser Effekt jedoch nicht auf. Auch wenn das Beispiel nicht aus dem Forstbereich stammt, zeigt es dennoch, wie komplex Wechselwirkungen in Ökosystemen sein können, und dass gentechnische Veränderungen auf integrierten Pflanzenschutz und natürliche Schädlingskontrolle wirken können (HILBECK 2001). O'CALLAGHAN et al. (2005) fassen eine Reihe von Studien zur Wirkung von Insektenresistenzen auf Nicht-Zielinsekten zusammen und berichten von Wirkungen auf Bienen und Hummeln bei Protease-Inhibitoren. Für eine Reihe von anderen Modifikationen wurden keine Effekte ermittelt, was die Notwendigkeit einer fallweisen Prüfung hervorstreicht.

Auch bei Virusresistenzen sind Effekte auf Nicht-Zielarten in Betracht zu ziehen. DOLEZEL et al. (2002) identifizieren neben Sämlingen und Pfropfungen ungefähr 20 verschiedene Blattlausarten als Virusvektoren auf *Prunus*-Arten. Auswirkungen der Resistenzen auf diese Virusvektoren (Aphiden), Populationseffekte auf Virusvektoren und Auswirkungen auf phytophage Organismen müssen daher im Zuge der Risikoabschätzung in Betracht gezogen werden. Hinsichtlich der Ligninmodifikation wurde ebenfalls eine Reihe von möglichen Aspekten diskutiert. So erwähnen HALPIN et al. (2007) eine potenziell höhere Anfälligkeit gegenüber Pathogenen. Zudem könnten die modifizierten Bäume für blattfressende

oder stammbohrende Insekten, aber auch größere Herbivoren, bessere (aber auch schlechte) Nahrungsquellen darstellen. Dies ergibt sich daraus, dass Lignin eine natürliche Barriere für verschiedene Schadinsekten (z. B. Borkenkäfer) bildet und zur Zähigkeit von Blättern beiträgt. Daher wurden diverse Anpassungsstrategien an Lignin entwickelt, die bei einer Reduktion desselben zu spezifischen Reaktionen bestimmter Arten führen könnten (HÄGGMANN et al. 2006). Die Wirkung von modifiziertem Lignin bei Aspen (*Populus tremuloides*) auf *Malacosoma disstera* und *Lymantria dispar* wurde von BRODEUR-CAMPBELL et al. (2006) geprüft. Dabei war die Überlebensrate von *L. dispar* auf einer der Linien mit 40 % reduziertem Lignin signifikant reduziert. Bei *M. disstera* traten hingegen keine signifikanten Unterschiede auf.

Für Kastanienrindenkrebs-resistente Kastanien wurde ebenfalls eine Prüfung der Wirkungen auf Nicht-Zielinsekten durchgeführt. Hier ergab sich ein vermehrter Befall durch den Schwammspinner *Lymantria dispa*. Dieses Auftreten von sekundären Schädlingen kann die positive Wirkung der Modifikation durch vermehrte Fraßschäden zunichte machen und eine Wiederherstellung der Kastanienpopulationen eindämmen (POST & PARRY 2011). Ein ähnliches Bild ergab sich für chitinase-modifizierte Birken (*Betula pendula*). Hier war die Aphidendichte bei transgenen Bäumen erhöht, was sich in stärkeren Blattschäden niederschlug (VIHERVUORI et al. 2008). Effekte auf Nicht-Zielinsekten wurden auch im Falle von aquatischen Insektengesellschaften bei Bt-Pappeln (*Populus tremula* x *Populus tremuloides*) nachgewiesen. Die Insektengesellschaften der Streu unterschieden sich in dem von AXELSSON et al. (2011) durchgeführten Versuch signifikant, wobei die Abundanz bei Bt-Streu deutlich erhöht war.

3.3.7.1 EFSA-Leitlinien

In der Risikoabschätzung müssen potenzielle Umwelteffekte auf der Populationsebene für Herbivore, natürliche Feinde, Symbionten, Parasiten und Pathogene berücksichtigt werden. Zusätzlich zu den Leitlinien für die Umweltrisikoprüfung wurden von der EFSA auch eine Scientific Opinion speziell für die Bewertung von potenziellen Effekten auf Nicht-Zielorganismen herausgegeben (EFSA 2010b).

In der Umweltrisikoprüfung muss der Schutz von Artenreichtum und ökologischen Funktionen berücksichtigt werden. Die aufnehmende Umwelt besteht dabei nicht nur aus dem Agro-Ökosystem (Felder, Plantagen etc.) sondern auch aus der weiteren Umgebung und aquatischen Ökosystemen. Schutzziele müssen als messbare Beurteilungsendpunkte definiert werden, also als ein spezifischer Umweltwert, der geschützt werden muss. Dazu müssen Arten und Ökosystemleistungen definiert werden, die negativ vom GVO beeinflusst werden könnten und vor diesem geschützt werden müssen. Für die Beurteilung soll ein repräsentatives Set von Schwerpunktarten ausgewählt werden. Wie diese Auswahl zu erfolgen hat, ist ebenfalls in den EFSA-Leitlinien beschrieben. Dazu sollen zuerst Ökosystemleistungen und -funktionen und entsprechend involvierte funktionale Artengruppen identifiziert werden. Bezugsumwelt ist dabei jene, in welcher der GVO wahrscheinlich angebaut wird. Im nächsten Schritt sollen die Hauptarten der funktionalen Gruppen identifiziert werden. Dabei kann es notwendig sein, auch geschützte oder gefährdete Arten zu inkludieren. Die Arten sollen anschließend nach ökologischen Gesichtspunkten gereiht werden. Die entsprechenden Hauptkriterien, wie z. B. Interaktion mit Zielarten, sind in

den Leitlinien angegeben. Basierend auf diesen Schritten soll eine finale Auswahl getroffen werden, die auch praktische Kriterien enthalten kann, beispielsweise ob Arten im Labor gezüchtet werden können. Für jede identifizierte funktionale Gruppe soll im Endeffekt mindestens eine Art für die Umweltrisikoprüfung ausgewählt werden.

In Bezug auf die Exposition der Nicht-Zielorganismen geben die Leitlinien an, dass nicht nur der GVO oder Teile des GVO berücksichtigt werden sollen, sondern auch verwandte Wildarten, die nach einem Gentransfer das Gen exprimieren. Auch indirekte Exposition soll berücksichtigt werden.

Des Weiteren enthalten die Leitlinien Vorgaben zur Definition von Messpunkten (für die Gefahr bzw. die Exposition), wobei nicht nur letale sondern auch subletale Effekte sowie Langzeiteffekte berücksichtigt werden müssen. Weitere Vorgaben gibt es u. a. zum stufenweisen Ansatz zu Labortests und Feldversuchen, um die Hypothesen zu testen.

3.3.7.2 In der Risikoabschätzung zu berücksichtigende Punkte

Die Leitliniendokumente der EFSA enthalten Anforderungen und Vorschläge, wie potenziell negative Effekte auf Nicht-Zielorganismen bewertet werden können. Weitere Punkte sind unter anderem in auf Ebene des Cartagena Protokolls entwickelten Leitlinien enthalten. Als wesentliche Punkte wurden die folgenden identifiziert:

- Informationen zum Spektrum an Nicht-Zielorganismen der jeweiligen Baumart und des Aufnahmemilieus aus unterschiedlichen Kategorien (Bestäuber, Vektoren, phytophage Organismen an Blättern und Früchten sowie deren Regulatoren – z. B. von Blattlauspopulationen);
- Informationen zu möglichen nachteiligen Effekten auf das identifizierte Spektrum an Nicht-Zielorganismen, z. B. Informationen zur Toxizität der exprimierten Proteine in Abhängigkeit von den Pflanzenteilen und der daran konsumierenden Nicht-Zielart oder der Ausfall von Früchten bei sterilen Bäumen und Auswirkungen auf Samenfresser wie Mäuse oder Vögel;
- Informationen zu möglichen Populationseffekten auf Nicht-Zielorganismen (z. B. Virusvektoren, Blattlauskolonien etc.);
- Informationen zu Auswirkungen möglicher phänotypischer Veränderungen aufgrund der gentechnischen Veränderung auf relevante Nicht-Zielorganismen (z. B. Sterilität – Auswirkung auf Bestäuberpopulationen, Samenfresser);
- Änderungen in der Interaktion mit Nicht-Zielorganismen und Änderungen in der Fähigkeit, Rolle und Funktion im Ökosystem aufrechtzuerhalten;
- Mögliche veränderte Langzeitinteraktionen, die zu nachteiligen Effekten auf Nicht-Zielorganismen führen könnten, inklusive solcher durch Nahrungsnetzinteraktionen. Dabei sollen auch geschützte und gefährdete Arten in die Betrachtung miteinbezogen werden;
- Nähe zu geschützten Gebieten, Zentren genetischen Ursprungs und genetische Diversität ökologisch sensibler Regionen, inklusive aquatischer Lebensräume sowie Berücksichtigung des Potenzials für negative Auswirkungen;
- Ökosystemfunktionen und -leistungen der potenziellen Aufnahmemilieus unter Berücksichtigung regionaler Unterschiede z. B. relevante Komponenten der Nahrungsnetze;

- Konsequenzen der transgenen Eigenschaft auf Ökosystemfunktionen und Biodiversität, inklusive Interaktionen in den Tiergesellschaften im Wald;
- Expansion des Verbreitungsgebietes einer transgenen Baumart durch Verbreitungsmechanismen während der Lebensdauer oder durch sich ändernde klimatische Bedingungen (Klimawandel) und dadurch Exposition weiterer Nicht-Zielorganismen;
- Die Verfügbarkeit von adäquaten Testorganismen und die Möglichkeit, diese im angemessenen Versuchsaufbau verwenden zu können;
- Versuche mit Testorganismen unter Heranziehung der transgenen Pflanze und nicht nur der isolierten Proteine sowie Berücksichtigung von letalen und subletalen Effekten.

Der Auswahl der Referenzorganismen kommt daher eine besondere Bedeutung zu. Anleitungen dafür finden sich u. a. bei ANDOW & HILBECK (2007).

3.3.8 Kultivierung, Management & Erntemethoden

Große Vorteile von transgenen Bäumen werden z. B. in intensiv genutzten Kurzumtriebsplantagen mit Klonen erwartet (VAN FRANKENHUYZEN & BEARDMORE 2004). Änderungen im Management betreffen z. B. potenziell höhere Herbizideinsätze (SCHÜTTE & SCHMITZ 2001) oder Änderungen im Pestizideinsatz. Diese Aspekte müssen in der Risikoabschätzung gesondert betrachtet werden, abhängig von der transgenen Eigenschaft der Baumart (herbizidtolerant, insektenresistent, steril etc.). Die Verwendung zusätzlicher Herbizide kann dabei z. B. durch Veränderungen in der Beikrautflora oder durch Resistenzentwicklungen hervorgerufen werden. Bei virusresistenten Bäumen könnte z. B. auf der einen Seite die Bekämpfung von Aphiden wegfallen, auf der anderen Seite ist aber auch ein vermehrter Pestizideinsatz möglich. Auch Änderungen in der Schädlingsbekämpfung sind möglich, wenn die ökologische Nische einer Zielart (z. B. bei insektenresistenten Bäumen) von anderen Schadorganismen eingenommen wird. GV-Bäume mit einem hohen Potenzial für Gentransfer brauchen möglicherweise spezifische Managementmaßnahmen (z. B. Rückschnitt), um die Blüte und Samenproduktion zu minimieren. Zusätzlich ist bei sterilen Bäumen zu berücksichtigen, ob durch das Fehlen von Nektar oder Samen Einflüsse auf die Biodiversität bestehen. Hier ist auch der verwendete Sterilitätsmechanismus zu beachten.

3.3.8.1 EFSA-Leitlinien

Auch für diesen Punkt sind Vorgaben in den EFSA-Leitlinien enthalten. Das Ziel der Umweltrisikoprüfung hierbei ist es, einen Vergleich anzustellen zwischen den verschiedenen Systemen, die im Management und der Produktion von transgenen Pflanzen zur Anwendung kommen, und Nicht-GV-Systemen. Es gilt zu analysieren, unter welchen Bedingungen GV-spezifische Systeme zu größeren, gleichen oder geringeren Umwelteffekten führen. Dazu sollen verschiedene Szenarien analysiert werden, repräsentativ für die Vielfalt der Aufnahmemilieus. In der Bewertung von möglichen Effekten sollen sowohl Einflüsse auf biogeochemische Prozesse als auch auf die Biodiversität in den Aufnahmemilieus berücksichtigt werden.

Der Antragsteller muss anhand von relevanten Beurteilungsendpunkten jene Umweltaspekte identifizieren, die vor negativen Effekten geschützt werden müssen, sowie absehbare potenzielle Änderungen in den Management- und Produktionssystemen und daraus resultierende potenzielle negative Effekte in verschiedenen Aufnahmemilieus. Zu berücksichtigende Szenarios sind dabei nicht nur auf der Ebene des Feldes, sondern auch der Landschaft angesiedelt. Ersteres fokussiert auf Änderungen im Management, wenn Nicht-GV-Pflanzen durch GVOs ersetzt werden, Zweiteres auf die Anwendung von GVOs im Produktionssystem. Auch ein *Worst-case*-Szenario ist vorgesehen, das Effekte eines wiederholten, großflächigen und intensiven Managements beschreibt.

3.3.8.2 In der Risikoabschätzung zu berücksichtigende Punkte

Die folgenden Punkte werden als wesentlich erachtet, um potenziell negative Effekte des Managements von transgenen Bäumen im Vergleich zu jenen, die in Österreich derzeit angewendet werden, zu bewerten, wobei je nach Eigenschaft der transgenen Baumart Unterschiede in den Auswirkungen auf das Management bestehen können:

- Beschreibung der Management- und Produktionssysteme in den Aufnahmemilieus, u. a. repräsentativ für Österreich (z. B. Waldnutzungsarten, Größe von Kurzumtriebsflächen oder Plantagen, Herbizideinsatz, verwendete Unterlagen, Schädlingsdruck z. B. bei insektenresistenten Arten);
- Beschreibung der Veränderung von Managementmaßnahmen resultierend aus den Charakteristika der GV-Baumart oder jener, die notwendig sind, um potenzielle negative Effekte (z. B. Resistenzen) der GV-Baumart zu mildern;
- Beschreibung der potenziellen Aufnahmemilieus im Vergleich zur Verbreitung der Nicht-GV-Art. Die Verwendung von kältetoleranten Pflanzen könnte z. B. ihre Verbreitung erhöhen;
- Einfluss veränderter Maßnahmen auf die Biodiversität, z. B. auf die Samenbank im Boden oder die Artenzahl im Nahrungsnetz, bzw. Einflüsse auf die Biodiversität aufgrund z. B. der eventuellen Substitution von hochstämmigen Baumaltbeständen durch Kurzumtriebsplantagen oder der breiteren Anwendung von Kurzumtriebsplantagen (wobei aber auf die Bestimmungen des österreichischen Forstgesetzes verwiesen wird);
- Berücksichtigung unterschiedlicher Szenarien bei der Evaluierung möglicher nachteiliger Effekte auf verschiedenen Ebenen: Feld, Landschaft, *Worst-case*-Szenario in repräsentativen Aufnahmemilieus und Produktionssystemen;
- Art und beabsichtigte Nutzung des transgenen Baums;
- Grad und Art des Managements (z. B. Veredelung von Obstbäumen (Unterlagen), Rotationszeit von Waldbäumen);
- Management von veredelten Bäumen mit einem GV-Anteil (Unterlage oder Reiser). Wird z. B. bei einer GV-Unterlage evtl. Blütenbildung oder Austrieb beachtet?
- Veränderungen im Landschaftsmuster und Empfindlichkeit der Aufnahmemilieus gegenüber menschlichen Aktivitäten.

3.3.9 Effekte auf biogeochemische Prozesse

Im Rahmen der Umweltrisikoprüfung müssen auch potenzielle Effekte auf biogeochemische Zyklen behandelt werden, denn Pflanzen stehen in vielfältigen Interaktionen mit dem Boden (ZEYER 2012). Interaktionsperioden sind bei Bäumen dabei länger als bei Feldfrüchten (STEFANI & HAMELIN 2010). Allgemein lassen exprimierte Stoffe oder modifizierte Stoffzusammensetzungen, wie z. B. ein veränderter Ligningehalt, Bedenken bezüglich Wirkungen auf Boden(mikro-)organismen aufkommen. Eine Reihe von Studien, die sich mit der Wirkung von transgenen Bäumen auf den Boden beschäftigten, zeugt von der Relevanz dieser Aspekte im aktuellen Forschungsprozess (siehe z. B. TILSTON et al. 2004, BRADLEY et al. 2007, SEPPÄNEN et al. 2007, LOTTMANN et al. 2010).

Transgene Bäume verbleiben viel länger im Boden als gentechnisch veränderte Feldfrüchte. Große Wurzelsysteme und komplexe Interaktionen mit Mykorrhiza sind dabei ebenso bedeutend wie mikrobielle Prozesse im Boden. So halten unter anderem VERWER et al. (2010) fest, dass die Akkumulation von durch Pflanzen sekretierte oder durch die Verrottung von Pflanzenteilen in den Boden gelangende Stoffe toxisch auf Bodenmikroorganismen wirken könnte. Aus diesem Grund widmen sich viele der Studien, die sich mit der Wirkung auf Nicht-Zielarten beschäftigen, Abbauprozessen im Boden oder potenziellen Effekten von transgenen Bäumen auf seine mikrobielle Zusammensetzung. LOTTMANN et al. (2010) zeigten z. B. für modifizierte *Pinus radiata* signifikante Unterschiede zwischen der Kontrolllinie und einer der beiden modifizierten Linien hinsichtlich der erhobenen Bodenbakterien für vier von 92 OTUs (*operational taxonomic units*). Für chitinase-modifizierte *Betula pendula* ermittelten VAURAMO et al. (2006) nach acht bzw. elf Monaten Versuchsdauer signifikante Unterschiede in der Nematodenzahl für eine der modifizierten Linien, was auf mikrobielle Unterschiede in der Streu hinweist. Für die gleiche Art ermittelten SEPPÄNEN et al. (2007) signifikante Unterschiede im Ergosterolgehalt der Streu zwischen transformierten und nicht transformierten Individuen. Für ligninmodifizierte Pappeln prüften HALPIN et al. (2007) Effekte, die sich durch Wurzelexudate und die Streu der transgenen Bäume ergeben können. Dabei fanden die Autoren heraus, dass die Wurzelstöcke von transgenen Bäumen höhere Dekompositionsraten aufweisen als nicht transformierte Individuen. Dies führen die Autoren darauf zurück, dass die Zellwände weniger vor mikrobiellen und enzymatischen Angriffen geschützt sind.

ZEYER (2012) fasst allgemeine Regeln für Studien bezüglich der Wirkung von GVOs auf Böden zusammen und hält fest, dass die vielfältigen Interaktionen der Pflanzen mit dem Boden ein Einbeziehen von Referenzstudien notwendig macht. Zudem gilt es, bereits eingangs Parameter festzulegen, anhand derer Berechnungen erfolgen (z. B. Abundanz, Diversität oder räumliche Verteilung). Die Komplexität der Ökosysteme und große natürliche Schwankungen machen sorgfältige Analysen notwendig und Modellentwicklungen schwierig. Zudem sind Ergebnisse aus dem Labor nur selten auf das Feld zu übertragen.

3.3.9.1 EFSA-Leitlinien

Nach den Vorgaben der EFSA-Leitlinien müssen Antragsteller bewerten, ob die GV-Pflanze und ihr zugehöriges Management zu potenziellen negativen Effekten auf biogeochemische Prozesse im Vergleich zu den derzeitigen Produkti-

onssystemen führen (siehe auch Kapitel 3.3.8). Dabei ist nicht nur das Feld an sich zu beachten, sondern auch die weitere Umgebung, mit der das Feld interagiert (Austausch von Energie, Elementen und Stoffen). Die Leitlinien der EFSA geben hier vor, welche Aspekte jeweils zu beachten sind (z. B. GVO-spezifische Stoffwechselprodukte oder Ökosystemfunktionen des Produktionssystems).

Negative Effekte auf die mikrobielle Gemeinschaften im Boden und solche, die mit der Pflanze assoziiert sind (z. B. Rhizosphäre), müssen sorgfältig evaluiert werden.

3.3.9.2 In der Risikoabschätzung zu berücksichtigende Punkte

Die nachfolgenden Punkte werden als besonders wesentlich erachtet und müssen in der Umweltrisikoprüfung transgener Bäume beachtet werden;

- Informationen zu Änderungen im Produktionssystem im Vergleich zu jenen in den Aufnahmemilieus, u. a. repräsentativ für Österreich;
- Information zu möglichen negativen Effekten auf die mikrobiellen Gemeinschaften im Boden und solche, die mit den Bäumen assoziiert sind (Rhizosphäre; z. B. Mykorrhizierung);
- Informationen zum Materialaustausch (Dünger, Treibstoff, Saatgut, Pestizide, Kohlenstoffänderungen, Pflanzenmaterial) zwischen Feld und weiterer Umgebung;
- Information zu GVO-spezifischen Stoffwechselprodukten, Stoffaustausch zwischen Wurzel und Boden, Streuzersetzung und Pflanzennährstoffe im Pflanze-Boden-System sowie Verluste zwischen Feld und Luft oder Wasser und Informationen zur Speicherkapazität in Bezug auf Wasser, Stickstoff, Kohlenstoff, Phosphor und andere essenzielle Elemente.

3.3.10 Menschliche Gesundheit

Nach der Richtlinie 2001/18/EG muss geprüft werden, ob ein GVO eine neue Gefahr für die menschliche und tierische Gesundheit darstellt. Wenn eine potenzielle Gefahr festgestellt wurde, ist besonders das Risiko für jene Menschen zu beachten, die mit der GV-Pflanze arbeiten oder Pflanzenteilen, wie z. B. dem Pollen, ausgesetzt sind. Diese Bewertung ist vor allem dann von Bedeutung, wenn die GV-Pflanze nicht zum Verzehr bzw. als Futtermittel für Tiere bestimmt ist. Aus diesem Grund ist dieser Aspekt auch in den EFSA-Leitlinien zur Umweltrisikoprüfung enthalten (EFSA 2010a). Für Pflanzen bzw. Pflanzenteile, die zum Verzehr bestimmt sind (z. B. transgene Obstbäume), sind zusätzlich die EFSA-Leitlinien für die Risikoabschätzung von GVOs und abgeleitete Nahrungs- und Futtermittel zu beachten (EFSA 2011b). Da der Fokus dieser Studie auf Umwelteffekten liegt, werden die Vorgaben der EFSA-Leitlinien an dieser Stelle nicht im Detail erläutert.

Bezüglich möglicher Effekte auf die menschliche Gesundheit ist zu unterscheiden, ob Produkte von transgenen Bäumen als Nahrung dienen bzw. in die Nahrung gelangen können oder nicht. So können im Falle von Obstbäumen und Zirben Analogien zu Feldfrüchten gezogen werden, welche für Bäume, die ausschließlich zur Holznutzung dienen, nicht anwendbar sind. Im Allgemeinen muss eine Prüfung potenzieller Effekte auf die menschliche Gesundheit hinsichtlich Toxizität, Allergenität, Antibiotikaresistenz und potenzieller sekundärer Effekte erfolgen.

Toxische Effekte können aufgrund einer Toxizität der eingeführten DNA, des kodierten Proteins oder unerwarteter Sekundäreffekte entstehen. Hinsichtlich unbeabsichtigter Sekundäreffekte nennt STIRN (2001) Stoffwechsellverschiebungen, die mit hoher Wahrscheinlichkeit auftreten können, Abbau- und Inaktivierungsprodukte (z. B. im Falle herbizidresistenter Pflanzen) und pleiotrope Effekte. Auch das Allergienpotenzial von modifizierten Bäumen wird diskutiert. Zur Abschätzung dieses Potenzials können nach STIRN (2001) die Quelle der übertragenen Proteine und der Allergengehalt geprüft werden. Schwierig ist die Abschätzung des Potenzials in Fällen, in denen die Allergenität der übertragenen Gene, welche die Proteine kodieren, nicht bekannt ist. Dabei können direkte (immunologische Tests) und indirekte Abschätzungsmöglichkeiten (über gemeinsame Charakteristika) angewandt werden. Im Falle von modifizierten Obstbäumen ist die Prüfung auf etwaige Effekte auf die menschliche Gesundheit gesondert zu prüfen.

4 AUSWIRKUNGEN AUF DIE FUNKTIONEN DES ÖSTERREICHISCHEN WALDES

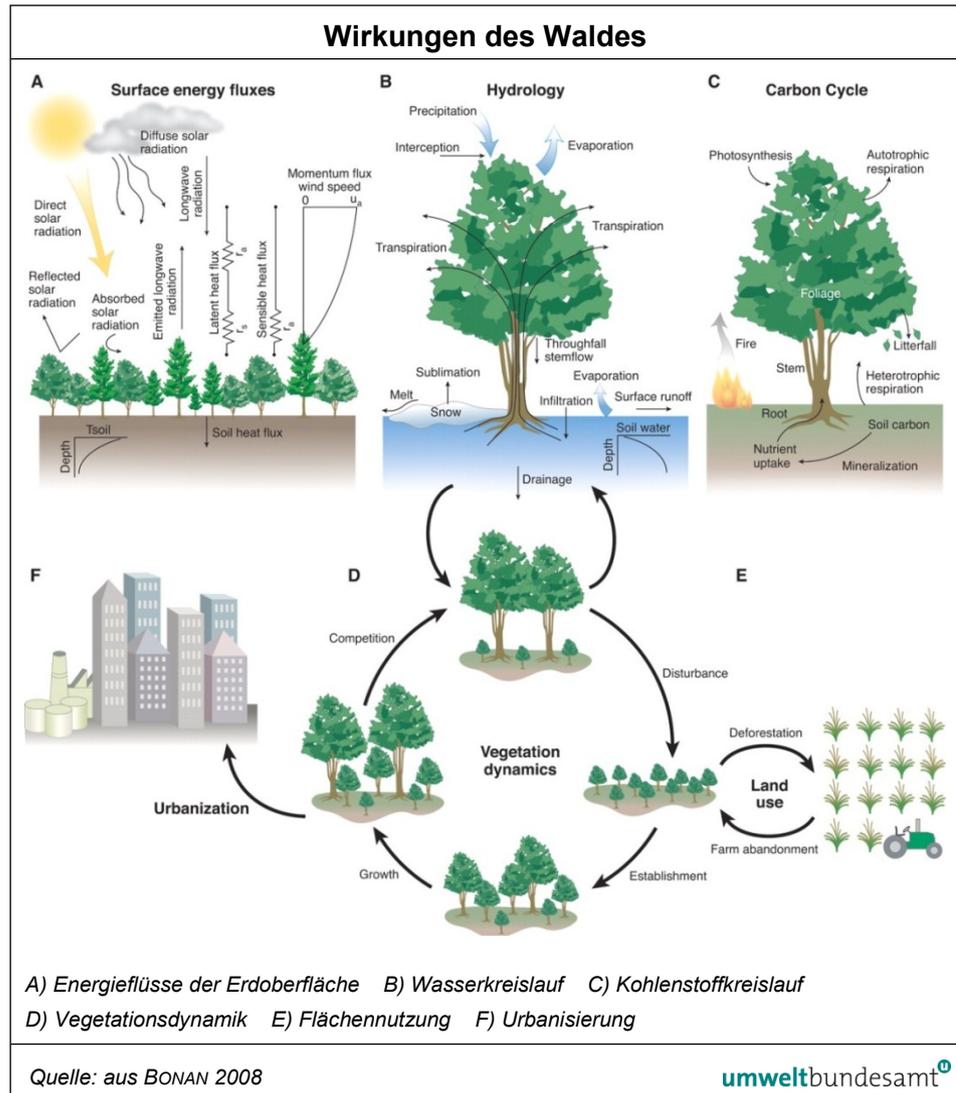
In diesem Kapitel werden Risiken und mögliche Folgen eines potenziellen Anbaus transgener Bäume in Österreich im Hinblick auf ihre tatsächlichen Auswirkungen auf den österreichischen Wald und seine Funktionen, wie sie im Waldentwicklungsplan aufscheinen, inklusive Berücksichtigung der Zielsetzungen des Naturschutzes, dargestellt. Als Grundlage werden zuerst waldbauliche Grundlagen erläutert.

4.1 Wald als Ökosystem

Der Wald als Ökosystem ist eine sich selbst tragende und selbst regulierende Gemeinschaft zwischen Lebewesen und ihrer Umwelt. Im Wald vorkommende Organismen sind durch ein Nahrungsnetz, welches wiederum aus einzelnen Nahrungsketten besteht, verbunden. Die meisten Waldlebewesen haben sich im Laufe der Evolution miteinander entwickelt und sich an ihre Umwelt – und aneinander – angepasst. Sie sind daher in ihrer Lebensweise durch das Nahrungsnetz aufeinander angewiesen. Jede kleine Veränderung in einem Kettenglied der Nahrungskette kann das Gleichgewicht stören, eine Kettenreaktion hervorrufen und zu erheblichen Veränderungen im Waldökosystem führen.

Laut FAO ist die Erdoberfläche zu ca. 30 % mit Wald bedeckt (LINDQUIST et al. 2012). Deshalb sind die Wirkungen des Waldes auf Klima, Energiezyklus, Wasser- und Bodenqualität, Kohlendioxidsequestration und andere chemische Wechselwirkungen mit der Umwelt (siehe Abbildung 4) von großer Bedeutung (BONAN 2008, UNEP 2009). Außerdem ist die Bedeutung der Wälder für die Erhaltung der Biodiversität unbestritten. Mit der Fortentwicklung der Genomforschung muss Biodiversität neu definiert werden. Der Begriff „Biodiversität“ bedeutet nicht nur Artenreichtum und Vielfalt der Lebensräume, sondern auch genetische Vielfalt, was angesichts des Klimawandels für die Anpassungsfähigkeit der Arten eine bedeutende Rolle spielt. Wegen der Zerstörung der Lebensräume durch Abholzung, Umwidmungen zu Landwirtschaftsflächen und anderer anthropogener Aktivitäten sind nach IUCN-Berechnungen (Stand 1994) ca. 8.753 Baumarten vom Aussterben bedroht (OLDFIELD et al. 1998, BROOKS et al. 2002). Aus einer neu veröffentlichten Studie geht hervor, dass der Klimawandel auch eine indirekte Auswirkung auf das Zusammenspiel der Arten und die Ökosysteme und die darin lebenden ökologischen Gemeinschaften hat (OCKENDON et al. 2014). Deshalb muss eine nachhaltige Waldentwicklungsplanung diese Aspekte berücksichtigen.

Abbildung 4:
Die gegenwärtigen Klimamodelle betrachten die Biosphäre und die Atmosphäre als ein gekoppeltes System. Die Parameter der Landoberfläche sind Biogeophysik, Biogeochemie und Biogeografie des terrestrischen Ökosystems.



Die Biomasse sowie das stehende und liegende Totholz sind nicht nur für die Erhaltung der Kohlenstoffspeicher im Boden und die Kohlendioxid-Sequestrierung wichtig, sondern auch als ökologische Nischen für viele Organismen. Rund ein Drittel der Vögel, Insekten, Pilze und Pflanzen im Wald sind von abgestorbenem Holz abhängig. Die Menge an Totholz ist daher unter anderem auch ein Indikator für die Artenvielfalt. Von Bedeutung ist deshalb, dass sich laut den Ergebnissen der letzten veröffentlichten Waldinventur der Vorrat an stehendem Totholz im Ertragswald in den letzten 20 Jahren auf 8,4 Kubikmeter je Hektar fast verdoppelt hat. (BFW-ÖWi 2007/2009, BMLFUW 2008).

4.2 Waldbau in Österreich

Österreichs Wald ist eine Kulturlandschaft, da er seit Generationen von Menschenhand gestaltet wurde. Vor etwa zweitausend Jahren waren 80 % der Landfläche Europas mit Wald bedeckt, heute sind es nur noch 34 %. In diesen

zweitausend Jahren haben demografische Faktoren, Migration und die industrielle Revolution die Abholzungsrate und damit das Waldbild unterschiedlich beeinflusst und geprägt (LINDQUIST et al. 2012). Die Urwälder (definiert als Wälder ohne menschlichen Eingriff) sind heutzutage auf Reliktvorkommen (z. B. Rothwald in den niederösterreichischen Kalkalpen) beschränkt.

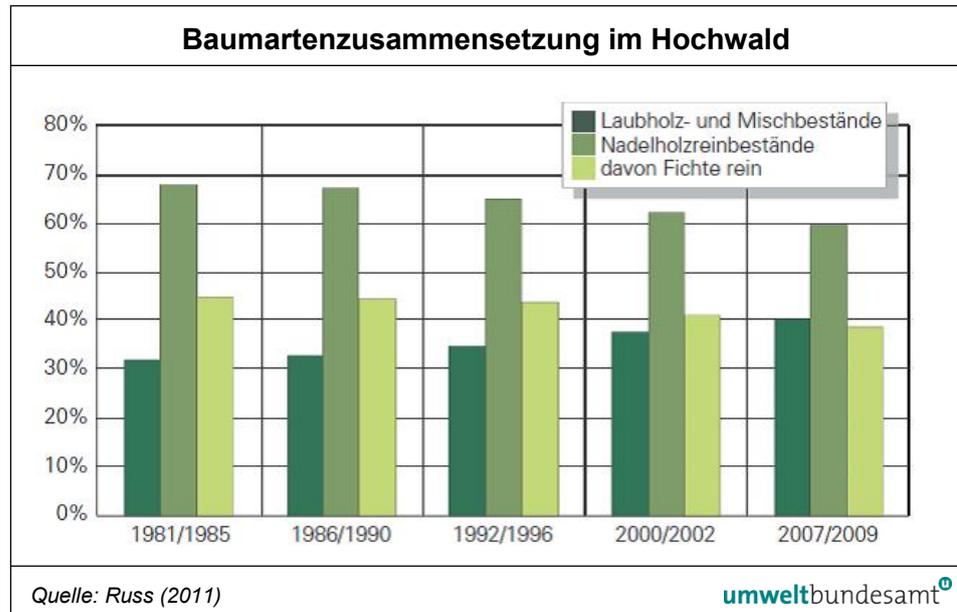
Die staatliche Regelung des Forstmanagementsystems in Europa Mitte des letzten Jahrhunderts hat zu einem stabileren Waldwachstum geführt und die Abholzungsrate stark gebremst (LINDQUIST et al. 2012). Die moderne nachhaltige Land- und Forstwirtschaft fördert eine erhöhte Arten- und Lebensraumvielfalt und auch angesichts des Klimawandels spielt ein langfristig ausgerichtetes waldbauliches Handeln eine wesentliche Rolle.

Fast die Hälfte, nämlich 47,6 %, der Landesfläche Österreichs sind mit Wald bedeckt, das sind ca. 4 Millionen Hektar (QUADT et al. 2013). Davon beträgt der Anteil des Ertragswaldes, in dem Holz genutzt wird, 84,2 % (ca. 3,4 Mio. ha), der Rest mit 15,8 % ist Schutzwald ohne Ertrag. Die Hauptbaumart ist auf 50,8 % der Fläche die Fichte, obwohl die Bestände in den letzten drei Jahrzehnten um ca. 160.000 ha zurückgegangen sind (siehe Tabelle 1). Die Gründe liegen in Zwangsnutzungen nach Windwurfkatastrophen und der zunehmenden Aufforstung mit Laub- und Mischholzbeständen (siehe Abbildung 5). Die Einführung exotischer Baumarten in Europa, wie Douglasien im Jahre 1827 (KNOERZER & REIF 2002, ESSL 2005), gewinnt mit der Zeit an Bedeutung und Beliebtheit. In Deutschland z. B. betrug die Flächenbilanz von Douglasien Mitte der 1980er-Jahre 80.000 Hektar. Bis Mitte des 21. Jahrhunderts könnte sie nach heutiger Schätzung wegen neuer staatlicher Maßnahmen mehr als 300.000 Hektar betragen.

Tabelle 1: Baumartenzusammensetzung im Ertragswald der letzten 4 Inventurperioden (modifiziert nach Russ 2011).

Baumarten	1986/90		1992/96		2000/02		2007/09		Flächenbilanz
	1.000 ha	%							
Fichte	1.870	55,5	1.866	55,4	1.810	53,8	1.709	50,8	- 161
Tanne	82	2,4	78	2,3	78	2,3	81	2,4	- 1
Lärche	150	4,5	147	4,4	155	4,6	154	4,6	+ 4
Weißkiefer	193	5,7	182	5,4	166	4,9	152	4,5	- 41
sonstiges Nadelholz	44	1,3	46	1,4	46	1,4	42	1,2	- 2
Summe Nadelholz	2.339	69,5	2.320	68,9	2.255	67,0	2.139	63,5	- 200
Rotbuche	296	8,8	309	9,2	323	9,6	336	10,0	40
Eiche	68	2,0	67	2,0	66	2,0	69	2,0	1
sonstiges Hartlaubholz	195	5,8	229	6,8	269	8,0	275	8,2	80
Weichlaubholz	128	3,8	143	4,2	144	4,3	142	4,2	14
Summe Laubholz	687	20,4	748	22,2	802	23,8	821	24,4	134
Blößen, Sträucher	305	9,1	285	8,5	313	9,3	407	12,1	102
SUMME ERTRAGS-WALD	3.331	100	3.352	100	3.371	100	3.367	100	36

Abbildung 5:
Entwicklung und
Baumartenzusammen-
setzung im Hochwald.



Der Wald in Österreich ist zu 82 % in Privatbesitz. Insgesamt bewirtschaften fast 170.000 Betriebe unter 200 Hektar Waldfläche rund 48 % des österreichischen Waldes. Ein großer Anteil davon sind KleinwaldbesitzerInnen, die ihre Wälder überwiegend mit Familienarbeitskräften bewirtschaften. Die andere Hälfte des Waldes wird von rund 1.400 Betrieben mit mehr als 200 Hektar Waldfläche bewirtschaftet. Die Österreichischen Bundesforste bewirtschaften 15 % des heimischen Waldes und sind damit der mit Abstand größte Forstbetrieb des Landes (QUADT et al. 2013, PULLA et al. 2013).

Die Forstwirtschaft unterscheidet sich von der Landwirtschaft durch den langen Produktionszeitraum. Die Bäume können in verschiedenem Alter für diverse Zwecke bewirtschaftet werden. Die Umtriebszeit (Zeitraum von Endnutzung zu Endnutzung) beträgt bei den meisten heimischen Baumarten 80 bis 120 Jahre. Während bei schnellwüchsigen Gehölzen wie Pappeln, Weiden und Robinien eine sehr kurze Umtriebszeit (25–35 Jahre) möglich ist, müssen Eichen zur Wertholzproduktion wesentlich länger wachsen (100–200 Jahre).

In der Forstwirtschaft ist der Reifebegriff nicht klar definierbar. Bei den Bäumen beginnt die Blüte und Samenbildung erst in einem höheren Alter und zwar bei derselben Baumart im Bestand 10 bis 20 Jahre später als im Freiland. Die forstliche Produktion in Österreich ist in der Regel extensiv. Düngung hat kaum eine Bedeutung, der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln ist gering, es findet in der Regel keine Bodenbearbeitung statt und der Anteil der Arbeitszeit an der Produktionszeit ist niedrig.

Die Grundsätze eines naturnahen Waldbaus als Kernstück nachhaltiger Forstwirtschaft sind in erster Linie die Vermeidung von Kahlschlägen für einen besseren Bodenschutz, die Bepflanzung mit standortgerechten, genetisch möglichst heterogenen Baumarten und Mischkulturen, die Förderung von Naturverjüngung, umweltschonende Bearbeitung sowie der Leitspruch „Wald vor Wild“ für zukunftssichere Wälder. Die Verjüngung, Pflege und Erziehung von Waldbeständen sind einige Aufgaben des Waldbaus, mit dem Ziel, die Holzerträge zu steigern und die Holzqualität zu verbessern.

In der natürlichen Waldentwicklung werden nach MAYER (1984) folgende Phasen unterschieden: Verjüngungs-, Optimal-, Terminal- und Zerfallsphase. Die Waldbewirtschaftung verkürzt diese Entwicklung beträchtlich, indem sie die Terminal- und Zerfallsphase durch die Holzernte unterbindet. Damit wird auch das potenzielle, natürliche Lebensalter der Bäume (z. B. Fichte bis zu 600 Jahren) wesentlich verkürzt – Bäume werden beim Abflachen der Zuwachskurve geerntet, um wieder Platz für junge (schneller wachsende und gesunde) Bäume zu machen.

Der forstlich bewirtschaftete Wald weist daher in seiner Entwicklung während des Produktionszeitraums (Umtriebszeit) nur noch drei wichtige Phasen der Bestandesentwicklung auf (SCHÜTZ 2002). Einer Installationsphase (Jungwuchsphase–Bestandsbegründung), in welcher der Schwerpunkt bei der Sicherstellung der neuen Generation liegt, folgen eine Erziehungs- und Ausformungsphase (Pflege und Durchforstung) und schließlich eine Phase der Erneuerung (Holzernte und Einleitung der Verjüngung der nächsten Generation).

4.2.1 Bestandesbegründung

Die Verjüngung von Waldbeständen hat Auswirkungen auf die biologische Vielfalt und somit auch auf die zukünftige Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaften und auf ihre Ökologie. Um den optimalen Holzertrag langfristig und zukunftssicher zu erzielen, ist es wichtig, die richtige Art der Verjüngung (natürlich oder künstlich) zu wählen. Baumarten, die sich an natürlichen Waldgesellschaften orientieren, eine natürliche Waldentwicklung gewährleisten und die Leistungsfähigkeit des Standortes nachhaltig nutzen, werden bevorzugt. Aus heutiger Sicht ist es das Gebot der Stunde, auf die genetische Zusammensetzung des Waldes zu achten, um ökologische und in der Folge betriebswirtschaftliche Risiken zu minimieren. Deshalb kommt bei der künstlichen Verjüngung (Pflanzung) der Herkunft des verwendeten Pflanzmaterials eine wichtige Bedeutung zu.

Zur Erneuerung von naturnahen, standortgerechten Beständen weist die Naturverjüngung deutliche ökologische und wirtschaftliche Vorteile auf, da der Genpool durch die Paarung vieler Eltern vielfältiger ist und eine natürliche Auslese der Nachkommenschaft erfolgt (z. B. ist der Jungwuchs besser an das Lokalklima angepasst). Eine Rolle spielt dabei auch die Epigenetik.

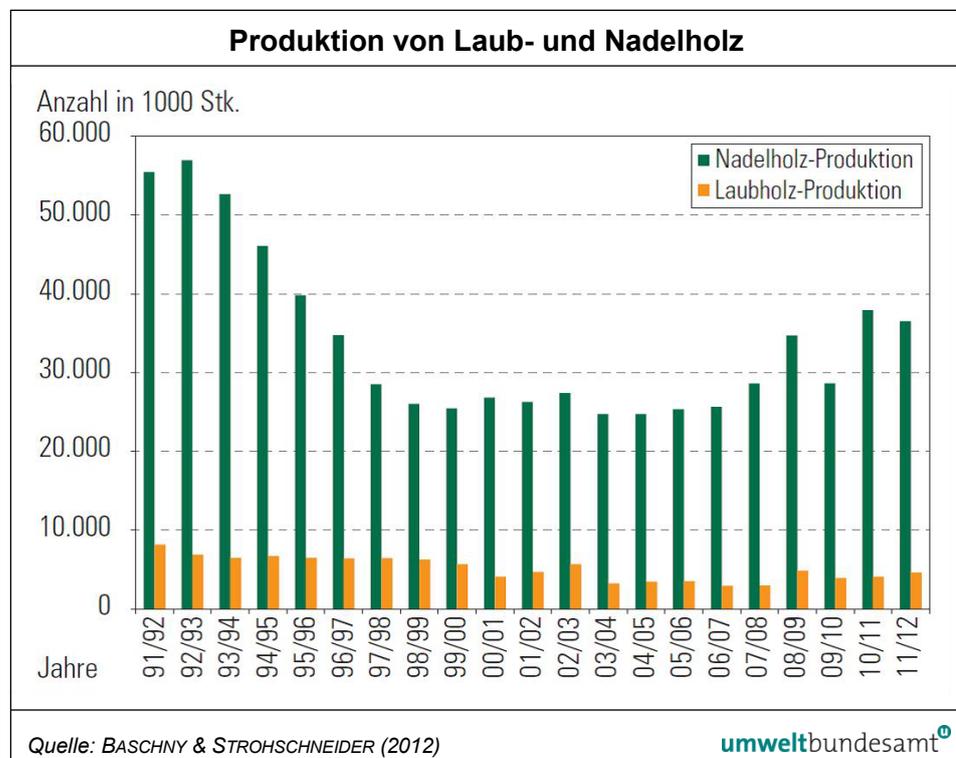
Conrad Waddington (1905–1975) beschrieb im Jahr 1942 Epigenetik als „*Zweig der Biologie, der die kausalen Wechselwirkungen zwischen Genen und ihren Produkten untersucht, welche den Phänotyp hervorbringen*“ (EPIGENOME NOE 2014). Epigenetik spielt bei der lokalen Anpassungsfähigkeit eine wichtige Rolle, wie besonders jüngste Forschungsarbeiten zeigen. Die erbliche Variation der ökologisch wichtigen Fähigkeiten könnte zum Teil auch auf epigenetische Variation zurückzuführen sein (RICHARDS 2011, ZHANG et al. 2013). Bäume sind sessil, haben eine lange Lebensdauer und eine niedrige Substitutionsrate. Das ermöglicht keine rasche Reaktion auf Umweltveränderungen (LINDNER et al. 2009), aber epigenetische Veränderungen ermöglichen eine rasche Anpassung an Umweltwandel und damit eine Art Mikroevolution (BRÄUTIGAM 2012). Sie versprechen außerdem „kurzfristige“ Selektionsvorteile ohne Mutation der Gene (WADDINGTON 1942). Aus diesem Grund bietet die Naturverjüngung eine natürliche Überlebensstrategie für Bäume, um diese Variationen weiter zu vererben

(PETIT & HAMPE 2006). Im Gegensatz zur Kunstverjüngung, bei der es zu einem abrupten Generationswechsel kommt, erstreckt sich dieser bei Naturverjüngung über mehrere Jahr(zehnt)e.

Trotzdem kann auf die Kunstverjüngung nicht gänzlich verzichtet werden. Sie kann bei der Renaturierung stark veränderter (gestörter) Gebiete, bei der Sanierung degradierter Bestände und von solchen, die von anthropogenen Aktivitäten stark beeinflusst sind, eine rettende Rolle spielen (CHAZDON 2008). Weitere Gründe für diese Wahl der Pflanzung zur Bestandesbegründung ergeben sich, wenn die genetischen Eigenschaften des Mutterbestandes mangelhaft sind (z. B. eine für den Standort ungeeignete Herkunft – ein auch in Österreich nicht zu unterschätzender Aspekt), Samenbäume nicht ausreichend vorhanden sind, wenn eine Verjüngung auf natürlichem Wege nicht stattfinden kann (z. B. starke Verunkrautung und ungünstige Bodenverhältnisse bzw. überhöhte Wildbestände), geringe Vitalität vorliegt oder wenn ein nicht standorttauglicher Altbestand (z. B. Fichten-Monokultur im Flachland) in einen standortgerechten Neubestand (z. B. Laub-Nadelholzmischbestand) umgewandelt werden soll.

Die bevorzugte Anwendung von Naturverjüngungsverfahren, damit verbundene wirtschaftliche Vorteile und ein steigender Pflanzabstand bei der künstlichen Verjüngung haben zu erheblichen Rückgängen der Forstpflanzenenerzeugung geführt. Obwohl besonders die Nadelholz-Pflanzenproduktion ständig sinkt (besonders bei der Fichte), ist sie noch immer viel höher als die von Laubholz-Pflanzen. Im Jahr 2011 produzierten 134 Forstgärten auf einer Fläche von 498 Hektar rd. 36,5 Millionen Nadelholzpflanzen, aber nur rd. 4,5 Millionen Laubholzpflanzen (siehe Abbildung 6; BASCHNY & STROHSCHNEIDER 2012).

Abbildung 6:
Pflanzenproduktion von
1991 bis 2012.



Da heute aus den oben genannten Gründen weniger gepflanzt wird als früher, rückt die Wahl geeigneter Herkunftsgebiete des entsprechenden Pflanzmaterials in den Vordergrund.

Die Verwendung und Verfügbarkeit qualitativ hochwertigen Vermehrungsgutes ist maßgeblich für die Kunstverjüngung. Fehlentscheidungen können Zusammensetzung und Struktur des Waldes langfristig beeinträchtigen und durch unzulängliche Angepasstheit die künftige Waldentwicklung belasten. Das kann zu höheren Ausfällen, Verschlechterung des Zuwachses sowie zu Anfälligkeit gegenüber biotischen und abiotischen Schäden führen. Da die Erbanlagen des Saatgutes, des vegetativen Pflanzgutes (Stecklinge) und der Sämlinge für die KonsumentInnen nicht erkennbar sind, wurden die Richtlinien für den Umgang mit forstlichem Vermehrungsgut gesetzlich festgelegt.

Das Forstliche Vermehrungsgut-Gesetz (BGBl. I Nr. 110/2002, BGBl. I Nr. 86/2009) mit der zugehörigen Verordnung (VO BGBl. II Nr. 480/2002, BGBl. II Nr. 27/2012) regelt die Durchführung von Saatgutbeerntungen, den Umgang, das Inverkehrbringen und die Kennzeichnung der Identität von forstlichem Vermehrungsgut, welches gewerbsmäßig national oder international in den Handel kommt. Demnach unterliegt auch die Einfuhr von Vermehrungsgut aus dem Ausland einer Bewilligung.

In Österreich wird ein Großteil des Saatgutes aus zugelassenen Erntebeständen und aus speziell dafür angelegten forstlichen Samenplantagen gewonnen. Derzeit existieren 56 Plantagen von 18 Baumarten auf einer Fläche von 79,4 Hektar. Neben den Wirtschaftsbaumarten (Fichte, Lärche, Kiefer, Tanne, Eiche, Bergahorn, Kirsche, Schwarzerle, Esche) wurden auch für seltene Baumarten wie Ulme und Spirke sowie für die Wildobstarten solche Plantagen angelegt (BASCHNY & STROHSCHNEIDER 2012).

Vegetatives Vermehrungsgut – ausgenommen *Populus* spp. – darf nur als Klonmischung mit festgelegten Anteilen der verschiedenen Klone in Verkehr gebracht werden (siehe Tabelle 2). Die genauen Anforderungen für das Inverkehrbringen von Klonmischungen – insbesondere die Mindestklonanzahl, Begrenzung der Stückzahl je Klon und Befristung der Zulassung, abgestimmt auf die Erfordernisse der jeweiligen Baumart – sind in der Verordnung zum Forstlichen Vermehrungsgutgesetz festgelegt (VO BGBl. II Nr. 480/2002).

1.	<i>Abies alba</i> , <i>Acer pseudoplatanus</i> , <i>Alnus glutinosa</i> , <i>Fagus sylvatica</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> , <i>Larix decidua</i> , <i>Picea abies</i> , <i>Pinus cembra</i> , <i>Pinus nigra</i> , <i>Pinus sylvestris</i> , <i>Quercus petraea</i> , <i>Quercus robur</i> und <i>Tilia cordata</i>	40 Klone
2.	<i>Betula pendula</i> , <i>Betula pubescens</i> , <i>Prunus avium</i> und <i>Robinia pseudoacacia</i>	3 Klone
3.	weitere im Anhang I angeführte Baumarten mit Ausnahme von <i>Populus</i> spp. und künstlichen Hybriden zwischen diesen Arten	3 Klone

Tabelle 2:
Mindestanzahl von
Klonmischungen
(Forstliche
Vermehrungsgutver-
ordnung 2002).

4.2.2 Bestandespflege

Mit der Bestandesbegründung beginnt bereits die Phase der Jungwuchspflege, die den Aufbau eines stabilen nachhaltigen Waldökosystems anstrebt.

„Unter Bestandserziehung fasst man alle diejenigen waldbaulichen Maßnahmen zusammen, die zwischen der vollendeten Bestandesgründung und seiner Ernte bzw. der Einleitung der neuen Verjüngung liegen und den Zweck verfolgen, den Bestand zu erziehen, d. h. seine Zusammensetzung und seinen Wuchs so zu leiten, wie es dem Wirtschaftsziel am besten entspricht.“ (DENGLER 1935).

Die Jungwuchspflege erfordert Maßnahmen wie Unkrautbekämpfung (mechanisch oder chemisch), Schutz gegen Wildverbiss, Schädlingsbekämpfung, Mischungsregelung und bei größeren Ausfällen eine Nachpflanzung. Läuterung oder Dickungspflege ist die Instandhaltung von Jungbeständen ab 2 oder 3 Meter Oberhöhe bis zum Eintritt ins Stangenholzalter und zwar durch Entfernen aller beschädigten, kranken, verformten und überflüssigen Baumteile (PAYER 1942). Dadurch sollen bessere Standräume für die Baumkronenbildung und die gewünschte Mischung der Baumarten im zukünftigen Bestand gefördert und eine höhere Holzqualität erzielt werden.

Die ersten Durchforstungen werden im Stangenholzalter gemacht, mit der Zielsetzung, gewünschte Baumarten zu fördern. Diese Dichteregulierung berücksichtigt Umweltfaktoren wie Licht und die baumartenspezifischen Ansprüche, um vitale Bäume mit gesunder Krone und damit stabile, widerstandsfähige Bestände zu erzielen. Die Verbesserung der Standräume begünstigt den Durchmesserzuwachs der übrigen Bäume.

Es gibt verschiedenste Konzepte, eine Durchforstung durchzuführen. Beim Z-Baum-Verfahren z. B. werden Zukunftsbäume (Z-Bäume) ausgewählt, die bis zur Nutzung die Wertträger bleiben sollen. Die Auswahlkriterien sind Qualität (Ausformung = Schaffform), Vitalität (Anteil der lebenden Krone) und Verteilung (Standraumbedarf). Es werden dann nur diejenigen Bäume entnommen, die diese Z-Bäume behindern. Die Hochdurchforstung beschränkt sich auf den Aushieb der abgestorbenen und absterbenden, schlecht geformten und kranken sowie derjenigen Stämme, die bei zu großem Dichtstand entnommen werden müssen (MAYER 1984).

4.2.3 Holznutzung

Der durch die Österreichische Waldinventur ermittelte gesamte Holzvorrat betrug in der Aufnahmeperiode 2007/2009 1.135 Millionen Vorratsfestmeter (Vfm). Der jährliche Holzzuwachs von 30,4 Millionen Vfm war höher als die gesamte Holznutzung (25,9 Mio. Vfm, inklusive Vornutzungen) (BFW-ÖWI 2007/2009).

Laut Holzeinschlagsmeldung für das Jahr 2011 lag die Einschlagsmenge von 18,7 Millionen Erntefestmetern (Efm) ohne Rinde um 3,7 % über dem zehnjährigen Durchschnitt (siehe Tabelle 3). Der Anteil des Nadelholzes am Gesamteinschlag betrug 84 %, der von Laubholz 16 %. Vom erzeugten Rohholz entfielen 55,6 % auf Sägerundholz, 17,4 % auf Industrierundholz und 27,1 % wurden der energetischen Nutzung zugeführt (BMLFUW 2012a).

in Mio. Efm o. R.	2011	10 Jahres- mittel	Differenz [%]
GESAMTEINSCHLAG	18,7	18,0	+ 3,7
Nadelholz	15,7	15,4	+ 1,8
Laubholz	3,0	2,6	+ 14,5
ROHHOLZ - stoffliche Nutzung	13,6	13,8	- 1,3
Nadelrohholz	12,8	12,9	- 0,9
Laubrohholz	0,8	0,9	- 6,6
SÄGERUNDHOLZ > 20cm MDM.	9,1	9,3	- 2,2
Nadelholz	8,8	9,0	- 1,7
Laubholz	0,3	0,4	- 15,8
SÄGESCHWACHHOLZ	1,3	1,4	- 10,1
Nadelholz	1,3	1,4	- 10,2
Laubholz	0,0	0,0	- 2,9
INDUSTRIERUNDHOLZ	3,2	3,1	+ 5,7
Nadelholz	2,7	2,5	+ 7,0
Laubholz	0,5	0,5	- 0,5
ROHHOLZ - energetische Nutzung	5,1	4,2	+ 19,7
VORNUTZUNG	5,8	4,9	+ 18,4
SCHADHOLZ	3,5	6,8	- 48,3

Tabelle 3:
Holzeinschlagsmeldung
für das Jahr 2011
(BMLFUW 2012a).

Im Jahr 2011 erreichte der Produktionswert der heimischen Forstwirtschaft (inkl. forstwirtschaftlicher Dienstleistungen sowie nicht trennbarer, nicht forstwirtschaftlicher Nebentätigkeiten) 1,734 Milliarden Euro (vorläufig), nach 1,537 Milliarden Euro im Jahr 2010 (BMLFUW 2012b).

4.2.4 Holzanbau außerhalb des Waldes

Energieholz

Rasch wachsende Baumarten, welche in Kurzumtriebsplantagen auf landwirtschaftlichen Flächen kultiviert werden und ausschließlich der Energiegewinnung durch Verbrennung dienen, werden nicht der forstlichen Produktion zugerechnet. Als schnellwüchsige Forstgehölze gelten laut Verordnung (VO BGBl. Nr. 105/1978) die Baumarten Douglasie, Weymouthskiefer, Küstentanne, Esche, Schwarzerle, Birke, Pappel, Weide und Robinie. Wie Tabelle 4 zeigt, waren im Jahr 2010 Energieholzflächen im Ausmaß von 2.330 Hektar, die vorwiegend mit vegetativ vermehrten Pappel- und Weidenklonen bepflanzt sind, registriert (STATISTIK AUSTRIA 2012a).

Christbaumkulturen

Zur Christbaumproduktion werden vorwiegend fremdländische Baumarten verwendet. Die wichtigsten sind *Picea pungens* ‚Gluca‘, *Abies nordmanniana*, *Abies grandis* und *Abies concolor*. Der Anbau in Monokulturen und die vom Markt geforderte Qualität (regelmäßiger Wuchs, keine Nadelverfärbungen) erfordern intensive Pflegemaßnahmen und den Einsatz von chemischen Mitteln.

Obstbau

Im Jahr 2011 produzierten 133 Betriebe 1,26 Millionen Stück verkaufsfähige Ware an Obstgehölzen (STATISTIK AUSTRIA 2012b). Da es sich großteils um Kernobst und Steinobst handelt, die zur Familie der Rosengewächse (Rosacea) gehören, kann eine gegenseitige Befruchtung (Genfluss) mit den im Wald vorkommenden verwandten Arten dieser Familie nicht ausgeschlossen werden.

Sonstige Holzanbauten

In der offenen Landschaft werden Forstgehölze auch im Flurholzanbau in Parks, Gärten, Alleen, Windschutzgürteln, als Lärmschutzpflanzungen, Uferschutzpflanzungen und zur Siedlungs- und Industriebegrünung eingesetzt.

Tabelle 4: Verteilung der Holzarten außerhalb des Waldes nach Bundesländern 2010 (STATISTIK AUSTRIA 2012a).

Flächen in ha	B	K	NÖ	OÖ	S	St	T	V	W	Summe
Christbaumkulturen	76	57	965	273	31	525	38	23	13	2.002
Energieholzflächen	114	254	754	433	57	680	15	19	6	2.330
Obst(ohne Beeren)	1.024	175	2.189	739	41	9.393	195	61	104	13.921

4.2.5 Waldentwicklungsplan

Das Fundament für eine nachhaltige Waldwirtschaft in Österreich wurde in der Monarchie vor circa 160 Jahren gelegt. Sie gehörte jahrhundertlang zur Tradition und bleibt heute noch in ihrer Bedeutung unbestritten. Bereits 1853 wurde die Waldwirtschaft gesetzlich geregelt. Das entsprechende kaiserliche Patent galt im Wesentlichen bis zum Inkrafttreten des Forstgesetzes von 1975.

Der Waldentwicklungsplan beruht auf dem Forstgesetz von 1975 (QUADT et al. 2013). Nachhaltige Holzproduktion von hochwertigem Holz aus stabilen, belastbaren, ertragsstarken Beständen (Ertragswald in gutem Zustand), mit gleichzeitiger Erfüllung des ökologischen, sozialen und kulturellen Nutzens des Waldes, sind die obersten Prioritäten der Waldentwicklungsplanung.

Unter dem Waldentwicklungsplan werden als Planungsgegenstand Funktionen des gesamten Waldes auf Bundesebene gemäß dem Forstgesetz von 1975 verstanden. Entsprechend dem Stand der aktuellen Richtlinie (BMLFUW 2012c), welche in regelmäßigen Intervallen revidiert und aktualisiert wird, werden Fachgutachten erstellt, die bundesweit die Waldverhältnisse auf forstlich-ökonomischer Ebene darstellen. Die Aufnahme des Ist-Zustandes soll sowohl der nachhaltigen Erhaltung des Waldes dienen, als auch Nichtwald-Flächen für eine Aufforstung (gebunden an eine Aufforstungsbewilligung der Bezirksbehörde) in Planung setzen. Dies soll zu einer Verbesserung der Waldausstattung in Österreich führen. Daher ist der wesentliche Inhalt des Waldentwicklungsplans eine Gegenüberstellung des Ist- und des Soll-Zustandes des Waldes zum Zeitpunkt der Erstellung.

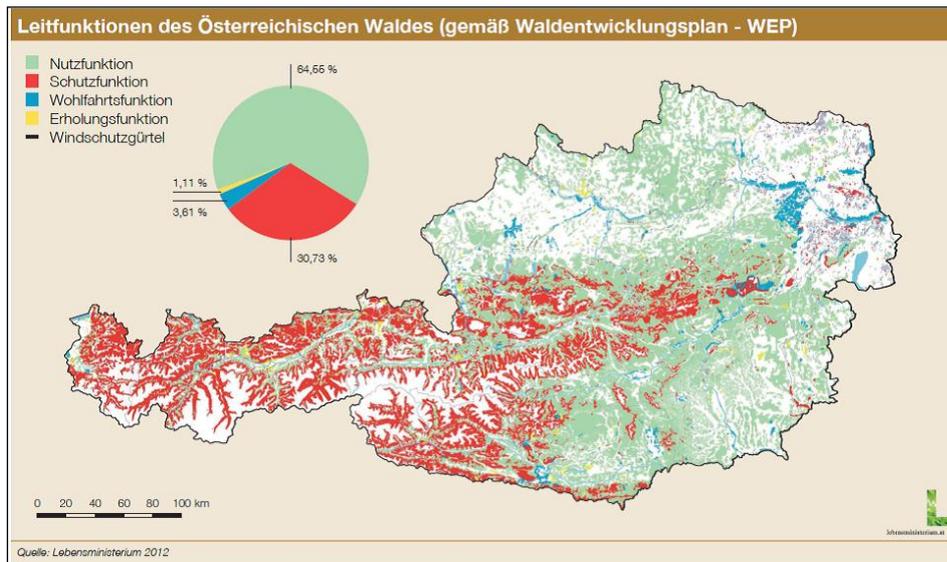


Abbildung 7:
Leitfunktionen laut
österreichischem
Waldentwicklungsplan.
(Lebensministerium
2012)

In Anlehnung an das Forstgesetz werden vier wichtige Funktionen definiert (Nutz-, Schutz-, Wohlfahrts- und Erholungs-Funktion), welche im Waldentwicklungsplan begutachtet, bewertet und bearbeitet werden müssen (siehe Abbildung 7). Die Nutzfunktion beinhaltet die Erzeugung vermarktbarer Produkte (im Wesentlichen Holz). Die Schutzfunktion dient dazu, Siedlungen, Verkehrswege und andere wichtige Objekte vor Naturgefahren möglichst zu bewahren. Unter Wohlfahrt versteht man in diesem Zusammenhang hauptsächlich die Reinigungsfunktion des Waldes für Trinkwasser und Luft (Staubfilter). Erholung schließlich bietet der Wald sowohl Einheimischen als auch TouristInnen. Diese Aufarbeitung der Funktionen kann in weiterer Folge für forstpolitische Entscheidungen herangezogen werden. Der Wald, als wichtiges Element unserer Kulturlandschaft, ist für unser Ökosystem von grundlegender Bedeutung. Die vielfältigen Wirkungen des Waldes auf Mensch und Umwelt spiegeln sich in diesen Waldfunktionen wider. Wälder sind für WaldbesitzerInnen vor allem von wirtschaftlicher Bedeutung (Nutzfunktion), erfüllen aber auch wichtige überwirtschaftliche Funktionen (Schutzfunktion, Wohlfahrtsfunktion, Erholungsfunktion). In der Regel erfüllt der Wald die verschiedenen Funktionen gleichzeitig (Multifunktionalität).

Der Waldentwicklungsplan wird von den Bezirks- und Landesforstbehörden für eine zehnjährige Gültigkeitsperiode erstellt und vom Bundesminister bzw. von der Bundesministerin für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft genehmigt und freigegeben. Der gesamte österreichische Wald wird in einzelne Planungsgebiete unterteilt, die als Teilpläne in der Regel den politischen Bezirken entsprechen. Des Weiteren besteht der Waldentwicklungsplan aus einem separaten Karten- und Textteil. Im Kartenteil werden die Waldfunktionen als Funktionsflächen dargestellt. Diese werden anhand forstgesetzlicher Kriterien (Mindestgröße 10 ha) abgegrenzt. Soweit innerhalb einer Funktionsfläche kleinere Waldflächen (< 10 ha) Besonderheiten oder abweichende Waldwirkungen aufweisen, werden diese als Kreissymbole abgebildet. Angelehnt an eine Risikobewertung werden die Funktionen nach drei Stufen bewertet, die Leitfunktion festgelegt und dabei jeder Funktion eine Wertziffer zugeordnet (Wertziffer 1 – geringe Wertigkeit, Wertziffer 2 – mittlere Wertigkeit und Wertziffer 3 – hohe Wertigkeit). Die Leitfunktion ist jene Funktion des Waldes, der höchste Wertigkeit oder hohes öffentliches Interesse zukommt. Die Teilpläne

mit ihren Leitfunktionen sind in einer Österreichkarte 1:50.000 in unterschiedlichen Farben grafisch dargestellt. Die Nutzfunktion (N) ist grün, die Schutzfunktion (S) rot, die Wohlfahrtsfunktion (W) blau und die Erholungsfunktion (E) gelb angezeigt (siehe auch Abbildung 7).

Zu jeder Funktionsfläche gibt es im Textteil des Waldentwicklungsplans eine Flächenbeschreibung, welche den Schwerpunkt des Textteils bildet. Diese gibt Auskunft über Örtlichkeit, Standort, Waldwirkung und deren rechtliche Begründung sowie eventuelle Funktionsbeeinträchtigungen. Des Weiteren werden hier Schlussfolgerungen gezogen, welche zu Verbesserungsmaßnahmen weiterentwickelt werden können, und Zielsetzungen definiert. Der Textteil muss alle relevanten Fakten gemäß dem aktuellen Stand des Forstgesetzes beinhalten und den Zusammenhang der forstlichen Daten bezugnehmend auf den jeweiligen Bezirk zur Genüge darstellen.

Da der Waldentwicklungsplan ein behördeninternes Planungsinstrument darstellt, ist er in dieser Form nicht veröffentlicht. Manche Bundesländer stellen die Leitfunktionen der Wälder kartografisch in ihren GIS-Applikationen dar. Die Darstellung auf der Ebene einzelner Grundstücke stellt einen relativ heiklen Grenzbereich des Schutzes personenbezogener Daten (der Eigentümerinnen und Eigentümer) dar.

In den vergangenen Jahren haben die zuständigen Stellen der forstlichen Raumplanung auf Bundes- und Landesebene und das Bundesforschungszentrum für Wald eine INSPIRE-konforme EDV-unterstützte Datenbankapplikation des Waldentwicklungsgesamtplans von Österreich (WEP-Austria-Digital) erstellt (INSPIRE ist die EU-Richtlinie 2007/2/EG zur Schaffung einer Geodateninfrastruktur in der Europäischen Gemeinschaft).

4.3 Potenzieller Anbau transgener Bäume in Österreich

In diesem Kapitel werden anhand von zwei Fallstudien mit hypothetischem, kleinräumigem und lokalem Anbau transgener Pappel bzw. transgener Fichte Auswirkungen und eventuelle Risiken auf die umgebenden Wald-Ökosysteme aufgezeigt und eventuelle Maßnahmen zur Vermeidung von negativen Effekten auf die Umwelt diskutiert. Aus den erarbeiteten Szenarien bzw. deren Variationen werden erste Rückschlüsse auf die Wirkungen des Waldes, wie sie von der Öffentlichkeit vornehmlich wahrgenommen werden, gezogen. Diese beziehen sich vorerst auf die Betriebsziele des fiktiven Betriebes sowie auf die allgemeine Lage des Untersuchungsgebietes. Unter Zuhilfenahme des Waldentwicklungsplans werden für das Fallbeispiel konkrete Änderungen in den Waldwirkungen (Schutz-, Wohlfahrts-, Erholungs-, Nutzfunktion), die sich durch den gedachten Anbau transgener Bäume ergeben würden, dargestellt.

4.3.1 Fallstudie 1: hypothetischer Anbau transgener Pappeln in den Donauauen

Wie in diesem Bericht beschrieben, sind transgene Pappeln Gegenstand vieler Forschungsarbeiten. Da zwei Klone dieser Art in China für den Anbau zugelassen wurden (siehe Kapitel 1) und Pappeln auch in Österreich natürlich vorkom-

men und im forstlichen Anbau verwendet werden, wurden transgene Pappeln für diese Fallstudie ausgewählt. Pappeln finden sich in Österreich in Form der Schwarzpappeln, vor allem aber in Form von forstlich genutzten Hybriden („Kulturpappel“ oder „Hybridpappel“) oft in reihen- oder blockartigen Pflanzungen entlang der großen Flussläufe, also entlang der Donau und der Unterläufe der größeren Zubringerflüsse. Das Ökosystem der „weichen Auwälder“ (WENDELBERGER 1960) in diesen Bereichen entspricht oft auch dem natürlichen Standort der einheimischen Schwarz- und Silberpappeln (*P. nigra* bzw. *P. alba*). Pappelpflanzungen mit eingeführten Sorten sind an diesen Standorten seit etwa 1900 bekannt. Aufgrund der Einschränkung der natürlichen Flussdynamik durch den Kraftwerksbau und den Ausbau der Schifffahrtsrinnen sind vor allem entlang der Donau, aber auch entlang ihrer großen Nebenflüsse, zahlreiche Auwaldstandorte so nachhaltig verändert worden, dass Standorte mit den Voraussetzungen zur Entwicklung einer „weichen Au“ (mit entsprechend negativen Auswirkungen auf die natürliche Regeneration der Baumarten der weichen Au) selten geworden sind (HEINZE 1998).

Auwälder sind in flache Geländeformen eingebettet. Die Besitzverhältnisse im Bereich der Auwälder in Österreich sind unterschiedlich. Auf der einen Seite gibt es größere, zusammenhängende Besitzungen von manchmal einigen Tausend Hektar (die oft auf Adelsfamilien zurückgehen und zu denen auch die von den Österreichischen Bundesforsten verwalteten Auwälder gezählt werden können). Ihnen gegenüber stehen auf der anderen Seite kleinere „Bauernwälder“, in denen die Bewirtschaftung oft weniger fokussiert bzw. intensiv erfolgt. Viele Auwälder haben als primäres Betriebsziel auch die Jagd, also die Hege eines hohen Wildbestandes. Dieser Aspekt sorgt oft für Konflikte mit den Besitzerinnen und Besitzern benachbarter landwirtschaftlicher Anbauflächen.

Das BFW führt eine Liste von zum Handel zugelassenen Sorten (Klone) der Pappel, die periodisch angepasst wird. In den letzten 20 Jahren haben fast nur noch zwei „Geschwisterklone“ aus Ungarn („Pannonia“ und „Kopecky“) diesen Markt beherrscht. Daneben vermehren einige Forstbetriebe noch ihre „angestammten“ Sorten, mit denen sie gute Erfahrungen gemacht haben. Auch wenn keine Statistiken vorliegen, ist generell zu beobachten, dass die Sortenvielfalt beim Pappelanbau stark eingeschränkt ist.

Ein bevorzugtes Anwendungsgebiet für transgene Pappeln ist die Holzbildung, denn für die Zellulose-Gewinnung ist ein niedriger Lignin-Gehalt vorteilhaft (siehe Kapitel 2.2.1.1). Pappelklone haben in letzter Zeit auch wieder Bedeutung als Biomasse-Lieferanten gewonnen. Beim Kurzumtrieb auf landwirtschaftlichen Flächen werden in relativ intensiver Bewirtschaftung Pappeln und Weiden kultiviert (wobei es sich dabei nicht um Wald im Sinne des Forstgesetzes handelt). Die Ausbringung als Steckhölzer, die Kulturpflege und die Ernte durch Rückschnitt erfolgen maschinell. Aus den Wurzelstöcken wachsen erneut Schößlinge auf. Umtriebe von zwei bis drei Jahren sind bei besten Bedingungen möglich. Bei der Ernte wird mit einem umgebauten Mähhäcksler relativ feuchtes Hackgut erzeugt, das direkt in größeren Heizwerken oder Kraft-Wärme-Kopplungsanlagen verarbeitet werden kann.

4.3.1.1 Szenario 1: Forstlicher Anbau

In dieser hypothetischen Fallstudie wird davon ausgegangen, dass eine Pappelsorte mit verändertem (reduziertem) Ligningehalt in einem typischen Pappelanbaugebiet an der Donau in Niederösterreich (einem Hauptanbaugebiet für Pappeln) auf einer begrenzten Fläche ausgebracht wird. Da viele Wirkungen auf die Funktionen des Waldes, aber auch auf die Ökologie, von der Menge und Dichte transgener Bäume abhängen, liegt der Fokus der Fallstudie auf Möglichkeiten, wie sich die transgenen Pappeln von diesem lokalen, kleinräumigen Anbau ausgehend verbreiten können.

Anmerkung: Es wird an dieser Stelle ausdrücklich drauf hingewiesen, dass die Flächen im Fallbeispiel keinem bestimmten Forstbetrieb bzw. Waldbesitz zugeordnet werden sollen. Es wird auch nicht impliziert, dass WaldbesitzerInnen in diesem Bereich Interesse an transgenen Bäumen zeigen.

In dieser Fallstudie wird von einem Betrieb mit etwa 2.000 Hektar ausgegangen, der etwa 500 Hektar pappelfähige Standorte umfasst, d. h. zum Anbau von Pappeln geeignete bzw. prädestinierte Flächen. Des Weiteren besteht die Annahme einer relativ kurzen Umtriebszeit von 25 bis 30 Jahren (je nach vorherrschendem Holzpreis bzw. Arbeitsaufkommen im Betrieb) und einer jährlichen Aufforstung von 20 Hektar (jedes Jahr ein Fünfundzwanzigstel der Fläche – es werden die abgeernteten Bestände ersetzt). In der Regel werden bei der Aufforstung mit Pappeln mehrere Sorten gepflanzt, um Risiken zu vermeiden, die entstehen, wenn einzelne Sorten Probleme zeigen (z. B. anfälliger für Krankheiten werden). Daher wird für die Fallstudie angenommen, dass zuerst eine Fläche von insgesamt 4 Hektar, verteilt auf einige Schläge mit 0,5–2 Hektar, mit einer transgenen Pappelsorte aufgeforstet wird. Je nach anfänglicher Entwicklung dieser Kulturen wird angenommen, dass sich der Betrieb in den Folgejahren zu weiteren Aufforstungen mit dieser transgenen Pappelsorte entschließt und dass nach 10 Jahren etwa 20 Hektar mit diesen transgenen Pappeln aufgeforstet wurden. Die Lage dieser Aufforstung in Bezug zu anderen Waldflächen wird als verteilt angenommen (siehe Abbildung 8).

Typischerweise würde dieser Auwald einem Mosaik aus verschiedenen alten Beständen gleichen, wobei auch verschiedene Bestandestypen (auch solche der „harten Au“ mit z. B. Eschen oder Eichen) ineinander verzahnt wären. Der Auwald in aktiv wirtschaftenden Forstbetrieben bietet, im Gegensatz etwa zu der Situation in Nationalparks, praktisch keine größerflächigen Möglichkeiten zur natürlichen Verjüngung der Weichholzarten (Pappel und Weide). Auwald ist typischerweise Ausschlagwald und die natürliche Sukzession (mit den Pionierbaumarten der weichen Au) startet vor allem dann, wenn durch große Überschwemmungen neue Rohböden (Schotter oder Sand) geschaffen werden. Dies ist im Bereich des angenommenen Fallbeispiels – an der regulierten Donau – nicht der Fall. Kleine Verjüngungsgruppen treten allenfalls am Saum oder am unmittelbaren Flussufer auf (wo sie aber relativ wenig Chancen haben, ein höheres Alter zu erreichen). Das ist in Ansätzen schon auf dem Luftbild (siehe Abbildung 8) zu erkennen – die meisten Bestände sind in Reihen gepflanzt, bis an das Ufer des Flusses, und es bleibt kein Platz für natürliche Sukzessionsvorgänge, allenfalls eben nur an Säumen und Rändern.



Abbildung 8: Angenommene Lage von Pappel-Aufforstungsflächen in einem hypothetischen Auwald an der Donau (Quelle © Land Niederösterreich, NÖ Atlas, bearbeitet B. Heinze).

Im gegenständlichen Fallbeispiel wird davon ausgegangen, dass in der hypothetischen Beispielregion die „geregelte Forstwirtschaft“ aufrecht erhalten bleibt, d. h. dass die Flächen im Wesentlichen durch Aufforstung nach der Holzernte bewirtschaftet werden, mit allenfalls Rand- oder Uferbäumen aus natürlichem Anflug.

Entwicklung bis zum Jungholz

Pappeln werden heutzutage annähernd im Endabstand gepflanzt (z. B. auf 8 x 8 m), da das rasche Wachstum relativ schnell zum Bestandesschluss führt. Dazu muss der Bestand im Anfangsstadium gut gepflegt werden, um die Konkurrenz durch die normalerweise üppige Begleitvegetation zu verringern. In diesem Beispiel wird angenommen, dass der Bestandesschluss etwa nach 5 bis 10 Jahren erreicht ist und die transgenen Pappeln bis zu diesem Zeitpunkt nicht zur Blüte kommen, da dies bei Pappeln erfahrungsgemäß erst in höherem Alter der Fall ist (ECKENWALDER 1996). Auch Wurzelausschläge werden nicht erwartet, da nicht durchforstet wird und etwaige absterbende Bäume nicht in der Lage sein werden, kräftige Wurzeltriebe oder Stockausschlag zu bilden, die sich dann gegen die Konkurrenzvegetation durchsetzen. Es wird davon ausgegangen, dass mindestens bis zu diesem Zeitpunkt die ausgebrachten transgenen Pappeln auf die Aufforstungsflächen beschränkt sind (siehe Abbildung 8), sich nicht ausbreiten und durch Fällen der Bäume sowie Entfernung der Wurzelstöcke bzw. Behandlung der Wurzelstöcke gegen Stockausschlag wieder entfernt werden können (gegebenenfalls mit einem begleitenden Monitoring in den Folgejahren).

Beginnendes Blühstadium; Durchforstungen

Zur potenziellen Ausbreitung von Genen der transgenen Pappeln käme es erstmals im beginnenden Blühstadium. Pappeln können im Freiland, je nach Art, Sorte und Standortbedingungen, etwa nach 10 Jahren erstmals blühen (LEFÈVRE et al. 2001, OECD 2000). Im Bestand (wie im Fallbeispiel angenommen), wird das erste Blühen erst erheblich später einsetzen, weil in die (kleineren) Kronen zu wenig Licht für eine intensive Blütenbildung gelangt. In dieser Fallstudie wird für diese Verhältnisse im Bestand ein relativ früher Blühbeginn ab etwa 15 Jahren angenommen (LEFÈVRE et al. 2001, OECD 2000). In diesem Alter wird von geringen Mengen an Blüten ausgegangen, mit größeren Mengen erst ab einem Alter von etwa 20 Jahren und mehr (BARSOU 2001).

Da der angenommene Pappelbestand im Endabstand gepflanzt wurde, wären bei etwaigen Durchforstungen nur andere Baumarten (aus Anflug, Aufschlag oder Stockausschlag) zu entfernen. Allenfalls könnten abgegangene oder schlecht wachsende Pappeln ebenfalls entfernt werden. Zu einer nennenswerten Auflichtung, die das Blühen begünstigen könnte, würde es unter diesen Annahmen kaum kommen. Aufgrund langjähriger Beobachtungen wird davon ausgegangen, dass es höchstens an einem offenen Bestandesrand zur Entwicklung von Blüten in relevantem Umfang kommt (siehe Abbildung 9).

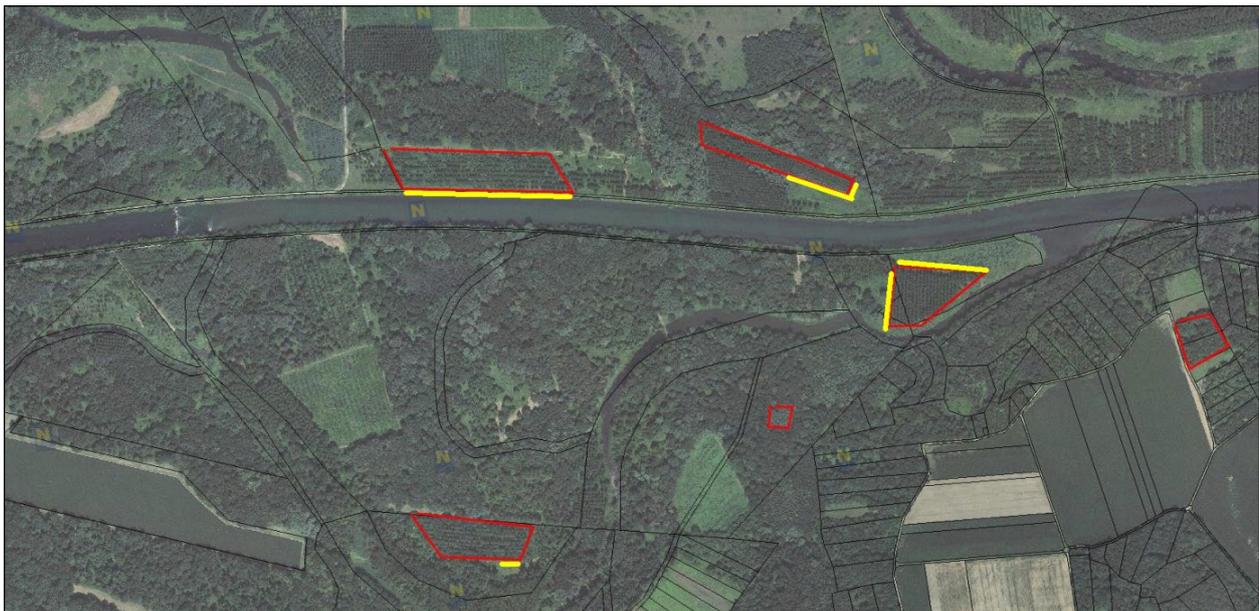


Abbildung 9: Bestandesränder (gelb) der Pappelpflanzungen mit stärkerer Blütenbildung im hypothetischen Fallbeispiel (Quelle © Land Niederösterreich, NÖ Atlas, bearbeitet B. Heinze).

Da im Fallbeispiel von einer angestrebten Umtriebszeit von 25 bis 30 Jahren ausgegangen wird, wäre die Zeitspanne an Jahren, in denen dieser Bestand blühen würde, begrenzt und es wäre mit höchstens 10 bis 15 Blüh-Jahren zu rechnen.

Pollen- und Samenverbreitung

Da Pappeln zweihäusig sind, werden in Bezug auf die Pollen- und Samenverbreitung zwei verschiedene Teil-Szenarien durchgedacht.

Für den Fall einer männlichen Pappelsorte ist die Pollenausbreitung relevant. Wie erwähnt, würde der Bestand vor allem an offenen Rändern Pollen bilden. Dieser Pollen würde – da es sich um einen Bestand aus einer einzigen Sorte, also einem Klon, handelt – innerhalb eines relativ kurzen Zeitraums (je nach Witterung einige wenige Tage lang) freigesetzt (OECD 2000). In einer bisher unpublizierten Studie wurde der Blühverlauf männlicher und weiblicher Schwarz- und Hybridpappeln in der Wiener Lobau 1997 fotografisch festgehalten (HEINZE & LICKL 2002). Die Auswertung der Aufnahmen bestätigt den Blühverlauf männlicher Pflanzen und die Pollenausschüttung an wenigen aufeinander folgenden Tagen.

Um die Auswirkungen dieser Pollenfreisetzung zu beurteilen, muss man den relativen Anteil des produzierten transgenen Pollens am gesamten Pappelpollen berücksichtigen. Unter der Annahme dieses Fallbeispiels (500 ha Pappelpflanzungen, jährliche Aufforstungsfläche von durchschnittlich 20 ha, davon 20 % (4 ha) transgene Pappel) sowie unter der Annahme, dass noch vier weitere Sorten, davon zwei männliche und zwei weibliche, im selben Jahr gepflanzt worden wären, würde der Anteil des transgenen Pollens in diesem Teil des Betriebes lokal etwa 30 % betragen. Durch zeitliche und räumliche Unschärfen (Blüten in den umliegenden Beständen, Verzögerungen im Blühbeginn, sortenspezifische Wechselwirkungen mit der vorherrschenden Witterung etc.) würde sich dieser Anteil noch etwas verringern. Aufgrund des zu berücksichtigenden Eintrags von außen bzw. Fernverfrachtung des bestandeseigenen Pollens wird im Endeffekt von einem 20–25%igen Anteil an transgenen Pappelpollen ausgegangen.

Zur Strecke eines möglichen Pollentransportes bei Pappel gibt es keine guten Daten (OECD 2000). Aus Beobachtungen an Pollenfallen im Gebirge (LITSCHAUER et al. 2014) kann man schließen, dass die aus Tieflagen stammenden Pappelpollen (in diesem Fall wohl Zitterpappel, *Populus tremula*, die relativ leichte Pollenkörner hat) schon wenige hundert (Höhen-)Meter über dem Bestand kaum noch in nennenswerten Mengen anzutreffen sind. Dies stimmt auch mit Beobachtungen an vollkommen isoliert stehenden weiblichen Pappelbäumen überein, die demnach keinen Eintrag von Pollen aus der Ferne erhalten (ECKENWALDER 1996, S. 30: „*A female aspen tree in my own yard is separated by a few kilometers from the nearest male clone but it appears to remain unpollinated and sets no viable seeds, a situation common in wind pollination [...]*“).

Der Einflussbereich des transgenen Pollen in dieser hypothetischen Fallstudie würde sich also nach diesen Annahmen auf wenige hundert Meter – mit abnehmender Intensität bei größerer Entfernung – und nur auf die in der unmittelbaren Nachbarschaft stehenden weiblichen, zur gleichen Zeit blühenden Pappeln beschränken (siehe Abbildung 10). Dabei ist aus der Abbildung ersichtlich, dass offene Bestandessränder mit gegenüberliegenden, ebenfalls offenen (und in etwa gleichaltrigen, weiblichen) Pappelpflanzungen das größte Potenzial zur Bestäubung mit dem transgenen Pollen haben.

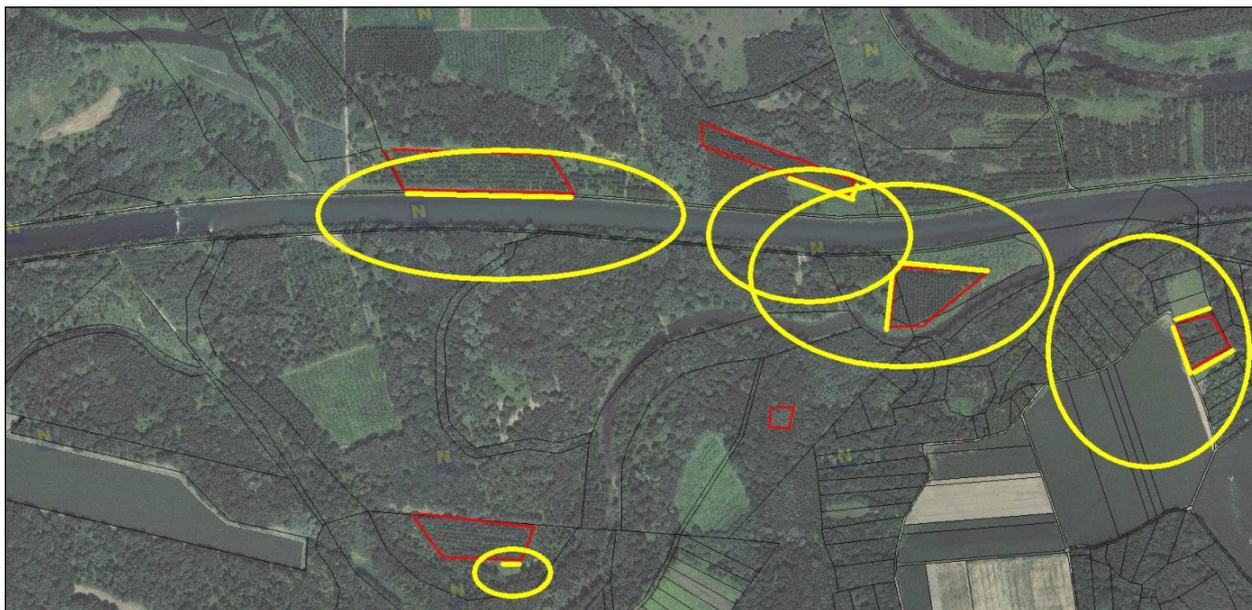


Abbildung 10: Hypothetischer Bereich des Einflusses transgenen Pollens aus Bestandesrändern auf nahe stehende blühende weibliche Pappeln (Quelle © Land Niederösterreich, NÖ Atlas, bearbeitet B. Heinze).

Der Pollen verschiedener Pappelarten und -sorten verhält sich bei der Bestäubung und Befruchtung durchaus unterschiedlich; bahnbrechende Arbeiten auf diesem Gebiet stammen von Vanden Broeck aus Belgien (VANDEN BROECK et al. 2003a, b, 2004, 2005, 2006, 2012, SMULDERS et al. 2008a). Demnach hätte der Pollen der transgenen Hybridpappel im Fallbeispiel auf den weiblichen Blüten einheimischer Schwarzpappeln einen erheblichen Konkurrenznachteil, da Hybridpappel-Pollen auf Schwarzpappel-Samenanlagen konkurrenzschwächer ist als reiner Schwarzpappel-Pollen. Es würde nur dann zur erfolgreichen Befruchtung kommen, wenn praktisch kein kompatibler Schwarzpappel-Pollen vorhanden wäre. Davon kann in dieser Fallstudie in der österreichischen Aulandschaft nicht ausgegangen werden; selbst in relativ intensiv bewirtschafteten Betrieben finden sich an Bestandesrändern und auf Ruderalflächen immer wieder einzelne Schwarzpappeln (z. B. die „Säulenpappeln“, die einen männlichen Schwarzpappelklon darstellen, *P. nigra* ‚Italica‘; HEINZE 1998).

Im Szenario dieser Fallstudie wird weiter davon ausgegangen, dass der transgene Pollen nur weibliche Hybridpappeln bestäuben würde. In einer Reihe von Untersuchungen in Österreich und anderen Ländern in Mitteleuropa (HEINZE 1998, 2008 und unveröffentlichte Daten) konnte festgestellt werden, dass der Anteil an Hybridpappel-Genen in der Naturverjüngung von einheimischen Schwarzpappeln fallweise bis zu etwa 5 % betragen kann. Wenn von diesen 5 % die Hälfte auf männliche Hybridpappeln zurückginge und von diesen 30 % auf transgenen Pollen entfallen würden, wären etwa 0,8 % der Verjüngungspflanzen mit Transgenen ausgestattet. Dies würde allerdings nur unter der Annahme zutreffen, dass die transgene Sorte homozygot für das Transgen wäre, also zwei Kopien davon auf den Chromosomen eines Chromosomenpaares tragen würde – eine unrealistische Annahme; deshalb läge dieser hypothetische Anteil wohl eher unter 0,5 %. Auch die Annahme, dass männliche und weibliche Hybridpappeln zu gleichen Teilen zu den Hybridpappel-Genen in der Naturverjüngung beitragen, ist anzuzweifeln. Die meisten der in den zitierten Studien gefundenen Pappel-Jungpflanzen mit Hybridpappel-Genen trugen auch die

Chloroplasten weiblicher Hybridpappeln, die sich nur mütterlicherseits vererben (HEINZE 1998, 2008 und unveröffentlichte Daten). Es käme also unter diesen Annahmen zu einer jungen Pappelpflanze unter 200, die Transgene tragen könnte. In einer geregelten Auwaldwirtschaft, wie in dieser Fallstudie, ist nicht davon auszugehen, dass so große Mengen an Bäumen aus Naturverjüngung in die bewirtschafteten Bestände eingehen. Im Endeffekt wäre also die Etablierung eines transgenen Baumes aus Pollenflug ein sehr seltenes Ereignis. In anderen Ländern – bei anderen naturräumlichen und forstwirtschaftlichen Gegebenheiten – kann der Anteil von Hybridpappel-Genen in Sämlingspopulationen höher sein (z. B. SMULDERS et al. 2008a: Unterrhein: 50 %); allerdings ist im dortigen Beispiel aufgrund noch intensiverer Bewirtschaftung nicht mit dem Überleben solcher Sämlinge zu rechnen.

Für den Fall einer weiblichen transgenen Sorte sind die Überlegungen über weite Strecken ähnlich. Es wäre wieder davon auszugehen, dass die Sorte ein zeitlich eingeschränktes „Fenster“ der Empfänglichkeit der Blüten hätte, wodurch nicht ein zufälliges Gemisch aus gleichen Anteilen aller blühenden männlichen Pappeln zur Befruchtung zum Tragen käme, sondern hauptsächlich der Pollen zeitlich kompatibel blühender Sorten bzw. Bäume. Dabei kann es wieder zu Ungleichgewichten in der „Pollenpräferenz“ weiblicher Pappelblüten kommen (TABBENER & COTTRELL 2003, VANDEN BROECK et al. 2003a, b, 2004, 2005, 2006, 2012, SMULDERS et al. 2008a). Die genetische Vielfalt solcher hypothetischer Sämlinge weiblicher transgener Pappeln wäre also etwas eingeschränkt, als dass einzelne Väter(-sorten) überproportional zur Nachkommenschaft beitragen könnten und die Sämlinge deshalb einen hohen Anteil an genetischen Vollgeschwistern aufweisen würden.

Orte, an denen sich solche hypothetischen Pappelsämlinge ansamen könnten, sind im gegenständlichen Beispiel, aber auch in Österreich generell (HEINZE 1998), sehr selten (oft werden nur sekundäre Standorte, etwa durch Baumaßnahmen gestörte Flächen, erfolgreich besiedelt, wobei die erfolgreiche Etablierung jedoch ungewiss ist (HEINZE 1998)). Im gegenständlichen Fallbeispiel wird angenommen, dass der Bereich des unmittelbaren Flussufers einzelnen Sämlingen (oder Sämlingskohorten) Raum geben könnte (siehe Abbildung 11). Diese Flächen wären in diesem Beispiel räumlich einigermaßen überschaubar und könnten daher auch gezielt im Zuge eines begleitenden Monitorings auf solche Keimlinge hin kontrolliert werden.

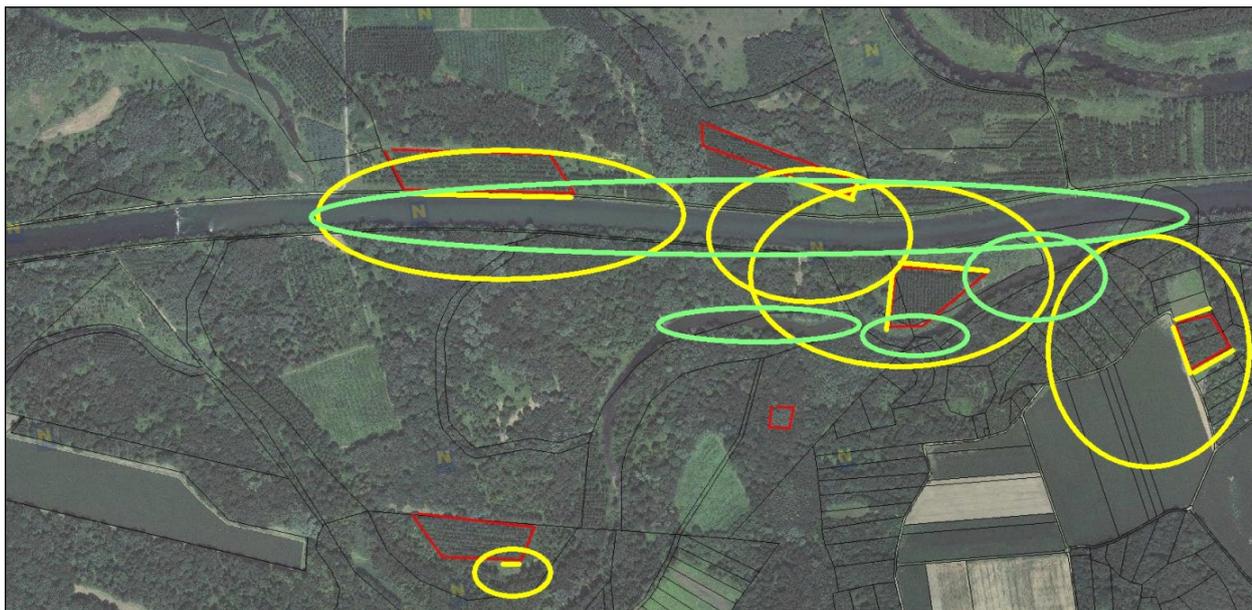


Abbildung 11: Hypothetische Keimungsflächen für transgene Pappel-Sämlinge (grün) (Quelle © Land Niederösterreich, NÖ Atlas, bearbeitet B. Heinze).

In weiterer Folge hätten diese Sämlinge gegen die Konkurrenz anderer Kreuzungsprodukte, die lokal vorkommen, zu bestehen. Als Vergleichswerte für Österreich und umliegende Länder können wieder die erwähnten Studien (HEINZE 1998, 2008 und unpublizierte Daten) herangezogen werden, in denen der geringe Anteil von Nachkommen von Hybridpappeln (in Schwarzpappel-Naturverjüngungen) hauptsächlich von weiblichen Hybridpappeln stammte. Man müsste also wieder den Anteil der Sämlinge der transgenen Sorte zu jenen der nicht transgenen Sorte in Relation stellen und käme auf ähnliche Werte wie im Fall der männlichen transgenen Sorte – Anteile von unter 0,5 %. Dieser Anteil würde sich auf die Sämlinge eines Jahrganges bzw. auf eine „Kohorte“ (LEFÈVRE et al. 2001) ähnlichen Alters beziehen. Es ist oft zu beobachten, dass Pappelsämlinge in solchen relativ gleichaltrigen Kohorten aufwachsen, da die gegenseitige Konkurrenz und das Lichtbedürfnis der Sämlinge das nachträgliche Aufkommen jüngerer Individuen unter dem Schatten älterer Bäume unmöglich macht.

In diesem Stadium würde nun sehr starke Selektion zwischen den Pappelsämlingen einsetzen, die um Platz, Licht, Wasser und Nährstoffe im Wurzelraum konkurrieren würden. Schon in den vorher zitierten Studien (HEINZE 1998, 2008) wurde der Verdacht geäußert, dass sich Kreuzungsprodukte späterer Generationen schlecht gegen „reine“ Schwarzpappeln durchsetzen können. Das wurde in den angegebenen Arbeiten unter anderem auf den beobachteten, meist späteren Blühtermin von Hybridpappeln gegenüber Schwarzpappeln zurückgeführt. Es dürfte aber auch eine intrinsische, genetische Komponente dazukommen, die Sämlingen, die keine vollständigen und sich ergänzenden Sätze an sogenannten „ko-adaptierten Genkomplexen“ haben (Netzwerken von Genen, die gut aufeinander abgestimmt sind, und von denen F1-Hybriden je einen vollständigen Satz von beiden Elternarten enthalten), eine geringere Überlebenschance gibt (LINDTKE et al. 2012).

In forstlichen Betrieben würden also auch in diesem Fall bestenfalls einzelne transgene Individuen aus natürlicher Verjüngung so lange überleben, dass sie selbst wieder Nachkommen bilden könnten. Um den Anteil der Transgene in weiteren Generationen abzuschätzen, kann in erster Näherung (und konservativ geschätzt, d. h. den „schlimmeren“ Fall annehmend) vom Erhalt des Hardy-Weinberg-Gleichgewichtes (HARDY 1908, WEINBERG 1908) ausgegangen werden (HEINZE & LICKL 2002). Dieses Gleichgewicht besagt, dass unter zufälligen Paarungsverhältnissen, bei denen jedes Individuum die gleichen Chancen zur Fortpflanzung hat, in jeder Generation die Häufigkeit von Allelen gleich bleibt. In dem Szenario dieser Fallstudie wurde angenommen, dass jährlich eine etwa gleichbleibende Fläche neu mit der transgenen Sorte bepflanzt würde (über einen Zeitraum von zehn Jahren). Die Sättigung einer Region mit solchen transgenen Pflanzen würde allerdings die kontinuierliche „Nachlieferung“ blühfähiger Pflanzen verlangen, da ja die Altbäume in den forstlichen Beständen beim Erreichen der Hiebsreife geschlägert würden und nur vereinzelte, unbeachtete Bäume aus Zufallssämlingen ein höheres Alter erreichen würden bzw. einen „Pool“ von transgenen Allelen erhalten könnten.

Räumliche Verbreitung der Pollen und Samen über die unmittelbare Umgebung hinaus

Auch für diese Frage kann auf die Arbeit von LEFÈVRE et al. (2001) verwiesen werden, die grundsätzliche Plausibilitäts-Überlegungen anstellen. Die Verfrachtung von Pollen und Samen in effektiven (anhand ihrer Auswirkungen messbaren) Mengen über große Distanzen kann als gering angenommen werden. Pollen wird durch Wind relativ leicht vertragen, allerdings mit steigender Entfernung vom Ursprungsort ausgedünnt (siehe oben). Nennenswerte Auswirkungen (d. h. ein messbarer Einfluss auf die Sämlingsgeneration) der im gegenständlichen Fall angebauten Menge an transgenen Pappeln werden wohl nur bei Erhalt einer zusammenhängenden „Pollenwolke“ angenommen werden können. Eine solche Wolke aus einem hier angenommenen Bestand von höchstens 2 Hektar, der aber nur an offenen Rändern nennenswerte Pollenmengen bildet, wäre wohl spätestens nach wenigen Kilometern (am Rand des Forstbetriebes) „zerfallen“ und kaum mehr effektiv. Noch geringer ist die effektive Verbreitung von Samen, der „Pappelwolle“, (durch den Wind, aber auch auf dem Wasser schwimmend) anzunehmen, da von geringerer Dichte (weniger Samen pro Kubikmeter Luft) ausgegangen werden muss. In einem zusammenhängenden Auwald ohne Freiflächen wäre die Ausbreitung der Samen also stark eingeschränkt; offene Wasserflächen könnten hier als Korridor dienen. Es kann oft beobachtet werden, dass Pappelsämlinge am Gewässerrand keimen. Oft fallen diese Sämlinge allerdings entweder einer zu raschen Austrocknung oder einer Überflutung zum Opfer. Sämlinge am Rand von Wegen (Forststraßen oder Radwegen) werden normalerweise nach wenigen Jahren entfernt, da die Wege offengehalten werden müssen.

Über viele Generationen (also über viele hundert Jahre) stellt sich dabei wohl ein Gleichgewicht ein, in dem benachbarte Bestände durch den gelegentlichen Austausch von Pollen oder Sämlingen über Entfernungen von bis zu wenigen hundert Kilometern genetisch verbunden bleiben (LEFÈVRE et al. 2001). Ähnliche Werte wurden auch von SMULDERS et al. (2008b) für europäische Schwarzpappeln in genetischen Analysen gefunden; allerdings sind ihre Befunde wohl eher so zu interpretieren, dass die in der Arbeit aufgezeigten großräumigen Ver-

bindungen zwischen den Populationen verschiedener Flusseinzugsgebiete in Europa (Rhein, Donau, Theiß, Prut etc.) wohl auf gemeinsame Refugialgebiete der Ausgangspopulationen zur Zeit der großen Vergletscherungen in Europa zurückzuführen sind (und nicht auf zeitgenössischen, fortlaufenden Genaustausch).

Man muss also unterscheiden zwischen „kurzfristiger“ Verbreitung von einem konkreten Bestand ausgehend (innerhalb weniger Baumgenerationen, d. h. konkret 100 Jahre und länger), die maximal wenige Kilometer in überhaupt nennenswertem Ausmaß stattfinden wird (siehe Abbildung 12) und langfristigen, evolutionärem Genaustausch von Populationen in der früher vom Menschen wenig beeinflussten Naturlandschaft, dessen Auswirkungen heute anhand genetischer Vergleiche von Populationen abschätzbar sind und der sich auf wenige hundert Kilometer erstrecken mag. In der heute gegebenen Kulturlandschaft in Europa ist an einen solchen freien und unbeeinflussten Genaustausch von großen Auwaldbäumen zumindest bei der Pappel nicht mehr zu denken (Aulandschaften gehören zu den am stärksten vom Menschen beeinflussten Naturlandschaften; LAZOWSKI 1997).

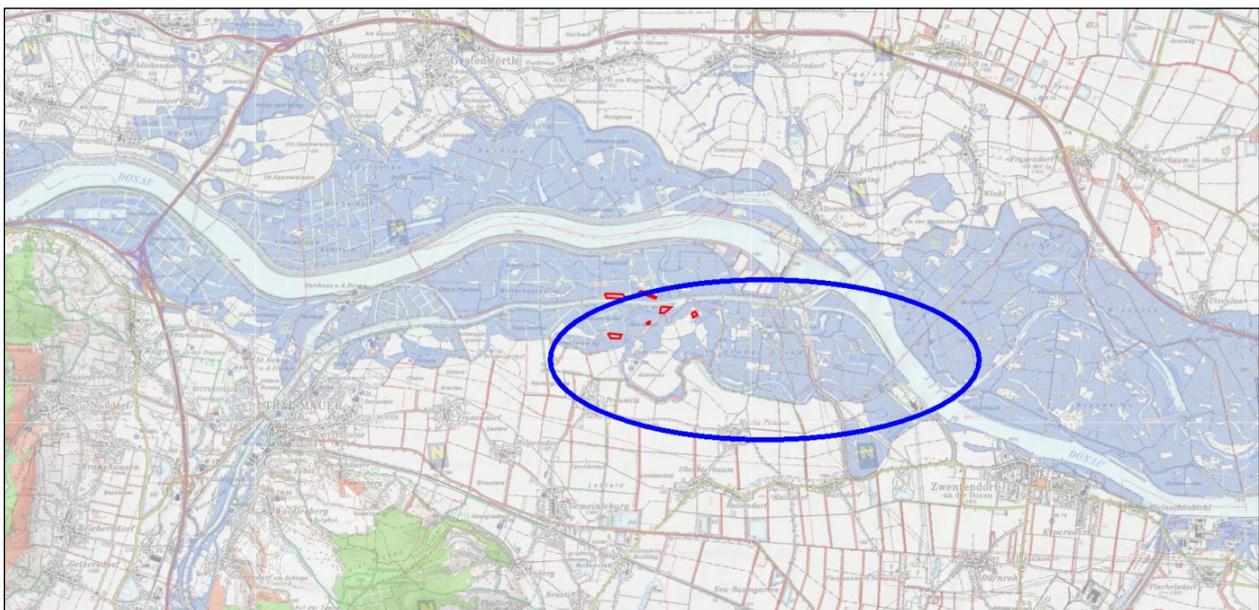


Abbildung 12: Hypothetischer Bereich, in dem die Transgene innerhalb einiger Baumgenerationen (100 Jahre und länger) als Einzelexemplare Fuß fassen könnten. Die blaue Farbe weist hier auf die durchgehende Wohlfahrtswirkung des Waldes in dieser Gegend entlang der Donau hin (Quelle © Land Niederösterreich, NÖ Atlas, bearbeitet B. Heinze).

Rekultivierung; möglicher Wurzelaustrieb

Zum Zeitpunkt der Bestandsernte (also nach etwa 25–30 Jahren) wäre davon auszugehen, dass die Bäume vollständig entfernt würden. In manchen Auwaldbetrieben wurden bis in die 1980er-Jahre auch Wurzelstöcke entfernt (durch Schubraupen beiseitegeschoben). Meistens wird heute aber aus Kostengründen darauf verzichtet, was dazu führen kann, dass sich Stockausschläge bilden. Die Tendenz dazu ist bei 25- bis 30-jährigen Pappeln generell als gering anzu-

sehen; deshalb wird mittlerweile von der Entfernung der Wurzelstöcke nach der Holzernte abgegangen. Allenfalls kann es einzelne Klone geben, die eher dazu neigen als andere. Aber selbst unter der Annahme, dass die transgene Pappelsorte in diesem Alter noch Stockausschlag bildet, wäre im Rahmen einer ordnungsgemäßen Forstwirtschaft (wozu Forstbetriebe gesetzlich verpflichtet sind und die von Forstaufsichtsorganen überwacht wird) bei der nachfolgenden Aufforstung des Schlags die Möglichkeit solcher Stockausschläge, in die nächste Baumgeneration einzuwachsen, als sehr gering einzuschätzen und nur bei völliger Vernachlässigung als gegeben anzusehen. Ein begleitendes Monitoring, mit entsprechenden Management-Maßnahmen für den Fall, dass transgene Stockausschläge ein Problem darstellen, ist also angebracht.

4.3.1.2 Szenario 2: Kurzumtriebsfläche

Pflanzungen von Pappeln und Weiden zur Erzeugung von Hackschnitzeln, die einer CO₂-neutralen thermischen Verwertung zugeführt werden (also verbrannt werden, um Kraft-Wärme-Koppelungsanlagen oder Heizwerke zu feuern), gedeihen auch bei guter Wasserversorgung im Boden besser – wie sie in der Nähe von Auwäldern gegeben ist. Die Unterschiede solcher Flächen zu den bisher behandelten forstwirtschaftlichen Nutzflächen wären die weit dichtere Pflanzung, die Pflanzung mit Steckhölzern anstelle von bewurzelten Pflanzen (wobei auch im Auwald manchmal Setzruten – sehr lange, etwa zweijährige Aufwüchse aus zurückgeschnittenen Wurzelstöcken aus der Baumschule – zum Einsatz kommen können), vor allem aber die Ernte im zwei- bis fünfjährigen Rhythmus mit Maschineneinsatz (Mähhäcksler). Aufgrund der sehr kurzen Umtriebe kann bei den typischen Kulturpappeln in Österreich angenommen werden, dass diese unter diesen Umständen nicht zur Blüte kommen. Diese Aussage deckt sich auch mit Beobachtungen derzeitiger Kurzumtriebsflächen, etwa in einem jüngst abgeschlossenen Projekt des BFW (HEINZE et al. 2014). Deshalb wird die generative Vermehrung (über Samen) in diesem Fall praktisch kaum Bedeutung erlangen, sollte aber durch ein begleitendes Monitoring kontrolliert werden.

Von größerer Relevanz ist in diesem Beispiel die vegetative Vermehrung (aus Wurzelausschlägen), da diese Kulturform darauf basiert, dass das Stockausschlagvermögen ausgenutzt wird. Dieses Stockausschlagvermögen lässt nach etwa 20 Jahren Nutzung so weit nach, dass die Anlage erneuert oder gerodet werden muss (RASCHKA 1997). Normalerweise wird eine solche Fläche (auf landwirtschaftlich genutzten Böden) mit einer Fräse rekultiviert, die durch das Zerhacken aller im Boden verbliebener Pflanzenteile weitere Aufwüchse unmöglich macht (zur Vorbereitung von Folgekulturen könnte vorsorglich auch eine chemische Regulierung aufkommender Pflanzen eingesetzt werden). Es wäre wieder nur bei Vernachlässigung einer solchen Fläche denkbar, dass einzelne Bäume aufkommen würden und ein höheres Alter (und damit die Blühfähigkeit) erreichen könnten. In Österreich sind solche Szenarien, dass landwirtschaftliche Nutzflächen mit entsprechend großem Ertragswert „verwalden“ (und bei vorhandenem Waldbewuchs durch die Behörde zu Wald erklärt werden müssten), wohl extrem selten (etwas häufiger sind solche Fälle auf Grenzertragsböden, die aber für die Nutzung als Kurzumtriebsflächen wenig geeignet sind; RASCHKA 1997). Einzelne in so einer „verwilderten“ Kurzumtriebsfläche stehengebliebene oder aus Wurzelausschlag entstandene (transgene) Bäume hätten dann aber in erreichbarer Nähe kaum Bestäubungspartner (siehe oben); ihre genetische „Ausstrahlungskraft“ wäre also wieder sehr gering, da sich auch et-

waige transgene Sämlinge in einem solchen Umfeld kaum etablieren könnten. Wieder könnte ein begleitendes Monitoring feststellen, wie weit diese Annahmen zuträfen und ob Maßnahmen zur Entfernung solcher Bäume notwendig wären.

4.3.1.3 Wirkungen auf die Waldfunktionen des Waldentwicklungsplans

Die Fallstudie bringt also als Ergebnis, dass unter den gegebenen Annahmen (kleinräumiger, geringflächiger Anbau) eine „Massenvermehrung“ von transgenen Pappeln nicht wahrscheinlich ist. Daraus resultiert, dass gravierende Auswirkungen auf die Waldfunktionen wenig wahrscheinlich sind.

In der hypothetisch angenommenen Gegend zeigt der Waldentwicklungsplan durchgehend die blaue Farbe (siehe Abbildung 12), somit ist die Wohlfahrtsfunktion bestimmend. Damit ist die Funktion als lokale „grüne Lunge“, aber auch die nicht zu unterschätzende Wasserreinigungswirkung des Auwaldes subsummiert. Daneben spielt auch noch die erhöhte Biodiversität im Auwald eine Rolle.

Da die Auswirkungen des Anbaus, wie dargelegt, als überschaubar angenommen werden, sind auch hinsichtlich dieser Wirkungen konkret keine Beeinträchtigungen zu erwarten. Es ist nicht anzunehmen, dass es in Summe durch transgene Pappeln zu einer Änderung der Luft- oder Wasserreinigungswirkung kommt – weder durch einzelne Exemplare, die unter den Annahmen der Fallstudie entstünden, noch dann, wenn es zur vermehrten Ansammlung von transgenen Bäumen käme. Auch die transgenen Pappeln hätten keine anderen Wirkungen im Wald, d. h. es ist anzunehmen, dass sie die Wirkungen in gleicher Weise unterstützen würden.

Die Holznutzungswirkung würde nicht beeinträchtigt, sondern durch den gezielten Anbau einer transgenen Sorte mit speziellen Eigenschaften ja absichtlich gefördert. Auch die einzelnen transgenen Bäume, die sich als Nachkommen der ersten Aufforstungsgeneration im Auwald im obigen Szenario finden würden, könnten die Nutzfunktion nicht beeinträchtigen.

Eine Schutzfunktion könnte für die Auwälder entlang der Donau dann angenommen werden, wenn es sich um Überflutungsbereiche handelt, diese also innerhalb der Schutzdämme und damit in der „weichen Au“ liegen. Überfluteter Auwald kann die Auswirkungen von Überschwemmungen mildern, indem er das Wasser länger zurückhält und damit Flutwellen mildert. Im angenommenen Fallbeispiel ist kaum denkbar, dass der relativ geringe Anteil an transgenen Pappelpflanzungen eine solche Wirkung verändern könnte. Auch der Schutz vor Bodenerosion wäre kaum einer Änderung unterworfen.

Viele Erholungssuchende wandern gerne in Auwäldern; FischerInnen, JägerInnen, SportlerInnen und schließlich NaturliebhaberInnen erfreuen sich an der vielfältigen Landschaft. Für diese Personengruppen wird es aller Voraussicht nach keinen Unterschied machen, ob sie unter transgenen oder herkömmlichen Pappeln ihren Hobbies nachgehen.

Da die angenommene Pappelsorte geringere Ligningehalte aufweist, wäre allenfalls zu untersuchen, ob sich dadurch eine nennenswerte Auswirkung auf ökologische Zusammenhänge konkret vor Ort ergeben könnte. Diese Frage ist wohl wieder größtenteils zu verneinen – aus folgenden Gründen:

- Der Anbau kann nur allmählich erfolgen (im Rahmen der Rotationszeit), deshalb ist im gegenständlichen Fallbeispiel nie eine große Fläche direkt vom Anbau betroffen.
- Auch beim Anbau konventioneller Sorten können diese unterschiedliche (biochemische) Eigenschaften ausweisen; die Erfahrung zeigt, dass ökologische Auswirkungen des Anbaus verschiedener Pappelsorten derzeit kaum nachgewiesen werden können.
- Die Ausbreitung der Sorte durch Pollen und Samen ist begrenzt – aus den oben dargelegten Gründen, aber auch, weil der reduzierte Ligningehalt der in diesem Fallbeispiel behandelten transgenen Pappel kaum Selektionsvorteile für die Sämlinge bieten würde.
- Das Holz wird geerntet, steht also nicht für natürliche Kreisläufe zur Verfügung. Beim intensiven Anbau wird auch geastet, d. h. die Äste im unteren Stammbereich werden schon bei geringem Durchmesser entfernt. Dadurch fällt kaum nennenswerte „transgene Biomasse“ für Destruenten an.

Vögel könnten in transgenen Pappelbäumen ebenso Nester bauen wie in konventionellen, Insekten im Holz bohren und Mäuse und anderes Kleingetier Unterschlupf zwischen den Wurzelausläufern finden – vorausgesetzt, die Bäume stünden so lange im Wald. Da es sich aber um relativ wertvolle Bäume handelt, wurde im Fallbeispiel von einer zeitgerechten Ernte ausgegangen. Als typische Charakterbilder reifer Auwälder würden wohl weiterhin nicht-transgene Bäume fallweise stehengelassen werden, um das Landschaftsbild ansprechend zu gestalten.

Die nach der Ernte im Boden zurückbleibende Wurzelmasse enthielte weniger Lignin und dadurch einen relativ höheren Zellulose-Gehalt. Es könnte sich also das Verhältnis von Lignin- zu Zellulose-zersetzenden Mikroorganismen etwas verschieben. Man könnte also von mehr Braunfäule- als Weißfäulepilzen ausgehen. Andererseits ist Lignin die stabilere Komponente von Holz; wahrscheinlich würde diese Wurzelmasse, weil sie weniger Lignin enthielte, schneller abgebaut als die konventioneller, vergleichbarer Pappelsorten. Der Stoffumsatz im Auwald ist aber generell sehr hoch und ob diese angenommenen Unterschiede tatsächlich großräumige Auswirkungen auf die Ökologie der Gebiete (nicht nur der konkreten Anbauflächen) hätten, ist derzeit nicht bekannt.

4.3.1.4 Zusammenfassung

In dem dargestellten Beispiel eines lokal begrenzten, kleinräumigen Anbaus transgener, Lignin-modifizierter Pappeln an der Donau, ist also davon auszugehen, dass es zur gelegentlichen Ansammlung von einzelnen Jungpflanzen, die Gene der angebauten transgenen Sorten tragen kommen kann – unter der Berücksichtigung der im Fallbeispiel getroffenen Annahmen. Das weitere Schicksal einzelner Zufallssämlinge ist aber meist ihre Entfernung (Fällung), um dem gewünschten Baumbestand Platz zu machen. Auch die hiebreifen Altbäume werden in einer „geregelten Forstwirtschaft“ entfernt und die Fläche wird rekultiviert, also neu bepflanzt. Außerdem werden in einem Auwald allenfalls aufkommende Stockausschläge wenig bis keine Möglichkeit zum Überleben vorfinden.

Auch im Falle der oben erwähnten Kurzumtriebsflächen, die weit vor der Erreichung der Blühfähigkeit abgeerntet werden, sollte die Ausbreitung von Pollen und Samen praktisch keine Rolle spielen. Großflächiger Stockausschlag sollte nach Nutzungsende durch entsprechendes Management verhindert werden. Falls es zu großflächigem Stockausschlag kommen würde, müsste die Forstbehörde handeln.

Die in dieser Fallstudie getätigten Annahmen beziehen sich auf den lokalen, kleinräumigen Anbau. Bei großflächigerem Anbau transgener Pappeln durch viele WaldbesitzerInnen bzw. bei Anbau transgener Pappeln mit anderen Eigenschaften wären entsprechende spezifische Überlegungen u. a. zu kumulativen oder langfristigen Effekten notwendig. Es ist aber zu beachten, dass Wald im Gegensatz zu einjährigen landwirtschaftlichen Kulturen nur allmählich umgewandelt werden kann (indem reife Bestände geerntet und neu aufgeforstet werden). Dadurch ergibt sich eine zeitliche Verzögerung und selbst eine „Vollbestockung“ aller pappelfähigen Flächen mit transgenem Material wäre erst nach einer vollen Umtriebszeit (im schnellsten Fall also nach 25 Jahren) erreicht. In diesem Zeitraum sollten durch ein begleitendes, gezieltes Monitoring-System mögliche unerwartete, kumulative und langfristige Effekte beobachtet werden und gegebenenfalls entsprechende Maßnahmen gesetzt werden. Ein solches Monitoring könne z. B. die Analyse von Pappel-DNA zur Erkennung von Kreuzungsprodukten, Sorten und genetischer Vielfalt beinhalten.

Ein derartiges begleitendes Monitoring sollte auch verhindern, dass Pflanzungen mit transgenen Bäumen nicht mehr gepflegt werden, z. B. wenn sich das Interesse eines Betriebs von der Holznutzung hin zur Jagd verschiebt.

Des Weiteren ist zu beachten, dass die getätigten Annahmen unter den gegenwärtigen naturräumlichen und forstwirtschaftlichen Gegebenheiten getätigt wurden. Würden sich z. B. die Ziele der Auwaldbewirtschaftung ändern oder im Rahmen von Renaturierungsprojekten wieder Anlandungsflächen entstehen (z. B. wie im Nationalpark Donauauen oder jüngst auch am Unterlauf der Traisen (<http://www.life-traisen.at/de/projekt-life-traisen>)) wären mögliche Effekte speziell zu bewerten.

4.3.2 Fallstudie 2: Hypothetischer Anbau transgener Fichten im Fichtenoptimum des Salzkammergutes

In diesem Fallbeispiel steht die Fichte (*Picea abies*) der „Brotbaum“ der österreichischen Forstwirtschaft, im Mittelpunkt. Das natürliche Verbreitungsgebiet der Fichte ist der Bergwald (montane Lagen). In diesen Gebieten herrschen in Österreich größere, zusammenhängende Besitzungen vor, z. B. der Österreichischen Bundesforste. Die Bewirtschaftbarkeit gelangt oft durch die Steilheit des Geländes an ihre Grenzen. Meist wird schlagweise geerntet und aufgeforstet (bzw. mit Naturverjüngung gearbeitet). Die Schläge sind oft streifenförmig und das sich ergebende Waldbild an den Hängen prägt die Landschaft in Österreichs Bergen. Landwirtschaftliche Flächen finden sich hier in Form der Almen, die oft von einzelnen Bäumen oder Baumgruppen durchsetzt sind.

Mögliche Auswirkungen eines Anbaus transgener Fichten im Bergwald werden anhand einer lokalen Anbaufläche von geringer Größe diskutiert, wobei angenommen wird, dass diese vor allem von den Ausbreitungstendenzen abhängig sind. Da ein erfolgreicher Gentransfer über Pollen ein mehrstufiges Ereignis ist

(Blüte – Pollenflug – Bestäubung – Befruchtung – Samenreife – Samenverbreitung – Keimung – Wachstum) und auf jeder dieser Stufen Mechanismen wirksam werden können, die den Ablauf stören oder beeinflussen, wird im konkreten Fall vorausgesetzt, dass dieser Prozess reibungslos vonstatten geht und das eingeschleuste Gen über lange Zeit stabil bleibt. Aus diesem Grund werden in dieser Fallstudie auch Hintergrundinformationen zu Pollenflug und Genfluss bei der Fichte gegeben, die für die nachfolgenden Betrachtungen hinsichtlich möglicher Auswirkungen auf Waldökologie und Waldwirkungen von Bedeutung sind.

4.3.2.1 Szenario

Folgende hypothetische Ausgangsposition ist Gegenstand der Betrachtung: An einem Waldort im Salzkammergut wurde ein durch den Borkenkäfer geschwächter und durch die Entnahme der befallenen Bäume stark aufgelichteter Fichtenbestand vom Wind geworfen. Die entstandene Blöße beträgt ungefähr 2 Hektar. Da im umliegenden Revier immer wieder Borkenkäferattacken auftreten, wird eine Aufforstung mit transgenen Bt-Fichten durchgeführt, deren Ursprung aus der Arbeit von BŘIZA et al. (2013) stammen könnte.

Die ersten Berichte über stabile genetische Transformationen an Fichte stammen von WALTER et al. (1999), KLIMASZEWSKA et al. (2001) und CLAPHAM et al. (2000). BŘIZA et al. (2013) versuchten als erste, borkenkäferresistente Fichten zu entwickeln. Da sich das klassische Bioinsektizid *Bacillus thuringiensis* delta-Endotoxin Cry3A als unwirksam zur Bekämpfung von Borkenkäfern erwies, wurde eine modifizierte Form des Cry3A Gens (VLASÁK et al. 2012), welches eine erhöhte Toxizität gegenüber Fichtenborkenkäfer (*Ips* sp.) besitzt, mit *Agrobacterium tumefaciens* als Vektor in embryonales Gewebe übertragen und durch somatische Embryogenese zu Fichtenpflänzchen herangezogen. So konnten 18 transgene Linien entwickelt werden.

In der Fallstudie wird angenommen, dass Klone dieser Linien verwendet werden und 1.000 Stück dreijährige Fichten im 3 Meter-Rechteckverband ausgesetzt und zur Isolation ein 50 Meter breiter Gürtel mit Rotbuchen begründet wurde.

4.3.2.2 Exkurs: Pollenflug und Genfluss bei der Fichte

Blütenbiologie

Fichten (*Picea* spp.) sind monözisch, besitzen also eingeschlechtige weibliche und männliche Blüten auf demselben Individuum. In seltenen Fällen können die Blüten aber auch zweigeschlechtlich vorliegen (SCHMIDT 2004). Die Blühreife (Mannbarkeit) erreicht die Fichte im Freiland in einem Alter von 20 bis 40 Jahren, im Bestand 10 bis 20 Jahre später. Die Bestäubung erfolgt durch den Wind. Je nach Standort und Frühjahrswitterung schwankt die Blütezeit von April bis Juni. Fichten werden weitgehend windbestäubt und blühen und fruktifizieren in periodischen Abständen (SCHMIDT-VOGT 1977–1991). Unter normalen Bedingungen sind in einem Jahrzehnt eine Vollernte, zwei Halbernten und drei Teilernten (10–40 % der Vollernte) zu erwarten (ROHMEDER 1972). Vollmasten sind am häufigsten im Fichtenoptimum, sie nehmen mit zunehmender Höhenlage ab. Bisher konnten keine Gesetzmäßigkeiten gefunden werden, die eine Voraussage einer guten Mast ermöglichen (KOSKI & TALLQVIST 1978).

Die Reife der Zapfen bzw. Samen erfolgt von September bis November, wogegen sich der Samenflug bis zum April des Folgejahres erstrecken kann. Bei Einzelbäumen werden Zapfenerträge bis zu 60 Kilogramm erreicht, in Beständen geringer Wüchsigkeit liegen die Erträge deutlich darunter. Der Samenanteil eines Zapfens beträgt ca. 1–1,8 Gramm. Auf guten Standorten in Mitteleuropa erreicht der gesamte Samenertrag 160–170 Kilogramm/Hektar, das entspricht in etwa 15–23 Millionen Einzelsamen (SCHMIDT-VOGT 1977–1991).

Genetische Vielfalt und Genfluss

Wie auch in Kapitel 4.2.1 schon angeführt, bewirkt die Selektion in evolutionären Zeiträumen zahlreiche umweltbedingte Veränderungen im Genom. Da Bäume aufgrund ihrer langen Generationszeiten auf Veränderungen in der Umwelt nicht so schnell reagieren, ist eine adäquate genetische Diversität eine wesentliche Voraussetzung für das Überleben von Baumarten. Dadurch kann auf schwankende Umweltbedingungen durch Anpassung (Adaption in der Population) reagiert werden (GREGORIUS et al. 1985). Sowohl Populationsgröße und Langlebigkeit als auch der Anteil an Fremdbefruchtung und der intensive genetische Austausch zwischen Populationen (Genfluss) sind wesentliche Einflussfaktoren für eine hohe genetische Vielfalt. Allerdings ist in der Wissenschaft noch immer bis zu einem gewissen Grad umstritten, was hier Ursache und was Wirkung ist, da die hohe genetische Vielfalt auch als eine reine Folge der großen Populationen und langen, sich überlappenden Generationszeiten gesehen werden könnte. Genfluss (die Verbreitung genetischer Informationen durch Pollen und Samen) ist neben Mutation, Selektion und genetischer Drift, eine der evolutionären Kräfte, welche die genetischen Strukturen von Populationen prägen. Diese Faktoren, wie sie in Baumpopulationen zu finden sind, sorgen für eine entsprechende Vielfalt an morphologischen und physiologischen Eigenschaften, die sich als Unterschiede zwischen den einzelnen Individuen manifestieren, und die z. B. im Dickenwachstum und in der Stammform sowie in der Trockenresistenz und in Resistenzen gegenüber Schädlingen und Krankheiten bereits relativ leicht erkennbar sind.

Waldbäume besiedeln sehr heterogene Standorte und gedeihen dort durchaus unterschiedlich. Bodenfeuchte, Bodenfruchtbarkeit, Topografie, Lichtverhältnisse, Konkurrenten, das Auftreten von Krankheiten und Fraßfeinden können innerhalb kurzer Distanzen stark schwanken und haben großen Einfluss auf das Aufkommen von Keimlingen, auf deren Überlebenschancen und auf ein fortschreitendes vitales Wachstum der Bäume und Wälder über lange Zeiträume (COOK & CAMPBELL 1979).

Die Verbreitung der Pollen und Samen erfolgt zumeist durch den Wind und ist von folgenden Faktoren abhängig: Baumhöhe, Kronenform, Bestandesdichte, Fallgeschwindigkeit, Windstärke und Stärke von Turbulenzen sowie Häufigkeit und Richtung von Winden.

Die Pollenkörner der Fichte sind mit 1–3 „Luftsäcken“ ausgestattet, welche der Pollenorientierung dienen. Die weiblichen Zapfen sind in der Lage, nichtartenfremde Pollen auszufiltern und dadurch eine spezifische Bestäubung zu steuern (SCHWENDEMAN et al. 2007). Die Fichte besitzt im Vergleich zu anderen heimischen Baumarten relative große Pollen, welche eine Länge von 110–160 µm und eine Korpusbreite von 65–105 µm erreichen (JIA et al. 2014). Das spezifische Gewicht von Pollen nimmt proportional zu ihrer Größe ab. Daraus

resultiert eine Verringerung der Sinkgeschwindigkeit und damit eine Erhöhung der Flugfähigkeit über lange Distanzen (SCHWENDEMAN et al. 2007). Durch die geringere Körnerdichte können die Luftsäcke als Transportmittel für den Pollenflug dienen (LESLIE 2010). Fichtenpollen haben eine durchschnittliche Sinkgeschwindigkeit von 6 cm s^{-1} , was etwa einem Siebtel der Sinkgeschwindigkeit von Kiefernpollen entspricht (PAN et al. 2013).

SARVAS (1968) untersuchte in Süd-Finnland zehn Bestände mit einer Höhe von 20 bis 28 Metern und einem Alter von 67 bis 166 Jahren über 12 Jahre hindurch im Hinblick auf den männlichen Blütenbesatz und ermittelte Pollenmengen von 28 bis 60 Kilogramm/Hektar. In Beständen sehr guter Bonität konnten sogar Werte bis zu 160 Kilogramm/Hektar erreicht werden.

Entscheidend für den Bestäubungserfolg ist aber nicht nur die Pollenmenge, sondern auch der Zeitraum der Anthese (des Vorgangs der Freisetzung der reifen Pollen). Besonders Pollen der Gymnospermen müssen dann noch die Samenanlagen durchdringen können, was mittels physikalischer Mechanismen ermöglicht wird.

Pollenflug – Fallbeispiele aus der Literatur

ANDERSSON (1955) bestimmte die Pollenfrequenzen entlang mehrerer Transekte in Schweden. An einem Tag bei Windstille betrug die Anzahl der Pollen pro Quadratcentimeter und Stunde ($n \text{ cm}^{-1} \text{ h}^{-1}$) in einem Fichtenbestand 298. Am Waldrand wurden 91 % davon ermittelt, in 2,5 Kilometer Entfernung waren noch 14 % der Pollenmenge des Bestandesinneren vorhanden. An einem Tag mit mäßiger Brise (4 m/s) fand sich die größte Pollenmenge am Waldrand mit 140 % (auch hier ist also die Blüte am belichteten Bestandesrand intensiver als im dunkleren Bestandesinneren). In 2,5 Kilometer Entfernung war die Pollenmenge 12 % höher als im Bestandesinneren.

ZWANDER (1986) verglich 1984 den Pollenflug der Fichte anhand zweier Pollenfallen in unterschiedlichen Seehöhen. Auffallend war, dass Fichtenpollen mitten in Klagenfurt höhere Werte erreichten als im 10,5 Kilometer entfernten Wurdach, obwohl in der unmittelbaren Umgebung von Wurdach die Fichte reichlich vorhanden ist. Wahrscheinlich bedingen spezielle Windverhältnisse ein starkes Einwehen von Blütenstaub in das Klagenfurter Becken.

PAN et al. (2013) berichteten von einem Ferntransport von *Picea schrenkiana*-Pollen über 70 Kilometer in offenes Steppengelände der Tianshan-Berge. Pollenuntersuchungen entlang eines Höhengradienten in der Hochebene von Qinghai zeigten einen hangaufwärts gerichteten Pollentransport: 800 Meter über der Baumgrenze konnte noch ein beträchtlicher Anteil *Picea* spp.-Pollen gefunden werden (LU et al. 2008).

Auch zahlreiche Beobachtungen in Plantagen belegen die effektive Bestäubung über größere Distanzen. PAULE et al. (1993) fanden in zwei Saatgutplantagen einen Polleneintrag von umliegenden Fichtenbeständen im Ausmaß von 10 % bzw. 17 %. In einer Samenplantage in Süd-Finnland untersuchte PAKKANEN (2000) die Kontaminationsrate durch Polleneintrag aus der Umgebung der Plantage. Eine Vaterschaftsanalyse mittels Isoenzymen ergab einen Anteil von durchschnittlich 69–71 % (also so viel Fremdpolleneintrag) mit nur geringen Schwankungen über einen Beobachtungszeitraum von 3 Jahren.

Ein immer wieder auftretendes Phänomen, in der Öffentlichkeit als „Schwefelregen“ bekannt, lässt ahnen, welche Pollenmassen durch die Luft transportiert werden können. Im Jahr 1929 ermittelte WASMUND (1930) den Anteil an Fichtenpollen mit 98 % im Pollenniederschlag am Bodensee. Er beschrieb die Beobachtungen des organischen, schwefelgelb gefärbten Wasserstreifens (siehe Abbildung 13) als sogenannte „Seeblüte“, welche als verwehter Blütenstaub von Koniferen am Wasser trieb.



Abbildung 13: links: Pollenablagerung am Bodensee im Jahr 1929 (Foto: WASMUND, 1930);
rechts: Fichtenpollenablagerungen im vorderen Gosausee im Jahr 2007 (Foto: Mengl 2007).

Sowohl lokaler als auch Ferntransport von Pollen bestimmen das Ausmaß der Bestäubung in einer Population und damit den Genfluss zwischen Populationen. Den größten Anteil stellen aber der lokale Pollen sowie jener aus der näheren Umgebung dar. In bestimmten Jahren mit extremen Wetterereignissen können auch weit entfernte Bäume zum Befruchtungserfolg beitragen (KOSKI 1970). WILLIAMS & VON ADERKAS (2011) bestätigten dabei die Keimfähigkeit von Pollen nach 48 Stunden (was die Verbreitung über lange Distanzen ermöglichen würde) und kontrollierten das Experiment durch radioaktiv markierte Pollen. CRESSWELL et al. (2007) untersuchten dazu auch die Bestäubungsmuster und aerodynamischen Effekte der Pollenverbreitung durch Simulationen in einem Windtunnel. Insgesamt ist der Genfluss durch Pollen sehr effektiv und spielt damit eine wichtige Rolle für die genetischen Strukturen von Fichtenpopulationen (KOSKI 1970, FINKELDEY 1995).

Waldbäume besitzen die größte genetische Vielfalt unter den höheren Organismen. Die Unterschiede in der genetischen Struktur auf Allozym-Ebene zwischen Populationen betragen weitgehend weniger als 10 % (LAGERCRANTZ & RYMAN 1990, WHITE et al. 2007). So zeigten z. B. Untersuchungen der genetischen Strukturen von ungleichaltrigen, naturverjüngten Fichtenbeständen in Ös-

terreich (GEBUREK 1998) und in Italien (LEONARDI et al. 1996) kaum eine räumliche Differenzierung und belegen damit einen Genfluss durch Pollen und Samen auch über große Distanzen. Eine andere mögliche Interpretation wäre, dass solche Bestände aufgrund ihrer gemeinsamen waldgeschichtlichen Abstammung aus identen oder ähnlichen Ausgangspopulationen noch immer starke genetische Ähnlichkeiten aufweisen (siehe hierzu auch Kapitel 4.3.1), da das genetische System langlebiger Baumarten, wie oben beschrieben, dementsprechend träge ist. Auch eine Kombination beider Szenarien (gemeinsame Abstammung und starker Genfluss) ist denkbar. Die geringe genetische Variation zwischen den Beständen ist somit bedingt durch das große Verbreitungsgebiet der Fichte, ihren hohen Anteil an der Baumartenzusammensetzung, den Pollenflug über größere Distanzen und den großen Anteil an Fremdbefruchtung (HAMRICK et al. 1979).

Das Mengenverhältnis von Pollen zu Samenanlage ist bei windbestäubten Pflanzen um ein Vielfaches größer als bei Insektenverbreitung (SCHWENDEMANN 2007). Bei ruhigen Wetterbedingungen erfolgt die Samenverbreitung in einem Radius von 50 Metern um den Mutterbaum. Bei extremen Windverhältnissen ist eine Verbreitung über mehrere hunderte Meter möglich (SCHMIDT-VOGT 1977–1991, WHITE 2007). In einem durchschnittlichen Samenjahr sind am Boden 100–200 Samen pro Quadratmeter zu finden (SCHMIDT-VOGT 1977–1991).

Paarungssystem der Fichte

Das Paarungssystem (oder Reproduktionssystem) bestimmt die Weitergabe genetischer Eigenschaften von der Elterngeneration zu den Nachkommen (STERN & ROCHE 1974, CLEGG 1980). Damit ist gemeint, inwieweit Fremd- oder Selbstbefruchtung vorliegen. Die Fichte besitzt ein gemischtes Paarungssystem. Neben der vorherrschenden Fremdbefruchtung kommt zu einem geringen Anteil auch Selbstbefruchtung in Frage.

Die Fichte war eine der ersten Baumarten, für die der Anteil an Selbstbefruchtung erforscht wurde. Anhand von Vaterschaftsanalysen mit molekularen Markern bestimmten MÜLLER (1977) und LUNDKVIST (1979) den Grad der Selbstbefruchtung an einzelnen Bäumen. Populationen aus unterschiedlichen Regionen zeigten ähnliche Anteile an Selbstbefruchtung. In einem deutschen Fichtenbestand betrug der durchschnittliche Anteil der Selbstung 12 % (MÜLLER 1977), bei entsprechenden Untersuchungen in Schweden resultierte der Durchschnitt mit 11 % (LUNDKVIST 1979).

Eine erfolgreiche Befruchtung kann nur erfolgen, wenn die weiblichen Blüten schon empfängnisbereit sind. Pollenkörner von Gymnospermen können in Wasser aufgenommen werden. Es bildet sich ein so genannter Bestäubungstropfen aus einer wässrigen Lösung; dieser lagert sich an der Spitze der weiblichen Samenanlagen ab, und dadurch kann landender Pollen sehr schnell aufgenommen werden (LESLIE 2010). Bis der Pollenschlauch jedoch den Nucellus durchdringt und dadurch die Verschmelzung des Pollens mit der Eizelle erfolgt, dauert es in der Regel noch weitere 3 bis 4 Wochen (CHRISTIANSEN 1972).

Die Klone unterschiedlicher geografischer Herkunft differieren beträchtlich in ihrem phänologischen Verhalten. NIKKANEN (2000) untersuchte in einer Saatgutplantage von 67 Klonen die Empfängnisbereitschaft der weiblichen Blüten und die Anthese (den Vorgang der Pollenfreisetzung) der männlichen Blüten.

Die Blütezeiten wurden durch Daten aus Pollenfallen bestimmt, welche über 9 Jahre ermittelt wurden. Die Empfängnisbereitschaft der weiblichen Blüten betrug durchschnittlich 5 bis 8 Tage. Die Anthese hingegen setzte bereits einen Tag früher ein und umfasste eine Spanne von 5 bis 10 Tagen. Ebenso beobachtete SARVAS (1968) die Empfängnisbereitschaft weiblicher Blüten über ein Jahrzehnt hindurch in unterschiedlichen Saatgutbeständen. Sie wurde demnach mit einer Zeitdauer von 9 bis 16 Tagen bestimmt.

Zahlreiche Studien in Saatgutplantagen zeigten, dass der Beitrag der einzelnen männlichen Klone zur Befruchtung und erfolgreichen Samenbildung unterschiedlich ist. XIE & KNOWLES (1992) fanden, dass über 50 % der Samen in einer Fichtenplantage nur von 23 % der männlichen Klone befruchtet wurden. Über signifikante Variationen in der Pollenvitalität unterschiedlicher Klone in einer Plantage berichtet auch NIKKANEN (2000). Die Variabilität ist abhängig von der Keimfähigkeit der Pollen und den Wachstumsraten der Pollenschläuche. SKROPPA & LINDGREN (1994) vermuteten, dass große interklonale Differenzen der Vaterschaft bereits durch Selektion im Stadium der Befruchtung hervorgerufen werden. Durch kontrollierte Kreuzungen mit Pollengemischen von jeweils zwei Klonen untersuchten ARONEN et al. (2002) die Konkurrenz der Pollen bei der Befruchtung. Eine Vaterschaftsanalyse der gebildeten Samen zeigte, dass einzelne Klone stärker in der Nachkommenschaft vertreten sind.

Entfernung und Wind als Faktoren

Grundsätzlich ist also mit zunehmender Entfernung der Mutterbäume von den Pollenspendern die Wahrscheinlichkeit einer Befruchtung geringer als bei nahe stehenden. In der Regel verteilt sich der Großteil der Pollen in der Umgebung der Quelle. Die Verteilungskurve hat hier ihr Maximum und zeigt einen leptokurtischen Verlauf (mit der Entfernung stark abfallend, aber über lange Distanzen nicht ganz auf null). Pollentransport über große Distanzen ist sehr schwer vorhersehbar, kann aber durchaus ein bedeutender Faktor sein.

Eine Ausbreitung der Pollen und Samen über größere Distanzen erfolgt nur unter bestimmten Wetterverhältnissen, bei denen Starkwinde eine Rolle spielen. Der Motor des Wettergeschehens liegt in der untersten Schicht der Atmosphäre, der sogenannten atmosphärischen Grenzschicht.

Winde in dieser atmosphärischen Grenzschicht werden durch zwei Faktoren angetrieben, die grundsätzlich verschieden sind und lokal wirken. Zum einen gibt es hier Prozesse, die aufgrund der allgemeinen Zirkulation in der freien Atmosphäre die regionalen Luftströmungen antreiben. Auf der anderen Seite gibt es auch lokal entstehende Winde, die innerhalb der oben erwähnten Grenzschicht durch Temperaturunterschiede, durch die lokale Topografie und durch die Zusammenwirkung derselben mit regionalen Windsystemen entstehen (siehe Abbildung 14). Durch unterschiedliche Lufttemperaturen (im Tal und über dem Vorland oder z. B. über Land und Wasser) entstehen dann thermische Strömungen (STULL 1988).

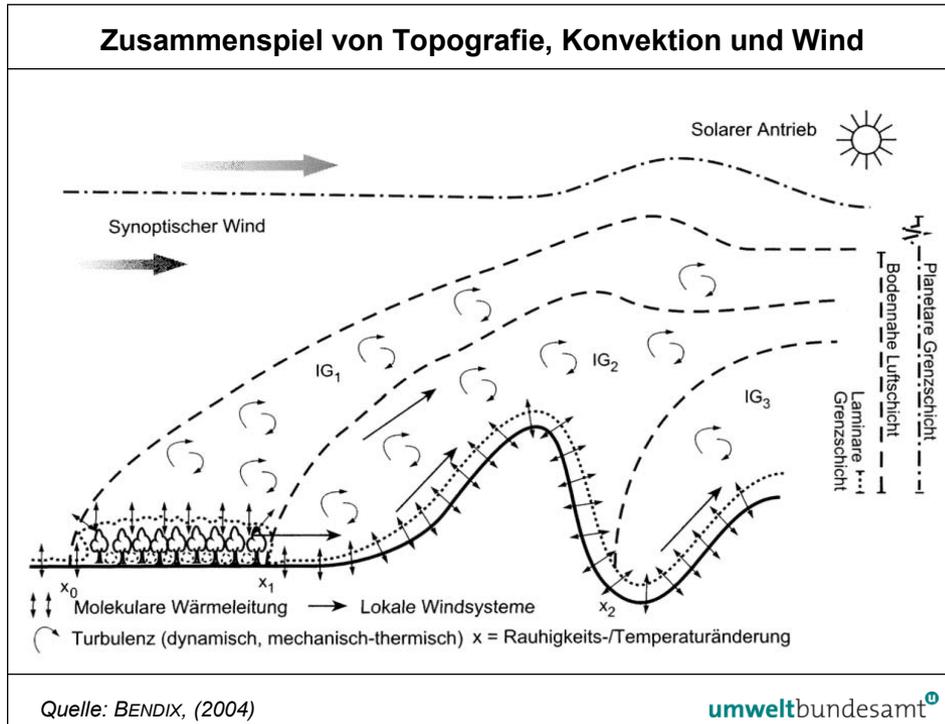


Abbildung 14:
Zusammenspiel von
Topografie, Konvektion
und Wind.

In der Natur auftretende Strömungen sind meist turbulent. Das trifft besonders auf die untere Atmosphäre zu. Die Turbulenzen in der Atmosphäre können von kleinsten „Wirbelchen“ (Millimeter bis Zentimeter groß) bis hin zu großen Wirbeln (von einigen hundert bis tausend Metern) schwanken. In der atmosphärischen Grenzschicht, wo also turbulenter Transport vorherrscht, wirkt somit der direkte Einfluss des Erdbodens. Diese Schicht erstreckt sich in vertikaler Dimension tagsüber üblicherweise bis 1 Kilometer (bei starker Konvektion auch höher). In der Nacht (sofern stabile thermische Bedingungen herrschen) nimmt sie etwa 50 bis 300 Meter ein. Allerdings ist ein Tagesgang mit hoher Amplitude überlagert (BENDIX 2004).

Selektion

Wenn Samen somit letztendlich an den Ort einer möglichen Keimung gelangt sind, setzt der Überlebenskampf ein. Wenn Transgene auch nur einen kleinen selektiven Vorteil haben, werden sie sich zwangsläufig in natürlichen Populationen, wenn auch vorerst nur in geringer Anzahl, etablieren (TOMMERAS 1996; *l.c.* subsection 5.4.2). Selektion ist ein langsamer Prozess, dessen Auswirkungen im Allgemeinen erst spät (in Generationen gemessen) wirksam werden. Nur sehr scharfe Selektion (mit Vernichtung einer bestimmten Individuen-Teilpopulation) wirkt in einer einzigen Generation. Dies bedeutet, dass kurzfristige Monitoring-Programme nur ungenügende Informationen über stattfindende feinere Selektionsmechanismen liefern können. Lange Beobachtungszeiträume über mindestens 10 bis 20 Generationen wären notwendig. Eine solche Beobachtungszeit kann man aber auch retrospektiv andenken: Die nacheiszeitliche Einwanderung der Fichte in Skandinavien begann vor weniger als 10.000 Jahren. 200 Generationen vergingen seither, während denen Selektion nach allgemeiner Meinung eine adaptive Anpassung an die lokalen Bedingungen mit sich brachte (HUNTLEY & BIRKS 1983).

Ein selektiver Vorteil liegt im konkreten Fall einer transgenen Eigenschaft vor, wenn sich nach erfolgreicher Fremdbefruchtung die transformierte Eigenschaft in der neuen Population anreichert. Sollte keine Selektion stattfinden, wird die Häufigkeit des Transgens über viele Generationen schwanken (genetische Drift), bis sie möglicherweise verloren geht oder eventuell auch fixiert wird (GLIDDON 1994). Die Wahrscheinlichkeit, dass ein Gen fixiert wird, ist gleich der Häufigkeit p , mit der es ursprünglich in einer Population vorhanden ist. Umgekehrt ist die Wahrscheinlichkeit, dass es verschwindet, $1-p$ (CROW & KIMURA 1970). Ein eingebrachtes Transgen müsste also nach diesen Überlegungen sofort eine Häufigkeit von über 50 % aufweisen, um eine Fixierung wahrscheinlicher als ein Verschwinden (nach vielen Generationen) zu machen.

Auf der anderen Seite benötigt es viele Fichtengenerationen, bis kleine selektive Vorteile oder Nachteile in ihren Auswirkungen auf die Häufigkeit in der Population erkennbar werden.

4.3.2.3 Mögliche Auswirkungen von Pollenflug und Genfluss im Anbauszenario

Wie oben beschrieben, ist diese hypothetische Fallstudie in einem typischen Fichtenwaldgebiet im Salzkammergut angesiedelt.

Anmerkung: Es wird ausdrücklich betont, dass damit in keiner wie immer garteten Weise impliziert werden soll, dass bestimmte Forstbetriebe oder -besitzerInnen, bestimmte Gebietskörperschaften in irgendeiner Gegend Österreichs oder sonstige Organisationen ein Interesse daran haben, transgene Fichten anzupflanzen.

Abbildung 15 zeigt die hypothetische Lage des angenommenen Windwurfs mit einem Ausmaß von ca. 2 Hektar.

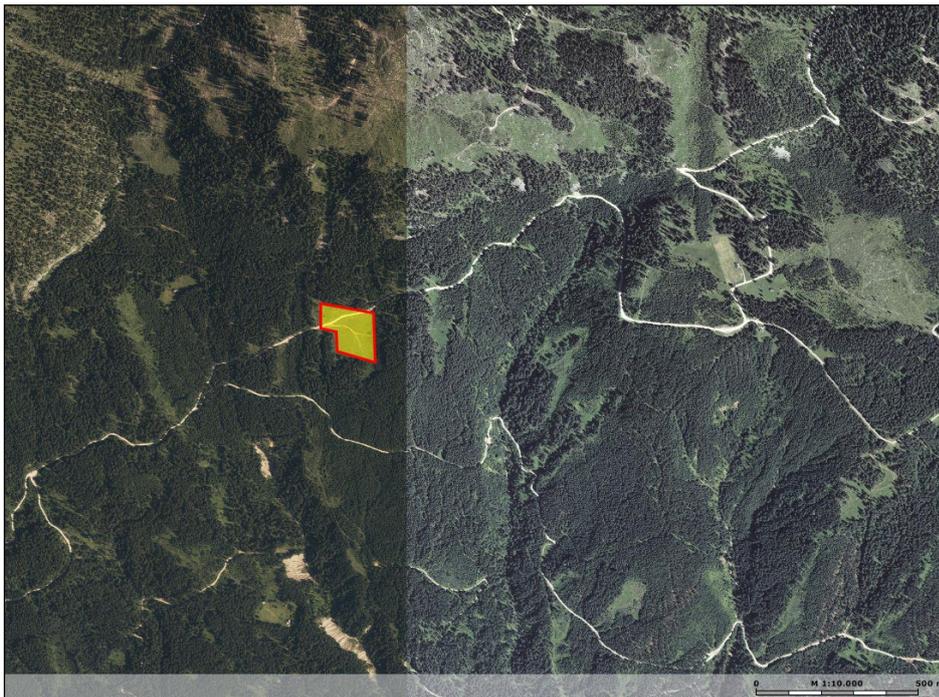


Abbildung 15:
Hypothetische Lage
eines Windwurfs, in dem
Borkenkäfer-resistente
Fichten gepflanzt
würden (Quelle © Land
Oberösterreich, DORIS
– Digitales
Oberösterreichisches
Raum-Informations-
System, bearbeitet
B. Heinze).

Die ersten vierzig Jahre würde sich der Bestand in diesem Fallbeispiel kaum wesentlich anders als Fichtenaufforstungen in der Umgebung verhalten, mit der Ausnahme, dass hier angenommen wird, dass Borkenkäfer-Attacken tatsächlich ausbleiben, das Transgen also seine gewünschte Wirkung entfaltet (und durch die Selektivität keine anderen Nebenwirkungen zeigt). Allmählich würde die Blüte einsetzen, in den ersten Jahren noch zaghaft und eher männlich. Da es sich im Beispiel um einen geschlossenen Bestand handelt (der auch schon etwas durchforstet worden wäre), wird hier erst im Alter von 50 Jahren mit einer relevanten Blüte (männlich und weiblich) gerechnet.

Die Umgebung würde, da es sich wie gesagt um das Fichtenoptimum handelt, auch von derselben Baumart beherrscht werden, wobei auch einige Buchen-, Tannen- und Mischbestände (so wie der Buchen-Isolierungsgürtel um den angenommenen Bestand) für Abwechslung sorgen würden. Wir nehmen also an, dass es periodisch zu Mastjahren kommt, z. B. zu einer Vollmast im ersten Jahrzehnt der Blühfähigkeit im Alter zwischen 50 und 60 Jahren. In extremen Mastjahren kommt es zu großen Pollenansammlungen. Im Fallbeispiel wird davon ausgegangen, dass die transgenen Fichten im gleichen Ausmaß Pollen bilden wie konventionelle. Obwohl der transgene Bestand hier auch größere Mengen an Pollen bilden würde, wäre aus diesem Grund der prozentuale Anteil dieses Pollens in etwa gleichbleibend (da auch die anderen Bestände in der Region entsprechend intensiv blühen würden), d. h. der Pollenanteil läge in einem Areal von 2 Hektar unter einigen Tausend in der unmittelbaren Umgebung im Promille-Bereich.

Eine erste Annahme geht von wenig Wind zur Zeit der Hauptblüte aus, wodurch sich der Pollen hauptsächlich lokal (im und um den Bestand) verbreiten würde. In diesem Fall würden sich die transgenen Bäume hauptsächlich gegenseitig bestäuben. In dieser Fallstudie wurde jedoch von verklonten Linien ausgegangen (18 an der Zahl). Innerhalb einer Linie würde die Bestäubung genetisch einer Selbstbestäubung gleichen, also wenig Aussicht auf erfolgreiche Erzeu-

gung von Nachkommen haben. Man müsste demnach vor allem mit Kreuzungen transgener Linien untereinander rechnen. Es würden also Samen und Sämlinge entstehen, die unter Umständen nicht nur eine Kopie des Transgens (vom transgenen Chromosom eines Elternteils), sondern eventuell auch zwei davon tragen würden. Da jeder Baum in der Annahme eine Kopie des Transgens auf einem bestimmtem Chromosom tragen würde, bestünde die (haploide) Pollenwolke zu 50 % aus transgenem Pollen. Wenn dieser Pollen die genauso zu 50 % aus transgenen Samenanlagen bestehenden weiblichen Blüten befruchten würde, würde dies theoretisch in 25 % nicht transgenen, 50 % heterozygoten (eine Transgen-Kopie tragende) und 25 % homozygot transgenen (zwei Kopien tragende) Nachkommen resultieren. Im Detail könnte die Situation noch etwas komplizierter sein, wenn sich die Genkopien bei unterschiedlichen transgenen Linien auf verschiedenen Chromosomen befinden würden (es könnte dann in späteren Generationen zu Individuen mit noch mehr Kopien kommen). Eine weitere Stufe an Komplexität ist hier jedoch ebenfalls nicht berücksichtigt, nämlich, dass die 18 transgenen Linien in der Arbeit von BŘÍZA et al. (2013) teilweise aus identischen Zelllinien entstanden sind, die sich gegenseitig auch kaum wirksam befruchten könnten (genetisch wäre das ebenso eine Selbstbefruchtung). Im unmittelbaren Randbereich des Bestandes würde in dieser Annahme der Buchengürtel als Pollenbarriere für die transgenen Pollen wirken.

Die zweite Annahme geht davon aus, dass stärkere Windverhältnisse herrschen und die Pollenwolke stärker durchmischt wird. Sie besteht dann aus transgenen und konventionellen Pollen im Verhältnis der lokalen Dichte der entsprechenden Bäume, d. h. in einiger Entfernung wird sich der Anteil des transgenen Pollens auf bestenfalls wenige Promille reduzieren. Wenn weiter angenommen wird, dass diese Pollen im selben Ausmaß an der Befruchtung weiblicher Blüten teilnehmen, käme es zu einem über einige Kilometer verteilten, sporadischen Auftreten von (heterozygoten) Samen, die eine Kopie des Transgens enthalten würden.

Zuletzt sei noch der Fall angedacht, dass die Pollenwolke des transgenen Bestandes relativ zusammenhängend über eine gewisse Strecke transportiert würde und dann in einem (angenommen) 5 Kilometer entfernten Bestand vermehrt zur Bestäubung und Befruchtung gelangen würde. Dieser Bereich müsste etwas größer als der Ausgangsbestand angenommen werden, andererseits wäre auch der Anteil der transgenen Pollen durch eine gewisse Mischung etwas herabgesetzt. Hier könnten etwa 20 % reinerbige (homozygot transgene) Samen entstehen, neben vielleicht 40 % heterozygot transgenen.

Um den Sachverhalt nicht weiter zu verkomplizieren, sei des Weiteren angenommen, dass diese Samen jeweils im Umkreis um den Mutterbestand (um die Träger der Zapfen) verbreitet und zur Keimung gelangen würden, im Sinne einer funktionierenden Naturverjüngung.

Zusammenfassend lässt sich also sagen, dass es im ersten angenommenen Fall zu einer lokalen Ansammlung von (hetero- und homozygoten) Sämlingen kommen würde, die im transgenen Ausgangsbestand und in dessen unmittelbarer Umgebung keimen und sich etablieren würden. Durch die angenommene, funktionierende Resistenz gegenüber Borkenkäfern wären diese Sämlinge bzw. die daraus hervorgehenden Jungbäume selektiv im Vorteil (durch den angenommenen hohen Befallsdruck in der Gegend würden sie leichter überleben als nicht transgene). Im der zweiten Annahme wären solche Sämlinge und Jungbäume in einem größeren Gebiet von einigen Kilometern Durchmesser verstreut. Hier

würde der selektive Vorteil insofern nicht so direkt manifest werden, als dass diese Jungbäume nicht so gehäuft auftreten würden. Nach einiger Zeit würden eventuell einzelne, eventuell auch auffällige, resistente Individuen in neuen Befallsherden aufkommen und könnten durch ihre Resistenz gegenüber Borkenkäfer-Befall auffällig werden und als transgene Bäume erkannt werden. Der dritte Fall würde sich wieder in einem lokal gehäuften Vorkommen solcher resistenter Bäume erkennbar machen, allerdings nicht im unmittelbaren Nahbereich des Ausgangsbestandes.

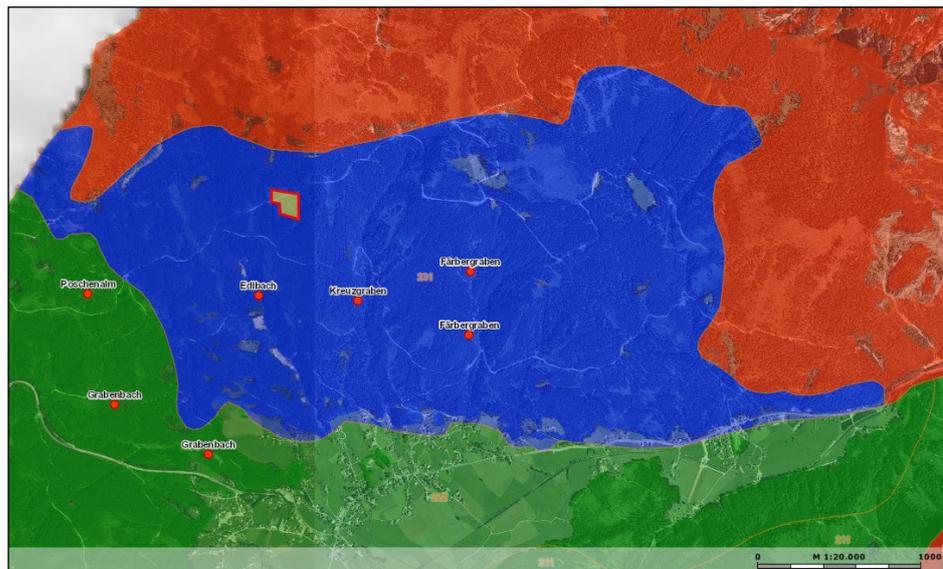
In allen diesen Fällen wird angenommen, dass sich die Borkenkäfer-Resistenz zeigt, bevor diese Nachfolge-Generation zur Blüte gelangen würde. Unter dieser Voraussetzung wäre eine zielgerichtete Entnahme dieser Bäume in einem relativ langen Zeitraum (von der Erkennung der Borkenkäfer-Resistenz bis zur Blühfähigkeit) möglich. Käme die Nachfolge-Generation wieder zur Blüte, so würde sich das ganze oben angeführte Szenario wiederholen. Wie oben in Bezug auf Selektion erörtert, würde sich ohne Selektionsvorteil der Anteil transgener Fichten in dem Untersuchungsgebiet kaum ändern, sondern über die Generationen zufällig schwanken. Da in diesem Fallbeispiel angenommen wird, dass diese Pflanzen durch ihre Resistenz gegenüber Borkenkäfern einen Selektionsvorteil besitzen, würde es über die Generationen zu einer Anreicherung transgener Individuen kommen. Generationen bedeutet in diesem Fall Zeiträume von vielen hundert Jahren, da ein Bestand erst nach hundert Jahren erntereif wäre (das ist die untere Grenze der Rotationszeit der Fichte im Bergwald) und durch einen neuen (in diesem Fall aus der transgenen Naturverjüngung entstandenen) Bestand ersetzt würde. In jeder dieser einhundert Jahre dauernden Generationen würden sich die transgenen Fichten nur dann anreichern, wenn sie nicht schon lokal eine Art „Sättigungsgrenze“ erreicht hätten (siehe oben), also nur im „dispersiven“ Fall (zweiter Fall in obigen Annahmen), in dem sich die Pollenwolke durchmischen und ausbreiten würde, wären die Auswirkungen regional mit der Zeit (innerhalb von Jahrhunderten) merkbar.

Auswirkungen auf die regionalen Waldwirkungen

In dieser Fallstudie liegt der hypothetisch angenommene erste gepflanzte transgene Bestand im Wohlfahrtsbereich. Die bedeutet, dass z. B. hier bestehende Wasservorkommen zur Trinkwasserversorgung der Siedlungen im Tale genutzt werden. In Bezug auf die Wohlfahrtswirkung in diesem Bereich hätte das Heranwachsen der Sämlinge zur Dickung und in das Stangenalter hinein keine Auswirkungen, da sich die transgenen Fichten in dieser Beziehung nicht anders verhalten würden – allenfalls käme es zu einer leichten Verbesserung der Wohlfahrtswirkung, da weniger Borkenkäfer-bedingte Blößen und Lücken entstünden und somit die Reinigungswirkung auf Wasser und Luft, und die positive Wirkung des Waldes auf das Landschaftsbild etwas besser wahrgenommen werden könnten (wobei aber realistischlicherweise 2 Hektar in einem Waldgebiet keinen Unterschied machen).

Ähnlich wäre die Sachlage im Fall des lokal konzentrierten Auftretens von transgener Naturverjüngung (Fälle 1 und 3 oben). Die transgenen Bäume würden in der Zone der vorherrschenden Wohlfahrtswirkung kaum Änderungen in der tatsächlichen Waldwirkung hervorrufen. Jedoch besteht im angenommenen Beispiel die regionale Umgebung nicht nur aus Wald mit vornehmlicher Wohlfahrtswirkung (siehe Abbildung 16).

Abbildung 16:
Lage der Flächen mit unterschiedlicher Hauptwirkung laut Waldentwicklungsplan (rot – Schutzwald, blau – Wohlfahrt, grün – Holzproduktion) (Quelle © Land Oberösterreich, DORIS – Digitales Oberösterreichisches Raum-Informationssystem, bearbeitet B. Heinze).



Im Umkreis von wenigen Kilometern ist auch schon als Schutzwald deklarierter Wald zu finden. Besonders im Fall der „dispersiven“ Verbreitung (Fall 2) würden transgene Fichtensämlinge und in weiterer zeitlicher Folge Jungbäume auch in diesem Schutzwald zu finden sein. In Bezug auf die Waldwirkung würde das insofern einen interessanten Fall darstellen, als gerade im Schutzwald in manchen Gegenden oder konkreten Beständen die größten Probleme in puncto Regeneration bestehen. Durch die oft große Steilheit des Geländes bedingt, unterbleiben hier mitunter die notwendigen Pflege- und Hygienemaßnahmen, z. B. die Entfernung von Borkenkäfer-geschädigten Bäumen oder gar von „Käfernestern“, also Ansammlungen vom Borkenkäfer zum Absterben gebrachter Bäume. Unter Umständen würden sich hier also die selektiven Vorteile der transgenen Bäume besonders bemerkbar machen und die gewünschte Schutzwirkung sogar verstärken. Allerdings ist das Problem der notwendigen Verjüngung von Schutzwaldbeständen in unzugänglichen Lagen dadurch langfristig auch nicht gelöst, denn auch transgene Schutzwaldbestände müssten am Ende ihrer „aktiven“ Lebenszeit (innerhalb derer sie die Schutzwirkung optimal erfüllen) verjüngt werden.

Sollte im angenommenen Beispiel die Verbreitung transgener Fichtensämlinge auch den Nutzwald erreichen (grüne Flächen in Abbildung 16), so wäre ebenfalls mit ähnlichen Effekten zu rechnen (weniger Probleme durch Borkenkäfer). Auf die Erholungswirkung hätte der begrenzte Anbau wohl keine merkbaren Auswirkungen.

Regionale Auswirkungen auf Ökologie

Dieses Thema ist nicht sehr leicht zu erörtern. Der begrenzte Umfang der transgenen Bepflanzung im angenommenen Fallbeispiel würde kaum zu messbaren Effekten führen. Es käme eventuell zu weniger Käferbefall und damit sehr lokal begrenzt zu weniger Totholz. Die Entfernung von Käferholz und „Käfernestern“ ist aber im Wirtschafts- und besonders im Schutzwald ein Muss und wird gegebenenfalls auch von der Forstbehörde vorgeschrieben. Da im Fallbeispiel davon ausgegangen wurde, dass die genetische Modifikation in Bezug auf Insekten

spezifisch auf den Borkenkäfer wirkt, der sich unter der Borke der Fichten vermehrt, wären auch keine direkten Auswirkungen auf andere Organismen zu erwarten.

Da Borkenkäfer auch im konventionellen Wald bekämpft werden (durch die Entnahme von befallenen Bäumen, aber auch durch das Ausbringen von Lockstoffen in Fallen), wäre auch die Auswirkung auf die Nahrungskette ähnlich. In Kapitel 3.3.7 finden sich für diesen angenommenen Fall keine Anhaltspunkte für Beeinträchtigungen von Nicht-Zielorganismen. Das im angenommenen Fall eingebrachte Protein ist so spezifisch, dass seine unmodifizierte Form nicht auf Borkenkäfer wirkt. Sollte die im Beispiel eingebrachte modifizierte Form noch immer auf Schmetterlingsraupen wirken, wären die transgenen Fichten auch gegen solche Schädlinge geschützt. Eventuell könnten an Fichten saugende Läuse mit dem Pflanzensaft auch das transgene Protein aufnehmen. Möglicherweise würden sie es daraufhin verdauen (wie alle anderen aufgenommenen Proteine, um daraus Aminosäuren für den eigenen Stoffwechsel zu gewinnen). Es wäre aber auch denkbar, dass sie ebenfalls durch dieses Protein beeinträchtigt würden und es zu einer geringeren Vermehrung kommen würde. Läuse sind oft die Quelle für Waldhonig. Da dieser Lausnektar praktisch kein Protein mehr enthält, leiden Bienenvölker, die in diese sogenannte „Waldtracht“ gestellt werden, oft unter der sogenannten „Schwarzsucht“, einer Protein-Mangelerkrankung. Das Vorkommen transgener Proteine im Waldhonig wäre deshalb wenig wahrscheinlich, ein Monitoring aber angebracht. Ähnliche Überlegungen wie für die Bienen würden auch für Waldameisen gelten, die sich oft am Lausnektar laben.

In der Nahrungskette stehen Insekten wie Borkenkäfer, Schmetterlingsraupen oder Läuse oft am Anfang. Selbst die Annahme, dass Lebewesen wie Spechte oder Meisen dann weniger Nahrung vorfinden würden, ist aufgrund der geringen Ausdehnung des Bestandes in diesem Fallbeispiel wahrscheinlich vernachlässigbar; Spechte suchen wohl größere Reviere ab bzw. könnten sie leicht auf angrenzende Bestände ausweichen. Auch im Fall der „dispersiven Verbreitung“ (Fall 2 oben) wären die Bestände in den ersten Generationen noch durchmischt und würden genügend Alternativen bieten. Aufgrund der kleinen Fläche im angenommenen Fallbeispiel wären auch kaum Mutationen in den Borkenkäfer-Genen denkbar, die durch die verschärfte Selektion durch die transgenen Bäume auftreten würden. Da transgene und nicht transgene Bäume in diesen Fällen Seite an Seite mehr oder weniger gut durchmischt wären, bietet sich kein typisches Szenario der Resistenzentwicklung.

4.3.2.4 Zusammenfassung

Das zweite Fallbeispiel basiert auf dem Szenario eines lokalen, kleinräumigen Anbaus transgener Fichte. Analog zum ersten Fallbeispiel wird auch hier darauf verwiesen, dass beim Anbau transgener Fichten mit anderen transgenen Eigenschaften spezifische Überlegungen notwendig sind. Bei einem großflächigeren Anbau durch viele WaldbesitzerInnen wären entsprechende Überlegungen zu kumulativen bzw. langfristigen Effekten notwendig. In diesem Fall wäre auch bei Fichten wieder auf die lange Rotationszeit und auf den langen Zeitraum, in dem Bäume und Wälder „ersetzt“ werden können, hinzuweisen. Eine Rotationszeit von 100 Jahren bedeutet, dass vom gesamten Wald in einer Region jedes Jahr nur ein Hundertstel der Fläche neu aufgeforstet werden könnte. Diese Annahme besteht selbst bei Sturmkatastrophen mit viel Windwurf, da in die-

sem Fall zwar anfangs größere Flächen aufgeforstet werden müssten, in den Folgejahren die Aufforstung aber zwangsläufig zurückgehen würde (da nicht entsprechend viele Altbestände ins Reifestadium nachrücken). Transgene Fichten könnten also nur nach und nach in den Wald eingebracht werden.

Wie auch in der ersten Fallstudie beschrieben, sollte ein begleitendes Monitoring durchgeführt werden, um mögliche unerwartete, kumulative und langfristige Effekte frühzeitig erkennen und entsprechende Maßnahmen setzen zu können. Des Weiteren würde ein Monitoring die Sammlung von entsprechenden Daten ermöglichen, wie z. B. zu Wirkungen auf Nicht-Zielorganismen und auf das Ökosystem, zur Stabilität transgener Bäume oder zur Verbreitung von Samen und Pollen. Erfahrungen und Daten können aber nur schrittweise gesammelt werden, indem man erste, begrenzte Anbauflächen intensiv beobachtet, und erst nach und nach, auf der Grundlage von Erfahrungen und gesammelten Daten, größere Anbauflächen genehmigen würde. Dies wäre von den Behörden im Sinne der Gentechnik-Vorsorgegesetze (siehe auch Kapitel 4.4.1) zu berücksichtigen.

Da Bäume im Gegensatz zu annuellen Pflanzen erst nach einigen Jahren blühen und durch ihre Größe bzw. auch im Winter auffälliger sind, könnte ein entsprechendes Monitoring methodisch einfacher durchgeführt werden, wenn auch die Beobachtungszeiträume entsprechend länger sind. Durch den längeren Zeitraum zwischen Aufkommen und Blüte könnten bei gutem Monitoringdesign entsprechende Maßnahmen gegebenenfalls auch effizienter durchgeführt werden.

Durch den längeren Beobachtungszeitraum sollte ein solches Monitoringsystem technische Weiterentwicklungen berücksichtigen. Dies könnten z. B. Weiterentwicklungen bei den Detektionsmethoden sein – etwa durch tragbare DNA-Analysen-Geräte, die ein sofortiges Erkennen transgener Bäume möglich machen. Unter der Annahme, dass die Kosten für solche Analysen weiter sinken, wäre solch ein Screening der Naturverjüngung nach transgenen Pflanzen denkbar.

Das begleitende Monitoring zu Vorsorgezwecken bzw. zur Erhebung weiterer Daten könnte mögliche Effekte oder ihr Ausbleiben zeigen und zu weiteren Verbesserungen transgener Bäume führen. Es besteht die Annahme, dass bei Ausbleiben von positiven Effekten diese Technologie von Waldbesitzerinnen und Waldbesitzern nicht mehr angewendet werden würde.

4.3.3 Ergänzende hypothetische Überlegungen: grenznaher Anbau transgener Bäume im Ausland

Österreichs Landesgrenzen werden vornehmlich von Bergen und Flusstälern gebildet. Deshalb können die beiden Fallbeispiele mit transgener Pappel bzw. transgener Fichte auch für Überlegungen in Bezug auf grenznahen Anbau im Ausland herangezogen werden. Im Prinzip beruht die Annahme auf ähnlichen Voraussetzungen. Es wird angenommen, dass nur allmählich Waldflächen mit transgenen Bäumen bestückt werden und die Auspflanzung von Behörden und Wissenschaft begleitet werden. Es wird Des Weiteren angenommen, dass beim Nicht-Eintreten der erwünschten Wirkungen der Anbau abgebrochen und die transgenen Bäume vollständig entfernt werden würden (gegebenenfalls mit einem Monitoring in den darauffolgenden Jahren).

Unterschiede in Bezug auf einen Anbau in Österreich ergäben sich eventuell aus schlechterem Informationsfluss aufgrund sprachlicher Probleme (obwohl österreichische Försterinnen und Förster auf lokaler Ebene oft sehr gute grenzüberschreitende Kontakte haben). Behördliche Unterlagen wären wohl schwieriger zu erhalten.

Zunächst soll von einem entsprechenden „Basis-Szenario“ ausgegangen werden. Pollen und Samen von Waldbäumen verbreiten sich schon jetzt über Landesgrenzen. Unerwünschte Einflüsse, z. B. durch die Verwendung von Pflanzen aus ungeeigneten Herkunftsgebieten auf der anderen Seite der Grenze, könnten durchaus schon heute bestehen. Anekdotenhaft wird erzählt, dass im Mühlviertel jahrzehntelang inneralpine (also nicht standorttaugliche) Lärchen gepflanzt wurden (die durch Pollen und Samen Einflüsse auf Lärchen in der angrenzenden Tschechischen Republik haben). Auch Empfehlungen z. B. für Pappelsorten-Anbau auf zwei verschiedenen Seiten ein und desselben (Grenz-)Flusses unterscheiden sich oft, da andere Jurisdiktionen und wissenschaftlich-beratende Systeme greifen. Gegen diese Effekte wird heute nicht vorgegangen.

4.3.3.1 Szenario: hypothetischer Pappelanbau

Ein hypothetisches Beispiel für eine Situation an einem Grenzfluss könnte etwa der untere Inn sein (*Anmerkung: Wieder unter dem Hinweis, dass hier nicht impliziert wird, dass Interesse an einem Anbau transgener Bäume seitens Grundeigentümern/-eigentümerinnen oder Nachbarländern besteht*). Die Besitzverhältnisse und Bewirtschaftungsformen auf beiden Seiten der Grenze sind recht ähnlich. Der einzige Unterschied zur oben erörterten Fallstudie transgener Pappeln (siehe Kapitel 4.3.1) wäre, dass vermehrt auf die Ausbreitungstendenz von Pollen und Samen über den Fluss hinweg auf das andere (in diesem Fall österreichische) Ufer eingegangen werden muss.

In Analogie zur oben genannten Fallstudie transgener Pappeln (siehe auch Abbildung 8) wäre hier mit einer Beeinflussung zu rechnen, abhängig von der Breite des Flusses an der ursprünglichen Stelle des Ausgangsbestandes, den Geländeverhältnissen (Keimungsmöglichkeiten) auf der österreichischen Seite, und dem Vorhandensein von kompatiblen „Partnersorten“ (weiblichen, die durch transgenen Pollen befruchtet werden könnten). Der Auwald auf der österreichischen Seite des unteren Inn ist generell relativ schmal. Dadurch wären auch die Auswirkungen vorerst räumlich begrenzt. Größere Auswirkungen (Präsenz transgener Bäume) wären erst nach einigen Baumgenerationen zu erwarten. Falls negative Auswirkungen durch den Anbau transgener Pappeln sichtbar werden, könnte man (unter Voraussetzung eines entsprechenden Monitorings) in diesem Zeitraum entsprechende Maßnahmen setzen.

Die Leitfunktion des Waldes ist im größten Teil des Innufers die Nutzfunktion, also die Produktion von Holz. Durch den gelegentlichen, anfangs noch begrenzten Eintrag von transgenen Sämlingen wäre diese Wirkung nicht beeinträchtigt. Auwälder werden zur Holzproduktion, je nach Bestand getrennt, waldbaulich behandelt. Es würde also, im Rahmen des normalen Umtriebes, ein Bestand nach dem anderen geerntet und neu aufgeforstet. Bei diesen Aufforstungen und nachfolgenden Durchforstungen sollten eventuell angesamte transgene Pappeln entfernt werden.

Sollte es aus so einem Szenario zu anhaltendem Eintrag transgenen Pollens oder transgener Samen nach Österreich kommen, müsste ein Erkennungs- und Behandlungs-Schema ausgearbeitet und durchgeführt werden. Da transgene

Bäume zumindest ein Merkmal in der DNA tragen, das sie von konventionellen Bäumen unterscheidet, sollte dies prinzipiell auf DNA-Ebene machbar sein. Möglichkeiten der Umsetzung eines solchen hypothetischen Programmes hinsichtlich des Aufwandes (z. B. Personal, Kosten) sind abhängig von politischen Rahmenbedingungen und können hier nicht näher erörtert werden.

4.3.3.2 Szenario: hypothetischer Fichtenanbau

Ein anderes hypothetisches Beispiel wäre der Anbau transgener Fichten in Nachbarländern mit einem gebirgigen Grenzgebiet (Bergrücken unterschiedlicher Seehöhe betreffend). Im Bereich etwa des Mühlviertels wäre hier mit einem relativ ungehinderten Austausch von Pollen und Samen zu rechnen, da die Berge keine extremen Höhen erreichen und oft bis zum Gipfel bewaldet sind (also auch direkt entlang der Grenze Bäume stehen). Die ökologischen Überlegungen aus Kapitel 3.3 kämen hier zum Tragen und müssten gegebenenfalls in einem Monitoringprogramm, abhängig auch von der transgenen Eigenschaft (veränderte Eigenschaften, Krankheitsresistenz etc.) berücksichtigt werden.

Eventuell wäre ein länderübergreifendes Monitoring sinnvoll, abhängig auch von möglichen entsprechenden Bestimmungen im Zulassungsentscheid auf EU-Ebene.

Die Überlegungen zu möglichen Auswirkungen transgener Fichten (siehe Kapitel 4.3.2) können auch auf den hypothetischen Fall eines grenznahen Anbaus im Nachbarland übertragen werden. Diese Auswirkungen sind von der Natur des eingebrachten Transgens abhängig. In der Größenordnung dieser Wirkung kommt es, wie schon angeführt, auf die räumliche Ausbreitung an. Im hier angenommenen Szenario einer relativ ungehinderten Verbreitung von Pollen und Samen an der mühlviertler Grenze wäre dieser Aspekt relativ stark zu berücksichtigen. Man könnte aber Erfahrungen zu möglichen direkten Auswirkungen am Anbauort selbst (also im Nachbarland) heranziehen, bevor solche sich an keimenden transgenen Sämlingen in Österreich zeigen würden. Dies setzt natürlich eine entsprechende Kooperation voraus.

Bei einem Anbau transgener Fichten in Nachbarländern entlang der österreichischen Südgrenze, die größtenteils von hohen Bergen gebildet wird (höher als die Waldgrenze), kann man einen tendenziell beschränkteren Genfluss (Austausch von Pollen und Samen) annehmen. Zielarten, Nicht-Zielarten, ökologische Zusammenhänge, Management und andere notwendige Überlegungen wären anzupassen. So ist der Bergwald auf der einen Seite zwar als empfindliches Ökosystem anzusehen, andererseits ist der Fichtenanbau im Bergwald weniger problematisch als in Tieflagen, da Fichten im Bergwald in ihrem Optimum sind und weniger Probleme entstehen (etwa mit Borkenkäfern). In eher offenen Bergwäldern ist die Naturverjüngung bzw. die Einbeziehung derselben in den Jungwald von größerer Bedeutung als in tieferen Lagen. Diese Tendenz würde also zu einer etwas größeren Präsenz hypothetischer transgener Fichtensämlinge führen.

Bergwälder haben generell mehr Schutzwirkung als solche in tieferen Lagen. Die Aufrechterhaltung dieser Schutzfunktion wäre beim Aufkommen transgener Sämlinge nur dann gefährdet, wenn sie ihre ökologische Funktion als Schlüsselemente nicht mehr wahrnehmen könnten. Hier kommt es wieder sehr auf die Natur der entsprechenden transgenen Veränderung an. Es ist aber anzunehmen, dass transgene Bäume geschlossene Wälder bilden können, da sie im Wesentlichen ihre Eigenschaft als „Baum“ behalten und so ihre Schlüsselfunktion als „Gerüst“ des Ökosystems Wald weiter ausführen können.

4.3.3.3 Zusammenfassung

Die hypothetischen Auswirkungen der hier angeführten Beispiele für den grenznahen Anbau transgener Bäume sind also kaum anders einzuschätzen, als in den weiter oben angeführten Fallstudien mit hypothetischem Anbau in Österreich. Die Ausbreitung von Transgenen wäre demnach zusammenfassend als „leptokurtisch“ zu bezeichnen (meist auf die unmittelbare Umgebung beschränkt, aber in Einzelfällen auch unerwartet weit darüber hinausgehend). Ein robustes Erkennungssystem im Rahmen eines Monitorings mit entsprechenden Möglichkeiten einer eventuellen Entfernung transgener Bäume außerhalb des Anbaugebietes wäre wünschenswert und müsste auf solider wissenschaftlicher Grundlage sowie wahrscheinlich grenzüberschreitend erarbeitet werden. Die Analyse der DNA von Sämlingen in Verdachtsfällen wäre schon jetzt machbar.

Die Auswirkungen auf die Leitfunktionen der betroffenen grenznahen Wälder wären auch kaum anders als in den Fallstudien (siehe Kapitel 4.3.1 und Kapitel 4.3.2) angeführt. Bergwald ist oft Schutz-, Erholungs-, Wohlfahrts- und/oder Nutzwald in einem, wohingegen in Auwäldern meist der (Hochwasser-)Schutzgedanke, oder die Wohlfahrtswirkung (im Hinblick auf Schutz der Trinkwasserreserven, der Luftreinheit und der Biodiversität) im Vordergrund stehen. Es wird davon ausgegangen, dass – zumindest in der ersten Generation – transgene Bäume nur lokal begrenzt angebaut werden und es nur zum Auftreten einzelner transgener Sämlinge und Jungpflanzen kommen sollte. Auch wenn durch diesen angenommenen lokalen Anbau nur begrenzte direkte Auswirkungen angenommen werden, ist vor allem in der Anfangsphase des Anbaus ein begleitendes Monitoring von Bedeutung.

4.4 Transgene Bäume und Naturschutz

Dass Naturschutzaspekte in Bezug auf den GVO-Anbau ebenfalls wichtig sind, spiegelt sich auch in den aktuellen Entwicklungen wider. So wurde in den neuen Leitlinien der EFSA auch die Berücksichtigung von Schutzzielen festgehalten (EFSA 2010a). Die Leitlinien geben dabei vor, dass nicht nur Umweltwirkungen und das Management der transgenen Pflanze, sondern auch Auswirkungen auf Umweltschutzziele (environmental protection goals) Prüfpunkte sein sollen. Des Weiteren wird als wesentlicher Schritt in der Problemformulierung die Identifizierung von Umweltaspekten, die vor Schäden geschützt werden, genannt, wobei u. a. Bezug auf Umweltschutzziele, die durch EU-Recht festgesetzt sind, genommen wird (u. a. durch die Fauna-Flora-Habitat Richtlinie, die Vogelschutzrichtlinie, Biodiversitätsstrategie, Wasserrahmenrichtlinie). So sollen in Bezug

auf Nicht-Zielorganismen z. B. Artenreichtum und Ökosystemfunktionen in der Umweltrisikoprüfung berücksichtigt werden. Auch nachhaltige Landnutzung, z. B. in der Land- und Forstwirtschaft, wird als Schutzziel angegeben (EFSA 2010a). Diese Vorgaben werden im Moment aber noch nicht oder nur ungenügend umgesetzt.

Ein weiterer Bezug auf den Schutz der Natur findet sich sowohl in der Richtlinie 2001/18/EG als auch in der Verordnung (EG) Nr. 1829/2003. So können im Rahmen der Zulassung spezielle Maßnahmen für ökologisch besonders sensible Gebiete festgelegt werden, die bis zu Anbauverböten reichen können.

„Wird die Zulassung des Lebensmittels in der Stellungnahme befürwortet, enthält die Stellungnahme außerdem folgende Angaben: [...] (e) gegebenenfalls alle Bedingungen oder Einschränkungen, die für das Inverkehrbringen gelten sollten, und/oder besondere Bedingungen oder Einschränkungen für Verwendung und Handhabung, einschließlich Bestimmungen für die marktbegleitende Beobachtung, auf der Grundlage der Ergebnisse der Risikobewertung, sowie – im Fall von GVO oder Lebensmitteln, die GVO enthalten oder draus bestehen – Bedingungen zum Schutz bestimmter Ökosysteme/der Umwelt und/oder bestimmter geografischer Gebiete;“ (Verordnung (EG) No. 1829/2003, Artikel 6 (5) e)).

„... Bedingungen für das Inverkehrbringen des Produkts, einschließlich der besonderen Bedingungen für die Verwendung, die Handhabung und die Verpackung des/der GVO als Produkt oder in Produkten, und die Bedingungen für den Schutz besonderer Ökosysteme/Umweltgegebenheiten und/oder geographischer Gebiete;“ (Richtlinie 2001/18/EG, Artikel 19 (3) c)).

Auch der Europäische Rat hat in seinen Schlussfolgerungen die Bedeutung von empfindlichen und/oder geschützten Gebieten hervorgehoben:

„[Der Rat]

15. UNTERSTREICHT, dass den regionalen und lokalen Besonderheiten der Mitgliedstaaten, insbesondere den Ökosystemen/Milieus und besonderen geografischen Gebieten, die in Bezug auf die biologische Vielfalt und spezielle landwirtschaftliche Verfahren von hohem Wert sind, im Einklang mit den geltenden Rechtsvorschriften uneingeschränkt Rechnung zu tragen ist;

16. WEIST DARAUF HIN, dass nach den geltenden Zulassungsverfahren für den Anbau von GVO auf der Grundlage einer auf wissenschaftliche Informationen gestützten Umweltverträglichkeitsprüfung im Einzelfall Verwaltungs- und Beschränkungsmaßnahmen, bis hin zu Verboten, ergriffen werden können, um den Schutz der biologischen Vielfalt in gefährdeten Ökosystemen sicherzustellen, etwa in gemäß den Richtlinien 79/409/EWG und 92/43/EG ausgewiesenen Natura 2000-Schutzgebieten;

FORDERT, dass diesen Ökosystemen deshalb besondere Aufmerksamkeit geschenkt wird;

ERSUCHT die Mitgliedstaaten und die Antragsteller, im frühestmöglichen Stadium der Evaluierung sachdienliche Informationen vorzulegen;

HEBT HERVOR, dass gemäß dem Gemeinschaftsrecht, zu dem das Vorsorgeprinzip gehört, bei Regionen – einschließlich kleiner abgelegener Inseln-, deren Landwirtschaft oder Umwelt spezifische Besonderheiten aufweist, im Einzelfall Verwaltungs- und Beschränkungsmaßnahmen bis hin zu Verboten für den Anbau von GMO erforderlich sein können.“ (RAT DER EUROPÄISCHEN UNION 2008).

Während die Zulassung für den Anbau und das Inverkehrbringen von GVOs auf Europäischer Ebene erfolgt, ist die Ermöglichung bzw. Sicherstellung von Koexistenz den einzelnen Mitgliedstaaten überlassen. Unter Koexistenz versteht man dabei in der Regel das Nebeneinander von konventionellen, ökologischen und auf Gentechnik basierenden Produktionssystemen. In Bezug auf Bäume wäre z. B. die Sicherstellung einer Koexistenz von FSC-Flächen (die GVOs ausschließen) und Anbauflächen mit transgenen Bäumen notwendig.

Während die Diskussion zum Thema Koexistenz auf EU-Ebene auf die Bereiche Landwirtschaft und Verbraucher- bzw. Konsumentenschutz fokussiert ist, wird auf der anderen Seite die Koexistenz auch mit den Zielen des Naturschutzes immer mehr diskutiert (z. B. Einfluss von GVOs auf geschützte Tier- und Pflanzenarten oder das Verhindern von potenziell negativen Auswirkungen auf die Schutzziele von Schutzgebieten; UMWELTBUNDESAMT 2007, 2011b). Die meisten der Österreichischen Bundesländer berücksichtigen diese Aspekte auch in den Gentechnik-Vorsorgegesetzen, die konkrete Anbauvorhaben von GVOs und Koexistenzaspekte regeln. Da in den Gentechnik-Vorsorgegesetzen auch auf die jeweiligen Naturschutzgesetze verwiesen wird, sollen diese im Folgenden beschrieben werden.

4.4.1 Gentechnik-Vorsorgegesetze

Je nach Bundesland gibt es eine eigene Rechtsgrundlage. Acht Bundesländer regeln den Anbau von GVOs in eigenen Gentechnik-Vorsorgegesetzen, Vorarlberg im Gesetz über Naturschutz und Landschaftsentwicklung. Bis auf das niederösterreichische Gentechnik-Vorsorgegesetz umfassen alle auch Naturschutzaspekte. Eine detaillierte Analyse dieser Gesetze findet sich in UMWELTBUNDESAMT (2011b). Abgesehen von Bestimmungen für konkrete Anbauvorhaben (z. B. Anzeige- bzw. Bewilligungspflicht) oder Angaben zum Gentechnik-Register ist in den meisten Gentechnik-Vorsorgegesetzen auch der Schutz von wild lebenden Pflanzen und frei lebenden Tieren als Schutzziel angeführt bzw. sind Bestimmungen in Bezug auf Schutzgebiete enthalten. Nachfolgende Tabelle 5 gibt einen Überblick speziell in Hinblick auf transgene Bäume.

Tabelle 5:
 Überblick Gentechnik-
 Vorsorgegesetze
 (modifiziert nach
 UMWELTBUNDESAMT
 2011b).

Bundesland	Rechtsgrundlage	
Bgld	Bgld. Gentechnik-Vorsorgegesetz 2005 i.d.F. LGBl. Nr. 64/2005	<p>Schutzziel (Naturschutz):</p> <p>„[...] wild wachsende Pflanzen und frei lebende Tiere und deren natürliche Lebensräume in naturschutzrechtlich besonders geschützten Bereichen in ihrem ursprünglichen Bestand zu erhalten.“ (Bgld. Gentechnik-Vorsorgegesetz, Bgld. GtVG; § 1, Abs.1)</p> <p>Bestimmungen über das Ausbringen (Schutzgebiete):</p> <p>„Über die Anforderungen des Abs. 1 hinaus dürfen GVO auf einer Grundfläche nur soweit ausgebracht werden, als dadurch</p> <p>1) innerhalb der Grenzen eines naturschutzrechtlich besonders geschützten Gebietes (Naturschutzgebiet, Europaschutzgebiet, Nationalpark),</p> <p>2) innerhalb des von der Unterschutzstellung betroffenen Bereichs eines Naturdenkmals (§ 27 Bgld. Naturschutz- und Landschaftspflegegesetz – NG 1990, LGBl. Nr. 27/1991, in der Fassung des Gesetzes LGBl. Nr. 32/2001)</p> <p>wild wachsende Pflanzen und frei lebende Tiere und deren natürliche Lebensräume, im Fall von Europaschutzgebieten jedoch nur die durch Verordnung jeweils festgelegten Schutzzwecke, nicht beeinträchtigt werden.“ (Bgld. Gentechnik-Vorsorgegesetz Bgld. GtVG; § 3, Abs. 2)</p> <p>„[...] Darüber hinaus darf bei Grundflächen, die in Schutzgebieten gemäß § 3, Abs. 2 gelegen sind, die Bewilligung nur erteilt werden, wenn dadurch das Ausbringen die wildlebenden Tier- und Pflanzenarten im Schutzgebiet und deren natürliche Lebensräume nicht beeinträchtigt werden (Verträglichkeitsprüfung)“ (Bgld. Gentechnik-Vorsorgegesetz, Bgld. GtVG; § 5, Abs.2)</p>

Bundesland	Rechtsgrundlage	Schutzziel (Naturschutz):
Ktn	Kärntner Gentechnik-Vorsorgegesetz i.d.F. LGBl. 89/2012	<p>Schutzziel (Naturschutz):</p> <p><i>„Dieses Gesetz regelt Maßnahmen der Vorsorge um [...] wildlebende Tier- und Pflanzenarten und deren natürliche Lebensräume in naturschutzrechtlich besonders geschützten Bereichen in ihrem ursprünglichen Bestand zu erhalten.“</i> (Kärntner Gentechnik-Vorsorgegesetz, K-GtVG; § 1 c)</p> <p>Bestimmungen über das Ausbringen (Schutzgebiete):</p> <p><i>„Über die Anforderungen des Abs 1 hinaus dürfen GVO auf einer Grundfläche nur soweit ausgebracht werden, als dadurch</i></p> <p><i>a) innerhalb der Grenzen eines naturschutzrechtlich besonders geschützten Gebietes (Naturschutzgebiet, Europaschutzgebiet, Nationalpark, Biosphärenpark)</i></p> <p><i>b) innerhalb des von der Unterschutzstellung betroffenen Bereichs eines Naturdenkmals (§ 28 Abs. 1 und 2 des Kärntner Naturschutzgesetzes – K-NSG 2002, LGBl. Nr.79/2002, [...]</i></p> <p><i>e) in [...] Au- und Bruchwäldern oder</i></p> <p><i>f) innerhalb eines Gebietes, für das Maßnahmen im Sinn des Vertragsnaturschutzes (§ 2a K-NSG 2002) vereinbart wurden, wildlebende Tier- und Pflanzenarten und deren natürliche Lebensräume, im Fall von Europaschutzgebieten jedoch nur die durch Verordnung jeweils festgelegten Schutzzwecke, nicht beeinträchtigt werden.“</i> (Kärntner Gentechnik-Vorsorgegesetz, K-GtVG; § 3, Abs 2)</p> <p><i>„Die Landesregierung hat [...] zu untersagen, wenn [...] die Gefahr besteht, das der jeweilige Schutzzweck eines Europaschutzgebietes oder dass in einem sonstigen naturschutzrechtlich besonders geschützten Bereich (§ 3, Abs. 2) wildlebende Tier- und Pflanzenarten und deren natürliche Lebensräume beeinträchtigt werden.“</i> (Kärntner Gentechnik-Vorsorgegesetz, K-GtVG; § 5, Abs. 2)</p>

Bundesland	Rechtsgrundlage	
NÖ	NÖ Gentechnik-Vorsorgegesetz 2005 i.d.F. LGBl. Nr. 6780-1	<p>Schutzziel (Naturschutz): keines</p> <p>„[...] insbesondere erstreckt sich der in den § 3 Abs. 1 geregelte Schutz vor dem unbeabsichtigten Vorhandensein von GVO nicht auf Wald im Sinn des Forstgesetzes 1975, BGBl. Nr. 440/1975 in der Fassung BGBl. I Nr. 55/2007 (Gesetz LGBl. Nr. 6180-0 i.d.F. LGBl. Nr. 6180-1§ 1, Abs. 3).“</p> <p>Bestimmungen über das Ausbringen (Schutzgebiete): keine</p>
OÖ	Oö. Gentechnik-Vorsorgegesetz 2006 i.d.F. LGBl. Nr. 79/2006	<p>Schutzziel (Naturschutz):</p> <p>„Ziel dieses Landesgesetzes sind Maßnahmen der Vorsorge, um [...] wildwachsende Pflanzenarten und deren natürliche Lebensräume in ihrem ursprünglichen Bestand zu erhalten.“ (Oö. Gentechnik-Vorsorgegesetz 2006, Oö. Gt-VG 2006; § 1, Abs. 1)</p> <p>Bestimmungen über das Ausbringen (Schutzgebiete):</p> <p>„Die Behörde hat den Anbau von GVO [...] zu untersagen, wenn</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. der Anbau innerhalb der Grenzen eines Gebietes des „Nationalparks Oö. Kalkalpen“ im Sinn des Oö. Nationalparkgesetzes erfolgen soll und kein Feststellungsbescheid nach den §§ 8 und 9 des Oö. Nationalparkgesetzes vorliegt, 2. der Anbau innerhalb der Grenzen eines Europaschutzgebiets im Sinn des § 24 Oö. NSchG 2001 erfolgen soll und keine Ausnahmegewilligung nach § 24 Abs. 3 bis 6 Oö. NSchG 2001 erteilt wurde, 3. der Anbau innerhalb der Grenzen eines Naturschutzgebietes im Sinn des § 25 Oö. NSchG 2001 erfolgen soll und keine Ausnahme nach § 25 Abs. 4 Oö. NSchG 2001 gestattet oder keine Ausnahmegewilligung nach § 25 Abs. 5 Oö. NSchG 2001 erteilt wurde [...]“ (Oö. Gentechnik-Vorsorgegesetz 2006, Oö. Gt-VG 2006; § 4, Abs. 1)

Bundesland	Rechtsgrundlage	Schutzziel (Naturschutz):
Sbg	Gentechnik-Vorsorgegesetz 2004 i.d.F. LGBl. Nr. 75/2004	<p>„Dieses Gesetz hat zum Ziel, in bestimmten besonders geschützten Gebieten zur Erhaltung der in genetischer Hinsicht unbeeinträchtigten biologischen Vielfalt im Sinn einer nachhaltigen, die lebenserhaltenden Systeme der Biosphäre bewahrenden Entwicklung jede Beeinträchtigung durch gentechnisch veränderte Organismen zu verhindern [...]“ (Gentechnik-Vorsorgegesetz; § 1, Abs. 1)</p> <p>„Der [...] Schutz der natürlichen Umwelt auf solchen Grundflächen, die nicht in bestimmten Schutzgebieten (§ 4 Abs. 1) liegen, erstreckt sich nicht auf 1. Wald im Sinn des Forstgesetzes 1975, BGBl. Nr 440, zuletzt geändert durch das Gesetz BGBl. I Nr 65/2002 [...]“ (Gentechnik-Vorsorgegesetz; § 1, Abs. 2)</p> <p>Allgemeine Bestimmungen über das Ausbringen (Schutzgebiete):</p> <p>„GVO dürfen nur unter Einhaltung jener Vorsichtsmaßnahmen ausgebracht werden, die nach dem Stand von Wissenschaft und Technik erforderlich sind, um die Erhaltungsziele [...] der besonders geschützten Gebiete [§ 4 Abs. 1] nicht zu beeinträchtigen [...]“ (Gentechnik-Vorsorgegesetz; § 3, Abs. 1)</p> <p>„[...] bei Grundflächen, die in Europaschutzgebieten (§ 22a NSchG) und Wild-Europaschutzgebieten (§ 108a des Jagdgesetzes 1993 – JG) gelegen sind, kann die Bewilligung nur erteilt werden, wenn das Schutzgebiet in seinen für die Erhaltungsziele wesentlichen Bestandteilen durch das Ausbringen nicht beeinträchtigt wird (Verträglichkeitsprüfung)“ (Gentechnik-Vorsorgegesetz; § 4, Abs. 1)</p>

Bundesland	Rechtsgrundlage	
Stmk	Steiermärkisches Gentechnik Vorsorgegesetz 2006 i.d.F. LGB. Nr. 97/2006	<p>Schutzziel (Naturschutz):</p> <p>„Dieses Gesetz dient dem Schutz der Europaschutzgebiete, der Naturschutzgebiete, der Naturparke und des Nationalpark Gesäuse [...]“ (Steiermärkisches Gentechnik Vorsorgegesetz, StGTVG; § 1, Abs. 1)</p> <p>Allgemeine Bestimmungen über das Ausbringen (Schutzgebiete):</p> <p>„In und neben Europaschutzgebieten, Naturschutzgebieten, Naturparken sowie im und neben dem Nationalpark Gesäuse ist eine Bewilligung zu erteilen, wenn die vorgesehenen Vorsichtsmaßnahmen nach dem Stand von Wissenschaft und Technik gewährleisten, dass der Schutzzweck dieser Gebiet nicht beeinträchtigt wird.“ (Steiermärkisches Gentechnik Vorsorgegesetz, StGTVG; § 8, Abs. 2)</p>
T	Tiroler Gentechnik-Vorsorgegesetz 2005 i.d.F. LGBI. 93/2012	<p>Schutzziel (Naturschutz):</p> <p>„Dieses Gesetz regelt [...] Maßnahmen zur Erhaltung von wild lebenden Tier- und Pflanzenarten und ihrer natürlichen Lebensräume im naturschutzrechtlich besonders geschützten Bereich im ursprünglichen Bestand.“ (Tiroler Gentechnik-Vorsorgegesetz; § 1, Abs. 1)</p> <p>Allgemeine Bestimmungen über das Ausbringen (Schutzgebiete):</p> <p>„[...] Scheint die Grundfläche nach den aus der gentechnikrechtlichen Zulassung sich ergebenden Bedingungen und Auflagen, insbesondere nach den Bedingungen für den Schutz besonderer Ökosysteme, Umweltgegebenheiten oder geographischer Gebiete im Sinn des Art. 19 Abs. 3 lit. C der Richtlinie 2001/18/EG, für die beabsichtigte Nutzung nach Größe, Lage oder Beschaffenheit nicht geeignet, so ist das Ausbringen nicht zulässig.“ (Tiroler Gentechnik-Vorsorgegesetz; § 3, Abs. 1)</p> <p>„Darüber hinaus dürfen GVO auf einer Grundfläche nur insoweit ausgebracht werden, als dadurch</p> <p>a) innerhalb der Grenzen eines Nationalparks oder eines Naturschutzgebietes oder Sonderschutzgebietes [...]</p> <p>e) in Auwäldern und Feuchtgebieten (§ 3 Abs. 4 des Tiroler Naturschutzgesetzes 1997)</p> <p>f) innerhalb eines Gebietes, für das im Rahmen des Vertragsnaturschutzes (§ 4 des Tiroler Naturschutzgesetzes 1997) bestimmte Maßnahmen vereinbart wurden, oder</p>

Bundesland	Rechtsgrundlage
	<p><i>g) in Natura 2000-Gebieten [...] wild lebende Tier- und Pflanzenarten und deren natürliche Lebensräume nicht beeinträchtigt werden.“ (Tiroler Gentechnik-Vorsorgegesetz; § 3, Abs.2)</i></p> <p><i>„[...] Scheint die Grundfläche nach den sich aus der gentechnikrechtlichen Zulassung ergebenden Bedingungen und Auflagen, insbesondere nach den Bedingungen für der Schutz besonderer Ökosysteme, Umweltgegebenheiten oder geographischer Gebiete im Sinn des Art. 19 Abs 3 lit c der Richtlinie 2001/18/EG, [...] nicht geeignet, so ist das Ausbringen nicht zulässig.“ (Tiroler Gentechnik-Vorsorgegesetz; § 3 Abs 1)</i></p>
Vbg	<p>Gesetz über Naturschutz und Landschaftsentwicklung 1997 i.d.F. LGBl. Nr. 72/2012</p> <p>Schutzziel (Naturschutz):</p> <p><i>„Das Aussetzen oder Aussäen gentechnisch veränderter Organismen in der Natur ist verboten. Dies gilt nicht, soweit diese Maßnahmen im Rahmen der Land- oder Forstwirtschaft unter Einhaltung der Bestimmungen des Gentechnikgesetzes erfolgen. Diese Maßnahmen bedürfen jedoch einer Bewilligung nach diesem Gesetz, wenn eine Beeinträchtigung heimischer wild lebender Tier- und Pflanzenarten, des Wirkungsgefüges der Natur oder eine wesentliche Veränderung der Landschaft nicht auszuschließen ist.“ (LGBl. Nr. 22/1997 i.d.F. LGBl. Nr. 1/2008; § 16, Abs. 2)</i></p> <p>Allgemeine Bestimmungen über das Ausbringen (Schutzgebiete): keine</p>

Bundesland	Rechtsgrundlage	
W	Wiener Gentechnik-vorsorgegesetz 2005 i.d.F. LGBl. Nr. 53/2005	<p>Schutzziel (Naturschutz): <i>„Dieses Gesetz regelt Maßnahmen mit dem Ziel zur Erhaltung der in genetischer Hinsicht unbeeinträchtigten biologischen Vielfalt jede Beeinträchtigung durch gentechnisch veränderte Organismen zu verhindern. [...]“</i> (Wiener Gentechnik-Vorsorgegesetz; § 1, Abs. 1)</p> <p>Allgemeine Bestimmungen über das Ausbringen (Schutzgebiete): <i>„GVO dürfen nur unter Einhaltung jener Vorsichtsmaßnahmen ausgebracht werden, die nach dem Stand der Wissenschaft und Technik erforderlich sind, um das Erhaltungsziel eines natürlichen Lebensraumes von besonders geschützten Gebieten im Sinne des Wiener Naturschutzgesetzes, LGBl. für Wien Nr. 45/1998, in der Fassung LGBl. für Wien Nr. 92/2001, nicht zu beeinträchtigen [...]“</i> (Wiener Gentechnik-Vorsorgegesetz; § 3 Abs.1)</p> <p><i>„[...] Bei Grundflächen, die in Europaschutzgebieten [...] gelegen sind, kann eine Bewilligung nur erteilt werden, wenn das Schutzgebiet in seinen Erhaltungszielen durch das Ausbringen nicht beeinträchtigt wird.“</i> (Wiener Gentechnik-Vorsorgegesetz; § 4, Abs. 1)</p>

Wie in Tabelle 5 angeführt, deckt das Schutzziel der meisten Gentechnik-Vorsorgegesetze wild wachsende Pflanzen in naturschutzrechtlich besonders geschützten Bereichen ab. Nur das Oberösterreichische Gentechnik-Vorsorgegesetz zielt darauf ab, diese generell in ihrem ursprünglichen Bestand zu erhalten. Im Niederösterreichischen Gentechnik-Vorsorgegesetz ist festgehalten, dass der Schutz vor dem unbeabsichtigten Vorhandensein von GVOs nicht für Wald im Sinn des Forstgesetzes gilt. Im Salzburger Gentechnik-Vorsorgegesetz ist ein ähnlicher Passus enthalten, wobei hier nur auf Wald außerhalb von Schutzgebieten Bezug genommen wird. In Niederösterreich sind somit der Anbau transgener Bäume und etwaige Auswirkungen auf Schutzgüter nicht erfasst.

In den verschiedenen Gentechnik-Vorsorgegesetzen werden jeweils unterschiedliche Schutzgebietskategorien angeführt, innerhalb derer wild wachsende Pflanzen und frei lebende Tiere nicht beeinträchtigt werden dürfen. Dazu zählen Naturschutzgebiete, Europaschutzgebiete, Nationalparke, Biosphärenparke und Naturparke. In einigen Gesetzen sind zusätzlich zu den Schutzgebieten bestimmte Habitats umfassen. In Bezug auf transgene Bäume sind vor allem Au- und Bruchwälder (Kärntner Gentechnik-Vorsorgegesetz) sowie Auwälder und Feuchtgebiete (Tiroler Gentechnik-Vorsorgegesetz) von Bedeutung. Naturwaldreservate, als Instrument des Vertragsnaturschutzes, sind mit Ausnahme des Tiroler und des Kärntner Gentechnik-Vorsorgegesetzes nicht umfasst.

Zu berücksichtigen ist, dass die meisten Gentechnik-Vorsorgegesetze auch Vorschläge für Maßnahmen enthalten, wie eine Verunreinigung durch GVOs verhindert werden kann (z. B. Sicherheitsabstände, Pollenbarrieren, Verwendung von sterilen Sorten). Es wäre zu prüfen, ob diese Maßnahmen auch bei transgenen Bäumen angewandt werden können bzw. spezielle Maßnahmen für transgene Bäume erarbeitet werden müssten.

4.4.2 Naturschutzgesetze

Die Naturschutzgesetze der Bundesländer regeln im Wesentlichen den Schutz von Arten und Lebensräumen, setzen relevante europarechtliche Vorgaben um (z. B. die FFH-Richtlinie) und sehen verschiedene Schutzgebietskategorien vor (auf die wiederum in den Gentechnik-Vorsorgegesetzen verwiesen wird). Für den Anbau transgener Bäume ist dabei wichtig, dass in Schutzgebieten in der Regel eine bestimmte forstwirtschaftliche Nutzung erlaubt ist. Die Definition, sofern vorhanden, lässt z. T. aber Interpretationsspielraum, ob GVO-Anbau umfasst wäre, oder nicht (siehe Tabelle 6).

Bundesland	Rechtsgrundlage	
Bgld	Burgenländisches Naturschutz- und Landschaftspflegegesetz i.d.F. LGBl. Nr. 7/2010	<p>Bezug auf GVOs: keiner</p> <p>Ausnahmen bzgl. der forstwirtschaftlichen Nutzung: zeitgemäße und nachhaltige land- und forstwirtschaftliche Nutzung</p> <p>Begriffsdefinitionen Forstwirtschaft: <i>„Als zeitgemäß und nachhaltig gilt eine land- und forstwirtschaftliche Nutzung, wenn die Tätigkeiten in einem land- und forstwirtschaftlichen Betrieb der Hervorbringung oder Gewinnung pflanzlicher und tierischer Produkte dienen und nach Verfahren organisiert sind, wie sie in einer bestimmten Gegend und zu einer bestimmten Zeit oder aufgrund überlieferter Erfahrungen üblich sind und die auf naturräumliche Voraussetzungen abgestimmte Nutzung in einem funktionierenden System dauerhaft Leistungen gewährleistet, ohne dass die Produktionsgrundlagen erschöpft werden.“</i> (Burgenländisches Naturschutz- und Landschaftspflegegesetz, NG 1990; § 19, Abs. 2)</p>

Tabelle 6:
 Überblick Naturschutzgesetze (modifiziert nach UMWELTBUNDESAMT 2011b).

Bundesland	Rechtsgrundlage	Bezug auf GVOs:
Ktn	Kärntner Naturschutzgesetz 2002 i.d.F. LGBl. Nr. 104/2012	Bestimmungen zur Vermeidung und Sanierung von Umweltschäden durch die Ausübung der in Anhang II angeführten Tätigkeiten, wozu auch die absichtliche Freisetzung gentechnisch veränderter Organismen gezählt wird. Ausnahmen bzgl. der forstwirtschaftlichen Nutzung: Maßnahmen, die der zeitgemäßen, auf die naturräumlichen Voraussetzungen abgestimmten land- und forstwirtschaftlichen Nutzung zuzurechnen sind. Begriffsdefinitionen Forstwirtschaft: keine

Bundesland	Rechtsgrundlage	Bezug auf GVOs:
NÖ	Niederösterreichisches Naturschutzgesetz 2000 i.d.F. LGBl. Nr. 5500-10	<p>Bezug auf GVOs:</p> <p>„Das Aussetzen oder Aussäen gentechnisch veränderter Organismen in der Natur ist verboten. Dies gilt nicht, soweit diese Maßnahmen im Rahmen der Land- oder Forstwirtschaft unter Einhaltung der Bestimmungen des Gentechnikgesetzes (BGBl. Nr. 510/1994 in der Fassung BGBl. I Nr. 127/2005) erfolgen. Diese Maßnahmen bedürfen jedoch einer Bewilligung nach diesem Gesetz, wenn eine Beeinträchtigung heimischer wildlebender Tier- und Pflanzenarten, des Wirkungsgefüges der Natur oder eine wesentliche Veränderung der Landschaft nicht auszuschließen ist.“ (NÖ Naturschutzgesetz, LGBl. Nr. 5500-0 i.d. F. LGBl. Nr. 5500-10, NÖ NSchG 2000; § 17, Abs. 6)</p> <p>Ausnahmen bzgl. der forstwirtschaftlichen Nutzung:</p> <p>Zeitgemäße und nachhaltige land- und forstwirtschaftlichen Nutzung</p> <p>Begriffsdefinitionen Forstwirtschaft:</p> <p>„Als zeitgemäß und nachhaltig gilt eine land- und forstwirtschaftliche Nutzung, wenn die Tätigkeiten in einem land- und forstwirtschaftlichen Betrieb der Hervorbringung oder Gewinnung pflanzlicher oder tierischer Produkte dienen und nach Verfahren organisiert sind, wie sie in einer bestimmten Gegend und zu einer bestimmten Zeit oder aufgrund überlieferter Erfahrungen üblich sind und die auf naturräumliche Voraussetzungen abgestimmte Nutzung in einem funktionierenden System dauerhaft Leistungen gewährleistet, ohne dass die Produktionsgrundlagen erschöpft und Natur und Landschaft ungebührlich belastet werden.“ (NÖ Naturschutzgesetz, LGBl. Nr. 5500-0 i.d.F. LGBl. Nr. 5500-10, NÖ NSchG 2000; § 21, Abs. 3)</p>

Bundesland	Rechtsgrundlage	Bezug auf GVOs: keiner
OÖ	Oberösterreichisches Natur- und Landschaftsschutzgesetz 2001 i.d.F. LGBl. Nr. 4/2013	<p>Ausnahmen bzgl. der forstwirtschaftlichen Nutzung:</p> <p>Zeitgemäße land- und forstwirtschaftliche Nutzung</p> <p>Begriffsdefinitionen Forstwirtschaft:</p> <p><i>„[...] zeitgemäße land- und forstwirtschaftliche Nutzung: jede regelmäßig erfolgende und auf Dauer ausgerichtete Tätigkeit zur Hervorbringung und Gewinnung land- und forstwirtschaftlicher Erzeugnisse mit Hilfe der Naturkräfte, sofern diese Tätigkeit den jeweils zeitgemäßen Anschauungen der Betriebswirtschaft und der Biologie sowie dem Prinzip der Nachhaltigkeit entspricht.“</i> (Oö. Natur- und Landschaftsschutzgesetz 2001, Oö. NSchG 2001; § 3, Abs. 17)</p>
Sbg	Salzburger Naturschutzgesetz 1999 i.d.F. LGBl. Nr. 32/2013	<p>Bezug auf GVOs: keiner</p> <p>Ausnahmen bzgl. der forstwirtschaftlichen Nutzung:</p> <p>Maßnahmen im Rahmen der ordnungsgemäßen land- und forstwirtschaftlichen Nutzung</p> <p>Begriffsdefinitionen Forstwirtschaft:</p> <p><i>„Ordnungsgemäße land- und forstwirtschaftliche Nutzung: jede Tätigkeit zur Hervorbringung und Gewinnung land- und forstwirtschaftlicher Erzeugnisse mit Hilfe der Naturkräfte, die rechtmäßig erfolgt, auf Dauer ausgerichtet ist und den jeweils zeitgemäßen Anschauungen der Betriebswirtschaft und Biologie entspricht.“</i> (Salzburger Naturschutzgesetz 1999, LGBl. Nr. 73/1999 i.d.F. LGBl. Nr. 32/2013, NSchG; § 5, Abs. 23)</p>

Stmk	Steiermärkisches Naturschutzgesetz 1979 i.d.F. LGBl. 44/2012	<p>Bezug auf GVOs:</p> <p>„Dieses Gesetz gilt nicht für das Ausbringen von gentechnisch veränderten Organismen (GVO) im Sinne des Steiermärkischen Gentechnik Vorsorgegesetzes – StGTVG, LGBl. Nr. 97/2006 (8).“ (Steiermärkisches Naturschutzgesetz 1996, NschG 1976; § 1, Abs. 4)</p> <p>Ausnahmen bzgl. der forstwirtschaftlichen Nutzung:</p> <p>Zeitgemäße, auf die naturräumlichen Voraussetzungen abgestimmte land-, forst-, jagd- und fischereiwirtschaftliche Nutzung</p> <p>Begriffsdefinitionen Forstwirtschaft: keine</p>
T	Tiroler Naturschutzgesetz 2005 i.d.F. LGBl. Nr. 150/2012	<p>Bezug auf GVOs: keiner</p> <p>Ausnahmen bzgl. der forstwirtschaftlichen Nutzung:</p> <p>Maßnahmen der üblichen land- und forstwirtschaftlichen Nutzung</p> <p>Begriffsdefinitionen Forstwirtschaft:</p> <p>„Maßnahme der üblichen land- und forstwirtschaftlichen Nutzung ist jede Tätigkeit zur Hervorbringung und Gewinnung land- und forstwirtschaftlicher Erzeugnisse mit Hilfe der Naturkräfte unter Anwendung der nach dem jeweiligen Stand der Technik, der Betriebswirtschaft und der Biologie gebräuchlichen Verfahren. Zum jeweiligen Stand der Technik gehört insbesondere auch die Verwendung von Kraftfahrzeugen, Luftfahrzeugen und sonstigen Arbeitsgeräten, die aufgrund ihrer Bauart und Ausrüstung für diese Verwendung bestimmt sind.“ (Tiroler Naturschutzgesetz 2005, TNSchG 2005; § 3, Abs.1)</p>

Bundesland	Rechtsgrundlage	
Vbg	Gesetz über Naturschutz und Landschaftsentwicklung i.d.F. LGBl. 72/2012	<p>Bezug auf GVOs: <i>„Das Aussetzen oder Aussäen gentechnisch veränderter Organismen in der Natur ist verboten. Dies gilt nicht, soweit diese Maßnahmen im Rahmen der Land- oder Forstwirtschaft unter Einhaltung der Bestimmungen des Gentechnikgesetzes erfolgen. Diese Maßnahmen bedürfen jedoch einer Bewilligung nach diesem Gesetz, wenn eine Beeinträchtigung heimischer wild lebender Tier- und Pflanzenarten, des Wirkungsgefüges der Natur oder eine wesentliche Veränderung der Landschaft nicht auszuschließen ist.“</i> (Gesetz über Naturschutz und Landschaftsentwicklung, LGBl Nr. 22/1997 i.d.F. LGBl. Nr. 72/2012; § 16, Abs. 2)</p> <p>Ausnahmen bzgl. der forstwirtschaftlichen Nutzung: Bisher ausgeübte land- und forstwirtschaftliche Nutzung</p> <p>Begriffsdefinitionen Forstwirtschaft: keine</p>
W	Gesetz mit dem das Wiener Naturschutzgesetz erlassen wird i.d. F. LGBl. Nr. 29/2012	<p>Bezug auf GVOs: keiner</p> <p>Ausnahmen bzgl. der forstwirtschaftlichen Nutzung: keine</p> <p>Begriffsdefinitionen Forstwirtschaft: keine</p>

In Bezug auf Schutzgebiete fällt auf, dass nur das Salzburger Naturschutzgesetz eine Referenz zu Naturwaldreservaten enthält. Diese werden definiert als „[...] ein völlig oder weitgehend ursprüngliches oder naturnahes, überwiegend mit Wald bestocktes Gebiet, das möglichst weitgehend der menschlichen Nutzung entzogen ist, ein Rückzugsgebiet für Tier- und Pflanzenarten darstellt und dadurch von besonderer wissenschaftlicher Bedeutung ist.“ (Salzburger Naturschutzgesetz, LGBl. Nr. 73/1999 i.d.F. LGBl. Nr. 32/2013, NSchG; § 5, Abs. 22).

Wie in Tabelle 6 angeführt, ist in den meisten Schutzgebieten eine bestimmte forstwirtschaftliche Praxis erlaubt. Diese wird je nach Bundesland anders beschrieben und reicht von zeitgemäß und nachhaltig bis ordnungsgemäß oder wird als übliche oder bisher ausgeübte Nutzung bezeichnet. Keines der Naturschutzgesetze enthält eine konkrete Definition, ob der Anbau von transgenen Bäumen unter diese Aspekte fallen würde.

4.4.3 Geschützter Wald in Österreich

Abbildung 17 gibt eine Übersicht über die Lage der Schutzgebiete in Österreich, wobei Natura 2000-Gebiete gesondert hervorgehoben sind. Es zeigt sich, dass ein nicht unbeträchtlicher Teil der österreichischen Schutzgebiete in bewaldeten Bereichen liegt. Abbildung 18 zeigt diesen Aspekt noch deutlicher. Hier sind nur die geschützten Waldbereiche gezeigt, wobei wieder die Waldfläche in Natura 2000-Gebieten hervorgehoben ist.

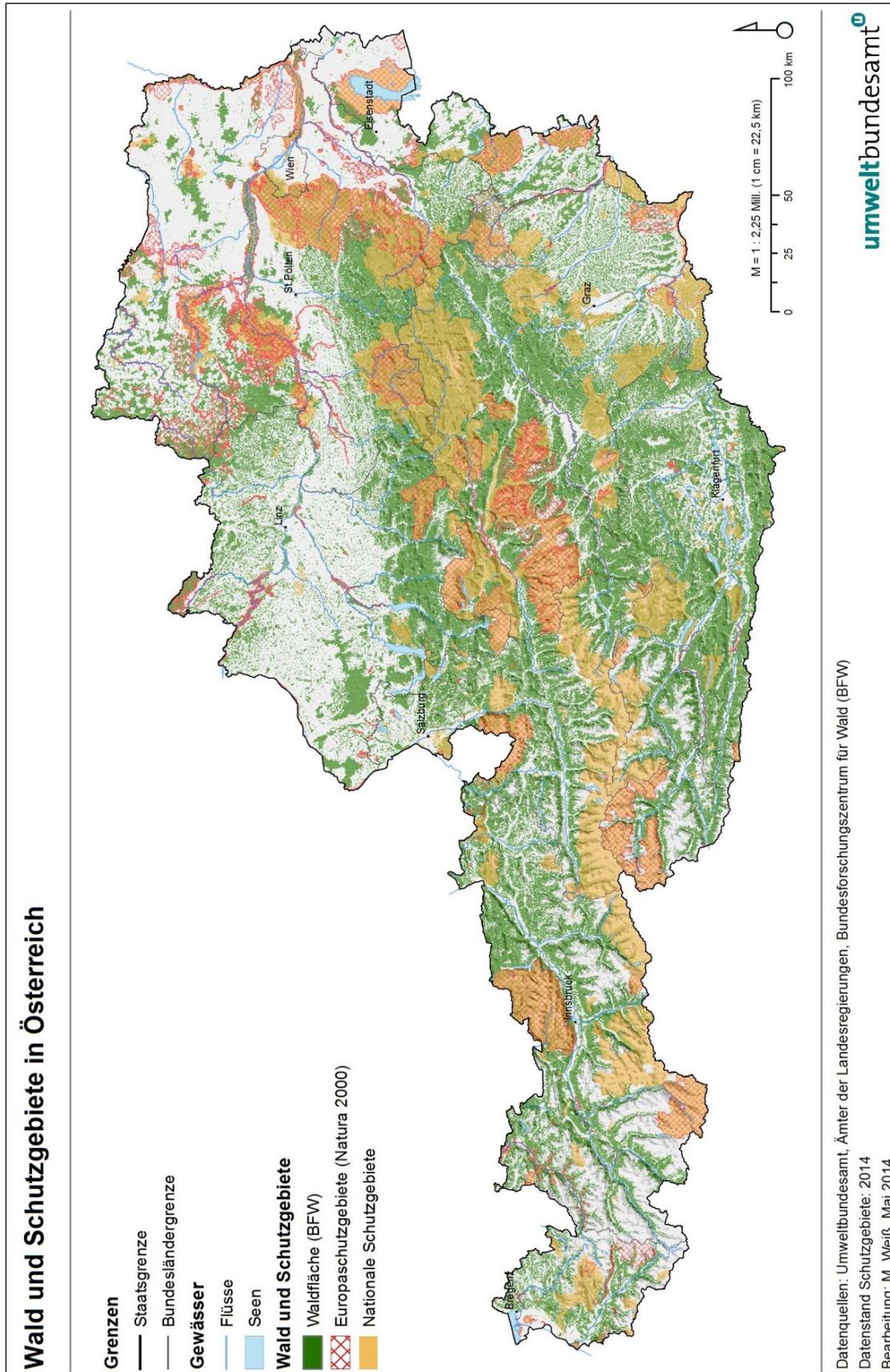


Abbildung 17: Wald und Schutzgebiete in Österreich.

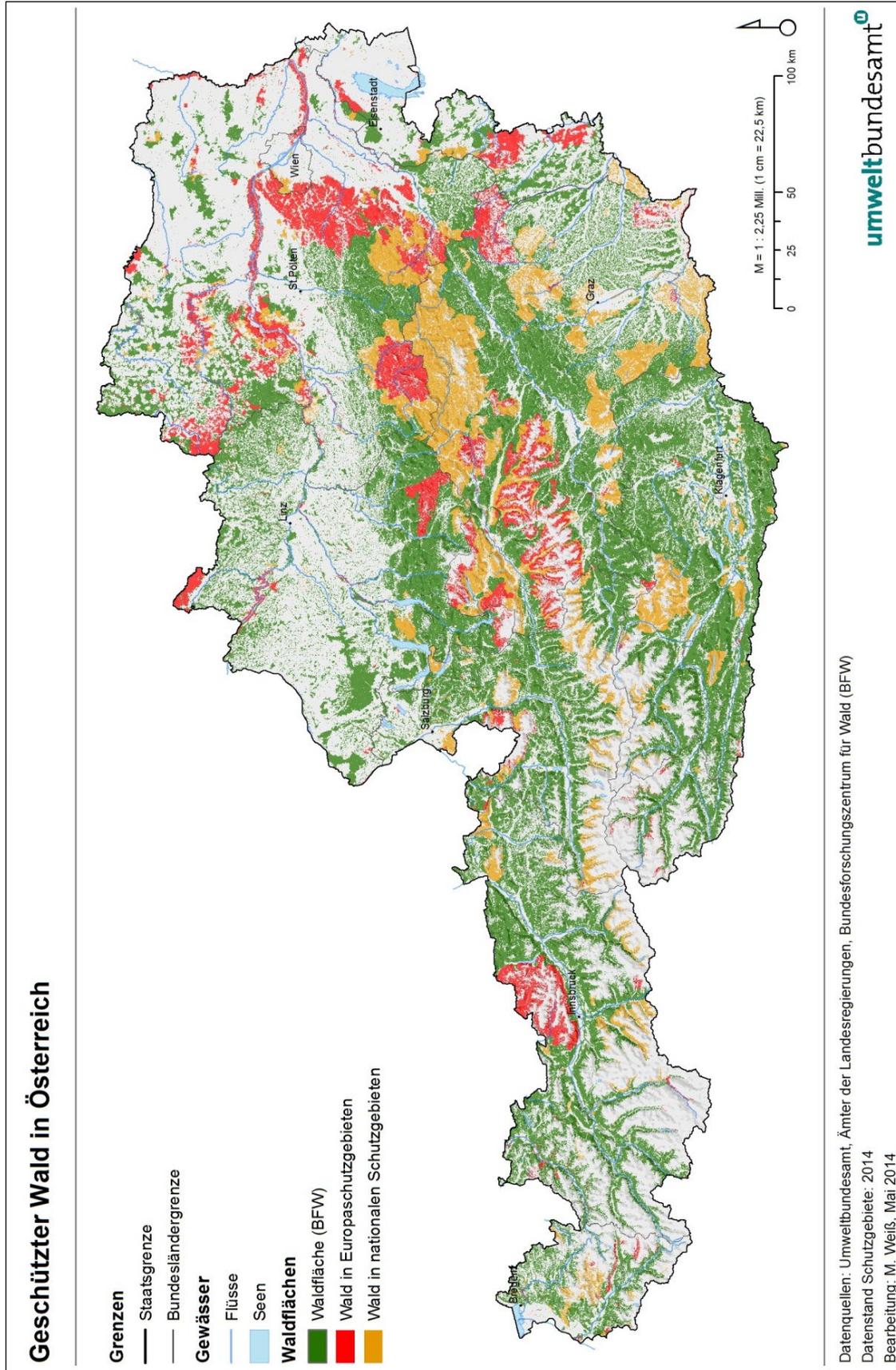


Abbildung 18: Geschützter Wald in Österreich.

Aufgegliedert nach den verschiedenen Schutzgebietskategorien zeigt sich, dass der Großteil der geschützten Waldfläche als Landschaftsschutzgebiet ausgewiesen ist, gefolgt von Europaschutzgebieten (siehe Tabelle 7). So sind 19,7 % des österreichischen Waldes als Landschaftsschutzgebiet und 16,4 % als Natura 2000-Gebiet ausgewiesen. Es ist dabei zu beachten, dass sich die verschiedenen Schutzgebietskategorien überlappen können und somit oft ein und dieselbe Fläche z. B. sowohl als Natura 2000-Gebiet als auch als Naturschutzgebiet ausgewiesen ist.

*Tabelle 7:
Anteil der geschützten
Waldflächen am
Gesamtwald nach
Schutzgebietskategorien
(Quelle:
Umweltbundesamt).*

Schutzgebietskategorie	Anteil geschützter Wald am Gesamtwald
	%
Europaschutzgebiet (Natura 2000)*	16,41
Nationalpark	1,86
Naturschutzgebiet	4,00
Landschaftsschutzgebiet	19,72
Naturpark	6,64
Biosphärenpark	2,71
Andere	0,81

* soweit gesetzlich verordnet

Tabelle 8 zeigt im Gegensatz dazu, welchen Anteil Waldflächen an der Gesamtfläche der verschiedenen Schutzgebietskategorien ausmachen. So sieht man z. B., dass – prozentuell gesehen – Landschaftsschutzgebiete (64,8 %) und Biosphärenparks (60,8 %) den höchsten Waldanteil aufweisen, gefolgt von Naturschutzgebieten (51 %) und Europaschutzgebieten (49,2 %).

*Tabelle 8:
Anteil des Waldes an
der Gesamtfläche der
geschützten Gebiete
nach Schutzgebiets-
kategorien (Quelle:
Umweltbundesamt).*

Schutzgebietskategorie	Wald pro Kategorie
	%
Europaschutzgebiet (Natura 2000)*	49,15
Nationalpark	18,39
Naturschutzgebiet	51,03
Landschaftsschutzgebiet	64,80
Naturpark	48,27
Biosphärenpark	60,85
Andere	19,03

* soweit gesetzlich verordnet

Tabelle 7 und Tabelle 8 enthalten die für Wald bedeutendsten Schutzgebiete. Im Folgenden soll ein kurzer Überblick über die jeweiligen Zielsetzungen gegeben werden.

Europaschutzgebiet

Europaschutzgebiete (bzw. Natura 2000-Gebiete laut Tiroler Naturschutzgesetz) sind Gebiete, die aufgrund der Fauna-Flora-Habitat Richtlinie oder der Vogelschutzrichtlinie ausgewiesen werden. Diese Gebiete werden für jeweils bestimmte Arten oder Habitate verordnet, die entsprechend das Schutzgut dieser Gebiete darstellen.

Nationalpark

Nationalpark ist eine Schutzgebietskategorie, die nach den Kriterien der IUCN (International Union for Conservation of Nature) festgelegt ist. In Österreich rechtlich als Nationalparks ausgewiesene Gebiete müssen dabei nicht zwangsläufig der IUCN-Kategorie II (Nationalpark) entsprechen.

Das Schutzziel in Nationalparks ist die ökologische Unversehrtheit der Ökosysteme. In der Kernzone eines Nationalparks ist keine Nutzung durch den Menschen vorgesehen, in der Außenzone sind naturräumliche Managementmaßnahmen möglich.

Naturschutzgebiet

Naturschutzgebiete werden auf Basis von Verordnungen der österreichischen Bundesländer ausgewiesen und umfassen natürliche oder naturnahe Gebiete mit schützenswerten Lebensräumen oder Arten. Mit dem Schutzziel unvereinbare Eingriffe durch den Menschen sollen in diesen Gebieten verhindert werden, wobei meist die bisherige oder zeitgemäße land- und forstwirtschaftliche Nutzung gestattet ist (siehe auch Tabelle 6). Details können in den entsprechenden Verordnungen festgehalten sein, z. B. Verbot von Kunstdüngereinsatz.

Landschaftsschutzgebiet

Diese Gebiete sollen Bereiche mit besonderem Charakter und hohem Erholungswert schützen, wobei sie weitgehend natürlich, aber auch durch eine naturnahe land- und forstwirtschaftliche Nutzung besonders geprägt sein können. Ziel ist hauptsächlich die Erhaltung des Landschaftsbildes.

Naturpark

Naturpark ist ein Prädikat, das an Natur- oder Landschaftsschutzgebiete vergeben werden kann. Es handelt sich daher um keine Schutzgebietskategorie im engeren Sinn, ist aber der Vollständigkeit halber angeführt.

Biosphärenpark

Auch Biosphärenpark (Biosphärenreservat) ist ein Prädikat. Dieses wurde von der UNESCO eingeführt und soll Natur- und Kulturlandschaften erhalten. Schutzziele sind der Schutz von großflächigen Ökosystemen und Landschaften, die Entwicklung von nachhaltigen Landnutzungsformen sowie Bildung und Forschung. Nur Vorarlberg sieht die Biosphärenparks als eigene Schutzgebietskategorie vor. In den anderen Bundesländern sind diese durch Natur- oder Landschaftsschutzgebiete ausgewiesen.

4.4.4 Fallbeispiele

Wie in Kapitel 4.4.3 gezeigt, überschneiden sich Schutzgebiete und Waldfläche in großen Bereichen. Schutzgebiete können dabei nicht nur durch mögliche Auslöser innerhalb des Gebietes, sondern auch von außen beeinflusst werden. Aufgrund der räumlichen Gegebenheiten könnte der Anbau von transgenen Bäumen deshalb Auswirkungen auf die Schutzziele der entsprechenden Schutzgebiete haben.

Auch wenn mögliche Effekte von transgenen Bäumen im Rahmen des Zulassungsverfahrens in der Umweltrisikoprüfung bearbeitet werden müssen und die aktuellen Leitlinien der EFSA (EFSA 2010a) auch Schutzgüter beinhalten, werden diese Aspekte von den Antragstellern im Moment nicht oder nur unzureichend berücksichtigt. Diesem Aspekt ist vor dem Hintergrund der regional spezifischen Ausstattung an geschützten Arten und Habitaten bzw. Schutzgebieten Rechnung zu tragen, wie auch in den Gentechnik-Vorsorgegesetzen vorgesehen. Es geht also um die Frage, wie Unsicherheiten, die aus der Risikoabschätzung verbleiben, im Sinne der Vorsorge hinsichtlich des möglichen Auftretens von unerwarteten, langfristigen oder kumulativen Effekten begegnet wird.

Mögliche Umwelteffekte von GVOs betreffen nach MENZEL et al. (2005) nicht nur molekulare und physiologische Prozesse, sondern auch die Ebene von Individuum, Population, Ökosystem und Landschaft. Dies wären z. B.:

- Veränderungen im pflanzlichen Stoffwechsel,
- Beeinträchtigung von Nicht-Zielorganismen,
- Resistenzentwicklungen,
- Verdrängung konkurrenzschwacher Arten,
- Nahrungsnetzeffekte,
- Veränderungen des Landschaftsbildes.

Will ein Waldbesitzer/eine Waldbesitzerin transgene Bäume anbauen, so unterliegt er/sie je nach Bundesland einer Anzeige- oder Bewilligungspflicht. Das bedeutet, dass die Behörde innerhalb einer bestimmten Frist den Anbau untersagen kann und bei Nicht-Tätigwerden innerhalb der Frist die transgenen Bäume ausgebracht werden dürfen (Anzeigepflicht) oder dass erst nach positivem Bewilligungsbescheid ein Anbau erfolgen darf (Bewilligungspflicht). Dabei sind von der Behörde auch mögliche Auswirkungen auf die im jeweiligen Gentechnik-Vorsorgegesetz angeführten Schutzgebiete zu berücksichtigen. Dies ist besonders relevant, wenn der Anbau innerhalb eines solchen Gebietes erfolgen soll, aber auch, wenn die Schutzziele des Gebietes durch Einfluss von außen beeinträchtigt werden könnten. Je nach Art und Modifikation der transgenen Baumart müsste entschieden werden, welche Schutzgebiete im möglichen Einflussbereich des Anbaus liegen. Zu diesem Zweck könnte bei Natura 2000-Gebieten auch eine Verträglichkeitsprüfung notwendig sein, die nach der FFH-Richtlinie für Vorhaben (Projekte) vorgesehen ist, die ein solches Gebiet erheblich beeinträchtigen könnten.

4.4.4.1 Möglicher Einfluss von ligninmodifizierten Pappeln auf Naturschutzgebiete

Da in Österreich Pappeln zu den heimischen Baumarten zählen, ist von Bedeutung, dass sie potenzielle Kreuzungspartner von ligninmodifizierten Pappeln darstellen. Im Falle eines Anbaus dieser transgenen Bäume in oder im Einflussbereich eines Naturschutzgebietes wäre z. B. zu prüfen, ob eine Auskreuzung möglich wäre, d. h. potenzielle Kreuzungspartner im Schutzgebiet vorkommen.

Weitere Aspekte wären z. B. mögliche Auswirkungen auf Pflanzenfresser, die auf die veränderte Zusammensetzung der Pappel reagieren. Da ligninmodifizierte Pappeln einem höheren Fraßdruck ausgesetzt sein könnten, könnten Auskreuzungen in die natürliche Pappelpopulation zu einem Populationsrückgang (der Pflanzenfresser) führen.

Mögliche Schutzmaßnahmen wären z. B. die Anwendung steriler Sorten oder Abstandsregelungen, sofern der Anbau außerhalb des Naturschutzgebietes geplant ist.

4.4.4.2 Möglicher Einfluss von Bt-Fichten auf Europaschutzgebiete

Im Falle von transgenen Fichten, die Bt-Proteine gegen bestimmte Schadorganismen bilden, wäre zu prüfen, ob Tierarten, die Schutzgut des entsprechenden Europaschutzgebietes sind, negativ beeinflusst werden könnten, also Nicht-Zielorganismen darstellen. Dies könnten im Fall einer Resistenz gegen Käfer, wie z. B. den Borkenkäfer, andere Käferarten sein.

Negative Auswirkungen auf Nicht-Zielorganismen könnten z. B. letale oder subletale Effekt durch Pollen- oder Pflanzenfraß sein. Abhängig von der Art und Dauer der Auswirkung sowie der räumlichen Dichte an transgenen Bt-Bäumen bzw. Anbauflächen könnten sich solche Effekte mit der Zeit auch auf dem Populationsniveau auswirken. Effekte könnten auch auf höheren trophischen Niveaus auftreten (z. B. indirekte Aufnahme von Toxinen durch Beutetiere, Wegfall von Beutetieren).

Mögliche Schutzmaßnahmen wären auch hier z. B. Abstandsregelungen, sofern der Anbau außerhalb des Europaschutzgebietes geplant ist bzw. ein geeignetes Monitoring jener Arten, für die das Europaschutzgebiet ausgewiesen wurde.

4.4.4.3 Vorbeugende Maßnahmen

Eine umfassende Betrachtung der Abdeckung von Schutzgütern durch die Naturschutz- und Gentechnik-Vorsorgegesetze erfolgte in UMWELTBUNDESAMT (2011b). Die wichtigsten Punkte sollen im Folgenden kurz angeführt werden:

- Die Naturschutzgesetze erlauben keine Abschätzung, ob Anbau von transgenen Bäumen als üblich, nachhaltig oder zeitgemäß (siehe Tabelle 6) einzustufen wäre.
- Die Gentechnik-Vorsorgegesetze beziehen sich auf Gebietsschutz, potenzielle Auswirkungen auf geschützte Arten und Habitate außerhalb dieser bleiben unberücksichtigt.
- Es ist unklar, wie Genehmigungsverfahren im Detail durchgeführt werden bzw. ob Sachverständige hinzugezogen werden. Vor allem in Bundesländern, die nur eine Anzeigepflicht vorsehen, ist unklar, in welchem Ausmaß die Behörde tätig werden wird.

- Die Abschätzung von indirekten Wirkungen und Langzeiteffekten stellt eine Herausforderung dar, vor allem hinsichtlich der notwendigen Datengrundlagen (z. B. Artenlisten von Naturschutzgebieten).

Des Weiteren wäre es notwendig, wie oben schon angeführt, die in den Gentechnik-Vorsorgegesetzen angeführten Schutzmaßnahmen (z. B. Pollenbarrieren), auf ihre Anwendbarkeit und Wirksamkeit im Falle eines Anbaus von transgenen Bäumen hin zu überprüfen bzw. entsprechende Sicherheitsabstände festzulegen und ein Monitoring zu gewährleisten.

5 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Transgene Bäume sind im Vergleich zu transgenen Feldfrüchten relativ junge Produkte und viele Studien sind in der Grundlagenforschung und nicht in der angewandten Forschung angesiedelt. Wie aber die Zulassung transgener Pappeln in China bzw. Arbeiten zu speziellen Aspekten der Umweltrisikoprüfung auf internationaler Ebene zeigen, könnte die Beantragung von Marktzulassungen transgener Bäume in der Zukunft auch für die EU relevant werden.

Der vorliegende Bericht fokussiert auf aktuelle Entwicklungen und umfasst deshalb nur derzeit vorliegende transgene Baumarten und transgene Eigenschaften. Weitere Entwicklungen in der Zukunft, vor allem im Bereich der neuen Züchtungstechnologien, sollten weiter verfolgt und beobachtet werden.

Die Umweltrisikoprüfung von GVOs ist auf europäischer Ebene im Zulassungsverfahren vorgesehen. Entsprechende Leitlinien sind aber vor allem vor dem Hintergrund transgener Feldfrüchte verfasst worden. Hier gilt es gegebenenfalls spezielle Aspekte für transgene Bäume zu inkludieren oder eigene Leitlinien zu verfassen, wie dies auf internationaler Ebene schon verfolgt wird. Hier sind besonders spezielle Eigenschaften von Bäumen im Vergleich zu Nutzpflanzen zu berücksichtigen. Dies kann z. B. ein stärkerer Fokus auf potenzielle langfristige Effekte sein oder ein stärkerer Fokus auf ein begleitendes Monitoring, um nachteilige Effekte, wie z. B. Resistenzentwicklungen, frühzeitiger feststellen zu können, als das z. B. bei transgenen Feldfrüchten der Fall war.

Da davon ausgegangen wurde, dass ein potenzieller Anbau transgener Bäume in Österreich eher langsam und schrittweise erfolgen würde, wurde in den Fallstudien ein entsprechender lokaler und kleinräumiger Anbau diskutiert. Hier wird auch berücksichtigt, dass für transgene Bäume andere Managementsysteme möglich sind, als dies bei transgenen Feldfrüchten der Fall ist. Auf der einen Seite kann ein Anbau im Bestand erfolgen, auf der anderen Seite ist ein Anbau in Kurzumtriebsplantagen möglich – mit unterschiedlichen Risikoszenarien. Es ist zu berücksichtigen, dass ein großflächigerer Anbau die Notwendigkeit mit sich bringt, potenzielle kumulative und langfristige Effekte stärker zu berücksichtigen. Ein begleitendes Monitoring schon bei kleinräumigem Anbau in Österreich wird als notwendig angesehen, um auf der einen Seite bei Auftreten unerwarteter Effekte schnell Maßnahmen ergreifen zu können. Auf der anderen Seite sollten auf diese Weise auch Daten gesammelt werden, die aus der Risikoabschätzung noch nicht bekannt sind.

Nach BARTSCH & SCHUPHAN (1998) ist *„die Einbürgerung und Ausbreitung transgener Organismen aus biologischer Sicht per se kein unerwünschter Vorgang. Er wird es erst dann, wenn durch diesen Vorgang als Konsequenz ein Ereignis eintritt, welches als Schaden gewertet wird.“* Ein solcher Schaden könnte z. B. auftreten, wenn geschützte Pflanzen- und Tierarten verdrängt würden oder die genetische Vielfalt innerhalb einer Art verlorengehe. Vom historisch-ökologischen Standpunkt betrachtet, sind solche Ereignisse zumindest mit dem Einsetzen der landwirtschaftlichen Aktivitäten des Menschen (seit etwa 10.000 Jahren) immer wieder vorgekommen. Genfluss zwischen Angehörigen derselben Art (Individuen und Populationen) und auch über die Artgrenzen hinaus ist in diesem Sinn noch kein („ökologischer“) Schaden, sondern ein biologischer Wirkungsmechanismus (BARTSCH et al. 2003).

Auch wenn diese Aspekte im Rahmen der Umweltrisikoprüfung berücksichtigt werden sollten, muss klar gesagt werden, dass die derzeitige Umsetzung der Umweltrisikoprüfung von GVOs noch Lücken aufweist. Je nach Qualität der Umweltrisikoprüfung und der vorgebrachten Daten verbleiben Restrisiken für unbeabsichtigte Effekte, die durch ein Monitoring, wie oben angeführt, abgedeckt werden sollten.

Natürliche Systeme sind sehr komplex und unterliegen Veränderungen in Zeitskalen von Stunden bis zu Tausenden von Jahren und diese Veränderungen reagieren ständig aufeinander. Nur das sehr langfristige Beobachten von Zuständen und Veränderungen in Ökosystemen ist in der Lage, diese Veränderungen auch nur ansatzweise zu dokumentieren. Ein kausales Verständnis zu erreichen, ist dabei oft nicht mehr möglich. Man kann aber zumindest versuchen, die augenscheinlichsten Ursachen und Wirkungen von Umweltveränderungen zu verstehen und mit dieser Kenntnis zukünftige Entwicklungen vorherzusagen. Ökologische Langzeituntersuchungen, die sich über viele Jahrzehnte erstrecken, wären daher wünschenswert, besonders da sich die Phänomene des Genflusses und der Samenausbreitung bei Bäumen oft erst nach Jahrzehnten manifestieren.

Der zukünftige Einsatz von transgenen Bäumen wird somit nicht nur von den Fortschritten in der Biotechnologie abhängen, sondern auch von der Notwendigkeit eines fundierten Wissens über mögliche und abschätzbare Risiken, der daraus resultierenden gesellschaftlichen Einstellung und den sich daraus letztendlich ergebenden politischen Entscheidungen. Dazu wird es auch notwendig sein, entsprechende Leitlinien für die speziellen Anforderungen transgener Bäume zu adaptieren. Dies inkludiert auch Vorgaben in den Gentechnik-Vorsorgegesetzen, z. B. hinsichtlich Sicherheitsmaßnahmen bzw. Monitoringauflagen.

6 LITERATURVERZEICHNIS

- ABHILASH, P.C.; JAMIL, S. & SINGH, N. (2009): Transgenic plants for enhanced biodegradation and phytoremediation of organic xenobiotics. *Biotechnology Advances*, 27: 474–488.
- ABRAMSON, M.; SHOSEYOV, O. & SHANI, Z. (2010): Plant cell wall reconstruction toward improved lignocellulosic production and processability. *Plant Science*, 178: 61–72.
- AGUILERA, J.; NIELSEN, K.M. & SWEET, J. (2013): Risk assessment of GM trees in the EU: current regulatory framework and guidance. *iForest – Biogeosciences and Forestry*.
- AHUJA, M.R. (2009): Transgene stability and dispersal in forest trees. *Trees – Structure and Function*, 23: 1125–1135.
- AMMANN, K.; JACOT, Y. & AL MAZYAD, P.R. (1996): Field release of transgenic crops in Switzerland. An ecological risk assessment of vertical gene flow. In: SCHULTE, E. & KÄPPELI, O. (1996): *Gentechnisch veränderte krankheits- und schädlingsresistente Nutzpflanzen. Schwerpunktprogramm Biotechnologie des Schweizerischen Nationalfonds, Bern.*
- ANDERSSON, E.A. (1955): Pollenverbreitung und Abstandsisolierung von Forstsaamenplantagen. *Forstgenetik u. Forstpflanzenzüchtung*, 4: 150–152.
- ANDOW, D.A. & HILBECK, A. (2007): Science-based risk assessment for nontarget effects of transgenic crops. *BioScience*, 54: 637–649.
- ARONEN, T.; NIKKANEN, T.; HARJU, A.; TIIMONEN, H. & HÄGGMAN, H. (2002): Pollen competition and seed-siring success in *Picea abies*. *TAG Theoretical and Applied Genetics*. 104: 638–642.
- AXELSSON, P. (2011): Target and non-target effects of genetically modified trees. Doctoral Thesis. Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå.
- AXELSSON, E.P.; HJÄLTÉN, J.; LEROY, C.J.; JULKUNEN-TIITTO, R.; WENNSTRÖM, A. & PILATE, G. (2010): Can leaf litter from genetically modified trees affect aquatic ecosystems? *Ecosystems*, 13: 1049–1059.
- AXELSSON, E.P.; HJÄLTÉN, J.; LEROY, C.J.; WHITHAM, T.G.; JULKUNEN-TIITTO, R. & WENNSTRÖM, A. (2011): Leaf litter from insect-resistant transgenic trees causes changes in aquatic insect community composition. *Journal of Applied Ecology*, 48: 1472–1479.
- AXELSSON, E.P.; HJÄLTÉN, J. & LEROY, C.J. (2012): Performance of insect-resistant *Bacillus thuringiensis* (Bt)-expressing aspens under semi-natural field conditions including natural herbivory in Sweden. *Forest Ecology and Management*, 264: 167–171.
- BALESTRAZZI, A.; BONADEI, M.; ZELASCO, S.; GIORCELLI, A.; GENNARO, M.; CALLIGARI, P.; MATTIVI, F.; QUATTRINI, E. & CARBONERA, D. (2011): Seasonal and tissue-specific transgene expression and resveratrol-3-glucoside (piceid) accumulation in genetically modified white poplars carrying the grapevine StSy gene. *Plant Cell, Tissue and Organ Culture*, 105: 1–8.
- BARKAY, T. & BARTH, F.S. (2005): Horizontal gene flow in microbial communities. *AMS News*, 71: 412–419.

- BARRACLOUGH, E.I.; BURGESS, E.P.J.; PHILIP, B.A.; WOHLERS, M.W. & MALONE, L.A. (2009): Tritrophic impacts of Bt-expressing transgenic pine on the parasitoid *Meteorus pulchricornis* (Hymenoptera: Braconidae) via its host *Pseudocoremia suavis* (Lepidoptera: Geometridae). *Biological Control*, 49: 192–199.
- BARSOUM, N. (2001): Regeneration – requirements and promotion measures. In: LEFEVRE, F.; BARSOUM, N.; HEINZE, B.; KAJBA, D.; ROTACH, P.; DE VRIES, S.M.G. & TUROK, J. (2001): EUFORGEN Technical Bulletin: In situ conservation of *Populus nigra*.
- BARTSCH, D. (2012): Biosicherheitsforschung in Europa. Nutzen und Risiken der Freisetzung genetisch veränderter Pflanzen. Programmsynthese des nationalen Forschungsprogramms 59 Hochschulverlage AG an der ETH Zürich, Bern.
- BARTSCH, D. & SCHUPHAN, I. (1998): Gentechnische Eingriffe an Kulturpflanzen – Bewertungen und Einschätzungen möglicher Probleme für Mensch und Umwelt aus ökologischer und pflanzenphysiologischer Sicht. In: DER RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (1998): Materialien zur Umweltforschung 31. Metzler-Poeschel Verlag Stuttgart.
- BARTSCH, D.; CUGUEN, J.; BIANCARDI, E. & SWEET, J. (2003): Environmental implications of gene flow from sugar beet to wild beet – current status and future research needs. *Environmental Biosafety Research* 2: 105–115.
- BASCHNY, T. & STROHSCHNEIDER, I. (2012): Forstpflanzenbilanz für Österreich von 1991 bis 2011. *BfW-Praxisinformation*, 29: 9–10.
- BAUCHER, M.; HALPIN, C.; PETIT-CONIL, M. & BOERJAN, W. (2003): Lignin: genetic engineering and impact on pulping. *Critical Reviews in Biochemistry and Molecular Biology*, 38: 305–350.
- BENDIX, J. (2004): *Geländeklimatologie*. Bornträger Verlagsbuchhandlung. Berlin, Stuttgart.
- BERTOLLA, F. & SIMONET, P. (1999): Horizontal gene transfers in the environment: Natural transformation as a putative process for gene transfers between transgenic plants and microorganisms. *Research in Microbiology*, 150: 375–384.
- BFW – Bundesforschungszentrum für Wald (2011): Österreichische Waldinventur 2007/2009. <http://bfw.ac.at/rz/wi.home> BFW-ÖWI (2007/2009): BFW Praxis Information Nr. 24/2011.
- BITTSANSZKY, A.; GYULAI, G.; GULLNER, G.; KISS, J.; SZABO, Z.; KATAY, G.; HESZKY, L. & KÖMIVES, T. (2009): In vitro breeding of grey poplar (*Populus x canescens*) for phytoremediation purposes. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 84: 890–894.
- BMLFUW – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2008): Nachhaltige Waldwirtschaft in Österreich. Österreichischer Waldbericht 2008.
- BMLFUW – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2012a): Holzeinschlagsmeldung 2011: Zahlen und Fakten zum Geschäftsjahr 2011.
- BMLFUW – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2012b): Grüner Bericht 2012. Bericht über die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft. www.gruenerbericht.at.

- BMLFUW – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2012c): Waldentwicklungsplan. Richtlinie über Inhalt und Ausgestaltung. Fassung 2012.
- BOERJAN, W. (2005): Biotechnology and the domestication of forest trees. *Current Opinion in Biotechnology*, 16: 159–166.
- BOLAR, J.P.; NORELLI, J.L.; WONG, K.W.; HAYES, C.K.; HARMAN, G.E. & ALDWINCKLE, H.S. (2000): Expression of endochitinase from *Trichoderma harzianum* in transgenic apple increases resistance to apple scab and reduces vigor. *Phytopathology*, 90: 72–77.
- BONAN, G.B. (2008): Forests and climate change: forcing, feedbacks, and the climate benefits of forest. *Science* 320: 1444–1449.
- BRADLEY, K.L.; HANCOCK, J.E.; GIARDINA, C.P. & PREGITZER, K.S. (2007): Soil microbial community responses to altered lignin biosynthesis in *Populus tremuloides* vary among three distinct soils. *Plant and Soil*, 294: 185–201.
- BRÄUTIGAM, K.; VINING, K.J.; LAFON-PLACETTE, C.; FOSSDAL, C.G.; MIROUZE, M.; MARCOS, J.G.; FLUCH, S.; FERNANDEZ FRAGA, M.; GUEVARA, M.A.; ABARCA, D.; JOHNSEN, Ø.; MAURY, S.; STRAUSS, S.H.; CAMPBELL, M.M.; ROHDE, A.; DIAZ-SALA, C. & CERVERA, M.-T. (2012): Epigenetic regulation of adaptive responses of forest tree species to the environment. *Ecology and Evolution*, 3(2): 399–415.
- BREITENBACH, M.; HACKER, R. & TAUSZ, M. (2006): Stressfrüherkennung bei Fichte mit biochemischen Parametern und Datenanalyse – Möglichkeiten und Grenzen. 16. Tagung des Österreichischen Arbeitskreises für Pflanzenphysiologie (ÖAPP). Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft. Wien.
- BŘÍZA, J.; PAVINGEROVÁ, D.; VLASÁK, J. & NIEDERMEIEROVÁ, H. (2013): Norway spruce (*Picea abies*) genetic transformation with modified Cry3A gene of *Bacillus thuringiensis*. *Acta Biochemica Polonica* 60: 395–400.
- BRODEUR-CAMPBELL, S.E.; VUCETICH, J.A.; RICHTER, D.L.; WAITE, T.A.; ROSEMIER, J.N. & TSAI, C.J. (2006): Insect herbivory on low-lignin transgenic Aspen. *Environ Entomol*, 35: 1696–1701.
- BROOKS, T.M.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; DA FONSECA, G.A.B.; RYLANDS, A.B.; KONSTANT, W.R.; FLICK, P.; PILGRIM, J.; OLDFIELD, S.; MAGIN, G. & HILTON-TAYLOR, C. (2002): Habitat Loss and Extinction in the Hotspots of Biodiversity. *Conservation Biology*, 16: 909–923.
- BRUNNER, A.M.; MOHAMED, R.; MEILAN, R.; SHEPPARD, L.A.; ROTTMAN, W.H. & STRAUSS, S.H. (1998): Genetic engineering of sexual sterility in shade trees. *Journal of Arboriculture*, 24: 263–272.
- BRUNNER, A.M.; LI, J.; DIFAZIO, S.P.; SHEVCHENKO, O.; MONTGOMERY, B.E.; MOHAMED, R.; WEI, H.; MA, C.; ELIAS, A.A.; VANWORMER, K. & STRAUSS, S.H. (2007): Genetic containment of forest plantations. *Tree Genetics and Genomes*, 3: 75–100.
- BURDON, R.D. & LSTIBUREK, M. (2010): Integrating genetically modified traits into tree improvement programmes. In: EL-KASSABY, Y.A. (2010): Forests and genetically modified trees. FAO. Rome, Italy.

- BURGESS, E.P.J.; BARRACLOUGH, E.I.; KEAN, A.M.; WALTER, C. & MALONE, L.A. (2011): No impact of transgenic nptII-leafy *Pinus radiata* (Pinales: Pinaceae) on *Pseudocoremia suavis* (Lepidoptera: Geometridae) or its endoparasitoid *Meteorus pulchricornis* (Hymenoptera: Braconidae). *Environmental Entomology*, 40: 1331–1340.
- BUSOV, V.B.; STRAUSS, S.H. & PILATE, G. (2010): Transformation as a tool for genetic analysis in *Populus*. In: JANSSON, S.; BHALERAO, R. & GROOVER, A. (2010): *Genetics and Genomics of Populus*. Springer.
- CAPUANA, M. (2011): Heavy metals and woody plants – biotechnologies for phytoremediation. *IForest*, 4: 7–15.
- CASLER, M.D.; BUXTON, D.R. & VOGEL, K.P. (2002): Genetic modification of lignin concentration affects fitness of perennial herbaceous plants. *Theoretical and Applied Genetics*, 104: 127–131.
- CASTELLANOS-HERNANDEZ, O.A.; RODRIGUEZ-SAHAGUN, A.; ACEVEDO-HERNANDEZ, G.J. & HERRERA-ESTRELLA, L.R. (2011): Genetic Transformation of Forest Trees. In: ALVAREZ, M. (2011): *Genetic Transformation*. In Tech 2011.
- CBD – Convention on biological diversity (2012): Guidance on risk assessment of living modified organisms. Draft for the sixth meeting of the parties to the Convention on Biological Diversity serving as the meeting of the parties to the Cartagena Protocol on Biosafety (COPMOP-6). UNEP/CBD/BS/COP-MOP/6/13/Add.1. 2012.
- CBD – Convention on biological diversity (2014) <http://www.cbd.int/doc/meetings/bs/bs-ahteg-sec-01/official/bs-ahteg-sec-01-03-en.pdf>
- CHAMPION, G. (2011): Lessons learned from the farm scale evaluation of GMHT crops. *Journal für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit*, 6: 73–78.
- CHAZDON, R.L. (2008): Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science*, 320: 1458–1460.
- CHRISTIANSEN, H. (1972): On the development of pollen and the fertilization mechanism of *Picea abies* (L.). *Karst. Silvae Genet*, 21: 51–61.
- CHRISTEN, K. (2005): Transgenic trees: Opening Pandora's box? *Environmental Science and Technology*, 39: 101A-102A.
- CLAPHAM D.; DEMEL P.; ELFSTRAND M.; KOOP H.U.; SABALA I. & VON ARNOLD, S. (2000): Gene transfer by particle bombardment to embryogenic cultures of *Picea abies* and the production of transgenic plantlets. *Scand J For Res* 15: 151–160.
- CLEGG, M.T. (1980): Measuring plant mating systems. *Bioscience*, 30 (12): 814–818.
- COGEM – Commission on genetic modification (2009): Socio-economic aspects of GMOs: Building blocks for an EU sustainability assessment of genetically modified crops. CGM/090929-01. Bilthoven, The Netherlands.
- CONFALONIERI, M.; BALESTRAZZI, A. & BISOFFI, S. (1994): Genetic transformation of *Populus nigra* by *Agrobacterium tumefaciens*. *Plant Cell Reports*, 13: 256–261.
- CONFALONIERI, M.; BALESTRAZZI, A. & CELLA, R. (1997): Genetic transformation of *Populus deltoides* and *P.x euramericana* clones using *Agrobacterium tumefaciens*. *Plant Cell, Tissue and Organ Culture*, 48: 53–61.

- CONFALONIERI, M.; ALLEGRO, G.; BALESTRAZZI, A.; FOGHER, C. & DELLEDONNE, M. (1998): Regeneration of *Populus nigra* transgenic plants expressing a Kunitz Proteinase Inhibitor (Kti3) gene. *Molecular Breeding*, 4: 137–145.
- CONFALONIERI, M.; BALESTRAZZI, A.; BISOFFI, S. & CARBONERA, D. (2003): In vitro culture and genetic engineering of *Populus spp.*: Synergy for forest tree improvement. *Plant Cell, Tissue and Organ Culture*, 72: 109–138.
- COOK, T.D. & CAMPBELL, D.T. (1979): Quasi-experimentation: Design and analysis issues for field settings, 86.
- CORREDOIRA, E.; SAN-JOSÈ, M.C.; VIEITEZ, A.M. & BALLESTER, A. (2007): Improving genetic transformation of European chestnut and cryopreservation of transgenic lines. *Plant Cell, Tissue and Organ Culture*, 91: 281–288.
- CORREDOIRA, E.; VALLADARES, S.; ALLONA, I.; ARAGONCILLO, C.; VIEITEZ, A.M. & BALLESTER, A. (2012): Genetic transformation of European chestnut somatic embryos with a native thaumatin-like protein (CsTL1) gene isolated from *Castanea sativa* seeds. *Tree Physiology*, 32 (11): 1389–1402.
- CRESSWELL, J.E.; HENNING, K.; PENNEL, C.; LAHOUBI, M.; PATRICK, M.A.; YOUNG, P.G. & TABOR, G.R. (2007): Conifer ovulate cones accumulate pollen principally by simple impaction. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(46): 18141–18144.
- CROW, J.F. & KIMURA, M. (1970): An introduction to population genetics theory. – Harper & Row, New York.
- DEMANECHE, S.; SANGUIN, H.; POTE, J.; NAVARRO, E.; BERNILLON, D.; MAVINGUI, P.; WILDI, W.; VOGEL, T.M. & SIMONET, P. (2008): Antibiotic-resistant soil bacteria in transgenic plant fields. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105: 3957–3962.
- DENG, X. & DUAN, Y. (2006): Modification of Perennial Fruit Trees. In: FLADUNG, M. & EWALD, D. (2006): *Tree Transgenesis. Recent Developments*.
- DENGLER, A. (1935): *Waldbau auf ökologischer Grundlage*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- DIOUF, D. (2003) Genetic transformation of forest trees. *African Journal of Biotechnology*, 2: 328–338.
- DISTEFANO, G.; LA MALFA, S.; VITALE, A.; LORITO, M.; DENG, Z. & GENTILE, A. (2008): Defence-related gene expression in transgenic lemon plants producing an antimicrobial *Trichoderma harzianum* endochitinase during fungal infection. *Transgenic Research*, 17: 873–879.
- DOLEZEL, M.; PASCHER, K.; JUST, G. & REINER, H. (2002): Abschätzung von Umweltauswirkungen exemplarisch ausgewählter gentechnisch veränderter Pflanzen auf unterschiedlichen Standorte in Österreich als Resultat möglicher Freisetzungen. *Forschungsbericht 11/2002*. Bundesministerium für soziale Sicherheit und Generationen, Sektion VII. Wien.
- DOMON, E.; TAKAGI, H.; HIROSE, S.; SUGITA, K.; KASAHARA, S.; EBINUMA, H. & TAKAIWA, F. (2009): 26-Week oral safety study in Macaques for transgenic rice containing major human T-cell epitope peptides from Japanese cedar pollen allergens. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 57: 5633–5638.

- DOTY, S.L. (2008): Enhancing phytoremediation through the use of transgenics and endophytes. *New Phytologist*, 179: 318–333.
- DOTY, S.L.; SHANG, T.Q.; WILSON, A.M.; TANGEN, J.; WESTERGREEN, A.D.; NEWMAN, L.A.; STRAND, S.E. & GORDON, M.P. (2000): Enhanced metabolism of halogenated hydrocarbons in transgenic plants containing mammalian cytochrome P450 2E1. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 97: 6287–6291.
- DOTY, S.L.; JAMES, C.A.; MOORE, A.L.; VAJZOVIC, A.; SINGLETON, G.L.; MA, C.; KHAN, Z.; XIN, G.; JUN, W.K.; JIN, Y.P.; MEILAN, R.; STRAUSS, S.H.; WILKERSON, J.; FARIN, F. & STRAND, S.E. (2007): Enhanced phytoremediation of volatile environmental pollutants with transgenic trees. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104: 16816–16821.
- ECKENWALDER, J.E. (1996): Systematics and evolution of *Populus*. In: STETTLER, R.F.; BRADSHAW, H.D.; HEILMAN, P.E. & HINCKLEY, T.M. (1996): *Biology of Populus*. Natl Research Council Canada. Ottawa, Canada.
- ECONOMIDIS, I.; CICHOCKA, D. & HÖGEL, J. (2010): A decade of EU-funded GMO research (2001–2010). European Commission, Luxembourg.
- EEA, BFN & FOEN – Environment Agency Austria, German Federal Agency for Nature Conservation & Swiss Federal Office for the Environment (2013): Steps towards a comprehensive post market environmental monitoring of genetically modified organisms. A position paper of the European Network of the Heads of Environment Protection Agencies (EPA) and the European Network of the Heads of Nature conservation Agencies (ENCA).
- EFSA – Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit (2010a): Guidance on the environmental risk assessment of genetically modified plants. *EFSA journal*, 8: 1–111.
- EFSA – Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit (2010b): Scientific Opinion on the assessment of potential impacts of genetically modified plants on non-target organisms. *EFSA Journal* 2010; 8(11): 1877.
- EFSA – Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit (2011a): Guidance on the Post-Market Environmental Monitoring (PMEM) of genetically modified plants. *EFSA Journal* 2011; 9(8): 2316.
- EFSA – Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit (2011b): Guidance for risk assessment of food and feed from genetically modified plants. *EFSA Journal* 2011; 9(5): 2150.
- EKAH – Eidgenössische Ethikkommission für die Biotechnologie im Ausserhumanbereich (2011): Ethische Anforderungen an die versuchsweise und kommerzielle Freisetzung gentechnisch veränderter Pflanzen.
- ELLIS, B.E. (2012): Bringing trees into the fuel line. *New Phytologist*, 194: 1–3.
- ELLSTRAND, N.C.; Barrett, S.C.H.; Linington, S.; Stephenson, A.G. & Comai, L. (2003): Current knowledge of gene flow in plants: Implications for transgene flow. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 358: 1163–1170.
- EL-KASSABY, Y.A. (2010): *Forests and genetically modified trees*. FAO. Rome, Italy.
- EPIGENOME NoE (2014): <http://epigenome.eu/de>. 05.04.2014

- ERIKSSON, M.E.; ISRAELSSON, M.; OLSSON, O. & MORITZ, T. (2000): Increased gibberellin biosynthesis in transgenic trees promotes growth, biomass production and xylem fiber length. *Nat Biotechnol.*, 18: 784–788.
- ESSL, F. (2005): Verbreitung, Status und Habitatbindung der subspontanen Bestände der Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) in Österreich. *Phyton* 45: 117–144.
- EWALD, D. (2011): Anbau von Bt-Pappeln in China. Report.
- EWALD, D.; HU, J. & YANG, M. (2006): Transgenic forest trees in China. In: FLADUNG, M. & EWALD, D. (2006): *Tree Transgenesis Recent Developments*. Springer Berlin Heidelberg.
- FAIZE, M.; MALNOY, M.; DUPUIS, F.; CHEVALIER, M.; PARISI, L. & CHEVREAU, E. (2003): Chitinases of *Trichoderma atroviride* induce scab resistance and some metabolic changes in two cultivars of apple. *Phytopathology*, 93: 1496–1504.
- FAIZE, M.; SOURICE, S.; DUPUIS, F.; PARISI, L.; GAUTIER, M.F. & CHEVREAU, E. (2004): Expression of wheat puroindoline-b reduces scab susceptibility in transgenic apple (*Malus x domestica* Borkh.). *Plant Science*, 167: 347–354.
- FAO (2004): Preliminary review of biotechnology in forestry, including genetic modification. Forest Genetic Resources Working Paper FGR/59E. Forest Resources Development Service, Forest Resources Division. Rome, Italy.
- FAO (2010): Forests and genetically modified trees. Report FAO, IUFRO.
- FILLATTI, J.J.; SELLMER, J. & MCCOWN, B. (1987): Agrobacterium mediated transformation and regeneration of *Populus*. *Molecular and General Genetics*, 206: 192–199.
- FINKELDEY, R. (1995): Homogeneity of pollen allele frequencies of single seed trees in *Picea abies* (L.). *Karst. plantations. Heredity*, 74(5): 451–463.
- FLACHOWSKY, H.; HANKE, M.V.; PEIL, A.; STRAUSS, S.H. & FLADUNG, M. (2009): A review on transgenic approaches to accelerate breeding of woody plants: Review. *Plant Breeding*, 128: 217–226.
- FLADUNG, M. (2006): Modification of cellulose in wood. In: FLADUNG, M. & EWALD, D. (2006): *Tree Transgenesis*. Springer Berlin Heidelberg.
- FLADUNG, M. (2011): Gentechnisch veränderte Bäume für eine nachhaltige, umweltverträgliche und ressourcenschonende Produktion von Holz für die Energiegewinnung. *Gesunde Pflanzen*, 63: 101–110.
- FLADUNG, M.; NOWITZKI, O.; ZIEGENHAGEN, B. & KUMAR, S. (2003): Vegetative and generative dispersal capacity of field released transgenic aspen trees. *Trees – Structure and Function*, 17: 412–416.
- FLADUNG, M.; PASONEN, H. & WALTER, C. (2010): Genetically modified trees and associated environmental concerns. In: EL-KASSABY, Y.A. (2010): *Forests and genetically modified trees*. FAO. Rome, Italy.
- FREY, J. (2012): Schutzziele und Risikobewertung. Nutzen und Risiken der Freisetzung genetisch veränderter Pflanzen (ed. Leitungsgruppe des NFP 59), Bern.
- GAMBINO, G. & GRIBAUDO, I. (2012): Genetic transformation of fruit trees: current status and remaining challenges. *Transgenic Res*, 21 (6): 1163–1181.
- GAMBORG, C. & SANDOE, P. (2010): Ethical consideration regarding genetically modified trees. In: EL-KASSABY, Y.A. (2010): *Forests and genetically modified trees*. FAO. Rome, Italy.

- GARTLAND, K.M.A.; KELLISON, R.C. & FENNING, T.M. (2003): Forest biotechnology and Europe's forests of the future. In: MCCORD, S. & GARTLAND, K.M.A. (2003): Forest Biotechnology in Europe. The Challenge, the Promise, the Future. Institute of Forest Biotechnology. North Carolina.
- GASSMANN, A.J.; PETZOLD-MAXWELL, J.L.; KEWESHAN, R.S. & DUNBAR, M.W. (2011): Field-evolved resistance to Bt maize by Western Corn Rootworm. PLoS ONE, 6.
- GEBUREK, T. (1998): Genetic variation of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) populations in Austria. Forest Genetics, 5: 221–230.
- GEBUREK, T. (2005): Sexual reproduction in forest trees. In: GEBUREK, T. & TUROK, J. (2005): Conservation and Management of Forest Genetic Resources in Europe.
- GLIDDON, C. (1994): The impact of hybrids between genetically modified crop plants and their related species: biological models and theoretical perspectives. Molecular Ecology 3 (1): 41–44.
- GRAEF, F.; ZÜGHART, W.; HOMMEL, B. & STACHOW, U. (2004): Determining GM crop monitoring scope, potential hazards and variables – a precondition for a spatial monitoring design on the landscape level. Naturschutz und Biologische Vielfalt, 1: 205–213.
- GRAEF, F.; ZÜGHART, W.; HOMMEL, B.; HEINRICH, U. & STACHOW, U. (2005): Methodological scheme for designing the monitoring of genetically modified crops at the regional scale. Environmental Monitoring and Assessment, 111: 1–26.
- GREGORIUS, H.R.; HATTEMER, H.H.; BERGMANN, F. & MÜLLER-STARCK, G. (1985): Umweltbelastung und Anpassungsfähigkeit von Baumpopulationen. Silvae Genetica, 34(6): 230–241.
- HÄGGMANN, H.; NIEMNI, K.; TIIMONEN, H.; YLIOJA, T. & CHIANG, V. (2006): Environmental aspects of lignin modified trees. In: FLADUNG, M. & EWALD, D. (2006): Tree Transgenesis. Springer Berlin Heidelberg.
- HALPIN, C.; THAIN, S.C.; TILSTON, E.L.; GUINEY, E.; LAPIERRE, C. & HOPKINS, D.W. (2007): Ecological impacts of trees with modified lignin. Tree Genetics and Genomes, 3: 101–110.
- HAMPP, R.; ECKE, M.; SCHAEFFER, C.; WALLEDA, T.; WINGLER, A.; KOTTKE, I. & SUNDBERG, B. (1996): Axenic mycorrhization of wild type and transgenic hybrid aspen expressing T-DNA indoleacetic acid-biosynthetic genes. Trees, 11: 59–64.
- HAMRICK, J.L.; LINHART, Y.B. & MITTON, J.B. (1979): Relationships between life history characteristics and electrophoretically detectable genetic variation in plants. Annual Review of Ecology and Systematics, 10(1): 173–200.
- HAN, K.M.; DHARMAWARDHANA, P.; ARIAS, R.S.; MA, C.; BUSOV, V. & STRAUSS, S.H. (2011): Gibberellin-associated cisgenes modify growth, stature and wood properties in *Populus*. Plant Biotechnology Journal, 9: 162–178.
- HANCOCK, J.E. & HOKANSON, K.F. (2001): Invasiveness of transgenic vs. exotic plant species: how useful is this analogy. In: STRAUSS, S. & BRADSHAW, H.D. (2001): Tree biotechnology in the new millenium. International Symposium on ecological and societal aspects of transgenic plantations. Columbia River Gorge. Oregon State University.
- HARDY, G.H. (1908): Mendelian proportions in a mixed population. Science 28 (706): 49–50.

- HARFOUCHE, A.; MEILAN, R. & ALTMANE, A. (2011): Tree genetic engineering and applications to sustainable forestry and biomass production. *Trends in Biotechnology*, 29: 9–17.
- HAY, I.; MORENCY, M.J. & SEGUIN, A. (2002): Assessing the persistence of DNA in decomposing leaves of genetically modified poplar trees. *Canadian Journal of Forest Research*, 32: 977–982.
- HEINZE, B. (1997): Waldbäume wie Blumen züchten? *Österreichische Forstzeitung*, 47–49.
- HEINZE, B. (1998): Erhaltung der Schwarzpappel in Österreich – forstwirtschaftliche, genetische und ökologische Aspekte (Contributions to the genetic conservation of black poplar). *FBVA-Berichte* 106.
- HEINZE, B. (2008): Genetic traces of cultivated hybrid poplars in native black poplar (*Populus nigra*) offspring in Austria. *Preslia* 80 (4): 365–374.
- HEINZE, B. & GEBUREK, T. (1995): Searching for DNA markers linked to leaf colour in copper beech, *Fagus sylvatica L var atropunicea*. *Silvae Genetica*, 44: 339–343.
- HEINZE, B. & LICKL, E. (2002): Rare, but steady, introgression in Austrian black poplar as a long-term risk? In: van Dam, B. & Bordacs, S. (2002): Genetic diversity in river populations of European black poplar – implications for riparian eco-system management. *Proceedings of an International Symposium held in Szekszad, Hungary 2001*. Csiszar Nyomda, Budapest.
- HEINZE, B.; NEBENFÜHR, W.; JAHN, D.; SLUNSKY, R.; BAUMGARTEN, A.; DERSCH, G. & SCHWEINBERGER, J. (2014): Biomasse – Boden – Sorten – Gene: Pappeln und Weiden im Kurzumtrieb. Endbericht zum Forschungsprojekt Nr. 100440, BMLFUW-LE.1.3.2/0158-II/1/2010 (unveröffentlicht). Bundesforschungszentrum für Wald.
- HEISSENBERGER, A.; TRAXLER, A.; DOLEZEL, M.; MIKLAU, M.; KASAL, V. & GAUGITSCH, H. (2004): Monitoring von mit gentechnisch verändertem Mais kontaminierten Maisfeldern. *Forschungsberichte der Sektion IV, Band 9/2004*. Bundesministerium für Gesundheit und Frauen, Sektion IV. Wien.
- HERSCHBACH, C. & KOPRIVA, S. (2002): Transgenic trees as tools in tree and plant physiology. *Trees – Structure and Function*, 16: 250–261.
- HEUCHELIN, S.A.; McNABB, Jr.H.S. & KLOPFENSTEIN, N.B. (1997): Agrobacterium-mediated transformation of *Populus x euramericana* "Ogy" using the chimeric CaMV 35S-pin2 gene fusion. *Canadian Journal of Forest Research*, 27: 1041–1048.
- HILBECK, A. (2001): Implications of transgenic, insecticidal plants for insect and plant biodiversity. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 4: 43–61.
- HILBECK, A.; McMILLAN, J.M.; MEIER, M.; HUMBEL, A.; SCHLÄPFER-MILLER, J. & TRTIKOVA, M. (2012): A controversy re-visited: Is the coccinellid *Adalia bipunctata* adversely affected by Bt toxins? *Environmental Sciences Europe*, 24 (10).
- HILBECK, A.; MEIER, M. & BENZLER, A. (2008): Identifying indicator species for post-release monitoring of genetically modified, herbicide resistant crops. *Euphytica*, 164: 903–912.

- HILY, J.M.; SCORZA, R.; MALINOWSKI, T.; ZAWADZKA, B. & RAVELONANDRO, M. (2004): Stability of gene silencing-based resistance to Plum pox virus in transgenic plum (*Prunus domestica* L.) under field conditions. *Transgenic Research*, 13: 427–436.
- HINCHEE, M.; ZHANG, C.; CHANG, S.; CUNNINGHAM, M.; HAMMOND, W. & NEHRA, N. (2011a): Biotech Eucalyptus can sustainably address society's need for wood: the example of freeze tolerant Eucalyptus in the southeastern U.S. *BMC Proceedings* 2011, 5(Suppl 7): 1–2.
- HINCHEE, M.; ROTTMANN, W.H.; MULLINAX, L.; ZHANG, C.; CHANG, S.; CUNNINGHAM, M.; PEARSON, L. & NEHRA, N. (2011b): Short-Rotation Woody Crops for Bioenergy and Biofuels Application. In: TOMES, D.; LAKSHMANAN, P. & SONGSTAD, D. (2011): *Biofuels*. Springer, New York.
- HJÄLTEN, J.; LINDAU, A.; WENNSTRÖM, A.; BLOMBERG, P.; WITZELL, J.; HURRY, V. & ERICSON, L. (2007): Unintentional changes of defence traits in GM trees can influence plant herbivore interactions. *Basic and Applied Ecology*, 8: 434–443.
- HJÄLTEN, J.; AXELSSON, E.P.; WHITHAM, T.G.; LEROY, C.J.; JULKUNEN-TIITTO, R.; WENNSTROM, A. & PILATE, G. (2012): Increased resistance of Bt Aspens to *Phratora vitellinae* (Coleoptera) leads to increased plant growth under experimental conditions. *PLoS ONE*, 7, e30640.
- HOENICKA, H. & FLADUNG, M. (2006): Biosafety in *Populus spp.* and other forest trees: From non-native species to taxa derived from traditional breeding and genetic engineering. *Trees – Structure and Function*, 20: 131–144.
- HOPPICHLER, J. (2010): Die Agrogentechnik zwischen Genverschmutzung und Gentechnikfreiheit. (ed Bergbauernfragen).
- HU, J.J.; TIAN, Y.C.; HAN, Y.F.; LI, L. & ZHANG, B.E. (2001): Field evaluation of insect-resistant transgenic *Populus nigra* trees. *Euphytica*, 121: 123–127.
- HU, W.J.; HARDING, S.A.; LUNG, J.; POPKO, J.L.; RALPH, J.; STOKKE, D.D.; TSAI, C.J. & CHIANG, V.L. (1999): Repression of lignin biosynthesis promotes cellulose accumulation and growth in transgenic trees. *Nature Biotechnology*, 17, 808–812.
- HUANG, Y., DINER, A.M. & KARNOSKY, D. (1991): *Agrobacterium rhizogenes*-mediated genetic transformation and regeneration of a conifer: *Larix decidua*. *In Vitro Cellular & Developmental Biology*, 27: 201–207.
- HUNTLEY, B. & BIRKS, H.J.B. (1983): An atlas of past and present pollen maps of Europe: 0-13 000 years ago. Overlay maps in pocket, 2 volumes in case. Cambridge University Press. Cambridge, UK.
- HUNTLEY, S.K.; ELLIS, D.; GILBERT, M.; CHAPPLE, C. & MANSFIELD, S.D. (2003): Significant increases in pulping efficiency in C4H-F5H-transformed poplars: Improved chemical savings and reduced environmental toxins. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 51: 6178–6183.
- INSTITUTE OF FOREST BIOTECHNOLOGY (2011): Forest biotechnology and its responsible use.
- JIA, Z.; WANG, J. & ZHANG, S. (2014): Pollen morphology and its phylogenetic implications in the genus *Picea*. *Plant Systematics and Evolution*. 300: 461–473.

- JORDAN, N. (1999): Escape of pest resistance transgenes to agricultural weeds. In: TRAYNOR, P.P. & WESTWOOD, H.J.: (1999): Ecological effects of pest resistance genes in managed ecosystems. Proceedings of the workshop on ecological effects of pest resistance genes in managed ecosystems.
- JOSHI, C.P.; THAMMANNAGOWDA, S.; FUJINO, T.; GOU, J.Q.; AVCI, U.; HAIGLER, C.H.; McDONNELL, L.M.; MANSFIELD, S.D.; MENGESHA, B.; CARPITA, N.C.; HARRIS, D.; DEBOLT, S. & PETER, G.F. (2011): Perturbation of wood cellulose synthesis causes pleiotropic effects in transgenic aspen. *Molecular Plant*, 4: 331–345.
- KALDORF, M.; FLADUNG, M.; MUHS, H.J. & BUSCOT, F. (2002): Mycorrhizal colonization of transgenic aspen in a field trial. *Planta*, 214: 653–660.
- KELLISON, R.C. (2010): Forest biotechnology: more than wood production In: EL-KASSABY, Y.A. (2010): Forests and genetically modified trees. FAO. Rome, Italy.
- KIKUCHI, A.; WATANABE, K.; TANAKA, Y. & KAMADA, H. (2008): Recent progress on environmental biosafety assessment of genetically modified trees and floricultural plants in Japan. *Plant Biotechnology*, 25: 9–15.
- KLIMASZEWSKA, K.; LACHANCE, D.; PELLETIER, G.; LELU, M.-A. & SÉGUIN, A. (2001): Regeneration of transgenic *Picea glauca*, *P. mariana*, and *P. abies* after cocultivation of embryonic tissue with *Agrobacterium tumefaciens*. *In Vitro Cell Dev Biol-Plant* 37: 748–755.
- KLIMASZEWSKA, K.; SEGUIN, A.; PARK, Y.S.; ARNERUP, J. & GARCIA-GIL, R. (2009): Spruce. Compendium of transgenic crop plants. John Wiley & Sons.
- KNOERZER, D. & REIF, A. (2002): Fremdländische Baumarten in deutschen Wäldern. In: KOWARIK I. & STARFINGER, U. (2002): Biologische Invasionen – eine Herausforderung zum Handeln? *NEOBIOTA* 1: 27–35.
- KOSKI, V. (1970): A study of pollen dispersal as a mechanism of gene flow in conifers. *Comm.Inst.For.Fenniae* 70.4: pp76.
- KOSKI, V. & TALLQVIST, R. (1978): Results of long-time measurements of the quantity of flowering and seed crop of forest trees. *Folia For*, 364: 1–60.
- KRÜSSMANN, G. (1965): Die Laubgehölze. Parey, Berlin, Hamburg.
- KUHR, D. (2012): BASF stellt Amflora-Anbau ein. Das Ende der Gen-Kartoffel in Europa. *Süddeutsche Zeitung*, 16.01.2012.
- LAGERCRANTZ, U. & RYMAN, N. (1990): Genetic structure of Norway spruce (*Picea abies*): concordance of morphological and allozymic variation. *Evolution* 44: 38–53.
- LAIMER, M. (2006): Virus resistance breeding in fruit trees. In: FLADUNG, M. & EWALD, D. (2006): Tree Transgenesis. Springer Berlin Heidelberg.
- LAMARCHE, J.; STEFANI, F.O.; SEGUIN, A. & HAMELIN, R.C. (2011): Impact of endochitinase-transformed white spruce on soil fungal communities under greenhouse conditions. *FEMS Microbiology Ecology*, 76: 199–208.
- LAPIERRE, C.; POLLET, B.; PETIT-CONIL, M.; TOVAL, G.; ROMERO, J.; PILATE, G.; LEPLÉ, J.C.; BOERJAN, W.; FERRET, V.; DE NADAI, V. & JOUANIN, L. (1999): Structural alterations of lignins in transgenic poplars with depressed cinnamyl alcohol dehydrogenase or caffeic acid O-methyltransferase activity have an opposite impact on the efficiency of industrial kraft pulping. *Plant physiology*, 119: 153–163.

- LAZOWSKI, W. (1997): Auen in Österreich – Vegetation, Landschaft und Naturschutz. Umweltbundesamt, Wien.
- LEBENS MINISTERIUM (2012): Leitfunktionen des österreichischen Waldes. [duz.lebensministerium.at/duz/duz/download/obj.1531939/](https://www.duz.lebensministerium.at/duz/duz/download/obj.1531939/)
- LEFEVRE, F.; BARSOUM, N.; HEINZE, B.; KAJBA, D.; ROTACH, P.; DE VRIES, S.M.G. & TUROK, J. (2001): In Situ Conservation of *Populus nigra*. International Plant Genetic Resources Institute. Rome, Italy.
- LEONARDI, S.; RADDI, S. & BORGHETTI, M. (1996): Spatial autocorrelation of allozyme traits in a Norway spruce (*Picea abies*) population. Canadian journal of forest research, 26(1): 63–71.
- LESLIE, A.B. (2010): Flotation preferentially selects saccate pollen during conifer pollination. New Phytol. 188: 273–279.
- LI, J.; MEILAN, R.; MA, C.; BARISH, M. & STRAUSS, S.H. (2008a): Stability of herbicide resistance over 8 years of coppice in field-grown, genetically engineered poplars. Western Journal of Applied Forestry, 23: 89–93.
- LI, J.; BRUNNER, A.; MEILAN, R. & STRAUSS, S.H. (2008b): Matrix attachment region elements have small and variable effects on transgene expression and stability in field-grown *Populus*. Plant Biotechnology, 6: 887–896.
- LI, L.; ZHOU, Y.; CHENG, X.; SUN, J.; MARITA, J.M.; RALPH, J. & CHIANG, V.L. (2003): Combinatorial modification of multiple lignin traits in trees through multigene cotransformation. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 100: 4939–4944.
- LIANG, H.; CATRANIS, C.M.; MAYNARD, C.A. & POWELL, W.A. (2002): Enhanced resistance to the poplar fungal pathogen, *Septoria musiva*, in hybrid poplar clones transformed with genes encoding antimicrobial peptides. Biotechnology Letters, 24: 383–389.
- LINDNER, M.; MAROSCHEK, M.; NETHERER, S.; KREMER, A.; BARBATI, A.; GARCIA-GONZALO, J.; SEIDL, R.; DELZON, S.; CORONA, P.; KOLSTRÖM, M.; LEXER, M. & MARCHETTI, M. (2009): Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. Forest Ecology & Management 259: 698–709.
- LINDQUIST, E.J.; D’ANNUNZIO, R.; GERRAND, A.; MACDICKEN, K.; ACHARD, F.; BEUCHLE, R.; BRINK, A.; EVA, H.D.; MAYAUX, P.; SAN-MIGUEL-AYANZ, J. & STIBIG, H.-J. (2012): Global forest land-use change 1990–2005. Forestry Paper No. 169. Food and Agriculture Organization of the United Nations and European Commission Joint Research Centre. Rome.
- LINDTKE, D.; BUERKLE, C.A.; BARBARA, T.; HEINZE, B.; CASTIGLIONE, S.; BARTHA, D. & LEXER, C. (2012): Recombinant hybrids retain heterozygosity at many loci: new insights into the genomics of reproductive isolation in *Populus*. Molecular Ecology 21 (20): 5042–5058.
- LITSCHAUER R.; KONRAD H.; BORTENSCHLAGER S. & SCHANTL H. (2014): Reproduktionsmonitoring auf inneralpinen Standorten (Höhenprofil Murau, Obergurgl und Tamsweg). Bundesforschungszentrum für Wald (BFW), Wien.

- LOHTANDER, K.; PASONEN, H.L.; AALTO, M.K.; PALVA, T.; PAPPINEN, A. & RIKKINEN, J. (2008): Phylogeny of chitinases and its implications for estimating horizontal gene transfer from chitinase-transgenic silver birch (*Betula pendula*). *Environmental Biosafety Research*, 7: 227–239.
- LOTTMANN, J.; O'CALLAGHAN, M.; BAIRD, D. & WALTER, C. (2010): Bacterial and fungal communities in the rhizosphere of field-grown genetically modified pine trees (*Pinus radiata* D.). *Environmental Biosafety Research*, 9: 25–40.
- LU, H.; WU, N.; YANG, X.; SHEN, C.; ZHU, L.; WANG, L.; LI, Q.; XU, D.; TONG, G. & SUN, X. (2008): Spatial pattern of *Abies* and *Picea* surface pollen distribution along the elevation gradient in the Qinghai–Tibetan Plateau and Xinjiang, China. *Boreas*, 37: 254–262.
- LUNDKVIST, K. (1979): Allozyme frequency distributions in four Swedish populations of Norway spruce (*Picea abies* K.). *Hereditas*, 90(1): 127–143.
- LUSSER, M.; PARISI, C.; PLAN, D. & RODRIGUEZ-CEREZO, E. (2012): Deployment of new biotechnologies in plant breeding. *Nat Biotech*, 30: 231–239.
- LYYRA, S.; MEAGHER, R.B.; KIM, T.; HEATON, A.; MONTELLO, P.; BALISH, R.S. & MERKLE, S.A. (2007): Coupling two mercury resistance genes in Eastern cottonwood enhances the processing of organomercury. *Plant Biotechnology Journal*, 5: 254–262.
- MACEK, T.; KOTRBA, P.; SVATOS, A.; NOVAKOVA, M.; DEMNEROVA, K. & MACKOVA, M. (2008): Novel roles for genetically modified plants in environmental protection. *Trends in Biotechnology*, 26: 146–152.
- MACKAY, J.J.; LIU, W.; WHETTEN, R.W.; SEDEROFF, R. & O'MALLEY, D.M. (1995): Genetic analysis of cinnamyl alcohol dehydrogenase in loblolly pine: single gene inheritance, molecular characterization and evolution. *Molecular Genetics and Genomics*, 247, 537–545.
- MACKAY, J.J.; O'MALLEY, D.M.; PRESNELL, T.; BOOKER, F.L.; CAMPBELL, M.; WHETTEN, R.W. & SEDEROFF, R. (1997): Inheritance, gene expression, and lignin characterization in a mutant pine deficient in cinnamyl alcohol dehydrogenase. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 94, 8255–8260.
- MALABADI, R.B. & NATARAJA, K. (2007): Genetic transformation of conifers: applications in and impacts on commercial forestry. *Transgenic Plant Journal*, 1, 289–313.
- MALINOWSKI, T.; CAMBRA, M.; CAPOTE, N.; ZAWADZKA, B.; GORRIS, M.T.; SCORZA, R. & RAVELONANDRO, M. (2006): Field trials of plum clones transformed with the Plum pox virus coat protein (PPV-CP) gene. *Plant Disease*, 90, 1012–1018.
- MANSFIELD, S.D.; KANG, K.Y. & CHAPPLE, C. (2012): Designed for deconstruction – poplar trees altered in cell wall lignification improve the efficacy of bioethanol production. *New Phytologist*, 194, 91–101.
- MATHEWS, J.H. & CAMPBELL, M.M. (2000): The advantages and disadvantages of the application of genetic engineering to forest trees: a discussion. *Forestry*, 73 (4), 371–380.
- MAYER, H. (1984): *Waldbau auf soziologisch-ökologischer Grundlage*. Gustav Fischer.

- MCDONNELL, L.M.; COLEMAN, H.D.; FRENCH, D.G.; MEILAN, R. & MANSFIELD, S.D. (2010): Engineering trees with target traits. In: EL-KASSABY, Y.A. (2010): Forests and genetically modified trees. FAO. Rome, Italy.
- MEILAN, R.; HUANG, Z. & PILATE, G. (2010): Biotechnology techniques. In: EL-KASSABY, Y.A. (2010): Forests and genetically modified trees. FAO. Rome, Italy.
- MENTAG, R.; LUCKEVICH, M.; MORENCY, M.J. & SEGUIN, A. (2003): Bacterial disease resistance of transgenic hybrid poplar expressing the synthetic antimicrobial peptide D4E1. *Tree Physiology*, 23: 405–411.
- MENZEL, G.; LÜNSMANN, I.; MIDDELHOFF, U.; BRECKLING, B.; SCHMIDT, G.; TILLMANN, J.; WINDHORST, W.; SCHÖDER, W.; FILSER, J. & REUTER, H. (2005): Gentechnisch veränderte Pflanzen und Schutzgebiete. Wirksamkeit von Abstandsregelungen. Naturschutz und biologische Vielfalt 10. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- MERKLE, S.A. & DEAN, J.F.D. (2000): Forest tree biotechnology. *Current Opinion in Biotechnology*, 11: 298–302.
- MERKLE, S.A.; ANDRADE, G.M.; NAIRN, C.J.; POWELL, W.A. & MAYNARD, C.A. (2007): Restoration of threatened species: A noble cause for transgenic trees. *Tree Genetics and Genomes*, 3: 111–118.
- MIDDELHOFF, U.; HILDEBRANDT, J. & BRECKLING, B. (2006): Die ökologische Flächenstichprobe als Instrument eines GVO Monitorings. BfN Skriptum Nr. 172. Bundesamt für Naturschutz. Bonn, Bad Godesberg.
- MIZRACHI, E.; MANSFIELD, S.D. & MYBURG, A.A. (2012): Cellulose factories: advancing bioenergy production from forest trees. *New Phytologist*, 194: 54–62.
- MOHRI, T.; YAMAMOTO, N. & SHINOHARA, K. (1996): Agrobacterium-mediated transformation of lombardy poplar (*Populus nigra L. var. italica* Koehne) using stem segments. *Journal of Forest Research*, 1: 13–16.
- MOURADOV, A. & TEASDALE, R.D. (1999): Genetic engineering of reproductive incompetence in radiata pine. *Protoplasma*, 208: 13–17.
- MÜLLER, G. (1977). Untersuchungen über die natürliche Selbstbefruchtung in Beständen der Fichte (*Picea abies* (L.) Karst.) und Kiefer (*Pinus sylvestris* L.). *Silvae Genetica*, 26: 207–217.
- MUHS, H.J. (2010): Regulation for genetically modified forest reproductive material moving in international trade. In: EL-KASSABY, Y.A. (2010): Forests and genetically modified trees. FAO. Rome, Italy.
- NEWHOUSE, A.E.; SCHRODT, F.; LIANG, H.; MAYNARD, C.A. & POWELL, W.A. (2007): Transgenic American elm shows reduced Dutch elm disease symptoms and normal mycorrhizal colonization. *Plant Cell Reports*, 26: 977–987.
- NIEMINEN, K.; ROBISCHON, M.; IMMANEN, J. & HELARIUTTA, Y. (2012): Towards optimizing wood development in bioenergy trees. *New Phytologist*, 194: 46–53.
- NIKKANEN, T.; ARONEN, T.; HÄGGMAN, H. & VENÄLÄINEN, M. (2000): Variation in pollen viability among *Picea abies* genotypes – potential for unequal paternal success. *Theoretical and Applied Genetics*. 101: 511–518.
- NILSSON, O. & WEIGEL, D. (1997): Modulating the timing of flowering. *Current Opinion in Biotechnology*, 8: 195–199.

- NISKANEN, A.M.; KAÄRKKÄINEN, K. & PASONEN, H. (2011): Comparison of variation in adaptive traits between wild-type and transgenic silver birch (*Betula pendula*) in a field trial. *Tree Genetics and Genomes*, 7: 955–967.
- O'CALLAGHAN, M.; GLARE, T.R.; BURGESS, E.P.J. & MALONE, L.A. (2005): Effects of plants genetically modified for insect resistance on nontarget organisms. *Annual review of Entomology*, 50: 271–292.
- OCKENDON, N.; BAKER, D.J.; CARR, J.A.; WHITE, E.C.; ALMOND, R.E.A.; AMANO, T.; BERTRAM, E.; BRADBURY, R.B.; BRADLEY, C.; BUTCHART, S.H.M.; DOSWALD, N.; FODEN, W.; GILL, D.J.C.; GREEN, R.E.; SUTHERLAND, W.J.; TANNER, E.V.J. & PEARCE-HIGGINS, J.W. (2014): Mechanisms underpinning climatic impacts on natural populations: altered species interactions are more important than direct effects. *Global Change Biology*, 20 (7): 2221–2229.
- OECD – Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (2000): Consensus document on the biology of *Populus* L. (poplars). Environment Directorate, joint meeting of the chemicals committee and the working party on chemicals, pesticides and biotechnology (Paris, FR). OECD Environmental Health and Safety Publications: Series on Harmonization of Regulatory Oversight in Biotechnology No. 16 JT00103743.
- OKUMURA, S.; SAWADA, M.; PARK, Y.W.; HAYASHI, T.; SHIMAMURA, M.; TAKASE, H. & TOMIZAWA, K.I. (2006): Transformation of poplar (*Populus alba*) plastids and expression of foreign proteins in tree chloroplasts. *Transgenic Research*, 15: 637–646.
- OLDFIELD, S.; LUSTY, C. & MACKINVEN, A. (1998): The world list of threatened trees. Cambridge, UK: World Conserv. Press.
<https://archive.org/stream/worldlistofthrea98oldf#page/n0/mode/2up>
- OTTOW, J.C.G. (2011): Horizontaler Gentransfer: Sex in Böden? In Ottow, J.C.G. (2011): *Mikrobiologie von Böden*, Verlag Berlin Heidelberg.
- PAKKANEN, A.; NIKKANEN, T. & PULKKINEN, P. (2000): Annual variation in pollen contamination and outcrossing in a *Picea abies* seed orchard. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 15(4): 399–404.
- PAN, Y.; YAN, S.; BEHLING, H. & MU, G. (2013): Transport of airborne *Picea schrenkiana* pollen on the northern slope of Tianshan Mountains (Xinjiang, China) and its implication for paleoenvironmental reconstruction. *Aerobiologia*, 29: 161–173.
- PARKER, J.M. & KAREIVA, P. (1996): Assessing the risks of invasion for genetically engineered plants: acceptable evidence and reasonable doubt. *Biological Conservation*, 78: 193–203.
- PASONEN, H.L.; DEGEFU, Y.; BRUMÒS, K.; LOHTANDER, K.; PAPPINEN, A.; TIMONEN, S. & SEPPÄNEN, S.-K. (2005): Transgenic *Betula pendula* expressing sugar beet chitinase IV forms normal ectomycorrhizae with *Paxillus involutus* in vitro. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 20: 385–392.
- PASONEN, H.L.; VIHERVUORI, L.; SEPPÄNEN, S.-K.; LYYTIKÄINEN-SAARENMAA, P.; YLIOJA, T.; VON WEISSENBERG, K. & PAPPINEN, A. (2008): Field performance of chitinase transgenic silver birch (*Betula pendula* Roth): Growth and adaptive traits. *Trees - Structure and Function*, 22: 413–421.

- PASONEN, H.L.; LU, J.; NISKANEN, A.M.; SEPPÄNEN, S.-K.; RYTKÖNEN, A.; RAUNIO, J.; PAPPINEN, A.; KASANEN, R. & TIMONEN, S. (2009): Effects of sugar beet chitinase IV on root-associated fungal community of transgenic silver birch in a field trial. *Planta*, 230: 973–983.
- PAULE, L.; LINDGREN, D.; YAZDANI, R. (1993): Allozyme frequencies, outcrossing rate and pollen contamination in *Picea abies* seed orchards. *Scand. J. For. Res.* 8: 8–17.
- PAYER, M. (1942): Materialien zur Forstwissenschaft. Kapitel 4: Waldbau und Forst. Fassung vom 28. Januar 1998.
- PENA, L. & SÈGUIN, A. (2001): Recent advances in the genetic transformation of trees. *Trends in Biotechnology*, 19: 500–506.
- PETIT, R.J. & HAMPE, A. (2006): Some evolutionary consequences of being a tree. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 37: 187–214.
- PIJUT, P.; WOESTE, K.; VENGADESAN, G. & MICHLER, C. (2007): Technological advances in temperate hardwood tree improvement including breeding and molecular marker applications. *In Vitro Cell.Dev.Biol.-Plant*, 43: 283–303.
- PIJUT, P.M.; LAWSON, S.S. & MICHLER, C.H. (2011): Biotechnological efforts for preserving and enhancing temperate hardwood tree biodiversity, health, and productivity. *In Vitro Cellular and Developmental Biology - Plant*, 47: 123–147.
- PILATE, G.; GUINEY, E.; HOLT, K.; PETIT-CONIL, M.; LAPIERRE, C.; LEPLÈ, J.C.; POLLET, B.; MILA, I.; WEBSTER, E.A.; MARSTORP, H.G.; HOPKINS, D.W.; JOUANIN, L.; BOERJAN, W.; SCHUCH, W.; CORNU, D. & HALPIN, C. (2002): Field and pulping performances of transgenic trees with altered lignification. *Nature Biotechnology*, 20: 607–612.
- PILATE, G.; DEJARDIN, A. & LEPLÈ, J.-C. (2012): Field Trials With Lignin-Modified Transgenic Trees. In Jouanin, L. & Lapierre, C. (2012): *Advances in Botanical Research*, Vol.61. Burlington: Academic Press.
- POST, K.H. & PARRY, D. (2011): Non-target effects of transgenic blight-resistant american chestnut (fagales: Fagaceae) on insect herbivores. *Environmental Entomology*, 40: 955–963.
- PULLA, P.; SCHUCK, A.; VERKERK, P.J.; LASSERRE, B.; MARCHETTI, M. & GREEN, T. (2013):. Mapping the distribution of forest ownership in Europe. EFI Technical Report.
- QUADT, V.; VAN DER MAATEN-THEUNISSEN, M. & FRANK, G. (2013): Integration of Nature Protection in Austrian Forest Policy. INTEGRATE Country Report for Austria. EFICIENT-OEF, Freiburg.
- RAFFA, K.F. (2001): Use of transgenic resistance in plantation trees: efficacy, risk and integration with other pest management tactics. In: Proceedings of the first International Symposium on Ecological and Social Aspects of Transgenic Plantations. 138–147.
- RAO, H.; WU, N.; HUANG, M.; FAN, Y. & WANG, M. (2001): Two insect-resistant genes were transferred into poplar hybrid and transgenic poplar show insect-resistance. In: MOROHOSHI, N. & KOMAMINE, A. (2001): *Molecular Breeding of Woody Plants*. Elsevier Science, 239–246.
- RASCHKA, H.D. (1997): Forstliche Biomasseproduktion im Kurzumtrieb. Abschlußbericht des Forschungsprojektes P/2/24 "Versuche für die Produktion forstlicher Biomasse – Kurzumtriebversuche". FBVA-Berichte (97): 29.

- RAT DER EUROPÄISCHEN UNION (2008): Schlußfolgerungen des Rates zu gentechnisch veränderten Organismen (GVO). 16882/08. 5-12-2008.
- RAVELONANDRO, M.; SCORZA, R.; BACHELIER, J.C.; LABONNE, G.; LEVY, L.; DAMSTEEGT, V.; CALLAHAN, A.M. & DUNEZ, J. (1997): Resistance of transgenic *Prunus domestica* to plum pox virus infection. *Plant Disease*, 81: 1231–1235.
- RICHARDS, E.J. (2011): Natural epigenetic variation in plant species: a view from the field. *Current Opinion in Plant Biology* 14: 204–209.
- RICHARDSON, D.M. (1998): Forestry trees as invasive aliens. *Conservation Biology*, 12: 18–26.
- ROBISCHON, M. (2006): Field Trials with Transgenic Trees – State of the Art and Developments. In: FLADUNG, M. & EWALD, D. (2006): *Tree Transgenesis*. Springer Berlin Heidelberg.
- ROHMEDER, E. (1972): *Das Saatgut in der Forstwirtschaft*, Hamburg.
- ROMEIS, J.; ÁLVAREZ-ALFAGEME, F. & BIGLER, F. (2012): Putative effects of Cry1Ab to larvae of *Adalia bipunctata* – reply to Hilbeck et al. (2012). *Environmental Sciences Europe*, 24 (18).
- RUSS, W. (2011): Mehr Wald in Österreich. *BfW-Praxisinformation*, 24: 3–5.
- SALYAEV, R.; REKOSLAVSKAYA, N.; CHEPINOGA, A.; MAPELLI, S. & PACOVSKY, R. (2006): Transgenic poplar with enhanced growth by introduction of the *ugt* and *acb* genes. *New Forests*, 32: 211–229.
- SARVAS, R. (1968): Investigations of the flowering and seed crop of *Picea abies*. *Comm. Inst. For. Fenn.* 67: 5.
- SCHÄFER, T.; BUSCOT, F.; FLACHOWSKY, H. & HANKE, M.V. (2009): First results on the effect on increased chitinase expression in transgenic apple trees on mycorrhization with *Golmus interacdices* and *G. mosseae*. *Acta Hort*, 839: 719–724.
- SCHÄFER, T.; HANKE, M.-V.; FLACHOWSKY, H.; KÖNIG, S.; PEIL, A.; KALDORF, M.; POLLE, A. & BUSCOT, F. (2012): Chitinase activities, scab resistance, mycorrhization rates and biomass of own-rooted and grafted transgenic apple. *Genetics and Molecular Biology*, 35.
- SCHMIDT, P.A. (2004): *Picea*. In: SCHÜTT, P.; WEISGERBER, H.; SCHUCK, H.J.; LANG, K.J.; STIMM, B.; ROLOFF, A. (2004): *Lexikon der Nadelbäume*. 265–278.
- SCHMIDT, J.E.U.; BRAUN, C.U.; WHITEHOUSE, L.P. & HILBECK, A. (2009): Effects of activated Bt transgene products (Cry1Ab, Cry3Bb) on immature stages of the Ladybird *Adalia bipunctata* in laboratory ecotoxicity testing. *Arch Environ Contam Toxicol*, 56: 221–228.
- SCHMIDT-VOGT, H. (1977–1991). *Die Fichte*. Ein Handbuch in zwei Bänden. Bd. 1 (1977), Bd. 2/1 (1986), Bd. 2/2 (1989), Bd. 2/3 (1991). Parey, Hamburg u. Berlin.
- SCHMITZ, G. & SCHÜTTE, G. (2001): Genübertragung zwischen verschiedenen Pflanzensorten und -arten. In: SCHÜTTE, G.; STIRN, S. & BEUSMANN, V. (2001): *Transgene Nutzpflanzen. Sicherheitsforschung, Risikoabschätzung und Nachgenehmigungs-Monitoring*. Birkhäuser, Basel.

- SCHNITZLER, F.R.; BURGESS, E.P.J.; KEAN, A.M.; PHILIP, B.A.; BARRACLOUGH, E.I.; MALONE, L.A. & WALTER, C. (2010): No unintended impacts of transgenic pine (*Pinus radiata*) trees on above ground invertebrate communities. *Environmental Entomology*, 39: 1359–1368.
- SCHÜTTE, G. & OLDENDORF, F. (2001): Horizontaler Gentransfer. In: SCHÜTTE, G.; STIRN, S. & BEUSMANN, V. (2001): *Transgene Nutzpflanzen. Sicherheitsforschung, Risikoabschätzung und Nachgenehmigungs-Monitoring*. Birkhäuser, Basel.
- SCHÜTTE, G. & SCHMITZ, G. (2001): Wissensstand zu den Auswirkungen spezieller genetisch vermittelter Eigenschaften. Herbizidresistenz. In: SCHÜTTE, G.; STIRN, S. & BEUSMANN, V. (2001): *Transgene Nutzpflanzen. Sicherheitsforschung, Risikoabschätzung und Nachgenehmigungs-Monitoring*. Birkhäuser, Basel.
- SCHÜTZ, J.-Ph. (2002): Die Technik der Waldverjüngung von Wäldern mit Ablösung der Generationen. Skript zur Vorlesung Waldbau II. ETH Zürich.
- SCHWENDEMANN, A.B.; WANG, G.; MERTZ, M.L.; MCWILLIAMS, R.T.; THATCHER, S.L. & OSBORN, J.M. (2007): Aerodynamics of saccate pollen and its implications for wind pollination. *Am J Bot*, 94: 1371–1381.
- SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY (2000): *Cartagena Protocol on Biosafety to the Convention on Biological Diversity: text and annexes*.
- SEDEROFF, R.; MACKAY, J.J.; RALPH, J. & HATFIELD, R.D. (1999): Unexpected variation in lignin. *Current Opinion in Plant Biology*, 2: 145–152.
- SEDJO, R.A. (2006): Toward commercialization of genetically engineered forests: economic and social considerations. *Resources for the Future*.
- SEDJO, R.A. (2010a): Social, legal and regulatory issues related to transgenic trees. In: EL-KASSABY, Y.A. (2010): *Forests and genetically modified trees*. FAO. Rome, Italy.
- SEDJO, R.A. (2010b): Transgenic trees for biomass: The effects of regulatory restrictions and court decisions on the pace of commercialization. *AgBioForum*, 13: 391–397.
- SEPPÄNEN, S.K.; PASONEN, H.L.; VAURAMO, S.; VAHALA, J.; TOIKKA, M.; KILPELÄINEN, I.; SETÄLÄ, H.; TEERI, T.H.; TIMONEN, S. & PAPPINEN, A. (2007): Decomposition of the leaf litter and mycorrhiza forming ability of silver birch with a genetically modified lignin biosynthesis pathway. *Applied Soil Ecology*, 36: 100–106.
- SKROPPA, T. & LINDGREN, D. (1994): Male fertility variation and non-random segregation in pollen mix crosses of *Picea abies*. *Forest Genetics*, 1.
- SMULDERS, M.; BERINGEN, R.; VOLOSANCHUK, R.; VANDEN BROECK, A.; VAN DER SCHOOT, J.; ARENS, P. & VOSMAN, B. (2008a): Natural hybridisation between *Populus nigra* L. and *P. x canadensis* Moench. hybrid offspring competes for niches along the Rhine river in the Netherlands. *Tree Genetics & Genomes* 4 (4): 663–675.

- SMULDERS, M.J.M.; COTTRELL, J.E.; LEFEVRE, F.; VAN DER SCHOOT, J.; ARENS, P.; VOSMAN, B.; TABBENER, H.E.; GRASSI, F.; FOSSATI, T.; CASTIGLIONE, S.; KRSTUFEK, V.; FLUCH, S.; BURG, K.; VORNAM, B.; POHL, A.; GEBHARDT, K.; ALBA, N.; AGNDEZ, D.; MAESTRO, C.; NOTIVOL, E.; VOLOSANCHUK, R.; POSPISKOVA, M.; BORDACS, S.; BOVENSCHEN, J.; VAN DAM, B.C.; KOELEWIJN, H.P.; HALFMAERTEN, D.; IVENS, B.; VAN SLYCKEN, J.; VANDEN BROECK, A.; STORME, V. & BOERJAN, W. (2008b): Structure of the genetic diversity in black poplar (*Populus nigra* L.) populations across European river systems: Consequences for conservation and restoration. *Forest Ecology and Management* 255 (5–6):1388–1399.
- SONG, J.; LU, S.; CHEN, Z.Z.; LOURENCO, R. & CHIANG, V.L. (2006): Genetic transformation of *Populus trichocarpa* genotype Nisqually-1: A functional genomic tool for woody plants. *Plant and Cell Physiology*, 47: 1582–1589.
- STATISTIK AUSTRIA (2012a): Gartenbau- und Feldgemüseanbauerhebung
- STATISTIK AUSTRIA (2012b): Agrarstrukturerhebung, Anbau auf dem Ackerland
- STEFANI, F.O.P. & HAMELIN, R.C. (2010): Current state of genetically modified plant impact on target and non-target fungi. *Environmental Reviews*, 18: 441–475.
- STEFANI, F.O.; MONCALVO, J.M.; SEGUIN, A.; BERUBE, J.A. & HAMELIN, R.C. (2009): Impact of an 8-year-old transgenic poplar plantation on the ectomycorrhizal fungal community. *Appl Environ Microbiol.*, 75: 7527–7536.
- STEFANI, F.O.P.; TANGUAY, P.; PELLETIER, G.; PICHÈ, Y. & HAMELIN, R.C. (2010): Impact of endochitinase-transformed White Spruce on soil fungal biomass and ectomycorrhizal symbiosis. *Applied and Environmental Microbiology*, 76: 2607–2614.
- STEINBRECHER, R.A. & LORCH, A. (2008): Genetically engineered trees & risk assessment: An overview of risk assessment and risk management issues. Federation of German scientists.
- STERN, K. & ROCHE, L. (1974): Genetics of forest ecosystems. Chapman & Hall Ltd.
- STIRN, S. (2001): Gesundheitliche Risiken. In: SCHÜTTE, G.; STIRN, S. & BEUSMANN, V. (2001): Transgene Nutzpflanzen. Sicherheitsforschung, Risikoabschätzung und Nachgenehmigungs-Monitoring. Birkhäuser, Basel.
- STRAUSS, S.H.; BRUNNER, A.M.; BUSOV, V.B.; MA, C. & MEILAN, R. (2004): Ten lessons from 15 years of transgenic *Populus* research. *Forestry*, 77: 455–465.
- STRYCHARZ, S. & NEWMAN, L. (2009): Use of native plants for remediation of trichloroethylene: I deciduous trees. *International journal of Phytoremediation*, 11: 150–170.
- STULL, R.S. (1988): An introduction to boundary layer meteorology. Kluwer Academic Publ., Dordrecht.
- SWOBODA, I.; HOFFMANN-SOMMERGRUBER, K.; O'RIORDAIN, G.; SCHEINER, O.; HEBERLE-BORS, E. & VICENTE, O. (1996): Bet v1 proteins, the major birch pollen allergens and members of a family of conserved pathogenesis-related proteins, show ribonuclease activity in vitro. *Physiologia Plantarum*, 96: 433–438.
- TABASHNIK, B.E.; VAN RENSBURG, J.B.J. & CARRIÈRE, Y. (2009): Field-Evolved Insect Resistance to *Bt* Crops: Definition, Theory, and Data. *J. Econ. Entomol.*, 102: 2011–2025.

- TABASHNIK, B.E.; BRÉVAULT, T. & CARRIÈRE, Y. (2013): Insect resistance to Bt crops: lessons from the first billion acres. *Nature Biotechnology*, 31: 510–521.
- TABBENER, H.E. & COTTRELL, J.E. (2003): The use of PCR based DNA markers to study the paternity of poplar seedlings. *Forest Ecology and Management* 179 (1–3): 363–376.
- TANIGUCHI, T.; OHMIYA, Y.; KURITA, M.; TSUBOMURA, M. & KONDO, T. (2008): Regeneration of transgenic *Cryptomeria japonica* D. Don after *Agrobacterium tumefaciens*-mediated transformation of embryogenic tissue. *Plant Cell Rep*, 27: 1461–1466.
- TAPPESEER, B.; ECKELKAMP, C. & WEBER, B. (2000): Untersuchung zu tatsächlich beobachteten Effekten von Freisetzungen genetisch veränderter Organismen. Umweltbundesamt, Wien.
- THE NORWEGIAN BIOTECHNOLOGY ADVISORY BOARD (2003): Sustainability, benefit to the community and ethics in the assessment of genetically modified organisms: Implementation of the concepts set out in sections 1 and 10 of the Norwegian Gene Technology Act. The Norwegian Biotechnology Advisory Board. Oslo.
- TIIMONEN, H.; ARONEN, T.; LAAKSO, T.; SARANPÄÄ, P.; CHIANG, V.; YLIOJA, T.; ROININEN, H. & HÄGGMAN, H. (2005): Does lignin modification affect feeding preference or growth performance of insect herbivores in transgenic silver birch (*Betula pendula* Roth)? *Planta*, 222: 699–708.
- TILSTON, E.L.; HALPIN, C. & HOPKINS, D.W. (2004): Genetic modifications to lignin biosynthesis in field-grown poplar trees have inconsistent effects on the rate of woody trunk decomposition. *Soil Biology and Biochemistry*, 36: 1903–1906.
- TØMMERAS, B.A.; JOHNSEN, O.; SKRØPPA, T.; HINDAR, K.; HOLTEN, J. & TUFTO J. (1996): Long-term environmental impacts of release of transgenic Norway spruce (*Picea abies*). NINA-NIKU Project Report 3: 1–48.
- TRAVIS, E.R.; HANNINK, N.K.; VAN DER GAST, C.J.; THOMPSON, I.P.; ROSSER, S.J. & BRUCE, N.C. (2007): Impact of transgenic tobacco on trinitrotoluene (TNT) contaminated soil community. *Environmental Science and Technology*, 41: 5854–5861.
- TRAXLER, A.; HEISSENBERGER, A.; FRANK, G.; LEITMAYER, C. & GAUGITSCH, H. (2000): Ökologisches Monitoring von genetisch veränderten Organismen. Monografien Band 116. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie. Wien.
- ULRICH, K.; BECKER, R.; ULRICH, A. & EWALD, D. (2006): Erzeugung transgener Gehölze und Sicherheitsforschung unter besonderer Berücksichtigung der bakteriellen Endophyten. Literaturstudie im Auftrag des Landesamtes für Verbraucherschutz, Landwirtschaft und Flurneuordnung.
- UNEP – United Nations Environment Programme (2009): Vital forest graphics.
- UMWELTBUNDESAMT (2007): Dolezel, M.; Eckerstorfer, M.; Heissenberger, A.; Bartel, A. & Gaugitsch, H.: Umwelt- und naturschutzrelevante Aspekte beim Anbau gentechnisch veränderter Organismen. Reports, Bd. REP-0122. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2011a): Greiter, A.; Miklau, M.; Heissenberger, A. & Gaugitsch, H.: Socio-economic aspects in the assessment of GMOs: options for action. Reports, Bd. REP-0354. Umweltbundesamt, Wien.

- UMWELTBUNDESAMT (2011b): Greiter, A.; Miklau, M.; Heissenberger, A.; Bartel, A. & Gaugitsch, H.: GVO-Anbau und Naturschutz: Risikoszenarien und Umsetzungsstrategien. Reports, Bd. REP-0311. Umweltbundesamt, Wien.
- VALENZUELA, S.; BALOCCHI, C. & RODRIGUEZ, J. (2006): Transgenic trees and forestry biosafety. *Electronic Journal of Biotechnology*, 9: 335–339.
- VANDEN BROECK, A.; COX, K.; QUATAERT, P.; VAN BOCKSTAELE, E. & VAN SLYCKEN, J. (2003a): Flowering phenology of *Populus nigra* L., *P. nigra* cv. *italica* and *P. x canadensis* Moench. and the potential for natural hybridisation in Belgium. *Silvae-Genetica*. 2003; 52(5/6): 280–283.
- VANDEN BROECK, A.; QUATAERT, P.; VAN SLYCKEN, J.; ROLDAN-RUIZ, I. & VAN BOCKSTAELE, E. (2003b): Pollen competition in *Populus nigra* females revealed by microsatellite markers. *Forest Genetics* 10 (3): 219–227.
- VANDEN BROECK, A.; QUATAERT, P.; VAN SLYCKEN, J.; STORME, V.; BOERJAN, W.; COTTRELL, J.E. & VAN BOCKSTAELE, E. (2004): Gene flow between cultivated poplars and native black poplar (*Populus nigra* L.): A case study along the river Meuse on the Dutch-Belgian border. *Forest Ecology and Management* 197 (1–3): 307–310.
- VANDEN BROECK, A.; VILLAR, M.; VAN BOCKSTAELE, E. & VAN SLYCKEN, J. (2005): Natural Hybridization Between Cultivated Poplars and Their Wild Relatives: Evidence and Consequences for Native Poplar Populations. *Annals of Forest Science* 62: 601–613.
- VANDEN BROECK, A.; COTTRELL, J.; QUATAERT, P.; BREYNE, P.; STORME, V.; BOERJAN, W. & VAN SLYCKEN, J. (2006): Paternity analysis of *Populus nigra* L. offspring in a Belgian plantation of native and exotic poplars. *Annals of Forest Science* 63: 783–790.
- VANDEN BROECK, A.; COX, K.; MICHELIS, B.; VERSCHELDE, P. & VILLAR, M. (2012): With a little help from my friends: hybrid fertility of exotic *Populus x canadensis* enhanced by related native *Populus nigra*. *Biological Invasions* 14 (8): 1683–1696. 1387–3547.
- VAN FRANKENHUYZEN, K. & BEARDMORE, T. (2004): Current status and environmental impact of transgenic forest trees. *Canadian Journal of Forest Research*, 34: 1163–1180.
- VAN MONTAGU, M. (2010): Environmental Impacts of GMO. A decade of GMO research (2001–2010). European Commission, Brussels.
- VAURAMO, S.; PASONEN, H.L.; PAPPINEN, A. & SETÄLÄ, H. (2006): Decomposition of leaf litter from chitinase transgenic silver birch (*Betula pendula*) and effects on decomposer populations in a field trial. *Applied Soil Ecology*, 32: 338–349.
- VERWER, C.C.; BUITENVELD, J.; KOELWIJN, H.P.; TOLKAMP, W.; DE VRIES, S.M.G. & VAN DER MEER, P.J. (2010): Genetically modified trees – Status, trends and potential environmental risks. Alterra Report 2039; Alterra, Wageningen NL.
- VIHERVUORI, L.; PASONEN, H.L. & LYYTIKÄINEN-SAARENMAA, P. (2008): Density and composition of an insect population in a field trial of chitinase transgenic and wild-type silver birch (*Betula pendula*) clones. *Environmental Entomology*, 37: 1582–1591.

- VIHERVUORI, L.; LYTIKÄINEN-SAARENMAA, P.; TUOMIKOSKI, E.; LUOMA, M.; NIEMELÄ, P.; PAPPINEN, A. & PASONEN, H.-L. (2012): Palatability of transgenic birch and aspen to roe deer and mountain hare. *Biocontrol Science and Technology*, 22: 1167–1180.
- VLASÁK, J.; BRÍZA, J.; PAVINGEROVÁ, D.; MODLINGER, R.; KNÍŽEK, M. & MALÁ, J. (2012): Cry3A δ -endotoxin gene mutagenized for enhanced toxicity to spruce bark beetle in a receptor binding loop. *Afr J Biotechnol* 11: 15236–15240.
- WACKERNAGEL, W. (2002): Fakten und Fantasien zum horizontalen Gentransfer von rekombinanter DNA. *Akademie-Journal*, 28–31.
- WADDINGTON, C.H. (1942): Canalization of development and the inheritance of acquired characters. *Nature* No. 3811 Nov. 1942: 563–565.
- WALTER, C. & MENZIES, M. (2010): Genetic modification as a component of forest biotechnology. In: EL-KASSABY, Y.A. (2010): *Forests and genetically modified trees*. FAO. Rome, Italy.
- WALTER, C.; GRACE, L.J.; DONALDSON, S.S.; MOODY, J.; GEMMELL, J.E.; VAN DER MAAS, S.; KVAALEN, H. & LÖNNEBORG, A. (1999): An efficient Biolistic(R) transformation protocol for *Picea abies* embryogenic tissue and regeneration of transgenic plants. *Can. J. For. Res.* 29(10): 1539–1546.
- WALTER, C.; FLADUNG, M. & BOERJAN, W. (2010): The 20-year environmental safety record of GM trees. *Nature Biotechnology*, 28: 656–658.
- WANG, G.; CASTIGLIONE, S.; CHEN, Y.; LI, L.; HAN, Y.; TIAN, Y.; GABRIEL, D.W.; HAN, Y.; MANG, K. & SALA, F. (1996): Poplar (*Populus nigra* L.) plants transformed with a *Bacillus thuringiensis* toxin gene: Insecticidal activity and genomic analysis. *Transgenic Research*, 5: 289–301.
- WASMUND, E. (1930): Pollenregen-Seeblüte auf dem Bodensee im Luftbild. *Palaeontologische Zeitschrift* 12: 73–99.
- WEINBERG, W. (1908): Über den Nachweis der Vererbung beim Menschen. *Jahreshefte des Vereins für vaterländische Naturkunde in Württemberg* 64: 368–382.
- WENCK, A.R.; QUINN, M.; WHETTEN, R.W.; PULLMAN, G. & SEDEROFF, R. (1999): High-efficiency *Agrobacterium*-mediated transformation of Norway spruce (*Picea abies*) and loblolly pine (*Pinus taeda*). *Plant Molecular Biology*, 39: 407–416.
- WENDELBERGER, E. (1960): Die Auwaldtypen der Donau in Niederösterreich. *Cbl. ges. Forstwesen* 77 (2): 65–92.
- WHITE, T.; ADAMS, W.T. & NEALE, D.B. (2007): *Forest Science*. 2007. Cambridge, CAB International.
- WILLIAMS, C.G. & von ADERKAS, P. (2011): Marking live conifer pollen for long-distance dispersal experiments. *Oecologia*. 165: 255–260.
- XIE, C.Y. & KNOWLES, P. (1992): Male fertility variation in an open-pollinated plantation of Norway spruce (*Picea abies*). *Canadian Journal of Forest Research*. 22: 1463–1468.
- YADAV, R.; ARORA, P.; KUMAR, S. & CHAUDHURY, A. (2010): Perspectives for genetic engineering of poplars for enhanced phytoremediation abilities. *Ecotoxicology*, 19: 1574–1588.

- YANG, L.; SUZUKI, K.; HIROSE, S.; WAKASA, Y. & TAKAIWA, F. (2007): Development of transgenic rice seed accumulating a major Japanese cedar pollen allergen (Cry j 1) structurally disrupted for oral immunotherapy. *Plant Biotechnology Journal*, 5: 815–826.
- ZEYER, J. (2012): Die Wechselwirkungen der gentechnisch veränderten Pflanzen mit ihrer Umgebung. Nutzen und Risiken der Freisetzung genetisch veränderter Pflanzen Leitungsgroupe des NFP 59, Bern.
- ZHANG, Y.-Y.; FISCHER, M.; COLOT, V. & BOSSDORF, O. (2013): Epigenetic variation creates potential for evolution of plant phenotypic plasticity. *New Phytologist* 197: 314–322.
- ZHENG, Y. (2010): Research, deployment and safety management of genetically modified poplars in China. In: EL-KASSABY, Y.A. (2010): *Forests and genetically modified trees*. FAO. Rome, Italy.
- ZÜGHART, W.; RAPS, A.; WUST-SAUCY, A.-G.; DOLEZEL, M. & ECKERSTORFER, M. (2011): Monitoring of genetically modified organisms: A joint policy paper by BfN (Germany), FOEN (Switzerland) and EAA (Austria). REP-0305. Umweltbundesamt, Wien.
- ZWANDER, H. (1986): Ein Vergleich des Pollenfluges zwischen Klagenfurter Becken (445 m Meereshöhe) und Sattnitz-Zug (780 m Meereshöhe) im Vegetationsjahr 1984. *Carinthia II* 176./96: 263–285.

Rechtsnormen

- Bgl. Gentechnik-Vorsorgegesetz (Bgl. GtVG; LGBl. Nr. 64/2005): Gesetz vom 19. Mai 2005 über Maßnahmen der Gentechnik-Vorsorge.
- Burgenländisches Naturschutz- und Landschaftspflegegesetz (NG1990; LGBl. Nr. 27/1991 i.d.F. LGBl. Nr. 7/2010): Gesetz vom November 1990 über den Schutz und die Pflege der Natur und Landschaft im Burgenland.
- Forstgesetz 1975 (BGBl. Nr. 440/1975 i.d.F. BGBl. I Nr. 189/2013): Bundesgesetz vom 3. Juli 1975, mit dem das Forstwesen geregelt wird.
- Forstliches Vermehrungsgutgesetz 2002 (BGBl. I Nr. 110/2002 i.d.F. BGBl. I Nr. 86/2009).
- Forstliche Vermehrungsgutverordnung 2002 (BGBl. II Nr. 480/2002 i.d. F. BGBl. II Nr. 27/2012): Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über forstliches Vermehrungsgut.
- Gentechnik-Vorsorgegesetz (LGBl. Nr. 75/2004): Gesetz vom 7. Juli 2004 über Maßnahmen der Gentechnik-Vorsorge.
- LGBl. Nr. 22/1997 i.d.F. LGBl. Nr. 72/2012: Gesetz über Naturschutz und Landschaftsentwicklung.
- LGBl. Nr. 45/1998 i.d.F. LGBl. 29/2012: Gesetz mit dem das Wiener Naturschutzgesetz erlassen wird.
- Kärntner Naturschutzgesetz 2002 (K-NSG 2002; LGBl. Nr. 79/2002 i.d.F. LGBl.
- NÖ Gentechnik-Vorsorgegesetz (LGBl. Nr. 6780-0 i.d.F. LGBl. Nr. 6180-1).

- NÖ Naturschutzgesetz 2000 (NÖ NSchG 2000; LGBl. Nr. 5500-0 i.d.F. LGBl. Nr. 5500-10).
- Oö. Gentechnik-Vorsorgegesetz 2006 (Oö. Gt-VG 2006; LGBl. Nr. 79/2006): Landesgesetz über Regelungen und Maßnahmen zur Gentechnik-Vorsorge.
- Oö. Natur- und Landschaftsschutzgesetz 2001 (Oö. NSchG 2001; LGBl. Nr. 129/2001 i.d.F. LGBl. Nr. 4/2013): Landesgesetz über die Erhaltung und Pflege der Natur.
- RL 2001/18/EG: Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. März 2001 über die absichtliche Freisetzung gentechnisch veränderter Organismen in die Umwelt und zur Aufhebung der Richtlinie 90/220/EWG des Rates. ABl. Nr. L 106.
- Salzburger Naturschutzgesetz 1999 (NSchG; LGBl. Nr. 73/1999 i.d.F. LGBl. Nr. 32/2013).
- Steiermärkisches Gentechnik Vorsorgegesetz (StGTVG; LGBl. Nr. 97/2006): Gesetz vom 24. Mai 2006, mit dem Maßnahmen zur Gentechnik Vorsorge getroffen werden.
- Steiermärkisches Naturschutzgesetz 1976 (NschG 1976; LGBl. Nr. 65/1976 i.d.F. LGBl. Nr. 44/2012): Gesetz vom 30. Juni 1976 über den Schutz der Natur und die Pflege der Landschaft.
- Tiroler Gentechnik-Vorsorgegesetz (LGBl. Nr. 36/2005 i.d.F. LGBl. Nr. 93/2012): Gesetz vom 9. März 2005, mit dem Maßnahmen zur Gentechnik-Vorsorge getroffen werden.
- Tiroler Naturschutzgesetz 2005 (TNSchG 2005; LGBl. Nr. 26/2005 i.d.F. LGBl. Nr. 150/2012): Kundmachung der Landesregierung vom 12. April 2005 über die Wiederverlautbarung des Tiroler Naturschutzgesetzes 1997.
- VO BGBl. Nr. 105/1978: Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft vom 6. Februar 1978 über raschwüchsige Baumarten.
- VO (EG) Nr. 1829/2003: Verordnung des Europäischen Parlaments und des Rates vom 22. September 2003 über gentechnisch veränderte Lebensmittel und Futtermittel. ABl. Nr. L 268.
- Wiener Gentechnik-Vorsorgegesetz (LGBl. Nr. 53/2005): Gesetz über Maßnahmen der Gentechnik-Vorsorge.

Umweltbundesamt GmbH

Spittelauer Lände 5
1090 Wien/Österreich

Tel.: +43-(0)1-313 04

Fax: +43-(0)1-313 04/5400

office@umweltbundesamt.at

www.umweltbundesamt.at

Gentechnisch veränderte Bäume (transgene Bäume) sind in Europa derzeit noch nicht für den Anbau zugelassen. In einigen Ländern finden allerdings Feldversuche statt, wodurch eine eingehende Befassung mit dieser speziellen Form von gentechnisch veränderten Pflanzen notwendig wird, insbesondere hinsichtlich der Anforderungen an die Umweltrisikoprüfung.

Der Report gibt einen Überblick über den Entwicklungsstand transgener Waldbäume hinsichtlich veränderter Baumarten und gentechnisch modifizierter Eigenschaften wie z. B. Herbizidtoleranz. Herausforderungen an die Umweltrisikoprüfung werden im Kontext mit dem derzeitigen Zulassungssystem in der EU ausgeführt. Mögliche Auswirkungen eines Anbaus transgener Bäume auf den Wald in Österreich werden diskutiert, sowohl in Hinblick auf die Funktionen des Waldes (Nutz-, Schutz-, Wohlfahrts- und Erholungsfunktion) als auch auf die Ziele des Naturschutzes.