

Maßnahmen zur Erhaltung der genetischen Waldressourcen in Österreich

H. KONRAD, R. LITSCHAUER und T. GEBUREK

Kurzfassung

Die Erhaltung der genetischen Diversität der österreichischen Waldbaumpopulationen ist eine Grundvoraussetzung zur Erhaltung der ökologischen und ökonomischen Waldfunktionen. Diese Diversität ist heute durch verschiedene Faktoren gefährdet, wie z.B. Klimawandel, Fragmentierung der Landschaft, Wildverbiss, Verbringung von nicht angepasstem Vermehrungsgut, sowie der Ausbreitung eingeschleppter Forstschädlinge. In Österreich setzt das Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum, Institut für Genetik Maßnahmen zur Erhaltung der genetischen Vielfalt der heimischen Baumpopulationen um. Dies umfasst Erhaltungsmaßnahmen vor Ort (*in situ*) sowie *ex situ* Maßnahmen, wie z.B. die Anlage von Generhaltungssamenplantagen. Für *in situ* Zwecke sind derzeit ca. 8.900 ha Waldfläche ausgewiesen, *ex situ* Samenplantagen umfassen derzeit mehr als 115 ha von 21 Baumarten. Aufgrund neuer Forschungsergebnisse sowie notwendiger Rationalisierungsmaßnahmen werden künftige Bemühungen nach Prioritäten strukturiert. Handlungsbedarf besteht besonders bei seltenen Baumarten, die vermehrt in Generhaltungswäldern geschützt werden sollen. Weiters ist die Vergrößerung der Anzahl der Saatguterntebestände anzustreben, sowie eine bundesweite Datensammlung zum verwendeten forstlichen Vermehrungsgut.

1. Einleitung - Die genetische Diversität der Waldbäume

Waldökosysteme sind bedeutende terrestrische Ökosysteme und beherbergen einen hohen Grad an Biodiversität. Gleichzeitig sind sie Quelle für den Rohstoff Holz und haben daher in einem walddreichen Land wie Österreich große wirtschaftliche Bedeutung. Die nachhaltige Bewirtschaftung der heimischen Waldbestände ist eine zentrale Forderung an

die österreichische Forstwirtschaft. Derzeit gelangt der Wald wieder mehr ins Zentrum der Aufmerksamkeit, da auch Holz im Zuge der Diskussion um erneuerbare Energieträger wieder an Bedeutung gewinnt. Die bereits vorhandene steigende Holznachfrage bedeutet eine weitere Herausforderung für den österreichischen Wald. Daher ist es umso wichtiger die Voraussetzungen für nachhaltig hohe Zuwächse und gleich bleibende Qualität zu erhalten bzw. zu schaffen.

Biodiversität im Wald wird häufig gleichgesetzt mit Arten- bzw. Strukturdiversität. Diese beiden Komponenten bilden einen wichtigen Teil der Biodiversität im Wald, allerdings wird häufig auf die unterste Stufe der Biodiversität, nämlich die genetische Diversität der Organismen, vergessen, welche das Ökosystem Wald bilden. Hohe genetische Diversität ist die wichtigste Voraussetzung für die Möglichkeit zur adaptiven Evolution, d.h. ohne diese Voraussetzung verlieren die Arten die Fähigkeit unter geänderten Umweltbedingungen zu überleben. Den Waldbaumarten kommt als Trägerorganismen des Ökosystems besondere Bedeutung zu. Die Erhaltung ihrer genetischen Diversität und deren dynamische Fortentwicklung, ist nicht nur für die Erhaltung der einzelnen Art notwendig, sondern stellt auch eine wichtige Grundlage der Ökosystemstabilität dar (GREGORIUS 1996). Neure Forschung zeigt, dass die Stabilität eines Ökosystems sogar direkt durch die genetische Diversität der wichtigsten Arten bestimmt wird (REUSCH et al. 2005, CRUTSINGER et al. 2006).

Populationen von Waldbäumen zeichnen sich im Vergleich zu kurzlebigen krautigen Arten schon von Natur aus durch hohe genetische Diversität aus. Klimaschwankungen, Umweltverschmutzung und Krankheitserreger konnten daher bisher den Arten nur relativ wenig anha-

ben. Diese hohe genetische Diversität ist offenbar eine Anpassung an die lange Generationsdauer der Baumarten, die eine Anpassung durch andere genetische Mechanismen wie z.B. Mutation bzw. Rekombination bzw. Hybridisierung verhindert. Viele Baumarten besitzen Selbstinkompatibilitäts-Mechanismen, die eine Selbstbefruchtung von vornherein verhindern (z.B. Vogelkirsche; CHARLESWORTH et al. 2005) und somit zur ständigen Durchmischung der Erbanlagen beitragen. Andererseits ist die hohe genetische Variation auch Produkt der Kolonisierung von neuen Habitaten bzw. Einwanderungsgeschichte, da im Gegensatz zu den kurzlebigen krautigen Pflanzen, bei denen einige wenige Individuen sofort ein Habitat durch Aussamen besiedeln können, die Besiedelung in Wellen erfolgt; d.h. bis die Baumarten zum Blühen kommen sind bereits auch andere, nichtverwandte Individuen am Standort vorhanden, so dass bereits hier Diversität entsteht (PETIT und HAMPE 2006).

Die Populationen der Waldbäume in Europa sind ganz wesentlich durch die zyklisch auftretenden Eiszeiten beeinflusst, was immer wieder zu Rückwanderungsdynamiken aus den Refugialgebieten geführt hat. Diese Dynamik war in anderen temperaten Gebieten der Nordhalbkugel nicht vorhanden bzw. weniger ausgeprägt. Die glazialen Perioden in Mitteleuropa haben das Aussterben von vielen Baumarten verursacht, und durch Ausdünnungseffekte bei der Rückwanderung aus den Refugialpopulationen ist es zu einem Verlust an genetischer Diversität gekommen (z.B. Buche; MAGRI et al. 2006).

Andererseits hat die Rückwanderungsbewegung aus den Refugien teilweise auch dazu geführt, dass sich lang getrennte Populationen wieder vereinen konnten und so in solchen Regionen abermals

Autoren: Dr. Heino KONRAD, Rudolf LITSCHAUER und Thomas GEBUREK, BFW Wien, Hauptstraße 7, A-1140 WIEN, heino.konrad@bfw.gv.at

ein hoher Grad an Diversität entstanden ist (PETIT et al. 2003).

Leider ist heute die genetische Diversität der Waldbäume auf vielfältige Weise, meist direkt oder indirekt durch den Menschen verursacht, gefährdet. Die Fragmentierung der Landschaft etwa bewirkt verringerten genetischen Austausch zwischen den Populationen; seltene Baumarten leiden darunter besonders, da es hier oft zu einem Defizit an Paarungspartnern kommt. Durch Drifteffekte gehen seltene Allele in Populationen verloren, die daraus resultierende genetische Verarmung wiederum bewirkt verringerte Fitness der Baumpopulationen.

Besonders negative Effekte resultieren aus dem anthropogenem Transfer von nicht-angepasstem Vermehrungsgut: durch Kreuzung mit standortgemäßen Populationen kann es zu disruptierenden Effekten an co-adaptierten Genkomplexen kommen, d.h. lokale Anpassung geht verloren (sog. „Auszucht-Depression“). Die zu befürchtende Klimaänderung in Zusammenhang mit den dargestellten negativen Mechanismen stellt eine weitere Gefährdung dar.

Die Erhaltung der forstgenetischen Diversität rückte im Zuge der Waldsterbens-Thematik erstmals ins Zentrum der Aufmerksamkeit. Ab Mitte der 1980er Jahre wurde daher in vielen europäischen

Ländern damit begonnen Generhaltungsmaßnahmen für Waldbäume zu setzen.

Die international rechtlich bzw. politisch bindenden Abkommen und Initiativen sind in *Tabelle 1* dargestellt (siehe auch PALMBERG-LERCHE et al. 2005).

Das österreichische Programm zur Generhaltung der Waldbaumarten wurde vom Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft (BFW; vormals Forstliche Bundesversuchsanstalt) erstellt.

Seit 1986 wurden die Institute für Waldbau und Forstgenetik vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (vormals

Tabelle 1: Internationale (globale) und europäische Normen (rechtlich bindend bzw. politisch verpflichtend), welche die Sicherung forstlicher Genressourcen normieren.

Ebene	Primärer Bereich	Rechtlich bindende Normen (<i>hard laws</i>)	Politisch bindende Normen (<i>soft laws</i>)
international	Umwelt	<i>Convention on Biodiversity (CBD) (1993)</i>	<i>World Charter for Nature (1982)</i> Brundtland Report (1987) Agenda 21 (1992) <i>International Union for the Conservation of Nature IUCN Kategorien (1994)</i> Empfehlungen der Conference-of-Parties and Technological Advice
(SBSTTA)		(COP) and Subsidiary Scientific Technical	OECD Biodiversity Strategy Nationale Biodiversitätsstrategien
	Wald	<i>International Tropical Timber Agreement (1983, 1993)</i>	UNCED Waldgrundsatzklärung (1992)
europäisch	Umwelt	Alpenkonvention (1991) Protokoll Berglandwirtschaft Protokoll Naturschutz und Landschaftspflege Richtlinie 79/409/EWG (1979) ('Vogelschutzrichtlinie') Richtlinie 92/43/EWG (1992) ('Habitat-Richtlinie') Verordnung Nr. 870/2004 (Erhaltung, Charakterisierung, Sammlung und Nutzung genetischer Ressourcen)	Pan-europäische Strategie zur Erhaltung der Biodiversität und der Landschaftsvielfalt (PEBLDS) (1995) Arbeitsprogramm zur PEBLDS <i>Streamlining European 2010 Biodiversity Indicators (2004)</i>
	Wald	Protokoll Bergwald der Alpenkonvention Richtlinie 1999/105/EG (Forstliches Vermehrungsgut)	Strasbourg Resolution S2 (1992) (Erhaltung forstgenetischer Ressourcen) Helsinki Resolution H1 (1993) (Nachhaltswirtschaft) Helsinki Resolution H2 (1993) (Erhaltung der Biodiversität) Helsinki Resolution H4 (1993) (Anpassungsstrategien Klimawandel) Lissabon Resolution L2 (1998) (Kriterien der Nachhaltswirtschaft) Vienna Resolution V4 (2003) (Forstgenetische Ressourcen als Element einer nachhaltigen Forstwirtschaft) Arbeitsprogramm des Forstministerprozesses (MCPFE) (2003-2007) EU <i>Forest Action Plan (Action 3.2) (2006)</i>

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft) mit der Durchführung des Gemeinschaftsprojektes „Beiträge zur Erhaltung der genetischen Vielfalt“ beauftragt (NATHER 1990).

Als Ziele wurden definiert:

- Erhaltung der Anpassungsformen heimischer Waldbaumpopulationen, die durch Einwanderungsgeschichte und natürliche Auslese an lokal differenzierte Umweltbedingungen entstanden sind („Erhaltung der Angepasstheit“) und die
- Erhaltung des Vermögens dieser Populationen, sich an Umweltänderungen dauern anzupassen („Erhaltung der Anpassungsfähigkeit“).

In diesem Beitrag werden die seit 1986 durchgeführten Maßnahmen näher beschrieben und Perspektiven für die künftige forstliche Generhaltung in Österreich dargestellt. Im Folgenden wird auf die einzelnen Gefährdungspotentiale für die genetische Vielfalt im Wald eingegangen.

2. Gefährdungspotentiale

2.1 Klimawandel

Die Auswirkungen der zu erwartenden Klimaänderung auf den Wald sind schwer abschätzbar. Obwohl für die europäischen Alpen davon ausgegangen wird, dass die dortigen Waldökosysteme eine Erhöhung der mittleren Lufttemperatur um 1-2° tolerieren würden (THEURILLAT und GUISSAN 2001), ist nicht bekannt wie sich das geänderte Klima z.B. auf die Reproduktionsbiologie der Waldbäume auswirken wird. Andere Faktoren sind Veränderungen in den intraspezifischen und interspezifischen Konkurrenzverhältnissen, sowie Veränderungen in den Wirt-Parasit-Beziehungen durch höhere Virulenz biotischer Schaderreger bei gleichzeitiger Schwächung der Bäume und möglicher Arealverschiebungen von Pilzen und Insekten. Für die Mehrzahl der Waldbaumarten wird angenommen, dass natürliche Migrationsraten zu gering sind, um den geänderten Umweltbedingungen ausweichen zu können (JUMP und PENUÉLAS 2006). Eine Weiterexistenz unter veränderten Klimabedingungen ist nur dann möglich, wenn entweder eine graduelle genetische Anpassung möglich ist oder eine auf genetische Ursachen basieren-

de phänotypische Plastizität (ALBERT und SIMMS 2002) bzw. adaptive Plastizität (DONOHUE und SCHMITT 1988) gewährleistet ist. Während Anpassung durch Mutation bei der langen Generationsdauer der Baumarten in kurzen Zeiträumen als unwahrscheinlich angesehen werden muss, können langsame Klimaänderungen gut durch die Plastizität der Populationen abgefangen werden. Ganz entscheidend wird daher die Geschwindigkeit der Klimaänderung sein. Bedingt durch die Unsicherheit in den Vorhersagen kann eine Erhaltungsstrategie daher nur auf die Verringerung der „Verwundbarkeit“ des Ökosystems durch Erhaltung und Förderung der natürlichen genetischen Diversität abzielen.

2.2 Habitatverlust und veränderungen

Durch Siedlungstätigkeit, Infrastrukturmaßnahmen und andere menschliche Einflüsse ist die Waldfläche in Europa und Österreich kontinuierlich geschrumpft und hat erst in den letzten Jahrzehnten wieder zugenommen. Besonders bei den seltenen Baumarten hat dies zu einer Zerstückelung der Vorkommen geführt, die sich negativ auf die genetische Diversität durch sogenannte Drifteffekte (Aussterben seltener Genvarianten nach dem Wahrscheinlichkeitsprinzip) auswirken. Diese Baumarten sind auch oft massiv durch Wildverbiss gefährdet, da Verjüngung besonders von den Mischbaumarten ohne Schutz häufig nicht mehr aufwachsen kann. In Österreich ist auf 44% der Waldfläche der Verbissdruck bereits so groß, dass ohne Schutzmaßnahmen die Erhaltung des natürlichen Mischungsverhältnisses nicht mehr gewährleistet ist. Besonders hiervon sowie von Änderungen in waldbaulichen Verfahren (insbesondere Kahlschlagwirtschaft) betroffen ist die Tanne, die regional bereits große Anteile eingebüßt hat. Durch Änderungen der Bewirtschaftungsform (Hochwald statt Mittelwald) werden auch konkurrenzschwache und lichtbedürftige Edellaubbaumarten benachteiligt (z.B. Elsbeere). Besonders schwer betroffen waren in der Vergangenheit die Populationen der Aubaumarten, da durch die Zerstörung natürlicher Flussdynamiken bzw. Uferverbauung große Teile der Habitate zerstört wurden (z.B. Schwarzpappel).

2.3 Natürliche Verjüngung genetisch minderwertiger Bestände

Prinzipiell ist eine natürliche Verjüngung aus der Sicht der Generhaltung positiv zu beurteilen. Es wird aber auch noch heute der genetischen Qualität der zu verjüngenden Bestände keine oder nur geringe Beachtung geschenkt. Dies gilt nicht nur für Österreich, sondern für viele andere europäische Länder. Der Zwang zur Rationalisierung und Kosteneinsparung durch den Druck des globalisierten Holzhandels hat dazu geführt, dass langfristige natürliche Prozesse wie die Waldverjüngung mit minimalem Mittelleinsatz durchgeführt werden. Zu Zeiten der Mittelknappheit sind biologisch optimale Eingriffe oftmals nicht realisierbar. Eine Schätzung des Flächenanteils natürlich verjüngter, genetisch minderwertiger Bestände ist derzeit allerdings nicht möglich.

2.4 Regionale Versorgungsprobleme und Verwendung nicht-heimischen Saat- und Pflanzgutes

Gewinnung, Anzucht und Vertrieb des in Verkehr gebrachten forstlichen Saat- und Pflanzgutes ist gesetzlich geregelt (ANONYMUS 2003). Für die flächendeckende Versorgung des gesamten Bundesgebietes ist es notwendig, alle Wuchsgebiete und Höhenstufen innerhalb des Verbreitungsgebietes einer Baumart durch Saatguterntebestände oder Samenplantagen hinreichend zu repräsentieren. Diese Repräsentativität ist derzeit nicht bei allen Baumarten gegeben (GEBUREK und MÜLLER 2006). Überdies werden vorhandene Erntemöglichkeiten ungenügend genutzt, weil die Produktion von verschiedenen Herkünften die Produktion erschwert und auch in der Regel nachfrageseitig nicht belohnt wird. Aus forstgenetischer Sicht wäre die Verwendung von heimischem Vermehrungsgut wie oben dargelegt überaus wünschenswert. Diesbezüglich gibt es jedoch keine gesetzlichen Regelungen, obwohl für die Inanspruchnahme von Förderungen die Verwendung bestimmter Herkünfte gefordert wird. Innerhalb der EU darf entsprechend deklariertes Vermehrungsgut uneingeschränkt verbracht werden, was unerwünschten Genfluss zur Folge haben kann. Zukünftig ist

zumindest eine Dokumentation dieser Warenströme zu fordern wie es in der Resolution S2 der Forstministerkonferenz von Strassburg bereits verankert ist, bisher aber nicht umgesetzt wird. Saat- und Pflanzgut für den Landschaftsbau, d.h. der Großteil der Straucharten sowie viele seltene Waldbaumarten sind nicht von der Richtlinie 1999/105/EG zum Forstlichen Vermehrungsgut betroffen (ANONYMUS 1999), d.h. für sie gibt es keine gesetzlichen Regelungen bezüglich Aufzeichnungspflicht und Quellsicherung bei Samenernte und Pflanzenproduktion. Mehr als 90% des für den Landschaftsbau angebotenen Vermehrungsgutes hat seinen Ursprung in Osteuropa bzw. Kleinasien, wo es kostengünstig gewonnen werden kann. Besonders für die seltenen Arten kann der daraus resultierende Genfluss verheerende Folgen haben (JONES et al. 2001, LEFÉVRE 2004).

2.5 Eingeschleppte Krankheiten und Schädlinge

Als Resultat des globalen Handels ist es in der Vergangenheit zur Verschleppung von exotischen Schaderregern (Mikroorganismen, Insekten) gekommen, die beinahe zur Ausrottung von Baumarten geführt hat, die vorher nicht mit einem solchen Erreger in Kontakt gekommen sind und daher keine Resistenzen aufbauen konnten. Die bekanntesten Beispiele hierfür sind das Ulmensterben (Er-

reger *Ophiostoma novo-ulmi*) und der Kastanienrindenkrebs (Erreger *Cryphonectria parasitica*). Beide Erregerorganismen haben die Populationen in einem die genetische Diversität der Art gefährdendem Ausmaß dezimiert. Auch in Österreich ist es in jüngster Zeit abermals zu Verschleppungen von Krankheitserregern und Schadinsekten gekommen (z.B. *Anoplophora glabripennis*, Asiatischer Laubholzbockkäfer; KREHAN 2003). Das derzeit grassierende Erlesterben von dem besonders die Scharz-Erle (*Alnus glutinosa*) betroffen ist (CECH 2005), wird sogar von einer *Phytophthora*-Art hervorgerufen, die durch Hybridisierung von zwei eingeschleppten Arten entstanden ist (BRASIER et al. 2004). Als Gegenmaßnahme kann hier nur die strikte Einhaltung der phytosanitären Vorkehrungen genannt werden, für die bedrohten Baumarten ist vor allem die ex situ Erhaltung anzustreben.

3. Im Rahmen des Gemeinschaftsprojektes „Beiträge zur Erhaltung der genetischen Vielfalt“ in Österreich durchgeführte Maßnahmen

3.1 In situ - Maßnahmen

Unter *in situ* Generhaltung versteht man die Erhaltung einer genetischen Ressource in ihrem ursprünglichen Ökosys-

tem, unabhängig davon ob dieses Ökosystem vom Menschen beeinflusst worden ist oder nicht. Diese Art der Generhaltung fokussiert auf die Erhaltung von entsprechend großen Populationen über Generationen hinweg, um deren evolutives Potential, welches durch das innerartliche adaptive Potential vorgegeben ist, zu erhalten. Voraussetzungen sind die Naturverjüngung dieser Bestände, sowie die Vermeidung von unerwünschtem Pollen- und Sameneintrag (z. B. aus benachbarten allochthonen, d.h. nicht angepassten, Populationen der gleichen Art). Die *in situ* Generhaltung hat mehrere Vorteile. Einerseits bleiben bei dieser dynamischen Methode die natürlichen Selektionsprozesse erhalten, andererseits aber auch gesamten ökosystemaren Eigenschaften des betroffenen Waldes. Überdies hinaus ist es im Vergleich zu *ex situ* Erhaltungsmaßnahmen die sicherste und auch ökonomisch einfachste Möglichkeit eine Waldbaumpopulation lebensfähig zu erhalten (ROTACH 2005).

Insgesamt sind derzeit in Österreich fast 8.900 ha Wald als für die Generhaltung geeignete Flächen registriert, d.h. es wurden 312 Genreservate bzw. Generhaltungswälder in 21 österreichischen Waldgesellschaften ausgewiesen, die zumeist mehrere Baumarten umfassen. Für die Baumarten Eibe, Speierling und Edelkastanie wurde spezielle Genreservate geschaffen (Abbildung 1, Tabelle 2). Die Erhaltungseinheiten (Generhaltungswälder) wurden ausschließlich im Wirtschaftswald eingerichtet. Durch gezielte waldbauliche Eingriffe sollen in diesen genetische Verluste vermieden und Naturverjüngung herbeigeführt werden. Lange Verjüngungszeiträume sollten dabei möglichst vielen Baumindividuen unterschiedlichen Alters sowie Zugehörigkeit zu unterschiedlichen Bestandselementen (d.h. vertikaler und horizontaler Schichten) ermöglichen, ihre genetische Information an die nächste Baumgeneration weiterzugeben. Die Auswahl der Generhaltungswälder erfolgte auf der Basis der natürlichen Waldgesellschaften. Dabei wurde angenommen, dass die genetische Diversität der betroffenen Baumart durch die Verteilung auf ökologisch definierte Einheiten, hinreichend erfasst wird. Waldgesellschaften, die infolge ihrer Seltenheit, ihres reliktschen

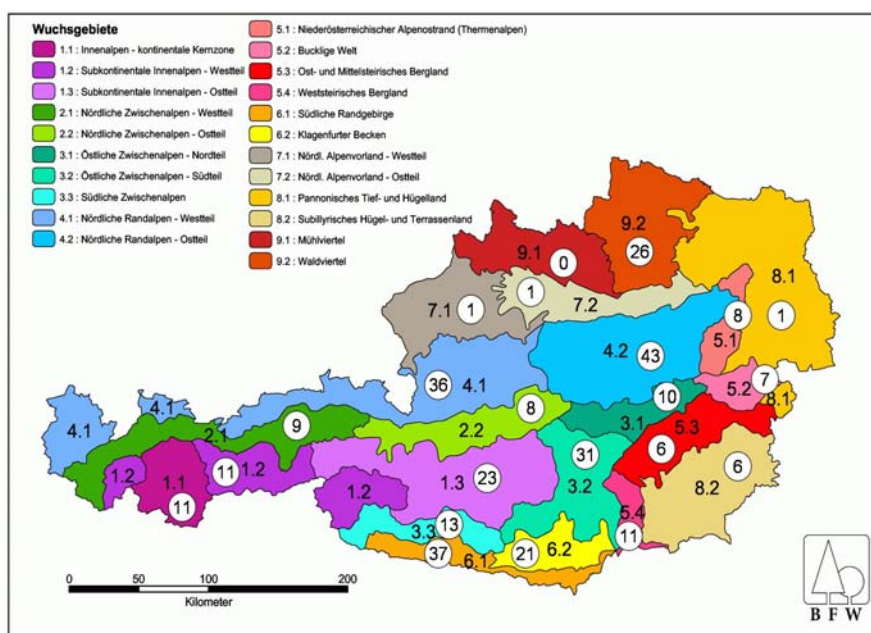


Abbildung 1: Verteilung der Generhaltungswälder in den forstlichen Wuchsgebieten Österreichs

Tabelle 2: Anzahl der Fläche der Genreservate in natürlichen Waldgesellschaften in Österreich

Natürliche Waldgesellschaft (Hauptgruppe)	Anzahl	Fläche (ha)
Lärchen-Zirbenwälder	19	823,3
Karbonat-Lärchenwald	4	103,5
Tiefsubalpiner Fichtenwald	43	1.810,2
Montaner Fichtenwald	10	232,2
Fichten-Tannewald	44	1.267,2
Fichten-Tannen-Buchenwald	78	2.819,5
Buchenwald	26	447,8
Eichen-Hainbuchenwald	19	320,0
Bodensaurer Kiefern-Eichenwald	13	165,5
Lindenmischwald	6	27,0
Bergahorn- und Bergahorn-Eschenwald	9	59,5
Bergahorn-Buchenwald	2	2,5
Schwarzerlen-Eschenwald	1	5,7
Grauerlen(-busch)wald, (-auwald)	1	15,0
Berg-Spirkenwald	4	49,8
Latschengebüsche (alpine Latschengebüsche, -moorwald)	1	15,0
Weißkiefern-Birken-Spirken-Moorwald	3	39,0
Karbonat-Kiefernwald	8	181,0
Silikat-Kiefernwald	1	83,0
Schwarzkiefernwald (Schwarzkiefernwald des Alpenostrandes und südostalpiner Hopfenbuchen-Schwarzkiefernwald)	4	214,9
Auwald	3	29,9
Sondergesellschaft - Eibe	11	157,6
Sondergesellschaft - Speierling	1	2,0
Sondergesellschaft - Edelkastanie	1	6,6
Summe	312	8.877,7

Charakters, ihrer Lage am Arealrand oder auf Sonderstandorten besonders erhaltenswert sind, wurden nach Möglichkeit besonders berücksichtigt.

3.2 Ex situ Maßnahmen

Geringe Arealgrößen und seltenes Vorkommen können Gründe sein, warum eine Baumart durch *in situ* Maßnahmen nicht ausreichend geschützt werden kann. In diesen Fällen versucht man die genetische Diversität der Baumart durch *ex situ*-Maßnahmen zu erhalten. Diese Erhaltungsmaßnahme wird als statisch bezeichnet, weil der Genpool weitgehend unverändert über die Generationen hinweg konserviert wird. In Österreich werden zwei unterschiedliche statische Verfahren angewendet.

Durch Langzeitlagerung von Samenproben (KLUMPP 2005) soll Saatgutmangel verursacht durch Perioden fehlender oder ungenügender Fruktifikation überbrückt werden. Dabei soll die aufbewahrte Saatgutmenge so groß sein, dass die genetische Information der zu erhaltenden Baumartenpopulation hinreichend repräsentiert wird. In den Jahren 1986 bis 1988 wurde auf dem Gelände des Versuchsgartens des BFW in Tulln ein Kühlhaus mit einer Lagerkapazität von

260 m³ errichtet, welches über sechs Kühlzellen verfügt, bei denen das Saatgut in einem Temperaturbereich von +5° bis -20°C aufbewahrt wird.

Erhaltungssamenplantagen wurden zur Gewinnung von Saatgut angelegt, das von ausgewählten Populationen bzw. Bäumen stammt, die selten oder bereits vom Aussterben bedroht waren bzw. aus anderen Gründen erhaltungswürdig erschienen. Bäume dieser Arten wurden im Wege einer xerovegetativen Vermehrung (Veredelung) zu künstlichen Populationen zusammengefasst, um durch anschließende generative Vermehrung eine Steigerung der genetischen Variation in der Nachkommenschaft zu erreichen. Das aus diesen Samenplantagen gewonnene Saatgut dient zur Produktion von forstlichem Vermehrungsgut und leistet somit einen wichtigen Beitrag zur Erhaltung der genetischen Diversität der betreffenden Baumarten.

Bei der Auswahl des Plantagenstandortes wurde auf die Vermeidung des Fremdpolleneinflusses geachtet. Der jährlich schwankende Polleneintrag aus der Umgebung wurde vor der Anlage der Plantagen bei windblütigen Baumarten mit Hilfe einer Pollengravitationsfalle festgestellt. Für Samenplantagen wurden

fast ausschließlich Propflinge verwendet. Die Reiser wurden im höheren Kronenbereich gewonnen, um frühzeitige Blühbereitschaft bei den Pflanzlingen zu erlangen. Nach Erstellung des Klonverteilungsplanes wurden die zwei bis vierjährigen Propflinge so ausgepflanzt, dass jedes Individuum (Ramet) eines Klons von den Rameten anderer Klone umgeben ist und in jeder Wiederholung jeweils neue Klonkombinationen vorhanden sind, um eine optimale Durchmischung der Erbanlagen der Nachkommenschaft zu erreichen. Bei einer durchschnittlichen Plantagengröße von 1,5 ha wurden mindestens 50 Klone mit 4- bis 5-facher Wiederholung gepflanzt. Derzeit sind 67 Plantagen von insgesamt 21 Baumarten auf einer Fläche von 115 ha angelegt (Tabelle 3).

4. Aktueller Handlungsbedarf und Perspektiven für künftiges Handeln

Internationale Verpflichtungen, die Erweiterung des wissenschaftlichen Kenntnisstandes, Veränderungen in der Waldschadensdynamik und eine andere Einschätzung künftiger Belastungen - insbesondere Klimaänderung - machen eine Neukonzeption notwendig.

Angesichts des erhöhten Drucks zur Sparsamkeit bei der Verwendung öffentlicher Mittel und der erfolgten Personalreduktion sind die zu erfüllenden Aufgaben bezüglich ihrer Dringlichkeit einer strengen Prioritätskontrolle zu unterziehen.

4.1 In situ-Generhaltung

Das Klima ist ein besonders wirksamer Selektionsfaktor, der maßgeblich zur Abgrenzung der österreichischen Wuchsgebiete beigetragen hat (KILIAN et al. 1994). *In situ* Generhaltungswälder sollen die Angepasstheit der österreichischen Wälder erhalten, daher sollten sie gleichmäßig über die Wuchsgebiete verteilt sein. Ein Mangel an Generhaltungsreservaten besteht im Pannonischen Tief- und Hügelland (Wuchsgebiet 8.1), Mühlviertel (Wuchsgebiet 9.1) sowie im Nördlichen Alpenvorland (Wuchsgebiete 7.1 und 7.2), da dort noch keine oder nur einzelne Generhaltungseinheiten ausgewiesen worden sind (vgl. *Abbildung 1*). Gleichzeitig ist es wichtig Prioritäten zu setzen, was durch neuwertige Verfahren

Baumart	Ort	Bundesland	Herkunftsgebiete	Höhenstufe	Fläche (ha)	Klone / Pflanzen	Anlagejahr	Kategorie	Parallelfläche
<i>Abies alba</i> (Weiß-Tanne)	Allentsteig	NÖ	Wald- u. Mühlviertel	tief-mittelmontan	2,50	80/400	1992	2	1
	Königshof	NÖ		tief-mittelmontan	1,72	80/400	1990	2	1
	Pyhra	NÖ		tief-mittelmontan	2,87	80/400	1990	2	1
	Aflenz	Stmk.	Ost- und Mittelsteir. Bergland	sub-mittelmontan	1,51	60/300	1992	2	2
	Allentsteig	NÖ		sub-mittelmontan	1,40	63/252	1992	2	2
	LFG Nikolsdorf	T	Nördl. Zwischenalpen	sub-tiefmontan	1,00	69/276	1994	2	3
	Allentsteig	NÖ	Nördliche Randalpen-Ost	mittelmontan	1,70	70/280	1992	2	4
	Untertullnerbach	NÖ		sub-mittelmontan	1,50	72/288	1992	2	4
	Allentsteig	NÖ	Rand- u. Zwischenalpen	sub-mittelmontan	1,50	58/290	1993	2	5
	Gaisbühel	Vbg.		sub-mittelmontan	1,30	58/232	1993	2	5
	Furx	Vbg.	Vbg. Rand- und Zwischenalpen	mittel-hochmontan	1,40	53/265	1994	2	6
Allentsteig	NÖ	Südl. Randalpen	mittel-hochmontan	1,40	69/276	1995	2	7	
Allentsteig	NÖ	Nördl. Randalpen - West	mittel-hochmontan	1,80	97/388	1995	2	8	
LFG Nikolsdorf	T		mittel-hochmontan	1,70	68/272	1995	2	8	
<i>Acer pseudoplatanus</i> (Berg-Ahorn)	Königshof	NÖ	Nördliche Randalpen-Ost	tiefmontan	1,97	50/250	1989	3	1
	Pyhra	NÖ		sub-tiefmontan	1,54	43/172	1990	3	1
	Allentsteig	NÖ	Nördliche Randalpen-Ost	mittel-hochmontan	1,23	55/220	1992	3	2
	Königshof	NÖ	Nördliches Alpenvorland-West	submontan	1,34	51/237	1991	3	3
	Mühdorf-Feldkirchen	OÖ		submontan	1,30	51/204	1991	3	3
	Grambach	Stmk.	Subillyr. Hügel- und Terrassenl.	submontan	1,60	50/200	1993	3	4
	Aflenz	Stmk.	Ost- u. Mittelst. Bergl.	mittel-hochmontan	1,50	68/340	1996	3	5
	Hartberg I	Stmk.	Östl. Zwischenalpen - Süd	tiefmontan	0,70	60/190	1998	3	6
Hartberg II	Stmk.	Östl. Zwischenalpen - Süd	mittelmontan	1,10	55/220	1998	3	7	
<i>Alnus glutinosa</i> (Schwarz-Erle)	Allentsteig	NÖ	Wald- u. Mühlviertel	sub-tiefmontan	1,85	50/200	1992	3	1
	Mühdorf-Feldkirchen	OÖ		sub-tiefmontan	1,23	50/200	1990	3	1
<i>Alnus incana</i> (Grau-Erle)	Grambach	Stmk.	Subillyr. Hügel- und Terrassenl.	kollin-submontan	1,35	50/200	1991	3	2
	Petzenkirchen III (ÖBF)	NÖ	Nördliche Randalpen	tief-mittelmontan	1,50	186Säml.	1995	3	1
<i>Carpinus betulus</i> (Hainbuche)	Königshof	NÖ	Pann. Tief- und Hügelland	kollin-submontan	1,45	51/255	1991	3	1
	Mühdorf-Feldkirchen	OÖ	Nördliches Alpenvorland-West	submontan	0,48	52/260	1993	3	2
<i>Fraxinus excelsior</i> (Esche)	Mühdorf-Feldkirchen	OÖ	Nördliches Alpenvorland-West	submontan	1,36	51/204	1993	3	1
	Bad Gleichenberg	Stmk.	Ost- und Mittelsteir. Bergland	mittelmontan	1,60	70/280	1996	3	2
<i>Larix decidua</i> (Lärche)	Königshof	NÖ	Innenalpen	tiefsupalpin	6,91	163/1928	1992	3	1
	Ossiach	Ktn.		tiefsupalpin	2,75	82/410	1994	3	1
	Allentsteig	NÖ	Wald- u. Mühlviertel	tief-mittelmontan	1,40	50/250	1992	3	2
	Mühdorf-Feldkirchen	OÖ		sub-tiefmontan	2,39	77/392	1993	3	2
	LFG Nikolsdorf	T	Innenalpen (Tirol)	tiefsupalpin	4,30	67/1108	1975	3	3
<i>Malus sylvestris</i> (Wildapfel)	LFG Nikolsdorf	T	Nördl. Rand u. Zwischenalpen	hochmontan	2,90	54/978	1976	3	4
	Allentsteig	NÖ	Pann. Tief- u. Hügelland	kollin-submontan	0,50	25 Säml.	1999	1	1
<i>Malus sylvestris</i> (Wildapfel)	Marz	Bgld.		kollin-submontan	0,2	37Säml.	2000	1	1
<i>Picea abies</i> (Fichte)	Mühdorf-Feldkirchen	OÖ	Nördl. Rand- u. Zwalp. Ost	subalpin(ts/hs)	1,20	66/237	1998	4	1
	LFG Nikolsdorf	T	Innenalpen (Tirol)	tiefsupalpin	1,10	87/400	1997	4	2
<i>Pinus uncinata</i> (Spirke)	Allentsteig	NÖ	Nördl. Randalpen - West	mittel-hochmontan	0,5		2002	2	1
	Königshof	NÖ		mittel-hochmontan	0,5		2002	2	1
	LFG Nikolsdorf	T		mittel-hochmontan	0,5	40/121	1998	2	1
<i>Prunus avium</i> (Vogelkirsche)	Königshof	NÖ	Pann. Tief- und Hügelland	kollin-submontan	1,70	52/250	1991	3	1
	Mühdorf-Feldkirchen	OÖ	Nördliches Alpenvorl.-West	submontan	1,05	51/204	1994	3	2
	Holzling (ÖBF)	NÖ	Nördl. Alpenvorl.-Ost	kollin-submontan	1,46	49/293	1993	3	3
	Grambach	Stmk.	Subillyr. Hügel- und Terrassenl.	kollin-submontan	1,00	55/220	1999	3	4
<i>Pyrus pyraeaster</i> (Wildbirne)	Allentsteig	NÖ	Pann. Tief- u. Hügelland	kollin	0,5	24S/120	1999	1	1
	Königshof	NÖ		kollin-submontan	1,5	52/260	2000	1	1
	Marz	Bgld.		kollin-submontan	0,3	47Klone	2000	1	1

Tabelle 3: Übersicht der Samenplantagen im österreichischen Programm zur forstlichen Generhaltung

unterstützt werden kann (GEBUREK und MÜLLER 2006). Bereits bei der Errichtung der Genreservate wurden 144 Einheiten (6.200 ha) mit besonders hoher Eignung bezüglich der Generhaltung ausgewiesen. Diese besondere Eignung ist vor Ort zu evaluieren. Aufgrund der Verbreitung ist zu prüfen, welche Baumarten oder Populationen weder durch Generhaltungseinheiten noch durch

sonstige geeignete Schutzgebiete (Nationalparks, Naturwaldreservate, etc.) geschützt sind und daher dringender Maßnahmen bedürfen. Auch konkurrenzschwache und/oder gefährdete Baumarten sollten durch *in situ* Flächen geschützt werden, da dies sowohl aus fachlichen wie auch aus wirtschaftlichen Gründen die nachhaltigste Maßnahme darstellt. Insbesondere ist durch ziel-

te waldbauliche Behandlung auf die besondere Situation kleinerer oder durch unzureichende waldbauliche Eingriffe gefährdete Populationen Bedacht zu nehmen. Schwerpunkte im derzeitigen *in situ* Generhaltungsprogramm des BFW stellen derzeit die Baumarten Eibe, seltene *Sorbus*-Arten (insbesondere der Speierling, *S. domestica*) sowie die Ulmenarten dar. In allen drei Fällen han-

delt es sich um extrem gefährdete Baumarten, die nur durch konsequente Förderung erhalten werden können (GEBUREK und MÜLLER 2006).

4.2 Ex situ-Maßnahmen

4.2.1 Langzeitlagerung von Saatgut

Die Bevorratung von Saatgut mit einer möglichen Lagerungsdauer von weniger als zehn Jahren hat sich zumeist als unwirtschaftlich erwiesen. In Zukunft soll die Langzeitlagerung von Saatgut eine Ausnahmemaßnahme der forstlichen Generhaltung darstellen. Kurzfristig (<10 Jahre) lagerfähiges Saatgut soll nur noch in begründeten Ausnahmefällen gelagert werden (Seltenheit, wissenschaftlicher Zweck, etc.). Einlagerung von langfristig (>10 Jahre) lagerfähigem Saatgut, wenn dies aufgrund mehrjähriger Fruktifikationsintervalle sinnvoll ist. Aus Kostengründen soll die Samenbank des BFW in Tulln aufgegeben werden.

4.2.2 Generhaltungsplantagen und Klonarchive

Die folgenden Prioritätskategorien zu Generhaltungsplantagen und Klonarchiven wurden festgestellt (siehe auch *Tabelle 3*): Kategorie 1 (für die Zwecke der Generhaltung und Saatgutproduktion von erhöhter Bedeutung), hierher die seltenen *Sorbus*-Arten, sowie Wildobst (Wildbirne, Wildapfel), Neuanlagen für Eibe, u.a. geplant; Kategorie 2 (für die Zwecke der Generhaltung von erhöhter Bedeutung, für die Produktion von forstlichem Vermehrungsgut geringe Bedeutung), hierher die Ulmenarten, Stieleiche, Spirke, Weißtanne, sowie regional gefährdete *Salix*-Arten und Schwarzpappel, geplante Neuanlagen: Mutterquartiere für Ulmen- und Weidenarten für vegetative Vermehrung; Kategorie 3 (für die Zwecke der Generhaltung bedingt notwendig, für die Samenproduktion von erhöhter Bedeutung), zur Versorgung des einheimischen Marktes mit hochwertigem Saatgut, um dem Verdrängungseffekt durch ausländisches Saatgut entgegenzuwirken, hierher die Baumarten Berg-Ahorn, Esche, Hainbuche, Lärche, Schwarz-Erle, Trauben-Eiche, Vogelkirsche u.a.; Kategorie 4 (für die Zwecke der Generhaltung und Saatgutproduktion von geringer Bedeutung), hierher die aus Sicht der Generhaltung weniger gefährdeten Populationen von

Fichte und Weiss-Kiefer. Auf Grund dieser Prioritäten wird den Kategorien 1 und 2 bei der Neuanlage von Samenplantagen der Vorzug gegeben, für mögliche Sparmaßnahmen kommen die Kategorien 3 und 4 in Frage. Für die Erhaltung der genetischen Diversität vor allem der heimischen Straucharten soll in Zukunft auch verstärkt mit Initiativen zur lokalen Gehölzvermehrung (z.B. <http://www.hecken-tag.at/>) zusammengearbeitet werden.

4.3 Saatguterntebestände

Die nach den gesetzlichen Bestimmungen (ANONYMUS 1999, ANONYMUS 2003) zugelassenen Saatguterntebestände stellen sicher, dass geeignetes Saat- und Pflanzgut für die forstliche Praxis zur Verfügung steht. Im internationalen Vergleich ist in Österreich nur ein geringer Teil der Waldfläche als Saatguterntebestand ausgewiesen. Ziel ist die sukzessive Erhöhung auf 0,5% der österreichischen Waldfläche, was ca. 20.000 ha entspricht. Wird die Gesamtfläche der Saatgutbestände im Verhältnis zur aktuellen Baumartenverteilung angegeben, so ergeben sich bestimmte Sollwerte pro Baumart und Höhenstufe. Derzeit besteht Handlungsbedarf bei allen Baumarten um diesen Sollwert zu erreichen. Da bei einigen Baumarten derzeit gar nicht genügend Erntebestände vorhanden sind, sollen großflächige Saatguterntebestände im Zuge einer normalen Neubegründung in ausgewählten Forstbetrieben etabliert werden (GEBUREK und MÜLLER 2006).

4.4 Langzeitmonitoring

Ein Langzeitmonitoring ist notwendig um Änderungen in der genetischen Zusammensetzung von Baumpopulationen bzw. im Reproduktionspotenzial zu dokumentieren und gegebenenfalls Gegenmaßnahmen einzuleiten. In Anlehnung an das Pan-Europäische Programm zur Beobachtung der Waldökosysteme wird ein duales Modell vorgeschlagen (Rasterstichproben und Schwerpunktflecken). Ein solches genetisches Monitoring an der Baumart Tanne als durch Arealverlust und waldbaulich vernachlässigte Baumart könnte Bestandteil des Nationalen Biodiversitätsmonitorings sein. Neben genetischen Untersuchungen ist es notwendig weiterhin Erhebun-

gen zur Reproduktionsfähigkeit des Waldes anzustellen (siehe <http://bfw.ac.at/rz/pollen.main>), um durch die Klimaänderung ausgelöste Änderungen des Reproduktionssystems langfristig zu beobachten und zu interpretieren. Solch ein genetisches Monitoring sollte integraler Bestandteil des Nationalen Biodiversitätsmonitorings sein.

4.5 Öffentlichkeitsarbeit

Die Erhaltung der genetischen Waldressourcen leidet unter einem Mangel an öffentlichem Interesse. Daher ist es in Zukunft notwendig neben den Forstbetrieben verstärkt auch die Öffentlichkeit über die Bedeutung der genetischen Ressourcen im Wald zu informieren. Dies geschieht am besten durch die Thematisierung der Gefährdung einzelner seltener Baum- und Straucharten. Als Vorbild hierfür kann die SEBA Kampagne in der Schweiz gelten (siehe <http://www.seba.ethz.ch/>). Die Umsetzung genetischer Kenntnisse in der waldbaulichen Praxis soll durch eine verstärkte Mitarbeit der Landesforstdirektionen (z.B. im European Forest Genetic Resources Programme, <http://www.biodiversityinternational.org/networks/euforgen/>) erreicht werden.

4.6 Datensammlung über verwendetes Forstliches Vermehrungsgut

Generell leiden alle Ansätze zur Erhaltung der genetischen Diversität des Waldes unter dem Mangel an relevanten historischen wie gegenwärtigen Daten. Wichtige Informationen, die national gesammelt werden sollten sind z.B. Artenverbreitung, biotische und abiotische Bedrohungen der Genressourcen, die Anzahl der Saatgutbestände und Samenplantagen die tatsächlich für die Samenproduktion genutzt werden; die Menge, Art (generatives bzw. vegetatives Vermehrungsgut), und Qualität (Kategorien: „quellengesichert“, „ausgewählt“, „geprüft“) des importierten und exportierten Vermehrungsgutes, sowie die Periodizität und Phänologie der artspezifischen Pollenproduktion. Neben diesen bundesweiten Daten sollten weitere wichtige Informationen auf regionaler Ebene gesammelt werden, am wichtigsten erscheinen hier Artenauswahl und Art der Waldverjüngung (künstlich/natür-

lich) und die Herkunft des verwendeten Vermehrungsgutes.

Durch die Aufzeichnung des verwendeten Materials könnte man auch ohne weiteren Aufwand wichtige Informationen zur Leistung (Wuchs, Qualität, etc.) von bestimmten Herkünften auf bestimmten Standorten Beurteilungen erlangen und entsprechende Anbauempfehlungen abgeben (adaptives Management; GREGORY et al. 2006). Die Führung solcher Aufzeichnungen ist politisch zumindest für den öffentlichen Wald bindend (vgl. Straßburg Resolution 2), wird aber, wie oben erwähnt, nicht umgesetzt. Durch die Sammlung dieser Daten, die keinen großen zusätzlichen Aufwand der Behörden bedeuten würde, könnten die Generhaltungsmaßnahmen in Österreich wesentlich effizienter gestaltet werden.

5. Literatur

- ALBERT, P. and E.L. SIMMS, 2002: The relative advantages of plasticity and fixity in different environments: when is it good for a plant to adjust? *Evolutionary Ecology* 16: 285-297.
- ANONYMUS, 1999: Richtlinie 1999/105/EG des Rates vom 22. Dezember 1999 über den Verkehr mit forstlichem Vermehrungsgut.
- ANONYMUS, 2003: Forstvermehrungsgutgesetz (FoVG), Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft 533-7015/1 (Inkrafttreten am 1. Januar 2003).
- BRASIER, C.M., S.A. KIRK, J. DELCAN, D. COOKE, L. EL, T. JUNG, W.A. MAN IN'T VELD, 2004: *Phytophthora alni* sp. nov. and its variants: designation of emerging heteroploid hybrid pathogens spreading on *Alnus* trees. 108: 1172-1184.
- CHARLESWORTH, D., X. VEKEMANS, V. CASTRIC and S. GLÉMIN, 2005: Plant self-incompatibility systems: a molecular evolutionary perspective. *New Phytologist* 168: 61-69.
- CECH, T.L., 2005: Phytophthora-Krankheit der Erle - Entwicklung der Krankheitssituation in Österreich. <http://bfw.ac.at/400/2375.html>.
- CRUTSINGER, G.M., M.D. COLLINS, J.A. FORDYCE, Z. GOMPERT, C.C. NICE and N.J. SANDERS, 2006: Plant genotypic diversity predicts community structure and governs an ecosystem process. *Science* 313: 966-968.
- DONOHUE, K. and J. SCHMITT, 1988: Maternal environmental effects in plants. Adaptive plasticity? In: Geburek, Th., Heinze, B. (Hrsg.) *Erhaltung genetischer Ressourcen im Wald, Normen, Programme, Maßnahmen*. Ecomed, Landsberg, 110-119.
- GEBUREK, T. and F. MÜLLER, 2006: Nachhaltige Nutzung von genetischen Waldressourcen in Österreich - Evaluierung bisheriger Maßnahmen und Perspektiven für zukünftiges Handeln. BFW Berichte 134, 36pp.
- GREGORIUS, H.-R., 1996: The contribution of genetics of populations to ecosystem stability. *Silvae Geneticae* 45: 267-271.
- GREGORY, G., D. OHLSON and J. ARVAI, 2006: Deconstructing adaptive management: criteria for applications to environmental management. *Ecological Applications* 16: 2411-2425.
- JONES, A.T., HAYES, M.J., SACKVILLE and N.R. HAMILTON, 2001: The effect of provenance on the performance of *Crataegus monogyna* in hedges. *Journal of Applied Ecology* 38: 952-962.
- JUMP, A.S. and J. PENUELAS, 2006: Running to stand still: adaptation and the response of plants to rapid climate change. *Ecology Letters* 8: 1010-1020.
- KILIAN, W., F. MÜLLER und F. STARLINGER, 1994: Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs. FBVA-Berichte 82, 60 S.
- KLUMPP, R.T., 2005: Seed and pollen storage: an European focus. In: Geburek, Th., Turok, J. (Hrsg.) *Conservation and management of forest genetic resources in Europe*. Arbora Publishers, Zvolen. 601-622.
- KREHAN, H., 2003: *Anoplophora glabripennis* in Österreich - Die aktuelle Befallsituation in Braunau am Inn/Oberösterreich. *Forstschutz Aktuell* 29: 8-9.
- MAGRI, D., G.G. VENDRAMIN, B. COMPS, I. DUPANLOUP, T. GEBUREK, D. Gömöry, M. LATALOWA, T. LITT, L. PAULE, J. M. ROURE, I. TANTAU, W.O. VAN DER KNAAP, R.J. PETIT and J.-L. DE BEAULIEU, 2006: A new scenario for the Quaternary history of European beech populations: palaeobotanical evidence and genetic consequences. *New Phytologist* 171: 199-221.
- LEFÈVRE, F. 2004: Human impacts on forest genetic resources in the temperate zone: an updated review. *Forest Ecology and Management* 197:257-271.
- NATHER, J. 1990: Erhaltungsbestände und Generservate: Auswahl und Bewirtschaftung. *Österreichische Forstzeitung* 101: 13-16.
- PALMBERG-LERCHE, C., J. TUROK and P. SIGAUD, 2005: Forest genetic resources in the international context: processes, agreements and programmes. In: Geburek Th., Turok J (Hrsg.) *Conservation and Management of Forest Genetic Resources in Europe*. Arbora, Zvolen, 45-73.
- PETIT, R.J., I. AGUINAGALDE, J.-L. DE BEAULIEU, C. BITTKAU, S. BREWER, R. CHEDDADI, R. ENNOS, S. FINESCHI, D. GRIVET, M. LASCoux, A. MOHANTY, G. MÜLLER-STARCK, B. DEMESURE-MUSCH, A. PALMÉ, J.P. MARTÍN, S. RENDELL and G.G. VENDRAMIN, 2003: Glacial refugia: hotspots but not melting pots of genetic diversity. *Science* 300: 1563-1565.
- PETIT, R.J. and A. HAMPE, 2006: Some evolutionary consequences of being a tree. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 2006. 37:187-214.
- REUSCH, T.B.H., A. EHLERS, A. HÄMMERLI and B. WORM, 2006: Ecosystem recovery after climatic extremes enhanced by genotypic diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 102: 2826-2831.
- ROTACH, P., 2005: *In situ* conservation methods. In: Geburek Th., Turok J. (Hrsg.) *Conservation and Management of Forest Genetic Resources in Europe*. Arbora, Zvolen, 535-565.
- THEURILLAT, J.-P. and A. GUISAN, 2001: Potential Impact of Climate Change on Vegetation in the European Alps: A Review, *Climatic Change* 50, 77-109.