

7 WALD

Kurzfassung

Das Bild des österreichischen Waldes hat sich im Laufe der Menschheitsgeschichte stark gewandelt. Sowohl seine Ausdehnung als auch die Baumartenzusammensetzung veränderte sich durch menschliche Einflussnahme deutlich. Trotz dieser Einflüsse sind die Wälder in Österreich im Vergleich mit anderen Landstrichen relativ naturnah. Sie sind mit 47 % Flächenanteil an der Landschaft ein wesentliches Umwelt- und Ressourcenelement geblieben. Die Vielfalt der Wirkungen der Wälder (Schutz, Luft- und Wasserfilterung, Klimaregulation etc.) sowie ihre Bedeutung als Lebensraum für Flora und Fauna und damit auch für die Biodiversität ist mit einer Vielfalt an Nutzungsmöglichkeiten für den Menschen verbunden. Wälder sind damit zahlreichen direkten und indirekten Einflüssen unterworfen. Neben dem Eintrag von Luft(schad)stoffen und den potenziellen Wirkungen von Klimaänderungen gehört die Holzgewinnung und die Jagd zu den maßgeblichsten Einflussgrößen auf die Wälder in Österreich.

Folgende Problemfelder sind aus Sicht des Umweltschutzes in Bezug auf Wald von besonderer Bedeutung:

Trotz zahlreicher Maßnahmen zur Verringerung der Luftverunreinigungen in den letzten beiden Jahrzehnten ist die Belastung der Wälder mit **Luftschadstoffen** teilweise immer noch inakzeptabel hoch. Bei einzelnen Schadstoffen (z. B. Ozon) werden kritische Belastungsgrenzen, bei denen mit direkten Pflanzenschäden und Beeinträchtigungen des Ökosystems zu rechnen ist, seit Jahren überschritten. Aufgrund des Eintrages von Schwefel- und Stickstoffverbindungen ist in vielen Wäldern **Bodenversauerung** und **Eutrophierung** die Folge. Die festgestellten Schadstoffbelastungen führen nicht immer zu offensichtlichen Schäden an Waldbäumen, können jedoch wesentliche Beeinträchtigungen der Waldökosysteme hervorrufen, wie etwa den Verlust von Flechtengesellschaften und Moosen, Veränderungen des Bodenlebens oder Ungleichgewichte in der Nährstoffversorgung. Die geringe Augenscheinlichkeit der Auswirkungen latenter Schadstoffbelastungen steht im Gegensatz zu teilweise überzogenen Waldschadensszenarien der 80er Jahre. In der Öffentlichkeit wird der Problembereich daher nicht mehr ausreichend wahrgenommen. Dem gegenüber steht ein realistisches Gefährdungspotenzial durch die Schadstoffbelastung der Wälder, wie dies auch in einer Synopse des Umweltbundesamtes Berlin (AUGUSTIN et al., 1997) zu den deutschen Waldschadensstudien zum Ausdruck kommt: Die Autoren verweisen darin auf deutliche Zusammenhänge zwischen Waldschäden (in zeitlich und räumlich unterschiedlichem Ausmaß) und menschlich verursachten Luftschadstoffbelastungen.

Für zahlreiche Stoffeinträge (z. B. verschiedene akkumulierende, für eine Reihe von Organismen hochtoxische, organische Schadstoffe) sind noch keine schlüssigen Nachweise über genaues Ausmaß ihres Gefährdungspotenzials auf Waldökosysteme bzw. deren Wirkungen (z. B. Wasserfilterung) verfügbar. Die langfristige und mengenmäßig bedeutende Speicherung derartiger Stoffe in den Wäldern liefert hier allerdings ein deutliches Zeugnis dafür, wie – unvermutet – dauerhaft bisherige Umweltbelastungen sein können. Die Belastungssituation im Wald ist ein Indikator für den Umgang mit der Umwelt und verdeutlicht, wie wichtig aus umweltpolitischer Sicht die Wahrung des Vorsorgeprinzips ist – besonders dann, wenn damit wie bei der Belastung des Waldes mit persistenten organischen Schadstoffen unklare Risiken verbunden sind. Der Umsetzung der internationalen Konventionen und dazugehöriger Protokolle zu diesen Schadstoffen kommt hier eine wesentliche Bedeutung zu.

Es besteht weiterhin großer Wissensbedarf hinsichtlich der ursächlichen Zusammenhänge zwischen Belastungen und Wirkungen als Ganzes. Der im Zuge der „Forschungsinitiative Waldsterben“ geprägte Begriff des „Belastungscocktails“, der die Summe der Einflüsse als ursächlich beschreibt, scheint im Grunde abgesichert, jedoch sind die Zutaten und ihre jeweiligen Anteile unterschiedlich und einem steten Wandel unterworfen. Angesichts der bisherigen Erkenntnisse über die Wirkungen einzelner Stoffe kommt dem langfristigen und wirkungsbezogenen Monitoring eine wesentliche Bedeutung zu. Es ist zudem angebracht, alle Möglichkeiten auszuschöpfen, diese Belastungen zu reduzieren. Dazu gehört neben der strikten Umsetzung internationaler Abkommen zur Beschränkung des grenzüberschreitenden Schadstoffeintrages auch die innerstaatliche Verwirklichung von gesetzlichen Maßnahmen, die den Schutz des Waldes sicherstellen – wie etwa ein Immissionsschutzgesetz mit ausreichenden Grenzwerten zur Luftschadstoffbelastung des Waldes und/oder eine entsprechende neue Verordnung zum Forstgesetz.

Aufgrund des Anstiegs treibhauswirksamer Gase in der Atmosphäre ist mit einer **Klimaänderung** zu rechnen, die zu einer Gefährdung der Wälder Österreichs führen kann. Insbesondere die Geschwindigkeit des vermuteten Klimawandels könnte die Anpassungsfähigkeit bestehender Waldökosysteme überfordern bzw. damit zu Phasen großer Instabilität mit ungewissem Einfluss auf die Waldökosysteme selbst, aber auch auf ihre Wirkungen führen. Der Erreichung des Zieles einer Stabilisierung des Klimas durch eine weltweite Reduktion der Emissionen treibhauswirksamer Gase kommt daher auch in Bezug auf Wälder eine große Bedeutung zu.

Forstwirtschaftliche Aktivitäten beeinflussen Waldökosysteme auf vielen Ebenen. Deren Auswirkungen zeigen auch Untersuchungen der Naturnähe österreichischer Wälder. Wenngleich sie der Forstwirtschaft ein verhältnismäßig gutes Zeugnis ausstellt, ist es doch so, dass sich in den überwiegenden Fällen die Naturnähe indirekt proportional zum Ausmaß forstwirtschaftlicher Eingriffe verhält. In diesem Zusammenhang ist die Ausweitung des ursprünglich im wesentlichen ökonomischen Nachhaltigkeitsbegriffes um ökologische und soziokulturelle Komponenten von Bedeutung. Ein wesentlicher Aspekt dieser Überlegungen ist die Tatsache, dass alle über die Holzproduktion hinaus erwünschten und benötigten Wirkungen des Waldes (Schutz, Wasser, Klima, Erholung, Landschaftsbild etc.) nur dann von diesem in ausreichendem Ausmaß ausgehen, wenn seine ökologischen Prozesse in einem möglichst intakten – d. h. vielfältigen und naturnahen – System ablaufen können.

Aus Sicht des Umweltschutzes ist daher die Fortführung der Bestrebungen in Richtung nachhaltiger Waldbewirtschaftung, wie sie u. a. auch in Folge der Umsetzung internationaler Politiken begonnen hat, von großer Bedeutung. Der konsequenten Förderung naturnaher Waldwirtschaft, wie sie z. B. in der Bindung von Aufforstungsförderungen an die Beachtung der natürlichen Waldgesellschaften ihren Niederschlag gefunden hat, kommt eine wesentliche Rolle zu.

Eine weitere Nutzungsart des Lebensraumes Wald ist die **Jagdwirtschaft**. Sie ist Teil einer traditionellen Waldnutzung und hat in vielen Fällen erheblichen negativen Einfluss auf die Waldökosysteme. Hier gibt es eine Vielfalt von Interessen. Das häufige Streben nach hohen – jagd(wirtschaft)lich attraktiven – (Schalen-) Wilddichten ist neben anderen Einflussfaktoren und Wechselwirkungen für ökologische Folgen, die einer nachhaltigen Waldnutzung diametral entgegenwirken (z. B. Verhinderung der Verjüngung) und ökonomische Schäden an der Waldvegetation verantwortlich. Dies ist besonders im Schutzwald, dessen natürliche Verjüngungsprozesse vielfach stark beeinträchtigt sind, von wahrscheinlich langfristiger, ökologischer und gesellschaftlicher Bedeutung (Überalterung, Zusammenbruch der Waldvegetation und in weiterer Folge Verlust der Schutzwirkung). Die Kosten technischer Schutzmaßnahmen für Siedlungen und Infrastruktur sind im allgemeinen sehr hoch und müssen zudem von der Allgemeinheit getragen werden. Aus diesem Grund ist das Vorsorgeprinzip in Form der Vermeidung von Schäden deutlich zu bevorzugen. Der Entwicklung von Kriterien und Indikatoren einer nachhaltigen Jagd bzw. der Umsetzung z. T. bereits entworfener Konzepte (beispielsweise im Rahmen der österreichischen Strategie zur biologischen Vielfalt), die im Einklang mit der Walderhaltung bzw. der Verbesserung seines Zustandes steht und sich als Teil in ein übergeordnetes Gesamtkonzept für eine nachhaltige Entwicklung eingliedern lässt, kommt hier besondere Bedeutung zu. In diesem Zusammenhang ist die Schaffung von objektiven, transparenten und vergleichbaren Richtlinien der Erfassung negativer Schalenwildeinflüsse auf den Wald (insbesondere seiner Verjüngung) eine wesentliche Voraussetzung.

Resümierend kann festgehalten werden: Dem vielfältigen Nutzen der Wälder für die Menschen steht auch eine Vielfalt an Einflüssen gegenüber, von denen erwiesen ist oder aufgrund bisheriger Untersuchungen vermutet werden kann, dass sie den Zustand des Waldes bzw. seiner Wirkungen beeinträchtigen bzw. gefährden. Obwohl in Teilbereichen Erfolge erzielt werden konnten, legen vorliegende Untersuchungen und Erhebungen den Schluss nahe, dass sich die Belastungssituation der Wälder in Österreich in Summe nicht entscheidend verbessert hat.

Es gibt eine Reihe von legislativen und politischen Maßnahmen und Konzepten, die die Erhaltung der Wälder und ihrer Wirkungen gewährleisten sollen (Forstgesetz, Bodenschutzkonzept, Nationaler Umweltplan, Beschlüsse der Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa und des Abkommens über die biologische Vielfalt samt nationalen Konzepten zu deren Umsetzung, Forststrategie der EU, FFH-Richtlinie, Naturschutzgesetze der Bundesländer etc.). Die große Komplexität des Zusammenwirkens von Maßnahmen und Beeinträchtigungen unterschiedlicher Akteure erschwert allerdings häufig deren kon-

krete Umsetzung. Dies trifft insbesondere auf Konzepte, die keinen gesetzlichen Charakter haben, zu. Auch ist eine Erfolgskontrolle mangels klarer Etappenziele mit definierten Sollgrößen schwierig.

Diese Konzepte haben zweifelsohne zahlreiche sektorale Maßnahmen in die Wege geleitet bzw. im Sinne einer Leitlinie unterstützt, von einer Umsetzung der vorgeschlagenen Maßnahmen als Gesamtpaket kann jedoch nicht gesprochen werden. So ist es bis heute nicht gelungen, die seit langem geforderte Reduktion der Belastungen der Wälder durch Luftschadstoffe durch eine entsprechende Gesetzgebung (Immissionschutzgesetz mit adäquaten Grenzwerten für Wälder bzw. Novellierung der Zweiten Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen) zu erwirken.

Um eine Umsetzung der in den diversen Programmen enthaltenen Vorgaben (z. B. Situation der Luftschadstoffbelastung) zu erreichen, erscheint es daher notwendig, diese in ein umfassendes österreichisches Konzept einer nachhaltigen Entwicklung einzubetten, das dem schonenden Umgang mit der Umwelt verpflichtet ist. Um dieses mit Leben zu erfüllen braucht es einen konkreten Umsetzungsplan mit vorgesehenen Evaluierungsschritten.

7.1 Einleitung

Der österreichische Wald ist durch seine Nutzung geprägt

Das Waldbild der prähistorischen Urwälder hat sich in Mitteleuropa seit der Sesshaftwerdung von Menschen durch gravierende Eingriffe (Flächenrückgang und Veränderungen durch Nutzungen) gewandelt, Wälder in ihrer ursprünglichen Form sind bis auf wenige kleinflächige Ausnahmen in Österreich nicht mehr erhalten. Der Schwerpunkt der Waldnutzung liegt in Österreich in der Holzproduktion. Nach Daten des Waldentwicklungsplanes WEP (BMLF, 1998b), eines im Forstgesetz verankerten Instrumentes der forstlichen Raumplanung, sind fast zwei Drittel der Wälder überwiegend der Nutzfunktion zugeordnet. Das restliche Drittel der Wälder wird durch die Leitfunktionen Schutz, Wohlfahrt und Erholung charakterisiert. Dies bedeutet nicht zwangsläufig, dass auf diesen Waldflächen die Holznutzung eingeschränkt oder untersagt ist, jedoch sollte sich ihre Bewirtschaftung an diesen übergeordneten Zielen orientieren. Laut österreichischer Waldinventur (BMLF, 1998b) sind 12 % der Gesamtwaldfläche ‚Schutzwald außer Ertrag‘, also *„Schutzwälder in schwer oder nicht begehbaren Lagen, in denen keine oder nur unbedeutende Holznutzungen vorgenommen werden können“* (FBVA, 1983). Knappe 5 % der Waldfläche (175.000 ha oder ein Viertel des gesamten Schutzwaldes) wurden als unbegehbare Schutzwald ausgewiesen, der damit direkten menschlichen Eingriffen weitgehend entzogen ist und folglich urwaldähnlichen Charakter aufweist. Weitere 8 % der Waldfläche werden der Kategorie ‚Schutzwald im Ertrag‘ zugeordnet, dieser unterliegt rechtlich verbindlichen Bestimmungen, die den Eigentümer zu bestimmten Bewirtschaftungsmaßnahmen unter der Voraussetzung der wirtschaftlichen Zumutbarkeit verpflichtet (§§ 21, 22 des Forstgesetzes 1975 sowie Schutzwaldverordnung, BGBl. Nr. 398/1977). Diese betreffen insbesondere Einschränkungen in Bezug auf die Kahlhiebsgröße (Bevolligungspflicht) und eine strengere Kahlhiebsdefinition. Der Wald wird in Österreich daher in erster Linie zu Ertragszwecken bewirtschaftet, wobei auf die Erhaltung all seiner Wirkungen besondere Rücksicht zu nehmen ist.

Wald ist in Österreich seit Jahrhunderten ein wichtiger Wirtschaftsfaktor. Er sichert vielen Menschen direkt (Forstwirtschaft) und indirekt (Holzwirtschaft: z. B. Säge-, Holzverarbeitende Industrie) Einkommen und Lebensunterhalt. Die Forstwirtschaft trägt in Österreich mit 13,52 Mrd. ATS zu ca. 0,3 % zum Brutto-Inlandsprodukt bei (Stand: 1998), dieser Beitrag sinkt seit Jahren stetig (STATISTIK ÖSTERREICH, 2000). Auch die Anzahl der direkt in der Forstwirtschaft und im zugehörigen Verwaltungsbereich beschäftigten Personen (Forstarbeiter, Angestellte und Beamte) fällt kontinuierlich und betrug 1996 etwa 9.000 Personen (BMLF, 1998b).

Ökonomie versus Ökologie

Die Forstwirtschaft beeinflusst mit einer Vielzahl von Aktivitäten den Zustand des Waldes. Ihre Maßnahmen zur Waldbewirtschaftung reichen von der Waldverjüngung (künstlich, natürlich) über die Steuerung der Zuwachsverteilung (Stammzahlreduktion, Läuterung, verschiedene Arten der Durchforstung) bis zur Holzernte (Kahlschlag, Einzelstammentnahme) sowie begleitende Eingriffe wie Forststraßenbau, Forstschutzmaßnahmen etc. Auf deren Bedeutung für die Waldökosysteme und die daraus im Sinne einer umweltgerechten Waldbewirtschaftung ableitbaren Schlussfolgerungen und Forderungen wird im Kapitel 7.4 näher eingegangen.

Die in den letzten beiden Jahrhunderten entwickelten Grundsätze einer nachhaltigen Nutzung waren neben dem Wunsch nach der Erhaltung der Wälder als Schutz vor Elementargefahren und von ökonomisch begründeten Überlegungen geprägt. Unter anderem wurden aus diesem Grund baumartenspezifische Anforderungen an den Standort und an die ökologische Anpasstheit sowie der zielorientierte Aufbau von Mischbeständen und deren Pflege häufig vernachlässigt (TABEL, 1996). Angesichts der großen Unsicherheiten, mit denen Prognosen über die künftige Entwicklung von Klima- und Standortfaktoren nach wie vor behaftet sind, sind auch die Konsequenzen dieser Entwicklung für Wald und Forstwirtschaft bislang nur schwer abzuschätzen (MOSANDL & FELBERMEIER, 1999). Eine Risikostreuung im Waldbaubereich erscheint daher sinnvoll (LEXER, 1999). Diese Umstände sind mit ein Grund, warum der ökonomische Nachhaltigkeitsbegriff (nachhaltige Holzproduktion) in den letzten Jahren durch einen ökologischen Nachhaltigkeitsbegriff Konkurrenz bekam, in dem nicht die Nachhaltigkeit von Waldwirkungen, sondern die Nachhaltigkeit des Ökosystems Wald im Mittelpunkt steht (GLÜCK, 1994).

Das Konzept einer naturnahen Waldbewirtschaftung ist ein Beispiel dieser Entwicklung. Eine naturnahe Waldbewirtschaftungsform wird im Allgemeinen als Möglichkeit gesehen, durch nur geringfügige Eingriffe in das Ökosystem dessen Stabilität und Resilienz¹ weitgehend zu erhalten (DAXNER et al., 1999). Dazu gehört unter anderem auch eine ökologische Ausrichtung der Nutzungsstrategie, die Förderung der natürlichen Verjüngung und die Schaffung von wildeinflussresistenteren Waldbeständen (vgl. Kap. 7.4). Naturnahe Waldbewirtschaftung orientiert sich an Naturwäldern und nutzt bewusst natürliche Prozesse. Die ursprüngliche Vegetation und die hypothetische potenzielle Vegetation, insbesondere Vegetationstypen naturnah erhaltener Waldbiotope („natürliche“ Waldgesellschaften) und das natürliche Entwicklungspotenzial der Biotope integrierende Vegetationstypen (potenzielle Waldgesellschaften) können Orientierungshilfen bieten (SCHMIDT, 1998). Das von der Forstlichen Bundesversuchsanstalt (FBVA) betreute Naturwaldreservatenetz soll der Erhebung von Grundlagen für die Weiterentwicklung eines ökologisch orientierten naturnahen Waldbaus dienen (BMLFUW, 2001).

Waldbewirtschaftung und Klima

Ein wichtiger Aspekt ist auch die Bedeutung der Holzproduktion im Zusammenhang mit dem Treibhauseffekt und den prognostizierten Klimaveränderungen (SCHÜTZ, 1996, vgl. auch Kap. 7.3). Nach BURSHEL (1993) werden insbesondere die durch sorgfältigen Waldbau geprägten Wirtschaftswälder – anders als die eigenen Dynamiken gehorchenden Naturwälder – zu permanent fließenden Quellen eines Rohstoffs, der drei wesentliche kohlenstoffökologische Vorteile hat. Diese sind:

- Wirkung als Kohlenstoffspeicher in Holzprodukten,
- Substitution von energieaufwändigeren Materialien,
- Reduktion von Kohlenstoffemissionen durch Substitution fossiler Energieträger bei thermischer Verwendung.

Eine umweltgerechte Waldbewirtschaftung ist daher auch aus diesem Grund ein wesentlicher Teil eines gesamten ökologischen Wirtschaftens.

¹ Elastizität; Vermögen eines Ökosystems nach einer Störung in die Ausgangsposition zurückzukehren.

7.2 Schadstoffbelastungen des Waldes

Der Wald stellt eine besondere Senke für fast alle Luftschadstoffe dar. Die Kronenfilterung für Luftschadstoffe ist dafür verantwortlich, dass Schadstoffeinträge in den Wald häufig höher sind als etwa an benachbarten unbestockten Freiflächen. Die Langlebigkeit der Bäume, ihre fixe Bindung an den Standort sowie ihre Sensitivität gegenüber einer Reihe von Luftschadstoffen machen den Wald zu einem oftmals besonders betroffenen Ökosystem erhöhter Luftschadstoffkonzentrationen. In zahlreichen Grenzwert- und Richtwerten zum Schutz des Waldes findet dies seinen Niederschlag.

Nachfolgend wird die gegenwärtige Situation der Schadstoffbelastung des österreichischen Waldes diskutiert.

7.2.1 Ozon (O₃)

In Kapitel 2.4.3 ist die Ozonbelastung Österreichs näher dargestellt. Demnach wurden in Österreich in den letzten Jahren die EU-Schwellenwerte zum Schutz der Vegetation (92/72/EWG) von 65 µg/m³ als Tagesmittelwert an allen Messstellen und der UN/ECE "Critical Level" zum Schutz der Waldbäume (10.000 ppb*h accumulated exposure over a threshold of 40 ppb) großflächig überschritten. Besonders in Mittel- und Hochgebirgslagen wurden deutliche Überschreitungen bis zum Dreifachen dieses "Critical Levels" registriert. Der Wald Österreichs und besonders der Bergwald ist somit einer erhöhten Ozonbelastung ausgesetzt.

Um ein differenzierteres Bild der Belastung des Waldes mit Ozon abzuleiten, wurden vom Forschungszentrum Seibersdorf modifizierte Belastungskarten modelliert, bei denen die Anpassung autochthoner Bestände an höhere Ozongehalte sowie Korrekturfaktoren für die Ozonaufnahme in Abhängigkeit vom Einfluss der Witterungsverhältnisse auf die Ozonaufnahme auf Basis von Expertenwissen an der Universität Wien berücksichtigt wurden (LOIBL et al., 1999; BOLHAR-NORDENKAMPF & LOIBL, 2000). Die Ergebnisse dieser modifizierten Berechnungen zur Ozonbelastung lassen vermuten, dass vor allem in Tal- und Mittellagen das Ozonrisiko für den Wald als deutlich geringer anzusetzen ist, als die Überschreitungen der üblicherweise verwendeten "Critical Levels" nahelegen. Für die höheren Lagen bestätigt sich jedoch das Bild, wonach Ozon einen Stressor der dort gelegenen Waldbestände darstellen dürfte.

Maßnahmen zur Verminderung der Ozonbelastung des österreichischen Waldes werden im Kapitel 2.4.5 ausführlich beschrieben. Sie betreffen in erster Linie die Emissionsreduktion der Vorläufersubstanzen NO_x (Hauptemittent Verkehr, vgl. auch Kap. 10) und NMVOC (Hauptemittent Industrie, vgl. auch Kap. 11). Die im österreichischen Ozongesetz vorgesehenen Reduktionsziele wurden bereits bzw. werden voraussichtlich verfehlt werden, sodass dringender Handlungsbedarf sowohl auf nationaler wie internationaler Ebene besteht, die erforderlichen Maßnahmen zu ergreifen bzw. umzusetzen.

7.2.2 Schwefeldioxid (SO₂)

Als Folge der starken Schwefeldioxid-Emissionsreduktionen in Österreich war in den letzten Jahren ein deutlicher Rückgang der Luftbelastung mit diesem Schadstoff festzustellen (vgl. Kap. 2.6). Luftgrenzwerte zum Schutz von Ökosystemen wurden lediglich vereinzelt und besonders an grenznahen Luftmessstellen als Folge von grenzüberschreitendem Luftschadstofftransport überschritten.

In ähnlicher Weise wurden im Rahmen des Forstlichen Bioindikatornetzes der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Überschreitungen der gesetzlichen Grenzwerte zum Schwefelgehalt von Nadeln häufig auch in grenznahen Regionen festgestellt. Daneben kommt es aber auch in manchen industrienahen österreichischen Gebieten immer noch zu Überschreitungen der forstgesetzlichen Nadelgrenzwerte (FÜRST & STEFAN, 1999; FÜRST, 2000, vgl. Punkte mit GK 3 oder GK 4 in Abb. 1 und Abb. 2). Eine derart eindeutige Abnahme der Schwefelbelastung, wie es die Luftmessungen belegen, lässt sich zwar anhand der maximalen Nadelgehalte, aber nicht anhand der Entwicklung des Prozentsatzes von

Standorten mit Grenzwertüberschreitungen ableiten. So lag 1999 im Grundnetz des Bioindikatornetzes der Anteil der Punkte mit Grenzwertüberschreitungen bei 16,7 % und damit höher als in den beiden Vorjahren. Deutlich höhere Anteile an Grenzwertüberschreitungen als in den unmittelbaren Untersuchungsjahren davor zeigten auch die Ergebnisse der in den Ballungs- und Industriegebieten verdichteten Untersuchungsnetze (vgl. Tab. 1).

Geeignete **Maßnahmen** zur Verringerung der Schwefelbelastung des österreichischen Waldes sind im Kapitel 2.6.5 aufgelistet. Hervorzuheben sind hier besonders weitere, emissionsreduzierende Maßnahmen in unseren östlichen Nachbarländern, die auch geeignet sind, die Schwefelbelastungen in österreichischen grenznahen Gebieten zu senken.

Tab. 1: Prozentueller Anteil der Punkte mit Schwefel-Grenzwertüberschreitungen (Gesamtklassifikation 3 oder 4) im Grundnetz und in den Verdichtungsnetzen (FÜRST & STEFAN, 1999; FÜRST, 2000).

Jahr	Grundnetz (n=287)	Verdichtungsnetz 83 (n=601)	Verdichtungsnetz 85 (n=848)
1983	11,2	16,6	–
1984	4,9	7,2	–
1985	19,1	21,1	26,6
1986	13,6	14,4	16,7
1987	19,1	22,8	27,0
1988	8,7	12,8	16,5
1989	18,5	24,0	30,0
1990	15,6	18,1	21,0
1991	21,6	26,8	30,0
1992	7,7	10,0	11,8
1993	14,2	21,9	26,5
1994	10,5	15,6	17,5
1995	11,5	14,3	16,1
1996	17,4	16,0	17,3
1997	7,7	12,0	13,1
1998	13,2	13,5	14,5
1999	16,7	21,5	22,5

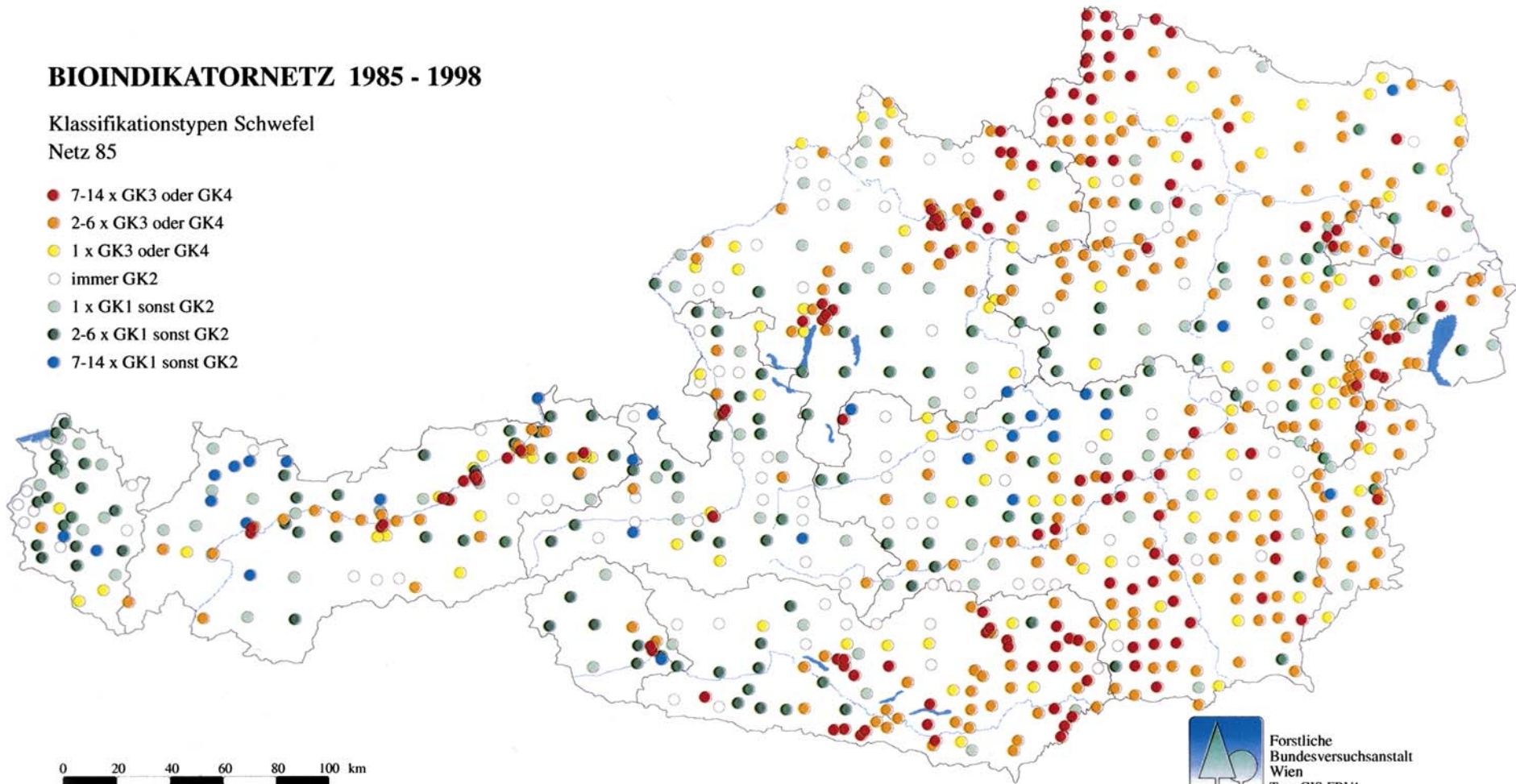
Abb. 1: Bioindikatornetz 1985-1998

Abb. 2: Bioindikatornetz 1998

BIOINDIKATORNETZ 1985 - 1998

Klassifikationstypen Schwefel
Netz 85

- 7-14 x GK3 oder GK4
- 2-6 x GK3 oder GK4
- 1 x GK3 oder GK4
- immer GK2
- 1 x GK1 sonst GK2
- 2-6 x GK1 sonst GK2
- 7-14 x GK1 sonst GK2

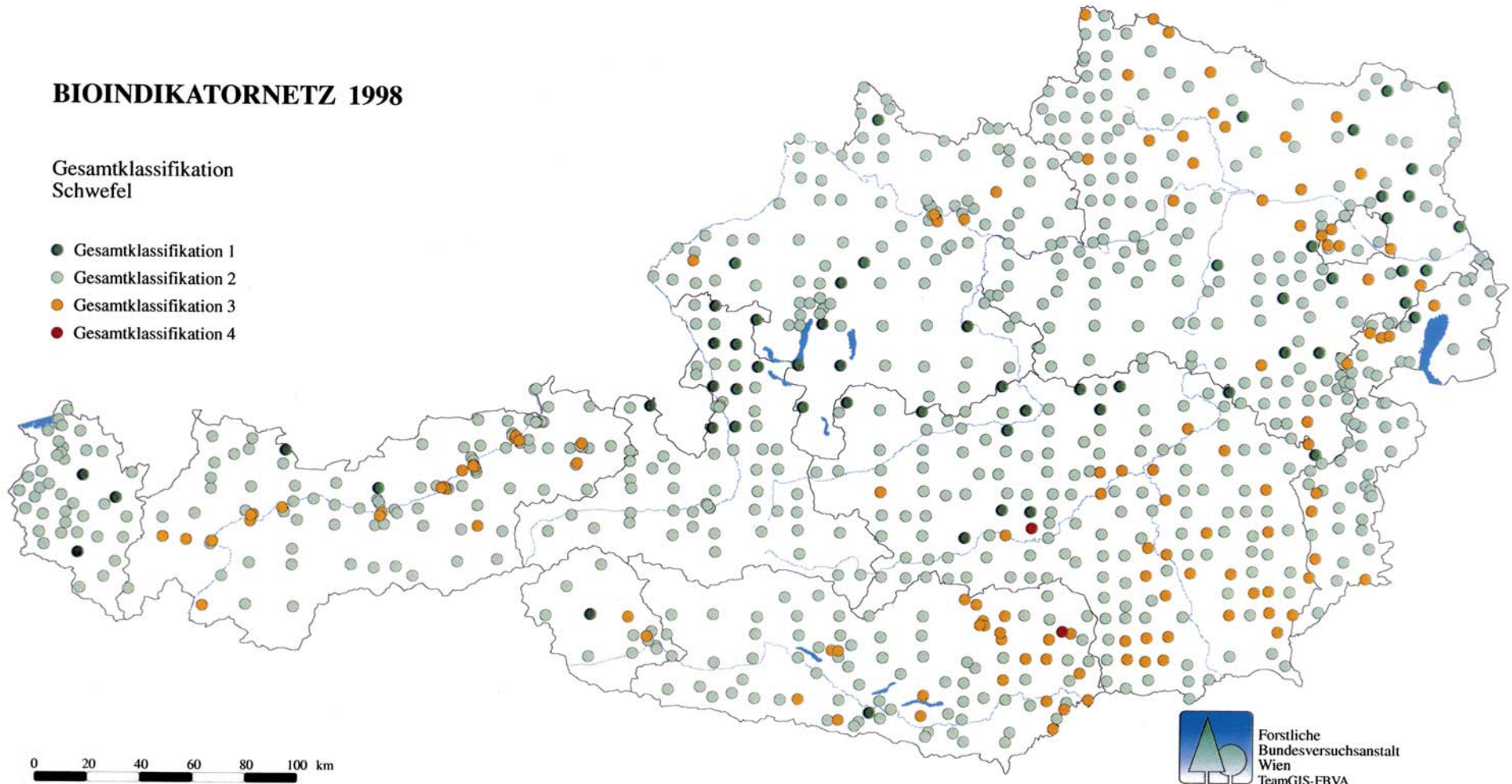


Forstliche
Bundesversuchsanstalt
Wien
TeamGIS-FBVA

BIOINDIKATORNETZ 1998

Gesamtklassifikation
Schwefel

- Gesamtklassifikation 1
- Gesamtklassifikation 2
- Gesamtklassifikation 3
- Gesamtklassifikation 4



7.2.3 Stickstoffoxide, Ammoniak, anorganische Fluor- und Chlorverbindungen

Diese Schadstoffe stellen in Bezug auf eine direkte Wirkung auf den Wald lediglich lokal ein Problem dar, weshalb sie gemeinsam behandelt werden. Es wird jedoch deutlich darauf hingewiesen, dass etwa die maßgebliche lufthygienische Bedeutung der Stickstoffoxide in Bezug auf Wald die Beteiligung an der bodennahen Ozonbildung sowie – mit den reduzierten Stickstoffverbindungen – der erhöhte Stickstoffeintrag (Bodenversauerungen, Eutrophierung) sind. Dies ist in Bezug auf potenzielle Auswirkungen auf den Wald höher einzustufen als die direkte Wirkung von Stickstoffoxiden (vgl. Kap. 2.5.3). Von kleinräumigen Ausnahmen abgesehen, dürften die Stickstoffoxide und Ammoniak in den derzeit in Österreich feststellbaren Luftkonzentrationen kein direktes Problem für die Waldgesundheit darstellen.

Bezüglich **Maßnahmen** zur Verminderung der indirekten Belastungen sei hier auf das Kapitel 2.5.5 verwiesen.

Trotz emissionsreduzierender Maßnahmen in vielen Betrieben sind lokal, im Nahbereich spezifischer Emittenten, immer wieder Überschreitungen der forstgesetzlichen Nadelgrenzwerte für Fluor und Chlor feststellbar (TRIMBACHER & WEISS, 2000), die auf Immissionseinfluss und daher auf die Notwendigkeit weiterer Reduktionen der Belastung des Waldes in diesen Gebieten hinweisen. Weitere emissionsreduzierende Maßnahmen sind an solchen Standorten erforderlich.

7.2.4 Schwermetalle und organische Schadstoffe

Bereits in den letzten Umweltkontrollberichten wurde das Problem des erhöhten Eintrags dieser Schadstoffe in den Wald ausführlich behandelt (UMWELTBUNDESAMT, 1996, 1998), dessen Aktualität weiterhin besteht. Im Folgenden werden Ergebnisse neuerer Studien vorgestellt, die diese Aktualität belegen. Für die Ergebnisse aus früheren Untersuchungen wird auf das Kapitel 6 sowie die letzten Umweltkontrollberichte bzw. auf die Originalliteratur verwiesen: Dazu zählt etwa der Nachweis erhöhter Blei- und Kadmiumgehalte im Waldboden Österreichs im Zuge der Waldbodenzustandsinventur der Forstlichen Bundesversuchsanstalt (FBVA, 1992), sowie der Nachweis einer ubiquitären Belastung mit einer Reihe von hochtoxischen, akkumulierenden organischen Schadstoffen in entlegenen Waldgebieten Österreichs (WEISS, 1998).

LICK & DORFER (1998) untersuchten die Fichtennadelgehalte von 17 Schwermetallen in zahlreichen Regionen der Steiermark. Die Ergebnisse zeigen, dass der Industrieraum Leoben Kapfenberg der durch Schwermetalle höchst belastete Raum der Steiermark ist. Eine Reihe von Schwermetallen wiesen in dieser Region vielfach höhere Gehalte als die Proben aus den anderen steirischen Gebieten auf. In ähnlicher Weise zeigten auch Nadeluntersuchungen des Umweltbundesamtes erhöhte Schwermetallgehalte in Leoben/Donawitz (vgl. Abb. 3; WEISS & TRIMBACHER, 1998). Von den untersuchten toxischen Metallen lagen besonders **Blei** und **Quecksilber** auffällig über Gehalten unbelasteter Gebiete. Eine großangelegte Bioindikationsuntersuchung im Raum Linz unter Federführung der Oberösterreichischen Umweltschutzbehörde konnte – ähnlich wie in Leoben/Donawitz – die dortige Stahlindustrie als einflussreichen Faktor für erhöhte Gehalte einzelner Schwermetalle identifizieren (WIMMER, 1998, pers. Mitt., vgl. auch Kap. 11.2.6.1). Im Nahbereich einzelner industrieller Quellen Österreichs (v. a. Stahlindustrie und metallverarbeitende Betriebe) sind daher trotz emissionsmindernder Maßnahmen nach wie vor erhöhte Konzentrationen einzelner Schwermetalle in Fichtennadeln feststellbar. Häufig zeigen sich dabei ausgeprägte Zusammenhänge zwischen den Gehalten von Schwermetallen einerseits (z. B. Blei und Eisen, vgl. Abb. 4) und zwischen den Elementgehalten und der Staubbelegung der Fichtennadeln andererseits (TRIMBACHER & WEISS, 1997, 2000; WEISS & TRIMBACHER, 1998). Von höheren Einträgen einzelner Schwermetalle in die dortigen Waldökosysteme ist daher auszugehen.

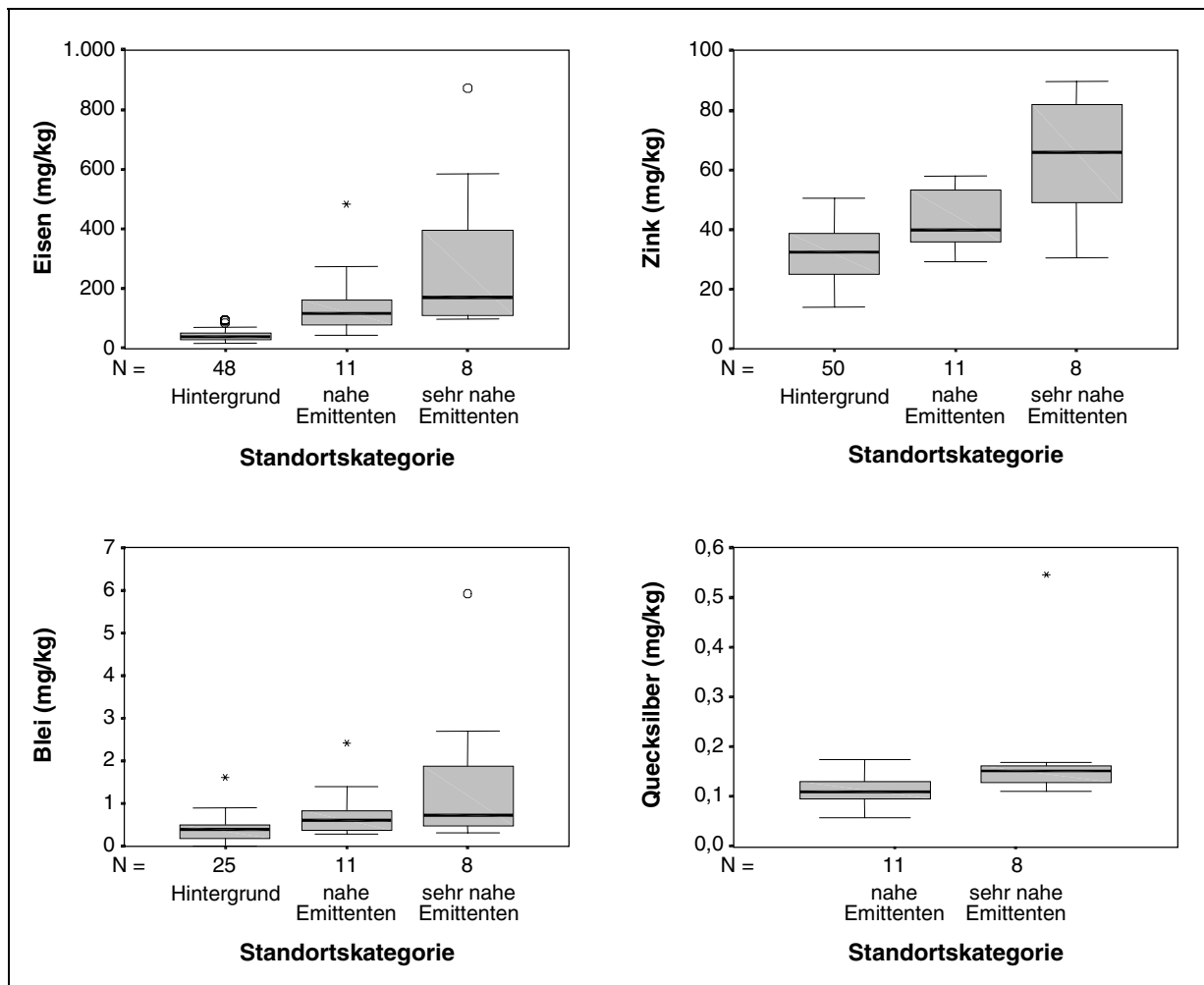


Abb. 3: Gehalte einzelner Schwermetalle in halbjährigen Fichtennadeln im Untersuchungsgebiet Leoben/Donawitz im Vergleich zu Hintergrundstandorten (als Obergrenze für unbelastete urbane Gebiete gibt WIMMER (1998, pers. Mitt.) einen Quecksilbergehalt von 0,06 mg/kg an).

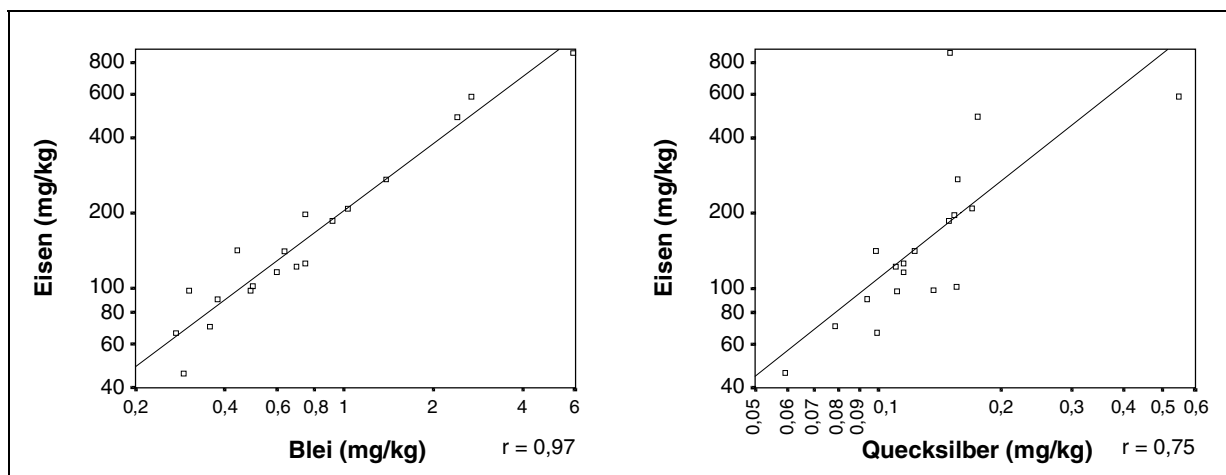


Abb. 4: Zusammenhang zwischen Eisen und Blei sowie Eisen und Quecksilber in halbjährigen Fichtennadeln des Untersuchungsgebietes Leoben/Donawitz.

Das Umweltbundesamt führte in den vergangenen Jahren weitere Untersuchungen zur Belastung des Waldes mit **organischen Schadstoffen** durch (WEISS et al., 2000a; WEISS et al., 2001). Zwei Schwerpunktstudien sollten erstmals Informationen zur großräumigen und emittentennahen Belastung des Waldes mit folgenden ausgeprägt pflanzentoxischen und somit potenziell waldschädigenden Schadstoffen liefern: leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe, Trichloressigsäure und Nitrophenole. Über die in Österreich feststellbare Pflanzenbelastung mit diesen Schadstoffen waren bisher kaum Informationen verfügbar. Der Nachweis der **Nitrophenole** wird mit luftchemischen Bildungsmechanismen aus Vorläufersubstanzen (z. B. Stickstoffoxiden, aromatischen Verbindungen wie Benzol) in Verbindung gebracht, die vor allem durch den Kfz-Verkehr emittiert werden. Auch die **Trichloressigsäure** wird luftchemisch gebildet, wobei hier für technische Zwecke hergestellte leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe als Vorläufersubstanzen in Betracht gezogen werden.

Die untersuchten Schadstoffe waren in den Fichtennadeln der entlegenen Waldstandorte in teilweise unerwartet hohen Konzentrationen nachweisbar, wobei eine Zunahme der Gehalte mit dem Nadelalter festgestellt wurde. Von einer weiträumigen Belastung der österreichischen Wälder mit diesen pflanzentoxischen Schadstoffen ist daher auszugehen.

Bei den Nitrophenolen wurden im Nahbereich von Emittenten, v. a. im Nahbereich hochrangiger Straßen, signifikant höhere Nadelgehalte als an den emittentenernen Waldstandorten nachgewiesen (vgl. Abb. 5). All jene Untersuchungsstandorte, die aufgrund ihrer Lage dem Quellentypus Verkehr vorrangig zugeordnet werden können (u. a. Standorte nahe der Tauernautobahn bzw. nahe dem Entlüftungsschacht des Tauern隧nns; in Wien/Laaer Wald nahe der Südosttangente, der am stärksten befahrenen Straße Österreichs; Standorte im Nahbereich der Inntalautobahn), wiesen ein sehr ähnliches Nitrophenolmuster in den Nadeln auf, das sich von jenem der anderer Standorte deutlich unterschied. In dieser Gruppe von Standorten sind jene Standorte mit der höchsten Nitrophenolbelastung vereint. Hervorzuheben ist hier besonders, dass jener Standort, der völlig entlegen auf einer Alm in 1.900 m Seehöhe, jedoch nahe dem Entlüftungsschacht des Tauernautobahntunnels liegt, vergleichbar hohe Nitrophenolgehalte aufweist wie jene beiden Standorte nahe der Südosttangente in Wien. Insgesamt zeigten die Ergebnisse der Studien, dass ein ubiquitär hoher Level der Nitrophenolbelastung vorhanden ist, der im unmittelbaren Nahbereich maßgeblicher Quellen überschritten wird. Nitrophenole können in ihren derzeit feststellbaren Belastungen als verkehrstypische Schadstoffe kategorisiert werden.

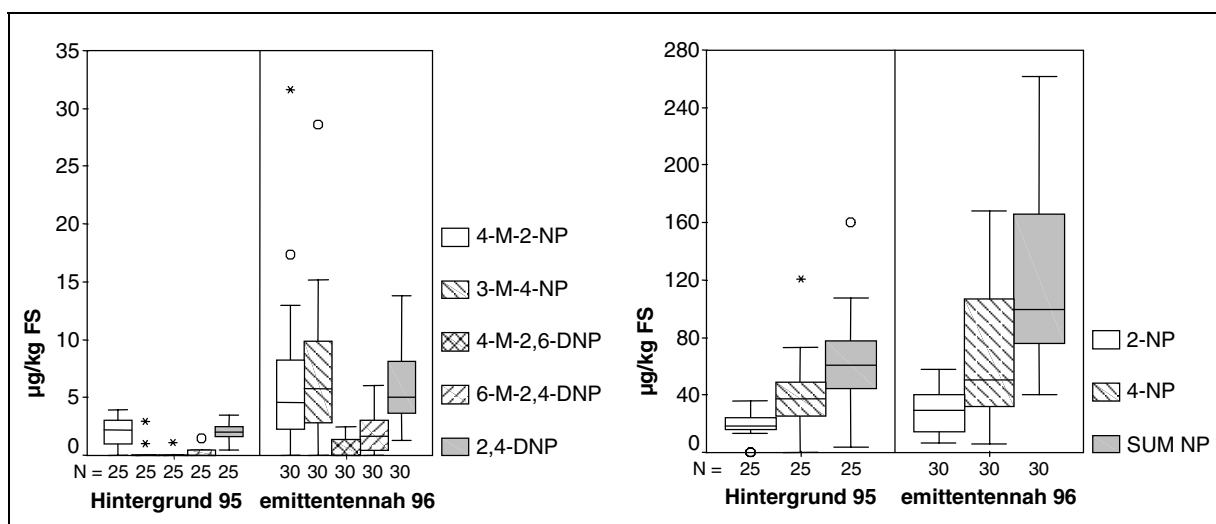


Abb. 5: Nitrophenole in halbjährigen Fichtennadeln emittentennaher Standorte und Vergleich mit Werten emittentenernen Standorten (SUM NP = Summe von 16 analysierten Nitrophenolen).

Bezüglich der **Maßnahmen** zur Verringerung der Einträge von Schwermetallen in den österreichischen Wald, wird auf das Kapitel 2.8.4 verwiesen. Über die 1998 in Aarhus unterzeichneten Protokolle zu Schwermetallen und persistenten organischen Schadstoffen im Rahmen der UNECE-Konvention über

weiträumige, grenzüberschreitende Luftverunreinigungen sowie die 2001 in Stockholm zur Unterzeichnung aufgelegte UNEP-Konvention zum Verbot bzw. einer weltweit drastischen Einschränkung der Verwendung oder Emission von einer Reihe von persistenten organischen Schadstoffen sollen weltweite Emissionsreduktionen bei diesen Schadstoffen erreicht werden. Weitere Reduktionen bei maßgeblichen österreichischen Einzelemittenten sind notwendig, um den Eintrag solcher Schadstoffe in höher belastete Regionen zu verringern. Weiters ist es erforderlich, bestehende Wissenslücken zur Schadstoffbelastung des Waldes und deren Auswirkungen, die besonders bei einigen organischen Schadstoffen vorhanden sind, durch geeignete Untersuchungsprogramme zu schließen. Neben „klassischen“ organischen Schadstoffen müssen hier auch bisher wenig beachtete oder „neue“ organische Schadstoffe Berücksichtigung finden.

7.2.5 Eintrag von versauernden und eutrophierenden Schadstoffen in den Wald

Der überhöhte Eintrag von versauernden Verbindungen (oxidierte Schwefel- und Stickstoffverbindungen, reduzierte Stickstoffverbindungen) bzw. eutrophierenden Verbindungen (Stickstoffverbindungen) in den Wald ist mit einer Reihe von negativen Wirkungen auf die Waldökosysteme verbunden.

Neben der direkten Schädigung von Pflanzen durch die sauren Niederschläge, sind besonders Bodenversauerungen und damit verbunden die Auswaschung von essenziellen Nährstoffen ein Problem des Eintrags dieser Schadstoffe. Ein zusätzliches Problem des erhöhten Stickstoffeintrags stellt die Eutrophierung von Waldökosystemen dar, die v. a. zu Artenverschiebungen in der Waldvegetation und zu Nährstoffungleichgewichten in der Ernährung der Waldbäume führen kann.

Für eine Bewertung der Höhe des Eintrags werden als Richtwerte die sogenannten „Critical Loads“, für die Versauerung und zusätzlich auch für die Eutrophierung von Waldökosystemen, herangezogen. Bei deren Überschreiten sind langfristig negative Folgen für die Waldökosysteme wahrscheinlich. In den letzten Jahren nahmen die Anteile der Ökosystemflächen Österreichs, bei denen die „Critical Loads“ für Übersäuerung überschritten werden, deutlich ab und liegen derzeit bei etwa 10 %. Im Unterschied dazu werden die „Critical Loads“ für eutrophierenden Stickstoffeintrag – trotz fallender Tendenz in den vergangenen Jahren – derzeit immer noch auf etwa 65 % der Ökosystemflächen überschritten (vgl. Kap. 2.12 und 2.13); betrachtet man den Wald alleine, so liegt die Zahl der Überschreitungen etwa in der gleichen Größenordnung.

Zur Verringerung des Säureeintrags (bzw. des Eintrags eutrophierender Stickstoffverbindungen) in den österreichischen Wald sind weitere nationale und internationale **Maßnahmen** zur Emissionsminderung erforderlich (vgl. Kap. 2.12.6 und 2.13.6). National dürften hier besonders Absenkungen der Emissionen reduzierter Stickstoffverbindungen im Bereich der Landwirtschaft wirksam sein. Eine Emissionsreduktion oxidierten Stickstoffverbindungen dient neben einer weiteren Entschärfung des Problemkreises Versauerung und Eutrophierung von Waldökosystemen zusätzlich auch einer Verringerung der Ozonbelastung des Waldes (vgl. auch Kap. 7.2.1) und ist deshalb besonders zu forcieren, wobei der Verkehr den mengenmäßig mit Abstand größten Emittenten dieser Schadstoffgruppe darstellt.

Neben diesen erhöhten Schadstoffeinträgen können auch verschiedene Bewirtschaftungseinflüsse (z. B. sekundäre Koniferenwälder auf potenziellen Laubmischwaldstandorten, Kahlschlagnutzungen, über das Schaftholz ohne Rinde hinausgehender Baumbiomasseentzug bei der Nutzung) zu Bodenversauerungen führen. Bereits frühere Umweltkontrollberichte (UMWELTBUNDESAMT, 1996) enthalten diesbezügliche Angaben, sodass diese an dieser Stelle nicht mehr im Detail diskutiert werden. Die letzte Waldinventur (FBVA 1997) ergab, dass der Mischwaldanteil im österreichischen Wald zunehmende, der Anteil des Kahlschlags an den Endnutzungen abnehmende Tendenz aufweist. Diese im Sinne des Waldbodenschutzes positive Entwicklung sollte konsequent fortgesetzt und weiter ausgebaut werden.

7.3 Klima und Wald

Wälder spielen im Zusammenhang mit dem anthropogenen Treibhauseffekt eine bedeutende Rolle:

- als wichtige Größen im globalen Kohlenstoffkreislauf,
- als Bereitsteller von erneuerbarer Energie und Rohstoffen, die CO₂-neutral bereit gestellt werden können, und
- als potenziell von einer Klimaänderung besonders betroffene Ökosysteme.

7.3.1 Der österreichische Wald als Bereitsteller erneuerbarer Rohstoffe und Energien

Die herausragende Leistung des Waldes im Bezug auf die Treibhausproblematik ist, dass er erneuerbare Rohstoffe und Energien zur Verfügung stellt. Der in der Biomasse gespeicherte Kohlenstoff wurde von den Bäumen der Atmosphäre entzogen, weshalb es bei deren Nutzung (solange sie aus nachhaltiger Waldbewirtschaftung stammt) zu keiner Zunahme der Kohlenstoffdioxidkonzentration in der Atmosphäre kommt. Ganz im Gegenteil: Jede Substitution von Rohstoffen bzw. von Energiebereitstellung auf Basis von fossilen Energieträgern durch nachhaltig produzierte Biomasse führt zu einer nachhaltig verbesserten CO₂-Bilanz der Atmosphäre. Durch die Substitution wird weniger fossil gespeicherter Kohlenstoff in die Atmosphäre bzw. in den Kohlenstoffkreislauf eingebracht. Im Unterschied dazu ist jede zusätzliche Speicherung in der terrestrischen Ökosphäre prinzipiell reversibel sowie temporär begrenzt und somit keine Garantie für eine langfristig verbesserte atmosphärische CO₂-Bilanz. Jede Neubewaldung zur zusätzlichen Bindung von atmosphärischem CO₂ und somit zur Verbesserung der Treibhausgasbilanz kann beispielsweise zu einem späteren Zeitpunkt wiederum gerodet werden und zu einer CO₂-Quelle werden. Zusätzlich ist zu berücksichtigen, dass die Erhöhung des Kohlenstoffspeichers in der Ökosphäre – gemessen an der potenziellen natürlichen Vegetation ohne menschlichen Eingriff – lediglich ein Ausgleich zu früheren Verringerungen dieses Kohlenstoffspeichers ist. Dieser fundamentale Unterschied zwischen Nutzung von Biomasse zur Substitution fossiler Energieträger und zusätzlicher Speicherung von Kohlenstoff in der Ökosphäre ist von herausragender Bedeutung für die diesbezüglichen Verhandlungen im Rahmen des Kyoto-Protokolls.

7.3.2 Die Kohlenstoffbilanz des österreichischen Waldes

Wälder stellen einen bedeutenden Kohlenstoffvorrat dar, dessen Veränderung unmittelbar mit der atmosphärischen CO₂-Konzentration gekoppelt ist. Jede Zunahme des Kohlenstoffvorrats im Wald entspricht einer Netto-CO₂-Senke, jede Abnahme einer Netto-CO₂-Quelle an die Atmosphäre. In den vergangenen Jahrzehnten war global die Rodung von Wäldern signifikant an der Zunahme der atmosphärischen CO₂-Konzentration und somit an der Zunahme der Treibhauswirksamkeit der Atmosphäre beteiligt. Nach einer Zusammenstellung in IPCC (2000) wurden weltweit durch Landnutzungsänderungen 60 Gt C vor 1850 und 121 Gt C von 1850 bis 1990 emittiert. Vor 1950 waren v. a. Rodungen in den mittleren und höheren Breiten der nördlichen Hemisphäre maßgeblich für diese Emissionen verantwortlich; in den nachfolgenden Dekaden war besonders die Entwaldung in den Tropen die Ursache dieser Emissionen. In jüngster Zeit stellte die globale terrestrische Ökosphäre – trotz der andauernden Rodungen in den Tropen – sehr wahrscheinlich eine Kohlenstoffsénke dar, über deren tatsächliches Ausmaß und Lokalität sind jedoch nur ungenaue Vorstellungen vorhanden.

Der Bedeutung der Wälder als Quelle oder Senke von Treibhausgasen werden eine Reihe von internationalen Abkommen gerecht: Im Rahmen der jährlichen Berichtspflichten zu den jährlichen Treibhausgasemissionsbilanzen aufgrund des „Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen“ (BGBl. 414/1994) sind auch die Emissionsbilanzen der Wälder zu berichten. Als Folge dieses Übereinkommens ist das „Kyoto-Protokoll“ (UN-FCCC, 1997) entstanden (vgl. auch Kap. 3), das erstmals verbindliche Treibhausgasreduktionsziele für die Vertragsparteien (im wesentlichen die Industrienationen) für 2008 bis 2012 festlegt. Auch im Kyoto-Protokoll sind grundsätzlich Teile bzw. Aktivitäten

des Landnutzungssektors berücksichtigt, wobei hier erst die Verhandlungen der Staatengemeinschaft abzuwarten sind, inwieweit und welche Senken im Kyoto-Protokoll zu berücksichtigen sind. Die „Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa“ (BMLF, 1998a) enthält ebenfalls klare Aussagen zur Bedeutung und zum Schutz der Wälder als Kohlenstoffspeicher.

Nahezu 50 % Österreichs sind bewaldet (FBVA, 1997). Österreich stellt damit eines der walddreichsten Länder der Erde dar. Veränderungen des heimischen Waldes sind eine potenziell bedeutende Größe in der nationalen Treibhausgasbilanz. Es wurde daher ein Gemeinschaftsprojekt des Umweltbundesamtes und der Forstlichen Bundesversuchsanstalt durchgeführt, mit dem Ziel den Kohlenstoffvorrat und die jährliche Kohlenstoffbilanz des österreichischen Waldes zu berechnen. Die Ergebnisse dieses Projektes werden nachfolgend kurz vorgestellt (WEISS et al., 2000b).

Der österreichische Wald repräsentierte im Jahr 1990 einen Kohlenstoffvorrat von 783 ± 190 Mt C (Waldbiomasse: 320 ± 42 Mt C; Waldboden: 463 ± 185 Mt C) und somit den mit Abstand größten Kohlenstoffspeicher in der österreichischen Landschaft (vgl. KÖRNER et al., 1993). Dieser Vorrat entspricht in etwa 40 österreichischen CO_2 -Äquivalent-Emissionen der Treibhausgase CO_2 , CH_4 und N_2O im Jahr 1990 (RITTER, 1999; vgl. auch Kap. 3). Dieser Vergleich belegt, wie wichtig im Zusammenhang mit der Treibhausproblematik eine vorratsnachhaltige und bodenschonende Waldbewirtschaftung sowie die generelle Erhaltung und der Schutz des Waldes waren und bleiben.

Die Studie ergab weiters, dass der österreichische Wald im Zeitraum 1961 bis 1996 eine Nettokohlenstoffsенке war. Die mittlere jährliche Nettokohlenstoffbindung der Waldbiomasse betrug in diesem Zeitraum 2.527 kt C (9.267 Gg CO_2) mit einem Bereich zwischen 1.014 kt C und 3.689 kt C (vgl. Abb. 6, Unsicherheit ± 748 kt C). Für den Zeitraum 1980 bis 1996 entspricht diese Nettokohlenstoffbindung etwa 14 % der gesamten österreichischen Brutto- CO_2 -Äquivalent-Emission der Treibhausgase CO_2 , CH_4 und N_2O (RITTER, 1999). Um diese beachtliche Größenordnung wäre ohne Österreichs Wald die österreichische Netto- CO_2 -Äquivalentemission (Quellen minus Senken) bzw. der österreichische Beitrag zum zusätzlichen Treibhauseffekt im Zeitraum 1980 bis 1996 höher gewesen. Österreichs CO_2 -Emissionen sind derzeit etwa viermal so hoch wie der maximal akzeptable Weltdurchschnitt für eine Stabilisierung des atmosphärischen CO_2 -Gehalts (UMWELTBUNDESAMT, 1996). Selbst wenn man die nicht verwirklichte Annahme unterstellt, dass eine Nettokohlenstoffbindung durch die Waldbiomasse wie in den vergangenen Jahren auch langfristig möglich wäre, bräuchte Österreich eine etwa fünfmal so große Waldfläche wie derzeit, um den maximal akzeptablen Weltdurchschnitt zu erreichen. Österreichs Wald nimmt aber bereits jetzt die Hälfte des Bundesgebietes ein. Der dargestellte Vergleich belegt sehr eindrucksvoll, wie wenig nachhaltig derzeit in den hauptverantwortlichen Sektoren bezüglich der Treibhausgasemissionen (aber auch mit nicht erneuerbaren Ressourcen wie fossilen Brennstoffen) gewirtschaftet wird. Eine Reduktion dieser Emissionen ist somit unumgänglich, um bezüglich des anthropogenen Treibhauseffekts das Prinzip der Nachhaltigkeit zu verwirklichen.

Anhand von Ergebnissen aus modellhaften Abschätzungen dürfte auch der österreichische Waldboden im Zeitraum 1961 bis 1996 eine Nettokohlenstoffsенке gewesen sein, und zwar in der Größenordnung von 10 % der Nettokohlenstoffbindung durch die Waldbiomasse in diesem Zeitraum. Von den umfassend berücksichtigten Einflussfaktoren dürfte die Zunahme des Streufalls durch den angestiegenen Biomassevorrat, die Zunahme des am Standort verbleibenden Schlagabraumes durch den Anstieg der Nutzungen (beide in positive Richtung) und die Temperaturzunahme um $0,5$ °C (in negative Richtung) den größten Einfluss auf die Veränderung des Waldbodenkohlenstoffpools gehabt haben. Allerdings sind diese Werte zur Waldbodenkohlenstoffveränderung als hypothetisch zu werten – die durchgeführten Berechnungen können Untersuchungsprogramme zur Veränderung dieses bedeutenden Kohlenstoffpools und zu den diesbezüglichen Einflussfaktoren nicht ersetzen.

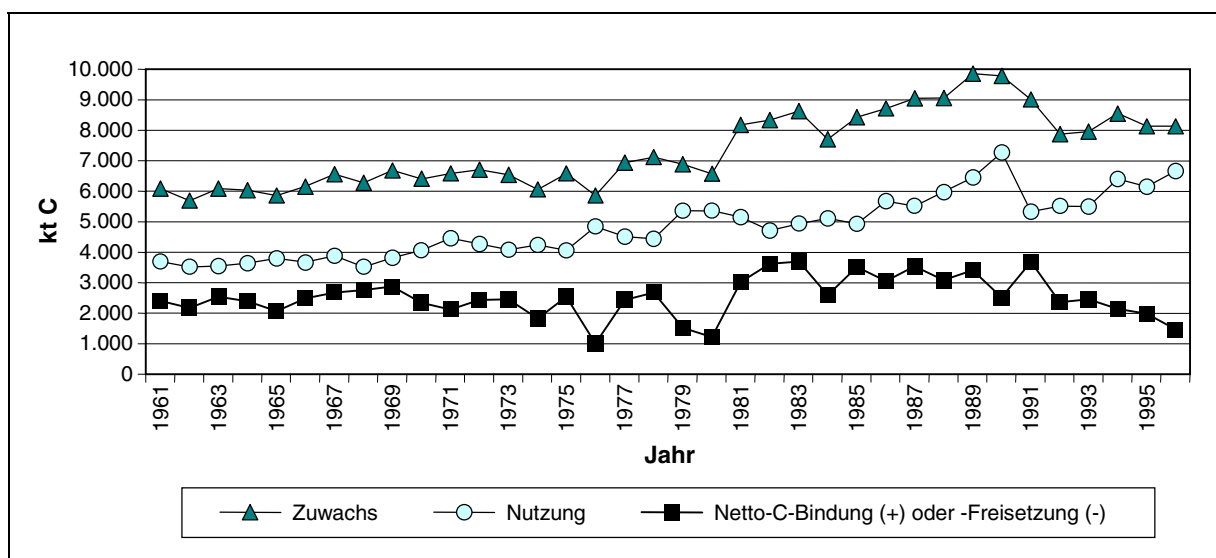


Abb. 6: Jährliche Kohlenstoffaufnahme durch den Zuwachs an Waldbiomasse, jährliche Kohlenstofffreisetzung durch die Nutzung an Waldbiomasse und Nettokohlenstoffbilanz der Waldbiomasse (Zuwachs minus Nutzung).

Der österreichische Wald hat bezüglich Fläche und Kohlenstoffvorrat in den letzten Jahrzehnten zugelegt. Dies hatte zur Folge, dass

- der Wald in den letzten Jahrzehnten keine Nettokohlenstoffquelle, sondern eine -senke darstellte,
- der Anteil des Waldes an der Fläche Österreichs einen vergleichsweise hohen Versorgungsgrad Österreichs mit nachwachsenden, CO₂-neutralen Roh- und Brennstoffen erlaubt, aber
- einer weiteren Ausweitung der Waldfläche bzw. des Kohlenstoffvorrats im österreichischen Wald wahrscheinlich vergleichsweise engere Grenzen gesetzt sind.

Bezüglich Waldfläche werden diese Grenzen heute schon deutlich (siehe unerwünschte „Überwaldung“ einzelner Gebiete). Wie lange noch weitere C-Vorratsaufstockungen auf der bestehenden Waldfläche möglich sind, ist nicht unmittelbar abschätzbar; die dargestellten Vergleiche zwischen derzeitiger Nettokohlenstoffbindung des Waldes und den österreichischen Treibhausgasemissionen zeigen jedoch sehr deutlich, dass selbst die derzeitige Kohlenstoffaufnahme des Waldes die österreichischen Emissionen von Treibhausgasen bei weitem nicht kompensieren kann.

Eine deutliche Reduktion der Emissionen von Treibhausgasen in den diesbezüglich wichtigsten Sektoren ist somit unumgänglich und als eine der dringlichsten **Maßnahmen** zu bezeichnen (vgl. Kap. 3). Als wichtigste Maßnahmen der österreichischen Waldbewirtschaftung zur Treibhausproblematik können genannt werden:

- Eine Bewirtschaftung, die Vorratsnachhaltigkeit bei gleichzeitig optimiertem Einsatz des nachwachsenden Rohstoffes Holz garantiert und
- eine bodenschonende Bewirtschaftung, die eine Erhaltung bestehender Waldbodenkohlenstoffvorräte gewährleistet.

Der Wald stellt jedenfalls einen derart bedeutenden, potenziellen Einflussfaktor auf die Treibhausgasbilanz Österreichs dar, dass dessen Veränderung weiterhin durch geeignete Monitoringprogramme zu verfolgen ist (dies verlangen schon alleine die internationalen Verpflichtungen bezüglich Treibhausgasproblematik). Die österreichische Waldinventur (SCHIELER et al., 1995; FBVA, 1997) stellt auch hier ein hervorragendes Monitoringinstrument dar, das eine profunde Ableitung der Veränderung des österreichischen Kohlenstoffvorrats in der Waldbiomasse erlaubt, und sollte – auch aus diesem Grund – weiterhin und mit kurzfristiger, zeitlich lückenloser Regelmäßigkeit wiederholt werden. Bezüglich Kohlenstoffveränderung im Waldboden ist zwar aufgrund der Waldbodenzustandsinventur (FBVA, 1992, vgl. auch Kap. 6.2) die Datenbasis Österreichs im Vergleich zu anderen Ländern gut, weitere Untersuchun-

gen und Monitoringprogramme sind jedoch unverzichtbar, um die Veränderung dieses bedeutenden Kohlenstoffpools und dessen Einflussfaktoren zu verfolgen. Eine geeignete Wiederholung der österreichischen Waldbodenzustandsinventur wäre – auch aus diesem Grund – kurz- bis mittelfristig notwendig.

7.3.3 Die Sensitivität des österreichischen Waldes gegenüber möglichen Klimaänderungen

Aufgrund der Konzentrationszunahme treibhauswirksamer Gase in der Atmosphäre wird für die nächsten Jahrzehnte eine Veränderung des Klimas erwartet. In den neuesten Abschätzungen des IPCC wurden die bisherigen Annahmen (vom "2nd Assessment Report on Climate Change" des IPCC, 1995) zur dadurch verursachten Temperaturerhöhung in den nächsten 100 Jahren nach oben revidiert. Demnach könnte die mittlere Temperatur auf der Erde in den nächsten hundert Jahren statt um 1,0 bis 3,5 °C um 1,5 bis 6,0 °C ansteigen. Dies wäre eine in ihrer Höhe und Geschwindigkeit beispiellose Temperaturerhöhung, die mit einer Reihe negativer Effekte auf die Umwelt verbunden wäre. Auch die bisherige mittlere Temperaturzunahme auf der Erde musste nach oben revidiert werden: Seit 1860 hat sie statt um 0,3 bis 0,6 °C um 0,4 bis 0,8 °C zugenommen (vgl. Kap. 3).

Waldökosysteme könnten aufgrund der Langlebigkeit der Bäume von einer derartigen Klimaänderung besonders betroffen sein. Die unterschiedlichen Baumarten haben unterschiedliche ökologische Ansprüche, unter anderem bezüglich Temperatur und Feuchtigkeit, die für ihre natürliche Verbreitung ausschlaggebend sind. Verändern sich verbreitungsbestimmende Klimaparameter innerhalb kurzer Zeit könnte die Angepasstheit und Anpassungsfähigkeit von Bäumen und Waldbeständen überschritten werden, was mit negativen Folgen für die stockenden Waldökosysteme verbunden wäre. Eine Vorausschau, wie sich das Klima regional verändern wird, ist mit großen Unsicherheiten verbunden. Daraus folgt natürlich auch, dass schon alleine dadurch eine Prognose von Auswirkungen einer Klimaänderung auf unsere Wälder unmöglich ist. Als Alternative bieten sich jedoch Szenarioanalysen an, mit deren Hilfe zumindest die Bandbreite möglicher Klimaänderungseffekte auf die österreichischen Waldökosysteme annähernd abgeschätzt werden kann. Aufgrund der Langlebigkeit der Bäume und der vielfältigen Funktionen, die die österreichischen Wälder erfüllen müssen, ist eine derartige Vorausschau zum jetzigen Zeitpunkt von herausragender Bedeutung, will man unerwartete negative Folgen in den Waldbeständen aufgrund von Klimaänderungen hintanhalten.

Das Bundesministerium für Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und das Umweltbundesamt gaben daher eine Untersuchung in Auftrag, die regionalisiert die möglichen Auswirkungen einer Klimaänderung auf österreichische Wälder mittels dynamischer Computersimulationen abschätzen sowie eine Risikobeurteilung durchführen sollte. Die Studie wurde federführend vom Institut für Waldbau, in Zusammenarbeit mit dem Institut für Meteorologie und Physik (beide Universität für Bodenkultur, Wien) und der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien durchgeführt. Die wichtigsten Ergebnisse der Studie (LEXER et al., 2001) werden nachfolgend dargestellt.

Ausgangspunkt der Simulationen zur Waldentwicklung unter verändertem Klima waren drei regional aufgelöste Klimaänderungsszenarien: Szenario scA (basierend auf dem "business as usual" Treibhausgasemissionsszenario IS92a der IPCC) ergab eine mittlere Temperaturerhöhung von etwa 0,8°C bis 2050 gegenüber den mittleren Temperaturen des Zeitraums 1961 bis 1995 und – regional unterschiedlich – sowohl Zu- als auch Abnahmen des Niederschlags von bis zu ±7 %, bezogen auf die Jahresniederschlagssumme. Aufbauend auf diesem Szenario scA wurden zwei weitere Szenarien, scB und scC, für die Berechnungen herangezogen: Szenario scB geht von einer Temperaturzunahme von +2,0 °C bis 2050 und der gleichen Niederschlagsveränderung wie das Szenario scA aus, während Szenario scC eine Temperaturzunahme von +2,0 °C bis 2050 und eine Niederschlagsabnahme um -15 % während des Sommerhalbjahres zugrundelegt. Die Vegetationsentwicklung der aktuell bestehenden österreichischen Wälder wurde nun sowohl unter dem gegenwärtigen Klima als auch unter den drei beschriebenen Klimaänderungsszenarien mit Hilfe eines am Institut für Waldbau entwickelten Computersimulationsmodells simuliert. Die Abweichungen zwischen den Ergebnissen für die Klimaänderungsszenarien und jenem für das gegenwärtige Klima wurden als Auswirkung der jeweilig unterstellten Klimaänderung anhand von komplexen Ähnlichkeits- und Risikomaßen bewertet.

Im Vergleich zum bestehenden Klima sind beim Klimaänderungsszenario scA (moderate Erwärmung) zusätzlich auf etwa 3 % der untersuchten Waldinventurpunkte schwerwiegende kurz- bis mittelfristige Auswirkungen (2000 bis 2050) zu erwarten. Bei den Klimaänderungsszenarien scB (starke Erwärmung) und scC (starke Erwärmung und verringerter Niederschlag während des Sommerhalbjahres) stieg dieser Prozentsatz zusätzlicher schwerwiegender, kurz- bis mittelfristiger Auswirkungen auf 12 % bzw. 14 % an. Folgende Anmerkung ist hier bedeutsam: Diese Ergebnisse spiegeln nur die zusätzlich durch die Klimaänderungsszenarien bewirkten Einflüsse auf bestehende Wälder wider. Die Simulationen ergaben bereits unter gegenwärtigem Klima für einen kleineren Teil der simulierten Bestände eine erhöhte Mortalität in den kommenden Jahrzehnten (was durch das „zusätzlich“ ausgedrückt wird). Besonders sekundäre Fichtenwälder in tiefgelegenen östlichen und südlichen Gebieten Österreichs reagierten sensitiv auf kleine Veränderungen in der Wasserversorgung. Das Zusammenspiel von Trockenstress mit günstigen klimatischen Bedingungen für die Vermehrung von Borkenkäfern resultierte in einer Zunahme der Baum mortalität und damit verbunden in deutlichen Veränderungen solcher Bestände in Bezug auf Biomassevorrat und Artzusammensetzung. Dieses Modellierungsergebnis wird auch unterstützt durch die gegenwärtigen, alljährlichen Kalamitätsnutzungen aufgrund von Borkenkäferbefall (vgl. Kap. 7.6.2).

Diese Ergebnisse zu den kurz- bis mittelfristigen Auswirkungen (Periode 2000 bis 2050) waren nicht unerwartet. Sie unterscheiden sich jedoch deutlich von den langfristig zu erwartenden Auswirkungen aufgrund von Klimaänderungen, die anhand der Abweichungen zwischen den modellierten potenziellen natürlichen Vegetationszusammensetzungen gemäß den unterschiedlichen Klimaszenarien einerseits und gemäß dem gegenwärtigen Klima andererseits abgeleitet wurden. Demnach sind gemäß den drei Szenarien in tiefen Lagen langfristig keine schwerwiegenden Auswirkungen eines veränderten Klimas auf die potenzielle natürliche Vegetation zu erwarten. Für hochgelegene Standorte zeigten jedoch die Modellierungsergebnisse massive Veränderungen der potenziellen natürlichen Vegetationszusammensetzung von gegenwärtig natürlich dominierenden Koniferenwäldern hin zu Wäldern mit deutlich höheren Laubbaumanteilen. Obwohl also in hochgelegenen Beständen die kurz- und mittelfristigen Auswirkungen der Klimaänderungen gemäß den Szenarien eher gering sind, ja sogar günstigere Wachstumsbedingungen resultieren, sind langfristig in solchen Beständen substanzielle Klimaänderungseffekte (u. a. veränderte Konkurrenzverhältnisse zwischen den Baumarten mit Folgen für die Waldpflege und –verjüngung) zu erwarten (v. a. unter Szenario scB und scC).

Die kombinierte Bewertung der Indizes zu kurz- bis mittelfristigen Klimaauswirkungen und langfristigen Klimaauswirkungen auf Österreichs Wälder ergab folgendes Bild: Die Szenarien mit höherer Erwärmung (scB, scC) zeigten deutlich stärkere Auswirkungen auf die Waldbestände als das Szenario scA. Während beim Szenario scA 67,3 % von Österreichs Wald keine bis sehr geringe Sensitivität gegenüber Klimaänderungen zeigten, fiel dieser Prozentsatz bei den Szenarien scB und scC auf 18,0 % bzw. 15,5 % (vgl. Abb. 7). Anhand dieser Simulationsszenarien wird vermutet, dass eine Klimaänderung gemäß Szenario scA (+0,8 °C und annähernd keine Niederschlagsveränderung) ein Limit darstellt, dessen Überschreiten mit einer massiven Zunahme der Auswirkungen auf die bestehenden österreichischen Waldökosysteme verbunden ist.

Als Schlussfolgerung zum Bericht von LEXER et al. (2001) kann abgeleitet werden, dass für ein Hintanhalten unerwarteter und schwerwiegender Folgen von Klimaänderungen auf Österreichs Wälder folgende **Maßnahmen** vordringlich sind:

- Die Treibhausgasemissionen müssen weltweit deutlich reduziert werden (vgl. Kap. 3), v. a. wenn man berücksichtigt, dass das IPCC in seinen jüngsten Abschätzungen die erwartete globale Temperaturerhöhung gegenüber früheren Szenarien nach oben revidiert hat, und
- waldbauliche Maßnahmen, um die Widerstandskraft des Waldes gegenüber zu erwartenden Klimaänderungen und deren Folgen zu erhöhen, müssten in den als besonders sensibel identifizierten Gebieten bereits jetzt in Angriff genommen werden. Eine bessere Anpassung der Vegetationszusammensetzung von Beständen in tiefen Lagen an die potenzielle natürliche Vegetation kann als ein erster wichtiger Schritt betrachtet werden, um diese Bestände gegenüber kurz- bis mittelfristigen, aber auch langfristigen Klimaeffekten resistenter zu machen.

- Um bei den zu setzenden waldbaulichen Maßnahmen auf der Erfolgsseite zu liegen, ist es jedoch erforderlich, die laufenden Erkenntnisgewinne der Experten zur wahrscheinlichen Änderung sowie zu deren Folgen und Klimaänderungsindikatoren in den Beständen selbst aufmerksam zu verfolgen. Das von LEXER et al. (2001) entwickelte Waldentwicklungsmodell stellt ein hervorragendes Werkzeug dar, um verschiedentlich erweiterte oder abgeänderte Szenarien zu entwickeln und zu berechnen, lokale, regionale und überregionale Fragestellungen zu beantworten und Entscheidungshilfen für waldbaulich sinnvolle Maßnahmen zur Verfügung zu stellen. Eine Waldbewirtschaftung, die sich lediglich zum Ziel setzt, Klimaänderungsfolgen im Falle des Auftretens auszugleichen, könnte sich zu einer betrieblich und volkswirtschaftlich teuren „Reparaturforstwirtschaft“ entwickeln (besonders wenn auch die daraus resultierenden potenziellen Risiken in anderen Bereichen aufgrund der Waldfunktionen ins Kalkül gezogen werden).

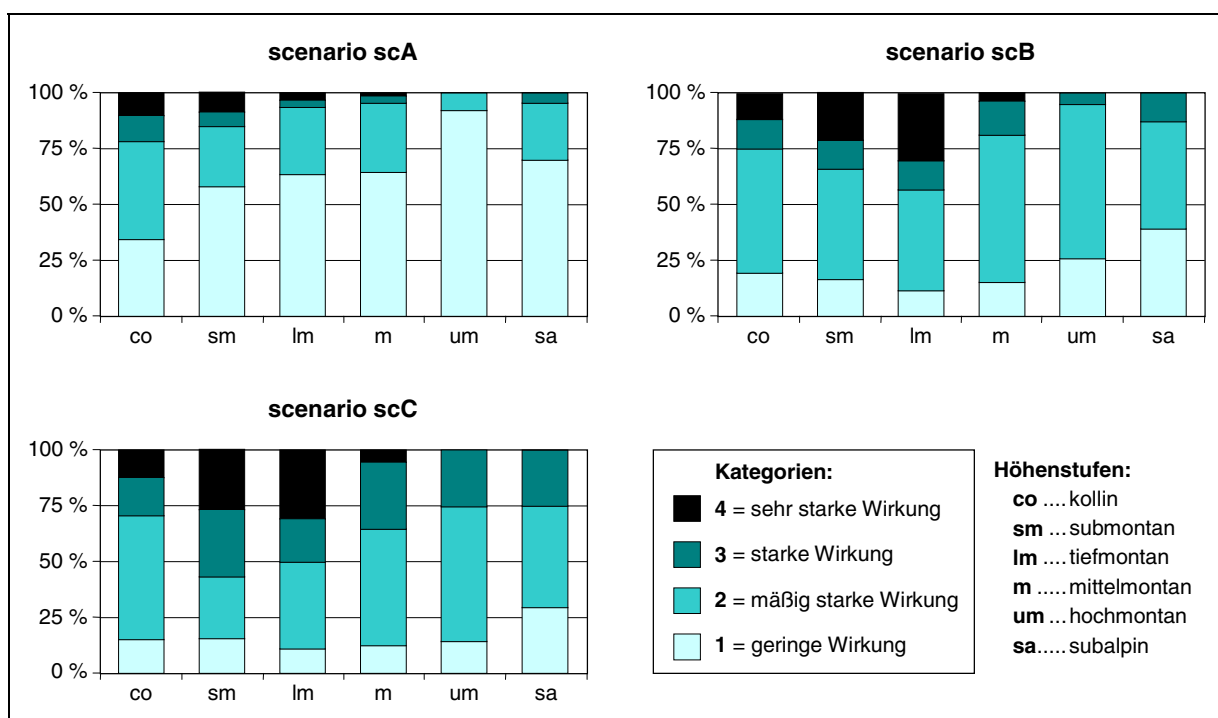
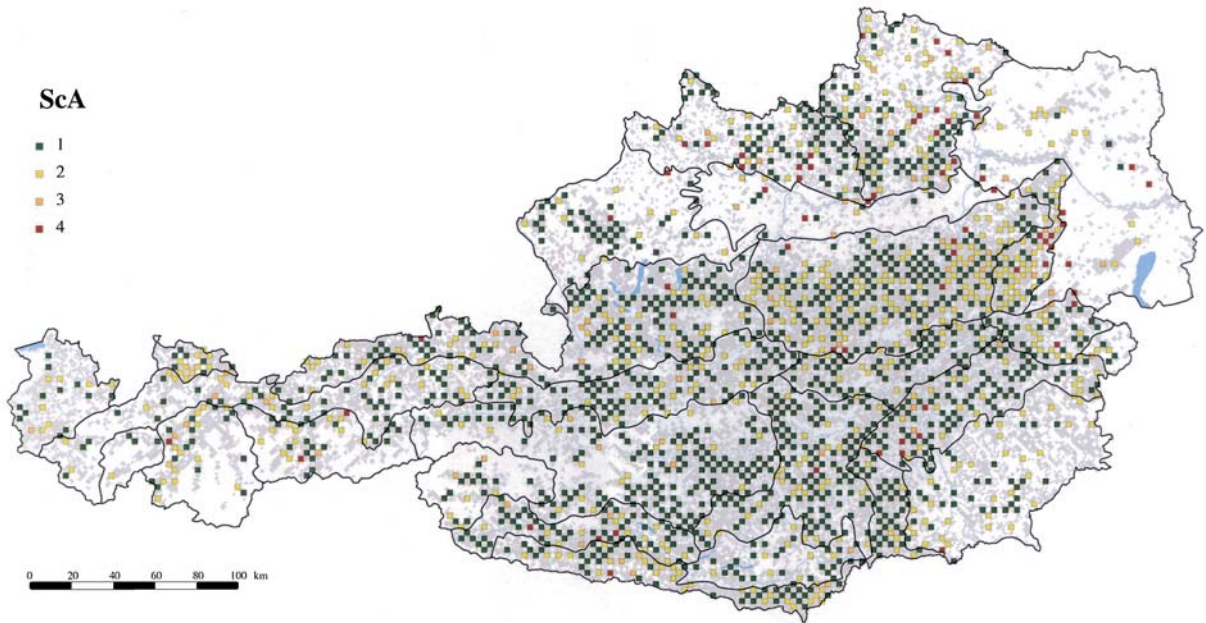


Abb. 7: Anteile untersuchter Erhebungspunkte der Österreichischen Waldinventur in Kategorien des Indikators für die kombinierte kurz-/mittelfristige und langfristige Auswirkung unter drei Klimaänderungsszenarien (scA, scB, scC) gegliedert nach Höhenstufen (LEXER et al., 2001).

Abb. 8: Räumliche Verteilung des Indikators für die kombinierte kurz-/mittelfristige und langfristige Auswirkung einer Klimaveränderung auf untersuchten Erhebungspunkten der Österreichischen Waldinventur unter drei Klimaänderungsszenarien (scA: n = 2.585, scB: n = 644, scC: n = 647).
Kategorie 1 = geringe Wirkung, Kategorie 2 = mäßig starke Wirkung,
Kategorie 3 = starke Wirkung, Kategorie 4 = sehr starke Wirkung (LEXER et al., 2001).

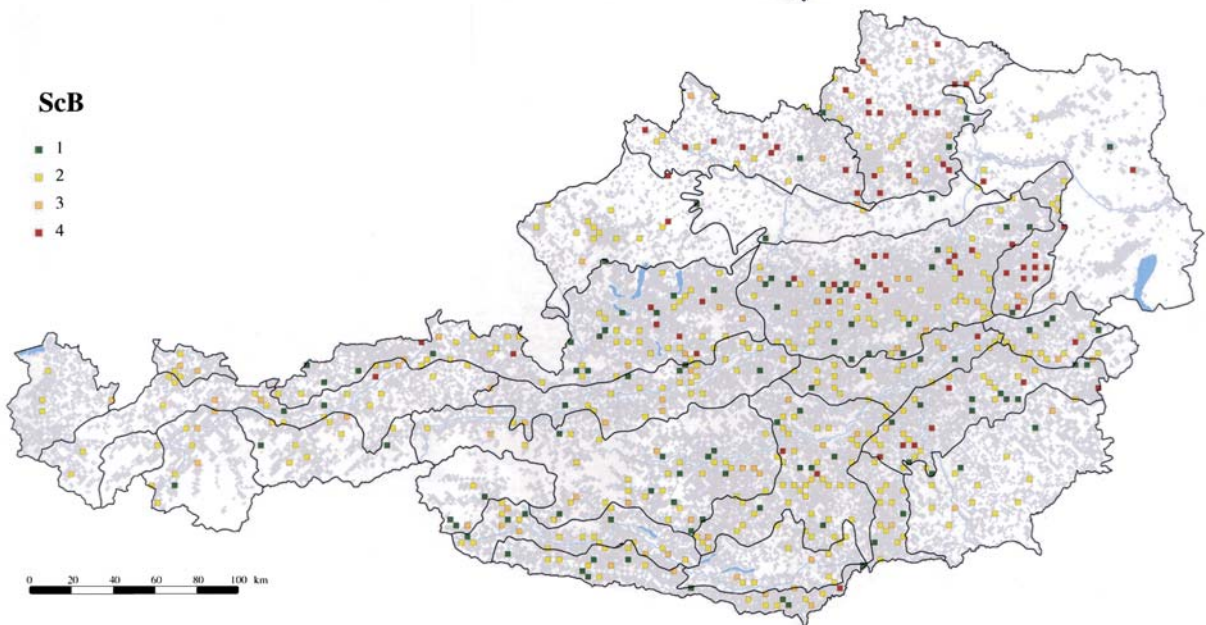
ScA

- 1
- 2
- 3
- 4



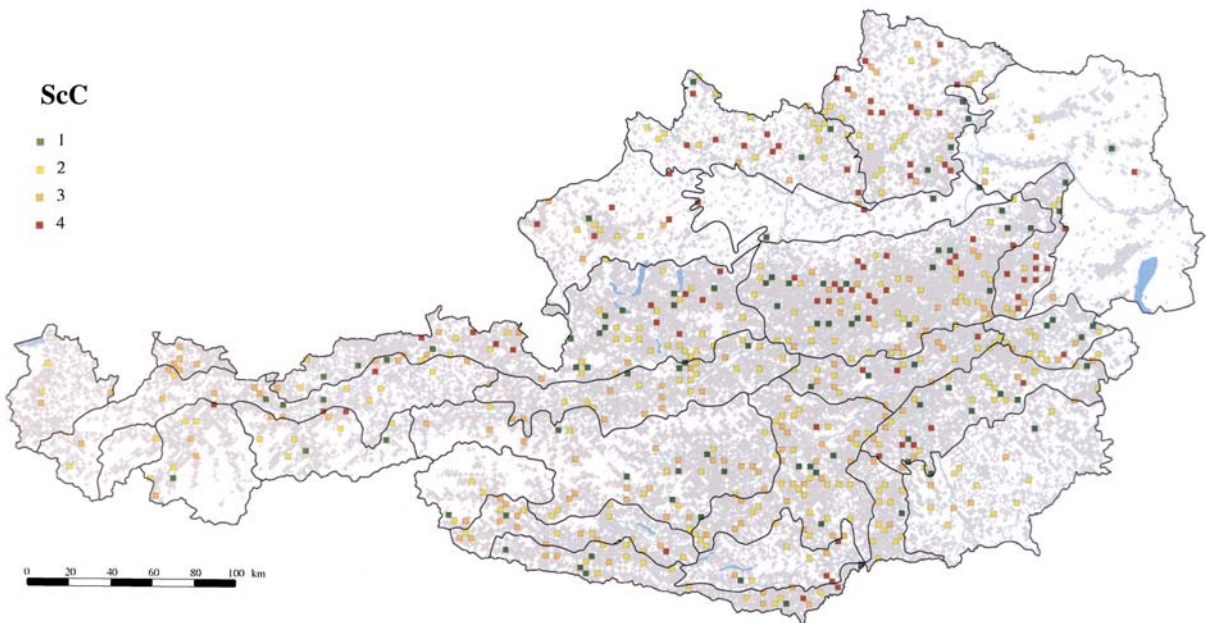
ScB

- 1
- 2
- 3
- 4



ScC

- 1
- 2
- 3
- 4



7.4 Forstwirtschaftliche Aktivitäten

7.4.1 Waldbau

Der Begriff *Waldbau* umfasst sämtliche Aktivitäten, die im Rahmen der Waldbewirtschaftung ergriffen werden, um ein definiertes (waldwirtschaftliches) Ziel zu erreichen. Dieses kann sowohl in der Holzproduktion, als auch in der Förderung oder Erhaltung von Schutzwirkungen (z. B. Bannwald, Quellschutzwälder) liegen. Waldbauliche Maßnahmen reichen von Durchforstungen über die Holzernte bis zur Anlegung von Bringungsanlagen. Nach BRÜNIG & MAYER (1989) bzw. IUFRO (2000a) wird Waldbau als planmäßige Bewirtschaftung des Waldes, die insbesondere die Maßnahmen der Begründung, Erziehung, Pflege, Hiebsauswahl und Verjüngung von Waldbeständen umfasst, definiert.

Jeder waldbauliche Eingriff führt zu Veränderungen der ökologischen Bedingungen eines Waldbestandes (Licht, Wärme, Temperatur, Wasserhaushalt). Deren Wirkungen können, je nach Art und Stärke der Eingriffe, das Ökosystem Wald als Ganzes unterschiedlich stark und auf unterschiedlichen Ebenen beeinflussen.

Waldbewirtschaftungsmaßnahmen können die genetischen Eigenschaften und damit die Anpassungsfähigkeit von Waldökosystemen maßgeblich beeinflussen. Dabei zeigen sowohl die Wahl der Verjüngungsart (Natur- oder Kunstverjüngung) als auch die Art der Maßnahme (z. B. Auslesedurchforstung) bis hin zur Wiederverjüngung entscheidende Wirkung (ALLINGER-CSOLLICH et al., 2000).

Die auch in den zurückliegenden letzten Jahrhunderten erfolgte Änderung der Anteile einzelner Baumarten ist unter anderem auf waldbauliche Maßnahmen zurückzuführen (vgl. Tab. 2). Der Rückgang der Schattbaumart Tanne – ebenso der Buche – ist z. B. vielfach durch Kahlschlagwirtschaft bedingt, wodurch indirekt die Baumarten wie Fichte, Lärche und Kiefer gefördert wurden. Darüber hinaus wurden einzelne Baumarten wie z. B. die Fichte auch direkt gefördert. Einer Änderung der Waldbauverfahren, der u. a. auch wirtschaftliche Überlegungen zugrunde liegen (z. B. Nutzung der Naturverjüngung ist oft billiger als künstliche Verjüngung) ist es zu verdanken, dass in den letzten Jahren eine Zunahme der Mischbaumarten, vor allem der Laubhölzer, zu bemerken ist. Die Bemühungen um standortgerechte Mischwaldbegründungen werden lokal infolge Verringerung des Verbissdrucks durch Schalenwild unterstützt. In weiten Teilen aber werden sie durch Schalenwildverbiss gefährdet oder verhindert (vgl. Kap. 7.5.3).

Tab. 2: Baumartenverteilung einst und jetzt.

	1000 v. Chr.	Waldinventur 92/96 Ertragswald*
Fichte	45 %	61 %
Kiefer	5 %	7 %
Lärche	3 %	5 %
Tanne	15 %	3 %
sonstige Nadelbaumarten		1 %
Buche	20 %	10 %
Eiche	7 %	2 %
sonstige Laubbaumarten	5 %	12 %

* ohne Blößen, Lücken, Sträucher im Bestand und Strauchflächen

Quellen: MAYER, 1987; BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, 1998b

In Wirtschaftswäldern gilt die räumliche Bestandesstruktur als wichtige Bestimmungsgröße für die Habitat- und Artendiversität (PRETZSCH, 1996). Diese räumlichen Bestandesstrukturen können unter anderem Waldränder², Altholzbäume³ oder -inseln, stehendes oder liegendes Totholz sowie Sturmholz⁴ sein. Die räumliche Vernetzung von Totholz ist besonders wichtig für die Artenzahl und Diversität von Totholzinsekten. Waldbauliche Eingriffe können das Ausmaß dieser Strukturen stark beeinflussen. Inwieweit kleinstandörtlichen Besonderheiten Rechnung getragen wird (Biotopschutz), ist oft davon abhängig, in welcher Form Waldbau betrieben wird.

In einem umfangreichen Forschungsprojekt untersuchten GRABHERR et al. (1998) die Naturnähe der österreichischen Waldökosysteme. 7 % des Waldes werden als „künstlich“, 27 % als „stark verändert“, 41 % als „mäßig verändert“, 22 % als „naturnah“ und 3 % als „natürlich“ eingestuft. Bei differenzierter Betrachtung ist ersichtlich, dass die Wälder des gesamten Südostrandes der Alpen (z. B. Mur-/Mürzfurche, Ost- und Mittelsteirisches Bergland sowie auch Steirisch-Niederösterreichische Kalkalpen) und des Mühl- und Waldviertels am weitesten von ihrem natürlichen Zustand entfernt sind. Die Anteile naturnaher Wälder steigen, je weiter man nach Westen, in die Zentral- und Inneralpen blickt, aber auch in den Karnischen Alpen und Karawanken. Der Grad des anthropogenen Einflusses ist neben anderen Faktoren offensichtlich besonders stark mit der Zugänglichkeit für die forstliche Erschließung gekoppelt. Auch eine eindeutig positive Korrelation zwischen dem Anteil natürlicher und naturnaher Wälder und zunehmender Seehöhe sowie stärkerer Hangneigung weist darauf hin.

Die ab 1999 anzuwendende Richtlinie für die Förderung forstlicher Maßnahmen aus Bundesmitteln enthält für Umbau standortswidriger Bestände, Neubewaldung, Pflege sowie Wiederaufforstung von Katastrophenflächen neue Vorgaben. Leitlinie ist die Orientierung an der natürlichen Waldgesellschaft (MÜLLER, 1999). Diese Bezeichnung basiert auf dem Begriff der „potenziellen natürlichen Vegetation“ (TÜXEN, 1956) als höchstentwickelte mögliche Vegetation für einen bestimmten Standort, die sich nach Beendigung des menschlichen Einflusses einstellt. Von den Baumarten der natürlichen Waldgesellschaft wird unter anderem Stabilität bzw. geringes Gefährdungspotenzial und Standortspfleglichkeit erwartet. Wichtig für eine erfolgreiche Umsetzung dieser Richtlinie wird die fachgerechte Ansprache der natürlichen Waldgesellschaft sein.

Die konsequente Umsetzung dieser Richtlinie im Zusammenhang mit weiteren **Maßnahmen** zur Förderung naturnaher Waldbaumaßnahmen ist daher für die Umsetzung einer umfassend nachhaltigen Waldbewirtschaftung ein dringendes Erfordernis.

7.4.2 Holzernte

Jede Holzerntemaßnahme führt zu Veränderungen der bestehenden Biomasse- und Nährstoffverhältnisse. Mit jeder zusätzlichen, über die reine Holzmasse hinausgehenden Entnahme von Biomasse (Rinde, Äste, benadelte Zweige, bis hin zur Stock- bzw. Wurzelholznutzung) steigt der Entzug an Nährstoffen stark an. Dies ist insbesondere bei der Ganzbaum⁵- bzw. Vollbaumnutzung⁶ der Fall. Dies kann unter anderem zu einer Destabilisierung des Ökosystems führen (ALLINGER-CSOLLICH et al., 2000).

Der Holzmarkt hat sich von einem Verkäufer- zu einem Käufermarkt gewandelt (HEINIMANN, 1999). Die Lohnkosten in der Forstwirtschaft steigen wesentlich stärker als die Kosten für Betriebsmittel. Viele Betriebe versuchen daher, die Lohnkosten durch Mechanisierung der Arbeitsvorgänge zu minimieren.

Die oben genannten Gründe tragen dazu bei, dass in den letzten Jahren verstärkt neue Forsttechnologien zum Einsatz kommen, insbesondere Harvester (Vollernter) und Sortimentschlepper (Tragrückung). Mit Hilfe der Harvestertechnologie wird versucht, Holz kundenorientierter zu liefern (HEINIMANN, 1999).

² Waldränder können Grenzen zu Nichtwaldflächen sein oder Linien innerhalb des Waldes z. B. Forststraßen.

³ Bäume, die älter als die vorgesehene Umtriebszeit sind.

⁴ Bäume, die durch Stürme gebrochen oder umgeworfen wurden.

⁵ Oberirdische Holzmasse inklusive Rinde, Äste und Nadeln ohne Stockholz.

⁶ Gesamte Holz- und Nadelmasse inklusive Stock- und Wurzelholz.

Derzeit gibt es in Österreich über 130 Harvester. Etwas mehr als die Hälfte dieser Maschinen verfügen über einen Raupenantrieb, ein Teil der sogenannten Radharvester sind adaptierte Traktoren. Die Entwicklung der Harvestertechnologie begann in Österreich im Jahre 1990 mit dem Einsatz der ersten Maschine. Heute werden geschätzte 15 % des gesamten Holzeinschlages mit dieser Technologie aufgearbeitet (HECKL, 1999).

Holzerntefahrzeuge üben Druck auf den Boden aus, das kann zu Strukturstörungen der obersten Bodenschichten, zu Verdichtungen und Wurzelverletzungen führen. Vor allem der Oberboden wird verdichtet, die Zahl der Grobporen und das Porenvolumen wird reduziert. Das beeinträchtigt wiederum die Durchlüftung und das Versickerungsvermögen. Das durchwurzelbare Bodenvolumen wird verringert. Die Pflanzen können Wasser und Nährstoffe schlechter aufnehmen. Wenn der Oberboden verdichtet wird, verringert sich die Arten- und Individuenanzahl der Bodenorganismen. Wie stark die Bodenstruktur verändert wird hängt hauptsächlich vom Wassergehalt des Bodens während des Einsatzes ab. Das heißt, dass die Witterung während des Einsatzes mitentscheidet, ob umweltgerecht gearbeitet werden kann.

Durch moderne Holzerntemaschinen wird es möglich, Waldböden flächig zu befahren, wodurch irreparable Schäden verursacht werden können (RIEDEL, 1994). Unter günstigen Bedingungen regenerieren sich Böden erst nach zehn Jahren (EICHHORN, 1993). Es wurden jedoch auch Böden untersucht, die auch 40 Jahre nach Eintritt des Schadens durch Befahren keine wesentlichen Verbesserungen ihres Zustandes zeigten. Kritik an der Harvestertechnologie (LACKNER, 1999) gibt es vor allem in Verbindung mit der großen Anzahl von Rückegassen – aus Gründen

- des Bodenschutzes (am Hang auch des Erosionsschutzes),
- des Produktionsflächenverlustes,
- der Bestandesstabilität (Sturm- und Schneebruchschäden) und
- der Waldästhetik sowie des Walderlebnisses.

Allgemein erhöht sich im steileren Gelände der Druck am Heck des Fahrzeuges, besonders bei Radfahrzeugen. Klammert man das Kurvenfahren und die dabei auftretenden Schereffekte aus, so erwiesen sich Kettenfahrzeuge als schonender für den Waldboden als Radfahrzeuge (LACKNER, 1998), da sie den Druck auf größere Flächen verteilen. Radharvester bewältigen Steigungen von bis zu 40 %, moderne Raupenharvester sind in bis zu 60 % steilem Gelände einsetzbar (PRÖLL, 1999). In diesen, nunmehr befahrbaren, steilen Einsatzbereichen zwischen 40 und 60 % Hangneigung stocken laut Österreichischer Waldinventur 1992/96 etwa 12,5 Millionen Vorratsfestmeter Nadelholz in Durchforstungsbeständen.

Die ökologische Verträglichkeit der einzelnen Holzernteverfahren sollte insbesondere in steileren Lagen, wo die Gefahr von Bodenerosion, -verdichtung etc. sehr hoch ist, trotz der rasanten technologischen Entwicklung im Vordergrund stehen (ALLINGER-CSOLLICH et. al., 2000). Besonders der Einsatz neuer Technologien wie z. B. die des Raupenharvesters im immer steileren Gelände stellt an die Forstmaschinen und an die Einsatzplanung (SPRENGER, 1999) besondere Anforderungen hinsichtlich der Eingriffsintensität in die Waldökosysteme.

Ein weiterer Aspekt, der für eine umfassende Einsatzplanung spricht, ist die Borkenkäfergefahr nach Harvestereinsätzen. Vor allem bei Durchforstungsmaßnahmen, die von Harvestern ausgeführt werden, bleibt naturgemäß viel Schwachholz, Ast- und Kronenmaterial im Bestand zurück, wodurch sich allgemein die Borkenkäfergefahr, insbesondere durch den Kupferstecher (*Pityogenes chalcographus*) erhöht (TOMICZEK & PFISTER, 1999).

In Zukunft wird es daher notwendig sein, durch weitere Studien die (ökologischen) Einsatzgrenzen der neuen Technologien umfassend kennen zu lernen, um eine Optimierung der Holzerntesysteme sowohl in ökologischer, als auch ökonomischer Hinsicht zu erreichen. Die technische Entwicklung sollte auf jenen Maschinen und Technologien aufbauen, welche minimale negative Einflüsse auf die Natur ausüben (ULRICH, 1998).

7.4.3 Forststraßen

Durch Österreichs Ertragswälder⁷ führen 95.500 km Lkw-befahrbare Forststraßen und öffentliche Straßen, die zur Gänze im Wald liegen. Dazu kommen noch 22.800 km Lkw-befahrbare Forststraßen und öffentliche Straßen, die nur an einer Seite an den Wald grenzen. Das bedeutet, dass durchschnittlich etwa 28,5 lfm pro Hektar Forststraßen und öffentliche Straßen, die zur Gänze im Wald liegen zur Verfügung stehen. Zusätzlich dazu gibt es noch eine Walderschließung mit 147.000 km Rückewegen⁸ (BMLF, 1998b), das sind 44 lfm pro Hektar. Der Aufschließungsgrad des österreichischen Ertragswaldes mit Lkw-befahrbaren Straßen und Rückewegen (insgesamt 72,5 lfm) kann daher als sehr hoch bezeichnet werden.

Forststraßen sind für die Forstwirtschaft, die Schutzwaldbewirtschaftung, die Jagd, für den Tourismus und zum Teil für die Landwirtschaft wichtige infrastrukturelle Einrichtungen, zugleich bedeuten sie aber auch einen Eingriff in die Waldökosysteme. Mögliche umweltrelevante Wirkungen sind unter anderem:

- Schäden bzw. Belastungen, die während des Baus bzw. während Sanierungsmaßnahmen auftreten, z. B. Steinschlagschäden, Schottertransport;
- Schäden und Gefährdungen, die vor allem in den ersten Jahren nach dem Bau auftreten können, wie z. B. Rindenbrand oder Windwürfe sowie
- permanente Veränderungen von Lebensräumen (z. B. Zerschneidungseffekte) oder des Wasserhaushalts und deren Folgen (z. B. Rutschung, Erosion).

Generell enthält das Forstgesetz (und teilweise Naturschutzgesetze) Bestimmungen zur Planung, Errichtung, Erhaltung und Benützung von Bringungsanlagen (u. a. Forststraßen) im Sinne einer Vermeidung negativer Auswirkungen.

Dort wo es in Zukunft noch notwendig erscheint, Bringungsanlagen zu errichten, sollten aus umweltrelevanten Überlegungen unter anderem folgende **Maßnahmen** besondere Berücksichtigung finden:

- Ausführliche Prüfung der umweltschonendsten und zweckmäßigsten Bringungsvariante.
- Ausreichende Rücksichtnahme auf die Veränderung von Lebensräumen und des Wasserhaushaltes bei der Planung der Forststraße im Gelände (Festlegung der Trasse). Die Erarbeitung einer bundesweit einheitlichen Checkliste, die als Leitfaden für die Planung und Baudurchführung dienen kann, erscheint hier zweckdienlich.
- Der Gestaltung der Waldränder entlang von Forststraßen, im Sinne eines stufigen Aufbaues kommt aus verschiedenen ökologischen Gründen eine besondere Bedeutung zu (z. B. Erhöhung der biologischen Vielfalt, Verbesserung des Äsungsangebotes, Schutz vor abiotischen Schäden; ZEIER & SCHERRER, 1997). Sicherheitsaspekte im Rahmen des Holztransportes kommen dabei ebenso zum Tragen.

⁷ Wälder, in denen primär die Holznutzung, also die nachhaltige Produktion höchstmöglicher Holzmassen bester Qualität sowie Sortierung durch ökologisch gesunde und bestandesstrukturell stabile Wälder im Vordergrund steht (BRÜNIG & MAYER, 1989).

⁸ Unbefestigte Wege, die z. B. mit Forstmaschinen befahren werden können.

7.5 Schäden am Wald durch jagdbares Wild sowie Weidevieh

7.5.1 Umweltrelevante Aspekte der Jagd

Die Ausübung der Jagd wird durch die Landesgesetzgebung (neun verschiedene Landesjagdgesetze) geregelt. Aus ökologischer (umweltpolitischer) Sicht wichtige Grundzüge der Landesjagdgesetze (vgl. ZEILER, 1996) sind unter anderem:

- Die einzelnen Gesetze legen fest, welche Wildtiere zum jagdbaren Wild gezählt werden.
- Je nach Wildart, Geschlecht oder Alter werden Schonzeiten festgesetzt, diese können auch ganzjährig bestehen.
- Für bestimmte Wildarten werden Abschusspläne erstellt (z. B. Rot-, Reh-, Gamswild, Auer- und Birkwild sowie Murmeltier). Als Grundlage für die Abschussplanung dienten bisher Bestandesangaben, in einigen Bundesländern wird für Schalenwildarten nunmehr der Waldzustand in die Planung einbezogen.
- Das erlegte Wild wird in Abschusslisten erfasst (meist keine Kontrolle).
- Die Standorte von Fütterungen sind teilweise genehmigungspflichtig.
- In einigen Bundesländern wurde eine landesweite, wildökologische Raumplanung festgelegt (z. B. Vorarlberg, Salzburg).

Über das Jagdrecht hinaus prägt in Österreich vor allem auch die Jagdethik das Verhalten gegenüber dem Wild und seiner Umwelt. Das gruppenkonforme Verhalten im Zusammenhang mit der Tradition „Weidgerechtigkeit“ ist mitbestimmend für den Umgang der Jägerschaft mit Naturressourcen und die Bewusstseinsbildung. Als weidgerecht gilt jener Jäger, der sich sowohl den jeweils geltenden, juristisch verankerten, als auch den sinnvollerweise anzuerkennenden „ungeschriebenen“ Beschränkungen unterwirft (STERNATH, 1990). Verhaltensweisen, die zum Brauchtum gehören, sollten bei der Weiterentwicklung der Weidgerechtigkeit den ökologischen sowie den Natur- und Tierschutzkriterien untergeordnet werden (ZEILER, 1996).

7.5.2 Ökonomische Aspekte der Jagd

Die Fläche aller Jagdgebiete Österreichs beträgt etwa 8,3 Millionen Hektar. Von rund 11.500 Jagdgebieten sind 6.500 Eigenjagdgebiete (> 115 ha) und 5.000 Genossenschafts- oder Gemeinschaftsjagdgebiete. In Österreich werden etwa 110.000 Jahresjagdkarten vergeben. Derzeit entfallen im Durchschnitt ca. 75 ha Jagdfläche auf einen Jagdkartenbesitzer. Über 4.000 Menschen sind direkt oder indirekt in der Jagdwirtschaft beschäftigt. Der gesamte jährliche Wirtschaftswert des österreichischen Jagdwesens wird auf ca. sechs Milliarden Schilling geschätzt (LEBERSORGER, 1998, *zit. in*: IUFRO, 2000b). Die durchschnittlichen, jährlichen Wildschäden (vgl. Kap. 7.5.3) im Wald (Summe aus Verbiss-, Schäl- und Fegeschäden) schätzt REIMOSER (2000, mdl. Mitt.) auf ungefähr drei Milliarden Schilling, nur ein geringer Teil davon wird von der Jagdwirtschaft kompensiert (IUFRO, 2000b), die allerdings auch nicht als alleiniger Verursacher dieser Schäden bezeichnet werden kann. Hervorstreichend ist, dass in den letzten Jahren eine Verlagerung der Wildschäden vom Wirtschaftswald in den ökologisch besonders sensiblen Schutzwald beobachtet werden konnte.

Die Hilfstafeln zur Erhebung und Bewertung von Schäl- und Verbisschäden an Fichte (BINDER, 1991) und die Hilfsmittel und Materialien zur Bewertung von Verbiss- und Fegeschäden (POLLANSCHÜTZ, 1995) liefern einige Grundlagen für die Entschädigung von Waldertragsverlusten durch Wildschäden. Befriedigende Verfahren zur Bewertung der Wildschäden (vgl. Kap. 7.5.3) in Mischwäldern und vor allem der darin befindlichen Naturverjüngung fehlen bis dato jedoch. Damit Entschädigungszahlungen für Wildschäden ausschließlich für ökologische Sanierungsmaßnahmen (z. B. Einbringung von Tannen oder Laubbäumen) der Wälder verwendet werden, sollte mit der Auszahlung eine Zweckbindung gekoppelt sein. Grundsätzlich ist jedoch das Prinzip der Schadensvermeidung deutlich voranzustellen.

Eine der Ursachen von Wildschäden sind zu hohe Schalenwildichten. Die Gründe für die teilweise zu hohen Schalenwildichten und für Störungen der Populationsstruktur sind vielfältig. Die Jagdwirtschaft trägt ebenfalls dazu bei (WILDBURGER & LEBENITS, 1995):

- Die gestiegene Anzahl der Jäger stellt einen wichtigen Faktor und ein gutes Indiz für die Erhöhung der Schalenwildichten dar.
- Traditionelle Normen, mangelnde Qualifikation, geringe Reviergrößen, Zeitmangel und wirtschaftliche Aspekte können eine mangelnde Abschussbereitschaft entstehen lassen.
- Die zum Teil erwünschte Erlegung einer genügend großen Anzahl reifer Individuen mit guten Trophäen kann hohe Wildstände produzieren.
- Nicht dem Ökosystem angepasste Jagdmethoden können eine Änderung der Verhaltensmuster der Tiere bewirken und damit den notwendigen Abschuss erschweren.

Der oft geäußerte Schluss, dass gefüttert werden müsse, da die Wildlebensräume qualitativ schlecht seien, impliziert die Zielsetzung der Erhaltung eines hohen Wildstandes. Darüber hinaus hat die Zusammensetzung des Futters Einfluss auf das Äsungsverhalten.

7.5.3 Beschreibung des Ist-Zustands und der Entwicklung

Jagdbares Wild, insbesondere Rot-, Reh und Gamswild sowie Weidevieh kann Waldbäume und den Waldboden auf unterschiedliche Weise schädigen: Keimlinge von Bäumen werden als Ganzes gefressen (Keimlingsverbiss) oder die Terminal- und Seitentriebe junger Bäume werden verbissen. Darüber hinaus werden einzelne Baumarten bevorzugt (selektiv) verbissen. Das Abziehen der Rinde von zumeist jungen Bäumen wird als „Schälen“ bezeichnet. Beim Bastabstreifen des Geweihs beim Rot- und Rehwild und durch das Reiben des Geweihs/Gehörns erleiden junge Bäume und Sträucher Stammschäden (Fegeschaden). Trittschäden, vor allem von Weidevieh, verursachen Wurzelverletzungen, Bodenverdichtungen und können im steilen Gelände Erosionsschäden auslösen.

Der Schaden am Wald kann z. B. nach den Kriterien Zuwachsverlust, Wertverlust, Stabilitätsverlust, Diversitätsverlust⁹, Verlust an „Nachhaltigkeit“ oder am Verlust an erwünschten „Waldwirkungen“ (z. B. Schutzwirkung) beurteilt werden. Aus ökologischer Sicht ist der selektive Verbiss besonders nachteilig. Der zunächst unauffällige selektive Verbiss einzelner Baumarten (z. B. Tanne, Ahorn, Esche, Ulme, Eiche) kann in Mischwäldern sukzessive zum Verlust der Artenvielfalt führen. Anstelle von stabilen artenreichen Mischbeständen entstehen labile, lediglich aus einer oder wenigen Baumarten (z. B. Fichte, Weißerle) zusammengesetzte Wälder. Bei starkem selektivem Verbiss beliebter Äsungspflanzen ist auch mit einer Entmischung der Kraut-, Gras- und Strauchvegetation zu rechnen (vgl. Kap. 7.8) (REIMOSER & REIMOSER, 1998).

Laut Verjüngungserhebung der Österreichischen Waldinventur 1992/96 wurden (je nach Bewertungsvariante) 55 % bzw. 63 % als „durch Verbiss geschädigt“ eingestuft. Tanne und Eberesche sind am stärksten betroffen. Die aktuellsten publizierten Angaben sind die zusammengefassten Meldungen der Bezirksforstinspektionen für 1998 (BMLF, 1999), aus denen hervorgeht, dass

- auf 35 % der österreichischen Waldgebiete (1997: 34 %, 1996: 33 %, 1995: 31 %) ein Gleichgewicht zwischen Wald und Wild bzw. Weidevieh gegeben ist;
- auf 45 % der Waldgebiete (1997: 46 %, 1996: 48 %, 1995: 48 %) das Aufwachsen von Mischbeständen vereitelt wird (selektiver Verbiss);
- auf 20 % der Waldgebiete (1997: 20 %, 1996: 19 %, 1995: 21 %) die Waldverjüngung ohne Schutzmaßnahmen praktisch unmöglich ist.

⁹ Diversität ist die Eigenschaft voneinander spezifisch verschieden zu sein. Alle Lebewesen (sofern sie nicht als Klone vorkommen) und die von ihnen aufgebauten Lebensräume sowie Funktionsgefüge auf allen Organisationsebenen besitzen die Systemeigenschaft Diversität (BLAB *et al.*, 1995).

Im Schutzwald liegen die Verhältnisse durchwegs ungünstiger als im Wirtschaftswald. Österreichweit werden 89 % der Verbißschäden auf Wild und 11 % auf Weidevieh zurückgeführt (MOSER, 1999). Bei der Datenqualität aufgrund der Angaben der Bezirksforstinspektionen sollte berücksichtigt werden, dass diese die bezirks- und länderweisen Unterschiede in der Einstellung und im Problembewusstsein der Behörden im Zusammenhang mit der Wildschadensproblematik widerspiegeln (BMLF, 1999; MOSER, 1999; VÖLK, 1998). Die Ursachen für Wildschäden lassen sich grob in drei Hauptgruppen untergliedern (REIMOSER & REIMOSER, 1998):

- Einengung, Zersplitterung und Beunruhigung des Lebensraumes der Tiere (bedingt durch Landschaftsverbauung, Tourismus und Jagddruck). Petrak stellte beispielsweise 1996 im Rahmen einer Untersuchung fest, dass die Störgröße Mensch für Rotwild bei guter Deckung 300 m, bei Fehlen von Sichtschutz 500 m beträgt.
- Überhöhte Schalenwildbestände und Fehler bei der Wildbewirtschaftung (jagdlich bedingt);
- Wildschadensanfällige Wälder (forstwirtschaftlich bedingt), z. B. spärliche Waldverjüngung, mangelndes Äsungsangebot, teilweise großflächig naturferne Waldbestände (vgl. Kap. 7.4).

Hauptursache für Waldschäden durch Weidevieh ist die traditionelle Almbewirtschaftung mit überlieferten Waldweiderechten (Waldweideservitute), vor allem in den Bundesländern Tirol und Salzburg (vgl. auch Kap. 9.3.3).

Aus ökologischer Sicht tragen Wildschäden und Schäden durch Weidevieh – insbesondere der selektive Verbiss – in österreichischen Wäldern zum Verlust an Stabilität, Diversität und Nachhaltigkeit bei. Die Hauptverursacher für Wildschäden sind die Jagd, die Forstwirtschaft und der Tourismus. Regional sind Unterschiede im Problembewusstsein und im Umgang mit Wildschäden festzustellen. Der Hauptverursacher für Waldschäden durch Weidevieh sind überlieferte Waldweiderechte (Landwirtschaft).

Maßnahmen

- Ein wichtiger Schritt zur Lösung der Wildschadensproblematik wäre ein einheitlicher Umgang mit Begriffen, als Basis für ein einheitliches Problembewusstsein (sachliche Informationspolitik), z. B. mit Hilfe von Kriterien und Indikatoren einer nachhaltigen Jagd (Umweltbundesamt, 1998).
- Ein weiterer Schritt wäre die Schaffung von populationsgerechten bundesweit vergleichbaren, objektiven „Monitoring-Systemen“ für jagdbare Wildtiere in ihren Populationsräumen für die Feststellung des Einflusses der Tiere auf die Waldentwicklung.
- Das Instrument der „integralen wildökologischen Raumplanung“ könnte unter anderem dabei helfen, eine an die örtlichen ökologischen Verhältnisse angepasste Abschussplanung und Wildbejagung zu erreichen. Das bedeutet auch, dass andere Landnutzer (z. B. der Tourismus) und die wildbiologische Forschung in die Überlegungen einzubeziehen sind. Die gemeinsame Beurteilung von Vergleichs- und Weiserflächen könnte zur Erfolgskontrolle dienen (ZOPF, 1999).
- Bei forstwirtschaftlichen Maßnahmen sollte auf die Wildlebensraumsprüche und die Wildschadensanfälligkeit des Waldes geachtet werden. Dies betrifft z. B. die Baumartenwahl oder die Art von Durchforstungseingriffen (weniger einschichtige Bestände, Verbesserung der Äsungsbasis).
- Jagdliche Maßnahmen können unter anderem sein: weniger Beunruhigung durch kurze Jagdzeiten, Intervallbejagung; konzentrierte Bejagung auf sensiblen Flächen; für Waldbesucher nicht einsichtige Schussschneisen (REIMOSER et al., 2000).
- Ein verstärkter Vollzug des Forst- bzw. der Jagdgesetze mit der Fokussierung auf die Wahrung öffentlicher Interessen (VÖLK, 1998; UMWELTBUNDESAMT, 1998).
- Angleichung der Naturschutz-, Jagd- und Fischereigesetze, des Forstgesetzes und der EU-Naturschutzrichtlinien, um bestehende Widersprüche auszuräumen.
- Harmonisierung der Jagdgesetze auf nationaler Ebene (z. B. hinsichtlich der Jägerausbildung).
- Die systematische Nutzung marktwirtschaftlicher Mechanismen zur Wildschadensvermeidung. Als Beispiel sind hier konkret zweckgebundene Entschädigungszahlungen für verminderte Waldwirkungen (unter dem Aspekt der Kostenwahrheit) zu nennen (UMWELTBUNDESAMT, 1998).

- Die Erstellung von Richtlinien, anhand derer die Waldweide unter Einbeziehung waldökologischer, forst- und landwirtschaftlicher sowie landschaftskultureller Aspekte beurteilt werden kann.
- Eine Vereinfachung der komplexen rechtlichen Regelungen im Zusammenhang mit der Waldweide, zur Erleichterung der Trennung von Wald- und Weideflächen. Dazu zählt auch eine Prüfung diesbezüglicher agrarpolitischer Förderungsinstrumente.

7.6 Waldbeeinträchtigungen durch sonstige abiotische und biotische Einflüsse

7.6.1 Abiotische Einflüsse

In der Kategorie abiotische¹⁰ Einflüsse auf den österreichischen Wald ist die Bedeutung von Sturmschäden – gemessen am für die Forstwirtschaft nicht planmäßigen Holzanfall – mit Abstand am größten, neben Schneebruch und -druck, Frostschäden, Trockenschäden etc. Die Stürme im Dezember 1999 und Januar 2000, insbesondere der Orkan „Lothar“, haben in Österreich etwa 1 Million Festmeter Schadholz verursacht (TOMICZEK et al., 2000). Dieser Orkan verursachte vor allem in der Schweiz und in Deutschland (Baden-Württemberg) schwere Schäden.

Ein Zusammenhang zwischen einer Häufung von Sturmereignissen und einer möglichen Klimaveränderung, die auch vom Menschen verursacht sein kann, ist nicht auszuschließen (vgl. Kap. 7.3). Mit ein Grund für das Ausmaß an Sturmschäden sind sturmschadensanfällige Waldbestände. Diese sind zum Teil das Ergebnis von Waldgesellschaften, die von der natürlichen Zusammensetzung entfernt sind (UMWELTBUNDESAMT, 1998 bzw. Kap. 7.4 und 7.5).

Neben den negativen wirtschaftlichen Folgen von Sturmschäden für die Forstwirtschaft stellt sich auch die Frage, ob es sinnvoll ist, (bestimmte) Windwurfflächen sich selbst zu überlassen, um etwa die Biodiversität (vgl. Kap. 7.8) zu fördern. Dabei muss unter anderem besonders auf eine eventuelle Massenvermehrung von Borkenkäfern geachtet werden. Grundsätzlich spricht für das Belassen des Sturmholzes (BUNDESAMT FÜR UMWELT, WALD UND LANDSCHAFT, 2000), dass

- belassene Windwurfflächen aus der Sicht des Naturschutzes als Gegenpol zu mehr oder weniger stark bewirtschaftete Kulturlandschaften generell wertvoll sind und
- eine hohe Strukturvielfalt die Qualität des Lebensraumes erhöht.

In Schutzwäldern ist es laut BUNDESAMT FÜR UMWELT, WALD UND LANDSCHAFT (2000) in der Regel am vorteilhaftesten, das Sturmholz liegen zu lassen. Es müsse aber darauf geachtet werden, dass spätestens nach 30 bis 50 Jahren der aufkommende Jungwald die Schutzwirkung übernehmen kann. Würden die Flächen jedoch geräumt, erhöhe sich die Gefahr von Lawinen, Steinschlag und Erosion.

Eine Entscheidungshilfe (Handbuch) für Verantwortliche der Waldbewirtschaftung, ob Sturmholz im Einzelfall aufgearbeitet werden soll oder nicht, könnte – insbesondere unter Berücksichtigung der österreichischen (auch rechtlichen) Verhältnisse – für eine Umsetzung derartiger, Biodiversität fördernder Maßnahmen, hilfreich sein.

¹⁰ Wirkungen der unbelebten Natur (z. B. Witterung).

7.6.2 Biotische Einflüsse

Zahlreiche biotische¹¹ Faktoren, z. B. Insekten, Pilze oder Pflanzenkrankheiten, haben, neben Wild (vgl. Kap. 7.5) und Weidevieh (vgl. Kap. 9.3.3), Einfluss auf den österreichischen Wald. Sowohl flächenmäßig als auch die Schadholzmengen betreffend sind Schäden durch Borkenkäfer (z. B. Buchdrucker oder Kupferstecher) deutlich am umfangreichsten. Die von Borkenkäfern verursachten Schadholzmengen waren 1999 mit etwa 650.000 Festmetern nur geringfügig kleiner als 1998 (TOMICZEK et al., 2000, vgl. Abb. 9). Seit 1992 ist ein hohes jährliches Schadholzniveau durch Borkenkäfer zu verzeichnen, das deutlich über den jährlichen Schadholzmengen im Zeitraum 1945-1992 liegt. Die von den Orkanen „Vivian“ und „Wiebke“ 1990 verursachten Sturmholzmengen, die gute Brutbedingungen schufen, trugen zu dieser Entwicklung bei. Ein weiteres Anhalten dieses Trends ist nach dem Sturm „Lothar“ zu befürchten.

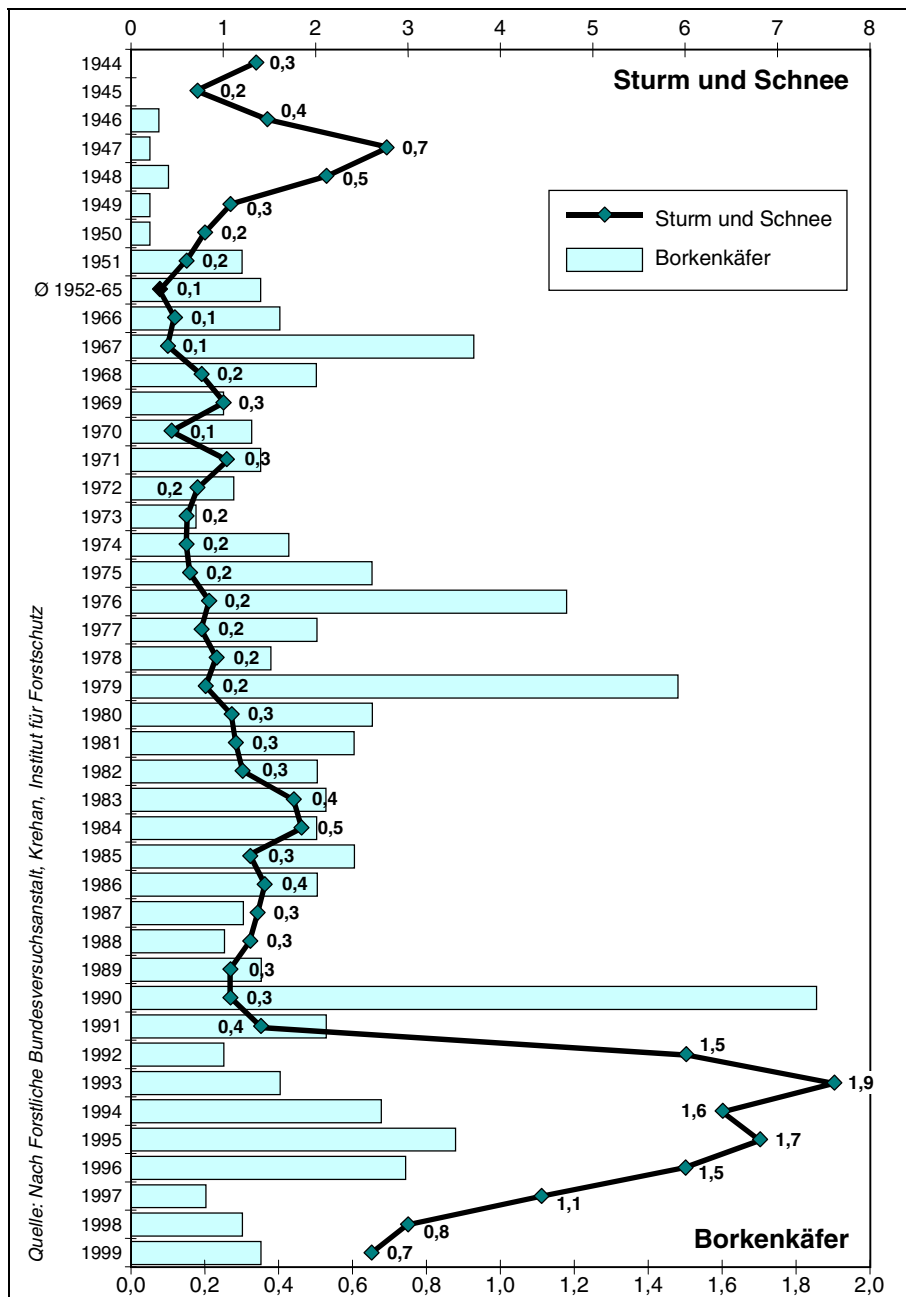


Abb. 9: Schadholzmengen in Mio. Erntefestmeter infolge von Sturm und Schnee sowie Borkenkäferbefalls.

¹¹ Wirkungen der belebten Natur.

Der Verlauf der Witterungs- und Niederschlagsverhältnisse während der Lebenszyklen der Insekten spielt eine bedeutende Rolle hinsichtlich ihrer Vermehrung und kann bei günstigen Bedingungen Massenvermehrungen auslösen. So brachte z. B. der Frühling des Jahres 2000 mit Temperaturen von 2 bis 3 °C über dem langjährigen Mittel einen sehr zeitigen Flugbeginn der Borkenkäfer mit sich. Darüber hinaus beschleunigten die hohen Temperaturen das Wachstum der ersten Generation. Ab September 2000 schloss sogar eine dritte Generation Borkenkäfer Ihre Entwicklung ab (PFISTER & KREHAN, 2000).

Angesichts einer möglichen Klimaänderung (vgl. Kap. 7.3) ist auch mit einem verstärkten Auftreten von Borkenkäfern zu rechnen. Ein weiterer Faktor, der zu erhöhten Schäden aufgrund biotischer Einflüsse führt, ist die primäre Schwächung der Waldökosysteme durch anthropogene Luftverunreinigungen (vgl. Kap. 7.2 bzw. UMWELTBUNDESAMT, 1996).

Auch in Hinblick auf biotische Beeinflussungen des Waldes kann allgemein festgestellt werden, dass Baumarten, die außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes vorkommen sowohl gegenüber primären¹² als auch gegen sekundären¹³ „Schädigungen“ weniger widerstandsfähig sind (UMWELTBUNDESAMT, 1998).

Die Palette an **Maßnahmen**, die zu einer Verringerung der Gefährdung der Wälder durch biotische Schäden führen können ist demnach breit gefächert. Sie sind in Maßnahmen zur Verminderung der Belastungen durch Luftschadstoffe (vgl. Kap. 7.2) zu suchen, v. a. aber in einer forstwirtschaftlichen Nutzung (vgl. Kap. 7.4), die einer Förderung der Stabilität der Waldökosysteme und einer Verringerung der Prädisposition dienlich ist.

Ein zwar forstwirtschaftlich kaum relevanter, dafür aber stark ins öffentliche Bewusstsein getretener Schädling ist die in Massen auftretende Kastanienminiermotte (*Cameraria ohridella*) (UMWELTBUNDESAMT, 1996). Die Befallsintensität, vor allem in Ostösterreich, war 1999 meist geringer als in den Jahren zuvor, dafür kamen aber neue Befallsgebiete in der Steiermark und Kärnten dazu. Vielfach wird der Chitinsynthesehemmer *Dimilin* zur Bekämpfung angewandt (KREHAN, 1999). Da eine Beeinträchtigung der Fauna durch *Dimilin* nicht gänzlich ausgeschlossen werden kann, sollten verstärkt praxistaugliche alternative, biologische und biotechnische Bekämpfungsstrategien entwickelt werden.

7.6.3 Änderung der Flächennutzung

Insgesamt nimmt die Waldfläche in Österreich seit Jahrzehnten zu. Ein wesentlicher Grund dafür ist die Wiederbewaldung ehemaliger landwirtschaftlicher Flächen. Dem steht ein anhaltender Rodungsdruck in der Nähe von Ballungszentren gegenüber. Im Jahr 1996 wurden dauernde Rodungen im Ausmaß von 464,5 ha und 358,6 ha befristete Rodungen¹⁴ mittels Bescheid bewilligt (BMLF, 1998b). Insgesamt ging die jährliche Fläche der bewilligten dauernden Rodungen zwischen 1987 und 1996 zurück (vgl. Abb. 10). Einen Überblick, zu welchen Zwecken Bewilligungen für dauernde Rodungen erteilt werden, gibt Abbildung 11. Sowohl bei der Wiederbewaldung als auch beim Waldflächenverlust ist eine Verringerung landschaftlicher Vielfalt und ein Verlust von Lebensräumen für zahlreiche Pflanzen- und Tierarten möglich (SONDEREGGER & ENZENHOFER, 1994). Darüber hinaus können auch die lokalen Klima- und Wasser(abfluss)verhältnisse beeinträchtigt werden.

Zwischen den Perioden 1986/90 und 1992/96 der Österreichischen Forst-/Waldinventur betrug die durchschnittliche Waldflächenzunahme 7.700 ha pro Jahr, die sich aus einem jährlichen Waldflächenzugang von 14.700 ha und einem Abgang von jährlich 7.000 ha ergibt. Die Netto-Waldflächenzunahme kann jedoch nicht uneingeschränkt als positiv bewertet werden: Waldflächenverlusten in sensiblen Gebieten, die bereits derzeit unterbewaldet sind (Flächen in der Nähe von Ballungszentren oder in intensiv land-

¹² Auch gesunde Bäume werden befallen und können unter Umständen daran zugrunde gehen.

¹³ Erst durch bereits andere Einflüsse geschwächte Baumindividuen werden befallen.

¹⁴ Geht aus dem Antrag hervor, dass der beabsichtigte Zweck der Rodung nicht von unbegrenzter Dauer sein soll, so ist im Bewilligungsbescheid die beantragte Verwendung ausdrücklich als vorübergehend zu erklären und entsprechend zu befristen, ferner ist die Auflage zu erteilen, dass der Waldgrund nach Ablauf der festgesetzten Frist wieder zu bewalden ist (Forstgesetz 1975 § 18 Abs. 4).

wirtschaftlich genutzten Regionen wie z. B. das Weinviertel, das Wiener Becken, das Nordburgenland und das oberösterreichische Alpenvorland; vgl. auch BMLF, 1998b) stehen oft Waldflächenzunahmen in ohnehin walddreichen Gebieten gegenüber, die möglicherweise mit Verlusten wertvoller Nicht-Wald-Biotope (z. B. Trockenrasen, extensiv bewirtschaftete landwirtschaftliche Flächen wie auch Almen und Bergmähder) einhergehen.

Daraus ist zu schließen, dass die Waldfläche als Umweltindikator bzw. als Indikator einer nachhaltigen Nutzung der Waldressourcen in Österreich nur begrenzt aussagekräftig ist. Ohne zusätzliche qualitative Information bzw. ohne detaillierte Flächenbilanzen ist eine eindeutige Interpretation in Bezug auf den Schutz der Wälder bzw. deren qualitative Entwicklung (Verlust eines naturnahen Waldbestandes hier, Fichtenaufforstung im Mischwaldgebiet dort) nicht eindeutig möglich.

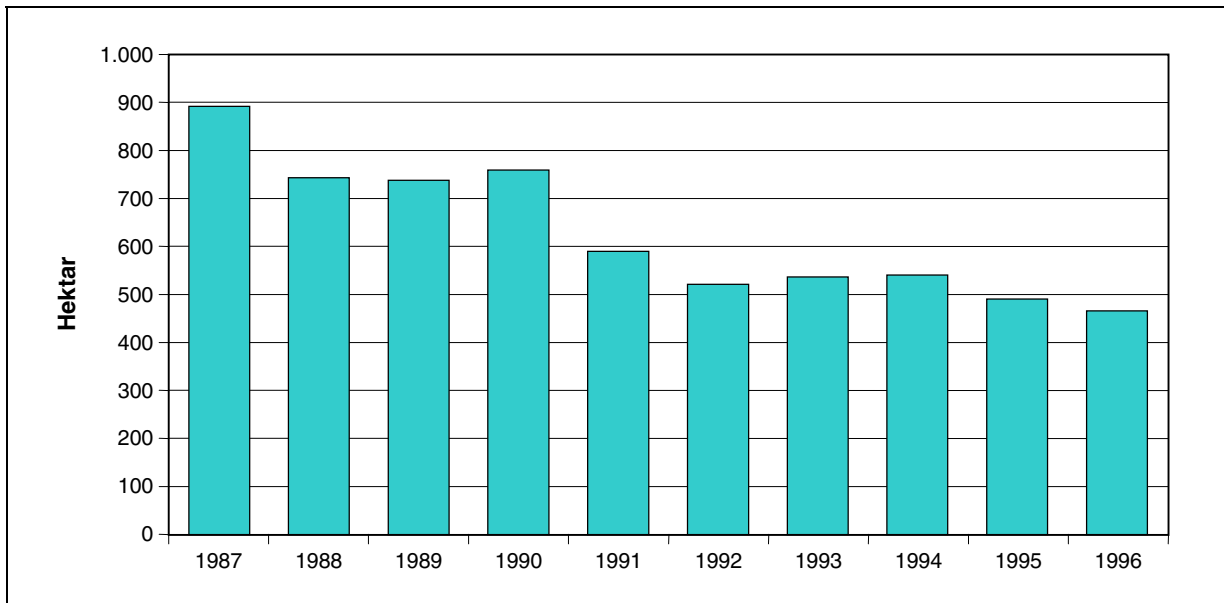


Abb. 10: Mit Bescheid bewilligte dauernde Rodungen zwischen 1987 und 1996 (nach BMLF, 1998b).

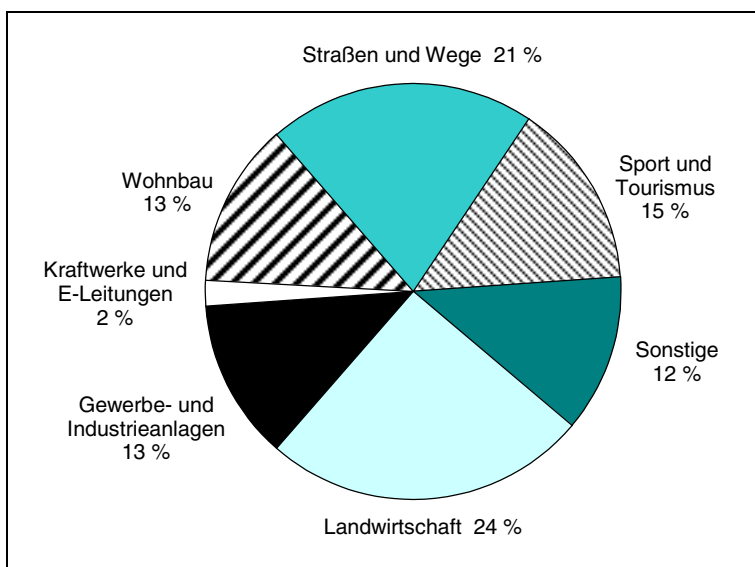


Abb. 11: Mit Bescheid bewilligte dauernde Rodungen 1996, gegliedert nach dem Zweck (nach BMLF, 1998b).

Maßnahmen

Es kann davon ausgegangen werden, dass Veränderungen der Waldfläche häufig in Landstrichen stattfinden, die einer besonderen planerischen Sorgfalt bedürfen. Ungeachtet der Tatsache, dass eine konkrete Entscheidung über Waldflächenveränderungen letztendlich vor Ort zu treffen sein wird, sollte zum Zweck der übergeordneten Planung sowie zur korrekten Abschätzung der Waldausstattung in Österreich eine detaillierte Datengrundlage auf nationaler Basis bestehen, die eine Abgrenzung zu anderen Landnutzungen ermöglicht. Des Weiteren sollten auf nationaler Ebene Soll-Größen für die österreichische Waldausstattung erarbeitet werden, die – aufbauend auf den jeweiligen regionalen Bedürfnissen sowie im Hinblick auf die Schutzwürdigkeit bestimmter Waldgesellschaften – Hilfestellung bei relevanten Planungen leisten können. Als Beispiel seien hier Überlegungen, wie sie im Zuge der Abschätzung der Umweltverträglichkeit von bestimmten Vorhaben im Rahmen von UVP-Verfahren Einfluss finden, genannt.

7.7 Kronenzustand des österreichischen Waldes

Der Kronenzustand ist ein für die langjährige, großflächige Beobachtung des Waldzustandes verwendeter Parameter, wenn er auch von einer Vielzahl unterschiedlicher Faktoren beeinflusst wird. Aus diesem Grund ist seine Aussagekraft für viele spezifische Fragestellungen sehr eingeschränkt. Nichtsdestotrotz gilt er als wichtiger Indikator für langfristige Entwicklungen des Waldzustandes. Er wird in Österreich jährlich nach den Vorgaben des UN/ECE-Programmes *“International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests (ICP-Forests)”* von der Forstlichen Bundesversuchsanstalt (FBVA) erhoben, Kriterium ist der Nadel-/Blattverlust, der in 5 %-Stufen vor Ort taxiert wird.

Nach Ergebnissen des **Waldschaden-Beobachtungssystems** (WBS; KRISTÖFEL, 2000) hat sich der Kronenzustand der österreichischen Hauptbaumarten nach einer Stabilisierungsphase von fünf Jahren innerhalb des letzten Jahres deutlich verschlechtert (vgl. Abb. 12). Der Anteil an 7.118 im Verlauf des heurigen Sommers österreichweit angesprochenen Bäumen, die als „nicht geschädigt“ klassifiziert wurden, nahm von 66,1 % im vorigen Jahr auf 63,2 % ab. „Stark geschädigt“ bzw. „tot“ waren 1,3 % (1999: 0,8 %) aller beobachteten Bäume. Differenziert nach Baumarten zeigt sich, dass der Großteil der Kronenzustandsverschlechterungen von der Fichte – mit ca. 2/3 Anteil die österreichische Hauptbaumart – getragen wird. Die Tanne, gemeinsam mit der Eiche traditionell jene Baumart mit dem schlechtesten Kronenzustand, konnte sich im letzten Jahr sogar deutlich erholen. Eine doch durch Schwerpunkte bestimmte räumliche Verteilung der „geschädigten“ Bäume (mehr als 25 % Nadel- und Blattverluste) während der letzten Jahre ist heuer einem über Österreich gleichmäßigen Verteilungsmuster gewichen, Probestellen mit hohen Anteilen deutlich verlichteter Probestellen sind im gesamten Bundesgebiet zu finden (vgl. Abb. 13).

Nach Angaben der Forstlichen Bundesversuchsanstalt (FBVA) werden Ursachen für die Zunahme der Nadel-/Blattverluste einerseits im außergewöhnlichen Witterungsverlauf des Jahres 2000 (Wintersturm „Lothar“ im Dezember 1999) und andererseits in methodischen Veränderungen bei der Aufnahme gesehen. Eine derartige Verschlechterung des Kronenzustandes wurde bereits im Jahr 1993 beobachtet und kann aus heutiger Sicht als kurzfristige Schwankung ohne Trendumkehr interpretiert werden. Eine endgültige Beurteilung der diesjährigen Ergebnisse wird erst nach Vorliegen der Untersuchungen der nächsten Jahre möglich sein.

Aufgrund der generell nicht möglichen kausalen Zuordnung von Ursachen für die Verschlechterung des Kronenzustandes ist es schwierig, daraus einen direkten, zielgerichteten **Handlungsbedarf** abzuleiten. Neben der Wichtigkeit einer stetigen Beobachtung dieses Indikators ist es jedoch angebracht, allgemein unumstrittene Schadeinflüsse auf die Waldökosysteme, deren Einfluss auf den Kronenzustand auch nachgewiesen wurde, wie z. B. den Eintrag versauernder und eutrophierender Substanzen (vgl. Kap. 7.2.5), zu verringern. Dazu bedarf es in erster Linie umweltpolitischer Strategien und Umsetzungsaktivitäten. Aber auch eine Einschränkung forstlicher Maßnahmen, die der Versauerung der Wald-

böden Vorschub leisten und natürliche Nährstoffkreisläufe nachhaltig beeinträchtigen (Baumartenwahl, Kahlschlagbewirtschaftung, Bodenverdichtung etc.), ist erforderlich (vgl. auch Kap. 7.4).

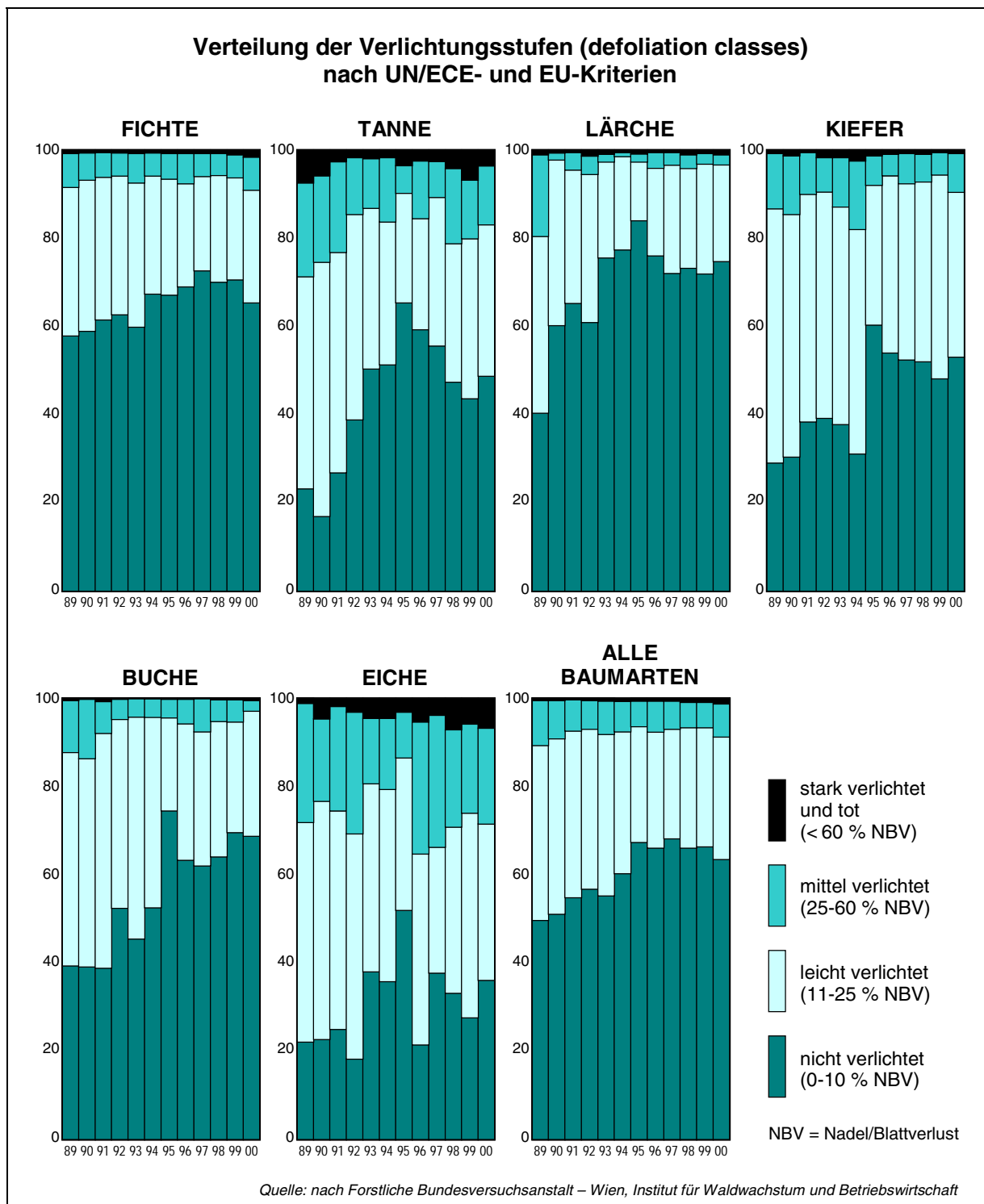


Abb. 12: Kronenzustand der österreichischen Hauptbaumarten (Waldschadenbeobachtungssystem 1989-2000).

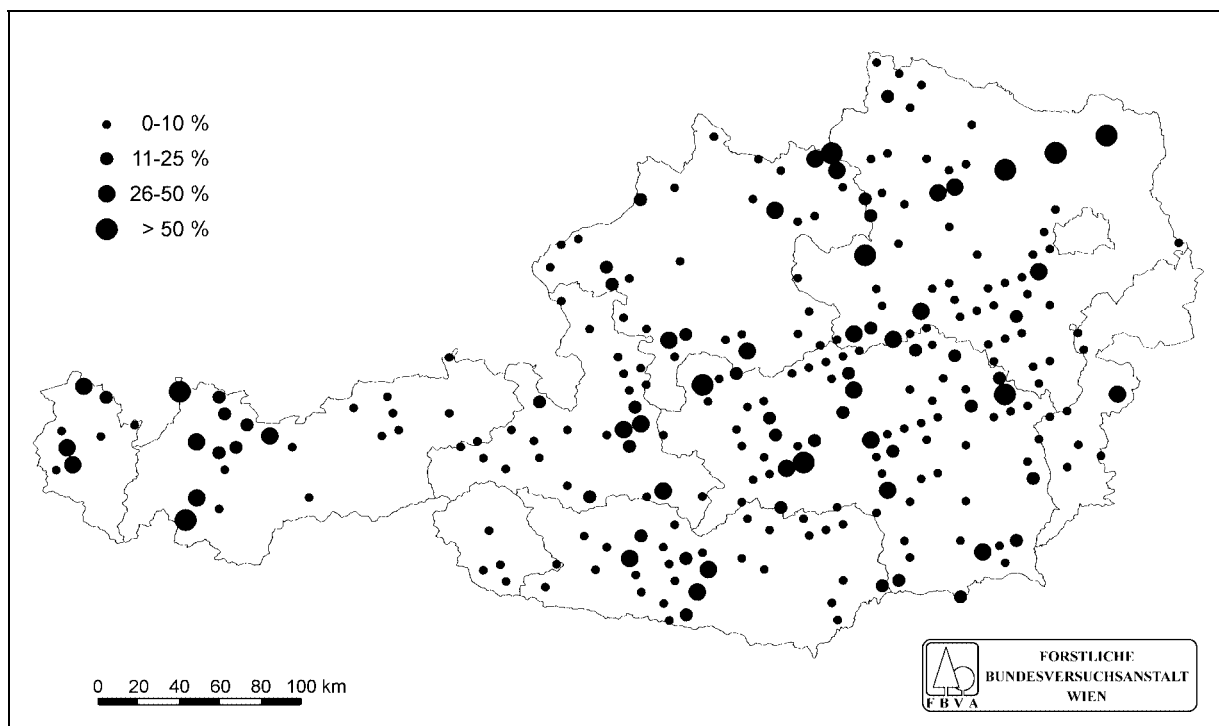


Abb. 13: Prozentanteil an deutlich verlichteten Probebäumen auf den Probeflächen (Waldschadenbeobachtungssystem 2000)

Eine weitere Schlussfolgerung liegt in der Notwendigkeit, die europaweite Zusammenarbeit innerhalb dieses Programms der UN/ECE auszuweiten und zu intensivieren. Schon derzeit werden auf den Level II-Flächen weitere Parameter erhoben, die eine verbesserte ökosystemare und multidisziplinäre Bearbeitung der offensichtlichen Problemgebiete erlauben. In Zukunft erscheint es wichtig, diesen Ansatz unter Einbeziehung z. B. des UN-ECE Integrated Monitoring Programmes, aber auch von Aktivitäten anderer Institutionen z. B. auf nationaler Ebene weiter auszubauen, um neben einem effizienten europaweiten Biomonitoring auch Fragen nach kausalen Zusammenhängen bei auftretenden Waldschäden befriedigender beantworten zu können. Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen in Deutschland fordert daher in seinem Umweltgutachten ‚Aspekte einer dauerhaft umweltgerechten Wald- und Forstwirtschaft‘, die „*bislang praktizierten Waldschadens- und Waldzustandsinventuren zugunsten umfassender ökosystemar basierter Zustandsanalysen aufzugeben.*“ (UMWELTRAT, 2000). Der raschen (Weiter-) Entwicklung von Datenbanken, die eine Verknüpfung und Auswertung unterschiedlicher Datensätze, die in ursächlichem Zusammenhang stehen können, kommt dabei eine wesentliche Bedeutung zu (vgl. auch Kap. 7.10).

7.8 Biodiversität

Rund 60 % der weltweiten Biodiversität ist in Waldökosystemen zu finden (VEROLME, 1999). Daher ist die Erhaltung, Förderung und nachhaltige Bewirtschaftung der biologischen Vielfalt in Wäldern für die Ziele der Biodiversitäts-Konvention wesentlich (SCHNEIDER, 1998).

Seit der Mensch die natürliche Umwelt durch sein Handeln entscheidend beeinflusst, sind vielfach negative Auswirkungen auf die heimischen Waldökosysteme im Zusammenhang mit der biologischen Vielfalt offensichtlich geworden. Sie zeigen sich im Rückgang der Lebensraum-, Arten- und genetischen Vielfalt durch Verluste natürlicher und naturnaher Waldflächen, durch nicht umfassend nachhaltige Nutzungen der bestehenden Waldökosysteme selbst und durch Einwirkungen von Schadstoffen bzw. indirekt über Änderungen der Umweltbedingungen (z. B. klimatische Verhältnisse).

Als wichtigste Maßnahme der Konvention wird die in-situ-Erhaltung der biologischen Vielfalt festgelegt. Damit wird der Erhaltung vor Ort (am Ort des natürlichen Vorkommens) die höchste Priorität eingeräumt. Dies entspricht dem ökosystemaren Ansatz, bei dem ganze, stabile Ökosysteme und auf diese Weise die damit verbundenen genetischen Ressourcen bevorzugt als Gesamtheit weitestgehend geschützt werden sollen und als solche die Grundlage für eine nachhaltige Nutzung bilden (SCHNEIDER, 1998a).

Als großflächig wirksame Einflussgrößen auf die Biodiversität in Wäldern können die *forstliche Bewirtschaftung* und die *Jagd* eingestuft werden. Es ist davon auszugehen, dass auch Einwirkungen über *Schadstoffe aus der Luft* bzw. eine Klimaänderung Auswirkungen auf die biologische Vielfalt in Wäldern haben. Allerdings besteht hier noch Untersuchungsbedarf.

Auf lokaler Ebene gibt es zudem viele Faktoren und Verursacher, die für bestimmte, meist klar abgrenzbare Räume Bedrohungen für die Waldbiodiversität darstellen. Hier sind als Beispiele Siedlungsdruck, Infrastruktureinrichtungen (Flächenverluste), Zerstörung der restlichen Auwaldökosysteme durch wasserbauliche Maßnahmen, Tourismus, Landwirtschaft u. a. zu nennen.

Im Zuge der in Österreich im Vordergrund stehenden forstlichen Bewirtschaftung der Wälder zur Holzproduktion wird eine für die Biodiversität sehr wichtige Phase in der Waldentwicklung weitgehend übersprungen: Durch die Holzernte erreicht ein Großteil der Baumindividuen nicht sein physiologisch mögliches Alter. Die jedoch im natürlichen Stoffkreislauf langsam zerfallende Biomasse ist Grundlage einer Vielzahl von Lebewesen und auch für die daran erneut anschließende, natürliche Verjüngungsphase. Daraus ist zu schließen, dass insbesondere die Intensität der forstlichen Eingriffe entscheidend den langfristigen Erhalt der biologischen Vielfalt bestimmt: Kahlschlagwirtschaft mit künstlicher Verjüngung mag zwar die Artenvielfalt auf Schlagflächen kurzfristig erhöhen, führt jedoch zur Beeinträchtigung der Stoffkreisläufe und der genetischen Vielfalt in der Folgegeneration, abgesehen von einer völlig abrupten Änderung der Lebensraumbedingungen für viele Arten.

Die jagdliche Bewirtschaftung wirkt direkt und indirekt auf die Populationsgrößen der besonders für die Waldvegetation bedeutenden Schalenwildarten. Für die biologische Vielfalt der Waldvegetation besonders wirksam ist der über ein natürliches Maß hinausgehende Verbiss, der die Zusammensetzung der Waldvegetation verändern und/oder deren Verjüngung sogar verhindern kann (vgl. Kap. 7.5.1). Maßnahmen, die diese Auswirkungen verringern können, werden im genannten Kapitel vorgeschlagen.

Die Beeinträchtigungen, die sich aus den Einwirkungen über (Luft-)Schadstoffe und einer möglichen anthropogenen Klimaänderung ergeben, werden in den Kapiteln 7.2 und 7.3 ausführlich beschrieben. Maßnahmen, die diese Gefährdungen verringern, werden ebenso in den genannten Kapiteln angeführt.

Das Ziel, Biodiversität zu erhalten bzw. zu erhöhen und sie in ihrer Gesamtheit nachhaltig zu nutzen, bedeutet, *sämtliche* Waldökosysteme vor *lokalen* Beeinträchtigungen (Verlust, Zerstörung etc.) zu schützen. Hierzu bedarf es eines nachvollziehbaren, umfassenden und verbindlichen (Raumordnungs-) Konzeptes, das alle Einfluss nehmenden Akteure umfasst. Es ist weiters erforderlich, effiziente Maßnahmen und Strategien (gesetzliche Regelungen, Förderungsmaßnahmen etc.) zu entwickeln und umzusetzen, um die (Wald-) Biodiversität auf ihrer *gesamten Fläche* zu erhalten und in vielen Bereichen zu erhöhen. Alle Formen der Nutzung – für die Biodiversität die bedeutendste ist wohl die forstliche – sind daher einer Prüfung hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf diese Ziele zu unterziehen.

Folgende **Maßnahmen** in diesem Themenbereich können als notwendig erachtet werden:

- Das von der Forstlichen Bundesversuchsanstalt (FBVA) betreute Naturwaldreservatenetz sollte möglichst umfassend ausgebaut werden, um neben dem Schutz und der Erhaltung dieser Flächen v. a. auch Erkenntnisse über natürliche Abläufe in den jeweiligen Waldökosystemen zu gewinnen und diese für eine umfassend nachhaltige Waldnutzung auf möglichst allen entsprechenden Waldflächen in geeigneter Form verfügbar zu machen.
- Wichtige Grundlagen wie etwa die „Rote Liste der Biotoptypen – Wälder“ sollten in für die Raumplanung relevante Regelwerke aufgenommen werden. Dabei ist an Instrumente der forstlichen Raumplanung (WEP etc.) ebenso zu denken, wie an einschlägige gesetzliche Regelungen der Länder (Naturschutz-, Raumordnungsgesetze etc.).

- Zur in-situ-Erhaltung der Waldbiodiversität erscheint es erforderlich, ein ausreichendes Schutzgebietskonzept, das sämtliche Waldgesellschaften berücksichtigt und über die Naturwaldreservate hinausgeht, zu erarbeiten. Ziel sollte es sein, repräsentative Flächen unter einen, nach klaren Richtlinien erarbeiteten Schutzstatus für die langfristige Erhaltung und Erhöhung der Biodiversität zu stellen.
- Zur Umsetzung des Gedankens des Biodiversitätsschutzes im Sinne von „Schützen durch Nutzen“ in Analogie zu einem flächenhaften Naturschutz durch bestmögliche Abstimmung der Nutzung auf die biologische Vielfalt, ist eine vermehrte Information der Öffentlichkeit, insbesondere der für die Nutzung Verantwortlichen erforderlich.
- Die „Österreichische Strategie zur Umsetzung des Übereinkommens über die biologische Vielfalt“ enthält Ziele und Maßnahmen bzgl. der Absichten der Konvention. Zur verstärkten Umsetzung der angesprochenen Maßnahmen und Verbesserung der Möglichkeiten einer Evaluierung, ist eine Konkretisierung erforderlich.
- Der forstlichen Nutzung kommt als einem der österreichweit und fast ganzflächig wirkenden Faktoren direkter Einflussnahme auf die biologische Vielfalt im Wald eine zentrale Verantwortung insbesondere in Hinblick auf globale Einflussgrößen wie die erwarteten Klimaänderungen zu. Angesichts der damit verbundenen großen Unwägbarkeiten ist auch die Forschung besonders gefordert, Grundlagen für eine behutsame Stabilisierung der Waldökosysteme zu liefern.
- Reduzierung der Luftschadstoffbelastungen von Waldökosystemen (Eutrophierung, Versauerung, Luftschadstoffkonzentrationen, z. B. von Ozon etc.).

7.9 Wald- und Umweltpolitik im internationalen Kontext

Internationale Bestrebungen zum Schutz der Wälder haben global bisher nur sehr beschränkte Erfolge erzielt. Zwar konnte die Geschwindigkeit der Entwaldungen durch Brandrodung, exzessive Kahlschlagwirtschaft oder Umwandlung in „cash crop“-Kulturen reduziert werden, eine Entspannung der Situation wurde jedoch nicht erreicht. Dies insbesondere deshalb, da die bedrohten Gebiete immer öfter bereits Refugialcharakter haben (FAO, 1999; WRI, 1997). Auch konnte keine globale, umfassende Entlastung der Waldökosysteme vor Einträgen von (Schad-)Stoffen aus der Luft erreicht werden. Es ist im Gegenteil in Zukunft mit einer Ausweitung der Überschreitung der Pufferkapazität von versauerten bzw. versauerungssensitiven Waldböden bis in die Tropenregionen hinein zu rechnen (DEUTSCHER BUNDESTAG, 2000). In der internationalen Öffentlichkeit findet diese Thematik jedoch kaum mehr Beachtung. Auch auf institutioneller Ebene sind die Erfolge eher gering. Seit dem Scheitern der Schaffung eines völkerrechtlich rechtsverbindlichen Instrumentes beim UNO-Umweltgipfel UNCED in Rio de Janeiro 1992, wo eine unverbindliche „Walderklärung“ verabschiedet wurde, kamen auf globaler Ebene keine substantziellen Ergebnisse mehr zustande. Nach mehrmaliger Verlängerung von Voten der UNO zum Thema Wald, bei denen auch die Frage der Schaffung einer Internationalen Waldkonvention im Mittelpunkt stand, zeitigten die internationalen Verhandlungen vorerst lediglich die Einsetzung des auf unbefristete Zeit geschaffenen Waldforums der Vereinten Nationen (United Nations Forum on Forrests-UNFF). Wie weit die im Arbeitsprogramm festgeschriebenen Aktivitäten zum Schutz der Wälder eine Umsetzung erfahren, ist derzeit schwer abschätzbar.

Erfolgreicher gestalteten sich regionale Programme wie z. B. die 1990 ins Leben gerufene gesamteuropäische Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder (Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe–MCPFE). In den bisherigen Ministerkonferenzen (Straßburg 1990, Helsinki 1993 und Lissabon 1998) wurden verschiedene Resolutionen zum (gemeinsamen) Schutz und zur nachhaltigen Nutzung der Wälder verabschiedet.

In diesem Prozess wurden und werden Grundlagen für eine nachhaltige, umweltgerechte Bewirtschaftung der Wälder in Europa erarbeitet. Die Signatarstaaten bekannten sich auch dazu, waldrelevante Ergebnisse des UNO-Umweltgipfels UNCED von Rio de Janeiro 1992 beispielgebend in Europa umzusetzen (MAYER & MASOPUST, 1999).

In Umsetzung der bei den Ministerkonferenzen beschlossenen Resolutionen wurden unter anderem Kriterien, Indikatoren sowie Richtlinien für eine nachhaltige Waldbewirtschaftung entwickelt. Außerdem konnte zusammen mit dem europäischen Umweltministerprozess ein Arbeitsprogramm für die Erhaltung der biologischen Vielfalt in Waldökosystemen ausgearbeitet werden. Darüber hinaus soll die Rolle der Wälder im Zusammenhang mit der globalen Klimaveränderung aufgezeigt werden (BMLFUW, 2000).

Diese Prozesse unterliegen keiner rechtlichen Verpflichtung, sondern sind – wie im Fall der MCPFE – in den Bereich der „soft law“-Abkommen einzureihen. Es besteht jedoch eine nicht unbedeutende politische Verpflichtung zur Umsetzung der erarbeiteten Vorschläge bzw. Maßnahmen. Von großer Bedeutung für die Wälder ist auch das Abkommen über die biologische Vielfalt, das zwar rechtliche Verbindlichkeit aufweist (BGBl. Nr. 213/1995, vgl. auch Kap. 7.8), dessen Strategie zur Umsetzung z. B. in Österreich jedoch nur den Charakter einer politischen Willenserklärung hat. In Teilen der internationalen Staatengemeinschaft besteht die Meinung, dass dieses Abkommen aufgrund seines Charakters einer Schutz- und Nutzungs-Konvention durchaus geeignet wäre, mögliche Inhalte einer Waldkonvention zum Schutz der Wälder abzudecken. Dem stehen jedoch Vorbehalte von walddreichen Staaten (z. B. Kanada, Brasilien) gegenüber. Jüngste Initiativen weisen zwar auf eine Stärkung des UNFF hin, jedoch ist nicht absehbar, welches Ergebnis (inhaltlich und administrativ) aus den internationalen Gesprächen letztlich daraus hervorgehen wird.

Allen Initiativen und Abkommen zum Schutz der Wälder ist gemeinsam, dass eine Umsetzung in erster Linie auf nationaler bzw. subnationaler Ebene erfolgen muss. Angesichts der Fülle von Einflussfaktoren, die auf Wälder wirken bzw. mit denen Wälder und ihre Nutzung in Wechselwirkung stehen, ist eine Umsetzung oft an die Unterstützung anderer Sektoren bzw. Interessen gebunden. Dies erfordert einen hohen nationalen Koordinierungsaufwand. Beispiele dafür sind etwa Luftreinhalteabkommen und dazugehörige Programme, aber auch Prozesse im Bereich des Wasserschutzes (z. B. Wasserrahmenrichtlinie der EU) oder des Naturschutzes (FFH-Richtlinie). Unabhängig von der Notwendigkeit der Erfüllung der sich aus den walddrelevanten Prozessen für Österreich ergebenden Verpflichtungen, seien sie nun politisch oder rechtlich, geben diese wichtige Anregungen für die Weiterentwicklung von Waldschutz- und Nutzungskonzepten, die den sich laufend wandelnden Rahmenbedingungen (Globalisierung, Klimaänderung, Siedlungsdruck etc.) gerecht werden können.

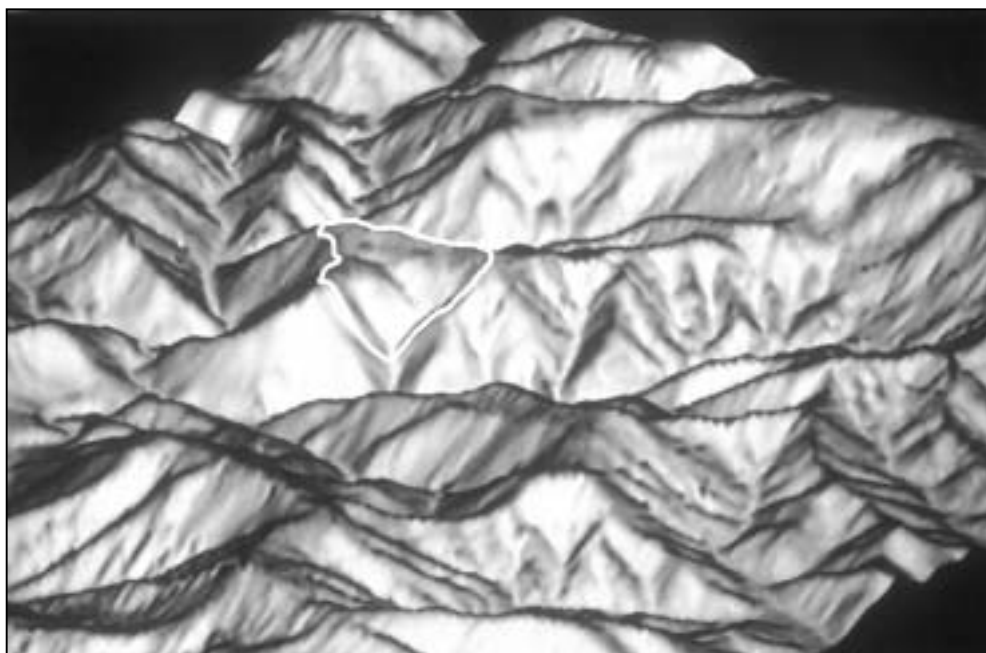
Zur möglichst effizienten Umsetzung sollte daher neben der Stärkung Sektoren übergreifender Koordination unter Einbeziehung aller Betroffenen auch auf fachlicher Ebene die Zusammenarbeit forciert werden. Dies könnte durch die Schaffung eines entsprechend ausgestatteten fachlichen Netzwerkes unter Nutzung bestehender Einrichtungen erfolgen.

7.10 Integrated Monitoring – Langzeitmonitoring der Wirkung von Umweltstress auf Ökosysteme

7.10.1 Rahmen und Zielsetzung

Die Langzeit-Umweltbeobachtungsgebiete des „Integrated Monitoring“-Programmes der UN-ECE repräsentieren wichtige Naturräume des jeweiligen Staates. In einem europaweiten Netzwerk werden Ökosysteme mit standardisierten Methoden untersucht, um den augenblicklichen Zustand, die Belastungssituation sowie die Stoffflüsse und deren Veränderungen zu dokumentieren. Dabei werden die Stoffeinträge (Schad- und Nährstoffe) durch Luft und Niederschläge gemessen, die Wirkungen und das Verhalten dieser Stoffe im Ökosystem umfassend festgestellt und die Austräge durch Oberflächenwässer und ins Grundwasser erhoben. Die Ergebnisse dienen u. a. der Überprüfung der Wirksamkeit von Maßnahmen zur Schadstoffreduktion und von bereits unterzeichneten Abkommen, z. B. der Protokolle für die Reduktion der Emissionen von SO₂ und NO₂ sowie des Göteborg-Protokolls aus dem Jahr 2000 (Emissionsobergrenzen für SO₂, NO_x, NH₃ und VOC für die integrierte Behandlung von bodennahem Ozon, Versauerung und Eutrophierung). Sie werden als Grundlage für weitere internationale Protokolle zur europaweiten Reduktion von Schadstoffbelastungen durch weiträumige Schadstoffverfrachtung verwendet (vgl. Kap. 2.1.1.8).

Die Wahl des österreichischen Standortes (vgl. Abb. 14) fiel auf ein Waldgebiet im oberösterreichischen Reichraminger Hintergebirge, den „Zöbelboden“, da es mit der Zugehörigkeit zum Naturraum der Kalkalpen (Karstgebiet, ca. 50 % des österreichischen Trinkwassers kommen aus derartigen Gebieten) und der orografischen Lage (Nordstaubereich der Alpen, Hintergrundstandort) wichtige Kriterien erfüllte. Mit etwa 90 ha erstreckt sich das Gebiet zwischen 550 und 960 m Seehöhe. Es ist der Gesellschaft der Fichten-Tannen-Buchen-Wälder zuzuordnen. Auf dem dominierenden Grundgestein, dem Hauptdolomit, liegen in den Plateaulagen Braunlehme und in den Hängen Rendsinen.



*Abb. 14:
Blick von
Norden auf den
Zöbelstock, an
dessen östlichem
Ende sich das
Projektgebiet
„Zöbelboden“
befindet.*

7.10.2 Inhaltliches Programm

Die Aktivitäten gliedern sich in einmalige Basisuntersuchungen, kontinuierliche Messungen, jährlich wiederholte Untersuchungen und in längeren Intervallen wiederholte Untersuchungen. Folgende Fachbereiche und Untersuchungsschwerpunkte werden am Zöbelboden umgesetzt:

- Geologie, Geomorphologie,
- Boden,
- Vegetation (u. a. Inventur der Gefäßpflanzen, Moos-Bioindikation, immissionsökologische Flechtenkartierung),
- Wald (u. a. Biotopkartierung, Waldzustandsinventur, Dendrometrie),
- Fauna (u. a. Fischinventur, ornithologische Inventur),
- Meteorologie und Lufthygiene,
- Stoffeinträge und Wald-Stoffhaushalt,
- Wasserabfluss (u. a. Quellwasserchemismus, Markierungsversuche zur Bestimmung der Abflussverhältnisse, Isotopenuntersuchungen).

7.10.3 Umsetzung

In allen oben genannten Fachbereichen wurden Basisinventuren als Referenzen für die Wiederholungsuntersuchungen durchgeführt bzw. kontinuierliche Messreihen gestartet. Deren Ergebnisse weisen den Standort „Zöbelboden“ als „Hintergrundstandort“ aus, was bedeutet, dass er primär von Einträgen fernverfrachteter Luftschadstoffe betroffen ist.

Zur Verwaltung der gewonnenen Informationen wurde ein metadatenorientiertes Informationssystem entwickelt, das technisch in der Lage ist, Daten aus den unterschiedlichsten Fachbereichen in ein einziges System abzubilden und die notwendigen Zusatzinformationen für fachübergreifende Auswertungen bereitzustellen (MORIS: MOnitoring and Research Information System; Kooperation mit BMBWK und Univ. f. Bodenkultur).

Im Sinn einer optimalen Nutzung von Ressourcen wurden möglichst viele nationale und internationale Umweltkontroll- und Ökosystemforschungsinitiativen erfolgreich eingeladen, am Standort Zöbelboden zu kooperieren: Waldschadensbeobachtungssystem (WBS) der Forstlichen Bundesversuchsanstalt (FBVA), Hintergrundmessstellennetz lt. Immissionsschutzgesetz-Luft (Umweltbundesamt) und Ozongesetz, Messnetz „Persistente organische Schadstoffe in Waldökosystemen“ (Umweltbundesamt), Biomonitoring-Messnetz des EMEP-Moosprogrammes (UN-ECE), Netzwerk Umweltforschung – Knoten Ökosystemforschung und Umweltmonitoring, Isotopenmessnetz (WGK), Messnetz „Schadstoffe im Niederschlag“ (Umweltbundesamt), Samenmonitoring (FBVA), Pollenmonitoring (FBVA), European Network for Research into Forest, Biomonitoring mit Welschem Weidelgras (Inst. f. Agrarökologie), Hintergrundstandorts-Messnetz zur Untersuchung epikutikulärer Wachsstrukturen (Umweltbundesamt), Hydrografischer Dienst OÖ.

7.10.4 Ergebnisse ausgewählter Untersuchungen

7.10.4.1 Stoffeinträge

Der jährliche **Regen- und Schneeeintrag (nasse Deposition)** an Stickstoff ($\text{NO}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$) beträgt im Fichten-Bestand 20 bis 23 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ und auf der Freifläche 15 bis 18 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$. Die Schwefel-einträge ($\text{SO}_4\text{-S}$) erreichen ca. 10 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ im Fichten-Bestand und ca. 8 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ auf der Freifläche. Damit liegt der Zöbelboden innerhalb der Bandbreite der für die nördlichen Kalk(vor)alpen zu erwartenden Einträge im oberen Bereich. Für die Zone zwischen Salzburg und der Ostgrenze Oberösterreichs werden aber auch an anderen Messstellen relativ hohe Depositionswerte festgestellt. Und nach der flächigen Modellierung der Nassdeposition für Österreich (SCHNEIDER, 1998) zählt die Zone des Reichraminger Hintergebirges zu den Gebieten mit den größten Belastungen (Stickstoffeinträge 20-24 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$). Die Daten des Zöbelbodens zeigen auch eine gute Übereinstimmung mit Depositions-Pilotmessungen während der Vegetationszeit im Rahmen eines Forschungsprojektes der Karstforschung des Nationalparks Kalkalpen (KATZENSTEINER, 2000).

Bereits die Stickstoffeinträge durch Regen und Schnee *überschreiten* die aktuellen UN-ECE-Grenzwerte (Critical Loads; POSCH et al., 1999). Der Schwellenwert für Eutrophierung durch Stickstoff liegt bei 11,6 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$, wird also um ca. 100 % überschritten. Obwohl der Zöbelboden auf basischem Grundgestein liegt, also für Versauerung insensitiv sein sollte, wird der Grenzwert für Versauerung durch Stickstoff (24,4 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$) fast erreicht. Nur der Schwellenwert für Versauerung durch Schwefel (17,3 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$) wird von der Komponente der Regen- und Schneedeponation deutlich unterschritten. Lokale, kleinstandörtlich bedingte Versauerungstendenzen konnten im Zuge des Biomonitorings von Flechten und Moosen bestätigt werden (s. u.).

Bei der Beurteilung der Versauerungstendenzen durch die Faktoren Schwefel und Stickstoff anhand des „Critical Loads“-Konzeptes ist zudem zu berücksichtigen, dass bei Erreichen des Faktor-spezifischen Schwellenwertes durch einen der beiden Faktoren, der jeweils andere Faktor eigentlich Null sein müsste, um den Schwellenwert für Versauerung in Summe nicht schon zu überschreiten.

Die Deposition an Cd und Pb unterscheidet sich zwischen Bestand und Freiland nur gering und beträgt 2-4 $\text{g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ (Cd) bzw. 18-29 $\text{g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ (Pb).

Zur **Gesamtdeposition** einer Fläche sind jedoch auch noch **andere Depositionsformen**, nämlich die okkulte Deposition (Nebel, Wolkeninterzeption), die trockene Deposition, die Staubdeposition (partikuläre Deposition) und punktförmig erhöhte Stoffeinträge durch Stammablauf (Wasser, das an Baumstämmen abläuft) hinzuzufügen. Vergleichbare Studien im Tiroler Kalkalpin (KALINA et al., 1998) kommen zum Schluss, dass **trockene bzw. okkulte Deposition** beim Schwefel bis zu 8 bzw. 26 %, beim Stickstoff bis zu 22 bzw. 26 % zur Gesamteintragsmenge beitragen. Die bisherigen Messungen der okkulten Deposition am Zöbelboden lassen aufgrund der N- und S-Konzentrationen der Nebelproben ähnliche Ergebnisse erwarten. Aktuelle Modellierungen der trockenen Deposition für ganz Österreich durch das Umweltbundesamt (PLACER & SCHNEIDER, 2001) weisen für den Bereich des Zöbelbodens Schwefel-Einträge von $3,8 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ und Stickstoffeinträge von $3,6 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ aus.

Da Niederschlagsproben vor der Analyse aus methodischen Gründen gefiltert werden müssen, werden die partikulär gebundenen Stoffeinträge den Eintragsrechnungen aus der Regen- und Schneedeponition systematisch entzogen. Pilotuntersuchungen der **partikulären Deposition** (BUXBAUM, 2001) aus den Filterrückständen der Niederschlagsproben ergaben mittlere Gesamt-Staubeinträge von $24 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. Die Fraktion kleiner $20 \mu\text{m}$ erreichte $14 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. bei Belastungsspitzen in den Monaten März und April. Damit liegt der Zöbelboden in der Kategorie I (Erholungsgebiete; $< 80 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ Jahresmittelwert) nach der Beurteilungsskala des Hygieneinstitutes II der Universität Innsbruck (AMT DER NIEDER-ÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG, 1995).

Die Staubkonzentration der Luft (PM-10, Staub mit einem Stokeschen Äquivalentdurchmesser von $< 10 \mu\text{m}$) betrug im Mittel $9 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, einem für Reinluftgebiete charakteristischen Wert (Grenzwert lt. IG-L-Novelle: $40 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ als JMW). Von großer Bedeutung ist jedoch der Anteil, den die partikuläre Deposition an der gesamten Stoffdeponition im Projektgebiet hat. Diese beträgt generell ca. 30 % der Stoffeinträge aus den Regen- und Schneeproben. Für die Schwermetalle liegt der Anteil für Pb, Cr und Cu mit bis zu 50 % und für Cd mit bis zu 80 % sogar noch deutlich höher. Die Schwermetallgehalte der Stäube sind gegenüber den natürlichen (geogenen) Konzentrationen deutlich erhöht. Rasterelektronische Untersuchungen der Staubdeponition am Zöbelboden ergaben auch wichtige Hinweise auf deren Herkunft: So konnten Schlackekügelchen aus industriellen Hochtemperaturprozessen identifiziert werden, wie sie GRUBER (1981) als Bestandteile von Linzer Flugstäuben beschrieb. Dieser äußerst feine Staub ($\varnothing < 2 \mu\text{m}$) kann aber auch aus noch weiter entfernten Industriegebieten Europas stammen.

Zumal die Niederschlagsmengen (mit denen die Gesamtdeponition stark korreliert ist) am Zöbelboden nicht die im Nationalpark Kalkalpen möglichen Maxima erreichen, der Standort mäßig exponiert liegt und die Stoffeinträge aus der Regen- und Schneedeponition durch die anderen Depositionskomponenten noch um mindestens 50 % zur Gesamtdeponition ergänzt werden, ist damit zu rechnen, dass in der Region Stickstoffeinträge bis ca. $30 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ stattfinden und die Schwefeleinträge dem UN-ECE-Grenzwert von $17,3 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ nahe kommen. Im Untersuchungszeitraum bis 1998 zeigen die Jahressummendeponitionen von Stickstoff und Schwefel keinen klaren Trend.

7.10.4.2 Luftqualität

Die **Ozonbelastung** weist den Zöbelboden als Hintergrundstandort mit einem für nordalpine Mittelgebirgslagen charakteristisch hohen Belastungsniveau aus. Sowohl die „Critical Levels“ der UN-ECE für die kumulative Ozonbelastung AOT40 (**A**ccumulated exposure **O**ver **T**hreshold of 40 ppb) als auch Schwellen- und Zielwerte der EU (EU-RL 92/72/EWG) und des österr. Immissionsschutzgesetzes-Luft (IG-L) werden in hohem Ausmaß überschritten (vgl. Kap. 2.4.3).

Der „Critical Level“ des AOT40 für Wald (10.000 ppb-Stunden, berechnet über den Zeitraum April bis September für Tageslichtstunden) wurde in den Jahren 1996 bis 1999 um 5.600 bis 9.300 ppb-Stunden überschritten (bei steigender Tendenz). An 199 bis 280 Tagen pro Jahr kam es in diesem Zeitraum (bei kontinuierlicher Zunahme) zu Überschreitungen des Schwellenwertes zum Schutz der Vegetation lt. EU-RL 92/72/EWG von $0,065 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ (32,5 ppb) als Tagesmittelwert (TMW). An 42 bis 51 Tagen pro Jahr lagen die Ozon-Werte des Zöbelbodens über dem Zielwert zum Schutz der menschlichen Gesundheit laut Immissionsschutzgesetz-Luft von $0,110 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ (55 ppb) als 8-Stunden-Mittelwert.

Bei der Ozonbelastung des Zöbelbodens sind Schäden an der Vegetation und Zuwachsbeeinträchtigungen zu erwarten. Die Ozonbelastung weist ein für diese Höhenlage typisches Niveau und Muster auf und wird durch das großflächige Belastungsbild bestimmt, im Falle höher belasteter Episoden durch Ozontransport aus dem Alpenvorland, wo im Lee von Wien, Linz oder München regional stärkere Ozonbildung stattfinden kann (vgl. u. a. BAUMANN et al. 1996; SPANGL, 1998; SPANGL, 2001). Die maximalen 3-Stunden-Mittelwerte lagen um $0,18 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ (90,2 ppb). Lokale photochemische Ozonbildung dürfte kaum eine Rolle spielen.

Die **Belastung durch SO_2 und NO_2** ist im österreichweiten Vergleich niedrig (SPANGL, 2001), sodass der Zöbelboden hinsichtlich der SO_2 - und NO_2 -Belastung als Hintergrundgebiet einzustufen ist. Die **NO_2 -Belastung** wird am Zöbelboden durch Transport aus dem Alpenvorland bestimmt. Episoden erhöhter Belastung treten bevorzugt bei hoch reichenden Inversionslagen auf sowie im Zuge der Auflösung von tiefer gelegenen Inversionen mit Schadstoffanreicherung im Ennstal. Die maximalen Halbstundenmittelwerte (HMW) lagen am Zöbelboden bei $0,09 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$. Die **SO_2 -Belastung** wird von Ferntransport aus den nördlichen und östlichen Nachbarstaaten dominiert, welcher über das Weinviertel und das Alpenvorland in abgeschwächter Form auch die nördlichen Kalkalpen und den Zöbelboden erreicht, wo die maximalen HMW bei $0,07 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ und die maximalen Tagesmittelwerte bei $0,04 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ lagen.

7.10.4.3 Flechten als Bioindikatoren für die Immissionssituation

Nach einer Grundinventur im Jahr 1993 (HOFMANN, 1996) fand 1999 die erste Wiederholungsinventur der Flechten des Zöbelboden statt (TÜRK et al., 2001). Das standardisierte Bioindikationsverfahren beruht vor allem auf der hohen Empfindlichkeit der Flechten gegenüber sauren Luftverunreinigungen. Von großem Interesse waren die Veränderungen im 6-jährigen Untersuchungszeitraum.

Es konnte eine Verschlechterung des Zustandes der Flechtenvegetation festgestellt werden: Auf der ganzen Fläche treten Belastungen durch Luftschadstoffe auf, wobei die meisten Probepunkte den Zonen 2-4 in der 5-stufigen Skala (1 = unbelastet, 5 = sehr stark belastet) zuzuordnen sind.

Dabei unterscheidet sich die Situation sehr deutlich nach Exponiertheit, lokaler Geländeform (vgl. Abb. 14) und Seehöhe: Am Hochplateau (auf ca. 900 m Seehöhe) bewirkt die starke Exponiertheit (Witterungsextreme und Immissionen) eine Zuordnung zur Zone 2-3 (schwach bis mittel belastet). Deutlich begünstigt sind geschützte Mittelhanglagen (500-600 m) und Oberhänge (Zone 2), wohingegen die unteren Hangbereiche und exponierteren Mittelhänge mit Zone 3-4 (mittel bis stark belastet) die stärksten Schäden aufweisen. Die bereits erwähnten häufigen Inversionslagen, die zu einer stärkeren (Nebel-)Belastung der tiefer gelegenen Bereiche durch Schadstoffe aus dem Ennstal und dem Alpenvorland führen (Verkehr, Hausbrand) sind sehr wahrscheinlich für diese Schäden verantwortlich.

Das Flechtensterben am Zöbelboden ist nach parallelen Untersuchungen in den salzburgischen Randalpen (600-1.200 m) keine Ausnahme, sondern passt zum allgemeinen Trend der Region: nach einer kurzen Erholungsphase an der Wende von den 80er zu den 90er Jahren kam es an vielen Standorten in den letzten 3 Jahren zu einem totalen Zusammenbruch der Flechtenvegetation. Flechten akkumulieren Schadstoffe so lange, bis die grundsätzlich langlebigen Wuchskörper absterben. Danach kommt es zum Aufbau neuer Populationen, die erneut viel zu früh zusammenbrechen. Davon sind auch Flechtengesellschaften auf günstigsten Standorten (den mineralstoffreichen Borken von Esche oder Bergahorn) betroffen.

7.10.4.4 Monitoring von Moosen

Moose finden im Integrated Monitoring als standardisierte Bioindikatoren zur Reaktionsindikation (Monitoring von Versauerungstendenzen als Folge von Immissionseinflüssen) und als passive Akkumulationsindikatoren (Erfassung der atmosphärischen Schwermetalldeposition) Verwendung. 1998 erfolgte die erste Folgeerhebung (ZECHMEISTER, 1999) zur Basisinventur der **Reaktionsindikation** von 1992. Sowohl epiphytische Moose (an Baumstämmen wachsend) als auch Moose im Stammabflussbereich und direkt am Boden wurden untersucht und 179 Moosarten identifiziert.

Insgesamt hat der Moosbewuchs im Untersuchungszeitraum geringfügig abgenommen. Bei den epiphytischen Aufnahme­flächen stieg der Anteil von euryöken („Generalisten“), feuchtigkeitsliebenden und immissionsresistenten Arten. In den Moosplots (Stammablauf, Boden) nahmen Stickstoffzeiger und Versauerungsindikatoren zu. Einzelne Ausfälle von stenöken Arten („Spezialisten“) wurden durch das neue Auftreten von anderen, ebenfalls stenöken Arten ausgeglichen. Besonders auf Baumarten mit Borken, die Nährstoffe gut speichern (z. B. Esche), konnten die Moose den Konkurrenzvorteil nutzen und ihren Flächenanteil zu Ungunsten der Flechten ausdehnen. Das deckt sich mit den Ergebnissen der Flechteninventur (vgl. Kap. 7.10.4.3), aus der sich ebenfalls Hinweise auf Eutrophierung ergaben. Eine weitere Übereinstimmung fand sich in Bezug auf die räumliche Differenzierung der Entwicklung innerhalb des Projektgebietes: die Veränderung der Moosvegetation vor allem im Stammabflussbereich von Buchen weist auf verstärkten Eintrag von versauernden Schadstoffen in den tiefen Hanglagen hin.

Das Monitoring der **Schwermetalleinträge** konnte dank der Kooperation mit dem europaweiten Schwermetallmonitoring in Moosen im Rahmen von EMEP im Jahr 1998 schon zum dritten Mal stattfinden (davor: 1992, 1995). Die Konzentration aller überwiegend fernverfrachteten und anthropogenen Schwermetalle (Pb, Cd, Hg, Zn) ist in den Moosen im Untersuchungszeitraum angestiegen. Diese Entwicklung deckt sich mit den österreichweiten Daten der Region des nördlichen Randstaus. Hinsichtlich der Fragestellung der räumlichen Variabilität innerhalb des kleinen Projektgebietes konnten auch bei dieser Untersuchung markante Unterschiede zwischen den Hang- und Plateaulagen festgestellt werden (deutlich höhere Werte in den NW-exponierten Hanglagen).

Über empirische Faktoren kann aus dem Zuwachs der Moose im Untersuchungszeitraum und den Schwermetallkonzentrationen die Summendeposition von Schwermetallen berechnet werden. Die Ergebnisse weisen den Zöbelboden (Cd: $0,8\text{--}3,6 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$; Pb: $16\text{--}35 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$) auch innerhalb der Region des nördlichen Randstaus (Mittelwerte Cd: $0,6 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$; Pb: $15 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$) als deutlich belastet aus.

In Summe belegen die Moosinventuren die relativ starke Belastung des Zöbelbodens und die kritische Situation des Randalpins als Depositionsenke. Im Untersuchungszeitraum von 6 Jahren gibt es deutliche Hinweise auf die eutrophierende Stickstoffbelastung.

7.10.4.5 Bedeutung der Koppelung von immissionsökologischen Bioindikationsmethoden und analytischen Erhebungen der Stoffeinträge

Die Erhebungen der einzelnen Depositionsformen für sich alleine hätten sehr unterschiedliche Beurteilungen der Belastungssituation am Zöbelboden ergeben. Im Gegensatz dazu ermöglicht die Verwendung von Bioindikatoren wie Flechten und Moosen integrative Aussagen über die Gesamtbelastung, da zwischen den einzelnen Eintragsformen und anderen Stressoren nicht unterschieden wird. Die nach Aufsummieren über die einzelnen Depositionsformen erheblichen Schadstoffdepositionen am Zöbelboden finden jedoch in den Ergebnissen der Flechten- und Moosinventuren unmittelbar einen deutlichen Niederschlag.

Parallele Messungen aller Depositionsformen vorausgesetzt, liegt der Vorteil analytischer Messungen in der exakten Quantifizierbarkeit der Gesamtbelastung im Nahbereich der Messpunkte, nachteilig sind die hohen Kosten der Einzelmessungen und die Unmöglichkeit, die räumliche Variabilität durch eine entsprechende Anzahl von Wiederholungen abzuklären. Demgegenüber erlauben Bioindikationsmethoden eine vergleichsweise billige und rasche Beurteilung der Gesamtbelastung an einer Vielzahl von Punkten, mit den Einschränkungen, dass die Unterscheidung der Wirkung von Einzelstressoren schwierig und damit Trends oft nicht klar zuordenbar sind.

Im Integrated Monitoring werden beide Verfahren effektiv gekoppelt, um sowohl absolute Zahlen als auch Aussagen über die Repräsentativität dieser Zahlen für die nähere Umgebung zu erhalten. Von hohem Wert für die Methodenentwicklung in der Umweltkontrolle sind die Standorte des Integrated Monitoring durch die Möglichkeit der wechselseitigen Validierung der Verfahren.

Das betrifft am Beispiel der Moose die empirischen Anreicherungsfaktoren für die Berechnung der Summendepositionen einzelner Schwermetalle anhand der 3-jährlich geworbenen Moosproben. Der Zöbelboden ist der einzige Standort in Österreich, an dem durch Messungen der tatsächlichen Schwerme-

taldepositionen und paralleles Biomonitoring mit Moosen eine solche Validierung vorgenommen werden kann. Die beste Übereinstimmung ergab sich für die Blei-Deposition: der aus den Moosen errechnete Wert lag bei 88 % der aus der Freilanddeposition analytisch ermittelten Deposition. Ansonsten unterschätzen die Moose als Akkumulationsindikatoren die tatsächliche Schwermetalldeposition deutlich. Cu und Zn werden um ca. 50 % unterbewertet, Cr und Cd um bis zu 90 %.

Die ständige Weiterentwicklung und Standardisierung von Bioindikationsverfahren ist für die Umweltkontrolle wegen des günstigen Kosten-Nutzen-Verhältnisses von hohem Interesse.

7.10.5 Beurteilung und Handlungsbedarf

Die Daten des Ökosystemmonitorings am Zöbelboden belegen, dass im Kernraum Österreichs Stickstoff- und Schwefeldepositionen stattfinden, die die geltenden Grenzwerte deutlich überschreiten. Je nach Schadstoff spielen sowohl regionaler als auch grenzüberschreitender Ferntransport eine Rolle. Die ökosystemare Wirkung dieser Stoffeinträge betrifft mit den Moosen und Flechten bisher Pflanzengruppen, die europaweit als Bioindikatoren für Immissionen eingesetzt werden. Während die Moose zunehmende Eutrophierung indizieren, kam es zwischen 1993 und 1999 zu einem regelrechten Einbruch der Flechtenvegetation. Die Ozonbelastung liegt – wie in den meisten Mittelgebirgslagen Österreichs – weit über dem Grenzwert, ab dem Schäden an der Vegetation und Beeinträchtigungen des Holzzuwachses zu erwarten sind. Dies bestätigt den dringenden Handlungsbedarf zur Reduktion der Stoffeinträge und Ozonbelastung sowohl auf nationaler Ebene als auch durch internationale Maßnahmen.

Von besonderer Bedeutung für die Beurteilung der Gesamtbelastung von Ökosystemen sind ganzjährige Immissionsmessungen quer über alle Depositionsformen (Regen, Schnee, Staub, Nebel, Gase, Stammablauf). Untersuchungen an einzelnen Medien führen zu einer systematischen Unterschätzung der tatsächlichen Belastung. Das gilt insbesondere für montane und alpine Standorte. Die Untersuchungen am Zöbelboden bestätigen die Notwendigkeit von Referenzflächen mit quantitativen Depositionsdaten für die Validierung von flächigen Modellen zur Gesamtdeposition. Die Entwicklung wirkungsbezogener Grenzwerte (Belastungen, die unter dem Aspekt der Nachhaltigkeit gerade noch toleriert werden können) erfordert parallel zur Erfassung der möglichen Stressoren das simultane Langzeitmonitoring der wichtigsten Ökosystem-Segmente. Dabei sind Veränderungen in der Zeit je nach Sensibilität des jeweiligen Segments kurz- bis mittelfristig (Flechten, Kronenzustand) oder erst langfristig (Bodenchemismus, Qualität von Quellwässern) zu erwarten. Auch die Entwicklung und Validierung von Modellen zum Status von Ökosystem-Segmenten (Bodenentwicklung, Waldzustandsentwicklung ...) benötigt intensiv untersuchte Langzeit-Referenzflächen. Für die Herstellung von Ursache-Wirkungsbeziehungen sind darüber hinaus hohe Informationsdichten quer über die unterschiedlichsten Medien unabdingbar (Synthese einer Vielzahl von Einzelmessungen). Diese hohen Informationsdichten bieten einen erstklassigen Anknüpfungspunkt für die Ökosystemforschung, die selbst wieder zur Optimierung des Monitorings beiträgt.

Die hohe räumliche Dichte der Untersuchungen innerhalb der Integrated Monitoring-Fläche ermöglicht einerseits die Evaluierung der Repräsentativität von Messungen an zufällig gewählten Einzelpunkten in diesem Naturraum (allg. Problem von Umweltmonitoring-Messnetzen), andererseits im Verbund mit Inventurdaten aus der Region das sog. „upscaling“, die Abschätzung der Aussagekraft der Ergebnisse für die weitere Umgebung.

Insgesamt besteht hoher Bedarf nach einer größtmöglichen Harmonisierung der nationalen Monitoringsysteme und -netzwerke untereinander und mit der ökosystemaren Langzeitforschung. Nur Kooperationen auf Standortebene und auf der Basis konkreter, gut dokumentierter Datenbestände eröffnen den Weg in jene Synopsen, die Antwort auf dringende Fragen wie gesicherte Ursachen-Wirkungsbeziehungen und daraus abgeleitete wirkungsbezogene Grenzwerte geben können.

Literatur

- ALLINGER-CSOLLICH, W.; HACKL, J.; HECKL, F.; HOCHBICHLER, E.; SCHWARZBAUER, P.; SCHWARZL, B. (2000): Papierrecycling – Wald, Darstellung möglicher Zusammenhänge. Umweltbundesamt (Hrsg.), Monographie, M-131. Wien. (in Druck).
- AMT DER NIEDERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG (1995): Immissionskataster Niederösterreich, Teil 3 Tullnerfeld Voralpengebiet. Amt d. Niederösterr. Landesregierung, Technischer Umweltschutz. Wien.
- ANONYMUS (2000): Bodenschäden – Geraten Steillagen unter Druck? Österreichische Forstzeitung 2/00 S. 6 AIW.
- AUGUSTIN, S.; DEGEN, B.; KRATZ, K.; LOHNER, H.; LORENZ, M.; SCHALL, P.; SCHMIEDEN, U. & SCHWEIZER, B. (1997): Ausweisung der Waldschadensforschungsergebnisse (1982-1992) zur Aufklärung komplexer Ursache-Wirkungsbeziehungen mit Hilfe systemanalytischer Methoden. Umweltbundesamt Berlin, Berichte 6/97; Erich Sachmidt Verlag. Berlin.
- BAUMANN, R.; GRÖSSLINGER, E.; RADUNSKY, K.; SCHNEIDER, J. & SPANGL, W. (1996): Bodennahes Ozon in Österreich. Bestandsaufnahme und Maßnahmen, Umweltbundesamt (Hrsg.), Bericht, BE-963. Wien.
- BGBL 414/1994: Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen samt Anlagen. Bundesgesetzblatt der Republik Österreich.
- BINDER, B. (1991): Hilfstafeln zur Erhebung und Bewertung von Schältschäden an Fichte. Forstliche Bundesversuchsanstalt. Eigenverlag. Wien.
- BLAB, J.; KLEIN, M. & SYSMANK, A. (1995): Biodiversität und ihre Bedeutung in der Naturschutzarbeit. In: Natur und Landschaft, 70. Jg. Heft 1.
- BMLF (1998a): Beschlüsse und Resolutionen der Dritten Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft. Wien.
- BMLF (1998b): Österreichischer Waldbericht 1996. Wien.
- BMLF (1999): Wildschadensbereich 1998. Wien.
- BMLFUW (2000): Buchpräsentation „Ten Years of Commitment to European Forests“. www.bmlf.gv.at/ge/forst/aktuell.html#B.
- BMLFUW (2001): Naturwaldreservate-Programm. www.bmlf.gv.at/ge/forst/farbeit.htm#naturwald.
- BOLHAR-NORDENKAMPF, H. & LOIBL, W. (2000): Pflanzenphysiologische Untersuchungen zur Evaluierung der baumspezifischen Ozonbelastungskarte unter Berücksichtigung standortsspezifischer Stressfaktormuster. Homepage der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien, <http://fbva.forvie.ac.at/600/1013.html>.
- BRÜNIG, E. & MAYER, H. (1989): Waldbauliche Terminologie. IUFRO-Gruppe, Institut für Waldbau, Universität für Bodenkultur, Wien.
- BUNDESAMT FÜR UMWELT, WALD UND LANDSCHAFT (2000): Entscheidungshilfe bei Sturmschäden im Wald. www.buwal.ch/forst/lothar/sturm.htm. Bern.
- BURGER, H.; DOGAN-BACHER, H.; JAWECKI, B. & REIS, V. (2001): Luftbildbearbeitung zur Kronenzustandsinventur und Biotopkartierung Zöbelboden 2000. Umweltbundesamt (Hrsg.), Integrated Monitoring, IM-Rep-23. Wien. (in Bearbeitung).
- BURSCHEL, P. (1993): Gefordert sind Forst- und Holzpartie, denn nichts geht ohne sie! Allg. Forstzeitung 14: 717-720.
- BUXBAUM, I. (2001): Umweltgeologische Bewertung der Staubdeposition am Integrated Monitoring Standort „Zöbelboden“ (Reichraming, OÖ). Diplomarbeit, Universität Wien.
- DAXNER, P.; GUTMANN, A.; HAGER, H.; KROIHER, F.; SAGL, W.; STAMPFER, K. & STERBA, H. (1999): Naturnahe Waldwirtschaft und deren Auswirkungen auf das Ökosystem Wald; eine ökologische, waldwachstumskundliche, forsttechnische und sozioökonomische Studie. Endbericht; Universität für Bodenkultur, Institut für Waldwachstumsforschung. Wien.
- DEUTSCHER BUNDESTAG (2000): Bericht der Bundesregierung zum Jahresgutachten 1998: „Welt im Wandel – Strategien zur Bewältigung globaler Umweltrisiken“ des Wissenschaftlichen Beirats der Bundesregierung Globale Umweltänderungen. Unterrichtung durch die Bundesregierung. Drucksache 14/3285.
- DICK, G.; DVORAK, M.; GRÜLL, A.; KOHLER, B. & RAUER, G. (1994): Vogelparadies mit Zukunft? Ramsar-Gebiet Neusiedler See – Seewinkel. Umweltbundesamt (Hrsg.). Wien: 239-253.

- EICHHORN, K. (1993): Bodenverdichtung durch Forstmaschinen. Universität für Bodenkultur Diplomarbeit. Wien.
- FAO (1999): State of the World's Forests. Rom. www.fao.org.
- FBVA – FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT (1983): Instruktionen für die Feldarbeit der Österreichischen Forstinventur 1981-1985. Wien.
- FBVA-FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT (1992): Österreichische Waldbodenzustandsinventur. Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien, Bd. 168/I, Bd. 168/II.
- FBVA-FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT (1997): Waldinventur 1992/96. CD-Rom. Wien.
- FÜRST, A. (2000): Österreichisches Bioindikatornetz – Schwefelmissionseinwirkungen 1999-Grundnetz. BIN-S 117/2000, Forstliche Bundesversuchsanstalt, Wien.
- FÜRST, A. & STEFAN, K. (1999): Österreichisches Bioindikatornetz – Ergebnisse der Schwefelanalysen der Probenahme 1998 und Vergleich der Resultate der von 1983-1998 und von 1985-1998 bearbeiteten Probenpunkte. BIN-S 116/1999, Forstliche Bundesversuchsanstalt, Wien.
- GEPP, J. (Hrsg.) (1994): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie. Wien.
- GLÜCK, P. (1994): Entstehung eines internationalen Waldregimes. Centralblatt für das ges. Forstwesen, 111. Jg.: 75-92.
- GRABHERR, G.; KOCH, G.; KIRCHMEIER, H. & REITER, K. (1998): Hemerobie österreichischer Waldökosysteme. Österreichische Akademie der Wissenschaften; Universitätsverlag Wagner. Innsbruck.
- GRATZER, G. (1997): Wissenschaftliche Bearbeitung der Bodenuntersuchungen am Zöbelboden 1992-1996. Umweltbundesamt (Hrsg.), Integrated Monitoring, IM-Rep-08. Wien.
- GRUBER, P. (1981): Der chemische und mineralogische Aufbau der Stäube im Linzer Raum. Naturk. Jb. d. Stadt Linz, Bd. 27: 169-281.
- GRÜNANGER, E. & MIRTL, M. (1996): Bericht zum internationalen „MORIS“-Workshop am 23.10.1996. Umweltbundesamt (Hrsg.), Integrated Monitoring, IM-Int-06. Wien.
- HECKL, F. (1999): Vor zwei Jahren begann die Forstwirtschaft. Österreichische Forstzeitung 6/99.
- HEINIMANN, H. R. (1999): Logistik der Holzproduktion – Stand und Entwicklungsperspektiven. Forstwissenschaftliches Centralblatt 1/99 S. 24-38.
- HOFMANN, P. (1996): Immissionsbezogene Flechtenkartierung am Zöbelboden 1993. Umweltbundesamt (Hrsg.), Integrated Monitoring, IM-Rep-02. Wien.
- IPCC (2000): Land use, land use change and forestry. Cambridge University Press. Cambridge.
- IUFRO (2000a): <http://iufro.boku.ac.at/iufro/silvavoc>.
- IUFRO (2000b): Forests in Sustainable Mountain Development: A State of Knowledge Report for 2000. Hrsg.: M.F. Price und N. Butt, CABI Publishing.
- KALINA, M.; ZAMBO, E.; PUXBAUM, H. (1998): Assessment of Wet, Dry and Occult Deposition of Sulfur and Nitrogen at an Alpine Site. Environmental Science and Pollution Research, Special Issue No. 1, 1998.
- KARNER, E.; MAUERHOFER, V. & RANNER, A. (1997): Handlungsbedarf für Österreich zur Erfüllung der EU-Vogelschutzrichtlinie. 2. Auflage. Umweltbundesamt (Hrsg.), Report, R-144. Wien.
- KATZENSTEINER, K. (2000): Wasser- und Stoffhaushalt von Waldökosystemen in den Nördlichen Kalkalpen. Manuskript für die Forstliche Schriftenreihe der Universität für Bodenkultur, Habilitationsschrift. Inst. f. Waldökologie, 06-2000. Wien.
- KEIMEL, T. (1999): Hydrogeologische und umweltgeologische Untersuchungen zur Vorbereitung von Tracerversuchen in einem dolomitischen Kleinzugsgebiet in den nördlichen Kalkalpen. Diplomarbeit, Universität Wien.
- KÖRNER C.; SCHILCHER, B. & PELAEZ-RIEDL, S. (1993): Vegetation und Treibhausproblematik: Eine Beurteilung der Situation in Österreich unter besonderer Berücksichtigung der Kohlenstoff-Bilanz. In: ÖAW (Hrsg.): Anthropogene Klimaänderungen: Mögliche Auswirkungen auf Österreich – mögliche Maßnahmen in Österreich. Dokumentation, Österreichische Akademie der Wissenschaften, 6.1-6.46. Wien.
- KREHAN, H. (1999): Rosskastanien-Miniermotte – Entwicklung 1999. Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien. www.fbva.bmf.gv.at/inst4/entomologie/miniermotte/miniermotte99.html.

- KRISTÖFEL, F. (2000): Ergebnisse der terrestrischen Kronenzustandserhebungen im Rahmen des WBS für das Jahr 2000. <http://fbva.forvie.ac.at/500/1308.html>.
- LACKNER, C. (1998): Bodenbelastungen einfach bestimmen. Österreichische Forstzeitung 6/99 S. I AIW.
- LACKNER, C. (1999): Der einäugige Hannibal im Plenterwald. Österreichische Forstzeitung 8/99 S. 4-5 AIW.
- LEXER, W. (1999): Anforderungsprofil für einen zeitgemäßen Waldbau. Österreichische Forstzeitung 9/99.
- LEXER M. J.; HÖNNINGER, K.; SCHEIFINGER, H.; MATULLA, Ch.; GROLL, N.; KROMP-KOLB, H.; SCHADAUER, K.; STARLINGER, F. & ENGLSICH, M. (2001): The sensitivity of the Austrian forests to scenarios of climatic change – a large-scale risk assessment. Umweltbundesamt, Monographie, M-132. Wien.
- LIAISON UNIT VIENNA (2000): Participants & Observers. <http://www.minconf-forests.net/Participants/Participants.htm>.
- LICK, H. & DORFER, A. (1998): Schwermetallbelastung der Wälder in der Steiermark. In: Amt der Steiermärkischen Landesregierung – Fachabteilung für das Forstwesen (Hrsg.): Der Zustand des Steirischen Waldes 1996/97. Graz. 34-52.
- LOIBL, W.; KOPCSA, A. & ZÜGER J. (1999): Critical Levels Karten für Ozon für ausgewählte Waldgebiete: Berechnung eines modifizierten AOT40 Level II – Ozonaufnahme abhängig von Witterungsbedingungen. OEFZS-S-0042, Exemplar 7, Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf.
- MAYER, H. (1987): Natürliche Waldgesellschaften Österreichs als waldbauliche Entscheidungsgrundlagen. In: Österreichisches Forstjahrbuch. Agrarverlag. Wien.
- MAYER, P. & MASOPUST, Y. (1999): Der Gesamteuropäische Forstministerprozess. Österreichische Forstzeitung 2/99, S. 8-9.
- MIRTL, M. (1996): Kurzbeschreibung des Integrated Monitoring in Österreich. Umweltbundesamt (Hrsg.), Integrated Monitoring, IM-Rep-01. Wien.
- MOSANDL, R. & FELBERMEIER, B. (1999): Auf dem Weg zum naturnahen Wald. Allgemeine Forstzeitung 17/99, S. 910-914.
- MOSEER, O. (1999): Der Wildschadensbericht: Waffe oder Pflichtübung? Österreichische Forstzeitung 8/99, S. 14-15.
- MÜLLER, F. (1999): Waldbauziele der neuen forstlichen Förderungsrichtlinie, Österreichische Forstzeitung 3/99.
- OESTEN, G. (1998): Europäer lernen von Tropenländern: Nationale Forstprogramme als Wegbereiter für international verbindliche Waldkonvention. Pressemitteilung zu einer Tagung vom 17.-20.5.1998 in Freiburg. www.uni-freiburg.de/univ/3w/service/pre/prmit/mai98/forsttag.
- PETRAK, M. (1996): Der Mensch als Störgröße in der Umwelt des Rothirsches. Zeitschrift für Jagdwissenschaft Bd. 42, S. 180-194. Bonn.
- PFISTER, A. & KREHAN, H. (2000): Borkenkäfersituation 2000. Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien. www.fbva.bmlf.gv.at/inst4/entomologie/borkenkaefer/flug00/fl00.html
- PLACER, K. & SCHNEIDER, J. (2001): Modellierung der trockenen Deposition in Österreich 1998. Umweltbundesamt (Hrsg.). Wien. (in Arbeit).
- POLLANSCHÜTZ, J. (1995): Bewertung von Verbiss und Fegeschäden – Hilfsmittel und Materialien. Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Nr. 169/1995. Wien.
- POSCH, M.; DE SMET, P.A.M.; HETTELINGH, J.-P. & DOWNING, R.J. (1999): Calculation and Mapping of Critical Thresholds in Europe: Status Report 1999. RIVM, Bilthoven, The Netherlands. RIVM Report No. 259101009, ISBN No. 90-6960083-8.
- PRETZSCH, H. (1996): Strukturvielfalt als Ergebnis waldbaulichen Handelns. Allg. Forst u. Jagd Ztg., 167 Jg.: 213-221.
- PRÖLL, W. (1999): Lösen Raupenharvester das Gebirgswaldproblem? Österreichische Forstzeitung 5/99 S. 6-7 AIW.
- RANNER, A.; GANSTERER, A. & WINKLER, I. (1995): Greifvogelerhebung Niederösterreich. Endbericht über eine Probeuntersuchung 1993 in einigen Jagdrevieren im politischen Bezirk Mistelbach. Umweltbundesamt (Hrsg.), Report, R-116. Wien.
- REIMOSER, F. (1991): Wildprobleme bei der Waldsanierung. In: Waldsanierung Ideen – Vorschläge – Lösungen. Beiträge zur Hochschultagung der Universität für Bodenkultur Wien. Proc. BOKU, S. 5 Wien.
- REIMOSER, F., REIMOSER, S. (1998): Richtiges Erkennen von Wildschäden am Wald. Zentralstelle Österreichischer Landesjagdverbände. Wien.

- REIMOSER, F., ZANDL, J., REIMOSER, S. (2000): Rehwild-Modellversuch Laab. Österreichische Forstzeitung 7/00, S. 18.
- RIEDEL, A. (1994): Erhebung der Befahrbarkeit von Rückegassen mit Forstschleppern bei verschiedenen Bedingungen. Diplomarbeit. Institut für Forsttechnik – Universität für Bodenkultur. Wien.
- RITTER, M. (1999): Bestandsaufnahme der Emissionen an Treibhausgasen in Österreich von 1980 bis 1998. Umweltbundesamt (Hrsg.), Interner Bericht, IB-618. Wien.
- SCHEIRING, H. (1996): Droht neue Waldweidewelle? Holzkurier Nr. 51-52/1996. Wien. S. 16.
- SCHIELER, K.; BÜCHSENMEISTER, R. & SCHADAUER, K. (1995): Österreichische Forstinventur – Ergebnisse 1986/90. Bericht 92, Forstliche Bundesversuchsanstalt, Wien.
- SCHMIDT, P.A. (1998): Potenzielle natürliche Vegetation als Entwicklungsziel naturnaher Waldbewirtschaftung? Forstwissenschaftliches Centralblatt 4/98 S. 193-205.
- SCHNEIDER, M. (1998a): Generhaltung im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt. In: GEBUREK, T. & HEINZE, B. (1998): Erhaltung genetischer Ressourcen im Wald. ecomed Verlagsgesellschaft. Landsberg.
- SCHNEIDER, T.W. (1998): Der internationale forstpolitische Dialog 5 Jahre nach Rio. AFZ 6/98.
- SCHNEIDER, T.W. (2000): Ergebnisse der 8. Tagung der CSD. Allgemeine Forstzeitung 13/2000, S. 712.
- SCHUME, H. (1997): Vegetationskundliche Charakterisierung des Integrated Monitoring Standortes Zöbelboden. Umweltbundesamt (Hrsg.), Integrated Monitoring, IM-Rep-09. Wien.
- SCHÜTZ, J.-P. (1996): Bedeutung und Möglichkeiten der biologischen Rationalisierung im Forstbetrieb. Schweiz. Z. Forstwes. 147 (1996) 5: 315-349.
- SCHWIND, W. (1984): Der Eifelwald im Wandel der Jahrhunderte. Eifelverein, Stützstr. 2-6, 52349 Düren. ISBN 3-921 805-12-0.
- SONDEREGGER, E. & ENZENHOFER, J. (1994): Umweltgerechte Waldnutzung. Umweltbundesamt (Hrsg.), Monographie, M-49. Wien.
- SPANGL, W. (1998): Ozon in Österreich in den Sommern 1995 und 1996. Umweltbundesamt (Hrsg.), Bericht, BE-137. Wien.
- SPANGL, W. (2001): Dokumentation der Luftgütemessungen des Umweltbundesamtes 1990 bis 1999. Umweltbundesamt (Hrsg.), Bericht, BE-179. Wien. (in Arbeit).
- SPRENGER, A. (1999): Bestandesschonende Holzernte erhöht Planungsaufwand. Österreichische Forstzeitung 5/99 S. 14-15 AIW.
- STATISTIK ÖSTERREICH (2000): Internetseite <http://www.oestat.gv.at/indexde.htm>.
- STERNATH, M. (1990): Der weidgerechte Jäger – Gedanken zu einer zeitgemäßen Jagdethik. In: Phänomen Jäger. Seminar des Instituts für Waldbau. Universität für Bodenkultur, Wien.
- TABEL, U. (1996): Erhaltungsmaßnahmen in der forstlichen Praxis. In: MÜLLER-STARCK, G. (1996): Biodiversität und nachhaltige Forstwirtschaft. Verlag ecomed. Landsberg.
- TOMICZEK, C. & PFISTER, A. (1999): Borkenkäfergefahr nach Harvestereinsatz? Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien. http://fbva.forvie.ac.at/inst4/entomologie/borkenkaefer/bork_nach_Harvester/harvester.html.
- TOMICZEK, C.; KREHAN, H.; CECH, T. & PERNY, B. (2000): Forstschutzsituation 1999 in Österreich. Allgemeine Forstzeitung 7/2000.
- TRIMBACHER, C. & WEISS, P. (1997): Wachsqualität, Nähr- und Schadstoffkonzentrationen von Fichtennadeln – Untersuchungsergebnisse 1995. Umweltbundesamt (Hrsg.), Monographie, M-90. Wien.
- TRIMBACHER, C. & WEISS, P. (2000): Nadeloberflächenparameter und Elementgehalte von Fichtennadeln ausgewählter Industriestandorte. Umweltbundesamt (Hrsg.), Bericht, BE-174. Wien.
- TRIMBACHER et al. (1995): Die Wachsqualität von Fichtennadeln österreichischer Hintergrundstandorte Umweltbundesamt (Hrsg.), Monographie, M-57, Wien.
- TÜRK, R.; SCHUME, H.; MAYER, W. & MATSCHINGER, M. (2001): Immissionsökologische Flechtenkartierung Zöbelboden und multivariate Analyse der Ergebnisse, Wiederholungsinventur 1999. Umweltbundesamt (Hrsg.), Integrated Monitoring, IM-Rep-24. Wien. (in Arbeit).

- TÜXEN, R. (1956): Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. *Angewandte Pflanzensoziologie* 13, 5-42.
- ULRICH, B. (1995): Der ökologische Bodenzustand – seine Veränderung in der Nacheiszeit, Ansprüche der Baumarten. *Forstarchiv* 66.
- ULRICH, B. (1999): Entwicklungsprognosen für Waldökosysteme aus der Sicht der Hierarchietheorie. In: *Forstwissenschaftliches Centralblatt*. Jahrgang 118 (2), 69-128, 5/99. Freising.
- ULRICH, R. (1998): Umweltschonender Einsatz von Forsttechnik – Beschränkung der Schäden an den Waldökosystemen. *Formec'98*. 32. Internat. Symposium Mechanisierung der Waldarbeit. *Forstliche Forschungsberichte* 174. München.
- UMWELTBUNDESAMT (Hrsg., 1996): *Vierter Umweltkontrollbericht*. Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (Hrsg., 1998): *Fünfter Umweltkontrollbericht*. Wien.
- UMWELTRAT (2000): *Umweltgutachten 2000: Aspekte einer dauerhaft umweltgerechten Wald- und Forstwirtschaft*. <http://www.umweltrat.de/>.
- UN-FCCC (1997): *Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change*. Vereinte Nationen. Genf.
- VEROLME, H.J.H. (1999): *Promoting the Ecosystem Approach in International Forest Policy – The Joint Initiative to Address the Root Causes of Forest Loss (Draft)*. Vortrag bei der UN Conference on the Ecosystem Approach for Sustainable Use of Biological Diversity in Trondheim.
- VÖLK, F. (1998): *Alpine Umweltprobleme – Ergebnisse des Forschungsprojektes Achenkirch*. Teil 34. Schälschäden und Rotwildmanagement in Relation zu Jagdgesetz und Waldaufbau in Österreich. *Beiträge zur Umweltgestaltung*; A; Bd. 141. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- WEISS P. (1998): *Persistente organische Schadstoffe in Hintergrund-Waldgebieten Österreichs*. Umweltbundesamt (Hrsg.), Monographie, M-97. Wien.
- WEISS, P. (2001): *Pflanzentoxische organische Schadstoffe und enzymatische Reaktionen in Fichten emittentennaher Standorte Österreichs*. Umweltbundesamt (Hrsg.), Monographie. Wien. (in Arbeit).
- WEISS, P. & TRIMBACHER, C. (1998): *Nadeloberflächenparameter und Elementgehalte von Fichtennadeln ausgewählter Industriestandorte – Gesamtergebnisse 1996*. Umweltbundesamt (Hrsg.), Report, R-154. Wien.
- WEISS, P., SCHRÖDER, P. & MESSNER, B. (2000a): *Pflanzentoxische organische Schadstoffe und enzymatische Reaktionen in Fichten emittentener Waldstandorte Österreichs*. Umweltbundesamt (Hrsg.), Monographie, M-123. Wien.
- WEISS, P.; SCHIELER, K.; SCHADAUER, K.; RADUNSKY, K. & ENGLISCH, M. (2000b): *Die Kohlenstoffbilanz des österreichischen Waldes und Betrachtungen zum Kyoto-Protokoll*. Umweltbundesamt (Hrsg.), Monographie, M-106. Wien.
- WILDBURGER, C. & LEBENITS, R. (1995): *Auswirkungen der Jagd auf den Wald in Österreich*. Umweltbundesamt (Hrsg.), Monographie, M-70. Wien.
- WIMMER, J. (1998) : pers. Mitteilung. Oberösterreichische Umweltschutzanstalt, Linz.
- WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT DER DEUTSCHEN BUNDESREGIERUNG (1996): *Globale Umweltveränderungen*. Springer Verlag, Berlin. www.wbgu.de/wbgu_jg1995_kurz.html.
- WIR – WORLD RESOURCES INSTITUTE (1997): *The Last Frontier Forests: Ecosystems and Economics on the Edge*. WIR Publications. Baltimore.
- ZECHMEISTER, H. (1999): *Wiederholungsinventur der Moose zur Reaktionsindikation und passiven Akkumulationsindikation am Zobelboden 1998*. Umweltbundesamt (Hrsg.), *Integrated Monitoring, IM-Rep-25*. Wien.
- ZEIER, W. & SCHERRER, I. (1997): *Empfehlungen zur Rationalisierung der Holzabfuhr*. Fachgruppe Holztransporte des Schweizerischen Nutzfahrzeugeverbandes (ASTAG). Eigenverlag, Bern.
- ZEILER, H. (1996): *Jagd und Nachhaltigkeit*. Umweltbundesamt (Hrsg.), Monographie, M-73. Wien.
- ZOPF, W., (1999): *Oberösterreich: schrittweise zu tragbaren Wildbeständen*. *Österreichische Forstzeitung* 3/99, S. 44-45.