

## 4. Wälder als Senke anthropogener Schadstoffe

### 4.1 Flächennutzung in Deutschland

Die Fläche der Bundesrepublik Deutschland beträgt 357 028 km<sup>2</sup>. Über die Hälfte davon wird landwirtschaftlich genutzt, während rund 30% bewaldet sind (BMVEL 2003). Ursprünglich bestand der größte Teil des Waldes in Deutschland aus Laubbäumen. Heute hingegen besteht der deutsche Wald zu über 70% aus Nadelhölzern (s. Abbildung 7; KALUSCHE 1996). Ursache für diese deutliche Veränderung der Waldzusammensetzung in Deutschland ist die Holzgewinnung, Waldbeweidung und Streunutzung insbesondere im Einzugsbereich von Siedlungen und Städten im Mittelalter. Zu dieser Zeit wurden die ersten Anweisungen zur pfleglichen Nutzung des Waldes gegeben und

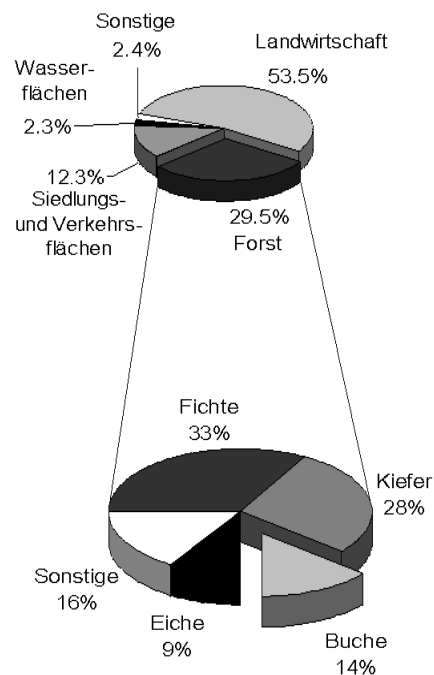


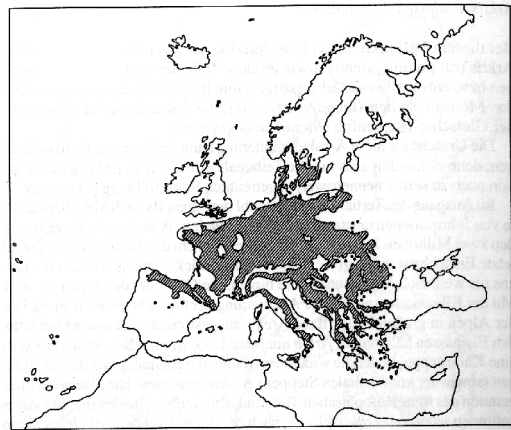
Abbildung 7: Flächennutzung in Deutschland

begonnen, erste Flächen wieder aufzuforsten. Vor allem jedoch nach den beiden Weltkriegen wurden große Bestände zum Zwecke der Reparation abgeholzt und mit schnell wachsendem Nadelholz neu bepflanzt. Der heutige „Wirtschaftswald“ mit seiner Artzusammensetzung geht aus diesen Aufforstungen hervor (BMVEL 2003, S.16). Früh jedoch erkannte man, dass diese Monokulturen wenig widerstandsfähig und sehr pflegeintensiv sind. Bereits 1950 wurde die „Arbeitsgemeinschaft naturgemäße Waldwirtschaft“ gegründet, deren Konzepte sich die Forstwirtschaft zunehmend zu eigen macht (BMBF1999, S. 80). Vor allem in den vergangenen 25 Jahren erfolgte ein zunehmender Umbau dieser reinen Monokulturen hin zu naturnäheren Mischkulturen.

## 4.2 Buchenwälder

### 4.2.1 Vegetationskundliche Gliederung und Verbreitung von Buchenwäldern

Die Wälder Europas lassen sich forstvegetationskundlich in sechs verschiedene Klassen einteilen. Die wichtigste von diesen stellt die Klasse der Querc-Fagetea, der sommergrünen Falllaubwälder, dar. Sie besiedeln in Mitteleuropa das breite mittlere Standortspektrum, das im Westen bis Frankreich und Irland, im Süden bis weit in das mediterrane Gebiet, im Norden bis Südschweden und im Osten bis an den Ural reicht (FISCHER 1995). Die herrschenden Baumarten sind die Rot-Buche und die Eiche. Von ihnen reicht die Rot-Buche am wenigsten weit nach Osten. Ihre Verbreitung endet bereits in Polen (s. Abbildung 8). Die Klasse der Querc-Fagetea umfasst drei Ordnungen, von denen die Ordnung der Fagetalia sylvaticae (mesophytische Buchen- und Laubmischwälder) die des vorherrschenden



**Abbildung 8:** Verbreitungsgebiet der Rot-Buche (*Fagus sylvatica* L.) nach FISCHER 1995

Buchenvorkommens darstellt. Vegetationskundlich wird die Ordnung der Fagetalia sylvaticae noch in vier verschiedene Verbände eingeteilt:

- Galio odorati-Fagion (Waldmeister-Buchenwälder)
- Carpinion buteli (Eichen-Hainbuchenwälder)
- Tilio-Acerion (Steinschutthaldenwälder)
- Alno-Ulmion (Hartholz-Auenwälder)

Im wesentlichen unterscheiden sich die vier Verbände aufgrund ihrer geomorphologisch und klimatisch bedingten Verbreitungen. Während die Tilio-Acerion und die Alno-Ulmion Verbände auf geomorphologischen Extremstandorten beheimatet sind besiedeln die Galio odorati-Fagion Verbände die mittleren und westlichen, also eher ozeanisch geprägten Bereiche Europas und die Carpinion buteli Verbände die eher kontinental geprägten Bereiche.

Im wesentlichen zeichnen sich die Waldmeister-Buchenwälder durch mäßig saure, frische, wenigstens mittelgründige Böden (z.B. Braunerden und Parabraunerden)

mittlerer Nährstoffversorgung aus. Die charakteristische Artenkombination umfasst die Rotbuche als vorherrschende bis alleinige Baumart und als Verbandscharakterart den Waldmeister (*Galium odoratum*).

#### 4.2.2 Biologische und hydrologische Kenndaten von Buchenwäldern

Der größte Teil der biochemischen und hydrologischen Prozesse und Austauschvorgänge innerhalb eines Laubwaldes findet auf und in den Blättern statt. Eine ausgewachsene Buche hat etwa 200 000 Blätter. Berücksichtigt man, dass ein Buchenblatt eine durchschnittliche Blattoberfläche von etwa 70 cm<sup>2</sup> aufweist, ergibt sich eine Blattoberfläche von ungefähr 1000 – 1500 m<sup>2</sup> pro Baum (KALUSCHE 1996). Pro Quadratmeter überschatteten Waldboden bedeutet dies etwa 6 m<sup>2</sup> Blattoberfläche (sogenannter Blattflächenindex – LAI; CUTINI 1998).

Mit Hilfe dieser Blätter ist der Baum in der Lage große Mengen an Schadstoffen und Staub aus der Atmosphäre zu filtern. Im Wesentlichen hängt die Filterfunktion von der Konzentration des Schadstoffes in der Atmosphäre und den mikroklimatischen Bedingungen um und im Bestand ab (HORSTMANN 1998, MCLACHLAN 1999, ERSIMAN 2003).

Eine weitere wichtige Rolle nehmen die Blätter im Wasserhaushalt des Waldes ein. Über sie verdunstet ein Viertel bis ein Fünftel des Niederschlages, ohne den Waldboden zu erreichen (KALUSCHE 1996, LÖSCH 2001). Wasser, das über die Blätter auf den Waldboden tropft und am Stamm herabläuft (Interzeptionsniederschlag) kann zum Teil erhebliche Mengen an vorher deponierten Schadstoffen in das Erdreich spülen (CHANG 2000b). Mengen an Durchtropfwasser, Stammablauf und Interzeptionsverdunstung, die in verschiedenen Buchenwäldern bestimmt wurden, sind in Tabelle 3 gegeben.

**Tabelle 3:** Mengen an Durchtropfwasser, Stammablauf und Interzeptionsverdunstung in Buchenwäldern

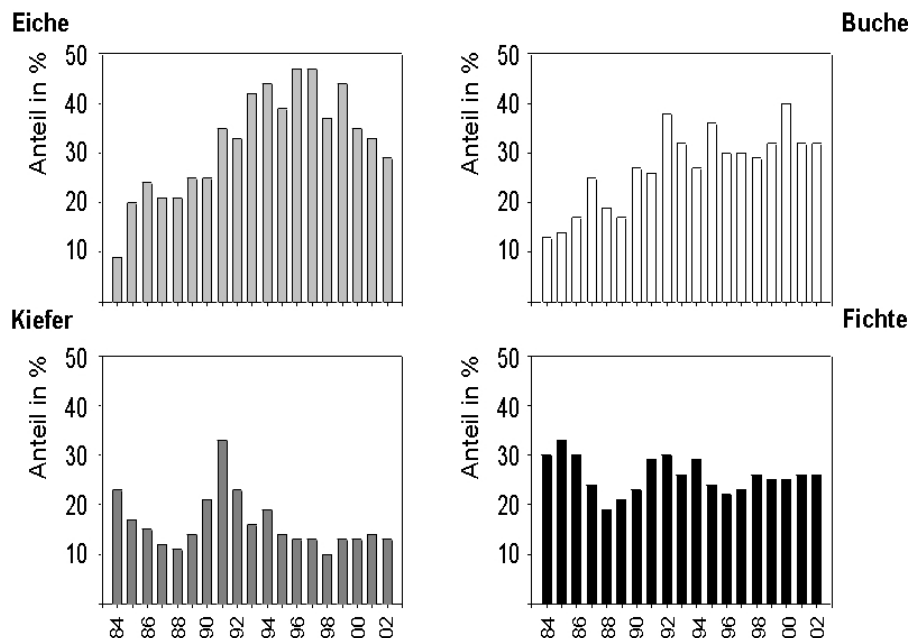
Niederschlag	Durchtropfwasser	Stammablauf	Interzeptionsverdunstung	Quelle
943	72 %	14 %	14 %	LÖSCH 2001
1060	68 %	14 %	18 %	LÖSCH 2001
691	73 %	5 %	k. A.	CHANG 2000a
930	62 %	18 %	20 %	KALUSCHE 1996

k.A. = keine Angabe

### 4.3 Waldschadensproblematik

Bereits im neunzehnten Jahrhundert ist der Zusammenhang zwischen Luftbelastungen und den Schäden an Bäumen erkannt worden. So schreibt der Chemiker Julius

von Schroeder 1883: „Die Benachteiligungen der Vegetation durch Hüttenrauch, durch Steinkohlenrauch und durch Exhalationen mancher Fabriken sind eine im Allgemeinen wohl bekannte und zugegebene Thatsache [...]“ (SCHROEDER 1883). In dieser Arbeit wird ein Zusammenhang hergestellt zwischen der Deposition verschiedener Säuren, wie Schwefelsäure und Salpetersäure, sowie Metallen wie Arsen, Kupfer, Nickel und Eisen und den beobachteten Schäden der Waldbäume im Oberharz.



**Abbildung 9:** prozentuale Anteile deutlich geschädigter Bäume der vier im Hauptbaumarten (BMVEL 2003b)

Allgemeinen

wohl bekannte und zugegebene Thatsache [...]“ (SCHROEDER 1883). In dieser Arbeit wird ein Zusammenhang hergestellt zwischen der Deposition verschiedener Säuren, wie Schwefelsäure und Salpetersäure, sowie Metallen wie Arsen, Kupfer, Nickel und Eisen und den beobachteten Schäden der Waldbäume im Oberharz.

Seit Ende der 1970er Jahre findet eine auch in der Öffentlichkeit geführte breite Diskussion über Waldschäden und deren Ursachen statt. Seit Anfang der 1980er Jahre führen die Länder der Bundesrepublik jährlich eine Waldschadensinventur durch, die im Waldschadensbericht der Bundesregierung zusammengefasst wird (BMVEL 2003b). Das forstliche Umweltmonitoring umfasst dabei sogenannte Level I- und Level II-Flächen. Die Level I-Flächen liegen einem 16x16 km Raster zugrunde und werden jährlich untersucht um zeitnahe Aussagen über den Waldzustand in Deutschland zu erhalten. Als einziger Hinweis auf den Gesundheitszustand der Bäume wird dabei der Kronenzustand, insbesondere die Kronenverlichtung sowie die Vergilbung von Blättern und Nadeln herangezogen. Es werden fünf Schadstufen definiert, die sich aus einer Kombination von Kronenverlichtung und Vergilbung ergeben. Die Schadstufe „0“ wird als gesund, die Schadstufe „1“ als Warnstufe und die Schadstufen „2-4“ als deutliche Schäden bezeichnet. Zur Erhebung des Waldzustandes im Jahr 2002 wurden 13.534 Probestämme an 447 verschiedenen Standorten herangezogen (BMVEL 2003b). Dauerbeobachtungsflächen (Level II-Flächen) bilden die zweite Untersuchungsebene. An 89 Standorten werden intensivere Untersuchungen zu Ursache-Wirkungsbeziehungen durchgeführt. Ergänzend wurde in den Jahren 1987 bis 1993 eine bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald durchgeführt in deren Rahmen an 1800 Standorten bodenchemische Parameter, chemische Blatt- und Nadelanalysen sowie Standort- und Kronenzustandsdaten ermittelt wurden. Die Ergebnisse der Waldschadenserhebung 2002 für die vier wichtigsten Baumarten in Deutschland sind in Abbildung 9 dargestellt. Deutlich zu erkennen ist, dass sich die Situation für die Kiefer und die Fichte seit Mitte der 1990er Jahre weitest gehend stabilisiert hat. Der Zustand der Eiche hat sich seit 1984 dramatisch verschlechtert. Ob seit 1999 eine Trendwende zu verzeichnen ist oder ob es sich lediglich um statistische Schwankungen handelt wird sich innerhalb der nächsten Jahre zeigen müssen. Der Zustand der Buche hat sich seit 1994 auf einem sehr hohen Schadniveau eingependelt. Die Diskussion über die Ursachen dieser Waldschäden wird sehr kontrovers geführt.

#### 4.4 Eintrag anthropogener Schadstoffe in Waldökosysteme

Der Eintrag anthropogener Schadstoffe in Waldökosysteme ist Gegenstand zahlreichen Untersuchungen gewesen. Ziel dieser Untersuchungen war einerseits die Bedeutung von Wäldern als Senke für atmosphärische Schadstoffe zu bestimmen (SIMONICH 1994a, MCLACHLAN, 1998, WEISS 2000) und andererseits eine Erklärung für die zunehmende Schädigung von Wäldern zu finden (TREVISAN 1993, MARSCHNER 1998, BAUMGARTEN, 2000).

Die große Bedeutung von Wäldern als Senke für luftgetragene Substanzen ist unumstritten. Große Aufmerksamkeit wurde unter anderem dem Eintrag eutrophierender Substanzen gewidmet. So bestimmten CHANG et al. (2000a) im Durchtropfwasser eines Buchen/Eichenmischwaldes für die Ionen  $K^+$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Ca^{2+}$ , und  $Mn^{2+}$  die 3- bis 8-fache Deposition pro Quadratmeter und für die Ionen  $NH_4^+$ ,  $NO_3^-$ ,  $SO_4^{2-}$  und  $PO_4^{3-}$  die doppelte bis dreifache Deposition im Vergleich zum freien Feld. Nicht unterschieden wurde in diesen Messungen zwischen nasser und trockener bzw. partikelgebundener Deposition. Daher sind insbesondere die Befunde für Ammonium, Nitrat und Sulfat wenig aussagekräftig, da diese auch in Form von gasförmigen  $NH_3$ ,  $NO_2$  und  $SO_3$  eingetragen werden können. In einer Untersuchung, in der die wasserextrahierbaren Mengen verschiedener Ionen bestimmt wurde, konnten ähnlich hohe Anreicherungsraten in Waldböden ermittelt werden. Für  $NH_4^+$  und  $NO_3^-$  wurden drei- bis viermal so hohe Mengen gefunden und für  $PO_4^{3-}$  sogar zehnmal so hohe (ENTRY 1996). In einer Vielzahl weiterer Untersuchungen sind Anreicherungen dieser Substanzen in Wäldern bestätigt worden (BEIER 1993; KOCH 1993, GOWER 1995, GORDON 2000). Seit vielen Jahren wird jedoch eine zunehmende Abnahme dieser Verbindungen im Regen und auch in Wäldern festgestellt. Vor allem die Sulfatbelastungen haben in den 1990er Jahren deutlich abgenommen (MARSCHNER 1998). Zusätzlich hängt die Menge dieses Eintrages sehr stark von der Entfernung zu den nächstgelegenen Quellen ab. In einer entlegenen Gegend im Westen Spaniens wurden atmosphärische Stickstoff- und Calciumeinträge gemessen, die geringer waren als der Bedarf des Waldes (MORENO MARCOS 2002).

Eine deutliche Abhängigkeit der Deposition von der Entfernung zur Quelle zeigt auch eine in der Nähe von Krakau durchgeführte Untersuchung, in der die Schwermetallbelastung entlang eines Transektes mit zunehmender Entfernung

zum Stadtgebiet von Krakau untersucht wurde. Dabei wurden Bleidepositionen bis zu  $4 \text{ mg/m}^2$  und Cadmiumdepositionen bis zu  $0.3 \text{ mg/m}^2$  in unmittelbarer Nähe der Stadt gefunden. Erwartungsgemäß nehmen diese Depositionen mit zunehmender Entfernung ab. Eine parallele Depositionsbestimmung außerhalb des Waldes wurde nicht durchgeführt (SAWICKA-KAPUSTA 2003). In einer in der Schweiz durchgeführten Untersuchung wurden die Schwermetalle in Waldböden im Verhältnis zum geogenen Hintergrund bestimmt und dadurch eine An- bzw. Abreicherung berechnet. Für die Elemente Blei und Zink wurden im Ah-Horizont von Laubwäldern Anreicherungsfaktoren gegenüber dem geogenen Hintergrund bis zu 9 für Blei und bis zu 2.2 für Zink detektiert (BLASER 2000). Die Blätter von Laubbäumen dienen auch als sehr gute Filter für atmosphärisches Quecksilber. ERICKSEN ET AL. (2003) konnten in einem Pappelbestand zeigen, dass der größte Teil der Quecksilberdeposition von den Blättern aufgenommen und im Herbst über das Laub dem Boden zugeführt wird.

Viele Untersuchungen, die sich mit den Ursachen neuartiger Waldschäden beschäftigten, bestimmten den Einfluss von Ozon auf Waldökosysteme. Moderate und hohe Ozonkonzentrationen führen zu Blattschädigungen und signifikanten Abnahmen der Wachstumsraten, der  $\text{CO}_2$ -Assimilation und der Chlorophyllproduktion (DIXON 1998, BORTIER 2000, LANDOLT 2000, BAUMGARTEN 2000). Auch die Rolle sauren Regens (MATZNER 1987, KREUTZER 1998), der Einstrahlung von UV-B-Strahlung in Kombination mit saurem Regen (PAOLETTI 1998), Trockenstress (SHI 1999, RASMUSSEN 1992), klimatische Veränderungen (GUARDANS 2002) und weitere Faktoren sind bezüglich ihrer Relevanz in der Waldschadensdebatte untersucht worden. In der Regel rufen alle diese Faktoren ab einer gewissen Intensität Schädigungen an Bäumen hervor. Insgesamt ist offensichtlich, dass Schäden an Bäumen nicht auf einzelne Faktoren zurückgeführt werden können. Experimentelle Untersuchungen, die mehr als zwei Umwelteinflüsse berücksichtigen werden aufgrund ihrer Komplexität jedoch kaum durchgeführt. Meist werden zur Beschreibung solcher Systeme Modelle herangezogen. Auch diese beschreiben, dass die Schädigung von Wäldern auf eine Vielzahl von Ursachen zurückzuführen ist (VAN HERDEN 1995). Die Bewertung dieser Modellrechnungen fällt jedoch aufgrund der zum Teil ungenügenden experimentellen Daten sehr unterschiedlich aus. KANDLER und INNES (1995) vertreten sogar die These, dass es gar kein europaweites Waldsterben gebe,

sondern lediglich lokal begrenzte Schäden, die auf hohe lokale SO<sub>2</sub>-Konzentrationen oder Stressfaktoren wie Frost oder Schadinsekten zurückzuführen seien.

Eine Reihe von Untersuchungen widmete sich dem Eintrag organischer Schadstoffe in Wälder. Die meisten davon untersuchten die Bedeutung von Wäldern als Senke für persistente organische Schadstoffe wie polychlorierte Biphenyle (PCBs), polyaromatische Kohlenwasserstoffe (PAKs) oder Dibenzodioxine und -furane (PCDD/Fs). Wälder stellen für nahezu alle organischen Substanzen eine Senke dar. Vor allem die Blatt- bzw. Nadeloberflächen und der Boden akkumulieren zum Teil bedeutende Mengen luftgetragener organischer Schadstoffe (WEISS 2000). Um Anreicherungen von Substanzen in biologischen Matrices vergleichbar zu machen wird häufig der, der Einfachheit halber dimensionslos angenommene Biokonzentrationsfaktor (BCF) verwendet (HIATT 1999):

$$\text{BCF} = \frac{\text{Konzentration in Blatt/Nadel [ng/kg]}}{\text{Konzentration in der Luft [ng/L]}}$$

Die Dimension des Biokonzentrationsfaktors hängt sehr stark von den physikalischen Eigenschaften der untersuchten Substanz, der Art der biologischen Oberfläche sowie den klimatischen Bedingungen ab. So ergeben sich für die Anreicherung verschiedene PAKs in Kiefernadeln Werte zwischen  $5 \times 10^3$  und  $5 \times 10^4$ , während für die zur selben Zeit gemessenen PCBs Werte zwischen  $2 \times 10^7$  und  $2 \times 10^8$  gefunden wurden (BRORSTRÖM-LUNDEN 1998).

In den Sommermonaten nimmt die Anreicherung in der Blatt-/Nadeloberfläche stark ab. Für die Summe aller gemessenen PCBs fanden BRORSTRÖM-LUNDEN und LÖFGREN (1998) maximale BCF-Werte von  $2 \times 10^8$  im Dezember und minimale Werte von  $2,1 \times 10^6$  im Mai. Neben der Abhängigkeit von der Jahreszeit und damit z.B. der Temperatur und der Luftfeuchtigkeit nimmt die Aufnahme organischer Schadstoffe auch mit zunehmenden Windgeschwindigkeiten ab (HORNBuckle 1996, HIATT 1999). In den Sommermonaten stellen Wälder für relativ flüchtige Substanzen wie Anthracen sogar Quellen dar (SIMONICH 1994b)

HORSTMANN und MCLACHLAN (1998) verglichen die Depositionen verschiedener Substanzen auf den Waldböden von Laub- und Nadelwälder. Dabei konnten sie zeigen, dass PAKs und PCBs deutlich stärker auf Laubwaldböden als auf



Nadelwaldböden deponiert werden. Für 12 PAKs fanden sie etwa  $1 \text{ mg/m}^2\text{a}$  im Laubwald und etwa  $0.4 \text{ mg/m}^2\text{a}$  im Nadelwald und für 10 PCB-Kongenere 11 bzw.  $4 \text{ } \mu\text{g/m}^2\text{a}$ . Die Autoren vermuten, dass diese Unterschiede mit den verschiedenen Luftverwirbelungen und den Oberflächenbeschaffenheiten von Laub- und Nadelwäldern zusammen hängen könnten. Keine Unterschiede fanden sie hingegen für die Deposition von PCDD/Fs, für die während eines Jahres Depositionen zwischen  $70$  und  $100 \text{ ng/m}^2$  gemessen wurden. In einer früheren Untersuchung wurden in einem Nadelwald sogar höhere PCDD- und PCDF-Depositionen als in einem Laubwald gefunden (HORSTMANN 1996). Aber auch deutlich polarere Substanzen wie Phenol oder Atrazin besitzen ein hohes Biokonzentrationspotential (RIEDERER 1990). SIMONICH und HITES schätzen (1994a), dass die Vegetation die Senke für etwa 45 % aller atmosphärischen PAKs darstellt und diese am Ende der Vegetationsperiode im Boden langfristig immobilisiert werden. HAGENMAIER und KRAUSS (1993) schätzen Waldböden als Senke für 75% aller in Europa vorhandenen PCDD/Fs ein. Vor allem der Ah-Horizont, in dem der Großteil der Bodenfauna lebt, bindet den größten Teil dieser Substanzen (WENZEL 2002).

Untersuchungen über den Eintrag polarer, wenig persistenter Verbindungen in Waldökosysteme sind bisher nur sehr wenig durchgeführt worden. In Norditalien wurden 12 Pflanzenschutzmittel, die in der entsprechenden Gegend häufig eingesetzt wurden, in Regen, Stammablauf und Durchtropfwasser mehrerer Kiefernwälder untersucht. Atrazin, 2,4-D, Dichlobenil und MCPA traten im Regenwasser während der Applikationszeit auf (TREVISAN 1993). In den Stammablauf- und Durchtropfproben konnte vor allem Atrazin, Dichlobenil, Diazinon und Parathion nachgewiesen werden. Eine Korrelation zwischen dem Auftreten der Substanzen in den verschiedenen Kompartimenten und der Applikationszeit konnten die Autoren jedoch nicht feststellen. Auch zeigten die positiven Befunde in den Proben keinerlei Systematik, so dass eine quantitative Aussage über die Belastung der untersuchten Wälder nicht getroffen werden konnte. Möglicherweise hingen diese Ergebnisse mit dem Probenahmedesign zusammen, da die Stammablaufzweige mittels Polyethylenschläuche gesammelt wurden, die mit Silikon an den Stämmen angebracht wurden. Die Verwendung von Kunststoffmaterialien bei der Probenahme sollte jedoch nach Möglichkeit vermieden werden (s. Kapitel 4.1).

Die Schädigung von Buchen und Hainbuchen durch Herbizide und Insektizide konnte in einem Gewächshausexperiment gezeigt werden. Die Veränderung verschiedener biochemischer Parameter wie Leitfähigkeit und Atmungsaktivität der Stomata, Chlorophyllhaushalt und Photosyntheseraten, die häufig als Anzeichen für Waldschäden angesehen werden, wurde unter dem Einfluss von Pflanzenschutzmitteln bestimmt. Die applizierten Wirkstoffmengen entsprachen denen, die im Untersuchungsgebiet im Regen bestimmt worden waren und lagen zwischen 1.7 und 2.3  $\mu\text{g}/\text{m}^2$  je Herbizid und zwischen 0.2 und 0.4  $\mu\text{g}/\text{m}^2$  je appliziertem Insektizid. In weiteren Untersuchungskammern wurden die zehnfache und die hundertfache Wirkstoffmenge und als Kontrolle destilliertes Wasser ausgebracht. Bei der Rotbuche konnten, im Gegensatz zu den Hainbuchen, bei fünf untersuchten Spezies in jeweils fünf Wiederholungsmessungen keine Auswirkungen auf die Stomata festgestellt werden. Auch in Hinblick auf die Photosynthese waren die Ergebnisse nicht eindeutig. Die Autoren beschreiben jedoch, dass schon in der Untersuchungskammer mit den geringsten Ausbringungsmengen Blattnekrosen beobachtet wurden, die eine vergleichende Aussage über die Photosynthese nicht mehr erlaubte. Der Chlorophyllgehalt der Blätter nahm bei jeder Wirkstoffmenge um etwa 30 % gegenüber der Kontrollmessung ab (EVANS 1994). Da die angewandten Substanzen als Mischung aus sechs verschiedenen Herbiziden und vier Insektiziden appliziert wurden, ist es leicht verständlich, dass vor allem die Parameter, die in den Blättern bestimmt wurden von der Behandlung beeinflusst wurden. MATSCHKE (1995) konnte zeigen, dass der Einsatz von Herbiziden in Baumschulen die Atmungsaktivität und das Wachstum von Wurzeln deutlich herabsetzt. Bei Glyphosatapplikationen von 200  $\mu\text{g}/\text{g}$  Boden in Wein- und Kirschenkulturen kam die Atmungsaktivität der Wurzelspitzen bereits nach etwa fünf Minuten nahezu vollständig zum Erliegen. Die Anreicherung polarer Pflanzenschutzmittel in Koniferennadeln konnte in einer an der Universität Lüneburg angefertigten Diplomarbeit gezeigt werden. In der Wachsschicht von Nadeln einer Kiefer, die am Rand einer ausgedehnten Ackerfläche stand, wurden im Herbst 2001 Isoproturon in einer Konzentration von 90  $\mu\text{g}/\text{kg}$  nachgewiesen (HEDTKAMP 2002). Auch der Waldboden stellt eine Senke für polare Pflanzenschutzmittel dar. In den selben Waldgebieten, in denen Proben für diese Dissertation gesammelt wurden, wurde im Jahr 2002 Bodenproben auf

ihren Gehalt an Pflanzenschutzmitteln untersucht. Die gleichen Substanzen, die in sehr hohen Konzentrationen im Durchtropfwasser und den Stammabläufen gefunden wurden, konnten in dieser Arbeit auch in den Bodenproben nachgewiesen werden. Die dabei gefundenen Konzentrationen stimmen gut mit den eingetragenen Stoffmengen überein (CONRADT 2003).

