

# Aufschlüsselung statistischer Beziehungen zwischen dem Nadelverlust von Fichten und anderen Informationen dreier Forstmonitoring-Programme Nordrhein-Westfalens *(reviewed paper)*

WINFRIED SCHRÖDER, BARBARA GRABKOWSKY und GUNTHER SCHMIDT

**Keywords:** Classification and regression trees; Cart; GIS; foliage loss; silicium; Germany. FDK 48 : 52 : 62 : (430)

**Abstract:** The paper is an introduction to the statistical model of Classification and Regression Trees (CART) to evaluate forest monitoring data in Germany. The advantages of this method as opposed to cluster methods are identified and illustrated on the example of spruce stands in North-Rhine Westphalia. The results confirm that age, altitude above sea level, chest-high diameter measurements and humus type are closely related to the degree of needle occurrence in spruce, and they reveal a positive correlation between Si-levels and loss of needles.

**Abstract:** Der Aufsatz führt das statistische Modell Classification and Regression Trees (CART) in die Auswertung von Daten des Forstmonitoring in Deutschland ein. Die Vorteile des Verfahrens gegenüber Cluster-Methoden werden benannt und am Beispiel von Fichtenbeständen Nordrhein-Westfalens vorgestellt. Die Ergebnisse bestätigen, dass Alter, Höhe über NN, Brusthöhendurchmesser sowie die Humusform eng mit dem Benadelungsgrad der Fichten verknüpft sind, und sie zeigen eine positive Korrelation zwischen dem Si-Gehalt und dem Nadelverlust.

## 1. Waldökosystemforschung und -monitoring

In Mitteleuropa und Nordamerika werden seit den 1970er Jahren Blatt- und Nadelverluste, Vergilbungen und Veränderungen des Verzweigungshabitus bei Waldbäumen beobachtet. Diese Beobachtungen werden in den einschlägigen Wissenschaften zwar nicht ohne Widerspruch (LECH 1998; METZGER & OREN 2001), aber doch mehrheitlich als Vitalitätseinschränkung eingestuft und bei deutlicher Ausprägung als Schädigung bezeichnet. Die dadurch veranlassten Forschungen erbringen viele Hypothesen über die Ursachen für den Waldzustand, die zunächst überwiegend immissionsökologisch ausgerichtet sind und bis heute trotz mittlerweile differenzierterer Kenntnisse den fachlichen Rahmen für Design, Auswertung und Interpretation des forstlichen Monitoring bilden (Kapitel 2). In der ersten Forschungsphase (1979 bis 1982) wurde auf der Grundlage von Messergebnissen aus dem von der Deutschen Forschungsgemeinschaft seit 1966 geförderten Ökosystem-Forschungsprojekt im Solling eine Hypothese über die Ursachen von Waldschäden entwickelt. Die darin aufgezeigten Ursache-Wirkungs-Beziehungen verknüpfen potenzielle Stressoren (atmosphärische Immission/Deposition, Biomassennutzung, Klimafluktuationen) mit möglichen Reaktionen der Waldbäume. Es wurde prognostiziert, dass «die untersuchten Bestände im Solling bei anhaltender Deposition von Luftverunreinigungen im Laufe von Jahren oder höchstens Jahrzehnten als Folge von Aluminium-Toxizität absterben» (ULRICH *et al.* 1979). In Anknüpfung an Forschungen aus der Zeit um 1900 werden mit dieser Hypothese die Wirkungen von Luftverunreinigungen über den Boden als Ergänzung zu der in der Rauchschadensforschung beschriebenen Einwirkungen von Gasen wie SO<sub>2</sub> oder Fluorverbindungen in die Diskussion eingebracht.

Diese Hypothese wird in der zweiten Forschungsphase (1982 bis 1985) als «ökosystemare Hypothese über Waldsterben und Baumsterben» weiterentwickelt (ULRICH & MATZNER 1983). Synopsen dieser und anderer Hypothesen legen FRÄNZLE *et al.* (1985) sowie das UMWELTBUNDESAMT (1986) vor. 1984 beginnen in Deutschland die bundesweiten terrestrischen Waldzustandserhebungen (WSE), die Anfang der 1990er Jahre durch die Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) sowie das

EU-Level-II-Programm ergänzt werden (Kapitel 2). In den Jahren 1985 bis 1992 bilden erste multivariat-statistische Analysen der WSE mit Chisquare Automatic Interaction Detection (Chaid) (SCHRÖDER 1989, 1994; SCHRÖDER *et al.* 1992) die Zusammenhänge zwischen dem Blatt-/Nadelverlust und weiteren Baum-, Bestandes- und Standortmerkmalen quantitativ ab. In der Ursachenforschung herrscht die Ansicht vor, dass sich die Waldschäden auf einen Komplex abiotischer und biotischer Faktoren zurückführen lassen. Unter ihnen wird den Luftschadstoffen eine Schlüsselrolle zugesprochen, welche die Bäume über die Blätter und Nadeln sowie über den Boden schädigen können. Der Boden hat für beide Wirkungspfade und damit für die Vitalität der Waldbäume eine grosse ökotoxikologische Bedeutung. Monokausale und für alle Waldbestände zutreffende Ursachen-Hypothesen werden als wenig aussagekräftig eingestuft (SCHRÖDER & FRÄNZLE 1992).

Die Übertragung von Ergebnissen aus der Waldökosystemforschung auf grössere Raumeinheiten ist ein Schwerpunkt der Forschungsphase ab 1992. Zu diesem Zweck wird das EU-Level-II-Programm mit über 400 Standorten in Europa eingerichtet. Die Untersuchungen sollen eine Brücke zwischen den sehr intensiven, kontinuierlichen Fallstudien der Waldökosystemforschung und der mit einem weniger umfangreichen Messspektrum, aber an einer grösseren Anzahl von Standorten durchgeführten Bodenzustandserhebung bilden. Ziel mehrerer Auswertungen sind die multivariat-statistische Analyse von Ursache-Wirkungszusammenhängen und ihre Verallgemeinerung auf ökologisch ähnlich ausgestattete Räume ohne Monitoring (BECHER 1999; GRABKOWSKY 2003; RIEK & WOLFF 2000; SCHRÖDER *et al.* 2002, 2003, 2004; SEIDLING 2001). Eine synoptische Auswertung von 850 Forschungsprojekten zum Waldzustand legt es nahe, dass die auf kontinuierliche Messung von Prozessen gestützten Erklärungen des Waldzustands räumlicher, zeitlicher und artspezifischer Präzisierung durch Daten aus dem Forstmonitoring bedürfen (KRATZ *et al.* 1997). Die Notwendigkeit der Verknüpfung von Umweltbeobachtungen verschiedener Intensitätsstufen wird zwar seit mehreren Jahren betont (ELLENBERG *et al.* 1978), wird in der Praxis aber erst allmählich berücksichtigt (FERRETTI 2001; WILDI *et al.* 2004).

Die Aussagen des letzten Absatzes bilden den Anlass für die in diesem Aufsatz beschriebene Untersuchung. Diese ist

ein durch weitere Arbeiten zu vervollständigender Ansatz, statistische Beziehungen zwischen dem Nadelverlust von Fichten und anderen Informationen dreier Forstmonitoring-Programme Nordrhein-Westfalens mit einem im europäischen Waldzustandsmonitoring bislang nicht genutzten Verfahren aufzuschlüsseln: Classification and Regression Trees (CART).

## 2. Methoden

### 2.1 Waldzustandsmonitoring

Die zunächst überwiegend immissionsökologisch ausgerichteten Hypothesen über mögliche Ursachen des Waldzustands waren für das Design des forstlichen Monitoring in Deutschland und anderen Staaten – zumindest implizit – massgeblich. Dies ist ebenso wie die fachlich kontrovers diskutierte Verwendung des Blatt-/Nadelverlustes als Indikator für den Baum- bzw. Waldzustand von entscheidender Bedeutung für die Aussagemöglichkeiten der Monitoringdaten (BECHTOLD & COULSTON 2003; DE VRIES *et al.* 2000; DOBBERTIN *et al.* 1999; ECKMÜLLER & STERBA 2000; ELLENBERG 1995; EWALD 2005; FERRETTI 1997; INNES & BOSWELL 1990; Klap *et al.* 2000; LECH 1998; LEWIS *et al.* 1996; NEUMANN *et al.* 1999; SEIDLING 2004; SEIDLING & MUES 2005; SOLBERG & MOSHAUG 1999; UNECE 2000, 2004, 2005; WILDI *et al.* 2004; ZARNOCH *et al.* 2004).

Im International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests (UNECE ICP Forests) werden auf dem Level I flächenrepräsentative, zeitpunktbezogene Inventuren des Waldzustands (WSE, jährlich) und des Bodenzustands (BZE, alle 10 bis 15 Jahre) mit kontinuierlichen Untersuchungen auf dem Level II der für den Waldzustand wahrscheinlich wesentlichen Prozesse verknüpft. In Nordrhein-Westfalen wird Level I durch die immissionsökologische Waldzustandserfassung (IWE) ergänzt. Die IWE fand bislang 1983/1984, 1988/1989 und 1993/1994 statt. Seit 1988 wird die IWE in den WSE-/BZE-Beständen durchgeführt, wodurch eine gemeinsame Auswertung der Daten ermöglicht werden soll. Alle Datenerhebungen erfolgen nach bundes- bzw. europaweit harmonisierten Verfahrensrichtlinien, die laufend fortgeschrieben werden (BML 1994; EU/ICP FORESTS 1998).

Bei der WSE werden Baum-, Bestandes- und Standortmerkmale in einem Raster von 4 km × 4 km (Vollerhebung) bzw. in einem Mindestraster von 16 km × 16 km erhoben. Der Waldzustand wird anhand des Blatt-/Nadelverlustes sowie des -vergilbungsgrades einzelner Bäume an ausgewählten Stichprobenpunkten eingestuft. Zwar werden dabei auch weitere Baum-, Bestandes- und Standortmerkmale erhoben, die mit dem Blatt-/Nadelverlust gegebenenfalls verknüpft sein könnten. Doch diese bleiben bei den statistischen Auswertungen in der Regel unberücksichtigt. Welche statistischen Beziehungsgeflechte zwischen dem Nadelverlust und ausgewählten weiteren Erhebungsmerkmalen für die Baumart Fichte gegebenenfalls vorhanden sind, soll in der vorliegenden Arbeit mit einem einzigen, leicht interpretierbaren Verfahren anhand ausgewählter Level-I-Daten von BZE, IWE und WSE untersucht werden. Die statistische Methode soll möglichst wenige Anforderungen an die Daten stellen, kategoriale und kontinuierliche Daten ohne Transformation der Skalendignität verrechnen und nicht-lineare Beziehungen zwischen einer Zielvariablen und mehreren beschreibenden Variablen aufdecken sowie auf dieser Grundlage Vorhersagen schätzen können (GUISAN & ZIMMERMANN 2000; MILLER *et al.* 2004; TURNER *et al.* 1989). Möglichkeiten und Grenzen des statistischen Verfahrens wie der Level-I-Daten werden diskutiert.

### 2.2 Ausgewertete Daten

In die statistische Analyse wurden Daten nordrhein-westfälischer Fichtenforste über Bestandes- und Baummerkmale aus IWE und WSE der Jahre 1988, 1993 und 1998, Nadelanalysen der IWE 1988, 1993, 1998, Bodendaten der BZE 1990/91 sowie Critical Loads (Bezugsjahr 1999) einbezogen. Aus IWE und WSE stammen die Informationen über: Rechts- und Hochwert, Sollmesspunktnummer (SMP), Baumnummer, Schlussgrad des Bestandes (von gedrängt bis licht), Baumalter (in Jahren), Brusthöhendurchmesser (in cm), Nadelverlust (NV in %), Vergilbungsstufe (in %), Ort der Vergilbung (Angabe in Nadeljahrgängen), Fruktifikation (von nicht vorhanden bis stark), soziologische Stellung (Kraft'sche Baumklasse: von vor- bis mitherrschend), Höhe des Bestandes über NN (in m) und Baumart (hier Fichte). Hinzu kommen die Gehalte von Calcium, Magnesium, Kalium, Stickstoff, Phosphor, Schwefel und Silizium in den Fichtennadeln aus der IWE. Berücksichtigt werden hierbei die ein- und dreijährigen Nadeljahrgänge der Fichte. Zur Beschreibung der Böden dienen Angaben zu folgenden Merkmalen, die im Rahmen der BZE aufgenommen wurden: Humusform, Wasserhaushalt (nutzbare Feldkapazität in mm), pH-Werte (KCl) für die Tiefenstufen 5–10, 10–30, 60–90 cm, Basensättigung des Mineralbodens (K-, Ca-, Mg-Vorrat aus 0–60 cm und Basensättigung in 10–30 und 60–90 cm Tiefe, Gehalte von Cd und Pb in der Oh-Lage, Al-Gehalte (Sättigung des Mineralbodens in % der KAK) sowie Bodentyp und -art. Schliesslich werden die kritischen Eintragsraten (Critical Loads, CL) von eutrophierenden Stickstoffverbindungen – CLnut(N) [kg/ha \* a] – und Stickstoffverbindungen, die über den eutrophierenden Anteil im Ökosystem auch säurewirksam sind – CL Säuremax (N) [eq/ha \* a] berücksichtigt (Tabelle 1). Diese Grössen liefern Angaben über das Potenzial der Böden, entsprechende Stoffeinträge so weit zu puffern, dass die Waldbäume keine negativen physiologischen Veränderungen erfahren. Diese kritischen Grenzen variieren je nach den bodenchemischen Eigenschaften der Böden und der auf ihnen stockenden Vegetation. Damit ist jedoch nichts über das Ausmass der tatsächlichen Überschreitungen dieser Schwellenwerte, also die aktuelle Belastung ausgesagt. Solche Daten standen nicht zur Verfügung, so dass in der vorliegenden Untersuchung auf die Critical Loads zurückgegriffen wurde. Auf niedrigem Niveau weisen diese eine gewisse räumliche Differenzierung auf, in der sich das insgesamt durch saures Milieu geprägte und in den Inventurstichproben entsprechend abgebildete Bodeninventar Nordrhein-Westfalens spiegelt.

Die BZE-, IWE- und WSE-Daten wurden von der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten (LÖBF) zur Verfügung gestellt und in einem Geoinformationssystem (GIS) zusammengeführt. Für die Interpretation der Berechnungsergebnisse ist der Hinweis wichtig, dass diese auf Inventurdaten basieren und Systemzustände beschreiben, die sich aus kontinuierlichen chemischen Vorgängen ergeben. Ferner sind die Beziehungen zwischen der Zielvariablen und den Prädiktoren nicht zwingend als Ursache-Wirkung-Modell zu deuten (GUISAN & ZIMMERMANN 2000). Hierfür wären Prozess orientierte Modelle erforderlich, deren Datenanforderungen für grosse Gebiete oft nicht gegeben sind. Folglich sind vielfach einfachere, statistische Modelle wie Classification and Regression Trees (CART) die Methode der Wahl (BOLLIGER *et al.* 2000).

### 2.3 Multivariate Analyse der Waldzustandsdaten

Die Beziehung zwischen dem Blatt-/Nadelverlust sowie anderen Baum-, Bestandes- und Standortseigenschaften ist in Deutschland bereits in den 1980er Jahren in mehreren statistisch ausgerichteten Studien untersucht worden (BECHER 1999;

BLOCK *et al.* 1996; GÄRTNER *et al.* 1990; NEULAND *et al.* 1990; SCHÖPFER & HRADETZKY 1985; STOCK 1988; STRELETZKI 1986). Hierfür wurde auch Chi Square Automatic Interaction Detection (CHAID) eingesetzt (SCHRÖDER 1994; SCHRÖDER *et al.* 1992). Obwohl die so genannten Tree based models wie CHAID, CART oder die von BURK (1992) vorgeschlagenen Verfahren viele Vorteile bieten, blieben sie in Deutschland bei den integrierenden Analysen waldzustandsrelevanter Daten des gesamten Bundesgebietes unberücksichtigt (RIECK & WOLFF 1998a, 1998b, 2000; WELLBROCK *et al.* 2003, S. 17). Die Ergebnisse der an Stelle dessen verwendeten Auswertungsverfahren sind wesentlich schwerer nachvollziehbar als die mit Tree based models berechneten. Dies zeigen nicht nur oben angeführte Arbeiten zur Auswertung von Daten des Forstmonitoring, sondern auch allgemeiner angelegte Arbeiten zu Lebewesen-Umwelt-Beziehungen und darauf basierende biogeografische Vorhersagen (DE'ATH & FABRICIUS 2000; GUISAN *et al.* 2006; KELLY *et al.* 2005; MILLER *et al.* 2004). Deshalb wurden für die Analyse der Waldzustandsdaten aus Nordrhein-Westfalen (Kapitel 2.2) CART verwendet. Die Berechnungen erfolgten mit dem im Statistikprogramm SPLUS implementierten CART-Algorithmus.

CART identifiziert die in komplexen Ökosystemen häufig ausgebildeten hierarchischen und nichtlinearen Zusammenhänge (TAN *et al.* 2006) zwischen einer interessierenden Variable (Zielvariable) und mehreren beschreibenden Variablen (Prädiktoren). Hierfür wird der interessierende Datensatz schrittweise durch eine Folge binärer If-then-else-Teilungen in immer homogenere Gruppen (Klassen, Subsets) aufgegliedert (BREIMAN *et al.* 1984). Jede Teilung erfolgt anhand einer beschreibenden Variablen so, dass der Anteil der Fälle mit der in der jeweiligen Ausgangsmenge häufigsten Ausprägung der

Zielvariablen maximiert wird. Das bedeutet, dass der zur Teilung ausgewählte Prädiktor den Unterschied zwischen den beiden neuen Klassen sowie deren jeweilige gruppeninterne Homogenität maximiert. Die beiden neuen Klassen werden anschliessend jeweils anhand aller Prädiktoren auf eine weitere Unterteilung geprüft. Schliesslich verfügt das Dendrogramm je nach der Komplexität des analysierten Datensatzes über unterschiedlich tief gegliederte Äste, von denen jeder eine spezifische Prädiktorenkombination abbildet, welche eine Zielvariablenkategorie definiert. Bei jeder Teilung wird rekursiv für alle beschreibenden Variablen geprüft, ob eine noch schärfere Klassentrennung möglich ist. Für jeden zur Teilung ausgewählten Prädiktor wird ferner derjenige als Konkurrent identifiziert, der für den Fall zur Teilung benutzt würde, wenn die ausgewählte Variable im Datensatz nicht vorkäme.

Bei jeder CART-Analyse werden mehrere Klassifikationsbäume berechnet und kreuzvalidiert. Die dabei berechneten statistischen Qualitätskennzahlen geben an, wie gut das jeweilige Modell die Klassenzugehörigkeit von nicht untersuchten Elementen der Grundgesamtheit schätzen würde. Der von CART vorgeschlagene optimale Baum weist eine möglichst geringe Fehlklassifikationsrate bei der kleinstmöglichen Endknotenanzahl auf. Im Gegensatz zu anderen Klassifikationsverfahren kann CART sowohl diskrete (kategoriale), d.h. nominale und ordinale Daten als auch kontinuierliche, also intervall- und rationalskalierte Daten ohne Transformation der genannten Skalendignitäten verarbeiten. An die Verteilungscharakteristika der Daten werden keine Anforderungen gestellt. Ferner kann ein Prädiktor anders als bei CHAID mehrfach zur Klassenteilung herangezogen werden, wodurch sich multiple Beziehungen erkennen lassen. Schliesslich ist CART

Kürzel für multivariate Analyse	Erläuterung
NADEL	Nadelverlust (Schadklasseneinteilung)
ALTER	Alter [Jahre]
HOEHE	Höhe über NN [m]
BHD	Brusthöhendurchmesser [cm]
CA1	Calciumgehalt (1. Njg.) [ppm]
CA3	Calciumgehalt (3. Njg.) [ppm]
K1	Kaliumgehalt (1. Njg.) [ppm]
K3	Kaliumgehalt (3. Njg.) [ppm]
MG1	Magnesiumgehalt (1. Njg.) [ppm]
MG3	Magnesiumgehalt (3. Njg.) [ppm]
N1	Stickstoffgehalt (1. Njg.) [ppm]
N3	Stickstoffgehalt (3. Njg.) [ppm]
P1	Phosphorgehalt (1. Njg.) [ppm]
P3	Phosphorgehalt (3. Njg.) [ppm]
S1	Schwefelgehalt (1. Njg.) [ppm]
S3	Schwefelgehalt (3. Njg.) [ppm]
SI1	Siliziumgehalt (1. Njg.) [ppm]
SI3	Siliziumgehalt (3. Njg.) [ppm]
PH1030	pH-Wert in 10-30 cm Bodentiefe
KVORR	K Vorrat im Humus, 0-60cm [kg/ha]
CAVORR	Ca Vorrat im Humus, 0-60cm [kg/ha]
MGVORR	Mg Vorrat im Humus, 0-60cm [kg/ha]
PB	Pb im Humus [mg/kg]
CD	Cd im Humus [mg/kg]
BASENS1030	Basensättigung in 10-30cm Tiefe [%]
CLNUTN	Critical Load für N-Einträge [kg/ha*a]
CLSAEURE	Critical Load für Säureeinträge [eq/ha*a]
NFK	nutzbare Feldkapazität [mm nfk]
HUMUS	Humusform, CART-Ausgabe: - a: F-Mull (muf) - b: Mullartiger Moder (mou) - c: Feinhumusreicher Moder (motr) - d: Feinhumusarmer Moder (mota) - e: Rohhumusartiger Moder (mor) - f: Typischer Rohhumus (rot) - g: Feinhumusreicher Rohhumus (rotr) - h: Feinhumusarmer Rohhumus (rota) - i: Feuchtmoder (amo) - j: Übergangsmoor (Hü) - k: Graswurzelfilz (gra)
AL1030	Al-Anteil an der KAK im Boden in 10-30 cm Tiefe [%]

Nadelgehalte

**Tabelle 1: Ausgewertete Daten und ihre Abkürzungen in den CART-Dendrogrammen.**

*Table 1: Evaluated data and their abbreviations in the CART-Dendrograms.*

sehr robust gegenüber besonderen Fällen. Diese werden in anderen Verfahren oft als statistische Ausreisser interpretiert und aus der Analyse ausgeschlossen. Es können aber auch seltene Tier- und Pflanzenarten oder Biotope sein, die von CART frühzeitig in eigenständige Klassen eingruppiert werden und die weitere Analyse nicht länger beeinflussen. Letztendlich wird ein Dendrogramm berechnet, das den Gruppierungsvorgang ohne Statistikenkenntnisse problemlos nachvollziehbar macht und die fachliche Plausibilitätsprüfung sehr gut unterstützt.

Für die CART-Analysen werden die in 5-Prozent-Stufen erhobenen Nadelverlustdaten in zehn Stufen eingeteilt: 0 bis 5 % (S1), 6 bis 15 % (S2), 16 bis 25 % (S3), 26 bis 35 % (S4), 36 bis 45 % (S5), 46 bis 55 % (S6), 56 bis 65 % (S7), 66 bis 75 % (S8), 76 bis 85 % (S9), > 86 % (S10). Die in den CART-Berechnungen verwendeten Inventurgrößen und ihre in den Dendrogrammen verwendeten Abkürzungen enthält *Tabelle 1*.

### 3. Ergebnisse

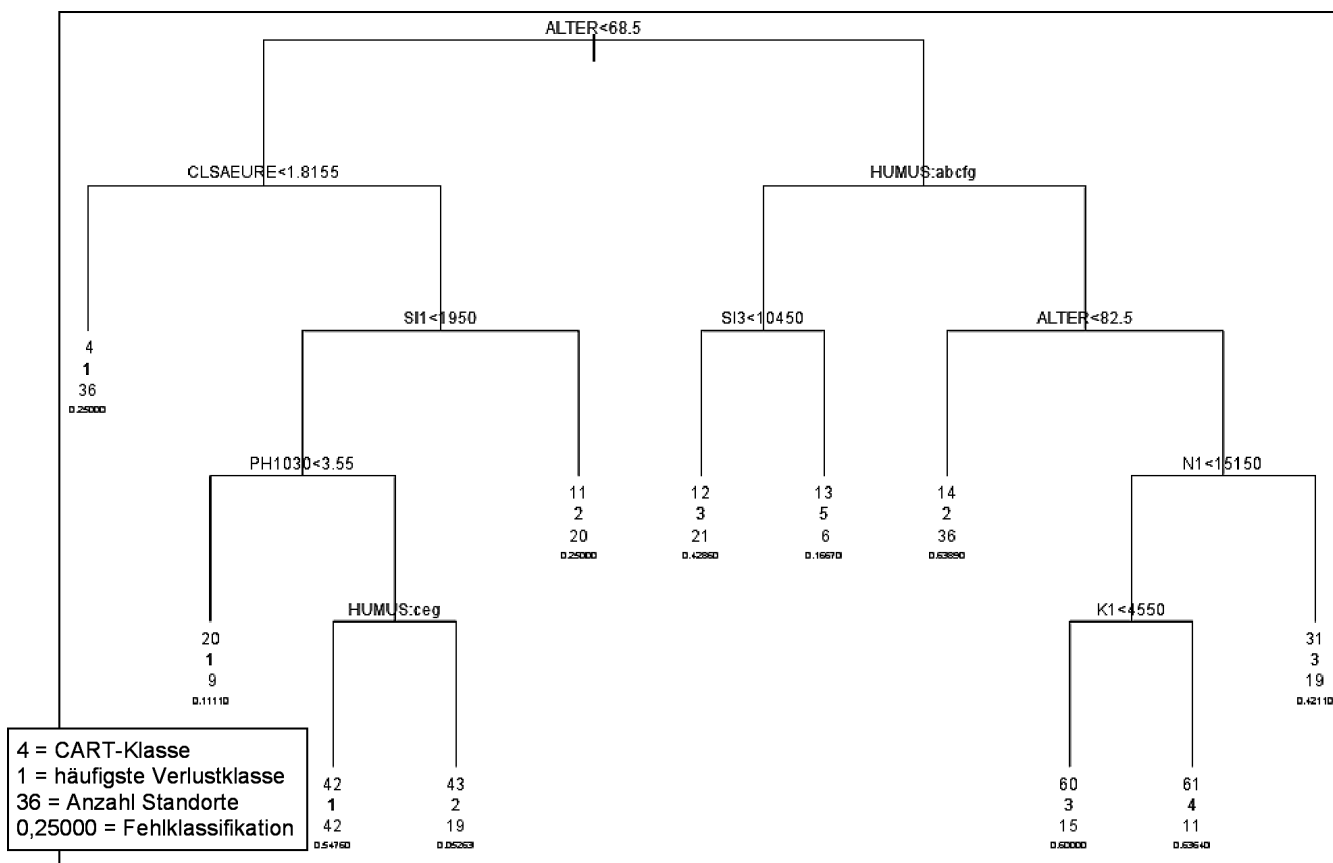
Die CART-Berechnungen erbringen eine Gruppierung der in BZE, IWE und WSE untersuchten Fichten Nordrhein-Westfalens hinsichtlich der in *Tabelle 1* aufgeführten Inventurgrößen. Hierzu wurden für die drei Erhebungsjahre 1988, 1993 und 1998 jeweils zwei Varianten gerechnet. Die Variante II-1 bezieht alle bonitierten Fichten eines Bestandes in die Berechnung ein. Das vom Maximal-Dendrogramm zurück geschnittene CART-Modell II\_1 besitzt nach hier nicht dargestellten Befunden der U- und H-Teststatistik im Vergleich mit anderen Modellen die höchste Aussagekraft. Es steht deshalb nachfolgend im Vordergrund.

Die Ergebnisse der CART-Analysen sind Klassifikationen der anhand des Nadelverlustes und korrelierender Merkmale bo-

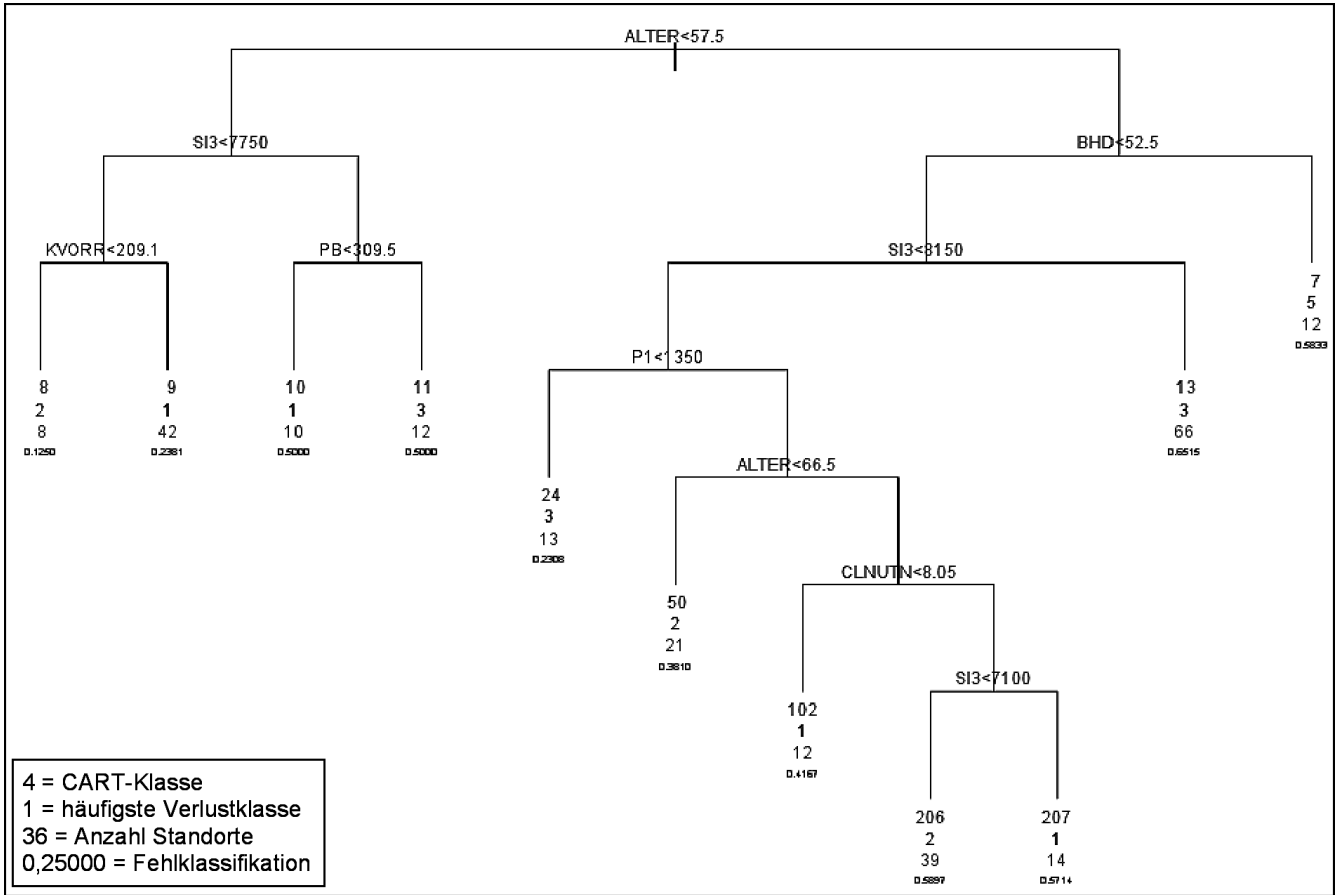
nierten Fichten, die als Dendrogramme, Karten und Tabellen dargestellt werden. Die geografische Lage der in der untersten Dendrogramm-Ebene ausgewiesenen Klassen wird in GIS-Karten veranschaulicht (*Abbildung 4*). Die *Tabellen 3 bis 5* enthalten die Mediane klassenspezifischer Ausprägungen der mit dem Fichtennadelverlust am engsten korrelierenden BZE-, IWE- und WSE-Merkmale. Die CART-Dendrogramme (*Abbildungen 1 bis 3*) machen die Klassenbildung Schritt für Schritt nachvollziehbar. Wie man die Dendrogramme liest, wird nachfolgend am Beispiel des Modells II\_1 1988 beschrieben.

Im Dendrogramm (*Abbildung 2*) unten links unten befindet sich die Erläuterung zur Beschriftung der 11 Klassen (Endknoten in der CART-Terminologie): Untereinander stehen dort vier Zahlen. Die erste Zahl ist die Nummer des Endknotens, die zweite steht für die am häufigsten vorkommende Ausprägung der Zielvariable (Nadelverlust-Stufe). Die dritte Ziffer kennzeichnet die Anzahl der Fälle (Bonitur-Bäume der IWE und WSE), die dieser Schadklasse zugeordnet wurden. Die letzte Zahl quantifiziert die Fehlklassifikation des jeweiligen Endknotens.

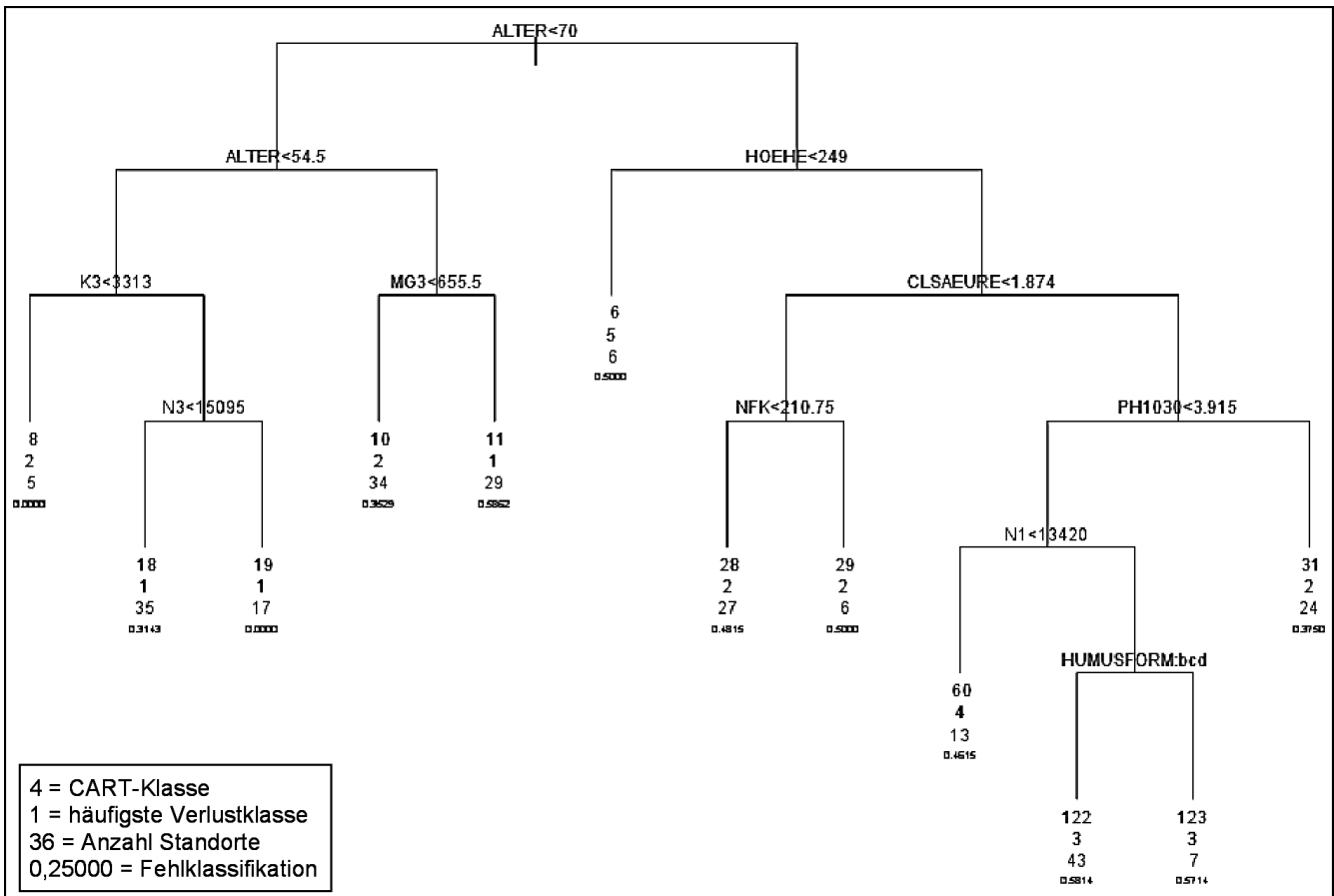
Anhand des Baumalters werden die 234 Fichten in zwei Gruppen mit 126 und 108 Elementen aufgeteilt. Sind die betrachteten Bäume jünger als 68,5 Jahre (linke Hälfte des Dendrogramms) und ist die kritische Säureeintragsrate kleiner als 1,81 eq/ha \* a, dann werden 36 Bäume dem Endknoten 4 zugewiesen. In dieser Klasse dominiert die Nadelverluststufe S1, die Fehlklassifikation beträgt 0,25. Ihre über die Informationen des CART-Dendrogramms hinausgehende Kennzeichnung enthält *Tabelle 2*. Ist die kritische Säureeintragsrate jedoch grösser als 1,81 eq/ha \* a und ist der Siliziumgehalt in den einjährigen Nadeln grösser als 1,950 ppm, so werden 20 Fichten dem Endknoten 11 zugeordnet. In ihr sind Fichten mit einem Nadelverlust der Stufe 2 vorherrschend. Liegt der Siliziumgehalt in den einjährigen Nadeln jedoch unter 1,950 ppm



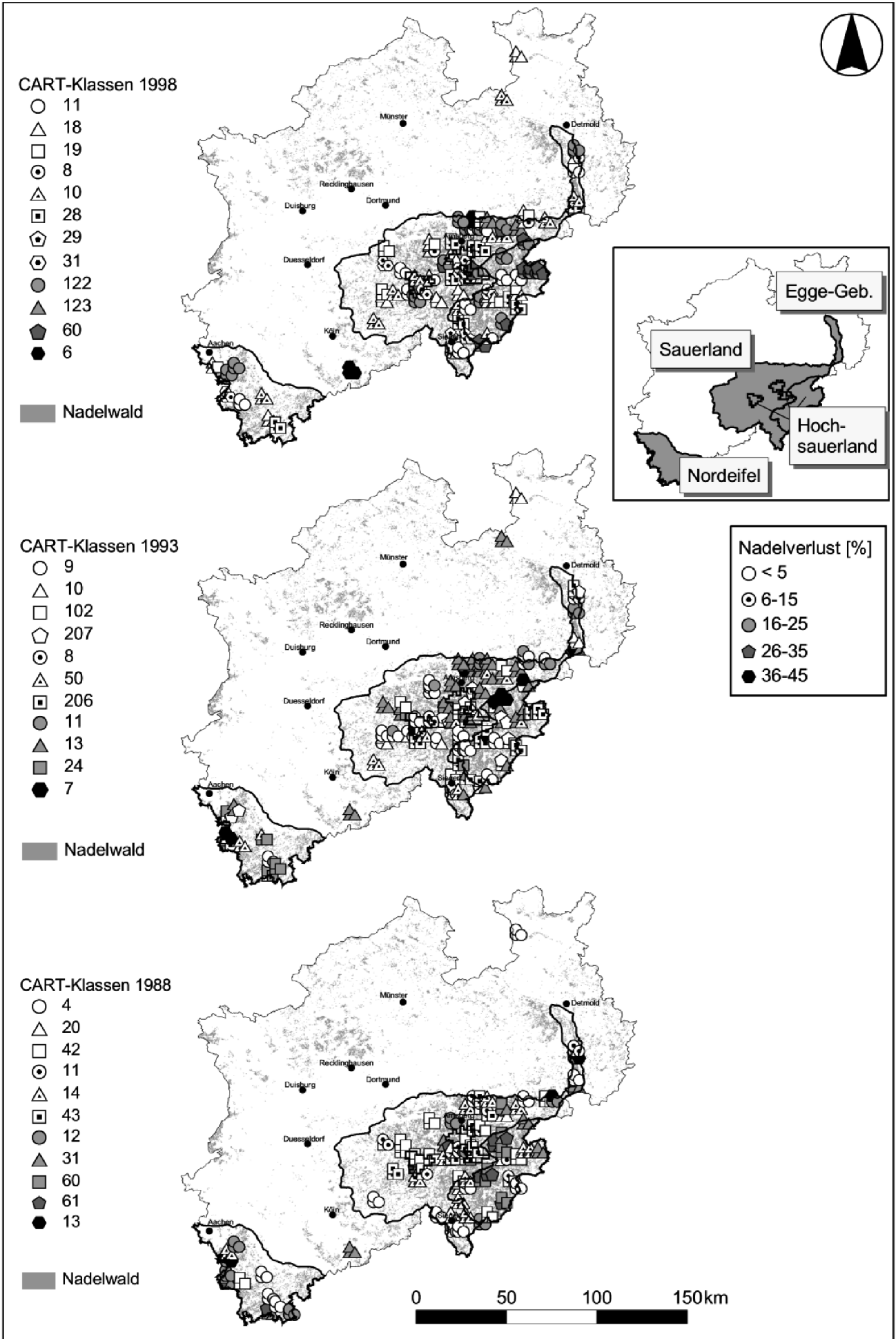
**Abbildung 1: Dendrogramm des CART-Modells II\_1 1988.**  
*Figure 1: Dendrogram of the CART Model II\_1 1988.*



**Abbildung 2:** Dendrogramm des CART-Modells II\_1 1993.  
 Figure 2: Dendrogram of the CART Model II\_1 1993.



**Abbildung 3:** Dendrogramm des CART-Modells II\_1 1998.  
 Figure 3: Dendrogram of the CART Model II\_1 1998.



**Abbildung 4:** Geografische Lage der Waldzustandsklassen nach CART-Modell II\_1 für die Erhebungszeiträume 1988, 1993 und 1998.  
*Figure 4:* Geographical location of forest condition classes from CART Model II\_1 for the surveyed periods 1988, 1993 and 1998.

**Tabelle 2: Prozentanteile der Fichtennadelverlust-Stufen 1988, 1993, 1998 in Nordeifel, Sauerland, Hochsauerland und Eggegebirge.**

*Table 2: Percentages of the spruce needle loss categories in 1988, 1993, 1998 in Nordeifel, Sauerland, Hochsauerland and Eggegebirge.*

1998	0–5 %	6–15 %	16–25 %	26–35 %	36–45 %	46–55 %	56–65 %	Summe > 15 %
Nordeifel	25,0	41,7	20,8	12,5	0,0	0,0	0,0	33,3
Sauerland	31,8	41,1	18,6	5,4	3,1	0,0	0,0	27,1
Hochsauerland	23,6	31,9	30,6	13,9	0,0	0,0	0,0	44,5
Eggegebirge	13,0	60,0	27,0	0,0	0,0	0,0	0,0	27,0
1993	0–5 %	6–15 %	16–25 %	26–35 %	36–45 %	46–55 %	56–65 %	Summe > 15 %
Nordeifel	11,1	25,9	33,3	29,6	0,0	0,0	0,0	62,9
Sauerland	31,1	29,6	25,2	11,1	3,0	0,0	0,0	39,3
Hochsauerland	21,2	22,7	27,3	13,6	13,6	1,5	0,0	54,5
Eggegebirge	0,0	40,0	20,0	27,0	13,0	0,0	0,0	60,0
1988	0–5 %	6–15 %	16–25 %	26–35 %	36–45 %	46–55 %	56–65 %	Summe > 15 %
Nordeifel	18,2	18,2	33,3	18,2	9,1	3,0	0,0	60,6
Sauerland	37,6	44,4	12,0	3,4	1,7	0,0	0,9	17,1
Hochsauerland	21,7	34,8	27,5	10,1	4,3	0,0	1,4	41,9
Eggegebirge	25,0	33,3	8,3	16,7	16,7	0,0	0,0	41,7

und ist darüber hinaus der pH-Wert im Boden in einer Tiefe von 10 bis 30 cm kleiner als pH 3,5, münden 9 Fichten im Endknoten 20. Ihr Nadelverlust entspricht der Stufe 1. Rangiert der pH-Wert im Boden über pH 3,5 und liegt als Humusform feinhumusreicher Moder, rohhumusartiger Moder oder feinhumusreicher Rohhumus vor, so bilden 42 Fichten mit Nadelverlust S1 die Klasse 42. Liegt unter sonst gleichen Randbedingungen mullartiger Moder, feinhumusarmer Moder oder feinhumusarmer Rohhumus vor, werden 19 Fichten mit Nadelverlust S2 zur Klasse 43 zusammengefasst.

Diejenigen Fichten, die älter als 68,5 Jahre alt sind (rechte Teilhälfte des Gesamtbaumes), werden in sechs Klassen untergliedert: Ist die Humusform F-Mull, mullartiger Moder, feinhumusreicher Moder, typischer Rohhumus oder feinhumusreicher Rohhumus und enthalten die dreijährigen Nadeln weniger als 10,450 ppm Silizium, dann bilden die bonitierten Fichten die Klasse 3. Beträgt der Siliziumgehalt in den dreijährigen Nadeln jedoch mehr als 10,450 ppm, so weisen die Fichten den Nadelverlust der Stufe 5 auf und bilden die Klasse 13. Ist die Humusform aber feinhumusarmer Moder, rohhumusartiger Moder oder feinhumusarmer Rohhumus und liegt das Alter der Fichten zwischen 68, 5 und 82,5 Jahren, so herrscht in Klasse 14 die Nadelverluststufe 2 vor. Sind die Fichten aber älter als 82,5 Jahre und liegt der Stickstoffgehalt in den einjährigen Nadeln über 15,150 ppm, werden 19 Fichten der Verluststufe 3 der Zustandsklasse 31 zugeteilt. Beträgt jedoch der Stickstoffgehalt in den einjährigen Nadeln weniger als 15,150 ppm und ist ihr Kaliumgehalt zudem geringer als 4,550 ppm, so weisen die meisten Fichten der Klasse 60 Nadelverluste der Stufe 3 auf. Liegt der Kaliumgehalt der Nadeln über 4,550 ppm, dann sind die Fichten der Klasse 61 überwiegend durch Nadelverluste der Stufe 4 geprägt.

Die Klassifikationen der drei Inventurdaten 1993 und 1998 sind in den *Abbildungen 3* und *4* dargestellt. Sie werden jedoch hier nicht textlich beschrieben, sondern zusammen mit den oben im Text dargestellten Ergebnissen der CART-Analyse der Inventur 1988 im Kapitel 4.2 diskutiert.

Die räumliche Verteilung der CART-Waldzustandsklassen 1988, 1993 und 1998 zeigt *Abbildung 4*. Zusammen mit den in *Tabelle 2* aufgeführten Werten zum Nadelverlust in den entsprechenden Erhebungsjahren wird deutlich, dass dieser 1993 am stärksten ausgeprägt ist und bis 1998 teilweise (Nordeifel, Eggegebirge) um über 50 % sinkt. Die Summe der Anteile derjenigen Bäume, die einen Nadelverlust von über 15 % aufweisen, vermindert sich für diese beiden Regionen von 63 % auf

33 % (Nordeifel) bzw. von 60 % auf 27 % (Eggegebirge). In Sauerland und Hochsauerland ist dieser Trend ebenfalls zu beobachten, fällt jedoch mit einer Verringerung um 12 % (Sauerland) bzw. 10 % dagegen bei weitem nicht so stark aus. Auch die Verteilung der Waldzustandsklassen, die sich aus der CART-Klassifikation der Fichten ergeben haben, spiegelt diesen zeitlichen Trend wider. Die Anteile solcher Klassen, bei denen hohe Nadelverlustklassen dominieren, sind 1993 am höchsten und sinken bis 1998. Auch die CART-Klassen mit den höchsten NV wechseln von der Nordeifel und dem Eggegebirge hin zum Hochsauerland, wo 44,5 % der Fichten 1998 Nadelverluste von mehr als 15 % aufweisen.

Eine Beschreibung der jeweiligen Merkmalsausprägungen innerhalb der für die Variante II\_1 berechneten Waldzustandsklassen liefern die *Tabellen 3* bis *5*. Hier sind die Mediane der für die Klassifikation verwendeten Eingangsgrößen nach Zugehörigkeit zu der jeweiligen Waldzustandsklasse für die Jahre 1988, 1993 und 1998 aufgeführt. Diese Befunde werden in Kapitel 4.2 diskutiert.

## 4. Diskussion

Die Diskussion der Untersuchungsergebnisse gilt zunächst den zu ihrer Gewinnung verwendeten empirischen und statistischen Methoden (Kapitel 4.1). Sodann werden die Befunde mit Blick auf solche Hypothesen zur Erklärung des Waldzustands erörtert, die bei der Konzeption des Monitoring – zumindest implizit – massgeblich waren (Kapitel 4.2).

### 4.1 Methoden

Die Untersuchungsergebnisse werden zum einen mit Blick auf die Aussagekraft der Inventurdaten, insbesondere die Indikatorqualität des Belaubungs- bzw. Benadelungsgrades der Waldbäume, diskutiert (Kapitel 4.1.2). Zum anderen ist die Eignung der zur Auswertung der Daten benutzten statistischen Verfahren zu erörtern (Kapitel 4.1.1).

#### 4.1.1 Classification and Regression Trees

Die in Kapitel 3 dargestellten Berechnungsergebnisse basieren auf Inventurdaten. Diese bilden Systemzustände, die sich aus kontinuierlichen chemischen Vorgängen ergeben, als Momentaufnahme – also statisch – ab. Wünschenswert wären

Tabelle 3: Beschreibung der Waldzustandsklassen der Variante II\_1 1988 anhand von Medianen der Inventurmessgrößen.

Table 3: Description of forest condition classes of the variant II\_1 1988 according to the median values of inventoried measurements.

Knoten	4	20	42	11	14	43	12	31	60	61	13
Schadklasse	1	1	1	2	2	2	3	3	3	4	5
Anzahl	36	9	42	20	36	19	21	19	15	11	6
ALTER	54	54	57	60	78	61	83	90	107	91	111
HOEHE	430	520	425	410	435	380	440	490	590	570	485
BHD	31	33	32	36	43	35	43	46	51	48	50
CA1	2800	2600	2450	2600	2700	2400	3200	3000	3200	2700	3700
CA3	3600	3500	2800	3100	3400	2700	4100	4500	5200	4400	6250
K1	5050	4400	5100	4900	4350	5400	4700	4400	3800	4800	3550
K3	4150	4800	4800	5400	4300	5500	4500	4000	4100	4500	3950
MG1	670	670	675	650	700	760	760	860	760	840	765
MG3	420	410	420	390	475	440	500	610	550	560	475
N1	14800	14600	16000	16200	15400	15400	15700	16000	13900	14200	15000
N3	14000	13400	14150	14200	13900	14600	14200	14000	13300	14100	15200
P1	1300	1500	1400	1400	1500	1400	1400	1500	1300	1600	1500
P3	1000	1100	1000	1100	1000	1100	1100	1100	1000	1100	1300
S1	1300	1400	1400	1500	1400	1400	1400	1400	1300	1300	1400
S3	1500	1600	1600	1700	1500	1600	1500	1500	1400	1400	1400
SI1	1600	1500	1100	2400	1900	1700	2000	2000	1500	1600	2900
SI3	6450	6100	6500	9400	7200	6600	8600	8200	7100	7700	11600
PH1030	3,8	3,4	3,8	3,9	3,8	4,0	3,6	3,8	3,7	4,0	4,0
KVORR	387	349	260	345	316	301	350	348	365,5	347	384
CAVORR	354	434	177	317	250	269	743	295	474,0	327	557
MGVORR	159	178	101	129	103	179	210	131	155	107	201
PB	294	345	397	401	423	422	366	390	409,5	433	542
CD	0,7	0,6	0,6	0,5	0,7	0,6	0,5	0,6	0,7	0,6	0,8
BASENS	5,1	3,9	3,7	4,1	4,9	3,6	4,2	5,5	5,0	4,3	4,1
CLNUTN	8,5	9,5	9,2	9,0	8,6	9,3	8,2	8,9	8,8	9,7	9,0
CLSAEURE	1,6	2,1	2,2	2,2	2,4	1,9	2,1	2,3	2,2	2,3	2,5
NFK	173	118	156	168	150	155	167	160	153	168	185
AL1030	81	75	86	78	81	86	75	83	74	82	74
Humus	4	5	5	5	5	4	3	5	5	5	5
Unterschreitung der Grenzwerte in den Nadeln											
Überschreitung der Grenzwerte im Boden											

Tabelle 4: Beschreibung der Waldzustandsklassen der Variante II\_1 1993 anhand von Medianen der Inventurmessgrößen.

Table 4: Description of forest condition classes of the variant II\_1 1993 according to the median values of inventoried measurements.

Knoten	9	10	102	207	8	50	206	11	13	24	7
Schadklasse	1	1	1	1	2	2	2	3	3	3	5
Anzahl	42	10	12	14	8	21	39	12	66	13	12
ALTER	46	50	89	79	46	61	81	46	75	80	100
HOEHE	460	323	400	490	380	420	480	333	370	470	560
BHD	30	31	41	45	31	36	44	31	41	40	54
CA1	3200	2750	3050	2800	3500	3200	3000	3700	2800	2900	2450
CA3	4600	3300	5900	5450	4300	4500	5300	4950	4700	5500	4350
K1	4700	6500	4150	4550	4100	4200	3700	4600	4400	3400	3250
K3	4700	6450	4300	4350	3650	4300	3600	4900	4600	3500	3300
MG1	930	795	1060	960	1095	990	1010	1140	940	850	785
MG3	535	430	685	605	515	560	660	615	510	470	535
N1	15900	16950	15250	15300	15850	15600	15200	16200	16100	14100	14300
N3	13600	14100	13700	13700	12900	13800	13700	14350	14000	12200	13300
P1	1600	1700	1600	1600	1400	1600	1800	1450	1650	1300	1700
P3	1100	1000	1150	1150	800	1100	1200	950	1100	900	1350
S1	1400	1400	1300	1300	1350	1300	1300	1400	1300	1200	1300
S3	1300	1400	1200	1200	1350	1200	1200	1500	1300	1200	1300
SI1	1450	4000	1850	2050	2100	1700	1700	2550	2800	1400	2200
SI3	5600	9650	7250	7500	6600	7300	6500	8750	10250	6000	7200
PH1030	3,8	3,9	4,0	3,7	3,7	3,8	3,8	3,7	3,6	3,7	3,9
KVORR	311	298	274	370	161	338	295	346	346	349,3	347
CAVORR	320	207	622	295	303	179	266	456	304	326,6	250
MGVORR	116	84	222	154	59	121	106	201	125	101	131
PB	345	281	409	421	451	343	412	367	401	349,0	506
CD	0,7	0,6	0,9	0,5	0,7	0,6	0,6	0,5	0,5	0,8	0,6
BASENS	4,6	4,4	4,9	4,1	4,8	3,7	4,3	3,9	4,2	4,9	5,5
CLNUTN	9,8	9,0	7,7	9,5	9,7	8,8	9,3	8,6	8,6	8,1	8,9
CLSAEURE	2,1	1,3	2,4	2,2	1,8	2,1	2,0	2,1	2,3	2,0	2,5
NFK	166	210	189	147	156	159	156	118	155	182,3	162
AL1030	84	81	82	84	81	84	82	87	82	81	82
Humus	4	4	4	4	5	5	4	5	5	4	5
Unterschreitung der Grenzwerte in den Nadeln											
Überschreitung der Grenzwerte im Boden											



**Tabelle 5: Beschreibung der Waldzustandsklassen der Variante II\_1 1998 anhand von Medianen der Inventurmessgrößen.**  
 Table 5: Description of forest condition classes of the variant II\_1 1998 according to the median values of inventoried measurements.

Knoten	11	18	19	8	10	28	29	31	122	123	60	6
Schadklasse	1	1	1	2	2	2	2	2	3	3	4	5
Anzahl	29	35	17	5	34	27	6	24	43	7	13	6
ALTER	63	48	48	48	65	77	94	77	90	86	99	93
HOEHE	460	410	350	350	443	440	310	435	445	450	520	180
BHD	37	30	31	35	36	41	44	42	45	41	44	39
CA1	3676	3194	3074	3964	2887	4004	2993	2718	3186	4004	3233	6698
CA3	6624	5319	5256	7494	4572	7166	4900	4877	6065	7795	5898	13294
K1	3446	4333	4870	2759			2522	3200	3627	3620	2433	4339
K3	3580	4414	4790	3104	4125	3760	2834	3654	3905	3667	3310	3716
MG1	1254	889	791	1189	852	1044	1092	1260	1056	1140	1033	1053
MG3	953	489	398	726	357	600	826	898	547	807	701	754
N1	14770	14560	16460	14920	14960	13660	13715	13715	15085	14830	12860	16120
N3	13360	13740	15880	14000	14070	12290	12560	13325	13440	13800	12740	11955
P1	1576	1332	1374	1291	1368	1348	1489	1455	1475	1461	1507	1716
P3	1201	1056	1204	981	1073	1053	1010	1092	1056	1057	1137	1137
S1	923	941	981	864	983	884	833	938	959	990	843	1078
S3	964	1034	1089	915	986	913	856	939	956	970	900	1006
SI1	2757	2370	3254	3889	2694	2842	2831	2775	2768,5	2859,0	2601,0	4665
SI3	7877	7819	8697	7462	7582	8071	7058	8372	8554,0	7962,0	8243,0	13705
PH1030	3,9	3,8	3,7	3,5	3,7	3,7	3,9	4,0	3,7	3,5	3,8	3,7
KVORR	365	304	314	161	284	345	318	258	347,9	436	363	704
CAVORR	206	279	247	329	243	361	431	174	265,9	566	266	8417
MgVorr	209	100	116	151	72	138	194	112	131	259	181	2297
PB	389	315	316	409	379	291	436	453	505,5	370	390	319
CD	0,6	0,7	0,6	0,6	0,6	0,6	0,9	0,6	0,6	0,7	0,4	1,2
BASENS	5,0	5,3	3,3	5,4	4,2	4,9	6,3	3,2	4,0	4,8	5,0	36,0
CLNUTN	9,5	9,3	8,5	9,8	9,0	8,8	8,1	9,1	8,8	8,1	9,6	7,7
Clsäure	2,1	1,8	1,8	1,7	2,1	1,7	1,5	2,2	2,3	2,6	2,3	2,7
NFK	185	164	152	219	156	168	216	167	152,8	119,5	145,0	156
AL1030	84	81	87	75	81	80	84	85	81,8	78,3	85,5	55
Humus	4	4	4	5	5	4	5	4	5	8	5	6
Unterschreitung der Grenzwerte in den Nadeln												
Überschreitung der Grenzwerte im Boden												

Modelle, die Prozessdynamiken darstellen können. Da deren Datenanforderungen für grosse Gebiete oft nicht gegeben sind, kommen nur einfachere, statistische Modelle für die Datenauswertung in Frage (BOLLIGER *et al.* 2000).

CART ist eine solche Methode, die ihre Ergebnisse einfach nachvollziehbar darstellt und die Interpretation von Daten über hierarchisch verknüpfte ökologische Sachverhalte effektiv unterstützt. Das Verfahren stellt eine Alternative zu traditionellen statistischen Verfahren dar, wie z.B. multiple und logistische Regression, Varianzanalyse, log-lineare Modellierung sowie Diskriminanz- und Cluster-Analyse (DE'ATH & FABRICIUS 2000). Gegenüber diesen hat sich CART bei der prädiktiven Modellierung in der Geobotanik und der Tiergeografie (EMMONS *et al.* 1999; OUELLETTE *et al.* 2005) als besonders geeignet erwiesen und wird zur Anwendung empfohlen (GUIGAN *et al.* 2006).

CART teilt mit allen statistischen Verfahren zwangsläufig den Nachteil, dass die mit ihm festgestellten Beziehungen zwischen den Inventurmerkmalen solange nicht als Ursache-Wirkung-Beziehungen interpretiert werden können, als die aus den Inventurdaten extrahierbaren Korrelationen nicht durch Prozess-Studien fachlich untermauert sind (GUIGAN & ZIMMERMANN 2000). Selbst wenn dies der Fall wäre, ist zu bedenken, dass Prozess-Studien in der Regel andere Zeit- und Raumskalen als Grossrauminventuren erfassen. Dies bringt grundsätzliche erkenntnistheoretische Probleme mit sich (ORESKEs *et al.* 1994), die bisweilen übersehen werden und zu Streit über (Schein)Widersprüche führen. Dabei wird das Komplementaritätsprinzip missachtet (SCHRÖDER 1992) und ebenso die Skalenabhängigkeit der Erklärungskraft von Messgrößen (DUNGAN *et al.* 2002; MERCER & HALL 1911). Diese wirkt sich ebenso bei der synoptischen Interpretation von Daten über ökologische Funktionen aus kontinuierlichen Prozess-Studien

und von Daten über Strukturen aus diskontinuierlichen Inventuren wie bei räumlichen und zeitlichen Verallgemeinerungen aus (LI & WU 2004; MARCEAU 1999; TURNER *et al.* 1989; UNECE 2005). Dies gilt auch für Relationen zwischen Strukturen (z.B. räumliche Muster, NV) und Funktionen ökologischer Systeme (z.B. Fichtenforst), die ebenfalls skalenabhängig sind und für die Diskussion über Waldschäden Bedeutung erlangen. Solche Analysen von Struktur-Funktion-Beziehungen auf mehreren Raumskalen sind in den letzten Jahren zunehmend in den Fokus der Landschaftsökologie gerückt (TAN *et al.* 2006; WIENS 2002). Die Verknüpfung von CART mit dem Neuro-Fuzzy Inference System NFIS zu CANFIS (BURROWS 1998; BURROWS *et al.* 1998) ermöglicht die Verknüpfung von Daten, die auf verschiedenen räumlichen Skalen erhoben wurden und deren dynamische Modellierung.

Als Nachteil von CART mögen ferner die dichotome Baumstruktur und die scharfen Klassengrenzen betrachtet werden, die sich z.B. durch Fuzzy-Cluster-Verfahren vermeiden liessen (FRIEDERICHs *et al.* 1996; HÖPPNER *et al.* 1997). Zu bedenken ist, dass in der «Unreinheit» der CART-Klassen diejenige Unschärfe zum Ausdruck kommt, die bei Fuzzy-Cluster-Techniken in der Mehrfachzuordnung von Objekten zu Klassen realisiert werden kann. Schliesslich ist zu bedenken, dass CART wie auch andere statistische Modelle allenfalls Ergebnisse von Prozessen, also Systemzustände zum Zeitpunkt der Datenerhebung abbilden können. Je dichter die Aufnahmezeitpunkte getaktet sind, umso besser lässt sich die Prozessdynamik derart beschreiben, dass Prognosen möglich sind (FRANKLIN 2003; MOISEN & FRESCINO 2002; PORTMAN *et al.* 1992; SAILOR & LI 1999a, b).

Trotz der genannten Einschränkungen, die gleichermaßen für korrelations- und regressionsanalytische Verfahren sowie für viele Methoden der automatischen Klassifikation gelten,

erscheint CART für die Analyse ökologischer Datensätze sehr gut geeignet. Diese Einschätzung wird bislang in Nordamerika geteilt und CART folglich in der Forstökologie und im forstlichen Umweltmonitoring eingesetzt für die Kartierung von Bestandes- und Standortmerkmalen anhand von Daten aus terrestrischen Inventuren und Fernerkundung (MOISEN & FRESKINO 2002), die Analyse der standörtlichen Randbedingungen für den Befall mit Schaderregern (CANDAU & FLEMING 2005; GOTTSCHALK *et al.* 1998; LAWRENCE & LABUS 2003; NEGRÓN 1998; NEGRÓN *et al.* 2000; STONE & HAYWOOD 2006), Kronenzustand (NIGH & LOVE 2004), das Auftreten von Baumhöhlen (FAN *et al.* 2003), Wurzelschäden (BYLER *et al.* 1990), Habitatwahl von Hirschen (MORRISON *et al.* 2003). In Deutschland verwendeten erstmals GRABKOWSKY (2003) sowie SCHRÖDER *et al.* (2003, 2004) CART für die Auswertung von Waldzustandsdaten.

Berichte über positive Erfahrungen mit dem Einsatz von (statistischen) Modellen sollten jedoch nicht vergessen lassen, dass sie nichts anders sind als komplexe, formalisierte Hypothesen, die für die Erkenntnisgewinnung in erster Linie heuristisch bedeutsam sind (ORESKEs *et al.* 1994). In diesem Sinne wird in der vorliegenden Arbeit CART für die mehrdimensionale statistische Analyse der in Kapitel 2.2 benannten Waldzustandsdaten genutzt, um Zusammenhänge zwischen ihnen möglichst umfassend aufzudecken. Dabei bildet der Nadelverlust die Zielvariable, Baummerkmale wie Alter, Brusthöhdurchmesser und Nadelinhaltsstoffe sowie Standortmerkmale wie orografische Höhe, Feldkapazität Bodenmilieu und -stoffgehalte fungieren als beschreibende Merkmale (*Tabelle 1*). Dieses statistische Modell entspricht dem Monitoring-Konzept, an dem trotz der Diskussionen um die Eignung des Blatt-/Nadelverlustes zur Indikation der Baum- bzw. Waldgesundheit (ECKMÜLLER & STERBA 2000; FERRETTI 1997; LECH 1998) in Nordamerika und Europa festgehalten wird (UNECE 2000, 2004, 2005; ZARNOCH *et al.* 2004).

#### 4.1.2 Inventurdaten

Im UNECE ICP-Forests-Monitoring werden die Ausprägungen von Baummerkmalen zusammen mit Bestandes- und Standortmerkmalen flächenrepräsentativ zu bestimmten Zeitpunkten inventarisiert (Level I). Diese Inventuren sollen Zustände im Zeitverlauf beschreiben. Ihre Ergebnisse bedürfen der Erklärung durch kontinuierliche der für den Waldzustand wahrscheinlichen Prozesse (Level II). Von den Inventurdaten ist insbesondere der Blatt-/Nadelverlust Gegenstand wissenschaftlicher Diskussionen.

Diese betreffen im Wesentlichen drei Optimierungskriterien empirischer Datenerhebungen: den Grad der Objektivität (Bearbeiterunabhängigkeit) und Präzision der Feststellung des Blatt-/Nadelverlustes (ECKMÜLLER & STERBA 2000; GERTNER & KÖHL 1995; LECH 1998) sowie seine Konstruktvalidität. Diese wäre vorhanden, wenn die statistische Beziehung zwischen dem Indikator «Blatt-/Nadelverlust» und dem Indikandum «Vitalität» statistisch eng ist und physiologisch erklärt werden kann. Zudem ist zu klären, ob die Vitalität einzelner Bäume, eines Bestandes oder die Funktionsfähigkeit eines Ökosystems indiziert werden soll (FERRETTI 1997).

Der Kronenzustand ist einer von mehreren Vitalitätsindikatoren (ECKMÜLLER & STERBA 2000; VOLLENWEIDER & GÜNTHARDT-GOERG 2005). Er lässt sich anhand mehrerer Einzelmerkmale erfassen, von denen eines der Blatt-/Nadelverlust ist (BECHTOLD & COULSTON 2003; STONE & HAYWOOD 2006). Dieser unterliegt vielen biotischen und abiotischen Einflüssen und kann folglich bestenfalls zur summarischen, aber nicht zur differenzdiagnostischen Bonitur von Waldbäumen verwendet werden (VOLLENWEIDER & GÜNTHARDT-GOERG 2005). Dennoch wer-

den die in Mitteleuropa und Nordamerika seit den 1970er Jahren beobachteten Veränderungen des Kronenzustands trotz Widerspruchs (LECH 1998; METZGER & OREN 2001) mehrheitlich als Vitalitätseinschränkung eingestuft, die bei deutlicher Ausprägung als Schaden interpretiert werden (UNECE 2000, 2004, 2005).

Daten zu physiologischen und genetischen Indikatoren werden grossräumig nicht erhoben. Fallstudien zeigen, dass natürliche und anthropogene Einflüsse populationsgenetische Prozesse verändern können. Um diese Veränderung statistisch abzusichern, sind wiederholte Inventuren und die Analyse von Zeitreihen notwendig. Die genetische Vielfalt bestimmt die Anpassungsfähigkeit von Waldbäumen und ist Grundlage einer nachhaltigen Entwicklung von Wäldern. Folglich sind genetische Merkmale in das Design des forstlichen Monitoring zu integrieren (NAMKOONG *et al.* 1996; PAUL *et al.* 2000). Die damit mögliche genetisch-funktionale Vitalitätsindikation liesse sich in Unterstichproben der forstlichen Inventuren mit dem strukturellen Indikator Blatt-/Nadelverlust verknüpfen. Entsprechendes gilt für die stressphysiologische Indikation (WILD & SCHMITT 1995).

## 4.2 Hypothesen-Abgleich

Die Ergebnisse der multivariat-statistischen Analyse werden vor dem Hintergrund ausgewählter Hypothesen über Ursachen der Blatt- und Nadelverluste diskutiert. Zunächst erfolgt dies anhand der in den CART-Modellen zur Definition der Waldzustandsklassen verwendeten Inventurmerkmale. Eventuell andere bedeutende Parameter bleiben damit unberücksichtigt, weshalb im Anschluss überprüft wird, wie sich die einzelnen Zustandsklassen untereinander hinsichtlich der Verteilung derjenigen Merkmale unterscheiden, die für die Hypothesen von Bedeutung sind.

### 4.2.1 Nährstoffmangel-Hypothese

Die Hypothese lautet vereinfacht: Wenn z.B. der durch saure Deposition hervorgerufene Nährstoffverlust der Böden nicht hinreichend kompensiert wird, nehmen Vitalität und Widerstandskraft der Fichten gegenüber Stressoren ab. Dabei wird dem Nährelement Magnesium als einem der wichtigsten Nährstoffe für den Wald die Schlüsselrolle zugesprochen (KANDLER 1994, S. 427; RIEK & WOLFF 1998a, b, c; SCHMIDT-VOGT 1989, S. 427 ff.; SCHÜTT 1977). Daneben wird auch der Mangel an Kalium (RASPE *et al.* 1998, S. 471, ZÖTTL & HÜTTL 1985, S. 197 ff.), Phosphor (RIEK & WOLFF 1998b, S. 507 ff.) und Calcium als Ursache für Nadelverlust diskutiert.

Nach BÜTTNER (1997) beginnt eine unzureichende Versorgung mit Magnesium ab 750 ppm in den Nadeln, die Mangelgrenze liegt bei 600 ppm. Der LÖBF-Grenzwert von 700 mg/g gilt nur für den ersten Nadeljahrgang (Njg.), wird hier aber auch für die dreijährigen Nadeln verwendet, da nach REEMTSMA (1986) eine solche Ernährungssituation bereits als zunehmender Mangel bewertet werden kann. 1988 und 1993 kann bei allen Nadelverluststufen eine Mg-Mangelsituation in den dreijährigen Nadeln beobachtet werden. 1998 hat sich die Situation leicht verbessert; dennoch ist in einem Drittel aller Waldzustandsklassen ein Mg-Mangel (3. Njg.) in den Nadeln nachzuweisen. Bei einer Unterschreitung des Grenzwertes treten Nadelverluste bis zu 45% auf. In allen Erhebungsjahren kann neben dem Mg-Mangel in den Nadeln ein sehr hoher Pb-Gehalt im Boden (4½- und 5½-fache Überschreitung des Grenzwertes) festgestellt werden, was die Vermutung von RIEK & WOLFF (1998a, S. 476) stützt, dass die Mg-Verfügbarkeit von der Bleikonzentration in der Humusaufgabe beeinflusst wird. Zudem sind die kri-

tischen Mg-Nadelspiegelwerte mit geringen Mg-Vorräten im Boden verknüpft.

In allen Erhebungsjahren ist der Ca-Gehalt im dritten Nadeljahrgang jeweils höher ist als im ersten. Ferner weisen Fichtennadeln der Verluststufen 3 bis 5 jeweils mehr Calcium als in den Stufen 1 und 2 auf. Der Grenzwert von 1 mg/g Ca für den 1. Njg. wird in keinem Fall, der Grenzwert von 4 mg/g nur 1988 und 1993 in den Schadklassen 1 und 2 unterschritten. Im Boden wird der Grenzwert von 200 kg/ha stets übertroffen. Da in den höheren Schadklassen der Calciumwert ansteigt, kann Calciummangel als Ursache für hohen Nadelverlust in der Untersuchungsschichtprobe ausgeschlossen werden.

Da Kalium in allen drei Jahren sowohl in den höheren als auch in den unteren Schadklassen niedrige Werte aufweist, dabei aber kein Trend zu erkennen ist, ist eine Aussage zur Bedeutung von Kaliummangel für den Nadelverlust schwierig. Da Kalium auch als Splittkriterium in CART-Modellen ausgewählt wurde, könnten niedrige Kaliumgehalte zusammen mit anderen Faktoren zum Nadelverlust beitragen. Andererseits ist bei Endknoten mit hohen Nadelverlusten in keinem Fall eine Unterschreitung des Grenzwertes festzustellen. Damit ist K-Mangel als alleiniger Auslöser für einen Nadelverlust wenig wahrscheinlich.

Ein P-Mangel liegt bei Nadelgehalten unter 1,3 mg/g vor (BÜTTNER 1997). In allen Erhebungsjahren kann eine optimale Versorgung der jüngsten Nadeln unabhängig von dem Nadelverlust festgestellt werden. In den dreijährigen Nadeln jedoch weisen alle Standorte unabhängig von den Schadklassen eine P-Unterversorgung auf. Hiervon ausgenommen sind diejenigen Standorte, die der Nadelverluststufe 5 zugeordnet wurden, die 1988 und 1993 dem Grenzwert entsprechen oder unwesentlich darüber liegen. Da in allen Nadelverlustklassen eine P-Unterversorgung vorliegt und keine Abnahme an Phosphor in den höheren Schadklassen vorliegt, ist P-Mangel als Ursache für einen hohen Nadelverlust wenig wahrscheinlich.

Auch wenn ein Mangel an den Nährelementen Ca, K und P nicht als jeweils alleinige Ursache für hohe Nadelverluste identifiziert werden, könnten additive Wirkungen wie gleichzeitiger Mangel an mehreren Nährelementen zum Nadelverlust beitragen. Die CART-Modelle I zeigen: 1988 sind Mg- und P-Mangel, ein hoher Si-Gehalt in den Nadeln (1. und 3. Njg.) sowie eine geringe Basensättigung und hohe Bleigehalte mit Nadelverlusten der Stufe 4 (26 bis 35 % Nadelverlust) verknüpft. 1993 treten P-Mangel (3. Njg.), hohe Bleigehalte und eine geringe Basensättigung in der Nadelverluststufe 4 auf. 1998 weist Stufe 3 P- (3. Njg.) und S-Mangel (1. und 3. Njg.), hohe Si-Gehalte (1. und 3. Njg.) eine geringe Basensättigung und hohe Pb-Gehalte auf. Die CART-Modelle II\_1 belegen: 1988 treten P- und Mg-Mangel (3. Njg.) sowie hohe Si-Gehalte (1. und 3. Njg.) in den Nadeln, hohe Bleigehalte und eine geringe Basensättigung in der Nadelverluststufe 5 auf (36 bis 45 % Nadelverlust). 1993 sind Mg-Mangel sowie hohe Bleigehalte und eine geringe Basensättigung charakteristisch für Stufe 5. 1998 sind P-Mangel, ein hoher Si-Gehalt in den Nadeln (1. und 3. Njg.) sowie ein hoher Cd-Gehalt und hohe Bleigehalte mit einem Nadelverlust der Stufe 5 verknüpft.

In allen CART-Modellen und Erhebungsjahren gilt: Ist der Kaliumgehalt niedrig, so ist der Ca-Gehalt in den Nadeln hoch oder umgekehrt. Ferner kann die Kombination von Nährstoffmangel in Boden und Nadeln sowie hohe Bleigehalte im Boden als Nadelverlust begünstigend eingestuft werden. Somit kann die von RIEK & WOLFF (1998a, S. 476) aufgestellte Hypothese, dass die Mg-Verfügbarkeit von der Bleikonzentration in der Humusaufgabe beeinflusst wird, auf die Nährelemente, Calcium, Kalium und Phosphor ausgeweitet werden.

#### 4.2.2 N-Eutrophierungshypothese

Eine N-Übersorgung der Bäume führt langfristig zur Versauerung, Mineralstoffverarmung des Bodens sowie zu Nährstoffungleichgewichten und damit zu Mineralstoffmangelsymptomen. Diese Auswirkungen können durch einen niedrigen pH-Wert, eine geringe Basensättigung, demzufolge niedrige Vorräte im Boden an Mg, Ca, und K, Nährstoffmangel in den Nadeln kombiniert mit einem hohen Eintrag an Stickstoff angezeigt werden. Von einer Stickstoffübersorgung in den Nadeln wird ab einem N-Gehalt über 17 mg/g ausgegangen. Die kritischen Eintragsraten für Nadelbäume auf sauren Böden sind nach NAGEL & GREGOR (1999, S. 87) 20 bis 30 kg/ha. Die untersuchten Fichtenbestände sind 1988 sowie in den ersten Nadeljahrgängen 1993 und 1998 fast ausschliesslich optimal versorgt. 1993 weisen gemäss CART-Modelltyp I in der Zustandsklasse 24 (Nadelverluststufe 3) einen beginnenden N-Mangel auf. 1998 ist dies in den Klassen 28, 29 (Stufe 2), 60 (Stufe 4) und 6 (Stufe 5) der Fall. Allerdings muss dies nicht einen akuten Mangel bedeuten, da Stickstoff verstärkt zum Aufbau neuer Assimilationsorgane in den jüngsten Nadeljahrgang verlagert wird, wo ausreichend N vorhanden ist. Eine Verbindung zwischen einem hohen Stickstoffgehalt und hohen Nadelverlustklassen ist weder 1988, 1993 noch 1998 zu erkennen, obwohl an allen Standorten in NRW die kritische Eintragsrate für N überschritten wird (GEHRMANN & BECKER 2001). Alle Analysen zeigen, dass N-Einträge nicht ohne gleichzeitige Einwirkung weiterer Stressoren relevant sein dürften.

#### 4.2.3 Silizium-Hypothese

Silizium wird als Integralindikator für Stress angesehen (KNABE 1986; KNABE & COUSEN 1988, S. 40). Insbesondere Säurestress an den Wurzeln oder erhöhte Transpiration lassen den Si-Gehalt in den Nadeln steigen. Erhöhte Si-Gehalte in den älteren Nadeljahrgängen können über eine Verstopfung der Leitbahnen für den Wasser- und Assimilationstransport indirekt zu Nadelschädigungen führen. Pro Erhebungsjahr und Variante wurden die 5-, 25-, 50-, 75- und 95-Perzentile als Grenzen für einen sehr niedrigen, niedrigen, mittleren, hohen und sehr hohen Si-Gehalt in Anlehnung an KNABE (1986) bestimmt. Für die CART-Modelle II\_1 kann festgestellt werden, dass in den dreijährigen Nadeln der Si-Gehalt um das 2 bis 4-fache höher ist als in den einjährigen Nadeln, was die Beobachtung einer vermehrten Si-Anreicherung mit dem Nadelalter stützt. Zudem weisen 1988 und 1998 die Nadelverluste der Stufe 5 einen bis zu 1/2-fach höheren Si-Gehalt als die unteren Schadklassen auf. Die Befunde der vorgestellten multivariat-statistischen Auswertung werden durch die Ergebnisse der bivariat-statistischen Analyse der Waldzustandsdaten unterstützt. In allen Erhebungsjahren wurden ausschliesslich Korrelationen zwischen hohen Si-Gehalten und den Nadelverlusten der Fichten entdeckt. Diese Auswertung scheint also die Siliziumhypothese von KNABE (1986) zu bestätigen: Ein hoher Siliziumgehalt in den Nadeln könnte nach den vorliegenden Auswertungen besonders gestresste Bäume indizieren. Die Indikatorqualität des Si müsste zellphysiologisch ausgeleuchtet werden.

#### 4.2.4 Versauerungs- und Al-Toxizitätshypothese

Die Hypothese besagt zusammengefasst: Wenn Versauerung und Al-Konzentration kritische Grenzwerte erreichen, dann werden die Feinwurzeln geschädigt, die Wasser- und Nährstoffaufnahme folglich eingeschränkt, so dass die Baumkrone verlichtet. Eine Messgrösse, die den Versauerungsgrad des Bodens anzeigt, ist der pH-Wert. Darüber hinaus zeigen zum

einen eine geringe Basensättigung, niedrige Gehalte an Mg, K und Ca im Boden und zum anderen erhöhte Cd-, Pb- und Al-Gehalte im Boden indirekt eine Bodenversauerung an. Zusammen damit gibt die kritische Eintragsrate für Säureinträge Auskunft über die Belastbarkeit der Böden, nicht aber darüber, wie weit diese Grenze tatsächlich überschritten ist. Die dementsprechenden Daten sollen in einer Folgeuntersuchung berücksichtigt werden. In keinem Erhebungsjahr lässt sich eine Abhängigkeit zwischen kritischen Eintragsraten und hohen Nadelverlusten feststellen. Alle IWE-Standorte sind – bei unterschiedlich geringen kritischen Säureintragsraten – sauer.

## 5. Zusammenfassung und Ausblick

Der Aufsatz führt Classification and Regression Trees (CART) in die Auswertung von Daten des Forstmonitoring in Deutschland ein. Die Vorteile des Verfahrens gegenüber Cluster-Methoden werden benannt und am Beispiel von Fichtenbeständen Nordrhein-Westfalens vorgestellt. Die Ergebnisse bestätigen zum einen Bekanntes: Alter, Höhe über NN, Brusthöhen-durchmesser sowie die Humusform sind eng mit dem Benadelungsgrad der Fichten verknüpft. Doch wird erstmals anhand einer repräsentativen Stichprobe eine positive Korrelation zwischen dem Si-Gehalt und dem Nadelverlust belegt. Die bonitierten Fichten werden anhand ihres Nadelverlustes sowie statistisch korrelierter Inventurmessgrößen mit CART klassifiziert und im GIS kartografisch dargestellt.

CART hat nicht nur Vorteile, doch besitzt es gegenüber allen bisher bei der Auswertung von Waldinventurdaten verwendeten statistischen Techniken entscheidende Eigenschaften: Ohne Transformation der Skalendignität können sehr viele Objekte hinsichtlich sehr vieler Merkmale gruppiert werden. Das Gruppierungsergebnis ist leicht nachvollziehbar und lässt multivariate Beziehungen zwischen den Messgrößen von Waldzustandsinventuren sehr gut erkennen. Mit CART werden Boniturbäume anhand ihres Nadelverlustes und statistisch korrelierter weiterer Inventurmessgrößen klassifiziert. Damit wird die Informationsfülle von Waldzustandsinventuren sehr viel umfassender und effektiver als bislang genutzt. Zu prüfen bleibt, ob CART für eine prädiktive räumliche Schätzung genutzt werden. Hierfür wären die in den Dendrogrammen abgebildeten Verknüpfungsregeln auf eine Geodatenbank anzuwenden, so dass den Regeln entsprechende Fichtenbestände identifiziert werden könnten, für die keine Inventurdaten vorliegen (KELLY *et al.* 2005; SCHRÖDER 2006).

CART sollte zukünftig für die Analyse nationaler und internationaler Waldzustandsinventuren eingesetzt werden. Zum einen sollte dies der statistischen Analyse der Verknüpfung des Blatt-/Nadelverlustes mit weiteren Baummerkmalen sowie Bestockungs-, Standort- und Belastungsdaten dienen. Ferner sollte die Eignung von CART für die räumliche Schätzung des Kronenzustands erprobt werden. CART könnte dabei zur Erweiterung des Co-Kriging bzw. des Simple Update Kriging dienen.

Die zur Analyse der Schadsituation verarbeiteten Erhebungsgrößen der Waldzustandserhebung sollten weiter ergänzt werden um Daten der Immissions- und Depositionsmessung (Schwefeldioxid, Ozon, Stickstoffeinträge) und um meteorologische Informationen, die den Einfluss des Klimas gerade seit Beginn der Neunziger Jahre, die mit wenigen Ausnahmen die wärmsten Mitteltemperaturen seit Beginn der Wetteraufzeichnungen aufweisen, klären sollen. Ferner ist eine Ergänzung des Forstmonitoring um genetische und physiologische Vitalitätsindikatoren erforderlich.

## Zusammenfassung

Am Beispiel von Fichtenbeständen in Nordrhein-Westfalen und mit Hilfe des statistischen Modells Classification and Regression Trees (CART) wird erstmals anhand einer repräsentativen Stichprobe eine positive Korrelation zwischen dem Si-Gehalt und dem Nadelverlust belegt. Die bonitierten Fichten werden anhand ihres Nadelverlustes sowie statistisch korrelierter Inventurmessgrößen mit CART klassifiziert und im GIS kartografisch dargestellt. CART hat nicht nur Vorteile, doch besitzt es gegenüber allen bisher bei der Auswertung von Waldinventurdaten verwendeten statistischen Techniken entscheidende Eigenschaften: Ohne Transformation der Skalendignität können sehr viele Objekte hinsichtlich sehr vieler Merkmale gruppiert werden. Das Gruppierungsergebnis ist leicht nachvollziehbar und lässt multivariate Beziehungen zwischen den Messgrößen von Waldzustandsinventuren sehr gut erkennen.

## Résumé

### Classification des corrélations statistiques entre la défoliation de l'épicéa et d'autres informations dans trois programmes de monitoring forestier en Rhénanie du Nord-Westphalie

Un échantillon représentatif de peuplements d'épicéas a permis d'établir pour la première fois une corrélation positive entre la teneur en silicium et la défoliation, à l'aide du modèle statistique CART (Classification and Regression Trees). Les épicéas étudiés sont classifiés à l'aide du modèle en fonction du degré de défoliation et de paramètres en corrélation statistique avec la défoliation, et reportés dans un SIG. Le modèle CART n'offre pas que des avantages; il dispose pourtant – par rapport à l'ensemble des techniques statistiques utilisées jusqu'ici pour interpréter les données des inventaires forestiers – de propriétés capitales. C'est ainsi que de nombreux objets peuvent être groupés en fonction d'une multitude de caractéristiques sans modification de l'échelle d'appréciation. Le résultat de la classification est facile à reproduire et permet de détecter correctement les corrélations multivariées entre les paramètres des inventaires de l'état des forêts.

*Traduction:* CLAUDE GASSMANN

## Summary

### Itemisation of statistical relationships between needle loss in spruce and other information from three forest monitoring programmes in North-Rhine Westphalia

Using spruce stands in North-Rhine Westphalia as an example and with the help of the statistical model of the Classification and Regression Trees (CART), for the first time a representative random sampling gave evidence of a positive correlation between Si-values and loss of needles. The rating of the spruce trees relied on needle loss and statistical correlated data using CART and was illustrated using GIS cartography. It must be considered that CART is of a mixed blessing, but compared to all evaluation methods of forest inventory data hitherto, it has decisive characteristics: very many objects can be grouped together with regard to a great number of criteria without transformation of the level of measurement of the variables. The results of the grouping are easy to interpret and enable the recognition of multivariate relationships between the measured data of forest inventories.

*Translation:* ANGELA RAST-MARGERISON

## Literatur

- BECHER, G. 1999: Waldzustandsanalyse mit multivariaten Verfahren. Springer Verlag, Berlin u.a., 312 S.
- BECHTOLD, W.A.; COULSTON, J.W. 2003: Detection monitoring of crown condition in South California. A case study. Proceedings of the Fifth Annual Forest Inventory and Analysis Symposium: 167–173.
- BLOCK, J.; BOPP, O.; BUTZ-BRAUN, R.; WUNN, U. 1996: Sensitivität rheinland-pfälzischer Waldböden gegenüber Bodendegradation durch Luftschadstoffbelastung. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, Bd. 35, Trippstadt, 298 S.
- BML (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten) 1994: Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE). Arbeitsanleitung. Bonn, zweite Auflage, 158 S.
- BOLLIGER, J.; KIENAST, F.; ZIMMERMANN, N.E. 2000: Risks of global warming on montane and subalpine forests in Switzerland. A modelling study. *Regional Environmental Change* 1: 99–111.
- BREIMAN, L.; FRIEDMAN, J.; OLSHEN, R.; STONE, C. 1984: Classification and regression trees (CART). Wadsworth, Pacific Grove, Ca, 307 S.
- BURK, R. 1992: Verbesserte statistische Analyseverfahren zur Auswertung von Waldschadensdaten für den europäischen Raum. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 163: 157–164.
- BURROWS, W.R. 1998: CART Neuro-fuzzy statistical data modeling, Part 1. Preprints, 14th Conference on Probability and Statistics in the Atmospheric Sciences, Phoenix, AZ. American Meteorological Society, Boston, MA: J105–J112.
- BURROWS, W.R.; WALMSLEY, J.; MONTPETIT, J.; FAUCHER, M. 1998: CART-NEURO-FUZZY statistical data modeling, Part 2: Results. Preprints, 14th Conference on Probability and Statistics in the Atmospheric Sciences, Phoenix, AZ. American Meteorological Society, Boston, MA: 160–167.
- BÜTTNER, G. 1997: Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) für das Land Niedersachsen. Schriften der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt, Bd. 122, Göttingen, 205 S.
- BYLER, J.W.; MARSDEN, M.A.; HAGLE, S.K. 1990: The probability of root disease on the Lolo National Forest, Montana. *Canadian Journal of Forest Research* 20: 987–994.
- CANAU, J.-N.; FLEMING, R.A. 2005: Landscape-scale spatial distribution of spruce budworm defoliation in relation to bioclimatic conditions. *Canadian Journal of Forest Research* 35: 2218–2232.
- DE'ATH, G.; FABRICIUS, K.E. 2000: Classification and regression trees. A powerful yet simple technique for ecological data analysis. *Ecology* 81: 3178–3192.
- DE VRIES, W.; Klap, J.M.; ERISMAN, J.W. 2000: Effects of environmental stress on forest crown condition in Europe. Part I: Hypotheses and approach to the study. *Water, Air, & Soil Pollution* 119: 317–333.
- DOBBERTIN, M.; RIGLING, D.; BALTENSWELER, A. 1999: Stand dynamics in a mountain pine (*Pinus mugo* var. *uncinata*) stand in the Swiss National Park impacted by root fungi. In: *Structure of Mountain Forests Assessment, Impacts, Management, Modelling* September 6–10, 1999 Davos, Switzerland. Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research (WSL), Birmensdorf.
- DUNGAN, J.L.; PERRY, J.N.; DALE, M.R.T.; LEGENDRE, P.; CITRON-POUSTY, S.; FORTIN, M.-J.; JAKOMULSKA, A.; MIRITI, M.; ROSENBERG, M.S. 2002: A balanced view of scale in spatial statistical analysis. *Ecography* 25: 626–640.
- ECKMÜLLER, O.; STERBA, H. 2000: Crown condition, needle mass, and sapwood area relationships of Norway spruce (*Picea abies*). *Canadian Journal of Forest Research* 30: 1646–1654.
- ELLENBERG, H. 1995: Allgemeines Waldsterben – ein Konstrukt? Bedenken eines Ökologen gegen Methoden der Schadenserfassung. In: *Naturwissenschaftliche Rundschau* 48: 93–96.
- ELLENBERG, H.; FRÄNZLE, O.; MÜLLER, P. 1978: Ökosystemforschung im Hinblick auf Umwelt- und Entwicklungsplanung. Umweltforschungsplan des Bundesministers des Innern. FuE-Vorhaben 78-101 04 005, im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin.
- EMMONS, E.E.; JENNINGS, M.J.; CLAYTON, E. 1999: An alternative classification method for northern Wisconsin lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56: 661–669.
- EU/ICP FORESTS 1998: Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Part I–XI, PCC West, Hamburg, 558 pp.
- EWALD, J. 2005: Ecological background of crown condition, growth and nutritional status of *Picea abies* (L.) Karst. In the Bavarian Alps. *European Journal of Forest Research* 124: 9–18.
- FAN, Z.; LARSEN, D.R.; SHIFLEY, S.R.; THOMPSON, F.R. 2003: Estimating cavity tree abundance by stand age and basal area, Missouri, USA. *Forest Ecology and Management* 179: 231–242.
- FERRETTI, M. 1997: Forest health assessment and monitoring. Issues for consideration. *Environmental monitoring and assessment* 48: 45–72.
- FERRETTI, M. 2001: Ecosystem monitoring. From the integration between measurements to the integration between networks. In: *Publicazione del Corso di Cultura in Ecologia, Università degli studi di Padova*: 3–54.
- FRÄNZLE, O.; SCHRÖDER, W.; VETTER, L. 1985: Synoptische Darstellung möglicher Ursachen des Waldsterbens. Umweltforschungsplan des Bundesministers des Innern. Forschungsbericht 106 07 046/13 im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin.
- FRANKLIN, J. 2003: Clustering versus regression trees for determining ecological land units in the Southern California mountains and foothills. *Forest Science* 49: 354–368.
- FRIEDERICH, M.; FRÄNZLE, O.; SALSKI, A. 1996: Fuzzy clustering of existing chemicals according to their ecotoxicological properties. *Ecological Modelling* 85: 27–40.
- GÄRTNER, E.J.; URFER, W.; EICHORN, J.; GRABOWSKI, H.; HUSS, H. 1990: Die Nadelverluste mittelalter Fichten (*Picea abies* (L.) Karst.) in Hessen in Abhängigkeit von Nadelinhaltsstoffen, Bodenelementgehalten und Standortfaktoren. *Forschungsberichte der Hessische Forstliche Versuchsanstalt 10, Hannoversch Münden*, 192 S.
- GEHRMANN, J.; BECKER, R. 2001: Bewertung der atmosphärischen Stoffeinträge anhand von Critical Loads. In: *MUNLV NRW (Hrsg.) (2001): 1. Bericht über den ökologischen Zustand des Waldes: Ökologisches Umweltmonitoring im Wald, Düsseldorf*.
- GERTNER, G.; KÖHL, M. 1995: Correlated observer errors and their effects on survey estimates of needle-loss. *Forest Science* 41: 235–254.
- GOTTSCHALK, K.W.; COLBERT, J.J.; FEICHT, D.L. 1998: Mortalitätsrisiko von Eichen nach Befall mit *Lymantria dispar*. *European Journal of Forest Pathology* 28: 121–132.
- GRABKOWSKY, B. 2003: GIS-unterstützte, integrierte Auswertung von Waldzustandsdaten (WSE, IWE, BZE) Nordrhein-Westfalens für die Jahre 1988, 1993 und 1998 am Beispiel der Fichte mit Hilfe von CART. Diplomarbeit, Hochschule Vechta, 151 S.
- GUISAN, A.; LEHMANN, A.; FERRIER, S.; AUSTIN, M.; OVERTON, J.M.C.C.; ASPINALL, R.; HASTIE, T. 2006: Making better biogeographical predictions of species' distributions. *Journal of Applied Ecology* 43: 386–392.
- GUISAN, A.; ZIMMERMANN, N.E. 2000: Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135: 147–186.
- HÖPPNER, F.; KLAWONN, R.; KRUSE, R. 1997: Fuzzy Clusteranalyse. Verfahren für die Bilderkennung, Klassifikation und Datenanalyse. Vieweg-Verlag, Braunschweig.
- INNES, J.L.; BOSWELL, R.C. 1990: Reliability, presentation, and relationships among data from inventories of forest condition. *Canadian Journal of Forest Research* 20: 790–799.
- KANDLER, O. 1994: Vierzehn Jahre Waldschadensdiskussion. Szenarien und Fakten. *Naturwissenschaftliche Rundschau* 47: 419–430.
- KELLY, A.; POWELL, D.; RIGGS, R.A. 2005: Predicting potential natural vegetation in an interior northwest landscape using classification tree modeling and a GIS. *Western Journal of Applied Forestry* 20: 117–127.
- KLAP, J.M.; OUDE VOSHAAR, J.H.; DE VRIES, W.; ERISMAN, J.W. 2000: Effects of Environmental Stress on Forest Crown Condition in Europe. Part IV: Statistical Analysis of Relationships. *Water, Air, and Soil Pollution* 119: 387–420.
- KNABE, W. 1986: Silizium als chemischer Nachweis des Doppelangriffs der Luftverunreinigung auf den Wald? Neuere Erkenntnisse aus Nadel- und Blattanalysen der Immissionsökologischen Waldzustandserfassung. Ministerium für Umwelt Raumordnung und Landwirtschaft des Landes NRW (MURL), Statuskolloquium «Luftverunreinigungen und Waldschäden», Düsseldorf, S. 67–79.
- KNABE, W.; COUSEN 1988: Regionale Verteilung einiger Nähr- und Schadstoffgehalte in Fichtennadeln. Schätzungen anhand von Analysen 3-jähriger Nadeln der bundesweiten «Immissionsökologischen Waldzustandserfassung 1983». *Schriftenreihe des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten* 360, Münster, 65 S.
- KRATZ, W.; LOHNER, H.; AUGUSTIN, S.; DEGEN, B.; LORENZ, M.; SCHALL, P.; SCHMIEDEN, U.; SCHWEIZER, B. 1997: Auswertung der Waldschadensforschungsergebnisse (1982–1992) zur Aufklärung

- komplexer Ursache-Wirkungsbeziehungen mit Hilfe systematischer Methoden. UBA-Berichte 6/97, Berlin, 693 S.
- LAWRENCE, R.; LABUS, M. 2003: Early detection of douglas-fir beetle infestation with subcanopy resolution hyperspectral imagery. *Western Journal of Applied Forestry* 18: 202–206.
- LECH, P.M. 1998: Reliability assessment of selected indicators of tree health. In: Hansen, M.H.; Burk, T.E. (eds.): *Integrated tools for natural resources inventories in the 21st century: an international conference on the inventory and monitoring of forested ecosystems*; 1998 August 16–19; Boise, ID. Gen. Tech. Rep. NC-212. St. Paul, MN: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, North Central Research Station: 377–384.
- LEWIS, T.E.; CASSELL, D.L.; CLINE, S.P.; ALEXANDER, S.A.; STOLTE, K.W.; SMITH, W.D. 1996: Selecting and testing indicators of forest health. In: *North American Workshop on Monitoring for Ecological Assessment of Terrestrial and Aquatic Ecosystems*. 18<sup>th</sup> Sept. 1995–22<sup>th</sup> Sept. 1995 at Mexico City, Mexico. Fort Collins, CO: USDA Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, pp. 140–156.
- LI, H.; WU, J. 2004: Use and misuse of landscape indices. *Landscape Ecology* 19: 389–399.
- MARCEAU, D.J. 1999: The scale issue in social and natural sciences. *Canadian Journal of Remote Sensing* 25: 347–356.
- MERCER, W.B.; HALL, A.D. 1911: The experimental error of field trials. *Journal of Agricultural Science* 4: 107–132.
- METZGER, J.M.; OREN, R. 2001: The effect of crown dimensions on transparency and the assessment of tree health. *Ecological Applications* 11: 1634–1640.
- MILLER, J.R.; TURNER, M.G.; SMITHWICK, E.A.; DENT, C.L.; STANLEY, E.H. 2004: Spatial extrapolation. The science of predicting ecological patterns and processes. *BioScience* 54: 310–320.
- MOISEN, G.G.; FRESCINO, T.S. 2002: Comparing five modelling techniques for predicting forest characteristics. *Ecological Modelling* 157: 209–225.
- MORRISON, S.F.; FORBES, G.J.; YOUNG, S.J.; LUSK, S. 2003: Within-yard habitat use by white-tailed deer at varying winter severity. *Forest Ecology and Management* 172: 173–182.
- NAGEL, D.-H.; GREGOR, H.-D. 1999: Ökologische Belastungsgrenzen, Critical Loads & Levels. Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltung. Springer, Berlin u.a., 259 S.
- NAMKOONG, G.; BOYLE, T.; GREGORIUS, H.-R.; JOLY, H.; SAVOLAINEN, O.; WICKNESWARI, R.; YOUNG, A. 1996: Testing criteria and indicators for assessing the sustainability of forest management: Genetic criteria and indicators. Center for International Forestry Research (Cifor) Working Paper No. 10, Bogor, Indonesia, 12 pp.
- NEGRÓN, J.F. 1998: Probability of infestation and extent of mortality associated with the douglas-fir beetle in the Colorado Front Range. *Forest Ecology and Management* 107: 71–85.
- NEGRÓN, J.F.; WILSON, J.L.; ANHOLD, J.A. 2000: Conditions associated with roundheaded pine beetle (*Coleoptera: Scolytidae*) infestations in Arizona and Utah. *Environmental Entomology* 29: 20–27.
- NEULAND, H.; BÖMELBURG, J.; HANKE, H.; TENHAGEN, P. 1990: Regionalstatistische Analyse des Zusammenhangs zwischen Standortbedingungen und Waldschäden. Forschungsbericht der Dornier GmbH, Bereich Planungsberatung, Regionalplanung und Ökologie, Friedrichshafen, 198 S.
- NEUMANN, M.; STEFAN, K.; FÜRST, A.; JANDL, R.; KILIAN, W.; ENGLISCH, M.; MUTSCH, F. 1999: Das Diagnoseprofil. Veränderungen in Wald-Ökosystemen während eines 10-jährigen Beobachtungszeitraumes. *Mitteilungen der FBVA, Wien* 172, 227 S.
- NIGH, G.D.; LOVE, B.A. 2004: Predicting crown class in three western conifer species. *Canadian Journal of Forest Research* 34: 592–599.
- ORESKE, N.; SHRADER-FRECHETTE, K.; BELITZ, K. 1994: Verification, validation, and confirmation of numerical models in the earth sciences. *Science* 263: 641–649.
- OUELLETTE, M.-H.; DESGRANGES, J.-L.; LEGENDRE, P.; BORCARD, D. 2005: L'arbre de régression multivariable: classification d'assemblages d'oiseaux fondée sur les caractéristiques de leur habitat. In: Makarenkov, V.; Cucumel, G.; Lapointe, F.-J. (éds.): *Comptes-rendus des 12-ièmes Rencontres de la Société Francophone de Classification*, Université du Québec à Montréal, 30 mai – 1er juin 2005, pp. 229–232.
- PAUL, M.; HINRICHS, T.; JANSSEN, A.; SCHMITT, H.P.; SOPPA, B.; STEPHAN, B.R.; DÖRFLINGER, H. 2000: Konzept zur Erhaltung und nachhaltigen Nutzung forstlicher Genressourcen in der Bundesrepublik Deutschland. Hrsg. von der Sächsischen Landesanstalt für Forsten, Pirna-Graupa, 66 S.
- PORTMAN, D.A.; WANG, W.-C.; KARL, T.R. 1992: Comparison of General Circulation Model and observed regional climates. Daily and seasonal variability. *Bulletin of the American Meteorological Society* 5: 343–353.
- RASPE, S.; FEGER, K. H.; ZÖTTL, H.W. (Hrsg.) 1998: Ökosystemforschung im Schwarzwald: Auswirkungen von atmosphärischen Einträgen und Restabilisierungsmassnahmen auf den Wasser- und Stoffhaushalt von Fichtenwäldern. *ecomod*, Landsberg am Lech, München, Zürich, 533 S.
- REEMTSMA, J.B. 1986: Der Magnesiumgehalt von Nadeln niedersächsischer Fichtenbestände und seine Beurteilung. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 157: 196–203.
- RIEK, W.; WOLFF, B. 1998a: Magnesiumversorgung von Fichtenbeständen im Ursachenkomplex «neuartiger Waldschäden». *Forst und Holz* 53: 471–476.
- RIEK, W.; WOLFF, B. 1998b: Verbreitung von Nährstoffmangel bei Waldbäumen in Deutschland. *AFZ/Der Wald* 53: 507–510.
- RIEK, W.; WOLFF, B. 1998c: Integrierende Auswertung bundesweiter Boden-, Kronenzustands- und Baumernährungsdaten. *AFZ/Der Wald* 53: 511–513.
- RIEK, W.; WOLFF, B. 2000: Ansätze zur Ableitung von Waldzustandstypen auf der Grundlage nationaler Inventurdaten. *Tagungsberichte der Arbeitsgruppe Ökologie. Deutsche Region der internationalen biometrischen Gesellschaft*: 138–151.
- SAILOR, D.J.; LI, X. 1999a: Tree-structured regression downscaling for regional climate change predictions of precipitation. *World Resource Review* 11: 64–75.
- SAILOR, D.J.; LI, X. 1999b: A semi-empirical downscaling approach for predicting regional temperature impacts associated with climatic change. *J. Climate* 12: 103–114.
- SCHÖPFER, W.; HRADECKÝ, J. 1985: Luftschadstoffe massgebliche Ursache der Walderkrankung – eine weitere Untermauerung des «Indizienbeweises». *Der Forst- und Holzwirt* 40: 211–219.
- SCHMIDT-VOGT, H. 1989: Die Fichte: ein Handbuch in 2 Bänden. Bd. I/2: Krankheiten, Schäden, Fichtensterben. Paul Parey, Berlin, 563 S.
- SCHRÖDER, W. 1989: Ökosystemare und statistische Untersuchungen zu Waldschäden in Nordrhein-Westfalen. *Methodenkritische Ansätze zur Operationalisierung einer wissenschaftstheoretisch begründeten Konzeption*. Dissertation, Universität Kiel, Kiel, 227 S.
- SCHRÖDER, W. 1992: Stirbt der Wald? Aussagen und Erkenntnismöglichkeiten der Umweltforschung. In: *Kieler Geographische Schriften* 85: 167–189.
- SCHRÖDER, W. 1994: CHAID-Analyse des Bedingungsgefüges von Waldschäden. In: Schröder, W.; Vetter, L.; Fränzle, O. (Hrsg.): *Neuere statistische Verfahren und Modellbildung in der Geoökologie*. Braunschweig, Wiesbaden: 195–224.
- SCHRÖDER, W. 2006: GIS, geostatistics, metadata banking and tree based models for data analysis and mapping in environmental monitoring and epidemiology. *International Journal of Medical Microbiology* 296,1: 23–36.
- SCHRÖDER, W.; FRÄNZLE, O. 1992: Heavy metal loads of fine roots in beech and spruce forest stands in North Rhine-Westphalia. *Fresenius Environmental Bulletin* 1: 499–505.
- SCHRÖDER, W.; FRÄNZLE, O.; VETTER, L.; SAAGER, W. 1992: Analyse der Terrestrischen Waldschadensinventur 1988 in Schleswig-Holstein mit CHAID. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 163: 93–98.
- SCHRÖDER, W.; PESCH, R.; SCHMIDT, G. 2003: Multivariat-statistische Auswertung der Waldzustandsdaten Nordrhein-Westfalens. Abschlussbericht FuE-Vorhaben, im Auftrag der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten, 20 S.
- SCHRÖDER, W.; PESCH, R.; SCHMIDT, G. 2004: Statistische Analyse der Waldzustandserhebung (WSE) 2004 und der Daten zum Bodenwasserhaushalt aus der Bodenzustandserhebung (BZE) Nordrhein-Westfalens. Abschlussbericht FuE-Vorhaben, im Auftrag der Landesanstalt für Ökologie Bodenordnung und Forsten, 37 S.
- SCHRÖDER, W.; SCHMIDT, G.; PESCH, R. 2002: Geostatistische Analyse der BZW-, IWE- und IWE-Daten Nordrhein-Westfalens. Abschlussbericht FuE-Vorhaben, im Auftrag der Landesanstalt für Ökologie Bodenordnung und Forsten, Recklinghausen, 41 S.
- SCHÜTT, P. 1977: Das Tannensterben. Der Stand unseres Wissens über eine aktuelle und gefährliche Komplexkrankheit der Tanne (*Abies alba* Mill.). *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 96: 177–186.

- SEIDLING, W. 2001: Integrative studies on forest ecosystem conditions. Multivariate evaluation on tree condition for two areas with distinct deposition gradients. UN/ECE, EC. Hamburg (BFH), 88 S.
- SEIDLING, W. 2004: Crown condition within integrated evaluations of Level II monitoring data at the German level. *European Journal of Forest Research* 123: 63–74.
- SEIDLING, W.; MUES, V. 2005: Statistical and geostatistical modelling of preliminary adjusted defoliation on an European scale. *Environmental Monitoring and Assessment* 101: 233–247.
- SOLBERG, S.; MOSHAUG, E. 1999: Crown condition of Norway spruce. Within-stand relationships and competition. *Forestry* 72: 229–336.
- STOCK, R. 1988: Aspekte der regionalen Verbreitung «Neuartiger Waldschäden» an Fichte im Harz. *Der Forst- und Holzwirt* 12: 283–286.
- STONE, C.; HAYWOOD, A. 2006: Assessing canopy health of native eucalyptus forests. *Ecological Management and Restoration* 7, 1: 24–30.
- STRELETZKI, H.W. 1986: Erweiterte Auswertung der Waldschadenserhebung 1985. Analyse von Baum-, Bestandes- und Standortmerkmalen bei deutlich geschädigten Fichten, Kiefern und Buchen. *Der Forst- und Holzwirt* 12: 319–325.
- TAN, C.O.; ÖZESMI, U.; BEKLIOGLU, M.; PER, E.; KURT, B. 2006: Predictive models in ecology: Comparison of performances and assessment of applicability. *Ecological Informatics* 1: 195–211.
- TURNER, M.G.; DALE, V.H.; GARDNER, R.H. 1989: Predicting across scales. Theory development and testing. *Landscape Ecology* 3: 245–252.
- ULRICH, B.; MATZNER, E. 1983: Abiotische Folgewirkungen der weiträumigen Ausbreitung von Luftverunreinigungen. *Umweltforschungsplan des Bundesministers des Innern, Forschungsbericht 104 02 615*, im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin, 221 S.
- ULRICH, B.; MAYER, R.; KHANNA, P.K. 1979: Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. *Schriften der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen* 58, Göttingen, 291 S.
- UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) 1986: Wissenschaftliches Symposium Neue Ursachenhypothesen. UBA-Texte, 431 S.
- UNECE (United Nations Economic Commission for Europe) 2000: Internal review of ICP Forest. Forwarded to the 16th Task Force meeting of ICP Forests. Bonn, Hamburg.
- UNECE 2004: Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Part II Visual Assessment of Crown Condition updated: 06/2004. Brussels.
- UNECE 2005: Forest condition in Europe. Technical report. Geneva, Hamburg.
- VOLLENWEIDER, P.; GÜNTHARDT-GOERG, M.S. 2005: Diagnosis and biotic stress factors using the visible symptoms in foliage. *Environmental Pollution* 137: 455–465.
- WELLBROCK, N.; RIEK, W.; WOLFF, B.; SCHRÖDER, W. 2003: Waldschäden. In: Fränze, O.; Müller, F.; Schröder, W. (Hrsg.): *Handbuch der Umweltwissenschaften. Grundlagen und Anwendungen der Ökosystemforschung*. Ecomed, Landsberg am Lech, München, Zürich: 1–28.
- WIENS, J.A. 2002: Riverine landscapes. Taking landscape ecology into the water. *Freshwater Biology* 47: 501–515.
- WILD, A.; SCHMITT, V. 1995: Diagnosis of damage to Norway spruce (*Picea abies*) through biochemical criteria. *Physiology of Plants* 93: 375–382.
- WILD, O.; FELDMEYER-CHRISTE, E.; GHOSH, S.; ZIMMERMANN, N.E. 2004: Comments on vegetation monitoring approaches. *Community Ecology* 5: 1–5.
- ZARNOCH, S.J.; BECHTOLD, W.A.; STOKE, K.W. 2004: Using crown condition variables as indicators of forest health. *Canadian Journal of Forest Research* 34: 1057–1070.
- ZÖTTL, H. W.; HÜTTL, R. 1985: Schadsymptome und Ernährungszustand von Fichtenbeständen im südwestdeutschen Alpenvorland. *Allgemeine Forstzeitung* 40: 197–199.

#### Verfasser und Verfasserin

Prof. Dr. WINFRIED SCHRÖDER, Hochschule Vechta, Lehrstuhl für Landschaftsökologie, Postfach 1553, DE-49364 Vechta.  
E-Mail: wschroeder@iuw.uni-vechta.de.

BARBARA GRABKOWSKY, Dipl.-Umweltwiss., Hochschule Vechta, Institut für Strukturplanung in agrarischen Intensivgebieten, Postfach 1553, DE-49364 Vechta.

Dr. GUNTHER SCHMIDT, Hochschule Vechta, Lehrstuhl für Landschaftsökologie, Postfach 1553, DE-49364 Vechta.  
E-Mail: gschmidt@iuw.uni-vechta.de.