Schr. Naturwiss. Ver. Schlesw.-Holst.	Bd. 58	S. 31–54	Kiel, Dez. 1988

Erfassung waldschadensrelevanter Standortsfaktoren auf der Basis EDV-gestützter Auswertung geowissenschaftlichen Kartenmaterials

Von LUTZ VETTER und WINFRIED SCHRÖDER, Kiel

Danksagung:

Die Darlegungen basieren auf Untersuchungen im Rahmen des vom BMI/UBA geförderten FE-Vorhabens 106 07 046/13 (vgl. FRÄNZLE et al. 1985).

1. Problemstellung

Spätestens seit der ersten bundesweiten Waldschadenserhebung im Jahre 1982 hat das Phänomen des Waldsterbens einen bedeutenden Stellenwert in der öffentlichen, politischen und wissenschaftlichen Diskussion erlangt. Dabei spielt die Frage nach der oder den Ursachen der Waldschäden eine zentrale Rolle im Hinblick auf Abhilfemaßnahmen. Während sich die wissenschaftliche Diskussion über die Ursachen der Waldschäden bis zu der Arbeit von KANDLER (1983) im wesentlichen auf das Pro und Contra zur Hypothese ULRICHs (1980) zu konzentrieren schien (vgl. etwa PRINZ et al. 1982, WENTZEL 1982), gewinnt jetzt auch zunehmend die Frage nach der Beteiligung natürlicher abiotischer und biotischer Stressoren an Bedeutung (CRAMER & CRAMER-MIDDENDORF 1984, FRENZEL 1983, NIENHAUS 1985, REHFUESS & RODENKIRCHEN 1984). Eine textkritisch-vergleichende Analyse von Waldschadenshypothesen im Sinne einer „logischen Kritik" (OPP 1974) ergibt, daß die Ursachenhypothesen zwar überwiegend plausible Wirkungszusammenhänge aufzeigen (FRÄNZLE et al. 1985:279). Im einzelnen erweist sich jedoch, daß verschiedene Hypothesen einen (vorläufig) gesicherten Wahrheitswert (= innere Gültigkeit) besitzen, die raumzeitliche Generalisierung (= äußere Gültigkeit) dieser Aussagen jedoch ungewiß ist und somit auch deren Erklärungswert, der mit der Zahl der Fälle steigt, in denen eine Hypothese aufgetretene Waldschäden erklärt. ELSTNER & OSSWALD (1984:53) weisen auf eine Lücke der räumlichen Aussagekraft bisheriger Waldschadenshypothesen hin. Dies führt – nicht zuletzt auf dem Wege der hinsichtlich des Gültigkeitsrahmens nicht abgeklärten Verallgemeinerung – zu Kontroversen bei der Gewichtung einzelner Stressoren und Hypothesen. Da letztere prüffähige Problemlösungen darstellen und durch ihre Verifizierung zur Theorie und damit zu „wirklichen" Problemlösungen werden (FRÄNZLE et al. 1985:23–37), ist es im Lichte der eben knapp skizzierten sowohl forschungslogisch als auch praktisch-politisch unbefriedigenden Situation angezeigt, den Erklärungswert der die Stressoren ungleich gewichtenden Hypothesen abzuschätzen. Die Frage, ob dies flächendeckend für die Bundesrepublik Deutschland auf der Basis EDV-gestützter Auswertung geowissenschaftlichen Kartenmaterials möglich ist, soll Gegenstand der vorliegenden Erörterung sein.

Im folgenden wird von der aus einer Fülle vielfältiger Befunde abgeleiteten Arbeitshypothese ausgegangen, daß die Waldschäden raumzeitlich differenziert auf standortsspezifische Stressorenspektren und Wirkungsketten zurückzuführen und mithin nicht monokausal zu erklären sind. Dieser Annahme entsprechend läßt sich ein Interaktionsmodell graphentheoretisch formulieren (vgl. Abb. 1), in dem die für die Analyse der Waldschäden als wesentlich anzusehenden Systemkomponenten und ihre Wechselbeziehungen einander so zugeordnet werden, daß sich durch die Eigenschaften des Graphen die Struktur des Problems „Waldschäden" erfassen läßt. Damit wird eine sehr direkte Zusammenfassung aller bislang veröffentlichten Einzelhypothesen in einem Gesamtmodell möglich, in das sich auch die im folgenden darzulegenden Ergebnisse der statistischen Kartenauswertung einordnen lassen.

2. Ergebnisse der computergestützten Auswertung kleinmaßstäbigen geowissenschaftlichen Kartenmaterials

Da bislang eine flächendeckende quantitative Charakterisierung der geschädigten und ungeschädigten Waldstandorte fehlt, wurde eine Methode zur computergestützten Auswertung waldschadensrelevanter thematischer Karten entwickelt. Sie ermöglicht erstmals flächendeckend für die Bundesrepublik Deutschland eine statistische Verknüpfung einiger weniger in dem Waldschadensinteraktionsmodell (vgl. Abb. 1) aufgeführten potentiellen Noxen und Standortsfaktoren als Prädiktorvariablen einerseits und den Waldschäden als Zielvariable andererseits mittels statistischer Verfahren.

Die Informationsgewinnung erfolgt dabei durch punkthafte Kartendigitalisierung: Über jede der 14 verfügbaren kleinmaßstäbigen Karten (1: Waldverbreitung, 2: Waldschäden 1983, 3: Geologie, 4: Bodentypen, 5: Bodengüte, 6: pflanzenverfügbares Bodenwasser, 7: entwässerbares Porenvolumen, 8: orographische Höhenlage, 9: mittlere jährliche Niederschlagshöhe 1931–1960, 10: Nebelhäufigkeiten, 11: gemittelte SO_2-Gesamtjahresemission 1960–1980, 12: gemittelte NO_x-Gesamtjahresemission 1960–1980, 13: Schwefelgesamtdeposition, 14: pH-Werte des Niederschlages; vgl. hierzu Tab. 1) wird ein Punktraster gelegt und die unter dem jeweiligen Punkt auf der betreffenden Karte angezeigte Information (z.B. basenarme Braunerde) in Ziffernkombinationen verschlüsselt, um dann in den Datenverarbeitungsprozeß einzugehen. Pro Karte wurden 2485 Punkte erhoben, d.h. insgesamt 14 x 2485 Daten, wobei jeder Punkt auf eine Fläche von 10 x 10 km bezogen ist. Die Weiterverarbeitung der so erhobenen Primärinformationen basiert auf dem statistischen Verfahren der Kreuztabellierung, wobei die verschiedenen Merkmalsausprägungen zweier Variablen (hier also jeweils die Kriteriumsvariable „Waldschadensklassen" mit einer der oben genannten Prädiktorvariablen 3 bis 14) zueinander in häufigkeitsstatistische Beziehung gesetzt werden. So wird zunächst geprüft, welche der in der Waldschadenskarte des Umweltbundesamtes (Erhebung 1983) als geschädigte Fläche ausgewiesenen Punkte tatsächlich Waldstandorte anzeigen. Dazu wurde die Waldschadenskarte mit der Karte der Waldverbreitung kreuztabelliert. In die folgenden Berechnungen gehen nur noch ein (a) die mit Hilfe der Waldverbreitungskarte ermittelten real existierenden Waldflächen, (b) die durch unterschiedlichen Schädigungsgrad gekennzeichneten real existierenden Waldflächen sowie (c) die ungeschädigten real existierenden Waldflächen. Die Merkmalsausprägungen a, b, c der Kriteriumsvariablen „Waldschäden" werden dann mit den jeweiligen Merkmalsausprägungen von 12 nach Maßgabe der Literaturrecherche und der Verfügbarkeit kartographischer Darstellungen ausgewählten waldschadensrelevanten Parametern (vgl. Tab. 1 Prädiktorvariablen, Nr. 3 bis 14) häufigkeitsstatistisch verknüpft. Jeder Waldstandort ist somit durch einen Satz von Merkmalen (in unserer Untersuchung 12) und deren Merkmalsausprägungen beschreibbar. Die herausgefundenen Differenzen zwischen den einzelnen Schädigungsklassen und der ungeschädigten Waldfläche einerseits und jeweils einer der 12 Prädiktorvariablen sind in fast allen Fällen statistisch sehr hoch signifikant (99.9 % Sicherheit, vgl. Tab. 12). Mit diesem Signifikanztest (Chi-Quadrattest) wird also gezeigt, daß die Nullhypothese („Es besteht kein Unterschied zwischen geschädigten und ungeschädigten Flächen hinsichtlich der 12 Standortsvariablen") eindeutig widerlegt ist. Es ist allerdings darauf zu verweisen, daß der Signifikanztest nur als Testgröße der Unabhängigkeit aufzufassen ist, nicht jedoch als Maß für die Stärke eventuell bestehender Abhängigkeiten zwischen der Variablen „geschädigte Waldfläche" und jeweils einer der 12 Standortsmerkmale. Die Straffheit dieses Zusammenhanges wird durch einen sogenannten Kontingenzkoeffizienten (hier nach PEARSON) gekennzeichnet (vgl. Tab. 13).

Gemäß der Theorie des Informationsgehaltes kartographischer Darstellungen ist zu beachten, daß den Ergebnissen der Kartenauswertung keine „Beweiskraft" im deterministischen Sinne für oder gegen die eine oder andere Waldschadenshypothese zukommt. Vielmehr geht es bei der Datenanalyse in erster Linie darum, eine Methode aufzuzeigen, die es ermöglicht, die äußere Gültigkeit (raumzeitliche Generalisierbarkeit) der Waldschadenshypothesen abzuschätzen.

Im folgenden seien die Ergebnisse ausgesuchter Kreuztabellierungen (Tab. 2 bis 11) kurz interpretiert: Tabelle 2 gibt Hinweise auf die pedologische Situation in den Waldschadensregionen. Waldschäden sind deutlich weniger auf Böden guter bis mittlerer Basenversorgung anzutreffen (vgl. Bodentypen 21, 22). In den Klassen mit den stärksten Schädigungen dominieren eindeutig Braunerden mit geringer Basenversorgung. Schäden auf basenreichen Standorten (vgl. Bodentypen 1, 2, 8) könnten – unter sonst gleichen Randbedingungen – auf Fe- und Mn-Mangel zurückgeführt werden, denn in Böden mit hohem Redox-Potential sind Fe^{3+}-Ionen nur im extrem sauren pH-Bereich (< 3) verfügbar, Mn^{2+}-Ionen oft nur in Spuren existent (vgl. ZÖTTL 1985).

Ein ähnliches Bild zeichnet sich für die einzelnen Schadstufen hinsichtlich der Bodengüte ab (Tab. 3). Diese wurde bei der Reichsbodenschätzung im Hinblick auf die landwirtschaftliche Nutzung der Böden ermittelt und auf Gemeindeflächenbezogen dargestellt. Als Bodengüte wird in der Karte die Qualität der natürlichen Ertragsbedingungen (Boden, Geländegestalt, Klima) verstanden, wie sie bei der Bodenschätzung durch Ertragsmeßzahlen (EMZ) ausgedrückt wird. Ausgehend von der Tatsache, daß in der Forstwirtschaft traditionellerweise nicht die landwirtschaftlich nutzbaren Standorte herangezogen wurden, ist die Bodenqualität der Waldstandorte also im Hinblick auf die Ertragsfähigkeit i.a. niedriger einzustufen. Dies ist insofern von besonderer Bedeutung, als die weniger guten Böden in den stärker geschädigten Gebieten überrepräsentiert, die besseren hingegen unterdurchschnittlich vertreten sind.

Die pflanzenverfügbare Wassermenge im Wurzelraum der Leitböden unter Wald (Tab. 4) ist eine der wichtigsten Kenngrößen für die Wasserversorgung der Pflanzen. Die Kreuztabellierung ergibt, daß die nicht geschädigten Waldflächen auf den besser versorgten Standorten stärker vertreten sind als die Schadensgebiete einerseits und die gesamte Waldfläche andererseits.

Das entwässerbare Porenvolumen der Leitböden (Tab. 5) ist für deren Wasserhaushalt sowie die Stoffdynamik von erheblicher Relevanz. Während das Bodenwasser in Poren mit Durchmessern < 10 µm als Haftwasser vorliegt, ist in größeren Poren der Übergang zum Sickerwasser anzusetzen. Böden mit hohem Grobporenanteil sind also durch eine größere Sickerwasserrate und somit ausgeprägtere Permeabilität gekennzeichnet. Die Kreuztabellierung zeigt, daß die ungeschädigten Waldstandorte auf Böden mit einem geringeren Anteil an Poren mit einem Durchmesser > 50 µm stärker vertreten sind. Die geschädigten Standorte dominieren hingegen auf den Standorten, die durch höhere Sickerwasserraten und Nährstoffauswaschung unter sonst gleichen Bedingungen gekennzeichnet sind.

Die Beziehungen zwischen den Walderkrankungen und der geologischen Situation (Tab. 6) können insofern interessant sein, als daß die Ausgangsgesteine als wichtiger Faktor der Bodenbildung anzusehen sind. Tatsächlich kommt ihnen jedoch nur eine indirekte Bedeutung zu. Vergleicht man die Daten, so fällt u.a. auf, daß die Schadensflächen auf fluvialen Ablagerungen und Jungtertiär weniger häufig vertreten sind, hingegen auf Buntsandstein und Granit stärker repräsentiert sind.

Im Hinblick auf den Einfluß von Photooxidantien auf die Waldschäden ist die Kreuztabellierung der Waldgebiete mit der orographischen Höhenlage interessant (Tab. 7). Für die in diesem Zusammenhang oft genannte kritische Höhenlage zwischen 400 und 700 m zeigt sich, daß ihr Anteil bei geschädigten Waldstandorten eindeutig positiv mit der Schadensintensität korreliert. In niedriger gelegenen Regionen werden hingegen weniger Schäden registriert.

Die Summe der Jahresniederschläge (Tab. 8) ist nicht nur für die Frage nach Trocknisschäden (vgl. CRAMER & CRAMER–MIDDENDORF 1984), sondern auch im Hinblick auf den Schadstoffeintrag durch nasse Deposition interessant. So stellen GEORGII et al. (1983:145) fest, daß die nasse Deposition für SO_4^{2-} und NO_3^- der dominante atmosphärische Senkenprozeß ist. Der trockenen Deposition kommt beim Sulfat lediglich ein Anteil von 9–29 % an der Gesamtdeposition zu, im Falle des Nitrats sind es zwischen 8–23 %. Diese Tendenz wird auch für Schwermetalle beobachtet (GEORGII et al. 1983, MÜLLER 1982, REITER et al. 1975). Untersuchungen von ROHBOCK (1982) ergaben, daß Pb, Cd und Mn überwiegend in wasserlöslicher Form im Regen enthalten sind. Während in städtischen und industriellen Regionen die unlöslichen Fraktionen von Fe und Pb einen größeren Anteil aufweisen als in sogenannten Reinluftgebieten, ist in ländlichen Gebieten die Dominanz der löslichen Fraktion besonders ausgeprägt. Eine Erklärung dafür ist darin zu sehen, daß einerseits Partikel mit größeren aerodynamischen Durchmessern vorwiegend im Nahbereich (ca. 15 km) der Emissionsquelle sedimentieren, kleinere hingegen jedoch weiträumig transportiert werden (NÜRNBERG et al. 1982) und leichter löslich sind (ROHBOCK 1982).

Vor diesem Hintergrund erscheint es interessant, daß die ungeschädigten Waldgebiete gegenüber den geschädigten in Regionen mit Niederschlägen bis 800 mm eher etwas überrepräsentiert sind, für die Gegenden mit mehr als 1000 mm sich jedoch eine gegenläufige Tendenz andeutet. Dies könnte dadurch erklärt werden, daß die Schwefelgesamtdeposition (trocken + naß) eng mit der Niederschlagshöhe und dem pH-Wert des Niederschlags verknüpft ist (vgl. Tab. 13). In diesen letztgenannten Regionen – es handelt sich überwiegend um Gebirgsstandorte – haben sicherlich auch andere Umweltfaktoren ihre Bedeutung, so etwa die Nebelhäufigkeit. FREVERT & KLEMM (1984) haben überzeugend demonstriert, daß die Schadstoffanreicherung und -konzentration im Nebelniederschlag besonders ausgeprägt ist. Tabelle 9 zeigt, daß die stärker geschädigten Regionen deutlich häufiger mit größeren Nebelhäufigkeiten verknüpft sind.

Hinsichtlich des pH-Wertes der Niederschläge, hier klassifiziert nach der Häufigkeit von Niederschlagsereignissen mit pH-Werten < 4.5 (vgl. Tab. 10), ergeben sich recht deutliche Unterschiede zwischen den geschädigten Waldstandorten bzw. den einzelnen Schädigungsklassen einerseits sowie den ungeschädigten Flächen andererseits. Diese Aussage läßt sich für die Schwefelgesamtdeposition nicht in dieser Allgemeinheit halten (vgl. Tab. 11). Es gilt jedoch zu bedenken, daß der pH-Wert des Niederschlags sehr eng mit der S-Deposition verknüpft ist (vgl. Tab. 13) und das SO_2 somit als waldschadensrelevanter Umweltfaktor anzusehen ist.

Eine befriedigende quantitative Verknüpfung von Waldschäden und Immissionskonzentrationen bzw. Depositionsraten – etwa der „klassischen" Schadgase SO_2 und NO_2 – ist bislang nicht gelungen (OLDIGES 1985), nicht zuletzt wegen des Fehlens eines hinreichend engständigen Immissions- bzw. Depositionsmeßnetzes in Waldregionen. Die hier vorgenommene statistische Verknüpfung von Stoffeintrags- und Waldschadensdaten sollte in jedem Falle mit Zurückhaltung betrachtet werden; sie ist jedoch ein wenig mehr, als aus der geschilderten Not eine Tugend zu machen, da

1. die digitalisierten Emissionskarten sehr grob (Längen- und Breitenkreise) gerastert sind (ebenso die Depositionskarte), so daß davon ausgegangen werden darf, daß ein bedeutender Anteil der in einer Rasterfläche emittierten Schadstoffe auch in dieser oder in der benachbarten deponiert wird und
2. das Immissionsmuster (SO_2) „bis zu einem gewissen Grad" (SARTORIUS 1985 : 167) der regionalen Verteilung der Emissionsschwerpunkte folgt (vgl. auch BREDEL & HERBARTH 1982).

So werden besonders hohe SO_2-Belastungen in Nordostoberfranken gemessen, was sich auch in den Schwefelgehalten der Assimilationsorgane der dort stockenden Bäume niederzuschlagen scheint (KANDLER 1986:201).

3. Regionalstatistische Analyse des Binärdatenaggregates

Ausgehend von den Kreuztabellierungen (vgl. Tab. 2 bis 11) lassen sich die Schadensstandorte hinsichtlich der erfaßten potentiellen Stressoren charakterisieren. Die Kontingenztafeln geben aber keine Auskunft über die räumliche Verteilung bzw. Verteilungskombinationen. Um dies zu erhellen, ist es notwendig, nicht nur eine

häufigkeitsstatistische Auswertung, sondern auch eine regionalstatistische Analyse durchzuführen, in deren Mittelpunkt der Begriff der „Repräsentativität" steht. Dieser ist dichotom definiert, indem zum einen die häufigkeitsstatistische und zum anderen die räumliche Komponente einfließt. Die Synthese beider Stränge erst ermöglicht eine verläßliche Einordnung der Waldschäden in einen regionalen Erklärungszusammenhang. Die Operationalisierung des häufigkeitsstatistischen Anteils des Repräsentanzbegriffes erfolgt, rekurierend auf die deskriptiv statistischen Ergebnisse (Tab. 2 bis 11), durch die Ermittlung derjenigen Merkmalskombinationen, die für jede Waldschadensklasse repräsentativ sind.

Ausgangsbasis dieser Auswertung bilden die in Tabelle 14 zusammengefaßten Ergebnisse der Kontingenztafeln (vgl. Tab. 2 bis 10). Sie zeigt für jede der 5 Waldschadensklassen eine Idealkombination der Prädiktorvariablen auf: Nur jeweils der höchste Wert, den die Kreuztabellierung zwischen der Kriteriumsvariablen „Waldschadensklasse" und den in der Tabelle aufgeführten Prädiktorvariablen aufweist, findet hier Berücksichtigung.

In Tabelle 14 wurden exemplarisch neun Bestimmungsmerkmale gewählt, um die digitalisierten Waldschadensstandorte näher zu spezifizieren. Diejenigen Waldschadenspunkte, in denen alle erhobenen Merkmale mit denen der Tabelle 14 übereinstimmen, sind für ihre Typgruppe im häufigkeitsstatistischen Sinne repräsentativ. Aufgrund der starken Variabilität des Gesamtdatensatzes konnte kein digitalisierter Waldstandort mit allen der in der Tabelle 14 aufgeführten typischen Ausprägungsstufen waldschadensrelevanter Parameter ermittelt werden. Hingegen lassen sich Standorte ausweisen, an denen sieben Prädiktorvariablen in derselben Ausprägung wie in der genannten Tabelle gleichzeitig vertreten sind.

Um jeden digitalisierten Punkt hinsichtlich seiner Schädigung und seiner Repräsentativität im oben genannten Sinne durch einen einzigen Wert zu spezifizieren, wurde ein Waldschadensindex (WI) entwickelt. Der WI stellt eine binäre Quantifizierung der Tabelle der Idealkombination von Prädiktorvariablen dar (vgl. Tab. 14), denn er fragt unter Berücksichtigung und gleichzeitiger Gewichtung der Variablen „Waldschadensklasse", ob eine laut Tabelle 14 vorliegende Merkmalsausprägung im häufigkeitsstatistisch geprägten Repräsentanzsinne bezüglich der Prädiktorvariablen anzutreffen ist oder nicht. Der WI kann für jeden digitalisierten Punkt berechnet werden. Somit läßt sich der Standort höchster Schädigung unter Berücksichtigung des Repräsentanzaspektes innerhalb eines definierten Raumes festlegen. Daneben gibt ein Vergleich der Waldschadensindizes innerhalb eines Raumes Auskunft über die relative Homogenität bzw. Heterogenität der Waldschadensfläche als mehrdimensionaler Merkmalsraum, was als Maß für die räumliche Variabilität der Waldschadensklassen betrachtet werden kann.

In den Waldschadensindex gehen sowohl die Kriteriumsvariable als auch die neun Prädiktorvariablen der Tabelle 14 ein (vgl. Formel 1). Dabei gilt jedoch die Prämisse, daß die Waldschadensklasse stets als dominant anzusehen ist, um den Grad der Schädigung als die wichtigste Information in dieser Maßzahl (WI) hervortreten zu lassen. Dies bedeutet, daß jeweils die am stärksten geschädigte Waldschadensklasse selbst dann noch einen höheren Wert erhält als alle weniger stark geschädigten Flächen, wenn ihre Prädiktorvariablen in keinem Fall mit den laut Kreuztabellierung als ideal ausgewiesenen Kennzeichnungen übereinstimmen.

Dies wird durch eine Gewichtung der Kriteriumsvariablen „Waldschadensklasse" bewirkt.

In Tabelle 15 wird exemplarisch die Anwendung des Indizes für die Mittelgebirgsregionen Frankenwald und Fichtelgebirge aufgezeigt. Eine Interpretation derselben erfolgt weiter unten, nachdem eine kurze Einführung in die „Nearest-Neighbourhood Analysis" gegeben worden ist.

Mit Hilfe von geostatistischen Methoden kann der regionale Aspekt des Repräsentanzbegriffes operationalisiert werden, d.h. daß jetzt die chorologische (räumliche) Komponente in den Vordergrund tritt. Die Ergebnisse der häufigkeitsstatistischen Analyseschritte geben noch keine Auskunft über die räumliche Struktur, die die dominante Variable „Waldschadensklasse" für das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland konstituiert. Das kann mit Hilfe der Nachbarschaftsanalyse, einem regionalstatistischen Verfahren, geschehen. Die Nachbarschaftsanalyse macht transparent, zu wieviel Prozent die Nachbarn (hier 8) eines digitalisierten Waldstandortes gleichen oder anderen Typs sind, also eine positive oder negative Autokorrelation vorliegt.

Tabelle 16 stellt eine Nachbarschafts-Matrix der Waldschadensklassen dar, die zeigt, wie oft (bzw. zu wieviel Prozent) eine Waldschadensklasse mit sich selbst resp. mit anderen assoziiert ist. In der Hauptdiagonalen der Matrix erscheinen die internen Beziehungen der Merkmale, also die positiven räumlichen Autokorrelationen. Bis auf die Schadensklassen 3 (25 bis 50 % geschädigte Fläche) weisen alle anderen den höchsten Wert in der internen Vergesellschaftung auf mit einer gleichzeitig strammen negativen räumlichen Autokorrelation zur Klasse „ungeschädigt". Dies wird auch durch eine visuelle Inspektion der Tabelle 15 bestätigt; denn stark geschädigte Punkte mit Werten größer 100 auf der Waldschadensindexskala wechseln mit ungeschädigten, so daß sich dieses heterogene Bild der Region im Lichte geostatistischer Methoden im Hinblick auf den Wechsel von stark geschädigten und ungeschädigten Standorten als geordnete Fläche präsentiert, da auch Punkte mit dem Indexwert kleiner 100 als ersten Fremdnachbarn die Klasse „ungeschädigt" assoziieren. Als repräsentativster Punkt dieses Raumes im regionalstatistischen Sinne ist der Punkt „AAC 2" zu nennen, für den sich die folgende Nachbarschaftsstruktur ergibt: 50 % der Nachbarn gehören seiner Schadensklasse, d.h. der Klasse 5 (bis zu 100 % geschädigt), 38 % der Nachbarn der Klasse 6 (ungeschädigt) und 12 % der Nachbarn der Klasse 4 (50 bis 75 % geschädigt) an. Es ergibt sich also eine Analogie zu den Werten, die die Nachbarschafts-Matrix für die Merkmalsausprägung „bis zu 100 % geschädigt" ausweist (vgl. Tab. 15).

Berücksichtigt man die Idealkombination der Tabelle 14 und die Ergebnisse der Nachbarschaftsanalyse, so schließt sich der Kreis der Informationsgewinnung, denn jetzt können durch ein computerisiertes Suchprogramm diejenigen Punkte ausgewählt werden, welche die Merkmalskombination der Tabelle 14 möglichst weitgehend aufweisen. Ferner wird durch die Nachbarschaftsanalyse derjenige Punkt und/oder diejenigen Punkte unter den pro Waldschadensklasse noch verbleibenden ermittelt, welche(r) laut Nachbarschaftsanalyse (vgl. Tab. 16) die engsten statistischen Beziehungen zu den umgebenden Punkten aufweist. Die Koordinaten der Punkte wurden zur Digitalisierung mit Buchstaben bzw. Zahlen versehen, die in Längen- und Breitengrade umgerechnet werden können, so daß eine exakte Identifikation aller Punkte gewährleistet ist.

4. Exemplarisch singuläre Evaluierung der Datenanalyse

Eine Validierung der hier vorgestellten Methode wurde insofern vorgenommen, als daß die auf der Basis des stark generalisierten kleinmaßstäbigen geowissenschaftlichen Kartenmaterials erhobenen Daten exemplarisch anhand der Bodenkarte von Bayern 1:25000 Blatt 5737 „Schwarzenbach an der sächsischen Saale" (RÜCKERT 1972) überprüft wurden. Der auf genannter Karte abgebildete Blattraum erweist sich als ein repäsentativer Standort, der den regionalstatistischen Anforderungen des eben beschriebenen Analyseschrittes Rechnung trägt. Ein Vergleich zeigt nämlich, daß sämtliche stark generalisierten Parameter, erhoben im Maßstab 1:1 Mio. bzw. 1:2 Mio., für diesen willkürlich gewählten Standort auch im großmaßstäbigen Kartenwerk und dessen Erläuterungen bestätigt werden: Der Standort weist fast überall Fichtenkulturen auf, die teilweise durch Kiefern und Laubbäume (Ahorn, Eschen und Schwarzerlen) durchbrochen werden. Somit läßt sich dieser Punkt exakt als Waldstandort ansprechen. Auch hinsichtlich des Bodeninventars ist eine enge Übereinstimmung zu konstatieren, da es sich überwiegend um Braunerden und schwach bis mäßig ausgeprägte Pseudogleye handelt. Die Bodengütewerte, die für die verschiedenen Bodeneinheiten ermittelt worden sind, liegen genau in dem Intervall, das Tabelle 14 auch ausweist. Die Variable „nutzbare Feldkapazität" charakterisiert RÜCKERT (1972) für den Untersuchungsraum als „mittel", was auch die Kreuztabellierung ergeben hat. Der zweite erhobene Parameter des Bodenwasserhaushaltes, nämlich das entwässerbare Porenvolumen, ist bei der Erstellung der Bodenkarte 1:25000 nicht explizit gemessen worden, läßt sich aber über die Angaben zur Bodenart gut approximieren. Dieses Bestimmungsmerkmal deckt sich wiederum mit den Angaben der kleinmaßstäbigen Karte. Die Höhenwerte für den Blattraum liegen zwischen 375 m NN und 624 m NN und fallen somit exakt in den Intervallbereich der digitalisierten Daten. Analoge Kongruenz ergibt sich für die Variable „Jahresniederschlag"; denn hierfür nennt RÜCKERT einen Wert von 900 mm. Die Parameter „Nebelhäufigkeit" und „pH-Wert des Niederschlags" sind in der großmaßstäbigen Karte nicht erwähnt worden. Für die Geologie des Standortes sind die Informationen der Kartenwerke beider Maßstabsebenen wieder insofern identisch, als sie paläzoisches Gestein des Karbons ausweisen.

Somit gilt, daß für den Standort Schwarzenbach an der sächsischen Saale alle kleinmaßstäbig erhobenen und digitalisierten Parameter exakt mit den Ergebnissen der Bodenkundlichen Kartierung 1:25000 und einer genaueren Deskription der geoökologischen Faktoren dieses Untersuchungsraumes übereinstimmen, so daß dieses Kartenblatt für eine singuläre Evaluierung des binären Datenkollektivs valide ist.

5. Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

Die Analyse des durch Kartendigitalisierung gewonnenen sehr umfangreichen Datenmaterials erlaubt unter Anknüpfung an die Ausführungen in Kapitel 1 nachstehende Schlußfolgerungen:

(1) Es ergibt sich klar ein Einfluß des Standortsfaktors „Boden". Bei Ertragszahlen (d.h. Ackerzahlen) unter 20, wie sie vor allem saure Ranker, Braunerden und Podsole charakterisieren, wachsen Ausmaß und Intensität der Waldschäden unter sonst gleichen Randbedingungen.

(2) Bedeutung unter den flächenhaft (approximativ) erfaßten Noxen kommt auch dem Schwefeldioxid zu. Seine – im übrigen bei gleichzeitigem Vorkommen einiger anderer Schadgase (wie z.B. NO_x, vgl. Tab. 13) oder Aerosole nicht selten superadditiv gesteigerte – Schadwirkung über die Assimilationsorgane und den Boden wird durch Nebel intensiviert, während die Menge des Schwefeleintrages stark von der Niederschlagshöhe gesteuert ist. Die Relevanz des SO_2 zeigt sich insbesondere im Hinblick auf den pH-Wert der Niederschläge (Tab. 10).

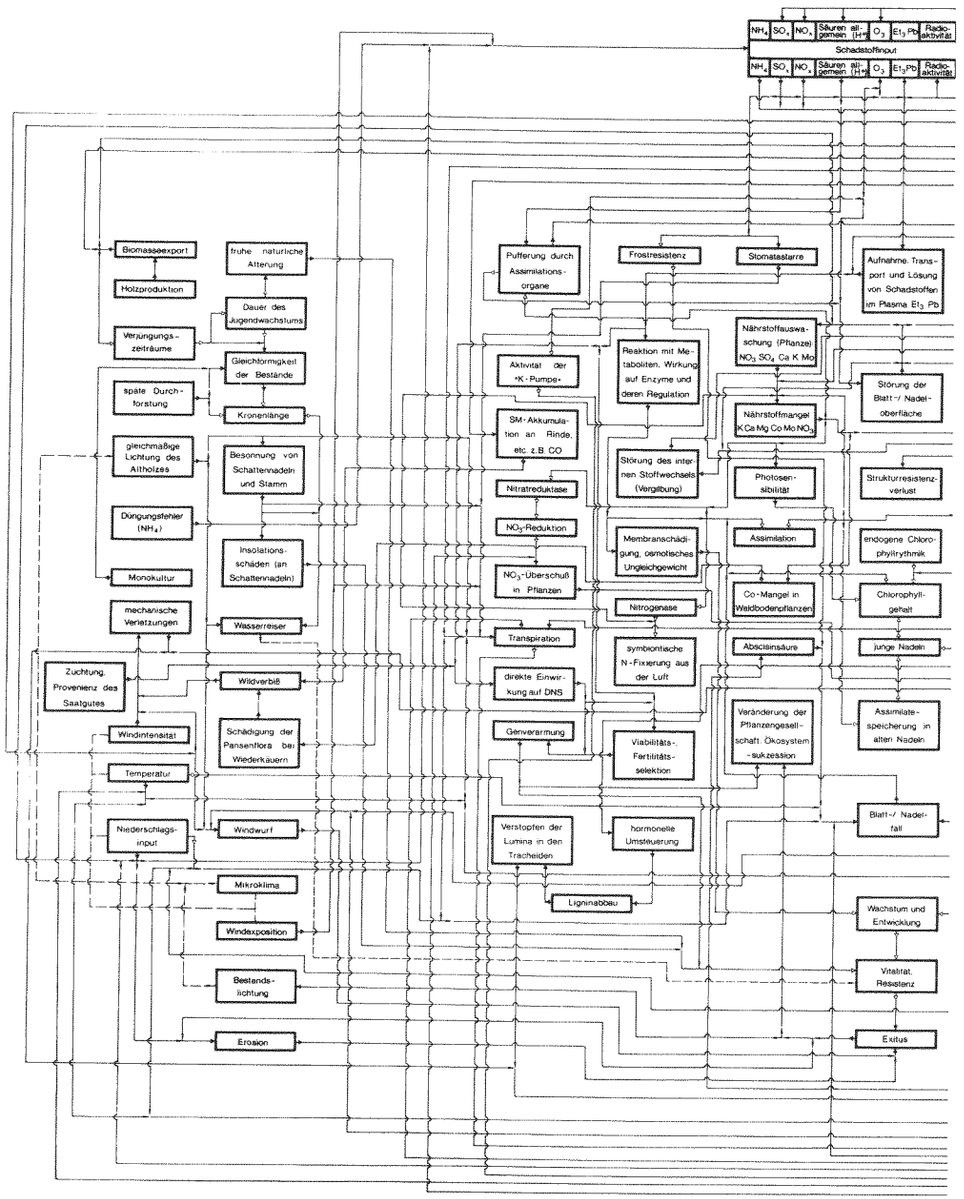
(3) Es lassen sich keine „sicheren" Schwellenwerte für einen Schadstoff unabhängig von anderen Belastungen angeben. Dies gilt nicht nur für synergetisch wirkende Noxen, sondern auch hinsichtlich kritischer Standortsfaktoren wie Nährstoffversorgung, Wasserhaushalt u.a.. Mit jedem hinzukommenden Streß verschiebt sich die kritische Belastung durch potentielle Schadstoffe nicht nur zu einem niedrigeren Niveau, sondern es ist auch damit zu rechnen, daß allein durch die Summation bzw. Potenzierung jeweils unterkritisch belastender Standorts- oder Witterungseinflüsse ein Zusammenbruch von Waldökosystemen ausgelöst werden kann. Verknüpft mit allgemeinen biokybernetischen Einsichten bedeutet dies, daß eine Erholung überkritisch belasteter Wälder nur dann möglich erscheint, wenn eine hinreichende Zahl von Belastungen rechtzeitig und erheblich gesenkt wird.

(4) Die auf der Basis von Kontingenztafeln gewonnene Tabelle der häufigsten schadensdisponierenden Umweltfaktoren (Tab. 14) erlaubt eine Bestandsaufnahme potentieller Stressoren bzw. eine hierarchisierte Darstellung in Form eines Indexwertes, dem Waldschadensindex (WI), der jeden digitalisierten Punkt hinsichtlich seiner Prädiktorvariablen charakterisiert.

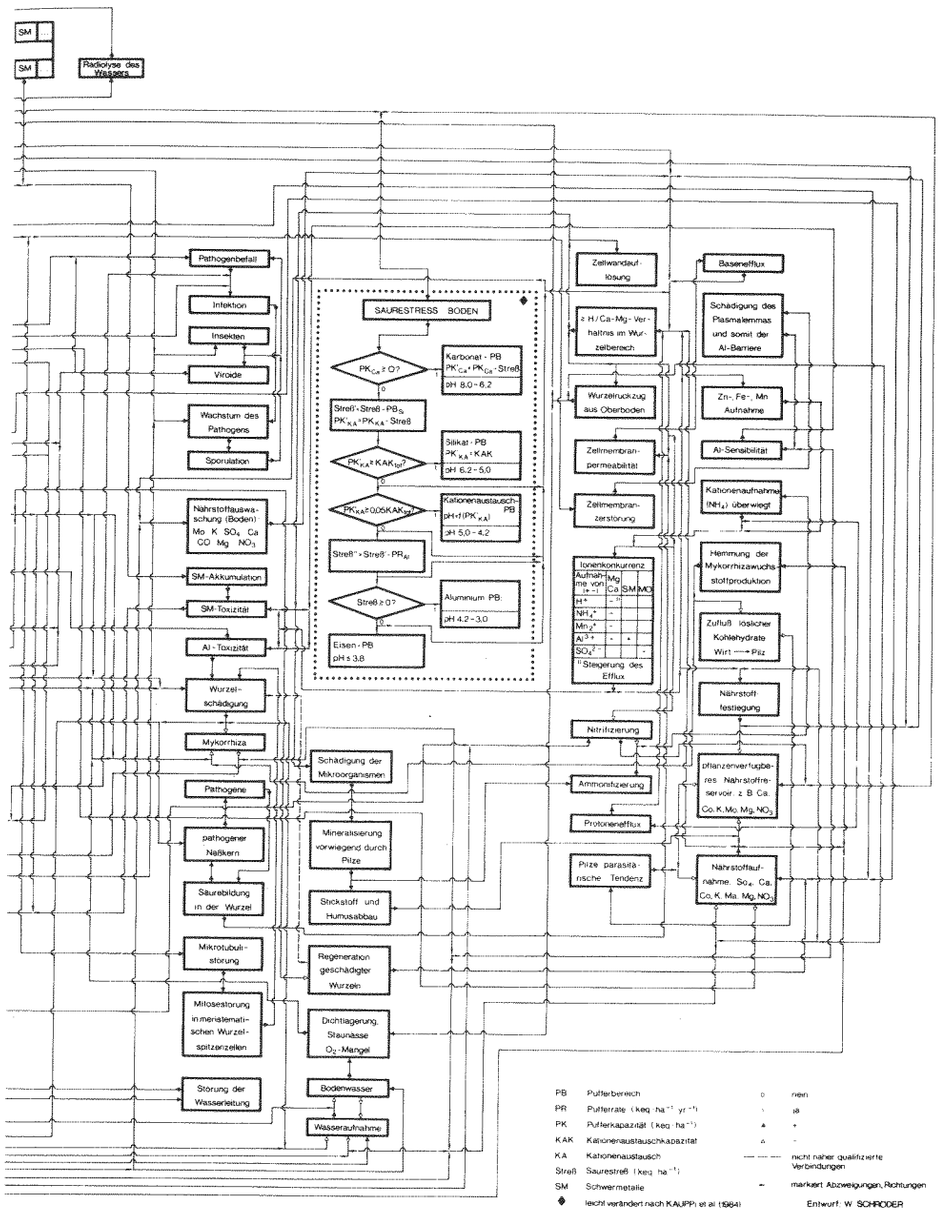
(5) Mit Hilfe des geostatistischen Verfahrens der Nachbarschaftsanalyse können regional repräsentative Waldstandorte ausgewiesen werden, die unter einer je spezifischen Beobachtungsweise für weitere Waldschadensforschungsprojekte für die gesamte Fläche der Bundesrepublik Deutschland repräsentativ sind.

(6) Daß die im obigen erläuterte Methode zur EDV-gestützten Auswertung kleinmaßstäbiger flächendeckender geowissenschaftlicher Karten zu verläßlichen Ergebnissen führt, kann exemplarisch aufgezeigt werden.

WALDSCHADENSINTE



RAKTIONSMODELL



6. Anhang

Tab. 1: Digitalisierte kleinmaßstäbige, flächendeckende Karten

Kartenthema	Maßstab	Quelle
1. Waldschäden 1983	1 : 4 Mio	UBA (1984)
2. Waldverbreitung	1 : 2 Mio	Institut für Weltforstwirtschaft (unveröffentlicht)
3. Geologie	1 : 1 Mio	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
4. Bodentypen	1 : 1 Mio	vgl. 3
5. Bodengüte	1 : 1 Mio	Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung
6. pflanzenverfügbares Wasser	1 : 2 Mio	Hydrologischer Atlas BR Deutschland
7. entwässerbares Porenvolumen	1 : 2 Mio	vgl. 6
8. orographische Höhenlage	1 : 2 Mio	vgl. 6
9. mittlere Niederschlagshöhe	1 : 2 Mio	vgl. 6
10. Nebelhäufigkeiten	1 : 1 Mio	Deutscher Wetterdienst (unveröffentlicht)
11. gemittelte SO2- Jahresdurchschnittsemission von 1960- 1980	Rasterkarte (geogr. Gradnetz), Werte übertragen auf Digitalisierungsraster für 1:1-Mio- Karten	BMI (1976)
12. gemittelte NOx- Jahresdurchschnittsemission	vgl. 11	vgl. 11
13. Schwefelgesamtdeposition	vgl. 11	KOHLMAIER et al. (1984)
14. pH- Werte des Niederschlags	Regionalisierung übertragen auf Digitalisierungsraster für 1:1-Mio- Karten	KLOPFLEISCH (1984)

Tab.2: Kreuztabellierung Waldschadensklassen mit Bodentypen

Wald(1,2,3,4) zu x % auf	Bodentypen (1)	(2)	(8)	(13)	(14)	(15)	(16)	(21)	(22)	(23)	(24)	(28)	(30)	(31)	(33)	(34)	(44)
1.Waldfläche BRD	7.6	1.8	1.9	9.2	5.0	12.3	4.5	4.1	6.5	6.5	2.6	5.0	2.8	2.3	2.9	3.9	0.9
2. geschädigte Waldfläche																	
bis 10 %	2.9	–	–	–	2.9	–	11.8	5.9	2.9	2.9	8.8	–	20.7	23.5	–	–	8.8
10 bis 25 %	4.0	–	6.7	17.4	18.1	–	18.1	1.3	4.0	4.7	1.3	1.3	1.3	1.3	–	1.3	–
26 bis 50 %	6.7	5.6	–	7.9	2.0	3.2	17.1	3.2	–	6.3	2.0	10.3	2.4	–	1.2	3.6	–
51 bis 75 %	18.8	–	–	–	–	30.0	10.0	1.3	–	3.8	–	2.5	1.3	–	20.0	11.3	–
76 bis 100 %	–	–	–	72.7	–	9.1	–	–	–	–	–	–	–	–	9.1	9.1	–
3. Waldfläche wie 2, undifferenziert	7.4	2.7	2.1	10.3	6.3	6.5	15.6	2.5	2.1	5.1	1.9	5.7	3.0	2.1	3.8	4.0	1.0
4. ungeschädigte Waldfläche	7.9	0.5	1.6	7.6	3.3	4.1	7.6	7.3	7.1	8.4	3.5	4.1	2.4	2.7	1.6	3.8	0.8

Legende zu Tabelle 2

	Vorherrschender Bodentyp	Vorherrschende Bodenart	Vorherrschende Ausgangsgesteine
(1)	Rendzina, z.T. verbraunt oder mit braunem Unterboden, örtlich Terra fusca	Steiniger Lehm bis Ton	Kalkstein, Dolomit, Mergelstein, Wiesenkalk
(2)	Terra fusca, örtlich Rendzina und Parabraunerde	Steiniger Lehm bis Ton	Kalkstein, Dolomit, Mergelstein und ihre tertiären Bodenrelikte
(8)	Braunerde guter bis mittlerer Basenversorgung, häufig Ranker	Lehmiger Sand bis sandiger Lehm, meist grusig-steinig	Basische und intermediäre magmatische Gesteine
(13)	Braunerde selten mittlerer, meist geringer Basenversorgung, örtlich Pseudogley	Schwach lehmiger Sand bis Lehm, meist steinig	Tonschiefer, Grauwacke, Phyllit, örtlich Sandstein
(14)	Braunerde und Ranker meist geringer Basenversorgung, überwiegend flachgründig	Schwach lehmiger Sand bis sandiger Lehm, stark grusig-steinig	Tonschiefer, Grauwacke, Phyllit
(15)	Braunerde geringer Basenversorgung, häufig Ranker	Lehmiger Sand bis sandiger Lehm, grusig-steinig	Saure magmatische Gesteine, Kristalline Schiefer
(16)	Braunerde geringer Basenversorgung, z.T. pseudovergleyt	Schwach lehmiger Sand bis sandiger Lehm, meist steinig	Basenarme Sandsteine und Konglomerate, örtlich mit Lößdecke
(21)	Parabraunerde guter bis mittlerer Basenversorgung	Schluffiger Lehm mit schwerem Unterboden	Löß
(22)	Parabraunerde guter bis mittlerer Basenversorgung, örtlich Pararendzina und Pseudogley	Lehmiger Sand bis Lehm mit schwerem Unterboden	Geschiebemergel und sonstige kalkhaltige Moränen
(23)	Parabraunerde überwiegend mittlerer bis geringer Basenversorgung, oft podsolig, oft in Pseudogley übergehend	Lehmiger und schluffiger Feinsand bis schluffiger Lehm, meist mit schwerem Unterboden	Löß, Flottsand, untergeordnet andere lehmige Ablagerungen
(24)	Parabraunerde mittlerer bis geringer Basenversorgung, podsolig, oft in Pseudogley übergehend	Sand bis schluffiger Lehm über schwerem Unterboden	Geschiebelehm, oft mit Flugsand- oder Lößdecke
(28)	Schwach ausgeprägter Pseudogley und schwach entwickelte Braunerde mit guter Basenversorgung ("Pelosol")	Lehm und Ton z.T. steinig	Tonstein und Mergelstein
(30)	Schwacher bis mittlerer Podsol	Sand bis schwach lehmiger Sand	Pleistozäner Sand und Flugsand
(31)	Mittlerer bis starker Podsol (im NW) mit Orterde oder Ortstein	Sand	Pleistozäner Sand und Flugsand
(33)	Podsol wechselnden Ausbildungsgrades, z.T. Braunerde geringer Basenversorgung, örtlich Ranker	Sand bis lehmiger Sand, steinig	Saure magmatische Gesteine, saure kristalline Schiefer
(34)	Podsol wechselnden Ausbildungsgrades, örtlich Ranker	Sand bis schwach lehmiger Sand, steinig	Sandstein, Quarzit und ähnlich basenarme Sedimentgesteine
(44)	Niedermoor, örtlich abgetorft a) nährstoffarm (z.T. über Sandstein) b) nährstoffreich (z.T über Mergel)		

Tab. 3: Kreuztabellierung Waldschadensklassen mit Bodengüte

Wald (1,2,3,4) zu x % auf Böden mit	Gütestufen 1-21	21-26	26-33	33-41	41-51	51-64	64-80
1. Waldfläche BRD	0,9	1,7	13,9	19,7	23,3	8,4	3,0
2. geschädigte Waldfläche							
bis 10 %	-	2,9	35,9	20,6	17,6	-	-
10 bis 25 %	1,3	0,7	14,1	26,2	15,5	7,4	1,3
25 bis 50 %	1,2	2,0	7,9	15,1	27,0	6,3	2,8
50 bis 75 %	5,0	-	21,3	20,0	11,3	1,3	-
75 bis 100 %	9,1	18,2	27,3	-	-	-	-
3. Waldfläche wie 2,	1,9	1,7	13,9	19,0	20,1	5,3	1,7
4. ungeschädigte Waldfläche	-	1,6	14,0	20,7	28,0	12,8	4,9

Tab. 4 : Kreuztabellierung Waldschadensklassen mit nutzbarer Feldkapazität

Wald (1,2,3,4) zu 3 % auf Standorten mit	nutzbare Feldkapazität < 100 mm	100-200 mm	> 200 mm
1. Waldfläche BRD	12,1	72,9	15,0
2. geschädigte Waldfläche			
bis 10 %	44,1	41,2	14,7
10 bis 25 %	6,7	87,9	5,4
25 bis 50 %	9,1	79,4	11,5
50 bis 75 %	18,8	80,0	1,3
75 bis 100 %	-	100,0	-
3. Waldfläche wie 2, undifferenziert	12,0	79,8	8,2
4. ungeschädigte Waldfläche	12,2	63,0	24,7

Tab. 5 : Kreuztabellierung Waldschadensklassen mit Porenvolumen der Leitböden

Wald (1,2,3,4) zu x % auf Standorten mit	Anteil (in Vol. %) an Poren mit Durchmesser < 50 u: < 8 "gering"	+/- 8 "gering bis mittel"	8-16 "mittel"	> 16 "hoch"
1. Waldfläche BRD	5,1	8,7	48,8	37,1
2. geschädigte Waldfläche				
bis 10 %	-	8,8	11,8	79,4
10 bis 25 %	2,0	6,7	55,7	34,9
25 bis 50 %	7,9	7,1	46,0	38,9
50 bis 75 %	2,5	2,5	56,3	37,5
75 bis 100 %		9,1	54,5	36,4
3. Waldfläche wie 2, undifferenziert	4,8	6,5	48,3	40,1
4. ungeschädigte Waldfläche	5,7	12,0	49,5	32,9

Tab. 6 : Kreuztabellierung Waldschadensklassen mit geologischer Formation

Wald (1,2,3,4) zu x % auf	Geologie: Torf, Moore	Dogger	fluviale Ablagerungen	Geschiebemergel	Sand und Kies (Saale)	Jungtertiär im Alpenvorland	Oberkreide	Malm	Sandsteinkeuper	Gipskeuper	o. m. u. Buntsandstein	Unterkarbon	Ems	Siegen	Ordoviz	Kambrium, Bokambrium	präkambrium	Paragneis	Granit	Granit, prävariskisch
1. Waldfläche BRD	1.3	1.6	5.3	2.3	2.3	4.1	1.2	4.8	3.7	2.0	2.6	7.8	2.1	1.6	4.6	4.0	0.3	0.2	2.1	0.9	2.2	0.7
2. geschädigte Waldfläche																						
bis 10 %	5.9	-	5.9	14.7	20.6	-	-	-	-	-	2.9	8.8	2.9	8.8	-	-	-	-	-	-	-	-
10 bis 25 %	1.3	-	3.4	2.0	1.3	-	0.7	0.7	-	-	4.7	14.8	4.0	0.7	13.4	12.1	-	-	-	-	-	-
25 bis 50 %	0.4	2.0	4.8	1.6	0.8	4.8	1.6	6.7	8.3	4.4	1.6	8.3	3.2	0.8	3.2	3.6	-	-	2.0	-	3.2	-
50 bis 75 %	-	5.0	-	-	-	1.3	3.8	12.5	1.3	-	2.5	11.3	1.3	-	-	-	-	-	8.8	8.8	8.8	5.0
75 bis 100 %	-	-	-	-	-	-	9.1	-	-	-	-	9.1	-	36.4	-	-	18.2	9.1	-	-	9.1	-
3. Waldfläche wie 2, undifferenziert	1.0	1.7	3.6	2.3	2.1	2.5	1.7	5.3	4.2	2.1	2.7	10.6	3.0	1.9	5.3	5.1	0.4	0.2	2.3	1.3	3.0	0.8
4. ungeschädigte Waldfläche	1.9	1.4	7.6	2.4	2.7	6.5	0.5	4.1	3.0	1.9	2.4	3.8	0.8	1.1	3.5	2.4	0.3	0.3	1.9	0.3	1.1	0.5

Tab. 7 : Kreuztabellierung Waldschadensklassen mit Höhenlage

Wald zu (1,2,3,4) x % in	Höhenstufen 0–100 m	50–100	100–200 m	200–400 m	400–700 m	700–1000	1000–1200
1. Waldfläche BRD	7,0	6,2	7,7	28,4	40,3	8,4	2,0
2. geschädigte Waldfläche							
bis 10 %	23,5	35,3	11,8	29,4	-	-	-
10 bis 25 %	8,7	2,0	10,1	45,6	33,6	-	-
25 bis 50 %	2,0	2,8	4,8	27,4	45,2	14,3	3,6
50 bis 75 %	-	-	1,3	15,0	57,5	18,8	-
75 bis 100 %	-	-	-	-	81,8	18,2	-
3. Waldfläche wie 2, undifferenziert	4,9	4,2	6,1	30,2	41,6	10,1	2,9
4. ungeschädigte Waldfläche	10,1	9,0	10,1	25,8	38,32	6,0	0,8

Tab. 8 : Kreuztabellierung Waldschadensklassen mit Jahresniederschlag

Wald (1,2,3,4) zu x % auf Standorten mit	Jahresniederschlag < 500 mm	500–600 mm	600–800 mm	800–1000 mm	1000–1200 mm	1200–1400 mm	1400–1600 mm	1600–1800 mm	1800–2000 mm	> 2000 mm
1. Waldfläche BRD	-	1,0	47,0	32,2	9,4	5,0	1,5	1,5	1,6	0,9
2. geschädigte Waldfläche										
bis 10 %	2,9	97,1	-	-	-	-	-	-	-	-
10 bis 25 %	-	53,0	88,2	16,1	2,7	-	-	-	-	-
25 bis 50 %	-	0,8	34,1	40,5	10,3	4,4	2,0	2,8	4,0	1,2
50 bis 75 %	-	-	28,8	22,5	12,5	18,8	8,8	5,0	3,8	-
75 bis 100 %	-	-	9,1	72,7	18,2	-	-	-	-	-
3. Waldflächen wie 2, undifferenziert	-	0,6	42,2	32,3	11,8	5,7	2,3	2,1	2,5	0,6
4. ungeschädigte Waldfläche	-	1,6	53,8	32,1	6,0	4,1	0,3	0,5	0,3	1,4

Tab. 9 : Kreuztabellierung Waldschadensklassen mit Nebelhäufigkeit

Wald (1,2,3,4) zu x % auf Standorten mit	Nebeltagen < 30	30–40	40–50	50–60	60–70	70–80	80–90	90–100	> 100
1. Waldfläche BRD	8,7	45,2	13,8	18,0	4,6	4,3	1,7	0,8	3,0
2. geschädigte Waldfläche									
bis 10 %	41,2	44,1	11,8	2,9	-	-	-	-	-
10 bis 25 %	8,1	51,0	12,8	17,4	5,4	2,7	2,0	0,7	-
25 bis 50 %	6,7	46,4	9,1	23,0	4,0	5,2	2,8	0,8	2,0
50 bis 75 %	-	25,0	26,3	13,8	7,5	11,3	2,5	-	13,8
75 bis 100 %		45,5	18,2	-	-	-	9,1	27,3	-
3. Waldflächen wie 2, undifferenziert	8,2	44,3	13,1	18,3	4,6	4,9	2,5	1,1	-
4. ungeschädigte Waldfläche	9,5	46,5	14,7	17,7	4,6	3,3	0,5	0,3	3,0

Tab. 10 : Kreuztabellierung Waldschadensklassen mit pH-Wert des Niederschlags

Wald (1,2,3,4) zu x % auf Standorten mit	%-Anteil des Niederschlags pH < 4,5 0–5	6–10	11–15	16–20	21–25	> 25
1. Waldfläche BRD	10,3	25,7	12,6	18,9	18,3	14,2
2. geschädigte Waldfläche						
bis 10 %	-	41,2	-	44,1	2,9	11,8
10 bis 25 %	0,7	27,5	11,4	18,1	30,2	12,1
25 bis 50 %	17,1	20,2	19,4	12,3	20,6	10,3
50 bis 75 %	11,3	27,5	13,8	33,8	3,8	10,0
75 bis 100 %	-	-	-	-	-	100,0
3. Waldfläche wie 2, undifferenziert	10,1	24,3	14,6	19,0	19,2	24,1
4. ungeschädigte Waldfläche	10,6	27,6	9,8	18,7	17,1	16,3

Tab. 11 : Kreuztabellierung Waldschadensklassen mit S-Deposition

Wald (1,2,3,4) zu x % auf Standorten mit	S-Gesamtjahresdeposition (g/qm) < 3	3,0–3,9	4,0–4,9	5,0–5,9	6,0–7,9	13,5–14,9
1. Waldfläche BRD	2,7	5,5	70,4	14,3	2,8	4,3
2. geschädigte Waldfläche						
bis 10 %	-	38,2	58,9	2,9	-	-
10 bis 25 %	-	5,4	72,6	13,4	6,1	2,7
25 bis 50 %	-	5,6	72,2	18,3	-	4,4
50 bis 75 %	12,5	-	87,5	-	-	-
75 bis 100 %		-	100,0	-	-	-
3. Waldfläche wie 2, undifferenziert	1,9	6,5	74,3	12,9	1,7	2,9
4. ungeschädigte Waldfläche	3,7	4,0	65,0	16,6	4,3	6,2

Tab. 12: Chi^2-Tests ausgewählter Kontingenztafeln

Kriteriumsvariable	Prädikatorvariable	geologische Formation	Bodensubtypen	Bodentypen (zusammengefaßt)	Bodengüte	Porenvolumen	Nutzbare Feldkapazität (pflanzenverfügbares Wasser)	Höhenlage	Niederschlagshöhe	pH-Wert des Niederschlags	Nebelhäufigkeit	S-Deposition
Waldschadensklassen		Chi-Q.	Chi-Q.	Chi-Q.	Chi-Q.	Chi-Q.	Chi-Q.	Chi-Q.	Chi-Q.	Chi-Q.	Chi-Q.	Chi-Q.
bis 10 %	a	280,56	147,89	47,66	45,61	34,56	32,37	48,24	27,50	27,47	44,43	934,24
	b	319,05	407,34	81,16	126,32	49,10 3)	78,45	79,59	29,07	278,12	83,25 3)	1428,04
10 bis 25 %	a	344,53	260,45	111,87	148,66	8,31	40,64	42,49	33,56	30,89	13,39	78,99
	b	5350,06	2265,88	410,36	433,38	28,31 1)	104,77	127,29	92,36	65,87	42,76	981,32
25 bis 50 %	a	250,61	302,84	72,71	159,39	10,57	30,12	91,00	137,91	52,16	41,45	46,53
	b	1294,96	1958,64	295,01	481,20	7,881)	74,04	392,23	309,91	152,98	120,79	744,35
50 bis 75 %	a	558,75	366,76	61,89	103,31	8,74	24,19	98,86	318,81	21,28	73,68	161,61
	b	1152,36	2709,14	115,26 1)	267,54	14,04 5)	48,74 1)	228,68 1)	277,87 3)	50,67	114,66	1194,89
75 bis 100%	a	352,41	74,72	15,92	58,08	0,80	6,42	14,37	13,46	56,65	315,07	55,04
	b	625,25	595,21	49,22	178,06	2,74	15,04	41,60	21,292)	115,93	375,98	1384,81

a: Waldflächen b: Wuchsbezirke

Alle Testergebnisse sind sehr hoch signifikant (99,9%), außer:
1) alpha = 0,025
2) alpha = 0,01
3) alpha = 0,05
4) alpha = 0,3
5) alpha = 0,9

Tab. 13: Assoziationsmaße relevanter Parameter

Kriteriumsvariable	Prädiktorvariablen	Assoziationsmaß (Kontingenzkoeffizient nach PEARSON) Wuchsgebietsbasis	Waldfläche
Waldschäden (alle Klassen)	geologische Formationen	0.80	0.80
Waldschäden (alle Klassen)	Bodensubtypen	0.72	0.73
Waldschäden (alle Klassen)	Bodentypen (zusammengefaßt)	0.48	0.50
Waldschäden (alle Klassen)	Bodengütestufen	0.47	0.46
Waldschäden (alle Klassen)	Porenvolumen	0.27	0.29
Waldschäden (alle Klassen)	Nutzbare Feldkapazität (pflanzenverfügbares Wasser im Wurzelraum der Leitböden)	0.31	0.32
Waldschäden (alle Klassen)	orographische Höhenlage	0.54	0.55
Waldschäden (alle Klassen)	Niederschlagshöhe	0.41	0.46
Waldschäden (alle Klassen)	pH des Niederschlags	0.52	0.54
Waldschäden (alle Klassen)	Nebelhäufigkeit	0.48	0.53
Waldschäden (alle Klassen)	S- Deposition	0.72	0.75
S-Deposition	Niederschlags- pH	0.89	
S-Deposition	Niederschlagshöhe	0.80	
Waldschäden alle Klassen)	SO2-Emissionen	0.84	0.85
Waldschäden (alle Klassen)	NOx-Emissionen	0.84	0.85

Tab. 14: Idealkombination waldschadensrelevanter Standortsmerkmale

Kriteriums-variable	Prädiktorvariablen								
Geschädigte Waldfläche	Bodensubtypen	Boden-güte	Nutzbare Feldka-pazität in mm	Poren-volu-men	Höhen-lage in m	Jahres-nieder-schlag	Nebel-häu-fig-keit	pH-Wert des Nieder-schlags	Geologie
bis 10 %	mittlerer bis starker Podsol	26-33	< 100	hoch	200-400	600-800	30-40	16 - 20	Sand und Kies (saaleeiszeitlich)
	23,5 %	35,9%	44,1%	79,4%	29,4%	97,1%	44,1%	44,1%	20,6%
10 - 25 %	Braunerde und Ranker meist geringer Basen-versorgung oder Braun-erde geringer Basen-versorgung z.T. pseu-dovergleyt	33-41	100 - 200	mit-tel	200-400	800-1000	30-40	21 - 25	mittlerer Buntsand-stein
	18,1 %	26,2%	87,9%	55,7%	45,6%	53,0%	51,0%	30,2%	14,8%
25 - 50 %	Braunerde geringer Basenversorgung z.T. pseudovergleyt	41-51	100-200	mit-tel	400-700	800-1000	30-40	21 -25	Sandsteinkeuper oder unterer Buntsand-
	17,1 %	27,0%	79,4%	46,0%	45,2%	40,5%	46,4%	20,6%	8,3%
50 - 75 %	Braunerde geringer Basenversorgung h. Ranker	26-33	100-200	mit-tel	400-700	600-800	40-50	16 - 20	Malm
	30,0 %	21,3%	80,0%	56,3%	57,5%	28,8%	26,3%	33,8%	12,5%
75 - 100 %	Braunerde selten mittlerer meist ge-ringer Basenversor-gung örtlich Pseu-dogley	26-33	100-200	mit-tel	400-700	800-1000	30-40	> 26	Unterkarbon
	72,7 %	27,3%	100%	54,5%	81,8%	72,7%	45,5%	100%	36,4%

AAA	107	0	0	0	0	DDR	DDR	DDR	DDR	DDR	DDR
AAB	106	107	107	0	0	106	CSSR	CSSR	CSSR	CSSR	CSSR
AAC	0	106	0	0	106	0	CSSR	CSSR	CSSR	CSSR	CSSR
AAD	78	0	106	107	0	105	106	CSSR	CSSR	CSSR	CSSR
AAE	78	78	0	103	106	0	105	0	0	CSSR	
AAF	0	79	0	105	107	105	0	53	54		

Tab. 15: Waldschadensindex: Beispielhafte Darstellung anhand eines Raumes in Bayern (Oberfranken)

	bis 10 %	10 - 25 %	25 - 50 %	50 - 75	75 - 100 %	ungeschäd.
bis 10 %	48	6	1	0	0	45
10 - 25 %	2	50	5	0	0	43
25 - 50 %	0	3	47	2	0	48
50 - 75 %	0	0	5	54	1	40
75 - 100 %	0	0	1	7	47	45
ungeschäd.	2	8	15	4	0	71

Tab. 16: Nachbarschafts-Matrix der Waldschadensklassen in %

Formel 1: Waldschadensindex (WI)

$$WI = x_{w_{i_{gew}}} + \sum x_{i_1} \dots x_{i_g}$$

dabei ist:

WI = Waldschadensindex

$x_{w_{i_{gew}}}$ = gewichtete Waldschadensklasse

$x_{i_1} \dots x_{i_g}$ = Prädiktorvariablen

In folgenden Intervallen kann der WI liegen:

100 %	=	100 -	109
- 75 %	=	75 -	84
- 50 %	=	50 -	59
- 25 %	=	25 -	34
- 10 %	=	10 -	19
ungeschädigt	=		0

Die Prädiktorvariablen $x_{i_1} \dots x_{i_g}$ gehen äquivalent in die Gleichung ein, indem jeder Variablen ein Wert von 1 zugewiesen wird.

7. Literatur

BEILKE, S. & ELSHOUT, A.J. (eds.; 1983): Acid deposition. Proceedings of the CEC workshop organized as part of the concerted action „Physico-chemical behaviour of atmospheric pollutants", held in Berlin, 9. September 1989. – Dordrecht, Boston, Lancaster

BREDEL, H. & HERBARTH, O. (1982): Untersuchung über den Zusammenhang zwischen Emissionsdichte und Belastung am Beispiel von SO_2 und Sedimentationsstaub in kommunalen Ballungszentren. – In: Zeitschrift für die gesamte Hygiene, 28 (4): 237–241

Bundesminister des Innern (1976): Räumliche Erfassung der Emissionen ausgewählter luftverunreinigender Stoffe aus Industrie, Haushalt und Verkehr in der Bundesrepublik Deutschland 1960–1980. – Bonn

CRAMER, H.H. & CRAMER–MIDDENDORF, M. (1984): Untersuchung über Zusammenhänge zwischen Schadensperioden und Klimafaktoren in mitteleuropäischen Forsten seit 1851. – In: Pflanzenschutznachrichten Bayer, 37: 208–334

ELSTNER, E.F. & OSSWALD, W. (1984): Fichtensterben in „Reinluftgebieten": Strukturresistenzverlust. – In: Naturwissenschaftliche Rundschau, 37: 52–61

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. Kiel

FRENZEL, B. (1983): Beobachtungen eines Botanikers zur Koniferenerkrankung. – In: Allgemeine Forstzeitschrift, 38: 743–747

FREVERT, T. & KLEMM, O. (1984): Wie ändern sich die pH-Werte im Regen- und Nebelwasser beim Abtrocknen auf der Pflanzenoberfläche? – In: Archives for Meteorology, Geophysics and Bioclimatology, Ser. B., 34: 75–81

GEORGII, H.-W., & PANKRATH, J. (eds.; 1982): Deposition of atmospheric pollutants. – Proceeding of a Colloquium held at Oberursel/Taunus, West Germany, 9.–11. November 1981. Dordrecht, Boston, London

GEORGII, H.-W., PERSKE, C. & ROHBOCK, E. (1983): Wet and dry deposition of acid and heavy metal components in the Federal Republic of Germany. – In: BEILKE, S. & A.J. ELSHOUT (eds.; 1983): Acid deposition. Dordrecht, Boston, Lancaster: 142–148

KANDLER, O. (1983): Waldsterben: Emissions- oder Epidemienhypothese? – In: Naturwissenschaftliche Rundschau, 36: 488–490

KANDLER, O. (1986): Phytopathologische Aspekte des Waldsterbens. In: UMWELTBUNDESAMT (1986): Wissenschaftliches Symposium „Neue Ursachenhypothesen" am 16. und 17. 12. 1985 im Berliner Reichstagsgebäude. – UBA-Texte: 191–204

KLOPFFLEISCH, R. (1984): Aktion „Saurer Regen". – In: Jäger, 8: 222–226

KOHLMAIER et al. (1984): Dramatic development in the dying of German Spruce – forests: in search of possible cause – effect relationships. In: Ecological Modelling, 22: 45–65

MAYER, R. (1983): Interaction of forest canopies with atmospheric constituents: Aluminium and heavy metals. – In: ULRICH, B. & PANKRATH, J. (eds.; 1983): Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems. Dordrecht, Boston, London

MÜLLER, J. (1982): Residence time and deposition of particle bound atmospheric substances. – In: GEORGII & PANKRATH, J. (eds.; 1982): 43–52

NIENHAUS (1985): Zur Frage der parasitären Verseuchung von Forstgehölzen durch Viren und primitive Mikroorganismen. – In: Allgemeine Forstzeitschrift, 6: 119–124

NÜRNBERG, H.W., VALENTA, P. & NGUYEN, V.D. (1982): Wet deposition of toxic metals from the atmosphere in the Federal Republic of Germany. – In: GEORGII & PANKRATH (eds.; 1982): 143–157

OLDIGES, H. (1985): Messung der Immissionsbelastung und Deposition in Waldökosystemen. – In: Allgemeine Forstzeitschrift, 7: 145–146

OPP, K.-D. (1970): Methodologie in den Sozialwissenschaften. – Reinbeck

PRINZ, B., KRAUSE, G.H.M. & STRATMANN, H. (1982): Waldschäden in der Bundesrepublik Deutschland. – Essen (= Berichte der Landesanstalt für Immissionsschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, 28)

REHFUESS, K.E. & RODENKIRCHEN, H. (1984): Über die Nadelröte-Erkrankung der Fichte (Picea abies Karst.) in Süddeutschland. – In: Forstwissenschaftliches Centralblatt, 103: 248–262

REITER, R. & SLADKOVIC, R. & PÖTZEL, K. (1975): Die wichtigsten chemischen Bestandteile des Aerosols über Mitteleuropa unter Reinluftbedingungen in 1800 m Seehöhe. – In: Meteorologische Rundschau, 28: 37–55

ROHBOCK, G. (1982): Atmospheric removal of airborne metals by wet and dry deposition. – In: GEORGII & PANKRATH (eds.; 1982): 159–171

RÜCKERT, G. (1972): Erläuterung zur Bodenkarte von Bayern 1:25000 Blatt Nr. 5737 Schwarzenbach an der sächsischen Saale. – München

SARTORIUS, R. (1985): Räumliche Verteilung und zeitliche Entwicklung der Immissionsbelastung. – In: BAUER, F. (Hg.; 1985): Die Sache mit dem Wald. München: 167–170

ULRICH, B. (1980): Die Wälder in Mitteleuropa. Meßergebnisse ihrer Umweltbelastung, Theorie ihrer Gefährdung, Prognose ihrer Entwicklung. – In: Allgemeine Forstzeitschrift, 35: 1198–1202

WENTZEL, K.F. (1982): Immissionen oder Saurer Regen – wovon sterben die Wälder und Seen? – In: Der Forst- und Holzwirt, 36: 410–413

ZÖTTL, H.W. (1985): Waldschäden und Nährelementversorgung. – In: Düsseldorfer Geobotanische Kolloquien, 2: 31–41

Anschrift der Autoren:

Lutz VETTER
Winfried SCHRÖDER
Geographisches Institut der Universität Kiel
Ludewig-Meyn-Str. 14
2300 Kiel 1