

GENÖKOLOGISCHE WIRKUNGEN VON LUFTVERUNREINIGUNGEN AUFGRUND VON EXPOSITIONSUNTERSCHIEDEN IM BESTAND

Von

SCHOLZ F.

Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Hamburg-Reinbek,
Institut für Forstgenetik und Forstpflanzenzüchtung Schmalenbeck

Z U S A M M E N F A S S U N G

Über die Schädigung bestehender Waldbestände durch Immissionen liegen zahlreiche Untersuchungen vor. Auch über die pflanzensoziologischen Wirkungen horizontaler Immissionsgradienten in der Nähe von Emittenden ist mehrfach berichtet worden. Sie äußern sich in einer Veränderung des Artenspektrums sowie einer Verringerung der Artenvielfalt. Wirkungen auf die Genökologie innerhalb einer Art wurden bisher kaum untersucht. Solche Wirkungen können bei Waldbäumen aufgrund eines vertikalen Gradienten der Immissionsbelastung sowie genetischer Unterschiede im Höhenwachstum der Bäume entstehen. Luftverunreinigungen können die Fitness (d.i. der proportionale Beitrag an Nachkommen eines Baumes zur nächsten Generation) der Einzelbäume in Waldbaumpopulationen verändern. Eine der möglichen Ursachen ist ein Gradient der Windgeschwindigkeit im Bestand, die im Kronenraum mit der Höhe über Grund zunimmt. Höhere Windgeschwindigkeiten verringern die Dicke der laminaren Grenzschicht an der Blattoberfläche und bewirken einen größeren Immissionsflux in das Blatt. Es ergibt sich ein Belastungsprofil im Bestand, in dem höhere Bäume stärker belastet sind als niedrigere. Je nach Art und Konzentration der Immission sowie möglichen Interaktionen mit anderen Umweltfaktoren werden vorherrschende und mitherrschende Bäume in der Fruktifikation gemindert oder eliminiert. Luftverunreinigungen können also eine Selektion gegen die Baumhöhe bewirken. Im Vergleich zum nicht belasteten Bestand tragen somit im belasteten Bestand kleinere Bäume mehr Nachkommen zur nächsten Generation bei als größere. In immissionsbelasteten Ökosystemen ändert sich also nicht nur die Artenzusammensetzung, sondern es sind auch Änderungen der genetischen Struktur innerhalb einer Art infolge Immissionswirkungen zu berücksichtigen.

S U M M A R Y

There are many investigations on damage of today forests by air pollutants. Also effects on plant sociology by horizontal pollutant gradients near emitters have been reported. They result in changes of number and proportional distribution of species. Effects on genecology within species however are poorly investigated. Such effects on forest tree populations can

result of a vertical gradient of pollution stress in a stand and genetic variation in height growth. Air pollution can change the fitness (i.e. the proportionate contribution of offspring to the next generation) in forest tree populations. A possible reason is a gradient of wind velocity in the stand which in the crown region increases with height above ground. Higher wind velocity lowers the thickness of the boundary layer at the leaf surface and increases the pollution flux into the leaf. This results in a stress profile in the stand, higher trees are stressed more than smaller trees. Depending on type and concentration of pollution and possible interactions with other environmental factors dominant and codominant trees will show lower fructification or be eliminated. Compared with a nonpolluted stand in a polluted stand smaller trees contribute more offspring to the next generation than higher trees. Thus in polluted ecosystems not only changes in species evenness but also changes in the genetic structure within a species are to be regarded.

Keywords: Genecology, air pollution, exposure, wind velocity, stress profile

E I N F Ü H R U N G

In der mehr als 100jährigen Geschichte der forstlichen Immissionsforschung lassen sich in etwa drei Stadien abgrenzen, die sich durch ihre Fragestellung und die zu ihrer Lösung herangezogenen Methoden unterscheiden. Am Anfang stand zunächst die Ermittlung der schädigenden Komponenten in Rauchgasen und die Untersuchung der an Pflanzen hervorgerufenen äußerlichen Symptome, die mit dem bloßen Auge wahrnehmbar waren. Es folgten dann Untersuchungen über Immissionswirkungen auf das Wachstum, die als Zuwachsrückgang mit Meßlatte und Kluppe oder anhand der Jahrringbreite gemessen wurden. Schließlich erfolgten Untersuchungen der diesen äußerlichen Symptomen und Zuwachsrückgängen zugrundeliegenden Stoffwechselstörungen mit physiologischen und biochemischen Methoden.

Heute können in der Immissionsforschung, insbesondere wegen der zunehmend Bedeutung erlangenden Langzeitwirkungen geringer Immissionskonzentrationen, die sehr komplex gewordenen Fragestellungen nur durch eine kombinierte Anwendung verschiedener Methoden gelöst werden können. Dies gilt insbesondere auch für genökologische Fragestellungen. Genökologie ist eine synthetische Disziplin, die Ideen und Methoden der Genetik, Taxonomie und Physiologie kombiniert (Heslop-Harrison 1964). An einem pflanzensoziologischen Beispiel soll der Charakter genökologischer Fragestellungen aufgezeigt werden: Gordon and Gorham (1963) haben im Lee einer Emissionsquelle die Auswirkungen von Luftverunreinigungen auf ein Biotop untersucht. In hinreichender Entfernung waren bis zu 40 Pflanzenarten pro untersuchter Flächeneinheit vorhanden. Mit abnehmender Entfernung vom Emittenden nahm entsprechend der steigenden Immissionsbelastung die Zahl der Arten je Flächeneinheit ab, bis schließlich in der Nähe des Emittenden nur noch 1 - 2 Arten überdauerten. Nicht nur die Zahl der vorhandenen Arten wird hierbei verändert, sondern zuvor ändert sich bereits deren proportionale Verteilung (McClenahan 1978). Dies ist einerseits darauf zurückzuführen, daß kleinere Pflanzenarten von Immissionen zunächst weniger betroffen sind, weil sie geschützter stehen, andererseits darauf, daß Arten sich in ihrer Rauchhärte unterscheiden. Dies gilt nicht nur für verschiedene Arten eines immissionsbe-

lasteten Biotops, sondern entsprechend auch innerhalb einer Art für verschiedene Genotypen einer belasteten Population. Die Untersuchung der Auswirkungen von Immissionsbelastungen auf solche Populationen ist eine typische genökologische Fragestellung. Sie soll bei Waldbäumen nachfolgend näher behandelt werden.

D e r F i t n e s s b e g r i f f

Der Forstmann darf sich nicht nur für die Wirkung von Immissionen auf die gegenwärtigen Bestände interessieren, sondern er muß zusätzlich bedenken, daß Immissionen auch die genetische Zusammensetzung künftiger Waldbaumgenerationen beeinflussen. Diese Wirkung läßt sich am besten am Begriff der Fitness erläutern. Hierunter verstehen wir die relative Reproduktionsrate der Individuen einer Population (Falconer 1960). Bäume einer Population tragen nicht alle im gleichen Maße genetische Information zur nächsten Generation bei. Sie unterscheiden sich in ihrer Überlebensfähigkeit (Viabilität) und Fruchtbarkeit (Fertilität). In der Viabilität äußert sich die Resistenz gegen abiotische und biotische Stressfaktoren, sowie auch die Konkurrenzfähigkeit gegenüber anderen Mitgliedern der Population. In der Fertilität äußert sich die Pollenproduktion, der Blütenansatz, die Befruchtung, sowie die Frucht- und Samenentwicklung. Viabilität und Fertilität bestimmen, wieviel genetische Information ein Baum zur nächsten Generation beitragen kann, sie bestimmen seine Fitness.

I m m i s s i o n s w i r k u n g e n a u f d i e F i t n e s s

In allen oben genannten Bereichen der Viabilität und Fertilität sind Immissionswirkungen bekannt oder wahrscheinlich. Die Individuen eines immissionsbelasteten Bestandes reagieren jedoch nicht alle gleich stark. Dies hat zwei Ursachen. Einerseits können Resistenzunterschiede zwischen den Individuen vorliegen, das heißt, daß bei gleicher Belastung die Wirkung verschieden stark ist. Andererseits können die Individuen einer Population den Immissionen unterschiedlich stark ausgesetzt sein, so daß Expositionsunterschiede vorliegen. Beide Faktoren beeinflussen über die Fitness die genetische Zusammensetzung der nächsten Generation. Mit individuellen Unterschieden der Exposition wollen wir uns nun eingehender befassen.

I n d i v i d u e l l e V a r i a t i o n d e r E x p o s i t i o n b e i W a l d b ä u m e n

Gasförmige Immissionen verursachen in Blättern erst dann Stoffwechselschädigungen, wenn sie aus der Bestandesluft in die Blätter hineingelangen. Es geht umso mehr Schadgas aus der Luft in das Blatt über, je größer die Geschwindigkeit v [$\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$] ist, mit der das Schadgas zur Blattoberfläche und in das Blatt hinein gelangt und je höher die Konzentration c [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$] des Schadgases in der Luft ist. Das Produkt dieser Faktoren wird Flußdichte oder Flux

$$F_{\text{Bl}} = c \cdot v \quad [\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}]$$

genannt, v als Depositionsgeschwindigkeit bezeichnet. Das Blatt wird hierbei

als totale Senke aufgefaßt, d.h. es wird angenommen, daß sich das Schadgas sofort in der wässrigen Phase des Blattinneren löst. Soweit dies nicht der Fall ist, wäre für c die Konzentrationsdifferenz zu setzen. Eine detailliertere Behandlung der physikalischen Grundlagen findet sich bei Schwela 1977, Black und Unsworth (1979) und Unsworth (1979) sowie in der dort zitierten Literatur.

Individuelle Unterschiede der Exposition von Bäumen im Bestand können von solchen Faktoren hervorgerufen werden, die über v oder c den Immissionsflux in das Blatt beeinflussen. Hierbei sollen nur die physikalischen Vorgänge außerhalb des Blattes, also der Flux bis zur Blattoberfläche beachtet werden. Biologische Eigenschaften des Blattes, die den Immissionsflux in das Blatt hinein beeinflussen, etwa Eigenschaften der Stomata oder der Kutikula, wären auf der Ebene von Wirkungsunterschieden zu diskutieren, die hier nicht behandelt werden soll.

Zunächst ist zu fragen, in welchem Maße Konzentrationsunterschiede c im Bestand eine individuelle Variation der Exposition bewirken können. Messungen außerhalb von Beständen haben ergeben, daß schadstoffführende Luftmassen in den hier relevanten Höhen über dem Erdboden so gut durchmischt sind, daß sie keine Unterschiede in der Immissionskonzentration aufweisen (Grzybowski und Cimander 1977, Ixfeld 1980). Auch in einem Waldbestand scheint die Durchmischung durch Turbulenz so gut zu sein, daß nach den bisher vorliegenden Messungen Konzentrationsunterschiede zur Variation der Expositionsunterschiede im Bestand nicht wesentlich beitragen dürften (Lampadius 1968). Tendenziell wären in unteren Kronenbereichen wegen der Absorption von Schadgasen geringere Konzentrationen zu erwarten.

Die Depositionsgeschwindigkeit v ist einem Widerstand umgekehrt proportional, der beim Übergang des Schadgases aus der schadstoffführenden Luft in das Blatt auftritt und als Übergangswiderstand r [$s \cdot m^{-1}$] bezeichnet wird (Unsworth 1979). Er setzt sich aus mehreren Komponenten zusammen, die einerseits auf biologische Eigenschaften des Blattes zurückzuführen sind, wie etwa Zahl und Öffnungsweite der Stomata oder Dicke der Kutikula, sowie andererseits auf physikalische Eigenschaften der Luftschicht über dem Blatt. Diese physikalischen Gegebenheiten sollen hier näher betrachtet werden. Sie sind deshalb besonders wichtig, weil sie den Widerständen des Blattes vorgeschaltet sind und daher die mögliche Schadstoffaufnahme entscheidend bestimmen.

Über dem Blatt bildet sich wie über jedem Körper in bewegter Luft eine Schicht mit laminarer Strömung aus. Diese laminare Grenzschicht kann von Immissionen nur durch Diffusion überwunden werden, stellt also einen recht hohen Widerstand gegen das Eindringen von Luftverunreinigungen dar, der als Grenzschichtwiderstand r_b (boundary layer resistance) bezeichnet wird. Die Dicke dieser Grenzschicht und damit der Widerstand gegen das Eindringen von Immissionen in das Blatt wird mit steigender Windgeschwindigkeit geringer (Monteith 1973, zit. n. Unsworth 1979). Somit ist die Depositionsgeschwindigkeit v neben anderen Faktoren, wie etwa den Diffusionseigenschaften des Gases und Eigenschaften des Blattes, die wir hier unter a zusammenfassen wollen, eine Funktion der Windgeschwindigkeit u ,

$$v = f(u, a).$$

Damit ergibt sich für den Immissionsflux in das Blatt

$$F_{B1} = c \cdot f(u, a).$$

Hiernach sind also bei gleicher Immissionskonzentration Pflanzen in höherer Windgeschwindigkeit höheren Immissionsbelastungen ausgesetzt. Einen experimentellen Beleg hierfür lieferten Ashenden und Mansfield (1977). Im Bereich niedriger Windgeschwindigkeiten (bis ca. $1 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$) ist dieser Effekt besonders stark (Hill 1971). Die Exposition von Bäumen im Bestand hängt damit

wesentlich von zwei Variablen ab, der Immissionskonzentration und der Windgeschwindigkeit. Deren Produkt stellt den Immissionsflux im Bestand $F_{Be} = c \cdot u$ dar. Der Immissionsflux in das Blatt $F_{Bl} = f(F_{Be}) = f(c \cdot u)$. Der Begriff Exposition, der von Heck und Brandt (1977) als Produkt von Immissionskonzentration und Expositionszeit definiert wurde, ist also um einen Faktor zu ergänzen, der den Einfluß der Windgeschwindigkeit berücksichtigt. Dies bestätigt sich auch in Untersuchungen, die mit Hilfe physiko-chemisch wirkender Absorptionseinrichtungen (Liesegang-Verfahren, Bleikerzen) durchgeführt wurden. Lux und Dässler (1972) fanden, daß bei gleicher SO_2 Konzentration die SO_2 Absorption (Deposition) mit der Windgeschwindigkeit zunahm. Grzybowski und Cimander (1977) stellten in freiem Gelände, wo nach Baumgartner (1961) die Windgeschwindigkeit mit der Höhe steigt, bei gleicher SO_2 Konzentration in verschiedenen Höhen über Grund fest, daß die SO_2 Absorption mit der Höhe zunahm. Welche Bedeutung Expositionsunterschiede aufgrund verschiedener Windgeschwindigkeiten in Waldbeständen haben, soll nun eingehender behandelt werden.

Nach Baumgartner (1961) und Mayer (1976) nimmt im Bestand die Windgeschwindigkeit mit der Höhe über Grund zu. Im unteren Kronenbereich wurden als Jahresmittel $0,04 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, im mittleren Kronenbereich $0,32 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, im oberen Kronenbereich $0,65 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ und kurz oberhalb des Kronenbereichs $1,04 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ gemessen. Im Kronenraum liegt somit ein scharfer Gradient vor, vorherrschende Bäume sind also Immissionen stärker exponiert, in ihre Blätter dürfte wegen geringerer Grenzschichtdicke mehr Schadstoff gelangen, als in die Blätter niedrigerer Bäume. Diese Überlegungen werden experimentell sowie durch Erhebungen in Immissionsgebieten bestätigt. Knabe und Günther (1971) berichten von Fichtenpflanzen, die auf einem Turm in unterschiedlicher Höhe im Immissionsgebiet exponiert waren, daß die Schadstoffaufnahme der Nadeln mit der Höhe über Grund stieg. Randständige Pflanzen zeigten erheblich höhere Schadstoffaufnahme, als die im Windschutz der randständigen stehenden Exemplare. Pelz und Materna (1964) und Wentzel (1964) fanden, daß in immissionsbelasteten Beständen höhere Bäume stärker geschädigt werden.

Es ist nicht auszuschließen, daß neben der stärkeren Exposition höherer Bäume auch biologische Eigenschaften, die mit der Wüchsigkeit zusammenhängen, zu deren stärkerer Schädigung im Bestand beitragen. Zur Klärung dieser Frage wurden in Freilandkabinen 285 Fichtenklone unterschiedlicher Größe so begast, daß alle Pflanzen gleicher Konzentration und Windgeschwindigkeit ausgesetzt waren. Sofern auch biologische Eigenschaften zur stärkeren Schädigung größerer Bäume beitragen, wäre eine Korrelation zwischen Schädigung und Baumhöhe zu erwarten. Bei wiederholten Versuchen zu verschiedenen Zeiten der Vegetationsperiode ergab sich jedoch in keinem Falle eine Korrelation zwischen der Wüchsigkeit der Pflanzen und ihrer Schädigung (Scholz, in Vorbereitung). Dies legt den Schluß nahe, daß auch in älteren Beständen die größere Schädigung höherer Bäume im Bestand nicht auf deren Wüchsigkeit, sondern auf die höhere Schadstoffbelastung durch höheren Immissionsflux zurückzuführen ist.

Höherer Immissionsflux in das Blatt dürfte auch zu der in Immissionsgebieten beobachteten stärkeren Schädigung randständiger oder freistehender Bäume beitragen. Auch wäre in windexponierteren Lagen mit einer höheren Schädigung zu rechnen. Ferner ist bei Begasungsversuchen zur Untersuchung von Dosis-Wirkungs Beziehungen, etwa für Grenzwertermittlungen, neben der Konzentration auch die Windgeschwindigkeit zu beachten. Dies gilt auch für Begasungsversuche zur Ermittlung von Resistenzunterschieden, bei denen unterschiedliche Windverhältnisse in der Begasungskabine bei gleicher Konzentration des Schadgases unterschiedlich starke Schädigung hervorrufen können, die dann fälschlich als Resistenzunterschiede interpretiert werden.

Mit möglichen genökologischen Wirkungen einer solchen ungleichmäßigen Belastung der Bäume eines Bestandes wollen wir uns im folgenden befassen. Folgen für die Selektion auf Immissionsresistenz wurden an anderer Stelle

diskutiert (Scholz 1979 a).

Genökologische Wirkungen einer gerichteten Selektion durch Immissionsbelastung von Waldbaumpopulationen

Wir haben uns eingangs mit dem Begriff der Fitness befaßt und hierunter die relative Reproduktionsrate der Individuen einer Population verstanden. Diese wird durch die physiologischen und biochemischen Wirkungen von Immissionen beeinflusst, sowohl über die Viabilität, wenn die Bäume vorzeitig absterben, als auch über die Fertilität, wenn größere Bäume weniger fruktifizieren, wie Pelz (1963) festgestellt hat. Dies kann Auswirkungen auf die genotypische Vielfalt einer Population haben, ja deren Bestand überhaupt gefährden. Ursachen und Folgen der Verringerung der genotypischen Vielfalt wurden von Gregorius et al. (1979) eingehend behandelt, die Bedeutung der Erhaltung dieser Vielfalt von Müller (1975) aufgezeigt. Immissionen spielen bei der Einengung der genotypischen, möglicherweise auch der genischen Vielfalt, beispielsweise durch zufällsmäßige oder gerichtete Verringerung der Populationsgröße eine Rolle. Eine gerichtete Verringerung der Populationsgröße liegt dann vor, wenn durch Immissionseinfluß gegen empfindlichere Genotypen oder, wie im oben diskutierten Falle, gegen höhere Bäume selektiert wird, d.h. diese sich nicht mehr oder in verringertem Maße reproduzieren.

Diese Vorgänge sind sehr komplex, da Immissionsstreß Interaktionen mit anderen Streßfaktoren zeigen kann. Beispielsweise werden nicht nur in besonderem Maße höhere Bäume geschädigt, auch unterdrückte Bäume, die bereits unter Lichtmangel leiden, werden selbst bei der im unteren Kronenraum geringeren Immissionsbelastung früher als normal ausscheiden (Tesař 1966, Wentzel 1967). Dies ist für die gerichtete Selektion aufgrund von Immissionsbelastung aber ohne Belang, da diese Bäume ohnehin kaum zur Samenproduktion beitragen (Siegl 1953).

Für eine quantitative Abschätzung der Immissionswirkungen auf die Fitness sowie der genökologischen Wirkungen reichen zur Zeit unsere Kenntnisse nicht aus. Hier spielt im konkreten Fall u.a. neben der genetischen Struktur des Bestandes und den waldbaulichen Gegebenheiten auch der Charakter der Immissionsbelastung eine Rolle. Wir können uns daher nur unter vereinfachenden Annahmen in einem theoretischen Beispiel mit möglichen Folgen einer in immissionsbelasteten Beständen gegen höhere Bäume gerichteten Selektion befassen. Hierfür wollen wir zunächst allgemein die Wirkung einer Selektion gegen ein beliebiges Merkmal x betrachten. Die phänotypische Variation des Merkmals x in einer Population wird beschrieben durch die phänotypische Varianz σ_p^2 . Diese ist bekanntlich auf genetische sowie auf Umweltfaktoren zurückzuführen. Mit den Methoden der quantitativen Genetik läßt sich anhand geeigneten Pflanzenmaterials die phänotypische Varianz σ_p^2 in die genetisch bedingte Varianz σ_G^2 und die umweltbedingte Varianz σ_E^2 aufteilen. Von der genetisch bedingten Varianz, die sich noch in weitere Komponenten aufteilen läßt (Falconer 1960), interessiert hier die additiv genetische Varianz σ_A^2 . Die additiv genetische Varianz wird zur phänotypischen Varianz in Beziehung gesetzt, der Quotient $\sigma_A^2/\sigma_p^2 = h_e^2$ wird Heritabilität (im engeren Sinne) genannt (lat. hereditarius = erblich). Die Heritabilität drückt aus, in welchem Maße die Variation eines Merkmals genetisch bedingt ist. Es leuchtet ein, daß eine Selektion gegen ein Merkmal sich umso stärker in der nächsten Generation auswirken muß, je mehr es durch genetische Faktoren gesteuert wird. Im vorliegenden Beispiel wollen wir für das Merkmal x eine Heritabilität von 0,2

annehmen, d.h. daß 20% der phänotypischen Varianz durch genetische Unterschiede erklärt werden. Ferner nehmen wir an, daß jene 50% der Population von der Reproduktion ausgeschlossen werden, für die das Merkmal x besonders groß ist. Nach Finney (1956) (zit. n. Shelbourne 1969) gilt $G_{A_i}^2(i+1) = G_{A_i}^2 \cdot (1 - \gamma \cdot h^2)$. Hierbei ist γ ein Faktor, der sich aus der Selektionsintensität ergibt (bei 50% ist $\gamma = 0,6366$) und $G_{A_i}^2$ die additiv genetische Varianz in der Generation i (hier 0,2). In der nächsten Generation ($i+1$) ist die additiv genetische Varianz dann nur noch 0,1745. Die additiv genetische Varianz hat sich damit um 12,75% verringert. Dieser Prozentsatz steigt von Generation zu Generation, wobei sich der Mittelwert für x verringert. Entsprechend diesem Beispiel kann es auch in immissionsbelasteten Beständen im Hinblick auf die Baumhöhe zu einer Verringerung der additiv genetischen Varianz kommen. Dies gilt auch für die gerichtete Selektion gegen immissionsempfindlichere Bäume. Hier haben Rohmeder und v. Schönborn (1965) für Fichte nachgewiesen, daß Resistenzunterschiede auch genetisch bedingt sind, Scholz et al. (1979) haben den Einfluß genetischer Faktoren quantifiziert. Sofern eine gerichtete Selektion gegen Merkmale mit höherer Heritabilität stattfindet, sind die Einbußen an additiv genetischer Varianz noch gravierender.

Aufgrund des vertikalen Belastungsprofils in Beständen infolge des Fluxgradienten können selbst in Beständen, an denen bei geringeren Immissionsbelastungen keine sichtbaren Schädigungen etwa der Assimilationsorgane auftreten, dennoch genetische Veränderungen stattfinden. Diese sind nicht ohne weiteres quantifizierbar, sondern nur durch genökologische Untersuchungen abzuschätzen. Hierfür fehlen aber noch entscheidende Kenntnisse über Immissionswirkungen auf die genetische Zusammensetzung von Waldbaumpopulationen. Wegen der zunehmenden Belastung auch industrieferner Wälder durch den Ferntransport von Immissionen sind entsprechende Untersuchungen dringend erforderlich.

In stärker belasteten Immissionsgebieten sind aufgrund genökologischer Überlegungen bereits praktische Konsequenzen vorgeschlagen oder gezogen worden. Dort, wo Waldbaumpopulationen von der Auslöschung bedroht sind, wie etwa im Smoggürtel Südkaliforniens Pseudotsuga macrocarpa, Pinus attenuata, P. coulteri, P. jeffreyi und P. ponderosa oder im Erzgebirge Picea abies, wird eine "Evakuierung" dieser Populationen durch Anlage von Genreserven vorgeschlagen (Libby et al. 1975) oder betrieben (Materna, mündl. Mitteilung). Ziel ist, in den verunreinigten Gebieten nach Rückgang der Immissionen, die dort adaptierten Populationen wieder anzusiedeln. Guderian und Küppers (1980) haben auf die Gefahren der Genverarmung durch Immissionswirkungen bei landwirtschaftlichen Kulturpflanzen hingewiesen. Auch bei Forstpflanzen ist diese Gefahr zu beachten (Scholz 1980)

S C H L U ß F O L G E R U N G E N

- Immissionen können neben Stoffwechselstörungen auch Veränderungen in der genotypischen Struktur von Populationen bewirken.
- Diese Veränderungen können soweit führen, daß der Genbestand einer Population vermindert, und schließlich die Population ausgelöscht wird.
- Die Wirkung von Immissionen auf die Fitness, sowie die genökologischen Folgen werden bisher nur in Ansätzen bearbeitet. Zum Schutze der Waldbaumpopulationen sind solche Untersuchungen dringend erforderlich.
- Grenzwerte sind so festzulegen, daß eine Genverarmung verhindert wird. Wo dies nicht geschieht, sind nötigenfalls Genreserven anzulegen.
- Dies gilt besonders für Marginalpopulationen, die meistens durch extreme

Stresssituationen belastet sind (größere Höhenlagen, nördliche Breiten).

Herrn Dipl. Phys. D. Krusche danke ich für seine Anregungen, insbesondere bei der Diskussion quantitativ genetischer Fragen.

L I T E R A T U R

- Ashenden, T.W. und Mansfield, T.A., 1977: Influence of wind speed on the sensitivity of Ryegrass to SO₂.
J. exp. Bot., vol. 28, S. 729-735.
- Baumgartner, A., 1961: Baum und Wald im Windfeld. AFZ, Bd. 16, S. 228-229.
- Black, V.J. und Unsworth, M.H., 1979: Resistance analysis of sulphur dioxide fluxes to *Vicia faba*. Nature, vol. 282, S. 68-69.
- Falconer, D.S., 1960: Introduction to quantitative genetics.
Ronald, New York, 365 S.
- Finney, N.J., 1956: The consequences of selection for a variate subject to errors of measurement. Revue de l'Institute International de Statistique, Bd. 24, S. 1-10.
- Gordon, A.G. und Gorham, E., 1963: Ecological aspects of air pollution from an iron-sintering plant at Wawa, Ontario.
Can. J. Bot., Bd. 41, S. 1063-1078.
- Gregorius, H.R., Bergmann, F., Müller-Starck, G. und Hattemer, H.H., 1979: Genetische Implikationen waldbaulicher und züchterischer Maßnahmen. Allg. Forst- u. J.Ztg., Bd. 150, S. 30-41.
- Grzybowski, K. und Cimander, B., 1977: Studies on the relationship between increase in air pollution toxicity and the height above ground level. In: Wolak, J.; Relationship between increase in air pollution toxicity and elevation above ground. For. Res. Inst., Warszawa, S. 196-219.
- Guderian, R. und Küppers, K., 1980: Problems in determining dose-response-relationships as a basis for ambient pollutant standards. In: Papers presented to the symposium on the effects of air-borne pollution on vegetation, 1979. Hrsg.: UN/ECE, Warschau/Polen, S. 196-212.
- Heck, W.W. und Brandt, C.S., 1977: in: Air Pollution, A.C. Stern Hrsg. Academic Press, New York, S. 158-229.
- Heslop-Harrison, J., 1964: Forty years of genecology.
Adv. Ecol. Res., vol. 2, S. 159-247.
- Hill, A.C., 1971: Vegetation: A sink for atmospheric pollutants.

J. Air Poll. Contr. Assoc., Bd. 21, S. 341-346.

- Ixfeld, H., 1980: Schwefeldioxid-Vertikalmessungen an einem Hochhaus in Duisburg. Schriftenreihe der Landesanstalt für Immissionsschutz des Landes NW, Heft 50, S. 53-55.
- Knabe, W. und Günther, K.-H., 1971: Forstwissenschaftliche Beiträge zum Umweltschutz in Nordrhein-Westfalen. AFZ, Bd. 26, S. 503-506 u. 513-514.
- Lampadius, F., 1968: Die Bedeutung der SO₂-Filterung des Waldes im Blickfeld der forstlichen Rauchschadenstherapie. Wiss. Ztschr. TU Dresden, Bd. 17, S. 503-511.
- Libby, W.J., Kafton, D. und Fins, L., 1975: California Conifers. In: Methodology of conservation of forest genetic resources. Report des FAO und UNEP Projekts Nr. 0604-73-003, Rom.
- Lux, H. und Dässler, H.G., 1972: Methodische Untersuchungen zum Liesegang Verfahren bei Begasung mit definierten SO₂ Konzentrationen. Ztschr. f.d.ges. Hygiene und ihre Grenzgebiete, 18, 81-87.
- Mayer, H., 1976: Die Windverhältnisse in und über einem Fichtenwalde. Forstw. Cbl., Bd. 95, S. 333-345.
- McClenahan, J.R., 1978: Community changes in a deciduous forest exposed to air pollution. Can. J. For. Res., vol. 8, S. 432-438.
- Monteith, J.L., 1973: Principles of environmental physics. Edward Arnold, London.
- Müller, G., 1975: Zur Bedeutung der Erhaltung genetischer Vielfalt bei Waldbäumen. Allg. Forst- u. J.Ztg., Bd. 146, S. 34-38.
- Pelz, E., 1963: Untersuchungen über die Fruktifikation rauchgeschädigter Fichtenbestände. Arch. Forstwes., Bd. 12, S. 177-210.
- Pelz, E. und Materna, J., 1964: Beiträge zum Problem der individuellen Rauchhärte von Fichte. Arch. Forstwes., Bd. 13, S. 177-210.
- Rohmeder, E. und Schönborn, A. von, 1965: Der Einfluß von Umwelt und Erbgut auf die Widerstandsfähigkeit der Waldbäume gegenüber Luftverunreinigung durch Industrieabgase. Forstw. Cbl., Bd. 84, S. 1-13.
- Scholz, F., Timmann, T. und Krusche, D., 1979: Untersuchungen zur Variation der Resistenz gegen HF-Begasung bei *Picea abies* Familien. Bericht der X. Fachtagung der IUFRO-Fachgruppe S2.09-Luftverunreinigungen, Ljubljana 1978, Mitteilungen des Instituts für Forst- und Holzwirtschaft, Ljubljana 1979, S. 249-258.
- Scholz, F., 1979a: Considerations about selection for air pollution resistance in polluted stands and consequences for correlated traits. IUFRO-Joint Meeting S2.09-(08, 09, 12) on physiological and biochemical effects of air pollution on plants and genetics of resistance. Zabrze, Polen. Mimeograph 11 S. Tagungsbericht im Druck in: Archiwum Ochrony Środowiska, Polen.

- Scholz, F., 1980: On long term effects of air pollution on the genetic structure of forest tree populations. In: Papers presented to the symposium on the effects of air-borne pollution on vegetation, 1979. Hrsg.: UN/ECE, Warschau/Polen, S. 277.
- Schwela, D., 1977: Die trockene Deposition gasförmiger Luftverunreinigungen. Schriftenreihe der Landesanstalt für Immissionsschutz des Landes NW. Heft 42, S. 46-85.
- Shelbourne, C.J.A., 1969: Tree breeding methods. New Zealand Forest Service, Wellington. Techn. Paper No. 55.
- Siegl, H., 1953: Untersuchungen über den Samenertrag der Fichte im Herbst 1951. Forstw. Cbl., Bd. 72, S. 369-379.
- Tesař, V., 1966: Anfangswirkung des Schwefeldioxids auf Fichtenbestände mittleren Alters. Lesnický Casopis, Bd. 12, S. 815-829.
- Unsworth, M.H., 1979: Uptake of gaseous air pollutants by plants. IUFRO-Joint Meeting S2.09-(08,09,12) on physiological and biochemical effects of air pollution on plants and genetics of resistance. Zabrze, Polen. Mimeograph, 9 S. Tagungsbericht im Druck in: Archiwum Ochrony Środowiska, Polen.
- Wentzel, K.F., 1964: Gibt es immissionsfeste oder rauchharte Bäume? Forstarch., Bd. 35, S. 49-51.
- Wentzel, K.F., 1967: Bedeutung, Aussichten und Grenzen der Züchtung rauchharter Baumarten im Lichte immissionsökologischer Erfahrungen in Mitteleuropa. XIV. IUFRO-Kongress, München. Sect. 24, Tagungsbericht S. 536-555.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Mitteilungen der forstlichen Bundes-Versuchsanstalt Wien](#)

Jahr/Year: 1981

Band/Volume: [137_1_1981](#)

Autor(en)/Author(s): Scholz F.

Artikel/Article: [Genökologische Wirkungen von Luftverunreinigungen aufgrund von Expositionsunterschieden im Bestand 93-102](#)