

Beurteilungswerte für Ozon zum Schutz der Vegetation

L. Grünhage, J. Bender, H.-J. Jäger, R. Matyssek, H.-J. Weigel

Zusammenfassung Bodennahes Ozon stellt gegenwärtig und zukünftig eine Gefährdung sowohl für die menschliche Gesundheit als auch für die Vegetation in Europa dar. Im Rahmen des Übereinkommens über grenzüberschreitende Luftverunreinigungen (Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, LRTAP) wurden deshalb in den vergangenen zwei Jahrzehnten Richtwerte zum Schutz der Vegetation gegenüber Ozon erarbeitet. Hierbei wird zwischen auf Expositions-konzentrationen in Bestandshöhe und auf stomatären Flüssen basierenden sog. critical levels (kritische Belastungswerte) unterschieden. Während die konzentrationsbasierten critical levels lediglich zur Indikation eines potenziellen Schadensrisikos geeignet sind, können auf der Basis der flussbasierten critical levels und der entsprechenden Wirkungsfunktionen quantitative Aussagen hinsichtlich potenzieller ökonomischer Verluste für verschiedene Rezeptoren getroffen werden. Werden die flussbasierten critical levels überschritten, ist von einem Risiko für den betrachteten Rezeptor im Hinblick auf die betrachtete Wirkgröße auszugehen. Für den Rezeptor Weizen schlägt die Arbeitsgruppe NA 134-03-03-02 „Wirkungen von Luftverunreinigungen auf die Vegetation“ der Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN – Normenausschuss KRdL auf der Basis des flussorientierten Beurteilungsansatzes einen Zielwert im Sinne von Artikel 2 der Europäischen Richtlinie 2008/50/EG vor und empfiehlt Ertragsverlustrechnungen für Weizen in Beziehung zu diesem Zielwert zu setzen. Die Indikation des Gefährdungsriskos für potenzielle Ertragsverluste und seine Kommunikation in Richtung politischer Entscheidungsträger und der Öffentlichkeit insgesamt erfolgt über Ampelfarben.

1 Einleitung

Die potenzielle Human- und Phytotoxizität des Ozon (O_3) ist seit mehr als 150 Jahren bekannt. So schrieb bereits Schönbein 1844 [1]: „So gut das Ozon einen Catarrh zu verursachen vermag, so gut kann es auch eine zarte Blüthe desorganisieren“. Sichtbare Schädigungen an der Vegetation in größerem Ausmaß wurden erstmals 1944 im Raum Los Angeles beobachtet [2]. Im Zusammenhang mit den sog. Neuartigen Waldschäden trat in den 1980er Jahren auch in Deutschland

Environmental assessment levels for ozone effects on vegetation

Abstract Tropospheric ozone poses a critical threat for human health as well as for vegetation. In the context of the Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (LRTAP) concentration-based and stomatal flux-based critical levels for vegetation were defined above which direct adverse effects on sensitive vegetation may occur according to present knowledge. While concentration-based critical levels are suitable for estimating the risk of damage only, flux-based critical levels and the associated response functions could be used for assessing economic losses. If the flux-based critical levels are exceeded the corresponding receptor is at risk. In accordance with the meaning of Article 2 of the European Council Directive 2008/50/EC for wheat a target value is suggested by the working group NA 134-03-03-02 „Effects of Air Pollutants on Vegetation“ of the Commission on Air Pollution Prevention of VDI and DIN – Standards Committee KRdL. Relative yield losses should be related to this target value and the use of a three colour scale (traffic lights) is recommended to indicate and communicate the degree of risk for ozone damage.

und Europa die O_3 -Problematik zunehmend in den Mittelpunkt der Forschung über die Auswirkungen von Luftverunreinigungen auf die Vegetation. In Europa ist davon auszugehen, dass die derzeitige O_3 -Belastung sowohl zu sichtbaren Schädigungen als auch zu Biomasse-/Ertragsverlusten bei landwirtschaftlich-gärtnerischen Nutzpflanzen und Arten der (halb)natürlichen Vegetation sowie im Forstbereich führt [5 bis 6].

Richtwerte zum Schutz der Vegetation gegenüber O_3 werden im Prinzip seit Beginn an auf der Ebene der UNECE (United Nations Economic Commission for Europe, Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa) von der sog. Working Group on Effects im Rahmen des Übereinkommens über grenzüberschreitende Luftverunreinigungen (Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, LRTAP; www.unece.org/env/lrtap) erarbeitet. Die aktuelle Definition der sog. critical levels lautet:

„Critical levels for vegetation are defined as the concentration, cumulative exposure or cumulative stomatal flux of atmospheric pollutants above which direct adverse effects on sensitive vegetation may occur according to present knowledge“ [7] bzw. in deutscher Übersetzung:

„Critical levels (kritische Belastungswerte) für die Vegetation sind definiert als Expositionskonzentrationen, kumulierte Expositionskonzentrationen oder kumulierte stomatäre Flüsse von Luftschadstoffen, bei deren Überschreitung direkte Schädigungseffekte an sensitiven Rezeptoren der Vegetation nach den aktuellen wissenschaftlichen Erkenntnissen auftreten können“ [8; 9].

Prof. Dr. Ludger Grünhage,

Prof. Dr. Dr. h. c. Hans-Jürgen Jäger,

Institut für Pflanzenökologie, Justus-Liebig-Universität Gießen.

Dr. Jürgen Bender, Prof. Dr. Hans-Joachim Weigel,

Institut für Biodiversität, Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI), Braunschweig.

Prof. Dr. Rainer Matyssek,

Lehrstuhl für Ökophysiologie der Pflanzen, Technische Universität München.

Arbeitsgruppe NA 134-03-03-02 „Wirkungen von Luftverunreinigungen auf die Vegetation“ der Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN – Normenausschuss KRdL.

Grundsätzlich gibt es demnach zwei Ansätze zur Ableitung von critical levels: einen auf Expositionskonzentrationen bezogenen und einen, der auf der kumulierten stomatären O₃-Aufnahme beruht.

Grundlage der ersten auf Expositionskonzentrationen beruhenden critical levels im Rahmen des Genfer Luftreinhalteübereinkommens aus dem Jahre 1988 [10] waren die Vorarbeiten der VDI-Arbeitsgruppe, die die erste Richtlinie zum Schutz der Vegetation gegenüber O₃ erstellt hat [11]. Als Langzeitwert wurde damals auf UNECE-Ebene ein 7-h-Vegetationsperiodenmittel von 25 ppb, also 50 µg/m³, definiert [10]. Grundlage der derzeitigen Zielwerte der Richtlinie über Luftqualität und saubere Luft in Europa [12] sind die critical levels auf der Basis des AOT40-Expositionsindex (Accumulated exposure Over a Threshold of 40 ppb), die in der ersten Hälfte der 1990er Jahre erarbeitet wurden und in der ersten Version des sog. Mapping Manual zum Genfer Luftreinhalteübereinkommen dokumentiert sind [13].

Da unter Freilandbedingungen eine direkte Proportionalität zwischen Expositionskonzentration und toxikologisch wirksamer Dosis im pflanzlichen Organismus nicht generell gegeben ist [14 bis 18], wurde 1999 auf einem internationalen Workshop in Gerzensee beschlossen, flussorientierte critical levels für verschiedene Rezeptorgruppen zu entwickeln [19]. In die zweite Version des Mapping Manual zum Genfer Luftreinhalteübereinkommen wurden dann 2004 erste critical levels auf der Basis der stomatären O₃-Aufnahme aufgenommen [20]. Diese Ansätze wurden in den letzten Jahren validiert [7; 21] und bilden die Grundlage für den für 2011 geplanten Gründruck der überarbeiteten Richtlinie VDI 2510 Blatt 6 zum Schutz der Vegetation gegenüber O₃ [9].

Diese Arbeit gibt eine Übersicht über die aktuellen Beurteilungswerte für O₃ zum Schutz der Vegetation, ihre Grundlagen und Interpretation.

2 Toxikologisches Konzept zur Beurteilung von O₃-Einwirkungen auf die Vegetation

Art und Intensität der „nachteiligen“ direkten Wirkungen gasförmiger Luftverunreinigungen auf die Vegetation werden primär durch das Schadstoffangebot, die genetische „Ausstattung“ der Pflanzen und deren Entwicklungszustand sowie die Standortbedingungen bestimmt [22; 23]. Das „klassische“ Rezeptormodell der Toxikologie geht davon aus, dass das Ausmaß der Wirkungen eines Wirkstoffs (Agonist, Pharmakon) stets eine Funktion der Zahl der erfolgreichen Zusammenstöße bzw. eingegangenen Verbindungen zwischen Agonist und dem jeweiligen Rezeptor, der Agonist-Rezeptor-Komplexe, ist (vgl. [24; 25]):

$$\text{Wirkung} = f_1(\text{Konzentration der Agonist-Rezeptor-Komplexe am Wirkort}) \quad (1)$$

In der Ökotoxikologie von Luftverunreinigungen wird die „primäre“ Wirkung des Agonisten am Wirkort als Störung (perturbation) bezeichnet [26].

Es lässt sich zeigen (vgl. [24]), dass die Konzentration der Agonist-Rezeptor-Komplexe am Wirkort und damit die Wirkung vom Zustrom des Agonisten, $F_{\text{Zustrom zum Wirkort}}(A)$ abhängt, sofern die Konzentration der Rezeptoren nicht limitierend wirkt und eine „interne Detoxifikation am Wirkort“ nicht von Bedeutung ist. Da i. d. R. bei nicht akkumulierbaren Agonisten wie O₃ weder die Konzentration des Agonis-

tem am Wirkort noch die Konzentration der Agonist-Rezeptor-Komplexe bestimmbar sind, kann im Gegensatz zum akkumulierbaren Wirkstoff nur der Zustrom des Agonisten zum Wirkort als Dosisgröße für die Wirkung/Störung angesehen werden. Sein Integral im Zeitintervall t_1 bis t_2 wird als toxikologisch wirksame Dosis $D_{\text{toxikologisch wirksam}}(A)$ bezeichnet. Damit lässt sich die „primäre“ Wirkung (Störung) approximieren als:

$$\begin{aligned} \text{Störung} &= f_2(D_{\text{toxikologisch wirksam}}(A)) \\ &= f_2\left(\int_{t_1}^{t_2} |F_{\text{Zustrom zum Wirkort}}(A)| dt\right) \end{aligned} \quad (2)$$

Der Zustrom des Agonisten zum Wirkort ist in einem Organismus oder einem Ökosystem im Regelfall nur ein Teil des vom betrachteten System insgesamt absorbierten Stoffflusses $F_{\text{absorbiert}}(A)$. Ein als Detoxifikationsfluss bezeichneter Teil, $F_{\text{Detoxifikation}}(A)$, fließt am Wirkort vorbei oder wird vor dessen Erreichen durch chemische Reaktionen unwirksam gemacht. Die „primäre“ Wirkung einer gasförmigen Luftverunreinigung im Stoffwechsel, d. h. die Störung, ist damit stets eine Funktion der über die Stomata absorbierten Dosis des Agonisten $D_{\text{absorbiert}}(A)$ und des Detoxifikationsvermögens des Organismus/Systems $D_{\text{Detoxifikation}}(A)$:

$$\begin{aligned} \text{Störung} &= f_3(D_{\text{absorbiert}}(A) - D_{\text{Detoxifikation}}(A)) \\ &= f_3\left(\int_{t_1}^{t_2} |F_{\text{absorbiert}}(A) - F_{\text{Detoxifikation}}(A)| dt\right) \end{aligned} \quad (3)$$

Eine „primäre“ Wirkung (Störung) kann sich nur dann manifestieren, wenn die Kapazitäten der zellulären Reparatur- und/oder Kompensationsmechanismen erschöpft sind; d. h. eine Schädigung (injury) „entsteht, wenn die Pflanze nicht mehr in der Lage ist, die durch Immissionseinfluss hervorgerufenen Störungen von Funktion und Struktur der Zellen“ vollständig „zu reparieren oder zu kompensieren“ [11; 26]. Reparatur und Kompensation erfolgen unter Energieverbrauch. Darüber hinaus ist zu berücksichtigen, dass „hohe“ absorbierte Schadgasflussdichten die Detoxifikations- und Reparatur/Kompensationskapazität negativ beeinflussen können. Die Wahrscheinlichkeit hierfür steigt mit der Frequenz derartiger Situationen. Eine Schädigung ist damit stets eine Funktion der absorbierten Dosis des Agonisten und des Detoxifikations- sowie Reparatur- bzw. Kompensationsvermögens des Organismus/Systems:

$$\text{Schädigung} = f_4(D_{\text{absorbiert}}(A), \text{Detoxifikationskapazität, Reparaturkapazität}) \quad (4)$$

Wird der Nutzungswert von Pflanzen im Ökosystem im Hinblick auf ökonomische Leistungen, ökologische Funktionen, ideelle Werte oder Genressourcen beeinträchtigt, spricht man von einem Schaden (damage [27]).

Während in Kammerexperimenten die von der Vegetation absorbierten Schadstoffmengen und damit die „primäre“ Wirkung am Wirkort (Störung) bzw. die dadurch ausgelöste Schädigung proportional der Begasungskonzentration sind [16; 25], ist diese Proportionalität zwischen Expositionskonzentration und toxikologisch wirksamer Dosis im pflanzlichen Organismus für O₃ im Freiland nicht generell

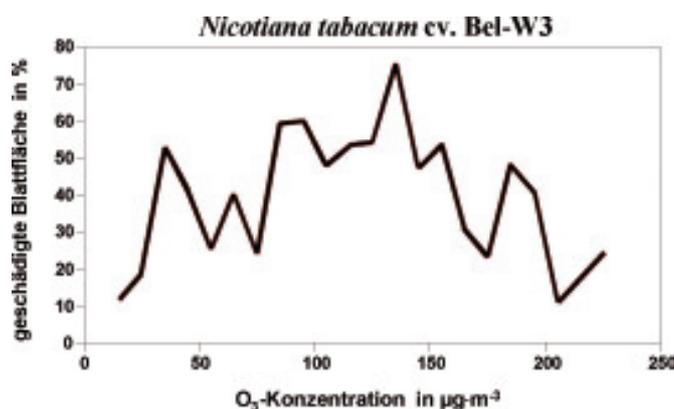


Bild 1. Maximale Blattschädigung in Abhängigkeit von der O₃-Konzentration (in Klassen von 10 µg · m⁻³). Die Daten basieren auf 20 bis 22 wöchentlichen Bonituren an 40 Stationen in den Niederlanden in den Jahren von 1979 bis 1983 (nach [29]).

gegeben (Bild 1 [28]). In der Regel fallen hohe O₃-Konzentrationen mit Bedingungen zusammen, die die Schadgasaufnahme durch die Vegetation limitieren, z. B. hohe Lufttemperaturen und damit hohe Wasserdampfsättigungsdefizite der Atmosphäre und ein angespannter Wasserhaushalt, austauscharme Wetterlagen und damit relativ geringe atmosphärische Transporteigenschaften für O₃.

3 Grundlagen der konzentrations- und flussbasierten critical levels

Grundlage aller konzentrations- und flussbasierten critical levels im Rahmen des Genfer Luftreinhalteübereinkommens sind Begasungsexperimente mit landwirtschaftlich-gärtnerischen Nutzpflanzen, Jungbäumen und Arten der halbnatürlichen Vegetation/Grünlandarten, die vor allem in Open-top-Kammern durchgeführt wurden (vgl. Abschn. 3.4.1 in [7]). Die in den Begasungsexperimenten in Bestandshöhe gemessenen O₃-Begasungskonzentrationen spiegeln aufgrund des experimentellen Designs die O₃-Konzentrationen an der laminaren Grenzschicht der Blätter/Nadeln wider (vgl. Abschn. 3.4.2 in [7]).

Mit Ausnahme der critical levels für halbnatürliche Vegetation wurden die Experimente bei optimaler Bodenwasserversorgung durchgeführt, d. h. unter Bodenwasserverhältnissen, die zu maximalen Spaltöffnungsweiten und entsprechenden O₃-Aufnahmekapazitäten führen.

Bei der Ableitung der Wirkungsfunktionen für die verschiedenen Rezeptoren wurde die betrachtete Wirkgröße relativ zur Wirkgröße in mit Aktivkohle gefilterter Luft gesetzt. Es wird angenommen, dass die Bedingungen in mit Aktivkohle gefilterter Luft die vorindustrielle Belastungssituation widerspiegeln (vgl. Abschn. 3.4.1 in [7]).

Sowohl die konzentrations- als auch die flussbasierten critical levels berücksichtigen einen Schwellenwert, der statistisch abgeleitet wurde und mit der Detoxifikationskapazität der Pflanzen in Zusammenhang gebracht wird.

Die critical levels sind definiert als die AOTX¹⁾-Werte

$$AOTX = \sum_{i=1}^n [\max(c_{O_3} - X, 0) \cdot \Delta t]_i \quad (5)$$

bzw. POD_Y²⁾-Werte

$$POD_Y = \sum_{i=1}^n [\max(F_{\text{stom}} - Y, 0) \cdot \Delta t]_i \quad (6)$$

die mit einer Wirkung verbunden sind, die statistisch signifikant verschieden ist von der bei AOTX = 0 bzw. POD_Y = 0 (vgl. Abschn. 3.4.1 in [7]).

Aufgrund der experimentellen Ableitung der critical levels sollte die Berechnung der AOTX- bzw. POD_Y-Werte im Freiland prinzipiell auf den Konzentrationen an der laminaren Grenzschicht der Sonnenblätter in Bestandshöhe beruhen; im Falle des Weizens sind die critical levels auf die Konzentrationen an der laminaren Grenzschicht des Fahnenblatts bezogen. Im Mapping Manual wird ausgeführt, dass unter Freilandbedingungen die O₃-Konzentrationen in Bestandshöhe die Konzentrationen an der laminaren Grenzschicht repräsentieren, wenn zur Transformation der in einer Referenzhöhe gemessenen/modellierten O₃-Konzentration zur Bestandsoberfläche hin ein Depositionsmodell verwendet wird, das die sog. roughness sublayer (rauigkeitsbeeinflusste Luftschicht, Rauigkeitsschicht) in Bestandsnähe nicht berücksichtigt (vgl. Abschn. 3.4.2 in [7]).

4 Konzentrations- und flussbasierte Beurteilungswerte für O₃ zum Schutz der Vegetation

4.1 Beurteilungswerte basierend auf O₃-Expositions-konzentrationen

In Tabelle 1 sind die aktuellen konzentrationsbasierten critical levels für verschiedene Vegetationstypen zusammengestellt. Diese wurden bereits in der Version des Mapping Manuals 2004 [20] den neusten Erkenntnissen angepasst und gelten seitdem unverändert.

Wie in Abschn. 3.3.1.1 des Mapping Manual [7] ausgeführt, sind die konzentrationsbasierten critical levels lediglich geeignet, ein potenzielles Schadensrisiko anzuzeigen. Konkrete Ertragsverlustabschätzungen dürfen nicht auf der Grundlage der AOTX-Wirkungsfunktionen vorgenommen werden. Diese Einschränkung wurde von Anfang an betont.

Dem Schutz vor sichtbaren Schadsymptomen bei Kulturen, deren Qualität und damit Marktwert vom äußeren Erscheinungsbild abhängt (z. B. Salat oder Spinat) dient ein konzentrationsbasierter critical level, der das aktuelle Wasserdampfsättigungsdefizit der Atmosphäre (VPD, water vapour pressure deficit) berücksichtigt; zur Berechnung des VPD-modifizierten critical level siehe Abschn. 3.4.7 in [7]).

Der auf AOT40-Werten (Gl. (5), Schwellenwert = 40 ppb) basierende critical level für landwirtschaftliche Nutzpflanzen (agricultural crops) wurde aus Begasungsexperimenten in Open-top-Kammern mit neun Weizenkulturen abgeleitet. Die AOT40-Werte werden über eine Zeitspanne von drei Monaten akkumuliert. Im Mapping Manual werden hierzu regionalspezifische Akkumulationszeiträume definiert (Tabelle 3.14 in [7]). In Deutschland sind danach die AOT40-Werte für den Zeitraum vom 15. April bis 15. Juli zu berechnen. Grundlage des critical level für gärtnerische Nutzpflanzen (horticultural crops) sind Begasungsexperimente mit Tomate, die in Deutschland, Spanien und den USA durchgeführt wurden. Der Akkumulationszeitraum für die

¹⁾ Accumulated exposure Over a Threshold of X ppb; i.e. the sum of differences between the hourly mean O₃ concentration (c_{O₃}; in ppb) and X ppb when the O₃ concentration exceeds X ppb during daylight hours (global radiation > 50 W · m⁻²), accumulated over a stated time period.

²⁾ Phytotoxic Ozone Dose; i.e. the accumulated stomatal flux (F_{stom}; in nmol · m⁻² · s⁻¹) above a flux threshold of Y nmol · m⁻² · s⁻¹, accumulated over a stated time period during daylight hours.

Tabelle 1. Konzentrationsbasierte critical levels [7; 21].

Rezeptor	Wirkung	Parameter	critical level in ppm · h
landwirtschaftliche Nutzpflanzen (Weizen)	Ertragsverlust	AOT40	3
gärtnerische Nutzpflanzen (Tomate)	Ertragsverlust	AOT40	6
Waldbäume (Birke und Buche)	Wachstumsreduktion	AOT40	5
(halb-)natürliche Pflanzengemeinschaften dominiert durch annuelle Arten	Wachstumsreduktion und/oder Samenproduktion	AOT40	3
(halb-)natürliche Pflanzengemeinschaften dominiert durch perennierende Arten	Wachstumsreduktion	AOT40	5
<i>VPD-modifizierter konzentrationsbasierter critical level</i>			
Vegetation (abgeleitet für Kleearten)	sichtbare Blattschäden	AOT30 _{VPD}	0,16

AOT40-Werte beträgt 3,5 Monate im Zeitraum zwischen April und September; genauere Angaben fehlen [7]. Zur Abschätzung des Risikos für sichtbare Schadsymptome an den Blättern von Nutzpflanzen werden VPD-modifizierte AOT30-Werte über einen Zeitraum von acht Tagen akkumuliert. Die Risikobeurteilung erfolgt dabei für die gesamte Vegetationsperiode gleitend.

Die critical levels für Waldbäume wurden aus Open-top-Kammerexperimenten mit jungen Buchen und Birken im Alter bis zu zehn Jahren abgeleitet, die in der Schweiz, Schweden und Finnland durchgeführt wurden. Der Akkumulationszeitraum beträgt standardmäßig sechs Monate (1. April bis 30. September). Liegen phänologische Beobachtungen vor, wird empfohlen [7], die AOT40-Werte im Zeitraum zwischen Blattaustrieb und -verfärbung zu berechnen. Im Gegensatz zu den critical levels für Nutzpflanzen und Waldbäumen beruhen die critical levels für (halb-) natürliche Pflanzengemeinschaften nicht auf Begasungsexperimenten, da hierfür keine relevanten Versuchsanstellungen vorliegen; sie sind vielmehr empirisch abgeleitet. Der Akkumulationszeitraum für Pflanzengemeinschaften, die durch annuelle Arten dominiert sind, beträgt drei Monate (Standardbeurteilungszeitraum für Deutschland: 1. April bis 30. Juni; Tabelle 3.28 in [7]). Für Pflanzengemeinschaften, die durch perennierende Arten dominiert sind, sind die AOT40-Werte für den Zeitraum vom 1. April bis 30. Septem-

ber zu berechnen. Der Beginn der Akkumulationsperioden kann auch über geeignete phänologische Modelle oder über Informationen aus den nationalen phänologischen Beobachtungsnetzen definiert werden.

Wie bereits in Kap. 3 betont, werden die AOTX-Werte mithilfe der Konzentration in Bestandshöhe berechnet. Folgende Standard-Bestandshöhen h sind definiert [7]: $h_{\text{Weizen}} = 1 \text{ m}$, $h_{\text{Tomate}} = 2 \text{ m}$, $h_{\text{Waldbäume}} = 20 \text{ m}$, $h_{\text{(halb-)natürliche Pflanzengemeinschaften}} = 0,1 \text{ m}$. Zur Berechnung der AOT30_{VPD}-Werte wird h mit 1 m angesetzt.

Da die O₃-Konzentrationen in den Messnetzen des Bundes und der Länder in Deutschland nicht in Bestandshöhe der Rezeptoren gemessen werden, müssen die gemessenen O₃-Konzentrationen im Falle der kurzen Vegetation (landwirtschaftliche und gärtnerische Nutzpflanzen, (halb-) natürliche Pflanzengemeinschaften) zur Bestandshöhe hinunter transformiert und im Falle der Waldbäume zur Bestandshöhe herauf skaliert werden. In [7] wird empfohlen, hierzu geeignete Depositionsmodelle zu verwenden. Des Weiteren werden zwei einfache Transformationsverfahren angeführt:

(1) Liegen keine meteorologische Daten vor, kann die Transformation mittels tabellierter Gradienten (Tabelle 2) erfolgen.

(2) Stehen neben O₃-Konzentrationen auch Messungen der horizontalen Windgeschwindigkeit sowie Angaben zum sog.

Bestandswiderstand und zu den Bestandscharakteristika Rauigkeitslänge und Nullebenenverschiebung zur Verfügung, wird eine Transformation auf der Basis eines Widerstandsmodells unter Annahme einer neutral geschichteten Atmosphäre empfohlen (vgl. Abschn. 3.4.2 in [7]). Da zur Berechnung des Bestandswiderstands Messungen von z. B. Lufttemperatur und Wasserzustandsgrößen von Luft und Boden vorliegen müssen, stellt dieses Verfahren eigentlich keine Alternative zu einem Depositionsmodell dar, das den Einfluss der atmosphärischen Schichtung auf die Transportprozesse in der Atmosphäre vollumfänglich berücksichtigt.

Eine Alternative zu einer Risikobeurteilung auf der Basis der AOTX-Werte ist der sog. MPOC-Ansatz

Tabelle 2. Repräsentative Gradienten zur Transformation von O₃-Konzentrationen aus einer Messhöhe zur Höhe des Pflanzenbestands [7].

Höhe über Grund in m	relativer O ₃ -Konzentrationsgradient	
	landwirtschaftlich-gärtnerische Nutzpflanzen	kurzes Grünland und Laub-/Nadelbäume
20	1,00	1,00
10	0,99	0,99
5	0,97	0,97
4	0,96	0,97
3	0,95	0,96
2	0,93	0,95
1	0,88	0,92
0,5	0,81 ^{*)}	0,89
0,2	–	0,83
0,1	–	0,74

^{*)} 0,5 m ist unterhalb der Nullebenenverschiebung bei Bestandshöhe 1 m.

Der Faktor kann für höhere Grünlandbestände angesetzt werden.

Transformationsfaktor 3 m → 1 m: 0,88/0,95 = 0,93

Transformationsfaktor 3 m → 20 m: 1,00/0,96 = 1,04

Tabelle 3. Maximale Immissions-Konzentrationsbereiche (MIK) für O₃ zum Schutz europäischer Wild- und Agrarpflanzenarten [8].

Expositionszeitraum (April bis September)	MIK-Bereiche			
	<i>maximale O₃-Konzentration an der Pflanzenoberfläche in ppb</i>			
	Einhaltung gewährleistet maximal möglichen Schutz	Einhaltung gewährleistet weitgehenden Schutz ^{*)}	steigendes Risiko für Schädigungen mit der Zeit	Überschreitung führt zu dauerhaften Schäden
8 h	< 88	88 bis 161	162 bis 295	> 295
24 h	< 60	60 bis 109	110 bis 197	> 197
7 Tage	< 31	31 bis 55	56 bis 97	> 97
30 Tage	< 18	18 bis 33	34 bis 57	> 57
90 Tage	< 12	12 bis 22	23 bis 39	> 39

^{*)} integrative Parameter: Wachstum, Qualität (sichtbare Blattschäden), Ertrag, Reproduktion

Tabelle 4. Maximale Immissions-Konzentrationsbereiche (MIK) für O₃ zum Schutz europäischer Laub- und Nadelbaumarten [8].

Expositionszeitraum (April bis September)	MIK-Bereiche			
	<i>maximale O₃-Konzentration an der Pflanzenoberfläche in ppb</i>			
	Einhaltung gewährleistet maximal möglichen Schutz	Einhaltung gewährleistet weitgehenden Schutz ^{*)}	steigendes Risiko für Schädigungen mit der Zeit (z. B. > 3 Jahre)	Überschreitung führt zu dauerhaften Schäden
8 h	< 92	92 bis 164	165 bis 295	> 295
24 h	< 74	74 bis 130	131 bis 229	> 229
7 Tage	< 50	50 bis 86	87 bis 148	> 148
30 Tage	< 37	37 bis 63	64 bis 108	> 108
90 Tage	< 29	29 bis 50	51 bis 86	> 86
April bis September	< 25	25 bis 43	44 bis 74	> 74

^{*)} integrative Parameter: Wachstum, Ertrag, Vitalität

(MPOC; maximum permissible O₃ concentration) der Richtlinie VDI 2510 Blatt 6 [8]. Im Gegensatz zu den AOTX-basierten critical levels, die für spezifische Rezeptoren abgeleitet wurden, erfolgt im MPOC-Ansatz eine konzentrationsbasierte Risikobeurteilung für die Rezeptorgruppen „Wildpflanzen und landwirtschaftlich-gärtnerische Nutzpflanzen“ sowie „Laub- und Nadelbäume“. Die Risikobeurteilung beruht hierbei auf der Ableitung maximal zulässiger O₃-Konzentrationsbereiche an den Pflanzenoberflächen für unterschiedlich lange Expositionszeiträume (Tabellen 3 und 4). Wirkungskriterien sind integrative Parameter wie Wachstum, Qualität (sichtbare Blattschäden), Ertrag oder Reproduktion. Bei einer Messung der O₃-Konzentration in einer Höhe von 3,5 m erfolgt die Transformation zur Pflanzenoberfläche hin durch Multiplikation mit dem Faktor 0,8 im Fall der kurzen Vegetation und mit dem Faktor 1,1 im Fall von Laub- und Nadelbäumen. Da der Transformationsfaktor für die kurze Vegetation mittels eines Depositionsmodells abgeleitet wurde, das den Effekt der roughness sublayer auf das O₃-Konzentrationsprofil zu diesem Zeitpunkt nicht berücksichtigte, wird in [9] empfohlen, für die kurze Vegetation den Skalierungsfaktor nach Tabelle 2 abzuleiten. Im MPOC-Ansatz wird konservativ (worst case) unterstellt, dass die O₃-Konzentrationen an den Pflanzenoberflächen toxikologisch wirksam sind, d. h. keine die stomatare O₃-Aufnahme limitierenden Faktoren (z. B. Trockenstress) vorliegen. Da die verschiedenen Kulturen unterschiedliche Wachstumsperioden bzw. -phasen haben und aufgrund der meteorologischen Verhält-

nisse die unterschiedlichsten Expositionsszenarien über die Vegetationsperiode (1. April bis 30. September) vorstellbar sind, wird unterstellt, dass in den jeweils gewählten Beurteilungsintervallen (Tabellen 3 und 4) die höchsten gemessenen 1-h-Werte der gesamten Vegetationsperiode auftreten. Daher werden alle 1-h-O₃-Mittelwerte einer Messstation nach der o. a. Skalierung in absteigender Reihenfolge sortiert und für die zu beurteilenden Zeitintervalle zu Mittelwerten aggregiert. Der MPOC-Ansatz verfolgt das Ziel einer einfachen praxistauglichen O₃-Risikobeurteilung. Im Rahmen der UNECE-Risikobeurteilung für O₃ hat sich der MPOC-Ansatz nicht durchgesetzt.

4.2 Beurteilungswerte basierend auf stomatärer O₃-Aufnahme

Im Gegensatz zu den konzentrationsbasierten critical levels dürfen auf der Basis der flussbasierten (Tabelle 5) und der ihnen zugrunde liegenden Dosis-Wirkungs-Funktionen (Bilder 2 bis 4) quantitative Aussagen hinsichtlich potenzieller ökonomischer Verluste getroffen werden.

Die Berechnung der POD₇-Werte und die Ermittlung der Überschreitung der rezeptorspezifischen critical levels erfolgt mittels eines siebenstufigen Ansatzes [7]:

(1) Bestimmung des rezeptorspezifischen Akkumulationszeitraums

Beginn und Ende der Akkumulationsperiode für den Rezeptor Weizen werden über einen Temperatursummenansatz ausgehend vom Eintritt des Entwicklungsstadiums „Mitte der Blüte“ bestimmt. Die Länge der Akkumulationsperiode

Tabelle 5. Flussbasierte critical levels [7; 21].

Rezeptor	Wirkung in % Reduktion	Parameter	critical level in mmol m ⁻²
Weizen	Kornertrag (5 %)	POD ₆	1
Weizen	Kornmasse ^{*)} (5 %)	POD ₆	2
Weizen	Proteinertag (5 %)	POD ₆	2
Kartoffel	Knollenertrag (5 %)	POD ₆	5
Tomate	Fruchtertrag (5 %)	POD ₆	2
Fichte	Biomasse (2 %)	POD ₁	8
Birke und Buche	Biomasse (4 %)	POD ₁	4
Intensivgrünland (Klee)	Biomasse (10 %)	POD ₁	2
naturnahes Grünland (Klee)	Biomasse (10 %)	POD ₁	2
naturnahes Grünland (<i>Viola</i> spp.), vorläufig	Biomasse (15 %)	POD ₁	6

^{*)} z. B. 1000-Korngewicht

beträgt 900 Gradtage bei einer Basistemperatur von 0 °C (200 Gradtage vor bis 700 Gradtage nach Eintritt des Entwicklungsstadiums „Mitte der Blüte“). Für Buche und Fichte werden Beginn und Ende der Akkumulationsperiode über ein Breitengradmodell bestimmt. Am 50. Breitengrad beginnt die Akkumulationsperiode am 105. Tag des Jahres; pro Breitengrad südlicher 1,5 Tage früher, pro Breitengrad nördlicher 1,5 Tage später. Der Einfluss der Höhenlage auf die Pflanzenentwicklung wird dadurch berücksichtigt, dass pro 1 000 m ü. NN die Akkumulationsperiode zehn Tage später

beginnt. Das Ende der Akkumulationsperiode wird für den 50. Breitengrad parametrisiert mit dem 297. Tag des Jahres. Pro Breitengrad nördlicher endet die Akkumulationsperiode zwei Tage früher, pro Breitengrad südlicher zwei Tage später. Die Höhenkorrektur beträgt zehn Tage früheres Ende der Akkumulationsperiode pro 1 000 Höhenmeter ü. NN. Für den Rezeptor Klee werden die stomatären O₃-Aufnahmen über 90 Tage (105. bis 195. Jahrestag) akkumuliert. (2) Berechnung der O₃-Konzentrationen (Stundenmittel) in Bestandshöhe im Akkumulationszeitraum Da die O₃-Konzentrationen nicht in Bestandshöhe gemessen werden, müssen sie mittels geeigneter Modelle berechnet werden. Ein validiertes Verfahren für den Rezeptor Weizen ist in [30] beschrieben.

(5) Berechnung des aktuellen stomatären Blattleitwerts für O₃ im Akkumulationszeitraum

Der aktuelle stomatäre Blattleitwert für O₃, $g_{\text{Blatt, stom}}$ in mmol·m⁻²·s⁻¹ wird als Produkt des rezeptorspezifischen maximalen stomatären Blattleitwerts für O₃, $g_{\text{Blatt, stom, max}}$ und verschiedener Jarvis-Stewart-Wichtungsfunktionen f_i berechnet:

$$g_{\text{Blatt, stom}} = g_{\text{Blatt, stom, max}} \cdot [\min(f_{\text{Phen}}, f_{\text{O}_3})] \cdot f_{\text{Strahlung}} \cdot \max\{f_{\text{min}}, (f_{\text{Temp}} \cdot f_{\text{VPD}} \cdot f_{\text{BW}})\} \quad (7)$$

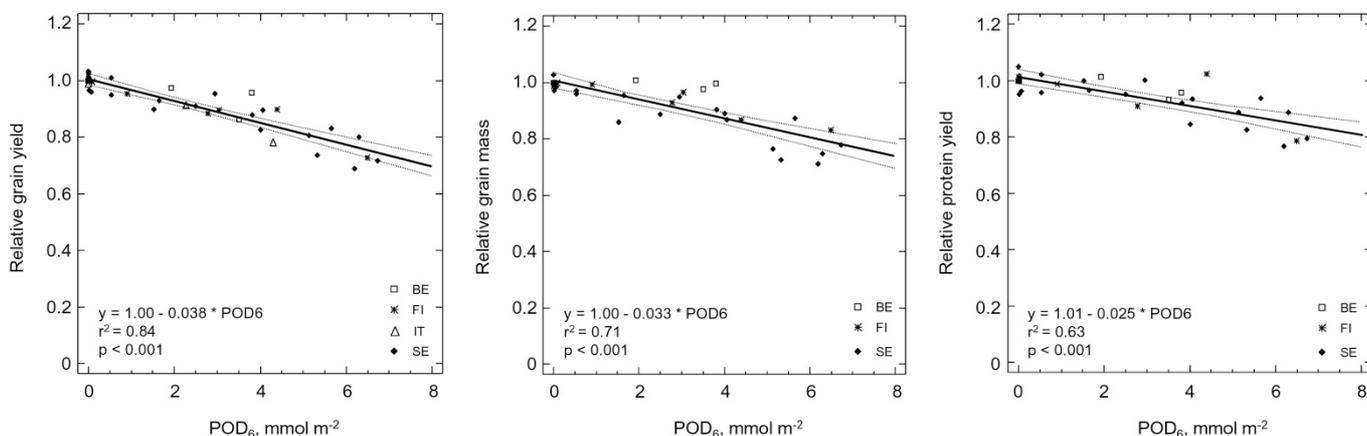


Bild 2. Beziehung zwischen phytotoxischer O₃-Dosis POD₆ und Kornertrag (relative grain yield), Kornmassenertrag (relative grain mass) und Proteinertag (relative protein yield) von Weizen [7].

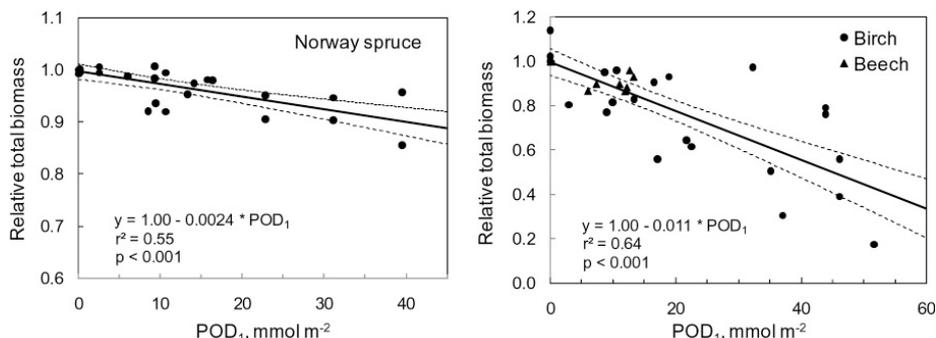


Bild 3. Beziehung zwischen phytotoxischer O₃-Dosis POD₁ und Biomasse von Fichte (Norway spruce) und Birke/Buche (birch/beech) [7].

Der maximale stomatäre Blattleitwert für O₃, $g_{\text{Blatt, stom, max}}$, wird für Weizen mit 500 mmol·m⁻²·s⁻¹, für Buche mit 150 mmol·m⁻²·s⁻¹, für Fichte mit 125 mmol·m⁻²·s⁻¹ (Mitteleuropa) und für Klee mit 390 mmol·m⁻²·s⁻¹ angesetzt [7]. Die Wichtungsfunktionen f_i ($0 \leq f_i \leq 1$) spiegeln den Einfluss von phänologischem Entwicklungszustand ($i = \text{Phen}$), O₃-Belastung ($i = \text{O}_3$), Lichtintensität ($i = \text{Strahlung}$), Lufttemperatur ($i = \text{Temp}$), Wasserdampfsättigungsdefizit der Atmosphäre ($i = \text{VPD}$) und Bodenwassergehalt ($i = \text{BW}$) auf die Stomataöffnungsweite wider. Zur Parametrisierung der Jarvis-Stewart-Wichtungsfunktionen siehe [7].

(4) Berechnung der stomatären O₃-Aufnahme im Akkumulationszeitraum

Die stomatäre O₃-Aufnahme der sonnenbeschienenen Blätter in Bestandshöhe (Fahnenblatt im Falle des Weizens), F_{stom} in nmol·m⁻²·s⁻¹, wird berechnet über [7]:

$$F_{\text{stom}} = c(z_h) \cdot g_{\text{Blatt, stom}} \cdot \frac{R_{\text{Blatt, gesamt}}}{R_{\text{Blatt, laminare Schicht}} + R_{\text{Blatt, Gesamt}}} \quad (8)$$

mit
 $c(z_h)$ O₃-Konzentration in Bestandshöhe h in nmol·m⁻⁵
 $g_{\text{Blatt, stom}}$ stomatärer Blattleitwert für O₃ in m·s⁻¹
 $R_{\text{Blatt, gesamt}}$ Gesamt-Blattwiderstand für O₃ in s·m⁻¹
 $R_{\text{Blatt, Grenzschicht}}$ Widerstand der laminaren Schicht des Blatts für O₃ in s·m⁻¹

sowie

$$R_{\text{Blatt, gesamt}} = \frac{1}{g_{\text{Blatt, stom}} + g_{\text{Blatt, ext}}} \quad (9)$$

mit
 $g_{\text{Blatt, ext}}$ Leitwert der externen Blattoberfläche für O₃ (= 0,0004 m·s⁻¹)

Eine Reihe von Untersuchungen weist allerdings darauf hin, dass $g_{\text{Blatt, ext}}$ mit steigender Blatttemperatur ansteigt.

$g_{\text{Blatt, stom}}$ wird durch Division mit 41 000 mmol·m⁻⁵ (unter Vernachlässigung von Temperatur- und Druckabhängigkeit) in die Einheit m·s⁻¹ und durch Multiplikation mit 41 nmol·m⁻⁵·ppb⁻¹ der in der Einheit ppb gemessenen O₃-Konzentrationen in die Einheit nmol·m⁻⁵ konvertiert.

Der Widerstand der laminaren Schicht für O₃ berechnet sich über:

$$R_{\text{Blatt, laminare Schicht}} = 1,3 \cdot 150 \cdot \frac{L_{\text{Blatt}}}{u(z_h)} \quad (10)$$

mit
 L_{Blatt} charakteristische Blattdimension in m
 $u(z_h)$ horizontale Windgeschwindigkeit in Bestandshöhe h in m·s⁻¹

Die Konstante 150 hat dabei die Einheit s^{0,5}·m⁻¹. Mit dem dimensionslosen Faktor 1,3 wird der Unterschied in der Diffusivität von fühlbarer Wärme und O₃ berücksichtigt. Folgende Werte werden für L angeführt [7]:

$L_{\text{Fahnenblatt (Weizen)}} = 0,02$ m, $L_{\text{Buche}} = 0,07$ m, $L_{\text{Fichte}} = 0,008$ m und $L_{\text{Klee}} = 0,05$ m.

(5) Berechnung der toxikologisch wirksamen stomatären O₃-Aufnahme im Akkumulationszeitraum

Die toxikologisch wirksame stomatäre O₃-Aufnahme auf Stundenbasis, $F_{\text{stom}} \cdot Y$ in nmol·m⁻²·h⁻¹, wird durch Subtraktion des rezeptorspezifischen Schwellenwerts Y von F_{stom} und Multiplikation mit 3 600 abgeschätzt.

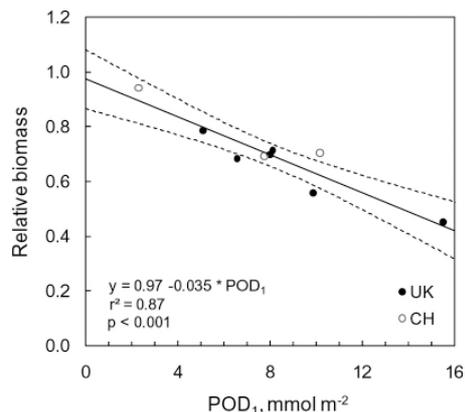


Bild 4. Beziehung zwischen phytotoxischer O₃-Dosis POD_1 und Biomasse von Klee (clover) [7].

(6) Berechnung der phytotoxischen O₃-Dosis im Akkumulationszeitraum

Die Berechnung der POD_Y -Werte als Summe der $F_{\text{stom}} \cdot Y$ -Werte im Akkumulationszeitraum erfolgt nach Gl. (6).

(7) Risikobeurteilung

Ist der kalkulierte POD_Y -Wert größer als der rezeptorspezifische critical level, d. h. wird dieser überschritten, ist von einem Risiko für den betrachteten Rezeptor im Hinblick auf die betrachtete Wirkgröße auszugehen.

5 Anwendung der flussbasierten critical levels im Rahmen der lufthygienischen Messnetze des Bundes und der Länder und Interpretation der Ergebnisse

Im Rahmen der Überarbeitung der Richtlinie VDI 2510 Blatt 6 wurde ein Verfahren zur Berechnung der phytotoxischen O₃-Dosis und zur Ermittlung der Überschreitung der critical level für den Rezeptor Weizen erarbeitet und validiert. Mithilfe des Modells CRO₃PS [30] kann eine lokale Risikobeurteilung auf der Grundlage der Daten aus lufthygienischen Messnetzen (ggf. unter Hinzuziehung von Daten des Deutschen Wetterdienstes) für zwei Fälle durchgeführt werden:

Fall 1: Es wird angenommen, dass kein Einfluss des Bodenwassergehalts auf das Stomataverhalten gegeben ist, d. h. die Öffnungsweiten der Stomata sind nur von den o. a. meteorologischen Größen, dem Entwicklungsstadium und der O₃-Belastung abhängig. Diese Rechnung kann als eine Worst-case-Beurteilung interpretiert werden.

Fall 2: Die Rechnungen erfolgen unter Einbeziehung eines einfachen Bodenwassermodells. Dabei wird von einer grundwasserunbeeinflussten Anbaufläche ausgegangen, d. h. der „aktuelle“ Bodenwassergehalt ist abhängig von Niederschlagshöhe und -verteilung sowie von der Evapotranspirationsrate des Bestands. Hierbei verringern sich die Stomataöffnungsweiten und damit die O₃-Aufnahmen bei Wasserlimitierung.

Die beiden Fälle begrenzen demnach die Spannweite der möglichen POD_6 -Werte aufgrund des Bodenwasserhaushalts und der Witterungsverhältnisse. Beispielhaft seien die phytotoxischen O₃-Dosen und potenzielle Kornertragsverluste für den Standort Linden des Luftmessnetzes Hessen angeführt (Bild 5).

Unter Bedingungen, in denen kein Einfluss des Bodenwassergehalts auf das Stomataverhalten gegeben ist (Fall 1), übersteigen die POD_6 -Werte den critical level deutlich mit

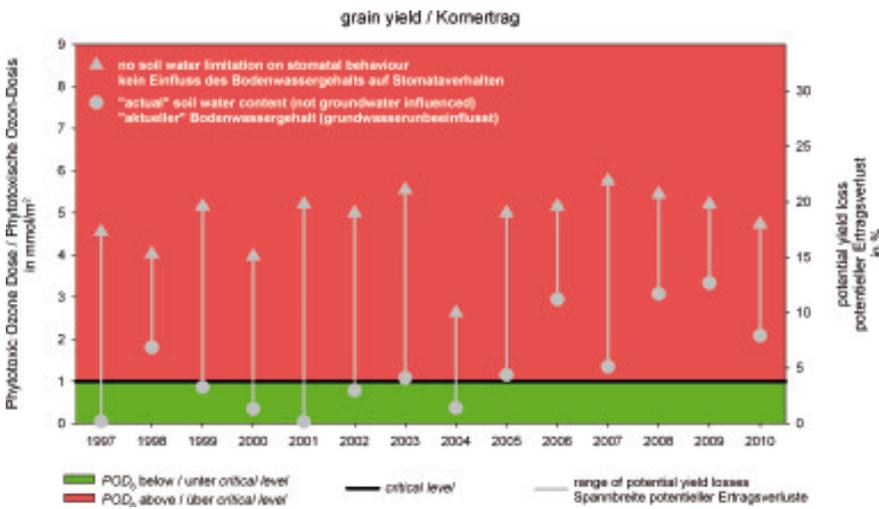


Bild 5. Phytotoxische Ozon-Dosis (POD_6) und potenzielle Korntragsverluste für Linden, Hessen. Risikobewertung nach den Vorschriften des Mapping Manual zum Genfer Luftreinhalteübereinkommen [7].

Verlusten im Korntrag bis über 20 %. Die Ergebnisse für grundwasserunbeeinflusste Anbauflächen, bei denen der aktuelle Bodenwassergehalt von Niederschlagshöhe und -verteilung sowie von den Verdunstungsraten des Bestands bestimmt wird, weisen auf die Abhängigkeit des Stomataverhaltens und damit der Ertragslage vom Bodenwassergehalt hin, d. h. auf verringerte Öffnungsweiten und verringerte potenzielle O_3 -bedingte Produktionseinbußen bei Limitierung durch Wasser. Keine oder geringe potenzielle Ertragsverluste durch O_3 deuten im Umkehrschluss darauf hin, dass eine Ertragsgefährdung aufgrund ungenügender Wasserversorgung für grundwasserunbeeinflusste Anbauflächen gegeben ist.

Ertragsverluste bis 20 % aufgrund von O_3 -Belastungen wurden in den vergangenen Jahren aus der landwirtschaftlichen Praxis nicht gemeldet. Es stellt sich deshalb die Frage nach

der Referenz, auf die sich die berechneten potenziellen Ertragsverluste beziehen. Das Mapping Manual [7] gibt hierzu drei Hinweise (aufgrund der Bedeutung für die Interpretation im Original zitiert):

- (1) „yield was calculated relative to that in an atmosphere with charcoal filtered air that may be considered representative of pre-industrial O_3 concentrations“
- (2) „Critical levels have been derived a either the lowest ... POD_Y that induces an effect that is significantly different from the effect at zero ... POD_Y “
- (3) „ozone exposure started to contribute to POD_Y at an ozone concentration at the top of the crop canopy of approximately 22 ppb for wheat ... if the stomatal conductance was at its maximum“

Rechnungen unter der Annahme, dass der Bodenwassergehalt das Stomataverhalten

nicht beeinflusst für vier Luftmessstandorte in Hessen über die letzten 14 Jahre (Linden) bzw. über jeweils die letzten fünf Jahre (Bad Arolsen, Spessart, Riedstadt) zeigten, dass die O_3 -Konzentrationen linear um mehr als 50 % reduziert werden müssten, damit gilt: $POD_6 = 0 \text{ mmol} \cdot \text{m}^{-2}$.

Darüber hinaus weisen Rechnungen mit Begrenzung der O_3 -Konzentrationen nach oben (Bild 6) darauf hin, dass erst bei einem Cut-off-Konzentrations-schwellenwert von < 30 ppb Korntragsverluste vermieden werden.

Die Arbeitsgruppe NA 134-05-05-02 schlägt deshalb vor, die nach den Vorschriften des Mapping Manual [7] ermittelten Ertragsverluste als relativ zu „vorindustrieller“ O_3 -Belastungssituation anzusehen. Mögliche genetisch bedingte Veränderungen der O_3 -Empfindlichkeit der Kulturen über die Zeit bleiben dabei unberücksichtigt.

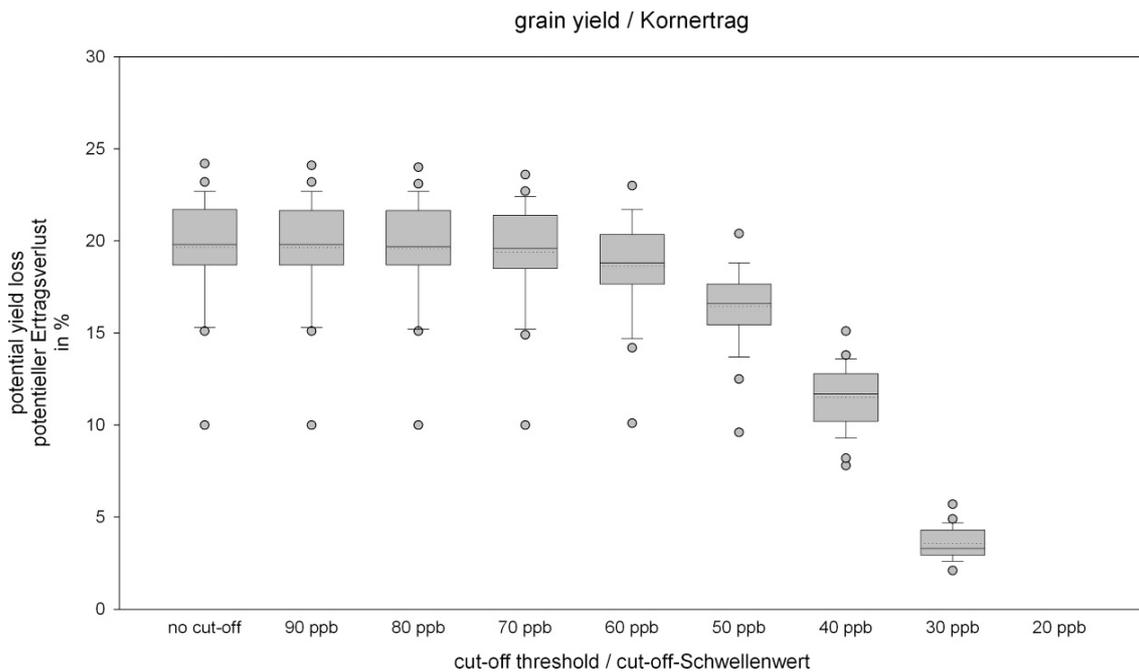


Bild 6. Box-and-Whisker-Plots für modellierte potenzielle Korntragsverluste bei verschiedenen Cut-off-Schwellenwerten für die O_3 -Konzentrationen.

no cut-off: gemessene Konzentrationen; z. B. cut-off-Schwellenwert = 50 ppb: alle O_3 -Konzentrationen > 50 ppb werden auf 50 ppb gesetzt

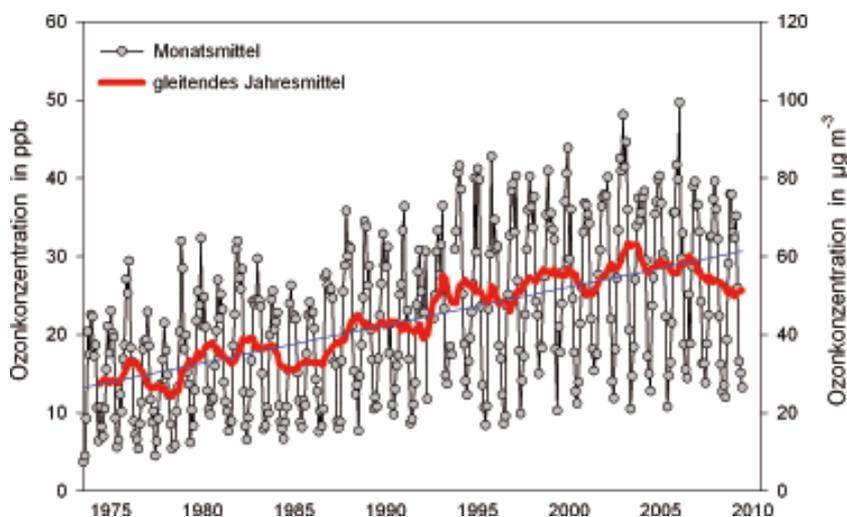


Bild 7. Entwicklung der O₃-Konzentrationen an der Luftmessstation Radebeul-Wahnsdorf nach Angaben des Luftmessnetzes Sachsen.

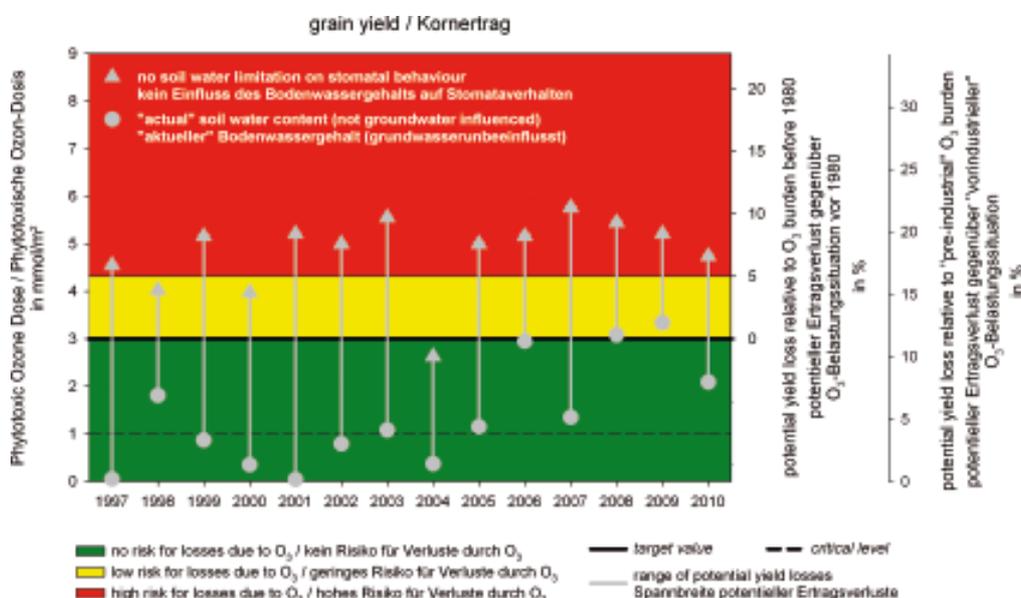


Bild 8. Phytotoxische Ozon-Dosis (POD₆) und potenzielle Kornertragsverluste für Linden, Hessen. Risikobeurteilung nach den Vorschriften des Mapping Manual zum Genfer Luftreinhalteübereinkommen [7] und Empfehlungen der Arbeitsgruppe NA 134-03-03-02 „Wirkungen von Luftverunreinigungen auf die Vegetation“ der Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN – Normenausschuss KRdL.

Auswertungen der O₃-Daten der lufthygienischen Messstationen des Bundes und der Länder zeigen, dass die O₃-Konzentrationen in den vergangenen 50 Jahren deutlich angestiegen sind (Bild 7, [8]).

Des Weiteren ist anzumerken, dass die der in Bild 2 dargestellten POD₆-Kornertrag-Beziehung zugrunde liegenden Experimente in den 1980/1990er Jahren in Finnland, Schweden, Belgien und Italien durchgeführt wurden. In den ersten drei Staaten erfolgten die Experimente unter Einbeziehung einer Variante mit ungefilterter Umgebungsluft (NF). Die POD₆-Werte in den NF-Kammern lagen dabei bei den Experimenten in Skandinavien unterhalb von 3 mmol/m², bei zwei der drei Experimente in Belgien zwischen 3 und 4 mmol/m². Eine phytotoxische Ozondosis von 3 mmol/m² koinzidiert mit Kornertragsverlusten in Höhe von 11,4 % bzw. Ertragsverlusten bezogen auf die Kornmasse (z. B. 1 000-Korngewicht) in Höhe von 9,9 % gegenüber „vorindustrieller“ O₃-Belastungssituation. Rechnungen für die o. a. vier Stationen des hessischen Luftmessnetzes ergaben,

dass die O₃-Konzentrationen um ca. 25 bis 50 % linear reduziert werden müssten, damit die potenziellen Ertragsverluste 10 % nicht übersteigen (Worst-case-Beurteilung; Fall 1). Die entsprechende Cut-off-Schwelle liegt bei 30 bis 40 ppb. Es erscheint deshalb angemessen, einen Zielwert (target value) im Sinne von Artikel 2 der Richtlinie über Luftqualität und saubere Luft in Europa [12] zu definieren und die potenziellen Ertragsverluste in Beziehung zu diesem Zielwert zu setzen. Die Arbeitsgruppe NA 134-03-03-02 schlägt einen POD₆-Zielwert von 3 mmol/m² vor, der auf der Grundlage der zuvor geschilderten Befunde als Obergrenze der O₃-Belastungssituation vor 1980 interpretiert wird. Die Indikation des Gefährdungsrisikos für potenzielle Ertragsverluste und seine Kommunikation in Richtung politischer Entscheidungsträger und der Öffentlichkeit insgesamt erfolgt über Ampelfarben wie beispielhaft in Bild 8 gezeigt.

Die Ergebnisse der Worst-case-Beurteilung weisen auf ein deutliches Risiko für Ertragsverluste durch O₃ hin. Entsprechende Beurteilungen für die Station Radebeul-

Wahnsdorf zeigen einen deutlichen Anstieg des Gefährdungsrisikos seit Mitte der 1970er Jahre mit einem hohen Risiko für Ertragsverluste in den vergangenen 15 Jahren [30].

5 Schlussfolgerungen

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die Weiterentwicklung des Critical-level-Konzepts von konzentrationsbasierten zu flussbasierten Ansätzen in den vergangenen zwei Jahrzehnten zu aufwendigeren, aber wissenschaftlich

fundierteren Verfahren zur Abschätzung und Beurteilung des Gefährdungsrisikos der Vegetation durch bodennahe O₃-Konzentrationen geführt hat. Die flussbasierten critical levels und die ihnen zugrunde liegenden Wirkungsfunktionen erlauben eine realistische Einschätzung des O₃-Gefährdungspotenzials für die Vegetation sowohl auf lokaler/regionaler Ebene als auch auf nationaler und europäischer Ebene. Wie beispielhaft für Weizen gezeigt, ist das Risiko für negative Auswirkungen auf die Vegetation in den vergangenen Jahrzehnten deutlich gestiegen.

Literatur

- [1] Schönbein, C. F.: Über die Erzeugung des Ozons auf chemischem Wege. Basel: Schweighauser'sche Buchhandlung 1844.
- [2] Haagen-Smit, A. J.; Darley, E. F.; Zaitlin, M.; Hull, H.; Noble, W.: Investigation on injury to plants from air pollution in the Los Angeles area. *Plant Physiol.* 27 (1952), S. 18-34.
- [3] Hayes, F.; Mills, G.; Harmens, H.; Norris, D.: Evidence of widespread ozone damage to vegetation in Europe. Bangor, UK: ICP Vegetation Programme Coordination Centre, Centre for Ecology & Hydrology 2007.
- [4] Mills, G.; Hayes, F.; Simpson, D.; Emberson, L.; Norris, D.; Harmens, H.; Büker, P.: Evidence of widespread effects of ozone on crops and (semi-)natural vegetation in Europe (1990–2006) in relation to AOT40- and flux-based risk maps. *Global Change Biol.* 17 (2011), S. 592-613.
- [5] Matyssek, R.; Karnosky, D. F.; Wieser, G.; Percy, K.; Oksanen, E.; Grams, T. E. E.; Kubiske, M.; Hanke, D.; Pretzsch, H.: Advances in understanding ozone impact on forest trees: Messages from novel phytotron and free-air fumigation studies. *Environm. Pollut.* 158 (2010), S. 1990-2006.
- [6] Matyssek, R. et al.: Enhanced ozone strongly reduces carbon sink strength of adult beech (*Fagus sylvatica*) – Resume from the free-air fumigation study at Kranzberg Forest. *Environm. Pollut.* 158 (2010), S. 2527-2532.
- [7] Mapping Manual 2004. Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads & levels and air pollution effects, risk and trends. Chap. 3. Mapping critical levels for vegetation. LRTAP Convention, 2010 revision. <http://icpvegetation.ceh.ac.uk>
- [8] VDI 2310 Blatt 6 (Entwurf): Maximale Immissions-Werte zum Schutz der Vegetation. Maximal zulässige Immissions-Konzentrationsbereiche für Ozon. Berlin: Beuth 2008.
- [9] VDI 2310 Blatt 6 (Entwurf): Maximale Immissions-Werte zum Schutz der Vegetation. Kritische Dosis-Kenngrößen für Ozon. Berlin: Beuth 2011, in Vorbereitung.
- [10] Guderian, R.: Critical levels for effects of ozone. In: UN-ECE (Hrsg.): ECE critical levels workshop. Bad Harzburg, Germany, 14-18 March 1988. Final draft report. United Nations – Economic Commission for Europe 1988, S. 52-78.
- [11] VDI 2310 Blatt 6 : Maximale Immissions-Werte zum Schutz der Vegetation. Maximale Immissions-Konzentrationen für Ozon. Berlin: Beuth 1989.
- [12] Richtlinie 2008/50/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Mai 2008 über Luftqualität und saubere Luft für Europa. ABl. EU Nr. L 152 vom 11. Juni 2008, S. 1-44.
- [13] Manual on methodologies and criteria for mapping critical levels/loads and geographical areas where they are exceeded. Texte 71/96. Hrsg.: Umweltbundesamt. Berlin 1996.
- [14] Grünhage, L.; Jäger, H.-J.: Influence of the atmospheric conductivity on the ozone exposure of plants under ambient conditions: considerations for establishing ozone standards to protect vegetation. *Environm. Pollut.* 85 (1994), S. 125-129.
- [15] Legge, A. H.; Grünhage, L.; Nosal, M.; Jäger, H.-J.; Krupa, S. V.: Ambient ozone and adverse crop response: an evaluation of North American and European data as they relate to exposure indices and critical levels. *J. Appl. Bot.* 69 (1995), S. 192-205.
- [16] Grünhage, L.; Jäger, H.-J.; Haenel, H.-D.; Löpmeier, F.-J.; Hanewald, K.: The European critical levels for ozone: improving their usage. *Environm. Pollut.* 105 (1999), S. 163-173.
- [17] Matyssek, R. et al.: Comparison between AOT40 and ozone uptake in forest trees of different species, age and site conditions. *Atmos. Environm.* 38 (2004), S. 2271-2281.
- [18] Matyssek, R.; Bytnerowicz, A.; Karlsson, P.-E.; Paoletti, E.; Sanz, M.; Schaub, M.; Wieser, G.: Promoting the O₃ flux concept for European forest trees. *Environm. Pollut.* 146 (2007), S. 587-607.
- [19] Fuhrer, J.; Achermann, B.: Critical Levels for Ozone – Level II. Environmental Documentation 115. Bern: Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape 1999.
- [20] Mapping Manual 2004. Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads & levels and air pollution effects, risk and trends. Chap. 3. Mapping critical levels for vegetation. LRTAP Convention 2004.
- [21] Mills, G.; Pleijel, H.; Braun, S.; Büker, P.; Bermejo, V.; Danielsson, H.; Emberson, L.; Grünhage, L.; González Fernández, I.; Harmens, H.; Hayes, F.; Karlsson, P.-E.; Simpson, D.: New stomatal flux-based critical levels for ozone effects on vegetation. *Atmos. Environ.* (2011), submitted.
- [22] Bender, J.; Weigel, H. J.: Ozone stress impacts on plant life. In: Ambast, R. S.; Ambast, N. K. (Hrsg.): Modern trends in applied terrestrial ecology, S. 165-182. New York: Kluwer 2003.
- [23] Kolb, T. E.; Matyssek, R.: Limitations and perspectives about scaling ozone impacts in trees. *Environm. Pollut.* 115 (2001), S. 373-392.
- [24] Dämmgen, U.; Grünhage, L.: Response of a grassland ecosystem to air pollutants. V. A toxicological model for the assessment of dose-response relationships for air pollutants and ecosystems. *Environm. Pollut.* 101 (1998), S. 375-380.
- [25] Grünhage, L.; Jäger, H.-J.: Austausch von Stoffen zwischen Atmosphäre und Biosphäre. In: Guderian, R. (Hrsg.): Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie. Bd. 2a: Terrestrische Ökosysteme: Immissionsökologische Grundlagen

- Wirkungen auf Boden – Wirkungen auf Pflanzen, S. 227-271. Berlin: Springer 2001.
- [26] *Tingey, D. T.; Taylor, G. E.*: Variation in plant response to ozone: A conceptual model of physiological events. In: *Unsworth, M. H.; Ormrod, D. P.* (Hrsg.): Effects of gaseous air pollution in agriculture and horticulture, S. 113-138. London: Butterworth 1982.
- [27] *Guderian, R.; Tingey, D. T.; Rabe, R.*: Effects of photochemical oxidants on plants. In: *Guderian, R.* (Hrsg.): Air pollution by photochemical oxidants: formation, transport, control, and effects on plants, S. 129-335. Ecolog. Studies 52. Berlin: Springer 1985.
- [28] *Löw, M.; Herbinger, K.; Nunn, A. J.; Häberle, K.-H.; Leuchner, M.; Heerdt, C.; Werner, H.; Wipfler, P.; Pretzsch, H.; Tausz, M.; Matyssek, R.*: Extraordinary drought of 2003 overrules ozone impact on adult beech trees (*Fagus sylvatica*). *Trees* 20 (2006), S. 539-548.
- [29] *Bugter, R. J. F.; Tonneijck, A. E. G.*: Zichtbare beschadiging bij indicatorplanten in relatie tot ozon en zwaveldioxide. Rapport nr. R-89-10. Wageningen: Centre for Agrobiological Research, Institute for Plant Protection 1990.
- [30] *Grünhage, L.; Braden, H.; Bender, J.; Burkart, S.; Lehmann, Y.; Schröder, M.*: Evaluation of ozone-related risk for winter wheat at local scale with the CRO₃PS model. *Gefahrstoffe – Reinhalt. Luft* 71 (2011) Nr. 3, S. 90-97.