

5. Abschätzung des Gefährdungspotentials von Photooxidantien für die Vegetation

L. Grünhage & H.-J. Jäger

Institut für Pflanzenökologie der Justus-Liebig-Universität Gießen

Das komplexe Gefüge natürlicher Emissionen anorganischer und organischer Spezies, atmosphärischer Transportprozesse, chemischer und physikalischer Umwandlungen sowie Depositionsprozesse bildet eine "natürliche Ordnung des troposphärischen Chemismus" (CARLIER 1993). Es ist deshalb sinnvoll, die anthropogene Verschmutzung der Atmosphäre mit anorganischen und organischen Stoffen als eine Störung dieser "natürlichen" Ordnung aufzufassen. Überschreiten die Konzentrationen der Luftinhaltsstoffe den "natürlichen" Gehalt der Luft oder gehen davon sogar negative Auswirkungen auf die belebte und unbelebte Umwelt aus, werden diese als "Luftverunreinigungen bzw. Luftschadstoffe" im engeren Sinne bezeichnet.

Bereits Schönbein machte sich vor 150 Jahren Gedanken über die potentielle Human- und Phytotoxizität des Ozons. Er schreibt:

"So gut das Ozon einen Catarrh zu verursachen vermag, so gut kann es auch eine zarte Blüte desorganisiren" (SCHÖNBEIN 1844).

Die einzelnen Pflanzenarten, ihre Varietäten und selbst die Individuen einer Population reagieren unterschiedlich sensitiv auf eine gegebene O₃-Belastung. Eine absolute Resistenz gegenüber Ozon tritt nicht auf, d.h. jede Pflanze wird durch eine entsprechende "wirksame Dosis" geschädigt.

Die Vegetationsperiode 1992 war in Hessen generell durch hohe O₃-Konzentrationen gekennzeichnet (vgl. GRÜNHAGE et al. 1992). Im Untersuchungsgebiet konnten an der Meßstation Fürth aufgrund der Höhenlage und der Emittentenferne in der Regel höhere Werte beobachtet werden als an der Meßstation Biebesheim (Abb. 12; $7h\text{-Mittel}_{\text{Biebesheim}} = 0,846 \cdot 7h\text{-Mittel}_{\text{Fürth}}$, $R^2 = 0,804$). Der Einfluß des Stickstoffmonoxids im engeren Untersuchungsgebiet um Biebesheim wird besonders bei Betrachtung der mittleren Tagesgänge an den beiden Meßstationen deutlich; als Folge von Scavenger-Reaktionen sinken die Konzentrationen in Biebesheim über Nacht stark ab. Der mittlere Tagesgang weist deshalb deutlich höhere Amplituden auf (Abb. 13; zur Luftchemie des Ozons vgl. GRÜNHAGE et al. 1992, GRÜNHAGE & JÄGER 1994).

Zur Beurteilung einer möglichen Vegetationsgefährdung durch Photooxidantien mit Hilfe des aktiven Biomonitorings werden seit vielen Jahren *Nicotiana tabacum* L. cv. Bel-W3 und Bel-B sowie *Urtica urens* L. erfolgreich eingesetzt. *Nicotiana tabacum* Bel-W3 reagiert sensitiv auf Ozon, *Urtica urens* besonders auf PAN (Peroxyacetylnitrat). *Nicotiana tabacum* Bel-B reagiert weniger stark auf Ozon als Bel-W3 und wird zur Absicherung der bei *Nicotiana tabacum* Bel-W3 angesprochenen

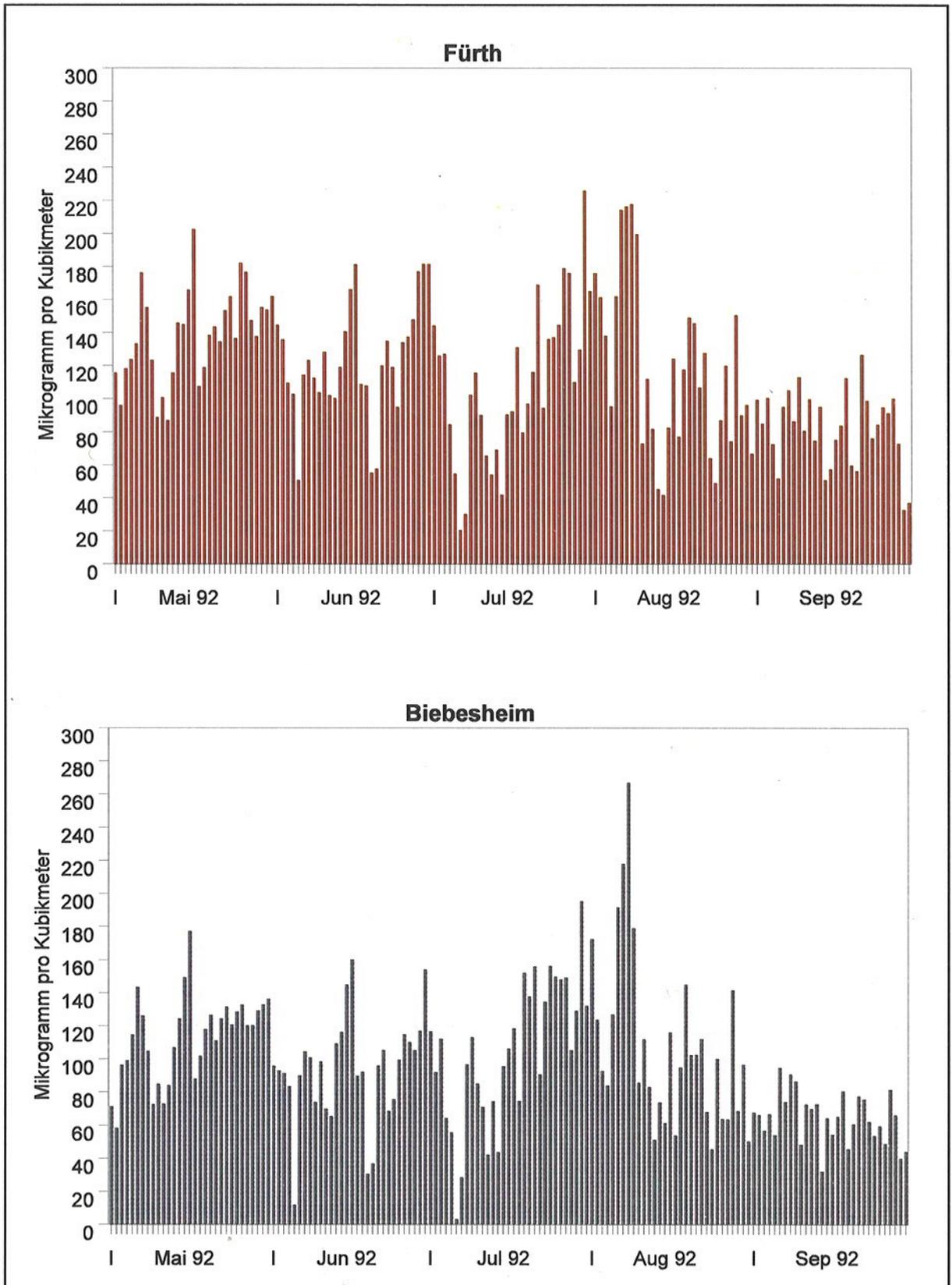


Abb. 12: 7h-Tagesmittel der Ozon-Konzentrationen in Fürth und Biebesheim

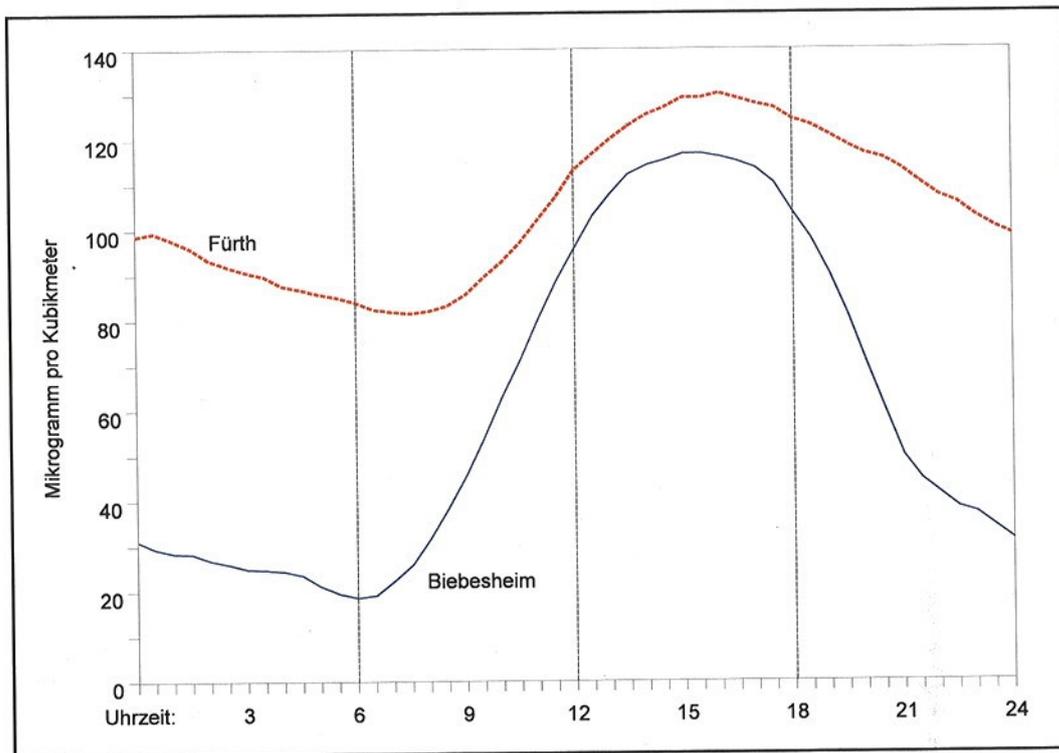


Abb. 13: Mittlere Tagesgänge der Ozon-Konzentrationen (Mai - September 1992)

Schadsymptome eingesetzt. Da die für PAN typischen Schadsymptome zu keinem Zeitpunkt bei *Urtica urens* beobachtbar waren, werden im folgenden nur die Datensätze von *Nicotiana tabacum* beurteilt.

Die Reaktion auf eine Schadstoffeinwirkung ist stets eine Funktion der aufgenommenen Dosis:

$$\text{Wirkung} = f(\text{absorbierte Dosis}) \quad (1)$$

Beim Menschen ist die aufgenommene O_3 -Dosis pro Zeiteinheit das Produkt von O_3 -Konzentration in der Umgebungsluft und Atemvolumen. Im Gegensatz zum Menschen atmen Pflanzen nicht aktiv. Hier ist die Höhe der absorbierten Dosis pro Zeiteinheit eine Funktion der Schadstoffkonzentration in der Umgebungsluft, der Austauschigenschaften der Atmosphäre sowie der Senkeneigenschaften der Pflanze:

$$\text{absorbierte Dosis} = f(\text{Schadstoffkonzentration in der Luft, Austauschigenschaften der Atmosphäre, Senkeneigenschaften der Pflanze}) \quad (2)$$

das heißt,

- bei höheren O₃-Konzentrationen nehmen die Pflanzen - bei ansonst gleichen Bedingungen - mehr O₃ auf als bei niedrigeren Konzentrationen,
- bei austauscharmen Wetterlagen (geringe Windgeschwindigkeiten) nehmen die Pflanzen weniger O₃ auf als wenn - bei gleicher O₃-Konzentration - der Wind bläst,
- bei fast geschlossenen Spaltöffnungen nehmen die Pflanzen weniger Ozon auf als bei weit geöffneten Spaltöffnungen.

Bei gleichen O₃-Konzentrationen in der Umgebungsluft können die Austauschigenschaften der Atmosphäre und die Senkeneigenschaften der Pflanzen großen Schwankungen unterliegen, d.h. ein Rückschluß von der Schadstoffkonzentration in der Luft auf die absorbierte Dosis und damit auf eine potentielle Wirkung ist im Freiland nicht möglich. GRÜNHAGE et al. (1992, 1993) konnten für *Nicotiana tabacum* Bel-W3 eine Dosis-Wirkung-Beziehung erstellen, die die in Gleichung (2) aufgeführten Zusammenhänge berücksichtigt. Theoretisch ist es möglich die "Standardpflanze" *Nicotiana tabacum* Bel-W3 126mal in der Vegetationsperiode (Mai bis September) für jeweils 28 Tage vom 1. Mai ab zu exponieren (Ende der 126. Exposition am 30. September). Nach GRÜNHAGE et al. (1992, 1993) läßt sich aus O₃-Konzentration, Windgeschwindigkeit, Globalstrahlung und Lufttemperatur unter Verwendung von Beziehungen, die die Austauschigenschaften der Atmosphäre und die Senkeneigenschaften von *Nicotiana tabacum* Bel-W3 beschreiben, die geschädigte Fläche des 4. Blattes von unten *DLA* (damaged leaf area) berechnen.

Abb. 14 gibt die potentiell geschädigte Blattfläche *DLA* für die rein rechnerisch 126 Tabakexpositionen wieder. Der Vergleich mit Abb. 12 verdeutlicht, daß aus der Sicht einer Pflanze die O₃-Belastung im Untersuchungsgebiet anders zu beurteilen ist als im Hinblick auf die menschliche Gesundheit. Als Ergebnis läßt sich festhalten, daß

die Vegetationsperiode 1992 zwei Perioden (Mai und Juli) mit hohem phytotoxischem Potential aufwies.

In Tab. 13 und 14 sind die mittleren geschädigten Flächen der Blätter 4 - 6 von *Nicotiana tabacum* Bel-W3 bzw. Bel-B zusammengestellt. Während die Boniturdaten nach 14tägiger Exposition gemittelt wurden, wurde zur Berechnung der mittleren geschädigten Fläche der Blätter 4 - 6 nach 28tägiger Exposition die Blattfläche mit verrechnet. Die vier Expositionen, die in Abb. 12 durch Pfeile gekennzeichnet sind, weisen signifikante Unterschiede im Schädigungsgrad auf, wobei - erwartungsgemäß - Bel-B deutlich schwächer reagiert als Bel-W3. Im Gegensatz zu den Expositionen 1 und 2, in denen die Schädigungsgrade der Pflanzen nach 28tägiger Exposition deutlich höher waren als nach 14tägiger Exposition, lagen die Schädigungsgrade der Exposition 3 nach 14- und 28tägiger Exposition in der gleichen Größenordnung. Dies ist darauf zurückzuführen, daß im Verlaufe der dritten Exposition das phytotoxische Potential der Atmosphäre abnimmt, während es im Laufe der Exposition 1 und insbesondere 2 zunimmt (vgl. Abb. 14).

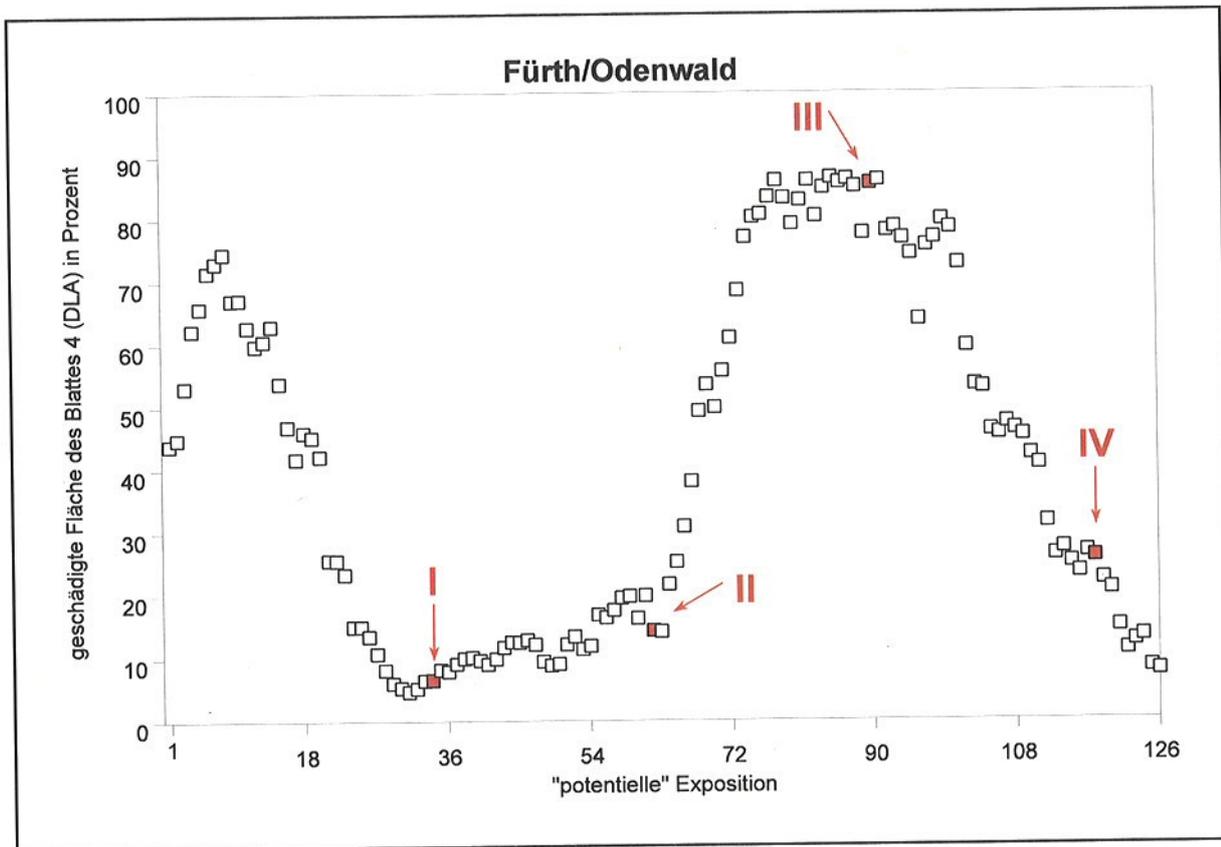


Abb. 14: Potentiell geschädigte Flächen des Blattes Nr. 4 (*DLA*) von *Nicotiana tabacum* cv. Bel-W3 in der Vegetationsperiode 1992. Ergebnisse der Modellierung von 126 Expositionen (Beginn der 1. Exposition = 1. Mai, Ende der 126. Exposition = 30. September).
I, II, III und IV: tatsächliche Expositionen gemäß Kap. 3.2

Die unterschiedlichen Schadausprägungen an einzelnen Standorten können dabei mindestens drei Ursachen haben:

- (1) Die O_3 -Konzentrationen sind nicht gleich.
- (2) Die Austauschigenschaften der Atmosphäre unterscheiden sich.
- (3) Die Senkeneigenschaften der Pflanzen unterscheiden sich aufgrund mikroklimatischer Standortunterschiede.

Tab. 13: Mittlere geschädigte Fläche der Blätter 4-6 von *Nicotiana tabacum* cv. Bel-W3 (in %)

Station	Exposition 1		Exposition 2		Exposition 3		Exposition 4	
	Bonitur 1	Bonitur 2						
Fürth	6,8	13,5	5,5	7,8	46,7	41,5	0,0	1,3
1	0,2	3,9	0,8	10,6	17,3	17,0	0,0	0,0
2	0,5	2,7	4,2	9,4	21,8	25,3	0,0	0,0
3	0,3	3,8	2,1	5,7	26,7	43,7	0,0	0,0
4	0,2	3,8	*****	*****	30,4	32,2	0,0	0,3
5	0,0	1,1	1,3	17,2	15,0	16,1	0,0	0,0
6	2,2	5,2	0,2	14,1	26,7	29,2	0,0	0,2
7	2,2	0,6	2,7	12,3	19,7	25,4	0,0	0,0
8	1,0	6,3	1,1	8,0	22,1	34,5	0,0	0,0
9	1,7	10,3	0,9	13,1	15,8	19,0	0,0	0,8
10	2,1	10,0	2,4	19,0	22,9	22,7	0,0	0,0
11	0,0	12,5	1,3	*****	22,5	22,7	0,0	0,0
12	2,2	11,1	1,3	11,1	27,1	32,1	0,0	0,0
13	1,1	7,2	0,6	10,9	30,0	23,5	0,0	0,0
14	2,1	6,8	0,3	11,0	22,9	23,1	0,0	0,0
15	1,3	7,0	1,5	15,9	22,1	35,6	0,0	0,0
16	0,2	3,6	1,2	20,1	13,2	16,6	0,0	0,0
17	0,8	1,0	0,3	6,7	18,3	16,8	0,0	0,0
18	1,0	4,1	1,2	10,3	23,3	*****	0,0	0,0
19	0,2	0,4	1,0	6,2	23,7	18,7	0,0	0,3
20	1,2	1,5	2,1	9,4	13,3	20,02	0,0	0,0
21	0,4	2,0	1,4	23,4	18,5	26,7	0,0	0,0
22	1,8	2,0	3,5	8,0	22,5	*****	0,0	0,0
23	1,6	0,5	2,7	15,7	17,1	26,0	0,0	0,0
24	2,0	2,1	2,2	11,9	22,9	29,1	0,0	0,0

*****) Totalausfall aufgrund von Vandalismus (Saatkrähen, Menschen)

Tab. 14: Mittlere geschädigte Fläche der Blätter 4-6 von *Nicotiana tabacum* cv. Bel-B (in %)

Station	Exposition 1		Exposition 2		Exposition 3		Exposition 4	
	Bonitur 1	Bonitur 2						
Fürth	0,0	1,7	0,5	0,0	23,8	12,9	0,0	0,0
1	0,0	1,8	0,3	0,3	7,4	2,5	0,0	0,0
2	0,0	0,7	0,3	0,0	6,2	9,6	0,0	0,0
3	0,0	0,6	0,5	8,6	11,0	14,2	0,0	0,0
4	0,0	0,8	*****	*****	5,6	6,5	0,0	0,3
5	0,0	0,1	0,2	0,0	6,5	6,4	0,0	0,0
6	0,0	0,0	0,2	1,1	12,2	7,2	0,0	0,0
7	0,0	0,1	0,0	0,0	8,8	14,9	0,0	0,0
8	0,0	2,5	0,8	5,0	10,8	7,9	0,0	0,0
9	0,2	0,2	0,2	4,1	11,2	15,0	0,0	0,0
10	0,0	0,5	0,7	3,7	14,6	6,4	0,0	0,3
11	0,0	1,3	0,0	5,2	10,8	2,5	0,0	0,0
12	0,0	0,4	0,2	3,9	9,6	9,1	0,0	0,0
13	0,0	2,5	0,3	5,9	7,1	2,6	0,0	0,0
14	0,0	1,3	0,3	0,4	12,0	6,3	0,0	0,0
15	0,0	6,0	0,5	0,0	8,3	18,8	0,0	0,0
16	0,0	0,5	0,0	3,0	4,5	3,9	0,0	0,0
17	0,3	0,4	0,0	1,1	5,6	5,5	0,0	0,0
18	0,0	1,7	0,8	1,3	8,3	*****	0,0	0,0
19	0,2	0,5	1,0	4,3	5,5	9,9	0,0	0,0
20	0,0	0,1	0,7	1,6	0,6	1,7	0,0	0,0
21	0,0	0,0	0,0	0,6	12,9	32,7	0,0	0,0
22	0,0	0,0	0,5	0,0	8,3	6,8	0,0	0,0
23	0,0	0,0	0,0	0,9	3,2	12,7	0,0	0,0
24	0,0	0,0	0,0	5,6	8,3	9,1	0,0	0,0

*****) Totalausfall aufgrund von Vandalismus (Saatkrähen, Menschen)

Die Bedeutung der Austauschigenschaften der Atmosphäre für die von Pflanzen aufgenommenen Schadstoffdosis soll mit Abb. 15 verdeutlicht werden. Die Linien geben Kombinationen von O_3 -Konzentrationen ρ_{O_3} und atmosphärischen Säulenleitfähigkeiten $\lambda_{\text{Atmosphäre}}$ wieder, die das gleiche O_3 -Expositionspotential $E(O_3)$ für Pflanzen aufweisen (Isolinien).

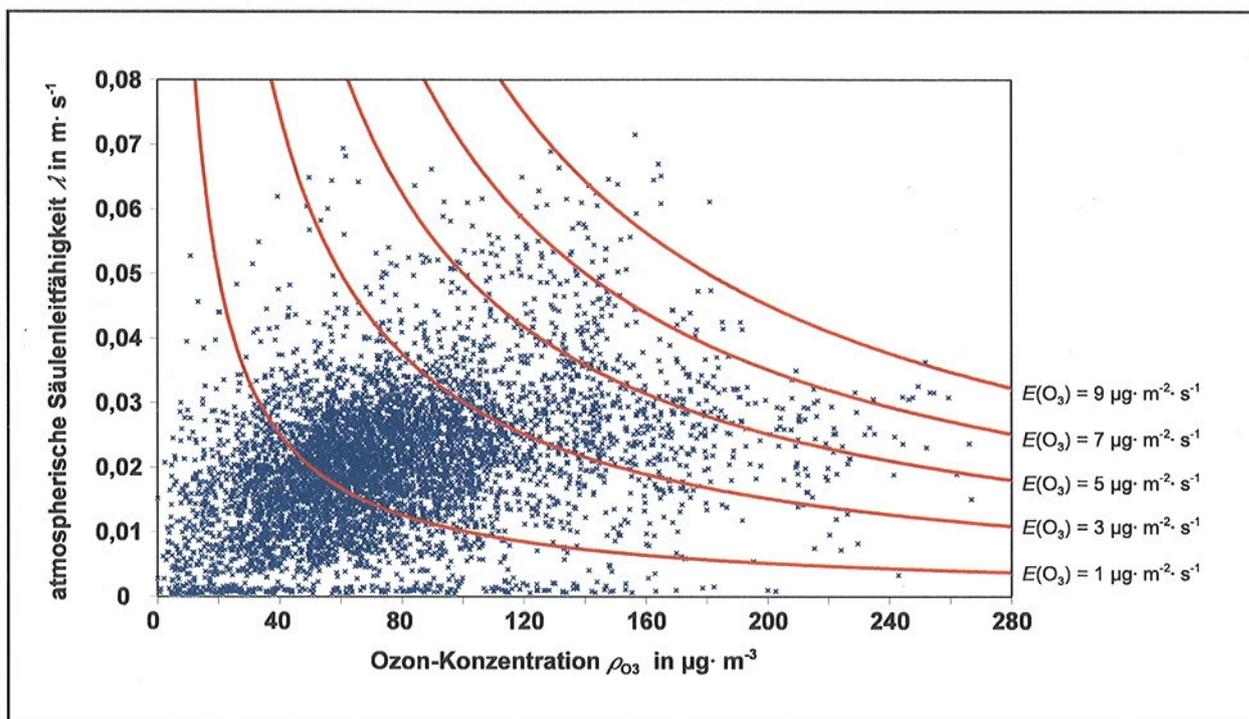


Abb. 15: Atmosphärische Leitfähigkeit und O_3 -Konzentration (grundwasserfernes Grünlandökosystem, Vegetationsperioden 1990 und 1991, Globalstrahlung $\geq 50 W m^{-2}$, 5829 Halbstundenwerte; nach GRÜNHAGE & JÄGER 1994)

Das O_3 -Expositionspotential der Atmosphäre beschreibt, wieviel O_3 aufgrund turbulenter Vorgänge aus einer Referenzhöhe an die Hüllfläche des betrachteten Systems Pflanze/Boden pro Zeiteinheit und Flächeneinheit herangeführt werden kann (vgl. GRÜNHAGE & JÄGER 1994, GRÜNHAGE et al. 1994). Es ist definiert als Produkt von Konzentration und Säulenleitfähigkeit

$$E(O_3) = \rho_{O_3} \cdot \lambda_{\text{Atmosphäre}} \quad (3)$$

und stellt die maximal mögliche O_3 -Flußdichte zur Hüllfläche der Pflanze bzw. des Pflanzenbestandes dar.

Wenn eine konstante Senkenstärke bei den Pflanzen angenommen wird, so besitzen höhere O_3 -Expositionspotentiale der Atmosphäre ein größeres phytotoxisches Potential als niedrige O_3 -Expositionspotentiale der Atmosphäre. Betrachtet man die Isolinie " $E(O_3) = 9 \mu g m^{-2} s^{-1} O_3$ " in Abb. 15 so erkennt man, daß z.B. $260 \mu g m^{-3} O_3$ gleich phytotoxisch sein können wie z.B. $150 \mu g m^{-3} O_3$. Es können aber auch Situationen auftreten, bei denen $260 \mu g m^{-3} O_3$ so phytotoxisch sind wie $30 \mu g m^{-3} O_3$ (vgl. Isolinie " $E(O_3) = 1 \mu g m^{-2} s^{-1} O_3$ ").

Eine Interpretation der standörtlich unterschiedlichen Schadausprägungen einzelner Expositionen ist deshalb ohne Kenntnis der o.a. Einflußgrößen wissenschaftlich nicht vertretbar. Generelle standörtliche Unterschiede sollten sich aber in allen Expositionsterminen widerspiegeln. Die Daten nach 28tägiger Exposition der Termine 1 bis 3 mit Ausnahme der der Standorte 4, 11, 18 und 22 (Ausfall der Pflanzen) wurden deshalb varianzanalytisch auf generelle Standortunterschiede hin geprüft. Da Varianzhomogenität nicht gegeben war, wurde zunächst ein nichtparametrisches Testverfahren, der Kruskal-Wallis-Test, eingesetzt. Als Ergebnis läßt sich festhalten:

- Die Schadausprägungen zwischen den einzelnen Expositionen unterscheiden sich signifikant ($p = 0,001$).
- Signifikante Standortunterschiede sind nicht nachweisbar ($p = 0,360$).³

Nichtparametrische Testverfahren haben allerdings den Nachteil, daß die Einflußfaktoren (hier Exposition und Standort) nur einzeln und nicht gemeinsam betrachtet werden. Desweiteren können keine Wechselwirkungen zwischen den Faktoren ermittelt und beurteilt werden. Dies hat zur Folge, daß Standortunterschiede nicht unbedingt herausgefiltert werden können. In einem zweiten Auswertungsschritt wurde deshalb eine 2faktorielle Varianzanalyse durchgeführt. Eine Optimierung der Varianzhomogenität konnte über eine Quadratwurzel-Transformationen erreicht werden. Die mit diesen transformierten Daten durchgeführte 2faktorielle Varianzanalyse erbrachte folgendes Ergebnis:

Standorte	:	$p = 0,0001$
Exposition	:	$p = 0,0000$
Standort * Exposition	:	$p = 0,0015$

- Die Schadausprägungen zwischen den einzelnen Expositionen unterscheiden sich signifikant.
- Signifikante Standortunterschiede sind gegeben, wobei die signifikante Interaktion darauf zurückzuführen ist, daß sich die Rangfolge der Standorte von Expositionstermin zu Expositionstermin ändert.

Die Ergebnisse des sich anschließenden multiple-range-Test mit Least-Significance Differences (LSD) sind in Tab. 15 zusammengestellt.

³

$p > 0,10$:	Unterschiede sind nicht signifikant
$0,05 < p \leq 0,10$:	Unterschiede sind tendenziell gegeben
$0,01 < p \leq 0,05$:	Unterschiede sind signifikant
$p \leq 0,01$:	Unterschiede sind hochsignifikant

Tab. 15: Ergebnisse des multiple-range-Testes zur Beurteilung von Standortunterschieden

<i>Standort</i>	<i>homogene Gruppen</i>						
	<i>Spalte</i>						
	<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>5</i>	<i>6</i>	<i>7</i>
19	★						
17	★	★					
20	★	★	★				
7	★	★	★				
1	★	★	★				
2		★	★	★			
24		★	★	★	★		
5		★	★	★	★	★	
16		★	★	★	★	★	★
23		★	★	★	★	★	★
3		★	★	★	★	★	★
14			★	★	★	★	★
13			★	★	★	★	★
9			★	★	★	★	★
8			★	★	★	★	★
6				★	★	★	★
15				★	★	★	★
10						★	★
21					★	★	★
12						★	★
Fürth							★

Hiernach weist Standort 19 die geringste, Fürth i.O. die höchste Schadausprägung auf. Zur Gruppierung der Standorte erhielten deshalb Spalte 1 den Code 1 (z.B. blau), die Spalten 2 bis 6 den Code 2 (z.B. grün) und Spalte 7 den Code 3 (z.B. rot). Die Standorte lassen sich anhand dieses Codes 5 Klassen unterschiedlicher Schadausprägung zuordnen:

- lediglich Code 1 (blau) : Standort 19
- Code 1 und 2 (blau/grün) : Standorte 1, 7, 17 und 20
- lediglich Code 2 (grün) : Standorte 2, 5 und 24
- Code 2 und 3 (grün/rot) : Standorte 3, 6, 8, 9, 10, 12, 13, 14, 15, 16, 21 und 23
- lediglich Code 3 (rot) : Fürth/Odenwald

Auffällig ist, daß die Standorte 17, 19 und 20, die den zwei Klassen mit den niedrigsten Schadausprägungen angehören, zwischen den Autobahnen A5 und A67 bzw. direkt an der A5 liegen (Abb. 16). Die niedrigen Schadausprägungen könnten deshalb als eine Folge des Einflusses höherer Stickstoffoxid-Konzentrationen interpretiert werden. Die niedrigen Schadausprägungen an den Standorten 1 und 7 sind dagegen vermutlich eher auf austauschärmere atmosphärische Verhältnisse zurückzuführen, da diese Standorte innerhalb des Geländes der Kläranlagen Griesheim bzw. Stockstadt liegen. Ein Stickstoffoxid-Einfluß ist allerdings ebenfalls nicht auszuschließen.

Zusammenfassend läßt sich festhalten, daß die Vegetationsperiode 1992 ein hohes phytotoxisches Potential aufwies. Nach GRÜNHAGE et al. (1994) sind Ertragseinbußen im landwirtschaftlichen und gärtnerischen Bereich bei Kulturen mit "guter" Wasserversorgung, d.h. hoher Senkenstärke, nicht auszuschließen.

Literatur

- Carlier, P. (1993): Atmosphärischer Transport und Umwandlung von VOC. in: Anonymous *Konzeption zur Minderung der VOC-Emissionen in Baden-Württemberg. Bericht der VOC-Landeskommission*. Umweltministerium Baden-Württemberg: Luft-Boden-Abfall 21, 91-135.
- Grünhage, L., Herm, K., Hanewald, K. & Jäger, H.-J. (1992): Auswirkungen von Ozon auf Pflanzen - Bewertung hessischer Ozonprofile. *Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz* (Schriftenreihe der Hessischen Landesanstalt für Umwelt) 143.
- Grünhage, L., Dämmgen, U., Haenel, H.-D., Jäger, H.-J., Holl, A., Schmitt, J. & Hanewald, K. (1993): A new potential air-quality criterion derived from vertical flux densities of ozone and from plant response. *Angewandte Botanik* 67, 9-13.
- Grünhage, L. & Jäger, H.-J. (1994): Influence of the atmospheric conductivity on the ozone exposure of plants under ambient conditions: considerations for establishing ozone standards to protect vegetation. *Environmental Pollution* 85, 125-129.
- Grünhage, L., Dämmgen, U. & Jäger, H.-J. (1994): Ozon als Stressor für Pflanzen im Freiland - neue Erkenntnisse. in: Grünhage, L., Hanewald, K., Jäger, H.-J. & Ott, W. (Hrsg.): Auswirkungen dynamischer Veränderungen der Luftzusammensetzung und des Klimas auf terrestrische Ökosysteme in Hessen. I. Wirkungen ausgewählter Kohlenwasserstoffe und ihrer Folgeprodukte (insbesondere Ozon) auf Pflanzen. *Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz* (Schriftenreihe der Hessischen Landesanstalt für Umwelt) 179, 31-67.
- Schönbein, C.F. (1844): *Über die Erzeugung des Ozons auf chemischem Wege*. Basel: Schweighauser'sche Buchhandlung.

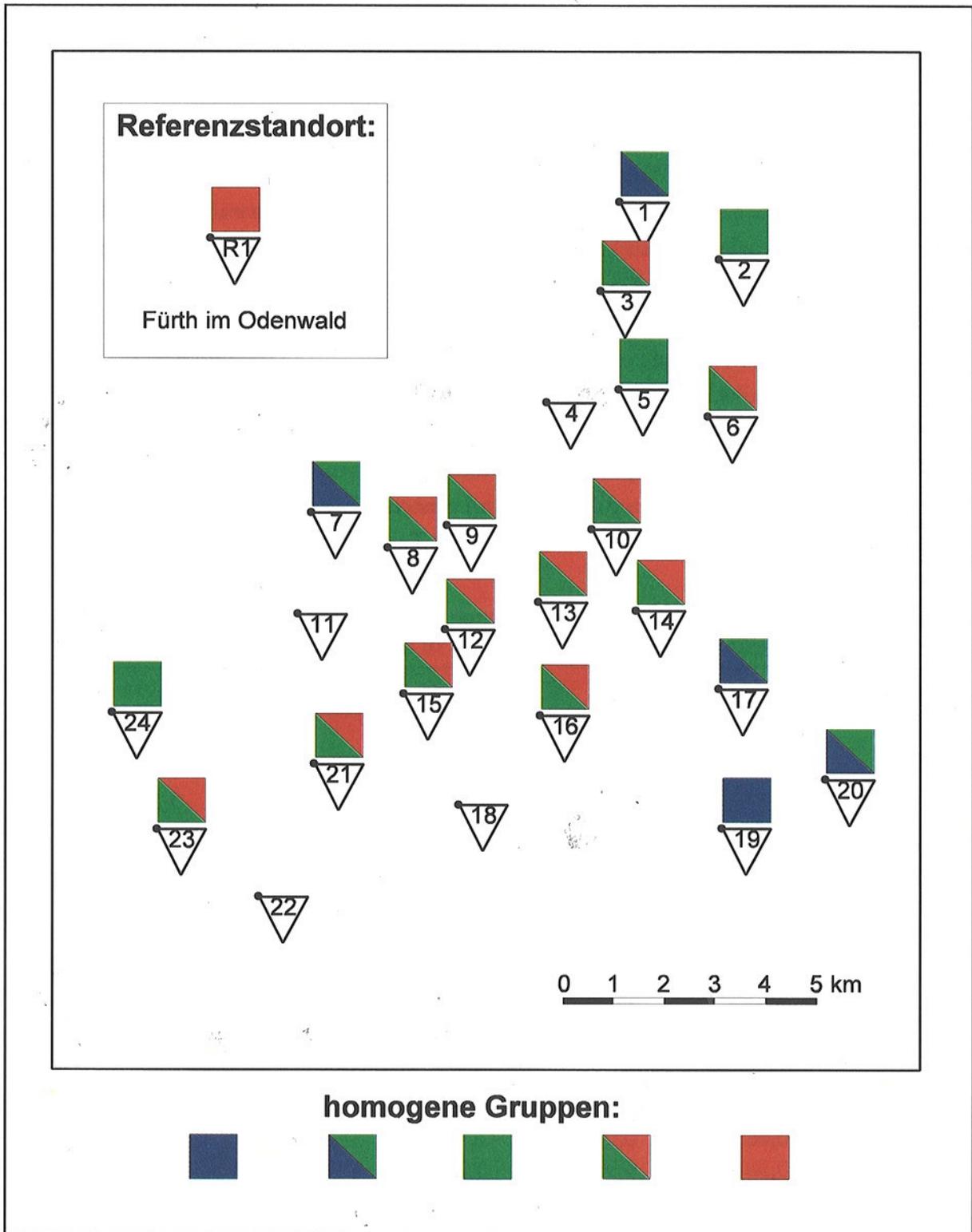


Abb. 16: Ergebnisse des multiple-range Testes zur Beurteilung von Standortunterschieden (Standorte 4, 11, 18 und 22 aufgrund des Ausfalls von Pflanzen nicht berücksichtigt)