

# Beurteilung des Ozonrisikos für die Waldregionen Bayerns am Beispiel des Jahres 2002 und des Extremtrockenjahres 2003 auf der Basis der externen Ozonexposition und der internen Ozonaufnahme

Manuela Baumgarten · Christian Huber · Hans-Peter Dietrich · Rainer Matyssek

Eingegangen: 9. September 2009 / Akzeptiert: 23. März 2010 / Online veröffentlicht: 20. April 2010  
© Springer-Verlag 2010

**Zusammenfassung** *Hintergrund und Ziel* Auch in Zukunft wird die Belastung der Wälder Bayerns durch erhöhte bodennahe Ozonkonzentrationen und vermehrte Sommer-trockenheit infolge des Klimawandels zunehmen. Für ein solches Szenario werden Ertragseinbußen prognostiziert. Die Wirtschaftsbaumart Buche (*Fagus sylvatica* L.) wird im Klimawandel aufgrund ihrer breiten ökologischen Amplitude als sehr anpassungsfähig eingeschätzt, wegen der Kombinationswirkung der Einflussgrößen Trockenheit und Ozonbelastung ist die Buche jedoch besonders hohen Risiken ausgesetzt. Ziel der Studie ist es, das überregionale Risiko für Bayerns Wälder durch die Ozonbelastung anhand verschiedener Bewertungskonzepte insbesondere in einem extremen Trockenjahr am Beispiel 2003 im Vergleich mit einem klimatisch durchschnittlichen, eher feuchten Jahr

(2002) zu ermitteln. Darüber hinaus werden die verwendeten Bewertungskonzepte diskutiert und Weiterentwicklungen für eine mehr standortspezifische Risikobeurteilung empfohlen.

*Material und Methoden* Die Untersuchungen wurden an elf bayerischen Waldklimastationen und zwei forstlichen Forschungsstandorten durchgeführt, welche das Spektrum typischer Waldbestände in unterschiedlichen Höhenlagen, bei unterschiedlichen Temperatur- und Niederschlagsverhältnissen in Bayern repräsentieren. Für die Ozonrisikobewertung wurden die derzeit üblichen Bewertungsstandards verwendet, welche entweder auf der Berechnung der kumulativen externen Ozonexposition (externe O<sub>3</sub>-Exposition) basieren (MPOC, Critical Level AOT40<sub>phen</sub>) oder welchen die Berechnung der ozonflussbasierten und phytomedizinisch relevanten Ozonaufnahme über die Stomata, d. h. der tatsächlichen Ozondosis, zugrunde liegt (Critical Level AF<sub>st>1,6</sub>). Zudem wurden ozonbedingte Blattsymptome erhoben. Die zugrunde gelegte Datenbasis greift auf kontinuierlich aufgezeichnete Ozonkonzentrationen und meteorologische Daten von Waldstandorten und möglichst nahe gelegenen Luftüberwachungsstationen zurück.

*Ergebnisse* Für Bayerns Wälder konnte gemäß der Ergebnisse sowohl zu den expositionsbasierten Indices AOT40<sub>phen</sub> und MPOC als auch zum ozonflussbasierten Index AF<sub>st>1,6</sub> ein hohes Risiko für ozonbedingte Wuchsbeeinträchtigung während des klimatisch durchschnittlichen, eher feuchten Jahres 2002 und im extremen Trockenjahr 2003 festgestellt werden. Die Schwellenwerte der verwendeten Konzepte wurden in beiden Jahren auf allen Flächen, meist schon zu Beginn der Vegetationszeit, deutlich überschritten. Die ermittelten Schwellenwertüberschreitungen der Critical-Level-Konzepte prognostizieren 5%ige Wachstumseinbußen. Es konnten nur vereinzelt sehr geringfügig ausgeprägte ozonbedingte Schadsymptome an Blättern festgestellt werden.

---

**Zusätzliche Information** ist in der online Version dieses Beitrags (doi: 10.1007/s12302-010-0129-2) enthalten.

---

Verantwortlicher Herausgeber: Winfried Schröder

M. Baumgarten (✉) · R. Matyssek  
Lehrstuhl Ökophysiologie der Pflanzen, TU München,  
Weihenstephan, WZW, Department für Ökologie,  
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2, 85354 Freising, Deutschland  
E-Mail: Manuela.Baumgarten@tum.de

R. Matyssek  
E-Mail: Matyssek@wzw.tum.de

C. Huber  
Lehrbereich Waldernährung und Wasserhaushalt, TU München,  
Weihenstephan, WZW, Department für Ökologie,  
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2, 85354 Freising, Deutschland  
E-Mail: Christian.Huber@tum.de

H.-P. Dietrich  
Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, LWF,  
SG 2.3 Umweltmonitoring,  
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1, 85354 Freising, Deutschland  
E-Mail: Hans-Peter.Dietrich@lwf.bayern.de

**Diskussion** Gegenüber den Indices zur Bestimmung der externen Ozonexposition zeigte jener des internen Ozonflusses bei Trockenheit deutliche Unterschiede bei der Einschätzung des Risikos: Während die externe Ozonexposition über das gesamte Flächenspektrum ein hohes Risiko anzeigte, war die tatsächlich über die Stomata aufgenommene Ozondosis und somit das Risiko auf allen Flächen in beiden Untersuchungsjahren auf trockenen Standorten bei langanhaltender Wasserlimitierung deutlich geringer als an feuchten Standorten. Die Wasserverfügbarkeit im Boden war für die tatsächlich aufgenommene Ozondosis ausschlaggebend. Aus der ozonflussbasierten Modellierung geht somit hervor, dass es, je nach Wasserverfügbarkeit, sowohl zu synergistischen als auch zu antagonistischen Wirkungen von Trockenheit und Ozonbelastung auf die Bäume kommen kann. An wasserlimitierten, trockeneren Standorten ist eine eingeschränkte Transpiration, gleichzeitig aber auch eine geringe Ozonaufnahme zu erwarten.

**Folgerungen, Empfehlungen und Ausblick** Die Bestimmung der tatsächlichen Ozondosis infolge der Ozonaufnahme durch die Spaltöffnungen ist für eine realistische standortspezifische Risikoeinschätzung besser geeignet als jene der externen Ozonexposition und wird zur Verwendung bei Risikobewertungen empfohlen. Die prognostizierten 5%igen Wachstumseinbußen stehen zunächst im Widerspruch zu den allseits beobachteten Zuwachssteigerungen in den vergangenen Jahrzehnten. Eine flächendeckende und statistisch abgesicherte Überprüfung des Ozonrisikos auf den Zuwachs steht ebenso aus wie eine gezielte Validierung von aktuellen Ozonrisikoschwellenwerten und deren Anwendbarkeit im Freiland. Spezifische Zuwachsanalysen von neu erhobenen und retrospektiven Daten könnten diese Lücke füllen. Als neuartiger Ansatz liefert die auf Xylemflussmessung gestützte Ermittlung der Bestandstranspiration standortspezifische Ursache–Wirkungs-bezogene Ergebnisse sowohl zur Ozonaufnahme als auch zum Wasserverbrauch von Waldbeständen und somit schließlich auch für die realistische Einschätzung des regionalen  $O_3$ -Risikos. Wesentliche zukünftige Ziele sind die Verbesserung der Ozonflussmodellierung durch Einbeziehung boden- bzw. wasserhaushaltsrelevanter Standortseigenschaften sowie die oben erwähnte verbesserte Abschätzung der Kronen- bzw. Bestandstranspiration. Außerdem ist die Etablierung von standort- bzw. klimaspezifischen Schwellenbereichen für Waldbäume und deren Validierung in realen Waldbeständen eine dringende Notwendigkeit für die Entwicklung aussagekräftiger Modellvorhersagen für das  $O_3$ -Risiko für Wälder.

**Schlüsselwörter** Bayern · Critical-Level-Konzepte · Klimawandel · Ozon · Externe und interne Ozonexposition/-dosis · Ozonschadenssymptomatik · Trockenheit · Wald · Wasserverfügbarkeit

## Calculating ozone impact to estimate the risks for Bavarian forests in the average climatic, rather moist year 2002 and the extremely dry year 2003 on the basis of external and internal ozone exposure and dose

**Abstract** *Background, aim, and scope* Increasing background concentrations of ground-level tropospheric ozone and more frequent and prolonged summer drought incidences due to climate change are supposed to increase the stress on Bavarian forests. For such scenarios growth reduction and yield losses are predicted. Sustainable forest management in Bavaria aims to significantly increase the proportion of beech (*Fagus sylvatica* L.) because of its broad ecological amplitude. In our regional study different approaches for calculating ozone impact were used to estimate the risks for Bavarian forests in the average climatic, rather moist year 2002 and the extremely dry year 2003.

*Materials and methods* Measurements were conducted for eleven forest ecosystem sites and two forest research sites representing typical Bavarian forest stands under different climatic conditions and situated in different altitudes. For risk assessment currently used approaches were applied either based on the calculation of the cumulative ozone exposure (external dose; MPOC maximal permitted ozone concentration; critical level  $AOT40_{phen}$ , accumulated ozone exposure over a threshold of  $40 \text{ nl } [O_3] \text{ l}^{-1}$ , for the effective phenology of beech) or based on the calculation of the phytomedically relevant ozone flux into the stomata (internal dose, critical level  $AF_{st>1.6}$ , accumulated stomatal flux above a flux threshold of  $1.6 \text{ nmol } O_3 \text{ m}^{-2} \text{ PLA}$ ; PLA = projected leaf area). For calculations continuously recorded ozone concentrations and meteorological and phenological data from nearby rural open field background measuring stations from the national air pollution control and from forested sites were used. Additionally ozone induced leaf symptoms were assessed.

*Results* The exposure-based indices  $AOT40_{phen}$  and MPOC as well as the flux-based index  $AF_{st>1.6}$  suggest that Bavarian forests are at risk from  $O_3$  during a rather moist average year concerning climate conditions (2002) as well as in an extreme dry year (2003). Thus, growth reductions of 5% are predicted when thresholds are exceeded. Threshold exceedance occurred in both years at all plots, mostly already at the beginning of the growing season and often even many times over. Ozone induced leaf symptoms could be detected only on a few plots in a very slight occurrence.

*Discussion* The results for the applied critical level indices differed depending on climatic conditions during the growing seasons: Regarding exposure-based indices, the highest degree of threshold exceedance occurred in the dry year of 2003 at all plots; the flux-based approach indicated the highest stomatal ozone uptake and thus an increased risk at moist sites or during humid years, whereas the risk was decreasing at dry sites with prolonged water limitation.

Hence, soil and accordingly plant water availability was the decisive factor for the flux-modelled internal ozone uptake via stomata. Drought and increased ozone impact can generate synergistic, but also antagonistic effects for forest trees. At water limited rather dry forest sites restricted transpiration and thus production, but concurrently lower ozone uptake and reduced risk for damage can be expected.

*Conclusions, recommendations, and perspectives* For realistic site-specific risk assessment in forest stands the determination of the internal ozone dose via modeling flux based internal stomatal ozone uptake is more appropriate than the calculation of the external ozone dose. The predicted 5 % growth reductions are in discrepancy with the frequently observed increment increase during the last decades in forest stands. Comprehensive and significant statistical verification for ozone induced forest growth reduction as well as the systematic validation of thresholds for ozone in the field is still lacking. However, a multiplicity of different specific new and retrospective growth analysis data should allow closing the gap. Moreover, the determination of canopy transpiration with sap flow measurements is a novel approach to provide cause-effect related, site specific results for the effective internal ozone dose as well as for canopy water supply and consecutively for regional risk estimation. A further future objective is the refinement of O<sub>3</sub> flux modelling by further consideration of soil/water budget characteristics and the above mentioned improved estimations of crown and canopy transpiration. Further, the introduction of threshold ranges for forest trees in view of their specific regional climatic conditions and their validation in real forest stands is necessary for developing meaningful ozone risk predictions for forests.

**Keywords** Bavaria · Critical level concepts · Climate change · Drought · External and internal ozone exposure and dose · Forest · Ozone · Ozone-induced foliar damage · Water availability

## 1 Problemstellung

Hohe Ozonkonzentrationen der bodennahen Luft während der Vegetationsperiode und zumindest zeitweise Trockenheit während der Sommermonate sind für Europa und Nordamerika charakteristisch (Coyle et al. 2003; Bytnerowicz et al. 2004; Ciais et al. 2005). Zukünftig wird wohl die Häufigkeit von O<sub>3</sub>-Spitzenkonzentration leicht abnehmen, jedoch werden die jährlichen Mittelwerte der O<sub>3</sub>-Hintergrundkonzentration weiter steigen (Coyle et al. 2003; Vingarzan 2004). Neben Ballungsräumen und verkehrsnahen Bereichen kommt es aufgrund des Ferntransportes von Ozon und dessen Vorläufersubstanzen gerade auch in ländlichen, industriefernen, vormals „Reinluftgebiete“ ge-

nannten Regionen zu hoher Ozonbelastung, was regelmäßig zur Überschreitung der Ozonschwellenwerte führt (Stockwell et al. 1997). In weiten Teilen Europas stiegen 2003 die Ozonkonzentrationen der bodennahen Luftschicht auf das höchste Niveau seit fast zehn Jahren. Ertragseinbußen durch erhöhte Ozonbelastung sind für landwirtschaftliche Nutzpflanzen seit langem beschrieben (z. B. Murphey et al. 2002; Holland et al. 2002; Morgan et al. 2006). Zahlreiche experimentelle Untersuchungen an Jungbäumen haben eine negative Wirkung von Ozon auf Wachstum, Photosynthese, Blattstruktur sowie die Resistenz gegenüber Krankheiten gezeigt (z. B. Chappelka und Samuelson 1998; Matyssek und Innes 1999; Percy et al. 2002). Obwohl der Nachweis für eine zuwachsbegrenzende Wirkung von Ozon wegen multifaktorieller Einflüsse (Spiecker 1999) und der Langlebigkeit von Waldbäumen im Freiland schwierig ist (Matyssek et al. 2007a), gibt es seit einigen Jahren vermehrt Hinweise auf Wachstumseinbußen durch erhöhte Ozonkonzentrationen bei Waldbäumen (z. B. Retzlaff et al. 2000; Dittmar et al. 2003, 2005; Karnosky et al. 2005, 2007; Wipfler et al. 2005; Sitch et al. 2007; Pretzsch et al. 2009).

In den vergangenen beiden Jahrzehnten wurde eine Häufung von Witterungsperioden mit starker Austrocknung der Waldböden beobachtet. Bei zunehmender Klimaerwärmung ist mit einer zunehmenden, zunächst räumlich begrenzten, zumindest zeitweisen Wasserlimitierung bis hin zum Trockenstress zu rechnen (z. B. Coyle et al. 2003; Bytnerowicz et al. 2004; Vingarzan 2004; Rebetz et al. 2006; Fowler et al. 2008). Die Buche (*Fagus sylvatica* L.), welche als potenziell natürliche Baumart für große Teile der bayerischen Waldregionen gilt, wird als Baumart der Zukunft für Bayern angesehen (LWF 2003; Walentowski et al. 2004; Ammer et al. 2005), deren Eignung angesichts des Klimawandels und der erhöhten Ozonempfindlichkeit (Lipperat et al. 1996; Grams et al. 1999; Matyssek et al. 2007a; Pretzsch et al. 2009) jedoch wissenschaftlich kontrovers diskutiert (z. B. Rennenberg et al. 2004; Ammer et al. 2005). Forstliche Schäden und Einbußen im Produktionspotenzial von Waldbäumen bei Trockenheit (Extremereignisse, wiederkehrende temporäre Wasserlimitierung in verschiedenen Bodenschichten) sind aus der nahen Vergangenheit bekannt (Ciais et al. 2005; Löw et al. 2006). Die Ozonexposition als weitere Wirkung des Klimawandels ist ein zusätzlicher, durch Trockenstress beeinflusster Belastungsfaktor für die Waldbäume (Matyssek und Sandermann 2003; Matyssek et al. 2006, 2007a, 2009). Unter dem Einfluss eines fortschreitenden Klimawandels wird die Ozonbelastung an zahlreichen Waldstandorten Bayerns erhöht bleiben und potenziell weiter ansteigen. Da eine Koppelung zwischen Spaltöffnungsregulation, Wasserhaushalt und Ozonaufnahme besteht (Matyssek et al. 2006), ist gerade in trockenen Jahren die Ermittlung der tatsächlichen Ozonaufnahme der Waldbäume unter wasserlimitierten Bedingungen von Interesse.

Ziel der überregional angelegten Studie ist es, das Risiko des Ozoneinflusses anhand verschiedener Bewertungskonzepte für typische Waldstandorte Bayerns in einem klimatisch durchschnittlichen, eher feuchten Jahr (2002) und einem extremen Trockenjahr (2003) zu ermitteln. Für die Ozonrisikobewertung wurden bewährte expositionsbasierte Modelle wie das MPOC-Konzept (maximal permitted ozone concentration, Grünhage et al. 2001) und das Critical-Level-Konzept  $AOT40_{phen}$  (accumulated ozone exposure over a threshold of 40 ppb  $[O_3]$  for the effective phenology, Fuhrer und Achermann 1994) sowie das ozonflussbasierte Critical-Level-Konzept  $AF_{st>1,6}$  zur Ozonaufnahme in die Blätter ( $AF_{st>1,6}$  accumulated stomatal flux above a flux threshold of 1,6 nmol  $O_3 m^{-2} PLA$ ; PLA = projected leaf area, Karlsson et al. 2004) und die direkte Bestimmung von ozonbedingten Blattsymptomen herangezogen. Die verschiedenen Bewertungsstandards werden diskutiert und Empfehlungen für die Risiküberwachung gegeben.

## 2 Material und Methoden

Folgende Methoden wurden für die Beurteilung des Ozonrisikos für die Waldregionen Bayern herangezogen:

- MPOC ( $O_3$ -konzentrationsbasiert, externe Exposition),
- Critical Level  $AOT40_{phen}$  ( $O_3$ -konzentrationsbasiert, externe Exposition),
- Critical Level  $AF_{st>1,6}$  ( $O_3$ -flussbasiert, interne Dosis),
- ozonbedingte Schadsymptome an der Belaubung und
- Kronenverlichtung.

Das MPOC-Konzept ist ein Modell zur Ableitung der Worst-case-Belastungssituation für Waldbäume und schließt verschiedenste Effekte (s. u.) mit ein. Dieses Modell ist weitgehend auf den deutschsprachigen Raum beschränkt. Die derzeit im europäischen Raum üblichen Methoden zur Bewertung der Ozonbelastung für Wälder sind die Bestimmung des Critical Level  $AOT40$  und der internen stomatischen Ozonaufnahme (Critical Level  $AF_{st}$ ). Die Schwellenwerte für  $AOT40$  und  $AF_{st>1,6}$ , ab welchen mit ca. 5%igen Wachstumseinbußen zu rechnen ist, sind die von der UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (UNECE 2004a) empfohlenen Bewertungsmaßstäbe für das Ozonrisiko in Wäldern (anhand der als sensitiv bewerteten Baumart Buche). Die Bestimmung von ozonbedingten Schadsymptomen an der Belaubung ist ein weiterer routinemäßig an einigen Waldklimastationen und den Forschungsflächen erhobener Parameter zur Feststellung von Schäden, ist jedoch nicht in Beziehung mit den oben genannten Critical-Level-Schwellenwerten zu setzen. Ein vorzeitiger Blattverlust wird als weiteres Symptom von Ozonbelastung beschrieben. Die Bestimmung der nicht ozonspezifischen, innerhalb der terrestrischen Waldzustandserhebung routinemäßig erhobenen Kronenverlichtung liefert Zusatzinforma-

tionen zu potenziell frühzeitigem Blattverlust auf den untersuchten Flächen.

Als Untersuchungszeitraum für die Studie wurden das klimatisch durchschnittliche, eher feuchte Jahr 2002 (DWD 2004), welches im Vergleich deutlich über den langjährigen Mittelwerten der Niederschlagssummen liegt (ca. 135%; Daten werden nicht gezeigt) und das extreme Trockenjahr 2003 (DWD 2004; Schär et al. 2004; Ciaia et al. 2005) mit lang anhaltender Sommertrockenheit ausgewählt.

### 2.1 Flächenauswahl und Datenbasis

Um Aussagen über das mögliche Ozonrisiko in bayerischen Wäldern machen zu können, orientierte sich die Flächenwahl für diese Studie an den Kriterien, die auch zur Wahl der Waldklimastationen führten, welche explizit als Dauerbeobachtungs- und Monitoringflächen zur intensiven Überwachung der Wälder eingerichtet wurden. Somit wurden für die überregionale empirische Studie 13 standortstypische Waldflächen aus 11 der 15 Forstlichen Wuchsgebiete Bayerns ausgewählt (Kreutzer und Foerst 1978; STMELF 1992; Gulder 2001). Mit der Auswahl von elf bayerischen Waldklimastationen der Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft LWF (Level-II-Flächen aus dem ICP-Forest-Programm) und zwei Forschungsflächen (TUM, UBA/Nationalpark Bayerischer Wald) als Referenzwaldstandorte wird das Spektrum für Bayerns Wuchsgebiete mit den unterschiedlichen Höhenlagen (200–1800 m ü. NN), den jährlichen durchschnittlichen Niederschlagseinträgen (650–1800 mm) und mittleren Lufttemperaturen (4–8 °C), dem Baumartenbesatz und den Bodeneigenschaften sowohl klimatisch als auch waldbaulich definiert und in der Studie weitgehend abgedeckt (Tab. 1 und 2). Die aus der Studie resultierenden Ergebnisse und Schlussfolgerungen sind daher in demselben Maßstab und mit derselben Tragweite zu bewerten, wie sie sich auch für die Übertragbarkeit und für Aussagen auf der Basis der Waldklimastationen/Level-II-Monitoring-Flächen ergeben.

Für die Verwendung der verschiedenen Bewertungskonzepte sind qualifizierte, kontinuierlich erhobene und zeitlich hoch aufgelöste Messdaten der Ozonkonzentrationen über dem Bestandskronendach, der Witterung und Informationen zur Bestandescharakteristik (Boden, Wasserhaushalt u. a.) an den jeweiligen Waldstandorten erforderlich, zur

- Beurteilung des Standortsklimas und insbesondere der Niederschlagseinträge,
- zur Berechnung der MPOC und des  $AOT 40_{phen}$  (Abschn. 2.2 und 2.3),
- zur Modellierung der flussbasierten internen Ozonaufnahme  $AF_{st}$  (Abschn. 2.4) und
- zur Modellierung von Wasserhaushaltsparametern (LWF-BROOK90).

Die lufthygienische Überwachung für Ozon findet in der Regel außerhalb der Wälder statt. In ländlichen Gebieten

**Tabelle 1** Informationen zu den Untersuchungsflächen: langjährige Meteorologie, Charakter der Untersuchungsflächen, Entfernung und Höhenunterschied der kombinierten Flächenpaare (aus Waldstandort und Station der bayerischen Luftüberwachung), Lage und verantwortliche Institutionen

Flächenpaar	Flächenname	HL	F-ND	LT	Flächencharakter	HU	Dis	Koordinaten	Ins
as-ROT	Aschaffenburg	134	–	–	Freifläche, Stadtrand	–341	25	9°7'7"E, 49°59'33"N	LfU
	Rothenbuch	475	945	7	Waldlichtung	–	–	9°28'E, 49°59'N	LWF
wb-WUE	Würzburg	230	–	–	Freifläche, Stadtrand	–100	5	9°57'29"E, 49°48'22"N	LfU
	Würzburg	330	651	8	Waldlichtung	–	–	9°53'E, 49°43'N	LWF
ns-RIE	Neustadt	370	–	–	Freifläche, ländlich	–64	10	11°46'45"E, 48°51'16"N	LfU
	Riedenburg	475	656	7,5	Waldlichtung	–	–	11°47'2"E, 48°55'47"N	LWF
me-AOE	Mehring	415	–	–	Freifläche, ländlich	+9	12	12°10'58"E, 48°10'58"N	LfU
	Altötting	406	1001	7,5	Waldlichtung	–	–	12°45'E, 48°13'N	LWF
KF-FRE	Kranzberger Forst	485	–	–	Wald	–23	2	11°39'41"E, 45°25'08"N	TUM
	Freising	508	826	7,5	Waldlichtung	–	–	11°39'E, 48°24'N	LWF
ab-ZUS	Augsburg	500	–	–	Freifläche, Stadtrand	–15	25	10°54'15"E, 48°19'38"N	LfU
	Zusmarshausen	515	782	7,5	Waldlichtung	–	–	10°32'E, 48°25'N	LWF
re-BOD	Regen	536	–	–	Freifläche, urban	+140	12	13°7'47"E, 48°58'25"N	LfU
	Bodenwörth	396	715	7,5	Waldlichtung	–	–	12° 23' E, 49° 17' N	LWF
na-ROK	Naila	540	–	–	Freifläche, Stadtrand	–130	30	11°43'24"E, 50°19'28"N	LfU
	Rothenkirchen	670	912	6	Waldlichtung	–	–	11°21'E, 50°27'N	LWF
ga-SOG	Garmisch	735	–	–	Freifläche, ländlich	–54	50	11°3'52"E, 47°28'40"N	LfU
	Schongau	789	1253	6,5	Waldlichtung	–	–	10°48'E, 47°53'N	LWF
tb-FLO	Tiefenbach	750	–	–	Freifläche, ländlich	–90	50	12°33'6"E, 49°26'22"N	LfU
	Flossenbürg	840	820	6	Waldlichtung	–	–	12°24'E, 49°56'N	LWF
FB-MIT	Forellenbach	807	–	–	Wald	–218	35	13°25'22"E, 48°56'54"N	UBA
	Mitterfels	1025	1311	5,5	Waldlichtung	–	–	12°53'E, 48°59'N	LWF
hp-KRE	Hohenpeißenberg	989	–	–	Freifläche, ländlich	–86	50	11°0'38"E, 47°48'9"N	DWD
	Kreuth	1075	1829	5	Waldlichtung	–	–	11°49'E, 47°44'N	LWF
gw-BER	Garmisch/Wank	1776	–	–	Freifläche, Berg, ländlich	+301	110	11°8'37"E, 47°30'35"N	LfU
	Berchtesgaden	1475	1482	4	Waldlichtung	–	–	11°57'E, 47°35'N	LWF

Flächenpaar: kombiniertes Flächenpaar von Waldstandort mit Station (aus dem ländlichen Bereich) der bayerischen Luftüberwachung, HL: Höhenlage (m ü. NN), F-ND: Freilandniederschlag Jahressumme (mm), LT: durchschnittliche Lufttemperatur (°C) jeweils langjährige Mittelwerte, HU: Höhenunterschied der Flächenpaare (m), Dis: Entfernung der Flächenpaare (km), Ins: Für Datenerhebung verantwortliche Institution; LfU: Bayerisches Landesamt für Umwelt, LWF: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, TUM: Technische Universität München, UBA: Umweltbundesamt, DWD: Deutscher Wetterdienst

und an Waldstandorten sind Informationen zur Immissions-situation immer noch sehr begrenzt. Mittels einer Kombination der typischen Referenzwaldstandorte mit Stationen der Luftüberwachung („kombinierte“ Flächenpaare) konnte die erforderliche Datenbasis für die Anwendung von Modellen zur Ozonrisikobewertung erreicht werden (Tab. 1): an den elf bayerischen Waldklimastationen und den zwei Forschungsstandorten (KF, FB) mit intensiver Messinstrumentierung stehen standörtliche und klimatische Daten bzw. an den Forschungsstandorten noch zusätzlich kontinuierlich erhobene Ozondaten zur Verfügung; für die Charakterisierung der Ozonbelastung (über der Bestandekrone) an den Waldklimastationen wurde auf Flächen (Stationen im ländlichen Bereich zur Bestimmung der Hintergrundkonzentrationen) des kontinuierlichen Ozonmonitorings der bayerischen Luftüberwachung (LfU, DWD) zurückgegriffen (Abb. 1). Die Übertragbarkeit der an den lufthygienischen Stationen erhobenen Ozondaten auf Waldstandorte wurde anhand von Vergleichen mit der Ozonmessung

(aktiv und passiv) an verschiedenen Waldflächen geprüft (Baumgarten et al. 2009). Dabei war die Entfernung der kombinierten „Flächenpaare“ weit weniger entscheidend als die Höhenlage, wobei bei der Einschätzung der Ozonkonzentrationen bei einer Höhendifferenz der kombinierten Flächen von 100 m eine ca. 10 %ige Abweichung zu erwarten ist (Baumgarten et al. 2009). Solche kontinuierlich erhobenen Ozonkonzentrationen (Stundenmittelwerte) von anderen Messpunkten, außer über dem Kronendach, wurden mittels einer Transferfunktion auf eine durchschnittliche Bestandeshöhe (25 m) korrigiert (Krause et al. 2003; UNECE 2004a,b).

Die für die Berechnungen/Modellierung nötigen, zeitlich hoch aufgelösten, meteorologischen Messdaten (Stundenmittelwerte von Luftdruck, Lufttemperatur, relative Luftfeuchte, Freilandniederschlag) stammen von den Waldklimastationen oder den nächstgelegenen Luftüberwachungsstationen (Globalstrahlung, Windgeschwindigkeit). Die Informationen zu den Bodeneigenschaften an den

**Tabelle 2** Standortcharakterisierung der kombinierten Flächenpaare, klimatische Verhältnisse und Ozonregime für die Jahre 2002 und 2003

Flächenpaar	BA	WG	BT	BS	BD	nFk	ND2002	ND2003	TI2002	TI2003	O <sub>3</sub> 2002	O <sub>3</sub> 2003
as-ROT	Ei/Bu	2	BB	Ls	f	n	–	258	1,00	0,90	25 ± 21	32 ± 26
							–	672			97	134
wb-WUE	Ei	4	LL-DD	Tu	f-m	n	411	200	1,00	0,74	29 ± 19	39 ± 23
							873	415			89	122
ns-RIE	Ei	6	sw ss LL ü CF	Tu	f-m	m	442	262	0,98	0,87	35 ± 20	42 ± 21
							904	455			99	117
me-AOE	Fi	13	sw pp LL	Lt	f	n-m	598	352	1,00	0,77	32 ± 18	38 ± 21
							1113	685			92	100
KF-FRE	Bu	12	LL/BB	Lu	f-m	n-m	558	304	1,00	0,83	34 ± 17	46 ± 20
	Bu	12					1015	558			90	106
ab-ZUS	Fi	12	BB-SS	Ut	f-m	m	709	403	9,99	0,53	35 ± 20	41 ± 24
							1274	721			93	113
re-BOD	Ki	9	sw pp BB	St	m-g	n	424	238	0,99	0,90	28 ± 19	36 ± 22
							957	477			90	109
na-ROK	Fi	8	sw pp BB	Lt	f	m	384	294	1,00	0,88	31 ± 20	39 ± 23
							1294	882			89	113
ga-SOG	Fi	15	LL	Lt	f	n-m	781	541	1,00	1,00	31 ± 16	41 ± 19
	Bu	13					1043	990			86	96
tb-FLO		10	BB-PP	Sl	f	n-m	636	268	1,00	0,85	45 ± 14	52 ± 16
	Fi	10					1236	512			89	114
FB-MIT	Bu/Fi	11	BB	Ls	f	m	898	349	1,00	1,00	41 ± 12	50 ± 13
	Bu	11	pp BB				2552	1007			85	107
hp-KRE	Fi	14	BB-H.GG	Lt	f	m	1203	773	1,00	1,00	42 ± 12	51 ± 14
	Fi	15					2126	1478			91	95
gw-BER	Fi	15	L.RR	Ls	g	m-h	1220	856	1,00	1,00	56 ± 13	64 ± 14
	Lä	15					2016	1536			96	111

BA: Baumart (Hauptbaumart an Waldklimastation), WG: Forstliche Wuchsgebietsgliederung (nach Gulder 2001), BT: Bodentyp (nach Bodenkundliche Kartieranleitung 2005), BS: Bodensubstrat, nFk: nutzbare Feldkapazität bis ca. 45 cm Bodentiefe (n: 60 < 140, m: 140 < 220, h: >220 [mm]), ND 2002/2003: Freilandniederschlag [mm], *oben* – Summe während der Vegetationszeit (April–September 2002/2003), *unten (kursiv)* – Jahressumme 2002/2003, TI 2002/2003: Trockenheitsindex (aktuelle Transpiration/potentielle Transpiration, mittlerer TI während der Vegetationsperiode in 2002, bzw. in 2003; LWF-BROOK90, Hammel und Kennel, 2001), O<sub>3</sub> 2002/2003: Ozonkonzentration [nl O<sub>3</sub> l<sup>-1</sup>], *oben* – Mittelwert und Standardabweichung in den Jahren 2002 und 2003, *unten (kursiv)* – Maximalwert während der Vegetationszeit in den Jahren 2002 und 2003; 2: Spessart-Odenwald (regionale natürliche Waldzusammensetzung nach Walentowski et al. 2004): Bu, 4: Fränkische Platte (Bu+Ei/HBu), 6: Frankenalp (Bu), 8: Frankenwald, Fichtelgebirge, Steinwald (Bu-Ta+Fi+[Elbh]), 9: Oberpfälzer Becken/Hügelland (Ei/Kie-Bu-Fi-[Ta]), 10: Oberpfälzer Wald (Bu-Ta-Fi), 11: Bayerischer Wald (Bu-Ta-Fi+Fi//Fi), 12: Tertiäres Hügelland (Bu-[Ta-Ei]+Fi), 13: Schwäbisch-Bayerische Schotterplatten- und Altmoränenlandschaft (Bu-[Ta]+Fi), 14: Schwäbisch-Bayerische Jungmoräne und Molassevorberge (Fi-Ta-Bu), 15: Bayerische Alpen (Bu-Ta-Elbh\Fi-Bu-Ta\Fi\Zir/Lä+Fi+Lä), Bu: Buche, Ei: Eiche, HBu: Hainbuche, Ta: Tanne, Fi: Fichte, Kie: Kiefer, Elbh: Edellaubhölzer, Zir: Zirbe, Lä: Lärche, La: Latsche,/: Mischungstypen, \/: Höhenzonierung, (): örtliches Vorkommen, BB: Braunerde, LL: Parabraunerde, DD: Pelosol, CF: Terra fusca, SS: Pseudogley, PP: Podsol, H.GG: Hanggley, L.RR: Lehmdzina, sw: schwach, ss: pseudovergleyt, ü: über, pp: posolig; Ls: sandiger Lehm, Tu: schluffiger Ton, Lu: schluffiger Lehm, Ut: toniger Schluff, St: toniger Sand, Sl: lehmiger Sand; n: niedrig, m: mittel, h: hoch.

Waldstandorten sind ausführlich dokumentiert (LWF 2002); die Daten zum Wasserhaushalt und zur Wasserverfügbarkeit wurden im Programm der Waldklimastationen routinemäßig gemessen oder modelliert (LWFBROOK90, Hammel und Kennel 2001, Tab. 2). Die phänologischen Parameter Austrieb und herbster Laubfall wurden entweder direkt auf der Waldfläche bestimmt oder über ein Temperaturmodell errechnet (Kramer 1994, 1995).

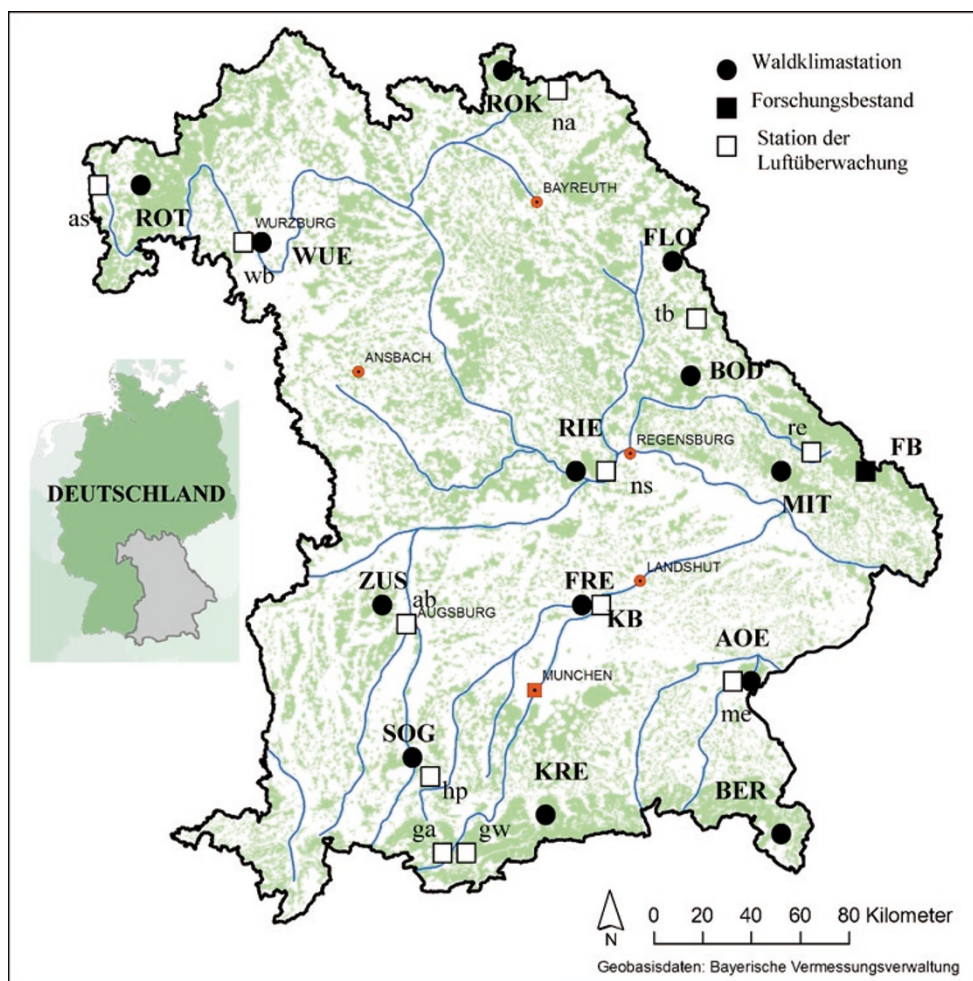
Die Parameter Bodentyp, Bodensubstrat, Bodendichte und nutzbare Feldkapazität werden zum einen zum Zweck einer umfassenden Standortcharakterisierung aufgeführt, zum anderen für die Parametrisierung bei der Ozonfluss-

modellierung im DO<sub>3</sub>SE-Modell (Abschn. 2.4) sowie bei der Beurteilung der daraus resultierenden Ergebnisse verwendet.

## 2.2 Berechnung der maximal zulässigen Ozonkonzentration (MPOC)

Das MPOC-Konzept (Grünhage et al. 2001; VDI 2002; Krause et al. 2003) ist ein empirisches, expositions-basiertes Modell, das aus stündlichen Ozonkonzentrationen eine Worst-case-Belastungssituation für Waldbäume ableitet. Die relative Risikobewertung für einen Bestand er-

**Abb. 1** Lage der ausgewählten Untersuchungsflächen in Bayern (Waldstandort und Station der bayerischen Luftüberwachung: kombinierte Flächenpaare); *schwarzer Kreis* (drei Großbuchstaben): Waldklimastation (Level-II-Flächen), *schwarzes Quadrat* (zwei Großbuchstaben): Forschungsfläche (KF TUM/SFB); *FB* (ECE-Monitoring, UBA/Nationalpark Bayerischer Wald); *weißes Quadrat* (zwei Kleinbuchstaben): Station der Luftüberwachung (LfU, DWD); *Schraffur*: Waldfläche



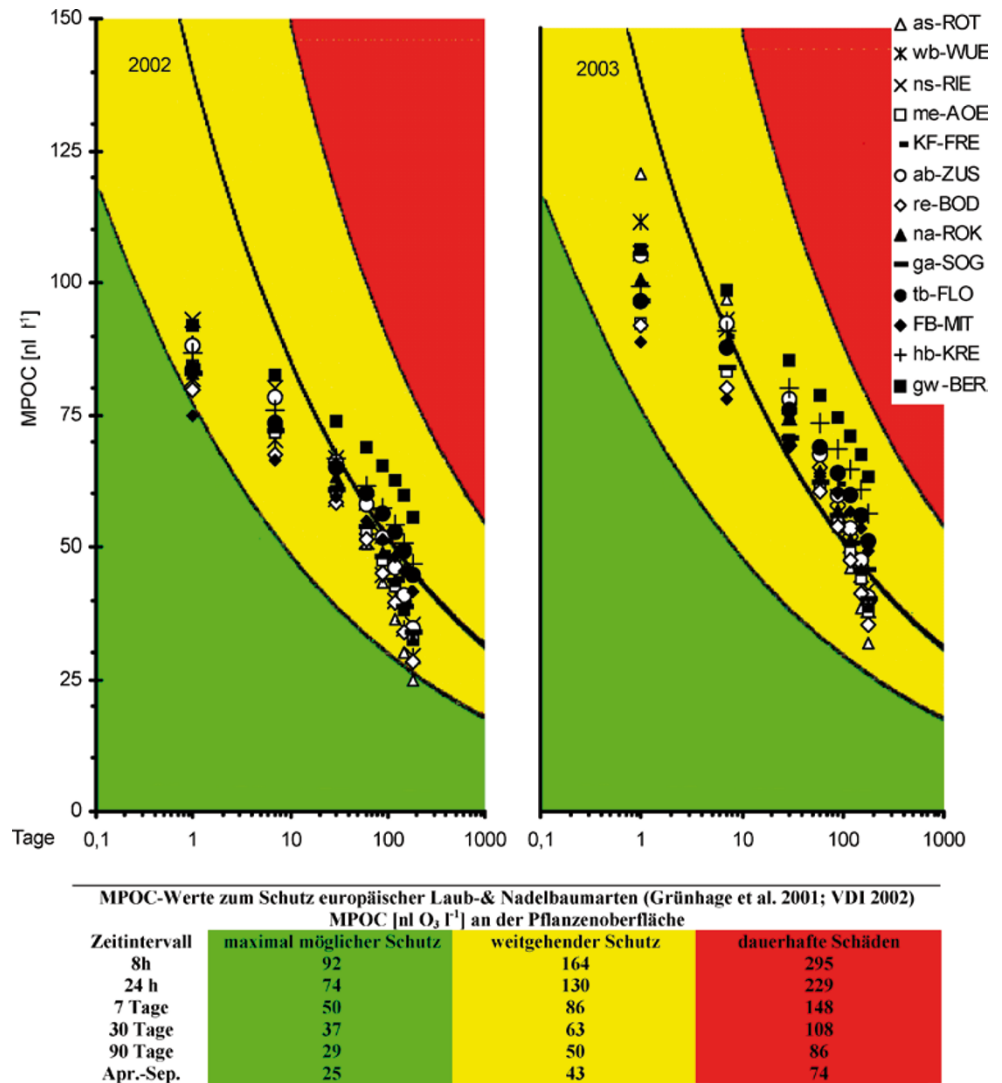
folgt durch den Vergleich von über definierte Zeiträume aggregierten Stundenmittelwerten der Ozonkonzentration am Kronendach mit einer Referenz-Dosis-Wirkungskurve, welche aus experimentellen Literaturquellen bis einschließlich dem Jahr 1999 abgeleitet wurde (Grünhage et al. 2001). Hieraus erfolgt eine konservative Risikoabschätzung insbesondere zeitlich begrenzter Ozonepisoden. Die Stundenmittelwerte der Ozonkonzentration innerhalb der Vegetationsperiode (April bis September) werden in absteigender Reihenfolge angeordnet. Aus dieser Reihung werden für unterschiedliche Zeitspannen (Stunden, Tage, Wochen, Monate, Vegetationsperiode) jeweils maximale Mittelwerte berechnet. Die ermittelten „maximal erlaubten Ozonkonzentrationen“ (MPOC) werden in drei Risikokategorien eingeteilt (Abb. 2) und liefern qualitative Aussagen zur Gefährdung von Bäumen je Kategorie (Grünhage et al. 2001): Bei der Risikokategorie „maximal möglicher Schutz“ (Abb. 2, grüner bzw. grauer Bereich) werden schädigende Effekte auf Pflanzen nach derzeitigem Wissensstand als unwahrscheinlich angesehen. Bei der Beurteilung „weitgehender Schutz“ (gelber bzw. weißer Bereich) wird eine kurzzeitige Reaktion auf die Ozon-

einwirkung als möglich erachtet (z. B. sichtbare Schäden, Beeinträchtigung von Wachstum, Ertrag, Photosynthese, Biodiversität). Bei der Risikokategorie „dauerhafte Schäden“ (roter bzw. schwarzer Bereich) werden direkte Effekte durch Ozon auf einzelne Pflanzen als wahrscheinlich angenommen (Schädigungen von Photosynthese, Wachstum, Reproduktion), die mit Beeinträchtigungen von Struktur und Funktion des jeweiligen Vegetationstyps (Artenzusammensetzung, genetische Variabilität, Nährstoffhaushalt) verbunden sind.

### 2.3 Berechnung des Critical Level $AOT40_{phen}$

Das Critical Level Konzept  $AOT40$  ( $AOT40$ , accumulated ozone exposure over a threshold of  $40 \text{ nl } [O_3] \text{ l}^{-1}$ ) basiert auf der Annahme, dass Ozonkonzentrationen bis zu  $40 \text{ nl } [O_3] \text{ l}^{-1}$  keine Schädigung an Waldbäumen in Europa auslösen. Um die externe Ozonexposition zu bestimmen, werden alle Ozonkonzentrationen auf Kronendachhöhe und während der Tageslichtstunden (Globalstrahlung im Stundenmittel  $>50 \text{ W s}^{-2}$ ) als Beurteilungsgrundlage herangezogen. Beginnend mit der Vegetationsperiode werden die Stundenmittelwerte

**Abb. 2** MPOC (maximal erlaubte O<sub>3</sub>-Konzentrationen) am Kronendach für unterschiedliche Zeitintervalle während der Vegetationsperiode (April–September) für die Jahre 2002 und 2003, Angaben für MPOC-Bereiche zum Schutz europäischer Laub- und Nadelbaumarten (nach Grünhage et al. 2001; VDI 2002); die MPOC-Werte werden in drei farbige Risikokategorien eingeteilt: Bei der Risikokategorie „maximal möglicher Schutz“ (*grüner Bereich* bzw. *grauer Bereich*) werden schädigende Effekte auf Pflanzen nach derzeitigem Wissensstand als unwahrscheinlich angesehen. Bei der Beurteilung „weitgehender Schutz“ (*gelber Bereich*) wird eine kurzzeitige Reaktion auf die Ozonwirkung als möglich erachtet. Bei der Risikokategorie „dauerhafte Schäden“ (*roter Bereich* bzw. *schwarzer Bereich*) werden direkte Effekte durch Ozon auf einzelne Pflanzen als wahrscheinlich angenommen. Detaillierte Informationen zu Ermittlung und Effekte siehe Material und Methoden, Abszisse: logarithmische Skalierung



kumuliert (Fuhrer und Achermann 1994). Mit AOT<sub>phen</sub> wird, anders als bei AOT<sub>40</sub>, die angenommene kritische, externe Ozonexposition nicht für eine modellhaft durchschnittliche Vegetationsperiode von April bis September berechnet, sondern die Phänologie (Zeitpunkte für Austrieb und herbstlichen Laubfall) an der jeweiligen Fläche für die Berechnung berücksichtigt. Eine solche Berechnungsgrundlage ist insbesondere für Hochlagen mit zum Teil deutlich verkürzten Vegetationsperioden geeignet (ab ca. 700 m ü. NN; AOT<sub>40phen</sub> ca. 25 ± 9 % geringer als AOT<sub>40</sub>, Daten nicht gezeigt). Bei Überschreitung des Critical Levels nach AOT<sub>40</sub> von 5 µl [O<sub>3</sub>] l<sup>-1</sup> h an der Blattoberfläche wird von einer ca. 5 %igen Wachstumseinbuße bei sensitiven Laubbäumen ausgegangen (UNECE 2004a; Karlsson et al. 2004). Dieser Critical Level ersetzt seit 2004 den bislang gültigen Wert von 10 µl [O<sub>3</sub>] l<sup>-1</sup> h mit einer prognostizierten Wachstumseinbuße von entsprechend 10 % (UNECE 1996; Ashmore und Davidson 1996; Fuhrer et al. 1997).

2.4 Berechnung des Critical Level AF<sub>st>1,6</sub>

Das Critical-Level-AF<sub>stY</sub>-Konzept (accumulated stomatal flux above a flux threshold Y) basiert auf der Erfassung des Ozonflusses über die Spaltöffnungen in die Pflanze und somit der tatsächlichen Ozonaufnahme und beschreibt damit die „interne“, phytomedizinisch relevante O<sub>3</sub>-Dosis (Matyssek et al. 2008). Die Bestimmung des stomatären Ozonflusses F<sub>st</sub> für Waldbäume bezieht sich auf die sonnenexponierte Belaubung (d. h. deren projizierte Blattfläche, PLA) in der obersten Baumkrone und berücksichtigt zusätzlich klimatische und standörtliche Bedingungen (u. a. Lufttemperatur, Wasserdampfdruckdefizit, Niederschlag, Wind, Einstrahlung, Bodeneigenschaften/Bodenwasserpotenzial, Phänologie). Die kritische aufgenommene Ozondosis während der Vegetationszeit entspricht der Summe des stündlichen stomatären Ozonflusses oberhalb 1,6 nmol O<sub>3</sub> m<sup>-2</sup> PLA s<sup>-1</sup>. Als provisorischer Schwellenwert wurde der AF<sub>st>1,6</sub> für Laub-



und Nadelbäume (accumulated stomatal  $O_3$  flux above a flux threshold of  $1,6 \text{ nmol } O_3 \text{ m}^{-2} \text{ PLA}$ ) während der Vegetationsperiode auf  $4 \text{ mmol } O_3 \text{ m}^{-2} \text{ PLA}$  festgelegt (Karlsson et al. 2004; UNECE 2004a). Bei Überschreitung des Critical Level  $AF_{s>1,6}$  geht das Modell von einer ca. 5%igen Wachstumseinbuße aus (UNECE 2004a; Karlsson et al. 2004).

Die flussbasierte Ozonaufnahme bzw. der  $AF_{stY}$ -Index wird mittels des  $DO_3SE$ -Modells berechnet (deposition of ozone and stomatal exchange), einem multiplikativen Modell nach Jarvis (1976), adaptiert nach Emberson et al. (2000a,b, 2007), parametrisiert nach Nunn et al. (2005) und modifiziert nach Baumgarten et al. (2009).

Die Inputgrößen zu Klima und Boden-/Wasserhaushaltsparametern für das  $DO_3SE$ -Modell gehen weitgehend in die Gleichungen zur Berechnung der verschiedenen Oberflächenwiderstände bzw. der Leitfähigkeiten und letztlich zur Berechnung der stomatären Leitfähigkeit für Ozon ein. Die phänologischen Daten sind nötig zur Beurteilung des Blattalters bzw. zur Kalkulation ab Beginn der Transpiration bzw. dem Beginn der tatsächlichen Vegetationsperiode für den jeweiligen Standort. Nicht gemessene Parameter wie z. B.  $g_{max}$ ,  $f_{min}$ ,  $f_{phen_{a-c}}$ ,  $f_{light}$ ,  $f_{temp_{min,max,opt}}$ ,  $f_{VPD_{min}}$  und  $f_{SWP_{max,min}}$  wurden für die jeweilige Baumarten (in diesem Fall Buche) aus entsprechenden Ergebnissen in der Fachliteratur rekrutiert (Emberson et al. 2001, 2000a, 2007; Nunn et al. 2002, 2005).

## 2.5 Ozonbedingte Schädigung der Belaubung

Im Rahmen von ICP-Forest, dem europäischen Programm zur Überwachung von Waldschäden, werden seit 2001 EU-weit an den Level-II-Standorten (Waldklimastationen) sichtbare, durch Ozon hervorgerufene Blattschäden von Waldbäumen kartiert (UNECE 2002). Hierfür wird ein Kartierschlüssel genutzt, welcher ozonbedingte Effekte von biotischen und weiteren abiotischen Effekten unterscheidet (UNECE 2004b). Für die Studie wurden insgesamt acht Standorte (sechs Waldklimastationen und zwei Forschungsstandorte) auf ozonbedingte Blattsymptome geprüft – für die anderen Standorte liegen keine Daten hierzu vor. Die Erhebung wurde an sonnenexponierter Belaubung im oberen Kronendrittel von fünf dominanten Buchen durchgeführt (jährlich je Baum fünf Äste im Zeitraum Juli/August). An den ausgewählten Ästen wurden jeweils 20 bis 40 Blätter bonitiert: Als typische, makroskopisch sichtbare ozonbedingte Blattsymptome galten purpur-rötliche, gelbliche oder schwarze Punkte (Stippling) oder flächige Verfärbungen (z. B. Bronzing) zwischen den Blattadern. Gegen Ende der Vegetationsperiode sind vorzeitig Vergilbung und Blattfall möglich. Es wurden vier Schadklassen festgelegt (Tab. 3). Am Forschungsstandort Forellenbach (FB) wurde eine qualitative Bonitur der Blattsymptomatik an fünf Buchen und jeweils zwei Ästen nach der oben beschriebenen Methodik

**Tabelle 3** Ozonbedingte Blattsymptome an Buchen und vorzeitiger (ozonunabhängiger) Laubverlust (in Prozent, Gesamtblattverlust und Schadstufe 2 bzw. 3 + 4; Buche: FRE, KF, SOG, FB, MIT; Eiche: WUE, RIE, Bergmischwald: KRE) an ausgewählten Untersuchungsflächen für die Jahre 2002 und 2003

Nr.	Fläche	Ozonsymptome*		Blattverluste**	
		2002	2003	2002	2003
2	WUE	0	0	13,2//0/3,1	16,2//4,6/3,1
5	RIE	0	–	20,7//15,3/0	20,0//13,6/0
9	KF***	0,8	2	–	–
9	FRE	0	0	15,8//4,2/0	18,8//12,5/0
15	SOG	0	0	23,5//21,4/2,9	24,9//21,4/2,9
17	FB****	Nein	Ja	25 ± 11 n=45 14.08	33 ± 11 n=39 4.08
17	MIT	0	0	20,2//15,6/0	20,2//17,2/3
18	KRE	0	0	23,9//27,2/0	25,9//40,9/0

\* Schadstufe 0: keine Schäden, 1:1–5% der Oberfläche geschädigt, 2:6–55% geschädigt, 3:51–100% geschädigt

\*\* Blattverlust insgesamt in Prozent (*kursiv*)/Schadstufe 2 in Prozent/Schadstufe 3 + 4 in Prozent; Schadstufe 0: Laubverlust 0–10% – ohne Schadmerkmale, 1:11–25% – schwach geschädigt oder „Warnstufe“, 2:26–60% mittelstark geschädigt, 3:61–99% – stark geschädigt, 4:100% – abgestorben

\*\*\* Schädigungszustand wurde nach Prozentanteilen geschädigter Blattfläche zur Gesamtblattfläche bestimmt, Blattverlust wurde durch Zählung an ausgewählten Ästen bestimmt

\*\*\*\* Schädigungszustand wurde qualitativ bestimmt (ja/nein), Gesamtblattverluste in Prozent inklusive Standardabweichung

durchgeführt. Am Forschungsstandort Kranzberger Forst (KF) wurden ozonbedingte Blattschäden an fünf Buchen, jeweils an fünf sonnenexponierten Ästen, zwischen Ende Mai bis zum herbstlichen Laubfall in zweiwöchentlichen Abständen bonitiert (nach Innes et al. 2001). Als ozonbedingte Blattschäden gelten, nach Ausschluss biotischer oder anderer abiotischer Schäden, Chlorosen und/oder Nekrosen in den Interkostalfeldern zwischen den Blattadern. Der Schädigungsgrad der Blätter wurde nach Prozentanteilen geschädigter Blattfläche zur Gesamtblattfläche bestimmt (Nunn et al. 2002, 2005).

## 2.6 Kronenverlichtung

Die Bewertung des Kronenzustands erfolgt über eine visuelle Abschätzung der Kronentransparenz im Vergleich zu einem „typischen Referenzvergleichsbaum“, der einen theoretischen Optimalzustand der Belaubung aufweist (Sanasilva 1990). Gemäß der Klassifizierungsmethode zur terrestrischen Kronenzustandserhebung (UNECE 1998) erfolgt die Abschätzung der Kronenverlichtung für den oberen Kronenbereich und wird an mindestens 35 Bäumen innerhalb eines Bestandes im Zeitraum Juli/August durchgeführt. Die Belaubungsverluste werden in 5%-Stufen im Verhältnis zum „Referenzbaum“ abgeschätzt; Vergilbungs-

erscheinungen, Besonderheiten im Kronenraum und mögliche ursächliche biotische oder abiotische Faktoren werden zusätzlich erfasst. Der Grad der Kronenverlichtung wird in fünf Schadstufen eingeteilt (Tab. 3). Die Abschätzung der Kronentransparenz ist ein nichtozonspezifischer Parameter der Waldzustanderhebung, der an Dauerbeobachtungsflächen und den Waldklimastationen routinemäßig bestimmt wird und der für diese Studie Informationen zu einem möglichen vorzeitigen Blattverlust liefert.

Am Forschungsstandort KF wurde ein vorzeitiger Blattverlust während der Vegetationsperiode in zweiwöchentlichen Abständen an fünf Ästen von jeweils fünf Buchen in Sonnen- und Schattenkrone durch Zählung bestimmt.

### 3. Ergebnisse

#### 3.1 Vergleichende Bewertung der Ozonsituation: mittlere und maximale Ozonkonzentration

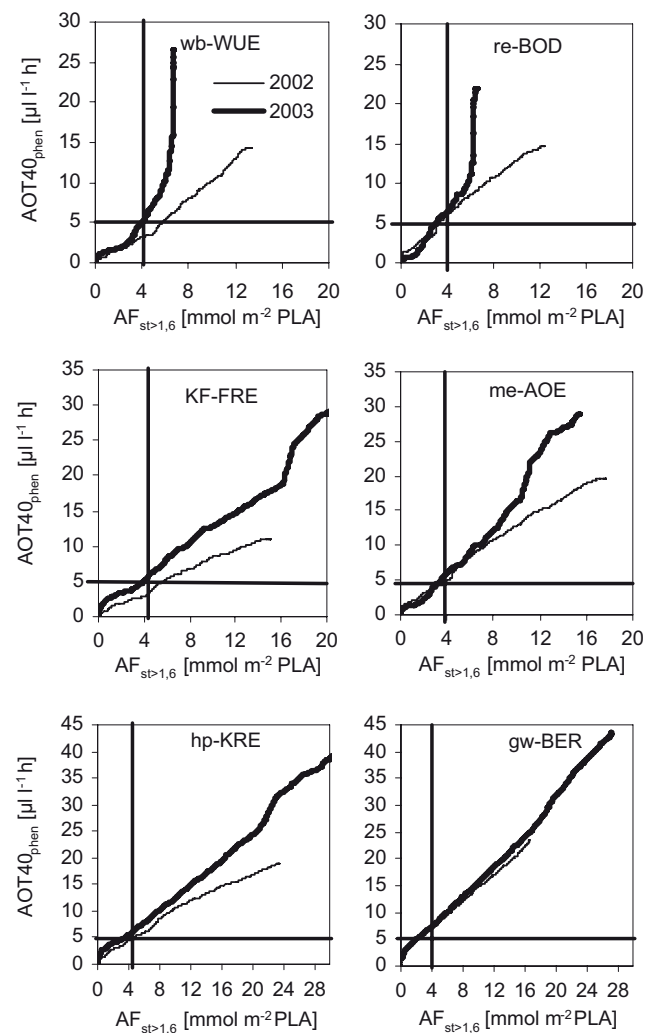
Die Ozonregime in den beiden Jahren 2002 und 2003 waren deutlich unterschiedlich. Die mittlere Ozonkonzentration während der Vegetationszeit (Tab. 2) betrug im Jahr 2002 an allen Flächen durchschnittlich  $34,8 \text{ nl O}_3 \text{ l}^{-1}$ , im Jahr 2003 wurden mit  $42,8 \text{ nl O}_3 \text{ l}^{-1}$  im Mittel  $23 \%$  ( $\pm 6 \%$ ) höhere Werte gemessen als 2002. Die mittlere Ozonkonzentration stieg in beiden Jahren mit der Höhenlage, mit den jeweils höchsten Vegetationsperiodenmittelwerten über  $40 \text{ nl O}_3 \text{ l}^{-1}$  2002 bzw. über  $50 \text{ nl O}_3 \text{ l}^{-1}$  2003 auf den Flächen ab ca.  $1000 \text{ m}$  ü. NN (FB-MIT, hp-KRE, gw-BER). 2002 lagen die Maxima der stündlich aufgezeichneten Ozonkonzentration auf allen Flächen um  $90 \text{ nl O}_3 \text{ l}^{-1}$ , 2003 bei ca.  $110 \text{ nl O}_3 \text{ l}^{-1}$  (Tab. 2).

##### 3.1.1 MPOC

Die MPOC-Indices (Abb. 2) lagen in beiden Jahren 2002 und 2003 für alle berechneten Zeiträume (24 h bis gesamte Vegetationszeit von April–September) und alle Flächen im Risikobereich „weitgehender Schutz“ (gelber bzw. weißer Bereich). Hierbei wird von einem mäßigen Risiko mit möglichen direkten, jedoch nicht dauerhaften Ozonschäden für Waldbäume ausgegangen. MPOC-Maxima wurden 2003 ermittelt, und insbesondere für Hochlagen (gw-BER, hp-KRE) ist eine Tendenz zum Risikobereich „dauerhafte Schäden“ (roter bzw. schwarzer Bereich) erkennbar.

##### 3.1.2 Die Critical-Level-Modelle – $AOT40_{phen}$ und $AF_{st>1,6}$

**$AOT40_{phen}$**  Der Critical Level  $AOT40_{phen}$  lag 2002 und 2003 auf allen Flächen deutlich über dem Schwellenwert von  $5 \mu\text{l O}_3 \text{ l}^{-1} \text{ h}$  (Abb. 3). Der Schwellenwert wurde 2002 im Mittel um  $250 \%$  überschritten. Maxima wurden auf den Flächen ns-RIE ( $24,3 \mu\text{l O}_3 \text{ l}^{-1} \text{ h}$ ), tb-FLO ( $23,6 \mu\text{l O}_3 \text{ l}^{-1} \text{ h}$ ), gw-BER



**Abb. 3**  $AOT40_{phen}$  (accumulated ozone exposure over a threshold of  $40 \text{ nl O}_3 \text{ l}^{-1}$  for the effective growing season) und  $AF_{st>1,6}$  (accumulated stomatal flux above a flux threshold of  $1,6 \text{ nmol O}_3 \text{ m}^{-2} \text{ PLA}$ ) für die Flächenpaare während einer Vegetationsperiode für die Jahre 2002 und 2003, *dünne Linie*: Critical Level für  $AOT40 = 5 \mu\text{l O}_3 \text{ l}^{-1} \text{ h}$ , *dicke Linie*: Critical Level für  $AF_{st>1,6} = 4 \text{ mmol O}_3 \text{ m}^{-2} \text{ PLA}$

( $23,5 \mu\text{l O}_3 \text{ l}^{-1} \text{ h}$ ) ermittelt. Im Jahr 2003 waren die Werte im Mittel auf allen Flächen um ca.  $80 \pm 40 \%$  höher als 2002. Der Schwellenwert wurde 2003 im Mittel um  $500 \%$  überschritten. Die höchsten Werte wurden auf den Flächen gw-BER ( $43,7 \mu\text{l O}_3 \text{ l}^{-1} \text{ h}$ ), hp-KRE ( $39,2 \mu\text{l O}_3 \text{ l}^{-1} \text{ h}$ ) und ab-ZUS ( $37,3 \mu\text{l O}_3 \text{ l}^{-1} \text{ h}$ ) ermittelt.

**$AF_{st>1,6}$**  Der Critical Level  $AF_{st>1,6}$  ( $4 \text{ mmol O}_3 \text{ m}^{-2} \text{ PLA}$ ) wurde ebenso wie der  $AOT40_{phen}$  in beiden Jahren 2002 und 2003 auf allen Flächen deutlich überschritten (Abb. 3), im Mittel um den Faktor 3 (2002 2- bis 5-fach, 2003 1- bis 7-fach). Im Gegensatz zum  $AOT40_{phen}$  war der  $AF_{st>1,6}$  im stärker ozonbelasteten Jahr 2003 (ca.  $20 \%$  höhere mittlere Ozonkonzentrationen) nicht einheitlich höher als 2002. Die höchsten Werte wurden 2002 für die Flächen hp-KRE

**Tabelle 4** Zeitraum ab Austriebsbeginn bis zur Überschreitung der jeweiligen Critical Level (CL) Schwellenwerte für AOT40 und für AF<sub>st>1,6</sub> an den Flächenpaaren für die Jahre 2002 und 2003 (prozentualer Anteil der Tage an der Gesamtvegetationszeit), Anzahl der Tage an denen der Critical Level für AF<sub>st>1,6</sub> früher überschritten wird als der Critical Level für AOT40 für die Jahre 2002 und 2003

Kombiniertes Flächenpaar	Prozentanteil der Tage an der Vegetationszeit ab Austrieb bis zur Überschreitung des CL AOT40 <sub>phen</sub>		Prozentanteil der Tage an der Vegetationszeit ab Austrieb bis zur Überschreitung des CL AF <sub>st&gt;1,6</sub>		Anzahl der Tage, an denen der CL AF <sub>st&gt;1,6</sub> früher (+) bzw. später (-) überschritten wird als der CL AOT40 <sub>phen</sub>	
	2002	2003	2002	2003	2002	2003
as-ROT	–	26	–	23	–	5
wb-WUE	32	23	23	23	14	0
ns-RIE	19	17	20	18	–2	–2
me-AOE	22	20	22	22	0	–4
KF-FRE	34	21	26	21	13	0
ab-ZUS	20	19	15	12	8	13
re-BOD	24	21	26	16	–4	8
na-ROK	22	17	21	14	1	6
ga-SOG	30	31	32	27	–4	6
tb-FLO	19	16	14	16	8	–1
FB-MIT	34	23	23	18	16	8
hp-KRE	21	19	14	15	11	8
gw-BER	13	10	14	11	–2	–2

(23,3 mmol O<sub>3</sub> m<sup>-2</sup> PLA), tb-FLO (22,5 mmol O<sub>3</sub> m<sup>-2</sup> PLA) und ab-ZUS (20,8 mmol O<sub>3</sub> m<sup>-2</sup> PLA) und 2003 für die Flächen hp-KRE (30,8 mmol O<sub>3</sub> m<sup>-2</sup> PLA), gw-BER (27,3 mmol O<sub>3</sub> m<sup>-2</sup> PLA) und KF-FRE (23,0 mmol O<sub>3</sub> m<sup>-2</sup> PLA) ermittelt.

### 3.1.3 Zeitpunkt der Schwellenwertüberschreitung

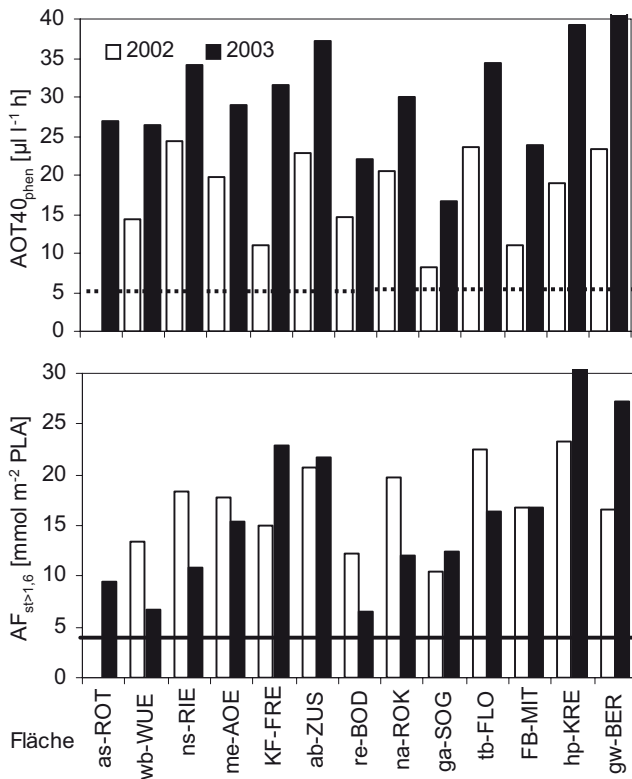
Die Dauer der Vegetationsperiode auf den untersuchten Flächen betrug 2002 im Mittel 165 ± 10 Tage und 2003 177 ± 12 Tage. Die Überschreitung der Schwellenwerte von AOT40<sub>phen</sub> und AF<sub>st>1,6</sub> erfolgten 2002 im Mittel 40 ± 11 bzw. 35 ± 10 Tage und 2003 36 ± 9 bzw. 32 ± 8 Tage nach Beginn des Austriebs, d. h. nach nur rund 20 % der Vegetationsperiode. Am frühesten in beiden Jahren (27 Tage nach Beginn der Vegetationsperiode) erfolgte die Schwellenwertüberschreitung auf Flächen oberhalb ca. 1000 m ü. NN. In beiden Jahren wurde der Schwellenwert von AF<sub>st>1,6</sub> auf den meisten Flächen im Mittel neun Tage früher überschritten als jener von AOT40<sub>phen</sub>, auf den restlichen Flächen erfolgte die Überschreitung ungefähr zum gleichen Zeitpunkt (Tab. 4).

### 3.1.4 Vergleich von AOT40<sub>phen</sub> und AF<sub>st>1,6</sub>

Abhängig von den Standorts- und Klimabedingungen lieferten die beiden Critical-Level-Konzepte AOT40<sub>phen</sub> und AF<sub>st>1,6</sub> zum Teil eine sehr unterschiedliche Risikoeinschätzung. In Abb. 4 sind der Verlauf von AOT40<sub>phen</sub> vs. AF<sub>st>1,6</sub> vom Beginn bis zum Ende der Vegetationszeit 2002 und 2003 beispielhaft für sechs Standorte dargestellt. Ausgewählt wurden je zwei Flächenpaare, welche typisch für eher geringe, mittlere bzw. hohe Niederschlagseinträge (während der Vegetationsperiode) und niedrige nutzbare Feldkapazi-

täten sind (wb-WUE und re-BOD, KF-FRE und me-AOE bzw. hp-KRE und gw-BER, siehe Tab. 2). Im eher feuchten Jahr 2002, mit einem mittleren jährlichen Freilandniederschlag auf allen Untersuchungsflächen von 1367 ± 529 mm (April–September 688 ± 278, Juni–August 406 ± 177, siehe Tab. 2), führten die beiden Konzepte zu ähnlichen Ergebnissen, unabhängig von den Standortscharakteristika (außer Ozonsituation): AOT40<sub>phen</sub> vs. AF<sub>st>1,6</sub> verlief mit weitgehend linearer Steigung (Abb. 4). Im Trockenjahr 2003 dagegen, mit einem gegenüber 2002 nur beinahe halb so hohen (58 ± 16 %) mittleren jährlichen Freilandniederschlag von 810 ± 367 mm (April–September 403 ± 203, Juni–August 214 ± 111, siehe Tab. 2), lieferte das AF-Konzept eine differenziertere und realistischere Risikoeinschätzung als AOT40<sub>phen</sub>. Ähnlich zur Ozonkonzentration (Tab. 2) stieg 2003 der AOT40<sub>phen</sub> kontinuierlich im Gegensatz zu AF<sub>st>1,6</sub> an, wobei sich abhängig von Niederschlagsmenge und Wasserverfügbarkeit im Boden zwei verschiedene Reaktionen für AF<sub>st>1,6</sub> unterscheiden ließen (Abb. 4):

- Reduzierte stomatare Ozonaufnahme an eher trockenen Standorten und gegebenenfalls eingeschränkter Wasserverfügbarkeit (Standorttyp trocken: eher niedrige nutzbare Feldkapazität, geringe Niederschlagseinträge um 200–300 mm April bis September, Transpirationseinschränkung [ab TI ≤ 0,90, mehr als 30 Tage während der Vegetationsperiode z. T. deutlich unter 0,7 (Daten nicht gezeigt)]; as-ROT, wb-WUE, ns-RIE, re-BOD, na-ROK, tb-FLO).
- Hohe stomatare Ozonaufnahme an feuchten Standorten mit hoher Wasserverfügbarkeit (Standorttyp medium: mittlere bis niedrige nutzbare Feldkapazität, mittlere Niederschlagseinträge ca. 300–500 mm April bis September, Transpirationseinschränkung [ab TI ≤ 0,90, mehr als 30 Tage während

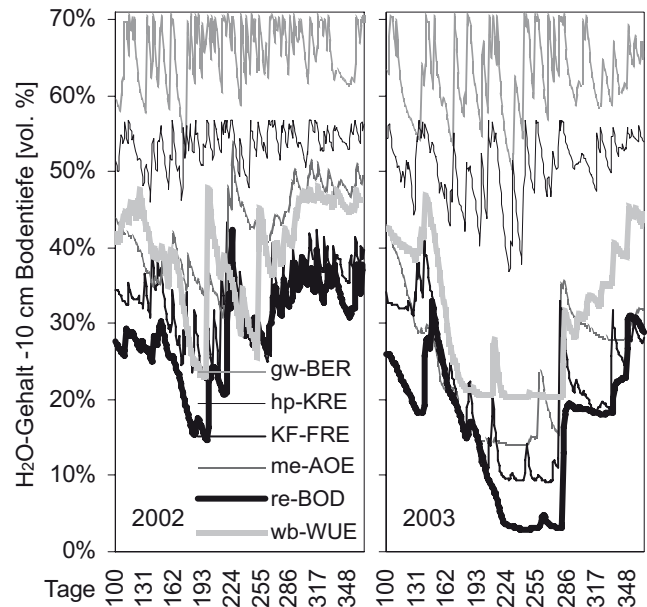


**Abb. 4** Verlauf von stündlich akkumulierendem  $AF_{st-1.6}$  versus  $AOT_{40_{phen}}$  an ausgewählten Flächenpaaren während der Vegetationszeit der Jahre 2002 und 2003; vertikale und horizontale Linien: Critical Level für  $AOT_{40} = 5 \mu l [O_3] l^{-1} h$ , bzw. Critical Level für  $AF_{st-1.6} = 4 \text{ mmol } O_3 \text{ m}^{-2} \text{ PLA}$ . Ausgewählt wurden je zwei Flächenpaare für die jeweiligen Standortstypen: wb-WUE und re-BOD: Typ „trocken“, KF-FRE und me-AOE: Typ „medium“, hp-KRE und gw-BER: Typ „nass“ (vgl. Abb. 5)

der Vegetationsperiode unter 0,7 (Daten nicht gezeigt); me-AOE, KF-FRE, ab-ZUS, FB-MIT; Standorttyp nass: mittlere [bis hohe] nutzbare Feldkapazität, hohe Niederschlagsereignisse > 500 mm April bis September, keine Transpirationseinschränkung; ga-SOG, hp-KRE, gw-BER).

An Standorten des Typs „trocken“ kam es mit Einsetzen länger anhaltender Trockenheit bei entsprechend eingeschränkter Wasserverfügbarkeit und Transpiration nur noch zu einer geringfügigen Ozonaufnahme (Abb. 4, Standorte wb-WUE, re-BOD). Die modellierten Wassergehaltswerte im Boden (bis 10 cm Tiefe Mineralboden, modelliert mit LWF-BROOK90, Hammel und Kennel 2001, Abb. 5) sanken mit einsetzender Trockenheit um z. T. mehr als 20 Vol.-% auf 20 bzw. >5 % ab, auch tiefere Bodenschichten (bis 40 cm) waren stark ausgetrocknet (Daten nicht gezeigt).

An Standorten des Typs „medium“ mit mittlerer Wasserverfügbarkeit kam es bei einsetzender Trockenheit zu einer zeitweisen Transpirationseinschränkung und somit zu verringerter Ozonaufnahme (Abb. 4, Standorte KF-FRE, me-AOE). Die Wassergehalte (bis 10 cm Tiefe Mineralboden, modelliert mit LWF-BROOK90, Hammel und Kennel 2001,



**Abb. 5** Bodenwassergehaltswerte (Vol.-%) an ausgewählten Flächenpaaren für die Jahre 2002 und 2003 (Tag 100 bis zum Jahresende, bis –10 cm Tiefe Mineralboden, modelliert nach LWF-BROOK90, Hammel und Kennel 2001). Ausgewählt wurden je zwei Flächenpaare für die jeweiligen Standortstypen: wb-WUE und re-BOD: Typ „trocken“ – eingeschränkte Wasserverfügbarkeit, Wassergehaltswerte z. T. um mehr als 20 Vol.-% auf 20 bzw. >5 % absinkend, auch tiefere Bodenschichten (bis –40 cm) stark ausgetrocknet; KF-FRE und me-AOE: Typ „medium“ – mittlere Wasserverfügbarkeit, Wassergehaltswerte z. T. auf 10 Vol.-% absinkend, Kurzregenereignisse und/oder Wasserspeicher in anderen Bodenschichten; hp-KRE und gw-BER: Typ „nass“ – hohe Wasserverfügbarkeit, hohe Niederschlagsereignisse und Wasserreserven im Boden, Wassergehaltswerte nicht unter 40 Vol.-%

siehe Abb. 5) sanken ebenfalls z. T. auf 10 Vol.-% ab. Kurzregenereignisse und/oder Wasserspeicher in anderen Bodenschichten (Daten nicht gezeigt) führten aber, z. T. trotz anhaltender Trockenheit, wieder zu deutlicher Transpiration und erhöhter stomatärer Ozonaufnahme (Abb. 4).

An Standorten des Typs „nass“ mit hoher Wasserverfügbarkeit kommt es aufgrund hoher Niederschlagsereignisse und Wasserreserven im Boden zu keiner nennenswerten Transpirationseinschränkung und somit zu hoher stomatärer Ozonaufnahme (Abb. 4, Standorte hp-KRE, gw-BER). Die modellierten Wassergehaltswerte (bis 10 cm Tiefe Mineralboden, modelliert mit LWF-BROOK90, Hammel und Kennel 2001, siehe Abb. 5) sanken nie unter 40 Vol.-%. Zeitweise Trockenereignisse zeigten sich nur durch ein kurzzeitiges starkes Absinken der Wassergehaltswerte (z. T. bis 15 Vol.-%) in der organischen Auflage (Daten nicht gezeigt).

### 3.1.5 Symptome der Belaubung

Im Jahr 2002 wurden ozonbedingte Blattsymptome (an Buche) in geringer Ausprägung (Schäden an 0,8 % der Ge-

samtblattfläche) nur auf der Fläche Kranzberger Forst (KF) und im Jahr 2003 auf den Flächen KF (2 % der Gesamtblattfläche, 2002 und 2003 nicht signifikant unterschiedlich) und Forellenbach (FB, keine quantitative Angabe) festgestellt (Tab. 3).

Eine verstärkte Kronenverlichtung durch vorzeitigen Laubverlust (nicht zwingend ozonbedingt), auffällig abweichend vom langjährigen Durchschnitt bei den Waldzustandserhebungen (Daten nicht gezeigt), konnte in keinem Jahr auf keiner Fläche beobachtet werden (Tab. 3).

#### 4 Diskussion

Für Bayerns Wälder wurde sowohl im klimatisch durchschnittlichen, eher feuchten Jahr 2002 als auch im extremen Trockenjahr 2003 gemäß den verwendeten Beurteilungskonzepten ein hohes Risiko für Wuchsbeeinträchtigung durch die Ozonbelastung festgestellt. Die MPOC-Indices prognostizierten in beiden Jahren ein mäßiges Risiko für Laub- und Nadelbäume mit potenziellen Schädigungen an der Belaubung und/oder Beeinträchtigung des Wachstums. Bei erhöhten Ozonkonzentrationen zeigte sich bei den Hochlagenstandorten und im Jahr 2003 eine Tendenz zum Risikobereich „dauerhafte Schäden“. Bei AOT40<sub>phen</sub> und AF<sub>st>1,6</sub> wurden die jeweiligen Schwellenwerte, ab welchem 5%ige Wachstumseinbußen prognostiziert werden, in beiden Jahren deutlich, z. T. um das 4- bis 8-fache, überschritten. Ozonbedingte Blattschäden ließen sich nicht oder nur in sehr geringem Ausmaß feststellen.

Der Bedeutung der Ergebnisse und Schlussfolgerungen aus der vorliegenden Studie kann mit dem gleichen Anspruch auf Übertragbarkeit gemessen und in den gleichen Maßstab eingeordnet werden, wie sie auch für die Nutzbarkeit und Aussagekraft der auf der Basis von Untersuchungen an den Waldklimastationen bzw. aus dem EU-Level-II-Flächenmessnetz erhobenen Daten gelten.

Eine ozonabhängige, mehrfaktorielle, statistisch abgesicherte Auswertung der Zuwachsdaten ist weiterhin eine Herausforderung für die notwendige Validierung der Modellergebnisse in Freilandstudien.

##### 4.1 Beurteilung der Bewertungsmethoden

Die externe Ozonexposition (MPOC, AOT40) ist phytomedizinisch wenig aussagekräftig, da letztlich nur die von der Pflanze tatsächlich aufgenommene Ozondosis schädigend wirken kann (Skärby et al. 2004; Matyssek et al. 2008). Die exponierungsbasierten Konzepte sind somit nicht mechanistisch und vernachlässigen den Einfluss von Klima- und Standortfaktoren auf eine mögliche Ozonwirkung. MPOC und AOT40 lassen zudem Baumart, Klima, Standort, die tatsächliche Phänologie und auch den Zeitpunkt und die

Umstände bei Auftreten erhöhter Ozonkonzentrationen unberücksichtigt. Beide Konzepte werden deshalb in internationalen Fachkreisen kontrovers diskutiert (Ashmore et al. 2004; Krause et al. 2005; Matyssek et al. 2007b). Die hauptsächlich in Deutschland angewandte MPOC-Methode wurde bisher nicht in EU-weite Monitoringprogramme integriert. Das Critical-Level-Konzept für AOT40<sub>phen</sub> geht von einer unschädlichen Hintergrundozonkonzentration von 40 nl l<sup>-1</sup> aus, beachtet den Austriebszeitpunkt bei der Bestimmung der externen Ozonexposition und erfasst die empfindlichste Baumart ohne Berücksichtigung von Bestandestypen und Umgebungsbedingungen (Matyssek und Innes 1999; Uddling et al. 2004). Aus verschiedenen Studien geht hervor, dass die Bestimmung des AOT40 vor allem zu einer Überschätzung des Risikos führen kann (Paoletti 2006; Ferretti et al. 2007; Matyssek et al. 2007b). Die UNECE wird nur so lange am derzeitigen AOT40-Konzept zur Risikoabschätzung für europäische Waldbäume festhalten, bis validierte Modelle für eine realistischere Bewertung verfügbar sein werden (UNECE 2003, 2005).

Das AF<sub>st>1,6</sub>-Konzept kalkuliert den stomatären Widerstand bei einer Baumart (in diesem Fall Buche) unter Einbeziehung einer Reihe von klimatischen, standörtlichen und phänologischen Parametern und lässt auf die phytomedizinisch relevante, aufgenommene Ozondosis schließen. Der Schwellenwert von AF<sub>st>1,6</sub> für Waldbäume ist noch als provisorisch anzusehen, solange die Datenbasis aus Freilanduntersuchungen begrenzt ist. In internationalen Fachkreisen wird die flussbasierte stomatäre Ozonaufnahme für eine Risikoabschätzung befürwortet (z. B. UNECE 2003, 2005; Palitzsch et al. 2005; Musselman et al. 2006; Matyssek et al. 2008, 2009).

Der Vergleich von AF<sub>st>1,6</sub> mit AOT40<sub>phen</sub> zeigte bei Anwendung des AF<sub>st>1,6</sub>-Konzeptes insbesondere bei Trockenheit im Jahr 2003 deutlich differenziertere, standortabhängige Resultate für die Risikobewertung als das AOT40-Konzept.

Ausschlaggebend für die tatsächlich aufgenommene Ozondosis waren v. a. Parameter des Wasserhaushalts wie Niederschlagseintrag, Bodeneigenschaften und Wassergehalt bzw. -verfügbarkeit im Boden. Hohe Einstrahlung ist sowohl Triebkraft für Wasserlimitierung als auch für eine erhöhte Ozonbelastung. Auf wasserlimitierten, trockeneren Standorten ist von einer eingeschränkten Transpiration mit einer Erhöhung des stomatären Widerstandes auszugehen, gleichzeitig aber kommt es so indirekt auch zu einer geringen Ozonaufnahme. Aus der ozonflussbasierten Modellierung geht somit hervor, dass es, je nach Wasserverfügbarkeit, sowohl zu einer faktoriellen Einzelwirkung wie auch zu synergistischen oder auch antagonistischen Wirkungen der Einflussparameter Trockenheit und Ozonbelastung auf die Bäume kommen kann (Matyssek et al. 2006). Zur Trockenheit neigende Standort wiesen wegen der einge-

schränkten Transpiration größtenteils eine geringere Ozonaufnahme auf als Standorte mit hoher Wasserverfügbarkeit und hoher Transpiration und somit hoher Ozonaufnahme. Sowohl Transpirationseinschränkung bei Trockenheit mit geringerer Ozonaufnahme als auch hohe Ozonaufnahme bei uneingeschränkter Transpiration und guter Wasserversorgung können die Produktivität durch verminderte Photosyntheseleistung durch verminderte CO<sub>2</sub>-Fixierung einerseits oder durch notwendige Entgiftungskosten oder strukturelle Schäden durch hohe interne Ozondosen andererseits senken.

#### 4.2 Potenzielle Mechanismen der Ozonempfindlichkeit

Trockenheit kann durch den vermehrten Spaltöffnungsschluss vor O<sub>3</sub>-Aufnahme schützen, jedoch auch die O<sub>3</sub>-Empfindlichkeit der Bäume verändern (Löw et al. 2006, 2007). Dabei ist die Empfindlichkeit pro tatsächlich aufgenommener Ozondosis entscheidend (Matyssek et al. 2008).

Veränderte Empfindlichkeiten treten auch abhängig vom Baum- bzw. Bestandesalter oder innerhalb einer Vegetationsperiode auch abhängig vom Alter der Belaubung auf. Hohe Ozondosen bereits zu Beginn der Vegetationszeit während der Differenzierungsphase der Belaubung können zu Schädigungen oder auch Anpassungsmechanismen der Blätter führen (Matyssek und Sandermann 2003). Unabhängig von Trockenheit oder Ozonbelastung konkurrieren die „strukturellen Kosten“ für Transpirationsschutz/-einschränkung oder für Entgiftungsmechanismen mit der Produktion.

Bislang ist ein konkreter Nachweis ozonbedingter Produktionseinbußen in Wäldern unter Freilandbedingungen zur Modellvalidierung immer noch schwierig. Produktionsbedingungen werden dort durch gleichzeitig wirksame, sich dynamisch verändernde Umweltbedingungen stark überlagert. Die Langlebigkeit eines Waldbestandes und die vielfältigen Einflussgrößen z. T. potenziell wachstumsfördernder Faktoren (steigende CO<sub>2</sub>-Konzentration der Luft, hohe N-Einträge, Klimaerwärmung, verlängerte Vegetationszeiten) erschweren unter den gegebenen Standortbedingungen den kausalen Nachweis. Hinweise für eine zuwachsbeschränkende Wirkung erhöhter Ozonbelastung, die gleichwohl Anlass zur Besorgnis geben, gibt es dennoch nicht nur im Experiment, sondern auch für adulte Waldbäume im Bestand (z. B. Retzlaff et al. 2000; Dittmar et al. 2003, 2005; Karnosky et al. 2005, 2007; Wipfler et al. 2005; Pretzsch et al. 2009). Die Bedeutung O<sub>3</sub>-bedingter Zuwachseinbußen von Wäldern in Climate-Change-Szenarien wurde bisher eher unterschätzt (Sitch et al. 2007; Pretzsch und Dursky 2002; Pretzsch et al. 2009). Kürzlich konnten Pretzsch et al. (2009) in einem Freiluftbegasungsexperiment bei erhöhten Ozonkonzentrationen eine Veränderung der Stammschaftform an Buche und Fichte feststellen, die sich bei der Buche deutlich zuwachsmindernd auswirkte.

Die Bestimmung der Kronen-/Bestandstranspiration durch Xylemsaftflussmessung zur Ermittlung der O<sub>3</sub>-Aufnahme von Bäumen und Beständen ist ein neuartiger Ansatz (Nunn et al. 2007; Köstner et al. 2008), welcher inhärent und standortsspezifisch herrschende Luftgrenzschichten und Bodenwasserversorgung in ihrer Wirkung auf Transpiration und Ozonaufnahme berücksichtigt. Hierdurch erhält die Risikoabschätzung eine auf Ursache und Wirkung bezogene Grundlage (Matyssek et al. 2008, 2009).

#### 4.3 Schwellenwerte als differenzierende Instrumente?

Die Schwellenwertbestimmung der Critical-Level-Konzepte für die vermuteten Wachstumseinbußen von 5 % beruhen auf wenigen Untersuchungen an Jungbäumen unter experimentell kontrollierten Kammerbedingungen (z. B. Braun und Flückiger 1994; Braun et al. 2003). Die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf reale Waldbestände ist daher unsicher und muss entsprechend neuer Befunde an Bestandsbäumen überprüft werden (Matyssek und Innes, 1999; Baumgarten et al. 2000; Wieser et al. 2002a,b; Matyssek et al. 2004; Karnosky et al. 2005; Nunn et al. 2005; Herbinger et al. 2005; Kubisce et al. 2006, 2007; Matyssek et al. 2007a, 2008, 2009; Pretzsch et al. 2009). Hier gilt es, praxisrelevante und belastbare Aussagen zu schaffen und die Bewertungsgrundlagen weiter zu entwickeln. Schwellenwerte sind politisch notwendige Instrumente und Orientierungshilfen mit biologisch jedoch teilweise eingeschränkter Aussagekraft, sodass stets eine kritische Bewertung im Kontext anderer abiotischer und biotischer Faktoren erfolgen muss. Daher scheint es sinnvoll, eher Schwellenbereiche für standörtlich unterschiedlich ausgestattete Waldbestände zu erarbeiten, als EU-weit über vier geografische Breitengrade hinweg nur einen Schwellenwert für Wälder vorzugeben, wie es gegenwärtig der Fall ist.

### 5 Schlussfolgerungen und Ausblick

Für Bayerns Wälder wurde ein hohes O<sub>3</sub>-Schadensrisiko unabhängig von der Wasserversorgung festgestellt. Unter den Voraussetzungen eines fortschreitenden Klimawandels werden Extremereignisse mit starker Trockenheit in Kombination mit hoher O<sub>3</sub>-Belastung weiter zunehmen.

Die Ermittlung der O<sub>3</sub>-Aufnahme der Bäume über die Stomata (interne O<sub>3</sub>-Dosis) ist für eine verlässliche standortspezifische Risikoeinschätzung besser geeignet als auf Basis der Bestimmung der externen O<sub>3</sub>-Exposition. Sie ist jedoch anspruchsvoll und verlangt detaillierte Basisinformationen. Informationen von Referenzmessstandorten der forstlichen Umweltbeobachtung und der Luftüberwachung können hierzu in idealer Weise genutzt werden. Auf der internen O<sub>3</sub>-Dosis basierende, mechanistisch fundierte Risiko-

bewertungskonzepte können somit durch Nutzung des o. g. Datenmaterials mit relativ begrenztem Aufwand verwendet und weiterentwickelt werden.

Die Schwellenwertüberschreitungen der gegenwärtig angewandten Critical-Level-Konzepte prognostizieren für Wälder 5%ige Wachstumseinbußen. Während solche Einbußen bei hoher O<sub>3</sub>-Belastung vereinzelt für Waldbestände bestätigt wurden, steht eine großregionale und statistisch abgesicherte Überprüfung noch aus.

Die derzeit geltenden Schwellenwerte müssen anhand neuer Ergebnisse aus experimentellen Untersuchungen an Altbeständen überprüft und standortsspezifisch unterschieden werden.

Das Monitoring von ozonbedingten Blattsymptomen sollte an als gefährdet klassifizierten Standorten ausgeweitet werden.

Konzepte zur Bestimmung der aufgenommenen (internen) O<sub>3</sub>-Dosis müssen standörtlich boden- und wasserhaushaltsspezifische Parameter berücksichtigen.

**Danksagung** Wir danken dem Bayerischen Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten (Bay. StMELF) für die Finanzierung dieser Studie. Die Ozonflussmodellierungen wurden dankenswerterweise von Lisa Emberson und Patrick Büker vom Stockholm Environment Institute at York (SEI), University of York (UK) übernommen. Kontinuierliche Ozonkonzentrationen und meteorologische Daten wurden freundlicherweise vom Bayerischen Landesamt für Umwelt (LfU) und dem DWD (Hohenpeißenberg) zur Verfügung gestellt. Passivsammler-ozon- und Globalstrahlungsdaten wurden von Christian Heerdts und Michael Leuchner vom Fachgebiet Bioklimatologie der TU München bereitgestellt. Burkhardt Beudert vom Nationalpark Bayerischer Wald danken wir für das Datenmaterial von der Fläche Forellenbach aus dem Projekt „Integrated Monitoring“ (UN/ECE Programm, Fkz. 351 01 012/01). Stephan Raspe (LWF) danken wir für die modellierten Daten zum Bodenwasserhaushalt an den Waldklimastationen.

## Literatur

- Ammer C, Albrecht L, Borchert H, Brosinger F, Dittmar C, Elling W, Ewald J, Felbermeier B, Glisa v H, Huss J, Kenk J, Kölling C, Kohnle U, Mayer P, Moosandl R, Moosmayer HU, Palmer S, Reif A, Rehfuess K-E, Stimm B (2005) Zur Zukunft der Buche (*Fagus sylvatica* L) in Mitteleuropa. Allg Forst Jagd Z 176:60–67
- Ashmore MR, Davidson AW (1996) Towards a critical level of ozone for natural vegetation. In: Kärenlampi L, Skärby L (Hrsg) Critical Levels for Ozone in Europe: Testing and Finalizing the Concepts. UNECE Workshop Report S 58–71
- Ashmore M, Emberson LD, Karlsson P-E, Pleijel H (2004) New directions: A new generation of ozone critical levels for the protection of vegetation in Europe. Atmos Environ 38:2213–2214
- Baumgarten M, Werner H, Häberle K-H, Emberson LD, Fabian P, Matyssek R (2000) Seasonal ozone response of mature beech trees (*Fagus sylvatica*) at high altitude in the Bavarian Forest (Germany) in comparison with young beech grown in the field and in phytotrons. Environ Pollut 109:431–442
- Baumgarten M, Huber C, Dietrich H-P, Büker P, Emberson L, Beudert B, Heerdts C, Matyssek R (2009) Are Bavarian Forests (Southern Germany) at risk from ground-level ozone? Assessment using exposure and flux based ozone indices. Environ Pollut 157(7):2091–2107
- Bodenkundliche Kartieranleitung (2005) Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe in Zusammenarbeit mit den Staatlichen Geologischen Diensten (Hrsg), 5. Aufl. Hannover. <http://www.schweizerbart.de/pubs/isbn/bgr/bodenkundl-3510959205-desc.htm>
- Braun S, Flückiger W (1994) Critical Levels of ambient ozone for the growth of tree seedlings. In: Fuhrer J, Achermann B (Hrsg) Critical Levels for ozone – a UN-ECE Workshop Report, Bd 16. Eidgenössische Forschungsanstalt Bern, S 88–97
- Braun S, Remund J, Flückiger W (2003) Ozone effects observed in open-top chamber experiments with beech: a recalculation with ozone flux. Background paper forests. UNECE Workshop Establishing Ozone Critical Levels II, 19.–22. November, Gothenburg, Schweden, IVL report B 1523, S 316–319
- Bytnerowicz A, Godzik B, Grodzinska K, Fraczek W, Musselmann R, Manning W, Badea O, Popescu F, Fleischer P (2004) Ambient ozone in forests of the Central and Eastern European mountains. Environ Pollut 130:5–16
- Chappelka AH, Samuelson LJ (1998) Ambient ozone effects on forest trees. Of the eastern United States: A review. New Phytol 139:91–108
- Ciais P, Reichstein M, Viovy N, Granier A, Ogee J, Allard V, Aubinet M, Buchmann N, Bernhofer C, Carrara A, Chevallier F, Denoblet N, Friend AD, Friedlingstein P, Grünwald T, Heinesch B, Keronen P, Knohl A, Krinner G, Loustau D, Manca G, Matteucci G, Miglietta F, Ourcival JM, Papale D, Pilegaard K, Rambal S, Seufert G, Soussana J, Sanz MJ, Schulze E-D, Vesala T, Valentini R (2005) Europe-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003. Nature 437:529–533
- Coyle M, Fowler D, Ashmore MR (2003) Implication of increasing tropospheric background ozone concentrations for vegetation. Atmos Environ 37:153–154
- Dittmar C, Zech W, Elling W (2003) Growth variations of common beech (*Fagus sylvatica* L) under different climatic and environmental conditions in Europe – a dendroecological study. For Ecol Manag 173:63–78
- Dittmar C, Pfaffelmoser K, Rötzer T, Elling W (2005) Quantifying ozone uptake and its effects on the stand level of common beech (*Fagus sylvatica* L) in Southern Germany. Environ Pollut 134:1–4
- DWD (Deutscher Wetterdienst) (Hrsg) (2004) Klimastatusbericht 2003. Offenbach
- Emberson LD, Ashmore MR, Cambridge HM, Simpson D, Tuovinen JP (2000a) Modelling stomatal ozone flux across Europe. Environ Pollut 109:403–413
- Emberson LD, Simpson D, Tuovinen JP, Ashmore MR, Cambridge HM (2000b) Towards a model of ozone deposition and stomatal uptake over Europe. EMEP MSC-W 6/00
- Emberson LD, Simpson D, Tuovinen J-P, Ashmore MR, Cambridge HM (2001) Modelling and Mapping ozone deposition in Europe. Water Air Soil Pollut 130:577–582
- Emberson LD, Büker P, Ashmore MR (2007) Assessing the risk caused by ground level ozone to European forest trees: a case study in pine, beech and oak across different climate regions. Environ Pollut 147:454–466
- Ferretti M, Calderisi M, Bussotti F (2007) Ozone exposure, defoliation of beech (*Fagus sylvatica* L.) and visible foliar symptoms on native plants in selected plots of South Western Europe. Environ Pollut 145:644–651
- Fowler D, Amann M, Anderson R, Ashmore M, Cox P, Depledge M, Derwent D, Grennfelt P, Hewitt N, Hov O, Jenkin M, Kelly F, Liss P, Pilling M, Pyle J, Slingo J, Stevenson D (2008) Ground-level ozone in the 21st century: future trends, impacts and policy implications. Science Policy Report 15, The Royal Society
- Fuhrer J, Achermann B (1994) Critical levels for ozone – a UNECE Workshop Report. FAC Schriftenreihe, vol 16. Eidgenössische

- Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene, Berne-Liebefeld
- Fuhrer J, Skärby L, Ashmore MR (1997) Critical levels for ozone effects on vegetation in Europe. *Environ Pollut* 109:91–106
- Grams TEE, Anegg S, Häberle K-H, Langebartels C, Matyssek R (1999) Interaction of chronic exposure to elevated CO<sub>2</sub> and O<sub>3</sub> levels in the photosynthetic light and dark reaction of European beech (*Fagus sylvatica*). *New Phytol* 144:95–107
- Grünhage L, Krause GH, Köllner B, Bender J, Weigel HJ, Jäger HJ, Guderian R (2001) A new flux oriented concept to derive critical levels for ozone to protect vegetation. *Environ Pollut* 111:355–362
- Gulder H (2001) Forstliche Wuchsgebietsgliederung Bayerns. Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Freising
- Hammel K, Kennel M (2001) Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell BROOK90. *Forstl Forschungsber München* 185:135
- Herbinger K, Thenn C, Löw M, Haberer K, Alexous M, Koch N, Remele K, Heerdt C, Grill D, Rennenberg H, Häberle KH, Matyssek R, Tausz M, Wieser G (2005) Tree age dependence and within canopy variation of leaf gas exchange and antioxidative defence in *Fagus sylvatica* under experimental free-air ozone exposure. *Environ Pollut* 137:476–482
- Holland M, Mills G, Hayes F, Buse A, Emberson LD, Cambridge H, Cinderby S, Terry A, Ashmore M (2002) Economic Assessment of Crop Yield Losses from Ozone Exposure. UNECE International cooperative Program on vegetation. Contract EPG 1/3/170. Progress Report (April 2001–March 2002)
- Innes JL, Skelly JM, Schaub M (2001) Ozone and broadleaved species. A guide to the identification of ozone-induced foliar injury. Ozon, Laubholz- und Krautpflanzen. Ein Führer zum Bestimmen von Ozonsymptomen. Eidgenössische Forschungsanstalt WSL, Haupt, Birmensdorf Bern Stuttgart Wien
- Jarvis PG (1976) The interpretation of the variation in leaf water potential and stomatal conductance found in canopies and in the field. *Physiol Trans Royal Soc London Series B – Biol Sci* 26:593–661
- Karlsson P, Uddling J, Braun S, Broadmeadow M, Elvira S, Gimeno BD, Le Thiec D, Oksanen E, Vanermeiren K, Wilkinson M, Emberson LD (2004) New critical levels for ozone effects on young trees based on AOT 40 and simulated cumulative leaf uptake of ozone. *Atmos Environ* 38:2283–2294
- Karnosky DF, Pregitzer KS, Zak DR, Kubisce ME, Hendrey GR, Weinstein D, Nosal M, Percy KE (2005) Scaling ozone responses of forest trees to the ecosystem level in a changing climate. *Plant Cell Environ* 28:965–981
- Karnosky DF, Werner H, Holopainen TM, Percy KE, Oksanen E, Heerdt C, Fabian W, Nagy J, Heilmann W, Cox R, Nelson N, Matyssek R (2007) Free-Air Exposure Systems to scale up Ozone Research to Mature Trees. *Plant Biol* 9:181–190
- Köstner B, Matyssek R, Heilmeyer H, Clausnitzer F, Nunn AJ, Wieser G (2008) Sap flow measurements as a basis for assessing trace-gas exchange of trees *Flora. Morphol Distribution Funct Ecol Plants* 203(1):14–33
- Kubisce ME, Quinn Heilmann WE, McDonald EP, Marquard PE, Teclaw RM, Friend AL, Karnosky DF (2006) Interannual climatic variation mediates elevated CO<sub>2</sub> and O<sub>3</sub> effects on forest growth. *Glob Change Biol* 12:1054–1068
- Kubisce ME, Quinn VS, Marquardt PE, Karnosky DE (2007) Effects of elevated atmospheric CO<sub>2</sub> and/or O<sub>3</sub> on intra- and interspecific competitive ability of aspen. *Plant Biol* 9:342–355
- Kramer K (1994) Selecting a model to predict the onset of growth of *Fagus sylvatica*. *J Appl Ecol* 31:172–181
- Kramer K (1995) Phenotypic plasticity of the phenology of seven European tree species in relation to climatic warming. *Plant Cell Environ* 18:93–104
- Krause GHM, Köllner B, Grünhage L (2003) Effects of ozone on European tree species. A concept of local risk evaluation within ICP-forests. Background paper forests, UNECE Workshop Establishing Ozone Critical Levels II, 19.–22. November, Gothenburg, Schweden, IVL report B 1523, S 230–235
- Krause G, Köllner B, Grünhage L, Jäger H-J, Bender J, Weigel H-J (2005) New Directions: Discussion of a „New generation of ozone critical levels for the protection of vegetation in Europe“ by Ashmore et al. *Atmos Pollut* 39:51213–5217
- Kreutzer K, Foerst R (1978) Forstliche Wuchsgebietsgliederung Bayerns. Karte 1:1.000.000. Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, München
- Lipperat M, Steiner K, Payer H-D, Rehfuess K-E (1996) Assessing the impact of ozone on photosynthesis of European beech (*Fagus sylvatica* L.) in environmental chambers. *Trees* 10:268–275
- Löw M, Herbinger K, Nunn AJ, Häberle K-H, Leuchner M, Heerdt C, Werner H, Wipfler P, Pretzsch H, Tausz M, Matyssek R (2006) Extraordinary drought of 2003 overrules ozone impact on adult beech trees (*Fagus sylvatica*). *Trees* 20:539–548
- Löw M, Häberle KH, Warren CR, Matyssek R (2007) O<sub>3</sub> flux-related responsiveness of photosynthesis, respiration, and stomatal conductance of adult *Fagus sylvatica* to experimentally enhanced free-air O<sub>3</sub> exposure. *Plant Biol* 9:197–206
- LWF (2002) Bayerische Waldklimastationen – Jahrbuch 2001. Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft LWF (Hrsg), Freising
- LWF (2003) Waldzustandsbericht 2003. Bayerisches Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten (Hrsg), München
- Matyssek R, Innes JL (1999) Ozone – a risk factor for trees and forests in Europe. *Water Air Soil Pollut* 116:199–226
- Matyssek R, Sandermann H (2003) Impact of ozone on trees: an ecophysiological perspective. *Progress in Botany Bd 64*. Springer, Heidelberg, S 349–404
- Matyssek R, Wieser G, Nunn AJ, Kozovits AR, Reiter IM, Heerdt C, Winkler JB, Baumgarten M, Häberle K-H, Grams TEE, Werner H, Fabian P, Havranek WM (2004) Comparison between AOT40 and ozone uptake in forest trees of different species, age, and site conditions. *Atmos Environ* 38:2271–2281
- Matyssek R, Le Thiec D, Löw M, Dizengremel LP, Nunn AJ, Häberle K-H (2006) Interaction between drought stress and O<sub>3</sub> stress in forest trees. *Plant Biol* 8:11–17
- Matyssek R, Bahnweg G, Ceulemans R, Fabian P, Grill D, Hanke DE, Kraigher H, Oßwald W, Rennenberg H, Sandermann H, Tausz M, Wieser G (2007a) Synopsis of the CASIROZ case study: Carbon sink strength of *Fagus sylvatica* L in a changing environment – Experimental risk assessment of mitigation by chronic ozone impact. *Plant Biol* 9:163–180
- Matyssek R, Bytnerowicz A, Karlsson PE, Paoletti E, Sanz M, Schaub M, Wieser G (2007b) Promoting the O<sub>3</sub> flux concept for European forests trees. *Environ Pollut* 146:587–607
- Matyssek R, Sandermann H, Wieser G, Booker F, Cieslik S, Musselman R, Ernst D (2008) The Challenge of Making Ozone Risk Assessment for Forest Trees more Mechanistic. *Environ Pollut* 156:567–582
- Matyssek R, Wieser G, Patzner K, Blaschke H, Häberle K-H (2009) Transpiration of forest trees and stands at different altitude: consistencies rather than contrasts? *Europ J For Res*. doi:10.1007/s10342-008-0243-5
- Morgan PB, Mies T, Bollero GA, Nelson RL, Long SP (2006) Season-long elevation of ozone concentration to projected 2050 levels under fully open-air conditions substantially decreases the growth and production of soybean. *New Phytol* 170(2):333–343
- Murphey JJ, Delucchi MA, Mc Cubbin DR, Kim HJ (2002) The cost of crop damage caused by ozone air pollution from motor vehicles. *J Environ Manag* 55(4):273–289
- Musselman RC, Lefohn AS, Massman WJ, Heath RL (2006) A critical review and analysis of the use to exposure- and flux-based



- ozone indices for predicting vegetation effects. *Atmos Environ* 40:1869–1888
- Nunn AJ, Reiter IM, Häberle K-H, Werner H, Langebartels C, Sander mann H, Heerd C, Fabian P, Matyssek R (2002) „Free-Air“ ozone canopy fumigation in an old-growth mixed forest: concept and observations in beech. *Phyton (Austria)* 42:105–119
- Nunn AJ, Kozovits AR, Reiter IM, Heerd C, Leuchner M, Lütz C, Liu X, Löw M, Winkler JB, Grams TEE, Häberle KH, Werner H, Matyssek R (2005) Comparison of ozone uptake and sensitivity between a phytotron study with young beech and a field experiment with adult beech (*Fagus sylvatica*). *Environ Pollut* 137:494–506
- Nunn AJ, Wieser G, Metzger U, Löw M, Wipfler P, Häberle K-H, Matyssek R (2007) Exemplifying whole-plant ozone uptake in adult forest trees of contrasting species and site conditions. *Environ Pollut* 146(3):629–639
- Palitzsch K, Göllner S, Lupa K, Matschullat J, Messal C, Pleßow K, Schipek M, Schnabel I, Weller C, Zimmermann F (2005) Ozon in Waldökosystemen aus atmosphärenchemischer und pflanzenphysiologischer Sicht – eine Synopse. *Umweltwiss Schadst Forsch* 17(4):231–241
- Paoletti E (2006) Impact of ozone on Mediterranean forests: A review. *Environ Pollut* 144:463–474
- Percy KE, Awmack CS, Lindroth RL, Kubisce ME, Kopper BJ, Isebrands JG, Pregitzer KS, Hendrey GR, Dickson RE, Zak DR, Oksanen E, Sober J, Harrington R, Karnosky DF (2002) Altered performance of forest pests under atmospheres enriched CO<sub>2</sub> and O<sub>3</sub>. *Nature* 420:403–407
- Pretzsch H, Dursky J (2002) Growth reaction of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) to possible climatic changes in Germany. A sensitivity study. *Forstw Cbl* 121(Suppl.1): 145–154
- Pretzsch H, Dieler J, Matyssek R, Wipfler P (2009) Tree and stand growth of mature Norway spruce and European beech under long-term ozone fumigation. *Environ Pollut* 158(4):1061–1070
- Rebetez M, Mayer H, Dupont O, Schindler D, Gartner K, Kropp J, Menzel A (2006) Heat and drought 2003 in Europe: a climate synthesis. *Ann For Sci* 63:569–577
- Rennenberg H, Seiler W, Matyssek R, Gessler A, Kreuzwieser J (2004) Die Buche (*Fagus sylvatica* L.) – ein Waldbaum ohne Zukunft im südlichen Mitteleuropa. *Allg Forst Jagd Z* 175:210–224
- Retzlaff WA, Arthur MA, Grulke NE, Weinstein DA, Gollands B (2000) Use of a single-tree simulation model to predict effects on ozone and drought on growth of white fir tree. *Tree Physiol* 20:195–202
- Sanasilva (1990) *Kronenbilder*, 2. Aufl. WSL (Hrsg), Birmensdorf
- Schär C, Vidale PL, Lüthi D, Frei C, Häberli CH, Lininger MA, Appenzeller C (2004) The role of increasing temperature variability in European summer heatwaves. *Nature* 427:332–336
- Sitch S, Cox PM, Collins WJ, Huntingford C (2007) Indirect radiative forcing of climate change through ozone effects on the land-carbon sink. *Nature* 448:791–794
- Skärby L, Ottosson S, Karlsson PE, Wallin G, Sellden G, Medin EL, Pleijel H (2004) Growth of Norway spruce (*Picea abies*) in relation to different ozone exposure indices: a synthesis. *Atmos Environ* 38(15):2225–2236
- Spiecker H (1999) Overview of recent growth trends in European forest. *Water Air Soil Pollut* 116:33–46
- STMELF (1992) Waldklimastationen in Bayern, ein forstlicher Beitrag zur Umweltvorsorge. Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg), München
- Stockwell WR, Kramm G, Scheel H-E, Mohnen VA, Seiler W (1997) Ozone formation, destruction and exposures in Europe und the United states. In: Sander mann H, Wellburn AR, Heath RL (Hrsg) *Forest decline and ozone: a comparison of controlled chamber and field experiments*. Ecological Studies Bd 127. Springer, Berlin Heidelberg New York, S 1–38
- Uddling J, Günthardt-Goerg MS, Matyssek R, Oksanen E, Pleijel H, Sellden, Karlsson PE (2004) Biomass reduction of juvenile birch is more strongly related to stomatal uptake of ozone than to indices based on external exposure. *Atmos Environ* 38:4709–4719
- UNECE (1996) Critical Levels for ozone in Europe. Testing and finalizing the concepts. UN-ECE Workshop report. Kärenlampi L, Skärby L (Hrsg) University of Kuopio, Dep Ecology and Environmental Science
- UNECE (1998) Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests, 4. Aufl. PCC Hamburg (Hrsg)
- UNECE-ICP Forests (2002) Manual on methods and criteria for a harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Monitoring of Air Quality and Submanual on Assessment of Ozone Injury on Intensive Monitoring Plots, Part 10 05/2000
- UNECE (2003) UNECE Workshop Report, Establishing Ozone Critical Levels II, 19.–22. November 2002, Gothenburg, Sweden. Karlsson PE, Sellden G, Pleijel H (eds) IVL report B 1523
- UNECE (2004a) Mapping Manual, UNECE Convention for Long-Range Trans-boundary Air Pollution, Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends. [http://www.oekodata.com/icpmapping/pub/manual\\_2004/mapman\\_2004.pdf](http://www.oekodata.com/icpmapping/pub/manual_2004/mapman_2004.pdf)
- UNECE (2004b) Manual for methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Part X A and B, UNECE Convention for Long-Range Trans-Boundary Air Pollution, International co-operative programme of assessment and monitoring of air pollutants on forests
- UNECE (2005) Forest Trees Working Group Report. Critical Level of Ozone: Further applying and developing the fluxed-based concept. 15.–19. November 2005, Obergurgl, Tyrol, Austria
- VDI (2002) VDI 2310 part 6 2002. Maximum immission values to protect vegetation. Maximum immission concentrations for ozone. Beuth, Berlin
- Vingarzan R (2004) A review of surface ozone background levels and trends. *Atmos Environ* 38:3431–3442
- Walentowski H, Ewald J, Fischer A, Kölling CH, Türk W (2004) *Handbuch der natürlichen Waldgesellschaften Bayerns*. Geobotanica, Freising
- Wieser G, Hecke K, Tausz M, Häberle K-H, Grams TEE, Matyssek R (2002a) The role of antioxidative defending in determining ozone sensitivity in Norway spruce (*Picea abies* L Karst.) across tree age: implications for the sun and shade crown. *Phyton* 42:245–253
- Wieser G, Tegischer K, Tausz M, Häberle K-H, Grams TTE, Matyssek R (2002b) Age effects on Norway spruce (*Picea abies*) susceptibility to ozone uptake: a novel approach relating stress avoidance to defense. *Tree Physiol* 22:583–590
- Wipfler P, Seifert T, Heerd C, Werner H, Pretzsch H (2005) Growth of adult Norway spruce (*Picea abies* L. Karst) and European beech (*Fagus sylvatica* L) under free-air ozone fumigation. *Plant Biol* 7:611–618