
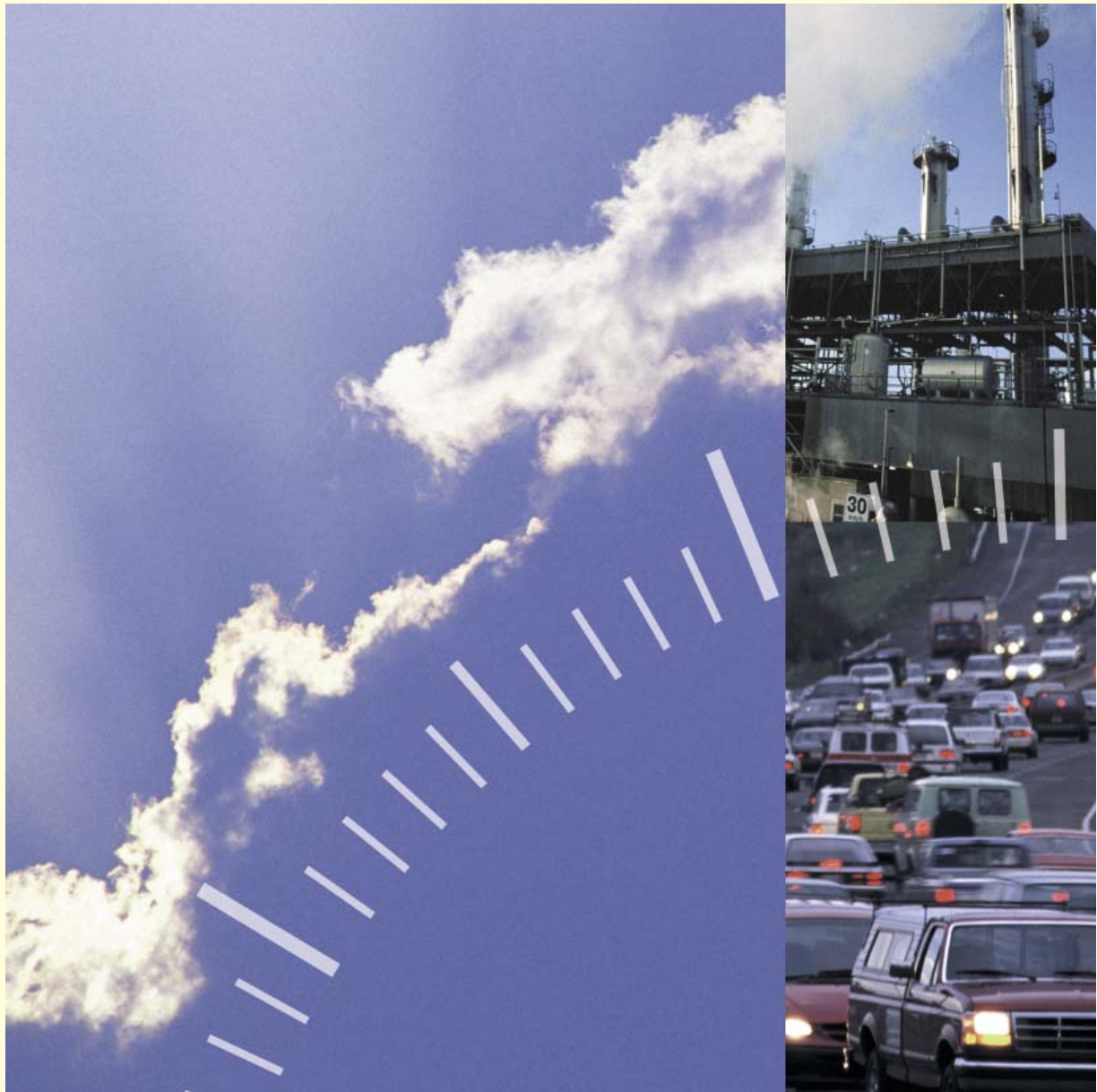


Luftqualitätsindex für langfristige Wirkungen (LAQ_x)

 Modellentwicklung und Anwendung
für ausgewählte Orte in Baden-Württemberg



IMPRESSUM

- Herausgeber** **Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU)**
76157 Karlsruhe · Postfach 21 07 52
www.lfu.baden-wuerttemberg.de
- Bearbeitung** **FoBiG**
Forschungs- und Beratungsinstitut Gefahrstoffe GmbH
Werderring 16 • 79098 Freiburg
Dr. Zerrin Akkan
Dr. Jens-Uwe Voss (Toxikologische Beratung, Müllheim)
Dr. Fritz Kalberlah
- Meteorologisches Institut der Universität Freiburg**
Werderring 10 • 79085 Freiburg
Prof. Dr. Helmut Mayer
Dr. Jutta Rost
- Redaktion** Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg
Referat 33 – Luftqualität, Lärm, Verkehr
- Erscheinungsdatum** Dezember 2004

Inhaltsverzeichnis

1	Zusammenfassung	4
2	Hintergrund	6
3	Methodik	6
3.1	Überblick.....	6
3.2	Substanzauswahl.....	7
3.3	Dosis-Wirkungsbeziehungen und Zuordnung zu Indexklassen	8
3.4	Auswahl der Modifikatoren	10
3.5	Integration des Kurzzeitindex	13
3.6	Berechnung des Indexwertes	14
3.7	Diskussion	16
4	Umsetzung	18
4.1	Indexwerte an unterschiedlichen Standorten.....	18
4.2	Mehrjährige Entwicklung.....	20
4.3	Indexführende Substanzen und Bedeutung der Modifikatoren	20
4.4	Bewertung partikulär vorliegender Luftschadstoffe.....	23
5	Bestehende Langzeitindices	24
6	Literatur	26
7	Anhang: Bewertung der Indexkomponenten anhand von 2 Beispielen	29
7.1	Beispiel Stickstoffdioxid	29
7.2	Beispiel Benzol	32

1 Zusammenfassung

Zur Charakterisierung der Luftqualität in Baden-Württemberg wird ein Indikator vorgestellt, der die langfristigen Wirkungen von Luftverunreinigungen berücksichtigt und beschreibt. In diesen so genannten Langzeit-Luftqualitätsindex (Long Term Air Quality Index, LAQx) sind Luftinhaltsstoffe einbezogen, die routinemäßig an den Luftmessstationen des Landes erfasst werden: Stickstoffdioxid, Schwefeldioxid, Schwebstaub, Ozon und Benzol. Weitere Stoffe wie Blei, Arsen, Nickel werden nicht regelmäßig flächendeckend erfasst und sind deshalb nicht einzeln berücksichtigt. Sie werden jedoch über den Schwebstaub (PM₁₀) teilweise einbezogen. Kohlenmonoxid spielt für die Bewertung der langfristigen Luftqualität keine wichtige Rolle.

Für die genannten Luftinhaltsstoffe wurden Bewertungsmaßstäbe entwickelt, die die gesundheitliche Wirkung jedes einzelnen Stoffes mit Hilfe einer Notenskala von „sehr gut“ nach „sehr schlecht“ charakterisieren. Die Bewertung umfasst den Bereich von niedrigen bis hin zu hohen Immissionskonzentrationen, wie sie in der Praxis auftreten. Der Einzelstoff mit der schlechtesten Note von allen berücksichtigten Luftinhaltsstoffen an einer Messstation prägt den Index und damit die Aussage zur Luftqualität.

Dieser an den Einzelstoffen und ihren Wirkungen orientierte Index wird durch zwei zusätzliche methodische Schritte ergänzt:

- Schritt 1 betrifft den Fall, dass mehrere Stoffe eine ähnlich schlechte Beurteilung erfahren. Dann soll die Luftqualität insgesamt schlechter eingestuft werden, als wenn nur ein einziger Stoff die Belastungssituation prägt. Der wissenschaftliche Hintergrund für diese Vorgehensweise sind mögliche Kombinationswirkungen. Zur Ermittlung wurde ein einfaches Gewichtungungsverfahren entwickelt, das eine ausreichende Differenzierung ermöglicht.
- Schritt 2 betrifft solche Luftinhaltsstoffe, die erfahrungsgemäß im Jahresdurchschnitt unauffällig sind und deshalb den Index nicht beeinflussen würden, jedoch saisonal oder an einzelnen Tagen zu gravierenden Gesundheitsbelastungen führen (Beispiel: Ozon). Es wird davon ausgegangen, dass in der Bewertung der langfristigen Luftqualität auch kurzzeitig auftretende Belastungen berücksichtigt werden müssen, wenn sie häufiger auftreten. Deshalb enthält die Methodik eine einfache Regel, um hohe und häufige Kurzzeitbelastungen in den Langzeitindex einzubeziehen.

Die Umsetzung des vorgestellten Langzeitindex zur Charakterisierung der Luftqualität liefert in Baden-Württemberg plausible Ergebnisse mit Luftqualitäten nahe dem Bereich „gut“ im ländlichen Gebiet (Schwäbische Alb und Freudenstadt) und „befriedigend“ bis „ausreichend“ (im Einzelfall auch „schlecht“) im dichter besiedelten Raum. Ein deutlicher zeitlicher Trend ist nicht ersichtlich, jedoch gibt es Jahre mit insgesamt besserer Luftqualität (z. B. das Jahr 2000) oder schlechterer Luftqualität (z. B. das Jahr 2003).

Der tagesbezogene Kurzzeitindex DAQx¹ kann bei sommerlichen Ozonepisoden in ländlichen Gebieten eine ähnlich schlechte Luftqualität ausweisen wie im städtischen Bereich. Dies entspricht jedoch weder dem allgemeinen Empfinden, noch bestätigt sich diese Gleichsetzung, wenn man den gesamten Jahresverlauf und die langfristigen Wirkungsaspekte berücksichtigt. Der jahresbezogene Luftqualitätsindex LAQx

¹ (Kalberlah et al., 2000, 2001)

hingegen führt zu einer deutlicheren Differenzierung zwischen ländlicher und städtischer Luftqualität.

Damit erhält der Langzeitindex gegenüber dem Kurzzeitindex eine eigenständige Bedeutung. Er kann nicht etwa durch einen einfachen Mittelwert des Kurzzeitindex (als dessen Jahresdurchschnitt) ersetzt werden. Den Index prägende Luftschadstoffe sind erwartungsgemäß NO_2 und PM_{10} , während Benzol und Überschreitungen des Kurzzeitgrenzwerts weniger Einfluss auf die längerfristige Luftqualität haben. Dennoch zeigt sich an einzelnen Messstationen in Baden-Württemberg, dass die zuletzt genannten Parameter bedeutsam sein können.

Die Einzelbewertung der Inhaltsstoffe im Schwebstaub (PM_{10}) ist nicht immer deckungsgleich mit der Gesamtbewertung von PM_{10} . Dieses Problem, das unter anderem auf unterschiedlichen Grenzwertsetzungen beruht, kann im Rahmen der Methodik zur Ermittlung des LAQx nicht gelöst werden.

Bei der Realisierung eines Langzeit-Luftqualitätsindex müssen viele Aspekte berücksichtigt werden: Dosis-Wirkungsbeziehungen, rechtliche Anforderungen in Form von Grenzwerten, die heterogene Zusammensetzung des Schwebstaubs, Einflüsse bei den kurzfristigen und langfristigen Wirkungen, die Auswahl der gemessenen Parameter, Wissensdefizite, fehlende Konventionen in der Krebsrisikobewertung sowie die Forderung nach einfacher und verständlicher Information. Daher ist es grundsätzlich nicht möglich, einen in jeder Hinsicht zufrieden stellenden Index bereit zu stellen. Weil er viele unterschiedliche Gesichtspunkte integriert, besitzt der Langzeit-Luftqualitätsindex naturgemäß eine gewisse Unschärfe und ersetzt keine mehrdimensionalen Analysen. Dennoch ist seine Aussagekraft größer als etwa eine Auflistung von Einzelwerten in Mikrogramm pro Kubikmeter mit Angabe der zugehörigen Grenzwerte. Seine Hauptvorteile bestehen darin, dass er

- Informationen zur gesundheitlichen Wirkung der Einzelsubstanz auch oberhalb und unterhalb der Richt- und Grenzwerte bereitstellt,
- die epidemiologischen Erkenntnisse zu Kombinationswirkungen angemessen und wissenschaftlich nachvollziehbar berücksichtigt und dennoch eine "einfache" Information darstellt,
- die Wechselbeziehungen zwischen Kurzzeitbelastung und Langzeitbelastung in die Bewertung einbezieht.

Der Langzeit-Luftqualitätsindex sollte jedoch keinesfalls unkommentiert als isoliertes Etikett zur Beschreibung der Luftqualität herangezogen werden. Vor einer breiteren Verwendung in der Öffentlichkeit sollte eine geeignete Kommunikationsstrategie entwickelt werden. Allgemein verständliche Hinweise und Erläuterungen müssen seine Einführung und seinen Gebrauch begleiten.

2 Hintergrund

Im Jahr 2001 wurde ein wirkungsbezogener Luftqualitätsindex auf Tagesbasis für Baden-Württemberg vorgestellt (Kalberlah, 2001). Ergänzend wird nun ein Konzept entwickelt, um die Luftqualität hinsichtlich ihrer langfristigen Auswirkungen zu charakterisieren.

Die Vorgaben für den Langzeitindex sind:

- einfache aggregierte Kenngröße, die zur Information der Öffentlichkeit und als ergänzendes Planungshilfsmittel dienen soll
- wirkungsbezogener Index
- ähnlich aufgebaut wie der Kurzzeitindex
- Berücksichtigung der EU-Legalwerte
- Verwendung von Luftinhaltsstoffen, die regelmäßig im Luftmessnetz Baden-Württemberg überwacht werden.

Als identifizierende Abkürzung wird vorgeschlagen für den

- **Langzeitluftqualitätsindex** die Bezeichnung **LAQx** (internationale Verwendung: long term air quality index), in Abgrenzung zum

- Kurzzeitluftqualitätsindex **DAQx** (daily air quality index).

Im vorliegenden Bericht wird der methodische Aufbau des Langzeitluftqualitätsindex LAQx vorgestellt, an Beispielen verdeutlicht, wie der Index zu berechnen ist und seine Umsetzung an ausgewählten Messstationen in Baden-Württemberg präsentiert. Die Charakteristik des Index und seine Grenzen werden diskutiert.

3 Methodik

3.1 Überblick

Der Langzeitluftqualitätsindex LAQx wurde nach folgenden Prinzipien gestaltet:

- Zunächst wurde eine Substanzauswahl für den Index festgelegt. Dabei wurden nur Substanzen berücksichtigt, für die EU-Richtlinien² vorliegen.
- Für jede der ausgewählten Substanzen wurden die vorliegenden Daten zur Dosis-/ Wirkungsbeziehung nach Langzeitexposition erhoben. Danach wurde eine Transformation der beobachteten Effekte bzw. Risiken in eine Notenskala entsprechend dem Schulnotensystem (Note: 1 bis 6) durchgeführt.
- Die Immissionskonzentrationen für die einzelnen Luftinhaltsstoffe an einer Luftmessstation werden mittels dieser Noten bewertet.
- Diejenige Substanz mit der schlechtesten Einzelnote bestimmt maßgeblich den Langzeitluftqualitätsindex LAQx („indexprägende Substanz“).
- Sofern die Luftqualität im wesentlichen nur von dieser einzelnen Substanz bestimmt wird (alle anderen Stoffe haben deutlich bessere Noten), wird die Luftqualität mit der Note dieser Einzelsubstanz beschrieben (Indexwert = Note der indexprägenden Substanz)

² Tochterrichtlinien der EU-Rahmenrichtlinie 96/62/EG

- Modifikatoren: Werden mehrere Einzelstoffe mit ähnlichen Noten wie die indexprägende Substanz in der Luft vorgefunden, so führt das Vorhandensein dieser begleitenden Substanzen zu einer Verschlechterung des Indexwerts für die Luftqualität. Die Substanzen mit ähnlichen Noten wie die „indexprägende Substanz“ werden als „Modifikatoren“ bezeichnet. Es wird mit möglichen Kombinationswirkungen der Modifikatoren mit der indexprägenden Substanz gerechnet.
- Häufige Überschreitungen des Kurzzeitindex DAQx werden im Langzeitindex ebenfalls berücksichtigt. Dabei wird davon ausgegangen, dass ein Standort mit häufigen Überschreitungen der Kurzzeitwerte auch in Hinblick auf chronische Exposition einen Nachteil besitzt, auch wenn die entsprechende Substanz im Jahresmittel „unauffällig“ ist (z.B. Ozon). Entsprechend wird ebenfalls eine Benotung durchgeführt, die sich danach ausrichtet, wie gravierend mögliche Überschreitungen des DAQx mit ihren Konsequenzen für die langfristige Luftqualität angesehen werden.

Die folgenden Abschnitte erläutern dieses prinzipielle Konzept.

3.2 Substanzauswahl

Eine Analyse der regelmäßig gemessenen Substanzen im Luftmessnetz Baden-Württemberg und die Überprüfung üblicher Immissionskonzentrationen führte bei der wirkungsorientierten Bewertung zur Auswahl von 3 dominierenden Substanzen für die Erstellung eines Langzeitindex: Schwebstaub als PM₁₀, Stickstoffdioxid und Benzol.

Dabei wurde berücksichtigt, dass Doppelbewertungen von verschiedenen partikelförmigen Substanzen zu vermeiden sind, da PM₁₀ eine integrierende Größe für zahlreiche staubförmig vorliegende Substanzen darstellt.

Da in manchen Regionen auch Schwefeldioxid relevante Konzentrationen in der Umgebungsluft aufweist - was in Baden-Württemberg im Jahresmittel nicht mehr der Fall ist -, wird auch dieser Stoff in der Indexberechnung mitgeführt.

Zusätzlich ist Ozon zu berücksichtigen, das zwar im Jahresmittel keine dominierende Bedeutung hat, jedoch wegen möglicher Kurzeitspitzen bewertungsrelevant sein kann. Tabelle 1 fasst die Substanzauswahl zusammen.

Tabelle 1: Substanzauswahl für Langzeitluftqualitätsindex (LAQx)

Substanz	Anmerkung
<u>a) berücksichtigte Substanzen</u>	
Stickstoffdioxid	Immissionsrelevant, regelmäßig erfasst
Benzol	"
PM ₁₀	Ersatzweise für PM _{2,5} , immissionsrelevant, integriert diverse Partikel, regelmäßig erfasst
Schwefeldioxid	In Baden-Württemberg derzeit in der Regel nicht immissionsrelevant, jedoch aus Transparenzgründen einbezogen, regelmäßig erfasst. Integration in den Index bei Bedarf möglich.

Ozon	Über Jahresmittel nicht immissionsrelevant, jedoch wegen häufiger überhöhter Kurzzeitexposition zu berücksichtigen, regelmäßig erfasst (indirekte Erfassung, vgl. Abschnitt 3.5)
b) ausgeklammerte Substanzen	
Kohlenmonoxid	Nicht immissionsrelevant, jedoch prinzipiell in Index integrierbar, derzeit im Einzelfall (lokale Relevanz) außerhalb des Index zu bewerten
Arsen, Cadmium, Quecksilber, Nickel, Blei, polyzyklische Kohlenwasserstoffe	In PM ₁₀ enthalten, im Einzelfall (lokale Relevanz) außerhalb des Index zu bewerten

3.3 Dosis-Wirkungsbeziehungen und Zuordnung zu Indexklassen

Für die oben genannten Substanzen wurden die Dosis-Wirkungsbeziehungen charakterisiert, wobei hauptsächlich epidemiologische Daten zugrundegelegt wurden.

Den Konzentrationsbereichen wurden entsprechend dem folgenden Bewertungsschema Noten zugeordnet. Hierfür wurde eine sechsstufige Einteilung vergleichbar dem Schulnotensystem gewählt (vgl. Tabelle 2). Zentraler Eckpunkt der Bewertung ist der EU-Legalwert (bzw. dessen Entwurf oder ein ähnlicher relevanter nationaler Wert)³.

Tabelle 2: Charakterisierung der Indexklassen für den Langzeitluftqualitätsindex LAQx (nichtkanzerogene Effekte)

Indexklasse	Note	Beschreibung der zuzuordnenden Effekte (idealtypisch)
1	„sehr gut“	Konzentrationen, bei denen keine nachteiligen Effekte bekannt sind (in der Regel bei Hintergrundkonzentrationen in Reinluftgebieten zu erwarten)
2	„gut“	Verdachtsmomente bei Kombinationswirkung
3	„befriedigend“	Effekte bei Kombinationswirkung
4	„ausreichend“	Gesundheitlich fraglich relevante Effekte bei empfindlichen Personen
5	„schlecht“	Überschreiten des EU-Werts für langfristige Exposition oder entsprechender nationaler Referenzwerte; gesundheitlich relevante Effekte bei empfindlichen Personen
6	„sehr schlecht“	Gesundheitlich relevante Effekte auch bei weniger empfindlichen Personen der Allgemeinbevölkerung

³ Im Folgenden wird zur Vereinfachung der Begriff "EU-Werte" verwendet: Damit sind die Grenz- und Richtwerte der EU-Richtlinien und ihre nationale Umsetzung in der 22./33. BImSchV gemeint.

Aufgrund der unterschiedlichen Dosis-Wirkungsbeziehungen für die einzelnen Substanzen ergeben sich unterschiedliche Konzentrationsbereiche, die jeweils einer Indexklasse zugeordnet werden können.

Bei krebserzeugenden Substanzen kann ein Risiko pro Konzentrationseinheit berechnet und anschließend wiederum mit Noten (Indexklassen) bewertet werden. Hierzu gibt es keine wissenschaftlichen Kriterien, jedoch Konventionen. So wurde z.B. im Bodenschutz ein Risiko von 1:100.000 (1×10^{-5}) als Besorgnisniveau festgelegt und 5:100.000 (5×10^{-5}) als Gefahrenniveau (Konietzka und Dieter, 1998). Im vorliegenden Vorschlag wurde das Gefahrenniveau mit dem Übergang von Indexklasse 4 nach Indexklasse 5 gleichgesetzt. Analog markiert das Besorgnisniveau den Übergang von Indexklasse 3 nach Indexklasse 4. Das häufig als „vernachlässigbar“ gekennzeichnete Risiko von 1:1 Million wurde auf den Übergang von Indexklasse 2 nach Indexklasse 1 gesetzt. Lagen zusätzlich nicht-krebserzeugende Wirkungen vor, wurde dies in der Klassenbildung berücksichtigt. Mit diesen Eckpunkten resultiert die in Tabelle 3 vorgestellte Zuordnung.

Tabelle 3: Zuordnung krebserzeugender Substanzen zu Indexklassen (Standardfall)

Index-klasse	Note	Angenommenes Krebsrisiko	Bemerkung
1	sehr gut	$< 1 \times 10^{-6}$	Oft mit großen Unsicherheiten in der Bestimmung verbunden, wenn sehr kleine Krebsrisiken z.B. aus Beobachtungen an beruflich Exponierten oder Tierexperimenten abgeschätzt werden müssen
2	gut	$\geq 1 \times 10^{-6}$	
3	befriedigend	$\geq 5 \times 10^{-6}$	Besorgnisniveau, zusätzlich evtl. Verdachtsmomente auf nichtmaligne Wirkungen
4	ausreichend	$\geq 1 \times 10^{-5}$	
5	schlecht	$\geq 5 \times 10^{-5}$	Gefahrenniveau
6	sehr schlecht	$\geq 5 \times 10^{-4}$	zusätzlich evtl. nichtmaligne Wirkungen

In den Tabellen 2 und 3 wurde die idealtypische Zuweisung von Noten zu Wirkungsdaten dargestellt. In Umsetzung dieses Konzepts wurde für alle im LAQx enthaltenen Substanzen (sowie für alle weiteren Stoffe der EU-Tochtrichtlinien) eine Zuordnung der wirkungsbezogenen Daten zu Indexklassen vorgenommen (Kalberlah et al., 2004).

Dabei war jeweils abzuwägen zwischen formalen Kriterien (EU-Werten) und toxikologischen Erkenntnissen. Durch Bewertungsunsicherheiten sowie durch die EU-Werte waren in der konkreten stofflichen Umsetzung Verschiebungen gegenüber dem Standardfall in Kauf zu nehmen. Alle Einteilungen in Indexklassen können deshalb nur als Orientierung herangezogen werden.

Im Anhang wird dieses Vorgehen anhand von zwei Beispielen (Stickstoffdioxid, Benzol) erläutert und damit zum einen die Anwendung der Methodik demonstriert, zum anderen aber auch die Notwendigkeit, von einem idealtypischen Schema im Einzelfall abzuweichen.

Das Ergebnis dieser Zuordnung zu Indexklassen zeigt Tabelle 4 für die im LAQx integrierten Substanzen.

Ozon wird berücksichtigt über die Zahl der Überschreitungen des EU-Kurzzeitwertes, d.h. über die Indexkomponente „jährliche Anzahl von Tagen mit DAQx* $\geq 4,5$ “. Dieser Schwellenwert des Kurzzeitindex DAQx* wird überschritten, wenn im Falle von Ozon der höchste 1-h-Mittelwert eines Tages $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ übersteigt. Bei den ausgewerteten Messstationen in Baden-Württemberg war Ozon in ganz überwiegendem Ausmaß für Überschreitungen des Schwellenwerts DAQx* $\geq 4,5$ verantwortlich (Mayer et al., 2004a).

Tabelle 4: Einteilung von Komponenten des Langzeitindex in Indexklassen

Benzol ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	NO ₂ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	SO ₂ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	PM ₁₀ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	jährliche Anzahl von Tagen mit DAQx* ≥ 4.5	LAQx Indexwert	LAQx Klasse	Bewertung
≤ 0.2	≤ 12	≤ 5	≤ 7	≤ 2	≤ 1.5	1	sehr gut
$> 0.2 - 1$	$> 12 - 20$	$> 5 - 10$	$> 7 - 15$	$> 2 - 5$	$> 1.5 - 2.5$	2	gut
$> 1 - 2$	$> 20 - 30$	$> 10 - 20$	$> 15 - 30$	$> 5 - 15$	$> 2.5 - 3.5$	3	befriedigend
$> 2 - 5$	$> 30 - 40$	$> 20 - 120$	$> 30 - 40$	$> 15 - 30$	$> 3.5 - 4.5$	4	ausreichend
$> 5 - 25$	$> 40 - 200$	$> 120 - 350$	$> 40 - 50$	$> 30 - 40$	$> 4.5 - 5.5$	5	schlecht
> 25	> 200	> 350	> 50	> 40	> 5.5	6	sehr schlecht

Der Übergang von einer Indexklasse in die nächste erfolgt auf Basis einer kontinuierlichen Skala mit Klassenwechsel bei halben Noten (z.B. Note = 3,5: Übergang zu „ausreichend“, bei $< 3,5$ noch „befriedigend“).

3.4 Auswahl der Modifikatoren

Wird die Luftqualität durch mehrere Substanzen mit sehr ähnlicher Einzelstoffbewertung bestimmt, dann sollte dem in der Bewertung Rechnung getragen werden. Allerdings würde eine Addition der Wirkung der epidemiologischen Erkenntnislage widersprechen. Es wird deshalb ein Gewichtungsverfahren eingeführt, das in pauschaler Weise der möglichen Kombinationswirkung Rechnung trägt. Die Substanzen, die wegen ihrer ähnlichen Bewertung im Vergleich zur indexprägenden Substanz quantitativ in die Bewertung eingeschlossen werden sollen, werden als Modifikatoren bezeichnet. Aufgrund von Praxisdaten aus Luftmessnetzen wurde festgelegt:

- Es werden nicht mehr als maximal drei Modifikatoren benötigt⁴.

⁴ Dies gilt für Verhältnisse, wie sie in Deutschland anzutreffen sind. Falls unter anderen Bedingungen weitere Komponenten wie SO₂ oder CO in derartigen Konzentrationen auftreten, dass von langfristigen relevanten Wirkungen auszugehen ist, so kann die Anzahl der Modifikatoren erhöht und die Berechnung des Index entsprechend angepasst werden.

- Zur sinnvollen Eingrenzung des Bereichs, der als „ähnlich“ zur indexprägenden Substanz angesehen wird, wird eine Abweichung von maximal 25% gegenüber der Note der indexprägenden Substanz festgelegt, d.h. ein Modifikator muss mindestens 75% der Note der indexprägenden Substanz erreichen. Dies bedeutet zum Beispiel bei einer Note der indexprägenden Substanz von 4,2, dass alle Stoffe als Modifikatoren behandelt werden, deren Note den Wert von $0,75 \times 4,2 = 3,15$ erreicht oder übersteigt. Diese Schwelle von $0,75 \times$ Note der indexprägenden Komponente wird im Folgenden als "Modifikatorbereichsgrenze" bezeichnet.
- Im Sinne einer einfachen Regelung sollte eine Gleichgewichtigkeit der Modifikatoren angenommen werden. Das heißt: Der Einfluss ist unabhängig davon, welche Substanz im konkreten Fall zum Modifikator wird.
- Die maximale Verschlechterung des Index über den Einfluss von Modifikatoren soll nicht größer als eine ganze Note sein (z.B. darf bei einer Note der indexprägenden Substanz von 4,2 der Index im schlechtesten Fall 5,2 werden).
- Überschreitungen der Kurzzeit-Grenz- bzw. Richtwerte werden ebenfalls mit einer Note charakterisiert und können sich dadurch auf den Index auswirken (vgl. Abschnitt 3.5 für eine Erläuterung). Insofern kann auch dieser Parameter zu einem Modifikator werden: Wenn an einem Standort der Index z.B. durch eine hohe Konzentration an PM_{10} charakterisiert wird (angenommene Note: 4,1), jedoch zugleich dort häufige Überschreitungen des Kurzzeitrichtwerts durch Ozon stattfinden (Note: 4,0), dann würde diese Ozonbelastung zum Modifikator.

Die Abbildung 1 verdeutlicht die Funktion der Modifikatoren im Rahmen der Indexbildung:

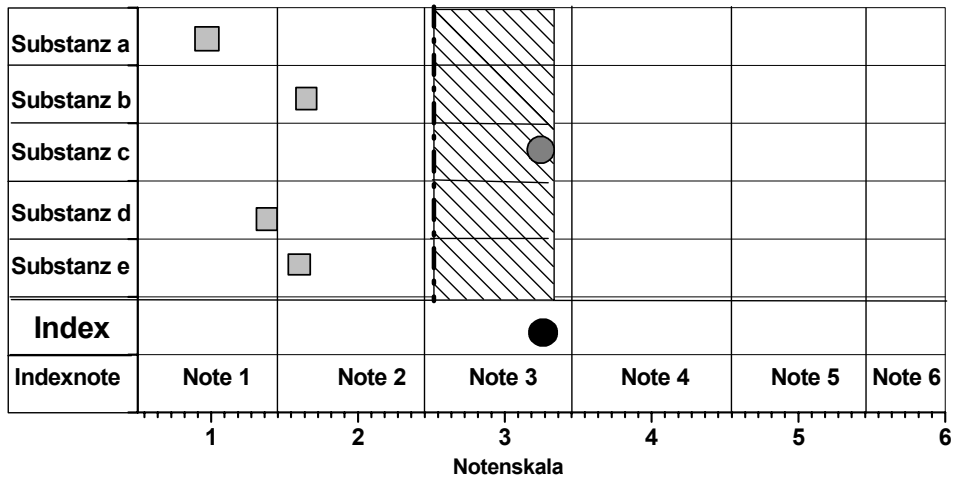
Im Szenario A (vgl. Abbildung) wird die Luftqualität alleine durch die hohe Luftkonzentration von Substanz c bestimmt. Die Bedeutung der anderen vorgefundenen Luftinhaltsstoffe ist zu vernachlässigen.

In Szenario B liegen drei weitere Substanzen mit ihrer Einzelstoffbewertung in der Nähe der indexprägenden Substanz c und innerhalb des (grau schattierten) Bereichs zwischen Modifikatorbereichsgrenze und der Note der indexprägenden Substanz. Damit werden sie zu Modifikatoren und verschlechtern die Note des Index.

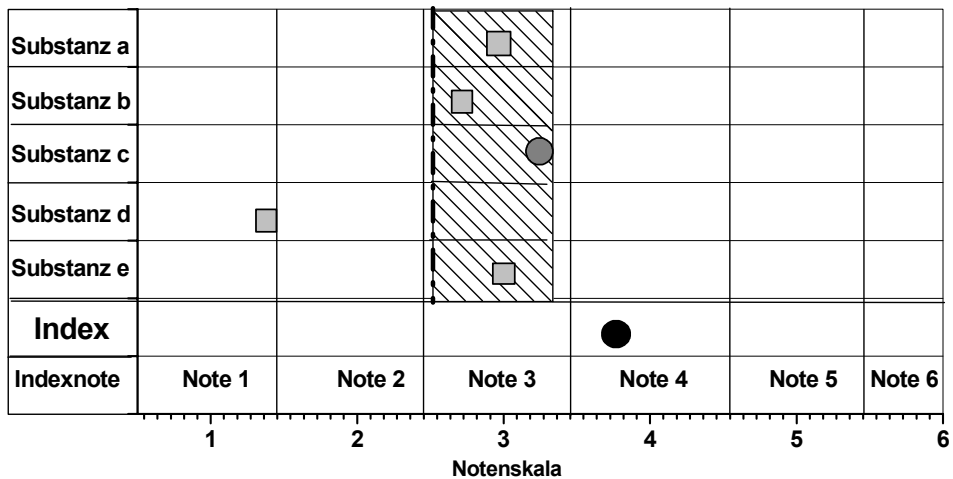
Die Kalkulation des Index unter Einschluss der Modifikatoren wird in Abschnitt 3.6 erläutert.

Szenario A:

Index wird alleine von indexprägender Substanz c bestimmt, andere Substanzen (a,b,d,e) erhalten keine Modifikatorenrolle

**Szenario B:**

Index wird außer von indexprägender Substanz c von Modifikatoren (Substanzen a,b,e) beeinflusst; Substanz d hat keinen Einfluss



Schraffierter Bereich: Einflussbereich Modifikatoren bis Modifikatorbereichsgrenze (Strich-Punkt-Linie)

Abbildung 1: Einfluss von Modifikatoren und indexprägender Substanz auf den Langzeitluftqualitätsindex LAQx (Schematische Darstellung; Erläuterung siehe Text)

3.5 Integration des Kurzzeitindex

Ein Kurzzeitindex DAQx mit einem Wert von $\geq 4,5$ (Überschreitung der EU-Werte) charakterisiert eine kurzfristig „schlechte“ Luftqualität. Tritt dieses Problem häufig auf, so soll sich dies auch in der Charakterisierung der Langzeitluftqualität niederschlagen. Diese Annahme ist aus gesundheitlicher Sicht plausibel, da (Vor-)schädigungen aufgrund von kurzfristigen Belastungen auch einen Risikofaktor für chronische Effekte bedeuten (höhere Empfindlichkeit des entsprechend exponierten Kollektivs).

Es gilt jedoch zu differenzieren: Bei PM_{10} liegen die Bewertungen des Tagesmittelwerts und des Jahresmittelwerts so eng zusammen (Grenzwerte bei 50 bzw. 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), dass schlechte Noten im LAQx statistisch zwangsläufig auch Überschreitungen des Kurzzeitgrenzwerts ($DAQx \geq 4,5$) bedeuten. Hierdurch käme es zu einer Doppelbewertung. Wird der DAQx jedoch durch andere Substanzen mit großem Unterschied zwischen kurz- und langfristigem Grenz- bzw. Richtwert (insbesondere Ozon / Stickstoffdioxid) bestimmt, können häufiger hohe Kurzzeitbelastungen auftreten, ohne dass der Jahresmittelwert für diese Substanzen eine schlechte Note erhalten müsste. Hier liefert der DAQx eine wichtige Zusatzinformation. Uns interessieren also nur die Werte des $DAQx \geq 4,5$, die nicht durch PM_{10} , sondern durch andere Substanzen bedingt sind. Im Folgenden wird deshalb mit $DAQx^*$ der Kurzzeitindex unter Ausklammerung von PM_{10} bezeichnet.

Die Überschreitung des Wertes $DAQx^* \geq 4,5$ um mehr als 30mal im Jahr wird mit einem Übergang von Note „ausreichend“ nach Note „schlecht“ gleichgesetzt. Dieses Vorgehen orientiert sich am Konzept der EU-Richtlinien, welche eine gewisse Anzahl von Überschreitungen zulassen (z.B. bei NO_2 , O_3), sowie an allgemeinen statistischen Überlegungen. Hierzu liefert Tabelle 5 (Anzahl der Tage mit schlechten Noten im $DAQx^*$ -Kurzzeitindex) die Daten. Unterhalb von 30 Überschreitungen wird eine nahezu lineare Skala gewählt, um eine geringere Anzahl von bedenklichen Kurzzeitexpositionen den Indexklassen zuzuweisen.

Tabelle 5: Jährliche Anzahl n von Tagen mit $DAQx^* \geq 4,5$ an ausgewählten Luftmessstationen in unterschiedlicher Lage in Baden-Württemberg (MW: Mittelwert über den Zeitraum 1995 bis 2003)

Luftmessstation	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	MW
Freudenstadt	6	3	1	7	0	1	3	0	9	3,3
Friedrichshafen	10	2	1	5	0	1	0	1	10	3,3
Heidelberg	9	0	8	5	1	0	4	6	10	4,8
Pforzheim-Mitte	7	8	9	4	1	3	3	4	11	5,6
Schwäbische Alb	2	3	4	8	2	2	7	1	29	6,4
Stuttgart-Bad Cannstatt	7	5	2	12	3	6	12	0	14	6,8
Mannheim-Süd	12	3	10	10	1	3	7	1	16	7,0
Heilbronn	16	13	2	10	1	4	1	2	31	8,9
Karlsruhe-Nordwest	22	5	14	15	4	3	12	3	19	10,8
Freiburg-Mitte	16	16	11	12	2	6	12	4	21	11,1
Mannheim-Nord	25	10	15	12	4	5	3	3	36	12,6
Kehl-Hafen	23	6	12	14	6	8	23	4	23	13,2

Die Zahl 30 wurde anhand der vorliegenden Auswertungen als relevant angesehen und führt zu einer deutlichen regionalen Differenzierung, wie der Vergleich etwa von Freudenstadt (Schwarzwald-Hochlage) mit Mannheim-Nord oder Heilbronn in großstädtischen Tallagen zeigt.

Tabelle 6 fasst die Zuordnung der Anzahl von Überschreitungen zur Notenskala zusammen.

Tabelle 6: Zuordnung der Anzahl von Überschreitungen zu Indexklassen für den Langzeitindex

Indexklasse	Anzahl von Überschreitungen
1	≤ 2
2	3-5
3	6-15
4	16-30
5	31-40
6	> 40

3.6 Berechnung des Indexwertes

Wie oben dargelegt, werden im LAQx vier Parameter berücksichtigt, wobei die Komponente mit der schlechtesten Einzelnote zur indexprägenden Komponente wird. Die anderen drei Komponenten beeinflussen als Modifikatoren die Gesamtnote, sofern ihre Note schlechter ist als die Modifikatorbereichsgrenze; ist ihre Note besser, so werden sie nicht berücksichtigt. Der Index darf sich durch den Einfluss der Modifikatoren aber um insgesamt höchstens eine Note verschlechtern. Bei maximal drei Modifikatoren und angenommener Gleichgewichtigkeit bedeutet das einen maximalen Beitrag von 0,33 pro Modifikator.

Damit ergibt sich für die Berechnung des Gesamtindex folgende schematische Berechnungsvorschrift:

$$\begin{aligned}
 & \text{[Note für die indexprägende Komponente]} \\
 & + 0,33 \left(\text{[Note von Modifikator 1]} - \text{[Modifikatorbereichsgrenze]} \right), \text{ falls Wert} > 0 \\
 & + 0,33 \left(\text{[Note von Modifikator 2]} - \text{[Modifikatorbereichsgrenze]} \right), \text{ falls Wert} > 0 \\
 & + 0,33 \left(\text{[Note von Modifikator 3]} - \text{[Modifikatorbereichsgrenze]} \right), \text{ falls Wert} > 0 \\
 \hline
 & = \text{[Note des Gesamtindex LAQx]}
 \end{aligned}$$

Dabei gilt: Modifikatorbereichsgrenze = 0,75 x [Note für die indexprägende Komponente], vgl. Abschnitt 3.4.

Die folgende Tabelle 7 zeigt vier Beispiele für die Berechnung des Gesamtindex:

Tabelle 7: Berechnung des Langzeitindex LAQx zur Charakterisierung der Luftqualität - Beispielrechnungen zur Erläuterung der Methode

	Beispiel 1	Beispiel 2	Beispiel 3	Beispiel 4
Note PM₁₀	1,6	4,3	3,2	3,3
Note NO₂	2,0	4,2	2,8	3,4
Note Benzol	1,6	4,2	3,1	3,1
Note Kurzzeit- überschreitungen (DAQx* ≥ 4,5)	2,2	4,1	2,3	2,4
Indexprägend	DAQx*≥4,5	PM ₁₀	PM ₁₀	NO ₂
Modifikatorbereichs- grenze (0,75x index- prägende Note)	1,65	3,225	2,4	2,55
Modifikatoren	NO ₂	Benzol, NO ₂ , Kurzzeit- überschreitungen	Benzol, NO ₂	Benzol, PM ₁₀
Berechnung	$2,2 + 0,33 \times (2,0 - 1,65) =$ $2,2 + 0,33 \times 0,35 =$	$4,3 + 0,33 \times (0,975 + 0,975 + 0,875) =$	$3,2 + 0,33 \times (0,7 + 0,4) =$	$3,4 + 0,33 \times (0,55 + 0,75) =$
Gesamtindex	2,32 ≈ 2,3	5,241 ≈ 5,2	3,563 ≈ 3,6	3,833 ≈ 3,8
	Gut	Schlecht	Ausreichend	Ausreichend

Die Beispiele in Tabelle 7 machen außer der Erläuterung des Rechenwegs deutlich,

- dass der Einfluss der Modifikatoren bei insgesamt guten Noten (Beispiel 1) nur geringfügig ist im Vergleich zu deren Bedeutung bei insgesamt schlechten Noten (Beispiel 1 vs. Beispiel 2) oder mäßigen Noten (Beispiele 3 und 4). Dies wurde durch Festlegung eines Prozentbereichs (Modifikatorenbereichsgrenze) zur indexprägenden Substanz sichergestellt.
- dass sich die Luftqualität z.B. von „ausreichend“ nach „schlecht“ verändern kann, wenn die Modifikatoren einbezogen werden (Beispiel 2),
- dass auch das häufige Überschreiten von Kurzzeitgrenzwerten (als DAQx* ≥ 4,5) „indexprägend“ werden kann (Beispiel 1).

3.7 Diskussion

Der vorgestellte Index stellt in seiner Methodik im Wesentlichen einen Einzelstoffindex dar, bei dem zwei Elemente maßgeblich waren:

- Die Einhaltung des stoffspezifischen EU-Grenzwerts des jeweiligen Stoffes sollte zum Entscheidungskriterium für den Übergang von „ausreichend“ nach „schlecht“ bei der Bewertung der Luftqualität werden. Damit war zu vermeiden, dass die Öffentlichkeit widersprüchliche Botschaften erhalten hätte (etwa: „Grenzwert eingehalten, aber Luftqualität schlecht“ oder „Grenzwert ist überschritten, aber alles ist in Ordnung“),
- Es sollten darüber hinaus möglichst qualifizierte wissenschaftliche, d.h. vorrangig epidemiologische Erkenntnisse in die Bewertung der Einzelstoffe einfließen.

Da in die formale EU-Grenzwertfestsetzung jedoch nicht nur wissenschaftliche Gesichtspunkte eingehen, musste mehrfach ein Kompromiss zwischen inhaltlichen und formalen Aspekten bei der stoffspezifischen Umsetzung gefunden werden. Methodische Ergänzungen wurden auch notwendig, um mit einem Index trotz seiner zwangsläufig nur pauschalen Aussagekraft Erkenntnisse zu gesundheitlichen Effekten angemessen berücksichtigen zu können:

- Aus epidemiologischen Erkenntnissen ist bekannt, dass bei komplexen Schadstoffgemischen mit verstärkten Effekten im Vergleich zum Einzelstoff zu rechnen ist. Diesem Aspekt wurde durch die Berücksichtigung von Modifikatoren Rechnung getragen.
- Der grundsätzlichen Erkenntnis, dass Jahresmittelwerte nichts über saisonale Spitzenwerte von Luftschadstoffen aussagen, dass solche Spitzenwerte jedoch auch die langfristige Luftqualität mit beeinflussen, musste durch eine vereinfachte Bewertung solcher Spitzenwerte Rechnung getragen werden.

Der Wirkungsbezug ist insofern nicht präziser abzusichern, als die Gewichtung der Modifikatoren mehrere Subjektivschritte enthält, die nicht quantitativ validiert werden können. Simulationsrechnungen haben jedoch die Plausibilität und Flexibilität der so gewählten Gewichtungen für einen informativen Index gezeigt. Abweichende Gewichtungen konnten überprüft werden:

- Der als „ähnlich“ bezeichnete Bereich (die Modifikatorbereichsgrenze) wurde – statt auf einen Bereich von 25% der indexführenden Substanz bezogen zu werden – auf 15, 20 oder 30% der indexprägenden Substanz sowie auf ein absolutes Maß von 0,5 Noten bezogen. Die Abweichungen führten in einen Fall zu einer nur marginalen und damit nicht mehr aussagekräftigen Veränderung der Note der indexführenden Substanz (15% Abweichung), im anderen Fall zu teilweise drastischen und unplausiblen Notenveränderungen (30%). Die gewählten 25% stellen eine merkliche, jedoch nicht gravierende Berücksichtigung von Kombinationswirkungen bei Langzeitexposition dar. Das „absolute Maß“ (0,5 Noten-Abstand) wurde als inhaltlich weniger geeignet verworfen.
- Besondere Unsicherheiten bestehen in der Benotung der Überschreitung der EU-Kurzzeitwerte. Hier wurde - in Analogie zu den EU-Richtlinien - ein Vorgehen gewählt, bei dem die Anzahl der Überschreitungen für eine Substanz bewertet wurde, unabhängig von der Dauer und Höhe der Überschreitung. Guerreiro et al. (1999) vergleichen alternative Bewertungen von Grenzwertüberschreitungen:

- Die Dauer der jeweiligen Überschreitung („episode length“),
- Die Höhe der jeweiligen Überschreitung („episode peak“)
- Die Zeiträume zwischen den Überschreitungen („Inter-episode length“)
- Die Fläche (Zeit x Dauer) der Grenzwertüberschreitung („Area over threshold“).

Auch diese Autoren können kein allgemeingültiges, bestabgesichertes Maß angeben, das für die Bewertung herangezogen werden sollte. Zudem könnte relevant sein, ob solche Überschreitungen der EU-Kurzzeitwerte (1-h-, 8-h-, 24-h-Mittelwerte) nur durch 1 Substanz auftreten oder durch mehrere. Da derzeit jedoch eine bessere wissenschaftliche Absicherung wegen der nur begrenzten Aussagekraft epidemiologischer Studien nicht möglich ist, kann keine weitergehende Validierung vorgenommen werden. Entsprechende Unsicherheiten in der Bewertung wurden entsprechend der Zielsetzung in Kauf genommen.

Der Hintergrund für die Unterschiede im Konzept für die Kurzzeit- bzw. Langzeitluftqualität ist, dass die EU-Kurzzeitwerte in stärkerem Maße auch Kombinationswirkungen pauschal berücksichtigen. Deshalb wird beim Kurzzeitindex DAQx die indexprägende Substanz allein indexbestimmend. Bei den EU-Langzeitwerten (Jahresmittelwerte) treten in stärkerem Ausmaß noch unterhalb der Grenzwerte erste Wirkungen auf. Kombinationswirkungen werden besonders an der bei Langzeitexposition relevanten krebserzeugenden Wirkung deutlich, wenn mehrere krebserzeugende Stoffe auftreten oder wenn entzündliche und krebserzeugende Wirkungen zusammen angenommen werden müssen. Über das Hilfsmittel der Modifikatoren werden diese Kombinationswirkungen nur dann berücksichtigt, wenn mehrere Luftschadstoffe erhöht sind, nicht, wenn nur ein einzelner indexprägender Stoff erhöht in der Umgebungsluft vorzufinden ist.

Der Langzeitluftqualitätsindex LAQx muss zwar aufgrund seines hohen Aggregationsniveaus grundsätzlich eine methodische Unschärfe besitzen und ersetzt deshalb keine genaue substanzspezifische Analyse für differenzierte Aussagen. Dennoch ist die Information durch den LAQx für die Bevölkerung wesentlich aussagekräftiger als eine Nennung von Einzelwerten als „Rohwerte“ im Vergleich zum jeweiligen EU-Wert,

- da der LAQx Informationen zur Wirkung der Einzelsubstanz auch oberhalb und unterhalb des EU-Grenzwerts ergänzend bereitstellt,
- da er den epidemiologischen Erkenntnissen zu Kombinationswirkungen mit angemessener Gewichtung zwischen wissenschaftlicher Komplexität und informatorischer Einfachheit Rechnung trägt,
- da er die Wechselbeziehungen zwischen Kurzzeitbelastung und Langzeitbelastung in die Bewertung einbezieht.

4 Umsetzung

4.1 Indexwerte an unterschiedlichen Standorten

Beispielhaft wurden bei der Entwicklung des LAQx Daten von 16 Luftmessstationen in Baden-Württemberg ausgewertet,

- um den Langzeitluftqualitätsindex hinsichtlich seiner Zusammensetzung (indexprägende Substanz und Modifikatoren) zu untersuchen,
- standortspezifische Unterschiede zu erkennen,
- anhand von Zeitreihenanalysen die mehrjährige Entwicklung zu analysieren,
- Unterschiede zur Aussagekraft des Kurzzeitindex zu erfassen,
- Einzelerkenntnisse (z.B. zur Bewertung partikulärer Immissionen) zu gewinnen.

Der folgende Abschnitt fasst diese Ergebnisse kommentierend zusammen. Für eine ausführliche Darstellung der Ergebnisse wird auf (Mayer et al., 2004a) verwiesen.

Die Umsetzung des vorgestellten Langzeitindex zur Beurteilung der Luftqualität in Baden-Württemberg liefert ein plausibles Ergebnis mit einer Luftqualität nahe an dem Bereich „gut“ im ländlichen Gebiet (Schwäbische Alb) bzw. dünn besiedelten Hochlagen (Freudenstadt) und „befriedigender“ bis „ausreichender“ (im Einzelfall auch „schlechter“) Luftqualität im dichter besiedelten Raum.

Beim Kurzzeitindex DAQx konnte es, bedingt durch hohe Ozonkonzentrationen, zu Verständigungsproblemen führen, wenn sich „auf dem Lande“ die Luftqualität ähnlich schlecht wie im städtischen Bereich darstellt. Dagegen erweist sich die Bewertung der längerfristigen Luftqualität im ländlichen Bereich als besser als die kurzfristige, wenn Phasen mit hoher Ozonbelastung vorliegen, während im städtischen Bereich die längerfristige Luftqualität eher schlechter ausfällt als die Tagesbewertung. Abbildungen 2 und 3 zeigen anschaulich diesen Unterschied zwischen Langzeit- und Kurzzeitluftqualität im ländlichen bzw. städtischen Bereich. In den Abbildungen sind auch die Konzentrationsverläufe von SO₂ und CO mit aufgenommen worden, die aber aufgrund ihres niedrigen Niveaus die Notenbildung des Langzeitindex nicht beeinflussen.

Damit erhält der LAQx gegenüber dem DAQx eine eigenständige Bedeutung und könnte nicht etwa durch einen einfachen Mittelwert des DAQx (als dessen Jahresdurchschnitt) ersetzt werden:

- a) ein Jahresmittelwert des DAQx weicht an einzelnen Standorten deutlich vom LAQx ab;
- b) die Jahresmittelwerte im DAQx führen zu einer Nivellierung, während im LAQx eine angemessene **standortspezifische und jahresspezifische Spreizung** der Bewertungen erhalten bleibt.

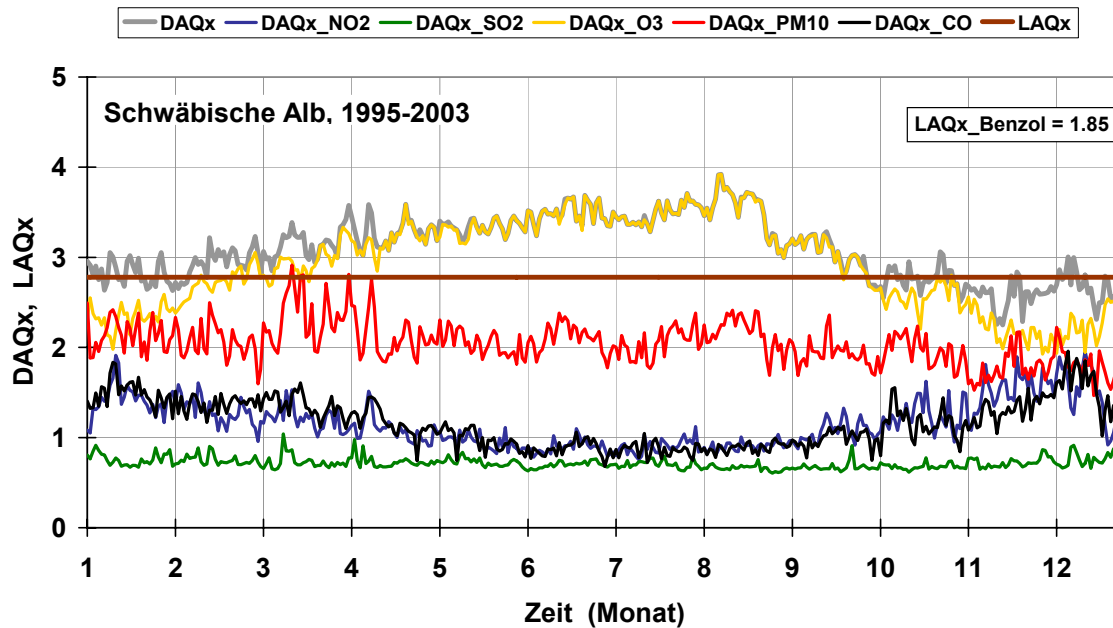


Abbildung 2: Vergleich der Bewertung der Einzelluftschadstoffe im Kurzzeitindex, des Kurzzeitindex (DAQx) und des Langzeitindex (LAQx) im Mehrjahresdurchschnitt für die Luftmessstation Schwäbische Alb

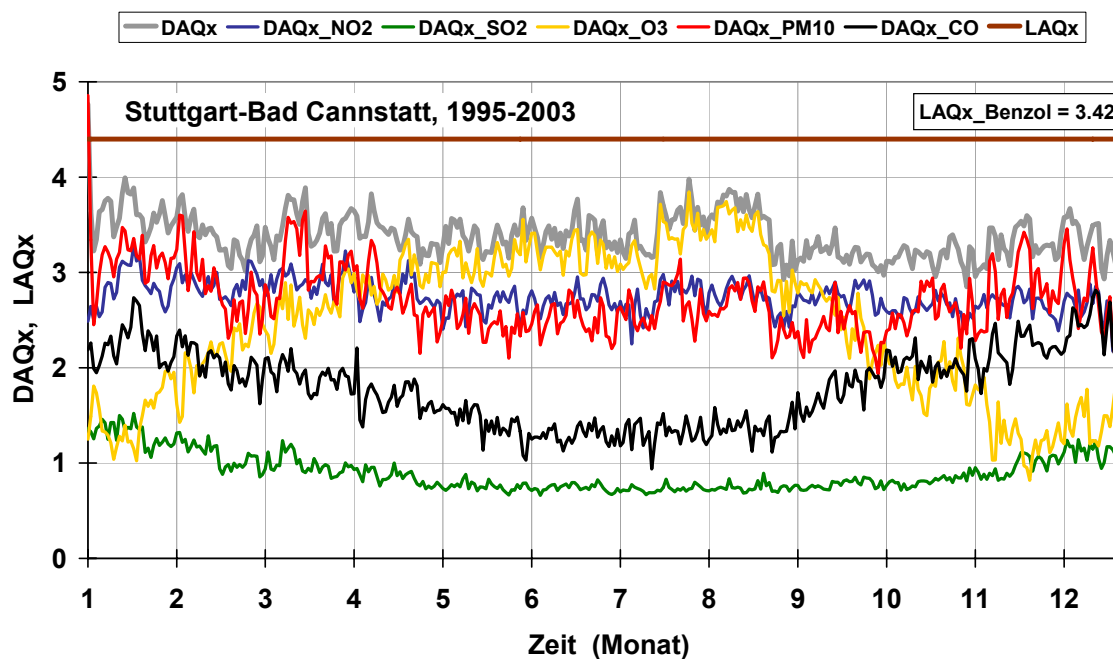


Abbildung 3: Vergleich der Bewertung der Einzelluftschadstoffe im Kurzzeitindex, des Kurzzeitindex (DAQx) und des Langzeitindex (LAQx) im Mehrjahresdurchschnitt für die Luftmessstation Stuttgart-Bad Cannstatt

4.2 Mehrjährige Entwicklung

Ein deutlicher Trend des LAQx über mehrere Jahre ist nicht ersichtlich (Abbildung 4), jedoch gibt es Jahre mit insgesamt besserer Luftqualität (z.B. das Jahr 2000) oder schlechterer Luftqualität (z.B. das Jahr 2003). Die außergewöhnlich trockene und heiße Witterung im Sommer 2003 führte an den Luftmessstationen zu einer unterschiedlich ausgeprägten Erhöhung der Ozonwerte in den Sommermonaten.

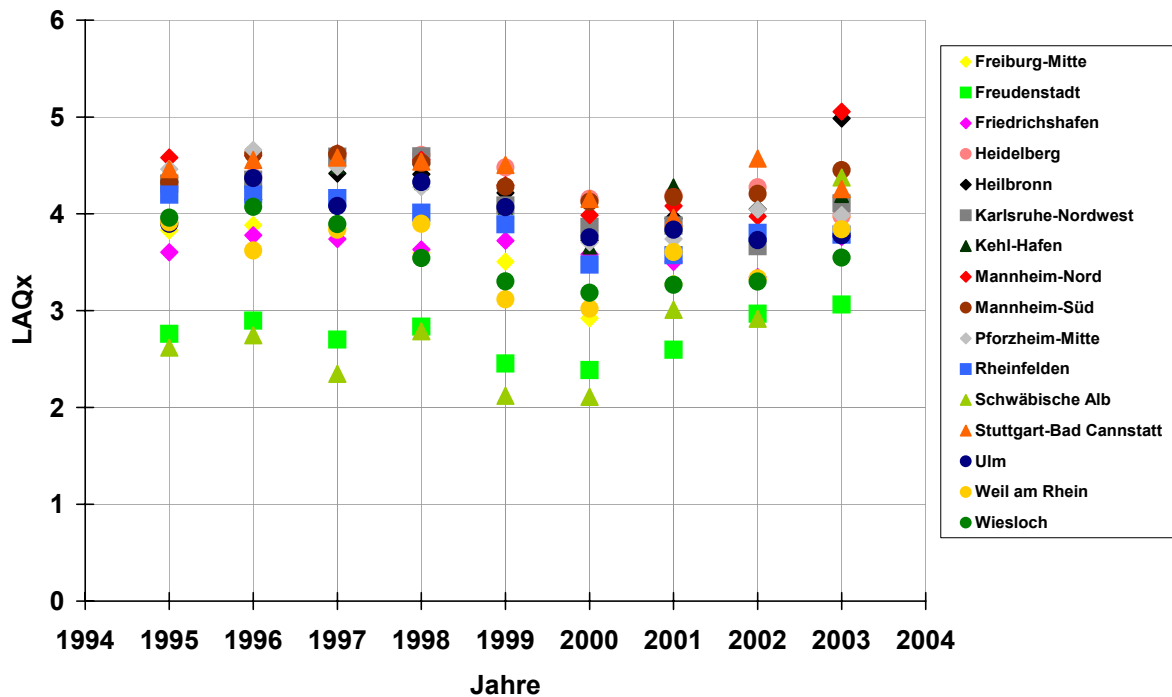


Abbildung 4: Zeitlicher Verlauf des LAQx an Luftmessstationen in Baden-Württemberg in den Jahren 1995 bis 2003

4.3 Indexführende Substanzen und Bedeutung der Modifikatoren

Abbildungen 5 und 6 zeigen die sehr unterschiedlichen Profile, die den LAQx in den Jahren 1995 bis 2003 an den Stationen Schwäbische Alb bzw. Stuttgart-Bad Cannstatt gebildet haben, in den einzelnen Jahren. Auf der Schwäbischen Alb dominierte PM_{10} und in manchen Jahren Ozon (über $DAQx^* \geq 4,5$) als indexprägend, während in Stuttgart-Bad Cannstatt Stickstoffoxide bestimmend waren. Auf der Schwäbischen Alb war die indexprägende Substanz überwiegend alleine ausschlaggebend, während in Stuttgart-Bad Cannstatt regelmäßig Modifikatoren, vor allem verkehrsbedingtes Benzol, das Ergebnis beeinflussten.

Als wichtige indexprägende Luftschadstoffe erweisen sich erwartungsgemäß NO_2 und PM_{10} , während Benzol und die Überschreitungen des Kurzzeitindex $DAQx^*$ weniger Einfluss auf die längerfristige Luftqualität haben. Dennoch zeigt sich die spezifische Relevanz der letztgenannten Parameter an einigen Messstationen in Baden-Württemberg (vgl. Tabelle 8). Neben der indexprägenden Komponente kommt den Modifikatoren eine wesentliche Bedeutung zur Differenzierung der Luftqualität zu. Für die Überschreitungen einer Note von 4,5 im Kurzzeitindex ist an allen Standorten fast ausschließlich Ozon verantwortlich, in wenigen Fällen im städtischen Bereich besitzt auch Stickstoffdioxid eine gewisse Bedeutung.

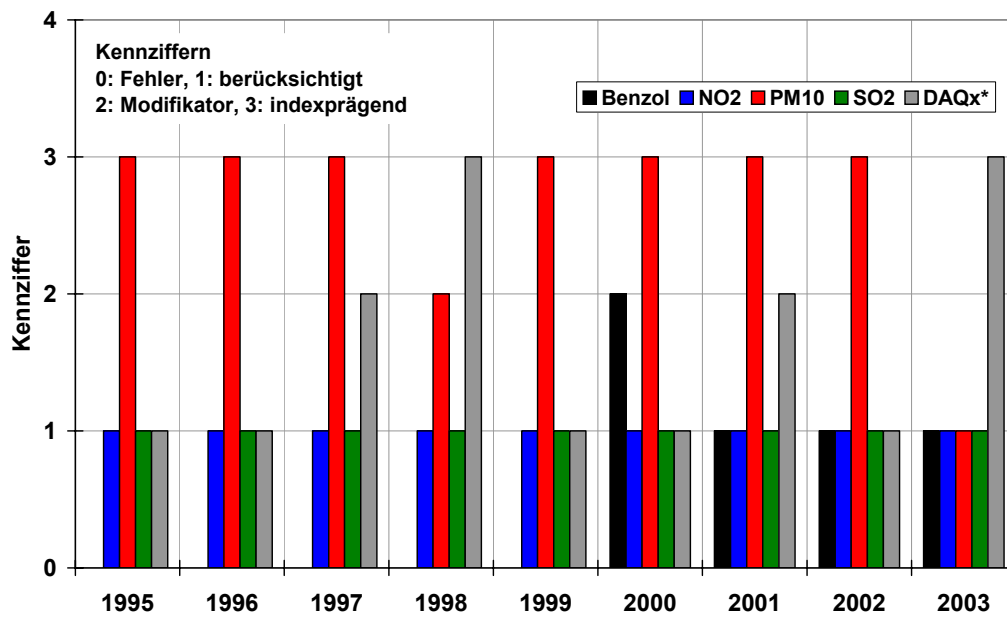


Abbildung 5: Substanzspezifische Informationen zum LAQx an der Luftmessstation Schwäbische Alb im Zeitraum 1995-2003

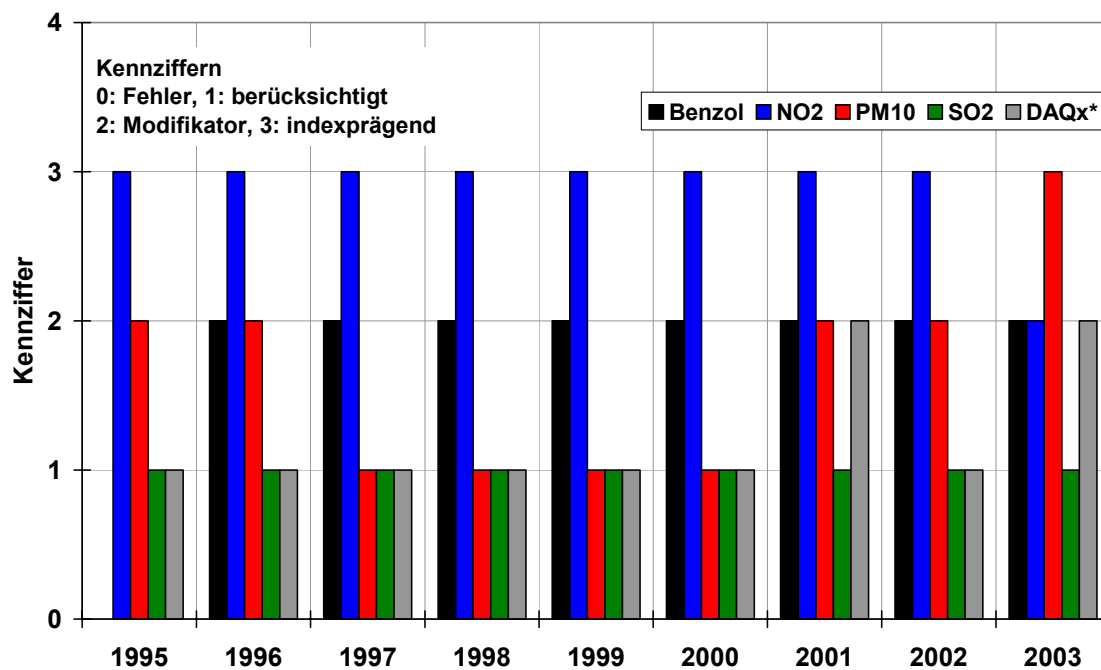


Abbildung 6: Substanzspezifische Informationen zum LAQx an der Luftmessstation Stuttgart-Bad Cannstatt im Zeitraum 1995-2003

Tabelle 8: Indexprägende Substanz (i) und Modifikatoren (M) des LAQx an Luftmessstationen in Baden-Württemberg im Zeitraum 1995 bis 2003 (kB: keine Benzolwerte verfügbar)

Luftmessstation	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Freiburg-Mitte	i	Ben.	Ben.	Ben.	Ben.	Ben.	DAQx*	PM ₁₀	DAQx*
	M	DAQx*, PM ₁₀ , kB	DAQx*, PM ₁₀ , NO ₂	DAQx*, NO ₂	DAQx*, NO ₂	NO ₂	DAQx*, NO ₂	NO ₂ , PM ₁₀ , kB	NO ₂ , kB
Freudenstadt	i	PM ₁₀	PM ₁₀	PM ₁₀	PM ₁₀	PM ₁₀	PM ₁₀	PM ₁₀	DAQx*
	M	DAQx*, kB	kB	NO ₂ , kB	PM ₁₀ , kB	Ben., NO ₂	Ben.	-	PM ₁₀
Friedrichshafen	i	NO ₂	NO ₂	NO ₂	NO ₂	NO ₂	NO ₂	NO ₂	PM ₁₀
	M	DAQx*, PM ₁₀ , kB	PM ₁₀ , kB	PM ₁₀ , kB	PM ₁₀ , kB	Ben., PM ₁₀	Ben., PM ₁₀	Ben., PM ₁₀	Ben., DAQx*, NO ₂
Heidelberg	i	NO ₂	NO ₂	NO ₂	NO ₂	NO ₂	PM ₁₀	PM ₁₀	NO ₂
	M	kB	Ben.	Ben.	Ben.	Ben.	Ben., NO ₂	Ben., NO ₂	Ben., DAQx*, PM ₁₀
Heilbronn	i	NO ₂	Ben.	NO ₂	NO ₂	NO ₂	NO ₂	NO ₂	DAQx*
	M	Ben., DAQx*, PM ₁₀	DAQx*, NO ₂ , PM ₁₀	Ben.	Ben.	Ben.	Ben., PM ₁₀	Ben., PM ₁₀	NO ₂ , PM ₁₀
Karlsruhe-Nordwest	i	DAQx*	NO ₂	NO ₂	NO ₂	NO ₂	PM ₁₀	PM ₁₀	DAQx*
	M	NO ₂ , PM ₁₀ , kB	Ben., PM ₁₀	Ben.	Ben., DAQx*	-	Ben., DAQx*, NO ₂	Ben., NO ₂	Ben., NO ₂ , PM ₁₀
Kehl-Hafen	i	DAQx*	NO ₂	NO ₂	NO ₂	NO ₂	DAQx*	PM ₁₀	DAQx*
	M	NO ₂ , PM ₁₀ , kB	PM ₁₀ , kB	Ben.	Ben., DAQx*	Ben.	NO ₂ , PM ₁₀	NO ₂	PM ₁₀
Mannheim-Nord	i	NO ₂	NO ₂	NO ₂	NO ₂	NO ₂	NO ₂	NO ₂	DAQx*
	M	DAQx*, PM ₁₀ , kB	PM ₁₀ , kB	Ben., DAQx*	Ben.	Ben.	PM ₁₀	Ben., PM ₁₀	NO ₂
Mannheim-Süd	i	NO ₂	NO ₂	NO ₂	NO ₂	NO ₂	NO ₂	NO ₂	NO ₂
	M	DAQx*, PM ₁₀ , kB	Ben., PM ₁₀	Ben.	Ben.	Ben.	Ben., PM ₁₀	Ben., PM ₁₀	Ben., DAQx*, PM ₁₀
Pforzheim-Mitte	i	NO ₂	NO ₂	NO ₂	NO ₂	NO ₂	PM ₁₀	PM ₁₀	NO ₂
	M	Ben., PM ₁₀	Ben.	Ben.	Ben.	Ben.	Ben., NO ₂	Ben., NO ₂	Ben., DAQx*, PM ₁₀
Rheinfelden	i	NO ₂	NO ₂	NO ₂	NO ₂	NO ₂	PM ₁₀	PM ₁₀	PM ₁₀
	M	Ben., DAQx*, PM ₁₀	Ben., PM ₁₀	Ben.	Ben., DAQx*, PM ₁₀	Ben.	NO ₂ , PM ₁₀	Ben., NO ₂	Ben.
Schwäbische Alb	i	PM ₁₀	PM ₁₀	PM ₁₀	DAQx*	PM ₁₀	PM ₁₀	PM ₁₀	DAQx*
	M	kB	kB	DAQx*, kB	PM ₁₀ , kB	kB	NO ₂	-	-
Stuttgart-Bad Cannstatt	i	NO ₂	NO ₂	NO ₂	NO ₂	NO ₂	NO ₂	NO ₂	PM ₁₀
	M	PM ₁₀ , kB	Ben., PM ₁₀	Ben.	Ben.	Ben.	Ben., DAQx*, PM ₁₀	Ben.	Ben., DAQx*, NO ₂
Ulm	i	NO ₂	NO ₂	NO ₂	NO ₂	NO ₂	PM ₁₀	PM ₁₀	PM ₁₀
	M	PM ₁₀ , kB	PM ₁₀ , kB	PM ₁₀ , kB	PM ₁₀ , kB	Ben., PM ₁₀	Ben., NO ₂	Ben., NO ₂	Ben., DAQx*, NO ₂
Weil am Rhein	i	DAQx*	NO ₂	NO ₂	DAQx*	Ben.	Ben.	PM ₁₀	DAQx*
	M	kB	PM ₁₀ , kB	Ben., DAQx*, PM ₁₀	Ben., NO ₂	NO ₂ , PM ₁₀	DAQx*, NO ₂ , PM ₁₀	Ben., NO ₂	Ben., PM ₁₀
Wiesloch	i	DAQx*	Ben.	NO ₂	NO ₂	NO ₂	PM ₁₀	PM ₁₀	PM ₁₀
	M	Ben., NO ₂ , PM ₁₀	DAQx*, NO ₂ , PM ₁₀	Ben., DAQx*, PM ₁₀	Ben.	Ben.	Ben., NO ₂	Ben., NO ₂	DAQx*

4.4 Bewertung partikulär vorliegender Luftschadstoffe

Die Verwendung von PM_{10} zur Charakterisierung von partikulär vorliegenden Luftinhaltsstoffen enthält methodische Unsicherheiten, da sich z.B. die PM_{10} -Zusammensetzung zwischen Verkehrsstationen und ländlichem Raum deutlich unterscheidet (Kuhlbusch und John, 2000). Zudem ist $PM_{2,5}$ auf Basis der vorliegenden Wirkungsdaten der geeignetere Parameter für eine gesundheitliche Interpretation. Die kalkulatorische Umrechnung von PM_{10} auf $PM_{2,5}$ durch pauschale Faktoren kann zwischen ca. 0,6 und 0,76 liegen (Kuhlbusch und John, 2000) und beinhaltet somit ebenfalls Ungenauigkeiten. Da derzeit nur PM_{10} in üblichen Messprogrammen berücksichtigt wird, musste diese Unsicherheit in Kauf genommen werden.

Bei dem vorgeschlagenen Ansatz ist keine vollständige Kompatibilität zwischen der Bewertung partikulärer Einzelkomponenten und der Summenbewertung der Inhaltsstoffe als Schwebstaub (PM_{10}) erreichbar gewesen. Abbildung 7 zeigt am Beispiel einer Luftmessstation in Baden-Württemberg (Pforzheim-Mitte), welche Notengebung bei pauschaler Bewertung von PM_{10} erzielt wird, und wie die Noten alleine für Cadmium oder Ruß liegen würden, wenn diese Partikel isoliert bewertet worden wären (Ableitung der Notenskala für Cadmium und Ruß hier nicht gezeigt).

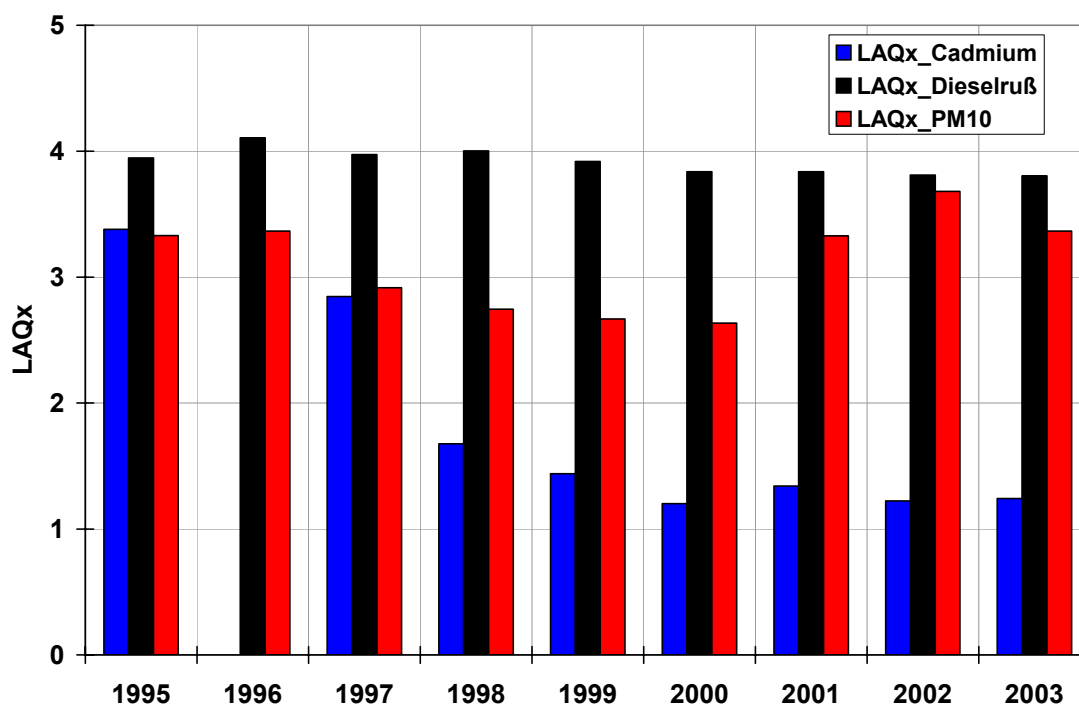


Abbildung 7: Notenzuweisung für Gesamtschwebstaub als PM_{10} oder bei Bewertung der Partikelfractionen Ruß und Cadmium als Einzelkomponenten für die Luftmessstation Pforzheim-Mitte im Mehrjahresvergleich

Die deutlichen Notenunterschiede bei der Bewertung von partikelförmigen Luftschadstoffen je nach Bewertungssystem – als Gesamtschwebstaub PM_{10} oder als Einzelkomponente – lassen sich durch folgende Ursachen erklären:

- Die EU-Bewertung von Partikeln als PM₁₀ erfolgte ohne den Endpunkt Krebs (allerdings würde eine alternative Bewertung unter Berücksichtigung des Krebsrisikos zu einer ähnlichen Bewertung des Gesundheitsrisikos durch Partikel führen)
- Unterschiedliche Sicherheit der Risikoabschätzung über unit-risk im Niedrigdosisbereich auf Basis von Kanzerogenitätsbefunden aus dem Tierversuch oder aus epidemiologischen Studien mit beruflicher Exposition
- Unterschiedliche Begründungen der EU-Werte, die den Übergang von Indexklasse 4 nach Indexklasse 5 bestimmen
- Unterschiedliche Partikelzusammensetzungen, die mit einer pauschalen PM₁₀-Bewertung nicht erfasst werden können.

In dieser unbefriedigenden Situation wird der Orientierung eines Luftqualitätsindex an der Partikelbewertung (PM₁₀) der Vorzug gegeben gegenüber der Berücksichtigung von partikelförmigen Einzelkomponenten des luftgetragenen Staubs. Daher sollte die Messung und Kontrolle von Einzelpartikeln wie Schwermetallen anlassbezogen außerhalb der Indexanwendung erfolgen.

5 Bestehende Langzeitindices

Es liegen nur wenige Langzeitindices zur Beurteilung der Luftqualität vor. Die meisten bisherigen Indices stellen summarische Belastungsangaben dar, die teilweise über den Langzeitgrenzwert gewichtet sind. Hierzu zählen:

- der „alte“ Stuttgarter Luftbelastungsindex - Langzeitbelastungsindex LBI (Baumüller, 1988; Baumüller und Reuter, 1995),
- der modifizierte Stuttgarter Belastungsindex (Baumüller und Reuter, 1995),
- der Luftbelastungsindex der UMEG (UMEG, 1997),
- der Langzeit-Luftqualitätsindex nach Büringer (Büringer, 1999) und
- der US National Air Quality Index Long-Term Exposure (Kyle et al., 2002).

Die Vor- und Nachteile von Belastungsindices gegenüber einem wirkungsbezogenen Index wurden kürzlich am Beispiel des Kurzzeitindex DAQx anhand realistischer Daten gegenüber gestellt (Mayer et al., 2004b).

Als wirkungsbezogene Langzeitindices sind zu nennen:

- der „Canadian National Long Term Index of Air Quality“ (Kanada),
- der tschechische „Annual Index of Air Quality“ (Tschechien, 2002) und
- der Schweizer Index LBI der Arbeitsgruppe Cercl’Air (Entwurf) (Cercl’Air, 2004).

Der kanadische Index vergibt ähnlich dem hier vorgesehenen Vorgehen Noten, die sich an der Unter- oder Überschreitung der jeweiligen gesundheitsbasierten Referenzwerte orientieren (z.B. gilt es als „gut“, wenn nur ein Viertel des Grenzwerts erreicht wird). Nachteile sind die Mischung von Kurzzeit- und Langzeitgrenzwerten, die Mischung von ökologisch und humantoxikologisch begründeten Grenzwerten und die undifferenzierte Vorgehensweise, gleichartig für alle Substanzen, unabhängig von deren Dosis-Wirkungsbeziehung.

Die tschechischen Indices richten sich danach, ob für eine oder mehrere Substanzen die Grenzwerte unterschritten, erreicht oder überschritten werden und sind alleine auf die menschliche Gesundheit ausgerichtet. Diese tschechischen Indices werden auch umgesetzt: Im Internet kann abgelesen werden, wie viel Prozent der Bevölkerung in verschiedenen Jahren etwa welcher Belastungsstufe ausgesetzt waren. Wirkungsbezogene Daten werden jedoch weniger differenziert einbezogen als im vorliegenden Vorschlag für einen Langzeitluftqualitätsindex für Baden-Württemberg.

Der noch nicht abschließend verabschiedete Schweizer Langzeit-Luftbelastungs-Index (LBI) der Arbeitsgruppe Cercl'Air ähnelt dem hier vorgeschlagenen Ansatz stark: Es werden einzelstoffbezogene Noten für die Luftschadstoffe PM₁₀, NO₂ und Ozon vergeben, wobei Schweizer Grenzwerte (nicht die EU-Werte) für die Bildung von Klassengrenzen herangezogen wurden; bei Ozon fließt eine ökotoxikologische Bewertung ein. Zusätzlich erfolgt eine Gewichtung der Relevanz der einzelnen Komponenten und schließlich die Errechnung einer gewichteten mittleren Note; dadurch kann die Gesamtnote besser sein als die Note für die problematischste Einzelkomponente. Benzol und weitere Luftschadstoffe werden nicht berücksichtigt.

Der für Baden-Württemberg vorgeschlagene Langzeitindex ist als Statusindex in das System der WHO-Luftindikatoren integrierbar: Die Weltgesundheitsorganisation (WHO) verfügt bisher nur über eine Reihe differenzierter gesundheitsbezogener Einzelindikatoren zur Charakterisierung der Luftqualität, nicht jedoch über einen aggregierenden Gesamtindex.

6 Literatur

- Baumüller, J., 1988, Immissionen, in: Verein Deutscher Ingenieure (VDI) - Kommission Reinhaltung der Luft (Hrsg.): Stadtklima und Luftreinhaltung. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, London, Paris, Tokio, 1988, S. 190-236
- Baumüller J., Reuter, U., 1995
Die summarische Bewertung von Luftschadstoffen durch einen Luftbelastungsindex
Staub - Reinhaltung der Luft, Vol. **55**, S. 137-141
- Brauer, M., Hoek, G., Van Vliet, P., Meliefste, K., Fischer, P. H., Wijga, A., Koopman, L. P., Neijens, H. J., Gerritsen, J., Kerkhof, M., Heinrich, J., Bellander, T., Brunekreef, B., 2002
Air pollution from traffic and the development of respiratory infections and asthmatic and allergic symptoms in children
American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine, Vol. **166**, 2002, S. 1092-1098
- Braun-Fahrländer, C., Vuille, J. C., Sennhauser, F. H., Neu, U., Kunzle, T., Grize, L., Gassner, M., Minder, C., Schindler, C., Varonier, H. S., Wuthrich, B., 1997
Respiratory health and long-term exposure to air pollutants in Swiss schoolchildren. SCARPOL Team. Swiss Study on Childhood Allergy and Respiratory Symptoms with Respect to Air Pollution, Climate and Pollen
American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine, Vol. **155**, 1997, S. 1042-1049
- Büringer, H., 1999
Luftqualitätsindex für Baden-Württemberg. Baden-Württemberg in Wort und Zahl 200-204
- Cercl'air, Schweizerische Gesellschaft der Lufthygiene-Fachleute, 2004
Luftbelastungs-Index, Dokumentation Version 2.1 vom 1.4.2004, Liestal, unveröffentlicht
- Dockery, D. W., Pope, C. A., Xu, X., Spengler, J. D., Ware, J. H., Fay, M. E., Ferris, B. G., Jr., Speizer, F. E., 1993
An association between air pollution and mortality in six U.S. cities
New England Journal of Medicine, Vol. **329**, 1993, S. 1753-1759
- Dockery, D., Pope, A., Speizer, F. E., Thun, M. J., 2000
Comments on the Reanalysis Project. In: Reanalysis of the Harvard Six Cities Study and the American Cancer Society Study of Particulate Air Pollution and Mortality
Special Report. Health Effects Institute. Cambridge MA, USA, 2000, S. 273-292
- EPA, Environmental Protection Agency, 2003a
Integrated Risk Information System (IRIS)
online: <http://www.epa.gov/iris>
- EPA, Environmental Protection Agency, 2003b
National Ambient Air Quality Standards
<http://www.epa.gov/airs/criteria.html>
- EU, Kommission der Europäischen Gemeinschaften, 1998
Council Directive on ambient air quality and management working group on benzene
<http://europa.eu.int/comm/environment/air/pdf/ppbenzene.pdf>
- EU, Kommission der Europäischen Gemeinschaften, 1999c
Vorschlag für eine Richtlinie des Rates über Grenzwerte für Benzol und Kohlenmonoxid in der Luft
Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, Reihe C, Vol. **53**, S. 8-16, 1999
- Gehring, U., Cyrus, J., Sedlmeir, G., Brunekreef, B., Bellander, T., Fischer, P., Bauer, C. P., Reinhardt, D., Wichmann, H. E., Heinrich, J., 2002
Traffic-related air pollution and respiratory health during the first 2 yrs of life
European Respiratory Journal, Vol. **19**, 2002, S. 690-698
- Guerreiro, C., Clench-Aas, J., Bartonova, A., 1999
Air pollution exposure monitoring and estimation. Part III. Development of new types of air quality indicators. Journal of Environmental Monitoring, Vol. **1**, 1999, S. 327-332
- Hesse, J. M., Kroese, E. D., 1994
Benzen: herevaluatie advieswaarde
RIVM, Rijnsinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiene, 1994
- Hoek, G., Brunekreef, B., Goldbohm, S., Fischer, P., van den Brandt, P. A., 2002
Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study. Lancet, Vol. **360**, 2002, S. 1203-1209

- Infante, P. F., Rinsky, R. A., Wagoner, J. K., Young, 1977
Leukemia in benzene workers. *Lancet*, Vol. **2**, 1977, S. 76-78
- Janssen, N. A. H., Brunekreef, B., van Vliet, P., Aarts, F., Meliefste, K., Harssema, H., Fischer, P., 2003
The relationship between air pollution from heavy traffic and allergic sensitization, bronchial hyper-responsiveness, and respiratory symptoms in Dutch schoolchildren
Environmental Health Perspectives, Vol. **111**, 2003, S. 1512-1518
- Kalberlah, F., Griem, P., Koppe, C., Mayer, H., 2000
Ableitung eines tages- und wirkungsbezogenen Luftqualitätsindex. Endbericht, erstellt im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe, Werkvertrag B.-Nr. 7608/33
- Kalberlah, F., Griem, P., Schuhmacher-Wolz, U., 2001
Anpassung des abgeleiteten tages- und wirkungsbezogenen Luftqualitätsindex an die Tochterrichtlinien der EU-Rahmenrichtlinie 96/62/EG vom 27.9. 1996. Erstellt im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe, Werkvertrag B.-Nr. 10005060/33
- Kalberlah, F., Akkan, Z., Voss, J.-U., 2004
Entwicklung eines Luftqualitätsindex (langfristige Wirkung) für Baden-Württemberg und seine Integration mit anderen Luftqualitätsindices. Erstellt im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe, Werkvertrag B.-Nr. 50027231/33
- Kanada, ohne Jahr: <http://www.env.gov.bc.ca/ske/skeair/assess/aqinfo.html>
- Konietzka, R., Dieter, H. H., 1998
Ermittlung gefahrenbezogener chronischer Schadstoffdosen zur Gefahrenabwehr beim Wirkungspfad Boden-Mensch
in: Rosenkranz, D., Bachmann, G., Einsele, G., Harreß, H.-M.: Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser, Kennzahl 3530, 27. Lfg., Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1998
- Kuhlbusch, T., John, A., 2000
Abschlussbericht zum Projekt: Korngrößenabhängige Untersuchungen von Schwebstaub und Inhaltsstoffen,
im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft NRW, 2000
- Kyle, A. D., Woodruff, T. J., Buffler, P. A., Davis, D. L., 2002
Use of an index to reflect the aggregate burden of long-term exposure to criteria air pollutants in the United States. *Environmental Health Perspectives*, Vol. **110**, Suppl. 1, 2002, S. 95-102
- LAI, Länderausschuß für Immissionsschutz, 1992
Krebsrisiko durch Luftverunreinigungen
Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen, 1992
- Mayer, H., Rost, J., 2004a
Berechnungen zur räumlichen und zeitlichen Variabilität des planungsrelevanten FoBiG Luftqualitätsindex an ausgewählten Luftmessstationen in Baden-Württemberg - Teil III: Langzeitindex.
Erstellt im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe, Werkvertrag B.-Nr. 50052160/33
- Mayer, H., Makra, L., Kalberlah, F., Ahrens, D., Reuter, U., 2004b
Air stress and air quality indices
Meteorologische Zeitschrift, Vol. **13**, 2004, S. 395-403
- McConnell, R., Berhane, K., Gilliland, F., London, S. J., Vora, H., Avol, E., Gauderman, W. J., Margolis, H. G., Lurmann, F., Thomas, D. C., Peters, J. M., 1999
Air pollution and bronchitic symptoms in Southern California children with asthma
Environmental Health Perspectives, Vol. **107**, 1999, S. 757-760
- McConnell, R., Berhane, K., Gilliland, F., Molitor, J., Thomas, D., Lurmann, F., Avol, E., Gauderman, W. J., Peters, J. M., 2003
Prospective Study of Air Pollution and Bronchitic Symptoms in Children with Asthma
American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine, 2003
- Nafstad, P., Håheim, L., Wisloff, T., Gram, F., Oftedal, B., Holme, I., Hjerermann, I., Leeren, P., 2004
Urban Air Pollution and Mortality in a Cohort of Norwegian Men
Environmental Health Perspectives, Vol. **112**, 2004, S. 610-615
- Paxton, M. B., Chincilli, V. M., Brett, S. M., Rodricks, J. V., 1994a
Leukemia risk associated with benzene exposure in the pliofilm cohort: I. Mortality update and exposure distribution

- Risk Analysis, Vol. **14**, 1994, S. 147-154
- Paxton, M. B., Chincilli, V. M., Brett, S. M., Rodricks, J. V., 1994b
Leukemia risk associated with benzene exposure in the pliofilm cohort: II. Risk estimates
Risk Analysis, Vol. **14**, 1994, S. 155-161
- Paxton, M. B., 1996
Leukemia risk associated with benzene exposure in the pliofilm cohort
Environmental Health Perspectives, Vol. **104**, Suppl. 6, 1996, S. 1431-1436
- Pope, C. A., Thun, M. J., Namboodiri, M. M., Dockery, D. W., Evans, J. S., Speizer, F. E., Heath, C. W. Jr., 1995
Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults
American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine, Vol. **151**, 1995, S. 669-674
- Pope, C. A., Burnett, R. T., Thun, M. J., Calle, E. E., Krewski, D., Ito, K., Thurston, G. D., 2002
Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution
Journal of the American Medical Association, Vol. **287**, 2002, S. 1132-1141
- Rinsky, R. A., Young, R. J., Smith, A. B., 1981
Leukemia in Benzene Workers
American Journal of Industrial Medicine, Vol. **2**, 1981, S. 217-245
- Rinsky, R. A., Smith, A. B., Hornung, R., Filloon, T. G., Young, R. J., Okun, A. H., Landrigan, P. J., 1987
Benzene and leukemia - an epidemiologic risk assessment
New England Journal of Medicine, Vol. **316**, 1987, S. 1044-1050
- Schneider, K., Schuhmacher-Wolz, U., Oltmanns, J., Hassauer, M., 2002
Klassierung krebserzeugender Stoffe zur Begrenzung der Massenkonzentration im Abgas nach der Nr. 5.2.7.1.1 der TA Luft-Novelle (Entwurf)
Umweltbundesamt, Berichte 3/02, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 2002
- Studnicka, M., Hackl, E., Pischinger, J., Fangmeyer, C., Haschke, N., Kuhr, J., Urbanek, R., Neumann, M., Frischer, T., 1997
Traffic-related NO₂ and the prevalence of asthma and respiratory symptoms in seven year olds
European Respiratory Journal, Vol. **10**, 1997, S. 2275-2278
- Tschechien, 2002: <http://www.chmi.cz/uoco/isko/groce/gr01e/akap22.html>
- UBA, Umweltbundesamt, 2000
Jahresbericht 1999 aus dem Messnetz des Umweltbundesamtes
Texte 58/00, Umweltbundesamt, Berlin, 2000
- VDI, Verein Deutscher Ingenieure, 2003
Bewertung der gesundheitlichen Wirkungen von Stickstoffmonoxid und Stickstoffdioxid
Arbeitsgruppe "Wirkungen von Stickstoffoxiden auf die menschliche Gesundheit" der Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN. Im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. 2003
- Wahrendorf, J., Becher, H., 1990
Quantitative Risikoabschätzungen für ausgewählte Umweltkanzerogene
Forschungsbericht 10606067, UBA-Berichte 1/1990. Berlin, 1990
- WHO, World Health Organization, 1999b
Guidelines for Air Quality. World Health Organization, Geneva, 1999
- WHO, World Health Organization, 2000
Air Quality Guidelines for Europe
WHO Regional Publications, European Series, No. 91, 2nd ed., Copenhagen, Denmark, 2000

Danksagung: Das vorliegende Projekt wurde durch die Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe, finanziell gefördert (Werkvertrag B-Nr.: 50027231/33 und 50052160/33) und durch hilfreiche Diskussionen bereichert. Die Autoren bedanken sich für die Unterstützung.

7 Anhang:

Bewertung der Indexkomponenten anhand von zwei Beispielen

7.1 Beispiel Stickstoffdioxid

Mortalität:

In einer der beiden bisher bedeutendsten Kohortenstudien, der „Harvard Six City“-Studie, wurde für NO₂ (ebenso wie für Partikel und SO₂) als Leitsubstanz ein Zusammenhang zwischen Mortalität und NO₂-Konzentration beobachtet (Dockery et al., 2000). Allerdings waren die Immissionen dieser Leitsubstanzen eng miteinander korreliert und deren Einflüsse daher nicht voneinander abgrenzbar. In der zweiten, größeren Kohortenstudie, der Studie der „American Cancer Society“ (ACS-Studie), wurde für NO₂ kein Zusammenhang mit der Mortalität festgestellt (Pope et al., 2002). Die abweichenden Ergebnisse könnten an unterschiedlichen methodischen Ansätzen liegen.

Neuere Studien, die eine genauere Abschätzung der Immissionsbelastung vornehmen, haben Hinweise auf Zusammenhänge zwischen NO₂-Belastung und Mortalität gefunden. In der niederländischen Studie von Hoek et al. (2002) wurde die Immission an der Wohnadresse u. a. anhand von Berechnungen abgeschätzt. Auch hier konnte der Einfluss von NO₂ nicht klar von dem der Partikel (hier: Black Smoke BS) abgegrenzt werden. Für NO₂ wurde eine Assoziation mit der Mortalität beschrieben, die aber nicht stärker war als diejenige, die in derselben Studie für die Partikelbelastung gefunden wurde. Ein Zusammenhang zwischen Mortalität und NO_x-Belastung (hier nicht alleine auf NO₂ ausgewertet) wurde in einer norwegischen Studie gefunden (Nafstad et al., 2004). In dieser Studie wurde die Partikelbelastung der Luft nicht betrachtet, so dass hier weiter führende Aussagen hinsichtlich der Abgrenzung NO₂ zu Partikeln nicht möglich sind.

Auf Basis der am besten validierten Studien (Harvard Six City, ACS) ergeben sich demnach bei Expositionen in der Nähe des derzeitigen Langzeitgrenzwerts der EU in Höhe von 30-40 µg NO₂/m³ und darüber ernstzunehmende Verdachtsmomente auf erhöhte Mortalität, die jedoch möglicherweise durch Kombinationswirkung mit partikulär auftretenden Substanzen (mit-) verursacht sind. In einem Bewertungssystem kann dem Rechnung getragen werden, indem einerseits Luftkonzentrationen von mehr als 40 µg NO₂/m³ als gesundheitsschädlich eingeordnet werden, andererseits aber auch Konzentrationen knapp unter 40 µg NO₂/m³ dann als gesundheitsschädlich eingeordnet werden, wenn andere Schadstoffe (insbesondere PM₁₀) zugleich relevant erhöht auftreten. Eine eindeutige Wirkungsschwelle ist nicht anzugeben, jedoch wird eine abnehmende Relevanz von NO₂ für niedrigere Luftkonzentrationen unterstellt.

Morbidität:

Die Höhe der NO₂-Belastung der Außenluft korrelierte in vielen Studien mit einer verzögerten Lungenentwicklung sowie dem vermehrten Auftreten von Atemwegssymptomen. Sofern außer NO₂ andere Leitsubstanzen, insbesondere Partikel, ebenfalls berücksichtigt wurden, waren Effekte meist entweder stärker mit der Partikel- als mit der NO₂-Belastung der Außenluft assoziiert oder es war wegen der Korrelation der Schadstoffe nicht möglich, die beobachteten Effekte mit einzelnen Leitsubstan-

zen genauer in Verbindung zu bringen. In einigen neueren Untersuchungen wurden allerdings die stärksten oder konsistentesten Zusammenhänge mit NO₂ als Leitsubstanz gefunden. Die Effekte werden teilweise als reversibel beschrieben und in den niedrigen Konzentrationen nur für Risikogruppen angenommen. Sie können nicht eindeutig der Einzelsubstanz zugeordnet werden. Effektkonzentrationen (Jahresmittel) ergeben sich

- ab ca. 10 – 12 µg/m³ (Schweizer Studien: Braun-Fahrländer et al., 1997; VDI, 2003),
- ab ca. 8 µg/m³ (McConnell et al., 2003),
- ab ca. 12 µg/m³ (Brauer et al., 2002),
- ab ca. 20 µg/m³ (Gehring et al., 2002),
- ab ca. 11 µg/m³ (Studnicka et al., 1997),
- ab ca. 27 µg/m³ (Janssen et al., 2003).

Diese Untergrenzen sind nicht toxikologisch ermittelt, sondern entsprechen der Untergrenze des jeweiligen Expositionsbereichs in den betreffenden Studien. Daraus ergibt sich, dass bereits ab ca. 8-12 µg/m³ bei Exposition gegenüber komplexen Schadstoffgemischen Hinweise auf gesundheitsrelevante, jedoch möglicherweise reversible Atemwegseffekte bei empfindlichen Personen bestehen, die mit der Luftkonzentration von NO₂ korrelieren. Dies bedeutet nicht sicher einen kausalen Zusammenhang. Ein eindeutiger Schwellenwert ist nicht belegbar. Wir wählen im Folgenden eine Untergrenze für bewertungsrelevante Effekte bei 12 µg/m³. Bei Überschreiten des Langzeitgrenzwerts der EU von 40 µg/m³ wird mit hoher Wahrscheinlichkeit von Effekten durch NO₂ bei Langzeitexposition von empfindlichen Personengruppen auch gegenüber der Einzelsubstanz ausgegangen.

Die Indexklasseneinteilung für Stickstoffdioxid orientiert sich somit an folgenden Eckpunkten:

1. EU-Grenzwert (bzw. 22. BImSchV) ab 2010 (entsprechend WHO-Air Quality Guideline, 1996) in Höhe von 40 µg/m³. Dieser Wert wird im Position Paper on Air Quality: Nitrogen Dioxide der EU (November 1997) begründet. Der Wert stellt entsprechend der grundsätzlichen Methodik für den Einzelstoff den Übergang von Indexklasse 4 nach Indexklasse 5 dar.
2. Nach Dockery et al. (2000) werden im Konzentrationsbereich zwischen 12 und 50 µg/m³ NO₂ (mittlere jährliche Schadstoffbelastung der Außenluft) bei empfindlichen Personengruppen erste Effekte signifikant verstärkt festgestellt (chronischer Husten, nächtlicher Husten ohne Erkältung, Konjunktivitis). Der Zusammenhang zu NO₂-Belastung gilt als wahrscheinlich, jedoch nicht eindeutig abgesichert und ist quantitativ bisher nicht genauer einzugrenzen. Der Bereich wird im Folgenden auf die Spanne 12-40 µg/m³ beschränkt, da ab 40 µg/m³ ein eindeutiges Qualitätsziel verletzt ist. Es ist anzunehmen, dass im Bereich zwischen 12-40 µg/m³ eine Zunahme der Effektstärke eintritt. Nähere Angaben sind nicht verfügbar: Entsprechend der anzunehmenden linearen Effektsteigerung in diesem Bereich wird eine nahezu gleichmäßige Unterteilung in 3 Indexklassen („gut“ bis „ausreichend“) vorgeschlagen. Es ergeben sich entsprechend Grenzen von 12-20, 20-30, 30-40 µg/m³ für die genannten 3 Indexklassen.

3. Die Jahresmittelwerte für NO_2 an Hintergrundmessstationen in Baden-Württemberg lagen in den Jahren 1990-1998 bei $8\text{-}12 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Es bietet sich an, die Obergrenze dieses Bereichs, die zugleich die Untergrenze des möglichen Effektbereichs darstellt, als Abgrenzung zwischen Indexklasse 1 („sehr gut“) und Indexklasse 2 („gut“) heranzuziehen.
4. Ab $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ werden kurzfristige Effekte erwartet (erhöhte Atemwegsreagibilität). Außerdem sind Effekte bei Asthmatikern bei Überschreiten dieser Konzentration nicht mehr auszuschließen. Damit erhält man ein Abgrenzungskriterium zu Indexklasse 6 („sehr schlecht“).

Damit ergeben sich folgende Zuordnungen von Effekten zu Indexklassen (Tabelle 9):

Tabelle 9: Zuordnung von Indexklassen für NO_2 in einem Langzeitindex, Vergleich zu den Zuordnungen im Kurzzeitindex

Indexklasse	1	2	3	4	5	6
NO_2 langfristig $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Jahresmittelwerte)	≤ 12	$>12\text{-}20$	$>20\text{-}30$	$>30\text{-}40$	$>40\text{-}200$	>200
NO_2 kurzfristig $\mu\text{g}/\text{m}^3$ *) (1-Stunden-Mittelwerte)	≤ 25	$>25\text{-}40$	$>40\text{-}100$	$>100\text{-}200$	$>200\text{-}500$	>500

*) beim Index für kurzfristige Effekte wurde gegenüber der Veröffentlichung zum DAQ_x eine Aktualisierung vorgenommen

Die hier vorgestellte Einteilung lässt sich graphisch verdeutlichen (Abbildung 8):

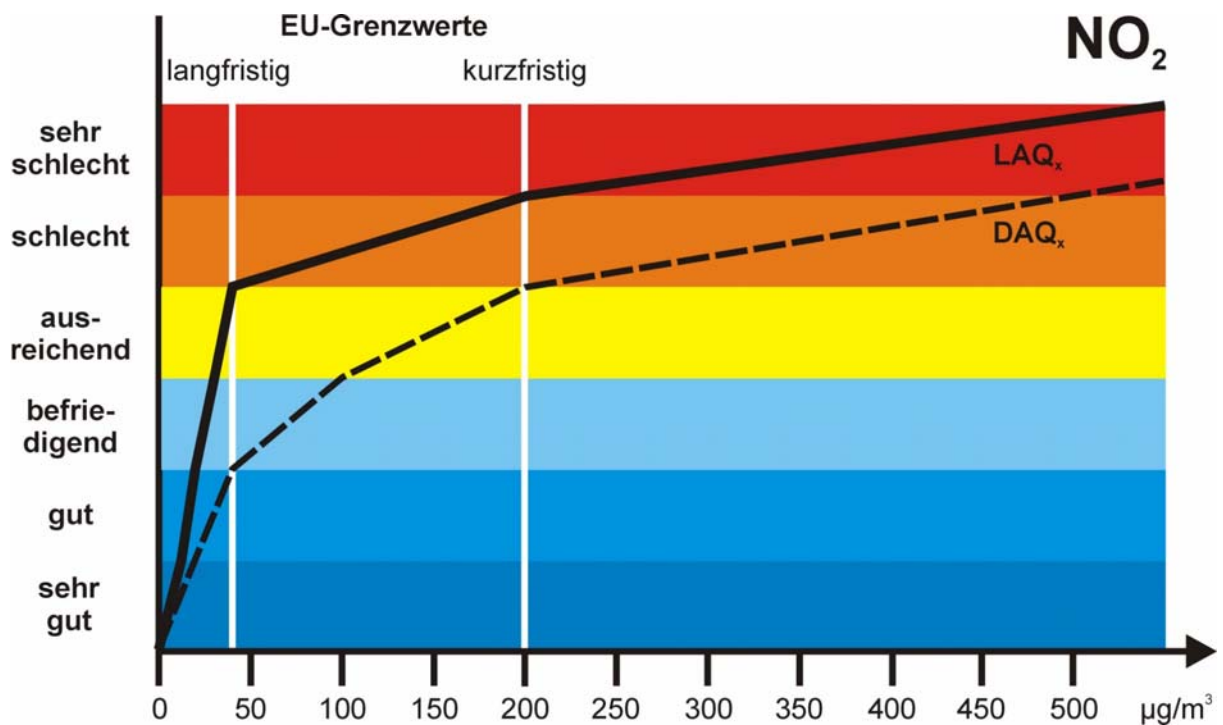


Abbildung 8: Zuordnung von Noten zu Luftkonzentrationen am Beispiel NO_2 ; Vergleich Langzeitindex (LAQ_x) und Kurzzeitindex (DAQ_x)

7.2 Beispiel Benzol

Für Benzol liegen quantitative Krebsrisikoschätzungen auf Basis der erhöhten Leukämieraten in den Pliofilm-Kohortenstudien (Infante et al., 1977; Paxton et al., 1994a, b; Paxton, 1996; Rinsky et al., 1981; 1987) vor. Die Qualität dieser Krebsrisikoschätzungen wurde von Schneider et al. (2002) beurteilt. Die Risikoabschätzungen offizieller Gremien sind in Tabelle 10 zusammengefasst.

Tabelle 10: Quantitative Krebsrisikoschätzungen für Benzol

Organisation	Quelle	Unit risk (Risiko pro $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Luftkonzentration bei Risiko von $1 \cdot 10^{-5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Qualitätsbeurteilung*)
EPA	EPA (2003a)	$2,2-7,8 \cdot 10^{-6}$	1,3-4,5	UR+
WHO	WHO (2000)	$6 \cdot 10^{-6}$	1,7	UR+
DKFZ	Wahrendorf und Becher (1990)	$9,2 \cdot 10^{-6}$	1,1	UR+
RIVM	Hesse und Kroese (1994)	$8,3 \cdot 10^{-6}$	1,2	UR-

*) UR+ bedeutet, dass das unit risk auf seine quantitative Aussagekraft hin untersucht wurde und als qualifiziert angesehen wird, UR- bedeutet entsprechend eine unzureichende Qualität für quantitative Aussagen

In EPA (2003a) wurde ausgehend von den Humanbefunden eine Spanne des unit risk von $2,2 - 7,8 \cdot 10^{-6}$ pro $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für lebenslange kontinuierliche Exposition abgeschätzt, entsprechend einem Risiko, an Leukämie zu erkranken, von 1:100000 für Luftkonzentrationen von $1,3 - 4,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Wahrendorf und Becher (1990) geben ein Intervall von $6,3 \cdot 10^{-6}$ bis $1,13 \cdot 10^{-5}$ für die Streubreite der Risikoschätzung an. Die Krebsrisikoschätzung des DKFZ wurde vom Länderausschuss für Immissionsschutz (LAI, 1992) übernommen. Die unit risk-Abschätzungen der EPA, der WHO und des DKFZ wurden als qualitativ geeignet, die Schätzung des RIVM als qualitativ nicht geeignet bewertet (Schneider et al., 2002). Die Krebsrisikoschätzungen kommen im Ergebnis zu numerisch vergleichbaren Werten. Das Intervall der unterschiedlichen Bewertungen umfasst etwa eine Größenordnung. EU (1998) geht für die Risikoabschätzung von einem Mittelwert des unit risk-Werts von $6 \cdot 10^{-6}$ pro $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ aus. Dieser Wert wird der Bewertung der Luftqualität zugrunde gelegt.

Immissionsbegrenzende Werte für Benzol (Jahresmittelwerte) sind in Tabelle 11 wiedergegeben.

Tabelle 11: Immissionsbegrenzende Werte für Benzol

	Quelle	Jahresmittelwert ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Bemerkungen
WHO	WHO (1999b; 2000)	1,7	Auf Basis des unit risk, Konzentration bei Risiko von $1 \cdot 10^{-5}$
EPA	EPA (2003b)	30	Auf Basis nichtbösartiger Effekte
LAI	LAI (1992)	2,5	Zielwert
23. BImSchV	23. BImSchV (1996)	10	Prüfwert (galt bis 7/2004 in Verkehrsnähe)
EU	EU (1999)	5	zu erreichen bis 1.1.2010*
22. BImSchV	22. BImSchV (2002)	5	zu erreichen bis 1.1.2010*

* Bis einschließlich des Jahres 2005 gilt noch der alte Grenzwert von $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ab dem Jahr 2006 ist der Grenzwert mit Toleranzmargen versehen, die bis zum Jahr 2010 von Jahr zu Jahr um $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ abgesenkt werden.

Die unit risk-Werte wurden von der LAI-Arbeitsgruppe im Rahmen eines so genannten Synthesemodells verwendet. Dieses Modell ermöglicht die Angabe von Bewertungsmaßstäben für krebserzeugende Stoffe für verschiedene Gesamtrisiken. Der LAI (1992) schlug ein akzeptables Gesamtkrebsrisiko, das von allen Luftverunreinigungen zusammen ausgeht, von 1 Krebsfall pro 2500 Einwohner vor. Hieraus wurde für Benzol ein flächenbezogener Wert von $2,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, der als Zielwert nicht rechtsverbindlich ist, abgeleitet. Das Gesamtrisiko schließt auch alle nicht explizit und einzeln betrachteten Stoffe mit ein, da hierfür bei der Ableitung "Risikoreserven" berücksichtigt wurden. Von der EU wurde ein Grenzwert für Benzol von $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ festgelegt (EU, 1999c), der mit der Novellierung der 22. BImSchV 2002 in deutsches Recht übernommen wurde. Dieser Wert wird im Folgenden als Bezugswert für den Jahresmittelwert verwendet. Für verkehrsbedingte Immissionen galt bis Juli 2004 nach der 23. BImSchV ein Prüfwert von $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, bei dessen Überschreitung Minderungsmaßnahmen zu prüfen waren.

Die Abgrenzung der Indexklassen für Benzol ist in Tabelle 12 wiedergegeben.

Tabelle 12: Klassengrenzen für den Jahresmittelwert von Benzol

Index-klasse	Expositions-konzentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Resultierendes Krebsrisiko	Begründung
1	$\leq 0,2$	$< 1 \cdot 10^{-6}$	Defaultrisiko ⁵ für Klasse 1, im Hintergrund in der Regel überschritten
2	$> 0,2-1$	$\geq 1 \cdot 10^{-6}$ bis $5 \cdot 10^{-6}$	Defaultrisiko für Indexklassen 2 und 3; keine anderen Effekte zu erwarten; Risikoquantifizierung wird als unsicher charakterisiert
3	$> 1-2$	$\geq 5 \cdot 10^{-6}$ bis $1 \cdot 10^{-5}$	
4	$> 2-5$	$\geq 1 \cdot 10^{-5}$ bis $3 \cdot 10^{-5}$	EU-Wert wird eingehalten, Verkleinerung des Bereichs zur Angleichung an Defaultrisiko
5	$> 5-25$	$> 3 \cdot 10^{-5}$ bis $1,5 \cdot 10^{-4}$	EU-Wert wird überschritten - entspricht etwa Defaultrisiko für Gefahrenbezug ($5 \cdot 10^{-5}$)
6	> 25	$> 1,5 \cdot 10^{-4}$	Abweichend von Defaultrisiko nur etwas geringeres Krebsrisiko ($1 \cdot 10^{-4}$ statt $5 \cdot 10^{-4}$) zu tolerieren, weil erste nichtmaligne Effekte (ab ca. $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$) möglich sind: Für Effekte auf das lymphohämatopoetische System (Abnahme Lymphozyten- und Erythrozytenzahl) wird ein LOAEL ⁶ von 10 ppm ($32,6 \text{ mg}/\text{m}^3$) angegeben; unter Berücksichtigung eines Sicherheitsfaktors von 1000 und eines zusätzlichen Faktors von 2 für Kinder und Schwangere wurde ein Wert von $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ abgeschätzt (aufgerundet), bei dessen Einhaltung Schutz vor diesen Wirkungen (24-Stunden-Wert) gegeben erscheint (EU, 1998, vgl. Position Frankreich). Der Wert wird durch die Referenzkonzentration in den USA ($30 \mu\text{g}/\text{m}^3$) gestützt, die ebenfalls auf Basis nichtbösartiger Effekte abgeleitet wurde (EPA, 2003b).

⁵ Als „Default“ wird eine Standardannahme bezeichnet, auf die im Falle fehlender besserer wissenschaftlicher Erkenntnisse zurückgegriffen wird. Entsprechende Standardannahmen für krebserzeugende Stoffe sind in Tabelle 3 aufgelistet. Vom „Default“ kann begründet abgewichen werden.

⁶ LOAEL: Niedrigste Konzentration, bei der gesundheitlich nachteilige Effekte beobachtet werden („lowest observed adverse effect level“)