LIS-Berichte

Nr. 113

Ausbreitung luftverunreinigender Stoffe im Nahbereich niedriger Quellen

Herausgeber

Landesanstalt für Immissionsschutz
LIS Nordrhein-Westfalen
Wallneyer Straße 6 D-45133 Essen Tel. (0201)7995-0

ISSN 0720-8499

1994

100 % Altpapier, chlorfrei gebleicht

Ausbreitung luftverunreinigender Stoffe im Nahbereich niedriger Quellen

Josef Giebel

Inhalt **Seite**

Zusammenfassung 7
Summary 7

1. **Problemstellung** 9

2. **Phänomene der Ausbreitung im Nahbereich niedriger Quellen** 10

3. **Ausbreitung im Nahbereich niedriger Quellen entsprechend dem NL-Ausbreitungsmodell** 11

   3.1 Vorgehen in den unterschiedlichen Ausbreitungssituationen 11
   3.2 Verwendete Ausbreitungsparameter 12
   3.3 Berechnung der Immissionen im Bereich des Leewirbels entsprechend dem NL-Ausbreitungsmodell 13
   3.4 Berechnung der Abgasfahnenüberhöhung 13

4. **Darstellung der Immissionen im Nahbereich niedriger Quellen in Diagrammen** 15

   4.1 Diagramme mit den Immissionskonzentrationen nach dem TA Luft-Ausbreitungsmodell (Diskussion der Bilder 3 bis 11) 15
   4.2 Anstieg der Immissionskonzentrationen bei Einfang der Abgase im Leewirbel nach dem NL-Ausbreitungsmodell (Diskussion der Bilder 12 bis 18) 16
   4.2.1 Vergleich der Immissionskonzentrationen nach dem NL-Ausbreitungsmodell mit den Konzentrationen nach dem TA Luft-Ausbreitungsmodell (Bilder 12 bis 16) 16
   4.3 Auswirkungen der topographiebedingten Rauhigkeit des Untergrundes auf den Verlauf der Immissionen nach dem NL-Ausbreitungsmodell (Diskussion der Bilder 19 bis 28) 17
   4.3.1 Vergleich des Niederländischen Ausbreitungsmodells mit dem Ausbreitungsmodell nach TA Luft (Bilder 19 bis 28) 18

5. **Verbesserung der Ableitbedingungen bei niedrigen Emittenten** 18

6. **Schrifttum** 19

7. **Bildanhang** 21

Ausbreitung luftverunreinigender Stoffe im Nahbereich niedriger Quellen

Josef Giebel

Zusammenfassung

Um zu erkennen, ob Nachbarschaftsbeschwerden aus dem Nahbereich niedriger Emittenten luftverunreinigender Stoffe zu Recht bestehen, sind Ausbreitungsrechnungen oder -abschätzungen erforderlich. In vielen Fällen können sie mit einem empirischen Ausbreitungsmodell durchgeführt werden, wie es in den Niederlanden weiterentwickelt wurde. Dieses NL-Ausbreitungsmodell steht in der Tradition der Gauß'schen Ausbreitungsmodelle für den Nahbereich. Wie Windkanaluntersuchungen und Naturmessungen zeigen, ist es mit Hilfe derartiger Modelle möglich, die zu erwartenden Immissionen wirklichkeitsnah abzuschätzen. Das Modell enthält darüber hinaus noch Ausbreitungsgleichungen zur Abschätzung der Immissionen im Leewirbel, wie sie ebenfalls aufgrund von Windkanaluntersuchungen und Naturmessungen weiterentwickelt wurden. Das NL-Modell berücksichtigt die effektive Quellhöhe über der Mitte des Leewirbels. Sie bildet das Kriterium dafür, ob eine Abgasfahne in den Leewirbel hinter dem Gebäude hineingezogen wird oder unbeeinflußt vom Gebäude abströmt.

Dieses Ausbreitungsmodell wurde in der LIS getestet, mit dem TA Luft-Ausbreitunsmodell verglichen und zur Analyse typischer Immissionsverläufe angewendet.

Für typische Quellparameter wie effektive Quellhöhen und Gebäudehöhen wurden in unterschiedlichen Ausbreitungssituationen die zu erwartenden Immissionskonzentrationen in Abhängigkeit von der Quellentfernung dargestellt und analysiert. U.a. geben die Diagramme einen Hinweis darauf, in welchen Fällen die Immissionskonzentration im Nahbereich eines Emittenten durch eine oft nur geringe Anhebung der effektiven Quellhöhe beträchtlich abgesenkt werden kann.

Die Immissionen unmittelbar hinter dem Gebäude, auf dem sich der Schornstein befindet, verringern sich z.B. bis zu einer Quellentfernung von etwa 5 bis 7 δ von der Gebäudewand beträchtlich, wenn die effektive Quellhöhe über der Mitte des Leewirbels um mehr als 0,2 δ über die Gebäudehöhe angehoben wird. (δ ist der kleinere Wert von Höhe und Breite des Gebäudes, letztere in Bezug auf die Anströmrichtung.)

Das vorliegende Ausbreitungsmodell berücksichtigt desweiteren auch die Bodenrauhigkeit. Die Untersuchungen zeigen, daß mit zunehmender Rauhigkeit zum Teil eine Verlagerung des Immissionsmaximums von mehr als 100 m auf die Quelle zu erfolgt.

Die Vergleiche mit dem TA Luft-Ausbreitungsmodell zeigen insbesondere, in welchen Fällen das TAL-Modell, das normalerweise erst für Quellentfernungen ≥ 100 m angewandt werden darf, auch unterhalb von 100 m bis etwa 50 m Quellentfernung eingesetzt werden kann. Da das TAL-Modell nebst meteorologischen Parametern für die einzelnen Wetterstationen den meisten Gutachtern auf einem PC zur Verfügung steht, ist dadurch vielfach eine einfachere Beurteilung der Immissionssituation möglich.

Summay

Dispersion of Air Pollutants from Sources Near Ground Level

For the assessment of the validity of neighbourhood complaints in the vicinity of low emission sources of air pollutants dispersion calculations or predictions are necessary. In many cases an empiric dispersion model can be applied. One such model has been further developed in The Netherlands. This Dutch dispersion model belongs to the Gaussian models and covers the immediate vicinity. In addition, the model contains dispersion equations for predicting the ambient pollution in the wake cavity, which were derived from studies in the wind tunnel and from field measurements. Moreover, the Dutch model takes into account the effective source height above the center of the wake cavity. It determines whether a plume is drawn into the wake cavity in the back of the building or whether its flow proceeds without being influenced by the building.

This dispersion model was tested by the State Agency for Air Pollution Control and Noise Abatement, LIS, compared with the dispersion model described in the Technical Directive for Air Quality Control (TAL) and used to analyse typical variations of ambient pollution.

For typical source parameters, such as effective source heights and building heights, the ambient pollutant concentrations as function of the distance from the source were predicted for various dispersion conditions. The obtained diagrams indicate in which cases the ambient pollution close to the source can be considerably diminished by only a slight increase of the effective source height.

The ambient pollution in the wake of that building on which the stack is drops enormously to a distance of about 5 to 7 δ from the wall of the building if the effective source height above the center of the wake cavity is raised by more than 0,2 δ above the hight of the building. (δ is the smaller value of either height or width of the building, the width is projected perpendicularly to the flow.)

The used dispersion model also takes into account the surface roughness.

The studies show that the maximum of the ambient pollution moves closer to the source by more than 100 m with increasing roughness.

The comparisons with the dispersion model described in the TAL reveal those cases in which the TAL model, designed for predicting the ambient pollution in distances of $\geq$ 100 m, can be applied to distances from less than 100 m to about 50 m from the source. Since the TAL model along with meteorological parameters for the various weather stations are available to most experts on PC, it makes the evaluation of the ambient pollution in many cases easier.

Schlagwörter:

Transmission — Ausbreitungsmodell — Quellhöhe — Rauchfahnenüberhöhung — Bauwerk — Orographie — Immission — Nachbarschaftsschutz — TA Luft

1. Problemstellung

Die Emissionen bestimmter niedriger Quellen, welche häufig nicht genehmigungspflichtig sind, führen in ihrem Nahbereich mitunter zu Nachbarschaftsbeschwerden. Zu diesen Emittenten gehören u.a. Holzfeuerungen (von Schreinereien z.B., in denen zu Heizzwecken Holzabfälle verbrannt werden), offene Kamine, Räuchereien, Lackierereien und Tierintensivhaltungen, des weiteren auch geruchsintensive Abgase aus niedrigen Schornsteinen anderer Anlagen in Industrie und Gewerbe. Auch die Abgase von Hausbrand-Feuerungen, die mit Kohle oder Heizöl und seltener diejenigen, welche mit Gas befeuert werden, können bei geringen Abständen noch als stark belästigend empfunden werden. Zu Beschwerden kommt es insbesondere dann, wenn die Schornsteinmündungen oder sonstigen Auslässe niedriger liegen als die Nachbargebäude. Besonders kritisch ist für Kleinemittenten der unmittelbare Nahbereich bis zu einer Quellentfernung von etwa 20 bis 30 m. Die Nachbarn, deren Fenster oder auch Gärten von den Abgasfahnen beaufschlagt werden, fühlen sich durch Gerüche oder sichtbare Abgasfahnen belästigt oder fürchten, durch unsichtbare Abgase in ihrer Gesundheit geschädigt zu werden.

Der Schornstein weist bei diesen Anlagen gewöhnlich eine Höhe von etwa 10 m auf, mitunter auch weniger. Maximal beträgt die Schornsteinhöhe meist nicht mehr als etwa 20 bis 30 m. Beschwerden kommen am häufigsten aus dem Nahbereich um die Anlage bis etwa 150 m Quellentfernung.

Die Emissionen aus diesen Anlagen können zu Beschwerden führen, obwohl die Abgase nach den Mindestbedingungen über Schornsteinhöhen und Abstände abgeleitet werden, welche für diese Anlagen infrage kommen, wie z.B. für genehmigungspflichtige Anlagen die nach Bestimmungen der TA Luft [1] oder VDI-Richtlinie 3781, Bl. 4 [2] oder der VDI-Richtlinie 2280, Abschnitt 3 [3]. Diese beiden Richtlinien sollen nach TA Luft so angewandt werden in Fällen, in denen die TA Luft nicht gilt, daß eine ausreichende Verdünnung und ein ungestörter Abtransport der Abgase mit der freien Luftströmung sichergestellt ist.

Die freie Abströmung kann in der Praxis oft nicht realisiert werden - sie wird in den beiden genannten Richtlinien auch nicht gefordert -, z.B. dann nicht, wenn ein höheres Gebäude in den Weg der Abgasfahne hineinragt. Allerdings muß dann über die Einhaltung der Mindestbedingungen eine ausreichende Verdünnung gewährleistet sein, so daß keine schädlichen Umwelteinwirkungen auftreten. Dies wird als gewährleistet angesehen, wenn in immissionsrelevanten Bereichen die Immissionswerte der TA Luft, oder, falls solche nicht existieren, die MIK-Kurzzeit-Werte eingehalten werden.

Um zu erkennen, ob die Beschwerden zu Recht bestehen, sind Ausbreitungsrechnungen oder Ausbreitungsschätzungen erforderlich. Diese können am einfachsten mit Hilfe eines empirischen Ausbreitungsmodells durchgeführt werden, wie es im folgenden beschrieben ist [4]. Naturgemäß werden dabei bis zu einem gewissen Grad idealisierte Ausbreitungsbedingungen vorausgesetzt. Das Modell, das in den Niederlanden entwickelt wurde und im folgenden als NL-Ausbreitungsmodell bezeichnet ist, liefert eine Abschätzungsmethode für mehr oder weniger in Normmaße faßbare Gebäude innerhalb folgender Abmessungen:

$$0{,}5 \le \frac{\text{Gebäudebreite}}{\text{Gebäudehöhe}} \le 2$$

$$0{,}5 \le \frac{\text{Gebäudelänge}}{\text{Gebäudehöhe}} \le 2$$

Bei komplexeren Gebäude- oder allgemein topographischen Verhältnissen können spezielle numerische Ausbreitungsmodelle infrage kommen und in besonders schwierigen Fällen auch die Durchführung von Windkanalversuchen. Zeigen die Ergebnisse derartiger Untersuchungen, daß Immissionswerte überschritten werden, so sind die Immissionen zu verringern.

Das NL-Ausbreitungsmodell steht in der Tradition der Gauß'schen Ausbreitungsmodelle für den Nahbereich, mit deren Hilfe bei niedrigen Quellen für Quellentfernungen von mehr als etwa der zehnfachen Gebäudehöhe die zu erwartenden Immissionen abgeschätzt werden, indem zur Berücksichtigung der verstärkten Durchmischung im Lee von Gebäuden die Ausbreitungsparameter σ_z für die Vertikale bzw. sowohl die Ausbreitungsparameter σ_z als auch σ_y für die Horizontale in Abhängigkeit von den Gebäudemaßen und der effektiven Quellhöhe vergrößert werden. Wie Windkanaluntersuchungen und Naturmessungen zeigen, ist es mit Hilfe derartiger Modelle möglich, die zu erwartenden Immissionen wirklichkeitsnah abzuschätzen [5]. Nach den Untersuchungen liegen die Immissionskonzentrationen unter sonst

gleichen Bedingungen am höchsten, wenn das Gebäude in der Diagonalen angeströmt wird.

Das NL-Ausbreitungsmodell enthält darüber hinaus noch Ausbreitungsgleichungen zur Abschätzung der Immissionen im Leewirbel, wie sie aufgrund von Windkanaluntersuchungen und Naturmessungen weiterentwickelt wurden [6].

Das NL-Modell unterscheidet sich des weiteren von den älteren Ausbreitungsmodellen der analytischen Art dadurch, daß die effektive Quellhöhe über der Mitte des Leewirbels das Kriterium dafür bildet, ob eine Abgasfahne vollständig oder teilweise in den Leewirbel hineingezogen oder ob sie nur abgesenkt wird oder bei ausreichender effektiver Quellhöhe auch unbeeinflußt vom Gebäude abströmt. Die sich hierdurch ergebenden Fallunterscheidungen führen zu einer wesentlich verbesserten Immissionsabschätzung gegenüber den bisherigen analytischen Ausbreitungsmodellen für den unmittelbaren Nahbereich, bei denen die effektive Quellhöhe und ihr Anstieg mit der Quellentfernung in der Regel nicht angemessen berücksichtigt wurden.

2. Phänomene der Ausbreitung im Nahbereich niedriger Quellen

Die Ausbreitung im Nahbereich niedriger Quellen wird sehr stark durch die Leewirbel hinter Gebäuden und anderen Objekten bestimmt. In dem Leewirbel hinter einem Gebäude ist das Hauptmerkmal der Ausbreitung ein nach unten und seitwärts gerichteter turbulenter Transport, welcher in Beziehung zu den Gebäudedimensionen steht. Im Lee von Gebäuden treten axiale Wirbel auf, welche Abgase rasch in Richtung Erdboden transportieren können. Der Leewirbel reicht bis zu einer Entfernung von der Gebäudewand, welche etwa der dreifachen Gebäudehöhe entspricht, sofern die Höhe des Gebäudes kleiner ist als seine Breite, bezogen auf die Anströmrichtung, andernfalls ist die dreifache Gebäudebreite in bezug auf die Anströmrichtung maßgebend. Weiter stromabwärts schließt sich eine Zone mit zum Boden hin abgelenkten Strömungslinien an, welche noch die Überhöhung von Abgasfahnen verringern kann. Diese Zone reicht etwa bis zu einer Entfernung von $10 \cdot \delta$ von der Gebäudewand, wobei δ der kleinere Wert von Höhe und Breite des Gebäudes ist, letztere in bezug auf die Anströmrichtung. Die hier maßgebende Breite eines Gebäudes ist also vielfach nicht mit der tatsächlichen Länge oder Breite eines Gebäudes identisch.

Die Ausbreitung einer Abgasfahne verläuft völlig unterschiedlich, je nachdem, ob sie in die Leezone hinter einem Gebäude eingesogen wird oder nicht. Es lassen sich vier Fälle unterscheiden.

I. Ungestörter Abtransport der Abgase mit der freien Windströmung,

II. Absenkung der Fahne über dem Leewirbel, ohne daß sie in den Leewirbel gerät,

III. Absenkung der Fahne und partieller Einfang im Leewirbel,

IV. Absenkung der Fahne und vollständiger Einfang im Leewirbel.

Maßgebend dafür, in welchem Umfang eine Abgasfahne vom Leewirbel beeinflußt wird, ist ihre effektive Quellhöhe über der Mitte des Leewirbels $1{,}5 \cdot \delta$ von der Gebäudewand entfernt. Der Endwert der Abgasfahnenüberhöhung ist hier häufig noch nicht erreicht, und zwar auch dann nicht, wenn die Überhöhung hauptsächlich aufgrund des mechanischen Impulses infolge der Austrittsgeschwindigkeit der Abgase zustande kommt, ein thermischer Auftrieb also nicht vorhanden oder nur gering ist.

Wie in Abschnitt 3.4 ausgeführt, wird der Endwert der Überhöhung bei rein mechanischem Impuls etwa in der Entfernung des 50fachen Schornsteindurchmessers an der Mündung erreicht. Die Überhöhung ist bei rein mechanischem Impuls unter sonst gleichen Bedingungen der dritten Wurzel aus der Quellentfernung proportional, das heißt, in der Entfernung des 25fachen Schornsteindurchmessers sind bereits 79 % des Endwertes der Überhöhung von

$$\Delta h = 3 \cdot w \cdot d/u \qquad (1)$$

erreicht, mit

- Δh: Endwert der Abgasfahnenüberhöhung
- w: Abgasgeschwindigkeit (m/s)
- d: Mündungsdurchmesser des Schornsteins (m)
- u: Windgeschwindigkeit in Schornsteinhöhe (m/s).

3. Ausbreitung im Nahbereich niedriger Quellen entsprechend dem NL-Ausbreitungsmodell

3.1 Vorgehen in den vier unterschiedlichen Ausbreitungssituationen

In bezug auf die Beeinflussung der Abgasfahne durch den Leewirbel hinter einem Gebäude lassen sich vier Ausbreitungssituationen unterscheiden:

I. $h > hB + 1{,}5 \cdot \delta$ (2)

h: effektive Quellhöhe über der Mitte des Leewirbels

hB: Gebäudehöhe

δ: kleinerer Wert von Höhe und Breite des Gebäudes; die Breite bezogen auf die Anströmrichtung.

Die Ausbreitung erfolgt unbeeinflußt vom Gebäude, enge Bündelung der Abgasfahne, keine Immissionen im unmittelbaren Nahbereich. Wenn keine sonstigen Störeinflüsse vorliegen, werden die Abgase in die freie Luftströmung abgeleitet.

II. $0{,}2 \le (h - hB)/\delta \le 1{,}5$ (3)

Die Abgasfahne wird abgesenkt, gerät aber nicht in den Leewirbel.

$hmin = h - 0{,}69\,\delta + 0{,}46\,(h - hB)$ (3a)

hmin = Höhe der Abgasfahnenachse über der Mitte des Leewirbels $1{,}5 \cdot \delta$ von der Gebäudewand entfernt

Der Anstieg aufgrund des mechanischen Impulses wird Null, nicht jedoch der Anstieg aufgrund des thermischen Auftriebs, der bei hmin erneut beginnt. Keine Immissionen im unmittelbaren Nahbereich.

III. $0 < (h - hB)/\delta < 0{,}2$ (4)

Die Abgasfahne wird abgesenkt und gerät teilweise in den Leewirbel.

$hmin = hB - 0{,}46\,\delta$ (4a)
(über der Mitte des Leewirbels)

Der Anstieg aufgrund des mechanischen Impulses wird Null, nicht jedoch der Anstieg aufgrund des thermischen Auftriebs. Für die Rechnung mit dem Gaußmodell in Quellentfernung $\ge = 10\,\delta$ wird σ_z vergrößert:

$$\sigma_z' = \sigma_z + (\delta - \frac{h - hB}{0{,}2})/2{,}36 \qquad (4b)$$

σ_y bleibt unverändert.

IV. $h < hB$ (5)

Die Abgasfahne wird abgesenkt und vollständig in die turbulente Leezone hinter dem Gebäude hineingezogen.

$hmin = hB - 0{,}4 \cdot \delta$ (5a)
(über der Mitte des Leewirbels)

Der Anstieg aufgrund des mechanischen Impulses wird Null, nicht jedoch der Anstieg aufgrund des thermischen Auftriebs. Für die Konzentrationsberechnung in Quellentfernung $\ge 10\,\delta$ werden σ_y und σ_z in Abhängigkeit von den Gebäudedimensionen vergrößert:

$\sigma_z' = \sigma_z + hB/2{,}36$ (5b)
$\sigma_y' = \sigma_y + hB/2{,}83$ (5c)

In allen Fällen I. - IV. wird die Immissionskonzentration zwischen $3 \cdot \delta$ und $10 \cdot \delta$ linear interpoliert. In den Fällen I. und II. ist dabei die Konzentration bis zu einer Entfernung von $3 \cdot \delta$ von der Gebäudewand gleich Null. Für die Entfernung $\ge 10 \cdot \delta$ wird die Konzentration mit einem modifizierten Gaußmodell berechnet, in dem sowohl die Verminderung der effektiven Quellhöhe durch den downwash-Effekt als auch die verstärkte Durchmischung durch erhöhte σ-Werte berücksichtigt werden. Die Erhöhungen der σ-Werte sind vorherstehend angegeben. Eine verstärkte Durchmischung in vertikaler wie in lateraler Richtung erfolgt nur bei Abgasfahnen, bei denen die effektive Quellhöhe über der Mitte des Leewirbels kleiner als die Gebäudehöhe ist, die Abgasfahne also vollständig in den Leewirbel hineingezogen wird. Bei partiellem Einfang der Abgasfahne im Leewirbel tritt eine verstärkte Vermischung nur in vertikaler Richtung auf. In den beiden anderen Fällen (Ableitung der Abgase in die freie Luftströmung und Absenkung der Abgasfahne ohne Einfang im Leewirbel) bleiben die σ-Werte unverändert.

Tabelle 1: Ausbreitungskoeffizienten und -exponenten der Ausbreitungsparameter für Quellentfernungen $\geq 10 \cdot \delta$ von niedrigen Emittenten nach dem NL-Modell

Ausbreitungsklasse (entspricht der Ausbreitungsklasse nach TA Luft)*			F	f	G	g
6	(V)	(sehr labil)	1,94	0,865	0,28	0,90
5	(IV)	(labil)	1,36	0,866	0,25	0,85
4	(III_2)	(neutral)	0,786	0,897	0,22	0,80
3	(III_1)	(neutral)	0,470	0,907	0,20	0,76
2	(II)	(stabil)	0,359	0,902	0,15	0,73
1	(I)	(sehr stabil)	0,238	0,902	0,12	0,67

* In dieser Arbeit werden die Ausbreitungsklassen I bis V nach TA Luft wie die Ausbreitungsklassen des Niederländischen Ausbreitungsmodells mit den arabischen Ziffern 1 bis 6 bezeichnet.

3.2 Verwendete Ausbreitungsparameter

Die Ausbreitungsparameter σ_y und σ_z sind mit Hilfe folgender Gleichungen zu berechnen, welche neben der normalen atmosphärischen Turbulenz die Turbulenz aufgrund unterschiedlicher Rauhigkeiten des Untergrundes berücksichtigen [7].

$$\sigma_y = F \cdot x^f \cdot z_0^{0,2} \quad (6)$$

$$\sigma_z = G \cdot x^g \cdot Czo \quad (7)$$

$$\text{mit } Czo = (10 \cdot z_0)^{0,53}\, x^{-0,22} \quad (8)$$

wobei z_0 die Rauhigkeitslänge und x die Quellentfernung darstellt.

Die Zahlenwerte für die Koeffizienten F und G sowie die Koeffizienten f und g sind der folgenden Tabelle zu entnehmen:

Zur Berücksichtigung der Rauhigkeit des Untergrundes ist die Rauhigkeitslänge z_0 in Abhängigkeit von der Art der Topographie der folgenden Tabelle zu entnehmen.

Tabelle 2: Rauhigkeitslänge in Abhängigkeit von der Art der Topographie

Art der Topographie	Rauhigkeitslänge z_0(m)
Flachland mit wenigen Bäumen	0,03 m
Ackerland, Land mit vielen Bäumen	0,10 m
Kulturland, einzelne Häuser, viel Grün	0,30 m
Wohngebiet mit dichter, jedoch flacher Bebauung, Industriegebiet mit nicht zu hohen Objekten	1,00 m
Großstadt mit hohen Gebäuden, Industriegebiet mit hohen Objekten	3,00 m

3.3 Berechnung der Immissionen im Bereich des Leewirbels entsprechend dem NL-Ausbreitungsmodell

Die Immissionen im Bereich des Leewirbels bis zu einer Entfernung von $3 \cdot \delta$ von der Gebäudewand werden mit empirischen Ausbreitungsgleichungen berechnet, wobei zwischen dem vollständigen und dem partiellen Einfang der Abgasfahne im Leewirbel unterschieden wird. Beim partiellen Einfang der Abgasfahne im Leewirbel liegt die Konzentration umso höher, je kleiner die effektive Quellhöhe über der Mitte des Leewirbels ist. Bei vollständigem Einfang der Abgasfahne im Leewirbel wird die Immissionskonzentration mit Hilfe folgender Gleichung berechnet:

$$c = Q/(K \cdot A \cdot u) \qquad (9)$$

mit

- c: Immissionskonzentration, gemittelt über dieselbe Zeit wie u, im allgemeinen 10 Min. bis 1/2 Std. (mg/m^3)
- A: quer zur Windrichtung angeströmte Oberfläche des Gebäudes (m^2)
- Q: Emission (mg/s)
- u: Windgeschwindigkeit in 10 m Höhe (m/s)

Die Ausbreitungsexperimente, welche der Gleichung zugrunde liegen, wurden bei einem Kubus vorgenommen. Diese Konzentrationsberechnungs-Methode ist in der Literatur allgemein anerkannt, allerdings ist bei ihrer Anwendung Vorsicht angebracht. Der Gebäudekoeffizient K muß sorgfältig ausgewählt werden. Er variiert von 0,15 bis 1 (siehe auch Bild 1 im Anhang). Der Wert von K ist u.a. sehr empfindlich gegenüber der Ausrichtung des Gebäudes in bezug auf die Windrichtung. Die diagonale Anströmung eines Kubus führt z.B. zu einer 3mal höheren Konzentration im Leewirbel als die senkrechte Anströmung.

Für ein Gebäude im allgemeinen wird $K = 0,5$ gesetzt, mit einer beidseitigen Unsicherheit von Faktor 2. Im Jahresmittel liegen die Konzentrationen etwa halb so hoch.

Befindet sich eine Quelle hinter einem langen breiten Gebäude, so wird $K = 0,3$ gesetzt, desgleichen, wenn sich eine Quelle neben einem Gebäude befindet.

Bei partiellem Einfang einer Abgasfahne im Leewirbel gilt folgende Gleichung:

$$c = Q/(K \cdot A \cdot u)\,\{1,0 - (h - hB))/\,0,2 \cdot \delta \qquad (10)$$

mit

- h: effektive Quellhöhe über der Mitte des Leewirbels (m)
- hB: Gebäudehöhe (m)
- δ: kleinerer Wert von Höhe und Breite des Gebäudes (m), letztere in bezug auf die Anströmrichtung

Sofern die effektive Quellhöhe über der Mitte des Leewirbels bei einem 10 m hohen Gebäude z.B. gleich der Gebäudehöhe ist, ist die im Leewirbel zu erwartende Immissionskonzentration nur halb so hoch wie bei einer niedrigeren effektiven Quellhöhe mit vollständigem Einfang der Abgasfahne im Leewirbel. Innerhalb der Rezirkulationszone ($x < 3 \cdot \delta$) ist die Konzentrationsverteilung konstant.

Wenn weder ein vollständiger noch ein partieller Einfang der Abgasfahne im Leewirbel erfolgt, so wird die Immissionskonzentration bis zur Entfernung $3 \cdot \delta$ von der Gebäudewand gleich Null gesetzt.

3.4 Berechnung der Abgasfahnenüberhöhung

Die Abgasfahnenüberhöhung wird mit Hilfe der folgenden Überhöhungsgleichung von BRIGGS in Abhängigkeit von der Quellentfernung berechnet.

$$\frac{\Delta h}{d} = \left[\frac{Ta}{T}\cdot\frac{x}{d}\cdot 0,75\left(\frac{(w/u)^2}{1+0,33\cdot w/u}\right)^2 + 36,2\cdot\frac{Q}{d\cdot u^3}\cdot\left(\frac{x}{d}\right)^2\right]^{1/3} \qquad (11)$$

mit

- Δh: Abgasfahnenüberhöhung in Abhängigkeit von der Quellentfernung
- d: Schornsteindurchmesser an der Mündung (m
- Ta: Umgebungstemperatur (K)
- T: Abgastemperatur (K)
- x: horizontaler Abstand vom Schornstein (m)
- w: Abgasgeschwindigkeit (m/s)
- u: Windgeschwindigkeit in Schornsteinhöhe (m/s)
- Q: Wärmeinhalt des Rauchgases (MW)

Der emittierte Wärmestrom Q in MW wird nach folgender Formel berechnet:

$$Q = 1{,}36 \cdot 10^{-3} \cdot R \cdot (T\text{-}283) \qquad (12)$$

mit R: Abgasvolumenstrom im Normzustand (m^3/s)

Wie von verschiedenen Autoren im letzten Jahrzehnt durchgeführte Vergleiche zwischen Messung und Prognose gezeigt haben, wird mit den Überhöhungsgleichungen von BRIGGS die Abgasfahnenüberhöhung im Vergleich zu den bisherigen Überhöhungsgleichungen am wirklichkeitsnächsten prognostiziert. Das gleiche wurde auch schon Anfang der achtziger Jahre festgestellt [8].

Bei der Freisetzung von Abgasfahnen mit großem mechanischem Impuls und (oder) großem Wärmeinhalt aus bodennahen Schornsteinen ist die Überhöhungsgleichung auf eine abgeänderte Weise zu verwenden, und zwar aus folgenden Gründen:

In die oben angegebene Überhöhungsgleichung geht die Windgeschwindigkeit an der Schornsteinmündung ein, die im bodennahen Bereich stark mit der Höhe ansteigt. Abgase mit großem mechanischem oder thermischem Impuls aus bodennahen Quellen gelangen infolgedessen in einen Höhenbereich, in dem die Windgeschwindigkeit deutlich höher liegt als an der Schornsteinmündung. Wie Untersuchungen ergaben, stimmen bei niedrigen Quellhöhen gemessene und nach der unkorrigierten Methode berechnete Überhöhungen im Mittel überein, wenn mechanischer und thermischer Impuls niedrig lagen. Wurden dagegen Abgase mit großem mechanischem Impuls oder Wärmeinhalt in Bodennähe freigesetzt, so ergab sich nur dann eine befriedigende Übereinstimmung zwischen Messung und Rechnung, wenn nicht die Windgeschwindigkeit an der Schornsteinmündung, sondern die Windgeschwindigkeit gemittelt über den Höhenbereich, über den die Abgasfahne anstieg, in der Überhöhungsgleichung berücksichtigt wurde. Wie aus einer Untersuchung hervorgeht [9], lag z.B. die berechnete Überhöhung von Abgasfahnen aus Gasturbinen mit einer Kapazität von 400 MW und einer Schornsteinhöhe von 13 m deutlich über der gemessenen Überhöhung, wenn die Überhöhung auf die herkömmliche Weise berechnet wurde. Wurde dagegen die über den Anstiegsbereich gemittelte Windgeschwindigkeit verwendet, so ergab sich eine relativ gute Übereinstimmung zwischen Messung und Rechnung.

Für Abgasfahnen mit großem mechanischem und geringem oder fehlendem Wärmeimpuls aus bodennahen Quellen, wie sie z.B. aus Straßentunnels emittiert werden, wurde von SCHATZMANN [10] im Auftrage der LIS ein numerisches Überhöhungsmodell weiterentwickelt, in dem u.a. der Anstieg der Windgeschwindigkeit mit der Höhe berücksichtigt wird. Es handelt sich um ein hydrodynamisches Modell vom Integraltyp. Das Modell liefert bei gleichen Emissionsparametern und Windgeschwindigkeiten an der Schornsteinmündung für die einzelnen Ausbreitungsklassen unterschiedliche Überhöhungswerte in Abhängigkeit von der Quellentfernung. Es ist geplant, dieses Überhöhungsmodell dahingehend zu erweitern, daß es auch auf Abgasfahnen mit großem Wärmeinhalt aus bodennahen Quellen angewandt werden kann. Das erweiterte Überhöhungsmodell soll in einer VDI-Richtlinie veröffentlicht werden.

Die Überhöhungsgleichung von BRIGGS (11) liefert größere Überhöhungswerte als das Überhöhungsmodell von SCHATZMANN bei neutraler Temperaturschichtung, wie sie durch Ausbreitungsklasse 3 repräsentiert wird. Die Unterschiede sind, abgesehen von großen Schornsteindurchmessern, bei Abgasfahnenüberhöhungswerten von weniger als etwa 50 m im allgemeinen gering, steigen jedoch bei Überhöhungswerten von 50 bis 100 m und einer Schornsteinhöhe von 10 m bis auf über 100 % an. Die Ursache hierfür liegt darin, daß bei der Überhöhungsgleichung von BRIGGS die Zunahme der Windgeschwindigkeit mit der Höhe bei Abgasfahnen mit großem Impuls aus bodennahen Schornsteinen nicht berücksichtigt wird.

Da eine Überschätzung der Überhöhung bekanntlich zu einer überproportionalen Unterschätzung der zu erwartenden Immissionen führt - im Immissionsmaximum nehmen die Immissionen mit dem Quadrat der Überhöhung ab -, wird deshalb als vorläufige Maßnahme vorgeschlagen, in den Fällen, in denen sich eine Überhöhung von mehr als 50 m ergibt, nicht die Windgeschwindigkeit an der Schornsteinmündung, sondern die Windgeschwindigkeit gemittelt über den Höhenbereich, über den die Abgasfahne ansteigt, in der oben genannten Überhöhungsgleichung von BRIGGS zu verwenden.

Stacktip downwash (downwash unmittelbar hinter dem Schornstein) tritt auf, wenn die Austrittsgeschwindigkeit der Abgase niedriger liegt als das 1,5fache der Windgeschwindigkeit. In diesem Fall geht der Auftrieb aufgrund des mechanischen Impulses der Abgasfahne verloren und es erfolgt eine Ab-

senkung der Abgasfahne gemäß folgender Gleichung:

$$\frac{\Delta h_1}{d} = 2 \cdot (1{,}5 - w/u) \qquad (13)$$

Anschließend erfolgt dann der Anstieg der Abgasfahne aufgrund ihres Wärmeinhaltes. Sofern bei niedrigen Schornsteinen die Austrittsgeschwindigkeit der Abgase wenigstens 7 m/s beträgt, wird stacktip downwash weitgehend vermieden.

In dem NL-Ausbreitungsmodell wird mit der angegebenen Überhöhungsgleichung von BRIGGS als erstes die effektive Quellhöhe über der Mitte des Leewirbels, $1{,}5 \cdot \delta$ von der Wand des Gebäudes entfernt, berechnet. Als nächstes ist die effektive Quellhöhe für die Entfernung $10 \cdot \delta$ von der Gebäudewand entfernt zu ermitteln, von der ab ein Gaußmodell zur Berechnung der Immissionskonzentrationen herangezogen wird. Des weiteren sind effektive Quellhöhen für die Quellentfernungen $> 10 \cdot \delta$ zu berechnen, für welche Immissionen simuliert werden sollen. Je nach der Größe der emittierten Wärmemenge Q bzw. der Größe der emittierten Wärmemenge im Vergleich zum mechanischen Impuls ergeben sich unterschiedliche Quellentfernungen x', in welcher der Anstieg der Abgasfahne beendet ist.

Es gilt:

a) für $Q < 6$ MW

$$x' = 190 \cdot Q^{0{,}63}, \qquad (14)$$

b) für $Q \geq 6$ MW

$$x' = 284 \cdot Q^{0{,}4} \text{ sowie} \qquad (15)$$

c) für $Q \leq 0{,}0084\ (d \cdot w)^{1{,}33}$

und

$$Q \leq 0{,}0016\ (d \cdot w)^{1{,}67}$$

$$x' = 4 \cdot d\ (w/u + 6 + 9/(w/u)) \qquad (16)$$

Bei rein mechanischem Impuls liefert die Überhöhungsgleichung von BRIGGS den gleichen Endwert wie die Überhöhungsgleichung (1)

$$\Delta h = 3 \cdot w \cdot d/u,$$

die in der VDI-Richtlinie 3782, Bl. 3 [11] angegeben ist.

Der Endwert der Überhöhung wird bei rein mechanischem Impuls nach BRIGGS im Normalfall in etwa der Quellentfernung $x' = 50\ d$ erreicht, bei einem Schornsteindurchmesser von 0,4 m also in etwa 20 m Quellentfernung. Bei großen w/u-Werten ist die Entfernung etwas größer, bei $w/u = 10$ und $d = 0{,}4$ m z.B. 27 m.

Die Absenkung der Abgasfahne aufgrund von stacktip downwash sowie der Endwert der Überhöhung bei rein mechanischem Impuls sind in Abhängigkeit von dem Quotienten Austrittsgeschwindigkeit/ Windgeschwindigkeit in Bild 2 (s. Anhang) dargestellt.

4. Darstellung der Immissionen im Nahbereich niedriger Quellen in Diagrammen

4.1 Diagramm mit den Immissionskonzentrationen nach dem TA Luft Ausbreitungsmodell (Diskussion der Bilder 3 bis 11)

Den Bildern 3 bis 8 (s. Anhang) können die Immissionskonzentrationen entnommen werden, welche am Boden ($z = 2$ m) unterhalb der Abgasfahne bei den Ausbreitungsklassen 1 bis 6 nach dem TA Luft Ausbreitungsmodell zu erwarten sind. In dieser Arbeit werden die Ausbreitungsklassen I - V nach TA Luft wie die Ausbreitungsklassen des Niederländischen Ausbreitungsmodells entsprechend Tabelle 1 mit den arabischen Ziffern 1 - 6 bezeichnet. Dargestellt ist der Verlauf der bodennahen Immissionen für effektive Quellhöhen zwischen 5 und 25 m und Quellentfernungen zwischen 20 bis 50 und 1000 m. Auf der Ordinate der Bilder ist die Immissionskonzentration in $\mu g/m^3$ aufgetragen, welche bei einer Emission von 1 mg/s und einer Windgeschwindigkeit von 1 m/s (Windgeschwindigkeit in 10 m Höhe) zu erwarten ist. (Das letztere ist auch bei den Bildern 9 bis 11 (s. Anhang) der Fall, in Bild 9 nur für die Immissionskonzentration unterhalb der Abgasfahne. In den Bildern 12 bis 28 (Abschnitt 4.2. sowie 4.3) ist die Immissionskonzentration demgegenüber auf die Windgeschwindigkeit in der Höhe der Abgasfahnenachse bezogen.) Bei einer höheren Windgeschwindigkeit als 1 m/s in 10 m Höhe, bzw. in der Höhe der Abgasfahnenachse, ist die in dem Diagramm angegebene Konzentration durch die Windgeschwindigkeit in 10 m Höhe, bzw.

in der Höhe der Abgasfahnenachse, zu teilen. Der Ablesewert ist darüber hinaus mit der Emission in Milligramm pro Sekunde zu multiplizieren. Das Ergebnis ist im konkreten Fall die bei einer vorgegebenen effektiven Quellhöhe in einer bestimmten Quellentfernung zu erwartende Immissionskonzentration.

Bild 11 zeigt die Querausbreitung einer Abgasfahne senkrecht zur Windrichtung für die effektive Quellhöhe von 10 m und die Ausbreitungsklasse 3. Dargestellt ist die Immissionskonzentration am Boden (z = 2 m).

Bild 9 zeigt Kenngrößen der Immissionskonzentration am Boden in östlicher Richtung vom Emittenten für eine Schornsteinhöhe von 10 m. Die Überhöhung wurde gleich Null gesetzt, die Schornsteinhöhe ist also gleich der effektiven Quellhöhe. Dargestellt sind das 99-, 98- und 95-Perzentil sowie der Jahresmittelwert, berechnet mit den meteorologischen Parametern von Bocholt. Die Abbildung zeigt außerdem zum Vergleich die Immissionskonzentration am Boden unterhalb der Abgasfahne bei Ausbreitungsklasse 3 (mittlere Wetterverhältnisse) und einer Windgeschwindigkeit von 1 m/s in 10 m Höhe. Die Kurve für die Immissionskonzentration unterhalb der Abgasfahne bei Ausbreitungsklasse 3 verläuft oberhalb des 99-Perzentils. Im Maximum liegt die Konzentration um mehr als den Faktor 2 höher.

4.2 Anstieg der Immissionskonzentrationen bei Einfang der Abgase im Leewirbel nach dem NL-Ausbreitungsmodell (Diskussion der Bilder 12 bis 18)

Die Bilder 12 bis 18 (s. Anhang) zeigen normierte Immissionskonzentrationen in Abhängigkeit von der Quellentfernung für Ausbreitungsklasse 3 (mittlere Wetterverhältnisse) und eine Rauhigkeitslänge von 0,3 m (Kulturland, einzelne Häuser, viel Grün), wie sie sich mit Hilfe des NL-Ausbreitungsmodells errechnen. Die effektiven Quellhöhen über der Mitte des Leewirbels liegen zwischen 9 und 31 m, die Höhen der Gebäude, in deren Leewirbel die Abgasfahne hineingezogen wird, zwischen 10 und 25 m. Es werden folgende Fälle behandelt (siehe auch Abschnitt 2):

II. Die Abgasfahne wird etwas abgesenkt, gerät aber nicht in den Leewirbel (durchgezogene Kurve 3).

III. Die Abgasfahne wird stärker abgesenkt und gerät teilweise in den Leewirbel (durchgezogene Kurve 2).

IV. Die Abgasfahne wird stärker abgesenkt und gerät vollständig in den Leewirbel (durchgezogene Kurve 1).

Es wird angenommen, daß die effektive Quellhöhe, über der Mitte des Leewirbels 1,5 • δ von der Gebäudewand entfernt, die gleiche ist wie in der Entfernung 10 • δ von der Gebäudewand. Die über dem Leewirbel eintretende Absenkung der Abgasfahne soll also durch den Wiederanstieg der Abgasfahne aufgrund ihres Wärmeinhaltes bis zur Entfernung 10 • δ wieder kompensiert werden.

Aus Bild 12 geht folgendes hervor: Wenn die effektive Quellhöhe über der Mitte des Leewirbels hinter einem 10 m hohen Gebäude statt 13 m (kein Einfang der Fahne) nur 9 m beträgt (vollständiger Einfang der Abgasfahne im Leewirbel), so steigen die Immissionskonzentrationen unterhalb von 50 bis 60 m Quellentfernung um 2 Zehnerpotenzen und mehr an. Die Konzentrationsunterschiede verringern sich mit zunehmender Quellentfernung und betragen ab 100 m Quellentfernung nur noch etwa Faktor 2. Die Immissionskonzentrationen bei partiellem Einfang der Abgasfahne im Leewirbel sind unterhalb von 50 m Quellentfernung nur etwa halb so hoch wie bei vollständigem Einfang. Mit zunehmender Quellentfernung verringern sich die Unterschiede.

Mit zunehmender Gebäudehöhe nimmt die Quellentfernung zu, innerhalb der, bei vollständigem oder partiellem Einfang der Abgasfahne im Leewirbel, ein Konzentrationsanstieg erfolgt (Bilder 13 bis 15). Bei einer Gebäudehöhe von 25 m erfolgt der Konzentrationsanstieg z.B. bis zu einer Quellentfernung von etwa 150 m (Bild 15). Die Immissionskonzentration sinkt mit zunehmender Gebäudehöhe (Bild 15), des weiteren verringern sich auch die Konzentrationsunterschiede zwischen partiellem und vollständigem Einfang der Abgasfahne im Leewirbel.

4.2.1 Vergleich der Immissionskonzentrationen nach dem NL-Ausbreitungsmodell mit den Konzentrationen nach dem TA Luft-Ausbreitungsmodell (Bilder 12 bis 16)

In den Bildern 12 bis 16 (s. Anhang) sind die Immissionskonzentrationen nach dem TA Luft Ausbreitungsmodell gestrichelt dargestellt. Um die Immissionen nach TA Luft mit denjenigen nach dem

NL-Ausbreitungsmodell vergleichen zu können, wurde angenommen, daß die effektive Quellhöhe bei den TA Luft Rechnungen in allen betrachteten Quellentfernungen um den Betrag höher liegt, um den die effektive Quellhöhe bei dem NL-Ausbreitungsmodell über der Mitte des Leewirbels abgesenkt wird.

Bei dem Vergleich der Immissionskonzentrationen zeigt sich folgendes:

In den Fällen, in denen eine Absenkung der Abgasfahne über dem Leewirbel um die hier berechneten Beträge, aber kein Einfang der Abgasfahne im Leewirbel erfolgt, besteht praktisch Übereinstimmung zwischen den beiden Ausbreitungsmodellen (Bild 16). Das TAL-Modell ist in einem solchen Fall also für Quellentfernungen größer etwa 50 m bei den in Bild 16 angegebenen effektiven Quellhöhen und Gebäudehöhen anwendbar. Wenn ein partieller oder vollständiger Einfang der Abgasfahne im Leewirbel erfolgt, kann das TAL-Modell für Quellentfernungen angewandt werden, in denen quasi Übereinstimmung zwischen den Immissionskonzentrationen nach dem NL-Ausbreitungsmodell bei Einfang und Nichteinfang der Abgasfahne im Leewirbel besteht. Wie aus den Bildern zu entnehmen ist und weiter vorn ausgeführt wurde, hängt diese Quellentfernung von der Gebäudehöhe ab. Bei einer Gebäudehöhe von 10 m sind es 100 m.

Die Vergleiche zwischen den beiden Ausbreitungsmodellen zeigen, ab welcher Quellentfernung das TA Luft-Ausbreitungsmodell im Nahbereich niedriger Emittenten Immissionskonzentrationen liefert, wie sie auch in Wirklichkeit auftreten. Das ist für die Gutachterpraxis von Bedeutung.

4.3 Auswirkungen der Rauhigkeit des Untergrundes aufgrund der Art der Topographie auf den Verlauf der Immissionen nach dem NL-Ausbreitungsmodell (Diskussion der Bilder 19 bis 28, s. Anhang)

Das NL-Ausbreitungsmodell berücksichtigt unterschiedliche Formen der Bebauung und des Bewuchses, wie sie sich entsprechend Tabelle 2 in einer unterschiedlichen Rauhigkeit des Untergrundes manifestieren. Bei Emittenten mit effektiven Quellhöhen zwischen 10 und 30 m errechnen sich dadurch folgende Immissionen:

Allgemein gilt: Je größer die Rauhigkeit, d.h. je dichter und höher die Bebauung oder (und) der Bewuchs, umso mehr rückt das Immissionsmaximum an die Quelle heran bzw. umso niedriger liegt es bei labiler Temperaturschichtung. Bei einer effektiven Quellhöhe von 10 m und einer Gebäudehöhe von 6,5 m liegt es z.B. bei Ausbreitungsklasse 3 (mittlere Wetterverhältnisse) und einer Rauhigkeitslänge von 0,03 m (Flachland mit wenigen Bäumen) in etwa 120 m Quellentfernung, bei Rauhigkeitslängen von 0,3 m (Kulturland, einzelne Häuser, viel Grün) und mehr dagegen in 65 m Quellentfernung. Die größere Rauhigkeit bewirkt also hier eine Verschiebung des Immissionsmaximums um etwa 60 m an den Emittenten heran (Bild 21).

Je größer die effektive Quellhöhe in dem hier betrachteten Bereich, umso größer ist die Verschiebung des Immissionsmaximums aufgrund der Rauhigkeit des Untergrundes. Während die Verschiebung bei einer effektiven Quellhöhe von 10 m und einer Gebäudehöhe von 6,5 m bei Ausbreitungsklasse 3 nur etwa 60 m beträgt, rückt das Immissionsmaximum bei einer effektiven Quellhöhe von 20 m und einer Gebäudehöhe von 10 m um etwa 200 m näher an den Emittenten heran, nämlich von etwa 300 m Quellentfernung bei der Rauhigkeitslänge von 0,03 m auf 100 m Quellentfernung bei der Rauhigkeitslänge von 3 m (Bild 26).

Die bisherigen Aussagen beziehen sich hauptsächlich auf Ausbreitungsklasse 3, d.h. auf mittlere Wetterverhältnisse. Aus den Bildern 19 bis 24 geht der Einfluß der Rauhigkeit auf Lage und Höhe des Immissionsmaximums bezogen auf eine effektive Quellhöhe von 10 m und eine Gebäudehöhe von 6,5 m bei unterschiedlichen Ausbreitungsklassen hervor. Es zeigt sich, daß die Auswirkungen der Rauhigkeit auf die Verschiebung des Immissionsmaximums am größten bei den stabilen und am geringsten bei den labilen Ausbreitungsklassen sind. Bei Ausbreitungsklasse 1 (extrem stabile Temperaturschichtung) rückt das Immissionsmaximum um 300 m näher an die Quelle heran (Bild 19) und bei Ausbreitungsklasse 6 (extrem labile Temperaturschichtung) verändert sich die Lage des Maximums überhaupt nicht (Bild 24). Allerdings steigt mit abnehmender Rauhigkeit bei labiler Temperaturschichtung die Höhe der Konzentrationen im Immissionsmaximum an, bei Ausbreitungsklasse 6 z.B. um etwa den Faktor 5; d.h., bei extrem labiler Temperaturschichtung tritt das Immissionsmaximum unabhängig von der Rauhigkeitslänge in der gleichen Quellentfernung auf und nimmt bei der Rauhigkeitslänge von 0,03 m einen fünfmal so hohen Wert an wie bei der Rauhigkeitslänge von 3 m. In Stadtgebieten mit dichter Bebauung ist also die Verdünnung im

Nahbereich niedriger Quellen bei labiler Temperaturschichtung deutlich besser als in Gebieten mit geringer Bebauung.

4.3.1 Vergleich des Niederländischen Ausbreitungsmodells mit dem Ausbreitungsmodell nach TA Luft (Bilder 19 bis 28)

Für die Vergleiche zwischen den beiden Ausbreitungsmodellen wurde angenommen, daß die effektive Quellhöhe nach dem TAL-Modell um den Betrag höher liegt, um den die effektive Quellhöhe bei dem NL-Modell über dem Leewirbel abgesenkt wird. Die effektive Quellhöhe nach dem TAL-Modell, bei dem die effektive Quellhöhe konstant bleibt, entspricht dann der effektiven Quellhöhe nach dem NL-Modell vor der Absenkung.

Bei mittleren Ausbreitungsverhältnissen (Ausbreitungsklasse 3) zeigt sich, daß das NL-Modell bei effektiven Quellhöhen von 10 und 15 m (effektive Quellhöhe nach der Absenkung über dem Leewirbel) am besten mit dem TAL-Modell übereinstimmt, wenn eine Rauhigkeit von 1 m angenommen wird, wie sie für Wohngebiete mit dichter, jedoch flacher Bebauung und Industriegebiete mit nicht zu hohen Objekten typisch ist (Bilder 21 und 25).

Bei effektiven Quellhöhen von 20, 25 und 30 m liefert das TAL-Modell deutlich höhere Immissionskonzentrationen als das NL-Modell. Die Unterschiede vergrößern sich mit zunehmender effektiver Quellhöhe. Sie sind hauptsächlich darauf zurückzuführen, daß bei großen effektiven Quellhöhen die Absenkung der effektiven Quellhöhe über dem Leewirbel hinter einem 10 m hohen Gebäude entfällt oder nur gering ausfällt.

In den Bildern 19 bis 24 wird für eine effektive Quellhöhe von 10 m untersucht, wie sich die Übereinstimmung zwischen dem NL-Modell und dem TAL-Modell mit der Ausbreitungsklasse ändert: Bei den Ausbreitungsklassen 1 bis 5 stimmt das TAL-Modell im Nahbereich zwischen 50 und 100 m Quellentfernung und in den meisten Fällen auch noch in größeren Entfernungen am besten mit dem NL-Modell bei einer Rauhigkeit von 0,1 bis 1 m, bei der Ausbreitungsklasse 6 (stark labil geschichtete Atmosphäre) dagegen am besten bei einer Rauhigkeit von 1 bis 3 m überein.

Da das NL-Ausbreitungsmodell mit den Gleichungen 10 und 11 realistische Immissionen im unmittelbaren Nahbereich niedriger Quellen liefert, das TA Luft-Ausbreitungsmodell aber normalerweise erst ab Quellentfernungen ≥ 100 m eingesetzt werden darf, zeigen die Vergleiche zwischen dem NL- und dem TAL-Modell, wie aus den Abbildungen hervorgeht, in welchen Fällen das TAL-Modell auch für Quellentfernungen unterhalb von 100 m bis etwa 50 m Quellentfernung eingesetzt werden kann. Dies ist vor allem deswegen von Bedeutung, weil für das TAL-Modell die meteorologischen Parameter der Wetterstationen zur Verfügung stehen und infolgedessen damit für die einzelnen Regionen die in den verschiedenen Windrichtungen und Quellentfernungen zu erwartenden Häufigkeitsverteilungen der Immissionskonzentrationen mit ihren statistischen Kenngrößen berechnet werden können, wie sie für die Vergleiche mit den Immissionswerten der TA Luft und anderen immissionsbegrenzenden Werten benötigt werden.

5. Verbesserung der Ableitbedingungen bei niedrigen Emittenten

Wenn eine Immissionsabschätzung mit dem beschriebenen oder einem numerischen Ausbreitungsmodell für eine mittlere oder auch höhere oder niedrigere Windgeschwindigkeiten bzw. Begehungen oder Immissionsmessungen ergeben, daß Nachbarschaftsbeschwerden zu Recht bestehen und eine Emissionsminderung nicht möglich ist, so wird als Abhilfemaßnahme erwogen, die Abgase in höhere Luftschichten abzuleiten. Dies kann erreicht werden durch eine Erhöhung der Austrittsgeschwindigkeit der Abgase, eine Erhöhung der Wärmeemission (nur in Ausnahmefällen sinnvoll) oder eine Aufstockung des Schornsteins. Eine Erhöhung der Austrittsgeschwindigkeit der Abgase auf wenigstens 7 m/s bewirkt, daß abgesehen von höheren Windgeschwindigkeiten kein Stacktip downwash mehr auftritt, durch den die Abgasfahne abgesenkt wird und der Austrittsimpuls, nicht jedoch der thermische Auftrieb, verloren geht (siehe Abschnitt 3.4).

Durch die Ableitung von Abgasen in höhere Luftschichten soll insbesondere bewirkt werden, daß die Abgasfahne über ein höheres Nachbargebäude hinwegzieht, ein Nachbargebäude oder -fenster weniger häufig mit Immissionen (z.B. Geruchsimmissionen) beaufschlagt oder die Abgasfahne nicht mehr in den Leewirbel hinter Gebäuden hineingezogen wird, vor allem desjenigen Gebäudes, auf dem sich der Schornstein befindet. Anzustreben ist eine Ableitung der Abgase in die freie Luftströmung. Dies läßt sich jedoch nur selten erreichen. Sofern keine sonstigen

Störeinflüsse vorliegen, ist die Voraussetzung hierfür, wie ausgeführt, daß die effektive Quellhöhe über der Mitte des Leewirbels wenigstens 1,5 • δ (δ ist im Normalfall die Gebäudehöhe) über der Höhe des Gebäudes liegt, das den Leewirbel verursacht. Damit die Abgasfahne nur abgesenkt, aber nicht in den Leewirbel hingezogen wird, reicht es jedoch schon aus, die effektive Quellhöhe über der Mitte des Leewirbels auf mehr als 0,2 • δ über die Gebäudehöhe hinaus zu erhöhen. Hierdurch behält die Abgasfahne ihre Eigendynamik über einen größeren Entfernungsbereich hinweg. Sie bleibt bis zur sogenannten Aufbruchphase nicht nur in der Vertikalen, sondern auch in der Horizontalen relativ eng gebündelt und wird von der atmosphärischen Turbulenz und Windrichtungsschwankungen als ganzes verschoben. Für Quellentfernungen ≥ 10 • δ geht die geringere vertikale und horizontale Ausdehnung der Abgasfahne aus den Ausbreitungsparametern in Abschnitt 3. hervor. Solange sich eine Abgasfahne enger gebündelt ausbreitet, werden Gebäude im Nahbereich der Quelle weniger häufig mit Immissionen beaufschlagt.

Die Immissionen unmittelbar hinter dem Gebäude, auf dem sich der Schornstein befindet, verringern sich bis zu einer Entfernung von etwa 5 bis 7 • δ von der Gebäudewand beträchtlich, wie aus den Bildern 12 bis 15 hervorgeht, wenn die effektive Quellhöhe über der Mitte des Leewirbels um mehr als 0,2 • δ über die Gebäudehöhe angehoben wird. Anschließend steigen die Immissionen allmählich an, bis sich ab einer Entfernung von 10 • δ die Immissionssituation nur noch geringfügig verbessert.

Zur Untersuchung, bei welchen Windgeschwindigkeiten (unterhalb von 10 oder 15 m/s) eine Abgasfahne in einen Leewirbel hinter einem Gebäude hineingezogen wird, ist die Windgeschwindigkeit zu bestimmen, bei der die effektive Quellhöhe über der Mitte des Leewirbels die Grenzhöhe $hB + 0{,}2 \cdot \delta$ annimmt. Diese Grenzhöhe ist so definiert, daß bei allen höheren Windgeschwindigkeiten die Abgasfahne in den Leewirbel hinein- und bei allen niedrigeren Windgeschwindigkeiten nicht in den Leewirbel hineingezogen wird. Wenn die Häufigkeit dieser höheren Windgeschwindigkeiten bezogen auf die infrage kommende Windrichtung sowie die Häufigkeit dieser Windrichtung aufgrund von Windmessungen an einem vergleichbaren Standort bekannt ist, kann abgeschätzt werden, mit welcher Häufigkeit in dem Leewirbel hinter einem Gebäude hohe Immissionskonzentrationen zu erwarten sind, wie sie sich mit Hilfe der in Abschnitt 3.3 angegebenen Gleichung abschätzen lassen. Hierdurch läßt sich bestimmen, wie effektiv die Erhöhung der Schornsteinbauhöhe oder Abgasfahnenüberhöhung um einen bestimmten Betrag die Immissionen vermindert.

Bei einem längeren Gebäude kann es mitunter zweckmäßig sein, den Schornstein auf dem Dach in eine Windrichtung zu verschieben, welche in bezug auf Nachbargebäude oder -gärten eine geringere Häufigkeit hat. Südwinde sind z.B. in der Bundesrepublik an den meisten Orten nur etwa halb so häufig wie Südwestwinde. Bei Tallagen kann sich die Häufigkeit, mit der ein Nachbargebäude mit Immissionen beaufschlagt wird, bei einer Verschiebung des Schornsteinstandortes um mehr als 50 % verringern. Der Prozentanteil der Zeit im Jahr, in der es an einem Nachbargebäude zu Geruchsimmissionen kommt, läßt sich mitunter hierdurch unter den maßgebenden immissionsbegrenzenden Wert herabsetzen.

6. Schrifttum

[1] TA Luft (1986) Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft) vom 28.08.1974 (GM Bl. Seite 426), Novellierung durch Allgem. Verw. Vorschr. vom 23.02.1983 (GM Bl. Seite 94) bzw. vom 27.02.1986.

[2] VDI-Richtlinie 3781, Blatt 4:
Ausbreitung luftfremder Stoffe in der Atmosphäre - Bestimmung der Schornsteine für kleinere Feuerungsanlagen (Nov. 1980).

[3] VDI-Richtlinie 2280:
Auswurfbegrenzung - Organische Verbindungen, insbesondere Lösemittel (Aug. 1977).

[4] Hrsg.: Niederländische Arbeitsgruppe für die Ausbreitung von Luftverunreinigungen:
Der Einfluß eines Gebäudes auf die Ausbreitung von Schornsteinfahnen - Empfehlung einer Berechnungsmethode. SCMO-TNO, Postbus 186, NL-2600 AD Delft, (Oktober 1986), Übersetzung aus dem Niederländischen: (W. Werner), VDI-Kommission Reinhaltung der Luft, Düsseldorf, 29 S.

[5] FACKRELL, J.E.:
An examination of simple models for building influenced dispersion.

Atmosph. Environm. Vol. 18, No. 1 (1984), pp. 89/98.

[6] PERNPEINTNER, A.:
Der Einfluß von Gebäuden auf die Ausbreitung - Ergebnisse von Versuchen im Windkanal.
Lehrstuhl für Strömungstechnik der TU München, Bericht-Nr. 83/21 (1983).

[7] Werkgroep Verspreiding Luchtverontreiniging:
Parameters in het Lange-Terminjnmodel Verspreiding Luchtverontreiniging.
Commisie Onderzoek Luchtverontreiniging TNO Delft, September 1984.

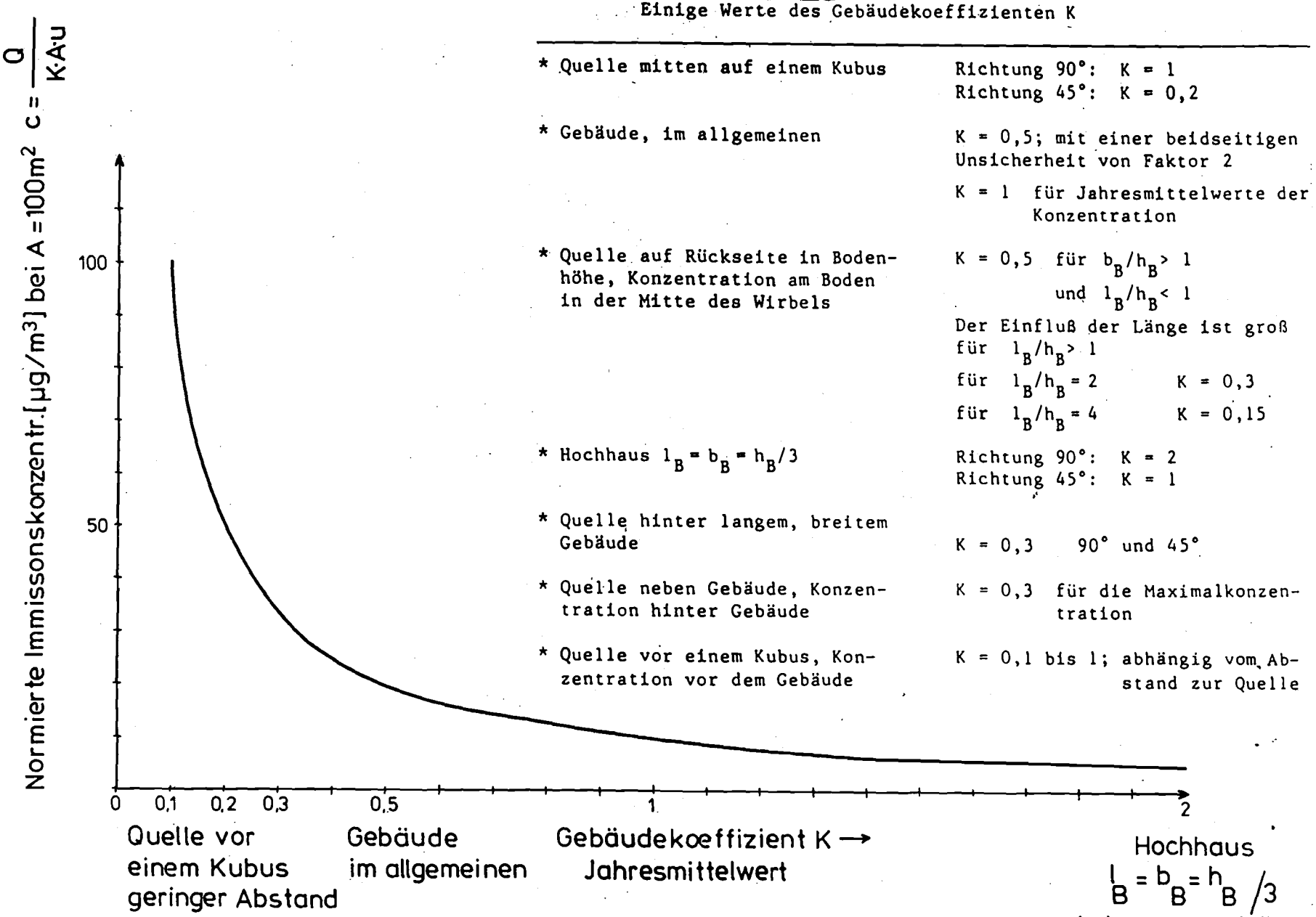
[8] GIEBEL, J.:
Welche Abgasfahnen-Überhöhungsgleichung erreicht die größte Wirklichkeitsnähe?
Staub Reinhaltung der Luft, Bd. 43 (1983), Nr. 10 Oktober, S. 411/415.

[9] ENGLAND, W.G. und L.H. TEUSCHER:
A Measurement Program to Determine Plume Configuration at the Beaver Gas Turbine Facility, Port Westward, Oregon.
Journal of the Air Poll. Contr. Ass., Vol. 26 (1976), No. 10, pp. 986-990.

[10] SCHATZMANN, M.:
An integral model of plume rise.
Atmospheric Environment, 13 (1979), S. 721/731.

[11] VDI-Richtlinie 3782, Blatt 3:
Ausbreitung von Luftverunreinigungen in der Atmosphäre - Berechnung der Abgasfahnenüberhöhung (Juni 1985).

7. Bildanhang



Einige Werte des Gebäudekoeffizienten K

* Quelle mitten auf einem Kubus	Richtung 90°: K = 1 Richtung 45°: K = 0,2
* Gebäude, im allgemeinen	K = 0,5; mit einer beidseitigen Unsicherheit von Faktor 2 K = 1 für Jahresmittelwerte der Konzentration
* Quelle auf Rückseite in Bodenhöhe, Konzentration am Boden in der Mitte des Wirbels	K = 0,5 für $b_B/h_B > 1$ und $l_B/h_B < 1$ Der Einfluß der Länge ist groß für $l_B/h_B > 1$ für $l_B/h_B = 2$ K = 0,3 für $l_B/h_B = 4$ K = 0,15
* Hochhaus $l_B = b_B = h_B/3$	Richtung 90°: K = 2 Richtung 45°: K = 1
* Quelle hinter langem, breitem Gebäude	K = 0,3 90° und 45°
* Quelle neben Gebäude, Konzentration hinter Gebäude	K = 0,3 für die Maximalkonzentration
* Quelle vor einem Kubus, Konzentration vor dem Gebäude	K = 0,1 bis 1; abhängig vom Abstand zur Quelle

Bild 1: Immissionskonzentration bei vollständigem Einfang der Abgasfahne im Leewirbel

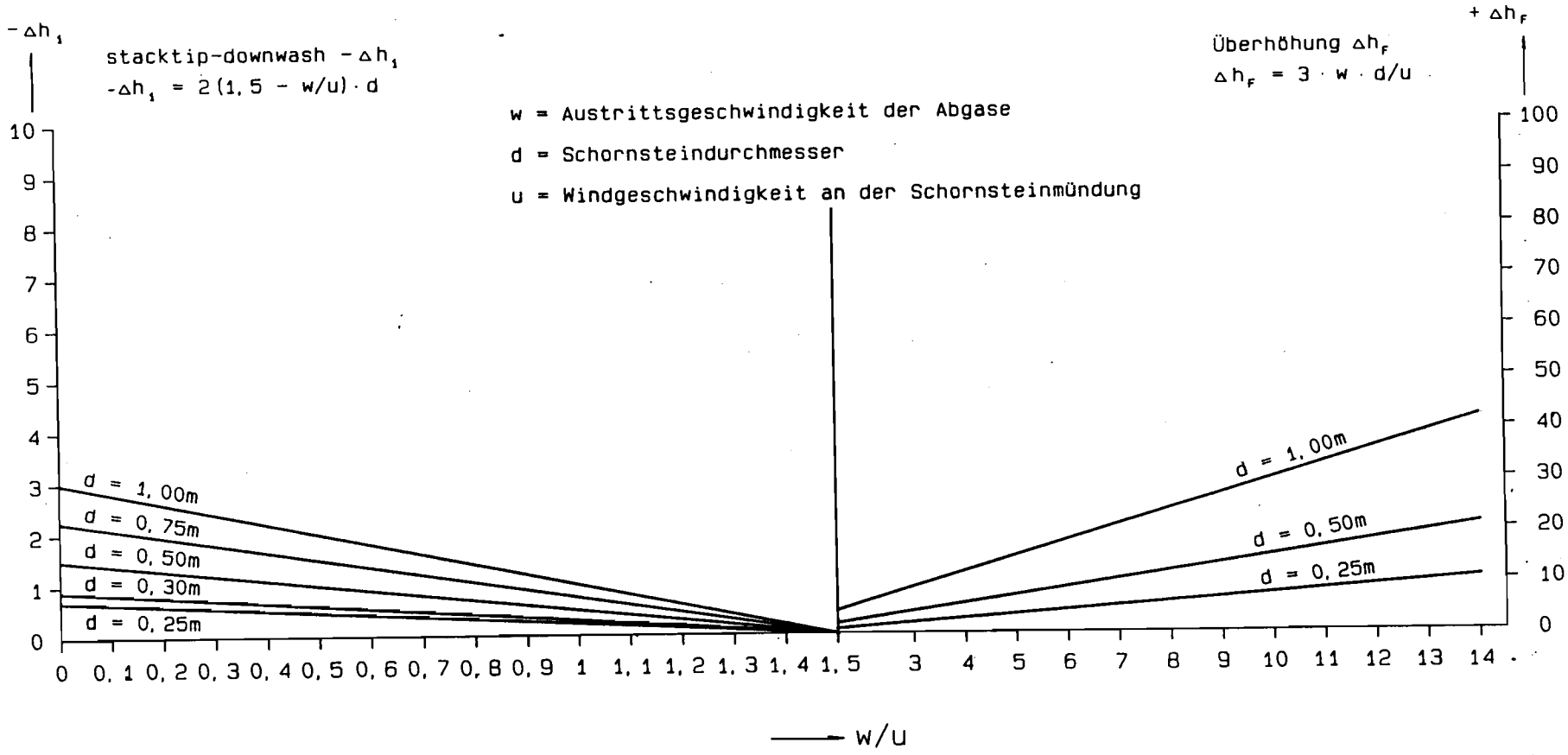


Bild 2: Stackstip-downwash $-\Delta h_1$ sowie Überhöhung Δh_F aufgrund der Freistrahlwirkung der Abgase in Abhängigkeit vom Quotienten Austrittsgeschwindigkeit w / Windgeschwindigkeit u

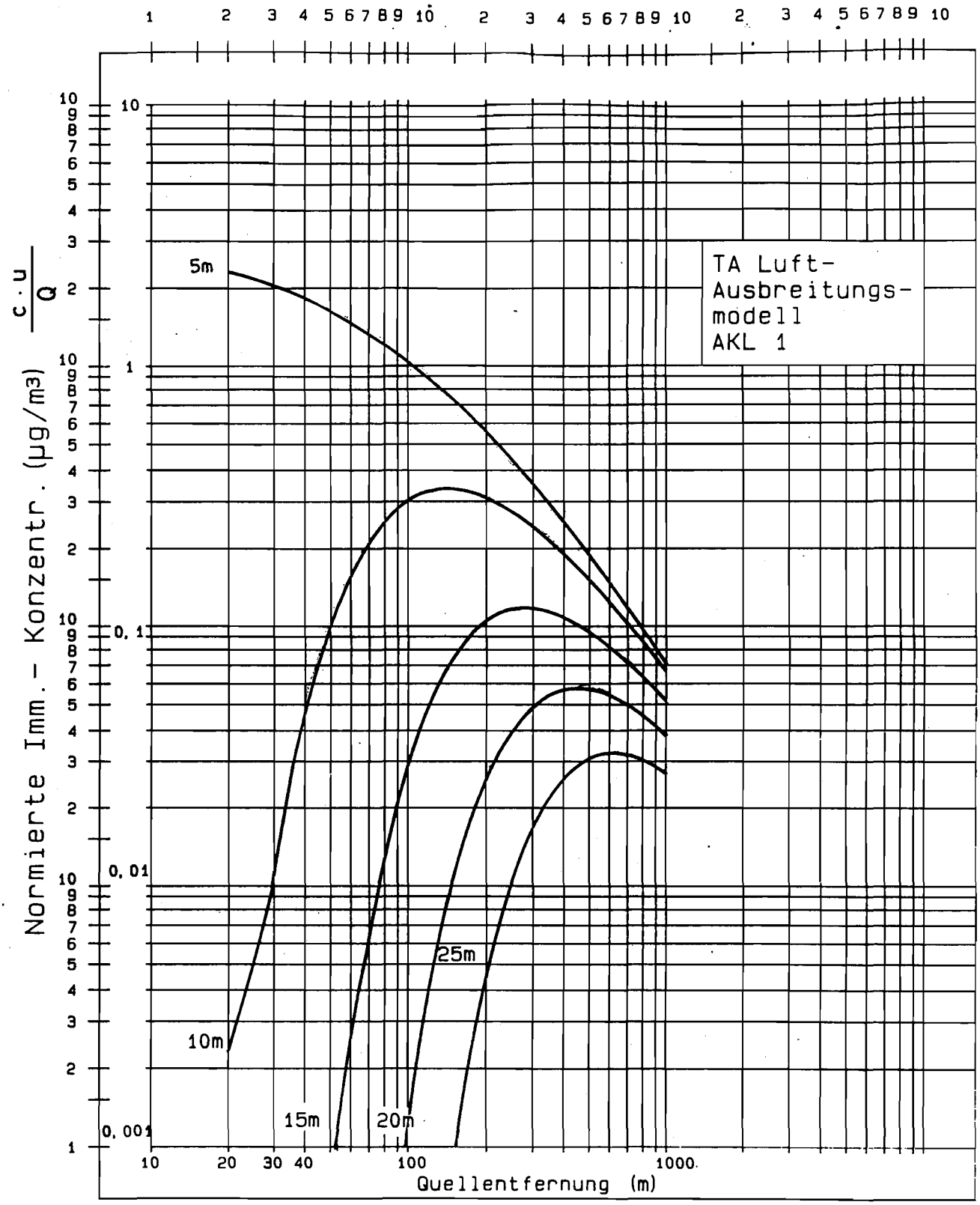


Bild 3: Immissionskonzentration am Boden unterhalb der Abgasfahne (z = 2 m) nach dem TA Luft-Ausbreitungsmodell für (effektive) Quellhöhen zwischen 5 und 25 m bei Ausbreitungsklasse 1 und einer Windgeschwindigkeit von 1 m/s

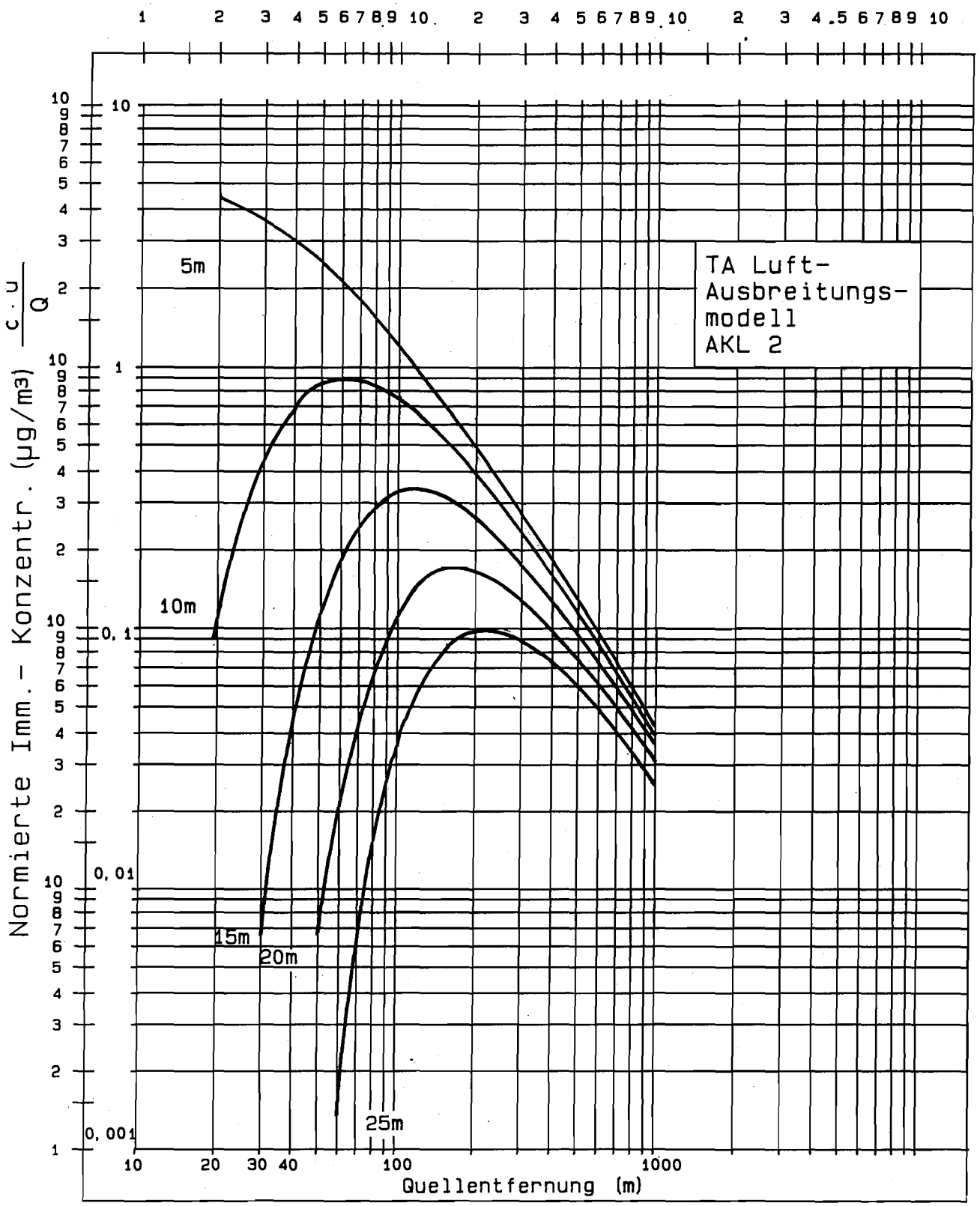


Bild 4: Immissionskonzentration am Boden unterhalb der Abgasfahne (z = 2 m) nach dem TA Luft-Ausbreitungsmodell für (effektive) Quellhöhen zwischen 5 und 25 m bei Ausbreitungsklasse 2 und einer Windgeschwindigkeit von 1 m/s

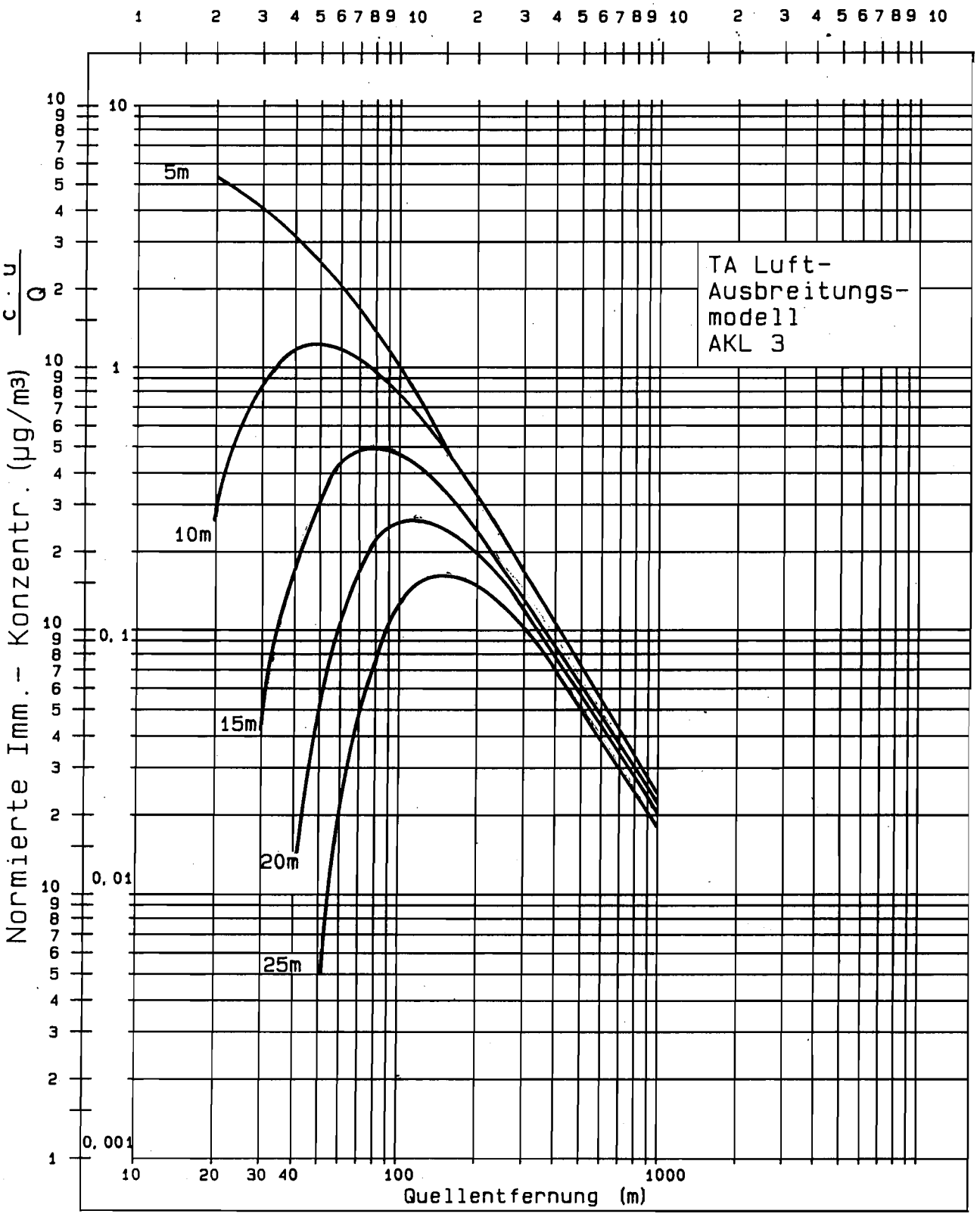


Bild 5: Immissionskonzentration am Boden unterhalb der Abgasfahne (z = 2 m) nach dem TA Luft-Ausbreitungsmodell für (effektive) Quellhöhen zwischen 5 und 25 m bei Ausbreitungsklasse 3 und einer Windgeschwindigkeit von 1 m/s

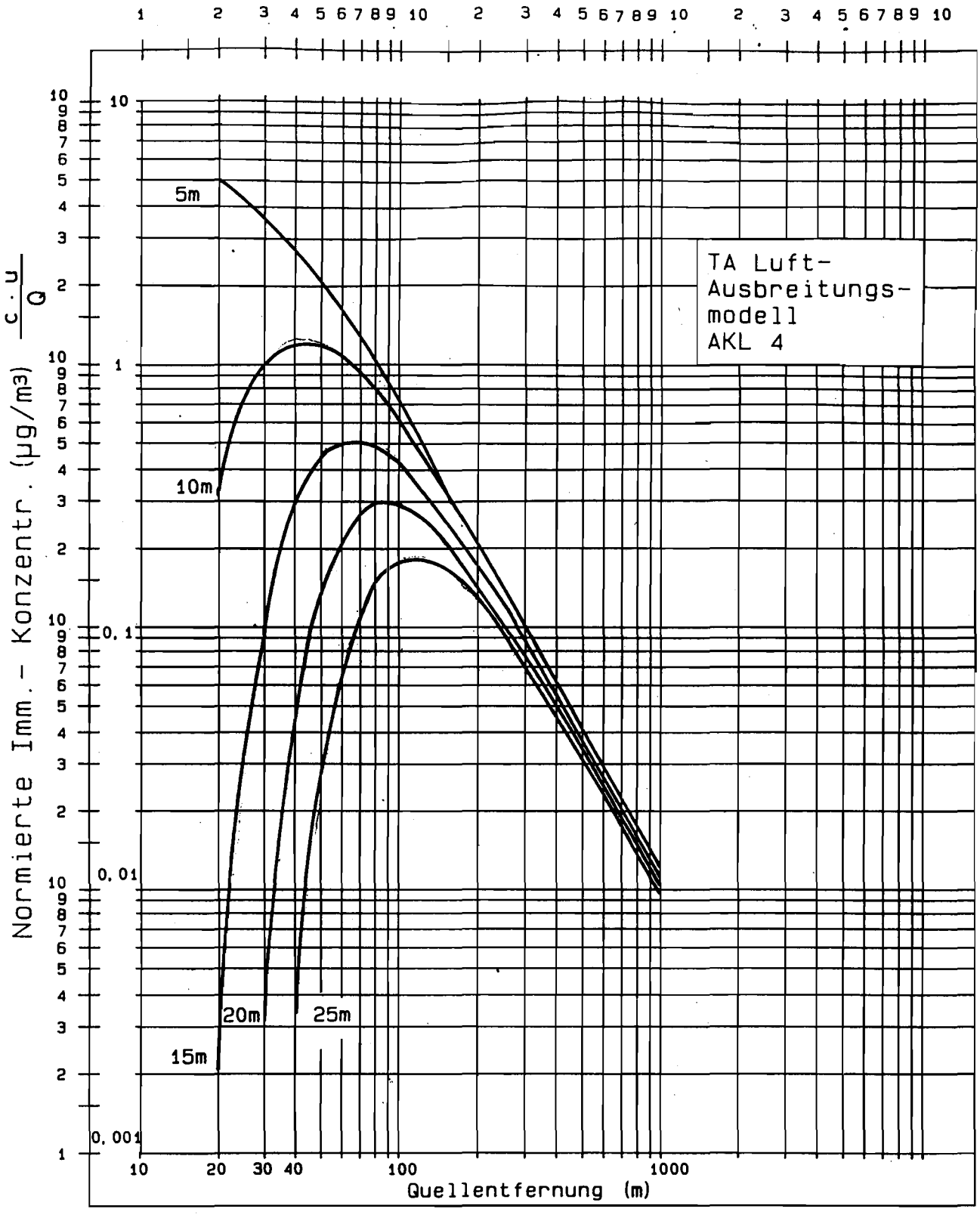


Bild 6: Immissionskonzentration am Boden unterhalb der Abgasfahne (z = 2 m) nach dem TA Luft-Ausbreitungsmodell für (effektive) Quellhöhen zwischen 5 und 25 m bei Ausbreitungsklasse 4 und einer Windgeschwindigkeit von 1 m/s

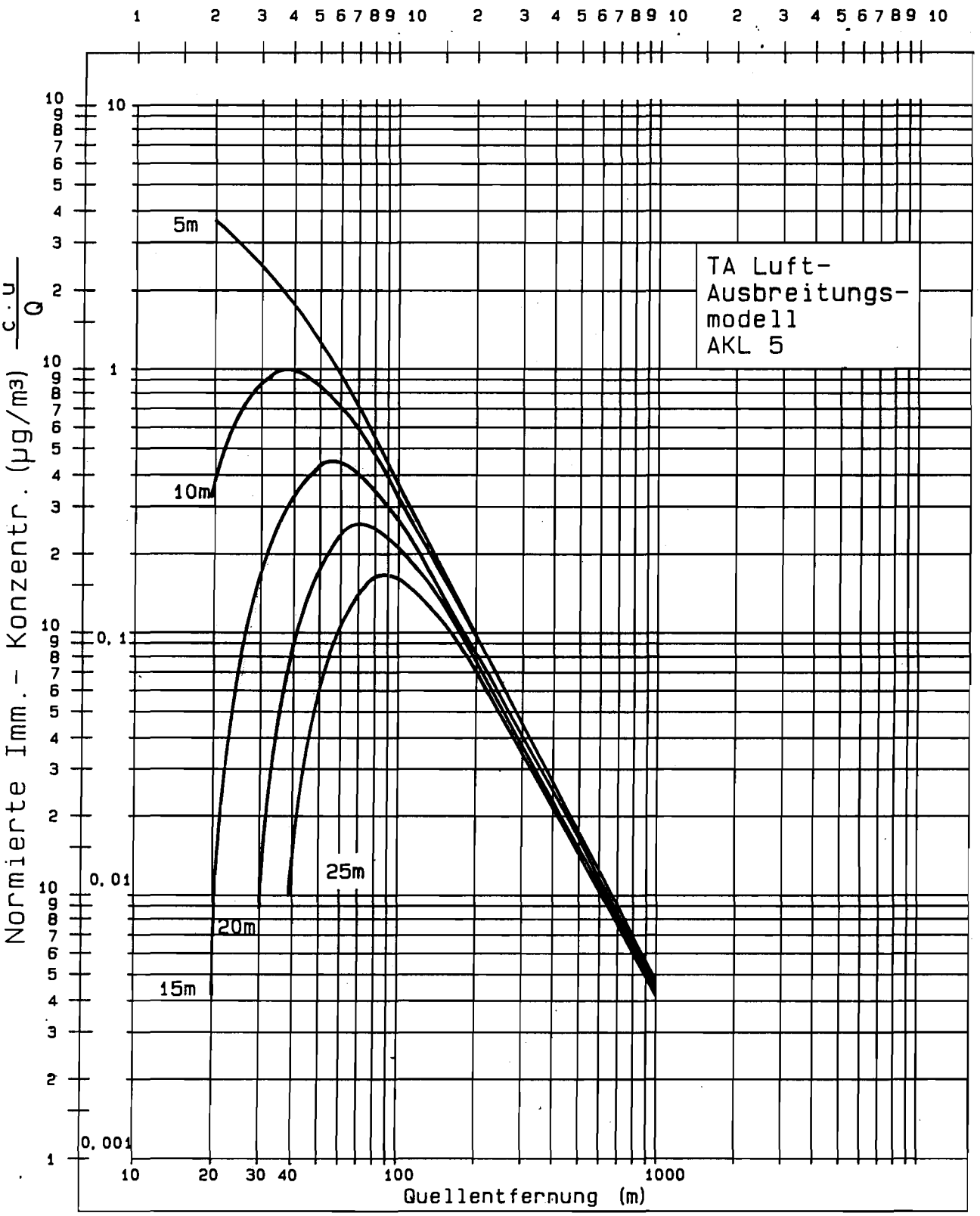


Bild 7: Immissionskonzentration am Boden unterhalb der Abgasfahne (z = 2 m) nach dem TA Luft-Ausbreitungsmodell für (effektive) Quellhöhen zwischen 5 und 25 m bei Ausbreitungsklasse 5 und einer Windgeschwindigkeit von 1 m/s

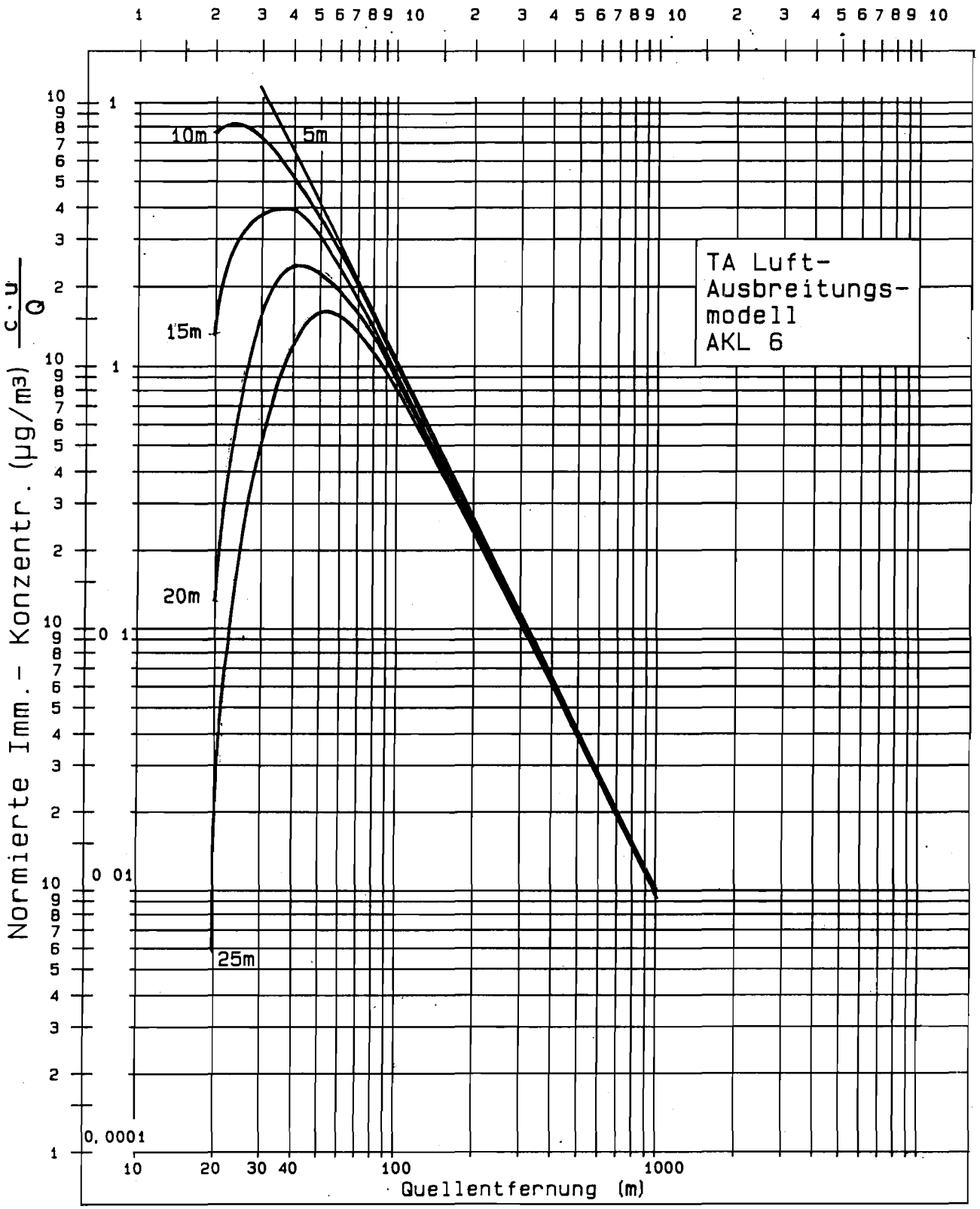


Bild 8: Immissionskonzentration am Boden unterhalb der Abgasfahne (z = 2 m) nach dem TA Luft-Ausbreitungsmodell für (effektive) Quellhöhen zwischen 5 und 25 m bei Ausbreitungsklasse 6 und einer Windgeschwindigkeit von 1 m/s

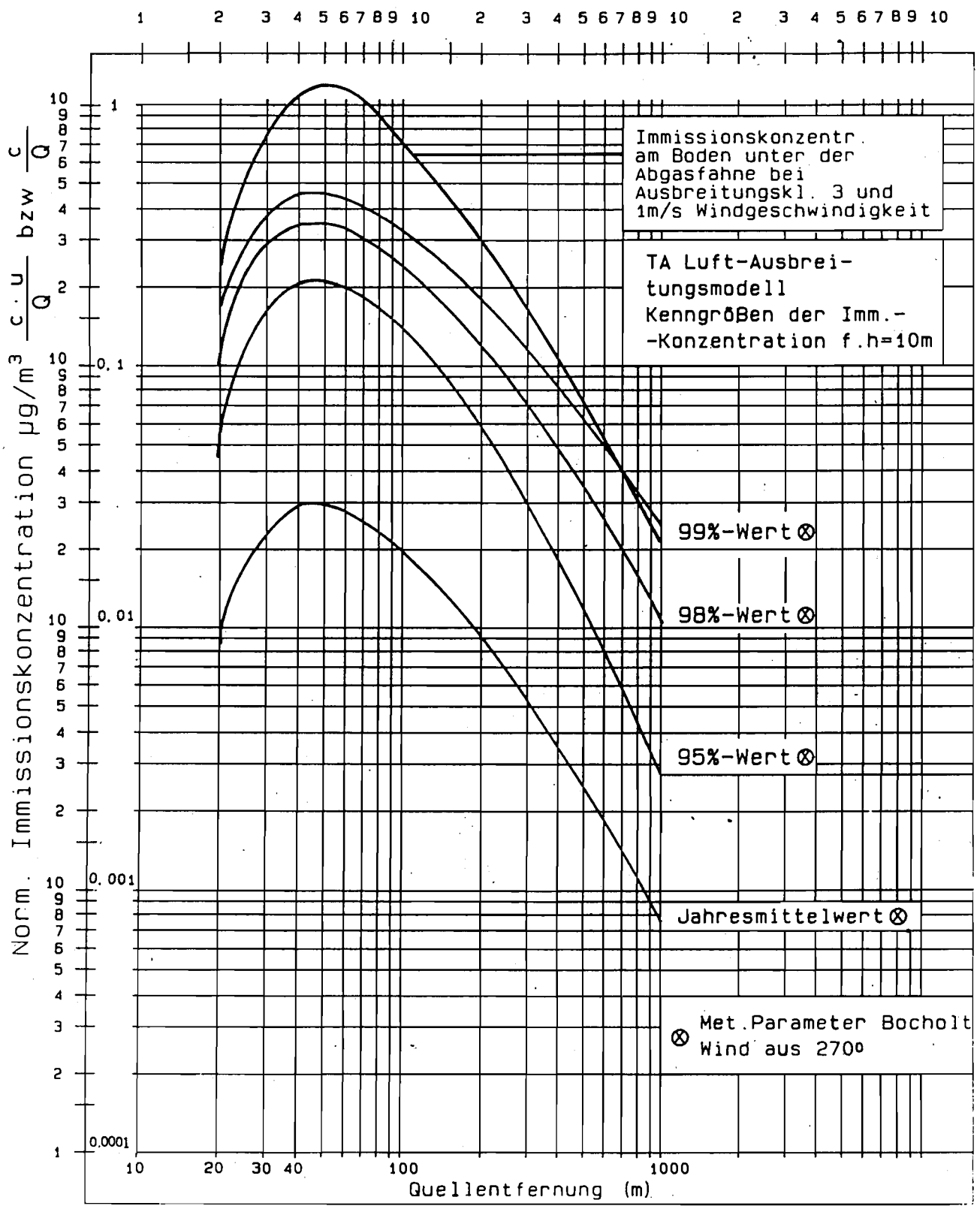


Bild 9: Kenngrößen der Immissionskonzentration am Boden (z = 2 m) nach dem TA Luft-Ausbreitungsmodell in Abhängigkeit von der Quellentfernung für eine (effektive) Quellhöhe von 10 m

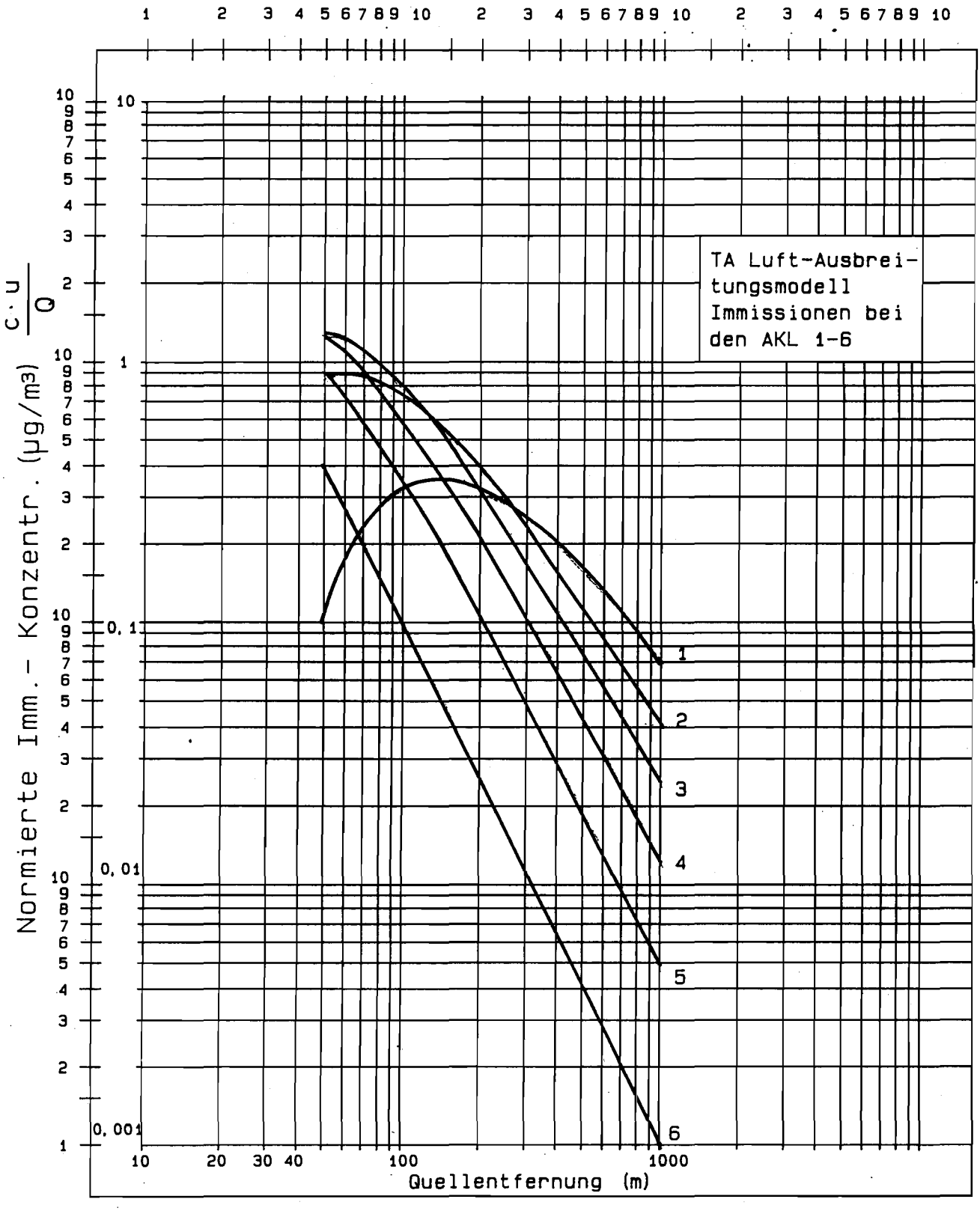


Bild 10: Immissionskonzentration am Boden unterhalb der Abgasfahne (z = 2 m) nach dem TA Luft-Ausbreitungsmodell für die Ausbreitungsklassen 1 bis 6 bei der (effektiven) Quellhöhe von 10 m und einer Windgeschwindigkeit von 1 m/s

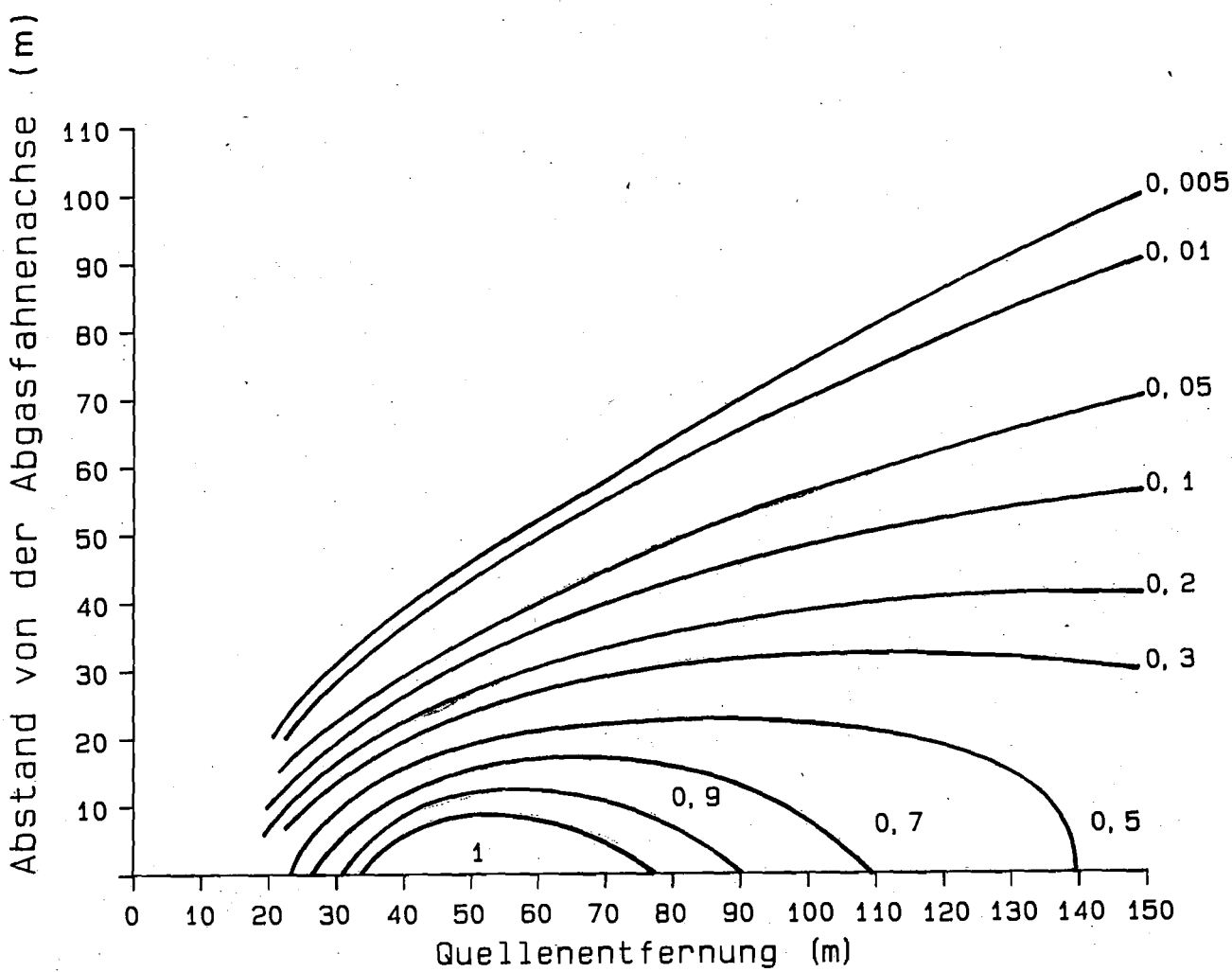


Bild 11: TA Luft-Ausbreitungsmodell. Linien gleicher Immissionskonzentration c • u/Q [µg/m³] am Boden für eine (effektive) Quellhöhe von 10 m bei Ausbreitungsklasse 3 und einer Windgeschwindigkeit von 1 m/s

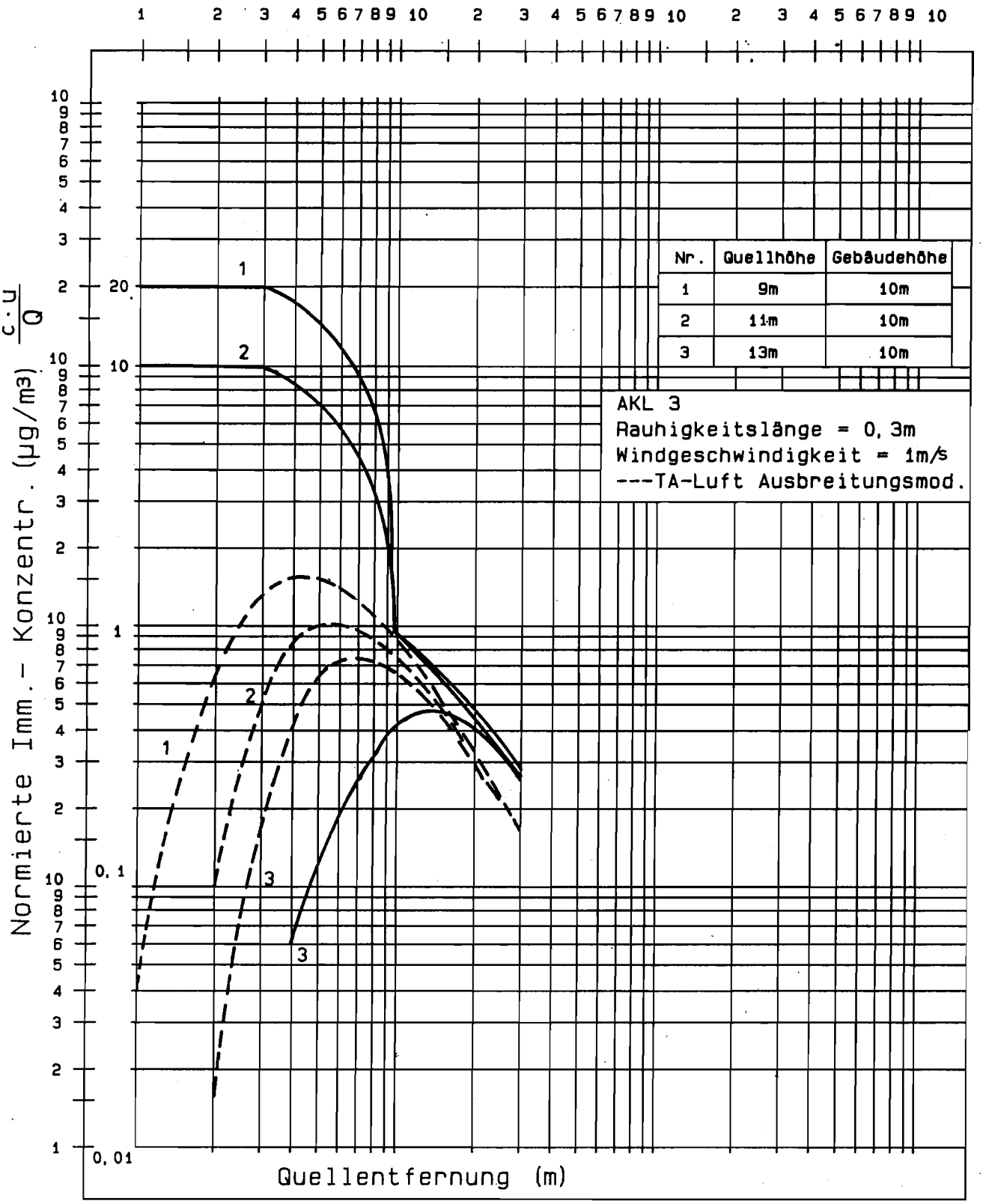


Bild 12: Immissionskonzentration am Boden unterhalb der Abgasfahne (z = 2 m) nach dem NL-Ausbreitungsmodell bei unterschiedlichen (effektiven) Quellhöhen über der Mitte des Leewirbels, aber gleicher Gebäudehöhe; Vergleich mit dem TA Luft-Ausbreitungsmodell

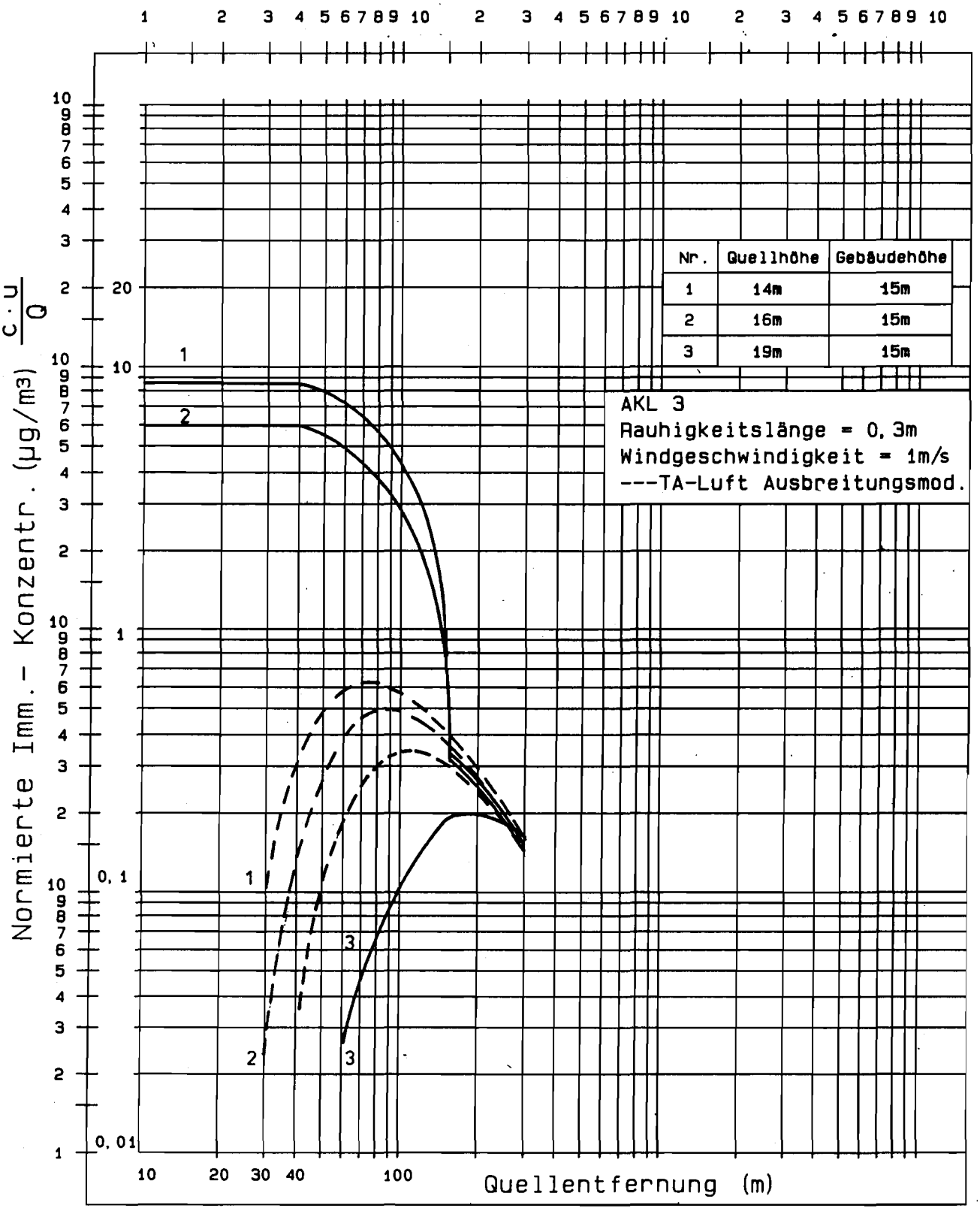


Bild 13: Immissionskonzentration am Boden unterhalb der Abgasfahne (z = 2 m) nach dem NL-Ausbreitungsmodell bei unterschiedlichen (effektiven) Quellhöhen über der Mitte des Leewirbels, aber gleicher Gebäudehöhe; Vergleich mit dem TA Luft-Ausbreitungsmodell

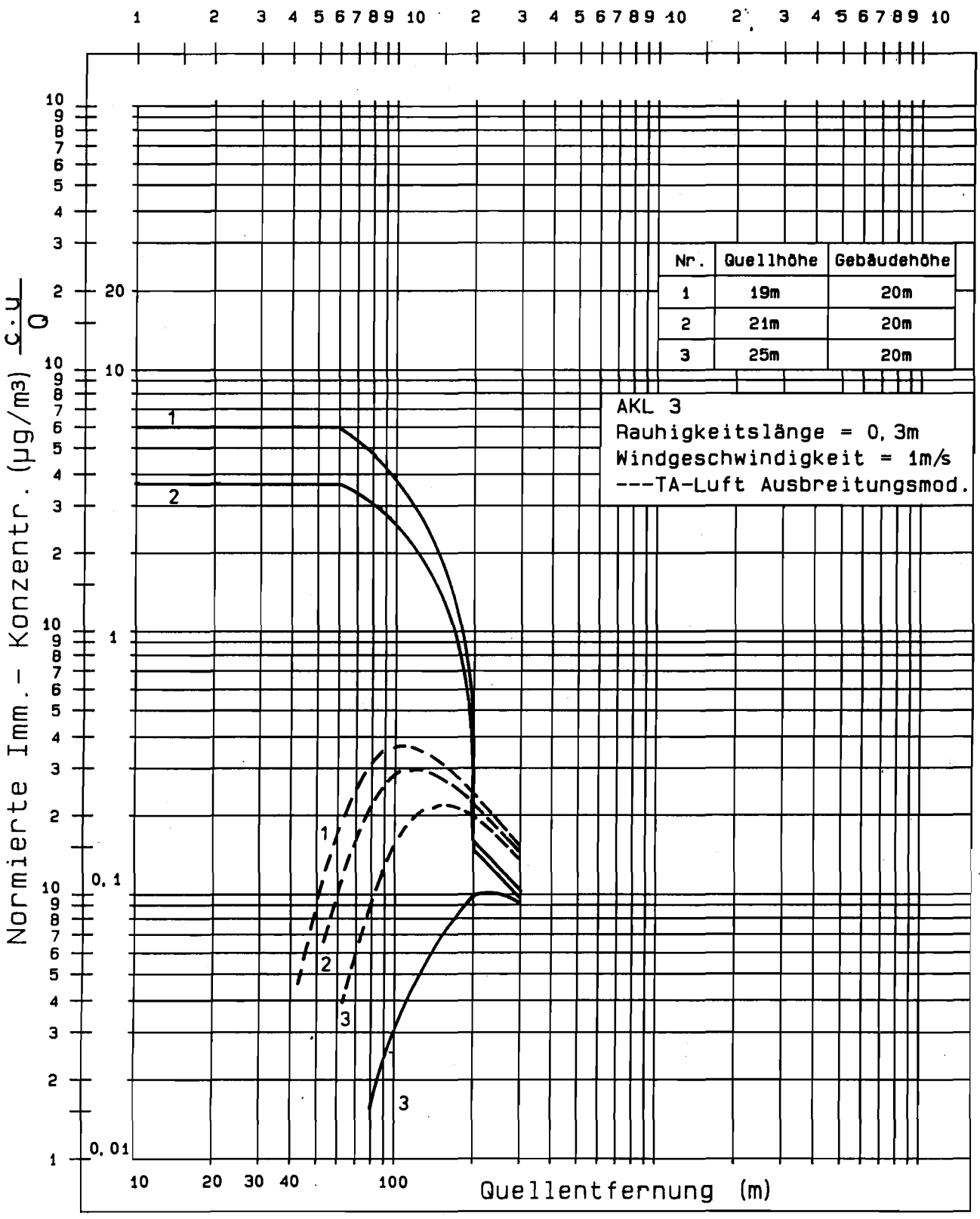


Bild 14: Immissionskonzentration am Boden unterhalb der Abgasfahne (z = 2 m) nach dem NL-Ausbreitungsmodell bei unterschiedlichen (effektiven) Quellhöhen über der Mitte des Leewirbels, aber gleicher Gebäudehöhe; Vergleich mit dem TA Luft-Ausbreitungsmodell

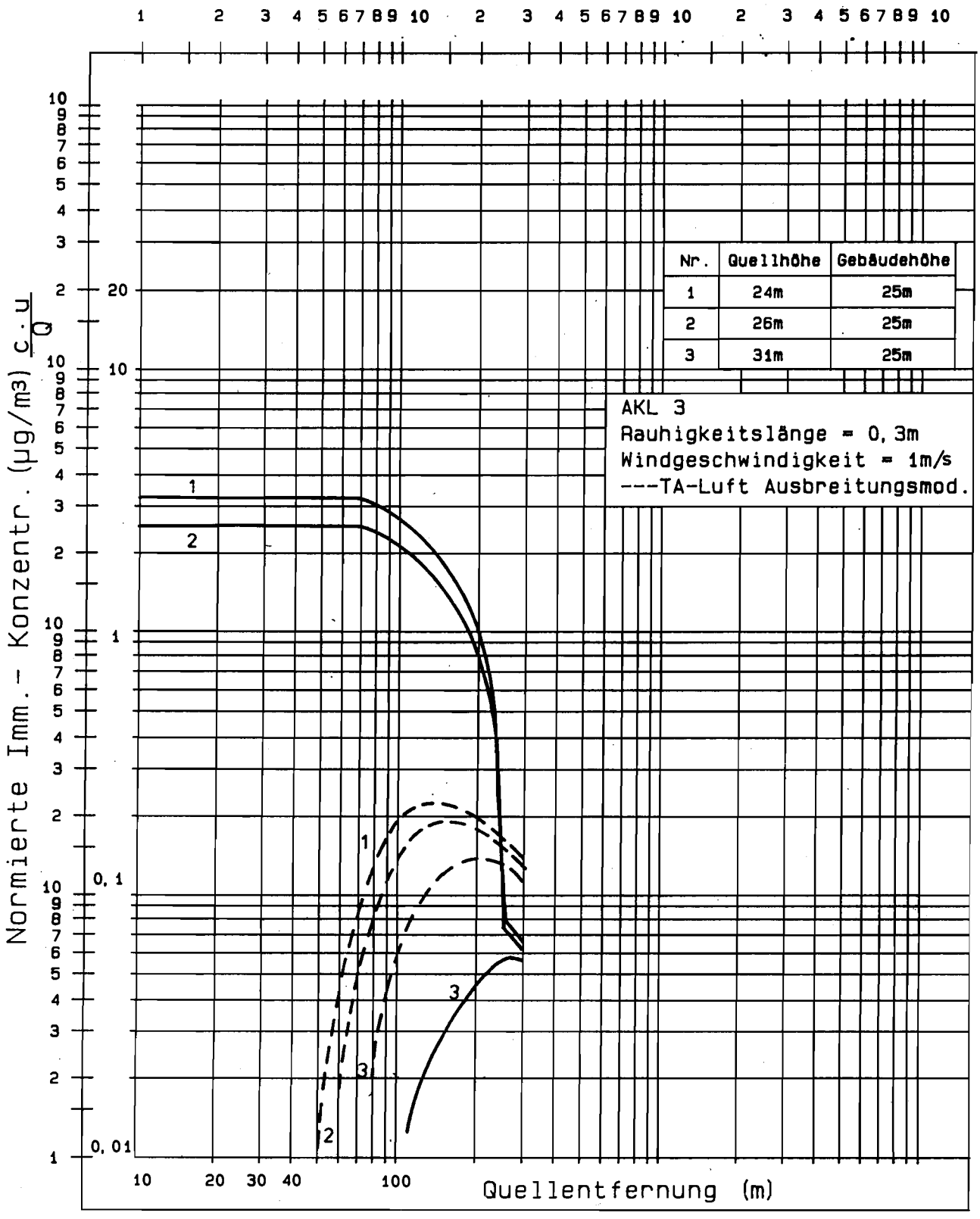


Bild 15: Immissionskonzentration am Boden unterhalb der Abgasfahne (z = 2 m) nach dem NL-Ausbreitungsmodell bei unterschiedlichen (effektiven) Quellhöhen über der Mitte des Leewirbels, aber gleicher Gebäudehöhe; Vergleich mit dem TA Luft-Ausbreitungsmodell

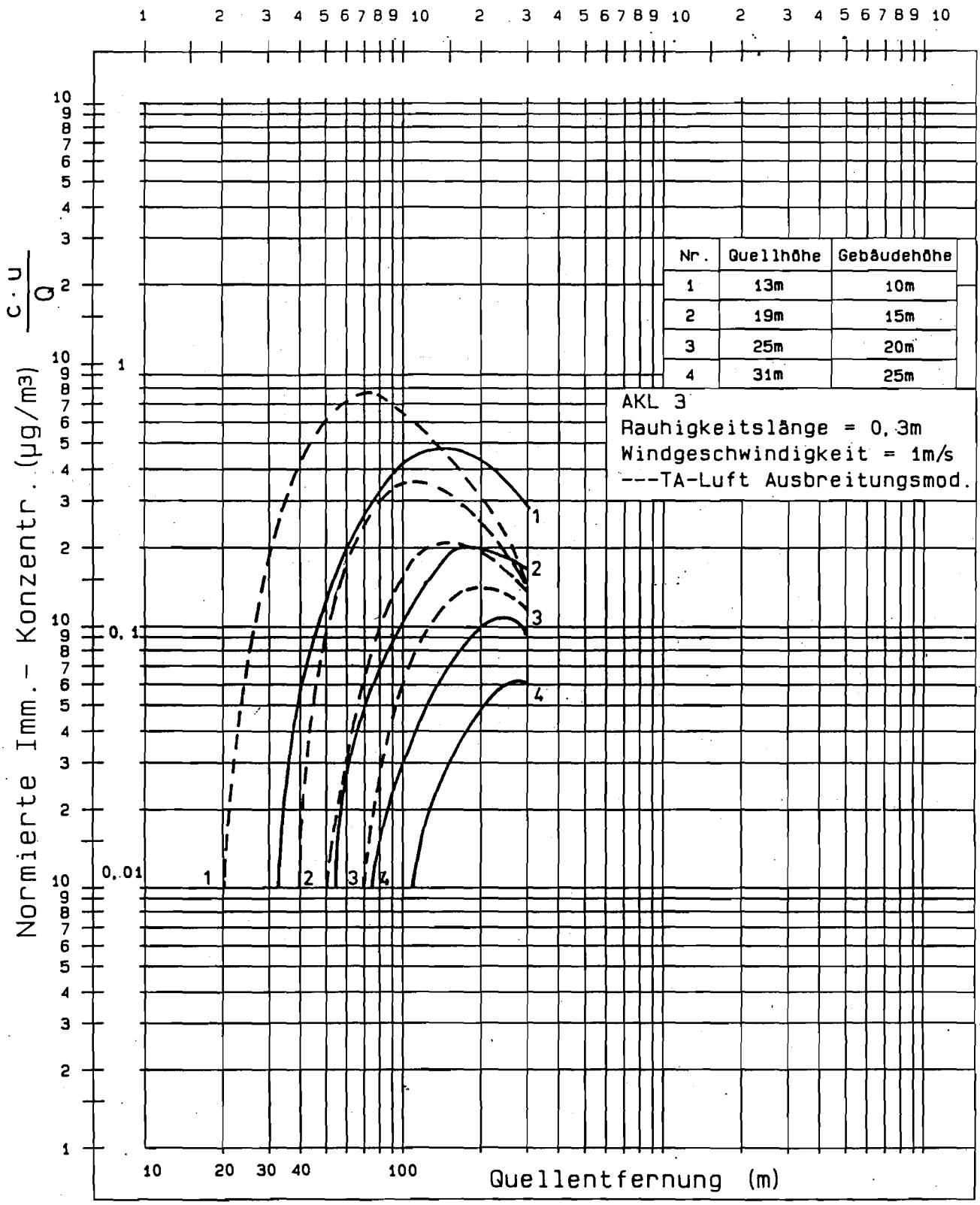


Bild 16: Immissionskonzentration am Boden unterhalb der Abgasfahne (z = 2 m) nach dem NL-Ausbreitungsmodell bei Absenkung der Fahne über dem Leewirbel ohne Einfang; Vergleich mit dem TA Luft-Ausbreitungsmodell

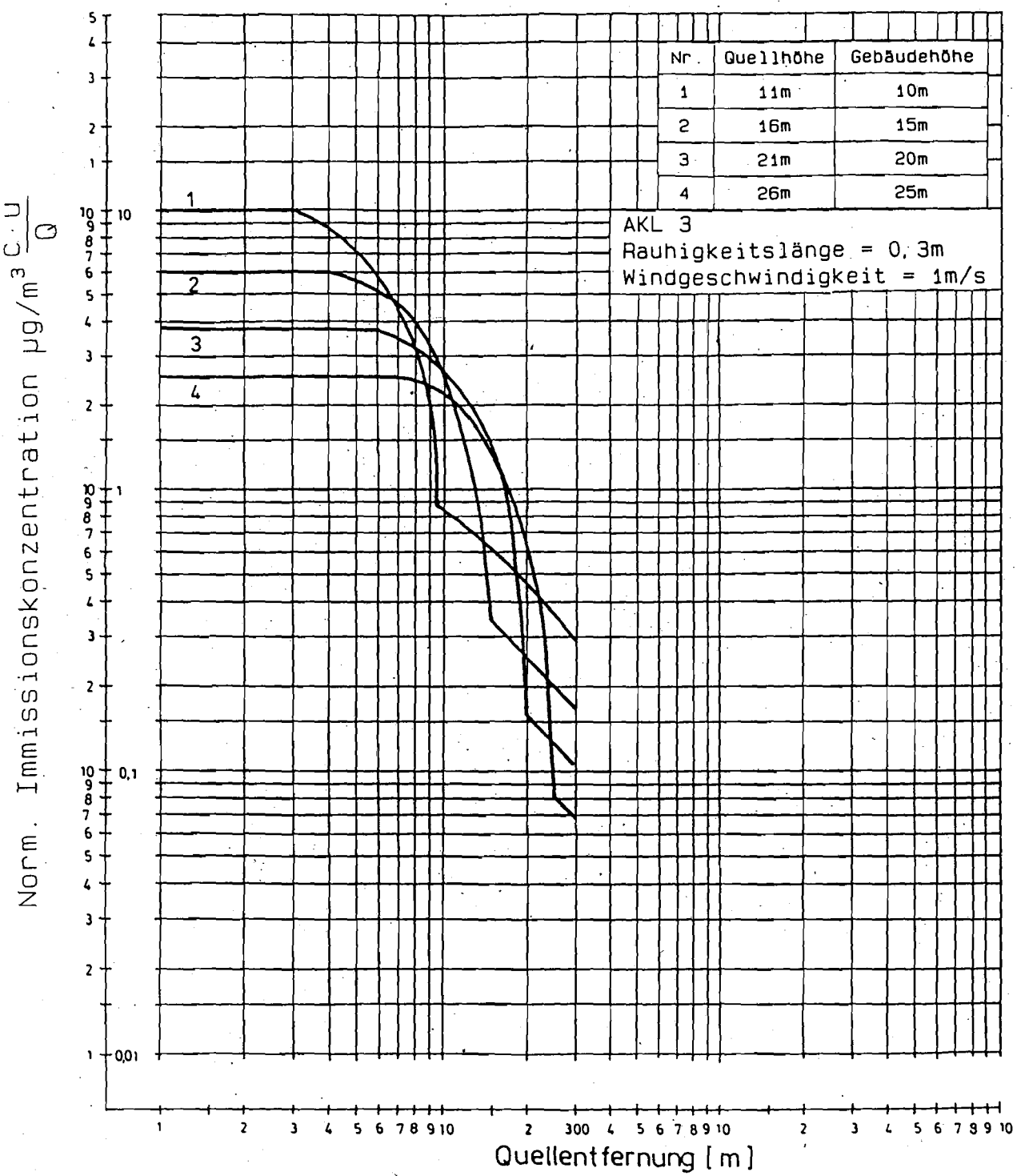


Bild 17: Immissionskonzentration am Boden unterhalb der Abgasfahne nach dem NL-Ausbreitungsmodell bei effektiven Quellhöhen über der Mitte des Leewirbels, welche die zugehörige Gebäudehöhe um 1 m überschreiten

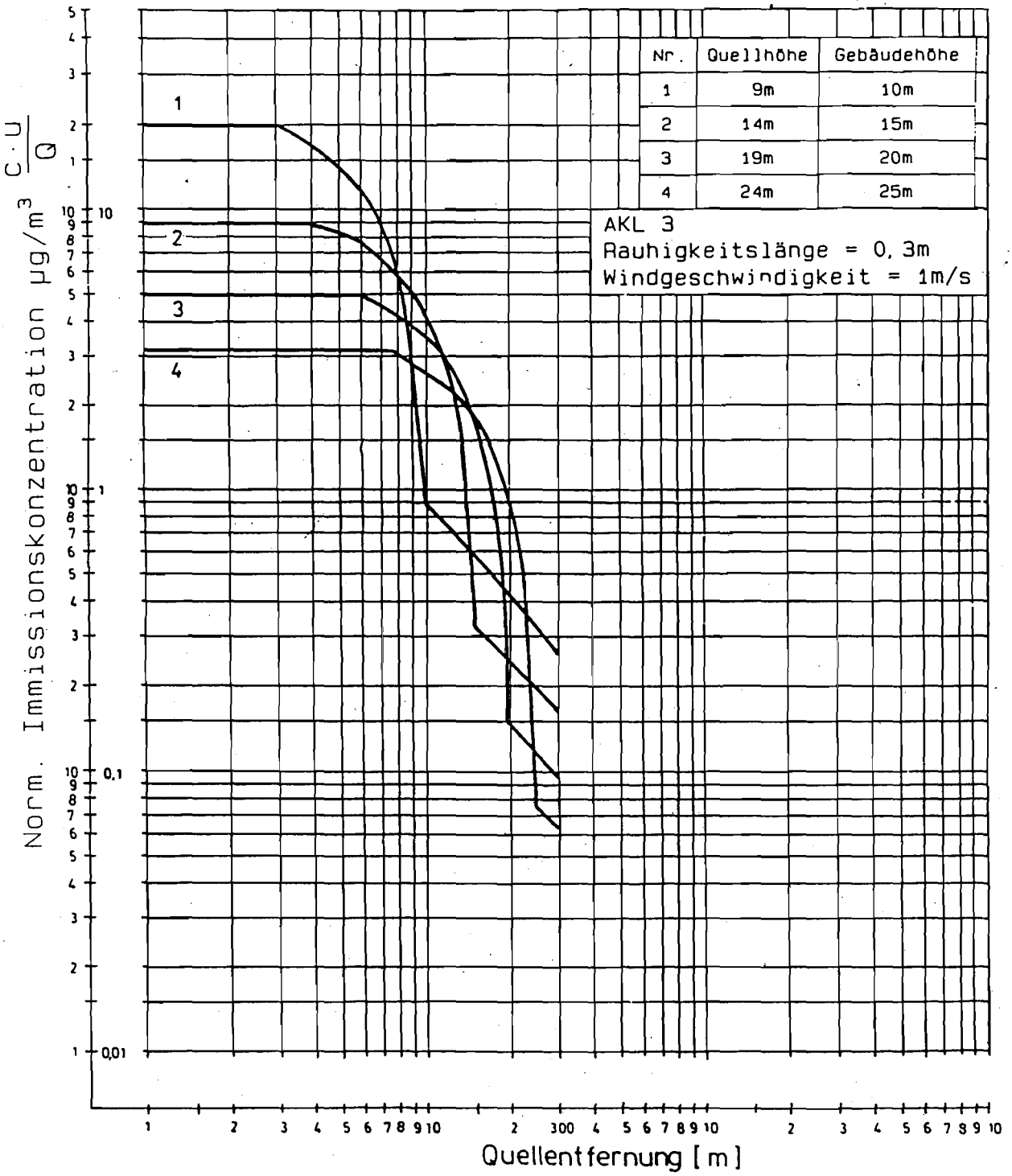


Bild 18: Immissionskonzentration am Boden unterhalb der Abgasfahne nach dem NL-Ausbreitungsmodell bei effektiven Quellhöhen über der Mitte des Leewirbels, welche die zugehörige Gebäudehöhe um 1 m unterschreiten

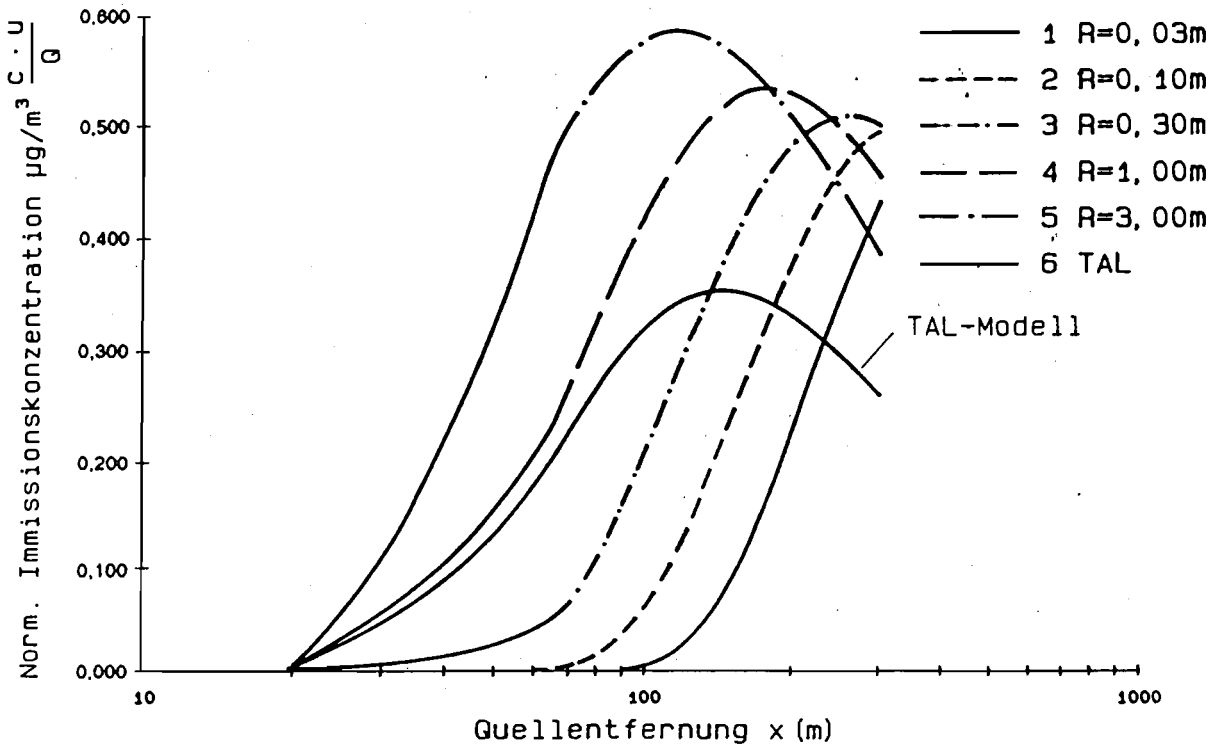


Bild 19: Einfluß der Rauhigkeit auf den Konzentrationsverlauf beim NL-Ausbreitungsmodell/AKL 1, h = 10 m, hB = 6,5 m. Immissionskonzentration am Boden (z = 2,0 m) unterhalb der Abgasfahne

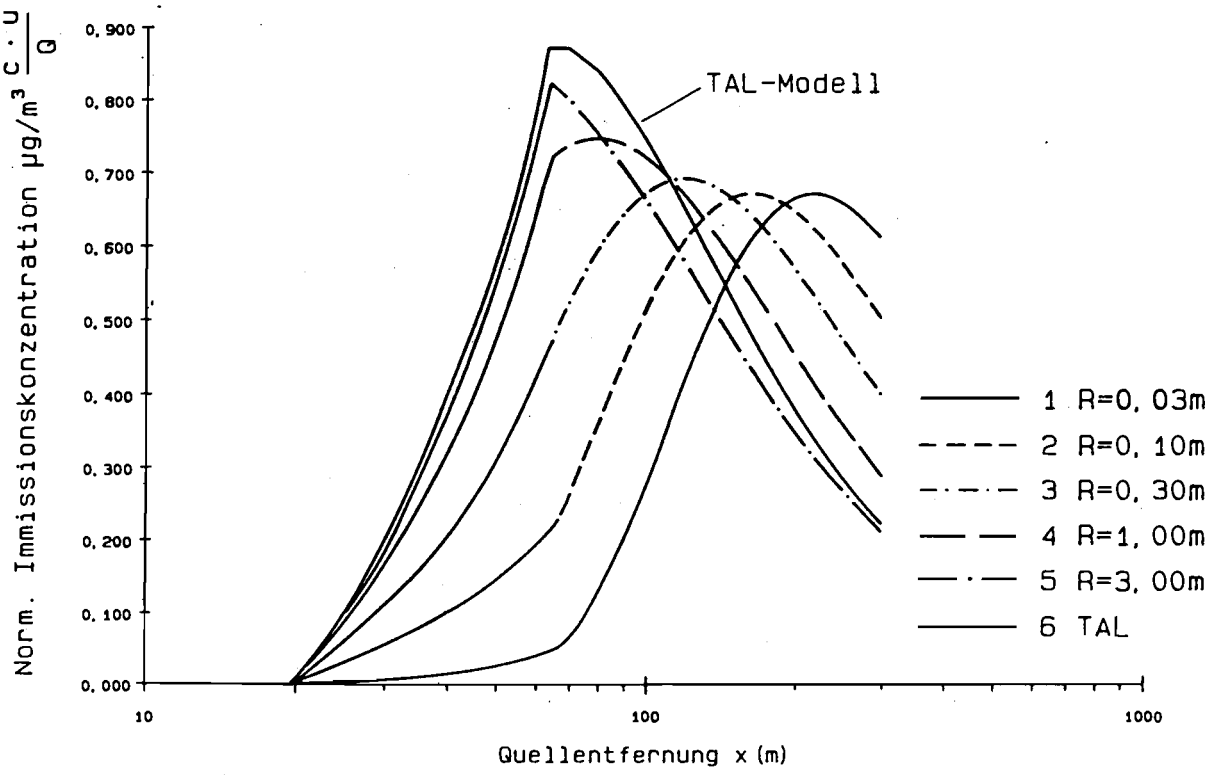


Bild 20: Einfluß der Rauhigkeit auf den Konzentrationsverlauf beim NL-Ausbreitungsmodell/AKL 2, h = 10 m, hB = 6,5 m. Immissionskonzentration am Boden (z = 2,0 m) unterhalb der Abgasfahne

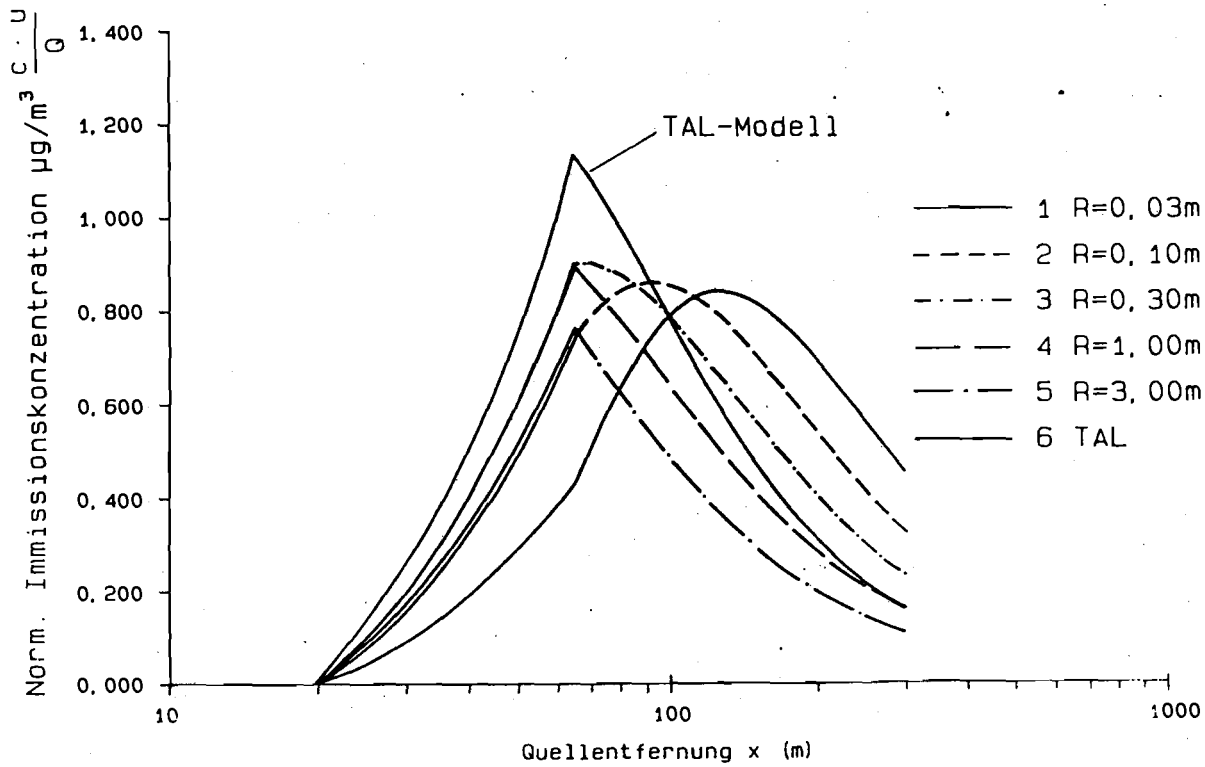


Bild 21: Einfluß der Rauhigkeit auf den Konzentrationsverlauf beim NL-Ausbreitungsmodell/AKL 3, h = 10 m, hB = 6,5 m. Immissionskonzentration am Boden (z = 2,0 m) unterhalb der Abgasfahne

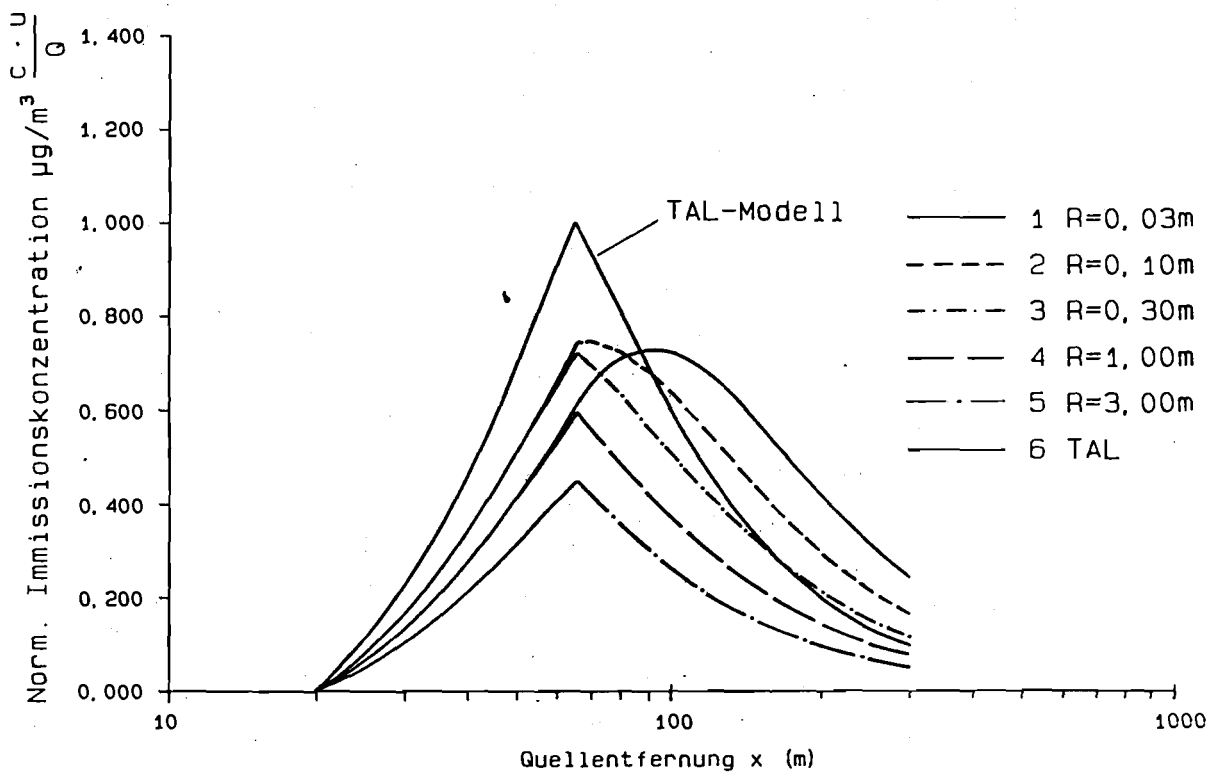


Bild 22: Einfluß der Rauhigkeit auf den Konzentrationsverlauf beim NL-Ausbreitungsmodell/AKL 4, h = 10 m, hB = 6,5 m. Immissionskonzentration am Boden (z = 2,0 m) unterhalb der Abgasfahne

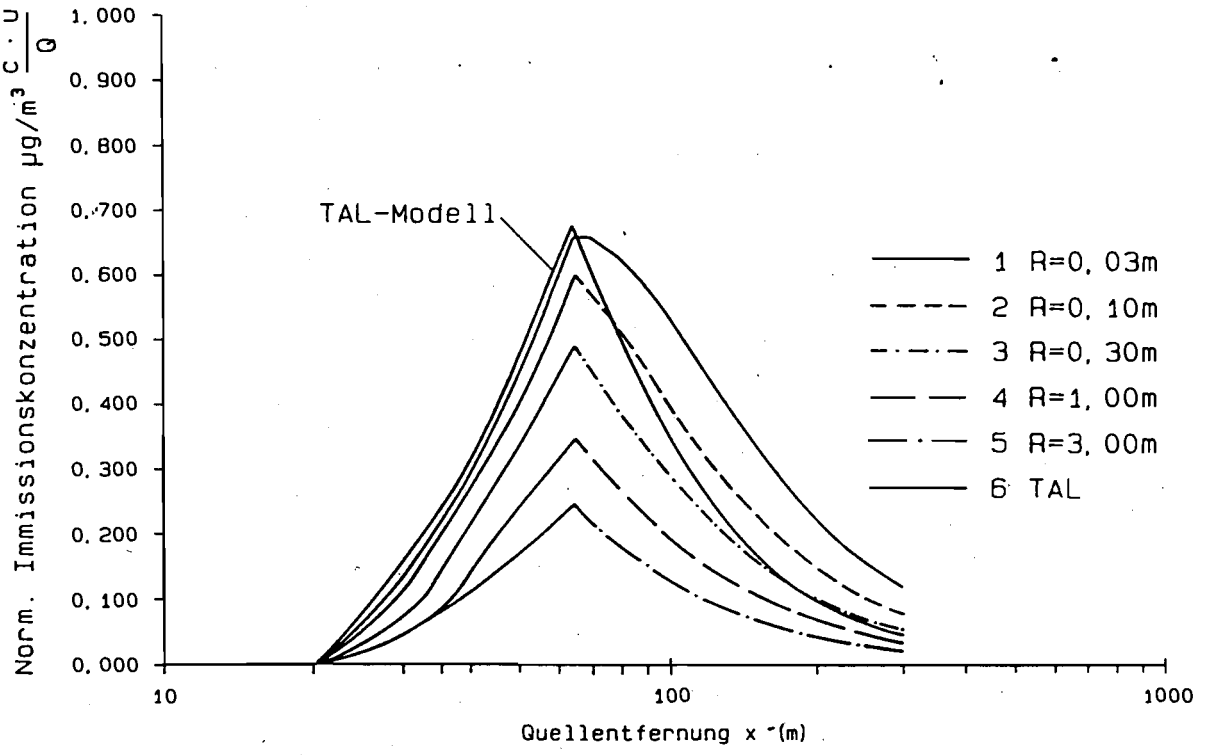


Bild 23: Einfluß der Rauhigkeit auf den Konzentrationsverlauf beim NL-Ausbreitungsmodell/AKL 5, h = 10 m, hB = 6,5 m. Immissionskonzentration am Boden (z = 2,0 m) unterhalb der Abgasfahne

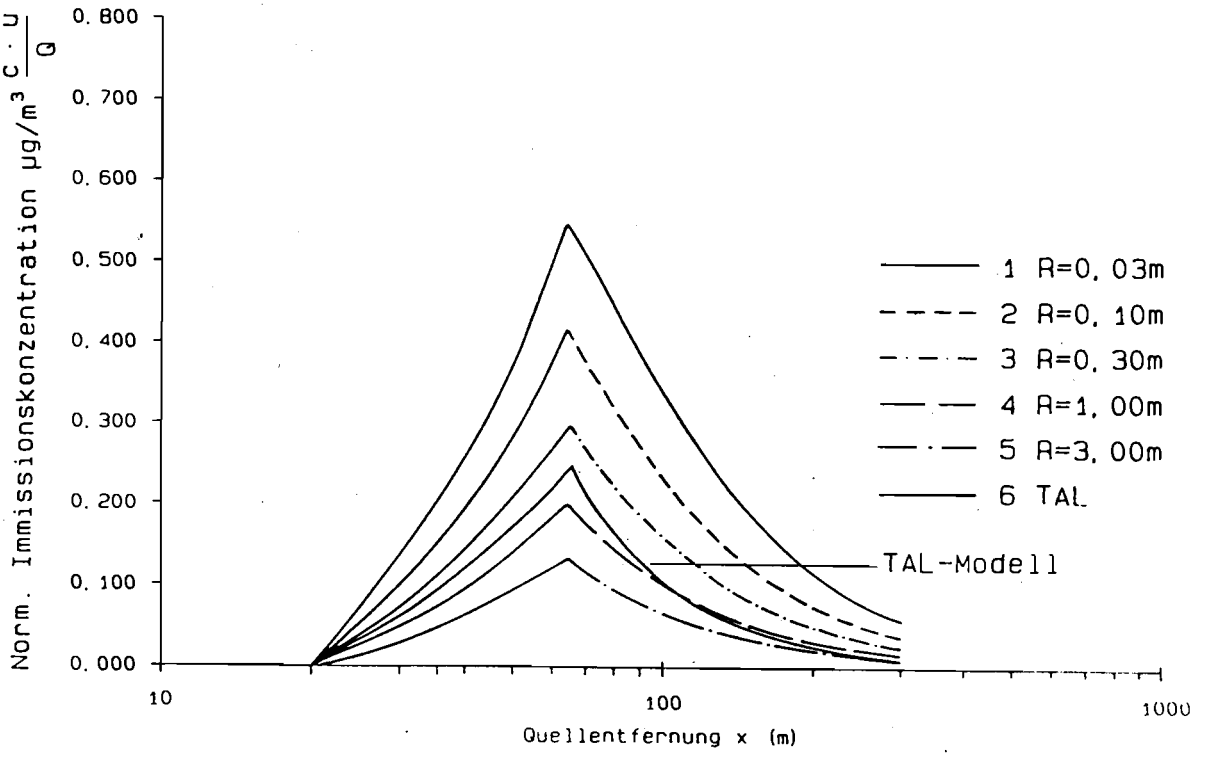


Bild 24: Einfluß der Rauhigkeit auf den Konzentrationsverlauf beim NL-Ausbreitungsmodell/AKL 6, h = 10 m, hB = 6,5 m. Immissionskonzentration am Boden (z = 2,0 m) unterhalb der Abgasfahne

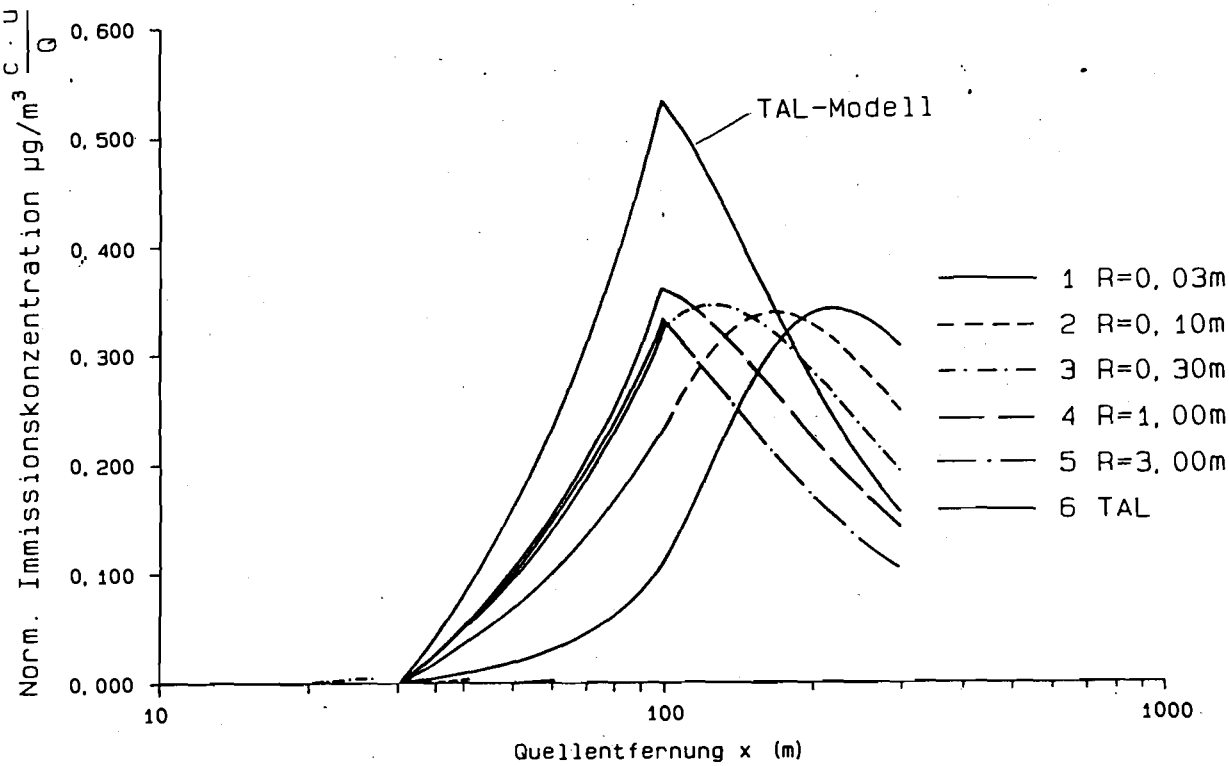


Bild 25: Einfluß der Rauhigkeit auf den Konzentrationsverlauf beim NL-Ausbreitungsmodell/AKL 3, h = 15 m, hB = 10 m. Immissionskonzentration am Boden (z = 2,0 m) unterhalb der Abgasfahne

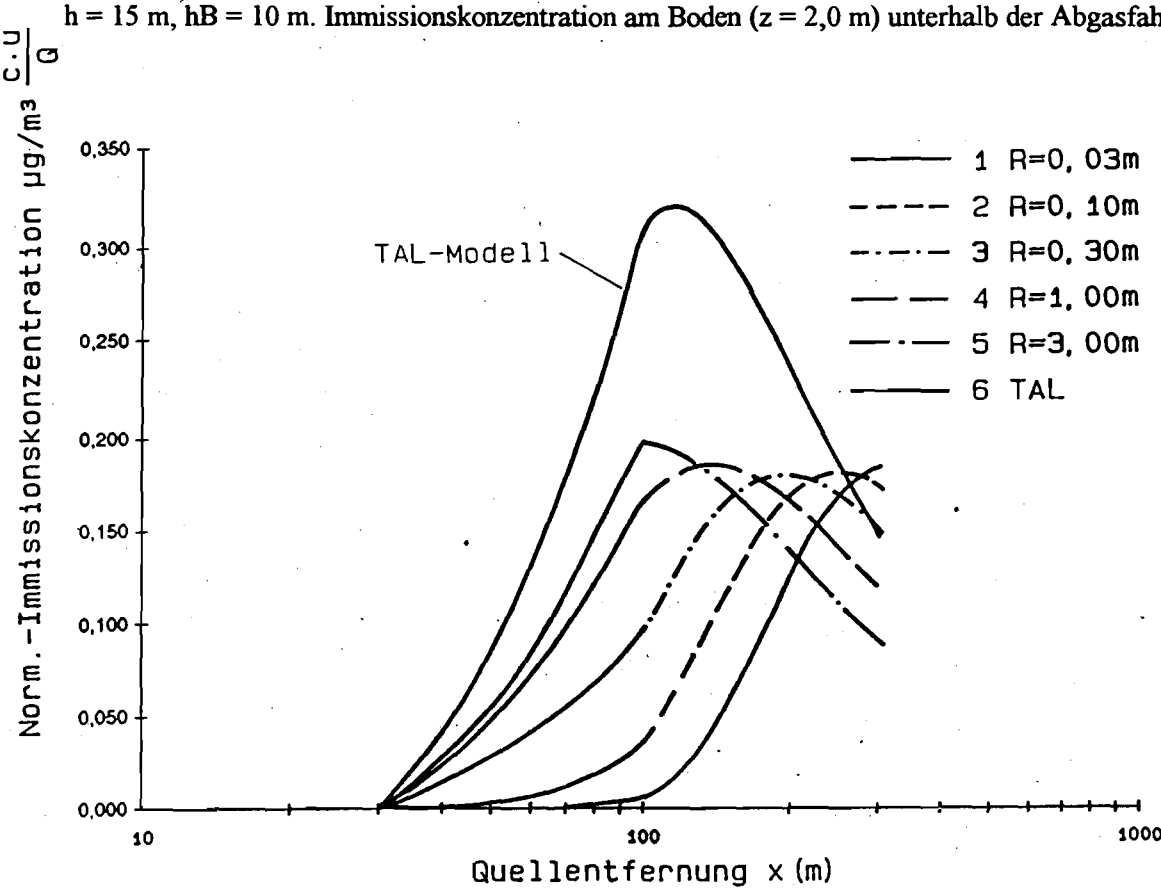


Bild 26: Einfluß der Rauhigkeit auf den Konzentrationsverlauf beim NL-Ausbreitungsmodell/AKL 3, h = 20 m, hB = 10 m. Immissionskonzentration am Boden (z = 2,0 m) unterhalb der Abgasfahne

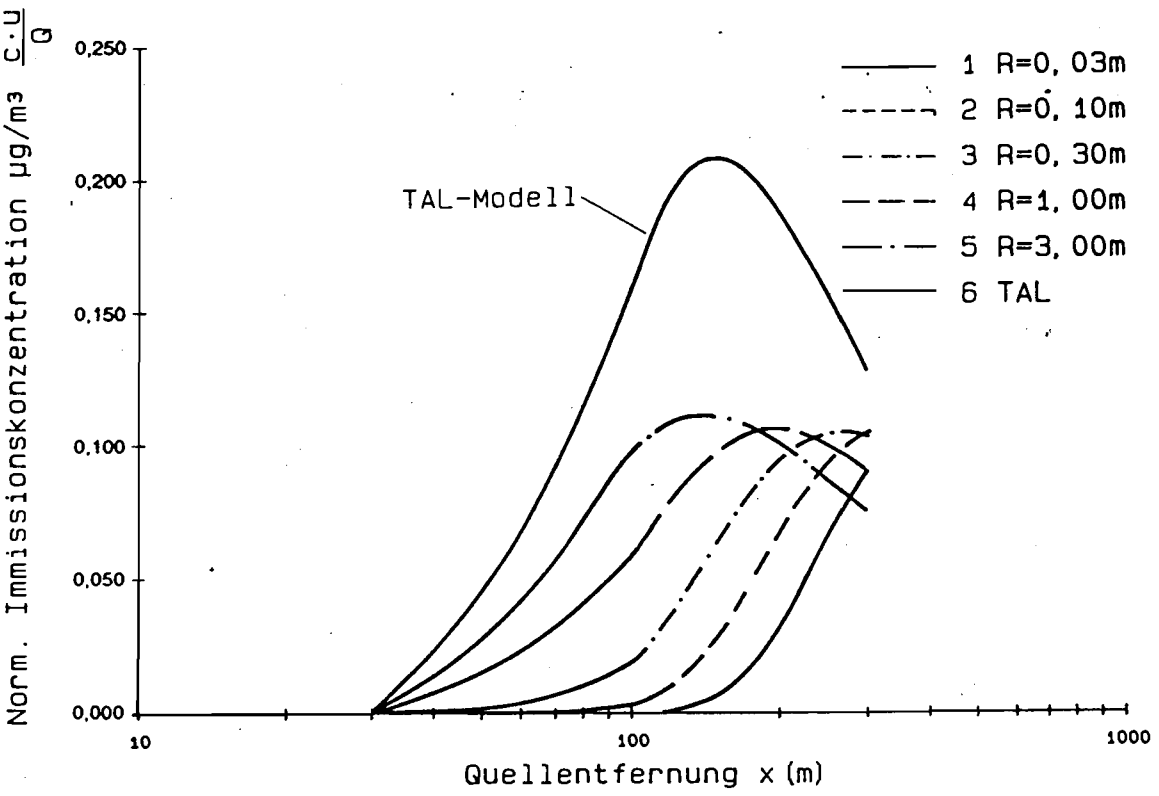


Bild 27: Einfluß der Rauhigkeit auf den Konzentrationsverlauf beim NL-Ausbreitungsmodell/AKL 3, h = 25 m, hB = 10 m. Immissionskonzentration am Boden (z = 2,0 m) unterhalb der Abgasfahne

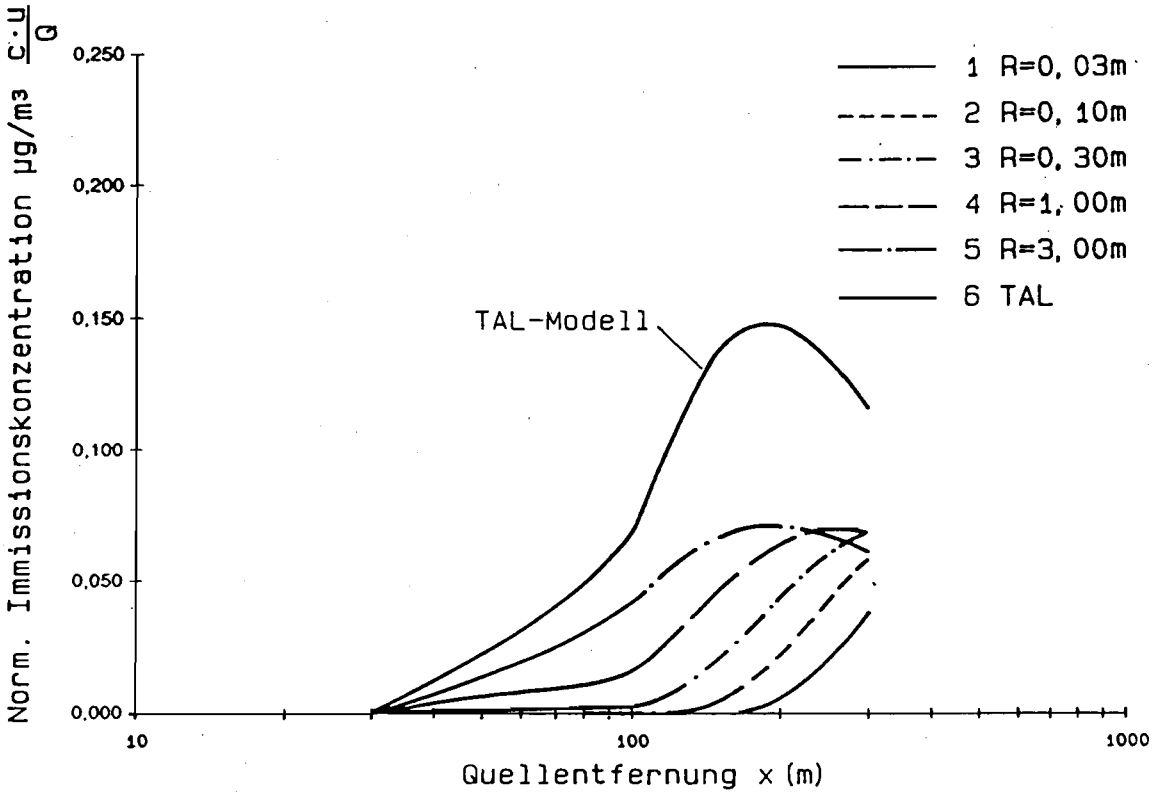


Bild 28: Einfluß der Rauhigkeit auf den Konzentrationsverlauf beim NL-Ausbreitungsmodell/AKL 3, h = 30 m, hB = 10 m. Immissionskonzentration am Boden (z = 2,0 m) unterhalb der Abgasfahne

LIS-Berichte

der Landesanstalt für Immissionsschutz Nordrhein-Westfalen, Essen

Die LIS-Berichte haben spezielle Themen aus dem Untersuchungs- und Forschungsprogramm der LIS zum Gegenstand. Die in der Regel umfangreichen Texte sind nur in begrenzter Auflage vorrätig. Sie werden - soweit nicht vergriffen - Interessenten auf Anfrage hin kostenlos zur Verfügung gestellt. Alle LIS-Berichte - auch die vergriffenen - stehen Interessenten in zahlreichen Universitäts- und Hochschulbibliotheken zur Einsichtnahme und Ausleihe zur Verfügung.

Bestellungen sind zu richten an die

Landesanstalt für Immissionsschutz
L I S **Nordrhein-Westfalen**
Wallneyer Straße 6 D-45133 Essen Tel. (0201)7995-0

Die Titel der LIS-Berichte Nr. 1 bis 50 sind in einem Prospekt nachgewiesen, der auf Anfrage gerne zugeschickt wird. Diese Berichte sind, bis auf teilweise noch verfügbare Überstücke, vergriffen.

Berichte-Nr. 51: (vergriffen)
Herpertz, E., J. Assmann, D. Krane, E. Hartmann, B. Steck, E. Brewig und J. Krochmann:
Messen und Beurteilen von Lichtimmissionen (1984).

Berichte-Nr. 52: (vergriffen)
Pfeffer, H.-U.:
Qualitätssicherung in automatischen Immissionsmeßnetzen.
Teil 3: Ringversuche der staatlichen Immissions-Meß-und Erhebungsstellen in der Bundesrepublik Deutschland (STIMES).
Ergebnisse für die Komponenten SO_2, NO_x, O_3 und CO (1984).

Berichte-Nr. 53: (vergriffen)
Beier, R.:
Zur Planung und Auswertung von Immissionsmessungen gemäß TA-Luft 1983 (1985).

Berichte-Nr. 54: (vergriffen)
Bröker, G. und H. Gliwa:
Polychlorierte Dibenzo-Dioxine und -Furane in den Filterstäuben und Schlacken der 12 Hausmüllverbrennungsanlagen in Nordrhein-Westfalen sowie einiger Sondermüllverbrennungsanlagen (1985).

Berichte-Nr. 55: (vergriffen)
Külske, S., J. Giebel, H.-U. Pfeffer und R. Beier:
Analyse der Smoglage vom 16. bis 21. Januar 1985 im Rhein-Ruhr-Gebiet.
Teil 1: Text- und Bildband (1985)
Teil 2: Meßergebnisse (1985).

Berichte-Nr. 56:
Splittgerber, H., M. Klein und P. Neutz:
Untersuchungen zur Ermittlung der Wahrnehmungsschwelle bei Einwirkung von Erschütterungen auf den Menschen - Beschreibung der Versuchsanlage - (1985).

Berichte-Nr. 57: (vergriffen)
Prinz, B., J. Hradetzky, H.-U. Pfeffer, H.W. Zöttl und H.-K. Lichtenthaler:
Forschungsergebnisse zur Problematik der neuartigen Waldschäden (1985).

Berichte-Nr. 58: (vergriffen)
Giebel, J. und W. Stramplat:
Untersuchung über die Eignung des Korrelationsspektrometers COSPEC V zur Bestimmung des Transportes von Schwefeldioxid bzw. Stickstoffdioxid (1986).

Berichte-Nr. 59: (vergriffen)
Prinz, B., D. Schwela, E. Koch, S. Ganser und T. Eikmann:
Untersuchungen zum Einfluß von Luftverunreinigungen auf die Häufigkeit von Pseudokrupperkrankungen im Stadtgebiet Essen (1986)..

Berichte-Nr. 60: (vergriffen)
Manns, H. und H. Gies:
Ergebnis der Erprobung des automatischen Ozon-Meßgerätes Dasibi, Typ 1008 AH (1986).

Berichte-Nr. 61: (vergriffen)
Splittgerber, H.:
Messung und Beurteilung von Erschütterungsimmissionen - Vergleich verschiedener Verfahren - (1986).

Berichte-Nr. 62: (vergriffen)
Buck, M. und P. Kirschmer:
Immissionsmessungen polychlorierter Dibenzo-p-Dioxine und Dibenzofurane in Nordrhein-Westfalen (1986).

Berichte-Nr. 62: (vergriffen)
Buck, M. und P. Kirschmer:
Measurements of Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins and Dibenzofurans in Outdoor Air (1987).(Übersetzung des 1986 erschienenen LIS-Berichtes Nr. 62)

Berichte-Nr. 63: (vergriffen)
Giebel, J.:
Untersuchung über die praktische Anwendung eines numerischen Ausbreitungsmodells (K-Modell) für die Praxis der Immissionssimulation (1986).

Berichte-Nr. 64: (vergriffen)
Winkler, H.D.:
Thalliumemissionen bei der Zementherstellung - Ursachen und Minderungsmaßnahmen - (1986).

Berichte-Nr. 65: (vergriffen)
Wietlake, K.H.:
Erschütterungseinwirkungen durch Exzenter-Schmiedepressen und ihre Minderung durch Direktabfederung (1986).

Berichte-Nr. 66: (vergriffen)
Viertes Symposium über die Technik der Kernreaktorfernüberwachungssysteme am 8. und 9. Oktober 1985 in der LIS, Essen (bearb. von W. Fronz). (1986).

Berichte-Nr. 67: (vergriffen)
Assmann, J.:
Hinweise zur Prognose von Geräuschimmissionen im Rahmen von Genehmigungsverfahren nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz (1986).

Berichte-Nr. 68: (vergriffen)
Manns, H. und H. Gies:
Erprobung des Schwebstaubmeßgerätes FH 62 I 3 m^3/h für die automatisierte Immissionsmessung (1986).

Berichte-Nr. 69: (vergriffen)
Beine, H.:
Phosphorsäureester und verwandte Verbindungen -
Umweltrelevanz und luftanalytische Bestimmung (1987).

Berichte-Nr. 70: (vergriffen)
Buck, M. und H.-U. Pfeffer:
Air Quality Surveillance in the State North-Rhine-Westphalia (F.R.G.).
(Vollständig neu bearbeitete Fassung LIS-Berichtes Nr. 46) (1987).

Berichte-Nr. 71:
Wefers, H. und H. Katzer:
Zusammenstellung von zusätzlichen sicherheitstechnischen Anforderungen an Anlagen zur Lagerung von druckverflüssigtem Ammoniak in Kraftwerken (1987).

Berichte-Nr. 72: (vergriffen)
Beier, R., J. Kohlert und M. Buck:
Entwicklung der Immissionsbelastung in der Umgebung der Aluminiumhütte im Essener Norden in den Jahren 1984 bis 1986 (1987).

Berichte-Nr. 73: (vergriffen)
Schade, H.:
Erstellung eines Emissionskatasters und einer Emissionsprognose für Feuerungsanlagen im Sektor Haushalte und Kleinverbraucher des Belastungsgebietes Ruhrgebiet Ost.
(1987).

Berichte-Nr. 74: (vergriffen)
Beier, R. und M. Buck:
Möglichkeit und Grenzen der Nutzung von Luftqualitätsdaten aus diskontinuierlichen Messungen gemäß TA-Luft (1988).

Berichte-Nr. 75: (vergriffen)
Koch, E. und P. Altenbeck:
Prinzipien des prophylaktischen Immissionsschutzes (1988).

Berichte-Nr. 76: (vergriffen)
Giebel, J.:
Eine vereinfachte Methode zur Immissionssimulation (1988).

Berichte-Nr. 77: (vergriffen)
Külske, S., R. Beier und H.-U. Pfeffer:
Die Smoglage vom 14. bis 22. Januar 1987 in Nordrhein-Westfalen und ihre Ursachen. (1988).

Berichte-Nr. 78: (vergriffen)
Geueke, K.-J. und H. Niesenhaus:
Bestimmung von Benzol in Abgasen (1988).

Berichte-Nr. 79: (vergriffen)
Wietlake, K.-H.:
Geräuschminderung durch Teilkapselung von Schmiedehämmern (1988).

Berichte-Nr. 80:
Krause, G.H.M. und B. Prinz:
Experimentelle Untersuchungen der LIS zur Aufklärung möglicher Ursachen der neuartigen Waldschäden (1989).

Berichte-Nr. 81: (vergriffen)
Goldberg, K.H.:
Untersuchungen zur Geräuschemission und -ausbreitung von Schußsignalen bei Kleinkaliberschießständen (1988).

Berichte-Nr. 82: (vergriffen)
Buck, M. und K. Ellermann:
Die Immissionsbelastung durch Benzol in Nordrhein-Westfalen (1988).

Berichte-Nr. 83:
Wefers, H., S. Delling und T. Schulz:
Hinweise zur Erstellung und Prüfung von betrieblichen Alarm- und Gefahrenabwehrplänen nach der Störfall-Verordnung (1988).

Berichte-Nr.84: (vergriffen)
Wefers, H., T. Schulz und R. John:
Hinweise und Suchstrategien zu den Stoffen der Störfall-Verordnung (1988).

LIS-Bericht-Nr. 84 wurde ersetzt durch den LIS-Bericht-Nr. 105 (1992)!

Berichte-Nr. 85:
Krause, G.H.M.:
Untersuchungen zum Vegetationszustand im Umgebungsbereich der nordrhein-westfälischen Aluminiumhütten mit Hilfe der Falschfarbenfotografie (1988).

Berichte-Nr. 86:
Katzer, H. und R. John:
Einsatz von Ammoniakwasser in katalytischen DeNO$_x$-Anlagen - Ergebnisse an einer Versuchsanlage - (1989).

Berichte-Nr. 87:
Kirschmer, P. und A. Gerlach:
Immissionsmessungen von Chlorkohlenwasserstoffen - Probenahme, Analyse, Ergebnisse - (1989).

Berichte-Nr. 88:
Euteneuer, U., H. Katzer und H. Wefers:
Sicherheitstechnische Überprüfung einer verfahrenstechnischen Anlage nach einem modifizierten PAAG-Verfahren am Beispiel eines Flüssiggaslagers (1989).

Berichte-Nr. 89:
Beier, R. und A. Doppelfeld:
Analyse der räumlichen Repräsentativität automatischer Meßnetze der Luftqualität (1989).

Berichte-Nr. 90:
Beier, R. und J. Kohlert:
Pilotstudie zur Überwachung von Tetrachlorethen in der Nachbarschaft von Chemisch-Reinigungsanlagen in Nordrhein-Westfalen (1989).

Berichte-Nr. 91: Gem. Hrsg: Landesanstalt für Umweltschutz, Baden-Württemberg, Niedersächsisches Landesamt für Immissionsschutz, Landesanstalt für Immissionsschutz Nordrhein-Westfalen.:
Asbest-Immissionsbelastung durch Abwitterung.
Fachkolloquium am 06. Juli 1989 in der LIS NRW, Essen ,
Tagungsbericht. (bearb. von M. Buck) (1989).

Berichte-Nr. 92: Kirschmer, P. und P. Eynck:
Meßverfahren mit automatisierter Probenahme zur Bestimmung von Aldehyden in der Luft (1989).

Berichte-Nr. 93: Ehl, W. und A. Ertl:
Kriterien-Katalog zur "Prüftiefe" bei Sicherheitsanalysen am Beispiel eines Flüssiggaslagers. (1990).

Berichte-Nr. 94: Manns, H., G. Nitz und B. Striefler:
Weiterentwicklung und Erprobung von Immissionsmeßverfahren für gesundheitsgefährdende organische Stoffe. (1990).

Berichte-Nr. 95: Splittgerber, H. und R. Hillen:
Wahrnehmungsschwelle für Ganzkörperschwingungen in sitzender Körperhaltung. (1991).

Berichte-Nr. 96: Großvolumige Behälter zur erdgedeckten Lagerung von druckverflüssigtem Propan, Butan und Ammoniak (verfaßt von F. Mang und F. Wolfmüller; bearb. von W. v. Borries und H. Katzer) (1991).

Berichte-Nr. 97: Hansmann, G. und H. Wefers:
Sicherheitstechnik bei Aktivkoksfiltern an Abfallverbrennungsanlagen
- Hinweise und Anforderungen aus der Sicht der Störfall-Verordnung (1991)

Berichte-Nr. 98: Koch, E. und P. Altenbeck:
Umsetzung der Großfeuerungsanlagen-Richtlinie der EG in den Mitgliedstaaten. (1992)

Berichte Nr. 99: Beisheim,K. , A. Ertl und H. Wefers:
Sicherheitsanalysen zu Pflanzenschutzmittellägern
- gutachterliche Bewertung zweier Beispiele (1992)

Berichte Nr. 100: Pfeffer, H.-U., H. Dobrick und R. Junker:
Qualitätssicherung in automatischen Immissionsmeßnetzen.
Anforderungen an die Telemetrischen Echtzeit-Immissionsmeßsysteme TEMES und MILIS in NRW (1992)

Berichte Nr. 101: Beier, R. und A. Doppelfeld:
Räumliche Übertragbarkeit und Interpolation von Luftqualitätsdaten im Meßnetz TEMES (1992)

Berichte Nr. 102: Essers, K.-H.:
Praxiserfahrungen mit dem LIS-Olfaktometer MEO-5 (1992)

Berichte Nr. 103: Bröker, G., K.-J. Geueke, E. Hiester und H. Niesenhaus:
Emission polychlorierter Dibenzo-p-dioxine und -furane aus Hausbrand-Feuerungen. (1992)

Berichte-Nr. 104: Manns, H. und H. Gies:
Erprobung des Schwebstaubmeßgerätes FH 62 I-N (1 und 3 m^3/h, geregelt) für die automatisierte Immissionsmessung. (1992)

Berichte-Nr. 105: Howe, U., M. Mayer, T. Schulz und A. Ertl:
Hinweise und Suchstrategien zu den Stoffen der Störfallverordnung (1992)

Hinweis:

Die Grundlage des LIS-Berichtes bildet eine ständig fortgeschriebene PC–Organismen- und Stoffliste mit modularem Aufbau (mit mehr als 30 Einzellisten) die von der LIS mit Hilfe einer relationalen Datenbank für Personalcomputer erstellt wurde. Die PC-Organismen- und Stoffliste kann auf PC mit Festplatte und dem Betriebssystem MS-DOS (IBM-kompatibel) betrieben werden. Sie kann bei der LIS, SG 323, Tel.: (0201) 72 00 6-50/51, Telefax: (0201) 72 00 6-57, zum Preis von DM 450,-- bestellt werden.

Berichte-Nr. 106: Sachverständigenanhörung zum Thema "Immissionsbedingte Materialschäden". Tagungsbericht (Wortprotokoll) der Veranstaltung vom 27. bis 29. Mai 1991 in Essen (bearb. von I. Köth-Jahr) (1992).

Berichte-Nr. 107: Durchführung von Immissionsprognosen für Schwingungs- und Körperschalleinwirkungen (verfaßt von J. Melke; bearb. von D. Piorr) (1992)

Berichte-Nr. 108: Hillen, R.:
Schallimmissionspläne - Basis von Lärmminderungsplänen (1993)

Berichte-Nr. 109: Probenahme von polychlorierten Dibenzofuranen (PCDF) und polychlorierten Dibenzodioxinen (PCDD) in Abgasen mit einem Adsorptionsverfahren.
(gemeinsam verfaßt von W. Funcke, H. Linnemann, G. Bröker und K.-J. Geueke). (1993)

Berichte-Nr. 110: Drei Jahrzehnte Luftqualitätsüberwachung. Vorträge und Berichte zum Kolloquium "Drei Jahrzehnte Luftqualitätsüberwachung - Bilanz und Perspektiven" am 11. Nov. 1993 in Essen, Tagungsbericht (1993)

Berichte-Nr. 111: Manns, H., A. Borowiak und G. Nitz:
Ergebnisse der Eignungsprüfung des automatischen Ozon-Immissionsmeßgerätes Environnement $O_3$41M (1993)

Berichte-Nr. 112: Bestimmung der Schallemission von 100-m-Schießständen (verfaßt von E. Buchta; bearb. von J. Assmann) (1994)