

**Untersuchungen
zur Sicherheit bei
der Beförderung
radioaktiver Stoffe**

Teil 2
Modellierung
radiologischer Folgen
im Nahbereich
eines Unfalls

Untersuchungen zur Sicherheit bei der Beförderung radioaktiver Stoffe

Teil 2
Modellierung
radiologischer Folgen
im Nahbereich
eines Unfalls

Abschlussbericht zum
Arbeitspaket 2

Cornelia Richter

August 2014

Anmerkung:

Das diesem Bericht zugrunde liegende FE-Vorhaben 3611R03300 wurde im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) durchgeführt.

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt beim Auftragnehmer.

Der Bericht gibt die Auffassung und Meinung des Auftragnehmers wieder und muss nicht mit der Meinung des Auftraggebers übereinstimmen.

Deskriptoren

Nahbereich eines Transportunfalls, Ausbreitungsrechnung, radiologische Auswirkungen

Kurzfassung

Ein Ziel des Vorhabens 3611R03300 war es, dem Stand von Wissenschaft und Technik entsprechende Methoden auf ihre Anwendbarkeit zur Beschreibung der radiologischen Auswirkungen im Nahbereich eines Transportunfalles zu untersuchen. Der Fokus lag dabei auf den Modellen, die für die Ausbreitungsrechnung unfallbedingt freigesetzter Radionuklide verwendet werden. Im Hinblick auf den erheblichen Umfang benötigter Simulationen bei probabilistischen Untersuchungen zu den Unfallfolgen, wurde zudem nach vereinfachten Methoden zur Berechnung von Nuklidkonzentrationen und Depositionsraten im Nahbereich gesucht. Zusätzlich wurden konservative Faktoren zur Übertragung der Ergebnisse in einer Entfernung von 150 m vom Unfallort, die kürzeste betrachtete Entfernung bei der Transportstudie Konrad 2009, auf den Nahbereich (20 m Entfernung) ermittelt.

Abstract

One aim of this project 3611R03300 was to analyse methods and procedures according to state-of-the-art technology concerning their applicability to assess the radiological consequences in the near vicinity of a transport accident. The analysis focusses on the dispersion models used for the airborne radionuclides released during an accident. In view of the large amount of simulations needed for a probabilistic assessment of the accident's radiological impact, simplified methods to calculate nuclide concentrations and deposition rates for the near vicinity were searched. Additionally, conservative factors were determined to convert the results valid for 150 m distance to the accident, which was the shortest distance examined in the Transportstudie Konrad 2009, to the near vicinity (20 m distance).

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Stand von Wissenschaft und Technik.....	3
2.1	Definition „Risiko radiologischer Konsequenzen“	3
2.2	Vergleichswerte, Regelwerke und Dosisberechnung	4
2.3	Ausbreitungsrechnung	6
2.3.1	Gauß-Fahnenmodell	7
2.3.2	Lagrangesches Partikelmodell, ARTM	13
2.4	Deterministik oder Probabilistik	17
2.5	Berücksichtigung der Gebäudeumströmung	17
2.6	Windfeldmodelle	20
3	Ebenes Gelände.....	25
3.1	Gauß-Fahnenmodell gegenüber ARTM	25
3.2	ARTM Fernfeld gegenüber ARTM Nahfeld	37
3.3	Fazit.....	42
4	Gebäudeeinfluss im Nahbereich	43
5	Fazit und Ausblick	53
	Literatur	57
	Abkürzungsverzeichnis.....	63
	Tabellenverzeichnis.....	65
	Abbildungsverzeichnis.....	67
	Anhang	71
A	Rauigkeitslänge	71
B	Der Markow Prozess	73
C	ARTM zu Gauß-Fahnenmodell Simulationsergebnisse.....	75

1 Einleitung

Radioaktive Stoffe sind im verkehrsrechtlichen Sinne Gefahrgüter, von denen bei unsachgemäßer Handhabung und bei Transportunfällen Gefahren für die öffentliche Sicherheit und Ordnung ausgehen können. Für die Beförderung gefährlicher Güter wurde daher ein internationales Regelwerk geschaffen, durch das, die korrekte Anwendung vorausgesetzt, der sichere Transport gewährleistet ist. Durch dieses international harmonisierte System von Vorschriften und Regelungen wurde in der Vergangenheit weltweit ein hohes Sicherheitsniveau bei der Beförderung radioaktiver Stoffe erreicht.

Dieses Sicherheitsniveau und die angewandte Bewertungsmethodik müssen jedoch fortwährend überprüft und hinterfragt werden. Ein Bewertungskriterium für das vorherrschende Sicherheitsniveau ist die Bestimmung der potenziellen transportbedingten Strahlenexpositionen der Bevölkerung und des bei der Beförderung radioaktiver Stoffe involvierten Personals.

Bei der Bewertung des Risikos einer Strahlenexposition der Bevölkerung spielt im Falle eines Transportunfalls die atmosphärische Ausbreitung der Radionuklide eine entscheidende Rolle. Das Arbeitspaket 2 (AP 2) des Vorhabens 3611R03300, dessen Ergebnisse in diesem Bericht präsentiert werden, widmete sich daher speziell der „Untersuchung verschiedener Methoden zur Beschreibung der radiologischen Folgen im Nahbereich eines Unfalls mit Hilfe von modernen Modellansätzen“.

Um die radiologischen Folgen eines Transportunfalls mit Freisetzung von radioaktiven Stoffen in die Atmosphäre im Vorfeld bewerten zu können, müssen angemessene Verfahren, Modellansätze und Referenzwerte herangezogen werden. Rechtlich verbindliche Vorschriften, wie die radiologischen Konsequenzen im Rahmen einer Risikoanalyse zu ermitteln sind, gibt es nicht. Ebenso gibt es keine verbindlichen probabilistisch formulierten Sicherheitsstandards und Akzeptanzkriterien für die Beförderung radioaktiver Stoffe. Für die Risikobewertung der radiologischen Unfallfolgen müssen deshalb die folgenden fünf Aspekte im Vorfeld festgelegt und die Auswahl begründet werden:

1. Wie wird im Zusammenhang mit radiologischen Unfallfolgen der Begriff „Risiko“ definiert und welche Bewertungszahl wird dazu verwendet?
2. Welche Grenzwerte/Vergleichszahlen sollen zur Einordnung eines „Risikos“ herangezogen werden?

3. Mit welchem Modell soll die atmosphärische Ausbreitung von Radionukliden berechnet werden? Welche Eingangsgrößen benötigt das jeweilige Modell und welche Eingangsgrößen werden verwendet?
4. Wie und wo werden Dosiswerte berechnet?
5. Sollen probabilistische oder deterministische Verfahren bei der Ausbreitungsrechnung angewendet werden?

Im folgenden Kapitel 2 werden zunächst diese Fragen diskutiert. Insbesondere wird dabei das die Ausbreitungsrechnung betreffende Regelwerk kurz vorgestellt sowie die verschiedenen Modelle und Modellansätze mit ihren Stärken und Einschränkungen vorgestellt.

Kapitel 3 widmet sich dem Nahbereich eines Unfalls in einem offenen, ebenen Gelände, bei dem der Einfluss von Gebäuden auf die Wind- und Turbulenzfelder der Atmosphäre vernachlässigt werden kann. In Kapitel 4 folgen Betrachtungen des Nahfeldes, wenn der Gebäudeeinfluss nicht vernachlässigt werden kann. Die Ergebnisse werden in den jeweiligen Kapiteln erläutert und diskutiert.

Der Bericht schließt mit einer umfassenden Zusammenfassung und Einschätzung (Kapitel 5).

2 Stand von Wissenschaft und Technik

2.1 Definition „Risiko radiologischer Konsequenzen“

Gemeinhin verbindet man mit dem Wort Risiko eine Wahrscheinlichkeit, dass ein bestimmtes (ungewolltes) Ereignis mit bestimmten radiologischen Konsequenzen eintritt. Neben dem Ereignis muss dabei auch die Bezugsgröße festgelegt werden. Innerhalb dieses Forschungsvorhabens besteht ein Ereignis darin, dass eine am ungünstigsten Aufpunkt stehende Person durch die Unfallfolgen¹ eine Dosis innerhalb eines gewissen Bereichs (bspw. 1 – 2 mSv) bzw. über einem gewissen Schwellenwert erhalten könnte. In den vergangenen Transportstudien wurden dabei jeweils die Maximalwerte der einzelnen Simulationen in vorher festgelegten Abständen vom Unfallort (150 m, 250 m, 1150 m und 6250 m) in Ereignisklassen eingeordnet. Für jede Simulation wurde so ein Ereignis für jeden Abstand erzeugt. Bei dieser Maximalwertbetrachtung wird also keine Unterscheidung bezüglich der Größe der beaufschlagten Fläche gemacht. Dieses Vorgehen entspricht den Vorgaben in den Störfallberechnungsgrundlagen, in denen jeweils die Strahlenexposition an den ungünstigsten Aufpunkten betrachtet werden sollen (siehe Kapitel 2.2)

Die beaufschlagte Fläche kann bei einer Risikoabschätzung aber durchaus von Interesse sein, denn bei gleichem Maximalwert birgt eine größere beaufschlagte Fläche u. U. mehr „Risiko“ als eine kleinere Fläche, weil potentiell mehr Personen betroffen sein können. In den vergangenen Transportstudien waren Flächenbetrachtungen aufgrund der stärker vereinfachenden Modelle nicht möglich. Das in diesem Vorhaben verwendete Modellsystem (siehe Kapitel 2.2 und 2.3) erlaubt eine Betrachtung der Dosis in der Fläche, die insbesondere auch das, im Rahmen dieses Vorhabens als „Nahbereich“ definierte Gebiet in einem Umkreis von weniger als 50 m einschließt, da die minimale horizontale Auflösung des Modellsystems 2 m beträgt. Sollten weitere umfassende Studien zum Transportunfallrisiko mit dem im Folgenden genauer vorgestellten Modellsystem durchgeführt werden, stellt sich die Frage, ob und gegebenenfalls wie die Flächeninformation bei der Risikoanalyse berücksichtigt werden soll. Vorstellbar ist

¹ Die Wahrscheinlichkeit, dass überhaupt ein Unfall mit einer Freisetzung von radioaktiven Stoffen stattfindet, wurde bereits im Vorgängervorhaben behandelt. Dieses Unfallrisiko soll an dieser Stelle deshalb nicht mehr herangezogen werden.

dabei, dass die beaufschlagte Fläche in Bezug zur nicht betroffenen Fläche des Untersuchungsgebietes gesetzt werden könnte. Dabei müsste dann beachtet werden, dass die Größe des Untersuchungsgebietes in die Berechnung des „Risikos“ einginge und deshalb klare Regeln für die Festlegung dieses Gebietes nötig wären.

2.2 Vergleichswerte, Regelwerke und Dosisberechnung

Wie schon einleitend erwähnt, gibt es keine verbindlichen Rechtsvorschriften, wie eine Risikoanalyse radiologischer Unfallfolgen zu erfolgen hat. Deshalb müssen sinnvolle Vergleichswerte aus anderen Bereichen herangezogen werden.

Für kerntechnische Unfälle sind in der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) /STR 12/ Teil 2 „Schutz von Mensch und Umwelt vor radioaktiven Stoffen oder ionisierender Strahlung aus der zielgerichteten Nutzung bei Tätigkeiten“, Kapitel 3 „Anforderungen bei der Nutzung radioaktiver Stoffe und ionisierender Strahlung“, Abschnitt 5 „Schutz vor sicherheitstechnisch bedeutsamen Ereignissen“ in §49 Absatz 1 sogenannte Planungsrichtwerte für die Auslegung von KKW und Endlagern festgelegt. Diese Richtwerte geben die Dosiswerte an, die bei der Auslegung eines KKW oder Endlagers in deren Umgebung beim ungünstigsten Störfall höchstens zugrunde gelegt werden dürfen (siehe Tab. 2.1).

Tab. 2.1 Planungsrichtwerte nach §49, Absatz 1, StrlSchV

Art der Dosis	Planungsrichtwert [mSv]
Effektivdosis	50
<i>Organdosis (je Organ)</i>	
Keimdrüsen, Gebärmutter, Knochenmark (rot)	50
Schilddrüse, Augenlinse, Dickdarm, Lunge, Magen, Blase, Brust, Leber, Speiseröhre, Nebennieren, Gehirn, Dünndarm, Niere, Muskel, Bauchspeicheldrüse, Milz, Thymusdrüse	150
Knochenoberfläche	300
Haut, Hände, Unterarme, Füße, Knöchel	500

Auch wenn es sich bei Transporten radioaktiver Stoffe nicht um Tätigkeiten im Zusammenhang mit Kernkraftwerken oder Endlagern handelt, werden, wie bereits im Vorgängervorhaben SR 2600, diese Richtwerte zur Einordnung der möglichen Dosiswerte bei Transportunfällen herangezogen.

Eine weitere Einordnung erlauben die Dosiswerte, die für die Berechnung der Freigrenzen angenommen werden (siehe Tab. 2.2).

Tab. 2.2 Radiologische Kriterien für die Bestimmung der Aktivität bzw. der Aktivitätskonzentration der Freigrenzen

Dosiskriterium für ein Jahr [mSv]	Effektive Dosis	Hautdosis
Normale / geplante Situationen	0,01	50
Unfall / ungeplante Situationen	1	50

Um Dosiswerte in der Umgebung einer Anlage oder eines Unfallortes mit Freisetzung radioaktiver Stoffe zu berechnen, sind zwei Arbeitsschritte nötig. Zunächst muss die Ausbreitung der Radionuklide bestimmt werden (Kapitel 2.3). Das Ergebnis einer Ausbreitungsrechnung sind (zeitlich begrenzte) Verteilungen von Radionukliden in der Atmosphäre sowie von trocken oder nass deponierten Nukliden auf dem Boden. In einem zweiten Schritt werden die Nuklidverteilungen dazu verwendet, um mithilfe weiterer empirischer Faktoren, wie zum Beispiel nuklidspezifischer Dosisleistungskoeffizienten (festgelegt im Bundesanzeiger Nr. 160 vom 28.08.2001 /BAZ 01/), Aufenthaltsdauern oder Atemraten die Dosiswerte zu ermitteln. Die empirischen Faktoren hängen dabei auch vom zugrunde gelegten Szenario ab. Bei kerntechnischen Anlagen wird zwischen dem normalen Betrieb und Störfällen unterschieden:

- Für die Berechnung der Dosis durch geringfügige, genehmigte Ableitungen von Radionukliden werden die Vorgaben der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zu § 47 der Strahlenschutzverordnung /AVV 12/ verwendet. Insbesondere wird hierbei berücksichtigt, dass sich über die Betriebsjahre die Nuklidkonzentration am Boden akkumuliert.
- Für die Berechnung der Dosis durch sogenannte Auslegungsstörfälle dienen die sogenannten Störfallberechnungsgrundlagen /SBG 01/. Hierbei wird eine einmalige (kurzzeitige) Freisetzung unterstellt.

Eines dieser beiden Verfahren muss für die Dosisberechnung bei Transportunfällen herangezogen werden, weil es kein eigenes Dosisberechnungsverfahren gibt. Da es sich bei Transportunfällen um singuläre Vorfälle mit kurzzeitigen Emissionen und nicht um eine langfristige bzw. regelmäßig wiederkehrende, genehmigte (Dauer-) Emission handelt, werden Dosisberechnungen nach SBG, Kapitel 4 durchgeführt. Hierbei gilt die

überarbeitete Fassung des Kapitels 4 aus dem Jahr 2004 /SBG 04/. Die Änderung des Kapitels wird in /SBG 09/ fachlich begründet.

Zunächst wird in der SBG, Kapitel 4 vorgeschrieben, dass jeweils Körperdosen an den „ungünstigsten Einwirkungsstellen“ ermittelt werden müssen. Dabei werden die ungünstigsten Einwirkungsstellen als die Stellen in der Umgebung einer Anlage definiert, bei denen aufgrund der Verteilung der emittierten radioaktiven Stoffe in der Umwelt unter Berücksichtigung realer Nutzungsmöglichkeiten durch Aufenthalt und Verzehr dort erzeugter Lebensmittel die höchste Strahlenexposition der Referenzpersonen zu erwarten ist. Maßgeblich sind dabei die effektive Dosis und die Organdosen der Referenzperson bis zum 70. Lebensjahr.

2.3 Ausbreitungsrechnung

In den Störfallberechnungsgrundlagen werden auch Regelungen zur Ausbreitungsrechnung getroffen. Das Gauß-Fahnen-Modell (siehe Kapitel 2.3.1) wird zur Berechnung von sogenannten Kurzzeit-Ausbreitungsfaktoren verwendet. Dieses Modell lässt sich lediglich bei Punktquellen anwenden und kann Effekte durch Geländeunebenheiten sowie Bebauung nur durch grobe Vereinfachungen (Rechnung mit einer niedrigeren Quellhöhe als der effektiven Quellhöhe) berücksichtigen (siehe Kapitel 2.5). Auf Einschränkungen der Anwendung des Gauß-Modells wird in der fachlichen Begründung des Kapitels 4 der SBG /SBG 09/ hingewiesen. Darin wird betont, dass bei der Herleitung der Modellgleichungen stationäre meteorologische Bedingungen, ein homogenes Windfeld, gegenüber der Advektion vernachlässigbare Diffusion in Transportrichtung, homogene Turbulenz, ebenes Gelände und eine Totalreflexion der Schadstofffahne am Boden angenommen wurden. Insbesondere sei die Konservativität bei niedrigen Quellhöhen nicht gewährleistet. Ab wann eine Quellhöhe für eine konservative Abschätzung mit diesem Modell zu niedrig ist, wird allerdings nicht angegeben. Für eine Einordnung lässt sich allerdings erwähnen, dass die verwendeten Modellparameter aus Experimenten an den Forschungszentren Jülich und Karlsruhe hergeleitet wurden, bei denen Quellhöhen von über 50 m verwendet wurden (bei sogenannten Auslegungstörfällen wird meist davon ausgegangen, dass die Freisetzungen über einen Kamin/Schornstein in höheren Luftschichten erfolgen). Des Weiteren wird dort betont, dass das Gauß-Modell nur „bedingt anwendbar“ sei bei geringer Bodenrauigkeit, in unmittelbarer Quellnähe oder in großer Quellferne, beim Vorhandensein von Gebäuden und bei stark orographisch gegliedertem Gelände.

Unter anderem wegen der genannten Einschränkungen des Gauß-Fahnen-Modells wird in anderen Bereichen der Luftreinhaltung inzwischen die Verwendung eines Lagrangeschen Partikelmodells vorgeschrieben. Insbesondere geschieht dies in der „Erste(n) Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundesimmissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft)“ /TAL 02/, /TAL 01/. Anhang 3 der TA Luft regelt die Ausbreitungsrechnung. Einleitend wird dort vorgeschrieben, dass ein Partikelmodell nach VDI Richtlinie 3945 Blatt 3 /VDI 00/ zu verwenden sei.

2.3.1 Gauß-Fahnenmodell

Die Annahme hinter dem nach AVV und SBG (noch) zu verwendenden Gauß-Fahnenmodell ist, dass die Schadstoffkonzentration ausgehend von einer kontinuierlich emittierenden Punktquelle einer sich in Ausbreitungsrichtung verbreiternden zweidimensionalen Normalverteilung folgt. Eine schematische Darstellung zeigt Abb. 2.1.

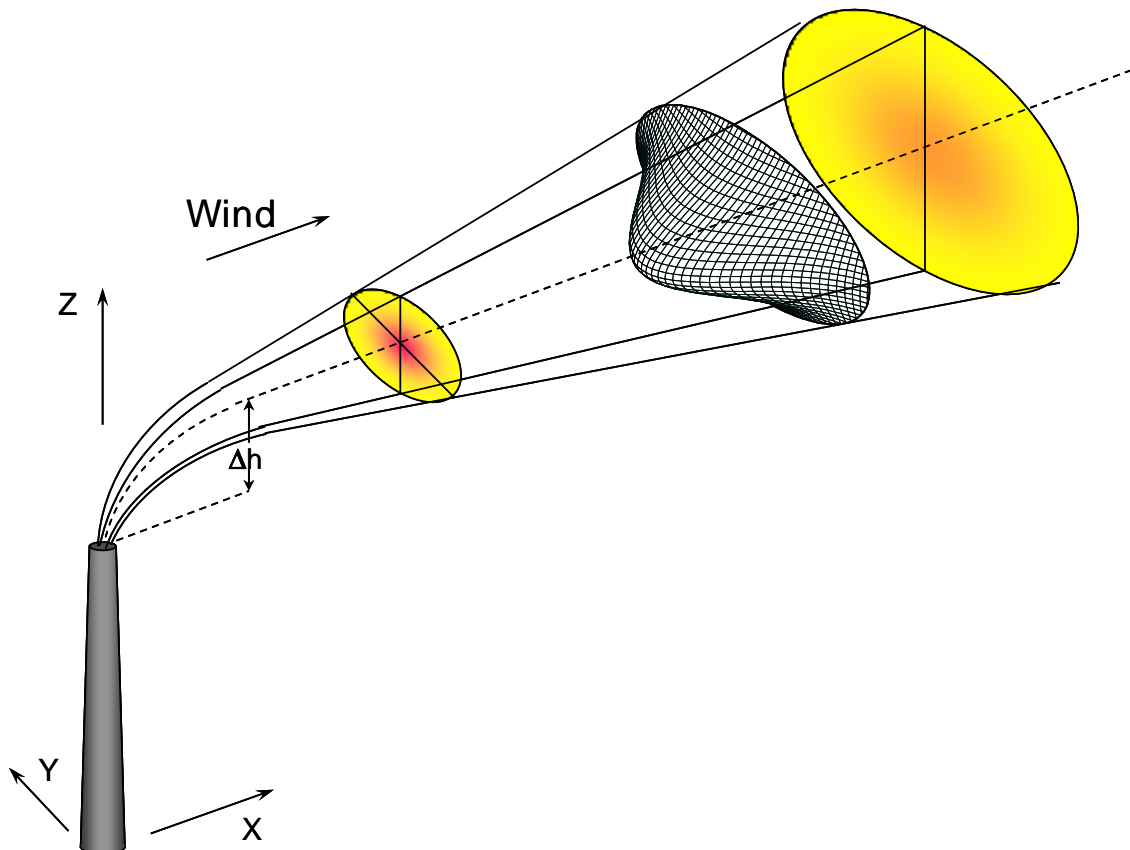


Abb. 2.1 Schematische Darstellung des Gauß-Fahnenmodells (Quelle: /MAR 09/)

Unter der Bedingung, dass der Transport in der Atmosphäre massenerhaltend bezogen auf die betrachtete Beimengung ist (es findet also beispielsweise keine chemische Umwandlung oder radioaktiver Zerfall statt), dass die meteorologischen Bedingungen (horizontal räumlich und zeitlich) konstant sind und dass die Schadstofffahne am Boden reflektiert wird, lässt sich folgende Gauß-Fahnenformel für die mittlere Konzentration \bar{c} bei einem mittleren Wind \bar{u} in x-Richtung angeben:

$$\bar{c}(x, y, z) = \frac{Q_0}{2\pi \cdot \sigma_y(x) \cdot \sigma_z(x) \cdot \bar{u}} \cdot \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y(x)^2}\right) \cdot \left[\exp\left(-\frac{(z-H)^2}{2\sigma_z(x)^2}\right) + \exp\left(-\frac{(z+H)^2}{2\sigma_z(x)^2}\right) \right] \quad (2.1)$$

mit

x, y, z	Ortskoordinaten relativ zur Quellposition, x-Achse in Ausbreitungsrichtung in m
\bar{c}	mittlere Konzentration, Einheit bei Radionukliden: Bq/m ³
Q_0	Freisetzungsrate, Einheit bei Radionukliden: Bq/s
\bar{u}	„mittlere“ Windgeschwindigkeit in x-Richtung in m/s; meist wird als Näherung die Windgeschwindigkeit in Freisetzungshöhe verwendet (s.u.)
$\sigma_y(x), \sigma_z(x)$	horizontaler und vertikaler Ausbreitungsparameter in m (s.u.)
H	effektive Freisetzungshöhe in m (s.u.)

Betrachtet man die bodennahen Konzentrationen ($z = 0$), dann lässt sich die Gleichung vereinfachen zu

$$\bar{c}(x, y, z) = \frac{Q_0}{\pi \cdot \sigma_y(x) \cdot \sigma_z(x) \cdot \bar{u}} \cdot \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y(x)^2}\right) \cdot \exp\left(-\frac{H^2}{2\sigma_z(x)^2}\right) \quad (2.2)$$

„Mittlere“ Windgeschwindigkeit

Als Näherung der „mittleren“ Windgeschwindigkeit wird im Rahmen der SBG die Windgeschwindigkeit in Freisetzungshöhe verwendet. Liegt nur eine Windrichtungsmessung aus einer anderen Höhe vor, wird anhand von Standardprofilen die Windgeschwindigkeit in der effektiven Freisetzungshöhe berechnet. Die Parameter der empirischen Formeln für den Potenzansatz sind dabei abhängig von der thermischen Schichtung der Atmosphäre. Diese Schichtungen werden von sehr labil bis stark stabil in 6 Katego-

rien unterteilt und im kerntechnischen Regelwerk mit den Buchstaben A-F bezeichnet, in der TA-Luft mit römischen Ziffern (siehe Tab. 2.1).

Tab. 2.3 Thermische Schichtungen der Atmosphäre und ihre Diffusionskategorien

Thermische Schichtung	Diffusionskategorien	
	<i>Pasquill, Gifford</i> kerntechnische Regeln	<i>Klug, Manier</i> TA-Luft VDI-Richtlinien
sehr labil	A	V
labil	B	IV
schwach labil	C	III ₂
neutral	D	III ₁
stabil	E	II
stark stabil	F	I

Die in der SBG angenommenen Standardprofile der Windgeschwindigkeit sind in Abb. 2.2 dargestellt. Gezeigt sind die Profile die sich für eine Windgeschwindigkeit von 1 m/s in 10 m Höhe ergeben würden. (Die Zahlenwerte der Windgeschwindigkeiten können bei dieser Wahl auch als Faktoren verstanden werden, mit denen eine in 10 m Höhe gemessene Windgeschwindigkeit skaliert werden muss, um die Windgeschwindigkeiten in einer anderen Höhe zu erhalten, da die Standardprofile als proportional zur gemessenen Windgeschwindigkeit angenommen werden.)

Ausbreitungsparameter

Ebenso wie das Windgeschwindigkeitsprofil sind die empirisch bestimmten Ausbreitungsparameter $\sigma_y(x)$, $\sigma_z(x)$ von der Diffusionskategorie abhängig. Bei ihnen ist zu beachten, dass sie aus Ausbreitungsexperimenten an den Forschungszentren Jülich und Karlsruhe konservativ abgeleitet wurden und bei diesen Experimenten Freisetzungshöhen von 50 m bis 180 m verwendet wurden. Für niedrigere Freisetzungshöhen sind diese Parameter nicht zwangsläufig konservativ. Bei den Regionen um die Forschungszentren Jülich und Karlsruhe handelt es sich zudem um waldreiche Kulturlandschaften, wodurch die Turbulenz in der Atmosphäre und damit deren Durchmischung erhöht wird. Ausgedrückt werden kann die Bodenrauigkeit über die sogenannte Rauigkeitslänge (Erläuterung des Begriffs siehe Anhang A). Für Gelände mit einer niedrigeren Rauigkeitslänge sind die SBG Ausbreitungsparameter daher nicht konservativ.

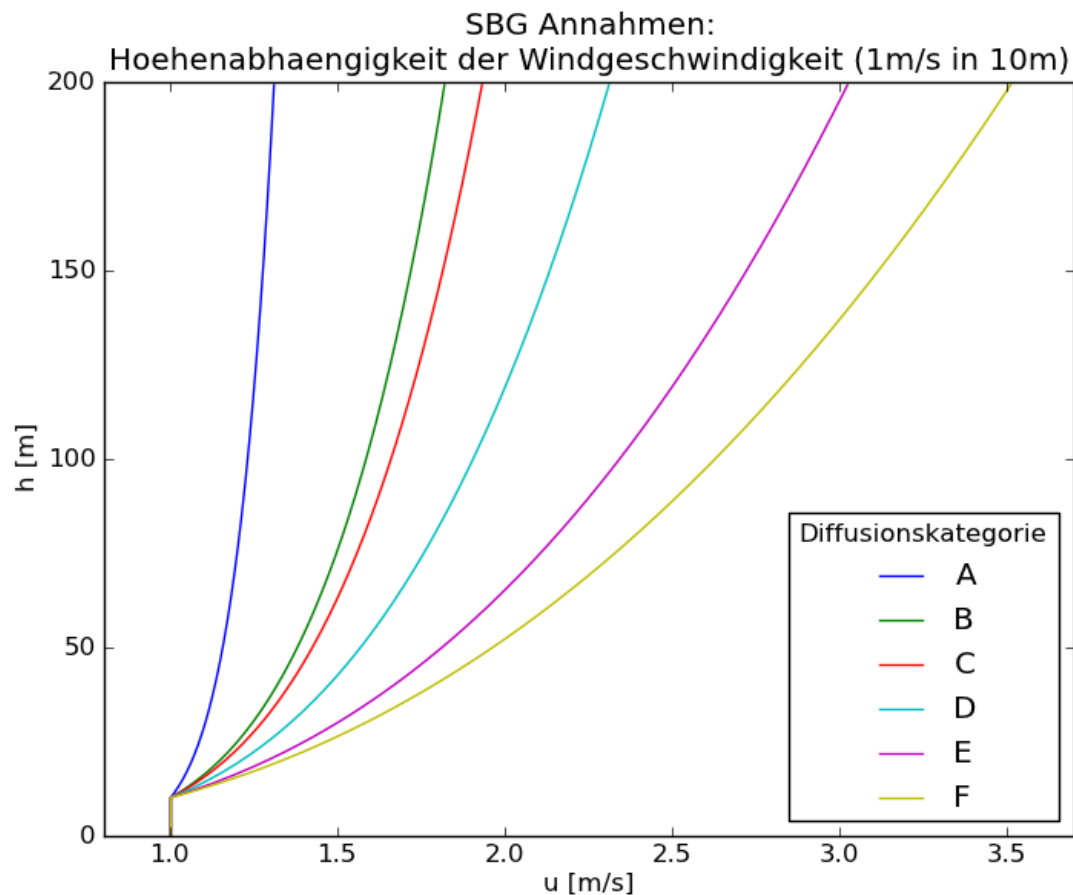


Abb. 2.2 Höhenabhängigkeit der Windgeschwindigkeit für die verschiedenen Diffusionskategorien (für alle Profile wurde eine Windgeschwindigkeit von 1 m/s in 10 m Höhe angenommen)

In Abb. 2.3 sind die SBG Ausbreitungsparameter für die horizontale (σ_y , in der Abbildung oben) und für die vertikale (σ_z , in der Abbildung unten) Gauß-Verteilung in Abhängigkeit von der Quellentfernung und der Diffusionskategorie dargestellt. Angenommen wurde dabei eine Quellhöhe von 50 m und eine Windgeschwindigkeit von 1 m/s in 10 m Höhe. Die Abhängigkeit von der thermischen Schichtung mit einer größeren Durchmischung (breitere Gauß-Verteilung sprich größere Sigmas) bei labilen und kleinerer Durchmischung bei stabiler Schichtung ist klar zu erkennen.

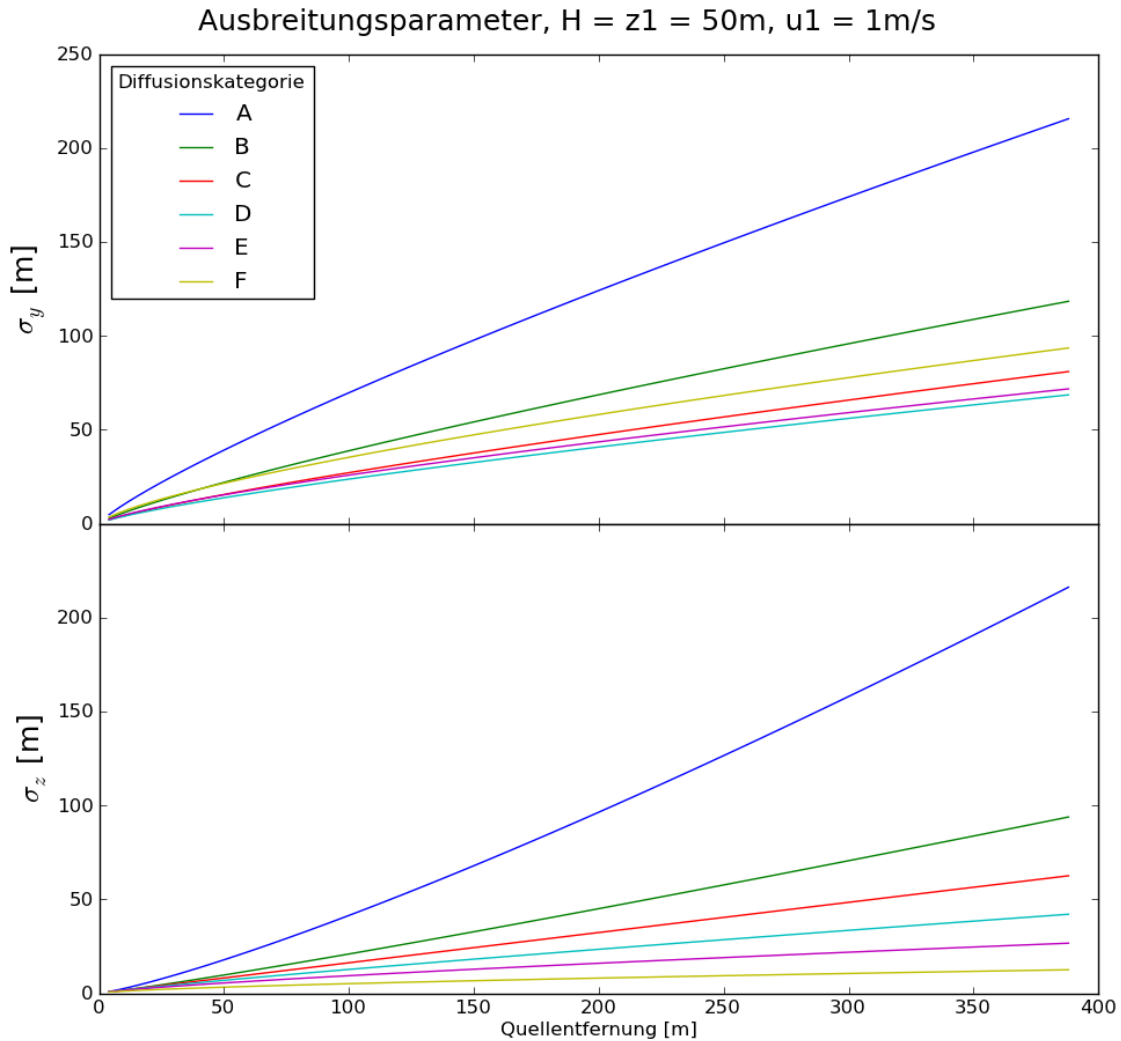


Abb. 2.3 SBG Ausbreitungsparameter in Abhängigkeit von der Quellentfernung und der Diffusionskategorie

Effektive Freisetzungshöhe, Gebäude- und Geländeeinfluss

Die effektive Freisetzungshöhe entspricht nicht zwangsläufig der Höhe des Übertritts des Schadstoffes in die Atmosphäre. Durch thermische Effekte (wärmere Schadstofffahne steigt durch Auftriebskräfte in einer kühlen Atmosphäre auf) oder mechanische Effekte (die Schadstofffahne hat eine gewisse Anfangsgeschwindigkeit, meist senkrecht nach oben) kann die Freisetzungshöhe höher liegen.

Die effektive Freisetzungshöhe wird zudem dazu verwendet, den Gebäudeeinfluss und den Einfluss von Unebenheiten im Gelände im Modell abzubilden. Durch niedrigere Freisetzungshöhen im Modell statt in der Realität wird versucht, den Effekt des Herunterschens von Schadstoffen aus höheren Luftschichten durch die sich um Gebäude

bildende Strömung abzubilden. Die im Modell verwendete Freisetzungshöhe wird zudem herabgesetzt, wenn die Geländesteigung größer als 5° ist und nicht mehr davon ausgegangen werden kann, dass die Strömung parallel zum Boden verläuft.

Störfallausbreitungsfaktor, Kurzeitausbreitungsfaktor

Lässt man in der Gauß-Fahnenformel die Quellstärke in der Berechnung weglassen (d. h. ersetzt sie durch 1) erhält man statt der Konzentration den *Kurzeitausbreitungsfaktor* $\hat{\chi}$. Dieser ist ein Maß dafür, welcher Bruchteil der emittierten Aktivität an einem vorgegebenen Ort vorbeizieht. Der sogenannte *Störfallausbreitungsfaktor* χ berücksichtigt zusätzlich die Dauer der Emission. Je länger diese andauert, desto weniger können konstante meteorologische Bedingungen vorausgesetzt werden. Die Schadstoffe verteilen sich wegen variierender Windrichtung auf einem größeren Gebiet und bei angenommener gleicher Menge an emittierter Aktivität sind die Maximalwerte der Immissionen bei längeren Emissionszeiten geringer.

Bei Anwendung der deterministischen Methode (siehe Kapitel 2.4) werden für vorgegebene Windgeschwindigkeiten und Regenraten für jede Diffusionskategorie die Kurzeitausbreitungsfaktoren bestimmt und für die Berechnung des Störfallausbreitungsfaktors jeweils der Kurzeitausbreitungsfaktor verwendet, der zur höchsten Gesamtdosis unter Berücksichtigung aller Expositionspfade führt.

Radioaktiver Zerfall, trockene und nasse Deposition

Soll der radioaktive Zerfall in einem Gauß-Fahnenmodell berücksichtigt werden, kann dies über eine Reduzierung der Quellstärke erreicht werden. Die Reduzierung richtet sich dabei nach dem, von der nuklidspezifischen Zerfallskonstante abhängigen Zerfall über die mittlere Reisezeit t bis zur Entfernung x .

Trockene und nasse Deposition können ebenfalls über eine, von der Entfernung zur Quelle abhängige Reduzierung der Quellstärke berücksichtigt werden. Bei der trockenen Deposition entscheidet neben effektiver Quellhöhe, mittlerer Windgeschwindigkeit und vertikalem Ausbreitungsparameter zusätzlich die Depositionsgeschwindigkeit des betrachteten Nuklids über den Reduktionsfaktor.

Die Reduzierung der Quellstärke durch nasse Deposition, die auch mit Washout bezeichnet wird, hängt von der Entfernung zur Quelle, der mittleren Windgeschwindigkeit

und dem Washoutkoeffizienten ab. Letzterer ist wiederum abhängig von den Stoffeigenschaften des betrachteten Nuklids und der Regenintensität.

Um den sogenannten *Störfall-Falloutfaktor* zu bestimmen, wird die Depositionsgeschwindigkeit mit dem Störfallausbreitungsfaktor multipliziert. Er ist ein Maß dafür, welcher Anteil der emittierten Aktivität an einer vorgegebenen Stelle trocken am Boden deponiert wird.

Der sogenannte *Kurzzeit-Washoutfaktor* hängt vom Washoutkoeffizienten ab sowie vom horizontalen Ausbreitungsparameter und der mittleren Windgeschwindigkeit. Er ist ein Maß dafür, wieviel der emittierten Aktivität an einem vorgegebenen Ort durch Regen ausgewaschen und am Boden deponiert wird. Ebenso wie beim Störfallausbreitungsfaktor wird bei der Bestimmung des *Störfall-Washoutfaktors* der Tatsache Rechnung getragen, dass die meteorologischen Randbedingungen bei längeren Emissionszeiten stärkeren Schwankungen unterliegen. Daher werden bei langanhaltenden Emissionen nur Bruchteile der maximalen Kurzzeit-Washoutfaktoren als Störfall-Washoutfaktoren verwendet.

2.3.2 Lagrangesches Partikelmodell, ARTM

Die Idee hinter einem Lagrangeschen Partikelmodell ist, nicht die Schadstoffwolke als Ganzes zu modellieren sondern eine große Anzahl repräsentativer Partikel – quasi eine Stichprobe der Schadstoffwolke – auf ihrem Weg durch die Atmosphäre zu verfolgen. Für jedes Partikel lassen sich zu jedem Zeitpunkt Näherungen der Bewegungsgleichungen aufstellen abhängig von Partikeleigenschaften, momentaner Geschwindigkeit, umgebendem Wind- und Turbulenzfeld sowie sonstiger Randbedingungen (beispielsweise Nähe zum Boden mit möglicher trockener Deposition oder Regen und dadurch möglichem Washout). Insbesondere die Anfangsbedingungen der Partikeleigenschaften (Ort im Quellvolumen, Geschwindigkeitsbetrag und -richtung) sowie die Turbulenzeigenschaften der Atmosphäre werden dabei mittels Zufallsverteilungen variiert. Zu festgelegten Zeitpunkten wird die Anzahl der Partikel in jeder Gitterzelle des Simulationsgitters ausgezählt um die Konzentration innerhalb dieser Gitterzelle zu bestimmen. Die Anzahl der Partikel, die innerhalb des Simulationszeitschritts am Boden deponieren bzw. ausgewaschen wurden sind wiederum ein Maß für die trockene und nasse Deposition.

Vereinfacht lässt sich die Bewegung der einzelnen Partikel folgendermaßen darstellen: Für den Ortsvektor \vec{x} eines Partikels zum Zeitpunkt $t + \Delta t$ gilt in einem numerischen Simulationsprogramm die Gleichung $\vec{x}(t + \Delta t) = \vec{x}(t) + \vec{u}(\vec{x}, t) \cdot \Delta t$. Dabei steht Δt für den programminternen Simulationszeitschritt und $\vec{u}(\vec{x}, t)$ für die momentane Geschwindigkeit des Teilchens. Diese Geschwindigkeit lässt sich in einen mittleren Anteil $\bar{\vec{u}}(\vec{x}, t)$ und einen fluktuierenden Anteil $\vec{u}'(\vec{x}, t)$ zerlegen: $\vec{u}(\vec{x}, t) = \bar{\vec{u}}(\vec{x}, t) + \vec{u}'(\vec{x}, t)$. Der mittlere Anteil entspricht dabei der Geschwindigkeit des führenden (advektiven) Windes am Ort \vec{x} zum Zeitpunkt t . Dieser Anteil kann direkt von dem mit einem Strömungsmodell berechneten Windfeld übernommen werden.

Der fluktuierende Anteil spiegelt die Turbulenzstruktur des Windes am Ort \vec{x} zum Zeitpunkt t wieder. Dabei wird angenommen, dass atmosphärische Bewegungsvorgänge ein trägheitsbedingtes „Gedächtnis“ aufweisen und ein Zusammenhang (eine Korrelation) zwischen den Bewegungsformen (Geschwindigkeitsbetrag und -richtung) eines Partikels zum Zeitpunkt t und den Bewegungsformen zum Zeitpunkt $t + \Delta t$ besteht. Dabei ist die Stärke der Korrelation abhängig von der thermischen Schichtung der Atmosphäre bzw. von der Größe der beteiligten turbulenten Wirbel. In Lagrangeschen Partikelmodellen wird die Bewegung der Partikel daher mittels eines Markow-Prozesses (siehe Anhang B) simuliert, wobei der Zustand des Partikels zum Zeitpunkt $t + \Delta t$ nur vom Zustand zum Zeitpunkt t abhängt (und nicht von Zuständen, die weiter in der Vergangenheit liegen). Der fluktuierende Anteil der Windgeschwindigkeit $\vec{u}'(\vec{x}, t + \Delta t)$ lässt sich demnach aufteilen in einen korrelierten Anteil, der proportional ist zum fluktuierenden Anteil der Windgeschwindigkeit des vorherigen Zeitschritts $\vec{u}'(\vec{x}, t)$ und eine Zufallskomponente, welche die Turbulenzstruktur der Atmosphäre im Modell geeignet abbildet. Maßzahlen für diese Turbulenzstruktur sind die Streuungen der turbulenten Windgeschwindigkeitskomponenten $\sigma_u, \sigma_v, \sigma_w$ und die Zeitskalen der Turbulenz T_{Lu}, T_{Lv}, T_{Lw} . Diese sogenannten Lagrangsche Korrelationszeiten T_L sind bei labiler atmosphärischer Schichtung groß, bei stabiler Schichtung klein. (Die Indizes u, v, w stehen hier jeweils für die Windgeschwindigkeitskomponenten in x, y, z -Richtung.)

Neben dem Ort und der Geschwindigkeit lassen sich den Partikeln noch weitere Eigenschaften zuordnen wie etwa Depositions- und Sedimentationsgeschwindigkeiten oder Halbwertszeiten. Über entsprechende Ergänzungen der Bewegungsgleichungen bzw. zusätzliche Gleichungen für diese Partikeleigenschaften lassen sich daher auch Prozesse wie die Deposition oder der radioaktive Zerfall realitätsnah simulieren.

Die Qualität der Ergebnisse eines Lagrangeschen Partikelmodells hängt maßgeblich von der Genauigkeit ab, mit der dem Modell die benötigten Wind- und Turbulenzfelder zur Verfügung gestellt werden können. Die Hauptaufgabe der Ausbreitungsrechnung für kompliziertere orographische Verhältnisse besteht deshalb in der Simulation der Strömungs- und Turbulenzfelder und der Beschaffung der dafür nötigen Rand- und Anfangsbedingungen. /MAR 11/

ARTM, AUSTAL2000, LASAT®

Für das in der TA Luft geforderte Lagrangesche Partikelmodell gibt es das Open Source Referenzmodell AUSTAL2000. Dieses wurde vom Ingenieurbüro Janicke im Auftrag des Umwelt-Bundesamtes entwickelt. Für den atmosphärischen Transport von Radionukliden wurde AUSTAL2000 vom Forschungsnehmer zusammen mit dem Ingenieurbüro Janicke in zwei Forschungsvorhaben /GRS 07/, /GRS 12b/ zum atmosphärischen Radionuklid Transportmodell ARTM weiterentwickelt. Das Programm LASAT® /JAN 98a/, /JAN 98b/, /JAN 00/ des Ingenieurbüros Janicke stellt die kommerzielle Version von AUSTAL2000 dar, die noch einige zusätzliche Einstellmöglichkeiten zur Steuerung der Ausbreitungsrechnung bietet. Bei der Verwendung der GRS-Version von LASAT® in der Transportstudie Konrad 2009 wurden diese zusätzlichen Möglichkeiten nicht genutzt. ARTM kann daher die GRS-Version von LASAT® für die notwendigen Berechnungen im Rahmen einer Transportstudie gleichwertig ersetzen.

Unter anderem sind die folgenden Aspekte in ARTM realisiert (genauere Ausführungen finden sich in der ARTM Programm- /RIC 13b/ und Modellbeschreibung /RIC 13a/):

- Partikelmodell nach VDI-Richtlinie 3945 Blatt 3 /VDI 00/
- Meteorologische Grenzschichtprofile nach VDI 3783, Blatt 8 /VDI 02/ und TA Luft /TAL 02/
- Ausbreitung von Radionukliden² in Form von Aerosolen fünf verschiedener Größenklassen³ sowie Gasen

² Im Gegensatz zum Programm AUSTAL 2000 für konventionelle Luftschadstoffe werden in ARTM keine Massen- sondern Aktivitätsangaben für die Definition der Quellstärken bzw. der Ergebnisfelder verwendet. Quellterme werden beispielsweise in Bq/s angegeben. Die Art des radioaktiven Zerfalls spielt für die Ausbreitungsrechnung keine Rolle. Die Unterscheidung nach Alpha-, Beta- oder Gammastrahlung wird erst bei der anschließenden Dosisberechnung relevant.

- Radioaktiver Zerfall aller Radionuklide der KTA 1503.1 sowie weiterer Radionuklide
- Eingabe meteorologischer Zeitreihen zur Zeitreihenrechnung
- beliebig viele Punkt-, Linien-, Flächen- und Volumenquellen
- trockene und nasse Deposition, Sedimentation
- Gammawolkenstrahlung
- zeitabhängige Emissionsparameter
- gegliedertes Gelände
- Vorgabe von Gebäuden
- Verwendung von geschachtelten Rechengittern, wenn sinnvoll⁴
- Berechnung der Gebäudeumströmung mit dem diagnostischen, mesoskaligen Windfeldmodell *TALdiames* (*TALdia*) (siehe Kapitel 2.6)
- Kurzauswertung in der ARTM Protokoll Datei (Log-Datei)

Zum ARTM Programmpaket gehört neben ARTM und TALdia auch die graphische Benutzeroberfläche GO-ARTM, mit der sich sowohl die Eingabeparameter festsetzen als auch die Ergebnisfelder visualisieren lassen.

Aus den Ergebnisfeldern einer ARTM-Rechnung lassen sich die für die Dosisberechnung relevanten Störfallausbreitungsfaktoren, Störfallausbreitungsfaktoren für Gamasubmersion sowie Störfallwashout- und Störfallfalloutfaktoren bestimmen.

³ Die Größenklassen richten sich nach dem aerodynamischen Durchmesser d_a der Partikel. Klasse a-1 beinhaltet Aerosole mit $d_a < 2,5 \mu\text{m}$ (Klasse a-2: $2,5 \mu\text{m} \leq d_a < 10 \mu\text{m}$, Klasse a-3: $10 \mu\text{m} \leq d_a < 50 \mu\text{m}$, Klasse a-4: $d_a \geq 50 \mu\text{m}$, Klasse u: $d_a \geq 10 \mu\text{m}$).

⁴ Um die Gebäude im Rechengitter möglichst gut abzubilden, sind kleine Maschenweiten notwendig. Andererseits sind für eine gute statistische Belastbarkeit der Ergebnisse möglichst viele Partikel pro Gitterzelle nötig, weswegen möglichst große Gitterzellen verwendet werden sollten. Da in größerer Entfernung von der Quelle Gebäude nicht mehr explizit aufgelöst werden müssen (siehe Kapitel 2.5), und noch dazu die Konzentrationen (und damit Partikelzahlen pro Gitterzelle) abnehmen, werden dort Rechengitter mit größeren Gittermaschenweiten verwendet. Man spricht von geschachtelten Netzen, wenn bestimmte Regionen mit einer hohen Gitterauflösung und die angrenzenden (Rand-) Gebiete mit einer niedrigeren Auflösung simuliert werden. Neben der besseren Statistik (geringere Standardabweichung durch größere Partikelzahl) bringen geschachtelte Netze auch den Vorteil, dass bei gleicher Ausdehnung des Betrachtungsgebietes weniger Speicherplatz für die Simulation benötigt wird.

2.4 Deterministik oder Probabilistik

Als **Deterministik** wird eine Vorgehensweise bezeichnet, bei der festgelegte Ausbreitungsbedingungen bezüglich der meteorologischen Randbedingungen simuliert werden. Von diesen Randbedingungen wird gewöhnlich angenommen, dass sie für die Folgenbetrachtung konservativ abdeckend seien. Im Falle der SBG werden im Rahmen einer deterministischen Vorgehensweise die folgenden meteorologischen Bedingungen, die unabhängig von den Wetterbedingungen am interessierenden Standort sind, betrachtet:

- Alle 6 Stabilitätsklassen (Diffusionskategorien A bis F) werden betrachtet,
- es wird eine Windgeschwindigkeit von 1 m/s in der Anemometerhöhe von 10 m angenommen,
- für die Stabilitätsklassen A, B und F wird kein Niederschlag angenommen,
- für die Stabilitätsklassen C, D und E wird eine Niederschlagsrate von 5 mm/h angenommen

Bei der **Probabilistik** werden die real auftretenden Wettersituationen des Standortes, über mehrere Jahre als Eingangsdaten für die Ausbreitungsrechnung verwendet. Diese Daten müssen 4-parametrig sein (Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Diffusionskategorie und Niederschlagsrate). Die SBG schreibt in ihrem Anhang 9 das Berechnungsverfahren vor und gibt detaillierte Hinweise zu Ortsauflösung, Größe des Rechengebietes und Zeitintervallen. Für eine genügend große Anzahl von Wetterabläufen müssen dann die Maximalwerte der Dosen bestimmt werden und anhand der Wetterstatistik eine Häufigkeitsverteilung der Maximalwerte erstellt werden. Für die abschließende Beurteilung ist der Maximalwert relevant, unter dem 95 % der Maximalwerte liegen.

2.5 Berücksichtigung der Gebäudeumströmung

Zur Modellierung der durch Gebäude beeinflussten Ausbreitungsverhältnisse enthält Anhang 3 der TA Luft /TAL 02/ gewisse Vorgaben. Insbesondere wird in Anhang 3, Nr. 10, vorgeschrieben, wie Einflüsse von Bebauung auf die Immissionssituation im Rechengebiet zu berücksichtigen sind:

„Beträgt die Schornsteinbauhöhe⁵ mehr als das 1,2-fache der Gebäudehöhen oder haben Gebäude, für die diese Bedingung nicht erfüllt ist, einen Abstand von mehr als dem 6-fachen ihrer Höhe von der Emissionsquelle, kann in der Regel folgendermaßen verfahren werden:

- a) *Beträgt die Schornsteinbauhöhe mehr als das 1,7-fache der Gebäudehöhen, ist die Berücksichtigung der Bebauung durch Rauigkeitslänge und Verdrängungshöhe⁶ ausreichend.*
- b) *Beträgt die Schornsteinbauhöhe weniger als das 1,7-fache der Gebäudehöhen und ist eine freie Abströmung gewährleistet, können die Einflüsse mit Hilfe eines diagnostischen Windfeldmodells“ (siehe Kapitel 2.6) „für Gebäudeumströmung berücksichtigt werden. Bis zur Einführung einer geeigneten VDI-Richtlinie sind Windfeldmodelle zu verwenden, deren Eignung der zuständigen obersten Landesbehörde nachgewiesen wurde.*

Maßgeblich für die Beurteilung der Gebäudehöhen nach a) oder b) sind alle Gebäude, deren Abstand von der Emissionsquelle weniger als das 6-fache der Schornsteinbauhöhe beträgt.“

In Fällen, in denen die Gebäude weder über die Rauigkeitslänge noch mittels eines diagnostischen Strömungsmodells berücksichtigt werden können, müssen andere Verfahren angewendet werden. Zum einen können die Ausbreitungsbedingungen durch Windkanaluntersuchungen ermittelt werden, zum anderen können auch bessere (prognostische Windfeld-)Modelle herangezogen werden (siehe Kapitel 2.6). Ein Ablaufschema zur Anwendung diagnostischer Windfeldmodelle zeigt Abb. 2.4.

Im Programmsystem AUSTAL steht mit TALdia ein diagnostisches Windfeldmodell zur Verfügung /JAN 04/⁷. TALdia ist auch Bestandteil des Programmsystems ARTM und kann unter den oben angegebenen Bedingungen zur Strömungsfeldberechnung eingesetzt werden. Sind die Bedingungen nicht erfüllt, so wie das bei den betrachteten

⁵ Auf Transportunfälle übertragen entspricht die Schornsteinhöhe der minimalen Quellhöhe.

⁶ Als Verdrängungshöhe d_0 wird die Höhe bezeichnet, um die die Vertikalprofile eines eindimensionalen Grenzschichtmodells zur Berücksichtigung dichter Hindernisstrukturen am Erdboden (Bebauung, Bewuchs) nach oben verschoben werden. Es gilt näherungsweise $d_0 (= 6 \cdot z_0)$

⁷ In /JAN 04/ wird das diagnostische Windfeldmodell TALdia noch mit TALdiames bezeichnet.

Transportunfällen bei niedrigen Quellen und nahen Gebäuden der Fall sein kann, ist es trotzdem möglich, eine Simulation mit ARTM / TALdia durchzuführen. Die Ergebnisse solcher Simulationen müssen jedoch besonders kritisch hinterfragt und geprüft werden.

Verwendung eines diagnostischen Windfeldmodells nach TA Luft

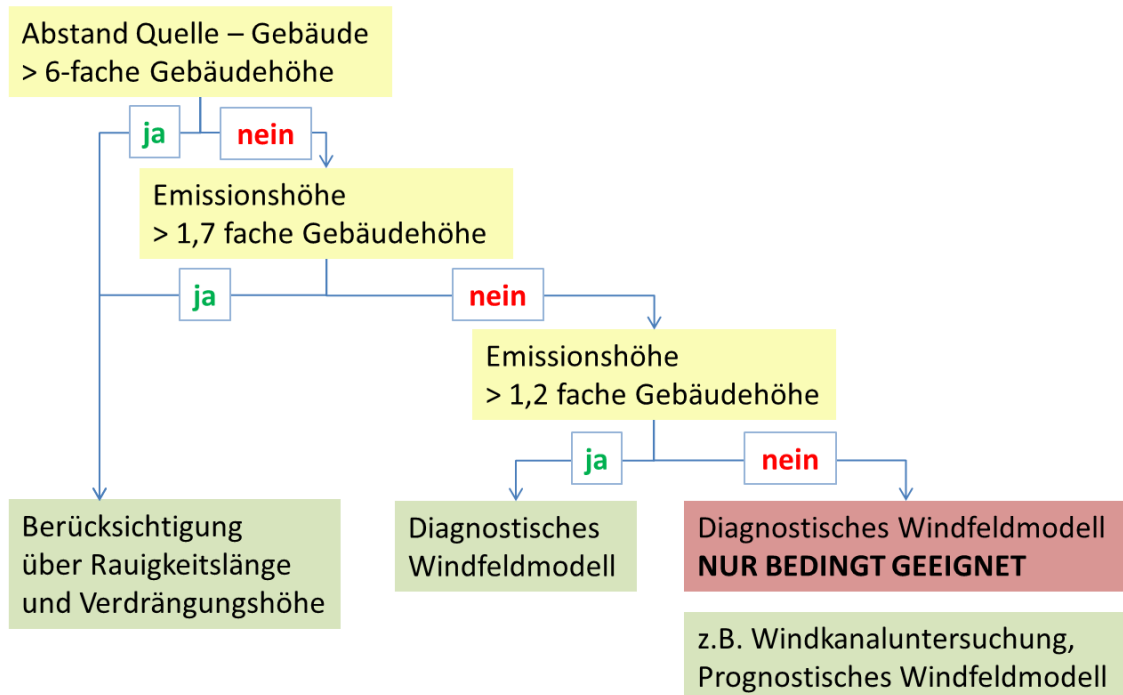


Abb. 2.4 Gebäudeberücksichtigung bei der Ausbreitungsrechnung nach TA Luft

Wie bereits in Kapitel 2.3 erwähnt, wird der Einfluss von Gebäuden auf die Ausbreitungsverhältnisse bei der Verwendung eines Gauß-Fahnen-Modells nur durch grobe Näherungen berücksichtigt. Gemäß Kapitel 4 der Störfallberechnungsgrundlagen zu § 49 StrlSchV (SBG) /SBG 04/ ist eine Korrektur für Gebäudeeinflüsse nur notwendig, wenn die Emissionshöhe $H_e < (H_G + I_G)$ ist und die Quelle sich auf dem Dach des Gebäudes befindet bzw. höchstens im Abstand von $I_G/4$ vom Gebäude entfernt ist oder die Quellposition horizontal weniger als $3 \cdot I_G$ in oder entgegen der Ausbreitungsrichtung vom Gebäude entfernt ist. Dabei ist I_G das Minimum der Gebäudebreite und der Gebäudehöhe H_G . Ansonsten wird die im Modell verwendete Emissionshöhe H_e abhängig von der Gebäudehöhe H_G auf eine neue Höhe h' reduziert:

$$a) \quad H_e > H_G : h' = 0,5 (3 H_e - (H_G + I_G)) \quad (2.3)$$

$$b) \quad H_e \leq H_G : h' = H_e - 0,5 I_G \quad (2.4)$$

Ist h' kleiner als $I_G/2$, so wird $h' = I_G/2$ gesetzt und zusätzlich eine Verbreiterung der Ausbreitungsparameter σ_x und σ_z abhängig von I_G vorgenommen, die auf /YAN 66/ zurückgeht und so auch in der entsprechenden amerikanischen Richtlinie /NRC 77/ zu finden ist. Die Festlegungen zum Gebäudeeinfluss in der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zu § 47 StrlSchV (AVV) /AVV 12/ sind nahezu identisch. Gebäude müssen in der AVV allerdings betrachtet werden, wenn die Emissionshöhe kleiner als die doppelte Gebäudehöhe ist. Ein Ablaufschema zur Gebäudeberücksichtigung nach SBG bzw. AVV zeigt Abb. 2.5.

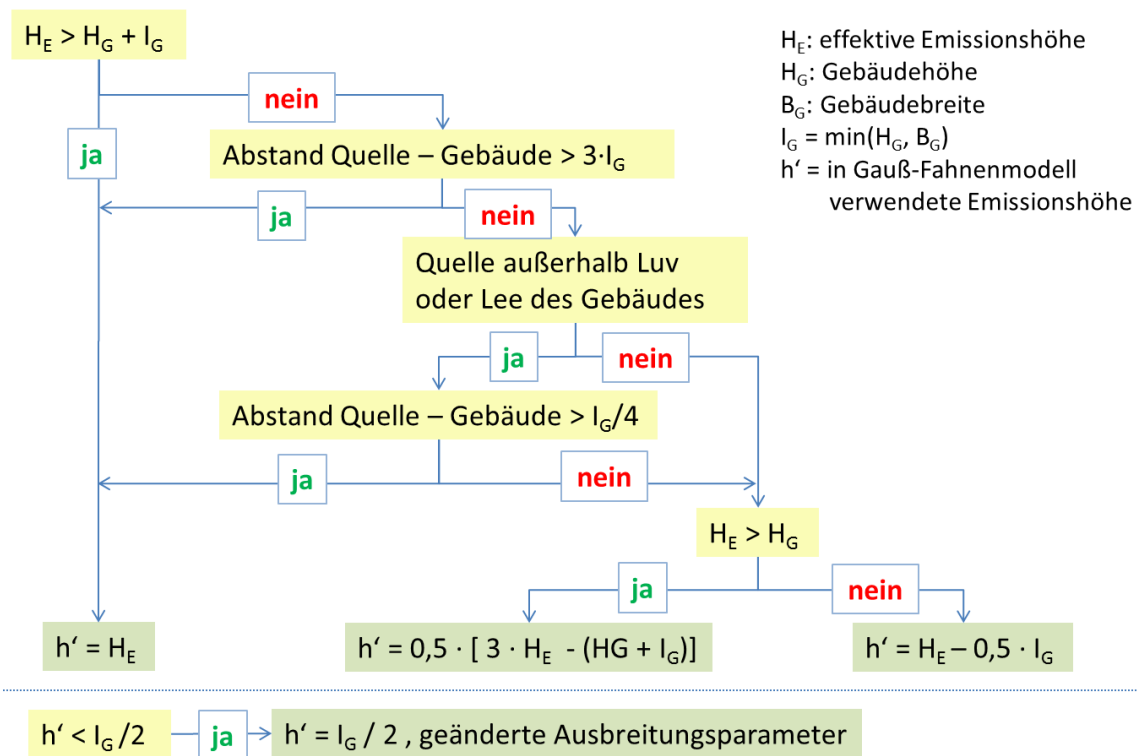


Abb. 2.5 Gebäudeberücksichtigung nach SBG beziehungsweise AVV

2.6 Windfeldmodelle

Bei Simulationen in ebenem Gelände ohne Gebäudeeinfluss brauchen keine komplizierten Windfeldmodelle herangezogen werden. In solchen Fällen reichen einfache Profildfunktionen für die Windrichtung, Windgeschwindigkeit und die Turbulenzparameter, wie beispielsweise die in Unterkapitel 2.3.1 vorgestellten Profile für die Windgeschwindigkeit (Abb. 2.2) und die Ausbreitungsparameter (Abb. 2.3).

Um die Strömung und Ausbreitung in der Nähe von Gebäuden abbilden zu können, werden dahingegen komplexe dreidimensionale diagnostische oder prognostische Modelle verwendet. Dabei nähern diagnostische Strömungsmodelle das Windfeld über Analogieschlüsse oder anhand empirischer Formeln an, wohingegen prognostische Windfeldmodelle diverse Erhaltungsgleichungen (numerisch) lösen.

Diagnostisches Strömungsmodell TALdia

Das diagnostische Standardwindfeldmodell TALdia (bzw. TALdiames) des Programmsystems AUSTAL2000, das als Grundlage für ARTM diente, wurde zunächst nur für die Berücksichtigung von Gelände mit einer maximalen Steigung von 1:5 entwickelt.

Die Berücksichtigung von Gebäuden erfolgt bei TALdia durch ein Korrekturfeld, das an ein elektrisches Feld angelehnt ist, welches von virtuellen homogenen Flächenladungen an den windabgewandten Gebäudeflächen hervorgerufen wird. Dieses Ausgangsfeld wird über den ungestörten Windvektor zum Rezirkulationsfeld skaliert und beschnitten und nach Addition mit dem ungestörten Windfeld iterativ divergenzfrei⁸ gerechnet (Abb. 2.6). Die Standardparameter der Einzelschritte sind so festgelegt, dass sich eine gute Übereinstimmung mit typischen Umströmungsmustern von Gebäuden ergibt /JAN 04/. Die Validierung der Strömungsfelder erfolgte u. a. anhand von CEDVAL⁹-Datensätzen gemäß VDI 3783, Blatt 9 /VDI 05/. Die Vergleiche der durch Gebäude erzeugten Zusatztrüblichkeit mit den CEDVAL-Datensätzen zeigen, dass zwar die Größenordnung der vom Gebäude erzeugten Zusatztrüblichkeit von TALdia getroffen wird, nicht aber die Struktur (räumlich und Komponentenaufteilung) /JAN 04/.

Bei Transportunfällen sind die Bedingungen für den Einsatz des diagnostischen Windfeldmodells TALdia für Gebäudeumströmung laut TALuft häufig nicht erfüllt:

⁸ Die Divergenzfreiheit gewährleistet, dass es keine Gitterzellen im Modell gibt, bei dem sich der Betrag von einströmenden und ausströmenden Luftmassen unterscheidet. Insbesondere bei größeren einströmenden Luftmassen würde fehlende Divergenzfreiheit dazu führen, dass Schadstoff- bzw. Nuklidkonzentrationen in diesen Gitterzellen (unrealistisch) zunehmen.

⁹ CEDVAL (Compilation of Experimental Data for Validation of Microscale Dispersion Models) ist eine Datenbank des Environmental Wind Tunnel Laboratory des Meteorologischen Instituts der Universität Hamburg. Die umfangreichen CEDVAL-Datensätze wurden aus Windkanalversuchen mit verschiedenen Gebäudeanordnungen gewonnen und stehen zur Validierung von numerischen Strömungs- und Ausbreitungsmodellen zur Verfügung (<http://www.mi.uni-hamburg.de/CEDVAL-Valid.427.0.html>).

6. Bei sehr niedriger (bodennaher) Freisetzungshöhe, die bei einem Transportunfall ohne Brand anzunehmen ist, kann die Bedingung „Freisetzungshöhe > 1,2-fache der Gebäudehöhen“ nicht erfüllt werden.
7. Liegt die Freisetzungshöhe unter dem 1,2 fachen der Gebäudehöhe, dann müssen diese Gebäude mindestens einen Abstand vom 6fachen der Gebäudehöhe besitzen.

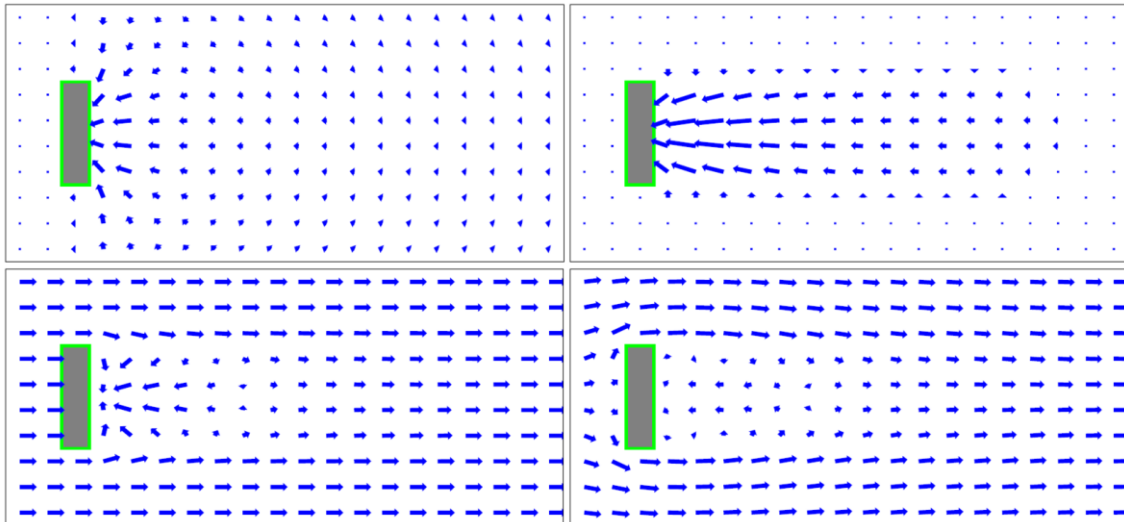


Abb. 2.6 Bestimmung des diagnostischen Windfeldes in TALdia: Ausgangsfeld, Re-zirkulationsfeld, Kombination mit ungestörtem Feld, divergenzfreies Ergebnis (von links oben nach rechts unten) /JAN 04/

In solchen Fällen sollte demnach ein prognostisches Modell verwendet werden. Simulationen mit prognostischen Modellen erfordern allerdings einen sehr viel größeren Bedienungs- und Rechenaufwand (siehe unten: Vergleich zwischen AUSTAL2000 und MISKAM). Da bei einer Risikoanalyse eine Vielzahl von Simulationen durchgeführt werden muss, ist die Anwendung von prognostischen Modellen daher nicht praktikabel und es muss auf ein diagnostisches Modell wie TALdia zurückgegriffen werden.

Prognostisches Windfeldmodell MISKAM

Prognostische (mikroskalige) Windfeldmodelle zeichnen sich dadurch aus, dass sie den Wind, die Temperatur, die Feuchte und die Turbulenz im Bereich von Gebäuden bei unterschiedlicher thermischer Schichtung auf Basis von (Näherungs-)Gleichungen zur Energie-, Masse- und Impulserhaltung berechnen /VDI 05/. Der Modelltyp nichthyd-

rostatischer mikroskaliger Strömungsmodelle ist in der Lage, komplexe Wechselwirkungen zwischen der Atmosphäre und den Oberflächenstrukturen der Gebäude zu simulieren. Ein typischer Vertreter solcher Modelle ist das prognostische mikroskalige Modell MISKAM /EIC 88/, /EIC 07/.

Vergleich zwischen AUSTAL2000 und MISKAM

Nach Eichhorn /EIC 07/ liefert die Validierung von MISKAM mit CEDVAL-Datensätzen gemäß VDI Richtlinie 3783, Blatt 9 /VDI 05/, die sich der Evaluierung von berechneten Gebäude- und Hindernisumströmungen widmet, deutlich bessere Resultate als das diagnostische Modell TALdia.

Inwieweit sich die Modellunterschiede auf die Ausbreitung von Freisetzungen auswirken, ist in /FLA 09/ zu erkennen. Dort wurden Berechnungen mit AUSTAL2000 zur Umströmung eines U-förmigen Gebäudes und der Ausbreitung aus verschiedenen Quellpositionen durchgeführt (wie bei /JAN 04/) und mit entsprechenden Berechnungen von MISKAM verglichen. Generell zeigt sich bei MISKAM eine deutlich bessere Korrelation zwischen Messdaten und Modelldaten der Konzentrationen als bei AUSTAL 2000. In Abb. 2.7 ist dieser qualitative Unterschied an einem in /FLA 09/ und /FLA 07/ wiedergegebenen Beispiel für ein 16 m hohes, U-förmiges Gebäude mit einer Quelle 2 m über Dachniveau (Quellort A) gut zu erkennen. Bei einzelnen Konfigurationen, insbesondere bei hohen Gebäuden und bodennahen Quellen in Gebäudenähe, nimmt bei MISKAM die Prognosequalität auf ein ähnliches Niveau wie bei AUSTAL2000 ab /FLA 07/. Die Steigerung der Prognosequalität sollte dabei im Verhältnis zum Aufwand (von der richtigen Bedienung des Rechenprogramms über die Rechendauer bis zur Auswertung der Daten) betrachtet werden. Allein die Rechendauer für ein und denselben Beispielfall stieg laut /FLA 09/ von 1 – 3 Minuten mit AUSTAL2000 auf 4 – 8 Stunden mit MISKAM.

Wegen des viel höheren Aufwands, der im Vergleich zur Verbesserung der Ergebnisse unverhältnismäßig ist, ist, wie bereits oben erwähnt, der breite Einsatz eines prognostischen Windfeldmodells, insbesondere bei probabilistischen Untersuchungen mit einer Vielzahl von benötigten Simulationen, nicht praktikabel. Für Einzelfallbetrachtungen kann der Vergleich zwischen prognostischem und diagnostischem Windfeldmodell mit nachgeschaltetem Ausbreitungsmodell aber wertvolle Hinweise für die Interpretation der Ergebnisse des diagnostischen Modells liefern, insbesondere, ob die mit dem di-

agnostischen Modell berechneten Konzentrationsverteilungen bzw. Maximalwerte der Konzentration (außerhalb des erlaubten Anwendungsbereiches des diagnostischen Modells) konservative Werte liefern, oder ob die Gefahr einer Unterschätzung besteht.

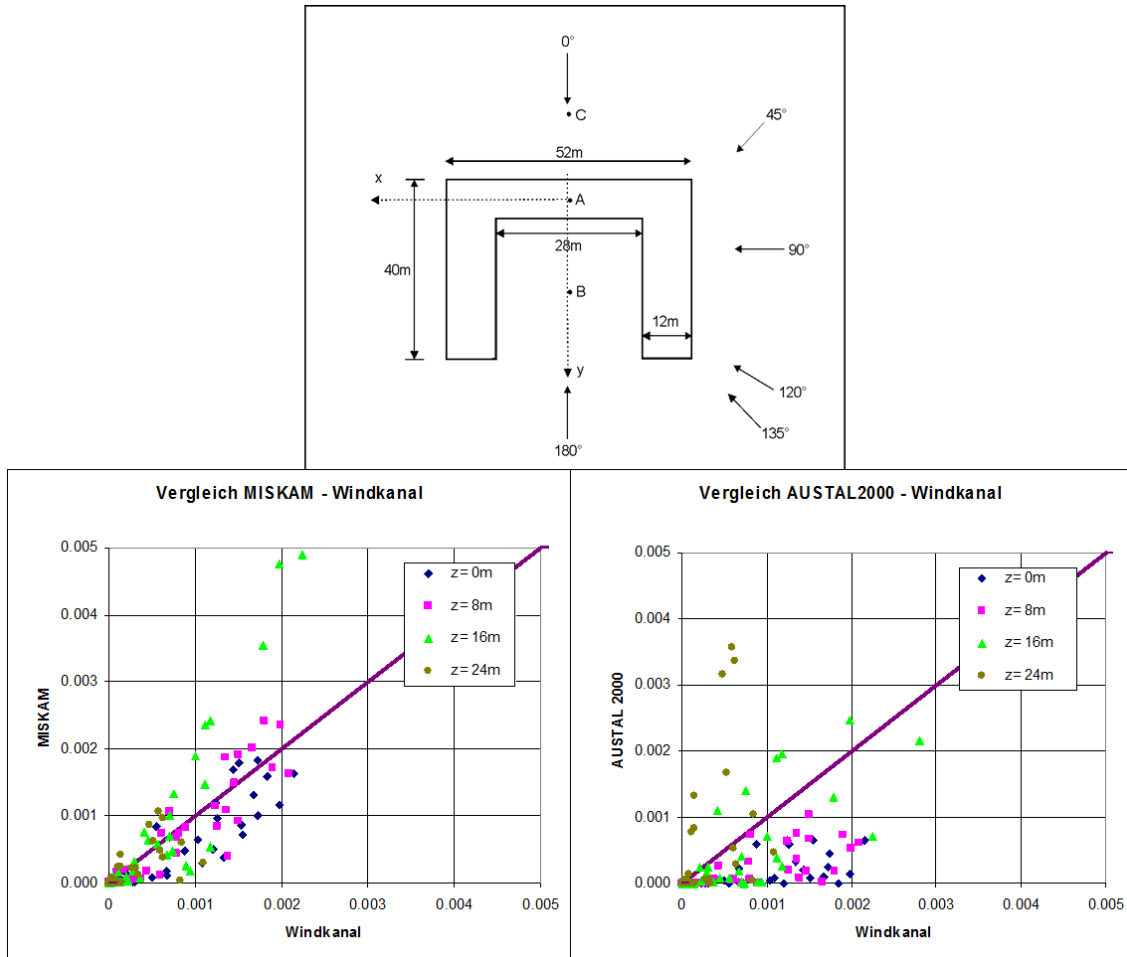


Abb. 2.7 Vergleich der normierten Konzentrationsdaten zwischen Messung im Windkanal und Modell (unten links MISKAM, rechts AUSTAL) für Anströmung eines 16 m hohen, U-förmigen Gebäudes aus 45° mit Quellort A (2 m über Dach) /FLA 07/

Die verglichenen Messpunkte lagen im Abstand: 25 m, 50 m und 80 m quer zur Anströmrichtung und in 40 m parallel zum Gebäude. Die Angabe z gibt die Messhöhen an.

3 Ebenes Gelände

3.1 Gauß-Fahnenmodell gegenüber ARTM

In der ersten Transportstudie /GRS 91/ wurde das Gauß-Fahnenmodell für die Ausbreitungsrechnung verwendet. Allerdings konnte mit diesem das Nahfeld (Entfernung zur Quelle geringer als 150 m) nicht simuliert werden. Des Weiteren ist das Gauß-Fahnenmodell nicht konservativ für niedrige Quellen (unter 50 m) und geringe Rauigkeitslängen (siehe Kapitel 2.3.1). Für Freisetzungen nach Transportunfällen können weder niedrige Quellen noch geringe Rauigkeitslängen ausgeschlossen werden. Zudem könnten sich Personen auch in geringerer Entfernung als 150 m vom Unfallort aufhalten.

In der im Folgenden präsentierten Simulationsreihe wurden daher Ergebnisse von ARTM Simulationen den Berechnungen mit dem SBG Gauß-Fahnenmodell gegenübergestellt. Es sollte dabei überprüft werden, ob die mit dem Gauß-Fahnenmodell berechneten Ausbreitungsfaktoren mittels einfacher Skalierungen für eine Abschätzung der Ausbreitungsfaktoren im Nahfeld verwendet werden können.

Für die Ausbreitungsrechnungen wurde einerseits ARTM in der Programmversion 2.7.2 verwendet, andererseits das SBG-Modul der GO-ARTM Benutzeroberfläche Version 2.0 /RIC 13a/. Beide Programme können mit identischen Eingabe-Dateien betrieben werden und legen die Simulationsergebnisse im selben Format in ihren Ausgabe-Dateien ab. Wird für beide Simulationstypen das gleiche Rechengitter verwendet, lassen sich die Ergebnisse dadurch einfach vergleichen.

Verwendet wurde ein Gitter mit einer horizontalen Maschenweite von 4 m. Eine Punktquelle wurde im Koordinatenursprung platziert, der in einem Gitterzellen-Mittelpunkt liegt (siehe Abb. 3.1). Die vertikale Gitterauflösung entspricht der Standardauflösung von ARTM bei Rechnungen ohne Gebäude¹⁰.

Die Rauigkeitslänge wurde bei den ARTM Rechnungen zwischen den Werten 2 cm, 20 cm und 200 cm variiert. Dieser Parameter wird bei den Gauß-Fahnenmodell Rech-

¹⁰ Die Grenzen der vertikalen Gitterschichten liegen demnach bei den folgenden Höhen [m]: 0, 3, 6, 10, 16, 25, 40, 65, 100, 150, 200, 300, 400, 500, 600, 700, 800, 1000, 1200 und 1500.

nungen nicht als Eingabeparameter verwendet, die darin verwendeten Ausbreitungsparameter wurden bei mittleren bis hohen Rauigkeitslängen bestimmt (siehe Abschnitt „Ausbreitungsparameter in Kapitel 2.3.1). Emittiert wurden vier langlebige Nuklide in unterschiedlichen Aerosol-Größenklassen: Ca-41, Aerosolklasse 1, Ni-59, Aerosolklasse 2, Tc-99, Aerosolklasse 3 und U-234, Aerosolklasse 4, jeweils mit 100 Bq/s. Es wurden Simulationen mit Quellhöhen von 0, 2, 5, 10, 20, 50 und 100 Metern durchgeführt.

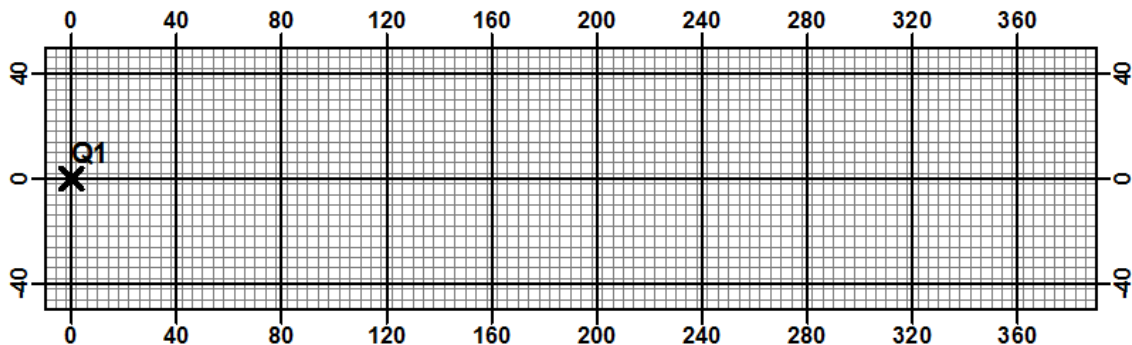


Abb. 3.1 Verwendetes Rechengitter bei den ARTM und SBG-Modul Simulationen.
Die Punktquelle liegt im Koordinatenursprung

Als meteorologische Eingabeparameter wurden die Vorgaben zu deterministischen Untersuchungen der SBG verwendet. Demnach wurde mit jeweils 1 m/s Windgeschwindigkeit 10 m über Grund die 6 verschiedenen Diffusionskategorien A-F simuliert. Als Windrichtung wurde West gewählt. Die Diffusionskategorien A, B und F wurden ohne Niederschlag gerechnet, die Kategorien C, D und E mit jeweils 5 mm Regen pro Stunde. Zusätzlich wurden die Diffusionskategorien C-E auch noch ohne Niederschlag berechnet. Für die bessere Vergleichbarkeit mit den Gauß Fahnenmodell Simulationen wurde bei den ARTM Simulationen die Option NOSHEAR verwendet, wodurch die realitätsnahe Windrichtungsrotation mit der Höhe unterdrückt wird. Bei der gewählten Windrichtung bleiben die Maximalwerte für jede Entfernung x von der Quelle jeweils beim Wert $y=0$, also auf der x -Achse. Die ARTM Rechnungen wurden mit der höchsten Qualitätsstufe, das bedeutet die maximal mögliche Anzahl von Simulationspartikeln, durchgeführt. Es wurde ein Zeitreihe von 24 Stunden mit kontinuierlichen Emissionen betrachtet. Auf die zeitintensive Berechnung der Gammawolkenstrahlung wurde verzichtet.

Beispielhaft zeigt Abb. 3.2 die simulierten bodennahen Konzentrationen von Ca-41 bei einer Emission in 10 m Höhe für die Diffusionskategorie D bei einer Regenrate von

5 mm/h. Bei den oberen drei handelt es sich um ARTM Simulationen, bei denen lediglich die Rauigkeitslänge (RL) variiert wurde. Weiße Flächen in den Graphiken entsprechen Regionen, in denen die simulierte Konzentration unter $3 \cdot 10^{-5} \text{ Bq/m}^3$ liegt. Für den Nahbereich an dieser Stelle bemerkenswert ist, dass das Gauß-Fahnenmodell lediglich für positive x-Werte (in Windrichtung hinter der Quelle) definiert ist. Bei hohen Rauigkeitslängen, relativ niedrigen Quellen und niedrigen Windgeschwindigkeiten können aber durchaus auch nicht vernachlässigbare Konzentrationen im Luv der Quelle auftreten.

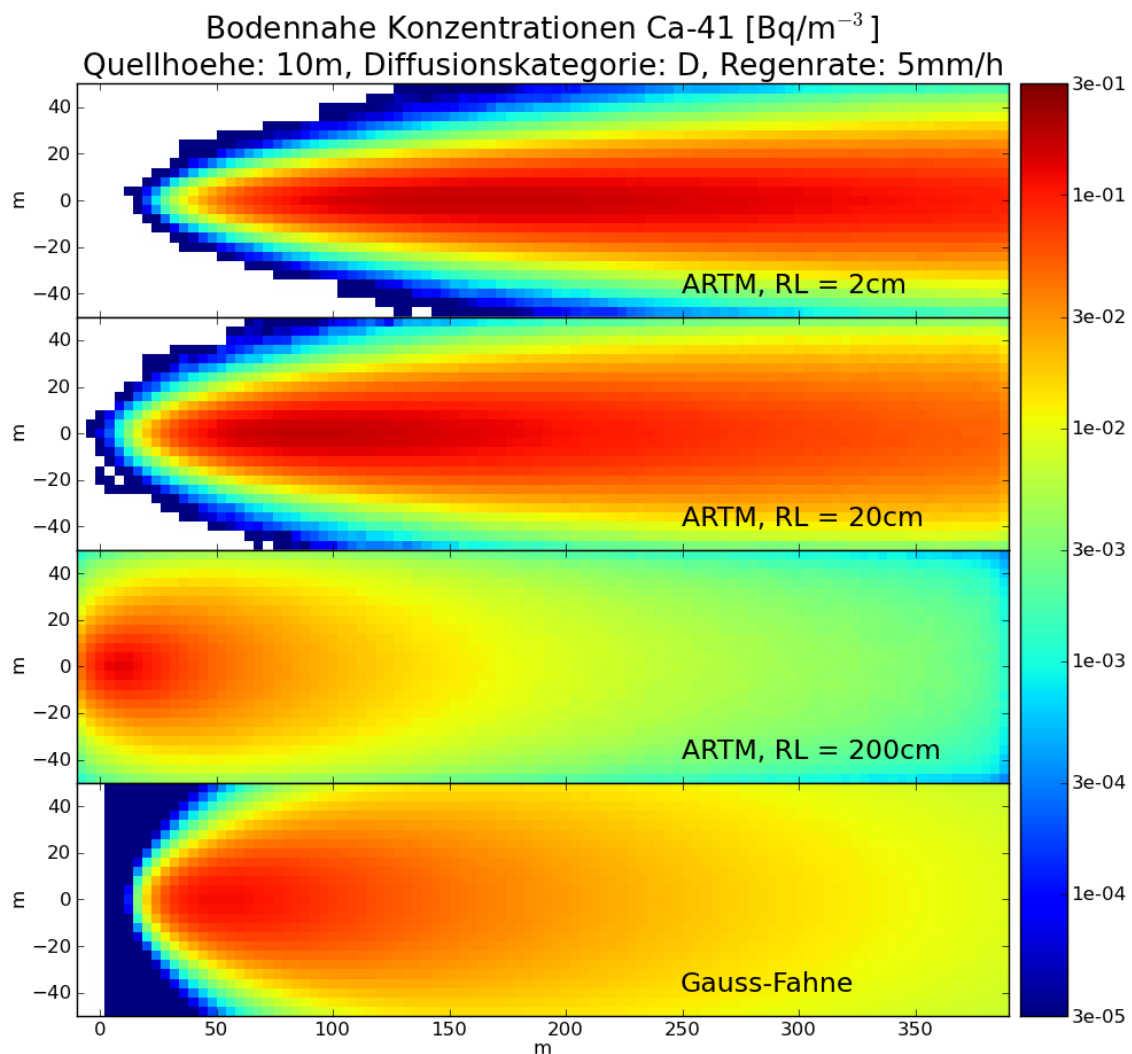


Abb. 3.2 Beispiele für simulierte bodennahe Konzentrationen von Ca-41 bei einer angenommenen Quellhöhe von 10m, Diffusionskategorie D, Regenrate 5 mm/h, 1 m/s Wind von Westen in 10 m Höhe

In diesem Beispiel liegen die jeweils höchsten berechneten Konzentrationen bei sehr ähnlichen Werten. Die Positionen der Maximalwerte weichen allerdings deutlich vonei-

einander ab, ebenso die Größe der beaufschlagten Fläche über vorgegebenen Schwellenwerten (siehe Tab. 3.1). Die Simulationsergebnisse entsprechen hier den Erwartungen, dass das Gauss-Fahnenmodell mit den SBG-Ausbreitungsparametern für niedrige Quellhöhen und insbesondere für niedrige Rauigkeitslängen nicht konservativ ist.

Tab. 3.1 Beispiele von maximalen Konzentrationen, Entfernung des Maximalwertes zur Quelle und Anzahlen der Zellen über gegebenen Schwellenwerten als Maß für die beaufschlagte Fläche (Werte zu Simulationen aus Abb. 3.2)

Modell	RL [cm]	Maximale bodennahe Konzentration Ca-41 [Bq/s]	Entfernung zur Quelle [m]	Anzahl Zellen mit Konzentration größer		
				0,1 Bq/m ³	0,01 Bq/m ³	0,001 Bq/m ³
ARTM	2	0,173	156	324	1162	1656
ARTM	20	0,174	92	208	1581	2057
ARTM	200	0,131	8	14	807	2446
Gauss-Fahne	/	0,117	52	27	1880	2244

Um der Frage nachzugehen, ob sich eine einfache Beziehung finden lässt zwischen den Ergebnissen der Gauß-Fahnen-Simulationen für größere Entfernungen (weiter als 50 m von der Quelle entfernt) und den maximalen Werten im Nahbereich, die mittels ARTM berechnet wurden, wurden zunächst die jeweiligen simulierten Konzentrationen bzw. Depositionswerte unter der Fahnenachse über den Abstand zur Quelle gegeneinander geplottet (siehe Anhang C). Es zeigen sich deutliche Abhängigkeiten von der Quellhöhe, der Diffusionskategorie, der Aerosolklasse und für die ARTM Simulationen auch von der verwendeten Rauigkeitslänge. Entsprechend der Einschränkungen, die für die Anwendung der in der SBG verwendeten Ausbreitungsparameter für das Gauß-Fahnenmodell gemacht werden, kann lediglich für hohe Quellen, hohe Rauigkeitslängen und Quellentfernungen von über ca. 150 m davon ausgegangen werden, dass das Gauß-Fahnenmodell konservative Werte liefert.

Für die weitere Analyse wurden jeweils die Maximalwerte der für die verschiedenen meteorologischen Bedingungen mit ARTM berechneten Werte in zwei unterschiedlichen Quellentfernungen (20 m und 148 m) den mittels des Gauß-Fahnenmodells berechneten Werten bei 148 m gegenübergestellt. Die kürzere Entfernung wurde als „Repräsentant“ für das Nahfeld verwendet. Die Entfernung von 148 m (Mittelpunkt der Simulations-Gitterzelle, die von 146 m bis 150 m reicht) wurde gewählt, da in früheren Transportstudien die Konzentrations- und Depositionswerte nicht näher als in 150 m Entfernung zur Quelle berechnet werden konnten. In Abb. 3.3 bis Abb. 3.5 sind die simulierten Konzentrationen bzw. Depositionen jeweils in 148 m Entfernung der beiden

Modelle gegenübergestellt. Der obere Graph zeigt jeweils die absoluten Werte, in den unteren Graphen sind die Verhältnisse der beiden Simulationsergebnisse zueinander dargestellt. Die Farben der Symbole stehen für die verschiedenen Quellhöhen, die verschiedenen Symbole kennzeichnen die verschiedenen Aerosol-Größenklassen (unterschiedliche Nuklide) und die Größe der Symbole zeigt die in den ARTM Simulationen verwendete Rauigkeitslänge. Lediglich bei großen Quellhöhen (hellgrüne Symbole: 100m, hellblaue Symbole: 50m) stimmen die bodennahen Konzentrationen unabhängig von Aerosolgröße oder Rauigkeitslänge auf einen Faktor 10 genau miteinander überein. Bei niedrigeren Quellhöhen treten Abweichungen von bis zu 4 Größenordnungen voneinander auf (ARTM Simulationen ergeben im Extremfall 10^{-4} mal kleinere Maximalwerte als das Gauß-Fahnenmodell bzw. im anderen Extrem 10^2 mal größere Maximalwerte). Wie zu erwarten werden die Werte bei niedrigen Rauigkeitslängen und niedrigen Quellhöhen (große blaue und pinke Symbole) vom Gauß-Fahnenmodell im Vergleich zu ARTM unterschätzt.

Bei der trockenen Deposition weichen die Modelle insbesondere für die großen Aerosole und niedrige Quellhöhen stark voneinander ab. Eine relativ gute Übereinstimmung lässt sich wieder für hohe Quellhöhen verzeichnen.

Bei der nassen Deposition liegen die ARTM Werte der niedrigen Rauigkeitslängen um einen Faktor 10 höher als die Gauß-Fahnenmodell Werte. Bei einer hohen Rauigkeitslänge stimmen die Werte für kleine Aerosole gut überein, die Werte der großen Aerosole werden bei niedrigen Quellhöhen vom Gauß-Fahnenmodell teils deutlich überschätzt.

Die Abbildungen verdeutlichen, dass es keine einfache Beziehung zwischen den ARTM-Simulationen und denen des Gauß-Fahnenmodells gibt. Es bestätigt sich lediglich, dass konservative Abschätzungen mittels des Gauß-Fahnenmodells für hohe Quellen und einer hohen Rauigkeitslänge möglich sind.

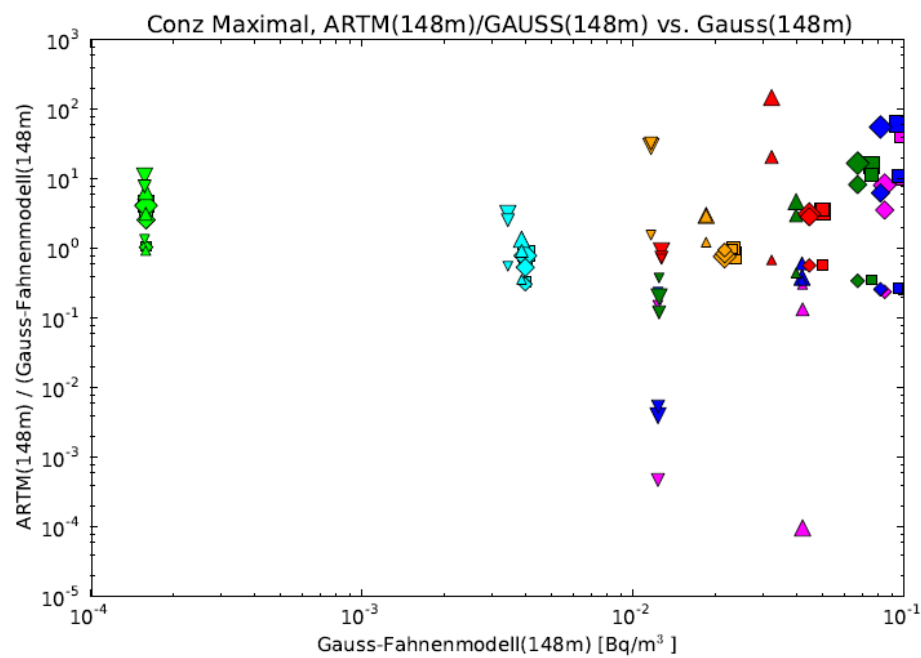
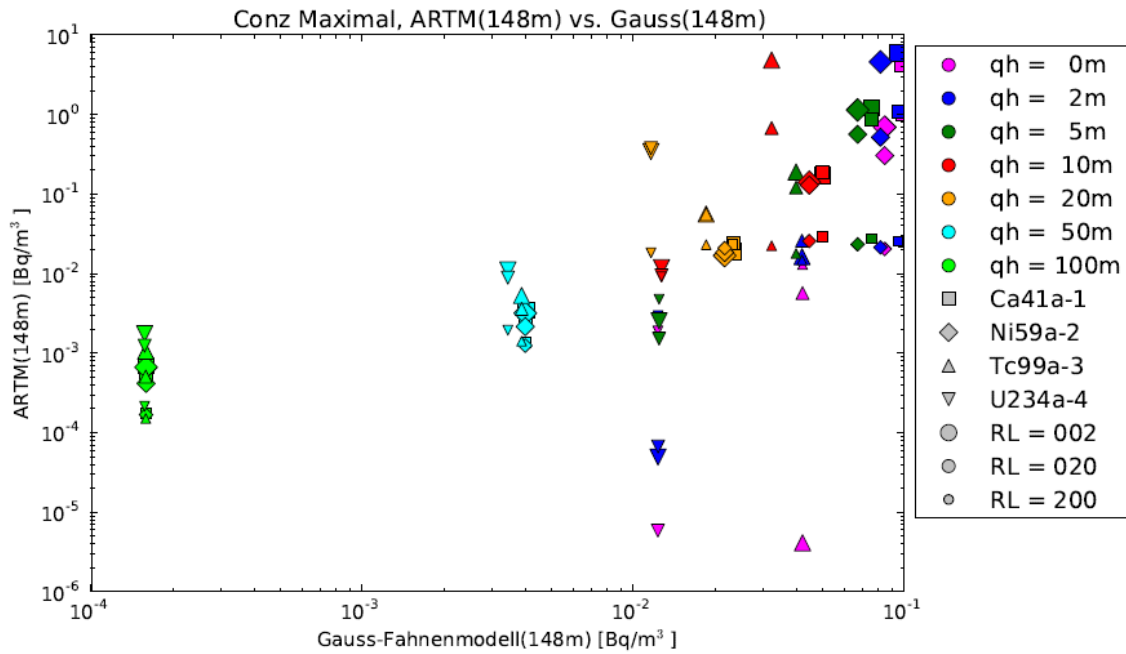


Abb. 3.3 Maximale simulierte Konzentrationen in 148 m Entfernung: ARTM gegenüber Gauss-Fahnenmodell Simulationen (oben) und Verhältnis von ARTM zu Gauss-Fahnenmodell Simulationen über Gauss Fahnenmodell Simulationen (unten)

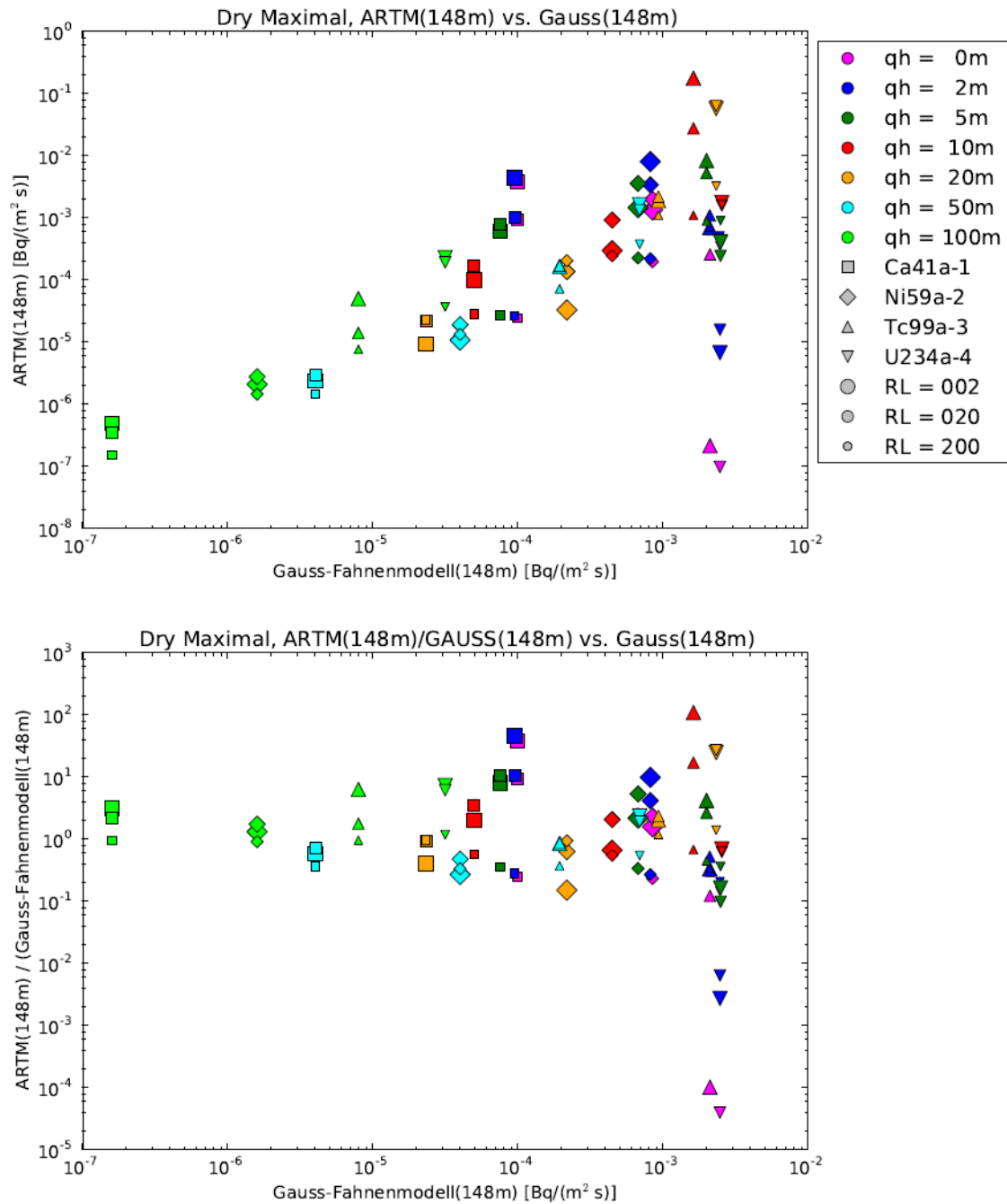


Abb. 3.4 Maximale simulierte trockene Depositionen in 148 m Entfernung: ARTM gegenüber Gauss-Fahnenmodell Simulationen (oben) und Verhältnis von ARTM zu Gauss-Fahnenmodell Simulationen über Gauss Fahnenmodell Simulationen (unten)

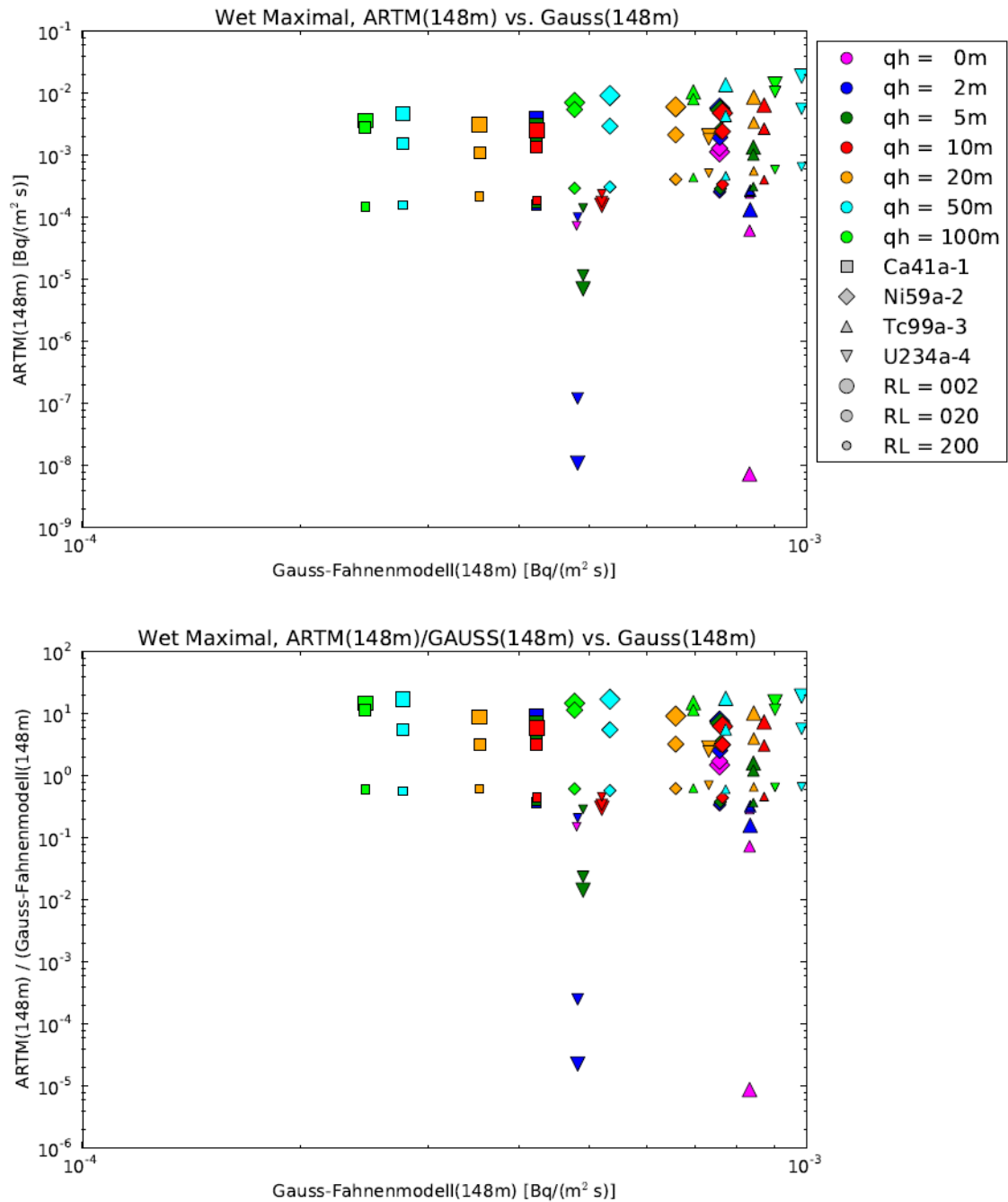


Abb. 3.5 Maximale simulierte nasse Depositionen in 148 m Entfernung: ARTM gegenüber Gauss-Fahnenmodell Simulationen (oben) und Verhältnis von ARTM zu Gauss-Fahnenmodell Simulationen über Gauss Fahnenmodell Simulationen (unten)

Die Gegenüberstellung der Gauß-Fahnenmodell Simulationsergebnisse bei 148 m Quellentfernung und denen von ARTM in 20 m Quellentfernung zeigen ein ähnliches Bild (Abb. 3.6 bis Abb. 3.8). Insbesondere bei großen Aerosolen hängt die Konzentration im Nahbereich empfindlich von der Quellhöhe und der Rauigkeitslänge ab, wenn es sich nicht um eine niedrige Quelle handelt (Quellhöhe < 20 m). Für ein und dieselbe Aerosolgröße und Quellhöhe aber unterschiedliche Rauigkeitslängen liegen die mittels ARTM berechneten Konzentrationen teilweise um über 2 Größenordnungen auseinander. Zwischen den simulierten Nahbereich-ARTM Konzentrationen und den 148 m Entfernung Gauß-Fahnenmodell Konzentrationen liegen bis zu drei Größenordnungen nach oben und unten, ebenso für die Werte der trockenen Deposition, die hauptsächlich von der bodennahen Konzentration abhängen. Mit einem Faktor 1000 multipliziert an die Gauß-Fahnenmodell-Werte in 150 m Entfernung lässt sich also eine konservative Abschätzung für das Nahfeld (in 20 m Entfernung) ableiten. Für viele Fälle würde dann die Konzentration und trockene Deposition aber massiv überschätzt.

Die simulierten Werte der nassen Deposition liegen bis zu zwei Größenordnungen auseinander. Wenn man vermeintliche Ausreißer nicht berücksichtigt, lässt sich ein relativ konstanter Faktor von ca. 30 bei niedrigen Rauigkeitslängen für die simulierten nassen Depositionen zwischen den Nahbereichs-ARTM Werten für die nasse Deposition und denen des Gauß-Fahnenmodells in 148 m Entfernung feststellen und ein Faktor von ca. 3 für hohe Rauigkeitslängen. Diese Werte sind allerdings mit großen Unsicherheiten behaftet.

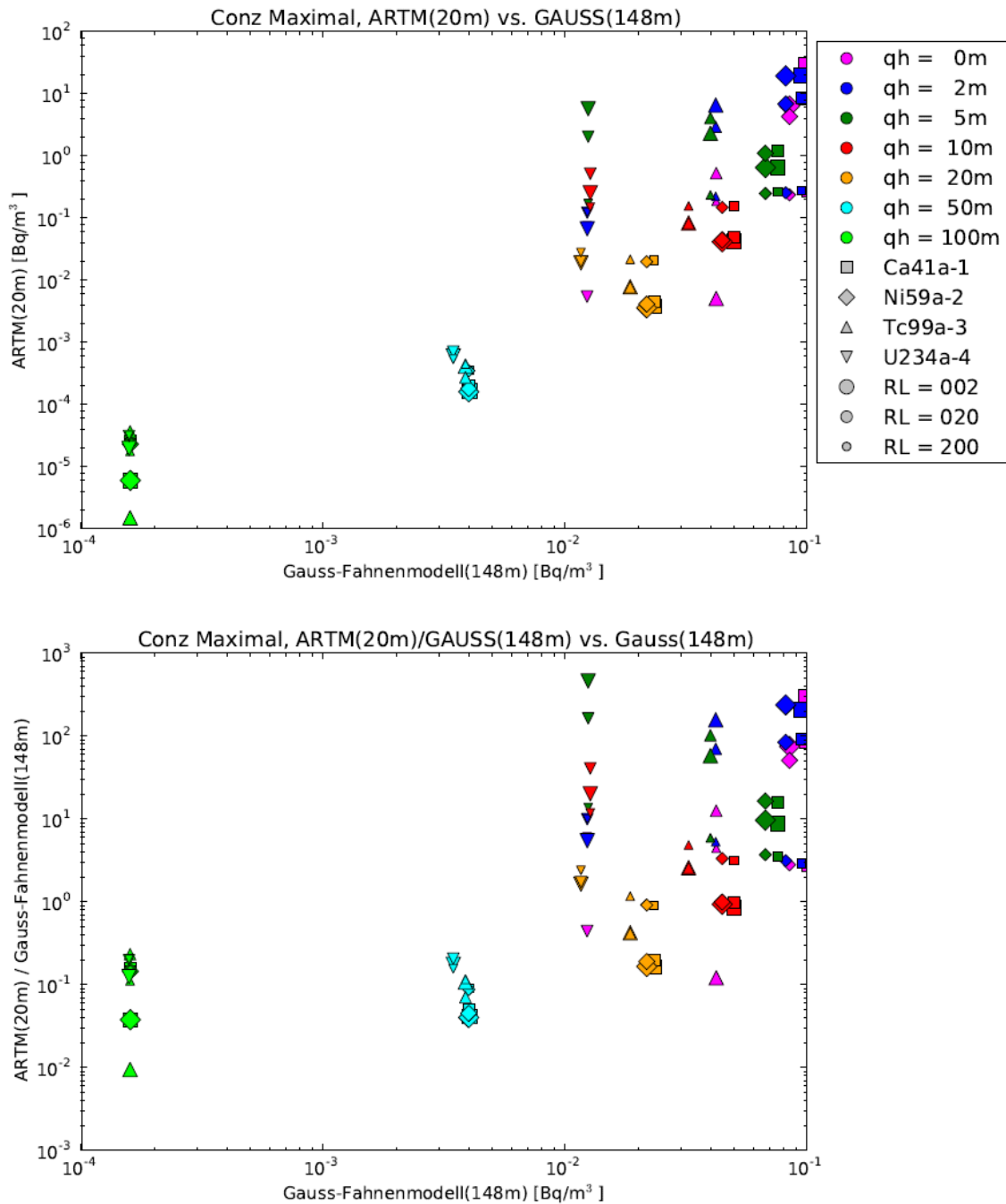


Abb. 3.6 Maximale durch ARTM simulierte Konzentrationen in 20 m Entfernung über maximale durch das Gauß-Fahnenmodell simulierte Konzentrationen in 148 m Entfernung (oben) und Verhältnisse zwischen diesen beiden Werten über den Gauß-Fahnenmodell-Konzentrationen in 148 m Entfernung (unten)

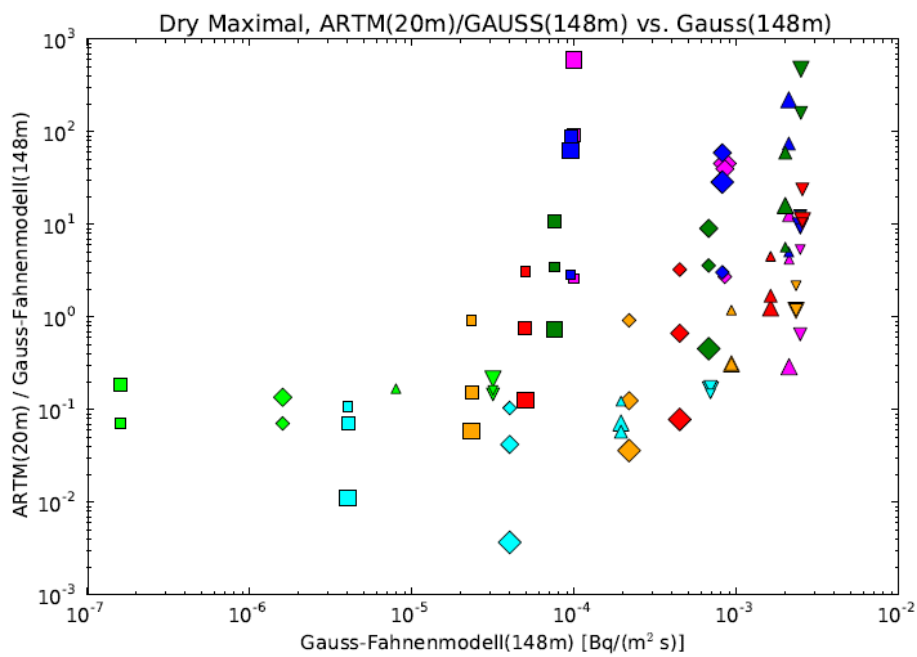
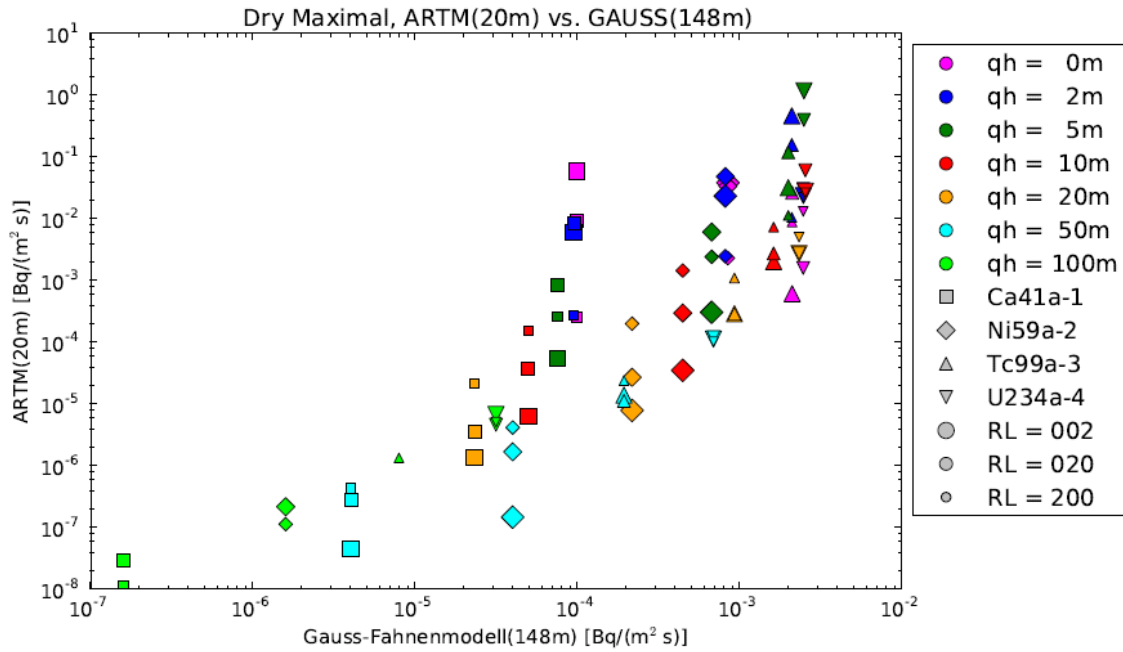


Abb. 3.7 Maximale durch ARTM simulierte trockene Deposition in 20 m Entfernung über maximale durch das Gauß-Fahnenmodell simulierte trockene Deposition in 148 m Entfernung (oben) und Verhältnisse zwischen diesen beiden Werten über den Gauß-Fahnenmodell trockenen Depositionen in 148 m Entfernung (unten)

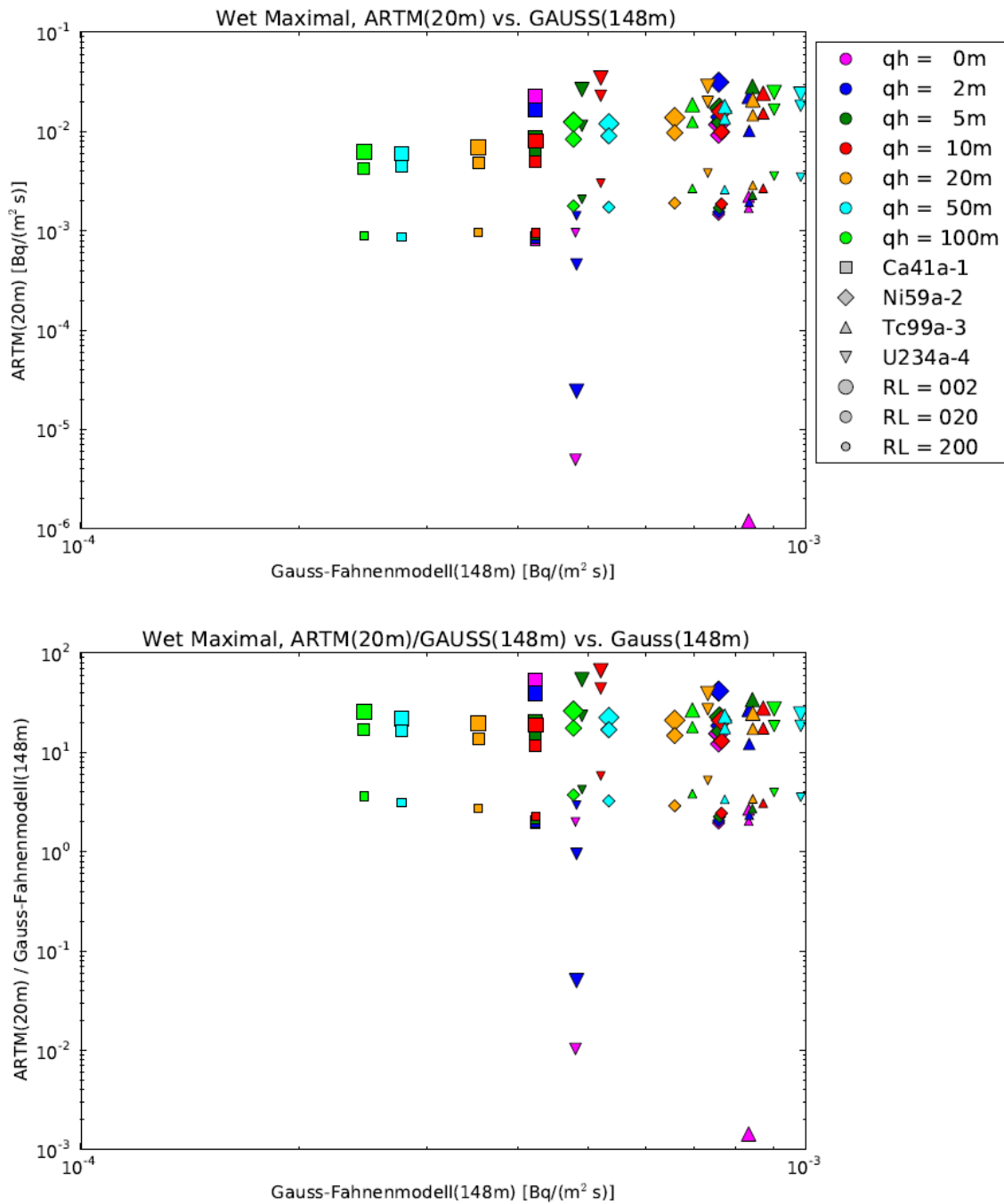


Abb. 3.8 Maximale durch ARTM simulierte nasse Deposition in 20 m Entfernung über maximale durch das Gauß-Fahnenmodell simulierte nasse Deposition in 148 m Entfernung (oben) und Verhältnisse zwischen diesen beiden Werten über den Gauß-Fahnenmodell nassen Depositionen in 148 m Entfernung (unten)

3.2 ARTM Fernfeld gegenüber ARTM Nahfeld

In der Transportstudie Konrad 2009 (TSK09) /GRS 10/ wurde bereits das Lagrange'sches Partikelmodell LASAT (/JAN 98a/, /JAN 98b/, /JAN 00/) für die Ausbreitungsrechnung verwendet (siehe auch Kapitel 2.3.2). Dabei wurde allerdings eine grobe Gitterauflösung von 100 m verwendet und als geringste Entfernung zur Quelle ein Abstand von 150 m betrachtet (Mittelpunkt der zur Quelle benachbarten Gitterzelle).

Da, wie schon einleitend zu Kapitel 3.2 erwähnt, nicht ausgeschlossen werden kann, dass sich bei einem Transportunfall Personen auch näher als 150 m vom Unfallort aufhalten, wurden im Folgenden die Simulationsergebnisse von ARTM im Nahfeld (20 m) denen in 150 m Entfernung gegenübergestellt. Dabei wurden die für die Untersuchungen in Kapitel 3.1 durchgeführten und dort genauer beschriebenen ARTM Simulationen für die weiteren Analysen verwendet.

Es wurden jeweils die Maximalwerte der für die verschiedenen meteorologischen Bedingungen mit ARTM berechneten Werte in zwei unterschiedlichen Quellentfernungen (20 m und 148 m) gegenübergestellt. Abb. 3.9 bis Abb. 3.11 zeigen Gegenüberstellungen der simulierten Konzentrationen bzw. Depositionen in 20 m zu 148 m Entfernung. Der obere Graph zeigt jeweils die absoluten Werte, in den unteren Graphen sind die Verhältnisse der beiden Simulationsergebnisse zueinander dargestellt. Die Farben der Symbole stehen für die verschiedenen Quellhöhen, die verschiedenen Symbole kennzeichnen die verschiedenen Aerosol-Größenklassen (unterschiedliche Nuklide) und die Größe der Symbole zeigt die in den ARTM Simulationen verwendete Rauigkeitslänge.

Auffällig ist hierbei, dass große Abweichungen von über 2 Größenordnungen lediglich für die größeren Aerosole (dreieckige Symbole) und niedrige Quellhöhen auftreten. Dies ist leicht nachvollziehbar, denn größere und damit schwerere Aerosole sedimentieren und deponieren schneller und werden durch den Wind nicht so weit getragen, insbesondere, wenn sie von keiner größeren Ausgangshöhe starten.

Bei den kleineren Aerosolen übersteigen die simulierten Konzentrations- bzw. Depositionswerte in 20 m Entfernung diejenigen in 148 m Entfernung um höchstens den Faktor 40.

Bei hohen Quellhöhen (hellblaue und hellgrüne Symbole) ist umgekehrt zu beobachten, dass die simulierten Konzentrations- bzw. trockenen Depositionswerte in 148 m

Entfernung höher als die für das Nahfeld berechneten Werte sind. Auch dies ist leicht nachvollziehbar: Bei einer hohen (Punkt-)Quelle hat die Aerosolwolke in 20 m Entfernung unter Umständen noch gar nicht die untersten Luftschichten erreicht. Da bei der nassen Deposition die gesamte Luftsäule über dem Boden ausgewaschen wird, spielt hier die vertikale Verteilung der Aerosole keine Rolle. Wegen der geringeren horizontalen Ausdehnung der Wolke in Quellnähe, sind deshalb auch die simulierten nassen Depositionen in Quellnähe durchweg größer als die in größeren Entfernungen.

Für eine, an die Ausbreitungsrechnung anschließende Dosisberechnung ist zu beachten, dass große Aerosole für die Inhalationsdosis keine Rolle spielen, da diese nicht lungengängig sind. Die wesentlich größeren Konzentrationen der größeren Aerosole in der Luft im Nahbereich können deshalb vernachlässigt werden. Zudem ist zu berücksichtigen, dass es nicht realistisch ist, nach einer erhöhten Freisetzung radioaktiver Stoffe im Nahbereich keine Säuberungs- und Dekontaminationsmaßnahmen anzunehmen. Darüber hinaus würden im Zweifelsfall für diesen Nahbereich Verzehrseinschränkungen veranlasst. Der in der TSK09 dominierende Ingestionspfad¹¹, für den die trocken und nass deponierten Aerosole verantwortlich sind, kann daher für den Nahbereich vernachlässigt werden.

Der dominierende Expositionspfad im Nahbereich ist somit die Inhalation. Nimmt man konservativ an, dass zum Einen die in der TSK09 berechneten Dosen zu einem Viertel durch den Inhalationspfad verursacht werden, und zum Anderen, dass die Konzentration lungengängiger Aerosole und Gase in der Luft in 20 m Entfernung im Vergleich zu 150 m Entfernung maximal 40fach höher sind, ergibt sich konservativ ein Faktor 10 zwischen den berechneten effektiven Dosen in 20 m und denen in 150 m Entfernung. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die in der TSK09 berechneten Werte weitere konservative Annahmen beinhalten, die wie oben bereits erwähnt, im direkten Nahfeld des Unfalls nicht realistisch sind. Dies betrifft insbesondere die Annahmen zur Ingestion und zur Aufenthaltszeit auf kontaminiertem Gelände über 50 Jahre.

¹¹ Vergleiche Tabellen 8.13 und 8.14 aus /GRS 10/

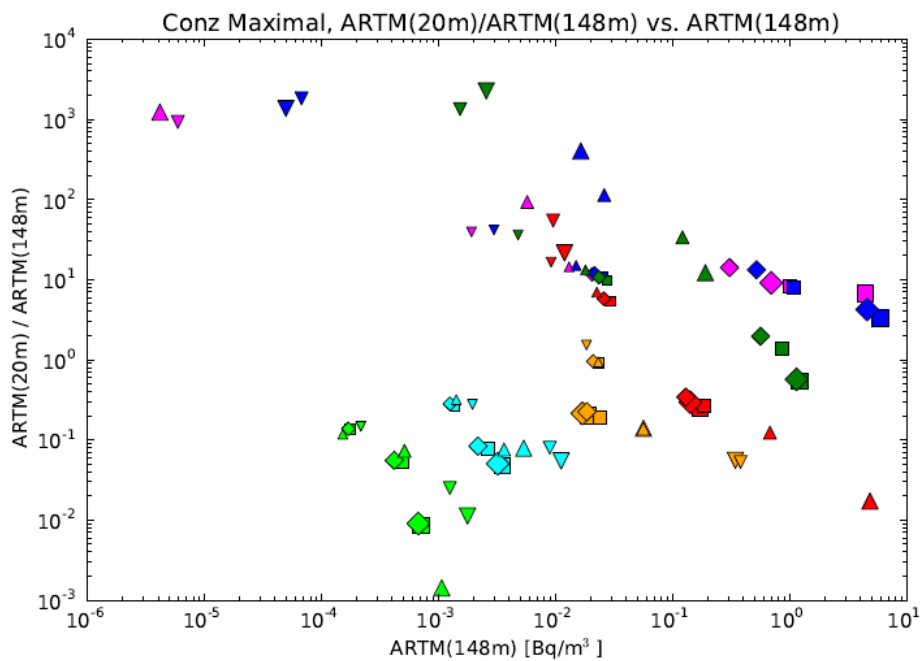
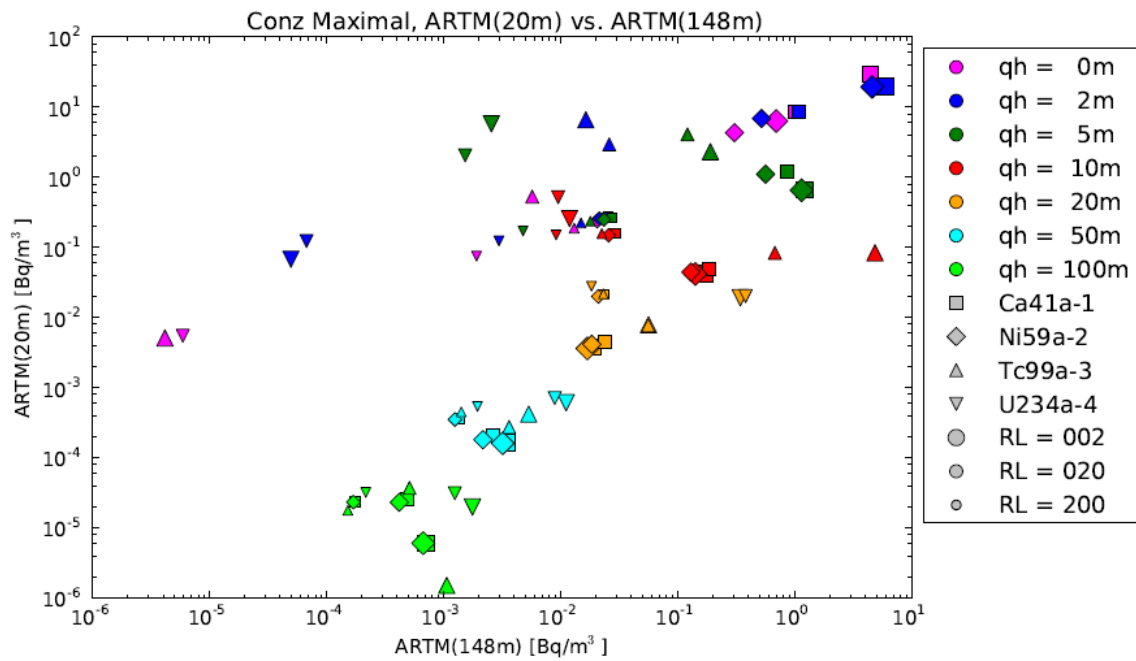


Abb. 3.9 Maximale durch ARTM simulierte Konzentration in der Luft in 20 m Entfernung über der simulierten Konzentration in 148 m Entfernung (oben) und Verhältnisse zwischen diesen beiden Werten über den simulierten Konzentrationen in 148 m Entfernung (unten)

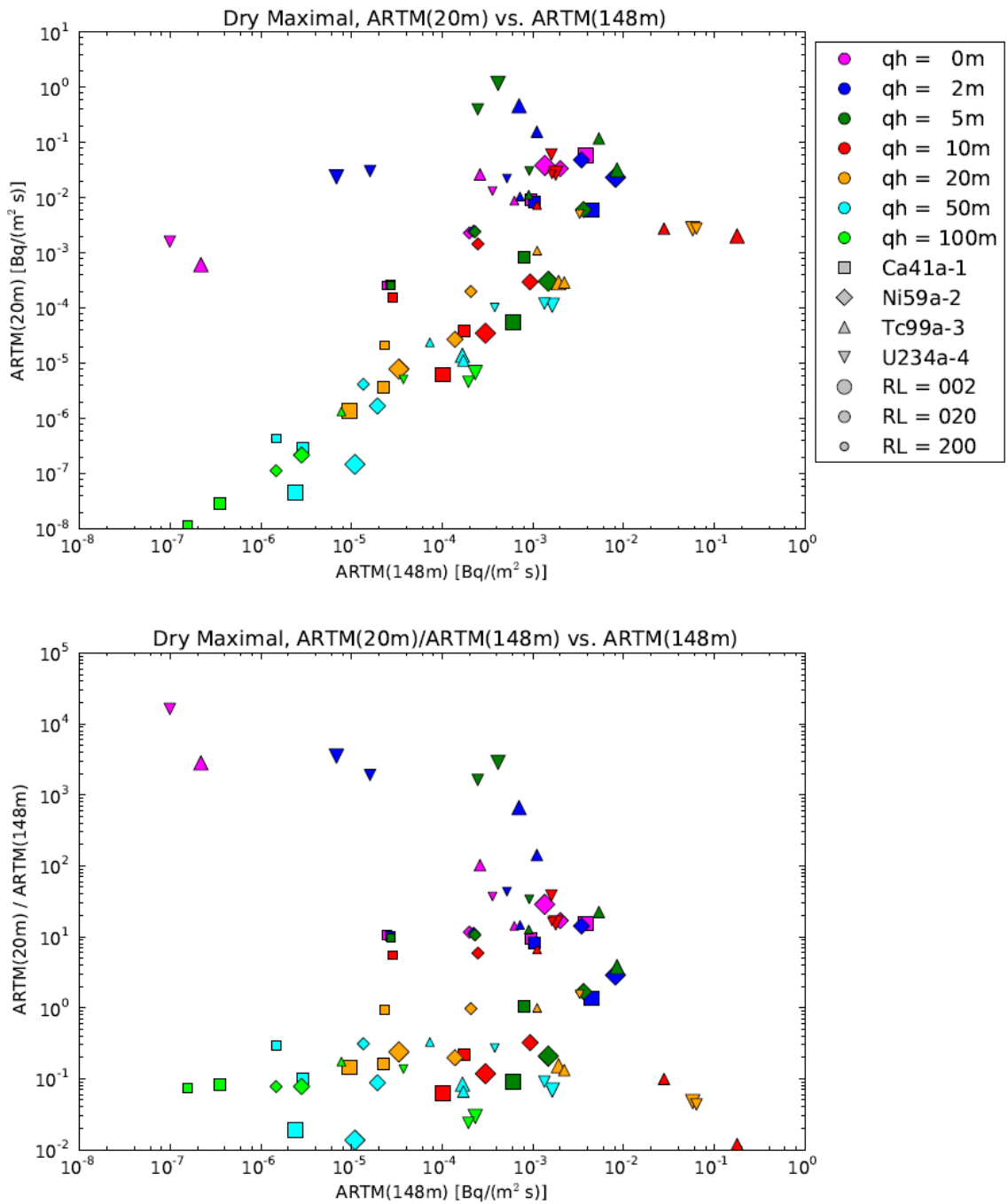


Abb. 3.10 Maximale durch ARTM simulierte trockene Deposition in 20 m Entfernung über der simulierten trockenen Deposition in 148 m Entfernung (oben) und Verhältnisse zwischen diesen beiden Werten über der simulierten trockenen Depositionen in 148 m Entfernung (unten)

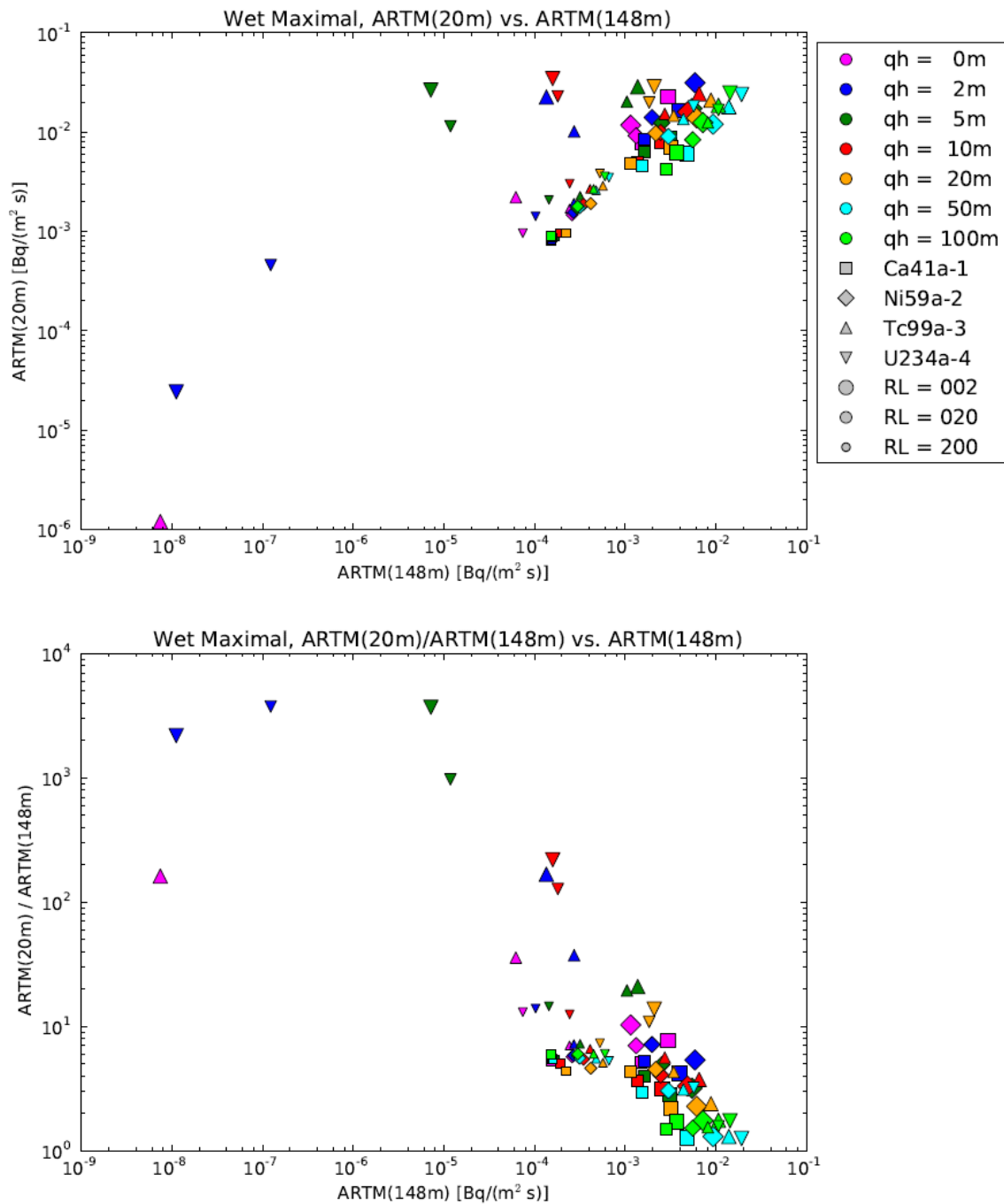


Abb. 3.11 Maximale durch ARTM simulierte nasse Deposition in 20 m Entfernung über der simulierten nassen Deposition in 148 m Entfernung (oben) und Verhältnisse zwischen diesen beiden Werten über der simulierten trockenen Depositionen in 148 m Entfernung (unten)

3.3 Fazit

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass keine einfache Beziehung zwischen den Simulationsergebnissen des Gauß-Fahnenmodells im Fernbereich und den Ergebnissen des Lagrange'schen Partikelmodells ARTM im Nahbereich gefunden werden konnte. Die erwähnten konservativen Faktoren von jeweils 1000 für die Konzentrationen und die trockene Deposition, sollten höchstens zur Bestimmung einer „Daumengröße“ verwendet werden, wenn es einen nicht vertretbaren Aufwand bedeuten würde, alte, umfangreiche probabilistische Gauß-Fahnenmodell Untersuchungen noch einmal mit ARTM nachzuvollziehen, um realistischere Werte für den Nahbereich zu erhalten. Da gerade bei probabilistischen Untersuchungen unterschiedliche Szenarien gemeinsam betrachtet werden, ist davon auszugehen, dass höchstens für vereinzelte Szenarien der Faktor 1000 gültig wäre. In die Gesamtbetrachtung würden hingegen größtenteils Szenarien eingehen, bei dem mit dem Gauß-Fahnenmodell ähnlich große oder sogar größere Werte als mit ARTM berechnet werden. Für neue Untersuchungen, bei denen der Nahbereich von Interesse ist, sollte das Gauß-Fahnenmodell und diese Faktoren deshalb nicht verwendet werden, weil bessere Methoden zur Verfügung stehen, damit unnötige Konservativität in den Werten vermieden werden können und eine realistischere Einschätzung der Auswirkungen möglich ist.

Solche besseren, dem Stand der Technik entsprechenden Methoden wurden bei der Transportstudie Konrad 2009 /GRS 10/ bereits verwendet. Hierbei wurde allerdings als kürzeste Entfernung zum Unfallort ein Abstand von 150 m betrachtet. Dabei lieferte der Ingestionspfad den dominierenden Beitrag zur Gesamtdosis. Da im Nahbereich (20 m Entfernung) die Expositionspfade durch Ingestion sowie durch γ -Bodenstrahlung von unfallbedingt freigesetzten Radionukliden wegen realistisch anzunehmender Dekontaminationsmaßnahmen vernachlässigt werden kann, bleibt die Inhalation als entscheidender Expositionspfad. Berücksichtigt man den Anteil der Inhalation an der Gesamtdosis bei den Simulationen der TSK09 (ca. 10 % ohne Brand und 20 % mit Brand) sowie die konservativ abgeschätzten maximal 40fach höheren Konzentrationen der lungengängigen unfallbedingt freigesetzten radioaktiven Aerosole im Nahbereich, ergibt sich insgesamt ein Faktor von 10, mit dem sich die in der TSK09 erzielten Ergebnisse für 150 m Entfernung auf eine Entfernung von 20 m konservativ als obere Abschätzung übertragen lassen.

4 Gebäudeeinfluss im Nahbereich

Bei der Betrachtung des Nahfeldes von Transportunfällen sind die Voraussetzungen für die Verwendung des diagnostischen Windfeldmodells TALdia häufig nicht erfüllt. Da die Konservativität der Ergebnisse des Gauß-Fahnen-Modells nach SBG für bodennahe Quellen nicht gewährleistet werden kann sollte dieses Modell für solche Fälle auf keinen Fall verwendet werden. Da bessere Windfeldmodelle, wie oben ausgeführt, für den Einsatz in probabilistischen Untersuchungen (noch) nicht geeignet sind, sollte untersucht werden, in wie weit TALdia/ARTM belastbare, also insbesondere konservative Ergebnisse bei niedrigen Quellen und Gebäudeeinfluss liefern kann und von welchen räumlichen, geometrischen Bedingungen die Ergebnisse hauptsächlich abhängen.

Der Gebäudeeinfluss wird dabei über die Maßzahlen Abstand zwischen Quelle und Gebäude, sowie das Verhältnis zwischen Quellhöhe und Gebäudedimensionen (Höhe und Breite quer zur Richtung Quelle-Gebäude) definiert (vergleiche Abb. 2.4 und Abb. 2.5).

Zunächst wurde deshalb ein einfacher Parameterraum für Quell- und Gebäudekonfigurationen sowie (atmosphärische) Ausbreitungsbedingungen erstellt, der auf beiden Seiten der Grenze des (nach TA Luft) empfohlenen Einsatzbereiches für ein diagnostisches Windfeldmodell liegt. Die acht Parameter, die variiert wurden, sind in Abb. 4.1 graphisch dargestellt. Wie zu sehen ist wurden Quellhöhe, Abstand von Quelle zu Gebäude, Gebäudehöhe, Gebäudedrehung, Versatz des Gebäudes quer zur Ausbreitungsrichtung, Windgeschwindigkeit und Diffusionskategorie sowie die Rauigkeitslänge variiert. Die Rauigkeitslänge hängt dabei allerdings großräumig vom Untersuchungsgebiet ab. (In ARTM wird eine einzige mittlere Rauigkeitslänge für das gesamte Simulationsgebiet angenommen. Die Größe des Simulationsgebietes hängt hauptsächlich von der Quellhöhe ab. Dabei schreibt die SBG vor, dass die Größe des zu betrachtenden Gebietes mindestens das 30fache der effektiven Quellhöhe umfassen soll. Laut TA Luft muss das Rechengebiet mindestens einen Radius der 50fachen Quellhöhe umfassen. Für bodennahe Quellen machen weder SBG noch TA Luft eine Angabe. Wenn man hierbei die Maschenhöhe der untersten Gitterzellen, standardmäßig 3 m, als Quellhöhen-Maßstab für die Festlegung des Rechengebietes heranzieht, ergibt sich ein minimales Rechengebiet von 90 m in Ausbreitungsrichtung bei der SBG bzw. von 300 m x 300 m für die TA Luft.). Sobald man sich auf eine Untersuchungs-Region festlegt, ist die Rauigkeitslänge also nicht mehr variabel.

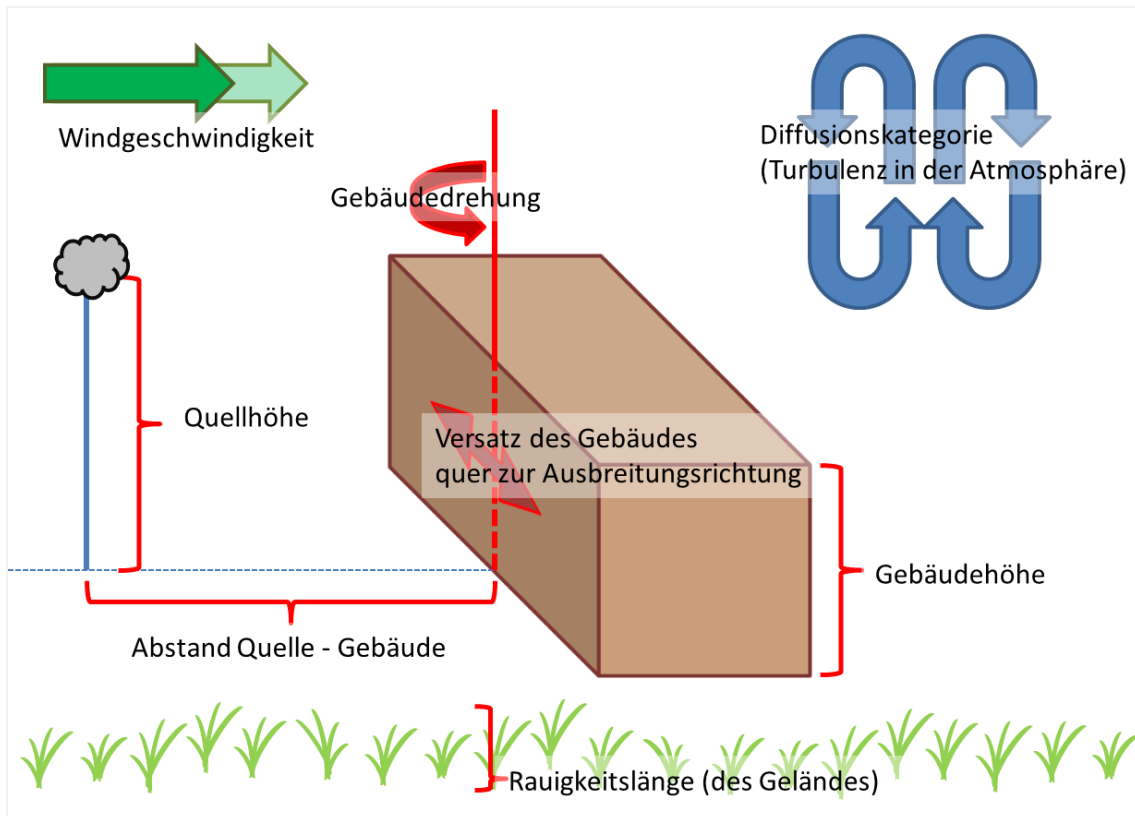


Abb. 4.1 Parameter, die bei den ARTM Fallstudien zum Nahbereich variiert wurden

Alle anderen Parameter (Quellhöhe qh , Abstand zwischen Quelle und Gebäude qa , Gebäudehöhe gh , Gebäudedrehung gd , Versatz des Gebäudes quer zur Ausbreitungsrichtung vs , Windgeschwindigkeit v und Diffusionskategorie DK) können für einen Transportunfall als variabel angesehen werden, da sie sich je nach Unfallort und Wetterlage ändern können. Durch die Variation der Gebäudedrehung und des Versatzes kann auf die Windrichtung als Parameter verzichtet werden. Die Parametereinstellungen sind in Tab. 4.1 aufgelistet.

Die drei ausgewählten Rauigkeitslängen repräsentieren dabei die im Folgenden aufgelisteten Landnutzungsklassen des CORINE-Katasters¹² (siehe auch Anhang A):

0,2 m: Straßen, Eisenbahn (122), Städtische Grünflächen (141), Weinbauflächen (221), komplexe Parzellenstrukturen (242), Landwirtschaft und natürliche Bodenbedeckung (243), Heiden und Moorheiden (322), Felsflächen ohne Vegetation (332)

¹² „Daten zur Bodenbedeckung der Bundesrepublik Deutschland“ des Statistischen Bundesamtes, Wiesbaden

1,0 m: Nicht durchgängig städtische Prägung (112), Industrie und Gewerbeflächen (121), Baustellen (133), Nadelwälder (312)

2,0 m: Durchgängig städtische Prägung (111)

Simulationen ohne Gebäude sind über die Gebäudehöhe Null parametrisiert. Die gebäudespezifischen Parameter unter der ersten gestrichelten Linie in Tab. 4.1 (q_a , g_d und v_s) müssen dann nicht gesetzt werden. Bei der Gebäudedrehung Null und dem Versatz Null liegt die 20 m breite Stirnseite des Gebäudes senkrecht zur Ausbreitungsrichtung (= Windrichtung) der Nuklidwolke. Der Mittelpunkt der Gebäude Stirnseite liegt dann genau auf der Linie der Ausbreitungsrichtung. Die Gradzahlen der Gebäudedrehung geben die Drehung im Uhrzeigersinn um eine senkrechte Drehachse in der Mitte der Stirnseite an. Der Versatz gibt die Verschiebung des Stirnseiten-Mittelpunktes senkrecht zur Ausbreitungsrichtung an.

Durch die Vielzahl der variierten Parameter¹³ steigt die Anzahl der nötigen Simulationen sehr schnell an. Deswegen musste das Screening zunächst auf sinnvolle (abdeckende), möglichst wenige Werte pro Parameter beschränkt werden. Bei den Diffusionskategorien wurden die beiden Extremwerte einer sehr stabilen und einer sehr labilen Schichtung verwendet, die erfahrungsgemäß (bei sonst gleichen Randbedingungen) die höchsten Maximalwerte bodennaher Konzentrationen und damit Kurzausbreitungsfaktoren bei der Ausbreitung der Nuklide liefern. Angelehnt an die Vorgaben der SBG wurden diese Ausbreitungsbedingungen ohne Niederschlag gerechnet und die Werte der maximalen Konzentration in der bodennahen Luftschicht sowie die trockene Deposition des verwendeten Nuklids (Pu-241, Aerosol der Klasse 1, also aerodynamischer Durchmesser kleiner 2,5 μm , Zerfallskonstante $1,53 \cdot 10^{-9} \text{ s}^{-1}$) betrachtet. Die Emissionen fanden in den ersten 6 Minuten der Simulation statt. In dieser Zeit wurde Pu-241 in Form von Aerosol mit einer Aktivität von $3,6 \cdot 10^5 \text{ Bq}$ emittiert.

¹³ Weitere Gebäude-Parameter wie andere Gebäudebreiten und -tiefen wurden bisher nicht berücksichtigt. Genauso wurde die Quellgeometrie bisher nicht variiert. Denkbar und mit ARTM möglich sind auch Flächen- oder Volumenquellen und nicht nur Punktquellen.

Tab. 4.1 Parameterraum für die Simulation des Nahfeldes.

Trotz der Beschränkung auf 2 Diffusionskategorien ergibt sich eine sehr große Anzahl von Simulationen. (Bei der Anzahl der Simulationen ist der Rechenweg als Wert angegeben; „#“ steht dabei für Anzahl). Weiter Erläuterungen siehe Text.

Parameter	Einheit	Werte					Anzahl
Rauhigkeitslänge (RL)	m	0,2	1	2			3
Höhe Punktquelle (qh)	m	0	2	5	10		4
Windgeschwindigkeit (v)	m/s	1	2	5			3
Diffusionskategorie (DK)		F	A				2
Ausbreitungsklasse		I	V				
Beschreibung		sehr stabil	sehr labil				
Gebäudedimension		Breite Stirnseite: 20m, Tiefe: 10m					
Höhe (gh)	m	(0)	3	6	10		3 / +1
Abstand zum Gebäude (qa)	m	2	5	10	20	50	5 / -
Gebäudedrehung (gd)	Grad	0	15	30	45		4 / -
Versatz (vs)	m	0	2	5			3 / -
Anzahl Simulationen mit Gebäude		#RL x #qh x #v x #DK x #gh x #qa x #gd x #vs					12960
Anzahl Simulationen ohne Gebäude		#RL x #qh x #v x #DK					72
Gesamtanzahl der Simulationen							13032

Es wurde 5 geschachtelte Netze verwendet. Das kleinste hat eine horizontale Auflösung von 4 m, die weiteren jeweils um den Faktor 2 größere horizontale Gitterauflösungen.

Um die Vielzahl der Simulationen (rund 13 000) zu steuern, wurde mit der Programmiersprache Python ein Steuermodul zur automatischen Abarbeitung erstellt. Dazu gehörte das Schreiben und Zusammenstellen der Eingabedateien, das Erzeugen einer Unterordner-Struktur, das Starten der Simulationen sowie das Löschen von Dateien, die für die Analyse der Ergebnisse nicht benötigt werden¹⁴.

¹⁴ Bei diesen Daten handelte es sich um die durch TALdia erzeugte Windfeldbibliothek. Für jede Simulation mit Gebäude und einer auf zwei Anströmrichtungen reduzierten Windfeldbibliothek benötigt diese ca. 5,6 MB Speicherplatz. Bei 12 000 Simulationen werden etwa 67 GB Speicherplatz benötigt. Die Ergebnisdateien benötigen hingegen nur jeweils 550 kB. (Die Ergebnisdateien aller Simulationen zusammen benötigen 7,5 GB.)

Abb. 4.2 zeigt beispielhaft die Visualisierung einer Ergebnisdatei mittels GO-ARTM. Zu sehen ist die mittlere simulierte Konzentration von Pu-241-Aerosolen in Bq/m^3 auf dem untersten Gitterlevel¹⁵ des feinsten Gitters der ersten Stunde des Simulationszeitraums. Die Simulation wurde mit der Rauigkeitslänge 1,0 m, Gebäudehöhe 10 m, Gebäudedrehung 45° , Versatz 5 m, Quelhöhe 5 m, Quellabstand 20 m, Diffusionskategorie F und Windgeschwindigkeit 1 m/s (Westwind) durchgeführt. Außerdem sind das horizontale Rechengitter des kleinsten Gitters (die Achsenbeschriftungen haben die Einheit Meter), die mit „Q1“ markierte Quellposition, das Gebäude (grün umrandetes Rechteck) und seine Repräsentation im Rechengitter (weiße Gitterzellen, die vom grünen Rechteck ganz oder teilweise umschlossen sind) dargestellt.

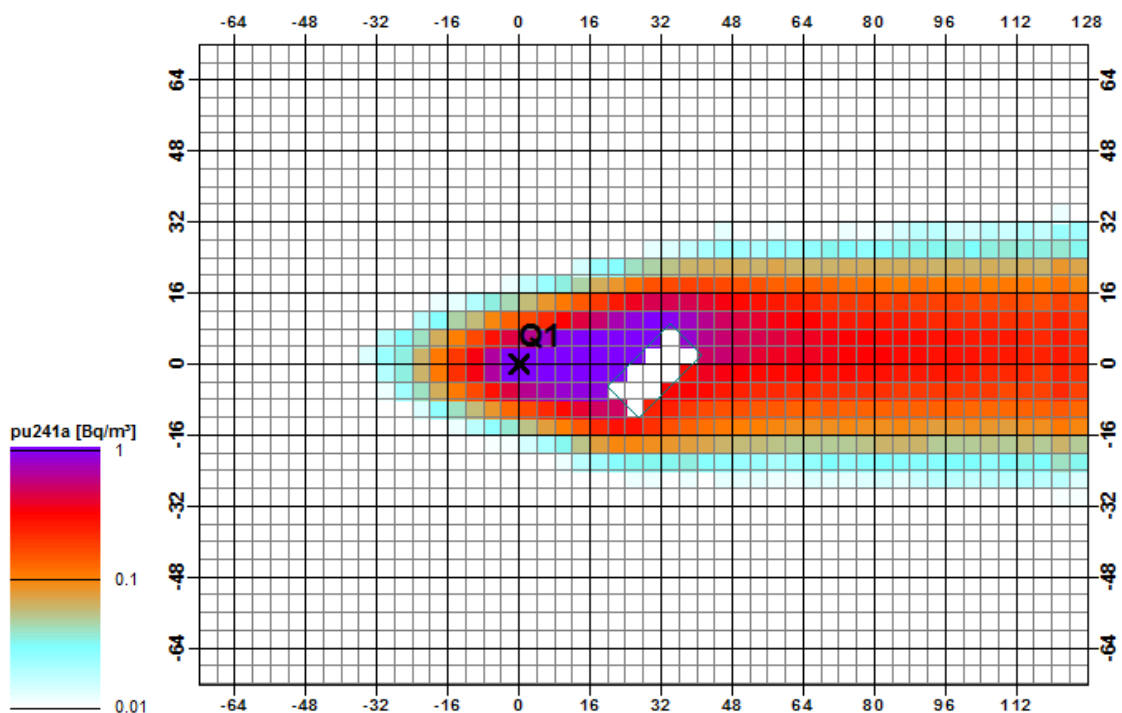


Abb. 4.2 Beispielhafte Visualisierung von ARTM Simulationsergebnissen mittels GO-ARTM (Erläuterungen siehe Text)

¹⁵ Das unterste Gitterlevel reicht bei der gewählten Qualitätsstufe der Gittererzeugung von 0 – 3 m Höhe. Der Wert ist damit repräsentativ für 1,5 m Höhe (ungefähre Höhe, in der die Luft von einem stehenden Menschen eingeatmet wird).

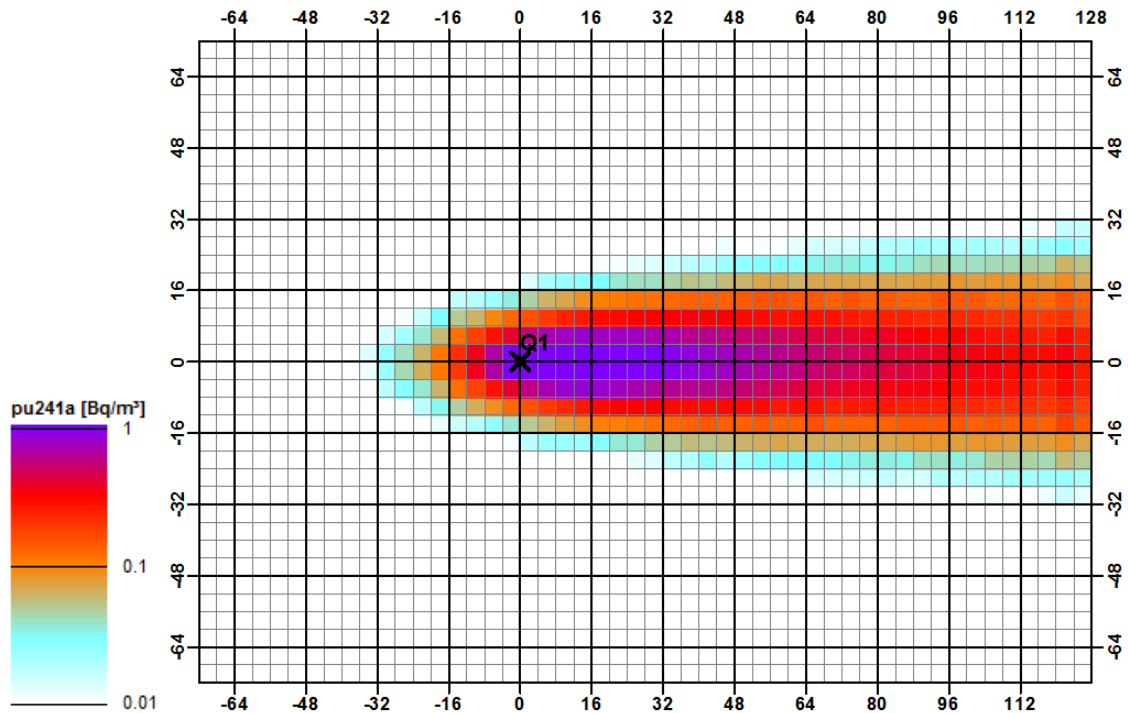


Abb. 4.3 Simulation ohne Gebäude, ansonsten entsprechend Abb. 4.2

Abb. 4.3 zeigt zum Vergleich die entsprechende Visualisierung einer Simulation ohne Gebäude. Wie durch die Gegenüberstellung zu erkennen ist, wird bei dieser Konstellation die Schadstoffwolke durch das Gebäude nach Norden abgelenkt und weitet sich im Nahbereich etwas mehr auf als im Fall ohne Gebäude. Im Lee des Gebäudes sind die Konzentrationen größtenteils niedriger als im Fall ohne Gebäude an selber Stelle. Auf die Lage und den Wert der maximalen Konzentration hat das Gebäude in diesem gezeigten Fall allerdings kaum einen Einfluss. Position des Maximums: $x/y = 6 \text{ m}/2 \text{ m}$, Maximalwert: $C_{\max}(\text{ohne Gebäude}) = 2,21 \text{ Bq/m}^3$, $C_{\max}(\text{mit Gebäude}) = 2,26 \text{ Bq/m}^3$.

Wegen der Vielzahl der Simulationen ist es nicht möglich, sämtliche Ergebnisdateien einzeln zu visualisieren und auszuwerten. Die im Folgenden vorgestellte Analyse der Ergebnisse widmet sich deshalb der Auswertung der maximalen Konzentrationswerte im untersten Simulationslevel und deren horizontale Lage.

Für die Auswertung wurden zwei weitere Python-Programme geschrieben. Das erste dient dazu, die Log-Dateien der ARTM Simulationen bezüglich der darin bereits dokumentierten jeweiligen Maximalwerte auszulesen und in einer einzigen Tabelle kombiniert mit den verwendeten Simulationsparametern zusammenzustellen. Ein zweites Programm erlaubt es, diese Maximalwerte und Positionen in ihren verschiedenen Abhängigkeiten von den Eingangsparametern, wahlweise auch reduziert auf ausgewählte

Parameterwerte, darzustellen. Abb. 4.4 zeigt die für das Auswerteprogramm erstellte Benutzeroberfläche. Jeweils eine Diffusionskategorie, Rauigkeitslänge und Windgeschwindigkeit müssen ausgewählt werden und ebenso, welche Größe auf der x-Achse angezeigt wird. Die übrigen Parameter (in der rechten Spalte) können beliebig kombiniert bzw. ausgeschlossen werden.

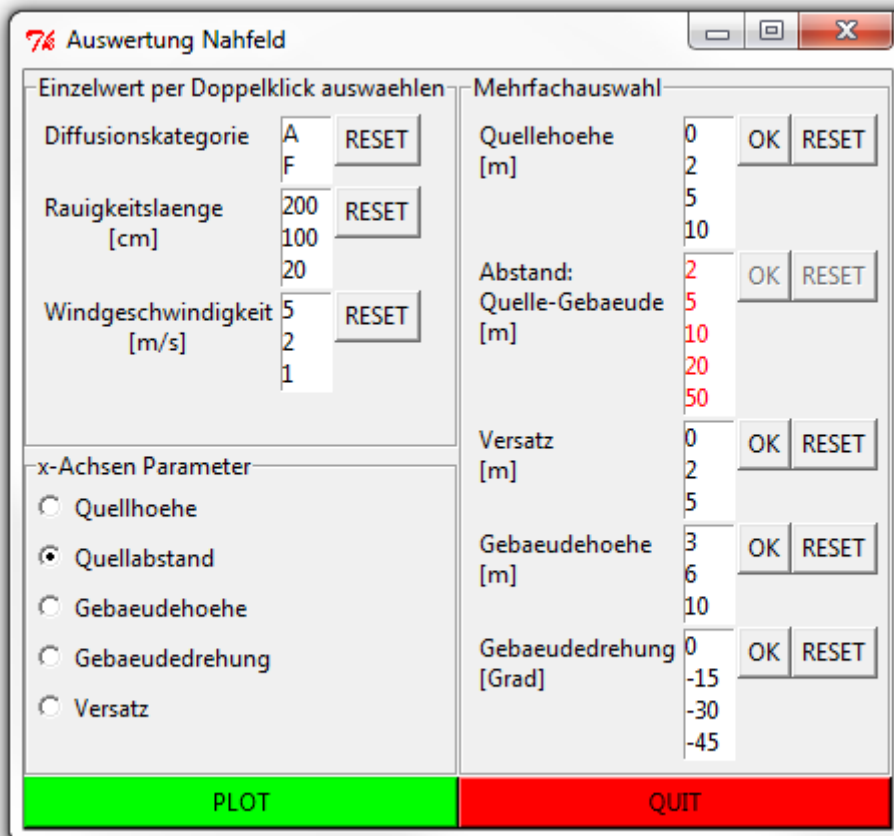


Abb. 4.4 Benutzeroberfläche zur Visualisierung der Maximalwerte

In Abb. 4.5 ist beispielhaft eine mittels des Auswerteprogramms erstellte Visualisierung gezeigt. Unterschiedliche Farben kennzeichnen die Quellhöhen, unterschiedliche Symbole die Gebäudehöhen. Ergebnisse für Simulationen ohne Gebäude sind mittels orangefarbener Linien dargestellt. Die Gebäudedrehung lag für alle Werte bei 45°, der Versatz bei 5 m, die Diffusionskategorie war F, die Rauigkeitslänge 1 m und die Windgeschwindigkeit 1 m/s.

Wie zu erwarten wird der Maximalwert bei einem großen Abstand zwischen Quelle und Gebäude (50 m) kaum noch von diesem beeinflusst. Die Maximalwerte liegen nahezu auf den Werten der Simulation ohne Gebäude. Je näher das Gebäude zur Quelle

rückt, desto größer ist der Einfluss auf die maximal simulierte Konzentration, die mit Gebäude zu höheren Werten tendieren.

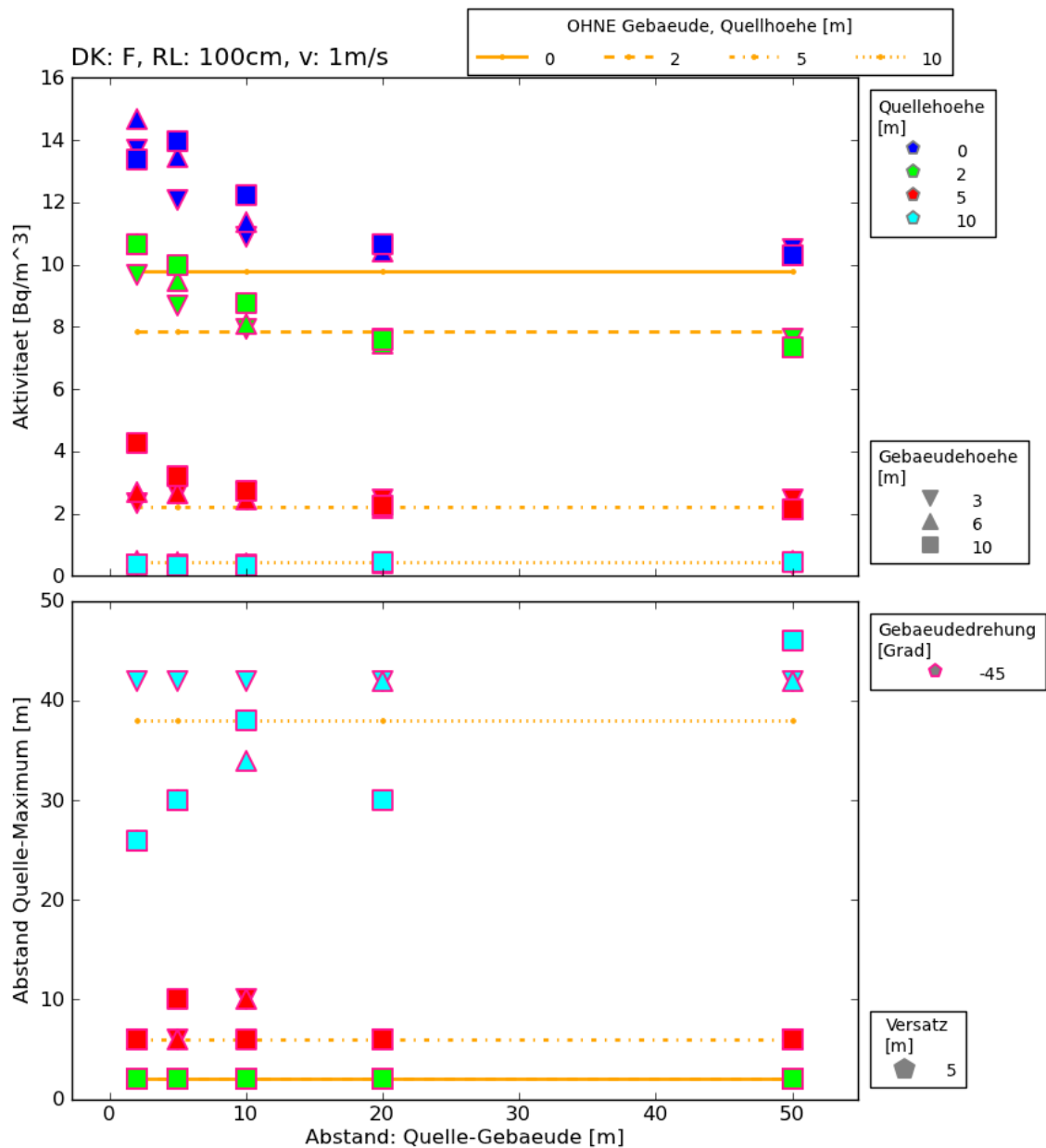


Abb. 4.5 Visualisierung der maximalen simulierten Konzentrationswerte (oben) und des Abstandes zwischen Quelle und Maximalwert (unten) über dem Abstand zwischen Quelle und Gebäude

Eine klare Abhängigkeit des Maximalwertes von der Gebäudehöhe ist, zumindest in dem hier gezeigten Datenausschnitt, nicht erkennbar, obwohl teilweise ein laut TA Luft erlaubtes Quellhöhe zu Gebäudehöhe Verhältnis vorliegt und teilweise nicht. Im „unerlaubten“ Bereich des Quellhöhe zu Gebäudehöhe Verhältnisses gewinnen in der Real-

tät kleinskalige Phänomene, z. B. Front- oder Nachlaufwirbel (siehe auch /HOS 84/), an Bedeutung für die Ausbreitungsrechnung. Je nach Konfiguration können diese kleinskaligen Phänomene durch eine Vergrößerung der Turbulenz zu einer schnelleren Verdünnung der Konzentration führen oder durch eine Reduzierung der Strömungsgeschwindigkeit an gewissen Stellen zu höheren Konzentrationen.

Die kleinskaligen Phänomene werden durch das diagnostische Windfeldmodell allerdings nicht erfasst. Der Gebäudeeinfluss verursacht bei ARTM-Simulationen unabhängig von den Quellhöhen-Gebäudedimensionen-Konfigurationen tendenziell höhere Maximalkonzentrationen im Vergleich zu Simulationen ohne Gebäude. Es zeigt sich allerdings, dass allein die Auswertung von ARTM Simulationen nicht ausreichend ist, um beurteilen zu können, ob die Erhöhung der maximalen Konzentrationen für „unerlaubte“ Quelle-Gebäude-Konfigurationen ausreichend und somit konservativ ist, oder ob die tatsächlich möglichen Konzentrationswerte noch unterschätzt werden.

Der Vergleich der Simulationen mit und ohne Gebäude zeigt zudem, dass kein einfacher Skalierungsfaktor den Gebäudeeinfluss auf die Maximalkonzentration abbilden kann.

Die Lage der Maximalwerte ist für niedrige Quellhöhen (0 und 2 m) eindeutig: Da sich die Quelle genau auf einem Eckpunkt von 4 Gitterzellen befindet ($x = 0, y = 0$), liegt der Maximalwert jeweils in einer der beiden in Ausbreitungsrichtung liegenden angrenzenden Gitterzellen (deren Mittelpunkt bei $x = 2$ m liegt). Je höher die Quelle, desto weiter liegt der Maximalwert entfernt. Nahe, hohe Gebäude können dazu führen, dass der Maximalwert näher zur Quelle rückt. Wegen solcher Verschiebungen des Maximums ist eine orts aufgelöste Berechnung der Nuklidkonzentrationen einer Berechnung nur auf festgelegten Entfernungen zur Quelle vorzuziehen.

5 Fazit und Ausblick

Der für das Arbeitspaket relevante Stand von Wissenschaft und Technik wurde aufbereitet und die verwendeten Regelwerke, Berechnungsmethoden und Vergleichswerte vorgestellt. Insbesondere die Einschränkungen der Anwendbarkeit des Gauß-Fahnenmodells und eines diagnostischen Windfeldmodells, wie es das verwendete Ausbreitungsmodell ARTM verwendet, wurden erläutert.

Bei Simulationen der Ausbreitung im Nahfeld von Transportunfällen können Konfigurationen auftreten, bei denen das SBG-Gauß-Fahnenmodell keine konservativen Ergebnisse liefert und deshalb die aus diesen Werten abgeleitete Dosis unterschätzt. Insbesondere sind dies Simulationen für niedrige Quellhöhen sowie niedrige Rauigkeitslängen. Von Interesse kann bei Transportunfällen zudem der Nahbereich um einen Unfall sein, für dessen Simulation das SBG-Gauß-Fahnenmodell ebenfalls nicht ausgelegt ist. Das Lagrange'sche Partikelmodell ist hingegen für die Simulationen bei solchen Konfigurationen geeignet. Umfangreiche Vergleichsrechnungen zwischen SBG-Gauß-Fahnenmodell und ARTM wurden deshalb durchgeführt. Faktoren für eine konservative, allerdings wenig realitätsnahe Abschätzung von Ausbreitungsfaktoren für den Nahbereich aus SBG-Gauß-Fahnenmodell Simulationen wurden ermittelt. Da diese Faktoren mit einer großen Unsicherheit behaftet sind, sollten sie höchstens für die Einordnung von alten, umfangreichen Gauß-Fahnenmodell-Untersuchungen verwendet werden, bei denen die Wiederholung der Simulationen mit einem fortschrittlicheren Modell, wie beispielsweise ARTM, einen unverhältnismäßig hohen Aufwand bedeuten würde.

Die Anwendung des SBG-Gauß-Fahnenmodells sollte für neuere Untersuchungen auf seinen gesichert konservativen Anwendungsbereich (hohe Quellen, mittlere bis hohe Rauigkeitslängen, größere Quellentfernungen) beschränkt bleiben und die hier ermittelten Faktoren nicht für eine Übertragung der Ergebnisse in den Nahbereich verwendet werden.

Bessere, dem Stand der Technik entsprechenden Methoden (Lagrange'sches Partikelmodell statt Gauß-Fahnenmodell) wurden bei der Transportstudie Konrad 2009 /GRS 10/ bereits verwendet. Hierbei wurde allerdings als kürzeste Entfernung zum Unfallort ein Abstand von 150 m betrachtet. Die Übertragbarkeit dieser Ergebnisse für Betrachtungen im Nahbereich (Abstand zum Unfallort 20 m) wurde hier untersucht. Bei realitätsnaher Betrachtung (Vernachlässigung der Ingestion und der γ -Bodenstrahlung)

ergibt sich dabei für die Dosis im Nahbereich im Vergleich zu den Werten, die in der TSK09 für eine Entfernung von 150 m (mit Ingestion und γ -Bodenstrahlung) berechnet wurden etwa ein um den Faktor 10 höherer Wert.

Auch ARTM mit dem diagnostischen Windfeldmodell TALdia ist nicht für alle, bei einem Transportunfall denkbaren Konfigurationen von Quellhöhen und Gebäuden in der Nähe geeignet. Stattdessen sind dann ggf. prognostische Windfeldmodelle vorzuziehen. Da bei Risikoanalysen eine Vielzahl von Simulationen benötigt wird, ist die Verwendung von prognostischen Modellen, die wesentlich aufwendiger zu bedienen sind, wesentlich höhere Rechenkapazitäten beanspruchen und Rechenzeit brauchen (Größenordnung Faktor 100) nicht praktikabel.

Deshalb sollte auch geklärt werden, in wieweit die ARTM Ergebnisse außerhalb des empfohlenen Anwendungsbereiches konservative Ergebnisse liefert. Dazu wurde eine umfangreiche Datenbasis mit den Ergebnissen zu Nahfeld-ARTM-Simulation erzeugt. Die Auswertung dieser ARTM Simulationen lieferte keine eindeutigen Hinweise darauf, ob ARTM außerhalb des für diagnostische Windfeldmodelle etablierten Anwendungsbereiches konservative Ergebnisse liefert oder falsch rechnet. Vergleichende Untersuchungen mit einem prognostischen Windfeldmodell werden deshalb für diesen Zweck vorgeschlagen.

Trotz umfangreicher Untersuchungen konnten keine einfachen Beziehungen zwischen den berechneten Maximalkonzentrationen bzw. -Depositionen und den Verhältnissen Quelldimension-zu-Gebäudedimension gefunden werden. Vielmehr weisen die Ergebnisse darauf hin, dass solch einfache Beziehungen nicht bestehen und deshalb die Anwendung von fortschrittlichen Modellen für die Betrachtung dieser Konfigurationen angebracht ist.

Zusammenfassend lässt sich formulieren, dass es für die Ausbreitungsrechnung im Rahmen von Transportunfall-Risiko-Analysen nicht ausreichend ist, das Gauß-Fahnenmodell in Kombination mit einfachen Skalierungsfaktoren für eine realistische Abschätzung der Ausbreitungsfaktoren für das Nahfeld um einen Unfallort zu verwenden. Mögliche niedrige Quellhöhen und niedrige Rauigkeitslängen schränken die Anwendungsmöglichkeiten dieses einfachen Modells weiter ein. Das fortschrittlichere Lagrange'sche Partikelmodell ARTM mit dem diagnostischen Partikelmodell TALdia stößt bei niedrigen Quellen in Kombination mit nahen, hohen Quellen an die Grenzen seiner Anwendbarkeit. Niedrige Rauigkeitslängen und niedrige Quellhöhen stellen da-

gegen keine Schwierigkeiten für eine realitätsnahe Simulation des Nahfeldes mit diesem Modell dar. Einfache (mathematisch formulierbare) Beziehungen zwischen den mit einem fortschrittlicheren Modell berechneten Maximalwerten und denen eines einfacheren Modells bestehen in der Regel höchstens für einfachste, eingeschränkte Randbedingungen. Bei komplizierteren Randbedingungen (z. B. der Geometrie oder der Meteorologie) ist für die Berechnung realitätsnaher Simulationsergebnisse die Anwendung fortschrittlicher Modell angebracht.

Literatur

- /AVV 12/ Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu § 47 StrlSchV vom 28.08.2012, Bundesanzeiger (Amtlicher Teil) vom 05.09.2012, verfügbar unter: <https://www.bundesanzeiger.de/> (aufgerufen am 14.12.2012)
- /BAZ 01/ Bundesanzeiger Nr. 160 vom 28.08.2001. Dosiskoeffizienten zur Berechnung der Strahlenexposition, verfügbar unter: <http://www.bfs.de/de/bfs/recht/dosis.html> (aufgerufen am 14.12.2012)
- /EIC 88/ Eichhorn, J., Schrodin, R., Zdunkowski, W.: Three-Dimensional Numerical Simulation of the Urban Climate. Beitr. Phys. Atm. Vol. 61, pp. 187 – 203, 1988
- /EIC 07/ Eichhorn, J., Kniffka, A.: An Improved Version of the Microscale Flow Model MISKAM – Evaluation According to VDI Guideline 3783/9. 11th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, Cambridge, United Kingdom, July 2-5, 2007
- /FLA 07/ Flassak, T., Blessing, C.: Vergleich von Windkanalmessungen mit den von MISKAM und AUSTAL2000 berechneten Konzentrationsfeldern für ein U-förmiges Gebäude. Präsentation beim 3. WinMISKAM- Benutzertreffen, Garmisch-Partenkirchen, 24. April 2007
- /FLA 09/ Flassak, T., Blessing, C.: Vergleich der Modelle MISKAM und AUSTAL2000 am Anwendungsfall eines U-förmigen Gebäudes, Immissionsschutz, Ausgabe 04/09, S.184-188, 2009
- /GRS 91/ Lange, F., Gründler, D., Schwarz, G.: Transportstudie Konrad: Sicherheitsanalyse des Transports radioaktiver Abfälle zum Endlager Konrad, Bericht GRS-84, Gesellschaft für Reaktorsicherheit (GRS) mbH, Köln, Juli 1991

- /GRS 07/ Martens, R., Janicke, L., Thielen, H.: Entwicklung, Validierung und Bereitstellung eines atmosphärischen Ausbreitungsmodells für luftgetragene radioaktive Stoffe auf der Basis des Ausbreitungsmodells AUSTAL2000 der neuen TA Luft. GRS-A-3386, Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, 2007, (auch verfügbar unter: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Schriftenreihe Umweltpolitik BMU – 2007-710)
- /GRS 10/ Sentuc, F.-N., Brücher, W., Büttner, U., Fett, H.-J., Lange, F., Martens, R., Schmitz, B. M., Schwarz, G.: Transportstudie Konrad 2009. Sicherheitsanalyse zur Beförderung radioaktiver Abfälle zum Endlager Konrad. Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, GRS-256, Dezember 2009, mit Corrigendum vom April 2010, ISBN 978-3-939355-31-1
- /GRS 12b/ Martens, R., Brücher, W., Richter, C., Sentuc, F.-N., Sogalla, M und Thielen, H.: Erweiterung und Validierung von ARTM für den Einsatz als Ausbreitungsmodell in AVV und SBG. GRS-A-3637, Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, 2012
- /HOS 84/ Hosker, R.P.: Flow and diffusion near obstacles. In: D. Randerson (ed.), Atmospheric Science and Power Production. DOE/TIC-27601 (DE84005177), Technical Information Center, Office of Science and Technical Information, United States Department of Energy, 1984
- /JAN 98a/ L. Janicke: LASAT 2.8 - Modellbeschreibung, Version 2.8. Ingenieurbüro Janicke, Gesellschaft für Umweltphysik, Dunum, 1998
- /JAN 98b/ L. Janicke: Ausbreitungsmodell LASAT – Arbeitsbuch. Ingenieurbüro Janicke, Gesellschaft für Umweltphysik, Dunum, 1998
- /JAN 00/ L. Janicke: A random walk model for turbulent diffusion. Ingenieurbüro Janicke, Gesellschaft für Umweltphysik, Dunum, Berichte zur Umweltphysik, Nummer 1, Auflage 1, August 2000, (Print), ISSN 1439-8222, (Internet), ISSN 1439-8303

- /JAN 04/ Janicke, U. und Janicke, L.: Weiterentwicklung des diagnostischen Windfeldmodells für den anlagenbezogenen Immissionsschutz (TA Luft). Ingenieurbüro Janicke, Dunum, UFOPLAN Förderkennzeichen 203 43 256, Oktober 2004
- /MAR 09/ Martens, R., Thielen, H.: Atmospheric dispersion modelling applying advanced model approaches, Kerntechnik, Ausgabe 74/4, München 2009
- /MAR 11/ Martens, R.: Atmosphärische Grenzschicht 2 (Schadstoffausbreitung), Skript zur Vorlesung Grenzschicht und atmosphärische Chemie 2, Meteorologie der Universität zu Köln, Sommersemester 2011
- /NRC 77/ US Nuclear Regulatory Commission (NRC) (Hrsg.): Methods for estimating atmospheric transport and dispersion of gaseous effluents in routine releases from light-water-cooled reactors, Regulatory Guide 111.1, Revision 1, 1977
- /RIC 13a/ Richter, C., Sogalla, M., Thielen, H. und Martens, R.: ARTM – Atmosphärisches Radionuklid-Transport-Modell mit Radon Postprozessor und SBG-Modul, Modellbeschreibung zu Version 2.7.2, GRS Köln, 2013
Verfügbar unter <http://www.grs.de/content/ausbreitungsmodellierung>
- /RIC 13b/ Richter, C., Sogalla, M., Thielen, H. und Martens, R.: ARTM - Atmosphärisches Radionuklid-Transport-Modell mit der graphischen Benutzeroberfläche GO-ARTM, Programmbeschreibung zu Version 2.7.2 (GO-ARTM Version 2.0), GRS Köln, 2013
Verfügbar unter <http://www.grs.de/content/ausbreitungsmodellierung>
- /SBG 01/ Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU): Störfallberechnungsgrundlagen für die Leitlinien zur Beurteilung der Auslegung von Kernkraftwerken mit DWR gemäß §28 Abs. 3 StrlSchV und Neufassung der „Berechnung der Strahlenexposition“, RS-Handbuch 3-33.2, Stand 12/01

- /SBG 04/ Störfallberechnungsgrundlagen zu §49 StrlSchV – Neufassung des Kapitels 4: Berechnung der Strahlenexposition, Berichte der Strahlenschutzkommission (SSK) des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Heft 44, 2004
- /SBG 09/ Fachliche Begründung des Kapitels 4 der Störfallberechnungsgrundlagen zu § 49 StrlSchV, Entwurf, Stand März 2009
- /STR 12/ Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutzverordnung - StrlSchV) vom 20. Juli 2001 (BGBl. I S. 1714, (2002 I S. 1459), zuletzt geändert durch G zur Neuordnung des Kreislaufwirtschafts- und Abfallrechts vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212, 249)
- /TAL 01/ Kabinettsbeschluss vom 12.12.2001, Begründung zur Novellierung der TA Luft, verfügbar unter:
http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/taluft_begruendung.pdf (aufgerufen am 12.07.2012)
- /TAL 02/ Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundesimmissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft) vom 24. Juli 2002. Gemeinsames Ministerialblatt vom 30. Juli 2002 (GMBI. 2002, Heft 25 – 29, S. 511 – 605), verfügbar unter:
<http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/taluft.pdf> (aufgerufen am 12.07.2012)
- /VDI 00/ Verein Deutscher Ingenieure, *Umweltmeteorologie, Partikelmodell*, Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN, VDI 3945, Blatt 3, September 2000, Beuth-Verlag, 2000
- /VDI 02/ Verein Deutscher Ingenieure, *Umweltmeteorologie, Messwertgestützte Turbulenzparametrisierung für Ausbreitungsmodelle*, Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN, VDI 3783, Blatt 8, Dezember 2002, Beuth-Verlag, 2002

/VDI 05/ Verein Deutscher Ingenieure: *Umweltmeteorologie, Prognostische mikroskalige Windfeldmodelle, Evaluierung für Gebäude und Hindernisumströmung*. Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN, VDI 3783, Blatt 9, November 2005, Beuth-Verlag, 2005

/YAN 66/ G.R. Yanskey: *Climatology of National Reactor Testing Station, Idaho Operations Office, USAEC, IDO-12048, 1966*

Abkürzungsverzeichnis

Abb.	Abbildung
AED	aerodynamischer Äquivalentdurchmesser
AP	Arbeitspaket
ARTM	Atmosphärisches Radionuklid Transport Modell
AtG	Atomgesetz
AVV	Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu §47 StrISchV
BfS	Bundesamt für Strahlenschutz
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
GRS	Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH
GO-ARTM	Graphische Benutzeroberfläche von ARTM
KKW	Kernkraftwerk
LAT	lateral
MISKAM	Mikroskaliges Klima- und Ausbreitungsmodell
SBG	Störfallberechnungsgrundlagen
SI	Internationales Einheitensystem; frz.: Système international d'unités
SSK	Strahlenschutzkommission
StrISchV	Strahlenschutzverordnung
Tab.	Tabelle
TAG	Teilarbeitsgebiet
TAL	Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft (auch mit TA Luft abgekürzt)
VDI	Verein Deutscher Ingenieure

Tabellenverzeichnis

Tab. 2.1	Planungsrichtwerte nach §49, Absatz 1, StrlSchV	4
Tab. 2.2	Radiologische Kriterien für die Bestimmung der Aktivität bzw. der Aktivitätskonzentration der Freigrenzen	5
Tab. 2.3	Thermische Schichtungen der Atmosphäre und ihre Diffusionskategorien	9
Tab. 3.1	Beispiele von maximalen Konzentrationen, Entfernung des Maximalwertes zur Quelle und Anzahlen der Zellen über gegebenen Schwellenwerten als Maß für die beaufschlagte Fläche (Werte zu Simulationen aus Abb. 3.2).....	28
Tab. 4.1	Parameterraum für die Simulation des Nahfeldes.....	46

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2.1	Schematische Darstellung des Gauß-Fahnenmodells (Quelle: /MAR 09/)	7
Abb. 2.2	Höhenabhängigkeit der Windgeschwindigkeit für die verschiedenen Diffusionskategorien (für alle Profile wurde eine Windgeschwindigkeit von 1 m/s in 10 m Höhe angenommen)	10
Abb. 2.3	SBG Ausbreitungsparameter in Abhängigkeit von der Quellentfernung und der Diffusionskategorie	11
Abb. 2.4	Gebäudeberücksichtigung bei der Ausbreitungsrechnung nach TA Luft	19
Abb. 2.5	Gebäudeberücksichtigung nach SBG beziehungsweise AVV	20
Abb. 2.6	Bestimmung des diagnostischen Windfeldes in TALdia: Ausgangsfeld, Rezirkulationsfeld, Kombination mit ungestörtem Feld, divergenzfreies Ergebnis (von links oben nach rechts unten) /JAN 04/	22
Abb. 2.7	Vergleich der normierten Konzentrationsdaten zwischen Messung im Windkanal und Modell (unten links MISKAM, rechts AUSTAL) für Anströmung eines 16 m hohen, U-förmigen Gebäudes aus 45° mit Quellort A (2 m über Dach) /FLA 07/	24
Abb. 3.1	Verwendetes Rechengitter bei den ARTM und SBG-Modul Simulationen. Die Punktquelle liegt im Koordinatenursprung	26
Abb. 3.2	Beispiele für simulierte bodennahe Konzentrationen von Ca-41 bei einer angenommenen Quellhöhe von 10m, Diffusionskategorie D, Regenrate 5 mm/h, 1 m/s Wind von Westen in 10 m Höhe	27

Abb. 3.3	Maximale simulierte Konzentrationen in 148 m Entfernung: ARTM gegenüber Gauss-Fahnenmodell Simulationen (oben) und Verhältnis von ARTM zu Gauss-Fahnenmodell Simulationen über Gauss Fahnenmodell Simulationen (unten)	30
Abb. 3.4	Maximale simulierte trockene Depositionen in 148 m Entfernung: ARTM gegenüber Gauss-Fahnenmodell Simulationen (oben) und Verhältnis von ARTM zu Gauss-Fahnenmodell Simulationen über Gauss Fahnenmodell Simulationen (unten)	31
Abb. 3.5	Maximale simulierte nasse Depositionen in 148 m Entfernung: ARTM gegenüber Gauss-Fahnenmodell Simulationen (oben) und Verhältnis von ARTM zu Gauss-Fahnenmodell Simulationen über Gauss Fahnenmodell Simulationen (unten)	32
Abb. 3.6	Maximale durch ARTM simulierte Konzentrationen in 20 m Entfernung über maximale durch das Gauß-Fahnenmodell simulierte Konzentrationen in 148 m Entfernung (oben) und Verhältnisse zwischen diesen beiden Werten über den Gauß-Fahnenmodell-Konzentrationen in 148 m Entfernung (unten).....	34
Abb. 3.7	Maximale durch ARTM simulierte trockene Deposition in 20 m Entfernung über maximale durch das Gauß-Fahnenmodell simulierte trockene Deposition in 148 m Entfernung (oben) und Verhältnisse zwischen diesen beiden Werten über den Gauß-Fahnenmodell trockenen Depositionen in 148 m Entfernung (unten)	35
Abb. 3.8	Maximale durch ARTM simulierte nasse Deposition in 20 m Entfernung über maximale durch das Gauß-Fahnenmodell simulierte nasse Deposition in 148 m Entfernung (oben) und Verhältnisse zwischen diesen beiden Werten über den Gauß-Fahnenmodell nassen Depositionen in 148 m Entfernung (unten)	36
Abb. 3.9	Maximale durch ARTM simulierte Konzentration in der Luft in 20 m Entfernung über der simulierten Konzentration in 148 m Entfernung (oben) und Verhältnisse zwischen diesen beiden Werten über den simulierten Konzentrationen in 148 m Entfernung (unten).....	39

Abb. 3.10	Maximale durch ARTM simulierte trockene Deposition in 20 m Entfernung über der simulierten trockenen Deposition in 148 m Entfernung (oben) und Verhältnisse zwischen diesen beiden Werten über der simulierten trockenen Depositionen in 148 m Entfernung (unten).....	40
Abb. 3.11	Maximale durch ARTM simulierte nasse Deposition in 20 m Entfernung über der simulierten nassen Deposition in 148 m Entfernung (oben) und Verhältnisse zwischen diesen beiden Werten über der simulierten trockenen Depositionen in 148 m Entfernung (unten).....	41
Abb. 4.1	Parameter, die bei den ARTM Fallstudien zum Nahbereich variiert wurden.....	44
Abb. 4.2	Beispielhafte Visualisierung von ARTM Simulationsergebnissen mittels GO-ARTM (Erläuterungen siehe Text).....	47
Abb. 4.3	Simulation ohne Gebäude, ansonsten entsprechend Abb. 4.2.....	48
Abb. 4.4	Benutzeroberfläche zur Visualisierung der Maximalwerte	49
Abb. 4.5	Visualisierung der maximalen simulierten Konzentrationswerte (oben) und des Abstandes zwischen Quelle und Maximalwert (unten) über dem Abstand zwischen Quelle und Gebäude	50

Anhang

A Rauigkeitslänge

Die Rauigkeitslänge z_0 ist ein Maß für die Bodenrauigkeit des Geländes. Sie beträgt etwa 3 % bis 15 % der tatsächlichen Höhe der Bodenunebenheiten /VDI 10/.

Beispielhaft sind in Tab. A.1 die Rauigkeitslängen für verschiedene Klassen der Landnutzungskategorien des CORINE Katasters¹⁶ aufgeführt.

Da beim Partikelmodell ARTM nur eine einzige Rauigkeitslänge für das gesamte Simulationsgebiet verwendet werden kann, wird den Vorgaben der TA Luft entsprechend die Rauigkeitslänge für ein kreisförmiges Gebiet um den Emissionsort festgelegt, dessen Radius das 10fache der Emissionshöhe beträgt. „Setzt sich dieses Gebiet aus Flächenstücken mit unterschiedlicher Bodenrauigkeit zusammen, so ist eine mittlere Rauigkeitslänge durch arithmetische Mittelung mit Wichtung entsprechend dem jeweiligen Flächenanteil zu bestimmen und anschließend auf den nächstgelegenen Tabellenwert“ der in Tab. A.1 gegebenen Werte „zu runden“ /TAL 02/.

¹⁶ Zum EU „CORINE land cover“ Programm siehe beispielsweise die Internetseite der Europäischen Umweltagentur: <http://www.eea.europa.eu/publications/COR0-landcover>

Tab. A.1 Mittlere Rauigkeitslänge in Abhängigkeit der Landnutzungsklassen des CORINE-Katasters (Quelle: Anhang 3 der TA Luft /TAL 02/)

z_0 in m	CORINE-Klasse
0,01	Strände, Dünen und Sandflächen (331); Wasserflächen (512)
0,02	Deponien und Abraumhalden (132); Wiesen und Weiden (231); Natürliches Grünland (321); Flächen mit spärlicher Vegetation (333); Salzwiesen (421); In der Gezeitenzone liegende Flächen (423); Gewässerläufe (511); Mündungsgebiete (522)
0,05	Abbauflächen (131); Sport- und Freizeitanlagen (142); Nicht bewässertes Ackerland (211); Gletscher und Dauerschneegebiete (335); Lagunen (521)
0,10	Flughäfen (124); Sümpfe (411); Torfmoore (412); Meere und Ozeane (523)
0,20	Straßen, Eisenbahn (122); Städtische Grünflächen (141); Weinbauflächen (221); Komplexe Parzellenstrukturen (242); Landwirtschaft und natürliche Bodenbedeckung (243); Heiden und Moorheiden (322); Felsflächen ohne Vegetation (332)
0,50	Hafengebiete (123); Obst- und Beerenobstbestände (222); Wald-Strauch-Übergangsstadien; (324)
1,00	Nicht durchgängig städtische Prägung (112); Industrie- und Gewerbeflächen (121); Baustellen (133); Nadelwälder (312)
1,50	Laubwälder (311); Mischwälder (313)
2,00	Durchgängig städtische Prägung (111)

B Der Markow Prozess

Nach /VDI 00/, Anhang A:

Im Lagrangeschen Partikelmodell wird der fluktuierende Anteil der Partikelgeschwindigkeit $\vec{u}'(\vec{x}, t)$ als Markow Prozess simuliert. Das bedeutet, dass für jede zeitabhängige Komponente $u(t)$ eine autokorrelierte Zeitreihe von Werten $u(n \cdot \Delta t) \equiv u_n$ gebildet werden kann. Dabei ist Δt der programminterne Simulationszeitschritt. Die Größe der Geschwindigkeitskomponente u_n ist dabei abhängig von der Geschwindigkeitskomponente u_{n-1} sowie dem konstanten Proportionalitätsfaktor ρ mit einem Wert zwischen 0 und 1 und der zeitabhängigen Zufallskomponente ε_n :

$$u_n = \rho u_{n-1} + \varepsilon_n$$

Die Zufallskomponente hat den Mittelwert μ_ε und die Standardabweichung σ_ε . Die Zufallskomponenten ε_n und ε_{n+x} sind nicht miteinander korreliert. Abb. B.1 zeigt beispielhaft eine Markow Zeitreihe mit den darin angegebenen Werten für $\rho, \mu_\varepsilon, \sigma_\varepsilon$. Der Erwartungswert für die Windgeschwindigkeitskomponente liegt bei

$$E(u) = \mu_u = \mu_\varepsilon / (1 - \rho)$$

und die Varianz der Windgeschwindigkeitskomponente bei

$$\sigma_u^2 = \sigma_\varepsilon^2 / (1 - \rho^2).$$

Für die Kovarianz zwischen zwei aufeinanderfolgenden Werten der u_n Reihe gilt

$$\sigma_{u_n u_{n+1}} = E((u_n - \mu_u)(u_{n+1} - \mu_u)) = \rho \sigma_u^2$$

Der Korrelationskoeffizient zwischen zwei Werten der u_n Reihe, die k Schritte auseinander liegen, ist

$$\rho_{u_n u_{n+k}} = \sigma_{u_n u_{n+k}} / (\sigma_{u_n} \sigma_{u_{n+k}}) = \sigma_{u_n u_{n+k}} / \sigma_u^2 = \rho^k$$

Mit der Definition der Korrelationszeit T als $T = -\Delta t / \ln(\rho)$ lässt sich die letzte Gleichung umformen zu

$$\rho_{u_n u_{n+k}} = \exp\left(-\frac{k \Delta t}{T}\right)$$

Die Korrelation zwischen zwei Werten der Reihe fällt also mit ihrem zeitlichen Abstand exponentiell ab. Die Korrelationszeit entspricht sozusagen der Lebensdauer der Korrelation.

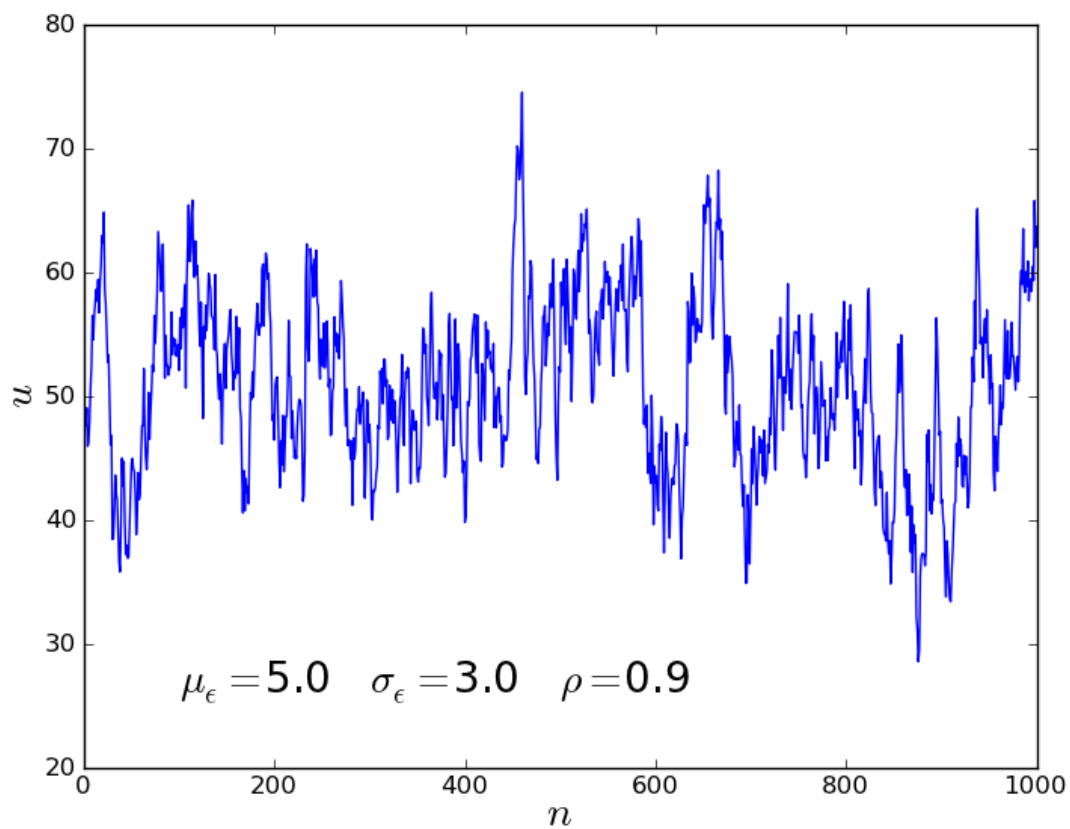


Abb. B.1 Beispielhafte Realisierung eines Markow Prozesses

C ARTM zu Gauß-Fahnenmodell Simulationsergebnisse

Im Folgenden werden die Gegenüberstellungen der ARTM und Gauß-Fahnenmodell Simulationen präsentiert. Gezeigt werden jeweils die bodennahen Konzentrationen in Luft in Bq/m^3 bzw. die Ablagerungen am Boden durch trockene sowie durch nasse Deposition jeweils in Bq/m^2 unter der Fahnenachse über dem Abstand zur Quelle in m. Für jeden Wertetyp (bodennahe Konzentration in Luft, trockene Deposition und nasse Deposition), jedes simulierte Nuklid (Ca-41: Aerosol der Klasse 1, Ni-59: Aerosol der Klasse 2, Tc-99: Aerosol der Klasse 3 und U-234: Aerosol der Klasse 4) und jede Quellhöhe (0 m, 2 m, 5 m, 10 m, 20 m, 50 m und 100 m) wurde jeweils ein dreiteiliger Graph erzeugt. Im oberen Drittel sind die ARTM-Simulationen (gepunktet) mit einer Rauigkeitslänge von 2 cm, im mittleren die mit einer Rauigkeitslänge von 20 cm und im unteren die mit einer Rauigkeitslänge von 200 cm den Gauß-Fahnenmodell-Simulationen (durchgezogene Linien) gegenübergestellt. Die unterschiedlichen Farben markieren die unterschiedlichen Ausbreitungsklassen bzw. Regenraten Kombinationen.

Bodennahe Konzentrationen in Bq/m³

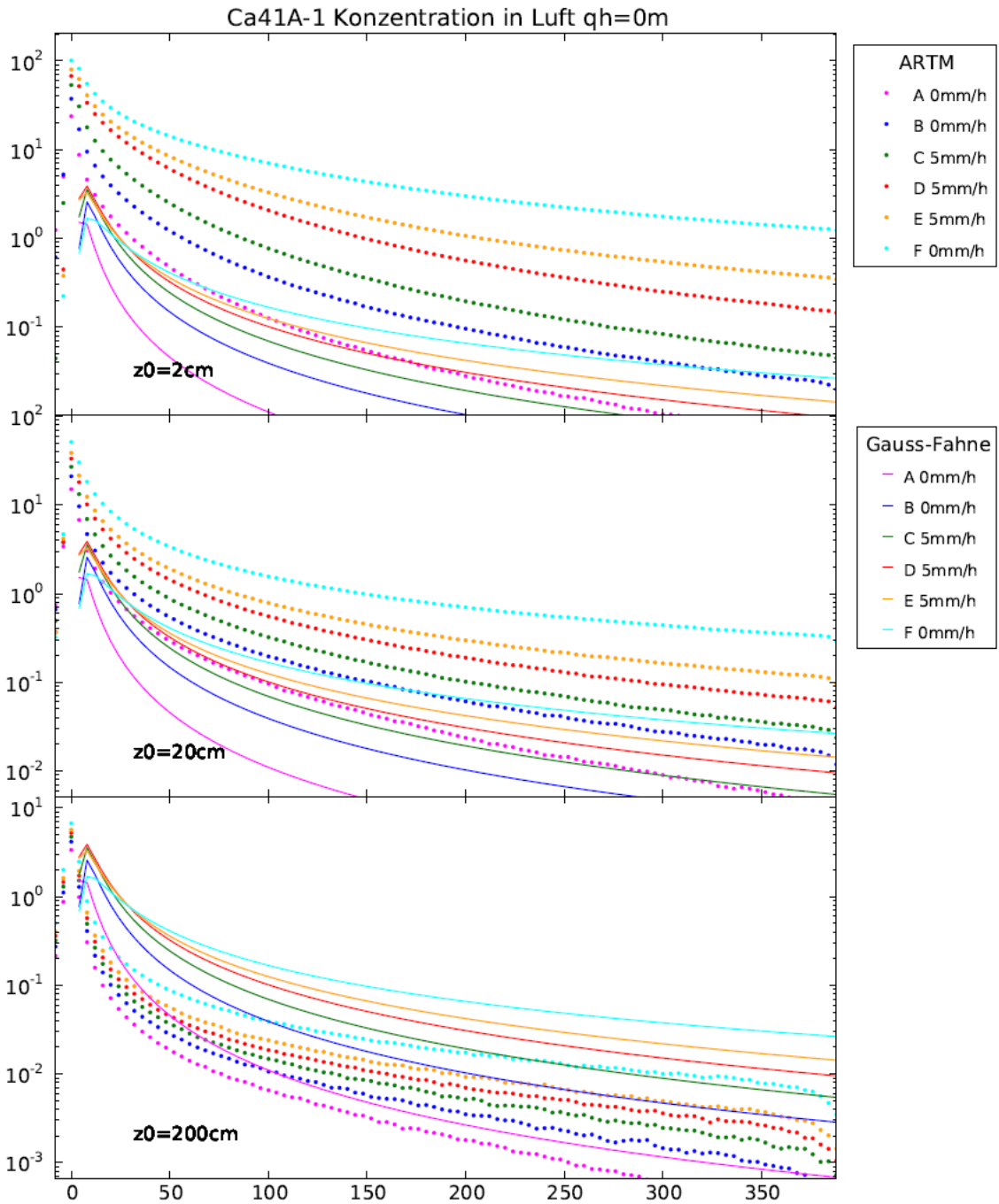


Abb. C.1 Bodennahe Konzentrationen von Ca-41 (Aerosol der Klasse 1), Quellhöhe 0 m

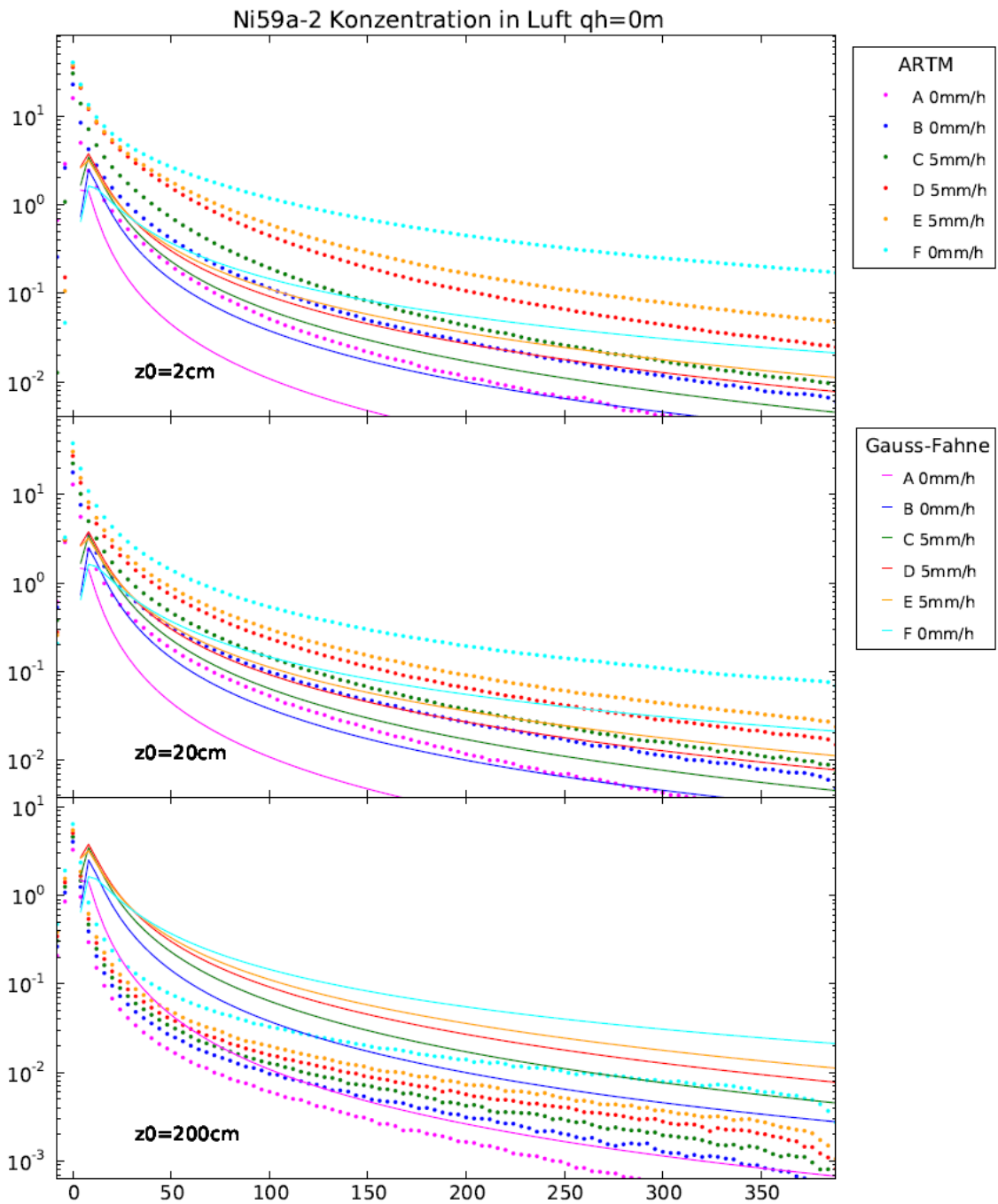


Abb. C.2 Bodennahe Konzentrationen von Ni-59 (Aerosol der Klasse 2), Quellhöhe 0 m

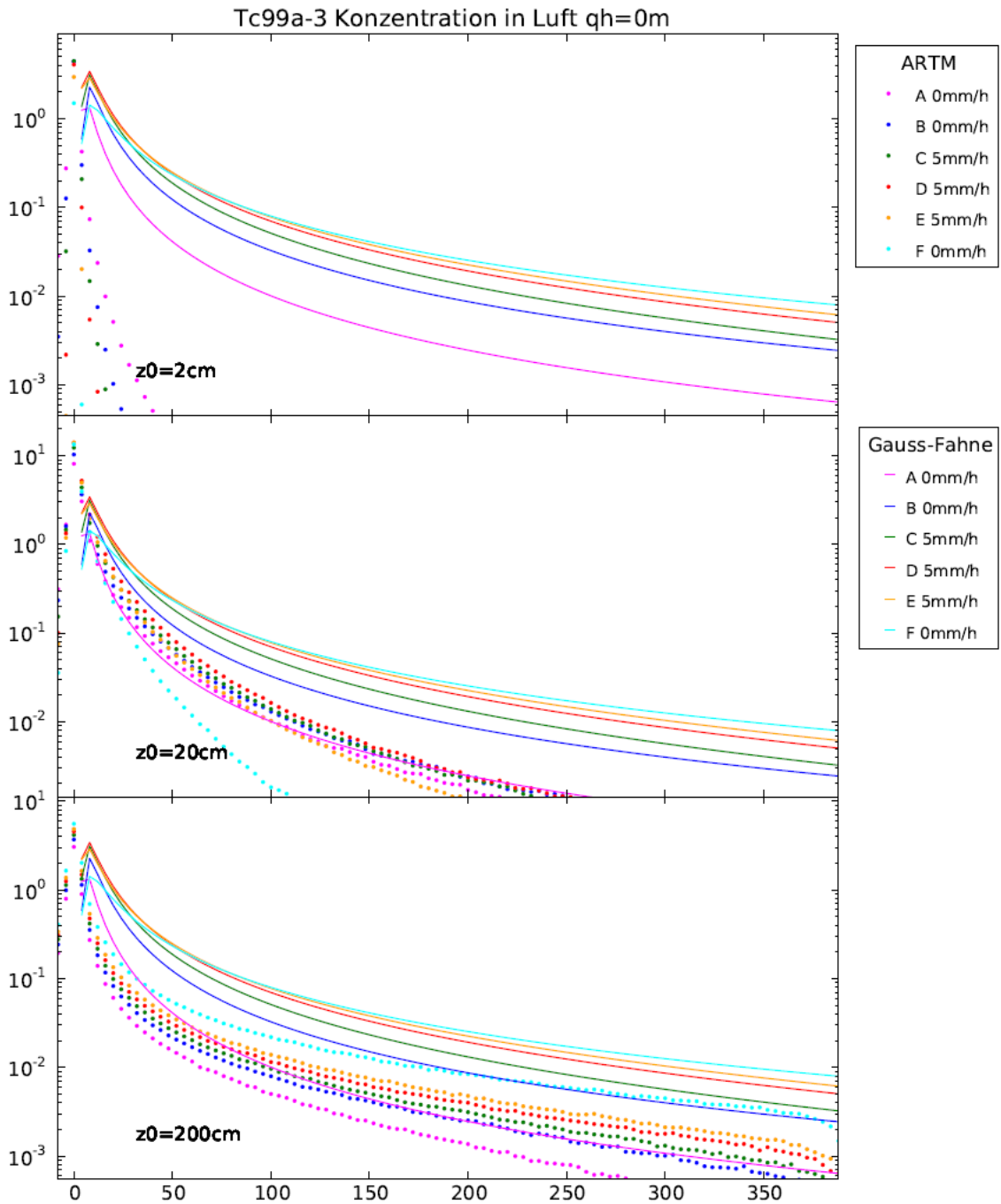


Abb. C.3 Bodennahe Konzentrationen von Tc-99 (Aerosol der Klasse 3), Quellhöhe 0 m

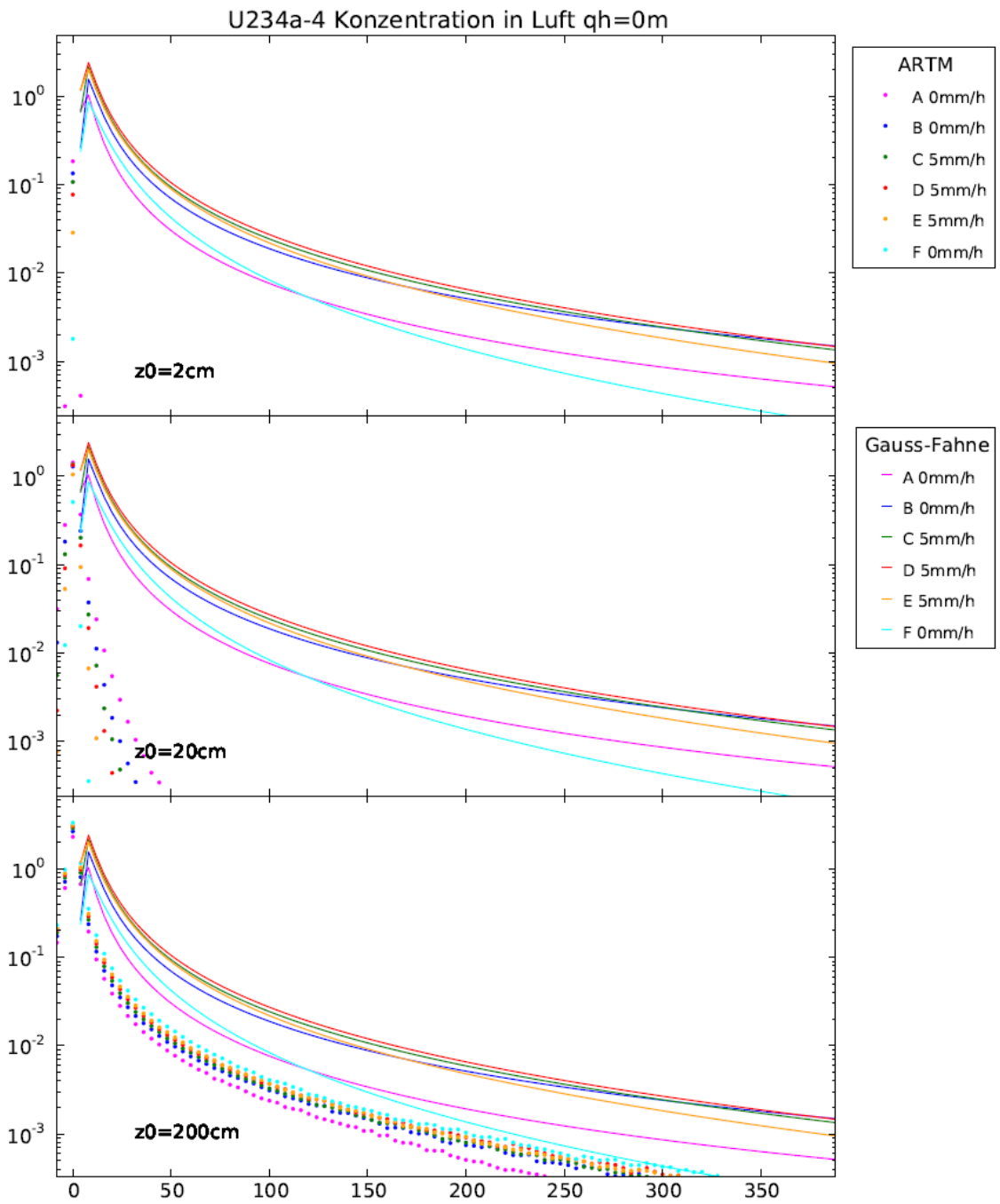


Abb. C.4 Bodennahe Konzentrationen von U-234 (Aerosol der Klasse 4), Quellhöhe 0 m

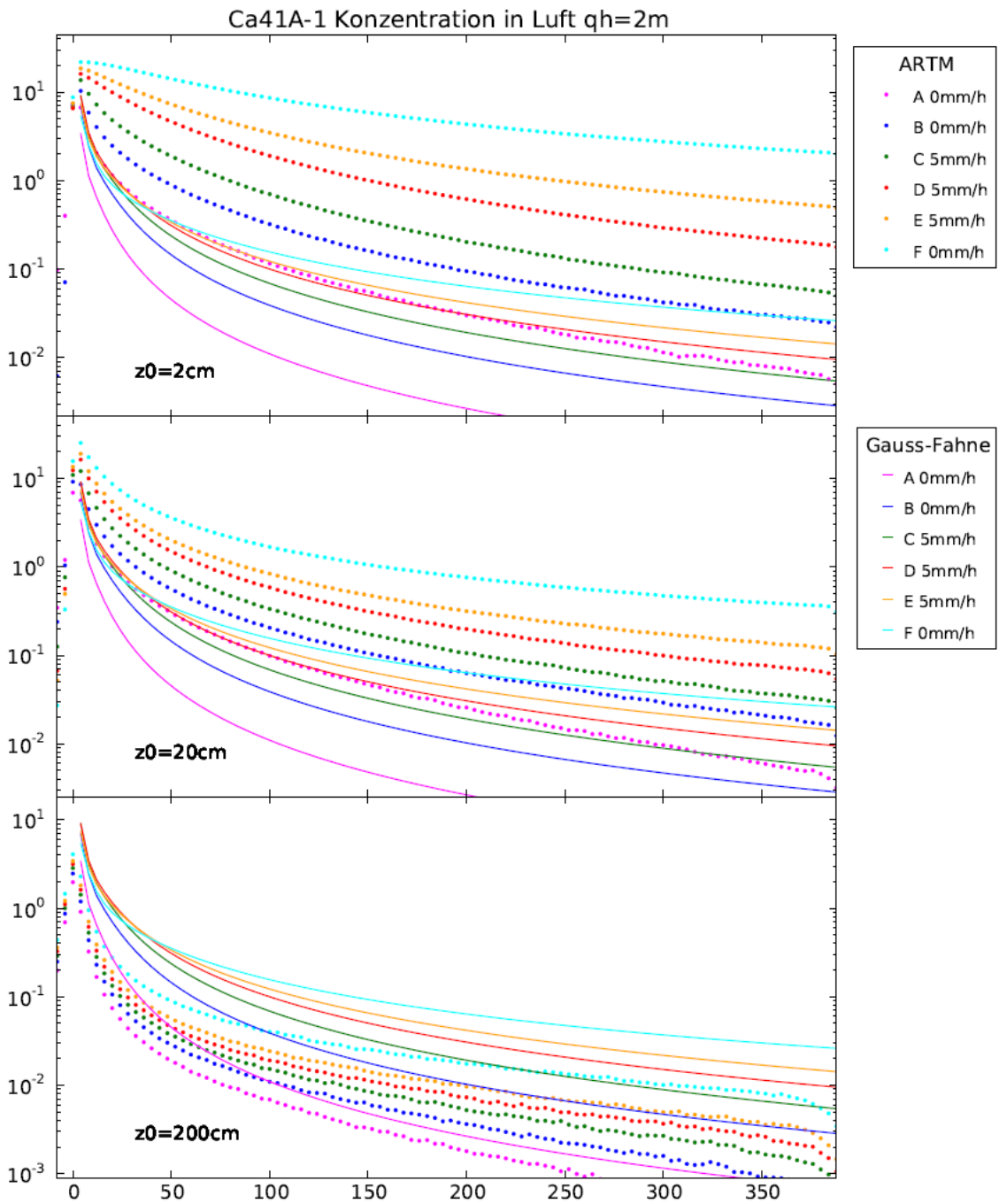


Abb. C.5 Bodennahe Konzentrationen von Ca-41 (Aerosol der Klasse 1), Quellhöhe 2 m

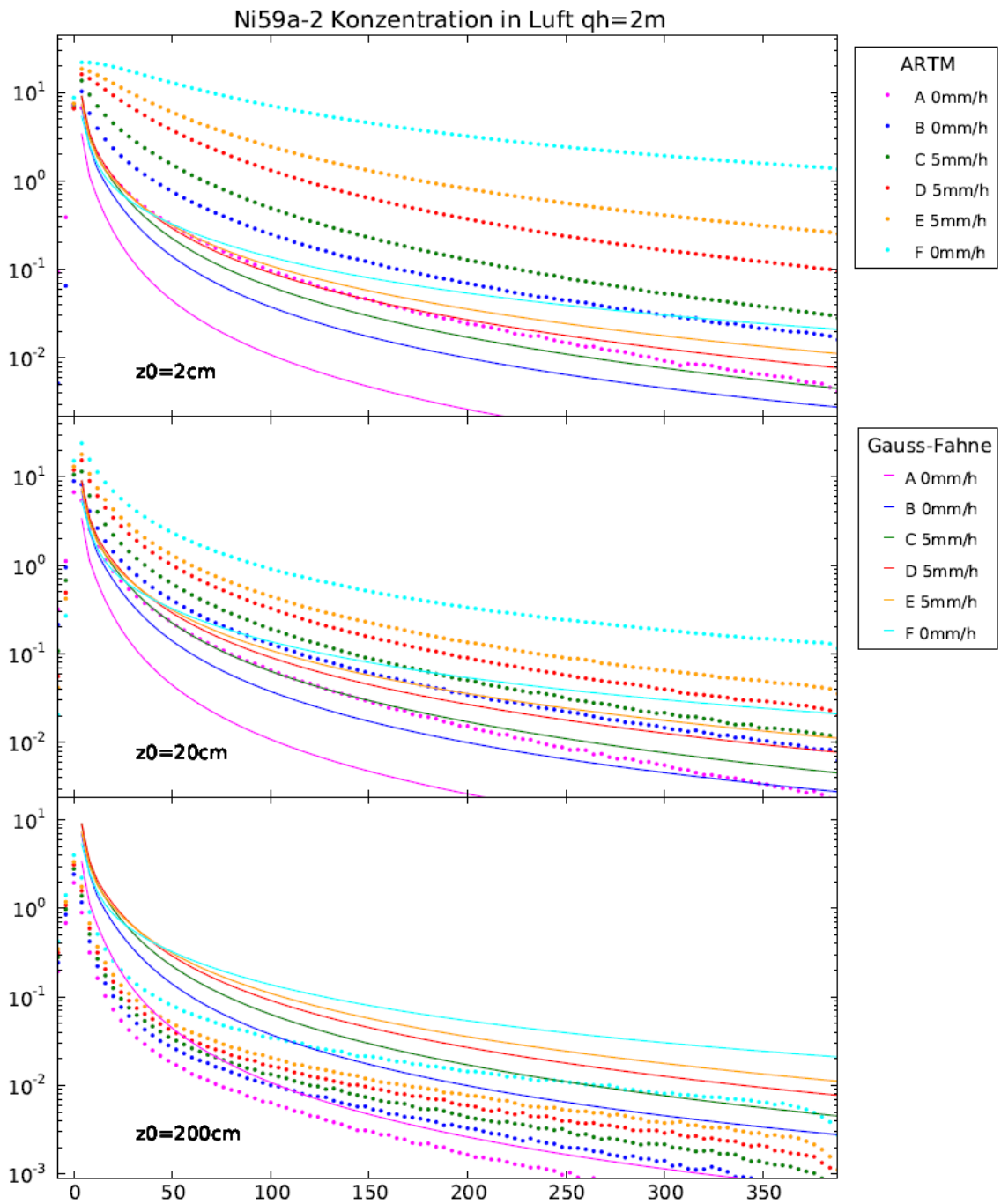


Abb. C.6 Bodennahe Konzentrationen von Ni-59 (Aerosol der Klasse 2), Quellhöhe 2 m

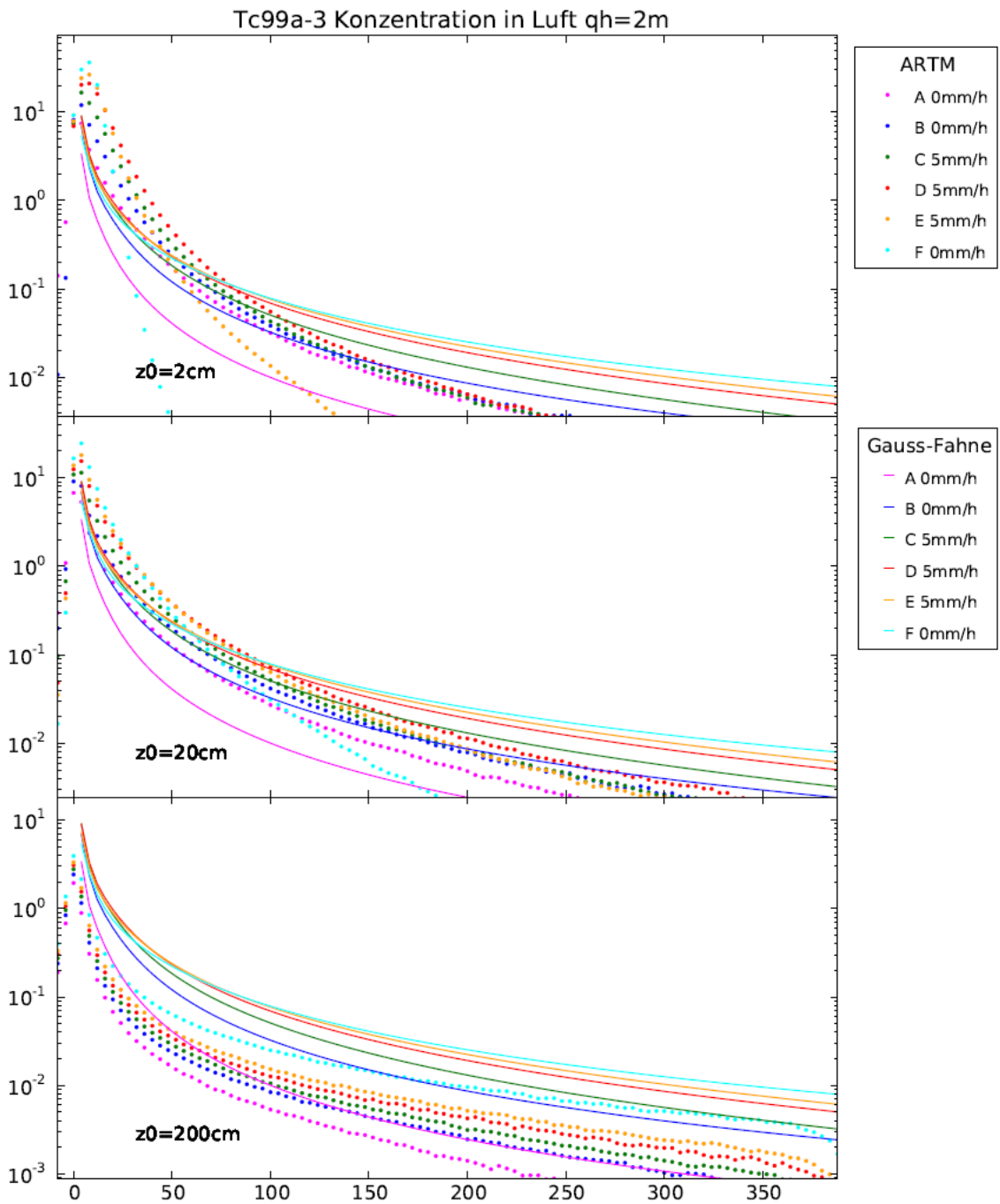


Abb. C.7 Bodennahe Konzentrationen von Tc-99 (Aerosol der Klasse 3), Quellhöhe 2 m

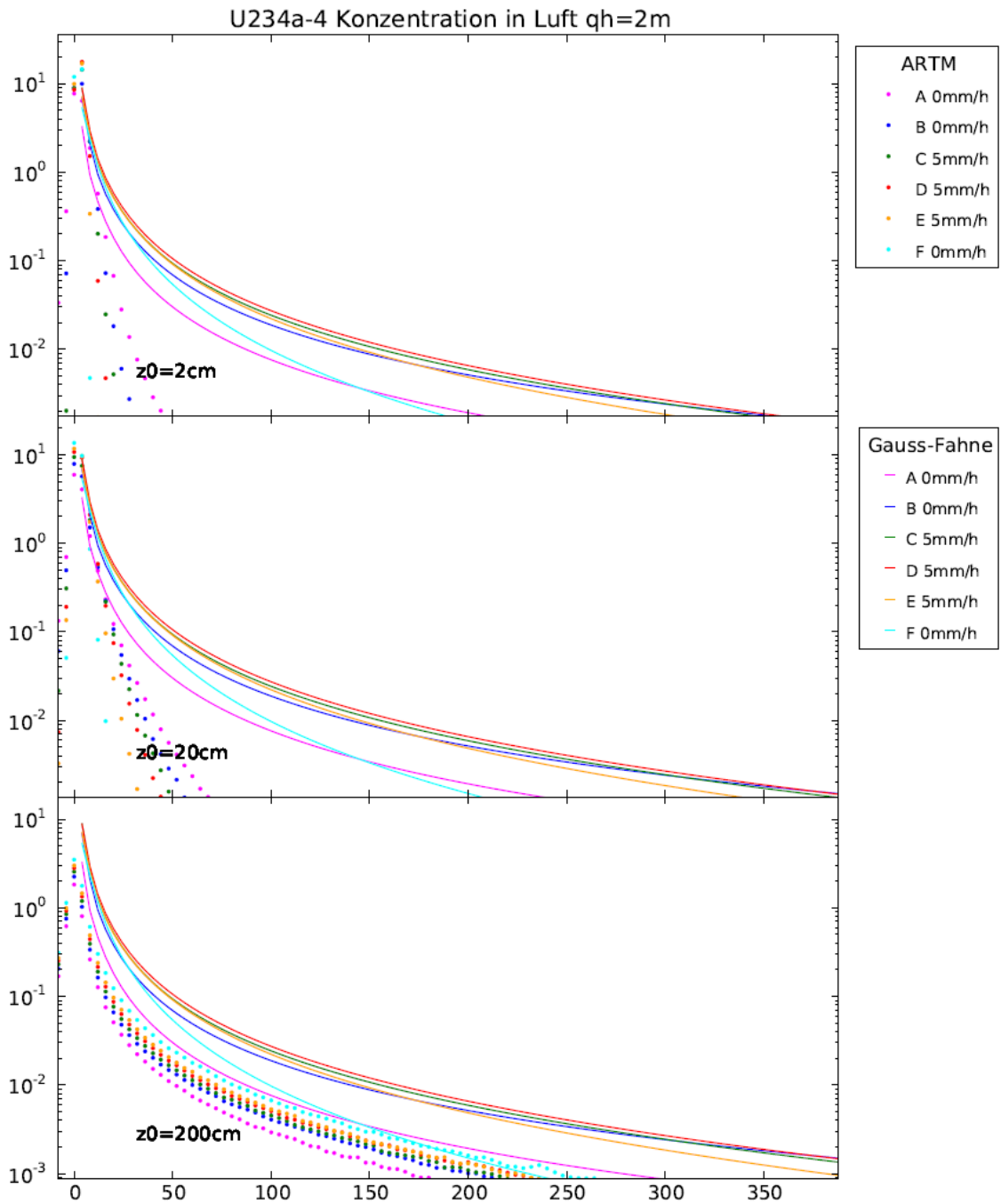


Abb. C.8 Bodennahe Konzentrationen von U-234 (Aerosol der Klasse 4), Quellhöhe 2 m

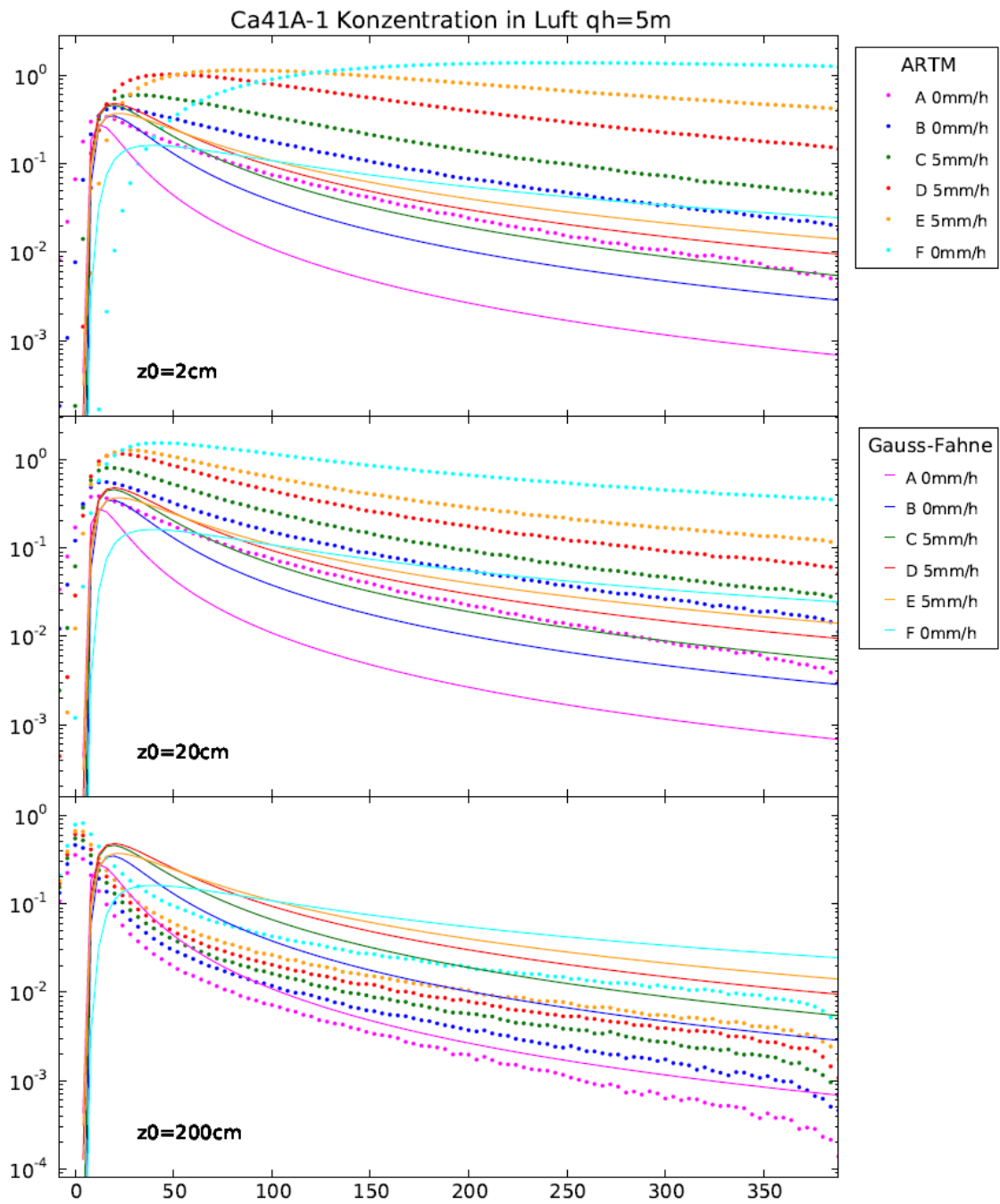


Abb. C.9 Bodennahe Konzentrationen von Ca-41 (Aerosol der Klasse 1), Quellhöhe 5 m

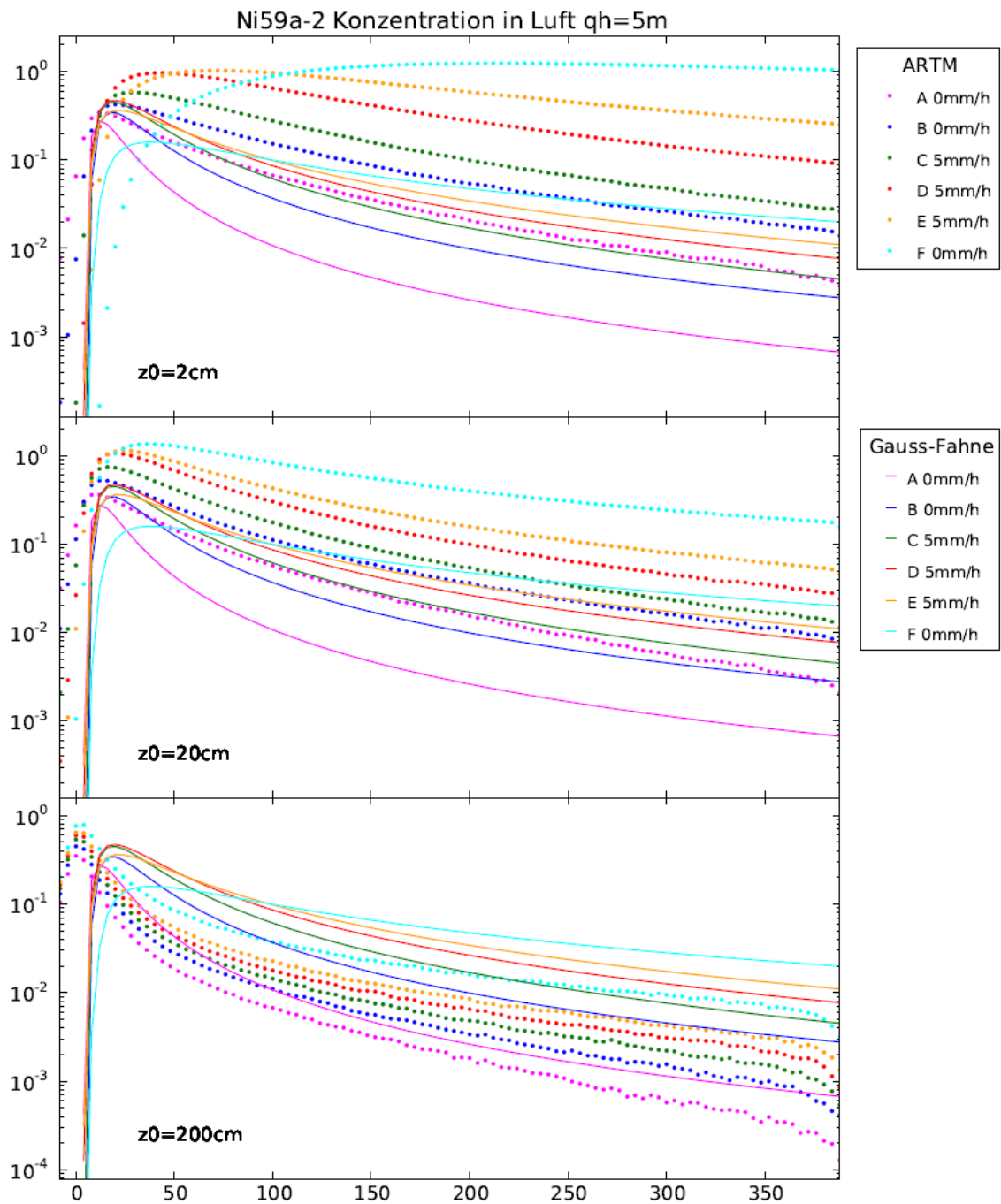


Abb. C.10 Bodennahe Konzentrationen von Ni-59 (Aerosol der Klasse 2), Quellhöhe 5 m

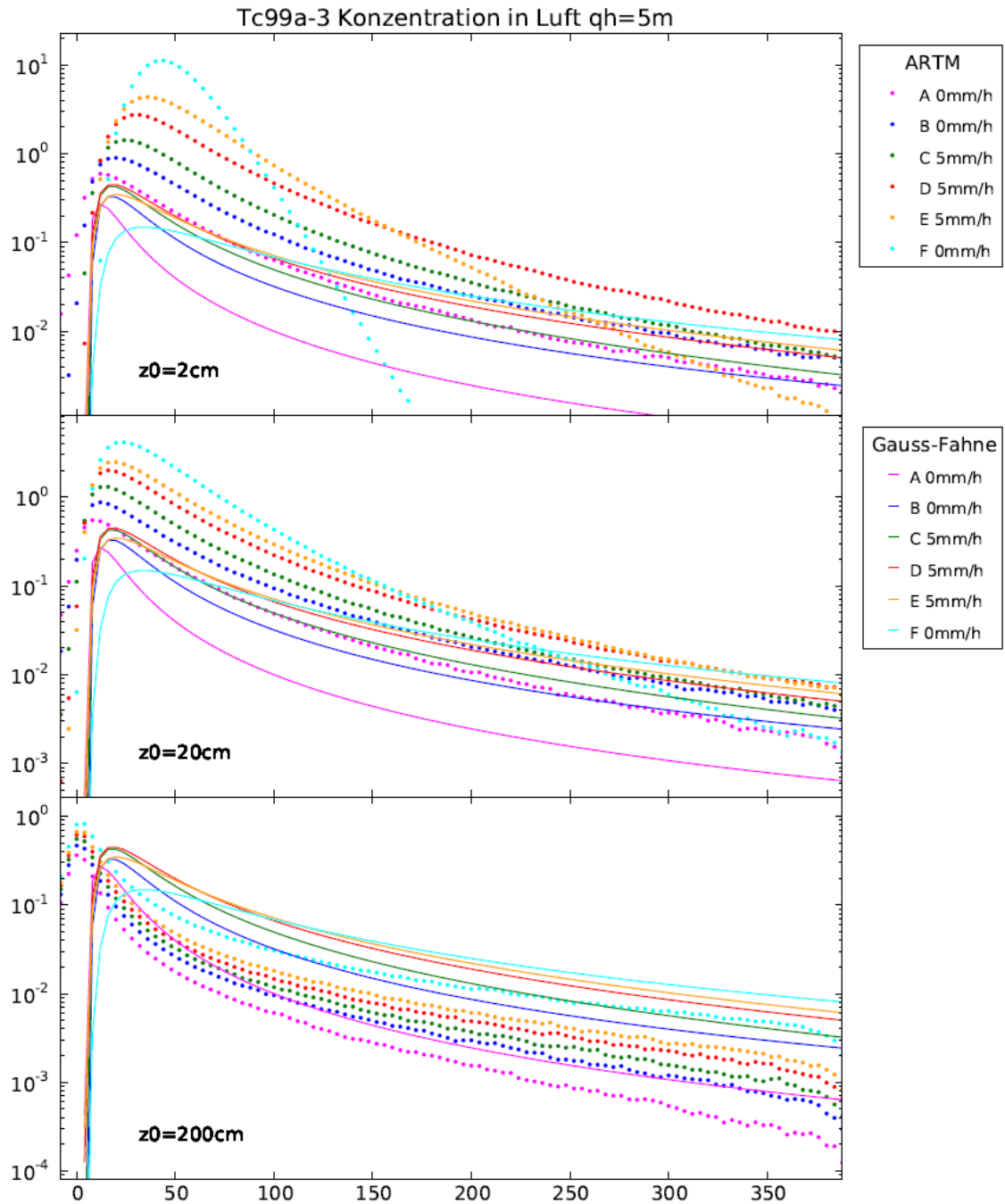


Abb. C.11 Bodennahe Konzentrationen von Tc-99 (Aerosol der Klasse 3), Quellhöhe 5 m

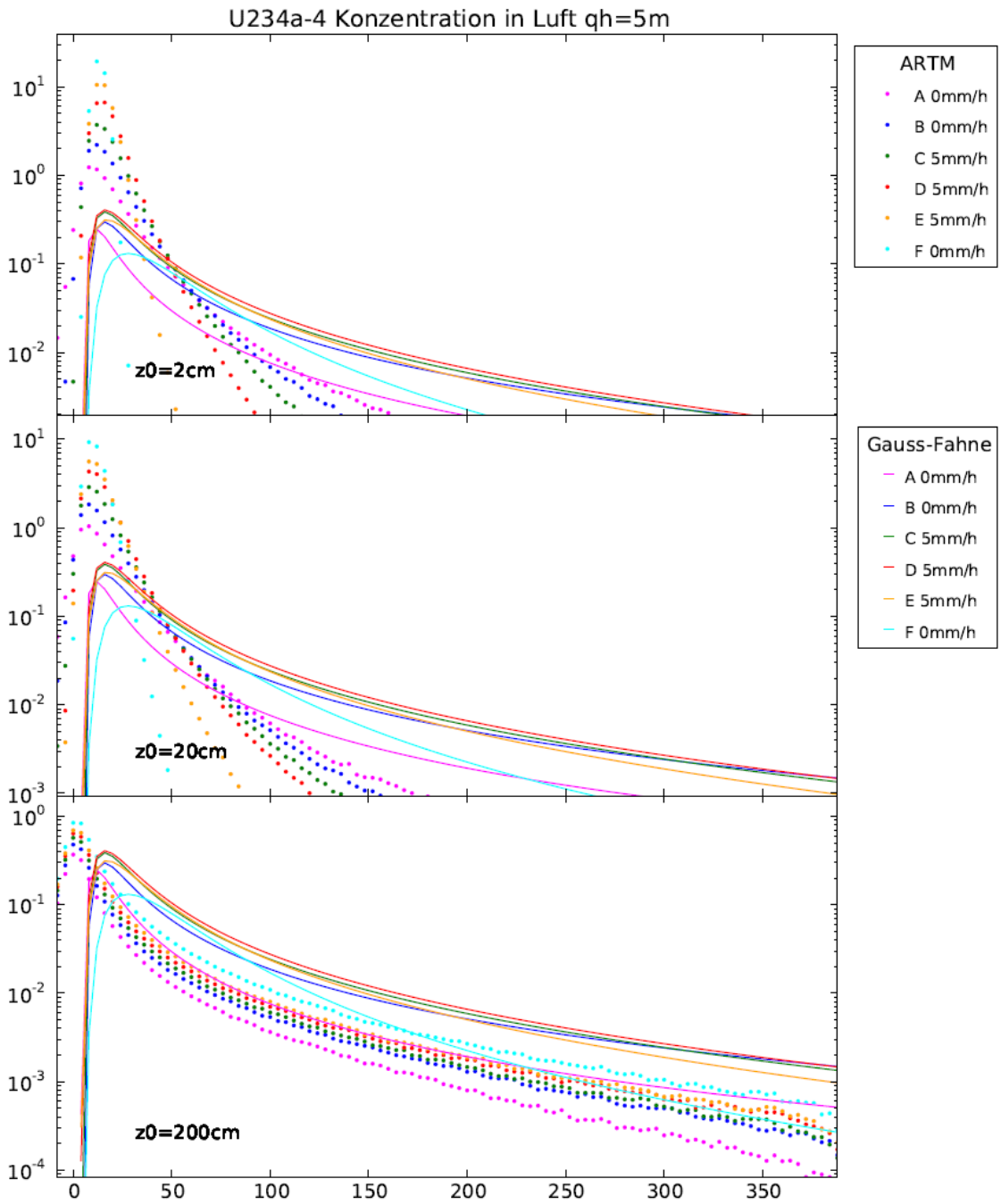


Abb. C.12 Bodennahe Konzentrationen von U-234 (Aerosol der Klasse 4), Quellhöhe 5 m

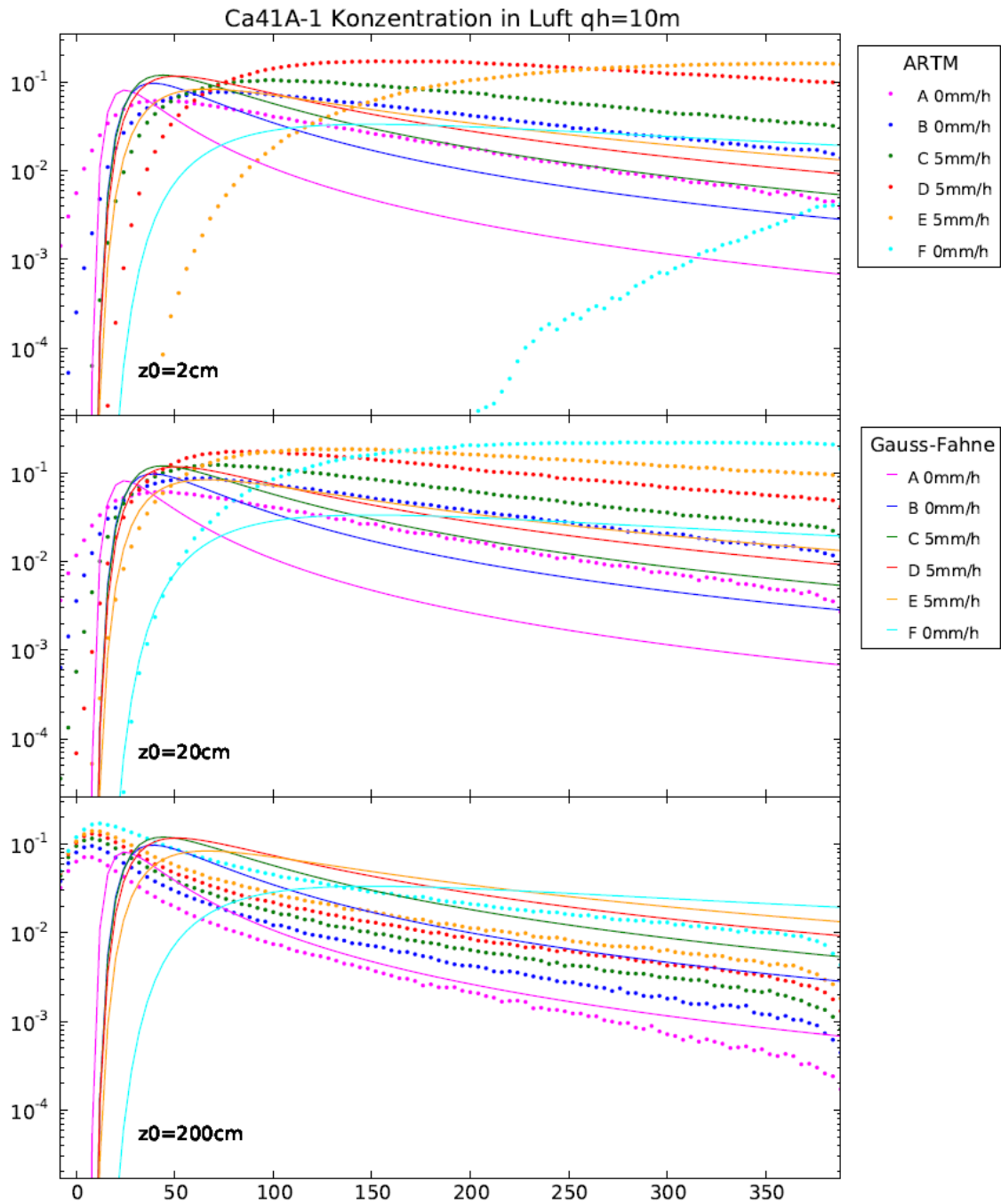


Abb. C.13 Bodennahe Konzentrationen von Ca-41 (Aerosol der Klasse 1), Quellhöhe 10 m

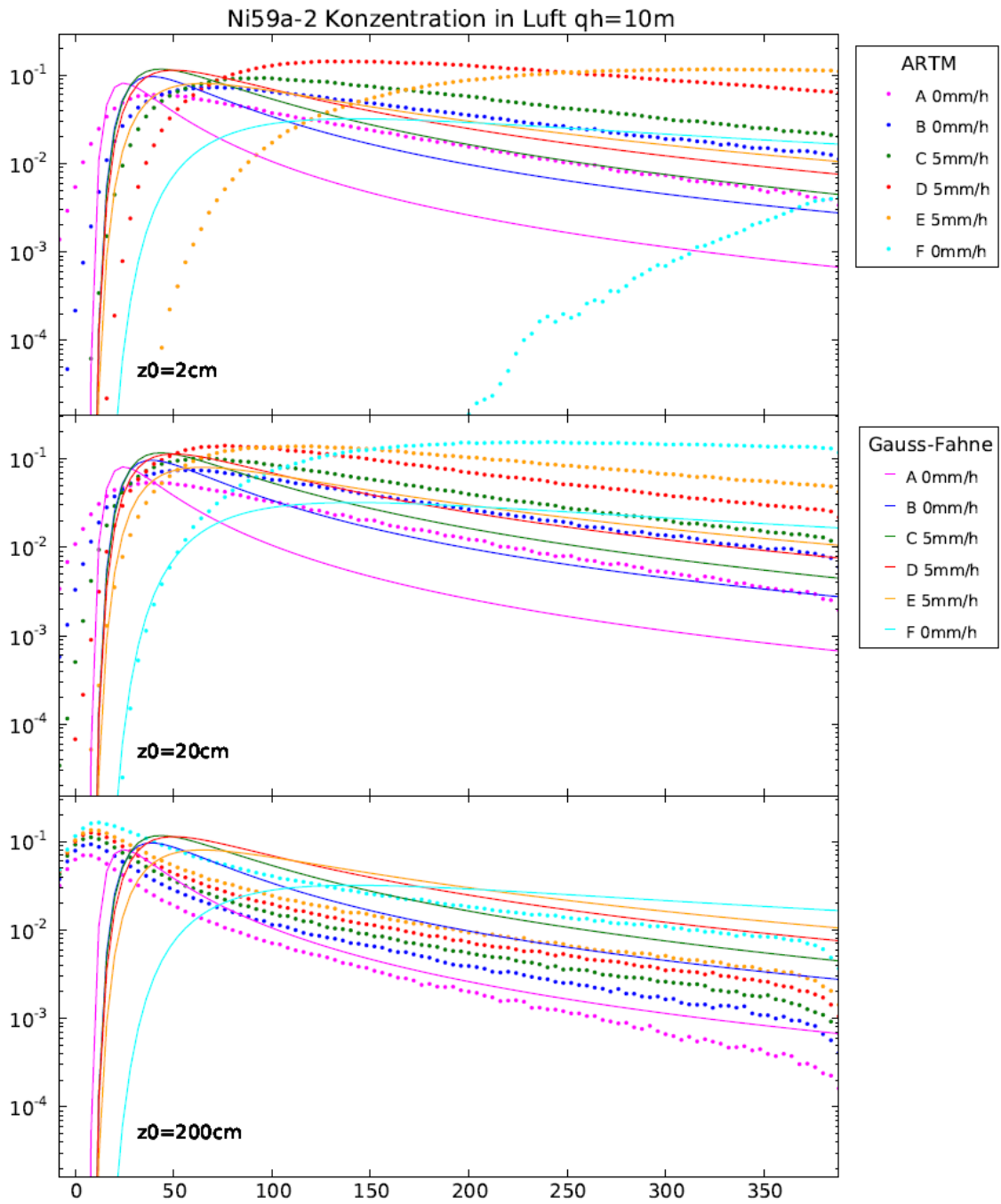


Abb. C.14 Bodennahe Konzentrationen von Ni-59 (Aerosol der Klasse 2), Quellhöhe 10 m

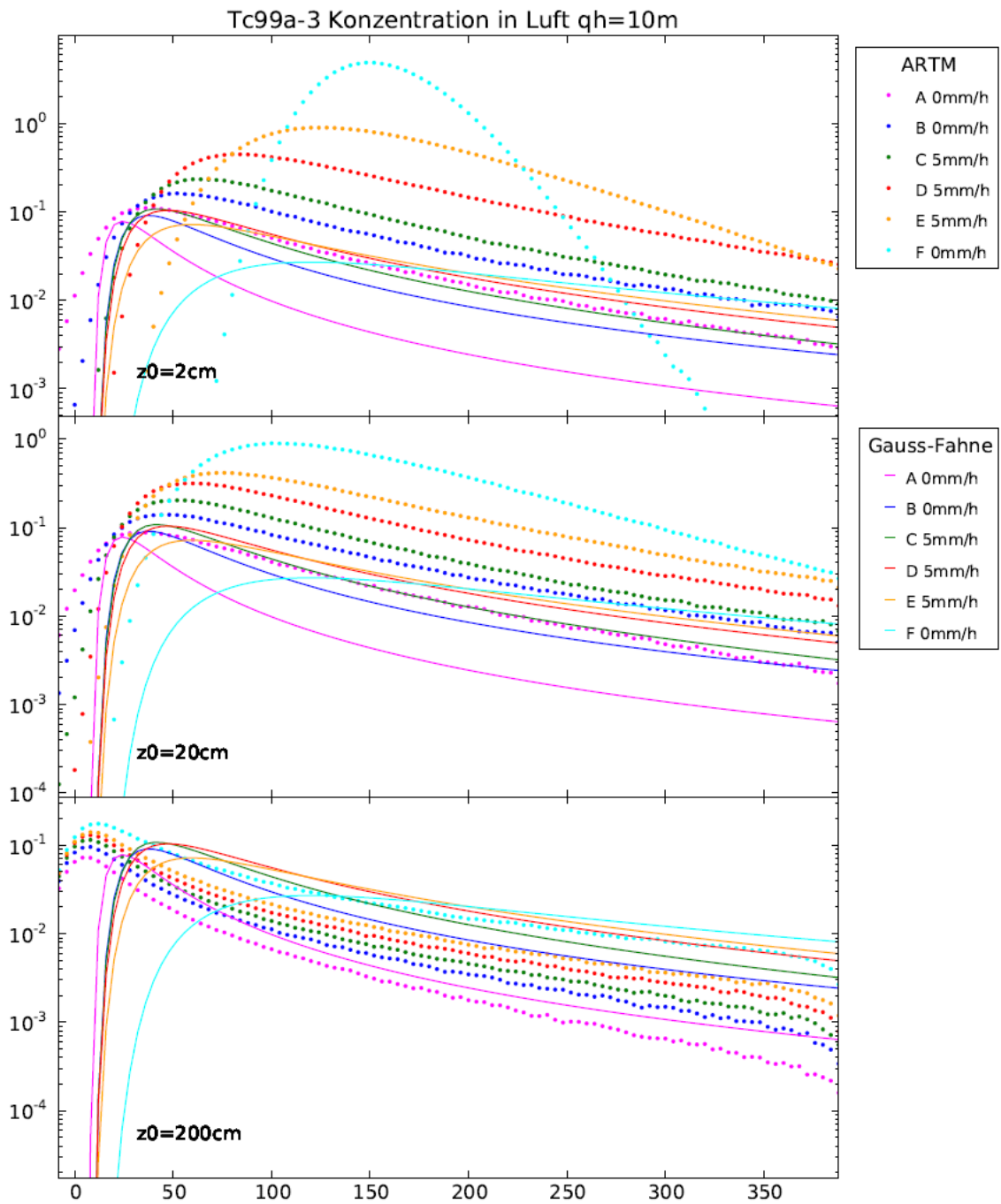


Abb. C.15 Bodennahe Konzentrationen von Tc-99 (Aerosol der Klasse 3), Quellhöhe 10 m

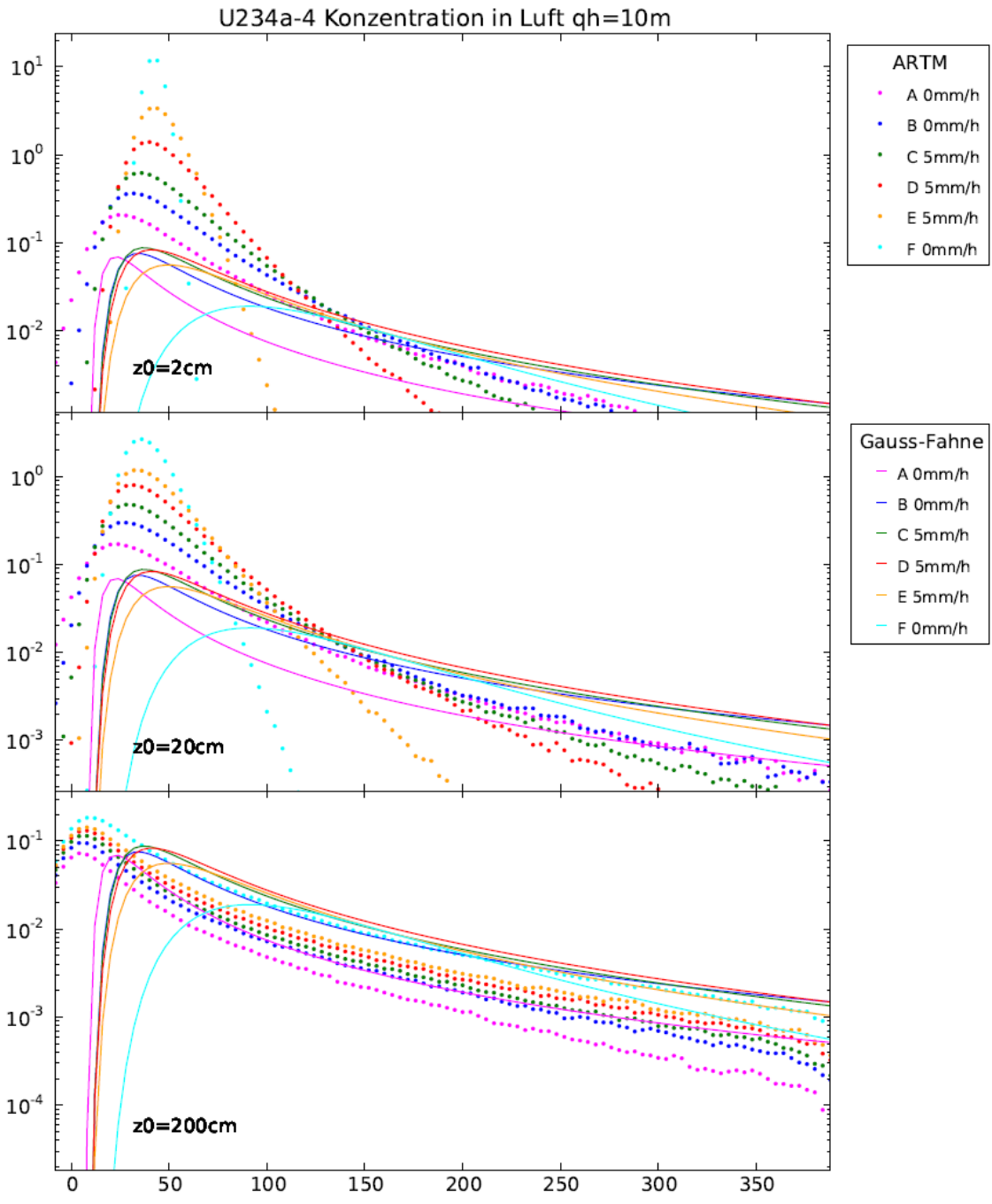


Abb. C.16 Bodennahe Konzentrationen von U-234 (Aerosol der Klasse 4), Quellhöhe 10 m

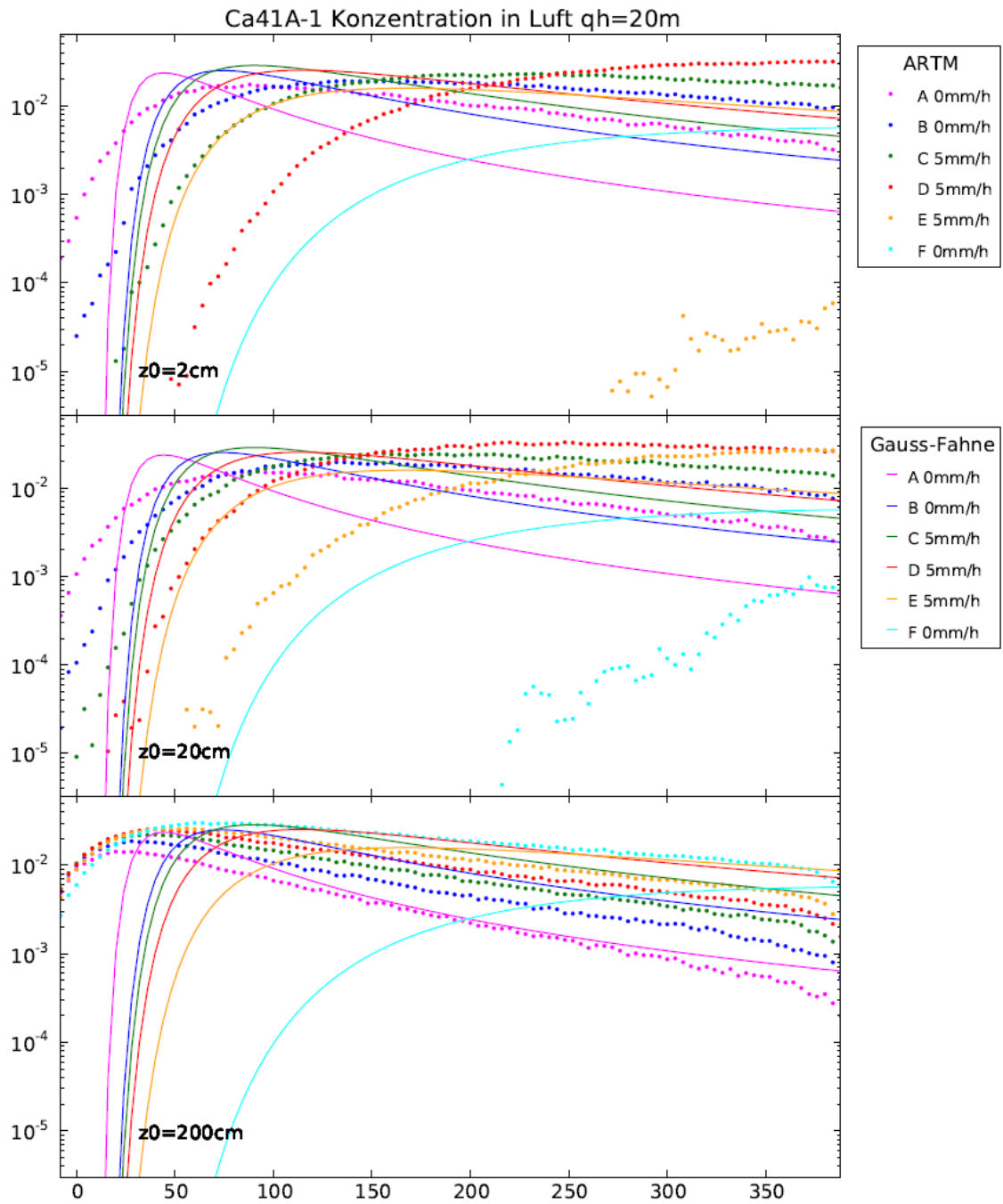


Abb. C.17 Bodennahe Konzentrationen von Ca-41 (Aerosol der Klasse 1), Quellhöhe 20 m

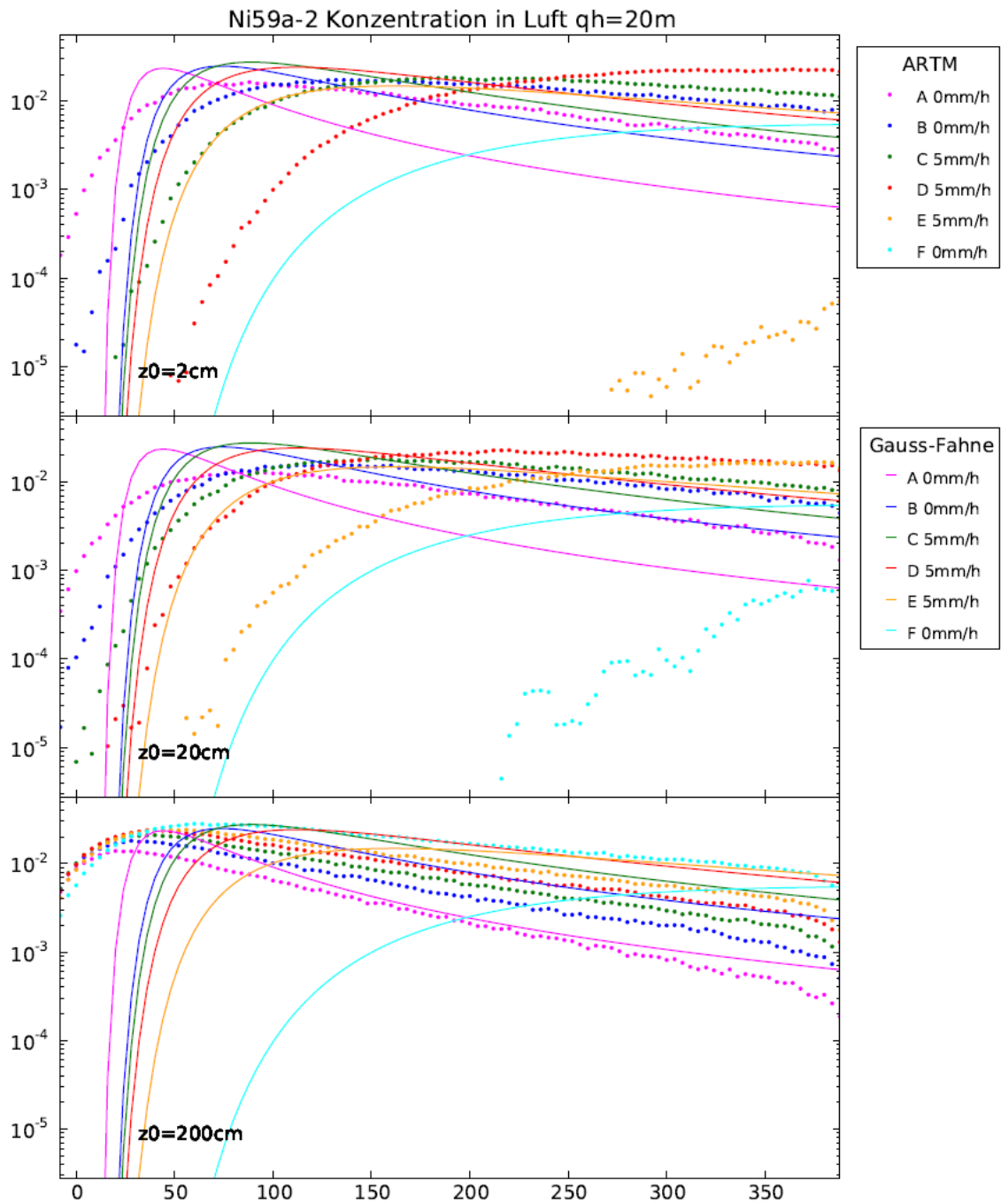


Abb. C.18 Bodennahe Konzentrationen von Ni-59 (Aerosol der Klasse 2), Quellhöhe 20 m

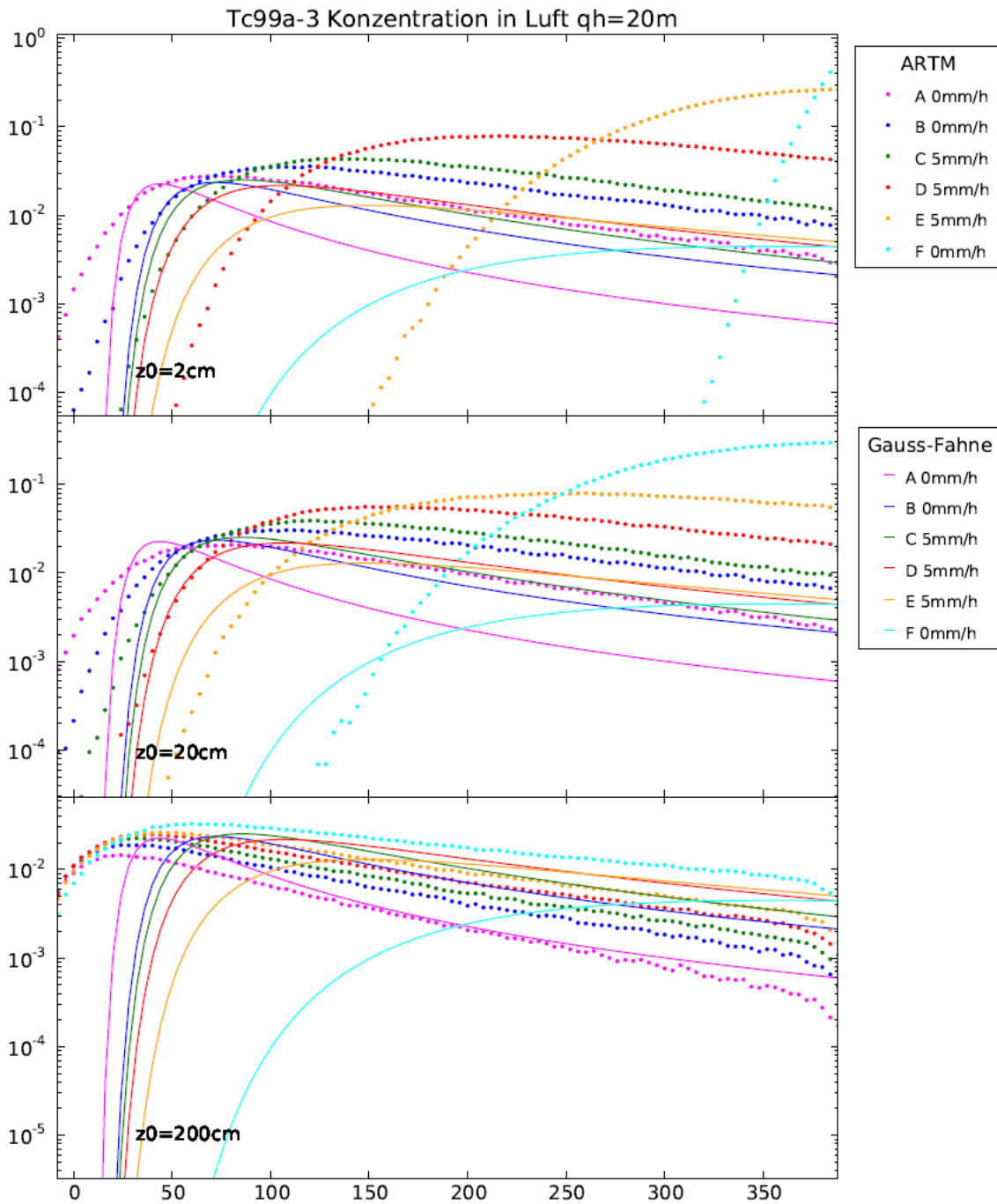


Abb. C.19 Bodennahe Konzentrationen von Tc-99 (Aerosol der Klasse 3), Quellhöhe 20 m

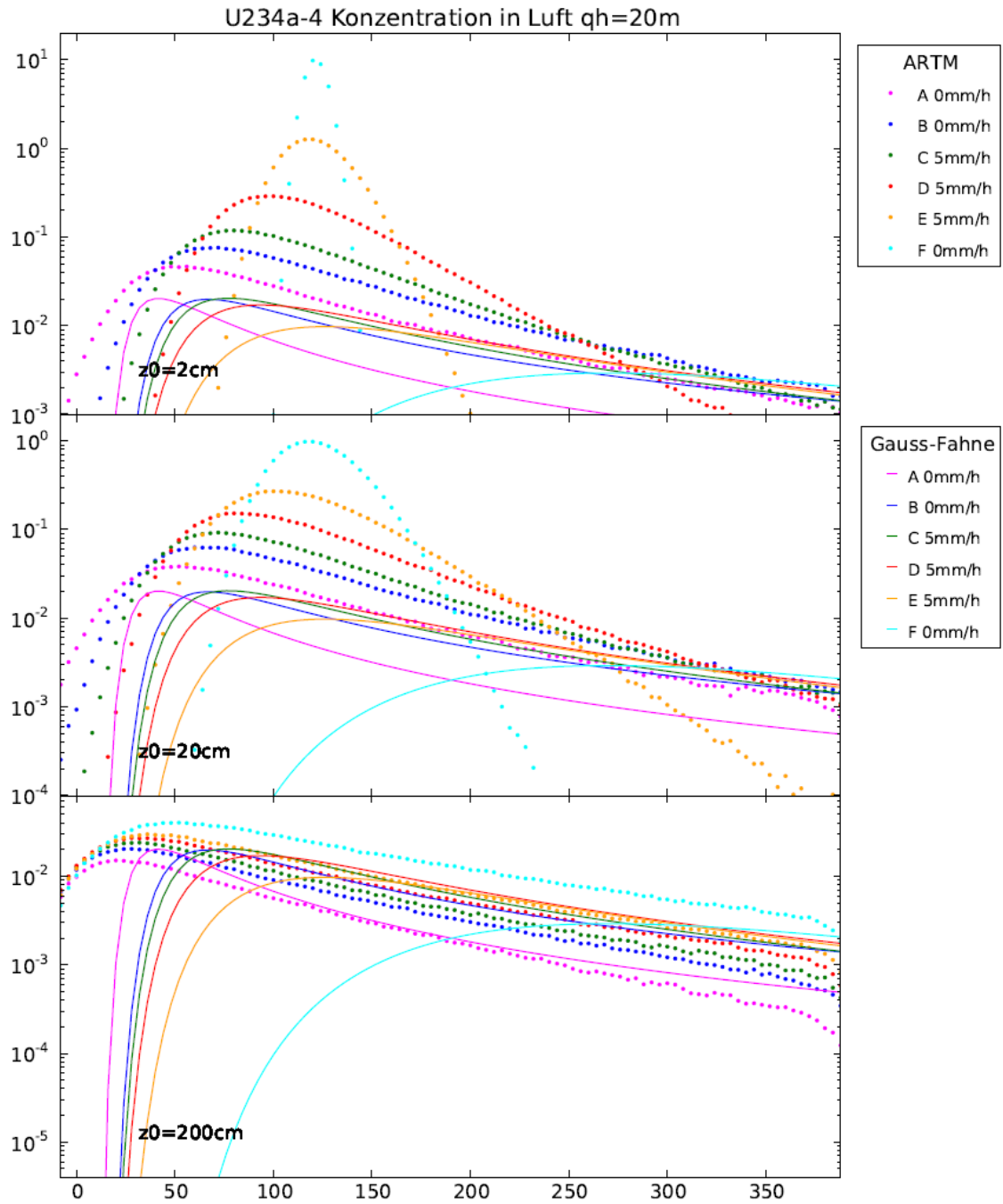


Abb. C.20 Bodennahe Konzentrationen von U-234 (Aerosol der Klasse 4), Quellhöhe 20 m

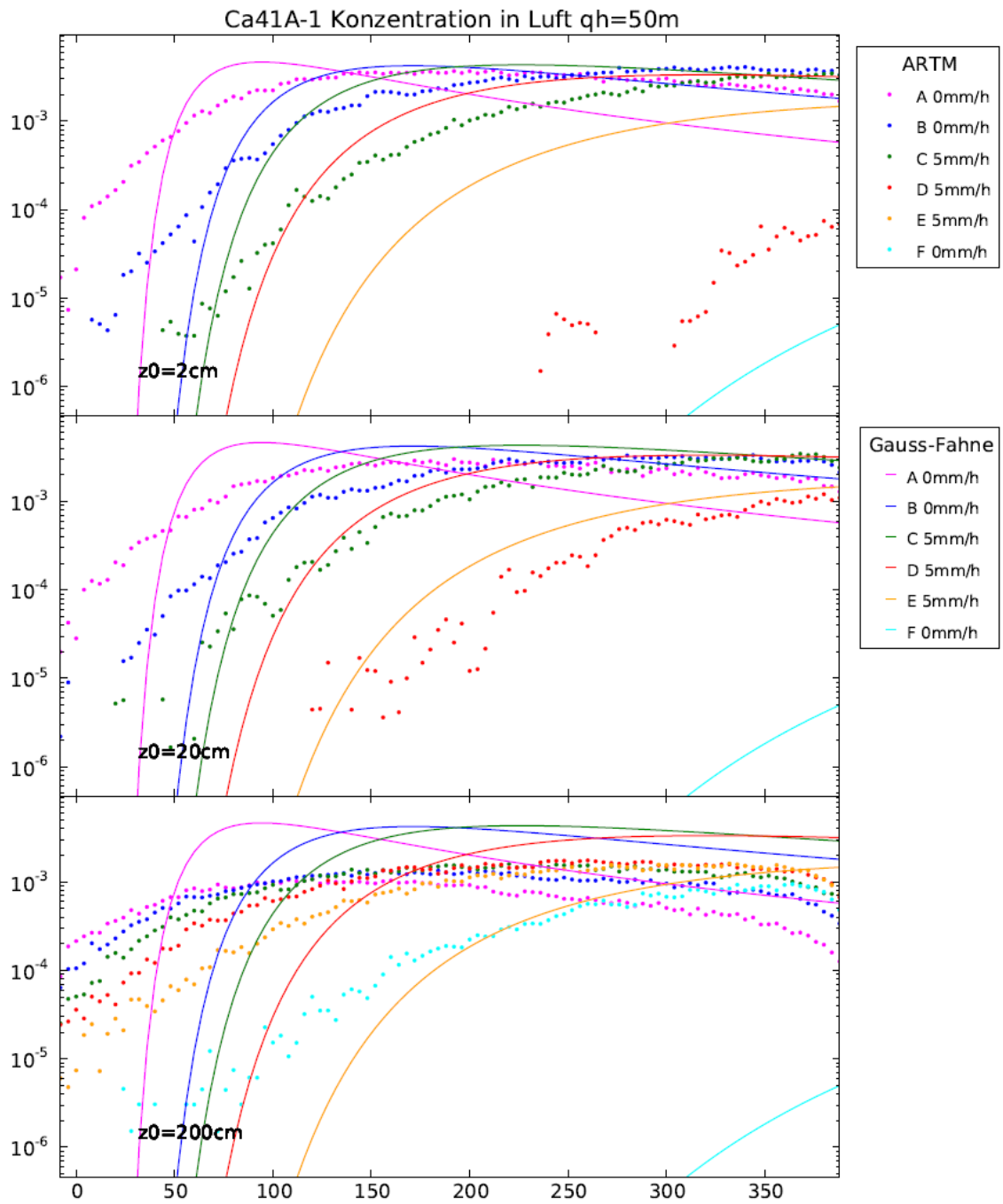


Abb. C.21 Bodennahe Konzentrationen von Ca-41 (Aerosol der Klasse 1), Quellhöhe 50 m

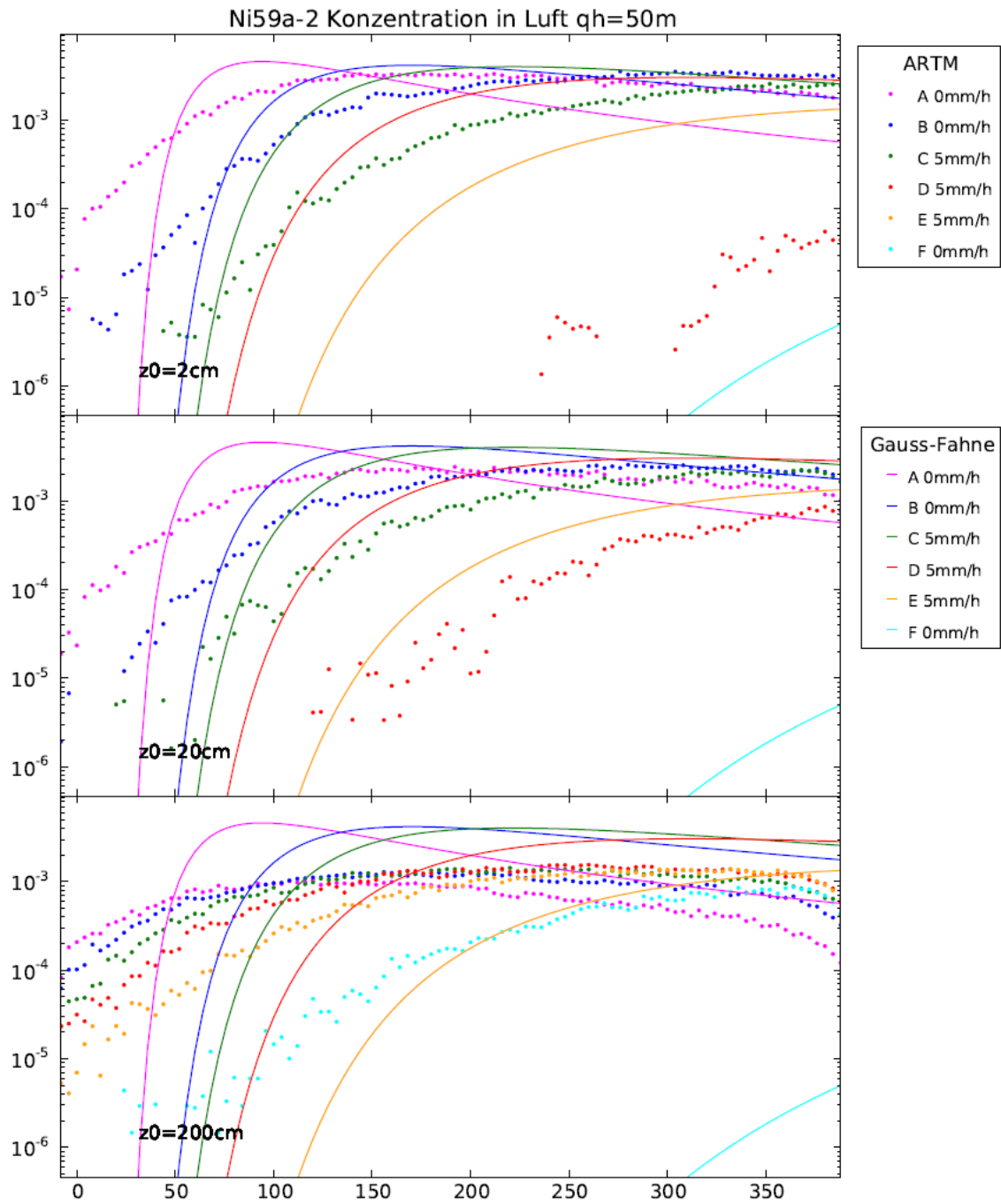


Abb. C.22 Bodennahe Konzentrationen von Ni-59 (Aerosol der Klasse 2), Quellhöhe 50 m

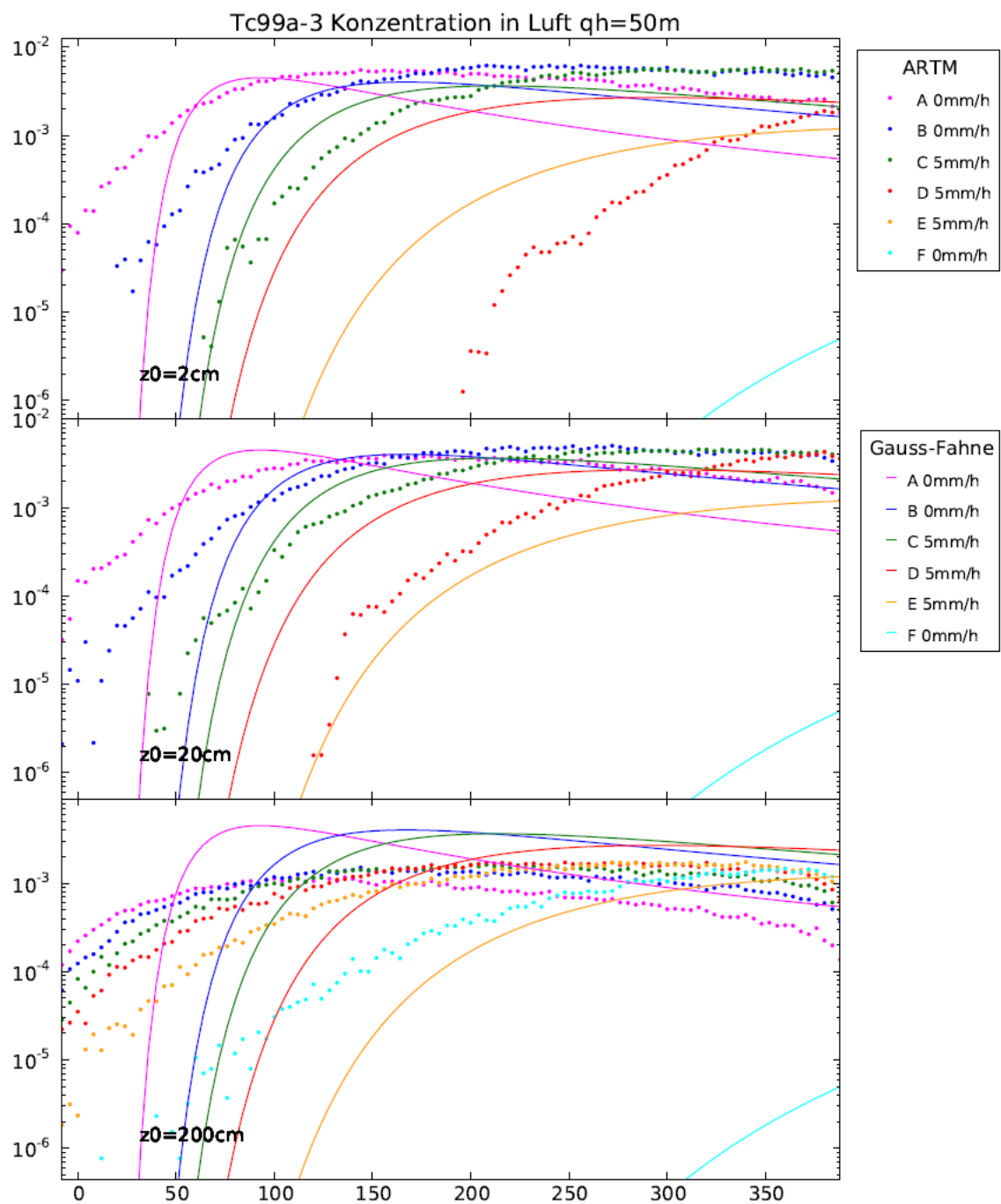


Abb. C.23 Bodennahe Konzentrationen von Tc-99 (Aerosol der Klasse 3), Quellhöhe 50 m

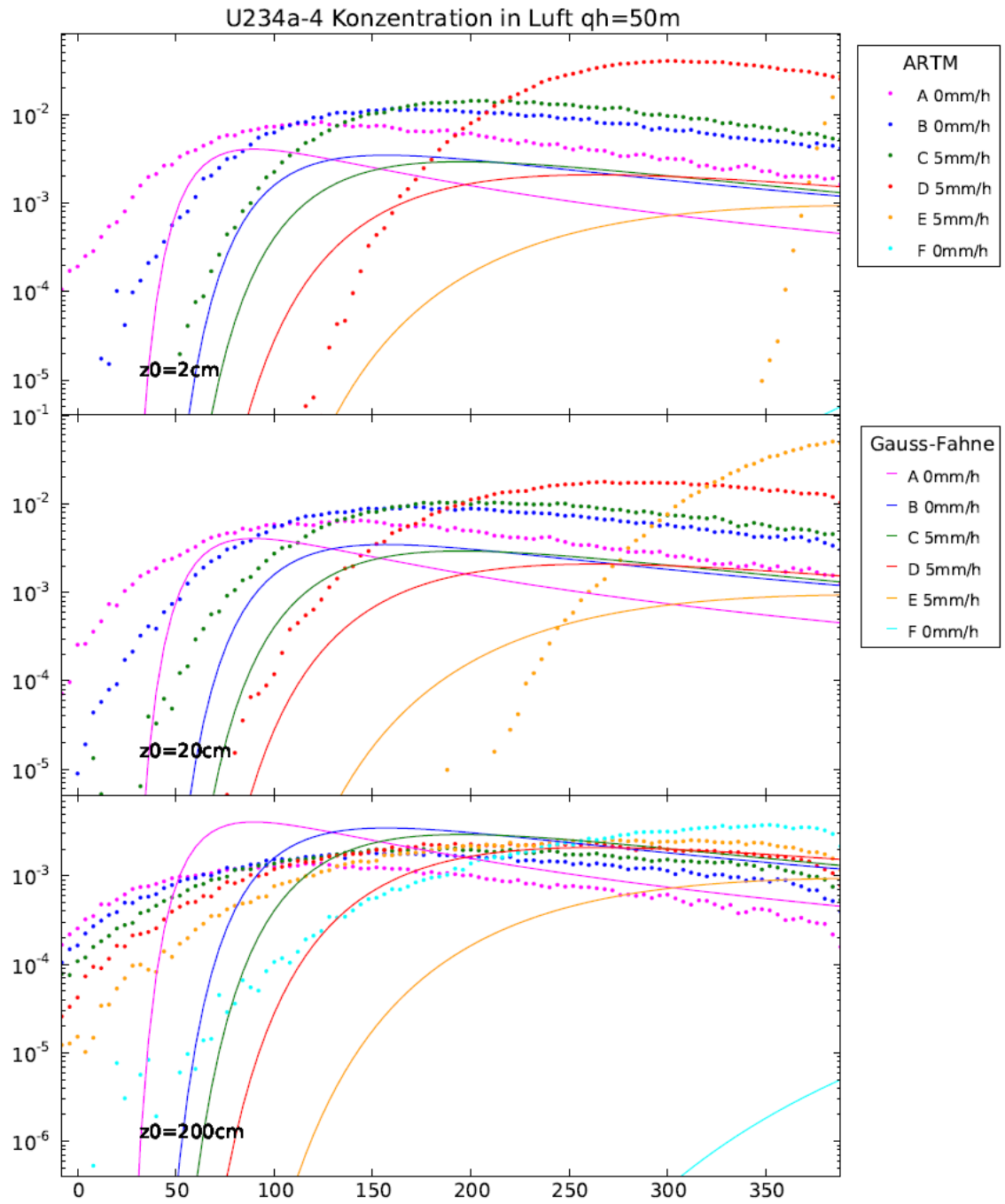


Abb. C.24 Bodennahe Konzentrationen von U-234 (Aerosol der Klasse 4), Quellhöhe 50 m

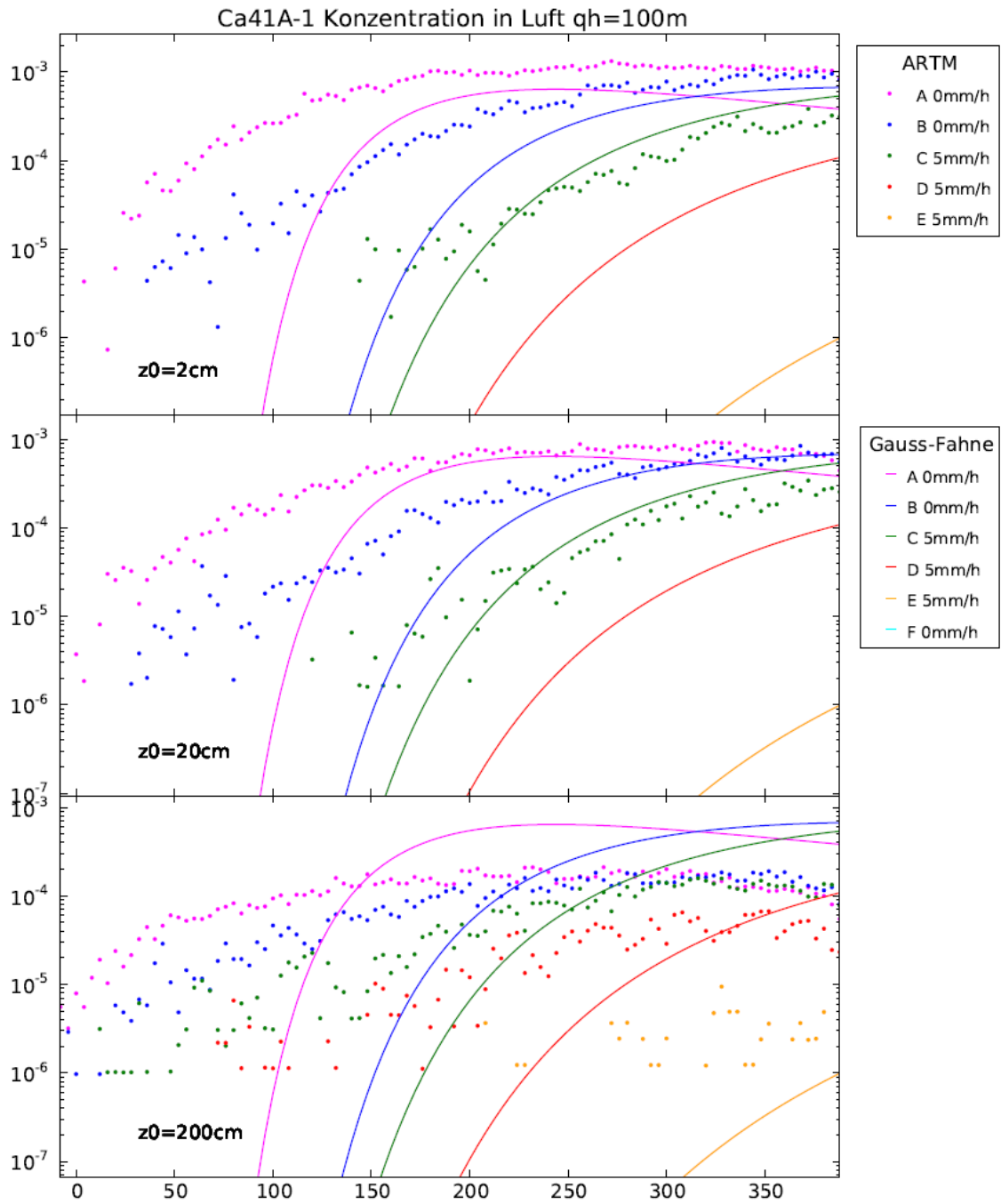


Abb. C.25 Bodennahe Konzentrationen von Ca-41 (Aerosol der Klasse 1), Quellhöhe 100 m

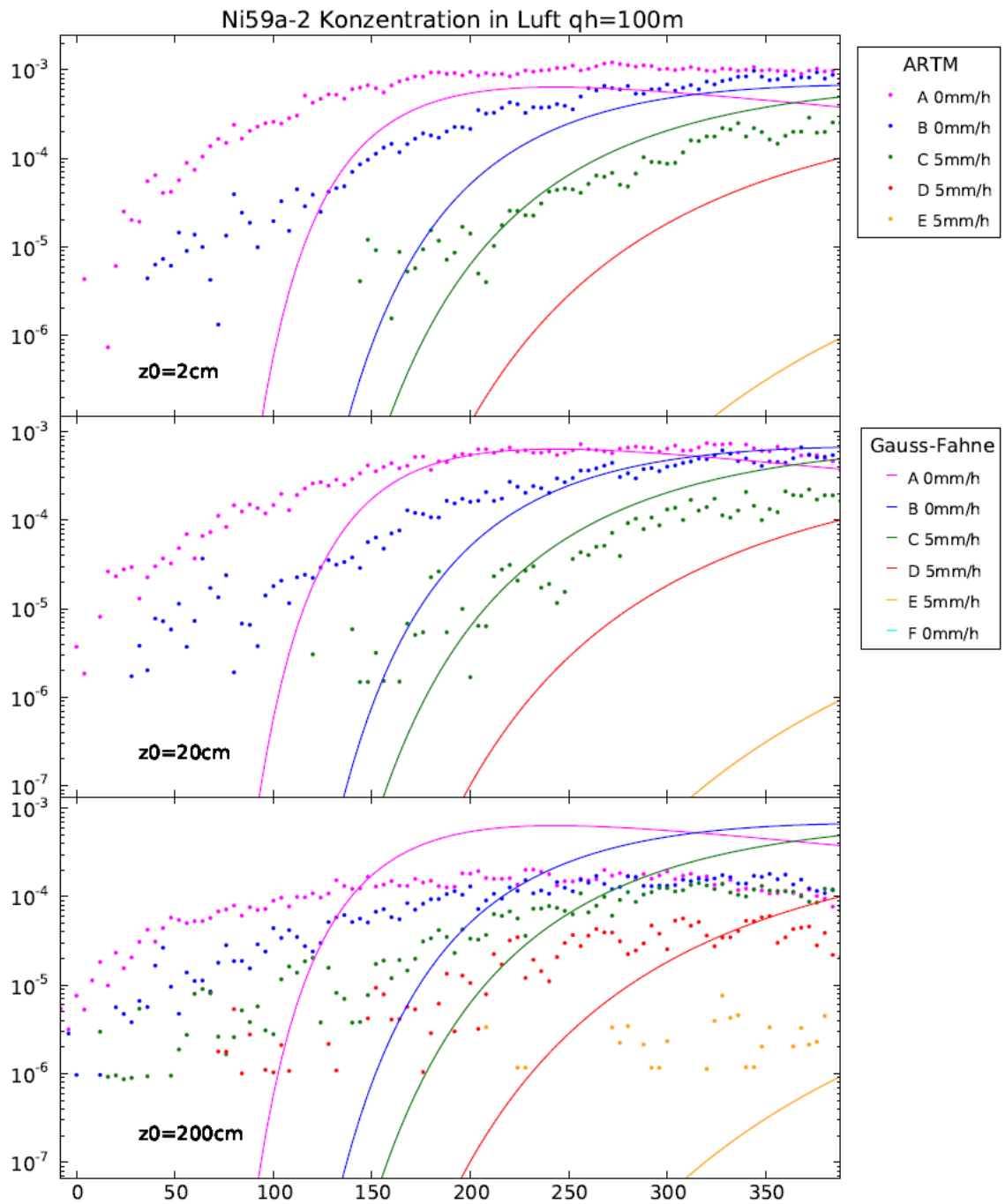


Abb. C.26 Bodennahe Konzentrationen von Ni-59 (Aerosol der Klasse 2), Quellhöhe 100 m

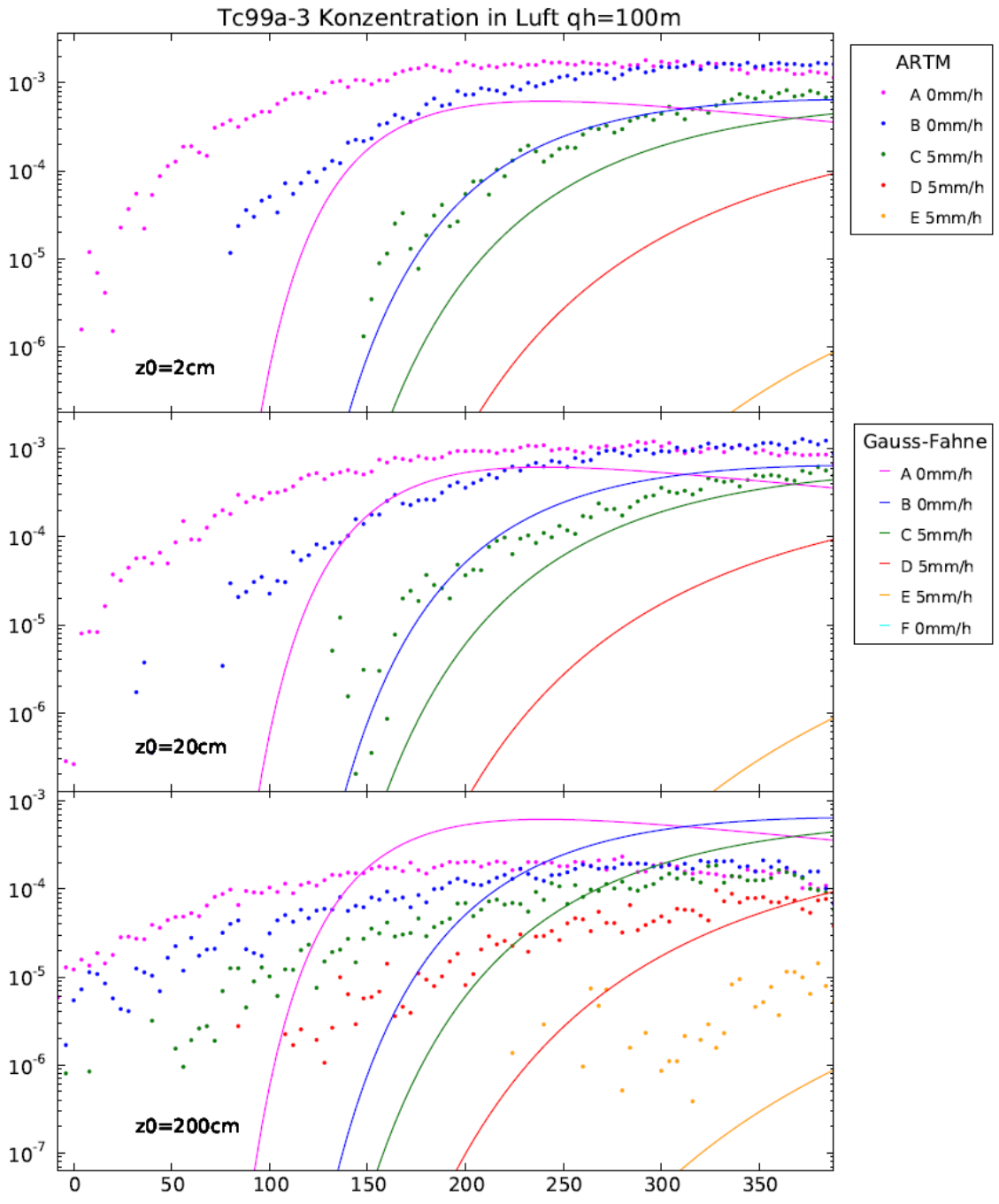


Abb. C.27 Bodennahe Konzentrationen von Tc-99 (Aerosol der Klasse 3), Quellhöhe 100 m

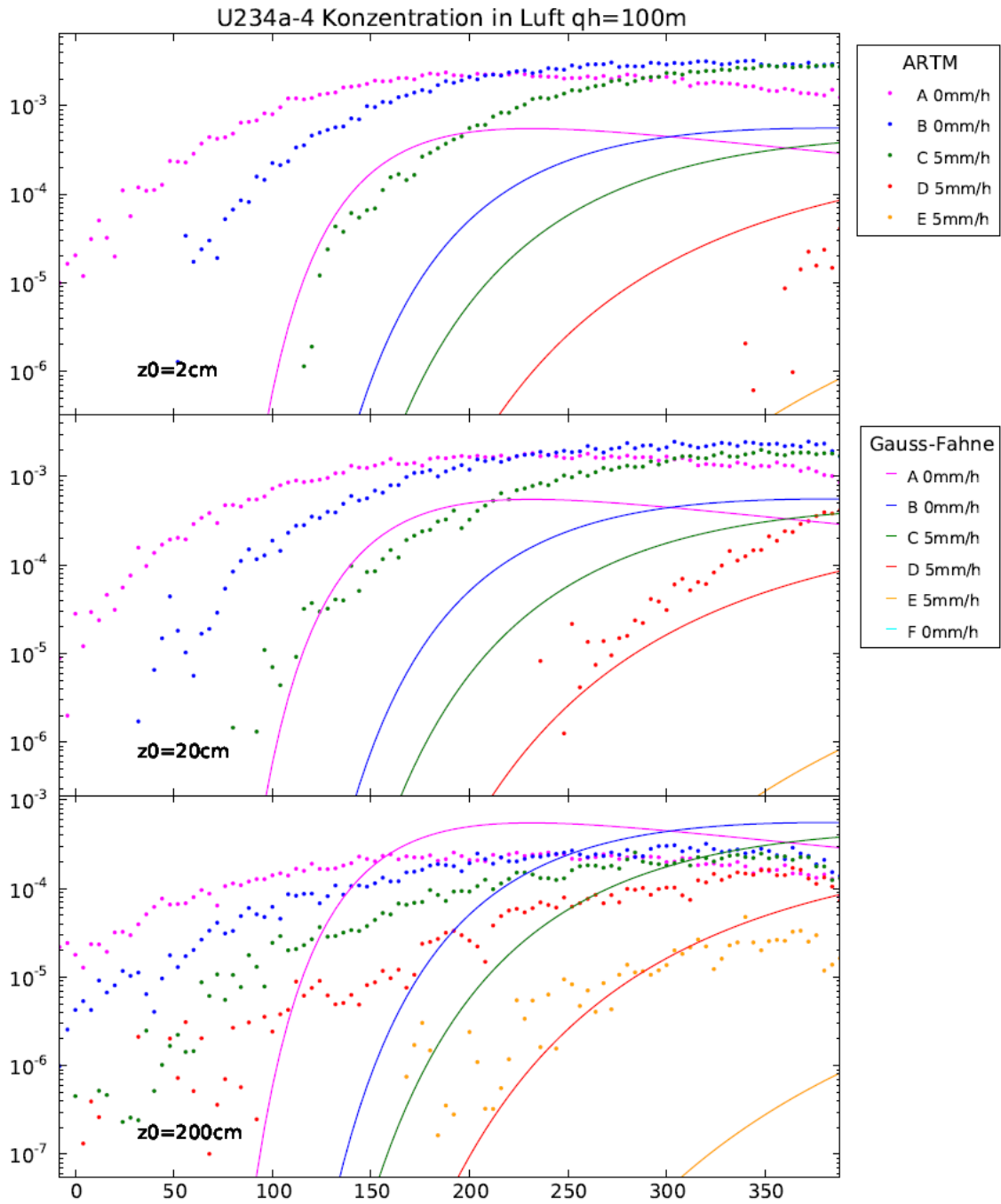


Abb. C.28 Bodennahe Konzentrationen von U-234 (Aerosol der Klasse 4), Quellhöhe 100 m5

Trockene Deposition in $Bq/(m^2 \cdot s)$

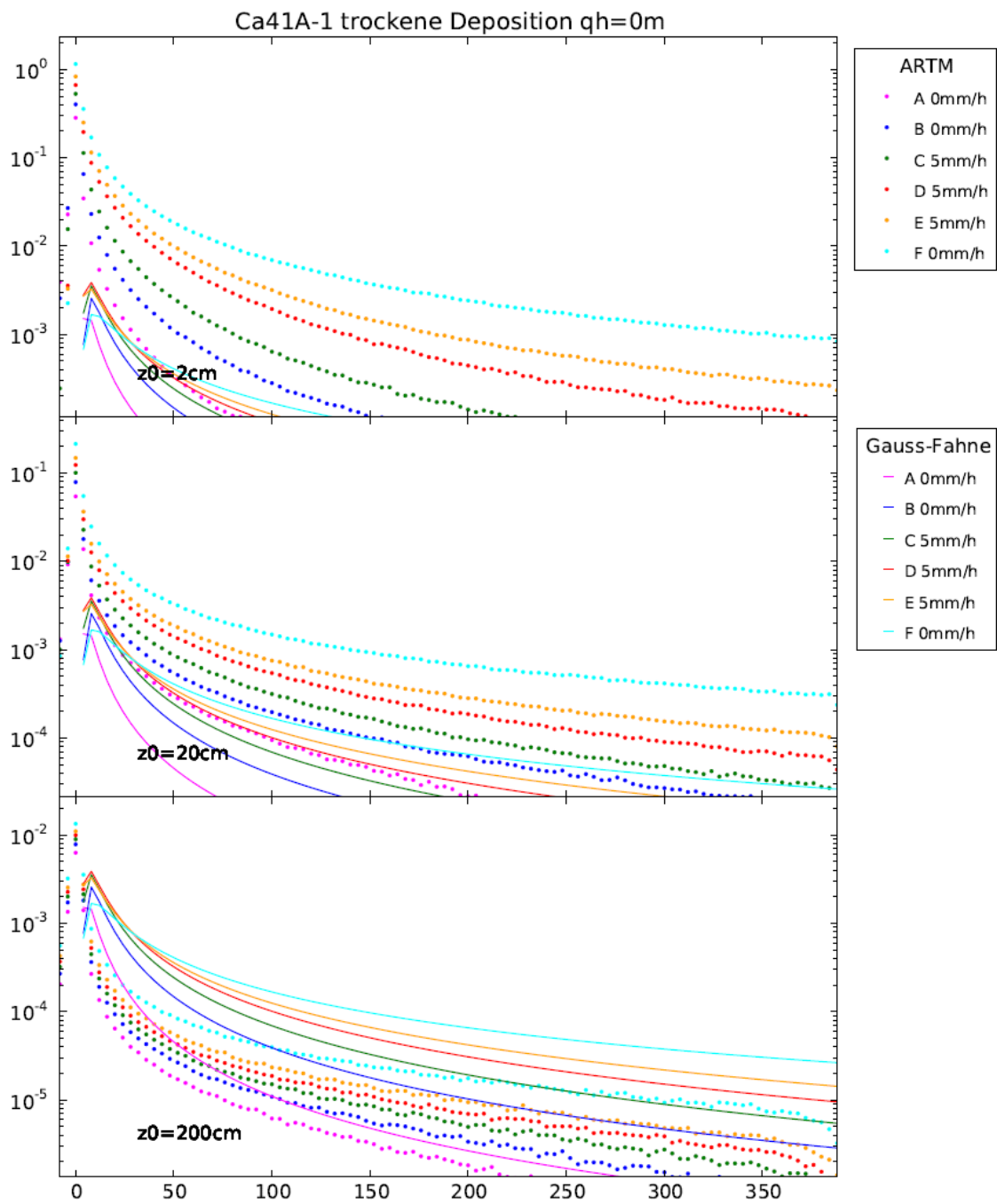


Abb. C.29 Trockene Deposition von Ca-41 (Aerosol der Klasse 1),
Quellhöhe 0 m

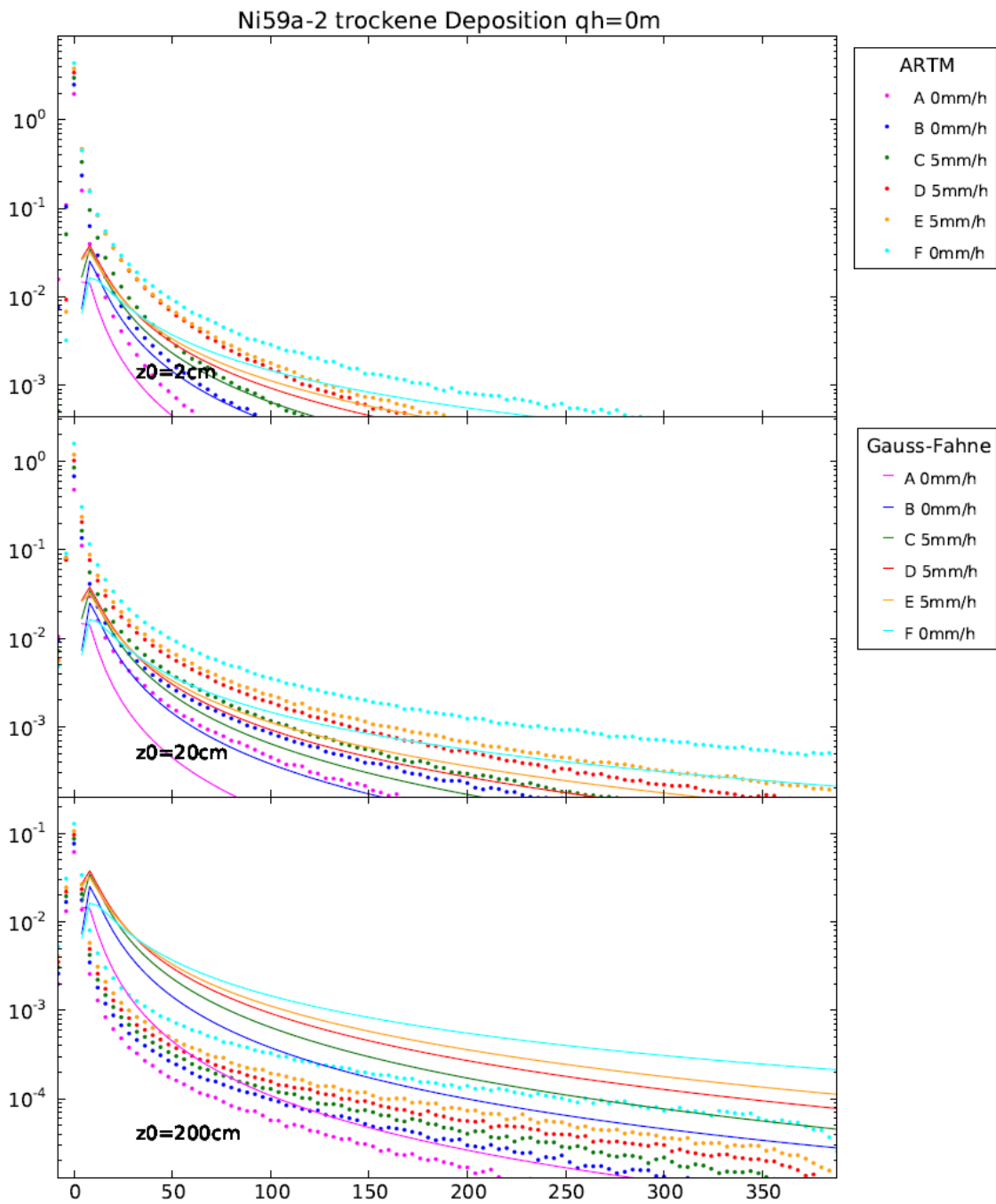


Abb. C.30 Trockene Deposition von Ni-59 (Aerosol der Klasse 2),
 Quellhöhe 0 m

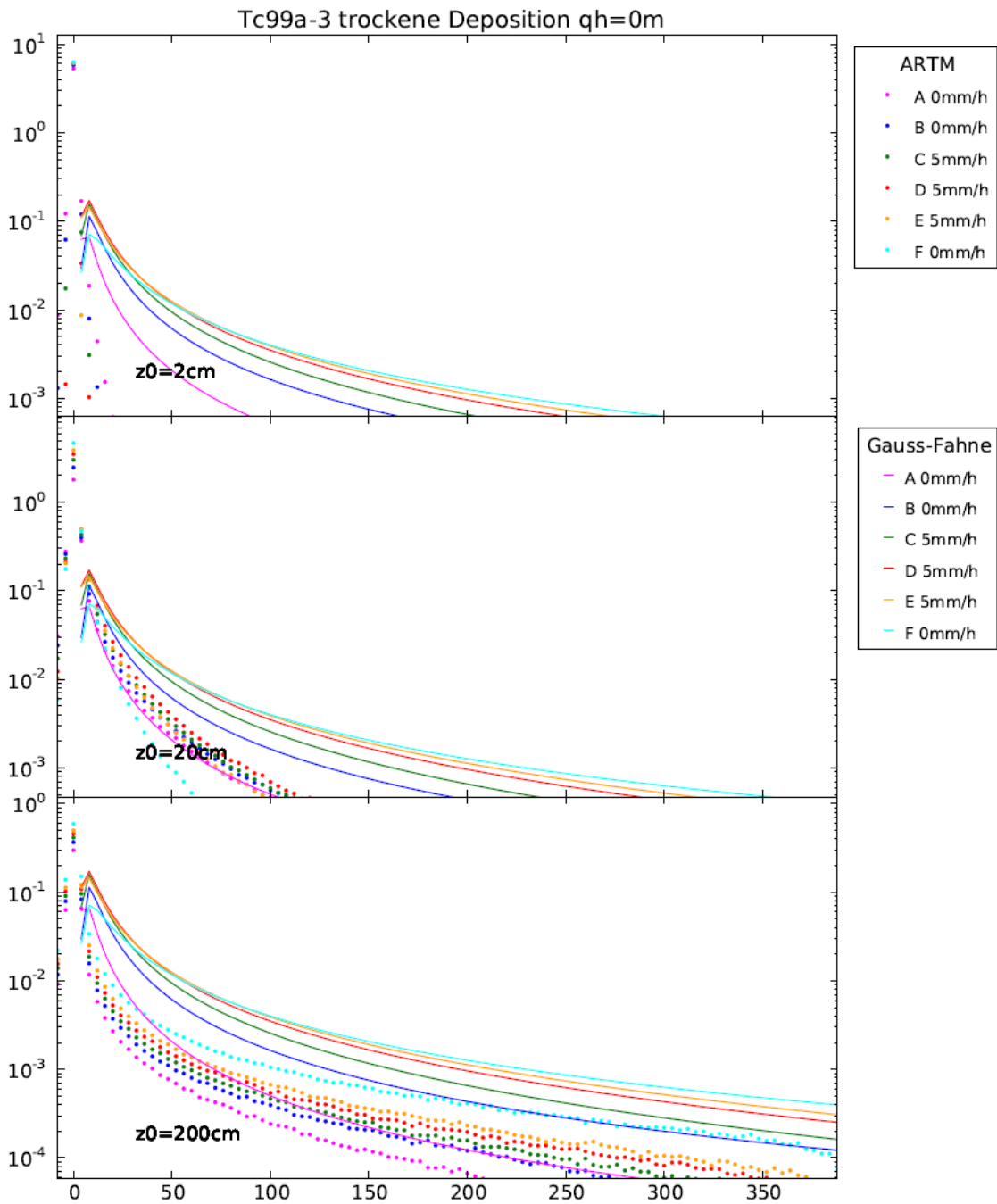


Abb. C.31 Trockene Deposition von Tc-99 (Aerosol der Klasse 3),
Quellhöhe 0 m

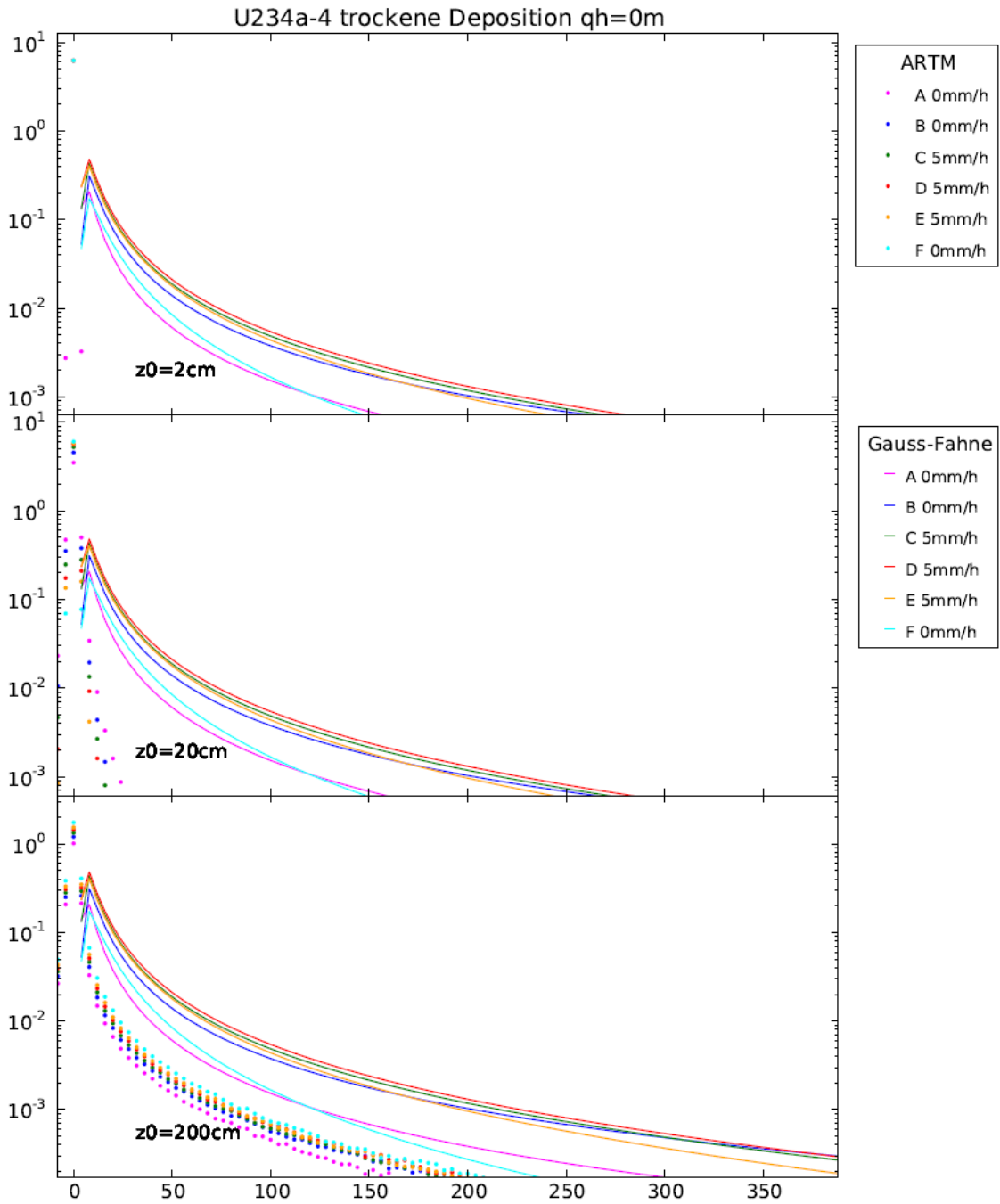


Abb. C.32 Trockene Deposition von U-234 (Aerosol der Klasse 4),
Quellhöhe 0 m

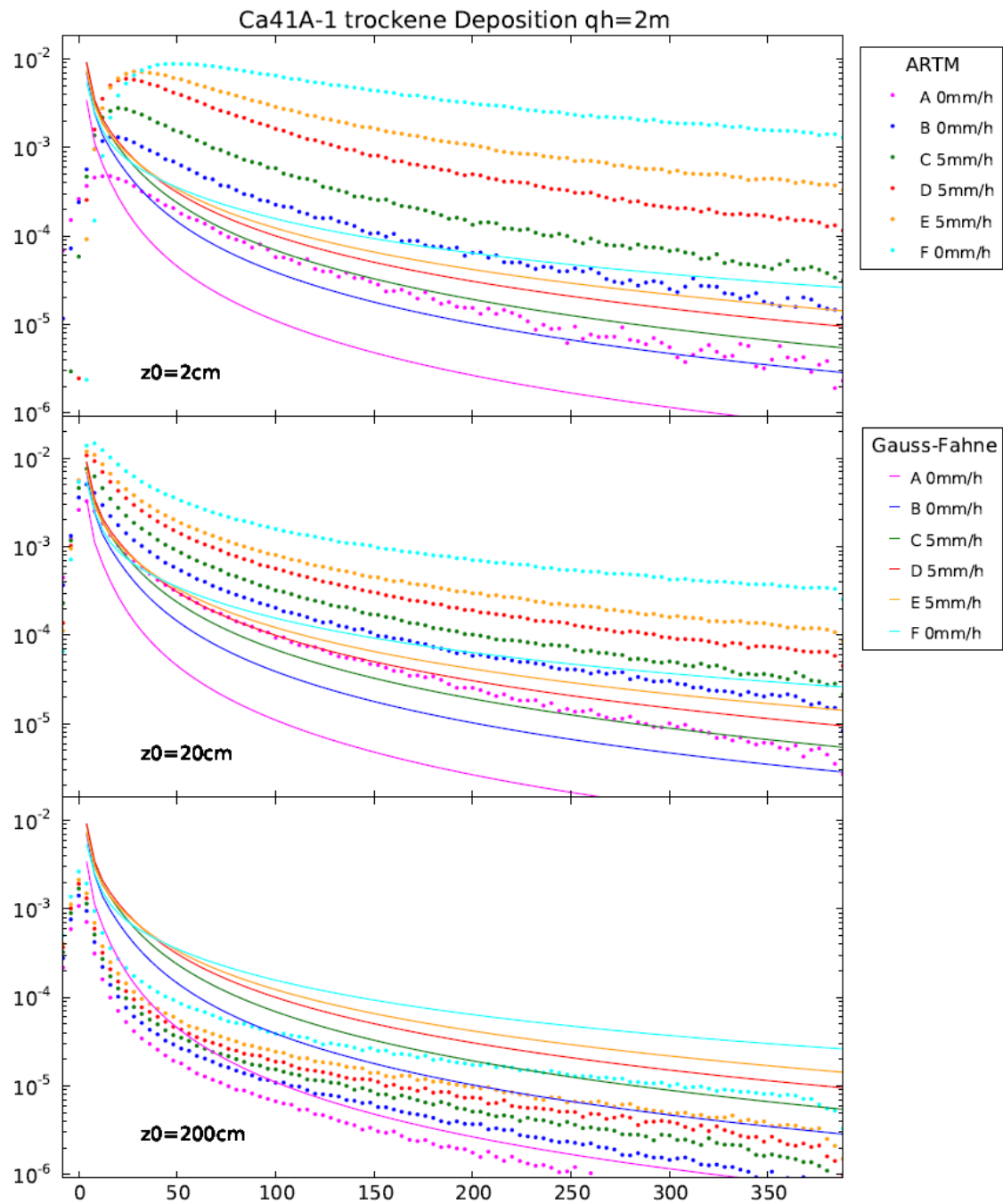


Abb. C.33 Trockene Deposition von Ca-41 (Aerosol der Klasse 1),
 Quellhöhe 2 m

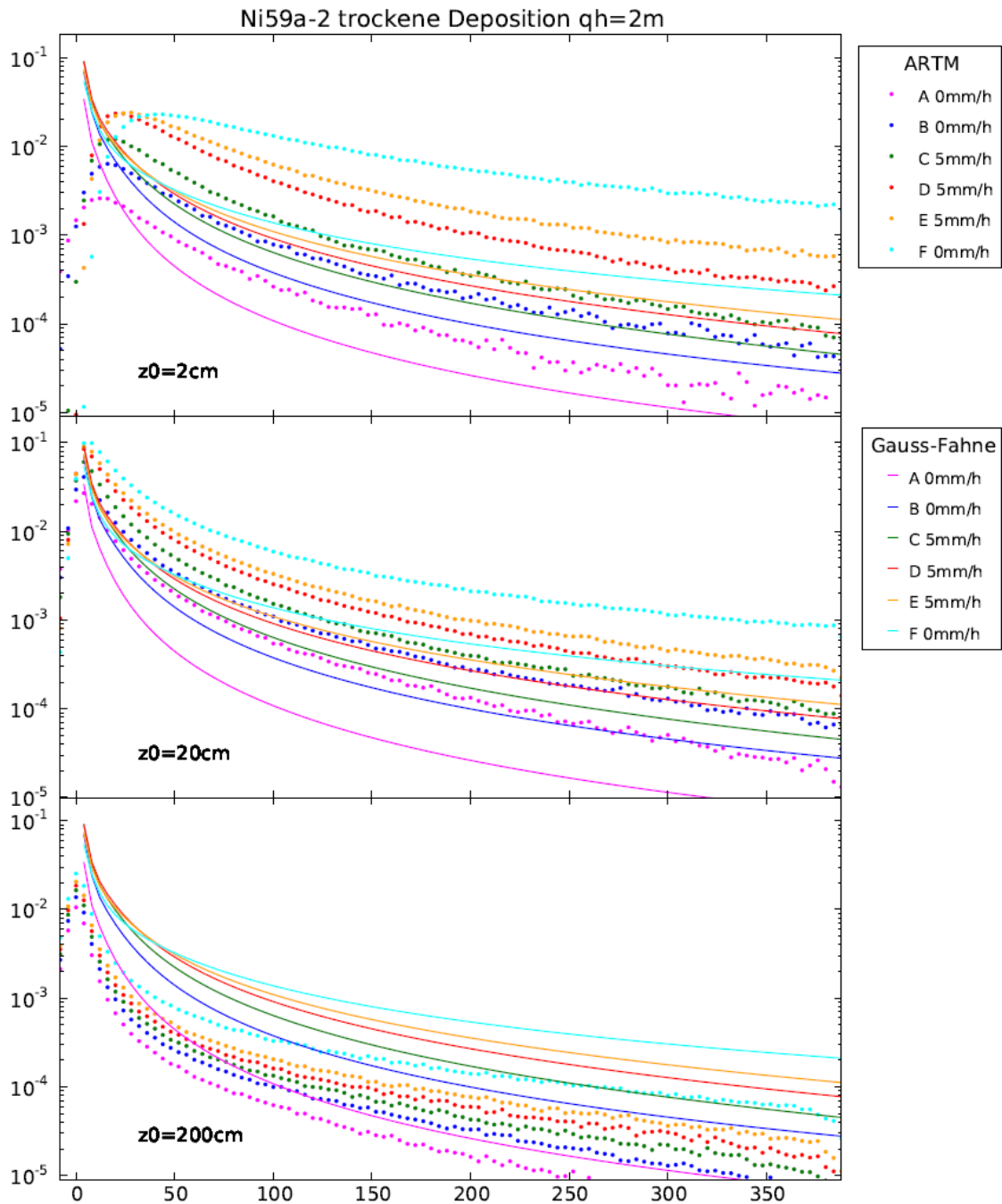


Abb. C.34 Trockene Deposition von Ni-59 (Aerosol der Klasse 2),
 Quellhöhe 2 m

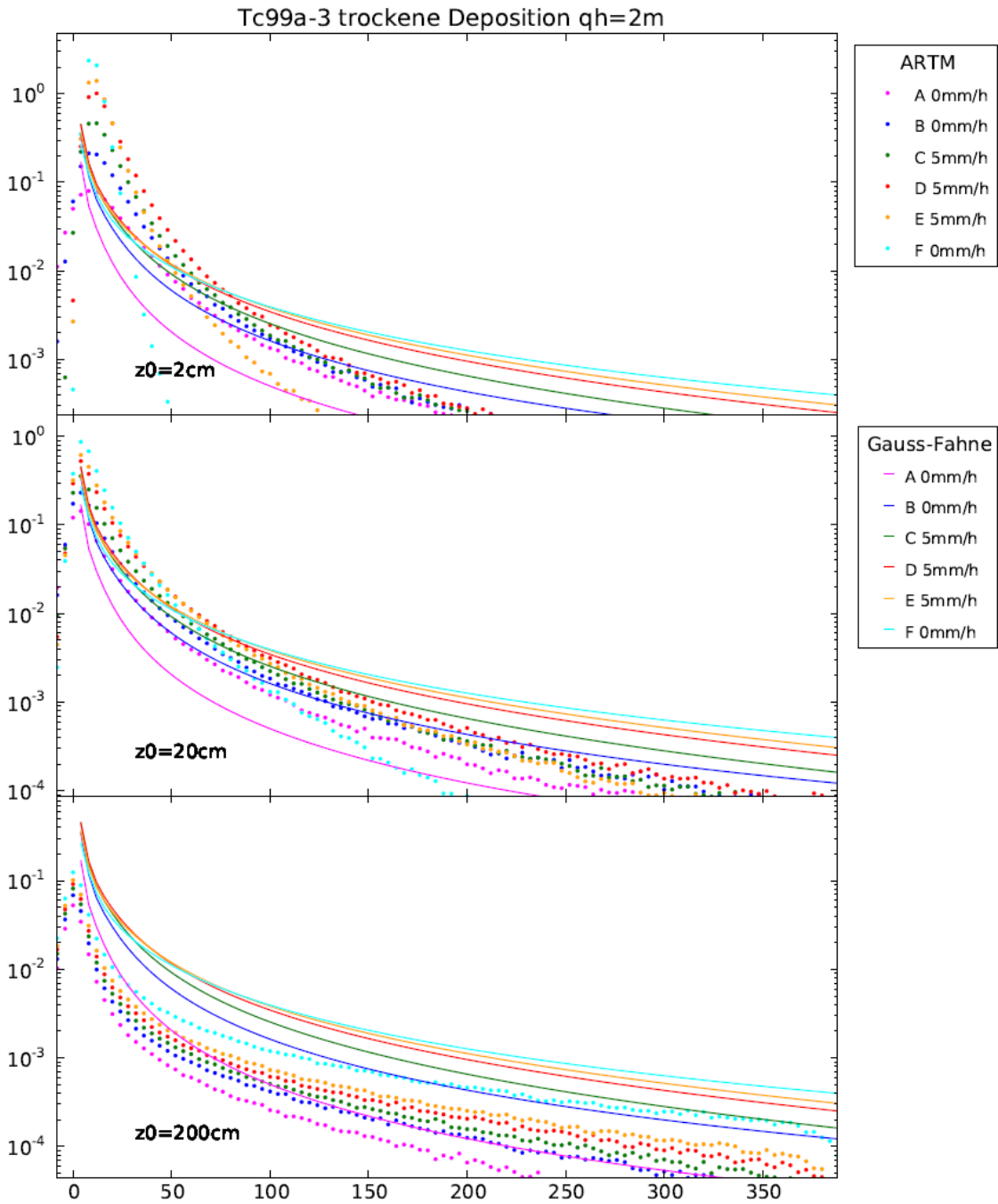


Abb. C.35 Trockene Deposition von Tc-99 (Aerosol der Klasse 3),
 Quellhöhe 2 m

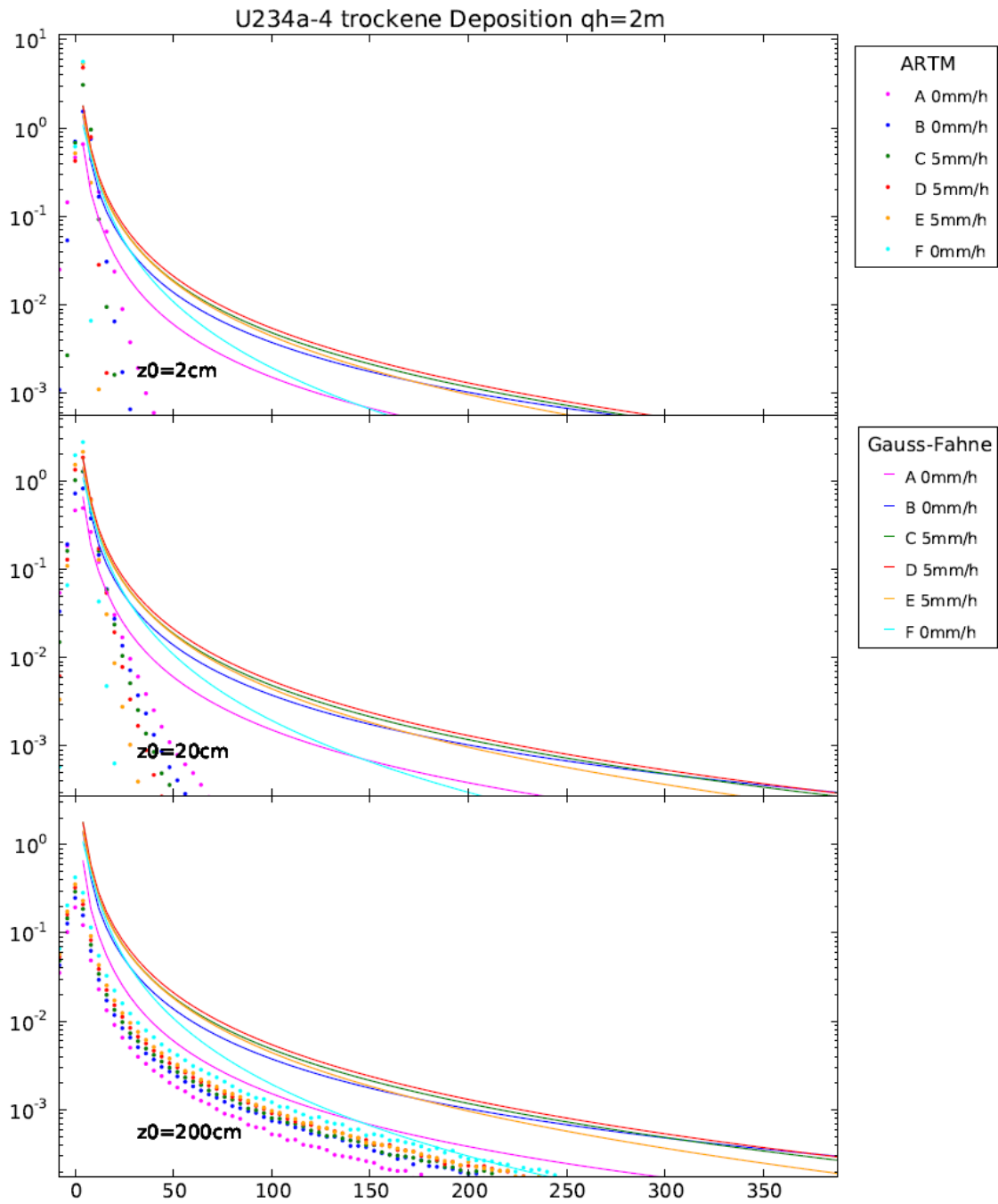


Abb. C.36 Trockene Deposition von U-234 (Aerosol der Klasse 4),
 Quellhöhe 2 m

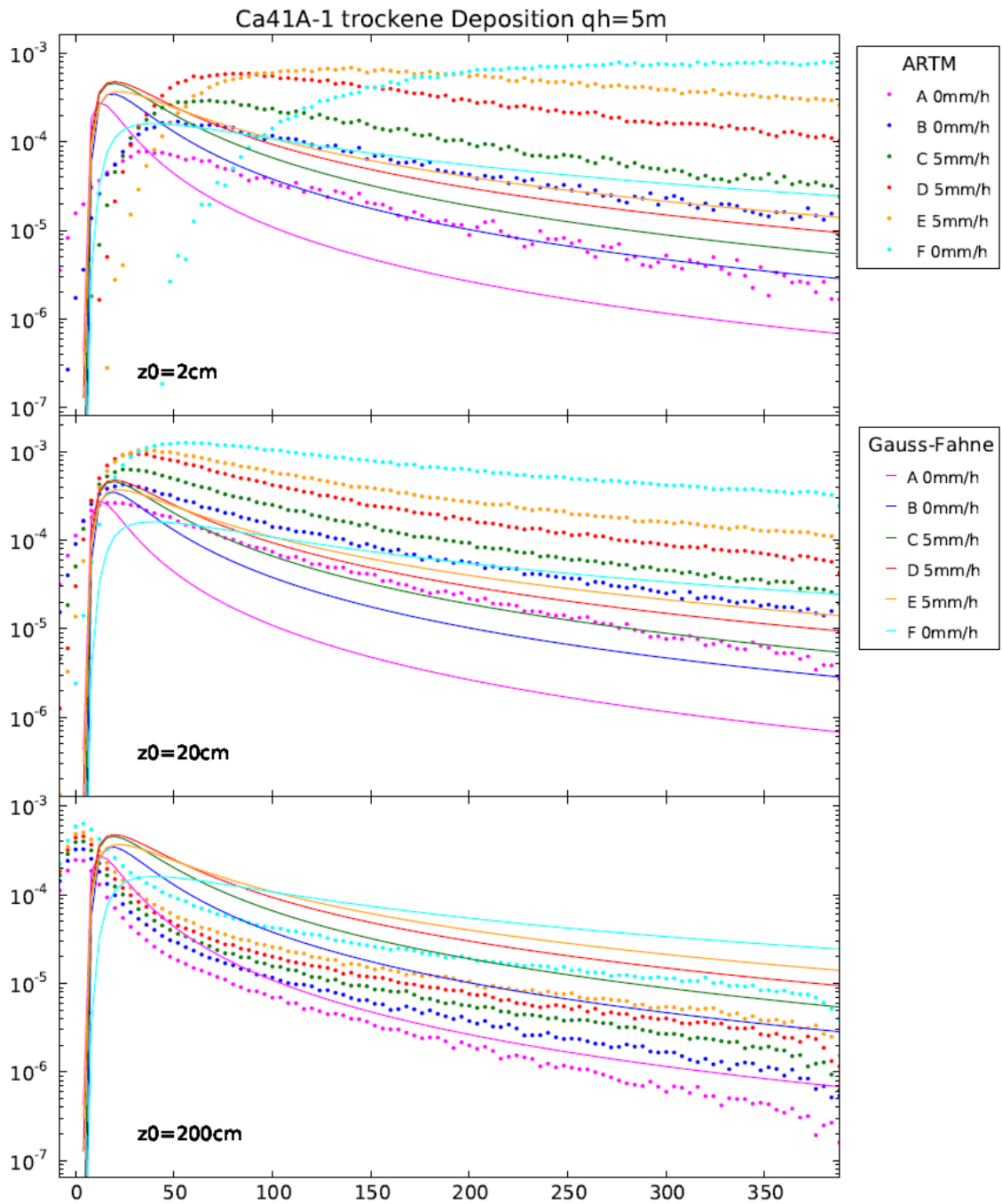


Abb. C.37 Trockene Deposition von Ca-41 (Aerosol der Klasse 1),
Quellhöhe 5 m

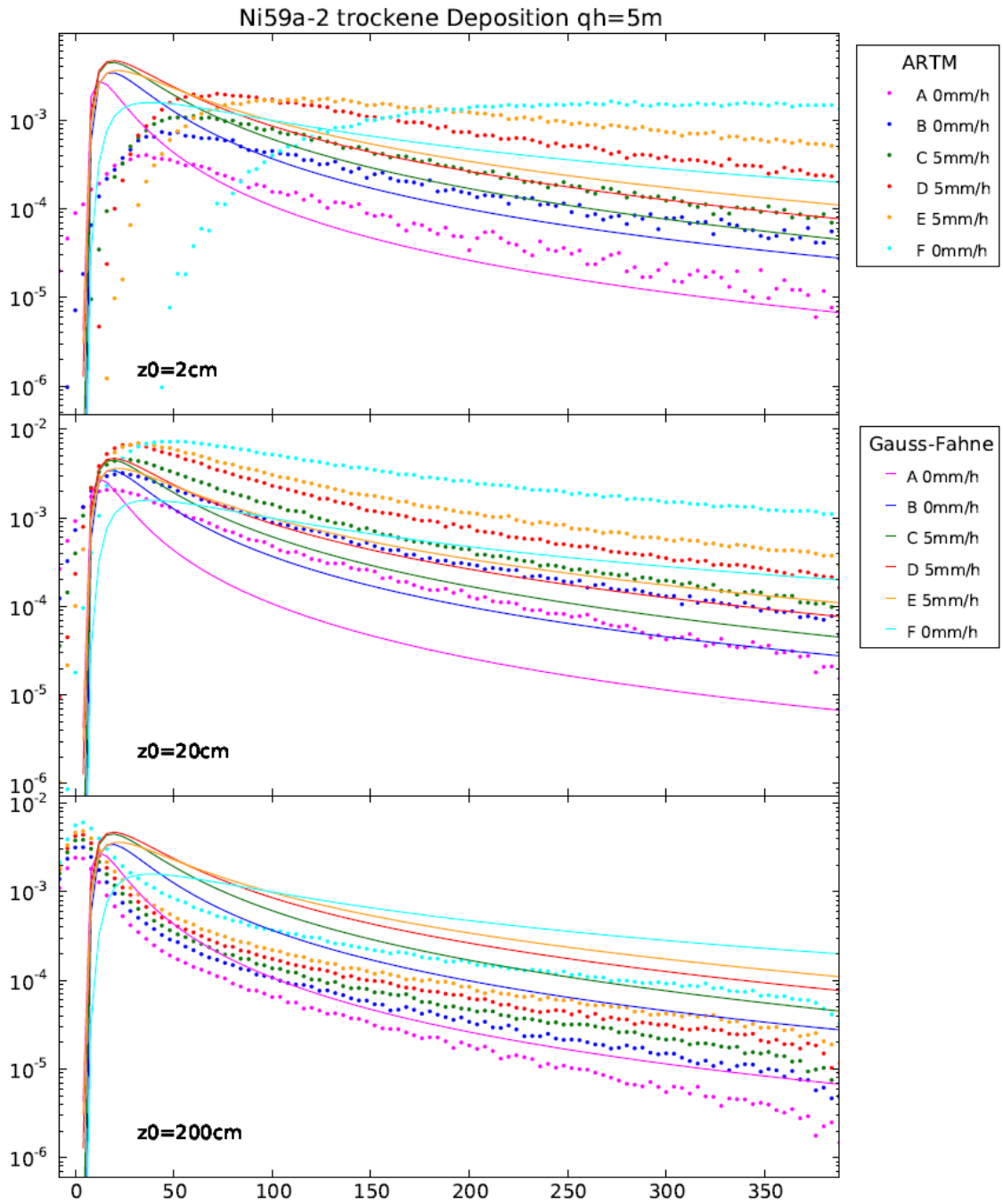


Abb. C.38 Trockene Deposition von Ni-59 (Aerosol der Klasse 2),
 Quellhöhe 5 m

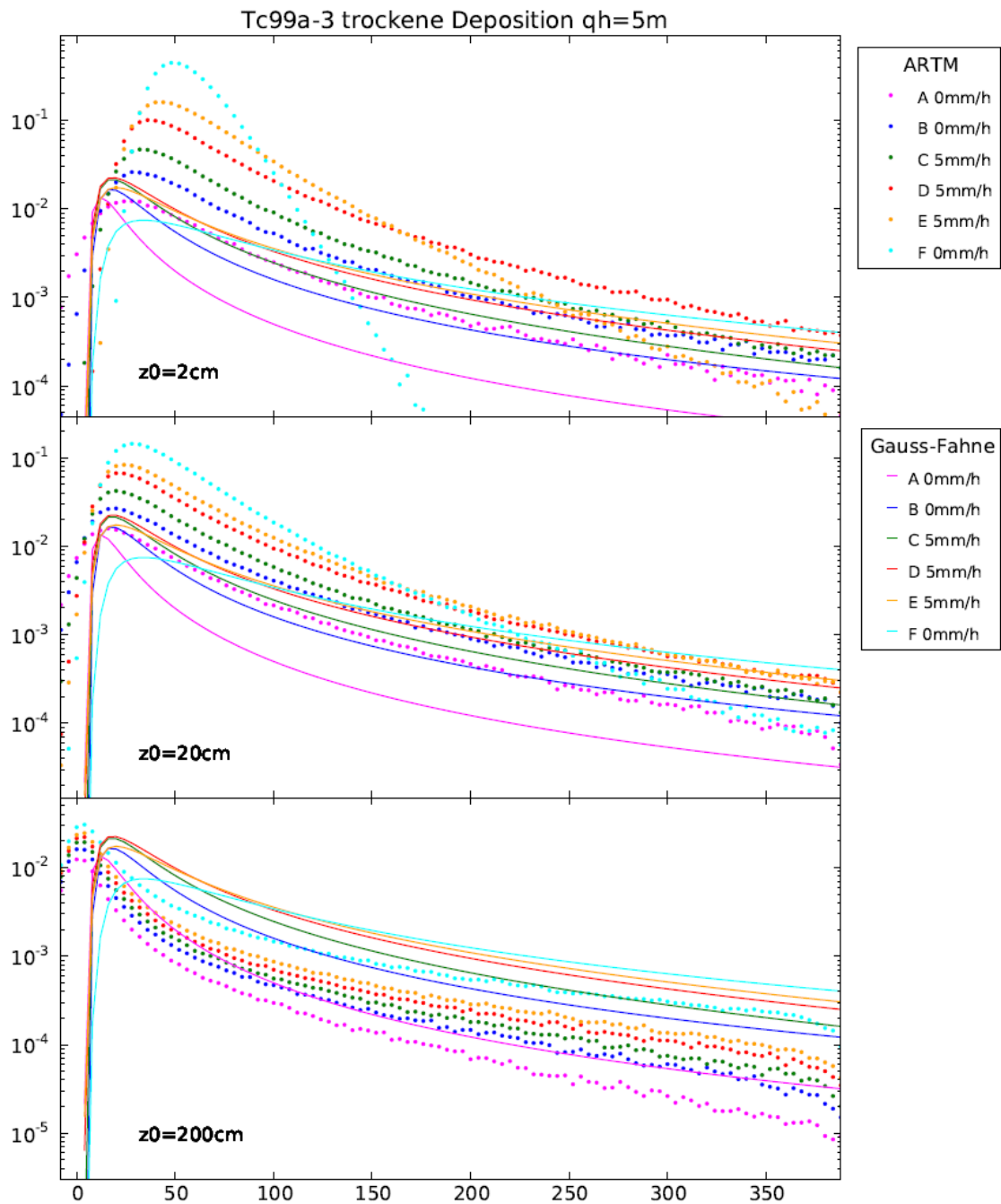


Abb. C.39 Trockene Deposition von Tc-99 (Aerosol der Klasse 3),
 Quellhöhe 5 m

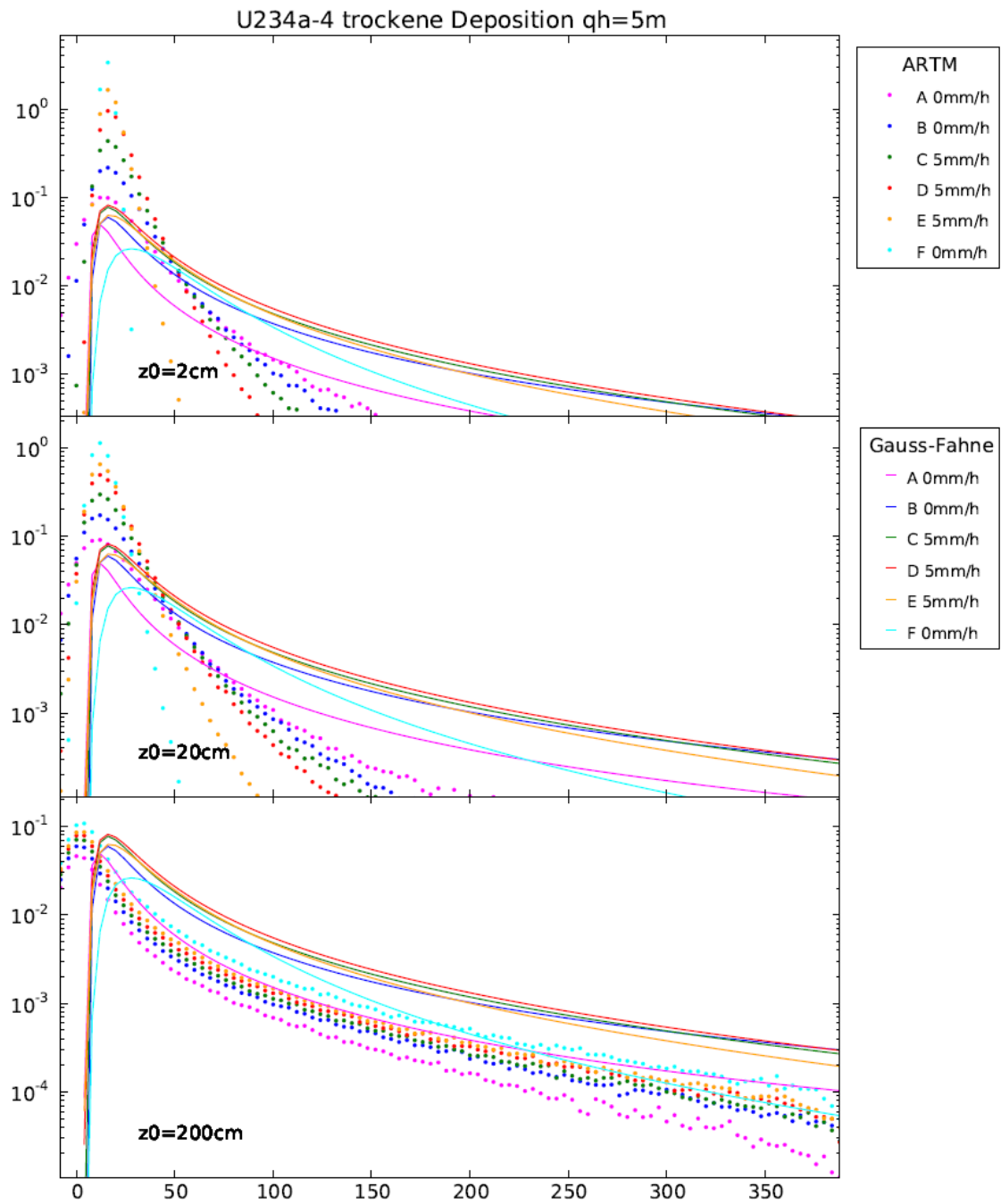


Abb. C.40 Trockene Deposition von U-234 (Aerosol der Klasse 4),
Quellhöhe 5 m

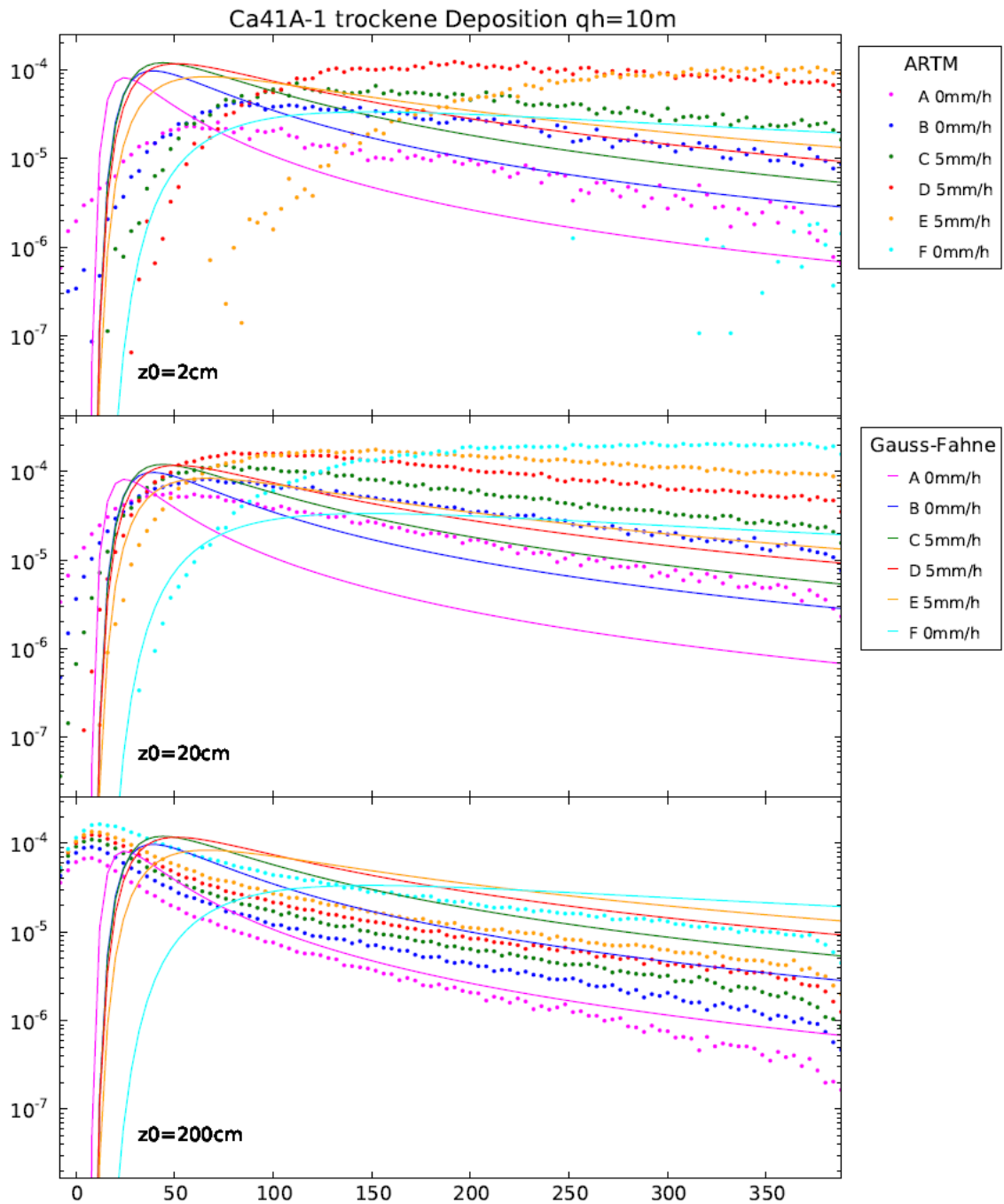


Abb. C.41 Trockene Deposition von Ca-41 (Aerosol der Klasse 1),
 Quellhöhe 10 m

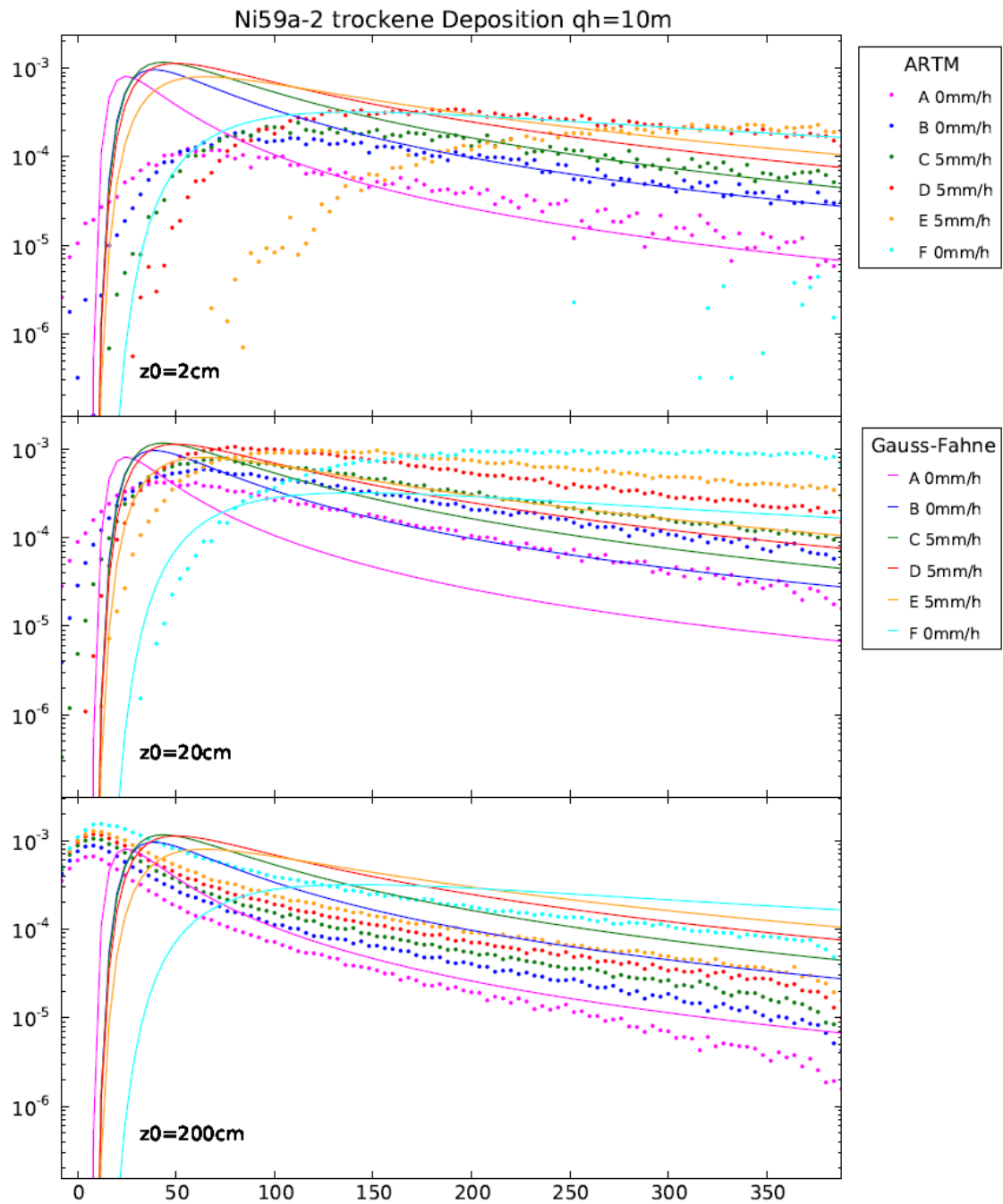


Abb. C.42 Trockene Deposition von Ni-59 (Aerosol der Klasse 2),
 Quellhöhe 10 m

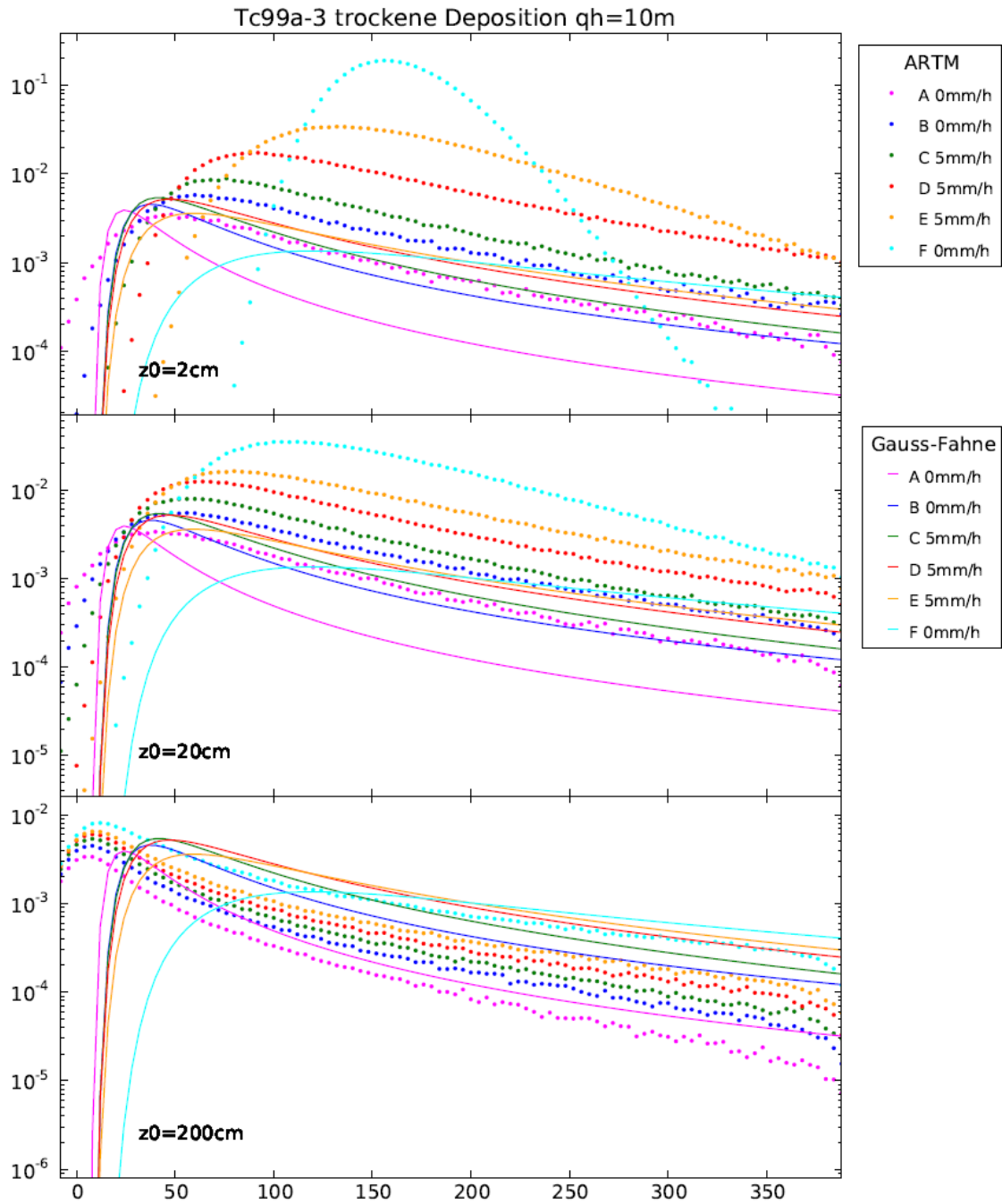


Abb. C.43 Trockene Deposition von Tc-99 (Aerosol der Klasse 3),
 Quellhöhe 10 m

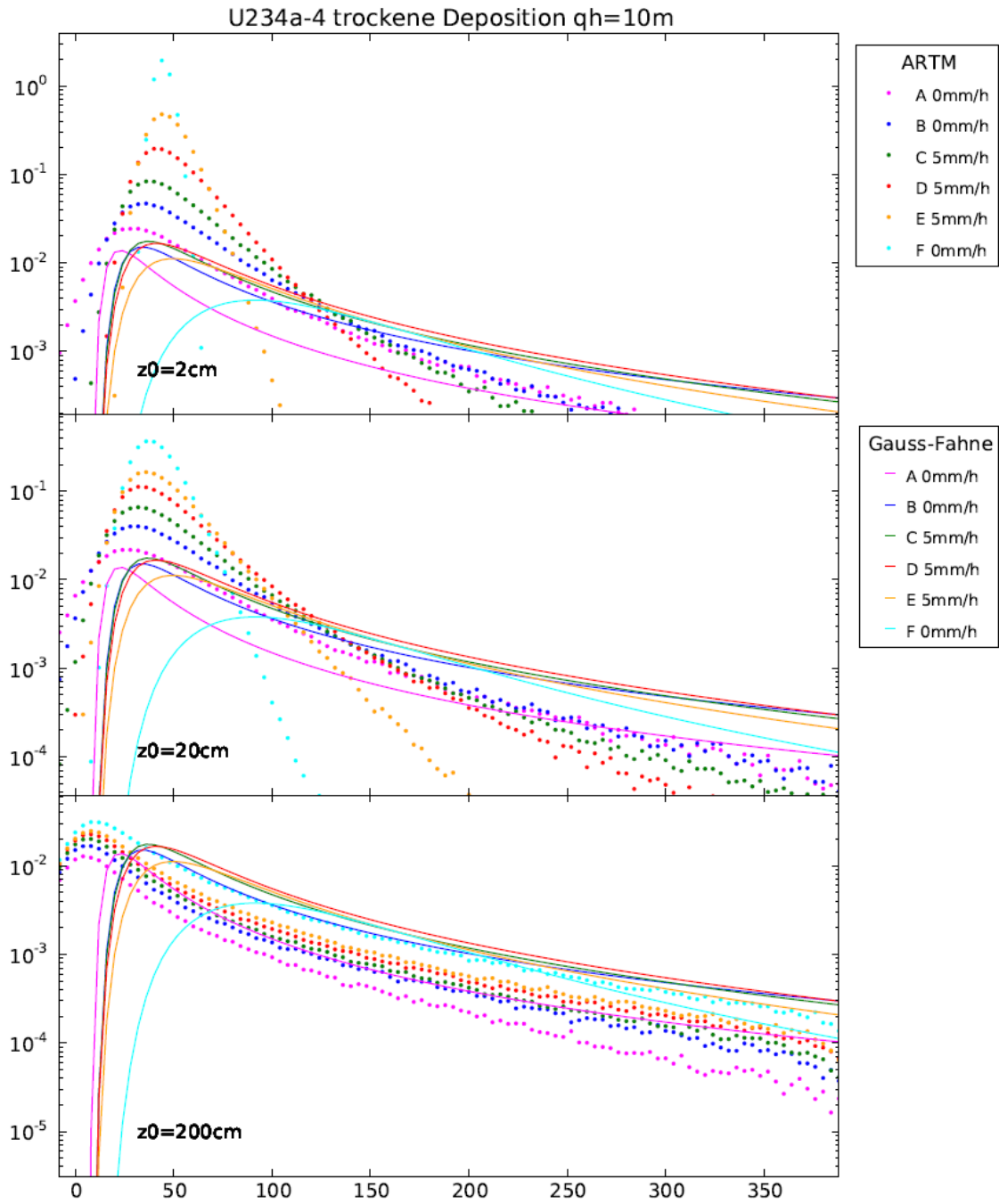


Abb. C.44 Trockene Deposition von U-234 (Aerosol der Klasse 4),
 Quellhöhe 10 m

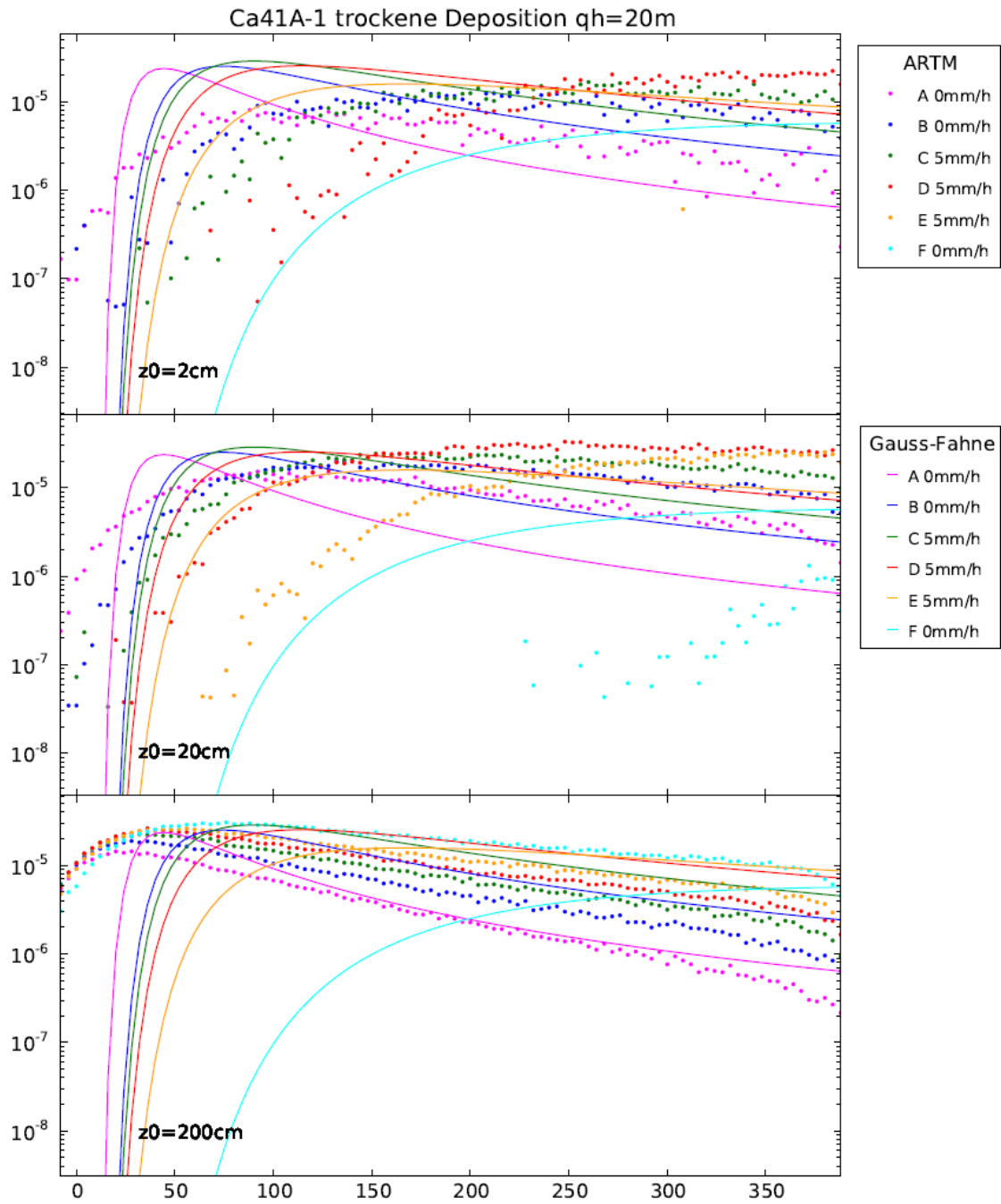


Abb. C.45 Trockene Deposition von Ca-41 (Aerosol der Klasse 1),
 Quellhöhe 20 m

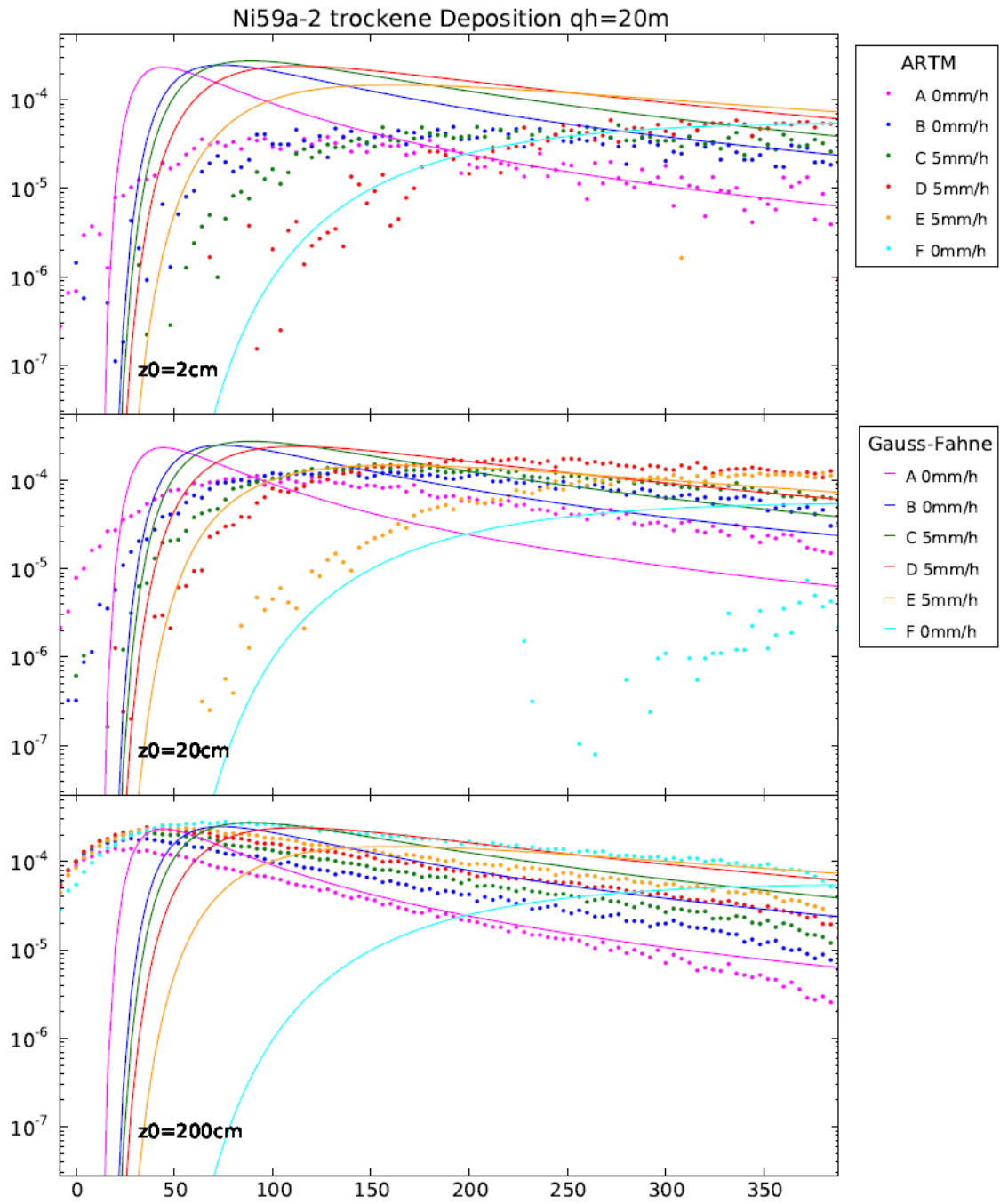


Abb. C.46 Trockene Deposition von Ni-59 (Aerosol der Klasse 2),
 Quellhöhe 20 m

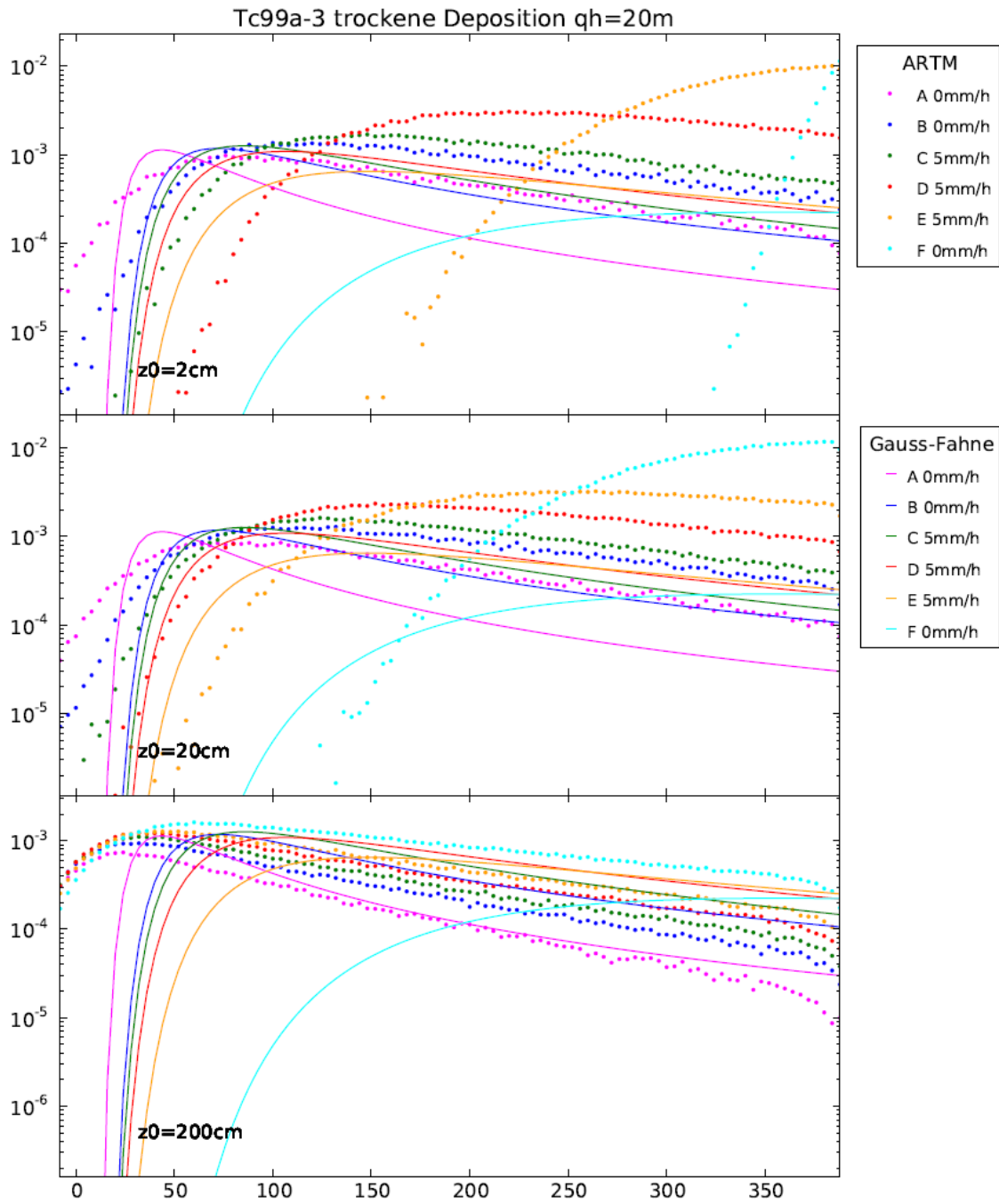


Abb. C.47 Trockene Deposition von Tc-99 (Aerosol der Klasse 3),
 Quellhöhe 20 m

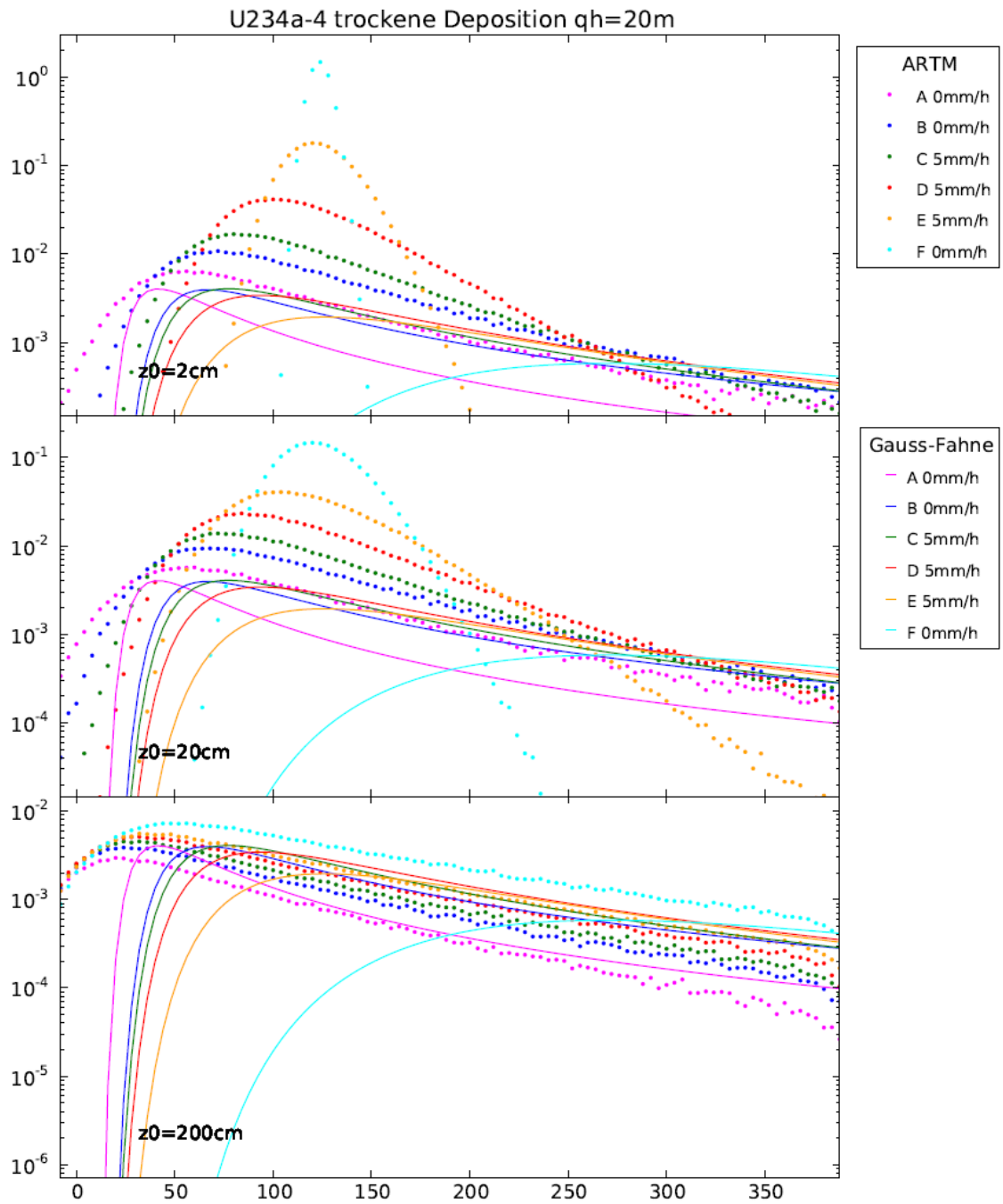


Abb. C.48 Trockene Deposition von U-234 (Aerosol der Klasse 4),
 Quellhöhe 20 m

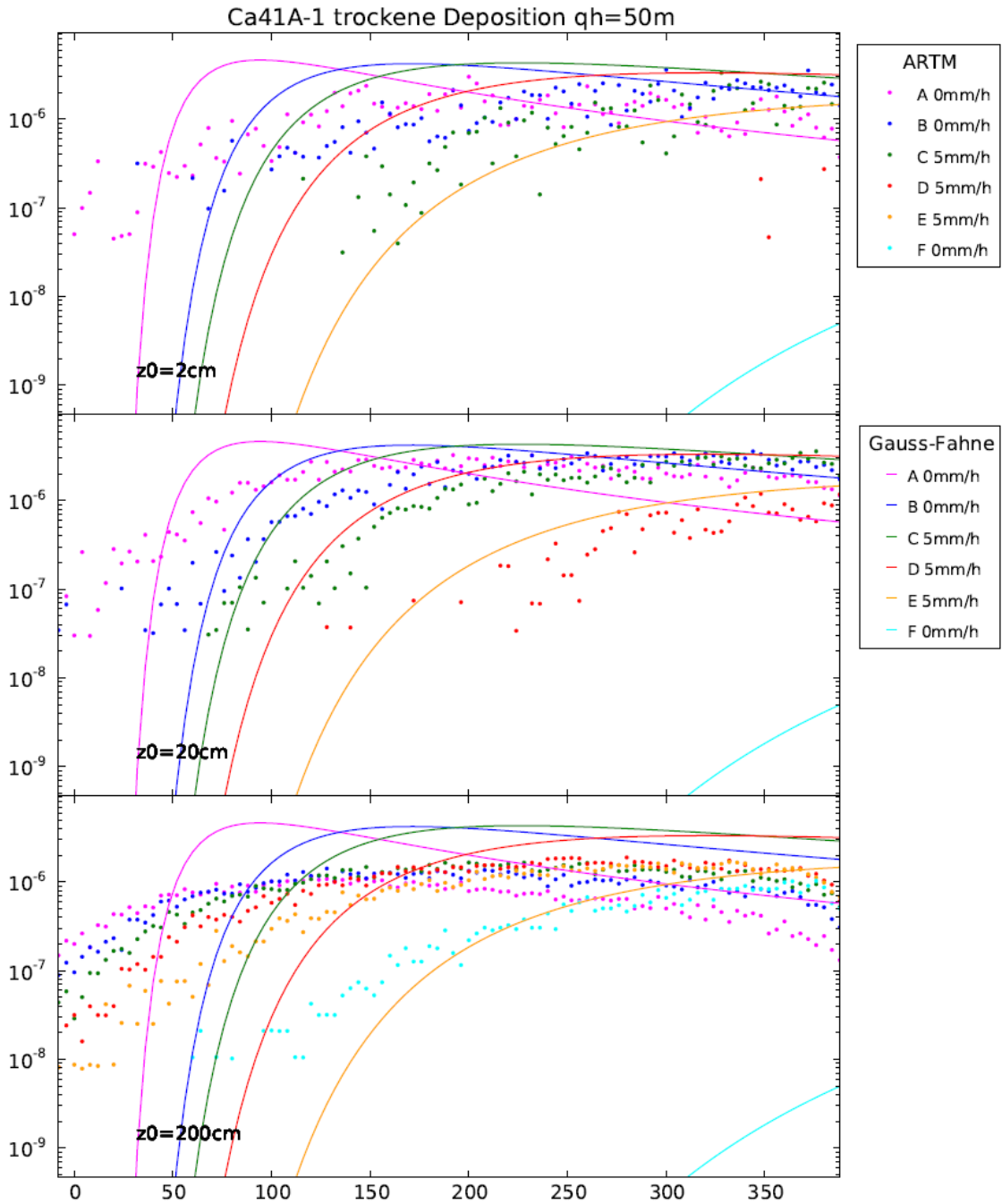


Abb. C.49 Trockene Deposition von Ca-41 (Aerosol der Klasse 1),
 Quellhöhe 50 m

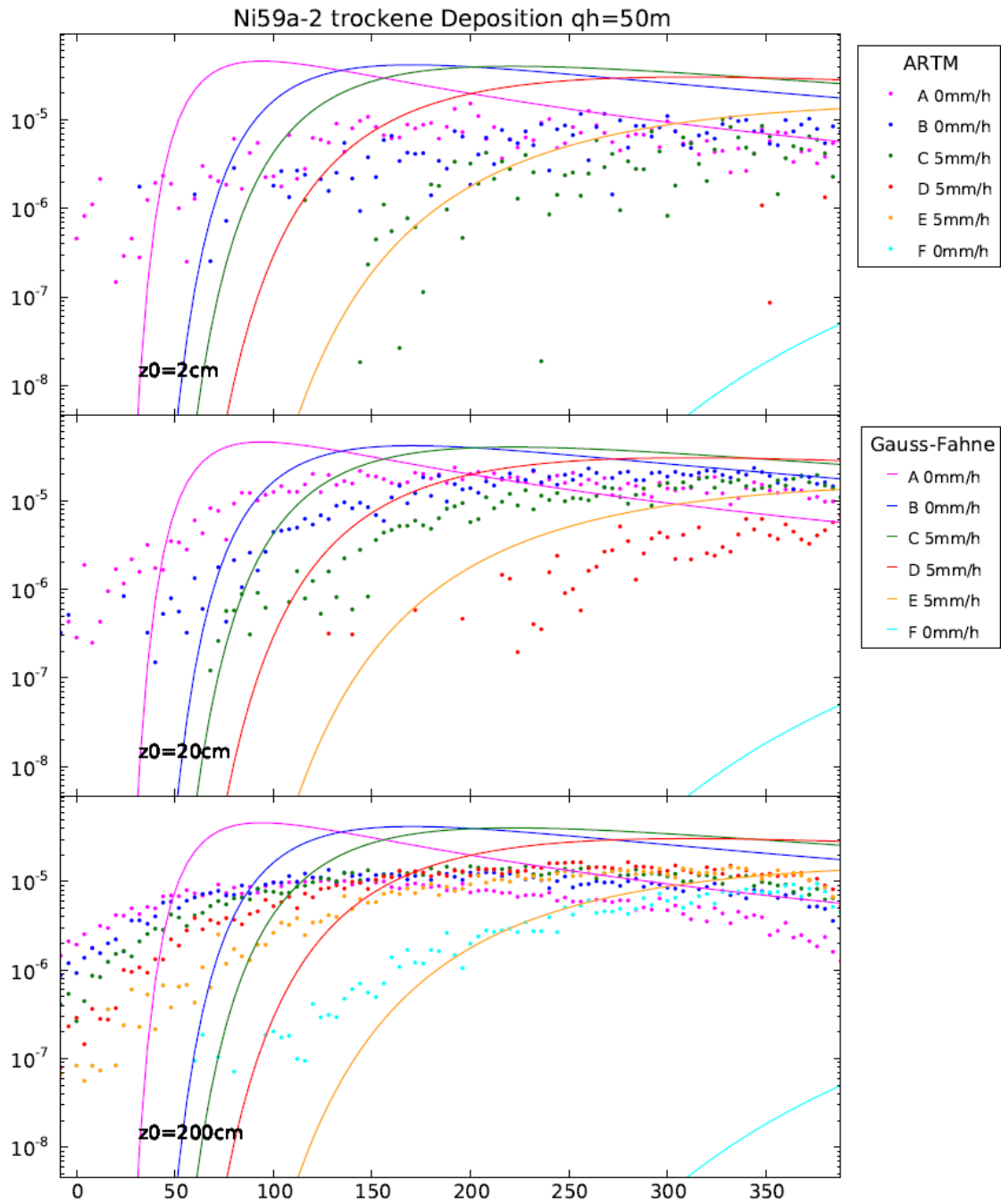


Abb. C.50 Trockene Deposition von Ni-59 (Aerosol der Klasse 2),
 Quellhöhe 50 m

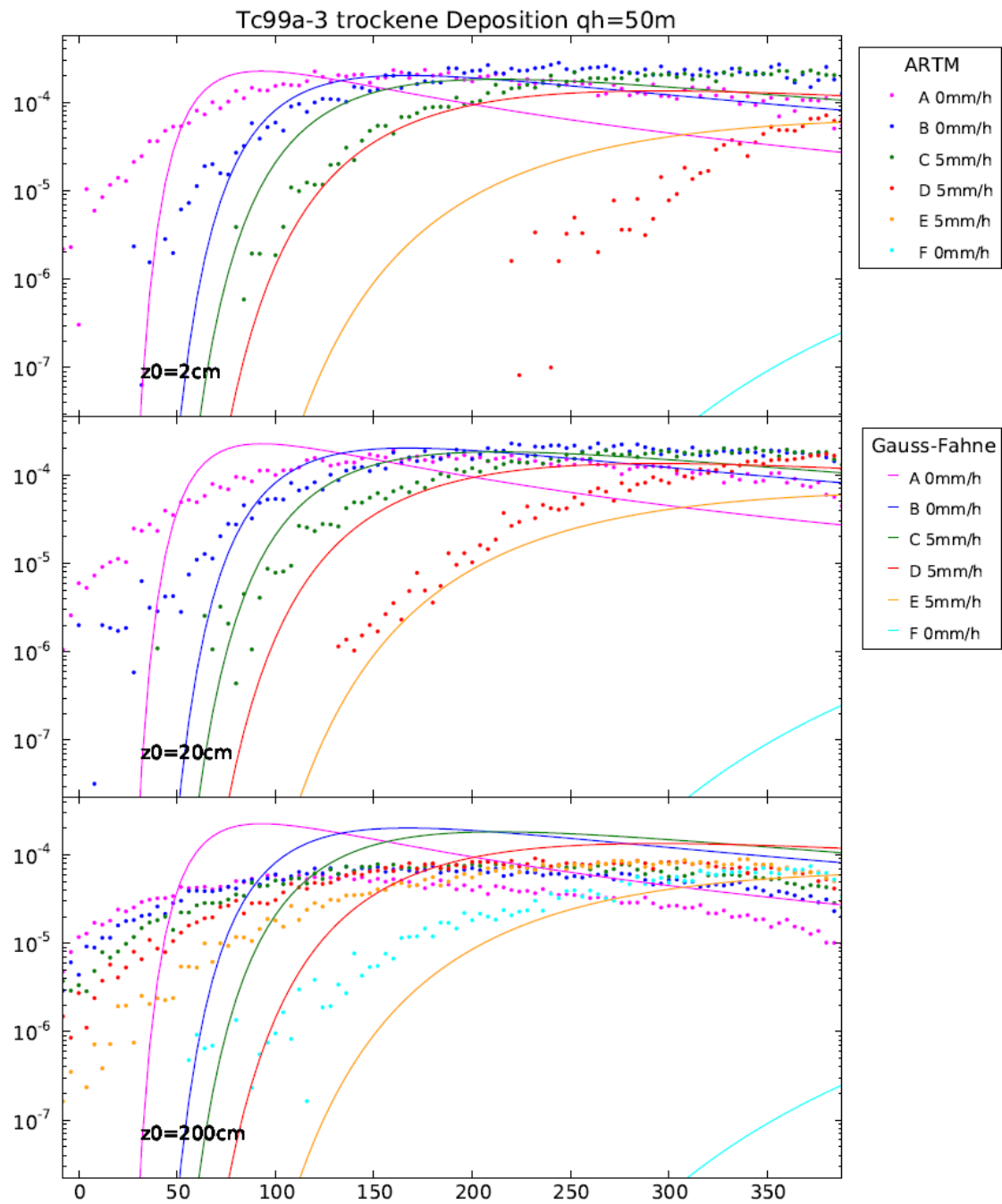


Abb. C.51 Trockene Deposition von Tc-99 (Aerosol der Klasse 3),
 Quellhöhe 50 m

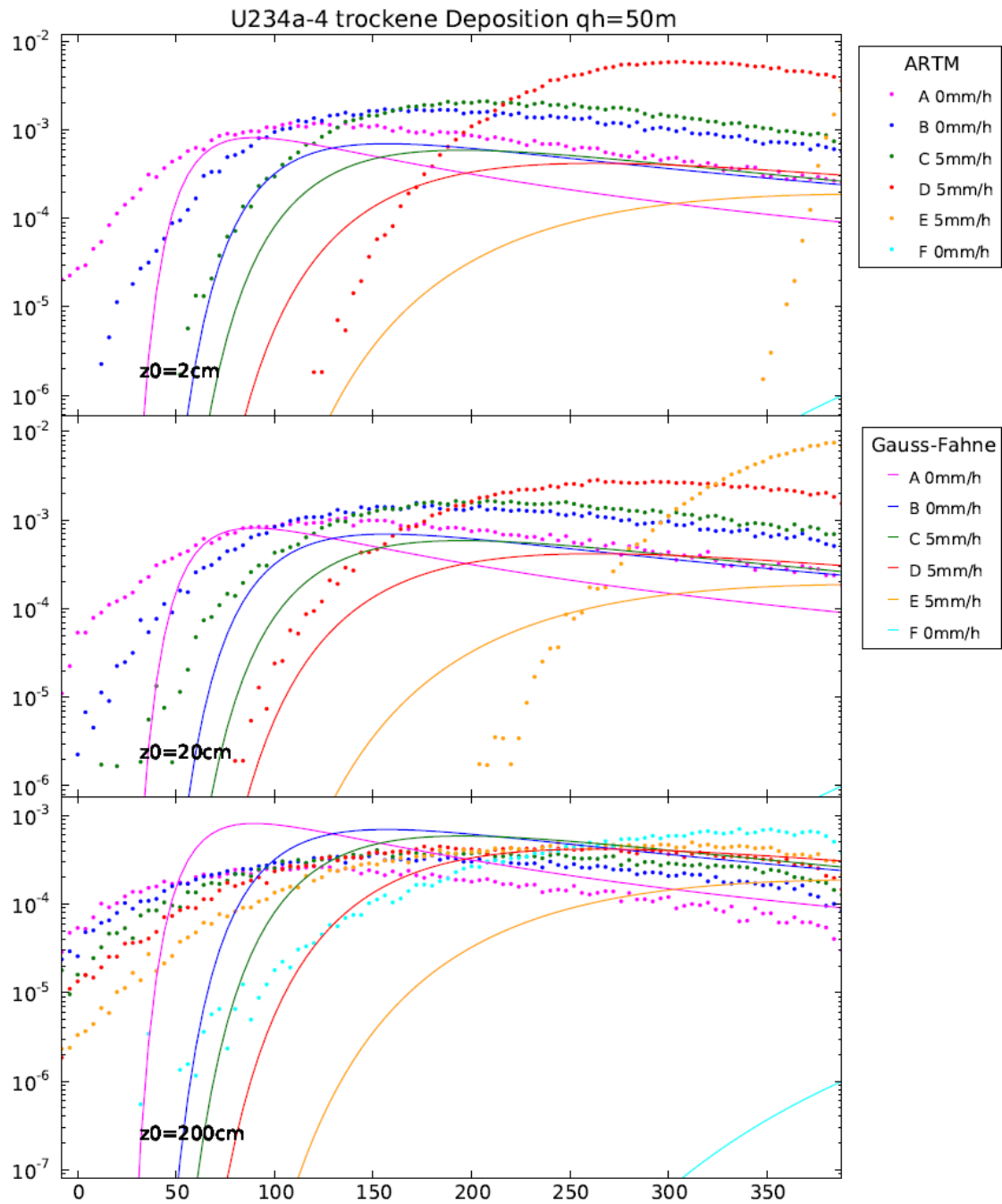


Abb. C.52 Trockene Deposition von U-234 (Aerosol der Klasse 4),
 Quellhöhe 50 m

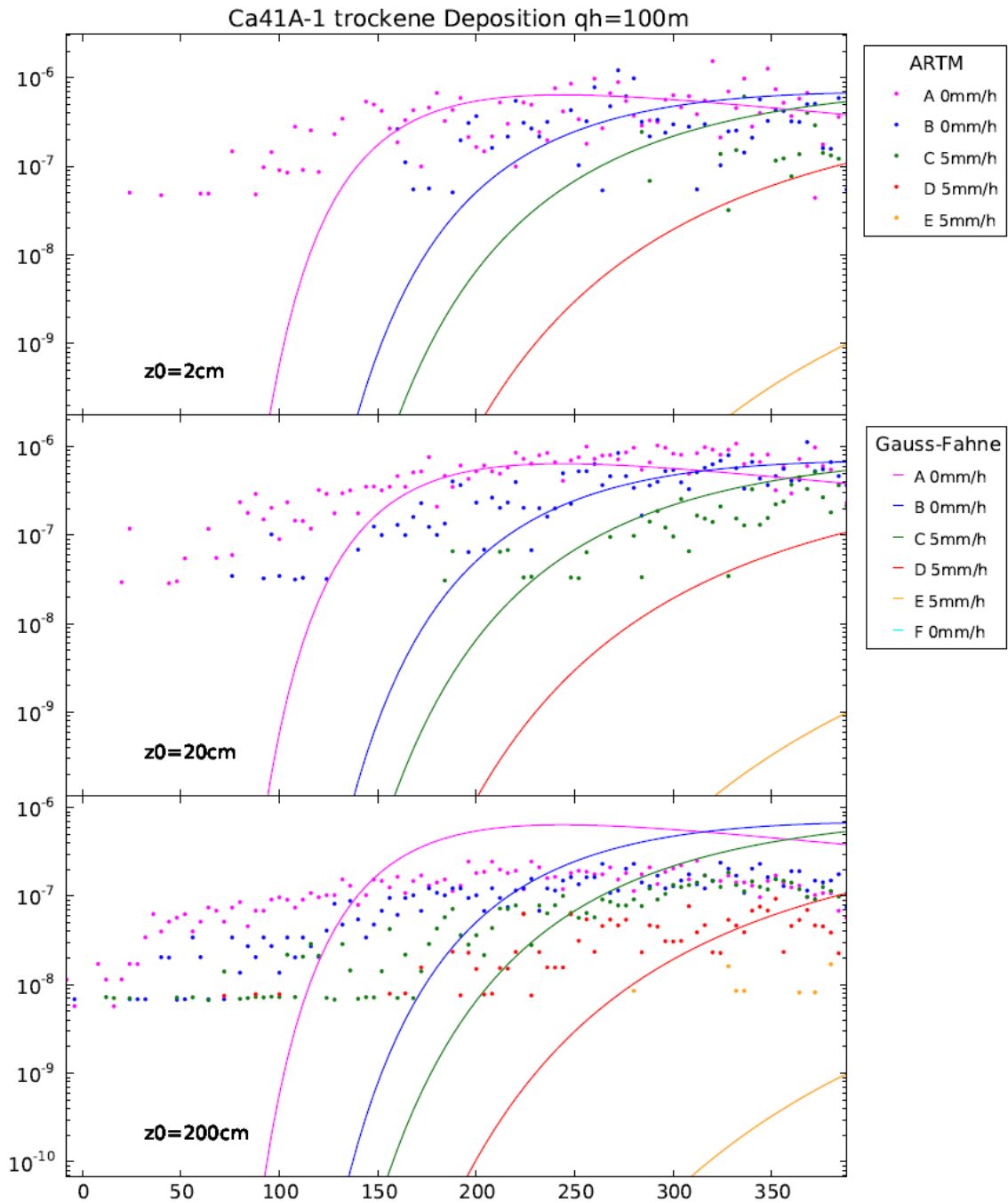


Abb. C.53 Trockene Deposition von Ca-41 (Aerosol der Klasse 1),
 Quellhöhe 100 m

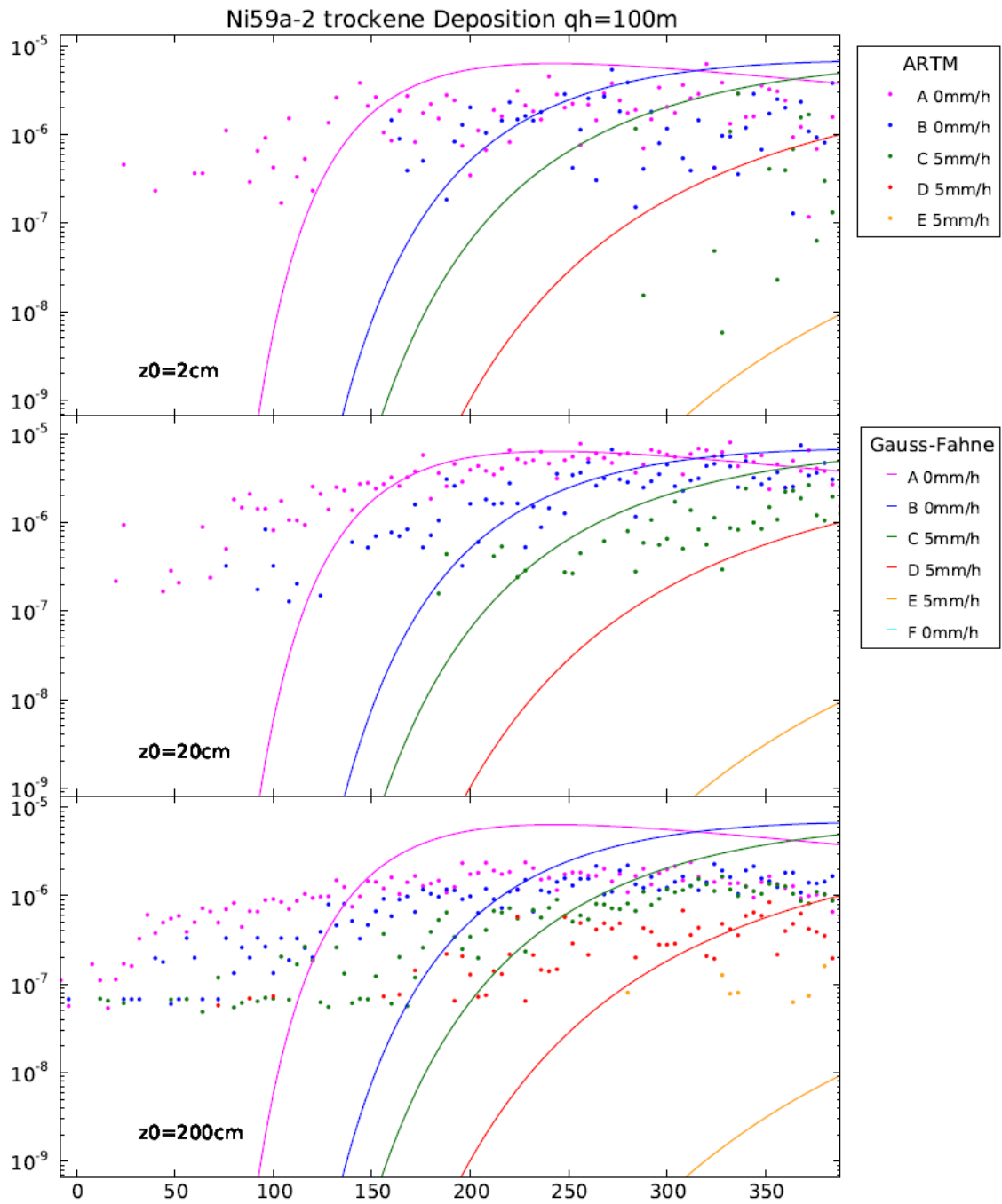


Abb. C.54 Trockene Deposition von Ni-59 (Aerosol der Klasse 2),
 Quellhöhe 100 m

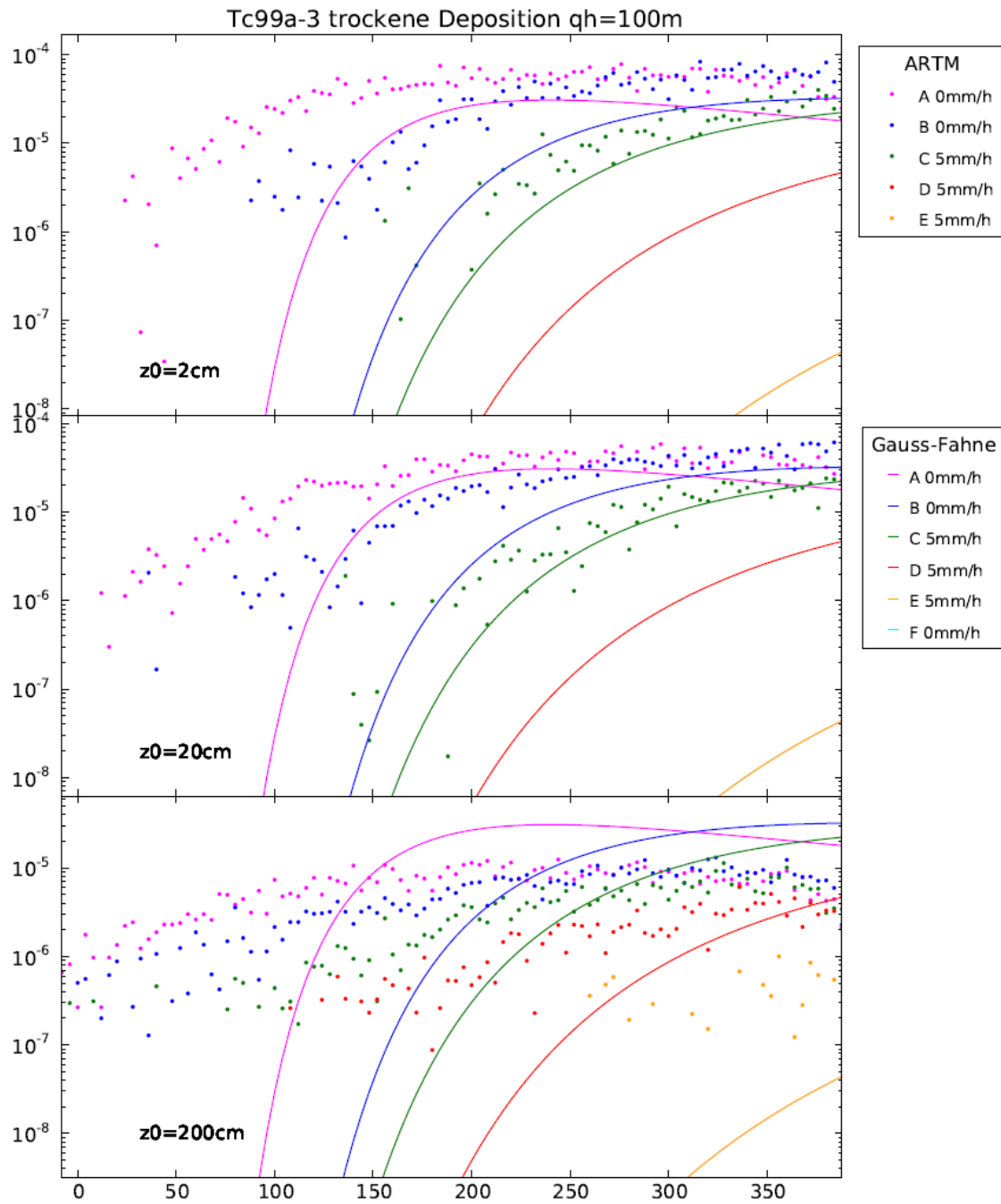


Abb. C.55 Trockene Deposition von Tc-99 (Aerosol der Klasse 3),
 Quellhöhe 100 m

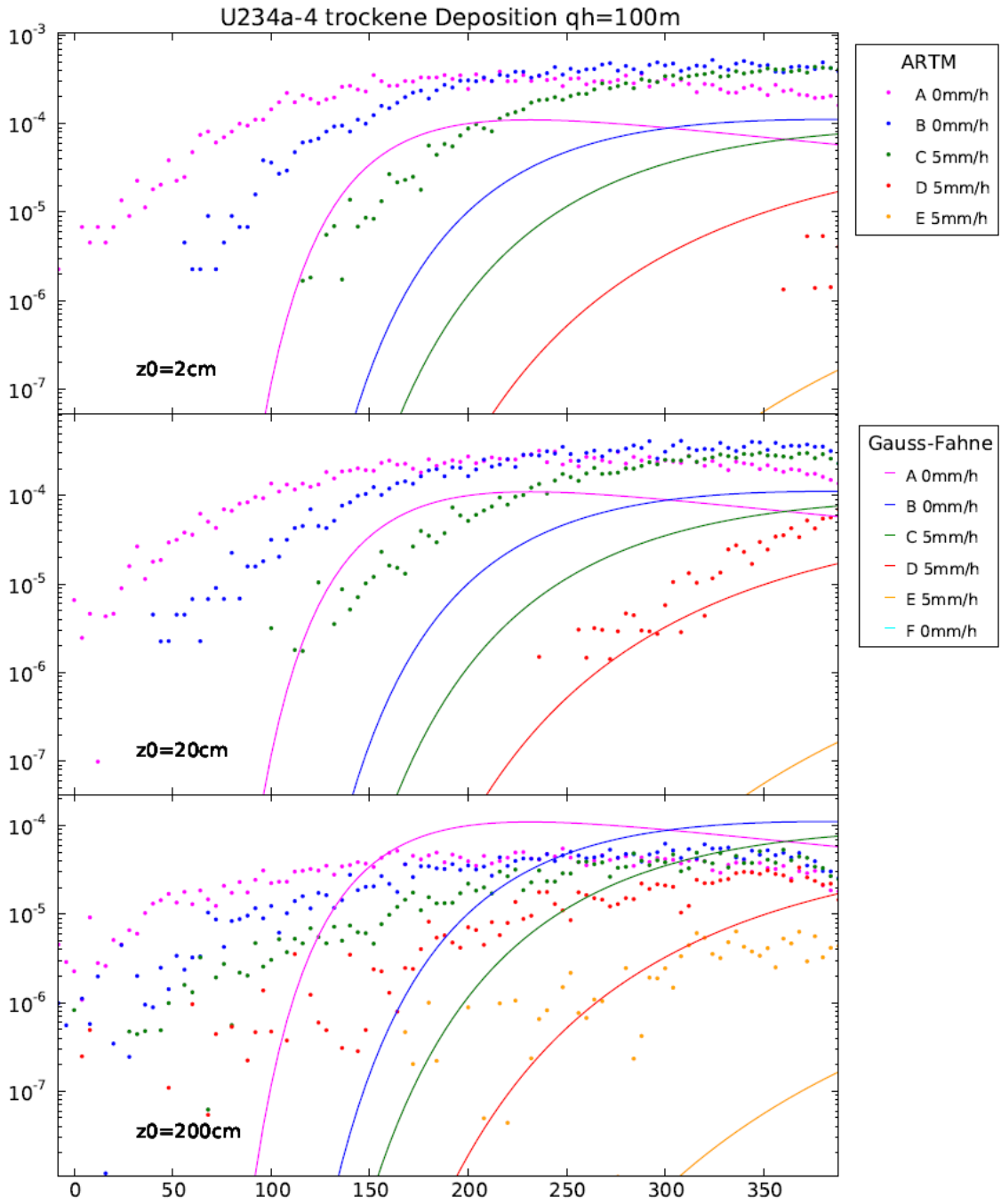


Abb. C.56 Trockene Deposition von U-234 (Aerosol der Klasse 4),
 Quellhöhe 100 m

Nasse Deposition in $Bq/(m^2 \cdot s)$

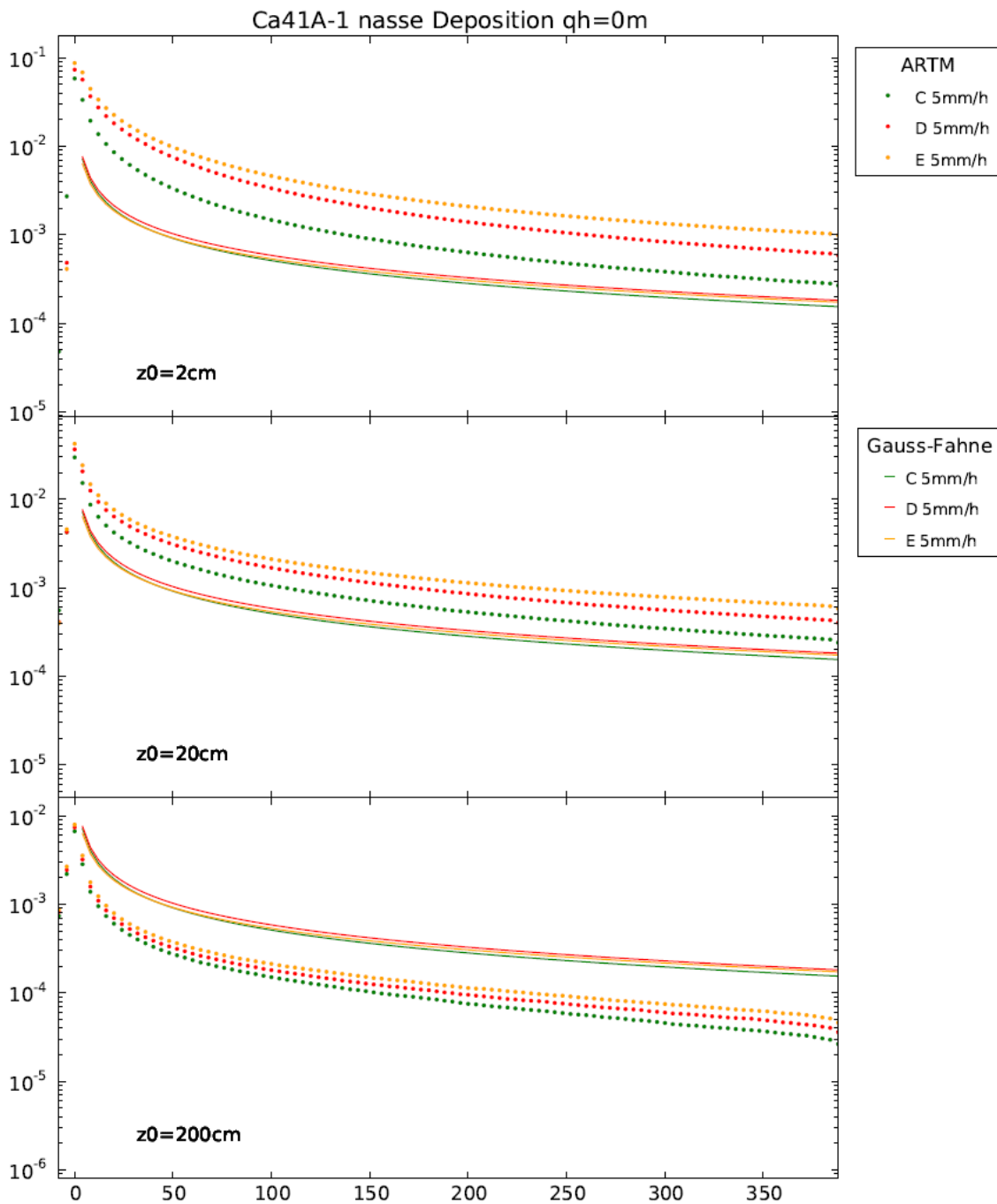


Abb. C.57 Nasse Deposition von Ca-41 (Aerosol der Klasse 1),
Quellhöhe 0 m

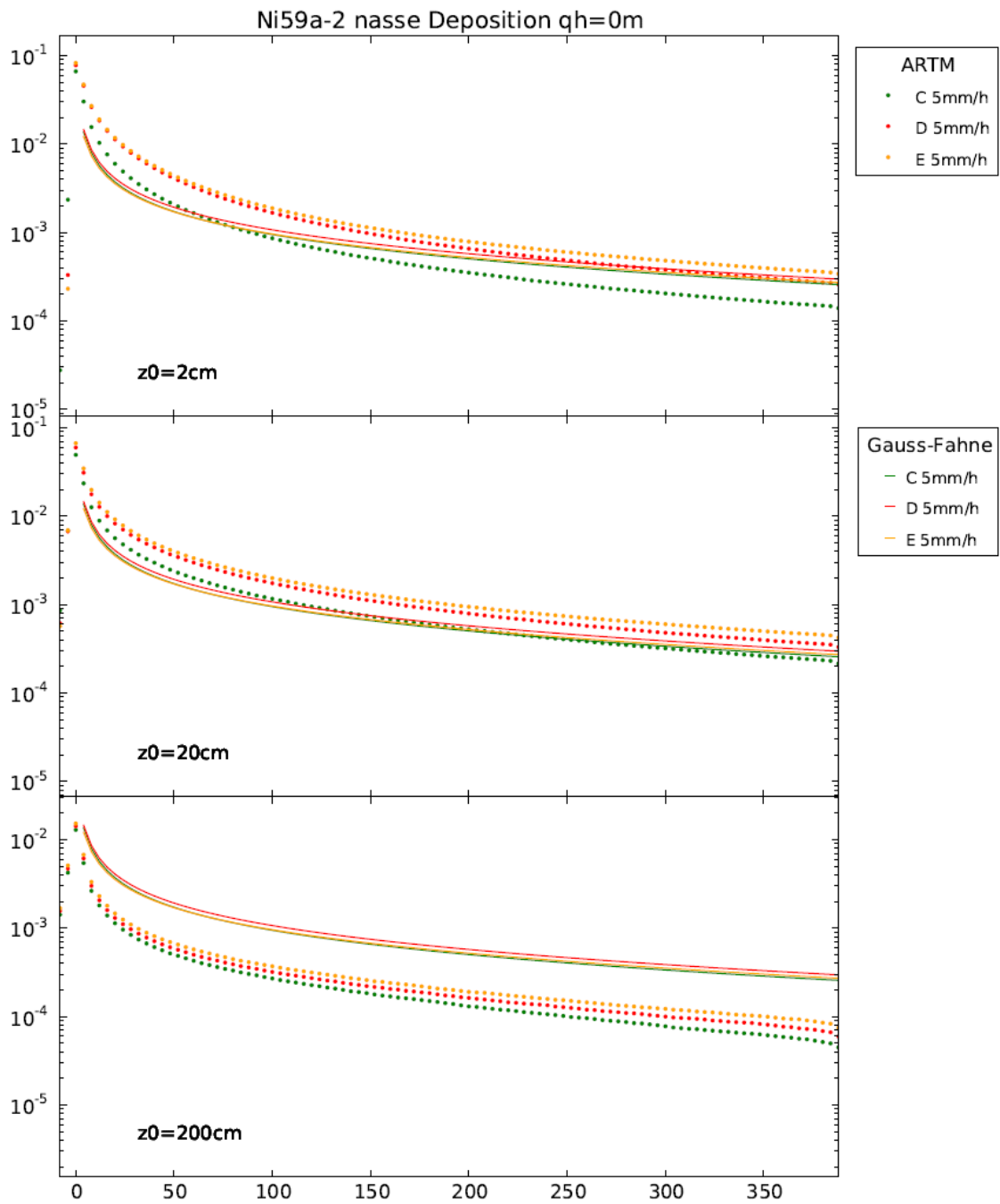


Abb. C.58 Nasse Deposition von Ni-59 (Aerosol der Klasse 2),
 Quellhöhe 0 m

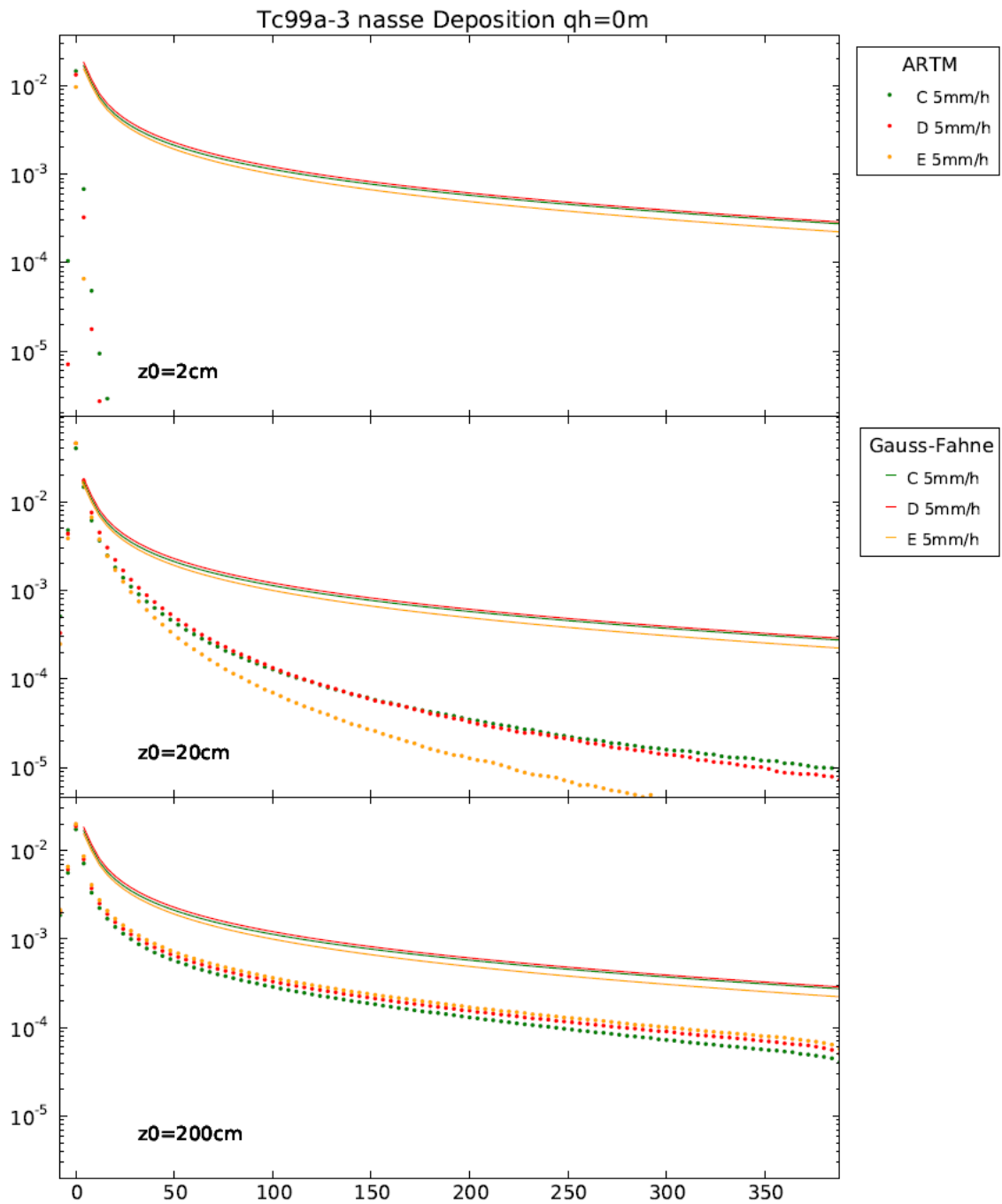


Abb. C.59 Nasse Deposition von Tc-99 (Aerosol der Klasse 3),
 Quellhöhe 0 m

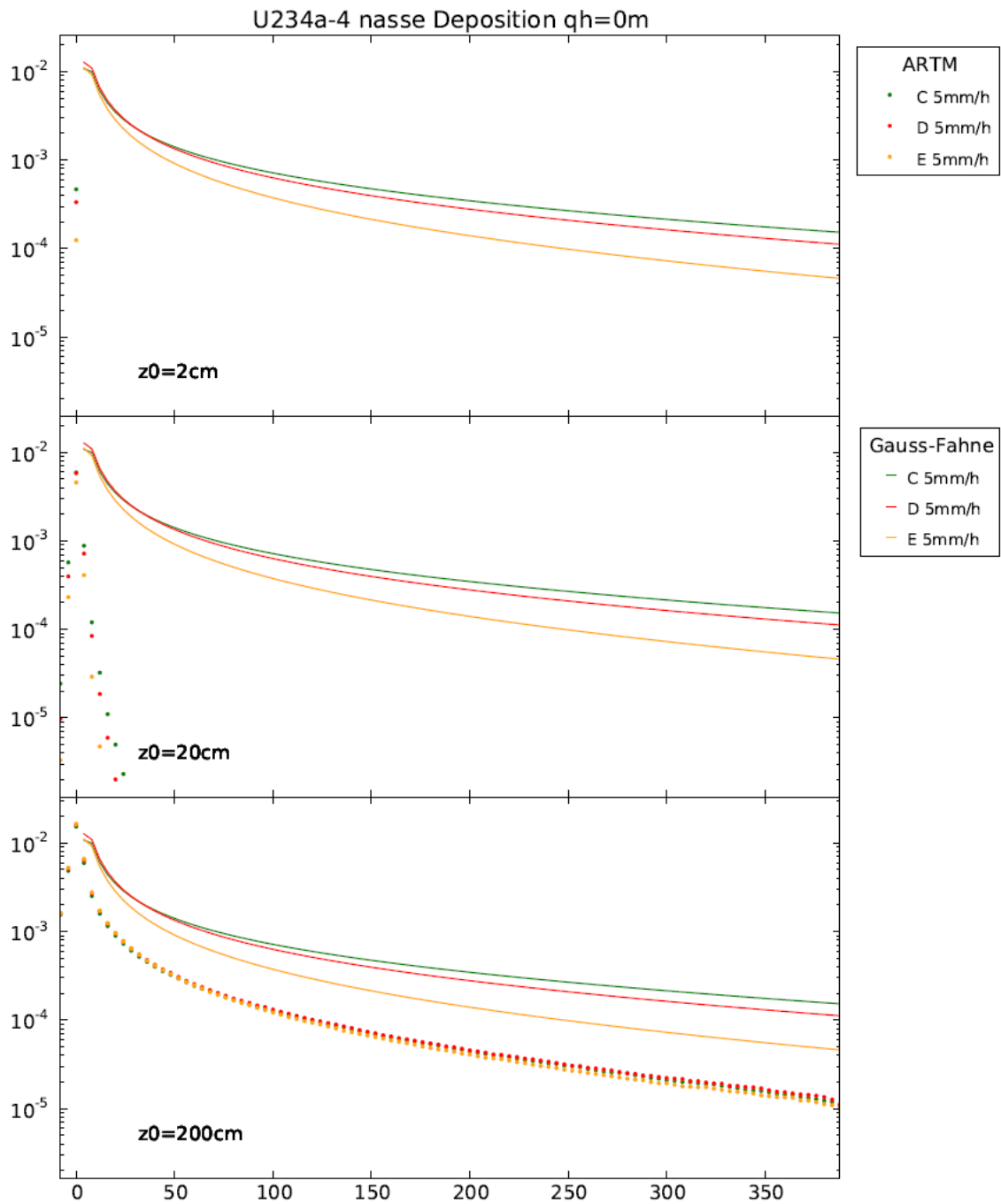


Abb. C.60 Nasse Deposition von U-234 (Aerosol der Klasse 4),
 Quellhöhe 0 m

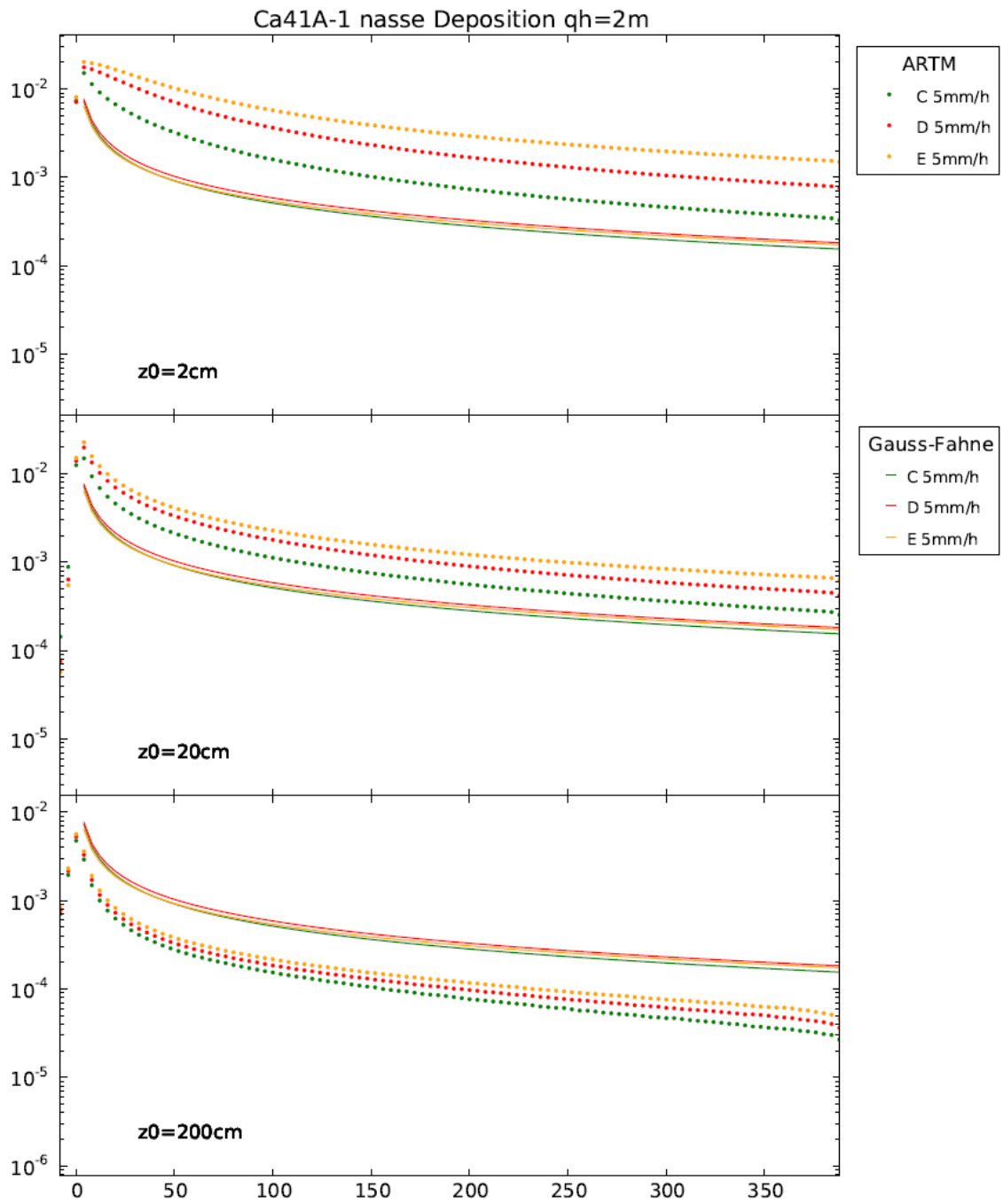


Abb. C.61 Nasse Deposition von Ca-41 (Aerosol der Klasse 1),
 Quellhöhe 2 m

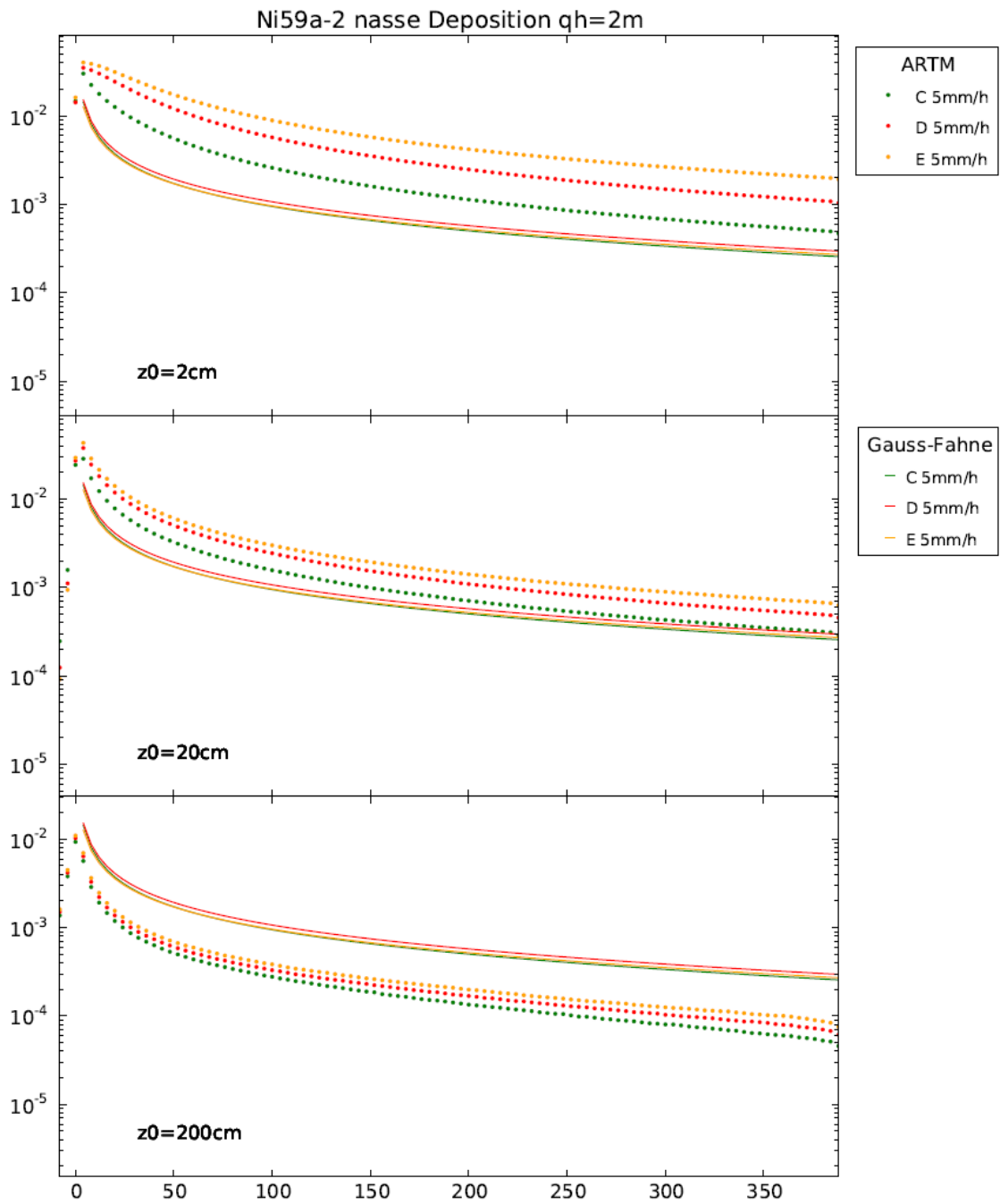


Abb. C.62 Nasse Deposition von Ni-59 (Aerosol der Klasse 2),
 Quellhöhe 2 m

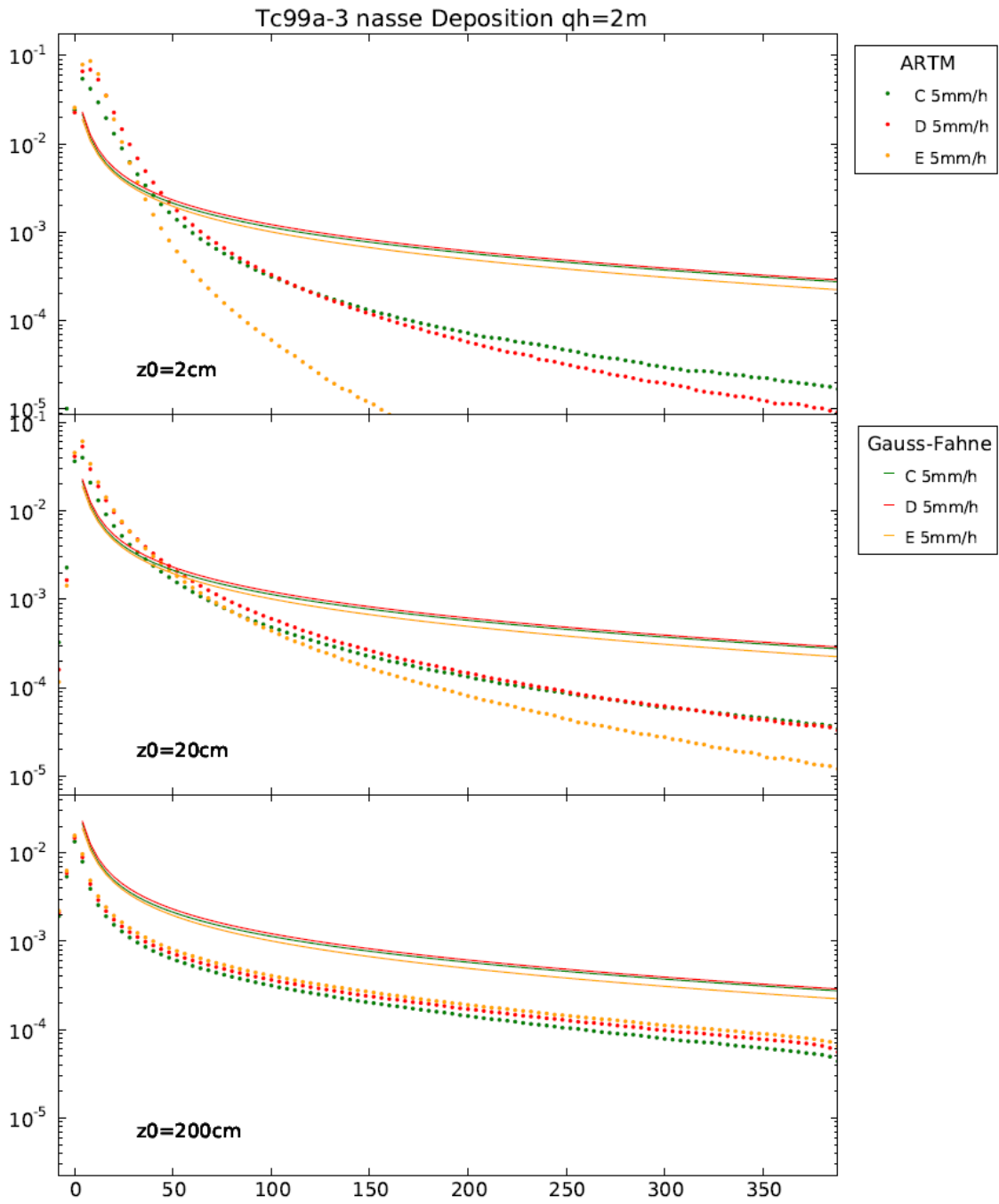


Abb. C.63 Nasse Deposition von Tc-99 (Aerosol der Klasse 3),
 Quellhöhe 2 m

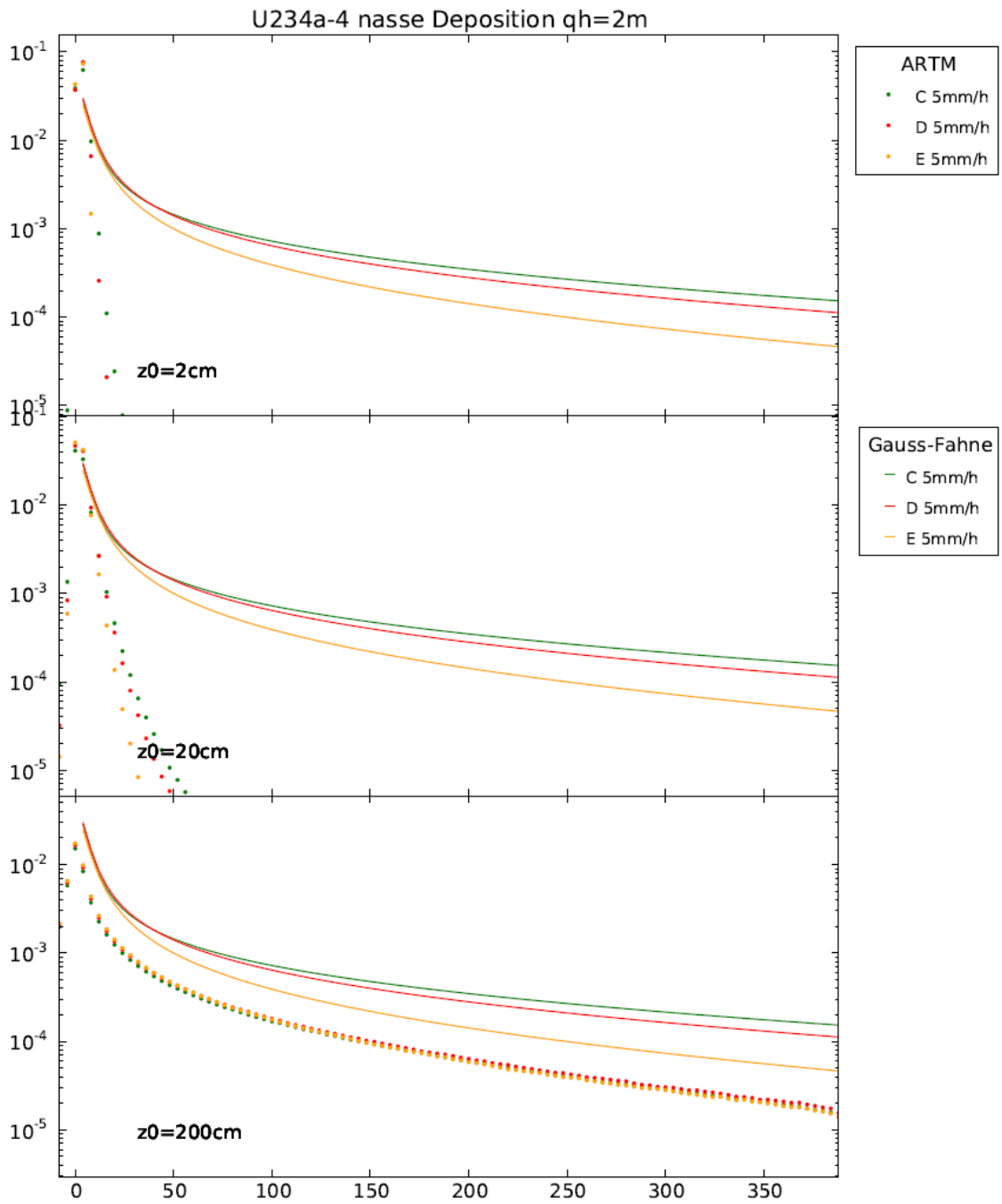


Abb. C.64 Nasse Deposition von U-234 (Aerosol der Klasse 4),
 Quellhöhe 2 m

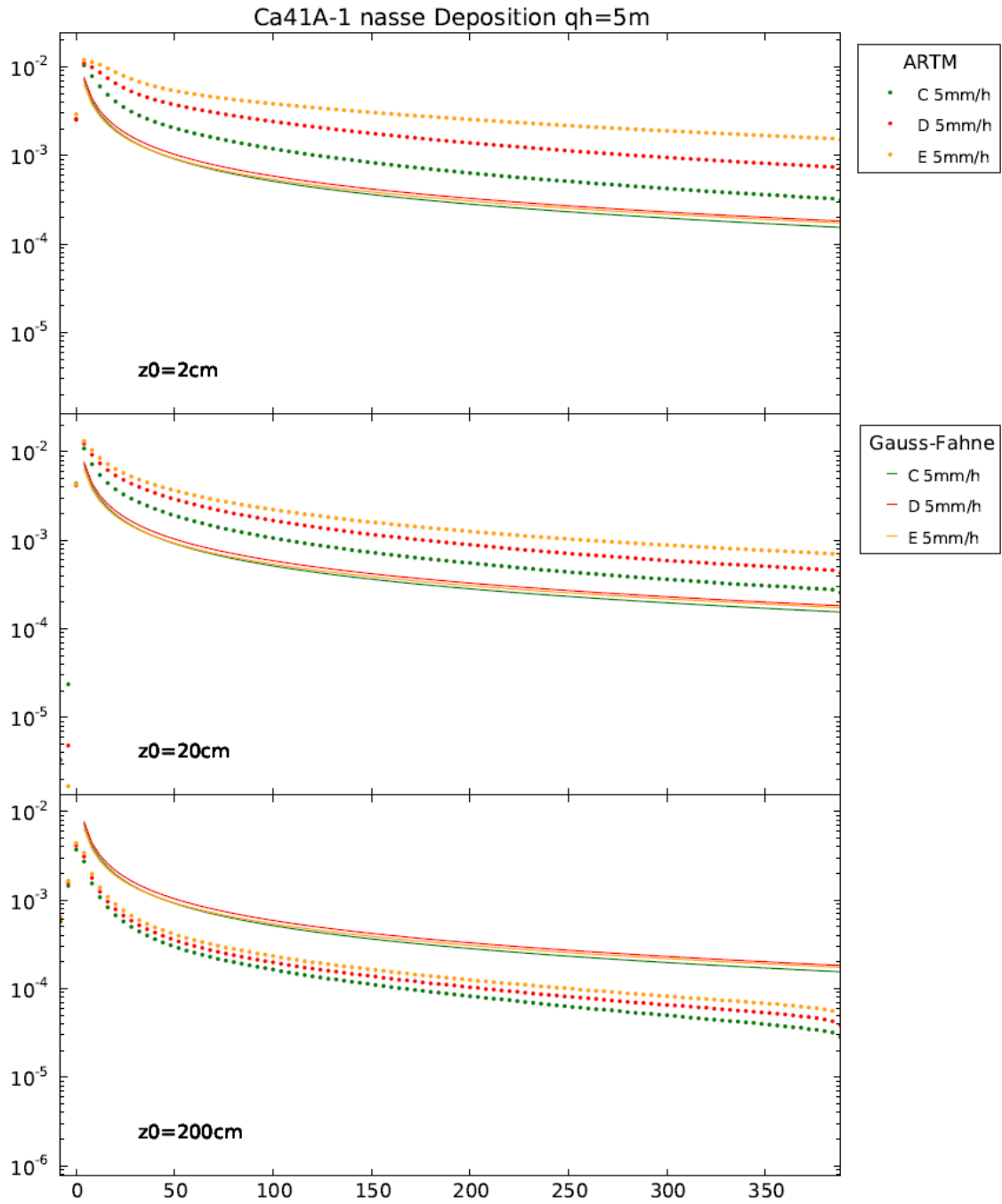


Abb. C.65 Nasse Deposition von Ca-41 (Aerosol der Klasse 1),
 Quellhöhe 5 m

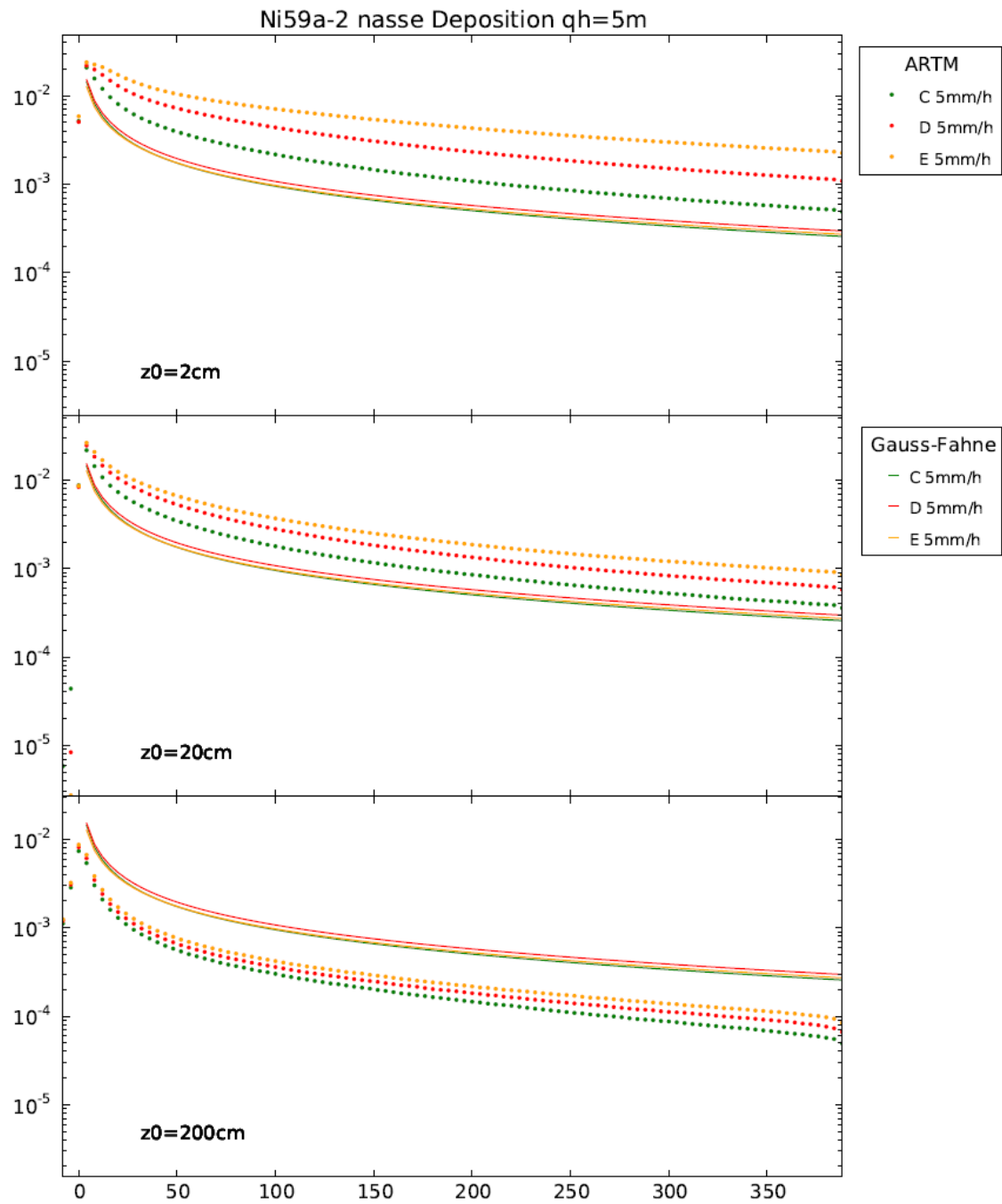


Abb. C.66 Nasse Deposition von Ni-59 (Aerosol der Klasse 2),
 Quellhöhe 5 m

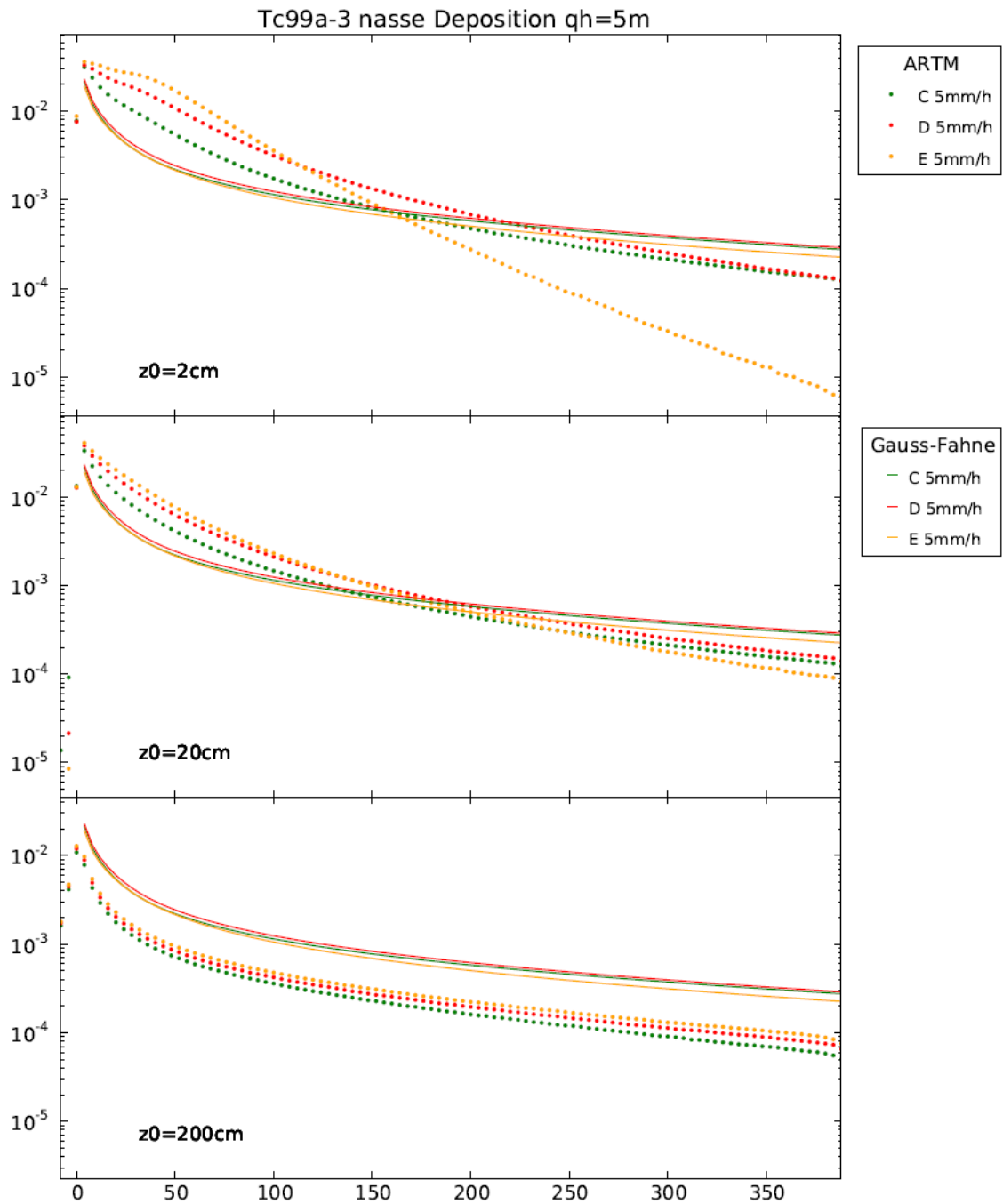


Abb. C.67 Nasse Deposition von Tc-99 (Aerosol der Klasse 3),
 Quellhöhe 5 m

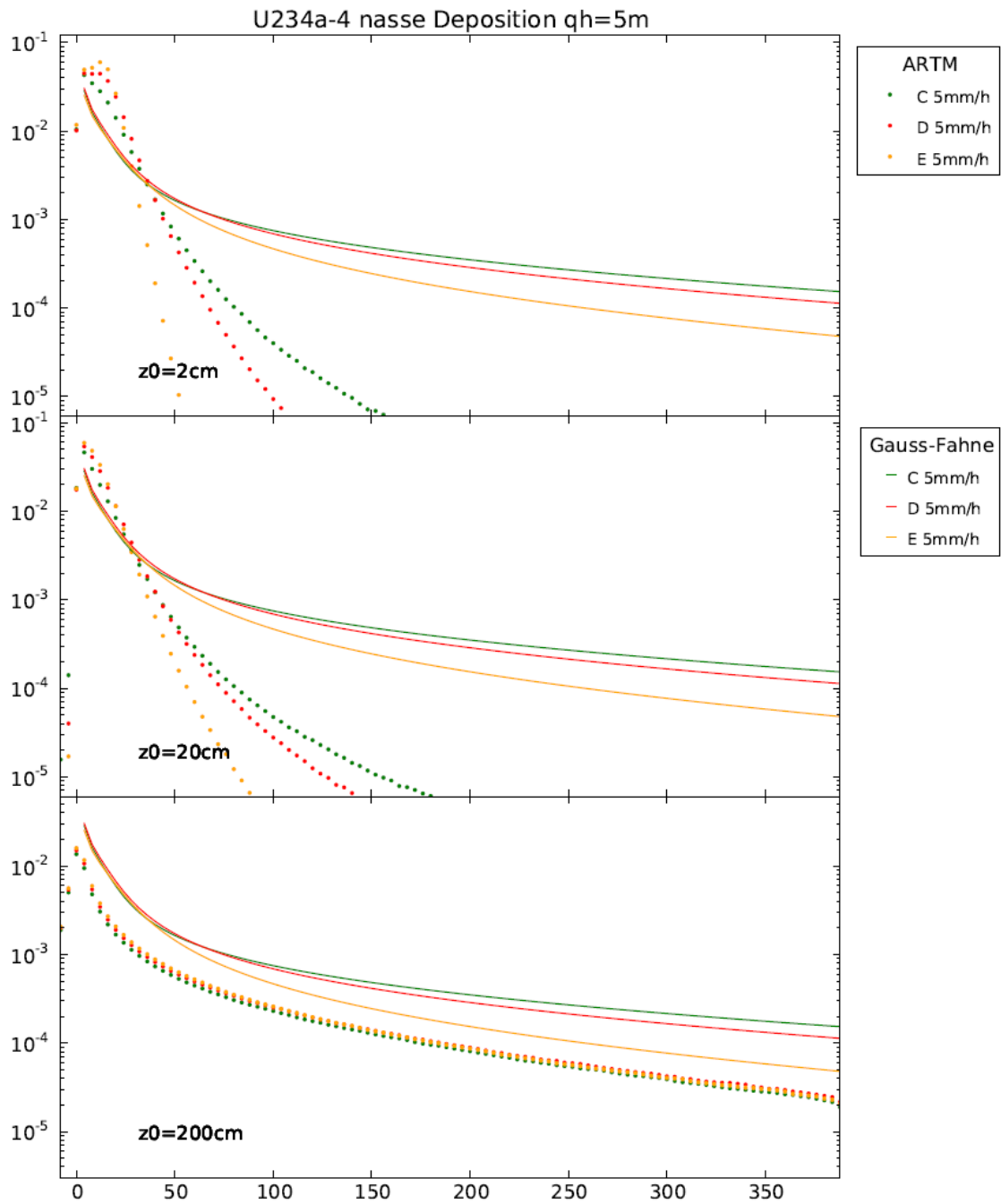


Abb. C.68 Nasse Deposition von U-234 (Aerosol der Klasse 4),
 Quellhöhe 5 m

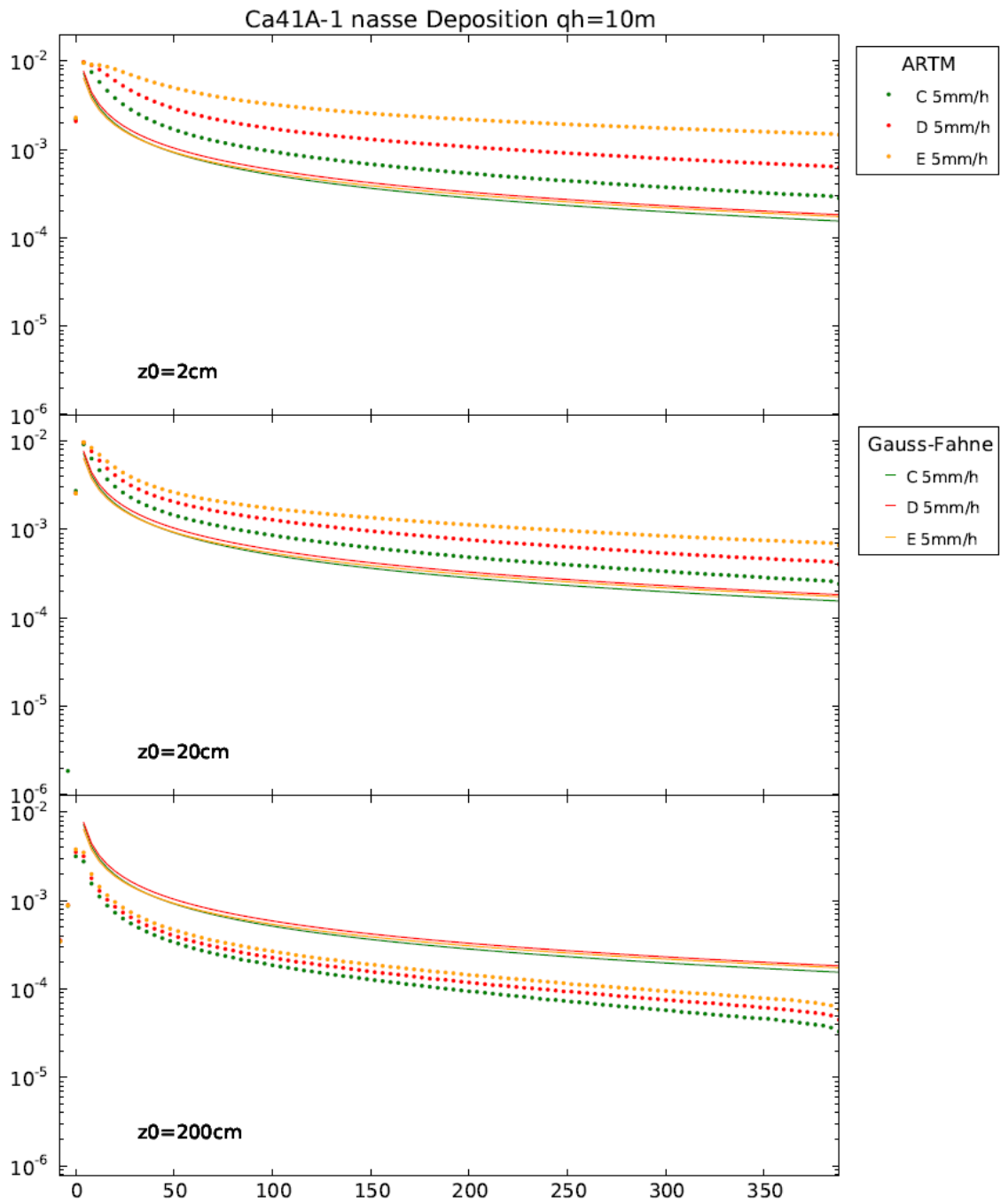


Abb. C.69 Nasse Deposition von Ca-41 (Aerosol der Klasse 1),
 Quellhöhe 10 m

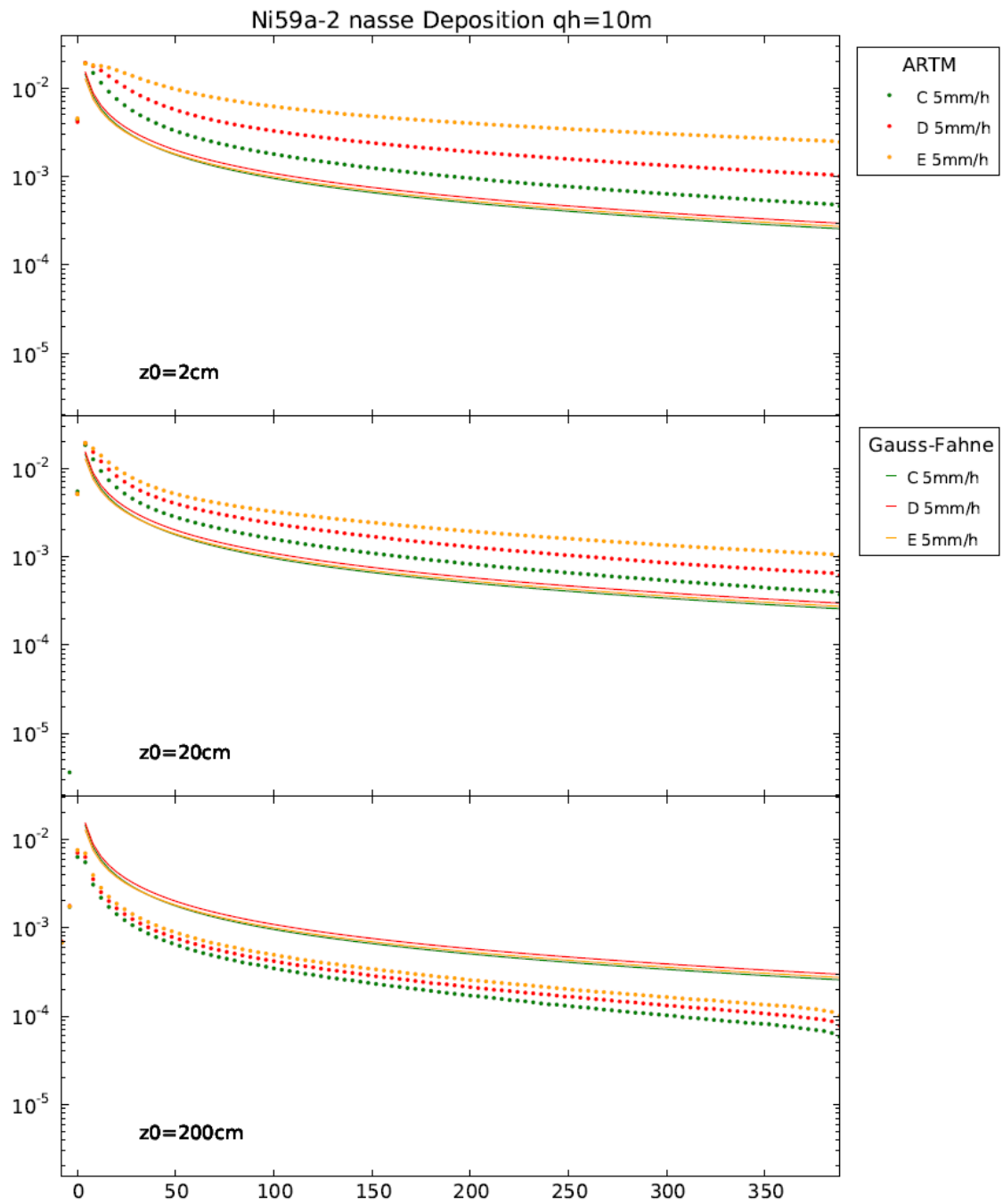


Abb. C.70 Nasse Deposition von Ni-59 (Aerosol der Klasse 2),
 Quellhöhe 10 m

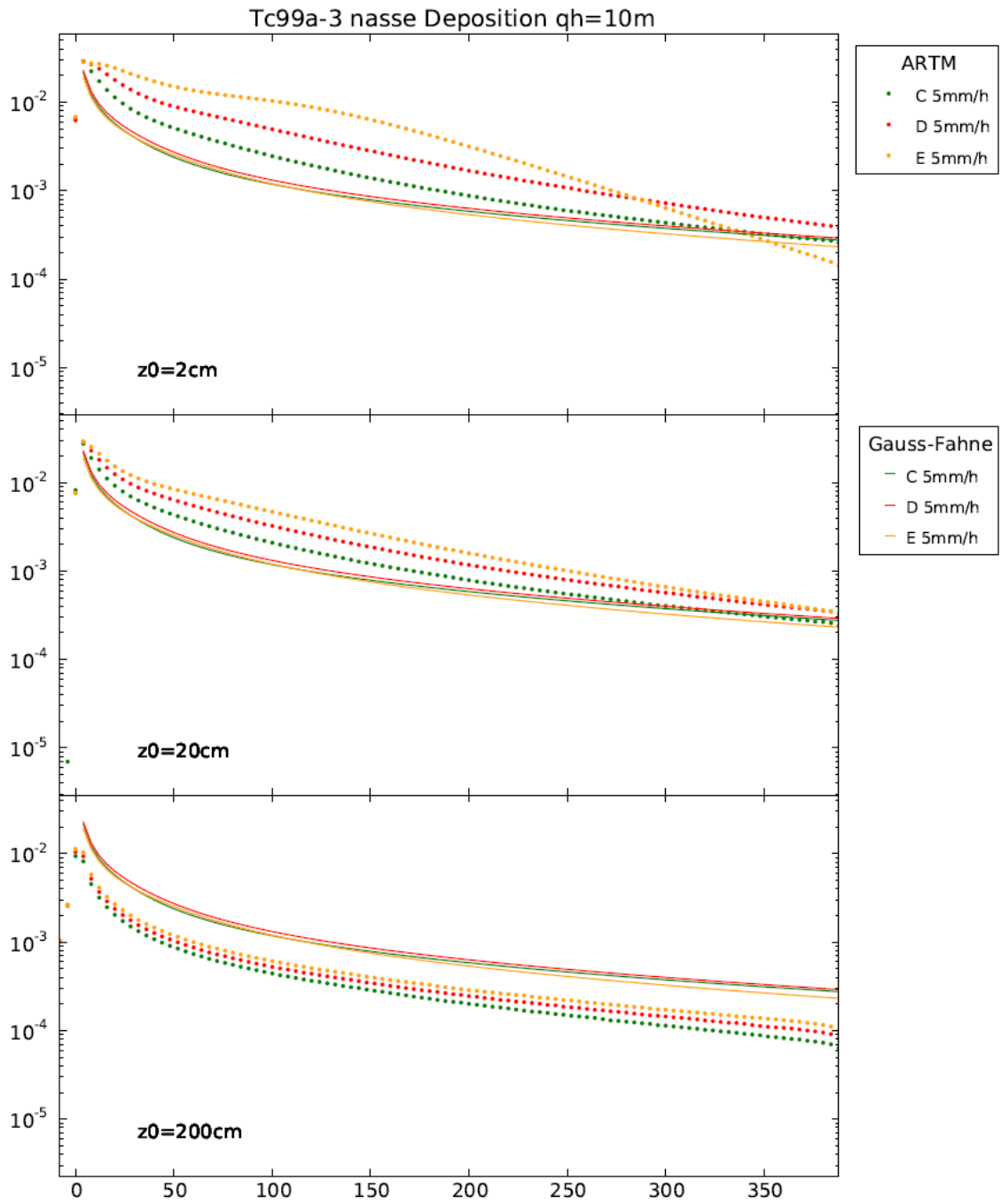


Abb. C.71 Nasse Deposition von Tc-99 (Aerosol der Klasse 3),
 Quellhöhe 10 m

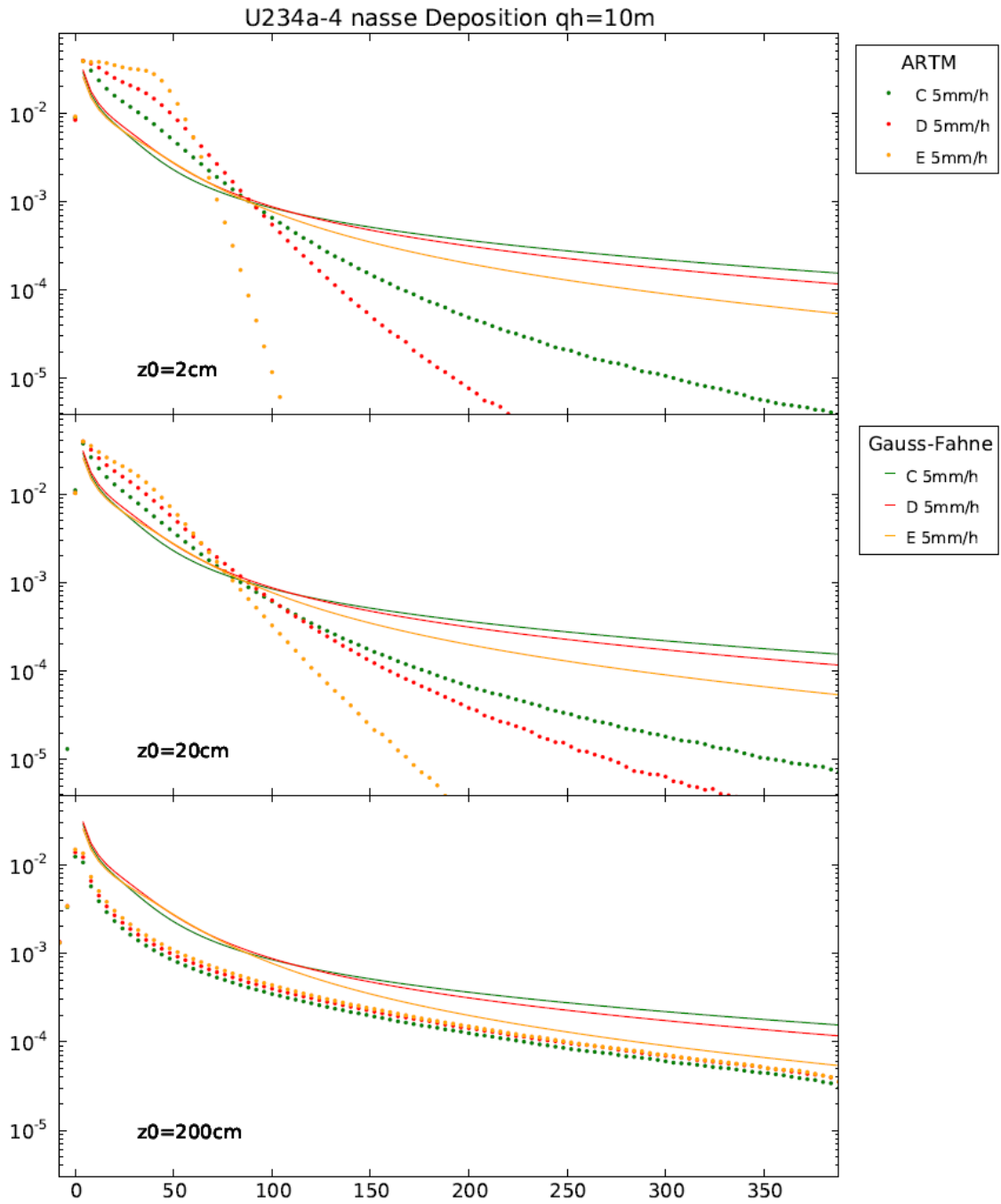


Abb. C.72 Nasse Deposition von U-234 (Aerosol der Klasse 4),
 Quellhöhe 10 m

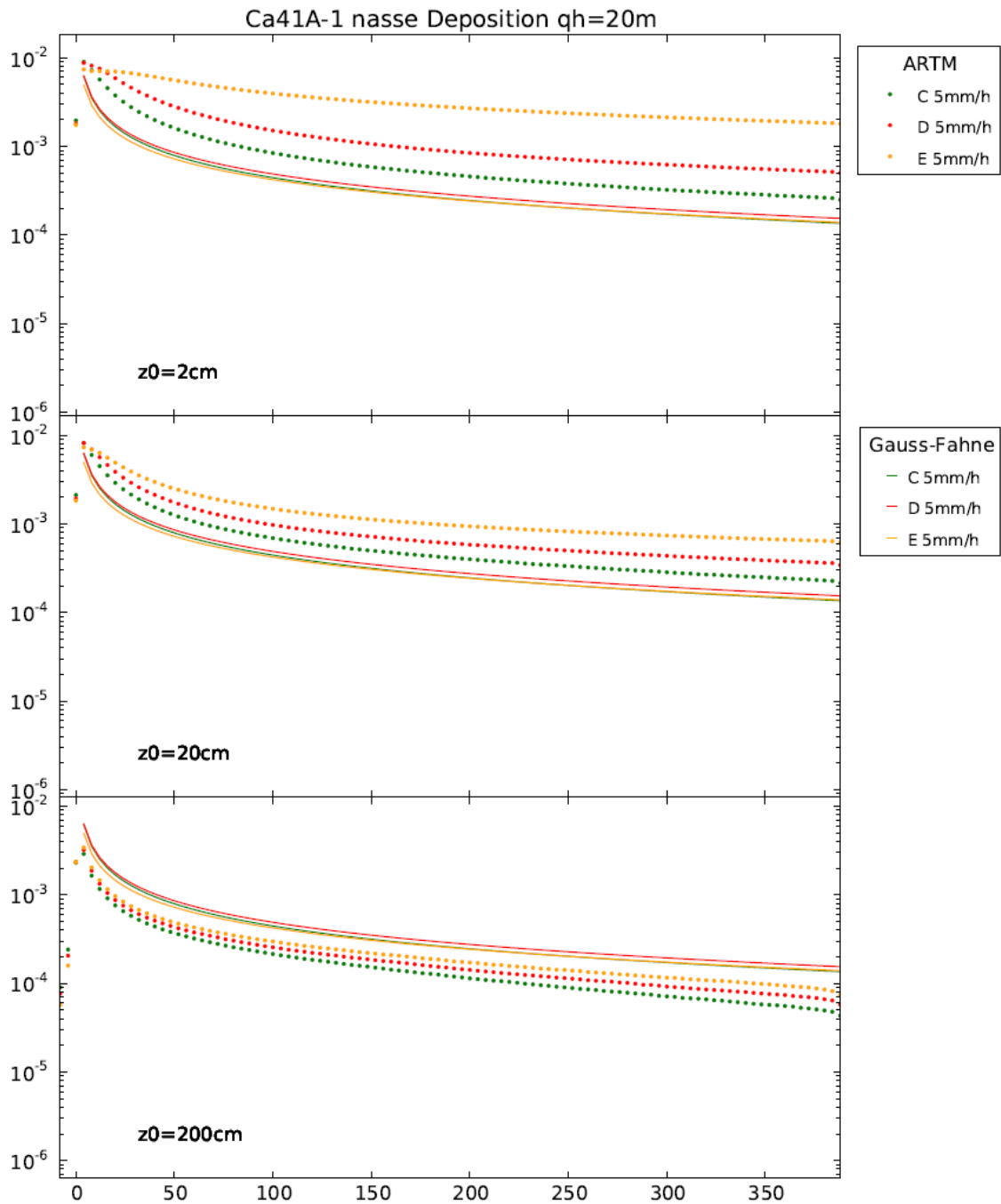


Abb. C.73 Nasse Deposition von Ca-41 (Aerosol der Klasse 1),
 Quellhöhe 20 m

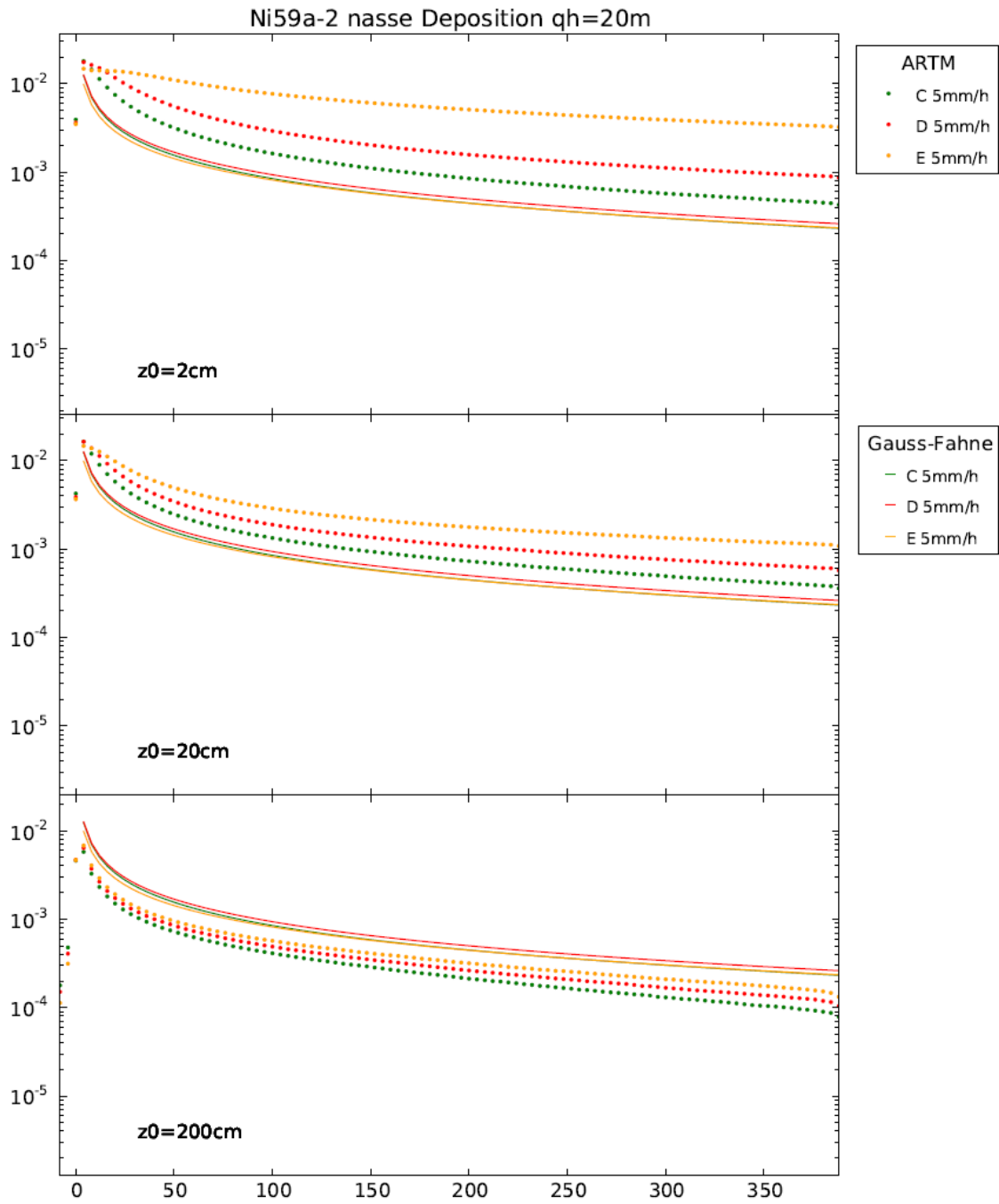


Abb. C.74 Nasse Deposition von Ni-59 (Aerosol der Klasse 2),
 Quellhöhe 20 m

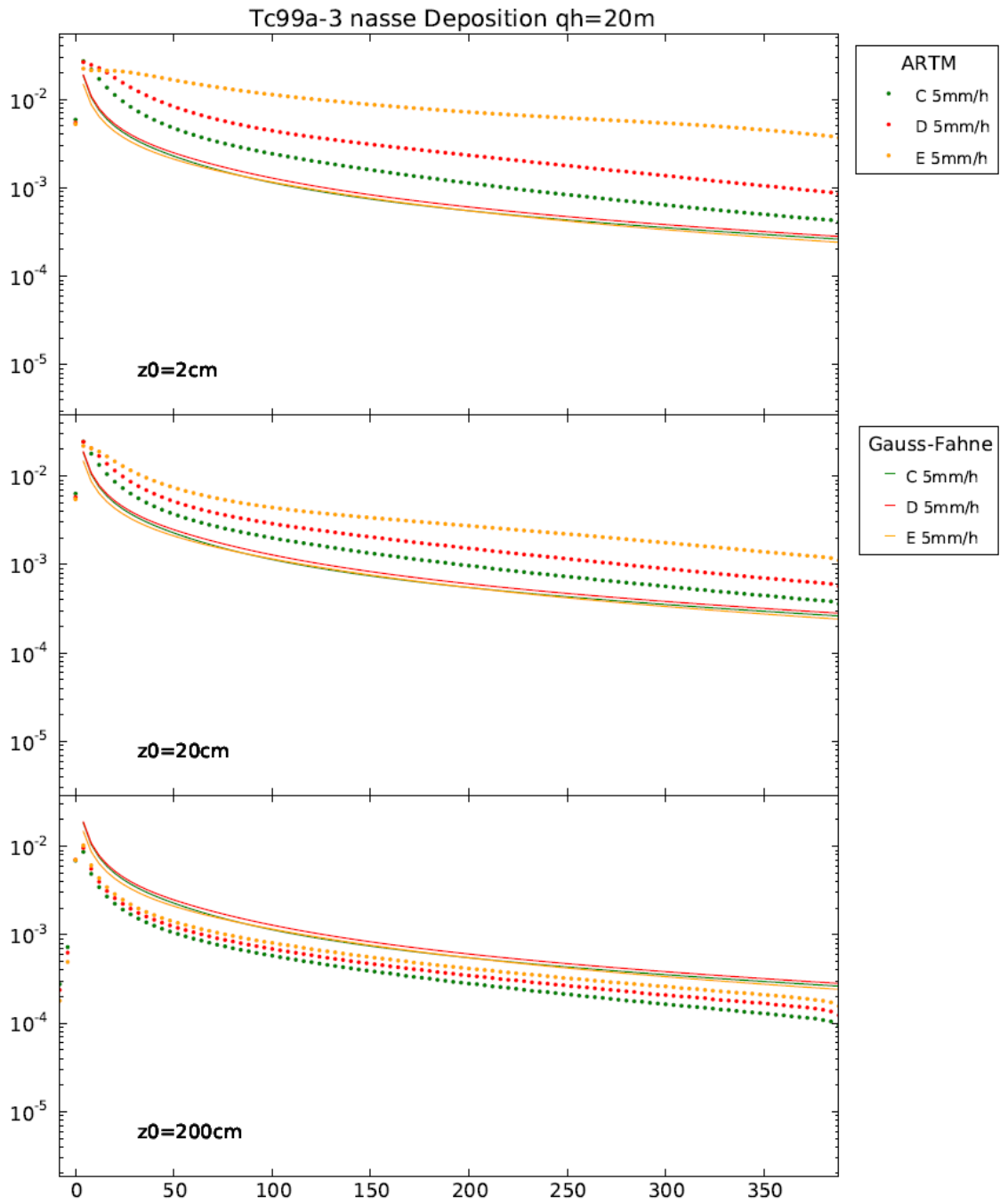


Abb. C.75 Nasse Deposition von Tc-99 (Aerosol der Klasse 3),
 Quellhöhe 20 m

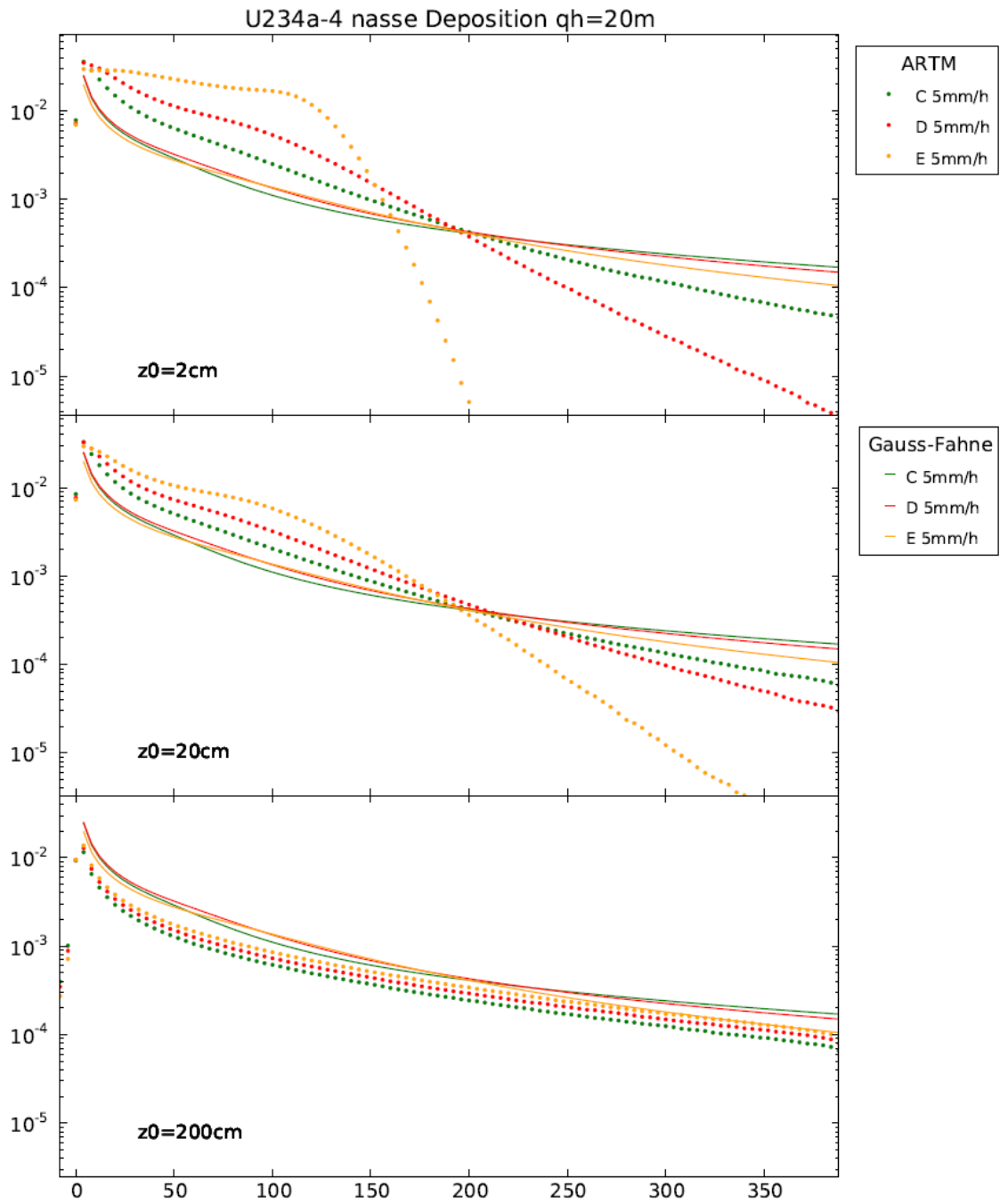


Abb. C.76 Nasse Deposition von U-234 (Aerosol der Klasse 4),
 Quellhöhe 20 m

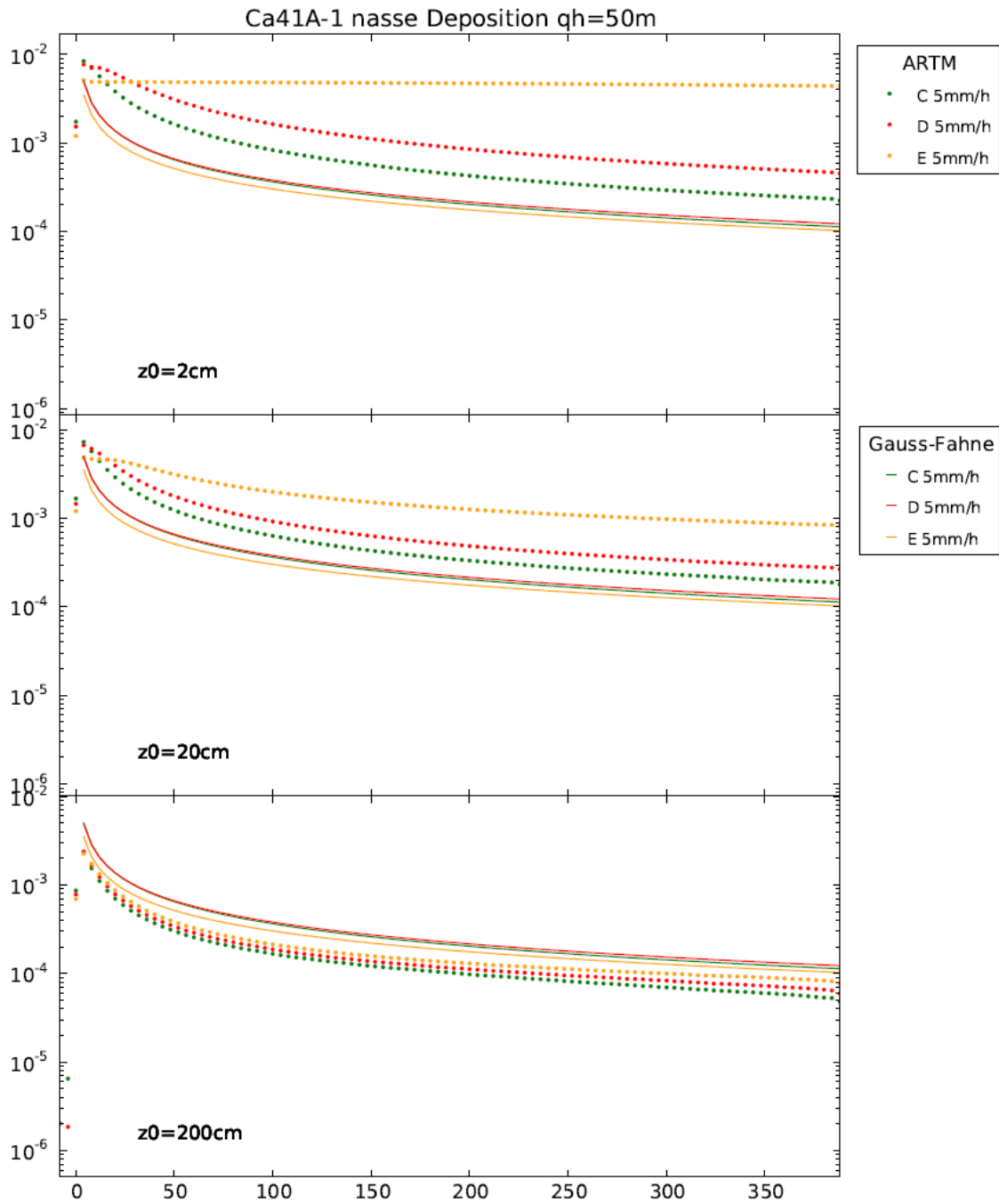


Abb. C.77 Nasse Deposition von Ca-41 (Aerosol der Klasse 1),
 Quellhöhe 50 m

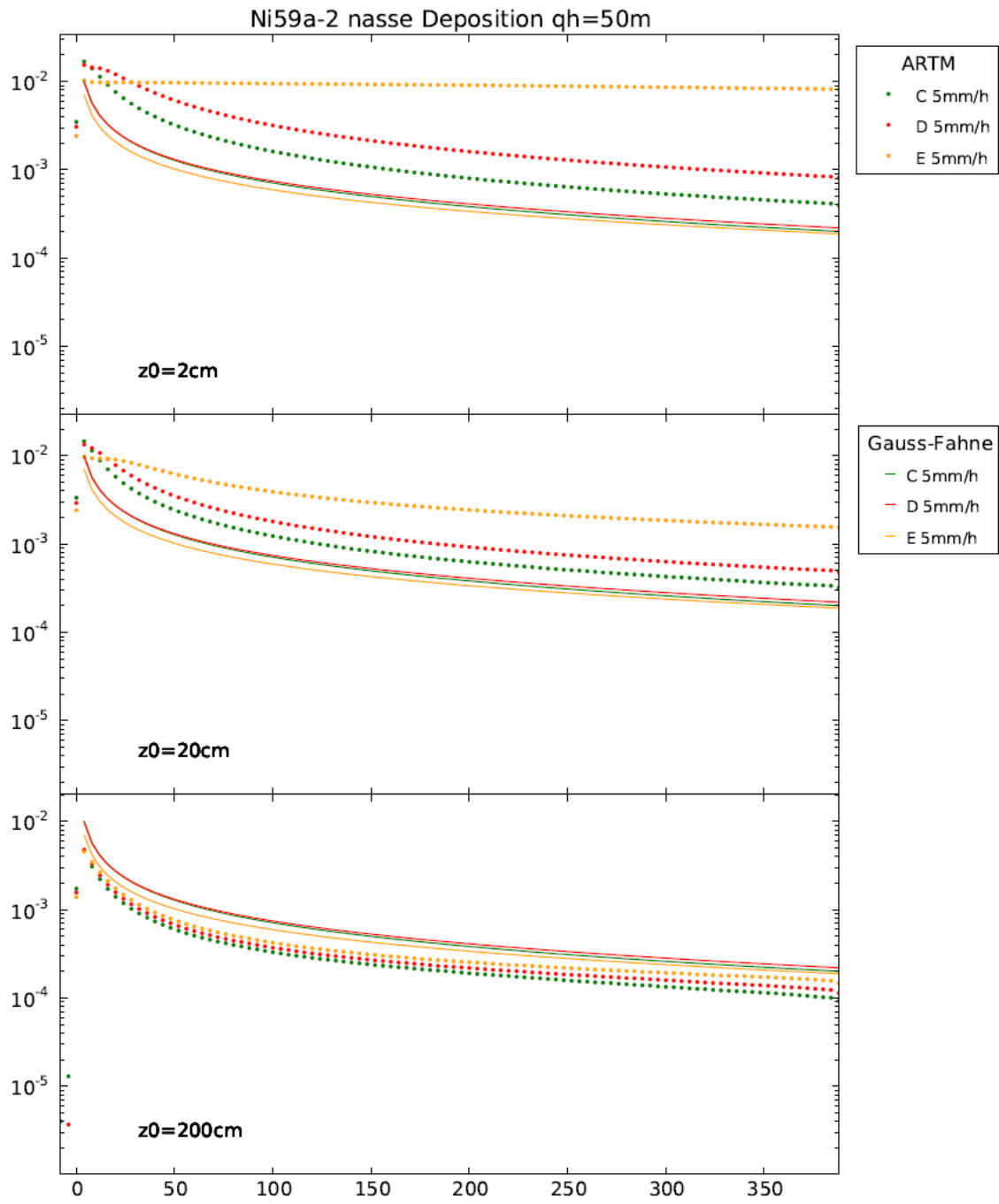


Abb. C.78 Nasse Deposition von Ni-59 (Aerosol der Klasse 2),
 Quellhöhe 50 m

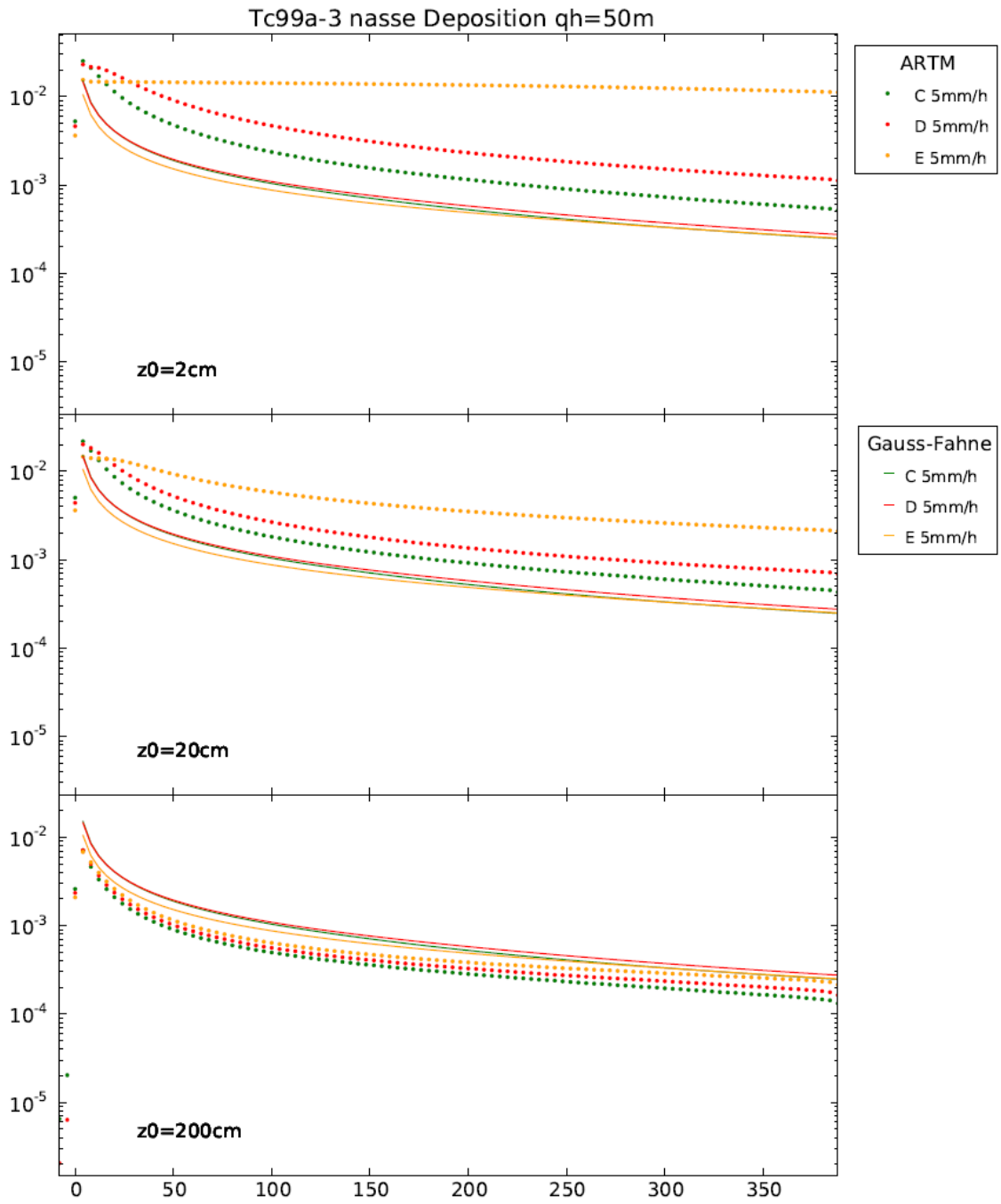


Abb. C.79 Nasse Deposition von Tc-99 (Aerosol der Klasse 3),
 Quellhöhe 50 m

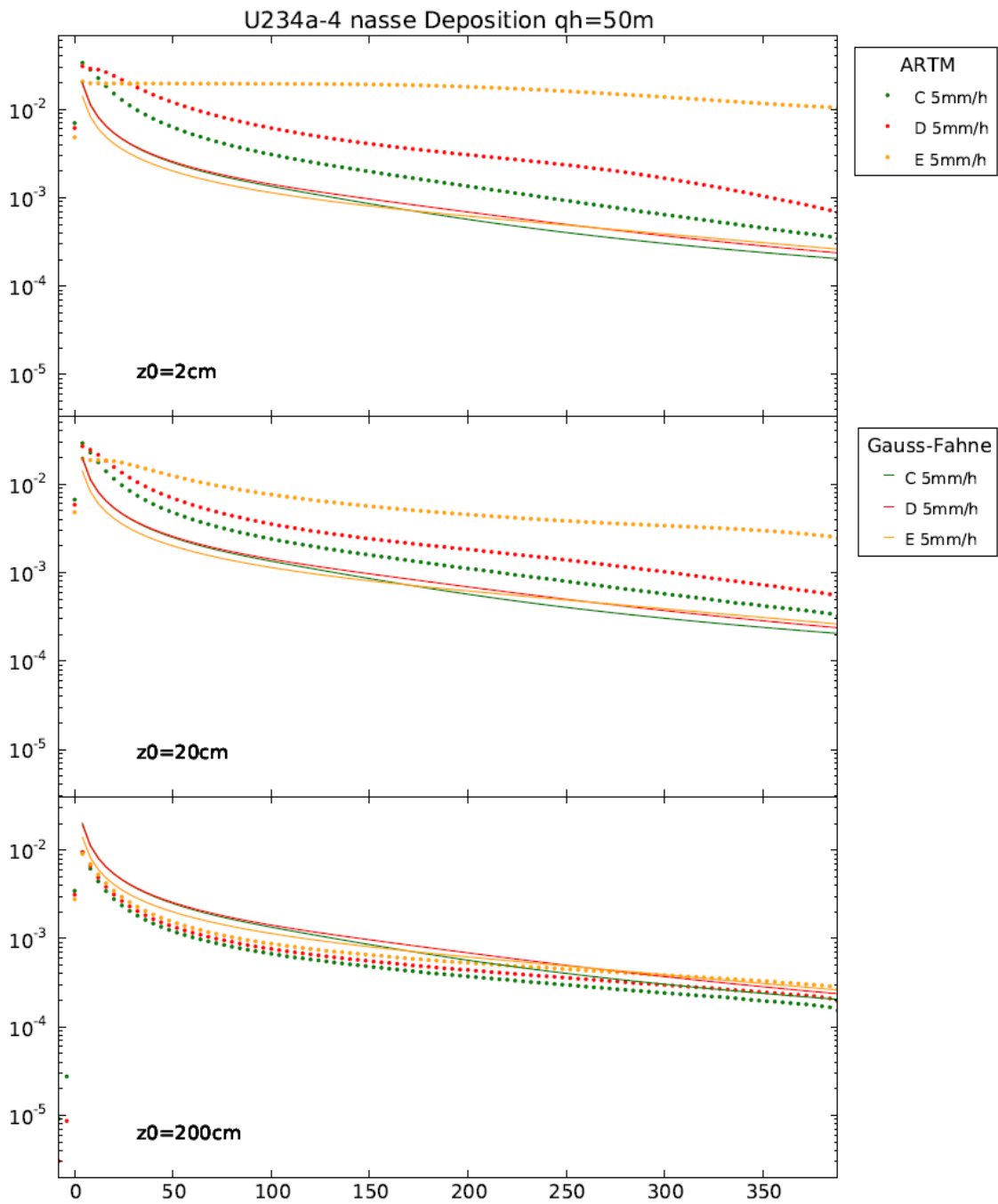


Abb. C.80 Nasse Deposition von U-234 (Aerosol der Klasse 4),
 Quellhöhe 50 m

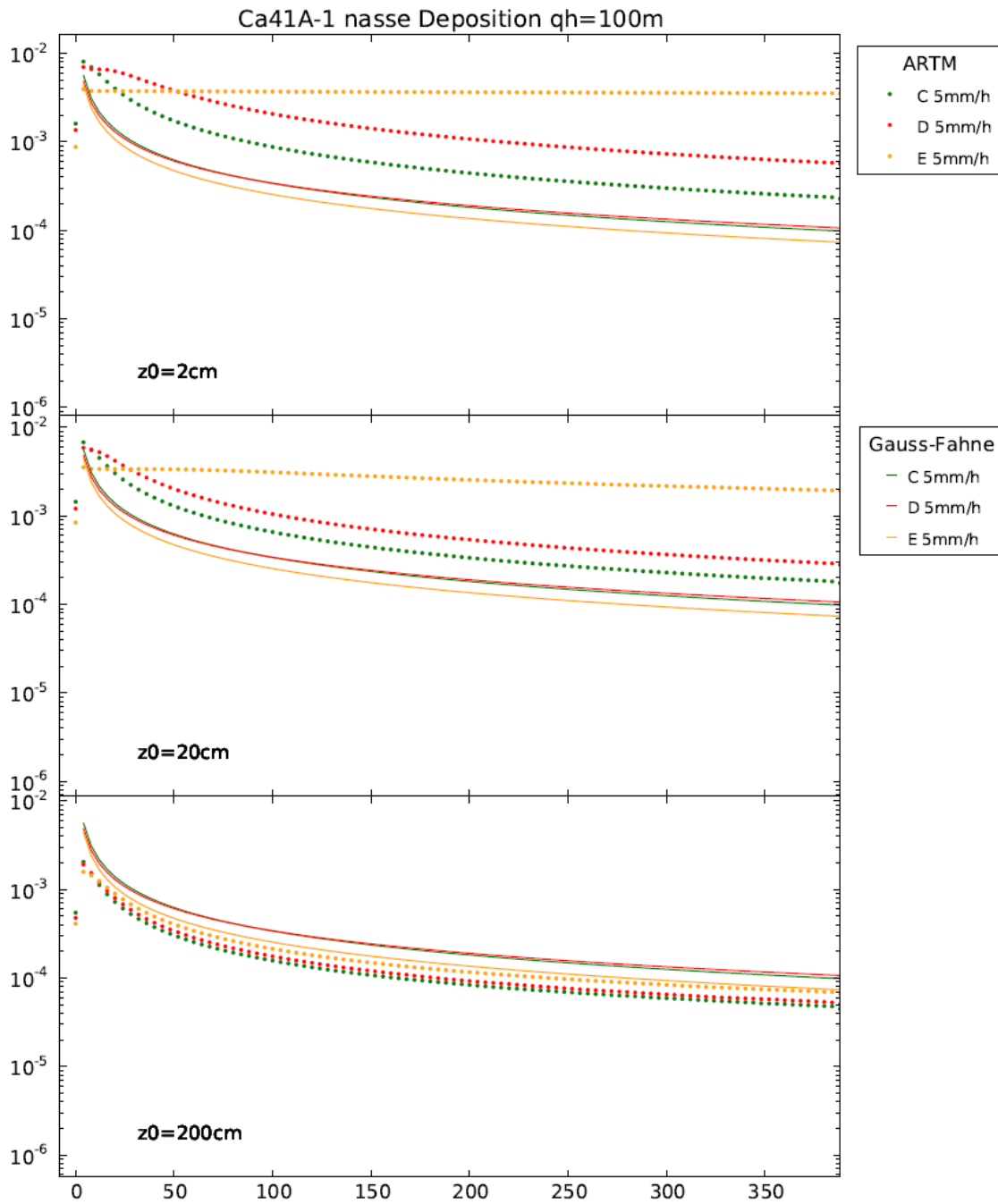


Abb. C.81 Nasse Deposition von Ca-41 (Aerosol der Klasse 1),
 Quellhöhe 100 m

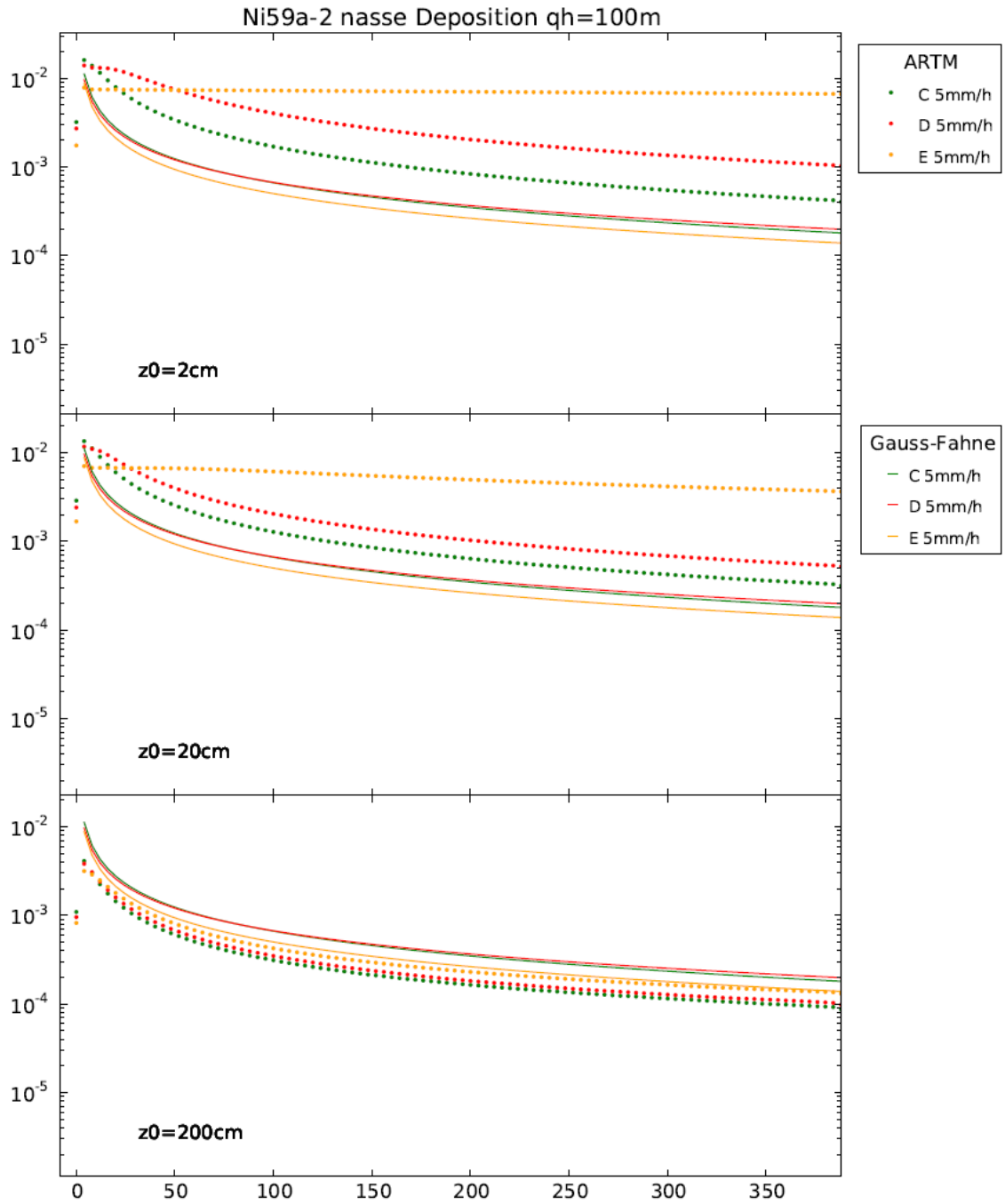


Abb. C.82 Nasse Deposition von Ni-59 (Aerosol der Klasse 2),
 Quellhöhe 100 m

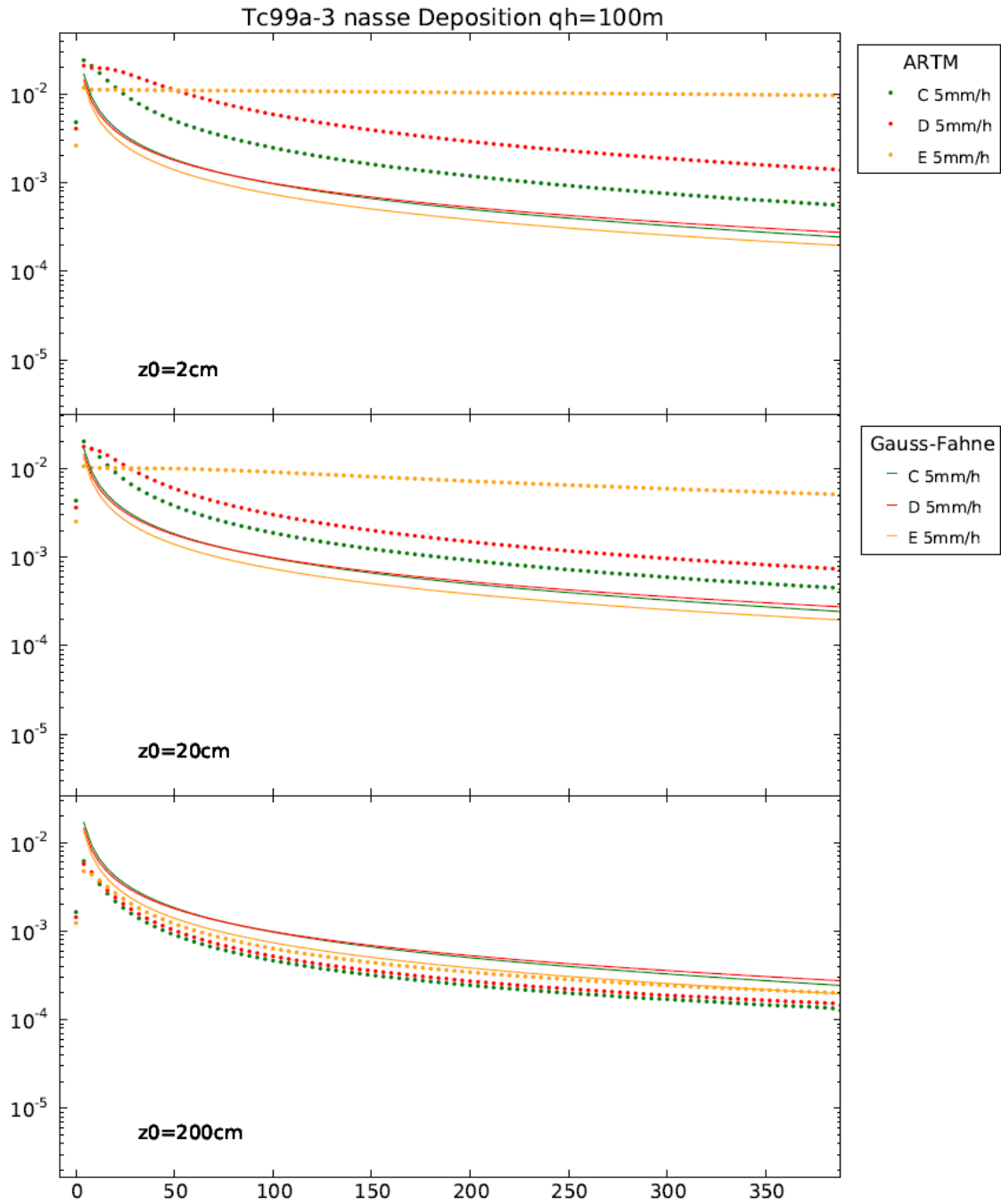


Abb. C.83 Nasse Deposition von Tc-99 (Aerosol der Klasse 3),
 Quellhöhe 100 m

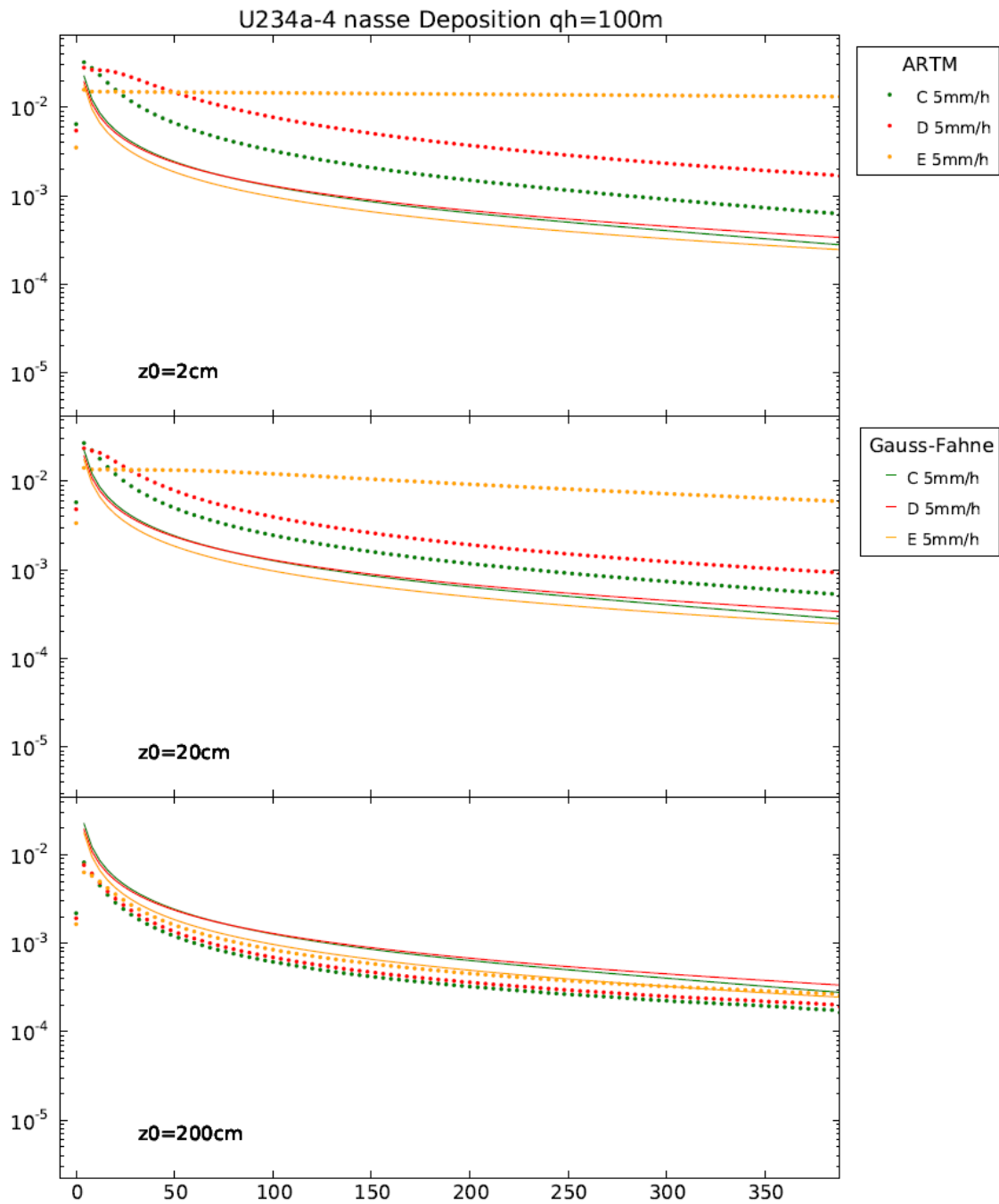


Abb. C.84 Nasse Deposition von U-234 (Aerosol der Klasse 4),
 Quellhöhe 100 m

**Gesellschaft für Anlagen-
und Reaktorsicherheit
(GRS) mbH**

Schwertnergasse 1
50667 Köln

Telefon +49 221 2068-0

Telefax +49 221 2068-888

Forschungszentrum

85748 Garching b. München

Telefon +49 89 32004-0

Telefax +49 89 32004-300

Kurfürstendamm 200

10719 Berlin

Telefon +49 30 88589-0

Telefax +49 30 88589-111

Theodor-Heuss-Straße 4

38122 Braunschweig

Telefon +49 531 8012-0

Telefax +49 531 8012-200

www.grs.de

ISBN 978-3-944161-43-3