

Empfehlungen für die Charakterisierung und Parametrisierung des Transportpfades Boden - Grundwasser als Grundlage für die Sickerwasserprognose

UAG Sickerwasserprognose

der
Ad-hoc-AG Hydrogeologie
und der Ad-hoc-AG Boden
des
Bund/Länder-Ausschusses Bodenforschung
(BLA-GEO)

Hannover 2008

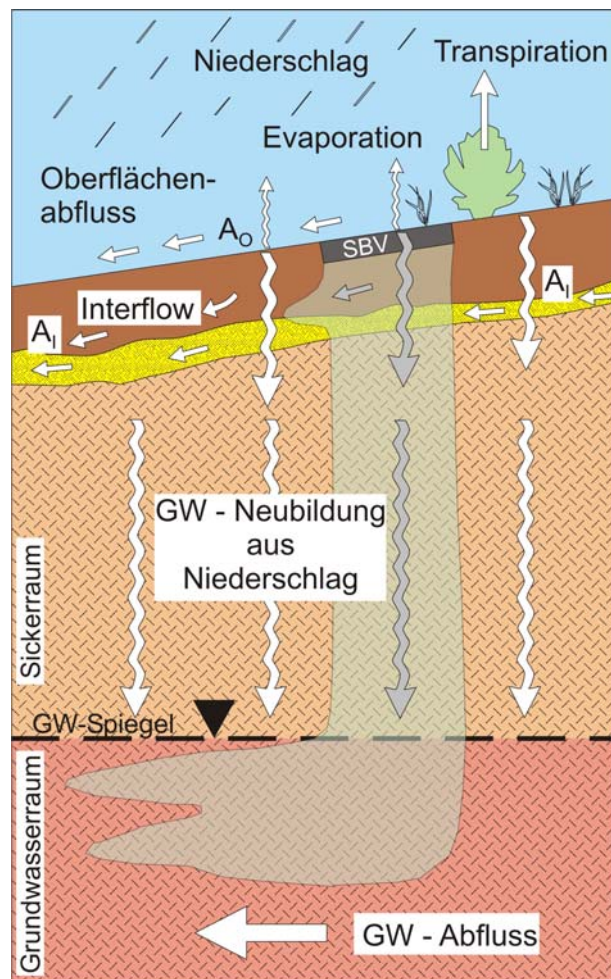
Informationen aus den
Bund/Länder-Arbeitsgruppen
der Staatlichen Geologischen Dienste



Ad-hoc-AG Hydrogeologie
Ad-hoc-AG Boden

Bund-Länder-Ausschuss Bodenforschung (BLA-GEO)

Empfehlungen für die Charakterisierung und
Parametrisierung des Transportpfades Boden-
Grundwasser als Grundlage für die
Sickerwasserprognose



Dieser Bericht wurde von der Unterarbeitsgruppe „Sickerwasserprognose“ der Ad-hoc-AG Hydrogeologie und der Ad-hoc-AG Boden des Bund-Länder-Ausschuss Bodenforschung (BLA-GEO) erstellt.

Folgende Mitglieder aus den verschiedenen Staatlichen Geologischen Diensten und der BGR gehören dieser UAG an:

Dr. Wilhelmus H.M. Duijnsveld, Obmann	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
Bernhard Engeser	Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie, Niedersachsen
Dr. Dieter Feldhaus	Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt
Angela Hermsdorf	Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg
Heinz Mundthal	Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Mecklenburg-Vorpommern
Dr. Erich Pluquet	Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie, Niedersachsen
Dr. Thomas Schöbel	Geologischer Dienst Nordrhein-Westfalen - Landesbetrieb -
Klaas Stoepker	Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein
Dr. Renate Taug	Geologisches Landesamt Hamburg
Dr. Thomas Vorderbrügge	Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie
Dr. Bernhard Wagner	Bayerisches Landesamt für Umwelt
Dr. Werner Weinzierl	Regierungspräsidium Freiburg Abt. 9 - Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau

Aktualisierungen und Ergänzungen zu der Version 2.0 stehen auf den BLA-GEO-Webseiten der Ad-hoc-AG Hydrogeologie bzw. Boden unter <http://www.infogeo.de/infogeo/bla-geo/ad-hoc-ags> zum Download bereit.

Inhaltsverzeichnis

	Seite	
1	Veranlassung und Zielsetzung	1
1.1	Was ist eine Sickerwasserprognose und wann ist eine Sickerwasserprognose erforderlich?	1
1.2	Wie kann eine Sickerwasserprognose durchgeführt werden?	3
1.3	Zielsetzung der Arbeiten der UAG Sickerwasserprognose	4
2	Standortbeschreibung und Parametrisierung	6
2.1	Allgemeine Angaben zum Standort	
2.1.1	Informationen über nicht-bodenkundliche / nicht-geologische Standortparameter	8
2.1.2	Festlegung der Sickerstrecke	9
2.2	Beschreibung und Parametrisierung der Sickerstrecke	12
2.2.1	Beschreibung der bodenkundlich/geologischen Einheiten der Sickerstrecke	12
2.2.2	Ermittlung von Bodenparametern aus der Profilbeschreibung	14
2.2.3	Parametrisierung von Bodeneigenschaften für die Anwendung in analytischen und numerischen Modelle und Verfahren	17
2.2.3.1	Sorptionseigenschaften eines Standortes für anorganische und organische Schadstoffe	17
2.2.3.2	Diffusions- und Dispersionsparameter	21
2.2.3.3	Bodenhydrologische Funktionen	26
2.3	Die Bedeutung von präferentiellen Wasser- und Stoffflüssen	28
2.4	Bewertung des in der Standortbeschreibung zusammengestellten Kenntnisstandes	29
3	Sickerwasserrate und Grundwasserneubildung für eine Sickerwasserprognose	31
3.1	Einleitung	31
3.2	Bestehende Kartenwerke	33
3.3	Verfahren und Modelle zur standortspezifischen Ermittlung der Sickerwasserrate aus dem Boden und der Grundwasserneubildung	37
3.4	Typprofile zum Bodenwasserregime	38
4	Zusammenfassung und Handlungsbedarf für die SGD	42
5	Literatur	43

Anlagen:		
A1	Standortkennzeichnung	49
A2	Profilbeschreibung	50
	A2 Formblatt zur Profilbeschreibung gemäß „Arbeitshilfe für die Bodenansprache im vor- und nachsorgenden Bodenschutz - Auszug aus der Bodenkundlichen Kartieranleitung KA 5 -“ (Ad-hoc-AG Boden, 2008)	
	A2.1 Bodenprofilaufnahme auf einer Industriebrachfläche im Rahmen einer Sickerwasserprognose	51
	A2.2 Bodenprofilaufnahme auf einem Acker im Rahmen einer Sickerwasserprognose zur Aufbringung von Bodenmaterial	52
A3	Das TUB-BGR-Verfahren	
	A3.1 Sickerwasserrate aus dem Boden	53
	A3.2 Die Regressionsgleichungen des TUB-BGR-Verfahrens	54
	A3.3 Beispiel	57
A4	Das BAGLUVA-Verfahren	59
A5	Parametrisierung der Sorption von anorganischen Spurenstoffen und Abschätzung von S_0	
	A5.1 Substratübergreifende Sorptionsisothermen	63
	A5.2 Bestimmung der Sorptionsisothermen	63
	A5.3 Ableitung substratübergreifender Sorptionsisothermen	64
	A5.4 Substratübergreifende Sorptionsisothermen	65
	A5.5 Parameterreduktion / Mindestparameterumfang	65
	A5.6. Abschätzung von S_0 als Modelleingangsgröße	68
	A5.7 Vorgehensweise und Anwendungsbeispiele zur Parametrisierung der Sorptionsisothermen sowie die Ableitung und Bewertung von S_0 -Werten	69
A6	Ableitung von bodenhydrologischen Funktionen	74
A7	Glossar	78

1 Veranlassung und Zielsetzung

Die Umsetzung des Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBodSchG, 1998) und der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV, 1999) für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser erfordert in besonderem Maße Kenntnisse über den Aufbau des Untergrundes und den darin ablaufenden Prozessen einschließlich der Stoffverlagerungen in der ungesättigten Zone mit dem Sickerwasser. Daten und Methoden hierzu sind in den Staatlichen Geologischen Diensten (SGD) vorhanden. Daher ergibt sich für die SGD die Aufgabe, Beiträge zu liefern und die vorhandenen Daten und Methoden allgemein verfügbar zu machen, sodass eine effektive Bewertung des Pfades Boden-Grundwasser (Sickerwasserprognose) durchgeführt werden kann.

Die Ad-hoc-AG Hydrogeologie und die Ad-hoc-AG Boden haben deshalb eine Unterarbeitsgruppe (UAG) „Sickerwasserprognose“ eingesetzt, die paritätisch mit Hydrogeologen und Bodenkundlern besetzt wurde. Dabei sollte die Fachkompetenz der SGD zur Standortbeschreibung für die Transportprognose im Mittelpunkt der Arbeit stehen. Schwerpunktmäßig wurden folgende Themenfelder bearbeitet:

- Erhebung und Erschließung von bodenkundlichen und (hydro-) geologischen Daten sowie die Kennwertermittlung und Parametrisierung der Sickerstrecke hinsichtlich des Transportverhaltens,
- Ermittlung des Wasserhaushalts am Standort und Quantifizierung der Sickerwasserrate aus dem Boden und der Grundwasserneubildung.

Die Ergebnisse der UAG sollten in Form von Empfehlungen zusammengestellt werden. Neben diesen Empfehlungen, die auf dem existierenden Kenntnisstand beruhen, sollte aber auch aufgezeigt werden, inwieweit Defizite und Forschungsbedarf existieren, die im Rahmen der Aufgaben der SGD zu bearbeiten sind.

1.1 Was ist eine Sickerwasserprognose und wann ist eine Sickerwasserprognose erforderlich?

Mit einer Sickerwasserprognose soll eine Bewertung der von Verdachtsflächen ausgehenden Gefahren für das Grundwasser über den Wirkungspfad Boden-Grundwasser erfolgen.

Der §4, Abs. 3 BBodSchV verlangt: *„Zur Bewertung der von Verdachtsflächen oder altlastverdächtigen Flächen ausgehenden Gefahren für das Grundwasser ist eine Sickerwasserprognose*

zu erstellen. Wird eine Sickerwasserprognose auf Untersuchungen nach Anhang 1 Nr. 3.3 gestützt, ist im Einzelfall insbesondere abzuschätzen und zu bewerten, inwieweit zu erwarten ist, dass die Schadstoffkonzentration im Sickerwasser den Prüfwert am Ort der Beurteilung überschreitet. Ort der Beurteilung ist der Bereich des Übergangs von der ungesättigten in die gesättigte Zone.“

Die BBodSchV definiert als „Sickerwasserprognose“ unter §2, Abs. 5 die „Abschätzung der von einer Verdachtsfläche, altlastverdächtigen Fläche, schädlichen Bodenveränderung oder Altlast ausgehenden oder in überschaubarer Zukunft zu erwartenden Schadstoffeinträge über das Sickerwasser in das Grundwasser, unter Berücksichtigung von Konzentrationen und Frachten und bezogen auf den Übergangsbereich von der ungesättigten zur wassergesättigten Zone.“

Sickerwasserprognose: Pfad Boden - Grundwasser

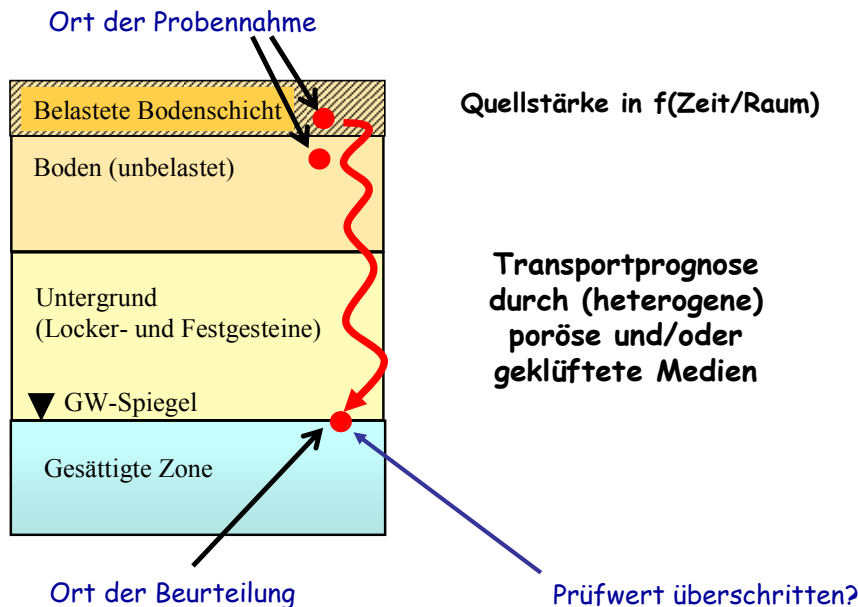


Abb. 1.1: Prinzipskizze zur Sickerwasserprognose mit Begriffen

Eine Sickerwasserprognose wird u.a. erforderlich, wenn der Prüfwert eines Schadstoffes am Ort der Probennahme überschritten ist (z.B. direkt in oder unterhalb einer belasteten Bodenschicht, siehe Abb. 1.1). Dazu steht in §4, Abs. (2) BBodSchV „... Wird ein Prüfwert nach Anhang 2 Nr. 3 am Ort der Probennahmen überschritten, ist im Einzelfall zu ermitteln, ob die Schadstoffkonzentration im Sickerwasser am Ort der Beurteilung den Prüfwert überschreitet“.

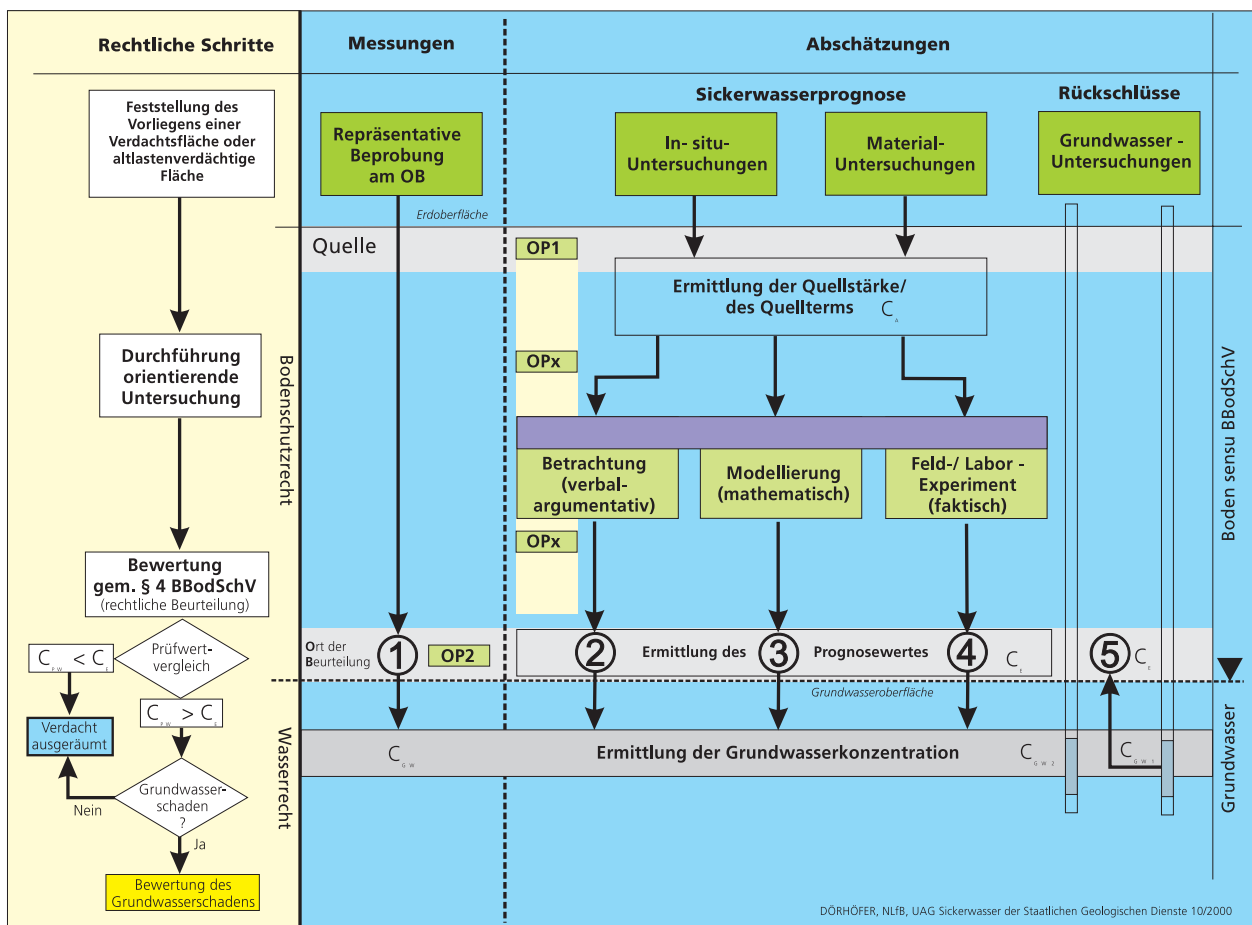


Abb. 1.2: Verfahrensgänge zur Ermittlung der Konzentrationen des Sickerwassers zur Anwendung der Prüfwerte für die Beurteilung des Wirkungspfadens Boden-Grundwasser gem. Anh. 2 Nr. 3 BBodSchV (nach UAG Sickerwasser, 2001)

1.2 Wie kann eine Sickerwasserprognose durchgeführt werden?

Nach BBodSchV, Anh. 1 Nr. 3.3 können zur Bewertung des Wirkungspfadens Boden-Grundwasser Abschätzungen (Sickerwasserprognose) basierend auf den folgenden Verfahren verwendet werden (Abb. 1.2):

- Rückschlüsse (Rückrechnungen) aus Untersuchungen im Grundwasserabstrom
- In situ Untersuchungen
- Materialuntersuchungen im Labor (Elution, Extraktion)

Die abschätzende Prognose der zu erwartenden Sickerwasserkonzentrationen kann auch unter Anwendung von Stofftransportmodellen erfolgen.

In der **orientierenden Untersuchung** dient die Sickerwasserprognose dazu, den Verdacht einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast zu begründen. Wenn auf Grund der orientierenden Untersuchung eine Überschreitung der Prüfwerte zu erwarten ist, dann muss eine **Detailuntersuchung** durchgeführt werden. In dieser Zusammenstellung sollen Arbeitshilfen sowohl für die orientierende Untersuchung als auch für die Detailuntersuchung zur Verfügung gestellt werden.

1.3 Zielsetzung der Arbeiten der UAG Sickerwasserprognose

Die Bewertung der von einer Verdachtsfläche ausgehenden Gefahren mittels Sickerwasserprognose erfolgt sowohl für die orientierende Untersuchung als auch für die Detailuntersuchung in zwei wesentlichen Schritten (Abb. 1.1):

1. Ermittlung der Freisetzung von Schadstoffen aus der schädlichen Bodenveränderung oder Altlast: **die Quellstärkeermittlung.**
2. Transport der Schadstoffe mit dem Sickerwasser unter Berücksichtigung von Abbau- und Rückhaltewirkungen der ungesättigten Zone: **die Transportprognose.**

Da es bisher noch keine einheitlichen Verfahren zur Bestimmung der Quellstärke gibt, besteht hier weiterhin ein breiter Interpretationsspielraum, der einen einheitlichen Vollzug erschwert. Es gibt aber bereits mehrere Arbeitshilfen und Richtlinien (u.a. LABO, 2003, 2007, LUA-NRW, 2003), die praxisnahe Verfahren zur Ermittlung der Schadstofffreisetzung beschreiben. Weiterhin ist zu erwarten, dass aus dem BMBF-Förderschwerpunkt „Sickerwasserprognose“ mittelfristig einheitliche Verfahren zur Ermittlung der Quellstärke hervorgehen werden. Die UAG Sickerwasserprognose der SGD wird sich daher an dieser Stelle nicht mit der *Quellstärke*-Ermittlung beschäftigen.

Die UAG konzentrierte die Arbeiten auf die „*Transportprognose*“ und bietet mit der vorliegenden Arbeitshilfe Empfehlungen für die Beschreibung, Untersuchung und Bewertung des Transportpfades Boden-Grundwasser im Rahmen der Sickerwasserprognose.

Dazu sind folgende Themen bearbeitet worden:

1. Standort- und Standortprofilbeschreibung; Erschließung und Erhebung von bodenkundlichen und (hydro-)geologischen Daten, Zuordnung von Eigenschaften und Kennwerten, Parametrisierung der Sickerstrecke hinsichtlich Transportverhalten, Rückhaltevermögen und gegebenenfalls Abbauverhalten, Charakterisierung des Transportverhaltens im Profil (Kapitel 2).

2. Nachweis von Unterlagen bzw. Methoden zur Ermittlung von Sickerwasserrate und Grundwasserneubildung; Typprofile mit Strömungsverhalten (Kapitel 3).

Zusätzlich hat die UAG angefangen, die Eignung von Verfahren, Methoden und Modellen zur Bestimmung und Bewertung des Schutzpotenzials der ungesättigten Zone bzw. zur Quantifizierung der Schadstoffkonzentration am Ort der Beurteilung zu prüfen. Da im Bereich der Entwicklung von Verfahren, Methoden und Modellen, insbesondere aus dem BMBF-Förderschwerpunkt „Sickerwasserprognose“, noch erhebliche Neuerungen für die Durchführung der Sickerwasserprognose zu erwarten sind (Schneider und Stöfen, 2004, Stöfen und Schneider, 2004, Stöfen, 2005, Utermann et al., 2005, Knabner, 2006, Meyer und Doetsch, 2006, Mocker et al., 2005), verweist die UAG vorerst auf die im BMBF-Förderschwerpunkt vorgesehene Synthese der Ergebnisse aus dem Teilschwerpunkt „Transportprognose“. Entsprechend sind in der vorliegenden Arbeitshilfe zunächst nur Empfehlungen für die beiden oben genannten Themen ausgearbeitet worden.

Mit dem UA „Sickerwasserprognose“ des LABO-ALA (Verfasser von „Arbeitshilfen zur orientierenden Untersuchung bzw. zur Detailuntersuchung“, LABO, 2003, 2007) wurde eine Arbeitsteilung vereinbart, um Doppelarbeit zu vermeiden. Die UAG „Sickerwasserprognose“ des BLA-GEO hat sich im Wesentlichen auf die Transportprognose beschränkt und dazu die Standortbeschreibung und Wasserhaushalt ausführlich dargestellt. Der UA des ALA verweist in seinen Arbeitshilfen auf diese ausführliche Darstellung.

Die vorliegenden Empfehlungen sollen vor allem für die orientierende Untersuchung und die erste Phase der Detailuntersuchung anwendbar sein, in der noch keine ausführlicheren Laboruntersuchungen der Bodeneigenschaften für die Sickerwasserprognose vorgesehen sind.

2 Standortbeschreibung und Parametrisierung

Der Begriff Standortbeschreibung beinhaltet eine Erläuterung der lokalen Verhältnisse von Klima, Relief, Bedeckung (Vegetation), Nutzung (anthropogen), Boden, tieferem Untergrund und hydrogeologischen Gegebenheiten. Da die Sickerwasserprognose der BBodSchV vom Grundsatz her eine Stoffflussbilanz für einen nicht näher definierten Zeitraum in einem nicht genau abgrenzbaren Körper ist, ist es erforderlich die für die Prognose relevanten Bedingungen zu erkennen und für die Abschätzung zu parametrisieren. Deshalb ist eine fundierte Standortbeschreibung / Standortkennzeichnung im Rahmen einer Sickerwasserprognose eine unerlässliche Vorbedingung für eine gesetzeskonforme Beurteilung des Pfades Boden-Grundwasser.

Die Vielzahl der potenziell möglichen Situationen, in der eine Sickerwasserprognose durchzuführen ist, sowie die Komplexität der Einflussfaktoren erfordern eine an den jeweiligen Fall angepasste Herangehensweise. Es obliegt dem zuständigen Sachverständigen, den für den konkreten Untersuchungsfall erforderlichen Parameterumfang festzulegen.

Für die ordnungsgemäße Beprobung ist eine konzeptionelle Modellvorstellung der Standortsituation sowie die Standortbeschreibung Voraussetzung, da die Beprobung grundsätzlich horizontbezogen durchzuführen ist. Entsprechend **muss** bei Probennahmen zunächst eine Standortbeschreibung und in diesem Rahmen bei Bohrungen oder Schachtungen eine Horizontansprache und (für den tieferen Untergrund) eine Schichtbeschreibung gemäß den Vorgaben der BBodSchV erfolgen.

Die Abschätzung des Stofftransports muss die Abbau- und Rückhaltewirkung der ungesättigten Zone berücksichtigen. Dafür erforderliche Parameter oder Merkmale sind deshalb zu erheben. Dazu gehören u.a. die Bestimmung/Ermittlung der relevanten physikalischen, chemischen und biologischen **Bodenkennwerte** sowie der **hydrologischen /hydrogeologischen Kennwerte** eines Standortes. Für die erforderliche Bilanzierung der Transportrate bedarf es weiterhin der Beschaffung von Relief-, Niederschlags- und Verdunstungsdaten sowie der Beschreibung der aktuellen und eventuell vorgesehenen Nutzung (Vegetationsbedeckung, sonstige anthropogen bedingte Veränderungen).

Der Gesetzgeber hat dem Vollzug für die Ausführung einer Standortbeschreibung mit der Nennung von zu verwendenden Vorschriften, wie DIN-Normen und Anleitungen der SGD's zur Erhebung und Beschreibung bodenkundlicher/standortspezifischer Parameter (KA 5), eindeutige Vorgaben gemacht.

Die für eine Sickerwasserprognose erforderlichen Informationen sind in folgender Weise zu erfassen und zu bewerten:

1. Angaben, die die ungesättigte Zone in ihrem Aufbau und ihren Eigenschaften beschreiben, sind aus vorhandenen Unterlagen zusammenzustellen, im Hinblick auf ihre Eignung zu bewerten und zur Festlegung der Beprobungsstrategie zu nutzen.
2. Durch eine Beprobung und/oder geeignete Recherchen sind Menge, Art, Eigenschaften (Mobilität, Löslichkeit, etc.) und Verteilung der Schadstoffe zu ermitteln. Diese Informationen sind zugleich auch für die Ermittlung der Quellstärke erforderlich.
3. Standortfaktoren, wie Klima, Bedeckung, Relief, Boden, Grad der Versiegelung, Zufluss von Hang-, Stau- oder Grundwasser, etc., sind zu erfassen, um auf dieser Grundlage die Sickerwasserrate zu bilanzieren.
4. Anhand von Substrat- und Horizonteigenschaften der ungesättigten Zone sind das Speicher- und Transportverhalten des Sediments zu ermitteln. Die Möglichkeit des Auftretens eines Stofftransports auf bevorzugten Sickerwegen (preferential flow) ist zu beschreiben.
5. Bestimmung der Eigenschaften, die erforderlich sind für
 - a. die Ableitung des Rückhaltevermögens der ungesättigten Zone (z.B. Ad- und Desorptionsisothermen)
 - b. Berücksichtigung des Um- und Abbaus von Schadstoffen (biologische Aktivität, Redoxbedingungen);
6. Ermittlung der Lage und des Schwankungsbereichs der Grundwasseroberfläche zur Kennzeichnung der Lage des „Ortes der Beurteilung“.
7. Bilanzierung von Konzentrationen und Frachten anhand der gegebenen Informationen.

In dem vorliegenden Text werden ausführliche Hinweise zu den Punkten 1, 3, 4, 5a und 6 gegeben. Zur Ermittlung der Quellstärke (Pkt. 2) wird auf Arbeiten der ALA-LABO-UA „Sickerwasserprognose“ (LABO, 2003, 2007) und auf die im BMBF-Förderschwerpunkt „Sickerwasserprognose“ erarbeiteten Ergebnisse (Synthese der Ergebnisse aus dem Teilschwerpunkt „Quellstärke“ wird zurzeit erstellt) hingewiesen. Zum Ab- und Umbau von Schadstoffen (Pkt. 5b) wird auf eine Zusammenstellung von Höper und Wilke (2006) verwiesen. Zu Punkt 7, die mit Modellen oder Verfahren (z.B. Schneider und Stöfen, 2004, Stöfen und Schneider, 2004, Stöfen, 2005, Utermann et al., 2005, Knabner, 2006, Meyer und Doetsch, 2006, Mocker et al., 2005) durchgeführte eigentliche Prognose auf Basis der durchgeführten Standortbeschreibung und -parametrisierung, wird auf Ergebnisse des BMBF-Förderschwerpunkt „Sickerwasserprognose“, und die vorgesehene Synthese der Ergebnisse aus dem Teilschwerpunkt „Transportprognose“ verwiesen.

2.1 Allgemeine Angaben zum Standort

2.1.1 Informationen über nicht-bodenkundliche / nicht-geologische Standortparameter

Der Gesamtvorgang der Datenerhebung für die Sickerwasserprognose ist nachvollziehbar zu dokumentieren. Im Folgenden werden u. a. Erfassungsblätter und -formulare vorgeschlagen, die eine Orientierung für die Bearbeitung ermöglichen und einen Mindeststandard vorgeben.

Ein Deckblatt (s. Anlage A1) für diesen Arbeitsabschnitt sollte enthalten:

- **Die Bezeichnung des Vorhabens**
sichert den Zusammenhang der zu erstellenden Unterlagen im Vorgang der Untersuchung einer schädlichen Bodenbelastung.
- **Die räumliche Lage** des zu untersuchenden Standortes
Dazu sind die Lagekoordinaten anzugeben sowie eine Lageskizze mit Höhenmodell der Betrachtungsfläche und der Umgebung anzufertigen. Angaben zur verwaltungstechnischen Zuständigkeit und zum Eigentümer können ergänzt werden, soweit diese Angaben noch nicht in anderen Teilen des Vorganges erfasst sind.
- **Die Nutzung und die Bedeckung durch Vegetation, die Überdeckungen mit anthropogenen Substraten oder ggf. die Art und der Umfang von Versiegelungen**
Die Beschreibung der aktuellen Situation des Standortes sollte durch den Bearbeiter auf Grundlage einer Übersichtsbegehung erfolgen. Veränderungen der genannten Faktoren im Bereich der Betrachtungsfläche sind in der Lageskizze (s. o.) darzustellen. Für die Prognose sollten in die Standortbeschreibung auch eventuell geplante Nutzungsänderungen eingehen (Entsiegelung, Renaturierung u. ä.), durch die Prozesse des Schadstofftransportes gegenüber dem aktuellen Zustand verändert werden.
- **Ermittlung oder Beschaffung der Klimaparameter** für den Standort
z.B. Angaben des Deutschen Wetterdienstes. Erforderlich sind Referenzverdunstung und korrigierter Niederschlag (Monatswerte des langjährigen Mittels).
- **Anhand einer Gesamtbeurteilung des Standorts** ist zu entscheiden, in welchen Varianten eine Betrachtung des Sickerwassertransportes durchzuführen ist. Differenzierend wirken können z. B. unterschiedliche Intensitäten des Pflanzenbewuchses, aufgetragene Substrate, Versiegelungen u. ä.. Diese differenzierten Oberflächenbedingungen werden mit der Untergrundcharakterisierung der weiteren Sickerstrecke kombiniert. Ergibt sich in

den weiteren Schritten das Erfordernis zur Verwendung unterschiedlicher Profilsituationen, ist die Zuordnung der Eigenschaften an der Oberfläche des Standortes mit den Profilsituationen ergänzend festzulegen.

2.1.2 Festlegung der Sickerstrecke

Vor Beginn jeder Datenerhebung sollte zunächst die Sickerstrecke definiert werden. Dazu gehört, den Ort der Beurteilung so gut es geht festzulegen, da er die Sickerstrecke nach unten begrenzt.

Ermittlung des Orts der Beurteilung (GW-Flurabstand)

Der Ort der Beurteilung ist in § 4 Abs. 3 BBodSchV als Übergangsbereich von der ungesättigten zur gesättigten Zone definiert. Da der Übergang vom offenen zum geschlossenen Kapillarraum in der Regel nicht sicher bestimmt werden kann und dieser Bereich meist verhältnismäßig klein ist, kann er bei einem freien Grundwasserspiegel mit dem Grundwasserstand gleichgesetzt werden. Hierbei gilt: Der lotrechte Höhenunterschied zwischen einem Punkt der Geländeoberfläche und der Grundwasseroberfläche des oberen Grundwasserstockwerks wird als Flurabstand bezeichnet und bestimmt hiermit die zu betrachtende Sickerwasserstrecke. Der Grundwasserstand ist Schwankungen unterworfen. Diese sind jahreszeitlich oder in mehrjährigen Zyklen (z. B. nasse oder trockene Jahre) möglich, können aber auch durch Grundwasserentnahmen oder Hochwasserereignisse in der Nähe von Vorflutern verursacht werden. Die jeweilige Schwankungsbreite ist zu bestimmen oder einzuschätzen. Für die Bestimmung des Flurabstands im Sinne des Orts der Beurteilung ist ein über eine längere Periode (mehrere Jahre) regelmäßig auftretender Grundwasser-Hochstand (mittlerer langjähriger Grundwasserhochstand) heranzuziehen.

Sickerstrecke = Geländehöhe (NN) – mittlerer langjähriger Grundwasserhochstand (NN)

Der mittlere langjährige Grundwasserhochstand (MHGW) kann als Mittelwert aus mehreren jährlichen Grundwasser-Hochständen berechnet werden. Bei fehlenden Grundwasserstandsmessungen, kann der MHGW aus der Bodenprofilaufnahme abgeschätzt werden und entspricht in etwa die Obergrenze des Go-Horizontes (KA5, Ad-hoc-AG Boden, 2005).

Sofern Messstellen auf der zu beurteilenden Fläche vorhanden sind, kann der Flurabstand im Falle eines freien Grundwasserspiegels direkt gemessen werden. Zur Einschätzung der Schwankungsbreite sollten in der Nähe vorhandene Messstellen aus langjährig beobachteten Messnetzen zum Vergleich herangezogen werden, soweit diese im gleichen Grundwasserleiter

verfiltert sind und beide Standorte hydrogeologisch vergleichbar sind (gleiche Grundwasserleiter, vergleichbare Grundwasserüberdeckung etc.). Zu beachten ist, dass i.d.R. bei einem freien Grundwasserspiegel sowohl der Flurabstand als auch die Schwankungsbreite in der Nähe eines Vorfluters geringer sind als bei größerer Entfernung zum Vorfluter. Allgemein gilt, dass bei einem geringen Flurabstand die Berücksichtigung der Schwankungsbreite zur Abschätzung der Sickerstrecke mehr Bedeutung zukommt, als bei großen Flurabständen. Bei ausgeprägtem Relief ist weiterhin damit zu rechnen, dass die Versickerung nicht ausschließlich vertikal erfolgt. Hinweise zur Abschätzung von Anteilen einer lateralen Verlagerung von Anteilen des Sickerwassers sind in Kap. 3 gegeben.

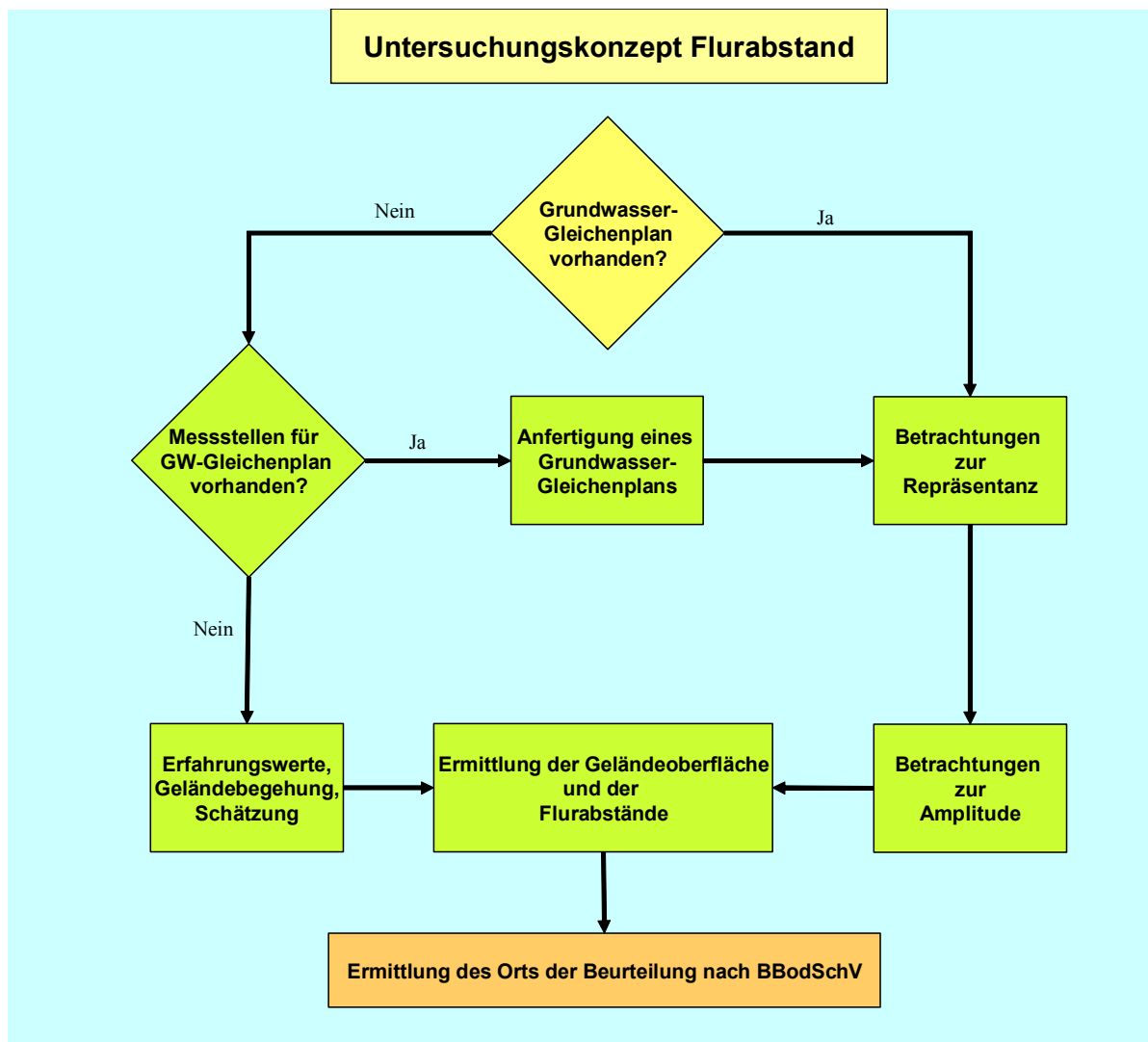


Abb. 2.1: Verfahrensgang zur Ermittlung des Flurabstands und des Orts der Beurteilung nach BBodSchV

Wenn keine Messstellen vorhanden sind, kann die Grundwasseroberfläche ggf. aus hydrogeologischen Kartenwerken, wie z.B.: HK25, HK50 oder notfalls Übersichtskartenwerken abgeleitet

werden. Eventuell können auch Grundwassergleichenpläne aus vorhandenen Gutachten herangezogen werden, wobei die Interpolation zwischen den verwendeten Grundwasserständen erst nach kritischer Bewertung zu übernehmen ist.

Zur Bestimmung der Geländeoberkante stehen Vermessungsdaten, topographische Kartenwerke oder digitale Geländemodelle zur Verfügung. Während eine Vermessung sehr genaue Angaben zur Geländehöhe zulässt, sollte die Ableitung aus topographischen Kartenwerken auf möglichst großer Maßstabebene stattfinden (1: 5.000 oder 1: 10.000). Je kleiner der Maßstab ist, desto ungenauer lässt sich die Höhe abschätzen; Fehler von mehreren Metern sind keine Ausnahme. Auch bei einem stark reliefierten Standort und der Verwendung eines digitalen Geländemodells mit einer Rasterweite von 50 m (DGM50) können Abweichungen von mehreren Metern auftreten. Hier sollten, soweit vorhanden, digitale Geländemodelle mit einer kleinen Rasterweite verwendet werden (DGM25 oder DGM5).

In Abbildung 2.1 ist der Verfahrensgang für die Ermittlung des Flurabstands dargestellt.

Bei einem gespannten Grundwasserleiter ist nicht der aus Messungen abgeleitete Grundwasserspiegel, sondern die Oberkante der gering durchlässigen Deckschicht (Grundwasser-Geringleiter) maßgeblich für die Bestimmung des Flurabstands. Oberhalb des Grundwasser-Geringleiters wird sich, unter dem Einfluss der Versickerung, ein unterschiedlich mächtiger, geschlossener Kapillarraum bilden. Reicht der Grundwasser-Geringleiter bis zur Geländeoberkante, ist unter stark gespannten bis artesischen Verhältnissen die Sättigungszone bereits an der Geländeoberfläche zu erwarten.

Folgende Angaben sind zu machen:

	Datengrundlage
Grundwasserspiegel	Messstellen, hydrogeologische Kartenwerke, vorhandene Gutachten
Grundwasserschwankung	Messstellen, hydrogeologische Kartenwerke, vorhandene Gutachten
Geländeoberkante	Vermessung, topographische Kartenwerke, digitale Geländemodelle
Grundwasserflurabstand	Bei einer vorhandenen Messstelle: die Messung des Grundwasserspiegels unter Geländeoberkante Bei freiem Grundwasserleiter: Abstand zwischen Geländeoberkante und Grundwasserspiegel
Sickerwasserstrecke	Bei freiem Grundwasserleiter: Grundwasserflurabstand Bei gespanntem Grundwasserleiter: Abstand zwischen Geländeoberkante und Oberkante der Deckschicht

2.2 Beschreibung und Parametrisierung der Sickerstrecke

In einer Sickerwasserprognose ist in jedem Fall zuerst der in Unterlagen verfügbare Kenntnisstand zu ermitteln und zu dokumentieren. Relevante Informationen zum Boden (0 bis 2 m) und zum geologischen Untergrund (> 2 m) sowie zur Grundwassersituation sind bei den zuständigen Fachbehörden (z.B. die Staatlichen Geologischen Dienste (SGD)) anzufragen. Dabei sind nicht nur Kartenmaterialien, sondern auch Profildatensätze und Bohrungen zu berücksichtigen. Geeignet sind Unterlagen, die dem Maßstab 1:50.000 entsprechen oder höher auflösen. In vielen Fällen sind neben den Kartenlegenden Richtprofile für den Boden und/oder den tieferen Untergrund verfügbar. Da die Datenlage in den verschiedenen Bundesländern und Regionen sehr verschieden sein kann, ist eine Abstimmung mit den zuständigen Stellen zu empfehlen.

Wurden oder werden am Standort der zu bewertenden schädlichen Bodenveränderung Untersuchungen durchgeführt, zum Beispiel zur Klärung der Quellstärke, sind dabei anfallende Informationen ergänzend und/oder präzisierend zu nutzen. In jedem Fall sollten die für die Kennzeichnung der Sickerstrecke erforderlichen Angaben in der weiter unten angegebenen Form erfasst werden.

Mit der „Arbeitshilfe für die Bodenansprache im vor- und nachsorgenden Bodenschutz - Auszug aus der Bodenkundlichen Kartieranleitung KA 5 - (Ad-hoc-AG Boden, 2008)“ liegen mit der LABO abgestimmte Vorgaben für die Standortaufnahme und Parametrisierung für alle Anwendungsfälle nach §3 BBodSchG vor (siehe Anlage A2).

2.2.1 Beschreibung der bodenkundlich / geologischen Einheiten der Sickerstrecke

Als Voraussetzung für die Zuordnung der für die Sickerwasserprognose erforderlichen Parameter sind die Bodenhorizonte und geologischen Schichten des Sickerprofils nach existierenden Standards (Bodenkundliche Kartieranleitung (Ad-hoc-AG Boden 2005 und 2008), DIN 4022 bzw. DIN EN ISO 14688-1) zu beschreiben. Die Sicherheit des Gesamtergebnisses ist wesentlich von der Genauigkeit der Parameterabschätzung abhängig. Diese muss deshalb übersichtlich und nachvollziehbar dokumentiert werden.

Zur Dokumentation wird das in der „Arbeitshilfe für die Bodenansprache im vor- und nachsorgenden Bodenschutz - Auszug aus der Bodenkundlichen Kartieranleitung KA 5 - (Ad-hoc-AG Boden 2008)“ enthaltene Formblatt „Mindestdatensatz für Untersuchungen nach BBodSchV“ empfohlen.

Die Inhalte des Formblatts gelten für das natürliche/gewachsene Profil und anthropogene Über- oder Umlagerungen. Bei der Übernahme von Informationen aus Bohr- und anderen geologischen Unterlagen müssen die verfügbare Angaben in den Sprachgebrauch der Bodenkundli-

chen Kartieranleitung (KA) umgesetzt werden und entsprechend der aktuellen Datenerfassung im Formblatt dokumentiert werden.

Die verwendeten Datenquellen sind korrekt zu zitieren.

Karte

Als Quelle können bodenkundliche und geologische bzw. hydrogeologische Kartenwerke dienen. Hier ist sowohl die Kartenbezeichnung als auch in Kurzform der Dateninhalt gemäß der wissenschaftlichen Gepflogenheiten zu zitieren. Als Beispiel könnte die Beschreibung lauten:

- Vorläufige Bodenkarte Sachsen-Anhalt 1:50.000, Profil der Flächendatenbank des LAGB, Parameter nach Substrat-Horizontgruppenangaben aus Internet LAGB, Daten von 0 – 2 m,
- Lithofazieskarte Quartär 1:50.000, Parameter nach der lithologischen Beschreibung der Schichten, Daten von 2 – 30 m.

Bohrung/Profilaufnahme aus Datenbank

Bei der Auswertung von Bohrungen, die aus Archiven erschlossen werden, ist die Quelle nachvollziehbar zu beschreiben mit:

- Bezeichnung des Archivs, des Berichtes u. ä. (z. B. Landesbohrdatenbank Sachsen-Anhalt)
- Bezeichnung der Bohrung
- Koordinaten der Bohrung (mit Angabe der Projektion)
- Erreichte Endteufe
- Art der Beschreibung (z. B. Erfassungsstandard des jeweiligen SGD, DIN 4022 Teil 1 bzw. DIN EN ISO 14688-1 oder DIN 18196, Lithologie, Petrographie, Stratigraphie, ...)
- Evtl. Ergebnisse vorgenommener Analysen, z.B. Korngrößenverteilung oder Durchlässigkeit, Pumpversuche.

Bei Bohraufzeichnungen nach DIN 4022 o. ä. ist zur Parametrisierung für die Sickerwasserprognose im Lockergestein die Übertragung der angegebenen Substratinformation in den Sprachgebrauch der KA5 erforderlich. Hier gibt es für die SGD dringenden Handlungsbedarf, da es bisher keine entsprechende Übertragungshilfe gibt und insbesondere bei orientierenden Untersuchungen oft Profilbeschreibungen nach DIN 4022 vorliegen.

Bohrung/Profilaufnahme am Standort

Bei Bohrungen, die anlässlich der Geländearbeiten zur Sickerwasserprognose (z. B. Untersuchungen zur Feststellung der Schadstoffbelastung) durchgeführt werden, ist die Beschreibung des Profils nach KA5 gemäß den Vorgaben der BBodSchV durchzuführen (siehe Anlage 2).

Die Lage der Grundwasseroberfläche als Ort der Beurteilung nach BBodSchV kann anhand der ausführlichen Beschreibung unter 2.1.2 erfolgen.

pH-Wert des Bodens

Der pH-Wert ist für Transportbetrachtungen anorganischer Spurenstoffe von entscheidender Bedeutung. Er ist insbesondere von der Nutzung, vom Mineralbestand der jeweiligen Schicht und von der Lösungsfracht des Sickerwassers abhängig. Es gibt bisher leider keine Pedotransferfunktionen zur Zuordnung von pH-Werten zu Bodenhorizonten. Wegen der Wichtigkeit dieses Parameters sollte auf gemessene pH-Werte zurückgegriffen werden, die in erster Annäherung auch von vergleichbaren Profilen aus der unmittelbaren Umgebung übernommen werden können. Wenn keine Daten vorliegen, dann können die folgenden Angaben als grobe Orientierung dienen:

- Karbonathaltige Schichten bedingen stabile pH-Bereiche > 6,5.
- Für landwirtschaftlich genutzte Böden könnte beim Fehlen von pH-Werten der Ziel-pH-Wert der verschiedenen Bodenarten als erste Schätzung genommen werden (Verknüpfungsregel 2.1 (Ziel-pH-Wert) aus der Methodendokumentation Bodenkunde (Ad-hoc-AG Boden, 2000).

2.2.2 Ermittlung von Bodenparametern aus der Profilbeschreibung

Mit der unter Punkt 2.2.1 erfolgten Erfassung der Eigenschaften des Profils der Sickerwasserstrecke wird die Ermittlung der Parameter für die Sickerwasserprognose ermöglicht. Diese Parametrisierung ist erforderlich für die orientierende Untersuchung und in der ersten Phase der Detailuntersuchung, insbesondere wenn noch keine ausführlichen Laboruntersuchungen der Bodeneigenschaften vorgesehen sind. Die Parametrisierung ermöglicht die Abschätzung der Dauer des Transportes und der Veränderungen der Konzentration von Schadstoffen im Sickerwasser und damit eines wesentlichen Teils des Gesamtprozesses der Sickerwasserprognose. Die Sicherheit des Gesamtergebnisses ist wesentlich von der Genauigkeit der Parameterabschätzung abhängig.

Die Parameter nutzbare Feldkapazität (nFK), Feldkapazität (FK), Wasserleitfähigkeit (kf) und die potenzielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) lassen sich anhand von Tabellenwerken der Bodenkundlichen Kartieranleitung aus den im Formblatt für die Standortaufnahme für alle Anwendungsfälle nach §3 BBodSchG (Ad-hoc-AG Boden, 2008) entwickeln. Umfangreiche statistische Untersuchungen haben ergeben, dass für Bodenhorizonte die o. g. Parameter im Wesentlichen mit der Bodenart, der Lagerungsdichte und dem Humusgehalt korrelieren. Im Datenbestand sind auch C-Horizonte berücksichtigt, die als (Locker-)Gesteine betrachtet werden können. Die Tabellen zur Ableitung der Parameter sind in der aktuellen Fassung der Bodenkundlichen Kartieranleitung KA5 (Ad-hoc-AG Boden, 2005) wie folgt zu finden:

Parameter		Beschreibung in der KA5
nFK	nutzbare Feldkapazität	S. 342 ff
We	effektiver Wurzelraum	S. 355 ff
FK	Feldkapazität	S. 342 ff
LK	Luftkapazität	S. 342 ff
kf	gesättigte Wasserleitfähigkeit	S. 349 ff
KAK_{pot}	pot. Kationenaustauschkapazität	S. 368 ff
KAK_{eff}	eff. Kationenaustauschkapazität	S. 368 ff

Die Parameter nFK und We werden bei der Bestimmung des pflanzenverfügbaren Bodenwassers benötigt. Die Feldkapazität (FK) ist insbesondere als Parameter für die Modellierung des Stofftransportes mit analytischen oder numerischen Modellen unter der Annahme von stationären Wasserflussbedingungen erforderlich. In Tabelle 2.1 ist die Ableitung der oben aufgeführten Parameter am Beispiel von zwei Bodenprofilen dargestellt. Tabellenwerke zur Ableitung der oben aufgeführten Parameter sind auch in der Methodendokumentation Bodenkunde (Ad-hoc-AG Boden, 2000) sowie deren Aktualisierungen und Ergänzungen mit neuen Verknüpfungsregeln und Auswertungsmethoden im Internet unter

<http://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Zusammenarbeit/Adhocag/methoden.html>

verfügbar.

Tabelle 2.1: Aus der Profilbeschreibung abgeleitete Parameter (gelb unterlegt) zur Verwendung in der Sickerwasserprognose

Bodentyp	Horizont Nr.	Horizont	Obertiefe	Untertiefe	Bodenart	Tabelle 30	Tabelle 30	Tabelle 30	KA5 pt- Klasse	Tabelle 21	KA5 Humus- Klasse
						KA5 Ton- gehalt	KA5 Schluff- gehalt	KA5 Sand- gehalt		KA5 pt	
			cm	cm		Masse-%	Masse-%	Masse-%		g/cm ³	
Braunerde-Podsol (Acker)	1	Ap	0	30	Sl2	6.5	17.5	76	pt3	1.5	h3
	2	Bsv	30	60	Su2	2.5	17.5	80	pt3	1.5	h1
	3	Bvs	60	120	Sl2	6.5	17.5	76	pt3	1.5	h1
	4	C	120	350	fSms	2.5	5	92.5	pt4	1.7	h0
	5	Cr	350		fSms	2.5	5	92.5	pt4	1.7	h0
Löss-Parabraunerde (Grünland)	1	Ah	0	15	Ut4	21	70	9	pt3	1.5	h3
	2	Al	15	40	Ut3	14.5	74	11.5	pt3	1.5	h0
	3	Bt1	40	60	Ut4	21	70	9	pt3	1.5	h0
	4	Bt2	60	80	Ut4	21	70	9	pt4	1.7	h0
	5	Bv	80	110	Ut3	14.5	74	11.5	pt3	1.5	h0
	6	C	110	350	Ut3	14.5	74	11.5	pt3	1.5	h0
	7	Cr	350		Ut3	14.5	74	11.5	pt4	1.7	h0

	Horizont Nr.	Horizont	Obertiefe	Untertiefe	nFK KA5	We KA5	FK KA5	LK KA5	k _f KA5	KAK _{pot} KA5	KAK _{eff} KA5
					Tabelle 70+72	Tabelle 81	Tabelle 70+72	Tabelle 70+72	Tabelle 76	Tabelle 93+94	Tabelle 95
			(Vol.-%)	(dm)	(Vol.-%)	(Vol.-%)	(cm/d)	cmol _c /kg	cmol _c /kg		
Braunerde-Podsol (Acker)	1	Ap	0	30	21	7	31	19	98	10	-
	2	Bsv	30	60	18		23	21	127	3	-
	3	Bvs	60	120	18		25	18	98	5	-
	4	C	120	350	9		14	31	300	3	-
	5	Cr	350	350	8		12	23	200	3	-
Löss-Parabraunerde (Grünland)	1	Ah	0	15	24	9	43	11	13	17	-
	2	Al	15	40	25		37	6	12	11	-
	3	Bt1	40	60	21		37	7	13	14	-
	4	Bt2	60	80	19		35	3	3	14	-
	5	Bv	80	110	25		37	6	12	11	-
	6	C	110	350	25		37	6	12	11	-
	7	Cr	350		23		35	3	3	11	-

2.2.3 Parametrisierung von Bodeneigenschaften für die Anwendung in analytischen und numerischen Modellen und Verfahren

2.2.3.1 Sorptionseigenschaften eines Standortes für anorganische und organische Schadstoffe

Die Ermittlung der Sorption eines Schadstoffes im Boden ist von elementarer Bedeutung für die Sickerwasserprognose. Zur Abschätzung der Sorptionseigenschaften eines Bodens stehen auf der Basis der vorher beschriebenen Standortaufnahme u.a. folgende geschätzte oder gemessene Eigenschaften zur Verfügung:

- Bodenart, Tongehalt
- Organischer C-Gehalt ($\approx 0.58 \cdot \text{Humusgehalt}$)
- pH-Wert
- Lagerungsdichte

Diese Bodenkennwerte erlauben bereits eine Abschätzung der Sorptionseigenschaften eines Bodens in erster Näherung. Liegen weitere analysierte sorptionsrelevante Bodenkennwerte, wie z.B. Kationenaustauschkapazität KAK_{eff} oder Gehalte an Sesquioxiden (Fe_{ox} , Al_{ox} , Mn_{ox}) vor, kann die Ermittlung der Sorptionseigenschaften präzisiert werden.

Sorption von anorganischen Schadstoffen

Die Sorption eines Schadstoffes kann mit Hilfe von Sorptionsisothermen beschrieben werden. Eine Sorptionsisotherme beschreibt die Verteilung eines Stoffes zwischen sorbierter und gelöster Phase. Zur Beschreibung der typischerweise nichtlinearen Wechselwirkung von anorganischen Schadstoffen mit der Bodenmatrix sind Freundlich-Isothermen weit verbreitet:

$$S = K_d \cdot c^n$$

bzw.

$$\log S = \log K_d + n \cdot \log c$$

S = sorbierte Schadstoffmenge (μg Schadstoff / kg Boden)

K_d = Verteilungskoeffizient

c = Konzentration des Schadstoffes in der Bodenlösung ($\mu\text{g/l}$)

n = Freundlich-Exponent

Zur Parametrisierung der Sorptionseigenschaften von Böden für anorganische Schadstoffe können in guter Näherung **substratübergreifende Sorptionsisothermen** genutzt werden. Dem Konzept der substratübergreifenden Isotherme liegt der Gedanke zugrunde, dass die Sorption aus einfach zu ermittelnden Bodenkenngrößen wie z.B. $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ -Wert (H^+ -Kon-

zentration), Tongehalt (Ton in Masse-%) und Gehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff (C_{org} in Masse-%) abgeleitet werden kann und mit der erweiterten Freundlich-Gleichung berechnet werden kann:

$$S = K_d \cdot c^n = K^* \cdot [H^+]^b \cdot [C_{\text{org}}]^d \cdot [\text{Ton}]^f \cdot \dots \cdot c^n$$

oder

$$\log S = \log K^* + b \cdot \log[H^+] + d \cdot \log(C_{\text{org}}) + f \cdot \log(\text{Ton}) + \dots + n \cdot \log(c)$$

mit

$$\log K_d = \log K^* + b \cdot \log[H^+] + d \cdot \log(C_{\text{org}}) + f \cdot \log(\text{Ton}) + \dots$$

Im Rahmen des BMBF-Förderschwerpunkts "Sickerwasserprognose" wurden von Utermann et al. (2005) substratübergreifende Sorptionsisothermen für ein breites Spektrum von Böden abgeleitet. Die Ergebnisse dieser Parametrisierung liegen für Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Tl, Sb und Mo als Tabellen vor und ermöglichen eine Abschätzung der Sorption der genannten Stoffe.

Beispiele von substratübergreifenden Sorptionsisothermen in Oberböden geben Utermann et al. (2005):

Cadmium:	$S_{\text{Cd}} = 4.85 \cdot 10^{-1} \cdot [H^+]^{-0.505} \cdot [C_{\text{org}}]^{0.667} \cdot c^{0.807}$	$(R^2 = 0.92)$
Blei :	$S_{\text{Pb}} = 5.99 \cdot 10^1 \cdot [H^+]^{-0.372} \cdot [\text{Ton}]^{0.337} \cdot c^{0.715}$	$(R^2 = 0.87)$
Zink:	$S_{\text{Zn}} = 1.51 \cdot [H^+]^{-0.531} \cdot [C_{\text{org}}]^{0.651} \cdot c^{0.566}$	$(R^2 = 0.92)$

In **Anhang A5** ist die je nach verfügbaren sorptionsrelevanten Bodenkennwerten optimale Parametrisierung der Sorptionsisothermen beschrieben und mit Beispielen verdeutlicht.

Verschiedene Modelle und Verfahren (z.B. Stöfen & Schneider, 2004, LABO, 2006) setzen linearisierte Sorptionsisothermen voraus. Verfahren zur Linearisierung von Freundlich-Isothermen sind dort angegeben.

Sorption von organischen Schadstoffen

Entscheidend für das Ausmaß der Sorption von organischen Schadstoffen in Böden ist Menge und Qualität der organischen Substanz. In der Regel wird der Gehalt der organischen Substanz über die Messung des organisch gebundenen Kohlenstoffs (C_{org}) bestimmt. Unterhalb der Löslichkeitskonzentration eines Schadstoffs steuert lediglich das Sorptionsgleichgewicht die Lösungskonzentration. Das Sorptionsgleichgewicht kann in erster Näherung als konzentrationsunabhängig angenommen werden. Die mathematische Beschreibung dieses

konzentrationsunabhängigen Sorptionsgleichgewichtes entspricht einem linearen (HENRY-) Sorptionsmodell:

$$S = K_d \cdot c$$

S = sorbierte Schadstoffmenge (μg Schadstoff / kg Boden)

K_d = Verteilungskoeffizient (l/kg)

c = Konzentration des Schadstoffes in der Bodenlösung ($\mu\text{g/l}$)

Für Substrate in der ungesättigten Zone lässt sich der K_d -Wert von organischen Verbindungen näherungsweise über den organisch gebundenen Kohlenstoffgehalt f_{oc} berechnen (Karrickhoff et al., 1979):

$$K_d = f_{oc} \cdot K_{oc}$$

mit

$$f_{oc} = 0,01 \cdot C_{org}$$

K_{oc} = organischer Kohlenstoff / Wasser Verteilungskoeffizient (l/kg)

f_{oc} = Anteil des organischen Kohlenstoffs im Boden (kg/kg)

C_{org} = organisch gebundener Kohlenstoffgehalt im Boden (Masse-%)

Nach Curtis et al. (1986) und Barrett et al. (1994) ist ein f_{oc} - Gehalt von mindestens 0,001 ausreichend für die Anwendbarkeit des Näherungsverfahrens. Erst bei niedrigeren f_{oc} - Gehalten kann die Sorption organischer Schadstoffe auf mineralischen Oberflächen, wie in Tonen, nicht mehr vernachlässigt werden.

Die Sorption eines organischen Schadstoffs nimmt in der Regel mit steigender Hydrophobie zu. Beschreibt man letztere mit Hilfe des Modellmaßes n-Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizient K_{ow} , so findet man häufig Abhängigkeiten der Form

$$\log K_{oc} = a \cdot \log K_{ow} + b$$

a, b empirische Parameter (-)

K_{ow} n-Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizient

Mit der Verwendung des auf den organischen Kohlenstoffgehalt (C_{org}) bezogenen Sorptionskoeffizienten K_{oc} versucht man – unter der Annahme, dass die Sorption bevorzugt an den organischen Feststoffbestandteilen erfolgt – die Sorptionskoeffizienten zu normieren. In diesem Fall werden die Koeffizienten unabhängig vom Feststoff, so dass die Formulierung einer „allgemeingültigen“ $\log K_{oc} - \log K_{ow}$ - Korrelation möglich sein sollte. Natürlich handelt es sich hierbei nur um eine Idealvorstellung, was schon daraus zu erkennen ist, dass in der Literatur für Substanzen verschiedener Stoffklassen verschiedene $\log K_{oc} - \log K_{ow}$ - Korrelationen

angegeben werden (siehe nachfolgende Tabelle 2.2). Trotzdem sind derartige Korrelationen nützlich und werden häufig zur Abschätzung von Sorptionskoeffizienten herangezogen. Die K_{ow} - Werte sind für viele Substanzen bekannt oder können mit Hilfe von Computerprogrammen abgeschätzt werden, z. B. EPIwin v. 3.12 Software der US Environmental Protection Agency (2005, <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuitedi.htm>) bzw. LogKow (KowWin)-Programm (2006 <http://www.srcinc.com/what-we-do/databaseforms.aspx?id=385>) von Syracuse Research Corporation.

Insbesondere bei höheren Schadstoffkonzentrationen, wenn die Lösungskonzentration ca. 50% der Wasserlöslichkeit übersteigt (Karickhoff, 1984), wie auch bei polaren und ionisierbaren Verbindungen, die vor allem durch spezifische Wechselwirkungen sorbiert werden, verlaufen die Sorptionsisothermen mitunter nicht linear, sondern gehen in eine Form über, die sich gut mit der Freundlich-Isotherme beschreiben lässt. Von Worch und Thiele-Bruhn (2006, Tabelle 4.2) wurden für diese Bedingungen entsprechende Parameter für die Freundlich-Sorptionsisothermen zusammengestellt.

Tabelle 2.2: Ausgewählte Korrelationen zur Abschätzung des Sorptionskoeffizienten K_{OC} (nach Worch und Thiele-Bruhn, 2006, verändert)

Allgemeine Korrelationen

$$\log K_{OC} = 0,90 \log K_{OW} + 0,09 \quad \text{Baker et al. (1997)}$$

Stoffgruppenspezifische Korrelationen

Chlor- und Methylbenzole	$\log K_{OC} = 0,72 \log K_{OW} + 0,49$	Schwarzenbach & Westall (1981)
Benzole, PAK	$\log K_{OC} = 1,00 \log K_{OW} - 0,21$	Karickhoff et al. (1979)
Substituierte Phenole, Aniline, Nitrobenzole, chlorierte Benzonitrile	$\log K_{OC} = 0,63 \log K_{OW} + 0,90$	Sabljić et al. (1995)
Polychlorierte Biphenyle	$\log K_{OC} = 1,07 \log K_{OW} - 0,98$	Girvin & Scott (1997)
Aromatische Amine	$\log K_{OC} = 0,42 \log K_{OW} + 1,49$	Worch et al. (2002)

Grenzen der beschriebenen Verfahren

Die aufgezeigten Verfahren zur Abschätzung der Sorption sind insbesondere für die Phase der orientierenden Untersuchung und am Anfang der Detailuntersuchung einsetzbar. Die

Verfahren sind, bedingt durch die Art der Ableitung, mit einer bestimmten Unsicherheit behaftet. Im Falle der substratübergreifenden Sorptionsisothermen ist die Unsicherheit der Isothermen bekannt und kann bei der Abschätzung der Sorption berücksichtigt werden. Wenn unter Berücksichtigung der Unsicherheit ein eindeutiger Ausschluss einer Gefährdung nicht möglich ist, müssen gegebenenfalls Sorptionsisothermen für die örtlichen Standortbedingungen gemessen werden.

Bei den oben genannten Verfahren bleiben Langzeitsorptionsprozesse sowohl für anorganische wie auch organische Schadstoffe unberücksichtigt. Da es hierdurch in der Regel zu einer Zunahme der Sorption kommt, ist der Effekt für die Bewertung anorganischer Stoffe eher unkritisch. Für organische Stoffe kann es durch die Langzeitsorption neben der insgesamt stärkeren Sorption zu einer Verhinderung des Abbaus kommen, wodurch die Substanz im Sickerpfad länger präsent sein kann.

Der Effekt der milieuabhängigen Änderung von Sorptionseigenschaften wird durch die substratübergreifende Isotherme bei anorganischen Stoffen zum Teil berücksichtigt. Bei organischen und hier insbesondere bei eher polaren organischen Stoffen, deren Sorptionsverhalten auf Änderungen im chemischen Milieu empfindlich reagiert, kann eine lediglich auf K_{oc} basierende Isotherme dies nicht berücksichtigen.

2.2.3.2 Diffusions- und Dispersionsparameter

Zur Modellierung des Stofftransports mit analytischen oder numerischen Modellen und Verfahren werden Daten zur Berücksichtigung von Diffusion und Dispersion benötigt. Im Nachfolgenden werden dazu einige praktikable Anhaltspunkte geliefert. Wenn im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse gezeigt werden kann, dass Diffusion und Dispersion eine entscheidende Rolle bei der Bewertung einer Sickerwasserprognose spielen, dann müssen die erforderlichen Diffusions- und Dispersionsparameter genauer bestimmt werden.

Diffusion

Die Diffusion von Schadstoffen in der Bodenlösung in ungesättigten porösen Medien ist geringer als in freiem Wasser, weil (Stöfen, 2005):

- nicht der gesamte Querschnitt für Diffusion zur Verfügung steht
- der Diffusionsweg in einem porösen Medium nicht gerade ist

Um diese Effekte zu berücksichtigen, wird der Diffusionskoeffizient abgemindert. Dazu wird ein effektiver Diffusionskoeffizient im Boden definiert:

$$D_{\text{eff,w}} = \tau \cdot D_w \quad (\text{L}^2/\text{T}) \quad (10)$$

$D_{\text{eff,w}}$ = effektiver Diffusionskoeffizient im Boden (L^2/T)

D_w = Diffusionskoeffizient in Wasser (L^2/T)

τ = Tortuositätsfaktor (-)

Der diffusive Massenfluss in der Bodenlösung pro Zeiteinheit und Einheitsgrundfläche j_{diff} kann durch das 1. Fick'sche Gesetz beschrieben werden:

$$j_{\text{diff}} = -\theta \cdot D_{\text{eff,w}} \cdot \frac{\partial c}{\partial z} = -\theta \cdot \tau \cdot D_w \cdot \frac{\partial c}{\partial z} \quad [\text{M}/(\text{L}^2 \cdot \text{T})] \quad (11)$$

c = Konzentration in der Bodenlösung (M/L^3)

z = z-Koordinate (L)

Mit dem Tortuositätsfaktor τ werden die oben genannten diffusionsreduzierenden Ursachen quantifiziert. Beispielhaft ist in Abb. 2.3 der Tortuositätsfaktor in Abhängigkeit des volumetrischen Wassergehalts in ungesättigten Böden dargestellt.

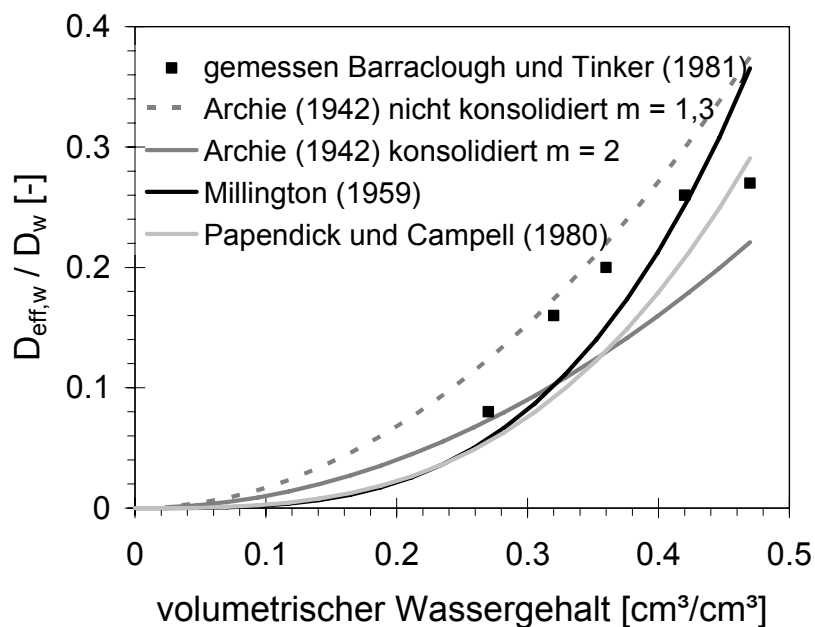


Abb. 2.3: Der Tortuositätsfaktor τ im ungesättigten Boden als Funktion des volumetrischen Wassergehalts (nach Stöfen, 2005)

Da die Diffusion für die Simulation der Stoffverlagerung in der ungesättigten Zone bei der Sickerwasserprognose normalerweise eine deutlich untergeordnete Rolle spielt, kann man näherungsweise Funktionen wie z.B. von Papendick und Campbell (1980) oder von Millington (1970) zur Abschätzung des Tortuositätsfaktors τ nutzen:

$$\text{Papendick and Campbell (1970)} \quad \tau = 2.8 \cdot \theta^2 \quad (12)$$

$$\text{Millington (1970)} \quad \tau = \frac{\theta^{7/3}}{\theta_s} \quad (13)$$

mit

$$\begin{aligned} \theta &= \text{volumetrischer Wassergehalt (L}^3\text{/L}^3\text{)} \\ \theta_s &= \text{gesättigter volumetrischer Wassergehalt (L}^3\text{/L}^3\text{)} \end{aligned}$$

Abb. 2.3 zeigt, dass diese beiden Funktionen für ungesättigte Böden ähnliche Werte liefern.

Hydrodynamische Dispersion in der ungesättigten Zone

Hydrodynamische Dispersion verursacht eine Vermischung der im Bodenwasser gelösten Inhaltsstoffe bei der Durchströmung eines komplizierten porösen Mediums bedingt durch unterschiedliche Fließgeschwindigkeiten und Fließwege im ungesättigten Boden. Der dispersive Fluss j_{disp} kann nach Jury et al. (1991) genau wie der diffusive Fluss beschrieben werden:

$$j_{\text{disp}} = -\theta \cdot D_{\text{disp}} \cdot \frac{\partial c}{\partial z} \quad (\text{M/L}^2 \cdot \text{T}) \quad (14)$$

Vielfach wurde eine lineare Abhängigkeit des Dispersionskoeffizienten D_{disp} von der mittleren Porenwassergeschwindigkeit v [L/T] festgestellt (Jury et al., 1991):

$$D_{\text{disp}} = \lambda \cdot v \quad (\text{L}^2/\text{T}) \quad (15)$$

mit

$$\begin{aligned} \lambda &= \text{Dispersivität (L)} \\ v &= \text{Porenwassergeschwindigkeit (L/T)} \end{aligned}$$

Für vertikale Transportvorgänge in Böden wird hier nur die Dispersion in Fließrichtung (longitudinale Dispersion mit dem Dispersionskoeffizienten D_{disp}) betrachtet, da die Dispersion quer zur Fließrichtung (transversale Dispersion) bei vertikaler Verlagerung in der ungesättigten Zone eine untergeordnete Rolle spielt (konservative Betrachtung).

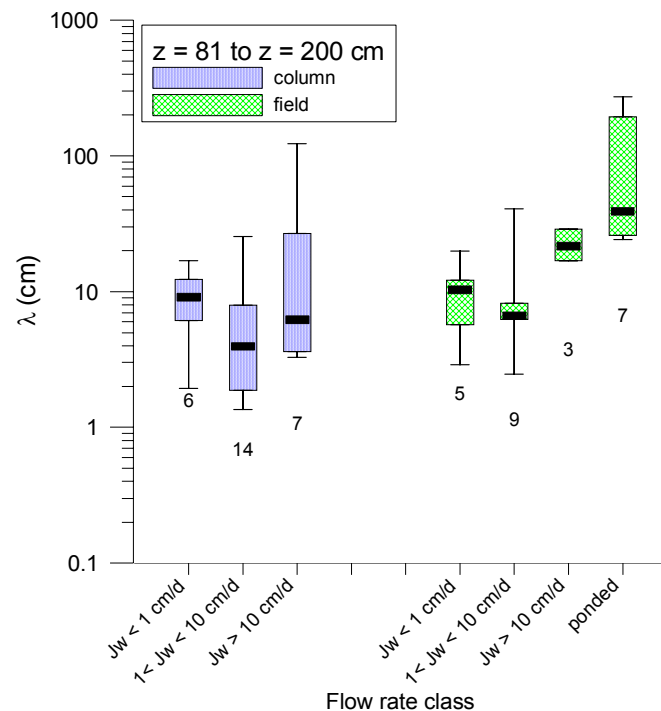


Abb. 2.4: Die Dispersivität λ in Abhängigkeit von 4 Flussratenklassen für eine Transportstrecke von 81 - 200 cm in Säulen- (column) und Feldversuchen (field) (Vanderborght & Vereecken, 2007)

Die Dispersivität λ hängt von der Skala ab, über welche Wasserfluss und Stoffkonvektion gemessen werden. Eine allgemeingültige Pedotransferfunktion zur Berechnung von λ existiert nicht. Für Laborsäulen geben Jury et al. (1991) Werte zwischen 0.5 und 2 cm an, für den Feldmaßstab Werte zwischen 5 – 20 cm. Grundsätzlich ist die Variabilität von λ groß, wie Vanderborght & Vereecken (2007) in einem Review zur Dispersivität berichten. Zusätzlich zu den oben genannten Gesetzmäßigkeiten stellen die Autoren fest, dass λ auf verschiedenen Transportdistanzen von der Flussrate abhängt. Außerdem ist für feinkörnige Böden die Dispersivität größer als für grobkörnige Böden und mit zunehmender Skala des Problems nimmt auch die Dispersivität zu. Eine Abhängigkeit von der Transportstrecke wurde auch in Auswertungen von z.B. Stöfen (2005) festgestellt und beträgt im Mittel das 0,01 - bis 0,1 -fache der Transportstrecke. In den von Vanderborght & Vereecken (2007) ausgewerteten Fällen liegt die Dispersivität λ für die unter natürlichen Standortsbedingungen vorwiegend auftretenden Wasserflüsse (bis max. 10 cm/d) bei Transportstrecken bis 200 cm Tiefe in 90 % der Fälle zwischen 2 und 40 cm (Abb. 2.4). Der Median von λ für diese Fließbedingungen liegt zwischen ca. 4 und 10 cm.

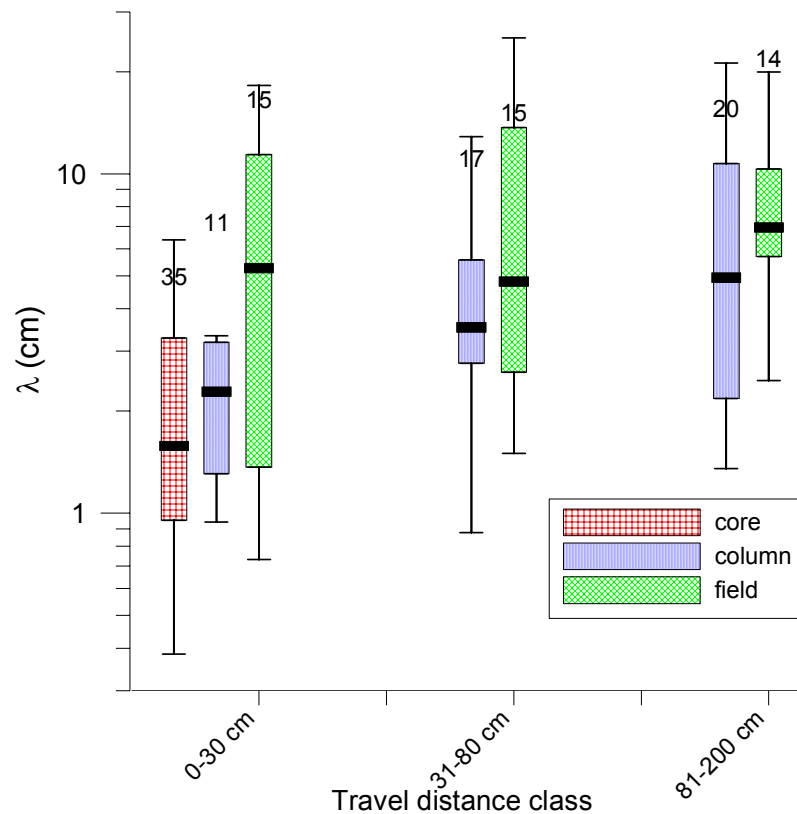


Abb. 2.5 : Die Dispersivität λ in Abhängigkeit von der Transportstrecke (0 - 30 cm, 30 - 81 cm und 81 - 200 cm) für Stechzylinder- (core), Säulen- (column) und Feldversuche (field) (Vanderborght & Vereecken, 2007)

Abb. 2.5 zeigt, dass unter Geländebedingungen der Median der Dispersivität 5 cm (Transportstrecke 31 - 80 cm) bzw. 8 cm (Transportstrecke 81 - 200 cm) beträgt. Diese Werte entsprechen in etwa dem 0,05 bis 0,1-fachen der Transportstrecke. Von Feldversuchen über größere Tiefen ist bekannt, dass die Dispersivität sich asymptotisch einem Endwert nähert (z.B. Butters et al. 1989). Basierend auf diesen Ergebnissen und im Sinne einer eher konservativen Transportprognose im Rahmen der Sickerwasserprognose wird vorgeschlagen, die Dispersivität in Abhängigkeit von der Transportstrecke z_T (oder Sickerstrecke, siehe Kap. 2.1.2) folgendermaßen zu bestimmen:

$$\begin{aligned} \text{für } z_T \leq 400 \text{ cm} : \quad \lambda &= 0,05 \cdot z_T && (\text{cm}) \\ &&& (16) \\ \text{für } z_T > 400 \text{ cm} : \quad \lambda &= 20,0 && (\text{cm}) \end{aligned}$$

Es ist jedoch zu beachten, dass für abbaubare Stoffe eine zu kleine Dispersivität λ nicht zwingend konservativ ist. Das Vorseilen der Substanz bei größerem λ kann zu weniger Abbau führen und damit unter Umständen zu höheren Maximal-Konzentrationen am Ort der Beurteilung (Stöfen, 2005). Es wird deshalb empfohlen, im Rahmen der Sickerwasserprog-

nose abbaubarer Stoffe eine Sensitivitätsanalyse mit höheren Dispersivitäten (2 bis 4-fach höheren λ) durchzuführen. Weiterhin gilt für stark sorbierende, nicht-abbaubare Stoffe, dass der Verlagerungsprozess bezüglich der Dispersivität nur wenig sensitiv ist (z. B. Streck & Piehler, 1998). Die Schätzung der Dispersivität mit Gl. (16) reicht dann völlig aus.

2.2.3.3 Bodenhydrologische Funktionen

Wenn im Rahmen der Sickerwasserprognose eine hohe zeitliche und räumliche Auflösung der Stoffverlagerungssimulation erforderlich ist, müssen für die verschiedenen Horizonte des betrachteten Profils bodenhydrologische Funktionen bereitgestellt werden. Da die Messung dieser Funktionen sehr aufwändig ist, werden zur Ermittlung der bodenhydrologischen Funktionen in erster Näherung Pedotransferfunktionen angewandt.

Die von Van Genuchten (1980) formulierten $\theta(\psi)$ - und $k(\psi)$ -Funktionen bieten eine gute Möglichkeit, die bodenhydrologischen Funktionen als stetige Funktionen für Simulationsmodelle bereit zu stellen. Grundlage zur Beschreibung der $\theta(\psi)$ -Beziehung (pF-Kurve) als stetiger Funktion ist das Modell von Van Genuchten (1980):

$$\theta(\psi) = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{[1 + (\alpha \cdot |\psi|)^n]^m}$$

$\theta(\psi)$ = Wassergehalt als Funktion des Matrixpotentials [Vol.-%]

ψ = Matrixpotential [hPa]

θ_r = Restwassergehalt [Vol.-%]

θ_s = Wassergehalt bei Sättigung [Vol.-%]

α, n, m = van Genuchten-Parameter

Grundlage zur Beschreibung der $k(\psi)$ -Beziehung als stetiger Funktion ist das Modell nach Mualem (1976) und Van Genuchten (1980):

$$k(\psi) = k_{\text{sat}} \cdot \frac{[1 - (\alpha \cdot |\psi|)^{n-1} \cdot (1 + (\alpha \cdot |\psi|)^n)^{-m}]^2}{[1 + (\alpha \cdot |\psi|)^n]^{ml}}$$

$k(\psi)$ = ungesättigte Wasserleitfähigkeit als Funktion des Matrixpotentials [cm/d]

k_{sat} = gesättigte Wasserleitfähigkeit [cm/d]

ψ = Matrixpotential [hPa]

α, n, m, l = van Genuchten-Parameter

Die genannten Van Genuchten-Parameter α, n, m und l , sowie k_{sat} können über Pedotransferfunktionen geschätzt werden. Die erforderlichen Basisdaten liegen nach der Beschreibung des Standortes (Kap. 2.2) vor. In Anlage 6 ist die Vorgehensweise zur Berechnung der Van Genuchten-Parameter mit Pedotransferfunktionen ausführlich beschrieben. In Tabelle 2.3 ist beispielhaft die Ableitung der Van Genuchten-Parameter für zwei Profile aufgeführt.

Tabelle 2.3: Ableitung der Van Genuchten-Parameter für $\theta(\psi)$ - und $k(\psi)$ - Funktionen mit Hilfe der Hypres-Pedotransferfunktion (Wösten et al., 1998) für 2 Bodenprofile (gelb unterlegt = benötigte Eingangsparameter; orange unterlegt = berechnete Van Genuchten-Parameter)

Bodentyp	Horizont Nr.	Horizont	Obertiefe	Untertiefe	Bodenart	KA5	KA5	KA5	Sand internat.	Schluff	KA5	KA5	KA5	KA5
						Ton- gehalt	Schluff- gehalt	Sand- gehalt		internat.	pt- Klasse	pt	Humus- Klasse	Humus- gehalt
						Masse-%	Masse-%	Masse-%	Masse-%	Masse-%		g/cm ³		Masse-%
Braunerde-Podsol (Acker)	1	Ap	0	30	SI2	6.5	17.5	76	77.3	16.2	pt3	1.5	h3	3
	2	Bsv	30	60	Su2	2.5	17.5	80	81.3	16.2	pt3	1.5	h1	0.5
	3	Bvs	60	120	SI2	6.5	17.5	76	77.3	16.2	pt3	1.5	h1	0.5
	4	C	120	350	fSms	2.5	5	92.5	92.9	4.6	pt4	1.7	h0	0.1
	5	Cr	350		fSms	2.5	5	92.5	92.9	4.6	pt4	1.7	h0	0.1
Löss-Parabraunerde (Grünland)	1	Ah	0	15	Ut4	21	70	9	14.0	65.0	pt3	1.5	h3	3
	2	Al	15	40	Ut3	14.5	74	11.5	16.8	68.7	pt3	1.5	h0	0.1
	3	Bt1	40	60	Ut4	21	70	9	14.0	65.0	pt3	1.5	h0	0.1
	4	Bt2	60	80	Ut4	21	70	9	14.0	65.0	pt4	1.7	h0	0.1
	5	Bv	80	110	Ut3	14.5	74	11.5	16.8	68.7	pt3	1.5	h0	0.1
	6	C	110	350	Ut3	14.5	74	11.5	16.8	68.7	pt3	1.5	h0	0.1
	7	Cr	350		Ut3	14.5	74	11.5	16.8	68.7	pt4	1.7	h0	0.1

Bodenhydrologische Parameter nach HYPRES in: Wösten et al. (1998)

					Faktor "horizont"	θ_s (-)	$\ln(\alpha)$	α (-)	$\ln(n-1)$	n (-)	$\ln((l+10)/(10-l))$	l (-)	$\ln(k_{sat})$	k_{sat} (cm/d)
Braunerde-Podsol (Acker)	1	Ap	0	30	1	0.389	-2.994	0.050	-1.123	1.33	-0.275	-1.37	3.927	50.7
	2	Bsv	30	60	1	0.397	-3.045	0.048	-0.723	1.49	0.157	0.78	4.411	82.4
	3	Bvs	60	120	1	0.394	-2.920	0.054	-0.905	1.40	-0.033	-0.17	4.429	83.9
	4	C	120	350	0	0.324	-2.397	0.091	-0.630	1.53	0.437	2.15	3.291	26.9
	5	Cr	350	350	0	0.324	-2.397	0.091	-0.630	1.53	0.437	2.15	3.291	26.9
Löss-Parabraunerde (Grünland)	1	Ah	0	15	1	0.400	-4.274	0.014	-1.715	1.18	-0.592	-2.88	1.802	6.1
	2	Al	15	40	1	0.404	-4.231	0.015	-1.272	1.28	0.212	1.05	1.673	5.3
	3	Bt1	40	60	1	0.409	-4.045	0.018	-1.516	1.22	-0.007	-0.03	1.807	6.1
	4	Bt2	60	80	1	0.347	-4.577	0.010	-1.721	1.18	-0.118	-0.59	1.126	3.1
	5	Bv	80	110	1	0.404	-4.231	0.015	-1.272	1.28	0.212	1.05	1.673	5.3
	6	C	110	350	0	0.415	-4.137	0.016	-1.376	1.25	0.212	1.05	2.580	13.2
	7	Cr	350		0	0.354	-4.702	0.009	-1.551	1.21	0.149	0.74	1.917	6.8

Außerdem gilt für die Hypres-Pedotransferfunktionen:

$$m = 1-1/n \text{ und } \theta_r = 0.01$$

2.3 Die Bedeutung von präferenziellen Wasser- und Stoffflüssen

In strukturierten Böden werden häufiger präferentielle Wasser- und Stoffflüsse beobachtet (Schwarz & Kaupenjohann, 2001, BUWAL, 2004, Austr. Jo. of Soil Res., 2005, Javaux et al., 2006).

Typen präferentieller Flüsse sind:

- Makroporenfluss in Makroporenstrukturen, wie Wurmgänge, Risse, Aggregatsgrenzflächen oder Wurzelkanäle. Makroporen können zu einem schnellen Wasser- und Stofftransport entlang dieser Strukturen führen (bypass flow), insbesondere wenn bei Niederschlägen freies Wasser an der Oberfläche entsteht.
- Unstabile, fingerartige Flüsse (fingering) werden durch eine schlechte Benetzbarkeit (Hydrophobie) verursacht. Vergleichbare Erscheinungen können durch (stauende) Grenzschichten verursacht werden, die durch Textur- und/oder Strukturwechsel im Profil bedingt sind.
- Trichtereffekte (funneling) können durch schlechter durchlässige geneigte Schichten im Profil verursacht werden.

Überall dort wo präferentielle Flüsse im Boden auftreten, fällt die Filter- und Schutzfunktion des Bodens für das Grundwasser teilweise weg, weil ein Teil des Bodenkörpers z.B. für die Sorption oder Abbau von Schadstoffen nicht zur Verfügung steht. Damit können diese Phänomene auch für die Sickerwasserprognose von großer Bedeutung sein. Es gibt eine große Zahl von Versuchen und Publikationen zu diesem Thema. Bisher ist es zwar gelungen, die Auslöser für präferentielle Wasser- und Stoffflüsse qualitativ weitgehend zu identifizieren, aber man ist noch weit von einer Parametrisierung zur Berücksichtigung in Modellen entfernt. Im Nachfolgenden werden deshalb einige praktikable Hinweise zum Umgang mit präferentiellen Flüssen gegeben.

1. Makroporenstrukturen: Unter den deutschen Klimabedingungen mit oft relativ niedrigen Niederschlagsintensitäten bringen nur die Makroporen, die an der Bodenoberfläche anfangen, die potentielle Voraussetzung zur Generierung von präferentiellen Wasserflüssen im Bodenprofil mit. Wenn präferentielle Flüsse auftreten, dann findet dabei ein ausgeprägtes Umfließen der Bodenmatrix statt, so dass die in der Bodenmatrix befindlichen Schadstoffe dadurch kaum verlagert werden. Im Rahmen von Sickerwasserprognosen werden vorwiegend Szenarien betrachtet, bei denen sich die Schadstoffe im Oberboden in der Bodenmatrix befinden. Es ist deshalb zu erwarten, dass die durch die oben aufgeführten Makrostrukturen bedingten präferentiellen Wasserflüsse für die Verlagerung von Schadstoffen aus der Bodenmatrix heraus keine größere
2. Bedeutung und Kennzeichen: Diese Transportphänomene können für die Sickerwasserprognose von Bedeutung sein. Bevorzugte Fliessbahnen treten oft bei schlechter Benetzbarkeit,

bei lehmigen Böden, bei hohen aber auch schon bei mittleren Niederschlagsintensitäten oder unter stauenden Schichten auf. Als Folge nimmt ein Teil der Bodenmatrix nicht am Stofftransport teil und steht daher nicht als Reaktionsraum für Sorption oder Abbau zur Verfügung. Da die beiden Phänomene auf den meisten Böden erst unterhalb des ersten Bodenhorizonts auftreten, können die in der Bodenmatrix im obersten Horizont vorhandenen Schadstoffe mit dem infiltrierenden Wasser in diesem Horizont normal verlagert werden. Erst ab dem zweiten Horizont könnten präferentielle Flüsse auftreten und zu einem Umfließen eines Teils des Unterbodens führen. Schwarz & Kaupenjohann (2000, 2001) listen wichtige Bodeneigenschaften zur Charakterisierung des Risikopotentials für präferentiellen Stofftransport auf. Bisher liegen aber keine Methoden zur quantitativen Abschätzung der nicht direkt am Stofftransport teilnehmenden (immobilen) Bodenbereiche vor. Ergebnisse von Tracerversuchen in ungesättigten Böden, die auf der Basis von Bohrungen ausgewertet wurden (Vanderborght & Vereecken, 2007) zeigen, dass für Transportstrecken von 30 bis 80 cm bzw. von 81 bis 200 cm Tiefe im Median 25% bzw. 10% des Bodens nicht direkt am Transport teilnehmen. Mit 25% - Wahrscheinlichkeit sind sogar über 40% bzw. 20% nicht direkt am Tracertransport beteiligt. Wenn also auf einem Standort die Risikofaktoren für präferentielle Flüsse verstärkt vorhanden sind, dann könnte man zur Abschätzung ihrer Bedeutung numerische Modellstudien durchführen bei denen bis zu 50% des Unterbodens vom Transport ausgeschlossen werden. Für die orientierende Untersuchung kann die Berücksichtigung präferentieller Flüsse näherungsweise über eine entsprechende Reduzierung von Feldkapazität und Sorptionskapazität vorgenommen werden.

Insgesamt gibt es zum Thema präferentielle Wasser- und Stoffflüsse, insbesondere für sorbierbare Stoffe, noch erheblichen Forschungsbedarf. Beruhigend sind allerdings Ergebnisse wie z.B. die von Knechtenhöfer et al. (2003), die zeigen, dass auf einem Standort mit präferentiellen Flüssen die Verlagerung stark sorbierender Spurenelemente wie Blei kaum von diesen Flüssen beeinflusst wird.

2.4 Bewertung des in der Standortbeschreibung zusammengestellten Kenntnisstandes

Das beschriebene Verfahren der Datengewinnung bedient sich schwerpunktmäßig vorhandener Daten, deren Qualität und Quantität sehr heterogen sein kann. Entsprechend variiert die Aussagekraft der Gefährdungsabschätzung aus dem Pfad Boden-Grundwasser.

Faktoren, die für eine hinreichend sichere Bewertungsgrundlage sprechen:

- Aus den regionalen bodenkundlichen und/oder geologischen Bedingungen ist eine sichere Übertragbarkeit von Profilinformatoren aus Karten und Bohrungen auf den Untersuchungsstandort ableitbar.
- Informationen, die am Standort gewonnen wurden (Bohrungen, Schachtungen, Baugrunduntersuchungen) und unmittelbar für die Profilbeschreibung und Parametrisierung verwendet werden können.
- Vollständigkeit der Parametrisierung der Schichten in der Sickerzone.
- Sicherheit der Aussage zur Lage des Grundwasserspiegels bzw. des Ortes der Beurteilung aus der großräumigen hydrogeologischen Situation und/oder der Schichtenfolge des Standortes.

Einschränkende Faktoren:

- Sehr heterogene bodenkundliche und geologische Bedingungen am Standort in Kombination mit fehlenden Aufschlüssen vor Ort.
- Stark schwankende oder heterogene bodenhydrologische Bedingungen am Standort (präferentielle Wasser- und Stoffflüsse).
- Fehlende Möglichkeiten zur Parametrisierung von Schichten im Sickerbereich.

Sind die verfügbaren Daten als unsicher einzuschätzen, sollte trotzdem eine „worst case“-Variante aufgestellt werden. Dabei sind

- für die Sickerwasserrate die für den Standort ungünstigsten Speichereigenschaften und
- für die nicht parametrisierbaren Schichten fehlender Schadstoffrückhalt (oder Abbau) anzunehmen.

Führt die mit diesen Annahmen durchgeführte Prognose nicht zu Schadstoffkonzentrationen, die die Prüfwerte überschreiten, kann der Verdacht auf eine schädliche Bodenveränderung auf der Grundlage des zugrunde gelegten Informationsstands als ausgeräumt gelten. Ist auf der Grundlage der bereits vorliegenden Kenntnisse davon auszugehen, dass eine Prognose auch bei einer verbesserten Datenlage ein Unterschreiten der Prüfwerte am Ort der Beurteilung nicht erwarten lässt (verbal argumentative Begründung), dann kann der Verdacht auf eine schädlichen Bodenveränderung als bestätigt gelten. Für alle Bedingungen, die keine eindeutige Einstufung erlauben, ist auf der Grundlage des Kenntnisstands eine Detailuntersuchung zu konzipieren, mit der die erforderliche Parametrisierung und Bewertung der gesamten Sickerstrecke möglich wird.

3 Bestimmung von Sickerwasserrate und Grundwasserneubildung, Typprofile mit Strömungsverhalten

3.1 Einleitung

Der Wasserhaushalt spielt eine bedeutende Rolle für die Transportprognose nach BBodSchV, da er über die Komponente des unterirdischen Abflusses die Verlagerung gelöster Stoffe in der Grundwasserüberdeckung steuert. Der Wasserkreislauf lässt sich mit der folgenden Wasserhaushaltsgleichung ausdrücken:

$$Nd_{\text{jahr}} = A + ETa$$

und mit $A = A_0 + A_u = A_0 + A_i + A_B$ erweitert zu:

$$Nd_{\text{jahr}} = A_0 + A_i + A_B + ETa$$

Hierbei sind Nd_{jahr} die Niederschlagssumme, A der Abfluss und ETa die tatsächliche Verdunstung des betrachteten Standortes. A_0 ist der Oberflächenabfluss, A_u der unterirdischer Abfluss, A_i der Zwischenabfluss und A_B der Basisabfluss (Grundwasserneubildung). Die Verdunstung ergibt sich als Summe aus Evaporation und Transpiration (Pflanzenentzug) und wird auch als Evapotranspiration bezeichnet. Zu unterscheiden ist zwischen maximal möglicher Verdunstung an einem Standort (potentielle Evapotranspiration ET_{pot}) und der aufgrund zeitweiser Austrocknung des Oberbodens oder Wasserversorgungsdefizite im Wurzelraum geringeren tatsächlichen Verdunstung (aktuelle Evapotranspiration ETa).

Die Sickerwasserrate aus dem Boden bezeichnet die Wassermenge, die aus dem Bodenprofil in die ungesättigte Gesteinszone (Sickerraum) eintritt und entspricht damit dem unterirdischen Abfluss ($A_u = A_i + A_B$). Im Gegensatz dazu gibt die Grundwasserneubildung die Wassermenge an, die durch Infiltration die Grundwasseroberfläche erreicht (DIN 4049 Teil 1). Da während der Passage des Sickerwassers von der Erd- bis zur Grundwasseroberfläche Zwischenabflüsse (Interflow A_i) auftreten können, ist die Grundwasserneubildung an einem Standort in der Regel gleich oder kleiner als die Sickerwasserrate aus dem Boden.

Standortbezogene Kennwerte des Wasserhaushalts können in erster Näherung Kartenwerken entnommen werden, die in unterschiedlicher Auflösung und nach unterschiedlichen Methoden ermittelt vorliegen. In Tabelle 3.1 werden vorhandene Kartenwerke zum Wasserhaushalt aufgelistet und kurz charakterisiert. Da es sich stets um Überblicksdarstellungen handelt, muss vor allem bei kleinräumigen Betrachtungen eine standortspezifische Ermittlung des Wasserhaushalts erfolgen. Methoden hierzu sind im Kapitel 3.3 beschrieben. Im Kapitel 3.4 werden Typprofile mit unterschiedlichem Sickerwasserverhalten und deren Auftreten in verschiedenen hydrogeologi-

schen Raumeinheiten dargestellt. Dies soll eine standortbezogene Charakterisierung des Wasserhaushalts (z.B. qualitative Abschätzung des Interflows) ermöglichen.

Die möglichst genaue Ermittlung des Grundwasserflurabstands ist für die Transportprognose wesentlich, da hierdurch zum einen die Festlegung des Orts der rechtlichen Beurteilung nach BBodSchV erfolgt und zum anderen die Transportstrecke hinsichtlich der Abschätzung der Verlagerungszeit, möglicher Abbauprozesse und der hydrodynamischen Dispersion (Stichwort Verdünnung) von Bedeutung ist. Das Vorgehen zur Bestimmung des standortbezogenen Grundwasserflurabstands ist in Kapitel 2.1.2 erläutert.

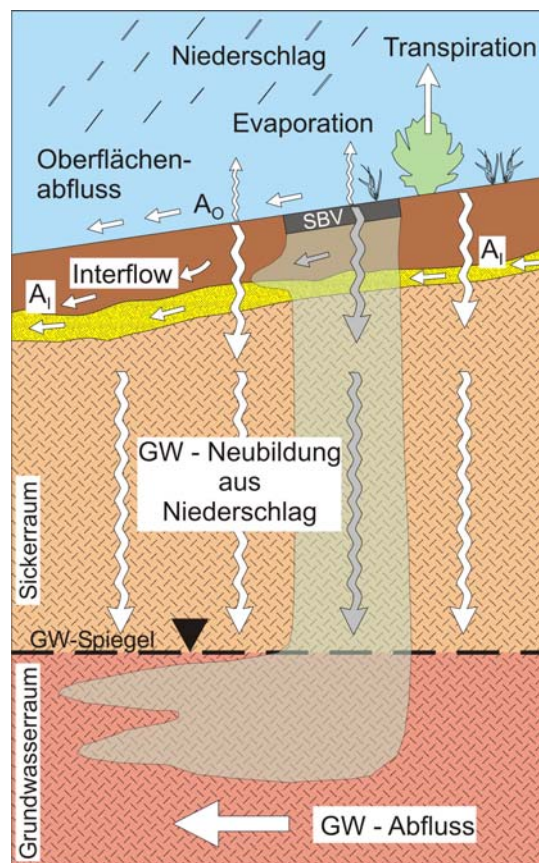


Abb. 3.1: Schematische Darstellung des Wasserkreislaufs sowie der Schadstoffverlagerung im Untergrund (SBV: schädliche Bodenveränderung mit Schadstoffaustrag)

Bedingt durch schlecht durchlässige Schichten im Bodenprofil kann es zu Wassersättigung im Profil kommen. Insbesondere in Hanglagen kann dadurch ein lateraler Abfluss (Zwischenabfluss A_i) ausgelöst werden (Abb. 3.1). Wenn größere Mengen an Zwischenabfluss (siehe auch Kap. 3.4) zu erwarten sind, soll abgeschätzt werden, ob dieser Zwischenabfluss doch noch an einer anderen Stelle ins Grundwasser gelangen (gut durchlässige „Fenster“ in der schlecht durchlässigen Schicht) kann oder ob andere Umweltkompartimente wie z.B. Oberflächengewässer gefährdet sind.

3.2 Bestehende Kartenwerke zur Sickerwasserrate und Grundwasserneubildung

In Abbildung 3.1 sind die wesentlichen Begriffe zur Wasserbewegung in der ungesättigten Zone erläutert. Hinsichtlich des unterirdischen Abflusses ist generell zu differenzieren in die Sickerwasserrate aus dem Boden und die Grundwasserneubildung. Die Sickerwasserrate aus dem Boden bezeichnet die Wassermenge, die den durchwurzelteten Bodenbereich dauerhaft verlässt. Sie wird in der Regel mit Regressionsansätzen aus Klima-, Boden- und Landnutzungsdaten berechnet. Die Kalibrierung der Verfahren erfolgt z.B. mit Hilfe von Lysimeterdaten.

Die Grundwasserneubildung bezeichnet dagegen die Wassermenge, die einem Grundwasserkörper - meist durch flächige Versickerung von Niederschlag von der Oberfläche aber auch durch Exfiltration aus Oberflächengewässern (Seihwasser) oder durch Zustrom aus angrenzenden Grundwasserstockwerken - zufließt. Die Eichung für die verschiedenen Verfahren erfolgt in der Regel anhand der Niedrigwasserabflüsse an Oberflächengewässern (z.B. nach Kille, 1970). Unterschiedliche Sickerwasser- und Grundwasserneubildungsraten an einem Standort kommen durch Interflow (= Verluste) und durch zusätzliche Grundwasserneubildung aufgrund von Sink- bzw. Seihwasser aus Oberflächengewässern (= Gewinne) zustande. Oberflächenabfluss vermindert die Niederschlagsmenge, die zur Grundwasserneubildung beitragen kann. Hinsichtlich der Verfahren zur flächendifferenzierten Ermittlung der Grundwasserneubildung sind im Wesentlichen die folgenden Methoden zu unterscheiden:

- Reine Abflussverfahren, bei denen aus den Niedrigwasserabflüssen auf eine mittlere Grundwasserneubildung im gesamten orografischen Einzugsgebiet geschlossen wird; innerhalb dieser Gebiete wird nicht weiter differenziert (z.B. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, 1987)
- Regressionsverfahren, bei denen flächendifferenzierte Ansätze zur Berechnung der Sickerwasserrate über eine Kalibrierung nach Niedrigwasserabflüssen zur Ermittlung einer flächendifferenzierten Grundwasserneubildungsrate kombiniert werden (z.B. Kunkel & Wendland, 2002)
- Prozessorientierte Ansätze mit Wasserhaushaltsmodellen, die ebenfalls anhand von Niedrigwasserabflüssen kalibriert werden (z.B. Bremicker, 2000)

Die Abflussverfahren und die Regressionsverfahren ermöglichen lediglich Aussagen zu jährlichen Mittelwerten der Grundwasserneubildung auf der Basis langjähriger Messreihen. Die Wasserhaushaltsmodelle erlauben im Gegensatz dazu aufgrund des prozessorientierten Ansatzes und der Möglichkeit zur instationären Berechnung auch Aussagen zu speziellen

Tabelle 3.1: Beispiele für Karten zur Sickerwasserrate aus dem Boden und Grundwasserneubildung

Name/Autor der Methode	Methodik			Maßstab	Flächenverfügbarkeit	Datenverfügbarkeit	Datenquelle/Bemerkungen
	Verdunstung ET _a	Direktabfluss	Basisabfluss A _B				
1. Sickerwasserrate aus dem Boden							
Agrar- und Umweltklimatologischer Atlas von Bayern / RÖTZER (1996)	PENMAN (1948)	-	-	digital, 400 m-Raster	flächendeckend für Bayern	analog/digital	Darstellung nur des Gesamtabflusses nach RÖTZER (1996)
Landesweite Bestimmung der Grundwasserneubildung auf Grundlage des Verfahrens Bagrov/Glugla (LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT, 2001)	GLUGLA & FÜRTIG (1997)	versiegelte Flächen	-	1:200.000 (40m-Raster)	flächendeckend für Sachsen-Anhalt	digital	
Mittlere jährliche Sickerwasserrate aus dem Boden (1961 – 1990) auf Basis der Bodenkarte von NRW i. M. 1 : 50 000. (Simulationsmodell KLIMA/GLADIS, GD NRW)	HAUDE (1954, 1955)	modifizierter Ansatz nach DÖRHÖFER & JOSOPAIT (1980)	-	1 : 50 000 Vektorformat , Raster ableitbar	flächendeckend für NRW	analog/digital	Durch Verwendung von großmasstäbigen Bodenkarten z.B. i. M. 1 : 5 000 auch für kleinräumige Anwendung geeignet. Selbst einzelne nach Vorgaben (z.B. KA 5) beschriebene Bodenprofile können simuliert werden. (Modellbeschreibung in DIN 19687)
Jährliche Sickerwasserrate aus dem Boden, für mittlere, feuchte und trockene Jahre	HAUDE (1954, 1955)			1:200 000, 1:50 000, 1:5 000	flächendeckend für Niedersachsen	digital	DIN 19687 , DVWK 1996 (RENGER & WESSOLEK (1990) Digital: NLFb, Hannover
Mittlere langjährige Sickerwasserrate aus dem Boden. Tafel 4.5 im Hydrologischen Atlas von Deutschland HAD / DUIJNISVELD ET AL., 2003	Nach TUB-BGR WESSOLEK et al., 2004	nur Oberflächenabfluss auf Ackerflächen		1 : 1 000 000	flächendeckend für Deutschland	analog/digital (1 km Rasterweite)	Analog: Hydrologischer Atlas von Deutschland (BMU, 2003) Digital: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover

Fortsetzung Tabelle 3.1: Beispiele für Karten zur Sickerwasserrate aus dem Boden und Grundwasserneubildung

Name/Autor der Methode	Methodik			Maßstab	Flächenverfügbarkeit	Datenverfügbarkeit	Datenquelle/Bemerkungen
	Verdunstung ET _a	Direktabfluss	Basisabfluss A _u				
Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin (2005): Digitaler Umweltatlas Berlin; Oberflächenabfluss, Versickerung, Gesamtabfluss und Verdunstung aus Niederschlägen	Nach BAGLUVA	GLUGLA et al. (1999)		1:50 000	flächendeckend	digital/analog	Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin (Hrsg.) 2003: Umweltatlas Berlin, Karte 02.13.2 Versickerung aus Niederschlägen http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/umweltatlas/din_213.htm
2. Grundwasserneubildung							
Mittlere jährliche Grundwasserneubildung. Tafel 5.5 im Hydrologischen Atlas von Deutschland (HAD), / NEUMANN & WYCISK (2003)	Nach BAGLUVA	Methode von NEUMANN/WYCISK (Uni Halle)	Methode von NEUMANN/WYCISK (Uni Halle)	1 : 1 000 000	flächendeckend für Deutschland	analog/digital (1 km Rasterweite)	Analog: Hydrologischer Atlas von Deutschland (BMU, 2003) Digital: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover
GROWA (KUNKEL & WENDLAND, 1998)	RENGER & WESSOLEK (1996)	DÖRHÖFER & JOSOPAIT (1980), WESSOLEK & FACKLAM (1997)	Eichung nach WUNDT (1956)	digital, Raster	flächendecken für Niedersachsen i.M. 1: 200 000, 1: 50 000	digital	DÖRHÖFER et al. 2001: Digital: NLF, Hannover
GROWA (KUNKEL & WENDLAND, 2002)	RENGER & WESSOLEK (1996)	DÖRHÖFER & JOSOPAIT (1980), WESSOLEK & FACKLAM (1997)	Eichung nach WUNDT (1956)	digital, Raster	flächendeckend für NordrheinWestfalen i.M. 1:50	analog/digital	In BOGENA et al. (2003) flächendeckend für NRW
BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1987): Die Grundwasserneubildung in Bayern	-	-	ROTHASCHER (1987)	1 : 500 000	Bayern (nicht flächendeckend)	analog	undifferenzierte Darstellung auf die Fläche von Einzugsgebieten umgerechneter Basisabflussdaten an Pegeln

Fortsetzung Tabelle 3.1: Beispiele für Karten zur Sickerwasserrate aus dem Boden und Grundwasserneubildung

Name/Autor der Methode	Methodik			Maßstab	Flächenverfügbarkeit	Datenverfügbarkeit	Datenquelle/Bemerkungen
	Verdunstung ET _a	Direktabfluss	Basisabfluss A _u				
2. Grundwasserneubildung (forts.)							
ARMBRUSTER, V. (2002): Grundwasserneubildung in Baden-Württemberg. Diss.; Freiburger Schriften zur Hydrologie, Bd. 17	Penman-Montheith mit dem Modell TRAIINGWN	multipler Regressionsansatz von ARMBRUSTER (2002)	multipler Regressionsansatz ARMBRUSTER (2002)	1: 200 000, digital, Raster 500x500 m	flächendeckend für Baden-Württemberg	analog und digital 500 m-Raster	Wasser- und Bodenatlas Baden-Württemberg
MEINERT, N. ET AL. (1987): Grundwasservorrats-Prognosemethodik	Bagrov/Glugla			1:50 000 Raster 2x2 km	flächendeckend für Brandenburg in den 3 GWVP	analog/ tw. digital	Grundwasservorratsprognose im Bereich Potsdam, Frankfurt/O, Cottbus. Darstellung Gesamtabfluss, GW-Neubildung, GW-Dargebot
JORDAN & WEDER (1995): GRUNDWASSERNEUBILDUNG BRD - Östlicher Teil, neue Bundesländer	Lockergestein: BAGROV-GLUGLA (GLUGLA et al., 1976, 1981, 1993) Festgestein : Geofemlaw (GABRIEL, JACOB, ZIEGLER , 1989, 1993)			1: 500 000	flächendeckend neue Bundesländer	analog	JORDAN & WEDER (1995): Hydrogeologie, Grundlagen und Methoden
AUTORENTEAM (1985-1990): Grundwasservorratsprognosen (GWVP) der ehemaligen Bezirke der DDR (Grundwasserneubildung)	Lockergestein: BAGROV-GLUGLA (GLUGLA et al., 1976, 1981 in EDV Version RASTER, SCHLINKER 1984, 1989 (begrenzt auf Nordbezirke RO, SN, NB) Festgestein : Geofemlaw EDV-Version ESER (GABRIEL, ZIEGLER , 1989)			1 : 50.000 Blattschnitt HK 50	flächendeckend neue Bundesländer	analog, umgerechnet auf einheitliches Gitternetz der neuen Bundesländer	Die GWVP bzw. deren teilw. Überarbeitung nach 1990 sind bei den SGD der neuen Bundesländer verfügbar, weitere Quelle N-A-U-Kartenatlas und Ergänzungskarten zum Gesamtabfluss, IfW Berlin 1985
SENATSVERWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG BERLIN (2003): Digitaler Umweltatlas Berlin: Grundwasserneubildung	Nach BAGLUVA	GLUGLA et al. (1999)	JAHNKE et al. (2004)	1:50 000	flächendeckend	analog/digital	Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin (Hrsg.) 2003: Umweltatlas Berlin, Karte 02.17 Grundwasserneubildung 1:50 000, Berlin. http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/umweltatlas/i216.htm

Fragestellungen (z.B. Grundwasserneubildung in Nass-/Trockenjahren sowie in Winter-/Sommerhalbjahren etc.).

Kartenwerke existieren sowohl für die Sickerwasserrate aus dem Boden als auch für die Grundwasserneubildung (siehe Tabelle 3.1). Die Karten zur Sickerwasserrate und Grundwasserneubildung aus dem Hydrologischen Atlas von Deutschland (HAD) liefern eine für Deutschland flächendeckende kleinmaßstäbliche Darstellung von Sickerwasserrate und Grundwasserneubildung.

3.3 Verfahren und Modelle zur standortspezifischen Ermittlung der Sickerwasserrate aus dem Boden und der Grundwasserneubildung

Die in kleinmaßstäblichen Kartenwerken ausgewiesenen Sickerwasserraten können am konkreten Standort in Abhängigkeit von den lokalen Standortbedingungen (Nutzung, Bodenarten) deutlich abweichen. Wenn im Rahmen einer Sickerwasserprognose höhere Anforderungen an die Genauigkeit der Sickerwasserrate aus dem Boden und der Grundwasserneubildung gestellt werden müssen, die durch eine Ableitung aus bestehenden Kartenwerken (Kap. 3.2) nicht erreichbar ist, dann ist die Anwendung von Verfahren und Modellen zur standortspezifischen Ermittlung der Sickerwasserrate bzw. Grundwasserneubildung erforderlich. Es gibt, abhängig von der erforderlichen zeitlichen und räumlichen Genauigkeit der Ermittlung, prinzipiell zwei Möglichkeiten:

- a) Ist eine hochauflösende zeitliche und räumliche Beschreibung der Wasserflüsse im Boden erforderlich, dann kann diese nur mit entsprechenden numerischen Simulationsmodellen erfolgen. Diese Modelle werden im Rahmen der Sickerwasserprognose oft gleichzeitig für die Simulation des Stofftransports und der Stoffumsetzung benutzt. Eine Beschreibung dieser Modelle kann im Rahmen dieser Zusammenstellung nicht vorgenommen werden. Dazu wird auf die Dokumentation
- b) ~~entsprechender Modelle~~ ~~die Genauigkeitsanforderungen~~ aber bereits durch die Angabe einer standortspezifischen langjährigen mittleren Sickerwasserrate aus dem Boden bzw. Grundwasserneubildung erfüllt. Für die Bestimmung gibt es geeignete empirische Berechnungsverfahren, die im Nachfolgenden beschrieben werden.

Folgende Verfahren sind aus derzeitiger Sicht für die Ermittlung von standortspezifischen langjährigen mittleren Werten geeignet:

1. Zur Ermittlung der Sickerwasserrate aus dem Boden auf Standorten ohne Oberflächenabfluss :
 - Das TUB-BGR-Verfahren (Wessolek et al., 2004)
 - Das BAGLUVA-Verfahren (Glugla et al., 2003)

Die Verfahren sind in der Anlage A3 bzw. A4 kurz dargestellt und ihre Anwendung wird anhand eines Beispiels erläutert. Wenn am Standort keine Oberflächen- bzw. Zwischenabflüsse auftreten, dann entsprechen die berechneten Sickerwasserraten auch der für diese Standortbedingungen gültigen Grundwasserneubildung aus dem Niederschlag.

2. Zur Ermittlung der Grundwasserneubildung auf Standorten mit Direktabfluss:

- Das GROWA-Modell (Kunkel & Wendland, 2002; Bogena et al., 2003)
- Das mehrstufige Regressionsverfahren nach Neumann (2004)

Beide Verfahren berechnen die Grundwasserneubildung aus der Differenz zwischen Gesamtabfluss und Direktabfluss (= Oberflächenabfluss und Zwischenabfluss) des Standorts und berücksichtigen die hydrogeologischen Standortbedingungen über Korrekturfaktoren, die die Speicherfähigkeit des tieferen Untergrunds berücksichtigen („base flow index“).

Während die oben erwähnten Verfahren zur Berechnung der Sickerwasserrate aus dem Standortbezogenen anwendbar sind, sind die beiden Verfahren zur Berechnung der Grundwasserneubildung eher für eine Anwendung im regionalen Maßstab entwickelt und einsetzbar. Für eine Berechnung der Grundwasserneubildung am Standort sind die Verfahren also nur bedingt geeignet und nur für eine erste Abschätzung einsetzbar. Eine genauere Bestimmung der Grundwasserneubildung kann nur mit aufwändigen hydrologischen Modellen durchgeführt werden (z.B. Bronstert, 1999). Die im nachfolgenden Kapitel aufgeführten Bodenwasserregime-typen sollen bei der Einschätzung des Bodenwasserregimes, der Bedeutung des Direktabflusses (= Oberflächenabfluss und Zwischenabfluss) und der Grundwasserneubildung Hilfestellung leisten.

3.4 Typprofile zum Bodenwasserregime

Der Wasserhaushalt von Landflächen wird im Rahmen der klimatischen Gegebenheiten in starkem Maße durch die Böden gesteuert: Böden speichern Niederschlagswasser, welches vor allem über die Pflanzenverdunstung wieder an die Atmosphäre zurückgegeben wird. Niederschlagsüberschüsse, die nicht im Boden gespeichert werden können, versickern vertikal oder fließen lateral ab und speisen Grundwasser, Quellen und oberirdische Gewässer. Unterschiedliche Anteile des Niederschlagswassers können aber auch auf der Bodenoberfläche abfließen

und direkt in oberirdische Gewässer übertreten. Bei gleichen klimatischen Gegebenheiten sind die Anteile der jeweiligen Wasserhaushaltskomponenten (Verdunstung, Sickerung, Zwischen- und Oberflächenabfluss) je nach Relief, Vegetation und Boden sehr verschieden.

In der Hydrologie wird der Wasserhaushalt von Landflächen vornehmlich im Bereich von Einzugsgebieten mit messbarem Abfluss untersucht und gekennzeichnet (Niederschlags-Abflussbeziehungen). Einzugsgebiete setzen sich aber in der Regel aus einer Vielzahl von Einzelstandorten mit unterschiedlichem Bodenwasserhaushalt zusammen, deren integrierende Auswirkung im Gebietswasserhaushalt zum Ausdruck kommt. Die Kenntnis der Böden und ihres Verhaltens zum Wasser ist also Voraussetzung für eine flächendifferenzierte Beurteilung des Wasserhaushalts von Landflächen.

Während Niederschlags- und Abflussmessungen bei Untersuchungen zum Gebietswasserhaushalt relativ gut durchgeführt werden können, stößt die Erfassung der Elemente des Wasserhaushalts von Einzelstandorten auf messtechnische Schwierigkeiten und ist auch infolge der Vielzahl der vorkommenden Einzelstandorte flächendeckend nicht realisierbar. Es sind daher zahlreiche Berechnungsverfahren entwickelt worden, mit denen aus klimatischen Daten, Pflanzenbewuchs und Bodenparametern die Verdunstung und damit bei Böden ohne Oberflächen- und Zwischenabfluss die Sickerung bzw. Grundwasserneubildung aus Niederschlag als Differenzgröße abgeleitet werden kann. Für Böden mit Oberflächen- und Zwischenabfluss verringert sich die Grundwasserneubildung gegenüber der Sickerung um deren Betrag. Die Schwierigkeit besteht hier in der quantitativen Bestimmung von Oberflächen- und Zwischenabfluss, da es hierzu an praktikablen Bewertungsansätzen fehlt. Im Folgenden wird ersatzweise eine typisierte qualitative Beschreibung des Bodenwasserregimes vorgenommen. Im Rahmen der Sickerwasserprognose wird somit zumindest eine Argumentationshilfe bereitgestellt, um die zur Berechnung von Frachten benutzten Sickerwasserraten als „worst case scenario“ zu bewerten.

Oberflächenabfluss durch Infiltrationsüberschuss ist nicht nur von der gesättigten Wasserleitfähigkeit des Bodens abhängig, sondern wird auch durch die Faktoren Nutzung und Relief gesteuert. Die Infiltrationsrate der durchwurzeltten und grobporenen Waldoberböden reicht i.d.R. aus, um die Wassermengen von Starkregen aufzunehmen. Somit tritt Oberflächenabfluss unter Wald nur bei gefrorenem Boden auf oder unter bestimmten Voraussetzungen, wenn Zwischenabfluss nach kurzer Fließstrecke an der Oberfläche austritt. Bei vollständig aufgesättigten

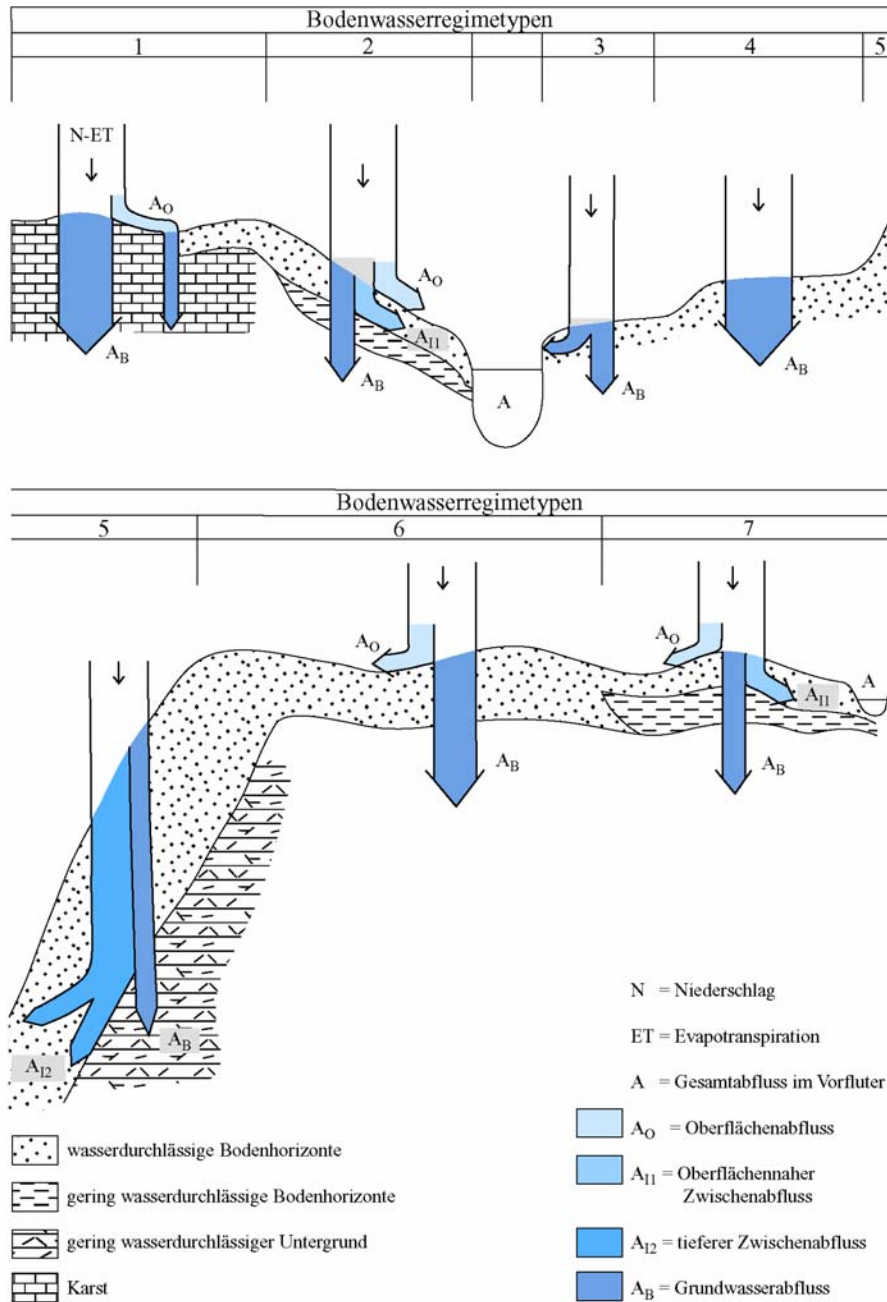


Abb. 3.2: Schematische Darstellung der Bodenwasserregime (verändert nach Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg, 2001)

Böden in ebenen bis schwach geneigten Lagen ist auch ein Oberflächenabfluss auf Sättigungsflächen möglich, eine Erscheinungsform bei Regimetyt 7, dessen Verbreitungsgebiet Direktabfluss bzw. zum Hochwasserabfluss beiträgt (Einsele, 1986). Unter landwirtschaftlicher Nutzung sind schluffreiche, humusarme und strukturschwache Böden sowie geringe Bodenbedeckung und zunehmende Hangneigung oberflächenabflussfördernde Faktoren.

Nehmen in hängigen Lagen die hydraulischen Leitfähigkeiten an Boden- oder Schichtgrenzen deutlich von oben nach unten ab, kann ein z.T. erheblicher lateraler oberflächennaher Abfluss auftreten, wenn die wasserleitende Schicht mit Wasser gesättigt oder nur relativ gering untersättigt ist. Diese Teilkomponente des Sickerwassers wird als Zwischenabfluss oder Interflow bezeichnet. Der Wassertransport erfolgt in Bodengrobporen und Klüften. Auch stark ausgetrocknete Bodenhorizonte von ansonsten schwer wasserdurchlässigen Tonböden besitzen eine gute Wasserdurchlässigkeit. Bei sommerlichen (Stark-) Niederschlägen kann das Wasser in Trockenrissen relativ schnell in den Unterboden abfließen, so dass eine Durchfeuchtung der Bodenmatrix mit einer Quellung der Bodenaggregate nur sehr eingeschränkt zustande kommt.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass im Verbreitungsgebiet von Böden mit eingeschränkter vertikaler Sickerwasserbewegung neben dem Oberflächenabfluss der oberflächennahe Zwischenabfluss eine schwer abschätzbare, aber durchaus deutliche Abflusskomponente darstellt (Einsele, 1986).

Böden mit fast ausschließlich vertikaler Sickerwasserbewegung sind z.B. auf sandigen Böden in Norddeutschland, auf Kiesflächen und im Alpenvorland sowie in Auen mit großem Grundwasserflurabstand und auf Lössplatten (Regimety 4) zu finden. Bei zunehmender Reliefenergie und bei landwirtschaftlicher Nutzung kann im Lösshügelland und im Jungmoränengebiet zusätzlich Oberflächenabfluss auftreten (Regimety 6). In den Karstgebieten wie z.B. der Schwäbischen Alb und im Verbreitungsgebiet des Oberen Muschelkalks ist Oberflächenabfluss nur kleinräumig von Bedeutung (Regimety 1). Die Hohlformen der Karstgebiete sind verbreitet mit umgelagertem Bodenmaterial (Kolluvium), als Ergebnis einer Bodenerosion durch Wasser, bedeckt. Das Wasser versickert in den gut durchlässigen Trockentälern und Karstwannen.

Ton- und Stauwasserböden dominieren bei den Regimety 2 und 7. Sie unterscheiden sich durch Relief und Intensität der Pseudovergleyung. Insbesondere in Mittelgebirgslandschaften und in den Alpen sind gut durchlässige Böden, größere Reliefenergie, hohe Niederschläge und geringer durchlässiger Untergrund die prägenden Faktoren des Regimety 5. Sie begünstigen eine laterale Wasserbewegung (Interflow) in den Deckschichten. Grundwasserböden sind z.B. in Niederungen, im Alpenvorland, im Norddeutschen Tiefland und in Randrinnen großer Flüsse weit verbreitet (Regimety 3).

4 Zusammenfassung und Handlungsbedarf für die SGD

Die UAG-Sickerwasserprognose hat sich bei der Erstellung der hier vorliegenden Empfehlungen insbesondere auf die Standortbeschreibung und Ableitung von Transportparametern fokussiert. Die vorgelegte Arbeitshilfe gibt deshalb Empfehlungen und Vorschläge im Rahmen der Durchführung einer Sickerwasserprognose nach BBodSchV für die:

- Erhebung und Erschließung von bodenkundlichen und (hydro-) geologischen Daten sowie die Kennwertermittlung und Parametrisierung der Sickerstrecke im Hinblick auf das Transportverhalten
- Ermittlung des Wasserhaushalts am Standort (Sickerwasserrate aus dem Boden und Grundwasserneubildung)

Die Empfehlungen sind schwerpunktmäßig für die orientierende Untersuchung und in der ersten Phase der Detailuntersuchung anwendbar, insbesondere wenn vorerst noch keine ausführlicheren Laboruntersuchungen der Bodeneigenschaften für die Sickerwasserprognose vorgesehen sind. Für weitere wichtige Teilschritte der Sickerwasserprognose wird auf die Arbeiten anderer Arbeitsgruppen (LABO, 2003, 2006, DWA, 2006) und die Ergebnisse des BMBF-Förderschwerpunktes „Sickerwasserprognose“ verwiesen.

Die Parametrisierung von Bodeneigenschaften mit den dargestellten Pedotransferfunktionen ist immer mit Unsicherheiten behaftet und kann bei der Durchführung einer Sickerwasserprognose zu Abweichungen von der Realität führen. Insbesondere für Sickerwasserprognosen, die keine eindeutige Aussage über die Unter- oder Überschreitung des Prüfwertes am Ort der Beurteilung erlauben, muss die Unsicherheit der Parametrisierung genauer betrachtet werden.

Neben den aufgezeigten Möglichkeiten der Standortaufnahme und Parametrisierung sind aber auch Defizite in der Qualität und Verfügbarkeit von Daten und in der Bereitstellung von Methoden zur Parametrisierung (Pedo- und Lithotransferfunktionen) erkennbar geworden. Die in dieser Arbeitshilfe aufgezeigten Möglichkeiten resultieren im Wesentlichen aus den bundesweit abgestimmten Begriffen, Untersuchungsverfahren, Datenbeständen und Methoden der Bodenkunde. Zurzeit können die erforderlichen Parameter für geologische Schichten der tieferen Teile der Sickerzone nur insoweit bereitgestellt werden, wie die bodenkundlichen Transferfunktionen und Auswertungsmethoden auf (Locker-)Gesteine angewandt werden können. Für die nicht bodenkundlich definierten Bereiche der Sickerzone fehlen z. Z. einheitliche und hinreichend genaue Verfahren zur Beschreibung der Eigenschaften und Datenbestände zur Quantifizierung der für die Sickerwasserprognose erforderlichen Parameter. In diesem Bereich gibt es Handlungsbedarf für die SGD. Der erforderliche Aufbau entsprechender Datenbestände ist grundsätzlich notwendig, aber nur mittelfristig lösbar.

5 Literatur

- Ad-hoc-AG Boden (2000,2004): Methodendokumentation Bodenkunde. – 2. Auflage, Geol. Jb. Reihe G, Heft SG1; Hannover sowie Ergänzungen im Internet unter <http://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Zusammenarbeit/Adhocag/auswertungsmethoden.html>
- Ad-hoc-AG Boden (2000): Labormethoden-Dokumentation. – Utermann, J., Gorny, A., Hauenstein, M., Malessa, V., Müller, U. & Scheffer, B. (Bearb.): Geol. Jb., G8: 215 S.; Hannover.
- Ad-hoc-AG Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. Aufl., 438 S., Hannover.
- Ad-hoc-AG Boden (2009): Arbeitshilfe für die Bodenansprache im vor- und nachsorgenden Bodenschutz - Auszug aus der Bodenkundlichen Kartieranleitung KA 5 - (im Druck). Hannover.
- AG Boden (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Aufl., 392 S., Hannover.
- Armbruster, V. (2002): Grundwasserneubildung in Baden-Württemberg. Freiburger Schriften zur Hydrologie, 17, Institut für Hydrologie, Freiburg.
- Australian Journal of Soil Research (2005): Behaviour and Management of Water Repellent. Special Issue, Volume 43(3), 225-441
- Autorenteam (1985-1990) Grundwasservorratsprognosen (GWVP) der ehemaligen Bezirke der DDR, unveröffentlicht VEB Hydrogeologie Nordhausen
- Baker, J. R., Mihelcic, J. R., Luehrs, D. C., Hickey, J. P. (1997): Evaluation of estimation methods for organic carbon normalized sorption coefficients. Water Environ. Res. 69, 136-145
- Barrett, M.H., Gikas, L. & Lerner, D.N. (1994): The effects of cosolutes and cosolvents on the adsorption of BTEX compounds from groundwater.- In: Transport and Reactive Processes in Aquifers, Dracos & Stauffer (eds.), S. 125-129, Balkema; Rotterdam.
- Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (1987): Die Grundwasserneubildung in Bayern. Berechnet aus den Niedrigwasserabflüssen der oberirdischen Gewässer. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, 3, 86 S., München
- BBodSchG (1998): Gesetz zum Schutz von schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz – BBodSchG) vom 17. März 1998, BGBl. I, 502-510
- BBodSchV (1999): Verordnung zu Durchführung des Bundes-Bodenschutzgesetzes (Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung) in der Fassung der Bekanntmachung vom 12.07.1999, Bundesgesetzblatt I: S. 1554.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (Hrsg. 2003): Hydrologischer Atlas von Deutschland, Bonn.
- Bogena, H., Kunkel, R., Schöbel, T., Schrey, H.P. & Wendland, F. (2003): Die Grundwasserneubildung in Nordrhein-Westfalen. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt, 37, 148 S.
- Bohne, K. & Zacharias, S. (1995): Berechnung neuer Richtwerte des kapillaren Wasseraufstiegs und der Feldkapazität für verallgemeinerte Bodenarten auf der Grundlage von Parametern des van Genuchten-Modells. - Bericht im Auftrag des DVWK-Fachausschusses 4.1 [unveröffentl.].
- Bouwer, H. & Rice, R.C. (1984): Hydraulic properties of stony vadose zones. - Ground Water, 22: 696-705.
- Bremicker, M. (2000): Das Wasserhaushaltsmodell LARSIM - Modellgrundlagen und Anwendungsbeispiele. Freiburger Schriften zur Hydrologie, 11, Institut für Hydrologie, Freiburg
- Bronstedt, A. (1999): Capabilities and limitations of detailed hill slope hydrological modelling. Hydrological Processes, 13, 21-48.

- Butters, G.L. & Jury, W.A. (1989): Field scale transport of bromide in an unsaturated soil. 2. Dispersion modeling. *Water Resour. Res.*, 25: 1583-1589, 1989.
- BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft 2004): Verlagerung gelöster Stoff durch den Boden ins Grundwasser. Schriften Reihe Umwelt Nr. 349, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, 47 S.
- Curtis, P.G., Reinhard, M. & Roberts, P.V. (1986): Sorption of hydrophobic organic compounds by sediments. - In: *Geochemical processes at mineral surfaces*, DAVIS, J.A. & HAYES, K.F. (eds.), S. 191-216, American Chemical Society, Washington.
- DIN (Deutsches Institut für Normung e.V.) (1987): DIN 4022, Teil 1: Benennen und Beschreiben von Boden und Fels; Schichtenverzeichnis für Bohrungen ohne durchgehende Gewinnung von gekernten Proben in Boden und Fels. – Beuth Verlag, Berlin.
- DIN (Deutsches Institut für Normung e.V.) (1988): DIN 18196: Bodenklassifikation für bautechnische Zwecke. – Beuth Verlag, Berlin.
- DIN (Deutsches Institut für Normung e.V.) (1992): DIN 4049: Hydrologie Grundbegriffe. – Beuth Verlag, Berlin.
- DIN (Deutsches Institut für Normung e.V.) (1998): Deutsche Norm 19687: Berechnung der Sickerwasserrate aus dem Boden. – Beuth Verlag, Berlin
- DIN EN ISO (Deutsches Institut für Normung e.V.) (2003): DIN EN ISO 14688-1: Benennung, Beschreibung und Klassifizierung von Boden - Teil 1: Benennung und Beschreibung. – Beuth Verlag, Berlin.
- Dörhöfer, G. & Josopait, V. (1980): Eine Methode zur flächendifferenzierten Ermittlung der Grundwasserneubildungsrate. *Geol. Jb.*, C27, 45-65.
- Dörhöfer, G., Hannappel, St. & Voigt, H.-J. (2001): Die Hydrogeologische Übersichtskarte von Deutschland (HÜK200). *Zeitschrift für angewandte Geologie*. Band 47, Heft 3+4: 153-159, 3 Abb., Stuttgart
- Dörhöfer, G., Kunkel, R., Tetzlaff, B. & Wendland, F. (2001): Der natürliche Grundwasserhaushalt in Niedersachsen Arbeitshefte Wasser 1 (2001), S. 109-167.
- Duijnsveld, W.H.M., Hennings, V., Stolz, W., Martin, N., Richter, A. & Behrens, J. (2003): Mittlere jährliche Sickerwasserrate aus dem Boden. Tafel 4.5. In: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg., 2003): *Hydrologischer Atlas von Deutschland (HAD)*, Lfg. 3, Freiburg i. Br.
- DWA (2006): Materialien zur Sickerwasserprognose. DWA-Themen, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA) e. V., 140 S., Hennef
- Einsele, G. (Hrsg.) (1986): Das landschaftsökologische Forschungsprojekt Naturpark Schönbuch. 636 S., VCH Verlagsgesellschaft; Weinheim.
- Gabriel, B. & Ziegler, G. (1989): Lithofaziesseinheiten: ein neues Konzept zur Berechnung der Grundwasserneubildung im Festgesteinsbereich. *Wasserwirtschaft, Wassertechnik: WWT: Zeitschrift für Technik und Ökonomik der Wasserwirtschaft*. Band 39(7): 163-165
- Gabriel, B., Jacob, J. & Ziegler, G. (1993): Zur Grundwasserneubildungsberechnung für Festgesteinsgrundwasserleiter auf der Grundlage des Modells GEOFEMLAW und seiner Weiterentwicklung (GEOFEM), Vorträge KDT Kolloquium Hydrogeologie zum Thema Grundwasserneubildung, Erfurt
- Gäth, S. & Schug, B. (2000): Regionalisierung der Filter- und Verlagerungseigenschaften von Böden gegenüber Schwermetallen am Beispiel des Cadmiums. *Bodenschutz*, 1: 6-10.
- Girvin, D. C. & Scott, A. J. (1997): Polychlorinated biphenyl sorption by soils: Measurement of soil-water partition coefficients at equilibrium. *Chemosphere* 35, 2007-2025
- GD NRW (Geologischer Dienst Nordrhein-Westfalen vorm. Geologisches Landesamt, 2002): Informationssystem Bodenkarte von NRW, Bearbeitungsmaßstab 1 : 50 000, Themenkarte: Karte der mittleren jährlichen Sickerwasserrate aus dem Boden (1961 – 1990), Fortführungsstand 2002. Hrsg. Geol. Dienst Nordrh.-Westf., Krefeld.

- Glugla, G. et al. (1976): Das Programm RASTER - Ein effektives Verfahren zur Berechnung der Grundwasserneubildung und des Wasserhaushaltes für den Lockergesteinsbereich, Wasserwirtschaft - Wassertechnik 26 (1976) 11, S. 377-382
- Glugla, G., Schulze, O. & Enderlein, R. (1981): Untersuchungen zur anthropogenen Beeinflussung des Wasserhaushalts. Teilbericht 1, Institut für Wasserwirtschaft, Berlin, unveröffentlicht.
- Glugla, G. & Golf, W. (1980): Wasserhaushalt und Grundwasserneubildung. Studienmaterial für das postgraduale Studium der Sektion Wasserwesen der TU Dresden
- Glugla, G. & Eyrich, A. (1993): Ergebnisse und Erfahrungen bei der Anwendung des BAGROW-GLUGLA Verfahrens zur Berechnung von Grundwasserhaushalt und Grundwasserneubildung im Lockergesteinsbereich Norddeutschlands. Vorträge KDT Kolloquium Hydrogeologie zum Thema Grundwasserneubildung, Erfurt 1993
- Glugla, G. & Fürtig, G. (1997): Dokumentation zur Anwendung des Rechenprogrammes ABIMO. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Außenstelle Berlin, unveröff. Manuskript.
- Glugla, G., Goedecke, M., Wessolek, G. & Fürtig, G. (1999): Langjährige Abflußbildung und Wasserhaushalt im urbanen Gebiet Berlin. Wasserwirtschaft, 89: 34 - 42.
- Glugla, G., Jankiewicz, P., Rachimow, C., Lojek, K., Richter, K., Fürtig, G. & Krahe, P. (2003): Wasserhaushaltsverfahren zur Berechnung vieljähriger Mittelwerte der tatsächlichen Verdunstung und des Gesamtabflusses. BfG-Bericht, Nr. 1342, 106 S.
- Haude, W. (1954): Zur praktischen Bestimmung der aktuellen und potentiellen Evapotranspiration. Mitt. Deutsch. Wetterdienst Nr. 8.
- Haude, W. (1955): Zur Bestimmung der Verdunstung auf möglichst einfache Weise. Mitt. Deutsch. Wetterdienst Nr. 11.
- Heidkamp, A. (2005): Pedotransferfunktionen zur Sorption von Schwermetallen in Waldböden. Dissertation - Universität Hannover
- Höper, H. & Wilke, B.-M. (2006): Bewertung der Biodegradation im Rahmen der Sickerwasserprognose zur Verlagerung organischer Schadstoffe. In: DWA-Themen, Materialien zur Sickerwasserprognose. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA) e. V.: 70-94.
- Institut für Angewandte Mathematik (2004): Richy's Manual. Universität Erlangen-Nürnberg. <http://www.am.uni-erlangen.de/am1/software/RichyDocumentation/Main.html>
- Jahnke, C., Hannappel, S., Heinkele, T., Voigt, H.-J., Limberg, A. & Goedecke, M. (2004): Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung auf der Basis der Verweilzeit des Sickerwassers für das Land Berlin.- In: Hydrogeologie regionaler Aquifersysteme, Schriftenreihe der Deutschen Geologischen Gesellschaft, Heft 32, Hannover.
- Javaux, M., Kasteel, R., Vanderborght, J. & Vanclooster, M. (2006): Interpretation of Dye Transport in Macroscopically Heterogeneous, Unsaturated Subsoil with a One-Dimensional Model. Vadose Zone Journal, 5:529-538
- Jordan, H.-P. & Weder, H.-J. (1995): Hydrogeologie, Grundlagen und Methoden, Regionale Hydrogeologie: Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg und Berlin, Sachsen-Anhalt, Sachsen Thüringen, Ferdinand Enke Verlag Stuttgart 1995
- Jury, W.A., Gardner, W.R. & Gardner, W.H. (1991): Soil Physics, fifth edition. John Wiley and Sons, Inc.
- Karickhoff, S.W., Brown, D.S. & Scott, T.A. (1979): Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments - Water Research, 13 (3), S. 241-248; Oxford.
- Kille, K. (1970): Das Verfahren MoMnQ, ein Beitrag zur Berechnung der mittleren langjährigen Grundwasserneubildung mit Hilfe der monatlichen Niedrigwasserabflüsse. Z. dt. Geol. Ges., Sonderh. Hydrogeol. Hydrochem., 89-95, Hannover.

- Knabner, P. (2006): Mathematische Modellsimulation zur Identifizierung der Quellstärke von Schadstoffen und zur Vorhersage des Transports in den Grundwasserleiter. Endbericht Vorhaben 02WP0117 im BMBF-Förderschwerpunkt „Sickerwasserprognose“, 36 S.
- Knechtenhofer, L.A., Xifra, I.O., Scheinost, A.C., Flühler, H. & Kretzschmar, R. (2003): Fate of heavy metals in a strongly acidic shooting-range soil: Small-scale metal distribution and its relation to preferential water flow. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 166: 84-92.
- Kunkel, R. & Wendland, F. (1998): Der Landschaftswasserhaushalt im Flusseinzugsgebiet der Elbe - Verfahren, Datengrundlagen und Bilanzgrößen. - Schr.-R. Umw./Envir. Forschungszentr. Jülich, Vol. 12, Jülich, 107 S.
- Kunkel, R. & Wendland, F. (2002): The GROWA98 model for water balance analysis in large river basins - the river Elbe case study. *Journal of Hydrology*, 259, 152-162.
- LABO (2003): Arbeitshilfe Sickerwasserprognose bei orientierenden Untersuchungen. Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO), Altlastenausschuss (ALA), Unterausschuss Sickerwasserprognose. LABO-Bericht 2003, 64 S. (Im Internet zu öffnen unter: <http://www.labo-deutschland.de/pdf/SiWaPrognose-120903.pdf>)
- LABO (2003): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz, 3. überarbeitete und ergänzte Auflage, 2003 (<http://www.labo-deutschland.de/pdf/LABO-HGW-Text.pdf>)
- LABO (2006): Arbeitshilfe Sickerwasserprognose bei Detailuntersuchungen. Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO), Altlastenausschuss (ALA), Unterausschuss Sickerwasserprognose. Stand Oktober 2006.
- Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) (1998): Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen. Mitteilungen der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA), 20, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (2001): Bestimmung der Grundwasserneubildung für das Land Sachsen-Anhalt auf Grundlage des Verfahrens Bagrov/Glugla.
- LUA-NRW (2003): Vollzugshilfe zur Gefährdungsabschätzung "Boden-Grundwasser". Hinweise zur Untersuchung und Bewertung von Grundwassergefährdungen durch Altlasten nach Bodenschutzrecht. Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz, Band 17, 2002, 182 S. http://www.lua.nrw.de/veroeffentlichungen/malbo/malbo17_web.pdf
- Manhenke, V., Reutter, E., Hübschmann, M., Limberg, A. & Lückstedt, M. (2001): Hydrostratigrafische Gliederung des nord- und mitteldeutschen känozoischen Lockergesteinsgebietes. *Zeitschrift für angewandte Geologie*. Band 47, Heft 3+4: 146-152, 8 Abb., 1 Tab., Stuttgart.
- Meinert, N. (1987): Grundwasservorratsprognosemethodik - VEB Hydrogeologie. 22.02.1987, unveröffentlichter Bericht
- Meyer, R. & Doetsch, P. (2006): Entwicklung einer Methode zur Transferprognose durch iterative Simulation von Transportvorgängen für die Sickerwasserprognose. Endbericht Vorhaben 02 WP 0500 im BMBF-Förderschwerpunkt „Sickerwasserprognose; 192 S.+ Programm-CD
- Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg (Hrsg.) (2001): Wasser- und Bodenatlas Baden-Württemberg; Stuttgart.
- Mualem, Y. (1976): A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. - *Water Res. Res.*, 12: 513-522.
- Mocker, D., Eckart, M., Roscher, M., Voland, B. & Zurl, R. (2005): Modellgestützte quantifizierende Prognose des organischen und anorganischen Schadstoffeintrages mit dem Sickerwasser in das Grundwasser mittels des numerisch-diskreten Modells TENSIC. *Altlastenspektrum* 4/2005: 217-226

- Neumann, J. & Wycisk, P. (2003): Mittlere jährliche Grundwasserneubildung. Tafel 5.5. In: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg., 2003): Hydrologischer Atlas von Deutschland (HAD), Lfg. 3, Freiburg i. Br.
- Neumann, J. (2004): Flächendifferenzierte Grundwasserneubildung von Deutschland – Entwicklung und Anwendung des makroskaligen Verfahrens HAD-GW Neu. – Dissertation Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, 137 S.
- Penman, H.L. (1948): Natural Evaporation from Open Water, Bare Soil and Grass. Proceedings of the Royal Society, Ser. A, 120-146.
- Renger, M. & Wessolek, G. (1996): Berechnung der Verdunstungsjahressummen einzelner Jahre. In: DVWK (1996): Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft Nr. 238, Bonn, 47-48
- Rötzer, T. (1996): Neuartige Karten der Phänologie und des Wasserhaushalts von Bayern unter Berücksichtigung möglicher künftiger Klimaverhältnisse. Dissertation, Fakultät für Landwirtschaft und Gartenbau der Technischen Universität München, 181 S.
- Rothascher, A. (1987): Die Grundwasserneubildung in Bayern. Berechnet aus den Niedrigwasserabflüssen der oberirdischen Gewässer. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, 3, 86 S., München.
- Sabljić, A.; Gusten, H.; Verhaar, H. & Hermans, J. (1995): QSAR modelling of soil sorption, improvements and systematics of log KOC vs. log KOW correlations. Chemosphere 31, 4489-4514
- Schlinder, K. u. a. (1984): Informationssystem - Geohydrologie, Wasserwirtschaftsdirektion Küste, unveröffentlicht Stralsund/Schwerin 1984
- Schlinder, K. (1989): Bearbeitungsstand raumbezogenes Informationssystem Grundwasserneubildung - zur Beherrschung und Nutzung der Grundwasserressource, Vorträge KDT Kolloquium Hydrogeologie zum Thema Grundwasserneubildung, Erfurt 1993
- Schneider, W. & Stöfen, H. (2004): Nomogramme der Sickerwasserprognose, Grundwasser - Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie in der Deutschen Geologischen Gesellschaft 9(1), 54-66.
- Schwarz, A. & Kaupenjohann, M. (2000): Grundwasserbelastungen durch in Böden eingetragene Schadstoffe unter besonderer Berücksichtigung des schnellen Flusses in bevorzugten Fließbahnen. Abschlussbericht des AK "Schneller Stofftransport in Böden" im FA „Bodenschutz, Boden- und Grundwasserverunreinigungen“ des ATV-DVWK. 23.
- Schwarz, A. & Kaupenjohann, M. (2001): Vorhersagbarkeit des Stofftransportes in Böden unter Berücksichtigung des schnellen Flusses (preferential flow). KA – Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall 48 (1): 48-53.
- Schwarzenbach, R. & Westall, J. (1981): Transport of Nonpolar Organic Compounds from Surface Water to Groundwater: Laboratory Sorption Studies, Environ. Sci. Technol., 15, 1360-1367.
- Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin (2003, Hrsg.): Digitaler Umweltatlas Berlin. <http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/umweltatlas/index.shtml>
- Stöfen, H. (2005): Entwicklung eines Verfahrens für Sickerwasserprognosen im Sinne der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung. Dissertation Universität Hamburg-Harburg. Shaker-Verlag, Aachen, 285 S.
- Stöfen, H. & Schneider, W. (2004): Das "AF-Verfahren" für Sickerwasserprognosen - Einfach und dennoch wissenschaftlich fundiert, Altlasten Spektrum 13(4) 190-202.
- Streck, T. & Piehler, H. (1998). On field-scale dispersion of strongly sorbing solutes in soils. Water Resour. Res., 34: 2769-2773.
- UAG Sickerwasser (2001): Handlungsempfehlungen zur Sickerwasserprognose für die Bewertung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser - Grundzüge. - UAG "Sickerwasser" der

- ad hoc AG Hydrogeologie der BLA-GEO. Z. angew. Geol., Band 47, Heft 3+4: 138-145, Stuttgart
- Utermann, J., Meyenburg, G., Altfelder, S., Gäbler, H. E., Duijnsveld, W., Bahr, A. & Streck, T. (2005): Entwicklung eines Verfahrens zur Quantifizierung von Stoffkonzentrationen im Sickerwasser auf der Grundlage chemischer und physikalischer Pedotransferfunktionen. Forschungsbericht zum BMBF-Forschungsvorhaben 02WP0206.
http://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Produkte/Schriften/Downloads/BMBF_Endbericht_SiWaP.pdf
- Vanderborght, J. & Vereecken, H. (2007): Literature review of dispersivity lengths for the use in pesticide registration models. *Vadose Zone Jo.* 6:29-52
- Van Genuchten, M. Th. (1980): A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. – *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44: 892–898.
- Wagner, B., Tarnawski, V. R., Hennings, V., Müller, U., Wessolek, G. & Plagge, R. (2001): Evaluation of pedo-transfer functions for unsaturated soil hydraulic conductivity using an independent data set. – *Geoderma*, 102: 275-297.
- Wessolek, G. & Facklam, M. (1997): Standorteigenschaften und Wasserhaushalt von versiegelten Flächen. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkunde*, 160, 41-46.
- Wessolek, G., Duijnsveld, W.H.M. & Trinks, S. (2004): Ein neues Verfahren zur Berechnung der Sickerwasserrate aus dem Boden: das TUB-BGR-Verfahren. In: A. Bronstert, A. Thieken, B. Merz, M. Rohde, L. Menzel (Hrsg.): *Wasser- und Stofftransport in heterogenen Einzugsgebieten. Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, Heft 05.04, Beiträge zum Tag der Hydrologie, Band 1:135-145*
- Wösten, J.H.M. (1997): Pedotransfer functions to evaluate soil quality. - In: Gregorich, E.G. & Carter, M.R. (Eds.): *Soil quality for crop production and ecosystem health. - Developments in Soils Science*, 25: 221-245; Elsevier.
- Wösten, J.H.M., Lilly, A., Nemes, A. & Le Bas, C. (1998): Using existing soil data to derive hydraulic parameters for simulation models and in land use planning. – Final Report on the European Union Funded project. DLO-Staring Centre, Report 156, Wageningen /The Netherlands.
- Wösten, J.H.M., Lilly, A., Nemes, A. & Le Bas, C. (1999): Development and use of a database of hydraulic properties of European soils. - *Geoderma*, 90: 169-185.
- Wösten, J.H.M., Veerman, G.J., de Groot, W.J.M. & Stolte, J. (2001): Waterretentie- en doorlatendheidskarakteristieken van boven- en ondergronden in Nederland: de Staringreeks. *Alterra Rapport 153*, 86 S.
- Worch, E. (2004): Modelling the solute transport under non-equilibrium conditions on the basis of mass transfer equations. *J. Contam. Hydrol.* 68, 97-120
- Worch, E., Grischek, T.; Börnick, H. & Eppinger, P. (2002): Laboratory tests for simulating attenuation processes of aromatic amines in riverbank filtration. *J. Hydrol.* 266, 259-268
- Worch, E. & Thiele-Bruhn, S. (2006): Einfluss der Sorption auf den Transport organischer Schadstoffe. In: *Materialien zur Sickerwasserprognose, DWA-Themen, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA) e. V.:* 35-69.
- Wundt, W. (1956): Die Kleinstwasserführung der Flüsse als Maß für die verfügbaren Grundwassermengen. In: Graham, R. (ed.): *Die Grundwässer in Deutschland und ihre Nutzung. Forsch. Dt. Landeskunde*, Remagen, 104, 47-54.

Anlage A1

Standortkennzeichnung

Vorgaben für Mindestinhalte zur Standortkennzeichnung für die Sickerwasserprognose nach BBodSchV

Teil 1 Allgemeine Angaben zum Vorhaben und zum Standort

- Bezeichnung des Vorhabens:

- Kurzbeschreibung des Vorhabens:

- Lage des Standortes (Land, Kreis, Gemeinde, Koordinaten, Kartenskizze):

- Beschreibung der an der Oberfläche erkennbaren Standortbedingungen:
 - Nutzung¹:
 - Bedeckung durch Vegetation:
 - Überdeckungen mit anthropogenen Substraten:
 - Art und Umfang von Versiegelungen:

- Klimaparameter:
 - Referenzverdunstung:
 - Korrigierter Niederschlag:

- Für die Prognose zu berücksichtigende Situation des Standortes an der Oberfläche:
 - Variante 1:
 - Variante 2:
 -

¹ für definierte Standorte Aufnahme entsprechend Klassen nach Bodenkundlicher Kartieranleitung KA5, bei großflächigen Prognosen nach ATKIS oder anderen Daten der Nutzungskennzeichnung der Landesfläche

A 2 : Formblatt zur Profilbeschreibung gemäß „Ad-hoc-AG Boden (2009): Arbeitshilfe für die Bodenansprache im vor- und nachsorgenden Bodenschutz - Auszug aus der Bodenkundlichen Kartieranleitung KA 5 - (im Druck)“

Mindestdaten für Untersuchungen nach § 3 BBodSchV (Orientierende Untersuchung / Detailuntersuchung)																					
Flächenbezogene Daten																					
Katastrangaben		Versiegelungsart		Versiegelungsgrad / Anteilskl. (KA 5, Tab. 4, S. 53)		Nutzungsart		Anteilsklasse (KA 5, Tab. 4, S. 53)		Vegetation		Anteilsklasse (KA 5, Tab. 4, S. 53)									
Punktbezogene Daten																					
Titeldaten																					
Projektbezeichn. 2		Profil-Nr. 3		Datum der Aufnahme Jahr Monat Tag 4		Bearbeiter 5		Rechtswert (in m) 6		Hochwert (in m) 7		Höhe ü. NN 8		Aufschlussart 9		Wasserstand unter GOF 53b		Bodenschätzung 56			
Aufnahmesituation																					
Neigung 11		Exposition 12		Reliefbeschreibung 14/17		Bodenabtrag /-auftrag 18		Nutzungsart 19		Vegetation 20		Witterung 21		anthropogene Veränderungen / bautechnische Maßnahmen 22							
Horizontbezogene Daten I und II																					
Lfd. Nr.	Unt.- / Ober- grenze 25	Horizontsymbol 27	Bodenfarbe / Substratfarbe 28	Geruch (Art und Intensität)	Humusgehalt 29	oxidative 30 und reduktive 31 Hydromorphie- merkmale	Bodenfeuchte 32	Konsistenz 33	Hohlräume 37-39	Trockenleichte o. ein. Lag. dichter / Substanzverl. u. Zers. Stufe 40	Grob- / Fein- wurzeln 41	Substratgenese 43	Feinboden / Torfart / Muddart 44a	Grobboden- fraktionen u. Anteilsklasse 44b	Σ Grobboden PS/44c	Geogener C-Gehalt 45	Carbonatgehalt 46	Bodenaus- gangsgestein 47a	Benennungen (substantielle Substratino- mogentitäten) 47d	Proben- Nr.	Erntehmetiefe
1			1. 2. 3.										1. 2. 3.				1. 2. 3.	1. 2. 3.			
2			1. 2. 3.										1. 2. 3.				1. 2. 3.	1. 2. 3.			
3			1. 2. 3.										1. 2. 3.				1. 2. 3.	1. 2. 3.			
4			1. 2. 3.										1. 2. 3.				1. 2. 3.	1. 2. 3.			
5			1. 2. 3.										1. 2. 3.				1. 2. 3.	1. 2. 3.			
6			1. 2. 3.										1. 2. 3.				1. 2. 3.	1. 2. 3.			
7			1. 2. 3.										1. 2. 3.				1. 2. 3.	1. 2. 3.			
Bemerkungen:																					

Anmerkung: Die im Formblatt zur Profilbeschreibung aufgeführten Bezeichnungen und Nummern der Datenfelder sowie deren Reihenfolge entsprechen weitgehend denen der KA 5 (Ad-hoc-AG Boden, 2005).

A 2.1: Bodenprofilaufnahme auf einer Industriebrachfläche im Rahmen einer Sickerwasserprognose

Mindestdaten für Untersuchungen nach § 3 BBodSchV (Orientierende Untersuchung / Detailuntersuchung)																						
Flächenbezogene Daten																						
Katasterangaben		Versiegelungsart		Versiegelungsgrad / Anteilskl. (KA 5, Tab. 4, S. 53)		Nutzungsart		Anteilsklasse (KA 5, Tab. 4, S. 53)		Vegetation		Anteilsklasse (KA 5, Tab. 4, S. 53)										
Flur 17, Flurstück 297		keine		-		Ödland, Industriebrache		f6		Staudenflur		f6										
Punktbezogene Daten																						
Titeldaten																						
Projektbezeichn. 2		Profil-Nr. 3		Datum der Aufnahme Jahr 1 Monat 2 Tag 4		Bearbeiter 5		Rechtswert (in m) 6				Hochwert (in m) 7				Höhe ü. NN 8	Aufschlussart 9	Wasserstand unter GOF 53b		Bodenschätzung 56		
001/2007		1		07 01 21		Mustermann		4 4 8 2 4 7 X X 5				7 5 6 0 1 X X				293	B	350cm				
Aufnahmesituation																						
Neigung 11		Exposition 12		Reliefbeschreibung 14/17		Bodenabtrag /-auftrag 18		Nutzungsart 19		Vegetation 20		Witterung 21		anthropogene Veränderungen / bautechnische Maßnahmen 22								
N0		-		-		-		BG		Wi		trocken		Oberfläche verdichtet								
Horizontbezogene Daten I und II																						
Lfd. Nr.	Unter-/Obergrenze 25	Horizontsymbol 27	Bodenfarbe / Substratfarbe 28	Geruch (Art und Intensität)	Humusgehalt 29	oxidative und reduktive Hydromorphie-merkmale 30 31	Bodenteuchte 32	Konsistenz 33	Hohlräume 37 - 39	Ttröndichte o. eff. Lag.dichte/ Substanzvol u. Zers.stufe 40	Grob- / Feinwurzeln 41	Substratgenese 43	Feinboden / Torfart / Muddart 44a	Grobbodenfraktionen u. Anteilsklasse 44b	Σ Grobboden (%) 44c	Geogener C-Gehalt 45	Carbonatgehalt 46	Bodenausgangsgestein 47a	Beimengungen (substanzelle Substratinhomogenitäten) 47d	Proben- Nr.	Entnahmetiefe	
1	- 15	Ah	1. 10 YR 6/3 2. - 3. -	ölig	h4					Ld3		p	1. Ut2 2. - 3. -	Gr2	6		C3	1. Lo 2. - 3. -	1. Bauschutt 2. - 3. -	1	0 - 15	
2	- 40	Al	1. 10 YR 7/4 2. - 3. -	ölig	h0	ed				Ld2		p	1. Ut3 2. - 3. -	-	-		C1	1. Lo 2. - 3. -	1. - 2. - 3. -	2	30 - 40	
3	- 60	Bt1	1. 10 YR 8/3 2. - 3. -		h0					Ld2		p	1. Lu 2. - 3. -	-	-		c0	1. Lo 2. - 3. -	1. - 2. - 3. -	3	40 - 60	
4	- 80	Bt2	1. 7,5 YR 4/6 2. - 3. -		h0					Ld3		p	1. Ut3 2. - 3. -	-	-		c0	1. Lo 2. - 3. -	1. - 2. - 3. -	4	90 - 110	
5	- 350	Co	1. 10 YR 6/6 2. - 3. -		h0	ed				Ld3		p	1. Ut3 2. - 3. -	-	-		c3	1. Lo 2. - 3. -	1. - 2. - 3. -	5	200 - 250	
6	> 350	Cr	1. 7,5 YR 4/4 2. - 3. -	stark ölig	h0	rg				Ld3		p	1. Ut3 2. - 3. -	-	-		c3	1. Lo 2. - 3. -	1. - 2. - 3. -	6	350 - 400	
7			1. - 2. - 3. -										1. - 2. - 3. -					1. - 2. - 3. -				
Bemerkungen:																						

A 2.2: Bodenprofilaufnahme auf einem Acker im Rahmen einer Sickerwasserprognose zur Aufbringung von Bodenmaterial

Mindestdaten für Untersuchungen nach § 3 BBodSchV (Orientierende Untersuchung / Detailuntersuchung)																							
Katasterangaben			Versiegelungsart			Versiegelungsgrad / Anteilskl. (KA 5, Tab. 4, S. 53)			Nutzungsart			Anteilsklasse (KA 5, Tab. 4, S. 53)			Vegetation			Anteilsklasse (KA 5, Tab. 4, S. 53)					
Flur 11, Flurstück 321			keine			-			Acker			100%			Wintergerste			100 %					
Punktbezogene Daten																							
Titeldaten																							
Projektbezeichn. 2		Profil-Nr. 3		Datum der Aufnahme Jahr 4 Monat 4 Tag 4			Bearbeiter 5			Rechtswert (in m) 6				Hochwert (in m) 7				Höhe ü. NN 8	Aufschlussart 9	Wasserstand unter GOF 53b		Bodenschätzung 56	
10553/06		31		2006 07 31			Mustermann			4 4 3 2 4 7 X X 5				7 2 6 0 1 X X				67	G	320		-	
Aufnahmesituation																							
Neigung 11		Exposition 12		Reliefbeschreibung 14/17				Bodenabtrag /-auftrag 18			Nutzungsart 19			Vegetation 20		Witterung 21		anthropogene Veränderungen / bautechnische Maßnahmen 22					
N0		-		-				-			A			GE		-		keine					
Horizontbezogene Daten I und II																							
Lfd. Nr.	Unter-/Obergrenze 25	Horizontsymbol 27	Bodenfarbe / Substratfarbe 28	Geruch (Art und Intensität)	Humusgehalt 29	oxidative und reduktive Hydromorphie-merkmale 30 31	Bodenleuchte 32	Konsistenz 33	Hohlräume 37-39	Ttrondichte o eff Lag dichte / Substanzvol. u. Zers. stufe 40	Grob- / Feinwurzeln 41	Substratgenese 43	Feinboden / Torfart / Muddart 44a	Grobbodenfraktionen u. Anteilsklasse 44b	Σ Grobböden (%) 44c	Geogener C-Gehalt 45	Carbonatgehalt 46	Bodenausgangsgestein 47a	Beimengungen (substanzelle Substratinhomogenitäten) 47d	Proben-Nr.	Entnahmetiefe		
1	- 30	Ap	1. 10YR6/2 2. 10YR6/2 3.		h2					p 2		p	1. Si2 2. Si2 3.	-	-		c0	1. Sa 2. Sa 3.	1. keine 2. 3.	1	0 - 30		
2	- 60	Bsv	1. 10YR6/4 2. 10YR6/4 3.		h1	eh				p 2		p	1. Su2 2. Su2 3.	-	-		c0	1. Sa 2. Sa 3.	1. keine 2. 3.	2	30- 60		
3	-300	C	1. 10YR8/2 2. 10YR8/2 3.		h0					p 3		fg	1. fSms 2. fSms 3.	-	-		c0	1. gf 2. gf 3.	1. - 2. - 3.	3 4 5	60- 100- 200- 300		
4	-350	Co	1. 10Y7/3 2. 10Y7/3 3.		h0	eh,fl				p 3		fg	1. fSms 2. fSms 3.	-	-		c0	1. gf 2. gf 3.	1. - 2. - 3.	6	300- 350		
5	> 350	Cr	1. 7.5Yr5/8 2. 7.5Yr5/8 3.		h0	rg,eh				p 3		fg	1. fSms 2. fSms 3.	-	-		c0	1. gf 2. gf 3.	1. - 2. - 3.	-	-		
6			1. 2. 3.										1. 2. 3.					1. 2. 3.	1. 2. 3.				
7			1. 2. 3.										1. 2. 3.					1. 2. 3.	1. 2. 3.				
Bemerkungen:																							

Anlage A3: Das TUB-BGR-Verfahren

A3.1 Sickerwasserrate aus dem Boden

Die „Sickerwasserrate aus dem Boden“ ist als die Sickerwassermenge definiert, die den Boden (durchwurzelte Zone) unter Berücksichtigung des kapillaren Aufstiegs abwärts verlässt. Das dabei gebildete Sickerwasser füllt den Grundwasserspeicher auf und/oder verlässt die Sickerzone als Zwischenabfluss. Die Sickerwasserrate aus dem Boden schließt den auf Oberflächenabfluss entfallenden Abflussanteil nicht mit ein.

Zur Bestimmung der Sickerwasserrate aus dem Boden wurde ein neues Berechnungsverfahren (Wessolek et al., 2004) entwickelt. Bei der Entwicklung des neuen empirischen Ansatzes wurde darauf geachtet, dass die Eingangsdaten (bodenkundliche und klimatologische Größen) einfach zu bestimmen sind bzw. routinemäßig vorgehalten werden, so dass eine breite Anwendung in der Praxis gewährleistet ist.

Für die Berechnung der Sickerwasserrate aus dem Boden sind folgende Parameter erforderlich:

- Klimatologische Standortparameter (z.B. aus Angaben des DWD)

Nd_{Jahr}	- mittlere korrigierte jährliche Niederschlagshöhe	[mm/a]
Nd_{som}	- mittlere korrigierte jährliche Niederschlagshöhe im Sommerhalbjahr (1.4. – 30.9.; wenn nur 1.5.-30.10. vorliegt, kann auch dieser Wert genommen werden)	[mm]

$ET0$	- mittlere jährliche potenzielle Verdunstungshöhe als FAO-Grasreferenzverdunstung	[mm/a]
-------------------------	---	--------

- Folgende klimatologische Standortparameter müssen berechnet werden:

$$ET0_{som} = 0.72 * ET0 + 48 \quad (3.1)$$

$ET0_{som}$	- FAO-Grasreferenzverdunstung im Sommerhalbjahr (1.4. – 30.9.)	[mm]
-------------------------------	--	------

$$KWB_{som} = Nd_{som} - ET0_{som} \quad (3.2)$$

KWB_{som}	- klimatische Wasserbilanz im Sommerhalbjahr (1.4. – 30.9.)	[mm]
-------------------------------	---	------

In Kap. 2.2 der Standortbeschreibung wurde die Vorgehensweise bei der Aufnahme und Beschreibung der Profile und die anschließende Parametrisierung der bodenhydrologischen Eigenschaften erläutert und durchgeführt. Die Parametrisierung beruht auf der Methodendokumentation Bodenkunde der Ad-hoc-AG Boden (2000). Für die Berechnung der Sickerwasserrate aus dem Boden sind folgende Parameter erforderlich:

➤ Bodenkundliche Standortparameter:

We	- effektive Durchwurzelungstiefe	[dm]
nFK	- nutzbare Feldkapazität	[mm]
nFK_{We}	- nutzbare Feldkapazität im Wurzelraum	[mm]
MNGW	- mittlerer Grundwassertiefstand	[dm]
V_{kap}	- kapillarer Aufstieg	[mm/a]

Der Betrag des kapillaren Aufstiegs V_{kap} ist mit Gl. (3.5) zu ermitteln. Zur Ermittlung des kapillaren Aufstiegs V_{kap} müssen folgende Schritte durchgeführt werden:

1. Berechnung des Betrags des mittleren kapillaren Aufstiegs KA nach dem Regelwerk der Methodendokumentation (Ad-hoc-AG Boden, 2000) unter Berücksichtigung der nutzungsspezifischen Vegetationsdauer, des Grundwasserflurabstands und der Bodenart:

- Ermittlung der mittleren kapillaren Aufstiegsrate **KR** nach Verknüpfungsregel VKR 1.16 und
- Ermittlung der mittleren Dauer des kapillaren Aufstiegs **ta** nach Verknüpfungsregel VKR 1.17

$$\text{Betrag des mittleren kapillaren Aufstiegs: } \mathbf{KA} = \mathbf{KR} * \mathbf{ta} \quad (\text{mm}) \quad (3.3)$$

Wenn $KA = 0$ mm, dann sind zur Berechnung der Sickerwasserrate aus dem Boden die Regressionsgleichungen für grundwasserferne Standorte anzuwenden.

2. Berechnung der nutzungsdifferenzierten maximalen Aufstiegsmenge $vkap_{kli}$ begrenzt durch die klimatischen Rahmenbedingungen am Standort:

Acker	$\mathbf{vkap_{kli} = 1.05 * ET0_{som} - Nd_{som}}$	(mm)	
Grünland	$\mathbf{vkap_{kli} = 1.2 * ET0_{som} - Nd_{som}}$	(mm)	(3.4)
Nadel- und Laubwald	$\mathbf{vkap_{kli} = 1.3 * ET0_{som} - Nd_{som}}$	(mm)	

3. Ableitung von V_{kap} für die neu abgeleiteten Regressionsgleichungen für grundwasserbeeinflusste Standorte :

$$\begin{aligned} \text{wenn } \mathbf{vkap_{kli} < 0}, & \quad \text{dann ist } \mathbf{V_{kap} = 0} & (\text{mm}) \\ \text{wenn } \mathbf{KA > vkap_{kli}}, & \quad \text{dann ist } \mathbf{V_{kap} = vkap_{kli}} & (\text{mm}) \\ \text{wenn } \mathbf{KA \leq vkap_{kli}}, & \quad \text{dann ist } \mathbf{V_{kap} = KA} & (\text{mm}) \end{aligned} \quad (3.5)$$

A3.2 Die Regressionsgleichungen des TUB-BGR-Verfahrens

Zur Anwendung der nutzungsdifferenzierten Regressionsgleichungen des TUB-BGR-Verfahrens zur Bestimmung der Sickerwasserrate aus dem Boden (SWR) auf ebenen Standorten ohne Oberflächenabfluss ist die pflanzenverfügbare Wassermenge im Sommerhalbjahr zu berechnen:

$$\mathbf{WV = nFK_{We} + V_{kap} + Nd_{som}} \quad (3.6)$$

➤ WV	- pflanzenverfügbare Wassermenge im Sommerhalbjahr (1.4. – 30.9.)	[mm]
SWR	- Sickerwasserrate aus dem Boden	[mm/a]

Für Standorte mit Oberflächenabfluss muss die pflanzenverfügbare Wassermenge **WV** im Sommerhalbjahr um die entsprechende Menge des Oberflächenabflusses im Sommerhalbjahr reduziert werden.

Acker

a) für grundwasserbeeinflusste Standorte:

wenn $WV > 700 \text{ mm}$, dann ist:

$$SWR = Nd_{\text{jahr}} - ET0 * 1.05 * [0.61 * \log(1/ET0) + 2.66] \quad (3.7)$$

wenn $WV \leq 700 \text{ mm}$, dann ist:

$$SWR = Nd_{\text{jahr}} - ET0 * [1.45 * \log(nFK_{We} + V_{kap} + Nd_{\text{som}}) - 3.08] * [0.61 * \log(1/ET0) + 2.66] \quad (3.8)$$

b) für grundwasserferne Standorte ($V_{kap} = 0 \text{ mm}$):

wenn $WV > 700 \text{ mm}$, dann ist:

$$SWR = Nd_{\text{jahr}} - ET0 * 1.05 * [0.76 * \log(1/ET0) + 3.07] \quad (3.9)$$

wenn $WV \leq 700 \text{ mm}$, dann ist:

$$SWR = Nd_{\text{jahr}} - ET0 * [1.45 * \log(nFK_{We} + Nd_{\text{som}}) - 3.08] * [0.76 * \log(1/ET0) + 3.07] \quad (3.10)$$

Grünland

a) für grundwasserbeeinflusste Standorte:

wenn $WV > 700 \text{ mm}$, dann ist:

$$SWR = Nd_{\text{jahr}} - ET0 * 1.20 * [0.40 * \log(1/ET0) + 2.07] \quad (3.11)$$

wenn $WV \leq 700 \text{ mm}$, dann ist:

$$SWR = Nd_{\text{jahr}} - ET0 * [1.79 * \log(nFK_{We} + V_{kap} + Nd_{\text{som}}) - 3.89] * [0.40 * \log(1/ET0) + 2.07] \quad (3.12)$$

b) für grundwasserferne Standorte ($V_{kap} = 0 \text{ mm}$):

wenn $WV > 700 \text{ mm}$, dann ist:

$$SWR = Nd_{\text{jahr}} - ET0 * 1.20 * [0.66 * \log(1/ET0) + 2.79] \quad (3.13)$$

wenn $WV \leq 700 \text{ mm}$, dann ist:

$$SWR = Nd_{\text{jahr}} - ET0 * [1.79 * \log(nFK_{We} + Nd_{\text{som}}) - 3.89] * [0.66 * \log(1/ET0) + 2.79] \quad (3.14)$$

Nadelwald und Laubwald

a) für grundwasserbeeinflusste Standorte:

wenn $WV > 750\text{mm}$, dann gilt:

$$\text{für Nadelwald: } SWR = Nd_{\text{jahr}} - ET0 * 1.30 * [0.81 * \log(1/ET0) + 3.20] \quad (3.15)$$

$$\text{für Laubwald: } SWR = Nd_{\text{jahr}} - 0.9 * ET0 * 1.30 * [0.81 * \log(1/ET0) + 3.20] \quad (3.16)$$

wenn $WV \leq 750\text{mm}$, dann ist:

für Nadelwald:

$$SWR = Nd_{\text{jahr}} - ET0 * [1.68 * \log(nFK_{We} + V_{\text{kap}} + Nd_{\text{som}}) - 3.53] * [0.81 * \log(1/ET0) + 3.20] \quad (3.17)$$

für Laubwald:

$$SWR = Nd_{\text{jahr}} - 0.90 * ET0 * [1.68 * \log(nFK_{We} + V_{\text{kap}} + Nd_{\text{som}}) - 3.53] * [0.81 * \log(1/ET0) + 3.20] \quad (3.18)$$

b) für grundwasserferne Standorte ($V_{\text{kap}} = 0 \text{ mm}$):

wenn $WV > 750\text{mm}$, dann gilt:

$$\text{für Nadelwald: } SWR = Nd_{\text{jahr}} - ET0 * 1.30 * [0.92 * \log(1/ET0) + 3.52] \quad (3.19)$$

$$\text{für Laubwald: } SWR = Nd_{\text{jahr}} - 0.9 * ET0 * 1.30 * [0.92 * \log(1/ET0) + 3.52] \quad (3.20)$$

wenn $WV \leq 750\text{mm}$, dann ist:

für Nadelwald:

$$SWR = Nd_{\text{jahr}} - ET0 * [1.68 * \log(nFK_{We} + Nd_{\text{som}}) - 3.53] * [0.92 * \log(1/ET0) + 3.52] \quad (3.21)$$

für Laubwald:

$$SWR = Nd_{\text{jahr}} - 0.90 * ET0 * [1.68 * \log(nFK_{We} + Nd_{\text{som}}) - 3.53] * [0.92 * \log(1/ET0) + 3.52] \quad (3.22)$$

für Mischwald:

$$SWR = 0.5 * SWR (\text{Nadelwald}) + 0.5 * SWR (\text{Laubwald}) \quad (3.23)$$

A3.3 Beispiel: Grundwassernaher Grünlandstandort auf einem Gley-Podsol:

- Klimatologische Standortparameter:

- $Nd_{jahr} = 688 \text{ mm/a}$
- $Nd_{som} = 335 \text{ mm/a}$
- $ET0 = 650 \text{ mm/a}$
- $ET0_{som} = 0.72 * ET0 + 48 = 516 \text{ mm}$

- Standortprofil:

Bodentyp	Horizont	Horizont Nr.	Ober-tiefe in cm	Unter-tiefe in cm	Boden-art	Skelett-gehalt klass.	Skelett-gehalt Vol.-%	Trocken-raum-dichte-Klasse	Humus-gehalt klass.	nFK Grundwert (VK 1.11)	nFK Endwert incl. Skelett-abzug
GG-PP	Ape	1	0	30	mSfs	1	0	2	h3	15.0	15.0
	Bhs	2	30	60	fSms	1	0	3	h2	17.0	17.0
	Bhs-Go	3	60	95	fSms	1	0	3	h1	16.5	16.5
	Gro	4	95	135	Su2	1	0	4	h0	14.5	14.5
	Gr	5	135	155	Su2	2	5	4	h0	14.5	13.8

- Ableitung/Ermittlung der bodenhydrologischen Standortparameter:

(VKR = Verknüpfungsregel der Methodendokumentation Bodenkunde (Ad-hoc-AG Boden, 2000))

- $We\text{-Grünland} = 4.5 \text{ dm}$ (VKR1.1)
- $nFK_{We} = 71 \text{ mm}$ (VKR 4.1)
- $MNGW = 13,5 \text{ dm}$ unter GOF (Gr-Horizont in 135 cm Tiefe)
- $za (=MNGW-We) = 9 \text{ dm}$
- $KR = 0.3 \text{ mm/d}$ (VKR 1.16)
- $ta = 39.5 \text{ d}$ (VKR 1.17)
- $KA = ta * KR = 11.9 \text{ mm}$
- $vkap_{kli} = 284 \text{ mm}$ (Gl. 3.4)
- $V_{kap} = 11.9 \text{ mm}$ (Gl. 3.5)
- $WV = 418 \text{ mm}$ ($= nFK_{We} + V_{kap} + Nd_{som}$)

- Berechnung der Sickerwasserrate SWR aus dem Boden:

$$\rightarrow SWR = 195 \text{ mm/a} \text{ (Gl. 3.12)}$$

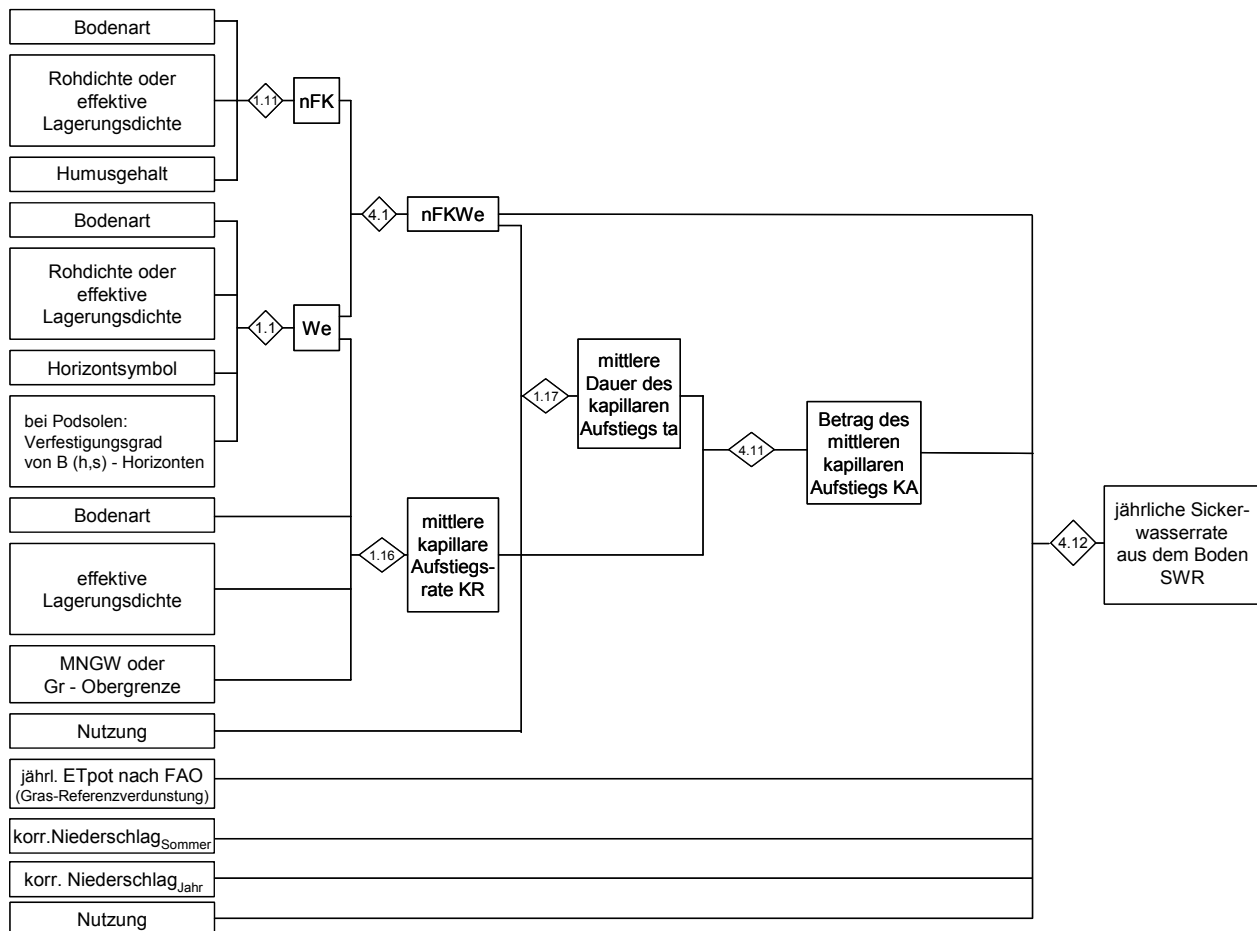


Abb. A3.1: Flussplandiagramm zur Berechnung des Kennwertes 4.6 „Mittlere jährliche Sickerwasserrate aus dem Boden nach dem TUB-BGR-Verfahren“ mit Hilfe der Verknüpfungsregeln der Methodendokumentation Bodenkunde (Ad-hoc-AG Boden (2000) und Ergänzungen im Internet)

Die Beschreibung des neuen Kennwertes 4.6 „mittlere jährliche Sickerwasserrate aus dem Boden nach dem TUB-BGR-Verfahren“ der Methodendokumentation Bodenkunde und die neuen Verknüpfungsregeln 4.11 und 4.12 sind im Internet auf den Seiten von **BLA-Geo/Ad-hoc-AG Boden** unter:

<http://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Zusammenarbeit/Adhocag/methoden.html>

zu finden.

Anlage A4: Das BAGLUVA-Verfahren

Das Wasserhaushaltsverfahren BAGLUVA (Verfahren nach **B**agrov und **G**lugla zur Bestimmung vieljähriger Mittelwerte der tatsächlichen Verdunstungshöhe und der Abflusshöhe) wurde im Rahmen eines von der DFG geförderten Forschungsprojektes an der Bundesanstalt für Gewässerkunde entwickelt und für den Hydrologischen Atlas von Deutschland (BMU, 2003) genutzt, um die Themen „Mittlere jährliche tatsächliche Verdunstungshöhe“ und „Mittlere jährliche Abflusshöhe“ zu bearbeiten.

Basis des Verfahrens ist die von Glugla et al. (2003) modifizierte Bagrov-Beziehung (Abbildung A4.1). Die tatsächliche Verdunstung ETa ist abhängig von:

- der Wasserverfügbarkeit durch korrigierten mittleren jährlichen Niederschlag Nd_{Jahr} , Beregnung B oder Wasseraufstieg aus flurnahem Grundwasser KR_{vp} ,
- der Energieverfügbarkeit in Form der maximalen Verdunstung $ETmax$ sowie
- den Standortbedingungen, gekennzeichnet durch den Effektivitätsparameter n .

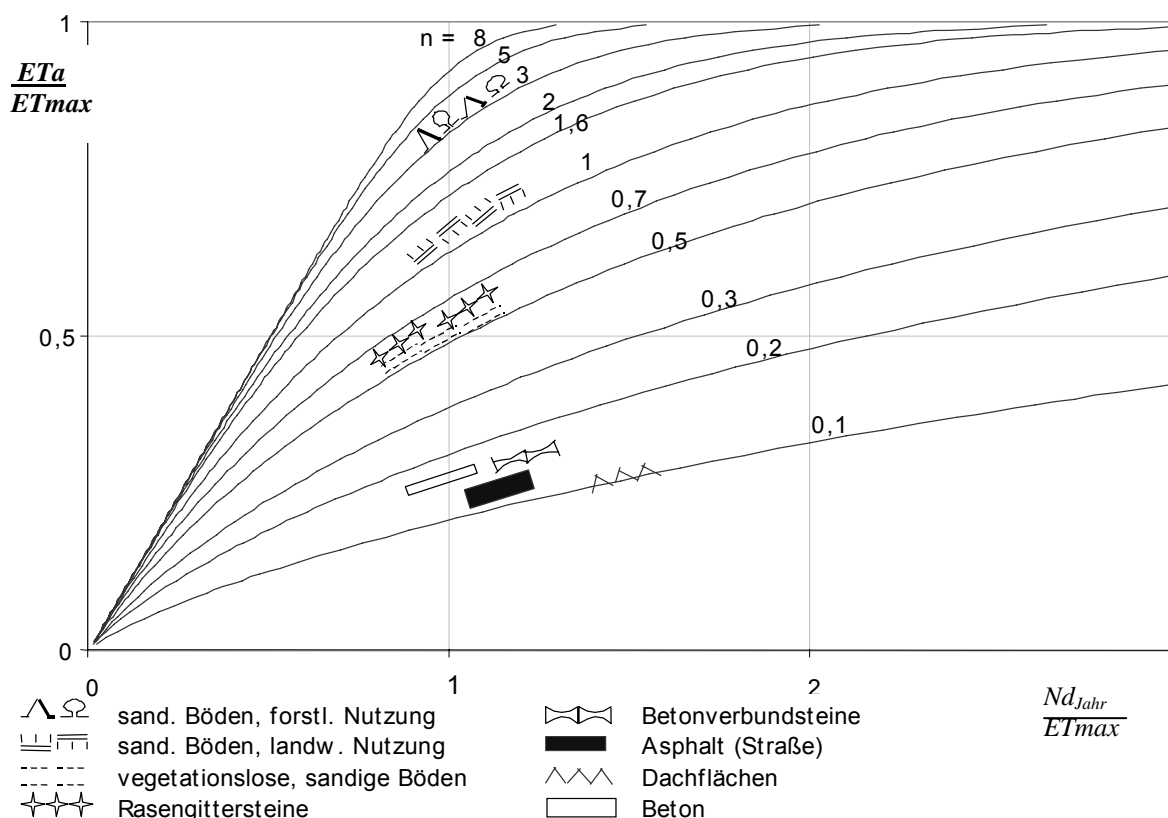


Abb. A4.1: Graphische Darstellung der Bagrov-Glugla-Beziehung und des Einflusses der Landnutzung auf den Effektivitätsparameter n . Der korrigierte Niederschlag Nd_{Jahr} , die maximale Verdunstung $ETmax$ und die tatsächliche Verdunstung ETa sind langjährige Mittelwerte.

Der Parameter n quantifiziert im Wesentlichen den Einfluss der Standortbedingungen hinsichtlich der zeitlichen und räumlichen Verfügbarkeit des stochastisch verteilten Niederschlags für die tatsächliche Verdunstung im

- Interzeptionsspeicher (Speicherinhalt beeinflusst durch Interzeptionskapazität, Häufigkeit der Niederschlagsereignisse ...) und im
- Bodenspeicher (Speicherinhalt, beeinflusst durch nutzbare Feldkapazität und Ausschöpfungstiefe ...).

Die maximale Verdunstung **ET_{max}** ist die Verdunstung der jeweiligen Landnutzung bei ausreichender Wasserverfügbarkeit. Die Höhe der maximalen Verdunstung wird zunächst durch das klimatologisch bedingte Energieangebot aus kurz- und langwelliger Strahlung und sensibler Wärme bestimmt. Dieses klimatologisch bedingte Energieangebot wird jedoch abhängig von den Standortbedingungen des Bodens und der Vegetation in unterschiedlicher Art und Höhe für die Verdunstung genutzt. Für eine Grasfläche wird sie gleich der Gras-Referenzverdunstung gesetzt.

Der Einfluss anderer Landnutzungsformen auf die jeweilige Energieausnutzung wird durch einen Faktor f zur Gras-Referenzverdunstung **ET_0** parametrisiert:

$$ET_{max} = f \cdot ET_0 \quad (\text{A4.1})$$

Die Berechnungen werden zunächst für die sieben Landnutzungseinheiten versiegelte, vegetationslose Flächen, Grünland, Ackerland, Laubwald, Nadelwald, Gewässer durchgeführt.

Die Berechnung wird in folgenden Bearbeitungsschritten durchgeführt:

1. Für die im Mittel errechnete Zeit mit Schneedecke wird - außer für Waldflächen - für alle Landnutzungseinheiten entsprechend der Andauer die maximale Verdunstung gleich der Schneeverdunstung also der tatsächlichen Verdunstung gesetzt.
2. Für Zeiträume ohne Schneedecke wird mit dem Parameter f als Funktion von Landnutzung und Volumenfeuchte der nutzbaren Feldkapazität nFK sowie mit der Gras-Referenzverdunstung **ET_0** die maximale Verdunstung **ET_{max}** berechnet. Bei Hangneigung wird der Parameter f durch den von Hangneigung und -exposition abhängigen Parameter f_H modifiziert:

$$ET_{max} = f_H \cdot f \cdot ET_0 \quad (\text{A4.2})$$

3. Der Effektivitätsparameter n wird bei flurfernem Grundwasserstand festgelegt für
 - versiegelte Flächen mit konstantem Wert 0,16,
 - vegetationslose Flächen, Grün- und Ackerland in Abhängigkeit von der nutzbaren Feldkapazität nFK
 - Laub- und Nadelwald in Abhängigkeit vom Bestandes- bzw. Umtriebsalter UA . Ferner wird nach sandigen bzw. bindigen Böden unterschieden (Bereiche von nFK).

4. Bei flurnahem Grundwasser mit Kapillarwasseraufstieg (KR_{vp}), bei Berechnung (B) und bei klimabedingt kleinerem bzw. größerem Sommeranteil des Niederschlages (Nd_{som}) wird der Effektivitätsparameter korrigiert:

$$n_K = a \cdot n \quad (\text{A4.3})$$

5. Die Berechnung des mittleren Kapillarwasseraufstiegs KR_{vp} in die Ausschöpfungszone erfolgt in Abhängigkeit vom Grundwasserflurabstand z_G , von nFK und von $b \cdot We^*$

$$\begin{aligned} We^* &= \text{Ausschöpftiefe beim BAGLUVA-Verfahren} && (\text{m}) \\ b &= \text{Korrekturfaktor} && (-) \end{aligned}$$

6. Anwendung der BAGROV-Beziehung unter Nutzung der Größen korrigierter Niederschlag Nd_{Jahr} sowie n bzw. n_K und Berechnung von $ETa/ETmax$ und ETa .

7. Berechnung des Gesamtabflusses A :

$$A = Nd_{Jahr} - ETa \quad \text{mm/a} \quad (\text{A4.4})$$

8. Für Standorte ohne Oberflächenabfluss ($R_0 = 0$) entspricht der oben ermittelte Gesamtabfluss A die Sickerwasserrate SWR aus dem Boden. Wenn Oberflächenabfluss A_0 stattfindet, dann muss der Gesamtabfluss um den Betrag A_0 vermindert werden, sodass

$$SWR = A - A_0 \quad \text{mm/a} \quad (\text{A4.5})$$

Eine ausführliche Beschreibung des BAGLUVA-Verfahren mit den erforderlichen Anlagen und Gleichungen ist in dem **BfG-Bericht Nr. 1342** „Wasserhaushaltsverfahren zur Berechnung vieljähriger Mittelwerte der tatsächlichen Verdunstung und des Gesamtabflusses“ von Glugla et al. (2003, 106 S.) enthalten.

Das BAGLUVA-Verfahren wurde auch in der „Methodendokumentation Boden“ aufgenommen. In Abb. A4.2 ist das Flussplandiagramm zur Berechnung des Kennwertes 4.7 „Mittlerer jährlicher Gesamtabfluss (A) nach dem BAGLUVA-Verfahren“ mit Hilfe der Verknüpfungsregeln der Methodendokumentation Bodenkunde (Ad-hoc-AG Boden (2000) und Ergänzungen im Internet) dargestellt.

Die Beschreibung des neuen Kennwertes 4.7 „Mittlerer jährlicher Gesamtabfluss (A) nach dem BAGLUVA-Verfahren“ der Methodendokumentation Bodenkunde und die neuen Verknüpfungsregeln 1.29, 1.30, 3.19-3.29 und 4.13 sind Mitte 2004 im Internet auf den Seiten von **BLA-Geo/Ad-hoc-AG Boden** unter:

<http://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Zusammenarbeit/Adhocag/methoden.html>

zu finden.

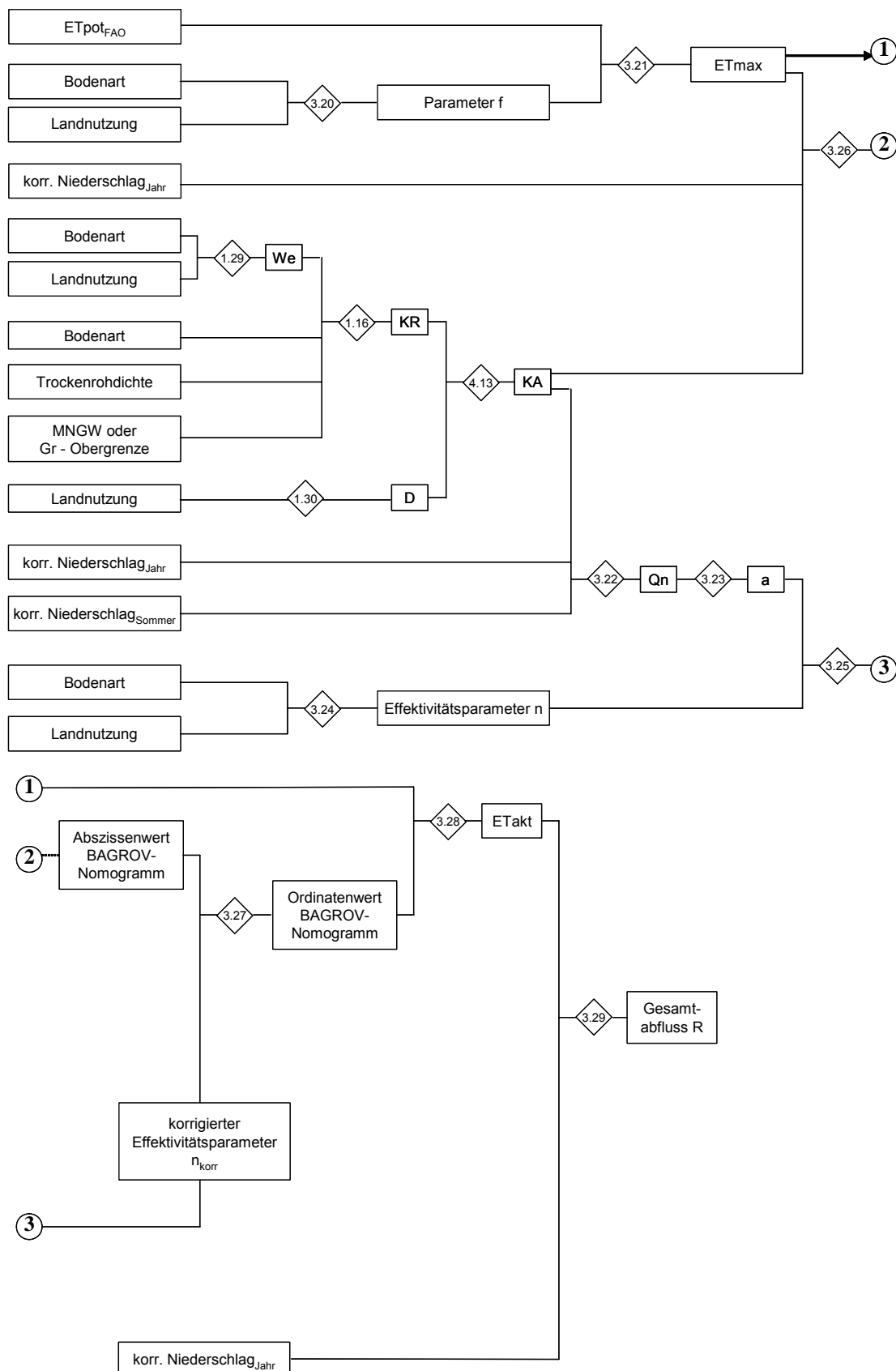


Abb. A4.2: Flussplandiagramm zur Berechnung des Kennwertes 4.7 „Mittlerer jährlicher Gesamt-abfluss R nach dem BAGLUV-Verfahren“ mit Hilfe der Verknüpfungsregeln der Methodendokumentation Bodenkunde (Ad-hoc-AG Boden (2000) und Ergänzungen im Internet)

Anlage A5: Parametrisierung der Sorption von anorganischen Spurenstoffen mittels Pedotransferfunktionen und Abschätzung von S_0 für landwirtschaftlich genutzte Böden

A5.1 Substratübergreifende Sorptionsisothermen

Die Verlagerung der Spurenelemente Cd, Co, Cr, Cu, Mo, Ni, Pb, Sb, Tl und Zn wird unter bodentypischen physiko-chemischen Randbedingungen vor allem durch die Wechselwirkung mit der Bodenmatrix bestimmt. Anstelle der analytisch aufwendigen Erstellung von standortspezifischen Adsorptionsisothermen zur Modellierung dieses Schlüsselprozesses wurden physiko-chemische Pedotransferfunktionen im Sinne von **substratübergreifenden Sorptionsisothermen** abgeleitet und bereitgestellt. Hierbei handelt es sich um Regressionsfunktionen, die es ermöglichen, die Konzentration eines Spurenelementes in der Bodenlösung aus der sorbierten Elementfraktion und einfach zu ermittelnden, sorptionssteuernden Bodeneigenschaften abzuschätzen. Zu diesem Zweck wurden von Utermann et al. (2005) 133 repräsentative Standorte der Boden-Dauerbeobachtung unter landwirtschaftlicher Nutzung in der Bundesrepublik ausgewählt und beprobt. Für die 388 Bodenproben wurden die sorptionsbestimmenden Bodeneigenschaften (u.a. pH-Wert, Textur, Gehalt an organische Substanz & Sesquioxiden, Kationenaustauschkapazität) und elementspezifische Adsorptionsisothermen (Batchversuche unter Quasi-Gleichgewichtsbedingungen) bestimmt. Zur Ableitung von substratübergreifenden Sorptionsisothermen wurde das Freundlich-Modell so erweitert, dass der Koeffizient K als Funktion der sorptionsbestimmenden Bodeneigenschaften aufgefasst wird. Vergleichende Untersuchungen haben gezeigt, dass für Waldböden mit zumeist deutlich von den landwirtschaftlich genutzten Böden abweichenden physiko-chemischen Bedingungen andere substratübergreifende Sorptionsisothermen zu verwenden sind (Heidkamp, 2005).

A5.2 Bestimmung der Sorptionsisothermen

Die Sorptionsversuche wurden als Batchversuch an bei 40 °C getrockneten Proben (< 2 mm) durchgeführt. Die Elementzugaben wurden so gewählt, dass die von den Sorptionsisothermen abgedeckten Konzentrationsbereiche in den Gleichgewichtslösungen die in Tab. A5.1 aufgeführten Konzentrationen sicher einschließen. Die Konzentrationen in Tab. A5.1 orientieren sich für die Elemente Cd, Co, Cr, Cu, Mo, Ni, Pb, Sb und Zn an den Prüfwerten der BBodSchV (BGBl. I 1999) für den Pfad Boden-Grundwasser, für das Element Tl an dem Zuordnungswert Eluat für Boden Z 2 der LAGA (Länderarbeitsgemeinschaft Abfall, 1998).

Tab. A5.1: In den Sorptionsversuchen sicher erfasste Konzentrationsobergrenzen.

Cd	Co	Cr	Cu	Mo	Ni	Pb	Sb	Tl	Zn
[µg/l]									
5	50	50	50	50	50	25	10	5	500

Die Sorption von Stoffen ist in starkem Maße von der Ionenstärke der Lösung abhängig. Da sich das Gleichgewicht in den Sorptionsversuchen jedoch unter möglichst natürlichen, d. h. standortspezifischen Bedingungen einstellen soll, wurden die Lösungen der Sorptionsversuche mit $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ auf die Ionenstärke eingestellt, wie sie anhand von separaten Experimenten für

jede Probe mit Wassergehalt bei Feldkapazität abgeleitet wurden.

A5.3 Ableitung substratübergreifender Sorptionsisothermen

Die Daten von Sorptionsversuchen können bei Berücksichtigung des nativ sorbierten Stoffgehaltes mit Hilfe der Freundlich-Gleichung beschrieben werden:

$$S = K \cdot C^n \quad (A5.1)$$

bzw.

$$\log S = \log K + n \cdot \log C \quad (A5.2)$$

mit: S = sorbierte Stoffmenge [$\mu\text{g kg}^{-1}$], C = Konzentration in der Lösung [$\mu\text{g l}^{-1}$],
 K = Freundlich-Koeffizient [$\mu\text{g}^{1-n} \text{l}^n \text{kg}^{-1}$], n = Freundlich-Exponent [-].

Zur Ableitung substratübergreifender Sorptionsisothermen wurde die Variabilität von $\log S$ erklärenden Bodenkenngrößen mittels linearer multipler Regressionsanalyse (schrittweise Auswahl) identifiziert. Diesem Auswertungsansatz liegt die Annahme zugrunde, dass der Sorptionsparameter K mit bestimmten Substrateigenschaften wie z. B. dem pH-Wert, dem Ton-, Humus- und Sesquioxidgehalt in Beziehung steht. Bei der Ableitung substratübergreifender Sorptionsisothermen wird $\log S$ als abhängige Variable betrachtet, wobei sowohl die abhängigen als auch die unabhängigen Variablen in logarithmierter Form (\log_{10}) in die Regressionsrechnung eingesetzt werden.

$$\log S = \log K^* + a \cdot \text{pH} + b \cdot \log \text{Ton} + c \cdot \log C_{\text{org}} + d \cdot \log \text{Fe}_{\text{ox}} + \dots + n \cdot \log C \quad (A5.3)$$

Durch die multiple Regression werden der Freundlich-Exponent n als Koeffizient von $\log C$ und die Konstanten a, b, c, d, \dots der unabhängigen Variablen ermittelt.

Tab. A5.2: Sorptionsrelevante Bodenkenngrößen und die verwendeten Einheiten für die substratübergreifenden Sorptionsisothermen

Symbol	Bodenkenngrößen	Einheit
Ton	Tongehalt des Bodens	[Masse-%]
KAK_{eff}	Summe an austauschbarem Ca, Mg, K, Na, Fe, Mn, Al und H	[mmol _c kg ⁻¹]
pH (CaCl₂)	pH-Boden gemessen in 0.01 M CaCl ₂	
Lf	elektrische Leitfähigkeit	[$\mu\text{S cm}^{-1}$]
C_{org}	organischer Kohlenstoffgehalt des Bodens	[Masse-%]
Fe_{ox}	Oxalatlösliches Fe, Mn bzw. Al	[mg kg ⁻¹]
Mn_{ox}	Oxalatlösliches Fe, Mn bzw. Al	[mg kg ⁻¹]
Al_{ox}	Oxalatlösliches Fe, Mn bzw. Al	[mg kg ⁻¹]
Fe_{kw}	Königswasserlösliches Fe, Mn bzw. Al	[mg kg ⁻¹]
Al_{kw}	Königswasserlösliches Fe, Mn bzw. Al	[mg kg ⁻¹]

Die Bestimmung der Bodenkenngrößen ist in der Labormethoden-Dokumentation der Ad-hoc-AG Boden (2000) dargestellt.

A5.4 Substratübergreifende Sorptionsisothermen

Aufgrund der teilweise ausgeprägten Interkorrelationen zwischen den im Rahmen dieses Vorhabens ermittelten sorptionsrelevanten Bodenkenngrößen (Tab. A5.2) konnten nicht beliebige Kombinationen von Bodenkenngrößen als Eingangsgrößen für die Berechnung substratübergreifender Sorptionsisothermen fungieren. Unter Berücksichtigung des Umstandes, dass verschiedene Anwender oftmals über unterschiedliche Datengrundlagen verfügen, wurden substratübergreifende Sorptionsisothermen mit unterschiedlichen Konstellationen von Eingangsgrößen berechnet. Allen Modellen gemeinsam ist die Berücksichtigung von **log C**, **pH (CaCl₂)**, **log Lf** sowie **log C_{org}**. Zusätzlich zu diesen wurden folgende Bodenkenngrößen berücksichtigt:

- **log Ton**, log Fe_{OX}, log Mn_{OX}, log Al_{OX} oder
- **log KAK_{eff}**, log Fe_{OX}, log Mn_{OX}, log Al_{OX} oder
- **log Fe_{Kw}** oder
- **log Al_{Kw}**

(Fett markierte Parameter werden im Folgenden als Kurzform der jeweiligen Modellvariante verwendet)

Die Regressionsanalyse hat gezeigt, dass eine getrennte Betrachtung von Ober- und Unterboden sinnvoll ist. Tab. A5.3 und A5.4 fassen die Ergebnisse der Regressionsrechnungen für die unterschiedlichen Konstellationen von Eingangsgrößen für die Oberböden bzw. die Unterböden zusammen. Die Zuordnung als Oberboden/Unterboden erfolgte hierbei entsprechend der Definition in LABO (2003).

Aus Tab. A5.3 und Tab. A5.4 geht hervor, dass nicht alle berücksichtigten Bodenkenngrößen in einer Regression aufgenommen wurden. Die elektrische Leitfähigkeit und die oxalatlöslichen Fe-, Mn- und Al-Gehalte tragen nicht oder nur sehr vereinzelt zur Erklärung der Varianz von log S bei. Diesbezüglich sind neben log C der pH (CaCl₂) sowie abhängig vom Eingangsdatensatz die Bodenkenngrößen log Ton, log KAK_{eff}, log Fe_{Kw} bzw. log Al_{Kw} die wesentlichen Bodenkenngrößen.

A5.5 Parameterreduktion / Mindestparameterumfang

In dem vorangegangenen Abschnitt wurde gezeigt, dass sich das Retentionsvermögen von Bodenmaterialien unterschiedlicher Genese und unterschiedlichen Stoffbestandes an Hand des pH (CaCl₂)-Wertes und des Tongehaltes elementspezifisch in Kombination mit weiteren Bodenkenngrößen sehr zufriedenstellend prognostizieren lässt. Alternativ zum Tongehalt führt die Einbeziehung von KAK_{eff}, aber auch die der königswasserlöslichen Fe- bzw. Al-Gehalte zu vergleichbaren Ergebnissen. In der **Praxis** wird sich das Problem stellen, dass Informationen über die für eine bestmögliche Abschätzung von log S erforderlichen Modelleingangsgrößen nur unvollständig oder in eingeschränkter Qualität (z. B. Daten der Feldansprache) zur Verfügung stehen. Da sich anhand der genannten Bodenkenngrößen der überwiegende Teil der Variabilität der sorbierten Stoffmenge erklären lässt, sind in Tab. A5.5 substratübergreifende Sorptionsisothermen formuliert, die allein auf diesen Bodenkenngrößen basieren.

Tab. A5.3: Aufgenommene Bodenkenngrößen und deren Koeffizienten für unterschiedliche Eingangsdatensätze bei Berücksichtigung der **Oberbodenproben** (Utermann et al., 2005). Gelb: im jeweiligen Regressionsmodell berücksichtigte Bodenkenngrößen.

Proben-kollektiv	Element	N	log K*	n (log C)	pH (CaCl ₂)	log Lf	log Ton	log KAK _{eff}	log Fe _{Kw}	log Al _{Kw}	log C _{org}	log Fe _{Ox}	log Mn _{Ox}	log Al _{Ox}	adj. R ²
Oberbodenproben	Cd	389	-0.314	0.807	0.505						0.667				0.92
		397	-0.211	0.812	0.295			0.635							0.92
		397	-0.314	0.807	0.505						0.667				0.92
		397	-0.314	0.807	0.505						0.667				0.92
	Cr	269	3.014	0.841							0.441				0.79
		273	3.014	0.841							0.441				0.79
		273	3.014	0.841							0.441				0.79
		273	3.014	0.841							0.441				0.79
	Cu	357	1.755	1.045	0.174										0.89
		362	1.664	1.048				0.547							0.89
		362	1.755	1.045	0.174										0.89
		362	1.755	1.045	0.174										0.89
	Mo	265	4.302	0.762	-0.639		1.056								0.92
		274	3.219	0.758	-0.665								0.963		0.88
		274	1.382	0.758	-0.564				0.898						0.91
		274	4.540	0.730	-0.472										0.78
	Ni	394	0.278	0.796	0.367							0.583			0.93
		402	0.408	0.791	0.180				0.553						0.93
		402	0.278	0.796	0.367							0.583			0.93
		402	0.278	0.796	0.367							0.583			0.93
	Pb	282	1.778	0.715	0.372		0.337								0.87
		290	1.310	0.713	0.362								0.351		0.87
		290	0.370	0.708	0.383				0.421						0.89
		290	1.868	0.711	0.419										0.85
	Sb	269	-1.725	0.885									0.869		0.88
		279	-1.725	0.885									0.869		0.88
		279	1.330	0.890											0.79
		279	1.330	0.890											0.79
	Tl	364	1.470	0.951			0.974					-0.558			0.95
		372	0.371	0.928									0.810		0.91
		372	-0.998	0.926	0.188				0.570						0.92
		372	-1.292	0.941						0.967	-0.590				0.93
Zn	311	0.178	0.566	0.531							0.651			0.92	
	319	0.895	0.553	0.438										0.84	
	319	0.895	0.553	0.438										0.84	
	319	0.895	0.553	0.438										0.84	

fett: elementspez. Maximalwert und Werte ≥ Maximalwert - 0.03; rot: elementspez. Maximalwert

Tab. A5.4: Aufgenommene Bodenkenngrößen und deren Koeffizienten für unterschiedliche Eingangsdatensätze bei Berücksichtigung der **Unterbodenproben** (Utermann et al., 2005). Gelb: im jeweiligen Regressionsmodell berücksichtigte Bodenkenngrößen.

Probenkollektiv	Element	N	log K*	n (log C)	pH (CaCl ₂)	log Lf	log Ton	log KAK _{eff}	log Fe _{Kw}	log Al _{Kw}	log C _{org}	log Fe _{Ox}	log Mn _{Ox}	log Al _{Ox}	adj. R ²
Unterbodenproben	Cd	1062	-1.493	0.835	0.583		0.501								0.90
		1062	-1.939	0.843	0.454			0.920							0.92
		1086	-4.058	0.830	0.599				0.726						0.89
		1086	-5.084	0.838	0.604					0.988					0.92
	Cr	681	3.084	0.787											0.63
		681	3.084	0.787											0.63
		693	3.084	0.787											0.63
		693	3.084	0.787											0.63
	Cu	926	0.590	0.726	0.364		0.428								0.78
		926	0.265	0.730	0.265			0.716							0.79
		950	-1.870	0.726	0.374				0.692						0.78
		950	0.605	0.694	0.441										0.69
	Mo	822	5.467	0.621	-0.671		0.726								0.81
		822	3.074	0.622	-0.708			0.670			-0.447	0.584			0.82
		844	1.186	0.628	-0.638				1.171						0.84
		844	1.364	0.615	-0.619					1.128					0.79
	Ni	1037	-0.616	0.757	0.417		0.535								0.87
		1037	-1.086	0.757	0.286			0.961							0.91
		1058	-3.308	0.751	0.441				0.758						0.85
		1058	-0.418	0.761	0.480										0.75
	Pb	663	1.019	0.598	0.393		0.333						0.249		0.86
		663	0.738	0.595	0.329			0.544					0.246		0.86
		677	-1.386	0.581	0.442				0.728						0.84
		677	-2.052	0.589	0.452					0.894					0.85
	Sb	887	3.004	0.841	-0.352		0.692								0.90
		887	1.999	0.843	-0.459			0.873				0.229			0.90
		901	-1.480	0.837	-0.308				1.193						0.91
		901	-2.337	0.829						1.003					0.80
	Tl	984	0.628	0.863	0.246		0.765								0.84
		984	0.906	0.882		-0.705		1.721							0.88
		1012	-3.462	0.850	0.274				1.145						0.83
		1012	-4.482	0.857	0.287					1.405					0.85
Zn	780	-0.165	0.574	0.490		0.435								0.89	
	780	-0.547	0.573	0.398			0.738							0.90	
	799	-2.472	0.572	0.506				0.648						0.88	
	799	3.025	0.561											0.51	

fett: elementspez. Maximalwert und Werte ≥ Maximalwert - 0.03; rot: elementspez. Maximalwert

Tab. A5.5: Koeffizienten für unterschiedliche Mindesteingangsdatensätze bei Berücksichtigung des **Gesamtprobenkollektivs** und Vergleich der Modellgüte gegenüber der Verwendung optimaler Eingangsdatensätze (Utermann et al., 2005).

Element	N	log K ⁺	n (log C)	pH (CaCl ₂)	log Ton	log KAK _{eff}	log Fe _{Kw}	log Al _{Kw}	adj. R ²
Cd	1460	-1.198	0.820	0.547	0.495				0.88
	1460	-1.695	0.834	0.424		0.915			0.91
	1540	-3.162	0.814	0.573			0.570		0.86
	1484	-3.947	0.820	0.576				0.773	0.87
Cr	955	3.090	0.799						0.66
	955	3.090	0.799						0.66
	967	3.090	0.799						0.66
	967	3.090	0.799						0.66
Cu	1289	0.764	0.758	0.332	0.410				0.77
	1289	0.410	0.760	0.235		0.705			0.79
	1313	-1.140	0.752	0.350			0.545		0.76
	1313	0.777	0.732	0.407					0.70
Mo	1097	5.309	0.628	-0.663	0.732				0.79
	1097	4.903	0.610	-0.712		0.782			0.73
	1119	1.202	0.637	-0.630			1.136		0.83
	1119	1.216	0.628	-0.611				1.133	0.79
Ni	1440	-0.353	0.754	0.383	0.520				0.85
	1440	-0.839	0.760	0.265		0.904			0.90
	1461	-2.460	0.749	0.413			0.607		0.83
	1461	-0.207	0.760	0.453					0.75
Pb	954	1.231	0.610	0.432	0.465				0.82
	1003	0.854	0.606	0.353		0.701			0.82
	968	-1.089	0.600	0.450			0.659		0.82
	968	-1.562	0.605	0.461				0.775	0.83
Sb	1167	2.914	0.832	-0.348	0.683				0.88
	1167	2.544	0.831	-0.455		0.914			0.86
	1181	-2.710	0.826				1.049		0.81
	1181	-2.475	0.826					1.019	0.80
Tl	1357	0.718	0.857	0.216	0.729				0.83
	1357	0.600	0.845			1.129			0.80
	1385	-2.794	0.851	0.247			0.997		0.82
	1385	-3.717	0.859	0.259				1.232	0.84
Zn	1100	-0.032	0.569	0.480	0.438				0.87
	1100	-0.453	0.569	0.389		0.746			0.89
	1119	-1.905	0.566	0.504			0.535		0.86
	1119	0.104	0.564	0.536					0.81

A5.6. Abschätzung von S₀ als Modelleingangsgröße

Für die Stofftransportmodellierung auf der Grundlage substratübergreifender Sorptionsisothermen werden Informationen über die sorbierte Elementfraktion „S₀“ der nur diffus-ubiquitär vorbelasteten ungesättigten Bodenzone benötigt. Sofern keine standortspezifischen Messdaten hierzu vorliegen, bietet sich zumindest in einer **orientierenden Untersuchungsphase** der Sickerwasserprognose die Verwendung von statistisch abgeleiteten, typischen Elementgehalten im Sinne von Hintergrundwerten an.

Die durchgeführten Voruntersuchungen haben gezeigt, dass sich die nativ sorbierte Elementfraktion derzeit am besten mittels der IVA-Methode quantifizieren lässt (vgl. Kap. 2.3.3.1 in Utermann et al., 2005). Die im Folgenden dokumentierte Abschätzung mittlerer nativ sorbierter Elementgehalte erfolgt deshalb auf der Basis des in dieser Arbeit erstellten Datensatzes.

In Tab. A5.6 sind für die untersuchten Elemente ausgewählte Perzentilwerte der jeweiligen Verteilung im Ober- und Unterboden aufgeführt. Für die Transportmodellierung wird die Verwendung des **50. Perzentilwertes** (Median) als Schätzwert für den typischen Elementgehalt in der sorbierten Fraktion der diffus-ubiquitär vorbelasteten Bodenzone empfohlen.

Tab. A5.6: Statistische Kennwerte der nativ sorbierten Elementgehalte (S_0) im Ober- bzw. Unterboden [$\mu\text{g}/\text{kg}$] (Utermann et al., 2005)

	Cd	Cr	Cu	Mo	Ni	Pb	Sb	Tl	Zn
Oberboden									
N	86	83	86	85	86	82	84	86	84
25. P.	96	177	2659	28	396	7227	6	7	4848
50. P	126	398	4019	38	838	10422	12	9	7512
75. P.	164	802	5416	61	1508	18314	25	16	10811
90. P	265	2087	8452	99	2493	36868	44	22	18137
Unterboden									
N	302	281	302	299	302	261	284	302	278
25. P.	6	91	539	22	111	1324	5	3	435
50. P	17	169	1110	44	325	3333	9	7	919
75. P.	40	474	2162	107	804	7080	17	17	2098
90. P	74	1323	4703	348	1950	17291	30	29	5546

A5.7 Vorgehensweise und Anwendungsbeispiele zur Parametrisierung der Sorptionsisothermen sowie die Ableitung und Bewertung von S_0 -Werten

Die Ableitung der Parameter für die substratübergreifenden Sorptionsisothermen aus den Tabellen **A5.3-A5.5** wird bestimmt durch die zur Verfügung stehenden Eingangsdatensätze der sorptionsrelevanten Bodenkennwerte des Bodens. Je besser die Datenlage (mehr Bodenkennwerte) und die Qualität der Daten (gemessen gegenüber geschätzt) eines Profils ist, desto besser werden die abgeleiteten Sorptionsisothermen sein können. Ausgehend von einem bestimmten Eingangsdatensatz wird dabei nach folgender Priorität vorgegangen:

1. Zuerst werden die Parameter der Isotherme in Tabelle A5.3 (bei einem Oberboden) bzw. Tabelle A5.4 (bei einem Unterboden) gesucht;

findet man mit dem Eingangsdatensatz in diesen Tabellen keinen Parametersatz, dann

2. werden die Parameter aus Tabelle A5.5 (Isothermen für das Gesamtprobenkollektiv von Ober- und Unterböden bei verschiedenen Mindesteingangsdatensätzen) entnommen.

Grundsätzlich sollten aus den jeweiligen Tabellen A5.3-A5.5 die Parametersätze ausgewählt werden, die mit dem höchsten Bestimmtheitsmaß abgeleitet wurden, wenn auf der Basis der Eingangsdaten mehrere Parametersätze in Betracht kommen würden.

In Tabelle A5.7 und Tabelle A5.8 wird an Hand von zwei Beispielen gezeigt, wie man die Parameter der Sorptionsisothermen zuordnen kann. Für den Gley-Podsol in Tab. A5.7 liegen die in der Profilbeschreibung aufgeführten Daten vor. Aus diesen Daten lassen sich nur die für die Sorption wichtigen Bodenkenngrößen pH, Tongehalt und Humusgehalt ableiten. Zur Bestimmung dieser 3 sorptionsrelevanten Bodenkenngrößen werden verschiedene Tabellen der KA5 benutzt (Abschnitt II der Tabelle). So kann beispielsweise der Tongehalt des Ap-Horizontes mit dem in Tabelle 30 der KA5 angegebenen mittleren Tongehalt der Bodenart fSms geschätzt werden. Bei der Bestimmung des Humusgehalts der Horizonte benutzt man die Mittelwerte der Humusklassen in Tabelle 15 der KA5. Diese Werte müssen allerdings noch in organisch-C-Gehalte (C_{org} in Masse-%) umgerechnet werden, um den für die substratübergreifenden Sorptionsisothermen erforderlichen Eingabeeinheit zu erhalten (siehe Tabelle A5.2). Da als sorptionsrelevante Bodenkenngrößen nur pH, Tongehalt und C_{org} vorliegen, kommen für die Bestimmung der Sorptionsisothermen für Cd aus den Tabellen A5.3-A5.5 nur die Isothermen in Betracht die mit diesen 3 Eigenschaften berechnet werden können, wobei nach dem oben angegebenen Reihenfolge vorgegangen wird. Für den Ap-Horizont (Oberboden) kann die Cd-Isotherme mit der ersten Parameterkombination für Cd aus Tabelle A5.3 (also A5.3 Cd-1) erstellt werden. Die Parameter der Unterboden-Horizonte wiederum können der ersten Parameterkombination für Cd aus Tabelle A5.4 (A5.4 Cd-1) zugeordnet werden. Im Abschnitt III der Tabelle sind die auf diese Weise erhaltenen Koeffizienten für die Berechnung des Freundlich-Koeffizienten K eingetragen. Wenn die Tabellen A5.3 oder A5.4 keine Koeffizienten aufführen, dann wird „0“ eingetragen. Mit diesen Koeffizienten kann jetzt der Freundlich-Koeffizient K für die verschiedenen Horizonte berechnet werden (in Abschnitt III der Tabellen A5.7 bzw. A5.8 rechts als „log K“ aufgeführt).

In Abb. A5.1 sind als Beispiel die Isothermen des 1. und 2. Horizontes des Gley-Podsol-Profiles dargestellt. Die deutlich höhere Sorption im Oberboden ist durch den höheren C_{org} -Gehalt dieses Horizontes bedingt.

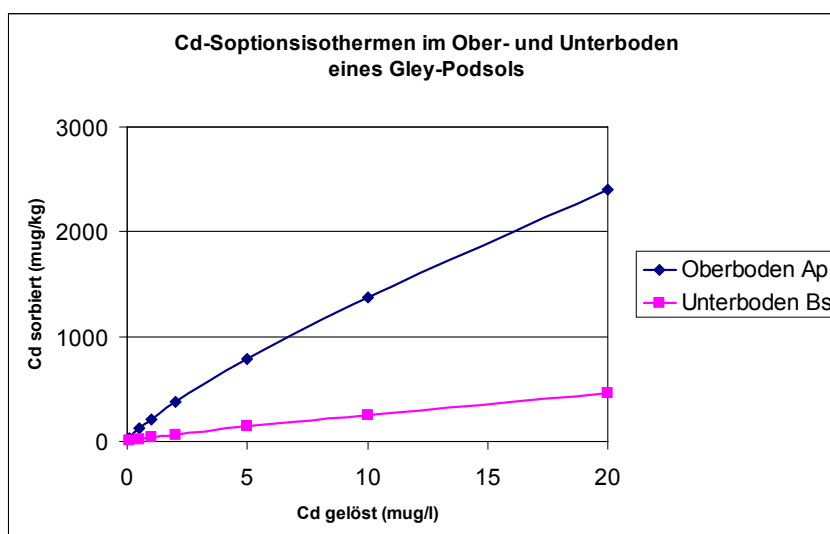


Abb. A5.1: Cd-Sorptionsisothermen für 2 Horizonte eines Gley-Podsols

Tab. A5.7: Anwendungsbeispiel der substratübergreifenden Sorptionsisothermen für Cd auf einem Gley-Podsol unter Ackernutzung

I. Profilbeschreibung Gley-Podsol unter Ackernutzung

Profil	Klima- region	Boden- typ	Horizont Nr.	Horizont	Obertiefe [cm]	Untertiefe [cm]	Bodenart	Skelett- klasse	Trd- Klasse	Humus- Klasse	pH- Klasse
1	33	GG-PP	1	Ap	0	35	fSms	1	Rt3	h3	s3
			2	B(s)h	35	50	fSms	1	Rt3	h1	s3
			3	B(h)s	50	80	mSfs	1	Rt3	h0	s3
			4	Go	80	180	mSfs	1	Rt3	h0	s3
			5	Gr	180	200	mSfs	1	Rt3	h0	s3

II. Abgeleitete oder gemessene sorptionsrelevanten Bodenkenngrößen des Feinbodens der Horizonte

Horizont Nr.	Horizont	gemessen oder KA5: Tab. 33 Grob boden- faktor [Vol.-%]	gemessen oder KA5: Tab. 92 pH (CaCl2)	gemessen oder KA5: Tab. 30 Ton (Masse-%)	gemessen oder KA5: Tab. 21 Trd (gr/cm³)	gemessen oder KA5: Tab. 15 Humus (Masse-%)	Corg (=0.58*Humus) (Masse-%)	gemessen	gemessen	gemessen	gemessen	gemessen	gemessen
								KAKeff (mmol/l kg)	Fe _{ox} (mg/kg)	Mn _{ox} (mg/kg)	Al _{ox} (mg/kg)	Fe _{kw} (mg/kg)	Al _{kw} (mg/kg)
1	Ap	1	4.92	2.5	1.5	3	1.74	-	-	-	-	-	-
2	B(s)h	1	4.92	2.5	1.5	0.5	0.29	-	-	-	-	-	-
3	B(h)s	1	4.92	2.5	1.5	0.1	0.058	-	-	-	-	-	-
4	Go	1	4.92	2.5	1.5	0.1	0.058	-	-	-	-	-	-
5	Gr												

III. Sorptionskoeffizient K: $\log K = \log K^* + a \cdot pH + b \cdot \log Ton + c \cdot \log C_{org} + d \cdot \log KAKeff + e \cdot \log Fe_{ox} + \dots$

$\log S = \log K + n \cdot \log C$

bzw. $S = K \cdot C^n$ in µg/kg Feinboden

Cd Koeffizienten je nach verfügbare Eingangsdatensätze aus Tabelle A5.3 bis A5.5 übernehmen

Horizont	aus Tabelle:	log K*	a(pH)	b(Ton)	c(Corg)	d(KAKeff)	e(Fe _{ox})	f(Mn _{ox})	g(Al _{ox})	h(Fe _{kw})	i(Al _{kw})	log K=	n
Ap	A5.3 Cd-1	-0.314	0.505	0	0.667	0	0	0	0	0	0	2.33	0.807
B(s)h	A5.4 Cd-1	-1.493	0.583	0.501	0	0	0	0	0	0	0	1.57	0.835
B(h)s	A5.4 Cd-1	-1.493	0.583	0.501	0	0	0	0	0	0	0	1.57	0.835
Go	A5.4 Cd-1	-1.493	0.583	0.501	0	0	0	0	0	0	0	1.57	0.835
Gr													

IV. Die diffus-ubiquitäre Vorbelastung des Bodens S₀ in µg/kg:

(50. Perzentile entnommen aus Tabelle A5.6)

	Cd S ₀ in µg/kg aus Tab.	Cd berechnet c ₀ (S ₀) µg/l	Cd Prüfwert µg/l:
Oberboden	126	0.518	5
Unterboden	17	0.387	5

Standortgenaue Bestimmung von S₀ für

eine Sickerwasserprognose erforderlich?

geschätzter S₀ ausreichend genau.
geschätzter S₀ ausreichend genau.

Tab. A5.8: Anwendungsbeispiel der substratübergreifenden Sorptionsisothermen für Pb auf einer Parabraunerde aus Löß unter Ackernutzung

I. Profilbeschreibung Parabraunerde aus Löss unter Ackernutzung

Profil	Klima- region	Boden- typ	Horizont Nr.	Horizont	Obertiefe [cm]	Untertiefe [cm]	Bodenart	Skelett- klasse	Trd- Klasse	Humus- Klasse	pH- Klasse
42	33	LL	1	Ap	0	30	Ut4	1	Rt3	h3	s1
			2	Al	30	40	Ut3	1	Rt3	h0	s1
			3	Bt1	40	60	Ut4	1	Rt3	h0	s1
			4	Bt2	60	80	Ut4	1	Rt4	h0	s1
			5	Bv	80	110	Ut3	1	Rt3	h0	s1
			6	C	110	300	Ut3	1	Rt3	h0	s0

II. Abgeleitete oder gemessene sorptionsrelevanten Bodenkenngrößen des Feinbodens der Horizonte

Horizont Nr.	Horizont	gemessen oder KA5: Tab. 33	gemessen oder KA5: Tab. 92	gemessen oder KA5: Tab. 30	gemessen oder KA5: Tab. 21	gemessen oder KA5: Tab. 15	Corg (=0.58*Humus) (Masse-%)	gemessen	gemessen	gemessen	gemessen	gemessen	gemessen
		Grobboden- faktor [Vol.-%]	pH (CaCl2)	Ton (Masse-%)	Trd (gr/cm³)	Humus (Masse-%)		KAKeff (mmol./kg)	Fe _{ox} (mg/kg)	Mn _{ox} (mg/kg)	Al _{ox} (mg/kg)	Fe _{kw} (mg/kg)	Al _{kw} (mg/kg)
1	Ap	1	6.32	21	1.5	3	1.74	-	-	-	-	-	-
2	Al	1	6.32	14.5	1.5	0.1	0.058	-	-	-	-	-	-
3	Bt1	1	6.32	21	1.5	0.1	0.058	-	-	-	-	-	-
4	Bt2	1	6.32	21	1.5	0.1	0.058	-	-	-	-	-	-
5	Bv	1	6.32	14.5	1.5	0.1	0.058	-	-	-	-	-	-
6	C	1	7	14.5	1.5	0.1	0.058	-	-	-	-	-	-

III. Sorptionskoeffizient K: $\log K = \log K^* + a \cdot pH + b \cdot \log Ton + c \cdot \log C_{org} + d \cdot \log KAKeff + e \cdot \log Fe_{ox} + ..$

$\log S = \log K + n \cdot \log C$

bzw. $S = K \cdot C^n$ in µg/kg Feinboden

Pb Koeffizienten je nach verfügbare Eingangsdatensätze aus Tabelle A5.3 bis A5.5 übernehmen

Horizont	aus Tabelle:	log K*	a(pH)	b(Ton)	c(Corg)	d(KAKeff)	e(Fe _{ox})	f(Mn _{ox})	g(Al _{ox})	h(Fe _{kw})	i(Al _{kw})	log K=	n
Ap	A5.3 Pb-1	1.778	0.372	0.337	0	0	0	0	0	0	0	4.57	0.715
Al	A5.5 Pb-1	1.231	0.432	0.465	0	0	0	0	0	0	0	4.50	0.610
Bt1	A5.5 Pb-1	1.231	0.432	0.465	0	0	0	0	0	0	0	4.58	0.610
Bt2	A5.5 Pb-1	1.231	0.432	0.465	0	0	0	0	0	0	0	4.58	0.610
Bv	A5.5 Pb-1	1.231	0.432	0.465	0	0	0	0	0	0	0	4.50	0.610
C	A5.5 Pb-1	1.231	0.432	0.465	0	0	0	0	0	0	0	4.80	0.610

IV. Die diffus-ubiquitäre Vorbelastung des Bodens S₀ in µg/kg: (entnommen aus Tabelle A5.6)

	Pb S ₀ in µg/kg aus Tab.	Pb berechnet c ₀ (S ₀) µg/l	Pb Prüfwert µg/l:
Oberboden	10422	0.167	25
Unterboden	3333	0.025	25

Standortgenaue Bestimmung von S₀ für

eine Sickerwasserprognose erforderlich?

geschätzter S₀ ausreichend genau.
geschätzter S₀ ausreichend genau.

In Abschnitt IV von Tabelle 5.7 ist eine Schätzung der diffus-ubiquitären Vorbelastung des Bodens S_0 für den Oberboden und den Unterboden, ermittelt aus Tabelle A5.6, eingetragen. Mit Hilfe der Sorptionsisothermen aus Abschnitt III können die dazugehörigen Konzentrationen $c_0(S_0)$ in der Bodenlösung berechnet werden. Setzt man diese Konzentrationen in Beziehung zu den Prüfwerten der anorganischen Spurenstoffe für den Pfad Boden-Grundwasser (BBodSchV, 1999), dann bekommt man ein Maß für die Relevanz der Vorbelastung für die Sickerwasserprognose. Beträgt die Konzentration $c_0(S_0)$ mehr als 10-20 % des Prüfwertes, dann wäre das ein Hinweis, dass die S_0 -Gehalte für eine Sickerwasserprognose eventuell genauer zu berücksichtigen sind. Da die Werte in Tabelle A5.6 aber nur Orientierungswerte sind, müssten die S_0 -Gehalte der Horizonte dann jedoch am Standort genauer bestimmt werden. Die berechneten $c_0(S_0)$ für den Gley-Podsol liegen bei etwa 5 - 10% des Prüfwertes, so dass die S_0 -Schätzwerte für den Oberboden und den Unterboden für eine orientierende Simulation verwendet werden können.

In Tabelle A5.8 ist Ermittlung der Sorptionsparameter für Pb in einer Parabraunerde aus Löss aufgeführt. Für den Oberboden können die Koeffizienten dabei aus Oberboden-Tabelle A5.3-Pb-1 übernommen werden. Für den Unterboden findet man in Tabelle A5.4 (Unterboden) bei den zur Verfügung stehenden Bodenkenngrößen jedoch keine Parameter. Deshalb muss in diesem Fall auf Tabelle A5.5 zurückgegriffen werden. In Abb. 5.2 sind die Isothermen der ersten 2 Horizonte dargestellt. Die in Tabelle A5.8 berechneten $c_0(S_0)$ -Konzentrationen für Pb (< 1 % vom Pb-Prüfwert) zeigen, dass die S_0 -Schätzwerte für eine Simulation verwendet werden können.

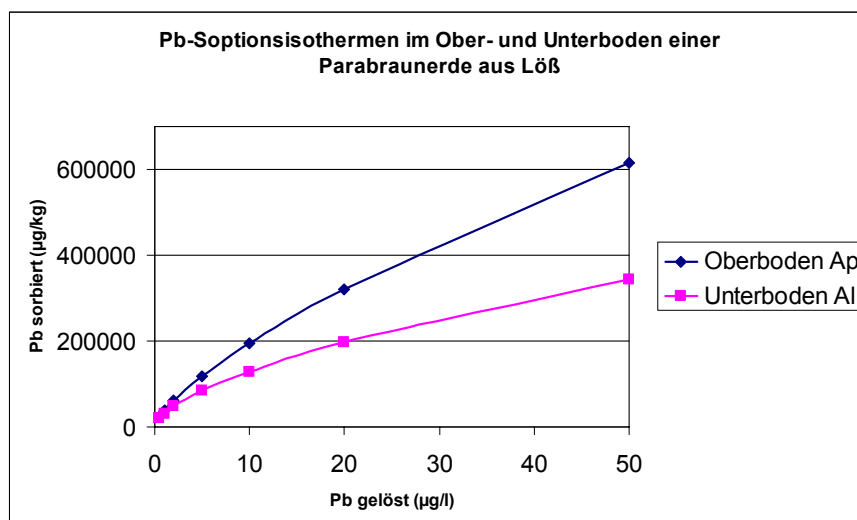


Abb. A5.2: Pb-Sorptionsisothermen für 2 Horizonte einer Löss-Parabraunerde

Anlage A6: Ableitung von bodenhydrologischen Funktionen

Bodenhydrologische Funktionen

Die von Van Genuchten (1980) formulierten $\theta(\psi)$ - und $k(\psi)$ -Funktionen bieten eine gute Möglichkeit, die bodenhydrologischen Funktionen als stetige Funktionen für Simulationsmodelle bereit zu stellen. Grundlage zur Beschreibung der $\theta(\psi)$ -Beziehung (pF-Kurve) als stetiger Funktion ist das Modell von VAN GENUCHTEN (1980):

$$\theta(\psi) = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{[1 + (\alpha \cdot |\psi|)^n]^m} \quad (1)$$

- $\theta(\psi)$ = Wassergehalt als Funktion des Matrixpotentials [Vol.-%]
- ψ = Matrixpotential [hPa]
- θ_r = Restwassergehalt [Vol.-%]
- θ_s = Wassergehalt bei Sättigung [Vol.-%]
- α, n, m = van Genuchten-Parameter

Grundlage zur Beschreibung der $k(\psi)$ -Beziehung als stetiger Funktion ist das Modell nach MUALEM (1976) und VAN GENUCHTEN (1980):

$$k(\psi) = k_{sat} \cdot \frac{[1 - (\alpha \cdot |\psi|)^{n-1} \cdot (1 + (\alpha \cdot |\psi|)^n)^{-m}]^2}{[1 + (\alpha \cdot |\psi|)^n]^{ml}} \quad (2)$$

- $k(\psi)$ = ungesättigte Wasserleitfähigkeit als Funktion des Matrixpotentials [cm/d]
- k_{sat} = gesättigte Wasserleitfähigkeit [cm/d]
- ψ = Matrixpotential [hPa]
- α, n, m, l = van Genuchten-Parameter

Die genannten Van Genuchten Parameter **α, n, m und l** , sowie **k_{sat}** können über Pedotransferfunktionen geschätzt werden. Die erforderlichen Basisdaten liegen nach der Beschreibung des Standortes (Kap. 2.2) vor.

WAGNER et al. (2001) haben eine Bewertung von ausgewählten Ansätzen auf der Basis vorliegender Messdatensätze verschiedener Labordatenbanken für $k(\psi)$ -Funktionen vorgenommen. Von den betrachteten Verfahren wurde die Pedotransferfunktion von WÖSTEN (1997) als die relativ beste identifiziert. Diese Pedotransferfunktionen wurden im Rahmen des HYPRES-Vorhabens ("Hdraulic Properties of European Soils") entwickelt (u.a. WÖSTEN et al. 1998, 1999). Die zentrale Pedotransferfunktion besteht aus 5 Gleichungen, die die gesuchten Parameter als Funktion des Ton-, des Schluff-, des Humusgehalts, der Trockenrohddichte und einer Indikatorvariablen Ober-/Unterboden zu errechnen erlauben:

$$\theta_s = 0.7919 + 0.001691 \cdot T - 0,29619 \cdot \rho_t - 0.000001491 \cdot U^2 + \quad (3)$$

$$0.0000821 \cdot \text{orgH}^2 + 0.02427 \cdot T^{-1} + 0.01113 \cdot U^{-1} + 0.01472 \cdot \ln(U) -$$

$$0.0000733 \cdot \text{orgH} \cdot T - 0.000619 \cdot \rho_t \cdot T - 0.001183 \cdot \rho_t \cdot \text{orgH} -$$

$$0.0001664 \cdot \text{horizont} \cdot U$$

$$\alpha^* = -14.96 + 0.03135 \cdot T + 0.0351 \cdot U + 0.646 \cdot \text{orgH} + 15.29 \cdot \rho_t - \quad (4)$$

$$0.192 \cdot \text{horizont} - 4.671 \cdot \rho_t^2 - 0.000781 \cdot T^2 - 0.00687 \cdot \text{orgH}^2 +$$

$$0.0449 \cdot \text{orgH}^{-1} + 0.0663 \cdot \ln(U) + 0.1482 \cdot \ln(\text{orgH}) - 0.04546 \cdot \rho_t \cdot U -$$

$$0.4852 \cdot \rho_t \cdot \text{orgH} + 0.00673 \cdot \text{horizont} \cdot T$$

$$n^* = -25.23 - 0.02195 \cdot T + 0.0074 \cdot U - 0.194 \cdot \text{orgH} + 45.5 \cdot \rho_t - 7.24 \cdot \rho_t^2 + \quad (5)$$

$$0.0003658 \cdot T^2 + 0.002885 \cdot \text{orgH}^2 - 12.81 \cdot \rho_t^{-1} - 0.1524 \cdot U^{-1} -$$

$$0.01958 \cdot \text{orgH}^{-1} - 0.2876 \cdot \ln(U) - 0.0709 \cdot \ln(\text{orgH}) - 44.6 \cdot \ln(\rho_t) -$$

$$0.02264 \cdot \rho_t \cdot T + 0.0896 \cdot \rho_t \cdot \text{orgH} + 0,00718 \cdot \text{horizont} \cdot T$$

$$l^* = 0.0202 + 0.0006193 \cdot T^2 - 0.001136 \cdot \text{orgH}^2 - 0.2316 \cdot \ln(\text{orgH}) - \quad (6)$$

$$0.03544 \cdot \rho_t \cdot T + 0.00283 \cdot \rho_t \cdot U + 0.0488 \cdot \rho_t \cdot \text{orgH}$$

$$k_{\text{sat}}^* = 7.755 + 0.0352 \cdot U + 0.93 \cdot \text{horizont} - 0.967 \cdot \rho_t^2 - 0.000484 \cdot T^2 - \quad (7)$$

$$0.000322 \cdot U^2 + 0.001 \cdot U^{-1} - 0.0748 \cdot \text{orgH}^{-1} - 0.643 \cdot \ln(U) -$$

$$0.01398 \cdot \rho_t \cdot T - 0.1673 \cdot \rho_t \cdot \text{orgH} + 0.02986 \cdot \text{horizont} \cdot T -$$

$$0.03305 \cdot \text{horizont} \cdot U$$

$$\text{mit } \alpha^* = \ln(\alpha)$$

$$n^* = \ln(n-1)$$

$$l^* = \ln((l + 10) / (10 - l))$$

$$k_{\text{sat}}^* = \ln(k_{\text{sat}})$$

außerdem gilt für die Hypres-Pedotransferfunktionen:

$$m = 1-1/n \quad (8)$$

$$\theta_r = 0.01 \quad (9)$$

Bedeutung der Variablen:

T = Tongehalt (< 2 μm) [Masse-%]

U = Schluffgehalt (2 - 50 μm) [Masse-%]

ρ_t = Rohdichte, trocken [g/cm³]

orgH = Humusgehalt [Masse-%]

horizont = Indikatorvariable mit:

horizont = 1, für A- und B-Horizonte und

horizont = 0, für alle Unterbodenhorizonte unterhalb des Solums

Aufbereitung der Daten für die Pedotransferfunktionen

Liegen die Bodenkennwerte T , U , ρ_t und $orgH$ der Horizonte als Messwerte vor, dann können die Parameter direkt mit den Gleichungen (3) - (9) berechnet werden. Wenn kein Messwerte sondern je Horizont nur klassierte Angaben

- zur Korngrößenverteilung (z.B. fSms, Ut4, siehe Tabelle 30 der bodenkundliche Kartieranleitung, Ad-hoc-AG Boden, 2005),
- zur Trockenrohddichte (z.B. ρ_t 3, siehe Tabelle 21 der bodenkundliche Kartieranleitung, Ad-hoc-AG Boden, 2005) und
- zum Humusgehalt (z.B. h3, siehe Tabelle 15 der bodenkundliche Kartieranleitung (Ad-hoc-AG Boden, 2005)) vorliegen,

werden für alle genannten Bodeneigenschaften mittlere Werte innerhalb des jeweiligen Klassenintervalls angenommen. So entspricht z.B. eine mittlere Rohddichte " ρ_t 3" $1,50 \text{ g/cm}^3$ oder ein Humusgehalt „h3“ 3,0 Masse-%. Da die Anwendung der Pedotransferfunktionen von WÖSTEN et al. (1998) die Kenntnis des Schluff- bzw. Sandgehalts (U- bzw. S-Gehalt) nach *internationaler* Einteilung voraussetzt, die die Grenze beider Fraktionen bei $50 \mu\text{m}$ setzt, wurden die nach Bodenkundlicher Kartieranleitung definierten Gehalte beider Fraktionen ($2 - 63 \mu\text{m}$, $63 - 2000 \mu\text{m}$) nach log-linearer Umrechnung vermindert bzw. vergrößert (vgl. WÖSTEN et al. 1998). Dazu wird der Schluffgehalt mit dem Faktor 0,928 multipliziert. Die Reduktion des Schluffgehaltes in Masse-% wird entsprechend zum Sandgehalt dazu gerechnet.

Beispiel: mittel lehmiger Sand (SI3) nach KA5 (Tabelle 30):

SI3	Sand (S)	Schluff (U)	Ton (T)
Masse-% nach KA5	65	25	10
umgerechneter Masse-% nach internationale Einteilung	66,8	23,2	10

Die gelb unterlegten U- und T-Werte gehen in den Gleichungen (3) - (7) ein.

Weiterhin wurde jedem Horizont eine Indikatorvariable (1 / 0) hinzugefügt, die Ober- oder Unterbodenstatus anzeigt. Im Unterschied zur Bodenkundlichen Kartieranleitung (AD HOC AG BODEN 2005), nach der nur A-Horizonte terrestrische Oberbodenhorizonte darstellen, werden in Analogie zur Vorgehensweise von WÖSTEN et al. (1998) alle A- und B-Horizonte als Oberboden betrachtet.

Grobbodengehalt

Die abgeleiteten bodenhydrologischen Parameter gelten nur für den Feinbodenanteil der Horizonte (Kornfraktion < 2 mm) bei Skelettgehalten der Klasse 1 (< 2 Vol.-% Grobboden; siehe Tabelle 33 der KA5 (Ad-hoc-AG Boden, 2005). Erhöhte Skelettgehalte der Klassen 2 bis 6 führen zu einer Reduzierung der Wassergehaltsparemeter θ_r und θ_s und einer Verringerung der gesättigten Wasserleitfähigkeit k_{sat} bzw. der ungesättigten Wasserleitfähigkeit der Horizonte. Bouwer & Rice (1984) geben für sandige Substrate eine Methode zur Korrektur der pF- und ku-Kurve an, die in erster Näherung benutzt werden kann.

Fehlende Eingangsdaten und organische Böden

Stehen nicht zu allen Eingangsdaten Informationen zur Verfügung, dann können mittlere Parameter je Bodenart nach Bohne & Zacharias (1995) benutzt werden. Diese Parameter sind in den Verknüpfungsregeln 1.18 und 1.20 der Methodendokumentation Bodenkunde der Staatlichen Geologischen Dienste dokumentiert und können da entnommen werden. (Ad-hoc-AG Boden 2000; Geol. Jb. SG 1 mit Ergänzungen unter www.bgr.bund.de,

<http://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Zusammenarbeit/Adhocag/methoden.html>

Die oben aufgeführten Pedotransferfunktionen von Wösten et al. (1998) sind auf organogene Böden (Hoch- und Niedermoore) nicht anwendbar, und es gibt in der Literatur bisher keine anderen kontinuierlichen Pedotransferfunktionen für diese Böden. Wösten et. al (1999) aber geben eine "class pedotransfer function" ("class ptf") für organogene Böden an, die jedoch nicht nach der Zersetzungsstufe der Torfe differenziert, die gerade auf die gesättigte Wasserleitfähigkeit großen Einfluss hat. Außerdem sind in den "Staringreeks" (bodenhydrologische Funktionen für eine Reihe von repräsentativen niederländischen Böden, Wösten et al. 2001) class pedotransfer functions für verschiedene Moorböden bzw. moorige Mineralböden aufgeführt.

Anlage A7: Glossar

Adsorptionswasser	Der Anteil des ► <i>Haftwassers</i> , der an der Oberfläche der Bodenteilchen angelagert ist, ohne Menisken zu bilden.
A-Horizont	Mineralischer Oberbodenhorizont mit Akkumulation organischer Substanz und/oder an Humus.
Altlast	Altablagerungen und Altstandorte, von denen nach fachlicher Beurteilung durch die zuständigen Fachbehörden eine Beeinträchtigung des Wohls der Allgemeinheit ausgeht.
BBodSchG	Bundes-Bodenschutzgesetz
BBodSchV	Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung
B-Horizont	Mineralischer Unterbodenhorizont, Veränderungen der Farbe und des Stoffbestandes im Vergleich zum Ausgangsgestein durch Verwitterung, Verlehmung und/oder Stoffanreicherung; frei von lithogem Carbonat in der Feinerde (Verwitterungs- oder Illuvialhorizont).
Biologische Abbaubarkeit	Viele organische Schadstoffe können durch Mikroorganismen ab- oder umgebaut werden (Mineralisierung, Metabolisierung). Die Abbaugeschwindigkeit hängt einerseits von den chemisch-physikalischen Stoffeigenschaften der Schadstoffe, andererseits von den Verhältnissen in der ungesättigten bzw. gesättigten Zone stark ab (aerob/anaerob, reduzierend/oxidierend, sauer/alkalisch usw.).
Boden (im engeren Sinn)	Oberste belebte Verwitterungsschicht der Erdkruste, die aus mineralischen Teilchen, organischer Substanz, Wasser, Luft und lebenden Organismen besteht.
Boden (gemäß BBodSchG)	Boden ist die oberste Schicht der Erdkruste, soweit sie Träger der im BBodSchG (Absatz 2) genannten Bodenfunktionen ist, einschließlich der flüssigen (Bodenlösung) und der gasförmigen Bestandteile (Bodenluft), ohne Grundwasser und Gewässerbetten.

Bodenlösung	► <i>Bodenwasser</i> , das mit den löslichen Bestandteilen des Bodens in einem mehr oder weniger dynamischen Gleichgewicht steht.
Bodenmaterial	Material aus Böden und deren Ausgangssubstraten einschließlich des Mutterbodens, das im Zusammenhang mit Baumaßnahmen oder anderen Veränderungen der Erdoberfläche ausgehoben, abgeschoben oder behandelt wird.
Bodenmatrix	Das feste Bodensubstrat ohne Porenraum.
Bodensättigungsextrakt	Verfahren zur Abschätzung der Eluierbarkeit anorganischer Schadstoffe aus Böden. Im Gegensatz zum S4-Verfahren der DIN 38414-4 ist das Wasser-Boden-Verhältnis klein. Die Durchführung des Bodensättigungsextrakts ist in Anhang 1 der BBodSchV und in der Vornorm V 19735 beschrieben.
Bodensäulenversuch	Eluationsverfahren, bei dem die in einer Glassäule befindliche Bodenprobe von einem Eluationsmittel langsam durchflossen wird. Das Verfahren wird i.d.R zur Abschätzung der Eluierbarkeit schwerflüchtiger organischer Schadstoffe aus Böden oder Bodenmaterialien angewandt.
Bodenwasser	Der im Boden befindliche Teil des ► <i>unterirdischen Wassers</i> .
C-Horizont	Mineralischer Untergrundhorizont; Gestein, das unter dem ► <i>Solum</i> liegt.
Detailuntersuchung	Vertiefte weitere Untersuchung nach § 9 Abs. 2 BBodSchG zur abschließenden Gefährdungsabschätzung, die insbesondere der Feststellung von Menge und räumlicher Verteilung von Schadstoffen, ihrer mobilen oder mobilisierbaren Anteile, ihrer Ausbreitungsmöglichkeiten in Boden, Gewässer und Luft sowie der Möglichkeit ihrer Aufnahme durch Menschen, Tiere und Pflanzen dient (§ 2 BBodSchV). Die Ergebnisse von Detailuntersuchungen sind daraufhin zu bewerten, ob und für welche Teilbereiche Sanierungsmaßnahmen für das Grundwasser und den Boden erforderlich sind (§ 4 Abs. 4 BBodSchV). Dabei ist auch die Verhältnismäßigkeit einer Sanierung bzw. Sanierungsuntersuchung zu prüfen.
Durchsickerung	► <i>Perkolation</i>

Eluation, Extraktion:	<p>Begriffe von Verfahren zur Beurteilung der Mobilisierbarkeit von Stoffen aus Böden oder Abfällen, im Altlastenbereich häufig synonym verwendet. Als Eluations- bzw. Extraktionsmittel werden i.d.R. Wasser oder wässrige Lösungen eingesetzt.</p> <p>Extraktion (i.e.S.) ist ein Trennverfahren, bei dem mittels eines Lösungsmittels Bestandteile aus festen oder flüssigen Substanzgemischen herausgelöst werden.</p> <p>Eluation (i.e.S.) ist eine in der Chromatographie gebräuchliche Bezeichnung für das Herauslösen adsorbierter Stoffe aus Feststoffen.</p>
Evapotranspiration	Gesamtverdunstung, Summe aus Evaporation, Transpiration und Interzeption.
Geogener Grundgehalt	Der Stoffbestand (eines Bodens/Gesteins), der sich aus dem Ausgangsgestein (lithogener Anteil), ggf. Vererzungen (chalkogener Anteil) und bei Böden durch pedogenetische Prozesse beeinflussten Umverteilung von Stoffen (Anreicherung oder Verarmung) ergibt.
Gesättigte Zone	Teil des Untergrunds, in dem alle Hohlräume von Wasser zusammenhängend erfüllt sind. In der gesättigten Zone sind das ► <i>Grundwasser</i> und der ► <i>geschlossene Kapillarraum</i> zu unterscheiden.
Geschlossener Kapillarraum	Teil des Untergrunds über dem Grundwasser, in dem alle Hohlräume durch kapillar aufsteigendes Wasser erfüllt sind.
Gestein	Sammelbegriff für Locker- und Festgestein nach DIN 4049 Teil 1
Gesteinskörper	Räumliche Betrachtung des ► <i>Gesteins</i>
Gras-Referenzverdunstung	Die Gras-Referenzverdunstung wurde von der FAO (United Nations Food and Agriculture Organisation) als weltweit einheitlich nach der Penman-Monteith-Gleichung zu bestimmende Verdunstung mit festen Vegetationsparametern empfohlen. Sie ist definiert für eine ausreichend mit Wasser versorgte Fläche mit einheitlich 12 cm hohem Grasbewuchs, einer Albedo von 23% und einem Bestandeswiderstand von 70 s.m^{-1}
Grundwasser	Unterirdisches Wasser, das die Hohlräume der Lithosphäre zusammenhängend ausfüllt und dessen Bewegungsmöglichkeit ausschließlich durch die Schwerkraft bestimmt wird.

Grundwasserflurabstand	Lotrechter Abstand zwischen einem Punkt der Erdoberfläche und der ► <i>Grundwasseroberfläche</i> des ersten Grundwasserstockwerkes.
Grundwassergleiche	Linie gleicher Höhen einer Grundwasserdruckfläche (DIN 4049).
Grundwasserkörper	Abgegrenztes Grundwasservorkommen oder abgrenzbarer Teil eines solchen.
Grundwasserleiter	► <i>Gesteinskörper</i> , der geeignet ist ► <i>Grundwasser</i> weiterzuleiten.
Grundwasserneubildung	Zugang von ► <i>Sickerwasser</i> zum Grundwasser; Infiltration abzüglich der beiden Komponenten ► <i>Zwischenabfluss</i> und ► <i>Evapotranspiration</i>
Grundwasserstand	Höhe des ► <i>Grundwasserspiegels</i> über oder unter einer waagerechten Bezugsebene, i. d. R. NN.
Grundwasseroberfläche	Obere Grenzfläche eines ► <i>Grundwasserkörpers</i> ; entspricht bei ungespannten Grundwasserverhältnissen dem in einer Messstelle ermittelten ► <i>Grundwasserspiegel</i> , bei gespannten Verhältnissen der oberen Grenzfläche des ► <i>Grundwasserleiters</i>
Grundwassersohle	Untere Grenzfläche eines ► <i>Grundwasserkörpers</i>
Grundwasserspiegel	Ausgeglichene Grenzfläche des ► <i>Grundwassers</i> gegen die Atmosphäre, z.B. in Brunnen.
Grundwasserstockwerk	► <i>Grundwasserleiter</i> einschließlich seiner oberen und unteren Begrenzung als Betrachtungseinheit innerhalb der lotrechten Gliederung der Lithosphäre
Haftwasser	Wasser in der ► <i>ungesättigten Zone</i> , das gegen die Schwerkraft gehalten wird
Hangwasser	unterirdisches Wasser, das sich unter Einwirkung der Schwerkraft hangabwärts bewegt.
Hintergrundgehalt	Der Gehalt eines Bodens der sich aus dem ► <i>geogenen Grundgehalt</i> und der ubiquitären Stoffverteilung als Folge diffuser Einträge in den Boden zusammensetzt
Hintergrundwert	Repräsentative Werte für allgemein verbreitete Hintergrundgehalte eines Stoffes oder einer Stoffgruppe in Böden
HK 50	Hydrogeologische Karte 1: 50 000

HÜK 200	Hydrogeologische Übersichtskarte 1: 200 000
Infiltration	Zugang von Wasser durch enge Hohlräume in die Lithosphäre.
Interflow	► <i>Zwischenabfluss</i>
Kapillarer Aufstieg	Kapillare Nachlieferung aus dem ► <i>Grundwasser</i>
Konfidenzbereich	Der Vertrauensbereich bei der statistischen Schätzung, der den zu schätzenden wahren Parameter mit einer bestimmten Sicherheitswahrscheinlichkeit umschließt.
Korrigierter Niederschlag	der für Wind- sowie Benetzungs- und Verdunstungsverluste korrigierte mit dem Hellmann-Regenmesser im Routinemessnetz der DWD gemessener Niederschlag.
Lysimeter	Messvorrichtung mit Präzisionswaagen und Sammeleinrichtungen für Sickerwasser unter freilandnahen Bedingungen für (i.d.R.) Bodenmonolithe.
Mobilität, Mobilisierung	Zusammenfassende Begriffe für die Verlagerungsfähigkeit und Beweglichkeit eines Stoffes im Boden und im Grundwasser aufgrund seiner chemisch-physikalischen Eigenschaften.
Mutterboden	Landläufig und kommerziell für ► <i>Oberboden</i> .
Oberboden	Begriff aus dem Landbau für den mechanisch bearbeiteten oberen Teil des Bodens (i.d.R. die obersten 20 – 40 cm u. Flur) bzw. den stark durchwurzelten Bereich des Bodens (bis ca. 10 cm u. Flur).
Offener Kapillarraum	Teil des Untergrunds über dem Grundwasser, in dem nicht alle, sondern nur Teile der Hohlräume durch kapillar aufsteigendes Wasser erfüllt sind.
Orientierende Untersuchung	Erste technische Untersuchungen auf Verdachtsflächen, insbesondere Messungen. Örtliche Untersuchungen auf Grundlage der Ergebnisse der Erfassung/historischen Erkundung zum Zweck der Feststellung, ob der Verdacht einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast ausgeräumt ist, oder ob ein hinreichender Verdacht im Sinne des § 9 Abs. 2 BBodSchG besteht (§ 2 BBodSchV). Orientierende Untersuchungen nach § 9 Abs. 1 BBodSchG werden von der zuständigen Behörde durchgeführt.

Ort der Beurteilung	Übergangsbereich von der ungesättigten zur gesättigten Zone, d.h. Grenzbereich offener zu geschlossener Kapillarraum (Definition in der BBodSchV, 1999).
Ort der Probennahme	Beprobte oder zu beprobende Altlast bzw. schädliche Bodenveränderung.
Perkolation	Durchgang des Wassers durch den ► <i>Sickerraum</i>
Präferentielles Fließen	Rascher Wassertransport auf bevorzugten Fließbahnen im Boden unter Umgehung der langsam dränenden Poren (preferential flow).
Prüfwert	Beurteilungsgrundlage entsprechend den Vorgaben der BBodSchV (1999) Anlage 2.
Quellterm	Quantitative Kennzeichnung der Freisetzung von Schadstoffen aus der schädlichen Bodenveränderung oder Altlast.
Referenzverdunstung	► <i>Gras-Referenzverdunstung</i>
Rückhaltevermögen	Unter dem Rückhaltevermögen der ungesättigten Bodenzone versteht man deren Fähigkeit, Schadstoffe dauerhaft oder zeitweise zu binden, weiterhin der Einfluss der ungesättigten Bodenzone auf die Versickerungsgeschwindigkeit von Sickerwasser oder Schadstoffphasen. Einflüsse auf das Rückhaltevermögen haben u.a. Adsorption an Huminstoffen und an Tonmineralien, Kationenaustauschkapazität, Lagerungsdichte, Kornzusammensetzung, Porosität und bevorzugte Fließwege.
S4-Verfahren	Eluationsverfahren nach DIN 38414-4 „Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser“.
Schädliche Bodenveränderung	Alle Bodenbelastungen die eine oder mehrere Bodenfunktionen so beeinträchtigen, dass hierdurch Gefahren, erhebliche Nachteile oder erhebliche Belästigungen entstehen.
Schadstoff	Stoffe und Zubereitungen, die aufgrund ihrer Toxizität, ihrer Langlebigkeit oder Bioverfügbarkeit im Boden oder aufgrund anderer Eigenschaften und ihrer Konzentrationen geeignet sind, den Boden in seinen Funktionen zu schädigen oder sonstige Gefahren hervorzurufen.
Schutzfunktion der ungesät. Bodenzone	Im Hinblick auf den Schutz des Grundwassers wird die Schutzfunktion der ungesättigten Zone be-

	<p>stimmt u.a. durch Versiegelung/Bewuchs auf der Fläche, die Mächtigkeit der ungesättigten Zone, die Durchlässigkeit des Untergrunds sowie durch mikrobielle Abbauprozesse in der ungesättigten Zone.</p> <p>Je länger die Verweildauer des Sickerwassers in der ungesättigten Zone ist, desto länger können Abbau- und Sorptionsprozesse wirksam werden und desto geringer ist i.d.R. der Schadstoffeintrag in das Grundwasser.</p>
Sickerraum	Gesteinskörper, der zum Betrachtungszeitpunkt kein Grundwasser enthält (► <i>ungesättigte Zone</i>).
Sickerwasser	► <i>Unterirdisches Wasser</i> , das sich durch Überwiegen der Schwerkraft im ► <i>Sickerraum</i> abwärts bewegt.
Sickerwasserprognose	Abschätzung der von einer Verdachtsfläche, altlastenverdächtigen Fläche, schädlichen Bodenveränderung oder Altlast ausgehenden oder in überschaubarer Zukunft zu erwartenden Schadstoffeinträge über das Sickerwasser ins Grundwasser unter Berücksichtigung von Stoffkonzentrationen und -frachten.
Solum	Anderer Begriff für ► <i>Boden (im engeren Sinn)</i>
Staatliche Geologische Dienste (SGD)	Zentrale geowissenschaftliche Fachbehörden der Bundesländer und des Bundes.
Stauwasser	Zeitweilig auftretende ► <i>gesättigte Zone</i> mit freibeweglichem Bodenwasser über einer hochanstehenden Stauwassersohle (meist oberhalb 13 dm u. GOK).
Stofftransportmodelle	<p>Modelle zur Simulation von Strömungs- und Stofftransportprozessen in der ungesättigten Bodenzone bzw. im Grundwasser.</p> <p>Analytische Modelle basieren auf (geschlossenen) mathematischen Gleichungen, z.B. zur Beschreibung von Grundwasserströmungen oder der Grundwasserfließrichtung. Der Einfluss aller in die Berechnung eingehenden Parameter auf das Ergebnis kann aus der Berechnungsformel direkt abgelesen werden. Die für analytische Lösungsverfahren notwendigen Annahmen wie unendlich ausgedehnter Grundwasserleiter, Isotropie, Homogenität usw. lassen allerdings nur eine unvollkommene Beschreibung natürlicher Verhältnisse zu.</p> <p>Mit den i.d.R. wesentlich komplexeren <i>numerischen</i> Modellen ist eine realitätsnähere, räumlich und zeitlich abgegrenzte Simulation komplexer Transport-</p>

	vorgänge möglich. Hierzu ist die simultane Lösung gekoppelter Differentialgleichungen erforderlich, was nur näherungsweise mit numerischen Verfahren möglich ist.
Ungesättigte Bodenzone	Teil des Bodens, dessen Poren nicht vollständig mit Wasser gesättigt sind.
Ungesättigte Zone	Teil des ► <i>Gesteinskörpers</i> , dessen Hohlräume nicht vollständig mit Wasser gesättigt sind.
Unterboden	Nicht durch mechanische Bearbeitung veränderter Teil des ► <i>Solums</i> .
Unterirdisches Wasser	Wasser in den Hohlräumen der Lithosphäre (Wasser in der ► <i>gesättigten</i> und ► <i>ungesättigten Zone</i>).
Zwischenabfluss	Teil des Abflusses, der dem Vorfluter als Reaktion auf ein auslösendes Ereignis (Niederschlag oder Schneeschmelze) aus den oberflächennahen Bodenschichten zugeflossen ist; Syn. : ► <i>Interflow</i>