



Gesellschaft für Anlagen-
und Reaktorsicherheit
(GRS) mbH

Hydrogeologische
Modellentwicklung und
Simulationsrechnungen
zur Untersuchung des
Stoffaustrages aus
einem Eisenerzbergwerk
mit schwermetallhaltigem
Versatz

**Hydrogeologische Modellentwicklung und Simulationsrechnungen
zur Untersuchung
des Stoffaustrages aus einem Eisenerzbergwerk
mit schwermetallhaltigem Versatz**

**Von der Fakultät für Bergbau, Hüttenwesen und Geowissenschaften
der Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen**

zur Erlangung des akademischen Grades eines

Doktors der Naturwissenschaften

genehmigte Dissertation

vorgelegt von Dipl.-Geol.

Klaus Fischer-Appelt

aus Aachen

**Berichter: Universitätsprofessor Dr. rer. nat. H.-R. Langguth
 Universitätsprofessor Dr. rer. nat. W. Püttmann**

Tag der mündlichen Prüfung: 04.06.1999

D 82 (Diss. RWTH Aachen)



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

**Hydrogeologische
Modellentwicklung und
Simulationsrechnungen
zur Untersuchung des
Stoffaustrages aus
einem Eisenerzbergwerk
mit schwermetallhaltigem
Versatz**

D 82 (Diss. RWTH Aachen)

Klaus Fischer-Appelt

März 2000

**GRS - 165
ISBN 3-931995-30-5**

Deskriptoren:

Schadstofftransport, Hydrogeologie, Modell, Rechencode, Erzbergwerk, Reststoff, Versatz, Schwermetalle, Grundwasser, Unsicherheitsanalyse

Vorwort

Die meiner Dissertation zugrundeliegende Forschungsarbeit wurde in der Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH in Köln durchgeführt. Für die Finanzierung danke ich dem Bundesminister für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF).

Mein besonderer Dank geht an Herrn Prof. Dr. H.-R. Langguth, Lehrgebiet Hydrogeologie am Lehrstuhl für Ingenieur- und Hydrogeologie der RWTH Aachen, der durch die Übernahme der Betreuung der Arbeit mir die Möglichkeit zur Promotion eröffnete und diese mit persönlichem Interesse begleitete.

Gleichermaßen danke ich Herrn Prof. Dr. W. Püttmann, Fachbereich Geowissenschaften-Umweltanalytik der Universität Frankfurt, für die Übernahme des Koreferates und seine wohlwollende Unterstützung.

Ich bedanke mich bei meinen Kollegen in der Abteilung Endlagerung der GRS für die kollegiale Zusammenarbeit in bemerkenswert freundschaftlicher Atmosphäre. Dieser Dank gilt in ganz besonderem Maße den Herren Dr. B. Baltes und Dipl.-Geol. J. Larue, durch die ich wertvolle Anregungen und Ratschläge erhielt, die maßgeblich zum Gelingen der Arbeit beitrugen.

Für die orthographische Durchsicht des Manuskripts danke ich meiner Mutter, Frau U. Fischer-Appelt, Herrn Dr. U. Poseck und Frau M. Sechtem.

Bei meiner Frau, Frau Dr. A. Leischner-Fischer-Appelt bedanke ich mich herzlich für die geduldige und verständnisvolle Unterstützung und ihre Hilfe bei der redaktionellen Bearbeitung der Dissertation.

Abschließend danke ich meinem kleinen Sohn Jonathan für die großzügige Freistellung meiner Person von väterlichen Pflichten während der Abfassung der vorliegenden Dissertationsschrift.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
1.1	Problematik des bergmännischen Versatzes von Abfallstoffen	1
1.2	Das Forschungsvorhaben „UTD“	3
1.3	Aufgabenstellung der vorliegenden Arbeit	5
2	Grundlagen der numerischen Modellierung von Strömungs- und Stofftransportvorgängen	9
2.1	Simulation von Grundwasserströmungsvorgängen	9
2.1.1	Physikalische Grundgleichungen	9
2.1.2	Modellgeometrische Diskretisierung durch das Finite Elemente-Verfahren	13
2.1.3	Hydraulische Parameter	15
2.1.4	Anfangs- und Randbedingungen	16
2.2	Simulation von Stofftransportvorgängen	18
2.2.1	Parameter zur Beschreibung von Transportprozessen	18
2.2.2	Aufbau der Transportgleichung, Lösungsverfahren und Stabilitätskriterien	24
2.2.3	Anfangs- und Randbedingungen	29
2.3	Beschreibung des eingesetzten Rechenprogramms <i>NAMMU</i>	30
2.3.1	Grundgleichungen	30
2.3.2	Lösungsverfahren	31
2.3.3	Ein- und AusgabeprozEDUREN	31
2.3.4	Qualitätsnachweis	33
3	Geologie und Hydrogeologie der Eisenerzgrube Wohlverwahrt-Nammen und Ihrer Umgebung	35
3.1	Die Eisenerzgrube Wohlverwahrt-Nammen	35
3.1.1	Erzgewinnung	36
3.1.2	Versatzbetrieb	37
3.1.3	Grubenwasserhaltung	38
3.1.4	Nachbetriebszustand	40
3.2	Regionalgeologische Situation	42
3.2.1	Geologischer Strukturbau	42
3.2.2	Erdgeschichtliche Entwicklung und Stratigraphie	45

3.2.2.1	Perm und Trias	45
3.2.2.2	Jura	47
3.2.2.3	Kreide-Tertiär.....	51
3.2.2.4	Quartär.....	52
3.3	Regionale Hydrogeologie	54
3.3.1	Oberflächengewässer	54
3.3.2	Klima und Grundwasserneubildung	54
3.3.3	Hydrogeologische Eigenschaften der Schichtfolge.....	55
3.3.4	Lage der Grundwasseroberfläche.....	56
3.3.5	Grundwasserentnahmen	59
3.3.6	Grundwasserbeschaffenheit.....	61
4	Hydrogeologisches Modellkonzept.....	65
4.1	Modellbegrenzungen und hydraulische Randbedingungen.....	65
4.2	Hydrogeologische Einheiten.....	70
4.3	Struktureller Modellaufbau	71
4.4	Hydraulische Parameter.....	77
4.5	Modellannahmen und Vereinfachungen	83
5	Analyse der regionalen Grundwasserströmungssituation.....	87
5.1	Aufbau des dreidimensionalen Regionalmodells	87
5.2	Ergebnisse der Grundwasserströmungsanalysen	89
5.3	Variationsrechnungen	94
5.4	Abgrenzung eines transportrelevanten Modellausschnitts für die lokalen Transportmodelle.....	98
6	Analyse der Grundwasserströmungssituation in der lokalen Umgebung der Erzgrube	101
6.1	Dreidimensionale Strömungsanalysen.....	101
6.1.1	Aufbau des dreidimensionalen Lokalmodells.....	101
6.1.2	Ergebnisse der Grundwasserströmungsanalysen	105
6.1.3	Aufbau der zweidimensionalen Lokalmodelle	107
6.1.4	Ergebnisse der Grundwasserströmungsrechnungen	112

7	Analyse der Schadstoffausbreitung aus den versetzten Grubenräumen..	119
7.1	Modellerstellung	119
7.1.1	Transportparameter und Modellgitteranpassung	119
7.1.2	Stofffreisetzungsdynamik und Transportrandbedingungen	122
7.1.3	Modellgitterverfeinerung	129
7.2	Ergebnisse der Transportrechnungen.....	130
7.2.1	Konzentrationsausbreitung in der instationären Transportphase	131
7.2.2	Konzentrationsausbreitung in der stationären Transportphase	134
7.2.3	Einfluß der Sorption auf die Schadstoffausbreitung.....	138
8	Bilanzierung von Grundwasservolumenströmen und Schadstoffmassenströmen	141
8.1	Methodik	141
8.2	Ergebnisse.....	144
8.2.1	Bilanzierung der Modellränder (Modell Typ A).....	144
8.2.2	Bilanzierung des versetzten Grubengebäudes und des Grubensumpfes (Modell Typ A)	150
8.2.3	Vergleich der Massenströme aus dem Freisetzungsräum der verschiedenen Modelltypen	155
8.2.4	Initiale Freisetzungsphase.....	158
9	Unsicherheits- und Sensitivitätsanalyse der hydraulischen Parameter	163
9.1	Ziele und Methodik	163
9.2	Identifikation und Quantifizierung von Unsicherheiten bei den Eingangsgrößen	165
9.2.1	Identifikation von Unsicherheiten	165
9.2.2	Definition von Datenbandbreiten	168
9.2.3	Definition der Eintrittswahrscheinlichkeiten.....	170
9.2.4	Quantifizierung gegenseitiger Parameterabhängigkeiten	171
9.3	Stichprobenauswahl und Berechnung der Konsequenzen.....	172
9.4	Unsicherheitsanalyse	174
9.4.1	Methodik	174
9.4.2	Ergebnisse.....	175
9.5	Sensitivitätsanalyse	178

9.5.1	Methodik	178
9.5.2	Ergebnisse.....	179
10	Bewertung der Ergebnisse und der Methodik.....	185
10.1	Transportrelevante Einflußfaktoren	185
10.1.1	Regionale Grundwasserströmungssituation	185
10.1.2	Strömungs- und Stofftransportvorgänge in der näheren Grubenumgebung	186
10.1.3	Zeitliche Entwicklung der Konzentrationsfreisetzung.....	187
10.1.4	Einfluß von Sorptionsprozessen.....	188
10.2	Transportrelevante Modellelemente.....	188
10.2.1	Versetztes Grubengebäude	189
10.2.2	Absenkungsbereich.....	191
10.2.3	Grubensumpf.....	192
10.2.4	Biosphäre des nördlichen Vorlandes	195
10.3	Bewertung der eingesetzten Methodik.....	197
10.3.1	Regionalmodellrechnungen.....	197
10.3.2	Übergang von 3D-Modellen zu 2D-Modellen.....	198
10.3.3	Variation der Reichweite der bergbaubedingten Grundwasserabsenkung	199
10.3.4	Bilanzierung der Grundwasservolumenströme und Schadstoffmassen. ströme im Modell	200
10.3.5	Quantifizierung der Auswirkung von Parameterunsicherheiten durch eine probabilistische Unsicherheitsanalyse	200
10.3.6	Einsatzgebiete numerischer Rechenverfahren bei der Langzeitsicherheitsanalyse von Versatzbergwerken	201
11	Kurzfassung.....	205
12	Literatur	209
12.1	Schrifttum.....	209
12.2	Verwendetes Kartenmaterial.....	221
13	Bildungsgang des Verfassers.....	223
14	Farbtafeln	225

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Physikalische Kenngrößen des Wassers.....	15
Tab. 2:	Physikalische Parameter zur Beschreibung der hydraulischen Eigenschaften poröser Medien.....	16
Tab. 3:	Gliederung der im Wesergebirgsraum auftretenden geologischen Schichtfolge.....	46
Tab. 4:	Mittlere jährliche Grundwasserneubildungshöhen für das Wesergebirge und sein nördliches Vorland nach verschiedenen Literaturquellen.....	55
Tab. 5:	Hydraulische Eigenschaften der im Wesergebirgsraum auftretenden geologischen Schichtfolge.....	56
Tab. 6:	Brauch- und Trinkwassergewinnungsanlagen mit Förderleistungen über 100.000 m ³ /a.....	59
Tab. 7:	Gliederung der Schichtfolge des Modellgebietes in hydrogeologische Einheiten.....	71
Tab. 8:	Hydraulische Parameter der hydrogeologischen Einheiten im Regionalmodell.....	78
Tab. 9:	Hydraulische Parameter der neu gegliederten hydrogeologischen Einheiten im Lokalmodell.....	105
Tab. 10:	Modifizierte Sorptionskoeffizienten für die stoffspezifischen Transportrechnungen.....	121
Tab. 11:	Element- und Knotenanzahl der primären und verfeinerten Rechnernetze der Modelltypen.....	130
Tab. 12:	Errechnete Grundwasservolumenströme auf dem gesamten Modellrand und den einzelnen Modellrändern.....	145
Tab. 13:	Errechnete Schadstoffmassenströme auf dem gesamten Modellrand und den einzelnen Modellrandsegmenten.....	146
Tab. 14:	Errechnete Grundwasservolumenströme auf der Modelloberfläche und ihren Einzelsegmenten.....	147
Tab. 15:	Errechnete Grundwasservolumenströme auf den Rändern des versetzten Grubengebäudes und des Grubensumpfes.....	151
Tab. 16:	Errechnete Schadstoffmassenströme auf den Rändern des versetzten Grubengebäudes und des Grubensumpfes.....	152
Tab. 17:	Vergleich des errechneten Grundwasser- und Schadstoff-Ausstroms auf den Rändern des versetzten Grubengebäudes bei den Modellvarianten B und C.....	156
Tab. 18:	Errechnete Grundwasservolumen- und Schadstoffmassenströme auf den Rändern des Grubensumpfes am Ende der initialen Freisetzungsperiode nach 10 Jahren.....	161

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Methodische Vorgehensweise bei der Modellierung von Grundwasserströmungs- und Stofftransportvorgängen in der Umgebung des Eisenerzbergwerks.	6
Abb. 2:	Volumenströme über die Flächen eines Modellvolumenelementes während eines Zeitintervalls.	10
Abb. 3:	Anpassung eines zweidimensionalen FE-Netzes an einen unregelmäßigen Modellrand. ...	14
Abb. 4:	Aus der Basisfunktion für den Knoten 3 resultierende Interpolationsfläche zwischen den Knoten eines Finiten Elementes.	14
Abb. 5:	Schematische Darstellung der Auswirkungen verschiedener Transportmechanismen auf die Schadstoffausbreitung.	19
Abb. 6:	Longitudinale Dispersivität in Abhängigkeit vom Betrachtungsmaßstab.	22
Abb. 7:	Schematische Darstellung von Oszillationen und numerischer Dispersion.	27
Abb. 8:	Geographische Lage der Eisenerzgrube Wohlverwahrt-Nammen.	35
Abb. 9:	Lage der Tagebaue und Grubenfelder des Eisenerzbergwerks Wohlverwahrt-Nammen. ...	36
Abb. 10:	Prinzipskizze des streichenden Örtterbaus.	37
Abb. 11:	Schematische Darstellung des Versatzes ausgeerzter Strecken.	38
Abb. 12:	Grubenwasserhaltung.	39
Abb. 13:	Ausdehnung gefluteter Grubenbereiche im Nachbetriebszustand.	41
Abb. 14:	Schematische Darstellung der Grubenentwässerung im Betriebs- und Nachbetriebszustand an einem SSW-NNE-Schnitt durch das Grubengebäude.	41
Abb. 15:	Geologische Übersichtskarte des Wesergebirges und der angrenzenden Strukturräume.	43
Abb. 16:	Geologischer SSW-NNE Schnitt durch das Wesergebirges und die nördlich angrenzenden Strukturräume.	44
Abb. 17:	Schematische Profildarstellung der Schichtfolge des Doggers.	48
Abb. 18:	Schematische Profildarstellung der Schichtfolge des Malms.	49
Abb. 19:	Grundwassergleichenkarte.	58
Abb. 20:	Lage der Wasserwerke und Mineralwasserquellen.	60
Abb. 21:	Einordnung der deponie-unbeeinflussten Grubenwässer im Piper-Diagramm.	64
Abb. 22:	Lage und Umgrenzungen des Regionalmodells.	67
Abb. 23:	Begrenzung des Modellgebietes im Vertikalschnitt.	68
Abb. 24:	Geologischer Schnitt zu Profil Nr. 5.	73
Abb. 25:	Geologischer Schnitt zu Profil Nr. 9.	74
Abb. 26:	Geologischer Schnitt zu Profil Nr. 25.	75
Abb. 27:	Geologischer Schnitt zu Profil Nr. 29.	76
Abb. 28:	Abgrenzung und Parameterbelegung der hydrogeologischen Modelleinheiten des Dogger.	81
Abb. 29:	Digitalisiertes Rechnetz zu Profil Nr. 9.	87
Abb. 30:	Perspektivische Ansicht des dreidimensionalen Rechnetzes des Regionalmodells aus NE.	88
Abb. 31:	Möglichkeiten bei der Diskretisierung von Störungen.	89

Abb. 32:	Vergleich der Strömungsfelder bei unterschiedlichen Randbedingungen.	95
Abb. 33:	Lage und Umgrenzung des Lokalmodelles.	102
Abb. 34:	Perspektivische Ansicht des dreidimensionalen Gitters des Lokalmodells aus SE.	104
Abb. 35:	Lage des für die zweidimensionalen Strömungs- und Transportrechnungen ausgewählten Profilschnitts.	108
Abb. 36:	Übersichtsdarstellung zur Entwicklungsreihenfolge der verwendeten Modelle.	111
Abb. 37:	Abgrenzung der verschiedenen Strömungszonen am Beispiel von Modell Typ A.	113
Abb. 38:	Abmessungen und homogenisierte Einzelemente des Freisetzungsräum in den 2D-Transportmodellen.	123
Abb. 39:	Aufbau des zweidimensionalen Grubenmodells.	124
Abb. 40:	Konzentrationsentwicklung im Grubenmodell und approximierte Konzentrationsrandbedingung für die 2D-Transportmodelle.	126
Abb. 41:	Konzentrationsverlauf ermittelt auf der Grundlage der empirischen Elutionsfunktion für Blei für den Freisetzungsräum der 2D-Transportmodelle.	128
Abb. 42:	Konzentrationsverlauf im Freisetzungsräum der 2D-Transportmodelle.	129
Abb. 43:	Hochauflösendes Rechengitter, Modell Typ A.	130
Abb. 44:	Lage der Konzentrationsmeßpunkte auf der nördlichen Modelloberfläche am Beispiel von Modell Typ A.	137
Abb. 45:	Errechnete Konzentrationen an der nördlichen Modelloberfläche während des stationären Transportzustandes (Modelltypen A bis C).	138
Abb. 46:	Übersichtsdarstellung der bilanzierten Modellsegmente.	143
Abb. 47:	Schematische Darstellung der durch die Vorgabe einer Festpotential-Randbedingung simulierten hydraulischen Situation und der tatsächlichen Situation in der ungesättigten Zone des Absenkungsbereiches.	148
Abb. 48:	Prozentuale Anteile des Grundwasservolumenstroms bzw. des Schadstoffmassenstroms auf den Rändern des Modellgebietes.	150
Abb. 49:	Graphische Darstellung der prozentualen Volumen- und Massenstromanteile auf den Rändern des versetzten Grubengebäudes und dem südlich anschließenden Grubensumpf.	154
Abb. 50:	Graphische Darstellung der prozentualen Schadstoffmassenausstromanteile auf den Rändern des versetzten Grubengebäudes bei den Modelltypen A, B und C.	158
Abb. 51:	Zeitliche Entwicklung des Schadstoffmassenstroms auf den Rändern des Gesamtmodells sowie am nördlichen Modellrand.	159
Abb. 52:	Graphische Darstellung der Massenstromanteile und der errechneten Konzentrationen auf den Rändern des Grubensumpfes nach 10 Jahren erhöhter Anfangs- Konzentrationsfreisetzung im versetzten Grubengebäude.	160
Abb. 53:	Arbeitsschritte bei der Durchführung einer Konsequenzenanalyse.	164
Abb. 54:	Datenbandbreiten für die horizontale Permeabilität.	169
Abb. 55:	Datenbandbreiten für die effektive Porosität.	169
Abb. 56:	Vorgegebene Wahrscheinlichkeiten für das Auftreten bestimmter Zahlenwerte des Parameters „effektive Porosität der Heersumer Schichten“.	170

Abb. 57:	Abhängigkeit zwischen Permeabilität und effektiver Porosität am Beispiel der Datensätze für die Heersumer Schichten, vorgegebenen über einen Rangkorrelationskoeffizienten von 0,7.	172
Abb. 58:	Errechnete Maximalkonzentrationen an der nördlichen Modelloberfläche.	175
Abb. 59:	Empirische Verteilungsfunktion der errechneten Konsequenzen (Maximalkonzentrationen an der nördlichen Modelloberfläche).	176
Abb. 60:	Errechnete Rangkorrelationskoeffizienten für die hydraulischen Parameter.	180
Abb. 61:	Schematische Darstellung der Auswirkungen einer hydraulischen Parametervariation des Münder Mergels auf die Gestalt oberflächennaher Zirkulationspfade.	182
Abb. 62:	Transportrelevante Modellelemente.	189
Abb. 63:	Vereinfachte schematische Darstellung der Emissionspfade und Verdünnungsketten in der Nachbetriebsphase des Eisenerzbergwerks.	196

Symbole

Die Bedeutung der im Text verwendeten Symbole und Indizes wird folgendermaßen festgelegt:

lateinische Buchstaben:

A	[m ²]	Fläche
c	[kg m ⁻³]	Konzentration
Co	[-]	COURANT-Zahl
D _H	[m ² s ⁻¹]	hydrodynamische Dispersion (Diffusion und Dispersion)
D	[m ² s ⁻¹]	Dispersion
D _m	[m ² s ⁻¹]	molekulare Diffusionskonstante
e	[m]	Eindringtiefe eines Schadstoffs von der Kluft in die Matrix
F	[m ²]	Fläche
F _C	[-]	Verteilungsfunktion der Grundgesamtheit aller Konsequenzen
F _N	[-]	empirische Verteilungsfunktion der Ergebnistichprobe
f	[-]	Funktion
g	[m s ⁻²]	Erdbeschleunigung
h	[m]	Standrohrspiegelhöhe
I	[-]	Einheitsmatrix
K	[m s ⁻¹]	Durchlässigkeitsbeiwert
K _D	[l kg ⁻¹]	Sorptionskoeffizient nach HENRY
K _D [*]	[l kg ⁻¹]	modifizierter Sorptionskoeffizient nach HENRY für geklüftete Medien
K _{Fr}	[l kg ⁻¹]	Sorptionskonstante nach FREUNDLICH
K _L	[l kg ⁻¹]	Sorptionskonstante nach LANGMUIR
k	[m ²]	Permeabilität, Koeffizient der spezifischen Permeabilität
M	[kg]	Masse
N	[-]	Stichprobenumfang
n	[-]	Gesamtporosität
n _f	[-]	durchflußwirksame (effektive) Porosität
\bar{n}	[-]	Normalenvektor
p	[Pa]	Druck
Pe	[-]	PECLET-Zahl
Q	[m ³ s ⁻¹]	Volumenstrom, Durchfluß
Q [*]	[m ³ s ⁻¹]	Volumenstromquelle oder -senke
Q _v	[m ³ s ⁻¹]	Volumenstrom, Durchfluß (Kap. 8)
Q _M	[kg s ⁻¹]	Massenstrom (Kap. 8)
q [*]	[m s ⁻¹]	spezifische Volumenstromquelle oder -senke
q _m	[kg m ⁻² s ⁻¹]	spezifischer Massenstrom
R _D	[-]	Retardationsfaktor

r_s	[-]	Rangkorrelationskoeffizient nach SPEARMAN
S_s	[m ⁻¹]	spezifischer Speicherkoeffizient
t	[s]	Zeit
$T_{1/2}$	[s]	Halbwertszeit
u	[-]	Lösungsvariable
V	[m ³]	Volumen
V_F	[m ³]	wassergefülltes Porenvolumen
V_S	[m ³]	Feststoffvolumen
v_n	[m s ⁻¹]	Porengeschwindigkeit
z	[m]	Positionshöhe über Bezugsniveau

griechische Buchstaben:

α	[-]	Konstante
α_{index}	[m]	Dispersivität
β	[-]	Konstante (Kap. 2) bzw. statistischer Vertrauensbereich (Kap. 9)
γ	[-]	statistische Aussagesicherheit
Γ	[-]	Modellrand
ε	[-]	Fehlerresiduum
λ	[s ⁻¹]	Abbau- bzw. Zerfallskonstante
μ	[Pa s]	dynamische Viskosität
ξ	[Pa ⁻¹]	Kompressibilitätskoeffizient
ρ	[kg m ⁻³]	Dichte
φ_k	[-]	Interpolationsfunktion
χ^*	[kg m ⁻³ s ⁻¹]	Konzentrationsquelle (Quellterm)
τ	[-]	Tortuositätsfaktor
ψ_i	[-]	Wichtungsfunktion
Ω	[-]	Modellgebiet
Ω^o	[-]	Teilgebiet

Indizes:

F	Fluid (i.a. Wasser)	R	Gestein
H	horizontal	S	Schadstoff
L	longitudinal	T	transversal
N	Radionuklid	V	Vertikal

1 Einleitung

1.1 Problematik des bergmännischen Versatzes von Abfallstoffen

Jährlich werden in Deutschland zwischen 650.000 und 1 Mio. t Abfälle einer untertägigen Entsorgung zugeführt (REICHELT et al. 1995, KÖSTER 1998). Es handelt sich dabei einerseits um chemotoxische Abfälle, die aufgrund ihres hohen Gefährdungspotentials in Untertagedeponien (UTD) gemäß TA ABFALL (1991) entsorgt werden müssen, und andererseits um Produktionsrückstände, die zwar als mindergefährlich eingestuft werden, deren übertägige Deponierung jedoch aufgrund des großen Mengenaufkommens mit unverhältnismäßig hohen Kosten verbunden wäre. Zur letzten Gruppe gehören vor allem mineralische Massenabfälle, wie Flugaschen und Rauchgasentschwefelungsgipse, die als Verbrennungsrückstände bei kohlegefeuerten Kraftwerken und Müllverbrennungsanlagen in großen Mengen anfallen. Weitere Beispiele sind Aschen aus der Klärschlammverbrennung sowie Strahl- und Gießereisande.

Mehrere 100.000 t mineralischer Abfallstoffe werden jährlich in Bergwerken als untertägiger Hohlraumversatz eingelagert. Das Konzept der untertägigen Deponierung bergbaufremder Abfälle verfolgt zweierlei Zielrichtungen. Zum einen soll die Verfüllung von Grubenhohlräumen zur Standsicherheit des Grubengebäudes während der Betriebsphase beitragen und schädliche Auswirkungen auf die Tagesoberfläche, z.B. durch Bergsenkungen, mindern. Zum anderen sollen auf diese Weise übertägige Deponien entlastet werden.

Die untertägige Deponierung von mineralischen Massenabfällen ist jedoch aus zweierlei Gründen nicht unproblematisch:

- Vor allem Verbrennungsrückstände weisen erhöhte Gehalte an Schwermetallen auf. Die thermisch inerten Metalle werden bei der Verfeuerung der Primärstoffe (Kohle, Klärschlamm, Hausmüll etc.) im Verbrennungsrückstand akkumuliert. Nach Aufgabe der Grubenwasserhaltung können diese Schwermetalle mit Grundwasser in Kontakt treten und in gelöster oder kolloidaler Form aus dem Bergwerk ausgetragen werden.
- Die mit Abfällen versetzten Hohlräume sind infolge des Verbruchs oder der Flutung aufgegebener Grubenteile in aller Regel nicht mehr zugänglich, wodurch die eingelagerten Abfallstoffe nicht mehr zurückgeholt werden können. Das Bergwerk und die umgebenden Gesteinsschichten müssen daher ein Isolations- oder Verdünnungspotential aufweisen, welches die gelösten Schadstoffe dauerhaft von der Biosphäre fernhält, ohne daß eine Nachsorge der Abfälle erforderlich ist.

Aus den oben genannten Gründen müssen Abfälle, die zur untertägigen Einlagerung vorgesehen sind, bestimmten sicherheitstechnischen Anforderungen genügen. Diese wurden vom Länderausschuß Bergbau in LB (1995) festgelegt. Neben Auflagen zur Betriebssicherheit und zum Arbeitsschutz fordert das Regelwerk, daß ein sogenannter Langzeitsicherheitsnachweis erbracht wird, aus dem hervorgeht, daß auch nach der Einstellung des Bergwerkbetriebes eine Gefährdung von Mensch und Umwelt durch gelöste Schwermetalle aus dem Abfallversatz ausgeschlossen werden kann (vgl. THEIN 1993).

Um einen langfristigen Schutz von Mensch und Umwelt zu gewährleisten, hat die Einlagerung von Abfallstoffen in der Weise zu erfolgen,

- daß aus den Abfällen freigesetzte Schadstoffe von der Biosphäre dauerhaft ferngehalten werden (Prinzip des vollständigen Einschlusses) oder
- daß von dem Versatz keine zusätzliche Belastung des Grundwassers ausgeht (Prinzip der Immissionsneutralität).
- Insbesondere ist das Grundwasser vor jeglicher Verunreinigung oder nachteiliger Veränderung seiner ursprünglichen Beschaffenheit zu schützen.

Da die Forderung eines vollständigen Einschlusses bei Bergwerken in nicht-salinaren Gesteinen kaum zu realisieren ist, kommt dem Prinzip der Immissionsneutralität die wesentliche Bedeutung zu.

Die generelle Eignungsuntersuchung von Steinkohlebergwerken im Ruhrkarbon für eine untertägige Abfallentsorgung wurde erstmalig im Rahmen der sogenannten 'Machbarkeitsstudie' (JÄGER et al. 1991) durchgeführt. Der Schwerpunkt der Studie lag auf der Untersuchung der Grubensicherheit und der Schadstofffreisetzung während der Betriebs- und Flutungsphase unter bergtechnischen, arbeitsschutztechnischen, abfallspezifischen und geologisch-hydrogeologischen Aspekten.

Angesichts der Perspektive, durch die Einlagerung mineralischer Abfälle in untertägigen Grubenräumen eine Entlastung von oberflächennahen Deponien zu erreichen, und der Notwendigkeit der Entwicklung einheitlicher Anforderungen an die nachbetriebliche Sicherheit von Versatzbergwerken zeichnete sich Anfang der 90er Jahre ein umfangreicher Forschungs- und Entwicklungsbedarf ab. Kernziele des daraufhin festgelegten Forschungsschwerpunktes „Untertägige Entsorgung“ des Bundesministeriums für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF) war

- die Erfassung von Abfallstoffen und Bergwerksstandorten, die für eine untertägige Entsorgung in Frage kommen könnten, (MÜHLENWEG et al. 1997, BRASSER 1998, KNISSEL et al. 1998) sowie

- die Entwicklung von Methoden und Kriterien, nach denen ein Langzeitsicherheitsnachweis für diese Bergwerksstandorte möglichst bundeseinheitlich geführt werden kann (BALTES et al. 1997, BALTES et al. 1998, FISCHER-APPELT et al. 1998, THEIN & VEERHOFF 1998).

1.2 Das Forschungsvorhaben „UTD“

Im Zusammenhang mit dem letztgenannten Forschungsschwerpunkt wurde die Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH im Jahre 1994 vom BMBF beauftragt, Methoden zu entwickeln, mit deren Hilfe eine zuverlässige Prognose der Sicherheit von Bergwerken im Nachbetriebszustand vorgenommen werden kann. An dem vierjährigen Forschungs- und Entwicklungsvorhaben mit dem Titel

„Entwicklung und Anwendung analytischer Methoden zur Eignungsuntersuchung der Verbringung bergbaufremder Rückstände in dauerhaft offene Grubenräume im Festgestein“,

wurden die Universitäten Bonn und Bochum sowie das Institut für Wasser- und Bodenschutz der Deutschen MontanTechnologie (DMT) im Unterauftrag beteiligt.

Um die Anwendung der sicherheitsanalytischen Methoden realitätsnah demonstrieren zu können, wurden zwei Bergwerke als charakteristische Beispielstandorte in das Vorhaben einbezogen. Es handelt sich um das Steinkohlebergwerk Hugo im Ruhrkarbon und die Eisenerzgrube Wohlverwahrt-Nammen in Ostwestfalen, mit der sich die vorliegende Arbeit befaßt.

Bei beiden Bergwerken kommt es nach Abschluß der Bergbautätigkeit mit der Beendigung der Grubenwasserhaltung zur Flutung der versetzten Grubenräume. In dieser **Flutungsphase** tritt aufsteigendes Grundwasser mit den Versatzstoffen erstmalig in Kontakt, wodurch Schwermetalle aus dem Abfallmaterial mobilisiert und in das Nebengestein verlagert werden können. Nach Abschluß der Flutungsphase erfolgt der Übergang zu quasistationären Fließverhältnissen. Es stellt sich eine annähernd natürliche Strömungssituation ein, die sich allerdings von der ursprünglichen hydrodynamischen Situation vor Beginn der Bergbautätigkeit dadurch unterscheidet, daß Grubenräume als Zonen erhöhter Wasserwegsamkeit das Strömungsfeld beeinflussen können. Während dieser **Langzeitphase** findet eine weitere Freisetzung von Schwermetallen statt, die durch den Transport mit dem Grundwasser im ungünstigen Fall die Biosphäre erreichen können.

Aufgrund der tiefen Lage der versetzten Grubenteile und der damit verbundenen langen Transportlaufzeit gelöster Schadstoffe zur Biosphäre ist zu erwarten, daß etwaige erhöhte Schadstoffkonzentrationen dort erst lange Zeit nach Abschluß der Flutungsphase auftreten können. Insofern kam der Betrachtung der Langzeitphase eine zentrale Bedeutung im Vor-

haben zu. Das Ziel bestand darin, die Transportpfade freigesetzter Schwermetalle aus den Bergwerken zu identifizieren und zu untersuchen, ob bzw. in welcher Höhe ein Konzentrationseintrag in die Biosphäre¹ zu erwarten ist.

Die Projektbearbeitung wurde in drei Themenschwerpunkte gegliedert:

- Es wurden Laborversuche und in situ-Experimente entwickelt, mit deren Hilfe sicherheitsrelevante hydrogeologische und geochemische Daten zu den beiden Beispielstandorten ermittelt wurden. Die Schwerpunkte lagen hierbei auf der Untersuchung der langfristigen Freisetzung von Schadstoffen aus den Versatzstoffen sowie der Quantifizierung der Barrierewirkung des Bergwerks und seiner Umgebung gegenüber einem Transport gelöster Schadstoffe infolge von Verdünnungs- und Sorptionsvorgängen.
- Auf der Grundlage dieser Datenbasis wurden großräumige Rechenmodelle erstellt, die die Grube und die transportrelevante Umgebung bis zur Biosphäre umfassen. Die anschließende Prognose von Grundwasserströmungsvorgängen und der Schadstoffausbreitung in der Langzeitphase erfolgte mit Hilfe qualifizierter Rechenprogrammen, die teilweise zuvor bei Sicherheitsanalysen zu nuklearen Endlagern eingesetzt worden waren.
- Diese Transportrechnungen benötigen sogenannte Konzentrationsanfangsbedingungen, die die Konzentrationsfreisetzung im versetzten Bergwerk zu Beginn der Langzeitphase beschreiben. Hierzu sind Informationen zur Schwermetallfreisetzung während der vorangegangenen Flutungsphase erforderlich. Zur Quantifizierung der flutungsbedingten Schwermetallfreisetzung aus den versetzten Grubenräumen wurde anhand kleinräumiger Grubenmodelle die Auswirkung eines simulierten Grubenwasseranstiegs auf die Schadstofffreisetzung untersucht.

¹ In diesem Zusammenhang bezieht sich der Begriff „Biosphäre“ auf oberflächennahe Grundwasservorkommen oder Oberflächengewässer, über die auf direktem Wege oder durch die Nahrungskette eine Schwermetallaufnahme bei Lebewesen erfolgen kann. Die Analyse von Transport und Anreicherung von Schadstoffen in der Biosphäre selbst kann durch Biosphärenmodelle simuliert werden, deren Entwicklung und Anwendung jedoch nicht Gegenstand des Vorhabens war.

1.3 Aufgabenstellung der vorliegenden Arbeit

Die vorliegende Arbeit befaßt sich mit Grundwasserströmungs- und Schadstofftransportrechnungen zur Prognose des langfristigen Schadstoffaustrages aus dem Eisenerzbergwerk Wohlverwahrt-Nammen. Sie umfaßt das Teilprojekt „Erz“ des BMBF-Vorhabens, dessen Bearbeitung von der GRS übernommen wurde. Die methodische Vorgehensweise bei der Modellerstellung und den numerischen Simulationsrechnungen zur Analyse der Langzeitsicherheit des Erzbergwerkes enthält Abb. 1.

Die wesentlichen Arbeitsschritte waren:

- Erstellung eines **hydrogeologischen Modells** als Grundlage für den Aufbau eines numerischen Regionalmodells zur Beschreibung der Grundwasserströmungssituation in der großräumigen Umgebung des Erzbergwerkes,
- Durchführung numerischer Simulationsrechnungen zur **Analyse der regionalen Grundwasserströmungssituation** mit dem Ziel, die Begrenzungen und hydraulischen Randbedingungen für den transportrelevanten Modellausschnitt, d.h. das Gebiet zu ermitteln, in dem potentiell die Möglichkeit eines Abstroms gelöster Stoffe aus dem versetzten Grubengebäude zur Biosphäre gegeben ist,
- **Analyse der lokalen Grundwasserströmungssituation** im Umfeld der Grube als Ausgangsbasis für nachfolgende Transportrechnungen,
- **Simulation der Schwermetallausbreitung** aus dem versetzten Grubengebäude und die Quantifizierung von Konzentrationseinträgen in die Biosphäre unter Berücksichtigung der Ergebnisse der Grubenmodellrechnungen und der Ergebnisse geochemischer Laborversuche zum Elutions- und Sorptionsverhalten der betrachteten Schwermetalle Blei, Zink, Cadmium und Quecksilber,
- **Bilanzierung der Grundwasservolumenströme und Schadstoffmassenströme** mit dem Ziel der Vertiefung des Prozeßverständnisses zur Transportsituation in der Umgebung des Bergwerkes und der Prüfung der Rechenergebnisse auf Plausibilität,
- Quantifizierung der Auswirkungen von Unsicherheiten seitens der hydraulischen Modellparameter auf das Rechenergebnis durch eine **probabilistische Unsicherheits- und Sensitivitätsanalyse**.

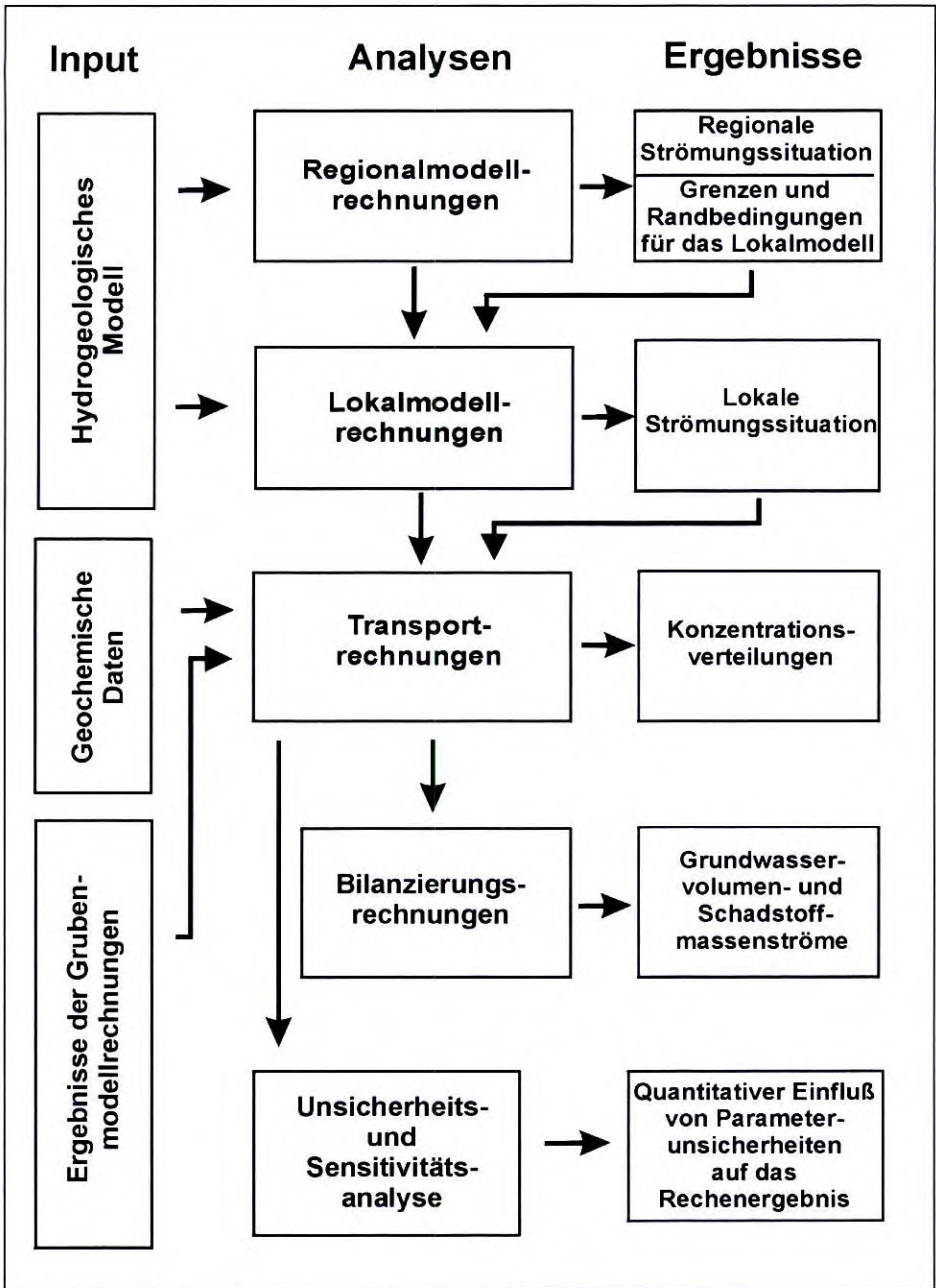


Abb. 1: Methodische Vorgehensweise bei der Modellierung von Grundwasserströmungs- und Stofftransportvorgängen in der Umgebung des Eisenerzbergwerks.

Die vorliegende Arbeit wurde folgendermaßen gegliedert:

- In den nachfolgenden Kapiteln 2 und 3 erfolgt eine Erläuterung wesentlicher Grundlagen von Strömungs- und Transportmodellen sowie eine Beschreibung der geologischen und hydrogeologischen Situation der Grube Wohlverwahrt-Nammen.
- Mit der Entwicklung des hydrogeologischen Modells als konzeptionelle Grundlage für die numerischen Modellrechnungen befaßt sich Kapitel 4.
- In den Kapiteln 5 bis 9 werden methodische Vorgehensweise und Ergebnisse der Modellrechnungen beschrieben.
- In Kapitel 10 wird aus den Ergebnissen der einzelnen Teilarbeitspunkte ein Prozeßverständnis zu Strömungs- und Transportvorgängen entwickelt und die eingesetzte Methodik hinsichtlich ihrer Aussagekraft und Anwendbarkeit bewertet.
- Kapitel 11 enthält eine Zusammenfassung der Arbeit.

2 Grundlagen der numerischen Modellierung von Strömungs- und Stofftransportvorgängen

Die Dynamik eines Grundwassersystems wird durch eine Vielzahl von Einflußgrößen bestimmt, deren exakte und lückenlose Ermittlung insbesondere aufgrund der erschwerten Zugänglichkeit und der Heterogenität des durchströmten Mediums nicht möglich ist. Um dennoch Aussagen machen zu können, kann man auf Modelle zurückgreifen, die eine abstrahierte Nachbildung der Realität darstellen und auf vereinfachenden Annahmen beruhen.

Die in den sechziger Jahren gebräuchlichen physikalischen Analoga wie Spalt- oder elektrische Widerstandsmodelle (vgl. BUSCH & LUCKNER 1974) wurden nach der rasanten Entwicklung elektronischer Halbleitertechnologie Anfang der siebziger Jahre fast vollständig durch rechnergestützte Modellsimulationen verdrängt. Die Vorteile der numerischen Modellrechnungen liegen in der Möglichkeit, sehr komplexe Problemstellungen in kurzen Zeiträumen zu lösen, und in der hohen Flexibilität bei der Variation von Modellgeometrie oder Parameterwerten.

Numerische Grundwassermodelle werden in Strömungs- und Transportmodelle gegliedert (KINZELBACH & RAUSCH 1995). Strömungsmodelle dienen zur Beschreibung der Grundwasserdynamik im Untergrund. Sie bilden die Grundlage für Transportmodelle zur Simulation der räumlichen und zeitlichen Verlagerung von Stoffen, die mit dem Grundwasser transportiert werden.

Um dem Leser die zum Verständnis der durchgeführten Modellrechnungen erforderlichen Kenntnisse zu vermitteln, erfolgt in den nachfolgenden Abschnitten eine Erläuterung der physikalischen Grundlagen von Strömungs- und Transportmodellen.

2.1 Simulation von Grundwasserströmungsvorgängen

2.1.1 Physikalische Grundgleichungen

Das Grundziel numerischer Strömungsrechnungen ist die Ermittlung eines Strömungsfeldes auf der Grundlage der im Modellgebiet berechneten Standrohrspiegelhöhen

$$h = \frac{p}{\rho_F g} + z_0 \quad (\text{Gl. 1}).$$

Sämtliche Lösungsansätze zur Berechnung von Grundwasserströmungen beruhen auf der Verknüpfung zweier physikalischer Gesetze:

- der **Kontinuitätsgleichung**, die sich aus dem Massenerhaltungsgesetz ableitet,
- der **Impulsgleichung** mit einem adäquaten Fließgesetz.

Nach dem **Kontinuitätsgesetz** muß während jedes Zeitintervalls Δt für ein betrachtetes Modellvolumenelement V mit den endlichen Ausdehnungen Δx , Δy , Δz (Abb. 2) die Summe aller ein- und ausströmenden Massen $\rho_F Q_i$ gleich der Masseninhaltsänderung ΔM im Volumenelement sein. Es gilt:

$$\sum \rho_{Fi} Q_i = \frac{\Delta M}{\Delta t} \quad (\text{Gl. 2}).$$

Erfolgt eine Masseninhaltsänderung im Volumenelement V , so resultiert daraus eine Veränderung der Standrohrspiegelhöhe Δh . Da bei gespannten Grundwasserleitern V konstant bleibt, geht eine Änderung der Standrohrspiegelhöhe Δh mit einer Veränderung des Porenraumes und der Dichte des Wassers einher. Bei freien Grundwasserleitern ist die Standrohrspiegelhöhe h mit der Höhe der Grundwasseroberfläche identisch. Die Änderung der Standrohrspiegelhöhe Δh resultiert in diesem Fall aus einer Zu- oder Abnahme des wassergesättigten Porenraumes V_F .

Die Beziehung zwischen der Masseninhaltsänderung und der Standrohrspiegelhöhenänderung wird durch den spezifischen Speicherkoeffizienten S_s beschrieben:

$$\frac{\Delta M}{\Delta t} = \rho_F V S_s \frac{\Delta h}{\Delta t} \quad (\text{Gl. 3}).$$

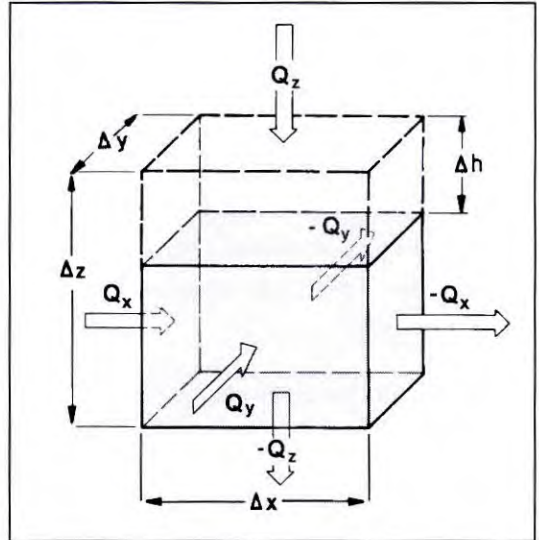


Abb. 2: Volumenströme über die Flächen eines Modellvolumenelementes während eines Zeitintervalls. Nach DVWK (1985).

Der spezifische Speicherkoeffizient gibt pro Aquifervolumen V die Vorratsänderung als Wasservolumen ΔV_F an, welches bei einer Standrohrspiegelhöhenänderung Δh freigesetzt bzw. aufgenommen wird:

$$S_s = \frac{\Delta V_F}{V \Delta h} = \rho_F \bar{g} (\xi_F n + \xi_R) \quad (\text{Gl. 4}).$$

mit ξ_F : Kompressibilität des Wassers,
 ξ_R : vertikale Kompressibilität des Aquifer-Korngerüstes.

Betrachtet man die Differenz der spezifischen Volumenströme (Filtergeschwindigkeiten) $\Delta q_i = \Delta Q_i / F_i$ über die Seitenflächen F_i eines Aquiferelements $V = \Delta x \cdot \Delta y \cdot \Delta z$, so gilt bei konstanter Dichte des Fluids:

$$S_s V \frac{\Delta h}{\Delta t} = -(\Delta q_x \Delta y \Delta z + \Delta q_y \Delta x \Delta z + \Delta q_z \Delta x \Delta y) \quad (\text{Gl. 5}).$$

Für unendlich kleine Intervalle Δx , Δy , Δz geht $V \rightarrow 0$, und man erhält für den Punkt x , y , z - unter Berücksichtigung zusätzlicher Grundwassereinspeisungen (Quellen) oder -entnahmen (Senken) q^* im Punkt x , y , z - die partielle Differentialgleichung des Kontinuitätsgesetzes:

$$S_s \frac{\partial h}{\partial t} \pm q^*(x, y, z) = -\left(\frac{\partial q_x}{\partial x} + \frac{\partial q_y}{\partial y} + \frac{\partial q_z}{\partial z} \right) \quad (\text{Gl. 6}).$$

$$= -\text{div } \bar{q}$$

Als **Fließgesetz** zur Beschreibung der Grundwasserbewegung in **porösen Medien** wird das Gesetz von DARCY (BEAR 1979; DAGAN 1989) verwendet. Hinsichtlich der Fließgesetze zur Beschreibung von Grundwasserströmungen in geklüfteten Medien sei auf entsprechende Literatur (z.B. LOUIS 1967, KOPPELBERG 1986, WOLLRATH 1990, LEE & FARMER 1993, ROMMEL 1993) verwiesen.

Das DARCY-Gesetz gilt für laminare, zähigkeitsbestimmte Strömungsverhältnisse in wassergesättigten Porengrundwasserleitern, bei denen nur vernachlässigbar geringe Trägheitskräfte auftreten. Unter diesen Bedingungen besteht ein linearer Zusammenhang zwischen dem spezifischen Durchfluß q und dem hydraulischen Gradienten ∇h . Das DARCY-Gesetz lautet für den zweidimensionalen Strömungsfall:

$$\bar{q} = -K \nabla h \quad (\text{Gl. 7}).$$

Sollen Dichteunterschiede im Grundwasser berücksichtigt werden, so müssen die im Durchlässigkeitsbeiwert K zusammengefaßten Eigenschaften des Fluids (Dichte ρ_F und dynamische Viskosität μ_F) und des Gesteins getrennt behandelt werden. Die durchlässigkeitsbestimmenden Eigenschaften des Gesteins werden durch die spezifische Permeabilität k beschrieben (LANGGUTH & VOIGT 1980):

$$k = K \frac{\mu_F}{\rho_F \bar{g}} \quad (\text{Gl. 8.})$$

Für den allgemeinen Fall eines dreidimensionalen anisotropen Mediums wird die Permeabilität als symmetrischer Tensor 2.Ordnung ausgedrückt:

$$\bar{k} = \begin{bmatrix} k_{xx} & k_{xy} & k_{xz} \\ k_{xy} & k_{yy} & k_{yz} \\ k_{xz} & k_{yz} & k_{zz} \end{bmatrix} \quad (\text{Gl. 9.})$$

Das auf dreidimensionale Strömungsverhältnisse verallgemeinerte DARCY-Gesetz lautet somit:

$$\begin{aligned} \bar{q} &= -\bar{k} \frac{\rho_F \bar{g}}{\mu_F} \nabla \left(-\frac{p}{\rho \bar{g}} + z \right) \\ &= -\bar{k} \frac{\rho_F \bar{g}}{\mu_F} \nabla h \end{aligned} \quad (\text{Gl. 10.})$$

Durch Einsetzen des DARCY-Gesetzes (Gl. 10) in die partielle Differentialgleichung des Kontinuitätsgesetzes (Gl. 6) ergibt sich die dreidimensionale Strömungsgleichung:

$$S_s \frac{\delta h}{\delta t} \pm q^*(x,y,z) = \text{div} \left(\bar{k} \frac{\rho_F \bar{g}}{\mu_F} \nabla h \right) \quad (\text{Gl. 11})$$

Diese beschreibt zunächst rein phänomenologisch die physikalischen Grundlagen von Bewegungs- oder Strömungszuständen. Ihre Anwendung auf eine konkrete Aufgabenstellung bedarf zusätzlicher Informationen zur näheren Beschreibung des zu lösenden Problems. Hierzu gehören nach DVWK (1985):

- Die **Modellgeometrie**, die den strukturellen Aufbau des Modellgebietes z.B. in Form eines Finite Element-Rechengitters wiedergibt,
- die **Systemeigenschaften**, worunter die orts- und richtungsabhängigen Größen strömungsrelevanter Parameter des durchflossenen Gesteins (z.B. Permeabilität, durchflußwirksame Porosität) sowie die physikalischen Eigenschaften des Fluids (z.B. Dichte, Viskosität) zu verstehen sind,

- und die **Randbedingungen**, die als Volumenstrom bzw. Potentialverteilung an den Grenzen des Modellgebietes vorgegeben werden. Bei zeitabhängigen (instationären) Simulationen ist darüber hinaus die Definition von **Anfangsbedingungen** erforderlich.

2.1.2 Modellgeometrische Diskretisierung durch das Finite Elemente-Verfahren

Ein grundlegendes Merkmal numerischer Strömungsmodelle liegt in der Zerlegung (Diskretisierung) eines komplexen Modellraumes Ω in Teilgebiete (Elemente) Ω^e mit einfacher Geometrie, so daß gilt:

$$\Omega = \sum \Omega^e \quad (\text{Gl. 12}).$$

Hierzu wird ein Rechengitter über das Modellgebiet gelegt und die gesuchte Lösungsvariable auf festgelegten Gitterpunkten berechnet. Man unterscheidet hinsichtlich der Art der Diskretisierung Finite Differenzen-(FD)-Verfahren, Finite Elemente-(FE)-Verfahren und Finite Volumen-Verfahren. In der vorliegenden Arbeit wurde das Finite Elemente-Verfahren eingesetzt. Daher wird auf eine Behandlung anderer Diskretisierungsmethoden verzichtet und auf weiterführende Literatur, wie z.B. RICHTMYR & MORTON (1967), ROACHE (1972) sowie KINZELBACH & RAUSCH (1995) verwiesen.

Finite-Elemente-Verfahren bieten den Vorteil einer hohen Flexibilität bei der Diskretisierung unregelmäßiger geologischer Strukturen. Da im Gegensatz zu den strikt orthogonalen Netzen beim Finite-Differenzen-(FD)-Verfahren keine treppenförmige Approximation an krummlinige Strukturen erforderlich ist, kann das FE-Netz ohne größere Diskretisierungsfehler an die Ränder eines Modellgebiet angepaßt werden (Abb. 3).

Ein zweidimensionales FE-Netz wird in irreguläre Dreiecks- oder Viereckselemente zerlegt. Entsprechend baut sich ein dreidimensionales Modellgebiet durch Polyeder auf, die meist hexaedrische oder prismatische Gestalt haben. Darüber hinaus sind auch Kombinationen von ein-, zwei- und dreidimensionalen Elementen möglich. Die Elemente werden über Knoten verbunden, die im einfachsten Fall auf den Eckpunkten der Elemente liegen. Knoten bilden die Stützstellen bei der interpolativen Berechnung der Lösungsvariablen. Die hohe Flexibilität der FE-Methode bedingt sehr komplexe mathematische Lösungsverfahren. An dieser Stelle wird eine der gebräuchlichsten Methode, die **Methode der gewichteten Residuen**, kurz beschrieben.

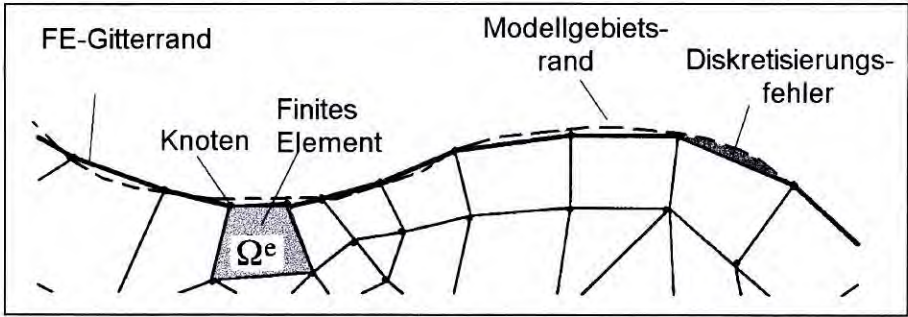


Abb. 3: Anpassung eines zweidimensionalen FE-Netzes an einen unregelmäßigen Modellrand. Aus RÜBER (1990).

Die Ermittlung der gesuchten Verteilung der Standrohrspiegelhöhen $h(x,y,z)$ erfolgt in der Weise, daß für die Gesamtanzahl n aller Knoten K im Modell durch je einen Parameterwert h_k und eine geeignete Basis- oder Interpolationsfunktion φ_k eine Näherungslösung abgeschätzt wird:

$$h^*(x, y, z) = \sum_{k=1}^n h_k \varphi_k(x, y, z) \quad (\text{Gl. 13}).$$

Die Ermittlung einer Interpolationsfunktion φ_k geschieht beispielsweise dadurch, daß am Knoten K der Einheitswert $h_k = 1$ vorgegeben und an seinen Nachbarknoten der Wert der Lösungsvariablen gleich Null gesetzt wird (Abb. 4). Neben linearen Interpolationsfunktionen werden auch höherwertige quadratische Ansatzfunktionen verwendet, wodurch im Regelfall bessere Näherungen für die Lösungsvariable erzielt werden. Auch das im Rahmen dieser Arbeit eingesetzte FE-Rechenprogramm *NAMMU* arbeitet mit quadratischen Ansatzfunktionen (vgl. Abschnitt 2.3).

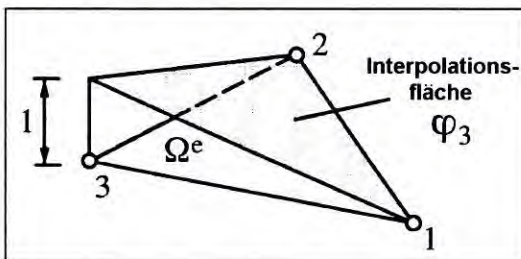


Abb. 4: Aus der Basisfunktion für den Knoten 3 resultierende Interpolationsfläche zwischen den Knoten eines Finiten Elementes. Nach RÜBER (1990).

Wird der FE-Näherungsansatz nach Gl. 13 in die Strömungsdifferentialgleichung eingesetzt, so entsteht ein Gesamtgleichungssystem, dessen Ergebnis von der exakten Lösung der physikalischen Strömungsgleichung um einen bestimmten Fehlerbetrag abweicht. Diese Abweichung wird als Residuum bezeichnet. Die Eliminierung des Residuums ε wird so durchgeführt, daß sein Integral, ge-

wichtet mit einer bestimmten Wichtungsfunktion Ψ_i , über das Gesamtmodellgebiet verschwindet (SCHWARZ 1980):

$$\int_{\Omega} \Psi_i \varepsilon \, d\Omega = 0 \quad (\text{Gl. 14}).$$

Eine Variante der Methode der gewichteten Residuen, die auch in dem verwendeten Rechenprogramm *NAMMU* implementiert ist, ist das GALERKIN-Verfahren, bei dem die Basisinterpolationsfunktion φ_i auch als Wichtungsfunktion Ψ_i eingesetzt wird. Für eine vertiefende Beschäftigung mit der Methode der Finiten Elemente im allgemeinen sei auf BATHE & WILSON (1976), DANKERT (1977) sowie SCHWARZ (1980) bzw. speziell im Zusammenhang mit strömungsmechanischen Problemstellungen auf CHUNG (1982) oder LUCKNER & SCHESTAKOW (1991) verwiesen.

2.1.3 Hydraulische Parameter

Die physikalisch-hydraulischen Parameter dienen zur Beschreibung der Systemeigenschaften eines Strömungsmodells. Die physikalischen Kenngrößen, die die hydraulischen Eigenschaften des **Wassers** spezifizieren, sind in Tab. 1 aufgelistet. Die wichtigsten hydraulischen Materialkenngrößen des durchströmten **porösen Mediums** enthält Tab. 2.

Tab. 1: Physikalische Kenngrößen des Wassers.

Parameter	Symbol / Gleichung	Einheit	Größenordnung	Quelle
Dichte	ρ_F	kg m ⁻³	9,997·10 ²	①
Dynamische Viskosität	μ_F	Pa s	1,3097·10 ⁻³	①
Kompressibilität	$\xi_F = -\frac{1}{V_F} \left(\frac{\Delta V_F}{\Delta p} \right)$	Pa ⁻¹	4,789·10 ⁻¹⁰	①

Quelle: ① LANGGUTH & VOIGT 1980. Für Wassertemperaturen von 10° C.

Tab. 2: Physikalische Parameter zur Beschreibung der hydraulischen Eigenschaften poröser Medien.

Parameter	Symbol / Gleichung	Einheit	Größenordnung	Quellen
durchflußwirksame Porosität	$n_f = \frac{V_F}{V_{\text{ges}}}$	-	Sand, Kies: 0,12-0,30 Ton: < 0,05	①
Sättigungsgrad	$S_f = \frac{V_F}{V_S - V_F}$	-	ungesättigt: $0 < S_f < 1$ gesättigt: $S_f = 1$	
spezifischer Speicherkoeffizient	$S_s = \frac{\Delta V_F}{V \cdot \Delta h}$	m^{-1}	$3,3 \cdot 10^{-6}$	②
Permeabilität	$k = \frac{q}{i} \cdot \frac{\mu_F}{\rho_F g}$	m^2	$k \approx 1,3 \cdot 10^{-7} K_{(10^\circ C)}$	
relative Permeabilität	$k_{\text{rel}} = \frac{k(\text{Sp})}{k} (*)$	m^2	abhängig v. betrachteter Phase, Sättigung und Gesteinspermeabilität	
vertikale Matrixkompressibilität	$\xi_R = -\frac{1}{V_s} \left(\frac{\Delta V_s}{\Delta p} \right)$	Pa^{-1}	Sand, Kies: $10^{-7} - 10^{-8}$ Ton: $10^{-6} - 10^{-7}$	③

(*) verallgemeinerte Schreibweise: $k_{(sp)}$ = Durchlässigkeit der Phase P in Abhängigkeit ihres Sättigungsgrades (je nach angesetzter Durchlässigkeits-Sättigungsfunktion z.B. nach VAN GENUCHTEN 1980 oder BROOKS & COREY 1964), V_{ges} : Gesamtvolumen, [m^3] V_s : Feststoffvolumen [m^3], V_F : wassererfülltes Volumen [m^3], ΔV_F : Wasservorratsänderung [m^3], p : statischer Druck [Pa].
Quellen: ① HÖLTING (1989), ② LANGGUTH & VOIGT (1980), ③ RÜBER (1990).

2.1.4 Anfangs- und Randbedingungen

Die Definition hydraulischer **Anfangsbedingungen** ist dann notwendig, wenn instationäre Fließverhältnisse simuliert werden sollen. Hierzu wird die Verteilung von Druck- bzw. Standrohrspiegelhöhen zum Zeitpunkt t_0 vorgegeben.

Durch Definition von **Randbedingungen** wird die Beeinflussung des Strömungsfeldes im Modellgebiet durch die hydrodynamische Situation seiner Umgebung berücksichtigt. Hierdurch ist das Strömungsmodell vollständig beschrieben, da durch die Vorgabe von Potentialdifferenzen oder Volumenströmen auf den Modellrändern die physikalische Voraussetzung für eine Grundwasserbewegung im Modellinneren geschaffen wird.

Man unterscheidet drei Arten von Randbedingungen:

- 1) Potential-Randbedingung (Randbedingung 1. Art, DIRICHLET-Randbedingung)
- 2) Stromrandbedingung (Randbedingung 2. Art, NEUMAN-Randbedingung)
- 3) gemischte Randbedingung (Randbedingung 3. Art, CAUCHY-Randbedingung)

Bei der **Potential-Randbedingung** wird auf dem betreffenden Modellrand Γ die Lösungsvariable selbst vorgeschrieben, d.h. es werden Druck- oder Standrohrspiegelhöhen h_Γ an den Randknoten $x_\Gamma, y_\Gamma, z_\Gamma$ definiert:

$$h_\Gamma = f(x_\Gamma, y_\Gamma, z_\Gamma, t) \quad (\text{Gl. 15}).$$

Die Potential-Randbedingung wird vorzugsweise an solchen Rändern eingesetzt, bei denen durch Grundwassermeßstellen oder Vorfluter die Standrohrspiegelhöhe bekannt ist ($h_\Gamma \sim \text{const.}$).

Bei der **Stromrandbedingung** wird die Ableitung der Lösungsvariablen, d.h. der spezifische Normalenfluß q_Γ senkrecht zum Modellrand Γ , angesetzt:

$$\bar{q}_\Gamma = -k \frac{\rho_F \bar{g}}{\mu_F} \frac{\delta h_\Gamma}{\delta n} = f(x_\Gamma, y_\Gamma, z_\Gamma, t) \quad (\text{Gl. 16}).$$

Diese Form der Randbedingung wird bevorzugt an geschlossenen Rändern (sog. *no-flow-boundaries*) mit $q_\Gamma = 0$ angesetzt. Zur Definition geschlossener Modellränder können beispielsweise Grundwasserscheiden, undurchlässige Störungen oder Grundwassergeringleiter herangezogen werden. Bei offenen Rändern ist die Wahl von Stromrandbedingungen dann vorzuziehen, wenn Angaben über die Größe des Normalenflusses vorliegen. Dies ist insbesondere bei Modellrändern sinnvoll, bei denen die Grundwasserneubildungsraten bekannt sind, oder im Fall von Randsegmenten, bei denen künstliche Entnahmen oder Infiltrationen von Grundwasser vorliegen.

Die **gemischte Randbedingung** stellt eine Linearkombination der beiden vorgenannten Randbedingungen dar. Sie wird zur Beschreibung von Leakage-Phänomenen verwendet, z.B. dann, wenn das Modellgebiet nach außen durch eine halbdurchlässige Schicht begrenzt wird oder wenn der Einfluß eines entfernt gelegenen Festpotentialrandes (Vorfluter) berücksichtigt werden soll.

Durch die gemischte Randbedingung wird das Außenpotential - abgeschwächt durch einen Widerstand - auf dem Rand Γ angesetzt:

$$\alpha h + \beta \bar{q} = f(x_{\Gamma}, y_{\Gamma}, z_{\Gamma}, t) \quad (\text{Gl. 17}).$$

Grundsätzlich sollten die Begrenzungen eines Modellgebietes entlang hydrogeologischer Strukturen orientiert werden, die eine einfache Definition von Randbedingungen erlauben. Es müssen allerdings einige Regeln beachtet werden. So ist es nicht zulässig, Stromrandbedingungen am gesamten Modellrand anzusetzen. Mindestens an einem Randknoten muß zusätzlich die Standrohrspiegelhöhe definiert werden, da das System anderenfalls unterbestimmt wäre. Werden ausschließlich Festpotentiale (Randbedingungen 1. Art) an den Modellrändern vorgegeben, so ist zu prüfen, ob die errechneten Zu- oder Abflüsse innerhalb einer plausiblen Größenordnung liegen (KINZELBACH & RAUSCH 1995). Die Modelloberfläche ist zur Berücksichtigung von Infiltrationsvorgängen stets als offener Modellrand zu behandeln.

2.2 Simulation von Stofftransportvorgängen

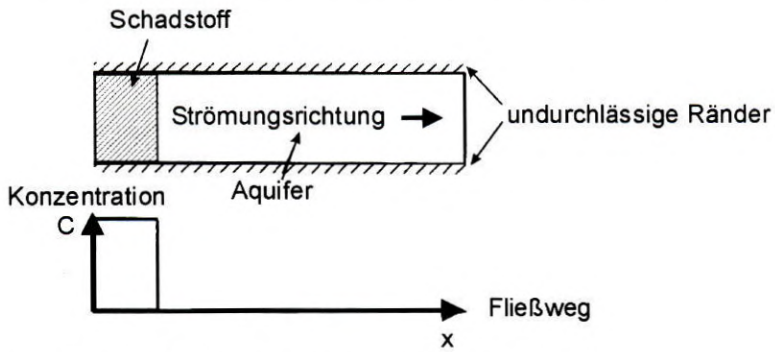
2.2.1 Parameter zur Beschreibung von Transportprozessen

Während Strömungsrechnungen nur zur Beschreibung des rein advektiven Stofftransportes herangezogen werden können, werden bei Transportrechnungen zusätzliche Transportmechanismen berücksichtigt, die Ausbreitung, Retardation und Elimination von Schadstoffen, die mit dem Grundwasser transportiert werden, steuern. Im Hinblick auf die in Abb. 5 schematisch dargestellte Wirkungsweise lassen sich die transportrelevanten Mechanismen in 4 Gruppen einteilen:

1. Verlagerung in Strömungsrichtung: Advektion
2. Auffächerung: molekulare Diffusion und mechanische Dispersion
3. Retardation: reversible Sorption¹
4. Elimination: irreversible Sorption, chemische Reaktionen, biologischer Abbau, radioaktiver Zerfall.

¹ Unter dem Begriff „Sorption“ werden hier alle physikalischen oder chemischen Prozesse im Kontaktbereich zwischen einem gelösten Stoff und der Oberfläche einer festen Phase zusammengefaßt, die zur dauerhaften oder vorübergehenden Elimination des Stoffes aus dem Transportmedium Grundwasser führen (PAAS 1997).

Anfangsverteilung der Stoffkonzentration zur Zeit $t = 0$



Verteilung der Stoffkonzentration zur Zeit $t = t > 0$

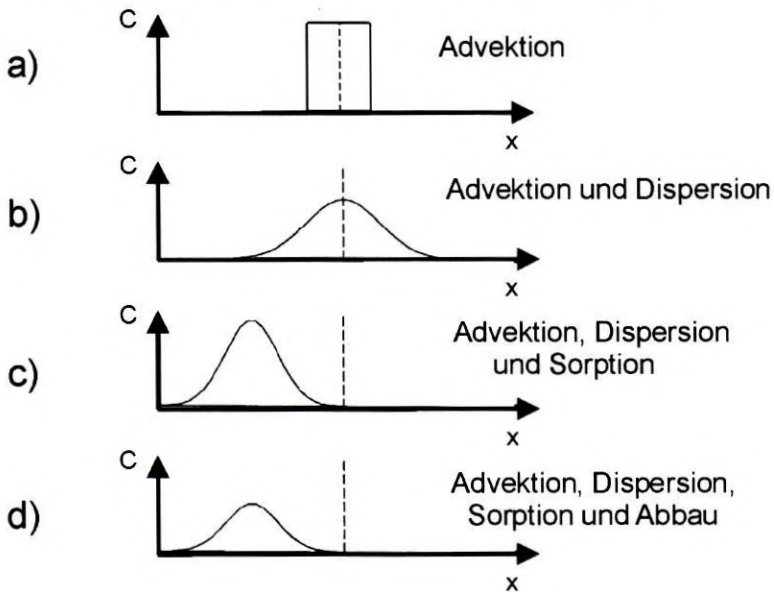


Abb. 5: Schematische Darstellung der Auswirkungen verschiedener Transportmechanismen auf die Schadstoffausbreitung (verändert nach KINZELBACH & RAUSCH 1995).

Advektion bewirkt eine Verfrachtung von Wasserinhaltsstoffen in Grundwasserfließrichtung, die mit der Porengeschwindigkeit¹ v_n , d.h. der mittleren Fließgeschwindigkeit des Grundwassers im durchflußwirksamen (effektiven) Porenraum n_f , erfolgt (vgl. LANGGUTH & VOIGT 1980).

$$\overline{v_n} = \frac{\overline{q}}{n_f} \quad (\text{Gl. 18}).$$

Wie aus Abb. 5 a) ersichtlich, führt die advective Transportkomponente bei einer zeitlich begrenzten Stofffreisetzung zu einer Verlagerung des Rechteckimpulses, ohne daß sich dessen Gestalt ändert. Für den advektiven Anteil am spezifischen Massenstrom q_m eines Stoffes S mit der Konzentration C_S gilt:

$$\overline{q_{m(\text{adv})}} = \overline{v_n} C_S \quad (\text{Gl. 19}).$$

Durch **molekulare Diffusion** erfolgt ein Stofftransport in Richtung des Konzentrationsgefälles. Ursächlich für Diffusionsvorgänge sind allein stoffspezifische BROWN'sche Molekularbewegungen, wodurch zum Ausgleich von Konzentrationsunterschieden eine Stoffausbreitung auch entgegen der Grundwasserfließrichtung (Abb. 5 b) oder im strömungslosen Zustand ($v_n = 0$) erfolgen kann.

Die Höhe einer diffusiven Stoffausbreitung wird durch den Diffusionskoeffizienten D_m beschrieben. Dieser liegt für gelöste Stoffe im freien Wasser in der Größenordnung von $1 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$. Bei Transportvorgängen im Grundwasser muß der Verringerung der Diffusionskonstante infolge der korngerüstbedingten Tortuosität² des porösen Mediums durch Multiplikation mit einem gesteinspezifischen Tortuositätsfaktor τ ($\tau \approx 0,5$ bis $0,8$) Rechnung getragen werden (KINZELBACH & RAUSCH 1995). Der diffusive Anteil am spezifischen Massenstrom wird über das 1. FICK'sche Gesetz definiert:

$$\overline{q_{m(\text{dif})}} = -\overline{D_m} \nabla C_S, \text{ wobei: } \overline{D_m} = \tau D_{m(w)} \mathbf{I} \quad (\text{Gl. 20}).$$

mit $D_{m(w)}$: molekularer Diffusionskoeffizient in freiem Wasser, \mathbf{I} : Einheitsmatrix

Die **Dispersion** führt zur Auffächerung einer Schadstofffahne als Folge des unregelmäßigen Aufbaus des durchflossenen Mediums. Hierdurch kommt es zur Abweichung der tatsächlichen Strömungswege von den idealen Stromlinien des Grundwassers. Auf diese Weise

¹ Die Porengeschwindigkeit ist der Quotient aus spezifischem Durchfluß und effektiver Porosität. Es handelt sich um die mittlere Fließgeschwindigkeit im effektiven Porenraum unter der Annahme, daß letzterer vollständig durchströmt wird (LANGGUTH & VOIGT 1980: 223).

² Als Tortuosität wird die Verlängerung des Diffusionspfades bezeichnet, die aus den Windungen von Porenkanälen oder den Verzweigungen eines Kluftsystems resultiert.

kann eine Stoffverlagerung auch senkrecht zur Hauptfließrichtung des Grundwassers erfolgen.

In Analogie zur Diffusion werden Dispersionsvorgänge über das 1. FICK'sche Gesetz beschrieben¹. Aufgrund der Richtungsabhängigkeit wird der Dispersionskoeffizient als Tensor 2. Ordnung ausgedrückt:

$$\overline{q_m}(\text{dis}) = -\overline{D} \nabla C_S \quad (\text{Gl. 21}).$$

Das Ausmaß der Dispersion hängt sowohl vom Aufbau des durchflossenen Mediums als auch von der Strömungsgeschwindigkeit des Grundwassers ab und wird näherungsweise durch das Produkt aus dem Betrag der Porengeschwindigkeit v_n und der Dispersivität α [m] ausgedrückt.

Im dreidimensionalen Fall ergeben sich für den Dispersionskoeffizienten die räumlichen Komponenten der Dispersivität:

- in longitudinaler Richtung: $D_L \approx \alpha_L |v_n|$ (Gl. 22)

- in transversal-horizontaler Richtung: $D_{TH} \approx \alpha_{TH} |v_n|$ (Gl. 23)

- in transversal-vertikaler Richtung: $D_{TV} \approx \alpha_{TV} |v_n|$ (Gl. 24)

mit $\alpha_L > \alpha_{TH} > \alpha_{TV}$.

Charakteristische Eigenschaften der Dispersion sind Anisotropie und Maßstabsabhängigkeit. So ist die dispersive Ausbreitung einer Schadstoffwolke in Hauptfließrichtung des Grundwassers etwa 10 mal größer als senkrecht dazu (KINZELBACH 1987). Die Maßstabsabhängigkeit ist eine Folge verschiedenskaliger Heterogenitäten im Aquifer. Mikroskalige Dispersion, die durch Laborversuche ermittelt werden kann, resultiert aus unterschiedlichen Fließgeschwindigkeiten in den Porenkanälen sowie aus der Notwendigkeit des Umfließens der einzelnen Körner. Mikroskalige Dispersivitäten liegen im mm bis cm-Bereich.

Makroskalige Dispersion wird durch sedimentologische Inhomogenitäten im Aquifer (z.B. Tonlinseneinlagerungen) oder durch Verzweigungen in Kluftsystemen von Festgesteinen verursacht (GELHAR & AXNESS 1983, GELHAR et al. 1985). Die Größenordnung makroskaliger Dispersivitäten liegt im Bereich weniger m bis mehrere 100 m und ist somit nur durch

¹ Bei der Beschreibung der Dispersion nach dem 1. Fick'schen Gesetz handelt es sich um einen rein empirischen Ansatz. Im Gegensatz zur Diffusion existiert keine geschlossene physikalische Theorie zu den unter dem Begriff Dispersion zusammengefaßten Einzelphänomenen.

Feldversuche quantifizierbar. In Abb. 6 sind longitudinale Dispersivitäten, die durch Feldversuche ermittelt wurden, in Abhängigkeit vom Betrachtungsmaßstab dargestellt.

Dispersivitäten gehören aufgrund ihrer Skalenabhängigkeit zu den am schwierigsten zu ermittelnden Eingangsparametern eines Transportmodells. Ihre standortspezifische Bestimmung kann nur durch zeitaufwendige Tracerversuche erfolgen. In der Regel wird deshalb auf dem jeweiligen Betrachtungsmaßstab entsprechende Literaturwerte (z.B. in HÄFNER et al. 1992 oder KINZELBACH & RAUSCH 1995) zurückgegriffen werden.

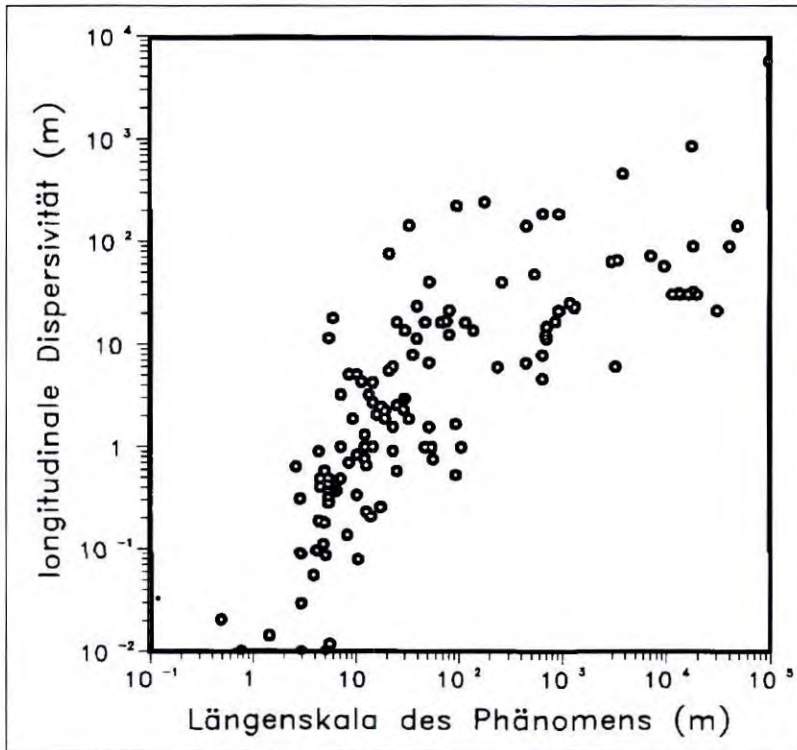


Abb. 6: Longitudinale Dispersivität in Abhängigkeit vom Betrachtungsmaßstab. Aus KINZELBACH & RAUSCH (1995).

Reversible Sorptionsprozesse finden durch vorübergehende Anlagerung von Schadstoffpartikeln an der Grenzfläche zu festen Phasen infolge VAN-DER-WAAL'scher oder COULOMB'scher Anziehungskräfte sowie ionischer oder kovalenter Bindungen statt. Ausmaß und Stärke der Sorption hängen von Druck, Temperatur, Salinität, pH-Wert und Redoxpotential der Lösung, der Konzentration an Konkurrenzionen, der mineralogisch-geochemischen Zusammensetzung des Gesteins (Sorbens) und der Transportgeschwindigkeit der

gelösten Phase ab. Eine Übersicht über Prozesse, die Sorptionsvorgänge steuern, geben u.a. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1992) sowie PAAS (1997).

Unter der Voraussetzung, daß Sorptionsprozesse im Vergleich zum Zeitmaßstab der Strömungsgeschwindigkeit schnell ablaufen, wird davon ausgegangen, daß annähernd ein lokaler Gleichgewichtszustand zwischen der am Festkörper sorbierten Konzentration C_a [mg Sorbat/kg Sorbens] und der Stoffkonzentration in der Gleichgewichtslösung $C_{S(eq)}$ [mg Stoff/l Lösung] erreicht wird. In diesem Fall gilt:

$$C_a = f(C_{S(eq)}) \quad (\text{Gl. 25}).$$

Bei niedrigen Konzentrationen in der Lösung wird ein linearer Zusammenhang zwischen der adsorbierten Konzentration und der Gleichgewichtskonzentration in der Lösung angenommen, da eine ausreichende Anzahl von Sorptionsplätzen an der Gesteinsoberfläche zur Verfügung steht.

Dieser Zustand wird mathematisch-empirisch durch die lineare HENRY-Isotherme (HENRY 1803) mit der Gleichgewichtskonstanten K_D beschrieben:

$$C_a = K_D C_{S(eq)} \quad (\text{Gl. 26}).$$

Liegen hohe Stoffkonzentrationen in der Lösung vor, so ist zu berücksichtigen, daß es für das Sorbat zunehmend schwieriger wird, Sorptionsplätze zu finden. In diesen Fällen erfolgt die mathematische Beschreibung der adsorbierten Konzentration als Funktion der Konzentration in der Gleichgewichtslösung durch nichtlineare Isothermen nach FREUNDLICH (1909) bzw. LANGMUIR (1918):

$$\text{FREUNDLICH: } C_a = K_{Fr} C_{S(eq)}^n \quad \text{mit } K_{Fr}: \text{FREUNDLICH-Konstante} \quad (\text{Gl. 27})$$

n: empirischer Sorptionsexponent

$$\text{LANGMUIR: } C_a = C_{a(max)} \frac{K_L C_{S(eq)}}{1 + K_L C_{S(eq)}} \quad \text{mit } K_L: \text{LANGMUIR-Konstante,} \quad (\text{Gl. 28}).$$

$C_{a(max)}$: aufgrund begrenzter Anzahl von Sorptionsplätzen maximal adsorbierbare Konzentration

Darüber hinaus existieren Ansätze zur Beschreibung von Sorptionsvorgängen im Nicht-Gleichgewichtszustand (z.B. KINZELBACH 1987). Reversible Sorption führt zu einer Verzögerung der Stoffausbreitung gegenüber der Porengeschwindigkeit des Grundwassers (Abb. 5 c). Im Fall des linearen Gleichgewichtsansatzes nach HENRY wird der reversiblen Sorption in der Transportgleichung durch einen stoff- und gesteinsabhängigen Retardationsfaktor R_D Rechnung getragen:

$$R_D = 1 + \frac{K_D \rho_K (1-n)}{n} \quad \text{mit } \rho_K: \text{Korndichte} \quad (\text{Gl. 29}).$$

Eine dauerhafte **Elimination** eines Stoffes aus dem Transportmedium Grundwasser wird durch irreversible Sorptionsvorgänge als Folge stabiler chemischer Bindungen, Fällungsreaktionen sowie durch biologischen Abbau oder radioaktiven Zerfall verursacht (Abb. 5 d). Ist die Reduktion einer Stoffkonzentration vorwiegend abhängig von lokalen Milieu- und Gesteinseigenschaften und läuft diese vergleichsweise schnell ab, so kann dies über die Vorgabe einer lokalen Konzentrationsenke oder entsprechend hoher Retardationsfaktoren im Transportmodell simuliert werden.

Ist die Elimination wie im Fall des biologischen Abbaus oder des radioaktiven Zerfalls dagegen vorwiegend eine Funktion der Zeit, so muß die Reduktionsrate, beispielsweise in Form einer Reaktion 1. Ordnung (KINZELBACH & RAUSCH 1995), vorgegeben werden:

$$\frac{dc_S}{dt} = -\lambda c_S \quad \text{mit } \lambda: \text{Abbaukonstante} \quad (\text{Gl. 30})$$

bzw. bei radioaktivem Zerfall: $\frac{dc_S}{dt} = -\frac{\ln 2}{T_{1/2}} c_S$ mit $T_{1/2}$: Halbwertszeit (Gl. 31).

2.2.2 Aufbau der Transportgleichung, Lösungsverfahren und Stabilitätskriterien

Die Transportgleichung verbindet die obengenannten transportrelevanten Phänomene in einem partiellen Differentialgleichungssystem unter Berücksichtigung der Kontinuitätsbedingung. Molekulare Diffusion und mechanische Dispersion werden zu einem mathematischen Term, der **hydrodynamischen Dispersion** D_H zusammengefaßt:

$$\bar{D}_H = \bar{D} + \bar{D}_m \quad (\text{Gl. 32}).$$

Durch die Transportgleichung wird die Konzentration c_S als Funktion des Ortes und der Zeit im Modellraum beschrieben. Bei volumenbezogenen Betrachtungen muß berücksichtigt werden, daß der Transport von Wasserinhaltsstoffen nur im durchflußwirksamen Porenraum n_f des durchflossenen Gesteins stattfinden kann. Die allgemeine Form der Transportgleichung für stationäre, gesättigte Grundwasserströmungsverhältnisse unter Vernachlässigung von Konzentrationsänderungen durch externe Grundwasserentnahmen oder -zugaben lautet:

$$\frac{\partial(c_S n_f)}{\partial t} = \frac{1}{R_D} \left[-n_f \bar{v}_n \nabla c_S + \nabla(n_f \bar{D}_H \nabla c_S) \right] - n_f \lambda c_S + \chi^* \quad (\text{Gl. 33}).$$

Der Ausdruck χ^* stellt den sogenannten Schadstoffquellterm [$\text{kg m}^{-3} \text{s}^{-1}$] dar, durch den die Dynamik einer lokalen Stofffreisetzung im Modell definiert wird.

Auf eine umfassende Beschreibung numerischer Verfahren zur Lösung der Transportgleichung muß aufgrund des dazu erforderlichen Umfangs an dieser Stelle verzichtet werden. Stattdessen werden im folgenden die wichtigsten Merkmale und Eigenschaften verschiede-

dener Lösungsverfahren erläutert, soweit diese für die praktische Durchführung numerischer Modellrechnungen zum Schadstofftransport relevant sind.

Allgemein unterscheiden sich numerische Lösungsverfahren durch

- die **Behandlung der Raumbleitung** der Lösungsvariablen (Finite Differenzen-, Finite Volumen- oder Finite Elemente-Verfahren, vgl. Abschnitt 2.1.2),
- die **Behandlung der Zeitableitung** der Lösungsvariablen (explizite oder implizite Verfahren) und
- die **Art des Lösungsweges** (direkte oder iterative Verfahren).

In Analogie zur räumlichen Diskretisierung des Modells durch Finite Elemente erfolgt bei der numerischen Berechnung instationärer Vorgänge (z.B. die Schadstoffausbreitung im Modell) eine **Zeitdiskretisierung**. Hierdurch wird der Simulationszeitraum in Zeitschritte $[t, t+\Delta t]$ zerlegt. Für die zeitabhängige Lösung des Differentialgleichungssystems ist eine Gleichung der Form

$$\frac{\partial u}{\partial t} \approx \frac{u^+ - u^-}{\Delta t} \quad (\text{Gl. 34})$$

numerisch zu integrieren, wobei das Differential durch einen Differenzenquotienten approximiert wird. Hierbei bezeichnet u^+ den Wert der Lösungsvariablen zum unbekanntem Zeitpunkt $t + \Delta t$ und u^- den Wert der Lösungsvariablen zum bekannten Zeitpunkt t .

Die Approximation geschieht entweder **explizit**, indem, ausgehend vom Zeitpunkt t , die Lösungsvariable zum Zeitpunkt $t+\Delta t$ errechnet wird:

$$\frac{\Delta u}{\Delta t} = f(u_t, t) \quad (\text{Gl. 35})$$

oder **implizit**, indem für die Lösung die Werte des Zeitpunktes $t+\Delta t$ verwendet werden:

$$\frac{\Delta u}{\Delta t} = f(u_{t+\Delta t}, t + \Delta t) \quad (\text{Gl. 36}).$$

Ein Merkmal expliziter Verfahren ist, daß die Einzelschritte zwar nicht sehr rechenintensiv sind, aber nur bei entsprechend kleinen Zeitschrittweiten numerisch stabil bleiben. Implizite Verfahren erfordern pro Zeitschritt einen höheren Rechenaufwand und sind weniger exakt, bieten jedoch auch bei größeren Zeitschrittweiten numerische Robustheit. Bei **gemischten Verfahren** wird eine lineare Wichtung zwischen unbekanntem und bekanntem Zustand vorgenommen. Hierbei kann durch eine Steuergröße θ der Grad der Implizität von 0 bis 1 vorgegeben werden, wobei $\theta = 0$ dem expliziten und $\theta = 1$ dem impliziten Lösungsschema der Zeitableitung gleichkommt:

$$u^* = \theta u^+ + (1 - \theta) u^- \quad (\text{Gl. 37}).$$

Einen Spezialfall stellt das sogenannte **CRANK-NICOLSON-Verfahren** (CRANK & NICHOLSON 1947) dar, bei dem $\theta = 0,5$ gesetzt wird.

Direkte Rechenverfahren lösen bei jedem Zeitschritt das Gleichungssystem in einem Zug. Sie eignen sich für die Berechnung linearer Probleme (z.B. Sorptionsansatz nach Henry, keine Dichterückkopplung auf das Strömungsfeld). Kennzeichnend für die direkten Lösungsverfahren ist ihr hoher Bedarf an Hardwareresourcen (insbesondere CPU-Zeit und Arbeitsspeicher), wodurch sich ihr Einsatz auf sehr leistungsfähige Rechenanlagen oder weniger umfangreiche Problemstellungen beschränkt.

Bei **iterativen Lösungsverfahren** wird auf der Basis eines abgeschätzten Startwertes das Rechenergebnis in nachfolgenden Iterationsschritten solange verbessert, bis ein vom Anwender bestimmtes Abbruchkriterium erfüllt ist. Ein Abbruchkriterium ist beispielsweise dann erreicht, wenn die Ergebnisdifferenz zwischen zwei Iterationsschritten gegen eine vorgegebene Iterationsgenauigkeit konvergiert oder eine festgelegte Maximalanzahl an Iterationen überschritten wird. Durch iterative Verfahren können auch nichtlineare Gleichungssysteme berechnet werden.

Sämtliche Lösungsverfahren, die sowohl den

advektiven Term $\frac{\partial c_s}{\partial t} = -\bar{v}_n \nabla c_s$, als auch den

diffusiv-dispersiven Term $\frac{\partial c_s}{\partial t} = +\nabla(\bar{D}_H \nabla c_s)$

der Transportgleichung (Gl. 33) in einem Gleichungssystem lösen, unterliegen dem Problem, daß beide Terme ein mathematisch gegenläufiges Verhalten aufweisen. Während die rein advektive Transportkomponente ein hyperbolisches Verhalten aufweist, ist die diffusiv-dispersive Transportkomponente durch parabolischen Charakter geprägt. Dies führt dazu, daß Transportrechnungen numerisch deutlich aufwendiger sind und viel höhere Ansprüche an eine örtliche und zeitliche Modelldiskretisierung stellen als Grundwasserströmungsrech-

nungen. Zu grobe Diskretisierung führt zum Auftreten von numerischer Dispersion oder Oszillationen der Schadstofffront, wodurch die Ergebnisse der Transportrechnungen unzuverlässig oder gar unbrauchbar werden.

Numerische Oszillationen stellen sich als Verzerrungen der Schadstofffront oder als isolierte „Konzentrationsnester“ in deren Nähe dar. Oszillationen können dann entstehen, wenn der advective Transportanteil sehr viel größer ist als der dispersive. In diesem Fall überwiegt der hyperbolische Charakter der Transportgleichung. Da die verwendeten Lösungsalgorithmen primär für Differentialgleichungen des parabolischen Typs konzipiert sind (RÜBER 1990), kann dieser Zustand im ungünstigen Fall zu numerischer Instabilität führen. Dies äußert sich in Form von Über- und Unterschwingen der exakten Lösung (Oszillationen) und durch das Auftreten von negativen Konzentrationen oder Werten, die über der maximal möglichen Konzentration liegen (Abb. 7 links).

Numerische Dispersion entsteht unter anderem dann, wenn die gewählten Gitterabstände im Verhältnis zur Transportstrecke, die während eines Zeitschritts zurückgelegt wird, zu groß sind. Dies führt dazu, daß auch diejenigen Knoten, die erst kurz davor stehen, von der Schadstofffront erreicht zu werden, aufgrund der interpolativen Lösung einen bestimmten Konzentrationsanteil aus der Schadstofffront zugewiesen bekommen. Die Folge ist bei fortschreitender Simulationsdauer ein zunehmendes, numerisch bedingtes „Verschmieren“ einer ursprünglich scharfen Konzentrationsfront (Abb. 7 rechts).

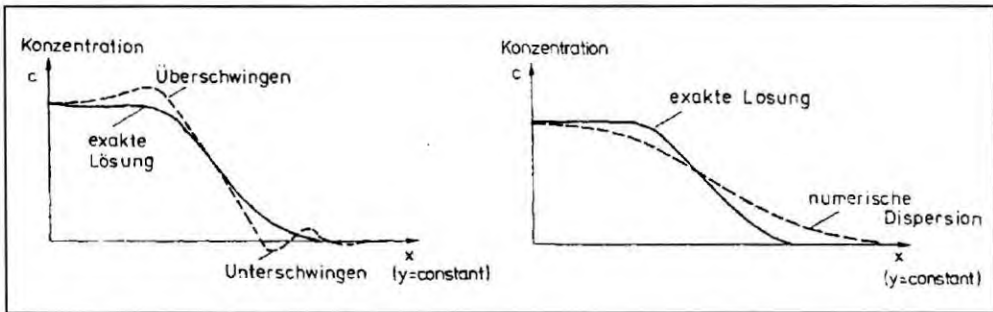


Abb. 7: Schematische Darstellung von Oszillationen (links) und numerischer Dispersion (rechts). Aus KINZELBACH (1987).

Abhilfe schafft in beiden Fällen eine angemessene Erhöhung der geometrischen Modellauflösung durch Verkleinerung der Gitterabstände oder eine entsprechende Verringerung der Zeitschrittweite.

Anhaltspunkte über die adäquate Gitterlänge liefert die **PECLET-Zahl** „Pe“:

$$Pe = \frac{\bar{v}_n \Delta x}{D_L} \approx \frac{\Delta x}{\alpha_L} \quad \text{mit } \Delta x: \text{maximale Gitterlänge} \quad (\text{Gl. 38}).$$

Durch sie wird das elementspezifische Verhältnis zwischen advektivem und dispersivem Transportanteil ausgedrückt. Bei $Pe > 1$ überwiegt der advektive Anteil und damit die hyperbolische Eigenschaft der Transportgleichung. Im Fall $Pe < 1$ dominiert der dispersive Anteil und damit der parabolische Charakter des Gleichungssystems. Grundsätzlich sollte zur Vermeidung von Oszillationen die Gitterlänge Δx in Strömungsrichtung so gewählt werden, daß diese die zweifache Länge der longitudinalen Dispersivität α_L nicht überschreitet und das Stabilitätskriterium $Pe < 2$ erfüllt ist. Nach KÖNIG (1991) können jedoch Finite Elemente-Verfahren noch bei PECLET-Zahlen bis 10 durchaus brauchbare Ergebnisse liefern.

Die **COURANT-Zahl** „Co“ stellt ein Stabilitätskriterium dar, welches ein adäquates Verhältnis von Orts- und Zeitdiskretisierung vorschreibt:

$$Co = \frac{\bar{v}_n \Delta t}{\Delta x} \quad \text{mit } \Delta t: \text{Länge eines Zeitschritts} \quad (\text{Gl. 39}).$$

Bei der expliziten Behandlung der Zeitableitung sollte zur Vermeidung von numerischer Dispersion der während eines Zeitschritts zurückgelegte Transportweg die Länge eines Elementes in Transportrichtung nicht übersteigen ($Co < 1$). Implizite Verfahren sind dagegen wesentlich robuster gegenüber einer Überschreitung des COURANT-Kriteriums.

Die Kombination von PECLET und COURANT-Kriterium stellt sehr restriktive Anforderungen an die räumliche und zeitliche Auflösungsgenauigkeit der Transportmodelle. So bedingen kleine Dispersivitäten nach dem PECLET-Kriterium die Notwendigkeit einer hohen Gitterverfeinerung mit kleinen Elementlängen. Letzere machen aber nach dem COURANT-Kriterium wiederum die Zerlegung des Simulationszeitraums in viele kurze Zeitschritte erforderlich. Im Fall größerer Modelle können aufgrund des hohen Arbeitsspeicherbedarfs schnell die vorhandenen Rechnerkapazitäten überschritten werden. Um die engen Schranken, die durch die Stabilitätsvorschriften gesetzt sind, zu umgehen, wurden Verfahren entwickelt, die auf einer getrennten Behandlung des Advektions- und des Diffusion-Dispersion-Terms beruhen:

- *Method of Characteristics* (KONIKOW & BREDEHOEFT 1978),
- *Random-Walk-Verfahren* (CHANDRASEKHAR 1943, KINZELBACH 1987).

2.2.3 Anfangs- und Randbedingungen

Analog zu Strömungsmodellen sind Transportmodelle erst dann vollständig definiert, wenn sie mit adäquaten Anfangs- und Randbedingungen belegt werden. Durch **Anfangsbedingungen** wird die Konzentrationsverteilung im Modell zu Beginn des Simulationszeitraums ($t = 0$) vorgegeben.

Es werden 4 Arten von **Konzentrationsrandbedingungen** unterschieden:

- 1) Randbedingung 1. Art (DIRICHLET-Randbedingung)
- 2) Randbedingung 2. Art (NEUMAN-Randbedingung)
- 3) Randbedingung 3. Art (CAUCHY-Randbedingung)
- 4) Transmissionsrandbedingung

Die **Randbedingung 1. Art** schreibt auf dem Modellrand Γ einen Festwert für die Lösungsvariable Konzentration c_s vor:

$$c_s = f(x_\Gamma, y_\Gamma, z_\Gamma, t) \quad (\text{Gl. 40}).$$

Die Randbedingung 1. Art wird vorzugsweise an solchen Rändern eingesetzt, bei denen aufgrund der weiten Entfernung von der Schadstoffahne die Bedingung $c_s = 0$ angenommen werden kann.

Bei der **Randbedingung 2. Art** wird der dispersiv-diffusive Stofffluß senkrecht zum Modellrand Γ vorgegeben:

$$\bar{q}_{m(D_n)}_\Gamma = (\bar{D}_H \nabla c_s) \bar{n} = f(x_\Gamma, y_\Gamma, z_\Gamma, t) \quad \text{mit } \bar{n}: \text{Normalenvektor} \quad (\text{Gl. 41}).$$

Diese Form der Randbedingung kann z.B. an geschlossenen Rändern (*no-flow-boundaries*) mit $q_r = 0$ angesetzt werden, wobei der dispersiv-diffusive Stofffluß gleich Null gesetzt wird.

Die **Randbedingung 3. Art** wird zur Definition eines Schadstoffflusses, bestehend aus advektivem und dispersiv-diffusivem Anteil, senkrecht zum Modellrand Γ verwendet:

$$\bar{q}_{m\Gamma} = (\bar{v}_n c_s - \bar{D}_H \nabla c_s) \bar{n} = f(x_\Gamma, y_\Gamma, z_\Gamma, t) \quad (\text{Gl. 42}).$$

Die **Transmissionsrandbedingung** wird dann eingesetzt, wenn die Schadstoffahne über einen Modellrand abströmt. Hierbei wird ein konstanter Konzentrationsgradient über den Rand hinaus vorgegeben und der dispersiv-diffusive Stofffluß gleich Null gesetzt.

2.3 Beschreibung des eingesetzten Rechenprogramms *NAMMU*

Zur Simulation von Grundwasserströmung und Stofftransportvorgängen im Gebiet der Erzgrube Wohlverwahrt-Nammen wurde der Rechencode *NAMMU* (*Numerical Assessment Method for Migration Underground*) eingesetzt. Das in FORTRAN 77 geschriebene Finite Element-Programm wurde von der „Theory of Fluids Group“ im englischen Kernforschungszentrum *AEA* in Harwell Mitte der achtziger Jahre für Langzeitsicherheitsanalysen zu nuklearen Endlagerstandorten entwickelt. Seitdem wurde *NAMMU* einer ständigen Programmpflege unterzogen. Für die vorliegende Arbeit wurde die Version 6.3 benutzt (HARTLEY et al. 1996a; MORRIS 1996a, 1996b, 1996c).

In *NAMMU* sind die entsprechenden physikalischen Grundgleichungen für dreidimensionale Grundwasserströmungs- und Stofftransportprozesse implementiert. Die Eingabedaten werden in einem allgemeinen Eingabeprozessor *TGIN* für die programminterne Verwendung übersetzt. Zur Lösung des partiellen Differentialgleichungssystems wird ein allgemeines Lösungsverfahren *TGSL* verwendet. Durch das Grafikpaket *THGRAF* werden die Rechenergebnisse so aufbereitet, daß sie über ein entsprechendes Interface mit verschiedenen Softwarepaketen geplottet werden können.

2.3.1 Grundgleichungen

NAMMU enthält physikalische Modelle zur Berechnung der Grundwasserströmung im gesättigten und ungesättigten porösen Medium sowie des Transports von Salzlake und Wärme. Es können Grundwasser- und Transportprobleme behandelt werden, die über temperatur- oder konzentrationsabhängige Dichteunterschiede (z.B. durch Salzlagen) gekoppelt sind. Obwohl das Programm primär zur Berechnung eines Radionuklidtransports entwickelt wurde, ist die Transportsimulation nichtradioaktiver Schadstoffe ebenfalls ohne weiteres möglich.

Zur Simulation von Strömungs- und Transportvorgängen im **gesättigten porösen Medium** ohne Berücksichtigung von Dichteeinflüssen auf das Strömungsfeld sind folgende Grundgleichungen in *NAMMU* implementiert:

a) für die Grundwasserströmung

die Kontinuitätsgleichung

$$\frac{\partial}{\partial t} (n_f \rho_F) + \nabla \cdot (\rho_F \mathbf{q}) = 0 \quad (\text{Gl. 43}),$$

die Impulsgleichung (DARCY-Gesetz)

$$\mathbf{q} = -\frac{\bar{k}}{\mu_F} (\nabla p - \rho_F \bar{\mathbf{g}}) \quad (\text{Gl. 44}),$$

b) für den Radionuklid- und Stofftransport

$$\begin{aligned} & \frac{\partial}{\partial t} (n_f R_{DN} C_N) + \nabla \cdot (\mathbf{q} C_N) - \nabla \cdot (n_f \bar{D}_H - \nabla C_N) \\ & = \lambda_{N-1} n_f R_{DN-1} C_{N-1} - \lambda_N n_f R_{DN} C_N - n_f \chi^* \end{aligned} \quad (\text{Gl. 45}),$$

wobei die Indizes N bzw. N-1 das Mutter- bzw. Tochternuklid bezeichnen. *NAMMU* ermöglicht die Simulation radioaktiven Zerfalls von Ketten mit bis zu 6 Radionukliden.

2.3.2 Lösungsverfahren

Das in *NAMMU* implementierte Lösungsverfahren *TGSL* (JACKSON 1982) basiert auf der Methode der Finiten Elemente nach dem GALERKIN-Verfahren. Es können **Randbedingungen** 1. und 2. Art sowie benutzerdefinierte Randbedingungen vorgegeben werden.

NAMMU bietet neben linearen Interpolationsfunktionen auch hochwertige tri-quadratische Ansätze. Hierbei werden jedem hexaedrischen Finiten Element 27 Knoten, d.h. 8 Knoten an den Eckpunkten, 12 Knoten auf den Kantenmitten, 6 Knoten in der Mitte der Seitenflächen und 1 Zentralknoten, zugeordnet. Analog dazu werden prismatische Elemente durch 18 Knoten aufgebaut.

TGSL umfaßt zur zeitabhängigen Lösung des Differentialgleichungssystems ein implizites Verfahren nach GEARS und einen CRANK-NICOLSON-Gleichungslöser. Darüber hinaus steht zur Lösung linearer Probleme ein sogenannter *Fast Linear Transient-Solver* zur Verfügung, der jedoch zeitlich unveränderte Randbedingungen voraussetzt. Lineare Problemstellungen werden mit einem direkten Algorithmus gelöst. Bei nichtlinearen Problemstellungen wird ein iteratives Verfahren eingesetzt, welches nach einer NEWTON-RAPHSON-Linearisierungsmethode arbeitet.

2.3.3 Ein- und Ausgabeprozeduren

Die für die Erstellung eines Modells notwendige Eingabe der Geometrie, der Gesteins- und Fluidparameter sowie der Randbedingungen erfolgt über einen speziellen, von *AEA* entwickelten Eingabeprozessor *TGIN* (WINTERS & JACKSON 1984a und 1984b). Der Programmablauf wird mit Hilfe von Kommandos gesteuert, während die Parameter über Schlüsselworte definiert werden. Sämtliche Kommandos, Schlüsselworte und Daten müssen

in der Steuerdatei schriftlich angegeben werden. Nachteilig ist, daß im Gegensatz zu anderen modernen Strömungs- und Transportrechenprogrammen bislang keine graphische Menüführung erhältlich ist. Insofern ist die Eingabephase recht aufwendig, vor allem jedoch fehlerträchtig. Die Kommandostruktur ist in verschiedene Ebenen aufgeteilt, wobei an oberster Stelle die Hauptkommandos stehen.

Das Hauptkommando *MODEL DATA* dient zur Definition der gesteinspezifischen Parameter Permeabilität, durchflußwirksame Porosität und Dispersivität sowie zur Erstellung des Modellgitters. Die Gittergeometrie wird durch den Inhalt zweier Tabellen definiert. Die erste Tabelle enthält Nummern und Koordinaten sämtlicher Knoten. In der zweiten Tabelle wird festgelegt, welche Knoten ein sogenanntes „Patch“ bilden. Bei Patches handelt es sich um zwei- oder dreidimensionale Gitterzellen, die Materialhomogenbereiche darstellen und bei einer späteren Modellverfeinerung in eine vorgegebene Anzahl Finiter Elemente weiter unterteilt werden können. Dies ist insbesondere bei der Durchführung von Transportrechnungen notwendig, da diese zur Einhaltung notwendiger Stabilitätskriterien eine Vielzahl zusätzlicher Knoten als Rechenstützstellen erfordern. Eine weitere Untergliederung eines Patches hinsichtlich seiner Materialeigenschaften ist jedoch nicht möglich, so daß sämtliche Finite Elemente die Materialeigenschaften desjenigen Patches aufweisen, dem sie angehören. Wird keine Modellverfeinerung vorgenommen, so sind Patches und Finite Elemente identisch. Weiterhin wird durch die Knotenzuordnungstabelle festgelegt, welcher hydrogeologischen Einheit ein Patch angehört. Hierdurch werden jedem Patch die entsprechenden physikalischen Gesteinseigenschaften zugewiesen.

Zwar ist es möglich, Knotenkoordinaten- und Knotenzuordnungstabellen direkt in die Eingabedatei zu schreiben, aufgrund des Arbeitsaufwandes und der Fehlerträchtigkeit ist dies jedoch nur bei einfachen Modellgittern sinnvoll. Ein wesentlich komfortablerer Weg ist die Verwendung eines externen Netzgenerierungsprogrammes, z.B. *GRIDMAKER 1.1* der Firma BERGEN SOFTWARE SERVICE INTERNATIONAL (BSSI), welches auf der Grundlage eingescannter und als Hintergrundbild abgelegter geologischer Profilschnitte einen graphisch visualisierten Aufbau von Rechengittern ermöglicht. *GRIDMAKER* speichert die erstellten Rechnetze entsprechend den Erfordernissen des *TGIN*-Prozessors ab, wodurch Knotenkoordinaten- und Knotenzuordnungstabellen direkt eingelesen werden können.

Nachdem das Modell erstellt worden ist, wird unter dem Kommando *SOLVER DATA* dem Programm mitgeteilt, welche Art von Problemstellung gelöst werden soll (stationäre oder transiente Simulation, Grundwasserströmung oder Stofftransport etc.) und welche numerischen Lösungsverfahren benutzt werden sollen.

Die Kommandoebene *OUTPUT DATA* dient zur Steuerung der Ergebnisdarstellung. Diese kann nach jedem Schritt der Modellerstellung, -modifikation und Lösung des Problems

aktiviert werden. Die einzelnen Ausgabeoptionen werden durch verschiedene Unterkommandos spezifiziert. Die Plotausgabe umfaßt die Darstellung des Modellgitters, des Schichtenaufbaus des Modellgitters, der Isolinien von Lösungsvariablen, des räumlichen Verlaufs der Lösungsvariablen entlang spezifizierter Linien und des zeitlichen Verlaufs der Lösungsvariablen an vorgegebenen Punkten. Bei dreidimensionalen Modellen kann die Darstellung als perspektivische Ansicht, als Aufsicht auf die Modelloberfläche oder entlang von Schnittebenen, die in beliebiger Orientierung das Modell durchziehen, erfolgen. Alle Plots werden in kompakter Form in einer *postscript*-Datei abgespeichert, wodurch die Daten durch geeignete Grafiksoftware weiterverarbeitet werden können.

2.3.4 Qualitätsnachweis

Das Programm NAMMU wurde in der Vergangenheit mehreren Stufen der Qualitätssicherung unterzogen. Wichtige Schritte im Qualitätsnachweis von Rechenprogrammen sind Verifizierung und Validierung. Unter **Verifizierung** wird der Nachweis verstanden, daß die implementierten numerischen Verfahren in der Lage sind, eine vorgegebene Modellkonzeption in zufriedenstellender Weise mathematisch zu repräsentieren. Für eine Verifizierung werden mit unterschiedlichen Programmen vergleichende *benchmark*-Rechnungen durchgeführt, bei denen vorgegebene Problemstellungen gelöst werden müssen. Eine andere Möglichkeit besteht in einem Vergleich der Rechenergebnisse mit analytischen Lösungen. Zum Zwecke der Verifizierung hat NAMMU an dem internationalen Projekt *HYDROCOIN* (*Hydrological Code Intercomparison*; vgl. HERBERT 1985a; HERBERT 1985b; OECD 1992) teilgenommen. Die **Validierung** erfolgt durch den Nachweis, daß die im Programm implementierten physikalischen Gleichungen die natürlichen Gesetzmäßigkeiten ausreichend genau beschreiben. Dies geschieht durch einen Vergleich mit natürlichen Analoga oder Ergebnissen aus Laborexperimenten oder Feldversuchen. Die Validierung von NAMMU geschah im Rahmen des Vorhabens *INTRAVAL* (*International Nuclide Transport Validation*; vgl. OECD 1993).

3 Geologie und Hydrogeologie der Eisenerzgrube Wohlverwahrt-Nammen und ihrer Umgebung

3.1 Die Eisenerzgrube Wohlverwahrt-Nammen

Das Eisenerzbergwerk WOHLVERWAHRT-NAMMEN liegt im ostwestfälischen Raum, ca. 6 km südöstlich der Stadt Minden (Abb. 8). Die Grube ist Teil eines alten Bergbaureviers, das im westlichen Teil des Wesergebirges gelegen ist und in dem seit 1881 Eisenerzanreicherungen im Korallenoolith (oberes Oxford) abgebaut werden. In den insgesamt 30-50 m mächtigen Kalksteinen treten bis zu sieben Anreicherungshorizonte in Form von Eisenoxid-Flözen auf, die aufgrund ihrer begrenzten lateralen Verbreitung von einigen 100 m bis wenigen km als Erzlinsen bezeichnet werden.

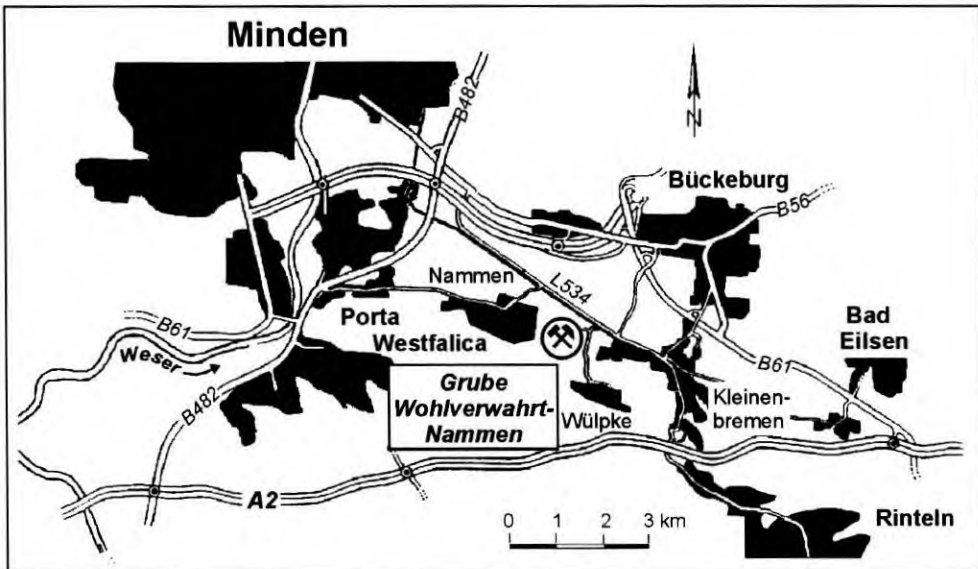


Abb. 8: Geographische Lage der Eisenerzgrube Wohlverwahrt-Nammen. Verändert nach BARBARA ROHSTOFFBETRIEBE (1991).

Heutzutage beschränkt sich die untertägige Erzgewinnung auf das im Zentrum des Reviers gelegene Westfeld (Abb. 9), in dem der unterste Anreicherungshorizont, das 3-25 m mächtige Klippenflöz (Unterer Korallenoolith), in der Nammer Linse abgebaut wird. Die Ausdehnung des Westfeldes beträgt in Streichrichtung des Korallenooliths, d.h. in WNW-ESE-Richtung, etwa 3,5 km und in Einfallsrichtung der Lagerstätte nach NNE ca. 0,5 km.

Ältere Grubenteile, wie die westlich gelegene Grube Victoria oder das Ostfeld, wurden 1902 bzw. 1961 abgeworfen und sind heute zum überwiegenden Teil geflutet. Seit 1988 dient ein Teil des Ostfeldes als Besucherbergwerk. Neben den untertägigen Abbaufeldern existieren im Kammbereich des Wesergebirges mehrere Tagebaue, von denen einzig der Tagebau Wülper Egge derzeit noch in Betrieb ist.

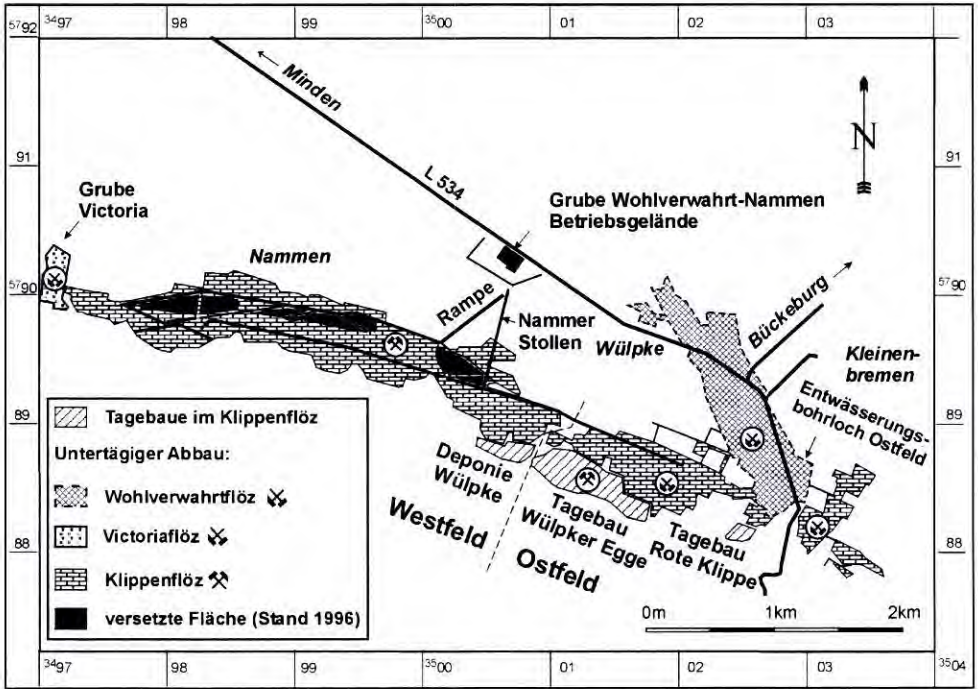


Abb. 9: Lage der Tagebaue und Grubenfelder des Eisenerzbergwerks Wohlverwahrt-Nammen. Aus NAVARRO (1998).

3.1.1 Erzgewinnung

Seit 1952 gehören sämtliche Eisenerzfelder im Wesergebirge den BARBARA ROHSTOFF-BETRIEBEN. Im Jahre 1962 wurde mit der Umstellung der gleisgebundenen Erzförderung auf gleislose Großgeräte (LKW) der sogenannte streichende Örterbau im Kammer-Pfeiler-Bauverfahren eingeführt. Ein aufzufahrendes Abbaufeld (Ort) wird zunächst durch eine Förderstrecke erschlossen. Da Förderstrecken in Einfallsrichtung der Lagerstätte Gefälle von bis zu 20 gon (18° bzw. 40 %) aufweisen würden, wodurch eine Befahrung durch LKW erheblich erschwert würde, fährt man die Örter diagonal zum Streichen auf, wodurch sich das Gefälle auf etwa 9 % reduziert.

Ausgehend von den Förderstrecken, werden die untertägigen Abbauörter, sogenannte Kammern, in Streichrichtung des Erzflözes abgebaut (streichender Örterbau; vgl. Abb. 10). Die durchschnittliche Breite der Abbaukammern beträgt 9 m, die maximale Länge 200 m. Ihre Höhe liegt im Mittel bei 6 m, kann aber bei entsprechend mächtiger Ausbildung der Lagerstätte bis zu 22 m betragen. Die Felswände zwischen den Kammern werden in Einfallrichtung in regelmäßigen Abständen durchörtert, wodurch Erzfesten (Pfeiler) mit meist quadratischen Querschnitten von bis zu 36 m² verbleiben. Der hierdurch geschaffene Stützflächenanteil von ca. 33 % der Gesamtfläche gewährleistet die Standfestigkeit des Grubengebäudes.

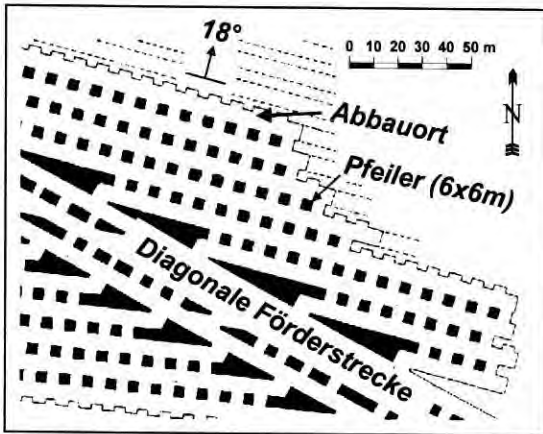


Abb. 10: Prinzipskizze des streichenden Örterbaus. Verändert nach BARBARA ROHSTOFFBETRIEBE (1991).

Zum Lösen des Erzes werden elektrohydraulische Bohrwagen eingesetzt, durch welche gleichzeitig bis zu 4 Horizontalbohrungen von 5 m Länge vorgetrieben werden können. Die durchschnittliche Abschlagslänge einer Vollprofil-sprengung beträgt 4,6 m, wobei rund 600-700 t Erz anfallen. Das gelöste Eisenerzbruchwerk wird durch elektrohydraulische Löffelbagger auf Kippmulden-LKW mit über 40 t Nutzlast geladen, die das Erz über einen 600 m langen, geneigten Schrägstollen (Rampe, Abb. 9) zur übertägigen Bruch- und Siebanlage transportieren. Die jährliche Erzförderung beträgt etwa 100.000 t.

Obwohl das Erz des Klippenflözes mit 6-20 % einen eher geringen Eisengehalt aufweist, eignet es sich aufgrund seiner Karbonat- und Silikatanteile (34-42 % CaO bzw. 6-13 % SiO₂) als Schlackenbildner und wurde dementsprechend als Zuschlagstoff bei der Verhüttung eingesetzt. Seit Mai 1994 wird das geförderte Material nur noch zur Herstellung von Zier- und Pflastersteinen, als Split und Schotter für den Straßenbau sowie als Farbzuschlag bzw. Rohstoff für die Beton- und Zementindustrie genutzt.

3.1.2 Versatzbetrieb

Seit 1987 werden in die ausgeerzten Kammern des Westfeldes bergbaufremde Versatzstoffe eingebracht (Abb. 11). Infolge der Pfeiler-Kammer-Bauweise des Grubengebäudes ist ein Versatzbetrieb aus Standsicherheitsgründen nicht notwendig und dementsprechend laut

Betriebsplan nicht vorgeschrieben. Dennoch soll nach BARBARA ROHSTOFFBETRIEBE (1991) die zusätzliche Stützwirkung des eingebrachten Versatzmaterials Abschalungen an den Erzfeilern vermindern und so zum langfristigen Schutz der Erdoberfläche beitragen. Insgesamt wurden bis Mitte 1998 ca. 1,3 Mio. t Versatzstoffe in ca. 20 % des zur Verfügung stehenden untertägigen Hohlraumvolumens versetzt (Abb. 9).

Das Spektrum der Versatzstoffe besteht zum überwiegenden Teil aus Rückständen, die bei der Rauchgasreinigung von Steinkohlefeuerungsanlagen anfallen, nämlich aus Flugaschen und Rauchgasentschwefelungs-

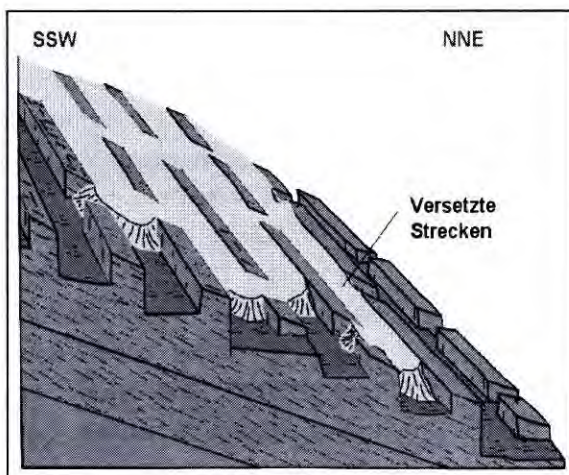


Abb. 11: Schematische Darstellung des Versatzes ausgeerzter Strecken. Aus NAVARRO (1998).

Rückständen (REA-Gipse). Daneben wurden im Jahre 1990 auch in geringeren Mengen Weißkalkhydrat und Strahlsande eingelagert. Seit 1996 werden darüber hinaus Filterkuchen und Schlämme aus der Wasser- und Abwasseraufbereitung, Aschen aus der Klärschlammverbrennung und in zunehmendem Maße Glasreste aus der Lampen- und Bildröhrenentsorgung versetzt.

Die angelieferten Abfallstoffe werden in übertägigen Anlagen gemischt, mit 3 % Zement versetzt und mit einem Wassergehalt von 30 % in bergfeuchtem Zustand mittels Spezial-LKW in die Grube transportiert. Vor Ort wird das Material schichtenweise aufgetragen und durch eine Planiererraube bis unter die Firse der Kammern geschoben, wodurch laut Betreiber ein Verfüllungsgrad von 95-98 % erreicht wird (BARBARA ROHSTOFFBETRIEBE 1991). Durch die zugegebenen Zement- und Wasseranteile binden die Versatzkörper untertage ab und erlangen magerbetonähnliche Eigenschaften. Eine ausführliche Beschreibung des Erzgewinnungs- und Versatzbetriebes in der Grube Wohlverwahrt-Nammen gibt CLAUSEN (1990).

3.1.3 Grubenwasserhaltung

Die Wasserhaltung der Grube Wohlverwahrt-Nammen umfaßt die Sammlung und Ableitung von Sickerwasserzutritten aus dem Hangenden sowie die Absenkung des Grundwassers auf

das betriebserforderliche Niveau. Das im **Westfeld** der Grube Wohlverwahrt-Nammen anfallende Sickerwasser läuft entweder isolierten Standwasserfeldern¹ zu oder wird durch offene Gerinne einem zentralen Pumpensumpf zugeleitet und mittels Pumpen auf einem Niveau von ca. +10 m NN gehalten (Abb. 12). Darüber hinaus existiert ein zweiter, kleinerer Pumpensumpf, der ein tiefgelegenes Grubenfeld im Osten des Westfeldes auf ein Niveau von etwa -10 m NN entwässert.

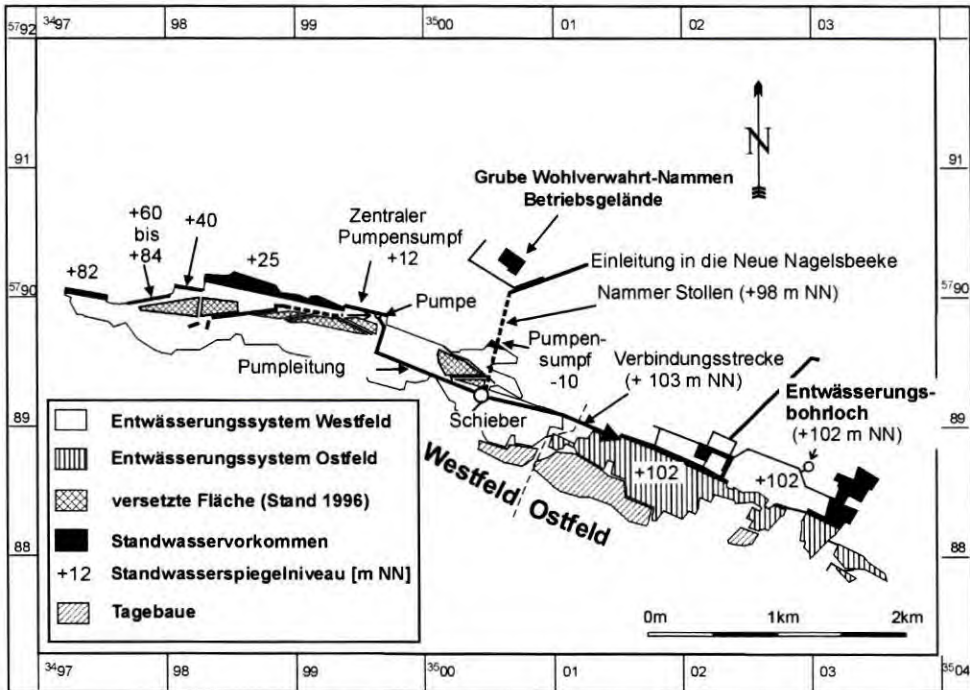


Abb. 12: Grubenwasserhaltung. Verändert nach NAVARRO (1998).

Aus den Pumpensümpfen wird das Grubenwasser über Rohrleitungen auf das Niveau des Nammer Stollens (+98 m NN) gehoben. Bei dem Nammer Stollen handelt es sich um einen alten Horizontalstollen, der vor der Anlage der Rampe bis 1962 zur Befahrung des Bergwerks mit Grubenbahnen diente. Im Stollen fließt das Grubenwasser in einer Wassersaige zum übertägigen Betriebsgelände. Dort wird es über eine Rohrleitung einem Bach, der Neuen Nagelsbeeke, zugeleitet. Im Mittel der Jahre 1990-1994 betrug die Gesamtmenge des im Bereich des Westfeldes gehobenen Grubenwassers 146.600 m³/a (16,8 m³/h).

¹ Als Standwässer werden untertägige stehende Gewässer bezeichnet. Im Westfeld treten sie an der nördlichen Bergbaugrenze in Form mehrerer isolierter Standwasserfelder auf, deren Spiegelhöhe von Westen nach Osten abnimmt (+82 bis -10 m NN).

Im bergbaulich abgeworfenen **Ostfeld** liegt ein ausgeglichenes Standwasserspiegelniveau von +102 m NN vor. Die Ableitung der Grubenwässer erfolgt hier über ein nach Norden geneigtes Entwässerungsbohrloch in den Bach Schermbeeke. Die aus dem Ostfeld abgeführte Wassermenge beträgt nach MICHEL (1992) ca. 13 m³/h (113.600 m³/a). West- und Ostfeld stehen in keinem direkten hydraulischen Kontakt, da die Verbindungsstrecke zwischen beiden Feldern mit +103 m NN über dem Entwässerungsniveau beider Felder liegt. Angesichts der hohen Differenz der Standwasserspiegelhöhen von bis zu 112 m muß jedoch angenommen werden, daß ein Grundwasserabstrom vom Ostfeld in das Westfeld existiert.

3.1.4 Nachbetriebszustand

Setzt man voraus, daß in Zukunft bei Aufgabe des Grubenbetriebes ähnliche grubenhydraulische Verhältnisse wie heute vorliegen, so stellt sich der Flutungsvorgang der Grube folgendermaßen dar:

Nach Aufgabe der Grubenwasserhaltung im Westfeld erfolgt durch Sickerwasser- und Grundwasserzuflüsse ein Aufstieg des Grubenwassers von Norden nach Süden. Die Flutungsphase endet nach dem Erreichen der Stollensohle West, einer alten horizontalen Hauptförderstrecke, die mit dem etwa niveaugleichen Nammer Stollen in hydraulischer Verbindung steht. Von dort aus erfolgt die Ableitung der Grubenwässer über den Nammer Stollen, dessen bergseitige Sohlenhöhe von +98 m NN das Entwässerungsniveau des Westfeldes im Nachbetriebszustand bestimmt.

Dies bedeutet, daß auch in der Nachbetriebsphase ein tiefgelegenes Entwässerungsniveau bis zu 70 m unter Geländeoberkante vorliegt. In Abb. 13 sind die gefluteten Grubenbereiche im Nachbetriebszustand als schwarze Farbflächen dargestellt, wobei die heutige Ausdehnung des Westfeldes und der versetzten Felder unterstellt wurde. Seitens der Bergbehörde ist die Einlagerung von Abfallstoffen nur in Grubenbereichen unterhalb des Niveaus des Nammer Stollens genehmigt. Somit werden nach Beendigung der Sumpfungmaßnahmen auch sämtliche versetzte Felder durch aufsteigendes Grubenwasser erfüllt (Abb. 14).

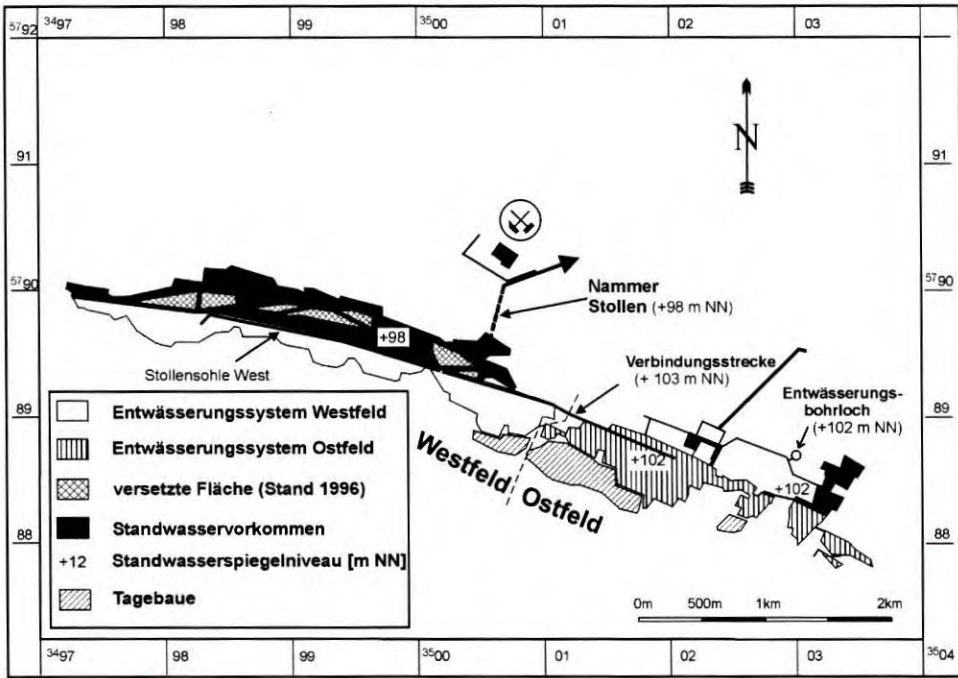


Abb. 13: Ausdehnung gefluteter Grubenbereiche im Nachbetriebszustand.

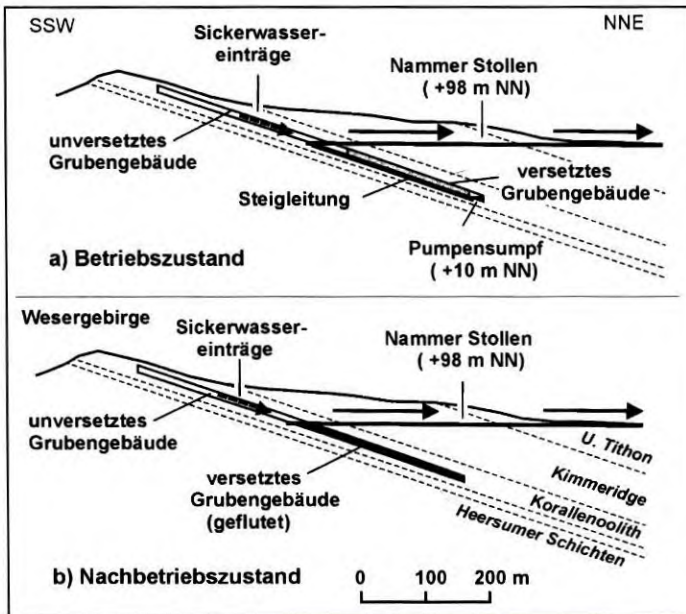


Abb. 14: Schematische Darstellung der Grubenentwässerung im Betriebs- und Nachbetriebszustand an einem SSW-NNE-Schnitt durch das Grubengebäude.

3.2 Regionalgeologische Situation

3.2.1 Geologischer Strukturbau

Abb. 15 enthält eine geologische Übersichtskarte des Wesergebirges und der angrenzenden Strukturräume. Den zugehörigen geologischen Profilschnitt enthält Abb. 16. Die Lagerungsverhältnisse der mesozoischen Schichtfolge sind an mehrere WNW-ESE-streichende Strukturelemente gebunden, deren Position durch die Ergebnisse von Tiefbohrungen und geophysikalischen Messungen, die im Zuge der Erdölexploration ausgeführt wurden, verhältnismäßig gut bekannt ist.

Die **Wesergebirgsflexur** umfaßt das Wesergebirge und das sich westlich der Porta Westfalica anschließende Wiehengebirge. Der WNW-ESE streichende Gebirgszug zeichnet sich als morphologische Erhebung mit Geländehöhen bis zu +300 m NN scharf gegen die Keuper-Lias-Landschaft der südlich vorgelagerten **Nordwestfälisch-Lippischen Schwelle** ab und begrenzt diese gegen die nördlich anschließende Norddeutsche Tiefebene. Der Südhang des Wesergebirges wird durch vorwiegend tonige Ablagerungen des unteren und mittleren Doggers (Aalen bis Bathon) aufgebaut. Den langgestreckten, zum Teil kammartig ausgebildeten Höhenzug des Wesergebirges bilden die auskeilenden Schichten des oberen Doggers (Callov) und die morphologisch harten, sandig-karbonatischen Ablagerungen der Oxford-Stufe (unterer Malm).

Die Weser-Wiehengebirgsflexur geht nach Norden in die **Wesergebirgs-Randmulde** über. Die im Wesergebirge anstehenden Gesteine des Doggers und des Malms tauchen mit einem Einfallen von 16° bis 20° nach NNE zur Muldenachse hin bis in eine Tiefe von ca. -2000 m NN ab. Dies bedingt, daß sie nach Norden hin von zunehmend jüngeren, meist mergeligen Schichten des Kimmeridge, des unteren Tithons, des Münder Mergels und des Serpulits überlagert werden (Abb. 16). Nördlich des Kernbereichs der Wesergebirgs-Randmulde schließen sich mehrere 100 m mächtige Ton- und Sandsteinserien der Bückeberg-Folge (Berrias) und die marinen Tonsteinfolgen des Valangins und des Hauterives an.

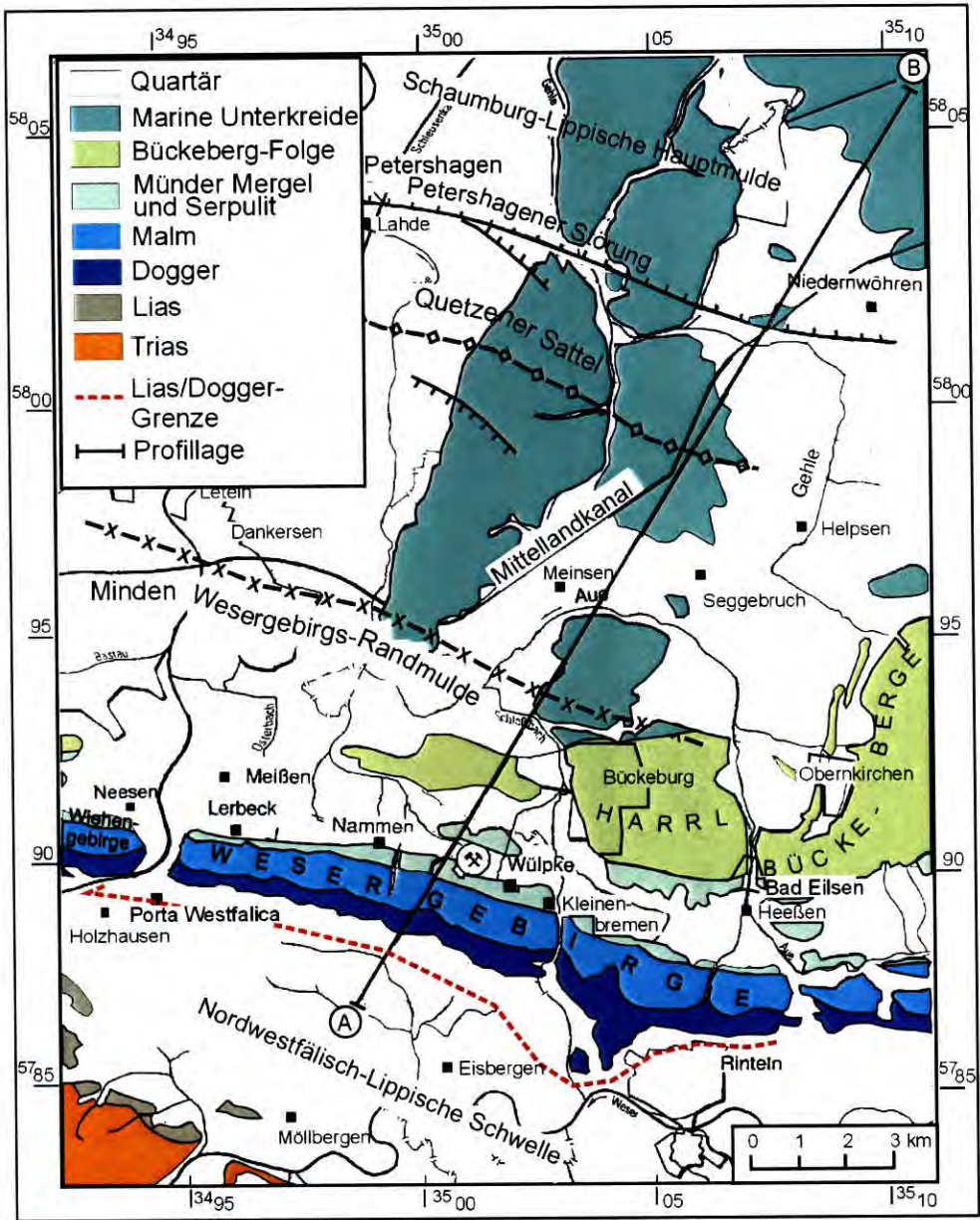


Abb. 15: Geologische Übersichtskarte des Wesergebirges und der angrenzenden Strukturräume. Verändert nach MICHEL (1992), ROHDE (1985) und DEUTLOFF et al. (1982). A-B: Schnitt in Abb. 16.

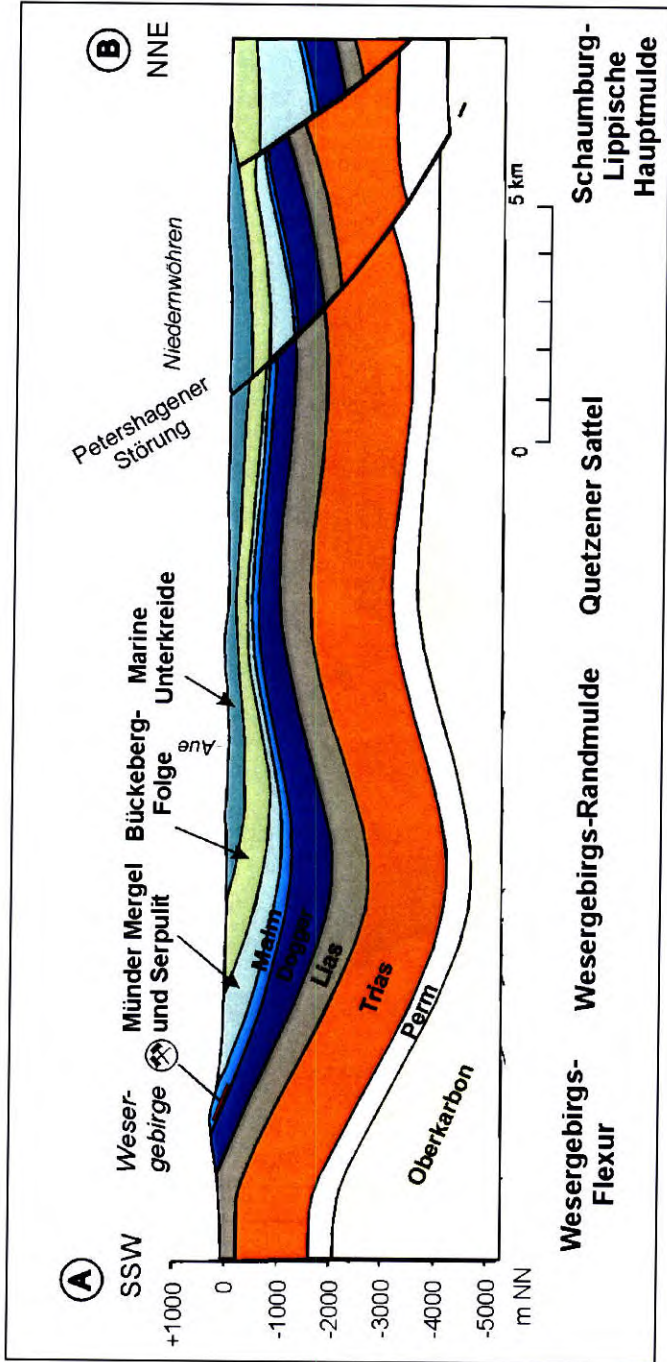


Abb. 16: Geologischer SSW-NNE Schnitt durch das Wesergebirge und die nördlich angrenzenden Strukturräume. Verändert nach MICHEL (1992) und DEUTLOFF et al. (1982).

Nördlich der Wesergebirgs-Randmulde schließt sich der **Quetzener Sattel** an. Dieser ist östlich der Weser teilweise als Horststruktur ausgebildet, die von NW-SE streichenden Störungen begleitet wird (Abb. 15). Durch die weitspannige Aufwölbung liegt die mesozoische Schichtfolge um fast 2000 m höher als im Kernbereich der Wesergebirgs-Randmulde. Dies führt jedoch nicht dazu, daß die Schichtfolgen im Liegenden der marinen Unterkreide wieder zu Tage treten. Vielmehr findet an der **Petershagener Störung**, einer weiträumigen NNE-gerichteten Abschiebung, ein Tiefenversatz des Schichtstapels um nahezu 1000 m zur nördlich anschließenden **Schaumburg-Lippischen Hauptmulde** hin statt, wobei aufgrund synsedimentärer Tektonik nördlich und südlich der Störung starke Mächtigkeitsunterschiede auftreten.

3.2.2 Erdgeschichtliche Entwicklung und Stratigraphie

3.2.2.1 Perm und Trias

Nach Abschluß der variszischen Faltung des paläozoischen Grundgebirgssockels am Ende des Oberkarbons und dessen Einebnung im Rotliegenden transgredierte im **Zechstein** das Nordmeer in das germanische Becken, wodurch nach mehrmaliger Abriegelung unter aridem Klima insgesamt 400-600 m Evaporite der Werra-, Staßfurt-, Leine- und im nördlichen Teil des in Abb. 15 dargestellten Gebietes auch der Aller-Serie entstanden (Tab. 3).

Im **Buntsandstein** entstand nach dem Rückzug des Zechsteinmeeres eine stark gegliederte Küstenzone. Nach anfänglich noch mariner Sedimentation von 200-250 m Ton-, Schluff- und Sandsteinen (Bröckelschiefer-, Gelnhausen- und Salmünster-Folge) herrschten im Mittleren Buntsandstein vorwiegend brackisch-aride Sedimentationsbedingungen, die zur Bildung von 150-200 m mächtigen Sandstein/Tonstein-Wechselagerungszyklen der Volpriehausen- bis Solling-Folge führten. Die Eindampfung isolierter Meeresbecken im Oberen Buntsandstein (Röt) bewirkte die Bildung evaporitischer Sedimente (Gips, Anhydrit, Steinsalz), die im Bereich der Schaumburg-Lippischen Hauptmulde über 100 m Mächtigkeit erreichen.

Im **Muschelkalk** kam es zunächst über die Oberschlesische Pforte (Unterer Muschelkalk) und später über die Burgundische Pforte (Oberer Muschelkalk) zur Ingression der Tethys in das germanische Becken. Dies führte zur Ablagerung von ca. 100 m flachmarinen Kalk- und Mergelsteinen (Wellenkalk bzw. Trochiten- und Ceratitenkalke). Im Mittleren Muschelkalk wurde der Tethyszufluß unterbrochen, wodurch sich eine bis über 200 m evaporitische Schichtfolge (Sulfate und Steinsalz) absetzte.

Tab. 3: Gliederung der im Wesergebirgsraum auftretenden geologischen Schichtfolge. Nach DEUTLOFF et al. (1982).

Abteilung	Stufe	Stratigraphische Bezeichnung/ Lithologie	Mächtigkeit [m]
Holozän	-	Auen- u. Tallehm, Hangschutt, Torf	bis 5
	Weichsel-Kaltzeit	Niederterrassen, Löß, Sandlöß	bis 20
	Eem-Warmzeit	Faulschlamm, Torfe	bis 3
	Saale-Kaltzeit	Mittelterrasse, Grundmoräne, Kames	bis 60
	Holstein-Warmzeit	Schluffe, Torfe	bis 10
Pleistozän	Elster-Kaltzeit	Feuersteingerölle, Kristallingeschiebe	bis 2
Unterkreide	Valangin/Hauterive	marine Unterkreide	300-500
	Berrias	Bückeberg-Folge	300-600
		Serpulit	40-120
		Münder Mergel	60-500
Malm	Tithon	Gigas-Scht., Eimbeckhäuser Plattenkalk	10-160
	Kimmeridge	Kimmeridge-Kalke u. -Mergel	50-100
	Oxford	Korallenoolith	0-60
		Heersumer Schichten	10-20
Dogger	Callov	Ornatenton	25-40
		Porta-Sandstein/Macrocephalenton	12-30
	Bathon	Württembergica- u. Aspidoides-Scht.	80-150
	Bajoc	Subfurcaten- u. Parkinsoni-Scht.	200-500
Aalen	Opalinus-, Polyplocus-, Coronaten-Scht.	100-150	
Lias	Hettang-Toarc	Posidonienschiefer u. Jurensismergel	400-650
Keuper		Lettenkohlen-, Steinmergel-, Gips-K.	250-450
Muschelkalk		Wellen-, Trochiten- u. Ceratitenkalk	200-350
Buntsandstein		Volpriehausen- bis Solling-Folge	350-600
Zechstein		Werra-, Staßfurt-, Leine-, Aller-Serie	400-600

Nach der Verlandung des Muschelkalk-Meeres im **Keuper** entstand eine Deltalandschaft mit abflußlosen Becken. Entsprechend wird der Untere Keuper durch festländische pflanzenführende Sandsteine charakterisiert, die zum Teil Kohleschmitzen (Lettenkohlenkeuper) enthalten. Durch die Eindampfung küstennaher Becken bildete sich im Mittleren Keuper eine brackisch-lagunäre Fazies aus, die zur Ablagerung von 150-250 m mächtigen Ton- und Schluffsteinserien mit Gipslagen (Gipskeuper) bzw. dolomitisch-kieseligen Tonsteinen (Steinmergelkeuper) führte. Weiträumige Deltakegel schoben sich nach Süden vor und führten zur Ablagerung des Schilfsandsteins. Durch das Vordringen des Nordmeeres im oberen Keuper geriet der nordwestdeutsche Raum (Rhät) erneut unter marinen Einfluß, wodurch ein thalattokrates Zeitalter eingeleitet wurde, welches während des gesamten nachfolgenden Juras andauerte. Auf einen Aufarbeitungshorizont, bestehend aus Sandsteinen, die Konglomerate oder Bonebeds enthalten, folgt der ca. 10 m mächtige, quarziti-

sche Hauptsandstein. Die 60-90 m mächtigen Ablagerungen des Rhät treten ca. 6 km südwestlich der Porta Westfalica auf.

3.2.2.2 Jura

Während des gesamten Jura gehörte der Wesergebirgsraum einem ausschließlich marinen Sedimentationsraum an, der ab dem höheren Dogger, vor allem jedoch zu Beginn des Kimmeridge, verstärkt tektonischen Bewegungen unterworfen war. Die Folge sind die heutigen Mächtigkeitssprünge an den in Abschnitt 3.2.1 beschriebenen Strukturelementen (Abb. 16).

Lias

Zu Beginn des Lias entstand ein Schelfmeer, in dem 400-650 m Tonsteine und Tonmergelsteine abgelagert wurden. Diese zeichnen sich horizontweise durch hohe Gehalte an organischer Substanz (Ölschiefer oder Posidonienschiefer des Toarciens) oder durch Lagen von Toneisensteingeoden aus.

Dogger

Die feinklastische Sedimentation setzte sich auch im **Aalen** mit der Ablagerung von 100 bis 150 m dunkelgrauen Tonsteinen mit Toneisensteingeoden und Pyriteinschlüssen fort.

Im **Bajoc** engte sich das Meeresbecken ein (BRAND & HOFFMANN 1963; BOIGK 1981). Es kam zur Ablagerung von zunächst schluffreicheren Tonsteinen, die im oberen Teil vermehrt sandig-glimmerige Lagen führen. Im mittleren Bajoc erfolgten vom Kimbrischen Festland aus weiträumige Deltaschüttungen in den südlich vorgelagerten Wesergebirgstrog. Auf diese Weise entstand nördlich des Wesergebirges der 26-28 m mächtige grobkörnige *Suderbrucher Sandstein* (Abb. 17). Die Sedimentation des Bajoc endete mit den *Parkinsoni-Schichten* (GRUPE 1933). Die sandig-glimmerigen Mergelsteine sind stellenweise am Südhang des Wesergebirges aufgeschlossen. Die Gesamtmächtigkeit des Bajoc schwankt aufgrund unterschiedlicher Verbreitung der Deltasandsteine zwischen 200 und 500 m.

Die Schichtfolge des **Bathon** beginnt mit den 20-25 m mächtigen *Württembergica-Mergeln*, die im unteren Teil tonig-mergelig ausgebildet sind. Nach oben hin schalten sich als Folge

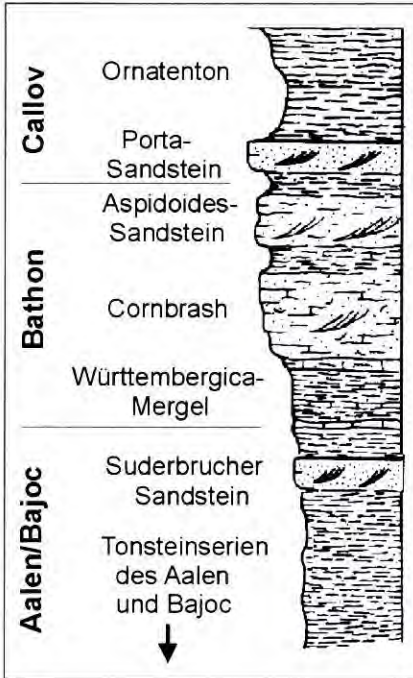


Abb. 17: Schematische Profildarstellung der Schichtfolge des Doggers.
Nach JUSTEN (1997).

weiterer Deltaschüttungen insgesamt 5 Sandsteinhorizonte ein, die den 30-50 m mächtigen *Cornbrash* und die *Aspidoides*-Sandsteine aufbauen (BININDA 1986). Der grobkörnige, teilweise eisenhaltige *Cornbrash*-Kalksandstein wird nördlich des Wesergebirges - ähnlich wie der *Suderbrucher Sandstein* - als Erdölspeigerstein intensiv exploriert. Die 80-150 m mächtige Schichtfolge des **Bathon** wird nach oben durch die geringmächtigen *Aspidoides-Mergel* abgeschlossen.

Im Unteren **Callov** erfolgte während der dritten und letzten grobklastischen Schüttungsphase des Doggers die Ablagerung des *Porta-Sandsteins*. Im Bereich des vermuteten Schüttungszentrums an der *Porta Westfalica* (DEUTLOFF et al. 1982) erreicht der schräggeschichtete Quarzsandstein seine maximale Mächtigkeit von 12 m. Das Verbreitungsgebiet des *Porta-Sandsteins* ist auf den westlichen Wesergebirgsbereich beschränkt. Die östliche und nördliche Fortsetzung bildet der bis zu 30 m mächtige *Macrocephalenton*.

Im Oberen **Callov** wurde unter mehrfachem Wechsel zwischen Mangelsedimentation und kräftigen Siltsteinschüttungen (MÖNNIG 1989) der *Ornatenton* abgelagert. Es handelt sich um dunkelgraue, feinsandige Ton- und Tonmergelsteine, die im Wesergebirgsbereich über 40 m Mächtigkeit erreichen können.

Malm

Im Malm entstand nach der Einengung des marinen Sedimentationsraumes das Niedersächsische Becken. Weitspannige Krustenverbiegungen führten zur Herausbildung der heutigen WNW-ESE-streichenden Strukturelemente (Abschnitt 3.2.1). Es entwickelte sich eine flachmarin-lagunäre Karbonatfazies, die von stark wechselnden Mächtigkeiten und lateralen Faziesänderungen geprägt ist.

Die Schichtfolge des **Oxford** (Abb. 18) beginnt mit den 10-20 m mächtigen *Heersumer Schichten*, einer Wechselfolge von dunklen, feinkörnigen Kalksandsteinen und bräunlich geflammten Mergelsteinen, die bituminöse Schlieren enthalten. Die Heersumer Schichten heben sich morphologisch deutlich von dem weicheren Ornatenton im Liegenden ab und bilden im Kammereich des Wesergebirges den unteren Teil klippenartiger Steilhänge.

Der *Untere Korallenoolith* beginnt mit den sandigen Kalken und Mergeln des Klippenkalkes. Der Anteil mergeliger Horizonte nimmt nach oben hin zugunsten massig ausgebildeter oolithischer Kalksteine ab. Mit dem verstärkten Auftreten von Eisenooiden geht der Klippenkalk in das hangende ziegelrote Klippenflöz über, welches in der Grube Wohlverwahrt-Nammen abgebaut wird. Klippenkalk und Klippenflöz werden zur 10-30 m mächtigen Klippenregion zusammengefaßt, die den oberen Teil klippenartiger Steilstufen im Kammereich des Wesergebirges bilden.

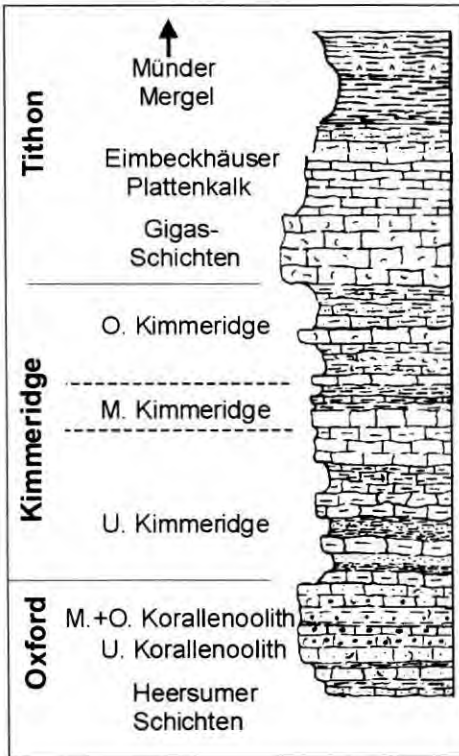


Abb. 18: Schematische Profildarstellung der Schichtfolge des Malms. Nach JUSTEN (1997).

Auffallend ist, daß der Korallenoolith Ooide sowohl aus drei- als auch zweiwertigem Eisen enthält. So treten hämatitisch-limonitische Kalkooide zusammen mit Chamosit-Ooiden auf. FREITAG (1970) führt dies auf eine sekundäre Umlagerung von Ooiden aus primär unterschiedlichen Ablagerungsräumen zurück. Während den hämatitisch-limonitischen Kalkooiden eine Bildung im bewegten Flachwasser zugeschrieben wird, wird für die Fe^{2+} -haltigen Chamosit-Ooide eine Entstehung im Sedimentschlamm angenommen. Als mögliche Ursache für die Vermischung der partiell zu Goethit oxidierten Chamosit-Ooide und der Fe^{3+} -haltigen Kalkooide wird die Umlagerung der jungen ooidischen Sedimente in der Brandungszone des Flachmeeres in Betracht gezogen.

Im *Mittleren Korallenoolith* herrschen sandige, zum Teil tonige Mergel vor mit teilweise erhöhten Gehalten an organischer Substanz (Sandmergel). Darüber hinaus treten auch reine Quarzsandstein-Horizonte auf (Liegendquarzit). Die Schichtfolge enthält zwei lokal bauwürdige Eisenooidflöze (Victoria- und Wohlverwahrt-Flöz). Der *Obere Korallenoolith* ist durch

das Auftreten der kalkoolithischen Gesteine des Humeralisooliths erneut karbonatisch-oolithisch ausgeprägt.

Die Mächtigkeit des gesamten Korallenooliths nimmt von Westen (Porta Westfalica: ca. 20 m) nach Osten (Kleinenbremen: >50 m) zu. Insbesondere im Unteren und Mittleren Korallenoolith werden diese Mächtigkeitsunterschiede durch laterale Übergänge von karbonatischer zu sandiger bzw. toniger Fazies verursacht. Nach den Ergebnissen von Tiefbohrungen reduziert sich die Mächtigkeit des Korallenooliths im Bereich des Quetzener Sattels auf wenige Meter. Weiter nordwestlich keilen Korallenoolith und Unterer Kimmeridge sogar aus (Bohrung Wegholm 1; ROHDE 1985).

Der 50 bis 100 m mächtige **Kimmeridge** umfaßt eine heterogene Wechselfolge, bestehend aus tonigen oder sandigen Mergeln, Mergelkalken, Sandsteinen und Kalksteinen. Ooide treten nicht mehr auf. Der *Untere Kimmeridge* enthält knollige oder plattige Kalksteine und geringmächtige Tonstein- und Mergelhorizonte. Die Wechselfolge wird nach unten und oben hin von Quarzitbänken (Grenzsandsteine) begrenzt. Typische Gesteine des *Mittleren Kimmeridge* sind Flaser- und Knollenkalke. Im *Oberen Kimmeridge* herrschen dagegen eher tonigere Mergel vor (GRUPE et al. 1933).

Das **Tithon** umfaßt die Gigas-Schichten, den Eimbeckhäuser Plattenkalk und den unteren Teil des Münder Mergels. Die *Gigas-Schichten* bestehen aus bankigen, feinkristallinen Kalken im Wechsel mit weichen Mergeln und Tönen. Sie zeichnen sich durch einen horizontweise stark erhöhten Bitumengehalt aus, der den Gesteinen eine charakteristische tief-schwarze Färbung verleiht. Die Gigas-Kalke bilden aufgrund ihrer morphologischen Härte Geländekuppen nördlich des Wesergebirgskammes.

Im Ausstrichsbereich des *Eimbeckhäuser Plattenkalks*, der aus weichen, plattigen Mergelkalken und -schiefern besteht, beginnt die Verflachung des Wesergebirgsnordhanges und das Auftreten quartärer Bedeckung. Aufgrund der starken Gliederung des oberjurassischen Ablagerungsraumes in kleine Becken und Schwellen schwankt die Mächtigkeit von Gigas-Schichten und Eimbeckhäuser Plattenkalk zwischen 10 und 160 m. Nach GRUPE et al. (1933) beträgt sie im Bereich des Wesergebirges 40 bis 60 m.

Im Oberen Tithon kam es während der jungkimmerischen Bewegungen zur Abriegelung und Eindampfung verbliebener Restbecken, wodurch eine mergelig-tonige Schichtfolge mit Gips- und Steinsalzeinlagerungen, der *Münder Mergel*, abgelagert wurde. Die starke Bodenunruhe im Niedersächsischen Becken führte zu noch extremeren Mächtigkeitsunterschieden als zu Zeiten des Oxford und Kimmeridge. So beträgt die Gesamtmächtigkeit des Münder Mergels im Nordflügel der Wesergebirgs-Randmulde 300-500 m, im Bereich des Quetzener Sattels dünnt die Schichtfolge dagegen stellenweise bis auf weniger als 100 m aus. Der Untere Münder Mergel wurde unter hypersalinaren Verhältnissen gebildet und enthält

dementsprechend neben mergeligen Tonsteinen auch Dolomit, Gips und Steinsalzeinlagerungen. Die karbonatreichere nichtsalinare Fazies des Mittleren Münder Mergels weist dagegen auf eine kurzzeitige Transgression in das verlandende Niedersächsische Becken hin (GRAMANN et al. 1997).

3.2.2.3 Kreide-Tertiär

Berrias

Gemäß der derzeitigen internationalen Festlegung der Jura/Kreide-Grenze ist der Obere Münder Mergel (Katzberg-Folge) wahrscheinlich bereits dem Berrias 1 und damit der Unterkreide zuzuordnen (DEUTLOFF et al. 1982; GRAMANN et al. 1997). Ebenso wie beim Unteren Münder Mergel zeugen tonige Mergel, Dolomit, Gips und Steinsalz von einer Abriegelung und Eindampfung des übersalzen norddeutschen Restbeckens.

Nach einer erneuten Transgression im Berrias 2 wurde unter brackisch-marinen Sedimentationsbedingungen die 40-120 m mächtige Abfolge des *Serpulits* abgelagert. Es handelt sich um vorwiegend bituminöse, tiefschwarze Tone, Mergel und Stinkkalke, die sich durch erhöhte Gehalte an organischem Kohlenstoff auszeichnen. Vereinzelt treten hellgraue Kalkmergel und Mergelkalke auf.

Unter zunehmend humiden Klimaverhältnissen entstand im Berrias 3¹ ein großer Süßwassersee, in dem limnisch-brackische Tonsteine abgelagert wurden und an dessen Rändern sich ufernahe Sümpfe mit reicher Vegetation entwickelten. Entsprechend bauen sich die 300-600 m mächtigen Ablagerungen der *Bückeberg-Folge* aus bituminösen Blätterschiefen und dunklen Mergelschiefen auf, die unter dem Begriff „Wealdenschiefer“ zusammengefaßt werden. Im südlichen Teil des in Abb. 15 dargestellten Gebietes erfolgten episodische Schüttungen von Deltasanden, die aus Südosten geschüttet wurden (JÜRGENS 1972) und aus denen die „Wealdensandsteine“ entstanden. Zusammen mit den Sandsteinen treten dünne Steinkohleflöze im Dezimeterbereich auf, die im Oberkirchener Revier bis 1963 abgebaut wurden. Auffallend ist der hohe Inkohlungsgrad (Fett bis Magerkohlestadium), ein Phänomen, welches DEUTLOFF et al. (1982) und ROHDE (1985) auf die Aufheizung durch magmatische Intrusivkörper (Massive von Uchte und Vlotho) während der Oberkreide zurückführen (vgl. auch TEICHMÜLLER et al. 1979). Die Gesteine der Bückeberg-Folge stehen im Bereich der Bückeberge und des westlich folgenden Harrihs an (Abb. 15). Sie bilden die letzten Höhenzüge vor der nördlich anschließenden Norddeutschen Tiefebene.

¹ Entspricht der früher üblichen Bezeichnung „deutscher Wealden“.

Valangin und Hauterive

Zu Beginn des Valangin erfolgte ein weiter Vorstoß des Meeres von Norden in das Niedersächsische Becken. Es kam zur Ablagerung einer eintönigen marinen Wechselfolge, bestehend aus hellen sandigen Tonen, Schluffsteinen und blaugrauen Tonmergeln (Blättertone) mit eingeschalteten Lagen von Toneisensteingeoden. Die *marine Unterkreide* erreicht bis 500 m Mächtigkeit. An Störungen auftretende Mächtigkeitsunterschiede und Schichtversätze zeigen, daß die Grabenbildung im Niedersächsischen Becken auch während der Unterkreide andauerte, dies jedoch mit deutlich geringerer Intensität als im oberen Malm. Mit den Schichten des Hauterive endet die präquartäre Schichtfolge. Ablagerungen der jüngeren Unterkreide und der Oberkreide wurden im Gefolge der saxonischen Bewegungen (subherzyne und laramische Phase) restlos abgetragen.

Oberkreide-Tertiär

Im **Coniac** und vor allem im **Santon** erfolgten die Inversion der Nordwestfälisch-Lippischen Schwelle (ROHDE 1985) und die Hebung des präquartären Schichtenstapels um bis zu 3000 m. Im Zentrum der Hebungsachse intrudierten die Massive von Vlotho und Uchte. Als Folge der Inversion der Nordwestfälisch-Lippischen Schwelle bildete sich die nördlich vorgelagerte *Weser-Wiehengebirgsflexur* heraus. Marine Ablagerungen wurden als Folge von Überflutungen im unteren Tertiär aufgrund der im **Miozän** einsetzenden Schollenkippen und der damit verbundenen Hebungen vollständig abgetragen.

3.2.2.4 Quartär

An der Wende Tertiär/Quartär begann ein deutlicher Klimawechsel mit mehreren Kaltzeiten und Warmzeiten. Mindestens zweimal schob sich skandinavisches Inlandeis über die Norddeutsche Tiefebene gegen das Weserbergland vor.

Zeugnisse der **Elster-Kaltzeit** sind nur spärlich als Feuersteingerölle und Kristallingeschiebe in den Kiesen der Mittelterrassen der Weser und ihrer Zuflüsse überliefert. Gesicherte Hinweise auf Moränenrelikte existieren im nördlichen Vorland des Wesergebirges nicht. Dennoch kommt dem Elster-Glazial insofern eine bedeutende Rolle zu, als das Elster-Eis den ursprünglichen Fließweg der Weser bei Hameln versperrte und den Fluß damit zwang, seinen heutigen Verlauf am Südrand des Wesergebirges einzunehmen (ROOK 1987). Zum Austritt der Weser in die Norddeutsche Tiefebene wurde die bereits vorhandene Porta-Senke genutzt (WORTMANN 1968). Während der **Holstein-Warmzeit** wurden limnische, z.T. humose Schluffe sowie Torfe abgesetzt, die jedoch aufgrund nachfolgender Erosion durch das Saale-Eis nur an wenigen Stellen erhalten sind.

Auch die 10-25 m mächtigen Sande und Kiese der Mittelterrasse der Weser, die zu Beginn der **Saale-Kaltzeit** aufgeschottert wurden, liegen heute nur noch in Form einiger isolierter Areale östlich der Weser bei Minden und im Norden der Stadt Petershagen vor. Dagegen sind glazigene Sedimente weit verbreitet. So treten vor allem im nordöstlichen Blattbereich Grundmoränen-Ablagerungen auf, die dem frühen Drenthe-Stadium zugeordnet werden. Die schluffig-steinigen Geschiebemergel erreichen selten eine Mächtigkeit von mehr als 2 m. Jüngere Gletschervorstöße des Drenthe- und Warthe-Stadiums drangen nicht bis in das nördliche Wesergebirgsvorland vor (DEUTLOFF et al. 1982). An fluvio-glazialen Bildungen sind vor allem kamesartige Kiesrücken zu erwähnen, die südlich des Wesergebirges in der Umgebung der Stadt Porta Westfalica mit Mächtigkeiten bis zu 60 m das hügelige Relief der Holzhauser Mark bedingen. Die Genese der wirr geschichteten Sand- und Geröllablagerungen führen GRUPE et al. (1933) auf eisrandnahe Schmelzwasserabsätze zurück. Daneben treten lokal saale-kaltzeitliche Schmelzwassersande und Beckenschluffe auf. Mit Ausnahme vereinzelter Torf- und Faulschlammablagerungen, die weniger als 1 m Mächtigkeit erreichen, sind Ablagerungen der **Eem-Warmzeit** nicht bekannt.

Während der **Weichsel-Kaltzeit** gehörte der Wesergebirgsraum einem periglazialen Ablagerungsraum an. In einem bis zu 5 km breiten Streifen wurde im Flußbereich der Weser die Niederterrasse aufgeschottert. Die Mächtigkeit des Niederterrassenkörpers der Weser schwankt zwischen 4 und 16 m (ROHDE 1985). Weitere charakteristische Ablagerungen der Weichselkaltzeit sind äolische Absätze von Löß und Sandlöß, die mit einer Mächtigkeit von 0,5-2 m vor allem die Grundmoränenlandschaft östlich der Weser sowie die Schmelzwasserablagerungen im südlichen Vorland des Wesergebirges bedecken.

Wesentliche Ablagerungen des **Holozäns** sind Tal-, Auen- und Hochflutlehme der Weser und ihrer Nebenflüsse Aue und Gehele. Nennenswerte Niedermoorbildungen kommen nicht vor (DEUTLOFF et al. 1982). Ebenfalls nur sehr selten anzutreffen sind größere anthropogene Aufschüttungen. Dies ist vor allem auf eine vergleichsweise geringe Besiedlungsdichte sowie das Fehlen von Schwerindustrie und abraum-intensivem Bergbau zurückzuführen. Des weiteren macht das meist ebene Relief verkehrswegbedingte Anschüttungen weitgehend überflüssig. Anthropogen bedingte Veränderungen der Morphologie erfolgen allerdings durch die intensive Kiesgewinnung im Verbreitungsgebiet der Niederterrasse der Weser.

Aufgrund der sehr heterogenen Ablagerungsbedingungen schwankt die Mächtigkeit des Quartärs stark. Außerhalb des Wesertales treten im allgemeinen nur geringmächtige Quartärbedeckungen von wenigen Metern auf. Das Wesergebirge und weite Teile der Bückeberge und des Schaumburger Waldes sind frei von quartärer Bedeckung. Maximale Mächtigkeiten bis über 50 m werden im Bereich der Schmelzwasserabsätze südlich des Wesergebirges erreicht.

3.3 Regionale Hydrogeologie

3.3.1 Oberflächengewässer

Das gesamte in Abb. 15 dargestellte Gebiet gehört dem Einzugsgebiet der Weser an. Wiehen- und Wesergebirge bilden eine WNW-ESE streichende Wasserscheide, die im Bereich der Porta-Westfalica durch die Weser unterbrochen wird. Das Gebiet nördlich des Wesergebirges wird durch die östlichen Weserzuflüsse Aue, Gehle IIs, Rollbeeke und Rothe (Abb. 19), das nördliche Vorland des Wiehengebirges durch die Bastau entwässert. Bäche, die südlich des Kammbereichs des Wesergebirges entspringen, münden direkt in die Weser. Der Mittellandkanal übt als künstliche Wasserstraße keine Vorflutwirkung aus. Nahezu der gesamte Bereich der Weserniederung ist durch zahlreiche Baggerseen geprägt, die als Relikte der intensiven Kies- und Sandgewinnungen aus den Sedimenten der Niederterrasse der Weser eine mit den quartären Grundwasserleitern ausgespiegelte Wasseroberfläche aufweisen. Natürliche Seen sind dagegen selten.

3.3.2 Klima und Grundwasserneubildung

Das heutige Klima ist durch den Übergang von maritimen zu kontinentalen Verhältnissen gekennzeichnet. ROHDE (1985) gibt unter Bezugnahme auf den Deutschen Wetterdienst, Wetteramt Hannover, eine mittlere jährliche Lufttemperatur von 8,8°C und eine mittlere jährliche Niederschlagssumme von 700 mm für das Gebiet nördlich des Wesergebirges an.

Der Isohyetenplan des Staatlichen Umweltamtes der Stadt Minden weist für den Wesergebirgsraum höhere Jahressummen-Mittelwerte von 770 mm (Standort Wülpke, Mittel der Jahre 1951-1980) aus, was auf Steigungsregen durch aufsteigende Luftmassen zurückgeführt wird (HAAS & VAN STRAATEN 1992).

Nach den wasserwirtschaftlichen Karten des Regierungsbezirkes Detmold (LUA-NW 1992) liegt die reelle Evapotranspiration im Wesergebirgsbereich zwischen 550-600 m. Im unbewaldeten Flachland werden Werte von 450 bis 500 mm für die Summe aus Verdunstung, Transpiration und Interzeption angegeben.

Eine Zusammenstellung der Grundwasserneubildungshöhen für verschiedene morphologische Bereiche enthält Tab. 4. Sämtliche Werte wurden nach empirischen Verfahren, i.d.R. nach DÖRHÖFER & JOSOPAIT (1980), ermittelt.

Tab. 4: Mittlere jährliche Grundwasserneubildungshöhen für das Wesergebirge und sein nördliches Vorland nach verschiedenen Literaturquellen.

Teilgebiet	mittl. Grundwasserneubildungshöhe	Literaturquelle
Weser-Niederungen	150-200 mm/a	ROHDE (1985)
Hangfuß der Bückeberge und nördlich vorgelagertes Gebiet	100-150 mm/a	ROHDE (1985)
Tonstein-Auftragungen (Schaumburger Wald)	0-50 mm/a	ROHDE (1985)
Wesergebirge und nördliches Vorland	125-225 mm/a	LUA-NW (1992)
Westliches Wesergebirge	90-120 mm/a	MICHEL (1992)
Wesergebirge	120 mm/a	LANDESOBERBERGAMT-NW (1998)

3.3.3 Hydrogeologische Eigenschaften der Schichtfolge

Eine zu Projektbeginn durchgeführte intensive Literaturrecherche ergab, daß im gesamten in Abb. 15 dargestellten Gebiet keine *quantitativen* Angaben zur Permeabilität und effektiven (durchflußwirksamen) Porosität der auftretenden Schichtfolge existieren. Die Abschätzung der hydraulischen Eigenschaften mußte daher im Rahmen der vorliegenden Arbeit erfolgen und ist Gegenstand des in Kap. 4 beschriebenen konzeptionellen hydrogeologischen Modells. *Qualitative* Beschreibungen der hydrogeologischen Merkmale der Gesteine enthalten DEUTLOFF et al. (1982), ROHDE (1985) und MICHEL (1992). Diese sind in Tab. 5 zusammengefaßt.

Tab. 5: Hydraulische Eigenschaften der im Wesergebirgsraum auftretenden geologischen Schichtfolge. Nach DEUTLOFF et al. (1982), ROHDE (1985) und MICHEL (1992).

Abteilung/Stufe	Stratigraphische Bezeichnung/ Lithologie	GWL- Güte	Bemerkung
Holozän	Auen- u. Tallem	■	
Weichsel-Kaltzeit	Löß, Sandlöß	▨	
	Niederterrassen	□	Trinkwassergewinn.
Eem-Warmzeit	Faulschlamm, Torfe	▨	unbedeutend
Saale-Kaltzeit	Mittelterrasse, Kames	□	Trinkwassergewinn.
	Grundmoräne	■	
Holstein-Warmzeit	Schluffe, Torfe	▨	
Elster-Kaltzeit	Gerölle	□	unbedeutend
Valangin/Hauterive	marine Unterkreide	■	praktisch GW-frei
Berrias	Wealdenschiefer d. Bückeberg-Folge	■	
	Sandsteine d. Bückeberg-Folge	□	bilden Quellhorizonte
	Serpulit	▨	reduzierend (C _{org.})
	Münder Mergel	■	z.T. Subrosion
Tithon	Gigas-Scht., Eimbeckh. Plattenkalk	▨	heterogen
Kimmeridge	Kimmeridge-Kalke u. -Mergel	▨	heterogen
Oxford	Korallenoolith	▨	
	Heersumer Schichten	■	
Callov	Ornatenton	■	
	Porta-Sandstein	□	geringe Ergiebigkeit
	Macrocephalenton	■	
Bathon	Cornbrash u. Aspidooides-Scht.	□	geringe Ergiebigkeit
	Württembergica-Mergel	■	
Bajoc	Subfurcaten- u. Parkinsoni-Scht.	■	Suderbr. Sdst. höher
Aalen	Tonsteine	■	
Hettang-Toarc	Tonsteine	■	
Keuper	Lettenkohlen-, Steinmergel-, Gips-K.	▨	heterogen

Legende:



guter – exzellenter Grundwasserleiter

mäßiger Grundwasserleiter

Grundwassergeringleiter

3.3.4 Lage der Grundwasseroberfläche

Aufgrund der meist geringen Mächtigkeit grundwasserführender Quartärablagerungen treten im überwiegenden Teil des in Abb. 15 dargestellten Gebietes Flurabstände von nur wenigen Metern auf. Im Verbreitungsgebiet der Niederterrasse der Weser liegt die Grundwasseroberfläche in der Regel 4-5 m unter Gelände (ROHDE 1985). Anthropogene Absenkungen der Grundwasseroberfläche um mehrere Meter treten in den Weserniederungen im Bereich

von Kiesgruben oder Trinkwassergewinnungsanlagen häufig auf. In den Kiesen und Sanden der Mittelterrassen wird Grundwasser bereits in Tiefen um 1 m angetroffen (WORTMANN 1968). Die Grundmoränenlandschaften zwischen Weserniederung und Bückebergen sowie zwischen Harrl und Wesergebirge weisen Flurabstände zwischen 2 und 5 m auf.

Aus der Wesergebirgsregion und den Bückebergen liegen keine Grundwassermeßstellendaten vor. Gleiches gilt für das südliche Vorland des Wesergebirges. Da in den präquartären Auftragungen Festgesteine mit mäßiger bis geringer Durchlässigkeit anstehen, ist zu vermuten, daß die Grundwasseroberfläche dort im Bereich der oberflächennahen Verwitterungszone liegt. Insofern wären auch in diesen Gebieten geringe Flurabstände von wenigen Metern zu erwarten. Hiervon auszunehmen ist das Einzugsgebiet der Grubenwasserhaltung des Bergwerks Wohlverwahrt-Nammen. Zwar liegen auch hier aufgrund fehlender Grundwassermeßstellen keine zuverlässigen Hinweise auf die Lage der Grundwasseroberfläche vor, es gilt jedoch als sicher, daß zumindest die bergbaulich direkt beeinflussten Schichten des Unteren Korallenooliths oberhalb des Wasserhaltungsniveaus der Grube entwässert sind (DEUTLOFF et al. 1982; MICHEL 1992). Für eine weiträumige Grundwasserabsenkung spricht auch, daß viele ursprüngliche Quellen südlich der Wesergebirgskette nach Aufnahme des Erzabbaus versiegt sind (IFAH 1990).

Von der Universität Bonn wurde ein Grundwassergleichenplan erarbeitet, der in Abb. 19 dargestellt ist. Informationen über die Lage der Grundwasseroberfläche stammen aus Grundwassermeßstellendaten des Staatlichen Umweltamtes der Stadt Minden oder wurden aus der Geologischen Karte 1:25.000, Blatt 3620 Niedernwöhren (Grundwassergleichenkarte) entnommen. Im Bereich der Bückeberge, des Wesergebirges und dessen südlich anschließender Region war eine zuverlässige Konstruktion von Grundwassergleichen nicht möglich.

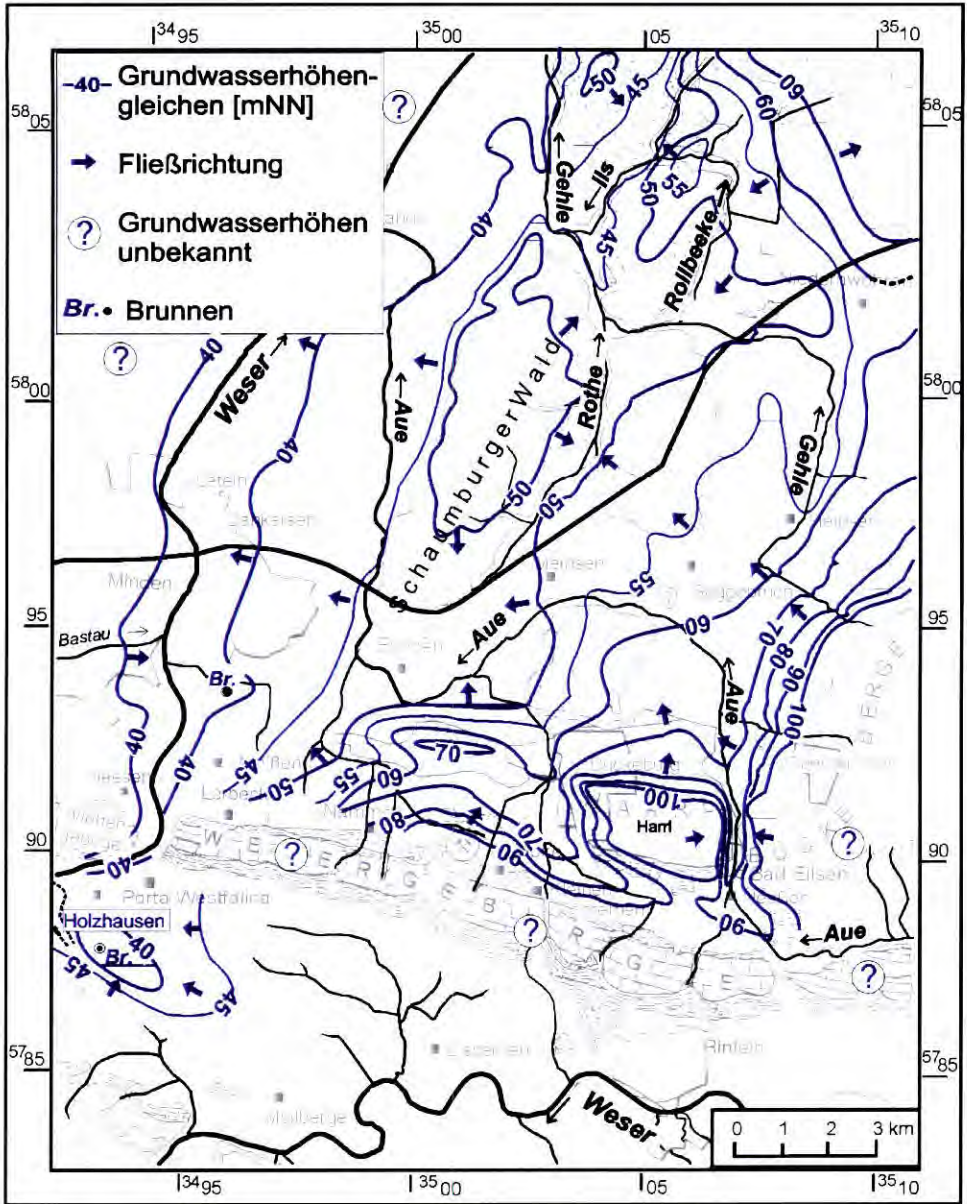


Abb. 19: Grundwassergleichenkarte (verändert nach NAVARRO 1998).

Im Verbreitungsgebiet der Niederterrasse erfolgt ein bilateraler Grundwasseranstrom zur Weser. Im östlich anschließenden Gebiet (Schaumburger Wald und die Grundmoränenlandschaft) orientieren sich die Abstromrichtungen am Verlauf der lokalen Vorfluter Gehele, Ils, Rollbeeke und Rothe.

Der generell nordgerichtete Grundwasserabstrom im nördlichen Wesergebirgsvorland wird durch zwei lokale Aufragungen der Bückeberg-Folge gestört. Insbesondere die östlich der Stadt Bückeberg gelegene, kuppenartige Erhöhung des Harri bewirkt einen nahezu radialen Grundwasserabstrom. Zwischen Harri und dem Hangfuß der Bückeberge fällt die Grundwasser Oberfläche steil zum Tal der Aue im Bereich der Ortschaft Bad Eilsen ab.

3.3.5 Grundwasserentnahmen

Die Grundwassergewinnung erfolgt bevorzugt in den sandig-kiesigen Ablagerungen der Niederterrasse der Weser (Abb. 20). Die wichtigsten Wasserwerke (WW) sind in Tab. 6 aufgelistet.

Tab. 6: Brauch- und Trinkwassergewinnungsanlagen mit Förderleistungen über 100.000 m³/a (ROHDE 1985).

Anlage	Aquifer	Nutzung
WW Heyden (PREAG, Petershagen)	Niederterrasse	Kühlwasser f. Kraftwerk
WW Lahde (Stadt Petershagen)	Niederterrasse	Trinkwasser
WW Minden-PortasträÙe (Stadt Minden)	Niederterrasse	Trinkwasser
WW Leteln-Aminghausen (Stadt Minden)	Niederterrasse	Trinkwasser
WW Holzhausen (Stadt Minden)	Mittel- u. Niederterrasse	Trinkwasser
WW Veltheim (Stadt Porta Westfalica)	Mittelterrasse	Trinkwasser

Grundwasserentnahmen aus präquartären Kluffundwasserleitern finden nur vereinzelt in Gebieten mit fehlender oder geringer quartärer Bedeckung statt. Seit 1966 betreiben die Stadtwerke Porta-Westfalica GmbH 800 m südöstlich der Ortschaft Nammen die Trinkwassergewinnungsanlage Nammen 2 (Abb. 20). Der 99 m tiefe Brunnen liegt ca. 400 m nördlich der Grubenfelder des Bergwerks Wohlverwahrt-Nammen. Laut Ausbauplan liegen die Filterstrecken in den mergelig-kalkigen Horizonten des Oberen Kimmeridge und der Gigaschichten (IFAH 1990). Die mittlere jährliche Fördermenge beträgt etwa 50.000 m³/a. MICHEL (1992) führt die unbefriedigende Ergiebigkeit des Brunnens auf die geringe Ausstrichsbreite der Grundwasserleiter am Nordhang des Wesergebirges zurück.

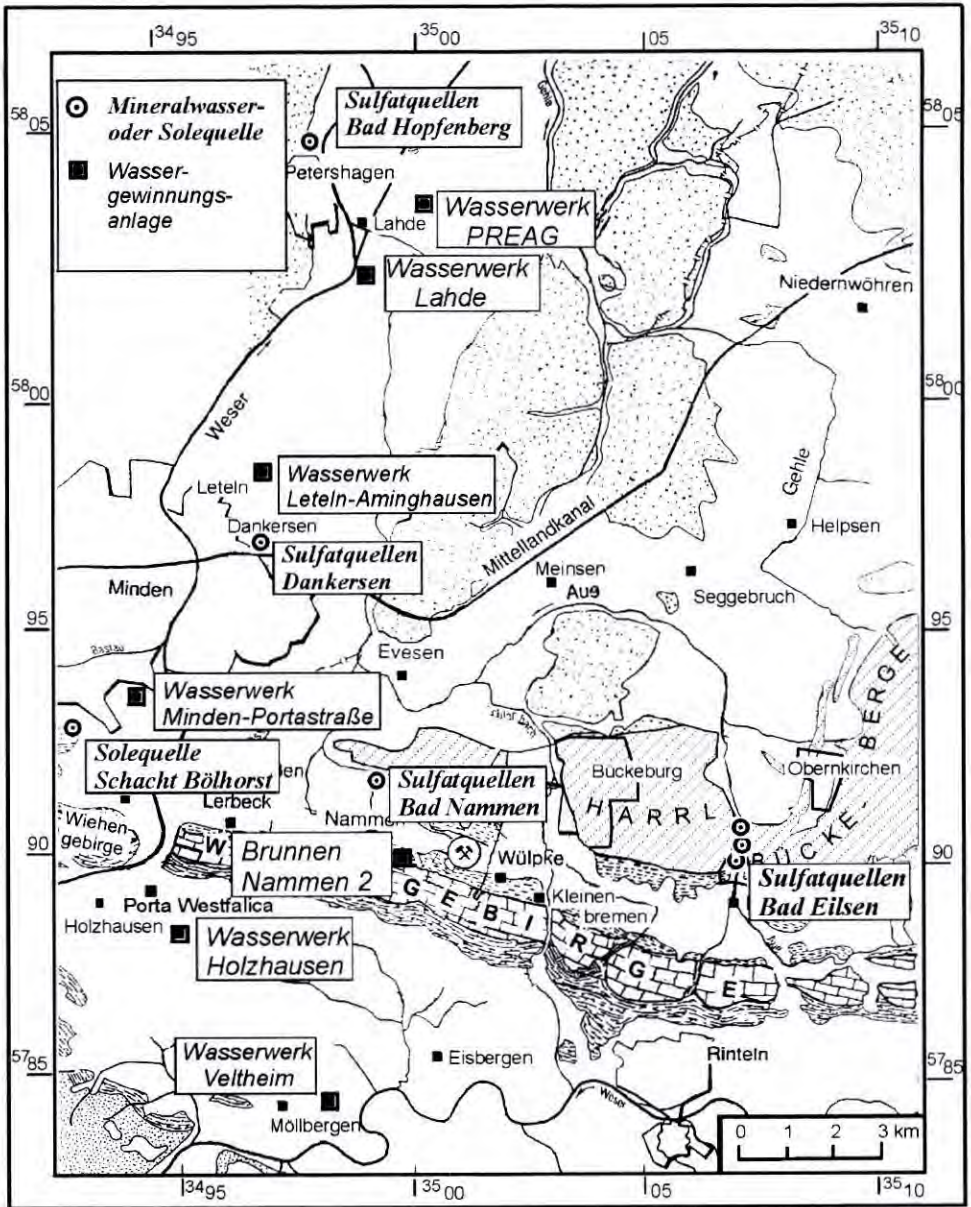


Abb. 20: Lage der Wasserwerke und Mineralwasserquellen.

Weitere Grundwasserentnahmen finden durch die Grubenwasserhaltung im Erzbergwerk Wohlverwahrt-Nammen statt (vgl. Abschnitt 3.1.3). Darüber hinaus unterhalten die BARBARA ROHSTOFFBETRIEBE seit 1960 zwei im Quartär verfilterte Brunnen zur Brauchwasserversorgung ihrer übertägigen Anlagen. Die entnahmerechtliche Fördermenge beträgt für beide Brunnen zusammen maximal 30.000 m³/a (MICHEL 1992).

3.3.6 Grundwasserbeschaffenheit

Aus genetischer und hydrochemischer Sicht lassen sich die im Arbeitsgebiet auftretenden natürlichen Grundwässer in oberflächennahe Grundwässer und Mineralwässer bzw. Solen einteilen. Einen weiteren, für die vorliegende Aufgabenstellung wichtigen Wassertyp stellen die Grubenwässer des Bergwerks Wohlverwahrt Nammen dar. Die Kenntnis des hydrochemischen Charakters der verschiedenen Wässer ist von Bedeutung, da sich hieraus auch hydrodynamisch relevante Hinweise (z.B. Hinweise auf Störungen als Ursache von Mineralwasseraustritten) ergeben.

Oberflächennahe Grundwässer

Nach ihrer natürlichen chemischen Zusammensetzung gehören die Grundwässer der Niederterrassen von Weser, Aue und Gehle dem $\text{Ca-HCO}_3\text{-SO}_4$ -Typ an. Der Gesamtlösungsinhalt schwankt zwischen 500 und 800 mg/l (WORTMANN 1968). Die Gesamthärte liegt zwischen 19 und 27°dH, die Karbonathärte beträgt 11-13°dH (ROHDE 1985). Ähnliche hydrochemische Verhältnisse liegen bei den Grundwässern der Mittelterrasse der Weser vor. In den Niederungen der Weser wurde die Grundwasserqualität in der Vergangenheit durch Uferfiltration chloridhaltigen Weserwassers beeinträchtigt (HAGELSKAMP & MICHEL 1974, ROHDE 1985).

In den lößbedeckten Grundmoränenlandschaften zwischen Weserniederung und Bückebergen treten Grundwässer des $\text{Ca-HCO}_3\text{-SO}_4$ -Typs mit Gesamthärten von 19-24°dH und Karbonathärten von 11-13°dH auf. Der Gesamtlösungsinhalt liegt zwischen 500 und 600 mg/l. Stellenweise erhöhte Sulfatgehalte führt ROHDE (1985) auf Düngereintrag sowie auf die Pyritverwitterung in oberflächennahen Zonen der unterlagernden Unterkreide-Tonsteine zurück.

Im Bereich des Wesergebirges liegen Grundwasseranalysen aus dem Brunnen Nammen 2 (IFAH 1990) sowie aus mehreren Hausbrunnen vor, die im Bereich der Ortschaft Kleinenbremen liegen und in den Schichten des unteren Tithons (Gigas-Schichten und Eimbeckhäuser Plattenkalk) verfiltert sind. Sämtliche Wässer sind dem $\text{Ca-HCO}_3\text{-SO}_4$ -Typ zuzuordnen. Die Gesamtmineralisation liegt zwischen 580 und 950 mg/l.

Mineralwässer

Nördlich der Weser-Wiehengebirgsflexur treten an mehreren Stellen Mineralwässer mit Lösungsinhalten $>1\text{g/kg}$ und Solen (NaCl-Gehalt $>14\text{ g/kg}$) zutage. Die Lage der Quellen ist in Abb. 20 dargestellt.

Zwischen Harri und Bückebergen liegen die Schwefelquellen von Bad Eilsen. Die Gesamtschüttungsmenge aller Quellaustritte beträgt etwa $50.000\text{ m}^3/\text{a}$. Die schwefelhaltigen Ca-Mg-

SO₄-Mineralwässer weisen Gesamtmineralisationen zwischen 2,8 und 4,0 g/kg auf. Die Genese der Schwefelquellen führen DIENEMANN & FRICKE (1961) auf eine Störungs- oder Zerrüttungszone zurück, in der Grundwasser aus den Kalken des Malms aufsteigt und Sulfate aus gips- und dolomithaltigen Horizonten des hangenden Münder Mergels löst, die anschließend in den bituminösen Lagen des Serpulits teilweise reduziert werden.

Die gleiche Entstehungsursache wird für die heutzutage nicht mehr genutzten Ca-SO₄-HCO₃-Quellen von Bad Nammen, die Na-Ca-SO₄-HCO₃-Mineralwasseraustritte in Bad Hopfenberg und die Ca-Na-HCO₃-Mineralwässer in Dankersen angenommen.

Südlich der Stadt Minden tritt aus dem ehemaligen Steinkohleschacht Böhhorst eine kohlen-säure- und eisenhaltige Sole mit einem Gesamtlösungsinhalt von 98 g/kg zutage. MICHEL (1980) vermutet aufgrund von Schwefelisotopen-Untersuchungen, daß die Sole dem Zechstein in 2500 m Tiefe entstammt. Diese Interpretation setzt die Existenz einer geophysikalisch bislang nicht nachgewiesenen Störungszone östlich der Porta Westfalica voraus, die den gesamten mesozoischen Schichtenstapel durchziehen müßte.

Grubenwässer des Bergwerks Wohlverwahrt-Nammen

Aus den untertägigen Grubenbauen des Eisenerzbergwerks Wohlverwahrt-Nammen liegen die Ergebnisse von 45 Grubenwasseranalysen vor, die aus verschiedenen Gutachten (HAAS & HAHLEBECK 1993, MICHEL 1992) bzw. den Kontrollanalysen des Staatlichen Umweltamtes der Stadt Minden stammen. Zusätzlich wurden im Rahmen des in Abschnitt 1.2 beschriebenen BMBF-Forschungsvorhabens 11 weitere Grubenwasserproben entnommen und sowohl hydrochemischen als auch isotonhydrologischen Analysen unterzogen.

Bei den Grubenwässern im Bergwerk Wohlverwahrt-Nammen handelt es sich hydrochemisch um Ca-HCO₃-SO₄-Wässer (Abb. 21), deren Gesamtmineralisation zwischen 600 und 700 mg/l schwankt. Die elektrische Leitfähigkeit beträgt 74-121 mS/m. Die Wässer liegen mit pH-Werten zwischen 7,2 und 8,1 im neutralen bis leicht alkalischen Bereich und weisen Temperaturen von 8,5 bis 11°C sowie O₂-Gehalte >8 mg/l auf.

Calcium ist bei allen Proben das vorherrschende Kation (100-150 mg/l = 53-76 mmol(eq)-%). Es besteht eine deutliche Vormacht der Alkali-Ionen gegenüber den Erdalkali-Ionen. Bei fast allen Proben stellt Hydrogenkarbonat das dominante Anion (200-300 mg/l = 35-60 mmol(eq)-%). Die nahezu äquivalenten Calcium- und Hydrogenkarbonat-Konzentrationen lassen sich auf die Lösung karbonatischer Gesteine des Unteren Korallenooliths zurückführen. Zweithäufigstes Anion ist Sulfat (150-200 mg/l = 31-78 mmol(eq)-%), welches vermutlich aus Oxidationsvorgängen in pyritreichen Horizonten des Ornatentons, der Heersumer Schichten oder des mittleren Korallenooliths stammt.

Schwermetalle wurden – wenn überhaupt – nur in geringen Spurenkonzentrationen nachgewiesen. Aufgrund der leicht alkalischen pH-Werte liegt eine sehr geringe Schwermetalllöslichkeit vor. Laborversuche, die im Rahmen des BMBF-Forschungsvorhabens an der Universität Bonn durchgeführt wurden, zeigten, daß die Karbonatgesteine des Korallenooliths eine sehr hohe Pufferkapazität aufweisen, wodurch auch nach einem Grundwasseranstieg in der Nachbetriebsphase mit neutralen bis leicht basischen Wässern zu rechnen ist.

Um eine vermutete hydrochemische Tiefenschichtung in den Standwasservorkommen untersuchen zu können, wurden im Rahmen des BMBF-Forschungsvorhabens an zwei verschiedenen Stellen des Victoriafeldes jeweils drei Standwasserproben aus 0,1 bis 2,2 m Tiefe entnommen und vom Geologischen Landesamt NRW hydrochemisch und isotopehydrologisch untersucht (MICHEL 1995). Es wurde eine nur sehr geringe Zunahme der Chlorid- und Sulfatgehalte mit der Tiefe festgestellt. Die Untersuchung der Tritiumgehalte ergab, daß es sich durchweg um junge meteorische Wässer mit einem Alter von wenigen Jahren handelt. Signifikante Anhaltspunkte für die Existenz hochmineralisierter Tiefenwässer in den grubennahen Schichten des Malms lassen sich aus der Beschaffenheit des Standwassers somit nicht erkennen.

Ein Teil der Grubensickerwässer, die im östlichen Teil des Westfeldes in die untertägigen Grubenbaue eintreten, wird durch den Abstrom einer im nordwestlichen Teil des Tagebaus Wülpker Egge (vgl. Abb. 9) gelegenen Mülldeponie kontaminiert. In der Mischdeponie wurden von 1974 bis 1988 Bauschutt, Gewerbe-, Siedlungsabfälle und Klärschlamm eingelagert (HAAS & HAHLBECK 1993). Aufgrund des Fehlens einer Basisabdichtung tritt Sickerwasser aus dem Deponiekörper aus und gelangt nach einer schichtparallelen Untergrundpassage ca. 300 m nördlich des Tagebaus in das Grubengebäude. Die deponiebeeinflussten Sickerwässer zeichnen sich gegenüber den unbeeinflussten Grubenwässern vor allem durch eine hohe Mineralisation (2000-14.000 mg/l), die Anwesenheit organischer Verbindungen (aliphatische Kohlenwasserstoffe, leichtflüchtige halogenierte Verbindungen, Phenole) und hohe Ammonium-Konzentrationen bis zu 1900 mg/l aus. Die kontaminierten Grubenwässer (ca. 25.000 m³/a) werden seit 1985 an ihren untertägigen Austrittsstellen gefaßt und getrennt von den unbeeinflussten Grubensickerwässern einem übertägigen Sammel-tank zugeleitet.

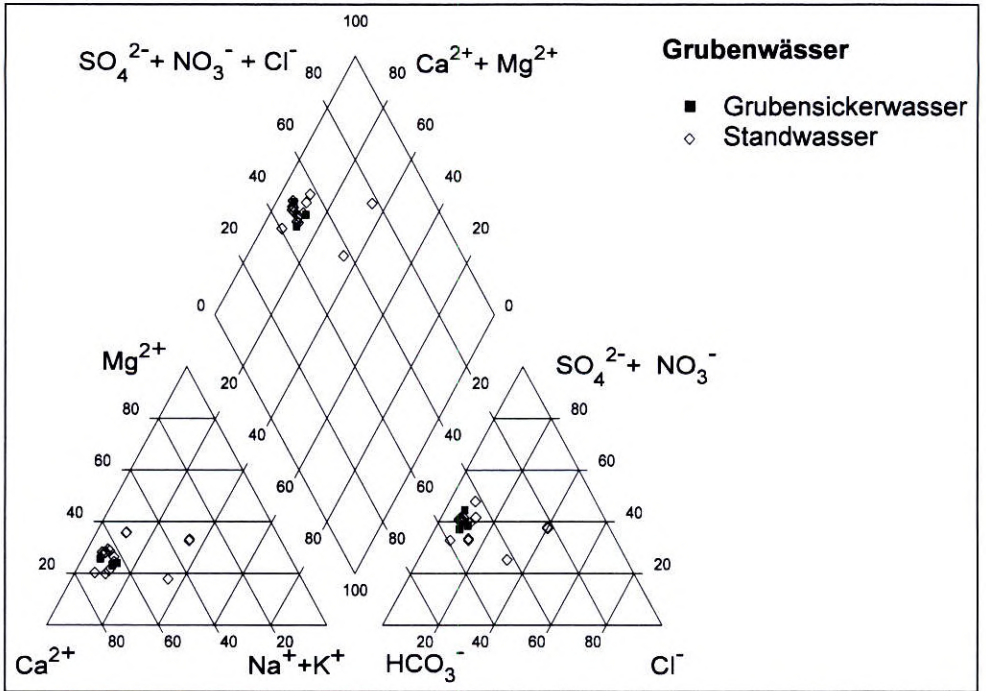


Abb. 21: Einordnung der deponie-unbeeinflussten Grubenwässer im Piper-Diagramm. Aus NAVARRO (1998).

4 Hydrogeologisches Modellkonzept

Wie in Abschnitt 1.3 dargelegt, besteht die Zielsetzung der vorliegenden Arbeit darin, zunächst die Grundwasserströmung im Umfeld der Grube Wohlverwahrt-Nammen mit Hilfe eines dreidimensionalen Regionalmodells zu analysieren. Darauf aufbauend war dasjenige Teilgebiet zu identifizieren, welches potentiell von einem Zustrom gelöster Schadstoffe aus dem versetzten Grubengebäude in die Biosphäre betroffen sein könnte.

Als Basis für die Simulation der regionalen und lokalen Grundwasserströmung im Umfeld der Grube Wohlverwahrt-Nammen wurde ein konzeptionelles hydrogeologisches Modell entwickelt. Hierbei handelt es sich um eine Synthese sämtlicher für die nachfolgenden Simulationsrechnungen erforderlicher Daten und Informationen zur Geologie und Hydrogeologie zu einer konzeptionellen Modellvorstellung. Die Entwicklung des hydrogeologischen Modells erfolgte über folgende Schritte:

- die Festlegung der Umrandungen des Regionalmodellgebietes unter dem Gesichtspunkt der Definition geeigneter hydraulischer Randbedingungen,
- die Gliederung der im Modellgebiet auftretenden Schichtfolge in hydrogeologische Einheiten,
- die Konstruktion von geologischen Profilschnitten als Grundlage für den geometrischen Aufbau eines dreidimensionalen Modellgerüsts,
- die Belegung der hydrogeologischen Schichteinheiten mit hydraulischen Parameterwerten,
- Überlegungen zur hydraulischen Wirkungsweise von Störungen im Modellgebiet,
- sowie die Festlegung von Annahmen und Vereinfachungen, entsprechend der Erfordernisse nachfolgender numerischer Modellrechnungen.

4.1 Modellbegrenzungen und hydraulische Randbedingungen

Bei der Festlegung der Modellgrenzen existieren im Hinblick auf die Definition von hydraulischen Randbedingungen (vgl. Abschnitt 2.1.4) für spätere Strömungsrechnungen zwei Möglichkeiten:

1. Orientierung der Modellränder entlang geologischer Strukturen (z.B. Störungen) oder hydrologischer Elemente (z.B. Vorfluter), deren hydraulische Eigenschaften ausreichend genau bekannt sind und damit die Definition geeigneter Druck- oder Flußrandbedingungen zulassen. Vorzuziehen sind dabei Strukturen wie Grundwassergeringleiter, Grund-

wasserscheiden oder -konvergenzzonen, die als abflußlose Modellränder, einem Spezialfall der Stromrandbedingung, angesehen werden können.

2. Modellränder können so weit von dem problemrelevanten Betrachtungsgebiet entfernt positioniert werden, daß sich der Einfluß der dortigen hydraulischer Randbedingungen nicht auf das Strömungsgeschehen im zentralen Betrachtungsgebiet durchpaust. Dies ist in den Fällen sinnvoll, wo modellbegrenzende Strukturen fehlen, die eine Definition adäquater Randbedingungen zulassen. In diesen Situationen ist man gezwungen, fiktive, d.h. unrealistische Randbedingungen (z.B. geschlossene Ränder) anzusetzen, wobei durch nachfolgende Grundwasserströmungsrechnungen nachzuweisen ist, daß eine Modifikation der hydraulischen Randbedingungen an diesen Modellgrenzen aufgrund der weiten Entfernung keine Veränderung des Strömungsfeldes im problemrelevanten Teil des Modells hervorruft.

Im vorliegenden Fall wurde von beiden Möglichkeiten Gebrauch gemacht. Die Lage der Modellränder ist in der geologischen Übersichtskarte in Abb. 22 sowie in dem zugehörigen geologischen SSW-NNE-Schnitt in Abb. 23 dargestellt. Die Modellränder gliedern sich in:

- Vertikalränder (Süd-, West, Nord- und Ostrand)
- Modellbasis
- Modelloberfläche

Alle Ränder mit Ausnahme der Modelloberfläche wurden gemäß der nachfolgenden Begründungen als abflußlose Ränder betrachtet.

- Der **südliche Modellrand** und die **Modellbasis** folgen der Lias-Dogger-Grenze. Die Ausbißlinie des Doggers gegen den Lias erstreckt sich unter quartärer Bedeckung südlich des Wesergebirgskammes entlang der Linie Porta Westfalica-Rinteln (Punktlinie in Abb. 22). Da die 400-650 m mächtigen Ablagerungen des Lias fast ausschließlich durch Tonsteinserien aufgebaut werden, wird dieser Schichtfolge eine sehr geringe Durchlässigkeit zugeschrieben (vgl. Abschnitt 3.3.3). Die Lias-Dogger-Grenze kann daher im Strömungsmodell durch einen geschlossenen Rand (*no-flow-boundary*) beschrieben werden. Aufgrund des Einfallens der mesozoischen Schichtfolge im Bereich der Südflanke der Wesergebirgs-Randmulde nach Norden (Abb. 23) bildet die Lias-Dogger-Grenze sowohl den Südrand als auch die Basis des Modells.

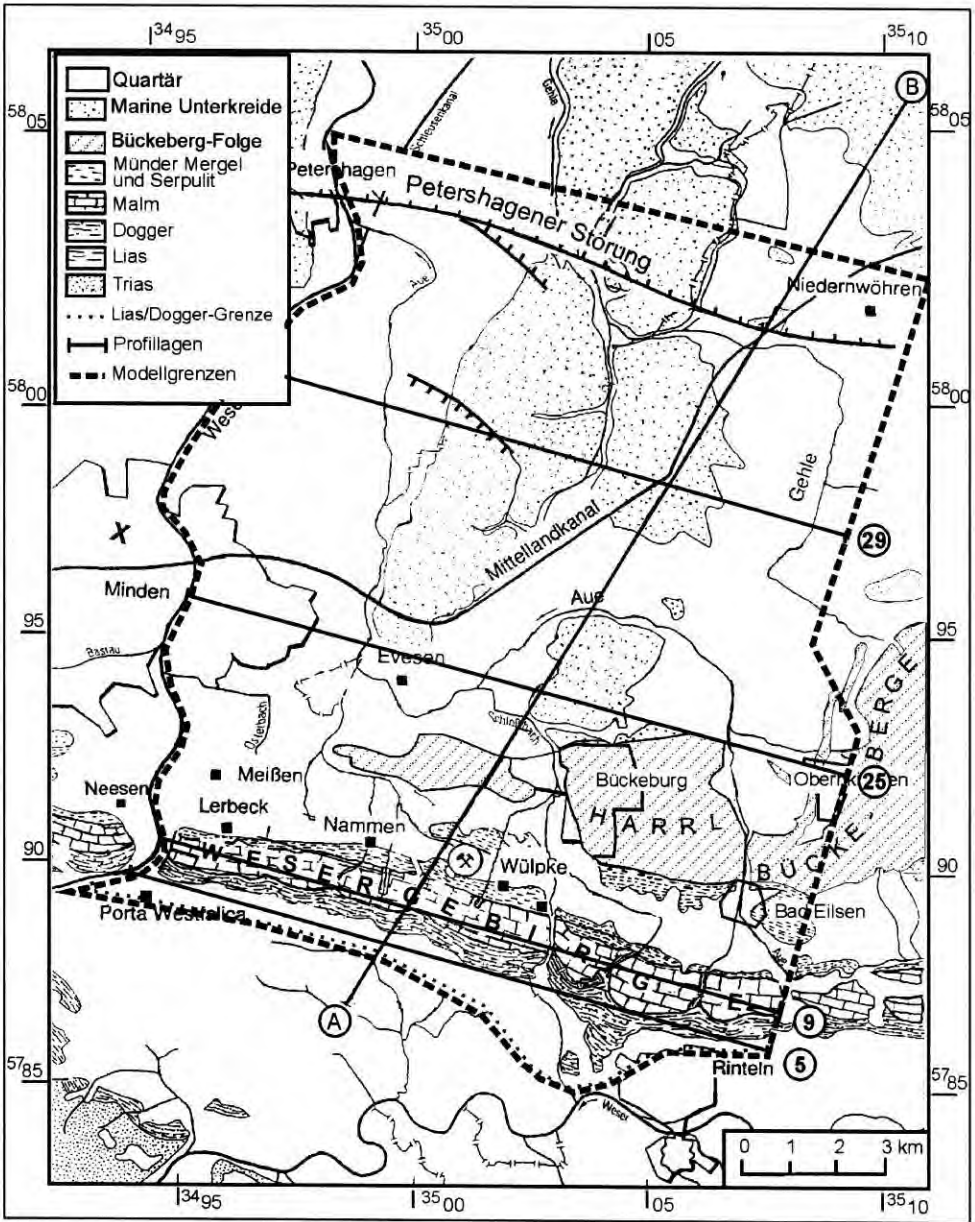


Abb. 22: Lage und Umgrenzungen des Regionalmodells.

A-B: Schnitt in Abb. 23; 5, 9, 25, 29: ausgewählte Profilschnitte (siehe Text).

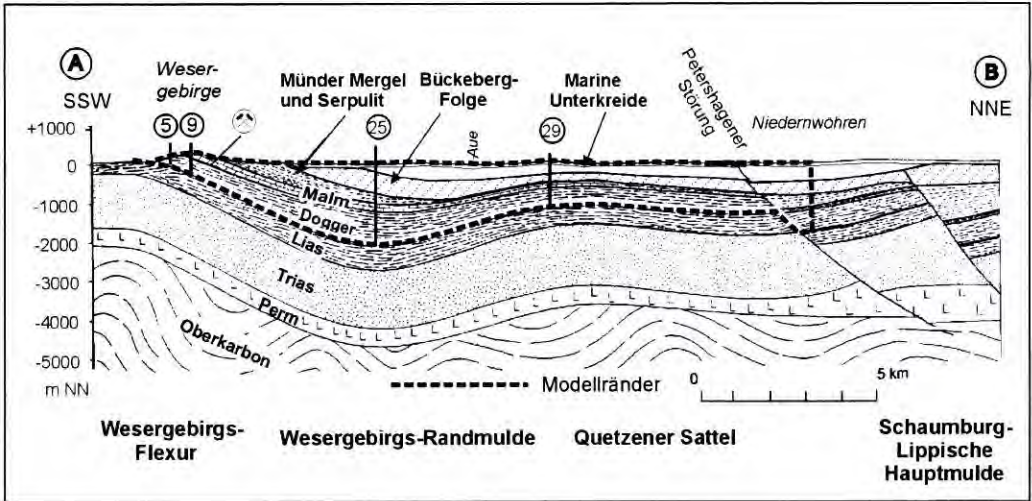


Abb. 23: Begrenzung des Modellgebietes im Vertikalschnitt.

- Der **nördliche Modellrand** wurde entlang einer WNW-ESE-verlaufenden Linie festgelegt, die etwa 2 km nördlich der Petershagener Störung liegt. Bei dieser Abschiebung handelt es sich wahrscheinlich um eine gering durchlässige geologische Struktur. Nach Aussage von Mitarbeitern des NLfB¹ unterlag die Abschiebung gegen Ende der Inversion der Nordwestfälisch-Lippischen Schwelle in der Oberkreide einer N-S-gerichteten Kompression. Hierdurch wirkte sie kurzzeitig als Aufschiebung. Es wird angenommen, daß die Störungsf lächen durch die zum damaligen Zeitpunkt noch plastisch reagierenden tonig-mergeligen Ablagerungen verschmiert und dadurch weitgehend abgedichtet wurden.

Andererseits gibt es jedoch auch Argumente für eine erhöhte Wasserwegsamkeit der Petershagener Störung, z.B. durch Fritung im Störungsbereich anstehender Tonsteine als Folge der magmatischen Intrusion von Uchte. Deshalb erschien es notwendig, beide Fälle im Rahmen späterer Strömungsrechnungen zu berücksichtigen. Um den Einfluß der Störungszone bei verschiedenen Permeabilitäten auf die Strömungssituation beidseits der Abschiebung untersuchen zu können, wurde der Modellnordrand ca. 2 km nördlich der Störung gelegt.

- Der **westliche Modellrand** folgt dem Verlauf der Weser. Auch dieser vertikale Modellrand wurde vereinfacht als eine Grenze angesehen, über die kein Grundwasserabstrom oder -zustrom erfolgt. So bildet der Fluß zum einen die Hauptvorflut für oberflächennahe

¹ Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung

Grundwasservorkommen im Modellgebiet. Zum anderen kann im Bereich des Weserdurchbruchs (Porta Westfalica) auch unterhalb des Vorflutniveaus der Weser eine Grundwasserkonvergenzzone angenommen werden, da die geologischen Strukturen sowohl nach Westen zum Wiehengebirge als auch nach Osten zum Wesergebirge hin ansteigen (vgl. hierzu Abb. 24), so daß angesichts des bilateralen Potentialgefälles zur Weser ein Abstrom von Grundwasser aus dem Modellgebiet nach Westen wenig wahrscheinlich ist.

- Der **östliche Modellrand** beginnt im Süden in einem tief eingeschnittenen Quertal des Wesergebirges. Die dort verlaufende Aue kann als Vorflut für die im Talbereich ausstreichenden Schichten des Malms angesehen werden. In ihrer weiteren Fortsetzung verläuft die Modellgrenze über den Westhang der Bückeberge und von dort aus bis zur Petershagener Störung. Ebenso wie beim nördlichen Teil des Westrandes handelt sich um eine mehr oder weniger willkürliche Grenzziehung. Sowohl im Osten als auch im Nordwesten des Modells fehlen hydrogeologische Strukturen, die eine Definition von stromlosen Randbedingungen rechtfertigen. Dennoch wurde auch hier aufgrund der weiten Entfernung von der Grube Wohlverwahrt-Nammen ein geschlossener Modellrand als fiktive Randbedingung definiert. Dieser Umstand erforderte es, im Rahmen der nachfolgenden Strömungsrechnungen im Regionalmodell durch eine Variation der hydraulischen Randbedingungen nachzuweisen, daß die hydraulischen Eigenschaften dieser Ränder keinen Einfluß auf den problemrelevanten Bereich, d.h. auf das Strömungsfeld in der näheren Umgebung der Grube Wohlverwahrt-Nammen, ausüben.
- An der **Modelloberfläche** wurde eine dem Niveau der Geländeoberfläche entsprechende Druckhöhe angesetzt. Streng genommen hätte das Niveau der Grundwasseroberfläche vorgegeben werden müssen. Im Gegensatz zur topographischen Höhe liegen jedoch aus dem Modellgebiet keine flächendeckenden Informationen zur Lage der Grundwasseroberfläche vor. Dies betrifft insbesondere den Wesergebirgsbereich und das Gebiet der Bückeberge. In Gebieten, wo Grundwasserflurabstände bekannt sind, betragen diese lediglich 1-5 m. Die Differenzen zwischen Geländehöhen und dem Niveau der Grundwasseroberfläche liegen damit in Anbetracht der großen Abmessungen des Regionalmodells (maximale Tiefe 2500 m) unterhalb der Konstruktions- und Auflösungsgenauigkeit des Modellgitters und hätten damit ohnedies nicht exakt wiedergegeben werden können.

Der Entnahmebereich der Grube Wohlverwahrt-Nammen wurde demgegenüber im Modell nachgebildet. Hier wurde die Modelloberfläche bis auf ein der Sohle des Nammer Stollens entsprechendes Absenkungsniveau herabgezogen, um die lokale hydraulische Situation in der Nachbetriebsphase des Bergwerks zu simulieren.

Die oben genannten Ränder umgeben ein Modellgebiet, welches einen Lithosphärenauschnitt mit einer Oberfläche von ca. 15 x 18 km und einer maximalen Tiefe von 2500 m nachbildet. Die Schichtfolge umfaßt die tiefsten Schichten des Doggers (Aalen und Bajoc), den Malm, der mit dem Korallenoolith das Grubengebäude des Eisenerzbergwerks Wohlverwahrt-Nammen enthält, die marine Unterkreide (Valangin und Hauterive) und die auflagernden quartären Sedimente.

4.2 Hydrogeologische Einheiten

Die innerhalb der beschriebenen Modellgrenzen auftretende Schichtfolge wurde für die Modellierung in 16 hydrogeologische Einheiten gegliedert, die in Tab. 7 aufgelistet sind. Schichten mit horizontalen Fazieswechselln wurden fallweise in hydrogeologische Untereinheiten aufgeteilt.

Bei einer hydrogeologischen Einheit handelt es sich um eine unter hydraulischen Aspekten zusammengefaßte Abfolge mehrerer geologischer Horizonte, die in den Rechengittern der numerischen Modelle ein Gebiet homogenen Materials darstellt, dem bestimmte hydraulische Parameterwerte (Permeabilität und effektive Porosität) zugewiesen werden.

Bevorzugt wurden Schichten vergleichbarer lithologischer Ausbildung und damit ähnlicher hydraulischer Eigenschaften zu einer hydrogeologischen Einheit zusammengefaßt. Da die Schichtgrenzen in den verwendeten geologischen Karten jedoch häufig eher stratigraphischen als lithologischen Gesichtspunkten folgen, sind die in Abb. 28 dargestellten stratigraphischen Schichtglieder und die hydrogeologischen Einheiten oft identisch.

Tab. 7: Gliederung der Schichtfolge des Modellgebietes in hydrogeologische Einheiten.

Hydrogeologische Haupteinheit	Fazies (Untereinheit)	Mächtigkeit [m]	Lithologische Ausbildung
Quartär	Sand/Kies	5-60	Terrassenkiese u. -sande, Schmelzwasserabsätze
	Ton/ Schluff	2-10	Geschiebelehme, Tallehme, Löß
Marine Unterkreide		300-500	helle schluffige Tone u. dunkle Tonmergel
Bückeberg-Folge	Nord	300-400	<u>Wealdenschiefer</u> : dunkle Mergelschiefer u. bituminöser Blätterschiefer m. Schalenkalkstein
	Süd	500-600	südlich des Mittellandkanals zusätzlich: <u>Wealdensandsteine</u> : helle Sandsteine im Wechsel m. Schlufftonst., Steinkohleflöze im dm-Bereich
Serpulit		40-120	dunkle, z.T. bituminöse tonige Mergelschiefer
Münder Mergel		60-500	bunte Mergel und Tonsteine mit Einlagerungen von Dolomit, Gips und Steinsalz sowie Pyrit
U. Tithon		10-160	Plattige, feinkristalline Kalke und schiefrige Mergeltone, z.T. erhöhter Bitumengehalt
M.+O. + Kimmeridge		50-75	Wechselfolge knollig-flaseriger Kalke u. Mergel
U. Kimmeridge		0-20	knollig-flaserige Kalke u. Mergelkalke
M.+O. Korallenoolith		0-20	Kalksandsteine, Kalkoolithe u. Mergelschiefer
U. Korallenoolith		0-30	Kalkoolithe m. roten Fe-Ooid-Horizonten
Heersumer Schichten		10-20	Kalksandsteine u. sandige Mergelschiefer
Ornatenton		25-40	dunkelgrauer, z.T. sandig-mergeliger Tonschiefer
u. Callov	Porta-Sandstein (W)	0-12	grobkörniger Eisenkalksandstein, z.T. oolithisch
	Macrocephalenton (E)	0-30	Schieferton, nach W zunehmend sandiger
Bathon		80-150	Wechselfolge sandig-glimmeriger Tone u. Mergeltone, grobkörn. Eisenkalksandstein (Combrash)
Bajoc	Nord	200-500	im Norden zusätzlich: 28 m Suderbrucher Sandst.
	Süd	200-250	Ton- u. Mergelsteine
Aalen		100-150	Schiefertone m. Toneisensteingeoden

4.3 Struktureller Modellaufbau

Die Grundlage für den Aufbau einer dreidimensionalen Modellstruktur bildete die Konstruktion von 35 geologischen Profilschnitten, die hintereinander gestaffelt in WNW-ESE-Orientierung durch das Modellgebiet gelegt wurden. Die Länge der Profilschnitte beträgt - je nach Lage - 13 bis 18 km.

Zur Konstruktion wurden folgende Unterlagen herangezogen:

- Schichtenverzeichnisse von etwa 40 Erz-Explorationsbohrungen der BARBARA ROHSTOFFBETRIEBE aus der Umgebung der Grube
- 10 N-S-orientierte Grubenschnitte der BARBARA ROHSTOFFBETRIEBE im Maßstab 1 : 2000
- Topographische Karten 1 : 25.000, Blätter 3719 Minden, 3720 Bückeberg, 3619 Petershagen und 3620 Niedernwöhren
- Geologische Karten 1 : 25.000, Blätter 3719 Minden, 3720 Bückeberg, 3619 Petershagen und 3620 Niedernwöhren
- N-S Profil der geologischen Karte 1 : 100.000, Blatt C 3918 Minden
- Tiefenisolinipläne der Basis von Malm, Bückeberg-Folge und mariner Unterkreide aus den Erläuterungen zum Blatt 3620 Niedernwöhren

Im Bereich des Wesergebirges wurden dichte Profilabstände von teilweise weniger als 150 m gewählt, um eine ausreichend genaue Wiedergabe der dortigen komplexeren geologischen und morphologischen Situation zu erreichen.

Im nördlich anschließenden Bereich konnten Ausbißlinien und Untergrundstrukturen auch durch größere Profildistanzen (bis max. 4 km) ausreichend genau nachgebildet werden. Bei der Positionierung der Schnitte wurde darauf geachtet, daß senkrecht zur Profilerstreckung verlaufende, S-N gerichtete Strukturen der Wesergebirgs-Randmulde und des Quetzener Sattels im späteren 3D-Modellgitter möglichst realistisch nachgebildet werden konnten. So wurde Profil Nr. 25 beispielsweise in den Kern der Wesergebirgs-Randmulde gelegt.

Um einen Überblick über die im Modellgebiet enthaltenen geologischen Strukturen zu geben, werden im folgenden 4 ausgewählte Profilschnitte erläutert. Ihre Lage ist in Abb. 22 und Abb. 23 eingezeichnet.

Es handelt sich um

- Profil 5 und 9 aus dem Wesergebirgsbereich (Abb. 24 und Abb. 25)
- Profil 25 im Zentrum der Wesergebirgs-Randmulde (Abb. 26)
- Profil 29 aus dem nördlich anschließenden Gebiet zwischen Wesergebirgs-Randmulde und Quetzener Sattel (Abb. 27)

Das **Profil 5** verläuft entlang des Wesergebirgs-Südhangs, 1 km nördlich der Südgrenze des Modellgebietes. Um Aufschluß über den weiteren Verlauf der Strukturen westlich der

Weser zu gewinnen, wurde der Profilschnitt 5 um ca. 3,5 km über die Modellgebietsgrenze (Weser) hinaus nach Westen verlängert.

Die Geländehöhen liegen im Mittel bei +100 m NN (Abb. 24). Im zentralen Teil bewirken Schmelzwasserabsätze der Saale-Kaltzeit ein hügeliges Relief. Morphologische Erhöhungen stellen der Wittekindsberg im Westen (ca. +220 m NN) und der Frankenberg im Osten (ca. +350 m NN) dar.

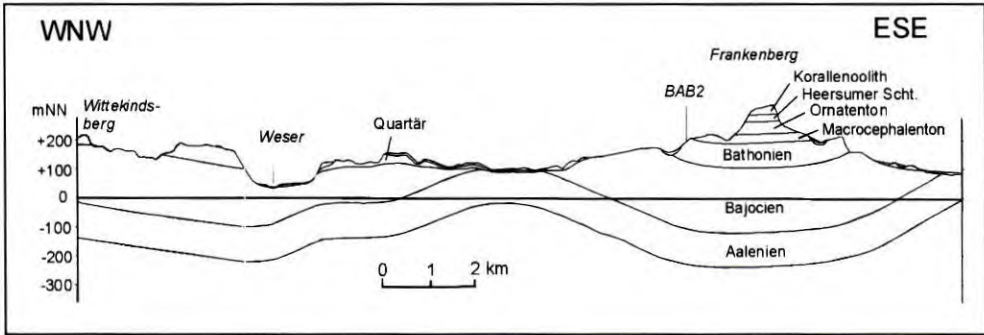


Abb. 24: Geologischer Schnitt zu Profil Nr. 5 (6,25-fache Überhöhung).

Die in Abb. 24 dargestellte weitspannige Aufwölbung im mittleren Teil des Profils zwischen zwei Depressionen im Westen und Osten ist für die geologischen Lagerungsverhältnisse im Bereich des Wesergebirges und des nördlich angrenzenden Vorlandes charakteristisch.

In der Schnittebene ist die ca. 120 m mächtige Schichtfolge des Aalen fast vollständig enthalten. Darüber folgen maximal 220 m Bajoc. In morphologischen Erhöhungen westlich der Weser ist mit ca. 60 m Cornbrash auch das hangende Bathon vertreten. Jüngere Schichten (u. Callov bis Korallenoolith) stehen nur als Erosionsreste im Bereich des Frankenberges an. Die Basis des Doggers liegt an der tiefsten Stelle bei ca. -200 m NN, die des Korallenooliths bei +280 m NN.

Profil 9 (Abb. 25) liegt 1 km weiter nördlich im Kambereich des Wesergebirges. Aufgrund einer Vielzahl von Erz-Explorationsbohrungen und Grubenschnitten sowie der guten Aufschlußverhältnisse liegen in diesem Teil des Wesergebirges viele Informationen vor. Dies ermöglichte eine sehr genaue Wiedergabe der geologischen Situation.

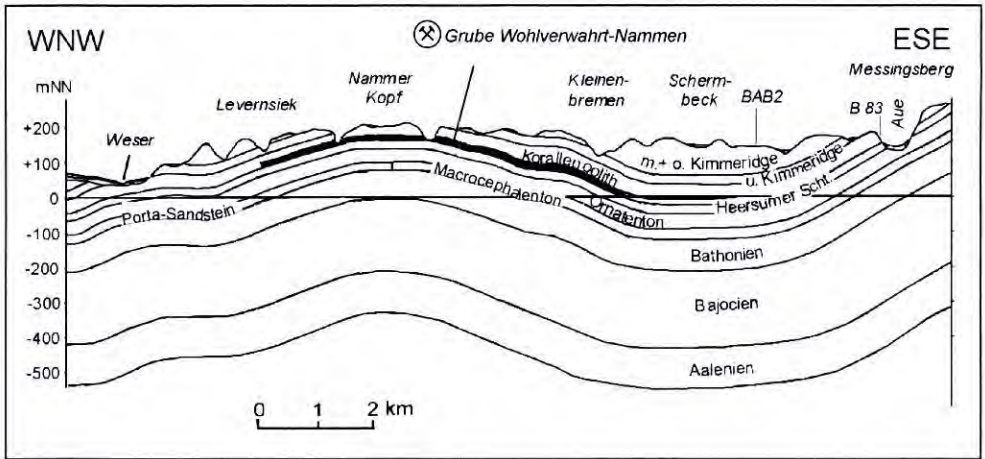


Abb. 25: Geologischer Schnitt zu Profil Nr. 9 (6,25-fache Überhöhung).

Die Geländehöhen reichen von +40 m NN (Weserdurchbruch an der Porta Westfalica) bis auf knapp +300 m NN (Messingsberg im Osten). Die strukturelle Situation ist der des Profilschnitts 5 sehr ähnlich, jedoch liegt aufgrund des nordgerichteten Schichteinfallens von ca. 18° die Schichtfolge in Profil 9 um ca. 300 m tiefer. Als jüngste Schicht tritt der Kimmeridge auf. Der Korallenoolith ist nahezu durchgehend enthalten und tritt im Bereich des Nammer Kopfes und des Messingsberges zutage. Seine Mächtigkeit nimmt von Westen (30 m) nach Osten (50 m) zu.

Schnitt 9 durchquert den bergbaulich beeinflussten Teil des Wesergebirges. Die Zone des Untertageabbaus der Grube Wohlverwahrt-Nammen ist in Abb. 25 schwarz ausgefüllt. Sie beginnt im Westen mit den aufgegebenen Baufeldern im Victoria-Flöz und erstreckt sich bis zur östlichen Baugrenze des Ostfeldes.

Profil 25 (Abb. 26) liegt 5 km nördlich des Profils 9 und reicht von Minden im Westen bis nach Obernkirchen im Osten. Der Schnitt liegt im Kernbereich der Wesergebirgs-Randmulde und weist eine von den südlichen Profilen abweichende Untergrundstruktur auf. Die Geländehöhen des nunmehr weitgehend ebenen Gebietes liegen um +40 m NN. Im Osten erfolgt ein Anstieg zu den Bückebergen auf knapp +300 m NN.

Da einerseits der Serpulit ca. 2 km östlich der Profilingrenze ausstreicht, andererseits wenige 100 m westlich der Weser bereits mit dem Hauterive der jüngere Teil der marinen Unterkreide ansteht, muß die gesamte Schichtfolge von Osten nach Westen um fast 1000 m abtauchen.

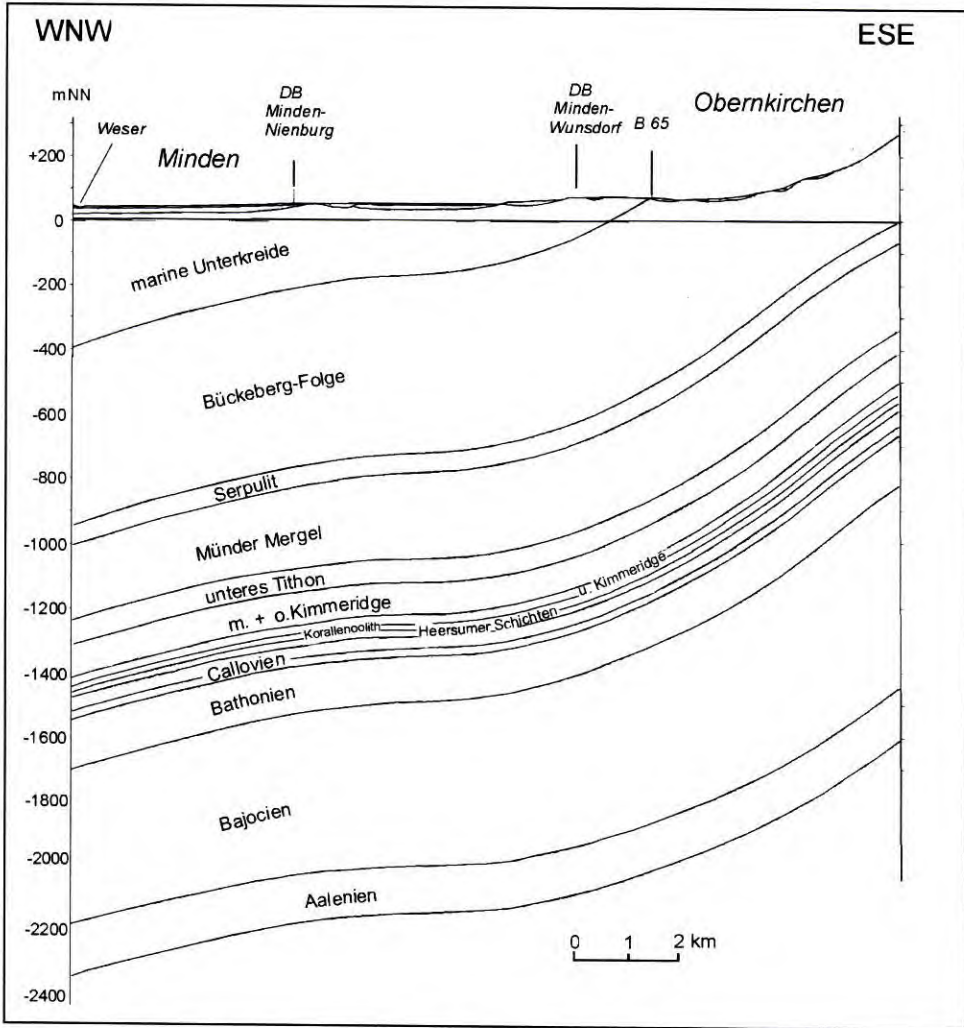


Abb. 26: Geologischer Schnitt zu Profil Nr. 25 (6,25-fache Überhöhung).

Wie aus dem N-S-Schnitt der geologischen Karte C 3918 Minden hervorgeht, liegen im Muldenkern sowohl die Bückeberg-Folge als auch der Dogger in maximaler Mächtigkeit von 550 m bzw. 900 m vor. Mächtigkeitsschwankungen des Aalen sind aufgrund der landfernen Tonfazies unwahrscheinlich. Das Anschwellen der Doggersedimente in Richtung des Muldenkerns hin dürfte daher vor allem an einen Mächtigkeitszuwachs der im Bajoc und Bathon auftretenden Sandsteinhorizonte (vgl. Abschnitt 3.2.2.2) gebunden sein. Wie aus weiter nördlich gelegenen Bohrungen bekannt ist, bleiben die vorwiegend tonigen Serien des oberen Doggers (Macrocephalen- und Ornatenton) demgegenüber weitgehend mächtigkeitskonstant. Der Porta-Sandstein wurde nur bis in den Raum südlich von Minden geschüttet. Dementsprechend ist in Profil 25 nicht mehr enthalten. Die Schichten des Malm

und des unteren Berrias stark aus (Korallenoolith: 20 m, Münder Mergel: 250 m; Serpult: 50 m).

Profil 29 (Abb. 27) liegt weitere 5 km im Norden im Grenzbereich zwischen der Nordflanke der Wesergebirgs-Randmulde und dem Quetzener Sattel. Die Untergrundstruktur wurde im wesentlichen nach Tiefenisolinienplänen der Basis von Malm, Bückeberg-Folge und mariner Unterkreide aus ROHDE (1985) konstruiert. Weitere Hinweise zu Mächtigkeiten und Teufenlage wurden dem Schichtenverzeichnis der ca. 300 m nördlich gelegenen Tiefbohrung Quetzen 1 entnommen. Aufgrund der geringen Härte oberflächennah anstehender Gesteine und einer fast geschlossenen Quartärdecke liegt ein sehr ausgeglichenes Relief mit mittleren Geländehöhen um +60 m NN vor.

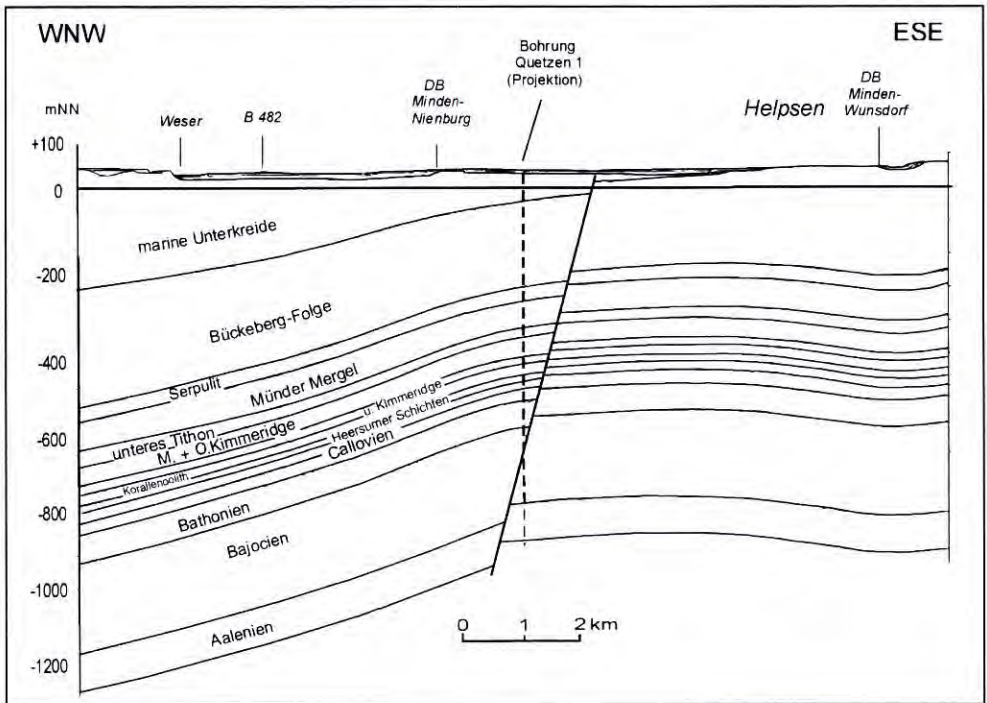


Abb. 27: Geologischer Schnitt zu Profil Nr. 29 (6,25-fache Überhöhung).

Kennzeichnend für den Übergangsbereich zwischen der Nordflanke der Wesergebirgs-Randmulde und dem Quetzener Sattel ist eine deutliche Mächtigkeitsabnahme von Dogger, Malm und Berrias. Hierdurch liegt die Modellbasis (Liegendgrenze Dogger) um ca. 1000 m höher als im Kernbereich der Wesergebirgs-Randmulde. Die Mächtigkeitsabnahme des Malms führt dazu, daß in der weiter nordwestlich gelegenen Bohrung Wegholm 1 der mittlere Kimmeridge direkt auf die Heersumer Schichten folgt. Im mittleren Teil des Profils verläuft die südliche Randstörung des Quetzener Sattels (vgl. Abb. 22), die auch in der Boh-

zung Quetzen 1 angetroffen wurde. Da die SW-gerichtete Abschiebung ca. 100 m südöstlich des Profils ausläuft, beträgt der Versatz in der Schnittebene vermutlich nur 20-30 m.

Östlich der Störung auftretende Strukturen gehören bereits zum Quetzener Sattel. Die Sattelachse verläuft in einem spitzen Winkel zur Profillinie, so daß die Struktur in der Schnittebene nur als eine schwache Wölbung ausgebildet ist. Im Westen taucht die Schichtfolge aufgrund der Mächtigkeitszunahme von Valangin und Hauterive (marine Unterkreide) um fast 300 m ab.

4.4 Hydraulische Parameter

Für jede hydrogeologische Einheit wurde ein Parameterdatensatz aufgestellt. Dieser besteht aus der abgeschätzten Spannweite (Minimal- und Maximalfall) für die Parameterwerte Permeabilität und effektive Porosität sowie aus einem Referenzwert, der als am ehesten zutreffende Parametergröße (sog. *best-estimate*-Wert) angesehen wurde (Tab. 8).

Aufgrund fehlender Daten zur Permeabilität und Porosität, z.B. aus Pumpversuchen, beruhen die meisten Angaben auf Abschätzungen, die gemäß der in den Erläuterungen zu den geologischen Karten enthaltenen qualitativen Beschreibung der hydraulischen Eigenschaften vorgenommen wurden (vgl. Abschnitt 3.3.3). Die quantitative Umsetzung der phänomenologischen Beschreibung der Gebirgsdurchlässigkeit in Permeabilitätswerte geschah in Anlehnung an die Klassifizierungen nach LANGGUTH & VOIGT (1980:60) sowie nach DIN 18 130.

Zusätzlich wurde Unterlagen einer umfangreichen, nicht veröffentlichten Studie des NLFb (NLFb 1988) zurückgegriffen, die im Zusammenhang mit der Sicherheitsanalyse zum geplanten Endlagerstandort Konrad bei Salzgitter erstellt wurde. Hierbei wurden auf der Grundlage von Literaturdaten und Untersuchungsergebnissen aus dem norddeutschen Raum die hydraulischen Eigenschaften der Schichtfolge in der Umgebung des Bergwerkes Konrad abgeschätzt. Obwohl die im Wesergebirgsbereich auftretenden Gesteinsschichten von der Stratigraphie her mit dem Raum Salzgitter vergleichbar sind, war eine direkte Übernahme der in der NLFb-Studie angegebenen Wertespanssen für Permeabilität und effektive Porosität wegen unterschiedlicher Faziesausbildung und Teufenlage nicht ohne weiteres möglich. Deshalb wurden die Parameterwerte erst nach einem detaillierten Vergleich der lithologischen Beschaffenheit und des Teufenniveaus der jeweiligen

stratigraphischen Horizonte - entsprechend abgewandelt - auf die hydrogeologischen Einheiten des Modells übertragen.

Tab. 8: Hydraulische Parameter der hydrogeologischen Einheiten im Regionalmodell.

Hydrogeologische Einheit	Fazies Untereinheit	Permeabilität [m ²]				effektive Porosität		
		Min. ¹⁾	Ref. ²⁾	Max. ³⁾	AF ⁴⁾	Min.	Ref.	Max.
Quartär	Sand/Kies	1E-11	5E-11	1E-10	-	0,15	0,25	0,30
	Ton/ Schluff	1E-15	5E-14	1E-12	-	0,05	0,15	0,25
marine Unterkreide		1E-18	1E-17	1E-15	-	0,005	0,02	0,05
Bückeberg-Folge	Nord	1E-16	1E-15	1E-14	-	0,01	0,03	0,07
	Süd	1E-15	1E-14	1E-13	-	0,02	0,05	0,10
Serpulit		1E-15	1E-14	1E-13	-	0,02	0,05	0,10
Münder Mergel		1E-18	1E-17	1E-16	-	0,001	0,005	0,01
U. Tithon		1E-16	1E-15	1E-14	-	0,001	0,01	0,05
O.+M. Kimmeridge		1E-16	5E-15	1E-13	0,1	0,001	0,01	0,05
U. Kimmeridge		4E-16	1E-14	4E-13	0,05	0,001	0,01	0,05
M.+O. Korallenoolith		1E-15	1E-14	5E-13	0,5	0,001	0,01	0,05
U. Korallenoolith		5E-16	5E-15	1E-13	0,5	0,001	0,01	0,05
Heersumer Scht.		1E-16	1E-15	1E-14	-	0,001	0,01	0,05
Ornatenton		5E-18	5E-17	5E-16	-	0,001	0,01	0,02
U. Callov	Porta-Sandstein (W)	5E-15	5E-14	5E-13	-	0,02	0,06	0,12
	Macrocephalenton (E)	5E-18	5E-17	5E-16	-	0,001	0,01	0,02
Bathon		5E-16	5E-15	5E-14	-	0,01	0,03	0,10
Bajoc	Nord	5E-16	5E-15	5E-14	-	0,001	0,01	0,05
	Süd	1E-16	5E-16	1E-15	-	0,001	0,01	0,05
Aalen		1E-17	5E-17	1E-16	-	0,001	0,01	0,02
Grubengebäude	(versetzt)	1E-17	1E-15	1E-14	-	0,05	0,15	0,25
Störungen	Bad Eilsen	x1	x10	x100	-	x1	x2	x5
	sonstige	1E-18	1E-18	x10	-	0,001	0,001	x2

Sämtliche Werte gelten für ein Tiefenniveau < 100 m u. GOK. (siehe Text)

¹⁾ Minimalfall, ²⁾ Referenzfall, ³⁾ Maximalfall, ⁴⁾ Anisotropiefaktor zur Reduktion der vertikalen Permeabilität.

Aufgrund der Abschätzung der hydraulischen Parameterwerte muß davon ausgegangen werden, daß diese mit entsprechenden Unsicherheiten behaftet sind. Daher wurden bei den Permeabilitäten große Wertespannen zwischen Maximal- und Minimalwerten von 2-3

Größenordnungen vorgegeben. Auch im Falle der effektiven Porosität liegen die beiden Extremwerte um den Faktor 2 bis 50 auseinander.

Permeabilität und effektive Porosität bestimmen maßgeblich die Fließrichtungen und -geschwindigkeiten des Grundwassers. Daher kommt diesen Parametern auch im Hinblick auf den Transport gelöster Stoffe eine bedeutende Rolle zu. Um den Einfluß der Unsicherheit bei der Festlegung der hydraulischen Parameter auf den errechneten Konzentrationseintrag in die Biosphäre zu quantifizieren, wurden eine probabilistischen Unsicherheits- und Sensitivitätsanalyse durchgeführt (vgl. Kap. 9).

Bei der Aufstellung der hydraulischen Parameter für den Unteren Korallenoolith konnte auf die Ergebnisse des eingangs beschriebenen BMBF-Forschungsprojektes zurückgegriffen werden. Auf der Basis von Ergebnissen einer in der Grube Wohlverwahrt-Nammen durchgeführten Trennflächenaufnahme wurden mit Hilfe des Kluftströmungs-Simulationsprogramms *NAPSAC* (HARTLEY et al. 1996b) statistisch generierte Kluftnetzwerke erzeugt, deren hydraulische Eigenschaften durch nachfolgende numerische Strömungsanalysen bestimmt wurden. Auf diese Weise konnten für den Unteren Korallenoolith Werte für die Permeabilität und den Kluftvolumenanteil ermittelt und als Eingangsdaten für die eigenen Modellrechnungen zugrunde gelegt werden.

Im Fall einiger Schichten des oberen Doggers und der Bückeberg-Folge wurden horizontale Fazieswechsel infolge lokalen Auftretens sandiger Horizonte berücksichtigt. Bei den heterogen aufgebauten Schichtfolgen des Korallenooliths und des Kimmeridge wurden Anisotropiefaktoren (Tab. 8) vorgegeben, um eine Reduktion der Durchlässigkeit senkrecht zur Schichtung infolge der Einschaltung von tonigen Horizonten simulieren zu können. Hierzu wurden die Permeabilitäten der einzelnen Horizonte abgeschätzt und die resultierende horizontale (schichtparallele) bzw. vertikale (schichtnormale) Permeabilität der gesamten hydrogeologischen Einheit gemäß dem Verfahren nach LANGGUTH & VOIGT (1980:53) berechnet.

In Abb. 28 ist die im Modellgebiet auftretende Schichtfolge und die Umsetzung ihrer hydraulischen Eigenschaften in hydrogeologische Modelleinheiten dargestellt. Die meisten hydrogeologischen Einheiten beinhalten Schichtfolgen, die als mäßig bis schwach durchlässige Kluftgrundwasserleiter angesehen werden können. Entsprechend wurden für die spezifische Permeabilität Referenzwerte zwischen $5 \cdot 10^{-16}$ und $1 \cdot 10^{-14}$ m² gewählt. Die höchste Permeabilität der präquartären hydrogeologischen Einheiten weist mit $5 \cdot 10^{-14}$ m² der grobkörnige Porta-Sandstein auf. Hydrogeologischen Einheiten, die die vorwiegend tonigen Schichtfolgen des Aalen, des Macrocephalen- und Ornatentons, des Münder Mergels und der marinen Unterkreide umfassen, wurden Permeabilitätswerte $< 1 \cdot 10^{-16}$ m² zugewiesen.

Bei den quartären Ablagerungen erfolgte eine Untergliederung in sandig-kiesige Terrassen- und Schmelzwasserablagerungen sowie in schluffig-tonige Ablagerungen (pleistozäne Geschiebemergel, Löß oder Tallehme). Für die sandig-kiesigen Porengrundwasserleiter des Quartärs wurde eine mittlere spezifische Permeabilität von $5 \cdot 10^{-11} \text{ m}^2$ veranschlagt. Die tonig-schluffigen Sedimente des Quartärs wurden dagegen mit einem Permeabilitäts-Referenzwert von $5 \cdot 10^{-14} \text{ m}^2$ belegt.

Bei geklüfteten Gesteinen setzt sich die effektive Porosität aus den durchflußwirksamen Anteilen der Trennflächen- und Porenhohlräume in der Gesteinsmatrix zusammen (BUSCH et al. 1993). Im Falle der kalkig-mergeligen oder tonigen Schichten des Doggers und des Malms wurde davon ausgegangen, daß sich die Grundwasserbewegung nahezu ausschließlich auf Trennflächen vollzieht und der durchflußwirksame Porenraum in der Gesteinsmatrix einen nur geringen Anteil an der effektiven Porosität hat. In Anlehnung an NLFB (1988) wurde hier ein niedriger Wert von 0,01 für die mittlere effektive Porosität angesetzt. Höhere Werte von 3 bis 6 % wurden für diejenigen hydrogeologischen Einheiten vergeben, die Sandsteinhorizonte mit Mächtigkeiten $> 10 \text{ m}$ beinhalten. Bei ihnen ist davon auszugehen, daß der durchflußwirksame Porenanteil der Gesteinsmatrix einen nicht unerheblichen Beitrag zur effektiven Porosität liefert. Bei den Schichtfolgen der Unterkreide (Serpulit, Bückeberg-Folge und marine Unterkreide) wurde aufgrund des jüngeren Alters und der geringeren Überlagerungsmächtigkeit von einer schwächeren diagenetischen Verfestigung ausgegangen, weswegen - je nach Sandgehalt - mittlere Porositätswerte zwischen 0,02 und 0,05 angesetzt wurden. Den jungen Lockergesteine des Quartärs wurden mittlere effektive Porositäten von 15 bzw. 25 % zugewiesen.

Um die Abnahme der Gebirgsdurchlässigkeit mit der Tiefe zu simulieren, die sich infolge der Verringerung der Kluftöffnungsweiten bei zunehmendem Überlagerungsdruck ergibt (vgl. LEE & FARMER 1993), wurden die Permeabilitätswerte ab einem Teufenniveau von mehr als 100 m unter Geländeoberkante um den Faktor 5-10 reduziert und die effektive Porosität auf etwa 75-50 % der Ausgangswerte für oberflächennahe Gesteine erniedrigt. Anhaltspunkte für das Maß der teufenspezifischen Änderung hydraulischer Parameter bei geklüfteten Gesteinen wurden LEE & FARMER (1993) entnommen.

Für das Grubengebäude des Bergwerks Wohlverwahrt-Nammen wurden mit $1 \cdot 10^{-15} \text{ m}^2$ etwas niedrigere Werte für Permeabilität angesetzt als für bergbaulich unbeeinflusste (unverritzte) Bereiche im Unteren Korallenoolith ($5 \cdot 10^{-15} \text{ m}^2$). Es wurde unterstellt, daß die Grubenhohlräume nach Beendigung der Bergbautätigkeit vollständig mit Versatzmaterial verfüllt sind (vgl. Abschnitt 4.5). Die hydraulischen Parameter des Versatzmaterials stammen aus den Ergebnissen von Laborversuchen an Versatzstoffproben, die von der Universität Bonn durchgeführt wurden.

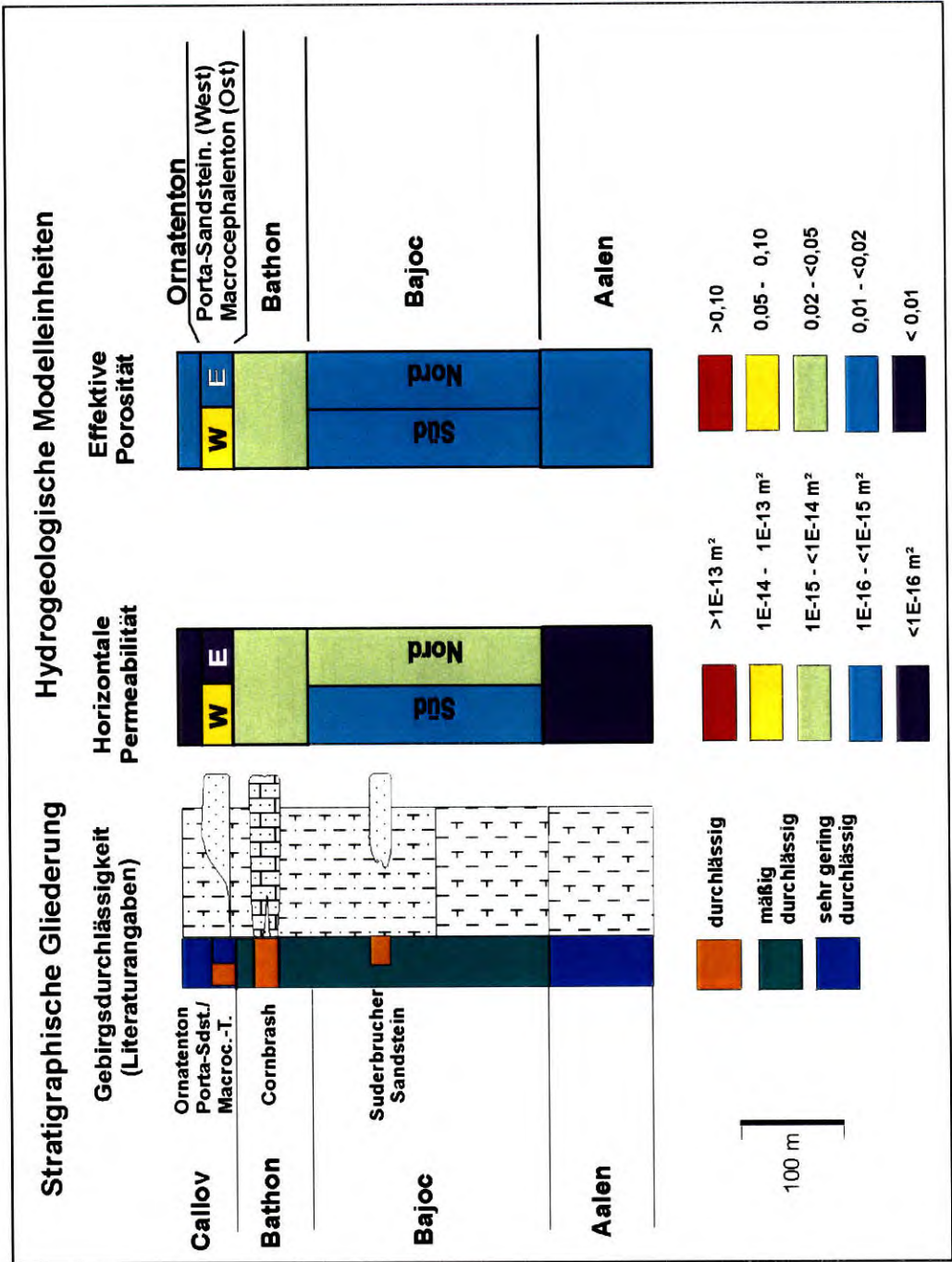


Abb. 28: Abgrenzung und Parameterbelegung der hydrogeologischen Modelleinheiten des Dogger (verändert nach NAVARRO 1998).

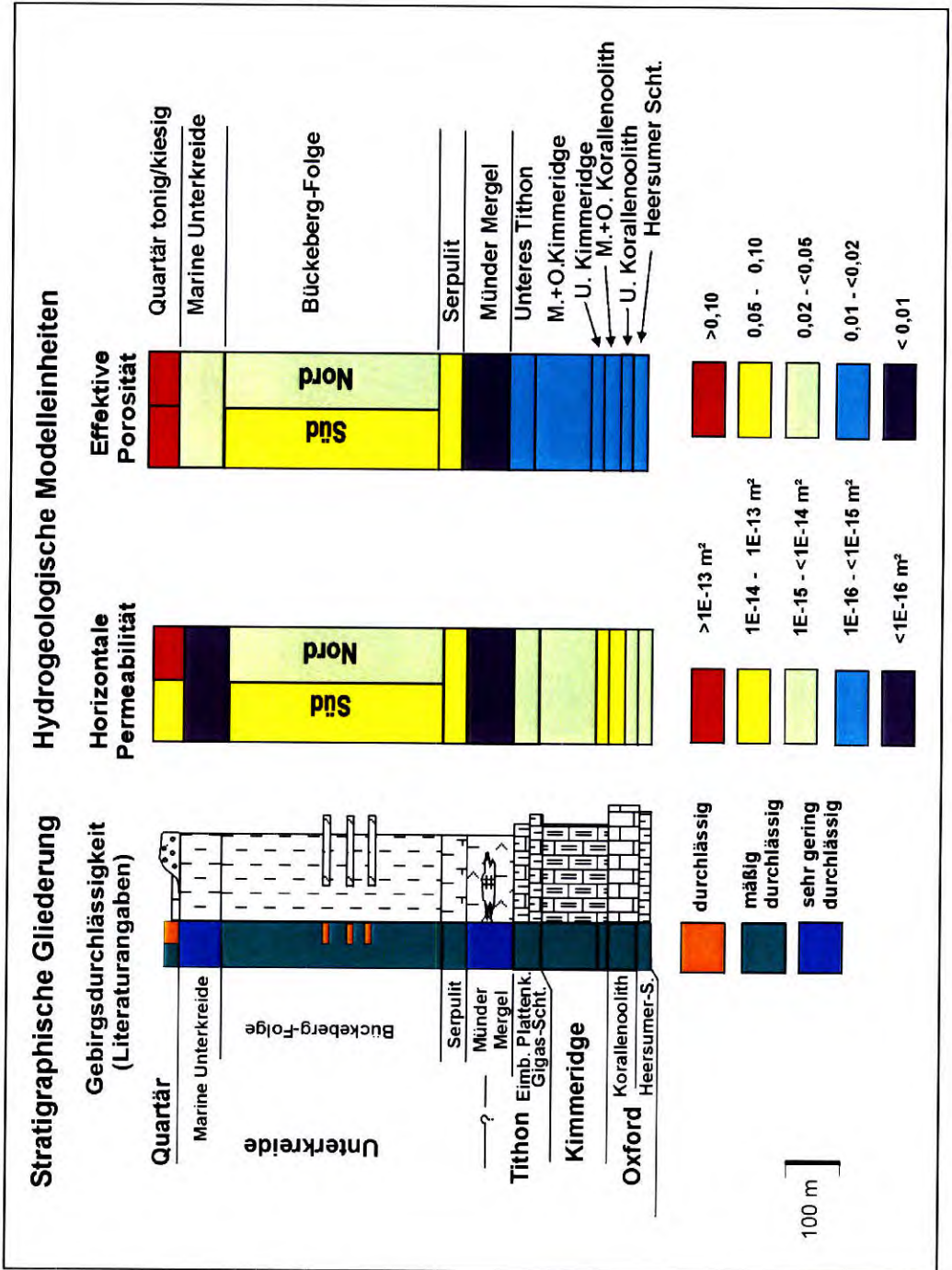


Abb. 28 (Fortsetzung): Abgrenzung und Parameterbelegung der hydrogeologischen Modelleinheiten von Malm bis Quartär (verändert nach NAVARRO 1998).

Hinsichtlich ihrer hydraulischen Eigenschaften lassen sich die im Modellgebiet auftretenden **Störungen** in zwei Gruppen einteilen:

- Bei den Randstörungen des Quetzener Sattels und der Petershagener Störung (Abb. 22) wurde davon ausgegangen, daß es sich im wahrscheinlichsten Fall um Zonen geringer hydraulischer Leitfähigkeit handelt (Abschnitt 4.1). Es wurden geringe Referenz- und Minimalfall-Permeabilitäten von je $1 \cdot 10^{-18} \text{ m}^2$ und eine niedrige effektive Porosität von 0,001 für die gesamte Störungszone angesetzt. Beim Maximalfall wurde davon ausgegangen, daß diese Störungen Zonen erhöhter hydraulischer Leitfähigkeit darstellen. Die Maximalwerte wurden für die Permeabilität schichtabhängig um den Faktor 10 und die Porosität um den Faktor 2 gegenüber der ungestörten Umgebung erhöht.
- Bei der Störung im Raum Bad Eilsen war dagegen davon auszugehen, daß die Inversionsbewegungen nicht kompaktierend auf die in Kompressionsrichtung verlaufende N-S gerichtete Struktur gewirkt haben können. Es ist daher anzunehmen, daß die Störung sehr wahrscheinlich eine Zone erhöhter Wasserwegsamkeit darstellt. Folglich wurden die Referenz- und Maximalwerte der Permeabilität um den Faktor 10 bzw. 100 und die Porositätswerte um den Faktor 2 bzw. 5 gegenüber der ungestörten Umgebung erhöht. Der Minimalfall fußt auf der Annahme, daß die Störung keinen Durchlässigkeitskontrast gegenüber ihrer Umgebung aufweist.

4.5 Modellannahmen und Vereinfachungen

Jedes Modell stellt eine vereinfachte Nachbildung der Realität dar. Modellannahmen und Vereinfachungen müssen getroffen werden, wenn

- relevante Prozesse und/oder Einflußgrößen nicht im Detail bekannt sind
- Prognosen über den betrachteten Zeitraum mit Unsicherheiten behaftet sind
- die Simulation spezieller Prozesse mit den zur Verfügung stehenden Rechenprogrammen nicht oder nur mit unverhältnismäßig hohem Aufwand durchgeführt werden kann.

Im folgenden werden die wichtigsten Annahmen und Vereinfachungen, die den Modellrechnungen zum Umfeld der Grube Wohlverwahrt-Nammen zugrunde lagen, aufgeführt und diskutiert.

1) Sämtliche hydrogeologische Einheiten können im Hinblick auf ihre Materialeigenschaften als homogen angenommen werden.

Ein limitierender Faktor bei der Berücksichtigung lokal begrenzter Inhomogenitäten ist (neben ihrer Identifikation im Gelände) die Auflösungsgenauigkeit der Rechengitter großräumiger Rechenmodelle.

Dies machte es beispielsweise erforderlich, die unterschiedlichen Elemente des versetzten Grubengebäudes (versetzte Kammern, Pfeiler und Umgebungsgestein) hinsichtlich ihrer hydraulischen Materialeigenschaften zu homogenisieren und zu einer hydrogeologischen Einheit zusammenzufassen.

Hydraulisch relevante Fazieswechsel wurden - wie in Abschnitt 4.2 dargestellt - durch die Untergliederung einer hydrogeologischen Haupteinheit in mehrere Untereinheiten berücksichtigt.

Im Falle von hydrogeologischen Einheiten, bei denen unterschiedlich durchlässige Horizonte zusammengefaßt werden mußten, wurden die vertikalen Materialwechsel durch die Vorgabe von Anisotropiefaktoren berücksichtigt.

2) Die in der Realität geklüfteten Schichtfolgen können bei den Simulationsrechnungen als poröse Medien angesehen werden.

Diese Annahme betrifft den Einsatz des Strömungs- und Transportprogrammes *NAMMU*, welches Grundwasserströmungen ausschließlich in porösen Medien nach dem DARCY-Gesetz simuliert (vgl. Abschnitt 2.3.1). Die Behandlung geklüfteter Festgesteine als quasiporöse Medien ist dann zulässig, wenn der betrachtete Gebirgsausschnitt so viele Klüfte beinhaltet, daß seine hydraulischen Eigenschaften mit denen eines (anisotropen) porösen Mediums vergleichbar sind. Die Mindestgröße, ab der bei einem geklüfteten Medium quasiporöse Eigenschaften erwartet werden können, wird als repräsentatives Elementarvolumen (REV) bezeichnet (WOLLRATH 1990; LEE & FARMER 1993). Die Klüftströmungsanalysen mit dem Rechenprogramm *NAPSAC* (Abschnitt 4.4) zeigten, daß das Klüftsystem des Unteren Korallenooliths aufgrund seiner guten Trennflächenvernetzung und des bevorzugten Auftretens relativ kleiner Klüfte ein repräsentatives Elementarvolumen aufweist, welches durch einen Klüftmodellwürfel von 7 m Kantenlänge beschrieben werden kann. Das REV ist damit deutlich kleiner als die räumliche Ausdehnung der entsprechenden hydrogeologischen Modelleinheit. Hierdurch war es legitim, aus den Klüftströmungsrechnungen die hydraulischen Parameter eines porösen Äquivalent-Mediums abzuleiten und auf die hydrogeologische Einheit des Unteren Korallenooliths zu übertragen. Ob die Klüftsysteme anderer Schichten durch ein REV ähnlicher Abmessungen beschrieben werden können, konnte aufgrund fehlender Trennflächendaten und Klüftströmungsanalysen nicht geklärt werden. Zumindest bei

Schichten großer Mächtigkeit dürfte der Einfluß einzelner Klüfte auf das Strömungsgeschehen eine - verglichen mit der unter Punkt 1 erwähnten Homogenisierung von heterogen aufgebauten Schichtfolgen - eher untergeordnete Rolle spielen.

3) Es liegen ausschließlich gering mineralisierte Grundwässer mit Temperaturen um 10°C vor. Dichtegetriebene Grundwasserströmungen müssen daher nicht berücksichtigt werden.

Für die nähere Umgebung der Grube ist die oben genannte Annahme sehr wahrscheinlich zutreffend. Hydrochemische Analysen aus den Standwasserbereichen der Grube (Abschnitt 3.3.6) ergaben keine Hinweise auf hoch mineralisierte Tiefenwässer. Auch das Fehlen leichtlöslicher Minerale in den angrenzenden Gesteinen der Grube spricht gegen eine erhöhte Mineralisation des Grundwassers. Die Existenz einer strömungsbeeinflussenden Dichteschichtung des Grundwassers wird daher als unwahrscheinlich angesehen. Die eingesetzten Werte von $1,0 \text{ kg/m}^3$ für die Dichte und $1,3 \cdot 10^{-3} \text{ Pa}\cdot\text{s}$ für die dynamische Viskosität des Grundwassers können damit für den grubennahen Bereich als realistische Größen angesehen werden.

Für das großräumige Regionalmodellgebiet trifft die oben angeführte Annahme jedoch nicht ohne weiteres zu. So treten an einigen Stellen im Modellgebiet Mineralwasserquellen aus (vgl. Abschnitt 3.3.6). Sie lassen vermuten, daß im Untergrund der Wesergebirgs-Randmulde und des Quetzener Sattels hochmineralisierte Tiefenwässer vorliegen. Dennoch wurden auch bei den Regionalmodellrechnungen keine Dichteunterschiede für das Grundwasser vorgegeben, da anderenfalls durch den enormen Rechenaufwand infolge der hohen Nichtlinearität des Strömungsproblems dreidimensionale Modellrechnungen nicht zu realisieren gewesen wären. Die ausschließliche Simulation von Süßwasserströmungen stellt im Hinblick auf mögliche Schadstoffeinträge in die Biosphäre einen konservativen Modellansatz dar, da ein Vertikalaufstrom zur Modelloberfläche für gering mineralisierte Grundwässer leichter möglich ist als für hochmineralisierte und damit schwerere Tiefenwässer.

4) Es herrschen über den gesamten Simulationszeitraum stationäre Grundwasserströmungsverhältnisse. Eine zeitliche Veränderung hydraulischer Randbedingungen und Gesteinseigenschaften kann außer acht gelassen werden.

Es wurde vereinfachend davon ausgegangen, daß während des gesamten Simulationszeitraumes Grundwasserfließrichtungen und -volumenströme unveränderliche Größen darstellen. Hiermit wurde unter anderem unterstellt, daß während des betrachteten Zeitraumes keine die Grundwasserströmungsverhältnisse beeinflussenden klimatischen Änderungen (z.B. durch Inlandvereisung, Veränderung von Niederschlagshöhe und Grundwasserneubildung etc.) eintreten und daß gravierende anthropogene Eingriffe in den Grundwasserhaushalt (z.B. durch intensive Grundwassergewinnung, Wiederaufnahme

bergbaulicher Tätigkeiten etc.) unterbleiben. Es ist naheliegend, daß eine Veränderung der Grundwasserströmungssituation durch die oben genannten Einflußfaktoren nicht ausgeschlossen werden kann. Ebenso wenig sind jedoch Prognosen über Beginn, Dauer und Auswirkungen klimatischer oder menschlicher Einflüsse auf das Strömungsfeld in der Umgebung der Grube möglich. Den oben genannten Unwägbarkeiten konnte daher nur insofern Rechnung getragen werden, als bei den Transportrechnungen ein vergleichsweise kurzer Simulationszeitraum von 5000 Jahren zugrunde gelegt wurde.

5) Sämtliche Grubenfelder, die unterhalb des Niveaus des Nammer Stollens liegen, sind vollständig versetzt.

Da es heutzutage nicht möglich ist, Versatzgeometrie oder Reichweite des Untertageabbaus zum (unbekannten) Zeitpunkt der Aufgabe der Bergbautätigkeit zu prognostizieren, wurde die derzeitige Ausdehnung des Grubengebäudes zugrunde gelegt. Bei den Regionalmodellrechnungen wurde darüber hinaus angenommen, daß der gesamte unterhalb des Stollenniveaus gelegene Teil der Grube - entgegen der gegenwärtigen Situation - im Endzustand durchgehend mit Versatzmaterial verfüllt ist. Im kleinräumigen Lokalmodell wurde dagegen eine Trennung von offenen und versetzten Grubenräumen vorgenommen (vgl. Abschnitt 6.1.1).

6) Künstliche Grundwasserabsenkungen außerhalb des Entnahmebereiches der Grube Wohlverwahrt-Nammen bleiben im Modell unberücksichtigt.

Die Auswirkungen von Grundwasserabsenkungen durch die derzeitigen Grundwasserentnahmen im Modellgebiet wurden bei den Grundwasserströmungsanalysen vernachlässigt, da diese im Vergleich mit der Grundwasserabsenkung im Bereich der Grube Wohlverwahrt-Nammen kurzlebige und lokal begrenzte Eingriffe darstellen. Aus diesem Grund erschien eine Abschätzung zukünftiger Fördermengen und Betriebszeiträume über die gesamte betrachtete Simulationsphase von mehreren 1000 Jahren nicht sinnvoll. Darüber hinaus liegen fast alle Trinkwassergewinnungsanlagen so weit von der Grube Wohlverwahrt-Nammen entfernt (vgl. Abb. 20), daß ihr hydraulischer Einfluß auf das Strömungsgeschehen in der Grubenumgebung vernachlässigt werden kann.

5 Analyse der regionalen Grundwasserströmungssituation

5.1 Aufbau des dreidimensionalen Regionalmodells

Im ersten Schritt erfolgte die Umsetzung der unter Abschnitt 4.3 dargestellten geologischen Profilschnitte in ein Finite-Element-Rechennetz mit Hilfe der Netzgenerierungs-Software *GRIDMAKER 1.1*. Jeder der 35 geologischen Schnitte wurde gescannt und als Vorlage bei der Netzgenerierung verwendet. Durch Digitalisierung der Profilschnitte wurden 2D-Gitternetze erstellt. In den WNW-ESE gerichteten Modellgitterschnitten wurde jede hydrogeologische Einheit durch jeweils 19 Patches aufgelöst. In Abb. 29 ist der Netzaufbau am Beispiel des Profilschnitts Nr. 9 (vgl. Abb. 25) dargestellt.

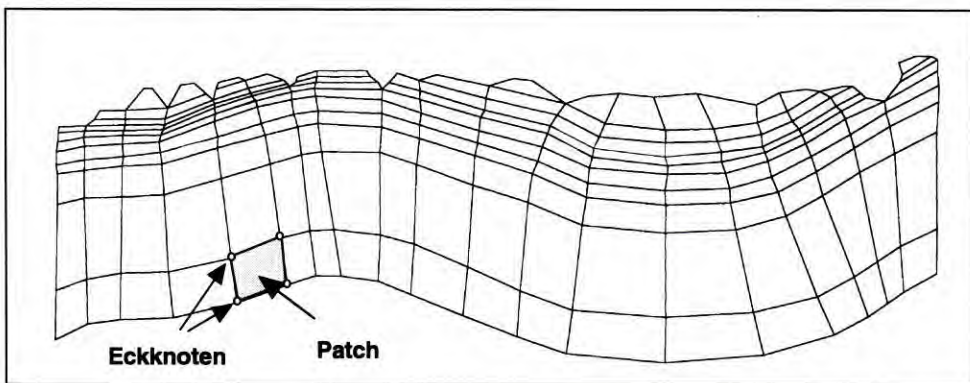


Abb. 29: Digitalisiertes Rechennetz zu Profil Nr. 9.

Der Ursprungspunkt für das Koordinatensystem (0 m West bzw. 0 m Nord) des 3D-Modellgitters wurde in der südwestlichen Ecke, d.h. am Westrand des südlichsten Profils Nr. 1, auf einem Niveau von 0 m NN festgelegt.

Durch die Verbindung benachbarter 2D-Gitternetze entstanden - je nach Vorgabe - quader- oder prismenförmige 3D-Homogenbereiche, die das dreidimensionale Modellgerüst aufbauen. Gemäß der Wahl einer quadratischen Ansatzfunktion für die Interpolation der Lösungsvariablen bei den nachfolgenden Grundwasser-Strömungsrechnungen setzt sich jedes Hexaederpatch aus 27 und jedes prismatische Patch aus 18 Knoten zusammen. Abb. 30 enthält eine perspektivische Ansicht des dreidimensionalen Rechennetzes. Das dreidimensionale Modellgitter des Regionalmodells besteht aus insgesamt 8791 Patches und 68.739 Knoten.

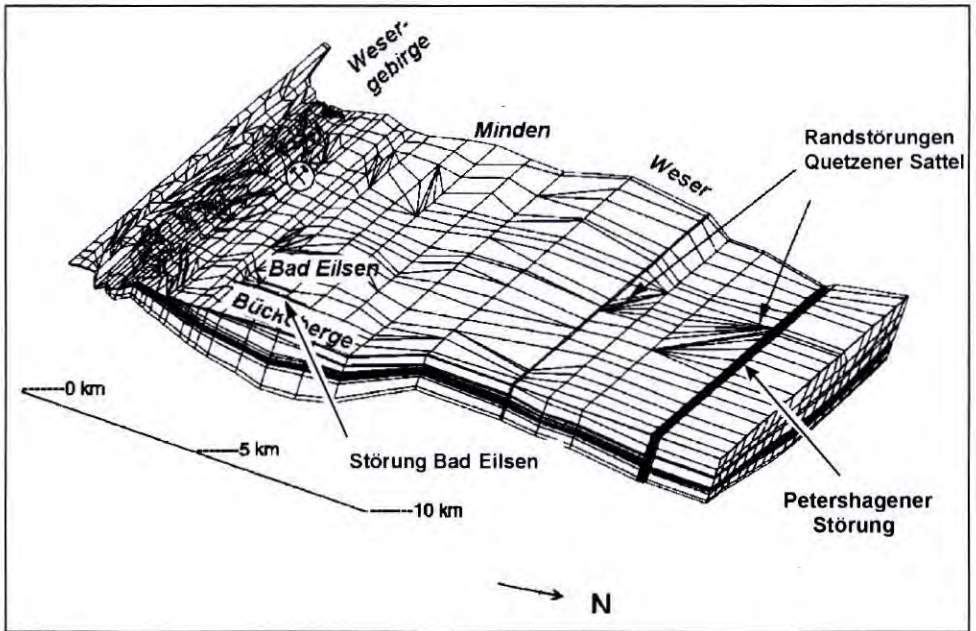


Abb. 30: Perspektivische Ansicht des dreidimensionalen Rechnernetzes des Regionalmodells aus NE.

Nach der Zerlegung (Diskretisierung) der geologischen Strukturen wurden die entstandenen Patches zu hydrogeologischen Einheiten zusammengefaßt, denen die entsprechenden hydraulischen Materialeigenschaften Permeabilität und effektive Porosität zugewiesen wurden.

Das Rechnernetz des Regionalmodells enthält insgesamt 4 Störungen, die als dreidimensionale Diskontinuitäten abgebildet wurden. Dieser Darstellung liegt die Modellvorstellung zugrunde, daß es sich nicht um zweidimensionale Flächenelemente handelt, sondern daß Störungen dreidimensionale Zonen darstellen, die gegenüber ihrer Umgebung infolge Materialwechsels einen Durchlässigkeitskontrast aufweisen (Abb. 31). Die Wahl dieser Geometrie ermöglichte es, die Parameterwerte für Permeabilität und effektive Porosität in der Störungszone schichtenweise vorzugeben. Hierdurch ist es beispielsweise möglich, den hydraulischen Kontrast gegenüber der Umgebung aufzuheben, wobei allerdings der geometrische Versatz nach wie vor bestehen bleibt. Aus modellgeometrischen Gründen wurde die in Wirklichkeit nordvergente Abschiebung als senkrechtstehende Störung im Regionalmodellgitter dargestellt.

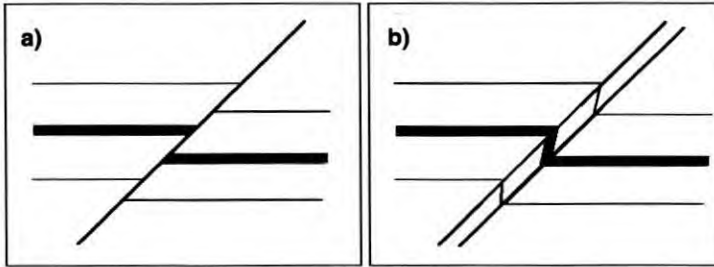


Abb. 31: Möglichkeiten bei der Diskretisierung von Störungen: a) als Flächenelement, b) als dreidimensionale Störungszone. Nach HARTLEY et al. (1996).

Da bei den Strömungsrechnungen ausschließlich grundwassergesättigte Bereiche berücksichtigt wurden, sind im Modell nur diejenigen Grubenfelder des Eisenerzbergwerks enthalten, die im Nachbetriebszustand geflutet sind (vgl. Abschnitt 3.1.4) und damit der gesättigten Zone angehören. Oberhalb des Niveaus des Nammer Stollens gelegene und damit ungeflutete Grubenteile wurden dagegen aus dem Modell herausgeschnitten und fanden bei den Simulationsrechnungen keine Berücksichtigung.

Der geologische Aufbau des Regionalmodells ist anhand einer perspektivischen 3D-Abbildung und zweier Modellschnitte in Tafel 1, Bilder a - c dargestellt. Die perspektivische Ansicht des Regionalmodells in Bild a zeigt die feine Diskretisierung im Bereich des Wesergebirges, die aufgrund des komplexen Verlaufs von Schichtausbissen und Morphologie erforderlich war. Im nördlichen Modellteil reichte dagegen eine vergleichsweise grobe Auflösung aus, um die geologische Situation im Bereich der Wesergebirgs-Randmulde und des Quetzener Sattels mit hinreichender Genauigkeit wiedergeben zu können.

5.2 Ergebnisse der Grundwasserströmungsanalysen

Sämtliche Strömungsanalysen wurden mit dem Rechenprogramm *NAMMU* durchgeführt. Die Berechnung des hydrodynamischen Druckes, dem Produkt aus der Wichte des Grundwassers und der errechneten Standrohrspiegelhöhe, erfolgte durch ein Finite-Elemente-Verfahren mit quadratischem Interpolationsansatz.

Die Randbedingungen am oberen Modellrand wurden als Druckpotentiale entsprechend der topographischen Höhe vorgegeben. Die vertikalen Modellränder und die Modellbasis stellen bei den Standard-Rechenläufen abflußlose Ränder dar (*no flow boundaries*), über die kein Grundwasserein- oder -ausstrom stattfindet. Im Rahmen der Variationsrechnungen wurden West-, Nord- und Ostrand mit hiervon abweichenden Randbedingungen belegt, um zu

untersuchen, ob eine hydraulische Wirkung dieser Ränder auf das Strömungsgeschehen im zentralen Modellgebiet vorliegt.

Im Regelfall liegt den Grundwasserströmungsanalysen der Referenzdatensatz für die hydraulischen Parameter zugrunde (vgl. Tab. 8). Die Ergebnisse der Rechnungen, bei denen Maximal- und Minimalwerte eingesetzt wurden, werden in Abschnitt 5.3 dargestellt.

Zur Visualisierung der Simulationsergebnisse wurden die errechneten hydrodynamischen Druckhöhen und die Vektorfelder des spezifischen Durchflusses (Filtergeschwindigkeit) als perspektivische 3D-Ansicht oder auf Schnittebenen durch das Modellgitter dargestellt. Die Auswertung der dreidimensionalen Druck- und Strömungsfelder erfolgte, indem das Regionalmodell durch eine Vielzahl von Schnitten in allen drei Raumrichtungen tomographiert wurde.

Druckverteilung

Tafel 2 beinhaltet verschiedene Darstellungen der errechneten hydrodynamischen Druckverteilung im Regionalmodell. Die Farbabstufungen geben die in der Legende bezifferten logarithmischen Druckhöhenintervalle in Pascal wieder. Rote und gelbe Farben kennzeichnen Gebiete hohen hydrodynamischen Druckes, von denen aus ein Grundwasserabstrom in Niedrigdruckgebiete erfolgt, welche durch grüne und blaue Farben dargestellt sind.

Aus der dreidimensionalen Ansicht der Druckverteilung auf der Modelloberfläche (Tafel 2a) können die Hauptabstromrichtungen oberflächennahen Grundwassers identifiziert werden. Als Gebiete hohen Druckpotentials heben sich morphologische Hochgebiete wie das Wesergebirge und die Bückeberge sowie der westlich vorgelagerte Harrl deutlich ab (vgl. auch Tafel 1, Abbildungen a und b).

Südlich des Wesergebirgskammes zeigt das Druckgefälle einen nach Süden gerichteten Grundwasserabstrom an. Nördlich des Wesergebirges liegt dagegen eine zunächst nordgerichtete Strömung vor, die im weiteren Verlauf von einer E-W orientierten Strömungskomponente überlagert wird. Letztere resultiert aus dem Grundwasserabstrom von den Bückebergen zur Weser. Weite Teile des nördlichen Modellgebietes weisen niedrige Druckpotentiale und geringe Gradienten auf. Der Abstrom des Grundwassers ist hier in den meisten Fällen zur Weser gerichtet.

In Tafel 2b) ist die Druckverteilung auf einem SSW-NNE-Schnitt dargestellt, der 9000 m östlich des Koordinatenbezugspunktes das zentrale Modellgebiet durchzieht. Eine Ausschnittsvergrößerung des Wesergebirgsbereichs enthält Tafel 2c. Im Bereich des Wesergebirges ist die Grundwasserscheide deutlich zu erkennen, von der aus eine bilaterale Druckabnahme nach Norden und Süden erfolgt. In der Mitte des Schnittes erkennt man zwei

durch den geringleitenden Münder Mergel getrennte Grundwassersysteme, zwischen denen deutliche Druckunterschiede bestehen. Das tiefere System, welches von den Schichten des Doggers und des Malms aufgebaut wird (vgl. Tafel 1c), weist im Kernbereich der Wesergebirgs-Randmulde Druckhöhen auf, die mit 0,7 bis 0,8 MPa weit über denjenigen im oberen System liegen, welches sich aus den Schichten der Bückeberg-Folge und der marinen Unterkreide zusammensetzt. Die gespannten Grundwasserverhältnisse im unteren Grundwassersystem sind auf das höhergelegene Neubildungsgebiet (Wesergebirge) und auf den gehemmten Druckausgleich mit dem ungespannten System im Hangenden des Münder Mergels zurückzuführen. Infolge von Reibungsverlusten gleichen sich die Druckhöhenunterschiede beider Systeme in Fließrichtung allmählich aus, wodurch im nördlichen Modellgebiet der Druckkontrast nahezu aufgehoben wird.

Diese Situation ist charakteristisch für weite Teile des Regionalmodells. So weisen auch Gebiete, die westlich oder östlich des dargestellten Schnittes liegen, eine nahezu identische Druckverteilung mit ebenfalls deutlicher Trennung beider Grundwassersysteme auf. Lediglich in der Nähe des westlichen und östlichen Modellrandes verwischen sich die Druckunterschiede, was auf den Einfluß der dort vorgegebenen Randbedingungen zurückgeführt werden kann.

Strömungsfelder

In Tafel 3 sind die auf der Grundlage des Referenzdatensatzes errechneten Vektoren des spezifischen Durchflusses auf verschiedenen Schnitten durch das Modellgebiet abgebildet. Durch die Vektordarstellung können Richtung und Betrag des spezifischen Durchflusses gemeinsam abgebildet werden. Richtung und Pfeillänge kennzeichnen die Raumlage eines Vektors, wobei die Pfeillänge die Größe der in der Schnittebene liegenden Richtungskomponente wiedergibt. Je kürzer ein Vektor dargestellt ist, desto größer ist der Winkel zwischen Schnittebene und der Vektorrichtung. Die durch Farbabstufungen dargestellten Vektorbeträge sind in logarithmische Intervalle gegliedert. Blaue Pfeile geben niedrige, orangene Farben hohe Beträge für den flächenbezogenen Volumenstrom wieder. Die angezeigten Richtungen und Beträge beziehen sich auf den spezifischen Durchfluß im Ursprungspunkt des Vektors.

Tafel 3a enthält die Vektordarstellung des spezifischen Durchflusses eines SSW-NNE-Schnittes durch den zentralen Teil des Modellgebietes (lagegleich mit Tafel 2b). Auch hinsichtlich der Grundwasserströmungsrichtungen bestehen im Bereich der Wesergebirgs-Randmulde merkbare Unterschiede zwischen tieferem und höherem Grundwassersystem. Im unteren Grundwassersystem (Dogger und Malm) dominiert ein schichtparalleler Abstrom nach Norden. In den Schichten im Hangenden des Münder Mergels (Serpulit, Bückeberg-Folge und marine Unterkreide) herrschen dagegen aufwärts bzw. senkrecht zur

Schnittebene verlaufende Strömungen vor. Im allgemeinen liegen die flächenbezogenen Volumenströme zwischen $1 \cdot 10^{-12}$ und $1 \cdot 10^{-10}$ m/s. Die geringdurchlässigen Schichtfolgen des unteren Doggers (Aalen), des Münder Mergels und der marinen Unterkreide sind durch niedrigere Beträge von $<1 \cdot 10^{-13}$ bis $1 \cdot 10^{-12}$ m/s gekennzeichnet.

Tafel 3c enthält die errechneten Vektorfelder in einer Ausschnittsvergrößerung der Umgebung der Grube Wohlverwahrt-Nammen.

Hinsichtlich der Orientierung der Strömungsvektoren und ihrer Beträge können in diesem Ausschnittsbereich drei Zirkulationssysteme (A bis C) voneinander abgegrenzt werden:

Zirkulationssystem A

Im Bereich des Wesergebirgskammes ist die unterirdische Wasserscheide deutlich erkennbar, die eine Aufspaltung des Grundwasserabstroms nach Süden und Norden bewirkt. Südlich der Grundwasserscheide infiltrierte Wässer treten nach verhältnismäßig kurzer Untergrundpassage größtenteils in die dem Wesergebirge südlich vorgelagerten pleistozänen Quartärablagerungen aus. Aufgrund der Abstromdivergenz wird ein Grundwasseraustausch zwischen dem System A und den nördlichen Zirkulationssystemen B und C unterbunden.

Zirkulationssystem B

Nördlich des Wesergebirgskammes infiltrierte Grundwässer fließen weitgehend schichtparallel in den Gesteinsserien des Doggers und des Malms dem Kernbereich der Wesergebirgs-Randmulde zu. Für die Gesteine des unteren Doggers (Aalen) errechneten sich aufgrund der geringen Durchlässigkeit sehr geringe flächenbezogene Volumenströme zwischen $1 \cdot 10^{-13}$ und $1 \cdot 10^{-11}$ m/s. Unter Berücksichtigung der effektiven Porosität von 0,01 (vgl. Tab. 8) entspricht dies Porengeschwindigkeiten von einigen Millimetern bis wenigen Zentimetern pro Jahr. Die darüberliegenden Schichten des oberen Doggers und des Malms weisen oberflächennah höhere spezifische Durchflüsse von $1 \cdot 10^{-10}$ bis $1 \cdot 10^{-8}$ m/s und Porengeschwindigkeiten von einigen Metern bis Zehnermetern pro Jahr auf. Im Norden, wo die Schichtfolge vom Münder Mergel überlagert wird, reduzieren sich die flächenbezogenen Volumenströme auf Werte zwischen $1 \cdot 10^{-12}$ und $1 \cdot 10^{-10}$ m/s. Zirkulationssystem B enthält die als geflutet modellierten Grubenfelder des Eisenerzbergwerks. Der hydrodynamische Einfluß des Absenkungsbereiches, durch den die hydraulische Wirkungsweise des Nammer Stollens als tiefegelegene künstliche Vorflut simuliert wurde, ist durch den bilateralen Grundwasserzuströmung erkennbar.

Zirkulationssystem C

Hinsichtlich der Vektorbeträge und -richtung läßt sich das Zirkulationssystem C deutlich von dem unterlagernden System B abgrenzen. Die Trennlinie zwischen beiden Systemen verläuft entlang der Liegendgrenze des Münder Mergels. Charakteristisch für den Münder Mergel sind vertikale, meist aufwärts gerichtete Grundwasserströmungen mit niedrigen Durchsätzen um $1 \cdot 10^{-12}$ m/s, die als Ausgleichsströmungen zwischen dem unteren gespannten und dem oberen freien Grundwasservorkommen angesehen werden können. Ein nennenswerter Grundwasserzustrom von System B durch das höhergelegene Zirkulationssystem C zur Modelloberfläche ist nicht erkennbar. Die errechneten Porengeschwindigkeiten liegen in der Größenordnung von wenigen cm/a. Orangefarbene Vektoren an der Oberfläche des Modellausschnitts zeigen hohe Grundwasserdurchsätze von bis zu $1 \cdot 10^{-6}$ m/s in den quartären Ablagerungen an.

Die im vorangegangenen beschriebene Strömungssituation läßt sich ebenso an Profilschnitten in westlichen und östlichen Bereichen des Wesergebirges erkennen. Lediglich in unmittelbarer Nähe des Westrandes des Modellgebietes wird der Einfluß der Weser durch Umbiegen der Vektorrichtungen nach Westen erkennbar.

In Tafel 3c ist die oberflächennahe Strömungssituation in Form eines horizontalen Schnittes, der das Regionalmodell in einer Tiefe von 0 m NN anschneidet, dargestellt. Gebiete mit Strömungsvektoren ähnlicher Orientierung wurden hier zu Abstromprovinzen zusammengefaßt, deren Begrenzungen in der Abbildung durch weiß gestrichelte Linien gekennzeichnet sind.

Zirkulationssystem ① umfaßt die Grundwasserströmungen, die vom Wesergebirge aus nach Süden gerichtet sind, und ist damit identisch mit dem System A in Tafel 3b.

Im nördlich der unterirdischen Wasserscheide des Wesergebirges gelegenen System ② findet ein fast ausschließlich nordgerichteter Abstrom statt, der etwa bis zur südlichen Verbreitungsgrenze des Münder Mergels reicht. Der mittlere flächenbezogene Durchfluß liegt in dieser Tiefe bei etwa $1 \cdot 10^{-9}$ m/s. Diese Abstromprovinz ist identisch mit dem Zirkulationssystem B in Tafel 3b. Sie enthält den bergbaulich beeinflussten Bereich des Wesergebirges, wobei allerdings der überwiegende Teil des Grubengebäudes oberhalb des dargestellten Niveaus von 0 m NN liegt. Auch anhand der horizontalen Strömungsmuster wird sichtbar, daß ein Grundwasserabstrom über die Verbreitungsgrenze des Münder Mergels hinaus nach Norden aufgrund der dort geringeren spezifischen Durchflüsse stark eingeschränkt wird. Im Süden verhindert die Grundwasserscheide des Wesergebirges einen Grundwasseraustausch zwischen den Zirkulationssystemen ① und ②.

Die Strömungssysteme ③ und ④ zeichnen das Verbreitungsgebiet des Münder Mergels, des Serpulits und der Bückeberg-Folge nach. Niedrige spezifische Volumenströme von $1 \cdot 10^{-12}$ bis

$1 \cdot 10^{-11}$ m/s (blaue Pfeile) im Süden des Systems ③ kennzeichnen das Ausstrichgebiet des geringleitenden Münder Mergels. Im nördlich anschließenden Gebiet, wo mit dem Serpult und der Bückeberg-Folge durchlässigere Schichtfolgen auftreten, herrschen sichtlich höhere spezifische Durchflüsse von $1 \cdot 10^{-10}$ bis $1 \cdot 10^{-8}$ m/s vor. Im Osten des Zirkulationssystems ③ ist der radiale Grundwasserabstrom im Bereich des Harrls erkennbar.

Der aufgrund der leichten Geländeneigung vorwiegend nordgerichteten Strömung im System ③ steht ein E-W bzw. ein SE-NW orientierter Abstrom aus den hochgelegenen Neubildungsgebieten der Bückeberge mit spezifischen Durchflüssen bis zu $1 \cdot 10^{-7}$ m/s gegenüber (System ④). Der Grund für die geringeren flächenbezogenen Volumenströme im Norden des Systems ④ liegt darin, daß in der Bückeberg-Folge nördlich des Mittellandkanals keine durchlässigen Wealdensandsteine mehr auftreten, weswegen für die Nordfazies der Bückeberg-Folge niedrigere Permeabilitäten angesetzt wurden (vgl. Tab. 7 und Tab. 8). Die nördliche Begrenzung der Systeme ③ und ④ wird durch die Schichtgrenze zwischen Bückeberg-Folge und mariner Unterkreide gebildet. Innerhalb dieser Grenzregion dominieren aufwärts gerichtete Vertikalströmungen. Sie sind die Folge der gehemmten Grundwasserzirkulation in den nördlich anschließenden geringleitenden Schluff- und Tonsteinen der marinen Unterkreide.

Das Verbreitungsgebiet der marinen Unterkreide (Systeme ⑤ und ⑥) ist flächendeckend durch sehr geringe spezifische Durchflüsse um $1 \cdot 10^{-12}$ m/s geprägt. Im südlich der Petershagener Störung gelegenen Zirkulationssystem ⑤ lassen sich schwache, vorwiegend westgerichtete Strömungen bzw. sehr geringe Grundwasseraufstiege durch die geringleitenden Horizonte der marinen Tonsteine erkennen. Gleiches gilt für das System ⑥ nördlich der Petershagener Störung, wobei aufgrund des dortigen geologischen Strukturbaus auch N-S-gerichtete Strömungen hinzukommen.

5.3 Variationsrechnungen

Wie in Abschnitt 4.1 erläutert, war aufgrund der Vorgabe hydrogeologisch nicht adäquater Randbedingungen für den West-, Nord- und Ostrand des Regionalmodells der Nachweis erforderlich, daß durch eine **Variation der Druckrandbedingungen** das Strömungs-geschehen im zentralen Teil des Modells nicht beeinflusst wird.

Zu diesem Zweck wurde für West- und Nordrand ein festes Druckpotential, entsprechend der mittleren Geländehöhe von 0,4 MPa vorgegeben. Für den Ostrand wurden abschnittsweise Werte von 0,4 bis 3 MPa angesetzt. Bei diesen Druckhöhen handelt es sich ebenfalls nicht um realistische Randbedingungen. Durch die explizite Definition von randlichen Druck-

potentialen wurden jedoch Grundwasserströmungen über die betreffenden Modellränder zugelassen und damit gegenüber stromlosen Randbedingungen grundlegend andere hydraulische Verhältnisse geschaffen. Dies ermöglichte es, die Auswirkungen veränderter Randbedingungen auf das Strömungsgeschehen im Regionalmodell zu untersuchen. Ferner konnte kontrolliert werden, ob die in Abschnitt 4.1 erwähnte Forderung erfüllt ist, wonach die Entfernung der Modellränder von der Umgebung des Grubengebäudes so groß sein muß, daß eine Variation der Druckrandbedingungen nicht auf die Gestalt des dortigen Strömungsfeldes einwirkt. Die Auswirkungen einer Variation der Randbedingungen auf die Strömungssituation im Regionalmodell sind in Abb. 32 am Beispiel der errechneten horizontalen Strömungsfelder in einer Tiefe von 0 m NN dargestellt.

In der linken Abbildung ist die Strömungssituation dargestellt, die bei geschlossenen Vertikalrändern (Standard-Rechenfall) errechnet wurde. Sie ist identisch mit der Farbdarstellung in Tafel 3, Bild a. Die rechte Abbildung zeigt die Fließrichtungen, die bei einer zugelassenen Grundwasserströmung über die mit expliziten Druckrandbedingungen belegten, vertikalen Modellränder (West, Ost- und Nordrand) ermittelt wurden.

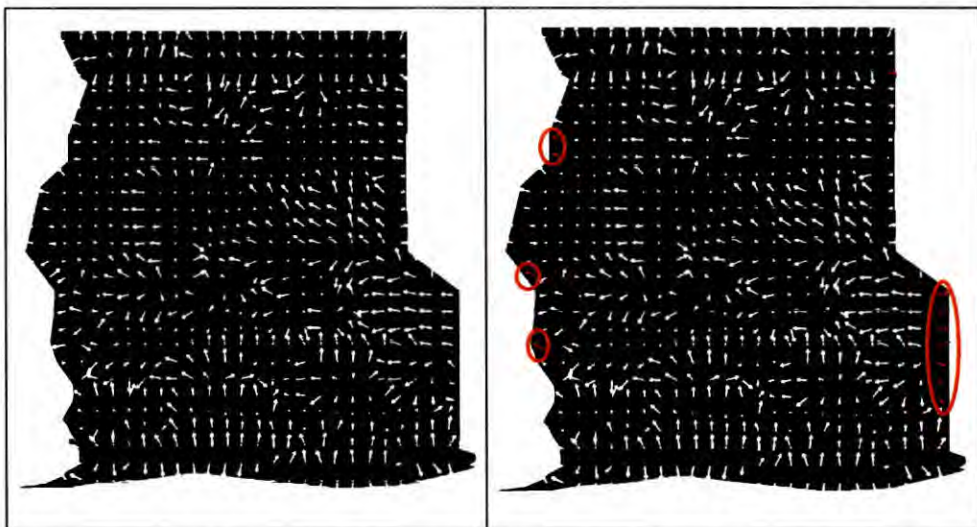


Abb. 32: Vergleich der Strömungsfelder bei unterschiedlichen Randbedingungen.
 Horizontalschnitt $z = 0$ m NN, Referenzfall , *links*: vertikale Ränder und Modellbasis geschlossen, *rechts*: West-, Nord- und Ostrand offen, abweichende Strömungsrichtungen sind markiert.

Im Vergleich zeigen sich in unmittelbarer Nähe des West- und Ostrandes abweichende Strömungsrichtungen, z.B. in der Nähe des mittleren Teils des Westrandes. Stärker wirken sich die veränderten Randbedingungen am Ostrand des Modells aus. Bei expliziter Vorgabe

von Druckrandbedingungen (rechte Abbildung) wurde für das Gebiet der Bückeberge ein ostgerichteter Abstrom in unmittelbarer Randnähe errechnet. Die Strömungssituation am Modellnordrand ist in beiden Fällen nahezu identisch.

Hinsichtlich der Strömungssituation in der Grubenumgebung lassen sich keine Unterschiede erkennen. Mit Ausnahme schmaler Zonen entlang der betreffenden Ränder ergeben sich von den Richtungen der Vektoren her identische Strömungsmuster. Wie Auswertungen von Ausschnittsvergrößerungen ergaben, beschränkt sich der hydraulische Einfluß der Ränder tatsächlich auf einen Umgebungsbereich von wenigen 100 m. Dies bedeutet, daß sämtliche Modellränder ausreichend weit vom problemrelevanten Bereich entfernt liegen. Eine Variation der dortigen hydraulischen Randbedingungen übt keinen Einfluß auf das Strömungsfeld in der Umgebung des bergbaulich beeinflussten Gebietes aus. Insofern beeinträchtigt die hydrogeologisch nicht realistische Definition geschlossener Randbedingungen nicht die Aussagen der Rechenergebnisse zum Umfeld der Grube Wohlverwahrt-Nammen.

In weiteren Rechenläufen wurden die Auswirkungen einer **Variation der hydraulischen Parameter** Permeabilität und effektive Porosität auf die Strömungssituation im Regionalmodell untersucht. Hierzu wurden die für den Referenzdatensatz errechneten Strömungsfelder mit denjenigen verglichen, die sich nach dem Einsetzen maximaler bzw. minimaler Werte für die hydraulischen Parameter (vgl. Tab. 8) ergaben. Ziel war es zu überprüfen, ob aus der Variation der hydraulischen Parameter der einzelnen hydrogeologischen Einheiten abweichende Strömungsrichtungen resultieren. In diesem Fall hätte es nicht genügt, die Strömungsfelder, die sich auf der Basis des Referenzdatensatzes ergeben, zur Abgrenzung des transportrelevanten Modellausschnitts heranzuziehen. Der Vergleich zeigte deutliche Unterschiede bei den Vektorbeträgen. So wurden im Fall maximaler hydraulischer Parameter vor allem im Bereich der Strömungssysteme ③ und ④ spezifische Durchflüsse errechnet, die um etwa eine Größenordnung über den Werten lagen, die aus dem Referenzdatensatz resultierten. Die Strömungsrichtungen waren dagegen mit denen des Referenzfalles identisch. Auch die Ergebnisse der Minimalfallrechnungen ließen nur Unterschiede hinsichtlich der spezifischen Volumenströme erkennen; abweichende Fließrichtungen ergaben sich dagegen nicht.

Die **Variation der hydraulischen Leitfähigkeit von Störungszonen** ergab, daß Veränderungen in den Strömungsrichtungen in der Regel auf die unmittelbare Umgebung der Störungen beschränkt sind. Eine Ausnahme bildet die Störungzone im Raum Bad Eilsen (Tafel 1a und b). Aus einer Permeabilitätserhöhung um den Faktor 100 gegenüber der ungestörten Umgebung resultierte ein Aufstieg geringer Grundwassermengen aus dem tiefergelegenen gespannten Grundwassersystem bis hin zur Modelloberfläche. Eine Rückwirkung

auf das mehr als 2 km südwestlich gelegene Fließsystem in der Grubenumgebung bestand jedoch nicht.

Die Auswertung der errechneten Strömungsfelder zeigte, daß die Genese der Mineralwässer aus hydrodynamischer und hydrochemischer Sicht nicht nur nach der Modellvorstellung von DIENEMANN & FRICKE (1961) erklärt werden kann. Nach den Ergebnissen der Strömungsrechnungen wäre die Entstehung der Bad Eilsener Schwefelwässer auch durch einen bilateralen Zustrom oberflächennahen Grundwassers vom Harrl und den südlichen Ausläufern der Bückeberge zum Tal der Aue, in dem die Ortschaft Bad Eilsen liegt, denkbar. Während der Untergrundpassage treten die Grundwässer sowohl mit den oberflächennahen Partien des Münder Mergels (Herkunft der Ca^{2+} -, Mg^{2+} - und SO_4^{2-} -Gehalte) als auch mit dem im Hangenden gelegenen bituminösen Serpilit (Sulfatreduktion) in Kontakt. Ein störungsgebundener Grundwasseraufstieg aus größeren Tiefen (Malm-Kalke) zur Erklärung der Herkunft der Bad Eilsener Mineralwässer ist daher nicht zwingend notwendig.

Aufgrund der geringen vertikalen Druckunterschiede im nördlichen Modellgebiet wirkt sich eine Variation der Durchlässigkeit der Petershagener Störung und der Randstörungen des Quetzener Sattels in nur sehr geringem Maße aus und ist jeweils auf die unmittelbare Umgebung von wenigen 100 m beschränkt. Der aufwärts gerichtete spezifische Durchfluß innerhalb der Störungszone war selbst im Fall einer 1000-fachen Permeabilitätserhöhung vernachlässigbar gering.

Aus den Ergebnissen der Variationsrechnungen läßt sich zusammenfassend erkennen, daß bei einer Veränderung der hydraulischen Parameterwerte bzw. der Randbedingungen die Orientierungen der Strömungsvektoren nahezu unverändert bleiben. Für die nachfolgenden Rechnungen bedeutet dies:

- Die Randbedingungen an den vertikalen Modellgrenzen üben keinen Einfluß auf die Strömungsrichtungen im zentralen Modellteil aus. Insofern kann die Begrenzung des Lokalmodells zur transportrelevanten Umgebung der Grube Wohlverwahrt-Nammen auch aus einem regionalen Strömungsfeld mit hydrogeologisch unrealistischen Randbedingungen abgeleitet werden.
- Ebenso wenig führt eine Variation der hydraulischen Parameter zu veränderten Strömungsrichtungen im zentralen Modellgebiet. Dies bedeutet, daß die Ergebnisse der Strömungsrechnungen, die auf dem Referenzdatensatz der hydraulischen Parameter beruhen, ebenfalls zur Abgrenzung des Lokalmodells herangezogen werden können.

5.4 Abgrenzung eines transportrelevanten Modellausschnitts für die lokalen Transportmodelle

Aus der regionalen Strömungssituation war es nunmehr möglich, dasjenige Gebiet zu identifizieren, in dem aus hydrodynamischer Sicht potentiell die Möglichkeit des Transportes gelöster Schwermetalle aus den versetzten Bereichen der Grube Wohlverwahrt-Nammen zur Modelloberfläche (Biosphäre) gegeben ist. Es konnten dadurch die Umrandungen des Lokalmodells, d.h. die „transportrelevante“ Umgebung der Grube, festgelegt werden. Die Umgrenzungen des transportrelevanten Raumes finden sich in verschiedenen Darstellungen in Tafel 4. Tafel 4a zeigt die Vektoren des spezifischen Durchflusses auf einem SSW-NNE-Schnitt durch den Wesergebirgsbereich und dessen nördliches Vorland (lagegleich mit Tafel 3b). Die Umrandungen des Lokalmodells sind durch eine weiß gestrichelte Linie markiert.

Als **südliche Begrenzung** wurde die unterirdische Wasserscheide des Wesergebirges gewählt. Ein Abstrom von gelösten Schwermetallen aus dem versetzten Grubengebäude über die Grundwasserscheide des Wesergebirges hinaus in das mehr als 1 km südlich gelegene Zirkulationssystem A (vgl. Tafel 3, Bild b) ist aufgrund der Strömungsrichtung ausgeschlossen. Deshalb konnte bei weiteren Modellrechnungen eine Berücksichtigung des Zirkulationssystems A entfallen. Die Wahl der Grundwasserscheide als südliche Begrenzung bietet den Vorteil, daß hier bei weiteren Rechnungen eine stromlose Randbedingung angesetzt werden kann.

Die **nördliche Begrenzung** orientiert sich an der südlichen Ausbißlinie des Münder Mergels. Die geringleitende hydraulische Eigenschaft dieser hydrogeologischen Einheit läßt sich im Druckfeld des Regionalmodells (Tafel 2, Bild b) durch die Trennung beider Grundwasserstockwerke bis weit nach Norden erkennen. Auch die in Tafel 3 dargestellten geringen spezifischen Volumenströme zeigen deutlich, daß der Münder Mergel eine nur sehr geringe Möglichkeit des Grundwasseraufstiegs bietet. Zwar ist nicht auszuschließen, daß der Münder Mergel in Störungszonen eine lokal erhöhte Permeabilität aufweist, die z.B. als Erklärung für den Aufstieg schwefelhaltiger Ca-Mg-SO₄-Wässer bei Bad Eilsen herangezogen wird. Es handelt sich hierbei aber um lokal begrenzte Grundwasseraufstiegszonen, die zudem außerhalb der Abstromrichtung und in weiter Entfernung zum versetzten Grubengebäude liegen.

Als Konsequenz muß davon ausgegangen werden, daß der Münder Mergel bei einem nordgerichteten Abstrom gelöster Schwermetalle aus dem Grubengebäude eine wirksame Abdichtung gegenüber hangenden Gesteinsserien gewährleistet. Weiter nördlich auftretende, sehr gering durchlässige Ablagerungen der marinen Unterkreide bilden eine weitere, mehrere 100 m mächtige Barriere gegen einen Grundwasseraufstrom aus dem Liegenden zur Modelloberfläche. Diese regionalgeologische Situation spricht dagegen, daß schwer-

metallhaltige Grundwässer, die im Liegenden des Münder Mergels nach Norden strömen, an irgendeiner Stelle an die Oberfläche gelangen können. Das Gebiet, welches potentiell von einem Stoffeintrag in die Biosphäre betroffen sein könnte, kann daher auf den Bereich zwischen der Grundwasserscheide des Wesergebirges und der Ausstrichlinie des Münder Mergels im Norden begrenzt werden.

Der Schnitt in Tafel 4b zeigt die hydrogeologischen Einheiten, die im Lokalmodell enthalten sind. Aufgrund des geringen Grundwasseraustauschs über die Hangendgrenze des Bajocs wurde auf eine weitere Darstellung der hydrogeologischen Einheiten des unteren Doggers (Aalen und Bajoc) im Lokalmodell verzichtet, wobei jedoch der Einfluß des Grundwasserzustroms durch die Übernahme der dort errechneten Druckpotentiale als Randbedingung für die Basis des Lokalmodells auch bei weiteren Rechnungen Berücksichtigung fand (vgl. Abschnitt 6.1.1).

In Tafel 4c sind die Umrandungen des Lokalmodells als perspektivischer 3D-Ausschnitt dargestellt. Die östliche Begrenzung wurde etwa 2,5 km westlich des Ostrandes des Regionalmodells angesetzt, da die Auswertung von Strömungsfeldern auf W-E gerichteten Schnitten ergab, daß ein Abstrom gelöster Stoffe aus dem Grubengebäude in dieses Gebiet aufgrund der Fließrichtungen ausgeschlossen werden kann.

6 Analyse der Grundwasserströmungssituation in der lokalen Umgebung der Erzgrube

Zur detaillierten Analyse der hydrodynamischen Situation in der Umgebung des Eisenerzbergwerks Wohlverwahrt-Nammen wurden sowohl drei- als auch zweidimensionale Modelle eingesetzt. Das Ziel des dreidimensionalen Lokalmodells bestand in der Untersuchung der Strömungssituation in der unmittelbaren Umgebung des Grubengebäudes. Die Ergebnisse dieser Rechnungen zeigten, daß die Strömungssituation in der Umgebung der Grube Wohlverwahrt-Nammen auch durch zweidimensionale Modelle ausreichend genau wiedergegeben werden kann. Durch den Vergleich der 2D- und 3D-Modelle bezüglich der errechneten Strömungsfelder konnte die Zulässigkeit dieser Vereinfachung nachgewiesen werden, so daß die Simulation des Schadstofftransportes in der Grubenumgebung - unter erheblicher Einsparung an Rechenaufwand - ausschließlich mittels zweidimensionaler Vertikalmodelle vorgenommen werden konnte. Im folgenden wird auf den Aufbau der verschiedenen Lokalmodelle und die jeweiligen Rechenergebnisse nacheinander eingegangen.

6.1 Dreidimensionale Strömungsanalysen

6.1.1 Aufbau des dreidimensionalen Lokalmodells

Modellgitter

In Abb. 33 sind Lage und Umgrenzung des Lokalmodells nach den Ergebnissen der Regionalmodellrechnungen dargestellt. Es erstreckt sich über 12,5 km von der Weser im Westen bis zum Tal der Schermbeeke im Osten. Nach Süden reicht das Modellgebiet bis zur Grundwasserscheide des Wesergebirges, die etwa entlang der Schichtgrenze zwischen Bajoc und Bathon verläuft. Die Nordgrenze orientiert sich am Ausbiß der Schichtgrenze zwischen Unterem Tithon und dem Münder Mergel. Diese erstreckt sich zwischen den Ortschaften Lerbeck und Kleinenbremen, 1,9 km nördlich des Wesergebirgskammes.

Jüngere Schichtfolgen im Hangenden des Münder Mergels (Serpulit, Bückeberg-Folge und marine Unterkreide) sind daher nicht mehr im Modell enthalten. Gleiches gilt für die tieferen Einheiten des Doggers (Aalen und Bajoc) sowie die im Regionalmodellgebiet enthaltenen Störungen. Durch das Lokalmodell wird der geologische Strukturbau des Wesergebirges und dessen nördlichen Vorlandes bis in eine Tiefe von 400 m erfaßt.

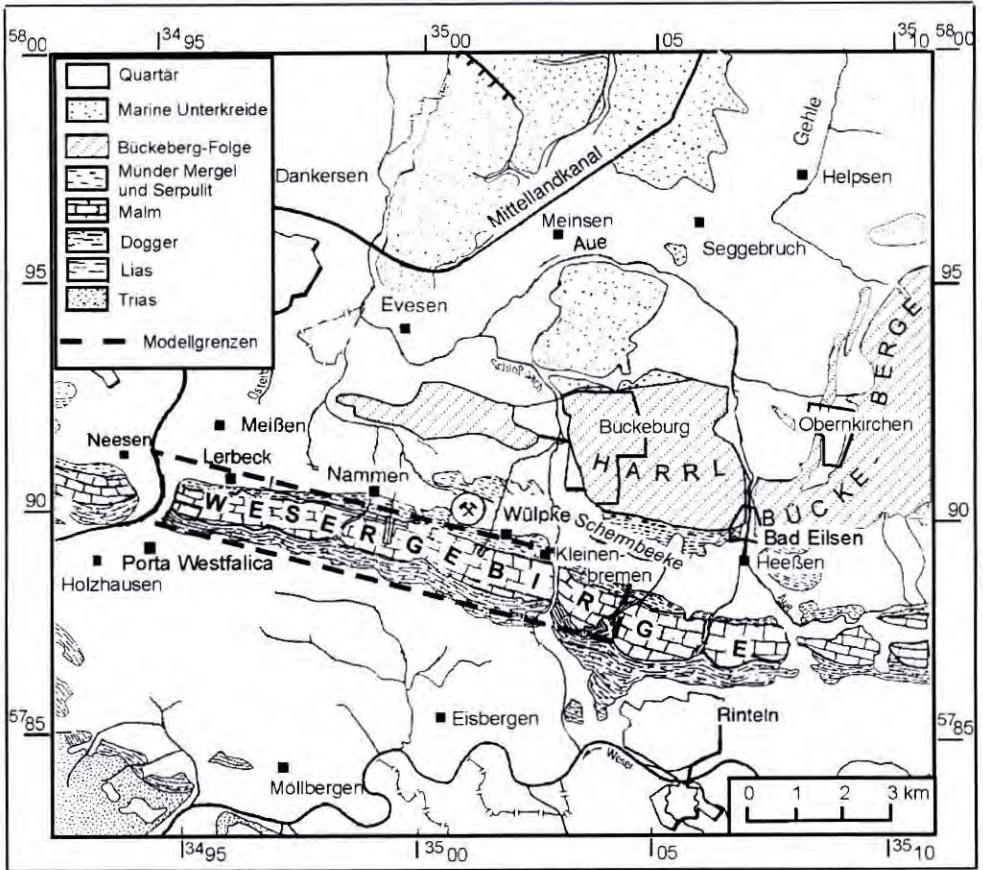


Abb. 33: Lage und Umgrenzung des Lokalmodelles.

Zum Aufbau des dreidimensionalen Modellgerüsts wurden 13 Rechenschnitte, die im Bereich des Lokalmodellgebietes liegen, aus dem Regionalmodell übernommen. Die Patches, durch die im Regionalmodell die Schichten des unteren Doggers (Aalen und Bajoc) diskretisiert worden waren, wurden abgetrennt und der etwa 2,5 km breite Rand an der Ostgrenze des Regionalmodells entfernt.

Jede der 11 verbliebenen hydrogeologischen Haupteinheiten wurde in E-W-Richtung durch 28 Patches aufgelöst. Dazwischen wurden 15 weitere Rechenschnitte in das Modellgitter eingefügt. Durch die geometrische Überarbeitung des Rechengitters konnte eine gegenüber dem Regionalmodell deutlich bessere Auflösung der geologischen Strukturen erzielt werden.

Der Zugewinn an geometrischen Stützstellen war auch für eine genauere Darstellung der Modelloberfläche wichtig, da letztere die Verteilung der Druckhöhen am oberen Modellrand vorgibt. Auf diese Weise konnte zum Beispiel der vermutete Absenkungsbereich in der Umgebung des durch den Nammer Stollen entwässerten Grubengebäudes besser wiedergegeben werden als im vergleichsweise grob diskretisierten Regionalmodell.

Eine weitere Veränderung gegenüber dem Regionalmodell betraf die Gliederung des Kimmeridge von zwei in drei hydrogeologische Einheiten. Mittlerer und Oberer Kimmeridge wurden in separate hydrogeologische Einheiten untergliedert. Durch diese Aufteilung wurde im Vorfeld der Transportrechnungen den Ergebnissen geochemischer Untersuchungen an der Universität Bonn entsprochen, bei denen sich deutliche Unterschiede zwischen Mittlerem und Oberem Kimmeridge hinsichtlich der Sorptionskapazität gegenüber Cadmium ergaben.

Um einen abrupten horizontalen Faziesprung zu vermeiden, wurde zwischen den bestehenden hydrogeologischen Einheiten Porta-Sandstein (sandige Westfazies) und Macrocephalenton (tonige Ostfazies) eine etwa 2 km breite Übergangszone eingefügt und mit intermediären Parameterwerten belegt (vgl. Tab. 9).

Auch die dreidimensionale Geometrie des zukünftig gefluteten Grubengebäudes wurde überarbeitet. Um versetzte und unversetzte Grubenbereiche unabhängig voneinander mit eigenen Materialparametern belegen zu können, erfolgte eine Unterteilung in zwei hydrogeologische Einheiten. Dabei wurden die Versatzbereiche im westlichen und zentralen Teil des Westfeldes ebenso wie diejenigen im östlichen Westfeld zusammengefaßt und in Form zweier zusammenhängender Versatzzonen dargestellt. Somit besteht das Lokalmodell insgesamt aus 20 hydrogeologischen Schichteinheiten.

In Abb. 34 ist eine 3D-Ansicht des Rechengitters des Lokalmodells dargestellt. Infolge der starken Gitterverfeinerung besteht das dreidimensionale Rechengitter des Lokalmodells aus 6302 Patches und 56.963 Knoten. Es enthält damit eine nur unwesentlich geringere Anzahl an Interpolations-Stützstellen als das Rechengitter des Regionalmodells, das eine mehr als 10-fach größere Gebietsfläche abdeckt.

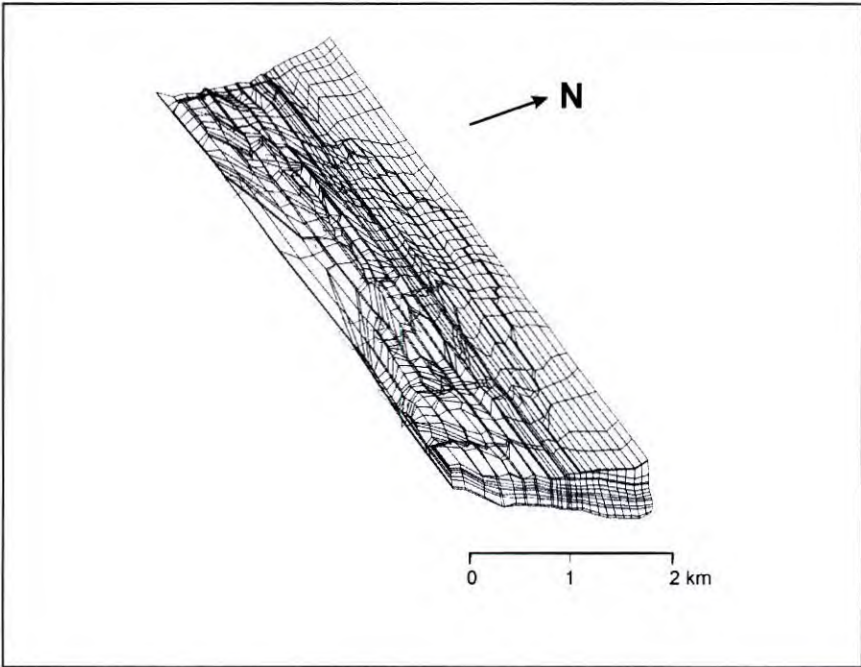


Abb. 34: Perspektivische Ansicht des dreidimensionalen Gitters des Lokalmodells aus SE.

Hydraulische Parameter und Randbedingungen

Den neugegliederten hydrogeologischen Einheiten Kimmeridge, Unteres Callov und dem Grubengebäude wurden gegenüber dem Regionalmodell abweichende Werte für Permeabilität und effektive Porosität zugewiesen (Tab. 9).

Um das Lokalmodell in das regionale Strömungsgeschehen seiner Umgebung einzubinden, wurden seine hydraulischen Randbedingungen aus dem Druckfeld des Regionalmodells abgeleitet. Eine direkte Übertragung von Druckwerten aus dem Regionalmodell auf die Randknoten des Lokalmodells war nicht möglich, da durch die Gitterüberarbeitung den Rändern des Lokalmodells neue Knoten hinzugefügt oder bestehende Randknoten aus ihrer ursprünglichen Lage verschoben bzw. gänzlich eliminiert worden waren.

Diese Situation erforderte ein komplexeres Verfahren für die Ableitung der Randbedingungen des Lokalmodells aus dem Druckfeld des Regionalmodells. Hierzu wurde eine Strömungsrechnung durchgeführt, bei der das grobe Regionalmodellgitter mit dem Feingitter des Lokalmodells überlagert wurde. Die Übertragung der Druckwerte von den Knoten im Regionalmodell auf die neuen bzw. verschobenen Knoten des Lokalmodells erfolgte nach einem quadratischen Interpolationsansatz.

Hierbei wurden die hydraulischen Materialparameter des Lokalmodells zugrunde gelegt. Auf diese Weise wurde dem Lokalmodellgitter vorübergehend das Druckfeld des Regionalmodells aufgeprägt. Im letzten Schritt erfolgte die Speicherung der an den Randknoten des Lokalmodells errechneten Druckwerte in einer separaten Datei. Aus dieser wurden bei nachfolgenden Strömungsrechnungen die Druckwerte eingelesen und als Randbedingungen an den betreffenden Rändern des Lokalmodells angesetzt.

Tab. 9: Hydraulische Parameter der neu gegliederten hydrogeologischen Einheiten im Lokalmodell.

Hydrogeologische Einheit	Fazies (Untereinheit)	Permeabilität ¹⁾ [m ²]				effektive Porosität ¹⁾		
		Min. ³⁾	Ref. ³⁾	Max. ⁴⁾	AF ⁵⁾	Min.	Ref.	Max.
O. Kimmeridge		1E-16	1E-15	8E-14	0,2	0,001	0,01	0,05
M. Kimmeridge		3E-16	7E-15	3E-13	0,05	0,001	0,01	0,05
U. Kimmeridge		4E-16	1E-14	4E-13	0,05	0,001	0,01	0,05
U. Callov	Porta-Sandstein (W)	5E-15	5E-14	5E-13	-	0,02	0,06	0,12
	Übergangszone	1E-16	1E-15	1E-14	-	0,01	0,03	0,08
	Macrocephalenton (E)	5E-18	5E-17	5E-16	-	0,001	0,01	0,02
Grubengebäude	unversetzt	1E-11	1E-10	1E-9	-	0,30	0,40	0,50
	versetzt	1E-17	1E-15	1E-14	-	0,05	0,15	0,25

¹⁾ für Tiefenniveau < 100 m u. GOK, ²⁾ Minimalfall, ³⁾ Referenzfall, ⁴⁾Maximalfall,

⁵⁾ Anisotropiefaktor zur Reduktion der vertikalen Permeabilität.

6.1.2 Ergebnisse der Grundwasserströmungsanalysen

Auch beim Lokalmodell wurden stationäre Strömungsvorgänge unter ausschließlicher Betrachtung der grundwassergesättigten Zone simuliert. Wie bei den Regionalmodellrechnungen wurden zur Analyse der hydrodynamischen Situation die Vektorfelder des spezifischen Durchflusses auf Schnittebenen in allen drei Raumrichtungen ausgewertet.

Exemplarisch sind dazu drei Schnitte in Tafel 5 dargestellt:

Tafel 5a: hydrogeologische Einheiten des Lokalmodells entlang eines SSW-NNE-Profiles 9000 m östlich des Modellkoordinatenbezugspunktes.

Der Koordinatenbezugspunkt des Regionalmodells wurde beibehalten

Tafel 5b: lagegleicher Schnitt mit errechnetem Vektorfeld des spezifischen Durchflusses

Tafel 5c: Vektorfeld des spezifischen Durchflusses auf einem Horizontalschnitt (+50 m NN)

Die Ergebnisse der Strömungsrechnungen können anhand der Abbildungen auf Tafel 5 wie folgt zusammengefaßt werden:

Vertikales Strömungsfeld (Tafel 5b)

- Strömungsrichtungen, die in der Schnittebene liegen, dominieren. Kurze Fließpfeile, die mehr oder weniger senkrecht zur N-S-Ebene verlaufende Strömungsrichtungen anzeigen, sind dagegen selten.
- Größtenteils liegt ein nordgerichteter Grundwasserabstrom vor, der dem Schichteinfall folgt. Abweichend hiervon herrschen in den geringer permeablen Schichten des oberen Doggers (Macrocephalenton und Ornatenton) vertikale Fließrichtungen vor. Der spezifische Durchfluß liegt hier zwischen $1 \cdot 10^{-12}$ und $1 \cdot 10^{-11}$ m/s Die im Süden ins Liegende und im Norden aufwärts gerichteten Strömungen resultieren vermutlich aus dem Druckausgleich zwischen den höherpermeablen Schichten des Bathon (Cornbrash) im Liegenden und des unteren Malms im Hangenden, die eine um ein bis zwei Größenordnungen höhere Permeabilität aufweisen.
- Der Einfluß der Grube Wohlverwahrt-Nammen auf das umgebende Strömungsfeld ist als bilateraler Zustrom zum Absenkungszentrum deutlich zu erkennen. Südlich der Versatzbereiche anschließende, höhergelegene Grubenbereiche zeichnen sich durch hohe spezifische Volumenströme um $1 \cdot 10^{-5}$ m/s aus. Die Ursache liegt in der hohen Permeabilität, die für die unversetzten Grubenfelder vorgegeben wurden.

Horizontales Strömungsfeld (Tafel 5c)

- Im zentralen Teil des Schnittes zeigt sich eine deutliche Dominanz nordgerichteter Grundwasserströmungen. In dieser Zone liegen auch die in diesem Teufenniveau angeschnittenen Bereiche des teilversetzten Westfeldes (weiß gestrichelte Umgrenzungslinie). Den Ergebnissen der Strömungsrechnungen zufolge würden die unterhalb des Nammer Stollens gelegenen versetzten Grubenräume in der Nachbetriebsphase einem einheitlich nordgerichteten Grundwasserabstrom mit spezifischen Durchflüssen zwischen $1 \cdot 10^{-10}$ und $1 \cdot 10^{-9}$ m/s unterliegen.
- Östlich und westlich der nordgerichteten Abstromzone treten – bedingt durch das unregelmäßige Oberflächenrelief des Wesergebirges - auch west- oder ostgerichtete Strömungsvektoren mit unterschiedlichen Beträgen auf. In tiefergelegenen Horizontalschnitten sind diese E-W-Strömungen kaum noch vorhanden.

Da durch die Strömungsrechnungen sowohl im Regionalmodell als auch im Lokalmodell nachgewiesen werden konnte, daß in der Umgebung des Grubengebäudes eine gleichmäßige Orientierung der Strömungsrichtungen nach Norden vorliegt, bot es sich an, weitere Rechnungen mit zweidimensionalen Vertikalmodellen durchzuführen, deren Lage in Hauptströmungsrichtung orientiert ist. Diese Vereinfachung war im vorliegenden Fall zulässig, da der Fehler durch die Vernachlässigung von senkrecht zur Modellebene verlaufenden Strömungskomponenten vertretbar gering ist und die Strömungssituation somit ausreichend genau erfasst werden konnte.

Die Reduktion der Rechenmodelle auf zwei Dimensionen bietet erhebliche Vorteile:

- der Aufwand bei der Modellerstellung ist wesentlich weniger gering, da Aufbau und Verbindung einer Vielzahl hintereinander gestaffelter Profile entfallen.
- die Kontrolle und Auswertung der Rechnungen ist wesentlich einfacher, da sämtliche Ergebnisse auf einer Schnittebene dargestellt werden können. Die zur Kontrolle der dreidimensionalen Rechnungen erforderliche, zeitaufwendige Tomographie räumlicher Modelle durch eine Vielzahl von Schnitten entfällt.
- der Rechenaufwand (Speicherplatz, Rechenzeit) ist deutlich geringer. Dies gilt insbesondere für die numerisch aufwendigen Transportrechnungen.

Vor allem der letzte Punkt war für den Erfolg der weiteren numerischen Analysen entscheidend. Versuchsweise durchgeführte Transportrechnungen hatten gezeigt, daß befriedigende Ergebnisse im dreidimensionalen Lokalmodell infolge des ausufernden Bedarfs an Hardwareressourcen und Rechenzeit nicht erzielt werden konnten. Ohne den Übergang von dreidimensionalen auf zweidimensionale Modelle wäre insbesondere die Durchführung von 99 Transportrechnungen für die Unsicherheitsanalyse (Kap. 9) nicht möglich gewesen.

6.1.3 Aufbau der zweidimensionalen Lokalmodelle

Modellgitter

Als Grundlage für den Aufbau der 2D-Modelle wurde der im vorangegangenen wiederholt dargestellte SSW-NNE-Schnitt ausgewählt, der 9000 m östlich des Koordinatenbezugspunktes des Regional- und Lokalmodells liegt. Dieser Modellschnitt, dessen Lage in der geologischen Übersichtskarte in Abb. 35 dargestellt ist, verläuft etwa 0,5 km westlich der Ortschaft Wülpe unweit des Nammer Stollens. Wie aus Tafel 5c ersichtlich, liegt der Modellschnitt inmitten der nordgerichteten Abstromzone und ist damit hinsichtlich seiner Lage repräsentativ für das Strömungsgeschehen im Umfeld der Grube Wohlverahrt-Nammen.

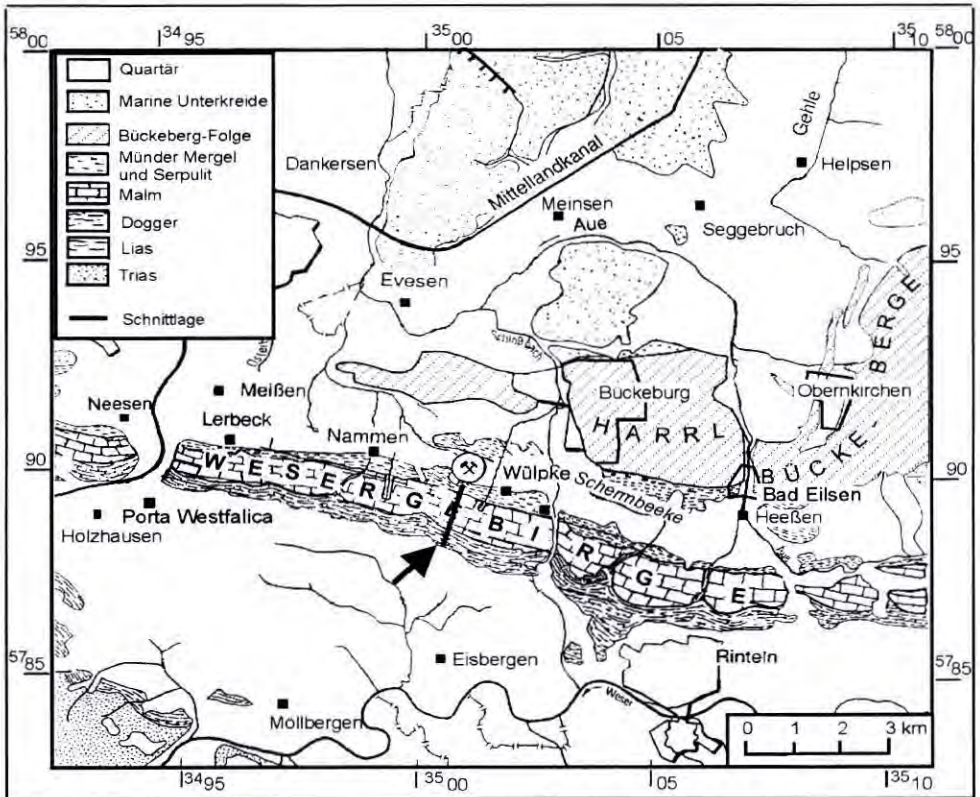


Abb. 35: Lage des für die zweidimensionalen Strömungs- und Transportrechnungen ausgewählten Profilschnitts.

Das geologisch-geometrische Modellgerüst wurde nicht dem bestehenden Rechengitter des Lokalmodells entnommen, sondern neu konstruiert. Als Vorlage diente das geologische S-N-Profil entlang des Nammer Stollens aus MICHEL (1992), welches ca. 50 m östlich des Rechenschnittes verläuft. Zur Digitalisierung der Rechenetze wurde dieselbe Technik eingesetzt wie bei der Erstellung der zweidimensionalen Gitter für das Regionalmodell.

Aufgrund des erheblich geringeren Arbeitsaufwandes für den Aufbau des zweidimensionalen Modellgitters war es möglich, eine Variation der Modellgeometrie durchzuführen, um verschiedene Möglichkeiten der hydraulischen Wirkung des Nammer Stollens auf die Gestalt der Grundwasseroberfläche untersuchen zu können.

Aufgrund fehlender Grundwassermeßstellen ist der heutige Verlauf der Grundwasseroberfläche im Bereich der Grube Wohlverwahrt-Nammen nicht bekannt. Sicher ist, daß durch die Grubenwasserhaltung im Bergwerk eine Grundwasserabsenkung erfolgt. Ob diese jedoch

das gesamte Hangende betrifft oder lediglich auf die Entwässerung des Korallenooliths beschränkt ist, ist umstritten. Erschwerend für die vorliegenden Modellrechnungen kommt hinzu, daß hier nicht der heutige hydraulische Zustand relevant ist, sondern daß der Nachbetriebszustand simuliert wird, bei dem aufgrund des Ausfalls der pumpenbetriebenen Grubenwasserhaltung der Nammer Stollen die Vorflut für die Grubenwässer bildet. Da sich diese zukünftigen hydraulischen Zustände von der heutzutage meßbaren Situation grundlegend unterscheiden, ist keine zuverlässige Prognose des zukünftigen Verlaufs der Grundwasseroberfläche im Bereich der Grube möglich. Um die Auswirkungen dieser Unsicherheiten zu untersuchen, wurden drei mögliche grubenhydraulische Zustände untersucht.

Hierfür wurden drei verschiedene Rechenschnitte mit unterschiedlichem Verlauf der Modelloberfläche (= Grundwasseroberfläche) erstellt (Tafel 6). Ihnen liegen folgende Annahmen zugrunde:

- **Modell Typ A** (Tafel 6a): Die hydraulische Wirkung des Entwässerungsstollens führt zu einer Grundwasserabsenkung, die das gesamte Hangende des Grubengebäudes betrifft. Es handelt sich um die gleiche Hypothese, die der Erstellung der 3D-Rechengitter von Regional- und Lokalmodell zugrunde lag. Das Absenkungszentrum liegt auf dem Niveau der Stollensohle bei knapp +100 m NN (siehe Abschnitt 3.1.4). Der Absenkungsbereich besitzt eine asymmetrische Geometrie. Die Grundwasseroberfläche steigt südlich des Absenkungszentrums infolge der hohen Durchlässigkeit offener Grubenräume, vermutlich der Grubensohle folgend, flach nach Süden an. Im Norden erfolgt ein steiler Anstieg der Grundwasseroberfläche, da aufgrund der niedrigen vertikalen Permeabilität des Kimmeridge ein hohes Potentialgefälle zum Absenkungszentrum zu erwarten ist.
- **Modell Typ B** (Tafel 6b): Durch den Entwässerungsstollen werden lediglich die oberhalb des Stollenniveaus gelegenen Grubenräume einschließlich des Nebengesteins (Unterer und Oberer Korallenoolith) drainiert. Die Schichtfolge des Kimmeridge im Hangenden des Korallenooliths wird dagegen als grundwassergesättigt angesehen, das heißt, es liegt ein eigenständiges, von der Drainagewirkung des Stollens unbeeinflusstes Grundwasservorkommen vor. Hinsichtlich der Ausdehnung des Entnahmebereiches stellen die Modelle A und B somit Extremfälle dar.

- **Modell Typ C** (Tafel 6c): Während der Langzeitphase kommt es zu einem vollständigen Verschuß sämtlicher Grubenentwässerungseinrichtungen (z.B. durch Bruch, Hohlraumkonvergenz, anthropogene Maßnahmen etc.). Nach dem anschließenden Aufstau des Grubenwassers stellt sich erneut ein hydrodynamisch stationärer Zustand ein, wobei die Grundwasseroberfläche mit einem geringen Flurabstand von wenigen Metern nahe der Geländeoberfläche verläuft. Infolge des Ausfalls sämtlicher bergbaulich geschaffener Entwässerungssysteme würden sich damit annähernd natürliche Grundwasserfließverhältnisse ausbilden, die sich allerdings von der ursprünglichen Situation vor Aufnahme der Bergbautätigkeit durch die Existenz offener bzw. versetzter Grubenräume in der grundwassergesättigten Zone unterscheiden.

Bei allen drei Modellen wurde davon ausgegangen, daß sämtliche Grubenfelder, die im Süden wenige Meter unterhalb des Stollenniveaus beginnen und an der nördlichen Abbaugrenze auf einem Niveau von +10 m NN¹ enden, vollständig versetzt sind. Bei den Modelltypen A und B schließt sich südlich an die versetzte Zone ein als unversetzt modellierter, gefluteter Teil des Bergwerks („Grubensumpf“) an. Die geometrische Darstellung des gefluteten Grubengebäudes im Modell basiert damit auf der Vorstellung, daß - ähnlich wie beim heutigen Versatzbetrieb - auch im Nachbetriebszustand eine wenige Meter breite, unversetzte Zone zwischen dem Stollenniveau (Stollensohle Westen) und den nördlich anschließenden, versetzten Grubenbauen existiert. Im Fall von Modell Typ C wurden entsprechend der zugrunde liegenden Modellannahme auch die Grubenfelder oberhalb des Stollenniveaus als grundwassergesättigt modelliert.

Da bei den Grundwasserströmungsrechnungen lediglich die gesättigte Zone Berücksichtigung fand, wurde der teilgesättigte Bereich im Hangenden der Grube nicht im Modell abgebildet (vgl. gestrichelte Linien in den Tafeln 6a und b).

Die westlich des Modellschnitts auftretenden hydrogeologischen Einheiten der West-Fazies des Unteren Callov (Porta-Sandstein und Übergangszone; vgl. Tab. 9) und die hydrogeologische Einheit des kiesig-sandigen Quartärs im Verbreitungsgebiet der Weserterrassen entfielen für weitere Betrachtungen. Es verblieben 14 hydrogeologische Einheiten an deren hydraulischen Parametern keine Änderungen vorgenommen wurden.

Eine Übersichtsdarstellung aller verwendeten Modelle in der Reihenfolge ihrer Entwicklung enthält Abb. 36.

¹ Die Tiefenlage der nördlichen Abbaugrenze ist örtlich verschieden. Im vorliegenden Fall wurde das Niveau des Wasserspiegels des zentralen Pumpensumpfes im mittleren Teil des Westfeldes (etwa +10 m NN, Stand 1996) angesetzt (vgl. auch Abschnitt 3.1.3).

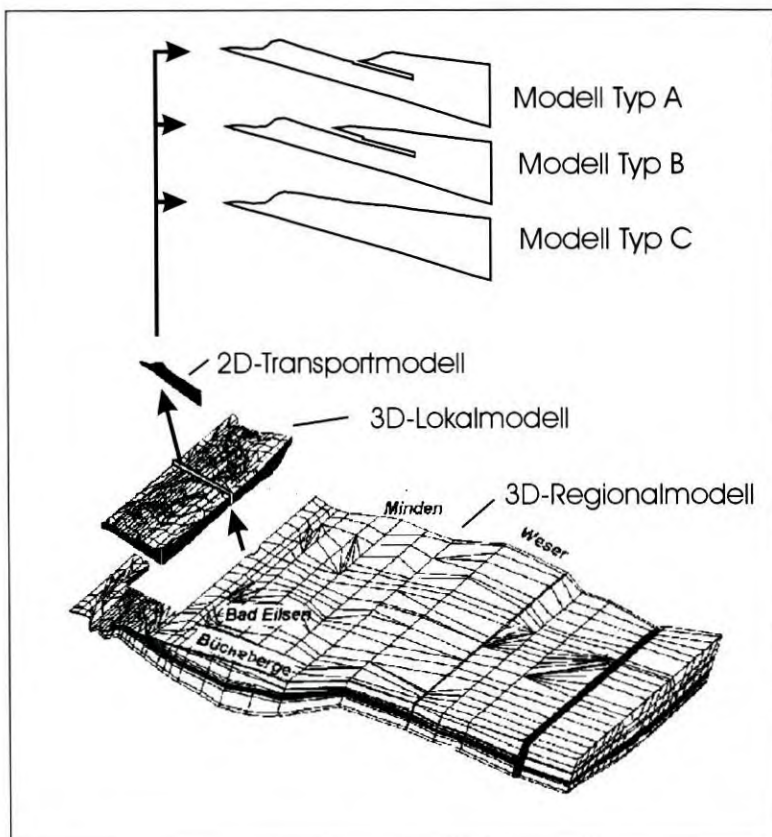


Abb. 36: Übersichtsdarstellung zur Entwicklungsreihenfolge und Bezeichnung der verwendeten Modelle.

Hydraulische Randbedingungen

Die Druckrandbedingungen an der Modellbasis und dem vertikalen Nordrand wurden aus dem Strömungsfeld des Lokalmodells übernommen, wobei die gleiche Methodik wie bei der Randbedingungsübernahme von Regional- zu Lokalmodell (vgl. Abschnitt 6.1.1) angewandt wurde. Dadurch, daß die Randbedingungen der 2D-Transportmodelle aus dem Druckfeld des Lokalmodells übernommen wurden und letzteres wiederum seine Randbedingungen aus den Ergebnissen der Regionalmodellrechnungen bezog, konnten auch die 2D-Modelle über ihre Druckrandbedingungen in die regionale Strömungssituation ihrer Umgebung eingebunden werden.

6.1.4 Ergebnisse der Grundwasserströmungsrechnungen

Mit allen drei Typen A, B und C wurden zunächst Grundwasserströmungsanalysen durchgeführt. Neben den Vektorfeldern des spezifischen Durchflusses wurden auch die Pfadlinien idealer, nicht dispergierender Tracer berechnet und ausgewertet. Allen Rechnungen lag der Referenzdatensatz (vgl. Tab. 8 und Tab. 9) der hydraulischen Parameter zugrunde. Das Ziel der 2D-Strömungsrechnungen bestand in der Erfolgskontrolle der Randbedingungsübernahme, vor allem aber im Vergleich der errechneten Strömungsfelder der drei Modellvarianten.

Stömungsfelder

In Tafel 7 sind die Vektorfelder des spezifischen Durchflusses der drei Modelltypen gegenübergestellt. Der spezifische Durchfluß wird im Fall der zweidimensionalen Modelle auf eine Einheitstiefe in der dritten Dimension von 1 m bezogen.

Das Strömungsfeld von **Modell Typ A** (Tafel 7a) zeigt hinsichtlich der Vektorrichtungen und -beträge eine hohe Übereinstimmung mit der auf dem lagegleichen Schnitt in Tafel 5b dargestellten Strömungssituation im Lokalmodell. Dieses Ergebnis weist einerseits auf eine erfolgreiche Ableitung der Randbedingungen aus dem Druckfeld des 3D-Lokalmodells hin, zeigt andererseits aber auch, daß der Fehler durch die Vernachlässigung von Vektorkomponenten senkrecht zur Modellebene bei einer Reduktion auf zwei Dimensionen vertretbar gering ist.

Im Hinblick auf Richtungen und Beträge lassen sich die in Tafel 7a dargestellten Vektoren zu einzelnen Strömungszonen mit folgenden Merkmalen zusammenfassen (Abb. 37):

Zone ①: Schichtfolgen des Bathon

- Die Fließrichtungen sind einheitlich dem Schichteinfallen folgend nach Norden gerichtet.
- Der spezifische Durchfluß liegt im südlichen Teil zwischen $1 \cdot 10^{-9}$ und $1 \cdot 10^{-8}$ m/s.
- Für den nördlichen Bereich wurden geringere Werte errechnet, was vor allem auf die Permeabilitätsreduktion ab einer Tiefe von 100 m u. GOK zurückzuführen ist (vgl. Abschnitt 4.4).
- Nahe dem Nordrand treten zusätzlich schräg aufwärts gerichtete Vektoren auf mit Beträgen von $1 \cdot 10^{-11}$ und $1 \cdot 10^{-10}$ m/s. Diese lokale Strömungssituation hat ihre Ursache in einem Grundwassereinstrom, der über die nördliche Modellbasis in das Modellgebiet erfolgt. Auch bei den Strömungsrechnungen im Regionalmodell wurden in diesem Bereich stellenweise aufwärts gerichtete Grundwasserströmungen errechnet (Tafel 4a).

- Auch die Basis des 3D-Lokalmodells weist an dieser Stelle einen Grundwassereinstrom auf (Tafel 5b). Dies zeigt, daß durch die Übernahme der Randbedingungen aus dem Druckfeld des Lokalmodells, dessen Randbedingungen wiederum aus den Ergebnissen der Regionalmodellrechnungen abgeleitet worden waren, auch die 2D-Modelle über ihre Druckrandbedingungen in die regionale Strömungssituation eingebettet sind.

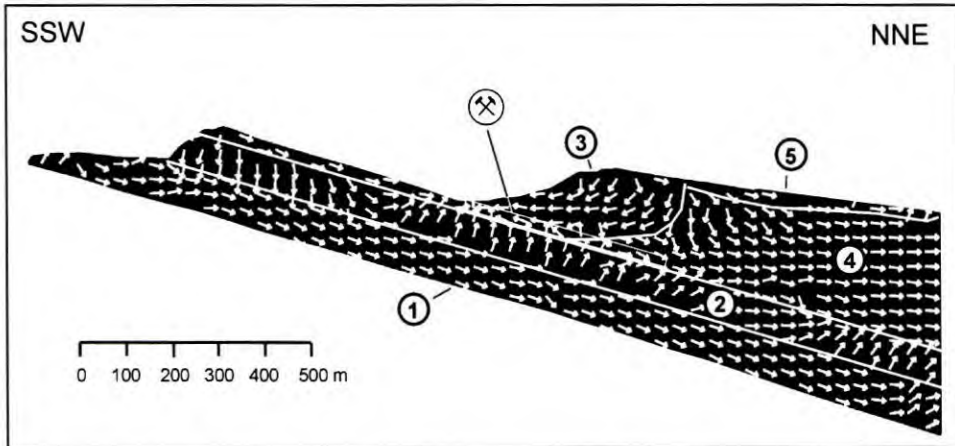


Abb. 37: Abgrenzung der verschiedenen Strömungszonen am Beispiel von Modell Typ A.

Zone ②: tonige Schichtfolgen des oberen Doggers (Macrocephalenton, Ornatenton)

- Es herrschen vertikale Fließrichtungen vor, die im Süden ins Liegende, im zentralen und nördlichen Teil dagegen vorwiegend ins Hangende gerichtet sind.
- Die Vektorbeträge des spezifischen Durchflusses liegen um ein bis zwei Größenordnungen unter denen der angrenzenden Zonen.
- Der Antrieb für die überwiegend vertikalen Grundwasserbewegungen liegt (neben dem Einfluß der bergbaubedingten Grundwasserabsenkung im zentralen Teil der Zone ②) vor allem im Druckausgleich zwischen den höher permeablen Systemen im Liegenden und Hangenden.

Zone ③: Grundwasserzustrom zum Absenkungszentrum

- Bei Modell Typ A erstreckt sich der Einflußbereich der künstlichen Vorflut auf ein Gebiet von ca. 700 m zwischen dem Ausbiß des Malms im Kammbereich des Wesergebirges und dem Beginn des unteren Tithons im Norden (vgl. Tafel 6a).

- Im Zentrum des Absenkungsbereiches deuten aufwärts gerichtete Fließpfeile einen grundwasserbürtigen Einstrom in das oberhalb des Stollenniveaus gelegene, nicht geflutete Grubengebäude an, welches als teilgesättigter Bereich nicht im Modell dargestellt ist.
- Im allgemeinen liegen die Vektorbeträge zwischen $1 \cdot 10^9$ und $1 \cdot 10^8$ m/s. Der mittlere spezifische Durchfluß im versetzten Grubengebäude beträgt ca. $5 \cdot 10^{-10}$ m/s. Sehr oberflächennah treten auch höhere Vektorbeträge von $1 \cdot 10^8$ bis $1 \cdot 10^7$ m/s auf (orangefarbene Pfeile in Tafel 7a).

Zone ④: Grundwasserströmungen nördlich des Absenkungsbereiches

- Ähnlich wie in Zone ① liegt ein gleichmäßig nordgerichteter Grundwasserabstrom vor. Der Grundwasserabstrom erfolgt schichtparallel zum Nordrand des Modells. Direkte Fließwege zwischen den versetzten Grubenräumen und der nördlichen Modelloberfläche (Biosphäre des nördlichen Wesergebirgsvorlandes) lassen sich aus dem Strömungsmuster nicht erkennen.
- Der spezifische Durchfluß liegt zwischen $1 \cdot 10^{-10}$ und $1 \cdot 10^{-8}$ m/s.
- Nach den Ergebnissen der Regionalmodellrechnungen handelt es sich um Grundwässer, die der Wesergebirgs-Randmulde zuströmen und damit in eine Zone gelangen, in der ein Aufstrom zur Modelloberfläche durch den geringleitenden Münder Mergel stark behindert wird. Aufgrund der Begrenzung des schichtparallelen Grundwasserabstroms nach Norden sind die Fließgeschwindigkeiten in den tieferen Partien der Wesergebirgs-Randmulde und des nördlich anschließenden Quetzener Sattels sehr gering. Dies wiederum führt dazu, daß auch der schichtparallele Grundwasserabstrom im Bereich des nördlichen Wesergebirgsvorlandes limitiert ist.

Zone ⑤: oberflächennahe Grundwasserströmungen

- Es handelt sich um ein flaches Zirkulationssystem, in dem Grundwässer, die nördlich der Absenkungszone infiltriert wurden, nach einer kurzen Untergrundpassage von wenigen 100 m wieder an der nördlichen Modelloberfläche austreten.
- Charakteristisch sind höhere spezifische Durchflüsse bis $1 \cdot 10^7$ m/s (vgl. Ausschnittsvergrößerung in Tafel 7a).
- Die hohen Grundwasserdurchsätze haben ebenso wie die kurzen Fließwege ihre Ursache vor allem darin, daß infolge der stark eingeschränkten Möglichkeiten eines Grundwasseraufstroms nördlich des Modellgebietes (Wesergebirgs-Randmulde und

Quetzener Sattel) der schichtparallele Grundwasserabstrom nach Norden begrenzt ist. Hierdurch muß ein großer Anteil des infiltrierten Grundwassers nach einer oberflächennahen Untergrundpassage an der nördlichen Modelloberfläche wieder austreten. Die maßgebliche Bedeutung dieses oberflächennahen Zirkulationssystems im Hinblick auf die Verdünnung von Schadstoffkonzentrationen in der Biosphäre an der nördlichen Modelloberfläche wird insbesondere durch die im nachfolgenden dargestellten Ergebnisse der Transportrechnungen, der Bilanzierungsrechnungen und der Sensitivitätsanalyse unterstrichen.

Bei **Modell Typ B** (Tafel 7b) wurde ein Strömungsbild errechnet, welches größtenteils mit dem von Modell Typ A identisch ist. Es treten die gleichen charakteristischen Strömungsmuster auf. Offensichtlich wird das Strömungsgeschehen im Gesamtmodell durch die (über die Geometrie des Absenkungsbereiches vorgegebene) Variation des hydraulischen Einflusses des Entwässerungstollens nur wenig beeinflusst. Abweichende Vektorrichtungen lassen sich nur im Bereich der Grundwasserabsenkung im Hangenden des Grubengebäudes erkennen, also in der Zone, die geometrisch vom Modell Typ A abweicht.

In Tafel 7c ist die Strömungssituation von **Modell Typ C** dargestellt, bei welchem ein vollständiger hydraulischer Verschluss sämtlicher bergbaulich geschaffener Entwässerungseinrichtungen angenommen wurde. Gegenüber den beiden anderen Modellvarianten weist das Strömungsbild von Modell Typ C folgende Unterschiede auf:

- Infolge des Fehlens einer bergbaulich bedingten Grundwasserabsenkung erstreckt sich der schichtparallele, nordgerichtete Grundwasserabstrom viel weiter nach Süden bis zum Kammbereich des Wesergebirges.
- Die Grundwasserströmungen in den tieferen hydrogeologischen Einheiten (Bathon und Tonsteinfolgen des oberen Doggers) sind überwiegend abwärts gerichtet. Dies ist vermutlich auf die höheren Druckpotentiale an der Modelloberfläche zurückzuführen.
- Im Bereich höhergelegener, unversetzter Grubenfelder (vgl. Tab. 9) treten hohe spezifische Durchflüsse auf. Diese Zonen hoher Permeabilität werden offensichtlich in den Fließweg des oberflächennahen Zirkulationssystems einbezogen.

Stromlinien

Um sowohl die Fließwege des Grundwassers nahe der Modelloberfläche als auch die Abstrompfade aus dem versetzten Grubengebäude genauer untersuchen zu können, wurden Stromlinienberechnungen durchgeführt. Hierbei wird - ausgehend von vorgegebenen Aufpunkten - der Pfadverlauf von idealen Tracerteilchen, die weder dispersiven noch sorptiven Einflüssen unterliegen, ermittelt. Der Verlauf einer Stromlinie folgt der Richtung des jeweils größten Potentialgefälles. Zusätzlich wird über die Berechnung der Porengeschwindigkeit die Verweildauer der Tracerteilchen als Funktion des Ortes ermittelt.

Es wurden zwei verschiedene Methoden der Stromlinienberechnungen angewendet. Im Bereich der versetzten Grubenräume wurden 11 äquidistante Startpunkte vorgegeben, von denen aus eine Vorwärtsberechnung der Stromlinien durchgeführt wurde. Das Ziel war hier, die bevorzugten Abstromrichtungen gelöster Stoffe aus dem versetzten Grubengebäude im Vorfeld der Transportrechnungen zu ermitteln. Weitere 7 Aufpunkte wurden an der nördlichen Modelloberfläche positioniert. Von diesen Punkten aus erfolgte eine Rückwärtsberechnung der Pfadlinien. Diese Methode ermöglichte es, die Fließwege der im Bereich des nördlichen Wesergebirgsvorlandes in die Biosphäre austretenden Grundwässer bis zu ihren Infiltrationspunkten zurückzuverfolgen.

Tafel 8 enthält eine Gegenüberstellung der für die Modelle A-C errechneten Pfadlinienverläufe. Die Farbabstufungen der Stromlinienabschnitte geben die seit dem Partikelstart verstrichene Fließdauer wieder. Die Ergebnisse der Stromlinienberechnung und die anschließende Auswertung der Laufzeiten lassen sich wie folgt zusammenfassen:

Modell Typ A (Tafel 8a):

- In der Mitte der versetzten Grubenräume liegt eine deutliche Divergenz der Abstromrichtungen vor. Die von 6 Startpunkten im südlichen Teil der Versatzzone ausgehenden Stromlinien laufen dem Absenkungszentrum zu, während Pfadlinien mit Startpunkten in tiefer gelegenen Versatzbereichen, dem Schichteinfallen folgend, den Modellnordrand anströmen. Für die nach Norden abströmenden Tracerteilchen wurde bis auf eine kleine Gabelung im nördlichen Modellteil ein identischer Verlauf aller Bahnlängen errechnet.

- Die Tracerteilchen verlassen erst nach einem Zeitraum von mehreren 100 Jahren das versetzte Grubengebäude. Die hohe Verweildauer in den Versatzbereichen ist auf die niedrigen Porengeschwindigkeiten zurückzuführen, die ihre Ursache wiederum in der hohen Porosität von 15 % des Versatzmaterials (vgl. Tab. 9) haben.
- Der Zeitraum, der für die Passage durch den nördlich anschließenden, bergbaulich unbeeinflussten Korallenoolith benötigt wird, ist wesentlich kürzer. Die Gesamtlaufzeit für den kürzesten Weg, vom nördlichsten Aufpunkt bis zum Nordrand des Modells, liegt bei etwa 340 Jahren, wobei allein ca. 300 Jahre zum Verlassen des Grubenraumes benötigt wurden. Bei Stromlinien, deren Aufpunkte weiter südlich liegen, wodurch ein noch längerer Weg bis zum Austritt aus der versetzten Zone zurückgelegt werden muß, wurden bis zu 4-fach längere Fließzeiten berechnet.
- Grundwässer, die in der Nähe des oberen Modellrandes zirkulieren, zeichnen sich durch eine deutlich geringere Verweildauer im Untergrund aus. Die maximalen Laufzeiten der Tracerteilchen liegen in einer Größenordnung von 150 bis 300 Jahren (siehe Ausschnittsvergrößerung in Tafel 8a). Ihre Herkunft läßt sich zu den Infiltrationspunkten zurückverfolgen, die allesamt an der nördlichen Modelloberfläche liegen. Dies bedeutet, daß nahe der nördlichen Oberfläche ein in sich abgeschlossenes Zirkulationssystem vorliegt, welches, der Lage der Pfadlinien nach zu urteilen, bis in eine Tiefe von maximal 30 m unter Geländeoberkante reicht. Ein direkter Kontakt dieses Zirkulationssystems mit den aus den versetzten Grubenbereichen abströmenden Grundwässern ist aufgrund der errechneten Stromlinienverläufe nicht gegeben.

Modell Typ B (Tafel 8b):

Pfadlinienverläufe und Fließzeiten sind ähnlich wie bei Modell Typ A. Allerdings laufen nunmehr 6 Pfadlinien zum Modellnordrand. Nur 5 Pfadlinien, deren Startpunkte im südlichen Teil der versetzten Zone liegen, sind zum Absenkungszentrum gerichtet. Dies weist darauf hin, daß ein größerer Teil der versetzten Zone von einem nordgerichteten Grundwasserabstrom betroffen ist als bei Modelltyp A.

Modell Typ C (Tafel 8c):

Infolge der fehlenden Grundwasserabsenkung im Grubenbereich bestehen bei den Pfadlinienverläufen und Fließzeiten deutliche Unterschiede zu den Modelltypen A und B:

- Sämtliche im versetzten Grubengebäude gestarteten Pfadlinien laufen nach Norden.

- Die Fließzeit für das Tracerteilchen auf der kürzesten Stromlinie ist mit ca. 160 Jahren um einiges geringer als bei den Modellvarianten A und B.
- Die zurückberechneten Infiltrationsstellen oberflächennaher Grundwässer liegen sehr viel weiter im Süden als bei den beiden anderen Modelltypen. In die längere Fließstrecke werden auch tiefere Zonen des Modellgebietes einbezogen. Das tiefere Eintauchen bedingt, daß die Stromlinien des oberflächennahen Zirkulationssystems dem nordgerichteten Abstrom aus dem Grubengebäude deutlich näher kommen, als dies bei den Modellen A und B der Fall ist.
- Verhältnismäßig kurze Untergrundpassagen mit geringen Laufzeiten von weniger als 50 Jahren wurden im mittleren Teil der Modelloberfläche errechnet.

7 Analyse der Schadstoffausbreitung aus den versetzten Grubenräumen

Ziel der Transportrechnungen war es, eine Prognose der Schadstoffausbreitung aus den versetzten Grubenräumen des Bergwerks Wohlverwahrt-Nammen in der Nachbetriebsphase zu erstellen. Von besonderem Interesse war, ob zu irgendeinem Zeitpunkt nahe der Modelloberfläche Konzentrationen auftreten, die eine umweltrelevante Gefährdung der Biosphäre darstellen können. Die Analyse des Schadstofftransportes betraf die im Rahmen des BMBF-Forschungsvorhabens untersuchten Schwermetalle Blei, Cadmium, Zink und Quecksilber.

7.1 Modellerstellung

Für die numerische Simulation von Schadstoffausbreitungsvorgängen war es notwendig, die zur Berechnung des Schadstofftransportes erforderlichen Parameter (Diffusion, Dispersion und Sorption) festzulegen und das Rechengitter entsprechend den Erfordernissen von numerischen Stabilitätskriterien zu modifizieren. Ein weiterer Arbeitsschritt betraf die Definition der Konzentrationsfreisetzung im versetzten Grubengebäude als Funktion der Zeit (Quellterm).

7.1.1 Transportparameter und Modellgitteranpassung

Für alle betrachteten Schwermetalle wurde ein molekularer **Diffusionskoeffizient** $5 \cdot 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$ angesetzt. Dieser Wert stammt aus Diffusionszellenexperimenten der Universität Bochum (BALTES 1998).

Die größenordnungsmäßige Abschätzung der **Dispersivität** wurden nach Literaturangaben (KINZELBACH & RAUSCH 1995, HÄFNER et al. 1992 und KINZELBACH 1987) vorgenommen. Bei den meisten hydrogeologischen Einheiten wurde eine longitudinale Dispersivität von 6 m angesetzt. Für die tonig-mergeligen Schichtfolgen des oberen Doggers (Macrocephalenton und Ornatenton) und des Münder Mergels wurde wegen der geringeren Materialinhomogenitäten kleinere longitudinale Dispersivitäten von 2 m vorgegeben. Die transversale Dispersivität wurde bei allen hydrogeologischen Modelleinheiten pauschal auf 0,5 m festgesetzt.

Zur Simulation von **Sorptionsprozessen** wurden die hydrogeologischen Einheiten mit K_D -Werten belegt. Die Laborexperimente zur Quantifizierung von Sorptionsprozessen wurden von der Projektarbeitsgruppe der Universität Bonn durchgeführt. Die Ermittlung der Sorptionsisothermen erfolgte durch Batchversuche (Schüttelversuche) und anschließende

sequentielle Extraktion an aufgemahlene Kernproben von Erz-Explorationsbohrungen aus der Umgebung der Grube Wohlverwahrt-Nammen (JUSTEN 1997). Die Einstellung der Versuchsbedingungen (pH, Temperatur, Salinität) wurde weitestgehend den standortspezifischen Milieubedingungen entsprechend vorgenommen.

Die Ergebnisse der Sorptionsversuche zeigten, daß insbesondere die kalzitreichen Gesteine des Korallenooliths sowie Karbonathorizonte im Kimmeridge eine sehr hohe Sorptionskapazität für die Schwermetalle Blei, Zink und Cadmium aufweisen. Dabei wirken sich die Eisenoxide und -hydroxide im Korallenoolith begünstigend auf das Sorptionsvermögen aus. In den karbonat-armen Ton-, Silt- und Sandsteinen ist die Schwermetallsorption hingegen auf Fe-Mn-Überzüge bzw. Fe-Mn-Oxid-Anreicherungen bei Tonmineralen beschränkt. Die Sorptionskapazität kalzit-arter Gesteine ist dagegen wesentlich geringer. Quecksilber wird von allen untersuchten Gesteinen am schlechtesten sorbiert.

Bei der Umsetzung der Ergebnisse der Laborversuche in die Transportmodelle war zu berücksichtigen, daß für Sorptionsvorgänge in der Realität nur die Gesteinsmatrix in der Nähe einer Kluftoberfläche zur Verfügung steht und nicht die Gesteinsmasse des gesamten Gebirges. Aus diesem Grund mußten die aus den Laborversuchen ermittelten K_D -Werte entsprechend der im Programm *NAMMU* implementierten Berechnung des Retardierungsfaktors modifiziert werden. Zu diesem Zweck wurde der Term $\rho_K(1-n)$ aus Gl. 29, der die sorptionswirksame Gesteinsmasse poröser Medien beschreibt, durch den Ausdruck

$$\rho_K 2eA$$

mit: A = Kluftflächenanteil pro Gebirgsvolumen ($4,5 \text{ m}^{-1}$)
 $2e$ = Eindringtiefe der Schadstoffe in die Gesteinsmatrix (1mm pro Kluftwand)

für geklüftete Gesteine ersetzt. Auf diese Weise wurde die sorptionsaktive Gesteinsmatrix auf einen 1 mm breiten Saum beiderseits der Kluftoberflächen reduziert. Hieraus ergibt sich der Retardierungsfaktor für geklüftete Medien:

$$R_K = 1 + \frac{K_D \rho_K 2eA}{n} \quad (\text{Gl. 46})$$

Da die Berechnung der Retardierungsfaktoren von *NAMMU* automatisch nach Gl. 29 für poröse Medien vorgenommen wird und demzufolge nicht verändert werden kann, mußten die K_D -Werte aus den Laborversuchen in modifizierte K_D^* -Werte umgerechnet werden:

$$K_D^* = \frac{(1-n) K_D}{2eA} \quad (\text{Gl. 47})$$

Hierdurch sind die K_D^* -Werte etwa 20-fach geringer als die im Labor ermittelten K_D -Werte. In Tab. 10 sind die für die elementspezifischen Transportrechnungen zugrunde gelegten,

K_D^* -Werte für die betrachteten Schwermetalle Blei, Cadmium, Zink und Quecksilber aufgelistet.

Tab. 10: Modifizierte Sorptionskoeffizienten für die stoffspezifischen Transportrechnungen.

Hydrogeologische Einheit	Fazies (Untereinheit)	K_D^* -Werte [l kg ⁻¹]			
		Pb	Cd	Zn	Hg
Quartär ¹⁾	Ton/ Schluff	0	0	0	0
Münder Mergel		38	7	27	5
U. Tithon		60	40	38	6
O. Kimmeridge		43	19	23	2
M. Kimmeridge		43	26	24	3
U. Kimmeridge		36	21	20	3
O. Korallenoolith		47	29	29	4
U. Korallenoolith		58	40	37	5
Heersumer Scht.		56	24	18	7
Ornatenton		44	9	19	4
U. Callov	Macrocephalenton(E)	44	9	20	4
Bathon		45	7	15	2
Grubengebäude	unversetzt	58	40	37	5
	versetzt ²⁾	-	-	-	-

1) Keine Meßdaten vorhanden.

2) Da das versetzte Grubengebäude als homogener Konzentrationsfreisetzungsräum definiert wurde, wurden dieser hydrogeologischen Einheit keine K_D^* -Werte zugewiesen.

Die quantitative Beschreibung von Sorptionsvorgängen durch lineare HENRY-Isothermen ist wegen der zu erwartenden geringen Konzentrationen im Umfeld der Grube Wohlverwahrt-Nammen gerechtfertigt (PAAS 1997, MATHEB 1994). Dennoch muß einschränkend festgestellt werden, daß das K_D -Konzept als zusammenfassende Beschreibung einer Summe von zum Teil komplexen Einzelprozessen (Kationenaustausch, Oberflächenkomplexierung) durch rein empirisch ermittelte Isothermen problematisch ist. Die Gültigkeit der Isothermen und der daraus abgeleiteten K_D -Werte ist daher auf Milieubedingungen beschränkt, die den experimentellen Laborbedingungen entsprechen. Folglich müßte bei Prognose-Rechnungen vorausgesetzt werden, daß keine zeitliche Änderung sensitiver physikochemischer Randbedingungen (pH-Wert, Redox-Potential, etc.) zu erwarten ist (MERKEL 1997). Dies dürfte in der Natur jedoch nur selten der Fall sein. Dennoch arbeiten fast alle derzeit verfügbaren Transportprogramme nach dem K_D -Ansatz (Isothermen nach HENRY, FREUNDLICH oder LANGMUIR). Die oben genannten Unzulänglichkeiten des K_D -Konzeptes waren einer der Gründe dafür, warum bei den im nachfolgenden vorgestellten Transportrechnungen der Einfluß sorptiver Prozesse im Regelfall nicht berücksichtigt wurde.

7.1.2 Stofffreisetzungsdynamik und Transportrandbedingungen

Der nächste Arbeitsschritt betraf die Festlegung von Position und Ausdehnung der Schadstoffquelle (Freisetzungsraum) sowie die Definition der dortigen Konzentrationsfreisetzung als Funktion der Zeit (Quellterm). Darüber hinaus war es erforderlich, geeignete Konzentrationsrandbedingungen an den Modellrändern vorzugeben.

Die hydrogeologische Einheit des versetzten Grubengebäudes bildet den **Freisetzungsraum** der Transportmodelle. Aufgrund der Größe der 2D-Modelle mußten die in Abb. 38 dargestellten Einzelelemente (Pfeiler, versetzte Kammern, angrenzendes Grubengestein) zu dieser hydrogeologischen Einheit zusammengefaßt werden. Da bei der Definition des Quellterms der Wasserdurchfluß durch die Versatzkammern von entscheidender Bedeutung ist, war im Hinblick auf die generalisierte Darstellung des Freisetzungsraumes in den Transportmodellen folgendes zu berücksichtigen:

- Der Freisetzungsraum besteht aus Elementen, die unterschiedliche hydraulische Eigenschaften aufweisen.
- Daher stellen die dort errechneten spezifischen Durchflüsse Mittelwerte dar, die nicht den Grundwasserdurchsatz durch die Versatzkammern repräsentieren.
- Die mit Versatzstoff gefüllten Kammern machen lediglich 50% des Freisetzungsraumes aus.

Aus den oben genannten Gründen war eine direkte Anwendung der aus den Ergebnissen von Elutionsversuchen am Versatzmaterial ermittelten Elutionsfunktion nicht möglich. Stattdessen stützt sich die Definition der Konzentrationsentwicklung im Freisetzungsraum der 2D-Transportmodelle auf folgende Berechnungen:

- Quelltermdefinition aus den Ergebnissen der Grubenmodellrechnungen
- Quelltermdefinition über das Wasser-Feststoff-Verhältnis

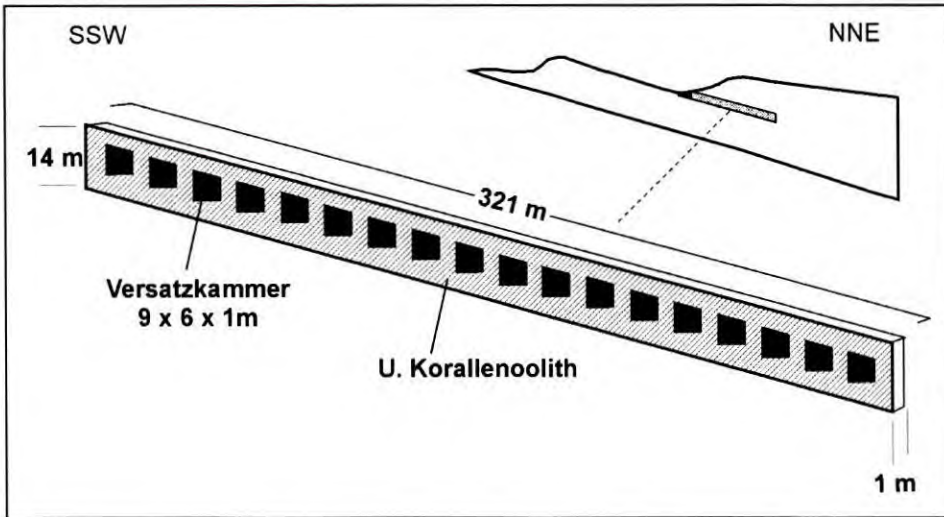


Abb. 38: Abmessungen und homogenisierte Einzelelemente des Freisetzungsräummodells in den 2D-Transportmodellen.

Quelltermdefinition aus den Ergebnissen der Grubenmodellrechnungen

Die Grubenmodellrechnungen dienen zur Untersuchung der hydrodynamischen Situation und zur Quantifizierung der Schwermetallfreisetzung aus den versetzten Bergwerksbereichen während der Flutungsphase und des anfänglichen Teils der darauffolgenden stationären Langzeitphase.

Das Grubenmodell stellt ein vereinfachtes dreidimensionales Modell dar, welches einen charakteristischen Ausschnitt aus dem versetzten Grubengebäude abbildet. Enthalten sind diejenigen Grubenräume, die unterhalb des Niveaus des Entwässerungsstollens der Grube (= oberer Modellrand) liegen und damit nach Aufgabe der Grubenwasserhaltung geflutet werden. Das Grubenmodell enthält 18 Versatzkammern, die, dem Schichteinfallen nach Norden entsprechend, in einer Diagonale des Modellgebietes angeordnet sind (Abb. 39). Die versetzten Kammern wurden mit einer bergbaubedingten Auflockerungszone erhöhter Permeabilität umgeben, die ihrerseits an das unverritzte Wirtsgestein (Korallenoolith) angrenzt.

Zur Simulation des Grubenwasseranstieges wurde im Bereich der Auflockerungszone in der nördlichen unteren Ecke des Grubenmodells eine Quelle eingefügt. Die Schüttungsmenge von 30 l/h entspricht dem auf das Modellvolumen entfallenden Anteil der im Westfeld gehobenen Grubenwassermenge (ca. 17 m³/h, vgl. Abschnitt 3.1.3).

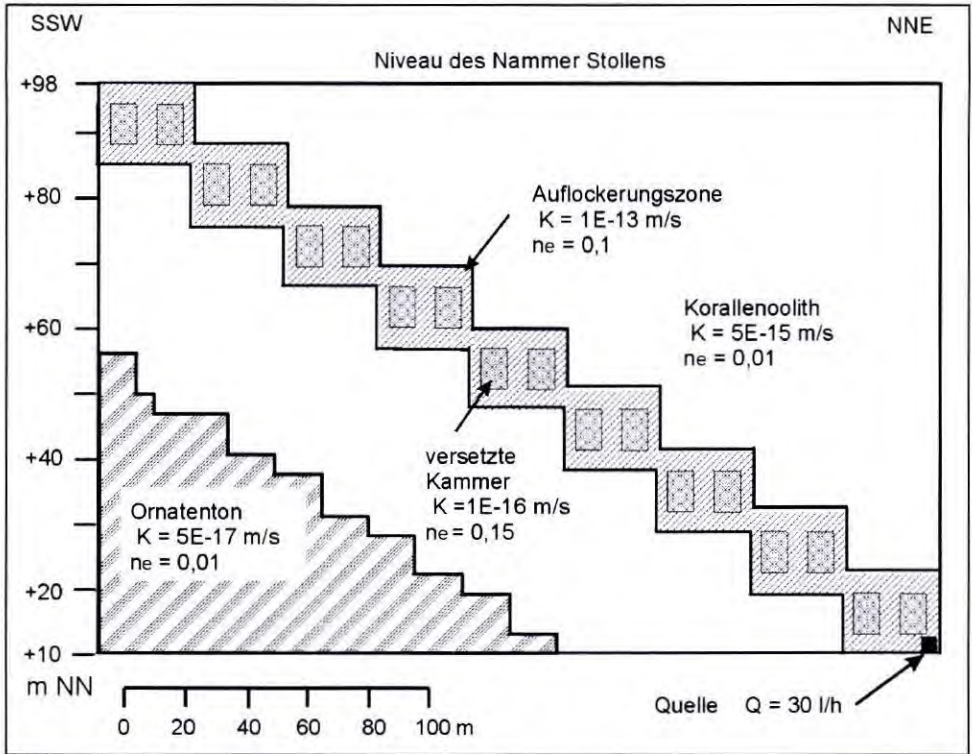


Abb. 39: Aufbau des zweidimensionalen Grubenmodells.

Bei der Definition des initialen Schadstoffaustrages aus den Versatzkammern wurde ein **fiktiver Versatzstoff** mit einer Eluat-Anfangskonzentration von 1 kg/m^3 zugrunde gelegt. Dies bedeutet, daß die Schadstoffkonzentration bei erstmaligem Wasseraustritt aus einer versetzten Kammer 1000 ppm beträgt. Die Wahl dieser fiktiven Eluat-Anfangskonzentration war notwendig, da aus dem standortspezifischen Versatzmaterial aus der Grube Wohlverwahrt-Nammen nur sehr geringe Schwermetallkonzentrationen nahe der analytischen Nachweisgrenze eluiert werden konnten.

Die Ursache für das nahezu immissionsneutrale Verhalten der Versatzstoffproben liegt vor allem in den neutralen bis leicht basischen pH-Werten des für die Elutionsversuche verwendeten Grubenwassers, wodurch eine nur geringe Mobilität der Schwermetalle gegeben ist. Aufgrund der extrem niedrigen Schadstofffreisetzungen hätte sich der Sinn von Transportrechnungen eigentlich erübrigt.

Da die Aufgabenstellung des BMBF-Forschungsvorhabens jedoch in der Darstellung und exemplarischen Anwendung sicherheitsanalytischer Methoden bestand, wurde bei sämtlichen Transportrechnungen als Anfangs-Eluatkonzentration eine (gemessen an realistischen Versatzstoffen hohe) fiktive Einheitskonzentration von 1 kg/m^3 vorgegeben. Dies erleichterte

auch die Vergleichbarkeit der Ergebnisse von Transportsimulationen mit unterschiedlichen Schwermetallen.

Die Grubenmodellrechnungen wurden mit dem Programm *TOUGH 2* (PRUESS 1991) durchgeführt. Simuliert wurde eine zweidimensionale Zweiphasenströmung, bei der die sich ausbreitende Wasserphase allmählich die Gasphase aus dem Porenraum verdrängt. Insgesamt wurde bei den Grubenmodellrechnungen ein Simulationszeitraum von 300 Jahren (nach Flutungsbeginn) betrachtet.

Die Grubenmodellrechnungen lieferten folgende Ergebnisse:

- Die versetzten Kammern werden aufgrund der geringeren Permeabilität gegenüber dem Umgebungsgestein zeitverzögert geflutet. Dadurch ist das umgebende Nebengestein bereits vollständig wassergesättigt, während sich die Kammern noch im Flutungsprozeß befinden.
- Die vollständige Wassersättigung der tiefsten Kammer ist nach einem Simulationszeitraum von etwa 1,5 Jahren abgeschlossen.
- Nach etwa 10 Jahren erreicht die Sättigungsfront den oberen Rand des Modells, wobei die Flutung der oberen Kammern noch nicht abgeschlossen ist.
- Die Auffüllphase endet nach 15 Jahren mit der vollständigen Flutung aller 18 Kammern. Zu dieser Zeit tritt die Maximalkonzentration am oberen Modellrand auf. Sie beträgt etwa $0,08 \text{ kg/m}^3$, also 8% der fiktiven Eluat-Anfangskonzentration in den Kammern von 1 kg/m^3 .
- Während der anschließenden hydrodynamisch stationären Phase kommt es zu einer Konzentrationsabnahme. Der Grund für diesen Konzentrationsrückgang liegt in der reduzierten Schadstoff-Elution infolge der Verringerung des Grundwasserdurchflusses durch die gefluteten Kammern.
- Nach einem Simulationszeitraum von etwa 100 Jahren stellen sich nahezu konstante Konzentrationen um $0,02 \text{ kg/m}^3$ ein.

In Abb. 40 ist die Konzentrationsentwicklung am oberen Rand des Grubenmodells (Niveau des Nammer Stollens) während und nach der Flutungsphase des Grubengebäudes über einen Zeitraum von 300 Jahren als durchgezogene Linie dargestellt.

Die durch die Grubenmodellrechnungen ermittelte Freisetzungsdynamik wurde zur Definition der Schadstoffquelle in den 2D-Transportmodellen für die ersten 285 Jahre¹ übernommen, wobei der errechnete Konzentrationsverlauf in drei Abschnitte konstanter Konzentrationsfreisetzung untergliedert wurde (gestrichelte Linie in Abb. 40).

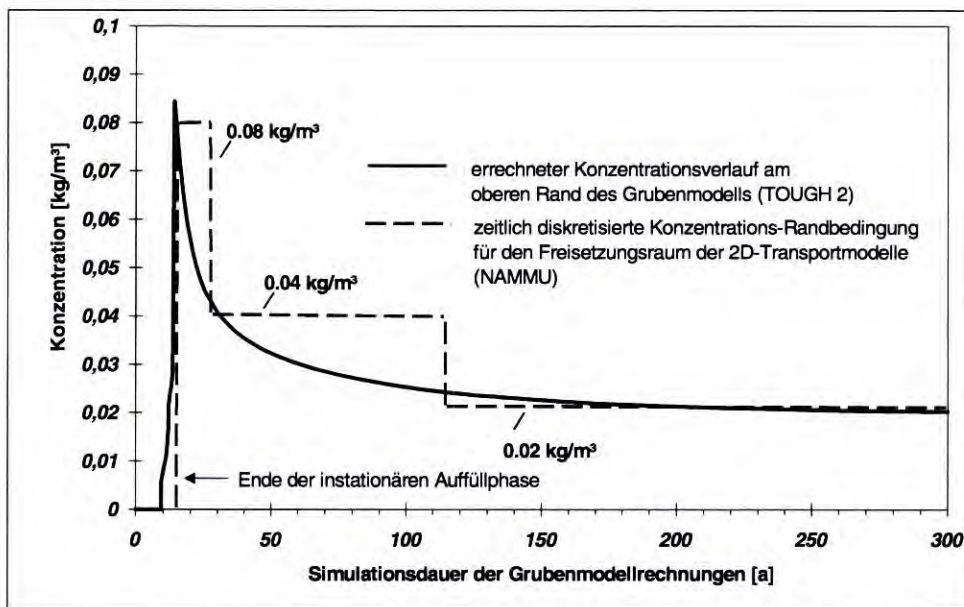


Abb. 40: Konzentrationsentwicklung im Grubenmodell und approximierte Konzentrationsrandbedingung für die 2D-Transportmodelle.

Quelltermdefinition über das Wasser-Feststoff-Verhältnis

Die Abschätzung der Konzentrationsentwicklung in den versetzten Grubenräumen für den Zeitraum nach 285 Jahren wurde auf der Grundlage der Ergebnisse von Laborversuchen der Universität Bonn vorgenommen. In einer Vielzahl von Säulen-Elutionsversuchen an Rauchgasreinigungs-Rückständen und Filterstäuben wurde die Abnahme der Konzentration im Eluat bei zunehmender Durchströmungsdauer gemessen. Die Versuche zeigten eine ähnlich starke Abhängigkeit zwischen den gemessenen Konzentrationen im Eluat und dem Wasser-Feststoff-Verhältnis². Somit lag es nahe, eine elementspezifische empirische Elutionsfunktion zu ermitteln, die es ermöglicht, bei gegebenem spezifischem Durchfluß die Konzentrationsfreisetzung als Funktion der Zeit zu bestimmen. Die empirische Elutions-

¹ Der Simulationszeitraum der 2D-Transportrechnungen beginnt ca. 15 Jahre (Dauer der Flutungsphase) zeitversetzt gegenüber dem Simulationszeitraum der Grubenmodellrechnungen.

² Das Wasser-Feststoff-Verhältnis ist definiert als der Quotient aus dem Wasservolumen, welches die Versatzstoffprobe durchströmt hat, und der Versatzstoffmasse vor Beginn des Elutionsversuches.

funktion erlaubt darüber hinaus eine Abschätzung der maximal eluierbaren Schadstoffmasse, ein Wert, der im Versuch aus Zeitgründen meist nicht ermittelbar ist.

Die Definition des Quellterms für den Freisetzungsraum der 2D-Transportmodelle erfolgte zunächst anhand der empirischen Elutionsfunktion für Blei. Bei der Ermittlung des Wasser-Feststoff-Verhältnisses wurde ein durch die Strömungsrechnungen (vgl. Abschnitt 6.1.4) für das versetzte Grubengebäude (= Freisetzungsraum) errechneter, mittlerer spezifischer Durchfluß von $5 \cdot 10^{-10}$ m/s zugrunde gelegt. Dieser Wert stellt eine über den gesamten Freisetzungsraum (Versatzkammern und Umgebungsgestein, vgl. Abb. 38) gemittelte Größe dar. Zur Bestimmung des Wasser-Feststoff-Verhältnisses ist (in Analogie zum Säulenversuch im Labor) nur der spezifische Durchfluß in den Versatzkammern entscheidend. Insofern war zu berücksichtigen, daß in dem als homogener Freisetzungsraum definierten Modellausschnitt in Wirklichkeit Permeabilitätsunterschiede zwischen den versetzten Kammern (ca. $1 \cdot 10^{-16}$ m²) und dem umgebenden, in unmittelbarer Kammernähe aufgelockerten Korallenoolith (ca. $1 \cdot 10^{-14}$ m²) von mindestens zwei Größenordnungen bestehen, wodurch nur ein geringer Anteil des Wassers, welches den Freisetzungsraum durchströmt, mit dem Versatzmaterial in Berührung kommt.

Die Abschätzung des auf die Versatzkammern entfallenden spezifischen Durchflusses erfolgte nach dem Ansatz zur Ermittlung der resultierenden horizontalen Durchlässigkeit (LANGGUTH & VOIGT 1980:51). Die versetzten Kammern wurden hierbei als durchgehende Versatzstoff-Schicht ohne dazwischen liegende Pfeiler angesehen, die einer eindimensionalen, schichtparallelen Durchströmung unterliegt. Aufgrund der deutlich höheren Permeabilität des Umgebungsgesteins ergibt sich hiernach, daß weniger als 1% des spezifischen Durchflusses im Freisetzungsraum auf die Versatzkammern entfällt. Hieraus resultiert einerseits eine sehr geringe Elution der Schwermetalle aus den Versatzstoffen und andererseits eine extrem hohe Verdünnung freigesetzter Schadstoffe im Umgebungsgestein. Dies bedeutet, daß die aus den Kammern austretende Eluat-Anfangskonzentration von 1 kg/m³ im gesamten Freisetzungsraum auf weniger als 0,01 kg/m³ verdünnt wird. Da sich aus den Grubenmodellrechnungen jedoch eine höhere (und damit pessimistischere) Konzentrationsfreisetzung für die Langzeitphase von 2% der Eluat-Anfangskonzentration in den Versatzkammern ergeben hatte, wurde die Elutionsfunktion jedoch auf einen Wert von 0,02 kg/m³ umgerechnet.

In Abb. 41 ist die aus der empirischen Elution für Blei ermittelte Konzentrationsentwicklung im Freisetzungsraum der 2D-Modelle dargestellt. Infolge des niedrigen Wasserdurchflusses in den Versatzkammern und der damit verbundenen äußerst langsamen Zunahme des Wasser-Feststoff-Verhältnisses ergibt sich für den betrachteten Simulationszeitraum von 285 bis 5000 Jahren ein praktisch konstanter Konzentrationsverlauf.

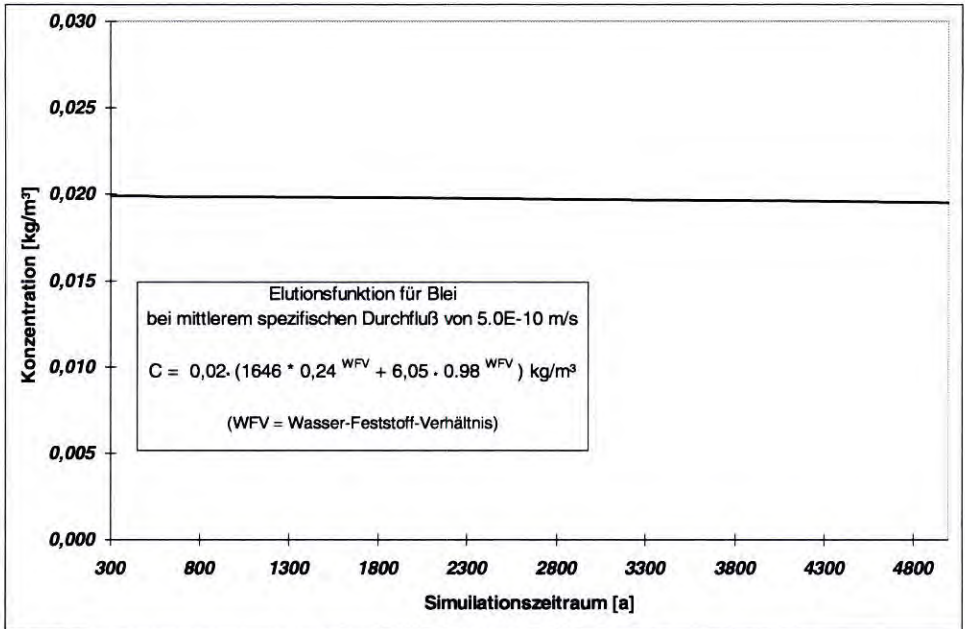


Abb. 41: Konzentrationsverlauf ermittelt auf der Grundlage der empirischen Elutionsfunktion für Blei für den Freisetzungsräum der 2D-Transportmodelle.

Die extrem geringe Schwermetallfreisetzung bedingt, daß für alle untersuchten Schwermetalle eine annähernd konstante Konzentrationsfreisetzung angenommen werden kann. Da darüber hinaus auch die Eluat-Anfangskonzentration in den Versatzkammern für alle Schwermetalle auf einen fiktiven Wert von 1 kg/m³ normiert wurde, ist die in Abb. 41 dargestellte Freisetzungsscharakteristik von Blei für einen auf 5000 Jahre begrenzten Betrachtungszeitraum auch auf die Schwermetalle Cadmium, Zink und Quecksilber anwendbar. Aufgrund dieser besonderen Umstände unterscheiden sich die Schwermetalle Blei, Zink, Cadmium und Quecksilber hinsichtlich ihres Transportverhaltens allein durch unterschiedliche Sorptionseigenschaften. Insofern gelten die Ergebnisse von Transportrechnungen, die ohne Berücksichtigung retardativer Prozesse durchgeführt wurden, für alle betrachteten Schwermetalle.

Auf der Grundlage der im vorangegangenen dargestellten Ergebnisse erfolgte die Definition der Konzentrationsrandbedingungen der 2D-Transportmodelle. Der Konzentrationsverlauf im Freisetzungsräum ist in Abb. 42 dargestellt.

Er gliedert sich in drei Zeitabschnitte:

Phase I: initiale Freisetzungsspitze über 10 Jahre mit einer Konzentration von 0,08 kg/m³,

Phase II: erhöhte Anfangskonzentration von 0,04 kg/m³ in den darauffolgenden 90 Jahren,

Phase III: konstante Konzentrationsfreisetzung von $0,02 \text{ kg/m}^3$ für den gesamten Folgezeitraum.

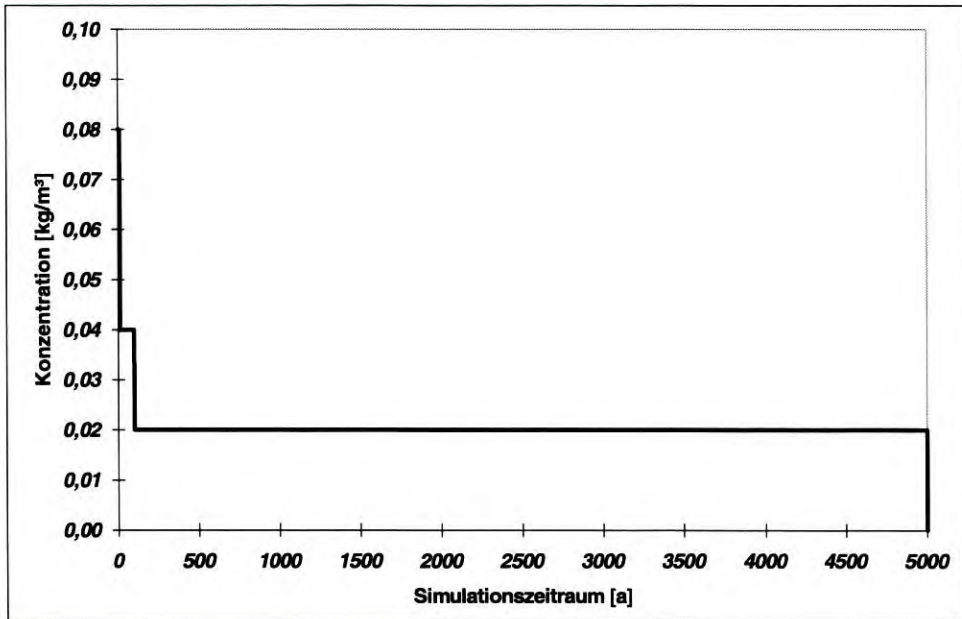


Abb. 42: Konzentrationsverlauf im Freisetzungsraum der 2D-Transportmodelle.

Die Definition der Konzentrationsrandbedingungen erfolgte in der Weise, daß Wasser, welches den Freisetzungsraum verläßt, die für den jeweiligen Zeitschritt vorgegebene Stoffkonzentration in kg/m^3 aufweist (Konzentrationsrandbedingung 1. Art). An sämtlichen Modellrändern wurden Transmissions-Randbedingungen vorgegeben (vgl. Abschnitt 2.2.1).

7.1.3 Modellgitterverfeinerung

Zur Einhaltung der numerischen Stabilitätskriterien (vgl. Abschnitt 2.2.2) wurde eine automatische Gitterverfeinerung durchgeführt. Die primären Patches wurden dabei - je nach Größe - in 8 bis 110 Finite Elemente unterteilt. Testrechnungen zur Gitteroptimierung zeigten, daß eine Begrenzung des Gitterabstandes auf maximal 15 m (horizontal) bzw. 2 m (vertikal) ausreichte, um numerische Dispersion und Oszillationen zu vermeiden. In Tab. 11 ist für jeden Modelltyp die Anzahl der Knoten und Elemente vor und nach der automatischen Gitterverfeinerung aufgelistet.

Abb. 43 zeigt das verfeinerte Rechengitter am Beispiel von Modell Typ A. Durch die Beschränkung der Modelle auf zwei Dimensionen lag die Rechenzeit für eine instationäre

Transportrechnung trotz des extrem hohen Auflösungsgrades mit weniger als 5 Stunden im akzeptablen Bereich. Die kurze Rechenzeit war vor allem für die Durchführbarkeit der Unsicherheits- und Sensitivitätsanalyse (Kap. 9) entscheidend.

Tab. 11: Element- und Knotenanzahl der primären und verfeinerten Rechengitter der Modelltypen.

Modelltyp	unverfeinertes Grundgerüst		verfeinertes Rechengitter	
	Elemente	Knoten	Elemente	Knoten
A	167	743	13.754	55.653
B	175	781	14.434	58.403
C	184	811	15.154	61.253

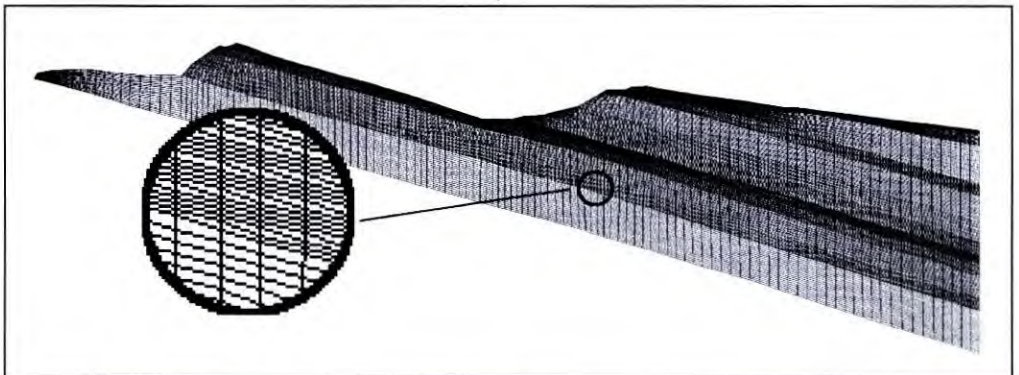


Abb. 43: Hochauflösendes Rechengitter, Modell Typ A.

7.2 Ergebnisse der Transportrechnungen

Für alle drei Modelltypen wurde die zeitliche Entwicklung der Konzentrationsausbreitung unter Berücksichtigung dispersiver und diffusiver Prozesse in Zeitschrittweiten von 10 Jahren errechnet. Die numerische Lösung der Transportgleichung erfolgte mit Hilfe eines direkten Gleichungslösers nach dem CRANK-NICOLSON-Verfahren. Sämtliche Simulationen wurden zunächst ohne Berücksichtigung sorptiver Prozesse durchgeführt. Durch die Vernachlässigung retardativer Vorgänge stellen die Ergebnisse das reine Verdünnungspotential der Umgebung des Eisenerzbergwerks Wohlverwahrt-Nammen - unabhängig von der Art des Schadstoffs - dar.

7.2.1 Konzentrationsausbreitung in der instationären Transportphase

Die Ergebnisse der instationären Transportrechnungen sind in den Tafeln 9 bis 11 als Momentaufnahmen der Konzentrationsentwicklungen eines nicht sorbierten Schadstoffs zu den jeweils angegebenen Zeitpunkten dargestellt. Es wurde ein Konzentrationsbereich von 0,08 bis $1 \cdot 10^{-5}$ kg/m³ betrachtet, dessen Teilintervalle durch Farbabstufungen dargestellt sind.

Die Bilder a) bis f) in Tafel 9 zeigen die zeitliche Entwicklung der Stoffausbreitung, die für den **Modell Typ A** errechnet wurde. Die Schadstoffausbreitung vollzieht sich folgendermaßen:

nach 10 Jahren (Bild a):

- Die initiale Konzentrationsfreisetzungsspitze im Freisetzungsraum (Phase I, vgl. Abschnitt 7.1.2) ist abgeschlossen. Gemäß der vorgegebenen Konzentrationsrandbedingung liegt im versetzten Grubengebäude eine Maximalkonzentration von 0,08 kg/m³ vor.
- Entsprechend der in Abschnitt 6.1.4 dargestellten Strömungssituation erfolgt ein bilateraler Stoffabstrom aus den versetzten Grubenräumen nach Süden und Norden.
- In der Nähe des Absenkungsbereiches liegen bereits Konzentrationsausträge um 0,04 kg/m³ vor. Dies bedeutet, daß ein nicht sorbierter Schadstoff bereits nach wenigen Jahren in den hydraulischen Einflußbereich der bergbaulich bedingten Grundwasserabsenkung gelangt und von dort aus - nach einer mehr oder weniger starken Verdünnung durch unbelastetes Grubensickerwasser - über den Nammer Stollen nach übertage abgeleitet wird.
- Im nördlichen Schadstoffabstrom haben selbst geringe Schwermetallkonzentrationen $< 1 \cdot 10^{-4}$ kg/m³ den Nordrand des Modells noch nicht erreicht. Die Isokonzentrationslinie von $1 \cdot 10^{-5}$ kg/m³ hat sich in 10 Jahren um etwa 300 m nach Norden verlagert. Angesichts des errechneten spezifischen Durchflusses von bis zu $1 \cdot 10^{-8}$ m/s und einer effektiven Porosität von 0,01 für die durchströmten Gesteine des Malms liegt die maximale Transportgeschwindigkeit mit ca. 30 m/a in einer realistischen Größenordnung.

nach 50 Jahren (Bild b):

- Die Konzentration im Freisetzungsraum beträgt 0,04 kg/m³ (Phase II = 4 % der Eluat-Anfangskonzentration).
- Deutlich erkennbar ist die schichtparallele Lage der Fahnenachse und die nach Norden zunehmende Auffächerung des Stoffabstroms infolge dispersiver Vorgänge. Periphere

Bereiche der Abstromfahne mit Konzentrationen $< 1 \text{ E-4 kg/m}^3$ haben den Nordrand des Modells nun überschritten.

- Die durch die $0,01 \text{ kg/m}^3$ -Isokonzentrationslinie eingeschlossenen Kernbereiche der Fahne enden dagegen etwa 300 m nördlich des versetzten Grubengebäudes.

nach 100 Jahren (Bild c):

- Phase II, die durch eine erhöhte Anfangskonzentration im versetzten Grubengebäude von $0,04 \text{ kg/m}^3$ definiert wurde, ist beendet.
- Die Schadstofffront hat sich im Mittel um 100-150 m weiter nach Norden verlagert, wodurch der Konzentrationsbereich $> 0,01 \text{ kg/m}^3$ nunmehr ca. 400 m nördlich des Freisetzungsräumens endet und die $0,01 \text{ kg/m}^3$ -Linie den Modellnordrand fast erreicht hat.

nach 200 Jahren (Bild d):

- Die Konzentrationsfahne liegt in nahezu vollständiger Ausdehnung vor. Die Maximalkonzentrationen am Nordrand betragen 0,5 bis 1 %.
- Obwohl bereits seit 100 Jahren die Phase III mit einer konstanten Konzentrationsfreisetzung im versetzten Grubengebäude von $0,02 \text{ kg/m}^3$ andauert, setzt sich die Konzentrationsausbreitung fort. So zeigt die gegenüber dem Folgezeitraum (Bilder e und f) größere Ausdehnung des Konzentrationsbereiches $> 0,01 \text{ kg/m}^3$, daß die erhöhten Konzentrationsfreisetzungen im versetzten Grubengebäude während der ersten 100 Jahre immer noch nachwirken.

nach 500 und 1000 Jahren (Bilder e und f):

- Beide Abbildungen weisen identische Konzentrationsverteilungen auf. Dies bedeutet, daß sich zwischen 200 und 500 Jahren ein stationärer Transportzustand einstellt, bei dem ein Gleichgewicht zwischen dem Massenstrom aus dem versetzten Grubengebäude und dem Schadstoffabstrom über die Modellränder vorliegt. Eine genauere Analyse der zu verschiedenen Zeitpunkten errechneten Konzentrationsverteilungen ergab, daß der stationäre Transportzustand bei Modell Typ A nach einem Zeitraum von 450 Jahren erreicht wird.

Die Bilder a) bis f) in Tafel 9 zeigen, daß der nordgerichtete Schadstoffabstrom in etwa dem Schichteinfallen folgt. Ein direkter Transportpfad vom versetzten Grubengebäude zur nördlichen Modelloberfläche, die als Biosphäre des nördlichen Wesergebirgsvorlandes für die Sicherheitsbetrachtung des Versatzbergwerkes eine wichtige Rolle spielt, ist zu keinem

Zeitpunkt erkennbar. Infolgedessen liegen die errechneten Konzentrationen an diesem Modellrand über den gesamten dargestellten Betrachtungszeitraum weit unter $1 \cdot 10^{-5} \text{ kg/m}^3$. Aufgrund der wesentlich kürzeren Entfernung ist die Verdünnung auf dem südgerichteten Transportpfad zum Zentrum des Absenkungsbereiches deutlich geringer. Wie bereits oben erwähnt, betragen die Konzentrationen im Absenkungszentrum etwa 50 % der im versetzten Grubengebäude freigesetzten Schwermetallkonzentration.

In Tafel 10, Bilder a) bis f) ist die Entwicklung der Konzentrationsausbreitung dargestellt, die bei **Modell Typ B** errechnet wurde. Während die Ausdehnung der Abstromperipherie (Konzentrationsbereiche $< 1 \cdot 10^{-4} \text{ kg/m}^3$) der von Modell Typ A ähnelt, bestehen deutliche Unterschiede hinsichtlich der Ausbreitung des Kernbereichs (Konzentrationsbereiche $> 0,01 \text{ kg/m}^3$) der nördlichen Abstromfahne. Beispielsweise zeigt sich, daß bereits nach 50 Jahren (Bild b) die Front der $0,01 \text{ kg/m}^3$ -Isokonzentrationslinie um mehr als 70 m weiter nach Norden fortgeschritten ist als im gleichen Zeitraum bei Modell Typ A. Nach 200 Jahren (Bild d) hat der Kernbereich der Fahne den vertikalen Nordrand überschritten. Obwohl die Konzentrationsausbreitung nach 200 Jahren nur noch sehr langsam voranschreitet, wird im Gegensatz zu Modell Typ A der Zustand der Transportstationarität auch nach 1000 Jahren nicht erreicht. Detaillierte Auswertungen der einzelnen Simulationszeitschritte ergaben, daß nach etwa 1300 Jahren eine Migration von Schadstoffen in die liegenden Tonsteinserien des Oberen Doggers (Macrocephalenton und Ornatenton, vgl. Tafel 6, Bild a) beginnt, die auch nach 5000 Jahren noch nicht abgeschlossen ist.

Die größere Ausdehnung des Kernbereichs der nordgerichteten Schadstofffahne ist darauf zurückzuführen, daß bei Modell Typ B der hydraulische Einfluß des Absenkungsbereiches durch den grundwassergesättigten Bereich im Hangenden des Grubengebäudes geringer ist als bei Modell Typ A. Hierdurch wird ein größerer Bereich des versetzten Grubengebäudes durch einen nordgerichteten Grundwasserabstrom erfaßt, wodurch ein größerer Anteil von Schadstoffen nach Norden abströmt. Erste Hinweise zu diesem Zusammenhang lieferten bereits die Ergebnisse der Pfadlinienberechnungen (Abschnitt 6.1.4). Die Wechselwirkung zwischen dem hydraulischen Einfluß des Entwässerungsstollens und dem nordgerichteten Schadstoffmassenstrom bestätigte sich bei einem Vergleich der drei Modelle im Rahmen der Bilanzierungsrechnungen (Abschnitt 8.2.3).

Trotz des erhöhten Schadstoffabstroms nach Norden liegen auch bei Modell Typ B die errechneten Konzentrationen an der nördlichen Modelloberfläche über den gesamten Simulationszeitraum deutlich unter $1 \cdot 10^{-5} \text{ kg/m}^3$. Der Konzentrationseintrag in den Absenkungsbereich durch den südgerichteten Schadstoffabstrom liegt ähnlich wie bei Modell Typ A bei ca. 50 % der im versetzten Grubengebäude freigesetzten Schwermetallkonzentration.

Die Bilder a) bis f) in Tafel 11 zeigen die Konzentrationsentwicklung über einen Zeitraum von 1000 Jahren, die für das **Modell Typ C** ermittelt wurde. Infolge des Fehlens der Grundwasserabsenkung im Hangenden des Grubengebäudes strömen sämtliche mobilisierte Schwermetalle, die den Freisetzungsräum verlassen, nach Norden ab. Demzufolge ist die Ausbreitung der nordgerichteten Abstromfahne deutlich stärker ausgeprägt als bei den Modellvarianten A und B. Dies betrifft sowohl die Ausdehnung der Fahnenperipherie als auch die Verbreitung des Konzentrationsbereiches $> 1 \text{ kg/m}^3$ im Kern der Abstromfahne.

Bereits nach 10 Jahren (Bild a) treten am vertikalen Modellnordrand Konzentrationen $> 1 \cdot 10^{-5} \text{ kg/m}^3$ auf. Nach 50 Jahren (Bild b) hat die $0,01 \text{ kg/m}^3$ -Isokonzentrationslinie die Grenze des Modellgebietes überschritten. Nach 100 Jahren (Bild c) wird der Nordrand von der $0,02 \text{ kg/m}^3$ -Linie tangiert. Nach 200 Jahren (Bild d) liegt zwar im Freisetzungsräum bereits über 100 Jahre lang ein konstanter Konzentrationsaustrag von $0,02 \text{ kg/m}^3$ vor (Konzentrationsrandbedingung der Phase III), Relikte der ursprünglich erhöhten Konzentrationsfreisetzungen sind jedoch in der Nähe des Nordrandes als isolierter Konzentrationsbereich $> 0,02 \text{ kg/m}^3$ weiterhin zu erkennen.

Im Folgezeitraum finden nur noch geringe Stoffausbreitungsvorgänge statt. Obwohl sich die Konzentrationsverteilungen in den Bildern e) und f) nur wenig voneinander unterscheiden, ist auch bei Modell Typ C - - der stationäre Transportzustand nach 1000 Jahren noch lange nicht erreicht. Es erfolgt eine sehr langsame Migration durch die Schichten des oberen Doggers bis zur Modellbasis, die auch nach 5000 Jahren noch nicht abgeschlossen ist. Obwohl Modell C aufgrund des ausschließlich nordgerichteten Abstroms aus dem Grubengebäude die weitaus größte Stoffausbreitung im Untergrund aufweist, wurden auch in diesem Fall zu keinem Zeitpunkt Konzentrationen $> 1 \cdot 10^{-5} \text{ kg/m}^3$ an der nördlichen Modelloberfläche errechnet.

7.2.2 Konzentrationsausbreitung in der stationären Transportphase

Die Konzentrationsverteilung während der stationären Transportphase kann durch *NAMMU* auch direkt berechnet werden. Ein großer Vorteil stationärer Transportrechnungen gegenüber instationären Simulationen liegt im wesentlich geringeren Rechenaufwand. Eine stationäre Transportrechnung basiert auf der Modellvorstellung, daß durch die Schadstoffquelle im Modell eine konstante, zeitlich unbegrenzte Konzentrationsfreisetzung stattfindet. Berechnet wird die Konzentrationsverteilung zu dem Zeitpunkt, bei dem sich die im Modell gebildeten Schadstoffmassen und die über die Modellränder aus dem Modell ausströmenden Schadstoffmassen die Waage halten und keine weitere Schadstoffausbreitung im Modell mehr erfolgt. Bei diesem Ansatz spielen reversible Sorptionsvorgänge keine Rolle, da durch sie lediglich der Eintrittszeitpunkt der Transportstationarität hinausgezögert wird. Durch die Ergebnisse von stationären Transportrechnungen kann das absolute Verdün-

nungspotential eines Grundwassersystems abgeschätzt werden. Nachteilig ist, daß verfahrensbedingt nicht berechnet werden kann, nach wieviel Jahren sich dieser Gleichgewichtszustand einstellt.

Durch die direkte Berechnung der Konzentrationsausbreitung zum Zeitpunkt der Transportstationarität war es möglich, für alle drei Modelltypen die maximale Schadstoffausbreitung und damit auch die höchstmöglichen Konzentrationen an der nördlichen Modelloberfläche (Biosphäre des nördlichen Wesergebirgsvorlandes) zu ermitteln, die sich im Fall einer zeitlich unbegrenzten Konzentrationsfreisetzung im versetzten Grubengebäude von $0,02 \text{ kg/m}^3$ ergeben. Zwar wurden während der ersten 100 Jahre (Phasen I und II) mit $0,08 \text{ kg/m}^3$ bzw. $0,04 \text{ kg/m}^3$ höhere Konzentrationsfreisetzungen vorgegeben als für den darauffolgenden Zeitraum, die Ergebnisse der Bilanzierungsrechnungen (Abschnitt 8.2.4) zeigten jedoch, daß sich die anfänglich erhöhten Konzentrationsfreisetzungen lediglich im nahe des Freisetzungsräumtes gelegenen Absenkungsbereich bemerkbar machen. Die initialen Konzentrationsspitzen pausen sich jedoch nicht auf die Konzentrationsentwicklung an den Modellrändern durch, die von der Fahnenachse weiter entfernt liegen, so daß hier Maximalkonzentrationen erst nach Eintritt des stationären Transportzustandes erwartet werden können. In Tafel 12 sind die Konzentrationsverteilungen während des stationären Transportzustandes, die für die drei Modellvarianten errechnet wurden, in den Bildern a) bis c) gegenübergestellt.

Wie bereits in Abschnitt 7.2.1 erwähnt, endet im Falle der **Modellvariante A** die Stoffausbreitung nach Erreichen des stationären Zustandes nach etwa 450 Jahren. Folglich ist die in Bild a) dargestellte Konzentrationsverteilung identisch mit denjenigen, die bei den instationären Rechnungen für die Zeitpunkte 500 und 1000 Jahre errechnet wurden (Tafel 9, Bild e und f).

Demgegenüber zeigt sich bei einem Vergleich der stationären Konzentrationsverteilung bei **Modell Typ B** (Tafel 12, Bild b) mit der instationären Konzentrationsentwicklung (Tafel 10, Bilder a bis f), daß bei Modell Typ B auch nach 1000 Jahren eine weitere Ausbreitung gelöster Schadstoffe stattfindet. Die fortschreitende Ausweitung der Schadstoffahne erfolgt dabei ausschließlich ins Liegende, während die Verlagerung der $1 \cdot 10^{-5} \text{ kg/m}^3$ -Isokonzentrationslinie ins Hangende bereits nach 100 Jahren zum Stillstand kommt. Wie die Auswertung der Konzentrationsverteilungen während der letzten Zeitschritte der instationären Transportrechnungen zeigte, ist die Schadstoffausbreitung auch nach 5000 Jahren (Ende des Betrachtungszeitraums bei den instationären Rechnungen) noch nicht abgeschlossen. Die sehr langsam fortschreitende Migration gelöster Schadstoffe in die tonigen Sedimente des Doggers ist auf die sehr geringen, teilweise abwärts gerichteten Vertikalströmungen zurückzuführen, die in Abschnitt 6.1.4 als charakteristische Eigenschaft der Strömungszone ② (siehe Abb. 37) beschrieben wurden.

Der gleiche Prozeß findet auch bei **Modell Typ C** statt (Tafel 11, Bild c). Auch hier kommt es zur Ausdehnung der Abstromfahne ins Liegende des Korallenooliths, wobei die Konzentrationsausbreitung wesentlich größer ist als bei Modell Typ B. Als Ursache kann die stärkere Dominanz abwärts gerichteter Strömungen in den tonigen Ablagerungen des oberen Doggers angesehen werden (vgl. Tafel 7c). Dies führt dazu, daß Kernbereiche der Schadstofffahne bis in den Cornbrash im Liegenden des Macrocephalentons migrieren. Hierdurch geht im stationären Zustand die $0,01 \text{ kg/m}^3$ -Isokonzentrationslinie sogar über die Basis des Modells hinaus. Ebenso wie bei Modell B kann eine Aussage darüber, nach wieviel Jahren sich der stationäre Transportzustand einstellt, nicht getroffen werden. Nach 5000 Jahren (Ende des Simulationszeitraums bei den instationären Transportrechnungen) ist die Stoffausbreitung ins Liegende jedenfalls erst ansatzweise erkennbar. Die starke Konzentrationsabnahme in der nördlichen unteren Ecke des Modells ist auf den dortigen Einstrom unbelasteten Grundwassers zurückzuführen (vgl. Abschnitt 6.1.4).

Zur genaueren Quantifizierung von Schadstoffeinträgen in die Biosphäre des nördlichen Vorlandes wurden 9 Meßpunkte (Abb. 44) an Gitterknoten auf der nördlichen Modelloberfläche festgelegt. Die dort errechneten Konzentrationen wurden einzeln in der Ausgabedatei abgespeichert. Testrechnungen, bei denen die Konzentrationsentwicklung an diesen Meßpunkten während der instationären Transportphase ermittelt wurde, zeigten, daß bei allen drei Modelltypen Maximalkonzentrationen an der nördlichen Modelloberfläche tatsächlich erst nach Eintritt der Transportstationarität erreicht wurden.

In Abb. 45 sind die während des stationären Transportzustandes an den Meßpunkten errechneten Konzentrationen in logarithmischer Skalierung aufgetragen. Es läßt sich die Tendenz einer Konzentrationszunahme nach Norden erkennen. Die Maximalkonzentrationen wurden mit $7 \cdot 10^{-13}$ (Modell A), $2 \cdot 10^{-12}$ (Modell B) bzw. $4 \cdot 10^{-12} \text{ kg/m}^3$ (Modell C) bei allen drei Modellen am Meßpunkt 8 ermittelt. An fast allen Knoten wurden für den Modell Typ C die höchsten Konzentrationen errechnet. Diese liegen zum Teil um mehr als zwei Größenordnungen über denen der Modellvarianten A und B. Die Unterschiede zwischen den Modellen A und B sind dagegen weniger eindeutig, die Konzentrationsrangfolge ist von Meßpunkt zu Meßpunkt verschieden.

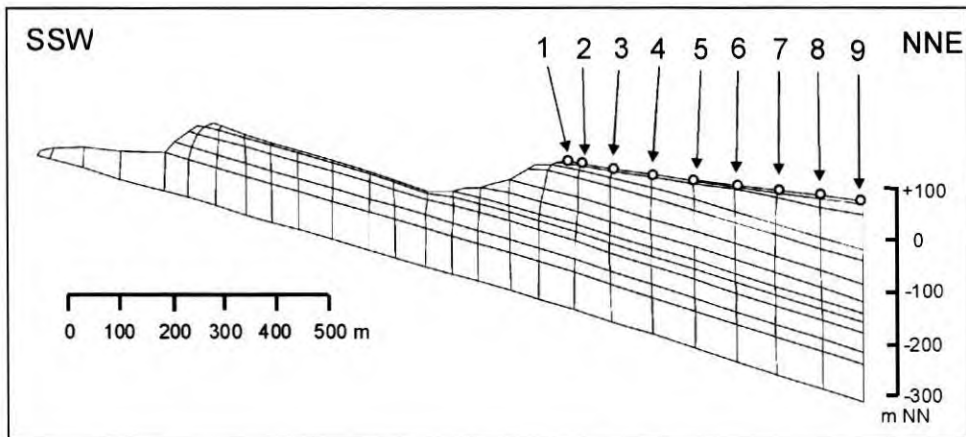


Abb. 44: Lage der Konzentrationsmeßpunkte auf der nördlichen Modelloberfläche am Beispiel von Modell Typ A.

Sämtliche errechneten Konzentrationen liegen unter $1 \cdot 10^{-11} \text{ kg/m}^3$ und damit unter der analytischen Nachweisgrenze¹. Legt man die fiktive Eluat-Anfangskonzentration in den Versatzkammern von 1 kg/m^3 zugrunde, so ergibt sich für den Transportpfad vom versetzten Grubengebäude bis zur Biosphäre des nördlichen Wesergebirgsvorlandes ein Verdünnungsverhältnis von mindestens $1:10^{11}$.

Die durchweg sehr geringen Konzentrationen an der nördlichen Modelloberfläche sind vor allem auf die dortige starke Verdünnung durch oberflächennahe Grundwasserströmungen zurückzuführen. Aus dem gleichen Grund findet bei allen drei Modelltypen nach 100 Jahren keine Verlagerung der $1 \cdot 10^{-5} \text{ kg/m}^3$ -Isokonzentrationslinie mehr ins Hangende statt. Die oberflächennahe Verdünnung verhindert eine weitere Ausbreitung der Schadstoffahne in Richtung der Modelloberfläche. Die höheren Konzentrationen, die bei Modell Typ C errechnet wurden, können darauf zurückgeführt werden, daß die Stromlinien der oberflächennahen Grundwasserzirkulation in größere Tiefen hinabreichen. Hierdurch kommen sie näher an den nordgerichteten Schwermetallabstrom aus der Grube heran. Das oberflächennahe Zirkulationssystem kann infolgedessen mehr gelöste Schadstoffe aufnehmen, als dies bei den Modellvarianten A und B der Fall ist (vgl. Tafel 8).

¹ Nachweisgrenze für Blei: 0,1 ppm (ICP) bzw. 0,001 ppm (AAS).

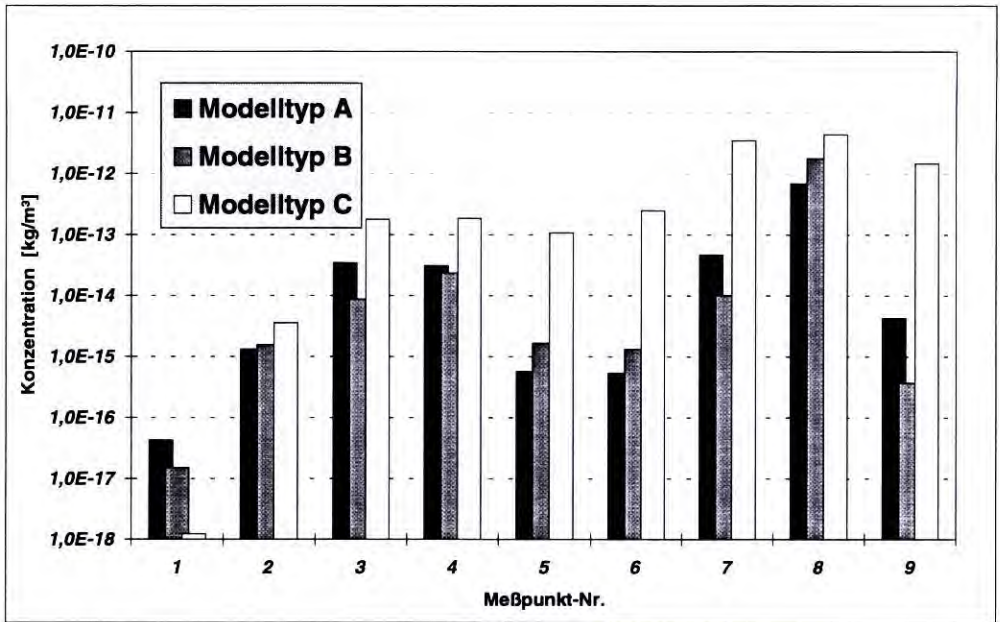


Abb. 45: Errechnete Konzentrationen an der nördlichen Modelloberfläche während des stationären Transportzustandes (Modelltypen A bis C).

7.2.3 Einfluß der Sorption auf die Schadstoffausbreitung

In Tafel 13 sind am Beispiel von Modell Typ A die Ergebnisse von Transportrechnungen dargestellt, bei denen Sorptionsprozesse durch das Einsetzen der in Tab. 10 aufgelisteten K_d -Werte von Blei, Zink, Cadmium und Quecksilber Berücksichtigung fanden.

Bei den Schwermetallen Blei, Zink und Cadmium (Bilder a - c) zeigt sich, daß über einen Zeitraum von 5000 Jahren keine nennenswerte Schadstoffausbreitung erfolgt. Der Grund hierfür liegt in der hohen Sorptionskapazität der vorwiegend karbonatischen Schichten des Malms gegenüber den drei Schwermetallen. So wurden beispielsweise für Blei aufgrund der hohen K_d -Werte Retardationsfaktoren errechnet, die bei den Gesteinen in der Grubenumgebung in der Regel weit über 10.000 liegen. Dies bedeutet, daß die Ausbreitungsgeschwindigkeit von Blei um mehr als den Faktor 10.000 niedriger ist als die Porengeschwindigkeit des Grundwassers. Anders formuliert, würde ein idealer, nicht sorbierter Tracer die in den Abbildungen a - c dargestellten Konzentrationsverteilungen nach spätestens 0,5 Jahren aufweisen.

Aufgrund der geringeren Sorptionskapazität in der Umgebung des versetzten Grubengebäudes anstehender Gesteine wurde für Quecksilber (Tafel 13, Bild d) eine höhere Ausbreitungsgeschwindigkeit errechnet als für die anderen drei Elemente. Mit Retardations-

faktoren um 1000 für grubennahe Schichten entspricht die Konzentrationsverteilung von Quecksilber nach 5000 Jahren der eines nicht sorbierten Tracers nach etwa 5 Jahren.

Die Abbildungen a) bis d) in Tafel 13 verdeutlichen, daß im Falle einer Berücksichtigung der Sorption aufgrund der extremen Transportverzögerung sämtliche weiteren Transportrechnungen überflüssig geworden wären, weil über realistische Zeiträume hinweg keine nennenswerte Ausbreitung der Schwermetalle erfolgt. Da es bei der vorliegenden Arbeit jedoch im wesentlichen um die Darstellung sicherheitsanalytischer Rechenmethoden ging, wurde bei den folgenden Simulationsrechnungen auf eine weitere Berücksichtigung retardierender Prozesse verzichtet. Es muß jedoch beachtet werden, daß diese Analysen aufgrund der Vernachlässigung einer Schwermetallsorption pessimistische Ergebnisse liefern.

8 Bilanzierung von Grundwasservolumenströmen und Schadstoffmassenströmen

8.1 Methodik

Nach den Ergebnissen der Transportrechnung können Schwermetalle, die im versetzten Grubengebäude mobilisiert wurden, auf zwei Wegen die Biosphäre erreichen:

1. Durch diffusiv/dispersive Transportvorgänge im nordgerichteten Schadstoffabstrom aus den Versatzräumen in die quartären Sedimente des nördlichen Wesergebirgsvorlandes
2. Durch den südgerichteten Schadstoffabstrom in höhergelegene, nichtgeflutete Bergwerksbereiche als grundwasserbürtiger Schwermetalleintrag in das durch den Nammer Stollen zur übertägigen Vorflut abgeleitete Grubenwasser.

Um zu untersuchen, zu welchen Anteilen schwermetallhaltige Grundwässer aus dem versetzten Grubengebäude während der stationären Transportphase zum Modellnordrand bzw. nach Süden zum Absenkungsbereich abfließen, wurde der Modell Typ A einer ausführlichen Bilanzierung der errechneten Grundwasservolumenströme und Schadstoffmassenströme unterzogen.

Bilanzierungsrechnungen dienen einerseits der Plausibilitätskontrolle der Ergebnisse von Transportrechnungen. Beispielsweise kann überprüft werden, ob im Sinne der Kontinuitätsbedingung bei stationären Strömungsrechnungen die Summen aller Grundwasserein- bzw. ausflüsse in bzw. aus dem Modell ausgeglichen sind. Andererseits eignen sie sich zur genaueren Quantifizierung von Stofftransportvorgängen im Modellgebiet.

Im vorliegenden Fall waren folgende Aufgabenstellungen von Interesse:

- Plausibilitätsprüfung der errechneten Grundwasservolumenströme. Infolge der ausschließlichen Verwendung von hydraulischen Randbedingungen 1. Art war der Nachweis zu erbringen, daß der errechnete Grundwasserumsatz im Modell innerhalb einer realistischen Größenordnung liegt
- Quantifizierung des Verdünnungspotentials auf beiden eingangs erwähnten Transportpfaden
- Vergleich der drei Modellvarianten im Hinblick auf die Schadstoffabstromrichtung aus dem versetzten Grubengebäude

- Entwicklung des Schadstoffmassenstroms auf den Modellrändern während der instationären Transportphase

Es wurde eine für das Programm *NAMMU* neuentwickelte Finite-Element-Technologie, die sogenannten *mixed elements*, eingesetzt. Das *mixed elements*-Verfahren unterscheidet sich von dem Standard-Finite-Element-Verfahren, bei dem jeweils eine Lösungsvariable an allen Knoten berechnet wird und eine ausgeglichene Massen- bzw. Volumenstrombilanz allenfalls für das Gesamtmodell gewährleistet ist, dadurch, daß die Kontinuitätsbedingung für jedes Einzelelement erfüllt wird.

Ein weiterer Vorteil ist, daß neben Druck und Konzentration nunmehr auch der Grundwasservolumenstrom als primäre Lösungsvariable Eingang in die Berechnungen findet und nicht - wie im Fall der Standard-Elemente - indirekt aus den Druckwerten der einzelnen Knoten abgeleitet wird. Durch die Verwendung der *mixed elements* war es somit möglich, sehr exakte Bilanzierungsergebnisse zu erzielen. Bilanzierungsrechnungen mit Standard-Elementen hätten demgegenüber Volumenstromdefizite von bis zu 20% ergeben.

Allen Bilanzierungsrechnungen lag der Referenzdatensatz für die hydraulischen Parameter (vgl. Tab. 8 und Tab. 9) zugrunde. Die Bilanzierung erfolgte durch Integration der Grundwasservolumenströme und Schadstoffmassenströme auf offenen bzw. geschlossenen Liniensegmenten (Abb. 46).

Im einzelnen waren dies

- die Umrandungen des Gesamtmodells,
- die einzelnen Modellränder (Modelloberfläche, Nordrand und Modellbasis),
- die Einzelsegmente der Modelloberfläche (Südhang des Wesergebirges, bergbaubedingter Absenkungsbereich und nördliches Wesergebirgsvorland),
- das versetzte Grubengebäude und
- der im Süden an das versetzte Grubengebäude angrenzende „Grubensumpf“, ein unversetzter, höhergelegener Teil des gefluteten Bergwerks¹.

¹ Im Fall des Grubensumpfes wurde davon ausgegangen, daß sich - wie beim heutigen Betrieb der Fall - direkt unterhalb des Stollenniveaus noch unversetzte Grubenräume befinden und sich die versetzten Kammern erst einige Meter tiefer anschließen.

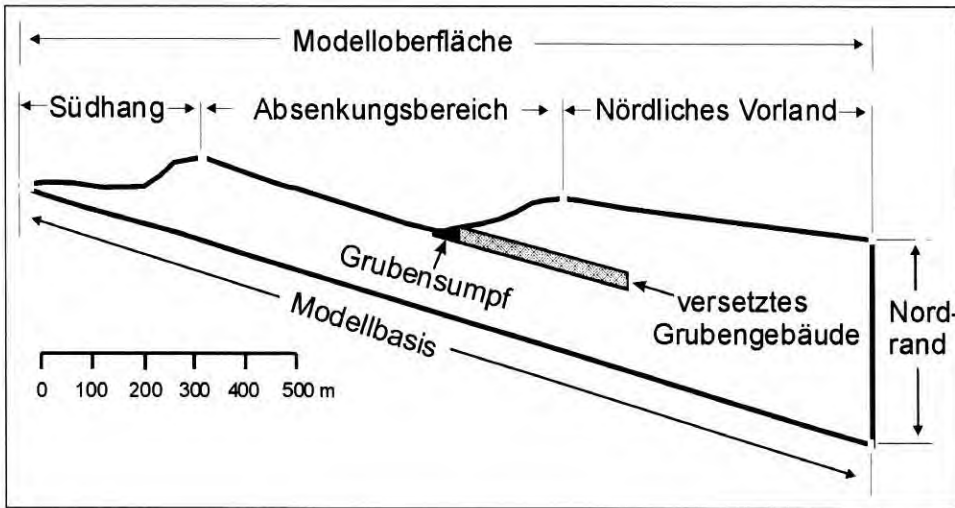


Abb. 46: Übersichtsdarstellung der bilanzierten Modellsegmente.

Ein Segment wird aus den Gitterknoten gebildet, die auf dem jeweils betreffenden Bilanzierungsabschnitt liegen. Zwischen je zwei dieser primären Knoten wurden äquidistant 100 weitere Sekundärknoten automatisch eingefügt. Dies gewährleistete eine ausreichende Stützstellenanzahl für genaue Bilanzierungsrechnungen.

Die Schadstoffmassenstromberechnung erfolgte auf der Grundlage stationärer Transportrechnungen mit der für den späteren Teil der Nachbetriebsphase vorgegebenen konstanten Konzentrationsfreisetzung im versetzten Grubengebäude von $0,02 \text{ kg/m}^3$ (Konzentrationsfreisetzungphase III, vgl. Abschnitt 7.1.2). Um darüber hinaus zu untersuchen, inwieweit sich die erhöhten Anfangskonzentrationen der Phasen I und II auf den Massenstrom an den Modellrändern auswirken, wurde eine zusätzliche instationäre Rechnung durchgeführt, bei der die in Abschnitt 7.1.2 dargestellte Konzentrationsentwicklung im versetzten Grubengebäude angesetzt wurde.

Die über das jeweilige Segment gemittelte Konzentration im Grundwasser wurde über den Quotienten aus Schadstoffmassenstrom Q_M und Grundwasservolumenstrom Q_V errechnet:

$$C = \frac{Q_M [\text{kg s}^{-1}]}{Q_V [\text{m}^3 \text{ s}^{-1}]} \quad [\text{kg m}^{-3}] \quad (\text{Gl. 48}).$$

Sämtliche im folgenden dargestellten Volumen- und Massenstromangaben beziehen sich auf eine Einheitsiefe des 2D-Modells von 1 m. Auf diese Weise wird das 2D-Transportmodell gleichsam in eine „Scheibe“ von 1 m Dicke überführt. Der Bezug auf ein räumliches

Modell ist wegen der Verwendung dreidimensionaler Größen wie Volumen- oder Massenstrom, erforderlich.

8.2 Ergebnisse

8.2.1 Bilanzierung der Modellränder (Modell Typ A)

Die Bilanz der Grundwasservolumenströme, die über die Modellränder von Modell Typ A ein- bzw. ausfließen, ist in Tab. 12 aufgelistet. Die Massenstrombilanz des Gesamtmodells sowie der einzelnen Modellränder enthält Tab. 13. Darüber hinaus sind die Ergebnisse der Volumen- und Massenstrombilanzierungen in graphischer Form in Abb. 48 dargestellt. Sämtliche Prozentangaben beziehen sich auf den Ein- bzw. Ausstrom über den Gesamtmodellrand (= 100%). Infolge geringer Rundungs- bzw. Bilanzierungsungenauigkeiten ergeben sich bei den Summen der Einstrom- bzw. Ausstromanteile Abweichungen von wenigen Promille.

Für das **Gesamtmodell** errechnete sich ein (auf die Einheitstiefe von 1 m bezogener) Grundwasserdurchsatz von $7,1 \cdot 10^{-6}$ m³/s. Der Bilanzierungsfehler, ausgedrückt als prozentuale Differenz zwischen Ein- und Ausstrom, beträgt weniger als 1% (Tab. 12).

Die Berechnung der Volumenstromanteile, die auf die einzelnen Modellränder entfallen, ergab, daß der weitaus größte Teil des Grundwasseraustauschs im Modell über dessen **Oberfläche** erfolgt. Auf diesen Rand entfallen 96% des Gesamteinstroms und 91% des Gesamtausstroms. An der Modelloberfläche liegt folglich ein Netto-Einstrom vor, der ca. 5% des Modellgesamtumsatzes ausmacht. Der Massenstromanteil beträgt 78,7% (Tab. 13). Infolge der starken Verdünnung durch den Umsatz großer Grundwassermengen liegt die über das Gesamtsegment gemittelte Konzentration von knapp $3 \cdot 10^{-5}$ kg/m³ um den Faktor 3 niedriger als die mittlere Konzentration am vertikalen Nordrand des Modells.

Im Vergleich zur Modelloberfläche ist der Grundwasserausstrom über den vertikalen **Nordrand** des Modells mit ca. 7,5% ($5,3 \cdot 10^{-7}$ m³/s) deutlich geringer. Ein Grundwassereinstrom von Norden in das Modellgebiet liegt nicht vor. Auf den nördlichen Modellrand entfallen 21,3% des gesamten Massenausstroms im Modell. Die über dieses Randsegment gemittelte Konzentration im Ausstrom beträgt $9 \cdot 10^{-5}$ kg/m³.

Tab. 12: Errechnete Grundwasservolumenströme auf dem gesamten Modellrand und den einzelnen Modellrändern.

Bilanzierendes Segment	Volumenstrom* [m³ s⁻¹]	Anteil am Gesamtein- bzw. ausstrom [%]	Segmentlänge [m]	mittlerer spezifischer Durchfluß [m s⁻¹]
Ausstrom Gesamtmodell	7,1488E-06	100	3743	1,91E-09
Einstrom Gesamtmodell	7,1371E-06	100	3743	1,91E-09
<i>davon</i>				
Ausstrom Modelloberfläche	6,5046E-06	91,0	1602	4,06E-09
Einstrom Modelloberfläche	6,8785E-06	96,2	1602	4,29E-09
Differenz	3,7392E-07			
Ausstrom Nordrand	5,3473E-07	7,5	398	3,34E-10
Einstrom Nordrand	0	0,0	398	0
Differenz	-5,3473E-07			
Ausstrom Modellbasis	9,6509E-08	1,4	1743	6,02E-11
Einstrom Modellbasis	2,5951E-07	3,6	1743	1,62E-10
Differenz	1,6300E-07			

* bezogen auf eine Einheitstiefe des Modells von 1 m.

An der **Modellbasis** findet nur ein geringer Grundwasseraustausch statt, der 3,6% des Gesamteinstroms bzw. 1,4% des Gesamtausstroms ausmacht. Der für dieses Modellsegment errechnete Netto-Einstrom von $1,6 \cdot 10^{-7}$ m³/s läßt sich auf einen Grundwasserzufluß aus tieferen Schichten des Doggers (Aalen und Bathon) in das Modellgebiet zurückführen. Diese Schichten sind zwar im 2D-Modell geometrisch nicht enthalten. Durch die (über die Randbedingungsübernahme aus dem dreidimensionalen Lokal- bzw. Regionalmodell vorgenommene) Einbettung der 2D-Modelle in die regionale Strömungssituation wurden Zuflüsse aus Schichten, die an das Modellgebiet angrenzen, jedoch weiterhin berücksichtigt. Ein Ausstrom gelöster Schwermetalle über die Modellbasis in tiefere Schichten des Doggers (Aalen und Bajoc) findet angesichts des errechneten Massenstroms von $8 \cdot 10^{-23}$ kg/s praktisch nicht statt.

Tab. 13: Errechnete Schadstoffmassenströme auf dem gesamten Modellrand und den einzelnen Modellrandsegmenten.

Bilanziertes Segment	Volumenstrom [m ³ s ⁻¹]	Massenstrom* [kg s ⁻¹]	Anteil am Gesamtmassenstrom [%]	errechnete mittlere Konzentration* [kg m ⁻³]
Ausstrom Gesamtmodell	7,1488E-06	2,2578E-10	100,0	3,16E-05
<i>davon</i>				
Ausstrom Nordrand	5,3473E-07	4,7980E-11	21,3	8,97E-05
Ausstrom Modellbasis	9,6509E-08	7,9020E-23	0,0	8,19E-16
Ausstrom Modelloberfläche	6,5046E-06	1,7780E-10	78,7	2,73E-05
<i>davon</i>				
Ausstrom Südhang	7,04576E-07	3,10336E-37	0,0	4,4E-31
Ausstrom Absenkungsbereich	3,65753E-06	1,77796E-10	78,7	4,8E-05
Ausstrom nördliches Vorland	2,11243E-06	2,57384E-19	0,0	1,2E-13

*bezogen auf einen fiktiven Versatzstoff mit einer Eluat-Anfangskonzentration von 1kg/m³, stationärer Transportzustand mit konstanter Freisetzung im versetzten Grubengebäude von 2% der Eluat-Anfangskonzentration, Einheitstiefe des Modells = 1 m.

Im nächsten Schritt wurden die drei **Einzelsegmente der Modelloberfläche** bilanziert. Tab. 14 enthält eine Gegenüberstellung der errechneten Grundwasservolumenströme auf den einzelnen Oberflächenabschnitten. Auch hier sei darauf hingewiesen, daß infolge geringer Bilanzierungsungenauigkeiten die Summe der Teilströme um einige 1/10-Prozent vom Gesamtstrom über die Modelloberfläche abweichen kann.

Aus dem über den gesamten oberen Modellrand gemittelten spezifischen Durchfluß errechnet sich eine mittlere jährliche Infiltrationshöhe von 135 mm. Dieser Wert liegt im Bereich der nach verschiedenen Literaturquellen durch empirische Ansätze für den Wesergebirgsraum ermittelten Grundwassererneubildungshöhen (vgl. Tab. 4). Dies zeigt, daß der Grundwasserdurchsatz im Modell, der fast ausschließlich durch den Einstrom über die Modelloberfläche gesteuert wird, innerhalb einer realistischen Größenordnung liegt.

Tab. 14: Errechnete Grundwasservolumenströme auf der Modelloberfläche und ihren Einzelsegmenten.

Bilanziertes Segment	Volumenstrom* [m ³ s ⁻¹]	Anteil [%]	Segment länge [m]	mittl. spez. Durchfluß [m s ⁻¹]	Infiltrations- höhe [mm a ⁻¹]
Ausstrom Modelloberfläche	6,5046E-06	91,0	1602	4,06E-09	135
Einstrom Modelloberfläche	6,8785E-06	96,2	1602	4,29E-09	
Differenz	3,7392E-07				
<i>davon</i>					
Ausstrom Südhang	7,04576E-07	9,9	340	2,07E-09	114
Einstrom Südhang	1,23273E-06	17,2	340	3,63E-09	
Differenz	5,28155E-07				
Ausstrom Absenkungsbereich	3,65753E-06	51,2	700	5,23E-09	153
Einstrom Absenkungsbereich	3,38923E-06	47,4	700	4,84E-09	
Differenz	-2,68298E-07				
Ausstrom nördliches Vorland	2,11243E-06	29,5	562	3,76E-09	128
Einstrom nördliches Vorland	2,28634E-06	32,0	562	4,07E-09	
Differenz	-1,73914E-07				

* bezogen auf eine Einheitstiefe des Modells von 1 m.

Der **Südhang** des Wesergebirges wirkt infolge des Netto-Einstroms von $5,3 \cdot 10^{-7} \text{ m}^3/\text{s}$ (ca. 7% des Gesamteinstromes im Modell) als Grundwasserneubildungsgebiet. Für dieses Segment der Modelloberfläche errechnete sich ein äußerst geringer Massenstrom, der praktisch gleich Null zu setzen ist (Tab. 13).

Etwa die Hälfte des Grundwasseraustauschs an der Modelloberfläche entfällt auf den **Absenkungsbereich**, durch den die hydraulische Wirkung des Nammer Stollens als tiefgelegene, bergbaulich bedingte Vorflut simuliert wurde. Die Bilanzierung der Massenströme auf den drei Einzelsegmenten der Modelloberfläche ergab, daß nahezu der gesamte Schadstoffausstrom an der Modelloberfläche auf den Absenkungsbereich (78,8 % des Schadstoffmassenausstroms im Gesamtmodell) entfällt.

Einschränkend ist hierzu anzumerken, daß durch die Wahl der dortigen Randbedingung (vorgegebene Festpotentiale) die Realität nicht exakt wiedergegeben wird. So wird als Folge der angesetzten hydraulischen Randbedingung auch das gesamte Fließgeschehen in der ungesättigten Zone auf die Modelloberfläche (= Grundwasseroberfläche) projiziert. Im Normalfall stellt dies kein Problem dar, da Wässer, die an der Oberfläche infiltriert werden, größtenteils auch zur Ergänzung des Grundwasservorrates beitragen (Abb. 47 oben). Im

vorliegenden Fall jedoch übt das höhergelegene, unversetzte und über den Nammer Stollen entwässerte Grubengebäude eine starke Drainagewirkung in der ungesättigten Zone aus (Abb. 47 unten). Aus diesem Grund muß davon ausgegangen werden, daß es sich bei einem großen Teil des errechneten Grundwasserumsatzes an der Oberfläche des Absenkungsbereiches in Wirklichkeit um Sickerwasser handelt, welches in das unversetzte Grubengebäude gelangt und durch den Entwässerungsstollen nach übertage abgeleitet wird, ohne den Grundwasservorrat tatsächlich zu ergänzen¹. In dieser Hinsicht ist die Drainage der ungesättigten Zone durch das entwässerte Grubengebäude vergleichbar mit der Wirkung des Zwischenabflusses (Interflow).

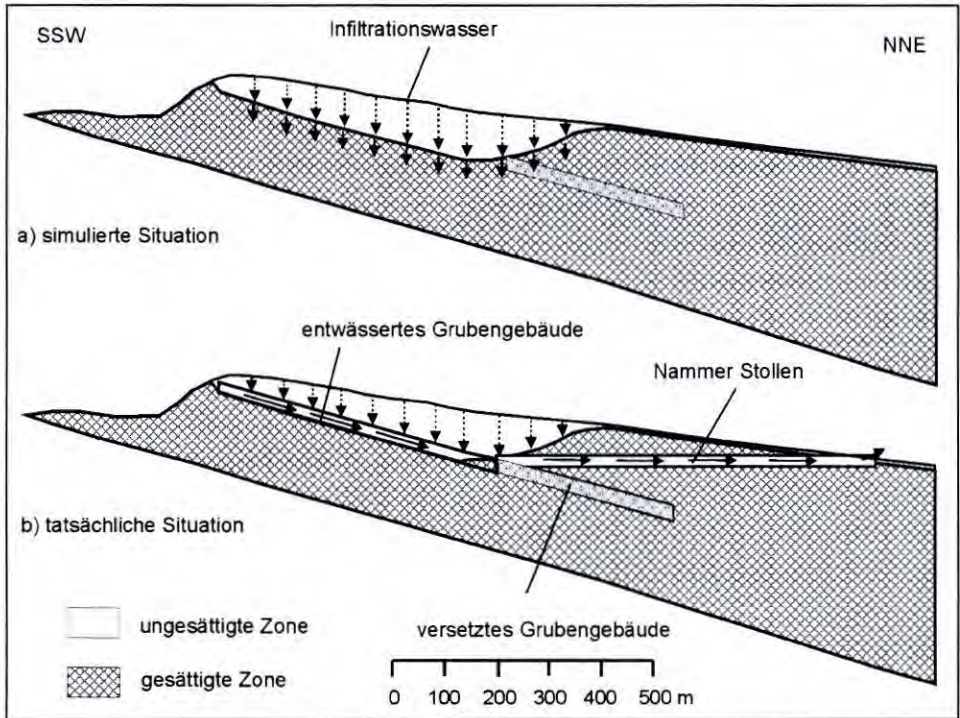


Abb. 47: Schematische Darstellung der durch die Vorgabe einer Festpotential-Randbedingung simulierten hydraulischen Situation (oben) und der tatsächlichen Situation (unten) in der ungesättigten Zone des Absenkungsbereiches.

Aus den oben genannten Gründen liefert allenfalls die Differenz zwischen Ein- und Ausstrom an diesem Segment der Modelloberfläche einen groben Anhaltspunkt zur Höhe der Gruben-

¹ Hierdurch entspricht die Infiltrationsrate nicht der Grundwasserneubildungsrate, weswegen in Tab. 14 statt des Begriffs Grundwasserneubildungshöhe der Ausdruck Infiltrationshöhe verwendet wird.

wassermengen (Sickerwasser- und Grundwassereinträge), die in der Nachbetriebsphase über den Stollen abgeführt werden. Nach den Bilanzierungsergebnissen ergibt sich für den Absenkungsbereich ein Netto-Ausstrom von $2,7 \cdot 10^{-7} \text{ m}^3/\text{s}$. Umgerechnet auf die gesamte West-Ost-Erstreckung des Westfeldes von ca. 3,5 km, folgt hieraus eine Abflußmenge von $3,4 \text{ m}^3/\text{h}$. Im Vergleich mit der heutzutage gehobenen Grubenwassermenge von ca. $17 \text{ m}^3/\text{h}$ erscheint der errechnete Wert zwar recht gering, von seiner Größenordnung her aber nicht unrealistisch, da in der Nachbetriebsphase wegen des (infolge der Teilflutung der Grube) verkleinerten Einzugsgebietes mit einem deutlich geringeren Grubenwasseranfall gerechnet werden muß. Zur Ableitung genauerer Prognosen hinsichtlich der Größe des zukünftigen Einzugsgebietes oder des Sickerwasseranfalls in der Nachbetriebsphase eignen sich die Ergebnisse der Volumenstromberechnungen allerdings aufgrund der ausschließlichen Betrachtung der gesättigten Zone nicht.

An der **nördlichen Modelloberfläche**, dem Bereich, der als eventuell gefährdete Biosphäre bei den vorliegenden Modellrechnungen von besonderem Interesse war, errechnete sich eine nahezu ausgeglichene Volumenstrombilanz. Der prozentuale Anteil am gesamten Ein- bzw. Ausstrom im Modell liegt bei jeweils rund 30%. Die niedrige mittlere Konzentration von rund $1 \cdot 10^{-13} \text{ kg}/\text{m}^3$ läßt sich auf den geringen Schadstoffmassenstrom ($2,5 \cdot 10^{-19} \text{ kg}/\text{s}$) und die starke Konzentrationsverdünnung durch den relativ hohen oberflächennahen Grundwasserumsatz ($2 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{s}$) zurückführen.

Die Ursache für die hohen Grundwasserumsätze in der Nähe der nördlichen Modelloberfläche liegt vor allem in der regionalgeologischen Situation begründet. Da der schichtparallele Grundwasserabstrom zum Zentrum der Wesergebirgs-Randmulde wegen der geringen Wasserwegsamkeit des Münder Mergels (vgl. Abschnitt 5.2) begrenzt ist, muß der überwiegende Anteil des Grundwassers, welches südlich der Verbreitungsgrenze des Münder Mergels infiltriert wurde, nach einer mehr oder weniger kurzen oberflächennahen Untergrundpassage wieder an der Oberfläche austreten. Da das 2D-Modell über die Druckrandbedingungen in diese regionale hydrogeologische Gesamtsituation eingebettet ist, erscheint der vergleichsweise geringe Ausstromanteil über den nördlichen Modellrand und der hohe Grundwasserumsatz nahe der Modelloberfläche durchaus plausibel. Die Ergebnisse der Grundwasservolumenstrombilanzierungen stehen damit im Einklang mit den in Abschnitt 6.1.4 dargestellten Ergebnissen der Pfadlinienberechnung und den Resultaten der Sensitivitätsanalyse (Abschnitt 9.5.2).

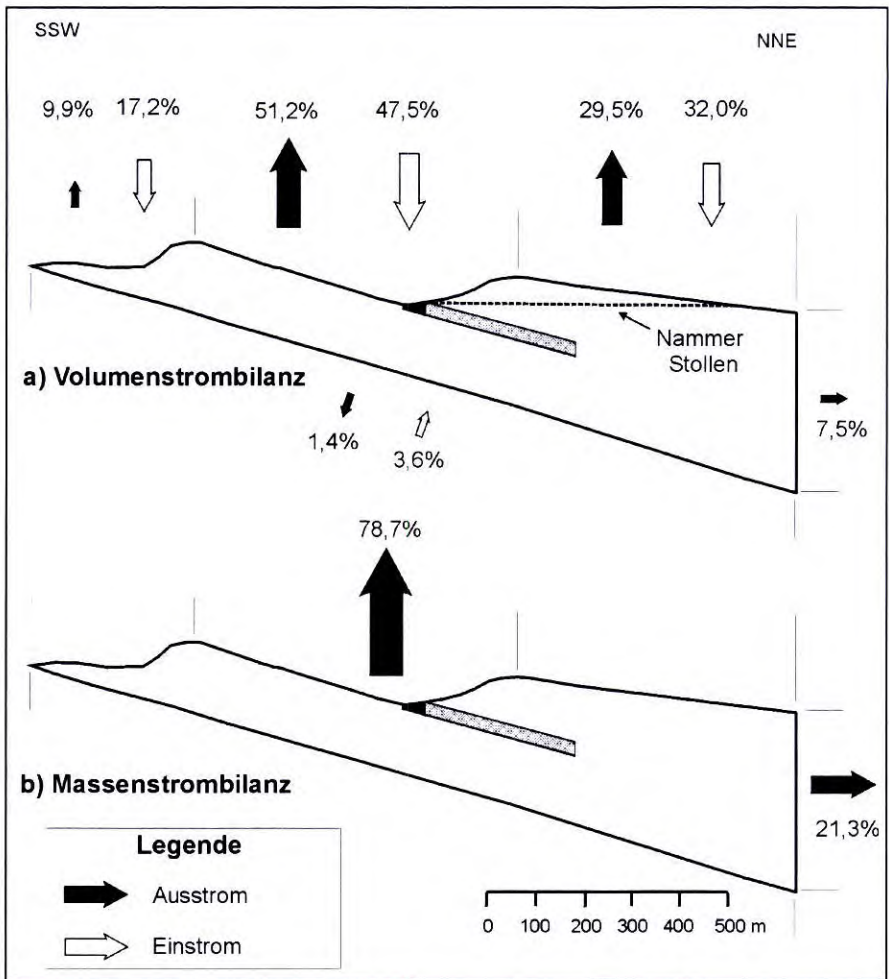


Abb. 48: Prozentuale Anteile des Grundwasservolumenstroms bzw. des Schadstoffmassenstroms auf den Rändern des Modellgebietes.

8.2.2 Bilanzierung des versetzten Grubengebäudes und des Grubensumpfes (Modell Typ A)

Bei den Bilanzierungssegmenten des gefluteten Grubengebäudes war es von Interesse zu analysieren, in welche Richtungen ein Zustrom bzw. -abstrom von Grundwasser bzw. gelösten Schwermetallen bevorzugt erfolgt. Die Ergebnisse der Volumenstrombilanzierung sind in Tab. 15, die der Massenstrombilanzierung in Tab. 16 aufgelistet. Die Prozentangaben beziehen sich auf den Ein- bzw. Ausstrom des bilanzierten Gesamtsegmentes. Eine graphische Veranschaulichung der Ergebnisse der Grundwasservolumenstrom- und Schadstoffmassenstrombilanzierung enthält Abb. 49.

Die Bilanzierung der Grundwasservolumenströme ergab, daß ein Einstrom in das **versetzte Grubengebäude** aus den im Hangenden und Liegenden angrenzenden Gesteinsserien erfolgt, wobei mehr als 3/4 des Gesamteinstroms aus dem Hangenden stammen. Der Ausstrom von Grundwasser erfolgt vornehmlich nach Süden und Norden. Mit knapp 70 % überwiegt der Anteil des Grundwassers, der das versetzte Grubengebäude in Richtung Süden verläßt und in den angrenzenden Grubensumpf gelangt. Zum Nordrand des Modells strömen rund 22 % des Grundwassers aus dem versetzten Grubengebäude ab. Ein wesentlich geringerer Abstrom von schwermetallbelastetem Grundwasser tritt aus dem Freisetzungsbereich ins Liegende bzw. Hangende aus (6,6 % bzw. 2,1 % des gesamten Volumenstroms).

Tab. 15: Errechnete Grundwasservolumenströme auf den Rändern des versetzten Grubengebäudes und des Grubensumpfes.

Bilanzierendes Segment	Grundwasser-Ausstrom* [m³ s⁻¹]	Anteil am Gesamtausstrom [%]	Grundwasser-Einstrom* [m³ s⁻¹]	Anteil am Gesamteinstrom [%]
versetztes Grubengebäude gesamt	1,1244E-08	100,0	1,1326E-08	100,0
<i>davon</i>				
Südrand	7,8448E-09	69,6	0	0,0
Nordrand	2,4270E-09	21,7	0	0,0
Hangendes	2,3613E-10	2,1	8,7448E-09	77,2
Liegendes	7,4213E-10	6,6	2,5816E-09	22,8
Grubensumpf gesamt	1,8743E-08	100,0	1,8623E-08	100,0
<i>davon</i>				
Südrand	0	0,0	9,1404E-09	49,1
Nordrand	0	0,0	7,8448E-09	42,1
Oberfläche	1,8743E-08	100,0	0	0,0
Liegendes	0	0,0	1,6391E-09	8,8

* bezogen auf eine Einheitstiefe des Modells von 1 m.

Die Massenstromberechnung ergab, daß aus dem versetzten Grubengebäude 69,6 % des Schadstoff-Ausstroms dem südlich anschließenden Grubensumpf zulaufen, während 21,7 % das Segment nach Norden verlassen. Zusätzlich erfolgen geringe Einträge ins Liegende bzw. Hangende, die 6,6 bzw. 2,1 % des Gesamtausstroms ausmachen. Gemäß der für das versetzte Grubengebäude für den späteren Teil der Nachbetriebsphase vorgegebenen,

konstanten Konzentrationsfreisetzung von 2 % der Eluat-Anfangskonzentration liegen die an den Rändern des Segmentes errechneten Konzentrationen bei 0,02 kg/m³.

Tab. 16: Errechnete Schadstoffmassenströme auf den Rändern des versetzten Grubengebäudes und des Grubensumpfes.

Bilanziertes Segment	Volumenstrom	Massenstrom*	Anteil am Gesamtmassenstrom	errechnete mittlere Konzentration*
	[m ³ s ⁻¹]	[kg s ⁻¹]	[%]	[kg m ⁻³]
Ausstrom versetztes Grubengebäude	1,1244E-08	2,2378E-10	100,0	1,99E-02
<i>davon</i>				
Ausstrom nach Süden	7,8448E-09	1,5565E-10	69,6	1,98E-02
Ausstrom nach Norden	2,4270E-09	4,8600E-11	21,7	2,00E-02
Ausstrom ins Hangende	2,3613E-10	4,7226E-12	2,1	2,00E-02
Ausstrom ins Liegende	7,4213E-10	1,4843E-11	6,6	2,01E-02
Ausstrom Grubensumpf	1,8743E-08	1,6814E-10	100,0	8,97E-03
Einstrom Grubensumpf	1,8623E-08	1,6715E-10	100,0	8,98E-03
<i>davon</i>				
Einstrom von Süden	9,1404E-09	0	0,0	0
Einstrom von Norden	7,8448E-09	1,5565E-10	93,1	1,98E-02
Einstrom vom Liegenden	1,6391E-09	1,1495E-11	6,9	7,01E-03
Ausstrom über Oberfläche	1,8743E-08	1,6814E-10	100,0	8,97E-03

* bezogen auf einen fiktiven Versatzstoff mit einer Eluat-Anfangskonzentration von 1kg/m³, stationärer Transportzustand mit konstanter Freisetzung im versetzten Grubengebäude von 2 % der Eluat-Anfangskonzentration, Einheitstiefe des Modells = 1 m.

Aus folgenden Gründen kann festgestellt werden, daß die Bilanzierungsergebnisse in sich plausibel sind und eine hohe Genauigkeit aufweisen:

- 1) Das versetzte Grubengebäude bildet den Konzentrationsfreisetzungsraum im Transportmodell. Infolge der vorgegebenen, homogenen Konzentrationsfreisetzung müssen an den einzelnen Rändern Massenstromanteile und Volumenstromanteile übereinstimmen. Ein Vergleich der Ausstromanteile des Grundwasservolumenstroms (Tab. 15) und Schadstoffmassenstroms (Tab. 16) zeigt, daß Massen- und Volumenstromanteile auf den einzelnen Modellrändern einander entsprechen (siehe auch Abb. 49).

- 2) Da die vorliegenden Bilanzierungsrechnungen auf den Ergebnissen stationärer Transportrechnungen beruhen, wird ein Gleichgewichtszustand zwischen Masseneinstrom und -ausstrom im Modell betrachtet. Insofern muß der aus dem versetzten Grubengebäude austretende Massenstrom gleich dem Massenabstrom über die Ränder des Gesamtmodells sein. Ein Vergleich der Tabellen 13 und 16 zeigt, daß der errechnete Massenausstrom aus dem Gesamtmodell dem Massenausstrom aus dem versetzten Grubengebäude tatsächlich entspricht. Die Abweichung liegt unter 1 %.

Die Volumenstrombilanzierung des **Grubensumpfes** ergab, daß nahezu die Hälfte des Gesamteinstroms aus dem nördlich angrenzenden versetzten Grubengebäude stammt. Da es sich um einen gemeinsamen Rand von versetztem Grubengebäude und Grubensumpf handelt, wurde mit $7,8 \cdot 10^9 \text{ m}^3/\text{s}$ exakt der gleiche Grundwasservolumenstrom wie für den Südrand des versetzten Grubengebäudes errechnet. Ein weiterer bedeutender Grundwasserzustrom (41,2 %) gelangt von Süden in das bilanzierte Segment. Der Grundwasserzustrom aus dem Liegenden, der 8,8 % des gesamten Einstroms ausmacht, ist dagegen von eher untergeordneter Bedeutung.

Der Ausstrom aus dem Grubensumpf vollzieht sich nach den Rechenergebnissen ausschließlich über den oberen Segmentrand, der die Oberfläche des Absenkungszentrums bildet. Nach der dem Modell Typ A zugrunde liegenden Modellannahme stellt der Volumenstrom über den oberen Rand des Grubensumpfes den Grundwassereinstrom in das ungeflutete Grubengebäude dar, welcher über den Entwässerungsstollen während der Langzeitphase abgeführt wird. In der vorliegenden Simulation wurde für die Langzeitphase ein Grundwasserzustrom von rund $1,9 \cdot 10^8 \text{ m}^3/\text{s}$ errechnet. Bezogen auf die gesamte West-Ost-Erstreckung des Westfeldes von etwa 3,5 km, entspricht dies einem Grundwassereinstrom in das unversetzte Grubengebäude von knapp $2100 \text{ m}^3/\text{a}$.

Auch für den Grubensumpf gelten prinzipiell die im vorangegangenen erwähnten Einschränkungen hinsichtlich der Randbedingung im Bereich der Absenkungszone. Allerdings wurde für den oberen Rand des im Zentrum des Absenkungsbereiches gelegenen Grubensumpfes ausschließlich ein vertikaler Grundwasseraufstrom in das unversetzte Grubengebäude errechnet, der aus Zuflüssen aus seiner Umgebung gespeist wird. Aufgrund der Strömungsrichtungen ist es daher unwahrscheinlich, daß in diesem Modellsegment zusätzliche Wasserumsätze eine Rolle spielen, die aufgrund der problematischen Randbedingung eigentlich der ungesättigten Zone im Hangenden zugeordnet werden müßten. Daher konnte der Grubensumpf zur größenordnungsmäßigen Abschätzung des grundwasserbürtigen Mindestanteils im Stollenablaufwasser herangezogen werden.

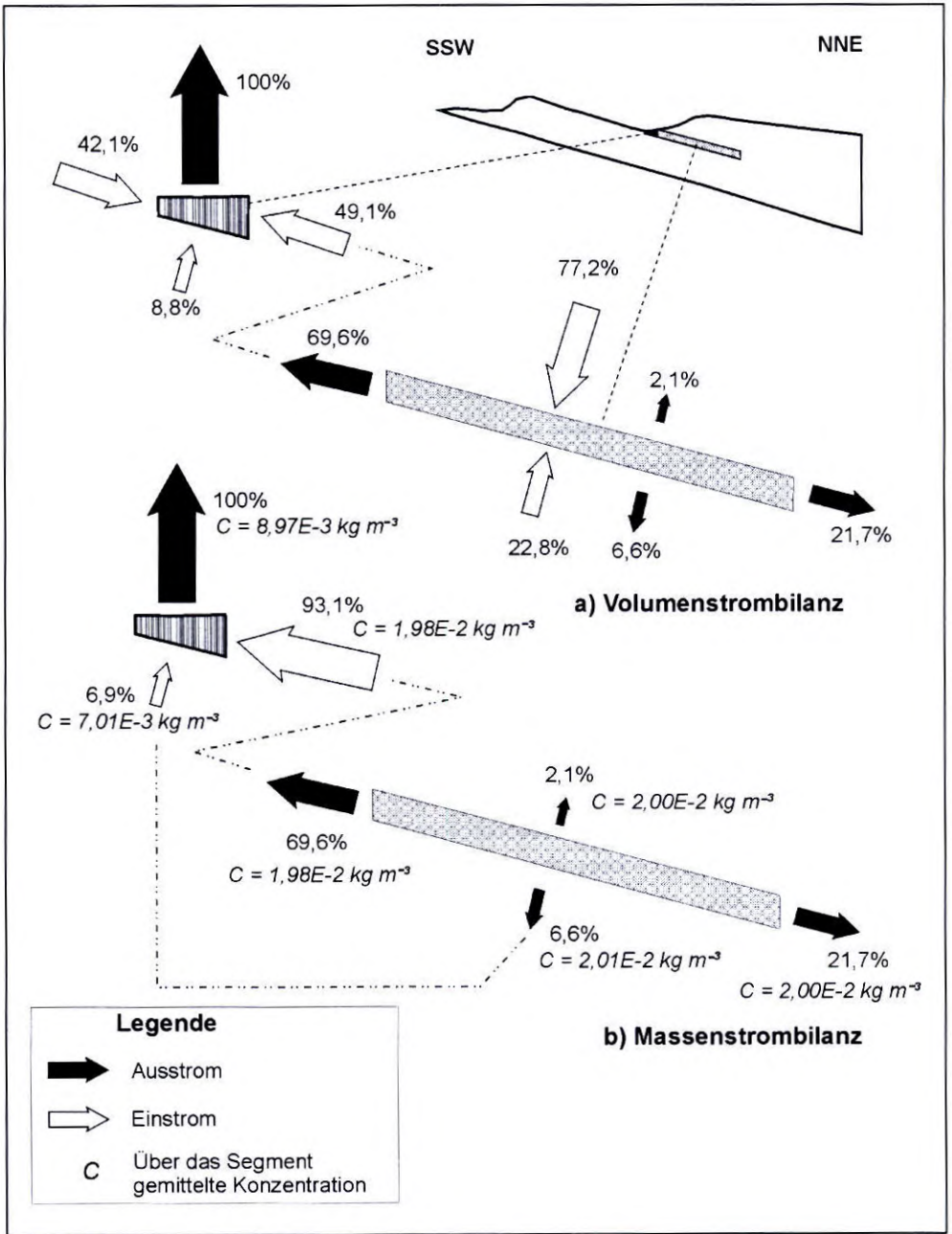


Abb. 49: Graphische Darstellung der prozentualen Volumen- und Massenstromanteile auf den Rändern des versetzten Grubengebäudes und dem südlich anschließenden Grubensumpf.

Die Massenstrombilanzierung des Grubensumpfes ergab, daß der überwiegende Teil des Schadstoffeinstroms über den Nordrand in den Grubensumpf eintritt (93,1 %, vgl. Tab. 16). Da es sich bei diesem Rand um die gemeinsame Grenze mit dem nördlich angrenzenden versetzten Grubengebäude handelt, wurden für den Südrand des Grubensumpfes und den Nordrand des versetzten Grubengebäudes identische Werte für Massenstrom bzw. Schadstoffkonzentration errechnet.

Ein weiterer, deutlich geringerer Zustrom (6,9 % des Gesamtmassenstroms) gelangt aus dem Liegenden in den Grubensumpf. Für das über diesen Rand einströmende Grundwasser errechnete sich eine ca. 3-fach geringere Konzentration als für den Zustrom aus Norden. Offensichtlich handelt es sich hierbei um schwermetallbelastetes Grundwasser, welches aus dem versetzten Grubengebäude in die liegenden Heersumer Schichten gelangt und über diesen Umweg den Grubensumpf von unten her anströmt (vgl. Abb. 49).

Ein Schadstoffmassenstrom aus Süden wurde konsequenterweise nicht errechnet, da das aus dieser Richtung zuströmende Grundwasser nicht mit den versetzten Bereichen in Kontakt getreten sein kann und demzufolge eine Befrachtung mit gelösten Stoffen unmöglich ist. Dies bedeutet, daß durch den Zustrom unbelasteten Wassers von Süden eine Verdünnung des Stoffaustrages aus dem versetzten Grubengebäude im Grubensumpf bewirkt wird, bevor dieses durch den Stollen nach übertage abgeleitet wird. Im vorliegenden Rechenfall ergab sich für den stationären Transportzustand ein Verdünnungsverhältnis von ca. 1:1 und damit eine Konzentration des grundwasserbürtigen Zulaufs zum Stollen von etwa 0,9 % der Eluat-Anfangskonzentration. Es ist zu erwarten, daß eine weitere Verdünnung durch die Zumischung unbelasteter Grubensickerwässer stattfindet, die jedoch durch die Modellrechnungen infolge der ausschließlichen Betrachtung der grundwassergesättigten Zone nicht zuverlässig quantifiziert werden kann. Insofern ist keine vollständige Quantifizierung der Verdünnungskette auf dem Transportweg zwischen versetztem Grubengebäude und der Einleitung des Stollenwassers in die Vorflut möglich.

8.2.3 Vergleich der Massenströme aus dem Freisetzungsraum der verschiedenen Modelltypen

In weiteren Rechnungen wurden die Grundwasservolumen- und Schadstoffmassenströme auf den Rändern des versetzten Grubengebäudes bei den Modelltypen B und C bilanziert. Das Ziel bestand darin, alle drei Modellvarianten hinsichtlich der Schadstoff-Ausstromanteile aus dem versetzten Grubengebäude während des stationären Transportzustandes zu vergleichen und dadurch den hydraulischen Einfluß des Entwässerungsstollens auf die bevorzugte Ausbreitungsrichtung gelöster Schwermetalle zu untersuchen. Die errechneten Grundwasservolumenströme bzw. Schadstoffmassenströme sind zusammen mit den resultierenden gemittelten Konzentrationen im Grundwasser in Tab. 17 aufgelistet.

Tab. 17: Vergleich des errechneten Grundwasser- und Schadstoff-Ausstroms auf den Rändern des versetzten Grubengebäudes bei den Modellvarianten B und C.

Bilanziertes Segment	Volumenstrom [m³ s⁻¹]	Anteil am Gesamt- volumenstrom [%]	Massenstrom* [kg s⁻¹]	Anteil am Gesamt- massenstrom [%]	errechnete mittlere Konzentration* [kg m⁻³]
Modell Typ B Ausstrom versetztes Grubengebäude	1,2020E-08	100,0	2,3934E-10	100,0	1,99E-02
<i>davon</i>					
Ausstrom nach Süden	6,3243E-09	52,6	1,2587E-10	52,6	1,99E-02
Ausstrom nach Norden	4,9395E-09	41,1	9,8506E-11	41,1	1,99E-02
Ausstrom ins Hangende	2,0434E-10	1,7	4,0868E-12	1,7	2,00E-02
Ausstrom ins Liegende	5,5292E-10	4,6	1,1003E-11	4,6	1,99E-02
Modell Typ C Ausstrom versetztes Grubengebäude	3,8643E-09	100,0	7,6834E-11	100,0	1,99E-02
<i>davon</i>					
Ausstrom nach Süden	0	0	0	0	0
Ausstrom nach Norden	3,0312E-09	78,4	6,0206E-11	78,4	1,99E-02
Ausstrom ins Hangende	5,2800E-11	1,4	1,0605E-12	1,4	2,01E-02
Ausstrom ins Liegende	7,8070E-10	20,2	1,5549E-11	20,2	1,99E-02

* bezogen auf einen fiktiven Versatzstoff mit einer Eluat-Anfangskonzentration von 1kg/m³, stationärer Transportzustand mit konstanter Freisetzung im versetzten Grubengebäude von 2 % der Eluat-Anfangskonzentration, Einheitstiefe des Modells = 1 m.

Eine vergleichende Darstellung der prozentualen Ausstromanteile der Schadstoffmassenströme auf den Rändern des versetzten Grubengebäudes für alle 3 Modellvarianten enthält Abb. 50.

Modell Typ B, bei dem die Schichtfolge im Hangenden des Grubengebäudes als grundwassergesättigt modelliert wurde, weist von der Gesamt-Volumenstrombilanz des versetzten Grubengebäudes her große Ähnlichkeiten mit dem im vorangegangenen Abschnitt untersuchten Modell Typ A auf, dem die Annahme zugrunde lag, daß durch die Vorflut des Nammer Stollens das gesamte Hangende erfaßt wird. Deutliche Unterschiede bestehen jedoch hinsichtlich der Abstromanteile nach Norden bzw. Süden. Im Fall der Modellvariante B wurde ein nordgerichteter Grundwasservolumenstrom bzw. Schadstoffmassenstrom errechnet, der mit $4,9 \cdot 10^{-9}$ m³/s bzw. $9,9 \cdot 10^{-11}$ kg/s mehr als doppelt so hoch ist wie bei Modell Typ A. Der Anteil am Gesamtausstrom beträgt 41,2 %. Der Ausstromanteil nach Süden ist mit 52,6 % zwar nach wie vor dominant, er fällt aber um fast 20 % geringer aus als bei

Modell Typ A. Auch der Grundwasser- bzw. Schadstoffabstromanteil ins Liegende und Hangende ist mit insgesamt rund 6 % deutlich niedriger als bei Modellvariante A.

Der deutliche Zuwachs des nordgerichteten Abstromanteils bei Modell Typ B hat seine Ursache vor allem in der geringeren hydraulischen Reichweite der Grubenentwässerung, die gemäß den Modellannahmen bei Variante B lediglich die oberhalb des Stollenniveaus gelegenen Teile des unteren und oberen Korallenooliths erfaßt. Als Konsequenz fallen die Grundwasservolumen- und Schadstoffmassenströme, die nach Süden zum Absenkungsbereich gerichtet sind, anteilmäßig deutlich geringer aus. Da die Summe der Volumen- bzw. Massenströme mit der von Modell Typ A vergleichbar ist, führt der geringere hydraulische Einfluß der Grubenentwässerung im Nachbetriebszustand zu einer Erhöhung des nordgerichteten Abstroms gegenüber Modell Typ A. Dieser Umstand ist auch als maßgebliche Ursache für die größere Schadstoffausbreitung im nördlichen Teil von Modell Typ B während der stationären Transportphase anzusehen (vgl. Tafel 12).

Modell Typ C weist mit $3,9 \cdot 10^9$ m³/s die geringsten Grundwasserumsätze aller drei Modellvarianten auf. Wie in Abschnitt 6.1.3 erläutert, liegt dieser Modellvariante die Annahme des hydraulischen Versagens sämtlicher bergbaulich bedingter Entwässerungseinrichtungen zugrunde. Hierdurch stellt sich weitgehend die ursprüngliche hydraulische Situation mit einer Dominanz nordgerichteter Grundwasserströmungen ein. Aufgrund des Fehlens einer bergbaubedingten Grundwasserabsenkung wurde kein Grundwasserabstrom aus dem versetzten Grubengebäude nach Süden errechnet. Dadurch fällt der nordgerichtete Grundwasser- bzw. Schadstoffabstromanteil mit je 78,4 % am Gesamtausstrom deutlich dominanter aus als bei den Modelltypen A und B, wieweil wegen des geringeren Grundwasserdurchsatzes der Massenströmung mit $6,0 \cdot 10^{-11}$ kg/s, absolut gesehen, geringer ausfällt als bei Modellvariante B.

Der über die Basis des versetzten Grubengebäudes ins Liegende gerichtete Abstromanteil liegt mit 20,2 % deutlich höher als bei den beiden anderen Modellvarianten. Ähnlich wie bei den Modellen A und B ist der Schadstoffabstrom ins Hangende des versetzten Grubengebäudes mit 1,4 % des Gesamtausstromes aus den versetzten Grubenräumen nur gering.

Die Dominanz der Abstromanteile nach Norden und ins Liegende führt dazu, daß die Schadstoffausbreitung in der Umgebung des Grubengebäudes deutlich größer ist als bei den Modelltypen A und B. Dies zeigt sich vor allem bei einer vergleichenden Betrachtung der drei Modelltypen hinsichtlich der Konzentrationsverteilungen in der stationären Langzeitphase in Tafel 12.

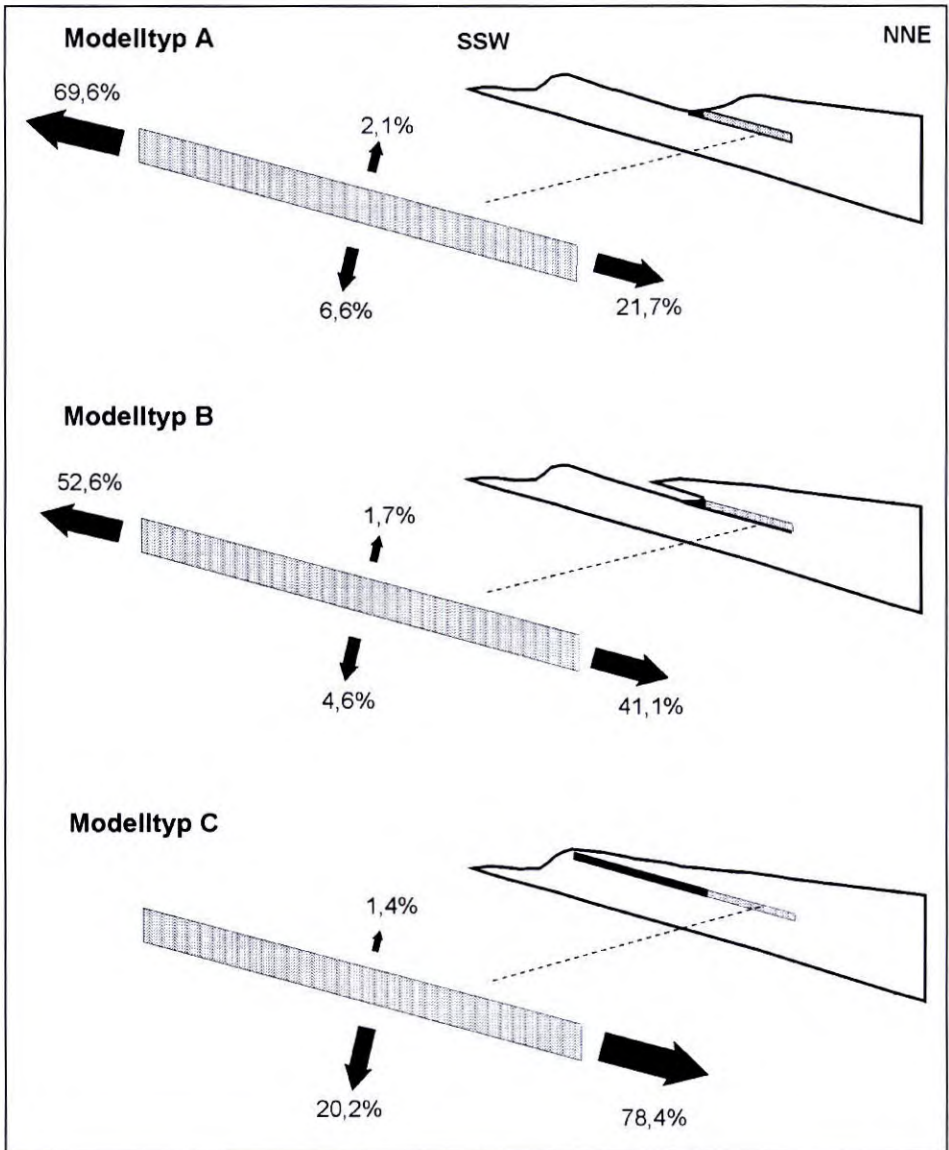


Abb. 50: Graphische Darstellung der prozentualen Schadstoffmassenausstromanteile auf den Rändern des versetzten Grubengebäudes bei den Modelltypen A, B und C.

8.2.4 Initiale Freisetzungsphase

Die in den vorangegangenen Abschnitten 8.2.1 bis 8.2.3 dargestellten Massenstrombilanzierungen bezogen sich sämtlich auf den stationären Transportzustand bei einer konstanten Konzentrationsfreisetzung im versetzten Grubengebäude von $0,02 \text{ kg/m}^3$ (2 % der fiktiven Eluat-Anfangskonzentration von 1 kg/m^3). Bei den instationären Transportrechnungen

wurden jedoch in Anlehnung an die Ergebnisse der Grubenmodellrechnungen erhöhte Anfangskonzentrationen ($0,08 \text{ kg/m}^3$ während der ersten 10 Jahre und $0,04 \text{ kg/m}^3$ während der darauffolgenden 90 Jahre) simuliert. Aus diesem Grund erschien es notwendig, die Auswirkungen dieser erhöhten Anfangsfreisetzungen auf die Höhe des Schadstoffmassenstroms an den Modellrändern ebenfalls zu betrachten.

In Abb. 51 ist die zeitliche Entwicklung des Schadstoffmassenausstroms an den Umrandungen des Gesamtmodells derjenigen am Nordrand gegenübergestellt. Auch in diesem Fall wurde keine Retardation des Schwermetalltransportes infolge von Sorptionsvorgängen berücksichtigt. Da diese transportverzögernden Prozesse zu einer deutlichen Abschwächung der initialen Konzentrationsspitze führen würden, können die ohne Berücksichtigung sorptiver Prozesse errechneten Konzentrationen während der Anfangsphase als pessimistische Werte angesehen werden.

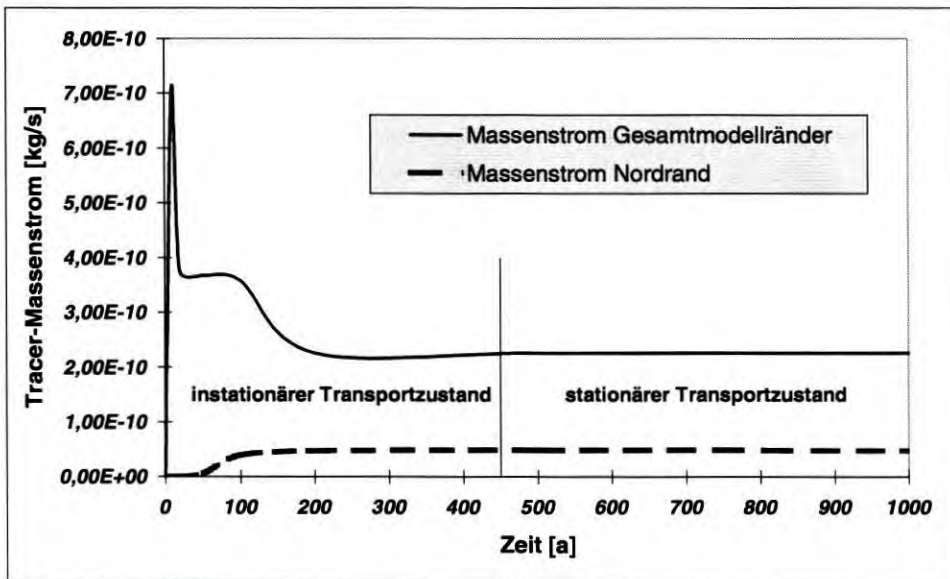


Abb. 51: Zeitliche Entwicklung des Schadstoffmassenstroms auf den Rändern des Gesamtmodells sowie am nördlichen Modellrand.

Aus Abb. 51 ist ersichtlich, daß die Entwicklung des Schadstoffmassenstroms aus dem Gesamtmodell nur mit geringer Verzögerung auf die erhöhte Anfangsfreisetzung im versetzten Grubengebäude reagiert (vgl. Abb. 42). Demgegenüber zeigen die erhöhten Anfangskonzentrationen keine Auswirkung auf die Massenstromentwicklung am vertikalen Modellnordrand. Die Ursache hierfür liegt in einer längeren Transportzeit gelöster Stoffe zum Nordrand, wodurch in Verbindung mit dispersiven Prozessen eine Verwischung der Konzentrationsunterschiede zwischen anfänglicher Freisetzungsphase und späterem stationären

Transportzustand stattfindet. Gleiches gilt für die Konzentrationsentwicklung an der nördlichen Modelloberfläche. Eine detaillierte Auswertung der einzelnen Zeitschritte im Hinblick auf die errechneten Konzentrationen ergab, daß sich im Bereich des nördlichen Wesergebirgsvorlandes Maximalkonzentrationen erst ab dem Beginn der Transportstationarität nach ca. 450 Jahren einstellen.

Nach den in Abschnitt 8.2.1 dargestellten Ergebnissen der Massenstromberechnungen finden nennenswerte Schadstoffausträge aus dem Modell außer am vertikalen Nordrand lediglich im Absenkungsbereich statt. Da der Massenstrom am Modellnordrand jedoch von den erhöhten Anfangskonzentrationen unbeeinflusst bleibt, müssen sich die erhöhten Anfangskonzentrationen zwangsläufig im Bereich der bergbaubedingten Grundwasserabsenkung bemerkbar machen. Um dies genauer zu überprüfen, wurde der im Zentrum des Absenkungsbereiches gelegene Grubensumpf einer zusätzlichen Massenstrombilanzierung zu einem Zeitpunkt nach 10 Jahren, d.h. am Ende der initialen Konzentrationsfreisetzungsspitze von $0,08 \text{ kg/m}^3$ (8 % der fiktiven Eluat-Anfangskonzentration) unterzogen. Die Ergebnisse dieser Massenstrombilanzierung sind in Abb. 52 und in Tab. 18 dargestellt.

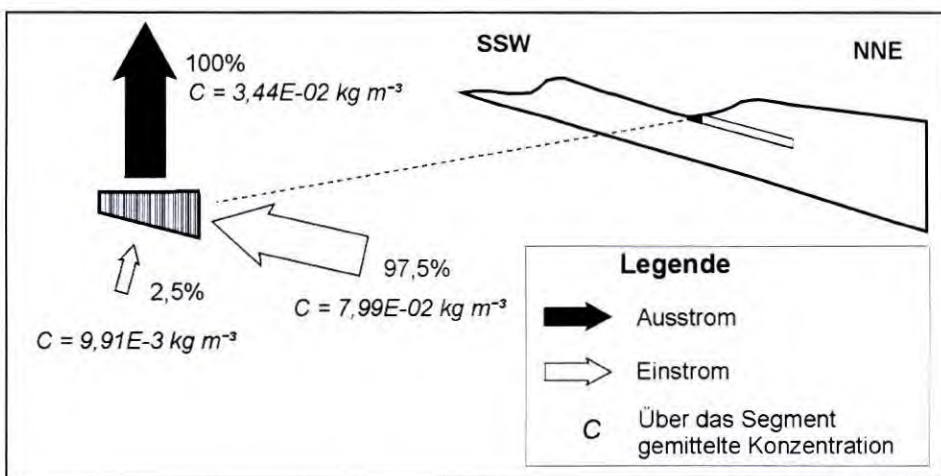


Abb. 52: Graphische Darstellung der Massenstromanteile und der errechneten Konzentrationen auf den Rändern des Grubensumpfes nach 10 Jahren erhöhter Anfangskonzentrationsfreisetzung im versetzten Grubengebäude.

Für den Nordrand des Grubensumpfes wurde eine Konzentration im Zustrom von $7,99 \cdot 10^{-2} \text{ kg/m}^3$ ermittelt, ein Wert der der vorgegebenen Konzentrationsfreisetzung im nördlich anschließenden versetzten Grubengebäude entspricht. Der Massenzustrom aus dem Liegenden fiel mit $1,6 \cdot 10^{-11} \text{ kg/s}$ (Anteil am Gesamteinstrom: 2,5 %) nur unwesentlich höher aus als während der stationären Transportphase (vgl. Tab. 16). Für den Ausstrom in den

nicht grundwassererfüllten Grubenraum errechnet sich am Ende des initialen Freisetzungszeitraumes eine Konzentration von knapp $3,5 \cdot 10^{-2} \text{ kg/m}^3$, was einer Verdünnung im Grubensumpf auf ca. 40 % derjenigen Konzentration entspricht, die aus dem versetzten Grubengebäude in den Grubensumpf gelangt.

Tab. 18: Errechnete Grundwasservolumen- und Schadstoffmassenströme auf den Rändern des Grubensumpfes am Ende der initialen Freisetzungsperiode nach 10 Jahren.

Bilanziertes Segment	Volumenstrom [m ³ s ⁻¹]	Massenstrom* [kg s ⁻¹]	Anteil am Gesamtmassenstrom [%]	errechnete mittlere Konzentration* [kg/m ³]
Ausstrom Grubensumpf	1,8743E-08	6,4466E-10	100,0	3,44E-02
Einstrom Grubensumpf	1,8623E-08	6,4285E-10	100,0	3,45E-02
<i>davon</i>				
Einstrom von Süden	9,1404E-09	0	0,0	0
Einstrom von Norden	7,8448E-09	6,2661E-10	97,5	7,99E-02
Einstrom vom Liegenden	1,6391E-09	1,6242E-11	2,5	9,91E-03
Ausstrom über Oberfläche	1,8743E-08	6,4466E-10	100,0	3,44E-02

* bezogen auf einen fiktiven Versatzstoff mit einer Eluat-Anfangskonzentration von 1 kg/m^3 , transienter Transportzustand nach 10 Jahren initialer Freisetzung im versetzten Grubengebäude von 8 % der Eluat-Anfangskonzentration, Einheitstiefe des Modells = 1 m.

9 Unsicherheits- und Sensitivitätsanalyse der hydraulischen Parameter

9.1 Ziele und Methodik

Grundsätzlich bestehen bei jeder Modellrechnung mehr oder minder große Unsicherheiten seitens der Eingangsgrößen, da ein hundertprozentig genauer Kenntnisstand (vor allem bei den nur schwierig zu erfassenden Gebirgsparametern) naturgemäß nicht erreichbar ist. Um eine Möglichkeit des Umgangs mit diesen Unsicherheiten vorzustellen, wurde eine probabilistische Konsequenzenanalyse (HOFER 1990) durchgeführt. Hierbei geht es um die Beantwortung zweier sicherheitsanalytischer Fragestellungen:

Unsicherheitsanalyse:

„Welche Unsicherheit des Ergebnisses (Konsequenz) resultiert aus den Unsicherheiten auf seiten der Eingangsgrößen?“

Sensitivitätsanalyse:

„Die Unsicherheiten welcher Parameter wirken sich besonders stark auf die Unsicherheit des Ergebnisses (Konsequenz) aus?“

Das Ziel der **Unsicherheitsanalyse** ist die Quantifizierung der Unschärfe des Rechenergebnisses, die aus einem unsicheren Kenntnisstand zu den Modelleingangsgrößen resultiert. Durch die Unsicherheitsaussage läßt sich einerseits die Zuverlässigkeit des Rechenergebnisses (Konsequenz) in anschaulicher Form ausdrücken und andererseits abschätzen, ob eine weitere Verbesserung der Datenbasis (z.B. durch zusätzliche Labor- oder Geländeuntersuchungen) erforderlich ist.

Die **Sensitivitätsanalyse** dient zur Ermittlung einer Rangfolge der untersuchten Parameter im Hinblick auf ihren Beitrag zur Ergebnisunsicherheit. Aus der Sensitivitätsrangfolge läßt sich ersehen, bei welchen unsicheren Parametern der Kenntnisstand vorrangig zu verbessern ist. Mit Hilfe der Sensitivitätsaussage lassen sich somit Ergebnisungenauigkeiten effektiv reduzieren, da der zusätzliche Untersuchungsaufwand auf das notwendige Maß eingegrenzt werden kann.

Die Kombination von Unsicherheits- und Sensitivitätsanalyse wird als Konsequenzenanalyse bezeichnet. Die Vorgehensweise bei der Konsequenzenanalyse ist als Flußdiagramm in Abb. 53 dargestellt.

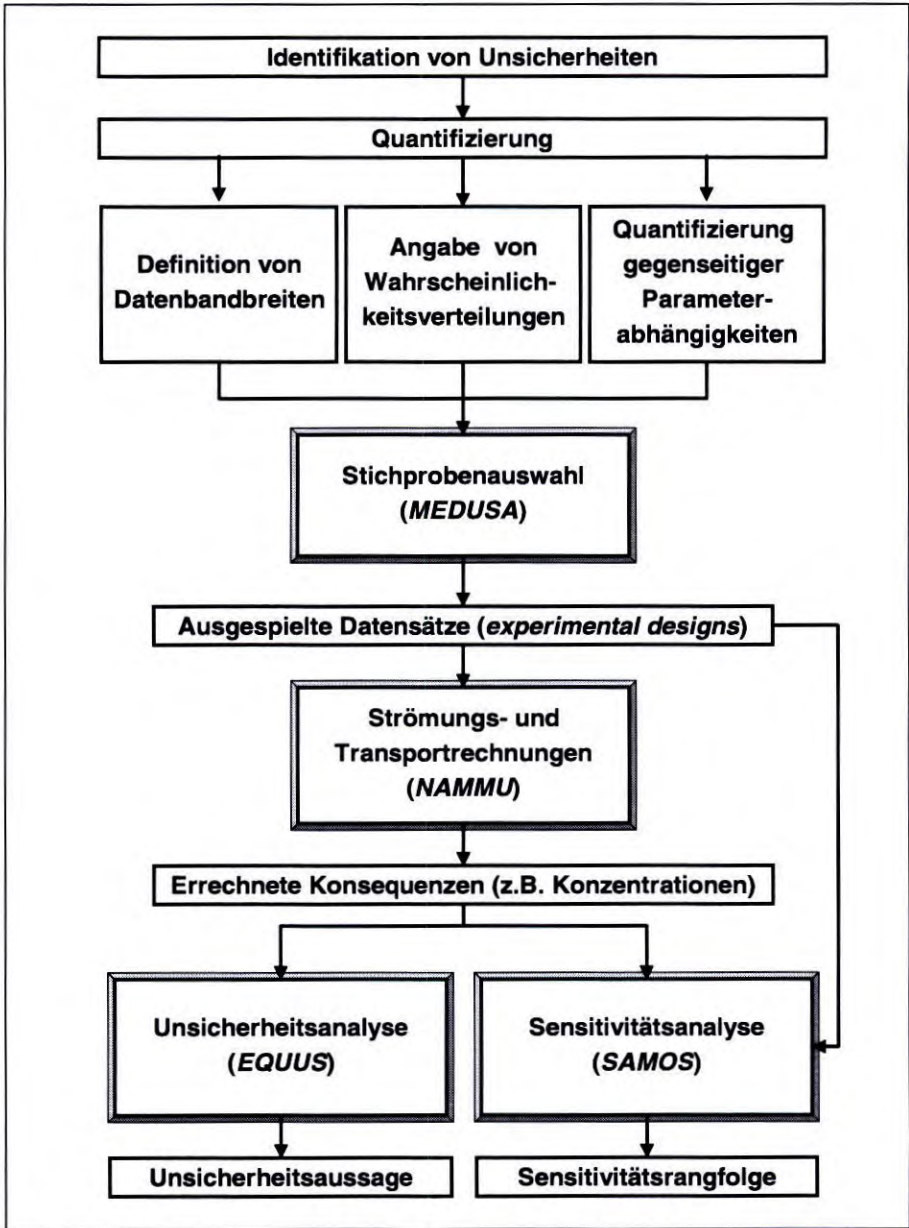


Abb. 53: Arbeitsschritte bei der Durchführung einer Konsequenzenanalyse.

Im vorliegenden Fall wurde die Auswirkung der Unsicherheiten seitens der hydraulischen Parameter Permeabilität und effektive Porosität auf das Verdünnungspotential (ohne Berücksichtigung von Sorptionsvorgängen) der Umgebung der Grube Wohlverwahrt-Nammen am Beispiel von Modell Typ A untersucht. Da das vorrangige Ziel der vorliegenden Arbeit in der Untersuchung der Auswirkung einer Stofffreisetzung aus den versetzten

Grubenräumen auf die Biosphäre des nördlichen Wesergebirgsvorlandes bestand, wurde für die Unsicherheitsanalyse die Höhe eines Konzentrationseintrages in die dortigen Quartärablagerungen als Konsequenz definiert. Es galt zu überprüfen, ob sich bei einer Variation der hydraulischen Parameterwerte in einigen Fällen Strömungsfelder ausbilden, die eine ungleich geringere Verdünnungswirkung aufweisen und damit höhere Kontamination der Biosphäre zur Folge haben als bei den im vorangegangenen vorgestellten Transportrechnungen, die auf dem Referenzdatensatz für Permeabilität und effektive Porosität beruhen. Methodik und Ergebnisse der einzelnen Arbeitsschritte werden in den nachfolgenden Abschnitten ausführlich dargestellt.

9.2 Identifikation und Quantifizierung von Unsicherheiten bei den Eingangsgrößen

9.2.1 Identifikation von Unsicherheiten

Der erste Schritt bei der Durchführung der Konsequenzenanalyse bestand in der Überlegung, welche Eingangsunsicherheiten sich bei der vorliegenden Fragestellung ergeben, sowie der nachfolgenden Beurteilung, welche davon eine nicht zu vernachlässigende Unsicherheit auf der Ergebnisseite bewirken können. Im vorliegenden Fall, das heißt bei der Transportsimulation gelöster Schwermetalle in einem stationären Grundwassersystem, können unter Berücksichtigung der zu betrachtenden Konsequenz (Schwermetallkonzentration an der nördlichen Modelloberfläche) folgende Unsicherheiten der Eingangsgrößen das Ergebnis potentiell (aber nicht notwendigerweise maßgeblich) beeinflussen:

1) Modellunsicherheiten:

- Korrekte Wiedergabe geologischer Strukturen (geologisch-geometrisches Modell)
- Auflösungsgenauigkeit der geometrischen Gitterdiskretisierung (numerisch-geometrisches Modell)
- Definition der Randbedingungen

2) Numerik-Unsicherheiten:

- Wahl des Rechenprogramms
- Art und Konfiguration des verwendeten Gleichungslösers (Solver)
- numerischer Stabilitätsgrad bei Transportrechnungen

3) Parameterunsicherheiten:

- Fluidparameter (Dichte, Viskosität)
- Gebirgsparameter (Permeabilität, effektive Porosität, Dispersivität, Sorption)
- Stoffparameter (Diffusion, Sorption)

Von den obenstehenden Eingangsgrößen wurden die hydraulischen Gebirgsparameter **Permeabilität und effektive Porosität** für die statistische Unsicherheitsanalyse ausgewählt. Sie stellen aus zwei Gründen die größten und (im Hinblick auf ihren Beitrag zur Ergebnisunsicherheit) die maßgeblichsten Parameterunsicherheiten dar:

1. Ein Großteil dieser Werte mußte abgeschätzt werden (vgl. Abschnitt 4.4), wodurch eine Eingangsunsicherheit bei den Permeabilitäten von mindestens zwei Größenordnungen angenommen werden kann.
2. Permeabilität und effektive Porosität bestimmen maßgeblich die Gestalt des Grundwasserströmungsfeldes und damit auch die Transportrichtung. Insofern beeinflussen diese Parameter entscheidend die Höhe der errechneten Schwermetallkonzentration an der nördlichen Modelloberfläche

Sämtliche anderen Eingangsgrößen wurden aus den im nachfolgenden genannten Gründen nicht in die Unsicherheitsanalyse einbezogen.

- Aufgrund des vergleichsweise guten Kenntnisstandes zu den geologischen Verhältnissen in der Umgebung der Grube Wohlverwahrt-Nammen (vor allem durch die große Anzahl von Explorationsbohrungen und Untertageaufschlüssen) wurde der Einfluß von Unsicherheiten auf seiten des **geologisch-geometrischen Modells** auf die Konsequenz als gering erachtet.
- Aufgrund der Beschränkung auf zwei Dimensionen konnte bei den Transportmodellen eine ausreichend exakte Wiedergabe geologischer Strukturen erreicht werden. Hierdurch war es möglich, die Gitterdiskretisierung weitgehend äquidistant und den geometrischen Erfordernissen entsprechend vorzunehmen und **numerisch-geometrische Modellunsicherheiten** auf ein Minimum zu reduzieren.
- Die Untersuchung des Einflusses der **Programmwahl** auf das Rechenergebnis ist weniger Aufgabe einer standortbezogenen Unsicherheitsanalyse, sondern Gegenstand vergleichender *benchmark*-Rechnungen im Rahmen von Verifizierungs- und Validierungsvorhaben (vgl. Abschnitt 2.3.4).
- Wahl und Einstellung des **Gleichungslösers** (Solver) wurde in Zusammenarbeit mit den Programmentwicklern vorgenommen, so daß davon auszugehen ist, daß programmseitig bereits die optimalen Bedingungen für die Durchführung der Transportrechnungen gegeben waren.
- Aufgrund der extrem hohen Gitterverfeinerung konnte weitgehend ausgeschlossen werden, daß maßgebliche Numerik-Unsicherheiten infolge einer Verletzung von **Stabilitätskriterien** bestehen.

- Die **Dispersivität** kann zwar grundsätzlich als potentiell sensitiver Parameter angesehen werden, da diese die Auffächerung der Schadstofffahne steuert. Wie Testrechnungen mit unterschiedlichen longitudinalen und transversalen Dispersionslängen zeigten, führte eine (innerhalb realistischer Größenordnungen vorgenommene) Variation dieser Parameter jedoch zu einer weitaus geringeren Veränderung des Ergebnisses, als dies im Fall der hydraulischen Parameter zu beobachten war. Da jede Veränderung der Dispersionslängen über das PécLET-Stabilitätskriterium (vgl. Abschnitt 2.2.2) eine entsprechende Anpassung des Gitterabstandes im Modell nach sich gezogen hätte, wäre der Aufwand angesichts der hohen Anzahl der Rechenläufe einerseits und der offensichtlich geringen Sensitivität dieses Parameters andererseits nicht gerechtfertigt gewesen.
- Ein maßgeblicher Beitrag der **Fluidparameter** Dichte und Viskosität auf die Ergebnisunsicherheit ist unwahrscheinlich. Die Existenz hoch mineralisierter Tiefenwässer kommt für die lokale Umgebung der Grube Wohlverwahrt-Nammen angesichts der Oberflächennähe, der vergleichsweise niedrigen Verweildauer des Grundwassers und des geringen Anteils leichtlöslicher Minerale in den durchflossenen Gesteinspartien des oberen Dogger und des Malm kaum in Betracht. Auch die hydrochemischen Analysen von Standwässern in der Grube Wohlverwahrt-Nammen weisen nur auf das Vorliegen schwach mineralisierten Grundwassers hin (vgl. Abschnitt 3.3.6). Insofern können die eingesetzten Werte von 1000 kg/m^3 für die Dichte und $1,3 \cdot 10^{-3} \text{ Pa}\cdot\text{s}$ für die dynamische Viskosität als repräsentativ angesehen werden.
- Testrechnungen mit verschiedenen **Diffusionskonstanten** zwischen $1 \cdot 10^{-9}$ und $1 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2/\text{s}$ ergaben keinerlei sichtbare Veränderung der Konzentrationsentwicklung im Modell. Angesichts der vergleichsweise hohen Zirkulationsgeschwindigkeiten des Grundwassers kommt der advektiv-dispersiven Transportkomponente eine so dominante Rolle zu, daß der Beitrag, den die Diffusion bei der Stoffausbreitung leistet, vernachlässigt werden kann.
- Da sich die Unsicherheitsanalyse allein mit dem Einfluß der Unsicherheit der Eingangsgrößen auf das reine Verdünnungspotential der Grubenumgebung beschäftigt, werden retardative Vorgänge vernachlässigt. Daher entfällt die Untersuchung des Einflusses von **K_D -Werten** auf die Ergebnisunsicherheit.

Als Resultat der Identifikation ergebnissensitiver Eingangsparameter wurden somit allein die hydraulischen Parameter Permeabilität und effektive Porosität in die Konsequenzenanalyse einbezogen. Es handelt sich daher um eine Analyse der Ergebnisunsicherheit, die aus dem ungenaueren Kenntnisstand zu den hydraulischen Parametern resultiert. Entsprechend können die beiden zentralen Fragestellungen, um deren Untersuchung es bei der Konsequenzenanalyse geht, folgendermaßen formuliert werden:

Unsicherheitsanalyse:

„Wie hoch ist die Schwankungsbreite der errechneten Konzentrationen in der Biosphäre des nördlichen Wesergebirgsvorlandes, die aus den Unsicherheiten auf seiten der hydraulischen Parameter Permeabilität und effektive Porosität resultiert?“

Sensitivitätsanalyse:

„Bei welchen Schichten wirkt sich die Unsicherheit auf seiten der hydraulischen Parameter besonders stark auf die Höhe der errechneten Konzentrationen in der Biosphäre des nördlichen Wesergebirgsvorlandes aus?“

9.2.2 Definition von Datenbandbreiten

Die Angabe von Datenbandbreiten für die hydraulischen Parameter dient der quantitativen Beschreibung der Parameterunsicherheit, durch die das Vertrauen in den Kenntnisstand zu den jeweiligen Modelleingangsgrößen ausgedrückt wird. Dies geschieht, indem durch Vorgabe eines Maximal- und Minimalwertes für jeden unsicheren Parameter eine Datenbandbreite festgelegt wird, innerhalb derer das Auftreten des Parameterwertes für möglich gehalten wird.

Es wurden die in Abschnitt 4.4 beschriebenen und in Tab. 8 und Tab. 9 aufgelisteten Wertespannweiten zugrunde gelegt. Darüber hinaus wurden Mittelwerte vorgegeben, die als wahrscheinlichste Parametergrößen angesehen wurden und den in den obengenannten Tabellen dargestellten *best-estimate*-Werten des Referenzdatensatzes entsprechen. Die Anisotropiefaktoren bei hydrogeologischen Einheiten, die aus Horizonten unterschiedlicher Durchlässigkeit aufgebaut sind, wurden keiner Variation unterzogen, sondern es wurden konstante Verhältnisse zwischen horizontaler und vertikaler Permeabilität beibehalten. Die für die Permeabilitäts- und Porositätswerte der einzelnen hydrogeologischen Einheiten vorgegebenen Mittelwerte und Datenbandbreiten sind in Abb. 54 und Abb. 55 dargestellt.

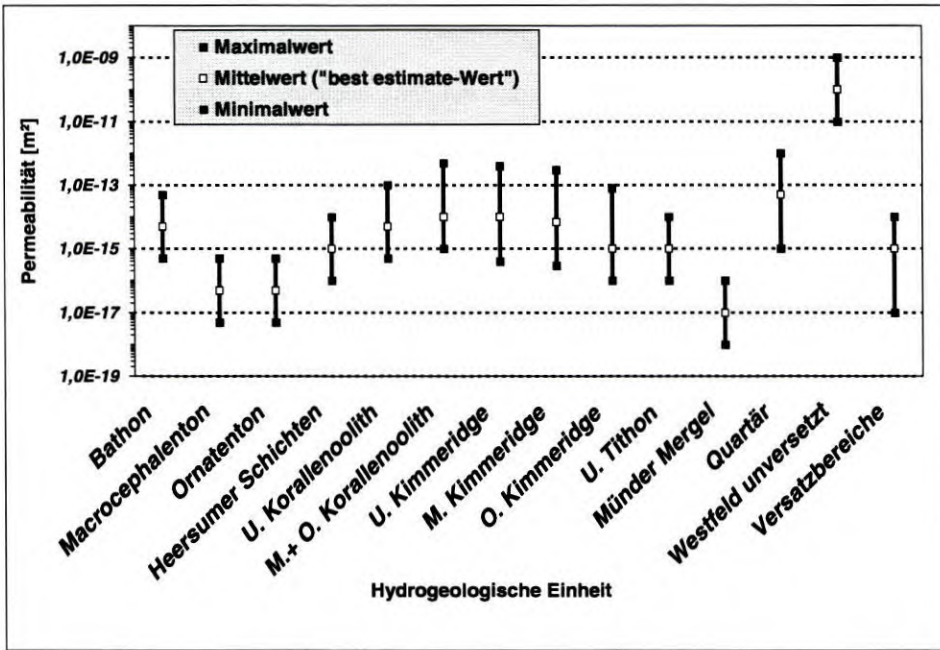


Abb. 54: Datenbandbreiten für die horizontale Permeabilität.

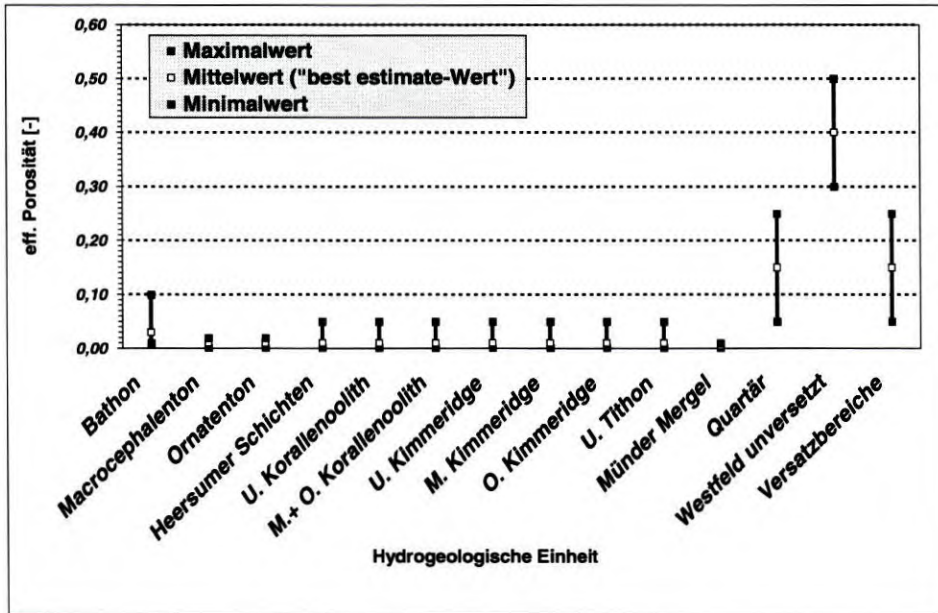


Abb. 55: Datenbandbreiten für die effektive Porosität.

9.2.3 Definition der Eintrittswahrscheinlichkeiten

Um auszudrücken, für wie wahrscheinlich das Auftreten bestimmter Zahlenwerte innerhalb der Datenbandbreite eingeschätzt wird, werden Verteilungs- bzw. Dichtefunktionen angegeben. Die Eintrittswahrscheinlichkeit wächst, je näher ein Parameterwert an einem Mittelwert liegt, der als am ehesten zutreffender Zahlenwert (Referenz- oder *best-estimate*-Wert, vgl. Abschnitt 4.4) angesehen wird.

Die Wahrscheinlichkeitsverteilungen wurden aufgestellt, indem die Datenbandbreiten für die hydraulischen Parameter jeder hydrogeologischen Einheit in 4 oder 5 Klassen aufgeteilt wurden. Jeder Klasse wurde eine bestimmte Eintrittswahrscheinlichkeit zugeordnet. Die Werte innerhalb einer Klasse sind gleichverteilt, d.h. alle Werte einer Klasse haben die gleiche Chance, mit der für die Klasse vorgegebenen Wahrscheinlichkeit als Merkmal in die zu generierende Stichprobe aufgenommen zu werden. Die Summe der Eintrittswahrscheinlichkeiten aller Klassen beträgt 100 %. Je nach Position des Referenzwertes innerhalb der vorgegebenen Datenbandbreiten wurden symmetrische oder links- bzw. rechtsschiefe, unimodale (eingipflige), in Klassen gestaffelte Verteilungen angesetzt. Beispielhaft ist in Abb. 56 die Wahrscheinlichkeitsverteilung für die Porositätswerte der Heersumer Schichten in Form eines Säulendiagrammes dargestellt.

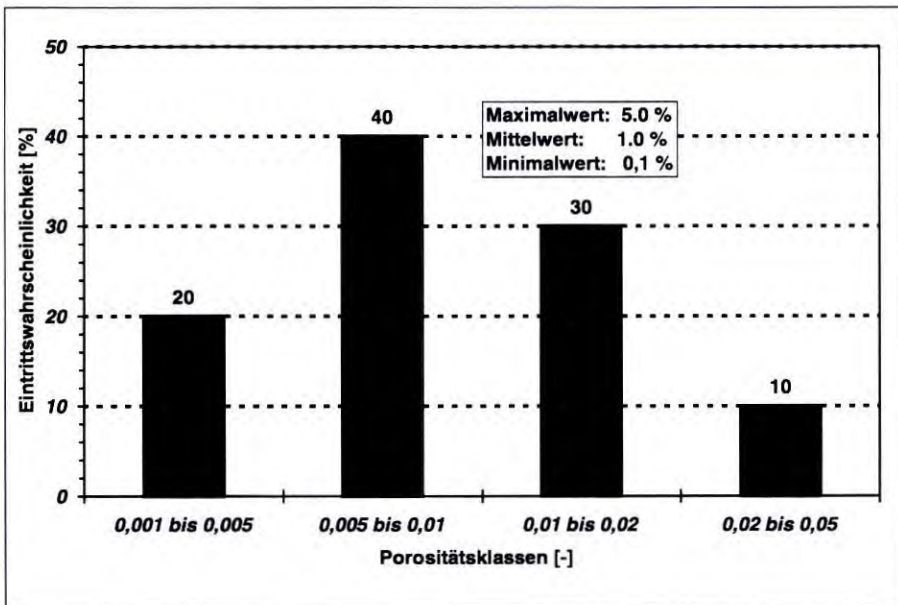


Abb. 56: Vorgegebene Wahrscheinlichkeiten für das Auftreten bestimmter Zahlenwerte des Parameters „effektive Porosität der Heersumer Schichten“.

9.2.4 Quantifizierung gegenseitiger Parameterabhängigkeiten

Bestehen zwischen zwei oder mehreren Parametern gegenseitige Abhängigkeiten, wodurch die Höhe eines Parameterwertes die der anderen beeinflusst, so werden die Zahlenwerte der betreffenden Parameterwerte durch Korrelationskoeffizienten mehr oder weniger eng miteinander gekoppelt.

Generell wurde eine gegenseitige Abhängigkeit zwischen den Permeabilitäts- und Porositätswerten angenommen, da durch die Porenradienverteilung ein übergeordneter Zusammenhang zwischen beiden Größen besteht. So ist für die Durchlässigkeit einer Schicht nicht allein der Absolutwert für die effektive Porosität ausschlaggebend, sondern auch, wie hoch der Anteil großer Porenräume bzw. Klüftöffnungsweiten ist, da sich hierdurch geringere Fließwiderstände ergeben als bei einer Dominanz kleiner Porenradien. Infolgedessen kann die Permeabilität - je nach Porenradienverteilung - bei gleicher effektiver Porosität unterschiedlich hoch ausfallen.

Deswegen konnte kein streng funktionaler Zusammenhang zwischen beiden Parametergrößen vorgegeben werden, sondern es war durch eine "weichere" Kopplung eine maßvolle Variabilität der gegenseitigen Beeinflussung von Permeabilität und effektiver Porosität zu gewährleisten. Andererseits galt es, unrealistische Parameterkonstellationen als Folge einer Kombination von maximalen Permeabilitäten mit minimalen Porositäten zu verhindern.

Die in Gesteinseigenschaft und -struktur begründete Parameterabhängigkeit wurde mathematisch durch Vorgabe eines SPEARMAN-Rangkorrelationskoeffizienten von 0,7 berücksichtigt, der eine mäßige, positiv monotone Abhängigkeit zwischen Permeabilitäts- und Porositätswerten bewirkt. Die vorgegebene Abhängigkeit zwischen Permeabilität und effektiver Porosität ist am Beispiel der Heersumer Schichten in einem Korrelationsdiagramm in Abb. 57 graphisch dargestellt.

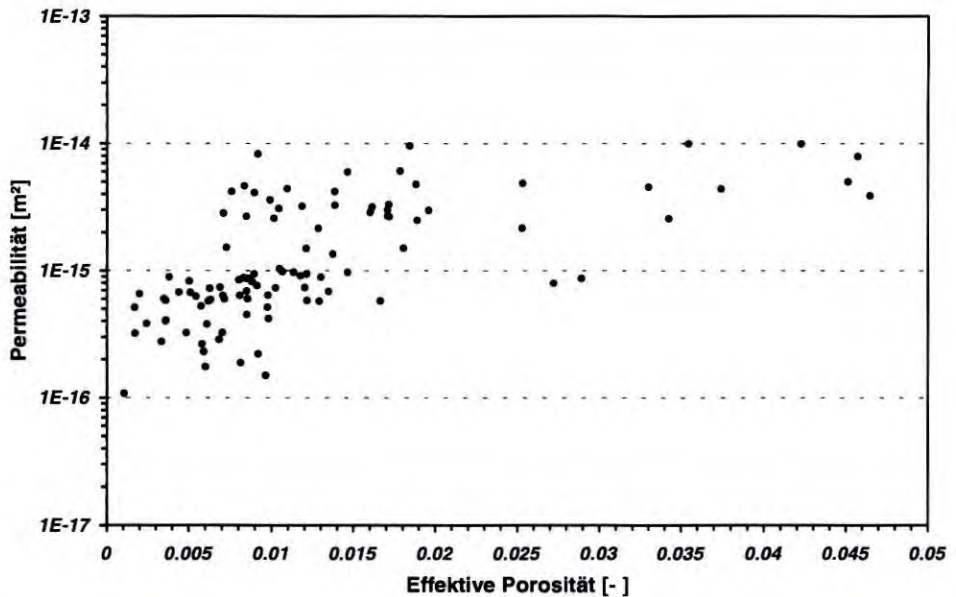


Abb. 57: Abhängigkeit zwischen Permeabilität und effektiver Porosität am Beispiel der Datensätze für die Heersumer Schichten, vorgegebenen über einen Rangkorrelationskoeffizienten von 0,7.

9.3 Stichprobenauswahl und Berechnung der Konsequenzen

Die Stichprobengewinnung geschieht mit Hilfe eines numerischen Auswahlverfahrens. Als Ergebnis erhält man eine Anzahl von Datensätzen (sogenannten *experimental designs*), die unterschiedliche Kombinationen ausgespielter Parameterzahlenwerte enthalten. Jeder Datensatz stellt eine Konstellation von Modellparametern dar, die (gemäß den statistischen Vorgaben zur Beschreibung der Eingangsunsicherheit) in der Realität möglich wäre. Im Folgeschritt wird durch Modellrechnungen zu jedem Datensatz die zugehörige Konsequenz errechnet. Die Ergebnisse aller Parameterdatensätze bilden somit eine Stichprobe aller (aufgrund der statistischen Vorgaben zur Beschreibung der Eingangsunsicherheit) möglichen Konsequenzen.

Im vorliegenden Fall erfolgte die Stichprobenauswahl mit Hilfe des Programms *MEDUSA* (*Multivariate Experimental Designs for Uncertainty and Sensitivity Analyses*). *MEDUSA* ist eine Komponente des Programmpaketes *SUSA* (*Software System for Uncertainty and Sensitivity Analyses*), welches von der Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit zur Durchführung probabilistischer Unsicherheitsanalysen von Ergebnissen umfangreicher Rechenmodelle entwickelt wurde (KRZYKACZ 1988). *MEDUSA* bietet zwei Stichprobenauswahlverfahren zur Gewinnung zufallsgenerierter Parameterstichproben an, das „Latin

Hypercube Sampling“-Verfahren (LHS) und das „*Simple Random Sampling*“-Verfahren (SRS). Beide Auswahlverfahren beruhen auf der *Monte-Carlo*-Simulationsmethode (vgl. SCHÖNWIESE 1992). Ausführliche Informationen zum LHS- und SRS-Verfahren enthält KRZYKACZ (1988).

Für die vorliegende Konsequenzenanalyse wurde das „*Simple Random Sampling*“-Verfahren (auch als „*Pure Random Sampling*“, „*Direct Monte Carlo*“ oder „*reine Zufallsauswahl*“ bezeichnet) ausgewählt, da bei relativ geringem Stichprobenumfang mit dieser Methode statistische Toleranzgrenzen vorgegeben werden können, die mit anderen *Monte-Carlo*-Verfahren nicht realisierbar sind.

Mit Hilfe des SRS-Verfahrens wurde eine Parameterstichprobe, bestehend aus 99 Datensätzen, gewonnen, die hinsichtlich ihrer statistischen Eigenschaften die vorgegebenen Eintrittswahrscheinlichkeiten der Parameterzahlenwerte widerspiegelt. Der vergleichsweise große Stichprobenumfang wurde gewählt, um eine hohe statistische Aussagesicherheit (vgl. Abschnitt 9.4) zu erhalten und eine ausreichend signifikante Identifikation sensibler Parameter bei der Sensitivitätsanalyse zu gewährleisten. Sensitivitätsanalysen, die im Rahmen früherer Vorhaben in der GRS durchgeführt worden waren, hatten gezeigt, daß mit kleineren Stichprobenumfängen keine befriedigenden Ergebnisse zu erreichen sind.

Jeder der 99 durch das Programm *MEDUSA* erzeugten Datensätze beinhaltet 28 Parameterwerte, das heißt je einen Zahlenwert für Permeabilität und effektive Porosität für jede der 14 hydrogeologischen Einheiten. Mit diesen Datensätzen wurden 99 stationäre Strömungsrechnungen und - darauf aufbauend - 99 stationäre Transportrechnungen durchgeführt. Die Betrachtung des stationären Transportzustandes wurde gewählt, da nach den in den Abschnitten 7.2.1 und 8.2.4 dargestellten Ergebnissen zu erwarten war, daß erst in dieser Phase die maximalen Konzentrationen an der nördlichen Modelloberfläche auftreten. Zur Visualisierung der errechneten Strömungsfelder wurden bei jedem Rechenlauf die Druckverteilung, das Vektorfeld des spezifischen Durchflusses sowie die berechneten Stromlinien aus dem Freisetzungsbereich bzw. diejenigen in der Nähe der nördlichen Modelloberfläche ausgedruckt.

Die Konzentrationen wurden an den 9 Meßpunkten auf der nördlichen Modelloberfläche (vgl. Abb. 44) abgegriffen und der höchste der 9 Konzentrationswerte in einer Ausgabedatei abgespeichert. Die 99 errechneten Maximalkonzentrationen an der nördlichen Modelloberfläche stellen eine Menge der Konsequenzenwerte C_1, \dots, C_{99} dar, die als identisch verteilte statistische Stichprobe der Grundgesamtheit aller möglichen Konsequenzen C die Grundlage für die im nachfolgenden dargestellte Unsicherheits- und Sensitivitätsanalyse bildet.

9.4 Unsicherheitsanalyse

9.4.1 Methodik

Die Unsicherheitsanalyse wurde mit dem Programm *EQUUS* (*Empirical QUantitative Uncertainty Statements*) durchgeführt (KRZYKACZ 1990b). Die Aufgabe von *EQUUS* besteht darin, die statistischen Eigenschaften der empirischen Verteilungsfunktion F_N aller errechneter Konsequenzen zu ermitteln, um dadurch Aussagen über die unbekannte Verteilungsfunktion F_C der Grundgesamtheit aller möglichen Konsequenzen treffen zu können. Hierdurch kann - innerhalb vorgegebener Toleranzlimits - der gemeinsame Einfluß aller quantifizierten Eingangsunsicherheiten auf die Konsequenz quantitativ ausgedrückt werden. Die empirische Verteilungsfunktion F_N spielt in der Statistik eine bedeutende Rolle, da sie (bei ausreichendem Stichprobenumfang N) zur Beschreibung der gesuchten tatsächlichen Verteilung F_C und vieler ihrer Eigenschaften herangezogen werden kann.

Zur Formulierung der Unsicherheitsaussage wurde die Methode der sogenannten verteilungsfreien Toleranzgrenzen (KRZYKACZ 1990b) angewandt, da hierdurch schon aus relativ kleinen *SRS*-Stichproben Informationen über unbekannte Verteilungen gewonnen werden können, die speziell für Unsicherheits- und Sensitivitätsaussagen besonders nützlich sind. Betrachtet wurde ein **zweiseitiges Toleranzintervall** $[C_{(1)}, C_{(99)}]$, welches aus den Extremwerten $C_{(1)}$ und $C_{(99)}$ der (nach ihrer Größe geordneten) Ergebnisstichprobe $C_{(1)}, \dots, C_{(99)}$ gebildet wurde.

Vorgegeben wurde ein **Vertrauensbereich** $\beta = 0,95$, der besagt, daß mindestens 95 % der Unsicherheit des Ergebnisses, die aus der Eingangsunsicherheit der hydraulischen Parameter resultiert, durch die Unsicherheitsanalyse erfaßt werden soll. Dies bedeutet, daß im Fall einer 100. Rechnung die errechnete Konzentration mit mindestens 95%-iger Wahrscheinlichkeit innerhalb des Toleranzintervalls $[C_{(1)}, C_{(99)}]$ liegen würde.

Ein zweiter statistischer Parameter, die **statistische Aussagesicherheit** γ , beschreibt die Zuverlässigkeit, die eine Unsicherheitsaussage bei gegebenem Vertrauensbereich β aufweist. Sie ist abhängig vom Stichprobenumfang N , dem Vertrauensbereich β und der Art des Toleranzlimits (Toleranzintervall oder einseitige obere Toleranzgrenze). Für die vorliegende Unsicherheitsanalyse ergibt sich durch die Verwendung eines zweiseitigen Toleranzintervalls und eines Stichprobenumfangs von $N = 99$ eine statistische Aussagesicherheit von mindestens 0,95.

9.4.2 Ergebnisse

Die aus den 99 stationären Transportrechnungen ermittelten Maximalkonzentrationen an Schwermetallen an der nördlichen Modelloberfläche sind, entsprechend der Reihenfolge ihrer Berechnung, in Abb. 58 dargestellt. Abb. 59 zeigt die empirische Verteilungsfunktion der nach ihrer Größe geordneten Konsequenzen $C_{(1)}, \dots, C_{(99)}$.

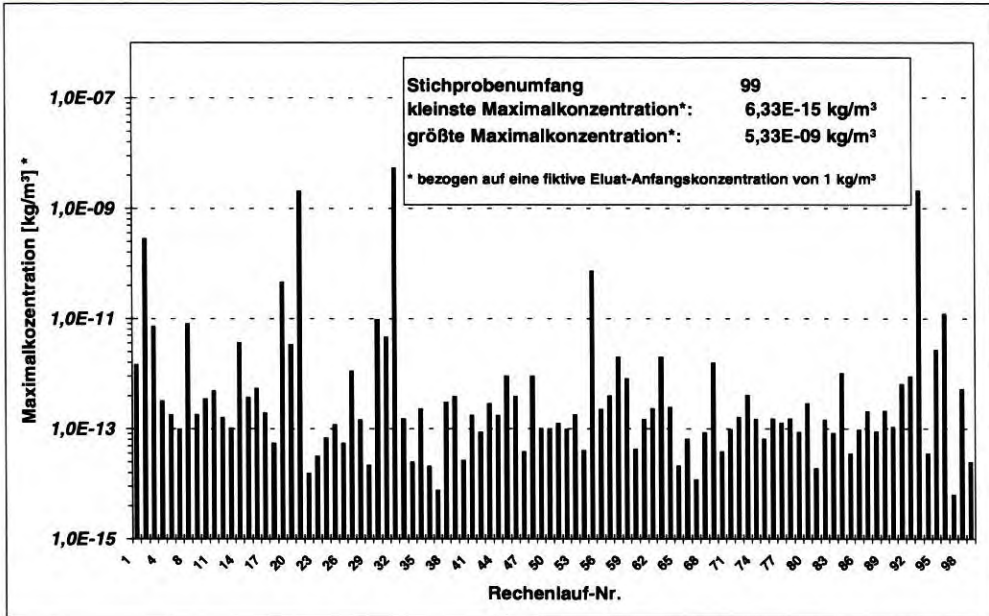


Abb. 58: Errechnete Maximalkonzentrationen an der nördlichen Modelloberfläche.

Die geringste Maximalkonzentration errechnete sich als Konsequenz des Rechenlaufs Nr. 96 und betrug $6 \cdot 10^{-15}$ kg/m³ (bezogen auf eine fiktive Anfangs-Eluatkonzentration in den versetzten Kammern von 1 kg/m³). Im Fall des Rechenlaufs Nr. 31 wurde mit $5 \cdot 10^{-9}$ kg/m³ die höchste Maximalkonzentration ermittelt. Die Unsicherheit seitens der hydraulischen Parameter verursacht also eine Spannweite der Konsequenzen von fast 6 Größenordnungen. Hierzu ist allerdings anzumerken, daß lediglich in 6 Fällen Maximalkonzentrationen über $1 \cdot 10^{-11}$ kg/m³ errechnet wurden. Über 90 % der errechneten Konzentrationen liegen dagegen im Bereich von $1 \cdot 10^{-14}$ bis $1 \cdot 10^{-11}$ kg/m³.

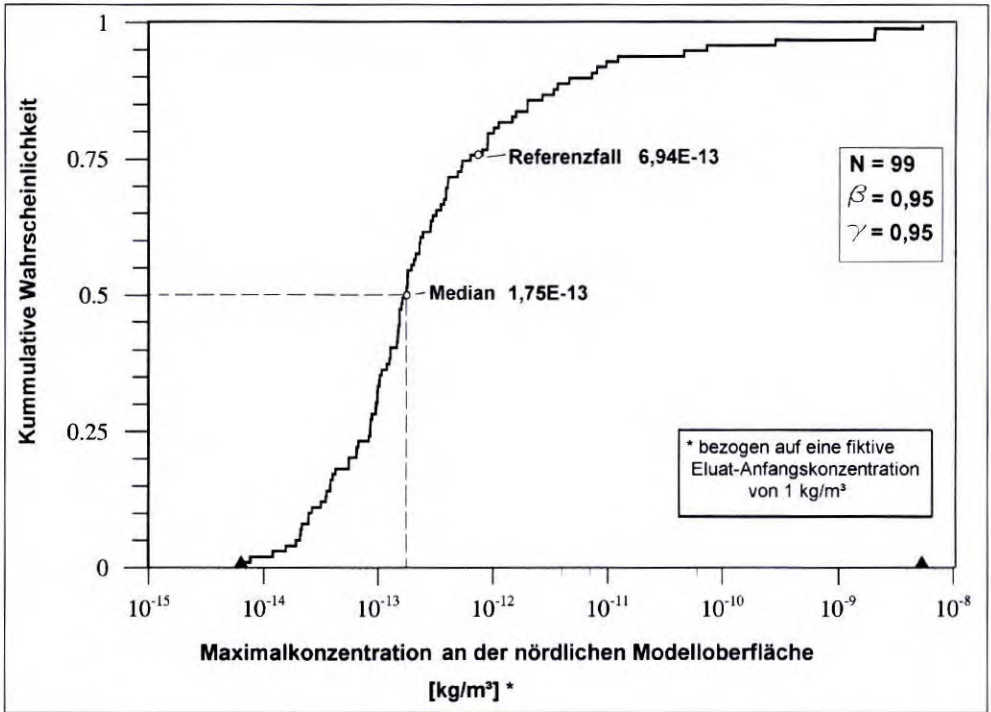


Abb. 59: Empirische Verteilungsfunktion der errechneten Konsequenzen (Maximalkonzentrationen an der nördlichen Modelloberfläche).

Bei dem vorliegenden Stichprobenumfang von $N = 99$, einem zweiseitigen Toleranzintervall $[C_{(1)}, C_{(99)}]$, dem gewählten Vertrauensbereich von 0,95 und der resultierenden statistischen Aussagesicherheit von mindestens 95 % lautet die **Unsicherheitsaussage** (HOFER 1990):

- 1) Mit 95 % subjektiver Wahrscheinlichkeit liegen (bei einer Eluat-Anfangskonzentration in den versetzten Kammern von 1 kg/m^3) die an je 9 Meßpunkten an der nördlichen Modelloberfläche errechneten Maximalkonzentrationen an Schwermetallen während des stationären Transportzustandes zwischen $6 \cdot 10^{-15}$ und $5 \cdot 10^{-9} \text{ kg/m}^3$.
- 2) Diese Aussage bezieht sich ausschließlich auf die Unsicherheitsbetrachtung der hydraulischen Parameter Permeabilität und effektive Porosität und gilt, da 99 Rechenläufe durchgeführt wurden, mit einer statistischen Aussagesicherheit von mindestens 95 %.

Die Tatsache, daß bei allen Rechenläufen nur sehr niedrige Konzentrationen errechnet wurden, bedeutet zunächst nicht, daß der Einfluß der hydraulischen Parameter auf die Ergebnisunsicherheit generell zu vernachlässigen ist. Immerhin variieren die Ergebniswerte über nahezu 6 Größenordnungen. Erst unter Berücksichtigung eines limitierenden Wertes, der angesichts der errechneten Konzentrationen alleine schon durch die analytische Nachweisgrenze gegeben ist (vgl. Abschnitt 7.2.2), relativiert sich die Relevanz der Einflußstärke der hydraulischen Parameter auf die Höhe eines Konzentrationseintrages in die Biosphäre des nördlichen Wesergebirgsvorlandes.

Die Ursache für die geringen Konzentrationswerte an der nördlichen Modelloberfläche besteht vor allem darin, daß bei keinem der 99 Rechenfälle ein Strömungsfeld erzeugt wurde, welches einen direkten Schwermetalltransport aus den versetzten Grubenräumen zur nördlichen Modelloberfläche ermöglicht hätte. Vielmehr erfolgte der Stoffabstrom aus den Versatzbereichen stets über den vertikalen Modellnordrand. Die nördliche Modelloberfläche wurde dagegen allenfalls von peripheren Konzentrationen aus dem dispersiv/diffusiven Abstrom aus der Schadstofffahne tangiert. Die Auswertung der errechneten Stromlinien zeigte, daß durch den oberflächennahen Umsatz großer Grundwassermengen eine zusätzliche, je nach Rechenlauf mehr oder weniger starke Verdünnung bewirkt wurde. Höhere Konzentrationen wurden dann errechnet, wenn die Peripherie des Stoffabstroms und das oberflächennahe Zirkulationssystem näher beieinander lagen. Die Unsicherheitsanalyse unterstützt insofern die in den Kapiteln 7 und 8 dargestellten Ergebnisse der Transport- und Bilanzierungsrechnungen, wonach dem oberflächennahen Grundwasserzirkulationssystem durch seine Verdünnungswirkung eine maßgebliche Bedeutung für die Höhe der an der nördlichen Modelloberfläche errechneten Schadstoffkonzentration zukommt.

Neben der Aussage über das Auftreten maximaler Ergebnisgrößen dient die Unsicherheitsanalyse zur Einordnung des auf einer besten Schätzung beruhenden Referenzdatensatzes hinsichtlich seiner Stellung in der Menge aller (aufgrund der Eingangsdatenunsicherheit) möglichen Ergebnisrealisationen. Im Hinblick auf seine Repräsentanz sollte die aus dem Referenzdatensatz resultierende Konsequenz möglichst nahe am Medianwert der empirischen Verteilungsfunktion der errechneten Konsequenzen F_N liegen. Die Abweichung des Referenzwertes vom Medianwert muß unbedingt auf der sicheren Seite liegen, da andernfalls der *best-estimate*-Rechenfall eine zu positive (und damit nicht konservative) Position innerhalb der Ergebnisverteilung einnehmen würde, was bei Sicherheitsbetrachtungen problematisch wäre.

Für den Referenzdatensatz wurde eine Maximalkonzentration von $6,94 \cdot 10^{-13} \text{ kg/m}^3$ ermittelt. Der Medianwert der Verteilung aller errechneten Konsequenzen liegt bei $1,75 \cdot 10^{-13} \text{ kg/m}^3$.

Verglichen mit dem Medianwert führt der Referenzdatensatz also zu einem pessimistischen Ergebnis. Infolge dieser Sicherheitsreserven kann sowohl der hydraulische Referenzdatensatz als auch die hierauf beruhenden Ergebnisse der Transport- und Bilanzierungsrechnungen für Sicherheitsaussagen verwendet werden.

Abschließend sei noch einmal darauf hingewiesen, daß die Ergebnisse der Unsicherheitsanalyse sich lediglich auf die Variation der hydraulischen Parameter Permeabilität und effektive Porosität beziehen. Insofern gilt die oben angeführte Unsicherheitsaussage nur für diese Eingangsgrößen.

9.5 Sensitivitätsanalyse

9.5.1 Methodik

Durch die Sensitivitätsanalyse wird die Einflußstärke jedes Parameters auf die Konsequenz abgeschätzt. Dies geschieht durch Rangkorrelationen zwischen den Zahlenwerten von Parameter und Konsequenz. Als Sensitivitätsmaß erhält man für jeden Parameter einen Rangkorrelationskoeffizienten, der die Stärke des Zusammenhangs zwischen der Veränderung des Parameterwertes und der Variation des Ergebniswertes ausdrückt. Die Rangkorrelationskoeffizienten geben - geordnet nach der Größe ihres Betrages - die Sensitivitätsrangfolge der untersuchten Parameter an.

Zur quantitativen Abschätzung der Sensitivität der hydraulischen Parameter wurde die *SUSA*-Komponente *SAMOS* (*Statistical Analyses of Model Sensitivity*) verwendet (KRZYKACZ 1990a). Zur Bestimmung der Sensitivitätsmaße kann zwischen vier Korrelationsverfahren (nach PEARSON, BLOMQUIST, KENDALL und SPEARMAN) gewählt werden. Weiterhin bietet *SAMOS* u.a. die Möglichkeit, partielle oder multiple Korrelationsrechnungen sowie Regressionsanalysen durchzuführen.

Die Sensitivitätsmaße der einzelnen Parameter wurden über die Berechnung von **SPEARMAN-Rangkorrelationskoeffizienten** r_s ermittelt, da dieses Verfahren die Möglichkeit bietet, Korrelationsrechnungen von vornherein verteilungsfrei durchzuführen. Damit ist diese Methode auch bei Stichproben einsetzbar, die nicht normalverteilt sind. Ein weiterer Vorteil ist, daß auch im Falle nichtlinearer Zusammenhänge brauchbare Abschätzungen getroffen werden können (SCHÖNWIESE 1992).

Zur Bestimmung der SPEARMAN-Rangkorrelationskoeffizienten r_s wurden zunächst sowohl den ausgespielten Parameterwerten als auch den errechneten Konsequenzwerten entsprechend ihrer Größe Rangzahlen von 1 bis N zugeordnet. Jeder Parameterwert bildete mit

seinem zugehörigen Ergebniswert ein Rangpaar mit unterschiedlichen Rangzahlen deren Differenz D berechnet wird.

Der SPEARMAN-Rangkorrelationskoeffizient r_s errechnet sich aus der Summe der quadratischen Differenzen aller Rangpaare $\sum D^2$ und dem Stichprobenumfang N:

$$r_s = 1 - \frac{6 \sum D_i^2}{(N^3 - N)}, \quad i = 1, \dots, N; \quad -1 \leq r_s \leq +1 \quad (\text{Gl. 49}).$$

Die **Signifikanzprüfung** einer errechneten Korrelation erfolgt durch den Vergleich des stichprobenabhängigen Prüfwertes

$$\hat{z} = |r_s| \sqrt{N-1} \quad (\text{Gl. 50})$$

und einer kritischen Prüfgröße z_α , einem Wert, der von dem gewählten Vertrauensbereich abhängt und der Literatur (SACHS 1997; LANGGUTH & VOIGT 1980) entnommen wurde. Für $\hat{z} > z_\alpha$ gilt der Zusammenhang beider Datenreihen innerhalb des vorgegebenen statistischen Vertrauensbereiches als signifikant.

Zur Beschreibung der Güte der Sensitivitätsaussage wurde ein Schätzwert, der sogenannte "*Coefficient of Determination*" R^2 (multiples Bestimmtheitsmaß), berechnet. Dieser gibt an, auf welchen Bruchteil der Variation in den per Simulation erhaltenen alternativen Antworten sich die angegebene Parameter-Rangfolge bezieht (KRZYKACZ 1990a). Ist dieser Prozentsatz niedrig ($< 0,50$), so ist davon auszugehen, daß die aus den Schätzwerten der betreffenden Sensitivitätsmaße abgeleitete Rangfolge wenig zuverlässig ist.

9.5.2 Ergebnisse

Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse sind in Form eines Linien-Histogramms, welches die errechneten SPEARMAN-Rangkorrelationskoeffizienten sensitiver Parameter enthält, in Abb. 60 dargestellt. Positive Rangkorrelationskoeffizienten weisen auf einen gleichsinnigen Zusammenhang zwischen Parameter und Konsequenz hin, negative dagegen auf einen gegenläufigen.

Im vorliegenden Fall bedeutete dieses:

- Eine Erhöhung eines hydraulischen Parameterwertes, für den ein **positiver** Rangkorrelationskoeffizient errechnet wurde, führt zu einer **Erhöhung** der Konzentration an der nördlichen Modelloberfläche.

- Umgekehrt resultiert aus einer Erhöhung eines hydraulischen Parameterwertes, für den ein **negativer** Rangkorrelationskoeffizient errechnet wurde, eine **Verminderung** der Konzentration an der nördlichen Modelloberfläche.

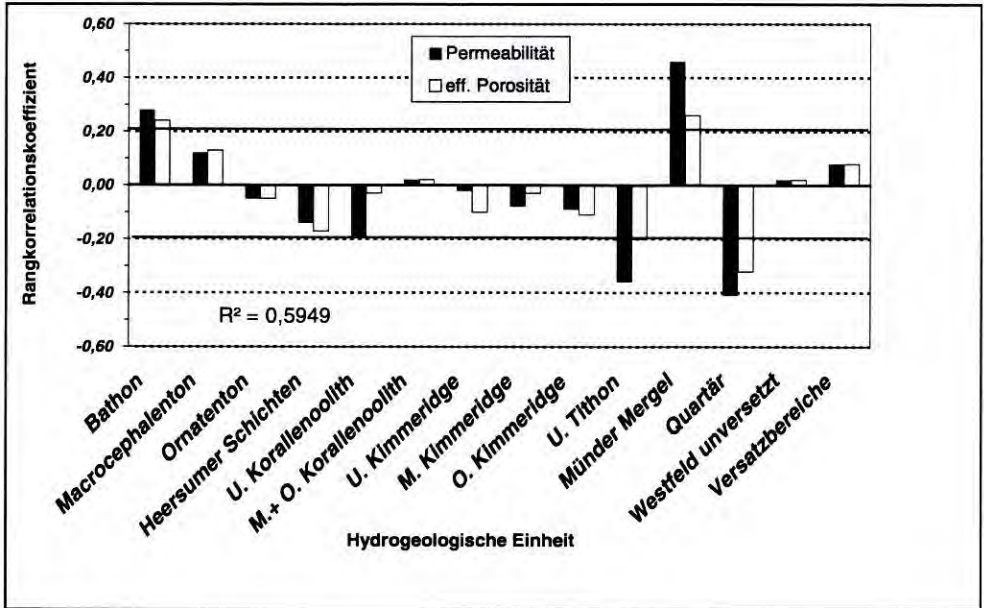


Abb. 60: Errechnete Rangkorrelationskoeffizienten für die hydraulischen Parameter.

Die Signifikanzprüfung ergab, daß bei dem gewählten Vertrauensbereich von 95 % die kritische Prüfgröße z_{α} den Wert 1,96 annimmt, wodurch angesichts des vorliegenden Stichprobenumfangs von $N = 99$ die Bedingung $\hat{z} > z_{\alpha}$ für Rangkorrelationskoeffizienten $|r_s| \geq 0,2$ erfüllt ist (Gl. 51). Dies bedeutet, daß im vorliegenden Fall eine signifikante Sensitivität frühestens ab Rangkorrelationskoeffizienten von $-0,2 \geq r_s \geq +0,2$ erwartet werden. Koeffizienten, die näher an Null liegen, sind demgegenüber kaum aussagekräftig.

Das errechnete multiple Bestimmtheitsmaß (*coefficient of determination*) R^2 von 0,59 weist darauf hin, daß insgesamt eine ausreichend signifikante Korrelation zwischen Parametern und Konsequenz besteht, da mindestens 59 % der Ergebnisunsicherheit durch die Unsicherheiten auf seiten der Eingangsparameter erklärt werden können. Hierdurch besitzt die errechnete Sensitivitätsrangfolge eine ausreichende Aussagekraft (KRZYKACZ 1990a).

Signifikant positive Korrelationskoeffizienten ergaben sich für die hydraulischen Parameter der hydrogeologischen Einheiten Münder Mergel und Bathon. Mit einem Rangkorrelationskoeffizienten über 0,4 hebt sich die Permeabilität des Münder Mergels als sensitive Größe

besonders deutlich heraus. Negative Rangkorrelationskoeffizienten wurden für die Permeabilität und effektive Porosität der Einheiten Unteres Tithon und Quartär ermittelt.

Die Tatsache, daß bei allen oben erwähnten hydrogeologischen Einheiten signifikante Sensitivitäten sowohl für die Permeabilität als auch für die effektive Porosität ermittelt wurden, liegt vor allem darin begründet, daß zwischen beiden Parametern eine gegenseitige Abhängigkeit durch SPEARMAN-Korrelationskoeffizienten von 0,7 „künstlich“ vorgegeben wurde (vgl. Abschnitt 9.2). Infolge dieser Kopplung muß aus einem hohen Rangkorrelationskoeffizienten für die Permeabilität einer Schicht eine mehr oder weniger ähnlich hohe Sensitivität der Porosität resultieren.

Zur Interpretation der Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse wurde die Gestalt der Strömungsfelder und Stromlinien derjenigen Rechenläufe untersucht, bei denen sich die 10 niedrigsten bzw. 10 höchsten Maximalkonzentrationen errechnet hatten.

Bei den hydrogeologischen Einheiten **Münder Mergel**, **Unteres Tithon** und **Quartär** handelt es sich um diejenigen Schichten, die nahe der nördlichen Modelloberfläche auftreten und in denen eine sehr oberflächennahe Zirkulation vergleichsweise großer Mengen Grundwassers erfolgt. Da nach den Ergebnissen der in Abschnitt 8.2 dargestellten Grundwasser-Bilanzierungsrechnungen (Grundlage war hier der Referenzdatensatz) allein 30 % des gesamten Grundwasserumsatzes im Modell auf die nördliche Modelloberfläche entfallen, wirkt sich eine Veränderung der hydraulischen Parameterwerte oberflächennaher Schichten maßgeblich auf den dortigen Grundwasserdurchfluß und damit auch auf die Verdünnung aus, die ein Schadstoffanstrom in der Nähe dieses Modellrandes erfährt.

Dies gilt insbesondere für das **Quartär**, da dessen hydraulische Eigenschaften entscheidend die Höhe des oberflächennahen Grundwasserdurchsatzes und damit die Verdünnung von Schadstoffkonzentrationen bestimmen. Für diese hydrogeologische Einheit wurden Rangkorrelationskoeffizienten von -0,41 für die Permeabilität und -0,32 für die effektive Porosität errechnet.

Die hydraulischen Eigenschaften des **Unteren Tithons** steuern (in Kombination mit dem auflagernden Quartär) die Höhe der Infiltration an der nördlichen Modelloberfläche. Bei Rechenläufen, denen erhöhte Permeabilitäts- und Porositätswerte zugrunde lagen, zeigte sich bei der Auswertung der errechneten Strömungsfelder, daß oberflächennah deutlich höhere Grundwasservolumenströme auftraten als in den Fällen, bei denen niedrige Parameterwerte geringe spezifische Durchflüsse bedingen. Als Sensitivitätsmaße wurden für diese hydrogeologische Einheit negative Korrelationskoeffizienten von -0,36 (Permeabilität) bzw. -0,20 (effektive Porosität) ermittelt. Da die Verdünnung in der Nähe der Biosphäre entscheidend durch die Höhe des dortigen Grundwasserumsatzes bestimmt wird, ist die er-

rechnete negative Korrelation zwischen den hydraulischen Parametern des Quartärs bzw. des Unteren Tithons und den errechneten Maximalkonzentrationen plausibel.

Wie die Auswertung der bei jedem Rechenlauf ermittelten Stromlinienverläufe ergab, bestimmen die hydraulischen Eigenschaften des **Münder Mergels** die Reichweite des oberflächennahen Zirkulationssystems nach Norden. Die hydraulische Wirkungsweise dieser Schichteinheit ist schematisch in Abb. 61 dargestellt.

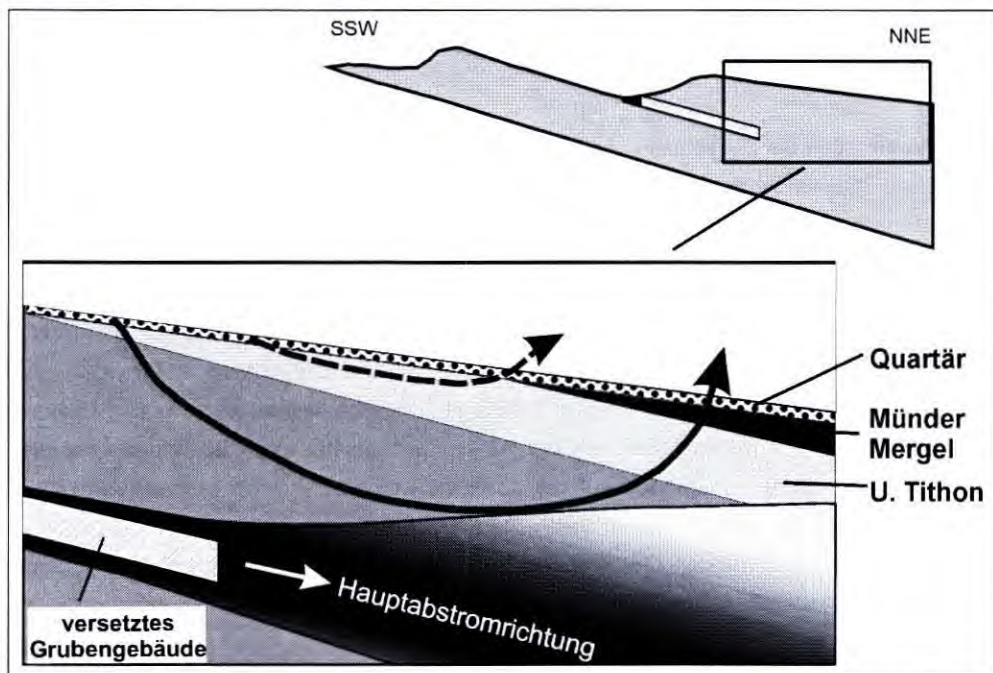


Abb. 61: Schematische Darstellung der Auswirkungen einer hydraulischen Parametervariation des Münder Mergels auf die Gestalt oberflächennaher Zirkulationspfade (Modellausschnitt).

Im Fall geringerer Permeabilitäts- und Porositätswerte ist das Auftreten des oberflächennahen Grundwasserzirkulationssystems auf das Gebiet zwischen Absenkungsbereich im Süden und dem Beginn des Münder Mergels im Norden beschränkt (gestrichelte Pfadlinie in Abb. 61). Im weiter nördlich gelegenen Verbreitungsgebiet des Münder Mergels verhindert die geringe Wasserwegsamkeit einen nennenswerten Grundwasseranstrom an die Modelloberfläche. Der Gestalt oberflächennaher Stromlinien nach zu urteilen, resultiert aus den vergleichsweise kurzen Fließwegen eine sehr oberflächennahe Untergrundpassage, wodurch kein Kontakt mit dem Schadstoffabstrom aus dem versetzten Grubengebäude stattfindet. Konsequenterweise wurden in diesen Fällen die niedrigsten Konzentrationen an der nördlichen Modelloberfläche ermittelt.

Bei höheren Permeabilitätswerten wirkte das Verbreitungsgebiet des Münder Mergels dagegen teilweise als Aufstromgebiet. Wie die errechneten Stromlinien zeigten, bietet sich für infiltrierte Wässer dadurch die Möglichkeit, einen längeren Zirkulationsweg zu nehmen. In den meisten Fällen geht dies mit einem größeren Tiefeneinfluß des Oberflächenzirkulationssystems einher (durchgezogene Pfadlinie in Abb. 61), wodurch marginale Bereiche der Abstromfahne tangiert wurden und gelöste Stoffe - allerdings stark verdünnt - an die nördliche Modelloberfläche gelangen können. Höhere hydraulische Parameterwerte des Münder Mergels zogen im Regelfall also eine Konzentrationserhöhung an der nördlichen Modelloberfläche nach sich, weshalb bei der Sensitivitätsanalyse positive Rangkorrelationskoeffizienten für die Permeabilität (+0,46) und - bei schwächerer Signifikanz - auch für die effektive Porosität (+0,26) des Münder Mergels errechnet wurden.

Eine völlig andere hydraulische Wirkung muß für das **Bathon**, die tiefste im Transportmodell implementierte hydrogeologische Einheit, angenommen werden. Die Veränderung der hydraulischen Parameter beeinflusste hier sowohl die Höhe eines Zustroms über die Basis in das Modell als auch den Vertikalaufstrom, der von unten auf die nordgerichtete Abstromfahne trifft. Letzteres führte bei einigen Rechenläufen dazu, daß die nördliche Abstromfahne leicht in Richtung Hangendes abgedrängt wurde und somit marginale Konzentrationsbereiche der Schadstoffahne in den Einflußbereich des oberflächennahen Zirkulationssystems gelangen konnten. Dies könnte eine Erklärung für die positive Korrelation zwischen den hydraulischen Parameterwerten und den errechneten Maximalkonzentrationen an der nördlichen Modelloberfläche sein. Mit Korrelationskoeffizienten von +0,28 (Permeabilität) bzw. +0,24 (effektive Porosität) üben die hydraulischen Eigenschaften des Bathon den geringsten noch signifikant sensitiven Einfluß auf das Gesamtsystem aus.

Für alle anderen hydrogeologischen Einheiten wurden keine Korrelationskoeffizienten errechnet, die dem Signifikanzkriterium genügt hätten. Dies betrifft auch die Schichten des Oxford und des Kimmeridge, also die hydrogeologischen Einheiten in der Umgebung des versetzten Grubengebäudes. Damit zeigen auch die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse, daß die oberflächennahe Grundwasserzirkulation durch ihre Verdünnungswirkung die maßgebliche Rolle im Hinblick auf die Höhe von Konzentrationseinträgen von Schwermetallen aus dem Versatzbergwerk in die Biosphäre des nördlichen Wesergebirgsvorlandes spielt.

10 Bewertung der Ergebnisse und der Methodik

Die im vorangegangenen dargestellten Ergebnisse der Simulationsrechnungen zeigten, daß der Austrag gelöster Schwermetalle aus dem versetzten Grubengebäude des Eisenerzbergwerks Wohlverwahrt-Nammen und deren Transport mit dem Grundwasser zur Biosphäre von einer Vielzahl unterschiedlicher Einflußfaktoren bestimmt wird, zwischen denen vielschichtige gegenseitige Abhängigkeiten bestehen.

Im folgenden werden die in den Kapiteln 5 bis 9 beschriebenen Teilergebnisse unter verschiedenen Themenschwerpunkten zusammengefaßt und interpretiert, um auf diese Weise Sensitivität und gegenseitige Abhängigkeiten der transportrelevanten Einflußfaktoren darzustellen:

- 1) Einflußfaktoren, die sich auf die Grundwasserströmungs- und Schadstofftransportsituation in der gesamten transportrelevanten Umgebung des Bergwerks auswirken (Abschnitt 10.1)
- 2) einzelne Komponenten des Modellgebietes, die den Transport gelöster Schwermetalle im Umfeld der Grube und damit auch die Höhe eines Schadstoffeintrages in die Biosphäre steuern (Abschnitt 10.2)

Die Bewertung der eingesetzten Methodik hinsichtlich ihrer Aussagekraft und Anwendbarkeit bei Sicherheitsanalysen von Bergwerken mit Abfallversatz ist Gegenstand des Abschnittes 10.3.

10.1 Transportrelevante Einflußfaktoren

10.1.1 Regionale Grundwasserströmungssituation

Die Analyse des regionalen Strömungsgeschehens war Gegenstand der Grundwasserströmungsanalysen im Regionalmodell (Kap. 5). Folgende Einflußfaktoren, die sich aus der großräumigen Strömungssituation ergeben, begrenzen das Gebiet, welches potentiell von einer Kontamination durch gelöste Schwermetalle aus dem Versatzmaterial betroffenen sein könnte:

- 1) Die Divergenz des Grundwasserabstroms im Bereich der Grundwasserscheide des Wesergebirges unterbindet einen Abstrom gelöster Schwermetalle über den Wesergebirgskamm hinaus nach Süden. Infolgedessen kann eine bergbaulich bedingte Kontamination der zum Teil wasserwirtschaftlich intensiv genutzten Gebiete südlich des Wesergebirgskammes ausgeschlossen werden.

- 2) Aufgrund seiner geringen Wasserwegsamkeit und der großen Mächtigkeit verhindert der Mürder Mergel einen Aufstieg gelöster Schwermetalle aus dem Abstrom des Grubengebäudes zur Erdoberfläche. Im nördlichen Teil des Regionalmodellgebietes bilden die geringdurchlässigen, tonig-schluffigen Ablagerungen des Valangin und Hauterrive (marine Unterkreide) eine zusätzliche Barriere im Hangenden. Eine Kontamination oberflächennaher Grundwasservorkommen durch gelöste Schwermetalle ist daher im Verbreitungsgebiet dieser tonig-mergeligen Schichtfolgen sehr unwahrscheinlich.
- 3) Aufgrund der unter 1) und 2) aufgeführten hydrogeologischen Gegebenheiten kann die transportrelevante Zone auf ein Gebiet zwischen dem Wesergebirgskamm im Süden und der (südlichen) Verbreitungsgrenze des Mürder Mergels im Norden begrenzt werden.

10.1.2 Strömungs- und Stofftransportvorgänge in der näheren Grubenumgebung

Im Hinblick auf die Ausbreitung gelöster Schwermetalle aus dem Grubengebäude lassen sich die Rechenergebnisse wie folgt zusammenfassen:

- 1) Die Grundwasserströmungsrichtungen verlaufen in der Umgebung des Grubengebäudes nahezu ausschließlich nach Süden bzw. Norden (Abschnitt 6.1.2). Infolgedessen ist ein weitreichender Schadstoffabstrom in Gebiete, die westlich bzw. östlich der Grube liegen, wenig wahrscheinlich.
- 2) Aufgrund der einheitlichen Fließrichtungen können Grundwasserströmungs- und Transportvorgänge durch zweidimensionale Modellrechnungen ausreichend genau wiedergegeben werden.
- 3) Der Schadstoffausstrom aus dem Modell erfolgt vorzugsweise im Bereich der bergbaubedingten Grundwasserabsenkung und über den vertikalen Modellnordrand (Abschnitt 8.2.1). Je geringer die hydraulische Reichweite der Grundwasserabsenkung in der Nachbetriebsphase des Bergwerks ist, desto stärker ist der nordgerichtete Schadstoffabstrom (Abschnitt 8.2.3).
- 4) Der Abstrom gelöster Schwermetalle aus dem Grubengebäude nach Norden erfolgt weitgehend in Richtung des Schichteinfallens (Abschnitt 7.2). Ein direkter Transportweg zwischen den versetzten Grubenräumen und der nördlichen Modelloberfläche wurde in keinem Fall errechnet (Abschnitte 7.2 und 9.4.2). Demzufolge sind hohe Konzentrationseinträge in die Biosphäre des nördlichen Wesergebirges unwahrscheinlich.
- 5) Schwermetallkonzentrationen, die aufgrund der dispersiv/diffusiven Auffächerung der nordgerichteten Abstromfahne in die Nähe der Biosphäre des nördlichen Weserge-

birgsvorlandes gelangen, erfahren zusätzlich eine starke Verdünnung durch den oberflächennahen Umsatz großer Grundwassermengen (Abschnitt 8.2.1).

- 6) Aufgrund der unter 4) und 5) genannten Einflußfaktoren wurden in allen Fällen nur Spurenkonzentrationen in der Biosphäre des nördlichen Wesergebirgsvorlandes errechnet, die unterhalb der analytischen Nachweisgrenze liegen. Die Ergebnisse der Unsicherheitsanalyse (Abschnitt 9.4.2) ergaben, daß das Gesamtverdünnungsverhältnis auf dem Transportpfad Versatzkammer-Biosphäre im Bereich des nördlichen Wesergebirgsvorland bei mindestens $1:2 \cdot 10^8$ liegt (Modell Typ A, stationäre Transportphase).
- 7) Die Existenz des oberflächennahen Zirkulationssystems resultiert aus der Begrenzung des schichtparallelen Grundwasserabstroms nach Norden, die wiederum eine Folge der starken Behinderung des Grundwasseraufstiegs im Verbreitungsgebiet des Münder Mergels ist (Abschnitt 5.2). Als Konsequenz dieser regionalgeologischen Gegebenheit muß ein großer Teil des im Bereich des Wesergebirges und seines nördlichen Vorlandes infiltrierten Wassers nach einer kurzen oberflächennahen Untergrundpassage südlich der Ausbißlinie des Münder Mergels wieder an der Oberfläche austreten (Abschnitte 6.1.4 und 8.2.1).
- 8) Strömungsgeschwindigkeit, Tiefenreichweite und Grundwasserdurchsatz des oberflächennahen Strömungssystems werden durch die hydraulischen Eigenschaften des Quartärs und der oberflächennahen Zonen des Tithons bzw. des Münder Mergels bestimmt (Abschnitt 9.5.2).
- 9) Die Höhe des Stoffeintrags im nördlichen Wesergebirgsvorland korreliert positiv mit der Höhe der Permeabilität und effektiver Porosität des Münder Mergels. Dagegen wirken erhöhte Werte für Permeabilität und effektive Porosität bei Quartär und Tithon konzentrationsmindernd (Abschnitt 9.5.2).

10.1.3 Zeitliche Entwicklung der Konzentrationsfreisetzung

Der Einfluß der für den anfänglichen Teil der Langzeitphase vorgegebenen erhöhten Schwermetallfreisetzung im Grubengebäude auf die Konzentrationsausbreitung im Modellgebiet wurde durch die instationären Transportrechnungen (Abschnitt 7.2.1) und die Bilanzierung der Massenströme während der initialen Freisetzungsphase (Abschnitt 8.2.4) analysiert.

Die Rechnungen lieferten im Hinblick auf die Konzentrationsentwicklung an den Rändern des Modellgebietes folgende Erkenntnisse:

- 1) Anfängliche Konzentrationsspitzen im versetzten Grubengebäude wirken sich auf die Konzentrationsentwicklung im Grubensumpf aus und führen zu einer Konzentrationserhöhung im grundwasserbürtigen Anteil des Stollenablaufwassers, sofern Sorptionsprozesse nicht berücksichtigt werden (Abschnitt 8.2.4).
- 2) Eine maßgebliche Beeinflussung der Konzentrationsentwicklung an Modellrändern, die in weiterer Entfernung vom versetzten Grubengebäude liegen (z.B. Biosphäre des nördlichen Vorlandes), kann dagegen nicht festgestellt werden.
- 3) Insofern sind maximale Konzentrationseinträge in die Biosphäre des nördlichen Vorlandes nicht unmittelbar nach erfolgter Grubenflutung, sondern erst nach Erreichen des stationären Transportzustandes zu erwarten.

10.1.4 Einfluß von Sorptionsprozessen

Im Rahmen der Transportrechnungen wurde die Auswirkung von Sorptionsprozessen auf die Ausbreitungsgeschwindigkeit gelöster Schwermetalle betrachtet (Abschnitt 7.2.3). Die Resultate dieser stoffspezifischen Rechnungen können wie folgt zusammengefaßt werden:

- 1) Werden die aus den Laborversuchen abgeleiteten Sorptionskennwerte bei Transportrechnungen berücksichtigt, so führt dies bei dem zugrunde gelegten K_D -Konzept (reversible Sorption, beschrieben durch empirische Isothermen) zu einer extremen Transportverzögerung.
- 2) Dies betrifft insbesondere die Schwermetalle Blei, Zink und Cadmium, die nach den Versuchsergebnissen über prognostizierbare Zeiträume praktisch immobilisiert werden.

An dieser Stelle sei auf die in Abschnitt 7.1.1 erwähnte Problematik des K_D -Konzeptes bei der Übertragbarkeit der im Labor ermittelten, stark milieuabhängigen Sorptionskennwerte auf zukünftige Zeiträume hingewiesen.

10.2 Transportrelevante Modellelemente

Um die verhältnismäßig komplexen Strömungs- und Transportprozesse in der Umgebung des Erzbergwerkes übersichtlicher darstellen zu können, wurde das Modellgebiet in Einzel-elemente gegliedert, die für das Transportgeschehen im Umfeld der Grube entscheidend sind. Die Lage der transportrelevanten Teilbereiche des Modells ist in Abb. 62 graphisch dargestellt.

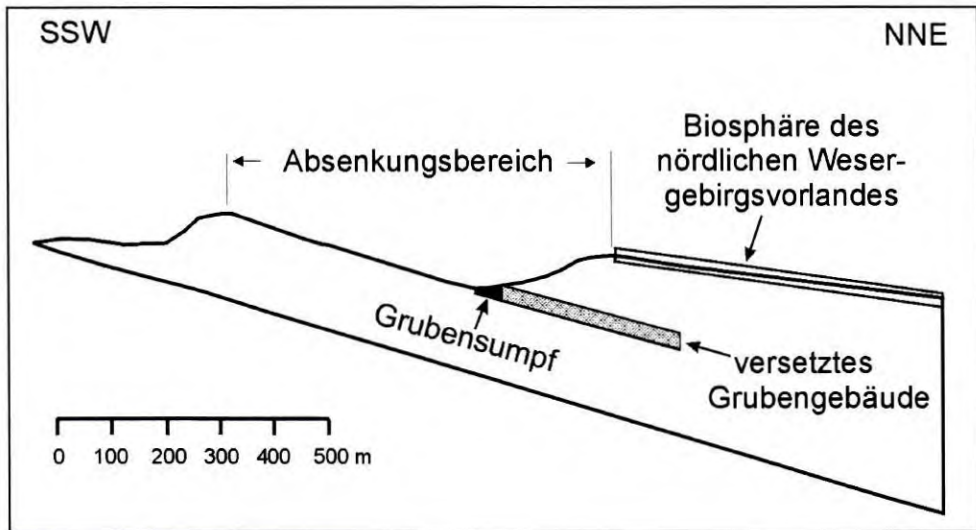


Abb. 62: Transportrelevante Modellelemente.

10.2.1 Versetztes Grubengebäude

Der versetzte Teil des Grubengebäudes bildet die Schadstoffquelle im Modellgebiet. Die Höhe der Konzentrationen an freigesetzten Schwermetallen wird zunächst maßgeblich durch die **Eigenschaften der Versatzstoffe**, d.h. durch Art und Menge der enthaltenen Schadstoffe und deren Löslichkeit unter den gegebenen Milieubedingungen gesteuert. Hierdurch wird die Eluat-Anfangskonzentration und (unter Berücksichtigung des Grundwasserdurchsatzes in den Versatzkammern) der Freisetzungsverlauf bestimmt. Nach KLINGER (1994) ist das Mobilisationspotential von Schwermetallen in einem Versatzmaterial vor allem abhängig von

- 1) den elementspezifischen Eigenschaften der Schwermetalle und ihrer Ausgangskonzentration im Versatzmaterial,
- 2) den hydrochemischen Eigenschaften des durchströmenden Wassers (pH-Wert, Redoxpotential, gelöster Sauerstoff, Temperatur, Salinität, Konzentration an Konkurrenzionen),
- 3) der geochemisch-mineralogischen Zusammensetzung des Versatzmaterials,
- 4) der Pufferwirkung des Versatzmaterials und des Umgebungsgesteins sowie
- 5) der Sorptionskapazität des Versatzmaterials und des Kontaktbereiches zum Umgebungsgestein.

Vor allem aufgrund der neutralen bis leicht alkalischen pH-Werte des Grubenwassers und basischer Reaktionen im Versatzmaterial (Abbinden des zugefügten Zements) ist nach der Flutung der Grube Wohlverwahrt-Nammen eine hohe Mobilisation von Schwermetallen durch Versauerung kaum zu erwarten. Infolge der hohen Säurepufferungskapazität der Karbonate des Korallenooliths dürften auch Pyritoxidationsvorgänge wenig an dem neutralen bis basischen Milieu ändern. Inwieweit eine Schwermetallmobilisation im basischen Milieu durch die Bildung von Hydroxid- oder Chlorokomplexen möglich ist, hängt von der geochemischen Zusammensetzung des Versatzmaterials ab. Die von der Universität Bonn untersuchten Versatzstoffproben (zementversetzte Flugaschen-REA-Gips-Gemische) verhielten sich bei ihrer Elution nahezu immisionsneutral. Infolge der geringen NaCl-Gehalte der Grubenwässer kann ausgeschlossen werden, daß außerhalb des Versatzmaterials mobilisationserhöhende bzw. sorptionsemiedrigende Bildungen von Schwermetall-Chlorokomplexen stattfinden.

Die **Menge der Versatzstoffe** ist zusammen mit der Konzentration und Mobilisierbarkeit der enthaltenen Schwermetalle maßgebend für die Höhe des Schadstoffmassenstroms aus dem versetzten Grubengebäude. Die Versatzstoffmengen hängen von der Versatzgeometrie (Komplett- oder Teilversatz) und der Ausdehnung des Grubengebäudes am Ende des Bergwerksbetriebes ab. Da beides zum derzeitigen Zeitpunkt unbekannt ist, wurde bei den Transportrechnungen ein Komplettversatz der unterhalb des Niveaus des Entwässerungstollens liegenden Grubenräume bis zur heutigen nördlichen Bergbaugrenze angenommen. Sollte eine Erweiterung des Grubengebäudes vorgenommen werden, so wird diese entsprechend der räumlichen Ausbildung der Erzlagerstätte in nördliche Richtung erfolgen. Nach den Ergebnissen der Grundwasserströmungsanalysen (Abschnitt 6.1.4) lägen die zukünftigen Versatzfelder damit in einer Zone nordgerichteten Grundwasserabstroms. Insofern ist anzunehmen, daß sich der nordgerichtete Schadstoff-Abstromanteil aus dem versetzten Grubengebäude entsprechend erhöht.

Weiterhin übt der **Grundwasserdurchfluß durch die Versatzkammern** einen wesentlichen Einfluß auf den Freisetzungsvorgang aus. Die Höhe des Grundwasserdurchsatzes durch das Versatzmaterial hängt von den lokalen hydraulischen Potentialunterschieden und den hydraulischen Eigenschaften der Gesteine in unmittelbarer Versatznähe ab. Aufgrund der Einbettung der Versatzkammern in das Wirtsgestein kommt dem Permeabilitätskontrast zwischen Versatzkörpern und benachbartem Wirtsgestein eine Schlüsselrolle sowohl hinsichtlich des Grundwasserdurchsatzes durch die Kammern als auch bei der Verdünnung durch die bevorzugte Durchströmung des Umgebungsgesteins zu.

Wie in Abschnitt 7.1.2 dargestellt, führt der Permeabilitätskontrast zwischen Umgebungsgestein und Versatzmaterial von etwa 2 Größenordnungen zu einer starken Umströmung der Versatzkammern. Dies bewirkt zweierlei:

- 1) Aus dem fast 100-fach höheren Grundwasservolumenstrom im Wirtsgestein resultiert eine erhebliche Verdünnung (Modell Typ A ca. 1:50, vgl. Abb. 63) der aus den Versatzkörpern austretenden Schwermetalllösungen.
- 2) Die bevorzugte Umströmung der Versatzkörper führt zu einer entsprechend geringeren Durchströmung des Versatzmaterials. Die Folge ist eine extrem langsame Zunahme des Wasser-/Feststoffverhältnisses in den versetzten Kammern und damit ein auch über lange Zeiträume nur äußerst geringer Konzentrationsrückgang im Abstrom aus dem versetzten Grubengebäude.

Aus den oben angeführten Zusammenhängen wird deutlich, daß der Permeabilitätskontrast zwischen Versatzkörpern und Nebengestein eine der sensitivsten Einflußgrößen bezüglich der Konzentrationsfreisetzung im versetzten Grubengebäude darstellt.

10.2.2 Absenkungsbereich

Der Einfluß der bergbaulich bedingten Grundwasserabsenkung auf die Strömungs- und Transportsituation in der Grubenumgebung hängt von der **hydraulischen Wirkungsweise des Nammer Stollens** ab. Der hydraulische Einfluß des Entwässerungsstollens resultiert vor allem daraus, daß der Stollen in der Nachbetriebsphase ein ausgedehntes System miteinander verbundener Abbaufelder und Strecken im höhergelegenen Teil des Grubengebäudes entwässert. Diese Grubenräume bilden zusammen mit dem Stollen ein weitreichendes Verbundsystem hydraulisch kommunizierender Hohlräume, welches auf seine Umgebung eine - je nach Permeabilität der dortigen Schichtfolgen - mehr oder weniger weitreichende Drainagewirkung ausübt. Letztere bestimmt die Reichweite der bergbaubedingten Grundwasserabsenkung im Hangenden der offenen Grubenräume.

Bei den 2D-Transportmodellen wurde durch die Variation des Verlaufs der Modelloberfläche (= Grundwasseroberfläche) der Einfluß der hydraulischen Wirkung des Stollens auf die Konzentrationsverteilung im Modellgebiet untersucht (Abschnitte 7.2.1 und 7.2.2). Im Rahmen der Bilanzierungsrechnungen wurden die drei Modelltypen darüber hinaus hinsichtlich der Massenstromanteile, die über die verschiedenen Ränder ihrer Freisetzungsräume austreten, miteinander verglichen (Abschnitt 8.2.3).

Die Ergebnisse dieser Rechnungen zeigen, daß die Reichweite der Grubenentwässerung die Höhe der Schadstoff-Teilströme aus dem versetzten Grubengebäude nach Süden bzw. Norden bestimmt:

- 1) Je größer der hydraulische Einfluß des Entwässerungsstollens auf seine Umgebung ist, desto dominanter wird der Grundwasserzustrom zum Absenkungszentrum. Dem Absenkungszentrum strömen dabei auch vermehrt Grundwässer zu, die mit dem versetzten Grubengebäude in Kontakt getreten sind und daher gelöste Schwermetalle beinhalten. Hierdurch wird der grundwasserbürtige Konzentrationseintrag in das Stollenablaufwasser erhöht.
- 2) Je geringer der hydraulische Einfluß ist, desto höher ist die Konzentrationsausbreitung im Untergrund nördlich des versetzten Grubengebäudes. Dies führt im Extremfall bei einem vollständigen hydraulischen Versagen der Grubenentwässerungseinrichtungen (Modell Typ C) dazu, daß sämtliche freigesetzten Schwermetalle das versetzte Grubengebäude in Richtung Norden verlassen. Eine Erhöhung des nordgerichteten Abstroms ist allerdings nicht direkt mit einer Erhöhung von Konzentrationseinträgen in die Biosphäre im nördlichen Vorland verbunden, da letztere vor allem von der Ausbildung des oberflächennahen Grundwasserzirkulationssystems abhängen.

Im Gegensatz zum Verbundsystem Stollen-Grubenhohlräume spielt der alleinige hydraulische Einfluß des Stollenkörpers auf die Strömungs- und Transportsituation sehr wahrscheinlich eine untergeordnete Rolle, da sein Volumen, verglichen mit den Abmessungen des Grubengebäudes, sehr klein ist. Insofern dürfte der Stollen nur eine auf seine direkte Umgebung begrenzte Drainagewirkung ausüben.

10.2.3 Grubensumpf

Zur Quantifizierung der grundwasserbürtigen Schadstoffkonzentrationen im Stollenablaufwasser wurde am Fallbeispiel von Modell Typ A der südlich an das versetzte Grubengebäude anschließende Grubensumpf einer Grundwasservolumenstrom- und Schadstoffmassenstrombilanzierung unterzogen (Abschnitt 8.2.2).

Die Schadstoffkonzentrationen im Grubensumpf und (nach der Verdünnung durch Grubensickerwässer) im Stollenablaufwasser wird zunächst durch das **Freisetzungsverhalten der Schwermetalle in den Versatzstoffen** bedingt, die sich in dem nördlich angrenzenden, versetzten Grubengebäude befinden.

Darüber hinaus wird die Konzentration im Stollenablaufwasser auch von der **hydraulischen Reichweite der Grubenentwässerung** in der Nachbetriebsphase des Bergwerks bestimmt. Wie bereits erwähnt, hängt es von der Reichweite der bergbaubedingten Grundwasserabsenkung ab, wie groß der aus Norden in den Grubensumpf erfolgende Grundwasserzustrom

ist. Da aus dieser Richtung auch Grundwässer erfaßt werden, die mit dem versetzten Grubengebäude in Kontakt getreten sind und hierdurch mit gelösten Stoffen befrachtet sind, wurden bei Modell Typ A (maximale hydraulische Reichweite der Grubenentwässerung) die höchsten Massenströme aus dem versetzten Grubengebäude in den angrenzenden Grubensumpf errechnet (vgl. Tab. 16). Bei abnehmender Absenkungreichweite (Modelle B und C) verringert sich dagegen der Massenzustrom in den Grubensumpf (vgl. Tab. 17) und damit der Anteil des schwermetalhaltigen Grundwassers im Stollenablaufwasser.

Die Massenstrombilanz des Grubensumpfes zeigt weiterhin, daß außer dem schadstoffbefrachteten Grundwasserzustrom aus den nördlich anschließenden versetzten Grubenräumen auch ein unbelasteter **Grundwassereintrag aus Süden** in den Grubensumpf stattfindet, der eine Konzentrationsverdünnung im grundwasserbürtigen Grubenwasseranteil bewirkt. Im Fall von Modell Typ A wurde hierdurch ein Verdünnungsverhältnis von 1:1 errechnet (vgl. Abb. 63).

Die zusätzliche Verdünnung durch die ebenfalls durch den Stollen abgeführten (unbelasteten) **Sickerwassereinträge** in das ungeflutete Grubengebäude konnte aufgrund der ausschließlichen Betrachtung von Strömungsvorgängen in der gesättigten Zone durch die Modellrechnungen allein nicht mit ausreichender Zuverlässigkeit quantifiziert werden. Allerdings könnte die Kombination der Ergebnisse der numerischen Bilanzierungsrechnungen und der Erkenntnisse des Geologischen Landesamtes Nordrhein-Westfalens (GLA-NW) zur (derzeitigen) Sickerwasserbilanz in der Grube Wohlverwahrt-Nammen eine zumindest größenordnungsmäßige Abschätzung der zusätzlichen Verdünnung durch Sickerwassereinträge während der Nachbetriebsphase liefern.

Im Rahmen des kürzlich fertiggestellten Langzeitsicherheitsnachweises für die Grube Wohlverwahrt-Nammen (LANDESOBERBERGAMT-NW 1998) wurde seitens des GLA-NW eine Sickerwasserbilanzierung für das Westfeld erstellt, um die Größe des (heutigen) Einzugsgebietes der Grubenentwässerung abzuschätzen. Hierzu wurde an zwei Stichtagen (08.07. und 09.09.1997) der Wasseranfall an 8 größeren Sickerwasserstellen im Bereich des Westfeldes gemessen. Zusätzlich wurde die Schüttung eines weiteren Sickerwasseraustrittes im oberen Teil der geneigten Förderrampe (vgl. Abschnitt 3.1.1) ermittelt. Aus der Summe aller gemessenen Sickerwassereinträge wurde eine im Westfeld der Grube Wohlverwahrt-Nammen anfallende Sickerwassermenge von rund 321,5 l/min (Juli 1997) bzw. 259 l/min (September 1997) errechnet. Diese Werte lassen sich (unter Berücksichtigung von Niederschlagsschwankungen) größenordnungsmäßig mit der mittleren durch den Nammer Stollen abgeführten Grubenwassermenge von 146.000 m³/a (278 l/min) vergleichen.

Etwa 45 % der gemessenen Sickerwassergesamtmenge entfallen auf die Austrittsstelle in der Förderrampe (144 l/min bzw. 120 l/min). Nach der Lage dieser Meßstelle wird davon

ausgegangen, daß es sich um Sickerwasser aus dem Hangenden der Oxford-Schichten, wahrscheinlich dem mittleren Kimmeridge, handelt. Geht man davon aus, daß die geneigte Zufahrtsrampe - wie geplant - am Ende des Grubenbetriebes hydraulisch abgedichtet wird, wodurch von dort aus kein Wasserzustrom mehr in das Grubengebäude stattfinden kann, so verbleibt für das Westfeld eine Sickerwassergesamtmenge von etwa 177 l/min bzw. 139 l/min.

Das Geologische Landesamt (in LANDES OBERBERGAMT-NW 1998) führt die Herkunft des überwiegenden Teils dieses Sickerwasseranfalls auf die Infiltration von Niederschlagswässern im 0,6 km² großen Ausstrichbereich der Oxford-Schichten (Heersumer Schichten und Korallenoolith) im Kammbereich des Wesergebirges (vgl. Abb. 15) zurück. Bei Annahme einer mittleren jährlichen Infiltrationshöhe von 120 mm ergibt sich hieraus eine auf schichtparallelen Bahnen der Grube zusickernde Wassermenge von ca. 70.000 m³/a (136 l/min). Der Fehlbetrag von 41 l/min bzw. 3 l/min gegenüber der gemessenen Sickerwassergesamtmenge im Westfeld (ohne Rampe) von etwa 177 l/min bzw. 139 l/min wird auf geringe Zusickerungen aus dem Kimmeridge im Hangenden des Grubengebäudes zurückgeführt.

Im Hinblick auf das zusätzliche Verdünnungspotential durch den Sickerwasseranteil im Ablaufwasser des Nammer Stollens können die oben angeführten Ergebnisse wie folgt interpretiert werden:

- 1) Da das Einzugsgebiet im Ausstrichbereich der Oxford-Schichten auch nach erfolgter Grubenflutung in annähernd voller Größe erhalten bleibt, kann angenommen werden, daß die Sickerwassereinträge in die Grube Wohlverahrt-Nammen in der Nachbetriebsphase nicht wesentlich geringer sind als die derzeitigen¹.
- 2) Im Vergleich zu den Grubensickerwassermengen von ca. 70.000 m³/a aus dem Westfeld, die durch den Nammer Stollen (gemäß obiger Überlegung) in der Nachbetriebsphase nach übertage abgeführt würden, ist der für den Modell Typ A errechnete, grundwasserbürtige Anteil im Stollenablaufwasser mit etwa 2100 m³/a (vgl. Abschnitt 8.2.2) außerordentlich gering. Dieser Wert ist dennoch nicht unplausibel. So kommt auch das GLA-NW in seiner Stellungnahme aufgrund der nahezu ausgeglichenen Bilanz zwischen den gemessenen Sickerwassereinträgen und der durch den Stollen abgeführten Grubenwassermenge zu dem Schluß, daß der (derzeitige) grundwasserbürtige Zustrom in das Westfeld aufgrund seiner geringen Höhe nicht meßbar ist und

¹ Sofern der Nammer Stollen seine hydraulische Funktionstüchtigkeit als Entwässerungseinrichtung in der Langzeitphase nicht durch Einbruch oder Verschuß verliert (Annahme bei Modelltyp C).

demnach für eine grubenhydraulische Gesamtbilanz eine wahrscheinlich nur untergeordnete Rolle spielt.

Würde man für den Sickerwasseranfall im ungefluteten Grubengebäude in der Nachbetriebsphase den Wert 70.000 m³/a zugrunde legen und den grundwasserbürtigen Zustrom mit mindestens 2100 m³/a annehmen, so ergäbe sich für Grundwasser- und Sickerwasseranteile im Stollenablaufwasser ein Mischungsverhältnis von maximal 1:33. Der gesamte Emissionspfad - versetztes Grubengebäude → Grubensumpf → Stollenablauf → Vorflut - würde damit in der Langzeitphase einem maximalen Verdünnungsverhältnis von etwa 1:3300 unterliegen.

Es muß allerdings einschränkend festgestellt werden, daß diese Angaben mit größeren Unsicherheiten behaftet sind. Einerseits wurden die Grubensickerwassermessungen des GLA-NW lediglich an zwei Terminen durchgeführt. Hierdurch stellt sich die Frage nach der Belastbarkeit der Ergebnisse im Hinblick auf ihre Repräsentativität. Zum zweiten wurde bei den numerischen Bilanzierungsrechnungen mit dem Grubensumpf ein (im Vergleich zur Gesamtmodellgröße) sehr kleinräumiger Modellausschnitt bilanziert. Entsprechend hoch müssen auch die geometrischen Ungenauigkeiten angenommen werden, die sich für dieses kleinräumige Segment ergeben. Insofern liefern die errechneten Zahlenwerte eher größenordnungsmäßige Anhaltspunkte zur Verdünnung auf dem südgerichteten Schadstofftransportweg. Dennoch ist davon auszugehen, daß durch die Zumischung von unbelasteten Grubensickerwässern eine maßgebliche Verdünnung der grundwasserbürtigen Schwermetallkonzentrationen im Stollenablaufwasser bewirkt wird.

10.2.4 Biosphäre des nördlichen Vorlandes

Nach den Ergebnissen der Bilanzierungsrechnungen (Abschnitt 8.2.1) wird die Höhe eines Konzentrationseintrages in die Biosphäre des nördlichen Wesergebirgsvorlandes maßgeblich durch die Verdünnungswirkung des **oberflächennahen Grundwasserzirkulationssystems** bestimmt. Die Höhe des oberflächennahen Grundwasserumsatzes wird durch die hydraulischen Eigenschaften der oberflächennah anstehenden Gesteine sowie übergeordnet durch die regionale Strömungssituation gesteuert (vgl. Abschnitte 6.1.4 bzw. 9.5.2).

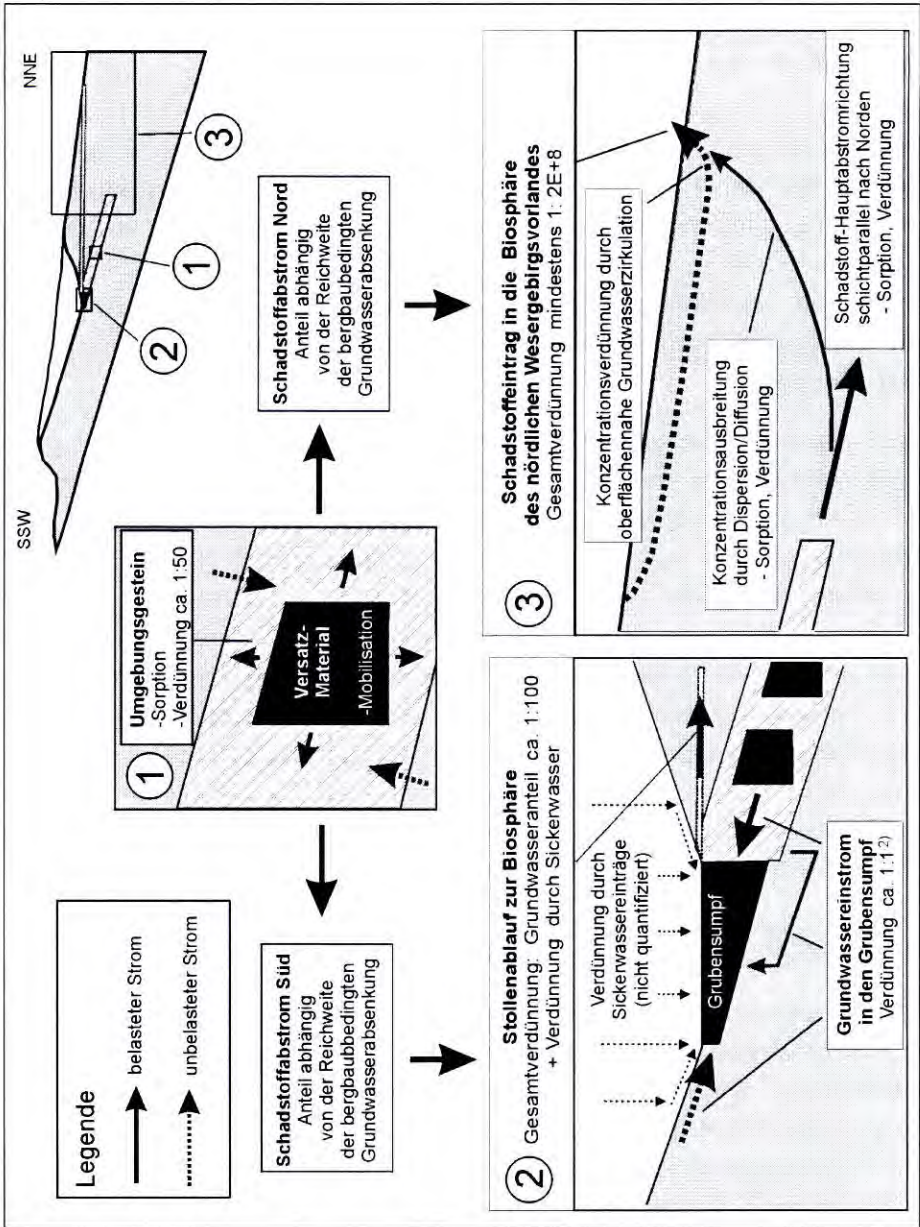


Abb. 63: Vereinfachte schematische Darstellung der Emissionspfade und Verdünnungsketten in der Nachbetriebsphase des Eisenerzbergwerks.

① Ergebnis der Grubenmodellrechnungen, ② Verdünnungsverhältnis bezogen auf Modell Typ A, stationäre Transportrechnung, ③ Ergebnis der Unsicherheitsanalyse (Maximalkonzentration).

Darüber hinaus ergibt sich aus der errechneten **Strömungssituation im nördlichen Modellteil**, daß der nordgerichtete Stoffausstrom aus dem versetzten Grubengebäude weitgehend dem Schichteinfallen folgt, wodurch kein direkter Transportweg zwischen versetztem Grubengebäude und der Erdoberfläche existiert. Auch bei der Unsicherheitsanalyse, bei der 99 Rechenläufe mit unterschiedlichen Konstellationen von hydraulischen Parameterwerten durchgeführt wurden, ergab sich in keinem Fall ein Strömungsfeld, welches einen direkten Transportpfad zwischen Versatzräumen und der Biosphäre des nördlichen Wesergebirgsvorlandes ermöglicht hätte. Insofern können nur geringe Konzentrationen durch dispersiv-diffusive Transportvorgänge senkrecht zur Hauptabstromrichtung der nordgerichteten Schadstoffahne in die Nähe der Modelloberfläche gelangen.

Die Höhe eines Stoffeintrages in die Biosphäre wird verständlicherweise auch von der Höhe der **Konzentrationsfreisetzung im versetzten Grubengebäude** bestimmt. Allerdings zeigen die Ergebnisse der Bilanzierungsrechnungen (Abschnitt 8.2.4), daß zeitlich begrenzte Konzentrationserhöhungen zu keiner merklichen Erhöhung des Stoffeintrages in das nördliche Wesergebirgsvorland führen.

Weiterhin wird die Höhe des Konzentrationseintrages in die Biosphäre indirekt durch den **Einfluß der Grubenentwässerung** auf die Grundwasserströmungssituation in der Grubenumgebung gesteuert, da hierdurch die Höhe des aus dem versetzten Grubengebäude nach Norden gerichteten Stoffabstromanteils bestimmt wird (vgl. Abschnitte 7.2 und 8.2.3).

10.3 Bewertung der eingesetzten Methodik

Die wesentlichen methodischen Merkmale der Strömungs- und Stofftransportrechnungen zum Eisenerzbergwerk Wohlverwahrt-Nammen waren

- 1) die Analyse der großräumigen Strömungssituation anhand eines Regionalmodells als Ausgangsbasis für Abgrenzung und Aufbau kleinräumiger, detaillierterer Modelle zur transportrelevanten Grubenumgebung einschließlich der Ableitung adäquater Randbedingungen,
- 2) der Übergang von räumlichen Modellen auf zweidimensionale Modelle bei der Simulation von Transportprozessen,
- 3) die Variation der Reichweite des Absenkungsbereiches bei den 2D-Transportmodellen,
- 4) die Bilanzierung der Volumenströme und Massenströme auf den Randsegmenten des 2D-Modells sowie transportrelevanter Teilbereiche des Grubengebäudes und

- 5) die Quantifizierung des Einflusses der Unsicherheit seitens der hydraulischen Parameter auf die Rechenergebnisse durch eine probabilistische Unsicherheits- und Sensitivitätsanalyse.

10.3.1 Regionalmodellrechnungen

Durch die Analyse der regionalen Strömungssituation war es möglich, nachfolgende Modellrechnungen auf das transportrelevante Gebiet in der Umgebung des Grubengebäudes zu beschränken. Hierdurch konnte der Rechenaufwand insbesondere bei den Transportrechnungen erheblich reduziert werden. Darüber hinaus wäre es im vorliegenden Fall ohne die vorherige Berechnung der regionalen Strömungssituation nicht möglich gewesen, das 3D-Lokalmodell und die 2D-Transportmodelle hydraulisch korrekt in ihre Umgebung einzubinden, da in der näheren Grubenumgebung keine hydrogeologischen Strukturen existieren, die eine Definition realistischer Randbedingungen von vornherein zugelassen hätten.

Ein Beispiel für die Notwendigkeit der Einbettung der kleinräumigeren Modelle in die regionale Strömungssituation ist das im Rahmen der Lokalmodell- und Transportmodellrechnungen identifizierte oberflächennahe Grundwasserzirkulationssystem, welches entscheidend zur Verdünnung von Schadstoffkonzentrationen in der Nähe der Biosphäre des nördlichen Wesergebirgsvorlandes beiträgt. Seine Existenz und Ausbildung wird maßgeblich von der regionalen Strömungssituation im Bereich der Wesergebirgs-Randmulde und des Quetzener Sattels bestimmt. Dieses Gebiet liegt außerhalb der Begrenzungen der kleinräumigeren Modelle. Erst durch die Ableitung der hydraulischen Randbedingungen für die kleinräumigeren Modelle aus dem Druckfeld des Regionalmodells konnte der Einfluß der Barrierewirkung des Münder Mergels im Hinblick auf die Begrenzung des schichtparallelen Grundwasserabstroms zur Wesergebirgs-Randmulde innerhalb der lokalen Modelle simuliert werden.

10.3.2 Übergang von 3D-Modellen zu 2D-Modellen

Die im Rahmen der Transportrechnungen durchgeführte Reduktion von dreidimensionalen auf zweidimensionale Modellgitter hatte mehrere Vorteile. Zum einen wurde der Aufwand beim Aufbau der Modellgitter erheblich reduziert. Dies ermöglichte eine Variation der Modellgeometrie, wodurch der Einfluß des Entwässerungstollens auf die Grundwasserströmungssituation in seiner Umgebung untersucht werden konnte. Zum anderen konnte durch den Wegfall einer Dimension die zur Durchführung stabiler Transportrechnungen erforderliche, hohe Gitterverfeinerung realisiert werden. Trotz der hohen Auflösung des Rechengitters reduzierte sich der Rechenaufwand gegenüber den 3D-Rechnungen um ein Vielfaches. Die kurze Rechendauer von ca. 30 Minuten für stationäre Transportrechnungen

war eine wesentliche Voraussetzung für die Durchführung einer großen Anzahl von Rechenläufen im Vorfeld der Unsicherheits- und Sensitivitätsanalyse.

Bei zweidimensionalen Modellrechnungen ist zu beachten, daß immer ein mehr oder weniger großer Fehler durch die Vernachlässigung von Strömungskomponenten, die senkrecht zur Modellebene orientiert sind, auftritt. Insofern ist es in jedem Fall empfehlenswert, vorab Strömungsrechnungen in einem (zumindest vereinfachten) 3D-Modell durchzuführen, um die Hauptfließrichtungen des Grundwassers zu identifizieren und sich einen Überblick dahingehend zu verschaffen, wie groß der Anteil aus der Modellebene abweichender Strömungsrichtungen ist. Im vorliegenden Fall konnte hierzu auf die Ergebnisse der Strömungsrechnungen sowohl im Regional- als auch im 3D-Lokalmodell zurückgegriffen werden. Es zeigte sich, daß die Grundwasserfließrichtung in der Umgebung des Grubengebäudes nahezu ausschließlich in der vertikalen N-S- Ebene verläuft, wodurch sich eine zweidimensionale Betrachtung des Strömungs- und Transportgeschehens anbot. Der Fehler durch die Vernachlässigung von senkrecht zur Modellebene verlaufenden Strömungsrichtungen, der überschlägig auf 3 bis 5 % geschätzt wird, ist dadurch vertretbar gering. Vor allem durch die Möglichkeit einer genaueren Wiedergabe der Modellgeometrie bei 2D-Modellen wird dieser Fehler zumindest teilweise kompensiert.

10.3.3 Variation der Reichweite der bergbaubedingten Grundwasserabsenkung

Durch die Variationsrechnungen an drei Modelltypen mit unterschiedlichem Verlauf der Grundwasseroberfläche im Hangenden des Grubengebäudes wurden die zum heutigen Zeitpunkt unbekanntenen Auswirkungen des hydraulischen Einflusses des Entwässerungsstollens auf die Grundwasserströmungsvorgänge und den Schadstofftransport in der Nachbetriebsphase untersucht. Auf diese Weise wurde bei den Simulationsrechnungen zur Erzgrube (neben der Variation der hydraulischen Parameter im Rahmen der Unsicherheitsanalyse) auch der Einfluß modellgeometrischer Unsicherheiten berücksichtigt. Da geometrische Veränderungen an Modellgittern in aller Regel deutlich zeitaufwendiger als Parametervariationen sind, konnte im vorliegenden Fall eine Variation der Modellgeometrie nur an den zweidimensionalen Modellen in beschränktem Umfang erfolgen.

Die Ergebnisse der Variationsrechnungen können von ihrer Aussagekraft her eine gründliche Standortuntersuchung zur (derzeitigen) Reichweite der Grundwasserabsenkung durch die Grubenwasserhaltung (z.B. durch den Bau von tiefen Grundwassermeßstellen) zwar nicht ersetzen, jedoch lassen sich durch die angewendete Methodik die Auswirkungen dieser Unsicherheiten größenordnungsmäßig darstellen. Hinzu kommt, daß sich die heutigen hydraulischen Zustände in der Umgebung der Grube durch die pumpenbetriebene Sumpfung des Grubengebäudes von denen in der Nachbetriebsphase, in der tiefergelegene Grubenteile geflutet sein werden, deutlich unterscheiden. Dies gilt insbesondere für das

extreme Fallbeispiel eines hydraulisch wirksamen Stollenverschlusses, dessen Auswirkungen mit Hilfe von Modell Typ C untersucht wurden. Insofern lassen sich zukünftige Grundwasserströmungsverhältnisse anhand aktueller Geländedaten nur sehr bedingt prognostizieren, sofern keine begleitenden numerischen Simulationsrechnungen durchgeführt werden.

10.3.4 Bilanzierung der Grundwasservolumenströme und Schadstoffmassenströme im Modell

Durch die Bilanzierungsrechnungen konnten Verdünnungsprozesse im Modellgebiet sowie Konzentrationseinträge in die Biosphäre quantifiziert werden. Diese Rechnungen stellen eine sinnvolle Ergänzung zu der eher qualitativen Beschreibung und Visualisierung der Ergebnisse vorangegangener Transportrechnungen dar. So wurde vor allem durch die Bilanzierung der Grundwasservolumenströme und Schadstoffmassenströme im Modellgebiet der verdünnungswirksame Einfluß bestimmter Grundwasserströmungssysteme verdeutlicht. Insbesondere durch die Ergebnisse der Bilanzierungsrechnungen konnte ein Prozeßverständnis zum Schadstofftransport in der Umgebung der Grube Wohlverwahrt-Nammen entwickelt werden.

Ein weiterer Vorteil ist, daß Bilanzierungsrechnungen die Möglichkeit einer Überprüfung bieten, ob der Grundwasserdurchsatz im Modell angesichts der Grundwasserneubildungshöhe bzw. sonstiger Randzuflüsse innerhalb einer realistischen Größenordnung liegt. Damit stellen Bilanzierungsrechnungen eine wertvolle Hilfe bei der Plausibilitätskontrolle der Ergebnisse von Strömungsrechnungen dar.

10.3.5 Quantifizierung der Auswirkung von Parameterunsicherheiten durch eine probabilistische Unsicherheitsanalyse

Ein wesentlicher Vorteil einer probabilistischen Unsicherheitsanalyse ist, daß der *gemeinsame* Einfluß der Unsicherheiten aller untersuchten Eingangsparameter auf das Rechenergebnis *quantitativ* dargestellt werden kann. Hierdurch ist es bei der Modellierung komplexerer Systeme z.B. möglich, auch vorab unbekannte gegenseitige Wechselwirkungen zwischen Parametern in die Unsicherheitsbetrachtung einzubeziehen und durch eine Sensitivitätsanalyse zu identifizieren. Neben wichtigen Informationen für den Modellierer über das Verhalten des Modellsystems bei der Variation ergebnissensitiver Parameterwerte bieten Unsicherheitsaussagen auch Genehmigungsbehörden die Möglichkeit, quantitative Kenntnisse von Unsicherheiten bei Entscheidungen zu berücksichtigen (KINZELBACH 1987).

In der vorliegenden Arbeit wurden anhand der ergebnissensitiven hydraulischen Parameter die Auswirkung von Parameterunsicherheiten auf die Streuung der errechneten Konzentra-

tionen in der Biosphäre des nördlichen Wesergebirgsvorlandes dargestellt. Unter anderem konnte gezeigt werden, daß der bei den vorangegangenen Transportrechnungen verwendete Referenzdatensatz hinsichtlich seiner Position im Ensemble aller errechneten Konzentrationen an der nördlichen Modelloberfläche eine eher pessimistische Realisierung darstellt und damit für Sicherheitsbetrachtungen geeignet ist. Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse stellten die besondere Bedeutung der Verdünnungswirkung des oberflächennahen Grundwasserzirkulationssystems für die Höhe eines Stoffeintrages in die Biosphäre des nördlichen Wesergebirgsvorlandes heraus und untermauerten damit die Ergebnisse vorangegangener Rechnungen.

Die Kombination von Unsicherheits- und Sensitivitätsanalysen bietet sich vor allem im Fall einer wenig zuverlässigen Datenbasis an. Mit Hilfe der Ergebnisse einer Unsicherheitsanalyse kann geklärt werden, ob eine weitere Standortuntersuchung erfolgen muß. Dies ist zum Beispiel dann der Fall, wenn bei einigen Simulationsläufen Schadstoffkonzentrationen in der Biosphäre errechnet werden, die festgelegte Grenzwerte überschreiten. Ist eine zusätzliche Datenerhebung erforderlich, so liefern die Ergebnisse der Sensitivitätsaussage wertvolle Hinweise, bei welchen Parametern bzw. Gesteinsschichten der Kenntnisstand vorrangig zu verbessern ist. Hierdurch können die meist kostspieligen Zusatzuntersuchungen auf das unbedingt notwendige Maß eingeschränkt werden.

Im Hinblick auf die Aussagekraft der Ergebnisse einer Unsicherheitsanalyse ist zu berücksichtigen, daß die Vorgabe von Datenbandbreiten, Wahrscheinlichkeitsverteilungen und Korrelationskoeffizienten zur Beschreibung gegenseitiger Parameterabhängigkeiten, die als Eingangsparameter für das statistische Auswahlverfahren dienen, notwendigerweise auf subjektiven Schätzungen beruhen. Die Güte dieser Schätzungen bedingt dabei - zusammen mit dem verwendeten Stichprobenauswahlverfahren und dem Stichprobenumfang - die Qualität der Unsicherheits- bzw. Sensitivitätsaussage. Wird die Unsicherheit eines Parameters durch die Vorgabe einer zu engen Wertespannweite unterschätzt, so liefert die Unsicherheitsanalyse zu optimistische Ergebnisse, die zur Überschätzung der Langzeitsicherheit eines Endlagerstandortes oder Versatzbergwerkes führen können. Daher muß die quantitative Abschätzung der Parameterunsicherheiten mit großer Sorgfalt vorgenommen werden. Eine Überschätzung der Unsicherheit der Eingangsgrößen ist dabei besser als eine Unterschätzung.

10.3.6 Einsatzgebiete numerischer Rechenverfahren bei der Langzeitsicherheitsanalyse von Versatzbergwerken

Die Erfahrungen im BMBF-Gesamtvorhaben zeigten, daß der Einsatz numerischer Rechenverfahren einen wertvollen Beitrag bei der Führung eines Langzeitsicherheitsnachweises für Bergwerke mit Abfallversatz leisten kann. Seit vielen Jahren ist der Einsatz numerischer

Simulationsrechnungen unverzichtbarer und zentraler Bestandteil bei der Sicherheitsbewertung von Endlagern für radioaktive Abfälle. Bei untertägigen, nicht-nuklearen Deponien (und damit auch von Bergwerken mit untertägigem Abfallversatz) ist dies in dieser Form bislang nicht der Fall. Dabei wären Modellrechnungen zumindest dann sinnvoll, wenn die Wechselwirkungen zwischen transportrelevanten Einflußgrößen von so komplexer Natur sind, daß einfache analytische Ansätze als alleinige Bewertungsgrundlage der Langzeitsicherheit des Gesamtsystems ausscheiden. Dies gilt insbesondere dann, wenn der Untergrund zwischen Einlagerungsort und Biosphäre durch eine heterogene Schichtfolge aufgebaut wird, komplexe instationäre Prozesse simuliert werden sollen (z.B. Bergwerksflutung) oder wenn zukünftige hydraulische Zustände prognostiziert werden müssen, die sich von den gegenwärtigen deutlich unterscheiden und dadurch nicht direkt aus Standortuntersuchungen vorhergesagt werden können.

Gegenüber einer rein analytischen Sicherheitsbetrachtung bietet die Einbeziehung numerischer Modelle in die Nachweisführung vor allen Dingen folgende Vorteile:

- 1) Mit Hilfe numerischer Simulationsrechnungen ist es möglich, auch bei komplexen Parameterzusammenhängen ein Prozeßverständnis zum Gesamtsystem zu entwickeln.
- 2) Die Auswirkungen von Unsicherheiten auf seiten der Eingangsparameter können durch probabilistische Rechnungen quantitativ dargestellt werden. Gerade diese Möglichkeit trägt entscheidend zur Vertrauensbildung gegenüber den Ergebnissen numerischer Simulationen bei. Ein weiterer Vorteil liegt in der Verwendung der Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse im Hinblick auf eine Optimierung von Untersuchungsprogrammen.
- 3) Die Auswirkungen verschiedener transportbeeinflussender Ereignisse, die in der Nachbetriebsphase eintreten könnten, lassen sich mit vergleichsweise geringem Aufwand durch Szenarienrechnungen prognostizieren. Ein solches Szenario stellt beispielsweise die in der vorliegenden Arbeit beschriebene Simulation eines hydraulisch wirksamen Verschlusses des Entwässerungsstollens der Grube Wohlverwahrt-Nammen dar.
- 4) Werden Prognose-Rechnungen im Vorfeld von Versatzmaßnahmen durchgeführt, so können die Ergebnisse bei der Planung des Versatzbetriebes im Hinblick auf eine Optimierung des langfristigen Schutzes von Mensch und Umwelt nutzbringend eingesetzt werden (z.B. bei der Auswahl der Versatzstoffe und ihrer Konditionierungsart, der Auswahl der zu verfüllenden Grubenräume oder bei der Planung von langfristigen grubenhydraulischen Maßnahmen).

Abschließend kann aufgrund der Erfahrungen bei den Simulationsrechnungen zur Schwermetallausbreitung aus dem Versatzbergwerk Wohlverwahrt-Nammen festgestellt werden, daß sowohl die angewendete Methodik als auch das eingesetzte Strömungs- und Transportrechenprogramm *NAMMU* in der Lage sind, den Transport gelöster Schwermetalle mit dem

Grundwasser in der Umgebung eines Versatzbergwerkes zuverlässig zu analysieren. Die Ergebnisse zeigen, daß das vorgestellte Instrumentarium geeignet ist, belastbare qualitative und quantitative Prognosen zur Ausbreitung von Schadstoffen im Untergrund sowie zur Höhe von Konzentrationseinträgen in die Biosphäre zu erstellen.

11 Kurzfassung

In Betrieb befindliche Bergwerke werden zunehmend zur Entsorgung (Versatz) von mineralischen Massenabfällen, wie von Rückständen aus Verbrennungsprozessen, genutzt. Diese Abfallstoffe weisen oft erhöhte Konzentrationen an Schwermetallen auf. Nach der Stilllegung eines Bergwerks werden die Grubenräume wegen der Flutung in der Regel nicht mehr zugänglich sein. Daher ist ein Langzeitsicherheitsnachweis zu erbringen, um auch in der Nachbetriebsphase eine Gefährdung von Mensch und Umwelt durch die im Versatzmaterial enthaltenen Schadstoffe auszuschließen.

Um die Belastbarkeit von Langzeitsicherheitsanalysen zu Versatzbergwerken zu steigern, wurde die Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) vom Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF) beauftragt, eine aus Experimenten und numerischen Simulationsrechnungen bestehende sicherheitsanalytische Methodik zu entwickeln. Die Anwendbarkeit wurde konkret an zwei Versatzbergwerken demonstriert, dem Steinkohlebergwerk Hugo (Ruhrkarbon) und die Eisenerzgrube Wohlverwahrt-Nammen (Ostwestfalen).

Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit der Prognose des langfristigen Schwermetallaustrages aus der Erzgrube Wohlverwahrt-Nammen und der Quantifizierung bergbaubedingter Schadstoffeinträge in die Biosphäre mit Hilfe von numerischen Grundwasserströmungs- und Schadstofftransportrechnungen.

Im Erzbergwerk Wohlverwahrt-Nammen werden im sogenannten Kammer-Pfeiler-Bauverfahren eisenoxidhaltige Erzlinsen im Korallenoolith des Wesergebirges abgebaut. Tiefergelegene ausgeerzte Grubenhohlräume (Kammern) werden mit Filteraschen und Gipsen aus der Rauchgasreinigung von steinkohlegefeuerten Kraftwerken versetzt. Die versetzten Kammern liegen unterhalb des Niveaus eines Horizontalstollens, durch den anfallende Grubenwässer in der Nachbetriebsphase nach übertage abgeleitet werden können. Sämtliche Versatzkammern werden nach Aufgabe des Bergwerkbetriebes durch aufsteigendes Grundwasser geflutet.

Die für das Eisenerzbergwerk Wohlverwahrt-Nammen exemplarisch durchgeführte Langzeitsicherheitsanalyse gliederte sich in folgende Arbeitsschritte:

1) Entwicklung eines hydrogeologischen Modells zur weiträumigen Umgebung der Eisenerzgrube

Dieses konzeptionelle Modell umfaßt sämtliche Daten und Informationen über die geologischen Strukturen im Bereich des Wesergebirges, der Wesergebirgs-Randmulde und des nördlich anschließenden Quetzener Sattels sowie über die hydraulischen Eigenschaften der dortigen Schichtfolge und der Umrandungen des Modellgebietes.

2) Analyse der regionalen Grundwasserströmungssituation in der weiträumigen Umgebung der Eisenerzgrube

Ziel war es, dasjenige Gebiet zu identifizieren, in welchem aus hydrodynamischer Sicht die potentielle Möglichkeit eines Transports gelöster Schwermetalle aus dem versetzten Grubengebäude zur Biosphäre gegeben ist. Die Ergebnisse stationärer Grundwasserströmungsanalysen im Regionalmodell zeigten, daß diese transportrelevante Zone auf ein Gebiet zwischen der Grundwasserscheide des Wesergebirges im Süden und dem Beginn des Verbreitungsgebietes des geringleitenden Münder Mergels im Norden begrenzt werden kann.

3) Analyse der lokalen Grundwasserströmungssituation in der transportrelevanten Umgebung der Eisenerzgrube

Die Lokalmmodellrechnungen zur detaillierten Analyse der hydrodynamischen Situation in der näheren Umgebung der Grube ergaben, daß im Umfeld der Erzgrube einheitliche Grundwasserfließrichtungen nach Norden bzw. Süden dominieren. Ost- bzw. westgerichtete Strömungen treten dagegen in nur sehr untergeordnetem Maße auf. Dieses Ergebnis ermöglichte es, weitere Modellrechnungen mit Hilfe von zweidimensionalen, in Hauptströmungsrichtung liegenden Vertikalmodellen durchzuführen.

4) Analyse von Stofftransportvorgängen

Um den Einfluß des Entwässerungsstollens auf die Stofftransportvorgänge in der Nachbetriebsphase untersuchen zu können, wurden drei verschiedene 2D-Modelle erstellt, denen unterschiedliche Vorstellungen zur Reichweite der bergbaubedingten Grundwasserabsenkung zugrunde lagen. Mit diesen drei Modellen wurden Schadstofftransportanalysen durchgeführt und die Schadstoffausbreitung während der instationären Transportphase sowie die Konzentrationsverteilung zum Zeitpunkt des stationären Transportzustandes errechnet. Durch anschließende Bilanzierungsrechnungen wurden Grundwasservolumen-

und Schadstoffmassenströme auf den Rändern des Modellgebietes sowie den Umrandungen transportrelevanter Teile des Grubengebäudes quantifiziert. Neben einer Plausibilitätsprüfung des errechneten Grundwasserdurchsatzes im Modell dienten diese Rechnungen vor allem der Untersuchung, zu welchen Anteilen gelöste Stoffe aus dem versetzten Grubengebäude über die verschiedenen Modellränder abfließen und welche Verdünnung auf den verschiedenen Transportpfaden zu erwarten ist. Durch die Ergebnisse oben genannter Simulationsrechnungen konnten zwei verschiedene Transportpfade von Schwermetallen zur Biosphäre identifiziert und Verdünnungsverhältnisse infolge der Zumischung unbelasteten Grundwassers quantifiziert werden.

5) Durchführung einer probabilistischen Unsicherheitsanalyse

Mit Hilfe eines statistischen Stichprobenauswahlverfahrens wurden 99 Parameterdatensätze, die unterschiedliche Konstellationen von Permeabilitäts- und Porositätswerten enthielten, erzeugt. Durch Transportrechnungen, die auf der Grundlage dieser Datensätze durchgeführt wurden, konnte ermittelt werden, in welcher Weise sich die Unsicherheiten der hydraulischen Parameterwerte auf die Streuung der für die Biosphäre des nördlichen Wesergebirgsvorlandes errechneten Schwermetallkonzentrationen auswirken. Zusätzlich wurde im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse untersucht, bei welchen hydrogeologischen Schichteinheiten sich die Parameterunsicherheiten besonders stark auf das Rechenergebnis auswirken. Diese Vorgehensweise ermöglichte es, die Zuverlässigkeit der Transportrechnungen quantitativ auszudrücken und die Einflußstärke der hydraulischen Parameter der verschiedenen Gesteinseinheiten auf die errechneten Konzentrationen darzustellen.

Insgesamt gelang es, ein Prozeßverständnis zu Grundwasserströmungs- und Stofftransportvorgängen in der Umgebung der Grube Wohlverwahrt-Nammen zu entwickeln und die Höhe zukünftiger Schwermetalleinträge in die Biosphäre größenordnungsmäßig zu prognostizieren. Die Eignung der Vorgehensweise und der angewendeten Verfahren für eine zuverlässige Bewertung der Langzeitsicherheit von Versatzbergwerken konnte demonstriert werden.

12 Literatur

12.1 Schrifttum

- BALTES, B., Hrsg. (1998):
Entwicklung und Anwendung analytischer Methoden zur Eignungsuntersuchung der Verbringung bergbaufremder Rückstände in dauerhaft offene Grubenräume im Festgestein. Abschlußbericht.-
1 Hauptband, 5 Fachbände, Forschungsber. d. Ges. f. Anlagen- u. Reaktorsicherheit GRS-140 (Hauptband), 140/1-140/5 (Fachbände 1-5); Köln.
- BALTES, B., LARUE, J. & FISCHER-APPELT, K. (1997):
Untersuchung zum Langzeitsicherheitsverhalten von Standorten mit Reststoffversatz mit Hilfe numerischer Methoden.-
In: COLDEWEY, W. G. & LÖHNERT, E. P. (Hrsg.): Grundwasser im Ruhrgebiet. Probleme, Aufgaben, Lösungen.-
GeoCongress 3: S. 1-6, 2 Abb.; Köln (Sven von Loga).
- BALTES, B., LARUE, J. & FISCHER-APPELT, K. (1998):
Stand der Langzeitsicherheitsanalysen für Untertagedeponien in nichtsalinaren Festgesteinen.-
Wiss. Ber. d. Forschungszentrums Karlsruhe FZKA-PTE, 5:
S. 413-424, 4 Abb.; Karlsruhe.
- BARBARA ROHSTOFF BETRIEBE (1991):
Bergbau im Wesergebirge. Grube Wohlverwahrt-Nammen.-
21 S., 20 Abb., 2 Anl.; Porta-Westfalica.
- BATHE, K.-J. & WILSON, E., L. (1976):
Numerical Methods in Finite Element Analysis.-
528 S, zahlr. Abb. u. Tab.; Englewood Cliffs, New Jersey (Prentice-Hall, Inc.).
- BEAR, J. (1979):
Hydraulics of Groundwater.-
Mc Graw-Hill Series in Water Resources and Environmental Engineering:
569 S, zahlr. Abb. u. Tab.; New York (McGraw-Hill Inc).
- BININDA, R. (1986):
Cornbrash-Sande im zentralen Teil des Niedersächsischen Beckens.-
Osnabrücker naturwiss. Mittl. 12: S. 7-45, 23 Abb.; Osnabrück.
- BOIGK, H. (1981):
Erdöl und Erdgas in der Bundesrepublik Deutschland.-
330 S., 109 Abb., 51 Tab., 2 Taf.; Stuttgart (Enke).

- BRAND, E. & HOFFMANN, K. (1963):
Stratigraphie des nordwestdeutschen Jura und Bildungsbedingungen seiner Erdöl-
lagerstätten.-
Erdöl und Kohle, Erdgas, Petrochemie **16**: S. 437-450, 14 Abb.; Hamburg.
- BRASSER, TH. (1998):
Untersuchungsmethoden für die untertägige Entsorgung von Abfällen und ökotoxi-
kologische Methoden zur Bewertung von Abfall-Eluaten.-
Wiss. Ber. d. Forschungszentrums Karlsruhe FZKA-PTE, **5**:
S. 15-27, 10 Abb.; Karlsruhe.
- BROOKS & COREY (1964):
Hydraulic Properties of Porous Media.-
Colorado State Univ. Hydrol. Pap. 3: S. 1-27; Denver.
- BUSCH, K.-F. & LUCKNER, L. (1974):
Geohydraulik für Studium und Praxis.-
2. Aufl.: 442 S., 277 Abb., 58 Tab.; Stuttgart (Enke).
- BUSCH, K.-F., LUCKNER, L. & Tiemer, K (1974):
Lehrbuch der Hydrogeologie, Bd. 3: Geohydraulik.-
3. Aufl.: 497 S., 238 Abb., 50 Tab.; Berlin, Stuttgart (Gebr. Borntraeger).
- CHANDRASEKHAR, S. (1943):
Stochastic Problems in Physics and Astronomy.-
Rev. Mod. Phys. **15** (1): S. 1-89; New York.
Zitiert in: KINZELBACH & RAUSCH (1995).
- CHUNG, T. J. (1982):
Finite Elemente in der Strömungsmechanik.-
364 S., 133 Abb.; München, Wien (Hanser).
- CLAUSEN, C. (1990):
Planung von alternativen Verfahren zur Versatzeinbringung im Erzbergbau
Wohlverwahrt-Nammen.-
Diplomarbeit RWTH Aachen, 104 S., 9 Abb., 14 Tab., 27 Anl.; Aachen (unveröff.).
- CRANK, J. & NICHOLSON, P. (1947):
A Practical Method for Numerical Evaluation of Solutions of Partial Differential
Equations of the Heat-Conduction Type.-
Proc. Cambridge Soc. Philos. Soc. **43**: S. 50-67; Cambridge.
Zitiert in: KINZELBACH & RAUSCH (1995).
- DAGAN, G. (1989):
Flow and Transport in Porous Formations.-
465 S., 113 Abb.; Berlin, Heidelberg, New York (Springer).

- DANKERT, J. (1977):
Numerische Methoden in der Mechanik.-
318 S., 162 Abb.; Wien, New York (Springer).
- DEUTLOFF, O., KÜHN-VELTEN, H., MICHEL, G. & SKUPIN, K. (1982):
Geologische Karte von Nordrhein Westfalen 1:100.000. Erläuterungen zum Blatt
C 3918 Minden.-
80 S., 17 Abb., 2 Tab.; Krefeld.
- DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU DVWK (1985):
Voraussetzungen und Einschränkungen bei der Modellierung der Grundwasserströmung.-
Merkbl. z. Wasserwirtsch. **206**: 27 S., 11 Abb., 1 Tafel; Hamburg, Berlin (Parey).
- DIENEMANN, W. & FRICKE, K. (1961):
Mineralwässer und Heilwässer, Peloide und Heilbäder in Niedersachsen und seinen
Nachbargebieten.-
Geologie u. Lagerstätten Niedersachsens **5**: 476 S., 52 Abb., 24 Tab.;
Göttingen, Hannover.
- DIN 18 130 Teil 1 (1989):
Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitsbeiwertes. Laborversuche.-
18 S., 12 Abb., 4 Tab.; Berlin.
- DÖRHÖFER, G. & JOSOPAIT, V. (1980):
Eine Methode zur flächendifferenzierten Ermittlung der Grundwasserneubildungs-
rate.-
Geol. Jb. **27**: S. 45-65, 13 Abb., 1 Tab.; Hannover.
- FISCHER-APPELT, K., BALTES, B. & LARUE, J. (1998):
Anwendung sicherheitsanalytischer Rechenverfahren auf Bergwerksstandorte mit
Reststoffversatz.-
In: MERKEL, B. & HELLING, C., (Hrsg.): Uranium Mining and Hydrogeology II.-
GeoCongress **5**: S. 366-374, 5 Abb.; Köln (Sven von Loga).
- FREITAG K.-P. (1970):
Feinstratigraphische und petrographische Untersuchungen im erzführenden Korallenoolith (Unterer Malm) des westlichen Wesergebirges (Nordwestdeutschland).-
Clausthaller Hefte **9**: S. 185-214, 10 Abb., 5 Tab.; Berlin, Stuttgart.
- FREUNDLICH, H. (1909):
Kapillarchemie.-
591 S.; Leipzig.
Zitiert in: PAAS (1997).
- GELHAR, L. W. & AXNESS, C. L. (1983):
Three-Dimensional Stochastic Analyses of Macrodispersion in Aquifers.-
Water Resources Research **19** (1): S. 161-180; Washington D. C.

- GELHAR, L. W., MANTOGLU, A., WELTY, C. & REHFELDT, K. R. (1985):
 Review of Field-scale Physical Solute Transport Processes in Saturated and
 Unsaturated Media.-
 Research Projekt 2485-5, EPRI EA-4190, Electric Power Research Institute Palo
 Alto Cal.: 116 S.; Palo Alto.
Zitiert in: KINZELBACH & RAUSCH (1995).
- GRAMANN, F., HEUNISCH, C., KLASSEN, H., KOCKEL, F., DULCE, G., HARMS, F.-J.,
 KATSCHOREK, T., MÖNNING, E., SCHUDACK, M., SCHUDACK, U., THIES, D. & WEISS,
 M. (1997):
 Das Niedersächsische Oberjura-Becken - Ergebnisse interdisziplinärer
 Zusammenarbeit.-
 Z. dt. Geol. Ges. **148/2**: S. 165-236, 18 Abb., 1 Tab., 1 Taf.;
 Stuttgart (Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung).
- GRUPE, O. (1933):
 Geologische Karte von Preußen und den deutschen Ländern 1:25.000.
 Erläuterungen zum Blatt Bückeburg 2017.-
 69 S., 1 Abb., 4 Tab., 2 Taf.; Berlin.
- GRUPE, O., KOERT, E. & STACH, E. (1933):
 Geologische Karte von Preußen und den deutschen Ländern 1:25.000.
 Erläuterungen zum Blatt Minden Nr. 2016.-
 67 S., 2 Taf.; Berlin.
- HAAS, D. & HAHLBECK, S. (1993):
 Unveröff. hydrogeologisches Gutachten der Fa. GEOINFORMETRIC zur Deponie
 Wülpe, Teil 2 (Untersuchungsprogramm).-
 50 S, 23 Anl.; Hildesheim.
- HAAS, D. & VAN STRAATEN, L. (1992):
 Hydrogeologisches Gutachten der Fa. GEOINFORMETRIC zur Deponie Wülpe,
 Teil 1 (Vorarbeiten).-
 28 S., 10 Anl.; Hildesheim (unveröff.).
- HÄFNER, F., SAMES, D. & VOIGT, H.-D. (1992):
 Wärme- und Stofftransport.-
 1. Aufl.: 626 S., 280 Abb., 3 Tab.; Berlin, Heidelberg, New York (Springer).
- HAGELSKAMP, H. & MICHEL, G. (1974):
 Die hydrogeologischen Grundlagen der Wasserversorgung des Regierungsbezirkes
 Detmold.-
 Fortschr. Geol. Rheinld. u. Westf. **20**: S. 1-25, 3 Abb., 4 Tab., 1 Taf.; Krefeld.
- HARTLEY, L. J., HERBERT, A. W. & WILCOCK, P. M. (1996b):
 NAMMU (Release 4.0). Summary Document.-
 AEA-D&R-0271, 16 S., 2 Abb.; Harwell.

- HARTLEY, L. J., JACKSON, C. P. & WATSON, S. P. (1996a):
 NAMMU (Release 6.3). User Guide.-
 AEA-ESD-0138, 305 S., 62 Abb., 1 Tab.; Harwell.
- HENRY, W. (1803):
 Experiments on the Quantity of Gases Absorbed by Water at Different
 Temperatures and under Different Pressures.-
 Ann. Phys. **20**: S. 147-167; Halle, Leipzig.
 Zitiert in: PAAS (1997).
- HERBERT, A. W. (1985a):
 Verification of NAMMU Using HYDROCOIN Level 1 Case:
 Steady State Flow in a Rock Mass Intersected by Permeable Fracture Zones.-
 AERE-R 11636; Harwell.
- HERBERT, A. W. (1985b):
 Verification of NAMMU Using HYDROCOIN Level 1 Cases 1 and 7:
 Transient Flow from a Bore Hole and Saturated Flow through a Shallow Land Dis-
 posal Facility.-
 AERE-R 11944; Harwell.
- HOFER, E. (1990):
 On Some Distincts in Uncertainty Analyses.-
 In: Methods for Treatment of Different Types of Uncertainty. Proceedings of a Topi-
 cal Session held during the Tenth Meeting of the PSAC User Group, Madrid.-
 PSAC/DOC **90/11**, OECD NEA; Paris.
- HÖLTING, B. (1989):
 Hydrogeologie. Einführung in die allgemeine und angewandte Hydrogeologie.-
 3. Aufl.: 109 Abb., 39 Tab.; Stuttgart (Enke).
- INSTITUT FÜR ANGEWANDTE HYDROGEOLOGIE IFAH (1990):
 Unveröff. Wasserschutzgebietsgutachten für die Wassergewinnungsanlage
 Nannen der Stadtwerke Porta Westfalica GmbH.-
 14 S., zahlr. Anl. und Pläne; Garbsen.
- JACKSON, C. P. (1982):
 The TGSL Finite Element Subroutine Library.-
 AERE-R. 10713, 13 S.; Harwell.
- JÄGER, B., OBERMANN, P. & WILKE, F. L. (1991):
 Studie zur Eignung von Steinkohlebergwerken im rechtsrheinischen
 Ruhrkohlenbezirk zur Untertageverbringung von Abfall- und Reststoffen.-
 LWA Materialien 7/91: 72 S.; Düsseldorf.
- JÜRGENS, U. (1972): Sedimentologie der Wealden-Sandsteine im Hannoverschen Bergland.-
 Diss. Univ. Hamburg, 164 S., 34 Abb., 12 Tab., 19 Taf.; Hamburg.

- JUSTEN, A. (1998):
Sedimentologische, mineralogische und geochemische Untersuchungen im Jura des Wesergebirges unter besonderer Berücksichtigung der geochemischen Barriere der Eisenerzgrube Wohlverwahrt-Nammen.
Diplomarbeit Univ. Bonn, 94 S., 46 Abb., 11 Tab., 32 Anh.; Bonn (unveröff.).
- KINZELBACH, W. & RAUSCH, R.(1995):
Grundwassermodellierung: Eine Einführung mit Übungen.-
283 S., 233 Abb., 15 Tab.; Berlin, Stuttgart (Gebr. Borntraeger).
- KINZELBACH, W. (1986):
Groundwater Modelling. An Introduction with Sample Programs in BASIC.-
Developements of Water Science **25**: 333 S., 110 Abb., 15 Tab.;
Amsterdam, Oxford, New York, Tokyo (Elsevier).
- KINZELBACH, W. (1987):
Numerische Methoden zur Modellierung des Transports von Schadstoffen im Grundwasser.-
Schriftenreihe gwf Wasser, Abwasser **21**: 317 S., 180 Abb., 9 Tab.;
München, Wien (Oldenbourg).
- KLINGER, C. (1994):
Mobilisationsverhalten von anorganischen Schadstoffen in der Umgebung von untertägigen Versatzbereichen am Beispiel von Reststoffen aus Müllverbrennungsanlagen im Steinkohlegebirge des Ruhrkarbons.-
DMT-Berichte aus Forschung und Entwicklung **23**:
170 S., 75 Abb., 34 Tab.; Bochum.
- KNISSEL, W., CASPAR, H. & TARARA, T. (1998):
Immobilisierung schadstoffhaltiger Rückstände in kompakten nichtsalinaren Wirtsgesteinen.-
Wiss. Ber. d. Forschungszentrums Karlsruhe FZKA-PTE, **5**: S. 59-78, 18 Abb.;
Karlsruhe.
- KÖNIG, C. (1991):
Numerische Berechnung des dreidimensionalen Transports im Grundwasser.-
Techn.-wiss. Mittl. d. Inst. f. konstruktiven Ingenieurbau d. Ruhrniv. Bochum **91**, H. 13: 100 S., 33 Abb., 1 Tab.; Bochum.
- KONIKOW, L. F. & BREDEHOEFT, J. D. (1978):
Computer Model of Two-Dimensional Solute Transport and Dispersion in Groundwater.-
Techniques of Water Resources Investigation of the United State Geological Survey, Book 7, Chap. C2: 40 S.; Washington D. C. (U.S. Govern. Print Office).
- KOPPELBERG, W. (1986):
Numerische und statistische Untersuchungen zur Durchlässigkeit geklüfteter geologischer Körper und ihrer Bestimmung durch Wasserdruckversuche. -
Mittl. Ing.- u. Hydrogeol. **23**: 299 S., 108 Abb., 15 Tab.; Aachen.

- KÖSTER, S. (1998):
 Ergebnisse und zukünftige Schwerpunkte der BMBF-Forschung zur untertägigen Entsorgung.-
 Wiss. Ber. d. Forschungszentrums Karlsruhe FZKA-PTE, 5: S. 1-14; Karlsruhe.
- KRZYKACZ, B. (1988):
 „MEDUSA 01“- ein Programm zur Generierung von „Simple Random-“ und „Latin Hybercube“-Stichproben für Unsicherheits- und Sensitivitätsanalysen von Ergebnissen umfangreicher Rechenmodelle.-
 Ber. d. Ges. f. Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) zum BMBF-Vorhaben RS 708, 49 S.; Garching.
- KRZYKACZ, B. (1990a):
 SAMOS: A Computer Program for the Derivation of Empirical Sensitivity Measures of Results from Large Computer Models.-
 Ber. d. Ges. f. Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) zum BMBF-Vorhaben RS 708: 32 S.; Garching.
- KRZYKACZ, B. (1990b):
 EQUUS: A Computer Program for the Derivation of Empirical Uncertainty Statements on Results from Large Computer Models.-
 Ber. d. Ges. f. Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) zum BMBF-Vorhaben RS 708: 34 S.; Garching.
- LÄNDERAUSSCHUß BERGBAU LB (1995):
 Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen als Versatz untertage. Technische Regeln für den Einsatz von bergbaufremden Reststoffen/Abfällen als Versatz.-
 51 S., 1 Anl.; Dortmund.
- LANDESBERGAMT-NW (1998):
 Langzeitsicherheitsnachweis für den Untertageversatz mit Abfällen im Bergwerk Wohlverwahrt-Nammen.-
 Gutachten der Arbeitsgruppe Langzeitsicherheit, 23 S., 10 Anh. mit 19 Abb. u. 8 Tab.; Dortmund.
- LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN LUA-NW (1992):
 Wasserwirtschaftliche Grundlagen des Regierungsbezirks Detmold, Grundwasserneubildungskarten, Blatt L 3720 Stadthagen.-
 Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen; Düsseldorf.
- LANGGUTH, H.-R. & VOIGT, R. (1980):
 Hydrogeologische Methoden.-
 486 S., 156 Abb., 72 Tab.; Berlin, Heidelberg, New York (Springer).
- LANGMUIR, I. (1918):
 The Adsorption of Gases on Plane Surfaces of Glass, Mica and Platinum.-
 J. Am. Chem. Soc. 40: S. 1361-1403; Easton, Pa.
 Zitiert in: PAAS (1997).

- LEE, C.-H. & FARMER, I. (1993):
 Fluid Flow in Discontinuous Rocks.-
 1. Aufl.: 169 S., 65 Abb., 13 Tab.; London (Chapman & Hall).
- LÖHNERT, E. P. (1996):
 Grundwasserentnahmen und mögliche -gefährdungen im Raum Nammen (Porta Westfalica).- (unveröff. Gutachten für die Stadt Porta Westfalica)
 17 S., 11 Anlagen; Münster.
- LOUIS, C. (1967):
 Strömungsvorgänge in klüftigen Medien und ihre Wirkung auf die Standsicherheit von Bauwerken und Böschungen im Fels.-
 Veröff. Inst. f. Bodenmechanik u. Felsmechanik Univ. Karlsruhe **30**:
 119 S., 66 Abb.; Karlsruhe.
- LUCKNER, L. & SCHESTAKOW, W. M. (1991):
 Migration Processes in the Soil and Groundwater Zone.-
 1. Aufl.: 485 S., 153 Abb., 29 Tab., 3 Anh.; Michigan (Lewis Publ., Inc.).
- MATHEß, G. (1994):
 Lehrbuch der Hydrogeologie Bd. 2: Die Beschaffenheit des Grundwassers.-
 3. Aufl.: 499 S., 139 Abb., 116 Tab.; Berlin, Stuttgart (Gebr. Borntraeger).
- MERKEL, B. (1997):
 Möglichkeiten und Grenzen der hydrochemischen Modellierung.-
 In: SÄCHSISCHES UMWELTMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDESENTWICKLUNG
 (Hrsg.): Qualitätssicherung bei der Modellierung mit thermodynamischen
 Datensätzen natürlicher Radionuklide.-
 Materialien zum Umweltschutz/Umweltradioaktivität **2/1997**:
 S. 52-79, 6 Abb., 8 Tab.; Dresden.
- MICHEL, G. (1980):
 Das Solevorkommen in Minden.-
 Heilbad und Kurort H. **10/80**: S. 273-277, 2 Abb., 1 Tab.; Gütersloh.
- MICHEL, G. (1992):
 Versatzbergbau in der Eisenerzgrube Wohlverwahrt-Nammen in Porta Westfalica
 Stellungnahme des Geologischen Landesamtes Nordrhein-Westfalen zu
 Auswirkungen des Einbringens von Reststoffen als Versatz in die Grube
 Wohlverwahrt-Nammen.-
 19 S., 5 Abb., 3 Tab.; Krefeld.
- MICHEL, G. (1995):
 Bericht über die hydrochemische Eigenschaft eines standortrepräsentativen
 Eluatwassers der Eisenerzgrube Wohlverwahrt-Nammen in Porta Westfalica.-
 Untersuchungsber. des GLA-NW zum BMBF-Vorhaben 02 C 0224 1,
 3 S., 3 Anl.; Krefeld (unveröff.).

- MÖNNING (1989):**
Stratigraphie und Fazies des Calloviums im Raum Porta-Hannover-Hildesheim.-
Clausthaler Geowiss. Diss. 37: 183 S., 37 Abb., 37 Tab., 3 Taf.; Clausthal-
Zellerfeld.
- MORRIS, ST. (1996a):**
NAMMU (Release 6.3). Reference Guide. Initial Data, Nammu and Solver Data.-
AEA-ESD-0146, 111 S.; Harwell.
- MORRIS, ST. (1996b):**
NAMMU (Release 6.3). Reference Guide. Model Data.-
AEA-ESD-0145, 177 S.; Harwell.
- MORRIS, ST. (1996c):**
NAMMU (Release 6.3). Reference Guide. Output Data.-
AEA-ESD-0146, 141 S.; Harwell.
- MÜHLENWEG, U., BRASSER, TH. & HERTES, U. (1997):**
Charakterisierung von mineralisierten Tiefengrundwässern in nichtsalinaren Festge-
steinen. Untersuchung von Wechselwirkungsreaktionen mit Abfällen bei der
immissionsneutralen Ablagerung.-
Forschungsber. d. Ges. f. Anlagen- u. Reaktorsicherheit GRS-144:
66 S., 15 Abb., 15 Tab.; Köln.
- NAVARRO, M. (1998):**
Untersuchungen zur hydraulischen Barriere der Eisenerzgrube Wohlverwahrt-
Nammen im Jura des Wesergebirges (NW-Deutschland) unter besonderer
Berücksichtigung der Hydrogeologie und der Hydraulik von Trennfugennetzen.
Diplomarbeit Univ. Bonn, 177 S., 91 Abb., 23 Tab., 4 Anl.; Bonn (unveröff.).
- NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG NLFB (1985):**
Wasserwirtschaftlicher Rahmenplan Hunte,
K3-5: Grundwasserneubildung und Wasserhaushalt.-
Zitiert in: GEOINFORMETRIC (1993):
Hydrogeologisches Gutachten zur Deponie Wülpe, Teil 2
(Untersuchungsprogramm).- 50 S, 23 Anl.; Hildesheim (unveröff.)
- NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG NLFB (1988):**
Hydrogeologische Vorgaben für Modellrechnungen zur Langzeitsicherheit
(Modellgebiet Konrad).-
43 S, 2 Tab., 5 Anl.; Hannover (unveröff.)
- ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPEMENT OECD (1992):**
The International HYDROCOIN Project. Summary Report.-
182 S., 108 Abb., 23 Tab.; Stockholm (SKI).

- ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPEMENT OECD (1993):
The International INTRAVAL Project. Phase 1, Summary Report.-
135 S., 109 Abb., 18 Tab.; Stockholm (SKI).
- PAAS, N. (1997):
Untersuchungen zur Ermittlung der geochemischen Barriere von Gesteinen aus dem Umfeld untertägiger Versatzräume im Steinkohlenbergbau des Ruhrkarbons.-
DMT-Berichte aus Forschung und Entwicklung **54**:
234 S., 105 Abb., 43 Tab.; Bochum.
- PRUESS, K. (1991):
TOUGH 2 - A General-Purpose Numerical Simulator for Multiphase Fluid and Heat Transport.-
Lawrence Berkeley Laboratory Report 29400 (Entwurfassung):
103 S., 28 Abb.; Berkeley, California.
- REICHELT, C., BRASSER, TH., BAHADIR, M., FISCHER, R., LORENZ, W. & PETERSEN, C. (1995):
Auswahl und Untersuchung UTD-relevanter Abfallarten.-
GSF-Bericht **31/95**: 376 S., 184 Abb., 157 Tab.; Braunschweig.
- RICHTMYR, R.D. & MORTON, K. W. (1967):
Difference Methods of Initial-Value Problems.-
New York, (Interscience Publ.).
Zitiert in: RÜBER (1990).
- ROACHE, P. J. (1972):
Computational Fluid Dynamics.-
Albuquerque, N. M., (Hermosa Publ.).
Zitiert in: RÜBER (1990).
- ROHDE, P. (1985):
Geologische Karte von Niedersachsen 1 : 25.000.
Erläuterungen zu Blatt Nr. 3620 Niedernwöhren.-
145 S., 38 Abb., 15 Tab.; Hannover.
- ROMMEL, M. (1993):
Verwendung von Klufdaten zur realitätsnahen Generierung von Klufnetzen mit anschließender laminar-turbulenter Strömungsberechnung.-
Mittl. Inst. f. Wasserbau Univ. Stuttgart **78**: 121 S., 47 Abb., 20 Tab.; Stuttgart.
- ROOK, G. (1987):
Geologische, geographische und hydrographische Grundlagen des Wesertales im Mindener Raum.-
In: BACHMANN, J. & HARTMANN, H. (Hrsg.): Schifffahrt, Handel, Häfen. Beiträge zur Geschichte der Schifffahrt auf Weser und Mittellandkanal.-
S: 327-345, 17 Abb.; Minden (J.C.C. Bruns).

- RÜBER, O. (1990):
Hydrogeologische Modelle.-
Vorlesungsmanuskript d. Lehrst. f. Hydrogeologie d. Ruhr-Univ. Bochum;
12. Aufl.: 102 S., 87 Abb., 10 Tab.; Bochum.
- SACHS, L. (1997):
Angewandte Statistik. Anwendung statistischer Methoden.-
8. überarb. u. erw. Aufl.: 881 S., 91 Abb., 317 Tab., 98 Übers., 1 Anh.;
Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo (Springer).
- SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (1992):
Lehrbuch der Bodenkunde.-
13. Aufl.: 491 S., 220 Abb., 102 Tab.; Stuttgart (Enke).
- SCHÖNWIESE, C. D. (1992):
Praktische Statistik für Meteorologen und Geowissenschaftler.-
2. Aufl.: 231 S., 62 Tab., 66 Abb.; Berlin, Stuttgart (Gebr. Borntraeger).
- SCHWARZ, H. R. (1980):
Methode der Finiten Elemente.-
In GÖRTLER, H. (Hrsg.): Leitfäden der angewandten Mathematik und Mechanik 47:
320 S., 155 Abb., 49 Tab.; Stuttgart (Teubner).
- TA ABFALL (1991):
Zweite allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz (TA Abfall).
Teil 1: Technische Anleitung zur Lagerung, chemisch/physikalischen, biologischen
Behandlung, Verbrennung und Ablagerung von besonders
überwachungsbedürftigen Abfällen.-
Gemeinsames Ministerialblatt vom 12. März 1991: 136 S., 4 Abb., 7 Anh.
- TEICHMÜLLER, M., TEICHMÜLLER, R. & BARTENSTEIN, H. (1979):
Inkohlung und Erdgas in Norddeutschland. Eine Inkohlungskarte an der Oberfläche
des Oberkarbons.-
Fortschr. Geol. Rheinld. u. Westf. 27: 137-170, 2 Abb., 5 Tab., 1 Taf.; Krefeld.
- THEIN, J. & VEERHOFF, M. (1998):
Untersuchung des langfristigen Gefährdungspotentials anorganischer Rückstände
in Schicht- und Sedimentgesteinen.-
Wiss. Ber. d. Forschungszentrums Karlsruhe FZKA-PTE, 5:
S. 81-92, 11 Abb.; Karlsruhe.
- THEIN, J. (1993):
Untertagedeponie im Nichtsalzgestein.-
In: DÖRHÖFER, G., THEIN, J. & WIGGERING, H. (Hrsg.):
Umweltgeologie heute 1: S. 59-65; Berlin (Ernst & Sohn).

- VAN GENUCHTEN, M. Th. (1980):
A Closed-Form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils.-
Soil Sci. Soc. Ame. J. **44** (5): S. 892-898; Madison, Wisc.
- WINTERS, K. H., & JACKSON, C.P. (1984a):
A Guide to Finite-Element Grid Generation Using TGIN.-
AERE-R. 11530, 45 S.; Harwell.
- WINTERS, K. H., & JACKSON, C.P. (1984b):
A Note on the Keyword Input Facility INPROC.-
AERE-M. 3375, 27 S.; Harwell.
- WOLLRATH, J.(1990):
Ein Strömungs- und Transportmodell für klüftige Gesteine und Untersuchungen zu homogenen Ersatzsystemen.-
Ber. Inst. f. Strömungsmechanik u. elektronisches Rechnen im Bauwesen d. Universität Hannover (Hrsg.), **28**/1990: 140 S., 42 Abb., 7 Tab.; Hannover.
- WORTMANN, H. (1968):
Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1 : 25.000.
Erläuterungen zu Blatt Nr. 3619 Petershagen.-
122 S., 30 Abb., 9 Tab.; Krefeld.

12.2 Verwendetes Kartenmaterial

- Topographische Karte 1 : 25.000, Blatt 3619 *Petershagen*.
16. Aufl., Landesvermessungsamt Nordrhein-Westfalen; Bonn (1992).
- Topographische Karte 1 : 25.000, Blatt 3620 *Niedernwöhren*.
9. Aufl., Niedersächsisches Landesverwaltungsamt; Hannover (1991).
- Topographische Karte 1 : 25.000, Blatt 3719 *Minden*.
17. Aufl., Landesvermessungsamt Nordrhein-Westfalen; Bonn (1992).
- Topographische Karte 1 : 25.000, Blatt 3720 *Bückeburg*.
9. Aufl., Niedersächsisches Landesverwaltungsamt; Hannover (1991).
- Topographische Karte 1 : 50.000, Blatt L 3718 *Minden*.
7. Aufl., Landesvermessungsamt Nordrhein-Westfalen; Bonn (1992).
- Topographische Karte 1 : 50.000, Blatt L 3720 *Stadthagen*.
6. Aufl., Niedersächsisches Landesverwaltungsamt; Hannover (1991).
- Topographische Karte 1 : 100.000, Blatt C 3918 *Minden*.
5. Aufl., Landesvermessungsamt Nordrhein-Westfalen; Bonn (1992).
- Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1 : 25.000, Blatt 3619 *Petershagen*.
Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen; Krefeld (1968).
- Geologische Karte von Niedersachsen 1 : 25.000, Blatt 3620 *Niedernwöhren*.
Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung; Hannover (1985).
- Geologische Karte von Preußen und den deutschen Ländern 1:25.000,
Blatt *Minden* Nr.2016. Preußische Geologische Landesanstalt; Berlin (1933).
- Geologische Karte von Preußen und den deutschen Ländern 1:25.000,
Blatt *Bückeburg* Nr.2017. Preußische Geologische Landesanstalt; Berlin (1933).
- Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1 : 100.000, Blatt C 3918 *Minden*.
Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen; Krefeld (1982).
- Bodenkarte von Nordrhein-Westfalen 1 : 50.000, Blatt L 3718 *Minden*.
Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen; Krefeld (1987).
- Wasserwirtschaftliche Grundlagen des Regierungsbezirks Detmold,
Grundwasserneubildungskarten, Blatt L 3720 *Stadthagen*.
Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen; Düsseldorf (1992).

13 Bildungsgang des Verfassers

Personalien:

Name: Klaus Fischer-Appelt
Anschrift: Gartenstraße 123
53229 Bonn
geboren am: 26.06.1964 in Aachen

Schulbildung:

1970 - 1974: Gemeinschaftsgrundschule Aachen-Laurensberg
1974 - 1984: Viktoriaschule Aachen
24.05.1984: Abschluß Abitur

Studium:

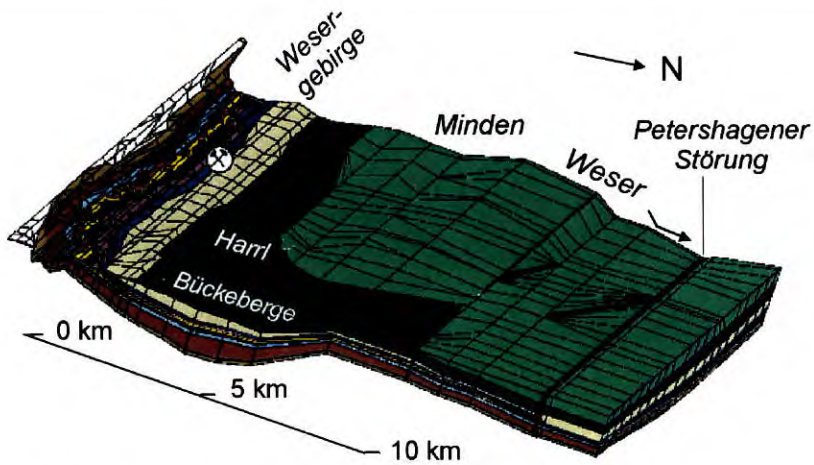
1986 - 1993: Studium an der RWTH Aachen, Studiengang Geologie
31.10.1989: Abschluß der Diplom-Vorprüfungen
20.10.1993: Abschluß der Diplomprüfungen

Berufstätigkeit:

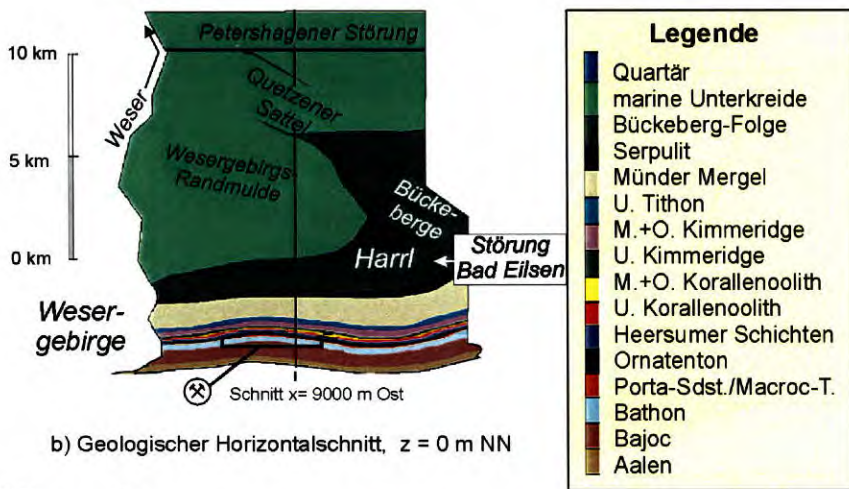
01.05.1993 - 18.03.1994: Freier Mitarbeiter beim Geotechnischen Büro Dr. Leischner und der Firma GRUNDBOHR, Gesellschaft für Bohrtechnik mbH in Bonn
21.10.1993 - 25.03.1994: Wissenschaftliche Hilfskraft am Lehrstuhl für Geologie, Geochemie und Lagerstätten des Erdöls und der Kohle, RWTH Aachen
28.03.1994 - 30.06.1994: Freier Mitarbeiter beim Gutachterbüro U. Borchardt in Siegburg
Seit dem 15.08.1994: Sachverständiger in der Abteilung Endlagerung der Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit mbH, Köln

14 Farbtafeln

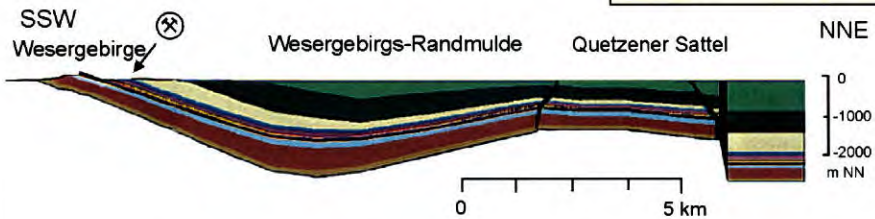
- Tafel 1: 3D-Regionalmodell, Modellaufbau und hydrogeologische Einheiten
- Tafel 2: 3D-Regionalmodell, Druckverteilung
- Tafel 3: 3D-Regionalmodell, spezifischer Durchfluß
- Tafel 4: Umgrenzung des 3D-Lokalmodells
- Tafel 5: 3D- Lokalmodell, hydrogeologische Einheiten und spezifischer Durchfluß
- Tafel 6: 2D-Modelle, Aufbau und hydrogeologische Einheiten
- Tafel 7: 2D-Modelle, spezifischer Durchfluß
- Tafel 8: 2D-Modelle, Stromlinien
- Tafel 9: 2D-Modelle, Konzentrationsentwicklung in der instationären Transportphase,
Modell Typ A
- Tafel 10: 2D-Modelle, Konzentrationsentwicklung in der instationären Transportphase,
Modell Typ B
- Tafel 11: 2D-Modelle, Konzentrationsentwicklung in der instationären Transportphase,
Modell Typ C
- Tafel 12: 2D-Modelle, Konzentrationsverteilung in der stationären Transportphase,
Modell Typ A-C
- Tafel 13: 2D-Modelle, Konzentrationsentwicklung in der instationären Transportphase,
Modell Typ A, Berücksichtigung von Sorptionsprozessen



a) Hydrogeologische Einheiten, 3D-Regionalmodell
Ansicht aus NE (Quartär abgedeckt)

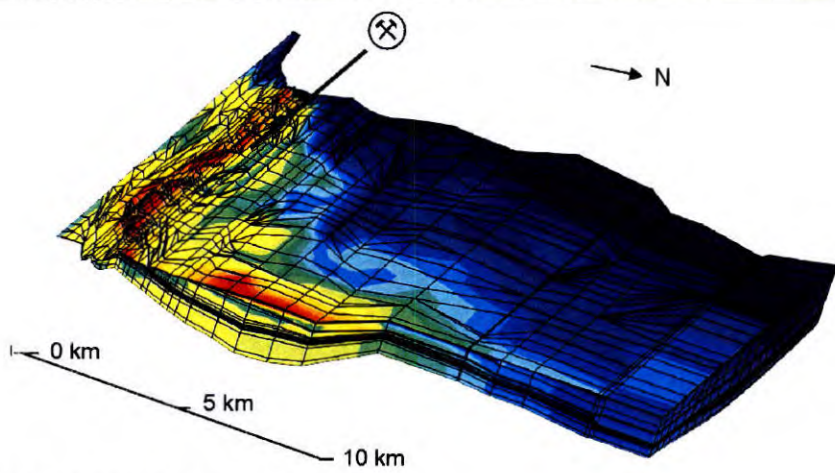


b) Geologischer Horizontalschnitt, z = 0 m NN

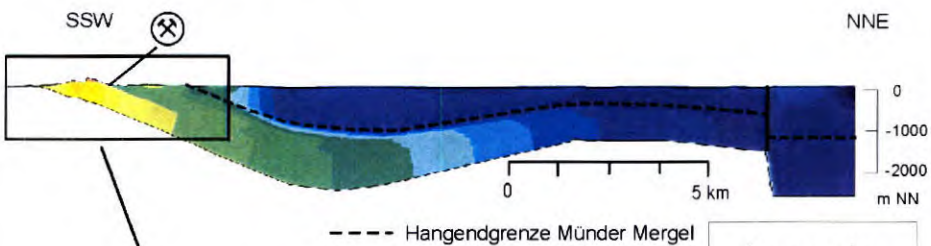


c) Geologischer S-N-Schnitt, x = 9000 m Ost

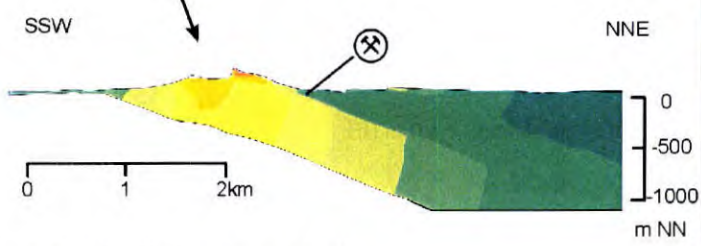
Tafel 1



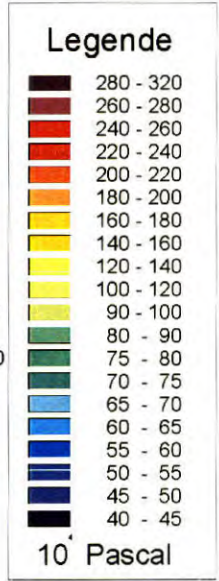
a) Druckverteilung 3D-Regionalmodell
Ansicht aus NE (Referenzfall)

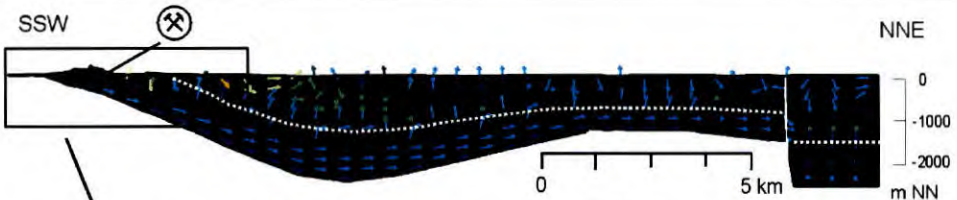


b) Druckverteilung S-N-Schnitt
x = 9000 m Ost (Referenzfall)

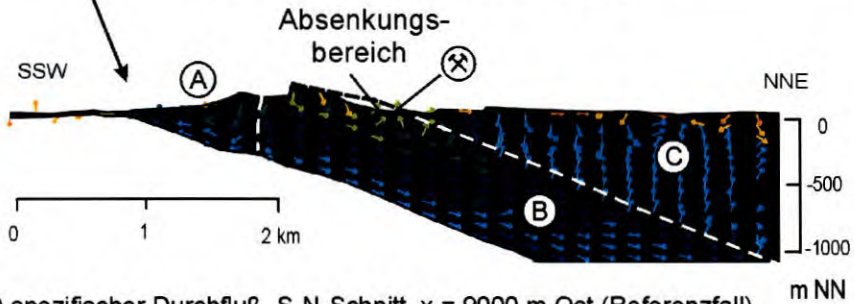


c) Druckverteilung S-N-Schnitt
x = 9000 m Ost (Referenzfall)
Ausschnittsvergrößerung Wesergebirge

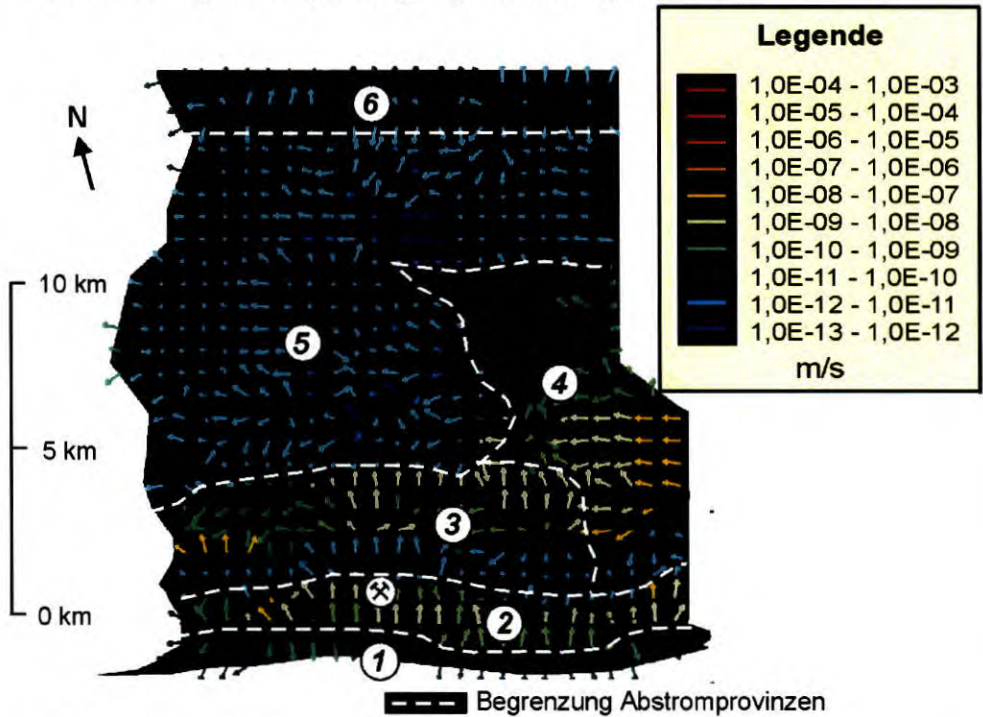




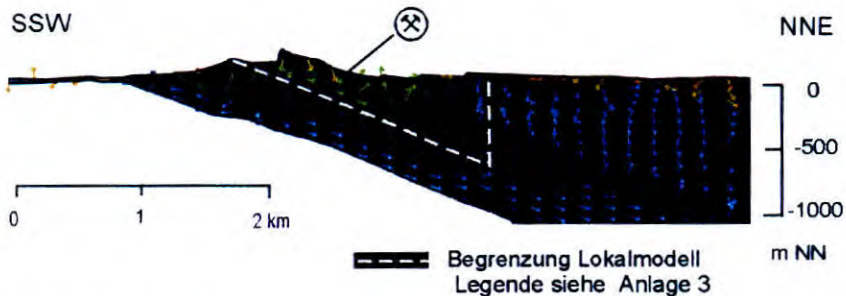
a) spezifischer Durchfluß
S-N-Schnitt x = 9000 m Ost (Referenzfall)



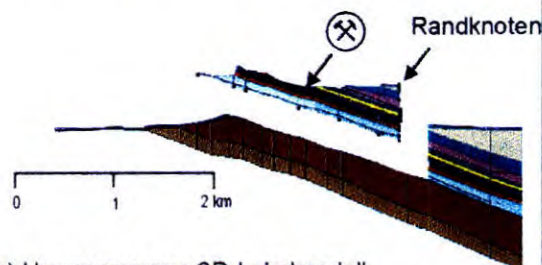
b) spezifischer Durchfluß S-N-Schnitt x = 9000 m Ost (Referenzfall)
Ausschnittsvergrößerung Wesergebirge (Zonierung siehe Text)



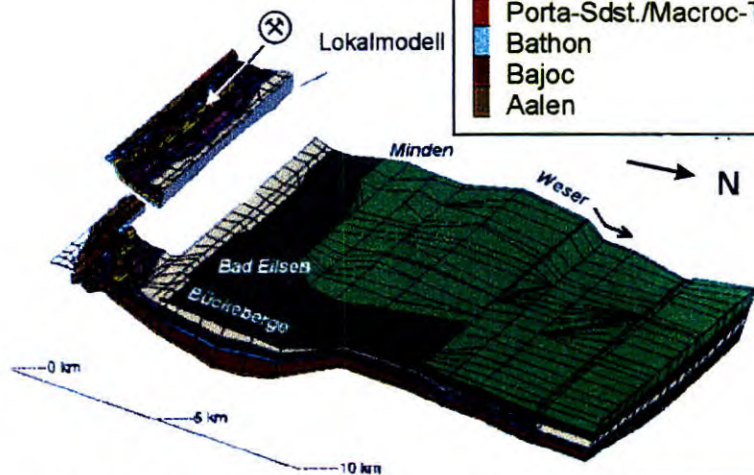
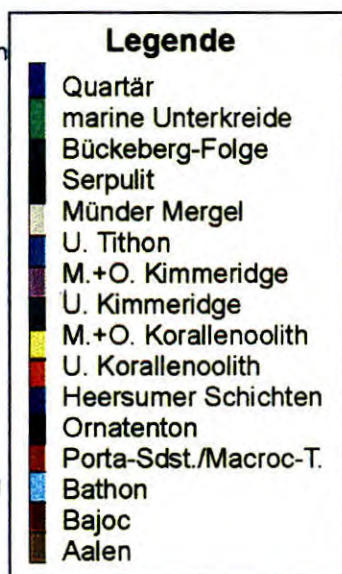
c) spezifischer Durchfluß
Horizontalschnitt z = 0 m NN (Referenzfall)



a) Umgrenzungen 3D-Lokalmodell, spezifischer Durchfluß (Referenzfall)
S-N-Schnitt $x = 9000$ m Ost, Ausschnittsvergrößerung Wesergebirge



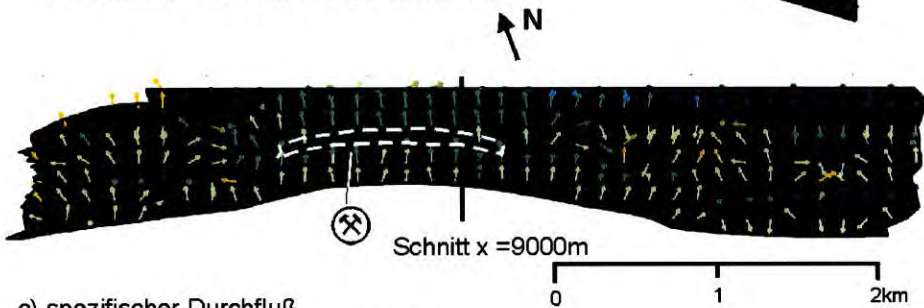
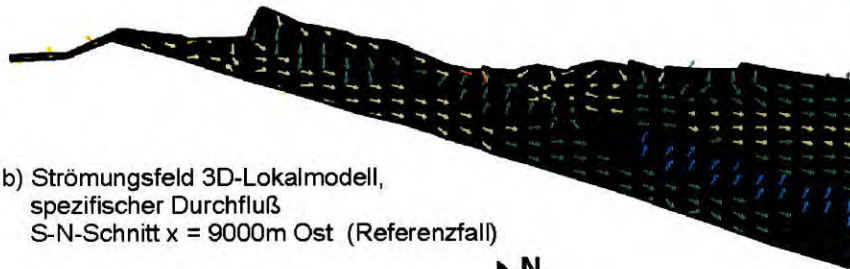
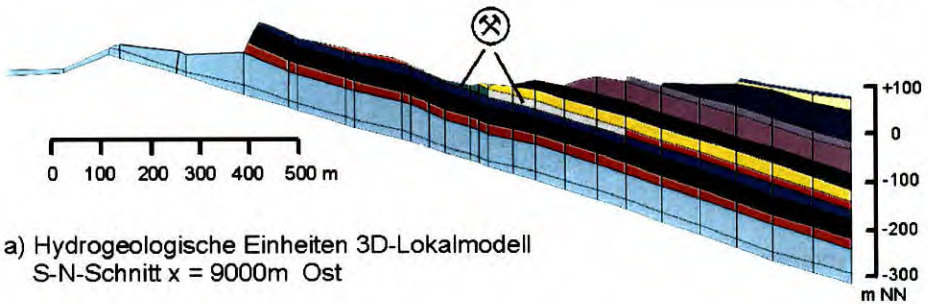
b) Umgrenzungen 3D-Lokalmodell
S-N-Schnitt Wesergebirge, $x = 9000$ m Ost



c) Umgrenzungen 3D-Lokalmodell
3D-Ansicht aus NE (Quartär abgedeckt)

SSW

NNE

**Legende 1**

	Quartär
	versetzte Grubenräume
	unversetzte Grubenräume
	Münder Mergel
	unteres Tithon
	Oberer Kimmeridge
	Mittlerer Kimmeridge
	Unterer Kimmeridge
	M. + O. Korallenoolith
	Unterer Korallenoolith
	Heersumer Schichten
	Ornatenton
	Macrocephalenton
	Bathon

Legende 2

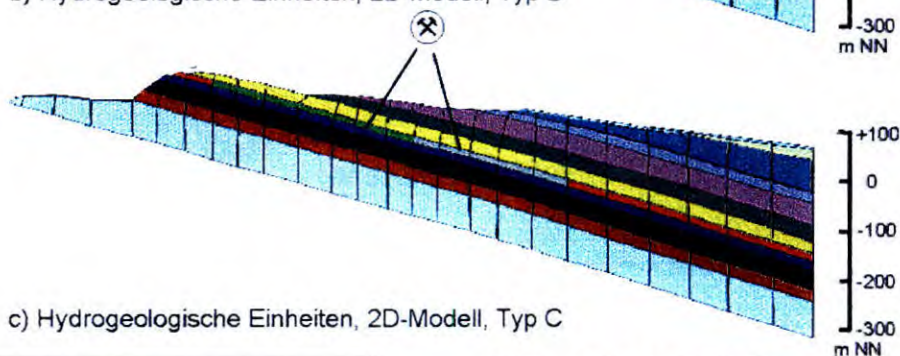
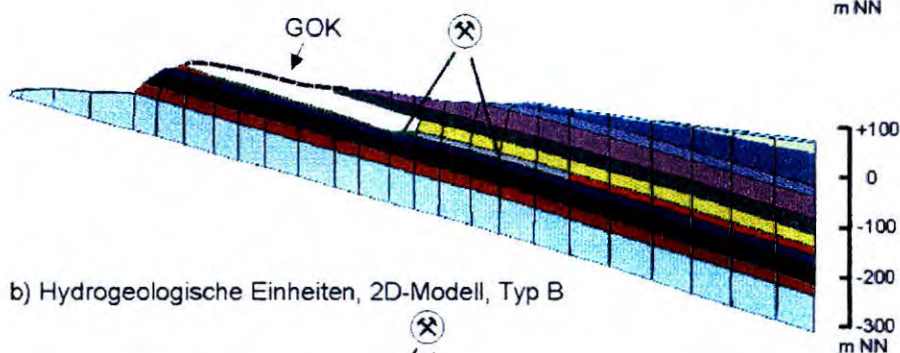
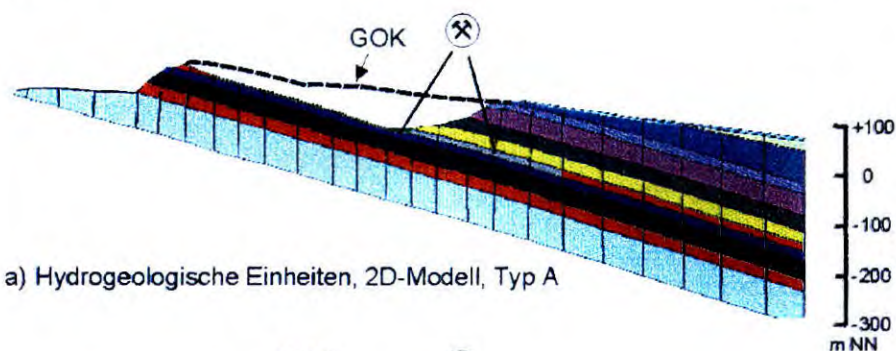
	1,0E-04 - 1,0E-03
	1,0E-05 - 1,0E-04
	1,0E-06 - 1,0E-05
	1,0E-07 - 1,0E-06
	1,0E-08 - 1,0E-07
	1,0E-09 - 1,0E-08
	1,0E-10 - 1,0E-09
	1,0E-11 - 1,0E-10
	1,0E-12 - 1,0E-11
	1,0E-13 - 1,0E-12

m/s

Tafel 5

SSW

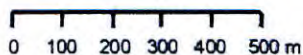
NNE



Legende

	Quartär
	versetzte Grubenräume
	unversetzte Grubenräume
	Münder Mergel
	U. Tithon
	O. Kimmeridge
	M. Kimmeridge
	U. Kimmeridge
	M.+ O. Korallenoolith
	U. Korallenoolith
	Heersumer Schichten
	Ornatenton
	Macrocephalenton
	Bathon

GOK = Geländeoberkante

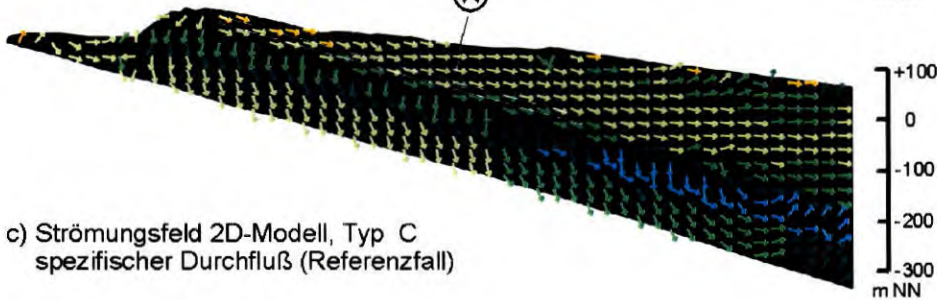
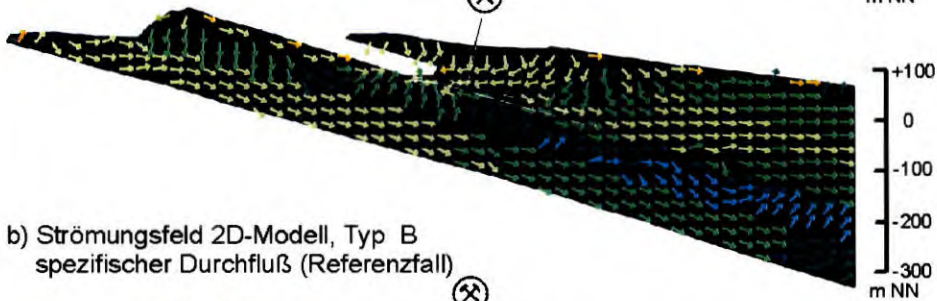
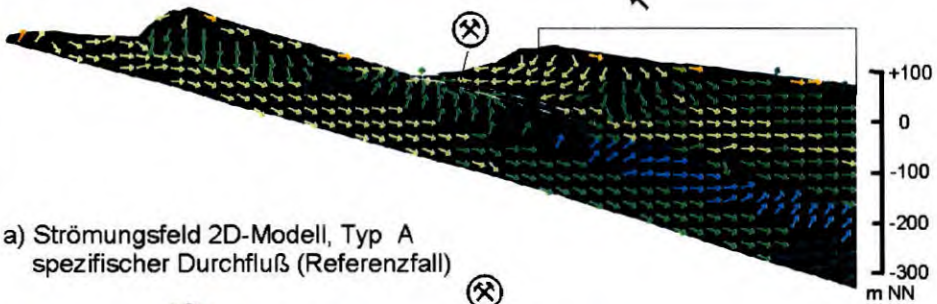


Tafel 6

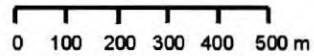
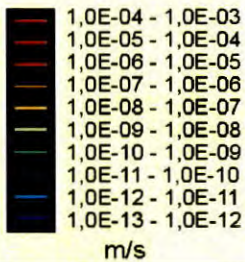
Ausschnittsvergrößerung
nördliche Modelloberfläche

SSW

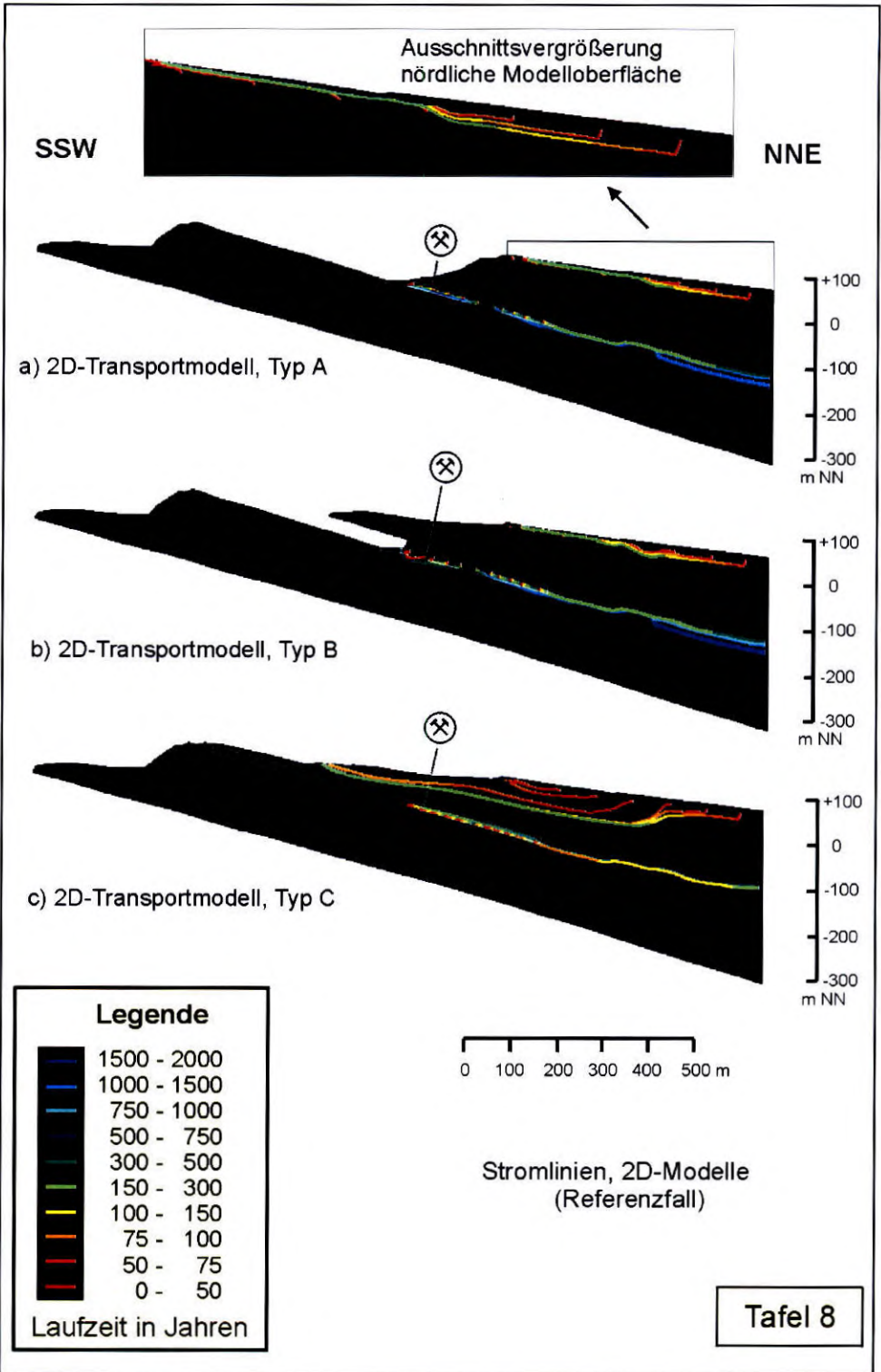
NNE



Legende



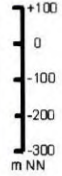
Tafel 7



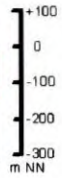
SSW

NNE

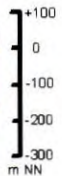
a) nach 10 Jahren



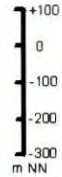
b) nach 50 Jahren



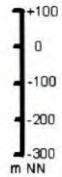
c) nach 100 Jahren



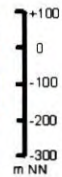
d) nach 200 Jahren



e) nach 500 Jahren



f) nach 1000 Jahren



Legende

0,06 - 0,08	5,0E-04 - 1,0E-03
0,04 - 0,06	1,0E-04 - 5,0E-04
0,02 - 0,04	5,0E-05 - 1,0E-04
0,01 - 0,02	1,0E-05 - 5,0E-05
0,005 - 0,01	< 1,0E-05
1,0E-03 - 0,005	

[kg/m³] (bezogen auf fiktive Eluat- Anfangskonzentration von 1kg/m³)

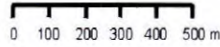
Konzentrationsentwicklung
2D-Transportmodell, Typ A
(Referenzfall)

Tafel 9

SSW

NNE

a) nach 10 Jahren



b) nach 50 Jahren

c) nach 100 Jahren

d) nach 200 Jahren

e) nach 500 Jahren

f) nach 1000 Jahren

Legende

■ 0,06 - 0,08	■ 5,0E-04 - 1,0E-03
■ 0,04 - 0,06	■ 1,0E-04 - 5,0E-04
■ 0,02 - 0,04	■ 5,0E-05 - 1,0E-04
■ 0,01 - 0,02	■ 1,0E-05 - 5,0E-05
■ 0,005 - 0,01	■ < 1,0E-05
■ 1,0E-03 - 0,005	

[kg/m³] (bezogen auf fiktive Eluat- Anfangs-
konzentration von 1kg/m³)

Konzentrationsentwicklung
2D-Transportmodell, Typ B
(Referenzfall)

Tafel 10

SSW

NNE

a) nach 10 Jahren

0 100 200 300 400 500 m

b) nach 50 Jahren

c) nach 100 Jahren

d) nach 200 Jahren

e) nach 500 Jahren

f) nach 1000 Jahren

Legende

■ 0,06 - 0,08	■ 5,0E-04 - 1,0E-03
■ 0,04 - 0,06	■ 1,0E-04 - 5,0E-04
■ 0,02 - 0,04	■ 5,0E-05 - 1,0E-04
■ 0,01 - 0,02	■ 1,0E-05 - 5,0E-05
■ 0,005 - 0,01	■ < 1,0E-05
■ 1,0E-03 - 0,005	

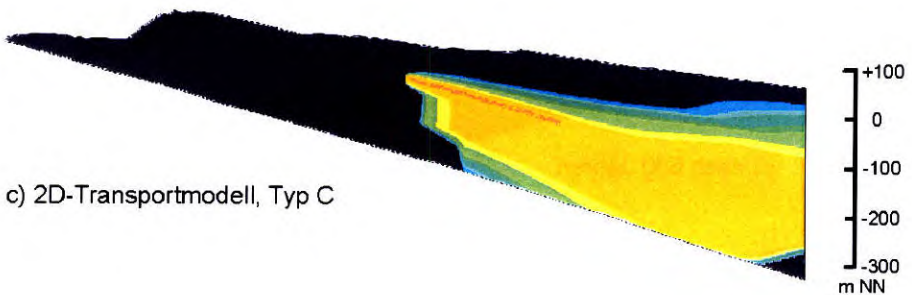
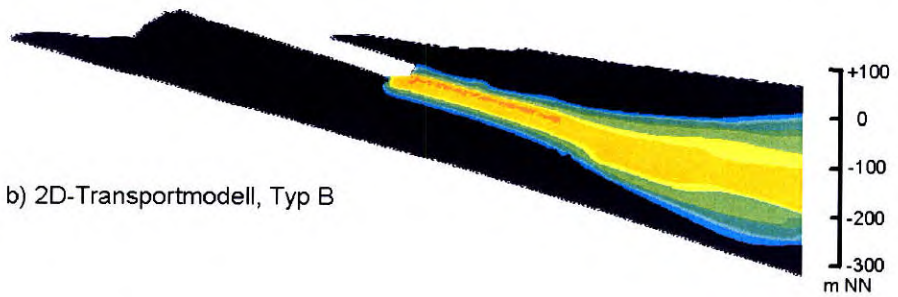
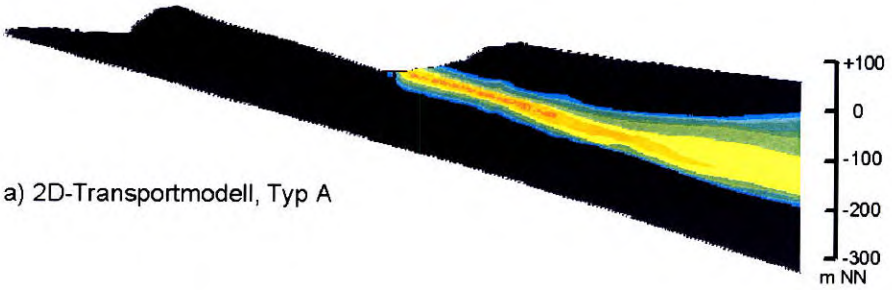
[kg/m³] (bezogen auf fiktive Eluat- Anfangskonzentration von 1kg/m³)

Konzentrationsentwicklung
2D-Transportmodell, Typ C
(Referenzfall)

Tafel 11

SSW

NNE



0 100 200 300 400 500 m

Legende

0,06 - 0,08	5,0E-04 - 1,0E-03
0,04 - 0,06	1,0E-04 - 5,0E-04
0,02 - 0,04	5,0E-05 - 1,0E-04
0,01 - 0,02	1,0E-05 - 5,0E-05
0,005 - 0,01	< 1,0E-05
1,0E-03 - 0,005	

[kg/m³] (bezogen auf fiktive Eluat- Anfangs-
konzentration von 1kg/m³)

Konzentrationsverteilung im
stationären Transportzustand
(Referenzfall)

Tafel 12

SSW

NNE

a) Blei

b) Cadmium

c) Zink

d) Quecksilber

0 100 200 300 400 500 m

+100
0
-100
-200
-300
m NN

+100
0
-100
-200
-300
m NN

+100
0
-100
-200
-300
m NN

+100
0
-100
-200
-300
m NN

Legende

■ 0,06 - 0,08	■ 5,0E-04 - 1,0E-03
■ 0,04 - 0,06	■ 1,0E-04 - 5,0E-04
■ 0,02 - 0,04	■ 5,0E-05 - 1,0E-04
■ 0,01 - 0,02	■ 1,0E-05 - 5,0E-05
■ 0,005 - 0,01	■ < 1,0E-05
■ 1,0E-03 - 0,005	

[kg/m³] (bezogen auf fiktive Eluat- Anfangs-
konzentration von 1kg/m³)

Konzentrationsverteilung nach
5.000 Jahren bei Berücksichtigung
von Sorptionsprozessen,
2D-Transportmodell, Typ A
(Referenzfall)

Tafel 13

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

Schwertnergasse 1
50667 Köln
Telefon (02 21) 20 68 -0
Telefax (02 21) 20 68 -888

Forschungsgelände
85748 Garching b. München
Telefon (0 89) 3 20 04 -0
Telefax (0 89) 3 20 04 -599

Kurfürstendamm 200
10719 Berlin
Telefon (0 30) 8 85 89 -0
Telefax (0 30) 8 85 89 -111

Theodor-Heuss-Straße 4
38122 Braunschweig
Telefon (05 31) 80 12 -0
Telefax (05 31) 80 12 -200