



Das Lebensministerium



Grundwasser - Altlasten aktuell

Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

Heft 37/2009

Freistaat  Sachsen

Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

Grundwasser Altlasten Aktuell

Antje Sohr, Sabine Gruhne, Dr. Anna Böhm, Maren Zweig, Heiko Ihling
Autorenkollektiv

Inhaltsverzeichnis

1	Hydrochemische und isotopenhydrologische Untersuchungen zur Klärung der Ursachen der hohen Nitratbelastung des Grundwassers im Einzugsgebiet der Wasserfassung Diehsa/Niederschlesischer Oberlausitzkreis	1
2	Stand der Bearbeitung des Vorhabens "Erstellung eines digitalen Hydroisohypsenplanes für den oberen Lockergesteinsgrundwasserleiter auf dem Territorium von Sachsen im Maßstab 1: 50.000"	17
3	Statistische Auswertung SALKA-Zahlen 2009	27
4	Anwenderinformationen zum SALKA.....	33
5	Sensor- und Thermo-Flowmetermessungen für den Ersatz von Grundwasseraufschlüssen der operativen Messnetze zur Überwachung diffuser Stoffeinträge gemäß WRRL	35
6	Nachhaltiges Management von kontaminierten Böden – Ergebnisse aus dem SUMATECS-Projekt	45
7	KliWES-Abschätzung der Auswirkungen der für Sachsen prognostizierten Klimaveränderungen auf den Wasser- und Stoffhaushalt in den Einzugsgebieten der sächsischen Gewässer – Teil Wasserhaushalt.....	55
8	Vergleich von Sickerwasserprognoseprogrammen.....	58
9	Fünf Jahre Musterleistungsbeschreibungen zur Sickerwasserprognose in Sachsen.....	68
10	BMBF-Forschungsprojekt zur Verbesserung der Wasserqualität bei der Flutung der Grube Königstein (Zwischenstand).....	82
11	Evaluierung der Resorptionsverfügbarkeit von Schadstoffen aus Böden der Erzgebirgsregion	84

1 Hydrochemische und isotopenhydrologische Untersuchungen zur Klärung der Ursachen der hohen Nitratbelastung des Grundwassers im Einzugsgebiet der Wasserfassung Diehsa/Niederschlesischer Oberlausitzkreis

Heiko Ihling; Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

Kay Knöller, Michael Dilbat; Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, Department Isotopenhydrologie

Die Nitratkonzentration des Mischrohwassers aus dem Wasserwerk Diehsa weist seit 1965 einen ansteigenden Trend auf (Abbildung 1). Der Nitratgehalt stieg von ca. 12 mg/l auf ca. 45 mg/l im Jahr 2005 an. Gemäß den Nitratkonzentrationsverläufen der drei Einzelbrunnen aus Abbildung 1 zeigt sich für den Brunnen Br 1/74 seit 2001 ein relativ stabiler Schwankungsbereich um den für Trinkwasser geltenden Grenzwert von 50 mg/l. Der Brunnen Br 2/74, dessen Zustrom vermutlich aus nordwestlicher Richtung erfolgt, verzeichnete in den letzten acht Jahren einen abnehmenden Trend im Nitratgehalt. Die Nitratkonzentration kann derzeit mit ca. 25 mg/l angegeben werden.

Im Jahr 2003 wurde ein neuer Brunnen (Br 3/03 neu als Ersatz für den nicht mehr nutzbaren Altbrunnen Br 3/57) ca. 80 m östlich vom Brunnen Br 1/74 errichtet. Kontinuierliche Entnahmen erfolgten erst ab 2005. Dadurch lässt sich der ausgeprägte Anstieg zwischen 2005 und 2006 erklären. Seit der regelmäßigen Entnahme von ca. 380 m³/d hat sich eine relativ stabile Nitratkonzentration von ca. 30 mg/l eingestellt.

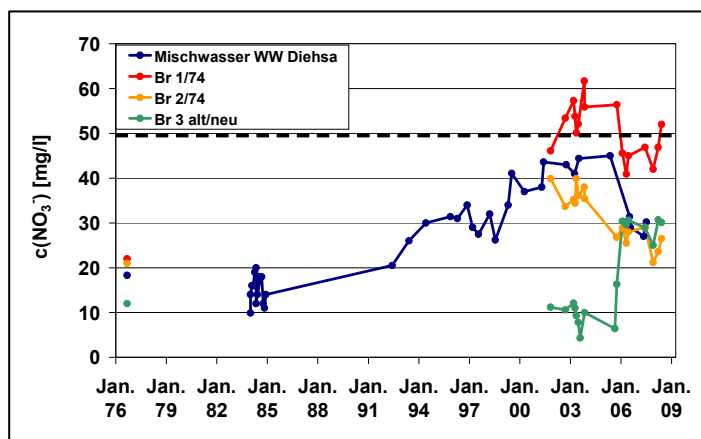


Abbildung 1: Konzentrationsganglinien für Nitrat im Mischwasser sowie an den Einzelbrunnen der Wasserfassung Diehsa

Als Ursache für die Nitratbelastung im Grundwasser wurde ursprünglich ausschließlich die landwirtschaftliche Düngung auf der unmittelbar südlich der Förderbrunnen gelegenen und ca. 28 ha großen Ackerfläche angenommen. Aufgrund der Reduzierung der Stickstoffdüngung ab 1989 und der relativ hohen Nitratkonzentrationen der im unmittelbaren Anstrom der landwirtschaftlichen Nutzfläche gelegenen Messstellen B2/03 und B3/03 lag die Vermutung nahe, dass außer der landwirtschaftlichen diffusen Eintragsquelle weitere Schadstoffquellen für Nitrat im unterirdischen Einzugsgebiet vorhanden sind. Als möglicher Eintragsherd kommt unter Umständen eine Äsungsfläche für Rot- und Schwarzwild im südwestlichen Bereich des Oberwaldes in Betracht.

Diese ca. 0,6 ha große und leicht nach Süden geneigte Fläche, die als Lichtung im ansonsten nahezu geschlossenen Nadel- und Mischwald (Kiefern- bzw. Kiefern-Eichenwald) in Erscheinung tritt, wird seit Mitte der 1960er-Jahre forstwirtschaftlich und ab Anfang der 90er Jahre des letzten Jahrhunderts intensiv für Jagdzwecke genutzt. Auf diesem Areal ist eine nicht unerhebliche Zufütterung durch Kartoffeln und Rüben zu beobachten.

Die hohen Nitratgehalte im Grundwasser der anstromig zur landwirtschaftlichen Nutzfläche gelegenen Messstellen B2/03 und B3/03 waren Anlass, neben der Ackerfläche auch den Einfluss der Äsungsfläche auf die Nitratgehalte in den Förderbrunnen unter Berücksichtigung der konventionell-chemischen Analytik, der Multi-Isotopen-Analytik, der feststoffchemischen Parameter, der Altersdatierung mittels Tritium und der gelchromatografischen Analytik der TOC-Fractionen im Grundwasser zu untersuchen.

Gebietsbeschreibung

Die Informationen zu den naturräumlichen Grundlagen des Wasserschutzgebietes Diehsa wurden den Arbeiten von BUCHHEIM [2003] und KNÖLLER & STRAUCH [2006] entnommen. Das Wasserwerk (WW) Diehsa wird vom Trinkwasserzweckverband „Neiße-Schöps“ betrieben und versorgt mittels drei im unteren Grundwasserleiter verfilterten Brunnen die Gemeinden Waldhufen und Vierkirchen mit Trinkwasser. Es existiert eine wasserrechtliche Erlaubnis zur Gewässerbenutzung mit einer mittleren Entnahmemenge von 910 m³ pro Tag. Das relativ kleine (ca. 1,9 km²), sich von der Wasserfassung nach Norden, Westen und Süden ausdehnende Einzugsgebiet des WW Diehsa (Abbildung 2) gehört naturräumlich zum Oberlausitzer Heide- und Teichgebiet und wird von etwa 68 % Wald, 28 % landwirtschaftlicher Nutzfläche, 3 % Feuchtwiesen und 1 % Siedlungsfläche bedeckt. Die durch sanfte Hügel und flache Mulden gekennzeichnete Geländeoberfläche des Einzugsgebietes steigt von den Brunnenstandorten aus nach Westen, Süden und Norden leicht an. Ausgehend von den Brunnen wird das Einzugsgebiet in Anstromrichtung als Dauergrünland, Acker- und Forstfläche genutzt.

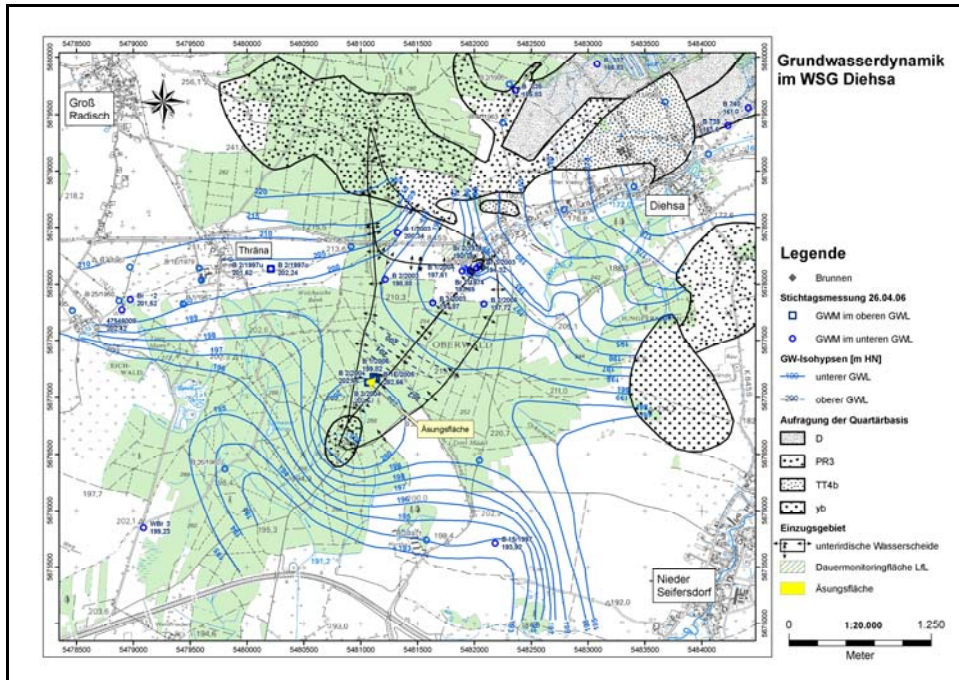


Abbildung 2: Überblick über die geologisch-naturräumlichen Verhältnisse und die Grundwasserdynamik im Wasserschutzgebiet Diehsa

Regionalgeologisch befindet sich das Einzugsgebiet am Nordostrand des Lausitzer Granodiorit-Massivs an der Grenze zum Görlitzer Schiefergebirge. Geomorphologisch wird es im Norden durch den Höhenzug der Grundgebirgsauftragung Hohe und Kollmer Dubrau (Grauwacke der proterozoischen Wüsteberg-Folge), im Westen durch den Biotitgranit der Königshainer Berge und im Süden durch die Grauwackehochlage des Eichberges begrenzt. Zwischen den Grundgebirgshochlagen befindet sich eine präpleistozän angelegte und mit tertiären und quartären Sedimenten aufgefüllte Schmelzwasserrinne. Die innerhalb des Einzugsgebiets mit leichtem Gefälle nach Nordosten verlaufende, östlich davon jedoch etwa 10 m schwellenartig ansteigende Quartärbasis wird im Liegenden von als Grundwasserstauer wirkenden tertiären Tonen und Schluffen unterlagert.

Durch zwischengeschaltete glazilimnische Beckentone, -schluffe und -feinsande und darüber in Randlage erhaltenen Erosionsresten der Elster 2-Grundmoräne werden die glazifluviatilen Schmelzwasserbildungen des Elsterglazials in einen oberen und einen unteren Grundwasserleiter geteilt (Abbildung 3). Im Bereich der Talmulde streichen die im Wesentlichen als Grundwasserstauer wirkenden glazilimnischen Beckenbildungen der Elster 1/2-Kaltzeit aus, sodass der aus Sanden und Kiesen bestehende obere mit dem unteren Grundwasserleiter geohydraulisch in Verbindung steht. Bedingt durch die Verengung des Fließquerschnittes im quartären Grundwasserleiter östlich der Wasserfassung kommt es im Bereich der Brunnen zum Quellaustritt des Diehsaer Wassers. Der überwiegende Teil des Einzugsgebiets der Trinkwasserfassung und des Diehsaer Wassers überschneiden sich. Nur im äußersten Südwesten des Untersuchungsgebietes streift ein kleiner Teilarm des Buchholzer Wassers das unterirdische Einzugsgebiet und ist deshalb für den Wasserhaushalt des zu bewertenden Grundwasserdargebotes mit zu berücksichtigen.

An Hand von Pumpversuchen ermittelten SCHEERBAUM [1977] (in BUCHHEIM [2003]) für den unteren Haupt-Grundwasserleiter k_f -Werte zwischen $8 \cdot 10^{-4}$ bis $2 \cdot 10^{-3}$ m/s. Die glazilimnischen Bildungen zeigen k_f -Werte von $1 \cdot 10^{-8}$ bis $1 \cdot 10^{-6}$ m/s.

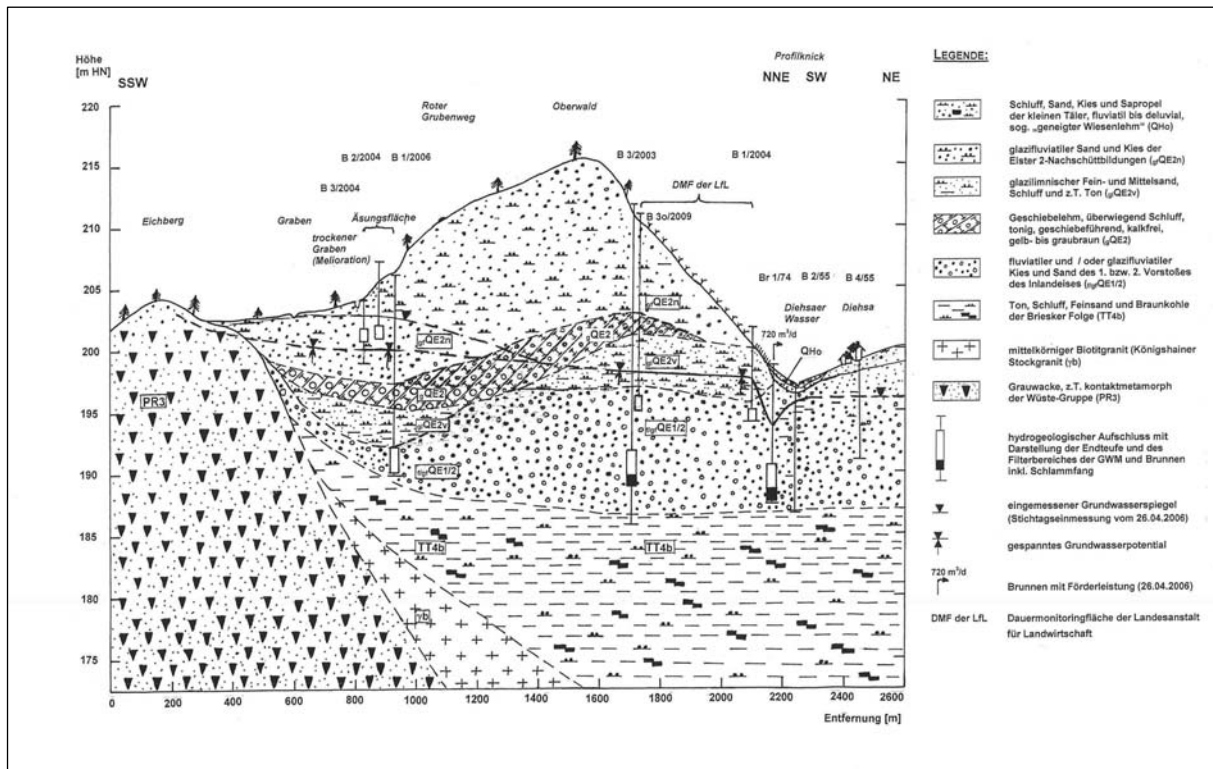


Abbildung 3: Geologischer SW-NE-Schnitt durch das Wasserschutzgebiet Diehsa

Durchgeführte Arbeiten

Die Tabelle 1 zeigt die Charakteristik der im November 2007 und Mai 2008 beprobten überwiegend vom LfULG errichteten Grundwassermessstellen. Einen Überblick über die Lage der Grundwasseraufschlüsse gibt die Abbildung 4.

Unter Benutzung einer Durchflussmesszelle erfolgte vor Ort die Bestimmung der Milieuparameter (T, pH, E_H , elektrische Leitfähigkeit, O_2 -Gehalt). Die Säure- und Basekapazität wurden im Feld titrimetrisch bis zu den pH-Werten 4,3 bzw. 8,2 bestimmt. Es erfolgte die Entnahme und die Aufbereitung der Proben für folgende Parameter:

- Hydrochemie (NH_4^+ , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , NO_3^- , NO_2^- , Cl^- , SO_4^{2-} , DIC, DOC)
- Isotopenzusammensetzung des Nitrats ($\delta^{15}N-NO_3$, $\delta^{18}O-NO_3$)
- Isotopenzusammensetzung des Grundwassers (δ^2H-H_2O , $\delta^{18}O-H_2O$)
- Isotopenzusammensetzung des gelösten Sulfats ($\delta^{34}S-SO_4$, $\delta^{18}O-SO_4$)
- Isotopenzusammensetzung des gelösten anorganischen Kohlenstoffs (DIC) ($\delta^{13}C-DIC$)
- Tritiumgehalt des Wassers.

Die Analyse der Proben erfolgte am Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung in Halle. Zusätzlich zu den oben aufgeführten Parametern wurden im November 2007 auch Proben zur molekularstrukturellen Charakterisierung des TOC entnommen. Die Durchführung der Analysen (LC-OCD) erfolgte durch das Technologiezentrum Wasser Karlsruhe, AS Dresden.

Innerhalb eines jeden Teileinzugsgebietes der drei Brunnen wurden im April und im Oktober 2008 jeweils ca. 15 Bohrstocksondierungen auf der betreffenden Teilfläche des Ackers südlich der Verbindungsstraße Waldhufen – Thräna durchgeführt. Die Probe eines Einstiches wurde in drei Teufenbereiche (0 - 30 cm, 30 - 60 cm, 60 - 90 cm) untergliedert und anschließend mit allen Proben des gleichen Teufenbereiches eines Teileinzugsgebietes zu einer Mischprobe vereinigt. Die entnommenen Proben wurden durch die Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft (Labor Leipzig) auf die Parameter N_{\min} , N_T und C_T untersucht.

Tabelle 1: Lage, Ausbaumaterial, Filterstrecke und Nitratgehalte der beprobten Brunnen und Grundwassermessstellen im Wasserschutzgebiet Diehsa

Messstelle	Lage*	Ausbaumaterial	Filterbereich [m u. GOK]	c(NO ₃ ⁻) [mg/l]	
				11/07	04/08
Br 1/74	abstromig DGL	Steinzeug	7,5 - 9,5	42.0	52.0
Br 2/74	abstromig DGL	Steinzeug	7,5 - 9,5	21.2	26.5
Br 3/03	abstromig DGL	HDPE	9,0 - 13,0	25.0	30.1
B2/97u	anderes EZG	PVC	21,0 - 23,0	60.6	n.b.
B1/03	anstromig LNF	HDPE	20,1 - 22,1	1.0	1.0
B2/03	anstromig LNF	HDPE	18,0 - 20,0	57.5	57.1
B3/03	anstromig LNF	HDPE	19,0 - 21,0	34.3	37.4
B1/04	abstromig LNF	PVC	5,0 - 6,0	116.1	128.4
B2/04	abstromig ÄF	PVC	4,0 - 5,0	26.9	35.9
B3/04	anstromig ÄF	PVC	2,3 - 3,3	30.4	42.0
B1E/05	abstromig ÄF	PVC	4,6 - 5,6	13.6	15.7
B1/06	abstromig ÄF	PVC	14,2 - 16,2	0.3	1.3
B2/06	anstromig LNF	PVC	11,2 - 12,2	10.8	10.8
B1/07	abstromig ÄF	PVC	5,5 - 6,5	5.1	9.9
B2/07	abstromig ÄF	PVC	10,5 - 12,5	1.2	2.9
B1/08o	abstromig LNF	PVC	4,0 - 5,0	-	72.1
B1/08u	abstromig LNF	PVC	8,2 - 10,2	-	69.5
B2/08u	abstromig LNF	PVC	9,0 - 10,0	-	18.9
B3/08o	abstromig LNF	PVC	4,0 - 5,0	-	38.9
B3/08u	abstromig LNF	PVC	9,0 - 10,0	-	7.4
B5/08	abstromig ÄF	PVC	5,0 - 6,0	-	71.7

* DGL = Dauergrünland; EZG = Einzugsgebiet; LNF = landwirtschaftliche Nutzfläche; ÄF = Äsungfläche

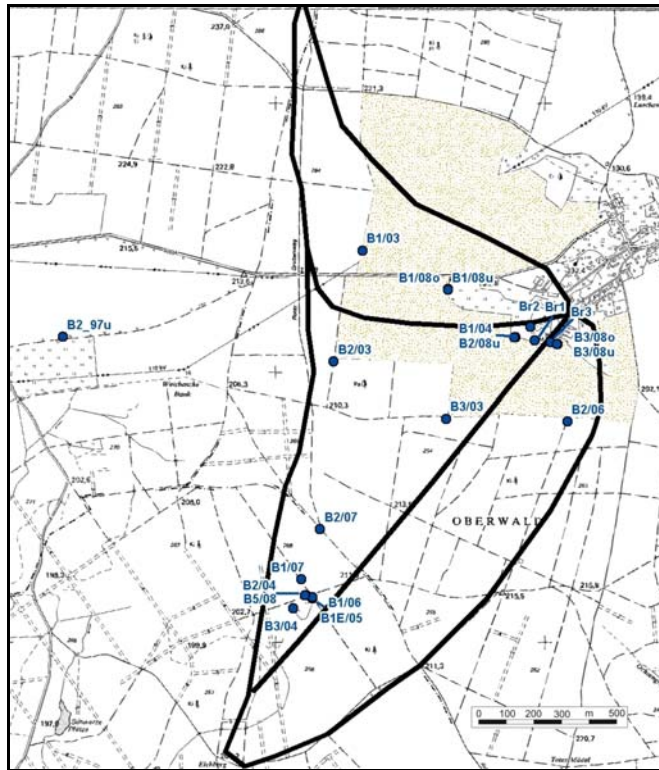


Abbildung 4: Überblick über die Lage der beprobten Brunnen und Grundwassermessstellen im WSG Diehsa (markiertes Gebiet: landwirtschaftliche Nutzfläche)

Ergebnisse

Hydrochemie

Die pH-Werte der beprobten Grundwässer liegen im schwach sauren Bereich. 18 der 21 beprobten Messstellen zeigten dabei bei beiden Probenahmekampagnen pH-Werte zwischen 5,2 und 5,9. Einzig die Messstellen B2/04, B1/06 und B2/07 weisen etwas erhöhte Werte zwischen 6,2 und 6,7 auf. Die Messstellen B1/06 und B2/07 repräsentieren dabei den Bereich des unteren Grundwasserleiters im südwestlichen Teil des unterirdischen Einzugsgebietes. Beide zeigen auch hinsichtlich der Konzentration an gelöstem Sauerstoff für das Grundwasser des Einzugsgebietes vergleichsweise niedrige Werte, wobei B1/06 als sauerstofffrei betrachtet werden kann. Eine weitere Gemeinsamkeit beider Messstellen sind ihre sehr niedrigen Nitratkonzentrationen. Die relativ oberflächennah verfilterten Messstellen B3/04 und B1/07 am Rande der Äsungsfläche zeigen in Verbindung mit den höchsten gemessenen TOC-Werten ebenfalls sehr geringe Sauerstoffkonzentrationen, was auf eine verstärkt ablaufende mikrobielle Oxidation der organischen Substanz im Bereich dieser Messstellen hinweist. In der Umgebung aller anderen Messstellen herrscht entsprechend der gemessenen Redoxpotenziale und Sauerstoffkonzentrationen ein aerobes Milieu vor.

Bei den Grundwässern in Diehsa handelt es sich um Ca-betonte Wässer mit wechselnden Sulfat- und Chloridanteilen. Die Grundwässer der Messstellen B2/04 und B1/06 weisen dagegen Hydrogenkarbonat als dominierendes Anion auf.

Hydrochemisch gesehen stellt das beprobte Wasser der Messstelle B1/03 für das Diehsaer Einzugsgebiet eine Besonderheit dar. Die gemessenen Konzentrationen bewegen sich bei beiden Probenahmen im Niveau von Regenwasser, obwohl die Messstelle in einer Tiefe von über 20 m u. GOK verfiltert ist. Somit könnte in diesem Bereich des Einzugsgebietes eine Möglichkeit für einen vergleichsweise sehr schnellen Transport des Niederschlagswassers bis in die Tiefenlage der Filterstrecke existieren. Mit ihren nur sehr geringen Sulfatanteilen, für die anderen Hauptelemente jedoch vergleichbaren Konzentrationen, setzt sich B2/97u etwas von den anderen Messstellen ab, was die in BUCHHEIM [1993] hydrodynamisch aufgezeigte Zuordnung zum benachbarten Einzugsgebiet unterstreicht (Abbildung 4).

Die in Tabelle 1 ersichtlichen Nitratkonzentrationen geben im Zusammenspiel mit der Abbildung 4 einen Überblick über die Verteilung der Nitratbelastung im Einzugsgebiet der Wasserfassung Diehsa. Im Bereich der beiden unmittelbar abstromig der Ackerfläche gelegenen Messstellengruppen B3/08o // B3/08u und B1/04 // B2/08u ist das Grundwasser im oberen Bereich des Aquifers deutlich stärker mit Nitrat belastet als im unteren Teil. Die Messstelle B1/04 zeigt dabei die höchsten Nitratgehalte des gesamten Einzugsgebietes. Für die ebenfalls unmittelbar abstromig der landwirtschaftlichen Nutzfläche gelegene Doppelmessstelle B1/08o // B1/08u kann eine eindeutige teufenabhängige Zonierung des Grundwassers hinsichtlich der Nitratbelastung nicht festgestellt werden. Beide Messstellen zeigen hohe Nitratkonzentrationen von ca. 70 mg/l. Ebenfalls hohe Nitratgehalte zeigen die beiden unmittelbar anstromig der Ackerfläche gelegenen Messstellen B3/03 (35 mg/l) und B2/03 (60 mg/l) sowie eine Messstelle unmittelbar anstromig (B3/04) und zwei Messstellen unmittelbar abstromig (B2/04, B5/08) der Äsungfläche. Die beiden in einiger Entfernung abstromig der Äsungfläche im Wald gelegenen Messstellen B1/07 und B2/07 weisen dagegen wie die unmittelbar anstromig der Ackerfläche gelegene B2/06 nur geringe Nitratkonzentrationen auf.

Über das Winterhalbjahr 2007/08 ist eine deutliche Zunahme der Nitratkonzentration bis zu 14 mg/l in den Messstellen B1/04, B2/04 und B3/04 zu beobachten (Tabelle 1), was für die beiden letztgenannten Messstellen einen Anstieg von über 20 % bedeutet. Der Anstieg der Konzentration in B1/04, B3/03, B2/03 und Br 1/74 beträgt jeweils ca. 10 %. In allen übrigen Grundwassermessstellen bleibt die Konzentration an Nitrat nahezu unverändert. Hinsichtlich der Konzentrationsänderung von Cl, Ca, NO₃ und SO₄ zeigen die Messstellen B2/03, B3/03 und B1/04 ein sehr ähnliches, wenn auch unterschiedlich stark ausgeprägtes Verhalten. Zusätzlich ist in B1/04 ein starker Anstieg der Kaliumkonzentration zu beobachten.

Ammonium und Nitrit konnten nur in den Grundwassermessstellen B3/04, B5/08 und B1/08u in geringen Konzentrationen nachgewiesen werden.

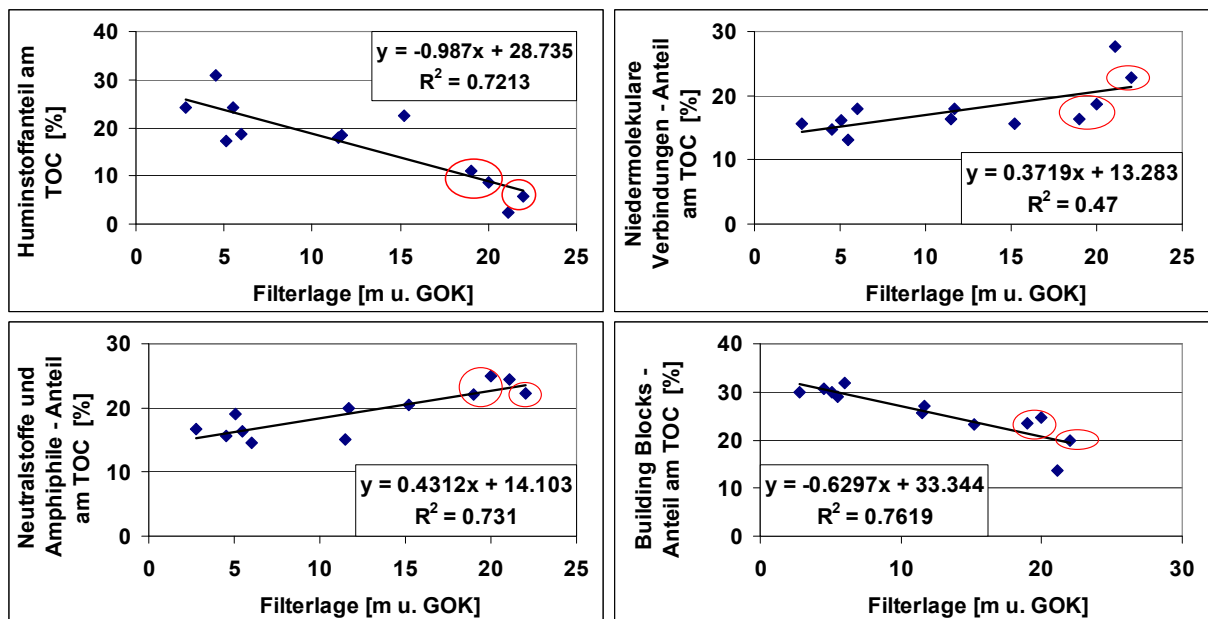


Abbildung 5: Abhängigkeit der TOC-Fractionen von der Tiefe der Filterlage im gesamten Einzugsgebiet (ohne Brunnen; mit B2/97u); rot markiert: B2/03, B3/03, B2/97u

Die gemessenen TOC-Konzentrationen liegen für die Mehrzahl der Messstellen im für Grundwässer typischen Bereich von < 1 mg/l. Die übrigen Werte bewegen sich zwischen 1 und 2 mg/l. Nur die sehr flach verfilterte Messstelle B3/04 zeigt mit bis zu 4,8 mg/l TOC für das Einzugsgebiet ungewöhnlich hohe Werte. In der Abbildung 5 sind die verschiedenen gelchromatografisch bestimmten Fraktionen des TOC über die mittlere Filterlage dargestellt. Die Brunnen, welche jeweils ein Mischwasser verschiedener Teilbereiche des Aquifers repräsentieren, wurden dabei nicht berücksichtigt. Wie zu sehen ist, zeigt die relative Zusammensetzung des TOC innerhalb (und auch außerhalb; B2/97u) des Einzugsgebietes eine teilweise sehr ausgeprägte Teufenabhängigkeit. Neben den TOC-Fractionen wurden die Molmassen der Huminstoffe bestimmt. Auch sie zeigen für eine Großzahl der Messstellen eine ausgeprägte Abhängigkeit von der Tiefe der Filterlage (Abbildung 6, links). Die Messstellen B2/03, B3/03 und B2/97u dagegen sind gekennzeichnet durch wesentlich geringere Molmassen als der zwischen den anderen Messstellen festgestellten Zusammenhang erwarten lassen würde. Zusätzlich ist im rechten Teil von Abbildung 6 die Molmasse der Huminstoffe über den Nitratgehalt aufgetragen. Abgesehen von der extreme Nitratkonzentrationen zeigenden Messstelle B1/04 scheint es auch für diese beiden Parameter einen gewissen Zusammenhang zu geben.

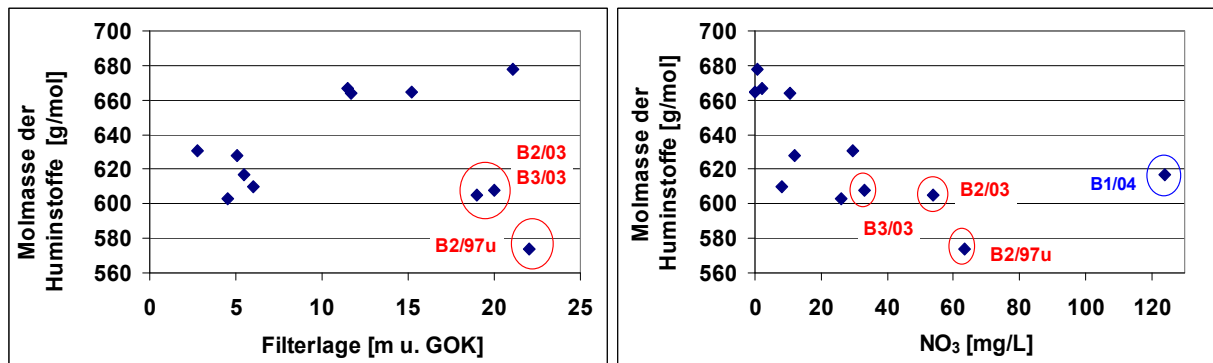


Abbildung 6: Zusammenhang zwischen der Molmasse der Huminstoffe und der Tiefe der Filterlage (links) bzw. dem Nitratgehalt (rechts)

Feststoffchemische Untersuchungen

Die Ergebnisse der feststoffchemischen Untersuchungen an den auf der Ackerfläche gewonnenen Bodenproben sind in Tabelle 2 dargestellt. Im April 2008 wurden nur sehr geringe N_{\min} -Gehalte festgestellt. Nach SONTHEIMER [1985] liegen diese etwa im Bereich für sandige Böden am Ende der Auswaschungsperiode. Im Zusammenspiel mit dem von November 2007 bis April 2008 beobachteten Anstieg der Nitratkonzentration der abstromig des Ackers liegenden Messstelle B1/04 sowie den auch oberflächennah überwiegend sandig dominierten Substraten im Diehsaer Einzugsgebiet kann von einer raschen Auswaschung des am Ende der Vegetationsperiode sich im Boden befindlichen Nitrates ausgegangen werden. Zwar stehen für eine direkte Bewertung keine Messwerte der N_{\min} -Gehalte vom Herbst 2007 zur Verfügung, jedoch geben die deutlich höheren N_{\min} -Gehalte der Herbstbeprobung 2008 einen offensichtlichen Hinweis auf das mögliche Nitratauswaschungspotenzial der Ackerfläche. Im Gegensatz zur Ackerfläche kommt es auf der Äsungsfläche über das Sommerhalbjahr 2008 zu einer geringfügigen Abnahme der N_{\min} -Gehalte innerhalb des Bodenprofils. Insgesamt ist jedoch zu konstatieren, dass N_{\min} -Gehalte über das Bodenprofil von > 50 kg/ha sowohl bei der Frühjahrs- als auch Herbstbeprobung auf der Äsungsfläche als nicht unerheblich zu bewerten sind.

Tabelle 2: Feststoffchemische Parameter der Bohrstocksondierungsproben; die Nummerierung der Teilflächen bezieht sich auf das Teileinzugsgebiet (TEZG) des entsprechenden Brunnens.

Teilfläche	Teufenbereich [m u GOK]	N _{min} [kg/ha]		N _T [%]		C _T [%]	
		04/08	10/08	04/08	10/08	04/08	10/08
TEZG Br 1/74	0,0 - 0,3	7	67,4	0,01	0,14	0,31	1,77
TEZG Br 1/74	0,3 - 0,6	9,1	34,9	0,09	0,05	1,10	0,63
TEZG Br 1/74	0,6 - 0,9	3,1	7,9	0,02	0,01	0,36	0,35
TEZG Br 2/74	0,0 - 0,3	3,6	46,6	0,01	0,12	0,29	1,41
TEZG Br 2/74	0,3 - 0,6	4,1	46,3	0,00	0,05	0,26	0,67
TEZG Br 2/74	0,6 - 0,9	6,2	23,5	0,00	0,02	0,26	0,4
TEZG Br 3/03	0,0 - 0,3	7,4	96,4	0,00	0,11	0,26	1,4
TEZG Br 3/03	0,3 - 0,6	0,9	47,1	0,01	0,05	0,25	0,63
TEZG Br 3/03	0,6 - 0,9	0,2	13,6	0,03	0,01	0,27	0,31
Äsungsfläche	0,0 - 0,3	37,2	34,3	0,18	0,18	2,49	2,69
Äsungsfläche	0,3 - 0,6	15,1	12,2	0,05	0,05	0,87	0,83
Äsungsfläche	0,6 - 0,9	13,4	6	0,04	0,02	0,64	0,36

Isotopenhydrologische Untersuchungen

In der Abbildung 7 ist die isotopische Zusammensetzung des Wassers dargestellt. Die Grundwässer gruppieren sich bei beiden Probenahmen signifikant in zwei Cluster. Bei der Zweitbeprobung im April 2008 ordnet sich die Messstelle B3/03 im größeren der beiden Cluster ein. Die Messstellen B1/04 und B1/07 dagegen verbleiben im kleineren Cluster. Möglicherweise lässt sich dieses Verhalten auf eine saisonal variierende, lokale oder generelle Aquiferstratifikation im Zusammenhang mit den Filterlagen zurückführen. Die Isotopenzusammensetzung des Sulfats kann ein gutes Hilfsmittel bei der Ermittlung der Hydrodynamik, der Stoffströme und von Umsatzprozessen (z. B. autotrophe Denitrifikation) darstellen.

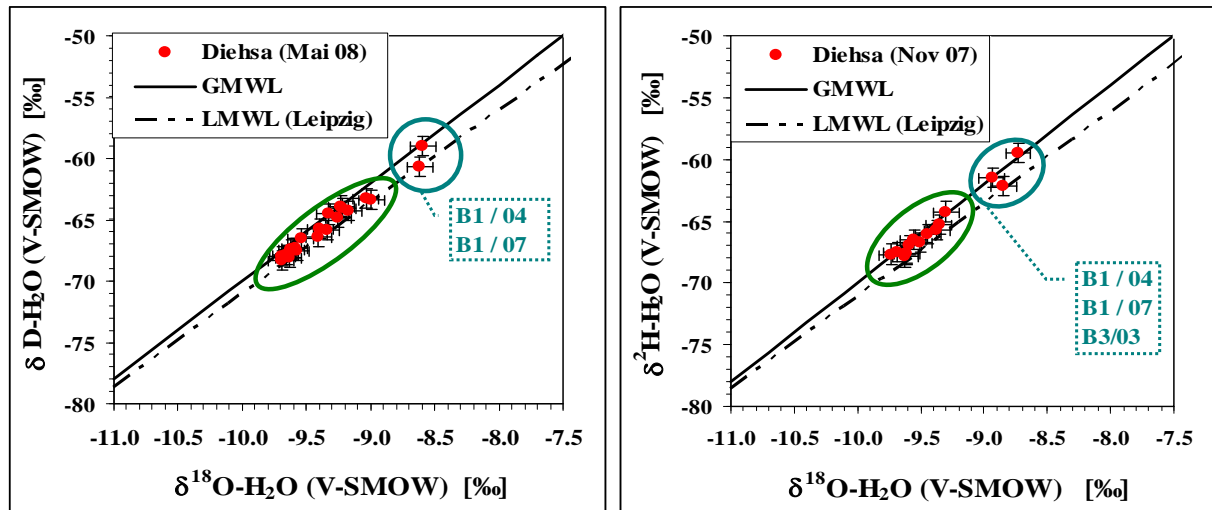


Abbildung 7: Isotopische Zusammensetzung der Grundwässer im Einzugsgebiet der Wasserefassung Dihsa (LMWL: Local Meteoric Water Line = Abweichung von der Global Meteoric Water Line an einem konkreten Standort bedingt durch räumlich variierende klimatische und geografische Parameter)

Für das WSG Diehsa ergibt sich allerdings ein wenig differenziertes Bild, d. h. die Isotopensignatur des Sulfats zeigt keine Abhängigkeit von der Sulfatkonzentration (10 – 150 mg/l) und bewegt sich für $\delta^{34}\text{S}\text{-SO}_4$ zwischen +1,8 ‰ und +7,5 ‰ und für $\delta^{18}\text{O}\text{-SO}_4$ zwischen -0,9 ‰ und +6,6 ‰. Anhand dieser Messwerte kann abgeschätzt werden, dass im gesamten Untersuchungsgebiet nur eine diffuse Sulfatquelle relevant ist. Dabei handelt es sich um im Boden gespeichertes Sulfat aus der atmosphärischen Schwefeldeposition.

Die $\delta^{13}\text{C}$ -Werte des gelösten anorganischen Kohlenstoffs zeigen eine Beeinflussung durch den pH-Wert der Grundwässer und der dadurch bedingten Speziesverteilung des DIC. Darüber hinaus spielen auch unterschiedliche Mischungsanteile von biogenem und atmosphärischem CO_2 eine Rolle.

Abbildung 8 (linker Teil) zeigt typische Bereiche der $\delta^{15}\text{N}\text{-NO}_3$ - und $\delta^{18}\text{O}\text{-NO}_3$ -Werte für Nitrat aus unterschiedlichen Quellen. Mit Hilfe dieser Darstellung ist es möglich, dass in den Grundwasserproben detektierte Nitrat potenziellen Eintragsquellen zuzuordnen. Wie zu erkennen ist, liegt die überwiegende Mehrzahl der Messstellen im Überlappungsbereich der Nitratquellen Bodenstickstoff, organischer Dünger und ammoniumhaltiger Dünger. Der hohe $\delta^{18}\text{O}\text{-NO}_3$ - Wert von +38 ‰ für die Messstelle B2/07 im Jahr 2007 liegt innerhalb des nicht in Abbildung 8 dargestellten Feldes für typische Nitrat isotopensignaturen in Niederschlägen (Bereich für $\delta^{18}\text{O}\text{-NO}_3$ zwischen +20 und +70 ‰), so dass im Zusammenhang mit der sehr niedrigen Nitratkonzentration dieser Messstelle ein hoher Anteil von Niederschlagsnitrat plausibel erscheint. Einen relativ sicheren Hinweis auf Nitrat aus anorganischem Dünger zeigen im November 2007 die Messstellen B1/07, B3/03 und B2/06 und Mai 2008 die Messstellen B1/07, B3/08u, B3/03, B2/06 und B1/03, wobei letztere aufgrund der hydrochemischen Besonderheit auch regenwasserbeeinflusst sein könnte. Der Ablauf von Denitrifikationsprozessen ist auf Grundlage der Abbildung 8 nicht nachzuweisen. Ein Zusammenhang zwischen Nitratkonzentration und Isotopensignatur des Nitrates kann nach Abbildung 8 (rechter Teil) ebenfalls nicht abgeleitet werden.

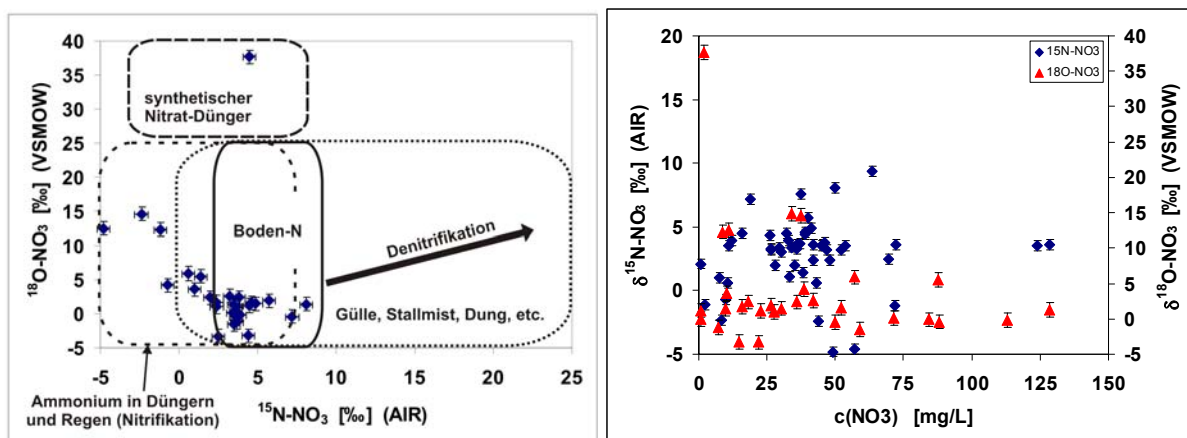


Abbildung 8: links: $\delta^{15}\text{N}\text{-NO}_3$ - und $\delta^{18}\text{O}\text{-NO}_3$ -Werte der Beprobungen vom November 2007 und Mai 2008 im WSG Diehsa mit schematischer Darstellung typischer Bereiche der $\delta^{15}\text{N}\text{-NO}_3$ - und $\delta^{18}\text{O}\text{-NO}_3$ -Werte für Nitrat aus unterschiedlichen Quellen nach KENDALL & McDONNELL [1998]
rechts: $\delta^{15}\text{N}\text{-NO}_3$ - und $\delta^{18}\text{O}\text{-NO}_3$ - Werte der Beprobungen vom November 2007 und Mai 2008 in Beziehung zur Nitratkonzentration im WSG Diehsa

Tabelle 3 enthält die am Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung bestimmten Tritiumgehalte der im Mai 2008 gewonnenen Grundwasserproben. Zusätzlich sind in Tabelle 4 die vom Labor für natürliche Radionuklide der TU Bergakademie Freiberg gemessenen Tritiumkonzentrationen der im Mai 2004 im Rahmen von Pumpversuchen gewonnenen Grundwasserproben aufgeführt. Diese Werte bilden zusammen mit den Ergebnissen der geplanten Helium/Tritium-Datierungen die Grundlage für die noch durchzuführende rechnergestützte Modellierung der Altersstruktur des Grundwassers.

Tabelle 3: Tritiumgehalte der Grundwässer im Einzugsgebiet der Wasserfassung Diehsa (Mai 2008)

Messstelle	Br1/74	Br2/74	Br3/03	B1/03	B2/03	B3/03
Tritiumgehalt [TU]	11.4 ± 1.4	13.3 ± 1.8	10.9 ± 1.1	6.7 ± 0.7	10.6 ± 1.1	11.4 ± 1.3

B1/04	B2/04	B3/04	B1E/05	B1/06	B2/06	B1/07	B2/07
7.4 ± 0.7	8.2 ± 0.8	7.8 ± 0.9	7.2 ± 0.8	6.6 ± 0.7	8.1 ± 0.9	6.9 ± 0.8	14.5 ± 1.6

B1/08o	B1/08u	B2/08u	B3/08o	B3/08u	B5/08
7.6 ± 0.8	9.9 ± 1.3	11.6 ± 1.3	10 ± 1.0	8.6 ± 1.1	7.7 ± 0.9

Tabelle 4: Tritiumgehalte der Förderbrunnen der Wasserfassung Diehsa im Mai 2004

(Quelle: Labor für natürliche Radionuklide der TU Bergakademie Freiberg)

Probe	Tritiumgehalt [TU]	Probenahmedatum
Br 1/74 (Beginn Pumpversuch)	15.9 ± 0.9	13.05.2004
Br 1/74 (Ende Pumpversuch)	15.0 ± 0.8	13.05.2004
Br 2/74 (Beginn Pumpversuch)	16.0 ± 0.9	13.05.2004
Br 2/74 (Ende Pumpversuch)	15.2 ± 0.9	13.05.2004
Br 3/57 (Ende Pumpversuch)	18.2 ± 1.0	13.05.2004
Br 3/03 (Ende Pumpversuch)	17.8 ± 1.0	13.05.2004

Zusammenfassung

Der Hauptgrund für die intensive Untersuchung der Äsungsfläche als mögliche Nitrateintragsquelle waren die hohen Nitratgehalte der Grundwassermessstellen B2/03 und B3/03. Beide Messstellen sind vergleichsweise tief verfiltert und befinden sich abstromig am Rande der Waldfläche, innerhalb derer die Äsungsfläche liegt. Die Messstelle B1/03, welche ähnlich tief verfiltert ist und ebenfalls abstromig einer (anderen) Waldfläche liegt, ist nahezu nitratfrei.

Die durchgeführten Untersuchungen und Analysen machen jedoch einen signifikanten Beitrag der Äsungsfläche zur Nitratbelastung des Wasserwerkes Diehsa entsprechend des gegenwärtigen Wissensstandes aus folgenden Gründen unwahrscheinlich:

1. Die abstromig der Äsungsfläche, jedoch anstromig von B2/03 und B3/03 gelegenen und in unterschiedlicher Tiefe verfilterten Messstellen B1/07 und B2/07 zeigen nur geringe Nitratgehalte (< 10 mg/l).

2. Falls Einträge über die Äsungsfläche maßgeblich verantwortlich wären für die Nitratgehalte in B2/03 und B3/03, müssten die Sickerwasserkonzentrationen im Bereich der Äsungsfläche zum Zeitpunkt der Infiltration um ein Vielfaches über denen der beiden Messstellen liegen, da entlang des Strömungspfades eine Verdünnung durch hydrodynamische Dispersion erfolgen würde. Alle im Bereich der Äsungsfläche zur Verfügung stehenden Werte sind bis auf wenige Ausnahmen jedoch deutlich geringer als die Gehalte in den Messstellen B2/03 und B3/03.
3. Die transversale Dispersion wäre bei der vorliegenden Hauptströmungsrichtung und der relativen Lage der Äsungsfläche und der beiden Messstellen zueinander der alleinige hydrodynamische Prozess, welcher das Nitrat von der Äsungsfläche zur Messstelle B2/03 transportieren könnte. Demzufolge sollte die Nitratkonzentration in der Messstelle B3/03, welche an Hand des Hydroisohypsenplanes in direkter Linie von der Äsungsfläche angeströmt wird, tendenziell über der von B2/03 liegen, da B3/03 nur von longitudinalen Dispersionseffekten betroffen wäre. Die gemessenen Konzentrationen in B2/03 bewegten sich seit 2004 jedoch auf ähnlichem Niveau wie die von B3/03 und liegen seit Herbst 2007 sogar deutlich darüber.
4. Die Auswertung der Ergebnisse der LC-OCD-Untersuchungen hat gezeigt, dass es signifikante Zusammenhänge zwischen der Tiefenlage der Filterstrecke und der DOC-Zusammensetzung bzw. strukturellen Merkmalen einzelner DOC-Anteile gibt. Dabei zeigen B2/03 und B3/03 ein vom allgemeinen Trend stark abweichendes Verhalten. Die in beiden Messstellen detektierte Molmasse der Huminstoffe zeigt Werte, welche im Einzugsgebiet des Wasserwerkes Diehsa sonst nur in deutlich flacheren Bereichen anzutreffen sind. Im engen Zusammenhang mit dieser Beobachtung ist auch die nach sehr ähnlichem Muster ablaufende Veränderung der hydrochemischen Zusammensetzung der Grundwässer beider Messstellen im Laufe des hydrologischen Winterhalbjahres 2007/08 im Vergleich mit der der flach verfilterten Messstelle B1/04 zu sehen. Beide Befunde, Huminstoffcharakteristik und hydrochemische Entwicklung, deuten darauf hin, dass im Bereich beider Messstellen B2/03 und B3/03 eine Wegsamkeit existiert, welche es ermöglicht, dass von der angrenzenden Ackerfläche beeinflusstes, nitratreiches relativ oberflächennahes Grundwasser vergleichsweise schnell in tiefere Bereiche des Aquifers transportiert werden kann. Für B3/03 wird diese Behauptung durch die saisonal variierende Isotopenzusammensetzung (Deuterium, ^{18}O) des Wassers unterstützt.

Auch unter der Maßgabe, dass die unter Punkt 2 und 3 aufgeführten hydrodynamischen Betrachtungen die realen Verhältnisse nur sehr vereinfacht wiedergeben, sprechen alle Ausführungen zusammen für einen nur geringen, nicht signifikanten Beitrag der Äsungsfläche zur Nitratbelastung im Wasserwerk Diehsa.

Bisher durchgeführte feststoffchemische und hydrochemische Untersuchungen zeigen, dass nur sehr wenig organische Substanz im Gesamtsystem für den Ablauf einer heterotrophen Denitrifikation zur Verfügung steht und sicherlich als limitierender Faktor für potenzielle Nitratbauprozesse angesehen werden muss. Hinweise über den Ablauf einer autotrophen Denitrifikation konnten bisher ebenfalls nicht gewonnen werden.

Zusammenfassend lässt sich somit festhalten, dass nach jetzigem Kenntnisstand die Nitratbelastung im geförderten Rohwasser des Wasserwerkes Diehsa großteils durch die Bewirtschaftung der landwirtschaftlichen Nutzflächen innerhalb des Einzugsgebietes verursacht wird und aufgrund scheinbar fehlender Abbaupotenziale im Un-

tergrund nur durch eine Quelltermminimierung verringert werden kann. Dies könnte z. B. durch ein verändertes Düngeregime, Zwischenfruchtanbau oder durch die (partielle) Umwandlung in Dauergrünland erfolgen.

Ausblick

Aus dem dargestellten bisherigen Kenntnisstand ergeben sich dennoch Informationsdefizite zur Wichtung der Relevanz der dargestellten potenziellen Nitrateintragsquellen im Einzugsgebiet der Wasserfassung Diehsa.

Hieraus und v. a. aus der Sichtweise der WRRL, deren Ziel im Erreichen eines guten mengenmäßigen und chemischen Zustandes im Grundwasser besteht, ergibt sich folgender weiterer Untersuchungs- und Handlungsbedarf:

1. Fortführung der halbjährlichen Beprobung und hydrochemischen Untersuchung relevanter Grundwassermessstellen und der Förderbrunnen
2. Wichtung des anteiligen Einflusses der Äsungsfläche auf die Gesamtnitratbelastung im unterirdischen Einzugsgebiet der Wasserfassung
3. Auswahl eines geeigneten Ansatzes für die Stickstoff- und Humusbilanzierung der Äsungsfläche
4. Auswahl von Grundwassermessstellen und Förderbrunnen für fortführende Altersbestimmungen mittels He/T-Datierung
5. Bestimmung des Nitratbaupotenzials im Grundwasser an zwei bis drei Grundwassermessstellen auf Grundlage mikrobiologischer Untersuchungen (quantitative Ermittlung der Bakterien, Ermittlung der mikrobiologischen Aktivitäten sowie Quantifizierung der Denitrifizierer, Nitrifizierer und Ammoniumoxidierer)
6. Aufbau eines hydrogeologischen Modells und Erarbeitung eines dreidimensionalen Grundwasserströmungsmodells
7. Erstellung eines Stofftransportmodells unter Nutzung der langjährigen Bewirtschaftungsdaten der landwirtschaftlichen Nutzflächen und der Stickstoffeintragsmodellierung im Bereich der Äsungsfläche im Oberwald sowie
8. Szenarienberechnungen und Vorschläge zur Minderung der Nitratbelastung im Sicker- und Grundwasser.

Literaturverzeichnis

- BUCHHEIM, CH. [2003]: „Hydrogeologisches Gutachten zur Neubemessung von Trinkwasserschutzzonen für die Fassungen des Wasserwerkes Diehsa (Niederschlesischer Oberlausitzkreis)“, unveröff. Gutachten, LiGAR Dresden GmbH, Dresden.
- HENNING, L.; SCHMIDT, W.: Untersuchungsbericht „Molekularstrukturelle Untersuchungen zu den Bindungsverhältnissen des Nitrats an Huminstoffe im Grundwasser“, Technologiezentrum Wasser (TZW) Karlsruhe, Außenstelle Dresden, Dresden, 03.03.2008.
- HORNICH, H.: Bedeutung von Wildäckern in Kombination mit Wildwiesen – Lebensraumverbesserung im Revier. Tagung für die Jägerschaft 1999. Irdning. 17.-18.06.1999.
- KENDALL, C. & McDONNELL, J.J. [1998] (Hrsg.): „Isotope tracers in catchment hydrology“, Elsevier, Amsterdam, 839 S.
- KNÖLLER, K. & STRAUCH, G. [2006]: „Isotopenhydrochemische Untersuchungen zur Klärung der Ursachen der hohen Nitratbelastung des Grundwassers im unterirdischen Einzugsgebiet der WF Diehsa / Niederschlesischer Oberlausitzkreis“, unveröff. Abschlussbericht, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, Halle (Saale).

- LAWA, LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER [1993]: „Grundwasser, Richtlinien für Beobachtung und Auswertung. Teil 3 – Grundwasserbeschaffenheit“, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Kulturbuch-Verlag, Berlin.
- LfUG [1998/99]: Geologische Karte der eiszeitlich bedeckten Gebiete von Sachsen 1:50.000 (GK 50), Blatt Niesky (2570).
- LfUG [2000]: Geologische Karte Lausitz-Jizera-Karkonosze-Mittelblatt, M.:100.000, Freiberg. 1. Auflage. 2000.
- Lithofazieskarte Quartär, Blatt Niesky, Maßstab 1:50.000. VEB Geodäsie und Kartografie, Kartografischer Dienst, Potsdam, 1974.
- MACHELEIDT, W.; GRISCHEK, T.; RICHTER, A. et al.: Abschlussbericht „Untersuchung zu den Auswirkungen von Schutzmaßnahmen nach der Sächsischen Schutz- und Ausgleichsverordnung (SächsSchAVO) vom 2. Januar 2002 auf die Grundwasserbeschaffenheit in Wasserschutzgebieten“, LfUG Dresden, Aktenzeichen: 13-8802.3522/69-2. Dresden. 15.11.2005.
- SCHEERBAUM, M. [1977]: „Ergebnisbericht Hydrogeologische Detailerkundung Diehsa“, unveröff. Gutachten, Hydrogeologie Nordhausen, AS Dresden, Dresden, 30.09.1977.
- SONTHEIMER, H. & ROHMANN, U. [1985]: „Nitrat im Grundwasser“, Druckerei G. Braun GmbH, Karlsruhe, 469 S.
- WALTHER, W. [2005]: Diffuse Belastung des Grundwassers, Werkzeuge zur Bewirtschaftung unter Berücksichtigung des Stickstoffumsatzes. Zbl. Geol. Paläont., Teil 1, Heft 1/2, S. 175-195. Stuttgart. Februar 2005.

2 Stand der Bearbeitung des Vorhabens "Erstellung eines digitalen Hydroisohypsenplanes für den oberen Lockergesteinsgrundwasserleiter auf dem Territorium von Sachsen im Maßstab 1: 50.000"

Dr. Robert Böhnke, Steffi Foberig; FUGRO-HGN GmbH, Niederlassung Torgau

Heiko Ihling; Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

Das Sächsische Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) beabsichtigte, zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) im Grundwasserbereich einen digitalen Hydroisohypsenplan für Sachsen erstellen zu lassen. Die im Rahmen eines Werkvertrages von FUGRO-HGN GmbH (FHGN) ausgeführten Arbeiten sind Bestandteil des LfULG-Vorhabens „Fortschreibung von Methoden, Basisdaten und Ergebnisse des FuE-Projektes Atlas der diffusen Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer“. Die Ergebnisse sollen dem Ausbau und der Implementierung des Modells „Stoffbilanz“ für Wirkungsabschätzungen der Umsetzung von Maßnahmen mit WRRL-Bezug auf Stickstoff- und Phosphoreinträge in Grund- und Oberflächenwasserkörper dienen. Die Modifizierung des Methodikansatzes ist über die Berechnung der Verweilzeiten im Lockergesteinsbereich unter Berücksichtigung der Abstandsgeschwindigkeiten und Fließwege im oberen Grundwasserleiter (GWL) geplant. Hierzu ist die Nutzung der digitalen Grundwasseroberfläche als wesentlicher Eingangsparameter von prioritärer Bedeutung.

Außerdem wird der digitale Hydroisohypsenplan von Sachsen für die anstehenden Arbeiten im Rahmen der Monitoringprogramme und zukünftig auch für die Maßnahmen- und Bewirtschaftungsplanung im Grundwasserbereich gemäß WRRL benötigt. So können auf Grundlage eines fundiert erstellten Hydroisohypsenplanes die Zustrombereiche zu den Grundwassermessstellen der WRRL-Messnetze bestimmt sowie die Zuordnung der Messstellen zu Belastungsbereichen für punktuelle und diffuse Stoffeinträge begründet und nachvollziehbar redigiert werden.

Festlegung des Bearbeitungsgebietes

Auf Basis von vorliegenden aktuellen digitalen und analogen Hydroisohypsenplänen sowie des Hydrogeologischen Kartenwerkes der DDR 1:50 000 (HK50 /3/) ist ein flächendeckender Hydroisohypsenplan von Sachsen zu erstellen. Dargestellt werden soll die aktuelle Hydrodynamik im Lockergesteinsbereich bezogen auf den oberen wasserwirtschaftlich genutzten Hauptgrundwasserleiter. Ausgehend von der Aufgabenstellung gemäß Leistungsbeschreibung war zunächst eine Abgrenzung des Bearbeitungsgebietes vorzunehmen.

Das Bearbeitungsgebiet zur Kartierung der Hydroisohypsen für den oberen Lockergesteinsgrundwasserleiter, wo Hydroisohypsenpläne bereits vorliegen oder aus fachgutachterlicher Sicht neu konstruiert werden können, wird im Wesentlichen auf den Bereich der kartierten Blätter der GK 50 eingegrenzt /2/. Die Hydroisohypsen werden für den gesamten Lockergesteinsbereich dargestellt, einschließlich der pleistozänen Rinnenstrukturen, des Randpleistozäns und der größeren Flusstäler.

Zur Visualisierung der Verbreitung von Lockergesteins- und Festgesteinseinheiten innerhalb Sachsens grenzt die in der folgenden (Abbildung 1) dargestellte rote Linie die geschlossene Verbreitung des oberen Lockergesteinsgrundwasserleiters von den angrenzenden Festgesteinsauftragungen ab. Grundlage für die Abgrenzung der Lockergesteinsablagerungen vom Festgesteinsbereich bildet die Grenze Lockergestein/Festgestein der HyK 200 (BGR) und die Verbreitungsgrenzen der GÜK 400 (LfULG) sowie die Grundwasserstockwerksgliederung nach HK50.

In den Bereichen mit Festgesteinsverbreitung ist eine Darstellung von Hydroisohypsen nicht immer realisierbar, da die Grundwasserführung hier bevorzugt auf geomorphologisch bedingten Abflussbahnen bzw. geohydraulisch günstig beschaffenen lithostratigraphischen Einheiten (z. B. Hangschuttdecke, deluviale Sedimentablagerungen der kleinen Täler, Auflockerungs- und Zersatzbereich des Festgesteins) sowie tektonisch und hydrochemisch beanspruchten bzw. beeinträchtigten Festgesteinsbereichen gebunden ist.

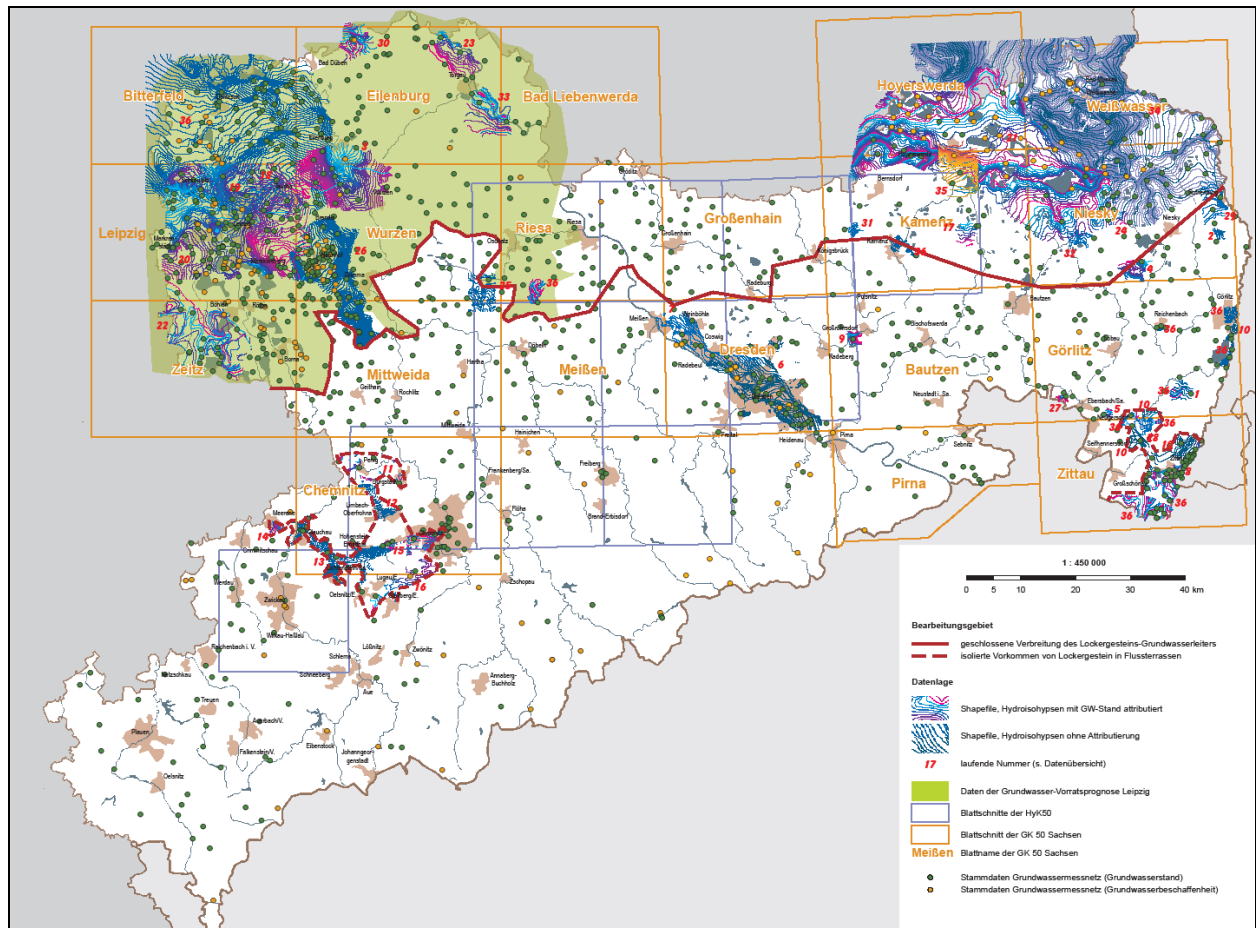


Abbildung 1: Darstellung der digitalen Datengrundlagen und Abgrenzung Bearbeitungsgebiet

Die kartografische Darstellung in Abbildung 1 vermittelt einen Eindruck über die georäumliche Verteilung der digitalen Daten. Danach ist die inhomogene Verteilung der Daten sichtbar, in einigen Bereichen liegen mehrere redundante oder auch unterschiedliche Informationen übereinander, für andere Bereiche hingegen fehlen Informationen.

Bearbeitungskonzeption/Methodik

Datenprüfung und -recherche

In einem ersten Arbeitsschritt wurden die vom LfULG übergebenen Daten einer eingehenden Prüfung unterzogen. Diese Informationen zu vorhandenen Hydroisohypsenplänen im Land Sachsen sind zuvor dem LfULG von nachgeordneten Umweltbehörden, Bergbaubetreibern, Wasserversorgern, Ingenieurbüros und Dritten überlassen worden. Die Datenlieferung setzte sich aus digitalen Vektordaten unterschiedlicher Formate und gescanten

Rasterdaten zusammen. Das Ziel, eine digitale Grundwasseroberfläche für das Bearbeitungsgebiet Land Sachsen unter Nutzung dieser Daten zu erstellen, bedingt vor allem eine Einzelprüfung hinsichtlich folgender Kriterien:

- Georeferenzierung
- Verfügbarkeit der Information über den Grundwasserstand
- Datenformat.

Nach einer umfassenden Recherche aller digitalen und analogen großräumigen Darstellungen zur Grundwasserdynamik in Sachsen wurden diese einer Prüfung und Bewertung der Zuverlässigkeit, zeitlichen und inhaltlichen Relevanz zur Nutzung für die Zielstellung unterzogen, in ein einheitliches Datenformat konvertiert (shape), einheitlich georeferenziert (Lagebezug), strukturiert sowie geometrisch und attributiv homogenisiert.

An diese eher technische Datenprüfung schloss sich nun die inhaltliche Bewertung an. Auf der Grundlage des vorselektierten Datenbestandes erfolgte an denjenigen Stellen, wo Hydroisohypsen von verschiedenen übereinander liegenden Grundwasserleitern vorlagen, eine fachliche Auswahl des relevanten oberen Haupt- bzw. Hangendgrundwasserleiters.

Digitalisierung analoger Hydroisohypsenpläne

Nach technischer und inhaltlicher Homogenisierung der übergebenen und in den Archiven des LfULG und von FHGN recherchierten Daten müssen zur Vervollständigung der Gebietsabdeckung analog vorliegende Hydroisohypsenpläne bzw. das Hydrogeologische Kartenwerk der DDR (HK50) regional digitalisiert werden.

Da dieses Kartenwerk eine in sich geschlossene, homogene Informationsbasis darstellt, wurden die relevanten Kartenblätter bereits zu Beginn der Bearbeitung gescannt und georeferenziert. Damit waren sie auch als Hintergrundinformation im Selektions- und Angleichungsprozess verfügbar. Die Informationen der HK50 /3/ wurden insbesondere in den Bereichen mit Datenlücken und in Gebieten ohne Informationen zu Hydroisohypsen (Übergangsbereich Locker-/Festgestein, Flusstäler) verwendet.

Bei zahlreichen Berichten, Gutachten und Dokumentationen liegen lediglich analoge Hydroisohypsenpläne vor, dies betrifft v. a. Hydrogeologische Gutachten im Rahmen der Neubemessung von Trinkwasserschutzzonen, Grundwasservorratsprognosen, Altlastengutachten und Grundwassermonitoringberichte. Die Mehrzahl dieser lokalen Grundwassergleichenpläne ließ sich über eingedruckte Koordinatennetze einpassen. Nur in wenigen Fällen erfolgte die Geopositionierung durch einen Situationsabgleich der topographischen Grundlage.

Prüfung und Anpassung auf Basis der Datenbank WINSTYX

Im Datenspeicher WINSTYX des LfULG liegen die Stammdaten und Hauptwerte der Grundwassermessstellen des Landesmessnetzes vor (Abbildung 1). Nach Übernahme der für den oberen Hauptgrundwasserleiter zutreffenden Messstellen aus der WINSTYX-Datenbank für einen Wasserspiegel entsprechend MQ-Verhältnissen wurden die stichtagsbezogenen Hydroisohypsen an die MW-Werte angeglichen. In den Tälern wurden die Daten für einen Wasserspiegel entsprechend MQ-Statistik mit den Vorflutniveaus der zutreffenden Hauptvorfluter im Gebiet überprüft und ggf. aktualisiert. In Bereichen fehlender Darstellung wurden Hydroisohypsen konstruiert.

Unter Berücksichtigung der Messdaten aus WINSTYX wurde eine Angleichung der Hydroisohypsen an die entsprechenden statistischen Wasserspiegelwerte vorgenommen (Abbildung 2). Eine Anpassung der Wasserspiegel an MW der Messstellen des Landesmessnetzes konnte nur dann erfolgen, wenn die Beobachtungsreihen bzw. berechneten Mittelwerte für lange Zeiträume bis zum Erstellungsdatum vorlagen (zumeist Jahresreihe 1970 bis 2007).

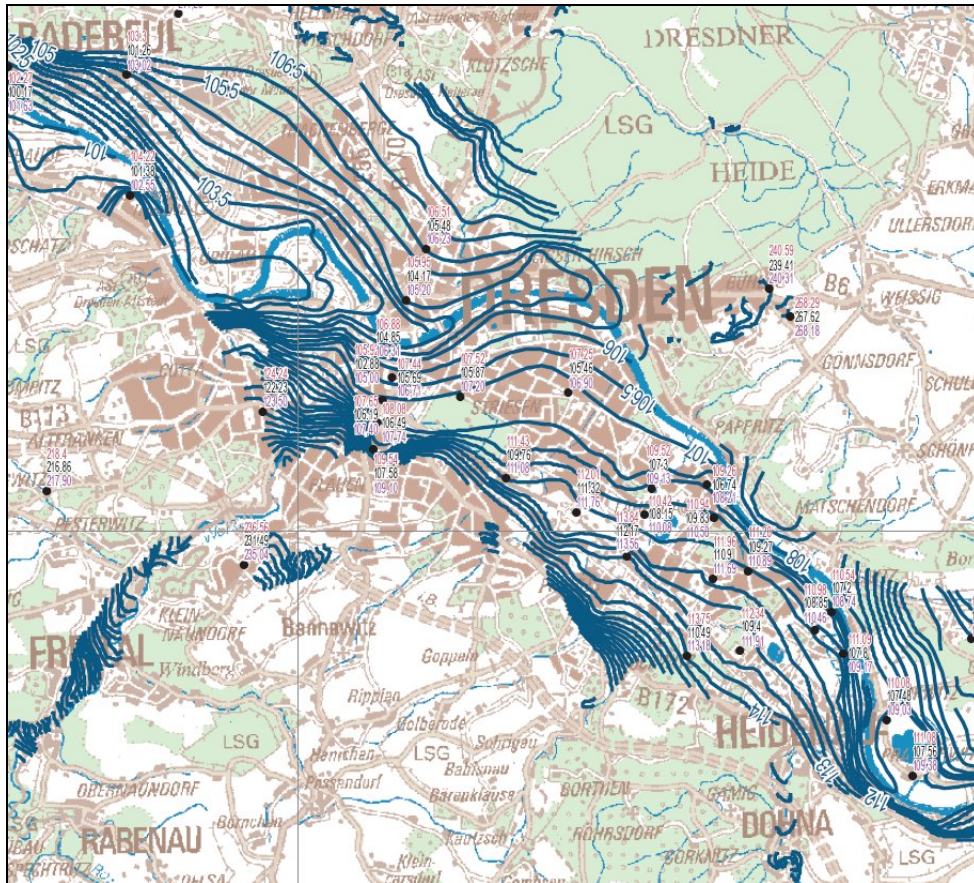


Abbildung 2: Hydroisohypsenplan im Bereich des Dresdner Elbtales mit Hauptwerten (MHW, MNW, MW)

Für eine Übertragung von Werten in nicht aufgeschlossene Bereiche und flächendeckende Hydroisohypsen-darstellung reichen die Hauptwerte (statistische Maßzahlen) der vorhandenen Grundwassermessstellen zumeist nicht aus. Bei der Ergänzung des Hydroisohypsenplanes wurde von der Nutzung automatischer Tools (z. B. Surfer) abgesehen, da erfahrungsgemäß die Zahl der notwendigen Stützstellen so groß sein muss, dass eine Konstruktion durch einen regional erfahrenen Hydrogeologen zielführender ist.

Ergebnisse

Konstruktion regionaler Hydroisohypsenpläne

Auf Grundlage von vorliegenden aktuellen digitalen sowie übergebenen und recherchierten analogen Hydroisohypsenplänen soll die aktuelle Grundwasserdynamik im Lockergesteinsbereich von Sachsen bezogen auf den oberen wasserwirtschaftlich genutzten Hauptgrundwasserleiter dargestellt werden. Zur notwendigen Aktualisierung der Grundwasserdynamik in Gebieten mit geringer oder fehlender Datenbasis bildeten die digitalisierten

Hydroisohypsen des Hydrogeologischen Kartenwerkes der DDR (HK50) eine wesentliche Grundlage für die Synthese der regionalspezifischen Pläne zur Erstellung des gesamtsächsischen Hydroisohypsenplanes.

Zunächst erfolgte die Konstruktion von Isohypsen sowie die fachliche Prüfung und Randanpassung vorhandener Einzelprojekte in den einzelnen Bearbeitungsgebieten/Regionen: NW-Sachsen, Riesa-Großenhain, Elbtal zwischen Meißen und Pirna, Ostsachsen und Chemnitz. Die Darstellung der Hydroisohypsen erfolgte dabei für den Lockergesteinsbereich bis einschließlich des Übergangs zum Festgestein (Randpleistozän).

Wichtigste Grundlage für die Erstellung regionaler Hydroisohypsenpläne waren die vorliegenden digitalen Daten aus der Grundwasservorratsprognose (GWVP) Leipzig und den Kartierungen der HyK50 Sachsen bzw. der Grundwassergeschützteitskartierung im Maßstab 1:50.000 (Abbildung 1). Dazu kamen vorhandene analoge Karten der Hydroisohypsen, insbesondere aus der HK50 /3/.

Unter Berücksichtigung der Messdaten aus WINSTYX wurde eine Angleichung der Hydroisohypsen an die entsprechenden statistischen Wasserspiegelwerte (Mittelwasserverhältnisse) vorgenommen. Da die Messnetzdichte der WINSTYX-Messstellen sehr unterschiedlich ist und z. T. große Flächen nicht belegt sind, war zur Plausibilitätsprüfung die Einbeziehung der Vorflutniveaus der vorhandenen Hauptvorfluter und der morphologischen Gegebenheiten zu beachten. In Bereichen mit fehlenden Darstellungen erfolgte die ergänzende Konstruktion von Hydroisohypsen zur Verdichtung bzw. Lückenfüllung. In reliefabhängig stark bewegten Bereichen besonders in den Übergangsbereichen zum Festgestein bzw. in sehr engen Flusstälern war eine Darstellung der Hydroisohypsen maßstabsbedingt nicht in Einmeter-Intervallen möglich.

Eine beispielhafte Darstellung der Grundwasserdynamik des Lockergesteinsgrundwasserleiters in Nordwestsachsen, zwischen Mulde, Festgesteinsauftragungen und den Landesgrenzen Thüringen und Sachsen-Anhalt erfolgt in Form eines Detailplanes in Abbildung 3.

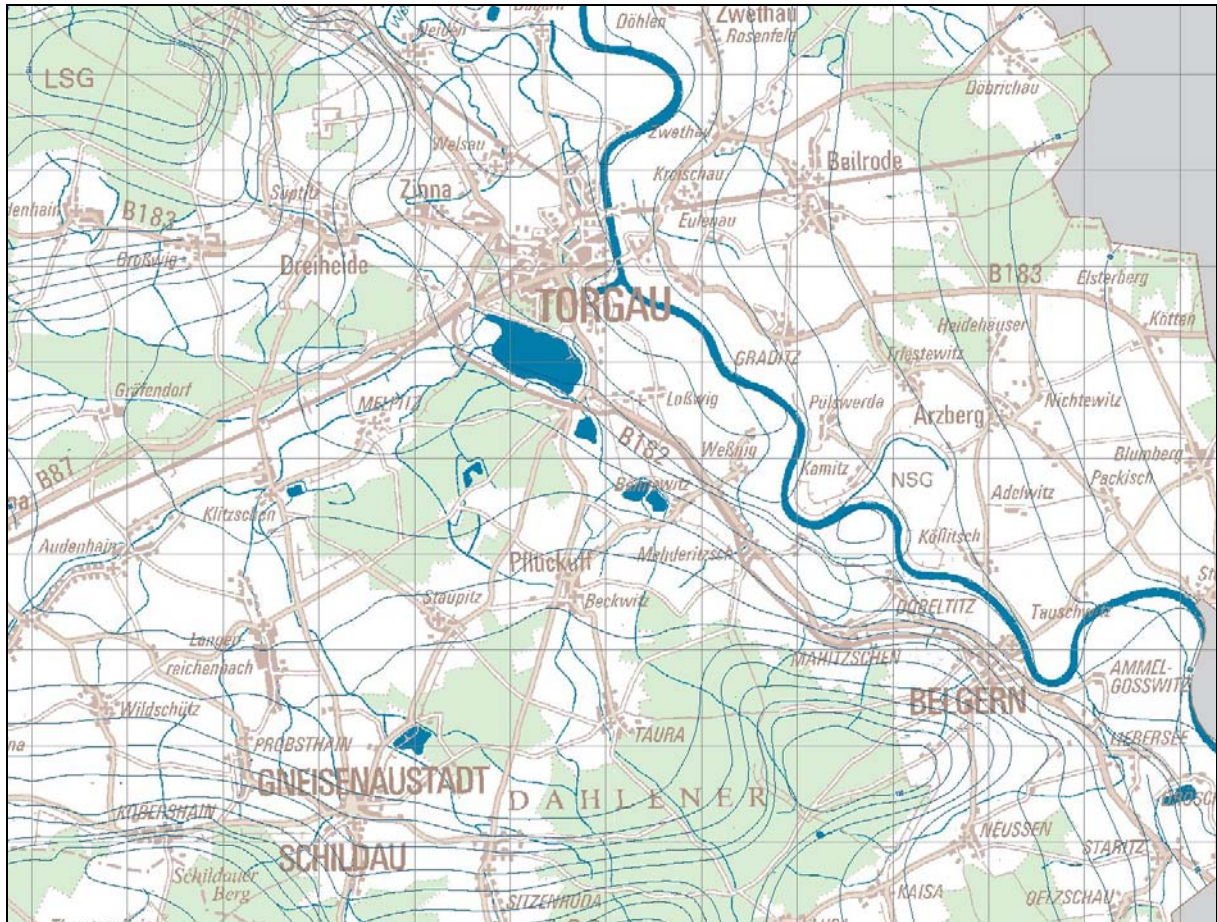


Abbildung 3: Detailplan der Grundwasserdynamik in der Region Nordwestsachsen

Randanpassung und Integration in einen gesamtsächsischen Plan

Während der Erstellung der regionalen Hydroisohypsenpläne wurde bei jedem Bearbeitungsschritt darauf Wert gelegt, eine geometrische und inhaltlich-fachliche Angleichung der Daten vorzunehmen. So konnten die Teildatenbestände der einzelnen Bearbeitungsgebiete (Regionen) problemlos in einen Gesamtdatenbestand zusammengeführt werden. An den Trennlinien sind im Zuge der Randanpassung kleinere Linienstücke nochmals überarbeitet und zusammengefügt worden. Abschließend erfolgte eine visuelle Überprüfung des Gesamtplanes. Dabei wurden sowohl die Geometrie der Linien als auch deren Attributierung einer Plausibilitätskontrolle unterzogen. Die Attributierung wurde dabei durch automatische Generierung von Isolinienzahlen sichtbar gemacht.

Die Randanpassung an die Nachbarbundesländer Sachsen-Anhalt und Brandenburg stellt einen arbeitstechnisch relativ aufwändigen Arbeitsschritt dar, der andererseits großräumig die Isoliniendarstellung in den Randbereichen von Sachsen stützt. Für beide genannten Randbereiche hat FHGN in den letzten Jahren die digitalen Grundlagen erarbeitet, wie das Grundwasserkataster Sachsen-Anhalt und die Grundwasserdargebotsprognose Südteil Brandenburg.

In den Tagebauabschnitten Nordwest- und Ost Sachsens wurden die aktuell vorliegenden Bergbauunterlagen der Tagebau- und Sanierungsbergbauunternehmen verwendet. Für den Bereich Ost Sachsens decken die übergebe-

nen digitalen Hydroisohypsenpläne auch den angrenzenden Bereich des Landes Brandenburg ab. Hier war eine Randanpassung nicht mehr erforderlich.

Die überarbeiteten und im Gesamt-Hydroisohypsenplan für Sachsen vorliegenden Datensätze können keine direkten Verbindungen im Sinne einer großräumigen Stichtagsmessung mit einer einheitlichen durchgängigen Bearbeitungsgrundlage darstellen. Sie zeigen vielmehr eine synoptische Zusammenschau vieler zeitlich differierender Zustände. Dessen ungeachtet ist im Rahmen der Bearbeitung unter Berücksichtigung von vergleichbaren Grundwasserleitern und verbindenden Messwerten sowie unter Beachtung relevanter hydraulischer Randbedingungen versucht worden, logische Verbindungen zu schaffen. Als Randbedingungen sind hierbei bergbauliche Absenkungstrichter bzw. Restlochwasserstände, Absenkungstrichter von Förderbrunnen zur Rohwassergewinnung und Vorfluter, aber auch Grundgebirgsauftragungen sowie ober- und unterirdische Einzugsgebietsgrenzen zu beachten. Das betrifft insbesondere Bereiche des Randleistozäns. Ein Hydroisohypsenplan basiert auf der Interpolation von gemessenen Grundwasserpotenzialen unter Berücksichtigung von hydrogeologischen Randbedingungen (Verbreitung des GWL, Wechselwirkung Grundwasser/Oberflächenwasser, Kommunikation mehrerer GWL usw.), ist also stets auch ein Interpretationsergebnis unter Zugrundelegung geologischer Bezüge. Der einheitliche Hydroisohypsenplan wurde unter Berücksichtigung dieser Grundsätze erstellt und repräsentiert den momentan aktuellen Stand für das Territorium Sachsens (Abbildung 4).

Im Ergebnis der Bearbeitung entstanden folgende Unterlagen:

- Digitaler Hydroisohypsenplan Sachsen 1:50 000 (Isolinienabstände 1 m bzw. 2 oder 5 m) im mxd-Format und als ESRI shape file,
- Digitale Grundlagenisohypsenpläne der einzelnen Bearbeitungsgebiete,
- 50 m x 50 m Rasterdaten der Grundwasseroberfläche,
- Bericht zu den verwendeten Daten, analogen Grundlagen und der Umsetzung (Methodik).

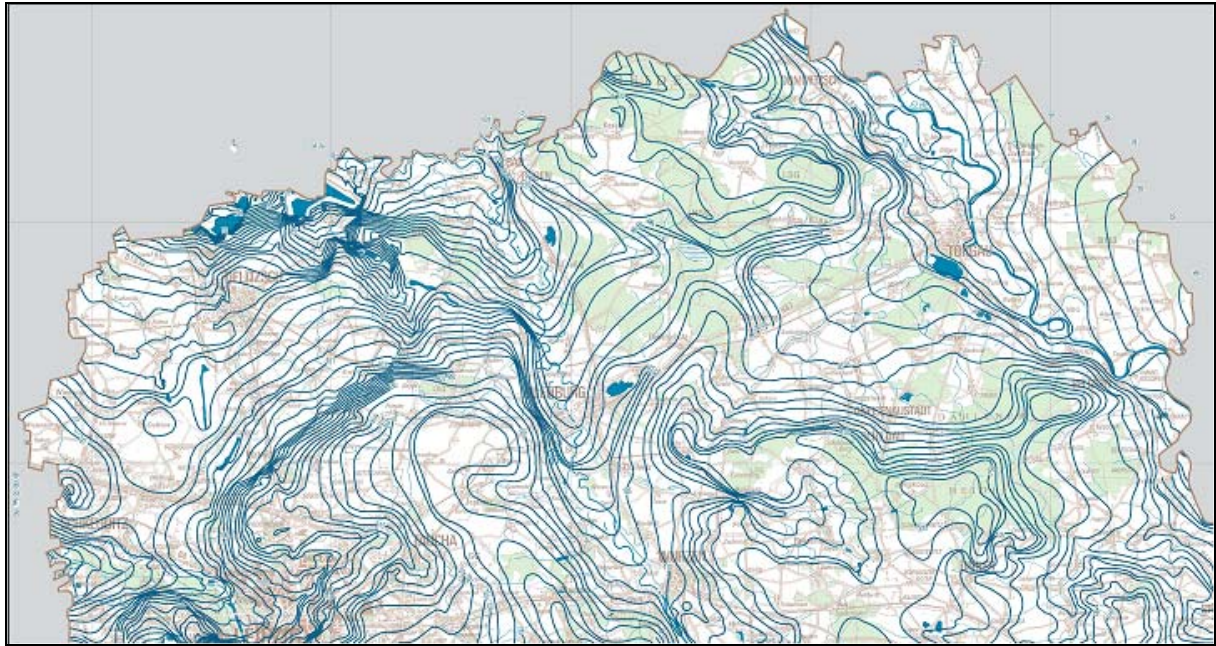


Abbildung 4: Ausschnitt aus dem gesamtsächsischen Hydroisohypsenplan

Überführung der Hydroisohypsen in Rasterdaten

Für die Berechnung eines äquidistanten Rasters (Modellraster 50 m x 50 m) aus den Isoliniendarstellungen kam die Software „Golden Software Surfer8“ und der Spatial Analyst (Extension zu ArcView) zum Einsatz. Durch die geforderte Rasterweite von 50 m x 50 m können bei dicht liegenden Hydroisohypsen mit großem Gefälle Sprünge zwischen benachbarten Rasterzellen entstehen.

Entsprechend ihrer flächenmäßig zusammenhängenden Verbreitung erfolgte die Rasterberechnung in mehreren Teilbearbeitungsgebieten, innerhalb derer die Grundwasseroberfläche mittels der natural-neighbor-Methode interpoliert wurde. Die so entstandenen Teilbereichs-Grids wurden anschließend zu einem Gesamtgrid montiert (Abbildung 5), indem zur korrekten Abbildung der Oberflächen-Standgewässer eine Überarbeitung auf Grundlage der ATKIS-Daten erfolgte.

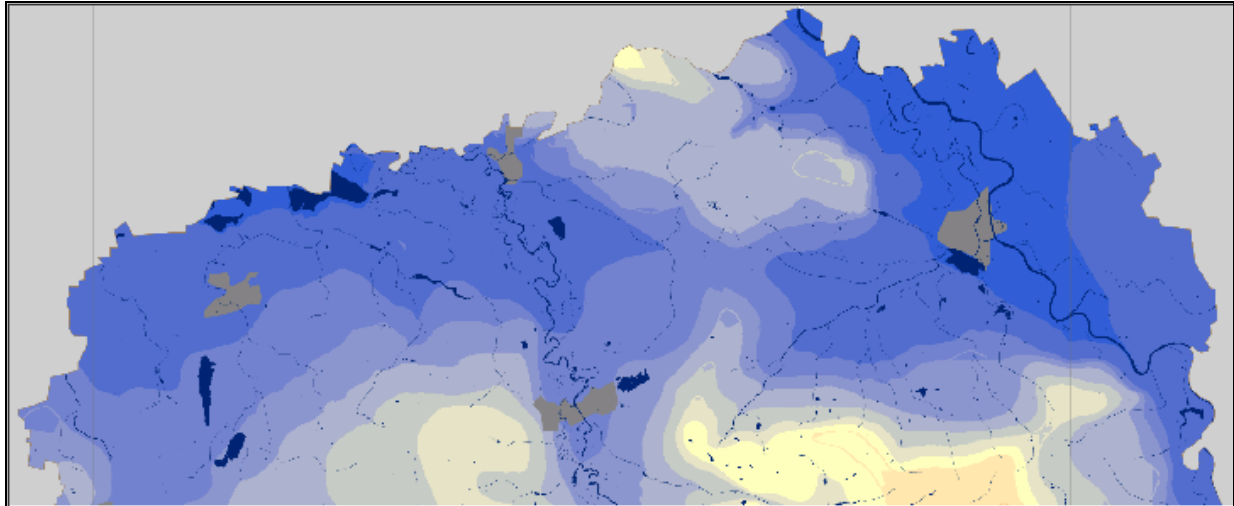


Abbildung 5: Darstellung der Grundwasseroberfläche auf Basis der Rasterdaten

Ausblick

Problematisch bei der Konstruktion von Hydroisohypsen in Nordwestsachsen (Südraum Leipzig) und Ostsachsen (Lausitz) sind die Gebiete mit aktivem Bergbau und Altbergbau. Die in diesen Bereichen liegenden Braunkohle-tagebaue werden teilweise geflutet (Sanierungsbergbau) bzw. abgebaut (aktiver Tagebau). Die Entwicklung in diesen Gebieten ist zurzeit noch nicht abgeschlossen, der Grundwasserwiederanstieg mit Flutung der Tagebau-restlöcher vollzieht sich weiterhin. Damit stellen die Hydroisohypsenpläne keinen unbeeinflussten natürlichen Zustand des GW-Strömungsregimes dar, sondern nur Zwischenzustände bis zum stationären Endzustand der GW-Potenziale bzw. des neu zu definierenden bergbaulich unbeeinflussten Zustands. Eine Darstellung bezogen auf einen mittleren Mittel- oder Hochwasserwert (MMW/ MHW) ist daher zum heutigen Zeitpunkt nicht möglich und sinnvoll. Die vom Landesmessnetz beobachteten Messstellen bzw. gemessenen Grundwasserstände sind ebenfalls durch die anthropogene Beeinflussung überprägt.

In den genannten Bergbaugebieten konnte lediglich die Linienführung der Hydroisohypsen anhand der vorliegenden Messwerte auf Plausibilität geprüft werden. Gegebenenfalls vorliegende Unstimmigkeiten in Absenkungs- bzw. Flutungsbereichen konnten nicht überprüft werden, da die Ausgangsdatenlage in diesen Bereichen nicht eindeutig beschrieben war. So wurden von den Bergbauunternehmen ausschließlich Hydroisohypsenpläne anhand von Modell- bzw. Prognoserechnungen übergeben, woraus die tatsächliche Datenabdeckung und -grundlage (Stichtagsmessung) der Isolinienkonstruktion nicht ersichtlich ist.

Für die weitere rechentechnische Bearbeitung und Nutzung der Ergebnisse des Hydroisohypsenplanes (Rasterdaten) zur Qualifizierung des Modells „Stoffbilanz“ sind die in Kuppen- und Senkenbereichen aufgrund des verwendeten Interpolationsverfahrens zur Rasterzellenberechnung festgestellten Oszillationen in den Daten weitgehend zu beheben.

Folgende Aufgaben stehen im Rahmen der Präzisierung der Rasterdaten der Grundwasseroberfläche im Bereich des Hydroisohypsenplanes Sachsen an:

- Überarbeitung der Kuppenbereiche mit Plateaubildung in Form von Digitalisierung zusätzlicher Stützstellen (Punkte bzw. Linien) zum Erzwingen eines Grundwasserflusses auf den Plateaus

- Überarbeitung der Kuppenbereiche durch Digitalisierung zusätzlicher Stützstellen (Punkte bzw. Linien) zur Beseitigung von Oszillationen, die infolge der Anwendung des Interpolationsverfahrens entstehen
- Weitestgehende Überarbeitung von Plateaubildungen in Hydroisohypsen Schleifen durch Digitalisierung zusätzlicher Stützstellen (Punkte bzw. Linien) oder auch durch Löschung/Wertveränderung von Isohypsen (die in der Regel aus den digital/analog vorliegenden Hydroisohypsenplänen stammen und u. a. konkrete Bewirtschaftungen des Grundwassers zu bestimmten Zeiten repräsentieren). Diese Plateaus treten in der Regel bei großen Hydroisohypsen schrittweiten (5 m) und ungleichförmigen Isohypsenverlauf auf. Diese Überarbeitung kann nur durch iterative Annäherung an das gewünschte Resultat erfolgen.
- Neuberechnung des Rasters der Grundwasseroberfläche aus dem bestätigten Hydroisohypsenplan unter Einbeziehung der oben beschriebenen Überarbeitung

Unter Plateaubildung wird in dem hier beschriebenen Zusammenhang das Fehlen von einem Grundwassergefälle zwischen benachbarten Zellen des Rasters der Grundwasseroberfläche verstanden.

Literatur

- [1] FUGRO-HGN (2009): Abschlussbericht "Erstellung eines digitalen Hydroisohypsenplanes für den oberen Lockergesteinsgrundwasserleiter auf dem Territorium von Sachsen im Maßstab 1 : 50 000". – Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie LfULG, unveröff. Torgau.
- [2] GK50 LFUG (1994 - 1999): Geologisches Kartenwerk der eiszeitlich bedeckten Gebiete von Sachsen 1 : 50 000, LfUG Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.); Dresden.
- [3] HK50 ZGI (1982 - 1985): Hydrogeologisches Kartenwerk der DDR (HK50); M 1 : 50 000, ZGI Zentrales Geologisches Institut (Hrsg.); Berlin.

3 Statistische Auswertung SALKA-Zahlen 2009

Sabine Gruhne; Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

Im Sächsischen Altlastenkataster (SALKA) werden die seit 1991 erhobenen Daten zu altlastverdächtige Flächen, Altlasten und sanierte Altlasten gespeichert. Auf der Grundlage dieser Daten erfolgen die statistischen Auswertungen. Im Folgenden werden ausgewählte Zahlen vorgelegt, die auf dem Datenbestand April 2009 basieren.

Erfassung

Die Entwicklung der Anzahl der in Sachsen erfassten Flächen gegliedert nach Altablagerung, Altstandort sowie Militärische und Rüstungsaltslasten ist in der Abbildung 1 ersichtlich. Die rückläufige Tendenz resultiert aus dem Ausscheiden von Flächen auf Grund des ausgeschlossenen Gefährdungspotenzials und von Sanierungen. Sie ist aber auch auf die Bereinigung des Datenbestandes von Doppel- oder Fehlerfassungen zurückzuführen (1998, 2003/04 bzw. 2008/09).

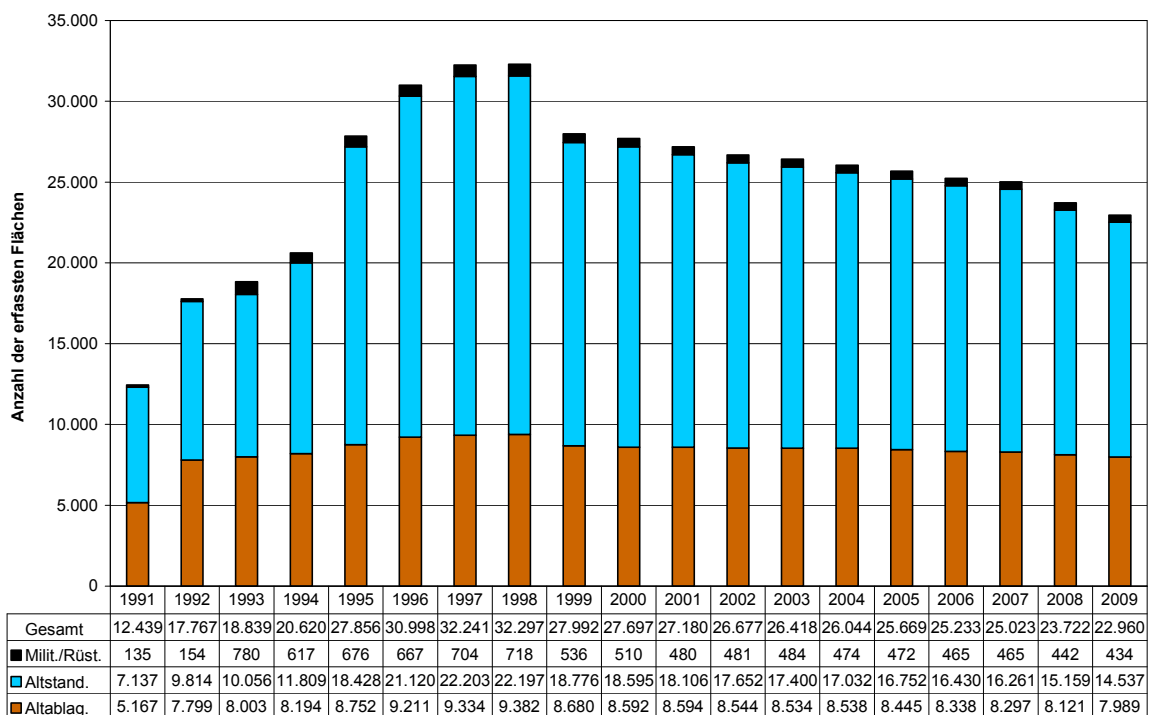


Abbildung 1: Erfassungsstand in Sachsen – ohne Archiv (1991 - 2009)

Untergliederung nach Flächenarten und in Teilflächen

Die im Kataster erfassten Flächen werden unterteilt in die Flächenarten Altstandorte, Altablagerungen und Militärischen-/Rüstungsaltslasten. Dabei werden Altablagerungen und Altstandorte entsprechend der Definition des Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBodSchG) unterschieden.

Die im Sächsischen Altlastenkataster vorgenommene Abgrenzung zu **Militärischen-/Rüstungsaltslasten** ergibt sich zum einen aus der besonderen Zuständigkeit und zum anderen aus der speziellen Bearbeitung auf Grund der Art des Gefahrenpotenzials.

Die erfassten Flächen können in Teilflächen untergliedert werden. Die Notwendigkeit zur Untergliederung kann sich aus der Größe der Fläche (Erstreckung über mehrere Flurstücke mit unterschiedlichen Besitzern) oder aus der unterschiedlichen Belastung ergeben, sodass die Untersuchungen bzw. Sanierungen zeitlich differenziert oder fachlich voneinander unabhängig erfolgen. Die Abbildung 2 und die Tabelle 1 zeigen die Anzahl der Flächen in den einzelnen Landkreisen/kreisfreien Städten in ihrer Untergliederung in Teilflächen.

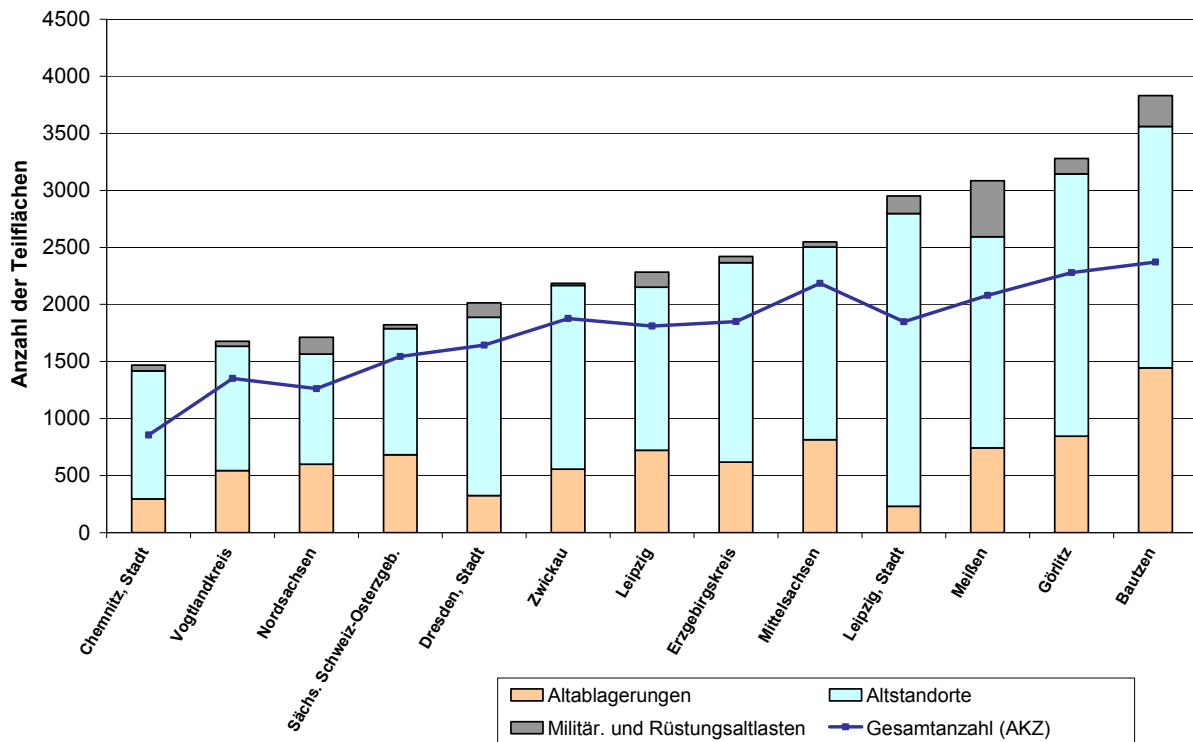


Abbildung 2: Anzahl der Teilflächen in den Landkreisen und kreisfreien Städten Sachsens im Verhältnis zur Anzahl der Gesamtflächen (4/2009)

Tabelle 1: Anzahl der Flächen und Teilflächen in den Landkreisen und kreisfreien Städten Sachsens (4/2009)

Landkreis/kreisfreie Stadt	Anzahl der Flächen				Anzahl der Teilflächen			
	AA	AS	MR	Gesamt	AA	AS	MR	Gesamt
Chemnitz, Stadt	210	624	22	856	296	1121	52	1469
Erzgebirgskreis	590	1230	31	1851	618	1748	54	2420
Mittelsachsen	787	1370	29	2186	815	1687	46	2548
Vogtlandkreis	523	798	32	1353	543	1091	44	1678
Zwickau	525	1338	14	1877	556	1611	18	2185
Bautzen	1366	950	55	2371	1444	2116	270	3830
Dresden, Stadt	298	1322	23	1643	325	1563	126	2014
Görlitz	828	1419	32	2279	846	2298	136	3280
Meißen	720	1305	55	2080	742	1852	490	3084
Sächs. Schweiz - Osterzgebirge	672	856	15	1543	682	1107	34	1823
Leipzig	677	1094	40	1811	723	1429	131	2283
Leipzig, Stadt	213	1611	24	1848	232	2564	155	2951
Nordsachsen	580	620	62	1262	600	964	150	1714
Direktionsbezirk Chemnitz	2635	5360	128	8123	2828	7258	214	10300
Direktionsbezirk Dresden	3884	5852	180	9916	4039	8936	1056	14031
Direktionsbezirk Leipzig	1470	3325	126	4921	1555	4957	436	6948
Freistaat Sachsen	7989	14537	434	22960	8422	21151	1706	31279

Bearbeitungsstand und Handlungsbedarf

Die Bearbeitung der erfassten Verdachtsflächen erfolgt stufenweise entsprechend den Bearbeitungsstufen nach Bundes-Bodenschutzgesetz. Diese sind:

- Erfassung - Formale Erstbewertung (FEB) und Historische Erkundung (HE)
- Orientierende Untersuchung (OU)
- Detailuntersuchung (DU)
- Sanierungsuntersuchung (SU)
- Sanierung (San)
- Überwachung (Monitoring), Nachsorge (MON)

Im Ergebnis jeder Untersuchungsstufe wird für die untersuchte (Teil-)Fläche der weitere Handlungsbedarf festgelegt. Hier wird unterschieden nach:

- A - es besteht kein Altlastverdacht (Ausscheiden der Fläche aus der Bearbeitung)
- B - bei der derzeitigen Nutzung ist keine Gefährdung vorhanden (Belassen)
- C - Fläche ist zu überwachen (Überwachung/Nachsorge)
- E - Fläche wird weiterbehandelt (Erkunden, Sanieren)

Sind die Ergebnisse einer Untersuchungsstufe nicht im Kataster eingetragen, so kann auch keine Angabe zum Handlungsbedarf erfolgen. Automatisch wird der Eintrag:

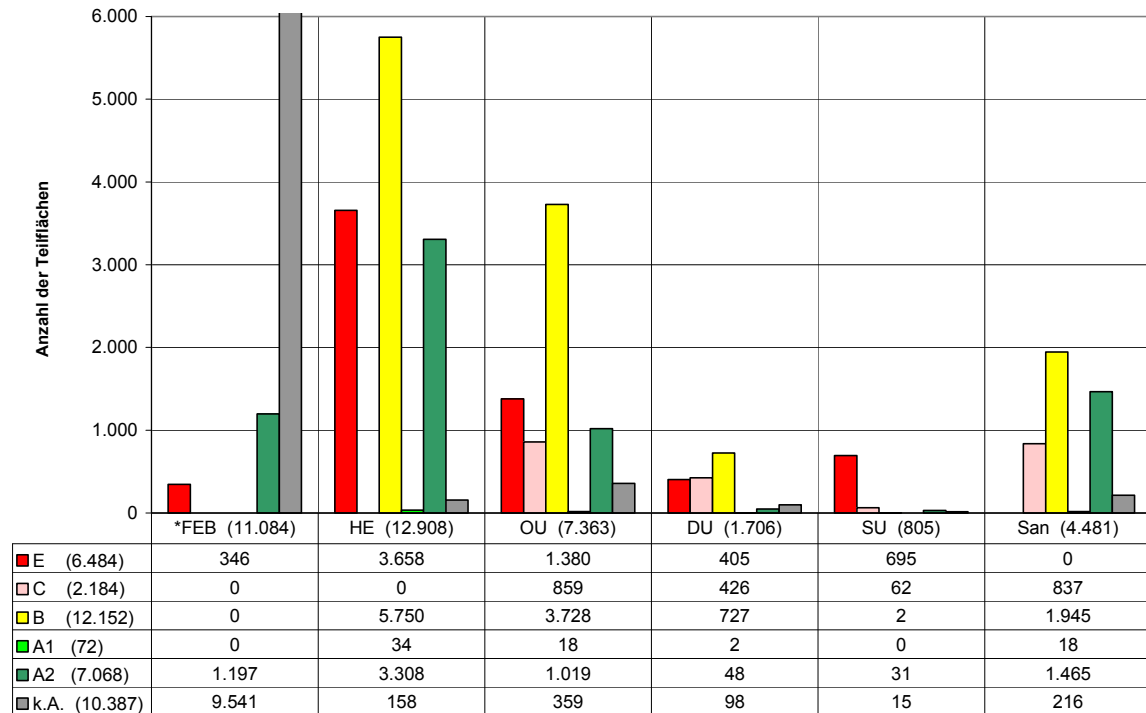
- k. A. (noch) keine Angabe zum Handlungsbedarf vorgenommen.

Die Tabelle 2 zeigt eine Übersicht der in den einzelnen Landkreisen/kreisfreien Städten eingetragenen Teilflächen mit ihrem derzeitigen Bearbeitungsstand. Danach befinden sich die meisten Teilflächen noch in der Erfassung (Formale Erstbewertung und Historische Erkundung).

Tabelle 2: Bearbeitungsstand der Teilflächen (mit Archiv) in den Landkreisen und kreisfreien Städten Sachsens (4/2009)

Landkreis/kreisfreie Stadt	Bearbeitungsstand						Summe
	FEB	HE	OU	DU	SU	San	
Chemnitz, Stadt	366	440	524	131	24	235	1720
Erzgebirgskreis	966	1018	599	107	67	327	3084
Mittelsachsen	1455	909	454	118	45	269	3250
Vogtlandkreis	831	406	358	48	33	233	1909
Zwickau	1207	617	372	127	56	147	2526
Dresden, Stadt	405	1719	530	86	106	491	3337
Bautzen	1553	1004	738	146	104	563	4108
Görlitz	1297	955	812	126	90	383	3663
Meißen	1436	725	659	109	52	807	3788
Sächs. Schweiz - Osterzgebirge	436	957	284	58	62	245	2042
Leipzig, Stadt	384	1377	1278	358	66	304	3767
Leipzig	317	1913	338	148	81	264	3061
Nordsachsen	431	868	417	144	19	213	2092
Direktionsbezirk Chemnitz	4825	3390	2307	531	225	1211	12489
Direktionsbezirk Dresden	5127	5360	3023	525	414	2489	16938
Direktionsbezirk Leipzig	1132	4158	2033	650	166	781	8920
Freistaat Sachsen	11084	12908	7363	1706	805	4481	38347

Eine zusammenfassende Übersicht über die Bearbeitungsstände und den festgestellten Handlungsbedarf für ganz Sachsen zeigt die folgende Abbildung. Es wurde aktuell für 6.484 Teilflächen weiterer Erkundungs- bzw. Sanierungsbedarf festgestellt. Eine Überwachung von Schutzgütern ist auf 2.184 Teilflächen notwendig.



* die FEB dient der Priorisierung, es erfolgt noch keine Angabe zum Handlungsbedarf, A1- noch im aktiven Datenbestand, A2 – bereits archiviert

Abbildung 3: Bearbeitungsstand und Handlungsbedarf der Teilflächen - Sachsen- alle Flächenarten (4/2009)

Kategorisierung entsprechend dem Bearbeitungsfortschritt

Bei der Erfassung einer Fläche besteht zunächst der Verdacht einer Altlast (**Altlastverdächtige Fläche**). Bestätigt sich der Anfangsverdacht nicht, kann die Fläche der Kategorie **keine Altlast/altlastverdächtige Fläche** zugeordnet und archiviert werden. Wird als Ergebnis der stufenweisen Gefährdungsabschätzung ein Sanierungsbedarf festgestellt, wird die Fläche als **Altlast** eingestuft. Nach der Sanierung, die meist nutzungsbezogen erfolgt, wird die Fläche als **sanierte Altlast** geführt. Nur wenn die Sanierung für die sensibelste Nutzung erfolgt, kann die Fläche aus dem Altlastenkataster ausscheiden und archiviert werden. Flächen, auf denen auch nach der Sanierung noch ein Restrisiko besteht, bleiben im Datenbestand.

Die folgende Tabelle zeigt die Teilflächen der einzelnen Landkreise und kreisfreien Städte in der Untergliederung nach den Kategorien.

Tabelle 3: Anzahl der Teilflächen in den Landkreisen und kreisfreien Städten Sachsens untergliedert nach Kategorie – mit Archiv (4/2009)

Landkreis/kreisfreie Stadt	ohne Archiv				Archiv ³		Summe
	ALVF	Altlast	sanierte Altlast ¹	keine Altlast ²	keine Altlast	sanierte Altlast	
Chemnitz, Stadt	1242	60	165	2	181	70	1720
Erzgebirgskreis	2102	97	213	8	550	114	3084
Mittelsachsen	2254	74	216	4	649	53	3250
Vogtlandkreis	1443	47	184	4	181	50	1909
Zwickau	1960	108	111	6	305	36	2526
Dresden, Stadt	1676	115	221	2	1038	285	3337
Bautzen	3171	149	510	0	225	53	4108
Görlitz	2835	135	310	0	311	72	3663
Meißen	2722	70	292	0	189	515	3788
Sächs.Schweiz-Osterzgebirge	1532	79	211	1	184	35	2042
Leipzig, Stadt	2663	93	195	0	707	109	3767
Leipzig	1941	131	211	0	727	51	3061
Nordsachsen	1501	35	174	4	339	39	2092
Direktionsbezirk Chemnitz	9001	386	889	24	1866	323	12489
Direktionsbezirk Dresden	11936	548	1544	3	1947	960	16938
Direktionsbezirk Leipzig	6105	259	580	4	1773	199	8920
Freistaat Sachsen	27042	1193	3013	31	5586	1482	38347

¹ - nutzungsabhängige Sanierung, Restrisiko bei Nutzungsänderung

² - kein Handlungsbedarf nach Gefährdungsabschätzung; nicht archiviert, da evtl. noch andere Teilflächen betroffen

³ - kein Handlungsbedarf nach Gefährdungsabschätzung oder nutzungsunabhängige Sanierung

4 Anwenderinformationen zum SALKA

Sabine Gruhne; Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

Datenanfragen an das Sächsische Altlastenkataster

Durch das LfULG werden keine SALKA-Auskünfte zu konkreten Flurstücken im Zusammenhang mit Immobilienbewertungen gegeben. Anfragende werden an die zuständigen Ansprechpartner der unteren Bodenschutzbehörden in den Landkreisen und kreisfreien Städten verwiesen. In Absprache mit den unteren Bodenschutzbehörden wurden die Ansprechpartner im Internet unter <http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/boden/> → Altlasten → SALKA veröffentlicht.

Programm SALKA 7

Einlesen GEFA-Daten

Derzeit erfolgt die Korrektur eines Fehlers, der beim Einlesen von GEFA-Daten nach SALKA auftritt. Es wurde festgestellt, dass einige Merkmale und Merkmalswerte nicht immer korrekt nach SALKA übertragen wurden. Der Fehler kam nicht bei allen eingelesenen Datensätzen zum Tragen, sondern nur bei GEFA4.0-Werten (Boden, Grundwasser) mit bestimmten Merkmalswerten (z. B. beim Merkmal Konkrete Schadstoffe). Sichtbar werden die mit GEFA erfassten und nach SALKA importierten Daten im Formular KONTA-Daten (HE, OU) Bewertungen.

Merkmale	Wert
Abbau	kein relevanter Abbau möglich
Abdeckung oder Bewuchs	nicht vorhanden
Analysenwerte Boden	größer/gleich Dringlichkeitswert (mind. ein Parame
Art der gefährverdächtigen Fläche	Altstandort
Fallbestimmung	Fall 1: Zu schützender Boden ist die Altlast selbst
Grund-mII-Wert (Entfernung Altlast - SO ...	Altlast selbst ist Schutzobjekt (Fall 1)
Humus-/ Tongehalt im SO Boden	geringer (0-10 %) Tongehalt
Konkrete Schadstoffe	Indeno(1,2,3cd)pyren
Kontaminationsfläche	15 m ²
Nutzungsbeginn	1885
Nutzungsende	1981
Nutzungskriterien	Nahrungsmittelanbau
Repräsentanz	konkrete Schadstoffe sind durch repräsentative Messungen ermittelt
Schadstoffherde	Produktionshalle

Mit der neuen Version (2.3.4.x) wird dieser Einlesefehler behoben. Eine Korrektur der falsch eingelesenen Daten wird nicht automatisch durchgeführt. Mit Erscheinen der neuen Version erfolgt nochmals die Information der unteren Bodenschutzbehörden durch das LfULG.

Kopie von Flurstücksdaten

Bei der Kopie von Flurstücksdaten können ab der Version 2.3.4.x wahlweise auch die Angaben zu den Mitgliedern von Eigentümergemeinschaften übernommen werden.

Reports erzeugen

Voraussetzung zum Erzeugen von Reports in SALKA ist die Installation des Microsoft Report Viewer Redistributable 2005 SP1 und Microsoft Report Viewer 2005 Language Pack Deutsch.

Hinweise zum Programm finden sich unter <http://www.salka.net>. Anfragen können auch weiterhin an SALKA.LfULG@smul.sachsen.de gesendet werden.

5 Sensor- und Thermo-Flowmetermessungen für den Ersatz von Grundwasseraufschlüssen der operativen Messnetze zur Überwachung diffuser Stoffeinträge gemäß WRRL

Heiko Ihling; Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

Peter Halla; BERGHOF Analytik + Umweltengineering GmbH & Co. KG

Veranlassung

Die im Rahmen eines Werkvertrages durchgeführten Arbeiten sollen als methodische Grundlage zur Ermittlung der Schadstoffdynamik und -frachten bei gestörten geologischen Lagerungsverhältnissen sowohl in Locker- als auch Festgesteinsgrundwasserleitern an Grundwasseraufschlüssen anderer Grundwasserkörper (GWK) dienen. Es sollte eine Methodik für die Bestimmung tiefenabhängiger Zuflussraten des Grundwassers in heterogen aufgebauten Grundwasserleitern sowie zur Ermittlung horizontbezogener Stofffrachten für Nitrat erarbeitet werden, die auf äquivalente Grundwasseraufschlüsse für das Monitoring gemäß WRRL übertragbar ist.

In den Grundwasserkörpern mit den Bezeichnungen „Oberlauf der Pleiße“ (SAL GW 053) und „Zwickau“ (ZM 1-1) wurde im Hinblick auf den chemischen Parameter Nitrat ein schlechter Zustand prognostiziert (Ergebnisse der Bestandsaufnahme von 2004 sowie der erneuten Bewertung des chemischen Zustandes der sächsischen Grundwasserkörper im November 2006).

Gegenwärtig erfolgt die Bewertung des chemischen Zustandes in diesen Grundwasserkörpern bezüglich der diffusen Stoffbelastungen im Wesentlichen auf Grundlage der chemischen Analysendaten an vier Tiefbrunnen TBr Meiselbach II; Leubnitz I; Bosenhof (Lage im GWK SAL GW 053) und TBr 4/77 in Mülsen-St.Niclas (neben sechs weiteren GWM im GWK ZM 1-1 gelegen). Der Betreiber dieser ehemals wasserwirtschaftlich genutzten Brunnen, die Wasserwerke Zwickau GmbH, plant den Rückbau dieser veralteten Förderanlagen. Zum Ersatz der Grundwasseraufschlüsse sind Vorarbeiten zur Einrichtung von neuen, repräsentativen Beschaffenheitsmessstellen erforderlich geworden. Die neu einzurichtenden Messstellen sollen später für die Monitoringprogramme im Rahmen der operativen Messnetze für diffuse Stoffbelastungen nach WRRL genutzt werden. Zur Festlegung der Bohrtiefe und der Lage der zukünftigen Filterstrecken wurden bei den hier durchgeführten Untersuchungen die tiefenabhängigen Nitratkonzentrationen sowie die einzelnen Zuflusshorizonte an den noch bestehenden Tiefbrunnen erkundet.

Die Messung der tiefenabhängigen Zuflussraten wurde mit dem Thermo-Flowmeter der Firma BERGHOF Analytik + Umweltengineering GmbH&Co KG (Chemnitz, Tübingen-Weingarten) durchgeführt. Die horizontbezogenen Stoffkonzentrationen wurden mit dem Multisensormodul (MSM) der Firma Umwelt- und Ingenieurtechnik (UIT) GmbH Dresden ermittelt.

Aufbau des Thermo-Flowmeters

Das Thermo-Flowmeter-Gerät (Abbildungen 1 und 3) dient der Messung von Grundwasserströmungen. Im Gegensatz zu herkömmlichen Flowmeter-Flügelradmessungen wird die Fließgeschwindigkeit über die Messung von Temperaturen ermittelt. In einem Sensor (Abbildung 2) wird eine kleine Platte aufgeheizt. Die Temperatur der Platte wird auf einer konstanten Temperaturdifferenz zu einem zweiten Temperaturfühler gehalten. Wird der Sensor mit Wasser angeströmt, kühlt die Platte ab. Die zur Aufrechterhaltung der konstanten Temperaturdifferenz notwendige Heizenergie ist ein Maß für die vorhandene Strömungsgeschwindigkeit.

Die geringe Masse des Sensors führt zu sehr schnellen Reaktions- und kurzen Aufwärmzeiten. Aufgrund dieser hohen Empfindlichkeit des Sensors können Fließgeschwindigkeiten von wenigen mm/s noch gemessen werden. Flowmeter-Messungen können in Grundwassermessstellen zur qualitativen und quantitativen Detektierung von vertikalen Zuflusshorizonten und zur Bestimmung von evtl. vorhandenen hydraulischen Kurzschlüssen eingesetzt werden.

Gegenüber den herkömmlichen Flügelrad(Impeller)-Flowmetern besitzt das Thermo-Flowmeter eine deutlich höhere Messauflösung bei gleichzeitig deutlich kleinerem Messequipment:

Aufgrund der hohen Auflösung reicht eine geringe Abpumprate aus, um sowohl verschiedene vertikale als auch stockwerksbezogene Zuflusshorizonte voneinander abgrenzen zu können. Gleichzeitig führen die geringen Abpump-raten auch zu geringen Brunnenabsenkungen, sodass größere Brunnenbereiche gemessen werden können. Die geringe Größe der Messsonde stellt hier

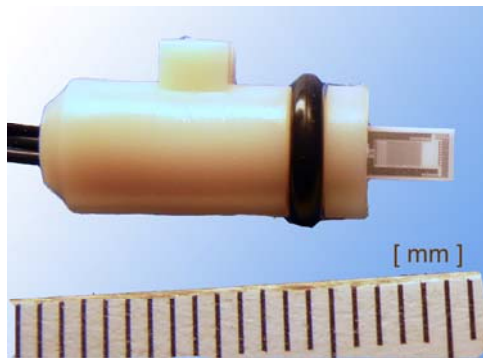


Abbildung 2: verwendeter Sensor

einen weiteren Vorteil

gegenüber den Impeller-Flowmetern dar. Bei der Detektierung von hydraulischen Kurzschlüssen ist die hohe Auflösung von entscheidendem Vorteil. So lassen sich Kurzschlüsse von wenigen mm/s noch mittels Thermo-Flowmeter feststellen.

Das gesamte Equipment ist klein, handlich und tragbar. Ein spezielles Messfahrzeug ist nicht notwendig. Für die Stromversorgung reicht ein 12 Volt-Batterieanschluss aus. Die Steuerung und die Datenspeicherung erfolgt über ein her-

kömmliches Standard-Notebook. Das Gerät kann so in jedem Gelände eingesetzt werden.

Bestimmung von vertikalen Zuflusshorizonten

Die Messungen in der Messstelle werden während des Pumpbetriebes durchgeführt. Durch das Abpumpen fließt der Messstelle innerhalb des verfilterten Bereichs (bzw. der verfilterten Bereiche) Grundwasser zu, sodass sich in der Messstelle eine Vertikalströmung in Richtung der Pumpe aufbaut. Bei einem homogenen Aquifer fließt der Messstelle pro Einheitsstrecke jeweils konstant viel Wasser zu (gleiche Mengen pro Einheitsstrecke), sodass die Strömungsgeschwindigkeit in der Messstelle von unten nach oben linear zunimmt. Auf Höhe des Pumpenein-



Abbildung 1: Thermo-Flow-Messkörper mit Kabeltrommel



Abbildung 3: Thermo-Flowmeter: Messequipment

laufs wird die maximale Strömungsgeschwindigkeit gemessen, welche sich nach der Formel: $v_{\text{Strömung}} = \frac{Q}{A_{\text{Messstelle}} + v_{\text{Fahrt}}}$ (Abpumprate/Messstellenquerschnittsfläche + Fahrgeschwindigkeit des Sensors) berechnen lässt.

Liegen vertikal unterschiedlich durchlässige Horizonte vor, so macht sich dies in einer Änderung des Geschwindigkeitsanstieges bemerkbar. Je höher die Durchlässigkeiten sind, desto schneller steigt die Strömungsgeschwindigkeit in der Vertikalen an, d. h. die Messkurve verflacht. Je geringer die Durchlässigkeiten sind, desto steiler werden die Messkurven. Tritt der Messstelle gar kein Wasser zu, so bleibt die Strömungsgeschwindigkeit über die gesamte Tiefe konstant (= senkrechte Messkurve) und entspricht somit exakt der o. g. Formel.

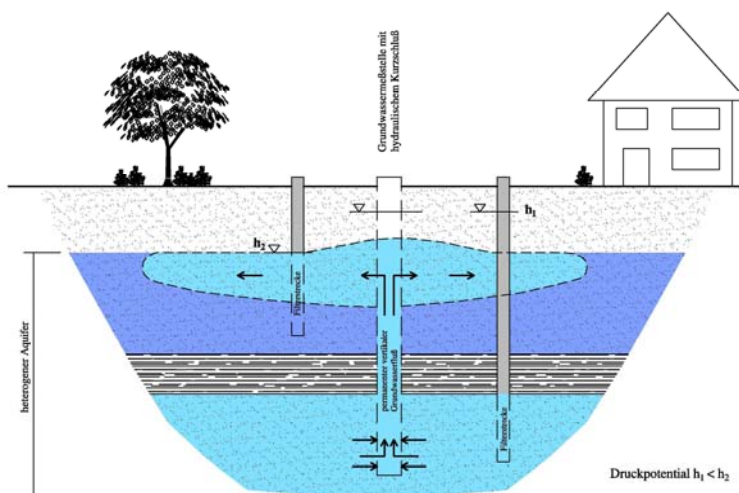
Aus der Höhe der verschiedenen vertikalen Zuflussraten und deren vertikaler Verteilung können stockwerksbezogene Durchlässigkeitsbeiwerte (k_f -Werte) berechnet werden. Voraussetzung hierfür ist, dass die Durchlässigkeit über die gesamte Aquifermächtigkeit bekannt sein muss (z. B. aus Pumpversuchen).

Messung von hydraulischen Kurzschlüssen

Liegt in einer Grundwassermessstelle ein hydraulischer Kurzschluss vor, dann ist ein permanenter vertikaler Grundwasserfluss vorhanden. Hierdurch kommt es zu permanenten Vermischungen von Grundwasserzuflüssen aus unterschiedlichen Stockwerken. Diese Vermischungen führen bei einer Probennahme zu Fehleinschätzungen der tatsächlichen Grundwasserbeschaffenheit.

Über die Messung der vertikalen Strömungsgeschwindigkeit in Grundwassermessstellen lassen sich evtl. vorhandene Kurzschlüsse detektieren. Die Messung erfolgt ohne Einsatz einer Pumpe. Der Sensor wird mit einer konstanten Geschwindigkeit in der Messstelle abgesenkt.

Liegt kein Kurzschluss vor, dann existiert keine Strömung. Die Messung gibt über die gesamte Mächtigkeit nur die Fahrgeschwindigkeit des Sensors wieder.



Liegt ein Kurzschluss vor, dann verändert sich die Strömungsgeschwindigkeit in den Tiefen, in denen der Messstelle das Grundwasser zu- bzw. abfließt.

Bei aufwärts gerichtetem Kurzschluss (d. h. der Messstelle tritt in tiefer verfilterten Bereichen Grundwasser zu, das in den oberen Filterbereichen wieder abfließt) und

abwärts gerichteten Fahrt des Sensors, erhöht sich die Strömungsgeschwindigkeit im Bereich des tieferen Zuflusshorizontes und verringert sich wieder im Bereich des oberen Abflusshorizontes.

Bei einer Empfindlichkeit des Thermo-Flow-Sensors von mindestens ca. 2 mm/s können in einer 5"-Grundwassermessstelle Kurzschlussströmungen von theoretisch 0,03 l/s detektiert werden. Aufgrund von Störungen während der Abwärtsbewegung des Sensors dürfte der in der Praxis erreichbare Wert um Faktor 2 bis 3 darüber liegen.

Messprinzip des Multisensormoduls (MSM)

Die Sensormessungen wurden mit dem Multisensormodul MSM der Firma UIT GmbH Dresden durchgeführt. Das Modul ist bestückt mit Sensoren zur Messung folgender Parameter: Wassertiefe (Druck), Nitrat, Temperatur,



Abbildung 5: Multisensormodul MSM (Fa. UIT Dresden)



Abbildung 6: MSM Sensoren

Sauerstoff, elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert und Redoxpotenzial.

Über den integrierten Drucksensor können alle weiteren Parameter tiefenorientiert gemessen werden. Die Messungen können technisch bedingt nur bis maximal 100 m Tiefe durchgeführt werden. Die Nitratkonzentrationen werden mit Hilfe einer ionensensitiven Sonde erfasst.

Der Nitratmessbereich der Sonde beginnt bei 0,6 mg/l. Zur Messung wird die Sonde mit konstanter Fahrtgeschwindigkeit in der Messstelle abgefahren, die Messparameter werden dabei in einstellbaren Zeitschritten aufgezeichnet. Die Sonde hat einen Durchmesser von 4 Zoll. Im Ergebnis erhält man für alle oben angeführten physikalisch-chemischen Vor-Ort-Kenngrößen ein Parameter/Tiefenprofil.

Ergebnisse

Beispiel 1: Hydraulischer Kurzschluss, vertikale Zuflusshorizonte

Das Ergebnis einer Thermo-Flowmetermessung (Tiefbrunnen Mülsen St. Niclas) ist dem Geschwindigkeits-/Tiefenplot der Abbildung 7 zu entnehmen. Die Abbildung zeigt die tatsächlichen Strömungsgeschwindigkeiten ohne die Fahrtgeschwindigkeit des Sensors.

Tabelle 1: Messung unter Anregung (Mülsen St. Niclas TBr 4/1977)

Mess- stelle	Tiefe		Mächtigkeit	Strömungs- zunahme	Zufluss	k_f -Wert	T/ k_f – Werte Mittelwerte aus Gutachten
	in [m u- POK] von	bis	des Hori- zontes [m]	des Horizontes [mm/s]	des Horizontes [%]	des Horizontes [m/s]	
Mülsen	12,1	37,5	25,4	9,3	12,9	6,4 E-5	T-Wert: 1,3 E-2 m ² /s k _f -Wert: 2,4 E-4 m/s
	37,5	40,0	2,5	40,0	55,2	2,8 E-3	
	40,0	45,6	5,6	0,0	nichts messbar	vernachlässigbar	
	45,6	47,2	1,6	12,7	17,5	1,4 E-3	
	47,2	58,3	11,1	0,0	nichts messbar	vernachlässigbar	
	58,3	65,0	6,7	10,4	14,4	2,7 E-4	
	65,0	77,5	12,5	0,0	nichts messbar	vernachlässigbar	
	77,5	78,9	1,3	7,0	hydraulischer Kurzschluss	nicht auswertbar	
	78,9	94,5	15,6	0,0	nichts messbar	vernachlässigbar	
	94,5	96,0	1,5	-7,0	hydraulischer Kurzschluss	nicht auswertbar	
96,0	99,2	3,2	0,0	nichts messbar	vernachlässigbar		

Bei der Ruhemessung wurde ein hydraulischer Kurzschluss mit abwärts gerichteter Strömungsrichtung ermittelt (grün markierte Abschnitte in Abbildung 7). Der Messstelle fließt im Bereich zwischen 38 m und 46 m u. POK Grundwasser zu. Dieser Zufluss strömt abwärts und fließt in den Bereichen zwischen 52 m und 59 m bzw. 95 m und 96 m u. POK wieder ins Gebirge zurück. Über die gemessenen Strömungsgeschwindigkeiten in Verbindung mit dem Ausbaudurchmesser lassen sich die Zu- bzw. Abflüsse quantifizieren.

Bei der Messung unter Anregung („gepumpt“) wurden vier Zuflusshorizonte detektiert (rot markierte Abschnitte in Abbildung 7). Der überwiegende Anteil des abgepumpten Grundwassers (über 50 %) tritt dem Brunnen im Bereich zwischen 38 m und 40 m u. POK zu. Hier weist die Messkurve die geringste Steigung und die größte Strömungsabnahme (von oben nach unten betrachtet) auf.

Der prozentuale Zuflussanteil eines Horizontes entspricht dem prozentualen Anteil an der Gesamttransmissivität. Diese wurde aus vorliegenden Gutachten des LfULG entnommen. Durch Division der horizontbezogenen Transmissivitäten mit der jeweiligen Horizontmächtigkeit ergeben sich die k_f -Werte der einzelnen Horizonte. Diese Berechnung ist der Tabelle 1 zu entnehmen. Aufgrund des vorhandenen hydraulischen Kurzschlusses gilt diese Aufstellung nur unter der Annahme, dass der Einfluss des Kurzschlusses vernachlässigbar klein ist.

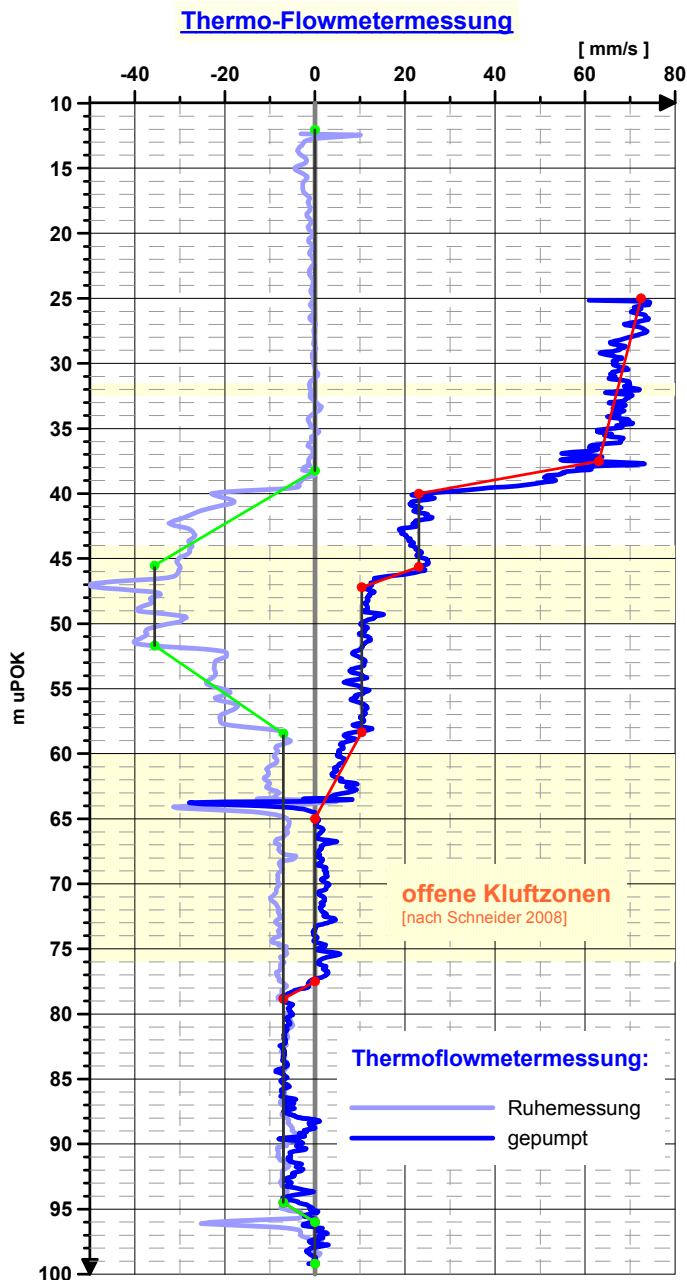


Abbildung 7: Thermo-Flowmetermessung - Fall 1

u. POK auf ca. 200 mg/l bei 76 m u. POK festgestellt. Bei der Nitratmessung unter Anregung wurden ebenfalls von unten nach oben abnehmende Konzentrationen im untersten Ausbaubereich festgestellt.

Im Vorfeld dieser Untersuchungen wurden mittels Bohrlochmessungen (SCHNEIDER et. al 2008) offene Kluftezonen ermittelt. Diese offenen Kluftezonen sind in Abbildung 7 die gelb hinterlegten Bereiche. Die Thermo-Flowmetermessung bestätigte diese Kluftezonen bei gleichzeitig wesentlich präziserer vertikaler Eingrenzung. Insbesondere der eng begrenzte Hauptzuflussbereich (bei 38 bis 40 m u. POK) war bei den Bohrlochmessungen nicht bestimmt worden.

Beispiel 2: Thermo-Flowmetermessung in Verbindung mit MSM-Nitrat-Messung

Das Ergebnis einer weiteren Thermo-Flowmetermessung (Tiefbrunnen Bosenhof) in Verbindung mit der Nitratmessung des Multisensormoduls ist der Abbildung 8 zu entnehmen.

Bei diesem Beispiel wurde bei der Ruhemessung kein hydraulischer Kurzschluss ermittelt. Unter Anregung wurden vier Zuflusshorizonte festgestellt. Der Hauptzuflussbereich mit der höchsten Strömungszu- bzw. -abnahme (ca. 44 %) liegt im untersten Ausbaubereich zwischen 72 m und 76 m u. POK. Genau in diesem Teufenbereich wurde bei der Nitratruhemessung mit dem MSM ein Abfallen der Konzentration von ca. 400 mg/l bei 72 m

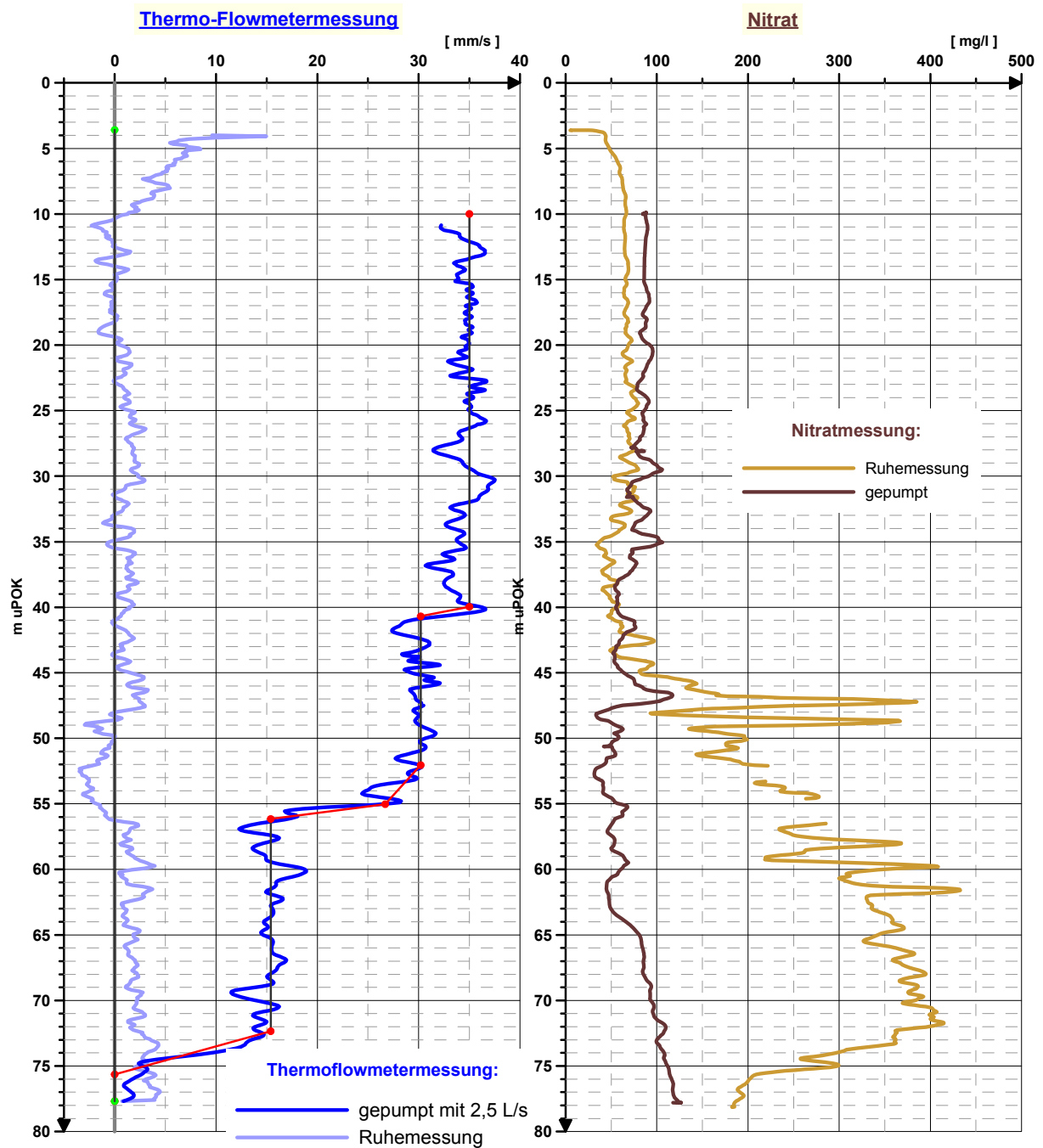


Abbildung 8: Thermo-Flowmetermessung und MSM Nitratmessung - Fall 2

Zur Beurteilung, welche Horizonte für die Charakterisierung des Grundwasserkörpers signifikant sind, wurden in Tabelle 2 die Ergebnisse der Thermo-Flowmetermessungen den Ergebnissen der horizontalen Nitratbestimmungen gegenübergestellt. Die Horizonte mit den höchsten Zuflussmengen wurden blau, die Horizonte mit den höchsten Nitratkonzentrationen rot hinterlegt.

Die höchsten Nitratkonzentrationen und der Hauptzufluss wurden im untersten Bereich des Tiefbrunnens detektiert. Eine neu zu errichtende Ersatzmessstelle sollte genau in diesem Bereich (ca. 70 m bis 80 m u. POK) verfil- tert werden.

Um Kosten einzusparen, können die drei darüber liegenden Zuflussbereiche in einer weiteren Messstelle zu- sammengefasst werden. Der Filter dieser Messstelle sollte dann den Bereich zwischen ca. 40 m und 60 m u. POK erfassen.

Tabelle 2: Tabellarische Gegenüberstellung der tiefenabhängigen Zuflusshorizonte mit den tiefenab- hängigen Nitratbelastungsbereichen. Die Bereiche mit den höchsten Zuflussmengen sind blau, die Bereiche mit den höchsten Nitratbelastungen sind rot hinterlegt.

Tiefbrunnen Bosenhof						
Zuflusshorizonte (Ergebnis der Thermoflowmetermessung)				Nitratkonzentration (Ruhemessung)		
von [m u. POK]	bis [m u. POK]	Zufluss in % [%]	k_f -Wert [m/s]	von [mg/l]	bis [mg/l]	Mittelwert [mg/l]
40,0	40,7	13,7	1,3 E-4	40,0	40,7	40,4
52,1	55,0	10,0	2,3 E-5	207	278	243
55,0	56,2	32,3	1,9 E-4	264	286	275
72,3	75,6	44,0	9,0 E-5	213	364	309

Sensormessung

Die Nitratmessung mit der ionensensitiven Sonde des Multisensormoduls (MSM) ergab bei mehreren Befahrungen unrealistische Messergebnisse: ab ca. 50 m u. POK stiegen die Nitratkonzentrationen steil an. Diese Mess- ergebnisse wurden anschließend mit Hilfe herkömmlicher Laboranalysen überprüft. Es zeigte sich, dass das MSM bei größeren Tiefen falsche Nitratwerte misst.

Der Sensor wurde anschließend im Labor in einer Druckkammer mit 10 bar belastet. Es zeigte sich, dass der ionensensitive Sensor bei zu großen Tiefen eine steile Abdrift nach oben erfährt. Die Messergebnisse werden dabei derart verfälscht, dass sie nicht mehr zu verwenden sind.

Ionensensitive Sensoren sind daher bei größeren Wassertiefen nicht einsetzbar.

Im Fall 1 (Tiefbrunnen Mülsen) bleibt die Grundwassertemperatur über die gesamte Tiefe in etwa konstant, die Schwankungsbreite liegt zwischen 9,1 °C und 9,6 °C. Aus der Leitfähigkeitsmessung ergibt sich ein Grundwas- serzutritt im Bereich zwischen 38 m und 40 m u. POK. Die elektrische Leitfähigkeit fällt hier in der Ruhemessung um ca. 100 µS/cm ab. Sauerstoff-, Redox- und pH-Messungen zeigten keine signifikanten Änderungen mit der Tiefe.

Im Fall 2 (Tiefbrunnen Bosenhof) bleibt die Temperatur ebenfalls über die gesamte Tiefe konstant. Die Leitfähig- keit steigt bei der Ruhemessung von 70 m u. POK bis zur Brunnensohle deutlich an. Dieser Anstieg verläuft pa- rallel zum Nitratanstieg. Sauerstoff wurde sowohl bei der Ruhemessung als auch unter Anregung nur in Konzent- rationen von kleiner 0,5 mg/l gemessen. Das Redoxpotenzial fällt bei der Ruhemessung von oben nach unten

kontinuierlich ab. Unter Anregung ergibt sich im Zuflussbereich bei ca. 55 m u. POK ein sprunghaftes Abfallen des Redoxpotentials. Der pH-Wert schwankt zwischen 7,5 und 8,0.

Ergebnisse im Hinblick auf den Ausbau der operativen und überblicksweisen Messnetze zur Überwachung diffuser Stoffeinträge nach Wasserrahmenrichtlinie und Zusammenfassung

Aus den im Rahmen dieses Projektes gewonnenen Mess- und Analysenergebnissen lässt sich schlussfolgern, dass die Thermo-Flowmetermessungen zur Detektierung von relevanten Zuflusshorizonten sowie eventuell vorhandenen hydraulischen Kurzschlüssen bei gestörten bzw. heterogen aufgebauten Lagerungsverhältnissen in Locker- und Festgesteinsaquiferen gut geeignet sind.

Mit Hilfe dieser Messtechnik können verschiedene Grundwasserstockwerke mit unterschiedlichen Potenzialen voneinander selektiert, erfasst und bewertet werden. Bedingt durch die hohe Auflösung der Thermo-Flowmetermessungen können auch Grundwassermessstellen mit geringen Gesteinsdurchlässigkeiten überprüft werden. Zur Bestimmung der vertikalen k_f -Wert-Verteilung reichen dabei relativ geringe Förderraten aus. Das hat gleichzeitig den Vorteil relativ geringer Absenkungsbeträge während des Pumpbetriebes.

Aus den durchgeführten Messungen ist ableitbar, dass die Technik der Thermo-Flowmetermessung zur Überprüfung bestehender Messstellen in heterogen aufgebauten Grundwasserleiter-/stauer-Typ-Gebieten nutzbringend und effizient eingesetzt werden kann. Das o. g. innovative Messverfahren trägt wesentlich zur Klärung der durch die komplizierten hydrogeologisch-geohydraulischen Verhältnisse bedingten Probleme, in welchen Gesteins-Horizonten das Grundwasser zufließt, bei.

Die beschriebene Messtechnik erweist sich als vorteilhaft zur Untersuchung von Grundwasseraufschlüssen im ausgebauten und unausgebauten (bei Schutz der Messtechnik vor nachfallendem Gebirge in einer Filterrohrführung) Zustand aufgrund des geringen Messaufwandes, des einfachen Messequipments und der kostengünstigen Einsatzmöglichkeit.

Es können qualitativ hochwertige Messergebnisse mit deutlich besserer Auflösung im Vergleich zu den Impeller-Flowmetermessungen gewonnen werden.

Die Mess- und Analysenergebnisse an vier Tiefbrunnen haben ergeben, dass die gekoppelten Sensor- und Thermo-Flowmetermessungen zur Bestimmung von relevanten Zuflusshorizonten, eventuell vorhandenen hydraulischen Kurzschlüssen sowie teufenabhängigen Schadstoffkonzentrationen bezüglich des Parameters Nitrat genutzt werden kann. Durch die Verschneidung von horizontbezogenen Zuflussraten mit teufenabhängigen Stoffkonzentrationen unter Verwendung des Messprinzips des Multisenormoduls (MSM) bzw. bei Entnahme von Pumpproben bei größeren Wassersäulen in den Messstellen lassen sich horizontbezogene Schadstofffrachten errechnen.

Aus den Untersuchungsergebnissen konnte abgeleitet werden, wie tief die neu zu errichtenden Grundwassermessstellen gebohrt und in welchen Teufenbereichen sie verfiltert werden müssen (Voraussetzung: Zustimmung von benachbarten Aufschlussbohrungen durch Eigentümer und Nutzer der Flurstücke), damit sie den Anforde-

rungen an die Monitoringprogramme im Rahmen der operativen Messnetze für diffuse Stoffbelastungen gemäß WRRL genügen.

Außerdem wurden aus den durchgeführten Messungen Aussagen zum methodischen Vorgehen bei äquivalenten Grundwasseraufschlüssen mit heterogenem Aufbau der Grundwasserleiter abgeleitet.

Literatur

ABRAHAM, T. DR. et al. (1997): Neubemessung von Trinkwasserschutzgebieten - TB Dorfstraße, TB Bosenhof, TB Grünes Tal (Wasserwerke Zwickau). HGC Hydro-Geo-Consult GmbH. Freiberg.

BARCZEWSKI, B.; MARSCHALL, P. (1990): Untersuchungen zur Probennahme aus Grundwassermessstellen. Wasserwirtschaft 80, Heft 10, S. 506 - 513; Stuttgart 1990.

DECHEMA e.V. (HRSG.) (2008): Handlungsempfehlungen, Natürliche Schadstoffminderung bei der Sanierung von Altlasten, Bewertung und Anwendung, Rechtliche Aspekte, Wirtschaftlichkeit und Akzeptanz, mit Methodensammlung; Projektübergreifende Begleitung des BMBF - Förderschwerpunktes KORA; Frankfurt a.M. November 2008.

DVWK-MERKBLATT 245/1997 (1997): Tiefenorientierte Probenahme aus Grundwassermessstellen; Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK), Bonn; ISBN 389554-041-2.

HALLA, P. (2006): Messung vertikaler Durchlässigkeitsverteilungen mittels Thermoflow, Tagungsband, Symposium Vor-Ort-Analytik - Feldmesstechnik für die Erkundung von kontaminierten Standorten, 28.-29.11.2006, Stuttgart.

SCHNEIDER P. DR, et al. (2008): Bemessung von Trinkwasserschutzgebieten für die Tiefbrunnen TB21/72 Mülsen St.Niclas und TB Ortmannsdorf – Hydrogeologisches Gutachten (15.02.2008); C&E Consulting und Engineering GmbH, Chemnitz.

6 Nachhaltiges Management von kontaminierten Böden – Ergebnisse aus dem SUMATECS-Projekt¹

Dr. Anna-Katharina Böhm, Ingo Müller; Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

Markus Puschenreiter; Universität für Bodenkultur Wien

Wolfgang Friesl-Hanl; Austrian Institute of Technology

Das Projekt SUMATECS wurde 2007 und 2008 auch unter Einbeziehung der sächsischen Umweltbehörden durchgeführt. Im Rahmen des Arbeitspaketes W2 erfolgte die Entwicklung eines Fragebogens, der unter anderem auch an die sächsischen Landkreise versendet wurde. Die Ergebnisse des Projektes sollen hier in Kürze vorgestellt werden.

SUMATECS – Das Projekt und fachlicher Hintergrund

SUMATECS war ein Projekt, das im 6. Forschungsrahmenprogramm der EU unter dem Schirm von SNOWMAN² gefördert wurde.

Innerhalb des SUMATECS-Projektes arbeiteten Partner aus Belgien, Frankreich, Deutschland, Österreich, Großbritannien, Italien und Tschechien zusammen. Koordiniert und geleitet wurde das Projekt durch die Universität für Bodenkultur (BOKU) in Wien. Über die Laufzeit von einem Jahr (2007/2008) wurden 7 Arbeitspakete (Workpackages - WP) bearbeitet:

- WP1: Projektkoordination
- WP2: Stand von Forschung und Entwicklung der unterschiedlichen sanften Sanierungsoptionen
- WP3: Übersicht und Bewertung der existierenden Methoden zur Bestimmung der bioverfügbaren Schwermetallfraktionen im Boden
- WP4: Umwelt- und sozioökonomische Aspekte der Sanierung und damit verbundener Technologien, z. B. zur Nutzung von Biomasse
- WP5: Bewertung und Entwicklung nachhaltiger Managementstrategien für Schwermetall kontaminierte Böden und angrenzender Umweltbereiche
- WP6: Entscheidungshilfesysteme für die Auswahl sanfter Sanierungsansätze
- WP7: Künftiger Forschungsbedarf

Das Projekt basiert auf der Tatsache, dass auf Grund der Industrialisierung in den letzten Jahrhunderten die Schwermetallkonzentrationen einschließlich Arsen in den Böden weltweit angestiegen sind (ADRIANO 2001). Besonders betroffen sind hoch industrialisierte und durch intensiven Bergbau und Hüttentätigkeit geprägte Regionen, in denen die Böden unter anderem durch atmosphärische Depositionen der von industriellen Anlagen emittierten Schwermetalle beeinflusst und kontaminiert werden. Daneben führt auch die Nutzung von Klärschlämmen und Phosphatdüngern in der landwirtschaftlichen Praxis zu erhöhten Metallkonzentrationen in den so genutzten Böden (ADRIANO 2001, PUSCHENREITER et al. 2005). Für die Sanierung Schwermetall belasteter Böden werden heute überwiegend konventionelle Sanierungsverfahren wie Bodenaushub, Verbrennung oder Bodenwäsche

¹ SUMATECS – Sustainable management of trace element contaminated soils – Development of a decision tool system and its evaluation for practical application (Project No. SN-01/20) - Nachhaltiges Management von Schwermetall kontaminierten Böden – Entwicklung eines Entscheidungshilfesystems und dessen Evaluierung für die praktische Anwendung

² SNOWMAN... Sustainable maNagement of sOil and groundWater under the pressure of soil pollution and soil contaMinAtioN – Nachhaltiges Management von Boden und Grundwasser vor dem Hintergrund von Bodenverschmutzung und Schadstoffkontaminationen: <http://www.snowman-era.net/index.php>

verwendet. Diese Technologien sind sehr kostenintensiv und in ihrer ökologischen Wirkung als destruktiv zu beurteilen, da sie das Ökosystem Boden in seinen Funktionen negativ beeinflussen bzw. zerstören.

Alternativ zu diesen Verfahren und im Sinne eines nachhaltigen Umgangs mit Schwermetall kontaminierten Böden wurden in den vergangenen zwei Jahrzehnten so genannte sanfte Sanierungstechnologien, z. B. Phytoremediation oder Immobilisierung entwickelt.

Trotz der guten Fortschritte auf Ebene von Labor- sowie Gewächshausversuchen ist die Zahl der Anwendungen unter Feldbedingungen sowie zur Sanierung konkreter Fälle gering. Deshalb war es das Ziel von SUMATECS, diese Sanierungsverfahren detailliert zu analysieren und zu bewerten sowie die Gründe für ihre geringe Anwendung in der Sanierungspraxis zu klären. Dafür wurden eine Literaturstudie sowie eine auf Beispielprojekte gerichtete Betrachtung durchgeführt, um den Stand der Forschung und Anwendung in Europa zu identifizieren; um im Weiteren Hinweise für ein Entscheidungshilfesystem sowie Sanierungsszenarios einschließlich der potenziellen Auswirkungen auf die lokale Umwelt abzuleiten und um den künftigen Forschungsbedarf darzustellen. Im Rahmen des Vorhabens wurde ein Fragebogen zur Untersuchung der derzeitigen Wahrnehmung der sanften Bodensanierung in unterschiedlichen Expertengruppen (Interessenvertreter, Politiker, Wissenschaftler) entwickelt und eingesetzt.

Phytoremediation – Was ist das?

Die Phytoremediation ist eine auf Pflanzen basierende Technologie (Phytotechnologie) zur Sanierung kontaminierter Böden. Ziel ist es, durch den Einsatz von Pflanzen die Schadstoffe aus dem Boden zu entfernen oder sie im Boden zu immobilisieren. Die Phytoremediation wird in-situ angewandt und führt somit zu keiner oder nur geringen Beeinträchtigung der Bodenstruktur und -funktionen. Es werden die Techniken der Phytoextraktion, der Phytostabilisierung sowie der Immobilisierung unterschieden (DI GREGORIO et al. 2006; LEBEAU et al. 2008; VASSILIEV et al. 2004).

Bei dem Verfahren der **Phytoextraktion** (Abbildung 1) werden dem Boden die Schadstoffe durch die Nutzung höherer Pflanzen entzogen. Dafür werden bestimmte Pflanzenarten, die in der Lage sind über ihren Stoffwechsel große Mengen an Schwermetallen zu akkumulieren, auf den kontaminierten Böden angebaut. Sind diese nach der Wachstumsperiode ausgereift, wird die mit Schadstoffen angereicherte oberirdische Pflanzenmasse abgeerntet und so dem Boden ohne dessen Zerstörung ein Teil der Schwermetalle entzogen (LASAT 2002). Die Pflanzen die bei der Phytoextraktion eingesetzt werden, sollten unter anderem die folgenden Eigenschaften haben: (i) Toleranz gegenüber hohen Metallkonzentrationen, (ii) Akkumulation hoher Mengen an Schwermetallen in leicht zu erntenden Pflanzenteilen, (iii) hohe Wachstumsraten, (iv) hohe Biomasseproduktion und (v) ein weit verzweigtes Wurzelsystem (GARBISU & ALKORTA 2001).

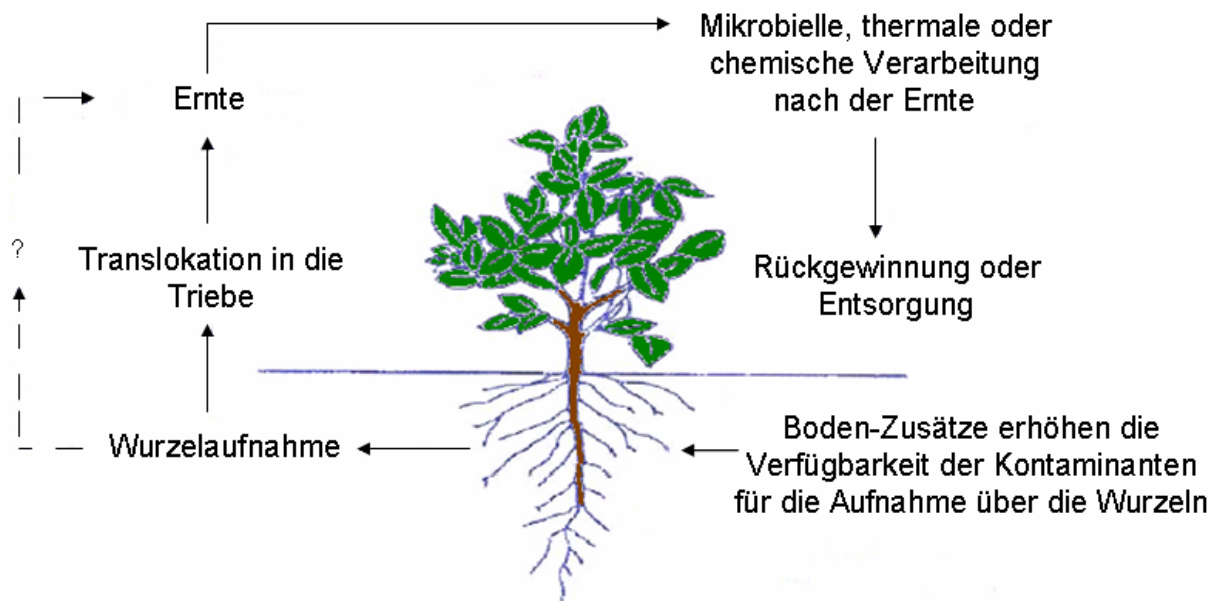


Abbildung 1: Prozesse der Phytoextraktion (nach CUNNINGHAM et al. 1995, verändert)

Zum Teil werden im Rahmen der Phytoextraktion in den Boden Zusätze eingebracht, welche die an die Bodenmatrix gebundenen Metalle mobilisieren, deren Pflanzenverfügbarkeit steigern und so die Aufnahme in die Pflanzen erhöhen. Diese Zusätze werden oft kritisch gesehen, weil damit ein erhebliches Verlagerungs- und Auswaschungsrisiko verbunden ist.

Eine andere Herangehensweise nutzt die **Phytostabilisierung** (Abbildung 2), bei der eine in-situ – Stabilisierung der Schadstoffe mittels Verminderung der Bioverfügbarkeit der Schwermetalle angestrebt wird (VANGRONSVELD et al., 1996, VANGRONSVELD et al., 1995). In Folge des Pflanzenbewuchses werden die Kontaminanten über die verringerte Wasserbewegung im Boden, den Einbau der Schadstoffe in die Wurzeln und die Verminderung von Wind- und Wassererosion verstärkt zurück gehalten. Dafür werden Pflanzen genutzt, die durch die Veränderung des Chemismus der Schwermetalle, die Überführung in unlösliche Formen, den Einbau in das Pflanzenlignin oder über Redoxreaktionen zu einer Schadstofffestlegung führen. Eine wichtige Rolle in der Phytostabilisierung spielen die Mikroorganismen (Bakterien, Mykorrhiza) der Rhizosphäre, die aktiv zur Veränderung der chemischen Metallspezierung sowie zur Überwindung der Phytotoxizität beitragen. Die in der Phytostabilisierung eingesetzten Pflanzen sollten vor allem tolerant gegenüber erhöhten Schwermetallkonzentrationen sein. Häufig werden Pionierpflanzen und Gräser genutzt, die schnell wachsen und zu einer raschen Bodenbedeckung führen.

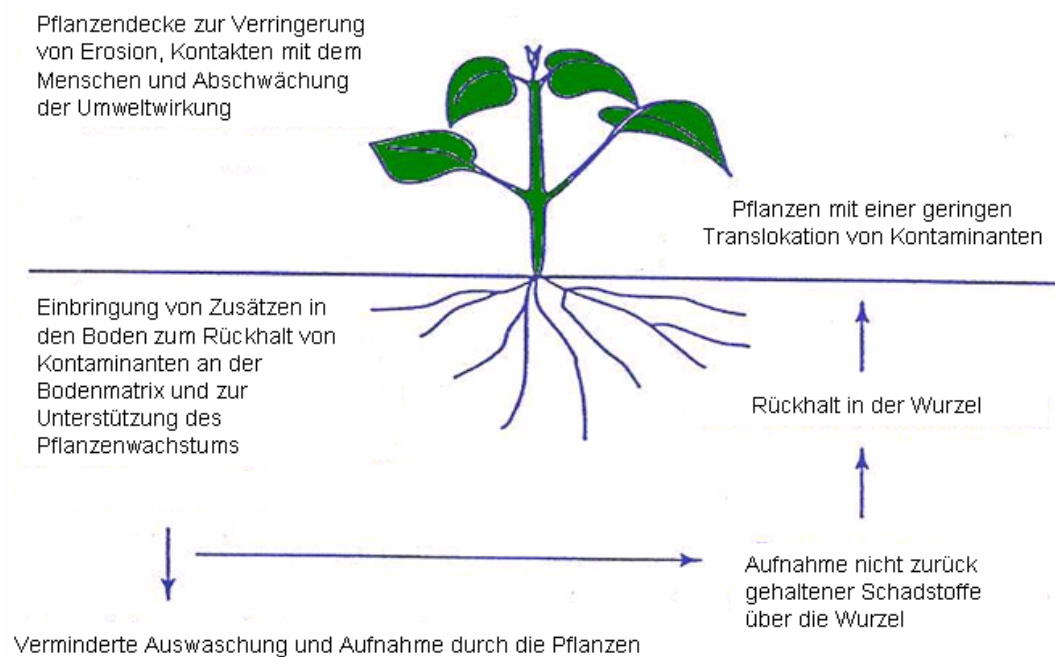


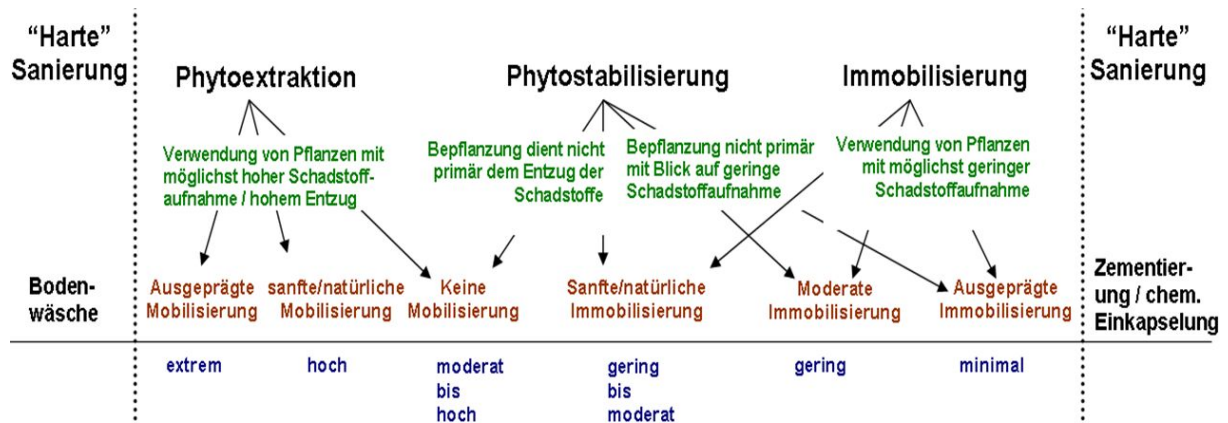
Abbildung 2: Prozesse der Phytostabilisierung (nach CUNNINGHAM et al. 1995, verändert)

Teilweise werden im Rahmen der Phytostabilisierung in den Boden unterstützende Zusätze eingebracht, welche die verfügbaren Schwermetalle zusätzlich binden und fixieren und damit die Mobilität und Pflanzenverfügbarkeit weiter herabsetzen.

Das Verfahren der **Immobilisierung** nutzt zumeist Bodenzusätze für eine Festlegung der Schadstoffe und einen verminderten Transfer in die Pflanze. Um diese Ziele zu erreichen, sind die folgenden Schritte nötig: (a) Veränderung der Schwermetallspezies im Boden, um die leicht löslichen und austauschbaren Fraktionen zu reduzieren, (b) Stabilisierung der Vegetationsdecke und Verminderung der pflanzlichen Schwermetallaufnahme, (c) Reduktion der direkten Exposition von im Boden lebenden heterotrophen Organismen sowie (d) die Vergrößerung der Biodiversität (VASSILIEV et al. 2004). Die Anwendung additiver Stoffe (z. B. Kalk, Kompost, Tonminerale, Fe-Oxide) verstärkt boden- und geochemische Prozesse wie z. B. Fällung, Sorption, Ionenaustausch und Redoxreaktionen (MENCH et al. 2000).

Weitere Methoden der Phytoremediation sind die **Phytovolatilation** (Aufnahme und Transpiration der Schadstoffe) (HEATON et al. 2003), die **Rhizofiltration** (Adsorption der Kontaminanten auf der Wurzeloberfläche oder Absorption gelöster Schadstoffe durch die Wurzeln) und die **Rhizodegradation** (Abbau organischer Schadstoffe durch mikrobielle Aktivität, die durch die Absonderungen der Rhizosphäre – Zucker, Alkohole, Proteine, Säuren – unterstützt wird).

Einen Überblick zur Phytoremediation und ihren Anwendungsmöglichkeiten bietet die folgende Abbildung 3.



Auswahl und Zweck der Bepflanzung

Wirkung auf die Schadstoffmobilität im Boden insbesondere durch Bodenzusätze

Akkumulation in der Pflanze und Entzug der Schadstoffe

Abbildung 3: Übersicht zu den in SUMATECS betrachteten Verfahren der sanften Bodensanierung Ergebnisse des SUMATECS-Vorhabens

Stand der Forschung und Entwicklung der unterschiedlichen sanften Sanierungsoptionen (WP2)

Der Erfolg der Phytoextraktion als eine Technologie zur Dekontamination hängt von verschiedenen Faktoren ab, die das Ausmaß der Bodenkontamination, die Metallverfügbarkeit für die Aufnahme in die Wurzeln (Bioverfügbarkeit) und die Fähigkeiten der Pflanzen, Metalle in den Trieben zu absorbieren und zu akkumulieren, umfassen. Um die hohen Potenziale der Phytoremediation zu entwickeln, ist ein multidisziplinärer Ansatz nötig.

Um die Phytoextraktion zu einer anwendbaren Technik zu entwickeln, muss entweder die Extraktionseffektivität weiter angehoben werden oder die produzierte Biomasse benötigt einen ökonomischen Wert (z. B. zur Produktion von Bioenergie). Zieht man außerdem die erreichbare Menge an Metallen, die pro Hektar und Jahr extrahiert werden kann, heran, wird klar, dass diese Technologie nur in Böden mit geringen bis mittleren Metallkonzentrationen anwendbar ist. Für Böden mit hohen Gesamtgehalten und einer tiefen Verteilung der Metalle im Bodenprofil ist die Phytoextraktion keine realistische Option. In diesen Fällen wird statt dessen die Phytostabilisierung empfohlen, deren Effektivität weiter durch eine optimierte landwirtschaftliche Praxis wie Bewässerung, Düngung, Pflanz- und Erntezeiten sowie der Zugabe von Zusatzstoffen verbessert werden kann. Insgesamt wurde abgeleitet, dass nach wie vor mehr Grundlagenforschung nötig ist, insbesondere um die Verschiedenartigkeit des pflanzlichen Stoffwechsels besser ausnutzen zu können, aber auch um die komplexen Interaktionen zwischen Kontaminanten, Boden, Pflanzenwurzeln und Mikroorganismen in der Rhizosphäre besser zu verstehen.

Übersicht und Bewertung der existierenden Methoden zur Bestimmung der bioverfügbaren Schwermetallfraktionen im Boden (WP3)

Die Bioverfügbarkeit von Schwermetallen ist kein einfacher Wert, der durch eine bestimmte chemische oder biologische Methode gemessen werden kann. Es handelt sich vielmehr um einen Prozess, der in Raum und Zeit variabel ist. Daher kann allenfalls eine Fraktion der Schwermetalle, die in einem bestimmten Moment und für einen bestimmten Organismus bioverfügbar ist, abgeschätzt werden. Die dabei erzielten Ergebnisse sind zum großen Teil methodisch bedingt; ein Vergleich der verschiedenen Analysemethoden ist somit schwierig; eine (internationale) Methodenharmonisierung wäre daher mit erheblichen Vorteilen verbunden. Deshalb werden sicher auch künftig die Schwermetall-Gesamtkonzentrationen (zumeist gemessen im Königswasserextrakt) für die Risikobewertung einer kontaminierten Fläche herangezogen, auch wenn sie nicht das reale Umwelt- und Gesundheitsrisiko, das mit der Kontamination verbunden ist, widerspiegeln.

Umwelt- und sozioökonomische Aspekte von Sanierungen und damit verbundener Technologien (WP4)

Zunächst kann festgestellt werden, dass technologische Innovationen in Management und Monitoring nötig sind, um die Sanierungszeit zu verkürzen und die Kosten zu reduzieren, um so die endgültige Bestimmung der Fläche rascher zu erreichen.

Die Literaturrecherche hat gezeigt, dass sich die Entwicklung von Flächen unter Phytosanierung in der wachsenden Funktionalität von kontaminierten Böden widerspiegelt. Bodenfunktionen, die auf die Umweltbedingungen sensibel reagieren und für die biogeochemischen Nährstoffkreisläufe verantwortlich sind, können als Indikatoren für den Fortschritt und die Effektivität der Ansätze der Phytoremediation dienen. Trotzdem sollte die Anwendung von Bodenfunktionen als Indikatoren an die Kenntnisse über die Standorthistorie gekoppelt und in Beziehung zur Bodenentwicklung, zum Gehalt an organischer Bodensubstanz sowie zum Humifizierungsgrad gesetzt werden.

Bei der Bewertung der biochemischen Parameter in Bezug auf ein nachhaltiges Management Schwermetall kontaminierter Böden sowie bezogen auf den Entwicklungsstand der Vegetation, zeigte sich, dass der Nährstoffkreislauf stärker betrachtet werden sollte. Vertiefte Studien über die Bodenbildung, die weitere Bodenentwicklung sowie die Bodenfruchtbarkeit sind entscheidend für ein optimales, nachhaltiges Management dieser Böden, da häufig auf den sanierten Böden inadäquate Nutzungen geplant sind.

Die künftige Forschung sollte auf systematische Studien der Kurz- und Langzeiteffekte der sanften Sanierung auf bodenbiologische Parameter abzielen sowie auf die Identifikation allgemeiner und standortspezifischer, biologisch sensibler Indikatoren für die Wiederherstellung der Bodenfunktionen gerichtet sein.

Ein ungelöstes Problem stellt die Inwertsetzung (= ökonomisch vorteilhafte Nutzung) von hoch kontaminiertem Pflanzenmaterial dar. Hinsichtlich der Pflanzen, die in der Phytoextraktion genutzt werden oder genutzt werden sollten und mit Blick auf die derzeit in der EU geltenden Verordnungen, kann angenommen werden, dass nach der Ernte meist kontaminierte Biomasse vorliegt, die als gefährlicher Abfall betrachtet werden muss. Wie sich zeigt, werden die Optionen zur Behandlung dieser belasteten Biomasse durch die europäische Deponieverordnung, die Verbrennungsverordnung und anderer nationaler Regelungen vorgegeben.

Die Verbrennung belasteter Biomasse mit oder ohne Rückgewinnung der entstehenden thermischen Energie verlangt wiederum eine Vorbehandlung durch Pyrolyse oder andere thermische Behandlungsprozesse. Praktische Ergebnisse aus SUMATECS zeigen, dass die Verfahren der Kompostierung oder Laugung zur Vorbehandlung der kontaminierten Biomasse hilfreich sein kann. Im Weiteren deuten die Ergebnisse darauf hin, dass die mit Metallen angereicherten Aschen in einer Deponie für gefährliche Abfälle gelagert werden können, wenn sie die entsprechenden Bedingungen (insbesondere das TOC³-Kriterium) erfüllen. Hinsichtlich der Inwertsetzung wäre es vorteilhaft, wenn künftig die Metalle aus der Biomasse bzw. den Resten aus Verbrennung, Pyrolyse und Laugung zurück gewonnen werden würden. Für praxisreife Verfahren zur Abtrennung der Metalle sind jedoch weitere Forschungs- und Entwicklungsarbeiten nötig.

Was die sozioökonomischen Aspekte der sanften Bodensanierung anlangt, besteht zum einen noch sehr viel Forschungsbedarf. Zum anderen ist eine Veränderung der Sicht- und Verhaltensweisen nötig, um zu einer korrekten Einschätzung und Steuerung von Umweltgewinnen und -diensten zu gelangen und öko-technologische Optionen passend zu bewerten. Die langfristigen Vorteile sanfter Sanierungsverfahren (z. B. Erhalt der Bodenfunktionen, Abfallaufkommen, Immissionen) können derzeit selbst auf intensiv begleiteten Pilotversuchen nicht klar quantifiziert und bewertbar gemacht werden. Die derzeitige Weltfinanzkrise bietet dahingehend möglicherweise den Anlass, da sie gleichzeitig mit einer sozialen Neubewertung der Zukunft verbunden ist, einen ökologischen „new deal“ zuzulassen.

Obwohl in den vergangenen 20 Jahren zahlreiche Studien zu sanften Sanierungstechnologien ausgeführt und veröffentlicht wurden, wurde nicht viel von diesem Wissen in die Praxis übertragen. Da die Gründe hierfür unklar waren, wurden im Rahmen von SUMATECS Experten, die sich mit Schwermetall kontaminierten Böden beschäftigen, zu ihren Erfahrungen und Meinungen mit sanften Sanierungsoptionen interviewt. Die Ergebnisse der auf Fragebögen basierenden Interviews sind folgende: (i) den meisten sind sanfte Sanierungstechnologien bekannt, sie finden aber selten Anwendung, (ii) Behördenvertreter sind gegenüber diesen Technologien im Vergleich zu Wissenschaftlern und Beratern eher skeptisch eingestellt, (iii) die Nachteile der sanften Sanierungstechnologien werden vor allem in der Notwendigkeit eines langfristigen Monitorings und der limitierten Anwendbarkeit hinsichtlich Kontamination und Landnutzung gesehen, (iv) die Beschäftigung mit sanften Sanierungstechnologien verbessert das Wissen und die Akzeptanz und (v) ein Mangel an Wissen, Erfahrungen und überzeugenden Pilotprojekten sind die Haupthindernisse für eine stärkere Anwendung in der Praxis.

Bewertung und Entwicklung nachhaltiger Managementstrategien für Schwermetall kontaminierte Böden und angrenzender Umweltbereiche (WP5)

- Informationen über das Management von Schwermetall kontaminierten Böden und ihrer Umgebung wurden von der Laborebene über die Feldskala bis hin zur Einzugsgebietsebene vor allem in Europa, aber auch weltweit in klimatisch vergleichbaren Arealen recherchiert.
- Eine umfassende Liste von sanften Sanierungen wurde erfasst.
- Neben der Tatsache, dass Kontakte zu Netzwerken, Regierungen, Umweltbehörden, Beratern, Firmen und allen anderen die über das nachhaltige Management von Schwermetall belasteten Böden berichtet haben, geschlossen wurden, wurde eine Datenbanksoftware entwickelt, die für die Aufnahme von Experimenten zum Management von Schwermetall kontaminierten Böden mit sanften Sanierungsoptionen,

³ TOC...Total Organic Carbon (Gesamter Organischer Kohlenstoff)

gedacht ist. Nach der Analyse und Definition der Vorlagen zum Laden der Daten aus den Experimenten, wurde an der Webnavigation und dem Server gearbeitet. Die Datenbank wurde bisher von den Mitgliedern des WP5 und anderen Partnern gefüllt, steht aber jedermann offen. Ansprechpartner hierfür ist das INRA Bordeaux (Dr. Mench; mench@bordeaux.inra.fr).

Entscheidungshilfesysteme für die Auswahl sanfter Sanierungsansätze (WP6)

Entscheidungshilfesysteme müssen einfach anwendbar sein, sollten Nachhaltigkeits- und sozioökonomische Methoden beinhalten (z. B. „life cycle“ Betrachtungen, Kosten-Nutzen-Analysen, Nutzwert-Analyse, Kosten-Wirksamkeitsanalyse) und die potenzielle Nutzung sanfter Sanierungstechnologien als Teil einer integrierten Standortlösung, das heißt in Kombination mit anderen Methoden beachten. Es besteht ein Bedarf für die sanfte Sanierung und für Entscheidungshilfen, die auf sanfte Sanierungsoptionen abzielen, stärker in existierende und gut etablierte Entscheidungshilfesysteme integriert zu werden, um so ihre ausgedehnte Nutzung und Aufnahme zu fördern.

Es wird empfohlen, die auf die sanfte Sanierung fokussierten Entscheidungshilfesysteme so zu gestalten, dass sie die Form einer einfachen Checkliste oder Entscheidungsmatrix besitzen und wenn möglich in die existierenden nationalen Rahmenrichtlinien oder Entscheidungshilfesysteme wahrscheinlich auf der Stufe der Sanierungsuntersuchung integriert werden. Die Entscheidungsmatrix sollte die Fähigkeiten der sanften Sanierungsoptionen klar darlegen, um so eine Entscheidung über ihre potenzielle Anwendung möglich zu machen. Danach sollte der Nutzer auf breite Informationen über sanfte Sanierungsmöglichkeiten verwiesen werden.

Künftiger Forschungsbedarf (WP7)

- Es besteht ein Bedarf an langfristigen Demonstrationsprojekten im Feldmaßstab für alle sanften Sanierungstechnologien.
- Vor dem Hintergrund der praktischen Anwendung der Technologie erwachsen spezielle Bedürfnisse für die Methodik hinsichtlich Standortcharakteristik, Risikobewertung, Handlungsmöglichkeiten, Entscheidung für eine Technik sowie die Verbesserung der Nachhaltigkeit.
- Notwendig ist auch die Verbesserung der Risikobewertung unter Anwendung angepasster Technologien wie z. B. mikrobielle Biosensoren oder Zellbiosensoren. Es wird die Entwicklung einer „Toolbox“ (ausgewählte Tests in einem Set) vorgeschlagen, mit der man in der Lage ist, sowohl Standorte (EU-weit) als auch Risiken miteinander zu vergleichen.
- Es müsste ein sozioökonomische Bewertung von Bodenfunktionen (Entwicklung eines neuen Systems) implementiert werden, um so einen ökonomischen Vergleich verschiedener Sanierungsoptionen zu erlauben. Es wird vorgeschlagen, dies in Form monetärer Werte oder wenigstens in Form immaterieller Werte zu tun. Dies kann und sollte zu einer breiteren Aufmerksamkeit für die Bodenfunktionen für alle lebenden Systeme führen.
- Weiterhin sollten künftig die potenziell negativen Auswirkungen der sanften Sanierungstechnologien (z. B. negative Effekte auf Bodenmikroorganismen) minimiert werden.
- Die Entwicklung einer einfachen Checkliste oder Entscheidungsmatrix würde eine gute Grundlage für Entscheidungsträger bilden. Außerdem sollte die Integration eines auf die sanfte Sanierung fokussierten Entscheidungshilfswerkzeuges in bestehenden Entscheidungshilfesystemen verstärkt werden.

Literatur

Alle Belege und Zitate befinden sich im Abschlussbericht des Projektes.

Danksagung

Die Autoren danken dem Bundesministerium für Bildung und Forschung für die erwiesene Förderung (FKZ 0330845 B) zur Durchführung des SUMATECS-Vorhabens im Rahmen des SNOWMAN-Verbundes. Die dargestellten Ergebnisse sind Teil des SUMATECS-Vorhabens – der Dank gilt daher dem gesamten Konsortium. Der im Dezember 2008 erstellte Abschlussbericht findet sich (in englischer Sprache) unter:

http://www.snowman-era.net/downloads/SUMATECS_FINAL_REPORT.pdf

SUMATECS-Konsortium

AIT Austrian Institute of Technology GmbH (vormals Austrian Research Centers GmbH, Austria ARC); University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Austria (BOKU); Hasselt University, Belgium (HAU); Lulea University of Technology, Sweden (LTU); Saxon State Agency for Environment, Agriculture and Geology, Germany (LfULG); Ruhr-University Bochum, Germany (RUB); Institut National de la Recherche Agronomique, France (INRA); Institut National de l'Environnement industriel et des RISques (INERIS); Constructeur de Solutions environnementales, France (INERTEC); Universite de Technologie de Compiègne, France (UTC); University of Brighton, UK (UoB); Czech University of Life Sciences Prague, Czech Republic (CULS), University of Florence, Italy (UniFi)

SUMATECS-Autoren

Adriaensen Kristin (HAU), Bert Valerie (INERIS), Böhm Katharina (LfUG), Brignon Jean-Marc (INERIS), Cochet Nelly (UTC), Cundy Andy (UoB), Denys Sébastien (INERIS), Friesl-Hanl Wolfgang (AIT, vormals ARC), Gombert Dominique (INERIS), Haag Rita (RUB), Hurst Stephanie (LfUG), Jaunatre R. (INRA), Jollivet Pascal (UTC), Kumpiene Jurate (LTU), Magnie Marie-Claire (INERTEC), Marschner Bernd (RUB), Mench Michel (INRA), Mikhailovsky Sergey (UoB), Müller Ingo (LfUG), Onwubuya Kene (UoB), Puschenreiter Markus (BOKU), Raspail F. (INRA), Renella Giancarlo (UniFi), Rouil Laurence (INERIS), Ruttens Ann (HAU), Schoefs Olivier (UTC), Soularue J.P. (INRA), Stolz, Rosel (RUB), Tack Karin (INERIS), Teasdale Phill (UoB), Tlustoš Pavel (CULS), Vangronsveld Jaco (HAU), Vialletelle Frédérique (INERTEC), Waite Steve (UoB)

This paper is the result of work jointly funded by the following SNOWMAN partners:



The execution of this project was possible under the umbrella of the European Commission's 6th Framework Programme project SNOWMAN (**S**ustainable **ma**Nagement of **s**Oil and ground**W**ater under the pressure of soil pollution and soil conta**Min**Atio**N**, (<http://www.snowman-era.net/index.php>) contract n^o ERAC-CT-2003-003219).

7 KliWES-Abschätzung der Auswirkungen der für Sachsen prognostizierten Klimaveränderungen auf den Wasser- und Stoffhaushalt in den Einzugsgebieten der sächsischen Gewässer – Teil Wasserhaushalt

Maren Zweig, Sebastian Spitzer; Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

Motivation und Zielstellung

Der prognostizierte Klimawandel in Sachsen stellt neue Anforderungen an die Bewirtschaftung und Prognose von Wasserressourcen. In diesem Zusammenhang werden im Projekt KliWES (**K**limaveränderungen auf den **W**asser- und **S**toffhaushalt in den **E**inzugsgebieten der **s**ächsischen **G**ewässer) grundlegende Auswirkungen des Klimawandels innerhalb der sächsischen Gewässereinzugsgebiete untersucht. Zielstellung des Teilprojekts Wasserhaushalt ist die Bewertung der Einzugsgebiete hinsichtlich der Anfälligkeit ihres Wasserhaushalts gegenüber dem Klimawandel. Aus dieser Analyse sollen Empfehlungen für regionalspezifische Bewirtschaftungsmaßnahmen abgeleitet werden.

Grundlegende Aufgabe zur Entwicklung von Anpassungsstrategien sind wissenschaftlich fundierte, verlässliche und reproduzierbare Wasserhaushaltsdaten. Es werden Modellansätze angewandt, die oberirdische und unterirdische Prozesskomponenten und ihre Wechselbeziehungen ausreichend genau abbilden und dabei auch Transport und Umsatz von Wasserinhaltsstoffen berücksichtigen können.

Das Forschungsprojekt wurde in mehreren Vorläuferprojekten vorbereitet, in denen geeignete Wasserhaushaltsmodelle untersucht und getestet wurden (KLIWEP, 2004 - 2007; AG GRUNDWASSERHAUSHALT SACHSEN, 2007; TU DRESDEN 2008). Die Modellvergleiche an Referenzgebieten zeigten erhebliche Ergebnisunterschiede. Die mit verschiedenen Modellen berechneten Wasserhaushaltskomponenten schwanken teilweise um ein Vielfaches. Die Differenzen sind in unterschiedlichen oder unzureichenden methodischen Modellansätzen, ungleichen Datengrundlagen und Korrekturverfahren sowie individueller Variation der Modellumsetzung begründet.

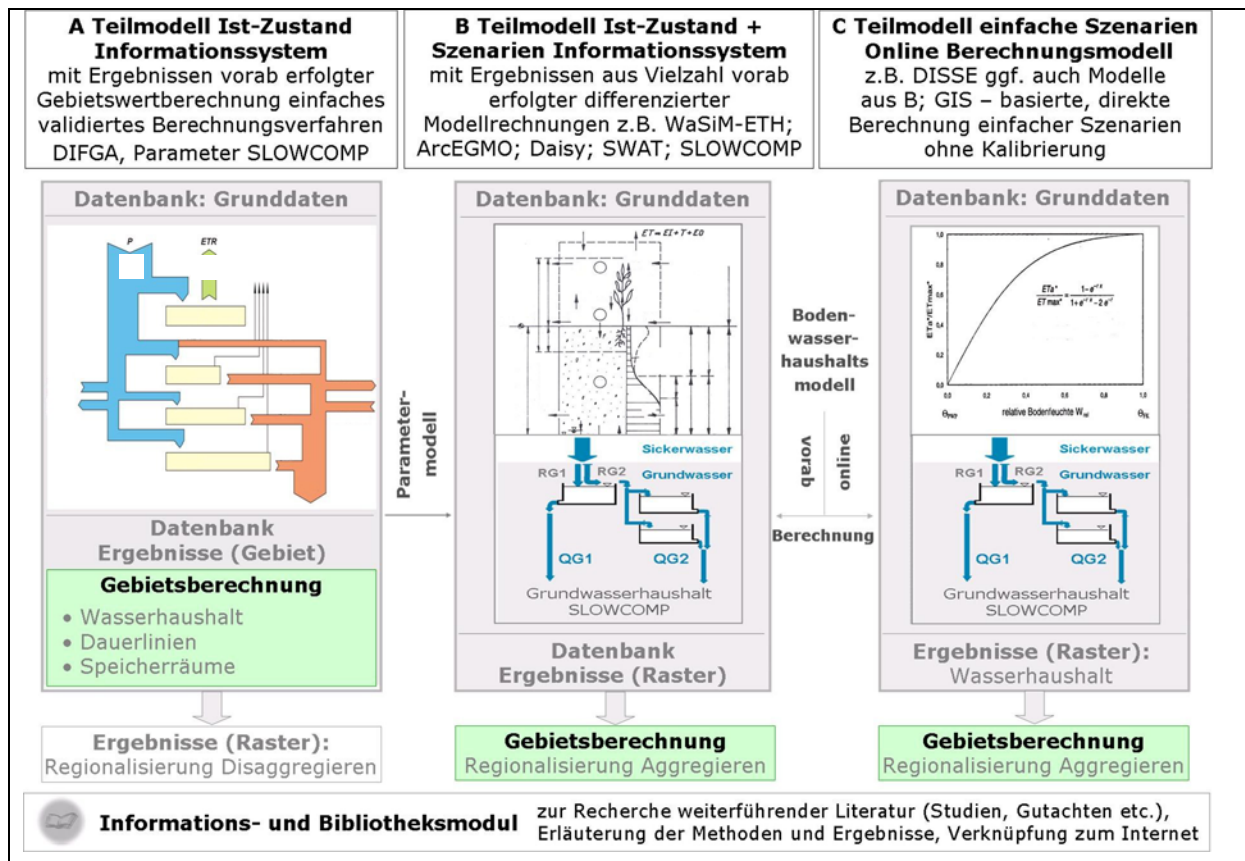


Abbildung 1: Kombiniertes Modellkonzept KliWES – Wasserhaushalt (TU DRESDEN 2008)

Konzeption und Vorgehensweise

Die vorbereitenden Untersuchungen wurden in einem Modellkonzept zusammengeführt, welches aus einem Ensemble sich gegenseitig stützender, voneinander unabhängiger Verfahren besteht. Auf diese Weise wird das Risiko unsicherer, nicht belastbarer Ergebnisse gegenüber der Verwendung nur eines Modells deutlich minimiert. Der konzeptionelle Aufbau ist in Abbildung 1 dargestellt. Die entwickelte Konzeption hat folgende vier Bestandteile (TU DRESDEN 2008):

- Auswertung des Informationsgehaltes langjähriger Datenreihen des hydrologisch/meteorologischen Messnetzes zur Ermittlung der Gebietswasserhaushaltsbilanz für gegenwärtige Verhältnisse, Erstellung eines validierten Parametermodells für das Grundwassermodell (Säule B)
- Szenariofähiges Wasserhaushaltsmodell für flächendifferenzierte sachsenweite Berechnung bestehend aus Bodenwasser- und Grundwasserhaushaltsmodell
- Einfaches Berechnungsverfahren ohne Kalibrierung zur flächendifferenzierten sachsenweiten Bestimmung des Wasserhaushaltes, Vereinfachte Szenarienberechnung in der Nutzerphase mit Zugriff auf GIS-basierte Grunddaten
- Informations- und Bibliotheksmodul zur Recherche und Einbindung weiterführender Informationen und Quellen (Studien, Gutachten, etc.).

Durch den Einsatz prozessbeschreibender Modellansätze wird die Prognosefähigkeit und Belastbarkeit der Wasserhaushaltsdaten gewährleistet. Die Festlegung des sachsenweit anzuwendenden Verfahrens erfolgt nach einem mehrstufigen vergleichenden Modelltest in unterschiedlichen Raumskalen. Neben dem Einsatz am

Lysimeter werden die Modelle in Kleinst Einzugsgebieten mit Pegel und im Einzugsgebietsmaßstab angewendet und ein flächendeckendes Kalibrierungskonzept erstellt. Durch Anwendung der Modelle auf Lysimetern und in Kleinst einzugsgebieten werden diese zunächst auf ihre Eignung hin überprüft. Der Einsatz auf Lysimetern dient der Beurteilung der Prozessabbildung insbesondere in den Bodenwasserhaushalts- und Phänologiemodulen der verschiedenen Modelle. Gleichzeitig soll somit auch eine Einschätzung der Szenariofähigkeit der Modelle erfolgen. Nur dort existieren entsprechende Beobachtungswerte für eine Gegenüberstellung simulierter Wasserhaushaltsteilgrößen mit gemessenen Werten. Mit dem Übergang zu Kleinst einzugsgebieten mit Pegel können im Gegensatz zu den Lysimeterrechnungen auch laterale Abflusskomponenten mit einbezogen werden. Die Größe dieser Kleinst einzugsgebiete soll in etwa den später angestrebten Berechnungseinheiten entsprechen. Als letzter Schritt erfolgt die Anwendung im Einzugsgebietsmaßstab ($A_{EZG} > 100 \text{ km}^2$), um die spätere sachsenweite Anwendung besser beurteilen zu können. Gleichzeitig werden regionale, physikalisch interpretierte und validierte Parametermodelle aufgebaut.

Weiterführende Informationen können unter <http://www.smul.sachsen.de/umwelt/klima/14285.htm> eingesehen werden. Die Projektergebnisse werden in einem Fachinformationssystem „Wasserhaushalt und Klimawandel in Sachsen“ voraussichtlich ab 2012 im Internet bereitgestellt. Langfristig sollen neben der quantitativen Berechnung des Wasserhaushalts auch Stoffflüsse berücksichtigt werden. Eine entsprechende Modellerweiterung ist vorgesehen.

Literatur

TU DRESDEN (2008): Fachkonzept zur Berechnung des Wasserhaushalts für den Fest- und Lockergesteinsbereich in Sachsen mit dem Schwerpunkt Grundwasserhaushalt („Grundwasserhaushalt Sachsen“). – Abschlussbericht im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie Dresden.

AG GRUNDWASSERHAUSHALT SACHSEN (2007): Validierung von Grundwasserhaushaltsmodellen in Sachsen – Abschlussbericht des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie; Dresden.

KLIWEP (2004 -2007): Abschätzung der Auswirkung der für Sachsen prognostizierten Klimaveränderungen auf den Wasser- und Stoffhaushalt im Einzugsgebiet der Parthe: Teil 1-5. – Abschlussberichte im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie; Dresden.

(<http://www.smul.sachsen.de/umwelt/klima/2469.htm>)

8 Vergleich von Sickerwasserprognoseprogrammen

Antje Sohr; Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

Jens Fahl, Rene Blankenburg; TU Dresden (Teil A)

Bernhard Engeser; Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie Niedersachsen (Teil B)

Derzeit findet man an vielen Stellen Programmvergleiche zur Sickerwasserprognose in Form von Literaturbeiträgen, Vorträgen und Schulungen. Das hat einmal damit zutun, dass marktgängige Programme im Rahmen des BMBF-Komplexes Sickerwasserprognose z. T. weiterentwickelt wurden und bei der Praxisanwendung Empfehlungen wichtig sind und zum anderen, dass sich Neuentwicklungen einen Anwendungsplatz erobern wollen. Die Frage von Aufwand und Nutzen ist dabei eine entscheidende Frage. Die Thematik hier wird auf zwei Teile beschränkt:

Teil A: Es soll das Ergebnis des LfULG-Vorhabens „Programmvergleich Sickerwasserprognose: HYDRUS, EX-POSI, SIWAPRO DSS, ALTEX, AF-Verfahren“ [1] diskutiert werden. Eine erste Beschreibung des Vorgehens erfolgte bereits im Artikel 9 der Ausgabe „Grundwasser Altlasten Aktuell“ 2008.

Teil B: Es werden zwei Artikel aus dem Altlastenspektrum 2009 „Simulationsprogramme für computergestützte Sickerwasserprognose“ Teil 1 und Teil 2 [2] diskutiert. Hier erfolgte eine Bewertung von neun verschiedenen Programmen zur Sickerwasserprognose durch Dr. Oliver Kemmesies und Barbara Euler (das sind neben den o. g. Programmen außer Hydrus: RICHY-1D, SEEPER, SISIM, SMART und TENSIC).

Fazit aus den Teilen A) und B)

Innerhalb des LfULG-Projektes A) wurden die o. g. fünf Programme charakterisiert, die Belegung der verschiedenen Kennwerte dargestellt und ein Modellvergleich mit Modellbewertung anhand realer Datensätze vorgenommen. Außerdem wurde ein modelltheoretisches Programmauswahlschema entwickelt. Die dabei definierten drei Kriterien Zeitabhängigkeit von Prozessen, Sorptionskoeffizient und Linearität der Sorption sind Gegenstand der Diskussion. Bei einer anschließenden Testung dieser Kriterien durch die TU Dresden mittels vier Szenarien und entsprechenden Ergebnisvergleichen konnten die Kriterien des Auswahlschemas zunächst praktisch nicht bestätigt werden. Hier sind weitere Testungen und ggf. eine Anpassung der Entscheidungskriterien notwendig.

Das für die Behörden durch die LABO (und durch die einzelnen Bundesländer) empfohlene Programm ALTEX-1D konnte einem Vergleich mit komplexeren Programmen (Teil A und B) standhalten und ist für eine Plausibilitätsprüfung bzw. erste Abschätzung gut geeignet.

Insgesamt gibt es ein breites Angebot zu Sickerwasserprognoseprogrammen. Einen ersten Überblick ermöglicht die Datenbank DASIMA (Datenbank Simulationsprogramme zur Strömungs- und Schadstofftransportmodellierung), die über die Internetadresse des LfULG verfügbar ist. Entscheidend für die Auswahl eines Programms sind die Zielfunktion (welche Prozesse sollen auf welchem Niveau damit abgebildet werden) und die Qualität der Eingangsparameter. Erfahrungswerte bei der Handhabung sind ein weiteres nicht zu vernachlässigendes Kriterium. Programmvergleiche sind nicht ganz einfach, da a) das Herstellen der Vergleichbarkeit bei unterschiedlichen Programmen nicht trivial ist und b) ein absoluter Vergleichsmaßstab fehlt. Außerdem werden solche Programmvergleiche oft mit speziellen Zielstellungen verbunden und geben nur einzelne Aspekte wieder.

Sowohl einfachere als auch komplexere Programme haben in Abhängigkeit von den Randbedingungen ihre Berechtigung. Da die Realität in keinem Fall korrekt durch ein Modell abgebildet werden kann, sind Modellergebnisse in jedem Fall zu diskutieren (Prozesse, Toleranzbreiten der Eingangsparameter und Ergebnisse) und nur ein Aspekt der Gefährdungsabschätzung. Den Modellrechnungen sind möglichst Bilanzrechnungen gegenüberzustellen. Grundlage für beides können die „Laborativen Untersuchungen zur Sickerwasserprognose in der Detailuntersuchung“ aus Sachsen [3] sein (siehe nächster Artikel). In diesem Sinne sind weitere sachliche Diskussionen zu den Programmen willkommen. Detaillierte Diskussionen sind im Nachfolgenden enthalten.

Teil A – Programmvergleich im Auftrag des LfULG

Beim Vergleich der fünf o. g. Programme durch ARCADIS/DGFZ konnten folgende Ergebnisse erzielt werden: Ausgehend von einer Charakterisierung der Programme mit Beschreibung der Anwendungsgrenzen wurden Modellbewertungen mit dem Ziel eines innerbehördlichen Einsatzes durchgeführt. Eine Prüfung der Modellgrundlagen erfolgte anhand von Fallbeispielen, die zum großen Teil neben den Standortuntersuchungen auch Lysimeteruntersuchungen beinhalteten. Der Transport von Schadstoffen in Phase war hier nicht Gegenstand der Betrachtung. Die Empfehlungen zum Programmeinsatz stehen unter dem Vorbehalt der Behebung der festgestellten Mängel. Eine Information der Programmentwickler ist erfolgt.

Das entwickelte Programmauswahlschema (Abbildung 1) zeigt Einsatzmöglichkeiten von einfachen und komplexen Programmen auf und formuliert dabei folgende Entscheidungskriterien: (1) Sind zeitabhängige Prozesse (d.h. insbesondere biologischer Abbau) zu berücksichtigen? (2) Wie groß ist der Sorptionskoeffizient in l/kg? (3) Ist eine lineare Sorptionsisotherme anwendbar? Die aufgestellten Kriterien wurden durch die TU Dresden (siehe **Testung 1** unten) geprüft.

Die vereinfachten Programme (ALTEX-1D und AF-Verfahren) stellen die Betrachtung eines „worst case“ sicher. Um genauere Anpassungen an den Einzelfall zu ermöglichen und damit Prognosefehler einzuschränken, kann der Einsatz komplexerer Modelle sinnvoll sein. Es wird empfohlen, die Modellierung mit einem einfachen Programm zu beginnen bzw. das Ergebnis für die Plausibilitätsprüfung komplexer Programme zu nutzen (z. B. zur Prüfung des Retardationskoeffizienten).

Anmerkung LfULG: Das AF-Verfahren wird zugunsten des ALTEX-1D-Programms nicht mehr weiterentwickelt.

Folgende Fragen blieben nach den Diskussionen noch offen und dienen der Relativierung der Ergebnisse:

- (1) Beim Vergleich der Modellierungsergebnisse mit den Lysimeterergebnissen ist zu beachten, dass auch die Lysimeterergebnisse möglicherweise zum Teil fehlerbehaftet sind. Hier gibt es Anhaltspunkte, dass insbesondere die Schwermetallausträge von den Sinterplatten an der Unterkante der Lysimeter beeinflusst sind.
- (2) Die PAK-Austräge aus den Lysimetern sind z. T. so gering, dass sie im Bereich der Hintergrundkonzentration liegen und damit auch weitere Zusammenhänge nicht eindeutig ableitbar sind.
- (3) Die Wirkung der Kapillarsperren (zur Verhinderung des Bewuchses wurde eine 3 cm dicke Abdeckung aus Kies aufgebracht) auf den Lysimetern ist derzeit nicht quantifizierbar. Die Berechnung der Sickerwasserrate führt zu einer Unterschätzung, da in Wirklichkeit weniger verdunstet, wenn eine Kiesschicht oben ist.

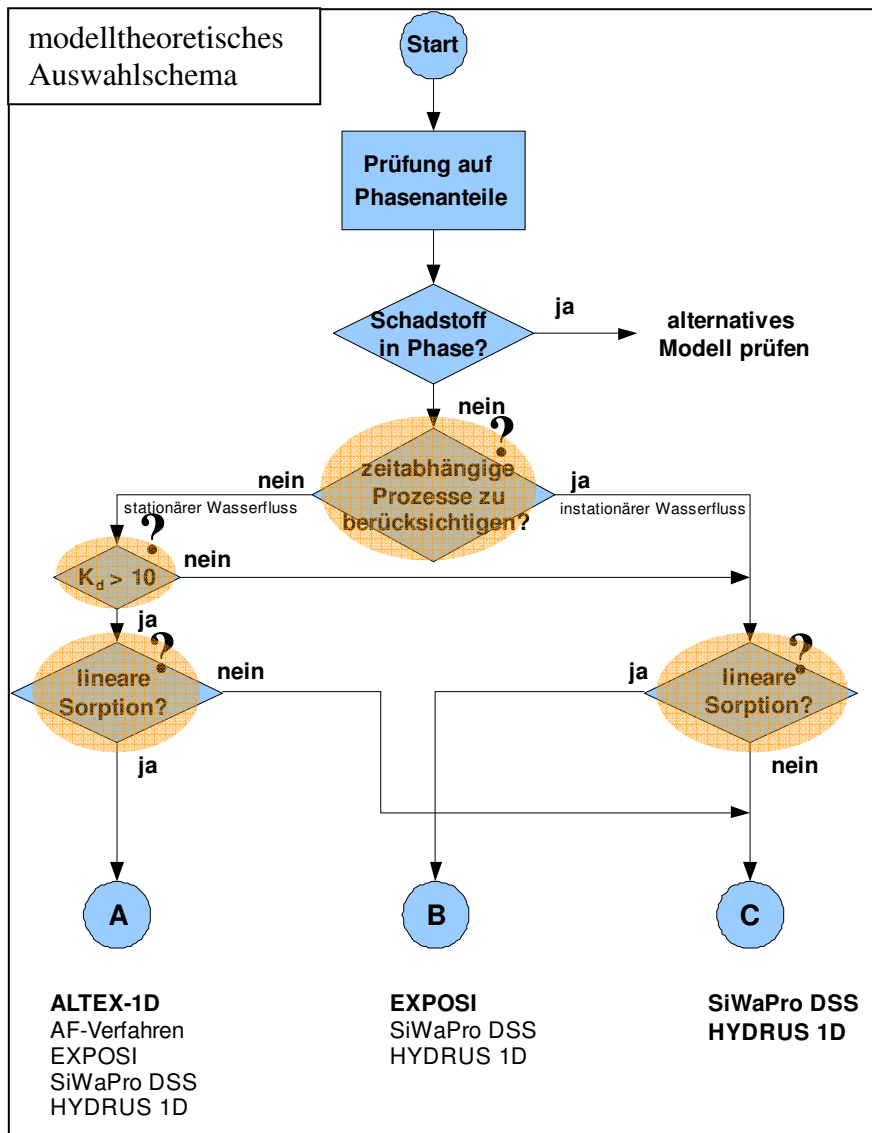


Abbildung 1: Flussdiagramm der Modellauswahl anhand allgemeiner funktionaler Kriterien

- (4) Der Beitrag der Modellierung liegt vor allem in der Vertiefung des Prozessverständnisses und der Konkretisierung der Strategie, weniger in der Ableitung absoluter Werte.
- (5) Es sind die Prozesse abzufragen, die schwieriger oder gar nicht durch die Modellierung abgebildet werden (Präferentieller Fluss, Bodenluftaustrag, Phasentransport ...).
- (6) Programinterne Angebote/Vorgaben für Parameter entbinden den Nutzer nicht von der Pflicht, die Parameter standortspezifisch abzuschätzen.
- (7) Die Abbildung 1 ist zu relativieren. Die Programme ALTEX-1D und das AF-Verfahren sollten nicht von vornherein für eine Abschätzung mit biologischem Abbau ausgeschlossen werden, da sie eine erste einfache Abschätzung des biologischen Abbaus (1. Ordnung) mit stationärem Wasserfluss ermöglichen. Allerdings arbeiten die komplexeren Programme EXPOSI, SIWAPRO und HYDRUS mit instationärem Wasserfluss, was einen wesentlichen Einfluss auf biologische Abbauraten haben kann.

- (8) Die Instationarität bei der Sickerwasserprognose spielt vor allem dann eine Rolle, wenn
- biologische Abbauprozesse relevant sind
 - die k_D -Werte gering sind, sodass Sorption/Desorption weniger relevant ist
 - (-in Frostperioden).

Wenn diese Aspekte eine Rolle spielen, sollte zumindest über den Einsatz eines instationär rechnenden Programms nachgedacht werden. Inwieweit diese Einflüsse für eine Abschätzung maßgebend sind (gegenüber anderen nicht zu beeinflussenden Fehlern, die sich aus dem Mehrstoffgemisch, der Probenahme oder z. B. der biologischen Abbaubarkeit an der Standortmatrix ergeben), sei dahingestellt und kann derzeit nicht beantwortet werden.

- (9) Für eine Empfehlung sind weitere Testungen nötig.



Testung 1: Vergleichsrechnung analytisches Programm (ALTEX 1-D) und numerisches Programm (SIWAPRO DSS) am Institut für Abfallwirtschaft und Altlasten der TU Dresden

Geprüft und verglichen wurden die Ergebnisse der Berechnungsdurchläufe eines analytischen und eines numerischen Programms. Mit diesem Vergleich sollte vor allem die Entscheidungsmatrix der Abbildung 1 validiert werden. Zur Berechnung verwendet wurden ALTEX 1 D (analytische Berechnung, nur stationärer Wasserfluss) und SIWAPRO DSS (numerische Berechnung, stationärer und instationärer Wasserfluss kann berechnet werden). Da o. g. Entscheidungsmatrix im Wesentlichen anhand von zwei Parametern eine Auswahl trifft, ob noch ein analytisches Programm (welches nur stationären Sickerwasserfluss rechnen kann), oder ein numerisches Programm (mit der Berechnungsmöglichkeit instationären Fließens) verwendbar ist, wurden diese zwei Parameter variiert und die Berechnungsergebnisse verglichen.

Die innerhalb von vier Szenarien variierten Parameter sind

- $\lambda_{1/2}$ (Halbwertszeit Biologischer Abbau),

Bioabbau ist ein zeitabhängiger Prozess und würde nach Ansicht der AN generell eine numerische instationäre Modellierung erfordern und analytische (stationäre) Berechnungen (wie z. B. mit ALTEX 1D) wegen zu hoher Fehlergröße ausschließen.

- K_d (Sorptionkoeffizient nach Henry),

Bei starker Sorption (k_D -Werte > 10 l/kg) ist laut AN die Verwendung analytischer Programme möglich, bei schlechter/schwacher Sorption empfehlen sie jedoch die Modellierung unter instationärem Wasserfluss mit Hilfe eines numerischen Programms.

Gerechnet wurden **vier verschiedene Szenarien:**

- **Szenario 1:** $k_D = 0,5$ l/kg , $\lambda_{1/2} = 0,08333$ a [= 1 Monat]

(schwache Sorption, schneller Bioabbau)

- **Szenario 2:** $k_D = 0,5$ l/kg , $\lambda_{1/2} = 10$ a

(schwache Sorption, sehr langsamer Bioabbau)

- **Szenario 3:** $k_D = 300$ l/kg , $\lambda_{1/2} = 0,08333$ a [= 1 Monat]

(starke Sorption, schneller Bioabbau)

- **Szenario 4:** $k_D = 300$ l/kg , $\lambda_{1/2} = 10$ a

(starke Sorption, sehr langsamer Bioabbau)

Die Diffusion wurde innerhalb dieser Modellierungen nicht betrachtet. (Diffusionskoeffizient bei SIWAPRO DSS = 0). Für jedes Szenario liegen jeweils drei Berechnungsergebnisse vor. Gerechnet wurde jeweils mit dem numerischen Programm SIWAPRO DSS bei stationärer und instationärer Wasserbewegung sowie mit dem analytischen Programm ALTEX 1 D bei stationärer Wasserbewegung.

Modellaufbau

Bodenschichtung: Im ersten Rechendurchlauf nur 1 Schicht (3m fSms – mittelsandiger Feinsand), Quelle von 0,5 – 1m u. GOK, dann 2 m Transportstrecke. Später sind weitere Rechendurchläufe mit drei Schichten geplant.

Die Auswahl der hydraulischen Parameter erfolgte unter dem Aspekt der Gleichwertigkeit der SIWAPRO DSS – Modellbelegung (z. B. van Genuchten-Parameter) mit der ALTEX-Modellbelegung („Feldkapazität“).

Schadstoffparameter: Parameter mit konstanter Quellkonzentration, lösungslimitiertes Freisetzungsverhalten, z. B. Cadmium

Bio-Abbau: (Abbaukinetik 1. Ordnung), $\lambda_{1/2 A} = 1 \text{ Monat}$, $\lambda_{1/2 B} = 10 \text{ Jahre}$

Sorption: $K_{d1} = 0,5 \text{ L/kg}$; $K_{d2} = 300 \text{ L/kg}$

Schadstoffzustrom/Quellfunktion: Konstante Zustromkonzentration mit 500 µg/l und Zustromdauer von 162,5 Jahren (ergibt sich aus Gesamtmenge in der Quelle [250 g/kgTM], mobilisierbarem Anteil [10 %] sowie Mächtigkeit der Quelle [0,5 m] und der Trockenraumdicke in der Quelle [1,3 kg/dm³])

Sickerwassermenge: (GW-Neubildungsrate) **200mm/a** für stationären Fluss.

Bei der instationären Berechnung wurde eine Sickerwasserreihe verarbeitet, die sich an einer 10-jährigen Niederschlagsganglinie von Dresden-Klotzsche (Tageswerte) orientiert. Davon wurden Verdunstung und Pflanzenwurzelentzug abgezogen, dabei ergaben sich im Mittel etwa 250 mm/Jahr. Die Tageswerte wurden global korrigiert, sodass sich im Jahresmittel 200 mm ergaben (zur Vergleichbarkeit mit der stationären Berechnung). Diese so erzeugte 10-jährige Reihe des Sickerwasserzustromes (mit Tageswerten) wurde dann immer wieder aneinander gehängt, um den sich über mehrere Jahrhunderte (Szenarien 1, 2) und Jahrtausende (Szenarien 3, 4) erstreckenden Modellierungszeitraum mit einer instationären Ganglinie auszufüllen. Bei den sehr langfristigen Berechnungen mit den k_d -Werten von 300 (Szenarien 2, 4) konnte aus rechentechnischen Gründen nicht bis zum Ende gerechnet werden. Die Modellierung erfolgte aber mindestens bis zum Durchgang des Konzentrationsmaximums.

Zusammenfassung/kurze Interpretation der Testergebnisse

Konzentrationen:

Bei allen Szenarien liegen die berechneten Konzentrationen für den Ort der Beurteilung (OdB) innerhalb derselben Größenordnung. Das gilt sowohl für den Vergleich zwischen ALTEX und SIWAPRO DSS als auch für den Vergleich zwischen der stationären und der instationären Berechnung innerhalb SIWAPRO DSS.

Die „höchsten“ Konzentrationen berechnet ALTEX 1D, gefolgt von der instationären Berechnung von SIWAPRO DSS (dort sind periodische Schwankungen der Konzentrationen im Szenario 1 zu sehen), und dann gefolgt von den stationären Berechnungsergebnissen von SIWAPRO DSS.

Frachten:

Frachtberechnungen waren mit ALTEX 1D nur innerhalb der Szenarien 2 und 4 möglich. Bei den Szenarien 1 und 3 bewirkt der gute Bioabbau ($\lambda_{1/2} = 0,08333 \text{ a}$ [= 1 Monat]) eine so starke Verringerung der Konzentrationen (in

den unteren Nanogramm-Bereich), dass ein vom Programmentwickler gesetzter Schwellenwert unterschritten wird und keine Berechnung erfolgt.

Die mit ALTEX berechneten Frachten der Szenarien 2 und 4 stimmen gut mit den Frachten der numerischen Modellierung von SIWAPRO DSS überein.

Zeitdauer des Eintrags:

Auch hier zeigt sich bei den bisher berechneten Werten eine **gute Übereinstimmung zwischen ALTEX 1D und SIWAPRO DSS**, jedoch wurden die instationären SIWAPRO-Modellierungen innerhalb der Szenarien 3 und 4 (hoher k_D -Wert, sehr langer Stoffaustrag) bisher nicht über den nötigen Gesamtzeitraum gerechnet. (Problem der Datenfülle der instationären Niederschlags-Ganglinie, schon 2.000 Jahre erfordern 730.000 Tageswerte)

Tabelle 1: Bisherige Berechnungs- und grafische Auswertungsergebnisse innerhalb des erweiterten Programmvergleichs an der TU Dresden

	kD-Wert $\lambda_{1/2}$ [l/kg] [a]		max. Konzentration OdB			Dauer Schadstoffeintrag in Jahren, (nicht auf Prüfwertüberschreitung bezogen)			Frachten					
			ALTEX 1 D	SIWAPRO		ALTEX 1 D	SIWAPRO		maximal pro a/m ²			Gesamtzeitraum		
				stationär	instationär		stationär	instationär		ALTEX 1 D	SIWAPRO stationär	SIWAPRO instationär	ALTEX 1 D	SIWAPRO stationär
Szenario 1	0,5	0,083	105 ng/l	15 ng/l	15 - 65 ng/l	170	170	170	n.b.	3 µg	2,5 - 25 µg	n.b.	384 µg	1,04 mg
Szenario 2	0,5	10	440 µg/l	440 µg/l	440 µg/l	185	185	185	88 mg	80 mg	30 - 330 mg	14 g	13,7 g	14,1 g
Szenario 3	300	0,083	14 ng/l	2 ng/l	6 ng/l	4000	4000	w.b.	n.b.	0,4 µg	0,2 - 3,6 µg	n.b.	404 µg	"911 µg" (bei 2000 a)
Szenario 4	300	10	17 µg/l	15 µg/l	w.b.	15000	15000	w.b.	3,3 mg	3 mg	w.b.	12 g	11,4 g	w.b.

n.b. - vom Programm nicht berechenbar
w.b. - wird (noch) berechnet

Fazit:

Für die hier berechneten Szenarien und den gewählten einfachen Modellaufbau (einschichtig homogene Transportstrecke, Mächtigkeit 2 m) lassen sich keine grundsätzlichen Limitationen für die Verwendung des analytischen Programms ALTEX erkennen. Im direkten Vergleich zur stationären numerischen Modellierung mit SIWAPRO DSS zeigt sich, dass die ALTEX-Berechnung bei Fällen mit gutem Bioabbau (Szenarien 1 und 3) höhere Konzentrationen ergibt, die jedoch die Konzentrationen der instationären numerischen Modellierung mit SIWAPRO DSS nicht wesentlich überschreiten (ca. Faktor 2 - 3). Die analytische Modellierung mit ALTEX 1D führt in diesen Fällen zu einer konservativeren Prognose der Konzentrationen am OdB, die aber im vertretbaren Umfang liegt. Für den innerhalb dieses Vergleiches gewählten Modellaufbau lassen sich die Ausschlusskriterien des analytischen Programms laut der Entscheidungsmatrix des AN nicht bestätigen. Ausgeschlossen werden würde ALTEX 1D laut dieser Matrix für Berechnungen der Szenarien 1 und 2 (k_D -Wert zu klein, <10 l/kg) sowie generell für Szenario 1 und 3, da dort ein signifikanter Bioabbau (= zeitabhängiger Prozess) zu berücksichtigen ist. Möglicherweise machen sich hier die theoretischen Modelllimitationen eines analytischen Programms erst bei noch kleineren Werten für die Halbwertszeit des biologischen Abbaus (z. B. bei $\lambda_{1/2} = 1$ Tag) bemerkbar.

Es ist geplant, in einer zweiten Testung die hier gerechneten Szenarien nochmals mit einem mehrschichtigen Bodenaufbau zu modellieren, um auch hier eine Vergleichsmöglichkeit für die stationäre analytische Berechnung und die stationäre/instationäre numerische Berechnung zu erhalten.

Teil B – Programmvergleich innerhalb des BMBF-Schwerpunktes „Sickerwasserprognose“

Im Rahmen des BMBF-Förderschwerpunktes Sickerwasserprognose erfolgte ein Vergleich von Sickerwasserprognoseprogrammen durch die Firma KP Ingenieurgesellschaft für Wasser und Boden mbH und die TU Dresden. Die Ergebnisse des Vergleiches wurden im Rahmen von zwei Veröffentlichungen im Altlastenspektrum [2] vorgestellt. Das u. a. darin diskutierte Programm ALTEX-1D wurde im Rahmen der Unterarbeitsgruppe (UAG) „Sickerwasserprognose“ des Altlastenausschusses (ALA) der LABO erarbeitet. Die in den Veröffentlichungen enthaltenen Schlussfolgerungen und Bewertungen wurden nicht mit dieser UAG abgestimmt und werden von einigen Mitgliedern (ENGESER/LBEG Niedersachsen, verantwortlich für die Entwicklung von ALTEX-1D, SOHR/LFULG Sachsen) nicht geteilt. Um eine ausgewogene Einschätzung zu ermöglichen, wird nachfolgend die an den ALA versandte Stellungnahme zu einigen Punkten der Veröffentlichungen (B. ENGESER) wiedergegeben.

- 1) Im Teil 1 der Veröffentlichung wird erklärt, dass vom Altlastenausschuss (ALA) der Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) die verbindliche Einführung von ALTEX-1D als Programm zur Durchführung von Sickerwasserprognosen vorangetrieben wird, diese aber bisher an der uneinheitlichen Meinung der Länder gescheitert sei.

Aus Sicht der ALA-UAG ist festzustellen, dass zu keinem Zeitpunkt vorgesehen war, ALTEX-1D als ausschließliches Instrument verbindlich im Vollzug einzuführen. Das Programm wurde als Bestandteil der Arbeitshilfe "Sickerwasserprognose bei Detailuntersuchungen" entwickelt, um den Anwendern der Arbeitshilfe die Möglichkeit zu geben, das Verfahren an Hand ausgewählter Fallbeispiele selbständig nachzuvollziehen (siehe Anhang A3.1 der Arbeitshilfe: Veranlassung und Zielsetzung). Unter Beachtung der getroffenen Vereinfachungen im Vorfeld oder als Ergänzung zu komplexeren Instrumenten (z. B. Numerische Programme) kann es für "grobe" Abschätzungen herangezogen werden. Die Arbeitshilfe DU mit dem Anhang 3 (ALTEX-1D) wurde von der LABO 2007 zustimmend zur Kenntnis genommen und mit Umlaufbeschluss UMK 12/2007 vom 14.5. 2007 den Ländern zur Anwendung im Vollzug empfohlen. Die überarbeitete Fassung vom Dezember 2008 wurde nach Kenntnisnahme und Zustimmung durch den ALA im März 2009 auf der Homepage der LABO zum Download eingestellt. Der Auftrag des ALA zur Erstellung der Arbeitshilfe ist damit abgeschlossen. In Sachsen wurde im Mai 2009 per Erlass die Anwendung dieser Arbeitshilfe einschließlich des Programms ALTEX-1D für Behörden in oben genannten Rahmen empfohlen.

- 2) Im Teil 1 der Veröffentlichung wird darauf hingewiesen, dass für den Fall, dass in ALTEX-1D kein Bioabbau berücksichtigt werden soll, ein großer Wert (Standardwert: 1 Mio. Jahre) für die Halbwertszeit eingegeben ist, Altex-1D bei der Eingabe von noch höheren Werten aber nicht mehr korrekt rechnen würde. Hierzu ist anzumerken, dass die Eingabe von höheren Werten weder notwendig noch sinnvoll ist, da der Wert von 1 Mio. Jahre selbst bei sehr langen Prognosezeiträumen (mehrere 1000 Jahre) ausreicht, um den Abbauterm zu unterdrücken. Im Übrigen hat die Nachprüfung ergeben, dass ALTEX-1D selbst bei Eingaben von 10 Mio. Jahre noch korrekt rechnet.

- 3) Unter Punkt 4.2 des Teils 1 wird erklärt, dass vier von neun getesteten Programmen u. a. auch ALTEX-1D die Minimalanforderung (Nachbildung der Tracerversuche) nicht erfüllen würden und darauf hingewiesen, dass ALTEX-1D für eine solche Aufgabenstellung nicht ausgelegt sei.

Grundsätzlich ist zwar richtig, dass ALTEX-1D bei normaler Anwendung aufgrund der gewählten Zeitschrittweite von einem Jahr nicht für die Prognose relativ kurzfristiger Prozesse (bspw. Lysimeter-Nachrechnungen) mit Berechnung in Tagesschritten geeignet ist. Allerdings kann ALTEX-1D auch für diesen Zweck herangezogen werden, wenn man die Sickerwasserrate in "mm/d" anstatt "mm/a" eingibt und bei den Ergebnissen die Einheit "Jahr" durch "Tag" ersetzt. Bei den Nachrechnungen der Lysimeter-Ergebnisse für Chlorid und Sulfat konnte mit ALTEX-1D sowohl der Konzentrationsverlauf als auch der Zeitpunkt des Konzentrationsmaximums mit guter Übereinstimmung nachmodelliert werden (Punkt 4b).

- 4) Im Teil 2 der Veröffentlichung werden die Ergebnisse von Vergleichsrechnungen zwischen ALTEX-1D und SiWaPro DSS für stationäre und instationäre Grundwasserneubildung und homogenen bzw. inhomogenen Untergrundaufbau vorgestellt. In der Zusammenfassung kommen die Autoren zum Schluss, dass bisher noch nicht gezeigt wurde, dass die in ALTEX-1D getroffenen Vereinfachungen und Annahmen das Ergebnis nicht oder nur unwesentlich verfälschen. Darüber hinaus wird festgestellt, dass mit den in ALTEX-1D implementierten mathematischen Grundlagen die Betrachtung mehrschichtiger Profile sowie des komplexen Zusammenspiels von Sorption und Abbau nur bedingt möglich sei, während mit dem als leicht bedienbar charakterisierten numerischen Programm SiWaPro DSS jedes mögliche Szenario einer Sickerwasserprognose betrachtet werden kann und Idealisierungen, die zu einer Verfälschung der Ergebnisse führen, nicht notwendig wären. Hierzu ist Folgendes anzumerken:

4a) Wie bereits unter Punkt 1 erläutert, wurde ALTEX-1D gezielt als einfaches und komplementäres Instrument zu komplexeren Programmen entwickelt. Das Adjektiv "einfach" bezieht sich hier nicht nur auf die immer subjektiv vor dem Hintergrund der Vorkenntnisse des Anwenders zu bewertende Handhabbarkeit, sondern ganz besonders auch auf die einfache Parametrisierung im Hinblick auf den erforderlichen Erkundungs- und Untersuchungsaufwand (siehe Kap. 7.1 der Arbeitshilfe: *Im Hinblick auf die Zielsetzung und unter Berücksichtigung der Verhältnismäßigkeit von Untersuchungs- und Erkundungsmaßnahmen (§4 Abs. 7 BBodSchV) steht dabei nicht die hoch aufgelöste räumliche und zeitliche Beschreibung der Transportprozesse im Vordergrund, sondern eine integrative summarische Betrachtung im Sinne einer einfachen und mit überschaubarem Aufwand parametrisierbaren Modellvorstellung*). Dass hierbei vereinfachende Annahmen getroffen werden müssen, ist unvermeidlich. Wichtig ist jedoch, dass darauf geachtet wurde, dass die Vereinfachungen möglichst zu Ergebnissen auf der sicheren Seite, d. h. eher zu Überschätzungen der Konzentrationen und Frachten führen. Insofern ist der hier erweckte Eindruck, dass ALTEX-1D infolge der Vereinfachungen verfälschte Ergebnisse liefert und das numerische Programm SiwaPro demzufolge unverfälschte oder weniger verfälschte nicht zutreffend, weil vor dem Hintergrund der Zielstellung die Begriffe falsch oder richtig an dieser Stelle nicht anwendbar sind.

4b) ALTEX-1D wurde sowohl verifiziert als auch validiert (u. a. durch Nachrechnung der verwendeten Lysimeter-Ergebnisse und durch Vergleichsrechnungen mit den numerischen Modellen Hydrus und Comsol 3.5). Durch die Nachrechnungen mit dem numerischen Modell (1D-stationär) konnte nachgewiesen werden, dass die Ergebnisse von ALTEX-1D bei Anwendung des von PROF. WILFRIED SCHNEIDER [4] eingebrachten Konzeptes der äquivalenten Parameter auch bei mehrschichtigem Untergrundaufbau gut mit den Ergebnissen des numerischen Modells (3-

schichtiger Untergrundaufbau) übereinstimmen. Dies gilt ebenso für die Berücksichtigung der Flüchtigkeit bei leichtflüchtigen Stoffen und die Annahme der Linearisierung der Freundlich-Isotherme.

4c) Im Teil 2 werden für den Fall B I (inhomogener 3-schichtiger Untergrundaufbau, stationäre Neubildung) erhebliche Unterschiede sowohl bei den Maximalkonzentrationen als auch beim Zeitpunkt des Erreichens des Konzentrationsmaximums zwischen den Ergebnissen von ALTEX-1D und SiWaPro DSS festgestellt. Der mit SiWaPro ermittelte Wert der Maximalkonzentration liegt dabei um den Faktor 2 unterhalb der Konzentration von ALTEX-1D, während das Konzentrationsmaximum bei SiWaPro um ca. neun Jahre später als bei ALTEX eintritt. Diese Abweichung von ALTEX-1D wird von den Autoren der Veröffentlichung als verfälschtes Ergebnis interpretiert. Sie führen die Abweichung auf die vereinfachende Annahme von äquivalenten Systemparametern zur Berücksichtigung des 3-schichtigen Untergrundaufbaues bei ALTEX -1D zurück und begründen dies mit dem Hinweis auf die Wichtigkeit der Parameter über die Mächtigkeit.

Diese Bewertung ist fachlich nicht korrekt. Die Vergleichsrechnungen mit SiwaPro DSS wurden unter Berücksichtigung ungesättigter Strömungsbedingungen mit Ansatz der van Genuchten-Bodenparameter nach DIN 4220 durchgeführt, wobei für ALTEX-1D eine äquivalente Feldkapazität von 29 % ermittelt wurde. Aus der Veröffentlichung ist allerdings nicht nachvollziehbar, welche Einzelparameter für die einzelnen Schichten angenommen wurden. Setzt man für ALTEX-1D die aus dem Tabellenblatt „Feldkap“ (KA5) zu entnehmenden Werte für die entsprechenden Schichten (Lt3, SI4 und fS) ein, erhält man eine äquivalente Feldkapazität von 26,75 %. Auch wenn man die van Genuchten-Parameter heranzieht und gemäß der Definition der Feldkapazität die entsprechende Wassersättigung bei einer Wasserspannung von pF 1,8 für die einzelnen Schichten berechnet, ergeben sich abweichende Werte für die äquivalente Feldkapazität. Insofern sind die Berechnungen nicht vergleichbar, weil die Parametrisierungen nicht übereinstimmen. Die Nachrechnung der ALTEX-1D Ergebnisse mit Comsol und Hydrus (stationär-1D) mit der in ALTEX-1D ermittelten Feldkapazität von 26,75 % ergab eine sehr gute Übereinstimmung bezüglich der Maximumkonzentration und nur eine geringe Abweichung beim Zeitpunkt der Maximalkonzentration. Auch mit Comsol und Hydrus werden deutlich höhere Konzentrationswerte als mit SiWaPro berechnet. Ohne eine sorgfältige Analyse zur plausiblen Erklärung dieser Unterschiede ist eine abschließende Bewertung nicht möglich und die von den Autoren vorgenommene pauschale Einordnung der Ergebnisse (SiWaPro: richtiges Ergebnis, ALTEX-1D: falsches Ergebnis) nach derzeitigem Kenntnisstand als fachlich nicht gerechtfertigt zurückzuweisen.

4d) Im Teil 2 wird aus dem Vergleich der Ergebnisse von stationären mit instationären Berechnungsszenarien abgeleitet, dass die bei stationären Betrachtungen erfolgende Vernachlässigung von Starkregeneignissen und Trockenperioden insbesondere bei Fallkonstellationen mit Bioabbau zu nicht zutreffenden Ergebnissen führt. Für die instationären Vergleichsrechnungen wurde dabei die mit einem Wettergenerator erzeugte 100-jährige Gangleitlinie für die Eingangsgrößen Niederschlag und Evapotranspiration mit einer der stationären Berechnung entsprechenden mittleren Neubildung von 335 mm/a benutzt. Die damit ermittelten Werte der Maximalkonzentration liegen für die instationäre Berechnung um einen Faktor 10 unterhalb der mit ALTEX-1D ermittelten Werte bei der stationären Berechnung.

Die Ergebnisse dieser instationären Berechnungen können ohne eine systematische Betrachtung des Zusammenwirkens von Niederschlagszenario und Transportprozessparametern wie Abbaukoeffizient, Sorption und

Quellterm nicht in pauschaler Weise bewertet werden. Hierzu gibt es eine Reihe von Veröffentlichungen, die sich mit dieser Frage beschäftigt haben, u. a. eine ganz neue grundsätzliche Arbeit von KUNTZ & GRATHWOHL im Journal of Hydrology Vol. 369/Iss. 3-4. Danach sind die Unterschiede zwischen stationärer und instationärer Berechnung im Hinblick auf langfristige Frachten und Durchbruchkonzentrationen eher gering (< 15 %). Dies bestätigen auch aktuelle instationäre Vergleichsrechnungen mit Hydrus [5].

Der stochastische Charakter der Wasserhaushaltsgrößen lässt eine Anwendung für eine deterministische Sickerwasserprognose von vornherein als nur begrenzt sinnvoll erscheinen. Insbesondere bei längerfristigen Prognosezeiträumen ist die sich wandelnde klimatische Entwicklung ein erheblicher zusätzlicher Unsicherheitsfaktor bei instationären Berechnungen, der u. U. nicht nur zu einer erheblichen Unterschätzung der Konzentrationen führen kann, sondern auch mit erheblichem zusätzlichem Aufwand für die Parametrisierung des Modells verbunden ist. Darüber hinaus besteht die Gefahr, dass eine "Scheingenauigkeit" von Ergebnissen erzielt wird, die mit deutlich erhöhter Komplexität bei der Interpretation und Bewertung erkaufte wird. Insofern mag die Berücksichtigung instationärer Szenarien in speziellen Fällen sinnvoll und berechtigt, für die überwiegende Mehrzahl der Fälle im Vollzug dürfte eine stationäre Betrachtung insbesondere im Hinblick auf eine konservative Abschätzung mit vertretbarem Aufwand ausreichend sein.

Literatur

- [1] ARCADIS CONSULT GmbH; DGFZ (2008): „Programmvergleich Sickerwasserprognose: „HYDRUS, EXPOSI, SIWAPRO DSS, ALTEX, AF - Verfahren“
- [2] KEMMESIES, O., EULER, B. (KP Ingenieurgesellschaft für Wasser und Boden mbH): Simulationsprogramme für computergestützte Sickerwasserprognose Teil 1- Ergebnisse des Programmvergleichs (Altlastenspektrum 3/2009); Teil 2- Auswirkungen von Vereinfachungen (Altlastenspektrum 4/2009)
- [3] LFULG (2004): Laborative Untersuchungen zur Sickerwasserprognose im Rahmen der Detailuntersuchung
- [4] SCHNEIDER, W. (2008): Erweiterung des Modells „ALTEX-1D“ für Sickerwasserprognosen für flüchtige Schadstoffe im geschichteten Bodenprofil, Altlastenspektrum 5/2008[5] STÖFEN, H. (2009): Vergleichsrechnungen mit instationärer Wasserströmung, unveröffentlicht

9 Fünf Jahre Musterleistungsbeschreibungen zur Sickerwasserprognose in Sachsen

Antje Sohr; Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

Dr. Claus Nitsche; BGD Boden- und Grundwasserlabor GmbH Dresden, Unternehmen der GICON-Gruppe

Helmut Lorbeer; TU Dresden, Außenstelle Pirna, Institut für Altlasten und Abfallwirtschaft

Fred Richter; DOW Olefinverbund GmbH Schkopau

Maik Harles; Sakosta SKB GmbH, Hauptsitz Altenburg

Klaus Häfner; Landesdirektion Leipzig

Seit Einführung des Bundesbodenschutzgesetzes (BBodSchG vom 17. März 1998) mit der Bundesbodenschutzverordnung (BBodSchV vom 12. Juli 1999) gibt es die unterschiedlichsten Vorgehensweisen bei der Durchführung einer Sickerwasserprognose. Die Bestrebungen des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie bestanden deshalb in einer einheitlichen, praktikablen, vergleichbaren und ausschreibungsfähigen Vorgehensweise bei der Planung, Durchführung und Auswertung von Laborversuchen für die Sickerwasserprognose. Dementsprechend erfolgte 2003 die Erstellung von Musterleistungsbeschreibungen (MLB) mit Musterleistungsverzeichnissen (MLV) für laborative Untersuchungen zur Sickerwasserprognose (Quell- und Transportterm) durch die BGD Boden- und Grundwasserlabor GmbH Dresden (BGD) [2]. Grundlage hierfür bildeten die Ergebnisse des BMBF-Förderschwerpunktes „Sickerwasserprognose“ und eine mehr als 20-jährige praktische Erfahrung der BGD-Bearbeiter bei der Planung, Durchführung und Auswertung von Laborversuchen für die Ermittlung von Migrationsparametern in der Boden- und Grundwasserzone in den Bereichen der Forschung und Praxis. Bei dieser Methodik erfolgt die Sickerwasserprognose auf der Grundlage von Gleichgewichtskonzentrationen und mittleren Grundwasserneubildungsraten. Dementsprechend werden statische Batchversuche durchgeführt, die als intermittierend betriebene Säulenversuche (IBSV) bezeichnet werden. Für Bodenproben mit einem k_f -Wert $< 10^{-7}$ m/s werden keine IBSV, sondern Bodensättigungsextrakte durchgeführt. In den folgenden Jahren konnten Erfahrungen dazu an verschiedenen Standorten gesammelt werden. Die Charakteristik der Standorte, an denen eine Anwendung dieser Methodik erfolgte, ist sehr unterschiedlich und geht von Steinkohlenhalden über Glaswerke bis zu Chemiestandorten. Dabei ist von besonderer Bedeutung, dass die Methodik im Rahmen des Ökologischen Großprojektes (ÖGP) „SOW Böhlen“ erstmals durch Lysimeteruntersuchungen erfolgreich validiert werden konnte („Lysimeteruntersuchungen zur Verifizierung der Sickerwasserprognose“ [2004 bis 2008]).

Standortbeschreibung und Zielstellung der Untersuchungen

Bei dem Standort des ÖGP „SOW Böhlen“ handelt es sich um einen südlich von Leipzig gelegenen, seit den 1920er-Jahren genutzten Industriestandort für Energieerzeugung, Karbochemie, Erdölchemie; bekannt unter dem Namen „Sächsische Olefinwerke Böhlen“. Die massiven Boden- und Grundwasserkontaminationen mit Schadstoffen, teilweise in Phase, resultieren aus Kriegseinwirkungen und dem jahrzehntelangen Betrieb der chemischen Produktionsanlagen. Die Zielstellung der Untersuchungen bestand in der Ermittlung von Migrationsparametern (Wassertransport, Stoffretardation, -elution, Phasenaustausch und mikrobielle Transformation) für eine Prognose des über die Sickerwasserneubildung stattfindenden Stofftransports aus der Bodenzone in den Grundwasserbereich nach Menge und Beschaffenheit.

Damit sollten die Grundlagen für Eingangparameter und Randbedingungen für eine belastbare Prognose der Grundwasserbeschaffenheit im zu betrachtenden Bereich geschaffen werden, auf deren Basis die technischen

Maßnahmen zur Grundwassersanierung im Sinne angemessener und verhältnismäßiger Lösungen optimiert werden können. Dazu waren am Standort Böhlen folgende Teilaufgaben zu bewältigen:

- Ermittlung von realen Grundwasserneubildungsraten unter Berücksichtigung der teilgebietsspezifischen Kontamination im Bereich der „SOW Böhlen“ (ÖGP)
- Ermittlung der objekt- und teilgebietsspezifischen Retardationsparameter
- Analyse und Quantifizierung der objekt- und teilgebietsspezifischen mikrobiellen Transformationsraten
- Übertragung der bei wassergesättigten Bedingungen im Labor ermittelten Migrationsparameter auf den wasserteilgesättigten Feldbereich
- Ermittlung der aus dem Bodenwasserbereich in das Grundwasser eingetragenen Schadstofffrachten an böhlentypischen Prioritätskontaminanten BTEX, MKW, PAK und Phenole.

Hierfür wurden Lysimeteruntersuchungen durchgeführt, die durch Laboruntersuchungen gemäß Methodik nach [2] geplant, begleitet und ausgewertet wurden.

Die Repräsentativitätskriterien für die Lysimeter- und Laborversuche beziehen sich zum einen auf die Problemstellung der Standortwahl bei der Gewinnung der Lysimetermonolithe und zum anderen auf die Widerspiegelung der im Realsystem wirkenden signifikanten Migrationsprozesse. Daraus resultiert jedoch auch, dass es nicht darauf ankommt, die Regenereignisse, die auf dem Gebiet der BSL Böhlen stattfinden, originalgetreu simulieren zu müssen, sondern die Infiltrationsereignisse bzw. Grundwasserneubildungsraten messtechnisch zu erfassen und entsprechend prozessbezogen auszuwerten. Deshalb war es möglich, die Lysimeteruntersuchungen nicht am Standort der „SOW Böhlen“ (ÖGP), sondern in der bestehenden Lysimeterstation in Brandis durchzuführen.

Die durchgeführten laborativen Untersuchungen (intermittierend betriebenen Säulenversuche) waren wesentliche Grundlage der modellgestützten Planung und Auswertung der Lysimeteruntersuchungen und somit Grundlage für eine Sickerwasserprognose. Daher erfolgte die Entnahme der kontaminierten Bodensubstrate für die Lysimeter- und Laborversuche aus identischen Horizonten.

Die Festlegung der Entnahmebereiche für die im Labor und den Lysimetern zu verwendenden Proben erfolgte stufenweise. Auf der Ergebnisgrundlage der vorliegenden MIP-Sondierungen wurden an jeweils zwei in einem Abstand von ca. 5 m liegenden Bohransatzpunkten jeweils zwei Linerkernbohrungen abgeteuft. Eine Linerkernbohrung erfolgte unter Verwendung von PVC-Linern und diente neben einer detaillierten geologischen Ansprache auch zur Entnahme der Substratproben, an denen die Ist-Zustandsanalysen zur Auswahl der Edelstahl liner für die Laboruntersuchungen erfolgten. Die zweite Linerkernbohrung wurde in Edelstahllinern abgeteuft und diente zur Entnahme der für die laborativen Prozessuntersuchungen erforderlichen, ungestört entnommenen Bodenproben. Auf dieser Ergebnisgrundlage wurden in die vier Lysimeterbehälter hoch (teilweise mit Schadstoffen in Phase) und geringer kontaminierte monolithische Bodensubstrate, entsprechend den Standortverhältnissen verschieden kombiniert mit den Schichten Deckstauer, Vegetation, Kies, eingebaut. Dieser neue methodische Ansatz eines prozessbezogenen Aufbaus von Lysimetern wurde von der BGD GmbH entwickelt. Die Zusammensetzung der Lysimeter war repräsentativ für den Bodenaufbau und die Kontaminationssituation im Bereich der „SOW Böhlen“ (ÖGP). Aufgrund des beschriebenen nichtklassischen Versuchsansatzes erfolgte keine monolithische Substratentnahme über die gesamte Lysimeterlänge, sondern eine schichtenweise Zusammensetzung der Lysimeterkerne mittels eines von der UGT GmbH entwickelten Kernbohrverfahrens. Die Entnahmetiefen der Liner-

kernproben für die Laborversuche und die Zusammensetzung der Lysimetermonolithe ist der Abbildung 1 zu entnehmen.

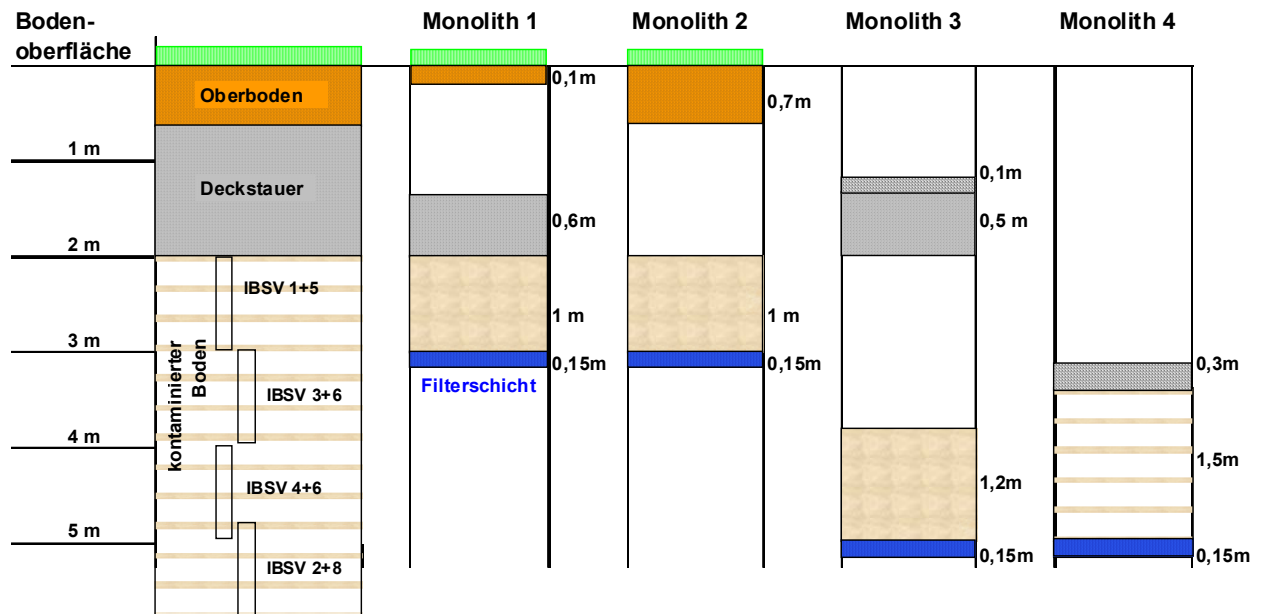


Abbildung 1: Schematisierte Darstellung der Entnahmebereiche für die Linerkerneproben der intermittierend betriebenen Säulenversuche (IBSV) und die Schichten, aus denen die einzelnen Lysimetermonolithe zusammengesetzt wurden. Die Monolithen 3 und 4 erhielten an der Oberseite eine Kiesauflage als Verdunstungsschutz.

Abb. 2 und 3 zeigen das während des Ausbaus der zusammengesetzten Lysimetermonolithe vorgefundene Bodenprofil. Die Heterogenität der Substrate ist deutlich zu erkennen. Damit konnte auch nachgewiesen werden, dass bei der ursprünglichen schichtenweisen Zusammensetzung der Lysimeterkerne eine sehr gute geohydraulische Verbindung zwischen den einzelnen Erdstoffschichten erzielt wurde.



**Abb. 2: Schichtenaufbau kontaminiertes Substrat
Lysimeter 2 (2 - 3 m u. GOK von oben
nach unten)**



**Abb. 3: Schichtenaufbau kontaminiertes Substrat
Lysimeter 4 (3,5 - 5,0 m u. GOK von oben
nach unten)**

Modellkonzept Mehrphasenmodell

Das Modellkonzept wurde zu Beginn der Untersuchungen erarbeitet und war von grundlegender Bedeutung für das Prozessverständnis und damit auch für die Interpretation der aus den Lysimeter- und Laboruntersuchungen erzielten Ergebnisse. Demnach wurde von einem Mehrphasenkonzept mit einer hydraulisch wirksamen und gering wirksamen Porosität, einem Bodenluftanteil und einem Phasenanteil der Schadstoffe ausgegangen. Die von den Bearbeitern erwartete Phasenverteilung wurde in der nachfolgenden Abbildung 4 dargestellt. Dieses Mehrphasenkonzept bildete die Grundlage bei der Planung, Begleitung und modellgestützten Auswertung der Lysimeter und Laborversuche gemäß Methodik nach [2].

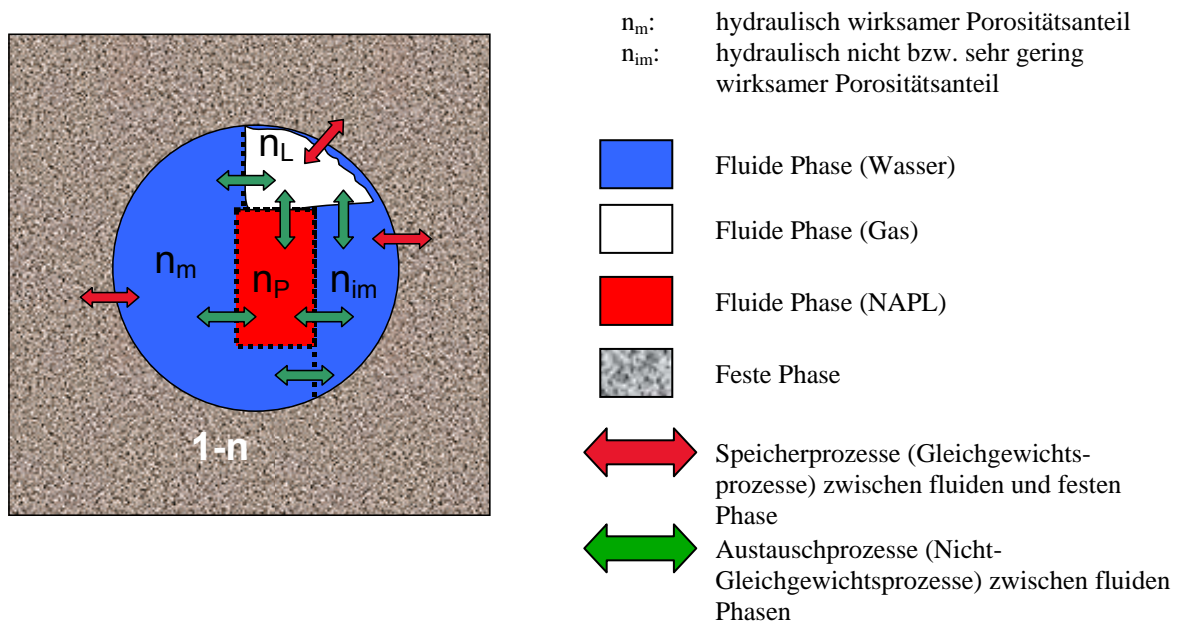


Abbildung 4: Darstellung eines für den Bodenwasserbereich geltenden repräsentativen Elementarvolumens (REV, [1]) mit organischer Schadstoffquelle und einer Gasphase (Bodenluft), einschließlich der Phasenverteilung und der zwischen den Phasen stattfindenden Wechselwirkungen

Laborversuche und Ergebnisse

Die Abfolge der in den einzelnen Laborebenen durchzuführenden Untersuchungen ist der nachfolgenden Abbildung 5 zu entnehmen. Bedingt dadurch, dass der gesamte Bodenbereich bis zum Grundwasser kontaminiert ist, entfielen die Untersuchungen zur Retardation.

Die in der Laborebene A durchzuführenden Untersuchungen, die bereits im Rahmen der Detailerkundung durchgeführt wurden, hatten ergeben, dass im Eluat des DIN-S4-Tests eine Prüfwertüberschreitung für die relevanten Schadstoffe BTEX, Naphthalin etc. vorliegt und somit die Notwendigkeit der Durchführung einer Sickerwasserprognose besteht. Die hier vorgestellten Untersuchungen begannen dementsprechend mit der Laborebene B.

Ein Teilschritt dabei ist die Abschätzung der Grundwasserneubildungsrate, die durch den Eintrag von Schadstoffen in den Boden verändert werden können. Die an den kontaminierten Proben ermittelten pF-Kurven (Volumetrischer Wassergehalt einer Probe als Funktion des Kapillardruckes) ergaben Parametersätze, die zu einer kontaminationsbedingten Korrektur der bisher berechneten Grundwasserneubildungsrate führte. Demnach verhält sich z. B. die auf der Grundlage der Kornverteilungsfunktion (Sieblinie) als Feinsand identifizierte Probe 1815/04 hinsichtlich des Entwässerungsverhaltens wie ein schluffiger Lehm (Abbildung 6). Daraus folgt jedoch, dass die tatsächliche Grundwasserneubildungsrate nur 40% bis 50% der bisher berechneten beträgt. Allein mit diesem Ergebnis war auf der Grundlage einer modellgestützten Abschätzung davon auszugehen, dass auch die bisher angenommene Schadstofffracht tatsächlich um ca. 50% bis 60% geringer ist. Dementsprechend musste davon ausgegangen werden, dass aus den Lysimetern ein geringer Sickerwasseranfall zu erwarten ist.

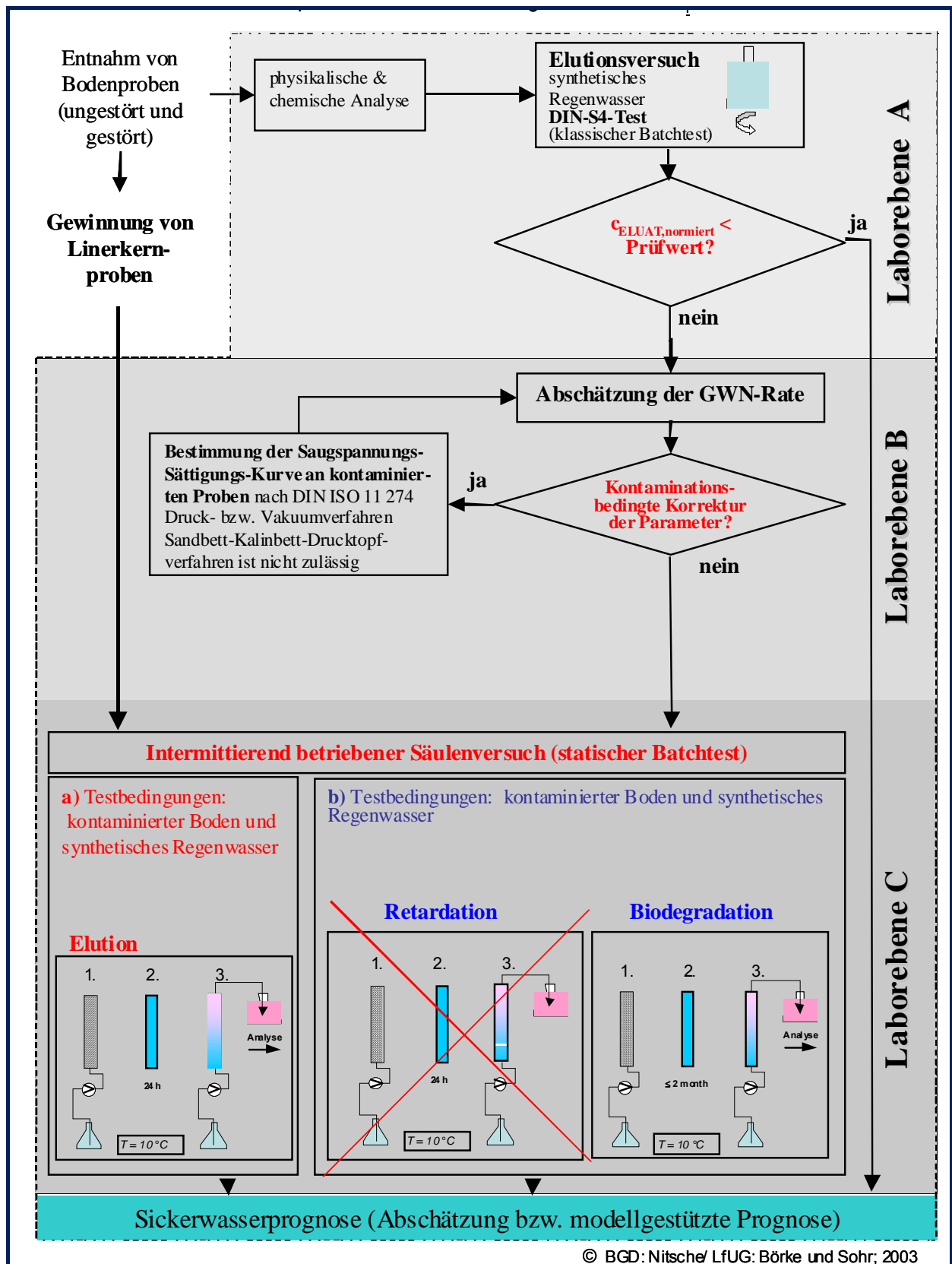


Abbildung 5: Ablaufplan zu den laborativen Untersuchungen

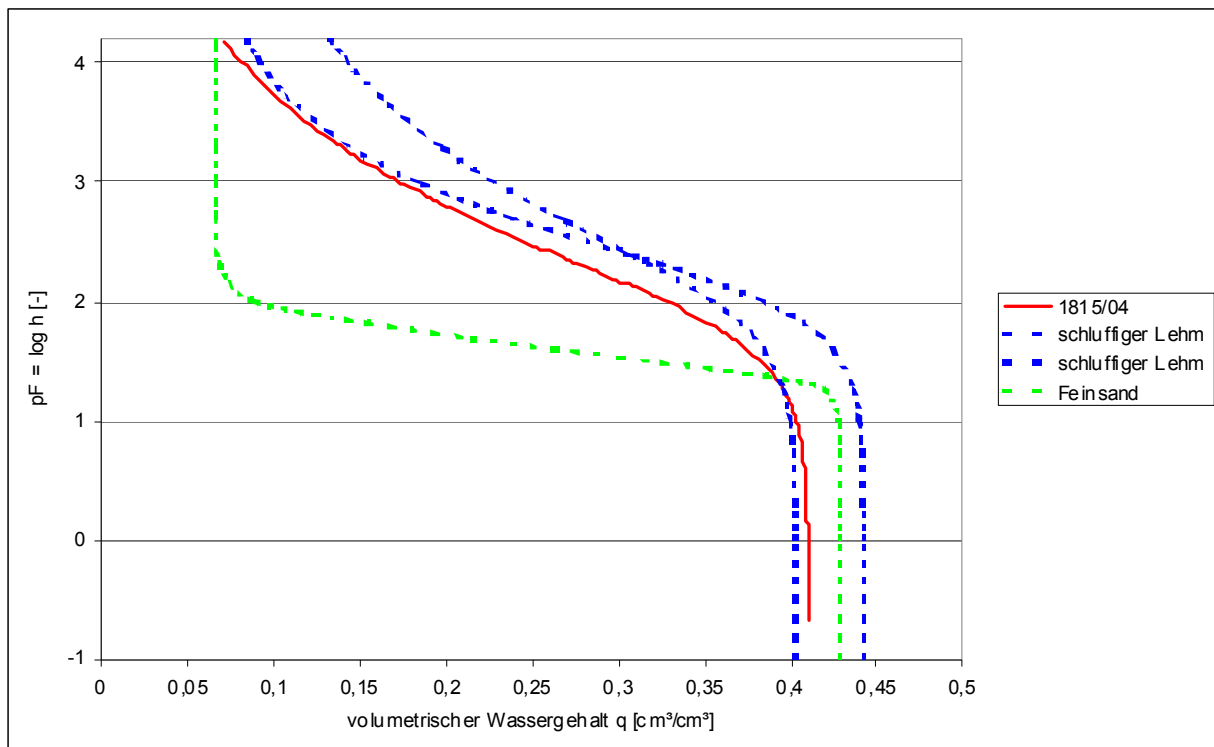


Abbildung 6: Vergleich der an der kontaminierten Probe 1815/04 ermittelten pF-Kurve mit der für die Bodenart dieser Probe (Feinsand) typischen Entwässerungskurve und den zur gemessenen pF-Kurve vergleichbaren Entwässerungskurven, die für schluffigen Lehm typisch sind

Ergebnisse der Untersuchungen zur Elution (Laborebene C)

In der Laborebene C erfolgten Quell- und Transporttermuntersuchungen. Aus den Elutionsversuchen (Quellterm) konnte der bestehende Zusammenhang zwischen den berechneten Feststoffkonzentrationen vor Versuch und den daraus resultierenden mittleren Sickerwasserkonzentrationen auf die Ergebnisse der im Bereich des ÖGP „SOW Böhlen“ durchgeführten Substratanalysen übertragen werden. Die Übertragbarkeit ist dabei in Abhängigkeit der bodenphysikalischen Substrateigenschaften (z. B. Kornsummenlinie, Porosität, Trockenrohddichte) zu prüfen und kann erfolgen, wenn ähnliche Substrate vorliegen.

In der folgenden Tabelle sind für alle Parameter die Gleichungen der entsprechenden Trendlinien angegeben (c_{SW} = Sickerwasserkonzentration, c_{FS} = Feststoffkonzentration). Ein Beispiel für eine Trendlinie ist der Abb. 7 zu entnehmen.

Damit können die Ergebnisse aus den Laborversuchen unter Beachtung der oben genannten Randbedingungen direkt in den Feldbereich des ÖGP „SOW Böhlen“ übertragen werden.

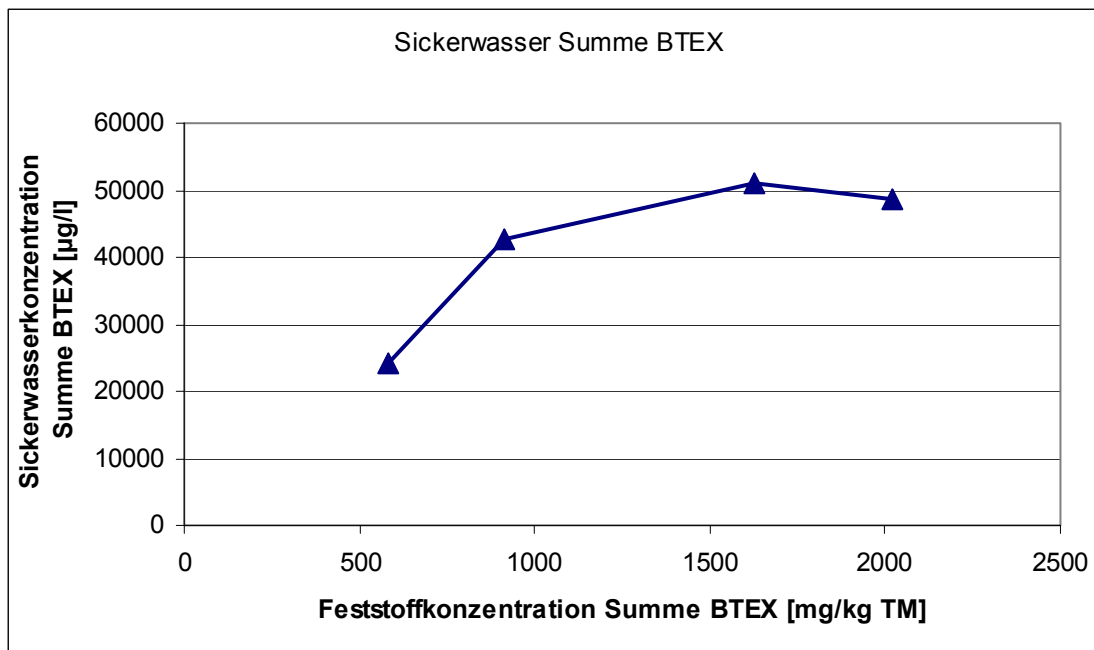


Abbildung 7: Zusammenhang zwischen Feststoff- und Sickerwasserkonzentration Σ BTEX

Tabelle 1: Ermittlung der Sickerwasserkonzentration c_{SW} aus der Feststoffkonzentration c_{FS}

Parameter	Konzentrationsbereiche	Gleichung
BTEX	580 – 2.020 mg/kg TM	$c_{SW} = 19749 \ln(c_{FS}) - 97524$ [µg/l]
Naphthalin	10 - 23 mg/kg TM	$c_{SW} = 16,7 \cdot c_{FS}$ [µg/l]
Summe PAK o. N.	4,5 - 18 mg/kg TM	$c_{SW} \approx 4$ [µg/l]
MKW	100 – 2.500 mg/kg TM	$c_{SW} \approx 1$ [mg/l]
Phenolindex	1,5 - 40 mg/kg TM	$c_{SW} = 0,147 \cdot c_{FS}$ [mg/l]

Ergebnisse der Untersuchungen zur Biodegradation (Laborebene C)

Unter Berücksichtigung der abiotischen Ansätze wurden zusammenfassend folgende Ergebnisse erzielt:

- Für BTEX, MKW, Phenolindex und Naphthalin konnte **kein signifikanter biologischer Abbau** nachgewiesen werden.
- Die Ergebnisse des GC-MS-Screenings (drei Proben/IBSV) zeigen, dass ein signifikanter biologischer Abbau der Hauptkontaminanten nicht stattfindet. **Es sind jedoch biologische Stoffwandlungsprozesse feststellbar**, die auch den leicht reduzierten Sauerstoffgehalt erklären.
- Die geringe Sauerstoffabnahme im Perkolat ist in Verbindung mit der hohen Redoxspannung E_H ein Anzeichen dafür, dass kein signifikanter aerober Abbau stattfindet. Untergeordnet laufen Stoffwandlungsprozesse ab, die sich aber auf die Höhe der primär untersuchten Schadstoffkonzentrationen nicht auswirken (vgl. GC-MS-Screening-Untersuchungen). Die leichte Abnahme des Sauerstoffgehaltes bestätigt die untergeordnet ablaufenden biologischen Prozesse.
- Die in den Linerkernen ablaufenden **biologischen Stoffwandlungsprozesse** wurden von den **dominierenden Schadstoffelutionsprozessen überlagert**.

- Die kleinräumige Heterogenität der Schadstoffverteilung am Standort Böhlen zeigt sich auch in der Substratanalytik nach Beendigung der Quellterm- und der Transporttermuntersuchungen. Deutlich wird hierbei, dass innerhalb eines Liners sehr große Konzentrationsschwankungen auftreten. Diese sorgen dann auch in Verbindung mit dem hydraulisch gering wirksamen Porositätsanteil für die z. T. großen Schwankungen in den Porenwasserkonzentrationen.

Um die Ursachen für die limitiert ablaufenden biologischen Stoffwandlungsprozesse ermitteln zu können, wurden in Ergänzung zu den gemäß Methodik [2] durchgeführten Laborversuchen klassische Batchversuche bei 10 °C durchgeführt. Folgende Ergebnisse wurden erzielt:

- In den untersuchten Substraten ist ein grundsätzliches biologisches Abbaupotenzial für BTEX-Aromaten vorhanden, soweit deren Konzentrationen im Test unterhalb toxischer Konzentrationen liegen.
- Unter den Standortbedingungen entsprechenden Versuchsbedingungen (anaerob und 10 °C) und optimalem C:N:P-Verhältnis konnte ein BTEX-Abbau von 40 – 60 % nachgewiesen werden. Dabei lagen die Ausgangs-BTEX-Konzentrationen mit 8 - 37 mg/l weitaus niedriger als im Porenwasser bei natürlichem Wasser : Feststoff-Verhältnis. Gemessen an der langen Versuchsdauer von 5,5 Monaten ist jedoch von einer geringen Abbaurate auszugehen.
- Die Ergebnisse zeigten weiterhin, dass dieser Abbau nicht nitratlimitiert ist.
- Die Ergebnisse bestätigten die in den IBSV zur mikrobiellen Transformation nachgewiesenen geringen biologischen Aktivitäten, die durch die Ergebnisse aus den Lysimeteruntersuchungen bestätigt werden.

Vergleich der Ergebnisse aus den Laborversuchen mit den Lysimeterversuchen

Um die Ergebnisse der Lysimeteruntersuchungen mit denen aus den Laborversuchen vergleichen zu können, war eine Transformation der Versuchszeit der Lysimeter in ausgetauschte Porenvolumen erforderlich. Erst die daraus resultierende Normierung ermöglicht die direkte Vergleichbarkeit der Labor- und Lysimeterergebnisse. In der folgenden Abbildung 8 werden die Ergebnisse des Vergleiches zwischen den Labor- und Lysimeteruntersuchungsergebnissen entsprechend ihrer Zuordenbarkeit in einem Beispiel grafisch dargestellt.

Eines der wesentlichsten Ergebnisse ist die direkte Vergleichbarkeit zwischen Labor- und Lysimeterversuchen. Diese ist erforderlich, um Lysimeter für die Prognose von Migrationsprozessen im Bodenwasserbereich und im Rahmen eines up scaling nutzen zu können. Aus unserer Sicht ist die erzielte Vergleichbarkeit beider Verfahren auf folgende Punkte zurückzuführen:

- Der Hauptanteil des Wassertransportes in der Bodenwasserzone erfolgt im Bereich der Feldkapazität, d. h. nahe der Wassersättigung.
- Der in der Bodenwasserzone sehr langsam stattfindende Wassertransport mit langen Stagnationsphasen ergibt, dass die Gleichgewichtsprozesse innerhalb und zwischen den einzelnen Phasen die dominierenden Prozesse sind (Lösungsgleichgewicht durch Phasenanteile gegeben).
- nahezu identische Verteilung und Stoffmenge der Kontaminanten in den Linerkernproben (Laborversuche) und den Lysimetern (beide Verfahren verwenden ungestört entnommene Bodenkernproben)

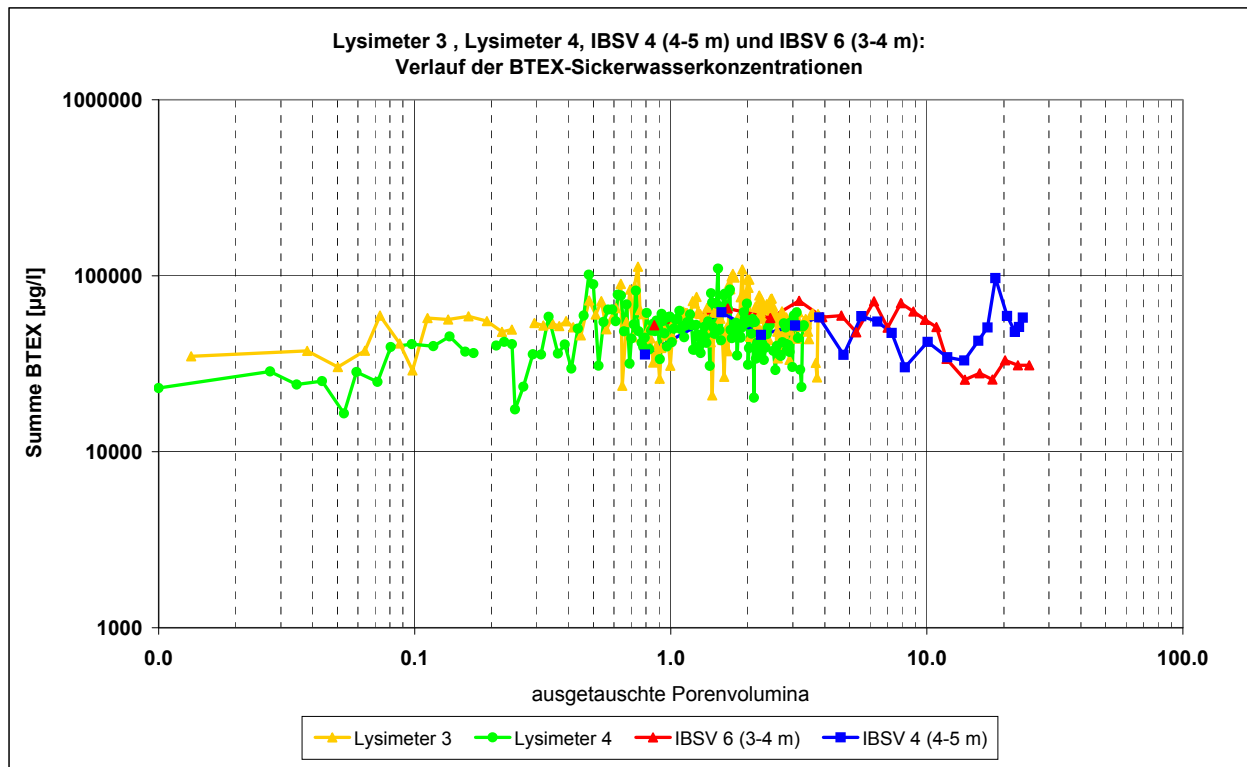


Abbildung 8: Vergleich der BTEX-Konzentrationsverläufe von Lysimeter 3 und 4 mit IBSV4 und IBSV 6 als Funktion der ausgetauschten Porenvolumen

Weiterhin erfolgte ein Vergleich der aus den IBSV ermittelten Stofffrachten mit denen aus den Lysimeterversuchen ermittelten. Auch hierbei konnten die gleichen Ergebnisse wie oben bereits dargestellt erzielt werden. Nachfolgendes Beispiel soll dies untersetzen. Dabei erfolgt die Ermittlung der Realzeit aus der ermittelten Grundwasserneubildung der Säule und dem ausgetauschte Porenvolumen (Abbildung 9).

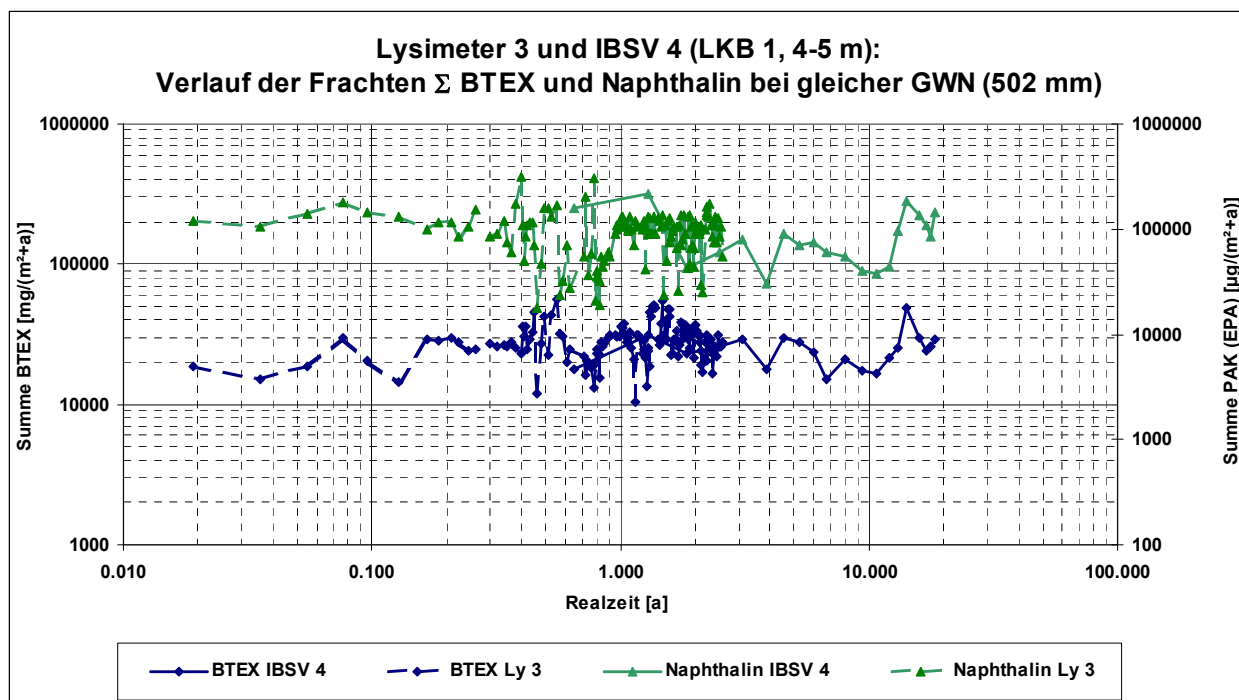


Abbildung 9: Vergleich der BTEX- und PAK-Frachten für das Lysimeter 3 und den IBSV 4 als Funktion der Realzeit

Sickerwasserneubildung und Phasenaustrag

Von wesentlicher Bedeutung war auch eine Plausibilitätsprüfung des verwendeten Modellkonzeptes und der damit gegebenen Phasenverteilung (Abbildung 4). Demnach waren die Bearbeiter davon ausgegangen, dass die in Phase vorliegenden Kontaminanten vor allem in dem hydraulisch wirksamen Porenanteil vorhanden sind. Demnach wurde erwartet, dass ein Phasenaustrag vor allem in den Lysimetern mit hoher Sickerwasserneubildung stattfindet. Nachfolgend werden der in den einzelnen Lysimetern kumulativ gemessene Abfluss und der daraus resultierende Phasenaustrag dargestellt (Tabelle 2).

Tabelle 2: Sickerwassermengen und Phasenanteile der Lysimeter 1 bis 4 für den Zeitraum vom 03.03.2005 - 03.03.2008

	m Ausfluss [kg]	m Phase [kg]	m Wasser [kg = l]	Phase [g/cm ³]	V Phase [l]	SiWa _{ges} [mm=l/m ²]	Lysimeteraufbau
Lys1	193,3	-	-	-	-	193,3	mit homogenem DS, mit Vegetation
Lys2	762,1	-	-	-	-	762,1	ohne DS, mit Vegetation
Lys3	1506,4	14,18	1492,3	0,774	18,32	1510,6	mit inhomogenem DS, ohne Vegetation
Lys4	1638,8	21,31	1617,5	0,842	25,31	1642,8	ohne DS, ohne Vegetation

Zusammenfassend ist daraus ableitbar, dass

- die Vegetation wesentlich geringere Sickerwasserneubildungsraten zur Folge hat als ein Deckstauer ohne Vegetation. Daraus folgt, dass im Bereich des ÖGP „SOW Böhlen“ die freien Flächen ohne Vegetation zu minimieren sind. Diese Schlussfolgerung bezieht sich auf die kontaminierten Bereiche.
- ein Phasenausrag an hohe Sickerwasserneubildungsraten gebunden ist, weil dadurch bedingt die kapillaren Kräfte, die die Phasenanteile im Porenraum fixieren, überwunden werden können (Aufbrechen der Menisken infolge darüber gebildeter Wassersäule). Auch an diesem Ergebnis wird die schützende Wirkung einer Vegetation deutlich.

Damit konnte die Plausibilität des für die Methodik [2] verwendeten Modellkonzeptes hinsichtlich der Phasenverteilung nachgewiesen werden.

Modellgestützte Prognose

Für die Prognose der Lysimeterergebnisse wurde das FE-Modell HYDRUS 1/2D mit den im Laborbereich ermittelten Parametern, die gegebenenfalls mit den Ergebnissen der Lysimeterversuche angepasst wurden, verwendet. Dabei wurden vergleichsweise auch die K_d -Werte aus den Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten (Literaturdaten) ermittelt. Ein Vergleich der daraus resultierenden Abweichungen in den berechneten Sickerwasserkonzentrationen für den Teufenbereich von 4 m bis 5 m (Ort der Beurteilung) ist nachfolgender Tabelle 3 zu entnehmen. Die Sickerwasserkonzentrationen, die mit den aus den Laborversuchen (IBSV) ermittelten K_d -Werten berechnet wurden, entsprechen den im Rahmen des Projektes Bodensickerwassermessstelle (LfULG, Entnahme von Sickerwasserproben am Ort der Beurteilung mittels Saugkerzen und Sickerwassermessstellen) am Standort der Lysimeterentnahme gemessenen Werten.

Der aus den Laborversuchswerten ermittelte K_d -Wert ist in diesem Fall ein Summenparameter, der die Stofffreisetzung aus hydraulisch gering wirksamer Porosität, der Phasenanteile und der am Feststoff gebundenen Kontaminanten beinhaltet.

Tabelle 3: Vergleich der berechneten Konzentrationen mittels HYDRUS 1/2D einmal unter Verwendung von K_d -Werten aus den IBSV und einmal unter Verwendung von K_d -Werten aus dem Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten (Literatur) für den Ort der Prognose (4 m bis 5 m)

Kontaminant	HYDRUS K_d -Werte aus IBSV	HYDRUS K_d -Werte aus Literatur	Faktor
Benzol in $\mu\text{g/l}$	18.400	184.000	10
Toluol in $\mu\text{g/l}$	17.400	289.000	17
Ethylbenzol in $\mu\text{g/l}$	6.300	111.000	18
m,p-Xylol	4.200	112.000	27
o-Xylol	2.400	65.000	27
BTEX	48.700	761.000	16
Naphthalin	180	2.640	15

Zusammenfassend ist aus dem in Tabelle 3 dargestellten Vergleich ableitbar:

- Literaturwerte sind nicht verwendbar für eine belastbare Sickerwasserprognose – so ermittelte K_d -Werte ergeben bei der Quelltermbetrachtung eine drastische Überschätzung der Grundwassergefährdung (Faktor, s. o.) und bei der Transporttermbetrachtung eine drastische Unterschätzung der Grundwassergefährdung.
- Begleitende Laborversuche sind notwendig für die Quantifizierung von Einzelprozessen, um die im Lysimeter ablaufenden komplex wirkenden Migrationsprozesse verstehen und im Sinne einer Prognose quantifizieren zu können.

Ergebnisse der Modellrechnungen wurden am Beispiel des Lysimeters 3 in Abbildung 10 grafisch dargestellt.

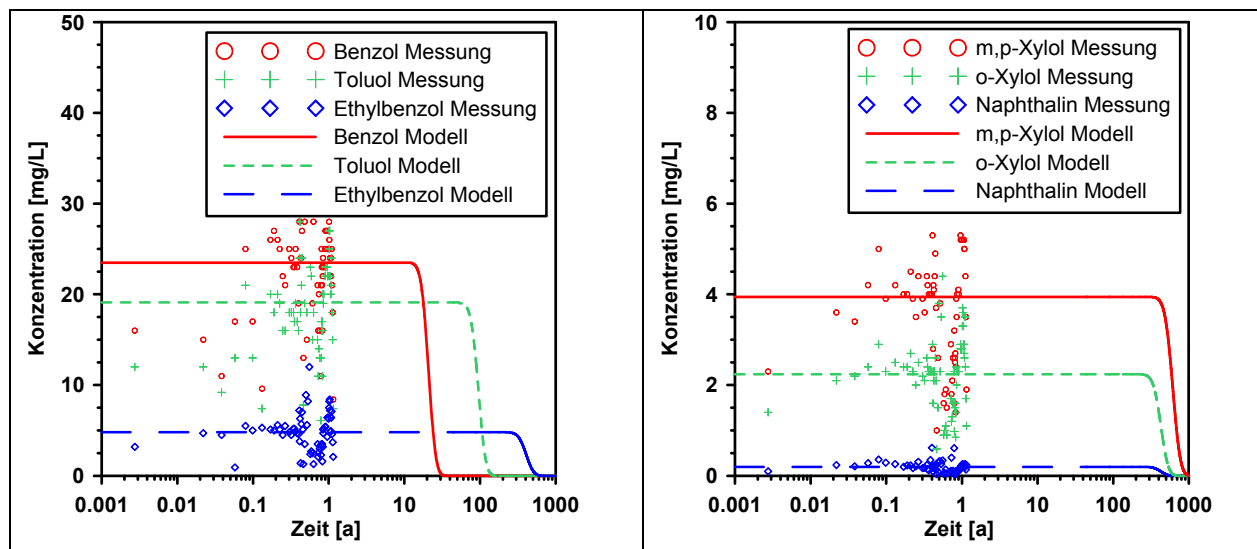


Abbildung 10: Modellrechnungen zum Stoffaustrag am Beispiel des Lysimeters 3 im Vergleich zu den im Sickerwasser des Lysimeters 3 gemessenen Konzentrationen

Im Vergleich der Schadstoffe nimmt die Austragsdauer mit Abnahme der Löslichkeit von Benzol zu Naphthalin hin zu. Im Vergleich der Substrate dominieren die hydraulischen Randbedingungen gegenüber den unterschiedlichen Gesamtgehalten. Die größte Austragsdauer wird aufgrund der geringen Grundwasserneubildung bei dem Lysimeter 1 erreicht. Die Modellrechnungen bestätigen die Ergebnisse der Lysimeter- sowie Laborversuche und verdeutlichen, dass die Annahme konstanter Frachten für Gleichgewichtsbedingungen gute Näherungen liefert. Somit konnten die Grundlagen für eine praktikable, mittelfristige Prognose für den Stoffeintrag aus dem Bodenwasser in den Grundwasserbereich geschaffen werden.

Fazit

Insgesamt ist festzustellen, dass mit den durchgeführten Arbeiten die Zielstellung der Untersuchungen umfassend erreicht wurde. Dadurch konnten die Grundlagen für Eingangsparameter und Randbedingungen für eine belastbare Prognose der Grundwasserbeschaffenheit im Bereich des ÖGP „SOW Böhlen“ geschaffen werden, auf deren Basis die technischen Maßnahmen zur Grundwasseranierung im Sinne angemessener und verhältnismäßiger Lösungen optimiert werden können. Es konnte eine direkte Vergleichbarkeit zwischen Labor- und

Lysimeterversuchsergebnissen erzielt werden. Die Ergebnisse aus den Laborversuchen lagen bei vergleichbaren Stoffmengen im mittleren Konzentrationsbereich der Lysimeter. Die auf der Grundlage der laborativ ermittelten Parameter für die Lysimeter durchgeführte Prognose der Sickerwasserbeschaffenheit ergab plausible Werte, die im Verlauf der Lysimeterversuche bestätigt wurden. Damit wurde auch die Methodik nach [2] verifiziert.

Literatur

- [1] LUCKNER, SCHESTAKOW: Migrationsprozesse im Boden- und Grundwasserbereich; VEB Verlag für Grundstoffindustrie, Leipzig 1986, ISBN 3-342-00090-2
- [2] LFULG (2004): Laborative Untersuchungen zur Sickerwasserprognose im Rahmen der Detailerkundung. unter www.umwelt.sachsen.de

10 BMBF-Forschungsprojekt zur Verbesserung der Wasserqualität bei der Flutung der Grube Königstein (Zwischenstand)

Ulf Jenk; Wismut GmbH

Dr. Anna-Katharina Böhm; Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

Das vom Bund mit 675.000 Euro sowie dem Freistaat Sachsen mit 50.000 Euro geförderte Forschungsprojekt „Nachhaltige Minimierung des langzeitlichen Stoffaustrages aus unterirdischen anorganischen Schadensherden am Beispiel der gefluteten Grube Königstein“ geht nunmehr in die letzte Phase. Das Projekt läuft seit August 2006 und wird in Kooperation mit dem Forschungspartner GFI Dresden realisiert.

Bei dem Vorhaben wird untersucht, ob durch Zugabe von reaktiven Materialien in die geflutete Grube Königstein die Qualität des Flutungswassers verbessert werden kann.

Exkurs: Uranbergbau in Königstein

1961 – 1963	Übertägige Erkundung nach Uran im Bereich des sächsischen Elbsandsteins durch die SDAG ⁴ Wismut
1967 – 1990	Förderung von Uran zunächst im konventionellen und dann im Laugungsverfahren mit Schwefelsäure
1991 – 2000	Entwicklung eines eigenständigen Konzeptes zur Flutung der Grube Königstein
seit 2001	Umsetzung des Konzeptes der gesteuerten Flutung

Flutung:

Auf Grund des Einsatzes von schwefelsaurer Lösung für die Urangewinnung, verblieb ein Teil der Lösung als Porenwasser im Sandstein und führte dort zur weiteren Mobilisierung von Uran und Schwermetallen. Bei einer unkontrollierten Flutung der Grube wären diese Elemente in Lösung gegangen und in die umgebenden Grundwasserleiter und Vorfluter gelangt.

Deshalb wurde das Konzept der gesteuerten Flutung entwickelt. Dabei wird das Flutungswasser in einer ersten Phase in einer im Abstrom der Grube errichteten Kontrollstrecke gefasst und übertägig in einer Aufbereitungsanlage behandelt. Nachdem das gelöste Uran abgetrennt ist, wird das Wasser einer Wasserbehandlungsanlage zugeführt und danach in die Elbe abgegeben.

Zwischenzeitlich ist die Flutung der Grube soweit vorangeschritten, dass mit der gesteuerten Flutung der Kontrollstrecke durch die Schließung des ersten von vier Flutungsdammtoren Anfang August 2009 begonnen werden konnte. Die abgeworfene Kontrollstrecke dient zukünftig als Horizontalbrunnen. Über zwei im April 2009 fertig gestellte ca. 300 m tiefe Förderbohrlöcher wird das Flutungswasser ausgefördert (bis maximal 500 m³/h) und der Wasserbehandlungsanlage zugeführt. Mit der Flutung der Kontrollstrecke ist eine weitere wichtige Etappe in der gesteuerten Flutung der Grube Königstein eingeleitet worden.

(Quelle: DIALOG – Werkzeitschrift der Wismut GmbH. 30, 2001, www.wismut.de)

⁴ SDAG: Sowjetisch-Deutsche Aktiengesellschaft

Nach nunmehr knapp drei Jahren Bearbeitung wurden wesentliche Projektbausteine bearbeitet. Die Untersuchung der Zielprozesse auf laborativer Ebene ist abgeschlossen. Es konnte nachgewiesen werden, dass potenzielle Selbstreinigungseffekte durch mikrobiologisch katalysierte Sulfatreduktion angeregt werden können. In Eisenschlämmen und Sandsteinen der Grube Königstein wurden sulfatreduzierende Mikroorganismen gefunden und identifiziert. Es wurde ein reaktives Material auf Grundlage von elementarem Eisen und Schaumglas entwickelt, das die Sulfatreduktion und damit die Schadstoffimmobilisierung wesentlich forcieren kann.

Diese zielführend positiven Laborergebnisse werden gegenwärtig in einer Technikumanlage auf dem Betriebsgelände der NL Königstein in größerem Maßstab nachvollzogen. Dabei werden auch die Mineralumbildungen und damit die Langzeitstabilität der gefälltten Schadstoffe untersucht.

Ein abschließender Test zum Einbringen des reaktiven Materials in einen Grubenhohlraum über ein Schlauchsystem wird gegenwärtig geplant. Da dieser Versuch an einem Bohrloch der Grube Königstein aufgrund von Nachbruch an der angeschlossenen Strecke nicht ausgeführt werden kann, wird nun ein Versuch zum Einspülen am UG 10 in Freital-Zaukerode vorbereitet.

Nach Abschluss aller laborativen Untersuchungen und größerskaligen Versuche werden alle Ergebnisse ausgewertet und in einem Abschlussbericht dokumentiert. Der Abschluss des Projektes ist für März 2010 vorgesehen. Im Anschluss erfolgt eine Bewertung, inwieweit eine großtechnische Umsetzung möglich ist. Unabhängig von dieser technologischen Entwicklung liefert das Projekt wesentliche Erkenntnisse zu geochemischen Langzeitprozessen im Flutungswasser gefluteter Gruben.

11 Evaluierung der Resorptionsverfügbarkeit von Schadstoffen aus Böden der Erzgebirgsregion

Ergebnisse eines Forschungsvorhabens im Auftrag des LfULG

Dr. Ingo Müller; Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

Matthias Büschel; ARCADIS Consult GmbH

Für das Erzgebirge sind mit einer regionalen Differenzierung zum Teil großflächige Belastungen des Oberbodens mit Schadstoffen bekannt und analytisch belegt. Dabei handelt es sich insbesondere um Belastungen mit Arsen, Cadmium und Blei. Diese Bodenbelastungen sind zum einen durch die metallogenetische Situation sowie die intensive Vererzung, zum anderen in der jahrhundertelangen bergmännischen Ausbeutung dieser Rohstoffe und ihrer lokalen Verarbeitung bedingt. Neben den Gesamtgehalten ist für die Beurteilung möglicher direkter Einwirkungen dieser Schadstoffe auf den Menschen die jeweilige Resorptionsverfügbarkeit von großer Bedeutung. Im Rahmen des Forschungsvorhabens „Evaluierung der Resorptionsverfügbarkeiten von Schadstoffen aus Böden der Erzgebirgsregion“ des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) erfolgten erstmalig übergreifend Untersuchungen, ob und in welchem Umfang Unterschiede bzw. Zusammenhänge hinsichtlich der Resorptionsverfügbarkeit dieser Stoffe zwischen erzgebirgischen Teilregionen bestehen.

Für das Vorhaben standen zunächst für das Untersuchungsgebiet 586 Analysendatensätze zur Verfügung, die neben Angaben zu Elementgesamtgehalten (Königswasserauszug) auch die zugehörigen resorptionsverfügbaren Gehalte (RV-Gehalt gem. Speichel-Magen-Darm-Methode nach DIN 19738) umfassten. Zur Verbesserung der Datenbasis wurden durch gezielte Bodenprobenahme und Analytik weitere 50 Datensätze hinzugewonnen. Dabei erfolgte erstmalig in diesem Umfang auch eine Untersuchung auf Uran und dessen Resorptionsverfügbarkeit.

Nach einer detaillierten statistischen Prüfung und Bewertung der Datenbestände erfolgte deren Gruppierung elementspezifisch nach einer hierarchischen Klassenstruktur. Diese gliederte die Datensätze nach Zugehörigkeit zu den Teilregionen Freiberg, Ehrenfriedersdorf - Geyer, Annaberg, Wolkenstein - Marienberg, Pobershau und Zschopauaue. Innerhalb dieser Regionen erfolgte die weitere Gliederung über spezifische Belastungscharakteristiken, dann nach Innerorts- und Außerortslage und Flächennutzung. Die Vergleichsuntersuchungen an den gebildeten Wertepaarklassen erfolgten mit Hilfe einer umfassenden Regressionsanalyse. Alle Fälle, für die eine statistisch signifikante Korrelationsbeziehung zwischen Gesamtgehalt und RV-Gehalt ermittelt werden konnte, sind in einem umfänglichen Bewertungs- und Vergleichsverfahren betrachtet worden. Dies geschah zunächst über die Parameterpaare Anstieg und Abschnitt der logarithmischen Korrelationsfunktionen. Zum Vergleich der Beziehungen zwischen Gesamtgehalt und RV-Gehalt wurde über die jeweiligen Umkehrfunktionen wieder der Realwertbezug zu Gehalten (mg/kg) bzw. Gehaltsanteilen (%) hergestellt. Durch elementspezifische Klassenvergleiche innerhalb der Teilregionen sowie zwischen den Teilregionen werden Zusammenhänge und Unterschiede hinsichtlich des RV-Verhaltens herausgearbeitet, die in entsprechend differenzierte Gleichungssysteme mündeten.

Zum Schluss werden Empfehlungen gegeben, welche Beziehungen für eine orientierende Ableitung des RV-Gehalts auf Basis analysierter Gesamtgehalte zweckmäßigerweise Verwendung finden können. Der Abschlussbericht des Vorhabens wird in Kürze im Internetangebot des LfULG veröffentlicht.

Impressum

Herausgeber:

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
Pillnitzer Platz 3, 01326 Dresden
Internet: <http://www.smul.sachsen.de/lfulg>

Autoren:

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
Abteilung Wasser, Wertstoffe
Antje Sohr, Sabine Gruhne, Maren Zweig, Dr. Anna-Katharina Böhm,
Heiko Ihling, Sebastian Spitzer
Zur Wetterwarte 11; 01109 Dresden
Telefon: 0351 8928-4208
Telefax: 0351 8928-4099
E-Mail: Antje.Sohr@smul.sachsen.de

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
Abteilung Natur, Landschaft, Boden
Dr. Ingo Müller
Halsbrücker Str. 31 a; 09599 Freiberg
Telefon: 03731 294-226
Telefax: 03731 22918
E-Mail: Ingo.Mueller@smul.sachsen.de

FUGRO-HGN GmbH, Niederlassung Torgau
Dr. Robert Böhnke, Steffi Foerig
Süptitzer Weg 28A; 04860 Torgau
Telefon: 03421 74-1300
Telefax: 03421 74-1400
E-Mail: torgau@hgn-online.de

BERGHOF Analytik + Umweltengineering GmbH Co. KG
Peter Halla
Lilli-Zapf-Str. 32; 72072 Tübingen
Telefon: 07071 932823
Telefax: 07071 932828
E-Mail: p.halla@berghof-pbu.de

Wismut GmbH
Dr. Ulf Jenk
Jagdschänkenstraße 29; 09117 Chemnitz

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung
Department Isotopenhydrologie
Kay Knöller, Michael Dilbat
Permoserstr. 15, 04318 Leipzig

Universität für Bodenkultur Wien
Institut für Bodenforschung
Dr. Markus Puschenreiter
Peter-Jordan-Str. 82, A-1190 Wien

Austrian Research Centers GmbH – ARC
DI Dr. Wolfgang Friesl-Hanl
Forschungszentrum
A-2444 Seibersdorf

TU Dresden, Institut für Abfallwirtschaft und Altlasten
Helmut Lorbeer, Jens Fahl; Rene Blankenburg
Pratzschwitzer Str. 15, 01796 Pirna

Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie
Wasser- und Abfallwirtschaft, Altlasten
Bernhard Engeser
Stilleweg 2, 30655 Hannover

BGD Boden- und Grundwasserlabor GmbH Dresden
Unternehmen der GICON-Gruppe
Dr. Claus Nitsche
Tiergartenstr. 48, 01219 Dresden

DOW Olefinverbund GmbH
Fred Richter
06258 Schkopau

Sakosta SKB GmbH, Hauptsitz Altenburg
Maik Harles
Schulgasse 18, 04618 Ziegelheim

Landesdirektion Leipzig
Klaus Häfner
Postfach 101364, 04013 Leipzig

ARCADIS Consult GmbH
Matthias Büschel
Glück-Auf-Straße 1; 09599 Freiberg

Redaktion: LfULG, Abt. Wasser, Wertstoffe
Endredaktion: Öffentlichkeitsarbeit
Präsidialabteilung
ISSN: 1867-2868
Redaktionsschluss: Dezember 2009

Verteilerhinweis

Diese Informationsschrift wird von der Sächsischen Staatsregierung im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit herausgegeben. Sie darf weder von Parteien noch von Wahlhelfern zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für alle Wahlen.