



Fachtagung am 11. Juni 2002

Bodenbehandlung – Stand der Technik und neue Entwicklungen

Augsburg, 2002 – ISBN 3-936385-07-6

Herausgeber: Bayerisches Landesamt für Umweltschutz
Bürgermeister-Ulrich-Straße 160, 86179 Augsburg
Tel.: (0821) 90 71 - 0
Fax: (0821) 90 71 - 55 56
E-Mail: poststelle@lfu.bayern.de
Internet: <http://www.bayern.de/lfu>

Zitiervorschlag:

Bayer. Landesamt für Umweltschutz (Veranst.):

Bodenbehandlung – Stand der Technik und neue Entwicklungen: Fachtagung (Augsburg 11. Juni 2002). Augsburg, 2002

Das Bayerische Landesamt für Umweltschutz (LfU) gehört zum Geschäftsbereich des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen (StMLU).

© Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Augsburg 2002

Gedruckt auf Recyclingpapier

Inhaltsverzeichnis

Vorträge

Einführung	3
Hilmar Mante, LfU	
Entwicklung der Altlastensanierung in Deutschland	8
Dr. Gustav A. Henke, UMWELTSCHUTZ NORD GmbH & CO., Ganderkesee	
Stand der Technik bei der off-site-Bodenbehandlung	16
Dr. Johann R. Mandl, TÜV Süddeutschland Bau und Betrieb GmbH, München	
Bodenwäsche – Probleme und Grenzen	29
Dr.-Ing. Reiner Tittel, AB Umwelttechnik GmbH, Biburg	
Thermische Bodenbehandlung – Probleme und Grenzen am Beispiel der Vakuumdestillation	34
Alexander Czetsch, TechnoSan Umwelttechnik GmbH, Krailling	
Effizienzsteigerung der Bodenluft-Absaugung durch Erwärmung des Untergrundes	40
Dr. Rüdiger Philipps, Weber-Ingenieure GmbH, Pforzheim	
Umweltbilanz bei Bodenbehandlung	49
Dr.-Ing. Wolfgang Kohler, Landesanstalt für Umweltschutz Baden Württemberg, Karlsruhe	
Mineralisation und Immobilisierung - erreichbare und ausreichende Ziele bei der biologischen Sanierung PAK-kontaminierter Böden	76
Prof. Dr. Bernd Mahro, Institut für Technischen Umweltschutz, Hochschule Bremen	
Biologische in-situ-Bodensanierung – ein Praxisbeispiel	93
- kein Textbeitrag -	
Dr. Thomas Held, Arcadis Consult GmbH, Darmstadt	

Posterpräsentationen

Bodenbehandlung 2005 – quo vadis?	94
Bilfinger Berger Umwelt nimmt Europas modernste thermische Bodenbehandlungsanlage in Betrieb	96
Innovative Techniken der biologischen Bodenbehandlung Forschung & Entwicklung der BAUER und MOURIK Umwelttechnik Schrob- benhausen in Kooperation mit dem UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig	98
Stationäre Bodenwaschanlage auf dem Truppenübungsplatz Hohen- fels	100
Hochleistungsattrition: Ein neuer Prozess zur Feinkornreinigung	107
Reinigung kontaminierter Böden - Sonderforschungsbereich 188 der DFG	113
Perspektiven einer chemischen Immobilisierung von Arsen und Chrom in kontaminierten Böden durch Zugabe von Eisen(II)sulfat	120
Verzeichnis Referenten	127
Verzeichnis Posterpräsentation	129

Einführung

Hilmar Mante, LfU

Abfallwirtschaftlicher Rahmen für die Bodenbehandlung

Im Zuge der sukzessiven Altlastenbearbeitung fallen in Bayern jährlich ca. eine halbe Million Tonnen Boden mit schädlichen Verunreinigungen zur Entsorgung an¹. 1999 wurden davon ca. 200.000 t Boden außerhalb Bayerns verwertet. In Bayern ist eine Verwertung von mineralischen Abfällen mit Schadstoffgehalten über Z 2 auf Deponien i.a. nicht möglich. Die Anzahl von ca. 13.400 Altlasten und Altlastverdachtsflächen (Stand 2001) und die zunehmende Bedeutung des Flächenrecyclings (wegen der nach wie vor steigenden Flächeninanspruchnahme) sowie der gesetzliche Vorrang der umweltverträglichen Verwertung vor der Beseitigung (jedoch unter dem Vorbehalt der wirtschaftlichen Zumutbarkeit) sprechen auch zukünftig für eine weiter ansteigende Tonnage an zu behandelndem Boden.

Andererseits haben Deponiebetreiber infolge abfallrechtlicher Entwicklungen ein verstärktes Interesse an diesem Massenabfall: Die Abfallablagerungsverordnung (AbfAbIV) sieht vor, dass ab dem 1. Juni 2005 nicht ausreichend vorbehandelte Abfälle nicht mehr deponiert werden dürfen. Zudem dürfen ab diesem Zeitpunkt - von Ausnahmen z.B. für gering belastete mineralische Abfälle abgesehen - Abfälle nur noch auf Deponien abgelagert werden, die den strengen Anforderungen der AbfAbIV entsprechen. Dementsprechend besteht derzeit ein gesteigertes Interesse der Betreiber derjenigen Deponien, die den Anforderungen nicht entsprechen, ihre Deponien vor deren Schließung in 2005 zu verfüllen. Diese Entwicklung weist auf eine Abnahme der zu behandelnden Bodenmassen hin.

Die Bodenbehandlung muss bezahlbar bleiben! Unter Beachtung dieses ökonomischen Erfordernisses hat das LfU ein Interesse daran, die Behandlung auf einem einheitlich hohen technischen Niveau zu etablieren. Der Betrieb von Anlagen, die den Stand der Technik nicht erfüllen und die vielseitig angeprangerte Scheinverwertung stehen solchen Entwicklungen entgegen und führen dazu, den technisch hochwertigen Anlagen die Wirtschaftsgrundlage zu entziehen. Auch die in Diskussion befindliche Änderung der Einstufung von gefährlichen und damit besonders überwachungsbedürftigen Abfällen von > Z 2 in Bayern auf bundeseinheitliche höhere Werte würde dem Behandlungsmarkt Abfälle entziehen, da diese als nicht überwachungsbedürftige Abfälle an den Anlagen teilweise vorbeilaufen würden.

Insgesamt betrachtet wird mittelfristig dennoch mit einer Zunahme des zu behandelnden Bodens gerechnet.

Die Mitte der neunziger Jahre gehegten Hoffnungen auf eine deutliche Kostendämpfung durch in-situ-Verfahren², insbesondere biologische oder elektrokinetische, haben sich bislang (noch) nicht erfüllt. Die mengenbestimmenden Verfahren sind nach wie vor die klassischen ex-situ Verfahren.

¹ Bayerisches Landesamt für Umweltschutz: Sonderabfallstatistik 1999; Augsburg. 2001. S. 7: Abfallschlüssel 17 05 99D1 Bodenaushub, Baggergut sowie Abfälle aus Bodenbehandlungsanlagen mit schädlichen Verunreinigungen 563.940 t

² Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (Hrsg): Forschung für die Umwelt – Programm für die Bundesregierung. Bonn. 1997. S. 125

Welche Techniken haben sich in diesem „Kampf um den Boden“ unter Erfüllung umweltrechtlicher Auflagen bewährt? Wie ist der Stand der Technik fortgeschritten und mit welchen neuen Entwicklungen reagiert der Markt auf diese Randbedingungen? Diese Fragen stehen im Mittelpunkt der vierten LfU-Tagung zur Bodenbehandlung.

Genehmigungssituation

Bodenbehandlungsanlagen bedürfen i.a. einer immissionsschutzrechtlichen Genehmigung und werden der Ziffer 8.7 des Anhangs der 4. BImSchV zugeordnet. Das LfU ist im Bereich der Bodenbehandlung für Grundsatzfragen zuständig und kann im Genehmigungsverfahren nach Anforderung durch die Genehmigungsbehörde gutachterlich tätig werden³. Durch das Gesetz zur Änderung der UVP-Änderungsrichtlinie⁴ wurde u.a. die 4. BImSchV für diesen Bereich geändert. Vor dem Juli 2001 waren Bodenbehandlungsanlagen unabhängig von der Behandlungskapazität genehmigungsbedürftig, wenn sie länger als 12 Monate am selben Ort betrieben wurden; das erweiterte Verfahren mit Öffentlichkeitsbeteiligung wurde bei off-site-Anlagen durchgeführt. Nunmehr sind die Behandlungsverfahren abschließend genannt und die Behandlungskapazität ist das Kriterium für die Genehmigungsbedürftigkeit und das Genehmigungsverfahren⁵. Mit der Änderung der Verordnung sind nun auch off-site-Anlagen, die weniger als 12 Monate am selben Ort betrieben werden (und mehr als 1 t/Tag durchsetzen) genehmigungsbedürftig⁶.

Zunehmend mehr Betreiber beantragen auch solche Abfälle zu behandeln, die wegen ihrer Abfallinhaltsstoffe in ihren Anlagen nicht vollständig behandelbar sind. Sie weisen auf weitere ergänzende Behandlungsverfahren hin, die nach der Behandlung in ihrer Anlagen folgen könnten (gestufte Behandlung). Würde Boden tatsächlich in mehreren Anlagen mit dem Ziel einer Verwertung behandelt, entspräche dies nach bayerischen Maßstäben ebenfalls einer Behandlung, die eine Verwertung ermöglicht, so dass die Abfälle von der Überlassungspflicht (§ 13 KrW-/AbfG) befreit wären. Diese Praxis ist vor den ökonomischen Rahmenbedingungen und den damit verbundenen hohen Kosten nicht nachvollziehbar.

Bodenbehandlung - eine Verwertungsmaßnahme

Ziel der Bodenbehandlung sollte es sein, aus gefährlichen Abfällen umweltverträglich verwertbare mineralische Materialien herzustellen und damit einen Beitrag zur Schonung natürlicher Ressourcen zu leisten und mittelfristig bis langfristig wertvollen Deponieraum zu erhalten. Vor diesem Hintergrund ist die bayerische Einstufung der Bodenbehandlung als potenzielle Verwertungsmaßnahme nur konsequent. Durch die Behandlung von Boden und ähnlichen mineralischen Abfällen wird eine Verwertung insbesondere außerhalb von Deponien erst ermöglicht. „... die bloße Ausräumung einer Altlast mit nachfolgender Umlagerung unbehandelte Massen wird weiterhin als grundsätzlich unerwünschte Problemverlagerung angesehen“ stellte bereits 1995 der Sachver-

³ Bekanntmachung des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen zum Vollzug des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (VB BImSchG 2.0) vom 5. Februar 1998 Nr. 7/21-8702.6-1997/4 (Allg. Ministerialblatt 1998, S. 117 ff.) Randziffer 78a.

⁴ Gesetz zur Umsetzung der UVP-Änderungsrichtlinie, IVU-Richtlinie und weiterer EG-Richtlinien zum Umweltschutz vom 27. Juli 2001

⁵ 4. BImSchV Anhang Zif. 8.7: Anlagen zur Behandlung von verunreinigtem Boden, auf den die Vorschriften des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes Anwendung finden, durch biologische Verfahren, Entgasen, Strippen oder Waschen mit einem Einsatz von 10 Tonnen oder mehr (Spalte 1) bzw. von 1 Tonne bis weniger als 10 Tonnen (Spalte 2)

⁶ 4. BImSchV § 1 Absatz 1 Satz 2

ständigerrat für Umweltfragen⁷ fest; diese Feststellung steht bis heute im Raum. Auch von der Bundesregierung wird dieser Leitgedanke verfolgt.⁸

Die Bodenbehandlung wird den übergeordneten Zielen der Verordnung über den Abfallwirtschaftsplan Bayern⁹ gerecht: „Die Behandlung soll die vorhandenen Schadstoffe möglichst weitgehend zerstören, oder, soweit dies nicht möglich ist, die Schadstoffe in möglichst kleinen Teilfraktionen konzentrieren und dadurch deren getrennte Erfassung ermöglichen. ... Die Abfallbehandlung hat Vorrang vor der Abfallablagerung (Art. 1 Abs 1 Satz 1 BayAbfG)“.

Der Sachverständigenrat für Umweltfragen führt zur Frage pro und contra Abfallverwertung aus¹⁰:

„Die Verwertung von Abfällen ist nicht zwangsläufig umweltfreundlicher als die Beseitigung. In weiten Bereichen hat die Verwertung, insbesondere eine hochwertige Verwertung, im Vergleich zur Beseitigung zweifellos Vorteile. Eine generelle ökologische Vorteilhaftigkeit der Verwertung kann aber umso weniger vorausgesetzt werden, je anspruchsvoller die Umweltstandards für die Beseitigung sind und je stärker die abfallwirtschaftlichen Rahmenbedingungen geringwertige Verwertungen begünstigen. ... Ob eine Verwertung von Abfällen tatsächlich umweltfreundlicher ist als die Beseitigung, kann demnach nicht pauschal, sondern nur fallgruppenweise, für konkrete Abfallarten und Verwertungswege, durch Vergleich der aufgeführten umweltrelevanten Vor- und Nachteile festgestellt werden. ... Die gegeneinander abzuwägenden Gesichtspunkte sind vielfältig, auf unterschiedlichste Abfälle, Abfallzusammensetzungen und Verwertungswege anzuwenden und größtenteils inkommensurabel, d. h. nicht willkürfrei auf gemeinsame Nenner zu bringen. ... Die Frage kann deshalb nur sein, wie sich mit vertretbarem Steuerungsaufwand einigermaßen plausible und konsistente Lösungen erzielen lassen, ...“

Mit einer Ökobilanz oder Umweltbilanz könnte dieser Abwägungsprozess in Einzelfällen beispielhaft versachlicht werden. Generell ist dieses Instrumentarium jedoch zu unhandlich, womit insgesamt der bayerische Weg „Behandeln vor Ablagern“ plausibel und im Sinne der Ziele der Kreislaufwirtschaft angemessen ist.

Atlas der Bodenbehandlung Bayern

Gemäß den Zielen des Umweltpaktes Bayern vom 23.10.2000, eine dauerhaft umweltverträgliche Entwicklung ökonomisch sinnvoll zu sichern und zu fördern, will das bayerische Umweltministerium die Bodenbehandlungskapazität dauerhaft auf hohem Niveau sichern. Im Umweltpakt Bayern hat die Bayerische Staatsregierung u.a. erklärt, das Informationsangebot zum Thema „Behandeln vor Ablagern“ zu verbessern und einen Atlas der stationären Bodenbehandlungsanlagen bereit zu stellen.

⁷ Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen: Altlasten II – Sondergutachten Februar 1995. Textziffer 428.

⁸ Antwort der Bundesregierung vom 9. Juli 2001 auf eine Kleine Anfrage der Abgeordneten Homburger und anderer sowie der Fraktion der F.D.P. – Drucksache 14/6651

⁹ Verordnung über den Abfallwirtschaftsplan Bayern vom 18. Dezember 2001 Anlage Ziffer III 1.3 Abfallbehandlung

¹⁰ Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen: Umweltgutachten 2002- Kurzfassung. www.umweltrat.de. Textziffer 126 f

Das LfU ist mit dieser Aufgabe beauftragt und plant diesen Atlas noch in diesem Jahr im Internet zu veröffentlichen. Zur Zeit sind in Bayern insgesamt 12 stationäre Bodenbehandlungsanlagen mit einer genehmigten Kapazität von ca. 750.000 t/a errichtet. Auf die acht biologischen Anlagen entfällt knapp die Hälfte, auf die zwei Bodenwaschanlagen gut 200.000 t/a und auf die zwei thermischen Bodenbehandlungsanlagen etwas weniger als ein Viertel dieser Gesamtkapazität. In der Genehmigungsphase befinden sich z.Zt. drei weitere Anlagen (biologische, thermische Verfahren, Bodenwäsche). Das LfU erhofft sich mit der Gestaltung dieses Atlases die unterschiedlich umweltrelevanten Standarts bayerischer Anlagen im Sinne eines Benchmarking deutlich zu machen. Dieses Vorgehen ist mit der Entsorgungsgemeinschaft Altlasten Bayern e.V. abgestimmt. Mit diesem Informationsangebot an die Öffentlichkeit wird auch der Forderung des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen¹¹ nach umweltbehördlicher Vollzugsberichterstattung entsprochen.

Weitere LfU-Projekte zum Themenkomplex

Das LfU plant den Stand der Technik bei Bodenbehandlungsanlagen in einem Musterbescheid fest zu schreiben. Dieser soll in Zusammenarbeit mit Betreibern, Gutachtern und Behörden erarbeitet werden und umfasst u.a. die Lagerung, die Getrennthaltung, die Probenahme, die mechanische (Vor-)Behandlung, die Behandlungsziele und die Abluftreinigung für die häufigsten Behandlungsverfahren. Insbesondere die Lagerung führt immer wieder zu Problemen durch diffuse Emissionen, die nach Auffassung des LfU nur durch eine geschlossene Lagerung mit Ablufterfassung und -behandlung vermeidbar sind. Zur Quantifizierung von VOC-Emissionen aus Boden bei Lagerung und Umschlag hat das LfU einen Forschungsauftrag vergeben. Erste Ergebnisse werden bis Mitte des Jahres erwartet. Hinsichtlich der mechanischen (Vor-)Behandlung hat das LfU seinen Standpunkt dargelegt (LAURIS): Verfügt die mechanische Behandlung über keine Schadstoffsenke, so kann das Verfahren nicht als schadstoffentfrachtende Behandlung gewertet werden, die eine Verwertung ermöglicht.

Das LfU erstellt eine Arbeitshilfe zum kontrollierten Rückbau von Gebäuden mit kontaminierter Bausubstanz. Durch die Beprobung der noch stehenden Bausubstanz, also an der Quelle des Abfallanfalls, soll eine notwendige Separierung ermöglicht werden, die nach einem unkontrollierten Rückbau meist nicht mehr nachgeholt werden kann.

Zur Erarbeitung von Handlungsempfehlungen, die die Anforderungen an die Schadstoffimmobilisierung als Sicherungsmaßnahme bei der Altlastenbearbeitung behandeln sollen, wird am LfU ein Arbeitskreis eingerichtet, der sich aus Behörden- und Verbandsvertretern (Entsorgungsgemeinschaft Altlasten, ITVA) zusammensetzt. Der Arbeitskreis wird neben den fachtechnischen Anforderungen auch weitere Vorgaben (z. B. Rahmenbedingungen bei der Anwendung von Immobilisierungsverfahren, rechtliche Würdigung, u.a.m.) zur Umsetzung im Vollzug erstellen. Mit einem ersten Entwurf der Handlungsempfehlung ist voraussichtlich zum Jahresende 2002 zu rechnen.

Das LfU führt eine Auswertung der in Bayern durchgeführten Altlastensanierungen durch und wird diese veröffentlichen. Dabei werden u.a. die angewandten Techniken, die Kosten und die Art und Menge der sanierten Materialien betrachtet. In Bayern wurden bislang ca. 400 Altlasten saniert und weitere 200 Sanierungen sind in Bearbeitung (Stand 2001).

¹¹ Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen: Umweltgutachten 2002- Kurzfassung. www.umweltrat.de. Textziffer 27.

Das LfU arbeitet seit vier Jahren an einem vom Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen geförderten FuE-Projekt „Elektrokinetische Reinigung kontaminierter Böden“. Das Projekt hat das Ziel, gesicherte Aussagen über die Machbarkeit und Zweckmäßigkeit dieses Sanierungsverfahrens zu gewinnen. Nach dem in Labor- und Technikumsuntersuchungen die Parameter und Randbedingungen ermittelt wurden, steht die Erprobung im Feld unmittelbar bevor. Hierzu wird eine Pilotsanierung der ungesättigten Bodenzone auf dem Standort eines Galvanikbetriebes durchgeführt.

Ausblick

Die Bodenbehandlung hat am Markt nur Bestand, wenn die Kosten der Behandlung mit denen der Umlagerung oder Sicherung konkurrieren können. Teilweise kann die Konkurrenzfähigkeit durch die Weiterentwicklung der Verfahren erreicht werden. Der Weg zur Entwicklung neuer Anwendungsfelder ist durch die Ausweitung der zu behandelnden mineralischen Abfälle bereits eingeleitet. Unter dem Gesichtspunkt der Nachhaltigkeit ist die Bodenbehandlung im Sinne einer Dekontamination das zu bevorzugende Verfahren, das eine Problemverlagerung verhindert und Ressourcen (Fläche und Bodenmaterial) schont und das seinen festen Platz neben verschiedenen Sicherungsverfahren einnimmt.

Entwicklung der Altlastensanierung in Deutschland

Dr. Gustav A. Henke, UMWELTSCHUTZ NORD GmbH & CO, Ganderkesee

Nach letzten veröffentlichten Erhebungen der Bundesländer sind in Deutschland mehr als 360.000 Altlastverdachtsflächen registriert (Bild 1) [1]. Während die ersten Daten aus dem Jahre 1987 nur aus den westlichen Bundesländern stammten, wurden 1993 erstmals Erhebungen aus der gesamten Bundesrepublik veröffentlicht. Vorsichtige Schätzungen gehen davon aus, dass insgesamt ca. 400.000 Verdachtsflächen erfasst werden.

Land	Jun 87	Aug 93	Dez 93	Nov 97	Jan 99	Jan 01
<i>Baden-Württemberg</i>	6.800	6.960	6.960	6.894	42.561	17.796
<i>Bayern</i>	5.000	4.939	4.939	12.578	12.919	13.329
<i>Berlin</i>	623	4.004	4.988	5.683	6.214	6.983
<i>Brandenburg</i>		13.565	13.565	15.342	14.165	25.313
<i>Bremen</i>	61	4.289	4.289	3.100	4.105	18.327
<i>Hamburg</i>	2.400	604	604	1.526	2.161	2.129
<i>Hessen</i>	4.500	3.400	3.400	492	66.872	70.169
<i>Mecklenburg-Vorpommern</i>		11.958	11.958	8.700	11.794	11.342
<i>Niedersachsen</i>	5.073	7.488	7.488	8.656	8.957	58.957
<i>Nordrhein-Westfalen</i>	10.602	18.196	18.196	28.329	32.029	35.263
<i>Rheinland-Pfalz</i>	10.000	14.760	14.760	10.578	10.578	10.578
<i>Saarland</i>	750	1.700	1.700	4.243	4.243	5.216
<i>Sachsen</i>		17.644	18.642	30.331	31.579	27.705
<i>Sachsen-Anhalt</i>		13.606	14.953	19.458	20.231	20.988
<i>Schleswig-Holstein</i>	2.298	5.359	6.693	17.246	17.573	19.632
<i>Thüringen</i>		6.600	5.587	18.229	18.560	18.962
BRD gesamt		135.072	138.722	191.385	304.541	362.689
BRD West	48.107	71.699	74.017	99.325	208.212	258.379

Bild 1: Zeitliche Erfassung der Altlasten-Verdachtsflächen

Bild 2 vergleicht exemplarisch die seit etwa 15 Jahren angewandten großtechnischen Sanierungsverfahren für Altlasten. Die folgende Besprechung der Verfahren orientiert sich an den Gegebenheiten vor Ort, das kontaminierte Erdreich entweder auszuheben und zu behandeln (ex situ-Verfahren) oder im Bodenverbund zu belassen und dort zu reinigen (in situ-Verfahren). Eingehende Beschreibungen der einzelnen Technologien sind in der Literatur hinlänglich beschrieben [2].

	Biologische Verfahren	Thermische Verfahren	Bodenwasch-Verfahren
Verfahrensweise	mikrobiologischer Abbau aerob und anaerob	Verbrennen Verdampfen	Extraktion Mobilisierung Spaltung
Bodenbelastung	organisch	organisch, anorganisch (bedingt)	organisch, anorganisch
Bodentyp	kaum Einschränkung nach entsprechender Vorbehandlung	keine Einschränkung	Kies, Sand, Schluff und Ton (bedingt)
Verfahrensort	on site, off site, in situ	on site, off site	on site, off site
Verwendbarkeit des Bodens	Wiedereinbau, Rekultivierung, Verbleib im Boden	Wiedereinbau, Rekultivierung	Wiedereinbau der verschiedenen Fraktionen
zu entsorgende Reststoffe	keine	Filterstäube, Schlämme	kont. Restmaterial bis 10%, Schlamm

Bild 2: Schematische Übersicht der großtechnischen ex situ-Verfahren

Biologische Bodensanierung

Die Fähigkeit zum Abbau von Mineralölkohlenwasserstoffen (MKW) ist unter Bakterien und Hefen weit verbreitet. Sie wurde vor fast hundert Jahren schon 1906 von Söhngen (zitiert in [3]) beschrieben. Inzwischen sind weit über hundert natürlich vorkommende MKW-verwertende Stämme bekannt. Genetisch manipulierte Mikroorganismen spielen bei der Bodensanierung keine Rolle.

Von ersten Versuchen im kleinen Maßstab bis zur Sanierung großer Bodenmengen vollzog sich die Entwicklung der biologischen Bodenreinigung in vier größeren Phasen:

Phase 1:

Zu Beginn fand eine ausschließlich statische Behandlung des kontaminierten Bodens statt. Nach der technischen Aufbereitung (Sortieren, Zerkleinern, Zugabe von Nährstoffen, Homogenisieren) wurde offene Bio-Beete angelegt, die der Witterung ausgesetzt waren. Die Sanierungszeiten für den Abbau von Kohlenwasserstoffen lagen bei etwa 1-2 Jahren.

Phase 2:

Der nächste Schritt bestand darin, die Bio-Beete mit Abdeckungen zu versehen, um dadurch vom Wetter unabhängig zu sein. Weiterhin ließen sich während der warmen Jahreszeit durch die erhöhten Temperaturen unter der Abdeckung kürzere Abbauzeiten erzielen. Ein weiterer Durchbruch war die Erfahrung, daß regelmäßiges Wenden die Sanierung ebenfalls beschleunigte.

Phase 3:

Die biologische Bodensanierung vor Ort wurde weiter optimiert, indem statt niedriger Abdeckungen große Zelte verwendet wurden. Somit konnten größere Bodenmengen saniert und - zu deren Bewältigung - auch größere Wendemaschinen eingesetzt werden.

Phase 4:

Die weitere Entwicklung führte zum Bau stationärer Bodenreinigungsanlagen, in denen heute über 100.000 Tonnen kontaminierter Boden saniert werden. Der Gesamtdurchsatz in 107 biologischen Bodensanierungsanlagen in Deutschland betrug 1999 etwa 2,3 Mio. Tonnen [4].

Die Einsatzpalette überstreicht mittlerweile einen großen Bereich an organischen Schadstoffen. So können neben den "üblichen" Schäden durch Mineralölkontaminationen auch komplexere Schadstoffe wie leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe (LCKW) und sogar Sprengstoffe wie Trinitrotoluol (TNT) und andere organische Verunreinigungen durch eine biologische Behandlung eliminiert werden.

Bei der mikrobiellen Behandlung von Böden, die mit polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) kontaminiert sind, hat sich die anfängliche Sanierungseuphorie zugunsten einer realistischen Betrachtungsweise gewandelt. Diese Stoffgruppe hat ein hohes Bindungsvermögen an die Bodenmatrix, so dass eine Verfügbarkeit für den biologischen Abbau je nach Bodentyp sehr stark variiert und häufig nicht gegeben ist [5]. Eine erfolgreiche Sanierung – besonders hinsichtlich der geforderten Grenzwerte – in wirtschaftlich interessanten Zeiträumen ist mit diesem Behandlungsverfahren somit nicht zuverlässig zu erreichen. Technisch ausgereifte Verfahren zur Mobilisierung der PAK sind bis heute nicht über den Stand von Versuchen hinausgekommen [6][7].

Der Einsatz der biologischen Bodensanierung bei "exotischen" Kontaminationen wie z. B. TNT ist im Rahmen des BMBF-Forschungsvorhabens "Maßstabsgerechte Erprobung von biologischen Verfahren mit Erfolgskontrolle auf dem Standort Werk Tanne bei Clausthal-Zellerfeld" untersucht und

für tauglich befunden worden. Durch einen alternierenden Anaerob/Aerob-Prozess werden sowohl die Nitroaromaten reduziert als auch die entstandenen Reduktionsprodukte irreversibel an und in die Humusmatrix eingebaut. Auf diese Weise wird eine biologische Immobilisierung und Fixierung erreicht, wodurch die geforderten Toxizitätsäquivalente von 5 mg/kg TS deutlich unterschritten wurden [8].

Bodenwäsche

Bodenwaschverfahren sind ebenfalls seit etwa Mitte der 80er Jahre entwickelt worden. Sie nehmen unter den heute etablierten Sanierungsverfahren eine Sonderstellung ein, da sich die Verfahren der Bodenwäsche sowohl für organische als auch für anorganische Schadstoffe eignen. Biologische Verfahren und thermische Bodenbehandlung können mit sehr wenigen Ausnahmen (thermische Verdampfung von z. B. Quecksilber und Cadmium) ausschließlich bei organischen Belastungen eingesetzt werden.

Die Entwicklung basierte anfänglich auf holländischen Patenten, später sind in Deutschland vollkommen neue Verfahren entwickelt worden. Die Palette der Techniken reicht von einfachen mobilen Anlagen mit simpler Durchspülung des Bodens bis zu komplexen stationären Anlagen mit chemischen Behandlungsstufen. Physikalische Klassier- und Separiermodule ergänzen die anderen Verfahrensstufen.

Auf eine eingehendere Beschreibung der Bodenwäsche kann hier verzichtet werden, da dies an anderer Stelle ausführlicher geschieht.

Thermische Bodensanierung

Thermische Bodenreinigungsverfahren eignen sich besonders für hochkonzentrierte und auch gemischte Kontaminationen im Boden, die sich mit den anderen Technologien nicht entfernen lassen. Die Behandlung ist weitgehend unabhängig von der Struktur des Bodens.

Entwickelt wurde die Anlagentechnik Mitte der 80er Jahre hauptsächlich in den Niederlanden und wurde später nach Deutschland importiert. Das Prinzip der thermischen Bodenreinigung beruht auf dem Siedeverhalten der Verunreinigungen. Erreicht die Erwärmung des Bodens den Siedepunkt einer Komponente, wird ein derartiger Dampfdruck entwickelt, dass die Substanz nahezu vollständig in die Gasphase überführt wird. Selbst die bei Raumtemperatur festen bzw. hochviskosen Komponenten der Teeröle überwinden bei diesem Temperaturbereich die starken Adsorptionskräfte in den Poren der Bodenpartikel. Da schon bei niedrigeren Temperaturen eine Verdampfung der Stoffe einsetzt, lassen sich schon bei mittleren Temperaturen von 400 bis etwas über 500 °C die geforderten Grenzwerte für Restgehalte von PAK gut unterschreiten.

Weitergehende Verfahrensschritte werden in einem weiteren Beitrag erläutert.

In situ-Verfahren

Bei in-situ Verfahren muss der belastete Boden nicht ausgehoben werden, sondern die Behandlung erfolgt im Untergrund (in situ). Da diese Maßnahmen vom Aufwand und den Kosten her deutlich geringer sind, werden sie für die Altlastensanierung zunehmend attraktiver. Darüber hinaus ist in letzter Zeit durch den Einsatz leistungsfähiger EDV-Programme eine deutlich verbesserte Prognose der Sanierungsergebnisse gegeben.

Je nach Schadstoffspektrum unterteilt man die in situ-Verfahren entweder in biologische oder chemisch-physikalische Verfahren. Häufig werden auch Kombinationen aus beiden Verfahren eingesetzt.

Biologische Verfahren

Bedingungen für eine erfolgreiche Anwendung dieser Verfahren sind, dass die Schadstoffe im Untergrund verfügbar für einen biologischen Abbau sind und dass die geologisch-hydrogeologischen sowie die chemisch-physikalischen Eigenschaften des Bodens einen biologischen Abbau überhaupt zulassen.

Das zu behandelnde Schadstoffspektrum umfasst sowohl MKW und monoaromatische Kohlenwasserstoffe (Benzol, Toluol, Xylole) als auch PAK bis zu 4 Ringen

Biologisch-hydraulische in situ-Sanierung

Diese Sanierungsvariante lässt sich zum Abbau von Kontaminationen in der grundwassergesättigten und -ungesättigten Bodenzone einsetzen. Grundsätzlich wird ein Spülkreislauf geschaffen, bei dem das geförderte Grundwasser in einer Wasserreinigungsanlage aufbereitet und - mit Sauerstoff und Nährstoffen versehen – wieder zurück in den Untergrund infiltriert wird (Bild 3).

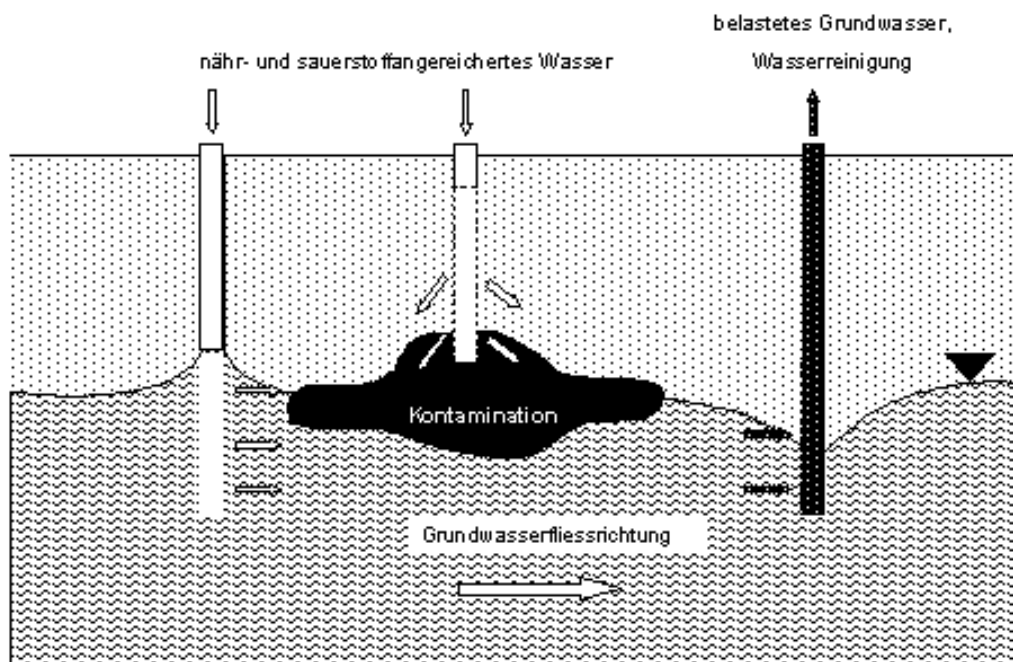


Bild 3: Biologisch-hydraulische in situ-Sanierung

Bioventing

Beim Bioventing werden Belastungen in der grundwasserungesättigten Bodenzone abgebaut. Durch die gleichzeitige Zufuhr von Sauerstoff durch Druckluft einspeisung sowie von Nährstoffen in den Boden werden für die vorhandenen Mikroorganismen im Untergrund verbesserte Bedingungen für einen biologischen Abbau geschaffen (Bild 4).

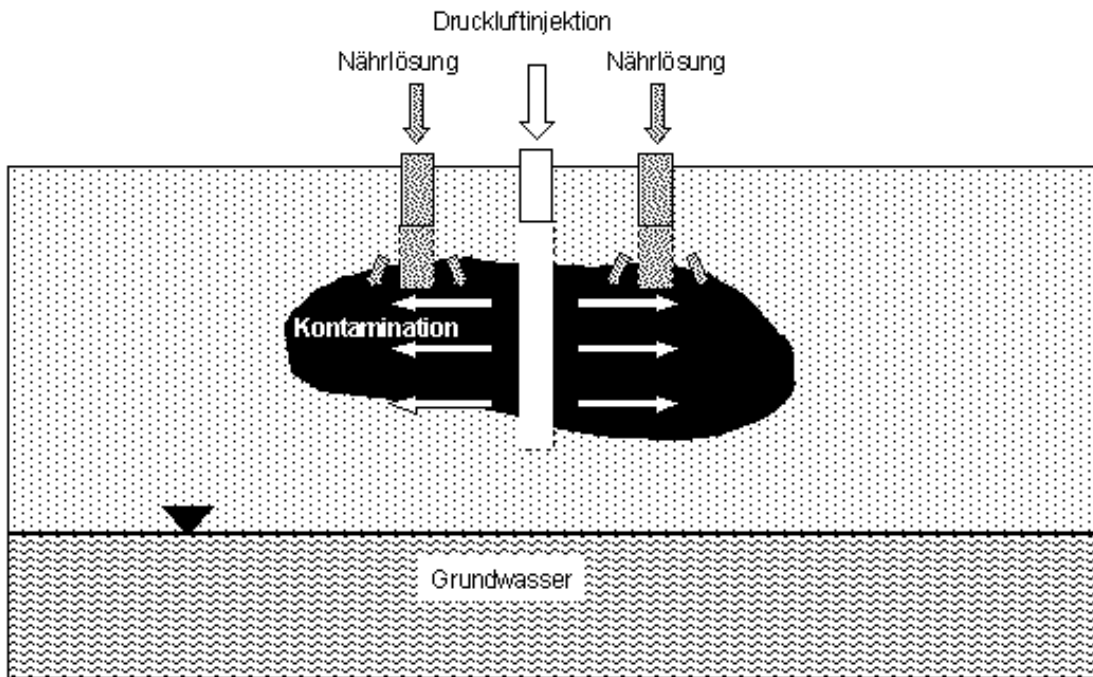


Bild 4: In situ-Sanierung durch Bioventing

Biosparging

Im Gegensatz zum vorhergehenden Verfahren werden beim Biosparging organische Belastungen in der grundwassergesättigten Bodenzone abgebaut. Die Kontamination liegt in diesem Fall im Bereich des Grundwassers. Die injizierte Druckluft tritt hier deutlich unterhalb des Schadensherds aus (Bild 5).

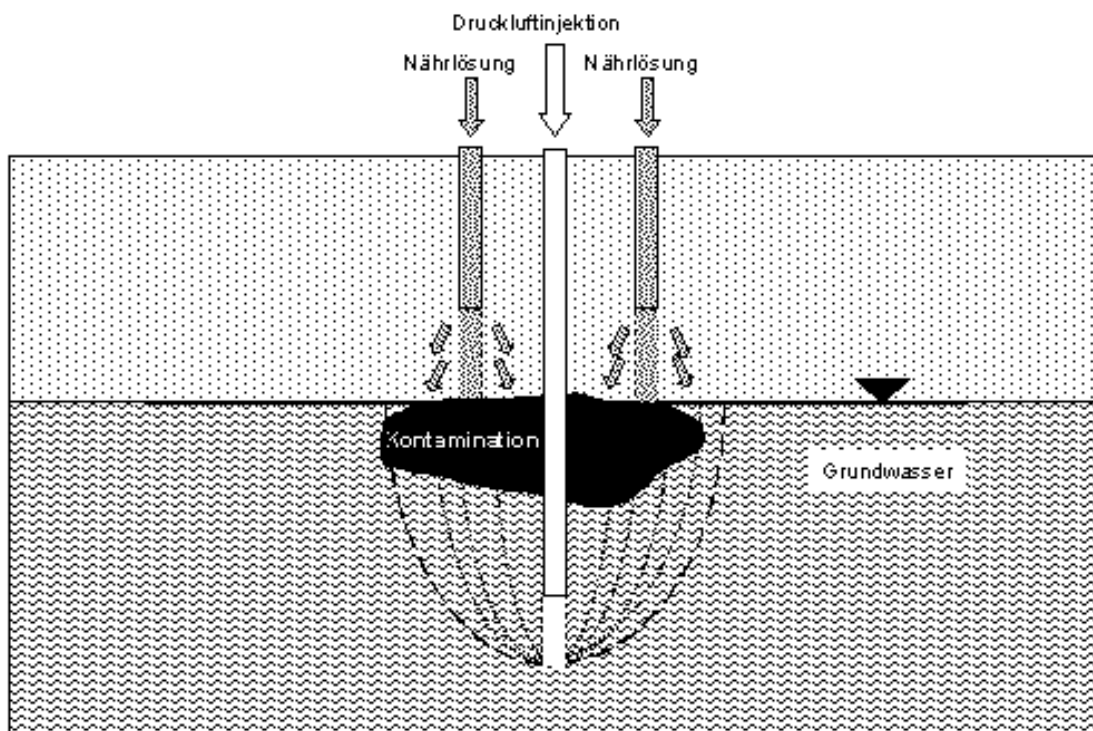


Bild 5: In situ-Sanierung durch Biosparging

Chemisch-physikalische Verfahren

Erfolgreiche Sanierungen lassen sich nur hierbei nur dann durchführen, wenn die Schadstoffe im Untergrund leichtflüchtig sind und sich leicht in die Gasphase überführen lassen. Eine gezielte Nährstoffzugabe wie bei den biologischen in situ-Verfahren ist nicht notwendig.

Das behandelbare Schadstoffspektrum umfasst monoaromatische Kohlenwasserstoffe (Benzol, Toluol, Xylol), zweiringige PAK wie Naphthaline, leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe (LHKW) und leichtflüchtige aliphatische Kohlenwasserstoffe.

Bodenluftabsaugung

Der Einsatz der Bodenluftabsaugung liegt im Bereich der grundwasserungesättigten Bodenzone. Hierbei wird die schadstoffbelastete Bodenluft aus dem Bodenporenraum über pneumatische Brunnen abgesaugt und an der Erdoberfläche in Abhängigkeit vom Typ der Kontamination mit verschiedenen Techniken gereinigt (Bild 6).

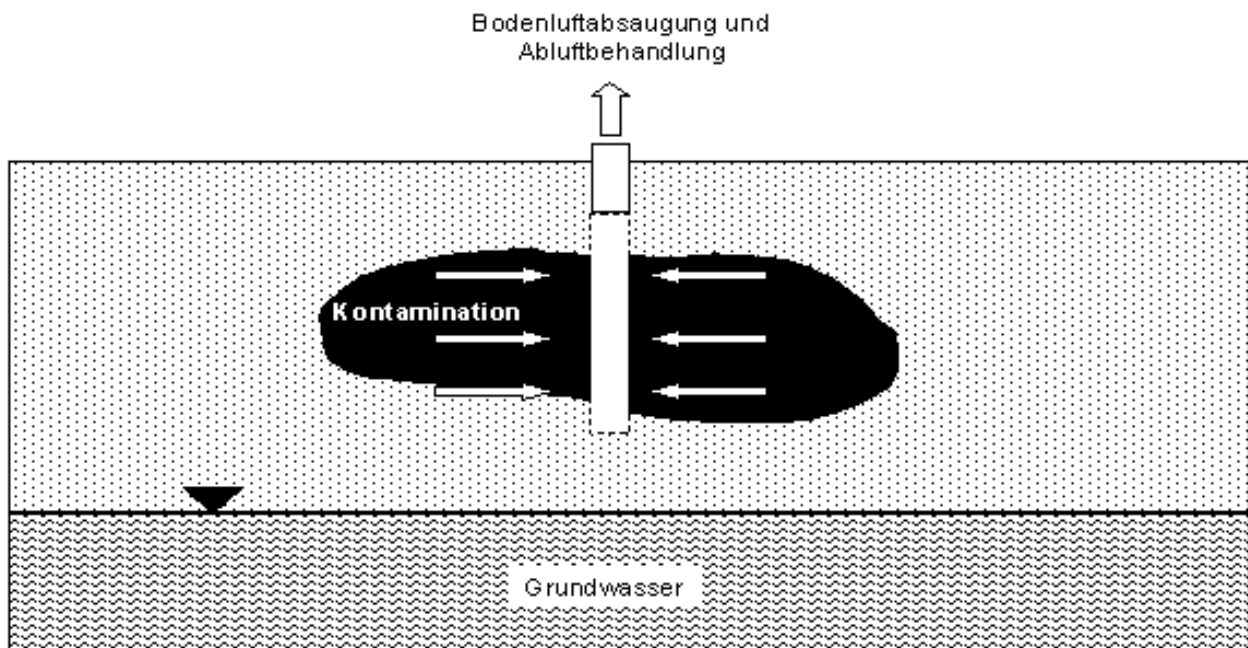


Bild 6: In situ-Sanierung durch Bodenluftabsaugung

Air-Sparging

Diese Verfahren ist die nicht-biologische Variante des Biosparging. Hier mobilisiert eine Injektion von Druckluft in das kontaminierte Grundwasser die leichtflüchtigen Schadstoffe, die dann in der grundwasserungesättigten Bodenzone über eine Bodenluftabsaugung entfernt werden. Werden auch noch gezielt Nährstoffe in die Nähe der Kontamination gebracht, kann die Mobilisierung durch biologische Abbauprozesse noch gesteigert werden.

Off site-Sanierung in stationären Bodenreinigungsanlagen

In den vergangenen 10 Jahren haben sich die Aktivitäten der Bodensanierung zum großen Teil von der on site-Sanierung auf den jeweiligen kontaminierten Grundstücken zur off site-Behandlung in ortsfesten Bodenbehandlungsanlagen verlagert.

So setzte wenige Jahre nach der Wiedervereinigung Deutschlands eine rasante Entwicklung von stationären Bodenreinigungsanlagen ein. Während 1993 nur 46 Anlagen gemeldet waren, erhöhte sich die Zahl bis 1999 auf 107 [9] (Bild 7). Die Behandlungskapazität stieg in diesem Zeitraum von ca. 1,1 Mio. Tonnen auf etwa 5,1 Mio. Tonnen an. Eindeutiger Gewinner bei den drei großtechnischen ex situ-Verfahren ist die biologische Bodenreinigung, deren kapazitätsbezogener Marktanteil von 45% auf über 60% gestiegen ist. Die Bodenwäsche hingegen zeigt einen deutlichen Abwärtstrend von 51% auf 29%. Der geringe Anteil der thermischen Bodenbehandlung konnte sich mit einem Anstieg von 4% auf 9% mehr als verdoppeln.

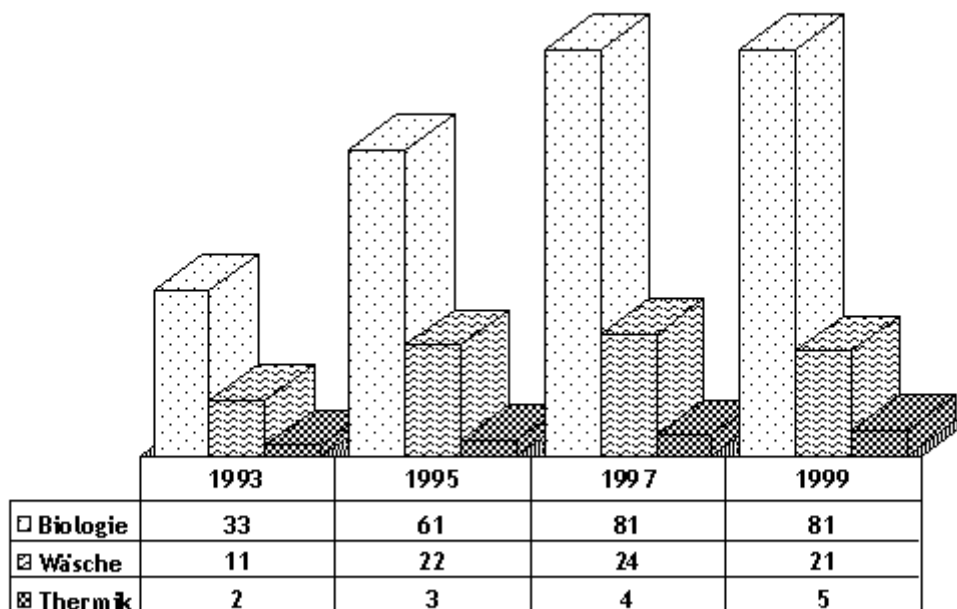


Bild 7: Entwicklung der Bodenreinigungsanlagen in Deutschland

Bedingt durch die seit etwa zwei Jahren andauernde ungünstige Marktsituation ist mit Sicherheit vorerst ein Sättigungspunkt bei den Bodenreinigungsanlagen erreicht. Die Preisentwicklung seit 1989 pro Tonne kontaminierter Boden spricht für sich und trägt nicht zu einer Stabilisierung des Altlastenmarktes bei (Bild 8).

Der Trend, verunreinigte Böden nicht mehr zu sanieren, sondern kostengünstig auf Deponien zu verbringen, hat mittlerweile marktbedrohliche Ausmaße erreicht. So gingen 1999 von etwa 5,5 Mio. Tonnen potenziell in Anlagen zu behandelnden kontaminierten Materialien 3,3 Mio. Tonnen an den Reinigungsanlagen vorbei [10]. Mittlerweile (Stand: Sommer 2001) liegt der Anteil kontaminierter Böden, die unbehandelt auf Deponien landen, schon bei 70% [11]. Ein weiterer Kommentar hierzu erübrigt sich bzw. kann in dem letzten Zitat nachgelesen werden.

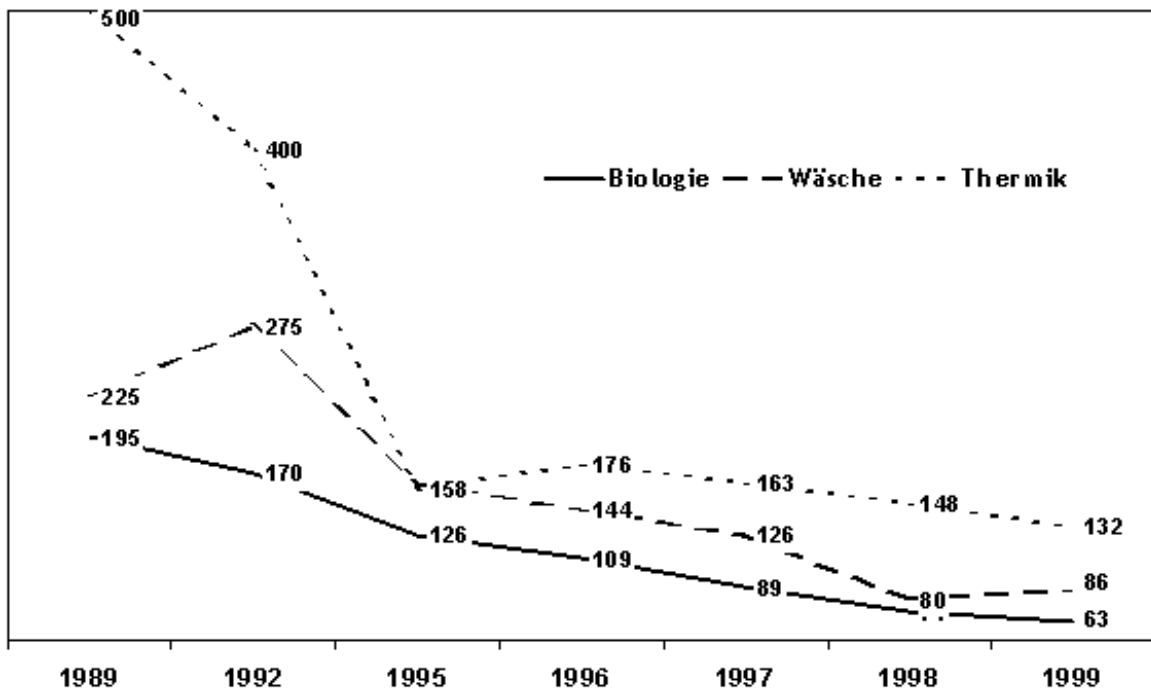


Bild 8: Preisentwicklung in der Bodensanierung (in DM/t).

Quellen: Henke, Lissner, Gef. Ladung 7/89; Scherzer, Müll+Abfall 4/92; Altlastenspektrum 5/96, 4/97, 5/98, 5/99

Literatur

- [1] Umweltbundesamt: Altlastenspektrum (01), 51, 2001
- [2] Henke, G. A. (Hrsg.): Altlastensanierung – Aus der Praxis für die Praxis; Vulkan-Verlag, 147 S., 1998
- [3] Bühler, M.; Schindler, J.: "Aliphatic hydrocarbons", in Kieslich, K. , (Hrsg.): Biotechnology, Vol. 6a - Biotransformations, Verlag Chemie, S. 329, 1984
- [4] Schmitz, H. J.: Bodenbehandlungsanlagen erzielten 1999 Rekordergebnis; WLB Wasser Luft und Boden (9), 72, 2000
- [5] Bryniok, D.: PAK-Abbau durch Bakterien; Bioscope (2), 42-51, 1994
- [6] Stehr, J.; Müller, T.; Scheper, T.: Moderne Bodensanierungsstrategien zur Verbesserung des mikrobiologischen PAK-Abbaus; Chem. Ing. Tech. (73), 1051-1060, 2001
- [7] Zabler, W.; Eberle, U. et al: Feldversuch zur tensidgestützten In situ-Sanierung eines PAK-Schadens; Altlasten und Boden News (1), 15-23, 2001
- [8] Fischer, D.; Walter, U.; Warrelmann, J.: Biologische Sanierung, on-site und in-situ erfolgreich; Umwelt-Magazin (11), 42, 1999
- [9] Schmitz, H. J.: Bodenbehandlungsanlagen: Die Jagd nach dem Boden war 1999 erfolgreich; TerraTech (4), 28-43, 2000
- [10] Haglauer-Ruppel, B. et al.: Bilanzierung des Verbleibs dekontaminierter Böden aus der Altlastensanierung, TerraTech (3), 57-58, 2000
- [11] Schmitz, H. J.: Parlamentarische Sorge um Sanierungswirtschaft, TerraTech (4), 4, 2001

Stand der Technik bei der off-site-Bodenbehandlung

Dr. Johann R. Mandl, TÜV Süddeutschland Bau und Betrieb GmbH, München

1. Vorbemerkungen

Anlagen zur off-site-Bodenbehandlung leisten einen hohen Beitrag zur Minderung der durch Bodenkontaminationen gegebenen Umweltbelastung sowie zur Behandlung und Verwertung kontaminierter Böden im Sinne des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes. An diese Anlagen werden in mehrfacher Hinsicht hohe Anforderungen gestellt:

- leistungsfähige und sichere Anlagentechnik
- Minimierung von Emissionen bzw. schädlicher Umweltauswirkungen
- hohe Produktausbeute und Produktqualität
- Sicherung der Qualität und Nachweisführung

Diesen Anforderungen kann nur entsprochen werden, wenn hierzu die Voraussetzungen nach dem jeweiligen Stand der Technik sowohl hinsichtlich der Anlagen- und Verfahrenstechnik, der Emissionsminderung, der Betriebsorganisation, Qualitätssicherung sowie Kontrolle und Dokumentation betrieblicher Vorgänge gegeben sind.

Dabei gelten für Bodenbehandlungsanlagen eine Vielzahl gesetzlicher Bestimmungen und technischer Normen. Im Folgenden soll vor allem auf Aspekte der Emissionsminderung und Vermeidung von Umweltbelastungen sowie auf grundsätzliche Anforderungen an die Behandlung und Verwertung verunreinigter Böden nach dem Stand der Technik eingegangen werden. Dabei wird vor allem auf wesentliche Inhalte der VDI-Richtlinie 3898 zur Emissionsminderung bei Bodenbehandlungsanlagen Bezug genommen.

2. Gesetzliche Bestimmungen

Für die Errichtung und den Betrieb von Bodenbehandlungsanlagen sind folgende Bestimmungen, die in letzter Zeit durch Anpassung an das EU-Recht zum Teil erhebliche Änderungen erfahren haben, zu berücksichtigen:

Immissionsschutzrechtliche Bestimmungen

Bodenbehandlungsanlagen werden unter Ziffer 8.7. der 4. BImSchV aufgeführt und unterliegen einer Genehmigungspflicht nach dem Bundesimmissionsschutzgesetz in der seit dem 03.08.2001 durch das sog. Artikelgesetz vom 27.07.2001 geänderten Fassung.

Für die zeitweilige Lagerung von besonders überwachungsbedürftigen und nicht besonders überwachungsbedürftigen Abfällen kann ggf. Ziffer 8.12 der 4. BImSchV zur Anwendung kommen. Abweichend zu bisherigen Regelungen werden dabei unter dem Begriff der nicht besonders überwachungsbedürftigen Abfälle auch die nicht überwachungsbedürftigen Abfälle erfasst.

Die von Bodenbehandlungsanlagen ausgehenden Emissionen sind nach den Maßgaben des Bundesimmissionsschutzgesetzes, seines untergesetzlichen Regelwerkes und der in diesem Rahmen geltenden technischen Normen zu begrenzen. In diesem Zusammenhang ist auf die in Kürze zu erwartende **Neufassung** der **TA Luft** hinzuweisen. Dabei ergeben sich vor allem im Hinblick auf

die Minderung der Emissionen staubförmiger Stoffe und krebserzeugender Stoffe erhöhte Anforderungen.

In Bodenbehandlungsanlagen sind ferner gefährliche Stoffe im Sinne der **12. BImSchV** (Störfallverordnung) zu erwarten. Die Störfallverordnung gilt für die Betriebsbereiche, in denen gefährliche Stoffe in Mengen vorhanden sind, die die in Anhang I Spalte 4 dieser Verordnung genannten Mengenschwellen erreichen oder überschreiten sowie nach Maßgabe für bestimmte im Anhang zur 4. BImSchV aufgeführte genehmigungsbedürftige Anlagen, die nicht Betriebsbereich oder Teil eines Betriebsbereichs sind. Die Anwendung der Störfallverordnung ist im Einzelfall zu prüfen.

Durch Artikel 1 des am 03.08.2001 in Kraft getretenen Gesetzes zur Umsetzung der UVP-Änderungsrichtlinie, der IVU Richtlinie und weiterer EG-Richtlinien vom 27.07.2001 (sog. Artikelgesetz) erfolgte auch eine wesentliche Änderung des Gesetzes über die Umweltverträglichkeitsprüfung vom 12.02.1990. Nach der Neufassung können auch Vorhaben geringerer Größe und Leistung nach standortbezogenen Kriterien und nach entsprechender Vorprüfung der UVP-Pflicht unterliegen, sofern das Vorhaben in der Anlage 1 dieses Gesetzes (Liste der UVP-pflichtigen Vorhaben) aufgeführt wird. Bodenbehandlungsanlagen sind in dieser Anlage nicht ausdrücklich genannt.

Unabhängig von der Notwendigkeit zur Durchführung einer Umweltverträglichkeitsprüfung sollen bei der Planung von Vorhaben besondere Standortfaktoren im erforderlichen Umfang berücksichtigt werden. Hierzu zählen sensible Nutzungen im Umfeld der Anlage (z.B. Trinkwasserschutzgebiete, Wohnbebauungen, Lebensmittelbetriebe, Krankenhäuser, Reinraumbetriebe o.ä.), die ggf. einer besonderen Betrachtung der Immissionssituation bedürfen.

In Zusammenhang mit Neuplanungen oder wesentlichen Änderungen bestehender Anlagen wird auf die Bedeutung vollständiger und aussagefähiger Antrags- und Begutachtungsunterlagen hingewiesen (siehe hierzu auch AIIIMBI Nr. 5/1998 S. 145). Weiterhin sind dabei Angaben von Lager- und Behandlungskapazitäten für die einzelnen Abfallarten oder Stoffgruppen von Bedeutung.

Abfallrechtliche Bestimmungen

Bei den zur Behandlung angenommenen verunreinigten Böden handelt es sich um Abfall im Sinne des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes.

Nach der seit dem 01.01.2002 geltenden Verordnung über das Europäische Abfallverzeichnis (Abfallverzeichnis-Verordnung – AVV) vom 10. Dezember 2001 (BGBl. I S. 3379) wurden die bis dahin für Abfälle geltenden EAK-Schlüsselnummern durch die neuen AVV-Nummern ersetzt. Für die Bodenbehandlung treffen dabei vor allem folgende Abfallschlüsselnummern (AVV-Nummern) zu:

- 1705 03* Boden und Steine, die gefährliche Stoffe enthalten
- 1705 04 Boden und Steine mit Ausnahme derjenigen, die unter 17 05 03 fallen
- 1705 05* Baggertgut, das gefährliche Stoffe enthält
- 1705 06 Baggertgut mit Ausnahme desjenigen, das unter 1705 05 fällt
- 1912 09 Mineralien (z. B. Sand, Steine)
- 1913 01* feste Abfälle aus der Sanierung von Böden, die gefährliche Stoffe enthalten
- 1913 02 feste Abfälle aus der Sanierung von Böden mit Ausnahme derjenigen, die unter 1913 01 fallen
- 1913 03* Schlämme aus der Sanierung von Böden, die gefährliche Stoffe enthalten
- 1913 04 Schlämme aus der Sanierung von Böden, mit Ausnahme derjenigen, die unter 1913 03 fallen

* gefährlicher (besonders überwachungsbedürftiger) Abfall

Mit der neuen Abfallverzeichnis-Verordnung (AVV) haben sich nicht nur in erheblichem Umfang Bezeichnungen sondern auch Einstufungen von Abfällen nach Gefährlichkeitsmerkmalen geändert.

Aus den abfallgesetzlichen Regelungen ergeben sich neben den im Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz verankerten Grundpflichten zur Vermeidung, Verwertung und Beseitigung von Abfälle besondere Anforderungen vor allem hinsichtlich:

- Vermischungs- und Verdünnungsverbot
- Erfüllung von Deklarations-, Nachweis- und Dokumentationspflichten
- Kontrollpflichten (z.B. Input-/Outputkontrolle)

Die Erfüllung dieser Pflichten erfordert bestimmte technische, organisatorische und personelle Voraussetzungen (z.B. Gestaltung und Organisation von Annahme- und Lagerbereichen, Mengenerfassung (Waage), Betriebsorganisation, Dokumentationswesen, EDV-technische Ausstattungen, Datensicherungsmaßnahmen).

Wasserrechtliche Bestimmungen

Bezüglich der Abwasserableitung und Abwasserbehandlung sowie der Lagerung wassergefährdender Stoffe gelten die einschlägigen gesetzlichen Bestimmungen des Bundes und der Länder (siehe auch Anlage 1).

Im Allgemeinen wird bei entsprechenden Anlagen der Anfall verunreinigter Abwässer aus Prozessbereichen vermieden, so dass auf die hier zu betrachtenden Rahmenbedingungen für die Abwassereinleitung nicht näher eingegangen wird.

In Bodenhandlungsanlagen sind jedoch im Allgemeinen wassergefährdende, und ggf. brennbare Stoffe vorhanden, für deren Umgang und Lagerung insbesondere die Bestimmungen der VAWS und der einschlägigen Technischen Regelwerke (z.B. TRbF, TRwS etc.) zu beachten sind. Auch kontaminierter und ggf. gereinigter Boden ist entsprechend seiner Zuordnung zu Belastungsklassen als wassergefährdend einzustufen.

Bodenschutzrechtliche Bestimmungen

Das Bodenschutzrecht tangiert Bodenbehandlungsanlagen unmittelbar im Falle einer Einbeziehung in Sanierungspläne und darin enthaltener Festlegungen über Sanierungsmethoden und Sanierungsziele. Ferner ergeben sich aus den Bestimmungen zum Wiedereinbau von Böden ggf. Anforderungen an die Qualität des abzureinigenden Bodenmaterials. Hier sind insbesondere auch gesetzliche Bestimmungen und Normen zum Einsatz von Zusatzstoffen bei der biologischen Bodenbehandlung zu beachten.

3. Technische Normen und Regelwerke

Für die Errichtung und den Betrieb sind u.a. folgende Verwaltungsvorschriften und Regelwerke von besonderer Bedeutung:

- TA Luft
- TA Siedlungsabfall
- TA Abfall

- LAGA-Richtlinien und LAGA-Merkblätter
- VDI-Richtlinien (Luftreinhaltung)
- DIN - Regelwerk (Probenahme, Analytik u.a.)

Im Hinblick auf den Stand der Technik zur Emissionsminderung bei Bodenbehandlungsanlagen und Immobilisierungsverfahren und die Aufbereitung von Böden (Qualitätsziele) und deren Einstufung nach Qualitäts- und Belastungsmerkmalen ist auf folgende Normen besonders zu verweisen:

- VDI 3898 Emissionsminderung... Bodenbehandlungsanlagen...
- LAGA-Merkblatt Nr. 20 „Anforderungen an die Stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen – Technische Regeln“
- Technische Lieferbedingungen und Richtlinien für aufbereiteten Straßenaufbruch und Ausschutt zur Verwendung im Straßenbau in Bayern / Bekanntmachung der Obersten Baubehörde
- Richtlinien zu Probenahme (PN 78, PN 98 Entwurf)

Das LAGA-Merkblatt Nr. 20 gibt wichtige Hinweise zur Handhabung und Einstufung behandelter und unbehandelter Böden und deren weiteren Verwendung oder Beseitigung nach bestimmten Zuordnungskriterien (Z-Werte):

Z0	- Material	uneingeschränkter offener Einbau
Z1.1	- Material	eingeschränkter offener Einbau bei ungünstigen hydrogeologischen Verhältnissen
Z1.2	- Material	eingeschränkter offener Einbau bei günstigen hydrogeologischen Verhältnissen
Z2	- Material	eingeschränkter Einbau mit def. technischen Sicherungsmaßnahmen
Z3	- Material	Einbau/Ablagerung Deponie-Klasse 1 (TA Siedlungsabfall)
Z4	- Material	Einbau/Ablagerung Deponie-Klasse 2 (TA Siedlungsabfall)
Z5	- Material	Einbau/Ablagerung „Sonderabfalldeponie“ (TA Abfall)

Die hier getroffenen Zuordnungen erfolgen primär nach wasserwirtschaftlichen Gesichtspunkten.

Zu den Inhalten der neu erschienenen VDI-Richtlinie 3898 zum Stand der Technik bei der Emissionsminderung wird in dem folgenden Abschnitt eingegangen.

4. Errichtung und Betrieb von Anlagen

4.1 Stand der Technik bei der Emissionsminderung (s.a. VDI 3898)

Die VDI-Richtlinie 3898 beschreibt den Stand der Technik der Emissionsminderung bei Bodenbehandlungsanlagen unter Berücksichtigung der gängigen Behandlungsverfahren.

4.1.1 Anlagenkonzepte und Anlagentechnik – Emissionen

Die off-site-Bodenbehandlung erfolgt - in Abgrenzung zu Immobilisierungsmaßnahmen – im Wesentlichen nach folgenden Verfahren:

- **Bodenwaschverfahren (physikalisch-chemische Behandlung)**
- **Biologische Verfahren (Mietenverfahren, Bioreaktorverfahren)**
- **Thermische Verfahren (Nieder-/Hochtemperaturverfahren)**

In der Regel geht den eigentlichen Behandlungsverfahren eine Vorbehandlung des Bodens (z.B. Klassieren, Abtrennen von Störstoffen) voraus.

Soweit die Schadstoffe nicht durch den Behandlungsprozess zerstört werden, erfolgt deren Anreicherung in bestimmten Bodenfraktionen oder sonstigen Prozessrückständen, die ggf. einer weiteren Behandlung zur Verwertung oder Beseitigung zu unterziehen sind.

Grundsätzlich kann von einer ordnungsgemäßen und erfolgreichen Bodenbehandlung nur dann gesprochen werden, wenn ein dem Sanierungsziel entsprechender Abbau bzw. die Separierung der Schadstoffe (Schadstoffsinke) nachgewiesen werden kann und der wesentliche Teil des behandelten Bodens für die Wiederverfüllung oder andere Einsatzzwecke zurückgewonnen wird. Dies gilt in gleicher Weise für andere Verfahren zur Aufbereitung mineralischer Stoffe (Bauschutt o.ä.). Eine Behandlung von mit Schadstoffen belastetem Material, die lediglich zu einer Vermischung belasteter und unbelasteter Fraktionen führt, ist nicht akzeptabel (Vermischungsverbot s.u.).

Welches der oben genannten Verfahren den geeignetsten Weg darstellt, hängt entscheidend von den Bodeneigenschaften, sowie Art und Konzentration der Schadstoffe ab. Gegebenenfalls ist eine Kombination verschiedener Verfahren erforderlich. Die oben genannte VDI-Richtlinie gibt hierzu grobe Anwendungshinweise.

Alle Verfahrensschritte der Bodenbehandlung sind, wie folgende stark vereinfachte Übersicht zeigt, mit möglichen Freisetzungen von Schadstoffen in die Umgebungsluft bzw. Atmosphäre oder ggf. mit Auswirkungen auf Boden und Gewässer verbunden:

Anlagen-/Verfahrensbereich	Mögliche Emissionen / Schadstofffreisetzungen
Inputlager und Umschlagbereiche	Staub, Gase (BTXE, LHKW), verunreinigte Abwässer (Niederschlagswässer), Austritt kontaminierter Flüssigkeit (Bodenwasser)
Vorbehandlung	Staub, Aerosole, Gase
Physikalisch chemische Behandlung	Staub, Aerosole, Gase (BTXE, LHKW) ggf. Anfall von Betriebswässern
Biologische Behandlung	Staub, Aerosole, Gase (BTXE, LHKW, gasförmige Umsetzungsprodukte)
Thermische Behandlung	Staub (ggf. Feinstaub), Gase (Umsetzungsprodukte, Verbrennungsabgase)
Outputlager für Bodenfraktionen	Staub

Darüber hinaus erfordert der Betrieb der Anlagen den Einsatz von Betriebsmitteln (z.B. Fahrzeuge und Antriebseinrichtungen) und anderen technischen Einrichtungen, die in der Regel ebenfalls mit Emissionen zu verknüpfen sind:

Nebeneinrichtungen / Betriebsmittel	Mögliche Emissionen / Schadstofffreisetzungen
Eigenenergieerzeuger / Notstromaggregate (z.B. dieselgetrieben)	Abgas, Ruß
Aggregate und Fahrzeuge (dieselgetrieben)	Abgase, Ruß
Tanklager (z.B. Treibstoff, Brennstoff) und Betriebsmittellager	Gase (flüchtige organische Stoffe) ; ggf. verunreinigte Medien und Abwässer in Umschlagbereichen

Bodenverunreinigungen beinhalten ein breites Spektrum an anorganischen und organischen Schadstoffen (z.B. Schwermetallverbindungen, leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe, BTEX-Kohlenwasserstoffe, Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe u.a.m.). Dazu zählen u.a. auch Stoffe mit krebserzeugenden, erbgutverändernden und anderweitigen gefährlichen Eigenschaften deren Emissionen zu unterbinden bzw. weitestgehend zu minimieren sind.

4.1.2 Emissionsmindernde Maßnahmen

Für die Begrenzung der Emissionen gelten die in den Genehmigungsbescheiden getroffenen Festlegungen. Für thermische Bodenbehandlungsanlagen sind hier die entsprechenden Emissionsgrenzwerte der 17. BlmschV zu berücksichtigen. Für die übrigen Anlagen zur Bodenbehandlung sind im anlagenspezifischen Teil in Ziffer 3.3 TA Luft keine Anforderungen aufgeführt. Nach dem allgemeinen Teil sind hier die Emissionswerte der Nr. 2.3 und 3.1 TA Luft zu berücksichtigen.

Entsprechende Hinweise zu Emissionswerten und emissionsmindernden Maßnahmen nach dem derzeitigen Stand der Technik werden in der VDI-Richtlinie 3898 gegeben. In Anlehnung an diese Ausführungen sind für bestimmte Anlagen- und Verfahrensbereiche folgende Möglichkeiten und Wege zur Emissionsminderung zu nennen:

Fahrwege/Fahrbewegungen

- befestigte Fahrwege
- Sauberhaltung der Fahrwege
- bedarfsweise (feuchte) Reinigung, Einsatz von Kehrmaschinen
- Reifenwaschanlage
- Geschwindigkeitsbegrenzung (max. 15 km/h)

Lager / Umschlagstellen im Freien

- keine Lagerung von Eingangsmaterial höherer Belastung, das schädliche Stäube und Gase freisetzen kann (Begrenzung der Annahmewerte für offene Lagerung)
- Lagerung ausschließlich abgereinigten Materials
- Überdachung, Seitenwände
- Abdeckung (Planen)
- Befeuchtung
- Begrenzung von Abwurfhöhen

Läger und Umschlagstellen innerhalb von Gebäuden

- Lagerung kontaminierter Materialien innerhalb von Bauwerken
- gezielte Absaugung (z.B. Entladestellen, Umschlageinrichtungen)
- Abdeckung von Haufwerken - ggf. Befeuchtung
- Sauberhaltung der Verkehrs- und Manipulationsflächen
- Hallenluftabsaugung und Abluftreinigung (z.B. Aktivkohlefilter)

Materialaufgabe / Vorbehandlungsprozesse

- Abschirmung / Befeuchtung an der Aufgabestelle
- Kapselung möglicher Emissionsquellen
- Absaugung an den Emissionsquellen z.B. über Staubfilter, Aktivkohlefilter und Saugzuggebläse
- Ableitung der gereinigten Abluft über Kamin

Prozesseinrichtungen zur Bodenwäsche

- Kapselung und Absaugung möglicher Emissionsquellen und Absaugung über Abgasbzw. Abluftreinigungsanlage

Prozesseinrichtungen zur thermischen Behandlung

- Abgasreinigungsanlage entsprechend 17. BImSchV

Prozesseinrichtungen zur biologischen Behandlung

- Einhausung / Abdeckung von Mieten
- Aktive Abgaserfassung und Abgasreinigung

Für die Reinigung von Abluft (z.B. aus Gebäuden) und Abgasen aus Prozesseinrichtungen stehen bewährte und dem Stand der Technik entsprechende Verfahren zur Verfügung:

Abluftreinigung (z.B. Gebäudeabluft)

- Entstaubungseinrichtungen (Zyklone, filternde Entstauber)
- ggf. Aerosolabscheider
- Aktivkohlefilter
- Biofilter, Biowäscher

Zu beachten ist, dass Biofilter und Biowäscher vorrangig zur Geruchsminderung eingesetzt werden und in vielen Fällen zur alleinigen Behandlung schadstoffbelasteter Abluft aus Bodenbehandlungsanlagen nicht ausreichen. Aktivkohlefiltern sind in der Lage, eine Vielzahl von Schadstoffen zu binden. Bewährt ist die Anwendung von zwei Filtern in Reihe (Arbeits- und Polzeifilter).

Abgasreinigung (Thermische Behandlung)

- Zyklone, Entstaubungseinrichtungen
- Abgaswäsche
- Nachverbrennung
- katalytische Oxidation
- Aktivkohlefilter (Reihenschaltung s.o.)

Voraussetzung für das ordnungsgemäße Funktionieren aller Einrichtungen zur Abluft und Abgasreinigung ist die richtige Dimensionierung, Berücksichtigung einschlägiger Regelwerke bei Planung und Errichtung sowie die ordnungsgemäße Kontrolle und Wartung im laufenden Betrieb.

4.1.3 Anforderungen zur Messung und Überwachung der Emissionen

Hinsichtlich der Messung und Überwachung von Emissionen ist auf entsprechende Ausführungen nach der 17. BImSchV zur thermischen Behandlung sowie die Ausführungen gemäß Nr. 3.2 TA Luft sowie einschlägige technische Richtlinien und Regelwerke (DIN, VDI-Richtlinien) zur messtechnischen Gestaltung, Probenahme und Analytik zu verweisen. Dabei spielen auch Lage und Gestaltung von Messstellen (z.B. Positionierung von Messeinrichtungen für Gesamtstaub etc.) sowie Festlegungen kontinuierlicher Messungen eine wesentliche Rolle.

4.1.4 Sonstige Anforderungen

Neben den Maßnahmen zur Vermeidung oder Minderung von Emissionen in die Atmosphäre spielen Vorsorgemaßnahmen sowie auch Notfallmaßnahmen zum Boden- und Gewässerschutz insbesondere bei der Lagerung von Input-/Outputmaterial sowie ggf. wassergefährdender Betriebsmittel und Abfälle eine wesentliche Rolle bei der Anlagengestaltung. Böden, Bauschutt und andere mineralische Stoffe, die den Zuordnungswerten > Z1.1 entsprechen, sind als wassergefährdende Stoffe anzusehen.

Mögliche Maßnahmen zum Boden und Gewässerschutz sind:

- Annahme- bzw. Lagerbeschränkungen z.B. für mit LHKW-belastete Böden
- Lagerung auf befestigten, gegen den Untergrund abgedichteten Flächen bzw. -Bodenwannen
- Überdachung, Hallenlagerung zur Vermeidung von Niederschlagswasserzutritten
- Containerlagerung auf befestigten Flächen
- Mehrfachbarrierensysteme
- Niederschlags- und Sickerwasserbehandlung (z.B. Schlammfang, Leichtstoffabscheider)

Bodenmaterial, das mit leicht mobilisierbaren Stoffen, die bei Überschreitung der Residualsättigung austreten und/oder auch durch Diffusion in den Untergrund gelangen können (LHKW), belastet ist, soll nicht offen umgeschlagen und behandelt werden. Dies gilt vor allem für mit Mineralölkohlenwasserstoffen, aromatischen Kohlenwasserstoffen (BTEX) und leichtflüchtigen Halogenkohlenwasserstoffen (LHKW) verunreinigtes Material.

4.2 Anforderungen an die Behandlung und Verwertung

4.2.1 Vermischungsverbot und Zusammenstellung von Behandlungschargen

Ziel der Bodenbehandlung ist eine effiziente Schadstoffentfrachtung und die Rückgewinnung möglichst hochwertiger Böden oder Bodenfraktionen. Für die Bodenbehandlung gilt daher ein Vermischungsverbot: Böden unterschiedlicher Belastungsklassen und Schadstoffarten dürfen nicht vermischt werden. Es dürfen nur solche Böden zur Behandlung angenommen werden, die den tatsächlich vorhandenen Behandlungsmöglichkeiten entsprechen. Für eine effiziente und wirtschaftliche Durchführung der Behandlung ist es jedoch ggf. zweckmäßig und erforderlich, Inputmaterial unterschiedlicher Herkunft gemeinsam zu behandeln. Dies gilt vor allem für die Zusammenführung bzw. Behandlung von Kleinchargen. Das Vorgehen hierzu sollte in Betriebs- und Verfahrensanweisungen nach bestimmten und nachvollziehbaren Kriterien (z.B. Einteilung in bestimmte, den technischen Gegebenheiten entsprechende Schadstoffklassen, Schadstoffkonzentrationen und Bodenarten) festgelegt werden. Es ist zweckmäßig, entsprechende betriebliche Regelungen und Festlegungen mit den zuständigen Behörden und Fachstellen abzustimmen und deren Einhaltung durch geeignete Betriebsaufzeichnungen zu dokumentieren.

4.2.2 Zuschlagstoffe

Bei der biologischen Bodenbehandlung müssen den zu behandelnden Stoffen zur Unterstützung der biologischen Prozesse gegebenenfalls Zuschlagstoffe (Strukturmaterialien, Substrate, Nährstoffe) zugeführt werden. Bei den Zuschlagstoffen kann es sich wiederum um Abfälle, die so einer Verwertung zugeführt werden, handeln (z.B. bestimmte Bioabfälle nach Bioabfallverordnung). Die Zuschlagstoffe dürfen ihrerseits nicht zu Belastungen des Bodens und zu Anwendungsbeschränkungen führen und müssen eine nachweisbar unterstützende Wirkung auf die Bodenbehandlung haben. Der Einsatz von Zuschlagstoffen (Herkunft, Art, Menge, Qualitätsnachweise) soll erfasst und dokumentiert werden.

4.2.3 Input-/Outputkontrolle, Qualitätsüberwachung

Die ordnungsgemäße Bodenbehandlung setzt eine zuverlässige Kontrolle und Qualitätsüberwachung von In- und Output, die auf Eigenüberwachung/-kontrolle und einer Fremdüberwachung durch hierfür anerkannte Institute, Entsorger- und Gütegemeinschaften beruht, voraus. Wichtige Hinweise zu Art, Umfang, Durchführung von Probenahme und Analytik geben hierzu einschlägige Regelwerke und Merkblätter:

LAGA-Merkblatt Nr. 20: Anforderungen an die Stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen – Technische Regeln

Richtlinien PN/78: Probenahmerichtlinien zur Entnahme von Proben aus Abfällen etc. (herausgegeben vom Bayerischen Landesamt für Umweltschutz)

Hinweise: Aktuelle Richtlinien bzw. Grundregeln für die Entnahme von Proben aus stichfesten Abfällen sowie abgelagerten Materialien (PN 98) sind zu erwarten.

DIN-Regelwerk: Normen zu Probenahme und Analytik

Für die Annahmekontrolle gelten u.a. folgende Grundvoraussetzungen:

- Mengenermittlung
- Feststellung der Materialart (einschl. Schlüsselnummer), der Herkunft und des Anlieferers
- Visuell-morphologische und organoleptische Kontrolle (Inaugenscheinnahme)
- Feststellung der Übereinstimmung mit Lieferschein- und Deklarationsangaben
- Prüfung der Deklarationsangaben und der Deklarationsanalysen auf Vollständigkeit und Zuverlässigkeit/Plausibilität

Wurde im Rahmen der Deklaration keine ordentliche Haufwerksbeprobung durchgeführt oder geht dies nicht aus den Probenahmeprotokollen zur Deklarationsanalyse hervor, ist eine entsprechende Untersuchung des Inputmaterials vorzunehmen. Die Untersuchung und Feststellung der Qualität des Ausgangsmaterials erfolgt ggf. projektbezogen im Hinblick auf hierfür festgelegte Sanierungszielwerte. Auch hier gelten die besonderen Anforderungen an die Beprobung von Haufwerken und Lieferchargen mit Festlegungen zu Probenzahl, Probenart und Probengewinnung. Analysen von In- und Outputmaterial sind nur bei qualifizierter und entsprechend dokumentierter Probenahme (Probenahmeprotokoll) aussagefähig.

4.2.4 Mengenstromkontrolle und Mengenstromdokumentation / Betriebstagebuch

Eine ordnungsgemäße Bodenbehandlung setzt die Verfolgbarkeit aller Stoffströme (Herkunft, Verbleib, Transporteur, Menge, Art und Materialbeschaffenheit etc.) und die Dokumentation der Behandlung voraus. Auch innerbetrieblich soll der Materialfluss und der Behandlungsweg erfasst und dokumentiert werden. Hierzu sind zum Beispiel Lagerpläne und Mietenprotokolle, aus denen Materialzuführungen und –abgänge hervorgehen, zu nennen. Die Bezeichnung und Zuordnung der Lager- und Behandlungsgüter muss auch für Dritte (Fremdüberwacher, Aufsichtsbehörden) leicht erkennbar sein. Die Lagerbereiche / Mieten sollen daher zweifelsfrei und dauerhaft gekennzeichnet werden.

Grundsätzlich ist ein Betriebstagebuch zu führen. Festlegungen und Hinweise bezüglich Art und Umfang des Betriebstagebuchs ergeben sich unter anderem aus der TA Abfall und der Entsorgungsfachbetriebsverordnung.

5. Zusammenfassung

Nach Stand der Technik erfolgt die ex-situ-Behandlungen im wesentlichen nach chemisch-physikalischen, biologischen und thermischen Verfahren. Zur Emissionsminderung nach dem dem Stand der Technik stehen bewährte Verfahren zur Verfügung. Besondere Bedeutung hat die Vermeidung bzw. Verminderung diffuser Emissionen insbesondere aus Umschlagbereichen, Lägern und und Mieten durch Fassung der Emissionen (Kapselung, Einhausung, Verlagerung in Hallenbereiche), Reinigung der Abluft oder Abgase und Ableitung über Kamine. Ebenso bedeutsam ist die Gestaltung der Annahme-, Umschlag- und Lagerbereiche im Hinblick auf den Stofffluss und die Vermeidung von Boden- und Gewässerverunreinigungen.

Darüber hinaus ergeben sich Anforderungen an den Betrieb der Anlagen hinsichtlich der Kontrolle und Überwachung der Materialströme und des Anlagenbetriebs im Rahmen der Eigen- und Fremdüberwachung.

Anhang

Hinweise auf Rechtsnormen und technische Regelwerke (Auszug)

Immissionsschutz / Umweltverträglichkeit

Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge (Bundes-Immissionsschutzgesetz - BImSchG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 14. Mai 1990 (BGBl. I S. 880), zuletzt geändert durch Artikel 1 des Gesetzes vom 9. September 2001 (BGBl. I S. 2331)

Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) in der Fassung der Bekanntmachung vom 5. September 2001 (BGBl. I S. 2350)

Vierte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen - 4. BImSchV) in der Fassung der Bekanntmachung vom 14. März 1997 (BGBl. I S. 504), zuletzt geändert durch Artikel 4 des Gesetzes vom 27. Juli 2001 (BGBl. I S. 1950)

Zwölfte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Störfall-Verordnung - 12. BImSchV) in der Fassung der Bekanntmachung vom 26. April 2000 (BGBl. I S. 603)

Siebzehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionschutzgesetzes (Verordnung über Verbrennungsanlagen für Abfälle und ähnliche brennbare Stoffe – 17.BImSchV) vom 23.11.1990 (BGBl. I S. 2545), zuletzt geändert durch Artikel 6 des Gesetzes vom 27.07.2001 (BGBl. I S. 3411)

Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft) vom 27.02.1986 (GmbI. S. 95, berichtigt S. 202)

Entwurf einer „novellierten TA Luft“ (Stand: Kabinettsbeschluss vom 12. Dezember 2001)

Bodenschutz

Bundes-Bodenschutzgesetz vom 17.03.1998 (BGBl. I S. 502)

Bayerisches Gesetz zur Ausführung des Bundes-Bodenschutzgesetzes (Bayerisches Bodenschutzgesetz – BayBodSchG) vom 23.02.1999 (GVBl S.36)

Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBdSchV) vom 12.07.1999 (BGBl. I vom 16.07.1999 S. 1554)

Verwaltungsvorschrift zum Vollzug des Bodenschutz und Altlastenrechts in Bayern (ByBodSchVwV) vom 11.07.2000 (AIIMBI Nr. 14 vom 31.07.2000, S. 473)

Abfall

Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen (Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz - KrW-/AbfG) vom 27. September 1994 (BGBl. I Nr. 66 vom 06.10.1994 S. 2705), zuletzt geändert durch Artikel 2 des Gesetzes vom 27. Juli 2001 (BGBl. I S. 1950)

Verordnung zur Bestimmung von überwachungsbedürftigen Abfällen zur Verwertung (Bestimmungsverordnung überwachungsbedürftiger Abfälle zur Verwertung - BestüVAbfV) vom 10. September 1996 (BGBl. I S. 1377), geändert durch Artikel 2 der Verordnung vom 10. Dezember 2001 (BGBl. I S. 3379)

Verordnung über Verwertungs- und Beseitigungsnachweise (Nachweisverordnung - NachwV) vom 10. September 1996 (BGBl. I S. 1382; berichtigt 1997 BGBl. I S. 2860), geändert durch Artikel 3 der Verordnung vom 10. Dezember 2001 (BGBl. I S. 3379)

Verordnung über das Europäische Abfallverzeichnis (Abfallverzeichnis-Verordnung – AVV) vom 10. Dezember 2001 (BGBl. I S. 3379)

Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen und über biologische Abfallbehandlungsanlagen vom 20.02.2001 (BGBl. I vom 27.02.2001 S. 305)

Zweite allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz (TA Abfall), Teil 1: Technische Anleitung zur Lagerung, chemisch/physikalischen, biologischen Behandlung, Verbrennung und Ablagerung von besonders überwachungsbedürftigen Abfällen in der Fassung vom 12. März 1991.

Dritte Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz (TA Siedlungsabfall) vom 14.05.1993 (Bundesanzeiger Nr. 99a vom 29.05.1993)

Gewässerschutz

Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (WHG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 12. November 1996 (BGBl. I Nr. 58 vom 18.11.1996 S. 1695), zuletzt geändert am 27. Juli 2001 durch Artikel 7 des Gesetzes zur Umsetzung der UVP-Änderungsrichtlinie, der IVU-Richtlinie und weiterer EG-Richtlinien zum Umweltschutz (BGBl. I Nr. 40 vom 02.08.2001 S. 1950)

Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (AbwV) in der Fassung der Bekanntmachung vom 20. September 2001 (BGBl. I Nr. 49 vom 28.09.2001 S. 2440)

Bayerisches Wassergesetz (BayWG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 19. Juli 1994 (GVBl. Bayern Nr. 21, S. 822), zuletzt geändert am 24. April 2001 durch § 54 des Zweiten Bayerischen Gesetzes zur Anpassung des Landesrechts an den Euro (2. BayEuroAnpG) (GVBl. Bayern Nr. 8 vom 30.04.2001, S. 140)

Verordnung zur Eigenüberwachung von Wasserversorgungs- und Abwasseranlagen (EÜV) vom 20. September 1995 (GVBl. Bayern Nr. 25 vom 15.11.1995, S. 769)

Verordnung über Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen und über Fachbetriebe (VAwS) vom 3. August 1996 (GVBl. Bayern Nr. 17 vom 30.08.1996, S. 348; GVBl. Bayern Nr. 6 vom 27.03.1997, S. 56), zuletzt geändert am 21. November 2000 durch § 1 der Verordnung zur Änderung der Anlagenverordnung (GVBl. Bayern Nr. 28 vom 15.12.2000, S. 793)

Sonstige Technische Regeln/Merkblätter/Lieferbedingungen etc.

VDI-Richtlinie 3898, Emissionsminderung Physikalisch-chemische, thermische und biologische Bodenbehandlungsanlagen Immobilisierungsverfahren, Febr. 2002 (Beuth Verlag, Berlin)

LAGA-Merkblatt: Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen – Technische Regeln (Mitteilung der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall LAGA Nr. 20 – Stand 06.11.1997)

Technische Lieferbedingungen und Richtlinien für aufbereiteten Straßenaufbruch und Bauschutt zur Verwendung im Straßenbau in Bayern Bekanntmachung der Obersten Baubehörde im Bayerischen Staatsministerium des Innern vom 17.11.1992 Nr. II D9 / II E6-43437-001/92 sowie

Zusätzliche Technische Vertragsbedingungen und Richtlinien für die einzuhaltenden wasserwirtschaftlichen Güteigenschaften bei der Verwendung von Recyclingbaustoffen im Straßenbau in Bayern Nr. II D9 / II E6-43437-002/92

Musterverwaltungsvorschrift des LAI zur Vermeidung und Verwertung von Abfällen nach § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG bei Anlagen nach Nr. 8.11 a) des Anhangs zur 4. BImSchV (hier: Anlagen zum Sortieren, Brechen und Klassieren von Bauabfällen)

FGSV - Arbeitspapier Nr. 28/1 Umweltverträglichkeit von Mineralstoffen Teil: Wasserwirtschaftliche Verträglichkeit - Ausgabe Oktober 1994

PN/78: Richtlinie zur Entnahme und Vorbereitung von Proben aus festen, schlammigen und flüssigen Abfällen

Physikalische und chemische Untersuchungen im Zusammenhang mit der Beseitigung von Abfällen, Teil II

Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz, R. Oldenbourg Verlag, München, Heft 2, 1979, 7 - 20

PN 2/78 K: Grundregeln für die Entnahme von Proben aus Abfällen und abgelagerten Stoffen (Stand:12/83), In: Richtlinien für das Vorgehen bei physikalischen und chemischen Untersuchungen im Zusammenhang mit der Beseitigung von Abfällen, Mitteilungen der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA), Heft 9, 1985, Erich Schmidt Verlag, Berlin

PN 2/78: Entnahme und Vorbereitung von Proben aus festen, schlammigen und flüssigen Abfällen (Stand: 12/83), In: Richtlinien für das Vorgehen bei physikalischen und chemischen Untersuchungen im Zusammenhang mit der Beseitigung von Abfällen, Mitteilungen der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA), Heft 9, 1985 Erich Schmidt Verlag, Berlin

Bodenwäsche – Probleme und Grenzen

Dr.- Ing. Reiner Tittel, AB Umwelttechnik GmbH, Biburg

1. Einleitung

Mit der

- biologischen
- thermischen
- chemisch – physikalischen (cp)

Behandlung stehen heute eine Reihe effektiver Verfahren zur Dekontamination schadstoffbelasteter Böden und anderer mineralischer Haufwerke (Bauschutt, Altsande usw.) nach unterschiedlichen Wirkprinzipien zur Verfügung. Jede der genannten Gruppen besitzt nach Art und Konzentration der Schadstoffe und in Abhängigkeit von der mineralogischen Materialzusammensetzung bevorzugte Einsatzgebiete.

Mit der Bodenwäsche, die den cp-Verfahren zuzuordnen ist, lassen sich im Vergleich zu anderen Verfahren mineralische Haufwerke mit praktisch allen herkömmlichen Schadstoffen einschließlich Schadstoffkombinationen erfolgreich behandeln. Das Schadstoffspektrum reicht von den organischen- wie Mineralöle (MKW), flüchtigen halogenierten Kohlenwasserstoffen (LHKW) und Aromaten (PAK)- bis hin zu den Schwermetallen einschließlich ihrer Verbindungen sowie Cyanide, Dioxine und Furane usw.

Ziel der Bodenwäsche ist es, aus den kontaminierten mineralischen Haufwerken abgereinigte Fraktionen als Bau- oder Bauzuschlagstoff zur Verwertung zu gewinnen. Die Schadstoffe werden bei der Wäsche nicht zerstört oder abgebaut. Vielmehr werden sie in der Regel in der Feinstkornfraktion (Schluff) aufkonzentriert und müssen ebenso wie die ausgewaschenen bodenfremden Bestandteile gesondert entsorgt werden. Menge und Art der Rückstände richten sich nicht nur nach den Schadstoffen und der mineralogischen Materialzusammensetzung sondern auch nach den mit den Aufbereitungsverfahren realisierten Wirkprinzipien für den Materialaufschluss. Zum besseren Verständnis von Problemen und Grenzen der Bodenwäsche sollen zunächst die Wirkprinzipien und die technologischen Verfahrensgrundlagen erläutert werden.

2. Wirkprinzipien des Materialaufschlusses bei der Bodenwäsche

Zur erfolgreichen Schadstoffabtrennung muß das Material zunächst aufgeschlossen werden, d.h. die Bindung zwischen Schadstoff und Bodenkorn ist aufzuheben. Dazu tragen bei der Bodenwäsche je nach Schadstoffart vier unterschiedliche Wirkprinzipien bei:

- Lösen von Schadstoffen
z. B.: lösliche Schwermetallverbindungen
- Emulgieren von Schadstoffen
z. B.: MKW, teilweise PAK und PCB
- Strippen von Schadstoffen
z. B.: LHKW, BTEX, teilweise Phenole
- Suspendieren von Schadstoffen
z. B.: PAK, Schwermetalle

Grundsätzlich ist für die Aufhebung der Bindungskräfte zwischen Schadstoff und Bodenkorn der Eintrag mechanischer Energie erforderlich. Die nach dem Aufschluss notwendige Abtrennung der abgelösten Schadstoffe aus der Boden-/ Schadstoffsuspension ist beim Strippen durch den Übergang in die Gasphase völlig unproblematisch. Auch gelöste oder emulgierte Schadstoffe lassen sich einfach durch Entwässerung des Bodens zurückhalten. Für das Abtrennen suspendierter Schadstoffpartikel ist dagegen eine umfangreiche Trenntechnik erforderlich.

3. Technologischer Aufbau von Bodenwaschanlagen

Die einzelnen Bodenwaschverfahren unterscheiden sich vor allem in der technologischen Umsetzung des für den Aufschluss erforderlichen Energieeintrages. Dagegen basiert die nachfolgende Trenntechnik bei allen Verfahren auf dem Prinzip einer stufenweisen Klassierung mit anschließender Dichtentrennung (Sortierung) innerhalb der erhaltenen Korngrößenklassen. Geringfügige Unterschiede zwischen den Anlagen bestehen in diesem Bereich lediglich in den jeweils eingesetzten Apparatetypen und in den gewählten Trennschnitten.

Apparativ haben sich für den Energieeintrag

- Waschtrommel
- Schwererwäscher
- Hochdruckstrahlrohr
- Turbolöser
- Attritionszelle

durchgesetzt. Grundsätzlich werden für das Ablösen der Schadstoffe vom Bodenkorn Scher-, Reibungs- und Pralleffekte genutzt. Die dazu notwendigen Relativbewegungen finden sowohl zwischen den Partikeln und der Apparatewandung bzw. Apparateeinbauten als auch zwischen den Partikeln selbst statt.

Für die nachfolgende Stofftrennung wird das Material in die Korngrößenklassen Schotter, Kies, Sand und Schluff klassiert, wobei die tatsächlichen Trennschnitte zum Teil an die Materialstruktur angepasst werden können. Als Trennapparate finden Siebe, Zyklone und Klärer Anwendung.

Aus den erhaltenen Korngrößenfraktionen werden bodenfremde Bestandteile (Holz, Kunststoffe usw.), aber auch Schadstoffe wie PAK und Schwermetalle mittels Setzmaschinen, Aufstromklassierer, Zyklone und / oder Wendelscheider aussortiert. Insbesondere im Sortieren sind neben dem Aufschluss die Vorteile der Bodenwäsche gegenüber der trockenmechanischen Aufbereitung zu sehen.

Die Entwässerung der Stoffströme erfolgt auf Sieben und im Feinstkornbereich (Schluff) über Kläreindicker und Filter- oder Siebbandpressen.

Im Ausgang der Bodenwäsche entstehen als verwertbare Produkte Schotter, Kies und Sand bzw. Gemische aus diesen Fraktionen sowie die in der Regel anderweitig zu entsorgenden Fraktionen Leichtgut (aufschwimmendes, bodenfremdes Material) und Schluff (Feinstkorn mit den darauf gefahrenen Schadstoffen).

Grundsätzlich verfügen alle Bodenwaschanlagen über eine mechanische Wasseraufbereitung, so daß das Wasser als Prozesswasser im Kreislauf geführt werden kann. Gelöste Kontaminationen werden über Fällungsprozesse in unlösliche Verbindungen überführt und anschließend mechanisch abgetrennt. Im organischen Bereich werden Schadstoffe u.a. auch an Aktivkohle angelagert.

4. Entwicklungstendenzen und Probleme bei der Bodenwäsche

Die in den 80-er und Anfang der 90-er Jahre entwickelten Bodenwaschverfahren hatten- wie auch die anderen Bodenbehandlungsverfahren- als Zielstellung, durch die Dekontamination verwertbare Mineralfraktionen dem Wirtschaftskreislauf wieder zuzuführen und damit Deponieraum und natürliche Ressourcen zu schonen. Einzige wirtschaftliche Randbedingung war dabei, dass die Kosten für die Behandlung einschließlich für die Entsorgung von Reststoffen niedriger waren als die Deponiepreise. Die hohen Deponiepreise rechtfertigten in dieser Zeit einen erheblichen technologischen Aufwand für eine möglichst weitgehende Dekontamination. *Diese Zielstellung ist heute nicht mehr gefragt!*

Mit dem Verfall der Deponiepreise,- die Gründe sind hinreichend bekannt,- müssen die Anlagen soweit abgerüstet oder vereinfacht betrieben werden, dass sie mit minimalen Aufwand einen gerade noch ausreichenden Dekontaminationserfolg, in keinem Fall aber den tatsächlich möglichen, erzielen. Geringfügige Investitionen, sofern sie überhaupt noch zu rechtfertigen und zu realisieren sind, erfolgen demzufolge nur in Hinblick auf höhere Gesamtdurchsätze, Vereinfachungen im Anlagenbetrieb und auf die Behandlung bisher nicht wirtschaftlich waschbarer Materialien. Möglichkeiten dazu sind u.a. durch entsprechende Vorbehandlungen gegeben, die eine vereinfachte Wäsche ermöglichen oder nur noch das Waschen einzelner Fraktionen erfordern. Nur über derartige Maßnahmen kann die Bodenwäsche auch heute *noch* wirtschaftlich betrieben werden.

Neben diesen für die Bodenwäsche negativen Effekten ist auch ein positiver Effekt zu sehen. Durch die wirtschaftlichen Zwänge hat sich das Profil der Anlagen derart erweitert, daß sie heute mehr Materialien effektiv behandeln können als ursprünglich. Es bleibt den Anlagenbetreibern vorbehalten, welche Materialien sie im Rahmen ihrer Genehmigung und mit ihren technologischen Möglichkeiten behandeln können. Mit ihren Erfahrungen und aus den Zwängen heraus lassen sich heute mit der Bodenwäsche nahezu alle mineralischen Materialien unabhängig von ihrer Herkunft erfolgreich dekontaminieren.

5. Grenzen der Bodenwäsche

Allgemein lassen sich Grenzen für die Bodenwäsche, auch aus den zuvor genannten Gründen, nicht ohne weiteres festschreiben. Jeder Sanierungsfall ist ein Einzelfall. Die Möglichkeiten für eine erfolgreiche Dekontamination müssen von dem Anlagenbetreiber geprüft werden. Nur *er* kann entscheiden, ob sein Verfahren für die konkrete Aufgabe alle Voraussetzungen erfüllt oder mit welchen zusätzlichen Maßnahmen die Behandlung möglich wird.

Abhängig ist der Dekontaminationserfolg grundsätzlich sowohl von den chemisch-physikalischen Parametern des Materials und der Schadstoffe als auch von den technologischen Details des Verfahrens. Zu den stofflichen Haupteinflussgrößen gehören:

- Art, Konzentration und Konsistenz der Schadstoffe
- Mehrfachkontaminationen
- Schadstoffverteilung im Boden
- Bindung des Schadstoffes an das Mineralkorn
- Korngrößen und Korngrößenverteilung des Bodens
- Form und Porosität des Einzelkorns
- Anteile nicht mineralischer Beimengungen
- Feuchtigkeit und Konsistenz des Materials

Zwischen den einzelnen Einflussgrößen herrschen vielfältige Wechselwirkungen, die oft und insbesondere für den Laien schwer zu überschauen sind. Zwei Beispiele sollen das verdeutlichen:

- PCB's allein lassen sich nur außerordentlich schwer vom Mineralkorn ablösen. Liegen sie aber in Mineralöl verteilt vor, so sind sie nahezu problemlos mit diesem abwaschbar.
- Liegen PAK's ausgehärtet und / oder an andere nicht mineralische Komponenten (z. B.: Dachpappe, Kork) gebunden vor, so ist eine erfolgreiche Abreinigung auch noch bei mehreren 1000 mg/kg möglich. Liegen sie dagegen in zähflüssiger Form vor, so werden sie bei der Behandlung über alle Fraktionen gleich verteilt. Eine erfolgreiche Abreinigung wäre hier schon bei geringen Konzentrationen nicht gegeben.

Technologische Details des Verfahrens wirken sich insbesondere über dessen Wirtschaftlichkeit in Verbindung mit den stofflichen Einflüssen aus. Die Auslegung der einzelnen Trennschritte für eine Anlage erfolgt nach einer angenommenen fiktiven Korngrößenverteilung. Weicht im konkreten Anwendungsfall die tatsächliche Korngrößenverteilung erheblich vom Auslegungspunkt ab, so laufen einzelne Stufen des Verfahrens nicht ausgelastet oder im Extremfall leer mit. Der Durchsatz der Anlage wird dann durch die am stärksten beaufschlagte Trennstufe bestimmt und kann unter Umständen weit unter dem Auslegungspunkt liegen.

Oft wird für die Bodenwäsche als Grenzwert für die Wirtschaftlichkeit ein Schluffanteil des Bodens von 20% angesehen. Tatsächlich wirkt sich der Schluffanteil stärker als andere Fraktionen auf die Abwicklung eines Projektes aus. Zum einen ist in der Regel der Schluff als nicht verwertbare Fraktion zu entsorgen und verursacht damit einen mengenabhängigen Kostenblock. Zum anderen werden durch den Schluff maßgeblich der Durchsatz der Anlage und damit die Behandlungskosten bestimmt. – Dennoch kann im Einzelfall auch die Behandlung stark schluffhaltiger Materialien sinnvoll sein.

Wegen der Komplexität der einzelnen Einflüsse sollte die Entscheidung über die Wirtschaftlichkeit der Bodenwäsche für den konkreten Sanierungsfall nicht im Vorfeld bereits bei der Erarbeitung eines Sanierungsplanes am grünen Tisch fallen. Vielmehr sollte der Anlagenbetreiber die Gelegenheit erhalten, ein Angebot zu erarbeiten. Abgesehen von einfachen Sanierungsfällen liegen mit den vorgelegten Deklarationsanalysen zur Angebotserarbeitung oft zu wenig Informationen über das zu dekontaminierende Material für die Bodenwäsche vor. Waschversuche, an bereitgestellten Proben, die auch die zuvor beschriebenen Wechselwirkungen berücksichtigen, geben den Anlagenbetreibern oft erst die notwendigen Informationen für der Erarbeitung eines fundierten Angebotes. Erst auf Basis des Angebotes kann dann über die Wirtschaftlichkeit sicher entschieden werden.

6. Schlussfolgerungen und Zusammenfassung

- Mit der Bodenwäsche steht heute ein weitgehend ausgereiftes und leistungsfähiges Verfahren für die Dekontamination belasteter mineralischer Haufwerke zur Verfügung, das nahezu unabhängig von der Art der Kontaminationen einsetzbar ist.
- Infolge des Verfalls der Deponiepreise wurden Wege gesucht und gefunden, die Bodenwäsche generell wirtschaftlich attraktiver zu gestalten. Auch für als bisher nicht waschbar geltende Materialien kann heute die Bodenwäsche eine Alternative zu anderen Verfahren sein.

- Probleme bei der Bodenwäsche sind weitgehend wirtschaftlicher und weniger technischer Art. Inwieweit technisch mit der Bodenwäsche eine erfolgreiche Dekontamination für den konkreten Sanierungsfall möglich ist, kann nur der Anlagenbetreiber entscheiden. Auf seine Erfahrung sollte bei der Verfahrensauswahl unbedingt zurückgegriffen werden.
- Die komplexen Wechselwirkungen zwischen dem Mineralkorn, den Schadstoffen, den Fremd Beimengungen und den Anlagenparametern erschweren die Gestaltung der Projektabwicklung und damit auch die Kalkulation. Da Analysen wenig über die Schadstoffbeschaffenheit aussagen, sind in speziellen Fällen Waschversuche an repräsentativen Proben unabdingbar für eine fundierte Kalkulation. Hinweise aus der historischen Erkundung sind oft für die Kalkulation hilfreich.
Die oft gewünschte Abgabe von Einheitspreisen wäre aus vorgenannten Gründen unverantwortlich. Jeder Sanierungsfall muß als Einzelfall betrachtet werden.
- Unsicherheiten für die Weiterentwicklung der Bodenwäsche ergeben sich aus den offenen Fragen zum weiteren Betrieb der Deponien. Hierin sind die eigentlichen Probleme aller Behandlungsanlagen zu sehen. Es bleibt offen, inwieweit bei der geplanten Schließung von Deponien bis 2005 und danach noch genügend Behandlungsanlagen am Markt sind.

Thermische Bodenbehandlung – Probleme und Grenzen am Beispiel der Vakuumdestillation

Alexander Czetsch, TechnoSan Umwelttechnik GmbH, Krailling

1. Einleitung

Für die Behandlung kontaminierter Böden steht heute eine Vielzahl von Verfahren zur Verfügung. Mittlerweile konnten etliche Erkenntnisse über Möglichkeiten und Grenzen der einzelnen Verfahren gewonnen werden, so dass für fast sämtliche Kontaminationen Behandlungsmöglichkeiten gegeben sind.

Im Folgenden wird anhand der Vakuumdestillation eine Form der thermischen Bodenbehandlung vorgestellt. Nach der Beschreibung des Verfahrens anhand der Anlage der Fa. TechnoSan werden ein Vergleich mit alternativen Behandlungsverfahren getroffen sowie Möglichkeiten und Grenzen aufgezeigt.

2. Aufbau der Anlage

Kernstück der Anlage bilden zwei übereinander stehende Schaufeltrockner (T1 und T2, s. Skizze). Auf dem oberen sitzt der Einfüllstutzen. Der Austrag dieses Trockners ist mit dem Zulauf des unteren verbunden, dessen Austrag wiederum mündet in einem Zwischenlagerbehälter (B1), hinter dem eine Förderschnecke (H2) und ein Befeuchtungsmischer (R) sitzen.

Beide Trockner werden mit Thermalöl beheizt. Das Öl wird von einem Erhitzer (W04) als Bestandteil einer Thermalölanlage auf die erforderliche Temperatur gebracht und mit Hilfe einer Umwälzpumpe durch den Kreislauf gefördert.

An den Trocknern befinden sich Dampfkondensatoren (W1 und W2), denen Brüdenfilter (F1 und F2) vorgeschaltet sind. Beide Kondensatoren sind mit Vakuumpumpen (V1 und V2) verbunden. Hinter den Kondensatoren befinden sich Einheiten zur Abluftreinigung (Staubfilter F5 und Aktivkohleeinheit F6). Die Kondensatoren und der Abhitzekeessel sind mit einem Kühlwasserkreislauf, der von einem ein Kühlturm (W3) versorgt wird, verschaltet.

Vom oberen Kondensator läuft eine Leitung über eine Kondensataufbereitung in die Befeuchtungseinheit. Zur Aufbereitung des Kondenswassers werden ein Schwebstofffilter (F3) und eine Aktivkohleeinheit (F4) verwendet. Der untere Kondensator ist direkt mit einem Schadstoffsammelbehälter verbunden.

Die Wiederbefeuchtung des Schüttguts erfolgt in dem Befeuchtungsmischer R (s.o.). Dieser wird aus einem aus einem Sammelbehälter (B2), in dem das gereinigte Kondenswasser aufgefangen und das um Frischwasser ergänzt wird, versorgt. Über die Förderschnecke H2 wird der Mischer mit dem gereinigten Schüttgut aus dem Behälter B1 beschickt. Er ist mit dem unteren Trockner verbunden.

Das Befüllen der Anlage mit dem belasteten Schüttgut erfolgt über ein Förderband (H1) mit integrierter Bandwaage. Am Austrag der Befeuchtungseinheit wird über einen weiteren Förderer (H3) das Schüttgut ausgetragen.

Da die Anlage für unterschiedliche Einsatzgebiete vorgesehen ist, ist sie semimobil ausgeführt.

3. Verfahrensbeschreibung

Die Behandlungsanlage wird über einen Gurtförderer beschickt. Die Verwiegung erfolgt mit Hilfe einer Bandwaage am Förderer. Von diesem gelangt das Schüttgut in den ersten Schaufeltrockner.

Nach dem Befüllen wird mit Hilfe einer Vakuumpumpe ein Unterdruck von 100 mbar absolut angelegt. Das Schüttgut wird zugleich auf ca. 60 °C aufgeheizt (Stufe 1). Die Beheizung erfolgt mittels Thermalöl, das den die Trommel umgebenden Doppelmantel, die Stirnwände und die Welle der Mischwerkzeuge durchfließt. Durch die Bedingungen in der Trommel verdampft das im Schüttgut vorhandene Wasser vollständig. Die Behandlungszeit in der ersten Stufe richtet sich nach der Feuchte des Schüttguts.

Nach dem Trocknungsvorgang wird das Schüttgut in die zweite darunter liegende baugleiche Trommel gefördert. Bei einem Vakuum bis unter 5 mbar absolut und einer Maximaltemperatur über 300 °C werden die Schadstoffe aus dem Schüttgut desorbiert (Stufe 2). Die Erzeugung des Vakuums erfolgt ebenfalls über eine Vakuumpumpe, die Beheizung gleichermassen mittels Thermalöl. Vakuum, Temperatur und Behandlungszeit in der zweiten Trommel werden durch die physikalischen und/oder chemischen Eigenschaften der abzutrennenden Schadstoffe bestimmt.

Nach der Reinigung gelangt das Schüttgut in einen Vorratsbehälter. Von dort wird es mit einem Schneckenförderer permanent abgezogen und einem deutlich kleineren, kontinuierlich arbeitenden Mischer zugeführt. Es wird dort mit Wasser abgekühlt und befeuchtet und über einen weiteren Förderer ausgetragen.

Die in beiden Stufen anfallenden Dämpfe werden in den Trommeln nachgeschalteten Kondensatoren - ausgeführt als Rohrbündelwärmetauscher und versorgt mit Kühlwasser aus einem Kühlturm - wieder verflüssigt. Um eine übermäßige Belastung der Kondensatoren mit feinen Partikeln weitgehend zu verhindern, liegen zwischen den Trommeln und den Wärmetauschern Brüdenfilter, die zur Vermeidung einer Kondensatbildung ebenfalls beheizt sind.

Das aus dem Dampfkondensator der ersten Stufe gewonnene Kondensat wird einer Reinigungseinheit zugeführt. Die Aufbereitung des Kondenswassers erfolgt in einer Filterkombination, in der die feinen Schwebstoffpartikel zurückgehalten werden, die durch den Brüdenfilter gelangen konnten, sowie einem Filter aus Aktivkohle. Das aufbereitete Wasser gelangt in einen Sammelbehälter, dem - sofern erforderlich - Frischwasser zugesetzt wird. Aus diesem Behälter wird anschliessend der Befeuchtungsmischer mit Wasser versorgt.

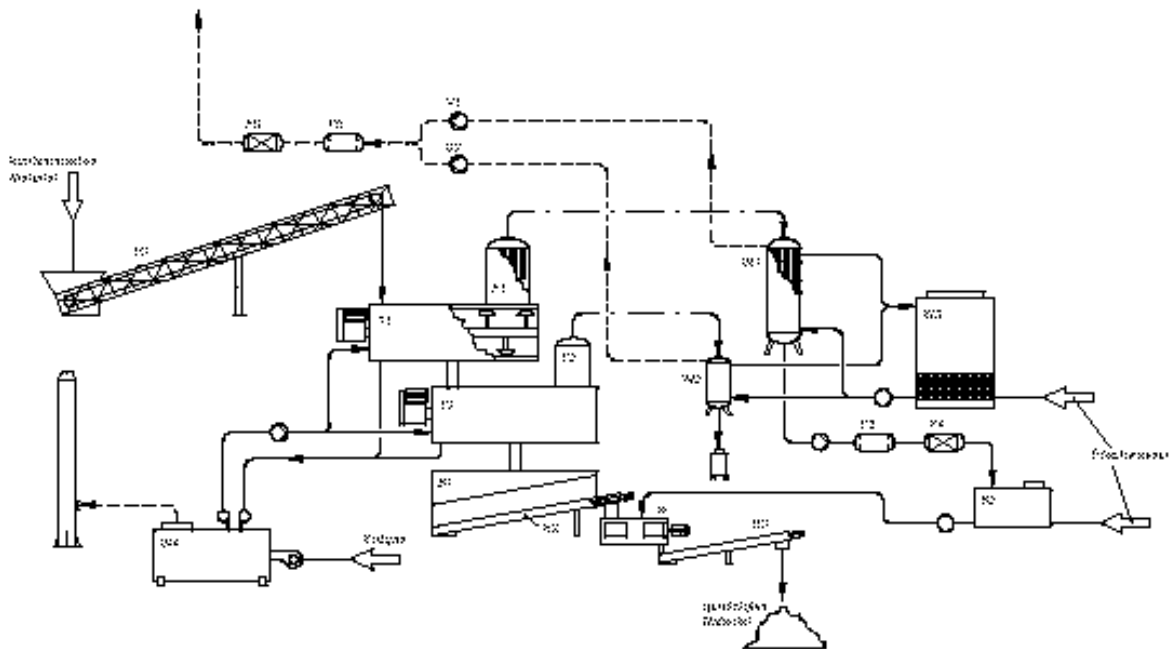
Die aus dem Dampfkondensator der Stufe 2 stammenden Kondensate, die i.d.R. aus unterschiedlichen Schadstoffen bestehen, werden direkt in einen hierfür geeigneten Sammelbehälter geleitet und gesondert entsorgt. Der aus den Vakuumpumpen stammende Abluftstrom wird durch Reinigungseinheiten geleitet.

Das Thermalöl, das beide Trockner versorgt, wird in einem Heizkessel auf maximal 350 °C erwärmt. In dem Kessel befindet sich ein Brenner der mit Erdgas betrieben wird. Die dabei entstehende Abluft wird in den Schornstein geleitet.

Der Kühlwasserkreislauf besteht aus den beiden Dampfkondensatoren als Verbraucher sowie einem Kühlturm. Zum Ausgleich von Verlusten, die beim Abkühlen des Kühlwassers entstehen, wird dem Kühlturm Frischwasser zugeführt.

Um die Reinigungswirkung der Anlage zu gewährleisten, sind an den relevanten Stellen (z.B. den Sammelbehältern für das Kondenswasser und für die gereinigte Erde, vor und hinter jedem Aktivkohlefilter) Probenentnahmenstellen vorgesehen. Ebenso wird das gereinigte Schüttgut beprobt.

Zur Steuerung der Anlage sind sämtliche Komponenten in einen SPS-Regelung eingebunden.



B1	Zwischenlagerbehälter	H3	Schneckenförderer Austrag
B2	Sammeltank für Wasser	R	Befeuchtungsmischer
F1	Brüdenfilter Stufe 1	T1	Schaufeltrockner Stufe 1
F2	Brüdenfilter Stufe 2	T2	Schaufeltrockner Stufe 2
F3	Schwebstofffilter	V1	Vakuumpumpe Stufe 1
F4	Aktivkohlefilter	V2	Vakuumpumpe Stufe 2
F5	Staubfilter	W1	Kondensator Stufe 1
F6	Aktivkohlefilter	W2	Kondensator Stufe 2
H1	Gurtförderer Eintrag	W3	Kühlturm
H2	Schneckenförderer	W4	Thermalölerhitzer

Schematische Darstellung der Sanierungsanlage

4. Opportunitätsverfahren und -kosten

Bei alternativen Sanierungsverfahren lassen sich zwei Kategorien unterscheiden: Verfahren mit und ohne Bodenauskoffnung [1].

Ohne Ausbau des Bodens werden heute überwiegend die Bodenluftabsaugung und hydraulische Verfahren verwendet. Bei der Bodenluftabsaugung werden leichtflüchtige Schadstoffe aus der ungesättigten Bodenzone abgesaugt und aus dem Luftstrom eliminiert, z.B. mittels Adsorption (Aktivkohle), katalytische Oxidation oder thermische Nachverbrennung. Hauptanwendungsgebiet sind Böden mit geringem Schluffanteil und Bauschutt bei einer überwiegenden Belastung an leichtflüchtigen Stoffen, z.B. LCKW oder BTEX. Bei hohem Schluffanteil oder Ton und Belastungen mit PAK und Schwermetallen ist die Bodenluftabsaugung nur eingeschränkt oder nicht anwendbar.

Bei hydraulischen Verfahren/in-situ Verfahren wird die Kontamination in der ungesättigten Bodenzone durch hydraulische Maßnahmen behandelt. In der Regel sollen biologisch gut abbaubare Schadstoffe - v.a. MKW und BTEX - durch die Einrichtung eines Spülkreislaufes entfernt werden.

Auch hier sind Einschränkungen bei PAK und Schwermetallen hinzunehmen. Das Verfahren eignet sich ebenfalls hauptsächlich für Böden mit geringem Schluffanteil und Bauschutt. Durch Zugabestoffe wie Wasserstoffperoxid oder Nitrat kann die Reinigungsleistung erhöht werden, jedoch ist hierbei auf Sekundärverunreinigungen zu achten. Es besteht zudem die Gefahr, dass durch den Eintrag der Spülflüssigkeit die Kontamination im Erdreich verteilt wird und nicht mehr in den Rücklauf gelangt.

Bei beiden Verfahren ohne Bodenauskoffung liegt die Sanierungsdauer i.d.R. bei einem bis zu mehreren Jahren und ist damit für Bauvorhaben, bei denen eine rasche Nutzung des Baugrunds notwendig ist (insbes. in Ballungsräumen), ungeeignet. Die Kosten der Verfahren sind sehr stark vom Einzelfall abhängig und liegen i.d.R. überschlagsmässig zwischen 25 und 50 €/t.

Nach einem Aushub des Bodens werden für gewöhnlich zur Dekontamination die biologische Bodenbehandlung, die Bodenwäsche oder eine thermische Behandlung durch direkte Beheizung eingesetzt.

Bei der biologischen Bodenbehandlung werden Mikroorganismen, die die Fähigkeit besitzen organische Schadstoffe zu CO₂, Wasser und Biomasse umzusetzen, in das Schüttgut eingebracht. Zur Verstärkung der biologischen Aktivität werden Nährstoffe und Zuschlagstoffe (Kompost, Stroh etc.) verwendet. Der Trend geht dabei zu den stationären Bodenbehandlungsanlagen, in denen unter optimierten Bedingungen (Einhausung) behandelt wird. Diese Art der Behandlung ist v.a. geeignet für Böden mit geringem Schluffanteil mit MKW-, BTX und Phenol-Belastungen. Bei PAK, PCB, LCKW und Cyaniden ist eine biologische Behandlung ungeeignet (geringe Schadstofftransformation, Chlorgehalt oder schlechte Bioverfügbarkeit). Durch eine zusätzliche mechanische Bearbeitung erreicht man einen schnelleren Schadstoffabbau durch Verbesserung der Bodenstruktur, jedoch auf Kosten eines höheren Arbeitsaufwandes.

Sicher erreichbare Sanierungswerte sind aufgrund der Unterschiede in der Bodenart, dem Gehalt an organischen Substanzen, Bindungsformen der Schadstoffe und weiteren Faktoren nicht immer sicher vorhersagbar. Es lässt sich jedoch festhalten, dass bei extremer Kontamination auch eine vergleichsweise hohe Endkonzentration zu erwarten ist. Die Behandlungsdauer liegt i.d.R. bei ca. 2 bis 24 Monaten, wodurch u.U. eine grosse Lagerfläche notwendig wird. Die Kosten belaufen sich auf ca. 45 bis 80 €/t.

Bei der Bodenwäsche werden die Schadstoffe überwiegend mit Wasser aus dem Schüttgut gelöst, und es wird die schadstoffreiche Feinfraktion abgetrennt. Es erfolgt somit eine Aufkonzentrierung und Ausschleusung der Schadstoffe in der flüssigen Phase und in den Feinstpartikeln. Zur Erhöhung der Reinigungsleistung werden dem Wasser Zusätze (Laugen oder Tenside) beigefügt. Das Spülmedium muss anschliessend von den Feinstpartikeln befreit werden, z.B. mittels Filtration oder Flotation. Danach erfolgt eine Abwasserreinigung.

Die Bodenwäsche ist für die meisten Schadstoffe, mit Ausnahme von Schwermetallen, geeignet. Ebenso wie bei der biologischen Behandlung liegen die Restkonzentrationen bei hohen Anfangskonzentrationen ebenfalls relativ hoch. Es gibt allerdings technische und v.a. wirtschaftliche Grenzen für den maximal Feinkornanteil. Bei hohem Schluffanteil erhöht sich der Reststoffanteil drastisch, wodurch die Entsorgungskosten deutlich steigen. Die Spanne reicht meist von 40 bis 120 €/t.

Bei der thermische Bodenreinigung werden die Schadstoffe durch Erhitzen in die Gasphase übergeführt und durch Verbrennung, Ausdampfen oder pyrolytische Umsetzung beseitigt. Die gängigsten Verfahren sind der direkt beheizte Drehrohrofen mit Temperaturen von 600 bis 1200 °C, die Wirbelschicht oder das Pyrolyserohr. Alle diese Anlage benötigen aufgrund der relativ hohen Abgasströme eine anschließende Rauchgasreinigung vergleichbar denjenigen, die bei Grosskraftwerken oder Abfallverbrennungsanlage Verwendung finden.

Die Vorteile der thermischen Abreinigung sind, dass sie für nahezu alle Bodenarten und einen weiten Schadstoffbereich - mit Einschränkungen bei einigen Schwermetallen - geeignet sind. Die Reinigungsergebnisse sind verglichen mit den v.g. Verfahren am günstigsten. D.h. dass auch bei hoher Ausgangskonzentration einer geringe Endkonzentration an Schadstoffen erreicht werden kann. Weiterhin erhält man eine vergleichbar hohe Durchsatzleistung.

Nachteilig bei den genannten thermische Verfahren ist der hohe Energiebedarf, das Anfallen von Rauchgasreinigungsrückständen, die bis zu 5 % des Inputs betragen können, und die hohen Investitionskosten, v.a. bedingt durch die hohen Temperaturen in den Behandlungsräumen und durch die Rauchgasreinigung. Die Behandlungskosten, die überwiegend von der Feuchte, der Art und Höhe der Kontamination sowie der Zusammensetzung des Bodens abhängen, liegen bei ca. 50 bis 150 €/t.

Es wurden daher thermische Anlage entwickelt, bei denen im Niedertemperaturverfahren die Schadstoffe lediglich „ausgetrieben“ und anschliessend in der Gasphase verbrannt oder, wie eben bei der EcoSan-Anlage, kondensiert werden. Dadurch lassen sich die Investitionskosten und der Energiebedarf und somit auch die Behandlungskosten reduzieren.

5. Probleme und Grenzen

Für den Einsatz der Vakuumdestillation, wie auch für die anderen thermische Verfahren, existiert weniger eine technische als mehr eine wirtschaftliche Grenze. Da z.Z. nicht eindeutig die Priorität bei der tatsächlichen Verwertung liegt und realisiert wird und zudem Überkapazitäten bei den Deponien mit den damit verbundenen geringen Entsorgungskosten vorhanden sind, ist der Betrieb gegenwärtig überwiegend auf die Abreinigung hoher Kontaminationen oder eine kombinierte Behandlung mit anderen Verwertungswegen beschränkt.

Eine weitere Grenze für die Vakuumdestillation mit der oben beschriebenen Anlage stellt eine erhebliche Belastung hochsiedender Schwermetalle dar, die mit den erreichbaren Temperaturen nicht erfasst werden können. Die Realisierung einer Anlage zur Vakuumdestillation mit Temperaturen bis über 450 °C ist technisch möglich, jedoch steigen die Investitionskosten damit deutlich.

6. Fazit

Die Vakuumdestillation nutzt die Vorteile der thermischen Behandlung: Hohe Eingangskonzentration bei der Kontamination und die Behandlungsmöglichkeit fast aller Bodenarten. Die erreichten Restkonzentrationen an Schadstoffen liegen nach der thermischen Behandlung sicher unter den Z₂ - Werten der LAGA-Boden [2]. Durch das Auskoffern besteht auch nicht die Gefahr einer Schadstoffverschleppung. Mit der Verwendung des Vakuums lassen sich der Energieaufwand und v.a. die Schadstoffemission des Abgasstroms und damit letztlich Investitions- und Betriebskosten deutlich reduzieren.

Einschränkungen sind z.Z. durch die v.g. wirtschaftlichen Aspekte und die durch den Chargenbetrieb im Vergleich zum kontinuierlich und unter Umgebungsdruck arbeitenden Drehrohrofen geringere Durchsatzleistungen gegeben.

7. Literatur

- [1] Lotterer S., Stegmann R. (1999): Stand der Technik und Wissenschaft bei der Dekontamination von Altlasten, Exzerpt aus dem Vortrag bei der Fachtagung „Altlastensanierung in Hamburg - Dekontaminieren oder Sichern?“ vom 27. / 28. September 1999 in Hamburg
- [2] Mitteilungen der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) vom 1. März 1994: Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen / Abfällen - Technische Regeln

Effizienzsteigerung der Bodenluft-Absaugung durch Erwärmung des Untergrundes

**Dr. Rüdiger Philipps, Sibylle Fluri, Rüdiger Philipps, Martin Sebold,
Weber-Ingenieure GmbH, Pforzheim**

Bei Bodenluftabsaugmaßnahmen ist nach dem Absaugen der Kontaminationsspitzen ein Rückgang der Bodenluftkonzentration zu erwarten. Die vorgestellten Verfahren verkürzen die bei rückläufigem Austrag voraussichtlich langen Sanierungslaufzeiten. Sie wurden am mittlerweile abgeschlossenen Modellvorhaben Mühlacker auf ihre Wirksamkeit und Praxistauglichkeit hin untersucht.

Der Austrag von leichtflüchtigen organischen Schadstoffen mittels Bodenluftabsaugung aus der ungesättigten Bodenzone ist eine seit rund 15 Jahren in der Praxis bewährte Sanierungstechnologie. Gängige Einsatzbereiche sind CKW/BTEX kontaminierte Standorte wie Tankstellen oder chemische Reinigungsbetriebe. Idealerweise ist die Kontamination lokal begrenzt und relativ oberflächennah, der Untergrund homogen und gut durchlässig.

Der Sanierungserfolg mittels Bodenluftabsaugung nimmt jedoch bei Schadstoffen mit niedrigen Dampf- bzw. Partialdrücken und bei schlecht durchlässigem Untergrund stark ab. Aufgrund vorhandener Bebauung, sehr ausgedehntem oder tief liegendem Kontaminationsherd ist die Auskoffierung mit enormem Aufwand verbunden oder nicht möglich. Die Sanierungszeiträume können sich in diesen Fällen zwischen Jahren und Jahrzehnten bewegen. Nachdem in relativ kurzer Zeit der größere Massenanteil der Schadstoffe zwar entfernt werden konnte, bereitet die dauerhafte Einhaltung der vorgegebenen Sanierungsziele Schwierigkeiten. Die verbliebene Restkontamination geht zwar stetig, aber sehr langsam in die nachströmende Bodenluft über und sorgt so noch lange Zeit für kleine, nur unmerklich abnehmende Schadstoffkonzentrationen in der Bodenluft. Die für den anfänglich zu erwartenden Schadstoffstrom dimensionierte Abluftbehandlungsanlage wird mit nur geringen Austrägen beaufschlagt.

Wirkprinzip und eingesetzte Verfahren

Die Effizienz der Bodenluftabsaugung lässt sich deutlich erhöhen, wenn eine Austragssteigerung sowie eine Mobilisierung der Restkontaminationen flüchtiger Schadstoffe erreicht wird. Dies wird durch eine Erwärmung des Bodenkörpers bewirkt. Der Phasen- bzw. Stoffübergang wird beschleunigt, vor allem steigt der Dampfdruck der Kontaminanten an, so dass Adsorptionskräfte zwischen Bodenmatrix und Schadstoffen bzw. Diffusionswiderstände schneller überwunden werden können und der Schadstoff in die Bodenluft übergeht.

Im Folgenden werden drei Verfahren vorgestellt, die zwischen 1997 und 2001 am Modellstandort Mühlacker (Baden-Württemberg) auf Wirksamkeit und Praxistauglichkeit untersucht wurden:

- Das Geodesorb-Verfahren, welches den Untergrund durch ein zirkulierendes Wärmeübertragungsmedium (überhitztes Wasser) erwärmt;
- das Hochfrequenz-(HF-)Verfahren, das unter dem Einfluss eines starken, hochfrequenten elektromagnetischen Feldes sowohl durch die ständige Neuausrichtung dielektrischer Medien, insbesondere des Bodenwassers, als auch durch ohmsche Verluste Wärme unmittelbar in der Bodenmatrix erzeugt;

- das TUBA-Verfahren (Thermisch Unterstützte BodenluftAbsaugung), das durch Dampf- bzw. Dampf-Luft-Einpressung die Energie in den Untergrund bringt.

Das neuentwickelte Geodesorb-Verfahren wurde erstmalig im Feld eingesetzt. Mit dem HF-Verfahren wurde bereits ein oberflächennaher Schadensfall in Berlin-Friedrichsfelde dekontaminiert, für den Einsatz in Ablagerungsgut und Tiefen über 3 m lagen jedoch noch keine Erfahrungen vor. Für das TUBA-Verfahren bestand die Herausforderung darin, eine Abreinigung in einem schlecht durchlässigen Bereich zwischen 6 und 15 m Tiefe zu erzielen. Dieses Verfahren wurde bereits erfolgreich bei der Sanierung eines BTEX-Schadens (Gaswerk Plauen) angewendet.

Bei allen vorgestellten Verfahren erfolgt eine quasi punktuelle Erwärmung des Bodens. Im Zentrum des aufgeheizten Bereiches verdunsten Wasser und Kontaminanten, gelangen durch Diffusion in kältere, weiter von der Wärmequelle entferntere Zonen und kondensieren dort wieder aus (sog. Kondensationsfronten). Um das Absickern von kondensierten Schadstoffen zu verhindern, wurde bei allen Verfahren während der Aufheizungsphase trotz erhöhter konvektiver Wärmeverluste die Bodenluftabsaugung kontinuierlich weiterbetrieben. Auskondensierte Schadstoffe werden von der nachströmenden, die Erwärmungszone passierenden Bodenluft wieder aufgenommen und über die Absaugepgel ausgetragen.

Standortcharakteristik

Die Ablagerung Eckenweiherhof bei Mühlacker ist in vier, ca. 6 m tief in die lehmige Verwitterungsschicht profilierte Becken unterteilt, die in den Jahren 1968 bis 1976 überwiegend mit Galvanikschlamm, Lack- und Farbstoffen, Ölabscheiderrückständen sowie teilweise mit Bauschutt verfüllt wurden. Die in erheblichen Mengen enthaltenen Chlorkohlenwasserstoffe sickerten zum Teil in tiefer gelegene Bereiche ab. Die von Schichtwasserhorizonten durchzogene, bis zu 36 m Tiefe reichende ungesättigte Zone, sowie die darunter liegenden zwei Grundwasserstockwerke in den Dunkelroten Mergeln bzw. Grundgipsschichten sind mit CKW kontaminiert.

Bereits seit 1993 wurde eine kontinuierliche Bodenluftabsaugung sowohl aus den Becken als auch aus der ungesättigten Zone unterhalb der Deponiesohle betrieben, bis die Konzentration der abgesehenen Bodenluft unter 20 mg/m^3 CKW lag. Die Abluftabreinigung erfolgte über eine katalytische Oxidationsanlage. Hierdurch wurden über 20 Tonnen CKW entfernt.

Sowohl das Geodesorb- als auch das Hochfrequenz-Feld waren jeweils zentral um die Absaugepgel KP 1 bzw. P 1 im Becken 1 angelegt (**Bild 1**). Es sollte eine Erwärmung bis max. 6 m Tiefe erreicht werden. Das jeweils nicht beteiligte Feld wurde zu Referenzmessungen herangezogen.

Das TUBA-Verfahren hingegen hatte die Sanierung des oberen Bereiches der ungesättigten Zone unterhalb der Deponiesohle bis zum Schichtwasserhorizont (-6 bis -15 m Tiefe) zum Ziel. Hierfür wurden vier zusätzliche Brunnen im Bereich des Beckens 4 niedergebracht.

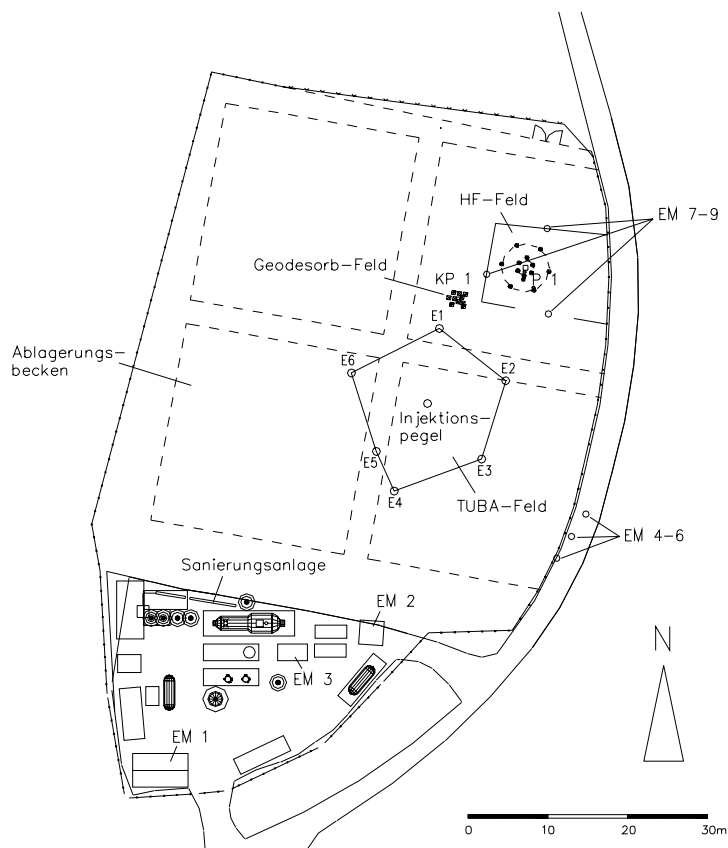


Bild 1: Lageplan mit Einsatzbereichen der Verfahren

Geodesorb-Verfahren

Die Wärmeübertragung in den Boden erfolgt durch Wärmeleitung. Überhitztes Wasser gibt über die Oberfläche eines Doppelmantelrohres, welches als Lanze in den Untergrund eingebaut wird, seine thermische Energie an den Boden ab. Ein unmittelbar neben dem Feld in einem Container stehendes Temperiergerät (**Bild 2**) erwärmt das Wasser elektrisch und wälzt es um.

Um zu verhindern, dass durch die mögliche Austrocknung des Ringraumes, d.h. Trocknungsschwund des Boden-/Abfallmaterials, der für die Wärmeleitung wichtige Kontakt zum erwärmten Medium verloren geht, wurden die vier Heizlanzen (je 4,5 m Länge) in ein trockenes Sandbett eingebaut. Sechs Temperatursonden erfassten in 2 m, 2,8 m und in 4 m Tiefe mittels Pt-100-Messfühler die Bodentemperatur.



Bild 2: Geodesorb-Feld, Anlage um den Absaugpegel KP 1 angeordnet

Hochfrequenz-Verfahren

Das Hochfrequenz-Verfahren besteht aus mehreren Anlagenkomponenten, die für den Einsatz am Standort zweisträngig aufgebaut waren. Zunächst wird in den Hochfrequenzgeneratoren der Strom gleichgerichtet und Oszillatoren (13,56 Hz Hochfrequenz) zugeführt. Über Verstärkergeneratoren erfolgt die notwendige Leistungsverstärkung. Ein Großteil der eingesetzten Energie wird hierbei in Wärme umgewandelt, die von zwei Kühlaggregaten (Wasserkreislauf) abgeführt werden muss.

Über Koaxialkabel gelangt die HF-Energie zur Leistungsanpassung, die direkt auf dem Hochfrequenzfeld plaziert ist. Kombinationen entsprechend dimensionierter induktiver und kapazitiver Bauelemente passen die komplexe Impedanz des Elektroden-/ Bodensystems an den realen 50- Ω -Ausgang des HF-Generators an. Hohe Last- und Blindströme von bis zu 100 A erzeugen auch hier Wärme, so dass ebenfalls gekühlt werden muss, um eine thermische Zerstörung der Bauelemente zu verhindern. Die externe Steuerung der Leistungsanpassung erfolgt über Lichtwellenleiter-Kabel. Der Eintrag der Energie in das zu erwärmende Bodenvolumen erfolgt über zwölf als Doppelring um den Absaugpegel P 1 angeordnete Elektroden. Radial versetzt wurden 4 Temperatursonden mit Widerstandsthermometern in 2,0 m, 4,0 m und 5,0 (5,2) m Tiefe eingebaut.

Jeweils 3 Elektroden des Außen- bzw. Innenkreises sind mit Kupferbändern miteinander verbunden, so dass sie einen Kondensator bilden. Eine Elektrode besteht aus beschichtetem, verzinktem Stahlrohr von 5 m Länge mit aufgesetzter Kunststoff-Rammspitze. Die Rohrbeschichtung soll einen gleichmäßigen Energieeintrag über die gesamte Rohrlänge sicherstellen. Um die Erwärmung der Deponieoberflächenabdeckung zu minimieren, wurde die Elektrode in diesem Bereich durch ein Hüllrohr geführt. Der entstandene Luftspalt isoliert gegen den HF-Energieeintrag.

Tägliche Feldstärkenmessungen während des Anlagenbetriebes dokumentieren die Belastung durch das entstehende elektromagnetische Feld (Bild 3).

Bild 3: Exposition durch das elektromagnetische HF-Feld

Bereich	Mess- stelle	Exposition h/d	Elektrische Feldstärke V/m			magnetische Feldstärke A/m		
			Mittel ³⁾	Maximum	Grenzwert Basis ¹⁾ (Spitze) ²⁾	Mittel ³⁾	Maximum	Grenzwert Basis ¹⁾ (Spitze) ²⁾
Öffentlicher Weg	EM 4 - 6	> 6	8,50	20,16	27,5 (900)	0,0160	0,0871	0,16 (-)
Büro- u. Mess- container HF-Generatoren	EM 1 + 3 EM 2	< 6	1,26 17,05	3,86 40,91	61,4 (2.000)	0,005 0,021	0,027 0,043	0,36 (11,06)
Absperrung HF-Feld	EM 7 - 9	Zutritts- verbot	55,90	140,6	-	0,100	0,2781	-

¹⁾ abgeleiteter Basisgrenzwert für $f = 13,56$ MHz und > 6 min Einwirkzeit. .

²⁾ Der abgeleitete Spitzengrenzwert für < 6 min wurde selbst im Sperrbereich nicht erreicht

³⁾ Die Durchschnittswerte wurden pro Messstelle aus ca. 30 Einzelmessungen gebildet.

Die elektromagnetische Strahlung im Büro- und Messcontainer ging von den dort aufgestellten Computerbildschirmen aus. Der Aufenthalt bei den HF-Generatoren war nur zum Ein- und Abschalten, zur Leistungsregelung und -anpassung sowie zur Überwachung und Regelung der Temperaturen der Kühlkreisläufe notwendig und konnte auf deutlich weniger als 6 Stunden/Tag beschränkt werden.

Das HF-Feld durfte nur bei abgeschalteter HF-Anlage, z.B. für Reparaturen oder Messungen, betreten werden. Die hohen Feldstärken dort sind auf magnetische Induktion bzw. hohe Spannungen in den Anpass- und Kühlgeräten zurückzuführen. Im Vergleich zur normalen Belastung durch Kurzwellen-Sendeanlagen, die Feldstärken von 27,5 V/m bis 121 V/m noch in Entfernungen von ca. 500 bis 50 m erzeugen, sind die erreichten Werte jedoch als gering einzustufen.

Thermisch Unterstützte Bodenluftabsaugung TUBA

Für die Heißluft-Injektion wurden ein zentraler Injektionsbrunnen sowie drei zusätzliche Absaugbrunnen abgeteuft, die zusammen mit drei bereits vorhandenen Bodenluft-Extraktionsbrunnen einen unregelmäßigen Ring um den Dampf-Injektionspegel bilden. Es wurden je eine Temperaturmesslanze vor jedem Absaugbrunnen sowie fünf Temperaturmesslanzen in einer vertikalen Ebene zwischen Injektionsbrunnen und dem nördlichsten Extraktionsbrunnen eingebaut. In jeder Temperatursonde befinden sich in gleichen Abständen 12 Pt-100-Elemente, um die Temperaturverteilung über die Tiefe (-7 bis -15 m u. GOK) zu erfassen.

Die Anlagentechnik besteht aus dem Dampferzeuger (Max. 150 kg Dampf/h) und einem nachgeschalteten Kondensatabscheider, von dem die isolierte und beheizte Heißdampfleitung zum Kopf des Injektionspegels führt. Es wurden Injektionsdrücke von 2 – 2,8 bar erreicht. Da am Standort lediglich Grundwasser mit hohem Mineralstoffgehalt zur Verfügung stand, musste das dem Verdampfer zugeführte Wasser über eine Ionentauscher-Anlage aufbereitet werden. Das in den Extraktionsbrunnen anfallende Schichtwasser wurde nach der Passage des Schwerstoffabscheiders in die Grundwasseraufbereitung geleitet. Allerdings wurde keine reine Phase gefördert.

Wie bei den bereits vorgestellten Verfahren wurden auch hier Volumenströme (Mass-Flow-Controller bzw. Blendenmessung), Temperaturen (Widerstandsmessung) und Konzentrationen (FID- bzw. PID-Detektoren) überwiegend online überwacht und aufgezeichnet. Eine regelmäßige laboranalytische Überwachung der Extraktionsströme (Bodenluft- bzw. Schichtwasser) ermöglicht die Quantifizierung der Austräge.

Vergleich der modellhaften Anwendung der Verfahren (Bild 4)

Bild 4: Kenndaten der eingesetzten Verfahren

Kriterien	Geodesorb-Verfahren	Hochfrequenz-Technologie	TUBA-Verfahren
Fläche des erwärmten Bereiches	9 m ²	44 m ²	250 m ²
Erwärmte Kubatur	45 m ³	220 m ³	2250 m ³
Maximal erreichte mittlere Bodentemperatur	40 °C ($\Delta T = 20$ K)	51 °C ($\Delta T = 31$ K)	78 °C ($\Delta T = 65$ K)
20 K Temperaturdifferenz im Boden erreicht nach	14 d	21 d	57 d
Energieeinsatz bis dahin brutto	2,67 kWh/(m ³ K)	4,77 kWh/(m ³ K)	2,22 kWh/(m ³ K)
Anlagenverfügbarkeit	97,7 %	61 %	85 %

Die Testfelder unterschieden sich deutlich in der zu erwärmenden Kubatur, was vor allem bei längerer Betriebsdauer die Vergleichbarkeit erschwert. Die Bedeutung des Verlustes durch Wärmeleitung nimmt mit der Vergrößerung des Feldes ab, weil die für die Wärmeübertragung relevante

Begrenzungsfläche des Bilanzraumes pro eingeschlossenem Bodenvolumen im Verhältnis kleiner wird. Deshalb wurde zum Vergleich die Aufheizphase herangezogen, da hier das Temperaturprofil an der Bilanzraumgrenze noch relativ steil abfällt. Mit zunehmender Betriebsdauer und radialer Entfernung von der Wärmequelle flacht die Temperaturlinie immer weiter ab. Die Verluste durch Wärmeleitung wurden z.T. so groß, dass keine weitere Temperaturerhöhung im betrachteten Volumen mehr stattfand.

Der kleinere Teil des Wärmeverlustes entstand durch die simultane Bodenluftabsaugung im erwärmten Bereich. Der konvektive Wärmeverlust wurde unter der Annahme abgeschätzt, dass die abgesaugte Bodenluft letztlich aus Umgebungsluft besteht, die durch den Deponiekörper gezogen wird, sich dabei mit Schadstoffen und Wasser belädt und aufgewärmt wird. Bei der Absaugung des Deponiebeckens mit einem fest eingestellten Volumenstrom von etwa 70 m³/h pro Absaugpegel lag dieser Wert bei etwa 20 % der insgesamt aufgewendeten Energie.

Für den praktischen Einsatz der Verfahren wurde die Anlagenverfügbarkeit ermittelt, d.h. die tatsächliche Betriebszeit der thermischen Sanierung bezogen auf die von der nachgeschalteten Katalytischen Oxidation geleisteten Betriebsstunden. Kurzzeitige Ausfälle der sicherheitstechnisch nicht relevanten Messtechnik gingen nicht mit ein. Das Geodesorb-Verfahren zeichnete sich durch eine besonders robuste Anlagentechnik aus. Schwierigkeiten mit der HF-Technik ergaben sich nicht durch das anspruchsvolle Handling, sondern vielmehr durch die für die heißen Sommermonate zu klein dimensionierten Kühlaggregate. Der TUBA-Betrieb wurde anfangs wiederholt durch die Optimierung des Dampferzeugers unterbrochen.

Die angegebenen Bodentemperaturen sind jeweils aus allen Sensoren zeitgleich gemittelte Werte, Inhomogenitäten im Temperaturprofil traten bei allen Kubaturen auf und blieben unberücksichtigt. Durch den oben beschriebenen Effekt der Wärmeleitung gleichen sich die Temperaturen nach wenigen Tagen an.

In **Bild 5** sind die erreichten Bodentemperaturdifferenzen sowie der Energieverbrauch (als Fläche unter der Leistungskurve) dargestellt. Der Verbrauch an Energie/-träger (Strom bzw. Propan und Diesel) ist für den direkten Vergleich in kWh ausgewiesen. Um eine Steigerung der Bodentemperatur von 20 K zu erreichen, benötigte das HF-Verfahren 3 Wochen, das Geodesorb-Verfahren 14 Tage und das Tuba-Verfahren etwa 57 Tage.

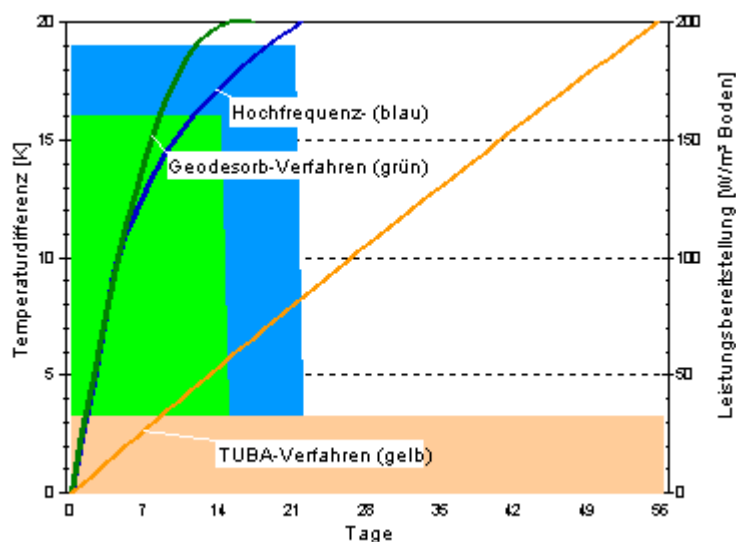


Bild 5: Temperaturerhöhung im Boden (Linien) und aufgewendete Energie (Flächen)

Effektivität und Randbedingungen

Die Aufheizgeschwindigkeit wird beim Geodesorb-Verfahren durch den Wärmeübergang zwischen Heizlanze und Untergrund limitiert, da die eingebrachte Wärmemenge proportional zur Temperaturdifferenz im Kontaktbereich ist. Diese gleicht sich rasch an, so dass die Wärmefront relativ träge voranschreitet. Das HF-Verfahren ist auf einen ausreichenden Feuchtegehalt des Untergrundes angewiesen. Es bringt die Wärme schnell und gerichtet ein, sofern keine leitfähigen Materialien im Untergrund (Fässer, Leitungen, Tanks, usw.) die Ausbreitung der elektromagnetischen Wellen stören. Das TUBA-Verfahren arbeitet bei ausreichender Bodendurchlässigkeit effektiv, solange gewährleistet ist, dass durch Überschreiten der Residualsättigung keine Schadstoffverfrachtung möglich ist. Dies sollte durch gleichzeitige hydraulische Sicherungsmassnahmen ausgeschlossen werden können. Für alle Verfahren gilt, dass durch die ausreichende Auslegung der Bodenluftextraktion die mobilisierten Schadstoffe sicher erfasst werden und eine Verlagerung der Kontamination in benachbarte Zonen ausgeschlossen werden kann.

Bei allen Verfahren nahm das FID-Signal in der Aufheizphase zu. Dennoch blieb die zugehörige CKW-Analytik z.T. ohne Befund. Da im Untergrund nachweislich BTEX sowie im Deponiekörper auch Chlorbenzole enthalten waren, wurde ein Screening der erwärmten Bodenluft durchgeführt. Tatsächlich konnten C9 und C10-Aromaten sowie Spuren von Chlorbenzolen nachgewiesen werden, nachdem beim HF-Verfahren die Bodenlufttemperatur auf über 40 °C angestiegen war. In diesem Siedebereich fand die gaschromatografische Übersichtsanalyse der kalten Bodenluft vorher keine Substanzen.

Das bestätigt, dass durch die Bodenerwärmung Schadstoffe mobilisiert wurden, die bei der bisherigen Sanierung nicht erfasst wurden. Die Gehalte an CKW in der Bodenluft waren nach der Erwärmung entweder nicht mehr nachweisbar oder deutlich reduziert. Durch die Nachlieferung von Schadstoffen aus nicht erwärmten Bereichen kam es z.T. zu einem geringfügigen Wiederanstieg. Hierdurch konnte gezeigt werden, dass alle Verfahren in der Lage sind, Restgehalte an CKW zu mobilisieren und den Austrag kurzfristig zu steigern.

Kosten und Perspektiven für die Sanierungspraxis

Die Kostenschätzungen basieren auf der Verwendung der im Testfeld eingesetzten Ausrüstung, wobei auch hier zu berücksichtigen ist, dass beim Geodesorb- bzw. beim HF-Verfahren die sanierte Kubatur relativ klein im Verhältnis zu dem durch das TUBA-Verfahren behandelte Bodenvolumen war. Hierdurch kommen für die beiden erstgenannten Verfahren relativ hohe Installationskosten zustande, die bei entsprechender Nachfrage jedoch noch optimierungsfähig sind.

Der Vergleich (**Bild 6**) geht von einem Schadstoffgehalt von 600 mg CKW pro kg verunreinigter Untergrund aus. Nach den vorgestellten Ergebnissen reicht ein Temperaturanstieg von etwa 20 K auch in einem Boden geringer Durchlässigkeit aus, um die CKW quantitativ zu entfernen. In einem solchen Fall würde eine konventionelle Absaugung, deren Abluftbehandlung dem zu erwartenden Schadstoffrückgang anzupassen ist, etwa 7 – 10 Jahre benötigen, bis sich ein dauerhafter Sanierungserfolg einstellt. Wird subsidiär jedoch für 2 (6) Monate eines der drei Erwärmungsverfahren bereitgestellt, reduzieren sich die Sanierungsgesamtkosten durch die enorme Verkürzung der Sanierungsdauer beim TUBA-Verfahren um 25 %, bei den beiden anderen Verfahren steigen die Kosten um etwa das Doppelte an. Diese Kostenschätzung geben lediglich Größenordnungen wieder und sind für den Einzelfall neu zu ermitteln.

Aufgrund schwieriger hydraulischer Randbedingungen (s.o.) wird es nicht immer möglich sein, das preisgünstigere TUBA-Verfahren einzusetzen. In Anbetracht des Zeitvorteils bei der Sanierungsdauer stellen jedoch auch die kostenintensiveren Verfahren gegenüber der konventionellen Bodenluftabsaugung eine günstige Alternative dar.

Die Verfahren zur Effizienzsteigerung der Bodenluftabsaugung durch Bodenerwärmung bieten neue Möglichkeiten für eine schnellere Sanierung und damit Nutzbarmachung insbesondere von Flächen, auf denen die klassische Bodenluftabsaugung an ihre Grenzen gestoßen ist. Vor allem die thermisch unterstützte Bodenluftabsaugung weist nach den ersten Praxisanwendungen (Gaswerk Plauen, MOVO Mühlacker) ein großes Potenzial auf, das in weiteren Testfällen erprobt werden sollte.

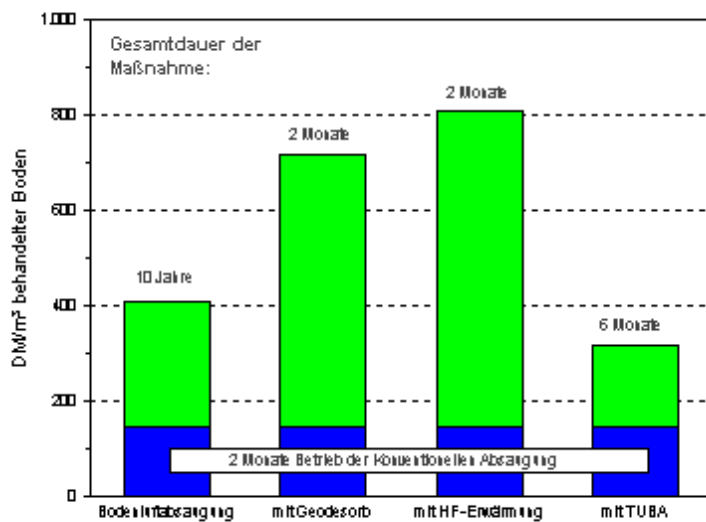


Bild 6: Spezifische Dekontaminationskosten für einen mit 600 mg CKW/kg verunreinigten Untergrund

Danksagung

Dieses Vorhaben wurde überwiegend aus Mitteln des Kommunalen Altlastenfonds des Landes Baden-Württemberg sowie durch die Stadt Mühlacker finanziert. Wir danken dem Arbeitskreis „MOVO Mühlacker“ für die aktive Unterstützung bei der Durchführung dieser Projekte sowie allen beteiligten Firmen und Institutionen für die gelungene Zusammenarbeit.

Beteiligte Firmen:

Weber-Ingenieure GmbH, Pforzheim

ARBES GmbH, Berlin

Preussag Wasser- u. Rohrtechnik GmbH, Zwingenberg

Züblin Umwelttechnik GmbH, Stuttgart

VEGAS, Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart

Literaturhinweise:

- [1] Weber-Ingenieure GmbH: Verfahren zur Steigerung des Austrages bei Bodenluftabsaugungen, Modellvorhaben Mühlacker, Texte und Berichte, Materialien zur Altlastenbearbeitung, Hrsg. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 2001
- [2] Winkler, A., Koschitzky, H.-P., Gropper, H., Weiske, A.: Thermische In-Situ-Sanierungstechnologien, Schriftenreihe Heft 4, Hrsg. Altlastenforum Baden-Württemberg e.V., 2001
- [3] Färber, A., Betz, C., Schmidt, R.: VEGAS: In-situ Sanierungsverfahren durch Dampf-injektion im halbtechnischen Maßstab, TerraTech 1, 1997, 58-61
- [4] Hüttmann, Angelmi, Peters, Jütterschenke, Beyer: Steigerung der Leistung mikrobiologischer Bodensanierungsverfahren durch Hochfrequenztechnologie, Wasser & Boden, Heft 51/12, S. 52-55 (1999)
- [5] Jütterschenke: Thermische In-situ-Bodensanierung mit Hilfe hochfrequenter elektromagnetischer Felder – eine neuartige Methode umweltfreundlicher „Vor-Ort-Reinigung“ kontaminierter Böden, TerraTech 2/1994, 57-59
- [6] Handbuch Altlasten und Grundwasserschadensfälle: Hydraulische und pneumatische in-situ Verfahren“, Materialien zur Altlastenbearbeitung Bd. 16, Hrsg. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 1995

Umweltbilanz bei Bodenbehandlung

Dr.-Ing. Wolfgang Kohler, Landesanstalt für Umweltschutz, Baden-Württemberg, Karlsruhe

1. Einführung
2. Beschreibung der Methodik der Umweltbilanzierung von Altlastensanierungsmaßnahmen
 - 2.1 Sachbilanz
 - 2.2 Wirkungsbilanz
 - 2.3 Bilanzbewertung
 - 2.4 Beispiel einer Umweltbilanz
3. Grundsätzliche Hinweise zur Optimierung von Altlastensanierungen unter Umweltaspekten
 - 3.1 Ex-situ-Bodenbehandlungsverfahren
 - 3.2 Sicherungsmaßnahmen bei der Altlastensanierung
 - 3.3 Gegenüberstellung Sicherung – Dekontamination
4. Zusammenfassung

1. Einführung

Ziel der Altlastensanierung ist es, die negativen Umweltauswirkungen von Grundwasser- und Bodenkontaminationen zu beseitigen bzw. auf ein hinnehmbares Maß zu reduzieren. Dies erfordert Techniken, die jedoch zumindest teilweise nicht unerhebliche Umweltbelastungen hervorrufen. Auch wenn es sich bei der Altlastensanierung um eine Maßnahme handelt, die die Umweltsituation verbessert, ist es sinnvoll und auch notwendig, sich mit ihren negativen Umweltauswirkungen auseinander zu setzen, um in der Gesamtheit ein möglichst gutes Ergebnis zu erzielen. Schwerwiegende Umweltbelastungen beim Einsatz von Sanierungstechniken können den Wert der gesamten Maßnahmen deutlich reduzieren, in Einzelfällen kann zumindest grundsätzlich die Sinnhaftigkeit der Maßnahme unter Umweltgesichtspunkten fragwürdig werden.

Es ist daher naheliegend und erforderlich, den Aspekt Umweltauswirkungen von Sanierungsverfahren in die Gesamtbetrachtung eines Sanierungsvorhabens mit einzubeziehen. Voraussetzung hierfür ist die Möglichkeit der Quantifizierung der Umweltauswertungen, um Vergleichbarkeit und Nachvollziehbarkeit sicherzustellen. Zur Erfassung von Umweltauswirkungen von technischen Dienstleistungen wird in der Regel auf die Methodik der Ökobilanz zurückgegriffen. Es handelt sich hierbei nicht um eine naturwissenschaftlich exakte Bilanz wie z.B. eine Energiebilanz, sondern es müssen Annahmen getroffen werden, über die ein allgemeiner Konsens bestehen muss, um dem Anspruch Vergleichbarkeit gerecht zu werden.

Eine Ökobilanzierung stellt daher ein standardisiertes Verfahren auf naturwissenschaftlicher Grundlage dar. Der Aufwand zur Durchführung einer Ökobilanz ist in der Regel sehr hoch, da umfangreiche Daten hierzu notwendig sind. Eine Ökobilanzierung nach vorgegebenen Standards im Rahmen der Altlastenbearbeitung durchzuführen würde auf Grund des hohen Arbeitsaufwandes kaum akzeptiert werden. Die nachfolgend beschriebene "Umweltbilanzierung von Altlastensanierungsverfahren" modifiziert die Vorgehensweise bei der Ökobilanzierung so, dass der notwendige Bearbeitungsaufwand akzeptabel wird, die Ergebnisse jedoch noch von ausreichend Qualität sind, um gesicherte Aussagen ableiten zu können. Der Begriff "Umweltbilanzierung" ist bewusst gewählt, um den Unterschied zur klassischen "Ökobilanz" deutlich zu machen.

Die Methodik der "Umweltbilanzierung von Altlastensanierungsverfahren" ermöglicht es, unterschiedliche Sanierungsvarianten unter Umweltgesichtspunkten gegenüberzustellen. Es ermöglicht auch innerhalb einer Sanierungsvariante die Technik zu identifizieren, die in besonderem Maße für die Umweltbelastung der Sanierungsmaßnahme verantwortlich ist.

Das Bundesbodenschutzgesetz sieht in § 4 Abs. 3 im Rahmen der Sanierungsuntersuchung bindend vor, dass auch die Umweltauswirkungen der Sanierungsmaßnahme darzustellen sind, und Berücksichtigung finden sollen. Bei der Sanierungsentscheidung stehen realistischer Weise die wirtschaftlichen Gesichtspunkte im Vordergrund, eine nachvollziehbare, allgemein akzeptierte Quantifizierung der Umweltauswirkungen der Sanierungsmaßnahme bietet die Chance, dass dieser Aspekt bei Entscheidungsfindung zunehmend berücksichtigt wird.

Das Instrumentarium "Umweltbilanzierung von Altlastensanierungsverfahren" ist konzipiert, einzelne Sanierungsvarianten in der Planungsphase unter Umweltgesichtspunkten gegenüberzustellen und die umweltfreundlichere Variante zu identifizieren. Es kann aber auch genutzt werden, sich einen Überblick zu verschaffen, wie die einzelnen Sanierungsverfahren unter Umweltgesichtspunkten grundsätzlich einzuordnen sind. Mikrobiologische Verfahren werden in der Regel als erheblich umweltfreundlicher eingeschätzt als z. B. thermische Sanierungsverfahren. Diese Bewertung werden meist aus relativ oberflächlichen Abschätzungen abgeleitet und erscheinen häufig auch plausibel. Mit dem PC-Programm "Umweltbilanzierung" (**siehe Anlage**) ist es möglich, solche "Annahmen" bzw. "Vermutungen" auf sichere Füße zu stellen bzw. wenn notwendig auch zu korrigieren.

2. Beschreibung der Methodik der Umweltbilanzierung von Altlastensanierungsmaßnahmen

2.1 Sachbilanz

Die sogenannte Sachbilanz stellt den ersten Schritt der Umweltbilanzierung dar. Hierbei werden die Umweltbelastungen, die aus den unterschiedlichen Sanierungsverfahren herrühren, quantitativ erfasst. Es handelt sich hierbei im Wesentlichen um Energie- bzw. Stoffverbräuche, die im Zusammenhang mit dem Einsatz des Verfahrens entstehen. Beispiel hierfür sind Baustoffe, wie z.B. Bentonit zur Herstellung einer Dichtwand bei einer Sicherungsmaßnahme, Wasser für den Betrieb einer Bodenwaschanlage, Aktivkohle zur Reinigung der Luft aus einer Bodenluftsanierungsmaßnahme usw. Bei Energieträgern handelt es sich meistens um Kraftstoffe (Diesel) und Elektroenergie aus dem öffentlichen Netz.

Grundproblem bei der Erhebung der Sachbilanz ist, dass jede Sanierungsmaßnahme bei Betrachtung im Detail einen Einzelfall darstellt. Es besteht jedoch die Möglichkeit, die Sanierungsmaßnahme in einer Reihe von Teilleistungen aufzuspalten und für jede einzelne Teilleistung die Sachbilanz zu erstellen.

Die Sanierungsmaßnahme „Bodenwäsche“ lässt sich z. B. im einfachsten Fall in folgende technische Teilleistungen aufspalten:

- Erdaushub
- Transport
- Bodenwäsche
- Transport
- Wiedereinbau

An diesem einfachen Beispiel wird deutlich, dass es möglich ist, eine Sanierungsmaßnahme mit einer Anzahl von Teilleistungen zu beschreiben. Ein weiterer Vorteil dieses modularen Aufbaus ist, dass bei einer Sanierungsmaßnahme die besonders umweltbelastenden Teilmaßnahmen identifiziert werden können und gezielt einer Optimierung hinsichtlich der Umweltauswirkungen unterworfen werden können. Jedes Modul weist typische Eingabegröße auf, wie nachfolgend in Abb. 1 beispielhaft dargestellt ist.

Modul	Eingabeeinheit
Erdaushub	Volumen (m ³) Boden
Bodenwäsche	Gewicht (t) des zu behandelnden Bodens
Transport Straße	Gewicht (t) und Entfernung (km)
Grundwasserhydraulik	Volumen (m ³) Wasser- und Förderhöhe (m)
Oberflächenabdeckung	Fläche (m ²)

Abb. 1: Typische Eingabegröße unterschiedlicher Module

<i>Modul</i>		Grundwasserhydraulik
Eingabe	Einheit	Leistung
(.....)	h	Förderung von Grundwasser über eine vorgegebene Dauer
(.....)	m ³ /h	Förderung von Grundwasser mit einem vorgegebenen Förderstrom
(.....)	m	Förderung von Grundwasser mit einer vorgegebenen Förderhöhe
(.....)	bar	Überwindung des Druckverlusts im hydraulischen System
(.....)	m ³	Schadstoffe in Phase werden mit einem Skimmer extrahiert (<i>Option</i>)
(.....)	m ³	Reinfiltration nach der erfolgten Behandlung des geförderten Wassers
(.....)	m ³	Einleitung in den Vorfluter nach der erfolgten Behandlung des geförderten Wassers
(.....)	m ³	Einleitung in das Kanalnetz nach der erfolgten Behandlung des geförderten Wassers

Abb. 2: Modul „Grundwasserhydraulik“

Die Umweltauswirkungen der Wasserreinigung können <i>mit folgenden Modulen beschrieben werden:</i>	
Modul	Strippung <i>(Abluftreinigung notwendig, beschrieben durch die Modul "Abluftreinigung")</i>
Modul	Adsorptive Grundwasserreinigung
Modul	UV-Oxidation

Abb. 3: Verfügbare Module „Grundwasserreinigung“

In Abb. 2 ist beispielhaft für das Modul „Grundwasserhydraulik“ sämtliche Eingabegrößen dargestellt. Um die Teilleistung „Grundwasserreinigung“ beschreiben zu können muss das Modul „Grundwasserhydraulik“ mit den entsprechenden Modulen kombiniert werden (Abb. 3).

Der entsprechende Stoff- und Energieeinsatz (Input) wird durch Angabe des Anwenders entsprechend der vorgesehenen bau- oder umwelttechnischen Leistungen aus spezifischen Leistungsdaten berechnet. Als spezifische Leistungsdaten werden die auf bautechnischen Einheiten (m^2 Fläche, m^3 Boden usw.) normierten Stoff- oder Energieverbräuche bezeichnet (Abb. 4).

Die Berechnung des Outputs (entsprechend der in Abb. 4 aufgeführten Positionen) erfolgt über sogenannte generische Daten, die z.T. aus Literaturdaten übernommen bzw. im Rahmen des Projektes erarbeitet wurden. Den generischen Datensätzen liegen in der Regel Stoffbilanzen zugrunde. Mit Hilfe der generischen Daten ist es möglich aus den Inputdaten (z.B. Dieselmotorkraftstoff, Beton, Kunststoffe) die sogenannten Outputdaten entsprechend der in Tabelle aufgeführten Positionen zu berechnen.

Das Berechnungsergebnis wird als sogenannte **Sachbilanz** bezeichnet.

Da der Aufbau jeder Sachbilanz durch die vorgegebene Strukturierung gleich ist, ist es möglich die Teilsachbilanzen der einzelnen Modulen additiv zusammenzufassen. Es ist so möglich für jede Sanierungsvariante, die aus einer größeren Anzahl von technischen Leistungen besteht, eine sogenannte Sachbilanz zu erstellen. In gleicher Weise können auch für die weiteren Sanierungsvarianten die Sachbilanz berechnet werden, so dass bezüglich der Datengrundlage grundsätzlich eine Vergleichbarkeit gegeben ist. Die Sachbilanzpositionen beinhaltet auch den Verbrauch von knappen Ressourcen (Erdöl, Steinkohle, Wasser), die Lärmemissionen und Abfallentstehung, da diese als negative Umweltauswirkungen betrachtet werden.

Modul	Eingabeeinheit	Diesel- verbrauch [kg]	Elektroenergie [kWh]	Wasser [m^3]
Erdaushub	1 m^3 Boden	0,123		
Bodenwäsche	1 t Boden		12	0,3
Grundwasser- hydraulik	1 m^3 Wasser 1 m Förderhöhe		0,0036	

Abb. 4: Spezifische Leistungsdaten

Zusammenfassend besteht der erste Schritt einer Umweltbilanzierung eines Sanierungsvorhabens bzw. die Gegenüberstellung verschiedener Sanierungsvarianten unter Umweltgesichtspunkten in der Erstellung der sogenannten Sachbilanz. Hierbei werden aus den betrachteten Sanierungsleistungen die Material- und Energieaufwendungen (Input) errechnet und daran anschließend in einem weiteren Schritt die resultierenden Emissionen (getrennt in einzelne Schadstoffe) in die Luft, in das Wasser und in den Boden, der Verbrauch von Ressourcen und die Entstehung von Abfällen bestimmt. Die Auswirkung dieser Emissionen wird an dieser Stelle noch nicht betrachtet. Diese wird im Rahmen der sogenannten „Wirkungsbilanz“, die nachfolgend erläutert wird, durchgeführt.

- **Energieaufwand**
- **Emissionen in die Atmosphäre**
(Luft- und Lärmemissionen, unterschieden in einzelne Schadstoffe)
- **Emissionen in das Abwasser, Oberflächenwasser, Grundwasser**
(Wasseremissionen unterschieden in einzelne Schadstoffe)
- **Emissionen in den Boden**
(Bodenemissionen unterschieden in einzelne Schadstoffe)
- **Verbrauch regenerierbarer und nicht regenerierbarer Ressourcen**
- **Inanspruchnahme von Deponieflächen und kultivierten Flächen**
- **Entstehung von Abfällen**
(Abfallentstehung unterschieden in Inertabfälle, Hausmüll und Sondermüll)

Abb. 5: Gliederung des „Outputs“

2.2 Wirkungsbilanz

Im vorangehenden Abschnitt wurden mit Hilfe der Sachbilanz die Emissionen ermittelt. In der daran sich anschließenden **Wirkungsbilanz** wird den Schadstoffen ihre Wirkungen auf die Umwelt zugeordnet. Hierbei muss berücksichtigt werden, dass die einzelnen Schadstoffe höchst unterschiedliche Wirkungen aufweisen können. So wirkt z.B. CO₂ als Treibhausgas und trägt unter Umständen global zur Erhöhung der Atmosphärentemperatur bei, während bei Benzo[a]pyren hingegen die humantoxische Wirkung in Fordergrund steht. Es ist auch zu berücksichtigen, dass viele Schadstoffe parallel mehrere negative Wirkungen auf die Umwelt ausüben.

Zur Vereinheitlichung der unterschiedlichen Wirkungen der Schadstoffemissionen werden sogenannte „Wirkungskategorien“ eingeführt. In Abb. 5 sind die bei der Durchführung von Sanierungsmaßnahmen als relevant identifizierte Wirkungskategorien zusammengestellt.

Die Wirkungskategorien, die aus Emissionen von Schadstoffen berechnet werden sind in der Tabelle in Fettdruck dargestellt.

Wirkungskategorien
<ul style="list-style-type: none"> • Energieaufwand • Abfallentstehung • Flächeninanspruchnahme • Ressourcenverbrauch fossil • Ressourcenverbrauch Wasser • Treibhauseffekt • Versauerung • Sommersmog • Humantoxizität Luft (nah/fern) • Humantoxizität Wasser • Humantoxizität Boden • Geruchsbelastung (nah/fern) • Lärm (nah)

Abb. 5: Wirkungskategorien

Da die Wirkungsintensität der Schadstoffe höchst unterschiedlich ist, müssen hierzu geeignete Normierungsgrößen eingeführt werden. Die Wirkungskategorie „Treibhauseffekt“ kann z.B. mit der Größe „kg CO₂-Emissionen“ normiert werden. Eine Methanemission (z.B. bei einer Deponiesanierung) kann in eine CO₂-Emission umgerechnet werden, da die Korrelation hinsichtlich der Wirkung der beiden Emitenten bekannt ist. Für die Normierung von humantoxischen Wirkungen von Luftemissionen müssen entsprechende Prüfwerte herangezogen werden.

Zur Normierung des Ressourcenverbrauch fossiler Energieträger wurde die sogenannte "statische Reichweite" herangezogen. Zur Zeit geht man z.B. bei Erdöl von einer statischen Reichweite von ca. 40 Jahren aus, während bei Steinkohle etwa der 10-fache Wert anzunehmen ist.

Bei der Verwendung der statischen Reichweite als Normierungsgröße ergibt sich bei Zugrundelegung dieser Werte, dass das Erdöl als die 10-fach wertvollere Ressource betrachtet werden kann.

In ähnlicher Weise wurden für alle Wirkungskategorien in ähnlicher Weise geeignete Normierungsfaktoren identifiziert. Auf diese Weise ist es möglich, alle Umweltauswirkungen, die einer bestimmten Wirkungskategorie zugeordnet werden können, in einem Zahlenwert zusammenzufassen. Für jede grundsätzlich einsetzbare Sanierungsvariante ist auf dieser Weise ein Datensatz für die unterschiedlichen Wirkungskategorien berechenbar.

2.3 Bilanzbewertung

Zur Bewertung der Wirkungsbilanz werden die untersuchten Sanierungsvarianten jeweils paarweise miteinander verglichen. Da die Dimensionen der einzelnen Wirkungskategorien oft wenig anschaulich sind werden die Zahlenwerte der einzelnen Wirkungskategorien durcheinander dividiert (der größere Zahlenwert wird immer durch den kleineren Zahlenwert dividiert). Die Ergebnisse

hieraus werden als sogenannte „Ungutsfaktoren“ bezeichnet. Dieser Zahlenwert beschreibt für jede Wirkungskategorie um wieviel ungünstiger die entsprechende Auswirkung bei der Sanierungsvariante A im Vergleich zur Sanierungsvariante B ist. Die Ungutsfaktoren werden grundsätzlich auf ganzzahlige Werte gerundet.

Im nachfolgenden Beispiel wird diese Vorgehensweise näher erläutert.

2.4 Beispiel einer Umweltbilanz

An einem Altstandort (ehemaliger Betrieb mit Holzimprägnierung) wurden Bodenkontaminationen mit Chrom, polizyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) und Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) in einer Höhe festgestellt, dass Sanierungsbedarf bestand. Bei den Bodenkontaminationen handelte es sich nicht um Mischkontaminationen, sondern die o.g. Schadstoffe bzw. Schadstoffgruppen waren räumlich getrennt. Für die beispielhafte Betrachtung sollen zwei Sanierungsvarianten bilanziert werden:

Sanierungsvariante A: on-site Sicherung

In Falle der on-site Sicherung wurde der Boden, für den Sanierungsbedarf festgestellt wurde, vollständig ausgekoffert. Das kontaminierte Material wird am Standort getrennt nach Schadstoffen in einer Bodenmiete eingebaut, die durch eine Oberflächenabdichtung gesichert wird.

Sanierungsvariante B: Dekontamination

Die Schadstoffe PAK, MKW und Chrom liegen bei dem vorliegenden Sanierungsfall räumlich getrennt vor. Es ist daher möglich unterschiedliche Dekontaminationsverfahren anzuwenden:

- **PAK:** thermische Behandlung off-site
- **MKW:** mikrobiologische Behandlung on-site
- **Chrom:** Bodenwäsche on-site

Sowohl bei Sanierungsvariante A als auch bei Sanierungsvariante B werden ca. 2.000 m³ Boden gesichert bzw. einer Bodenbehandlung unterzogen.

Für die Erstellung einer Umweltbilanz sind darüberhinaus **zahlreiche** weitere Inputgrößen notwendig, deren Darstellung an dieser Stelle jedoch zu umfangreich wäre.

In Abb. 6 sind die Ergebnisse einer Umweltbilanz nach Durchführung der Sach- bzw. Wirkungsbilanz entsprechend der Aufgliederung in die einzelnen Wirkungskategorien und dem oben beschriebenen Weg zur Bildung der sogenannten Ungutsfaktoren dargestellt.

Es wird hier deutlich, dass die Sicherung on-site gegenüber der Dekontamination unter Umweltgesichtspunkten erhebliche Vorteile aufweist. Dieses Beispiel zeigt auch, dass höchst unterschiedliche Sanierungsvarianten mit dieser Methodik untereinander verglichen werden können.

Bei der Bewertung der Ergebnisse werden nicht nur allein die Ungutsfaktoren herangezogen werden, sondern es sind die Wirkungskategorien zu identifizieren, die durch hohe zahlenmäßige Beiträge von besonderer Bedeutung sind.

Wirkungskategorie	Ungünstiger bei Variante A	Etwa Gleich	Ungünstiger bei Variante B
Energieaufwand			4
Sonderabfall aus Altlast			(-)
Abfall insgesamt			60
Ressourcenverbrauch fossil			5
Ressourcenverbrauch Wasser			5
Flächeninanspruchnahme durch Abfall aus Altlast	2		(-)
Flächeninanspruchnahme			6
Treibhauseffekt			3
Versauerung			4
Sommersmog			4
Humantoxizität Luft (fern)			5
Humantoxizität Wasser			5
Humantoxizität Boden			4
Geruchsbelastung (fern)			
Humantoxizität Luft (nah)		1	
Geruchsbelastung (nah)		1	
Lärm (nah) 66 dB(A)		(-)	
Lärm (nah) 60 dB(A)		1	
Sanierungsvariante A: <i>on-site Sicherung</i> Sanierungsvariante B: <i>Dekontamination</i> (-) : Belastung liegt nur für eine Sanierungsvariante vor			

Abb. 6: Darstellung der Ergebnisse einer Umweltbilanz durch Ungutsfaktoren

3. Grundsätzliche Hinweise zur Optimierung von Altlastensanierungen unter Umweltaspekten

In der nachfolgenden Zusammenstellung werden verschiedene Verfahren unter Umweltgesichtspunkten verglichen. Der Vergleich beschränkt sich auf das eigentliche Verfahren, Vorbereitungs-schritte wie z. B. Bodenaufbereitung werden hierbei nicht berücksichtigt. Für den Vergleich werden möglichst einfache wenig komplexe Sanierungsfälle herangezogen. Die Ergebnissen, die daraus abgeleitet werden können, haben daher nur einen allgemeinen bzw. grundsätzlichen Charakter, so dass nicht von einer Übertragbarkeit der Ergebnisse für jeden Einzelfall ausgegangen werden kann.

Eine grundsätzliche Einschätzung der unterschiedlichen Sanierungsverfahren hinsichtlich ihrer Umweltauswirkungen kann im Rahmen der Sanierungskonzeption hilfreich sein, da man bereits in dieser Phase bevorzugt umweltfreundliche Verfahren berücksichtigen kann. In der Praxis besteht eine Sanierungsvariante meist aus einer Kombination von verschiedenen Verfahren und Arbeitsschritten, so dass auf den ersten Blick meist nicht deutlich wird, in welchem Arbeitsschritt die wesentlichen Umweltbelastungen auftreten. Mit Hintergrundwissen, d. h. mit einer relativen Bewer-

tung der Sanierungsverfahren bzw. Arbeitsschritte hinsichtlich ihrer Umweltauswirkungen ist es einfacher, die Gesamtvariante unter diesem Gesichtspunkt zu optimieren.

In der nachfolgenden Zusammenstellung werden unter Anwendung des PC-Programms „Umweltbilanzierung von Altlastensanierungsverfahren“ verschiedene Sanierungsverfahren gegenübergestellt und die Umweltauswirkungen in Form einer Bilanzbewertung gegenübergestellt, die 16 Wirkungskategorien entsprechend dem Instrumentarium „Umweltbilanzierung“ umfasst. Diese Bilanzbewertung ermöglicht es dann, eine Bewertung vorzunehmen und sie zu interpretieren.

3.1 Ex-situ-Bodenbehandlungsverfahren

In Abb. 7 ist die Bilanzbewertung „Thermische Bodenreinigung – Bodenwäsche“ dargestellt. Als Annahme ist vorgegeben, dass es sich hierbei um stationäre Anlagen handelt. Die Bewertung wird in den 16 definierten Wirkungskategorien durchgeführt. Als Bewertungsmaßstab dienen die sogenannten Ungutsfaktoren, die beschreiben, um ein Wievielfaches das betreffende Verfahren schlechter ist, als das Vergleichsverfahren. Der Ungutsfaktor 10 in der entsprechenden Wirkungsbilanz bedeutet z.B. die 10-fache Umweltbelastung. Wirkungskategorien, bei denen keine Ungutsfaktoren angegeben sind, sind entweder nicht relevant, d. h. für beide Verfahren treten keine entsprechende Umweltbelastungen auf oder die Ungutsfaktoren sind < 2 , d. h. im Fehlerbereich, und werden deshalb nicht berücksichtigt. Wenn innerhalb einer Wirkungskategorie nur ein Verfahren eine Umweltbelastung aufweist, wird explizit darauf hingewiesen, dass keine Bilanzbewertung möglich ist.

Die Bilanzbewertung „Thermische Bodenreinigung – Bodenwäsche“ zeigt deutlich, dass das thermische Verfahren im Vergleich zur Bodenwäsche erheblich höhere Umweltbelastungen aufweist. Die Unterschiede sind so deutlich, dass dies als grundsätzlich gegeben betrachtet werden kann.

In Abb. 8 wird die Bodenwäsche einem biologischen Mietenverfahren gegenübergestellt. Erstaunlich hierbei ist es, dass die Biologie gegenüber Bodenwäsche kaum Vorteile aufweist. Der deutliche Nachteil der Bodenwäsche in Bezug auf die Wirkungskategorie „Abfallentstehung gesamt“ ist darauf zurückzuführen, dass der Feinkornanteil als Schadstoffkonzentrat als Abfall eingestuft wird. Dieser Nachteil relativiert sich dann, wenn der Feinkornanteil z. B. in der Zementindustrie verwertet werden kann.

Das bei der Gegenüberstellung „Mikrobiologie – Bodenwäsche“ betrachtete Mietenverfahren 1 ist verfahrenstechnisch möglichst einfach gehalten, d. h. ohne Zugabe von Nährstoffen und sonstigen Hilfsmitteln. In Abb. 9 wird dem Mietenverfahren 1 das Mietenverfahren 2 mit Nährstoffzugabe gegenübergestellt. Die Bilanzbewertung zeigt deutlich, dass das Mietenverfahren 2 erheblich höhere Umweltbelastungen aufweist, die in Zusammenhang mit der Nährstoffzugabe zu sehen sind. Im wesentlichen sind die zusätzlichen Umweltbelastungen der Produktion der Nährstoffe zuzuordnen.

Die Gegenüberstellung eines mikrobiologischen Reaktorverfahrens mit dem Mietenverfahren 1 (Abb. 10) zeigt ebenfalls, dass ein Reaktorverfahren unter Umweltgesichtspunkten deutlich schlechter zu bewerten ist.

Die vorangegangenen Gegenüberstellungen zeigen deutlich, dass thermische Verfahren unter Umweltgesichtspunkten eindeutig am schlechtesten zu bewerten sind. Ob Mikrobiologische Verfahren tatsächlich die umweltfreundlichsten Bodenbehandlungsverfahren sind, hängt im Einzelfall von der Verfahrensgestaltung ab. Bei Anwendung eines mikrobiologischen Bodenreinigungsver-

fahrens sollte daher immer angestrebt werden, den technischen Aufwand möglichst in Grenzen zu halten, um die potenziellen Vorteile der Mikrobiologie nutzen zu können. Die Bodenwäsche, insbesondere wenn eine umweltfreundliche Verwertung der Restschlämme möglich ist, ist bezüglich der Umweltverträglichkeit mit einem mikrobiologischen Verfahren vergleichbar, in Fällen von technisch sehr aufwändigen mikrobiologischen Verfahren kann dieses Verfahren sogar Vorteile aufweisen.

Entwicklungen, die darauf abzielen, mikrobiologische Verfahren, z. B. durch Wärmezufuhr zu optimieren, sind in diesem Zusammenhang sehr kritisch zu sehen. Dieses gilt grundsätzlich auch für mikrobiologische In-situ Verfahren, die mit Zugabe von Nitrat bzw. H_2O_2 arbeiten (Abb. 11 und 12)

Die Reinigung von Böden wird in der Regel nicht vor Ort, sondern in stationären Anlagen, den sogenannten Bodensanierungszentren, durchgeführt. Eine Bodenreinigung mit den hier betrachteten Techniken ist daher immer mit einem Transport und daraus herrührenden Umweltbelastungen verbunden.

In Abb. 13 und 14 werden die Umweltbelastungen infolge Transport auf Straßen-, Schienen- und Wasserweg gegenübergestellt. Erwartungsgemäß ist der Bodentransport mit einem Binnenschiff unter diesen Gesichtspunkten am günstigsten zu bewerten, während der Transport mit einem LKW die mit Abstand umweltbelastendste Variante darstellt.

In Abb. 15 wird durch Gegenüberstellung "Transport Straße - thermische Bodenreinigung" deutlich, dass der Transport einen wesentlichen Einfluss auf die Umweltbilanz aufweist. Bereits ein Transport mit einem LKW auf der Straße von ca. 300 km weist mindestens die gleichen Umweltbelastungen auf wie die anschließende Behandlung des Bodens in einer thermischen Bodenreinigungsanlage.

Bei umweltverträglicheren Bodenreinigungsverfahren wie z. B. Bodenwäsche ist es daher möglich, dass die wesentliche Umweltbelastung bereits schon durch den Transport entsteht. Dieser Aspekt ist auch von Bedeutung, wenn kontaminierte Böden aus wirtschaftlichen Gründen deponiert werden und hierbei weite Transportwege notwendig sind.

Die Sinnhaftigkeit von langdauernden In-situ-Sanierungsmaßnahmen wird in vielen Fällen sowohl unter wirtschaftlichen, als auch unter Umweltaspekten angezweifelt. Beim Vergleich einer hydraulischen Sanierung bei einer Sanierungsdauer von 10 Jahren mit einem Bodenaustausch und anschließender Bodenwäsche erscheinen die befürchteten Nachteile jedoch nicht so gravierend zu sein (Abb. 16). Sieht man hierbei von der Abfallentstehung, die durch den Anfall von Restschlämmen aus der Bodenwäsche herrührt, ab, ist unter diesen Bedingungen eine hydraulische Sanierung unter Umweltgesichtspunkten durchaus vertretbar. Entscheidend ist hierbei, ob die Restschlämme aus der Bodenwäsche umweltfreundlich verwertet werden können.

3.2 Sicherungsmaßnahmen bei der Altlastensanierung

Die Sicherung von Altlasten beinhaltet meist auch bautechnische Maßnahmen. Zur Einkapselung einer Altlast sind u. a. Dichtwände notwendig, für die die unterschiedlichsten technischen Ausführungen zur Verfügung stehen. Spundwände, Schmalwände und Kombinationsdichtwände können hierfür als typische Beispiele angeführt werden. In Abb. 17 werden die Umweltbelastungen, die bei der Errichtung einer Spundwand entstehen, mit denen einer Schmalwand gegenübergestellt. In Abb. 18 wird unter gleichen Aspekten eine Spundwand mit einer Kombinationsdichtwand vergli-

chen. Beide Beispiele zeigen deutlich, dass bereits in der Bauphase einer Sicherungsmaßnahme sehr erhebliche Unterschiede bei der damit verbundenen Umweltbelastung auftreten können. Bei den vorliegenden Gegenüberstellungen erweist sich die Spundwand sowohl im Vergleich zur Schmalwand, als auch zur Kombinationsdichtwand unter Umweltgesichtspunkten als sehr nachteilig. Dieses Ergebnis ist hauptsächlich darauf zurückzuführen, dass die Herstellung der Spundwände bzw. die Gewinnung von Stahl große Umweltbelastungen aufweisen. Es ist daher empfehlenswert, wenn bei Sicherungsmaßnahmen unterschiedliche Bauausführungen möglich sind, die Umweltbilanz bei der Entscheidungsfindung mit einzubeziehen.

3.3 Gegenüberstellung Sicherung - Dekontamination

Bei Sanierungsfällen von größerem Umfang (ab 10.000 t Boden) erweist sich eine Sicherung meist wirtschaftlicher als eine Dekontamination. Zusätzlich wird meist auch argumentiert, dass eine Bodendekontamination in größerem Umfang auch unter Umweltgesichtspunkten nicht vertretbar wäre. Die Umweltbilanz „Sicherung – Bodenwäsche“ (Abb. 19) und „Sicherung - thermische Bodenreinigung“ (Abb. 20) zeigen deutlich, dass diese Einschätzung zumindest bei den hier vorgegebenen Randbedingungen nicht zutreffend ist. Selbst das relativ umweltbelastende Verfahren "Thermische Bodenreinigung" weist gegenüber einer Sicherung noch Vorteile auf. Hinzu kommt noch, dass nach einer Sicherung mit einer Dauer von 50 Jahren das Problem Altlast in der Regel nicht gelöst ist, sondern dass sich daran anschließend weitere Maßnahmen, z. B. Fortsetzung der Sicherung mit Nachbesserung oder Erneuerung der Bautechnik erforderlich sind.

4. Zusammenfassung

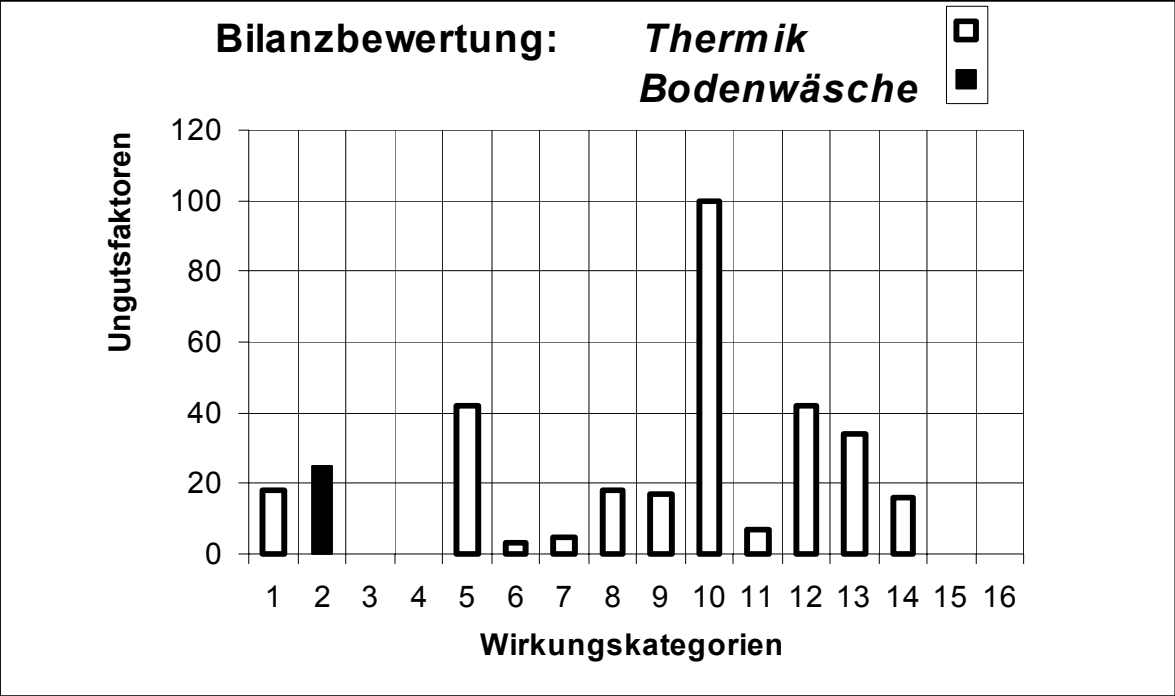
In der vorliegenden Zusammenstellung wurden unterschiedliche Sanierungsverfahren unter Anwendung des PC-Programms „Umweltbilanzierung von Altlastensanierungsverfahren“ gegenübergestellt. Ziel hierbei war es, einige grundsätzliche Hinweise abzuleiten, um möglichst bereits bei der Konzeption von Sanierungsmaßnahmen Umweltaspekte zu berücksichtigen. Zu berücksichtigen hierbei ist, dass die vorgestellten Ergebnisse keine Allgemeingültigkeit aufweisen, da sie sehr stark von den Annahmen bzw. daraus resultierenden Eingabegrößen abhängen. Es lassen sich jedoch einige grundsätzliche Aspekte ableiten, die für eine Sanierungskonzeption nützlich sein können:

- Thermische Bodenreinigungsverfahren weisen erwartungsgemäß die größten Umweltbelastungen auf.
- Biologische Bodenreinigungsverfahren weisen gegenüber der Bodenwäsche nur dann Vorteile auf, wenn es sich hierbei um eine verfahrenstechnisch wenig aufwendige Mikrobiologie handelt. Die Zugabe von Nährstoffen, z. B. bei mikrobiologischen Bodenreinigungsverfahren, erhöht die negativen Umweltauswirkungen erheblich, so dass auch die Bodenwäsche im Einzelfall die bessere Variante darstellen kann. Dies gilt insbesondere, wenn für die Restschlämme aus der Bodenwäsche eine umweltneutrale Verwertung möglich ist.
- Die Durchführung von Baumaßnahmen in Zusammenhang mit der Sicherung von Altlasten können auch erhebliche Unterschiede in bezug auf ihre Umweltbilanz aufweisen.

- Die Annahme, dass die Alternative "Sicherung" gegenüber der Dekontamination neben den meist wirtschaftlichen auch ökologische Vorteile aufweist, kann als nicht grundsätzlich gegeben betrachtet werden.

Die vorgestellten Beispiele zeigen, dass abhängig vom Verfahren bzw. Verfahrensgestaltung, ganz erhebliche Unterschiede bei der Umweltbelastung zu beobachten sind und dass in vielen Fällen noch ein erhebliches Potenzial vorhanden ist, die Umweltbelastungen aus Altlastensanierung zu reduzieren.

**Umweltbilanz: Thermische Bodenreinigung (stationär)
Bodenwäsche (stationär)**



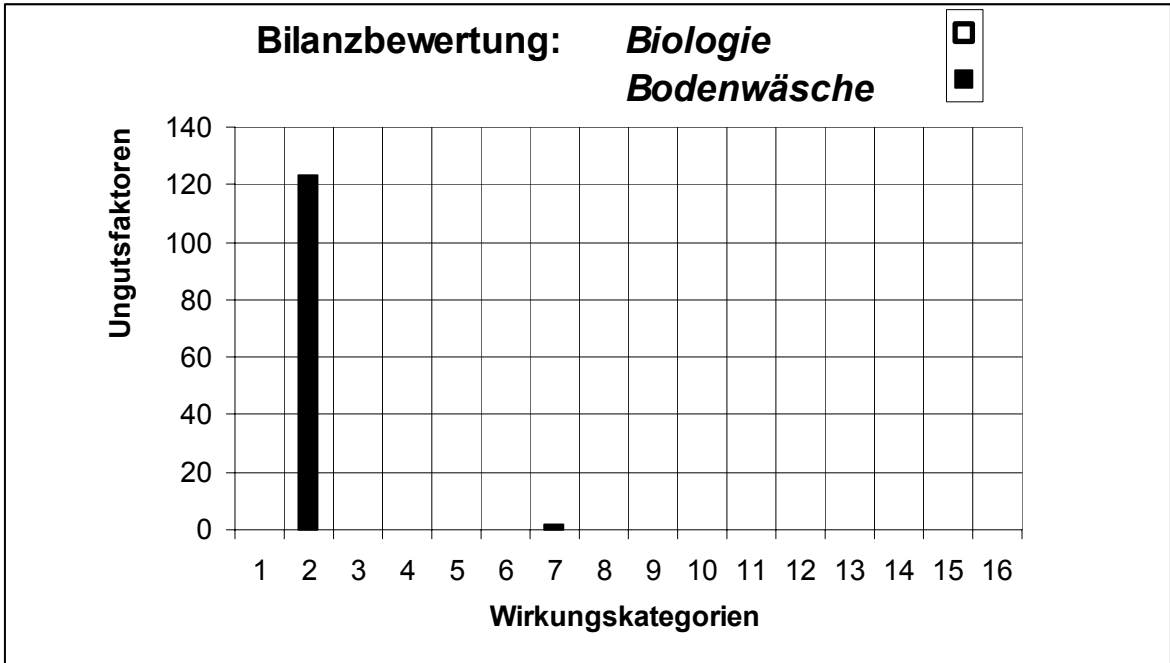
1	Kumulierter Energieaufwand	9	Versauerung
2	Abfallentstehung gesamt	10	Sommersmog
3	Abfallentstehung Verwertung Standort	11	Humantoxizität Luft - Fernbereich
4	Abfallentstehung Beseitigung Standort	12	Humantoxizität Wasser
5	Fossiler Ressourcenverbrauch	13	Humantoxizität Boden
6	Ressourcenverbrauch Wasser	14	Geruch
7	Flächeninanspruchnahme	15	Humantoxizität Luft - Nahbereich
8	Treibhauseffekt	16	Geruch - Nahbereich

Keine Bilanzbewertung möglich für: 4

Annahmen	
Bodenwäsche:	Feinkornanteil 20%
Thermik:	Wiederverwertung des Bodens möglich

Abbildung 7

**Umweltbilanz: Biologie Mietenverfahren 1
Bodenwäsche (stationär)**

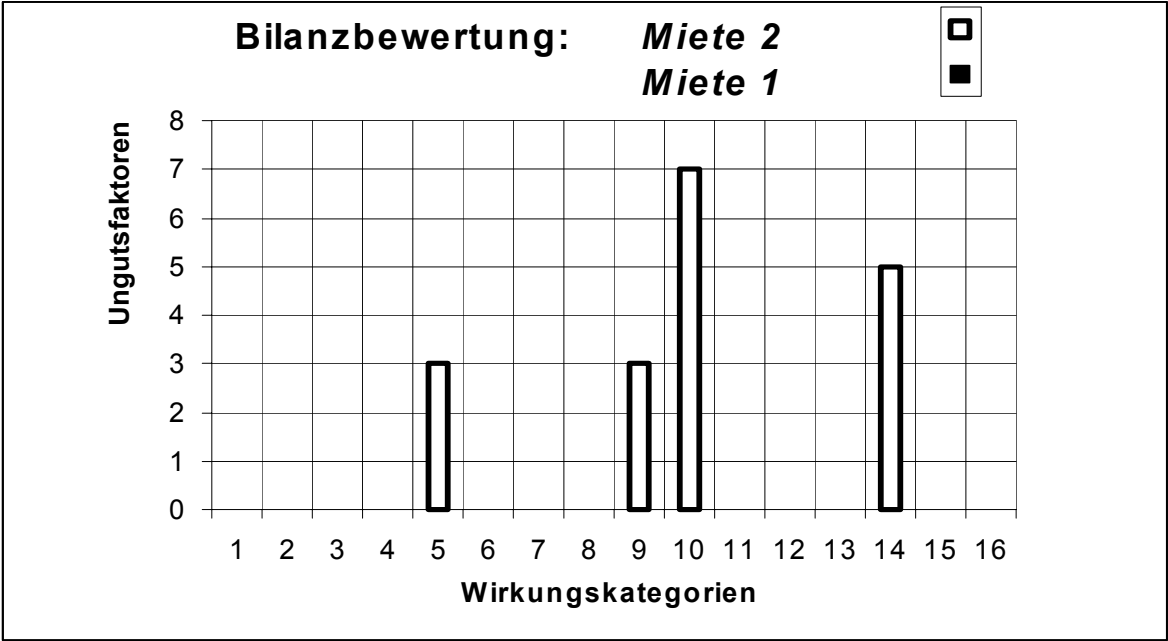


1	Kumulierter Energieaufwand	9	Versauerung
2	Abfallentstehung gesamt	10	Sommersmog
3	Abfallentstehung Verwertung Standort	11	Humantoxizität Luft - Fernbereich
4	Abfallentstehung Beseitigung Standort	12	Humantoxizität Wasser
5	Fossiler Ressourcenverbrauch	13	Humantoxizität Boden
6	Ressourcenverbrauch Wasser	14	Geruch
7	Flächeninanspruchnahme	15	Humantoxizität Luft - Nahbereich
8	Treibhauseffekt	16	Geruch - Nahbereich
Keine Bilanzbewertung möglich für: 4			

Annahmen	
Bodenwäsche:	<i>Feinkornanteil 20%</i>
Biologie Mietenverfahren 1:	<i>Keine Nährstoffzugabe</i>

Abbildung 8

Umweltbilanz: Biologie Mietenverfahren 2
Biologie Mietenverfahren 1

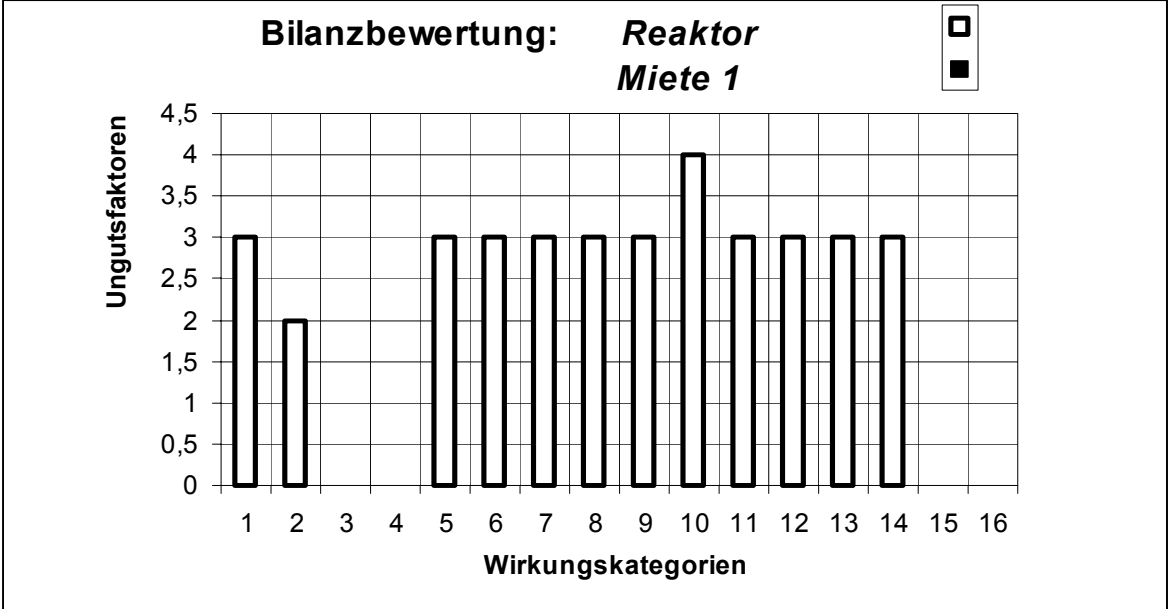


1	Kumulierter Energieaufwand	9	Versauerung
2	Abfallentstehung gesamt	10	Sommersmog
3	Abfallentstehung Verwertung Standort	11	Humantoxizität Luft - Fernbereich
4	Abfallentstehung Beseitigung Standort	12	Humantoxizität Wasser
5	Fossiler Ressourcenverbrauch	13	Humantoxizität Boden
6	Ressourcenverbrauch Wasser	14	Geruch
7	Flächeninanspruchnahme	15	Humantoxizität Luft - Nahbereich
8	Treibhauseffekt	16	Geruch - Nahbereich
Keine Bilanzbewertung möglich für: -			

Annahmen	
Biologie Mietenverfahren 2:	Mit Nährstoffzugabe (1%)
Biologie Mietenverfahren 1:	Keine Nährstoffzugabe

Abbildung 9

Umweltbilanz: Biologie Reaktor
Biologie Mietenverfahren 1



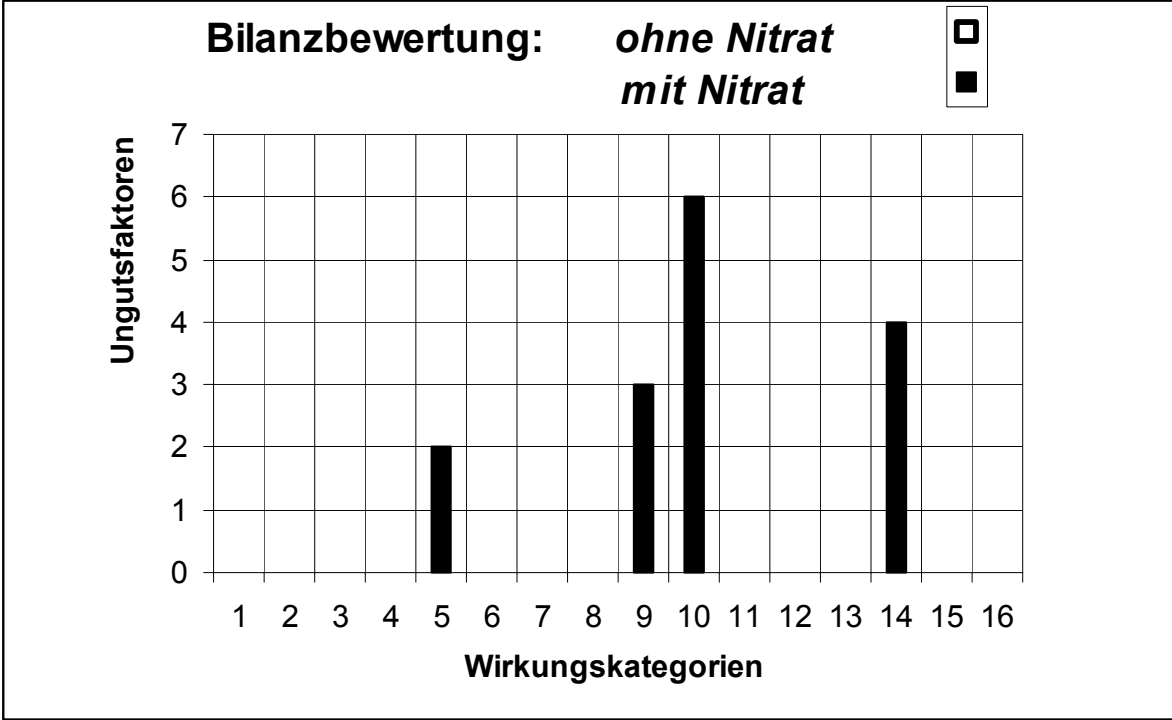
1 Kumulierter Energieaufwand	9 Versauerung
2 Abfallentstehung gesamt	10 Sommersmog
3 Abfallentstehung Verwertung Standort	11 Humantoxizität Luft - Fernbereich
4 Abfallentstehung Beseitigung Standort	12 Humantoxizität Wasser
5 Fossiler Ressourcenverbrauch	13 Humantoxizität Boden
6 Ressourcenverbrauch Wasser	14 Geruch
7 Flächeninanspruchnahme	15 Humantoxizität Luft - Nahbereich
8 Treibhauseffekt	16 Geruch - Nahbereich

Keine Bilanzbewertung möglich für: -

Annahmen	
Biologie Reaktor:	
Biologie Mietenverfahren 1:	<i>Keine Nährstoffzugabe</i>

Abbildung 10

Umweltbilanz: Biologisches In-Situ-Verfahren
Biologisches In-Situ-Verfahren mit Nitratzugabe

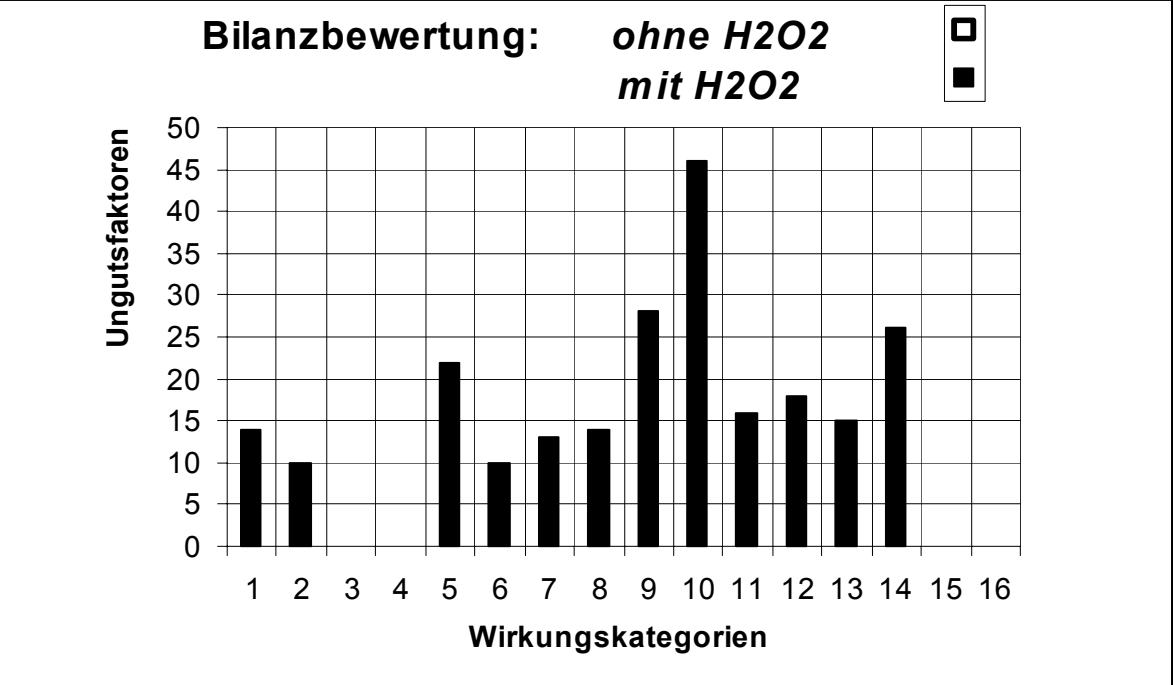


1	Kumulierter Energieaufwand	9	Versauerung
2	Abfallentstehung gesamt	10	Sommersmog
3	Abfallentstehung Verwertung Standort	11	Humantoxizität Luft - Fernbereich
4	Abfallentstehung Beseitigung Standort	12	Humantoxizität Wasser
5	Fossiler Ressourcenverbrauch	13	Humantoxizität Boden
6	Ressourcenverbrauch Wasser	14	Geruch
7	Flächeninanspruchnahme	15	Humantoxizität Luft - Nahbereich
8	Treibhauseffekt	16	Geruch - Nahbereich
Keine Bilanzbewertung möglich für: -			

Annahmen	
ohne Nitrat:	Sanierungsdauer 1 Jahr
mit Nitrat:	Sanierungsdauer 1 Jahr, 1000 Kg Nitratzugabe

Abbildung 11

Umweltbilanz: Biologisches In-Situ-Verfahren
Biologisches In-Situ-Verfahren mit Zugabe von H₂O₂



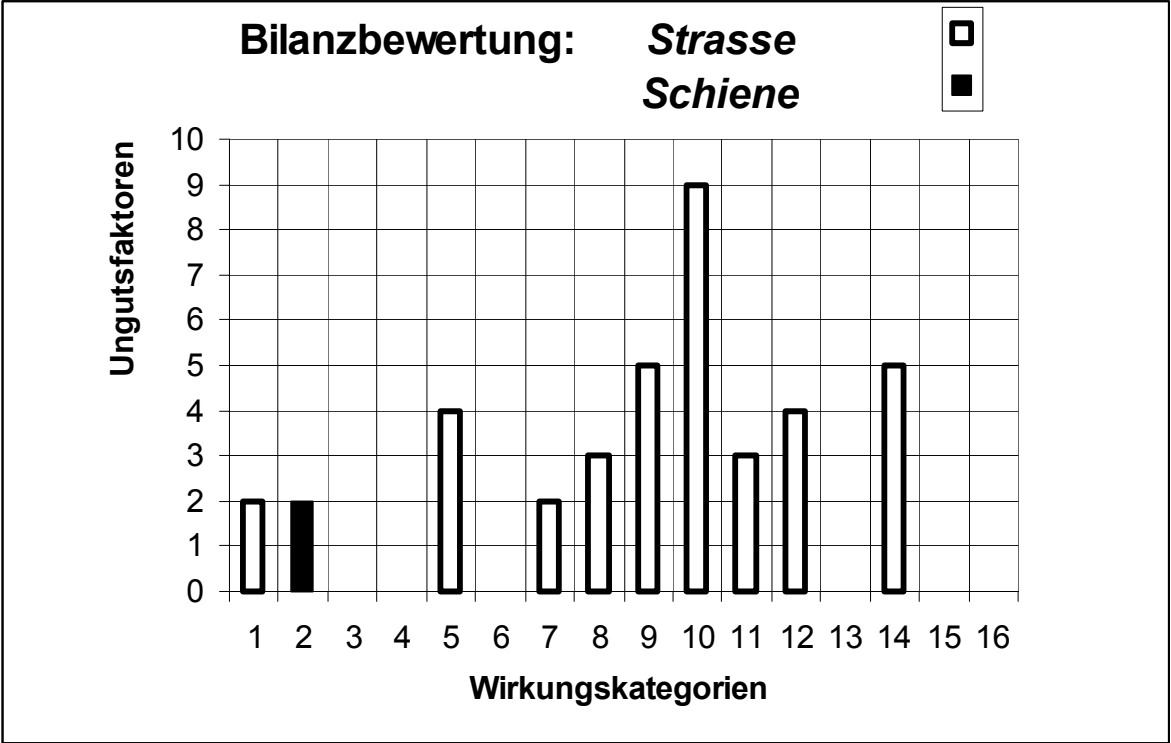
1	Kumulierter Energieaufwand	9	Versauerung
2	Abfallentstehung gesamt	10	Sommersmog
3	Abfallentstehung Verwertung Standort	11	Humantoxizität Luft - Fernbereich
4	Abfallentstehung Beseitigung Standort	12	Humantoxizität Wasser
5	Fossiler Ressourcenverbrauch	13	Humantoxizität Boden
6	Ressourcenverbrauch Wasser	14	Geruch
7	Flächeninanspruchnahme	15	Humantoxizität Luft - Nahbereich
8	Treibhauseffekt	16	Geruch - Nahbereich

Keine Bilanzbewertung möglich für: -

Annahmen	
ohne H₂O₂:	Sanierungsdauer 1 Jahr
mit H₂O₂:	Sanierungsdauer 1 Jahr, 1000 Kg Zugabe von H₂O₂

Abbildung 12

Umweltbilanz: Transport Straße
Transport Schiene

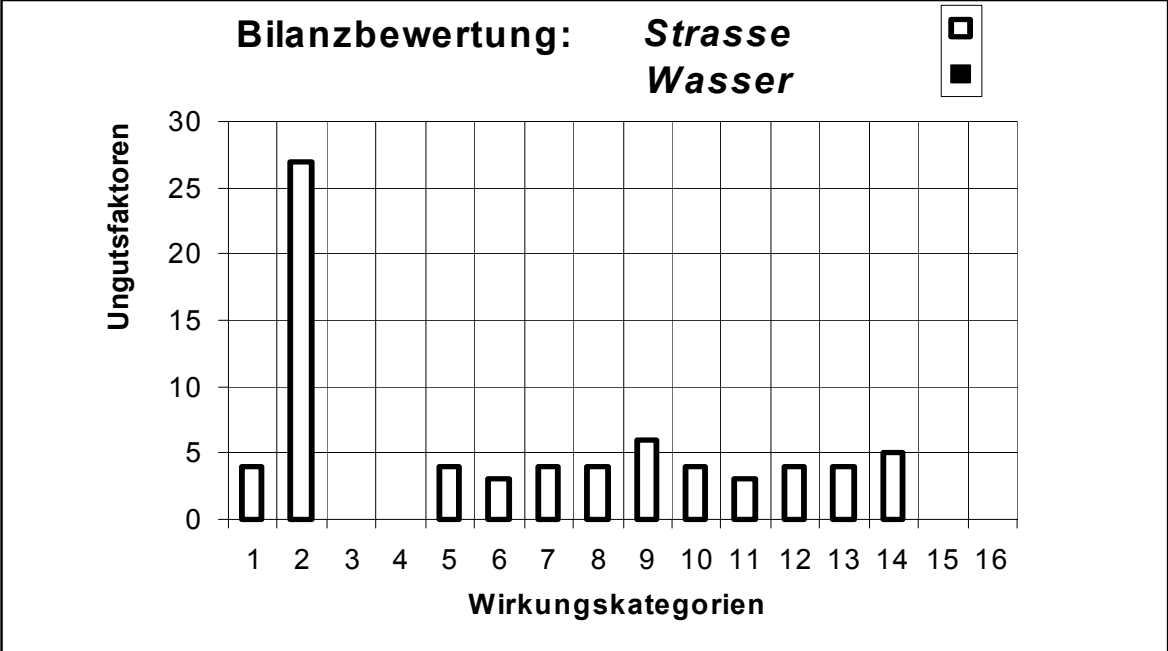


1	Kumulierter Energieaufwand	9	Versauerung
2	Abfallentstehung gesamt	10	Sommersmog
3	Abfallentstehung Verwertung Standort	11	Humantoxizität Luft - Fernbereich
4	Abfallentstehung Beseitigung Standort	12	Humantoxizität Wasser
5	Fossiler Ressourcenverbrauch	13	Humantoxizität Boden
6	Ressourcenverbrauch Wasser	14	Geruch
7	Flächeninanspruchnahme	15	Humantoxizität Luft - Nahbereich
8	Treibhauseffekt	16	Geruch - Nahbereich
Keine Bilanzbewertung möglich für: 15, 16			

Annahmen	
Transport Straße:	100 Km Transportweg
Transport Schiene:	100 Km Transportweg

Abbildung 13

**Umweltbilanz: Transport Straße
Transport Wasser**

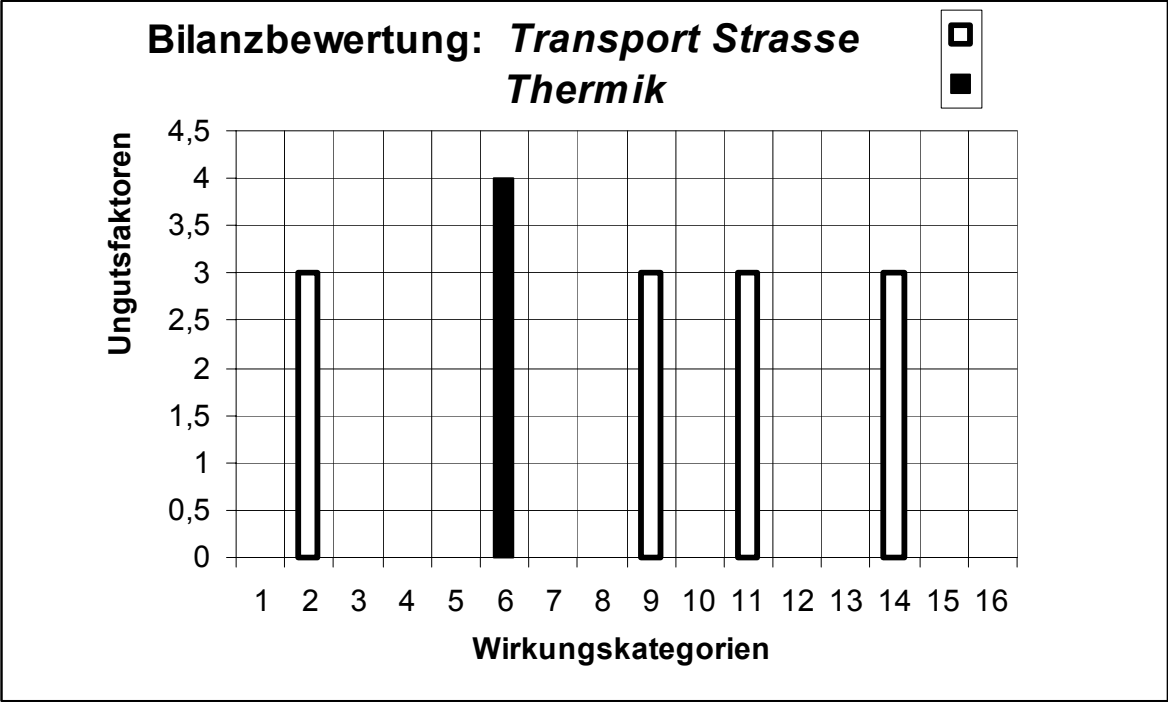


1	Kumulierter Energieaufwand	9	Versauerung
2	Abfallentstehung gesamt	10	Sommersmog
3	Abfallentstehung Verwertung Standort	11	Humantoxizität Luft - Fernbereich
4	Abfallentstehung Beseitigung Standort	12	Humantoxizität Wasser
5	Fossiler Ressourcenverbrauch	13	Humantoxizität Boden
6	Ressourcenverbrauch Wasser	14	Geruch
7	Flächeninanspruchnahme	15	Humantoxizität Luft - Nahbereich
8	Treibhauseffekt	16	Geruch - Nahbereich
Keine Bilanzbewertung möglich für: 15, 16			

Annahmen	
Transport Straße:	100 Km Transportweg
Transport Schiene:	100 Km Transportweg

Abbildung 14

**Umweltbilanz: Transport Straße
Thermische Bodenreinigung**

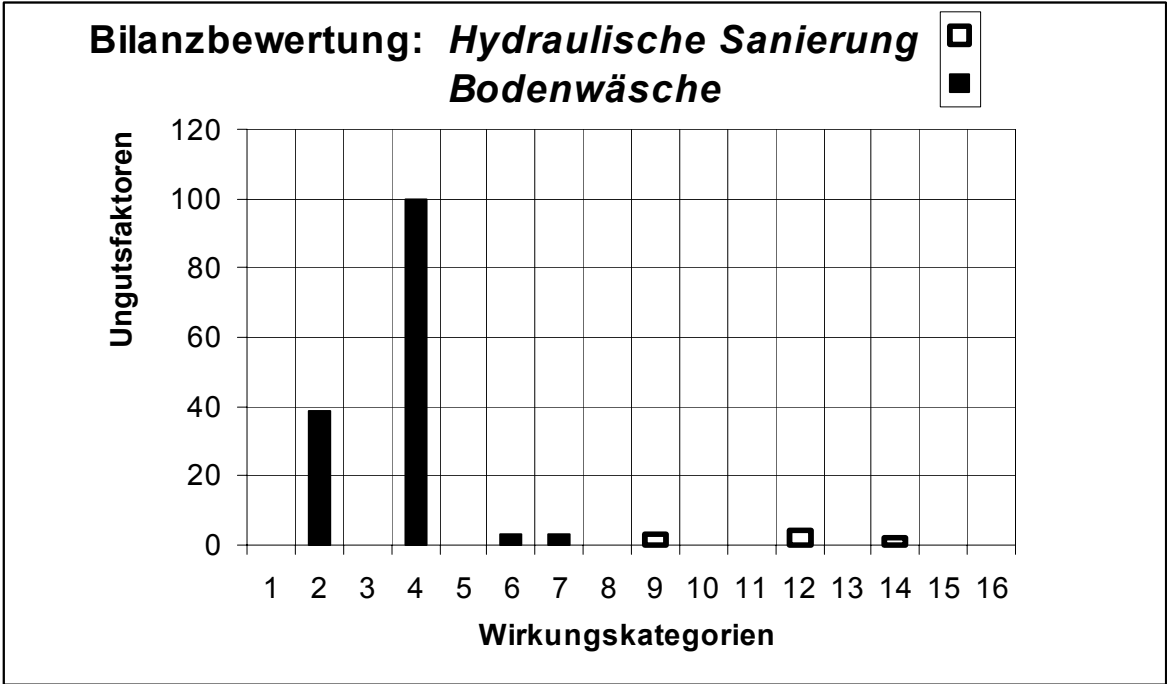


1	Kumulierter Energieaufwand	9	Versauerung
2	Abfallentstehung gesamt	10	Sommersmog
3	Abfallentstehung Verwertung Standort	11	Humantoxizität Luft - Fernbereich
4	Abfallentstehung Beseitigung Standort	12	Humantoxizität Wasser
5	Fossiler Ressourcenverbrauch	13	Humantoxizität Boden
6	Ressourcenverbrauch Wasser	14	Geruch
7	Flächeninanspruchnahme	15	Humantoxizität Luft - Nahbereich
8	Treibhauseffekt	16	Geruch - Nahbereich
Keine Bilanzbewertung möglich für: 15, 16			

Annahmen	
Transport Straße:	300 Km Transportweg
Thermische Bodenreinigung:	

Abbildung 15

**Umweltbilanz: Hydraulische Sanierung
 Bodenwäsche**



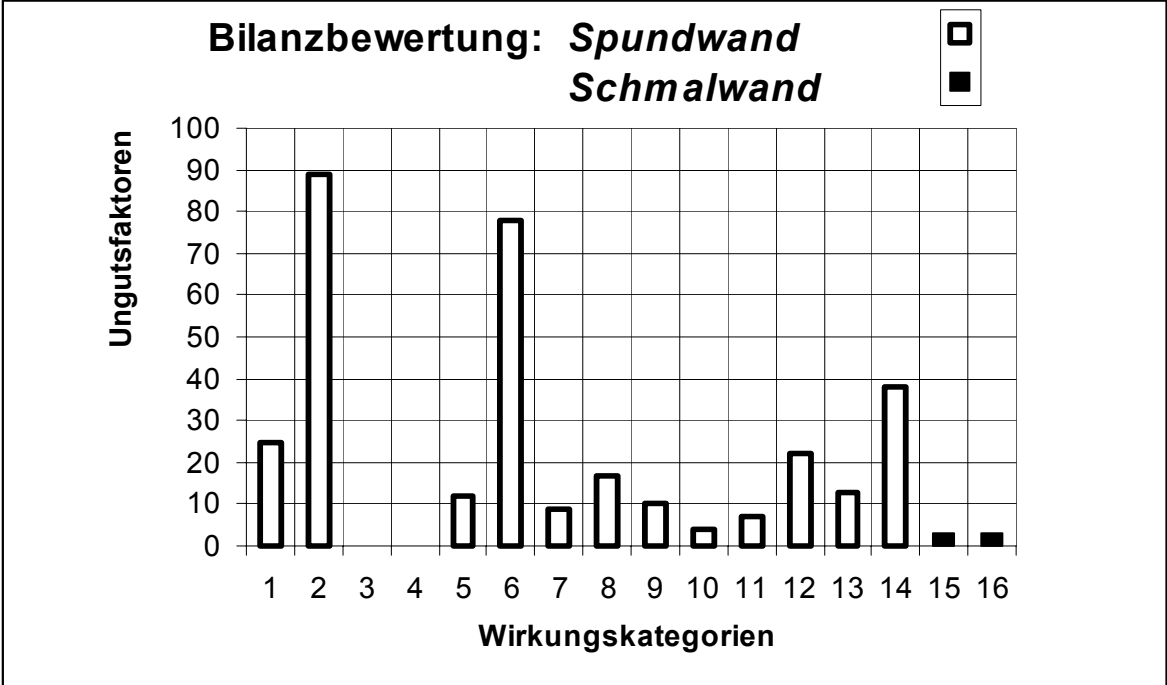
1	Kumulierter Energieaufwand	9	Versauerung
2	Abfallentstehung gesamt	10	Sommersmog
3	Abfallentstehung Verwertung Standort	11	Humantoxizität Luft - Fernbereich
4	Abfallentstehung Beseitigung Standort	12	Humantoxizität Wasser
5	Fossiler Ressourcenverbrauch	13	Humantoxizität Boden
6	Ressourcenverbrauch Wasser	14	Geruch
7	Flächeninanspruchnahme	15	Humantoxizität Luft - Nahbereich
8	Treibhauseffekt	16	Geruch - Nahbereich

Keine Bilanzbewertung möglich für: -

Annahmen	
Hydraulische Sanierung:	10 Jahre Sanierungsdauer, Wasserreinigung mit A-Kohle, Pumprate:10 m³/h
Bodenwäsche:	20 % Feinkornanteil

Abbildung 16

**Umweltbilanz: Spundwand
Schmalwand**

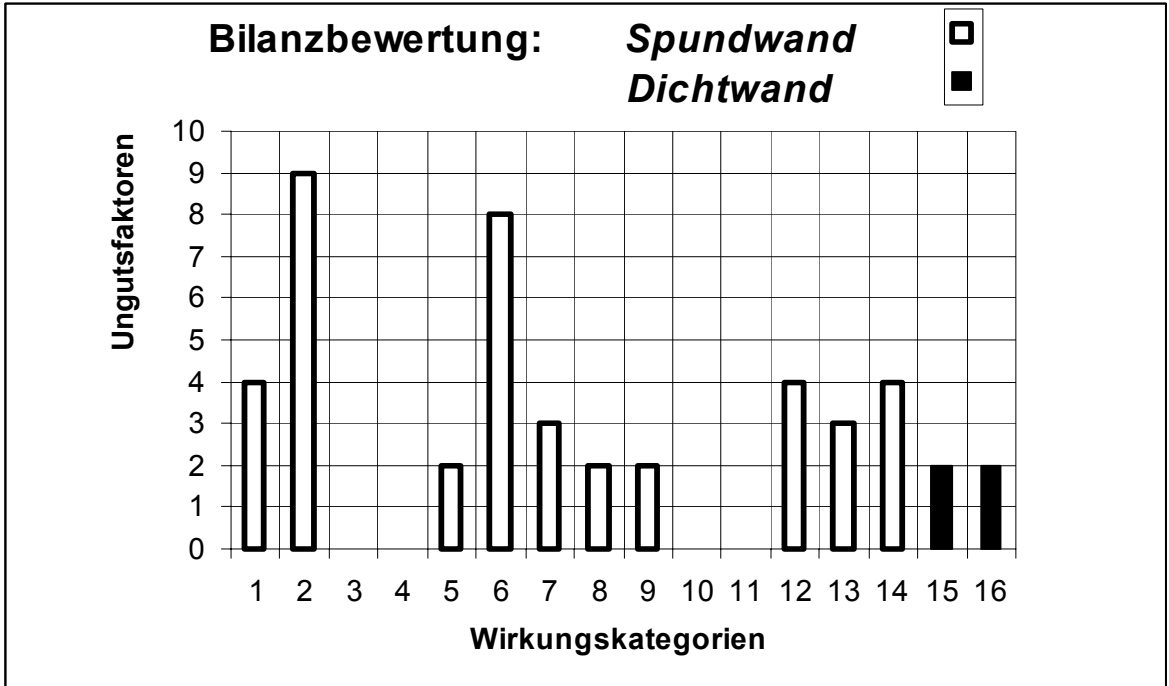


1	Kumulierter Energieaufwand	9	Versauerung
2	Abfallentstehung gesamt	10	Sommersmog
3	Abfallentstehung Verwertung Standort	11	Humantoxizität Luft - Fernbereich
4	Abfallentstehung Beseitigung Standort	12	Humantoxizität Wasser
5	Fossiler Ressourcenverbrauch	13	Humantoxizität Boden
6	Ressourcenverbrauch Wasser	14	Geruch
7	Flächeninanspruchnahme	15	Humantoxizität Luft - Nahbereich
8	Treibhauseffekt	16	Geruch - Nahbereich
Keine Bilanzbewertung möglich für: -			

Annahmen	
Spundwand:	Standartvorgaben
Schmalwand:	Standartvorgaben

Abbildung 17

**Umweltbilanz: Spundwand
Kombinationsdichtwand**



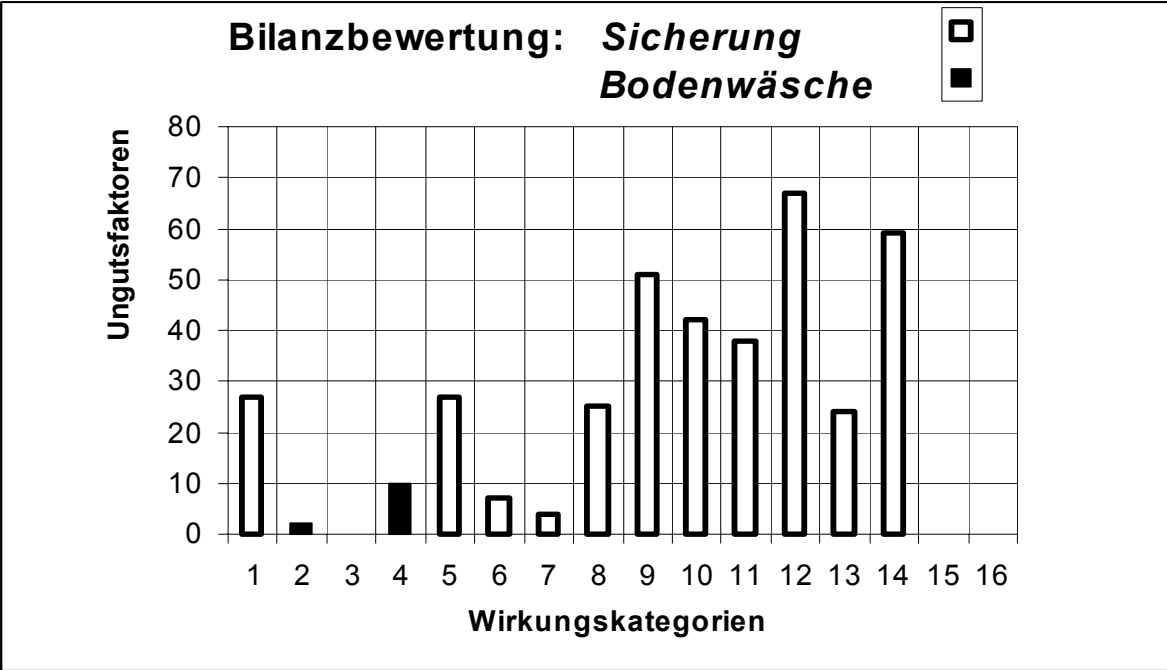
1	Kumulierter Energieaufwand	9	Versauerung
2	Abfallentstehung gesamt	10	Sommersmog
3	Abfallentstehung Verwertung Standort	11	Humantoxizität Luft - Fernbereich
4	Abfallentstehung Beseitigung Standort	12	Humantoxizität Wasser
5	Fossiler Ressourcenverbrauch	13	Humantoxizität Boden
6	Ressourcenverbrauch Wasser	14	Geruch
7	Flächeninanspruchnahme	15	Humantoxizität Luft - Nahbereich
8	Treibhauseffekt	16	Geruch - Nahbereich

Keine Bilanzbewertung möglich für: -

Annahmen	
Spundwand:	Standartvorgaben
Schmalwand:	Standartvorgaben

Abbildung 18

Umweltbilanz: Sicherung
Bodenwäsche

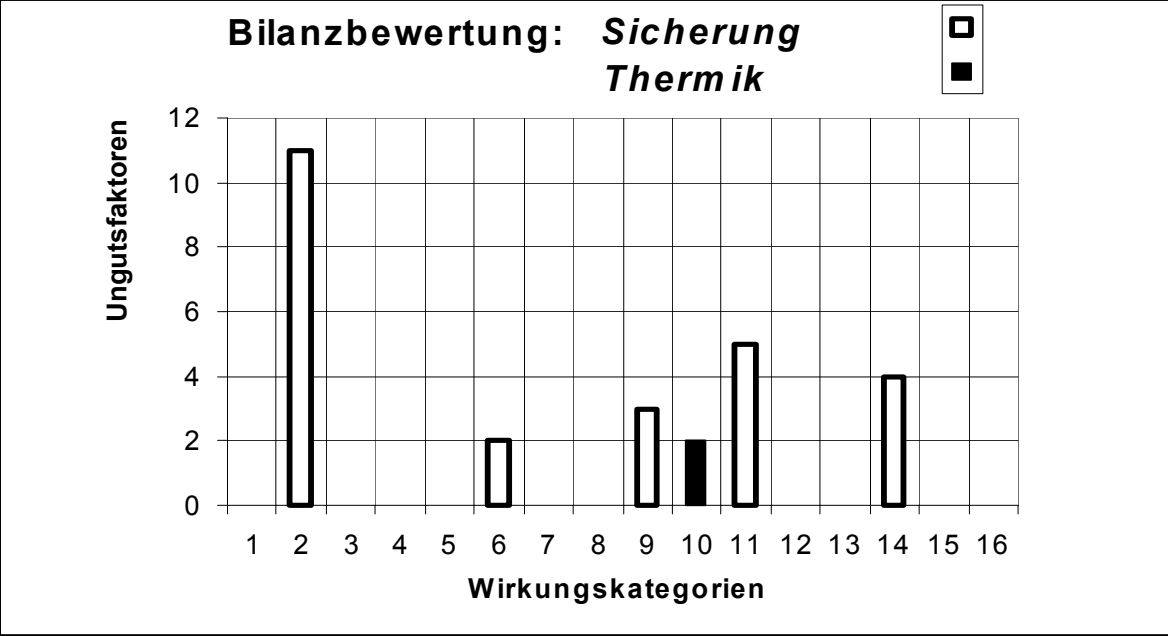


1	Kumulierter Energieaufwand	9	Versauerung
2	Abfallentstehung gesamt	10	Sommersmog
3	Abfallentstehung Verwertung Standort	11	Humantoxizität Luft - Fernbereich
4	Abfallentstehung Beseitigung Standort	12	Humantoxizität Wasser
5	Fossiler Ressourcenverbrauch	13	Humantoxizität Boden
6	Ressourcenverbrauch Wasser	14	Geruch
7	Flächeninanspruchnahme	15	Humantoxizität Luft - Nahbereich
8	Treibhauseffekt	16	Geruch - Nahbereich
Keine Bilanzbewertung möglich für: 15, 16			

Annahmen	
Sicherung:	10000 t Boden, 50 Jahr Betrieb, Spundwand, Oberflächenabdichtung, Wasserhaltung
Bodenwäsche:	10000 t Boden, Feinkornanteil 20%

Abbildung 19

Umweltbilanz: Sicherung
Thermische Bodenreinigung



1	Kumulierter Energieaufwand	9	Versauerung
2	Abfallentstehung gesamt	10	Sommersmog
3	Abfallentstehung Verwertung Standort	11	Humantoxizität Luft - Fernbereich
4	Abfallentstehung Beseitigung Standort	12	Humantoxizität Wasser
5	Fossiler Ressourcenverbrauch	13	Humantoxizität Boden
6	Ressourcenverbrauch Wasser	14	Geruch
7	Flächeninanspruchnahme	15	Humantoxizität Luft - Nahbereich
8	Treibhauseffekt	16	Geruch - Nahbereich
Keine Bilanzbewertung möglich für: 4, 15, 16			

Annahmen	
Sicherung:	10000 t Boden, 50 Jahr Betrieb, Spundwand, Oberflächenabdichtung, Wasserhaltung
Thermische Bodenreinigung:	-

Abbildung 20

Anlage

Mit dem PC-Programm "Umweltbilanz" ist es möglich, verschiedene Sanierungsverfahren hinsichtlich ihrer Umweltverträglichkeit gegenüberzustellen. Hierzu wurden anerkannte Methoden, die im Zusammenhang mit "Ökobilanzen" entwickelt und erprobt wurden, auf die besonderen Belange der Altlastensanierung zugeschnitten. Die Methodik als PC-Programm zur Verfügung zu stellen war naheliegend, da zur Erstellung einer Umweltbilanz umfangreiche Berechnungen notwendig sind, die auf große Datenbestände zurückgreifen. Ausführliche Textbeiträge, die dem Programm beigelegt sind, stellen die Methodik umfassend dar, so dass das Programm keine "black box" darstellt. Die Einarbeitung in das Programm wird durch Beispielfälle unterstützt.

Das PC-Programm "Umweltbilanzierung von Altlastensanierungsverfahren" wird in der Reihe "Materialien zur Altlastenbearbeitung der Landesanstalt für Umweltschutz Baden Württemberg (LfU) als Band 29 veröffentlicht. Es wendet sich an Behörden, Ingenieurbüros und sonstige Fachleute, die mit der Sanierung von Altlasten und Schadensfällen beschäftigt sind.

Ingenieurbüros und sonstige Interessierte können das PC-Programm auf CD zum Preis von 35,-€ (zuzüglich Mehrwertsteuer) über die Firma AHK (Gesellschaft für Angewandte Hydrologie und Kartographie, Rehlingstr. 9, 79100 Freiburg, Tel.: 0761 / 705220, Fax: 0761 / 7052220) beziehen.

Mineralisation und Immobilisierung - erreichbare und ausreichende Ziele bei der biologischen Sanierung PAK-kontaminierter Böden

Prof. Dr. Bernd Mahro, Institut für Technischen Umweltschutz, Hochschule Bremen

Die Stoffgruppe der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe stellt für die biologische Bodensanierungstechnik bis heute eine besondere Herausforderung dar. Die Häufigkeit ihres Vorkommens bei Sanierungsfällen, ihre toxische Relevanz - aber auch die Hartnäckigkeit, mit der sich die Gruppe zum Teil einer nachhaltigen Sanierung entzieht, rechtfertigen eine besondere Betrachtung. In diesem Beitrag sollen die derzeit erkennbaren Möglichkeiten und Grenzen der biologischen Sanierbarkeit PAK-kontaminierter Böden kurz dargestellt und die sich daraus ergebenden praktischen Konsequenzen bewertet werden.

1. Die biochemisch-biologischen Möglichkeiten zum PAK-Abbau

Es ist seit langem bekannt, dass es sowohl in Böden als auch in Gewässern eine ganze Reihe von Mikroorganismen gibt, die im Stande sind PAK abzubauen (Cerniglia, 1992; Kästner et al., 1993). Hierzu können sowohl Bakterien als auch Pilze gehören - wobei der jeweilige Mechanismus des Abbaus allerdings etwas unterschiedlich ist (Abb.1). Nachdem über viele Jahre der PAK-Abbau ausschließlich als Domäne der aeroben Mikroorganismen galt, mehren sich in letzter Zeit Befunde, wonach es insbesondere in anaeroben Sedimenten Bakterien gibt, die alternativ zum Sauerstoff auch die Präsenz anderer terminaler Elektronenakzeptoren wie Nitrat, Sulfat oder Eisen für den PAK-Abbau nutzen können (Annweiler et al., 2002; Coates et al., 1996; Meckenstock et al., 2000; Mihelcic & Luthy, 1988; Rockne & Strand, 1998; Zhang & Young, 1997).

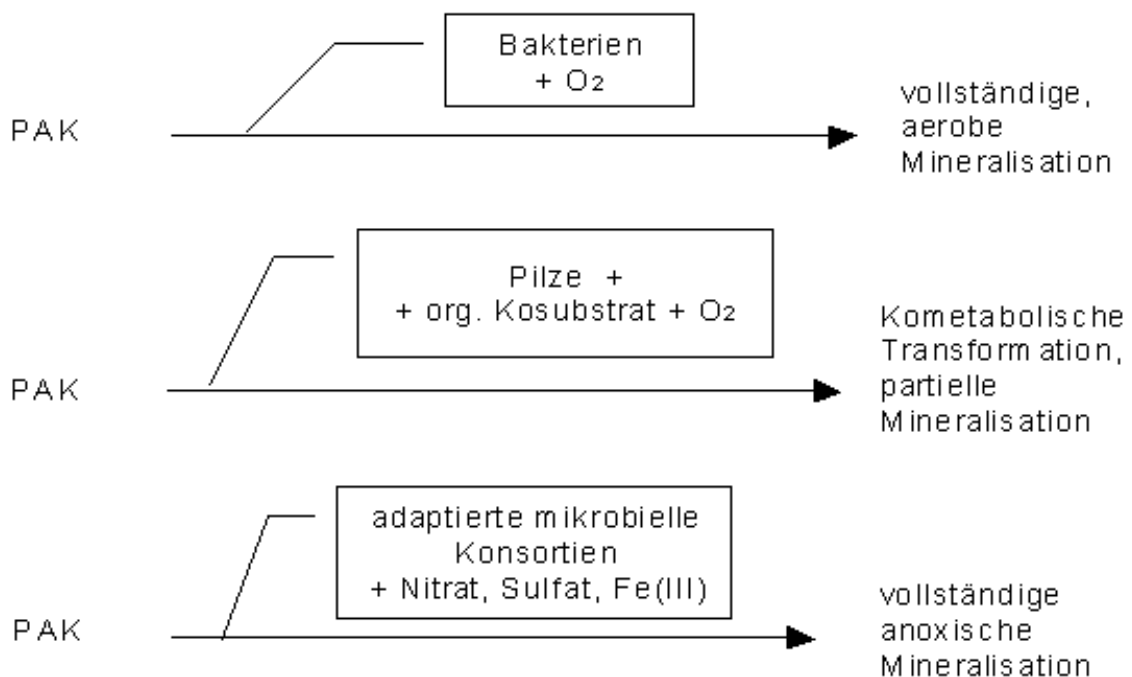


Abb. 1: Möglichkeiten von Mikroorganismen zum biologischen Abbau von PAK

Anoxische PAK-Abbaumechanismen könnten für die Grundwasserreinigung von großer Bedeutung sein, da die Sauerstoffversorgung in den häufig reduziert vorliegenden Grundwasserleitern immer mit großem technischen Aufwand verbunden ist und man sich auf dieser Basis in einigen Fällen ggf. stärker auf natürliche Selbstreinigungsprozesse im Grundwasser verlassen könnte. Allerdings muss man in diesem Zusammenhang auch vor allzu großer Euphorie warnen, da die Tatsache, dass man unter wissenschaftlichen, häufig laboroptimierten Bedingungen eine Reaktion beobachten kann, nicht immer zugleich heißt, dass diese Reaktion auch in der Praxis und in vertretbaren Sanierungszeiträumen tatsächlich von Bedeutung ist (Mahro, 2000a). Ähnliches gilt auch für den Abbau höhermolekularer PAK wie Benzo(a)pyren, für die es zwar aus Laborversuchen Hinweise gibt, dass auch diese Verbindungen grundsätzlich abbaubar sind (Bezalel et al., 1996; Kanaly et al., 2000; Kottermann et al., 1998; Schneider et al., 1996; Ye et al., 1996), die jedoch in der Praxis u.a. auf Grund ihrer geringen Wasserlöslichkeit und Nachlösegeschwindigkeit dann häufig doch nur sehr langsam umgesetzt werden (Schnöder et al., 1994; Abb.2).

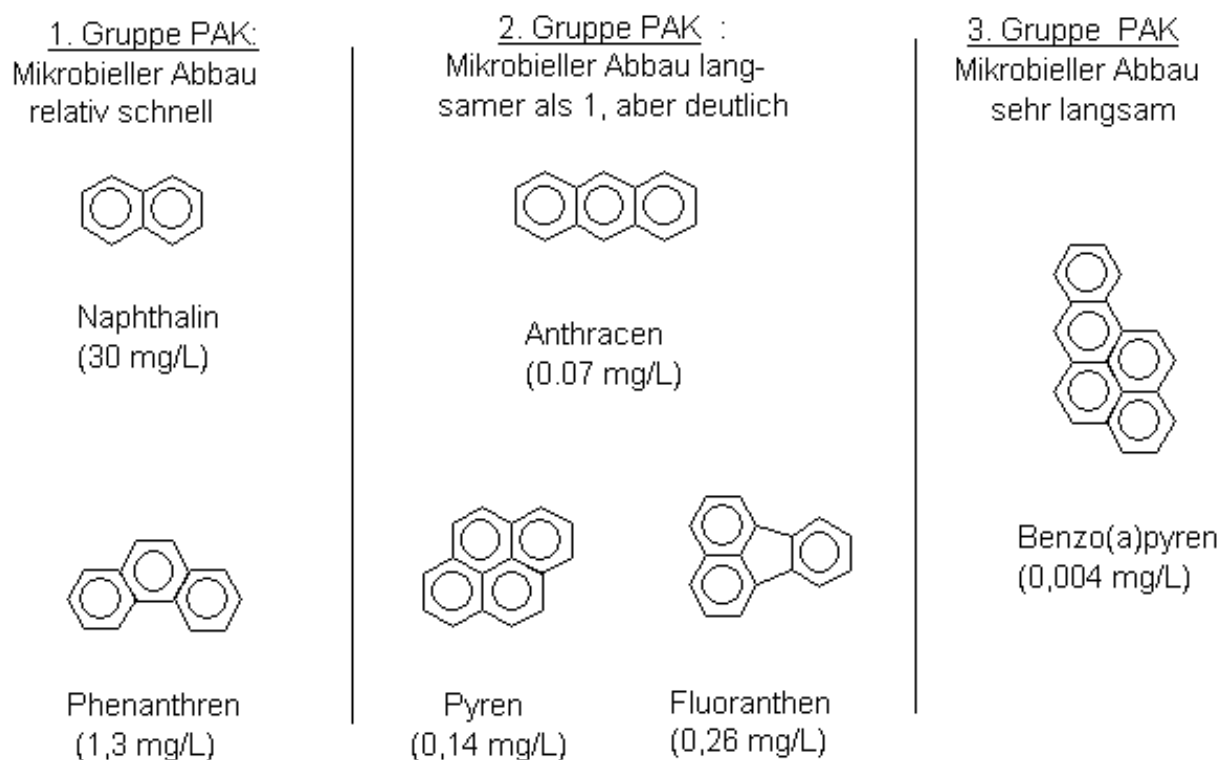


Abb. 2: Illustration des Einflusses von Ringzahl und Wasserlöslichkeit auf die Geschwindigkeit des aeroben Abbaus von PAK im Boden. Die Zahlen in Klammern geben die maximale Wasserlöslichkeit der gegebenen Verbindung an.

2. Mineralisierung und Humifizierung: Mechanismen des biologischen Abbaus von PAK im Boden

Der biologische Abbau von PAK durch Mikroorganismen funktioniert grundsätzlich auch noch, wenn die PAK statt in einer biochemischen Laborkultur in einer Bodenmatrix vorliegen. Mit Hilfe klassischer Nachweisanalytik (organische Extraktion + HPLC) konnte man in vielen biologisch aktivierten Böden (Belüftung, Nährstoff-Supplemente..) einen deutlichen Rückgang der PAK-Gesamtkonzentration im Verlauf der Behandlungszeit beobachten.

Allerdings ist dabei zu beachten, dass dieser Rückgang der PAK-Konzentration im Boden nicht nur auf einer vollständigen Überführung der Schadstoffe in CO_2 (Mineralisierung) beruht. Neben der primär angestrebten Transformation in CO_2 verbleibt bei allen Verfahren - wie wir heute insbesondere aus Arbeiten mit radioaktiv markierten Substanzen wissen - immer auch ein Teil der Schadstoffe in Form von stabilen Rückständen im Boden zurück (Eschenbach et al., 2000a; Kästner et al., 1995; Mahro & Kästner, 1993; Northcott & Jones, 2000; Umweltbundesamt 1998; Abb. 3). Dies gilt im Prinzip in mehr oder weniger großem Umfang auch für andere organische Schadstoffe wie z.B. TNT oder chlorierte Verbindungen (Abb 3; Lenke et al., 2000; Scheunert, 1998; Umweltbundesamt, 1998). Ein Teil der Schadstoffgerüste wird dabei so stark im Boden bzw. im Humus festgelegt, dass diese auch bei Anwendung rigorosester Extraktionsverfahren nicht mehr in ihrer ursprünglichen chemischen Struktur nachweisbar sind (= „nicht extrahierbare Rückstände“, im Folgenden abekürzt als „neR“ angegeben; Northcott & Jones, 2000).

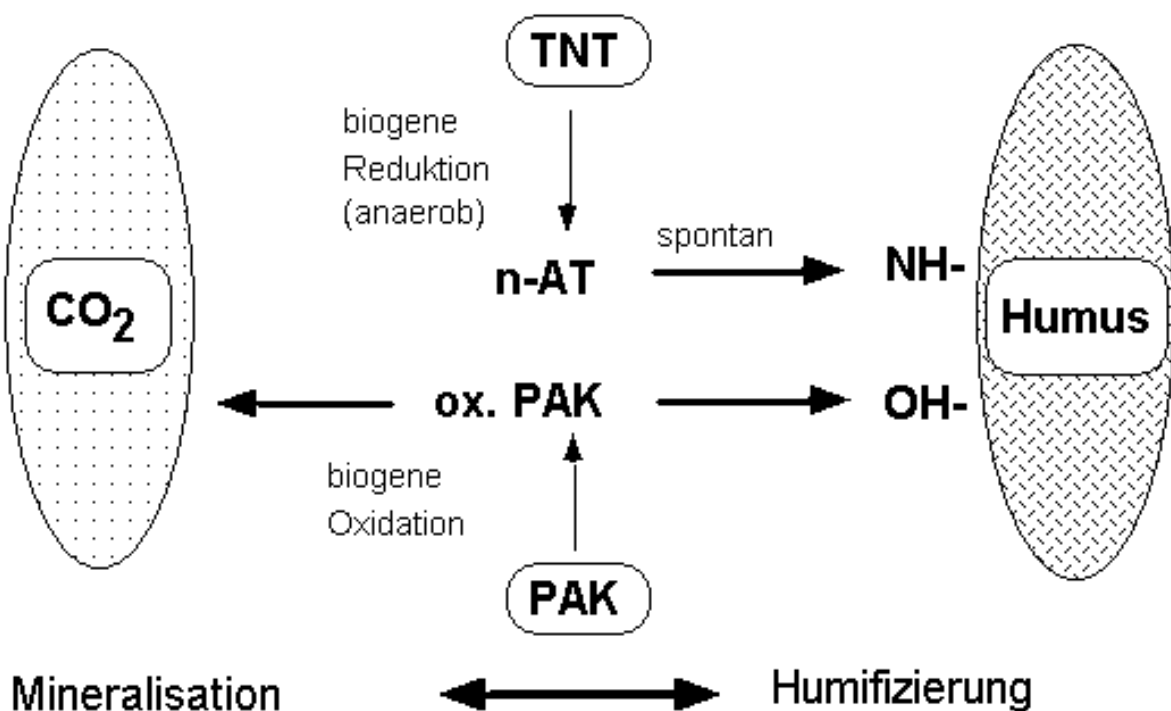


Abb. 3: Vereinfachtes Übersichtsschema über die jeweils dominanten Eliminationspfade für PAK und TNT im Boden (n-AT = 1-,2- oder 3-Aminotoluenderivate)

Betrachtet man im Vergleich das Schicksal anderer natürlicher organischer Stoffe im Boden (z.B. von Stoffen aus der Laubstreu), wird deutlich, dass das Phänomen der Bildung von gebundenen Rückständen im Boden kaum umgangen oder vermieden werden kann: Immer wenn organische Stoffe in eine biologisch und chemisch aktive Bodenmatrix eingetragen werden, wird ein Teil dieser Stoffe offensichtlich auch in der Humusmatrix festgelegt und so humifiziert. Die Anteile mit der organische Schadstoffe bzw. PAK jeweils mineralisiert oder humifiziert werden, hängt dabei stark von dem Boden und der Verbindung selbst ab. (vgl. Abb. 4 und 5). Die höchsten Humifizierungsraten konnten in unseren Untersuchungen bei 3- und 4-Ring-PAK beobachtet werden. Während Naphthalin offensichtlich auf Grund seiner -im Vergleich zu anderen PAK - guten Wasserlöslichkeit biologisch gut und schnell für eine Mineralisierung zugänglich ist, werden 5-Ring PAK auf Grund ihre äußerst geringen Wasserlöslichkeit weder von dem einen noch dem anderen Transformationsprozess ausreichend schnell erfasst und umgesetzt.

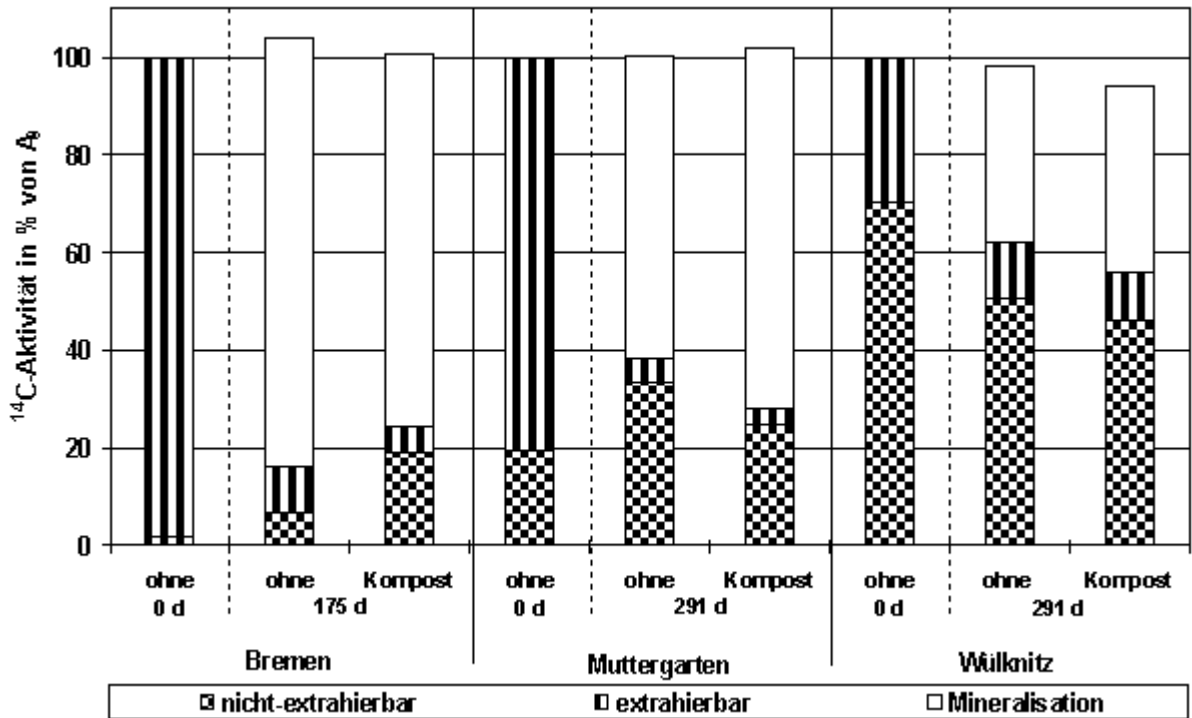


Abb. 4: Verbleib von ¹⁴C-Anthracen in verschiedenen Bodenmaterialien mit bzw. ohne Kompost-Zugabe. Gegenüberstellung der nicht-extrahierbaren Rückstände, der extrahierbaren ¹⁴C-Aktivität und der Mineralisation zu Versuchsbeginn (0 Tage) und nach der Inkubation. Gehalte C_{Org} 13,8 % (Boden Bremen); 0,9 % (Boden Muttergarten); 6,7 % (Boden Wülknitz); Daten aus Eschenbach et al., 2000 b

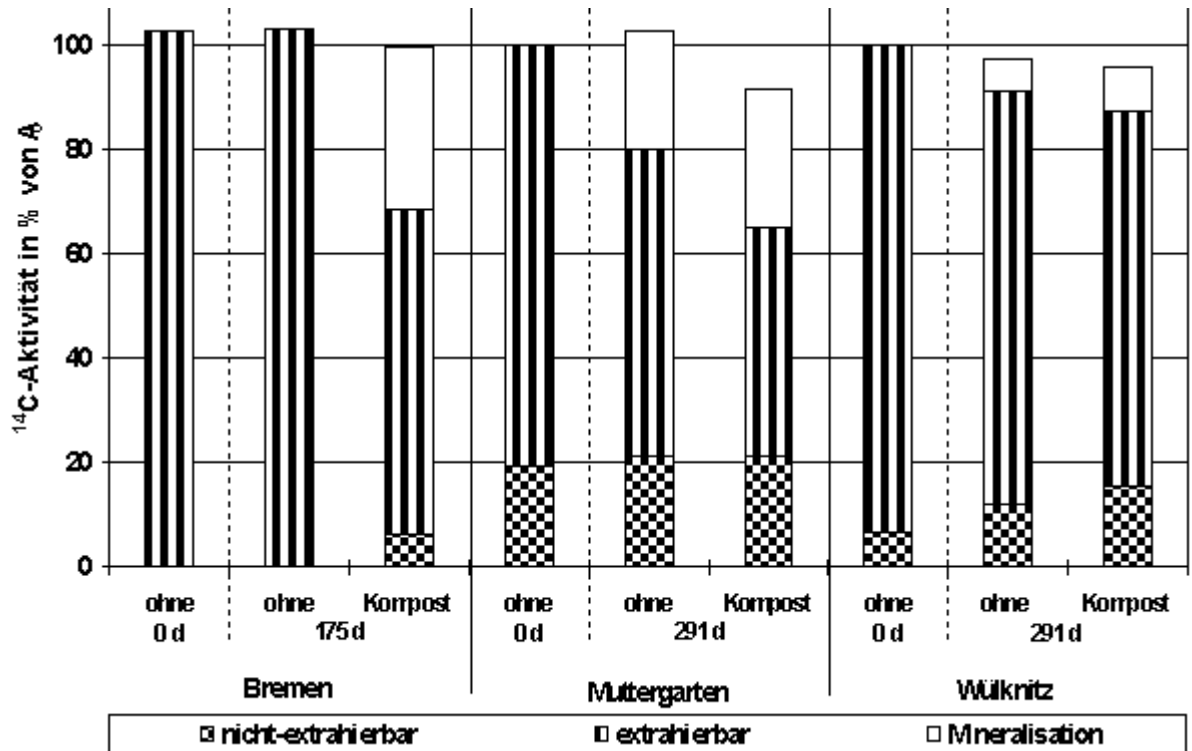


Abb. 5: Verbleib von ¹⁴C-Benzo(a)pyren in verschiedenen Bodenmaterialien mit bzw. ohne Kompost-Zugabe. Gegenüberstellung der nicht-extrahierbaren Rückstände, der extrahierbaren ¹⁴C-Aktivität und der Mineralisation zu Versuchsbeginn (0 Tage) und nach der Inkubation. Boden-Gehalte C_{org} wie angegeben in Abb.3. Daten aus Eschenbach et al., 2000 b

Wenn die Humifizierung von organischen Substanzen im Boden aber ohnehin nicht zu vermeiden ist, liegt es aus sanierungstechnischer Sicht nahe zu versuchen, diesen Prozess auch für eine Detoxifikation des Bodens zu nutzen und gezielt zu stimulieren (Bollag, 1992; Mahro & Kästner, 1993). In diesem Zusammenhang wurden im Rahmen unserer Arbeiten z.B. die Wirkung der Zugabe von Weißfäulepilzen und Kompost getestet, da angenommen werden konnte, dass die von diesen Supplementen in den Boden eingebrachten Enzyme, Radikalreaktionen und organischen Substrate eine Einbindung der Stoffe in die Bodenmatrix fördern könnten. Im Ergebnis zeigte sich jedoch, dass die Supplementzugabe zwar die biologische Aktivität im Boden insgesamt steigerte, eine *spezifische* Stimulation der neR-Bildung konnte bei PAK jedoch in der Regel nicht beobachtet werden (Eschenbach et al., 2000a). Anders sieht die Situation aber bei Trinitrotoluen (TNT) aus. Die Humifizierung kann für TNT heute sogar als Stand der Technik angesehen werden, wobei der Ablauf und die Art der Induktion der Humifizierung sich von derjenigen der PAK-Humifizierung aber unterscheidet (s. Abb.3; Bruns-Nagel et al., 1998; Lenke et al. 2000). Die Humifizierung von TNT ist mittlerweile auch im großtechnischen Maßstab mit hervorragendem Ergebnis erprobt worden und kann als eine der echten „Success-Stories“ der biologischen Bodensanierung angesehen werden (Fischer & Walter, 1998; Winterberg, 1998; demnächst auch nachzulesen im „Leitfaden zur biologischen Bodensanierung“)

Will man die Humifizierung gezielt als Strategie der biologischen Sanierung nutzen, stellt sich die Frage, ob und inwiefern die so erzielte Schadstoffelimination auch nachhaltig ist und wie stabil die schadstoffbürtigen Rückstände auf lange Sicht unter Freilandbedingungen sind. In einem vom BMBF in den letzten Jahren finanzierten Forschungsverbund sind vor diesem Hintergrund u.a. folgende Fragen genauer untersucht worden:

- In welcher Form sind humifizierte Schadstoffe in der Humusmatrix gebunden? (sorbiert, kovalent, sequestriert; reversibel, irreversibel...?)
- Was passiert mit den schadstoffbürtigen, nicht mehr extrahierbaren Rückständen auf lange Sicht im Freiland: Kommt es zur Wiederfreisetzung von originären Schadstoffstrukturen oder Metaboliten, zur Einbeziehung in den Humus-Turnover oder zur Aufnahme in Pflanzen und Nahrungskette?

Die wichtigsten Ergebnisse dieser Arbeit sind in Form von zwei Statusseminarberichten und zahlreichen Einzelpublikationen ausführlich dargestellt worden (Umweltbundesamt 1998, 2000; Resümee der Arbeit des Verbundes bei Mahro, 2000 b), sodass im Folgenden nur einige wichtige Punkte noch einmal kurz zusammengefasst werden.

Bei Beantwortung der Frage nach der Lokalisierung und Bindung der neR, konnte mit Hilfe klassischer Fraktionierungsverfahren zunächst gezeigt werden, dass die neR im Boden zwar mit Präferenz in der unlöslichen Huminfraktion binden, ein großer Teil der neR aber auch in die Huminsäuren- und Fulvosäurenfraktion übergeht. Untersuchungen zur genaueren Beschreibung der chemischen Bindungsstruktur sind im Rahmen des Verbundes auf Grund der für Festkörper-NMR-Verfahren besseren methodischen Zugänglichkeit primär mit TNT durchgeführt worden. Dabei konnte von Knicker (2000) gezeigt werden, dass es im Boden unter TNT-Humifizierungsbedingungen tatsächlich zu einem deutlichen Rückgang des Nitro-Peak-Signals und zur Ausbildung von Amid-Bindungen kommt. Diese Situation änderte sich auch nicht mehr, wenn der Boden anschließend wieder dauerhaft aerob inkubiert wurde. Die beschriebenen Daten belegen, dass es in diesem Humifizierungs-Verfahren tatsächlich zu einer Elimination der xenobiotischen Nitrofunktionen durch kovalente Einbindung gekommen war, wobei allerdings nicht alle Nitrogruppen in Amidbindungen überführt worden waren.

Auch für PAK konnte in Bindungsstudien gezeigt werden, dass kovalente Einbindungsprozesse bei der Humifizierung der PAK vorkommen können (Richnow et al., 1996; 1999). Quantitative Bestimmungen des jeweiligen Anteils der verschiedenen Bindungstypen waren aber bisher nicht möglich.

Zur Untersuchung der Frage, wie stabil die erfolgten Festlegungen der Schadstoffe im Boden waren, wurden die nicht-extrahierbaren, schadstoffbürtigen Rückstände im Folgenden einer Reihe denkbarer ökologischer Worst-Case-Scenarios ausgesetzt (Abb. 6). Hierzu wurde die Humusstruktur durch Einsatz biologisch, chemisch oder physikalisch wirksamer Maßnahmen labilisiert und anschließend die Menge und chemische Qualität der freigesetzten Schadstoff-Rückstände bestimmt (Eschenbach et al., 1998 b). Da man bei diesen Tests im Labor die klimatischen Veränderungen durch schnellen Wechsel von Extrembedingungen stark verkürzt ablaufen lassen kann, können die Experimente zugleich auch als Zeitraffer-Experimente zur Bewertung des Einflusses von langjährigen Klimaschwankungen genutzt werden.

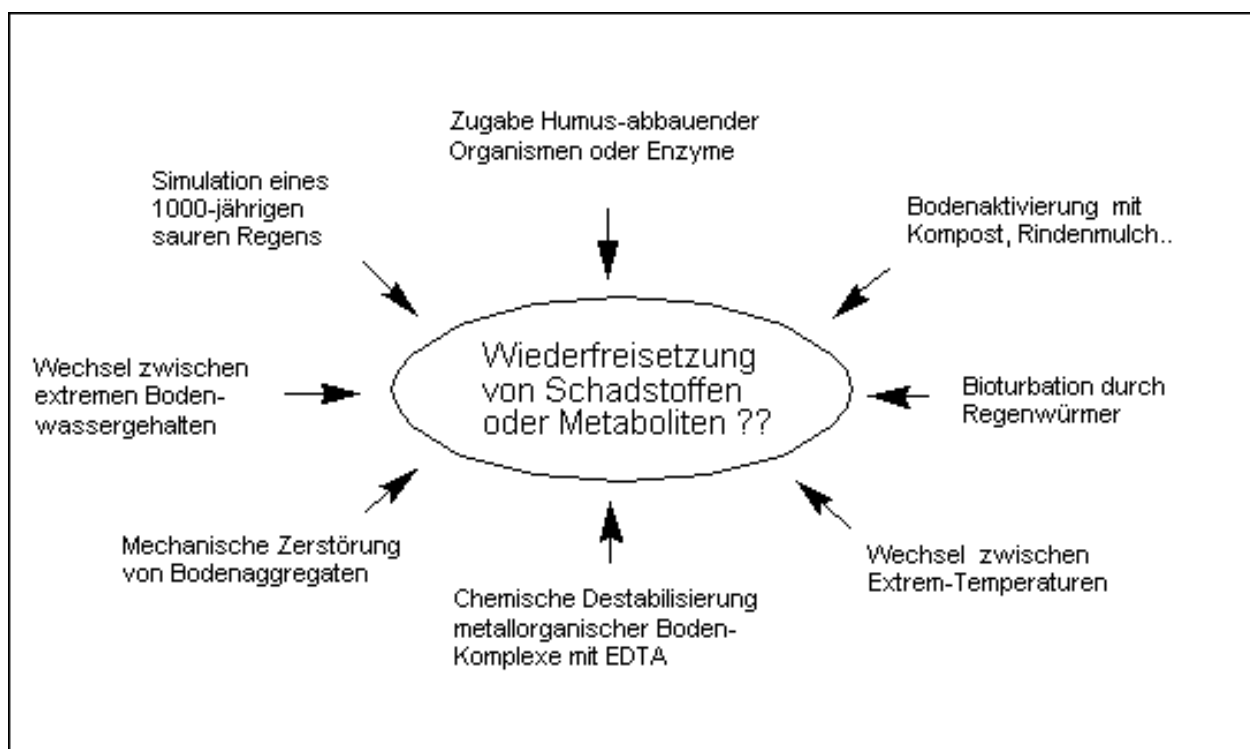


Abb. 6: Überblick über die eingesetzten "Worst-Case"-Tests zur Prüfung der Remobilisierbarkeit gebundener Schadstoff-Rückstände aus dem Boden

Im Ergebnis der mit Hilfe von radioaktiv markierten PAK-Verbindungen durchgeführten Untersuchungen konnte zunächst festgestellt werden, dass bei den meisten Ansätzen keine nennenswerte Abnahme der Fraktion gebundener Rückstände eintrat (Eschenbach et al., 1998 b; Abb. 7). Wenn es in diesen Tests überhaupt zu einer Veränderung der neR-Fraktion kam, dann eher in Richtung Mineralisierung. In keinem Fall wurde aber die extrahierbare Radioaktivitäts-Schadstoff-Fraktion - wie befürchtet werden konnte - größer.

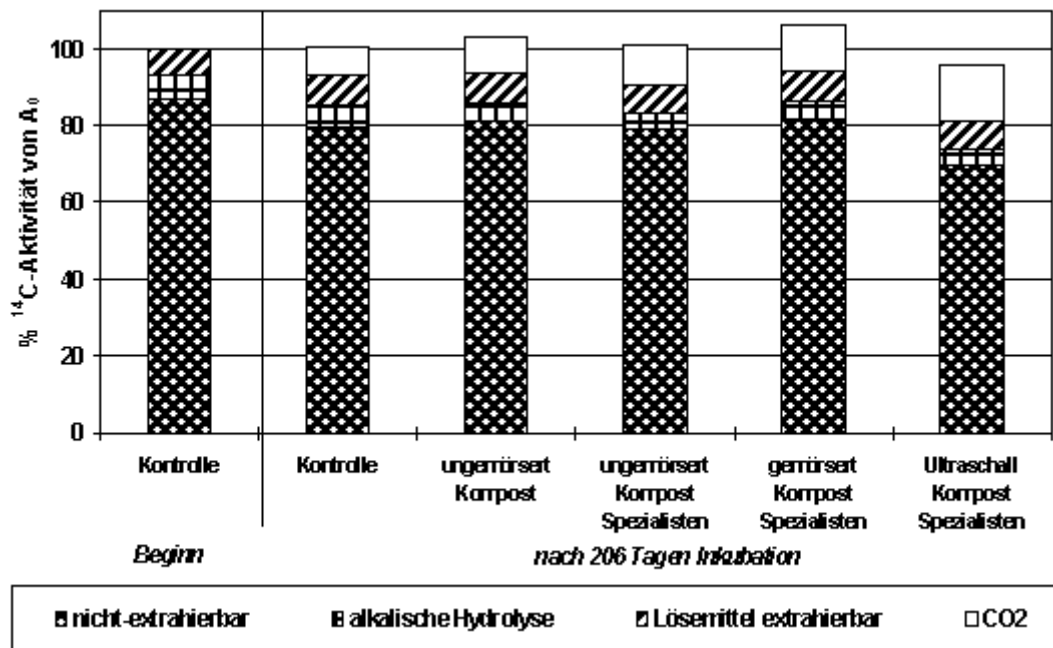


Abb. 7: Verbleib der ¹⁴C-Aktivität im Modellbodenmaterial Muttergarten mit nicht-extrahierbaren Rückständen aus ¹⁴C-Anthracen nach 206-tägiger Inkubation bei Kombination unterschiedlicher Maßnahmen im Vergleich zum Ausgangsmaterial zu Versuchsbeginn. (Daten aus Eschenbach et al 1998 a)

Bei den untersuchten Stressfaktoren fielen allerdings zwei Remobilisierungstests durch vergleichsweise stärker positive Resultate auf. Hierzu gehörte zum einen die Simulation wiederholter „Saurer-Regen“ Ereignisse. In diesen Experimenten wurden nach zehnmaliger Applikation von „angesäuertem Regenwasser“ in der Summe immerhin etwa 10% der zuvor im Boden gebundenen Radioaktivität in die wässrige Fraktion abgegeben.

Remobilisierungsquoten von mehr als 10% Radioaktivität wurden ebenfalls beobachtet, wenn EDTA als Bodenaggregat-destabilisierendes Agens in den Boden gegeben wurde (Abb. 8). Mit steigender EDTA-Konzentration stieg hierbei auch die eluierbare Aktivität.

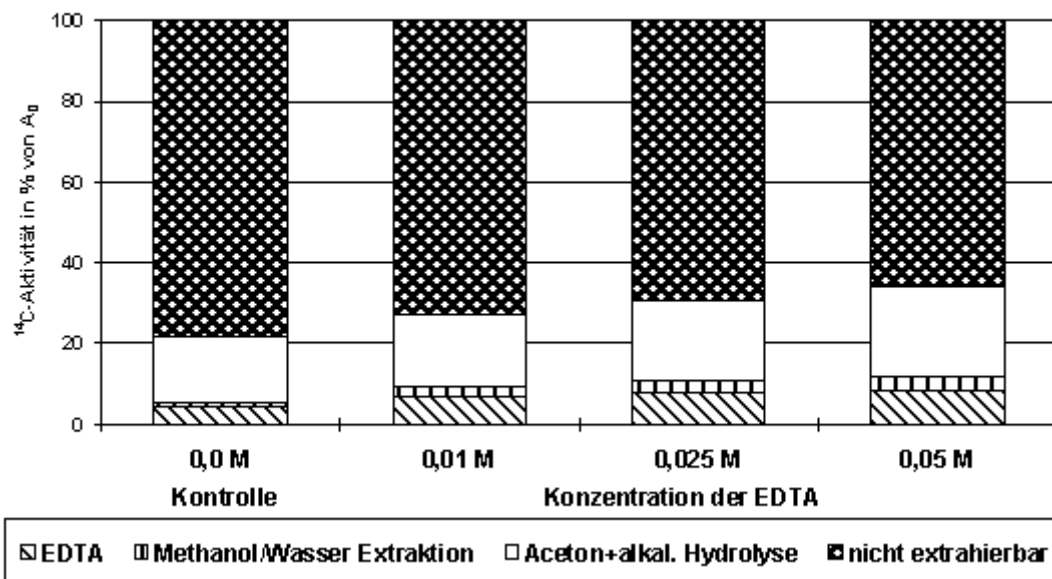


Abb. 8: Veränderung der Anteile von ¹⁴C-Aktivität in den verschiedenen Boden-Kohlenstoff-Fractionen eines PAK-rückstandhaltigen Bodens nach der Einwirkung verschiedener Konzentrationen an EDTA (nach Eschenbach et al., 1998a)

Bei der Bewertung dieser, auf den ersten Blick scheinbar alarmierenden Befunde muss allerdings unbedingt beachtet werden, dass in allen Fällen immer der Summenparameter „Radioaktivität“ und nicht der ursprüngliche Schadstoff gemessen wurde. Es zeigte sich nämlich in weiterführenden Untersuchungen, dass die Radioaktivität zwar von einem markierten Kohlenstoffatom des ursprünglichen Schadstoffs herrührte, diese Molekülstruktur aber mittlerweile auch in andere Bodenfraktionen und Verbindungen übergegangen war. Hierzu gehörten offensichtlich auch wässrig eluierbare Bodenbestandteile („Dissolved Organic Matter“, DOM). Die Annahme, dass es sich bei der gemessenen eluierbaren Radioaktivität nicht um eluierte Originalschadstoffe handeln konnte, bestätigte sich auch in Untersuchungen, in denen die durch EDTA freigesetzte Radioaktivität hinsichtlich ihrer Wasserlöslichkeit weiter untersucht wurde. Die extrahierte Radioaktivität blieb bei einer Überschichtung mit einem organischen Lösemittel dabei mit nahezu 100% in der wässrigen EDTA-Phase, obwohl freie PAK sich auf Grund ihrer hohen Hydrophobizität sonst hätten genau umgekehrt verhalten müssen (Eschenbach et al., 2000 b; 2000 c). Diese Befunde zeigen, dass es sich bei der im wässrigen Eluat messbaren Radioaktivität zwar um *schadstoffbürtige* Kohlenstoffrückstände, aber nicht mehr um *Schadstoff-Rückstände* gehandelt hat.

Die wichtigsten Ergebnisse der verschiedenen im Verbund durchgeführten Untersuchungen zur Langzeitstabilität dieser Art von Rückständen sind in Tab. 1 noch einmal zusammengefasst. Ausführlicher beschrieben sind diese im Statusseminarband (Umweltbundesamt 2000):

Tab. 1: Zusammenfassung der bisherigen Befunde zum Langzeit- und Remobilisierungsverhalten von schadstoffbürtigen Rückständen (PAK, TNT)

-
- Bindung im Boden erfolgt auch kovalent, aber quantifizierende Erfassung der Bindungstypen steht noch aus; auch freie Nitrofunktionen waren noch nachweisbar
 - Originäre Schadstoffmoleküle oder Metabolite waren auch unter Stressbedingungen nicht in nennenswertem Umfang remobilisierbar (Nachweisgrenze)
 - Partiiell remobilisierbare schadstoffbürtige ¹⁴C-Aktivität ist offensichtlich Teil neu gebildeter Kohlenstoffgerüste; Rest-Ökotoxizität in Eluaten korrelierte eher mit Salzfrachten als mit Schadstoffgehalten (= verfahrenstechnisches Problem)
 - Eingesetzten Testsysteme (Zeitraffertests im Labor, Reaktor- und Lysimetertests) erwiesen sich als zuverlässig und praktikabel
-

3. Bioverfügbarkeit - der Schlüsselfaktor des biologischen PAK-Abbaus im Boden

Auch wenn die biologische Sanierung in vielen Fällen zu einem deutlichen Rückgang der analytisch detektierbaren PAK-Ausgangskonzentration führt, muss man in der Sanierungspraxis aber auch konstatieren, dass dieser PAK-Rückgang nicht immer vollständig ist und die PAK-Konzentration oft auf einem stabilen Restplateau stagniert (Abb.9). Die stabilen, *extrahierbaren* PAK-Rückstände liegen je nach Altlast häufig im Bereich zwischen 10 und 30%, können aber bei Teerpech-Altlasten auch in noch höheren Konzentrationsanteilen auftreten. Diese PAK-Rückstände sind in normalen Sanierungszeiträumen biologisch de-facto nicht weiter abbaubar und die Bodenbehandlung wird so sowohl von den Sanierungsfirmen selbst als auch von Überwachungsbehörden leicht als Misserfolg angesehen.

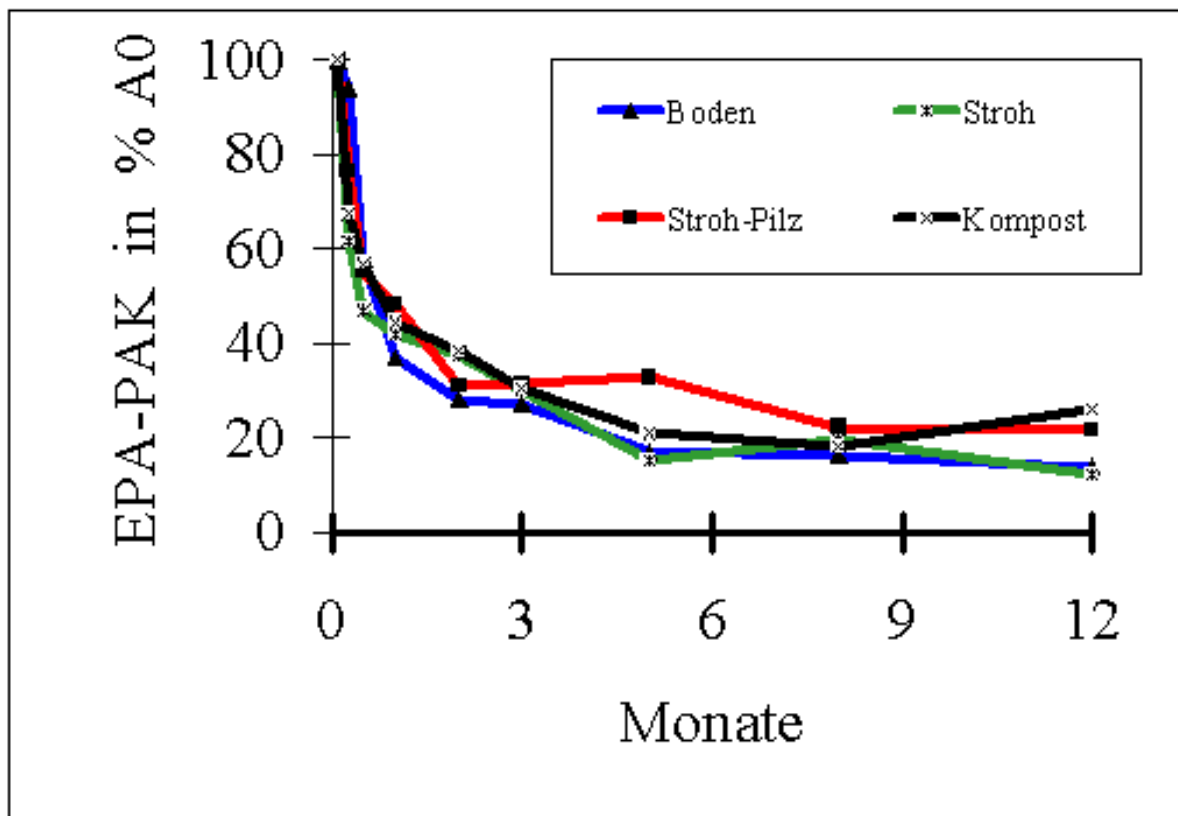


Abb. 9: Die in einem Altlastboden nach biologischer Behandlung erreichbaren EPA-PAK Restgehalte in % der Ausgangsmenge (sandiger und toniger Boden in 6 l Reaktoren); modifiziert nach Mahro & Schäfer, 1998)

Untersucht man die Gründe für das Auftreten von stabilen *extrahierbaren* Schadstoffrestkonzentrationen genauer, zeigt sich, dass dies eigentlich weniger einen Mangel an Abbau, sondern letztlich nur einen in dieser Phase extrem langsamen Abbau anzeigt. Auffällig ist nämlich, dass von dem unvollständigen Schadstoffabbau nicht nur höherkernige PAK, sondern auch Stoffe betroffen sind, die unter optimalen Bedingungen sonst gut abbaubar sind. Die Abbaustagnation tritt offensichtlich nicht deshalb auf, weil „die Biologie“ ein Problem hat, sondern weil „die Biologie“ im Verhältnis zum Stofftransport zu schnell ist und die Schadstoffe für Bakterien nicht schnell genug bioverfügbar werden (Mahro, 2000 c; Mahro & Schäfer, 1998). Mögliche Gründe, wodurch die Bioverfügbarkeit von Schadstoffen beeinträchtigt sein kann, sind z.B.

- dass sich die Schadstoffe in für Bakterien zu kleinen und unzugänglichen Poren befinden
- dass die Schadstoffe an stark sorptiven Oberflächen festgelegt sind (dies können sein Humuspartikel, bei PAK-Altlaststandorten aber auch Kohle- oder Kokspartikel)
- dass der Stofftransport in die Bodenwasserphase durch starke Viskosität behindert wird (Teerpechpartikel oder Grenzflächen)

Mikroorganismen können im Prinzip - wie bereits oben erwähnt - auch „harte Nüsse“ wie Benzo(a)pyren vollständig mineralisieren, doch sind diese Prozesse auf Grund der geschilderten Probleme so langsam, dass der zeitlich und finanziell limitierte Praktiker zu diesem Zeitpunkt möglicherweise schon längst die Geduld verloren hat (Abb. 10).

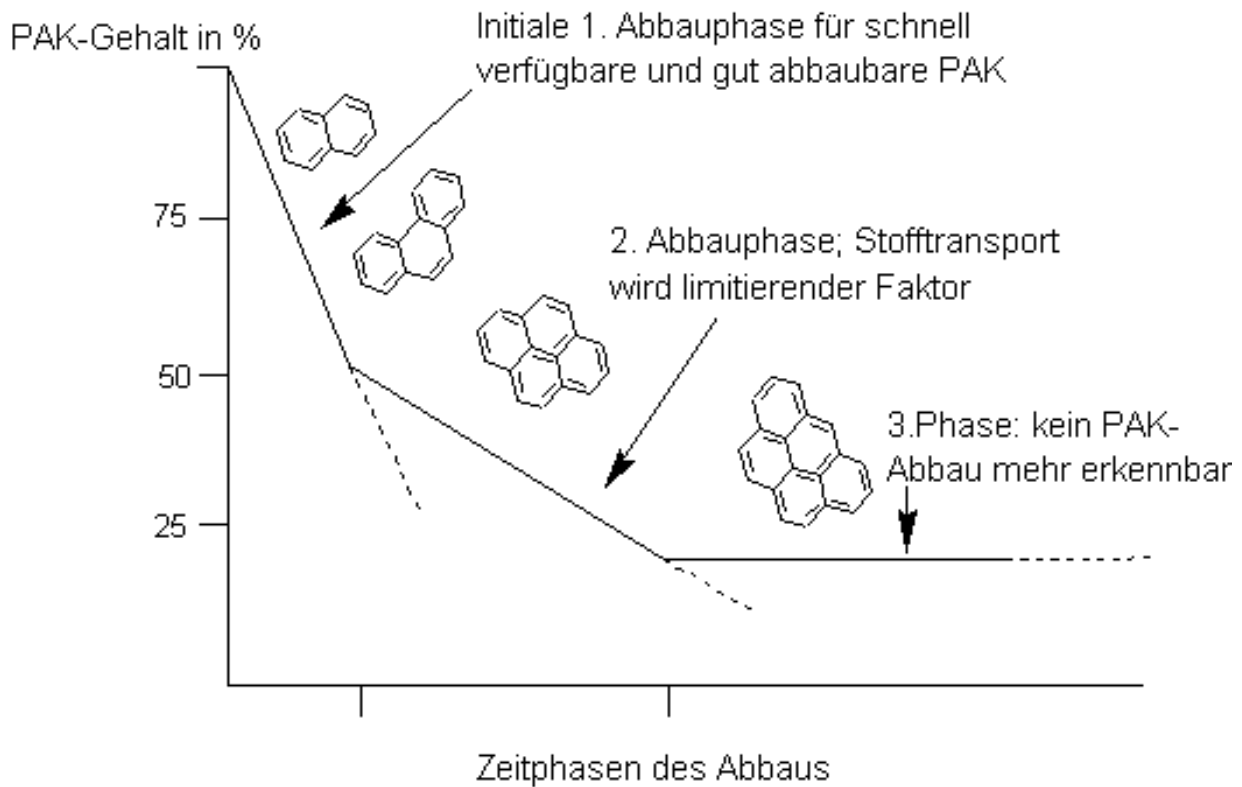


Abb. 10: Typische Kinetik des Abbaus von PAK in Altlastböden

Die Frage, die sich in diesem Zusammenhang nun natürlich stellt, ist, ob man und wie man das Problem ggf. lösen oder zumindest umgehen kann. Das erste, was man bei der Diskussion dieser Frage beachten muss, ist, dass das Problem der mangelnden Bioverfügbarkeit nicht notwendig bei allen Altlastenböden in gleichem Umfang auftaucht. Auch bei PAK-kontaminierten Böden kann sich das Ausmaß des Mangels an Bioverfügbarkeit je nach Boden und Altlasttyp deutlich unterscheiden, wie in der nächsten Abbildung zu sehen ist (Abb. 11).

So konnten wir beispielsweise bei Altlastböden, in denen Teerpechpartikel einen wesentlichen Teil der PAK-Kontamination ausmachten, durch biologische Aktivierung keinen erkennbaren Abbau induzieren (Abb. 11 oben). Auf der anderen Seite waren Bodenmaterialien, in denen eher flüssig disperse - und damit besser zugängliche - Kontaminationen wie z.B. Diesel- oder Schmelöl Ursache des PAK-Schadens waren, bei Einsatz biologisch optimierter Verfahren im Prinzip ganz gut sanierbar. In diesem Fall konnte z.B. durch Zugabe des Weißfäule-Pilzes *Trametes versicolor* auch die in diesem Boden vorkommenden 3- und 4-Ring-PAK-Gehalte durchgängig fast vollständig auf Null zurückgeführt werden (Abb. 11 unten).

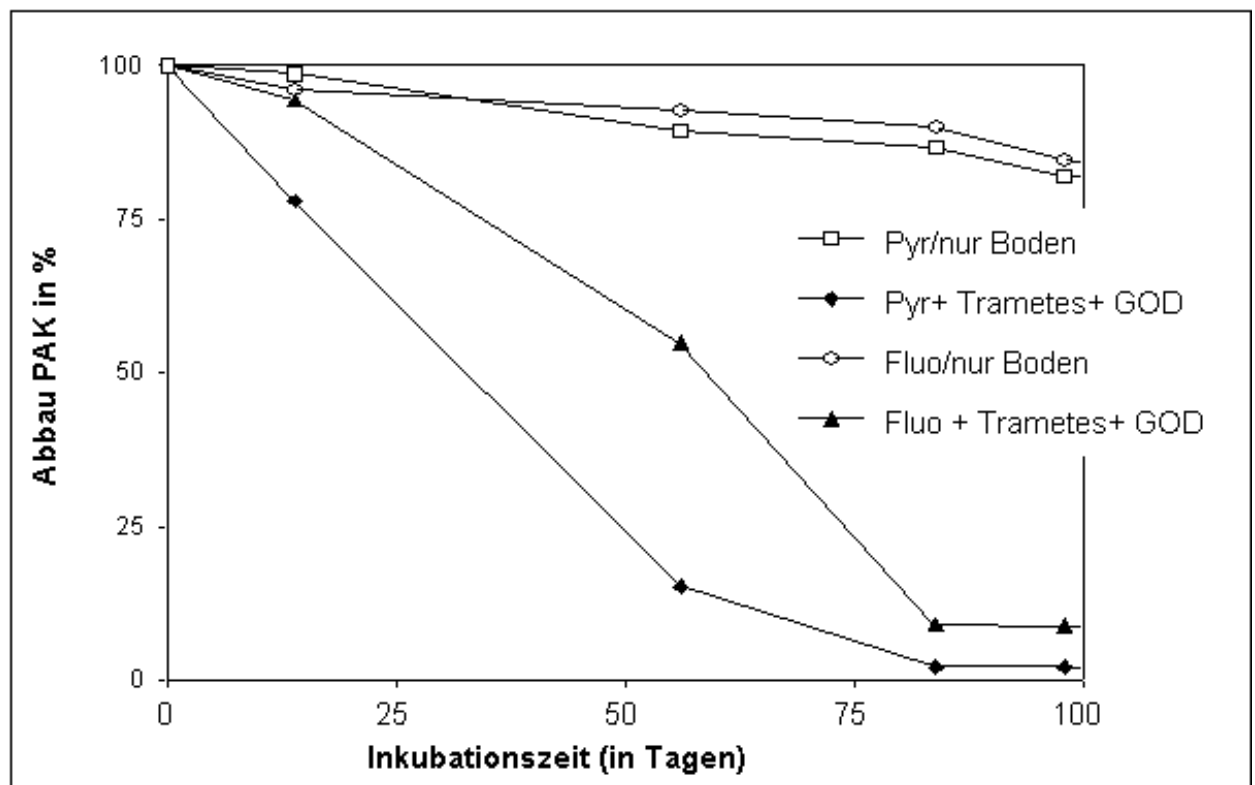
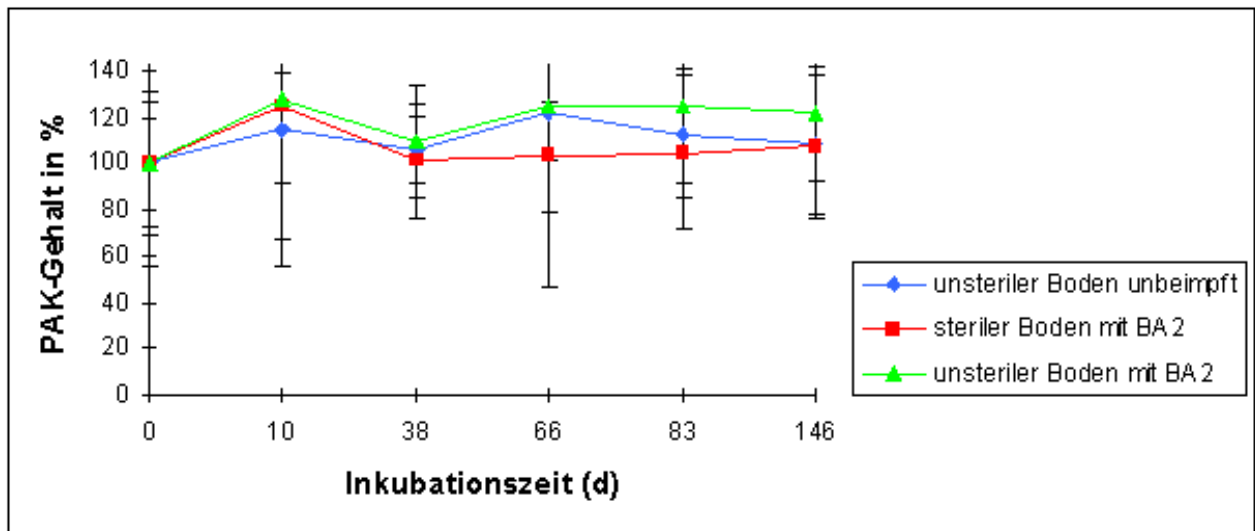


Abb. 11: Veränderung der PAK-Konzentrationen in einem mit Teeröl und Teerpech kontaminierten Altlastboden (oben) und in durch Dieselöl-Schwelbrand kontaminierten Altlastboden (unten) nach Zugabe biologisch aktiver Supplemente (Abb. ergänzt und verändert nach Mahro & Schmidt, 1999)

Wenn sich Altlastböden so deutlich unterscheiden können, ergibt sich die Frage, ob es Möglichkeiten gibt, einen Mangel an Bioverfügbarkeit frühzeitig zu erkennen und so die biologische Sanierbarkeit zuverlässig vorherzusagen. Tatsächlich gibt es einige einfache Labortests, mit denen die Bioverfügbarkeit für eine Bodenprobe vorab getestet werden kann (Tab.2; Reid et al, 2000).

Tab. 2: Übersicht über Labortests, mit denen die Bioverfügbarkeit für eine Bodenprobe getestet werden kann

Möglicher Test	Indiz für mangelnde Bioverfügbarkeit
<ul style="list-style-type: none"> • Aufdotierung mit einer nachweislich gut abbaubaren PAK-Verbindung; nach Alterung Messung der Konzentrationsabnahme 	Kein positiver Effekt auf Abbau
<ul style="list-style-type: none"> • Zusätzliche Zugabe von nachweislich PAK-abbauaktiven Mikroorganismen in Testprobe 	Kein positiver Effekt auf Abbau
<ul style="list-style-type: none"> • Vollständige Extraktion der PAK und Test des Abbaus in Flüssigkultur 	Kein positiver Effekt auf Abbau
<ul style="list-style-type: none"> • Vollständige Extraktion der PAK und erneute Aufgabe des Extrakts in Bodenprobe 	Nach kurzem Abbau erneut Stagnation
<ul style="list-style-type: none"> • Spezifische Extraktion des bioverfügbaren Anteils an PAK mit speziellen Extraktionsmitteln 	PAK-Anteil bei Testextraktion deutlich kleiner als bei Totalextraktion

Eine Möglichkeit besteht zum Beispiel darin zu untersuchen, wie die Verstärkung des biologischen Abbaupotentials in einem realen Altlastboden auf den Abbau gut abbaubarer Schadstoffe wirkt: während biologisch limitierte Böden auf die Zugabe zusätzlicher Mikroorganismen oder von Zuschlagstoffen mit einer Beschleunigung des PAK-Abbaus reagieren sollten, zeigt sich bei mangelnder Bioverfügbarkeit nach Zugabe von Mikroorganismen hingegen kein Einfluss auf die Geschwindigkeit des PAK-Abbaus.

Die Rolle von Bioverfügbarkeit kann auch herausgefunden werden, in dem man die Schadstoffe aus dem Altlastboden mit einem organischen Lösemittel extrahiert und diese anschließend in einer Flüssigkultur zusammen mit der Altlast-Mikroflora inkubiert. Wenn auch unter diesen Flüssigkultur-Bedingungen ein Teil der PAK weiterhin nicht oder nur schwer abbaubar bleibt, bedeutet dies, dass in diesem Fall offensichtlich noch ein anderer prozesslimitierender Faktor (z.B. Toxizität) vorliegen muss.

Umgekehrt kann man einen vermuteten Mangel an Bioverfügbarkeit auch mit einem Experiment kontrollieren, wie es schon vor einigen Jahren von Weissenfels et al. (1992) publiziert worden ist. In diesem Experiment wurde die PAK-Kontamination ebenfalls mit einem organischen Lösemittel extrahiert und anschließend erneut auf den vorliegenden Altlastboden aufgebracht. Nach dem Verdampfen des Lösemittels und dem Start der biologischen Inkubation zeigte sich jedoch schon nach kurzer Zeit wieder das gleiche Bild wie im Ausgangsboden. Der biologische Abbau stagnierte schon kurze Zeit nach dem Start erneut, da die extrahierten PAK auch sehr schnell wieder an den im Boden vorliegenden Kohle- und Kokspartikeln sorbierten und einem weiteren Abbau so nicht mehr zugänglich waren.

In neueren Untersuchungen konnte durch Vergleich der Extraktionsausbeuten spezieller Lösemittel und dem Umfang des mikrobiellen Abbaus darüberhinaus auch gezeigt werden, dass offensichtlich einige Lösemittel oder Sorbentien bei der Extraktion genauso wie Bakterien primär nur den bioverfügbaren Teil der PAK-Fraktion erfassen. Beispiele für so eingesetzte Testkits zur Bestimmung des bioverfügbaren Schadstoffteils sind definierte Alkohol-Wasser-Gemische, spezielle Tenside, Cyclodextrin oder auch SPME-Materialien als „Surrogat-Organismen“ (Kelsey et al., 1997; Sijm et al., 2000; Reid et al., 2000; Volkering et al., 2000).

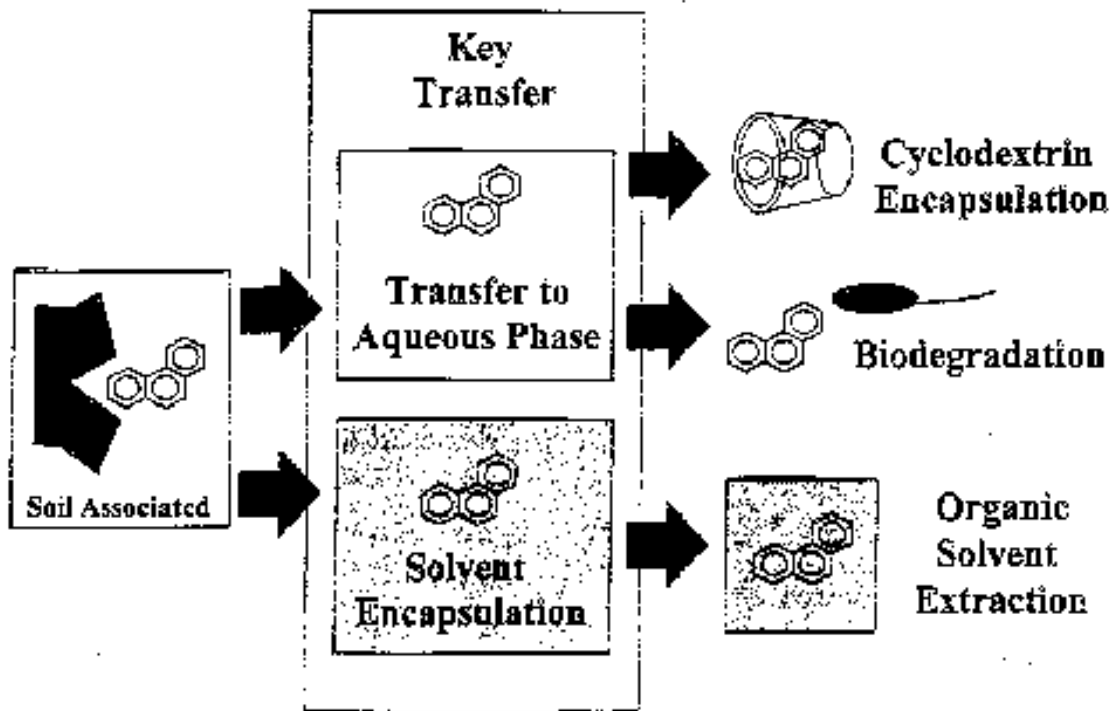


Abb. 12: Konzept zur extraktiven Erfassung des bioverfügbaren Anteils an PAK im Boden mit Hilfe von Cyclodextrin (nach Reid et al., 2000)

Die zweite, in diesem Zusammenhang interessierende Frage ist, ob und in welchem Maße Bioverfügbarkeit auch durch sanierungstechnische Maßnahmen selbst verbessert werden kann. Eine in diesem Zusammenhang häufiger vorgeschlagene und auch erprobte Strategie ist z.B., die Wasserlöslichkeit und Desorption von PAK durch den Einsatz von Tensiden zu verbessern. Die Einbringung einer ausreichend großen Menge an Tensiden führt zur Bildung von Tensidmicellen in der Wasserphase, in denen die PAK dann gewissermaßen über die maximale Wasserlöslichkeit hinaus "Unterschluß" finden können. Die bisher publizierten Ergebnisse zur Wirkung von Tensiden auf den biologischen PAK-Abbau sind aber noch nicht eindeutig und variieren zwischen positiver, keiner und sogar negativer Wirkung (Deschenes et al., 1996; Laha & Luthy, 1991; Thibault et al., 1996; Tiehm, 1994; Tiehm et al., 1997; vergleichend diskutiert bei Mahro 2000 c).

Die angesprochenen Maßnahmen zur Erhöhung der Wasserlöslichkeit von hydrophoben Schadstoffen nützen allein aber ohnehin wenig, wenn es nicht zugleich gelingt, die Zeit zu verkürzen, die der Schadstoff braucht, um aus Mikroporen des Bodens bis in die den Bakterien zugängliche Wasserphase in den Bodenporen zu gelangen (Mahro 2000c). Mögliche Ansätze zur Verbesserung des hierbei relevanten kleinskaligen, diffusiven Stofftransports ($\frac{dm}{dt}$) ergeben sich dabei u.a. aus dem

1. Fickschen Diffusionsgesetz:

$$\frac{dm}{dt} = -D_B * F * \frac{dc}{ds}$$

(mit: D_B = Diffusionskoeffizient Boden; F = Diffusionsoberfläche ; $\frac{dc}{ds}$ = Konzentrationsgradient über die Strecke s)

Das wirksamste Mittel, den diffusiven Stofftransport von PAK aus unzugänglichen Mikroporen des Bodens bis in den wässrigen Reaktionsraum zu verbessern wäre danach, die Diffusionsdistanz im Boden zu verkleinern. Dies könnte man z.B. unter Einsatz mechanisch-physikalischer Mittel durch Verkleinerung der Bodenaggregate erreichen, wozu beispielsweise die Fein-Siebung, das Aufbrechen von Bodenklumpen oder zuletzt auch die Aufschlemmung von Boden im Slurry-Reaktor gehören. Die Verkleinerung der Bodenpartikel führt zugleich zu einer Vergrößerung der Diffusionsoberfläche F , was sich ebenfalls positiv auf den Stofftransport auswirkt. Der dritte wichtige Faktor, der den Stofftransport bestimmt, ist der Diffusionskoeffizient D_B . Die wichtigsten Parameter, die hier einer Optimierung zugänglich sind, sind die Bodendichte, die Temperatur und die Viskosität. Denkbare Optimierungsstrategien in diesem Zusammenhang könnten somit sein, zu versuchen, den Boden aufzulockern, die Temperatur zu erhöhen oder die Viskosität zu verringern.

In eigenen Untersuchungen konnte wir durch konsekutive Anwendung einiger solcher Techniken auch scheinbar hartnäckige „Restplateau-Böden“ durchaus noch weiter reinigen. Ein Teil der PAK erwiesen sich jedoch auch nach solch zusätzlichen Behandlungen zumindest in der Testzeit weiter als biologisch nicht abbaubar.

4. Fazit und Ausblick

Die möglicherweise hartnäckige Persistenz eines Teils der PAK-Kontamination führt zu der Frage, ob von Schadstoffen, die nicht einmal für die sich in unmittelbarer Nähe (in mm- bis cm-Distanzen) befindlichen Mikroorganismen verfügbar sind, überhaupt eine signifikante Gefahr ausgeht. Schutzgüter wie z.B. der Grundwasseraquifer sind in der Regel deutlich weiter entfernt und diejenigen PAK, die auch bei intensiver mechanisch-biologischer Behandlung noch im Boden verbleiben sind offensichtlich so wenig mobil, dass ihr Austrag in Richtung Grundwasserleiter vernachlässigbar gering ist. Diese Einschätzung wird auch durch Grundwasseruntersuchungen unterstützt, wonach die besonders gefürchteten toxischen höherkernigen PAK weder im Hinblick auf die Nachweishäufigkeit noch in Hinblick auf die Menge in nennenswertem Umfang im Grundwasserstrom gefunden wurden (Kerndorff 1997). Berechnet man auf Basis der von Pfeifer et al. (1999) mit Hilfe von Säulenversuchen ermittelten PAK-Elutionsrate aus schwach kontaminiertem Bodenmaterial einmal exemplarisch den Zeitraum, der für einen vollständigen Austrag der PAK im Freiland erforderlich wäre, zeigt sich, dass letztlich geologische Zeiträume nötig sind, um die im Boden vorliegenden Frachten vollständig zu verlagern (Tab. 3).

Tab. 3: Exemplarische Abschätzung des Zeitbedarfs für den Sickerwasser-Austrag von PAK aus einem Altlastboden

-
- Gemessene PAK-Elution variierten je nach Altlastboden zwischen 15 und 60 mg PAK/ kg Boden bei einem Sickerwasser/Feststoffverhältnis von 100:1 [Daten nach Pfeifer et al., 1999]
 - Ein mit 15 - 60 mg PAK/kg Boden gleichmäßig belasteter kontaminierter Bodenzylinder von 1 m² Oberfläche und 3m Höhe enthält (bei einer Lagerungsdichte von 1,5) 4 500 kg kontaminierten Bodens. Für den Austrag der Gesamtfracht an PAK wären somit 100 x 4500 kg = 450 000 L Sickerwasser nötig
 - Bei einer durchschnittlichen Niederschlagsmenge von 800 l/m² und einem (sehr hohen) Versickerungsanteil von max. 50% ergäbe sich für den Austrag von 15-60 mg PAK/kg Boden mit dem Sickerwasser somit ein Zeitbedarf von 1125 Jahren !
-

Berücksichtigt man zusätzlich noch, dass die in die Wasserphase eluierten Schadstoffe sofort auch biologischen oder chemischen Konversionsprozessen ausgesetzt sind, ergibt sich die Frage, ob der Anspruch einer vollständigen und schnellen Entfernung aller Schadstoffrestgehalte im Boden aus Sicht eines ganzheitlich denkenden Umweltschutzes tatsächlich sinnvoll und notwendig ist. Auf der Basis der bisher mit PAK-Flächen gemachten Beobachtungen und Erfahrungen wäre es aus meiner Sicht durchaus tolerabel, zumindest bei nur noch schwach belasteten Flächen (100-200 mg PAK/kg) und beabsichtigter gewerblicher Nutzung den zu erreichenden Zielwert der Sanierung von vorneherein auf das bioverfügbare Maß an Schadstoffen zu beschränken, da von der nicht mehr bioverfügbaren Restmenge in der Regel in den von uns überschaubaren Zeiträumen auch keine relevante gesundheitliche oder ökotoxische Gefahr mehr ausgeht. Davon unberührt bleibt natürlich die Verpflichtung, die Ausbringung neuer Schadstofffrachten zukünftig unbedingt zu vermeiden.

5. Zusammenfassung

Biologische Abbauprozesse können in PAK-kontaminierten Altlastböden sehr gut genutzt werden, um die *mobilen* und *bioverfügbaren* Anteile einer PAK-Kontamination mit einfachen und kostengünstigen Maßnahmen zu reduzieren. .. PAK die nicht oder schlecht bioverfügbar sind, können aber andererseits biologisch auch nicht oder nur sehr langsam abgebaut werden. Die biologische Sanierung von PAK-kontaminierten Böden ist somit eher eine biologische Stabilisierung als eine vollständige Elimination.

Es erscheint vor diesem Hintergrund aus meiner Sicht deshalb auch tolerabel und aus Umweltschutzsicht sinnvoll, PAK-vorbelastete Flächen nach ihrer biologischen Teilsanierung und Stabilisierung zumindest für technisch-gewerbliche Nutzungen wieder freizugeben. Die Erzwingung praktisch unerreichbarer Sanierungsziele und Grenzwerte führt vielmehr entweder zu einer verstärkten Inanspruchnahme noch ungenutzter Grünflächen oder bindet durch Anwendung teurerer Maßnahmen (z.B. Verbrennung) Sanierungsgelder, die eventuell in empfindlicheren Gefährdungslagen sinnvoller eingesetzt werden könnten oder führt sogar zu völligem Sanierungsstillstand.

6. Literatur

- Annweiler, E., Michaelis, W., Meckenstock, R.U. (2002) Identical ring cleavage products during anaerobic degradation of naphthalene, 2-Methylnaphthalene and Tetralin indicate a new metabolic pathway. *Appl. Environ. Microbiol.* 68: 852-858
- Bezalel, L., Hadar, Y., Cerniglia, C. (1996) Mineralization of polycyclic Hydrocarbons by the white rot fungus *Pleurotus ostreatus*. *Appl. Environ. Microbiol.* 62: 292-295
- Bollag, J.M. (1992) Decontaminating soil with enzymes. *Environ. Sci. Technol.* 26: 1876 - 1881
- Bruns-Nagel, D., Drzyzga, O., Steinbach, K., Schmidt, T. C., v. Löw, E., Gorontzgy, T., Blotevogel, K.-H., Gemsa, D. (1998) Anaerobic / aerobic composting of 2, 4, 6-Trinitrotoluene – contaminated soil in a reactor system, *Environ. Sci. Technol.* 32, 1676 – 1679
- Cerniglia, C.E. (1992) Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Biodegradation* 3: 351-368
- Coates, J.D., Anderson, R.T., Lovley, D.R. (1996) Oxidation of polycyclic aromatic hydrocarbons under sulfate-reducing conditions. *Appl. Environ. Microbiol.* 62: 1099-1101
- Deschenes, L., Lafrance, P., Villeneuve, J.P., Samson, R. (1996), Adding sodium dodecyl sulfate and *Pseudomonas aeruginosa* UG2 biosurfactants inhibits polycyclic aromatic hydrocarbon biodegradation in a weathered creosote-contaminated soil, *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 46, 638-646
- Eschenbach, A., Mescher, H., Wienberg, R., Mahro, B. (1998 a). Langzeit- und Remobilisierungsverhalten von PAK in kontaminierten Böden. In: Verbundvorhaben „Langzeit- und Remobilisierungsverhalten von Schadstoffen“ - Beiträge beim 1. Statusseminar am 22 und 23.9.1998 an der Hochschule Bremen. Hrsg. Umweltbundesamt, Projektträger Abfallwirtschaft und Altlastensanierung (PT AWAS); Grün-weiße Reihe des BMBF, B 1-17
- Eschenbach, A., Wienberg, R., Mahro, B. (1998 b) Fate and stability of non-extractable residues of [14C]PAH in contaminated soils under environmental stress conditions. *Environ. Sci. Technol.* 32: 2585-2590
- Eschenbach, A., Wienberg, R., Mahro, B. (2000a) Formation, long-term-stability and fate of non-extractable 14C-PAH-residues in contaminated soils. In: Wise, D.L., Trantolo, D.J., Cichon, E.J., Inyang, H.I., Stottmeister, U. (Eds) Remediation engineering of contaminated soils, Marcel Dekker, New York; pp. 427-446
- Eschenbach, A., Mescher, H., Wienberg, R., Mahro, B. (2000 b) Abschlussbericht zum BMBF-Forschungsvorhaben „Langzeit- und Remobilisierungsverhalten von PAK bei der biologischen Bodensanierung“ im Teilverbund 5 „Langzeit- und Remobilisierungsverhalten“ (Teilprojekt 5.1), Veröffentlichung in Vorbereitung bei der Dechema (Anhang zum Leitfaden zur biologischen Bodensanierung)
- Eschenbach, A., Mescher, H., Wienberg, R., Mahro, B. (2000 c) Langzeit- und Remobilisierungsverhalten von PAK bei der biologischen Bodensanierung. In: Beiträge zum 2. Statusseminar des BMBF-Verbundvorhabens "Langzeit- und Remobilisierungsvorhaben von Schadstoffen" am 22.02.2000 an der Hochschule Bremen (Hrsg. Umweltbundesamt, Projektträger Abfallwirtschaft und Altlastensanierung -PT AWAS-); Grün-weiße Reihe des BMBF, S. 32-50
- Fischer, D., Walter, U. (1998) Werk Tanne - Erste Ergebnisse der Bodenbehandlung nach dem Anaerob-Aerob-Verfahren. In: Verbundvorhaben „Langzeit- und Remobilisierungsverhalten von Schadstoffen“ - Beiträge beim 1. Statusseminar am 22 und 23.9.1998 an der Hochschule Bremen. Hrsg. Umweltbundesamt, Projektträger Abfallwirtschaft und Altlastensanierung (PT AWAS); Grün-weiße Reihe des BMBF, S. K1-13
- Kanally, R.A., Bartha, R., Watanabe, K., Harayama, S. (2000) Rapid mineralization of benzo(a)pyrene by a microbial consortium growing on diesel fuel. *Appl. Environ. Microbiol.* 66: 4205-4211
- Kästner, M., Mahro, B., Wienberg, R. (1993) Biologischer Schadstoffabbau in kontaminierten Böden unter besonderer Berücksichtigung der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe. *Hamburger Berichte Band 5. Economica Verlag Bonn.* 180 Seiten.
- Kästner, M., Lotter, S., Heerenklage, J., Breuer-Jammali, M., Stegmann, R., Mahro, B. (1995) Fate of 14C-labeled Anthracene and Hexadecane in compost manured soil. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 43: 1128-1135
- Kelsey, J.W., Kottler, B.D., Alexander, M. (1997) Selective chemical extractants to predict bioavailability of soil-aged organic chemicals. *Environ. Sci. Technol.* 31 : 214-217
- Kerndorff, H. (1997) Chemische und humantoxikologische Grundlagen. In: *Chemie und Biologie der Altlasten* (Hrsg. Fachgruppe Wasserchemie in der GdCh), VCH Weinheim, S.1-42
- Knicker, H. (2000) Festkörper-¹⁵N-NMR spektroskopische Charakterisierung gebundener Transformationsprodukte von 2,4,6-Trinitrotoluol. In: Beiträge zum 2. Statusseminar des BMBF-Verbundvorhabens "Langzeit- und Remobilisierungsvorhaben von Schadstoffen" am 22.02.2000 an der Hochschule Bremen (Hrsg. Umweltbundesamt, Projektträger Abfallwirtschaft und Altlastensanierung -PT AWAS-); Grün-weiße Reihe des BMBF, S. 141-155
- Kottermann, M.J.J., Vis, E., Field, J.A. (1998) Successive mineralization and detoxification of benzo(a)pyrene by the white rot fungus *Bjerkandera* sp. strain BOS55 and indigenous microflora. *Appl. Environ. Microbiol.* 64, 2853-2858
- Laha, S., Luthy, R.G. (1991), Inhibition of phenanthrene mineralization by nonionic surfactants in soil-water systems. *Environ. Sci. Technol.* 25, 1920-1930
- Lenke, H., Achtnich, C., Knackmuss, H.J. (2000) Perspectives of bioelimination of polynitroaromatic compounds. In: Spain, J.C., Hughes, J.B., Knackmuss, H.J. (eds.) *Nitroaromatic Compounds and explosives*. Lewis Publishers, Boca Raton. 91-126
- Mahro, B. (2000 a) Natürliche Selbstreinigung von PAK-Altlasten - ein Warten auf Godot. In: *Natural Attenuation - Möglichkeiten und Grenzen naturnaher Sanierungsstrategien* (Hrsg. Kreysa, G., Track, T., Michels, J., Wiesner, J.) Dechema, Frankfurt; S. 95-109
- Mahro, B. (2000 b) Kein Hinweis auf Wiederfreisetzung von humifizierten PAK und TNT bei der biologischen Bodensanierung - ein Résumé der Arbeit des Teilverbunds 5. - In: Beiträge zum 2. Statusseminar des BMBF-Verbundvorhabens "Langzeit- und Remobilisierungsvorhaben von Schadstoffen" am 22.02.2000 an der Hochschule Bremen (Hrsg. Um-

- weltbundesamt, Projektträger Abfallwirtschaft und Altlastensanierung -PT AWAS-); Grün-weiße Reihe des BMBF, S.1-25
- Mahro, B. (2000 c) Bioavailability of contaminants. *In* H. J. Rehm, G. Reed, A. Pühler, P. Stadler, (ed.) *Biotechnology Vol.11 b. Environmental Processes - Soil decontamination, Waste gas treatment, Potable water preparation*; Wiley-VCH, Weinheim. 62-88
- Mahro B., Kästner, M. (1993) Der mikrobielle Abbau polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK) in Böden und Sedimenten: Mineralisierung, Metabolitenbildung und Entstehung gebundener Rückstände. *Bioengineering* 9: 50-58
- Mahro, B., Schaefer, G. (1998) Bioverfügbarkeit als limitierender Faktor des mikrobiellen Abbaus von PAK im Boden - Ursachen des Problems und Lösungsstrategien. *Altlastenspektrum* 7: 127-134
- Mahro, B., Schmidt, L.M. (1999) Möglichkeiten und Grenzen des Einsatzes von Spezialkulturen bei der Sanierung PAK-kontaminierter Böden. *Mitteilungen der Dt. Bodenkundl. Gesellschaft*, Bd. 91, S.1285-1288
- Meckenstock, R.U., Annweiler, E., Michaelis, W., Richnow, H.H., Schink, B. (2000) Anaerobic naphthalene degradation by a sulfate-reducing enrichment culture. *Appl. Environ. Microbiol.* 66: 2743-2747
- Mihelcic, J.R., Luthy, R.G. (1988): Degradation of polycyclic aromatic hydrocarbon compounds under various redox conditions in soil-water systems. *Appl. Environ. Microbiol.* 54: 1182-1187
- Northcott, G.L., Jones, K.C. (2000) Experimental approaches and analytical techniques for determining organic compound bound residues in soil and sediment. *Environ. Poll.* 108: 19-43
- Pfeifer, F., Odensaß, M., Schroers, S. (1999) Abschätzung des Stoffeintrages in das Grundwasser nach Bodenschutz- und Altlastenverordnung. *Altlastenspektrum* 8: 144-154
- Reid, B.J., Jones, K.C., Semple, K.T. (2000) Bioavailability of persistent organic pollutants in soils and sediments - a perspective on mechanisms, consequences and assessment. *Environ. Pollution* 108: 103-112
- Richnow, H.H., Seifert, R., Hefter, J., Kästner, M., Mahro, B., Michaelis, W. (1996) Metabolites of xenobiotica and mineral oil constituents linked to macromolecular organic matter in polluted environments. *Org. Geochem.* 22: 671-681
- Richnow, H. H., Eschenbach, A., Mahro, B., Kästner, M., Annweiler, E., Seifert, R., Michaelis, W. (1999) The formation of nonextractable soil residues – a stable isotope approach. *Environ. Sci. Technol.* 33:3761-3767
- Rockne, K.J., Strand, S.E. (1998) Biodegradation of bicyclic and polycyclic aromatic hydrocarbons in anaerobic enrichments. *Environ.Sci. Technol.* 32: 3962-3967
- Scheunert, I. (1998) Entstehung und Freisetzung von nicht-extrahierbaren Rückständen chlorierter organischer Fremdstoffe im Boden. *In: Verbundvorhaben „Langzeit- und Remobilisierungsverhalten von Schadstoffen“ - Beiträge beim 1. Statusseminar am 22 und 23.9.1998 an der Hochschule Bremen.* Hrsg. Umweltbundesamt, Projektträger Abfallwirtschaft und Altlastensanierung (PT AWAS); Grün-weiße Reihe des BMBF, S. C 1-17
- Schneider, J., Grosser, R., Jayasimhulu, K., Xue, W., Warshaawsky, D. (1996) Degradation of pyrene, benz(a)anthracene and benzo(a)pyrene by *Mycobacterium* sp. strain RJGII-135, isolated from a former coal gasification site. *Appl. Environ. Microbiol.* 62, 13-19
- Schnöder F., Mittelstaedt W., Führ F. (1994) Das Verhalten von Benzo(a)pyren in einer Para-braunerde - Lysimeter- und Laborabbaustudien. *In: TU Berlin (Hrsg) Schriftenreihe Biologische Abwasserreinigung Vol. 4: 217-230*
- Sijm, d., Kraaij, R., Belfroid, A. (2000) Bioavailability in soil or sediment: exposure of different organisms and approaches to study it. *Environ. Pollution* 108: 113-119
- Thibault, S.L., Anderson, M., Frankenberger, W.T. (1996), Influence of surfactants on pyrene desorption and degradation in soils, *Appl. Environ. Microbiol.* 62, 283-287
- Tiehm, A. (1994), Degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in the presence of synthetic surfactants. *Appl. Environ. Microbiol.* 60, 258-263
- Tiehm, A., Stieber, M., Werner, P., Frimmel, F.H. (1997) Surfactant enhanced mobilization and biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in manufactured gas plant soil. *Environ. Sci. Technol.* 31, 2570-2576
- Umweltbundesamt (1998) Verbundvorhaben „Langzeit- und Remobilisierungsverhalten von Schadstoffen“ - Beiträge beim 1. Statusseminar am 22 und 23.9.1998 an der Hochschule Bremen. Hrsg. BMBF-Projektträger Abfallwirtschaft und Altlastensanierung (PT AWAS); Grün-weiße Reihe des BMBF
- Umweltbundesamt (2000) Verbundvorhaben „Langzeit- und Remobilisierungsverhalten von Schadstoffen bei der biologischen Bodensanierung“ - Beiträge beim 2. Statusseminar am 22.02.2000 an der Hochschule Bremen. Hrsg. BMBF-Projektträger Abfallwirtschaft und Altlastensanierung (PT AWAS). Grün-weiße Reihe des BMBF
- Volkering, F., Quist, J.J., van Velsen, A.F.M., Thomassen, P.H.G., Olijve, M. (1998) A Rapid method for predicting the residual concentration after biological treatment of oil-polluted soil. *Contaminated soil '98.* Thomas Telford London, pp. 251-259
- Weissenfels, W.D., Klewer, H.J., Langhoff, J. (1992), Adsorption of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) by soil particles: influence on biodegradability and biotoxicity, *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 36, 689-696.
- Winterberg, R. (1998) Maßstabgerechte Erprobung biologischer Verfahren zur Sanierung von Rüstungsallasten: Dynamisches Beetverfahren. *In: Verbundvorhaben „Langzeit- und Remobilisierungsverhalten von Schadstoffen“ - Beiträge beim 1. Statusseminar am 22 und 23.9.1998 an der Hochschule Bremen.* Hrsg. Umweltbundesamt, Projektträger Abfallwirtschaft und Altlastensanierung (PT AWAS); Grün-weiße Reihe des BMBF, S. L 1-12
- Ye, D., Siddiqi, M.A., Maccubin, A.E., Kumar, S., Sikka, H.C. (1996) Degradation of polynuclear aromatic hydrocarbons by *Sphingomonas paucimobilis*. *Environ. Sci. Technol.* 30: 136-142
- Zhang, X., Young, L.Y. (1997) Carboxylation as an initial reaction in the anaerobic metabolism of naphthalene and phenanthrene by sulfidogenic consortia. *Appl. Environ. Microbiol.* 63: 4759-4764

Biologische in-situ-Bodensanierung – ein Praxisbeispiel

Dr. Thomas Held, Arcadis Consult GmbH, Darmstadt

Das LfU dankt Herrn Dr. Thomas Held von Arcadis Consult GmbH für die sehr kurzfristige Übernahme des Vortrages.

Der ursprünglich für dieses Thema vorgesehene Referent hatte kurzfristig abgesagt.

Aus diesem Grund konnte Herr Dr. Held keinen Textbeitrag für diesen Tagungsband leisten.

Die Fachtagung begleitende Posterpräsentation

Bodenbehandlung 2005 – quo vadis?

Robert Frei, Gesellschaft zur Altlastensanierung in Bayern mbH (GAB)

Das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz schreibt den Vorrang der Vermeidung sowie der ordnungsgemäßen und schadlosen Verwertung vor der Beseitigung von Abfällen vor. Entsprechend der Abfallablagerungsverordnung dürfen spätestens ab dem 1. Juni 2005 keine unzureichend vorbehandelten Abfälle mehr abgelagert werden. Weiter setzt die Abfallablagerungsverordnung die Regelungen der EU-Deponierichtlinie zur Schließung ökologisch unzulänglicher Deponien um. Dies muss gleichfalls bis 2005, unter sehr engen Ausnahmebedingungen und in Abhängigkeit vom Deponietyp auf jeden Fall bis spätestens 15. Juli 2009 geschehen.

Die Verschärfung der Anforderungen führt dazu, dass der Bedarf an Deponiekapazitäten drastisch sinken wird und vorhandene erhebliche Überkapazitäten an Deponievolumina geschlossen werden müssen. Es ist in der Tat schon jetzt zu beobachten, dass Betreiber von Deponien, die nicht mehr den Anforderungen an eine umweltgerechte Ablagerung entsprechen, ein großes Interesse daran haben, ihre Deponien vor der Schließung in 2005 zu verfüllen. Diese so genannten Billigdeponien ziehen auf Grund niedriger Annahmepreise derzeit immer mehr belastete Böden an und verhindern so nicht nur die Auslastung der vorhandenen umweltverträglichen Behandlungsanlagen, sondern können auch die Altlasten von morgen werden.

Das ungelöste Problem der "Scheinverwertungen" in Form der exzessiven deponiebautechnischen Verwertung ist gegenwärtig. Nach Angaben des ITVA werden ca. 70 % der (hoch)belasteten behandelbaren Böden in Deutschland nicht dekontaminiert, sondern unter dem Deckmantel einer Verwertung unbehandelt in Deponien eingebaut und auf diese Weise beseitigt. Das wirft eine Reihe von Fragen über die weitere Entwicklung der ökologisch wertvollen Bodenbehandlung auf:

Fragenkreis: „Wirtschaftliche Folgen“

- Können die Bodenbehandlungsanlagen bis 2005 dem Preisdruck standhalten und reichen die Kapazitäten nach dem 01.06.2005 für die dann anstehenden Verwertungsmaßnahmen aus?
- Sind nach dem 01.06.2005 die Bodenbehandlungspreise noch bezahlbar?
- Sind die Investitionsrisiken eines Bodenbehandlungsunternehmens angesichts der aktuellen Situation überhaupt beherrschbar?
- Wer tritt für die ökologischen und daraus entstehenden ökonomischen Folgen einer Deponie-Verfüllungshysterie ein?
- Geht bis 2005 Bodenbehandlungs-Know-how verloren?

Fragenkreis: „Sicherheit für Abfallerzeuger“

- Sind Sicherheitsleistungen für die deponiebautechnische Verwertung belasteter Bodenmaterialien ein mögliches Steuerungsinstrument?
- Braucht Bayern eine unabhängige Zuweisungsstelle für Bodenentsorgungsmaßnahmen wie es sie beispielsweise in Brandenburg gibt?

- Wie transparent sollte ein Bodenbehandler sein?
- Ist der Nachweis für die erfolgreiche Bodenbehandlung über die Eigenüberwachung ausreichend oder sollte sie nicht durch eine externe vielleicht behördliche Überwachungseinrichtung ergänzt werden?

Fragenkreis: „Behandlung oder Verwertung“

- Welche „Scheinverwertungen“ dulden die Behörden?
- Gibt es für die Zielvorgabe „Verwerten vor Beseitigen“ auch entsprechende Steuerungsinstrumente?
- Hilft ein Beseitigungsverbot für behandelbare Bodenmaterialien?
- Ist eine Forderung der zuständigen Behörden nach Verwertung (nach Behandlung) schon dann unverhältnismäßig, wenn die Beseitigung billiger ist? Ist der Maßstab der Verhältnismäßigkeit tatsächlich nur ein monetärer?
- Gilt nicht längst: „**Verwerten vor Beseitigen**“, aber nur solange es nicht teurer ist! „?“
- Innerhalb Bayerns wird die Verbringung von Boden mit Belastungen über Z.2 auf einer Deponie grundsätzlich als Beseitigung eingestuft. Setzen die bayerischen Behörden diesen Maßstab auch dann an, wenn die Entsorgungsmaßnahmen außerhalb Bayerns erfolgen soll?
- Warum wird für behandelbare Böden durch Formulierungsakrobatik der Weg zur Deponie frei gemacht, statt offen und ehrlich vom Idealziel „Verwerten vor Beseitigen“ abzurücken?

Fragenkreis: „Bodenbehandlungslobby“

- Warum gelingt es anderen Branchen ihre Interessen auf politischer Ebene deutlich zu machen und durchzusetzen, nicht aber der Bodenbehandlungsbranche, an deren Leistungsfähigkeit öffentliches Interesse besteht?
- Gibt es eine einheitliche und gebündelte Stimme der Bodenbehandlungsbranche?

STELLEN SIE DIESE FRAGEN **HEUTE ODER AM 16. JULI 2002 BEIM**

GAB-ALTLASTENSYMPOSIUM 2002 IN REGENSBURG

Infos zum GAB-Altlastensymposium 2002 unter **www.altlasten-bayern.de**!

Bilfinger Berger Umwelt nimmt Europas modernste thermische Bodenbehandlungsanlage in Betrieb

Günter Laure, Bilfinger Berger Umwelt GmbH

Die Bilfinger Berger Umwelt GmbH zählt zu den bundesweit größten Anbietern baunaher Entsorgungsdienstleistungen. Mit ihren vier Geschäftsfeldern

- Sanierung kontaminierter Standorte
- Entsorgungsdienstleistungen
- Deponietechnik
- Schadstoffsanierung in Gebäuden

deckt die Bilfinger Berger Umwelt GmbH alle relevanten Aufgabenbereiche ab und ermöglicht so Komplettleistungen aus einer Hand - von der Baugrubenerstellung einschließlich Spezialtiefbau, Wasserhaltung und -reinigung über deponiebautechnische Lösungen oder die Entsorgung ganzer Betriebsstätten bis hin zur Schadstoffsanierung in genutzten Gebäuden.

Mit dem Erwerb und Betrieb einer eigenen thermischen Behandlungsanlage erweitert die Bilfinger Berger Umwelt GmbH ihr Dienstleistungsangebot in den Bereichen Sanierung kontaminierter Standorte und Entsorgungsdienstleistungen.

Die semi-mobil konzipierte Niedertemperatur-Desorptionsanlage erlaubt den weltweiten Einsatz im Rahmen von on-site und off-site Maßnahmen zur Altlastensanierung und Revitalisierung von ehemaligen Industriestandorten.



Die verfahrens- und prozesstechnisch modernste Anlage Europas wird im Gegensatz zu herkömmlichen Anlagen im sog. Gleichstromverfahren betrieben, um den speziellen Anforderungen und Bedürfnissen der thermischen Bodenbehandlung gerecht zu werden und die Vorteile dieser Betriebsweise nutzen zu können.

Die Vorteile des Gleichstrombetriebs gegenüber dem Gegenstromprinzip lassen sich durch die Gegenüberstellung und den Vergleich der jeweiligen Temperatur-Verweilzeit-Kurven leicht darlegen.

Innovative Techniken der biologischen Bodenbehandlung

Forschung & Entwicklung der BAUER und MOURIK Umwelttechnik, Schrobenhausen in Kooperation mit dem UFZ Umweltforschungszentrum Leipzig

Dr. Uwe Schlenker, Bauer & Mourik Umwelttechnik GmbH & Co, Rowein

Das Bodenreinigungszentrum Hirschfeld der BAUER und MOURIK Umwelttechnik GmbH bietet vielfältige Möglichkeiten, schadstoffkontaminierte Materialien (Boden, Bauschutt, Klärschlämme etc.) mikrobiologisch zu behandeln. Neben dem konventionellen Mietenverfahren bietet der Einsatz von Festbettreaktoren und Bioreaktoren die Möglichkeit, Abbauprozesse zu beschleunigen, den Reinigungsgrad zu verbessern, die Schadstoffpalette zu erweitern sowie den biologischen Abbau kontrollierbarer zu machen.

Damit die BMU-Reinigungstechnologien stets dem Markt angepasst werden können, verfügt das Bodenreinigungszentrum Hirschfeld über ein eigenes Technikum zur Erprobung und Entwicklung innovativer Sanierungstechnologien in Kooperation mit dem Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle.

Zur Zeit werden dort im Rahmen von EU-, DBU- und BMBF-geförderten Forschungsprojekten drei Pilotanlagen zur Behandlung problematischer Altlasten betrieben:

HERBICBIOREM: Untersuchung des biologischen Abbaus von Triazin-, Phenoxy- und Amidherbiziden in Festbettreaktoren unter Einsatz der autochthonen Mikroflora.

Eine Beschleunigung des biologischen Herbizid-Abbaus wird durch Optimierung der Milieubedingungen erzielt. Durch Simulation extremer Umweltbedingungen (pH, Temperatur, Nährstoffdefizit, Präsenz von Schwermetallen etc.) in der Pilotanlage werden Prozeßstabilität und Leistungsfähigkeit dieses Verfahrens ermittelt.

BIOLEACHING: Entfernung von Schwermetallen aus Böden und Sedimenten mittels natürlicher Laugungsverfahren.

Gewässersedimente in Industrieregionen sind oft beträchtlich mit Schwermetallen belastet. Kommen diese Sedimente bei der Gewässerberäumung mit Luft in Kontakt, so gehen die Schwermetalle durch mikrobielle Oxidations- und Versauerungsprozesse in Lösung und belasten die Umwelt.

Das Bioleaching-Verfahren nutzt diese natürlich ablaufenden Prozesse zur Abtrennung der Schwermetalle aus den belasteten Sedimenten. Zur Auslaugung der Metalle werden vererdete Sedimente mit Schwefel versetzt, mehrere Wochen mit Prozesswasser berieselt und belüftet. Die in den Sedimenten natürlich vorkommenden, Säure produzierenden Thiobacillus-Bakterien bringen die Schwermetalle (z.B. Zink, Cadmium, Nickel, Cobalt, Mangan) in eine lösliche Form. Die solubilisierten Schwermetalle werden ausgewaschen, aus der Wasserphase ausgefällt und zu einem Metallschlamm konzentriert. Das gereinigte Sediment wird durch Aufkalkung und Zumischung von Kompost wieder revitalisiert.

RADIOWELLEN: In-situ-Anwendungen der Radiofrequenz(RF)-Bodenerwärmung
Die Anwendung von RF-Energie bietet als in-situ oder on-site-Methode die einzigartige Möglichkeit, kontaminierte Bodenbereiche definiert und gleichmäßig mit relativ hohen Heizraten zu erwärmen. Der Einsatz niederfrequenter RF-Strahlung (3 – 50 MHz) führt zur Unterstützung des mikrobiellen Schadstoffabbaus durch Schaffung eines optimalen Temperaturmilieus und Erhöhung der Bioverfügbarkeit der Schadstoffe. Dieses Verfahren bietet den Vorteil, daß es unter kalten klimatischen Verhältnissen sowie zur Beseitigung tief liegender und unter versiegelten Flächen befindlicher Kontaminationen einsetzbar ist. Dieses Verfahren wurde bisher erfolgreich im Pilotmaßstab zur Sanierung eines MKW-kontaminierten Bodens eingesetzt.

Stationäre Bodenwaschanlage auf dem Truppenübungsplatz Hohenfels

Schricker, B., AKW Apparate + Verfahren GmbH & Co. KG, Hirschau
Neeße, Th., Schneider, M., Lehrstuhl für Umweltverfahrenstechnik & Recycling,
Universität Erlangen-Nürnberg

1. Einleitung

Im Camp Albertshof auf dem Truppenübungsplatz Hohenfels werden die Militärfahrzeuge nach dem Manövereinsatz auf einem Waschplatz gereinigt. Auf dem Waschplatz stehen dazu zwei Hochdruckspritzstände zur Vorreinigung und 42 Plätze zur manuellen Nachreinigung zur Verfügung. Der abgewaschene Schlamm gelangt von den Nachreinigungsplätzen direkt in ein auf dem Waschplatz befindliches Absetzbecken, das Waschwasser der Hochdruckspritzstände wird in ein separat gelegenes Vorabsetzbecken geleitet. In diesen Absetzbecken sedimentiert der abgewaschene Schlamm, und das derart vorgeklärte Wasser gelangt über das Brauchwasserbecken wieder in den Waschwasserkreislauf. Der in den Absetzbecken anfallende Schlamm schließlich wird in bestimmten, an das Fahrzeugaufkommen angepassten, Intervallen ausgebaggert und auf einer Schlammdeponie gelagert.

Untersuchungen zeigten dabei, dass die Schlämme teilweise deutlich mit Mineralölen (POL - Petrol/Oil/Lubricants) verunreinigt sind. Weiterhin zeigt der Schlamm keine ausreichenden Entwässerungseigenschaften, so dass schließlich die Errichtung einer mechanischen Schlammbehandlung entschieden wurde. Die Planung und der Bau der Anlage wurde dabei von der AKW Apparate + Verfahren GmbH in Hirschau durchgeführt.

Die Aufbereitung der Schlämme sollte ausschließlich mittels nassmechanischer Techniken durchgeführt werden, da die Kontamination das typische Verhalten zeigte, sich adsorptiv an die Oberfläche der Bodenpartikel zu binden. Die zur Adsorption zur Verfügung stehende Oberfläche wächst bekanntlich mit abnehmender Korngröße, so dass auf den kleinsten Partikeln die höchste Kontamination auftritt. Die erwünschte Dekontamination der Sand- und Kiesfraktion kann somit durch eine naßmechanische Klassierung der hoch kontaminierten Feinteilchen wirkungsvoll erfolgen. Nassmechanische Methoden sind besonders geeignet, da sie einen wirtschaftlich sinnvollen Weg für eine ausreichende Reinigung bei niedrigen Behandlungskosten garantieren.

2. Projektarbeit

Nach der Entscheidung zum Bau einer Behandlungsanlage für die kontaminierten Schlämme wurde in Laboruntersuchungen zunächst die Ausgangssituation der Kontamination erfaßt und eine sog. Dekontaminationscharakteristik erstellt. Auf dieser Grundlage wurde dann ein mehrwöchiger Feldversuch auf dem Waschplatzgelände durchgeführt, bei dem die einzusetzende Verfahrenstechnik abgestimmt wurde. Diese Voruntersuchungen, die vom Lehrstuhl für Umweltverfahrenstechnik und Recycling der Universität Erlangen- Nürnberg (Prof. Dr.-Ing. Thomas Neeße) durchgeführt wurden, lieferten schließlich die grundlegenden Basisdaten zur Konzeption der Behandlungsanlage.

2.1. Voruntersuchungen

2.1.1. Stoffuntersuchungen im Labor

Für die Stoffuntersuchungen wurden zu Beginn des Feldversuches Proben aus dem Vorabsetzbecken, dem Schlammbecken und der Schlammdeponie entnommen. Die Probenahme erfolgte jeweils an fünf unterschiedlichen Stellen der entsprechenden Schlammdeponierstätten. Anschließend wurden die entnommenen Teilproben aus dem Vorabsetz-, dem Schlammdeponierbecken und der Schlammdeponie zur Durchführung der Stoffuntersuchungen jeweils zu einer Mischprobe vereinigt, wobei aus den Mischproben des Vorabsetzbeckens und des Schlammdeponierbeckens eine gemeinsame Mischprobe erstellt wurde. Nach der Probenahme an dem kontaminierten Schlamm wurden Stoffuntersuchungen im Labor durchgeführt. Dabei wurden die in Abbildung 1 schematisch dargestellten Behandlungsschritte ausgeführt.

Nach der Ermittlung der Korngrößenverteilung und der Mineralölkonzentration (MKW) der repräsentativen Mischprobe wird das Material mittels Siebung und Hydrozyklontrennung fraktioniert. Es folgt eine Korngrößenanalyse und MKW Analyse von Siebrückstand und -durchgang. Anschließend wird aus den gewonnenen Daten eine Dekontaminationscharakteristik erstellt, die es ermöglicht, die in Abhängigkeit der angewandten Verfahrensschritte erzielbaren Schlammengen und deren Kontaminationsgehalte voraus zu berechnen.

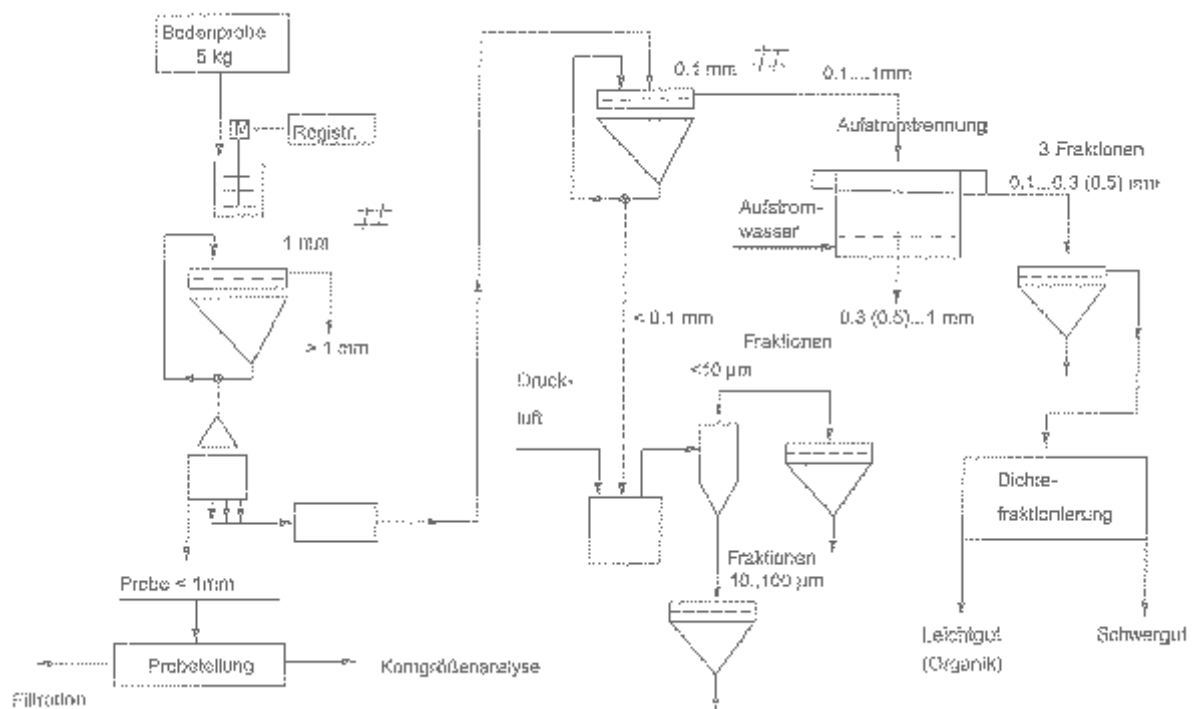


Abb. 1: Versuchsschema zur Erstellung einer Dekontaminationscharakteristik

Aus den Laboruntersuchungen ergaben sich vor allem für die Schlammdeponierstätte deutlich erhöhte Konzentrationen an Mineralölkohlenwasserstoffen. Die mittleren Schadstoffgehalte lagen hier im Bereich von 1276 mg/kg.

Aus den Ergebnissen der Stoffuntersuchungen ergab sich, daß die Schadstofffracht durch Klassier- und Entwässerungsschritte reduzierbar war und ein Sandprodukt gewonnen werden könnte, das wiederverwertet werden kann.

2.1.2. Feldversuch

Auf der Grundlage der Erkenntnisse aus den Laboruntersuchungen wurde eine Pilotanlage zusammengestellt, die eine Eignung einzelner Verfahrensstufen aufzeigen sollte und im wesentlichen folgende Verfahrensschritte umfasste:

- Homogenisierung und Abtrennung von Grob- und Störstoffen,
- Siebklassierung bei 1mm,
- Hydrozyklontrennung,
- Entwässerung,
- Mischung des Feinschlammes.

Abbildung 2 zeigt die Pilotanlage in Form eines Blockschaltbildes.

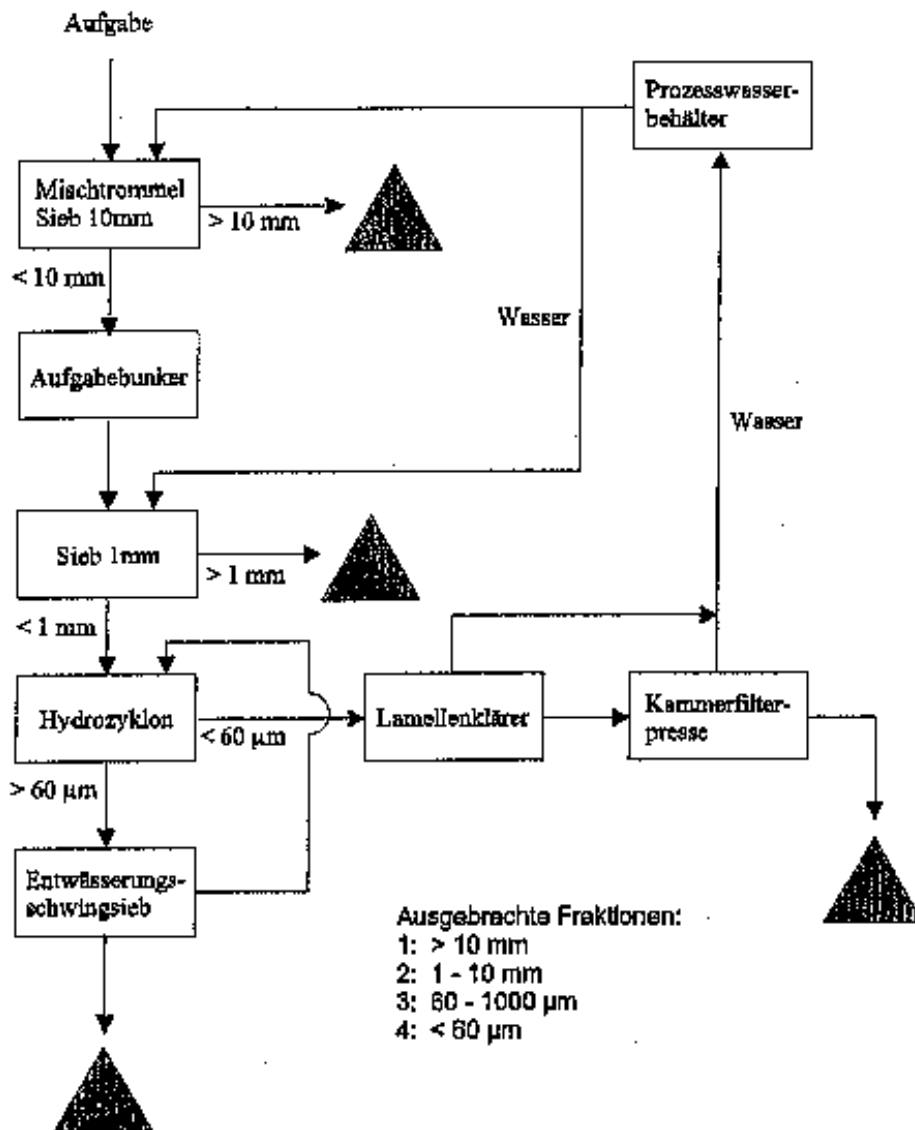


Abb. 2: Blockscha der Pilotanlage

Die Ergebnisse des mehrwöchigen Feldversuchs zeigten, daß der Waschwasserschlamm mittels nassmechanischer Trenntechniken aufbereitbar ist, und eine wiedereinsatzfähige Sand- und Kiesfraktion erzeugt werden kann. Die Konzentrationen an Mineralölkohlenwasserstoffen waren in diesen Fraktionen bereits unterhalb der Nachweisgrenze.

Der verbleibende kontaminierte Rückstand kann durch Druckfiltration (Siebbandpresse oder Kammerfilterpresse) entwässert und anschließend deponiert bzw. mikrobiologisch behandelt werden. Der Feldversuch zeigte hier, dass eine Entwässerung des Schlammes auf ca. 30 % Restfeuchte auch im späteren technischen Betrieb einer Großanlage erreichbar ist.

2.2 Bauseitige Anforderungen

Die Ergebnisse der vom staatlichen Hochbauamt in Regensburg in Auftrag gegebenen Feldstudie bildeten schließlich die Grundlage für die Anforderungen, die seitens der Behörden an die Aufbereitungsanlage gestellt wurden. Diese Anforderungen an die Schlammbehandlungsanlage umfassen dabei im wesentlichen die folgenden Punkte:

- Klassierung des Schlammes, um eine gering bzw. nicht kontaminierte Sand/Kiesfraktion zu erhalten, die einer Wiederverwertung zugeführt werden kann. In der Regel ist die Feinstfraktion « 63 µm stark mit MKW belastet, so dass eine direkte Wiederverwertung für Bauzwecke ausgeschlossen ist. Diese Fraktion muss daher deponiert oder vorzugsweise mikrobiologisch weiterbehandelt werden.
- Entwässerung und damit Volumenreduzierung des kontaminierten Feinstschlammes. Die Deponierfähigkeit bzw. die Vorbereitung für die mikrobiologische Nachbehandlung soll damit gewährleistet werden.
- Die gesamte Anlage (Absauganlage und Behandlungsanlage) muss dabei einen automatischen Programmablauf für die Funktionszustände Anfahren, manueller und automatischer Betrieb, Abfahren, Wartung und Störungen erlauben.
- Verringerung der durch die Beckenreinigung (Ausbaggern) bedingten Stillstandszeiten der Waschanlage durch eine automatisierte Schlammabsaugung aus den Absetzbecken.

3. Nassmechanische Schlammbehandlungsanlage

Das Fließschema der Schlammbehandlungsanlage ist in Abbildung 3 dargestellt. Die funktionalen Anlagenteile gliedern sich in die Bereiche Aufgabe, Homogenisierung, Klassierung und Entwässerung.

Die Aufgabe kann wahlweise über eine automatische Absauganlage direkt aus dem Absetzbecken oder über einen Radlader erfolgen, der außerdem das Material der bisherigen Schlammdeponie in die Behandlungsanlage einbringen kann. Zur Homogenisierung wird der Schlamm über einen Schwererwäscher aufgeschlossen und in das Schöpfrad zur Vorklassierung geleitet. Bei stark schwankenden Aufgabevolumenströmen erfüllt das Schöpfrad außerdem den Zweck eines Puffers, so daß die folgenden Anlagenteile weitgehend gleichmäßig beaufschlagt werden. Die weitere Klassierung erfolgt dann über eine Schwingsiebmaschine, eine Entwässerungsschnecke sowie eine Hydrozyklonanlage.

Zur Entwässerung gelangt der feinkörnige Schlamm aus dem Oberlauf der Hydrozyklonstufe nach der Zugabe von Flockungshilfsmitteln zunächst in einen Rundeindicker Typ AKASET, dessen Klarwasserablauf die Prozesswasserbehälter speist. Der eingedickte Schlamm wird anschließend über eine kontinuierliche Siebbandpresse auf Restfeuchten $< 30\%$ entwässert.

Im Regelfall wird die Schlammentwässerungsanlage über die bestehende Absaugungsanlage beschickt. Die Anlagen werden dabei bei Bedarf vom örtlichen Personal in Betrieb genommen. Während eines Reinigungszyklus wird jeweils der Schlamm aus einem Drittel des Absetzbeckens entnommen. Als Bemessungsgrundlage wurde eine Schlammhöhe innerhalb des Absetzbeckens von 1 m angesetzt, womit sich eine abzusaugende Schlammmenge von etwa 310 m^3 ergibt. Mit der bestehenden Absaugungsanlage bei einer durchschnittlichen Feststoffförderung von 45 t/h und einem angenommenen mittlerem Förderstrom von ca. $200 \text{ m}^3/\text{h}$ ergibt sich eine Mindestdauer des Reinigungszyklus von 12 h. Insgesamt werden jährlich ca. 20 Reinigungszyklen durchgeführt.

Die Anlage ist weitgehend mannlos zu betreiben. Die Steuerung der Gesamtanlage erfolgt über eine SPS-Steuerung. Ein Personaleinsatz ist nur für das Anfahren der Anlage, sowie für Wartungs- und Kontrollaufgaben notwendig. Die am Ende eines Reinigungszyklus erforderlichen Spülungen und Entleerungen der Behälter, Pumpengehäuse und Leitungen sind automatisiert. Der Personalbedarf für den Betrieb beträgt damit lediglich 4 Mannstunden je Arbeitstag, wobei für die Wartung bei 4 Intervallen 24 Mannstunden pro Wartungsintervall vorgesehen sind.

Die SPS-Steuerung ist mit einem Frostwächter ausgestattet, der bei Unterschreitung einer Außentemperatur von $+ 1 \text{ }^\circ\text{C}$ den ggf. laufenden Reinigungszyklus unterbricht und das Abfahrprogramm aktiviert, das generell nach Abschluss eines Reinigungszyklus durchlaufen wird. Dadurch wird die Anlage vollständig entleert und Frostschäden werden sicher vermieden.

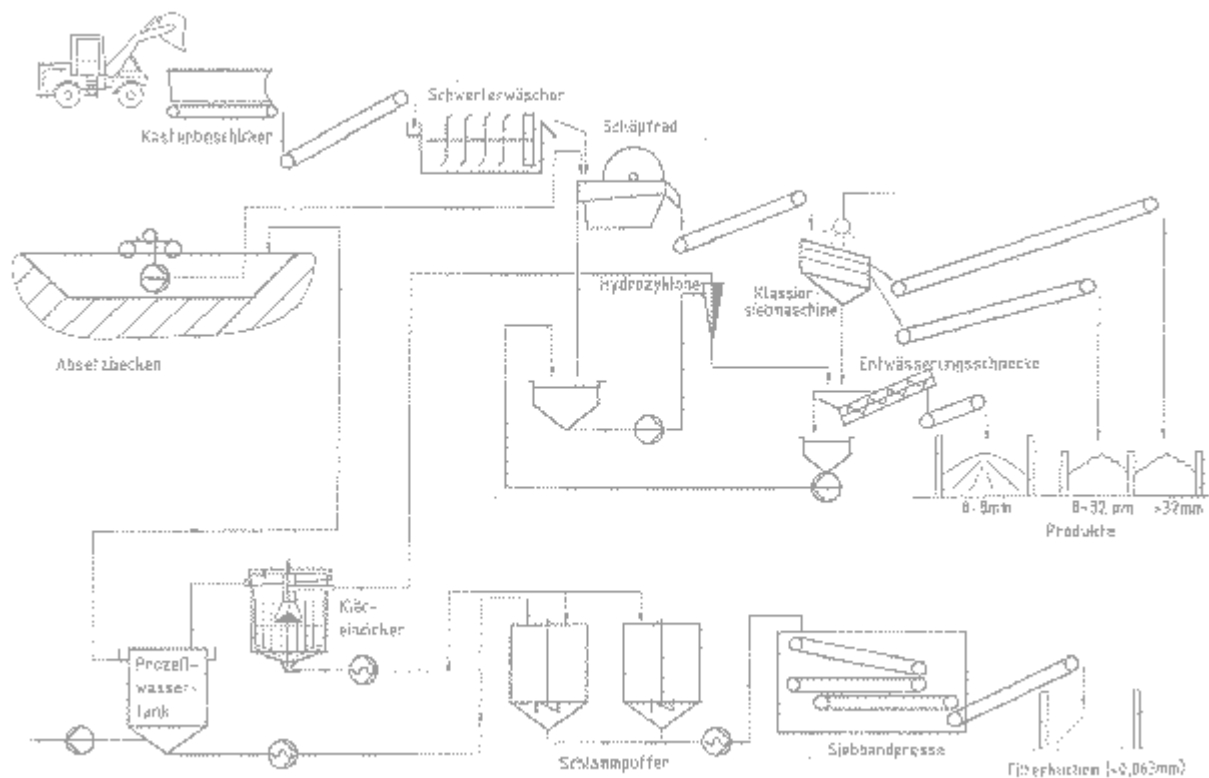


Abb. 3: Fließbild der nassmechanischen Schlammbehandlungsanlage

4. Bisherige Ergebnisse

Die begleitenden Untersuchungen im Pilotmaßstab, die letztlich zur Auslegung der groß technischen Behandlungsanlage führten, belegen die erwarteten Leistungen der realisierten Anlage.

Das Ausgangsmaterial aus dem Absetzbecken zeigte die in Tabelle 1 angegebene Korngrößenverteilung.

Tab. 1: Korngrößenverteilung des Schlammes aus dem Waschplatzes Camp Albertshof, Truppenübungsplatz Hohenfels

Fraktion [mm]	Massenanteil [%]
> 32	1
8 – 32	4
0,063 – 8	65
< 0,063	30

Aus dieser Verteilung (vgl. Tabelle 1) geht hervor, dass durchschnittlich 30 % des Aufgabematerials als Feinkorn über den Eindicker in die Filterpresse gelangt. Da die Anlage nicht während der Waschtätigkeiten kontinuierlich läuft, sondern nur während etwa 20 Waschzyklen pro Jahr die angefallenen Schlämme aufbereitet, ergibt sich aus den je Waschzyklus anfallenden Schlammengen von 310m³ bei einer mittleren Dichte des Rohschlammes von 1,79 t/m³ ein Anfall dieser Fraktion < 0,063 mm von 167 t pro Aufbereitungszyklus. Bei einer Anlagenbetriebszeit von 12 h je Zyklus ergibt sich damit eine Leistung des Eindickers und der Filterpresse von 14 t/h und eine Gesamtkapazität der Anlage (gesamtes Material) von 45 -50 t/h.

Testversuche mit dem Schlamm aus dem Absetzbecken lieferten nach der Klassierung und Eindickung einen Filterkuchen nach der Druckfiltration von 21 % bei einer Filterkuchenleistung von 30 kg/(m²h).

Der Schlamm erweist sich somit als gut entwässerbar und kann in einer Form abgegeben werden, die sowohl eine Deponierung als auch eine weitere Konditionierung für eine mikrobiologische Reinigung erlaubt.

5. Zusammenfassung

Zur Aufbereitung der bei der Fahrzeugwaschanlage in Camp Albertshof, Truppenübungsplatz Hohenfels, anfallenden Waschschlämme wurde eine nassmechanische Aufbereitungsanlage geplant und erstellt, die den anfallenden, teilweise mit Mineralölen kontaminierten Schlamm in wiederverwertbare Sand- und Kiesprodukte trennt und den Restschlamm auf ein deponierbares bzw. mikrobiologisch weiterverarbeitbares Niveau entwässert.

In einer Pilotstudie konnte die nassmechanische Aufbereitungstechnik nachweisen, dass die Anforderungen hinsichtlich Reinigungsleistung und Betriebssicherheit erfüllt werden.

Die anschließende Ausführung der technischen Aufbereitungsanlage führte schließlich zu der realisierten Anlage mit einer Durchsatzleistung von 50 t/h, die pro Jahr eine Schlammmenge von etwa 6200 m³ in 20 Betriebszyklen verarbeitet.

Die Anlage wurde im Zeitraum vom Oktober 1999 bis August 2000 projektiert, gefertigt und in Betrieb genommen.

6. Literatur

- [1] Neeße, Th.: Naßmechanische Aufbereitung kontaminierter Böden, *Aufbereitungs-Technik* 31 (1990) Nr. 10, S. 563 -569
- [2] Feil. A., Neeße, Th., Hoberg, H.: Autbereitbarkeit kontaminierter Böden, *Aufbereitungs-technik* 38 (1997), Nr. 8, S. 399-409

Hochleistungsattrition: Ein neuer Prozess zur Feinkornreinigung

Tiefel, H., Schrickler, B., AKW Apparate + Verfahren GmbH & Co. KG, Hirschau
 Neeße, Th., Schneider, M., Lehrstuhl für Umweltverfahrenstechnik & Recycling,
 Universität Erlangen-Nürnberg

1. Zusammenfassung:

Zur Intensivierung des Attritionsprozesses bei der nassmechanischen Aufbereitung mineralischer Rohstoffe oder kontaminierter Reststoffe wurde von AKW Apparate + Verfahren GmbH u. Co. KG, Hirschau, in Zusammenarbeit mit dem Lehrstuhl für Umweltverfahrenstechnik und Recycling der Universität Erlangen-Nürnberg ein neues Verfahren entwickelt, mit dem durch eine geeignete prozessintegrierte Mess- und Regeltechnik eine konstante Feststoffkonzentration während des Attritionsverlaufes sichergestellt werden kann. Diese neue Technologie konnte durch Testversuche mit verschiedenen kontaminierten Reststoffen wie Sandfangrückständen im kleintechnischen Maßstab ihre Leistungsfähigkeit nachweisen, so dass mittlerweile der großtechnische Versuchsbetrieb in Angriff genommen werden konnte. Der vorliegende Beitrag gibt die Grundzüge des Verfahrens wieder, zeigt Ergebnisse der Testversuche und zeigt eine industrielle Anwendung.

2. Einleitung

Bei der Attrition, die mittlerweile zu einem festen Bestandteil bei der nassmechanischen Reinigung von kontaminierten Böden geworden ist [1-2], werden Teilchen im Korngrößenbereich von 63 µm bis 2 mm, deren Oberfläche durch adsorbierte Schadstoffpartikel verunreinigt ist, durch Einwirkung äußerer mechanischer Kräfte (Rühren) beansprucht. Rührorgane gewährleisten die sichere Förderung der hoch konzentrierten Suspension durch die Kammern. Der achteckige Zellengrundriss und die Rührwerksanordnung verhindern die Ausbildung von Totzonen und Kurzschlussströmungen. Gleichzeitig wird sichergestellt, dass die Suspension gezielt durch die Rührzonen gefördert wird. Beim Attritionsvorgang entstehen eine gereinigte Grobfraction, deren Korngrößenbau noch etwa der des ursprünglichen Korns entspricht, und eine im wesentlichen aus dem abgeriebenen Schadstoff bestehende Feinstfraction, die nach Abtrennung des erzeugten Abriebs in einer nachgeschalteten Klassierstufe separiert vorliegen (Abb. 1 und 2).

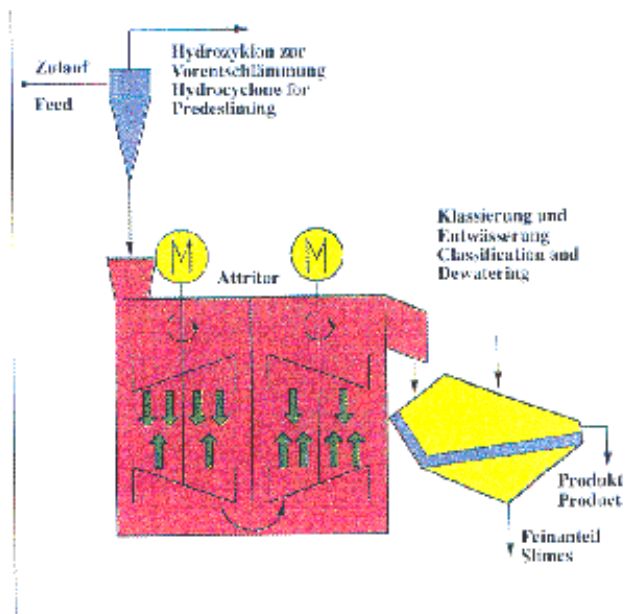
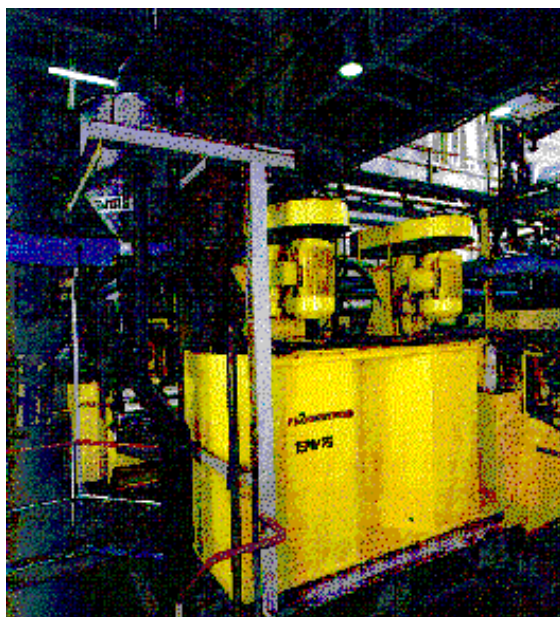


Abb. 1 und 2: Attritionsstufe bei der Aufbereitung

Die Vorteile der Attrition und typische Aggregatausführungen zeigen die Tabellen 1 und 2.

Tab. 1: Vorteile der Attrition

Robuste, verschleißbeständige Ausführung mit angepaßten Auskleidungswerkstoffen
Leicht wechselbarer, aufgeschraubter Verschleißschutz
Wartungsarme Wellenlagerung in Stehlagergehäusen mit Pendelrollenlagern (rascher Lagerwechsel)
Definierte Verweildauer durch tottraumfreie Zellengestaltung und die Verhinderung von Kurzschlußströmungen
Effektivere Ablösung von Verunreinigungen bzw. Auflösung von Agglomeraten bei hohen Feststoffgehalten

Tab. 2: Maschinenausführungen

Behälter mit vertikalem Rührwerk und Keilriemenantrieb
Auswechselbarer Verschleißschutz von Behälter und Rührwerk (Gummierung, hochverschleißfeste Stahlplatten oder verschleißfeste PU-Beschichtung)
2- 4- oder 6zellige Aggregate
Kammervolumen: 0,5 oder 1,0 m³
Antriebsleistungen: 11-37 kW je Zelle
Feststoffgehalte: 800 bis 1200 g/l bei Erzen, Mineralien und kontaminierten Böden, 200 bis 300 g/l bei Kunststoffabfallgut
Werkstoffe: Stahl, Stahl gummiert bzw. mit PU-Beschichtung, Edelstahl

Nach dem gegenwärtigen Stand der Technik wird die Attrition in relativ einfacher Weise durch Rühren in einer feststoffreichen Suspension ausgeführt. Die Praxis zeigt allerdings, dass diese Attritionstechnik oft nicht in der Lage ist, die benötigten Prozessparameter zu gewährleisten und die geforderten Reinheitsgrade zu erreichen.

Der Grund ist häufig, dass die für eine intensive Attritionswirkung, d. h. für den notwendigen intensiven Partikelkontakt erforderlichen Prozessbedingungen während der Behandlungszeit variieren. Dabei ist die Feststoffkonzentration der Suspension, die der Attritionsstufe zugeleitet wird, als entscheidender Einflussfaktor anzusehen. Eine ausreichende Attritionswirkung kann nur erfolgen, wenn der Feststoffgehalt so hoch ist, dass die freie Beweglichkeit der Einzelpartikel stark eingeschränkt wird, was sich erfahrungsgemäß erst bei Feststoffkonzentrationen > 40 Vol.-% erreichen lässt.

Die Erfahrung im praktischen Anlagenbetrieb zeigt aber, dass derartige Feststoffkonzentrationen kaum erreicht werden, stark schwanken oder aufgrund der technischen Ausrüstungen vor der Attritionsstufe nicht dauerhaft einzuhalten sind.

Ziel der Versuche mit der Hochleistungsattrition war es, durch Messung der Suspensionskonsistenz und einer geregelten Rückführung von klassiertem Grobgut den Feststoffanteil auf die erforderliche Konzentration anzuheben und während der gesamten Betriebsdauer konstant zu halten.

3. Wirkungsweise der Hochleistungsattrition

Beim Prozess der Hochleistungsattrition wird die Einhaltung eines konstanten und hohen Feststoffgehaltes > 40 Vol.-% mit Hilfe einer Mess- und Regeleinrichtung dauerhaft ermöglicht. Dazu wird über spezielle Drehmomentaufnehmer an den Attritionszellen in bestimmten Abständen die Suspensionskonzentration gemessen und bei Unterschreiten des Messsignals, das einem definierten Feststoffgehalt entspricht, zusätzliches Grobgut in die erste Attritionszelle dosiert. Das Grobgut besteht dabei aus einem Anteil der Fraktion $> 0,5$ mm, der aus dem attritierten Material abgetrennt und teilweise zurückgeführt wird. Sowohl der zurückgeführte Anteil an Grobgut als auch die Dosierung in die Attritionszelle wird über eine zentrale SPS überwacht und gesteuert.

Das Fließschema dieser neuen Verfahrensstufe ist in Abb. 3 am Beispiel der Reinigung von kontaminierten Sanden dargestellt.

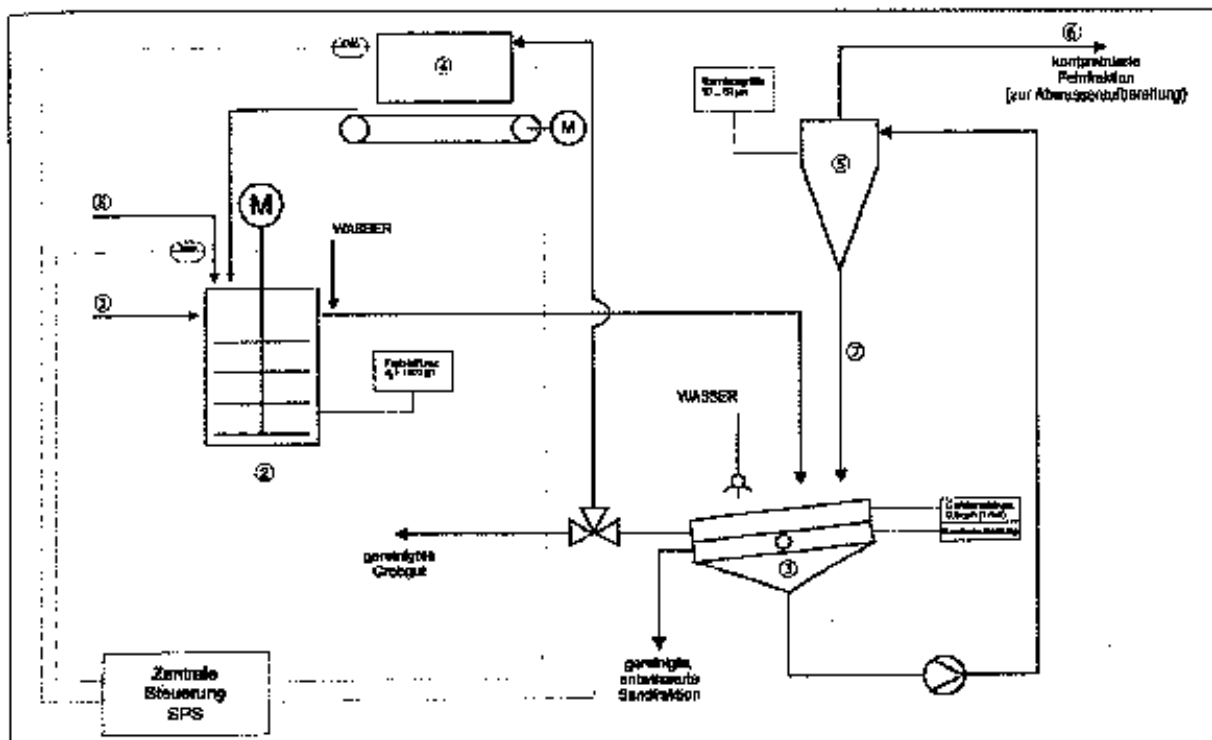


Abb. 3: Fließschema der Hochleistungsattrition zur Reinigung kontaminierter Sande

Der Zulauf (1) der Suspension erfolgt direkt aus den vorgeschalteten Aggregaten, z. B. über Hydrozyklone, in die Attritionsanlage (2), wobei bei Bedarf zusätzliche Reagenzien (8) zugegeben werden können. Ein Drehmomentaufnehmer am Antriebswellenmotor ermittelt die aktuelle Suspensionskonsistenz und gibt einen Istwert an die zentrale Steuerung.

Unterschreitet der Istwert deutlich den programmierten Sollwert, wird Grobgut aus dem Speicherbehälter (4) zugegeben. Das Grobgut erhält man durch Siebung bei $0,5$ mm und Entwässerung (3) des attritierten Partikelkollektivs, wobei in Abhängigkeit vom Füllstand im Speicherbehälter eine geregelte Aufteilung des Grobgutstromes erfolgt. Der Hauptanteil kann als gereinigte Fraktion direkt ausgetragen werden.

In einer Hydrozyklonstufe (5) wird aus der Fraktion $< 0,5$ mm die durch die Attrition gebildete Feinstfraktion abgetrennt. Je nach Aufgabenstellung und den geforderten Reinigungswerten kann dabei eine Trennkorngröße zwischen 20 und $80\mu\text{m}$ erforderlich sein. Die Feinstfraktion (6), die in konzentrierter Form den Schadstoff enthält, gelangt zur Prozeßwasser- bzw. Schlammaufbereitung, wo durch Flockung und Sedimentation sowie durch Entwässerung ein deponiefähiges Produkt anfällt. Aus dem Unterlauf des Hydrozyklons (7) fließt die gereinigte Sandfraktion auf ein Entwässerungssieb und wird mit Hilfe von Förderbändern aufgehaldet.

Der eigentliche Attritionsprozess findet in konventionellen Attritionsaggregaten (vgl. Abb. 2) statt, wie sie von AKW A+V üblicherweise eingesetzt werden; für die Hochleistungsattrition sind keine zusätzlichen Umbaumaßnahmen erforderlich. Ein besonderer Vorteil der Hochleistungsattrition besteht somit darin, daß die gesamte erforderliche Anlagenaustattung - mit Ausnahme der Mess- und Regeleinrichtungen - aus handelsüblichen Aggregaten besteht, wodurch auch bestehende Anlagen kostengünstig und mit vertretbarem Aufwand aufzurüsten sind.

4. Reinigungsbeispiele

Um die Leistungsfähigkeit der Hochleistungsattrition im Vergleich zur gegenwärtig üblichen Attrition bei unterschiedlichen Aufgabematerialien zu untersuchen und die erreichbaren Schadstoffkonzentrationen zu ermitteln, wurden in einer Versuchsapparatur im Labormaßstab Testversuche durchgeführt.

Die Hochleistungsattrition kann beispielsweise bei der Reinigung von Böden und bodenähnlichen Materialien verwendet werden, die mit Mineralölkohlenwasserstoffen kontaminiert sind. Ein derartiger, typischer Ölsand im Korngrößenbereich $63\mu\text{m} - 2\text{mm}$ mit einer Schadstoffkonzentration von $1845\text{ mg Mineralöl/kg TS}$ wurde mit Hilfe der Hochleistungsattrition auf 300 mg/kg in der Fraktion $> 63\mu\text{m}$ gereinigt. Dies entspricht einem Reinigungsgrad von 84%. Im Vergleich dazu lag das Reinigungsergebnis mit der üblichen Attritionsbehandlung bei 840 mg/kg TS . Die durch den Hochleistungsattritionsprozess gebildete Feinstkomfraktion $< 63\mu\text{m}$ wies hierbei einen Anteil von nur 9,5 Gew.-% auf. Für die Hochleistungsattrition wurde ein Teilstrom der gereinigten Grobfraktion $> 1\text{mm}$ zurückgeführt und der Attrition (Massenverhältnis Fein- zu Grobgut 1: 1) wieder zugegeben. In der Attritionsstufe wurde damit eine konstante Feststoffkonzentration von 1200 g/l (das entspricht bei Quarz einem Feststoffanteil von 45 V 01.- %) eingestellt.

In Tabelle 3 sind die Prozessbedingungen sowie die Ergebnisse zusammengefasst.

Tab. 3: Prozessbedingungen und Reinigungsergebnisse eines mit Mineralöl kontaminierten Sandes $63\mu\text{m} - 2\text{mm}$ durch Hochleistungsattrition

Spez. Energieeintrag [kWh/t]	20,0
Attritionsdauer [s]	280
Rückführungsverhältnis [-]	1,0
Feinkornmenge $< 63\mu\text{m}$ nach Hochleistungsattrition [Gew.-%]	9,5
MKW Konzentration $> 63\mu\text{m}$ vor Hochleistungsattrition	1845 [mg/kg]
MKW Konzentration $> 63\mu\text{m}$ – nach normaler Attrition	840 [mg/kg]
MKW Konzentration $> 63\mu\text{m}$ nach Hochleistungsattrition	300 [mg/kg]
Dekontaminationsgrad [%]	84

Die Praxistauglichkeit des Verfahrens soll anhand einer großindustriellen Anwendung dargestellt werden.

Bei der Contamex Industrieanlagen GmbH in Kriebitzsch wird kontaminierter Gleisschotter zu verkaufsfähigen Sanden aufbereitet (Abb. 4).

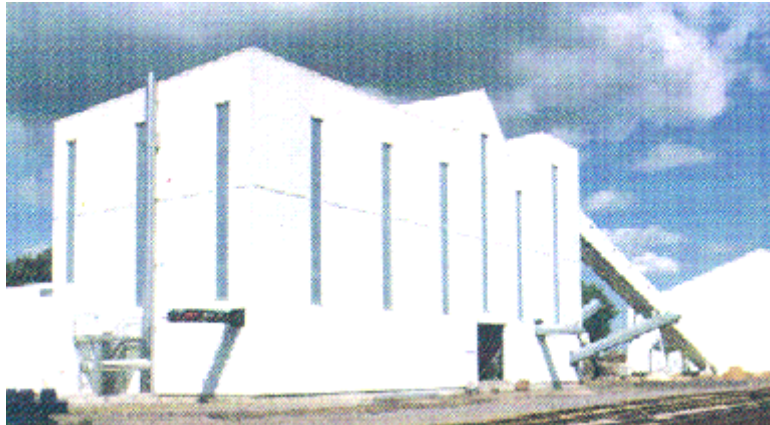


Abb. 4: Aufbereitungsanlage der Contamex in Kriebitzsch

Zur Behandlung der verunreinigten Sandfraktion wurde bisher ein herkömmlicher Attritor eingesetzt. Trotz dieser Maßnahme wies der Produktsand noch beachtliche Mineralöl- kohlenwasserstoff (MKW)-Restkonzentrationen von etwa 1000 mg/kg auf.

Von entscheidender Bedeutung für die Reinigungsleistung der Attrition ist das sichere Einhalten der hohen Feststoffkonzentration. Dies wird bei der Hochleistungsattrition über eine Drehmomentregelung des Attritorantriebs erreicht, bei der der aktuelle Feststoffgehalt im Attritor gemessen und bei Bedarf (z.B. bei Unterschreitung des Sollwertes) entwässertes Produktsand zudosiert wird (Abb. 5). Auf diese Weise kann ein stabiler Anlagenbetrieb bei hoher Feststoffkonzentration gewährleistet werden.

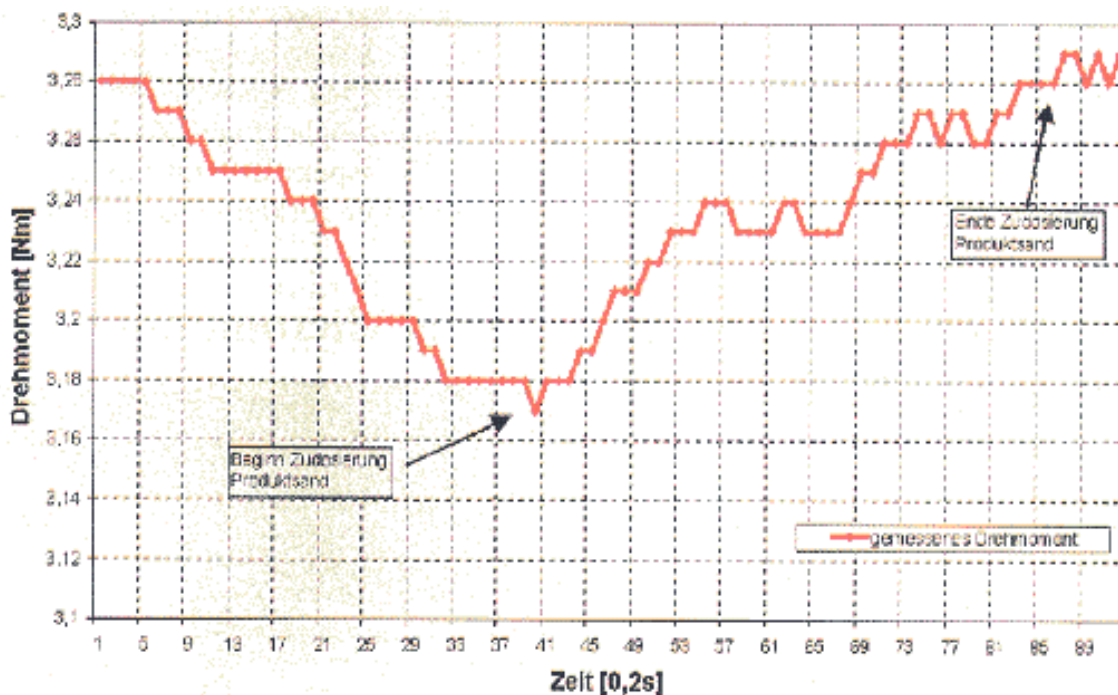


Abb. 5: Messung des Antriebsdrehmoments zur Regelung der Feststoffkonzentration

Durch den Einsatz der Hochleistungsattrition konnten Restschadstoffgehalte von 300 mg/kg erreicht werden, was gegenüber dem bisherigen Verfahren einer Schadstoffreduzierung um 70 % entspricht.

Die Untersuchungen haben die Leistungsfähigkeit und Praxistauglichkeit des Verfahrens bei der Dekontamination verunreinigter Sande bestätigt und gezeigt, dass diese Technik sowohl verfahrens- als auch regelungstechnisch eine sicher beherrschbare Technologie darstellt.

5. Schlussfolgerungen

Die Hochleistungsattrition erwies sich in der Testphase als zuverlässige und wirksame Prozessstufe zur Reinigung kontaminierter mineralischer körniger Abfallstoffe. Die Einhaltung einer konstanten, hohen Feststoffkonzentration durch geregelte Rückführung von autogenem Grobgut ermöglichte die Reinigung von Reststoffen, die mit bisherigen Attritionstechniken nicht auf die erforderlichen Schadstoffgrenzwerte gereinigt werden konnten. Die hohe Reinigungsleistung und die einfache Nachrüstung der für die Hochleistungsattrition notwendigen Aggregate, Mess- und Regeleinrichtungen erschließt dieser neuen Technologie ein breites Einsatzgebiet nicht nur bei Neuanlagen, sondern auch bei bestehenden Anlagen.

6. Literatur

- [1] *Neeße, Th.:* Nassmechanische Aufbereitung kontaminierter Böden, *Aufbereitungs Technik* 31 (1990) Nr. 10, S. 563/569
- [2] *Neeße, Th., Grohs, H.:* Die Aufbereitungstechnik des Bodenwaschens, *Aufbereitungs Technik* 31 (1990) Nr. 12, S. 656/662
- [3] *Neeße, Th., Grohs, H.:* Waschen und Klassieren kontaminierter Böden, *Aufbereitungs Technik* 32 (1991) Nr. 2, S. 294/302
- [4] *Schaper, E.:* Quarzsandaufbereitung -Vom Rohmaterial zum Fertigprodukt, *Aufbereitungs Technik* 32 (1991) Nr. 4 S. 181/188
- [5] *Rosenstock, F., Hankel, D.:* Das Deconterra-Verfahren zur Bodenaufbereitung, *Entsorgungspraxis* 12 (1990), S. 719/723
- [6] *Hankel D., Rosenstock, F., Biehler, G.:* Die Wirkung der Attrition im Lurgi-Deconterra-Bodenaufbereitungsverfahren, *Aufbereitungs Technik* 33 (1992) Nr. 5, S. 257/266
- [7] *Tiefel, H., Lohmann, G., Donhauser, F.:* Aufbereitungsanlage für kontaminierten Gleisschotter, *Aufbereitungs Technik* 35 (1994) Nr. 10, S. 515/523
- [8] *Rubarth, W., Wächter, H.:* Aufbereitung von Sandfangrückständen und Ölschlämmen nach dem Thyssen Engineering Verfahrenstechnik, *Ergebnisse und Betriebskosten*, *Aufbereitungs Technik* 33 (1992) Nr. 8, S. 444/456
- [9] *Meyer, Th.:* Bodenwäsche mit dem HDW-Heijmans-Verfahren, *WLB Wasser, Luft und Boden*, 7-8 (1991), S. 81/82
- [10] *Schneider, F. U.:* Über Grundlagen und Praxis des Bodenwaschens, *Aufbereitungs Technik* 33 (1992) Nr. 9, S. 501/514

Reinigung kontaminierter Böden - Sonderforschungsbereich 188 der DFG

**Prof. Dr.-Ing. Rainer Stegmann, Technische Universität Hamburg-Harburg,
Arbeitsbereich Abfallwirtschaft**

1. Einleitung

1989 wurde von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) ein Sonderforschungsbereich (SFB) "Reinigung kontaminierter Böden" eingerichtet. Im Rahmen dieses SFB haben 16 Teilprojekte einschließlich eines übergeordneten Projektes der TU Hamburg-Harburg (Sprecherhochschule) und der Universität Hamburg die Grundlagen für Verfahren zur Sanierung kontaminierter Böden erforscht. Der SFB wurde in vier Phasen über einen Zeitraum von 12 Jahren (01.01.1989-31.12.2000) gefördert.

2. Ausgangssituation

In der Bundesrepublik gibt es eine große Anzahl kontaminierter Standorte. Es handelt sich dabei z. B. um Industriestandorte, auf denen Produktionsrückstände vergraben oder unsachgemäß gelagert wurden (z. B. ehemalige Gaswerke, Kokereien, Chemiefabriken). Daneben sind vielerorts Untergrundverunreinigungen und Grundwasserverunreinigungen durch Leckagen in Transportleitungen oder Tanks (Altraffinerien, Flughäfen) entstanden. Beeinträchtigungen der Bodennutzung bis zum Bewirtschaftungsverbot sind häufig die Folge.

Die Bundesregierung hat den Bodenschutz zu einer dringenden Aufgabe erklärt, was u.a. durch die Verabschiedung des Bodenschutzgesetzes dokumentiert wird. Die Altlastensanierung sieht sich nach der Phase der Schadenserfassung und -beurteilung sowie der Umsetzung einer Vielzahl von konkreten Sanierungsmaßnahmen mit starken finanziellen Problemen konfrontiert. Die Problematik der kontaminierten Böden hat sich damit aber nicht geändert und wurde durch die Wiedervereinigung deutlich verstärkt. So gibt es in den neuen Bundesländern eine Vielzahl von Flächen, deren Gefährdungspotential in bezug auf Art, Konzentration und mögliche Synergieeffekte als besonders hoch einzuschätzen ist.

Im wesentlichen bieten sich vier Alternativen bei der Behandlung kontaminierter Böden an:

- Belassen vor Ort und Veranlassung einer Nutzungsbeschränkung
- Einkapselung oder Abdeckung mit weitgehend wasserundurchlässigem Material und kulturfähigem unbelasteten Bodenmaterial
- Auskoffern und Verbringen auf Sondermülldeponien
- Reinigung des Bodens ("in-situ" bzw. "on site" am Standort oder "off site" in dezentraler oder zentraler Anlage)

Die langfristig einzig sinnvolle Alternative stellt die Reinigung des Bodens dar. Sie kann eine tatsächliche Kontaminationsbeseitigung bewirken, eine lokale Problemverlagerung verhindern und eine Rekultivierung und Wiedernutzbarmachung des Bodens ermöglichen.

In der aktuellen Sanierungspraxis werden vor allem mechanische, thermische und biologische Verfahren angewendet. Der Stand der Technik ist dabei durch eine Vielzahl konkurrierender Verfahren gekennzeichnet, die im wesentlichen auf empirischer Grundlage entwickelt wurden. Aufgrund fehlender Grenzwerte sowie unterschiedlichen analytischen Aufwandes fällt die Beurteilung der Reinigungsleistung der Verfahren schwer.

Es war die Absicht des SFB, die wissenschaftlichen Grundlagen für die verschiedenen Verfahren zu erarbeiten, um diese zu optimieren und eine zweckmäßige Auswahl von Verfahrensschritten und Apparaten für die verschiedenen Anwendungsfälle zu ermöglichen. Der Schwerpunkt lag dabei auf den biologischen Verfahren und deren Kombination mit chemisch-physikalischen Methoden.

Der technische Bodenschutz hat sich zu einer selbständigen wissenschaftlichen Disziplin entwickelt, in der mit Hilfe der Kenntnisse und Erfahrungen verschiedener Fachdisziplinen Problemlösungen gefunden werden können. Durch die integrierte Zusammenarbeit innerhalb des Sonderforschungsbereiches von Bauingenieuren, Verfahrenstechnikern, Chemikern, Mikrobiologen, Bodenkundlern, Geologen und Umweltplanern wurde dieses neue Arbeitsgebiet erschlossen.

3. Forschungsziel

Um die Ziele, die sich der SFB gestellt hat, zu erreichen, wurden neben der Untersuchung, Entwicklung und Optimierung von Reinigungsverfahren vor allem die analytischen und messtechnischen Verfahren optimiert, welche die schnelle und umfassende Beschreibung von Prozessen ermöglichen. Wichtig waren in diesem Zusammenhang auch die Untersuchungen zur Definition von Reinigungszielen. Um diese zu erreichen, wurden u.a. Schadstoffbilanzen erstellt, ökotoxikologische Grenzwerte erarbeitet und die Schadstoffverfügbarkeit für Mikroorganismen quantifiziert.

4. Lösungsansatz

Um grundlegende Zusammenhänge erkennen zu können, wurde zunächst mit ausgewählten künstlich ölverunreinigten Bodentypen gearbeitet. Diese Vorgehensweise bot sich an, da die Vielfalt der Bodenstrukturen und der Kontaminationen keine universell anwendbaren Behandlungsrezepte zulässt. Die Entwicklung methodischer Ansätze in der Bodenreinigung ist auf diese Weise möglich. In der zweiten Phase wurden vermehrt andere künstlich und real-kontaminierte Bodenmaterialien untersucht, wobei die PAK im Vordergrund standen. Während der dritten Phase erfolgte die Entwicklung zu einem stärkeren Praxisbezug, die Untersuchungen wurden auf organisch als auch anorganisch belastete Realkontaminationen ausgeweitet.

In der vierten Phase wurden Verfahren entwickelt, optimiert und um einige Schritte erweitert. Neben organischen und anorganischen Kontaminationen wurden auch Mischkontaminationen behandelt. Die Entwicklung erfolgte mit einem starken realen Praxisbezug, wobei Kosten minimiert werden sollten. Neben den mechanischen, chemischen und thermischen Reinigungsverfahren spielten die biologischen eine wichtige Rolle. Schwerpunktmäßig wurde untersucht, in welcher Weise die Bioverfügbarkeit der im Boden vorliegenden Schadstoffe gezielt verbessert werden kann. Weitere Aspekte stellten Geländeuntersuchungen dar, um praxisnahe Aussagen über die Wirksamkeit der ablaufenden Prozesse gewinnen zu können. Begleitet wurden alle Untersuchungen durch eine fundierte und effiziente chemische Analytik. Hierbei standen die Verfeinerung und Ausweitung schneller Analysenverfahren, die Charakterisierung sanierungsrelevanter Leitparameter und Fragen zur Mobilität und Festlegung von Schadstoffen an der Huminstoffmatrix im Boden eine zentrale Rolle.

Ausführliche Informationen zum Sonderforschungsbereich „Reinigung kontaminierter Böden“ sind im Internet unter der folgenden Adresse abrufbar: <http://www.tu-harburg.de/aws/sfb/indexsfb.html>.

5. Die Themenschwerpunkte liegen dabei in vier Bereichen und sind in der nachstehenden Übersicht dargestellt:

**Struktur des Sonderforschungsbereiches 188
(1998 - 2000)**

BEREICH A

Chemisch-Physikalische Verfahrensentwicklung

A5 - Werther

Feinstklassierung, Bodenwäsche

A8 - Calmano

Säureextraktion

A10 - Brunner

Kohlendioxid-Wasser-Lösungen

A11 - Niemeyer

Dampfstripping-Prozeß

BEREICH B

Biologische Verfahrensentwicklung

B3 - Stegmann

Bodenbioreaktoren

B4 - Steinhart / Haupt

Mineralölkomponenten, NMR

B5 - Müller

Biochemie, thermophile Mikroorganismen

B6 - Antranikian

Schadstoffabbau durch extrem thermophile Mikroorganismen

B7 - Märkl

Einsatz extrem thermophiler Mikroorganismen

BEREICH C

Grundlagen und Bewertungskriterien für Verfahren

C1 - Ahlf

Ökotoxikologie

C10 - Gerth / Förstner

Rieselfeldböden

C12 - Schneider

Austragsgefährdung ins Grundwasser

BEREICH D

Naturwissenschaftliche Grundlagen zur Verfahrensentwicklung

D4 - Matz

Schnellanalyse

D5 - Francke / Voß

Mikroanalytik, Synthese, Elektrochemie

D6 - Michaelis

bound residues / Humusfraktion

ZENTRALBEREICH Z - Stegmann

Serviceanalytik, Verwaltung

6. Übersicht über die einzelnen Teilprojekte

PROJEKTBEREICH A

Chemisch- Physikalische Verfahrensentwicklung

Teilprojekt A5

Prof. Werther, TU Hamburg-Harburg, Arbeitsbereich Verfahrenstechnik I,
Denickestr. 15, 21073 Hamburg

Feinstklassierung als Mittel zur Effizienzsteigerung der Bodenwäsche

Keywords: Bodenwäsche, Feinstklassierung, Zentrifugal-Wirbelschicht, Nasssichter

Teilprojekt A8

Prof. Calmano, TU Hamburg-Harburg, Arbeitsbereich Umweltschutztechnik,
Eißendorfer Str. 40, 21073 Hamburg

Naßchemische Reinigung metallkontaminierter Böden und Charakterisierung der Schwermetallbindungsformen

Keywords: Schwermetalle, Extraktion, Elektrolyse, Festphasen-Speciation

Teilprojekt A10

Prof. Brunner, TU Hamburg-Harburg, Arbeitsbereich Verfahrenstechnik II,
Eißendorfer Str. 38, 21073 Hamburg

Reinigung von mischkontaminierten Bodenmaterialien mit Kohlendioxid-Wasser-Lösungen und Aufarbeitung des Extraktes

Keywords: CO₂-H₂O-Lösungen, Schwermetalle, Mischkontamination, Ionentausch, kontinuierliche Feststoffextraktion

Teilprojekt A11

Prof. Niemeyer, Dr. Wilichowski, GKSS, Trenn- und Umwelttechnik,
Max-Planck-Str., 21502 Geesthacht

Nachbehandlung feinkörniger Reststoffe durch thermische Oxidation im Dampfstripping-Prozess

Keywords: Desorption, Rohrreaktor, organische Schadstoffe

PROJEKTBEREICH B**Biologische Verfahrensentwicklung****Teilprojekt B3**

Prof. Stegmann, TU Hamburg-Harburg, Arbeitsbereich Abfallwirtschaft,
Harburger Schloßstr. 37, 21079 Hamburg

Reinigung kontaminierter Böden in Bodenbioreaktoren

Keywords: Bilanzierende Untersuchungen, Bioverfügbarkeit, Bodenbioreaktoren, Verfahrensoptimierung

Teilprojekt B4

Prof. Steinhart / Dr. Haupt, Universität Hamburg, Institut für Lebensmittel- und Biochemie,
Grindelallee 117, 20146 Hamburg

Weiterführende Analytik zu den biochemischen und chemischen Produkten aus dem Mineralölabbau im Boden und aus technischen Prozessen

Keywords: Mineralöl-, Teerölkomponenten, Abbauprodukte, Festkörper-NMR

Teilprojekt B5

Prof. Müller, TU Hamburg-Harburg, Arbeitsbereich Biotechnologie II,
Denickestr. 15, 21073 Hamburg

Stoffwechsel und Enzymatik schadstoffabbauender Mikroorganismen unter extremen Temperaturbedingungen

Keywords: Biodegradation, Thermophile, Alkane, Alkan-Monooxygenase

Teilprojekt B6

Prof. Antranikian, TU Hamburg-Harburg, Arbeitsbereich Technische Mikrobiologie, Denickestr. 15, 21073 Hamburg

Abbau von schwerlöslichen Schadstoffen durch neuisolierte, extrem thermophile Mikroorganismen

Keywords: extrem thermophile Mikroorganismen, Bioverfügbarkeit von Xenobiotika, Alkane, Polyaromaten

Teilprojekt B7

Prof. Märkl, TU Hamburg-Harburg, Arbeitsbereich Bioprozeß- und Bioverfahrenstechnik,
Denickestr. 15, 21073 Hamburg

Einsatz extrem thermophiler Mikroorganismen in Bodenreinigungsanlagen

Keywords: extrem thermophile Mikroorganismen, erhöhte Bioverfügbarkeit, Immobilisierung

PROJEKTBEREICH C

Grundlagen und Bewertungskriterien für Verfahren

Teilprojekt C1

Dr. Ahlf, TU Hamburg-Harburg, Arbeitsbereich Umweltschutztechnik,
Eißendorfer Str. 40, 21073 Hamburg

Ökotoxikologische Bewertung von Bodenverunreinigungen mit Hilfe von Biotests

Keywords: Ökotoxikologie, Bewertung, Biotests

Teilprojekt C10

Dr. Gerth / Prof. Förstner, TU Hamburg-Harburg, Arbeitsbereich Umweltschutz-technik,
Eißendorfer Str. 40, 21073 Hamburg

Zukünftige Nutzbarkeit arsen- und chromkontaminierter Rieselfeldböden

Keywords: Arsen, Chrom, Transfer Boden/Pflanze, Sanierung, Nutzbarkeit

Teilprojekt C12

Prof. Schneider, TU Hamburg-Harburg, Arbeitsbereich Wasserwirtschaft und Wasserversorgung, Dampfschiffsweg 11, 21079 Hamburg

Prognose der Austragsgefährdung von Arsen und Chrom aus einem kontaminierten Rieselfeld unter Berücksichtigung der räumlichen Variabilität in der wasserungesättigten Zone

Keywords: Langzeitprognosen, Gefährdungsabschätzung, ungesättigte Zone, Arsen, Modellierung, Heterogenität

PROJEKTBEREICH D**Naturwissenschaftliche Grundlagen zur Verfahrensentwicklung****Teilprojekt D4**

Prof. Matz, TU Hamburg-Harburg, Arbeitsbereich Messtechnik,
Harburger Schloßstr. 20, 21079 Hamburg
Schnelle Vor-Ort Analyse

Keywords: mobile Gaschromatographie-Massenspektrometrie (GC/MS); Schnellverfahren für Boden-, Luft- und Wasserproben

Teilprojekt D5

Prof. Francke / Prof. Voß, Universität Hamburg, Institut für Organische Chemie,
Martin-Luther-King-Platz 6, 20146 Hamburg

Synthese isotopen-markierter aromatischer Verbindungen und mikroanalytische Untersuchungen an kontaminierten Böden; Indirekte und kontinuierliche Enthalo- genierung chlorierter Schadstoffe

Keywords: ¹³C-markierte polykondensierte Aromaten (PAK), elektrochemische Enthalo- genierung, Schadstoffanalytik

Teilprojekt D6

Dr. Michaelis, Universität Hamburg, Institut für Biogeochemie und Meereschemie, Bun- desstr. 55, 20146 Hamburg

Chemische Wechselwirkung von Erdölkontaminationen und deren Abbauprodukten mit der Humusfraktion von Böden

Keywords: Stoffbilanzierung, gebundene Rückstände, Schadstofftransformation, Wechselwirkung, Kontamination/Humusfraktion

Zentralbereich Z

Prof. Stegmann, TU Hamburg-Harburg, Arbeitsbereich Abfallwirtschaft,
Harburger Schloßstr. 37, 21079 Hamburg

Zentrale Aufgaben der Verwaltung und Analytik

Keywords: wissenschaftliche Koordination, Serviceleistungen Analytik, Dünnschichtchromatographie, Mineralölkohlenwasserstoffe, PAK, Qualitätssicherung

Perspektiven einer chemischen Immobilisierung von Arsen und Chrom in kontaminierten Böden durch Zugabe von Eisen(II)sulfat

Dr. Harald Weigand, Silke Müller, Dr. Clemens Marb, LfU

Zusammenfassung

Die chemische Immobilisierung von Schadstoffen im Boden kann zur Minderung der Sickerwasseremissionen kontaminierter Standorte beitragen und damit einer möglichen Grundwasserverunreinigung kosteneffizient entgegenwirken. Ziel der Untersuchung war es, die Eignung von Eisen(II)sulfat zur nachhaltigen Erhöhung des Rückhaltevermögens eines mit Arsen und Chrom belasteten Bodens anhand von Säulenexperimenten im Labormaßstab zu prüfen. Die Schüttungen zweier parallel geschalteter Festbettreaktoren (Fassungsvermögen 1 l) wurden mit jeweils 26 l entgastem Leitungswasser beregnet und die im Säulenabstrom gewonnenen Eluatfraktionen mittels ICP-MS auf Metalle analysiert. Eine Schüttung bestand aus dem Original-Bodenmaterial eines ehemaligen Holzimprägnierwerks, der anderen wurde festes Eisen-(II)sulfat -Konzentration 50 g/(kg Boden)- zugesetzt. Die Auslaugkurven zeigen, dass die Dotierung einen Sickerwasseraustrag von Arsen und Chrom weitgehend unterbindet. Dieser Befund ist konsistent mit der Erhöhung der Sorptionskapazität des Bodens durch Bildung von Eisenhydroxiden bzw. mit der Ausfällung von FeAs- und FeCr-Mischphasen. Entgegen der geminderten Mobilität von Arsen und Chrom wurden in dem mit Eisen(II)sulfat dotierten Boden andere Metalle verstärkt freigesetzt. Mögliche Ursachen liegen in der mit der Oxidation von Fe^{2+} zu $Fe(OH)_3$ einhergehenden Versauerung und damit erhöhten Mobilität bodenbürtiger Kontaminanten sowie in einem zusätzlichen Eintrag von Schadstoffen in Form von Verunreinigungen des Eisen(II)sulfats. Eine Verfahrensoptimierung ist daher hinsichtlich minimaler Aufwandmengen bei der Dotierung notwendig.

Einleitung

Die Verlagerung von Schadstoffen im Sickerwasser kontaminierter Böden wird durch das Zusammenspiel von milieuspezifischen mobilisierenden (Desorption/Lösung) und immobilisierenden Prozessen (Sorption/Fällung) und deren Verweilzeitabhängigkeit kontrolliert. Eine gezielte Förderung der Retentionseigenschaften der ungesättigten Zone kann einem Austrag von Schadstoffen ins Grundwasser entgegenwirken.

Arsen und Chrom als typische Kontaminanten zahlreicher ehemals gewerblich und industriell genutzter Standorte kommen im Bodenwasser in Abhängigkeit vom Redoxpotenzial in den toxikologisch unterschiedlich relevanten Oxidationsstufen (III) und (V) bzw. (III) und (VI) vor [1] [2]; sie weisen hinsichtlich ihres Ladungszustands und damit der Affinität zur Bodenfestphase eine Abhängigkeit vom pH-Wert auf [3] [4]: das toxische Arsen(III) liegt bei pH-Werten unter 7 als ungeladene arsenige Säure, das toxikologisch weniger bedenkliche Arsen(V) dagegen bei pH-Werten > 4 in Form mono- bis trivalenten Arsenatanionen vor. Das nicht-toxische Chrom(III) bildet im pH-Bereich von 5 bis 9 neutrale bzw. positiv geladene Chrom-Hydroxokomplexe, während das kanzerogene Chrom(VI) bei pH-Werten > 3 als mono- bzw. divalentes Chromatanion vorliegt.

Mit dieser Untersuchung sollte anhand von Säulenexperimenten geklärt werden, inwieweit eine Immobilisierung von Arsen und Chrom in der ungesättigten Zone eines ehemaligen Holzimprägnierwerks durch Zugabe von Eisen(II)sulfat gelingt. Hierbei dient das als Feststoff dem Boden zugeführte Eisen(II)sulfat einerseits als Redoxpartner für die am Standort überwiegenden oxidierten Arsen- und Chromspezies, andererseits erhöht es das Schadstoff-Rückhaltevermögen des Bodens durch Aufstockung des Gehalts an Sorbenten [5] [6] und Fällungspartnern [1] [7]. Im Unterschied zu herkömmlichen Immobilisierungsverfahren, die vielfach die hydraulische Leitfähigkeit des Bodens herabsetzen, werden bei diesem potenziell in-situ einsetzbaren Verfahren die Boden-Filtereigenschaften nicht wesentlich beeinträchtigt.

Material und Methoden

Standort, Probenahme und Bodeneigenschaften. Die Gewinnung des Bodenmaterials erfolgte durch Rammkernsondierung (\varnothing 6 cm) auf dem Standort eines ehemaligen Holzimprägnierwerks, der tiefgründige Arsen- und Chrom-Kontaminationen aufweist. Gestützt auf Ergebnisse einer früheren Rasterbeprobung erfolgte die Sondierung am Schadensherd bis zu einer Tiefe von 2 m. Nach Lufttrocknung des Probematerials wurde die Feinerdefraktion ($d_p < 2$ mm) durch Siebung abgetrennt und Aliquots zur physikalisch-chemischen Charakterisierung sowie zur Bestimmung der Schadstoffgehalte im Königswasseraufschluss entnommen. Einen Überblick über die Bodeneigenschaften gibt Tab. 1.

Tab. 1: Bodeneigenschaften und Schadstoffgehalte

pH _{CaCl2}	Fe _{DCB} ^{*)}	Al _{DCB} ^{*)}	Mn _{DCB} ^{*)}	TOC	TIC	As	Cr
[--]	[g/(kg Boden)]			[%]		[mg/(kg Boden)]	
7,52	9,0	0,78	0,41	0,55	0,56	131	112

^{*)}Dithionit-Citrat-Bicarbonat-lösliche Eisen-, Aluminium- und Mangan-(Hydr)oxide

Experimenteller Ansatz. Zur Erprobung der chemischen Immobilisierung von Arsen und Chrom mittels Eisen(II)sulfat wurden zwei parallele Auslaugversuche in einer Labor-Bodensäulenanlage (isc 01, Fa. emc GmbH Erfurt [8]) unter wasserungesättigten Bedingungen mit entgastem Leitungswasser (pH 7,8) durchgeführt. Während Säule 1 das Original-Bodenmaterial enthielt, wurde der Schüttung von Säule 2 vor dem Einbau festes Eisen(II)sulfat entsprechend einer Konzentration von 50 g / (kg Boden) untergemischt. Die Schüttungen ruhten auf gesinterten Polyethylen-Stützkörpern mit aufgeschweißten Polyamid-Membranen (Fa. ecotech GmbH, Bonn). Dieser Aufbau erlaubt die Einstellung definierter Unterdruckrandbedingungen während der Perkolation. Vor dem eigentlichen Experimentbeginn wurden die Bodensäulen im Immersionsbetrieb mit entgasstem Leitungswasser aufgesättigt, um definierte Ausgangsbedingungen herzustellen und Luft einschüsse zu vermeiden. Zur Identifikation ratenlimitierter Redox-, Sorptions- und Fällungsvorgänge wurden intermittierende Abschnitte mit und ohne Beregnung der Bodensäulen realisiert [9]. Einen Überblick über die Dauer der Experimentabschnitte gibt Abb. 1.

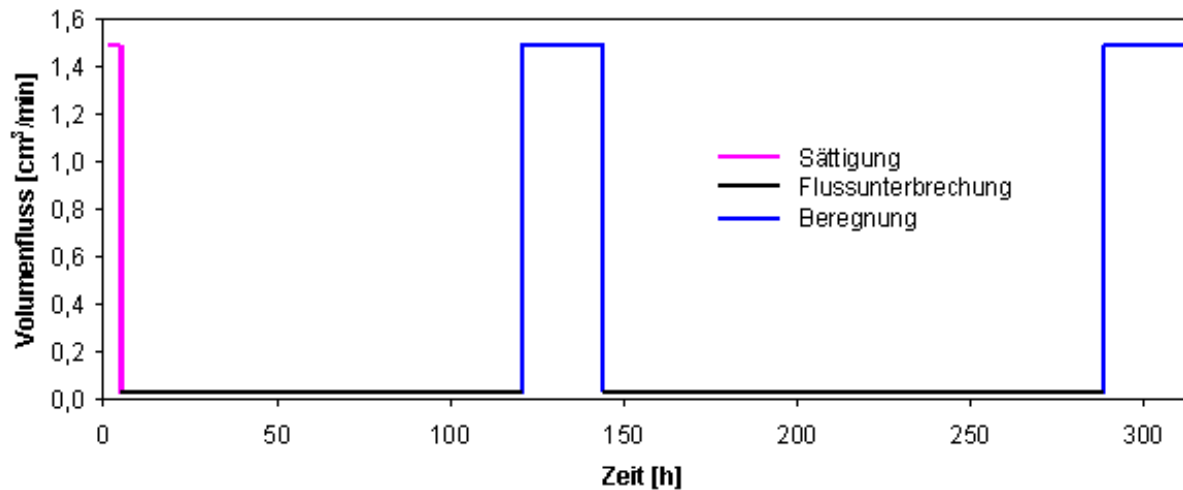


Abb.1: Schematische Darstellung der Experimentabschnitte

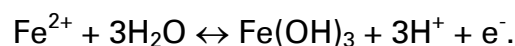
Die chemische Analyse erfolgte an Eluatfraktionen (Abschnitte mit Beregnung) bzw. an Porenwasserproben (Flussunterbrechungen), die mit Miniatur-Saugkerzen (Rhizon SMS, Fa. Eijkelkamp, Niederlande) gewonnen wurden.

Analytik. Um möglichst detaillierte Informationen zur Auswirkung der Eisen(II)sulfat-Dotierung zu erhalten, wurde ein umfangreiches Spektrum von Metallen und Metalloiden in den Eluat- und Porenwasserproben mittels ICP-MS bestimmt. Die Fe^{2+} -Konzentration wurde nach Farbreaktion mit Phenanthrolin photometrisch bestimmt [10], Bromid, Redoxpotenzial und pH-Wert wurden mit Einstabmessketten, die elektrische Leitfähigkeit mit einer Leitfähigkeitsmesszelle erfasst.

Ergebnisse und Diskussion

Nach Abschluss der Sättigung wurde zunächst ohne Beregnung die Entwicklung der Porenwasserkonzentrationen anhand von Saugkerzenprobenahmen über einen Zeitraum von 140 h verfolgt. Zum Beregnungsstart (Fließrate $1,5 \text{ cm}^3 \text{ min}^{-1}$) wurde am unteren Rand der Bodensäule über eine Unterdruck-Durchflusszelle ein konstanter Differenzdruck von 10 mbar angelegt und damit definiert ungesättigte Transportbedingungen eingestellt. Die Beprobung des Säulenperkolats erfolgte flussgemittelt anhand von Fraktionen von 0,036 bis 2,1 l.

Der Verlauf von pH-Wert und elektrischer Leitfähigkeit im Eluat der Bodensäulen während der zwei Beregnungsphasen ist in Abb. 2 wiedergegeben. Das Eluat des Original-Bodens weist einen konstanten pH-Wert um $8,0 \pm 0,3$ auf; das Eluat des mit Eisen(II)sulfat behandelten Bodens zeigt dagegen anfangs deutlich saure Bedingungen (vgl. Abb. 2a). Dies ist konsistent mit der Auflösung des dem Boden zugesetzten Eisen(II)sulfats, gefolgt von einer Oxidation zweiwertiger Eisenionen zu Eisen(III)hydroxid gemäß der Halbreaktion



Bei der dotierten Bodensäule nähert sich der pH-Wert des Eluats nahezu linear dem undotierten Bodensäule an. Hierbei ist der Beginn der zweiten Beregnungsphase durch einen pH-Sprung gekennzeichnet, der auf eine verweilzeitabhängige Pufferung durch die Bodenfestphase hindeutet.

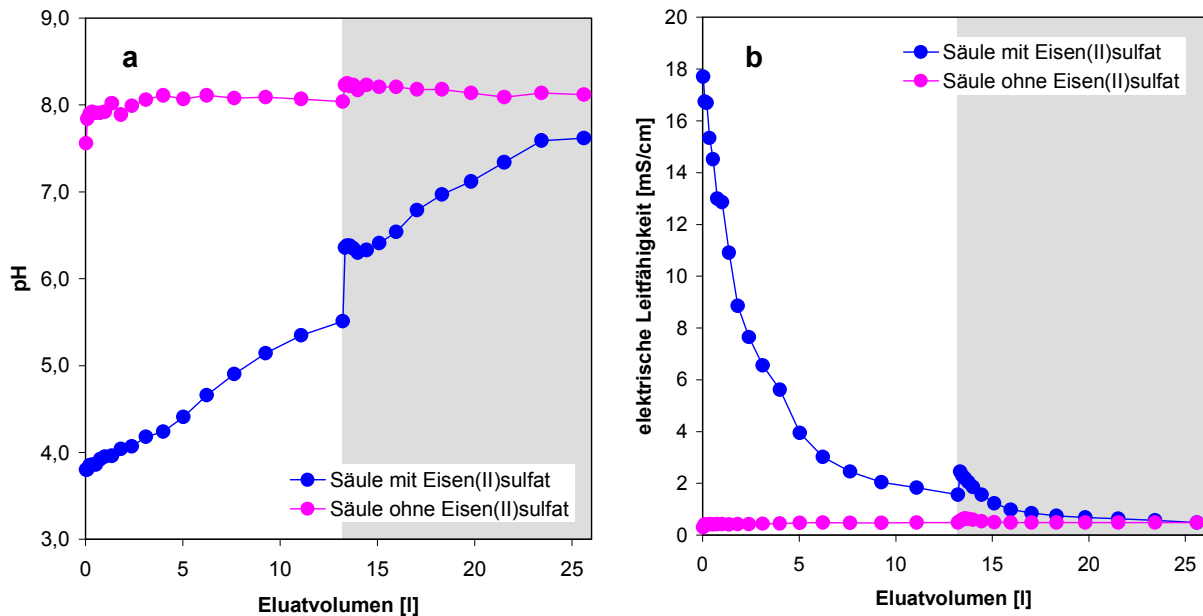


Abb. 2: Verlauf von pH-Wert (a) und elektrischer Leitfähigkeit (b) im Eluat der Säulen mit und ohne Zugabe von Eisen(II)sulfat (zweite Berechnungsphase grau hinterlegt)

Das Auslaugverhalten beider Böden unterscheidet sich auch hinsichtlich der elektrischen Leitfähigkeit (vgl. Abb. 2b). Während die Leitfähigkeit der Originalboden-Eluate über den Experimentverlauf auf einem nahezu konstanten Niveau liegt, zeigt das Eluat des mit Eisen(II)sulfat behandelten Bodens einen exponentiellen Rückgang der Leitfähigkeit von 18 mS/cm auf die des Originalbodens. Dieser Befund weist auf einen verstärkten Austrag mobiler Ladungsträger mit dem Sickerwasser hin.

Der Konzentrationsverlauf von Arsen und Chrom während beider Berechnungsphasen ist in Abb. 3 wiedergegeben. Die Auslaugcharakteristik des Arsens (vgl. Abb. 3a) im unbehandelten Boden ist durch eine Konzentrationszunahme zum Berechnungsstart und eine nahezu konstante Freisetzung mit ca. 900 µg/l im weiteren Verlauf gekennzeichnet. Dieses Verhalten ist typisch für eine lösungskontrollierte Emission ins Sickerwasser, bei der bis zum Verbrauch der konzentrationsbestimmenden (arsenhaltigen) Festphase ein kontinuierliches, hohes Emissionsniveau aufrechterhalten wird [11]. Zu Beginn der ersten und zweiten Berechnungsphase liegen die Arsenkonzentrationen im Eluat mit 300 und 650 µg/l niedriger als während der Berechnung. Dies ist konsistent mit der Beobachtung abnehmender Arsenkonzentrationen im Porenwasser während der Flussunterbrechungen (Saugkerzenprobenahme).

Im Unterschied zur Arsenfreisetzung aus dem Original-Boden liegen die Arsenkonzentrationen bei der mit Eisen(II)sulfat behandelten Variante bis zu einem Eluatvolumen von 17 l unter der Bestimmungsgrenze (Perkulationsphase I: < 100 µg/l, Perkulationsphase II: < 2 µg/l). Dies belegt die deutliche Erhöhung des Arsen-Rückhaltevermögens des Bodens durch die Dotierung mit Eisen(II)sulfat. Ursache hierfür ist eine sorptions- bzw. fällungskontrollierte Festlegung des Arsens an neu gebildeten Eisenhydroxiden entlang des Fließwegs, wie sie für statische Experimente mit definierten Eisen-Festphasen beobachtet wird [12]. Der Grund für die einsetzende Arsenemission in der mit Eisen(II)sulfat dotierten Säule ab einem Eluatvolumen von 17 l ist unklar. Aufschluss darüber, ob eine Reduktion vom fünf- zum mobileren dreiwertigen Arsen vorliegt, kann anhand einer Fraktionierung über quarternäres Amin erhalten werden.

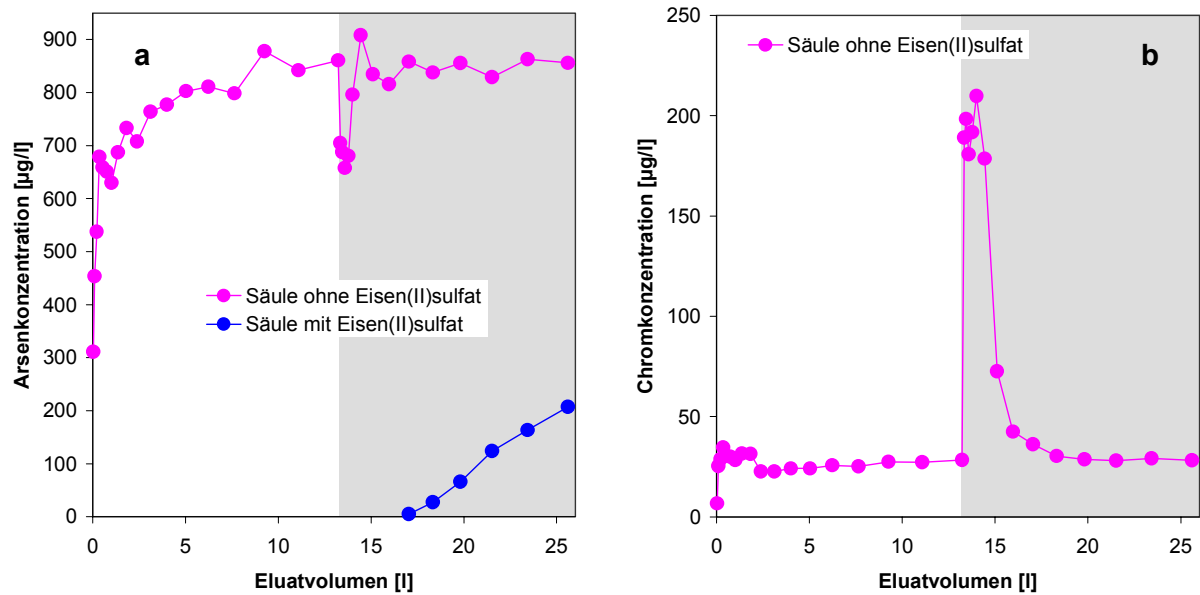


Abb. 3: Verlauf der Arsen- (a) und Chromemissionen (b) im Eluat der Säulen mit und ohne Zugabe von Eisen(II)sulfat (zweite Berechnungsphase grau hinterlegt)

Die Auslaugcharakteristik des Chroms (vgl. Abb. 3b) ist im Original-Boden in der ersten Berechnungsphase durch ein vergleichsweise niedriges Emissionsniveau von ca. 25 µg/l gekennzeichnet. Mit Beginn der zweiten Berechnungsphase nimmt die Chromkonzentration auf ca. 200 µg/l zu und weist damit auf einen verweilzeitabhängigen Stoffübergang *fest-flüssig* hin [9].

Im Gegensatz zur Chromemission aus dem Original-Boden bewegen sich die Chromkonzentrationen im Eluat des mit Eisen(II)sulfat behandelten Bodens durchweg unterhalb der Bestimmungsgrenze (Berechnungsphase I: < 250 µg/l, Berechnungsphase II: < 2 µg/l). Während für die erste Berechnungsphase damit eine Minderung der Chromemission durch die Zugabe von Eisen(II)sulfat lediglich plausibel erscheint, wurde für die zweite Berechnungsphase wie beim Arsen der Nachweis deutlich herabgesetzter Emissionen erbracht. Ein partikelgebundener Arsen- und Chromaustrag konnte anhand der chemischen Analyse der Filterkuchen der Eluatfraktionen ausgeschlossen werden.

In Abb. 4 sind die Eisen(II)- und (exemplarisch für weitere Schwermetalle) die Zinkkonzentrationen im Eluat der beiden Bodensäulen dargestellt. Die gezeigten Auslaugkurven sind konsistent mit der Beobachtung hoher elektrischer Leitfähigkeiten in der mit Eisen(II)sulfat beaufschlagten Säule. Die Eisen(II)-Emissionen (vgl. Abb. 4a) zeigen, dass im Zuge der Auflösung der Festphase freigesetztes $\text{Fe}^{2+}(\text{aq})$ nur zum Teil oxidiert und als Eisen(III)hydroxid im Boden festgelegt wird.

Die beträchtlichen Zinkemissionen (vgl. Abb. 4b; kumulativer Austrag 11,5 mg) stehen im Gegensatz zur nahezu vollständigen Unterdrückung der Arsen- und Chromfreisetzung in der dotierten Säule. Mögliche Ursachen der erhöhten Schwermetallemissionen liegen in

- (i) der Aufstockung der Schwermetallgehalte durch Verunreinigungen des verwendeten Eisen(II)sulfats (Reinst-Qualität) oder
- (ii) einer durch die Versauerung induzierten Mobilitätssteigerung im Originalboden enthaltener Schwermetalle.

Die Massenbilanz lässt beide Erklärungsansätze gleichermaßen plausibel erscheinen. Daher sind Messungen der Schwermetallgehalte im verwendeten Eisen(II)sulfat bzw. die geochemische Modellierung pH-abhängiger Freisetzungsraten erforderlich, um die Herkunft der erhöhten Schwermetallemissionen aus dem mit Eisen(II)sulfat behandelten Boden zu klären.

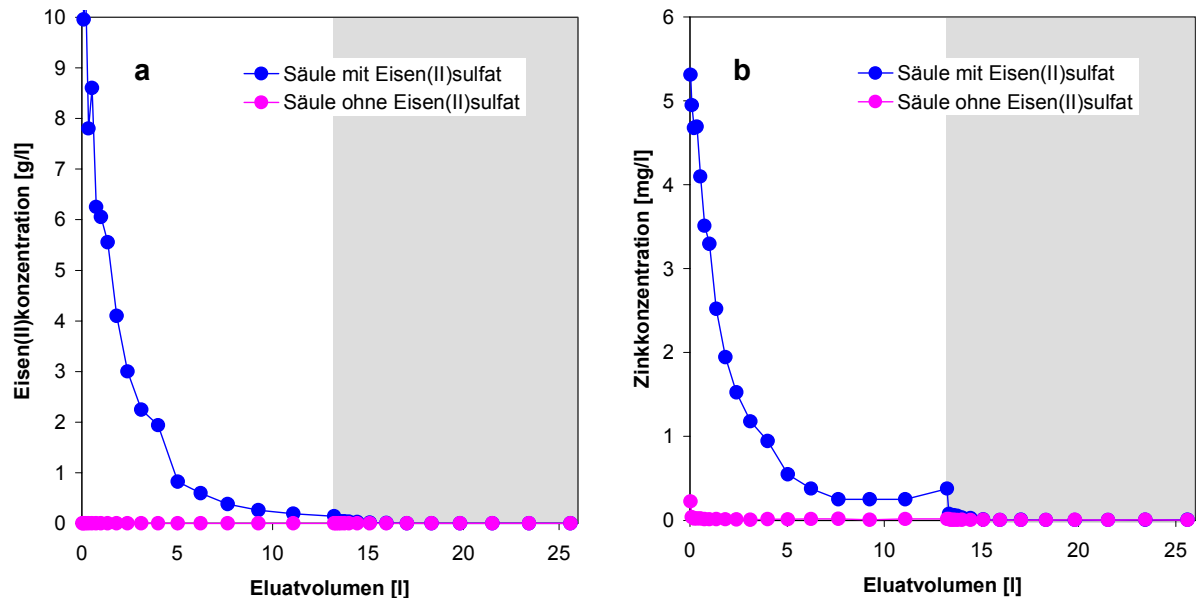


Abb. 4: Verlauf der Eisen(II)- (a) und Zinkemissionen (b) im Eluat der Säulen mit und ohne Zugabe von Eisen(II)sulfat (zweite Berechnungsphase grau hinterlegt)

Schlussfolgerungen

Die Untersuchungsergebnisse zeigen, dass eine chemische Immobilisierung von Arsen und Chrom im Boden eines ehemaligen Imprägnierwerks durch Zugabe von Eisen(II)sulfat prinzipiell gelingt. Die experimentell realisierte Berechnung mit 26 l Wasser entspricht bei Zugrundelegung einer Jahresniederschlagshöhe von 750 mm einem Zeitraum von ca. 5 Jahren. Damit scheint eine mittelfristige Einbindung dieser Kontaminanten in die Bodenmatrix möglich. Ergebnisse unter variierten Milieubedingungen (z.B. saure bzw. basische Perkolationslösungen) sollten Aussagen darüber erlauben, ob die Immobilisierung von Arsen und Chrom auch langfristig stabil ist.

Problematisch im Sinne der praktischen Verfahrensumsetzung erscheint die offensichtliche Mobilität weiterer, mit dem Eisen(II)sulfat eingetragener oder aus dem Originalboden freigesetzter Schwermetalle. Daher sollte eine Verfahrensoptimierung (nicht nur aus Kostengründen) auf minimal erforderliche Aufwandsmengen ausgerichtet sein und von einer möglichst umfassenden chemischen Analytik begleitet werden.

Literatur

- [1] Farrel, J.; Wang, J.; O'Day, P.; Conklin, M.:
Electrochemical and spectroscopic study of arsenate removal from water using zero-valent iron media.
Environ. Sci. Technol., 35 (2001), S. 2026-2032
- [2] Sperling, M; Xu, S.; Welz, B.:
Determination of chromium(III) and chromium(VI) in water using flow injection on-line preconcentration with selective adsorption on activated alumina and flame atomic absorption spectrometric detection.
Anal. Chem., 64 (1992), S. 3101-3108
- [3] Sun, X.; Doner, H.:
Adsorption and oxidation of arsenite on goethite.
Soil Science, 163 (1998), S. 278-287
- [4] Stollenwerk, K.; Grove, D.:
Adsorption and desorption of hexavalent chromium in an alluvial aquifer near Telluride, Colorado.
J. Environ. Qual., 14 (1985), S. 150-155
- [5] Su, C; Puls, R.:
Arsenate and arsenite removal by zerovalent iron: kinetics, redox transformation, and implications for in situ groundwater remediation.
Environ. Sci. Technol., 35 (2001), S. 1487-1492
- [6] Grossl, P.; Eick, M; Sparks, D.; Goldberg, S.; Ainsworth, C.:
Arsenate and chromate retention mechanisms on goethite. 2. Kinetic evaluation using a pressure-jump relaxation technique.
Environ. Sci. Technol., 31 (1997), S. 321-326
- [7] Richard, F.; Bourg, A.:
Aqueous geochemistry of chromium: a review.
Wat. Res. 25 (1991), S. 807-816
- [8] Marb, C; Weigand, H.; Glögle, R.:
Auslaugverhalten von Reststoffen und kontaminierten Böden - Aufbau und Inbetriebnahme einer Labor-Bodensäulenanlage.
Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Abfalltechnikum Augsburg, Augsburg 2001, 27 S.
- [9] Brusseau, M.; Hu, Q.; Srivastava, R.:
Using flow interruption to identify factors causing nonideal contaminant transport.
J. Contam. Hydrol., 24 (1997), S. 205-219
- [10] Olson, R; Ellis, R.:
Iron. In: *Methods of soil analysis, Part 2. Chemical and microbiological properties.*
Agronomy Monograph No 9, ASA-SSSA, Madison, USA, S. 310-312
- [11] Stöfen, H; Schneider, W.:
Impact of different source terms on attenuation factors.
Tübinger geowissenschaftliche Arbeiten, C61, (2002), S. 66-71
- [12] Farquhar, M.; Charnock, J.; Livens, F.; Vaughan, D.:
Mechanisms of arsenic uptake from aqueous solution by interaction with goethite, lepidococite, mackinawite and pyrite: an X-ray absorption spectroscopy study.
Environ. Sci. Technol., 36 (2002), S. 1757-1776

Dank

Die Arbeiten zur vorliegenden Untersuchung wurden durch das Bayerische Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen im Rahmen des FuE Vorhabens „Auslaugverhalten von Reststoffen und kontaminierten Böden“ gefördert. Die chemischen Analysen der Eluatfraktionen und Königswasseraufschlüsse der Feststoffproben erfolgten in den Zentrallaboratorien des Bayerischen Landesamts für Umweltschutz.

Verzeichnis Referenten

Bayer. Landesamt für Umweltschutz
86177 Augsburg

Hilmar Mante

Tel.: (0821) 90 71 – 53 83
Fax: (0821) 90 71 – 55 53
E-mail: hilmar.mante@lfu.bayern.de

UMWELTSCHUTZ NORD GmbH & CO
Industriepark 6
27777 Ganderkesee

Dr. Gustav A. Henke

Tel.: (04222) 47 – 130
Fax: (04222) 47 – 142
E-mail: ghenke@u-nord.com

TÜV Süddeutschland Bau und Betrieb
GmbH
80686 München

Dr. Johann R. Mandl

Tel.: (089) 57 91 – 10 61
Fax: (089) 57 91 – 10 74
E-mail: johann.mandl@tuev-sued.de

AB Umwelttechnik GmbH
Industriestraße 14
93354 Biburg

Dr.-Ing. Reiner Tittel

Tel.: (09444) 97 89 – 0
Fax: (09444) 97 89 – 20
E-mail: reiner.tittel@ab-umwelt.de

TechnoSan Umwelttechnik GmbH
Felix-Wankel-Straße 1
82152 Krailling

Alexander Czetsch

Tel.: (089) 89 51 45 – 0
Fax: (089) 85 62 270
E-mail: info@technosan.de

Weber-Ingenieure GmbH
Bauschlotter Straße 62
75177 Pforzheim

Dr. Rüdiger Philipps

Tel.: (07231) 583 – 192
Fax: (07231) 583 – 200
E-mail: ruediger.philipps@weber-ing.de

Landesanstalt für Umweltschutz Baden-
Württemberg
Griesbachstraße 1
76185 Karlsruhe

Dr.-Ing. Wolfgang Kohler

Tel.: (0721) 983 – 14 38
Fax: (0721) 983 – 15 21
E-mail: wolfgang.kohler@lfuka.lfu.bwl.de

Institut für Technischen Umweltschutz
Hochschule Bremen
Neustadtswall 30
28199 Bremen

Prof. Dr. Bernd Mahro

Tel.: (0421) 59 05 – 23 05
Fax: (040) 796 – 7818
E-mail: mahro@fbb.hs-bremen.de

Arcadis Consult GmbH
Berliner Allee 6
64295 Darmstadt

Dr. Thomas Held

Tel.: (06151) 388 – 327
Fax: (06151) 388 – 993
E-mail: t.held@arcadis.de

Verzeichnis Posterpräsentation

Bodenbehandlung 2005 – quo vadis?

Robert Frei
Gesellschaft zur Altlastensanierung in Bayern
mbH (GAB)
Innere Wiener Straße 11 a
81667 München

Tel. (089) 44 77 85 – 19, Fax (089) 44 77 85 – 22
robert.frei@gab-mbh.de

Bilfinger Berger Umwelt nimmt Europas modernste thermische Bodenbehandlungsanlage in Betrieb

Günter Laure
Bilfinger Berger Umwelt GmbH
Kreuzstraße 22-26
82319 Starnberg

Tel. (08151) 99 88 – 212, Fax (08151) 99 88 – 299
glar@bilfinger.de

Innovative Techniken der biologischen Bodenbehandlung Forschung & Entwicklung der BAUER und MOURIK Umwelttechnik Schrobenhausen in Kooperation mit dem UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig

Dr. Uwe Schlenker
Bauer + Mourik Umwelttechnik GmbH & Co
Haßlau 16 b
04741 Rowein

Tel. (034322) 473 – 50
uwe.schlenker@bauer.de

Stationäre Bodenwaschanlage auf dem Truppenübungsplatz Hohenfels

Th. Neeße, Dipl.-Ing. Martin Schneider
Lehrstuhl für Umweltverfahrenstechnik & Recycling, Universität Erlangen-Nürnberg

Tel. (09131) 85 – 23 201 oder 23 – 180,
Fax (09131) 85-23 178
thomas.neesse@rzmail.uni-erlangen.de
martin.schneider@rzmail.uni-erlangen.de

H. Tiefel, B. Schricker
AKW Apparate + Verfahren GmbH & Co. KG,
Hirschau

Reinigung kontaminierter Böden – Sonderforschungsbereich 188 der DFG

Prof. Dr.-Ing. Rainer Stegmann
Technische Universität Hamburg-Harburg,
Arbeitsbereich Abfallwirtschaft

Tel. (040) 428 78 – 32 54, Fax (040) 428 78 – 23 75
stegmann@tu-harburg.de

Hochleistungsattrition: Ein neuer Prozess zur Feinkornreinigung

Th. Neeße, Dipl.-Ing. Martin Schneider
Lehrstuhl für Umweltverfahrenstechnik & Recycling,
Universität Erlangen-Nürnberg

Tel. (09131) 85 – 23 201 oder 23 – 180,

Fax (09131) 85-23 178

thomas.neesse@rzmail.uni-erlangen.de

martin.schneider@rzmail.uni-erlangen.de

H. Tiefel, B. Schricker

AKW Apparate + Verfahren GmbH & Co. KG,
Hirschau

Perspektiven einer chemischen Immobilisierung von Arsen und Chrom in kontaminierten Böden durch Zugabe von Eisen(II)sulfat

Dr. Harald Weigand, Silke Müller,

Dr. Clemens Marb, LfU

Bayerisches Landesamt für Umweltschutz

Dienstsitz: Josef-Vogl-Technikum

Am Mittleren Moos 46A

86167 Augsburg

Tel. (0821) 70 00 – 284, Fax (0821) 70 00 – 299

harald.weigand@lfu.bayern.de