

Ökoeffizienz-Analyse zu Entsorgungsoptionen Mineralölkohlenwasserstoff-kontaminierter Böden

— Bodenbehandlung oder Deponierung? —
— Am Beispiel rheinland-pfälzischer Tankstellensanierungen —

Ein Kooperationsprojekt



der Sonderabfall-Management-Gesellschaft Rheinland-Pfalz mbH, Mainz
(Herausgeber),



des Lehrstuhles für Volkswirtschaftslehre und Wirtschaftspolitik II
an der Technischen Universität Kaiserslautern
(Durchführung)

BASF

und der BASF Aktiengesellschaft, Gruppe Ökoeffizienzanalyse, Ludwigshafen
(Methodik)

Durchgeführt und verfasst von Dipl.-Wirtsch.-Ing. Alexandro Kleine,
Technische Universität Kaiserslautern

unter Mitwirkung von Dr. Peter Saling, BASF AG und
Prof. Dr. Michael von Hauff, Technische Universität Kaiserslautern,

herausgegeben im Juli 2004 von der SAM mbH, Mainz

6.4.1.	<i>Kosten der Entsorgungsoptionen - Zur Kostenbelastung</i>	47
6.4.2.	<i>Energieverbrauch der Entsorgungsoptionen - Zur Umweltbelastung</i>	48
6.4.3.	<i>Stoffverbrauch der Entsorgungsoptionen - Zur Umweltbelastung</i>	49
6.4.4.	<i>Emissionen der Entsorgungsoptionen - Zur Umweltbelastung</i>	50
6.4.5.	<i>Flächenbedarf der Entsorgungsoptionen - Zur Umweltbelastung</i>	60
6.4.6.	<i>Toxizitätspotenziale der Entsorgungsoptionen - Zur Umweltbelastung</i>	61
6.4.7.	<i>Risikopotenziale der Entsorgungsoptionen - Zur Umweltbelastung</i>	64
6.5.	Datengüte zu ökobilanziellen Strömen und zu Kosten	66
7.	Ergebnisse der Szenarien im Ökoeffizienz-Portfolio	68
7.1.	Szenario ‚Varianten der Transportentfernungen‘	68
7.2.	Szenario ‚Varianten der Mikrobiologie‘	69
7.3.	Szenario ‚Varianten der Wäsche‘	71
7.4.	Szenario ‚Varianten der Thermik‘	72
7.5.	Szenario ‚Varianten des Toxizitätspotenzials‘	73
7.6.	Szenario ‚Varianten des Risikopotenzials‘	74
7.7.	Szenarien zur ‚Deponierung‘ sowie zu ‚Bodenemissionen‘	76
7.7.1.	<i>Varianten zur Entwicklung von Preis und Abfallmenge</i>	76
7.7.2.	<i>Varianten zur ‚deponietechnischen Verwendung‘</i>	77
7.7.3.	<i>Varianten zu ‚Bodenemissionen‘</i>	79
7.8.	Szenario ‚Mikrobiologische Sanierung kombiniert mit deponietechnischer Verwendung‘	85
8.	Reaktionen eines Fachpublikums auf die ersten Ergebnisse der Ökoeffizienz-Analyse	88
9.	Erkenntnisse zur Ökoeffizienz-Analyse	92
10.	Schlussfolgerungen und Ausblick	94
	Verzeichnisse	97
A	Abkürzungsverzeichnis	97
B	Abbildungsverzeichnis	98
C	Tabellenverzeichnis	100
D	Gleichungsverzeichnis	100
E	Literaturverzeichnis	100
F	Weiterführende Literatur	103
Anhang		106
A	Wirkungsbilanzen der Entsorgungsoptionen	106
B	Tabelle der Relevanz- und Rechenfaktoren im Base-Case	112
C	Zusammenhänge der Antworten aus der Kurzbefragung	113
D	Statistische Daten zu Bodenemissionen	115
E	Adressen der Kooperationspartner	118

Ziele der Studie

Die Studie ist ein Kooperationsprojekt im Auftrag der Sonderabfall-Management-Gesellschaft Rheinland-Pfalz mbH (SAM) in Mainz. Die SAM nimmt als zentrale Stelle für Sonderabfälle im Land Rheinland-Pfalz unter Fachaufsicht des Ministeriums für Umwelt und Forsten die Aufgaben der Überwachung, Steuerung und Beratung wahr¹. Im Rahmen der beratenden Aufgaben vergab die SAM die vorliegende Studie an den Lehrstuhl für Volkswirtschaftslehre und Wirtschaftspolitik II, Technische Universität Kaiserslautern. Der Lehrstuhlinhaber, Prof. Dr. Michael von Hauff, beauftragte Herrn Alexandro Kleine mit der Durchführung und dem Verfassen der Studie. Die BASF Aktiengesellschaft (BASF) trägt mit der Ökoeffizienz-Analyse den methodischen Kern der Studie bei. Das Projekt ist als erstmalige Kooperation zwischen der SAM, der Technischen Universität Kaiserslautern und der BASF ausgelegt.

Die SAM lässt im Rahmen dieses Kooperationsprojektes erstmalig eine Ökoeffizienz-Analyse zu einer ökologisch-ökonomischen Fragestellung durchführen. Damit sollen normative Vorgaben einer Nachhaltigen Entwicklung umgesetzt werden. Der Umfang der vorliegenden Studie dient dem fundierten Einstieg in die Quantifizierung der Nachhaltigkeit.

Das gestellte Ziel, alternative Entsorgungsoptionen Mineralölkohlenwasserstoff-kontaminierter Böden zu begutachten, hat eine hohe Bedeutung im Sonderabfallbereich. Auch über die Landesgrenzen hinaus kann die Studie dann Verwendung finden in

- Marktkommunikation,
- Stärken- / Schwächenanalyse,
- fachlicher Strategiefindung und
- Identifizierung von Forschungszielen.

Angesprochen ist ein weites Fachpublikum bei

- Behördenvertretern,
- Kammern und Verbänden,
- Abfall-Erzeugern und -Entsorgern,
- Anlagenherstellern,
- weiteren Entscheidungsträgern,
- aber auch der Wissenschaft.

Die Studie gibt den Kenntnisstand vom Frühjahr 2003 wieder. Das heißt, dass die anschließende Entwicklung nicht mehr berücksichtigt wurde.

¹ Zu vertiefen in [40] und in [23].

Zusammenfassung der Studie

Seit wenigen Jahren stehen Deponien mit Bodenbehandlungsanlagen in einem Preiswettbewerb um besonders überwachungsbedürftige Böden. Der Deponierungspraxis anderer Bundesländer wurde in Rheinland-Pfalz frühzeitig gegengesteuert. So ist der mikrobiologischen Behandlung von rein Mineralölkohlenwasserstoff-kontaminierten Böden bisher der Vorzug vor einer Deponierung gegeben worden, die Zuweisungspraxis der SAM ist danach ausgerichtet. Unter der neuen Marktlage soll die Zuweisung nach ökologischen und ökonomischen Kriterien neu erarbeitet und für die verschiedenen Optionen bewertet werden. Die Studie basiert auf dem Leitbild ‚Nachhaltige Entwicklung‘ als grundlegende Anforderung.

Aus einer Vielzahl von zurückliegenden Tankstellensanierungen wurden Daten gewonnen, die ein repräsentatives Bild für die Entsorgung von Mineralölkohlenwasserstoff-kontaminierten Böden in Rheinland-Pfalz ermöglichen. Zugrundegelegt wird ein sandiger bis leicht schluffiger Boden, kontaminiert mit 3000 mg Mineralölkohlenwasserstoff pro kg Trockensubstanz. Der Boden ist mineralischer Sonderabfall, der in Off-Site-Bodenbehandlungsanlagen auf ein Zehntel des ursprünglichen Schadstoffgehaltes abzureinigen ist. Betrachtet werden mikrobiologische, chemisch-physikalische und thermische Anlagen. Diesen ist alternativ eine Ablagerung auf Hausmülldeponien gegenüberzustellen.

Unter normativer Anforderung der Nachhaltigen Entwicklung werden die ökologische und ökonomische Bewertung mit Hilfe der mehr als hundertfünzigfach erprobten, anwendungsorientierten Ökoeffizienz-Analyse der BASF durchgeführt. Die damit gewonnenen, transparent und verständlich dargestellten Ergebnisse bestätigen im Wesentlichen die bisherige Behandlungspraxis. Bis auf mikrobiologische Bodenbehandlungsanlagen weist jede Entsorgungsoption einen kritischen Aspekt auf. Diese werden nach sinkender ökologisch-ökonomischer Vorteilhaftigkeit, d.h. nach dem Prinzip der Ökoeffizienz, wie folgt bewertet:

- Mikrobiologische Bodenbehandlungsanlagen ermöglichen die ökoeffizienteste Entsorgung. Dort ist der Zusammenhang von ökonomischer und ökologischer Belastung am geringsten. Für eine weitere Umweltentlastung ist anschließend eine Verwendung des gereinigten Bodens auf einer Deponie oder für andere Zwecke zu empfehlen, wenn ohne großen (Transport-)Aufwand Ressourcen wie Sand oder Kies substituiert werden können.
- Die Entsorgung durch ein Waschverfahren birgt ein relativ starkes Toxizitätspotenzial. Die Kosten liegen etwas über der von mikrobiologischen Optionen.
- Bei der verwendungslosen Ablagerung auf einer Hausmülldeponie ist die extrem hohe Bedeutung von zu beseitigenden Abfällen ökologisch äußerst kritisch. Die etwas geringeren Kosten als bei der Mikrobiologie können die ökologische Nachteiligkeit nicht aufwiegen. Eine ressourcensubstituierende Kombination mit der Mikrobiologie kann - wie oben beschrieben - allerdings eine relativ hohe Ökoeffizienz der deponietechnischen Verwendung begründen.
- Die thermische Behandlungsoption außerhalb Rheinland-Pfalz emittiert durch hohen Treib- und Brennstoffverbrauch erhebliche Mengen Luftschadstoffe. Sie ist auch ökonomisch die höchst nachteilige Entsorgungsoption.

In Szenarien können dominante Einflüsse und abweichende Ergebnisse anschaulich aufgezeigt werden. Die dort dargestellten Abweichungen sind beachtlich und können derzeitige Diskussionen um ‚Bodenbehandlung gegenüber Deponierung‘ beleben. Insbesondere sind die Ergebnisse der Mikrobiologie der deponietechnischen Verwendung gegenüberzustellen.

Summary

Despite the tendency in Germany of landfilling hazardous mineral wastes, bioremediation of hydrocarbon-contaminated soils has been strictly preferred by regulation in Rhineland-Palatinate. The Agency of this state for the management of hazardous waste (Sonderabfall-Management-Gesellschaft Rheinland-Pfalz mbH, 'SAM') implements regulatory measurements by administrating the disposal of such waste. The SAM not only responds to rising pressures on the remediation market but also to the need for implementing Sustainable Development. Thus, SAM initiated this study in cooperation with the University of Kaiserslautern and 'BASF Aktiengesellschaft' in order to reassess disposal practices in Rhineland-Palatinate. BASF's popular and well-established 'Eco-Efficiency Analysis' is applied, providing a comprehensive assessment of life-cycle ecological and economical impacts.

Experience from past remediation activities of gasoline stations were collected to assess the disposal of 100.000 kg soil that characteristically contains 3000 mg hydrocarbons per kg. Following results were obtained from the Eco-Efficiency Analysis:

- Bioremediation is the treatment alternative with the highest eco-efficiency, being as cheap as landfilling but having much less environmental impact.
- Soil washing has an intermediate eco-efficiency, primarily due to its toxic risks by detergent use.
- Landfilling has a lower eco-efficiency value mostly because of disposing a huge mass of contaminated soil.
- Thermal treatment is the lowest eco-efficient alternative because of its high costs and high energy consumption.

Several scenarios were run to test for uncertainty and alternative treatment parameters. The results mostly confirm the findings for bioremediation and against simple landfilling. Even usage of contaminated soil for construction purposes on waste sites does not reduce significantly the negative aspects of landfilling.

If decontaminated soil is used for substituting primary resources like sand or quarry and does not cause much more additional transportation or cost, then it provides a similar eco-efficiency as bioremediation solely. For example, the remedied soil might be used for construction purposes on waste dumps or for other applications.

Danksagungen

Zahlreichen Personen gilt der Dank zur Konzeption und Durchführung der Studie, insbesondere der integrierten Ökoeffizienz-Analyse. Die Nennung erfolgt nach verschiedenen Aspekten in alphabetischer Reihenfolge, ohne individuelle Verdienste schmälern zu wollen:

- Zur Bewertung und Bilanzierung von Bodenbehandlungsanlagen: die Herren Herrschen, Juch, Kann, Koßmann, Kubatta, Ramm, Spangeneimer, Suck, Tesch, Wegner und Zauleck
- Gleichfalls von Deponien und Ablagerstätten: die Herren Dach, Dillenberger, Dzengel, Dr. Egger, Prof. Dr. Grathwohl, Lache, Meiler, Rieke, Scherer jr., Seebohm, Urmersbach, Welz und Westermann
- Weitere Beiträge (u.a. Kompostierung) lieferten: Frau Ammermann, Frau Tillmann, Herr Schöppentau und Herr Groß
- Die Deponiebetreiber, die an der Befragung mitwirkten, sowie die Teilnehmer der Kurzbefragung im Seminar der SAM am 29. Oktober 2003
- Für die Anregungen und kritische Mitwirkung: die Teilnehmer der Seminare der SAM am 29. Oktober 2002 und am 29. April 2003 in Mainz sowie die Teilnehmer eines Arbeitstreffens im MUF im Mai 2003
- Herr Dr. Nonte und Herr Dr. Hanel für die fachkundige Begleitung sowie Herr Döring für die Ermittlung der Transportentfernungen
- Die Mitwirkenden der beteiligten Kooperationspartner:
 - Von der BASF für die methodische Kompetenzbildung und Projektentwicklung: Herr Bardong, Frau Besch, Herr Botens, Herr Brinkmann, Herr Dr. Kicherer, Frau Lepke, Herr Dr. Saling, Herrn Prof. Shonnard, Frau I. Schmidt sowie die weiteren Mitarbeiter der Gruppe ‚Ökoeffizienzanalyse‘
 - Von der SAM für die unermüdliche Projektentwicklung und die Datengrundlage: Frau Anthes-Ploch, Herr Lorig, Herr Märker, Herr Dr. Meffert, Herr Pechtl, Herr Schlepper, Herr Weicht und Herr Wetekam
 - Für die kritisch-konstruktive und redaktionelle Mitwirkung sowie die Begleitung in der Diplomarbeit Herr Prof. Dr. von Hauff; ebenfalls Frau Hein für die gewissenhafte Korrektur der Studie
- Frau Zunckel für die allumfassende Infrastruktur

1. Einleitung

Natürliche Bodenfunktionen werden durch Flächeninanspruchnahme, Nähr- und Schadstoffeinträge sowie Altlasten beeinträchtigt. Nach einer anfänglichen Sanierungswelle zu Beginn der 90er Jahre folgte stellenweise eine Ernüchterung. Ab 1999 wurden die Anstrengungen zur Ordnung durch Bodenschutzgesetz und -verordnung wieder verstärkt. Damit zielt man auf einen dauerhaften Schutz des Bodens ab, der Nutzung und Wiederherstellung einschließt. Das Prinzip ‚Nachhaltige Entwicklung‘ soll dem Bodenschutz zugrunde liegen. Die Nachhaltige Entwicklung im Kontext der Aufgabenstellung ist in Kapitel 2 dargelegt. Über 325.000 zivile und 10.000 militärische Flächen unterlagen im Jahr 2000 dem Altlastenverdacht. So ist die Feststellung enormen Handlungsbedarfes im Gutachten des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU) offensichtlich. [39]

Die Situation des Bodenschutzes konkretisiert die Bundesvereinigung Boden und Altlasten (BVBA). Seit den 80er Jahren seien mit staatlicher Förderung hervorragende Sanierungstechnologien entwickelt worden. Weitere Innovationen würden jedoch durch niederpreisliche Entsorgungslösungen behindert. Einer Verschleppung von Schadstoffen durch Billiglösungen muss nach Ansicht der BVBA eine dauerhafte Beseitigung der schädlichen Stoffe entgegengestellt werden. Auch die Bundesvereinigung stellt die übergeordnete Forderung zur nachhaltigen und erfolgreichen Sanierung auf. Dabei seien technologische und praktische Machbarkeit zu berücksichtigen. Daraus erwachse die Zukunftsaufgabe, die Sanierungspraxis zu bilanzieren und zu bewerten. [9]

In der vorliegenden Studie wird die gleiche Aufgabenstellung unter Vergleich von Bodenbehandlung und Deponierung verfolgt. Zwischen diesen beiden Entsorgungswegen besteht seit Jahren in Deutschland eine Auseinandersetzung über zu entsorgende mineralische Abfälle. Die Aufgabe soll mit einer geeigneten Bewertungsmethode gelöst werden, die ‚Ökoeffizienz-Analyse nach BASF‘ bietet hierzu ein Instrument zur gleichberechtigten Gegenüberstellung der unterschiedlichen Entsorgungsoptionen.

Die Altlastenproblematik in Rheinland-Pfalz (RLP) ist durch die ländliche Prägung zwar weniger drastisch als an anderen Standorten. Dennoch entstanden erhebliche Probleme erstens durch jahrhundertlangen, großräumigen Bergbau. Zum Zweiten ist die ausgeprägte militärische Flächennutzung über die letzten Jahrzehnte zu nennen, die insbesondere durch gegenwärtige Konvertierungen in zivile Nutzungsformen Aufmerksamkeit erhalten. Die militärbedingten Kontaminationen spielen nicht nur für Sanierungsvorhaben des Landes die größte Rolle. [19]

Im Kontext der vorliegenden Studie sind diese Schadensfälle auch aufgrund der dort dominierenden MKW-Kontaminationen überaus relevant. Weiterhin sind sehr bedeutsame Mengen mineralischer Sonderabfälle auf verschiedenste zivile und alltägliche Bereiche des Umschlags und der Verwendung von Mineralölprodukten zurückzuführen.

2. Normative Grundlage der Studie

Die Studie baut ausdrücklich auf den Anforderungen einer Nachhaltigen Entwicklung auf, die im Folgenden skizziert ist.

2.1. Historie und Grundzüge der Nachhaltigen Entwicklung

Der Begriff ‚Sustainable Development‘ wurde 1987 im Bericht der Kommission der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung ‚Our Common Future‘ unter Vorsitz von Gro Harlem Brundtland geprägt. Die wohl treffendste Übersetzung des Begriffes ist ‚Nachhaltige Entwicklung‘. Die Kernaussage hat einen auffordernden Charakter: die Befriedigung von Bedürfnissen der Gegenwart sei in einer Weise zu gestalten, dass die Bedürfnisbefriedigung von zukünftigen Generationen nicht gefährdet wird. Zur Veranschaulichung des darin enthaltenen Prinzips ‚Nachhaltigkeit‘ ist die Forstwirtschaft sehr dienlich, wie sie im deutschen Kulturraum fest verankert ist. Die im Jahr 1992 weltvereinigende UN-Konferenz für Umwelt und Entwicklung in Rio de Janeiro wirkte in Folge katalysierend. Nachhaltige Entwicklung wird seitdem durch die drei Säulen ‚Ökologie, Ökonomie und Soziales‘ getragen. Alle Säulen sind trotz teils widerstreitender Beziehungen miteinander zu vereinbaren. [5]

Ogleich zahlreiche Erfolge hoffnungsvoll stimmen, gestaltet sich die Umsetzung der Nachhaltigen Entwicklung als ein langwieriger Prozess. Anzuführen sind etwa die internationalen Verhandlungen um den Klimaschutz, die von führenden Industrienationen boykottiert werden. Die vorliegende Studie soll den Anforderungen einer Nachhaltigen Entwicklung Rechnung tragen und zur Fortschreibung dieser Entwicklung einen Beitrag liefern.

2.2. Beiträge der Studie zur Nachhaltigen Entwicklung in Rheinland-Pfalz

In erster Linie ist der Beitrag der Studie in der Entsorgung von mineralischen Sonderabfällen zu verorten. Hauptzweck der Entsorgung ist die Beseitigung von Schadstoffen, weshalb die Entsorgung dieses Bodens in Rheinland-Pfalz grundsätzlich als Beseitigungsmaßnahme klassifiziert wird. Eine stoffliche Verwertung des Bodens, der einen relativ geringen Wert aufweist, steht erst an zweiter Stelle. Das Land Rheinland-Pfalz überwacht den Sonderabfallentsorgungsmarkt mittelbar über die SAM. Dazu übt das Land einen bestimmenden Einfluss auf die SAM aus. Boden mit einer Belastung oberhalb des Zuordnungswertes ‚Z2‘ ist nach Bodenfeststoffwerten der Landesarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) Sonderabfall und damit der SAM anzudienen. Auf dieser Grundlage wird das hierarchische Prinzip ‚Vermeidung vor Verwertung vor Beseitigung‘ durchgesetzt. Die Beseitigung erfolgt bevorzugt autark, also in Rheinland Pfalz selbst. Die Entsorgung besonders überwachungsbedürftigen Bodens, insbesondere von Boden mit reinen MKW-Kontaminationen, wird bisher zugunsten von mikrobiologischen Bodenbehandlungsanlagen (BBA) und zulasten von Deponien ausgelegt. [33 / 32 / 29]. Mit Hilfe der vorliegenden Studie soll diese Entsorgungspraxis unter besonderer Berücksichtigung der zunehmend in den Markt eintretenden Deponien erstmals ökologisch-ökonomisch quantifiziert und kommunikationsfördernd vorgestellt werden.

Durch die erheblichen Mengen mineralischen Materials wird mit der Studie auch zum Flächenrecycling beigetragen. Unter Flächenrecycling ist die „nutzungsbezogene Wiedereingliederung

von Flächen in den Natur- und Wirtschaftskreislauf, die ihre bisherige Funktion verloren haben“ [30] zu verstehen. Der stetigen Versiegelung bundesdeutschen Bodens soll entgegengewirkt werden, insbesondere sind städtische Flächen aufzuwerten. Bei etwaiger Belastung genießen Verhinderung und Verminderung von weiteren schadhaften Emission in Wasser, Boden und Luft höchste Bedeutung. Die Wiederherstellung von Flächen soll auf den drei oben genannten Säulen einer Nachhaltigen Entwicklung beruhen. [30]

Das Flächenrecycling wird im weiteren Verlauf der vorliegenden Studie ausgeblendet. Vielmehr sind mit Umsetzung der Studie manche Defizite in Werken der Gesetzgeber zu kompensieren. Beispielsweise ist im Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) von ‚nachhaltiger‘ Sicherung oder Wiederherstellung der Bodenfunktion die Rede. Allerdings kommen die dem Nachhaltigkeitsbegriff zugrundeliegenden Gedanken aufgrund fehlender Umsetzungsinstrumentarien und Vernachlässigung intergenerationeller, ökologischer Prinzipien häufig zu kurz. [7]

Auch an vielen anderen Stellen der öffentlichen Vorgaben wird ein Bezug zum Prinzip ‚Nachhaltigkeit‘ gesetzt, beispielsweise im §18 des rheinland-pfälzischen Abfallwirtschafts- und Altlastengesetzes [40].

3. Regionale und nationale Entsorgungssituation

Zwei widerstreitende Positionen haben sich in der „Jagd nach dem Boden“ [49] in den letzten Jahren herausgebildet [38 / 21]:

- Deponiebetreiber machen eine ökonomische Notwendigkeit zur Verfüllung des Restvolumens und einen baulichen Bedarf zum Deponieabschluss geltend.
- Bodenbehandler sehen ihre wirtschaftliche Existenz durch entzogene Bodenmengen und großen Preisdruck gefährdet.

Zurückzuführen sind die beiden Positionen im Wesentlichen auf Marktbeziehungen zwischen Entsorgern und Erzeugern:

- Auf der Entsorgerseite sanken die Preise für mineralische Abfälle aus Sanierungsfällen schrittweise beginnend mit der Technischen Anleitung Siedlungsabfall (TASi) 1993. Seitdem werden Deponien mit Böden und Bauschutt (end-)verfüllt. Im Jahr 1994 wurde für mineralische Massen durch eine uneindeutige Interpretation die Möglichkeit zur Verwertung auf Deponien nach Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz geschaffen. Hohe Satzungspreise sind hiermit durch freie Kalkulationen vermeidbar. Selbst das BBodSchG hatte negative Effekte auf die Marktsituation von Bodenbehandlern, indem nach §13, Absatz 5 kontaminierte Böden innerhalb von Altlastenflächen umgelagert werden dürfen. Schließlich wird ab 2001 durch Abfallablagerungsverordnung in Verbindung mit einer Ausnahmege- nehmigung eine Deponierung mineralischer Abfälle faktisch gesteigert. Darüber hinaus wird die Entsorgung gereinigter Böden im Landschaftsbau oder in Rekultivierungsmaßnahmen wahrscheinlich tendenziell teurer (siehe dazu Seite 36). Ein daraus resultierender, höherer Preis würde die Wettbewerbssituation der Deponien gegenüber den BBA stärken. Das bevorstehende Deponierungs- verbot ab 2005 verbessert die Marktlage für Bodenbehandlungsverfahren jedoch nicht, sondern wird einen weiteren Bedarf an mineralischem Material von Seiten der Deponien nach sich ziehen. Eine Markterholung für BBA wird erst für das Jahr 2015 wegen Beendigung von Rekultivierungen im Rahmen von beendeten Deponieabschlüssen erwartet. [18²]
- Ein Preisdruck ist von Seiten der Erzeuger zu erwarten. Altlastenfälle sind mehrheitlich aus öffentli- chen Kassen zu bezahlen, deren schlechte Finanzsituation niedrige Preise nach sich zieht [21]. Vermutlich streben ebenso andere Auftraggeber aus einzelwirtschaftlichen Gründen eine Kostensen- kung an.

² In der Publikation von Haekel wird die Bodenbehandlung entschieden befürwortet. Sein Beitrag wird aufgrund der umfassenden und zugleich kompakt gestalteten Situationsbeschreibung berücksichtigt. In dieser Studie wird hingegen eine neutrale Position bezogen. Siehe auch [41].

3.1. Entwicklung der Entsorgungspreise für MKW-kontaminierte Böden in Deutschland und in Rheinland-Pfalz

Die Entwicklung der Preise zur Entsorgung von MKW-kontaminierten Boden ist in Abbildung 1 dargestellt. Anfänglich war die mikrobiologische Bodenbehandlung stets das kostengünstigste Verfahren. Die Preise für Bodenbehandlung nahmen aufgrund der Marktentwicklung von Jahr zu Jahr ab. Schließlich sind die Preise im Jahr 2002 auf einem Tiefpunkt angelangt. Die jetzigen Preise von 20 bis 25 Euro/t spiegeln das existenzielle Preisminimum der mikrobiologischen Bodenbehandlung wider. Deshalb sind unter der jetzigen Behandlungspraxis keine weiteren Preissenkungen zu erwarten.

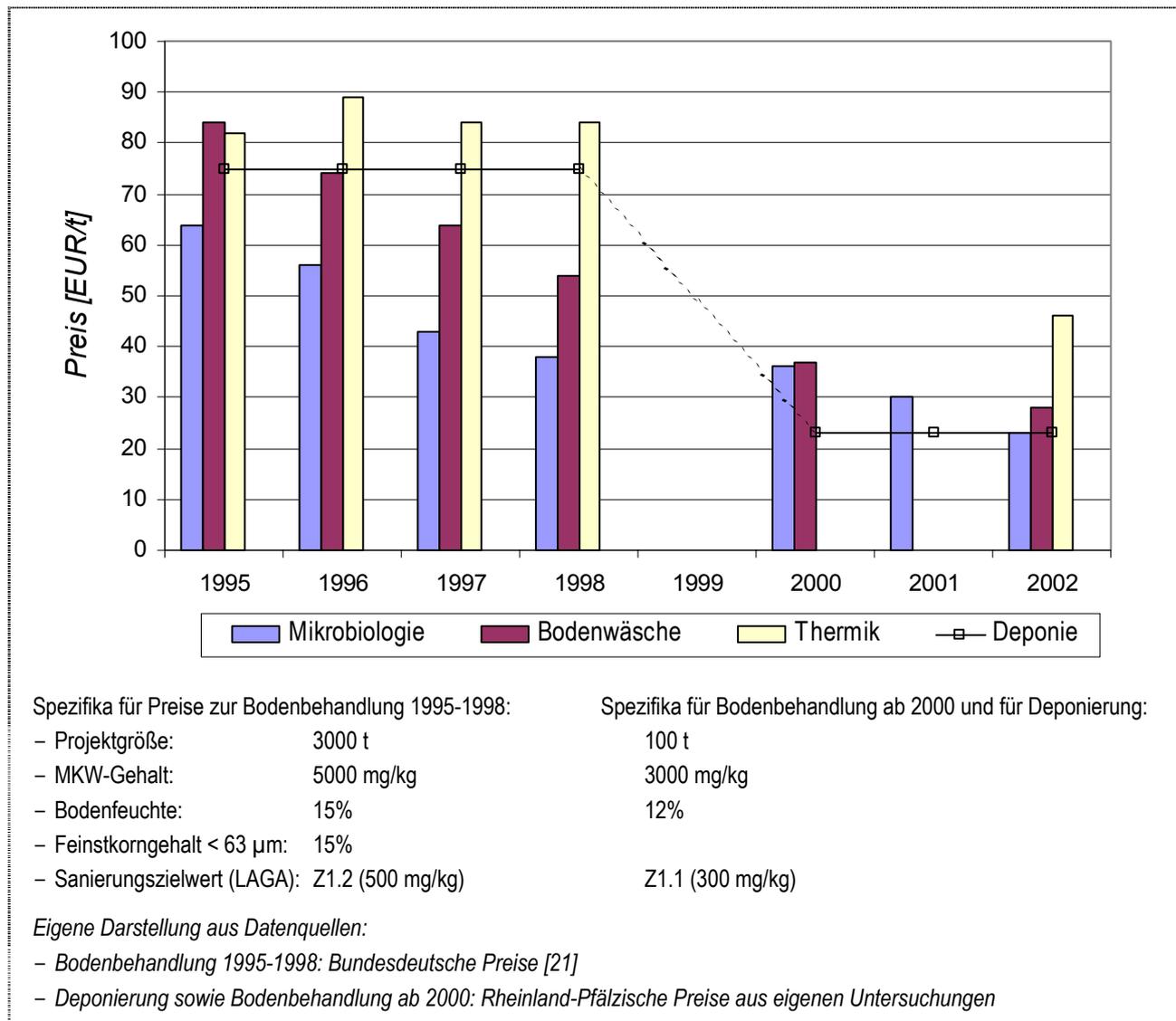


Abbildung 1: Preisentwicklung der Bodenbehandlung und der Deponierung in RLP

Ab 1999 senkten einige Betreiber den Preis zur Ablagerung von mineralischen Sonderabfällen auf rheinland-pfälzischen Hausmülldeponien (HMD) erheblich. Statt 75 Euro sind nun etwa 23 Euro anzusetzen. Dieser Preis kann in freier Kalkulation je nach Marktlage, Bedarf, Kontamination und Deponie stark variieren. Das weite Spektrum abgefragter Durchschnittspreise ist in Tabelle 3 auf Seite 36 vorgestellt. Eine Deponierung steht somit spätestens seit 2000 preislich in starker Konkurrenz zur mikrobiologischen Bodenbehandlung. Die Mikrobiologie wird erfahrungsgemäß in manchen Fällen unterboten.

Bei gleicher preislicher Situation tritt die Bedeutung ökologischer Kriterien weiter in den Vordergrund. Das Ziel der vorliegenden Studie ist die Bewertung nach ebendiesen ökologischen Kriterien unter angemessener Berücksichtigung ökonomischer Fakten.

3.2. *Entwicklung von Abfallmengen in Rheinland-Pfalz*

Mineralische Abfälle fallen in bedeutenden Massen an, wie im Folgenden an nicht-überwachungsbedürftigen Abfällen (nüA) und besonders überwachungsbedürftigen Abfällen (büA) gezeigt werden kann.

3.2.1. *Nicht-überwachungsbedürftige Abfälle*

Das Aufkommen der gesamten nüA zur Deponierung, das umfasst zu großen Teilen Siedlungsabfall, ist im Laufe des letzten Jahrzehnts durch Aktivitäten des Dualen Systems Deutschland und durch Müllverbrennungsanlagen wesentlich gesunken. Die rheinland-pfälzische Abfallstruktur des Jahres 1998 ist in Abbildung 2 dargestellt. Insgesamt fielen 1998 etwa 3,4 Mio. t Abfälle zur Beseitigung an. Dies entsprach einem Aufkommen von ca. 850 kg pro Einwohner. Knapp 2/3 der Abfälle wurden über die Entsorgungswirtschaft beseitigt, das restliche Drittel durch betriebliche Eigenentsorgung. Etwa die Hälfte aller zu beseitigenden Abfälle wurde auf einer Deponie abgelagert. Die betriebliche Eigenentsorgung bedient sich vorwiegend der Verbrennung. Die Deponierung ist größtenteils in der Entsorgungswirtschaft zu verorten, die vornehmlich ‚sonstige feste Siedlungsabfälle‘ und ‚siedlungsabfallähnliche Gewerbeabfälle‘ beseitigt. Mineralische Abfälle trugen etwa ein Viertel zur entsorgungswirtschaftlichen Deponierung bei. In der betrieblichen Eigendeponierung dominierten mineralische Abfälle. Im Jahr 1998 bestand in der rheinland-pfälzischen Entsorgungswirtschaft ein erhebliches Potenzial zur thermischen Beseitigung von Siedlungsabfällen. Dieses Potenzial wird in naher Zukunft durch die faktische Zwangsstillegung vieler HMD umgesetzt.

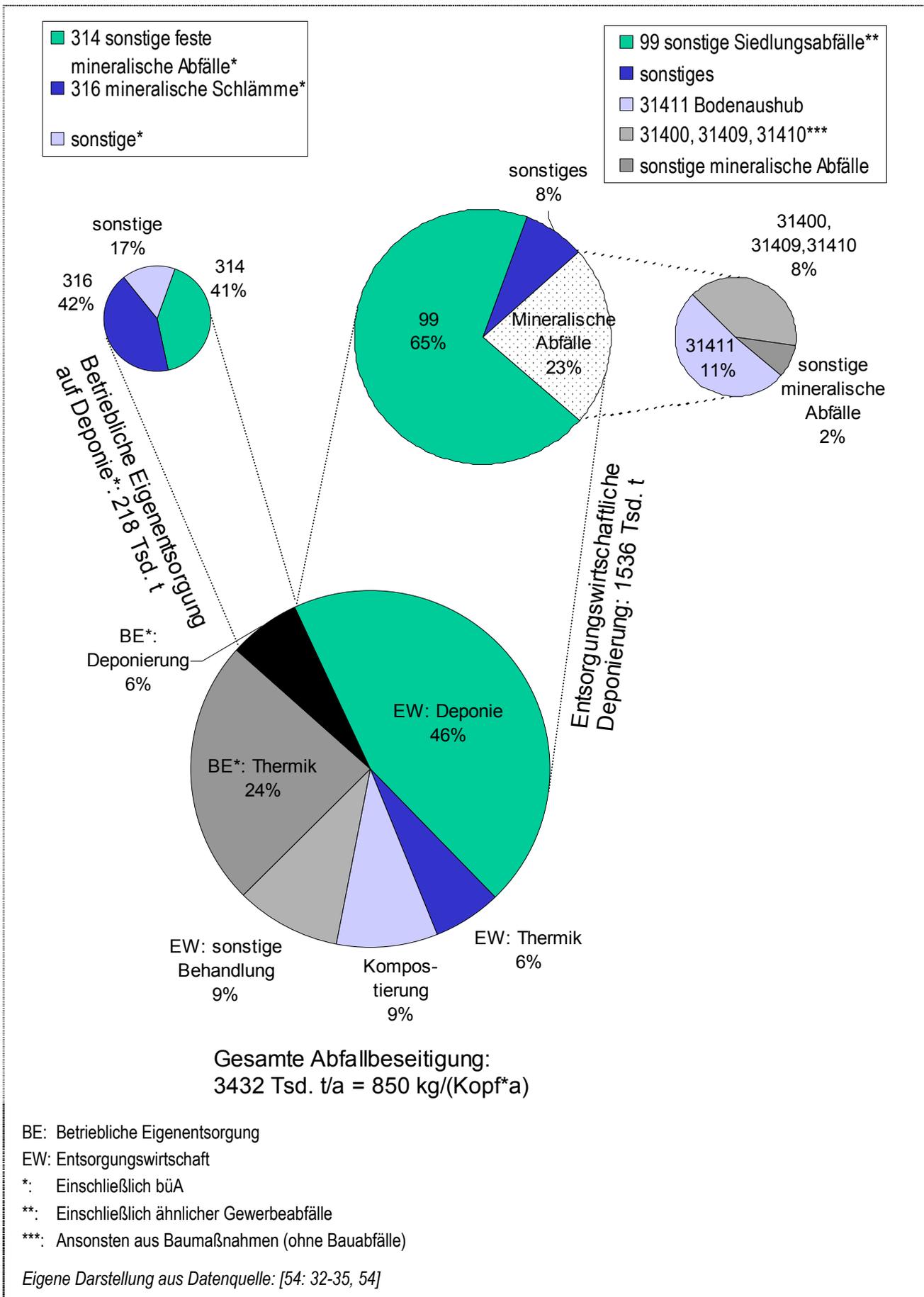


Abbildung 2: Struktur nicht-überwachungsbedürftiger Abfälle zur Beseitigung 1998 in RLP

3.2.2. Besonders überwachungsbedürftige Abfälle

Auf den folgenden Seiten werden die statistischen Daten zur Entsorgung von Sonderabfällen in Rheinland-Pfalz dargestellt. Darüber hinaus werden die mineralischen Sonderabfälle durch eigene Auswertungen detailliert betrachtet.

a. Entwicklungsverlauf, Strukturen und Schlüsse zu Sonderabfällen

Die in Rheinland-Pfalz dokumentierte Gesamtmenge an Sonderabfall hat von 1995 bis 2001 kontinuierlich zugenommen, wie in Abbildung 3 ersichtlich. Zurückzuführen ist der Anstieg meist auf mineralische Sonderabfälle der Entsorgungswirtschaft. Böden und Bauschutt verursachten in den Jahren 2000 und 2001 knapp die Hälfte aller Sonderabfälle. Alleine auf die Entsorgungswirtschaft entfielen im Jahr 2001 fast 400 Tsd. t solcher Abfälle. Dies entspricht umgerechnet einer 500 m x 500 m großen Fläche, 1 m hoch bedeckt. Die Entsorgungswirtschaft beseitigte 2000 etwa 50% belastete Erde und Hafenaushub (Gruppe 1705). Weitere 11% waren im selben Jahr Beton, Ziegel, Fliesen, Keramik und Materialien auf Gipsbasis (Gruppe 1701). [36]

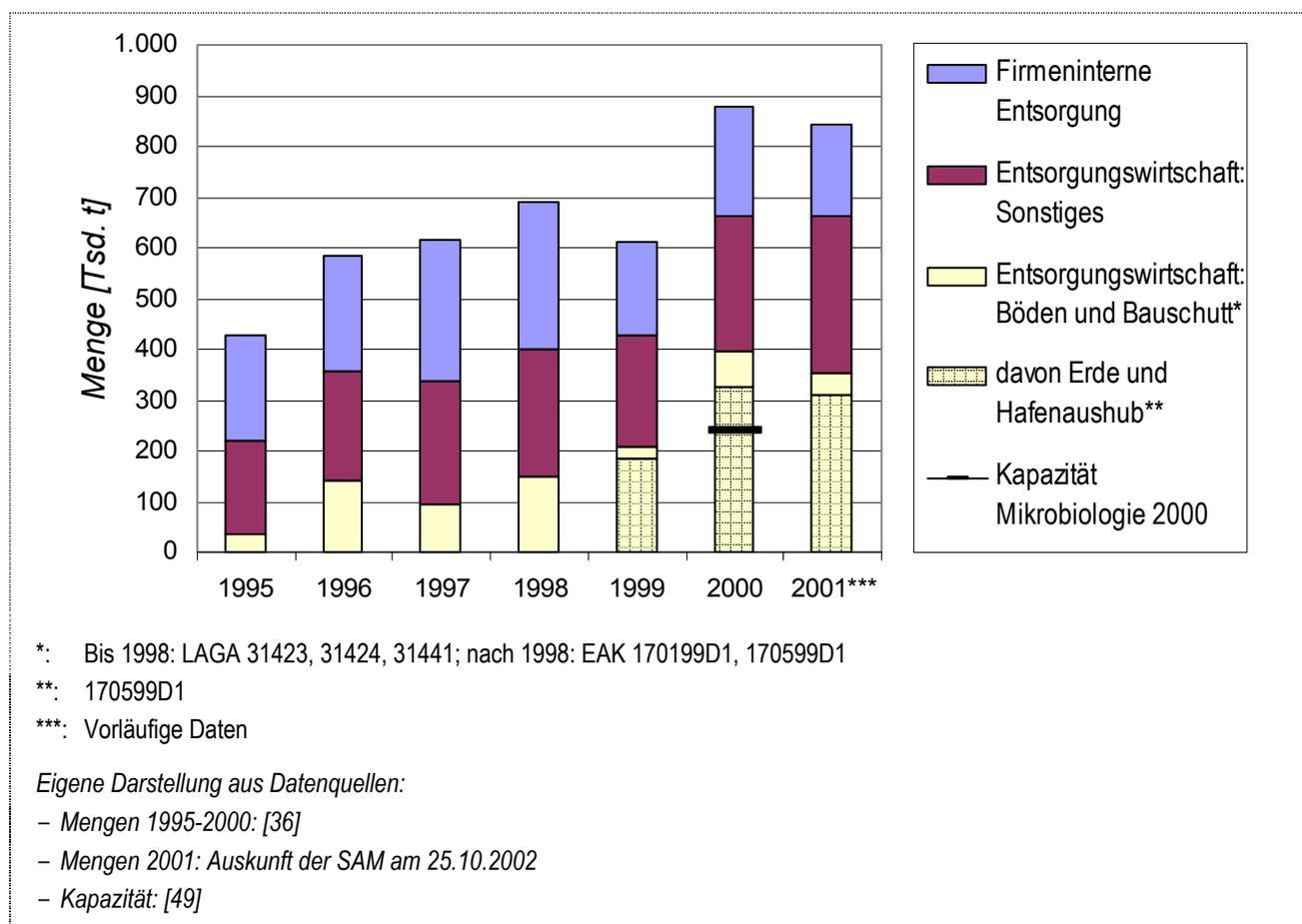


Abbildung 3: Mengentwicklung büA 1995 bis 2000 in RLP

In Rheinland-Pfalz gelten, verglichen mit anderen Bundesländern, relativ strenge Zuordnungswerte. So sind in Rheinland-Pfalz belastete Böden ab 1000 mg MKW pro kg Trockensubstanz (TS) bereits den Sonderabfällen zuzuordnen. Infolgedessen verläuft die Menge zu behandelnder Böden auf einem relativ hohen Niveau. Die betriebliche Eigenentsorgung liegt zu größten Teilen in der Verantwortung der BASF AG in Ludwigshafen [23].

Diese großen Mengen mineralischer Sonderabfälle werden am Pro-Kopf-Aufkommen besonders deutlich: Im Jahr 1998 wurden in Rheinland-Pfalz knapp 850 kg nÜA pro Einwohner beseitigt. Davon fielen in der öffentlichen Entsorgung pro Einwohner 250 kg Restmüll zur Deponie-

rung an, das sind vorwiegend ‚sonstige Siedlungsabfälle‘. Zum Vergleich hierzu beseitigte die Entsorgungswirtschaft etwa 100 kg mineralische Sonderabfälle pro Kopf im Jahr 2000.

b. Mengenstrukturen der Entsorgung von Erde und Hafenaushub in 1998 bis 2001

Aus Begleitscheindaten der SAM konnte eine Datenbank mit allen Transporten von 1998 bis 2001 des älteren Abfallschlüssels ‚LAGA 31423‘ (1998) und des neueren ‚EAK 170599D1‘ (1999-2001) erstellt werden. Der ältere Schlüssel bezeichnet ölverschmutzte Böden, der neuere Erde und Hafenaushub. Die Ölverschmutzungen bestehen in der Regel aus MKW, darunter fallen typischerweise Kerosin, Diesel- und Vergaserkraftstoffe. Aus Gründen der Auswertbarkeit flossen lediglich solche Datensätze ein, in denen sowohl Erzeuger als auch Entsorger in Rheinland-Pfalz beheimatet sind. Damit sind die allermeisten Transportvorgänge erfasst, da eine Entsorgung im selben Bundesland Vorzug genießt. Die Begleitscheine sind stets auf behördlich genehmigte Entsorgungsnachweise bezogen. Ein Entsorgungsnachweis entspricht in der Regel einem Sanierungsvorhaben, insofern es einen gewissen Umfang nicht übersteigt. Die selektierten Nachweise wurden hinsichtlich Kontamination und Herkunft zugeordnet. Abbildung 4 bis Abbildung 8 basieren auf der erstellten Datenbasis.

Kontaminationen können anhand der Entsorgungsart recht gut eingeschätzt werden. So weisen Sonderabfälle in rheinland-pfälzischen BBA in der Regel MKW-Kontaminationen und deponierte Sonderabfälle MKW-fremde (Misch-)Kontaminationen auf. Für das Jahr 1998 sind alle Datensätze durch die enge Abgrenzung des Abfallschlüssel LAGA 31423 auf ‚ölverschmutzte Böden‘ den MKW-Kontaminationen zuzuweisen. Die Datensätze der darauffolgenden drei Jahre werden einer Kontamination zugeordnet, indem Erzeuger, interne Abfallbezeichnung und weitere erkennbare Hinweise herangezogen werden.

Außerhalb von Bodenbehandlung und Deponierung gelangte die relativ geringe Menge von 13 Tsd. t vorwiegend in Zwischenlager. Diese Abfälle sind für Abbildung 4 bis Abbildung 6 vernachlässigbar klein.

In Abbildung 4 sind die bedeutendsten Entsorgungsarten der Jahre 1999 bis 2001 nach vermuteten Kontaminationen aufgezeigt. Im Wesentlichen kann die Aussage bestätigt werden, dass MKW-Kontaminationen stets behandelt aber MKW-fremde (Misch-)Kontaminationen üblicherweise einer Deponierung zugeführt werden.

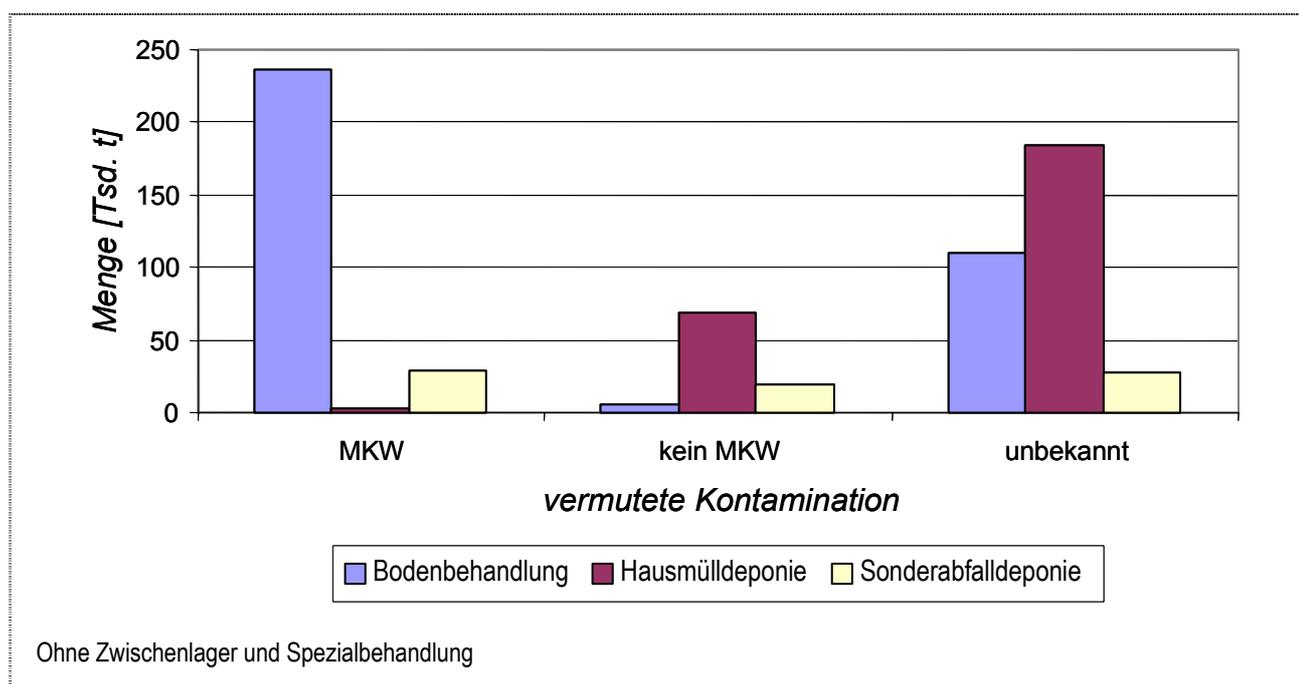


Abbildung 4: Entsorgungsarten von Erd- und Hafenaushub nach vermuteter Kontamination 1999-2001 in RLP

Die Mengen an belasteter Erde und Hafenaushub der Jahre 1998 bis 2001 sind im Weiteren nach Ihrer nutzenbezogenen Herkunft und zeitlichem Entsorgungszeitpunkt differenziert. Das Jahr wird aufgrund des Auswertungsprogramms anhand des letzten Transportbegleitscheines eines Entsorgungsnachweises bestimmt. Nachweise mit mehrjährigen, umfangreichen Transportvorfällen verzerren dabei die Auswertung leicht. Im Jahr 1998 ist die den Entsorgungsnachweisen zugeordnete Menge um 20% höher als tatsächlich. In den darauffolgenden Jahren ist die zugeordnete Menge um 15% bzw. 3 und 4% geringer als die wirkliche. Die Abweichungen bewegen sich für die folgenden Auswertungen im vertretbaren Rahmen.

Die ermittelten Mengen lassen sich in Entsorgungsart (siehe Abbildung 5) und vermutete Kontamination (siehe Abbildung 6) aufteilen.

Für 1998 musste der abweichende Abfallschlüssel LAGA 31423 zugrunde gelegt werden. So sind Vergleiche mit den Jahren 1999-2001 nur für MKW-kontaminierte Böden möglich. In den beiden nachfolgenden Abbildungen ist folgendes ersichtlich:

- Der Großteil mineralischen Materials entstammt der Herkunftsruhrubrik „Sonstiges und Sammlung“, wovon letzteres vernachlässigbar klein ist. Abfälle sonstiger Herkunft sind häufig aus Altlasten mit MKW-fremden Kontaminationen.
- Aus militärischen Schadensfällen stammen die größten Mengen behandelten Materials. Es handelt sich zumeist um MKW-Kontaminationen. Ein großer Teil der entsorgten Böden militärischer Herkunft ist Flugplatzarealen zuzuordnen.
In der Literatur wird militärischen Erzeugern ebenfalls eine besondere Bedeutung zuerkannt. 75% der Schadstoffe seien Kraft- und Schmierstoffen aus unsachgemäßer Lagerhaltung und Betankung. Des Weiteren seien die großflächigen, verschiedenen Kontaminationsmuster für militärische Nutzen charakteristisch. [17: 51f. / 46]
- Im Bereich des Schienenverkehrs wird das Gros deponiert. Hierbei handelt es sich häufig um mäßig-behandelbare PAK-Kontaminationen aus der Gleisschotterreinigung.
- Abfälle aus den restlichen Herkunftskategorien wurden fast ohne Ausnahme behandelt. Sie lassen sich den MKW-Kontaminationen zuordnen:
 - Nach einer europaweiten Welle von Tankstellensanierungen aufgrund Auflagen aus der Umweltgesetzgebung³ sind die meisten Schäden in Rheinland-Pfalz als saniert anzusehen. Folglich sind ab 2002 nur geringe Mengen aus Tankstellen zu erwarten.
 - Eine weitere, große Menge behandelter Schadensfälle mit MKW sind dem Bereich Tanklager und Raffinerien zuzuordnen.
 - Eine geringe Menge stammt aus Vorfällen mit kleineren Tanks wie etwa private Heizöllagerung, aus Service von Auto-Häusern und –Reperaturwerkstätten sowie aus Schadensfällen im Verkehrsbereich Straße.

³ Nach Erkenntnis des Verfassers sind die Tankstellenverordnung sowie die 21. Bundes-Immissionschutzverordnung vom 7.10.1992 und die Musteranlagenverordnung (Muster-VawS) zu nennen [47: 172].

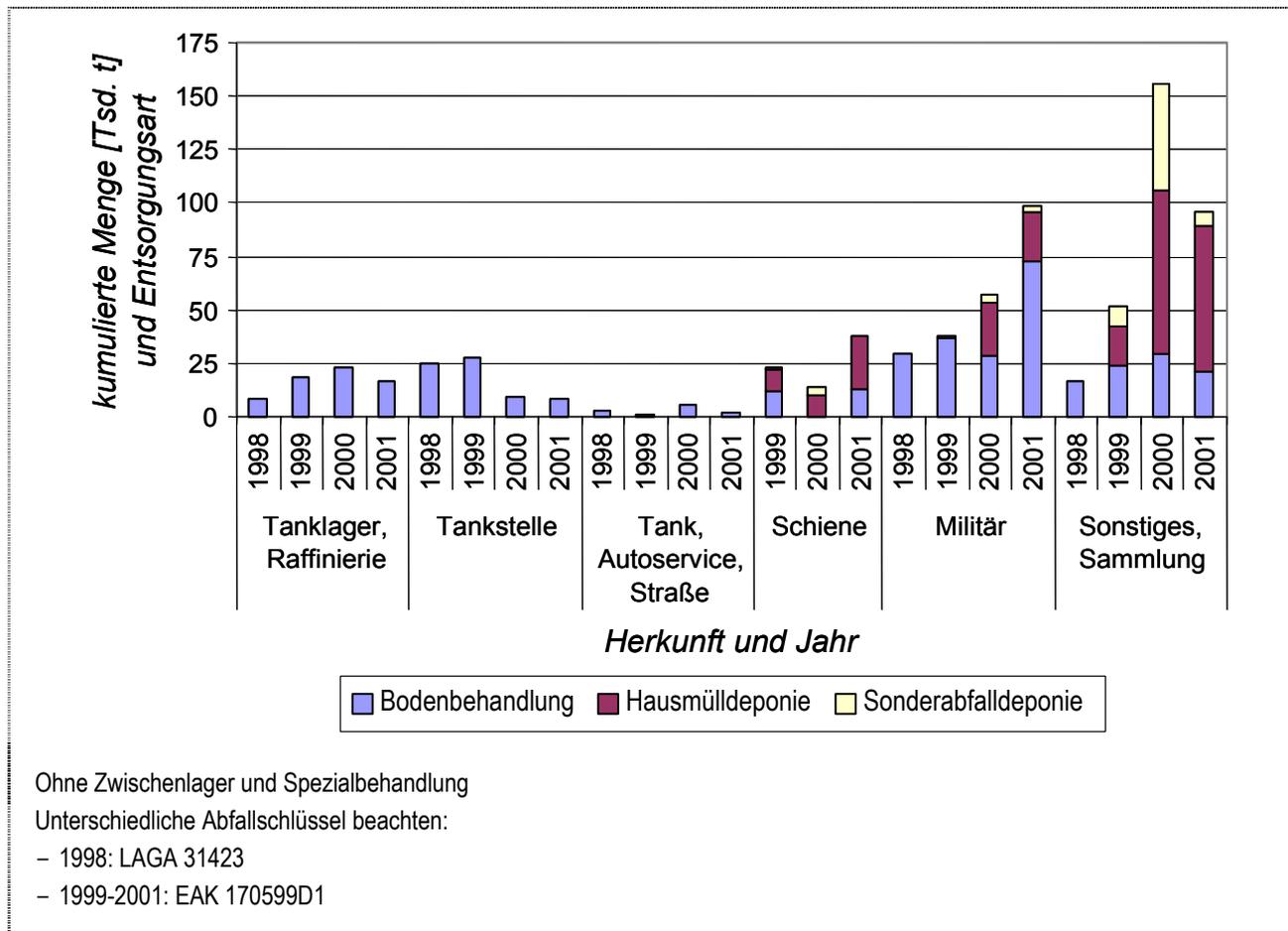


Abbildung 5: Herkunft, Zeitpunkt und Entsorgungsart belasteter Erde und Hafenaushub 1998-2001 in RLP

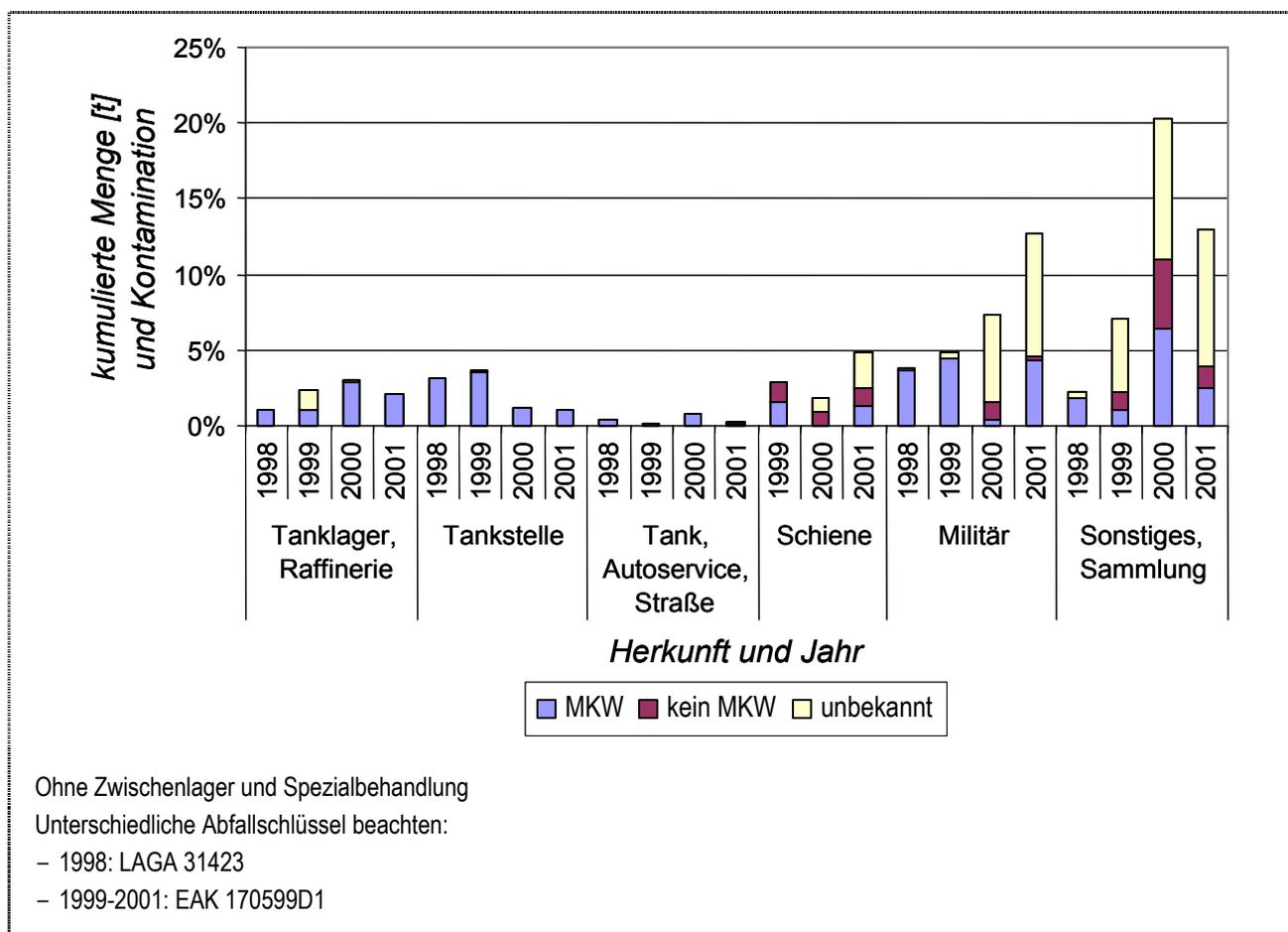


Abbildung 6: Herkunft, Zeitpunkt und vermutete Kontamination von Erd- und Hafenaushub 1998-2001 in RLP

Interessant erscheint überdies eine Größenverteilung nach den verschiedenen Erzeugern. Womöglich gilt analog eine Erfahrung der industriellen Praxis, dass der größte Teil der Aufwendungen durch wenige Objekte verursacht wird [11: 394]. In Abbildung 7 ist ein klares Bild zur Größenverteilung zu erkennen.

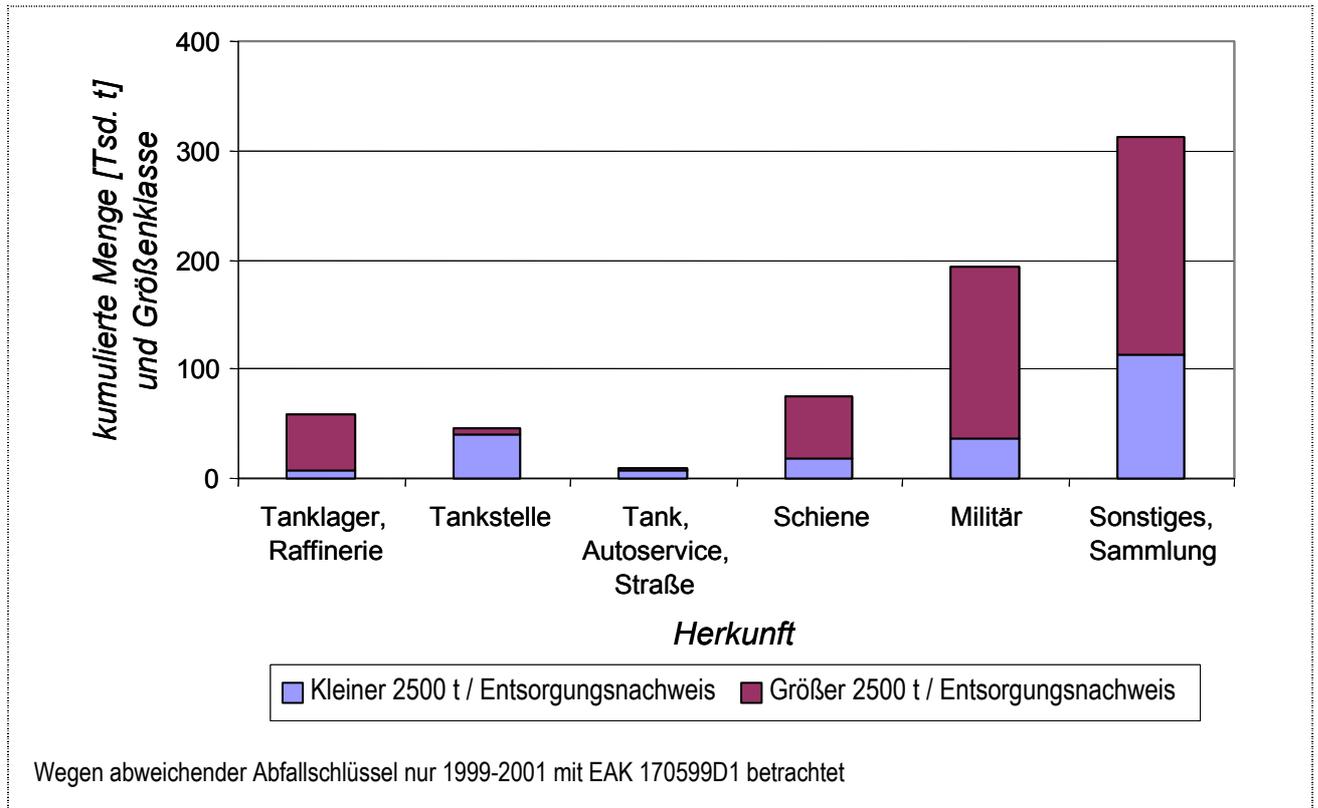


Abbildung 7: Herkunft und Größenverteilung von belasteter Erde und Hafenaushub 1999-2001 in RLP

Der Umfang einzelner Sanierungsvorhaben lässt sich detailliert erläutern:

- In Tanklagern und Raffinerien ist fast die gesamte Menge auf wenige Entsorgungsvorfälle mit jeweils über 2500t mineralischen Materials zurückzuführen. Ein großer Sanierungsvorfall umfasst durchschnittlich ca. 6400 t, ein kleiner 450 t.
- Aus Tankstellenfällen sind demgegenüber zumeist kleine Mengen zu sanieren. Im Durchschnitt sind das 205 t. Denen steht eine hohe Anzahl verschiedenster Vorfälle gegenüber. Die beiden identifizierten Sanierungsfälle größer 2500 t bewegen sich um die 3000 t. Im nachfolgenden Abschnitt werden die Tankstellensanierungen einer intensiveren Betrachtung unterzogen.
- Schadensmengen im Bereich von Tanks zum privaten und gewerblichen Gebrauch, von Autoservice wie etwa Autohäusern und –werkstätten sowie von Straßen-Unfällen sind relativ klein, im Schnitt ungefähr 85 t. Ein einziger Vorfall liegt knapp über der Grenze von 2500 t.
- Bei den Rubriken Schiene, Militär sowie Sonstiges und Sammlung steuern große Vorfälle mit mehr als 2500 t die größten Massen bei. Im militärischen Bereich verursachte der gleiche Erzeuger oftmals mehrere Entsorgungsnachweise, sodass Sanierungsvorhaben nicht klar abzugrenzen sind. Darüber hinaus ist das Größenspektrum der drei Rubriken relativ weit, sodass Durchschnittswerte nur einen sehr groben Anhaltspunkt geben können. Tendenziell sind kleine Vorfälle unter der Rubrik ‚Sonstiges‘ häufiger als bei der Herkunft ‚Schiene‘ oder ‚Militär‘. Entsorgungsnachweise mit großen Vorfällen der drei Rubriken liegen im Schnitt rechnerisch etwa zwischen 7000 und 8500 t.

Große Sanierungsvorhaben sollten individuell hinsichtlich ökonomischer und ökologischer Daten bewertet werden. Für kleine Vorfälle bietet sich eine kollektive Handlungsempfehlung an, wie mit der vorliegenden Studie beabsichtigt. Deshalb wird die Sanierung von Tankstellen näher betrachtet.

c. Analyse des Sanierungsfalles ‚Tankstelle‘

Im Weiteren wird der Studie der Sanierungsfall ‚Tankstelle‘ zugrundelegt. Zwar ist die Welle der Tankstellensanierungen fast gänzlich zurückgegangen. Dennoch sprechen folgende Gründe für eine Betrachtung des Anwendungsfall:

- Die Entsorgungswirtschaft hat reichlich abfragbare Erfahrungen mit Tankstellensanierungen.
- Tankstellenvorfälle sind leicht und eindeutig zu identifizieren.
- Das Kontaminations-Muster ist einfach. Es ist von reinen MKW-Kontaminationen auszugehen.
- Tankstellen sind über das gesamte Bundesland verteilt, stehen also repräsentativ für das Land Rheinland-Pfalz.
- Der Boden kann annähernd modelliert werden.
- Für kleine Vorfälle in ähnlicher Größenordnung sind keine individuellen, aufwändigen Untersuchungen hinsichtlich Ökonomie und Ökologie zu erwarten. Stattdessen kann die vorliegende Studie solche Vorfälle gebündelt bewerten.

Aus den angeführten Gründen eignet sich der Anwendungsfall ‚Tankstelle‘ hervorragend für die erstmalige Durchführung einer Ökoeffizienz-Analyse im Bereich der mineralischen Sonderabfälle.

Die hier zugrundeliegende Datenbasis weicht leicht von der im vorangegangenen Abschnitt beschriebenen ab.

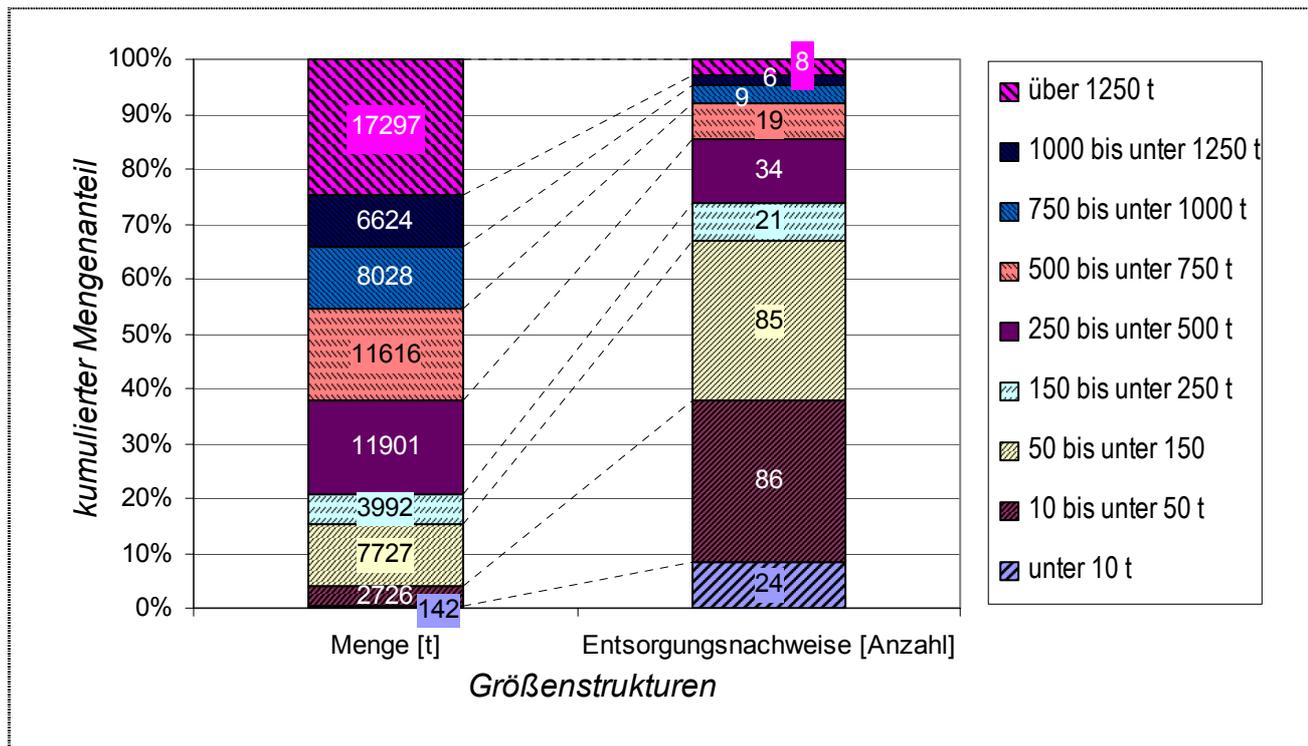


Abbildung 8: Größenstrukturen von rheinland-pfälzischen Tankstellensanierungen 1998-2001

In Abbildung 8 ist die gegenläufige Verteilung der angefallenen 70 Tsd. t auf die zugehörigen Entsorgungsnachweise gut erkennbar. 25% aller gereinigten Böden waren aus großen Tankstellensanierungen mit mehr als 1250 t. Weitere 20% der Gesamtmenge flossen aus Sanierungen mit 750 bis 1250 t entsorgten Bodens zu. Die Massen der vorgenannten Größenklassen machten fast 50% der Gesamtmenge aus, aber nicht einmal 10% aller Entsorgungsnachweise. Kleine Entsorgungsvorfälle bis 150 t hingegen verursachten zwar 75% aller Entsorgungsnachweise, trugen aber nur 15% zur Gesamtmenge bei. Unter den insgesamt knapp 300 Entsorgungsnachweisen betrug die durchschnittliche Entsorgungsmenge 237 t pro Sanierung. Unter

Zugrundelegung der etwa 3000 ermittelten Fahrten lag die durchschnittliche Transportmenge bei 23,5 t pro Fahrt.

Die belasteten Böden aus vergleichbaren Sanierungen werden in der Regel zu stationären Behandlungsanlagen verbracht. Hierbei handelt es sich um eine sogenannte ‚Off-Site-Sanierung‘ fernab des Erzeugungsortes. Im Gegensatz dazu ist insbesondere bei größeren Schadensfällen eine mobile Bodenbehandlung vor Ort möglich. Speziell bei sogenannten ‚In-Situ-Sanierungen‘ - d.h. Behandlung ohne Auskoffnung - besteht keine Nachweispflicht gegenüber der SAM. Trotz mangelnder Anzeige steht erfahrungsgemäß fest, dass eine ‚On-Site-Sanierung‘ in Rheinland-Pfalz gegenwärtig selten ist. Dies führt zur Diskussion, warum Off-Site-Maßnahmen dominieren und ob allgemein unter der etablierten rheinland-pfälzischen Entsorgungssituation mobil (On-Site) oder stationär (Off-Site) behandelt werden soll. Dazu sind die folgenden charakteristischen Bewertungen in Tabelle 1 vergleichend heranzuziehen [43]:

	On-Site	Off-Site
Vorteile	Vorteile einer On-Site eingesetzten, mobilen Sanierungsanlage liegen hauptsächlich in stark verminderten <u>Transporten</u> mitsamt den verbundenen Umwelteinwirkungen sowie im lokalen <u>Wiedereinbau</u> des gereinigten Bodens.	Für eine Off-Site-Sanierung spricht die größere <u>Sicherheit</u> aufgrund des höheren technischen Aufwandes. Eine Verbringung des Bodens vom Schadensort bringt kostbare <u>Zeitvorteile</u> mit sich. Außerdem ist nur eine stationäre Behandlung für kleine Menge <u>wirtschaftlich</u> .
Nachteile	Nachteilig wirken sich bei einer On-Site-Sanierung jedoch im Allgemeinen tendenziell höhere Anforderungen für den örtlichen <u>Wiedereinbau</u> aus. Des Weiteren spielt erfahrungsgemäß der nicht zu unterschätzende <u>Platzbedarf</u> eine kritische Rolle.	Gegen Off-Site gelegene, stationäre Sanierungsanlagen spricht nicht nur der <u>Transport</u> des Bodens zur Anlage, sondern auch der <u>zusätzliche Abtransport</u> zur weiteren Verwendung. Auch sind <u>Akzeptanzprobleme</u> der Bevölkerung gegenüber den Anlagen zu erwarten. Von Seiten des Erzeugers ist der Aufwand für einen nötigen <u>Entsorgungsnachweis</u> zu berücksichtigen, wenngleich dieser nach Auffassung des Verfassers eine untergeordnete Rolle spielt.

Tabelle 1: Vor- und Nachteile von On- und Off-Site-Sanierung

Die negativen Aspekte der stationären Behandlung werden im Anwendungsfall ‚Tankstelle‘ durch die wirtschaftlichen Ausschlusskriterien ‚Kosten‘ und ‚Platzbedarf‘ bei weitem überstimmt. Im Falle der Tankstellensanierungen ist folglich stets von einer Off-Site-Sanierung auszugehen. Die Auswertungen ab Seite 16 zeigen darüber hinaus die hohe Bedeutung von stationärer Sanierung selbst bei großen Mengen.

4. **Ökoeffizienz(-Analyse) als unternehmenspolitischer Beitrag zur Nachhaltigen Entwicklung**

Seit Beginn der 90'er Jahre gibt es den Ansatz der Ökoeffizienz zu einem beidseitig vorteilhaften Einklang von Ökonomie und Ökologie. Damals verpflichteten sich führende Unternehmen der Nachhaltigen Entwicklung im ‚Business Council for Sustainable Development‘, heute ‚World Business Council for Sustainable Development‘ (WBCSD). Einerseits soll durch die Umsetzung der Ökoeffizienz der geschaffene Wert aus Produktion und Dienstleistung erhöht werden. Andererseits sollen die dafür eingesetzten natürlichen Ressourcen in energetischer und stofflicher Form sowie die Umwelt im Weiteren weniger belastet werden. Eine Entlastung im Ökologischen drückt sich in idealer Weise im ökonomischen Vorteil aus, welches ein zentrales und sehr wohl traditionelles Unternehmensziel ist. Aus weitsichtiger Perspektive wird in der Ökoeffizienz-Analyse das Optimum aus einem kompletten Lebensweg ermittelt, welcher beispielsweise Rohstoffgewinnung, Herstellung, Anwendung und Entsorgung einschließt. Zudem ist aus der Sicht der Befürworter zukünftig eine langfristige Strategie zur Sicherung wirtschaftlichen Gewinns eng an die betriebliche Umsetzung von Ökoeffizienz gebunden. Die Ökoeffizienz wird als wichtiger Ansatz eines unternehmensorientierten Beitrages zur Nachhaltigen Entwicklung anerkannt. Darüber hinaus wären weitere Anstrengungen zur Umsetzung eines gesamtgesellschaftlichen Leitbildes möglich, die etwa bei Lebens- und Konsummustern der Bürger ansetzen. [50]

4.1. **Beiträge zur Nachhaltigen Entwicklung bei der BASF**

Noch engagieren sich weltweit wenige Unternehmen im Bereich einer ökoeffizienten Wirtschaftsweise. Die BASF hingegen ist als innovativer Vertreter der Ökoeffizienz hervorgetreten. Der BASF wird dabei als weltweit größtem Chemieunternehmen besonders hohe öffentliche Aufmerksamkeit entgegengebracht. Die Verantwortung des Unternehmens gegenüber Mitarbeitern, Aktionären und der Öffentlichkeit wird beispielhaft lebendig durch

- die pionierhafte Entwicklung einer Ökoeffizienz-Analyse seit 1996, die im Folgenden den methodischen Kern der Studie bildet und
- das Engagement in der Industrieinitiative ‚Responsible Care‘ und im WBCSD [1],
- die Festschreibung eines ‚nachhaltigen Erfolges‘ im Sinne von Ökonomie, Ökologie und Sozialem zum obersten Grundwert des Unternehmens [27] sowie
- den Aufbau von Management-Strukturen zur Fortsetzung der unternehmerischen ‚Sustainability‘.

4.2. **Das Instrument ‚Ökoeffizienz-Analyse‘ der BASF**

Die Methode der Ökoeffizienz-Analyse wurde 1996 zusammen mit der Unternehmensberatung ‚Roland Berger & Partner‘ und der BASF initiiert. Die Ökoeffizienz-Analyse ist ein pragmatischer, flexibler und rationeller Ansatz zur Quantifizierung der Nachhaltigkeit von Produkten und Prozessen. Bis heute konnte die Methode von der BASF kontinuierlich weiterentwickelt sowie an mehr als hundertfünfzig Anwendungsfällen erprobt werden. Die Ökoeffizienz-Analyse ist methodisch eingehend in der Literatur beschrieben [44]. Ebenfalls führt die vorliegende Studie das generelle Vorgehen zur Aggregation und Darstellung aus. Auf die ökobilanziellen Aspekte wird in Kapitel 6 im Einzelnen eingegangen. Der Berechnung des Toxizitätspotenziales, das ist

die mögliche Humangefährdung durch Stoffe etc., wird ebenfalls besondere Aufmerksamkeit gewidmet [28].

4.2.1. Anwendungsziele der Ökoeffizienz-Analyse⁴

In einer Ökoeffizienz-Analyse werden die jeweils aggregierte Umwelt- und Kostenbelastung verschiedener Optionen in anschaulicher Weise relativ zueinander aufgezeigt. Die Umweltbelastung über den gesamten Lebensweg setzt sich vergleichbar einer Ökobilanz aus Energie- und Stoffströmen zusammen, erweitert um Flächenverbrauch, sowie Toxizitäts- und Risikopotenziale. Für die nahe Zukunft soll die soziale Dimension eingebunden werden, sodass der Dreiklang von Ökonomie, Ökologie und Sozialem geschlossen werden könnte. Die Analyse findet Anwendung bei:

- Strategischen Entscheidungsprozessen über Produkte, Verfahren und Standorte. Ökoeffiziente Lösungen durchdringen allmählich Produktsortiment, Produktionsweisen und geografische Struktur.
- Forschung und Produktentwicklung zur frühzeitigen Selektion vielversprechender Produkte.
- Schaffung von einfachen, transparenten und anschaulichen Diskussionsgrundlagen für verschiedenste Fragestellungen wie z.B. politischen Diskussionen.
- Einem verbesserten Marketing, da die Interessen der Kunden über eine Ökoeffizienz-Analyse mitberücksichtigt werden.

4.2.2. Aggregierte Darstellungen von Ergebnissen einer Ökoeffizienz-Analyse

Gängige Umweltbilanzierungsprogramme brechen in der Vielzahl von Ergebnissen einzelner Umweltbelastungskategorien ab⁵. Beispielsweise werden diverse Energie- und Emissionsströme, Abfallmengen, Rohstoffverbrauch etc. dargestellt, ohne die gewonnenen Informationen hinsichtlich ihrer absoluten und wechselseitigen Bedeutung rationell aufzubereiten. Diese Praxis nach Vorschrift DIN EN ISO 14040 [12: 6] soll überwunden werden, um mit einer Ökoeffizienz-Analyse nach BASF eine abgeschlossene Entscheidungshilfe anbieten zu können. Mittels der etablierten Gestaltung von Ökoeffizienz-Analysen sind Ergebnisse obendrein anschaulich und nachvollziehbar dargestellt. Dazu wird das Kernergebnis über mehrere Stufen zu den Einzelergebnissen heruntergebrochen.

a. **Das Ökoeffizienz-Portfolio zur kompakten Darstellung des ökologisch-ökonomischen Gesamtergebnisses**

Im Ökoeffizienz-Portfolio sind die Kernaussagen der umwelt- und kostenbezogenen Analyse zusammengefasst. Ökologie und Ökonomie stellen dabei in Interpretation der Nachhaltigen Entwicklung gleichberechtigte Bewertungsdimensionen dar. Infolgedessen sind die jeweilig aggregierten Werte für Umweltbelastung und Kosten aufeinander abzustimmen. Dies geschieht mit Hilfe des Bruttoinlandsproduktes (BIP) als ein Maß der nationalen Wirtschaftsleistung und der gesamten Umweltbelastung für Deutschland als entsprechende Bezugskomponente für die Umweltdimension. Daraus resultieren relative Werte für Umwelt- und Kostenbelastung, die im Portfolio angemessen gegenübergestellt werden können.

⁴ Siehe [1].

⁵ Exemplarisch ist die Software ‚Bilanzierung von Altlastensanierungsverfahren‘, die im Auftrag der baden-württembergischen Landesanstalt für Umweltschutz entwickelt wurde, zu nennen. Allerdings arbeitet diese Software ohne Deponierung und nach abweichender Methode. [10]
Für Vorgehensweise, Beispiel und Bezugsadresse im WWW siehe [2].

Anhand des in Abbildung 9 dargestellten Beispiels sollen die allgemeinen Aspekte zur Interpretation eines Ökoeffizienz-Portfolios erläutert werden:

- Je weiter sich eine Option rechts befindet, desto geringer ist die ökonomische Belastung. Analog gilt, je weiter oben die Option im Portfolio angesiedelt ist, desto weniger belastet sie die Umwelt.
- Die Ökoeffizienz einer Option lässt sich über Kombination der beiden Achsen ermitteln. Optionen sind stets in Relation zueinander zu interpretieren.
- Die Hauptdiagonale von rechts unten nach links oben zeigt die durchschnittliche Ökoeffizienz von allen berücksichtigten Optionen. Jeder Punkt auf einer Diagonalen ist gleich ökoeffizient, so exemplarisch die Optionen A und B. Zwar ist die Alternative B ökonomisch nachteiliger als A, dieser Nachteil kann aber durch die geringere Umweltbelastung aufgewogen werden.
- Eine von der durchschnittlichen Ökoeffizienz parallel nach rechts oben verschobene Diagonale stellt ein höheres Niveau der Ökoeffizienz dar. Die gestrichelte Diagonale bei Punkt D ist dafür ein Beispiel, sodass Option D einen überdurchschnittlichen Wert annimmt. Punkt C ist im Gegenzug unterdurchschnittlich ökoeffizient.
- Im Fazit weist Option D relativ zu den anderen die höchste Ökoeffizienz auf. Auch weist Option D von allen die geringste Kosten- und Umweltbelastung auf. Punkt D ist mit Nachdruck zu empfehlen. Die Alternativen A und B sind beide gleich ökoeffizient, wenngleich die ökonomischen und ökologischen Ergebnisse unterschiedlich ausfallen. Punkt C steht für die vergleichsweise geringste Ökoeffizienz, sodass hiervon abzuraten ist.
- Alle dargestellten Alternativen sind relativ zueinander dargestellt. Absolute Werte der Ökoeffizienz lassen sich hier nicht ablesen und mit solchen Werten vergleichen, die außerhalb der betrachteten Analyse für andere Optionen ermittelt wurden.

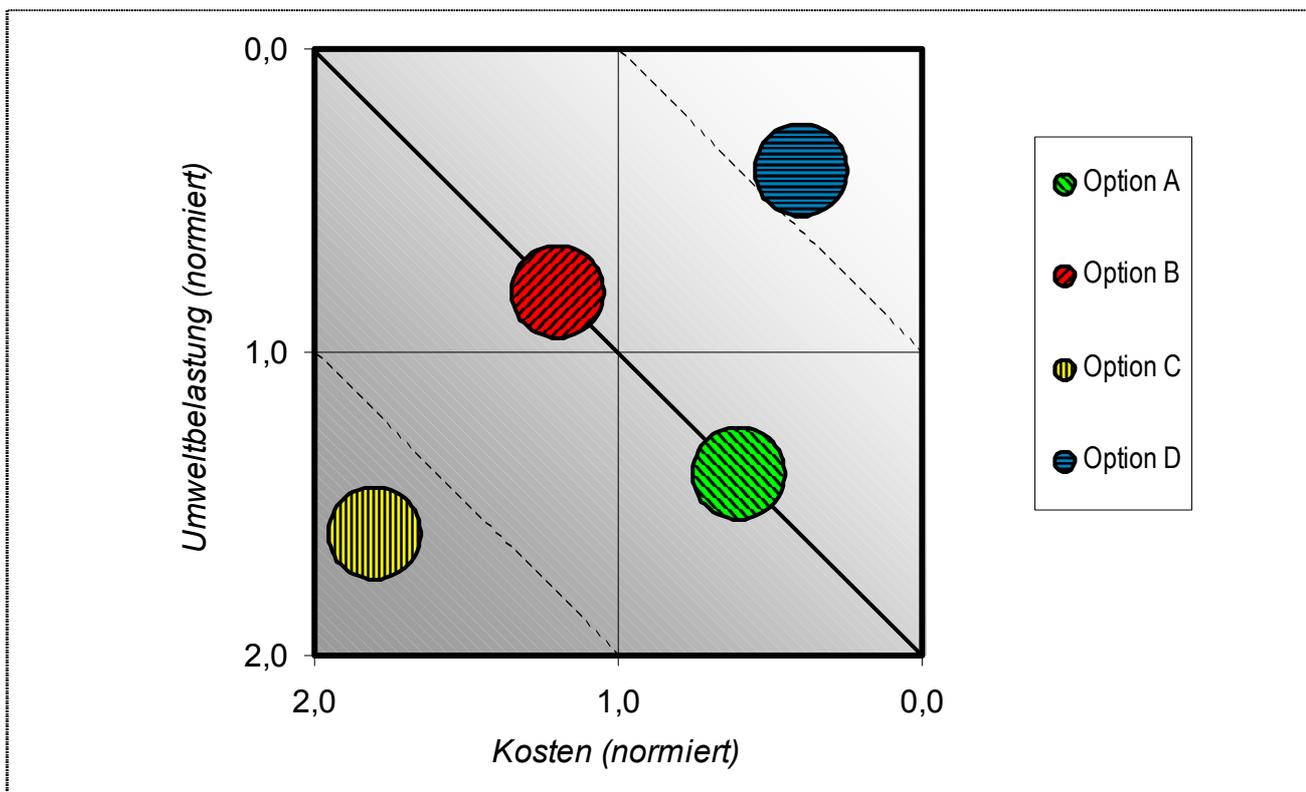


Abbildung 9: Exemplarisches Ökoeffizienz-Portfolio

b. Differenzierende Darstellungen von Ergebnissen

Erst durch das hohe Aggregationsniveau des Portfolios werden komplexe Zusammenhänge zu einem fassbaren Ergebnis verdichtet. Die Aggregation kann aber, wie in Abbildung 10 skizziert, hinsichtlich zweier Perspektiven unterschiedlich gestaltet werden:

- Aus Gründen einer nachvollziehbaren und sinnvollen Darstellung wird das Ökoeffizienz-Portfolio zu differenzierten Ergebnissen heruntergebrochen. Das Ergebnis wird somit ebenfalls auf niederen Aggregationsstufen nachvollziehbar und zugrundeliegende Strukturen transparent.
- Die ökobilanziellen und kostenmäßigen Rechnungen hingegen erfolgen aggregierend, indem Einzelergebnisse aufsteigend Stufe für Stufe zusammengefasst werden.

Die Ergebnisse der vorliegenden Studie sind differenzierend dargestellt, ausgehend vom Ökoeffizienz-Portfolio als Abbild der Kernergebnisse. Danach wird mit dem ökologischen Fingerprint die Detaillierung der gesamten Umweltbelastung in Umweltbereiche dargeboten. Im Fingerprint sind normierte Ergebnisse jeder Entsorgungsoption für jeden Umweltbereich angezeigt. ‚Normiert‘ heißt in der Ökoeffizienz-Analyse stets den Anteil eines Ergebnisses am maximalen Wert auszurichten, sodass normierte Ergebnisse Werte von 0 bis 100% der maximal belastenden Entsorgungsoption annehmen können. Eine weitere Detaillierung findet in Einzelergebnissen für jeden Umweltbereich und ggf. für Unterbereiche statt. Die normierten Ergebnisse einer Stufe werden durch Rechenfaktoren zum Wert der jeweils übergeordneten Stufe zusammengefasst.

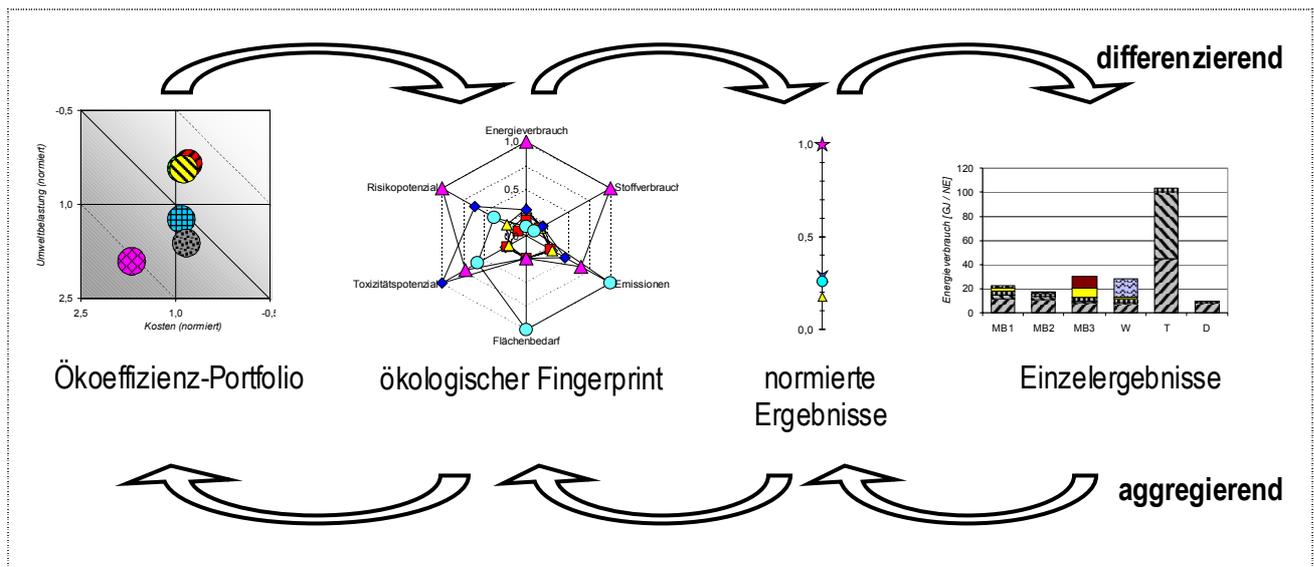


Abbildung 10: Darstellungsformen der Ergebnisse auf verschiedenen Aggregationsebenen

c. **Wichtungsfaktoren zur Aggregation von ökologischen Belastungen über mehrere Stufen**

Der Rechenfaktor ist das Produkt von maximalem Relevanzfaktor aller aufgestellten Optionen und gesellschaftlicher Wichtung. In Gleichung 1 ist der Rechenfaktor für Energieverbrauch am Beispiel der thermischen Anlage gerechnet.

$$\text{Rechenfaktor} = \text{maximaler Relevanzfaktor} * \text{gesellschaftlicher Faktor}$$

$$= \frac{\text{Energieverbrauch Entsorgungsoption}}{\text{Energieverbrauch Deutschland 1998}} * \text{gesellschaftlicher Faktor}$$

$$= \frac{95 \text{ GJ/NE}}{14500 \text{ PJ/a}} * 20\% = 1,3 * 10^{-9} * \frac{1}{\text{NE/a}}$$

Gleichung 1: Exemplarische Berechnung des Rechenfaktors

Die Glieder des Rechenfaktors sind im Einzelnen:

- Der Relevanzfaktor beziffert den Beitrag der jeweiligen Umweltbelastung bezogen auf die bundesdeutsche Gesamtbelastung. Beispielsweise hat die Thermik den höchsten Energieverbrauch und bestimmt deswegen den maximalen Relevanzfaktor im Abgleich mit dem Gesamtenergieverbrauch in Deutschland. Die referenzierten statistischen Daten und die Berechnung der Relevanz sind in Tabelle 13 auf Seite 112 enthalten.
- Der gesellschaftliche Wichtungsfaktor spiegelt die relative Wichtigkeit der verschiedenen Umweltbereiche für die öffentliche Meinung wider, wie sie in Umfragen erhoben und mit Experten abgeglichen wurden. Mit anderen Worten, der Faktor steht für das subjektive Maß der anzustrebenden Verminderungsbemühungen. Erfahrungsgemäß beeinflussen alternative gesellschaftliche Faktorwerte die Konstellation der Optionen im Ökoeffizienz-Portfolio nur gering bis mäßig. Die gesellschaftlichen Faktoren sind aggregierend von der 1. bis zur 4. Stufe in Abbildung 11 dargestellt. Die gesamte Umweltbelastung auf der 4. Stufe ist aus den sechs Umweltbereichen der 3. Stufe unter Berücksichtigung der dort angegebenen Wichtungsfaktoren aufzuaddieren. Die Emissionen sind wiederum aus drei einzelnen Emissionsbereichen der 2. Stufe zu ermitteln. Die zusammengefasste Luftemission wird zum weiteren Male aus der 1. Stufe gewonnen. Die verwendeten Wichtungsfaktoren haben sich in den Ökoeffizienz-Analysen der BASF bewährt. So verändern abweichende Faktorenschemata, die unter anderem für die Vereinigten Staaten, Japan und als Ableitung des Deutschen Umweltindex vorliegen, die Konstellation der Optionen im Ökoeffizienz-Portfolio nur geringfügig oder unkritisch.
- Auf der 1. und 2. Stufe werden alle Rechenfaktoren variabel mit Hilfe von statistischen Daten ermittelt. Auf der 3. Stufe trifft dies lediglich für Emissionen, Stoff- und Energieverbrauch sowie Flächenverbrauch zu. Die Rechenfaktoren von Toxizitäts- und Risikopotenzial sind mangels Berechnungsmöglichkeiten gleich den konstanten, gesellschaftlichen Faktoren. Die variablen Rechenfaktoren werden auf jeder Stufe normiert, sodass die Summe variabler und konstanter Rechenfaktoren zusammen 100% ergibt. Die Normierung nach Methodenbeschreibung, siehe [44], wird gegenwärtig von der BASF in der Form erweitert, dass die variablen Rechenfaktoren in Höhe ihrer Quadratwurzel berücksichtigt werden. Damit werden über-dominante Faktoren abgeschwächt und andere in angemessener Weise heraufgesetzt. Dieses Vorgehen erleichtert ebenfalls die Ergebnisdarstellung, insbesondere im Ökoeffizienz-Portfolio. In diesem Portfolio sind die Veränderungen der Konstellationen der Optionen gegenüber der ursprünglichen Methode relativ unbedeutend für die Interpretationen der vorliegenden Studie.

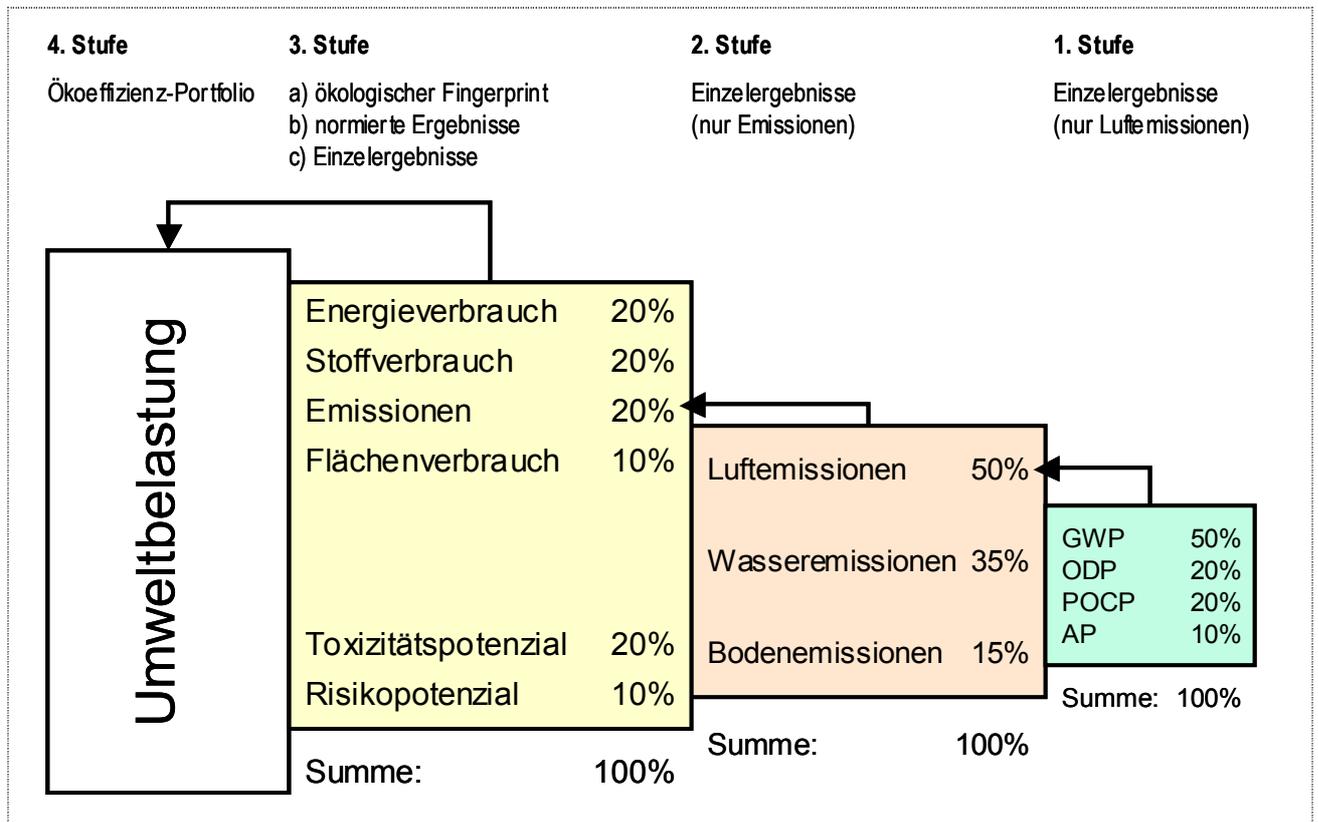


Abbildung 11: Gesellschaftliche Wichtungsfaktoren für ökologische Resultate

d. Ermittlung der ökonomischen Relevanz und Bezug zur ökologischen Relevanz

Die Gesamtheit aller Kosten über den ganzen Lebensweg, das sind bereits entstandene oder zukünftig entstehende monetäre Aufwendungen, bilden die ökonomische Belastung. Externe Kosten aus der Umweltbelastung sind aufgrund der ökologisch und ökonomisch separat durchgeführten Analyse nicht anzusetzen.

Die Relevanz der ökonomischen Belastung ermittelt sich aus dem Verhältnis der maximalen Belastung zum deutschen BIP. Mit anderen Worten, dies ist der Beitrag der teuersten Option zur gesamten Wirtschaftsleistung.

Für den Eintrag der Ergebnisse in das Portfolio ist weiterhin die Beziehung zwischen ökologischer und ökonomischer Belastung zu ermitteln. Dazu wird das arithmetische Mittel aller ökologischen Relevanzfaktoren der sechs Entsorgungsoptionen errechnet. Anschließend ist dieser Mittelwert durch die Relevanz der ökonomischen Belastung zu teilen. Wie schon im vorangegangenen Abschnitt begründet, ist auch hier die Quadratwurzel aus dem Verhältnis zu ziehen. Der so ermittelte Wert dient im Weiteren zur Skalierung von ökologischer zu ökonomischer Belastung im Portfolio.

5. Spezifische Grundlagen zur Durchführung der Ökoeffizienz-Analyse

Die Ergebnisse der Studie basieren sehr wesentlich auf angenommenen Werten und konstruierten Modellen. Einleitend sind die prinzipiellen Einschränkungen aufgeführt, gefolgt von den Modellierungen betreffend Untersuchungsziele, -objekte und –abgrenzungen sowie Herleitung allgemeiner Annahmen.

5.1. Prinzipielle Einschränkungen zur Verwendung der Studie

Die vorliegende Studie ist nur bedingt auf anders definierte Sanierungsfälle oder abweichende Entsorgungsthemen übertragbar. Die Einschränkungen sind im Folgenden:

- Beim ökobilanziellen Teil der Studie wurden wesentliche Anforderungen der DIN EN ISO 14040 ff. sinngemäß übernommen [14 / 13 / 12 / 15]. Die Ökoeffizienz-Analyse geht jedoch in wesentlichen Aspekten über die Norm hinaus. Ergebnisse werden auf mehreren Stufen aggregiert dargestellt, die nach den einfließenden Werten zu differenzieren sind.
- Die Ergebnisse der Studie beziehen sich auf den definierten, kontaminierten Boden unter den für Rheinland-Pfalz spezifischen Transport- und Behandlungsvorgängen sowie die Kostensituation. Andere Belastungen als reine MKW-Kontaminationen bedürfen einer abweichenden Betrachtung.
- Aus methodischen Gründen bezieht sich die Berechnung der ökologischen Relevanzfaktoren auf Deutschland.
- Fragen der Abfallvermeidung sowie der übergeordneten Abfallwirtschaftsplanung sind nicht Gegenstand dieser Studie.
- Es wird die Entsorgungssituation mit derzeit bestehenden Entsorgungsanlagen in Rheinland-Pfalz untersucht. Neu- und Erweiterungsinvestitionen sowie daraus entstehende Umweltbelastungen bedürfen einer weitergehenden Betrachtung.
- Die Soziale Dimension einer Nachhaltigen Entwicklungen ist bisher methodisch nicht dezidiert berücksichtigt. Berührungspunkte ergeben sich dennoch durch gesellschaftliche Wichtungsfaktoren sowie durch die Toxizitäts- und Risikopotenziale. Umfassende Bewertungen sozialer Einflussgrößen sind zur Zeit methodisch noch nicht möglich, befinden sich aber in der Entwicklung und Erprobung.

5.2. Der Kundennutzen als Zielbestimmung der Ökoeffizienz-Analyse

Erst durch die Definition eines Kundennutzens werden unterschiedlichste Entsorgungsoptionen vergleichbar. Dazu wird ein bedarfsbezogener Kundennutzen bestimmt, den alle Optionen erfüllen müssen. Die Dimension wird in Nutzeinheiten (NE) gemessen. Die Erfüllung von 1 NE ist wie folgt definiert und in Abbildung 12 dargestellt:

- 100 t MKW-kontaminierter Boden aus Rheinland-Pfalz wird im selben Bundesland entsorgt. Die Abweichungen dieser modellierten Menge von den empirisch ermittelten Werten, konkret 205 t auf Seite 16 bzw. 237 t auf Seite 20, haben keinen relevanten Einfluss auf die Ergebnisse.
- Berücksichtigt werden ausschließlich Entsorgungseinrichtungen außerhalb des kontaminierten Geländes, das sind Off-Site-BBA und Deponien.
- Der Boden ist charakteristischerweise mit 3000 mg MKW pro kg TS verunreinigt. Eine Kontamination größer 1000 mg/kg übersteigt den Zuordnungswert Z2. Ab diesem Grenzwert sind Bodenabfälle nach

rheinland-pfälzischen Vorschriften besonders überwachungsbedürftig. Bei Behandlung des Bodens ist üblicherweise der Sanierungszielwert 300 mg/kg vorgegeben.

- Der Boden ist mit nachstehenden Ausprägungen spezifiziert:
 - Die Verunreinigung beruht auf Tankstellen-typischen Schadstoffen Diesel und Vergaserkraftstoffe, deren Verhältnis 1:2 beträgt.
 - BTEX sollen in keinem nennenswerten Umfang mehr enthalten sein. LHKW und PAK sind ebenfalls nicht enthalten.
 - Eine weitere Organik ist ausgeschlossen, der Boden bringe folglich keine wesentlichen Substanzen zum Abbau von MKW mit. Es ist kein Mutterboden.
 - Der Boden liegt aus baulichen Gründen als großes Feinkorn vor, ist demnach sandig und leicht schluffig. Die Dichte dieses Bodens beträgt grob 2 t/m³.
 - Die Bodenfeuchte beträgt für alle Entsorgungsoptionen 12%.

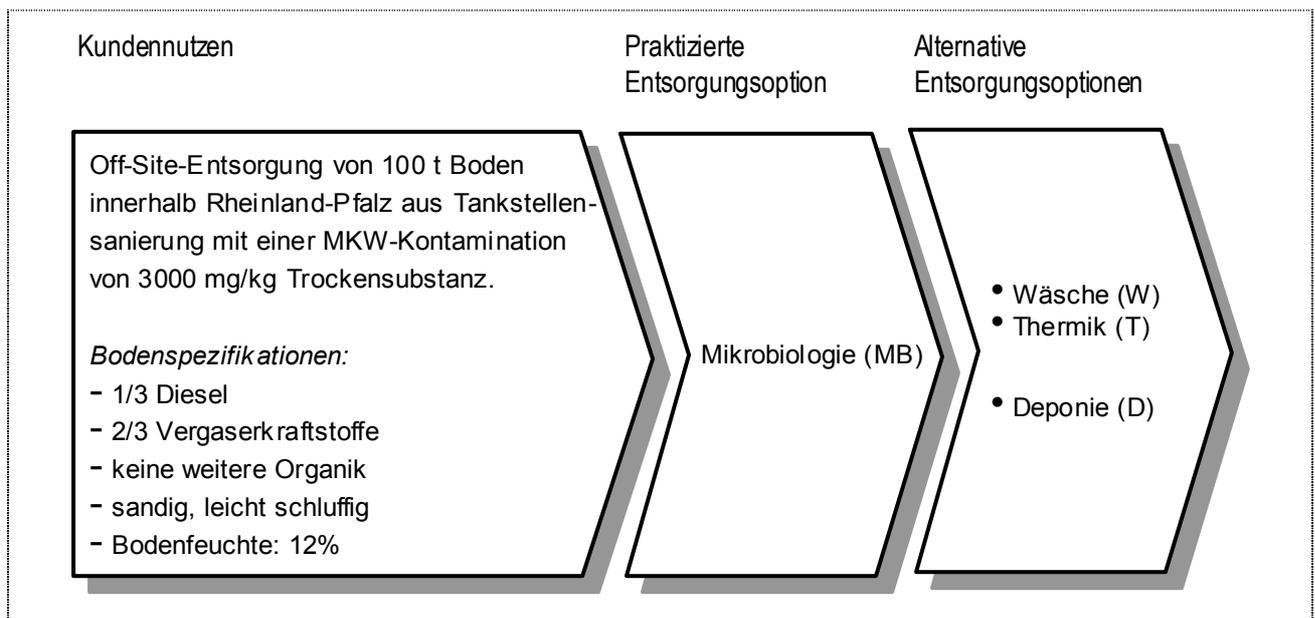


Abbildung 12: Kundennutzen und mögliche Entsorgungsoptionen

5.3. Entsorgungsoptionen zur Erfüllung des Kundennutzens

Eine Entsorgungsoption ist ein potenziell gangbarer Weg zur Sanierung bzw. Deponierung des definierten Bodens. Alle Entsorgungsoptionen müssen in der Lage sein, den Kundennutzen zu erfüllen. Jede Option wird mit einem Punkt im Ökoeffizienz-Portfolio abgebildet. Darüber hinaus sind die differenzierten Ergebnisse nach jeder Entsorgungsoption detailliert.

5.3.1. Übersicht und Charakteristika der Entsorgungsoptionen

Die möglichen Entsorgungsoptionen sind in Tabelle 2 zusammengefasst. Die Kennzeichen der einzelnen Entsorgungsoptionen sind ebenfalls aufgelistet. Die Kurz-Bezeichnungen werden im Weiteren zur rationelleren Darstellbarkeit verwendet.

Alle aufgeführten Entsorgungsoptionen sind grundsätzlich für MKW, aber nur für bestimmte Korngrößen geeignet [58].

Auf einer Deponie ist jede Korngröße ablagerbar, wenn der Boden verwendungslos beseitigt wird. Gewisse Einschränkungen ergeben sich vornehmlich bei deponietechnischer Verwendung. So kommen nach Expertenauskunft bei horizontalem Einbau für Deckschichten etc. bevorzugt sandige und bei seitlichem Schrägeinbau eher bindige, gasdurchlässige Böden zur Verwendung.

Begrenzungen hinsichtlich Kontaminationsmuster sind ab Seite 37 eingehend erläutert. Die Abbaubarkeit von MKW wird von Fachleuten sehr unterschiedlich bewertet: Einerseits können die Schadstoffe im Boden der Umgebungsluft ausgesetzt sein und im Deponiekörper mit organischen Stoffen in Berührung kommen. Dies unterstützt einen etwaigen Abbau der MKW. Andererseits wird unter Luftabschluss und aufgrund wasserabweisender Eigenschaften kaum Abbau oder Auswaschen zu erwarten sein. Weiterhin ist über einen sehr langen Zeitraum die Diffusion der MKW selbst aus einer abgeschlossenen Deponie zu erwarten. Die Phänomene werden von Experten dahingehend konkretisiert, dass durch die Organik wohl auch ein Auswaschen möglich wäre und dass beim anaeroben Abbau von Fettsäuren 60% Methan und 40% Kohlendioxid emittiert werden. Ansonsten ist im Allgemeinen davon auszugehen, dass die MKW im anaeroben Milieu relativ stabil sind.

5.3.2. Systemgrenzen der Entsorgungsoptionen

Zu bilanzierende Module jeder Entsorgungsoption werden anhand von Systemgrenzen abgegrenzt. Mit den Modulen werden ein- und ausfließende Stoff- und Energieströme modelliert. Für jedes Modul sind Elementarströme hinterlegt, die zusammengefasst später eine Sachbilanz ergeben.

In der vorliegenden Studie werden die wesentlichen Module im engeren Sinne aufgestellt. Das bedeutet zum einen, dass geringe Aufwendungen aus Transport- und Behandlungsvorgängen usw. zu vernachlässigen sind. In der Studie werden lediglich bestehende Kapazitäten zugrundegelegt. Frühere Bauaufwendungen sind weder relevant noch erheblich. Nennbare Beiträge von marginal erweiterten Entsorgungskapazitäten sind entweder nicht zu erwarten oder bezogen auf den Kundennutzen vernachlässigbar klein.

Zum anderen soll nebensächlicher Verbrauch in Verwaltung, Aufenthaltsräumen, Ingenieurdienstleistung etc. nicht berücksichtigt werden.

Die Systemgrenzen sind in drei Bereiche aufgeteilt, zwischen denen Transportvorgänge unter Dieselverbrauch stattfinden:

- Der kontaminierte Boden stammt von einem Erzeuger. Die Bodenspezifikationen der jeweiligen Entsorgungsoption müssen erfüllt sein, relevante Spezifikationen sind beispielsweise Korngröße und Kontaminationsmuster.
- Die Bodenbehandlung ist mit diversen Aufwendungen verbunden, die in den folgenden Abschnitten einzeln erläutert sind.
- In Abbaustätten zur Rekultivierung und auf Deponien ist zur endgültigen Ablagerung des Bodens ausschließlich Diesel für Transport und Einbau anzusetzen.
Die Ablagerung wird als ‚Bodenemission‘ gerechnet. Die Bedeutung der Bodenemission im Kontext der Ökoeffizienz-Analyse nach BASF ist ab Seite 55 erläutert.

Darüber hinaus weist jede Entsorgungsoption eigene Charakteristika auf. Dazu sind Systemgrenzen im Folgenden nach Entsorgungsverfahren gruppiert dargestellt.

a. Systemgrenze für die Mikrobiologie

In der Mikrobiologie (siehe dazu Abbildung 13) wird den Böden eine Mischung von Düngern und Nährmitteln zugesetzt. Damit werden Populationen von Kleinstorganismen unterstützt, die MKW zu Kohlendioxid und Wasser abbauen oder zum Aufbau von Biomasse umsetzen sollen [58]. Vielfach werden Strukturverbesserer in Form von pflanzlichen Materialien hinzugegeben. Der Einsatz der Strukturverbesserer ist ökologisch weitestgehend neutral zu bewerten, beispielsweise ist das Abbauprodukt CO₂ in einen natürlichen Kreislauf integriert. Wesentliche Sanierungs-Aufwendungen entstehen durch Aufbereitung der Böden in Sieb- oder Aufschlussverfahren. Diese Verfahren benötigen Strom oder Diesel. Darüber hinaus verbraucht die Behandlung durch Bewegung und Umsetzung des Bodens Diesel. Ein Stromverbrauch kann bei eingehausten Verfahren auch aufgrund einer Zwangsbelüftung nötig werden.

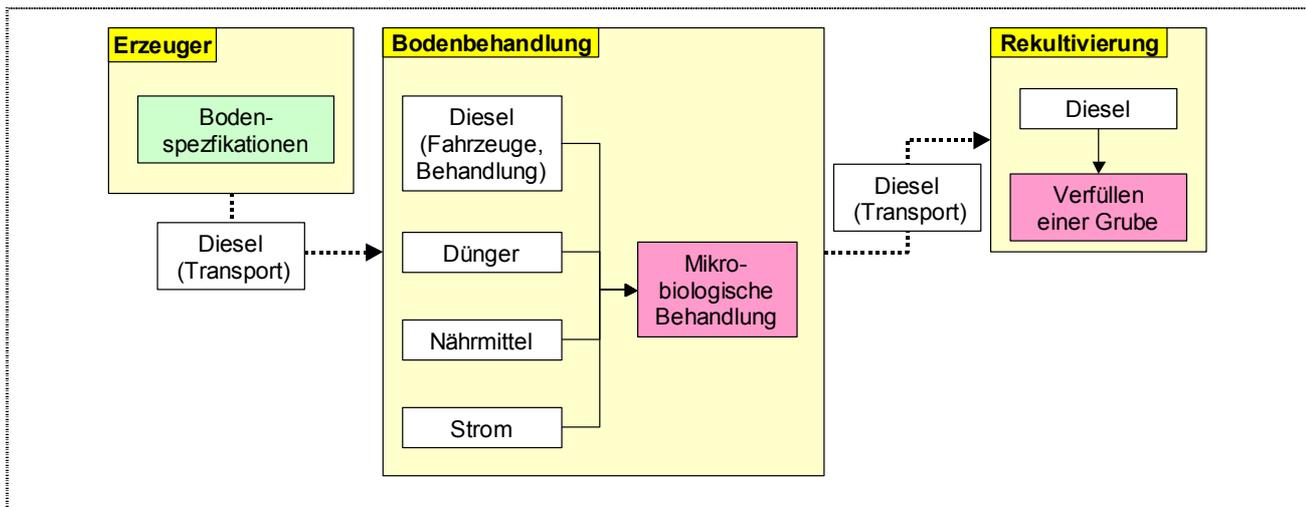


Abbildung 13: Systemgrenze der Gruppe der Entsorgungsoptionen 'Mikrobiologie'

b. Systemgrenze für die Wäsche

Das Waschverfahren ist ein chemisch-physikalisches Behandlungsverfahren. Die Systemgrenze der untersuchten Anlage ist in Abbildung 14 dargestellt. Dem Boden werden darin Wasser und Tenside zugegeben. Mit Hilfe eines strombetriebenen Luftverdichters wird die Menge durchmischt, das Wasser in einem Kreislauf ständig gereinigt und am Ende des Reinigungsvorganges aus dem Boden gesaugt. Diesel ist ferner für Transporte auf dem Betriebsgelände notwendig. In der Abwasserbehandlung werden abgelöste MKW und Tenside schließlich abgebaut. Verbleibende Wasserverschmutzungen, insbesondere Schlämme, sind ferner in einer Entsorgungsanlage aufzubereiten. Durch das Waschen erhöht sich die Bodenfeuchte, also auch das Gewicht des abzulagernden Bodens, um 10%.

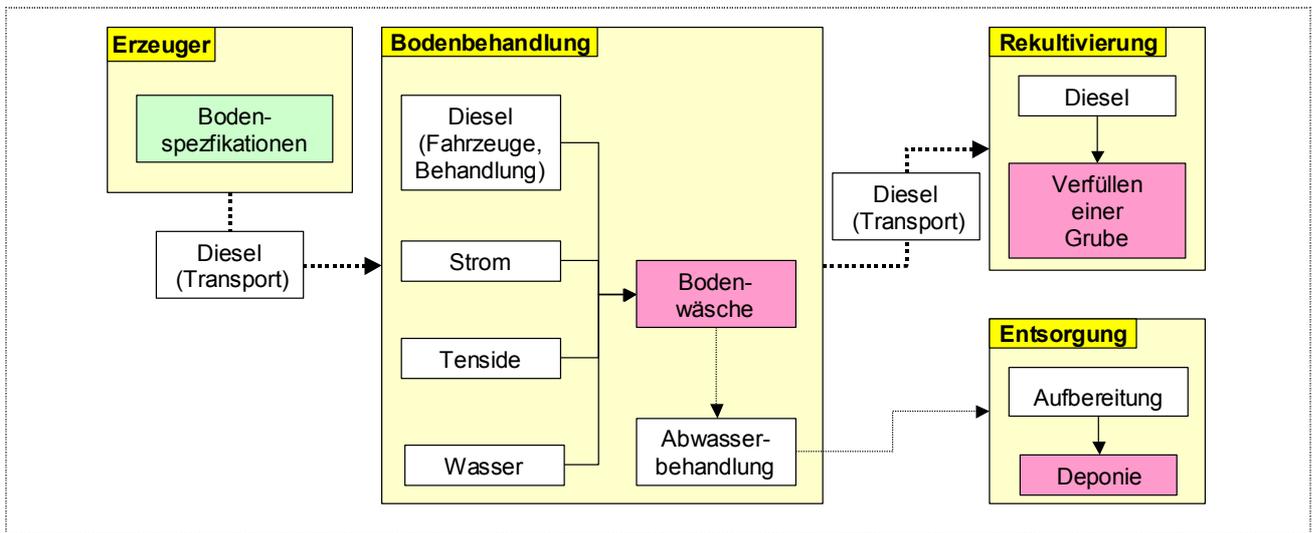


Abbildung 14: Systemgrenze der Entsorgungsoption ‚Wäsche‘

c. Systemgrenze für die Thermik

In der untersuchten thermischen BBA muss lediglich Diesel bzw. Heizöl gerechnet werden. Die einfache Systemgrenze ist in Abbildung 15 angezeigt. In erster Linie ist Heizöl zur Erwärmung des feuchten Bodens auf über 160°C aufzubringen. Übrige Aggregate wie beispielsweise Stromgenerator oder Regenerator für Aktivkohle werden ebenfalls mit Heizöl betrieben. Diesel ist ebenso für Fahrzeuge zur Bodenbewegungen nötig.

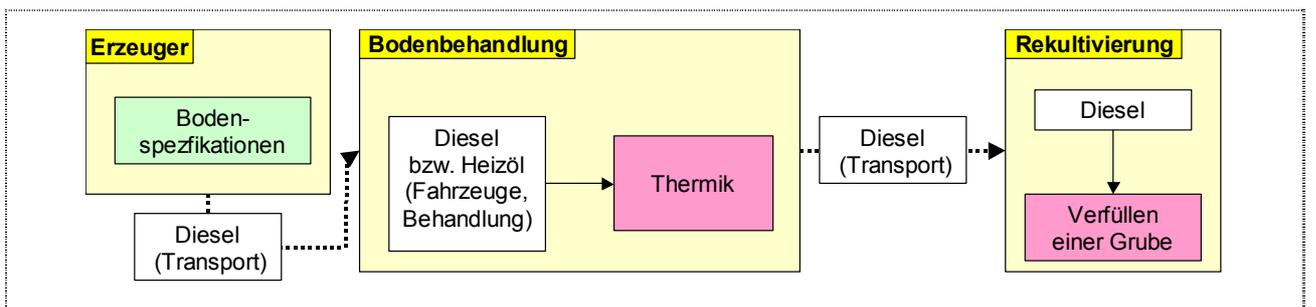


Abbildung 15: Systemgrenze der Entsorgungsoption ‚Thermik‘

d. Systemgrenze für die Deponierung

Eine Deponierung wird ungleich einfacher bilanziert, wie in Abbildung 16 ersichtlich. Für die Ablagerung des Bodens werden lediglich Diesel für Transport, Verteilen und Planieren verbraucht. Aufwendungen für Sickerwasser sind zu vernachlässigen, weil die MKW nach Experteneinschätzung schwer ausgewaschen werden (siehe ab Seite 29).

In der Ökoeffizienz-Analyse wird die Ablagerung zunächst als verwendungslose Beseitigung ähnlich Hausmüll angenommen und erst in späteren Szenarien als deponietechnische Verwendung gerechnet.

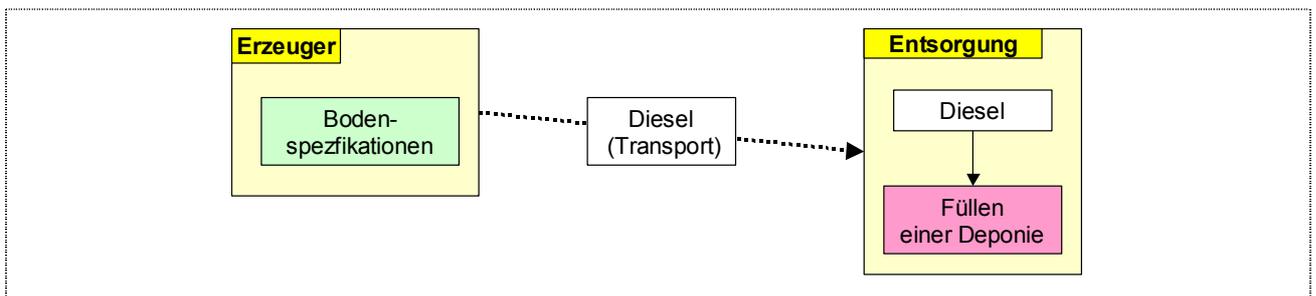


Abbildung 16: Systemgrenze der Entsorgungsoption ‚Deponie‘

5.4. Allgemeine Annahmen zur Bilanzierung

Die Mengen- und Stoffströme stützen sich auf Annahmen, die im Folgenden aufgeführt werden. Betriebsdaten und weitere Bestandteile, die vertraulich zu behandeln sind, werden in dieser Aufstellung nicht genannt. Diese Daten umfassen beispielsweise Behandlungsrezepte, Energieaufwendung etc. Sie sind dem Verfasser sowie der BASF zur Bilanzierung bekannt.

5.4.1. Annahmen zum Transport

Bei Off-Site-Sanierungen und Deponierung spielen Transportvorgänge eine gewisse Rolle. Zunächst sind der spezifische Transportpreis und der spezifische Dieserverbrauch zu bestimmen. Nach Ermittlung der Transportentfernungen können danach kosten- bzw. umweltbelastende Beiträge durch Transportvorgänge bestimmt werden.

a. Abschätzung des spezifischen Transportpreises

Die Kosten für den Transport vom Erzeuger zum Entsorger sind auf den Preis der BBA bzw. der Deponie aufzuschlagen. Aus der Summe ergeben sich die Gesamtkosten für eine betrachtete Entsorgungsoption.

Bei einer Tankstellensanierung fällt üblicherweise ein Straßentransport per Sattelschlepper an. Nach Angabe eines BBA-Betreibers berechnet ein Transporteur ca. 500 Euro pro Tag. Die reine Fahrtzeit betrage 8 Stunden pro Tag, die durchschnittliche Geschwindigkeit 60 km/h. Daraus ergibt sich nach Gleichung 2 ein Transportpreis von 1,04 Euro für jeden zurückgelegten km. Im Vergleich dazu beträgt der durchschnittliche Transportpreis in der EU 0,85 EURO/km [45: 3].

$$\frac{500 \text{ EUR/d}}{60 \text{ km/h} * 8 \text{ h/d}} = 1,04 \text{ EUR/km}$$

Gleichung 2: Errechnung des Transportpreises

Weiterhin beträgt der Preis für einen Transport von Kaiserslautern zu einer BBA in Morbach nach Betreiberangabe ungefähr 7 EURO/t. Bei der einfachen Straßenwegstrecke von knapp 90 km, 25 t Zuladung und leerer Rückfahrt errechnet sich der Transportpreis zu 0,97 Euro/km. Dieser entspricht annähernd dem Wert aus Gleichung 2. Somit kann der Transportpreis von 1,04 EUR/km als weitestgehend verlässlich gelten.

b. Abschätzung des spezifischen Dieserverbrauchs

Für den Dieserverbrauch wird ein Lastkraftwagen mit 40 t Gesamtgewicht zugrundegelegt. Während der Fahrt von Erzeuger zu Entsorger werden etwa 25 t Ladung transportiert, die Auslastung entspricht erfahrungsgemäß 100% und der Rückweg sei eine Leerfahrt. Das Ladegewicht liegt im eigenen Modell geringfügig höher als die auf Seite 20 empirisch ermittelten 23,5 t, um die Verzerrung des durchschnittlichen Ladegewichtes aufgrund von Kleinmengen auszugleichen.

Daraus lässt sich ein Dieserverbrauch von 16 g pro t entsorgten Boden und zurückgelegten km ermitteln [6: 64f.]. Bei 25 t Boden pro Fahrt zum Erzeuger und einer Dichte des Diesels von 0,85 kg/l ist die Errechnung des spezifischen Dieserverbrauches in Gleichung 3 nachvollziehbar. So sind 47 l Diesel pro 100 km gefahrener Strecke aufzuwenden.

$$\frac{16 \text{ g/tkm} * 25 \text{ t}}{0,85 \text{ kg/l}} = 47 \text{ l/100km}$$

Gleichung 3: Errechnung des spezifischen Dieselvebrauches

c. Ermittlung der durchschnittlichen Transportstrecken

In der Ökoeffizienz-Analyse sollen die zurückliegenden Tankstellensanierungen zugrunde gelegt werden. Andere Entsorgungsoptionen als Mikrobiologie sind unter quasi-vergangenheitsbezogenen Transportstrecken abzuschätzen. Die Durchschnittswerte der Entsorgungsoptionen wurden verschiedentlich ermittelt:

- Bei der SAM liegen die ab Seite 16 bzw. 20 ausgewerteten Transportbegleitscheine von Tankstellen zu mikrobiologischen Entsorgern der Jahre 1998 bis 2001 vor. Mit freundlicher Unterstützung des Ministeriums für Wirtschaft, Verkehr, Landwirtschaft und Weinbau (MWVLW) wurde auf der Grundlage von Gemeindegemeinschaften die jeweilige Luftlinie zwischen Tankstelle und Entsorger berechnet. Diese Ergebnisse sind in Abbildung 17 dargestellt. Zur Ermittlung der Fahrtstrecke ist die Luftlinienentfernung in der Regel mit dem Faktor 1,4 zu multiplizieren.

Für Entsorgungen innerhalb einer Gemeinde werden 4 km angenommen. Zur Berechnung der durchschnittlichen Transportstrecke aus typischen Tankstellensanierungen werden nur Mengen bis zu 500 t berücksichtigt. Die durchschnittliche Strecke zu jeder mikrobiologischen BBA ist das mit der Transportmenge gewichtete Mittel. Der Mittelwert zu diesen Anlagen beträgt demnach knapp 80 km.

- Bei der Wäsche soll eine durchschnittliche Entfernung von 50 km zugrundegelegt werden. Wären in den Jahren 1998-2001 alle Böden aus Tankstellensanierungen bis zu 500 t der untersuchten Bodenwaschanlage zugeführt worden, so hätte die mittlere Strecke knapp 145 km betragen. Aus marktlichen Gründen, ist vorerst die niedrigere Entfernung von 50 km sinnvoll. Der Einfluss einer höheren Entfernung ist mittels Szenario auf S. 68 abzuschätzen.
- Die thermische Anlage bei Nürnberg liegt über 300 km vom geschätzten Mittelpunkt aller untersuchten Tankstellensanierungen entfernt.
- Eine mittlere Transportentfernung zur Deponierung auf HMD ist analog zur Mikrobiologie bestimmt. Von den 24 HMD in Rheinland-Pfalz sind 4 qualifiziert, weil diese 1999-2001 wesentliche Mengen - das ist ein Anteil von mindestens 15% - kontaminierten mineralischen Materials nach Abfallschlüssel EAK 170599D1 aufnahmen. Der Entsorgungsort wird mit der jeweils nächstgelegenen qualifizierten Deponie angenommen. Damit betrage die minimale gewichtete Durchschnittsentfernung 58 km.

Wären hingegen alle 24 HMD qualifiziert, so würde die gewichtete, durchschnittliche Entfernung zur jeweils nächstgelegenen Deponie bei nur 16 km liegen. Dieser minimale Mittelwert ist unwahrscheinlich, da durch marktliche Allokation aller Voraussicht nach auch weiter entfernte Orte angefahren würden.

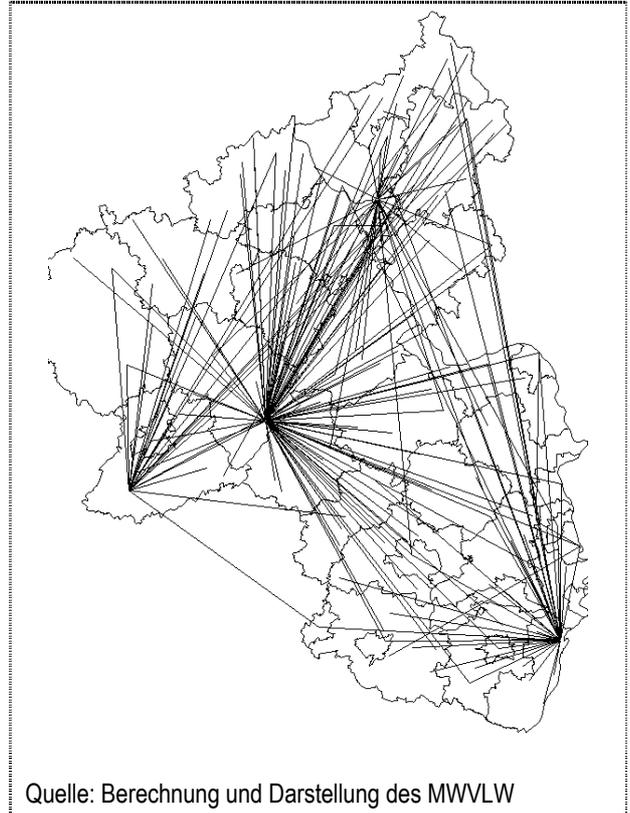


Abbildung 17: Transport aus Tankstellensanierungen zu mikrobiologischen Behandlungsanlagen 1998 bis 2001 innerhalb RLP

5.4.2. Preise der Entsorgungsanlagen

Der Preis einer Entsorgungsanlage ist ein wichtiger Faktor der gesamten Kosten zur Entsorgung des kontaminierten Bodens. Der Preis beinhaltet Annahme sowie etwaige Behandlung und weitere Verbringung des gereinigten Bodens.

Die Entwicklung der Preise ist in Abbildung 1 auf Seite 12 bereits dargestellt worden. Folgende Preise liegen der ökonomischen Bewertung der Entsorgungsoptionen nach Anlieferung des Bodens zugrunde:

Entsorgungsoption	MB1	MB2	MB3	W	T	D
Preis [Euro/t]	25	20	25*	27,5	45	23

*: vom Verfasser geschätzt

Tabelle 3: Preise der Entsorgungsanlagen

Preise der Entsorgungsoption ‚Deponie‘ werden ab Seite 37 weiter nach Verwendungszwecken differenziert. Der Ökoeffizienz-Analyse liegt zur Betrachtung des besten Falles zunächst der niedrige Preis von 23 Euro/t zugrunde. Der Einfluss des Preises wird später in einem Szenario untersucht.

5.4.3. Ablagerung von Böden

In der letzten Phase jeder Entsorgungsoption wird der Boden, ob belastet oder gereinigt, zu einer Ablagerstätte gebracht. Vorschriften und relevante Daten zur Ablagerungspraxis werden in diesem Abschnitt vorgestellt.

5.4.3.1. Ablagerung von gereinigten Böden

In BBA werden Böden in der Regel auf Zuordnungswert Z1.1 nach LAGA-Merkblatt M 20 abgereinigt, das sind 300 mg Kohlenwasserstoffe (KW) pro kg TS. Somit dürfen die Böden in bodenähnlichen Anwendungen abgelagert werden. Vorwiegend werden offene Abgrabungen aufgefüllt, beispielsweise Sandgruben. Die Transportentfernung beträgt etwa 15 km.

Durch derzeitige Bestrebungen zur Angleichung der Zuordnungswerte nach LAGA an die Bodenschutzverordnung könnte eine weitere Ablagerung behandelter Böden erschwert werden. Der geforderte Zuordnungswert Z0, das entspricht 100 mg/kg, würde für Bodenbehandlung einen unverhältnismäßig hohen Mehraufwand bedeuten. Beispielsweise nimmt die Abbaurate in der Mikrobiologie gegen Abschluss stärker ab, sodass dann in der Regel ein geringerer Sanierungsfortschritt zu beobachten ist.⁶

Trotzdem sind nach Expertenauskunft die derzeit genehmigten Ablagerungsstätten auch langfristig, das sind schätzungsweise mehr als 20 bis 30 Jahre, für abgereinigte Böden kleiner Z1.1 zugänglich, sodass bestehende Entsorgungswege nicht gefährdet sind.

⁶ Siehe auch [26].

5.4.3.2. Ablagerung von belasteten Böden auf Hausmülldeponien einschließlich Ergebnisse einer Befragung rheinland-pfälzischer Deponiebetreiber

Für Deponien bestehen Bedingungen zur Ablagerung des belasteten Bodens. Sollten die Böden bereits oder erst zukünftig angenommen werden dürfen, so sind nun ebenfalls die rheinland-pfälzische Situation und Potenziale einer Ablagerung zu ermitteln.

a. Bedingungen zur Ablagerung

Nach jetziger Zulassungslage dürfen nur die wenigsten HMD den spezifiziert kontaminierten Boden annehmen.

Zum Ersten gilt derzeit die ‚Entscheidungshilfe des LfUGs im Auftrag des MUFs [29]‘. Besonders überwachungsbedürftiger Boden kann demnach nur dann auf eine Bauschutt- oder HMD gelangen, wenn

- der Boden die Anforderungen der ‚Technischen Anleitung Siedlungsabfall‘ (TASi) erfüllt und die Werte Z3 für Deponieklasse I nach TASi bzw. Z4 für Klasse II unterschreitet⁷,
- die Deponie über eine der TASi angemessene, wirksame Basisabdichtung verfügt und
- eine Behandlung des Bodens technisch im angemessenen Umfang nicht möglich oder wirtschaftlich unzumutbar ist.

Damit ist die Deponierung von rein MKW-kontaminierten Böden derzeit faktisch unterbunden. Sollte die Deponierung als Ergebnis der Ökoeffizienz-Analyse empfehlenswert erscheinen, so wären in der Entscheidungshilfe die zulässigen Grenzwerte anzupassen sowie die technisch-wirtschaftliche Zumutbarkeit im Sinne der Ökoeffizienz zu interpretieren.

Darüber hinaus wird eine Zulassung durch die SGDs für die Deponien benötigt:

- Wenn nach ökologisch-ökonomischer Neubewertung der vorliegenden Studie eine Deponierung empfehlenswert wäre, dann könnte im Bereich der SGD-Nord eine generelle Zulassung auf Antrag angedacht werden.
- Im Zuständigkeitsbereich der SGD-Süd sind stets Einzelzulassungen notwendig, die bei bewiesener Vorteilhaftigkeit für viele HMD aussichtsreich sein dürften.

Auf die Erläuterung weiterer Anforderungen nach Abfallablagerungsverordnung, Deponieverordnung etc. soll verzichtet werden. Damit wird eine Verringerung der Komplexität der Diskussion angestrebt. Schließlich sollen die empfohlenen Ergebnisse der Ökoeffizienz-Analyse im Vordergrund stehen, nach denen sich die Deponierungspraxis ausrichten lässt.

b. Befragung rheinland-pfälzischer Deponiebetreiber

Zu HMD in Rheinland-Pfalz liegen keine repräsentativ auswertbaren Daten vor, um beispielsweise Mengenbedarf an mineralischen Materialien, Deponierungspreise, Restlaufzeiten, Interesse am belasteten Boden zu ermitteln.

Aufgrund der unbefriedigenden Datenlage sprach der Lehrstuhl für Volkswirtschaftslehre und Wirtschaftspolitik II ab September 2002 Verantwortliche aller 25 HMD in Rheinland-Pfalz an und befragte sie mit Hilfe eines standardisierten Fragebogens. Von 10 Deponien liegt ein auswertbarer Antwortenkatalog vor. Die Antwortenden sind im Folgenden nur mit ‚Betreiber‘ benannt.

⁷ Konkret für KW liegt der Grenzwert für beide Deponieklassen aber bei 1000 mg/kg TS, bei Mischkontaminationen ist ein KW-Gehalt von 10.000 mg/kg TS auf Deponieklasse II zulässig.

Nach Durchsicht und Gesprächen mit einigen Verantwortlichen ist zu erkennen:

- Jede HMD ist ein individuelles Bauwerk, das sich etwa in Größe, Bauform, Aufbau, Alter, Preisstruktur und anderem mehr von übrigen Deponien unterscheidet.
- Die obige Heterogenität spielt vermutlich in die gegebenen Antworten ein. Sicherer Bezug von Frage und Antwort, eindeutige Abgrenzung und Klarheit der Fragestellung scheinen nicht durchgängig gegeben.
- Eine mögliche Deponierung des MKW-belasteten Bodens wurde von zahlreichen Beteiligten von vornherein abgelehnt oder ihr wurde keine besondere Aufmerksamkeit geschenkt. Die vorherrschende Praxis zur mikrobiologischen Behandlung MKW-kontaminierter Böden scheint sich damit als unabänderlicher Grundsatz gefestigt zu haben.

Eine zahlenmäßige Auswertung in Form von Mittelwerten wäre aus oben genannten Gründen weder zulässig noch angemessen. Deshalb ist nachfolgend eine selektive, qualitativ aufbereitete Auswertung vorzuziehen.

b.a. Allgemeines der HMD

Es ist nicht immer eindeutig, ob auf die Frage nach der Grundfläche des Ablagerungsbereiches eine genehmigte oder beanspruchte, eine Gesamt- oder Teilfläche gemeint ist. Nach Ansicht des Verfassers ist von einer beanspruchten Teilfläche auszugehen.

- 6 Deponien liegen im Bereich der SGD-Süd und 4 in der Zuständigkeit der SGD-Nord.
- Bei 7 Deponien entspricht der (aktuelle) Ablagerungsbereich der Deponieklasse II nach TASI, zwei sind als Altdeponie und eine ist in Klasse I eingestuft.
- Die Deponieform verteilt sich gleichmäßig auf die drei Kategorien Halde, Hang und Grube.
- Das angegebene Fassungsvermögen liegt bei der einen Hälfte aller Antworten um 1,5 Mio. m³, bei der anderen Hälfte grob um 7,5 Mio. m³.
- Eine typische Endhöhe der Ablagerung liegt zwischen 20 und 40 m,
- die Grundfläche sehr grob bei 20 ha.
- Nach Betreiberangaben gelten 6 Deponien zu mehr als 80% verfüllt, was sich wahrscheinlich auf das ausgebaute Volumen bezieht.

b.b. Ablagerung MKW-kontaminierter Böden

Eine Ablagerung des kontaminierten Materials ist von der Beseitigungsform wie auch den damit verbundenen Kosten abhängig:

- 5 Deponien dürften nach jetziger Zulassung den definierten Boden mit 3000 mg/kg TS annehmen, der zugehörige Grenzwert liegt in der Regel bei 10.000 mg MKW/kg TS. Davon weisen zwei Betreiber auf die faktische Begrenzung Z2 bei biologischer Sanierbarkeit nach Handlungsempfehlung des LfUGs hin.
Zwei andere Betreiber machen eine Zulassung von 500 und zwei weitere von 1000 mg/kg geltend. Für eine weitere Diskussion eventueller Zulassungserteilung ist auf Seite 37 zu verweisen.
- Von den Betreibern bekunden 5 ein tatsächliches Interesse an den Böden, davon waren drei bereits nach obigem Grenzwert zugelassen. Als Begründung zum Annahmehintergrund wurde nur einmal Deponievermarktung genannt. In den drei übrigen Fällen wurde auf Unbedenklichkeit hingewiesen. Davon konkretisierte ein Betreiber, dass deren heimischen Löss- Schluff- und Lehm-Böden 0,3% Ölgehalt ohne Konsistenzveränderungen aufnehmen könnten und dass ein biologischer Abbau der MKW stattfände.
Die restlichen Betreiber lehnten eine Annahme mit Bezug auf fehlende Zulassung, Kontamination des Sickerwassers oder relativ hohe Kosten zur Erfüllung des definierten Kundennutzens ab.

Ein weiterer Betreiber würde den Boden mit Bezug auf die gute Eignung zur deponietechnischen Verwendung annehmen, allerdings dürfe die Deponie keine Abfälle mehr einbauen.

- In Rheinland-Pfalz wird eine deponietechnische Verwendung als Beseitigungsmaßnahme eingestuft. Unabhängig vom Annahmeinteresse sehen 8 Betreiber eine solche Verwendungsmöglichkeit während der Betriebsphase in (Mehrfachnennungen möglich):
 - Abdeckungen (5 Nennungen), darunter 4 Fragebögen vorwiegend für Abdeckung von Asbest- oder Mineralwollabfälle (3) und auch für Zwischenabdeckung (2)
 - Ausgleichsmassen oder Stabilisierung (4)
 - Randbereiche (Wälle, Flankendichtung) (4)
 - Löschmaterial (1)
 - Neuanlage von diversen Wegen (2)
 - ‚Abfallbeseitigung‘ (1), welches einer verwendungslosen Beseitigung außerhalb deponietechnischer Verwendung entspricht
- Während der anschließenden Stilllegungsphase sehen 7 Betreiber eine deponietechnische Verwendung zur:
 - Geländeprofilierung unterhalb der Oberflächenabdichtung (6)
 - ‚Abfallbeseitigung‘ (1) wie oben. Die deponierechtliche Zulässigkeit konnte nicht geklärt werden.
- Das Entgelt zur Deponierung des definierten Bodens ist recht unterschiedlich. Die Preisstruktur der Deponien ist anhand Abbildung 18 veranschaulicht. Der Preis ist ein wichtiges Kriterium, das insbesondere durch eine Beseitigungsmaßnahme in Form deponietechnischer Verwendung erfüllt wird. Darüber hinaus ist auch eine verwendungslose Beseitigung analog Hausmüllablagerung anzudenken. Für die beiden Maßnahmen sind aufgrund aktueller Diskussionen die individuellen Rückstellungen zur finanziellen Absicherung von baldigen Deponiestilllegungs- und Nachsorgemaßnahmen relevant⁸. Auf die Diskussionen soll hier nicht näher eingegangen werden. Die Antworten zu Mengen, Preisen und Rückstellungen sind nachfolgend konkretisiert:
 - Die deponietechnische Verwendung ist meist kostengünstiger als eine verwendungslose Beseitigung, da Boden zusätzlichen Nutzen unter Einsparung anderer Materialien erfüllen kann. Bestenfalls wird der Ressourcenabbau gewachsenen Materials gänzlich umgangen, wodurch nach Angabe eines Betreibers 8 Euro/t für gewachsenen Kies einzusparen wäre. Die vier günstigsten Angaben in Abbildung 18 reichen von 19 bis 36 Euro pro t Boden und sind aufgrund ihrer wettbewerblichen Relevanz hervorzuheben.
 - Ist eine deponietechnische Verwendung im strengen Sinne nicht möglich, so wäre die nächste Möglichkeit eine verwendungslose Beseitigung des Bodens. Überschlägig gerechnet könnte minimal das obige Entgelt für deponietechnische Verwendung zuzüglich dem Preis für nicht-eingespartes Baumaterial (ca. 8 Euro/t) verlangt werden. Auch wären Kosten für den Einbau anzusetzen, die ein Betreiber mit 4 Euro/t für Personal- und Fahrzeug-Einsatz beziffert. Der Mindestpreis bei verwendungsloser Deponierung läge hiernach bei etwa 30 Euro/t.
 - Zur Abschätzung eines Maximalpreises bei verwendungsloser Beseitigung ist der Boden dem Volumenpreis von Hausmüll gegenüberzustellen. Die Dichte von Böden ist ungefähr doppelt so hoch wie der von Hausmüll, sodass der Massenpreis für Boden unter dem für Hausmüll liegen sollte. Der Beseitigungspreis liegt nach Angaben der Betreiber somit typischerweise zwischen 85 und 102 Euro/t. Hierbei sind erstmalig nennenswerte Beiträge zu Rückstellungen angeführt, die etwa bei 15 Euro/t liegen.
Die beiden günstigsten Preise von 30 bzw. 41 Euro/t erscheinen dem Verfasser sehr günstig. Sie sind wahrscheinlich auf eine vom Hausmüll losgelöste, freie Kalkulation zurückzuführen und entsprechen eher den oben errechneten Minimalpreisen.

⁸ In diesem Zusammenhang wird auf den 2002 beim MUF erschienen ‚Leitfaden für den Abschluss und die Nachsorge von Hausmülldeponien‘ hingewiesen [34].

- Ein verlässlicher Beitrag zur Bildung von Rückstellungen für Deponiestilllegung und -nachsorge ist bei deponietechnischer Verwendung nicht auszumachen. In dieser Preisklasse wird er mit 0 bzw. 15 Euro/t angegeben. Es ist davon auszugehen, dass Rückstellungen tendenziell eher aus einer verwendungslosen Beseitigungsmaßnahme bzw. höheren Entgelten gewonnen werden. Ohne dies hier näher auszuführen, diese Tendenz könnte in gegenwärtigen Diskussionen über den angemessenen Preis einer Deponierung Berücksichtigung finden.

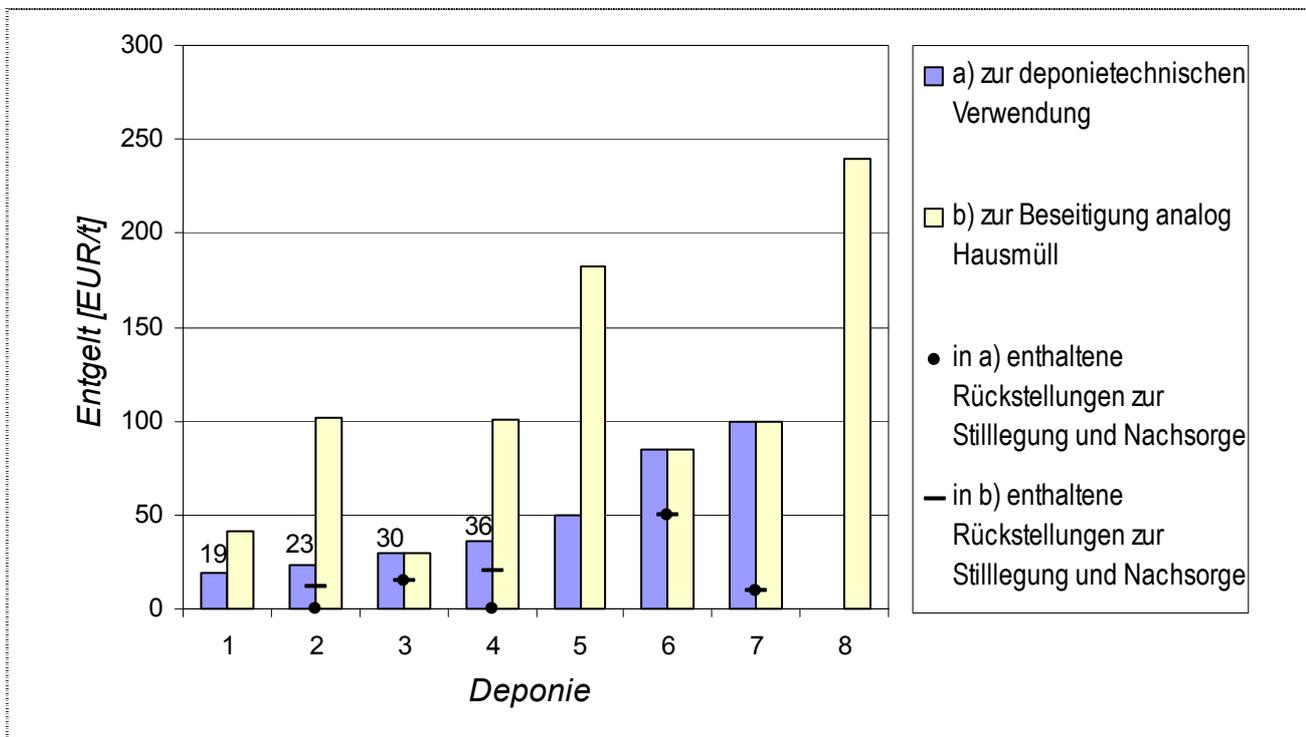


Abbildung 18: Entgelte für die Deponierung mineralischer Abfälle in RLP

Etwaige Bewegungen in den oben benannten Preisen unterliegen derzeit dem Marktgesetz, wonach Deponierung günstiger als Bodenbehandlung sein muss, um Böden akquirieren zu können. Solange Selbstkosten gedeckt, genug Deponieraum vorhanden, keine negativen Folgen aus Deponierung zu erwarten sind und eventuelle bautechnische Materialien nicht teurer werden, ist der Deponierungspreis vermutlich nach unten variabel.

Sollte die Ökoeffizienz-Analyse ergeben, dass eine Deponie wesentlich ökoeffizienter als alle Bodenbehandlungsoptionen ausfällt, so wäre im Sinne der Ökoeffizienz auch ein höherer Deponierungspreis vertretbar.

b.c. Allgemeiner Bedarf an Material zur deponietechnischen Verwendung

Eine Abschätzung des Bedarfes an Material zur deponietechnischen Verwendung gestaltet sich schwierig, da zukünftige Mengen scheinbar schwer abschätzbar sind. Das notwendige Material zur deponietechnischen Verwendung ist in starkem Maße von der Betriebs- und Stilllegungsphase abhängig.

- Bei allen HMD findet der erste erwartete Mengenabbruch von Siedlungsabfällen während ihrer Betriebsphase bis spätestens 2005 statt, wenn das Deponierungsverbot in Kraft tritt. Bei zwei Deponien wird dies bereits 2003 durch einsetzende Müllverbrennung der Fall sein. Zwei weitere lagern schon seit Jahren keine Siedlungsabfall mehr ab.
- Nur drei Deponien werden bis 2005 mit der endgültigen Stilllegung von Ablagerungen beginnen. Der Rest verteilt sich etwa gleichmäßig auf den Zeitraum von 2009 bis 2030.
 - Für benötigte Mengen während der Betriebsphase können zwar 8 Fragebögen herangezogen werden, allerdings erbringen die Ergebnisse kein verlässliches Bild. Die Mengen kontaminierten und nicht-kontaminierten Materials reichen von wenigen bis zu 80 Tsd. t. Diese Angaben sind

näher zu erforschen.

Bemerkenswert ist vielmehr ein spezifischer Bedarf an gewachsenem Material, der nach Angabe zweier Betreiber 6 respektive 10% der Menge abgelagerten Abfalls entspricht. Dieser Anhaltswert soll den weiteren Betrachtungen zugrunde liegen.

- Während der Stilllegungsphase von Deponien sind die notwendigen Mengen weitaus unklarer. Nachteilig könnte sich eine unterschiedliche Begriffsinterpretation zur ‚Stilllegungsphase‘ ausgewirkt haben, sodass vorbereitende Maßnahmen für eine Oberflächenabdichtung nicht einbegriffen wurden. Dadurch gelten folgende Auswertungen zur Stilllegungsphase nur sehr eingeschränkt. Der Betreiber einer großen Deponie macht Mengen von mehr als 400.000 t über mehrere Jahre geltend, dies entspräche dem gesamten Anfall mineralischer Sonderabfälle in Rheinland-Pfalz des Jahres 2000 oder 2001.
- Für die Heranschaffung von Material zur deponietechnischen Verwendung ist eine wenig eindeutige Tendenz zu steigender Transportentfernung bei steigendem Deponierungsentgelt erkennbar:
 - für gewachsenes Material sind nach Auskunft von 4 Betreibern eher sehr kurze Transportwege zu veranschlagen, die von 3 bis 20 km reichen. Ein Betreiber geht von 50 km aus.
 - 2 Betreiber geben Entfernungen von max. 30 bzw. 50 km für Material unterhalb des Zuordnungswertes Z2 an, dies ist weitestgehend unbelastetes Material aus Bautätigkeiten.
 - Die Heranbringung von Sonderabfall mit einer Belastung größer als Z2 lohnt für 4 Betreiber über eine Strecke von 50 bis 150 km. Vorsichtig zusammengefasst lässt sich feststellen, dass mit steigender Schadhaftigkeit die Transportentfernung tendenziell steigt. Dies wäre plausibel, wenn mit steigender Kontamination ein höherer Preis und ein weiterer Transportweg zu einer BBA verbunden ist; dann könnten ebenfalls Deponie innerhalb eines größeren Radius Bodenmengen zu profitablen Konditionen akquirieren. Dieser hypothetische Befund ist sogleich mit der paradoxen Situation einzuschränken, dass eine Deponierung besonders überwachungsbedürftigen Bodens in der Praxis günstiger ist als eine Ablagerung von weitestgehend unbelastetem Material.
- Für den Einbau von 100 t deponietechnisch verwendeten Bodens geben drei Betreiber Aufwendungen von 30, 50 bzw. 200 l Diesel an. Der Verwendungszweck ist hauptsächlich mit Abdeckung und Randgestaltung angegeben. Nach Angabe eines weiteren Betreibers wäre ein solcher Einbau des Bodens mit 4 Euro/t für Personal und Fahrzeuge verbunden. Ein weiterer Betreiber, der den Boden lediglich als Abfall zur verwendungslosen Beseitigung ablagern würde, gibt den Aufwand mit 30 l Diesel pro 100 t Boden an. Mit umgerechnet knapp 100 l Diesel veranschlagt eine frühere Ökoeffizienz-Analyse den energetischen Aufwand zur Deponierung von Restmüll [48: 38]. Unter Berücksichtigung des höheren Aufwandes bei Restmüll, dessen spezifisches Volumen etwa zweimal so hoch wie das des Bodens ist, sind die beiden Verbrauchsangaben kongruent.

c. Abschätzung des Bedarfes zur deponietechnischen Verwendung

Für die Betriebsphase soll der Anhaltswert von 6-10% deponietechnisches Material reichen. Es gelten die Annahmen des maximalen Wertes von 10% sowie die 1 Mio. t deponierte Abfälle im Jahr 1998, siehe ab Seite 13. Demzufolge würden jährlich lediglich 100.000 t mineralischen Abfalls für den Betrieb deponietechnisch verwendet. Das entspricht ungefähr der aktuell deponierten Menge mineralischer Abfälle. Die Menge deponierter Abfälle wird ab 2003 weiter abnehmen, da neben Pirmasens sich nun auch in Mainz eine Verbrennungsanlage für die Entsorgung von Siedlungsabfällen befindet und die geplante Zwangsbeendigung bisheriger Entsorgungswege bald greifen wird. Folglich ist zu erwarten, dass der Deponiebetrieb auch zukünftig mit anderen Böden als mit MKW-kontaminierten aufrecht zu erhalten ist.

Des Weiteren ist der Bedarf für den Deponieabschluss grob abzuschätzen. Mangels belastbarer Daten soll die Annahme einer mindestens 0,5 m dicken mineralischen Ausgleichsschicht unterhalb der Oberflächenabdichtung [16: 145-147] sowie pauschal 20 ha abzuschließende Grundfläche pro rheinland-pfälzische Deponie mit einem Geometriefaktor von 3/2 für die Deponieform

genügen. Daraus folgen dann landesweit 5 Mio. t notwendiges Bodenmaterial, die gleichmäßig über einen Zeitraum von 15 Jahren verteilt einen Bedarf von ca. 325 Tsd. t mineralischen Materials jährlich ergeben. Dieser deponietechnische Bedarf ist ungeachtet ihrer deponiebaulichen Eignung nur unvollständig aus der Gesamtmenge der 1998 deponierten mineralischen nÜA und der in den letzten Jahren auf Deponien entsorgten mineralischen MKW-fremden bÜA zu bedienen. Die Abschätzung ist sicherlich noch zu überprüfen, evtl. ist von einer geringeren abzuschließenden Fläche auszugehen.

6. Ergebnisse der Ökoeffizienz-Analyse für den Kundennutzen im Base-Case

Aus Modulen wird unter Einsetzen allgemeiner Annahmen, Betriebs- und Literaturdaten eine Sachbilanz errechnet. Daraus ergeben sich nach der Verrechnung mit Wirkungsfaktoren einzelner Umweltkategorien Wirkungsbilanzen, insbesondere für Emissionen. Für jede Entsorgungsoption ist im Anhang ab Seite 106 eine Wirkungsbilanz über alle Module abgebildet.

In einer ersten Fallbetrachtung ist der Base-Case zu behandeln, der für das wahrscheinlichste Abbild der Realität steht. Der Base-Case ist Ausgangspunkt für weitere Betrachtungen. Hier werden konkret die quasi-vergangenheitsbezogenen Tankstellen-Sanierungen herangezogen. Für die Entsorgungsoption ‚Deponie‘ wird zunächst von einer verwendungslosen Deponierung ausgegangen, die deponietechnische Verwendung wird in Szenarien ab Seite 77 eingeführt.

Die Ergebnisse der Ökoeffizienz-Analyse nach BASF sind wie in Abbildung 19 vom Gesamtergebnis bis zum untersten Einzelergebnis strukturiert. Die ab Seite 23 detailliert dargelegte Vorgehensweise sei kurz in Erinnerung gerufen:

- Das Ökoeffizienz-Portfolio ist die normierte Darstellung aller aggregierten Umwelt- und Kostenbelastungen.
- Die Umweltbelastung ist sodann im ökologischen Fingerprint in die einzelnen Umweltbereiche differenziert. Ein Fingerprint ist in bildhafter Vorstellung ein ‚handlicher Abdruck‘ der Umweltbelastung, in dem jeder Finger genau einen Umweltbereich repräsentiert.
- Auf jedem Finger stehen die normierten Ergebnisse einer jeweils klar umrissenen Umweltbelastung. Die schlechteste Option jeden Fingers ist auf den Wert 1 normiert. Die Werte der jeweils anderen Optionen sind relativ dazu angeordnet.
- Die Einzelergebnisse stellen die Wirkungsbilanzen der jeweiligen Umweltbelastungen detailliert dar. In der vorliegenden Studie werden die Einzelergebnisse anhand der darauf folgenden normierten Ergebnisse erläutert.

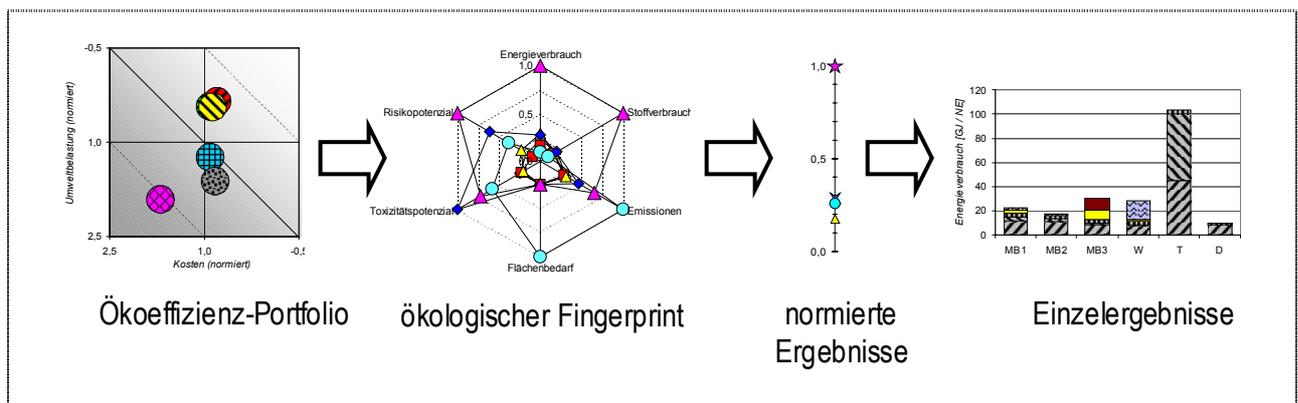


Abbildung 19: Abfolge der Ergebnisdarstellungen über die Aggregationsebenen

In weiteren Fallbetrachtungen werden Szenarien entwickelt, anhand derer vom Base-Case abweichende Wirklichkeitsabbilder des Gesamtergebnisses dargestellt werden können. Mit einem Szenario ist zusätzlich der Einfluss von Variationen auf das Ergebnis grafisch darstellbar.

6.1. Die Kernergebnisse der vierten Stufe im Ökoeffizienz-Portfolio

Analog Abbildung 19 auf voriger Seite beginnt die Darstellung aller Resultate mit den Gesamtergebnissen im Ökoeffizienz-Portfolio. Darauf folgen die detaillierteren Ergebnisse in Form des ökologischen Fingerprints sowie der normierten Ergebnisse und der Einzelergebnisse.

Im Ökoeffizienz-Portfolio sind die zentralen Ergebnisse zusammengefasst. Zu einer allgemeinen Erläuterung des Portfolios sei auf Seite 23ff. verwiesen.

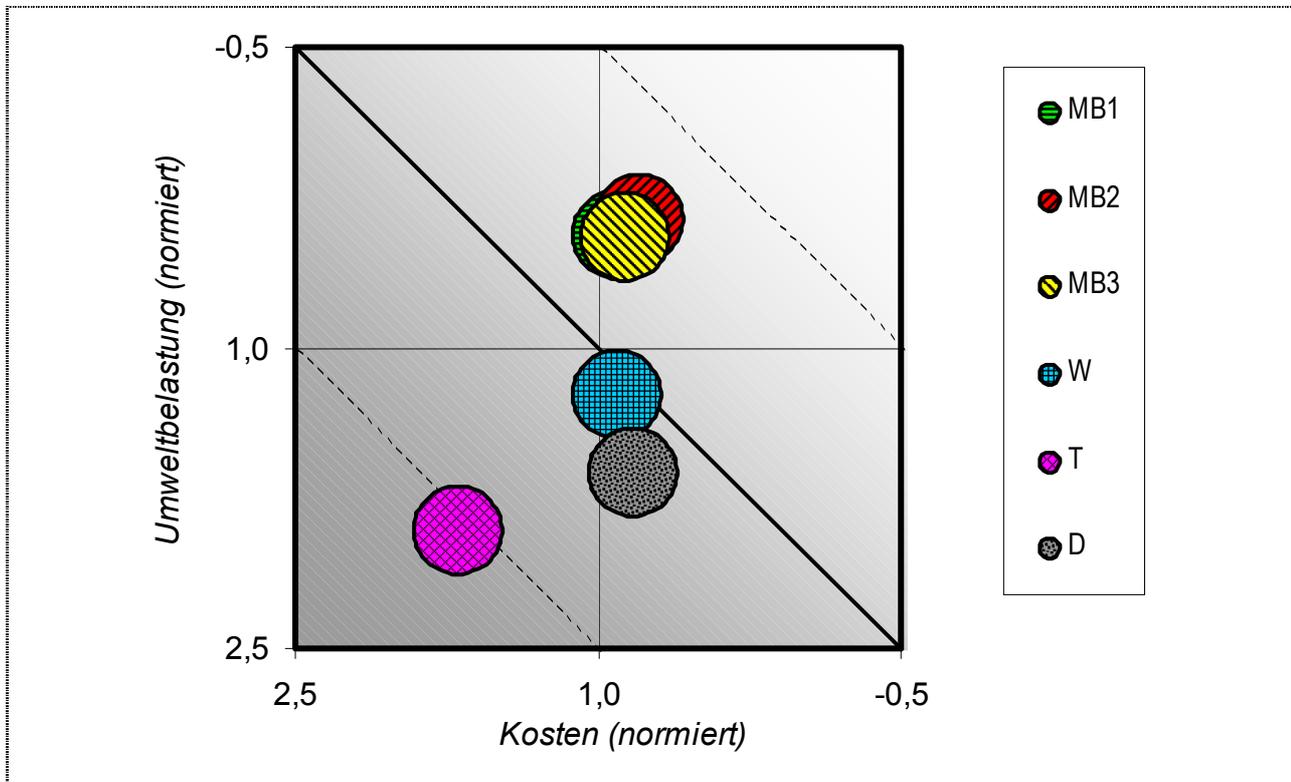


Abbildung 20: Ökoeffizienz-Portfolio der Entsorgungsoptionen im Base-Case

	MB2	Die Gruppe der mikrobiologischen BBA enthält mit Abstand die ökoeffizientesten Entsorgungsoptionen für 100 t MKW-kontaminierten Materials unter den gegebenen Bedingungen. Die gesamte Spitzenposition der Mikrobiologie wird vorwiegend durch die geringe Umweltbelastung begründet. Das rationellste Verfahren MB2 belastet nicht nur ökologisch, sondern auch finanziell am geringsten.
	MB3	
	MB1	
	W	Ein Waschen des Bodens belastet die Umwelt verhältnismäßig stärker als die Mikrobiologie. Die ökonomische Belastung ist jedoch recht ähnlich.
	D	Etwas stärker wird die Umwelt bei der verwendungslosen Beseitigung durch Ablagerung auf einer HMD belastet, sodass diese Entsorgungsoption noch weniger ökoeffizient ist.
	T	Die Thermik ist die am wenigsten ökoeffiziente Entsorgungsoption. Zwar ist die Umweltbelastung fast genauso hoch wie bei der Deponierung, allerdings verschlechtern die hohen Kosten das Ergebnis relativ stark.

6.2. Rechenfaktoren zur Aggregation der Ergebnisse der ersten bis zur dritten Stufe

Ziel und Anwendung von Rechenfaktoren sowie deren Herleitung aus Relevanz- und gesellschaftlichen Wichtungsfaktoren sind eingehend ab Seite 25 erläutert. Die Berechnungstabelle der konkreten Relevanzfaktoren aus Belastung im Base-Case und bundesdeutschem Gesamtwert sind im Anhang auf Seite 112 vorzufinden. In Abbildung 21 sind die resultierenden Rechenfaktoren im Base-Case dargestellt.

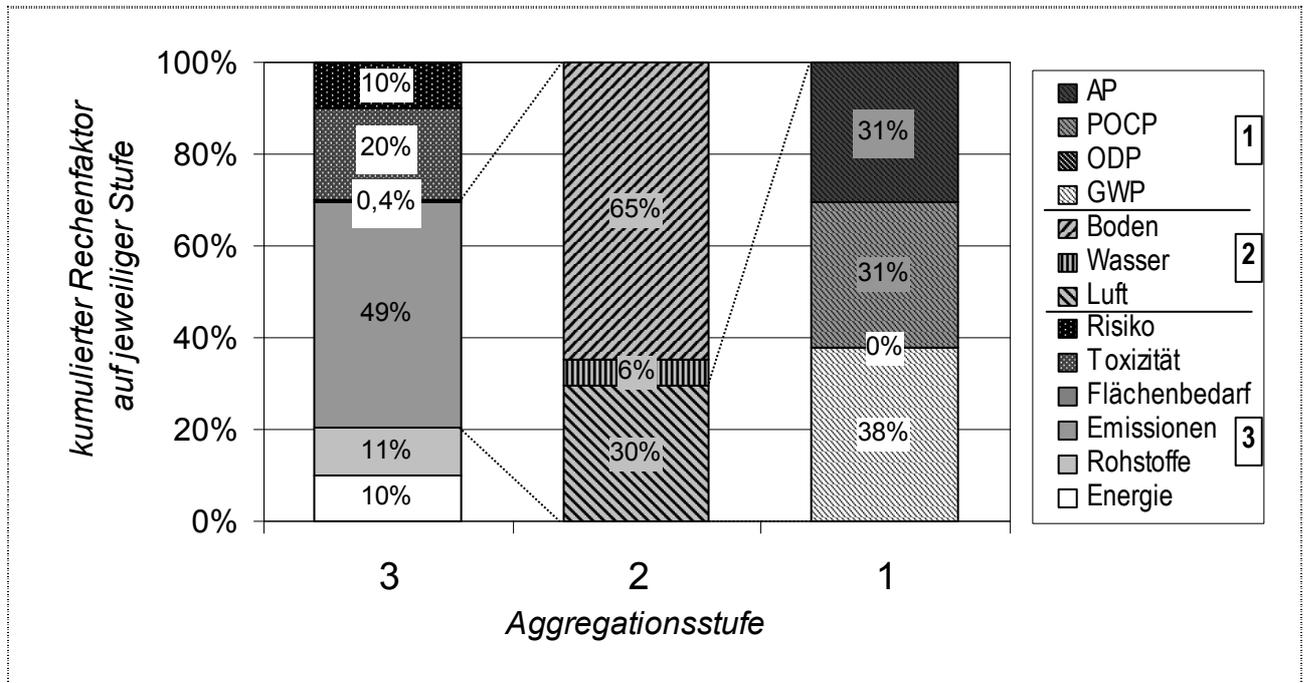


Abbildung 21: Rechenfaktoren zur Aggregation der Umweltbelastung im Base-Case

Auffällig ist die Dominanz der Emissionen auf der 3. Aggregationsstufe, von denen wiederum die Bodenemissionen auf der 2. Stufe am bedeutendsten sind. Das heißt, dass die Bodenemissionen in der Bedeutung von Seite 55ff. stets fast die Hälfte der höchstmöglichen ökologischen Gesamtbelastung ausmachen. Die Option Deponierung weist aufgrund der höchsten Bodenemissionen deshalb ein beträchtliches Belastungsniveau auf. Diesem sind noch die übrigen Belastungen der fünf anderen Umweltbereiche Energie- und Rohstoffverbrauch, Toxizitäts- und Risikopotenzial sowie Flächenbedarf zuzurechnen. Im nachfolgend dargestellten ökologischen Fingerprint aller sechs Umweltbereiche stehen die hohen Emissionen der Deponierung hervor.

6.3. Ergebnisse von Umweltbereichen der dritten Stufe im ökologischen Fingerprint

Die Umweltbelastungswerte des Ökoeffizienz-Portfolios sind anhand des ökologischen Fingerprints differenziert darstellbar. Die in Abbildung 22 dargestellten Ergebnisse sind im Anschluss, vom Energieverbrauch ausgehend, im Uhrzeigersinn erläutert:

- Die Thermik verbraucht verhältnismäßig viel Energie. Zurückzuführen ist dies auf den hohen Heizölverbrauch während der Behandlung sowie die weite Transportstrecke. Mit großem Abstand folgen die restlichen Entsorgungsanlagen, wie auf Seite 48 beschrieben.
- Die Deponie weist die höchsten Emissionen durch verwendungslose Beseitigung hoher Mengen ungereinigten Bodenabfalls auf. Diese Emissionen in die Umwelt werden in der Ökoeffizienz-Analyse nach BASF als ‚Bodenemissionen‘ verstanden. Die Bodenemissionen, die in Form des auf Abbaustätten oder HMD abzulagernden Abfällen bestehen, werden ab Seite 55 näher ausgeführt. Nachfolgend verursacht die Thermik durch hohen Energieeinsatz verhältnismäßig hohe Luftemissionen. Die relativ geringen Wasseremissionen der Wäsche fallen weniger stark auf.
- Das Toxizitätspotenzial einer Entsorgungsoption auf Menschen ist aufgrund des Einsatzes von Tensiden bei der Wäsche am höchsten. Die tiefergehenden Erklärungen und Berechnungen des Toxizitätspotenzials liegen ab Seite 61 vor. In der thermischen Behandlung liegen ebenfalls relativ hohe Gefahren durch reichlichen Verbrauch von Heizöl bzw. Diesel. Eine Deponierung fällt wegen der Schadstoffe im Deponiekörper auf, die schlimmstenfalls eine permanente Gefahr darstellen.
- Mit dem Risikopotenzial werden vergleichbar Seite 64ff. weitere Risiken auf Mensch und Natur vorwiegend der Thermik, Deponie und Wäsche zugewiesen. Ein wahrscheinlich notwendiger Ausbau von Thermik und Wäsche wäre mit umweltbelastenden Investitionen verbunden. Weiterhin ist die Abnahmesicherheit wegen Priorisierung anderer aufzubereitender Materialien, darunter höher kontaminierte oder mit einem abweichenden Verfahren nicht-behandelbare Abfälle, kaum gegeben. Darüber hinaus ergibt sich für die thermische Anlage ein zusätzlicher Nachteil aus dem weiten Straßentransport.
- Der Stoffverbrauch ist vom Diesel- / Heizölverbrauch dominiert und analog zum Energieverbrauch strukturiert. In der Thermik wird eine hohe Menge der Ressource Öl, die eine relativ geringe Reichweite aufweist, benötigt. Weitere Erläuterungen sind auf Seite 49 zu finden.
- Der Flächenverbrauch ist bei der Deponie am höchsten, wie auf Seite 60 ersichtlich. Eine Deponie wird als versiegelte Fläche bewertet. Allerdings ist der Einfluss vom Flächenbedarf auf die gesamte Umweltbelastung vernachlässigbar klein.

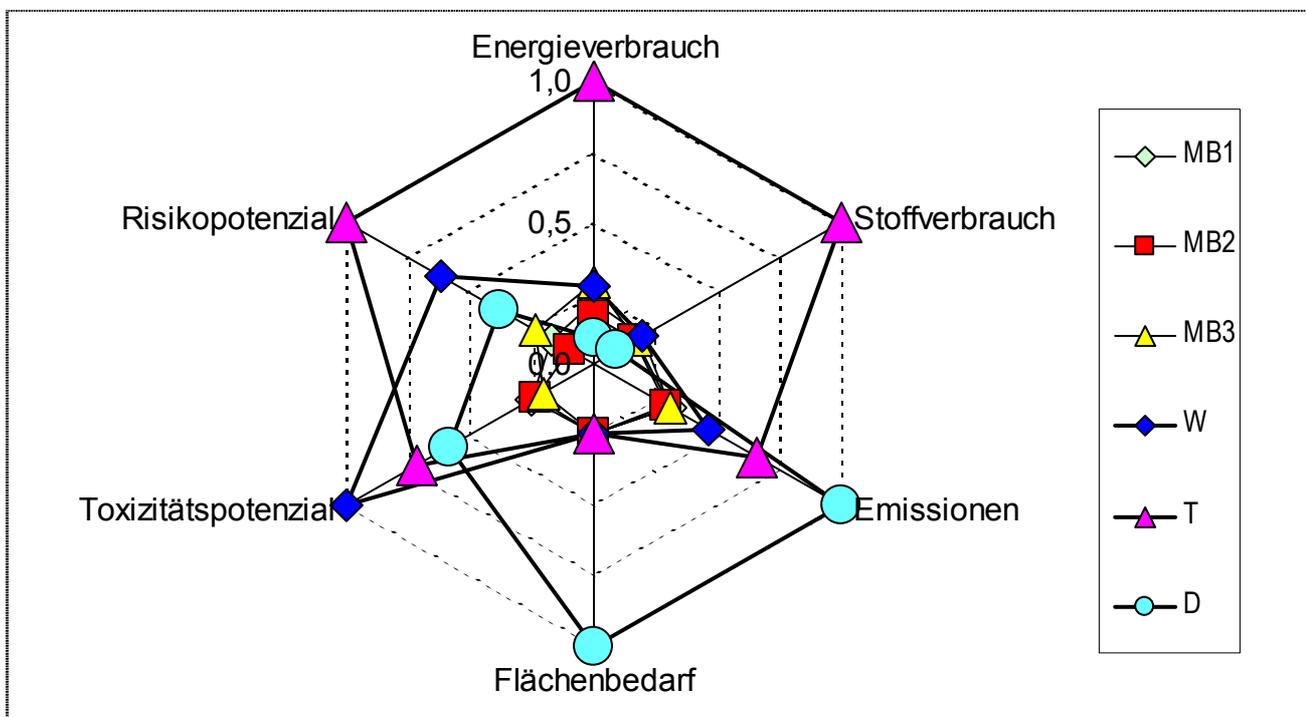


Abbildung 22: Ökologischer Fingerprint der Entsorgungsoptionen

6.4. Einzelergebnisse der ersten bis zur dritten Stufe in reiner und in normierter Form

Die Einzelergebnisse dieses Abschnitts sind in der Regel zunächst als reine Werte in Balkendiagrammen aufgetragen. Die daraus errechneten, normierten Ergebnisse sind daraufhin Anhaltspunkte für Erläuterungen. Ab Seite 66 ist anschließend die Datenqualität zur ökobilanziellen Modellierung - das ist der Ausgangspunkt aller stofflichen und energetischen Bewertungen - aufgeführt. Die aggregierten Wirkungsbilanzen aller Entsorgungsoptionen sind ab Seite 106 des Anhanges abgebildet.

6.4.1. Kosten der Entsorgungsoptionen - Zur Kostenbelastung

Relevante Kosten der Entsorgungsoptionen aus Kundensicht sind zum einen Behandlungs- bzw. Deponierungskosten. Zum anderen sind streckenabhängige Transportkosten zu berücksichtigen. Zusätzlich fällt eine Gebühr in Höhe von 6% für einstufige Entsorgungsvorgänge bei der SAM an. Weitere Kosten werden als unabänderliche Grundaufwendungen angenommen und sind infolgedessen zu vernachlässigen.

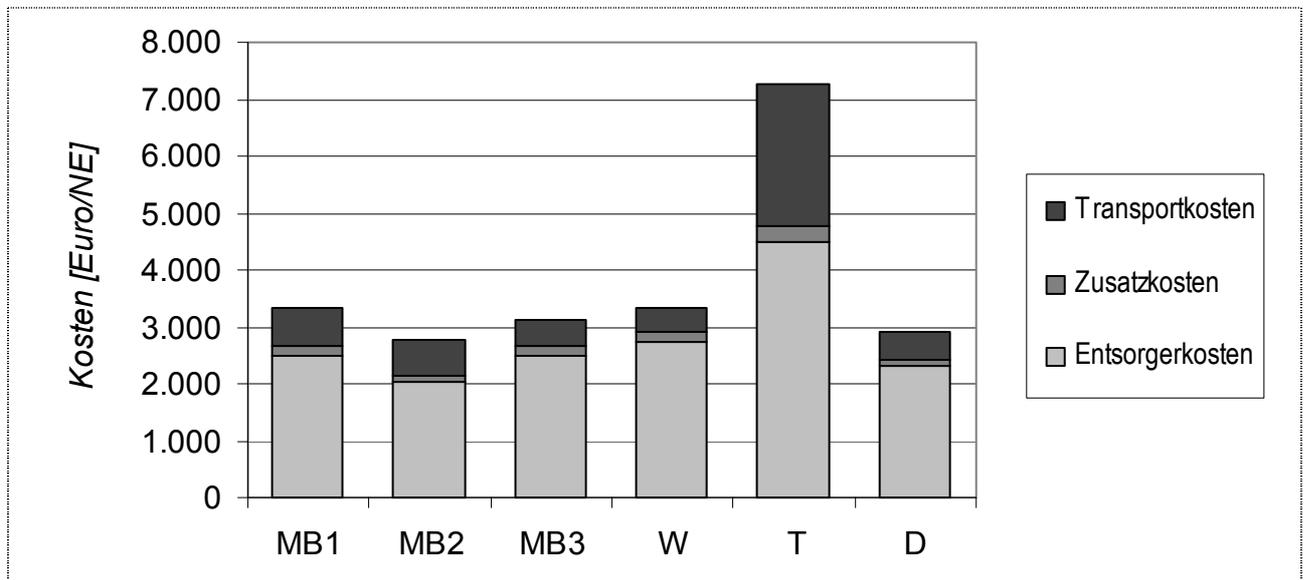


Abbildung 23: Gesamtkosten der Entsorgungsoptionen

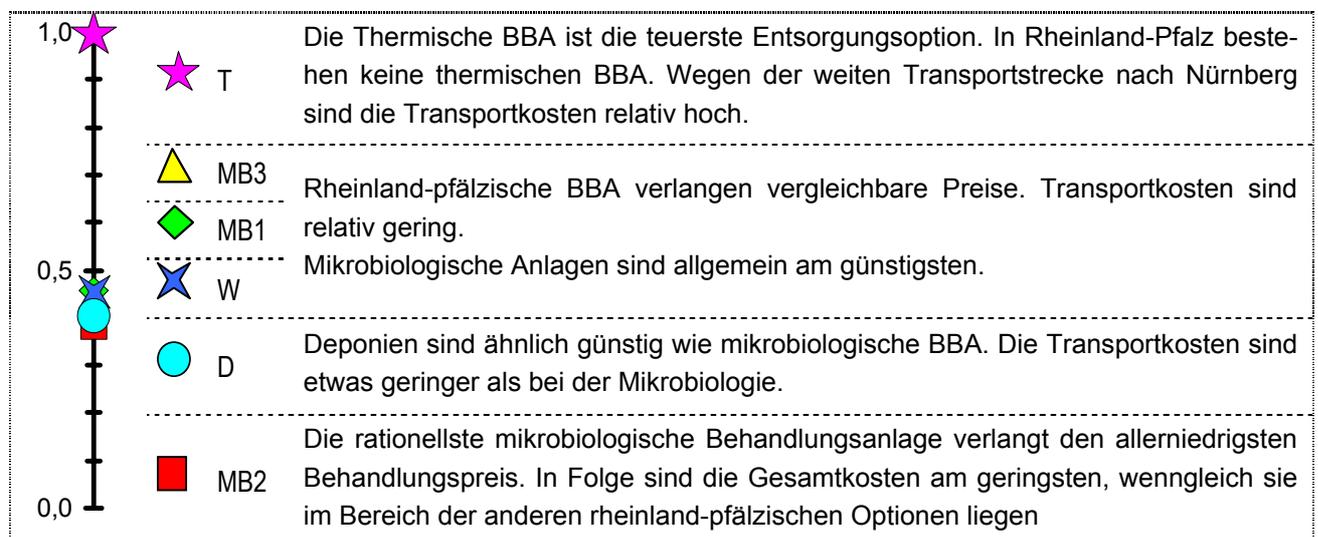


Abbildung 24: Normierte Gesamtkosten der Entsorgungsoptionen

6.4.2. Energieverbrauch der Entsorgungsoptionen - Zur Umweltbelastung

Die Nutzung von gebundener Primärenergie ist in Höhe des Brennwertes anzusetzen. Damit wird dem Verbrauch von Energiequellen Rechnung getragen, die hauptsächlich endlicher, fossiler Natur sind.

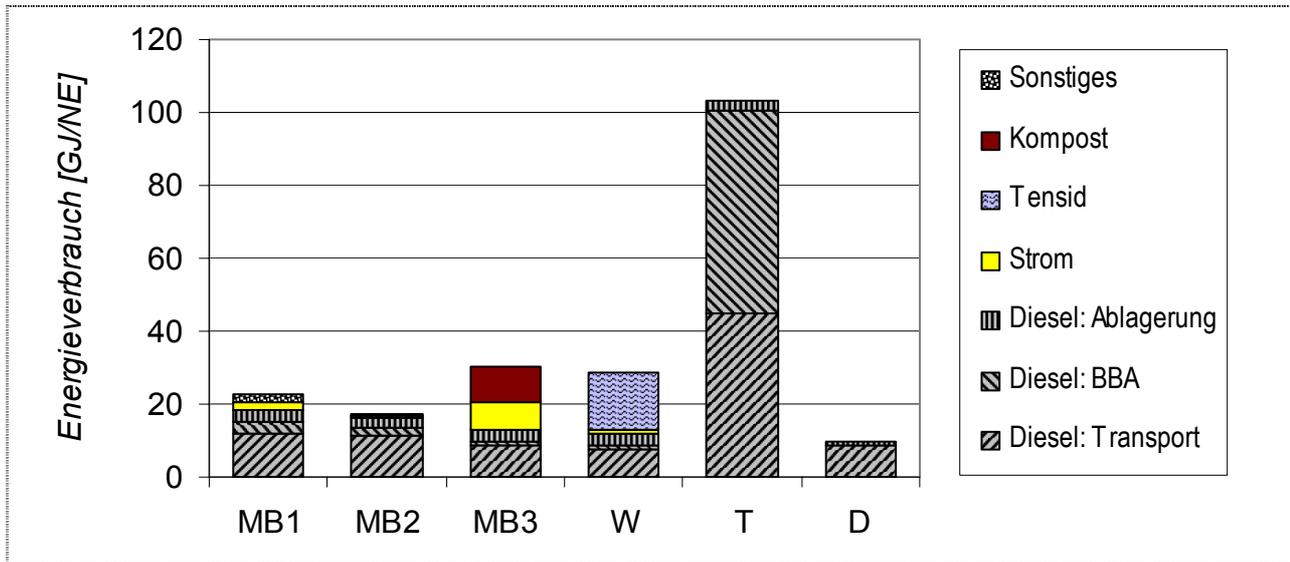


Abbildung 25: Energieverbrauch der Entsorgungsoptionen

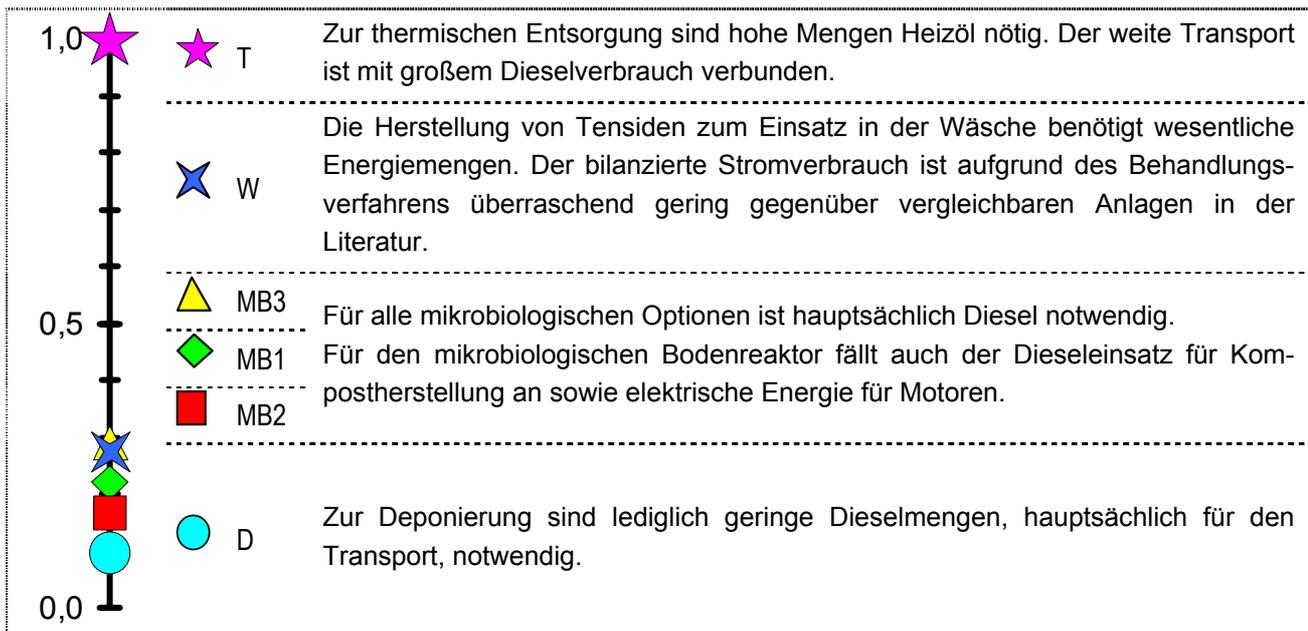


Abbildung 26: Normierter Energieverbrauch der Entsorgungsoptionen

6.4.3. Stoffverbrauch der Entsorgungsoptionen - Zur Umweltbelastung

Der Abbau natürlicher Stoffressourcen wird hinsichtlich ihrer Reichweite berücksichtigt. Mit der Reichweite ist die wirtschaftlich nutzbare Verfügungszeit bekannter Ressourcen bei Fortschreibung heutiger Abbaugeschwindigkeit gemeint. Je knapper eine Ressource zeitlich verfügbar ist, desto höher ist der Wichtungsfaktor. Der gewichtete Stoffverbrauch wird aus Verbrauch und zugehörigem Faktor berechnet.

In allen Optionen spielt der Verbrauch der Ressource Mineralöl die dominante Rolle, wie in Abbildung 27 ersichtlich. Dies ist erstens auf die vergleichsweise hohe Menge Diesel bzw. Heizöl zurückzuführen. Zweitens weist Mineralöl eine geringere Ressourcenreichweite auf als alle anderen Stoffe.

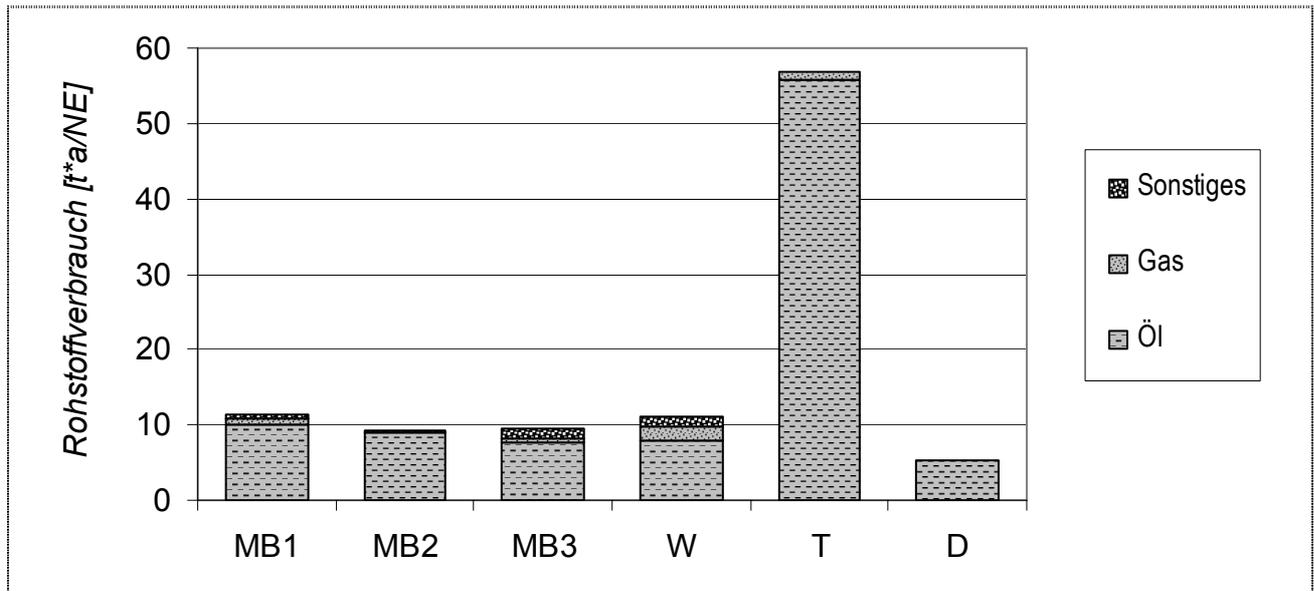


Abbildung 27: Stoffverbrauch der Entsorgungsoptionen

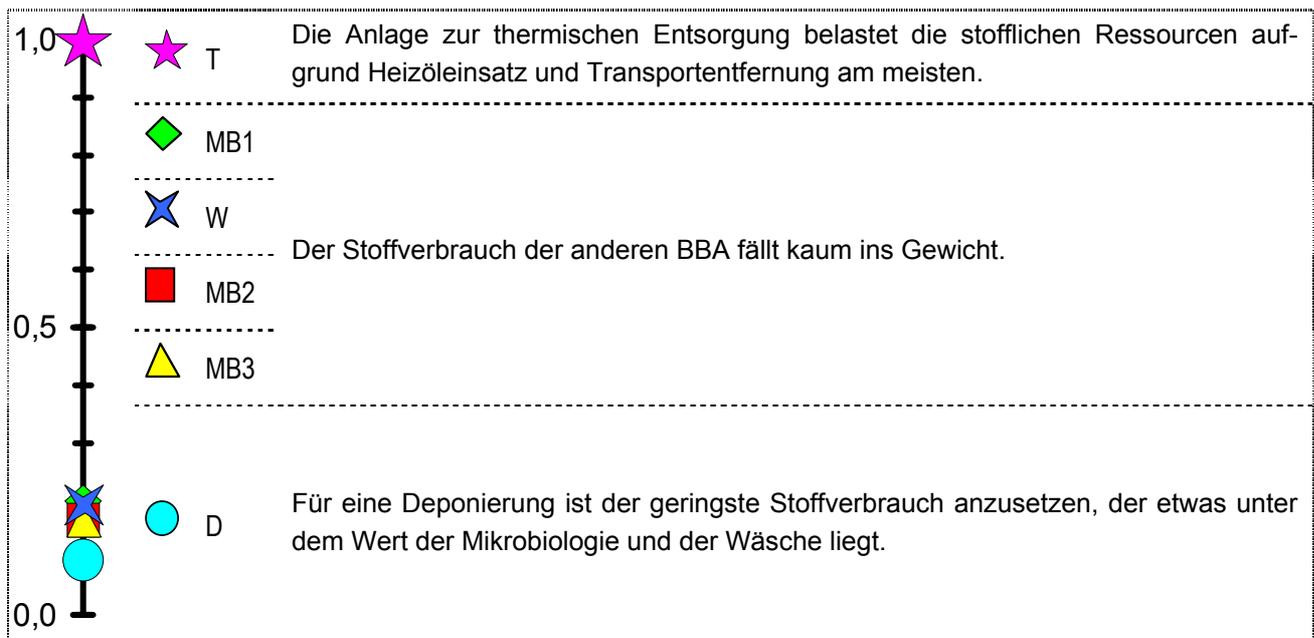


Abbildung 28: Normierter Stoffverbrauch der Entsorgungsoptionen

6.4.4. Emissionen der Entsorgungsoptionen - Zur Umweltbelastung

Die hier aufgeführten Emissionen sind ungewollte, umweltbelastende Stoffausträge. Solche sind nach den drei folgenden Umweltmedien zu differenzieren:

- **Luftemissionen:** Stoffe in der Luft wirken auf die Bereiche Klimaerwärmung, Versauerung, Bildung bodennahen Ozons sowie Zerstörung der bodenfernen Ozonschicht ein. Diese vier Luftemissionsbereiche werden zu einem Gesamtwert ‚Luftemissionen‘ zusammengefasst.
- **Wasseremissionen:** Verschiedenste Stoffeinträge beeinflussen natürliche Systeme über Abwässer und direkte Emissionen.
- **Bodenemissionen:** Abfälle zur Deponierung sind als Emissionen auf landschaftlichen Böden zu verstehen. Verständnis und Berechnung der Wirkungsgröße ‚Bodenemissionen‘ nach BASF sind ab Seite 55 detailliert dargelegt.

Die drei umweltmedienbezogenen Emissionen sind zu einer Gesamtkategorie ‚Emissionen‘ zusammenzuführen, deren Ergebnisse in Abbildung 29 vorweg dargestellt werden. Die Aggregation wird, wie im nachfolgenden Abschnitt skizziert, analog zur gesamten Umweltbelastung über Rechenfaktoren vorgenommen. Danach werden die Ergebnisse jedes Umweltmediums eingehend erläutert.

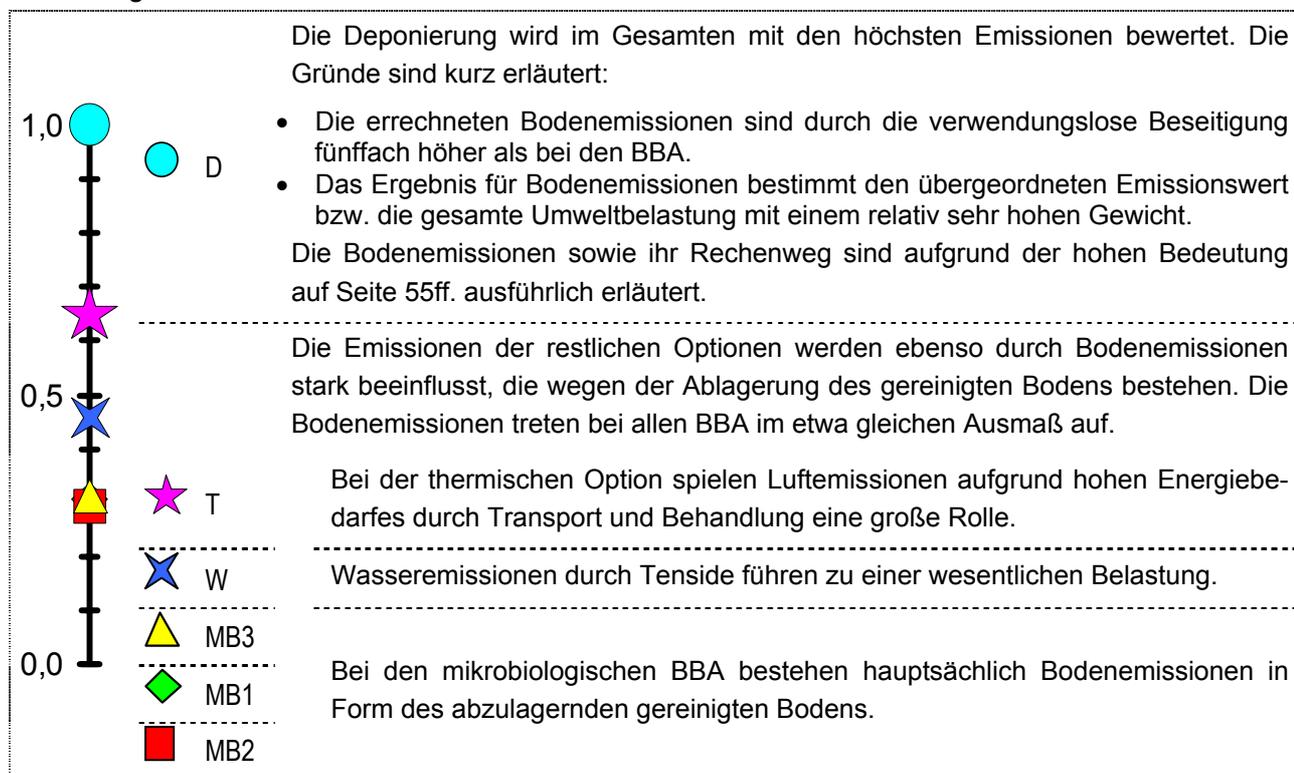


Abbildung 29: Normierte Emissionen der Entsorgungsoptionen

a. Rechenfaktoren der Emissionen

Luftemissionen auf Aggregationsstufe 1 sind in vier Bereiche aufgeteilt, die es für Stufe 2 zu vereinen gilt. Des Weiteren ist aus den drei umweltmedienbezogenen Emissionswerten der Stufe 2 ein gesamter Emissionswert der Stufe 3 zu erstellen. Dazu werden die Rechenfaktoren aus Abbildung 21 auf Seite 45 herangezogen. Für eine eingehende Erläuterung des Aggregationsschemas sei auf Seite 25 verwiesen.

In Umwandlungsstufe 2 der genannten Abbildung ist deutlich erkennbar, dass den Bodenemissionen die höchste Wichtigkeit beizumessen ist. Den Luftemissionen kommt die zweitgrößte Wichtigkeit zu. Emissionen in die Luft werden nach Aggregationsstufe 1 etwa zu einem Drittel dem GWP, POCP und AP zugeschrieben, während ODP vernachlässigbar klein ist. Die Abkür-

zungen sind im nachfolgenden Abschnitt eingehend beschrieben. Wasseremissionen haben nur einen geringen Effekt auf den aggregierten Emissionswert, da die normierten Wasseremissionsergebnisse nur mit einem relativ geringen Rechenfaktor eingehen.

b. Luftemissionen und deren Details als Unterbereiche der Emissionen

Die relevanten Luftemissionen GWP, POCP und AP bilden im Wesentlichen die Struktur des Energieverbrauches ab. So sind Diesel bzw. Heizöl die dominanten Quellen von Luftschadstoffen. Abgebaute MKW und Tenside sind der Rubrik ‚Diverses‘ als Kohlendioxidemissionen zugeordnet. Ozonabbauende Emissionen sind vernachlässigbar klein.

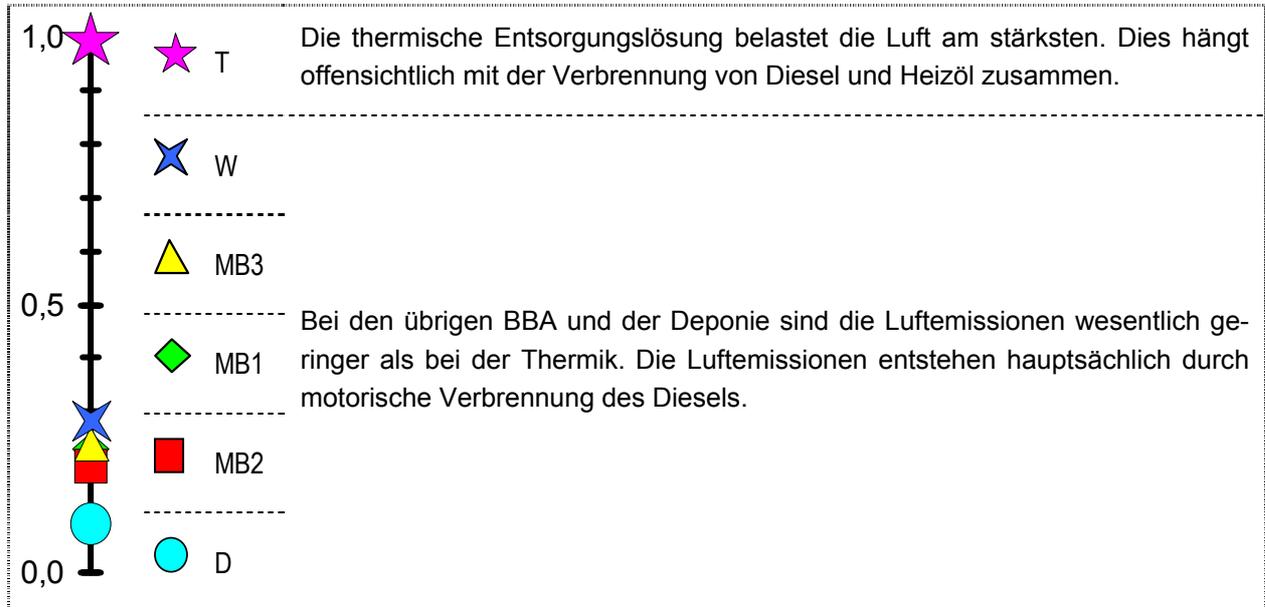


Abbildung 30: Zusammengefasste, normierte Luftemissionen der Entsorgungsoptionen

Die vier folgenden Luftemissionsbereiche wie auch ihre jeweilige Wirkungsabschätzung sind allgemein anerkannt.

b.a. Treibhauspotenzial (GWP)

Das Potenzial wird in der Regel aus den Luftemissionen Kohlendioxid, Methan, ‚Nicht-Methan flüchtige, organische Kohlenwasserstoffverbindungen‘ (NM-VOC) und Lachgas errechnet. Die aggregierte und mit entsprechenden Wirkungsfaktoren versehene Menge wird in Äquivalenten an Kohlendioxid ausgedrückt.

Durch diese Treibhausgase verbleibt mehr Wärmestrahlung, die aufgrund der Sonneneinstrahlung von der Erde abgegeben werden, in bodennaher Atmosphäre. Dem globalen Phänomen Klimaerwärmung wird zur Zeit hohe öffentliche Aufmerksamkeit entgegengebracht.

Das Treibhauspotenzial wird mit ‚GWP‘ für Global-Warming-Potential abgekürzt.

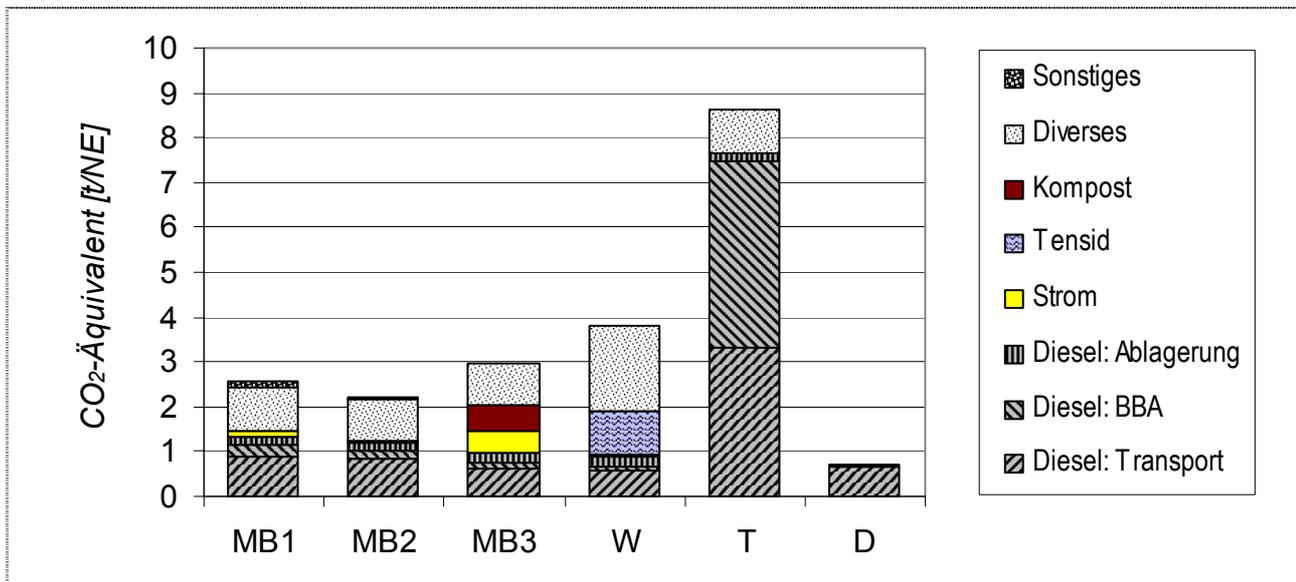


Abbildung 31: Treibhauspotenziale der Entsorgungsoptionen

Im Modul ‚Diverses‘ ist das Kohlendioxid aus ungenutzter, vollständiger Umsetzung der MKW und des Tensides enthalten.

b.b. Ozonzerstörungspotenzial (ODP)

Die Problematik des Ozonabbaus wurde ursprünglich durch fluorierte Chlorkohlenwasserstoffe (FCKW) populär. In der vorliegenden Studie werden NM-VOC zugrundegelegt, die in äquivalenter Menge zu FCKW dargestellt werden. Mit diesem Wert wird die globale, zerstörerische Einwirkung von bestimmten Luftemissionen auf die Ozonschicht in der höheren Atmosphäre ausgedrückt. Ein Abbau der Ozonschicht führt zum vermehrten Durchlass von energiereicher, ultravioletter Sonnenstrahlung.

Auswirkung auf Menschen sind beispielsweise Hautkrebs, Augenerkrankungen und Schwächung des Immunsystems.

Das Ozon-Depletion-Potential, kurz ‚ODP‘, ist gleich dem Ozonzerstörungspotenzial.

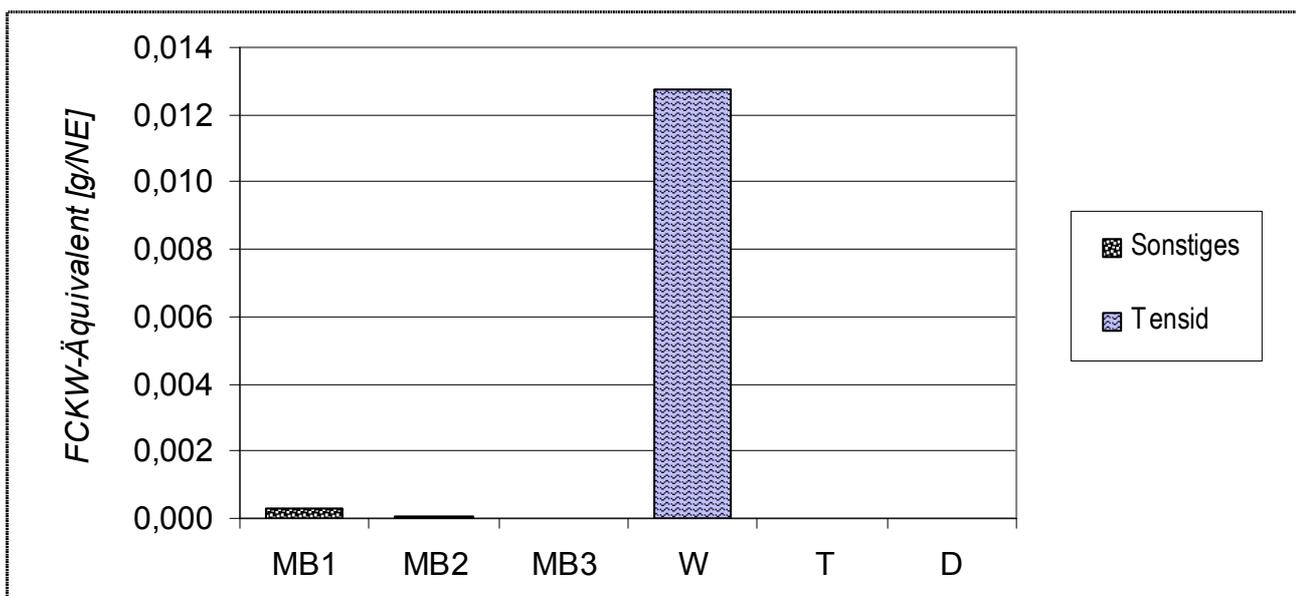


Abbildung 32: Ozonzerstörungspotenziale der Entsorgungsoptionen

b.c. Fotochemisches Ozonbildungspotenzial (POCP)

Die Bildung bodennahen Ozons wird vorrangig durch Sonneneinstrahlung in Verbindung mit KW in Form von Methan und Emissionen der Gruppe NM-VOC erhöht. Zusammengefasst sind die Schadstoffe im Ethen-Äquivalent.

Der übermäßige Effekt ist als ‚Sommermog‘ im öffentlichen Bewusstsein verankert. Sommermog wirkt sich beispielsweise in Atembeschwerden aus.

Das fotochemische Ozonbildungspotenzial ist im Englischen mit ‚Photochemical-Ozone-Creation-Potential‘ zu bezeichnen, kurz ‚POCP‘.

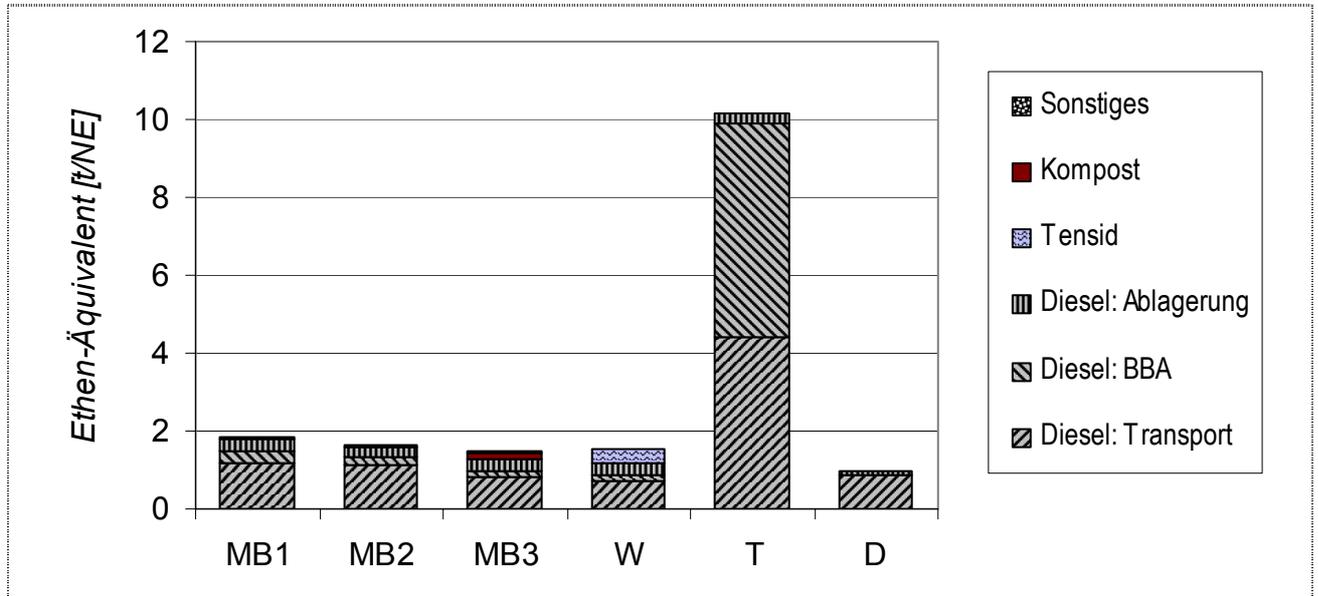


Abbildung 33: Fotochemische Ozonbildungspotenziale der Entsorgungsoptionen

b.d. Versauerungspotenzial (AP)

Der ‚Saure Regen‘ entsteht nach vorliegender Berechnung durch Schwefeloxide, Stickoxide, Ammoniak und chlorierte KW. Diese Schadstoffe werden im Schwefeldioxid-Äquivalent zusammengefasst.

Die oben genannten Emissionen versauern den Boden im regionalen Umfeld des Ausstoßes, was zum gemeinhin bekannten Waldsterben oder zu Gewässerschäden führt.

Das Acidification-Potential (AP) ist als Versauerungspotenzial zu verstehen.

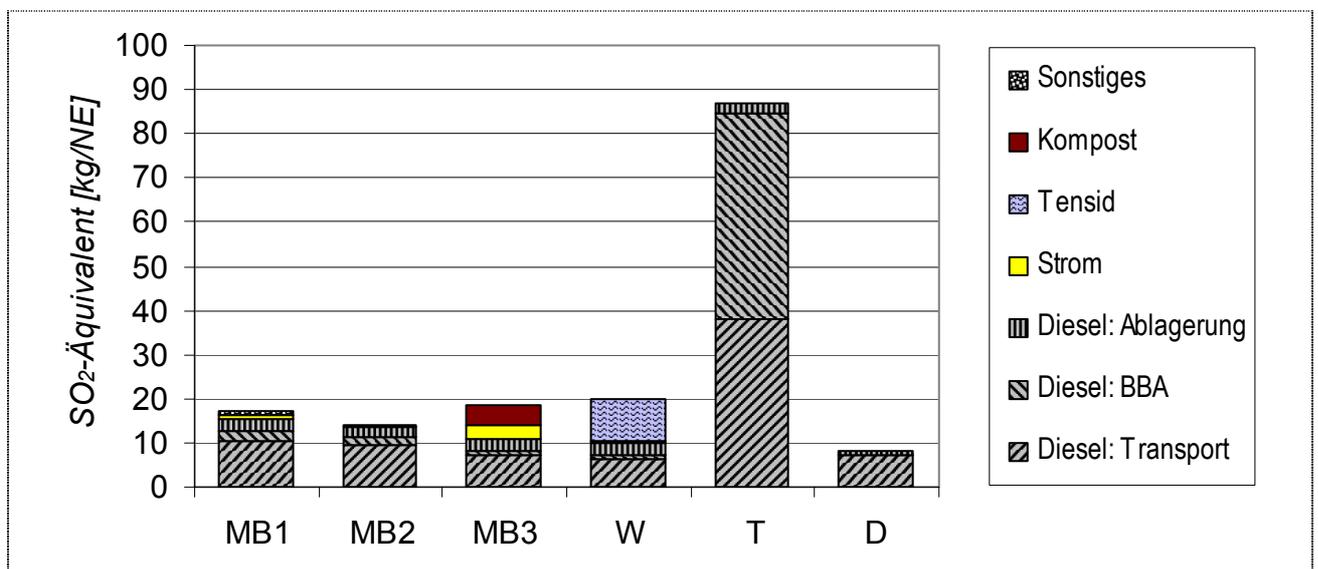


Abbildung 34: Versauerungspotenziale der Entsorgungsoptionen

c. Wasseremissionen als Unterbereich der Emissionen

Für die zahlreichen Emissionen in das Medium Wasser besteht noch kein allgemein anerkanntes Modell. Ersatzweise wird für jede einzelne Abwasseremission ein kritisches Volumen errechnet. Dieses Volumen an Wasser ist die theoretisch zuzugebende Frischwassermenge zur Einhaltung von schadstoffbezogenen Grenzwerten nach Einleiten definierter Schadstoffe. Als Bezugspunkt dienen dabei Vorschriften der Abwasserverordnung in Deutschland für verschiedene Schadstoffe. In diesen Grenzwerten sind Wirkungen im Wasser der einzelnen Schadstoffe berücksichtigt. Die Summe aller kritischen Volumina ist sodann das aggregierte Maß der Abwasseremissionen. Je höher das gesamte kritische Volumen, desto größer ist die Umweltbelastung.

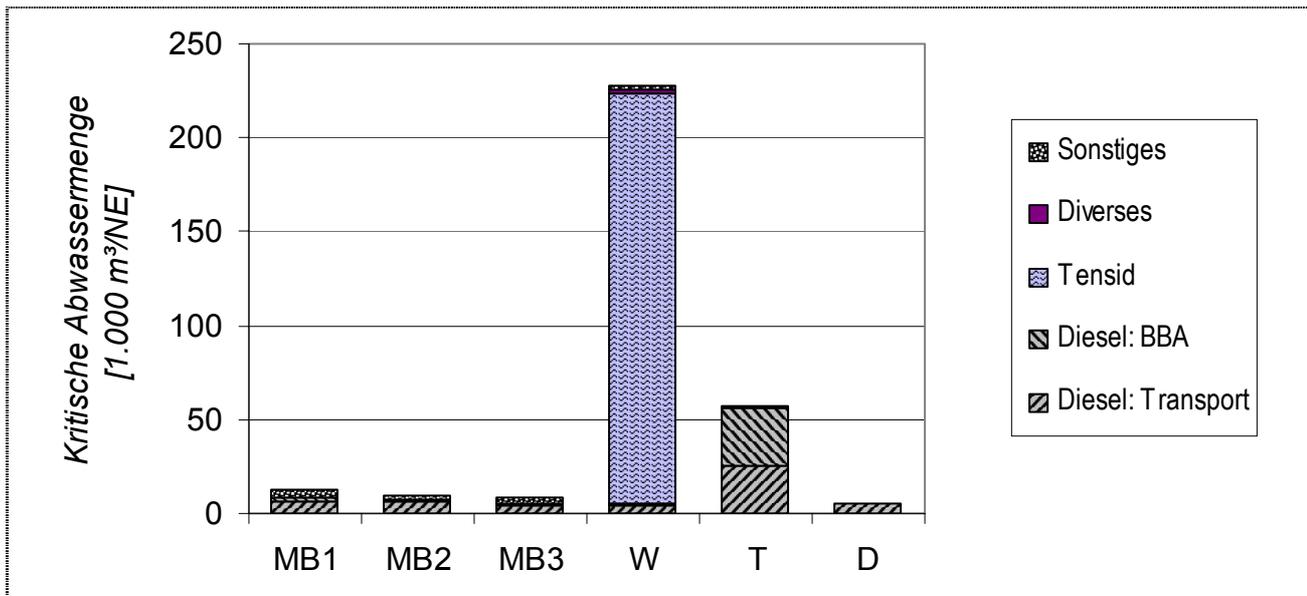


Abbildung 35: Wasseremissionen der Entsorgungsoptionen

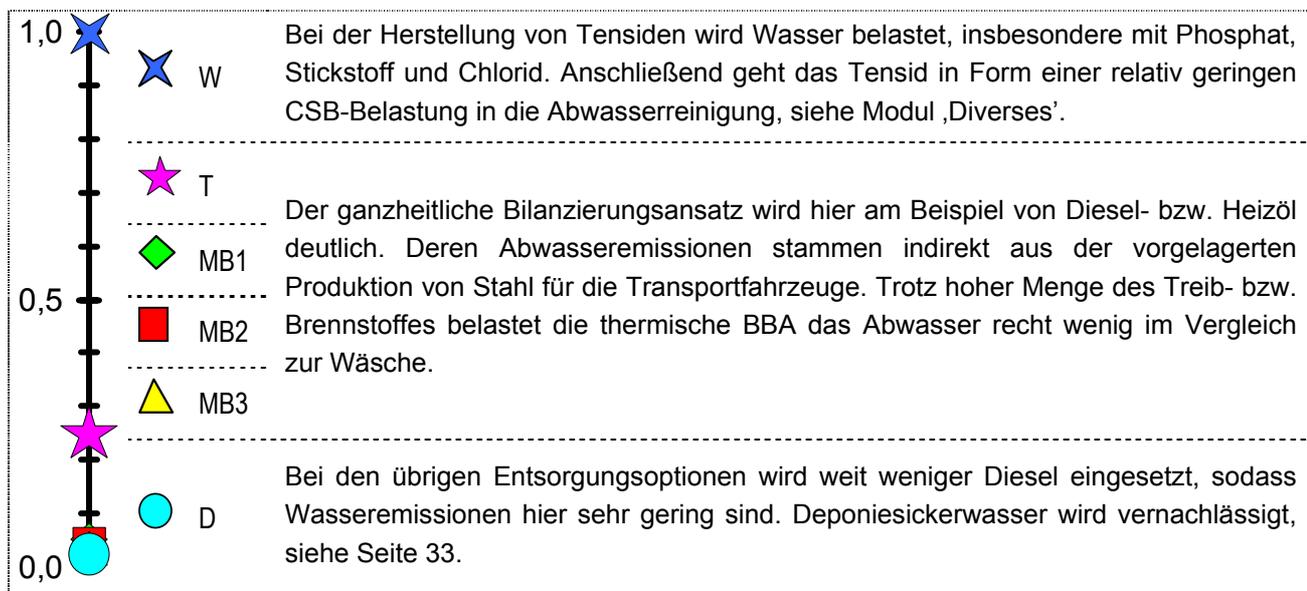


Abbildung 36: Normierte Wasseremissionen der Entsorgungsoptionen

d. Bodenemissionen als dominierender Unterbereich der Emissionen

Bodenemissionen erweisen sich bei der verwendungslosen Beseitigung als sehr kritisch für die Ergebnisse der hier durchgeführten Ökoeffizienz-Analyse. Aus diesem Grund soll dieser spezielle Aspekt hier eine tiefergehende Erläuterung finden. Nach der Klärung von ‚Bodenemissionen‘ folgen zunächst die normierten Einzelergebnisse. Dann wird die Bedeutung der gesellschaftlichen Wichtung kurz dargelegt. Im Anschluss wird der Relevanzberechnung auf der Grundlage von statistischen Daten, gesellschaftlichem Faktor und Relevanzfaktor besondere Aufmerksamkeit entgegengebracht. Der Exkurs zu den Bodenemissionen schließt mit offenen Fragen für die späteren Szenarien.

d.a. Bedeutung einer Bodenemission

Bodenemissionen sind in der Ökoeffizienz-Analyse gleichzusetzen mit Abfällen zur Deponierung. Diese werden sozusagen auf den ‚Boden emittiert‘. Von diesen Abfällen gehen auf Ablagerstätten negative Wirkungen aus durch

- potenziellen Schadstoffeintrag in Boden, Wasser und Luft,
- insbesondere langfristige Gefahren, die nachfolgenden Generationen aufgebürdet werden,
- technische Maßnahmen zur Verhinderung oder Verminderung solcher Einträge,
- begrenzten Deponieraum und knappe Standorte sowie
- dauerhaften Verbrauch von Material durch Ausschleusen aus einem Ressourcenkreislauf.

Darüber hinaus resultieren steigende Kosten zur Ablagerung aus den vorgenannten Gründen. Diese ökonomische Variable ist jedoch nicht in den ökologisch abgegrenzten Bodenemissionen zu berücksichtigen.

In der vorliegenden Studie spielen Bodenemissionen eine sehr große Bedeutung. Die komplexe Struktur von Abfällen sowie deren mögliche Einwirkungen auf die Umwelt sind zu vereinfachen. Infolgedessen wird das ursprüngliche Berechnungsschema der BASF auf die Deponierung mineralischer Abfälle abgestimmt.

d.b. Ausprägungen der Bodenemissionen bei verwendungsloser Beseitigung

Alle einzelnen Aspekte der oben aufgeführten Bodenemissionen treffen bei der verwendungslosen Beseitigung auf der HMD zu. Dazu ist in Abbildung 37 erkenntlich, dass Emissionen und langfristige Gefahren durch die MKW-Kontamination möglich sind. Ebenso werden technische Maßnahmen für die Sicherung der HMD sowie begrenzter Deponieraum benötigt. Auch wird der Boden verbraucht, d.h. dauerhaft einem Ressourcenkreislauf entzogen. Deshalb ist kein einziger Aspekt vernachlässigbar. Folglich sind die Bodenemissionen anzusetzen.

Aspekt der Bodenemission	Ausprägung	vernachlässigbar?		
		nein	evtl.	ja
• potenzielle Schadstoffeinträge:	möglich	✓		
• langfristige Gefahren:	möglich	✓		
• technische Maßnahmen:	notwendig	✓		
• begrenzter Deponieraum:	benötigt	✓		
• dauerhafter Verbrauch:	zutreffend	✓		

Abbildung 37: Ausprägung und Vernachlässigbarkeit von Aspekten der Bodenemissionen bei der verwendungslosen Beseitigung

d.c. Bodenemissionen der einzelnen Entsorgungsoptionen

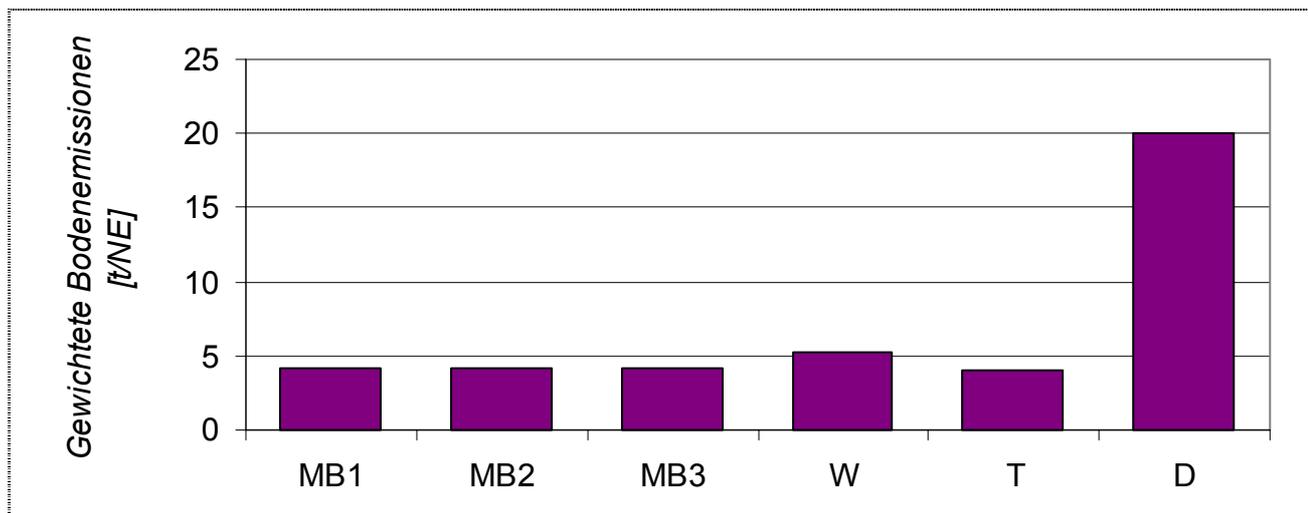


Abbildung 38: Bodenemissionen der Entsorgungsoptionen

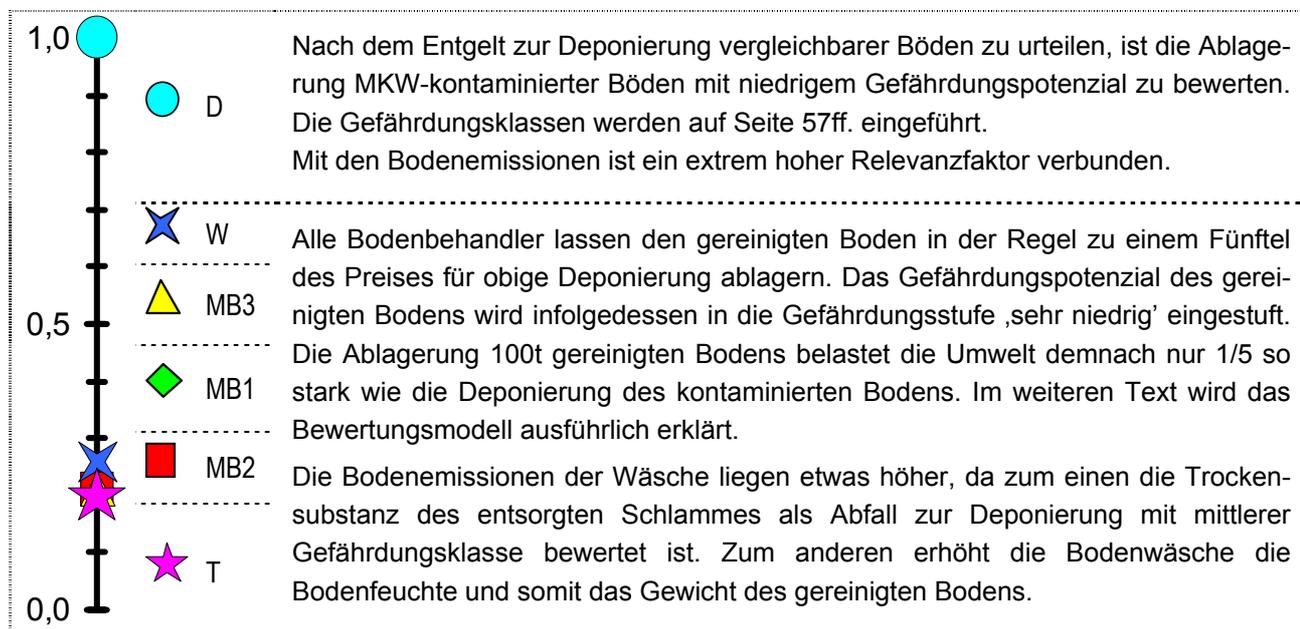


Abbildung 39: Normierte Bodenemissionen der Entsorgungsoptionen

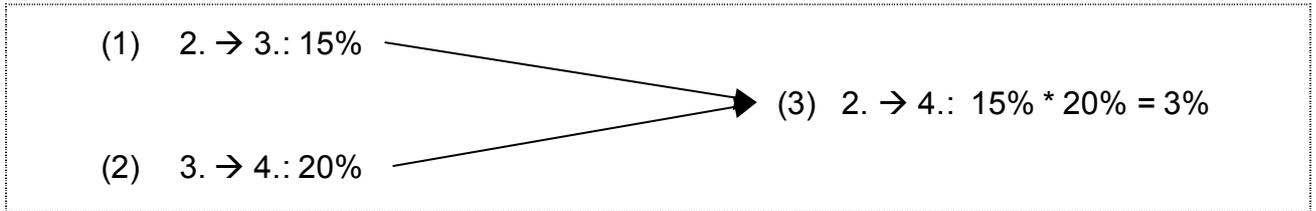
Der Rechenfaktor für Bodenemissionen soll aufgrund seiner hohen Bedeutung im Folgenden eingehend erläutert werden. Mit Hilfe des Rechenfaktors können ausufernde Bilanzierungen und schwer fassbare Wirkungsabschätzungen für Bodenemissionen überbrückt werden. Der Rechenfaktor ist das normierte Produkt aus Relevanzfaktor und gesellschaftlicher Bewertung. Das Vorgehen ist ab Seite 22 allgemein erklärt.

d.d. Gesellschaftlicher Wichtungsfaktor für Bodenemissionen

Der gesellschaftliche Faktor für Bodenemissionen ist auf allen Aggregationsstufen relativ klein, wie in Abbildung 11 auf Seite 27 ersichtlich. Eine detaillierte Darstellung verdeutlicht dies:

- Erstens tragen die Bodenemissionen der 2. Stufe nach gesellschaftlicher Einschätzung nur 15% zu den Gesamtemissionen auf der 3. Stufe bei (siehe Gleichung 4, Beitrag 1). Der Anteil der Luft- und Wasseremissionen beträgt hingegen 50% bzw. 35%.
- Zweitens ist die gesellschaftliche Bedeutung von Bodenemissionen bezogen auf die gesamte Umweltbelastung nochmals um ein Vielfaches kleiner. So wird in der öffentlichen Meinung den Emissionen der 3. Stufe eine Bedeutung von 20% an der gesamten Umweltbelastung der 4. Stufe zugemessen (siehe Gleichung 4, Beitrag 2). Die Kombination der beiden Beiträge ergibt einen rechneri-

schen Beitrag der Bodenemissionen zur gesamten Umweltbelastung in Höhe von lediglich 3% (Beitrag 3). Nach gesellschaftlicher Wertung bestimmen damit die Bodenemissionen die gesamte Umweltbelastung nur zu einem geringen Teil, nämlich 3%.



Gleichung 4: Beitrag der Bodenemissionen im gesellschaftlichen Wichtungsschema

d.e. Relevanzfaktor für Bodenemissionen

Demgegenüber ist der Relevanzfaktor für Abfall sehr hoch. Der Relevanzfaktor ist das Verhältnis von Bodenemissionen eines Kundennutzens zu den gesamten bundesdeutschen Bodenemissionen. Mit dem Faktor wird somit die Bedeutung von Entscheidungsfolgen an der bundesdeutschen Situation abgeschätzt. Die im Anhang in Tabelle 13 auf Seite 112 dargestellte Relevanz der Bodenemissionen ist verhältnismäßig hoch. Dies ist klar auf die vergleichsweise extrem hohen Mengen an Boden als Träger der Verunreinigungen zurückzuführen.

Aufbereitete statistische Daten über bundesdeutsche Deponierungsstrukturen sind Ausgangspunkt einer Relevanzberechnung. Die neuesten Daten liegen für 1998 vor, wie im Anhang ab Seite 115 aufgelistet, und sind nachfolgend in Tabelle 4 mit Hilfe von Experteneinschätzungen zusammengeführt. Die zugrundeliegenden Berechnungsformeln der Tabelle sind ebenfalls an der angebebenen Stelle im Anhang enthalten. Die Mengen sind nach Entsorgungswirtschaft und betrieblicher Eigenentsorgung aufgeteilt. Entsorgungswirtschaftliche Deponierung ist nach vorliegender Datenlage am weitesten differenzierbar. Deponierte Abfälle werden ähnlich dem BASF-Schema vier Gefährdungsstufen zugewiesen, die in Tabelle 4 auf der rechten Seite angeordnet sind. Mineralische Abfälle werden in der Regel den jeweils niedrigeren Gefährdungspotenzialen zugeordnet. Mangels Details wird die betriebliche Eigenablagerung von bÜA hohen Gefährdungspotenzials analog Entsorgungswirtschaft mit 20% angenommen. Anzumerken ist hier die geringe Empfindlichkeit des Gesamtergebnisses im Portfolio von ebendieser Annahme.

Deponie	Abfallbezeichnung	Abfallmenge [Mio. t]			
		nach Statistik	nach Gefährdungspotenzial	gewichtet	
		Zuweisung	Wichtung		
Entsorgungswirtschaft	Sonderabfall	(01) 314 Sonstige feste mineralische Abfälle	1,25	hoch: x 2,5	1,4 → 3,5
		(02) Sonstige Abfälle	0,35		
	Hausmüll (TaSi II und Alt)	(03) 99 Andere Siedlungsabfälle	17,4	mittel: x 1	42,2 → 42,2
		(04) 314 Sonstige feste mineralische Abfälle	15,9		
		(05) Sonstige Abfälle	3,40		
	Bauschutt (TaSi I und Mono)	(06) 314 Sonstige feste mineralische Abfälle	6,35	niedrig: x 5	85,2 → 17,0
		(07) Sonstige Abfälle	0,45		
	Bergbau, Abbaustätten*	(08) 314 Sonstige feste mineralische Abfälle	71,2	sehr niedrig: x 1/25	71,2 → 2,8
		(09) 313 Aschen, Schlacken und Stäube aus der Verbrennung	6,2		
		(10) Sonstige Abfälle	58,0		
	Oberirdisch	(11) 31 Abfälle mineralischen Ursprungs, büA	2,50	Summe: 65,6	
		(12) Sonstige büA	0,70		
Betriebliche Deponierung	(13) 313 Aschen, Schlacken und Stäube aus der Verbrennung**	5,59			
	(14) 314 Sonstige feste mineralische Abfälle**	4,48			
	(15) Sonstige Abfälle**	5,89			
	(16) Sonstige büA***	0,34			

*: Daten aus 1997

** : abzüglich Anteilen von 80% der 1,7 Mio. t büA

***: 20% von 1,7 Mio. t büA

Eigene Berechnungen und Darstellung aus Datenquellen: siehe im Anhang auf Seite 115

Tabelle 4: Abfallstruktur 1998 in Deutschland und Berechnung des gewichteten Abfalls

Jeder Gefährdungsklasse wird ein Faktor zugeordnet, der sich in Anlehnung an die abgeschätzten, durchschnittlichen Deponierungsentgelte bemisst. Das Verhältnis der Klassen untereinander gestaltet sich dann wie folgt:

- Sehr niedrig → niedrig: 4 Euro gegenüber 20 Euro ergibt Faktor 5
- Niedrig → mittel: von 20 Euro zu 100 Euro entspricht einer Verfünffachung
- Mittel → hoch: der Faktor von 100 Euro zu 250 Euro ist 2,5

Die obigen Faktoren sind aus Gründen der Anschaulichkeit auf die mittlere Gefährdungsklasse zu beziehen, die typischerweise Siedlungsabfälle enthält. So folgen die Wichtungsfaktoren:

- Hoch: 2,5
- Mittel: 1
- Niedrig: 1/5
- Sehr niedrig: 1/25

Die bundesdeutschen Bodenemissionen sind über alle Gefährdungsklassen mit den entsprechenden Wichtungsfaktoren zu multiplizieren. Die Summe daraus ist die gewichtete, gesamte Bodenemission Deutschlands als Siedlungsabfalläquivalent, das 1998 knapp 66 Mio. t betrug.

Die verschiedentlich klassifizierten Bodenemissionen jeder Entsorgungsoption sind in gleicher Weise zu aggregieren. Daraus resultiert für jede Option die jeweilige, gewichtete gesamte

Bodenemission. Diese ergibt im Verhältnis zum bundesdeutschen Wert den jeweiligen Relevanzfaktor. Der größte Relevanzfaktor über alle Entsorgungsoptionen ist bei der Deponie festzustellen. Dieser maximale Relevanzfaktor geht im Folgenden, multipliziert mit dem gesellschaftlichen Wichtungsfaktor, in den Rechenfaktor ein.

Bei Ermittlung des Relevanzfaktors zeigt sich, dass in der vorliegenden, entsorgungswirtschaftlichen Ökoeffizienz-Analyse die Abfallablagerung mit einem hohen Faktor belegt wird. In Kombination mit einem relativ zu Wasser- und Luftemissionen geringen gesellschaftlichen Wichtungsfaktor ergibt sich dennoch ein insgesamt relativ hoher Rechenfaktor. Bei der BASF bestehen ähnliche Erfahrungen mit anderen Ökoeffizienz-Analysen zu Entsorgungsthemen, beispielsweise zur Restmüllentsorgung [48: 89f., XXXI f.]. Dort ergibt sich ebenso, dass im BASF-Modell richtigerweise immer jeweils die Umweltbelastung höher bewertet wird, die für den betrachteten Fall auch die bedeutendere ist.

d.f. Offene Fragen zu Bodenemissionen

Die Berechnung der gewichteten Bodenemissionen sowie deren Rechenwert sind sicherlich kritisch zu durchleuchten. Es stellen sich die Fragen, ob

- die Kosten ein ungefähres Maß für die Abfall-Gefährdungsklassen darstellen,
- die Einordnung der Abfälle in Gefährdungsklassen allgemeine Zustimmung findet,
- die fortschreitende Verminderung der Abfallströme zur Beseitigung einen überhöhten Relevanzfaktor nach sich zieht und verbunden damit
- der gesellschaftliche Wichtungsfaktor neu ermittelt werden muss sowie
- der Einfluss von Bodenemissionen in weiteren Szenarien anders gestaltet werden muss
- bzw. die Bodenemissionen durch eine alternative Bewertung ersetzt werden können.

Die beiden ersten Fragen können erst durch weitere Diskussionen nach Erscheinen der Studie geklärt werden. Dennoch ist darauf hinzuweisen, dass eine Modifikation des Rechenschemas wahrscheinlich keine kritischen Änderungen der Studienergebnisse befürchten lässt. Dies ist auf das allgemein hohe Mengenniveau und die statistisch begründete Aggregation in der Ökoeffizienz-Analyse zurückzuführen.

Gleichsam ist die Stabilität der Ergebnisse der Ökoeffizienz-Analyse für die beiden offenen Fragen zu Relevanz- und zu gesellschaftlichem Wichtungsfaktor auf Seite 76f. ausführlicher begründet.

Überdies wird die abweichende Gestaltung oder Bewertung von Bodenemissionen ausgiebig im gesamten Abschnitt 7.7 ab Seite 76 behandelt.

6.4.5. Flächenbedarf der Entsorgungsoptionen - Zur Umweltbelastung

Deutschland ist ein dichtbesiedelter Raum, dessen Flächenbedarf stetig fortschreitet. Daher ist der Flächenbedarf durch die definierten Entsorgungsoptionen ebenfalls zu ermitteln. Je nach Nutzung ist ein Versiegelungsgrad der Fläche zu beobachten. Je höher und irreversibler eine Versiegelung, desto größer die Wichtung. Damit ist der gewichtete Flächenbedarf jeder Entsorgungsoption zu ermitteln.

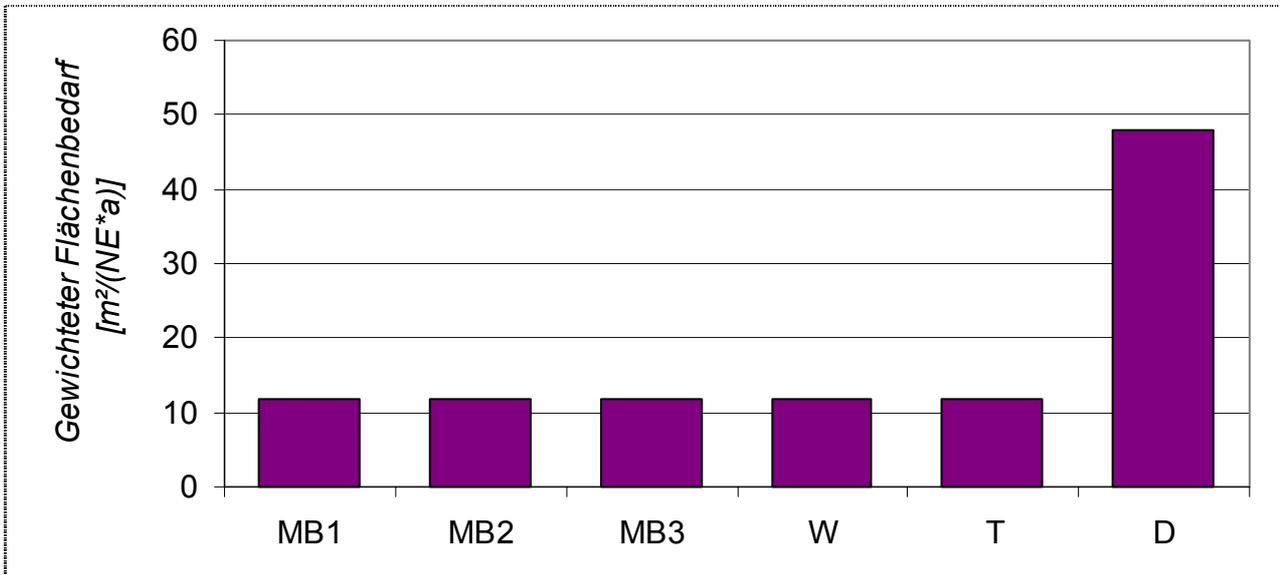


Abbildung 40: Flächenbedarf der Entsorgungsoptionen

Der Flächenbedarf wird nur für die Ablagerung berechnet. Darunter ist beispielsweise die rekultivierende Verfüllung von Kies- und Sandgruben oder Basaltbrüchen mit den in BBA gereinigten Böden zu verstehen. Bei der Entsorgungsoption Deponierung wird bekanntlich eine HMD zugrundegelegt. In allen Fällen entstehen Ablagerungen, die zwar relativ mächtig sein können aber verhältnismäßig wenig Grundfläche benötigen. So ist der Flächenbedarf pro Nutzeneinheit sehr klein, gemessen an der bundesdeutschen Flächennutzung. Der Flächenbedarf ist im Endergebnis zur Umweltbelastung vernachlässigbar klein.

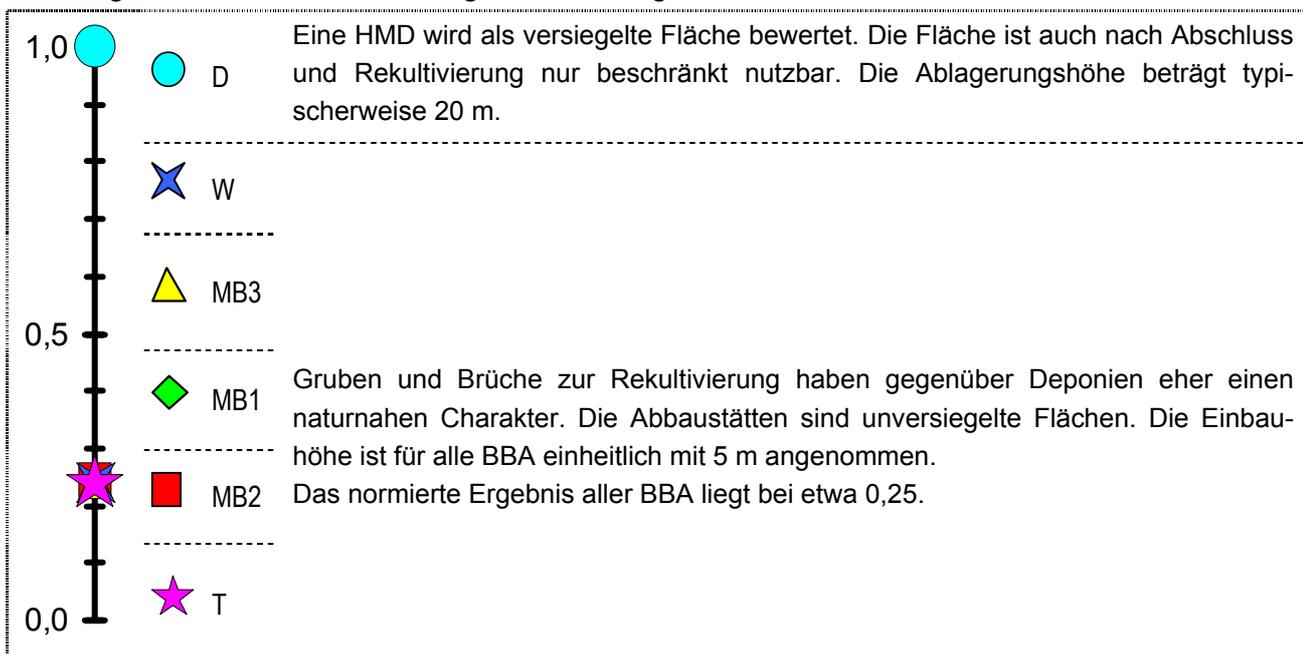


Abbildung 41: Normierter Flächenbedarf der Entsorgungsoptionen und zugehörige Erläuterungen

6.4.6. Toxizitätspotenziale der Entsorgungsoptionen - Zur Umweltbelastung

Unter dem Toxizitätspotenzial ist die mögliche Gefährdung der menschlichen Gesundheit durch Stoffe zu verstehen. Potenzielle toxische Wirkungen eines Stoffes werden über seinen gesamten Lebensweg betrachtet. Der Lebensweg beginnt bei der Herstellung eines Stoffes, führt über seine Anwendung und endet bei der Entsorgung. Die Anwendung dominiert die Potenzialberechnung mit einem Wichtungsfaktor von 50%. Darauf folgt die Entsorgung mit 30% und die Herstellung mit 20%.

a. Bewertungsmodell zur Abschätzung des Toxizitätspotenzials

Die toxische Einordnung wird aufgrund von R-Sätzen vorgenommen. Zu dieser Einordnung tritt eine errechnete Exposition hinzu, die aus Dampfdruck und Abgeschlossenheit des Systems abgeschätzt wird. Die Zuordnungen zur Bewertung sind in Tabelle 5 ersichtlich. Die Menge eines Stoffes ist mit einem Wert, der sich aus dem R-Satz und der Exposition ergibt, zu wichten. Daraus folgt die Gesundheitsgefahr, die in der Einheit ‚Bewertungspunkte‘ angegeben wird. Das Rechenschema ist in der Literatur ausführlich beschrieben [28]. Die gegenwärtige Bewertungspraxis nach BASF weicht von der publizierten Methodenbeschreibung leicht ab, indem die Ermittlung der Risikoexposition auf die beiden Komponenten ‚System‘ und ‚Verdampfungsdruck‘ reduziert wird. Dies geschieht gemäß des ‚Technical Guidance Documents‘ der Europäischen Union und allgemeinen Vorschriften zur Risiko-Bewertung.

Stoff	Relevante R-Sätze	System			Dampfdruck		
		Geschl.	Halboffen	Offen	Niedrig	Mittel	Hoch
Diesel: Transporte, Einbau	23 / 25 (giftig beim Einatmen / Verschlucken)	H	A, E			H, A, E	
Diesel: Behandlung	Einatmen / Verschlucken)	H, A*	A**			H, A	
MKW als Schadstoff			A, E			A, E	
Düngemittel	***	H		A	H, A		
Nährmittel	***	H		A		H, A	
Tensid	41**** (Gefahr ernster Augenschäden)	H		A		H, A	

H: Herstellungsphase

A: Anwendungsphase

E: Entsorgungsphase

*: nur Thermik

** : alle außer Thermik

***: Gefährdung nur in der Herstellung

****: alternativ: 36, 37, 38 (Reizung der Augen, Atmungsorganen und Haut)

Tabelle 5: Bewertungsausprägungen zum Toxizitätspotenzial

b. Bewertungen zur Toxizität während der drei Lebenswegphasen

Die oben angegebenen R-Sätze gelten lediglich für die beiden Lebenswegphasen Anwendung und Ablagerung. Die Ergebnisse der Phasen sind beginnend mit der Herstellungsphase nachfolgend aufgeführt.

b.a. Die Lebenswegphase ‚Herstellung‘ im Bewertungsmodell zum Toxizitätspotenzial

In Abbildung 42 werden die einzelnen Toxizitätspotenziale während der Herstellungsphase ersichtlich, deren normierte Ergebnisse mit 20% in die gesamte Toxizitätsbewertung eingehen. Der hohe Treib- und Brennstoffverbrauch der thermischen BBA wirkt sich in dieser Phase relativ stark aus. Im Falle der Wäsche nimmt die Herstellung von Tensiden einen erheblichen Anteil am Toxizitätspotenzial an.

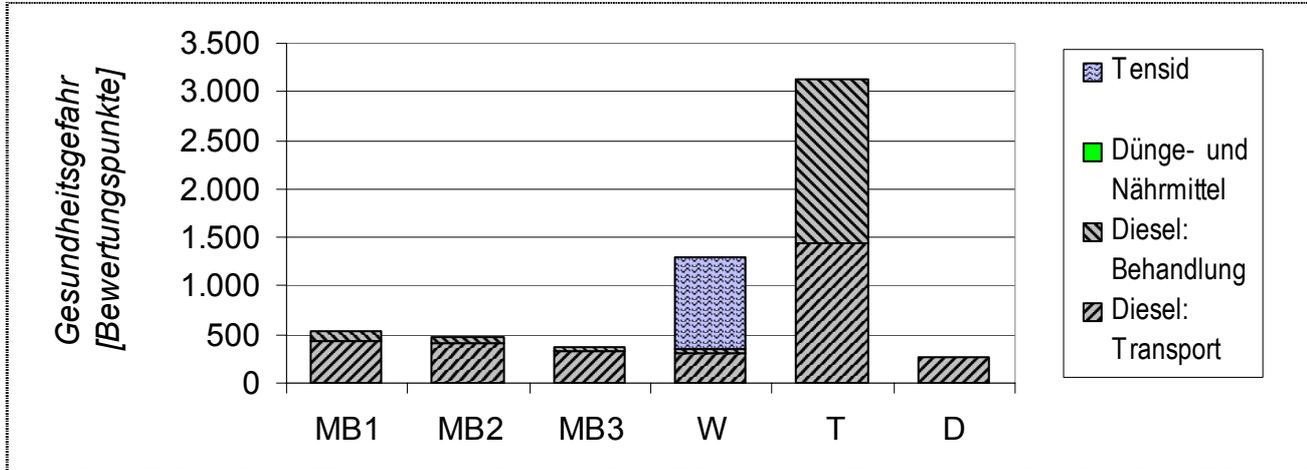


Abbildung 42: Toxizitätspotenziale der Entsorgungsoptionen während der Lebenswegphase ‚Herstellung‘

b.b. Die Lebenswegphase ‚Anwendung‘ im Bewertungsmodell zum Toxizitätspotenzial

Die Anwendung von Stoffen nimmt mit 50% die höchste Gewichtung unter allen Lebensphasen ein. Die zugehörigen Ergebnisse sind in Abbildung 43 aufgezeichnet. Die potenziellen Gefahren durch Tenside bestimmen dabei das relativ schlechte Abschneiden des Waschverfahrens.

Bei Behandlungsverfahren könnten Menschen den MKW-Schadstoffen im Boden ausgesetzt sein. Das toxische Potenzial dieser Schadstoffe ist aufgrund fehlenden Benzols laut Kundennutzen nur mit R 23 anzusetzen. Nach Auskunft des LfUGs sind erst Konzentrationen oberhalb 0,1 Massen-% relevant, das sind 1000 mg/kg.

Im Übrigen haben die Gefährdungen durch Diesel für Transport zu BBA und zu den Ablagerstätten einen relativ geringen Einfluss. Betankungsvorgängen von Fahrzeugen wird eine höhere spezifische Gefährlichkeit unterstellt als dem Auffüllen des Tankes der thermischen BBA.

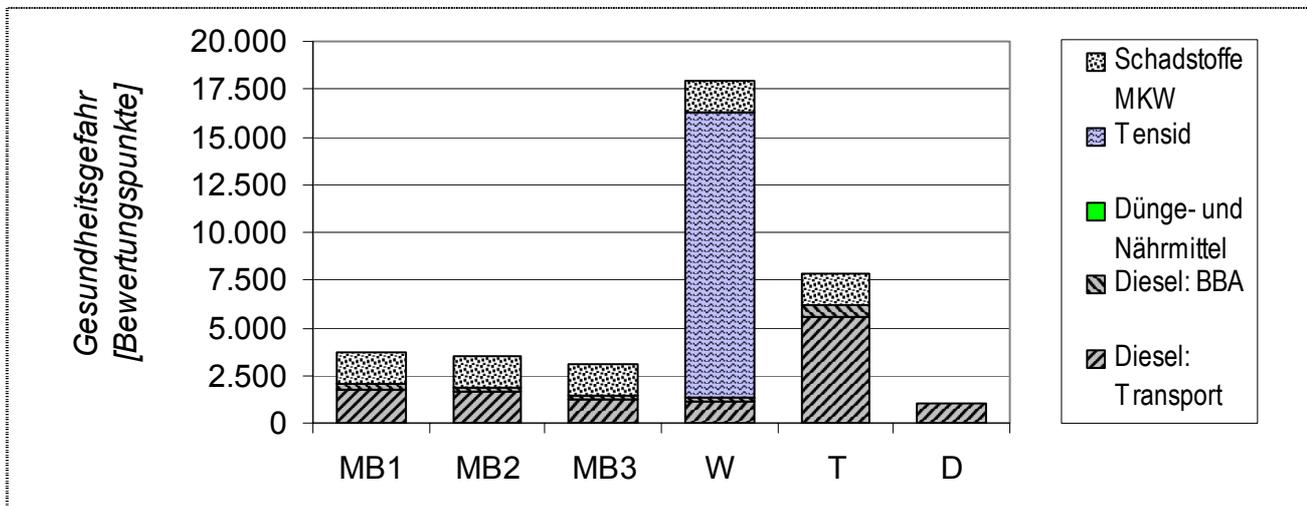


Abbildung 43: Toxizitätspotenziale der Entsorgungsoptionen während der Lebenswegphase ‚Anwendung‘

b.c. Die Lebenswegphase ‚Ablagerung‘ im Bewertungsmodell zum Toxizitätspotenzial

Die Phase ‚Ablagerung‘ entspricht dem letzten Abschnitt eines Lebensweges, also der Entsorgung. Das maximale normierte Ergebnis, wie in Abbildung 44 ersichtlich, weist die Deponierung wegen der MKW im Boden auf. Dieses Ergebnis geht mit einer Gewichtung von 30% in die gesamte Toxizitätsbewertung ein. Die im gereinigten Boden verbleibende MKW aus BBA liegt in einer Konzentration unterhalb des Sanierungszielwertes von 300 mg/kg TS vor. Auch für diese niedrige Konzentration ist nach LfUG keine Gefährdung mehr anzusetzen.

Der zum Einbau notwendige Diesel ist für das Toxizitätspotenzial fast zu vernachlässigen. Die phasenweise Bewertung des Toxizitätspotenzials kann das ökologische Gesamtergebnis der Deponie zu einem gewissen Maß beeinflussen. In einem Szenario auf Seite 73 ist der Einfluss der Phasenabgrenzung auf das Ergebnis im Ökoeffizienz-Portfolio simuliert.

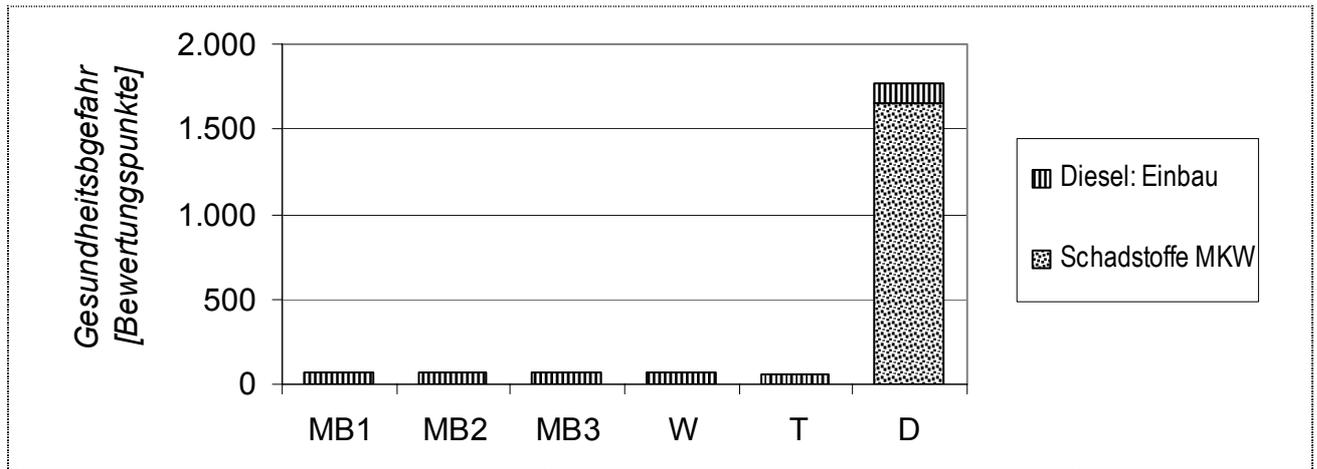


Abbildung 44: Toxizitätspotenziale der Entsorgungsoptionen während der Lebenswegphase ‚Ablagerung‘

c. Normierte Ergebnisse des Toxizitätspotenzials der Entsorgungsoptionen

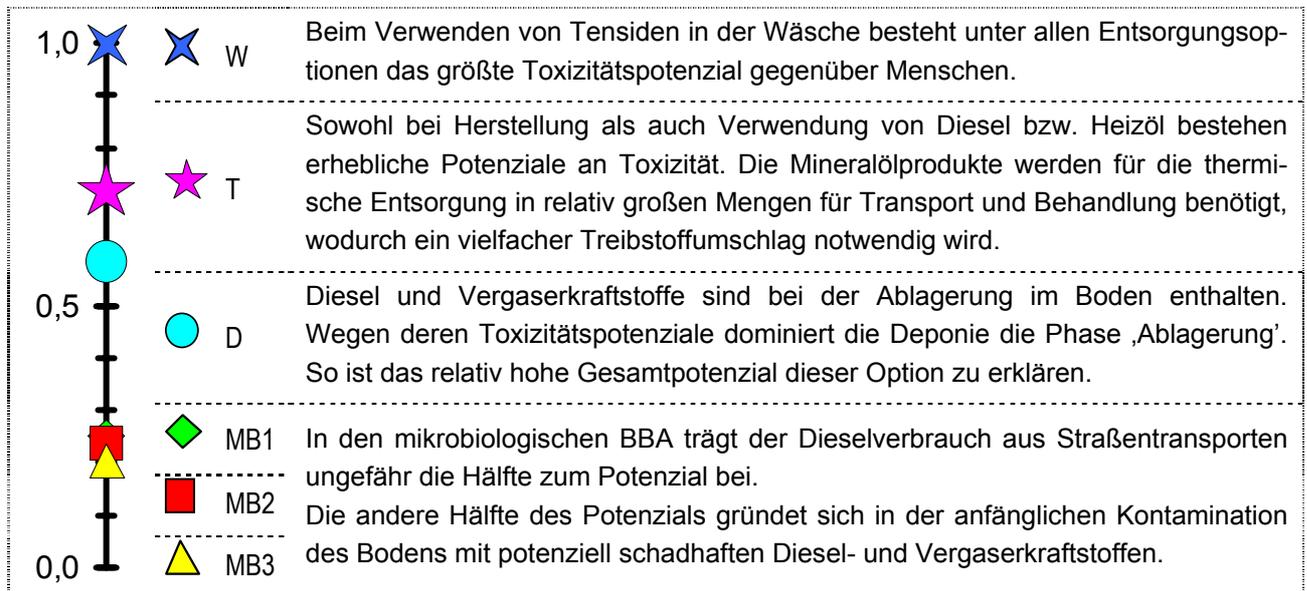


Abbildung 45: Normierte Toxizitätspotenziale der Entsorgungsoptionen und zugehörige Erläuterungen

6.4.7. Risikopotenziale der Entsorgungsoptionen - Zur Umweltbelastung

Das Risikopotenzial umfasst Risiken im Sinne einer weiteren Umweltbelastung. Die Risikobewertung wurde im vereinfachten ‚Expertjudgement-Verfahren‘ vom Verfasser, der BASF und der SAM festgelegt. Dabei wurden die Schwere der Ereignisse und deren Eintrittswahrscheinlichkeiten bereits miteinander verknüpft ermittelt. Das so gewonnene Risiko wird in der Einheit ‚Bewertungspunkte‘ dargestellt.

a. Kriterien und Methode zur Ermittlung des Risikopotenzials

Folgende fünf Risikobereiche konnten identifiziert und konkretisiert werden

- Belastung durch Straßenverkehr (die Gewichtung dieses Bereiches beträgt 30%): Fahrten im Straßenverkehr sind mit Unfallgefahren, Beschädigung der Fahrbahnen, Lärm etc. verbunden. Es soll verdeutlicht werden, dass Transportentfernungen eine wesentliche Rolle für die Belastung von Mensch und Umwelt spielen.
- Abnahmeunsicherheit (40%): Entsorgungsoptionen sollen mindestens mittel- bis langfristig verfügbar sein, das wären sicherlich mehr als drei Jahre. Damit sollen stabile und verlässliche Entsorgungswege aufgebaut sowie Investitionssicherheiten gewährleistet sein.
- Belastung durch Änderung des Status Quo (30%): Eine konsequente Umgestaltung der derzeitigen Entsorgungspraxis brächte erhebliche Änderungen mit sich. Aus eventuell notwendigen Neu- und Erweiterungsinvestitionen entstünden Umweltbelastungen.

b. Ergebnisse der Risikoabschätzung

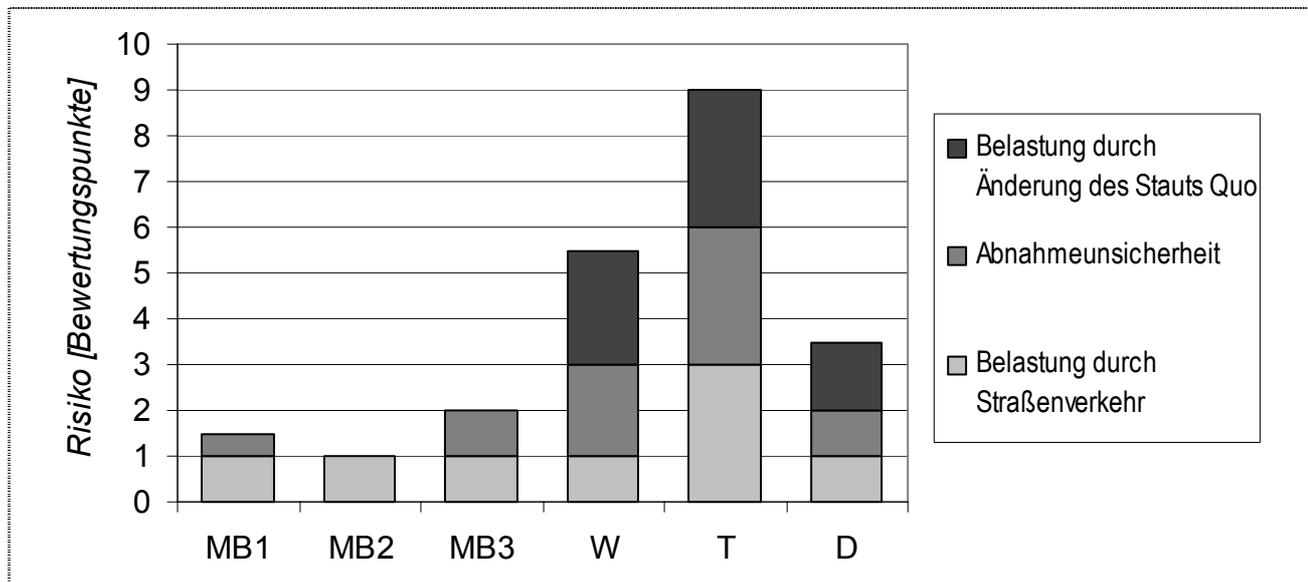


Abbildung 46: Risikopotenziale der Entsorgungsoptionen

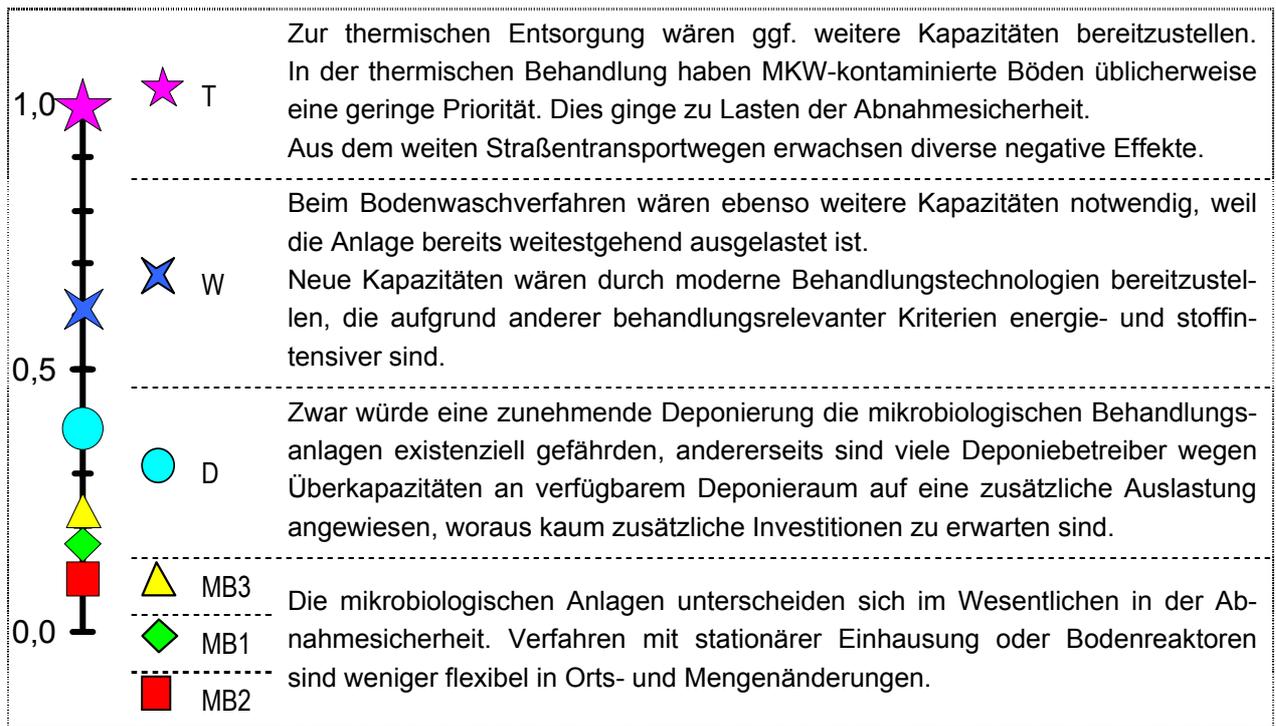


Abbildung 47: Aggregierte, normierte Risikopotenziale der Entsorgungsoptionen und zugehörige Erläuterungen

6.5. Datengüte zu ökobilanziellen Strömen und zu Kosten

In Tabelle 6 sind alle für die Ökoeffizienz-Analyse bedeutsamen Parameter hinsichtlich ihres Bezuges auf die Analyse, der ökologischen und ökonomischen Dimension, ihrer Daten- oder Methodenherkunft, Jahr, Abbildungsqualität und geographischen oder technischen Gültigkeit aufgeführt. Insgesamt ist die Datengüte ausreichend genug, sodass sich die unvermeidlichen Fehler innerhalb eines vertretbaren Rahmens bewegen. Signifikante Auswirkungen auf die wesentlichen Befunde der Ökoeffizienz-Analyse sind somit nicht zu erwarten, wie im nachfolgenden Kapitel teils mit Hilfe von Szenarien zu zeigen ist.

Bezug	Dimension	Herkunft	Jahr	Qualität	Gültigkeit
Bodenbehandlung	Ökologie	Betriebsangaben	2002	Hoch bis sehr hoch	Anlage
	Ökonomie	MB1, MB2, W: Betreiberangaben	2002	Sehr hoch	Deutschland
		MB3, T: qualifizierte Schätzung	2002	Hoch	Deutschland
		Literaturangaben	1999	Hoch	Deutschland
Deponierung	Ökologie	Einzelne Betriebsangaben	2002	Hoch	Deutschland
		Befragung	2002	Mittel bis hoch	Rheinland-Pfalz
		Literaturangaben	2001	Mittel	Deutschland
	Ökonomie	Einzelne Betriebsangaben	2002	Hoch	Rheinland-Pfalz
		Befragung	2002	Hoch	Rheinland-Pfalz
Straßentransporte	Ökologie	Eigene Auswertungen	2002	Hoch	Rheinland-Pfalz
		Literaturangaben	1999	Hoch	Deutschland
	Ökonomie	Betreiberangaben einer BBA	2002	Mittel bis hoch	Deutschland
Toxizitätspotenzial	Ökologie	Methode	2002	Hoch	Global
		Abschätzung	2002	Hoch	Entsorgungsoptionen
Risikopotenzial	Ökologie	Methode	2002	Hoch	Global
		Abschätzung	2002	Mittel	Entsorgungsoptionen
Diesel: Transport	Ökologie	Modul 1268 in ‚Boustead‘	1999	Hoch	Deutschland
Diesel: Behandlung					
Diesel: Entsorgung					
Elektrischer Strom					

Bezug	Dimension	Herkunft	Jahr	Qualität	Gültigkeit
Tensid ⁹		Modul 8189 in ‚Boustead‘	2000	Mittel bis hoch	Europa
Kompost		eigene Abschätzung aus Umweltberichten [3 / 4]	1998	Mittel bis hoch	Fertigkompost, Firma Biokomp
Daten zur Relevanzberechnung	Ökologie	- Statistisches Jahrbuch 2000 [52] - Daten zur Umwelt 2001 [56] - Umweltdaten Deutschland 2002 [55] - Umweltökonomische Gesamtrechnungen 2001 [51] - u.a.	2000	Hoch	Deutschland
		- Fachserie 19, Reihe 1	1998		

Sehr hoch: aus erster Hand, z.B. Betriebsangaben (Messwerte)

Hoch: Studien und qualifizierte Literaturangaben

Mittel: qualifizierte Schätzwerte, z.B. Betriebsangaben (Schätzwerte), Expertenschätzungen

‚Boustead‘ ist die Software zur Ökobilanzierung wie Sie bei der BASF eingesetzt und gepflegt wird. Es wurden nur die wichtigsten Module angeführt.

Tabelle 6: Datengüte zu ökobilanziellen Strömen und zu Kosten

⁹ Dieses ist ein durchschnittliches Tensid zum Waschen von Textilien mit relativ geringen ökobilanziellen Einwirkungen

7. **Ergebnisse der Szenarien im Ökoeffizienz-Portfolio**

In Szenarien werden Varianten der ökologischen und ökonomischen Bewertung der Entsorgungsoptionen aufgestellt und in einem Ökoeffizienz-Portfolio dargestellt. Aus Gründen der Übersichtlichkeit erscheinen manche Entsorgungsoptionen nicht im Portfolio, wenngleich sie stets mitgerechnet sind.

Zunächst werden die Transportentfernungen in einem Szenario variiert. Anschließend sind die Szenarien nach den Entsorgungsoptionen Mikrobiologie, Wäsche, Thermik und Deponierung geordnet. Darauf folgen die beiden Umweltbereiche Risiko- und Toxizitätspotenzial sowie zahlreiche Szenarien zur Deponierung und zu den Bodenemissionen:

- Szenario ‚Varianten der Transportentfernungen‘ 68
- Szenario ‚Varianten der Mikrobiologie‘ 69
- Szenario ‚Varianten der Wäsche‘ 71
- Szenario ‚Varianten der Thermik‘ 72
- Szenario ‚Varianten des Toxizitätspotenzials‘ 73
- Szenario ‚Varianten des Risikopotenzials‘ 74
- Szenarien zur ‚Deponierung‘ sowie zu ‚Bodenemissionen‘ 76
- Szenario ‚Mikrobiologische Sanierung kombiniert mit deponietechnischer Verwendung‘ 85

Manchen Varianten liegen extreme Annahmen zugrunde, um das maximale Variationspotenzial deutlich aufzuzeigen. Dabei sind Werte zwischen dem Ausgangspunkt, das ist zumeist der Base-Case, und dem Extremwert in der Regel durch eine lineare Interpolation grob abzuschätzen.

7.1. **Szenario ‚Varianten der Transportentfernungen‘**

Von hohem Interesse ist, inwieweit eine niedrige Ökoeffizienz durch eine nachbarschaftliche Entsorgung verbessert und ob auch längere Transportwege zu einer mikrobiologischen BBA zu rechtfertigen sind. Insbesondere sollen der Standortnachteil der thermischen Anlagen sowie die Distanz von Mikrobiologie und Deponierung im Portfolio untersucht werden.

Die eingezeichneten Varianten in Abbildung 48 sind einzeln unter der Annahme gerechnet, dass nur die Transportentfernung der jeweiligen Option variiert. Die Änderungen der jeweils anderen Optionen bleiben etwa konstant und werden folglich nicht dargestellt.

- Der Variante ‚A‘ liegt die Annahme der Entsorgung in einer nachbarschaftlichen Entsorgungsanlage zugrunde, sodass die Transportentfernung im Extremfall 0 km beträgt. Diese Variante ist ebenfalls im Sinne einer langfristig errichteten On-Site-BBA zu interpretieren. Für die Mikrobiologie, die Bodenwäsche oder die Deponierung bringt diese Variante nur relativ leichte Verbesserungen. Die thermische Anlage kann lediglich zum Ökoeffizienz-Wert der Deponierung aufschließen.
- In Variante ‚B‘ wird die größte Entfernung innerhalb von Rheinland-Pfalz betrachtet, die ca. 250 km beträgt. Die Ökoeffizienz würde sich dann jeweils mäßig verschlechtern. Die Mikrobiologie ist hierbei keinesfalls weniger ökoeffizient als eine nachbarschaftliche Wäsche aus Variante ‚A‘.

Die führende Stellung der Mikrobiologie, repräsentiert durch ‚MB2‘, kann durch die beiden Extrempole 0 und 250 km nicht wesentlich in Frage gestellt werden. Die relativ geringe Ökoeffizienz der Deponierung ist durch einen kurzen Transportweg kaum auszugleichen. Trotz der für die Mikrobiologie vorteilhaften Ergebnisse sind selbstverständlich möglichst geringe Transportaufwendungen anzustreben.

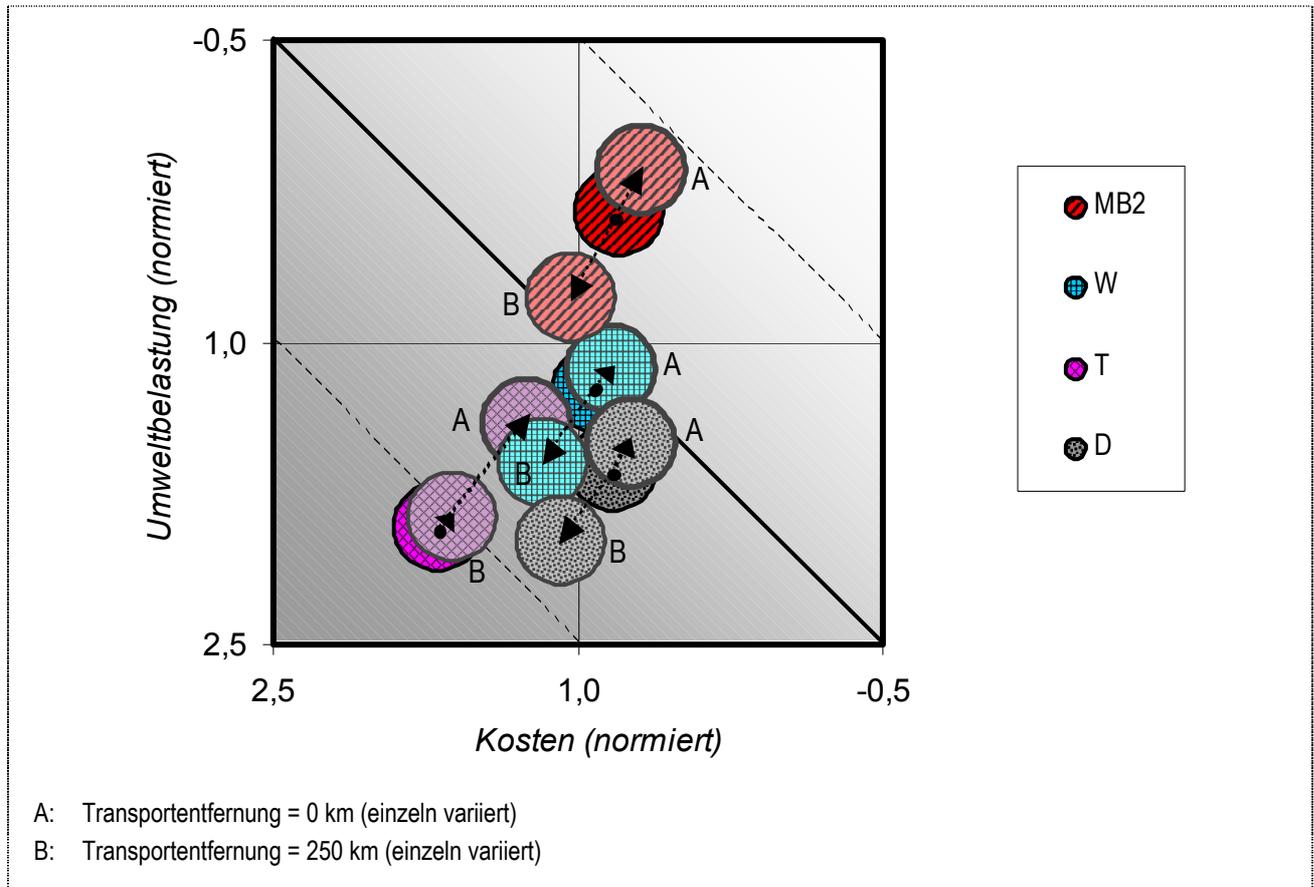


Abbildung 48: Ökoeffizienz-Portfolio des Szenarios ‚Varianten der Transportentfernungen‘

7.2. Szenario ‚Varianten der Mikrobiologie‘

Für die Mikrobiologie können zwei bzw. drei Varianten aufgestellt werden. Wie in Abbildung 49 dargestellt, soll einerseits die Entlastungswirkung durch Kompost und andererseits die zusätzliche Umweltbelastung durch zwei Lachgas-Potenziale untersucht werden.

- In Variante ‚A‘ substituiert Kompost aus Küchen- und Gartenabfällen die Dünge- und ggf. die Nahrungsmittel. Angenommen werden hierfür eingesparte Bodenemissionen in Form von Siedlungsabfällen, wie sie im Berechnungsmodell ab Seite 55 vorgestellt worden sind. Der hier verwendete Ansatz ermöglicht eine grobe Abschätzung zum Optimierungspotenzial von mikrobiologischen Behandlungsanlagen. Im Szenario steht ‚MB3‘ für die Gruppe der Mikrobiologie, da für diese Entsorgungsoption gute Erfahrungen mit der Verwendung von Kompost bestehen.

Kompost des Rottegrades fünf ist für MKW-kontaminierte Böden sinnvoll anzuwenden. Es dient nicht nur als Strukturmaterial. Der Kompost hat überdies positive Wirkungen auf die Sauerstoff- und Nährstoffversorgung, Mikroorganismen, pH-Milieu, Wasserhaushalt und anderes mehr. Auch mindert es insbesondere bei Bodenreaktoren die Bildung von Pellets, die sich negativ auf die Behandlung auswirken. [20]

Die Variante wird zukünftig durch die weitere Reduktion der Deponierung von Siedlungsabfällen innerhalb der nächsten Jahre an Relevanz verlieren. Ohnehin sind keine direkten Entlastungseffekte durch die Bodenbehandlung anzusetzen, denn die kompostierte Abfallmenge wird durch die Nachfrage der Mikrobiologie nicht wesentlich beeinflusst. Des Weiteren wäre das Berechnungsmo-

dell für den Kompost weiter zu differenzieren und die Emissionen der Kompostherstellung zu berücksichtigen [42].

- In zwei Varianten ist das Potenzial des klimaschädlichen Lachgases anhand der düngerintensiven Optionen ‚MB1‘ abzuschätzen. 1 kg des Gases ist ungefähr so treibhauswirksam wie 310 kg Kohlendioxid. Ein Wert in Abhängigkeit der praktizierten mikrobiologischen Behandlung ist nicht verfügbar. Ein alternativ herangezogener Wert aus der landwirtschaftlichen Forschung gibt 0,0125 kg N₂O pro kg Stickstoff im Dünger an [31]. Die Ökoeffizienz von ‚MB1‘ wird hiervon nicht wesentlich verschlechtert.
 - Zur Abschätzung der maximalen Auswirkungen ist stattdessen in Variante ‚B1‘ der gesamte Stickstoffanteil des Düngers berücksichtigt, wobei nach molekularer Kombination maximal 1,57 kg N₂O pro kg Stickstoff entstehen kann.
 - In Variante ‚B2‘ wird der Stickstoff von pflanzlichen Strukturverbesserern schließlich noch maximal zur Ermittlung des schlimmsten Falles hinzugerechnet. Angenommen werden 1,5% umwandelbarer Stickstoff pro kg Strukturverbesserer. Dieser hohe Wert ist allerdings kaum zu erwarten, da nur ein unbekannter Bruchteil tatsächlich zu Lachgas wird. Bei anderweitiger Entsorgung der organischen Strukturverbesserer würde womöglich ohnehin Lachgas entstehen, sodass es der Mikrobiologie nicht anzulasten ist.

Die tatsächlichen Emissionswerte liegen bisher nicht vor, vermutlich werden Sie einen geringen Teil der hypothetisch maximalen Menge betragen. Dennoch ist festzustellen, dass die Mikrobiologie selbst bei der hypothetisch maximalen Lachgas-Emission keinesfalls weniger ökoeffizient als die Wäsche ist.

Die Mikrobiologie bleibt demnach ökoeffizienter als die anderen Entsorgungsoptionen.

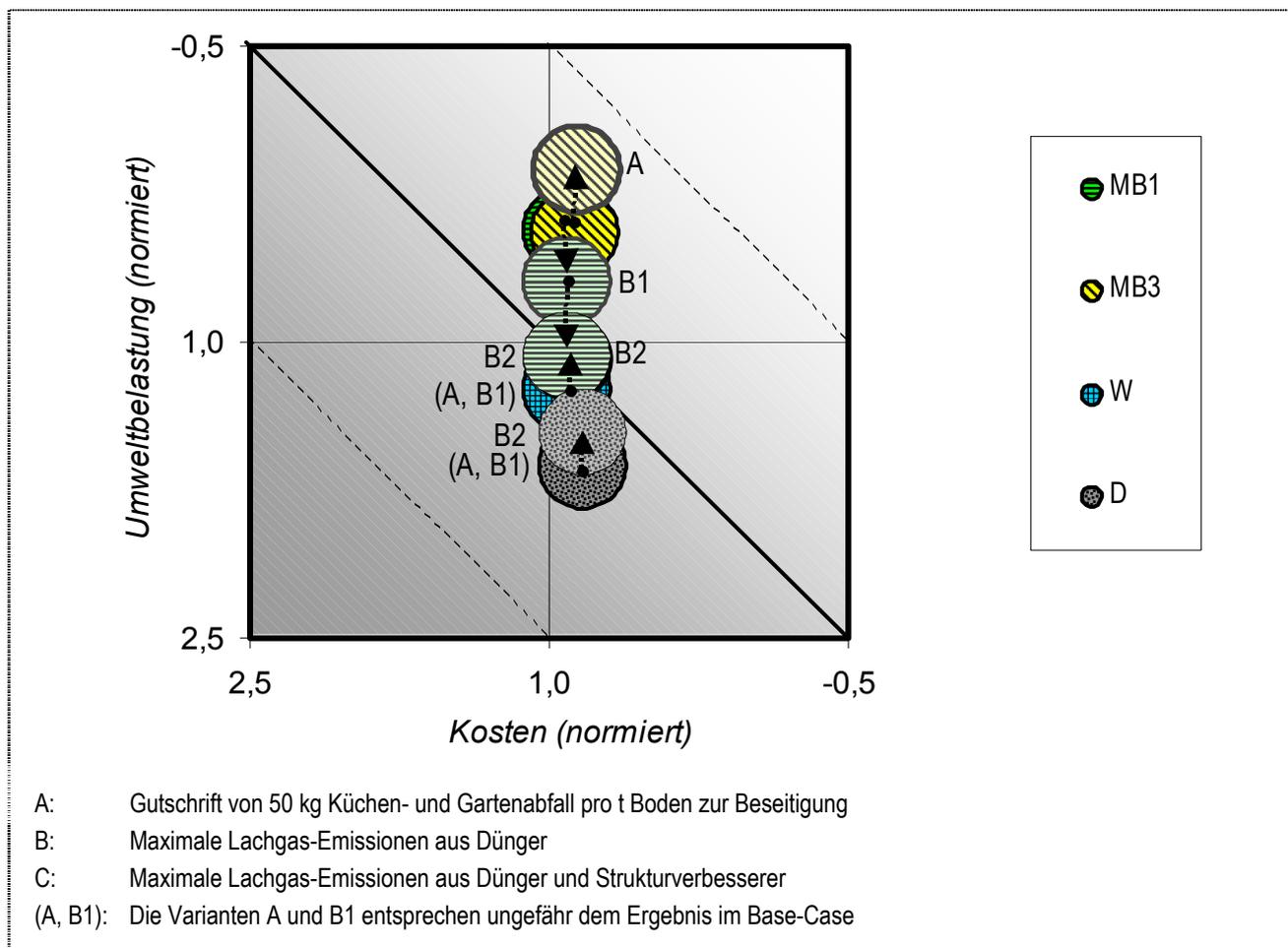


Abbildung 49: Ökoeffizienz-Portfolio des Szenarios ‚Varianten der Mikrobiologie‘

7.3. Szenario ‚Varianten der Wäsche‘

Die Bodenwäsche soll in diesem Szenario in Abbildung 50 hinsichtlich des für das Ergebnis wesentlichen Einsatzes von Tensiden, ggf. höherer Bodenemissionen und eines etwaig höheren Stromverbrauches untersucht werden.

- In Variante ‚A‘ wird von einem gänzlich wegfallenden Tensideinsatz ausgegangen, wodurch die Umwelteinwirkungen und das Toxizitätspotenzial erheblich sinken. Der leicht höhere Stromverbrauch durch längere Behandlungsdauer ist zu vernachlässigen, ebenfalls ist ein evtl. höherer Preis zur Bodenbehandlung nicht berücksichtigt. Die Ökoeffizienz des Waschverfahrens ist bei fehlendem Tensideinsatz wesentlich besser, kann aber den Wert der Mikrobiologie nicht übertreffen.
- Erst bei kombinierter Vernachlässigung der Variante ‚A‘ und einem geringeren Risikopotenzial, das in Variante ‚B‘ hypothetisch dem der Mikrobiologie entspricht, ist ein geringerer Abstand der Bodenwäsche zur Mikrobiologie erkennbar. Allerdings kann die Annahme des geringeren Risikopotenzials nicht voll gestützt werden.
- In Variante ‚C‘ werden die Bodenemissionen aus zu entsorgenden Schlämmen näher untersucht, falls ein Boden mit höherem Feinkornanteil als definiert behandelt wird. Für diese Variante ist ein recht geringer Feinkornanteil von 10% kleiner als 40 µm angenommen, der mit mittlerem Gefährlichkeitspotenzial deponiert wird. Die Bodenwäsche resultiert dann erheblich ungünstiger als zuvor, sodass ein hoher Feinkornanteil keinesfalls empfehlenswert ist. Bei dem Ansetzen einer geringen Gefährlichkeitsstufe analog Entsorgungsoption ‚D‘ betrüge der negative Effekt nur ein Fünftel der hier untersuchten Variante. Aber auch dieser reduzierte Effekt würde die Nachteiligkeit des Feinkornanteils nachweisen. Ohnehin sind weitere Aufwendungen zur Entsorgung des Schlammes, die das Ergebnis nochmals verschlechtern würden, nicht berücksichtigt worden. Auch ist ein vermutlich höherer Entsorgungspreis der Bodenwäsche noch nicht berücksichtigt.
- Die Literatur beziffert den elektrischen Stromverbrauch des ursprünglichen Verfahrens der untersuchten Bodenwaschanlage auf 7,7 kWh/t, dieser Wert ist mit Variante ‚D‘ abgebildet. Andere mobile Anlagen verbrauchen zwischen 3,2 und 12 kWh/t. Der Stromverbrauch von stationären Anlagen bewegt sich im gleichen Bereich. Bei semimobilen Anlagen sind durchschnittlich gar 15 kWh/t zu erwarten, das Spektrum reicht dabei von 5,8 bis 30 kWh/t. [10: Erläuterungen zu den drei Modulen zu mobilen, semimobilen und stationären Bodenwäschen]
Wenn das untersuchte Waschverfahren tatsächlich den oben angegebenen Stromverbrauch aufweist, so bedeutet dies zwar eine Vervielfachung des Verbrauchs aber kaum eine Verschlechterung gegenüber dem Base-Case.

Die für die Bodenwäsche positiven Varianten können die führende Stellung der Mikrobiologie nicht gefährden. Aber durch die Varianten mit negativen Auswirkungen bestehen erhebliche Verschlechterungspotenziale für die Entsorgungsoption ‚Wäsche‘.

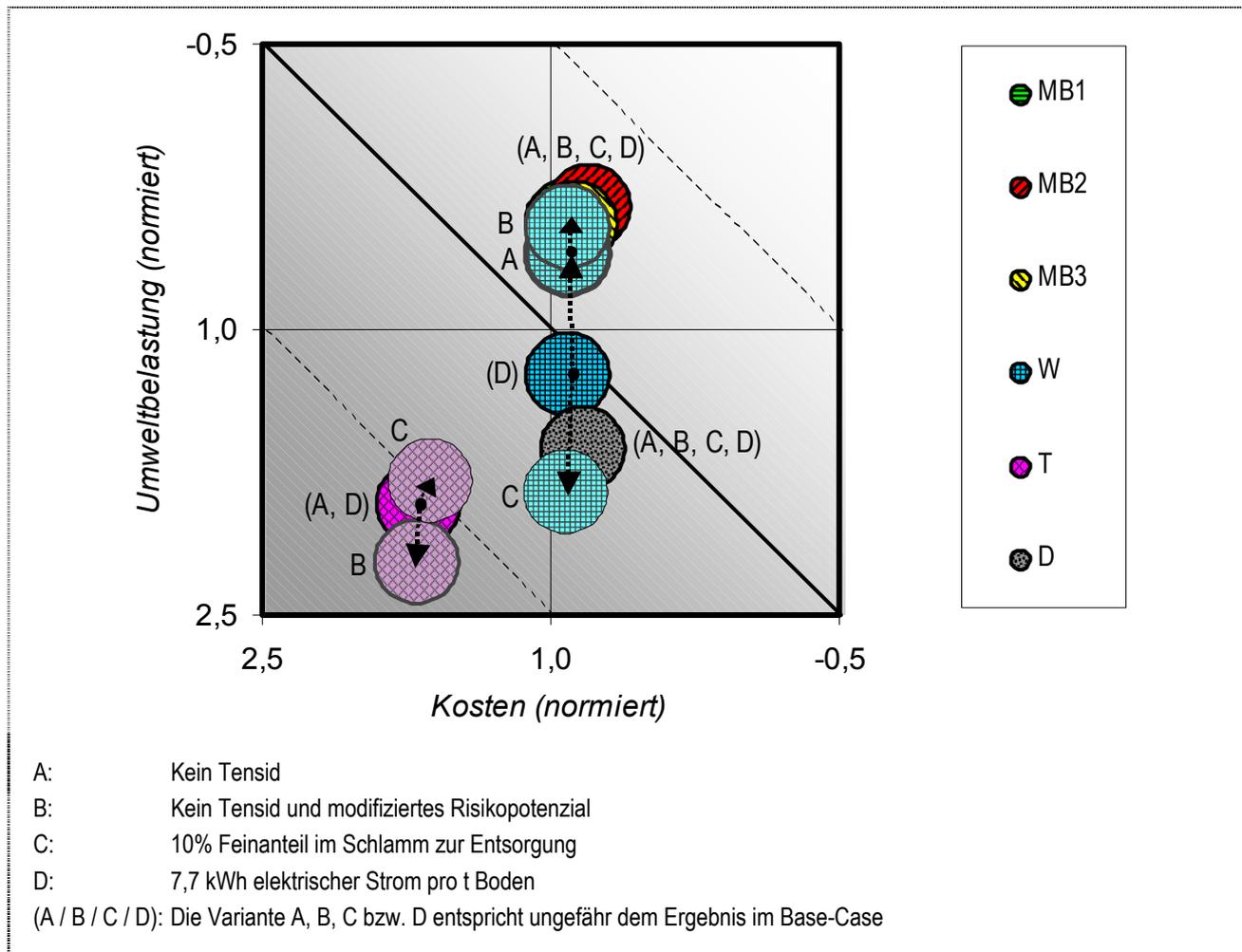


Abbildung 50: Ökoeffizienz-Portfolio des Szenarios ‚Varianten der Bodenwäsche‘

7.4. Szenario ‚Varianten der Thermik‘

Variationen der Bilanzierung der thermischen Anlage werden in Abbildung 51 mit Bezug auf Transportentfernung und Bodenfeuchte getroffen.

- In Variante ‚A‘ ist die Entsorgung innerhalb Rheinland-Pfalz dargestellt. Im Extremfall würde sich die Transportentfernung auf 0 km verkürzen. Die Ökoeffizienz könnte hierbei in ökologischer und ökonomischer Hinsicht erheblich verbessert werden, sodass die thermische Entsorgungsoption gar ökoeffizienter als eine Deponierung wäre. Wegen des relativ hohen Energieverbrauchs besteht dennoch ein vergleichsweise großer Abstand zur Mikrobiologie.
- Mit der Variante ‚B‘ kann der Einfluss der notwendigen Verdampfungswärme aufgezeigt werden, indem nach zusätzlicher Betreiberangabe eine Bodenfeuchte von 17% anstatt 10% bilanziert und ein um 3 Euro höherer Behandlungspreis angenommen wird. Im Portfolio steigt die Umweltbelastung wesentlich, folglich sinkt die Ökoeffizienz.

Der hypothetisch niedrigste Energieverbrauch wäre mit 0% Bodenfeuchte zu rechnen. Das relative Ökoeffizienz-Ergebnis der Thermik könnte hierbei in umgekehrte Richtung leicht verbessert werden. Ein noch geringerer Energieverbrauch als im Base-Case zugrundegelegt, ist jedoch nicht zu erwarten, da die Niedertemperatur-Desorptionsanlage bereits ein sehr sparsames thermisches Verfahren ist. Möglicherweise könnte ein alternativer Energieträger wesentlichen Einfluss auf das Ergebnis ausüben, dies kann im Rahmen der vorliegenden Arbeit aber nicht erfolgen.

Auch Thermik in Rheinland-Pfalz kann die Stellung der Mikrobiologie keinesfalls gefährden.

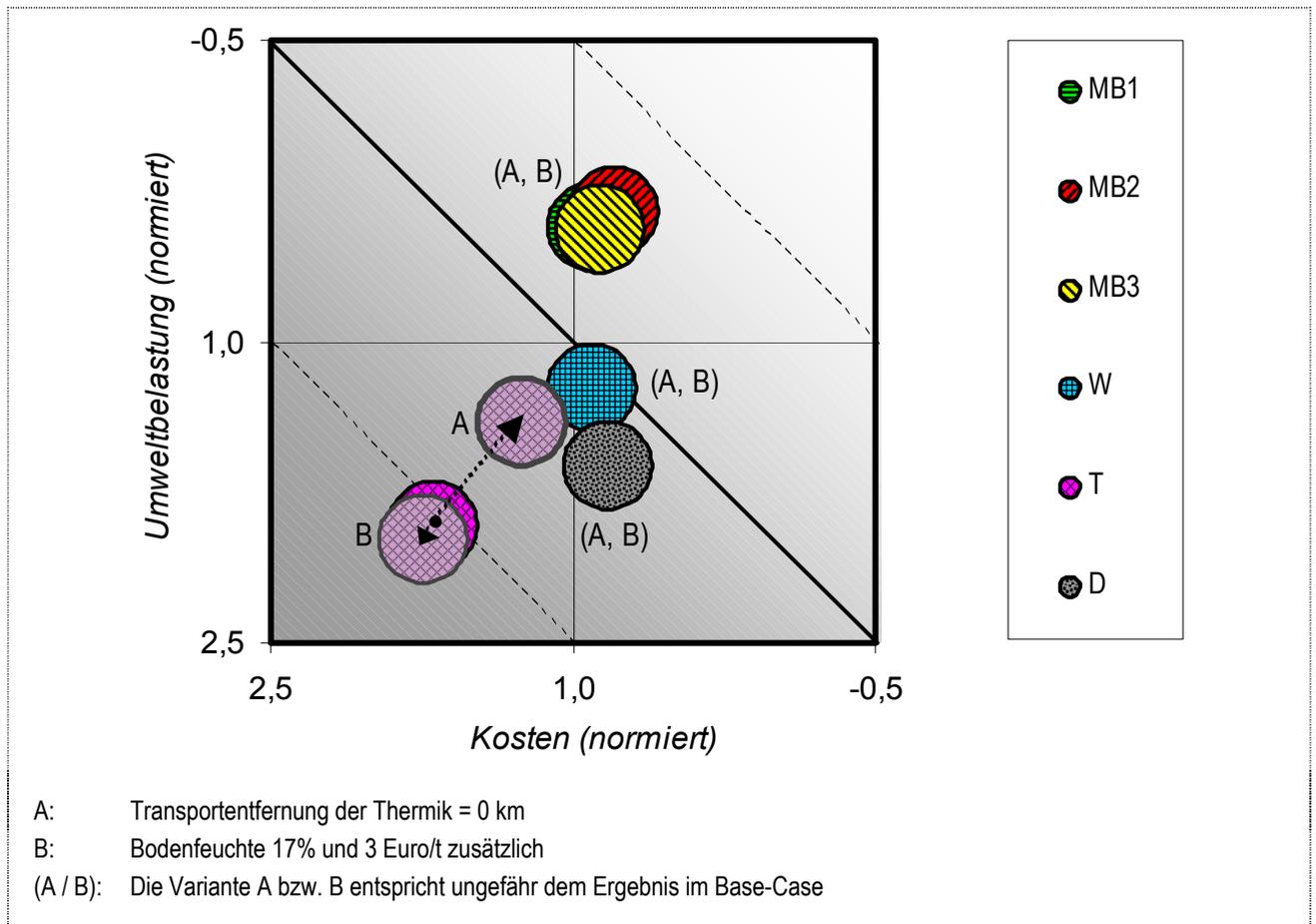


Abbildung 51: Ökoeffizienz-Portfolio des Szenarios ‚Varianten der Thermik‘

7.5. Szenario ‚Varianten des Toxizitätspotenzials‘

Der Rechenfaktor des Toxizitätspotenzials beträgt konstant 20%. Zunächst wird dieser hohe Einflusswert in Abbildung 52 direkt untersucht, im Anschluss die Abhängigkeit vom zugrundeliegenden Rechenmodell.

- In Variante ‚A‘ wird der Rechenfaktor von 20% auf 10% herabgesetzt. Daraufhin verbessert sich insbesondere die relative Ökoeffizienz der Bodenwäsche, die durch Tensideinsatz das höchste Toxizitätspotenzial aufweist, mäßig. Das Ergebnis der Deponierung verschlechtert sich leicht. Bei den übrigen Optionen ist die Veränderung nicht wesentlich oder wird rechnerisch durch andere Effekte kompensiert.
- Die Ergebnisse einer Modifikation des Rechenmodells zum Toxizitätspotenzial nach Seite 61ff. sind in Variante ‚B‘ ersichtlich. Die Ergebnisse der Phase ‚Ablagerung‘ werden der ‚Anwendung‘ zugeschlagen, ebenso wird die Gewichtung der ‚Anwendung‘ zu vollständigen Lasten der ‚Ablagerung‘ von 50% auf 80% erhöht. Die normierte Belastung der Deponierung im Umweltbereich Toxizitätspotenzial fällt von 62% auf unter 20%. Entsprechend verbessert sich die Ökoeffizienz der Entsorgungsoption Deponie relativ zur Bodenwäsche.

Es ergeben sich folglich nur geringe Veränderungen im Gesamtbild. Qualitative Unterschiede in der Konstellation der Entsorgungsoptionen sind gering.

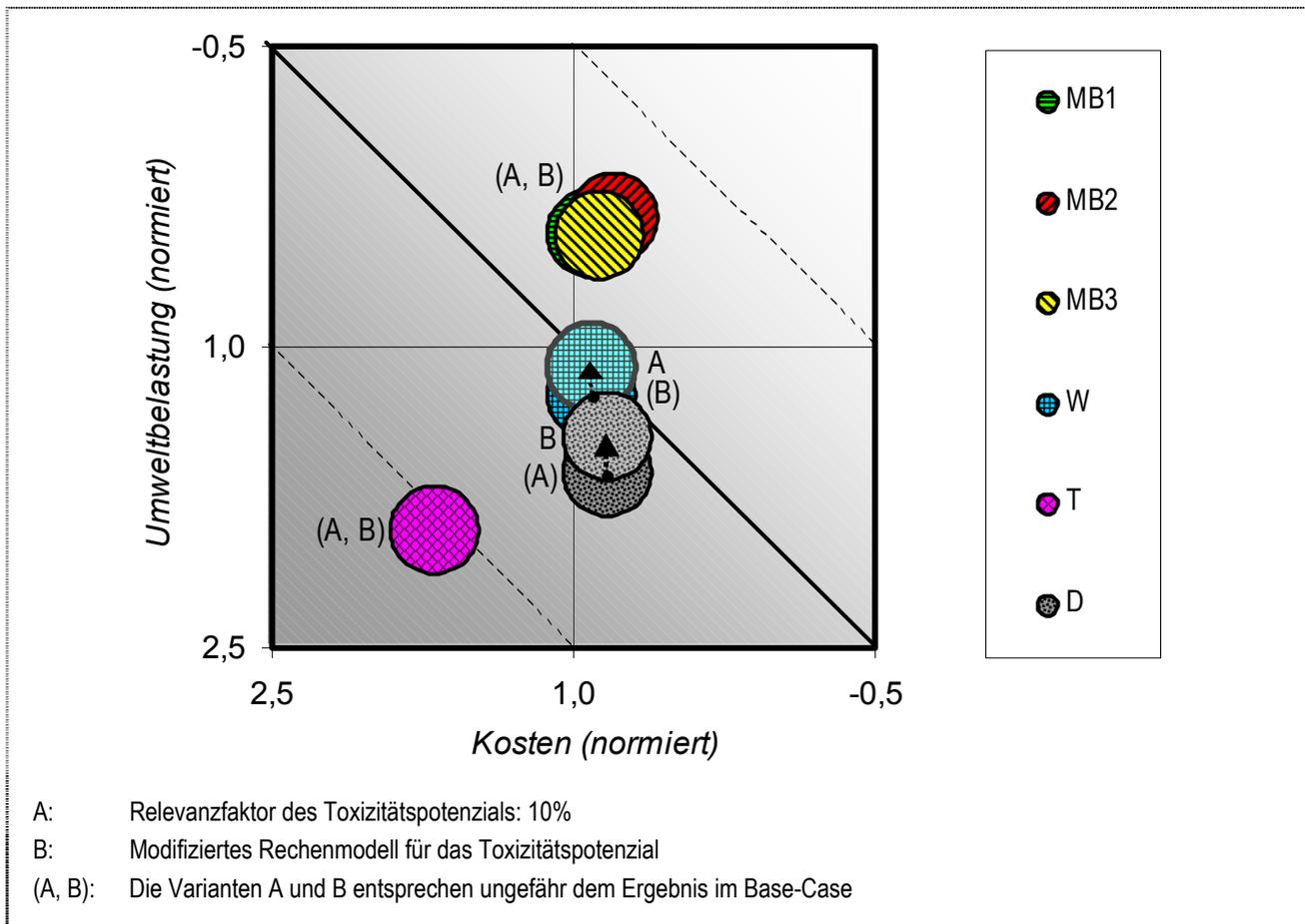


Abbildung 52: Ökoeffizienz-Portfolio des Szenarios ‚Varianten des Toxizitätspotenzials‘

7.6. Szenario ‚Varianten des Risikopotenzials‘

Für das Risikopotenzial bestehen zwei Varianten. Zum einen kann in Abbildung 54 das Toxizitätspotenzial um weitere Kriterien erweitert und zum anderen völlig vernachlässigt werden.

- Variante ‚A‘ umfasst neben den drei bisherigen Kriterien des Risikopotenzials nach Seite 64 zwei weitere Kriterien zur Abschätzung, deren neue Wichtungsfaktoren in Klammern angegeben sind:
 - Belastung durch Straßenverkehr (20%)
 - Abnahmeunsicherheit (22,5%)
 - Belastung durch Änderung des Status Quo (17,5%)
 - Die ‚Beeinträchtigung des Geotops‘ (10%) beinhaltet die Veränderungen an einem lokalen Ökosystem, die sich negativ auswirken. Eine Deponie weist die größten Eingriffe in den Naturhaushalt auf. Die Ablagerung gereinigten Bodens ist wegen der widerstreitenden Argumente zwischen Rekultivierung und Renaturierung eher neutral zu bewerten [24].
 - Mit dem ‚langfristigen Gefahrenpotenzial‘ (30%) werden die wägbaren und unwägbaren Gefahren aus der endgültigen Ablagerung des Bodens bewertet. Diese werden womöglich späteren Generationen aufgelastet. Die Deponie trägt in dieser Hinsicht das höchste Potenzial.

In der erweiterten Rechnung, deren Bewertungen in Abbildung 53 angegeben sind, bleiben die normierten Belastungen annähernd wie im ursprünglichen Modell ab Seite 64. Lediglich das normierte Ergebnis der Entsorgungsoption Deponie steigt von knapp 40% um mehr als das Doppelte auf fast 95%. Das Verhältnis der Entsorgungsoptionen im Portfolio ändert sich jedoch kaum, siehe Abbildung 54. Folglich kann das modifizierte Risikopotenzial keinen wesentlichen Einfluss auf die Konstellation der Entsorgungsoptionen ausüben. Ohnehin implizieren die Bodenemissionen bereits die beiden zusätzlichen Kriterien, sodass das bisher verwendete Modell für das Toxizitätspotenzial weitergeführt werden soll.

- In Variante ‚B‘ fehlt das Risikopotenzial gänzlich. Die Konstellation im Portfolio verändert sich ein wenig stärker als in Variante ‚A‘, aber im Ganzen bleiben die qualitativen Abstände zwischen den Entsorgungsoptionen weiterhin bestehen.

Die dargestellten Veränderungen des Risikopotenzials haben kaum Auswirkungen auf die Konstellation der Entsorgungsoptionen im Ökoeffizienz-Portfolio.

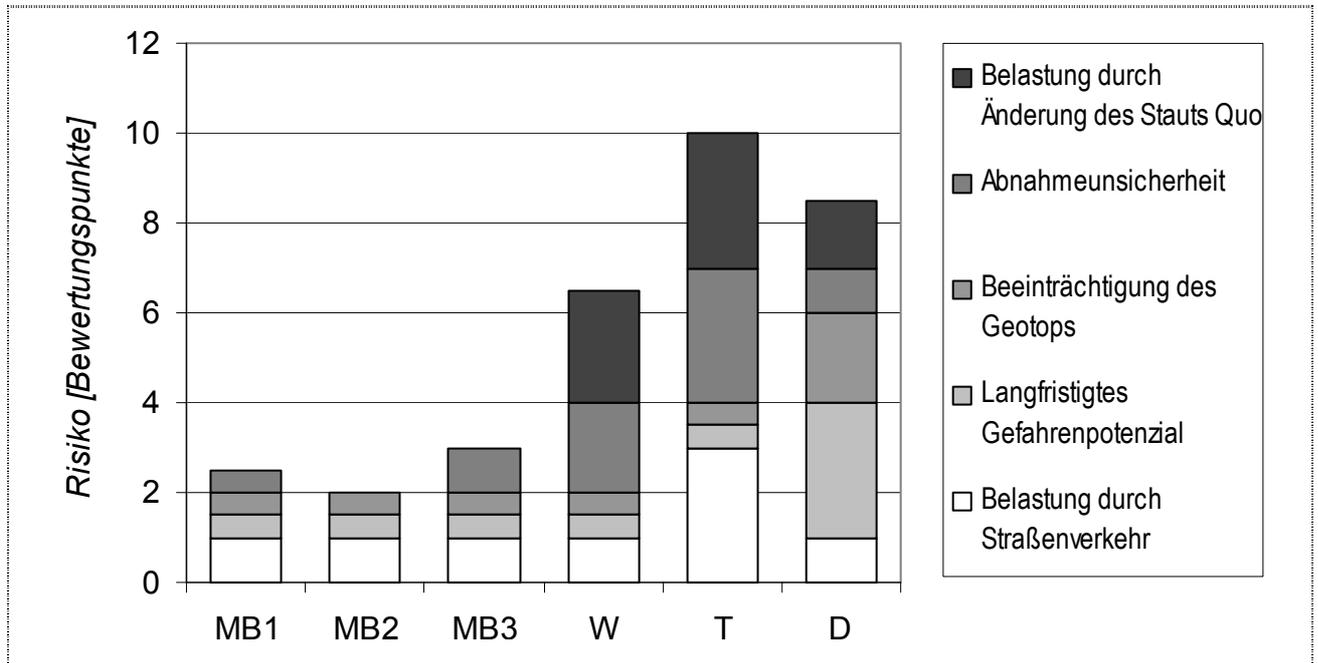


Abbildung 53: Erweiterte Risikopotenziale der Entsorgungsoptionen

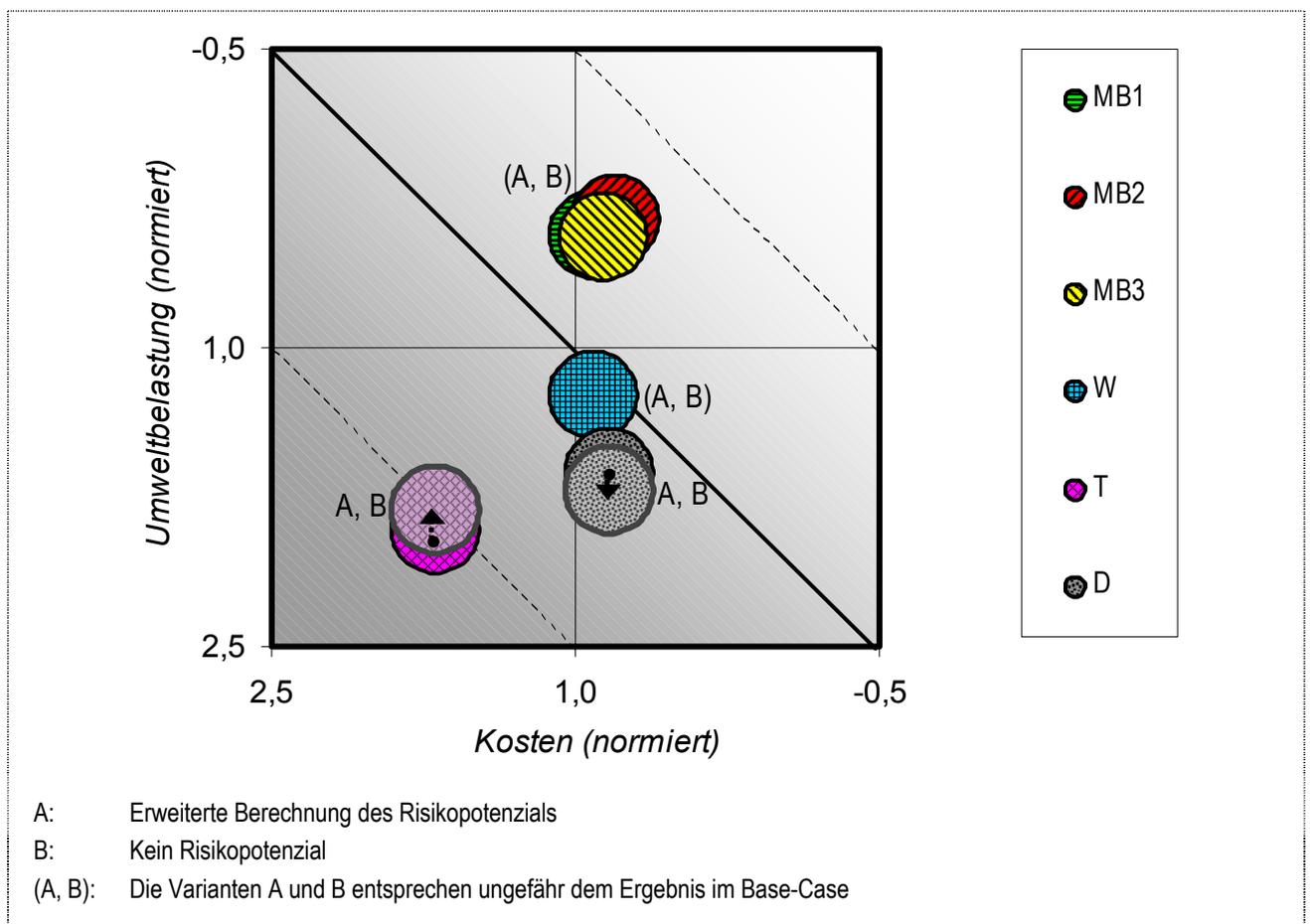


Abbildung 54: Ökoeffizienz-Portfolio des Szenarios ‚Varianten des Risikopotenzials‘

7.7. Szenarien zur ‚Deponierung‘ sowie zu ‚Bodenemissionen‘

Zur Deponierung in Form der verwendungslosen Beseitigung sind zahlreiche Varianten zu erstellen, da die hohe Relevanz der Bodenemissionen entscheidend für das Gesamtergebnis der Studie ist sowie viele unterschiedliche Parameter und Kombinationen bestehen. Zunächst sollen Variationen von Preis und Abfallmenge dargestellt werden. Daraufhin wird der Spezialfall ‚deponietechnische Verwendung‘ diskutiert. Abschließend werden Ergebnisse unter Vernachlässigung des dominanten Faktors ‚Bodenemissionen‘ umfassend untersucht.

7.7.1. Varianten zur Entwicklung von Preis und Abfallmenge

Im ersten Szenario in Abbildung 55 ist der Einfluss des Preises zur Deponierung dargestellt. Damit soll untersucht werden, inwieweit eine Entsorgung des kontaminierten Bodens auf HMD durch ökonomische Vorteile unterstützt wird. Aus Gründen der Übersichtlichkeit erscheinen lediglich die mikrobiologische BBA ‚MB2‘, die thermische Anlage ‚T‘ und die HMD ‚D‘. ‚MB2‘ repräsentiert die Lage der anderen mikrobiologischen BBA. Der aktuelle Preis einer Deponierung liegt bei 23 Euro/t, dies entspricht in etwa dem der Bodenbehandlung.

- Trotz eines sehr niedrigen Preises von 5 Euro/t in Variante ‚A‘, der für Deponien nicht mehr profitabel wäre, ändert sich die relative Ökoeffizienz nicht entscheidend. Die vergleichsweise geringere ökonomische Belastung kann die gleichbleibend hohe relative Umweltbelastung nicht ausgleichen. Eine Deponierung ist aus der Sicht der Ökoeffizienz-Analyse nach wie vor nicht empfehlenswert.
- Bei Variante ‚B‘ wird der deponierte Boden mit volumenspezifisch gleichen Preisen analog zum Hausmüll mit 80 Euro/t berechnet. Dieser Preis wäre bis vor wenigen Jahren anzusetzen gewesen. Die Ökoeffizienz verschlechtert sich bei der höheren ökonomischen Belastung gegenüber dem Ursprungswert. Die Thermik wäre in diesem Fall vergleichsweise ähnlich ökoeffizient wie die Deponierung des Bodens.
- Die fortlaufende Entwicklung der Abfallmengen ist in Variante ‚C‘ vorgezeichnet. Wenn ‚andere Siedlungsabfälle‘ aus Tabelle 4 auf Seite 58 nicht mehr deponiert würden, würde sich die gewichtete, gesamte Bodenemission von knapp 66 auf ca. 48 Mio. t pro Jahr ändern. In Folge erhöhte sich der Rechenfaktor der Emissionen der 3. Aggregationsstufe von 49% auf 51% und der Rechenfaktor der Bodenemissionen der 2. Aggregationsstufe von 65% auf 68%.

Im Portfolio stellt sich diese neue Gewichtung durch eine weitere Verschlechterung der an Bodenemissionen intensiven Entsorgungsoption ‚Deponierung‘ dar. Die Thermik verschlechtert sich unter anderem wegen der jetzt vergleichsweise höheren Bedeutung des Stoffverbrauchs und der Luftemissionen.

Diese Variante ist aber insoweit einzuschränken, dass sich ein Rückgang der bundesdeutschen Bodenemissionen vermutlich in der gesellschaftlichen Wertung auswirken wird. Infolgedessen würde der steigende Relevanzfaktor durch den sinkenden gesellschaftlichen Wichtungsfaktor zumindest teilweise ausgeglichen, sodass der Rechenfaktor annähernd gleich bliebe. Ohnehin halten sich die Veränderungen im Ökoeffizienz-Portfolio aufgrund der Harmonisierung der Rechenfaktoren gemäß Seite 26f. auf der 3. Stufe in engen Grenzen. Somit können die offenen Fragen bezüglich der Veränderung der beiden Faktoren auf Seite 59 beantwortet werden.

Wichtig ist die Feststellung, dass die hohe Umweltbelastung der Deponierung keinesfalls durch einen niedrigen Preis ausgeglichen werden kann. Im Sinne der Ökoeffizienz-Analyse ist somit ein niedriger Entsorgungspreis durch Beseitigung auf einer HMD kein wirksames Argument.

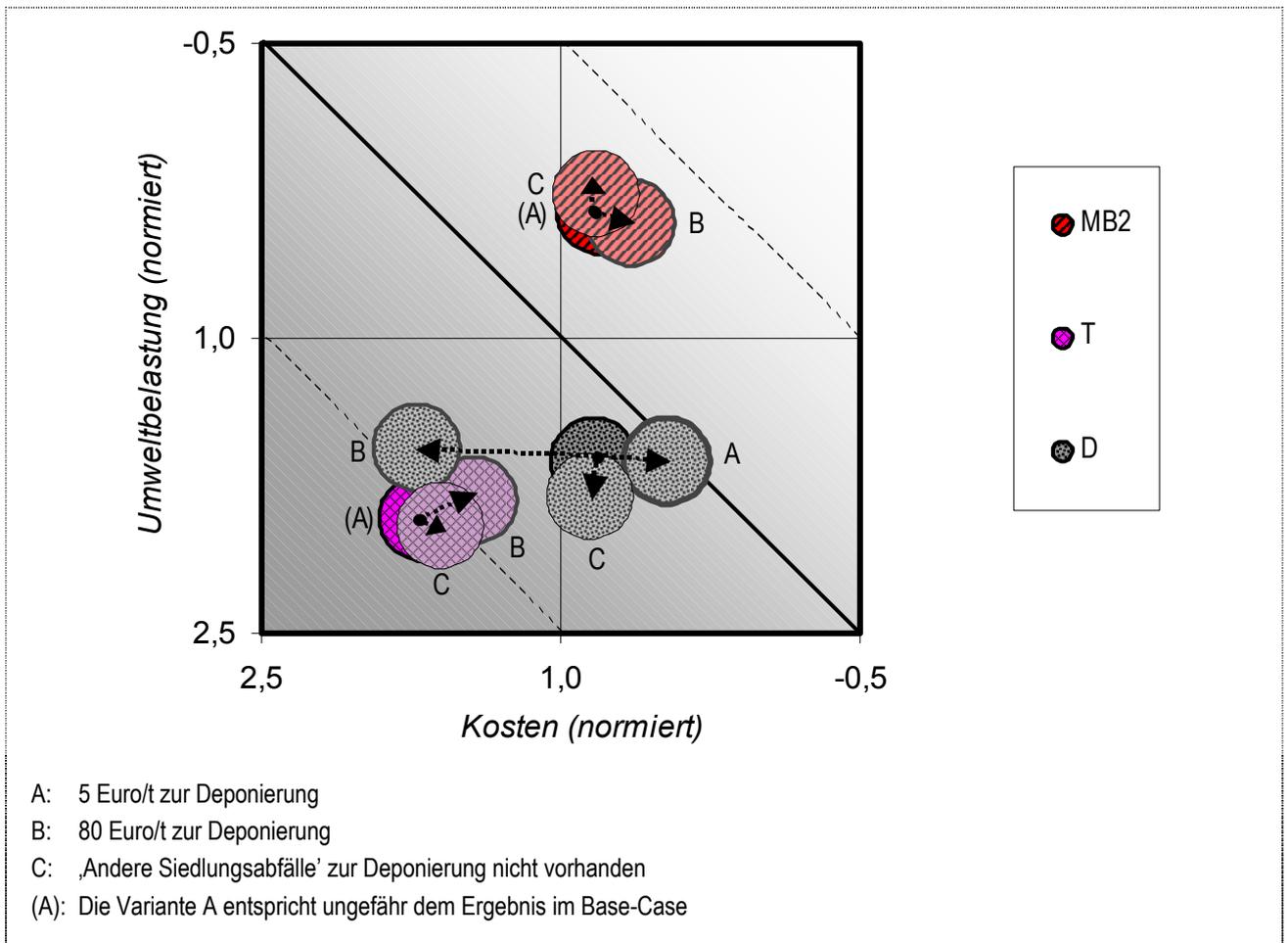


Abbildung 55: Ökoeffizienz-Portfolio der Varianten zur Entwicklung von Preis und Menge

7.7.2. Varianten zur ‚deponietechnischen Verwendung‘

In Abbildung 57 werden nun hauptsächlich ökologische Parametervariationen untersucht, die im Rahmen einer Diskussion zur deponietechnischen Verwendung des kontaminierten Bodens relevant sind. Die Anzeige ist auf die Optionen ‚MB2‘, ‚T‘ und ‚D‘ beschränkt.

Die deponietechnische Verwendung umfasst lediglich den tatsächlichen Materialbedarf zur Erfüllung der auf der Deponie notwendigen Arbeiten. Infolgedessen muss einerseits Deponiebaustoff substituiert und andererseits eine Scheinverwendung konsequent ausgeschlossen werden.

Die Aspekte der Bodenemissionen sind bei der deponietechnischen Verwendung weniger nachteilig ausgeprägt als bei der verwendungslosen Beseitigung auf Seite 55. In Abbildung 56 ist hierfür die Einsparung von Deponiebaustoff durch die deponietechnische Verwendung hervorzuheben. Ebenfalls nimmt der so verwendete Boden durch die Substitution keinen zusätzlichen Deponieraum in Anspruch. Durch die MKW sind nach wie vor technische Maßnahmen notwendig, die aber eventuell nur den unmittelbaren Maßnahmenverursachern - d.h. verwendungslos beseitigten Abfällen - anzurechnen sind. Nach wie vor sind langfristige Gefahren und Emissionen möglich. Deshalb ist anzunehmen, dass die Bodenemissionen weniger stark als bislang bewertet werden sollten. Aus methodischen Gründen ist dies allerdings nicht zu quantifizieren, weshalb im Weiteren der hypothetische Extremfall der gänzlichen Vernachlässigung von Bodenemissionen herangezogen wird.

Aspekt der Bodenemission	Ausprägung	vernachlässigbar?		
		nein	evtl.	ja
• potenzielle Schadstoffeinträge:	möglich	✓		
• langfristige Gefahren:	möglich	✓		
• technische Maßnahmen:	notwendig aber minder zuzurechnen		✓	
• begrenzter Deponieraum:	kein zusätzlicher Raum			✓
• dauerhafter Verbrauch:	Einsparung von Deponiebaustoff			✓

Abbildung 56: Ausprägung und Vernachlässigbarkeit von Aspekten der Bodenemissionen bei der deponietechnischer Verwendung

- In Variante „A“ ersetzt Boden den Baustoff Sand oder Kies, deren Ressourcenreichweite mit 1000 Jahren angenommen wird. Eine Gutschrift der ökologischen Minderbelastung im Sinne einer Ressourcenersparnis verringert den ökologischen Abstand von Mikrobiologie und Deponierung etwas. Die relativ schlechtere Ökoeffizienz der Deponierung ist jedoch noch nicht aufgehoben.
- Zusätzliche Umweltentlastungen durch Substitution etwaiger Behandlungen und Transporte des Sandes oder Kieses sind in Variante „B“ dargestellt. Die ökologische Entlastung ist etwas höher als in der Variante „A“, kann aber noch nicht die Ökoeffizienz der Mikrobiologie erreichen. Für diese Variante wird ein Modul der Ökobilanzierungs-Software verwendet, das bereits in einer Ökoeffizienz-Analyse zur Entsorgung von Restmüll zum Einsatz kam [48]. Diesem Modul liegt ein nicht näher spezifizierter Transportaufwand und das vorherige Waschen des Baustoffes zugrunde, das im Fall der deponietechnischen Verwendung womöglich nicht zutrifft. Somit wird im Weiteren nur Variante „A“ verfolgt.
- In Variante „C“ wird die extreme Annahme zugrundegelegt, der kontaminierte Boden habe seine Eigenschaft als zu deponierender Abfall vollständig verloren. Dann weist die Deponierung die höchste Ökoeffizienz unter allen Optionen auf. Einmal mehr wird durch die relativ starke Verbesserung der dominante Einfluss der Bodenemissionen auf das Ergebnis deutlich.
- Durch die deponietechnische Verwendung des Bodens wird der Betreiber der Deponie um etwa 10 Euro/t entlastet, die ansonsten für Sand oder Kies ausgegeben werden müssten. Diese Variante „D“ ist nur in einem weiten Sinne als ökonomische Entlastung von öffentlich getragenen Deponien zu verstehen. Aber im engen Sinne des definierten Kundennutzens gilt lediglich der ursprüngliche Preis von 23 Euro/t, den der Erzeuger zu bezahlen hat.

Die vorteilhafte Position einer konsequenten deponietechnischen Verwendung beruht auf den spezifischen Annahmen der Gutschrift durch Ressourcensubstitution und dem Wegfall der Bodenemissionen für die Option „D“. Zusätzliche Einsparungen, unter anderem durch fehlende Transportaufwendungen für Deponiebaustoff, sind wahrscheinlich kaum entscheidend und im Einzelnen zu klären.

Die Bewertung von Veränderungen im Ressourcenstock ist mit der Kritik, gängige Ökobilanzierungen fokussierten lediglich auf die Ressourcenreichweite, zu konfrontieren¹⁰. Demnach werden Veränderungen des Naturhaushaltes durch Ressourcenabbau bzw. Ressourcenrückführung nur ansatzweise, in der vorliegenden Studie beispielsweise durch den Flächenbedarf, berücksichtigt. Qualitativ wird dieser Kritik in der vorliegenden Studie dadurch Rechnung getragen, dass der deponietechnischen Verwendung für die insgesamt eher nutzenbringende Ressourcensubstitution eine Gutschrift erteilt wird, nicht aber der Rekultivierung von Abbaustätten im Anschluss an die Bodenbehandlung. Für letzteres bestehen widerstreitende Positionen pro und contra Rekultivierung.

¹⁰ Zu Funktionen des Naturhaushaltes siehe [8].

a. Ausgangspunkt der Ökoeffizienz-Portfolios ,ohne Bodenemissionen'

In Abbildung 58 ist der Ausgangspunkt des Ökoeffizienz-Portfolios ohne Bodenemissionen ersichtlich. Auffällig ist vor allem das wesentlich verbesserte Ergebnis der Deponierung, das nun auf gleichem Ökoeffizienz-Niveau zur Gruppe der Mikrobiologie steht. Die Option ,MB2' weist eine etwas höhere Ökoeffizienz als die Deponie auf.

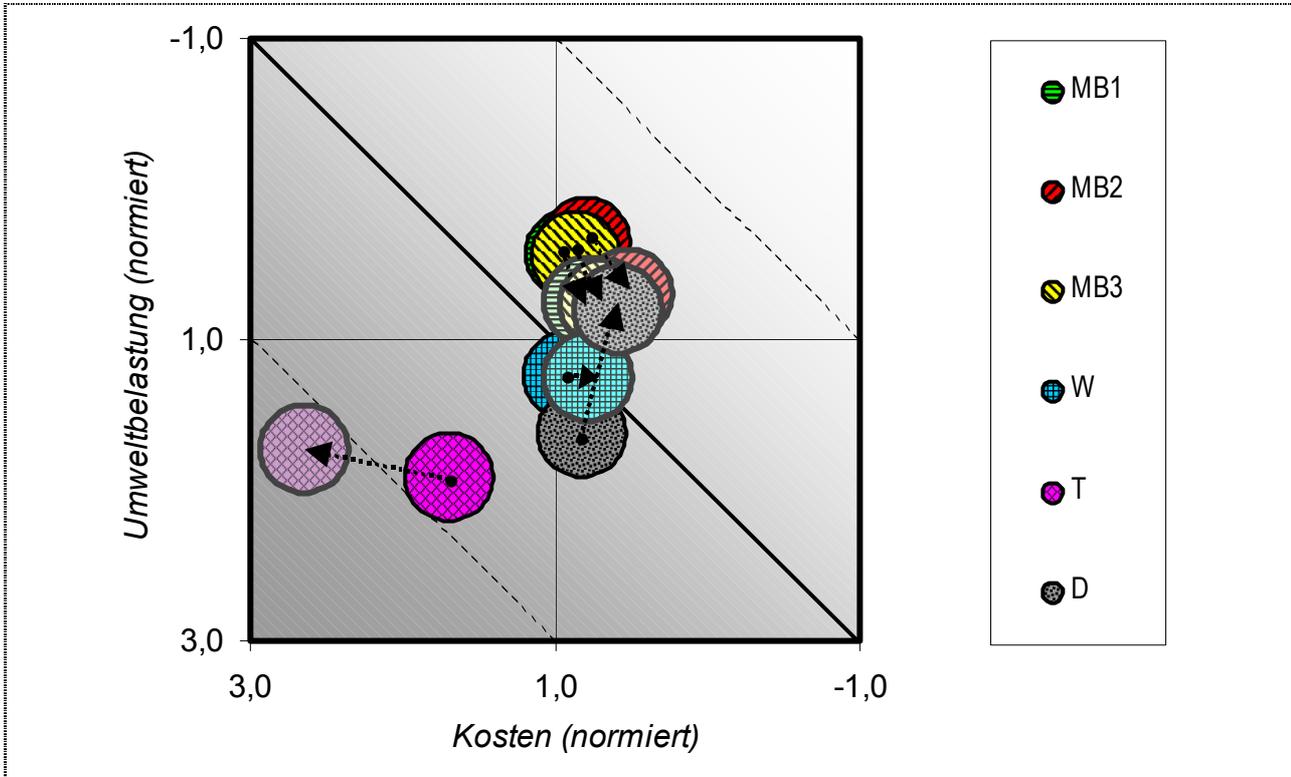


Abbildung 58: Ökoeffizienz-Portfolio der Ausgangsvariante ,ohne Bodenemissionen'

Die Rechenfaktoren des Ausgangsergebnisses, siehe Abbildung 59, unterscheiden sich mangels Bodenemissionen erheblich von denen im Base-Case. Die beiden Umweltbereiche ,Rohstoffe' und ,Energie' werden wichtiger. Der Faktor zu den ,Emissionen' nimmt zwar insgesamt ab, jedoch steigt im Ganzen die Bedeutung der Umweltmedien ,Wasser' und ,Luft'.

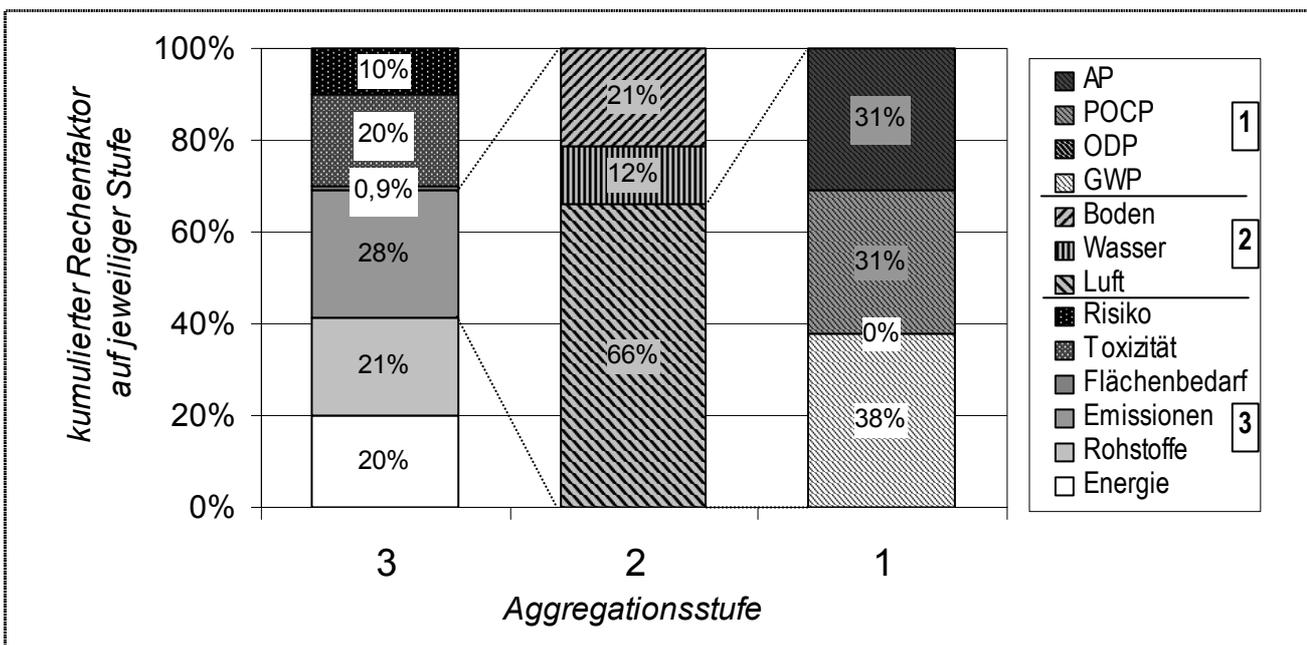


Abbildung 59: Rechenfaktoren der Ausgangsvariante ,ohne Bodenemissionen'

b. Ökoeffizienz-Portfolio mit positiven Effekten ,ohne Bodenemissionen'

Auf der Basis der Ausgangsvariante ,ohne Bodenemissionen' ist zwischen positiven und negativen Effekten auf das Ökoeffizienz-Ergebnis der Deponierung abzuwägen. In Abbildung 60 sind zunächst solche Varianten dargestellt, in denen die Deponierung eine höhere Ökoeffizienz erreicht. Im nächsten Abschnitt folgen die negativen Effekte.

- In Variante „A“ ist die individuelle nachbarschaftliche Entsorgung des Bodens abgebildet. Das heißt, dass analog Szenario ,Varianten der Transportentfernungen' die Transportentfernung jeder berücksichtigten Option einzeln auf 0 km gesetzt wird.
- Ein extrem geringer Deponierungspreis von 5 Euro/t ist mit Variante „B“ abgebildet. Im Gegensatz zur Variante mit Bodenemissionen auf Seite 76 weist dieser ökonomische Wert hier eine deutlich höhere Ökoeffizienz auf. Der tatsächliche Entsorgungspreis zur Deponierung liegt jedoch wesentlich über 5 Euro, sodass die real zu erzielende Verbesserung der Ökoeffizienz weniger stark ausfallen wird.

Aus den beiden Varianten ist zu folgern, dass die Deponierung eventuell geringfügig ökoeffizienter als die Mikrobiologie sein kann.

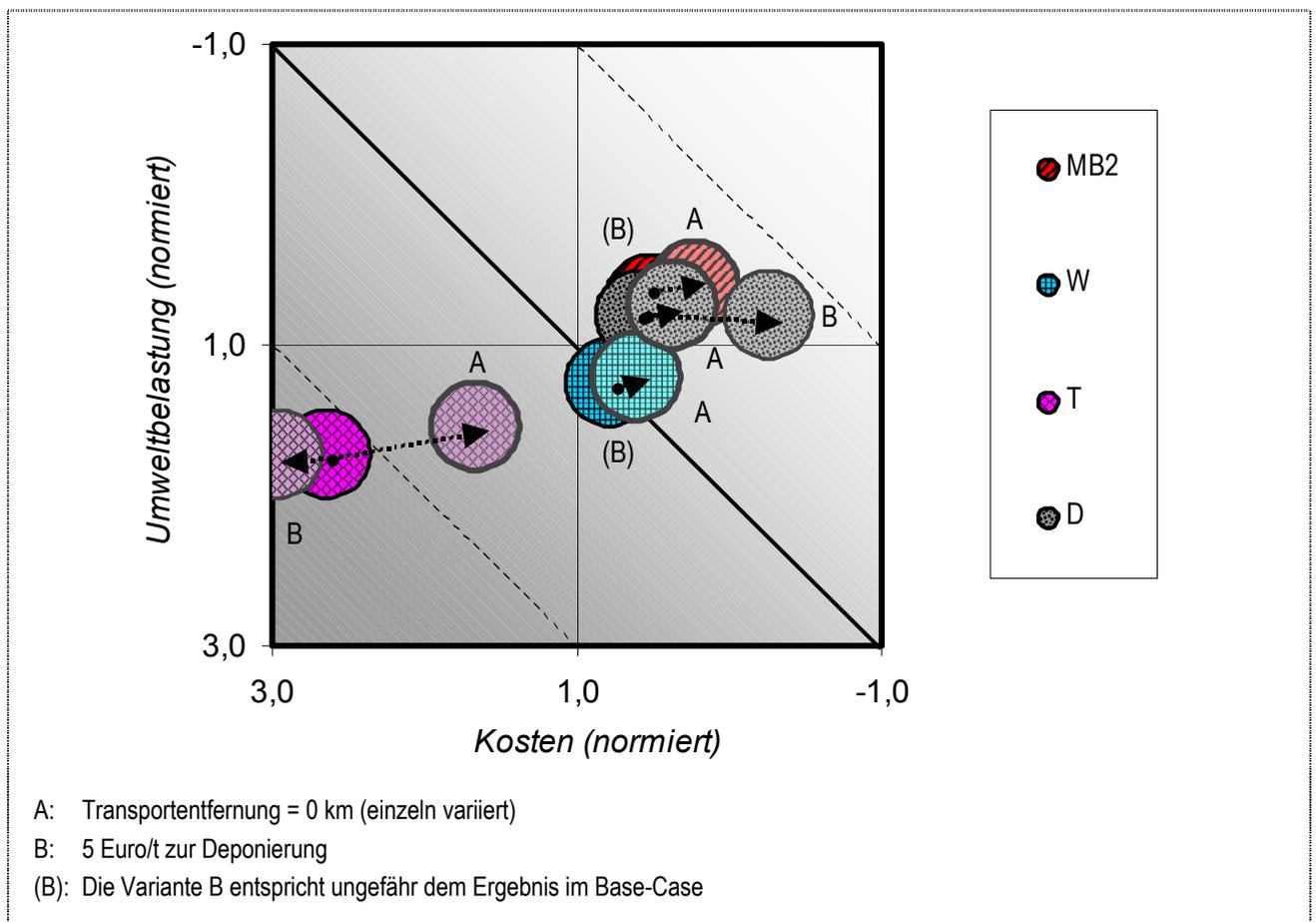


Abbildung 60: Ökoeffizienz-Portfolio der Varianten mit positiven Effekten ,ohne Bodenemissionen'

c. Ökoeffizienz-Portfolio mit negativen Effekten ,ohne Bodenemissionen'

Für die Deponierung bestehen ebenfalls Varianten mit negativen Auswirkungen, die in Abbildung 61 enthalten sind. Diese umfassen ein erweitertes Risikopotenzial sowie maximale Emissionspotenziale von diffundierten oder methanisierten MKW. Dies schließt an die beiden ersten Aspekte der Abbildung 56 auf Seite 78 an.

- Der Wegfall der Bodenemissionen ist in Variante „A“ durch das erweiterte Risikopotenzial laut der Variante von Seite 73 teilweise zu kompensieren. Die Umweltbelastung der Deponie ist dann nur ge-

ringförmig schlechter als in der Ausgangsvariante, aber weiterhin erheblich ökoeffizienter als die Wäsche.

- Auch etwaige Emissionen aus deponiertem Boden in Luft, Wasser und Boden sind in den ‚Bodenemissionen‘ enthalten. Fallen die Bodenemissionen in den vorliegenden Varianten weg, so sind stattdessen die einzelnen Emissionen abzuschätzen. Mit Variante ‚B‘ liegt eine Abschätzung für die langfristig zu erwartende Diffusion der MKW aus dem Deponiekörper und Emission in die Atmosphäre vor. Die MKW bergen als Mitglied der NM-VOCs ein POCP mit ca. 400 g Ethen-Äquivalent pro kg KW. Die Entsorgungsoption ‚Deponierung‘ würde in diesem Falle merklich schlechter bewertet.
- Alternativ würden für Variante ‚C‘ die MKW im Deponiekörper verlustlos und vollständig methanisiert und emittiert. Es ist ein GWP mit 21 kg CO₂-Äquivalent pro kg Methan anzusetzen. Die Verschlechterung der Option Deponierung wäre weitaus größer als bei der Variante ‚B‘. Die Mikrobiologie und ggf. die Bodenwäsche blieben ökoeffizienter. Die Thermik kann trotz relativ großer Sprünge nicht mit der Deponierung gleichziehen. Allerdings würde eine vollständige Verbrennung des Methans rechnerisch nur 1/7 der dargestellten Veränderungen bedeuten.
- Die Variante ‚D‘ ist zu betrachten, um den Einfluss elektrischer Energie zur Reinigung des Sickerwassers zu berücksichtigen. Bei einer Deponierung analog Hausmüll ist von einem Verbrauch von 10 kWh elektrischer Energie pro t Boden auszugehen [48: 40]. Dieser Verbrauch hat im Portfolio aber kaum Einfluss auf das Ergebnis.

Im Fazit können Schadstoffemissionen die Ökoeffizienz der Deponierung relativ zur Mikrobiologie erheblich verschlechtern. Deswegen ist das konkrete Emissionspotenzial an anderer Stelle genauer festzustellen.

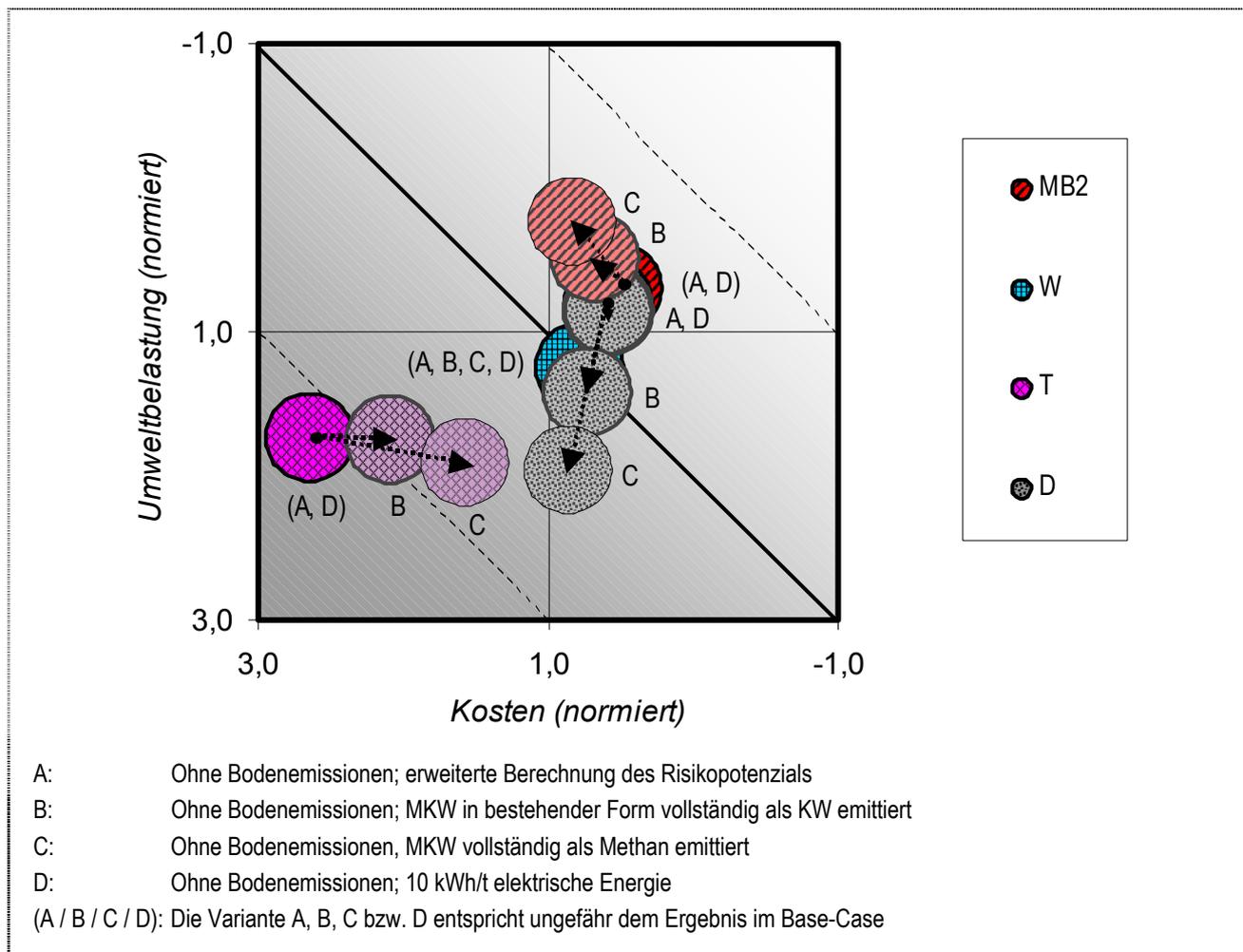


Abbildung 61: Ökoeffizienz-Portfolio der Varianten mit negativen Effekten ‚ohne Bodenemissionen‘

d. Ökoeffizienz-Portfolio mit Ressourceneinsparung ,ohne Bodenemissionen'

Die Ablagerung des gereinigten oder ungereinigten Bodens entspricht der Rückführung der Ressource Sand / Kies bzw. der Verminderung von gewachsenen Deponiebaustoffen. An die deponietechnische Verwendung sind dabei die strengen Anforderungen nach Seite 77 zu stellen.

- Die Variante „A“ ist bereits ansatzweise im Pfad der Varianten zur ‚deponietechnischen Verwendung‘ ab Seite 77 enthalten. Hier erfolgt die Berechnung nun vollständig auf Grundlage der Ausgangsvariante ‚ohne Bodenemissionen‘. Die Deponierung wäre bei alleiniger Gutschrift der Ressourcen Sand / Kies zur deponietechnischen Verwendung vergleichsweise weniger umweltbelastend und folglich nur etwas ökoeffizienter als die Mikrobiologie.
- In Variante „B“ ist hingegen die alleinige Rückführung der Ressource Boden von BBA an die Natur gutgeschrieben. Die Reichweite des minderwertigeren Bodens ist mit 2000 Jahren doppelt so hoch wie die von Sand / Kies gerechnet, folglich ist die Umweltentlastung durch 1kg Boden nur halb so hoch. Im Portfolio nimmt die Mikrobiologie einen relativ großen Abstand zur Deponierung ein. Die Mikrobiologie ist hiernach die weitaus ökoeffizienteste Entsorgungsoption. Die Änderungen fallen im Vergleich zur Variante ‚A‘ wesentlich stärker aus, da die Gutschriften der fünf BBA durch die normierte Darstellung im Portfolio ein großes Gegengewicht zur Deponierung bilden.
- Die Variante „C“ ist letztlich die Kombination der beiden vorangegangenen Varianten. Darin werden der Deponie 1000 kg Sand / Kies und den BBA 1000 kg Boden pro t zu entsorgenden Boden gutgeschrieben. Der neue Abstand von Deponierung zur Bodenbehandlung aus Variante ‚A‘ wird weiter ausgebaut. Damit ist die Deponierung die ökoeffizienteste Entsorgungsoption.

Die Varianten sind unter den Annahmen gerechnet, dass Sand / Kies deponietechnisch verwendet wird. Dann ist die Deponie unter Vernachlässigung der Bodenemissionen stets die ökoeffizienteste Entsorgungsoption. Dies gilt ebenfalls, wenn der gereinigte Boden aus den BBA gutgeschrieben wird, wenngleich die Rückführung dieses Bodens wegen der zweifelhaften ökologischen Vorteilhaftigkeit hypothetisch ist. So werden in der weiteren Argumentationslinie der Studie keine Gutschriften für die Rückführung gereinigten Bodens erteilt.

Kommt auf der Deponie ohnehin Boden als Deponiebaustoff zur Verwendung oder beträgt die Reichweite des deponietechnischen Baustoffes mehr als 1000 Jahre, so fallen die Umweltentlastungen der deponietechnischen Verwendung weniger stark aus.

Auswirkungen des Ressourcenabbaus oder der -rückführung auf Ökosysteme werden bisher nicht betrachtet, was in weiterführenden Studien näher analysiert werden sollte. Unter Berücksichtigung solcher Effekte auf ein Ökosystem wären weitere positive Effekte der deponietechnischen Verwendung zu erwarten, insofern der Abbau von Deponiebaustoffen eingespart wird.

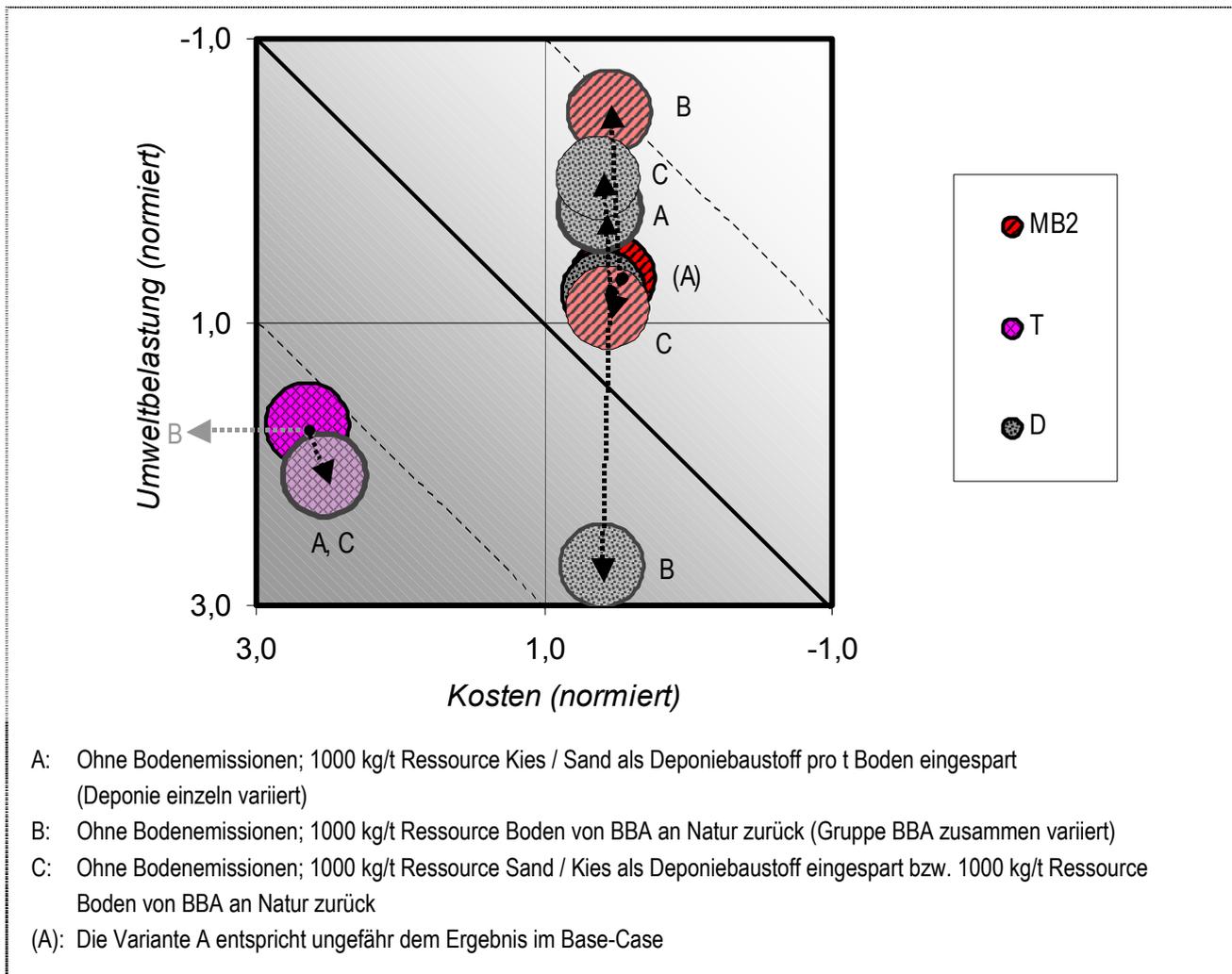


Abbildung 62: Ökoeffizienz-Portfolio mit Ressourceneinsparung ,ohne Bodenemissionen'

e. Eignung von Varianten zur alternativen, erschließenden Ersetzung der ,Bodenemissionen'

Deponierter Abfall wird nach Seite 55ff. als Sammelgröße bewertet, die ökologische Aspekte wie wägbare Emissionen, langfristige Gefahrenpotenziale, technische Maßnahmen, enge Deponiekapazitäten und Ressourcenverbrauch repräsentiert. Fallen die Bodenemissionen hypothetisch weg, so sind die oben vorgestellten, alternativen Bewertungen in den vier letzten Ökoeffizienz-Portfolien denkbar. Diese Alternativen müssen zusammengefasst alle relevanten Aspekte der Bodenemissionen bewerten, um eine Substitution zu erreichen. Konkret bedeutet dies, dass von Abbildung 56 auf Seite 78 die beiden ersten Ausprägungen - potenzielle Schadstoffeinträge und langfristige Gefahren - der Bodenemissionen bei deponietechnischer Verwendung ersetzt werden müssen.

Mit den oben gewonnenen Erkenntnissen sind folgende Punkte zur Diskussion einer Eignung relevant:

- Für die Emissionen auf der Deponie sind keine belastbaren Werte vorhanden. Aufgrund des erheblichen potenziellen Einflusses der Emissionen auf die Atmosphäre wären genauere Angaben aber notwendig.
- Die erweiterte Berechnung des Risikopotenzials beruht auf einer Expertenabschätzung, die im Rahmen der vorliegenden Arbeit nur grob quantifiziert werden konnte. Darüber hinaus besteht keine variable Relevanz, sodass die Wichtigkeit des Risikos nicht angepasst werden kann.

- Auch besteht mit dem humanorientierten Toxizitätspotenzial kein Ansatz zur Gefährdung von Flora und Fauna. Dies kann zwar mit dem Risikopotenzial abgestimmt werden, der Relevanzfaktor des Toxizitätspotenzials ist aber ebenfalls statisch.

Folglich können die Bodenemissionen gemäß Abbildung 56 auf Seite 78 mangels methodisch und inhaltlich haltbarer Bewertungen nicht verlässlich ersetzt werden. Dennoch sind mit den Ergebnissen obiger Alternativen zumindest klare Hinweise vorhanden, dass trotz Vernachlässigung der Bodenemissionen bedeutende Umweltbelastungen für die Deponie aufzuzeigen sind.

7.8. Szenario ‚Mikrobiologische Sanierung kombiniert mit deponietechnischer Verwendung‘

Der in BBA gereinigte Boden wird in der Regel zur Rekultivierung von Abbaustätten eingesetzt. Nur in wenigen Fällen wird der Boden stattdessen einer deponietechnischen Verwendung zugeführt. Diese Kombination ist allerdings im Kontext der bisherigen Erkenntnisse äußerst interessant. Dieser Anwendungsfall kann gleichfalls auf andere Verwendungen, beispielsweise im Landschafts- und Gartenbau oder in Rekultivierungen übertragen werden, solange eine vergleichbare Substitution vorliegt. Im Rahmen dieser Arbeit soll aus konzeptionellen Gründen die Anwendung auf die deponietechnische Verwendung genügen.

Zunächst sollen Begründungen für die kombinierte Entsorgungsoption geliefert werden, anschließend ist die Ökoeffizienz anhand eines Szenarios zu erarbeiten.

a. Begründung der kombinierten Entsorgungsoption

Es ist grundsätzlich zu fragen, inwieweit einerseits die Aufwendungen der Bodensanierung vor der deponietechnischen Verwendung zu einer wesentlichen Verschlechterung der Ökoeffizienz der kombinierten Entsorgungsoption führen.

Andererseits spricht die Verhinderung einer möglichen Verschleppung des Schadstoffpotenzials grundsätzlich für die Kombination. Gleichfalls werden die bisher unbestimmten Umweltbelastungen, insbesondere Methan- und Lachgasemissionen aus der Deponie, und andere langfristige Risiken stark vermindert. Infolgedessen sinken die notwendigen technischen Maßnahmen auf der Deponie. Im Ganzen bestehen somit bei dieser kombinierten Entsorgungsoption, wie in Abbildung 63 ersichtlich, kaum nachteilige Ausprägungen der Bodenemissionen mehr. Im Kontrast dazu treffen diese Ausprägungen aber bei der verwendungslosen Beseitigung auf Seite 55 vollständig und bei der deponietechnischen Verwendung auf Seite 77 teilweise noch zu. Aufgrund dieser Feststellung können durch die kombinierte Option die methodischen und inhaltlichen Schwächen aufgelöst werden, die für die Vernachlässigung der Bodenemissionen bei der deponietechnischen Verwendung noch vorhanden sind.

Aspekt der Bodenemission	Ausprägung	vernachlässigbar?		
		nein	evtl.	ja
• potenzielle Schadstoffeinträge:	gering			✓
• langfristige Gefahren:	gering			✓
• technische Maßnahmen:	kaum notwendig			✓
• begrenzter Deponieraum:	kein zusätzlicher Raum			✓
• dauerhafter Verbrauch:	Einsparung von Deponiebaustoff			✓

Abbildung 63: Ausprägung und Vernachlässigbarkeit von Aspekten der Bodenemissionen bei der Mikrobiologie kombiniert mit deponietechnischer Verwendung

Auch könnten die Kosten womöglich sinken, wenn der gereinigte Boden der Deponie kostenfrei zur Verfügung gestellt wird; in diesem Falle spart die BBA evtl. die Entsorgungskosten zur Ablagerung in Abbaustätten und die Deponie den Ankauf von Ressourcen.

Wie schon in den vorangegangenen Szenarien sind die Varianten in Abbildung 64 unter Vernachlässigung der Bodenemissionen modelliert. Dies ist viererlei zu begründen:

- Auf den gereinigten Boden zur deponietechnischen Verwendung treffen die einzelnen Aspekte der Bodenemissionen nach Abbildung 63 kaum noch zu. Diese Begründung ist ein zentrales Argument für die gesicherte Feststellung der ökoeffizientesten Entsorgungsoption.
- Unter fortgeführter, undifferenzierter Anrechnung der ursprünglichen Bodenemissionen in Höhe der verwendungslosen Deponierung kann die kombinierte Option ‚MB2 & D‘ von vornherein kein konkurrenzfähiges Ökoeffizienz-Ergebnis liefern. So sind die Bodenemissionen zu variieren, um das Model an die Wirklichkeit anzunähern.
- Ohnehin wären die Bodenemissionen des gereinigten Bodens zur deponietechnischen Verwendung keinesfalls so hoch wie im Base-Case, sondern eher vergleichbar mit den Bodenemissionen der BBA gewesen. Dies hätte keine differenzierte Argumentation erlaubt. Aber die Vernachlässigung der Bodenemissionen stellt die Rechenfaktoren der anderen Umweltbelastungen stärker heraus, sodass hier eine größere Differenzierung ermöglicht wird.
- Auf der Deponie bestehen höhere Sicherungsmaßnahmen gegen Restkontaminationen als auf einer Abbaustätte. Deswegen wären für die kombinierte Entsorgungsoption eher niedrigere Bodenemissionen als bei der üblichen Ablagerung nach der Mikrobiologie zu erwarten. Infolgedessen würde die Berücksichtigung der Bodenemissionen womöglich einen weiteren Vorteil für die kombinierte Option bedeuten.

b. Szenario zur kombinierten Entsorgungsoption

Das Szenario in Abbildung 64 basiert auf der Variante ‚ohne Bodenemissionen‘ nach Seite 80. So sind die Deponierung und die Mikrobiologie in diesem Ausgangspunkt fast gleich ökoeffizient. Davon ausgehend sind die Entsorgungsoptionen wie folgt zu variieren, reduziert auf die Darstellung der beiden Entsorgungsoptionen ‚MB2‘ und ‚D‘ bzw. ‚MB2 & D‘. Der wegfallende Transport der ursprünglichen Deponiebaustoffe wird hierbei nicht gutgeschrieben, da die Entfernung in der Regel sehr gering ist, siehe ab Seite 40.

- In Variante ‚A‘ durchläuft der MKW-kontaminierte Boden zunächst die Option MB2, deren mittlere Transportentfernung ca. 80 km beträgt, und wird daraufhin zur deponietechnischen Verwendung gebracht. Für die Entfernung von der BBA zur Deponie wird zunächst die mittlere Transportentfernung von 58 km übernommen. Durch den insgesamt höheren Transportaufwand sinkt die Ökoeffizienz der kombinierten Option unter den Ausgangspunkt.
- Die Variante ‚B‘ entspricht der vorangegangenen, jedoch beträgt die Transportentfernung lediglich 15 km. In diesem Falle ist die Deponierung geringfügig ökoeffizienter, konkret weniger umwelt- und kostenbelastend, als die Mikrobiologie. Dies allein ist aber noch kein überzeugendes Argument für die deponietechnische Verwendung des gereinigten Bodens.
- In Variante ‚C‘ wird die Variante ‚A‘ durch eine Substitution von 1000 kg Sand / Kies pro t Boden modifiziert. Dies ähnelt Variante ‚A‘ auf Seite 83. Die Umweltbelastung nimmt hierbei in Relation zu den anderen Optionen ab, so dass die deponietechnische Verwendung trotz der höheren Transportentfernung gleich ökoeffizient wie die Mikrobiologie ist. Wäre die Substitution mit einer wesentlich geringeren Gesamttransportentfernung als 140 km und / oder geringeren Kosten verbunden, so könnte die Ökoeffizienz noch weiter gesteigert werden.

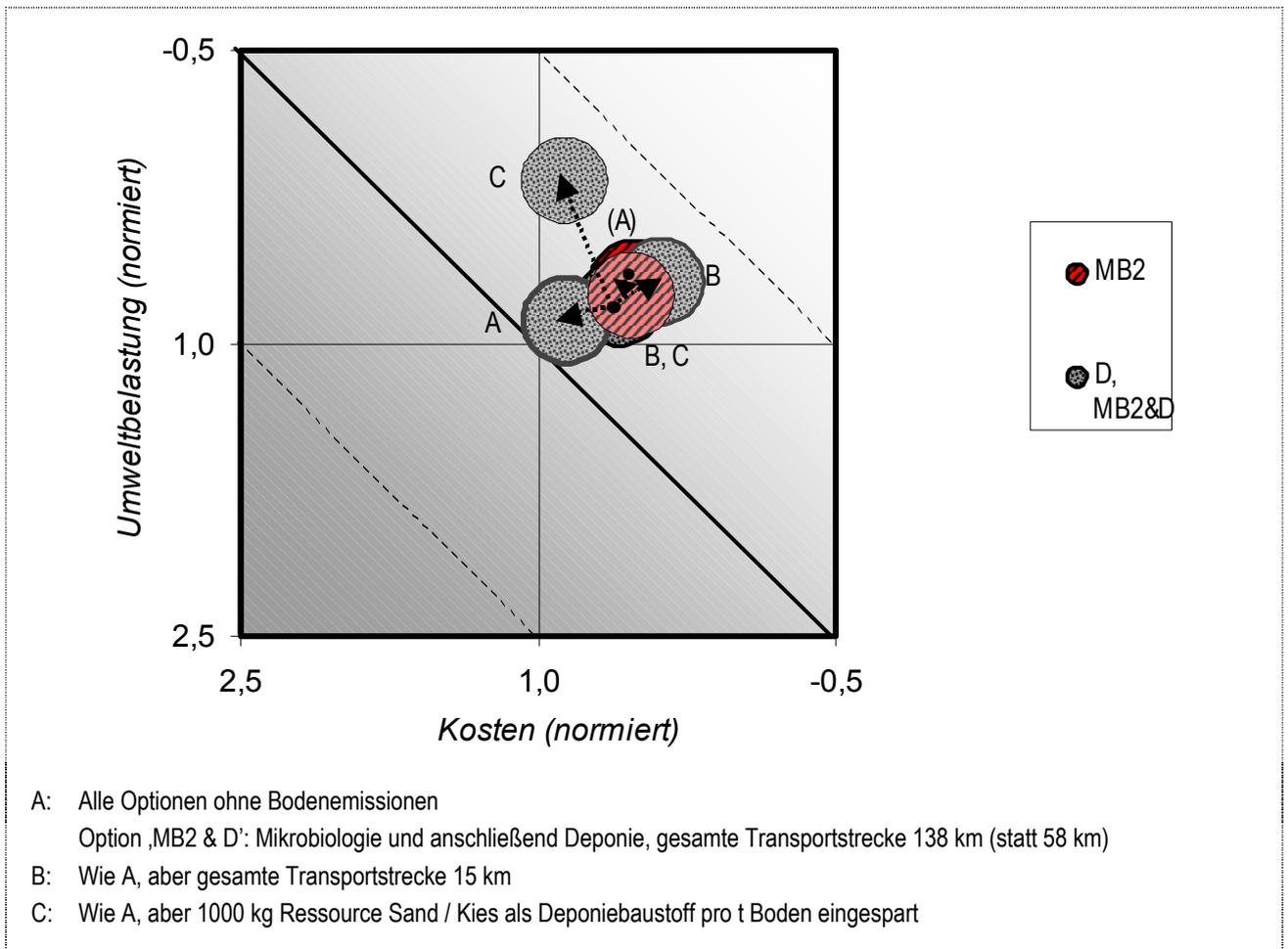


Abbildung 64: Ökoeffizienz-Portfolio mit Kombination von Mikrobiologie und Deponie

Die deponietechnische Verwendung des in mikrobiologischen BBA gereinigten Bodens ist vor allem aufgrund der geringeren Umweltentlastungen durch Substitution von Deponiebaustoff zu empfehlen. Mit einem geringen Transportaufwand und eventuellen Kostensenkungen ist die höhere Ökoeffizienz auch ökonomisch besser gerechtfertigt. Für diese Betrachtungen sind noch die Bedingungen und Einschränkungen, die in den beiden Abschnitten ab Seite 83 und 84 aufgeführt sind, zu berücksichtigen. Dennoch treffen diese auf die Kombination von Mikrobiologie und Deponie weniger zu, da das Schadstoff- und Emissionspotenzial sowie langfristige Risiken auf der Deponie kaum noch bestehen. Somit ist im bestehenden Zweifel die kombinierte Entsorgungsoption der deponietechnischen Verwendung ungereinigten Bodens vorzuziehen.

Für weitere Anwendungen, in denen ähnliche, gewachsene Baustoffe ersetzt werden, kann das Szenario ebenfalls gelten und erste Hinweise über die vorteilhafte Ökoeffizienz geben. Zu klären ist, wie Strukturverbesserer und Dünger der gereinigten Böden die Anforderungen zur Deponierung erfüllen und inwieweit auf der HMD Luftemissionen stattfinden.

8. **Reaktionen eines Fachpublikums auf die ersten Ergebnisse der Ökoeffizienz-Analyse**

Am 29. Oktober 2002 wurden erste Kernergebnisse der Ökoeffizienz-Analyse auf einem Seminar der SAM zur ‚Entsorgung von Bauabfällen‘ vorgestellt, ein Seminarband ist bei der SAM zu beziehen [25]. Etwa 60 Teilnehmer, zumeist Vertreter von Entsorgern sowie Vertreter von Erzeugern, Behörden und Beratern, nahmen an der Veranstaltung teil. Aus diesem Fachpublikum konnten ungefähr 35 befragt werden.

Der Verfasser nutzte die Veranstaltung zu einer Kurzbefragung. Damit war dreierlei beabsichtigt:

- die Eindrücke zur vorgestellten Studie zu ergründen,
- Tendenzen zur Bevorzugung von Ökonomie oder Ökologie zu erkennen sowie
- Argumentationsstandpunkte Bodenbehandlung gegenüber Deponierung abzufragen.

a. **Fragen an die Teilnehmer**

Die drei oben angeführten Punkte wurden anhand eines kurzen Bogens abgefragt, siehe Abbildung 65. Die Intentionen der einzelnen Fragestellungen waren konkret:

- Mit Frage a) sollte erkundet werden, inwieweit die Teilnehmer die vorgestellte Ökoeffizienz-Analyse akzeptieren und selbst umsetzen würden.
- Mit Hilfe der Frage b) sollte die tendenzielle Bevorzugung von Ökologie oder Ökonomie ausgelotet werden. Für diesen Zweck wurde ein fiktives, überspitztes Ökoeffizienz-Portfolio konstruiert. Die grundlegende Annahme nach BASF ist hierbei die gleichberechtigte Gegenüberstellung des ökonomischen und des ökologischen Resultates. Im erstellten Portfolio sind nun zwei gleich ökoeffiziente aber schwerpunktverlagerte Optionen abgebildet. In dieser Patt-Situation wird eine Entscheidung für Punkt A mit Bevorzugung der ökologischen Dimension intendiert. Entgegengesetzt steht Punkt B im Zweifelsfalle für Dominanz des ökonomischen Resultates.
- Schließlich soll mit Frage c) ein Positionsbild des Publikums bezüglich der begleitenden Frage ‚Bodenbehandlung oder Deponierung?‘ gezeichnet werden.

Kurzbefragung zur Ökoeffizienzanalyse

Wir möchten gerne Ihre Meinung sowie ihren Standpunkt kennenlernen. Können Sie die drei Fragen bitte beantworten, indem Sie das zutreffende Kästchen markieren? Bitte Begründen Sie kurz Ihre Antwort. Die Befragung ist anonym und soll im Rahmen der Studie vorgestellt werden.

a) Ökoeffizienzanalyse als Entscheidungshilfe?

Nehmen Sie bitte an, Sie hätten einen Sanierungsfall ähnlich der vorgestellten Tankstellensanierung zu entscheiden oder wesentlich zu beeinflussen. Wie stark würden Sie die vorgestellte Ökoeffizienzanalyse umsetzen?

sehr schwach

-	-	-/0	0+	+	++
---	---	-----	----	---	----

 sehr stark

Begründung: _____

b) Vorrang von Ökonomie oder Ökologie?

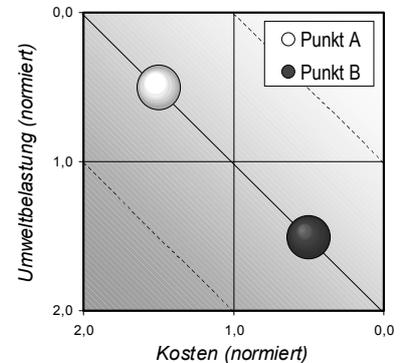
Die Diagonale kennzeichnet Punkte gleicher Ökoeffizienz. Punkt A bedeute im Vergleich zu Punkt B die halbe Umweltbelastung bei doppelten Kosten. Punkt B stehe relativ zu A umgekehrt für höhere Umweltbelastung bei geringeren Kosten. Bitte markieren Sie auf der Skala, zu welchem Punkt Sie bei einer Entscheidung tendieren würden.

Punkt A

A: ++	A: +	A: +/0	B: +/0	B: +	B: ++
-------	------	--------	--------	------	-------

 Punkt B

Begründung: _____



c) Position Bodenbehandlung <-> Deponierung

Es bestehen im Wesentlichen zwei widerstreitende Argumentationstandpunkte zur Entsorgung des untersuchten Bodens. Unterstützen Sie eher die Position von Bodenbehandlern (BB) oder von Deponiebetreibern (D)?

Bodenbehandlung

BB: ++	BB: +	Neutral	D: +	D: ++
--------	-------	---------	------	-------

 Deponierung

Begründung: _____

Abbildung 65: Frageblatt zur Kurzbefragung nach Vorstellung von Ergebnissen

b. Auswertung und Interpretation der Antworten zur Befragung

Alle 26 zurücklaufenden Blätter waren auswertbar. Die Antworten sind als erste Experteneinschätzungen zu interpretieren, die vermutlich zu einem großen Teil das Meinungsbild von Abfallentsorgern wiedergeben. Ein Großteil der Personen erweiterte die skalierten Antworten um Begründungen, auf lediglich acht Antwortblättern wurde keinerlei Begründung geäußert. Die Antworten auf jede Frage sind einerseits grafisch veranschaulicht und andererseits schriftlich einschließlich etwaiger Begründungen erläutert.

Die Gestaltung der Grafiken soll anhand der Abbildung 66 kurz erklärt werden. Die Balkenfläche in der Abbildungsmittle stellt die anteilige Anwothhäufigkeit für das jeweilige Skalenniveau dar. Am Beispiel des Balkenabschnittes ganz links antworteten 5 Personen mit ‚sehr schwach‘, dies sind ca. 20% aller Antworten. Aus allen Antworten wird zusätzlich ein einfacher Mittelwert gebildet, der in diesem Fall 3,8 beträgt.

b.a. Erste Frage ‚Ökoeffizienz-Analyse als Entscheidungshilfe?‘

In Abbildung 66 ist aus dem Mittelwert zusammen mit der dargestellten Verteilung die Tendenz zur Befürwortung der vorgestellten Ökoeffizienz-Analyse erkennbar.

- Fast die Hälfte aller antwortenden Personen messen der vorgestellten Analyse eine starke bis sehr starke Umsetzungsmöglichkeit (‚+‘ bis ‚++‘) bei, falls Sie selbst entscheiden müssten. Unter diesen Befürwortern, von denen sechs eine Bemerkung schrieben, wiesen drei auf den Vorrang der Ökologie hin, zwei weitere stellten das Zusammenspiel von Ökologie und Ökonomie heraus.
- Unter den neutralen bis stark befürwortenden Teilnehmern (‚-/0‘ bis ‚+‘) wird in drei von sieben Bemerkungen eine objektive Revision der Studie angeraten. Zwei Teilnehmer zweifeln für sich die

einfache Umsetzung der Ökoeffizienz-Analyse an, da sie etwa zu kompliziert sei und kaum an innerbetriebliche Daten anknüpfen könne.

- Die fünf Antworten ‚sehr schwach‘ (,--‘) eröffnen eine heterogene Begründungsstruktur. Zwei Personen führten ökonomische Gründe an, wonach lediglich das ökonomische Kriterium ‚Preis‘ zähle bzw. eine Durchführung der Ökoeffizienz-Analyse relativ teuer wäre. Für eine weitere Person ist die Analyse nicht nachvollziehbar. Ein Teilnehmer merkt die fehlende Berücksichtigung anderer Sanierungsmaßnahmen an, insbesondere In-Situ- oder Sicherungsverfahren.

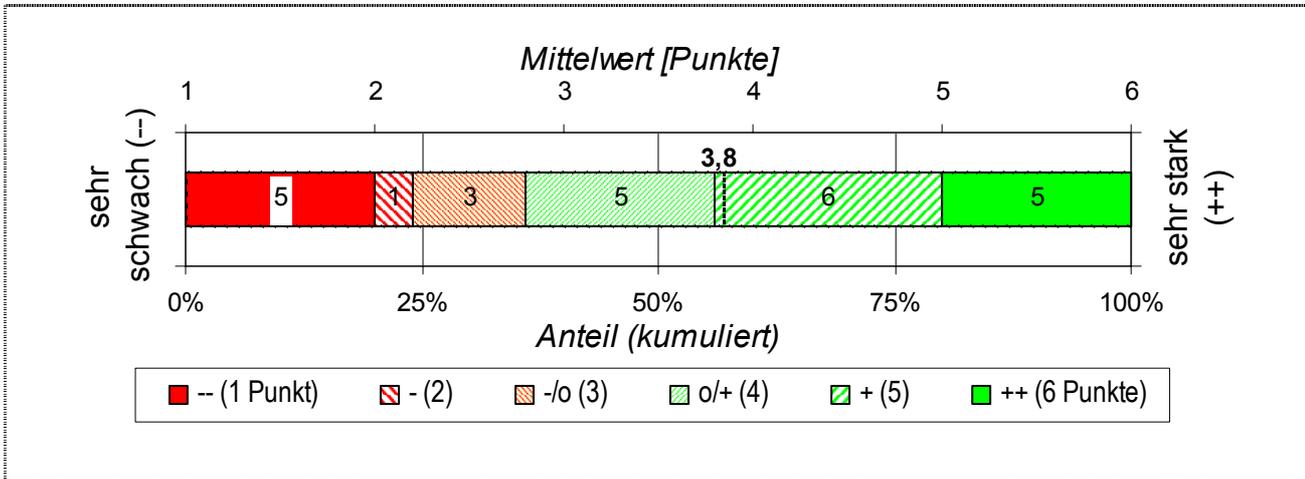


Abbildung 66: Antworten auf die Frage ‚Ökoeffizienz-Analyse als Entscheidungshilfe?‘

b.b. Zweite Frage ‚Vorrang von Ökologie oder Ökonomie?‘

Aufgrund des erfahrungsgemäß hohen Kostenbewusstseins in wirtschaftlichen Erwägungen wäre eine tendenzielle Bevorzugung des ökonomisch ausgerichteten Punktes B durchaus zu erwarten gewesen. Jedoch votierte die Mehrheit der Teilnehmer nach Abbildung 67 für die ökologisch orientierte Alternative bei zwei gleich hoch ökoeffizienten Alternativen. Die Antworten werden mehrheitlich durch die jeweilige Bemerkung bestärkt:

- Bei den zum Punkt B orientierten Teilnehmern (Bemerkungen zu ‚B:+' und ‚B:++‘) kommt der Kostendruck des Wettbewerbs sehr stark zur Geltung.
- Im Gegensatz dazu bemerken die Wähler des Punktes A (‚A:+' und ‚A:++‘), dass die Ökologie das vorrangige Ziel sein müsse. Diese Position wird zumeist normativ begründet, lediglich ein Teilnehmer bringt die Existenzsicherung von BBA zur Sprache.

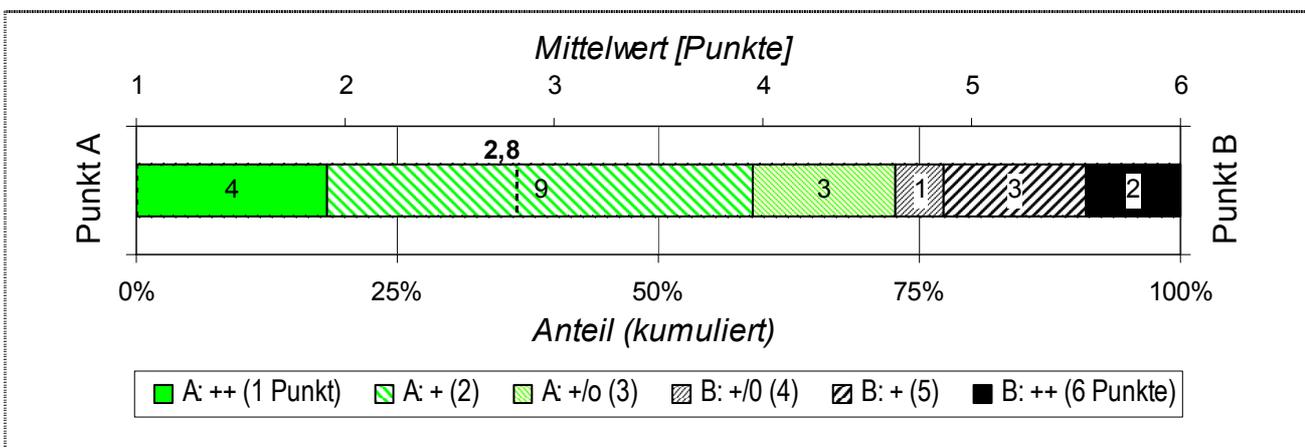


Abbildung 67: Antworten auf die Frage ‚Vorrang von Ökologie oder Ökonomie?‘

b.c. Dritte Frage ‚Position Bodenbehandlung gegenüber Deponierung‘

Die meisten Teilnehmer beziehen, wie in Abbildung 68 ersichtlich, entweder eine neutrale Position oder sehr zugunsten der Bodenbehandlung.

- Von den starken Befürwortern der Bodenbehandlung („BB:++“) begründen acht Teilnehmer ihre Position. Davon führen sechs die ökologische Vorteilhaftigkeit der Bodenbehandlung an. Auch die beiden Begründungen der eingeschränkten Befürworter („B:+“) weisen auf die ökologischen Stärken der Mikrobiologie hin.
- Die Gründe von Beziehern einer neutralen Position sind kaum einheitlich. Von den fünf Begründungen behandeln zwei die Forderung nach fallspezifischen Entscheidungen in Abhängigkeit des Kontaminationsmusters bzw. der Verwendung. Zwei weitere Teilnehmer möchten ihre Entscheidung vom Preis abhängig machen.
- Der einzige Befürworter einer Deponierung („D:++“) begründet seine Position mit der sehr guten deponietechnischen Verwendbarkeit des MKW-kontaminierten Bodens. Dieser Teilnehmer vertritt überdies in den beiden vorangegangenen Fragen Meinungen, die die mehrheitliche Meinung kontrastieren.

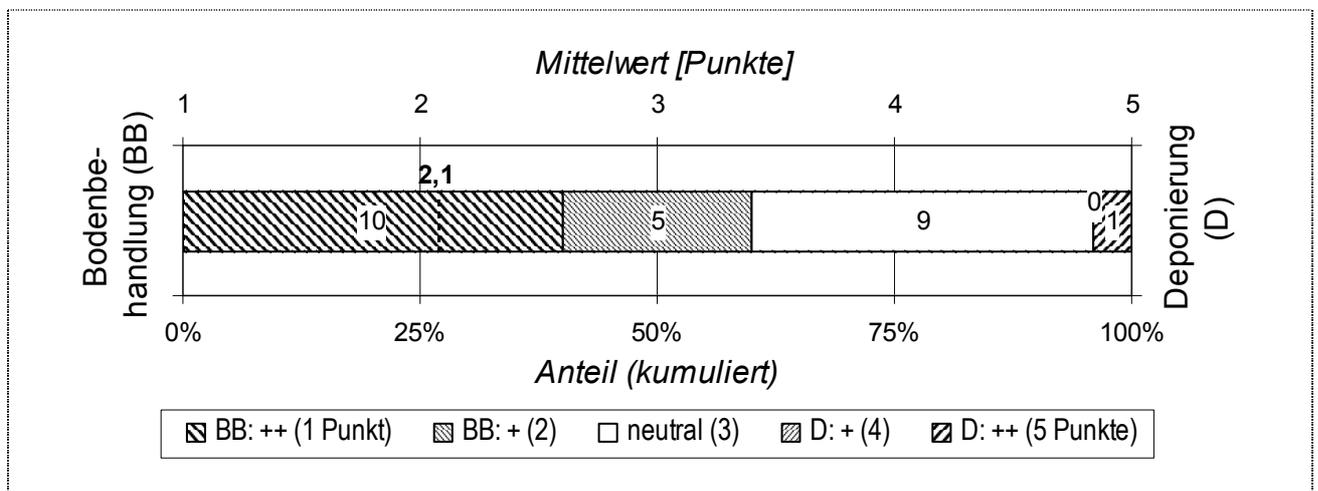


Abbildung 68: Antworten auf die Frage nach ‚Position Bodenbehandlung gegenüber Deponierung‘

c. Fazit zu den Ergebnissen der Kurzbefragung

Das Fachpublikum nimmt die vorgestellte Ökoeffizienz-Analyse überwiegend positiv auf. Die im Seminar weniger zustimmenden Teilnehmer mögen durch die weitaus ausführlichere, vorliegende Studie womöglich überzeugt werden. Insbesondere die kritisch angemerkten Punkte bezüglich der Nachvollziehbarkeit oder des Untersuchungsrahmens können im Rahmen der vorliegenden Studie noch vertieft behandelt werden.

Die Teilnehmer bekennen sich eindeutig zur Ökologie bei gleicher Ökoeffizienz, was im Kontext des allgemeinen Preisdruckes überrascht. Ebenso fällt die starke Positionierung für die Bodenbehandlung bzw. das geringe Votum für die Deponierung auf. Auffällig ist insbesondere, dass kein sichtbarer Zusammenhang zwischen den kostenorientierten Antworten auf die zweite Frage und der mangelnden Befürwortung von evtl. günstigerer Deponierung in der dritten Frage besteht. Solche Zusammenhänge sind im Anhang auf Seite 113 dargestellt.

Die obigen Erkenntnisse sollten weiter ergründet werden, indem beispielsweise die Zusammensetzung des Publikums nach Entscheidungsträgern oder das tatsächliche Marktverhalten untersucht werden.

9. Erkenntnisse zur Ökoeffizienz-Analyse

Die mikrobiologischen Anlagen weisen auf Grundlage des Base-Cases, d.h. bei verwendungsloser Deponierung, in mehrerer Hinsicht zunächst geringe ökonomische und vor allem die geringsten ökologischen Belastungen auf. Die Befunde können durch diverse Szenarien überprüft und größtenteils bestätigt werden.

Andere BBA liefern keine ökonomisch-ökologisch konkurrenzfähigen Ergebnisse. Die Wäsche belastet die Umwelt zu stark und die Thermik ist sowohl ökologisch als auch ökonomisch für die MKW-kontaminierten Böden nicht zu rechtfertigen. Deshalb genügt die reduzierte Betrachtung von Mikrobiologie gegenüber Deponie.

Für eine nachhaltige Abfallwirtschaft bestätigt nicht nur die vorliegende Studie, sondern ebenfalls die Erfahrung der BASF aus anderen Ökoeffizienz-Analysen, dass die Deponierung von Massenabfällen zumeist eine geringere Ökoeffizienz als alternative Entsorgungsoptionen aufweist. Konkret kann die ökologische Nachteiligkeit der verwendungslosen Beseitigung von MKW-kontaminierten Böden auf einer Deponie gegenüber der Sanierung in mikrobiologischen BBA herausgestellt werden. Für diese Form der Beseitigung ist stets die Berechnung mit Hilfe der Bodenemissionen angebracht und nicht zu vernachlässigen, weil nach Abbildung 69 (oben) alle Aspekte abgedeckt werden. Des Weiteren sind die Bodenemissionen als Indikator relativ verlässlich, da die offenen Fragen aus Seite 59 zumeist aufgelöst werden konnten.

Auch ein wesentlich geringerer Preis kann die ökologischen Nachteile der Deponierung nicht ausgleichen. Deshalb ist ein Preiswettbewerb zwischen Mikrobiologie und Deponie im Sinne der vorliegenden Ökoeffizienz-Analyse nicht zu stützen.

Die deponietechnische Verwendung des MKW-kontaminierten Materials könnte die vergleichsweise höchste Ökoeffizienz durch eine geringe Umweltbelastung erreichen, wenn günstige Annahmen zutreffen. Zu diesen zählen vor allem Vernachlässigung von Bodenemissionen und Ausbleiben von Emissionen durch MKW. Dabei muss die deponietechnische Verwendung in der Entsorgungspraxis grundsätzlich dermaßen durchgesetzt werden, dass eine Scheinverwendung streng ausgeschlossen bzw. nur die tatsächlich benötigte Menge verbaut wird. Dies sollte unter anderem durch eine Nachweisführung sichergestellt werden. Darüber hinaus ist die deponietechnische Verwendung aus vier Gründen problematisch:

- Die Nichtberücksichtigung der Bodenemissionen stellt eine fallabhängige Modifikation der Bewertungsmethode dar. Derartige Modifikationen sind grundsätzlich kritisch zu sehen.
- Einzelne Aspekte der vernachlässigten Bodenemissionen, insbesondere das Emissionspotenzial und langfristige Gefahren, sind inhaltlich oder methodisch nicht verlässlich zu ersetzen. Dies ist in der Mitte von Abbildung 69 dargestellt.

Eine hohe Ökoeffizienz der Deponierung läge nur hypothetisch bei diversen, positiv wirkenden Parametern und bei Ausbleiben von negativen Effekten vor, wozu weitere Untersuchungen angestellt werden sollten. Erhebliche Änderungen der Gesamtergebnisse sind nach Meinung des Verfassers aber nicht zu erwarten.

- Die deponietechnische Verwendung sollte vorrangig durch zu bestimmende mineralischen Abfälle abgedeckt werden, die aus ökologisch-ökonomischen oder anderen Gründen ohnehin zu deponieren sind. Dazu sind freilich weitere Ökoeffizienz-Analysen notwendig, die einerseits der Vorrangsermittlung von Abfällen zur deponietechnischen Verwendung dienen. Diese Analysen können aber andererseits womöglich im Sinne einer höheren Ökoeffizienz nachweisen, dass der Vorrang der Bodenbehandlung auf andere - bisher verwendungslos deponierte - Abfälle auszuweiten wäre.

- Das Ökoeffizienz-Ergebnis ist empfindlich gegenüber einer abweichenden Bewertung der gutgeschriebenen Ressource Sand / Kies, die hypothetisch die hohe Ökoeffizienz begründet. Dies liegt unter anderem daran, dass die jeweils zugrundeliegende Ressourcenreichweite den einzigen Bewertungsfaktor für die stoffliche Gutschrift bildet.

Die kombinierte Entsorgungsoption, in mikrobiologischen BBA gereinigten Boden deponietechnisch zu verwenden, ist hingegen empfehlenswert, wenn hochwertigere Ressourcen wie Sand / Kies eingespart werden. Einerseits verschlechtern die Aufwendungen der Mikrobiologie die Ökoeffizienz nur leicht, diese werden aber durch die positiven Effekte der Substitution von Deponiebaustoffen bei weitem übertroffen. Andererseits werden die methodischen und inhaltlichen Unwägbarkeiten, wie hoch das tatsächliche Emissionspotenzial und die langfristigen Risiken auf der jeweiligen Deponie sind, beseitigt. Durch die unten in Abbildung 69 aufgezeigte Vernachlässigbarkeit der Bodenemissionen können die vorteilhaften Ergebnisse der kombinierten Entsorgungsoption verlässlich begründet werden. Folglich kann die deponietechnische Verwendung mikrobiologisch gereinigten Bodens eine geringe oder gar die geringste gesicherte Umweltbelastung unter allen Entsorgungsoptionen aufweisen. Die Ökoeffizienz der kombinierten Option ist etwa so hoch wie die der üblichen Mikrobiologie. Erst durch geringe Transportentfernungen und einen zumindest stabilen Gesamtpreis kann die kombinierte Entsorgungsoption die ökoeffizienteste unter allen Optionen werden.

Ebenfalls sind andere Verwendungen des gereinigten Bodens im Sinne der Ökoeffizienz anzudenken, wenn die ökologischen Entlastungen durch Substitution eines Baustoffes die zusätzlichen Aufwendungen weit übersteigen.

	Aspekt der Bodenemission	Ausprägung	vernachlässigbar?		
			nein	evtl.	ja
verwendungslose Beseitigung	• potenzielle Schadstoffeinträge:	möglich	✓		
	• langfristige Gefahren:	möglich	✓		
	• technische Maßnahmen:	notwendig	✓		
	• begrenzter Deponieraum:	benötigt	✓		
	• dauerhafter Verbrauch:	zutreffend	✓		
↓					
deponietechnische Verwendung	• potenzielle Schadstoffeinträge:	möglich	✓		
	• langfristige Gefahren:	möglich	✓		
	• technische Maßnahmen:	notwendig aber minder zuzurechnen		✓	
	• begrenzter Deponieraum:	kein zusätzlicher Raum			✓
	• dauerhafter Verbrauch:	Einsparung von Deponiebaustoff			✓
↓					
Mikrobiologie & deponietechnische Verwendung	• potenzielle Schadstoffeinträge:	gering			✓
	• langfristige Gefahren:	gering			✓
	• technische Maßnahmen:	kaum notwendig			✓
	• begrenzter Deponieraum:	kein zusätzlicher Raum			✓
	• dauerhafter Verbrauch:	Einsparung von Deponiebaustoff			✓

Abbildung 69: Ausprägung und Vernachlässigbarkeit von Aspekten der Bodenemissionen bei diversen Verwendungsformen auf der Deponie

10. Schlussfolgerungen und Ausblick

Mineralische Abfälle verursachen einen erheblichen Anteil am gesamten Abfallstrom. Dies ist weniger auf den Schadstoff an sich, als vielmehr auf den Trägerstoff ‚Boden‘ zurückzuführen. Die massenhaft anfallenden mineralischen bÜA trugen in den Jahren 2000 und 2001 die Hälfte zu allen rheinland-pfälzischen Sonderabfällen bei. Die mineralischen Sonderabfälle bestehen wiederum fast zu Hälfte aus MKW-kontaminierten Böden.

Mit der vorliegenden Ökoeffizienz-Analyse zur Entsorgung MKW-kontaminierter Materials konnte die vergleichsweise höchste Ökoeffizienz zunächst für die mikrobiologische Bodenbehandlung gegenüber anderen Off-Site-Maßnahmen nachgewiesen werden. Die relativ geringe Umweltbelastung ist weitaus niedriger als die einer verwendungslosen Deponierung. Von dieser Form der Deponierung ist in diesem Zusammenhang abzuraten, während die bestehende rheinland-pfälzische Zuweisungspraxis von MKW-kontaminierten Böden an mikrobiologische BBA im Wesentlichen untermauert wird. Von den anderen untersuchten Optionen zur Bodenbehandlung sind weder gegenwärtig noch in naher Zukunft konkurrenzfähige Ökoeffizienz-Ergebnisse zu erwarten.

Eine deponietechnische Verwendung ist nur in Kombination mit einer vorherigen mikrobiologischen Behandlung sinnvoll und ist ähnlich ökoeffizient wie die übliche Mikrobiologie. Sie erbringt die niedrigste gesicherte Umweltbelastung, weil

- das Schadstoffpotenzial abgebaut und nicht bloß verschleppt wird,
- der Abfall die Ressource Sand / Kies oder eine vergleichbare Ressource ersetzt und somit zur Ressourcenschonung beiträgt sowie
- eventuelle, nach der Mikrobiologie verbleibende Verunreinigungen auf einer Deponie gesichert werden.

Allerdings sind einige zugrundeliegende Restriktionen zu beachten, damit die kombinierte Entsorgungsoption zumindest die Ökoeffizienz der Mikrobiologie erreicht oder leicht übertrifft:

- Die Substitution von Ressourcen wie Sand oder Kies zur deponietechnischen Verwendung ist eine grundlegende Voraussetzung.
- Die Ressourcenrückführung in eine Abbaustätte erbringt insgesamt nur einen vergleichsweise geringen ökologischen Nutzen gegenüber der deponietechnischen Verwendung.
- Ein geringes Transportaufkommen ist anzustreben.
- Die Kosten für den Abfallerzeuger sollen mit denen der üblichen mikrobiologischen Entsorgungsoptionen vergleichbar sein. Dabei sollte der Preis die wirtschaftlichen Interessen sowohl von BBA- als auch von Deponiebetreibern berücksichtigen.

Ein anderes Bild könnte sich für die Entsorgung kontaminierter Mutterbodens ergeben, der ein hochwertiges Material zur Rekultivierung darstellt und auf einer Deponie nur für wenige Anwendungen im Deponieabschluss eingesetzt werden sollte. Die weitere Diskussion des Mutterbodens liegt außerhalb des betrachteten Kundennutzens. Dennoch ist sicherlich von großer Zustimmung für die ungeprüfte Einschätzung auszugehen, MKW-kontaminierten Mutterboden stets mikrobiologisch zu behandeln und danach für angemessene Maßnahmen in Garten- und Landschaftsbau oder für Rekultivierungen - z.B. von Abbaustätten und Deponien - einzusetzen.

Die sehr klar abgegrenzten Ergebnisse und Schlussfolgerungen der Ökoeffizienz-Analyse sind unter Umständen ebenfalls auf andere MKW-Konzentrationen anwendbar, was aber differen-

ziert geprüft werden muss. Gleichfalls kann die durchgeführte Ökoeffizienz-Analyse für andere Abfälle modifiziert werden. Trotz mancher regionaler Unterschiede können die Ergebnisse nach entsprechender Prüfung der Vergleichbarkeit auf andere Bundesländer übertragbar sein. Selbstverständlich sind Unwägbarkeiten und regionale Unterschiede zu berücksichtigen. Z.B. sind unterschiedliche Zuordnungswerte für belastete wie auch für gereinigte Böden oder Anerkennungen zur Verwertung statt Beseitigung zu berücksichtigen. Zugleich sind Kosten, nutzbare Technologien und Kapazitäten oder sonstige regionale Einflüsse relevant. Demnach ist die Studie regional, national und international richtungsweisend für die Entsorgung der mineralischen Sonderabfälle, insbesondere MKW-kontaminierte, weil

- die Mengen sehr bedeutend in ganz Deutschland und ebenso in anderen Staaten sind,
- die Entsorgung MKW-kontaminierter Böden aufgrund zahlreicher Deponieabschlussvorhaben ein vorrangliches Thema ist,
- die mineralischen Sonderabfälle einen großen Teil des benötigten Materials zur deponietechnischen Verwendung, insbesondere während des Deponieabschlusses, stellen können sowie
- das Entsorgungsthema wegen der Deponieabschlüsse bis über das jetzige Jahrzehnt hinaus von langfristiger, entscheidender Bedeutung für den Bodenbehandlungsmarkt ist.

Die auf Seite 4 formulierten Ziele und die auf Seite 22 benannten Beiträge der Ökoeffizienz-Analyse nach BASF werden mit der vorliegenden Studie erfüllt oder sind zukünftig anzustreben. So sind folgende Aspekte zur Zielerreichung und zur weiteren Verwendung der Studie bzw. der Ökoeffizienz-Analyse hervorzuheben:

- Erreichte Ziele:
 - Mit Hilfe der Analysemethode wurden komplexe und widerstreitend diskutierte Entsorgungsoptionen zur Off-Site-Entsorgung der MKW-kontaminierten Böden in ein einfaches und transparentes Modell überführt. Die Ergebnisse der bisher untersuchten Entsorgungsoptionen wurden mitsamt zugrundeliegender Strukturen anschaulich und schlüssig dargestellt.
 - Mithilfe der vorliegenden Studie zu Entsorgungsoptionen für MKW-kontaminierte Böden aus dem stellvertretenden Anwendungsfall ‚Tankstellensanierung‘ konnten zahlreiche Erfahrungen gewonnen werden. Diese ermöglichen der SAM somit einen umfassenden Einstieg in das Instrument ‚Ökoeffizienz-Analyse nach BASF‘ zur Sonderabfallentsorgung.
 - Die Bewertungen im Sinne einer Nachhaltigen Entwicklung wurden in einer gleichberechtigt ökologisch-ökonomischen, lebenswegbezogenen Betrachtung deutlich dargestellt und dadurch von der ausschließlich ökonomischen Betrachtung abgehoben. Gleichfalls wurden rein ökologische Betrachtungen relativiert und in einen ökonomischen Kontext gestellt.
- Weiterhin anzustrebende Ziele:
 - Das erstellte Grundgerüst der Ökoeffizienz-Analyse kann leicht modifiziert und an weitere Anlagen und ihre spezifische Ausprägungen angepasst werden. Damit ist eine flächendeckende Betrachtung von vergleichbaren Anlagen möglich, die zudem kostengünstig und schnell wäre sowie entsprechende Entscheidungshilfen böte.
 - Verfahrensverbesserungen in verschiedenen Anlagen können mit der Ökoeffizienz-Analyse begleitet werden, Forschungs- und Entwicklungsschwerpunkte können definiert und mit dem angewendeten Verfahren verglichen werden. Fortschritte im Sinne der Nachhaltigen Entwicklung können verfolgt und dokumentiert werden.
 - Zukünftig könnte die Definition eines Kundennutzens gar die Integration weiterer Entsorgungsoptionen erlauben, beispielsweise In-Situ-Sanierungen, Sicherungsverfahren oder womöglich die Nutzung des Bodens in Zementwerken.
 - Die Ökoeffizienz-Analyse ist ein umfassendes, zielführendes und flexibles Instrument zur Diskussion von Strategien sowie zur Ausarbeitung von Richtlinien und Regelungen. Insbesondere sollen den politischen Entscheidungsträgern Handlungsoptionen vorgeschlagen werden.

- Aktivitäten zur Bodenbehandlung können in der Öffentlichkeit dargestellt und die sich daraus ableitenden Entscheidungen entsprechend begründet werden.

Als Leitsatz dieser Studie lässt sich gewinnen,

- dass grundsätzlich nur durch die Mikrobiologie eine höchst ökoeffiziente Entsorgung erreicht wird und
- dass die Kombination von Mikrobiologie mit der anschließenden deponietechnischen Verwendung oder mit einer anderweitig ressourcensubstituierenden Verwendung unter den formulierten Bedingungen anzustreben ist.

Durch die Kombination von Mikrobiologie mit der anschließenden deponietechnischen Verwendung ist eine relativ hohe, eventuell die höchste gesicherte Ökoeffizienz zu erreichen. Deswegen schlägt der Verfasser vor, die mikrobiologische Verwendung weiter zu verfolgen und die Kombination von Mikrobiologie und deponietechnischer Verwendung bzw. sonstig sinnvoller Ressourcensubstitution auszubauen. Hieraus ergäben sich Potenziale einer nachhaltigeren Abfallwirtschaft, die im Falle der deponietechnischen Verwendung jeweils die ökologischen Vorteile dieser Verwendung auf Deponien und der Bodenbehandlung verbinden würden. Des Weiteren ist der deponietechnische Bedarf langfristig und für hohe Mengen planbar, so dass sich eine dauerhafte Perspektive ergibt. Jedoch ist grundlegend zu klären, ob und wie Deponien die gereinigten Böden zu einem niedrigeren Preis als bisher für MKW-kontaminierte oder für anders verschmutzte mineralische Abfälle annehmen.

Die verwendungslose Deponierung weist wegen der immensen Belastungen in der Kategorie ‚Bodenemissionen‘ für den betrachteten Kundennutzen die geringste Ökoeffizienz auf. Die deponietechnische Verwendung ohne vorherige Behandlung ist - angesichts der problematischen Vernachlässigung von Aspekten der ökologischen Bewertung der Bodenemissionen und aufgrund der Existenz der kombinierten Entsorgungsoption - nicht zu empfehlen.

Die Projektpartner erhoffen sich eine lebendige Diskussion über Methodik und Aussagen der Studie. Eine Fortführung der mit der vorliegenden Studie gelegten Basis zur ökologisch-ökonomischen Bewertung von Entsorgungsfragen ist sinnvoll. Die Adressen im Anhang mögen die Einladung stützen.

Verzeichnisse

A Abkürzungsverzeichnis

AP	Acidification-Potential (Versauerungspotenzial)
BASF	BASF Aktiengesellschaft
BBA	Bodenbehandlungsanlage(n)
BBodSchG	Bundes-Bodenschutzgesetz
BTEX	Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylol
BIP	Bruttoinlandsprodukt
büA	besonders überwachungsbedürftige(r) Abfall/Abfälle
BVBA	Bundesvereinigung Boden und Altlasten
CSB	Chemischer Sauerstoff-Bedarf
GWP	Global-Warming-Potential (Treibhauspotenzial)
HMD	Hausmülldeponie(n)
KW	Kohlenwasserstoffe
LAGA	Länderarbeitsgemeinschaft Abfall
LHKW	Leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe
MKW	Mineralölkohlenwasserstoffe
MUF	Ministerium für Umwelt und Forsten (des Landes Rheinland-Pfalz)
MWVLW	Ministerium für Wirtschaft, Verkehr, Landwirtschaft und Weinbau (des Landes Rheinland Pfalz)
nüA	nicht-überwachungsbedürftige(r) Abfall/Abfälle
NE	Nutzeneinheit (des definierten Kundennutzens)
NM-VOC	Non-Methane volatile organic Compound (Nicht-Methan flüchtige, organische Kohlenwasserstoffverbindungen)
ODP	Ozone-Depletion-Potential (Ozonzerstörungspotenzial)
PAK	Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe
POCP	Photochemical Ozone-Creation-Potential (fotochemisches Ozonbildungspotenzial)
RLP	Rheinland-Pfalz
SAM	Sonderabfall-Management-Gesellschaft Rheinland-Pfalz mbH
SRU	Sachverständigenrat für Umweltfragen
SGD	Struktur- und Genehmigungsdirektion
TASi	Technische Anleitung Siedlungsabfall
TS	Trockensubstanz
WBCSD	World Business Council for Sustainable Development

B *Abbildungsverzeichnis*

Abbildung 1: Preisentwicklung der Bodenbehandlung und der Deponierung in RLP	12
Abbildung 2: Struktur nicht-überwachungsbedürftiger Abfälle zur Beseitigung 1998 in RLP	14
Abbildung 3: Mengentwicklung büA 1995 bis 2000 in RLP	15
Abbildung 4: Entsorgungsarten von Erd- und Hafenaushub nach vermuteter Kontamination 1999-2001 in RLP	16
Abbildung 5: Herkunft, Zeitpunkt und Entsorgungsart belasteter Erde und Hafenaushub 1998-2001 in RLP	18
Abbildung 6: Herkunft, Zeitpunkt und vermutete Kontamination von Erd- und Hafenaushub 1998-2001 in RLP	18
Abbildung 7: Herkunft und Größenverteilung von belasteter Erde und Hafenaushub 1999-2001 in RLP	19
Abbildung 8: Größenstrukturen von rheinland-pfälzischen Tankstellensanierungen 1998-2001	20
Abbildung 9: Exemplarisches Ökoeffizienz-Portfolio.....	24
Abbildung 10: Darstellungsformen der Ergebnisse auf verschiedenen Aggregationsebenen.....	25
Abbildung 11: Gesellschaftliche Wichtungsfaktoren für ökologische Resultate.....	27
Abbildung 12: Kundennutzen und mögliche Entsorgungsoptionen.....	29
Abbildung 13: Systemgrenze der Gruppe der Entsorgungsoptionen ‚Mikrobiologie‘	32
Abbildung 14: Systemgrenze der Entsorgungsoption ‚Wäsche‘	33
Abbildung 15: Systemgrenze der Entsorgungsoption ‚Thermik‘	33
Abbildung 16: Systemgrenze der Entsorgungsoption ‚Deponie‘	33
Abbildung 17: Transport aus Tankstellensanierungen zu mikrobiologischen Behandlungsanlagen 1998 bis 2001 innerhalb RLP	35
Abbildung 18: Entgelte für die Deponierung mineralischer Abfälle in RLP	40
Abbildung 19: Abfolge der Ergebnisdarstellungen über die Aggregationsebenen.....	43
Abbildung 20: Ökoeffizienz-Portfolio der Entsorgungsoptionen im Base-Case	44
Abbildung 21: Rechenfaktoren zur Aggregation der Umweltbelastung im Base-Case.....	45
Abbildung 22: Ökologischer Fingerprint der Entsorgungsoptionen.....	46
Abbildung 23: Gesamtkosten der Entsorgungsoptionen.....	47
Abbildung 24: Normierte Gesamtkosten der Entsorgungsoptionen	47
Abbildung 25: Energieverbrauch der Entsorgungsoptionen.....	48
Abbildung 26: Normierter Energieverbrauch der Entsorgungsoptionen	48
Abbildung 27: Stoffverbrauch der Entsorgungsoptionen.....	49
Abbildung 28: Normierter Stoffverbrauch der Entsorgungsoptionen.....	49
Abbildung 29: Normierte Emissionen der Entsorgungsoptionen.....	50
Abbildung 30: Zusammengefasste, normierte Luftemissionen der Entsorgungsoptionen.....	51
Abbildung 31: Treibhauspotenziale der Entsorgungsoptionen.....	52
Abbildung 32: Ozonzerstörungspotenziale der Entsorgungsoptionen	52
Abbildung 33: Fotochemische Ozonbildungspotenziale der Entsorgungsoptionen	53
Abbildung 34: Versauerungspotenziale der Entsorgungsoptionen	53
Abbildung 35: Wasseremissionen der Entsorgungsoptionen.....	54
Abbildung 36: Normierte Wasseremissionen der Entsorgungsoptionen.....	54

Abbildung 37: Ausprägung und Vernachlässigbarkeit von Aspekten der Bodenemissionen bei der verwendungslosen Beseitigung	55
Abbildung 38: Bodenemissionen der Entsorgungsoptionen	56
Abbildung 39: Normierte Bodenemissionen der Entsorgungsoptionen	56
Abbildung 40: Flächenbedarf der Entsorgungsoptionen.....	60
Abbildung 41: Normierter Flächenbedarf der Entsorgungsoptionen und zugehörige Erläuterungen.....	60
Abbildung 42: Toxizitätspotenziale der Entsorgungsoptionen während der Lebenswegphase ‚Herstellung‘	62
Abbildung 43: Toxizitätspotenziale der Entsorgungsoptionen während der Lebenswegphase ‚Anwendung‘	62
Abbildung 44: Toxizitätspotenziale der Entsorgungsoptionen während der Lebenswegphase ‚Ablagerung‘	63
Abbildung 45: Normierte Toxizitätspotenziale der Entsorgungsoptionen und zugehörige Erläuterungen.....	63
Abbildung 46: Risikopotenziale der Entsorgungsoptionen.....	64
Abbildung 47: Aggregierte, normierte Risikopotenziale der Entsorgungsoptionen und zugehörige Erläuterungen.....	65
Abbildung 48: Ökoeffizienz-Portfolio des Szenarios ‚Varianten der Transportentfernungen‘	69
Abbildung 49: Ökoeffizienz-Portfolio des Szenarios ‚Varianten der Mikrobiologie‘	70
Abbildung 50: Ökoeffizienz-Portfolio des Szenarios ‚Varianten der Bodenwäsche‘	72
Abbildung 51: Ökoeffizienz-Portfolio des Szenarios ‚Varianten der Thermik‘.....	73
Abbildung 52: Ökoeffizienz-Portfolio des Szenarios ‚Varianten des Toxizitätspotenzials‘	74
Abbildung 53: Erweiterte Risikopotenziale der Entsorgungsoptionen	75
Abbildung 54: Ökoeffizienz-Portfolio des Szenarios ‚Varianten des Risikopotenzials‘	75
Abbildung 55: Ökoeffizienz-Portfolio der Varianten zur Entwicklung von Preis und Menge.....	77
Abbildung 56: Ausprägung und Vernachlässigbarkeit von Aspekten der Bodenemissionen bei der deponietechnischen Verwendung.....	78
Abbildung 57: Ökoeffizienz-Portfolio zum Szenario ‚deponietechnische Verwendung‘.....	79
Abbildung 58: Ökoeffizienz-Portfolio der Ausgangsvariante ‚ohne Bodenemissionen‘	80
Abbildung 59: Rechenfaktoren der Ausgangsvariante ‚ohne Bodenemissionen‘	80
Abbildung 60: Ökoeffizienz-Portfolio der Varianten mit positiven Effekten ‚ohne Bodenemissionen‘	81
Abbildung 61: Ökoeffizienz-Portfolio der Varianten mit negativen Effekten ‚ohne Bodenemissionen‘	82
Abbildung 62: Ökoeffizienz-Portfolio mit Ressourceneinsparung ‚ohne Bodenemissionen‘	84
Abbildung 63: Ausprägung und Vernachlässigbarkeit von Aspekten der Bodenemissionen bei der Mikrobiologie kombiniert mit deponietechnischer Verwendung.....	85
Abbildung 64: Ökoeffizienz-Portfolio mit Kombination von Mikrobiologie und Deponie	87
Abbildung 65: Frageblatt zur Kurzbefragung nach Vorstellung von Ergebnissen	89
Abbildung 66: Antworten auf die Frage ‚Ökoeffizienz-Analyse als Entscheidungshilfe?‘	90
Abbildung 67: Antworten auf die Frage ‚Vorrang von Ökologie oder Ökonomie?‘	90
Abbildung 68: Antworten auf die Frage nach ‚Position Bodenbehandlung gegenüber Deponierung‘	91
Abbildung 69: Ausprägung und Vernachlässigbarkeit von Aspekten der Bodenemissionen bei diversen Verwendungsformen auf der Deponie.....	93
Abbildung 70: Matrix zur Konstellation der gültigen Antworten auf 1. und 2. Frage der Kurzbefragung. 113	
Abbildung 71: Matrix zur Konstellation der gültigen Antworten auf 2. und 3. Frage der Kurzbefragung. 113	
Abbildung 72: Matrix zur Konstellation der gültigen Antworten auf 1. und 3. Frage der Kurzbefragung. 114	

C Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Vor- und Nachteile von On- und Off-Site-Sanierung.....	21
Tabelle 2:	Entsorgungsoptionen in RLP.....	30
Tabelle 3:	Preise der Entsorgungsanlagen.....	36
Tabelle 4:	Abfallstruktur 1998 in Deutschland und Berechnung des gewichteten Abfalls.....	58
Tabelle 5:	Bewertungsausprägungen zum Toxizitätspotenzial.....	61
Tabelle 6:	Datengüte zu ökobilanziellen Strömen und zu Kosten	67
Tabelle 7:	Wirkungsbilanz der Entsorgungsoption ‚MB1‘.....	106
Tabelle 8:	Wirkungsbilanz der Entsorgungsoption ‚MB2‘.....	107
Tabelle 9:	Wirkungsbilanz der Entsorgungsoption ‚MB3‘.....	108
Tabelle 10:	Wirkungsbilanz der Entsorgungsoption ‚W‘.....	109
Tabelle 11:	Wirkungsbilanz der Entsorgungsoption ‚T‘.....	110
Tabelle 12:	Wirkungsbilanz der Entsorgungsoption ‚D‘	111
Tabelle 13:	Berechnung aller Relevanz- und Rechenfaktoren im Base-Case.....	112
Tabelle 14:	Berechnungsformeln zur Berechnung des gewichteten Abfalls.....	115

D Gleichungsverzeichnis

Gleichung 1:	Exemplarische Berechnung des Rechenfaktors	26
Gleichung 2:	Errechnung des Transportpreises.....	34
Gleichung 3:	Errechnung des spezifischen Dieselverbrauches	35
Gleichung 4:	Beitrag der Bodenemissionen im gesellschaftlichen Wichtungsschema	57

E Literaturverzeichnis

- [1] Becks, Helmut; Gelbke, Heinz-Peter; Kicherer, Andreas: Ökoeffizienz-Analyse "made by BASF" verspricht mehrfache Rendite; in: Weizsäcker, Ernst-Ulrich von; Stigson, Björn; Seiler-Hausmann, Jan-Dirk (Hrsg.): Von Ökoeffizienz zu nachhaltiger Entwicklung in Unternehmen (Wuppertal Spezial, Nr. 18); Wuppertal 2001, 2. Aufl; S. 121-135.
- [2] Bender, A.; Volkwein, S.; Battermann, G.; Kohler, W.: Umweltbilanz von Altlastensanierungsverfahren; o.O. 1999; WWW: <<http://www.tgu-online.de/>> (Abruf: 15.05.2002).
- [3] BioKomp: Umwelterklärung – BioKomp Verwertungsgesellschaft mbH, Kompostwerke Wetter und Stauseebach 1999; WWW/PDF: <www.biokomp.de> (Abruf: 30.07.2002).
- [4] BioKomp: Umwelterklärung – Kompostierung im Landkreis Kassel GmbH, Kompostwerke Fulda und Lohfelden 1999; WWW/PDF: <www.biokomp.de> (Abruf: 30.07.2002).
- [5] Blank, E.: Sustainable Development; in: Schulz, Werner F.; Burschel, Carlo; Weigert, Martin; Liedtke, Christa; u.a. (Hrsg.): Lexikon Nachhaltiges Wirtschaften (Lehr- und Handbücher zur Ökologischen Unternehmensführung und Umweltökonomie); München und Wien 2001; S. 374-385.
- [6] Borken, Jens; Patyk, Andreas; Reinhardt, Guido A.: Basisdaten für ökologische Bilanzierungen – Einsatz von Nutzfahrzeugen in Transport, Landwirtschaft und Bergbau; Braunschweig und Wiesbaden 1999.
- [7] Bückmann, Walter: Nachhaltige Bodennutzung – Fortentwicklung des rechtlichen und systematischen Standes des Bodenschutzes; in: Rosenkranz, Dietrich u.a. (Hrsg.): Bodenschutz; Berlin 2001, Lieferung VIII/01; Kennung 0150.

- [8] Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.); Bosch & Partner; Wolf, Rainer: Wiederherstellungsmöglichkeiten von Bodenfunktionen im Rahmen der Eingriffsregelung (Angewandte Landschaftsökologie, Nr. 31); Bonn 1999; S. 46-55.
- [9] BVBA-Grundsatzausschuss: Böden nachhaltig schützen – Altlasten erfolgreich sanieren! Strategie der Bundesvereinigung Boden und Altlasten; in: Altlasten Spektrum; 2000, H. 3; S. 191-195.
- [10] Gesellschaft für Consulting und Analytik im Umweltbereich: Umweltbilanzierung von Altlastensanierungsverfahren; o.O. 1998; CD-ROM: Version 1.0, Revision 16.
- [11] Corsten, Hans: Produktionswirtschaft – Einführung in das industrielle Produktionsmanagement (Lehr- und Handbücher der Betriebswirtschaftslehre); München und Wien 1998, 7. Aufl.
- [12] DIN (Hrsg.): Umweltmanagement – Ökobilanz – Prinzipien und allgemeine Anforderungen; DIN EN ISO 14040; Berlin 1997.
- [13] DIN (Hrsg.): Umweltmanagement – Ökobilanz – Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens sowie Sachbilanz; DIN EN ISO 14041; Berlin 1998.
- [14] DIN (Hrsg.): Umweltmanagement – Ökobilanz – Auswertung; DIN EN ISO 14043; Berlin 2000.
- [15] DIN (Hrsg.): Umweltmanagement – Ökobilanz – Wirkungsabschätzung; DIN EN ISO 14042; Berlin 2000.
- [16] Drescher, Joachim: Deponiebau; Berlin 1997.
- [17] Grunewald, Karsten: Großräumige Bodendekontaminationen. Wirkungsgefüge – Erkundungsmethoden und Lösungsansätze; Berlin 1997.
- [18] Haekel, Wolfgang: (Üb)erleben Bodenbehandlungsunternehmen den 1. Juni 2005?; in: TerraTech; 2002, H. 5; S. 6-8.
- [19] Hoffmann, Hartmut: Ausmaß der Altlastenproblematik und Situation in Rheinland-Pfalz; in: Franzius, Volker; Wolf, Klaus; Brandt, Edmund (Hrsg.): Handbuch der Altlastensanierung; Heidelberg 1996, 2. Aufl., 1. Ergänzungs-Lieferung, Februar 1996; Kennzahl 1850.11.
- [20] Hupe, K.; Lüth, J.-C.; Heerenklage, R.; Stegmann, R.: Kompost als Mittel zur Reinigung ölkontaminierter Böden; in: Altlasten Spektrum; 1996, H. 4; S. 182-189.
- [21] Jansky, Hans-Joachim; Neumann, Volker: Preisentwicklung in der Bodendekontamination – wirtschaftliche und technische Rahmenbedingungen; in: TerraTech; 1999, H. 2; S. 25-29.
- [22] Juckenack, Christian; Urban, A. I.; Wagner, J. F.: Modellhafte Sanierung von Altlasten: Ehemaliges Industriegelände Konz-Stadtmitte (Schlussbericht zum Förderprojekt, Förderkennzahl 1450656 I 9); Bonn 1998.
- [23] Jung, Gottfried: Sonderabfallentsorgung in Rheinland Pfalz; in: Hösel, G.; Bilitewski, B.; Schenkel, W.; Schnurer, H. (Hrsg.): Müll-Handbuch; Berlin 2000, Lieferung 1/2000; Kennzahl 8064.
- [24] Kaule, Giselher: Renaturierung oder Rekultivierung?; in: Deutsches Institut für Fernstudienforschung an der Universität Tübingen (Hrsg.); Berlin 1997; S. 373ff.
- [25] Kleine, Alexandro: Bodenbehandlung oder Deponierung? Einzelne Entsorgungswege unter Betrachtung ihrer Ökoeffizienz; in: SAM (Hrsg.): Entsorgung von Baustellenabfällen, Seminar der SAM am 29. Oktober 2002 in Mainz; S. 151-171.
- [26] Knäpple, Hans-Jörg: Verwertung mineralischer Abfälle im Landschaftsbau – Auswirkungen der Bundesbodenschutzverordnung; in: KA - Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall; 2001, H. 8; S. 1135-1140.
- [27] Kokott, Dietmar: Wertemanagement als Beitrag zum wertsteigernden Wachstum – Grundwerte und Leitlinien global tätiger Unternehmen; in: Lucas-Bachert, Ursula (Hrsg.): Mit Ethik zum Unternehmenserfolg? Vom Nutzen der Glaubwürdigkeit durch Wertemanagement; Frankfurt a.M. 2000; S. 43-54.
- [28] Landsiedel, Robert; Saling, Peter: Assessment of Toxicological Risks for Life Cycle Assessment and Eco-efficiency Analysis; in: International Journal of Life Cycle Assessment; 2002, H. 4; S. 261-268.
- [29] LfUG: Entscheidungshilfe für die Ablagerung von besonders überwachungsbedürftigen Bauabfällen (Boden und Bauschutt) auf Hausmüll- bzw. Bauschuttdeponien; o.O 2000.
- [30] Maniura, A.: Flächenrecycling; in: Schulz, Werner F.; Burschel, Carlo; Weigert, Martin; Liedtke, Christa; u.a. (Hrsg.): Lexikon Nachhaltiges Wirtschaften (Lehr- und Handbücher zur Ökologischen Unternehmensführung und Umweltökonomie); München und Wien 2001; S. 101-108.

- [31] Möhlmann, H.; Hansen, Anja; Flake, Michael; Richter, Otto: Stoffstromanalysen landwirtschaftlicher Produktionsverfahren – Teil 1: Kopplung technischer Systeme mit agrarökologischen Prozessen; in: UWSF-Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie; 2000, H. 5; S. 294-305.
- [32] MUF: Entsorgung von verunreinigtem Boden/Bauschutt – Verwertung von Boden/Bauschutt auf Deponien – Informationsschreiben des MUF vom 11.01.2002, Az. 1074-89562-17; Mainz 2001; WWW/PDF: <www.muf.rlp.de> (Stand: 11.10.2001; Abruf: 12.08.2002).
- [33] MUF: Leitgedanken zur Sonderabfallwirtschaft; Mainz o.J.; WWW: <www.muf.rlp.de> (Abruf: 12.08.2002).
- [34] MUF (Hrsg.); Bilger, Karl-Günter; Rößler, Andreas; Kraft, Jochen: Leitfaden für den Abschluss und die Nachsorge von Hausmülldeponien; Mainz und Stuttgart 2002.
- [35] MUF (Hrsg.); LfUG; Witzenhausen-Institut für Umwelt, Abfall und Energie: Abfallbilanz Rheinland-Pfalz 2000; Mainz o.J.; WWW/PDF: <www.muf.rlp.de> (Abruf: 06.08.2002).
- [36] MUF (Hrsg.); SAM: Sonderabfallbilanz 2000 Rheinland-Pfalz; Mainz 2000; WWW/PDF: <www.muf.rlp.de> (Abruf: 25.06.2002).
- [37] o.V.: AlfaWeb: Handbuch der Bodenwäsche: Das CBBR-Verfahren System Possehl; 1993; WWW: <www.uvm.baden-wuerttemberg.de> (Abruf: 25.06.2002).
- [38] o.V.: Bodenbehandlung ist Verwertung – Sanierungsfirmen formulieren Forderungen an die Politik; in: TerraTech; 1998, H. 4; S. 15-19.
- [39] o.V.: Umweltrat: Noch erheblicher Handlungsbedarf bei Altlasten und Bodenschutz; in: TerraTech; 2000, H. 2; S. 17-20.
- [40] o.V.: Landesabfallwirtschafts- und Altlastengesetz (LAbfWAG); in: Fischer; Köchling; Nabert (Hrsg.): Boden schützen, Altlasten sanieren (Weka Praxislösungen); Kissing 2002, Lieferung April 2000; Kennzahl 2.4.11.1.
- [41] o.V.: TASI brachte schwere Zeiten für die Aufbereiter belasteter Böden - Mülldeponien durch Annahme von Böden zu größten Verwertern mutiert; in: EUWID; 2002, H. 30; S. 11.
- [42] Rösch, Christine: Vergleich stofflicher und energetischer Wege zur Verwertung von Bio- und Grünabfällen – unter besonderer Berücksichtigung der Verhältnisse in Baden-Württemberg (Technik und Umwelt - Wissenschaftliche Berichte, Nr. 5857); Karlsruhe 1996.
- [43] Rötgers, Dagmar: Mobile oder stationäre Altlastensanierung; in: Borries, Hans-Walter; Kiefer, Karl-Werner; Pfaff-Schley, H. (Hrsg.): Problemkreis Altlasten – Von der Ausschreibung bis zur Folgenutzung; Berlin u.a. 1995; S. 240-245.
- [44] Saling, Peter; Kicherer, Andreas; Dittrich-Krämer, Brigitte; Wittlinger, Rolf; Zombik, Winfried; Schmidt, Isabell; Schrott, Wolfgang; Schmidt, Silke: Eco-efficiency Analysis by BASF – the Method; in: International Journal of Life Cycle Assessment; 2002, H. 4; S. 203-218.
- [45] Sarreschtehdari-Leodolter, Sylvia; Herry, Max: Preiskampf im LKW-Verkehr – Fairer Wettbewerb, Kostenwahrheit und Lenker bleiben auf der Strecke; in: Pressekonferenz am 07. Mai 2002; WWW/PDF: <www.ak-wien.at> (Abruf 09.01.2003).
- [46] Schaefer, K.W.; u.a.: Internationale Erfahrungen der Herangehensweise an die Erfassung, Erkundung, Bewertung und Sanierung militärischer Altlasten (UBA-Texte, Nr. 4/97, Bd. 1 und 2); Berlin 1997; WWW: <www.umweltbundesamt.de> (Abruf: 10.06.2002).
- [47] Scherer, Thilo: Management der Sanierung von Altlasten in der Mineralölindustrie; in: Altlasten Spektrum; 2001, H. 4; S. 172-176.
- [48] Schmidt, Isabell Caroline: Ökoeffizienzanalyse Restmüllentsorgung – Vergleichende Bewertung von thermischer und mechanisch-biologischer Restabfallentsorgung sowie Deponie aus ökologischer und ökonomischer Sicht; Diplomarbeit an der Universität Karlsruhe (TH); Karlsruhe 2001 (unveröffentlicht).
- [49] Schmitz, Hans Joachim: Bodenbehandlungsanlagen – Die Jagd nach dem Boden war 1999 erfolgreich; in: TerraTech; 2000, H. 4; S. 28-43.
- [50] Seiler-Hausmann, Jan-Dirk; Liedtke, Christa: 10 Jahre Ökoeffizienz – von Rio de Janeiro nach Johannesburg; in: Weizsäcker, Ernst-Ulrich von; Stigson, Björn; Seiler-Hausmann, Jan-Dirk (Hrsg.): Von Ökoeffizienz zu nachhaltiger Entwicklung in Unternehmen (Wuppertal Spezial 18); Wuppertal 2001, 2. Aufl.; S. 23-39.

- [51] Statistisches Bundesamt (Hrsg.): Bericht des Statistischen Bundesamtes zu den umwelt-ökonomischen Gesamtrechnungen (UGR) 2001; Wiesbaden 2001; WWW/PDF: <www.destatis.de> (Abruf: 07.05.2003).
- [52] Statistisches Bundesamt (Hrsg.): Statistisches Jahrbuch 2000; Stuttgart 2002.
- [53] Statistisches Bundesamt (Hrsg.): Umwelt – Abfallentsorgung (Fachserie 19, Reihe 1, Ausgabe 1996-1998); Stuttgart 2002.
- [54] Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz: Daten zur Abfallwirtschaft 1996-1998 (Statistische Berichte); Bad Ems 2001.
- [55] Umweltbundesamt; Statistisches Bundesamt (Hrsg.): Umweltdaten Deutschland 2002; Berlin und Wiesbaden 2002.
- [56] Umweltbundesamt (Hrsg.): Daten zur Umwelt 2000 – Der Zustand der Umwelt in Deutschland; Berlin 2001.
- [57] Urban, Arnd I.; Friedel, Martin; Kugler, Peter; Schmeisky, Helge: Bodenqualität und Rekultivierbarkeit nach einer Altlastensanierung mit einer Niedertemperatur-Desorptionsanlage; in: Wasser und Boden; 1998, H. 11; S. 15-18.
- [58] VDI; DIN: Emissionsminderung – Physikalisch-chemische, thermische und biologische Bodenbehandlungsanlagen, Immobilisierungsverfahren; VDI-Richtlinie 3898; in: VDI; DIN (Hrsg.): VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft (Bd. 2); Berlin 2002; S. 1-60.

F Weiterführende Literatur

- Angehrn, Daniel; Gälli, René; Schlupe, Mathias; Zeyer, Josef: Biologisch saniertes Bodenmaterial aus Mineralölschadensfällen – Abfall oder Produkt?; in: TerraTech; 1997, H. 3; S. 51-56.
- Arbeitsgemeinschaft Kreislaufwirtschaftsträger Bau e.V.: Monitoring-Bericht Bauabfälle; Berlin, Düsseldorf und Duisburg 2000; WWW/PDF: <www.recycling-bau.de> (Abruf: 23.08.2002).
- Arbeitsgemeinschaft Kreislaufwirtschaftsträger Bau e.V.: Monitoring-Bericht Bauabfälle – Folgebericht, Teil 2 – Erhebung 1998; Berlin, Düsseldorf und Duisburg 2001; WWW/PDF: <www.recycling-bau.de> (Abruf: 23.08.2002).
- Bank, Matthias: Altlasten; in: ders. (Hrsg.): Basiswissen Umwelttechnik – Wasser, Luft, Abfall, Lärm, Umweltrecht; Würzburg 1995, 3. Aufl.; Kapitel 24, S. 847-900.
- Baum, Heinz-Georg: Wie viel Wirtschaft verträgt die Abfallwirtschaft?; in: MUF (Hrsg.): Zukunftswerkstatt Ökologische Abfall-Marktwirtschaft; Mainz 14.11.2002.
- Becker, Gerhard: Schadstoffbelastung durch Mineralölkohlenwasserstoffe auf Tankstellen; in: TerraTech; 1997, H. 5; S. 40-41.
- BMU und BDI (Hrsg.); Schaltegger, Stefan; Kleiber, Oliver; Müller, Jan; Centrum für Nachhaltigkeitsmanagement; Lehrstuhl für BWL, insbesondere Umweltmanagement, der Universität Lüneburg: Nachhaltigkeitsmanagement in Unternehmen – Konzepte und Instrumente zur nachhaltigen Unternehmensentwicklung; Bonn und Berlin 2002 .
- Böhm, Peter: Bodenschutz in Rheinland-Pfalz, in: Atlas Nachhaltiges Rheinland-Pfalz; Mainz 2000; WWW: <www.fh-mainz.de/institute/forster/> (Stand: 17.12.2001; Abruf: 19.07.2002).
- Böhm, Peter: Rheinland-Pfalz status quo? Analyse ausgewählter Aspekte der Umweltsituation und der Landesumweltpolitik; Mainz 2000; WWW: <www.fh-mainz.de/institute/forster/> (Stand: 13.12.2001; Abruf: 19.07.2002).
- Böhm, Peter: Ziele des Bodenschutzes, in: Atlas Nachhaltiges Rheinland-Pfalz; Mainz 2000; WWW: <www.fh-mainz.de/institute/forster/> (Stand: 17.12.2001; Abruf: 19.07.2002).
- Bundesregierung: Zukunft der Deponierung und Verwertung von Abfällen – Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Birgit Homburger, Marita Sehn, weiterer Abgeordneter und der Fraktion der FDP; Drucksache 14/7188; o.O. o.J.; WWW: <www.bmu.de> (Abruf: 18.09.2002).

- Burkhardt, Gerd; Egloffstein, Thomas: Die mineralische Oberflächenabdichtung– Quo vadis?; in: Egloffstein, Thomas (Hrsg.): Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten 2001 – neue Erkenntnisse aus Wissenschaft und Praxis – Neuerungen durch die Abfallablagerungs- und Deponieverordnung (Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Bd. 122); Berlin 2001; S. 223-246.
- DIN (Hrsg.): Umweltmanagement – Verwendung von Ökobilanzen in Marketing, Werbung und Öffentlichkeitsarbeiten; DIN 33927; Berlin 2000.
- Doetsch, Peter; Dreschmann, Peter: Fachwörterverzeichnis Englisch-Deutsch / Deutsch-Englisch; in: Franzius, Volker; Wolf, Klaus; Brandt, Edmund (Hrsg.): Handbuch der Altlastensanierung; Heidelberg 1995, 2. Aufl., Grundwerk 1995; Kennzahl 211.
- Doetsch, Peter; Dreschmann, Peter: Verfahrensdokumente zur mikrobiologischen Bodenbehandlung (On- und Off-site-Verfahren) / Verfahrensdokumente für physikalisch-chemische Bodenbehandlungen / Verfahrensdokumente zur thermischen Bodenbehandlung; in: Franzius, Volker; Wolf, Klaus; Brandt, Edmund (Hrsg.): Handbuch der Altlastensanierung; Heidelberg 1995, 2. Aufl., Grundwerk 1995; Kennzahlen 15242 - 15244.
- Fehlau, Klaus-Peter; Nienhaus, Ulrike: Die Entwicklung der bautechnischen Sicherung von Deponien; Aachen 2001; WWW/PDF: <www.deponie-stief.de> (Abruf: 01.07.2002).
- Follmann, Franz-Josef; Schröder, Thomas: Berücksichtigung des Umweltrechnungswesens bei der Beurteilung von Sanierungsverfahren und Sanierungszielen; in: Borries, Hans-Walter; Kiefer, Karl-Werner; Pfaff-Schley, Herbert (Hrsg.): Problemkreis Altlasten – von der Ausschreibung bis zur Folgenutzung; Berlin u.a. 1995; S. 119-129.
- Gehrke, D.: Ökonomische und ökologische Bewertungsfaktoren für Sanierungsentscheidungen; in: o.V. (Hrsg.): Sanierung kontaminierter Standorte – 1994 – Bodensanierung, Sanierungsziele, Grossprojekte und Low-cost Aspekte bei der Altlastensanierung (Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Bd. 71); Berlin 1994; S. 183-214.
- Grimski, Detlef: Stand der Bodenreinigung bei der Altlastensanierung; in: Borries, Hans-Walter; Kiefer, Karl-Werner; Pfaff-Schley, Herbert (Hrsg.): Problemkreis Altlasten – von der Ausschreibung bis zur Folgenutzung; Berlin u.a. 1995; S. 156-173.
- Hahn, Jürgen: Abfallwirtschaft als Schadstoffsенke und Rohstoffressource; in: MUF (Hrsg.): Zukunftswerkstatt Ökologische Abfall-Marktwirtschaft; Mainz, 14.11.2002.
- Hoffmann, Ernst-Werner; Freier, Karin: Bilanzierung des Verbleibs dekontaminierter Böden aus der Altlastensanierung – Bestandsaufnahme und Schwachstellenanalyse – Kurzbericht über das gemeinsame Fachgespräch des Abfallentsorgungs- und Altlastensanierungsverbandes Nordrhein-Westfalen - Entsorgungsverband - (AAV) und Umweltbundesamt (UBA); in: Altlasten Spektrum; 1998, H. 4; S. 220-221.
- Hölter, Clemens; Umweltbundesamt: Ökobase Umweltatlas; Haan und Berlin 2002; CD-ROM: Version 5.0.
- Holtzmann, K.: Das Ausbreitungsverhalten von Mineralölkohlenwasserstoffen im Boden nach Auswertung von über 400 Gutachten zur Belastungssituation von Tankstellen und Tanklagern in Nord- und Mitteldeutschland; in: Altlasten Spektrum; 1999, H. 6; S. 367-376.
- Hupe, Karsten; Meyer, Olaf: Emissionsminderung bei biologischen Ex-Situ-Bodenbehandlungsverfahren; in: TerraTech; 2000, H. 3; S. 23-25.
- Jentzsch, Norbert: Sanierung von kontaminierten Böden; in: Brauer, Heinz (Hrsg.): Sanierender Umweltschutz (Handbuch des Umweltschutzes und der Umweltschutztechnik, Bd. 5); Berlin u.a. 1997; S. 1-128.
- Keese, K.; OFD Hannover: Ein Beitrag zum Umgang mit kontaminiertem Boden unter Berücksichtigung abfallrechtlicher Kriterien; in: Altlasten Spektrum; 1999, H. 3; S. 184-188.
- Kleine, Alexandro: Ökoeffizienz als unternehmenspolitisches Instrument zur Umsetzung eines Leitbildes zur Nachhaltigen Entwicklung - Diskussion anhand einer Ökoeffizienz-Analyse nach BASF zur Entsorgung von Mineralölkohlenwasserstoff-kontaminierten Böden; Diplomarbeit an der Universität Kaiserslautern; Kaiserslautern 2003 (unveröffentlicht).
- Kleine, Alexandro: Bodenbehandlung oder Deponierung? Einzelne Entsorgungswege für MKW-kontaminierte Böden unter Betrachtung ihrer Ökoeffizienz. Stand April 2003; in: SAM (Hrsg.): Entsorgung von Bauabfällen, Seminar der SAM am 29. April 2003 in Mainz; S. 143-176.
- Kohl, Raimund; Bannick, Claus-Gerhard; Meyer-Steinbrenner, Harry: Anforderungen an die Verwertung von rekultivierbarem Bodenmaterial - Empfehlungen zu Technischen Regeln aus der

- Arbeit der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz; in: Hösel, G.; Bilitewski, B.; Schenkel, W.; Schnurer, H. (Hrsg.): Müll-Handbuch; Berlin 1999, Lieferung 2/1999; Kennzahl 6542.
- Kohler, Wolfgang: Umweltbilanzierung von Altlastensanierungsverfahren; in: Borries, Hans-Walter; Kiefer, Karl-Werner; Pfaff-Schley, Herbert (Hrsg.): Problemkreis Altlasten – von der Ausschreibung bis zur Folgenutzung; Berlin u.a. 1995; S. 193-211.
 - Koß, Volker: Umweltchemie – Eine Einführung für Studium und Praxis; Berlin u.a. 1997.
 - LAGA: Stilllegung und Nachsorge von Deponien; o.O. 2000; WWW/PDF: <www.bayern.de/LfU/Abfall> (Abruf: 15.07.2002).
 - LAGA: Entwurf: Einsatz von Abfällen bei Baumaßnahmen auf Deponien – LAGA ad-hoc-Arbeitsgruppe zur Umsetzung des Beschlusses der 75. LAGA-Sitzung 09/00 zu TOP 19 bzw. der 56. ATA-Sitzung 01/01 zu TOP 8 ("Z2"); 2001; WWW/PDF: <www.muf.rlp.de> (Stand: 05.03.2001; Abruf: 12.08.2002).
 - Landesamt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.); Gesellschaft für Umweltverfahrenstechnik und Recycling: Handbuch Bodenwäsche; Karlsruhe 1993; WWW: <www.uvm.baden-wuerttemberg.de (siehe AlfaWeb)> (Abruf: 25.06.2002).
 - Liedtke, C.; Schilde, A.: Ökoeffizienz; in: Schulz, Werner F.; Burschel, Carlo; Weigert, Martin; Liedtke, Christa; u.a. (Hrsg.): Lexikon Nachhaltiges Wirtschaften (Lehr- und Handbücher zur Ökologischen Unternehmensführung und Umweltökonomie); München und Wien 2001; S. 262-269.
 - Machtolf, Monika; Barkowski, Dietmar; Günther, Petra: Bürgerinformation und -beteiligung bei der Altlastensanierung; in: Altlasten Spektrum; 1997, H. 1; S. 26-31.
 - o.V.: ITVA-Preisspiegel zur Dekontamination von Böden; in: Altlasten Spektrum; 1997, H. 4; S. 191-192.
 - Radde, C.-André: Neue rechtliche Regelungen für Deponien und die Ablagerung von Abfällen auf Deponien; in: Egloffstein, Thomas (Hrsg.): Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten 2001 – neue Erkenntnisse aus Wissenschaft und Praxis – Neuerungen durch die Abfallablagerungs- und Deponieverordnung (Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Bd. 122); Berlin 2001; S. 1-16.
 - Rottländer, E.: Ein historisches Beispiel nachhaltigen Wirtschaftens: Siegerländer Haubergswirtschaft; in: Deutsches Institut für Fernstudienforschung an der Universität Tübingen (Hrsg.): Veränderung von Böden durch anthropogene Einflüsse; Berlin u.a. 1997; S. 475-500.
 - Ruppel-Haglauer, Beatrix; Hoffmann (wissenschaftliche Leitung), Ernst-Werner; Hoffmann, Uwe; Ruppert, Joachim; Tremmel, Gerd: Bilanzierung des Verbleibs dekontaminierter Böden aus der Altlastensanierung – Bestandsaufnahme und Schwachstellenanalyse (F+E-Vorhaben, Nr. 29775825, Kurzfassung); o.O 1999.
 - Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz: Besonders überwachungsbedürftige Abfälle 1998 (Statistische Berichte); Bad Ems 2001.
 - Stewen, M.: Umweltrelevanz des Flächenverbrauchs, in: Atlas Nachhaltiges Rheinland-Pfalz; Mainz 2000; WWW: <www.fh-mainz.de/institute/forster/> (Stand: 17.12.2001; Abruf: 19.07.2002).
 - Stief, Klaus: Die Deponie ist tot! Ist die Deponie tot?; in: VKS News; 52. Ausgabe, Juli 2001; S. 12-13; WWW/PDF: <www.deponie-stief.de> (Abruf: 27.06.2002).
 - Thomas, Held.; Müller, Ronald: Rekultivierungsversuche mit thermisch behandelten Böden; in: Altlasten Spektrum; 1998, H. 6; S. 354-359.
 - WBCSD (Hrsg.); Verfaillie, Henrik A.; Bidwell, Robin: Measuring eco-efficiency. A guide to reporting company performance.; o.O. 2000; WWW/PDF: <www.wbcd.org> (Abruf: 18.11.2002).

Anhang

A Wirkungsbilanzen der Entsorgungsoptionen

Stoffverbrauch [kg/NE]			Emissionen		
Stoff	Menge	gew. Menge	Luft [g/NE]	Menge	Potenzial
1. Öl	398	9.953	1. CO ₂	2.519.157	GWP
2. Gas	48	767	2. SO _x	6.187	2.551.615
3. Kalkstein	16	49	3. NO _x	15.476	ODP
4. Wasser	11.071	0	4. CH ₄	1.545	0
5. Phosphor	20	235	5. NM-VOC	4.420	POCP
6. Kohle	32	64	6. halogenierte KWs	0	1.849
7. Braunkohle	30	121	7. NH ₃	0	AP
8. Schwefel	2	53	8. N ₂ O	0	17.037
9. Steinsalz	4	4	10. HCl	18	
10. Sand/Kies	0	0			
Summe		11.247			

Energieverbrauch [MJ/NE]			Wasser [g/NE]		
Energieträger	Menge		Menge	krit. Vol.[m ³]	
1. Kohle	925		1. CSB	49,2	656
2. Öl	17.915		2. BSB	20,0	1.335
3. Gas	2.396		3. N-Ges	0,1	6
4. Wasserkraft	57		4. NH ₄ -N	6,0	595
5. Nuklear	876		5. P-Ges (mg P)	0,2	180
6. Braunkohle	577		6. AOX	0,2	153
7. Biomasse	5		7. SM	0,1	103
Summe	22.752		8. KW	17,6	8.810
			9. SO ₄ --	26,2	26
			10. Cl-	370,1	370
			Summe		12.235,16

Kosten [EUR/NE]			Boden [kg/NE]		
Kosten	Betrag		Menge	gew. Masse	
1. Entsorger	2.500,0		Gefährdungspotenzial:		
2. Zusatz	150,0		1. hoch	6	16
3. Transport	673,9		2. mittel	4	4
Summe	3.324		3. niedrig	17	3
			4. sehr niedrig	105000	4200
			Summe		4223

Fläche [m ² /NE]		
Menge	gew. Fläche	
1. Wald, Biolandbau	12	12
2. Grünfläche, Brache	0	0
3. konv. Landbau	0	0
4. versiegelt	0	0
5. Strassen, Schienen, Kanäle	0	0
Summe		12

Tabelle 7: Wirkungsbilanz der Entsorgungsoption ,MB1'

Stoffverbrauch [kg/NE]		
Stoff	Menge	gew. Menge
1. Öl	355	8.865
2. Gas	15	242
3. Kalkstein	1	2
4. Wasser	1.057	0
5. Phosphor	3	32
6. Kohle	6	12
7. Braunkohle	7	30
8. Schwefel	0	7
9. Steinsalz	0	0
10. Sand/Kies	0	0
Summe		9.191

Energieverbrauch [MJ/NE]	
Energieträger	Menge
1. Kohle	176
2. Öl	15.957
3. Gas	757
4. Wasserkraft	13
5. Nuklear	176
6. Braunkohle	142
7. Biomasse	1
Summe	17.222

Kosten [EUR/NE]	
Kosten	Betrag
1. Entsorger	2.020,0
2. Zusatz	121,2
3. Transport	640,6
Summe	2.782

Emissionen			
Luft [g/NE]	Menge	Potenzial	
1. CO ₂	2.184.475	GWP	
2. SO _x	4.754		2.199.466
3. NO _x	13.335	ODP	
4. CH ₄	714		0
5. NM-VOC	3.888	POCP	
6. halogenierte KWs	0		1.622
7. NH ₃	0	AP	
8. N ₂ O	0		14.091
10. HCl	4		
Wasser [g/NE]	Menge	krit. Vol.[m ³]	
1. CSB	17,6	235	
2. BSB	15,7	1.048	
3. N-Ges	0,0	0	
4. NH ₄ -N	0,0	3	
5. P-Ges (mg P)	0,0	3	
6. AOX	0,0	0	
7. SM	0,0	3	
8. KW	15,7	7.863	
9. SO ₄ --	0,1	0	
10. Cl-	3,4	3	
Summe		9.159,79	
Boden [kg/NE]	Menge	gew. Masse	
Gefährdungspotenzial:			
1. hoch	2	4	
2. mittel	1	1	
3. niedrig	3	1	
4. sehr niedrig	105000	4200	
Summe		4205	
Fläche [m ² /NE]	Menge	gew. Fläche	
1. Wald, Biolandbau	12	12	
2. Grünfläche, Brache	0	0	
3. konv. Landbau	0	0	
4. versiegelt	0	0	
5. Strassen, Schienen, Kanäle	0	0	
Summe		12	

Tabelle 8: Wirkungsbilanz der Entsorgungsoption ‚MB2‘

Stoffverbrauch [kg/NE]			Emissionen		
Stoff	Menge	gew. Menge	Luft [g/NE]	Menge	Potenzial
1. Öl	308	7.710	1. CO ₂	2.921.142	GWP
2. Gas	36	582	2. SO _x	9.185	2.958.240
3. Kalkstein	0	0	3. NO _x	13.305	ODP
4. Wasser	535	0	4. CH ₄	1.767	0
5. Phosphor	0	0	5. NM-VOC	3.587	POCP
6. Kohle	161	322	6. halogenierte KWs	0	1.505
7. Braunkohle	227	910	7. NH ₃	0	AP
8. Schwefel	0	0	8. N ₂ O	0	18.583
9. Steinsalz	0	0	10. HCl	96	
10. Sand/Kies	0	0			
Summe		9.524			

Energieverbrauch [MJ/NE]		
Energieträger	Menge	
1. Kohle	4.665	
2. Öl	13.878	
3. Gas	1.819	
4. Wasserkraft	365	
5. Nuklear	4.941	
6. Braunkohle	4.322	
7. Biomasse	38	
Summe		30.029

Kosten [EUR/NE]		
Kosten	Betrag	
1. Entsorger	2.500,0	
2. Zusatz	150,0	
3. Transport	465,9	
Summe		3.116

Wasser [g/NE]		
	Menge	krit. Vol.[m ³]
1. CSB	16,0	214
2. BSB	13,7	912
3. N-Ges	0,0	0
4. NH ₄ -N	0,7	72
5. P-Ges (mg P)	0,0	0
6. AOX	0,0	0
7. SM	0,0	0
8. KW	13,7	6.841
9. SO ₄ --	0,0	0
10. Cl-	0,1	0
Summe		8.039,44

Boden [kg/NE]		
	Menge	gew. Masse
Gefährdungspotenzial:		
1. hoch	1	3
2. mittel	22	22
3. niedrig	80	16
4. sehr niedrig	105000	4200
Summe		4241

Fläche [m ² /NE]		
	Menge	gew. Fläche
1. Wald, Biolandbau	12	12
2. Grünfläche, Brache	0	0
3. konv. Landbau	0	0
4. versiegelt	0	0
5. Strassen, Schienen, Kanäle	0	0
Summe		12

Tabelle 9: Wirkungsbilanz der Entsorgungsoption ‚MB3‘

Stoffverbrauch [kg/NE]		
Stoff	Menge	gew. Menge
1. Öl	317	7.933
2. Gas	115	1.835
3. Kalkstein	34	103
4. Wasser	15.066	0
5. Phosphor	2	22
6. Kohle	123	245
7. Braunkohle	58	231
8. Schwefel	10	257
9. Steinsalz	375	375
10. Sand/Kies	0	0
Summe		11.002

Energieverbrauch [MJ/NE]		
Energieträger	Menge	
1. Kohle	3.553	
2. Öl	14.279	
3. Gas	5.734	
4. Wasserkraft	477	
5. Nuklear	3.115	
6. Braunkohle	1.099	
7. Biomasse	319	
Summe		28.576

Kosten [EUR/NE]		
Kosten	Betrag	
1. Entsorger	2.750,0	
2. Zusatz	165,0	
3. Transport	416,0	
Summe		3.331

Emissionen			
Luft [g/NE]	Menge	Potenzial	
1. CO ₂	3.730.423	GWP	
2. SO _x	9.840		3.804.116
3. NO _x	14.207	ODP	
4. CH ₄	3.499		0
5. NM-VOC	3.636	POCP	
6. halogenierte KWs	0		1.537
7. NH ₃	71	AP	
8. N ₂ O	1		19.986
10. HCl	76		

Wasser [g/NE]	Menge	krit. Vol.[m ³]
1. CSB	412,9	5506
2. BSB	61,6	4108
3. N-Ges	870,2	48344
4. NH ₄ -N	48,5	4848
5. P-Ges (mg P)	121,2	121214
6. AOX	1,3	1312
7. SM	1,8	1760
8. KW	14,3	7144
9. SO ₄ --	1.356,9	1357
10. Cl-	31.824,2	31824
Summe		227417

Boden [kg/NE]	Menge	gew. Masse
Gefährdungspotenzial:		
1. hoch	4	11
2. mittel	395	395
3. niedrig	170	34
4. sehr niedrig	121000	4840
Summe		5280

Fläche [m ² /NE]	Menge	gew. Fläche
1. Wald, Biolandbau	12	12
2. Grünfläche, Brache	0	0
3. konv. Landbau	0	0
4. versiegelt	0	0
5. Strassen, Schienen, Kanäle	0	0
Summe		12

Tabelle 10: Wirkungsbilanz der Entsorgungsoption ‚W‘

Stoffverbrauch [kg/NE]			Emissionen		
Stoff	Menge	gew. Menge	Luft [g/NE]	Menge	Potenzial
1. Öl	2.232	55.802	1. CO ₂	8.535.127	GWP
2. Gas	59	945	2. SO _x	28.675	8.611.860
3. Kalkstein	0	0	3. NO _x	83.374	ODP
4. Wasser	3.790	0	4. CH ₄	3.654	0
5. Phosphor	0	0	5. NM-VOC	24.375	POCP
6. Kohle	1	3	6. halogenierte KWs	0	10.166
7. Braunkohle	0	0	7. NH ₃	0	AP
8. Schwefel	0	0	8. N ₂ O	0	87.037
9. Steinsalz	0	0	10. HCl	1	
10. Sand/Kies	0	0			
Summe		56.750			

Energieverbrauch [MJ/NE]		Wasser [g/NE]		
Energieträger	Menge	Menge	krit. Vol.[m ³]	
1. Kohle	37	1. CSB	110,2	1.470
2. Öl	100.444	2. BSB	99,0	6.597
3. Gas	2.954	3. N-Ges	0,0	0
4. Wasserkraft	1	4. NH ₄ -N	0,0	2
5. Nuklear	23	5. P-Ges (mg P)	0,0	0
6. Braunkohle	0	6. AOX	0,0	0
7. Biomasse	0	7. SM	0,0	1
Summe	103.458	8. KW	99,0	49.490
		9. SO ₄ --	0,1	0
		10. Cl-	0,2	0
		Summe		57.560,53

Kosten [EUR/NE]		Boden [kg/NE]		
Kosten	Betrag	Menge	gew. Masse	
1. Entsorger	4.500,0	Gefährdungspotenzial:		
2. Zusatz	270,0	1. hoch	10	25
3. Transport	2.496,0	2. mittel	0	0
Summe	7.266	3. niedrig	1	0
		4. sehr niedrig	100000	4000
		Summe		4025

Fläche [m ² /NE]		
	Menge	gew. Fläche
1. Wald, Biolandbau	12	12
2. Grünfläche, Brache	0	0
3. konv. Landbau	0	0
4. versiegelt	0	0
5. Strassen, Schienen, Kanäle	0	0
Summe		12

Tabelle 11: Wirkungsbilanz der Entsorgungsoption ,T'

Stoffverbrauch [kg/NE]		
Stoff	Menge	gew. Menge
1. Öl	210	5.256
2. Gas	6	89
3. Kalkstein	0	0
4. Wasser	357	0
5. Phosphor	0	0
6. Kohle	0	0
7. Braunkohle	0	0
8. Schwefel	0	0
9. Steinsalz	0	0
10. Sand/Kies	0	0
Summe		5.346

Energieverbrauch [MJ/NE]		
Energieträger	Menge	
1. Kohle	4	
2. Öl	9.461	
3. Gas	278	
4. Wasserkraft	0	
5. Nuklear	2	
6. Braunkohle	0	
7. Biomasse	0	
Summe		9.745

Kosten [EUR/NE]		
Kosten	Betrag	
1. Entsorger	2.300,0	
2. Zusatz	138,0	
3. Transport	482,6	
Summe		2.921

Emissionen			
Luft [g/NE]		Menge	Potenzial
1. CO ₂	715.893		GWP
2. SO _x	2.701		723.121
3. NO _x	7.853		ODP
4. CH ₄	344		0
5. NM-VOC	2.296		POCP
6. halogenierte KWs	0		958
7. NH ₃	0		AP
8. N ₂ O	0		8.198
10. HCl	0		

Wasser [g/NE]		Menge	krit. Vol.[m ³]
1. CSB	10,4		138
2. BSB	9,3		621
3. N-Ges	0,0		0
4. NH ₄ -N	0,0		0
5. P-Ges (mg P)	0,0		0
6. AOX	0,0		0
7. SM	0,0		0
8. KW	9,3		4.662
9. SO ₄ --	0,0		0
10. Cl-	0,0		0
Summe			5.421,91

Boden [kg/NE]		Menge	gew. Masse
Gefährdungspotenzial:			
1. hoch	1		2
2. mittel	0		0
3. niedrig	100000		20000
4. sehr niedrig	0		0
Summe			20002

Fläche [m ² /NE]		Menge	gew. Fläche
1. Wald, Biolandbau	0		0
2. Grünfläche, Brache	0		0
3. konv. Landbau	0		0
4. versiegelt	3		48
5. Strassen, Schienen, Kanäle	0		0
Summe			48

Tabelle 12: Wirkungsbilanz der Entsorgungsoption ‚D‘

B Tabelle der Relevanz- und Rechenfaktoren im Base-Case

Einheit für Relevanz: 1 = 1/1000² [Entsorgungsoption/Deutschland]

	Menge [Tsd. t/a]	Potenziale in Äquivalenten [Tsd. Mg/a]	Potenziale in Äquivalenten							Faktoren											
			MB1	MB2	MB3	W	T	D	Relevanz-	Gesell.	Rechen-										
Luftemissionen	CO ₂	858.000	GWP (CO ₂)	Relevanz	2,53	2,18	2,93	3,77	8,53	0,72	8,53	29%									
	Sox	795	1.009.820	normiert	24%	24%	26%	30%	17%	15%	16,6%	50%									
	NO _x	1.600	ODP (FCKW)	Relevanz	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0%									
	CH ₄	2.885	6,9	normiert	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	20%									
	KW	1.602	POCP (Ethen)	Relevanz	2,69	2,36	2,19	2,24	14,81	1,39	14,81	24%									
	Halogenierte KW	7	687	normiert	25%	26%	20%	18%	29%	29%	28,7%	20%									
	NH ₄	624	AP (SO ₂)	Relevanz	5,52	4,56	6,02	6,47	28,18	2,65	28,18	23%									
	N ₂ O	194	3.088	normiert	51%	50%	54%	52%	55%	56%	54,7%	10%									
HCl	0		Mittelwert	268%	228%	278%	312%	1288%	119%												
			Summe							51,52		76%									
Wasseremissionen	CSB	2.938.800	39.184								Luftemissionen	19,11	50%	17%							
	BSB ₅	322.000	21.467									5,9%		30%							
	N-Gesamt	805.000	44.722								Max										
	NH ₄ -N	268.333	26.833								Relevanz	0,05	0,04	0,03	0,97	35%	3%				
	P-Gesamt	37.000	37.000																		
	AOX	4.337	4.337																		
	SM	2.085	2.085																		
	KW	4.170	2.085																		
	SO ₄	18.331.515	18.332																		
	Cl-	37.244.983	37.245																		
		233.290																			
Bodenemissionen	Menge [Mio. t/a]		gewichtet [Mio. t/a]									Emissionen									
	hohes Gefährdungspot.	1,4	3,5								180,31	20%	43%								
	mittleres "	42,2	42,2								92,0%		49%								
	niedriges "	85,2	17,0								Max										
	sehr niedriges "	71,2	2,8								Relevanz	64,39	64,12	64,67	80,51	61,37	304,98	304,98	15%	38%	
		65,6								Summe								325,07		58%	
Energie	Menge [PJ/a]		Menge [PJ/a]									Emissionen									
	Gesamt	14.180	14.180								Max										
												Relevanz	1,60	1,21	2,12	2,02	7,30	0,69	7,30	20%	9%
	Menge [Mio. t/a]		gewichtet [Mio. t/a]									Emissionen									
	Öl	130,4	3.261								Max										
	Gas	60,5	992								Relevanz	1,65	1,35	1,40	1,61	8,31	0,78	8,31	20%	9%	
	Steinkohle	66,2	409																		
	Braunkohle	154,7	642																		
	Kalk	74,0	148																		
Eisen	40,4	577																			
Mangan	0,0	0																			
Kupfer	0,7	27																			
Bauxit	1,4	7																			
Schwefel	0,2	4																			
Steine	740,6	741																			
Zink	0,4	18																			
Salz	1,7	2																			
Phosphaterz	1,7	20																			
		6.827																			
Flächen-nutzung	Fläche [Tsd. km ²]		gewichtet [Tsd. km ²]									Emissionen									
	Wald, Biolandbau	108	108								Max										
	Grünbrache, Grünland	111	223								Relevanz	0,7%	0,7%	0,7%	0,7%	0,7%	2,9%	2,9%	10%	0%	
	konv. Landwirtschaft	110	438																		
	versiegelte Fläche	32	510																		
versiegelte Barriere	12	376								Summe									19595,1%	61%	
		1655								Mittelwert alle Relevanzen										1428,2%	
Kosten	Menge [Mrd. EUR]									Emissionen											
	Bruttowertschöpfung	900,2								Max											
										Relevanz	369,2%	309,0%	346,1%	370,0%	807,1%	324,4%	807,1%				
										BIP-Relevanz										1,77	
										Wurzel aus BIP-Relevanz										1,33	

Tabelle 13: Berechnung aller Relevanz- und Rechenfaktoren im Base-Case

C Zusammenhänge der Antworten aus der Kurzbefragung

Jede Abbildung stellt eine Matrix zur Konstellation von jeweils zwei gültigen Antworten der Kurzbefragung aus Kapitel 8 dar. Die Kreisgröße wie auch der darin stehende Wert geben die Anzahl der Antworten für die jeweilige Konstellation an. Beispielsweise bedeutet der Kreis ganz oben links in Abbildung 70, dass zwei Teilnehmer die vorgestellte Ökoeffizienz-Analyse sehr stark als Entscheidungshilfe umsetzen würden (Antwort ‚++‘ in der ersten Frage) und dass ebendiese beiden Teilnehmer der Ökologie bei gleicher Ökoeffizienz Vorrang geben (Antwort ‚A:++‘ in der zweiten Frage).

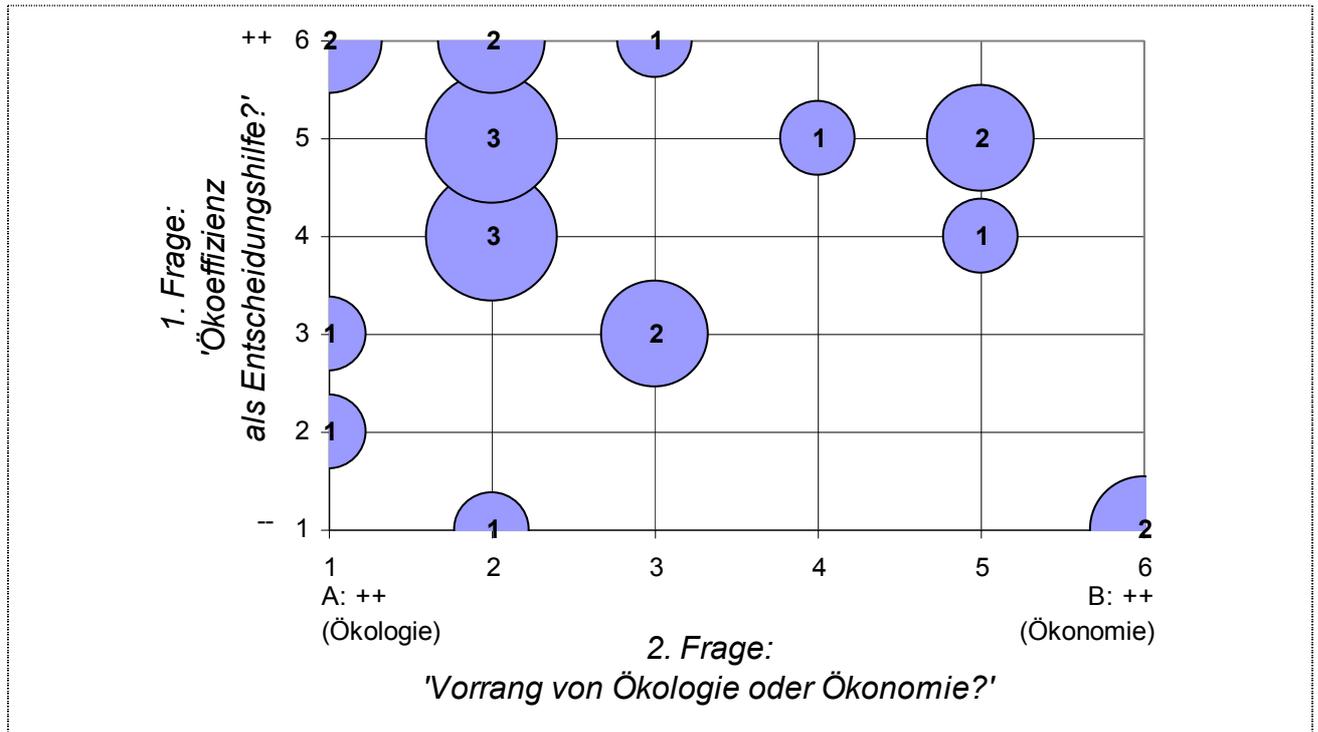


Abbildung 70: Matrix zur Konstellation der gültigen Antworten auf 1. und 2. Frage der Kurzbefragung

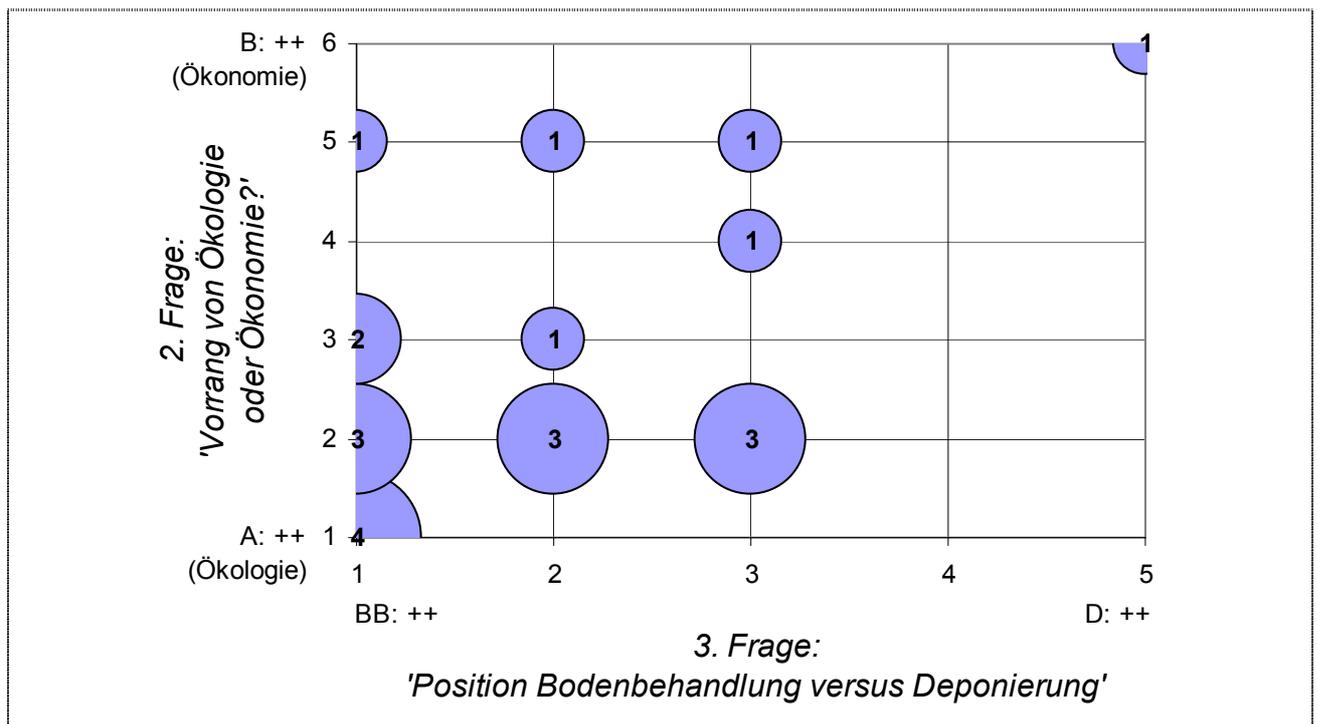


Abbildung 71: Matrix zur Konstellation der gültigen Antworten auf 2. und 3. Frage der Kurzbefragung

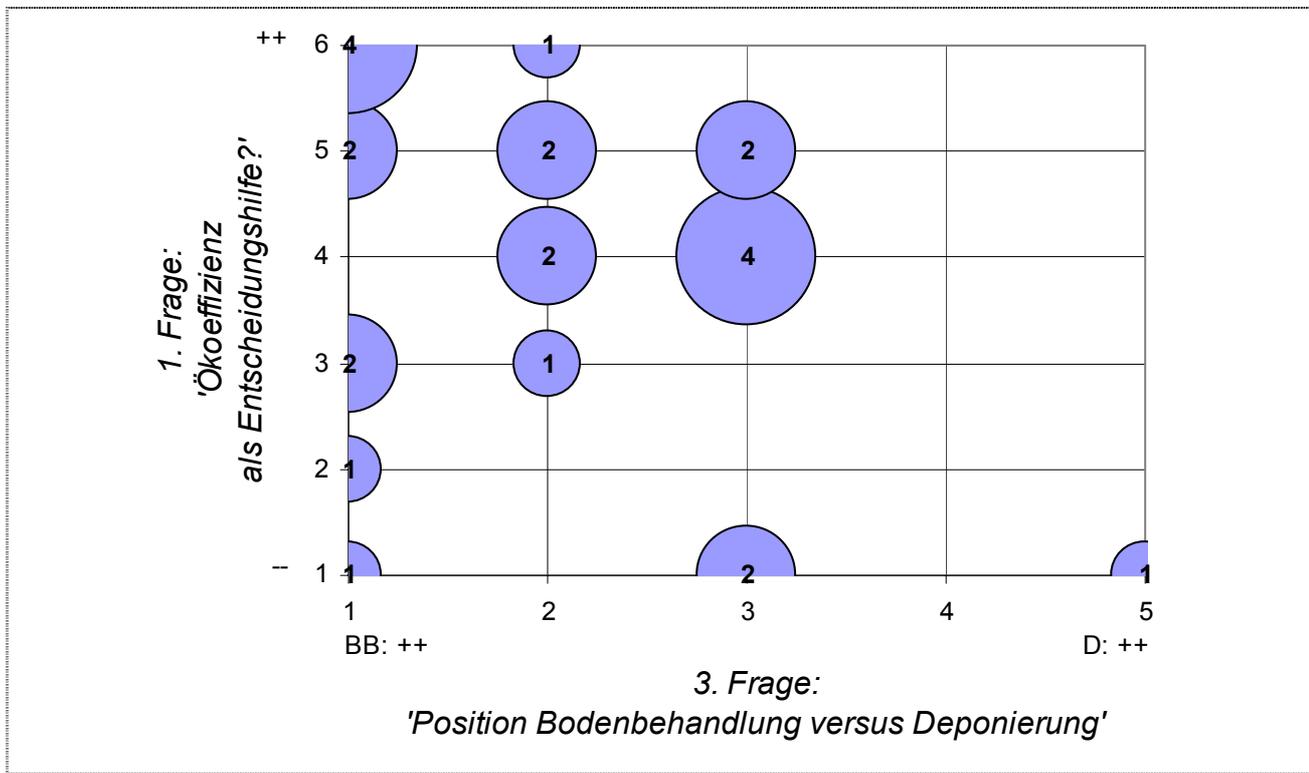


Abbildung 72: Matrix zur Konstellation der gültigen Antworten auf 1. und 3. Frage der Kurzbefragung

D Statistische Daten zu Bodenemissionen

Im Folgenden sind deutsche Abfallströme von ausgewählten, dominanten Abfallgruppen angegeben. Die angegebenen Mengen sind stets in Mio. t angegeben und werden in der Regel deponiert. Es konnten nur statistisch erfasste Mengen berücksichtigt werden, evtl. Verzerrungen konnten im Rahmen dieser Arbeit nicht integriert werden. Die Werte von 1998 sind ohne die Abfälle aus Hamburg, was die Verwendbarkeit der Daten aber kaum schmälert.

Diejenige Abfälle, hinter denen eine Zahl in geschweiften Klammern steht, sind für die Bestimmung des Relevanzfaktors der Bodenemissionen heranzuziehen. Die Zahl gibt an, in welche Zeile der jeweilige Wert eingeht. Andere Abfälle als die gekennzeichneten werden nicht deponiert oder sind für die Berechnung nicht bedeutsam. Die konkreten Werte sind auf Seite 58 zusammengetragen, die zugrundeliegenden Berechnungsformeln sind in Tabelle 14 aufgeführt.

B		C	D	E	F	G	H	I	J
2	Deponie		Abfallbezeichnung	Abfallmenge [Mio. t]					
				nach Statistik			nach Gefährdungspotenzial		
3				Zuweisung			Wichtung		
5	Sonderabfall	(01) 314 Sonstige feste mineralische Abfälle	1,25				hoch:	x 2,5	
6		(02) Sonstige Abfälle	=1,6-E5				=E6+E16+E20		=H6*2,5
7	Hausmüll (TaSi II und Alt)	(03) 99 Andere Siedlungsabfälle	=1,1+7,8+1,5+7				x 2,5		
8		(04) 314 Sonstige feste mineralische Abfälle	=2,3+13,6						
9		(05) Sonstige Abfälle	=12,5+24,2-E7-E8				mittel:	x 1	
10	Bauschutt (TaSi I und Mono)	(06) 314 Sonstige feste mineralische Abfälle	=5,1+1,25				=E5+E7+E9+E13+E15+E17+E19		=H10*1
11		(07) Sonstige Abfälle	=5,3+1,5-E10						
12	Bergbau, Abbaustätten*	(08) 314 Sonstige feste mineralische Abfälle	71,2				x 5		
13		(09) 313 Aschen, Schlacken und Stäube aus der Verbrennung	6,2						
14		(10) Sonstige Abfälle	=77,8+57,6-E12-E13				niedrig:	x 1/5	
15	Oberirdische	(11) 31 Abfälle mineralischen Ursprungs, büA	2,5				=E8+E10+E11+E14+E18		=H15/5
16		(12) Sonstige büA	=3,2-E15				x 5		
17	Betriebliche Deponierung	(13) 313 Aschen, Schlacken und Stäube aus der Verbrennung**	=6,6-1,7*((16,3-6,6)/16,3)				sehr niedrig:	x 1/25	
18		(14) 314 Sonstige feste mineralische Abfälle**	=5,6-1,7*((16,3-5,6)/16,3)				=E12		=H18/25
19		(15) Sonstige Abfälle**	=16,3-E17-E18-E20						
20		(16) Sonstige büA***	=1,7*F21						Summe: =J6+J10+J15+J18
21		(17) Anteil büA auf Sonderabfalldeponie		0,2					

Tabelle 14: Berechnungsformeln zur Berechnung des gewichteten Abfalls

Gesamte Abfallbeseitigung 1998 [53: 6f.]

- Deponierung : 67,2 (stark gesunken seit 1990, seit 1996 stagnierend), davon:
 - 47,2 Entsorgungswirtschaft (seit 1996 abgeschwächte Abnahme)
 - 14,6 Betriebliche Eigenentsorgung (seit 1996 abgeschwächte Abnahme)
 - 5,4 büA

- Verbrennung (seit 1990 leichte Steigerung): 15,9, davon:
 - 10,7 Entsorgungswirtschaft
 - 2,6 betriebliche Eigenentsorgung
 - 2,6 büA
- Kompostierung (Verwertung): 7,7 (bis 1996 starke Steigerung, danach geringer Zuwachs)

Entsorgungswirtschaft 1998 [53: 18f.]

- TASI II: **12,5** (sinkend) **{05}**, davon:
 - **2,3** 314 Sonstige feste mineralische Abfälle **{04}**
 - **1,1** 912 Hausmüllähnliche Gewerbeabfälle **{03}**
 - **7,8** 99 Andere Siedlungsabfälle **{03}**
- Altdeponie: **24,2** (stark sinkend) **{05}**, davon:
 - **13,6** 314 Sonstige feste mineralische Abfälle **{04}**
 - **7,0** 99 Andere Siedlungsabfälle **{03}**
 - **1,5** 912 Hausmüllähnliche Gewerbeabfälle **{03}**
- TASI I: **5,3** **{07}**, davon:
 - 5,1** 314 Sonstige feste mineralische Abfälle **{06}**
- Monodeponie: **1,5** **{07}**, davon:
 - 1,25** 314 Sonstiges feste mineralische Abfälle **{06}**
- Oberirdische Sonderabfalldeponie: **1,6** (stark steigend) **{02}**, davon:
 - 1,25** 314 Sonstige feste mineralische Abfälle **{01}**
- Sonstige Deponien: 2,0 (stark sinkend), davon:
 - 2,0 314 Sonstige feste mineralische Abfälle

Überwachungsbedürftig 1998 (Begleitscheine; [53: 42]): 11,3 (steigend)

- Verbrennung: 1,1, davon:
 - 0,8 5 Abfälle aus Umwandlungs- und Syntheseprozessen (einschließlich Textilabfälle)
- Oberirdische Deponie: **3,2** **{12}**, davon:
 - **2,5** 31 Abfälle mineralischen Ursprungs (ohne Metallabfälle) **{11}**
 - 0,46 5 Abfälle aus Umwandlungs- und Syntheseprozessen (einschließlich Textilabfälle)
- Untertagedeponie: 0,5, davon:
 - 0,4 31 Abfälle mineralischen Ursprungs (ohne Metallabfälle)

Betriebliche Eigenentsorgung 1998 [53: 31-33]: 20,5 von 30,6 auf / in eigenen Deponien / Verbrennungsanlagen entsorgt

- Auf Deponien: **16,3** (sinkend) **{13, 14, 15}**, davon:
 - **6,6** 313 Aschen und Schlacken aus der Verbrennung **{13}**
 - **5,6** 314 Sonstige feste mineralische Abfälle **{14}**
- Abfallverbrennung: 1,2 (konstant), davon:
 - 0,73 94 Abfälle aus Wasseraufbereitung, Abwasserreinigung und Gewässerunterhaltung
 - 0,15 55 Organische Lösemittel, Farben, Lacke, Klebstoffe, Kitte und Harze
 - 0,13 57 Kunststoff- und Gummiabfälle
 - 0,14 59 Andere Abfälle chemischer Umwandlungs- und Syntheseprodukte
- Feuerungsanlagen: 2,9, davon:
 - 1,3 17 Holzabfälle
 - 0,5 18 Zellulose-, Papier und Pappeabfälle
 - 0,38 52 Säuren, Laugen und Konzentrate
- davon büA, innerbetrieblich [53: 31-33]
 - Deponie: **1,7** **{13, 14, 16}**
 - Abfallverbrennung: 0,67

- Feuerungsanlage: 0,89

Massenabfälle 1997 (Abraum, Bauschutt, etc.; [53: 45f.]

- Abraum (naturbelassene Stoffe im Bergbau): **57,6** (36,6 aus Steinkohlenbergbau und -brikettherstellung) **{10}**, davon:
 - 33,3 Aufbereitungs- und Waschberge
 - 10,7 Flotationsabgänge
 - 2,1 Grubenberge
- Bergbaufremde Abfälle im untertägigen Bergbau: 1,4 (0,45 büA), davon:
 - 1,1 313 Aschen, Schlacken und Stäube aus der Verbrennung
 - 0,1 314 Sonstige feste mineralische Abfälle
- Abfälle in übertägigen Abbaustätten: **77,8** (38,0 Gewinnung von Steinen, Erden, Sonstiger Bergbau; 8,9 Baugewerbe; 8,1 Kohlenbergbau und Torfgewinnung) **{10}**, davon:
 - **6,2** 313 Aschen, Schlacken und Stäube aus der Verbrennung **{09}**
 - **71,2** 314 Sonstige feste mineralische Abfälle **{08}**

E Adressen der Kooperationspartner

- **Auftrag- und Herausgeber:**

Sonderabfall-Management-Gesellschaft Rheinland-Pfalz mbH

- Wilhelm-Theodor-Römheld-Straße 34
55130 Mainz
- Tel. +49 6131 98298-0
- Fax +49 6131 98298-22
- <http://www.sam-rlp.de>
- robert.weicht@sam-rlp.de

- **Ausführung:**

Lehrstuhl für Volkswirtschaftslehre und Wirtschaftspolitik II, Prof. Dr. M. von Hauff

- Technische Universität Kaiserslautern
Postfach 3049
67653 Kaiserslautern
- Tel. +49 631 205-3764
- Fax +49 631 205-3767
- <http://www.uni-kl.de>
- <http://www-vwl2.wiwi.uni-kl.de>
- hauff@wiwi.uni-kl.de
- akleine@wiwi.uni-kl.de

- **Methodik (Ökoeffizienz-Analyse):**

BASF AG

Gruppe Ökoeffizienzanalyse

- GUP/CE – Z 570
- 67056 Ludwigshafen
- Tel. + 49 621 60-44710
- Fax + 49 621 60-58043
- <http://www.basf.de>
- <http://www.oekoeffizienzanalyse.de>
- peter.saling@basf-ag.de