

Ökoeffizienz-Analyse zu Entsorgungsoptionen von pech-/teerhaltigem Straßenaufbruch

- Kaltrecyclingverfahren, Ablagerung und thermische Behandlung –
 - im Gesamtkontext einer Straßensanierung überörtlicher Straßen –
-

Ein Kooperationsprojekt



der Sonderabfallmanagement-Gesellschaft Rheinland-Pfalz mbH, Mainz
(Herausgeber),



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

BASF

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

Dipl.-Wirtsch.-Ing. Alexandro Kleine
Dipl.-Wirtsch.-Ing. Volker Weber

unter Mitwirkung von Dr. Peter Saling, BASF AG
und Robert Weicht, SAM

herausgegeben im November 2007 von der SAM mbH, Mainz

Inhaltsverzeichnis

| | |
|---|----|
| Inhaltsverzeichnis | 2 |
| Grundlagen der Studie | 4 |
| Zusammenfassung der Studie | 5 |
| Danksagungen | 6 |
| 1. Einleitung | 7 |
| 1.1. Zielsetzung | 7 |
| 1.2. Aufbau der Studie | 7 |
| 1.3. Problemstellung | 7 |
| 2. Relevanz und Grundlagen zum Anfall von teerhaltigem Straßenaufbruch in Rheinland-Pfalz | 9 |
| 2.1. Teerbelastung im Straßennetz von Rheinland-Pfalz | 9 |
| 2.1.1. <i>Statistische Daten zum Straßennetz</i> | 9 |
| 2.1.2. <i>Belastung durch Teer</i> | 10 |
| 2.2. Grundlagen zur Straßensanierung | 11 |
| 2.2.1. <i>Straßenaufbau</i> | 11 |
| 2.2.2. <i>Sanierungsvarianten</i> | 13 |
| 2.2.3. <i>Sanierungsoptionen</i> | 14 |
| 2.2.4. <i>Charakteristika der Sanierungsoptionen im Überblick</i> | 15 |
| 3. Grundlagen zur Durchführung der Ökoeffizienz-Analyse | 17 |
| 3.1. Anwendungsziele der Ökoeffizienz-Analyse | 17 |
| 3.2. Aggregierte Darstellungen von Ergebnissen einer Ökoeffizienz-Analyse | 18 |
| 3.3. Spezifische Grundlagen zur Durchführung der Ökoeffizienz-Analyse | 22 |
| 3.3.1. <i>Prinzipielle Einschränkungen zur Verwendung der Studie</i> | 22 |
| 3.3.2. <i>Kundennutzen als Zielbestimmung der Ökoeffizienz-Analyse</i> | 22 |
| 3.3.3. <i>Allgemeine Annahmen zur Bilanzierung</i> | 23 |
| 3.3.4. <i>Systemgrenzen der Sanierungsoptionen</i> | 27 |
| 3.3.5. <i>Opportunitätskosten</i> | 31 |
| 4. Ergebnisse der Ökoeffizienz-Analyse für den Kundennutzen im Base Case | 33 |
| 4.1. Ergebnisse der vierten Stufe | 34 |
| 4.2. Rechenfaktoren zur Aggregation der Ergebnisse der ersten bis zur dritten Stufe | 35 |
| 4.3. Ökologischer Fingerprint | 36 |
| 4.4. Einzelergebnisse der ersten bis zur dritten Stufe in reiner und in normierter Form | 37 |
| 4.4.1. <i>Kosten der Sanierungsmaßnahmen</i> | 37 |
| 4.4.2. <i>Energieverbrauch der Sanierungsoptionen</i> | 39 |
| 4.4.3. <i>Ressourcenverbrauch der Sanierungsoptionen</i> | 41 |
| 4.4.4. <i>Emissionen der Sanierungsoptionen</i> | 42 |
| 4.4.5. <i>Flächenbedarf der Sanierungsoptionen</i> | 52 |
| 4.4.6. <i>Toxizitätspotenzial der Sanierungsoptionen</i> | 54 |

| | |
|---|----|
| 4.4.7. Risikopotenzial der Sanierungsoptionen..... | 58 |
| 4.5. Güte der Datenquellen | 61 |
| 5. Ergebnisse der Szenarien im Ökoeffizienz-Portfolio..... | 63 |
| 5.1. Szenario „Transportentfernungen“ | 63 |
| 5.2. Szenario „Sanierungskosten“ | 65 |
| 5.3. Szenario „komplette Verwertung des HGT-Materials“ | 66 |
| 5.4. Szenario „Einfluss der Asphaltsschichten“ | 67 |
| 5.5. Szenario „Toxizitäts- und Risikopotenzial“ | 68 |
| 5.6. Szenario „Thermik“ | 69 |
| 5.7. Szenarien „Bodenemissionen und Beseitigung“ | 70 |
| 5.7.1. Szenario „ohne Bodenemissionen“ | 70 |
| 5.7.2. Szenario „Deponietechnische Verwendung“ | 71 |
| 5.7.3. Szenario „Bergversatz“ | 72 |
| 5.8. Szenario „Zementwerk“ | 74 |
| 6. Fazit und Empfehlungen | 76 |
| Verzeichnisse..... | 79 |
| A Abkürzungsverzeichnis | 79 |
| B Abbildungsverzeichnis..... | 79 |
| C Tabellenverzeichnis..... | 81 |
| D Gleichungsverzeichnis | 81 |
| E Literaturverzeichnis | 82 |
| Anhang..... | 85 |
| A Entscheidungsablauf für die Verwertung | 85 |
| B Wirkungsbilanzen der Sanierungsoptionen..... | 86 |
| C Tabelle der Relevanz- und Rechenfaktoren im Base Case | 90 |
| D Adressen der Kooperationspartner | 92 |

Grundlagen der Studie

Die Sonderabfall-Management-Gesellschaft Rheinland-Pfalz mbH (SAM) kontrolliert in Rheinland-Pfalz unter Fachaufsicht des Ministeriums für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz die Sonderabfallströme von Erzeuger zu Entsorger. Zu ihren Aufgaben gehört auch die Beratung im Sonderabfallbereich.

Die SAM beauftragte den Lehrstuhl für Volkswirtschaftslehre und Wirtschaftspolitik II von Prof. Dr. Michael von Hauff an der Technischen Universität Kaiserslautern, eine Ökoeffizienz-Analyse durchzuführen.

Die BASF AG, Ludwigshafen stellte die Methodik zur Verfügung und wirkte beratend an der Studie mit. Die SAM stellte Daten zur Verfügung, unterstützte die Studie fachlich und organisierte den kritischen Austausch mit Experten. Herr Volker Weber führte die Auswertung in der zweiten Jahreshälfte 2005 erstmals durch. Er erstellte unter Betreuung von Herrn Alexandro Kleine die Grundlagen der vorliegenden Ökoeffizienz-Analyse, die an die beiden vorherigen Studien „Entsorgungsoptionen Mineralölkohlenwasserstoff-kontaminierter Böden“ [17] und „Entsorgungsoptionen von Schlacken / Aschen aus der Hausmüllverbrennung in Rheinland-Pfalz“ [34] anschließt. Herr Alexandro Kleine überprüfte und erweiterte die Auswertung ab der zweiten Jahreshälfte 2006, führte die Studie weiter und schloss sie nach einer Expertendiskussion im September 2007 ab.

Anhand dieser Studie soll die Entsorgung von teerhaltigen Straßenaufbrüchen im Kontext einer kompletten Straßensanierung ökologisch und ökonomisch untersucht und bewertet werden. Ziel der Studie ist es, Empfehlungen zur Entsorgung des Straßenaufbruchs zu erarbeiten. Damit soll der Politik sowie den zuständigen Behörden eine Entscheidungshilfe angeboten werden, welche Aufbereitungsverfahren und Entsorgungswege empfehlenswert sind. Darüber hinaus kann die Studie Verwendung finden in:

- Marktkommunikation
- Stärken- / Schwächenanalyse
- fachlicher Strategiefindung
- Identifizierung von Forschungszielen

Angesprochen ist ein weites Fachpublikum, v. a.:

- Behördenvertreter
- Kammern und Verbände
- Abfall-Erzeuger und -Entsorger
- Anlagenhersteller
- weitere Entscheidungsträger
- Wissenschaftler und Berater

Zusammenfassung der Studie

In Rheinland-Pfalz wie auch in anderen Ländern wurde bis in die 1980er Jahre Teer als Bindemittel in Straßen verbaut. Vor allem in Landstraßen ist dieser Stoff häufig noch vorhanden. Die im Teer enthaltenen polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) sowie andere gesundheitsbedenkliche Stoffe (u. a. Phenole) entweichen beim Erhitzen. Daher darf der teerhaltige Straßenaufbruch (TSA) nur kalt wiederaufbereitet werden (in 25 % der Fälle). In den meisten Fällen (75 %) wird der TSA aber direkt auf eine Deponie verbracht, um auch die Schadstoffe zu beseitigen.

Die Studie bewertet verschiedene Möglichkeiten der Entsorgung von TSA im Gesamtkontext einer Straßensanierung. Hierzu wird zuerst ein Überblick über die Problematik der Teerbelastung gegeben, anschließend werden die Grundlagen des Straßenbaus vorgestellt. Schließlich ermöglicht die vielfach praxiserprobte Ökoeffizienz-Analyse der BASF die ökologisch-ökonomische Bewertung verschiedener Entsorgungsmöglichkeiten des betrachteten TSA.

Im Ausgangsfall werden vier Verfahren für die Straßensanierung im Tiefenbau bewertet. Darunter sind zwei Kaltrecycling-Verfahren: zum einen das Off-Site-Verfahren (kurz „HGT“), bei dem der anfallende TSA in einer entfernten Anlage aufbereitet wird, und zum anderen ein modernes In-Situ-Verfahren. Als weiteres Beseitigungsverfahren wird die konventionelle Verbringung auf eine Deponie betrachtet. Die vierte Entsorgungsmöglichkeit besteht aus einer thermischen Behandlung (kurz „Thermik“) mit anschließender Weiterverwendung des abgereinigten Materials. Im modellierten Ausgangsfall der Ökoeffizienz-Analyse ergibt sich sowohl ökologisch als auch ökonomisch ein klarer Vorteil für das In-Situ-Verfahren, dieses ist unter allen betrachteten Sanierungsoptionen¹ am „ökoeffizientesten“. Ist diese Option jedoch nicht möglich, so ist zwischen dem off-site HGT-Verfahren und der Deponierung abzuwägen, wobei die Deponie tendenziell ökoeffizienter ist.

In Szenarien werden im Anschluss an die Bewertung weitere Varianten und Bilanzierungsmöglichkeiten für die fünf betrachteten Sanierungsoptionen dargestellt. Ziel ist zunächst die Überprüfung der Ergebnisse des Ausgangsfall, indem etwa der Einfluss der Transportentfernung und der Entsorgungs-/Behandlungspreise variiert wird. In Modellvariationen sollen dann hypothetisch weitere interessante Möglichkeiten zur Entsorgung des TSA abgebildet werden. Hier sind als bedeutende Alternativen eine deponietechnische Verwendung, eine Verbringung untertage als Bergversatz oder eine Zugabe in Zementwerken zu nennen.

Auf Basis der vorliegenden Ökoeffizienz-Analyse ist eine kritische Überprüfung der vorherrschenden Entsorgungspraxis angeraten. Es stellt sich daher zentral die Frage, inwieweit In-Situ für eine große Zahl der Sanierungsfälle eine Alternative bietet. Außerdem bieten die in den Szenarien erarbeiteten Empfehlungen eine wichtige Grundlage für die weitere Gestaltung der Entsorgung von TSA: möglichst wenig Neumaterial, möglichst kurze Transportentfernungen, möglichst wenig Material zur Beseitigung auf Deponien etc.

¹ In dieser Studie wird von „Sanierungsoptionen“ gesprochen, was über reine „Entsorgungsoptionen“ hinausgeht (siehe auch S. 13).

Danksagungen

Wir möchten uns hiermit bei folgenden Firmen und Personen bedanken, die durch ihre Auskunftsbereitschaft und Hilfestellung die Erstellung dieser Studie erst ermöglicht haben:

- ATM Entsorgungs Deutschland GmbH: Herr Somke
- BASF AG: Herr Dr. Saling
- Baustoff Vertriebsgesellschaft GmbH & Co. KG: Frau Dr. Becksmann
- F. L. Juchem & Söhne GmbH & Co. KG Bauschutttaufbereitung: Herr Ruppenthal
- Landesbetrieb Straßen und Verkehr Rheinland Pfalz: Herr Müssenich, Herr Zodet
- Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht: Herr Dr. Nonte, Herr Dr. Heinrich
- Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz: Herr Dr. Hanel
- SAT Straßensanierungs GmbH: Herr Rienhoff-Gembus
- Sonderabfall-Management-Gesellschaft Rheinland Pfalz mbH: Herr Lorig, Herr Weicht
- Struktur- und Genehmigungsdirektion Süd: Herr Wendel
- TU Kaiserslautern: Herr Bolle, Herr Müller, Frau Wittek
- UEV - Umwelt, Entsorgung und Verwertung GmbH: Herr Dr. Dörfel

1. Einleitung

Nach Einschätzung von Experten enthält das rheinland-pfälzische Straßennetz noch etwa 40 % pech-/teerhaltige Bindemittel. Sie wurden bis zur Mitte der 1980er Jahre im Straßenbau eingesetzt, bevor darin für Mensch und Umwelt schädliche Substanzen erkannt wurden [43].

1.1. Zielsetzung

In dieser Studie werden verschiedene Sanierungsoptionen (Tiefereinbau) von teerbelasteten Straßen in Form der Ökoeffizienz-Analyse nach der BASF AG einander gegenübergestellt, indem ihre ökologischen und ökonomischen Auswirkungen ermittelt, ausgewertet und verglichen werden. Dies schließt verschiedene Entsorgungswege für das belastete Material mit ein. Abschließend soll unter allen Sanierungsoptionen die ökoeffizienteste Sanierungsoption identifiziert werden. Die vorliegende Studie kann zukünftig als Basis für die Entscheidungsträger auf diesem Gebiet dienen.

Die vorliegende Studie stützt sich auf die erste Studie zur Ökoeffizienz [17] und führt das dort entwickelte Konzept fort, indem sie die Erfahrungen zur ökologisch-ökonomischen Bilanzierung von Sonderabfallthemen nutzt und weiterentwickelt. Besondere Aufmerksamkeit gilt dabei der Modellierung und Bewertung der betrachteten Sonderabfälle sowie deren ökologische Auswirkungen als „Abfallstoff“. Als weitgehend unproblematisch gelten dagegen die klassischen ökobilanziellen Aspekte (Energie- und Ressourcenbedarf sowie Emissionen) der Bau- und Behandlungsprozesse.

1.2. Aufbau der Studie

Zu Beginn der Studie wird die Relevanz der Entsorgung von TSA erläutert. Des Weiteren werden Informationen zum Straßennetz, zum Gefahrenpotenzial von Teer und zu rechtlichen Rahmenbedingungen gegeben. Es folgen eine Beschreibung der Sanierungsoptionen sowie eine Einführung in das Instrument der Ökoeffizienz-Analyse nach BASF. An die Definition der Rahmenbedingungen schließt sich die eigentliche Ökoeffizienz-Analyse an. Dann werden die Sanierungsoptionen anhand des modellierten Ausgangsfalles (sog. „Base Case“) im Überblick wie auch im Detail einander gegenübergestellt. Anschließend werden in Szenarien Variablen, wie z. B. Transportentfernungen und Kosten zur Entsorgung und Behandlung der TSA variiert sowie neue Optionen erkundet. Die Studie schließt mit einem Fazit und Empfehlungen zur Unterstützung der Entscheidungsfindung.

1.3. Problemstellung

Ein großer Teil der Verkehrsfläche in der BRD entstand im Zeitraum nach dem Ende des Zweiten Weltkrieges und den 1980er Jahren, bedingt durch den wachsenden Wohlstand und den damit verbundenen steigenden Bedarf nach Transport und Mobilität.

Das deutsche Straßennetz besteht heute zu einem großen Anteil aus kleineren Straßen, die zu dieser Zeit errichtet wurden. Im Gegensatz zu den großen Straßen (Bundesautobahnen, Bundesstraßen), welche die Hauptverkehrslasten zu tragen haben und in der Vergangenheit öfter saniert wurden, sind sie aktuell oft noch immer teerbelastet. Bei der Sanierung dieser Straßen ist der

Umgang mit bzw. die Entsorgung des teerhaltigen Materials ein besonders beachtenswerter Aspekt [24].

TSA ist ein gefährlicher Abfall², da in hohen Konzentrationen PAK mit bedeutender human- und ökotoxischer Relevanz sowie Phenole enthalten sind. Eine Reihe rechtlicher Rahmenbedingungen legt für Rheinland-Pfalz den Umgang und die Entsorgung mit teerbelastetem Material fest. So ist vorgeschrieben, dass bei Bau- und Entsorgungsmaßnahmen dieses Material nicht erhitzt werden darf: Bei Rauch- und Gasentstehung werden die PAK in die Umwelt freigesetzt, die Mensch und Umwelt gefährden können.

² Ab 01.02.2007 wird aufgrund der Novelle der Abfallverordnung nur noch von ‚gefährlichen‘ und ‚nicht gefährlichen‘ Abfällen gesprochen. Davor gehörte der TSA zur Gruppe der ‚besonders überwachungsbedürftigen Abfällen‘ (büA).

2. Relevanz und Grundlagen zum Anfall von teerhaltigem Straßenaufbruch in Rheinland-Pfalz

In diesem Kapitel werden die Grundlagen für die Teerbelastung von Straßen und von verschiedenen Sanierungsmöglichkeiten erarbeitet. Darauf baut die Ökoeffizienz-Analyse im darauf folgenden Kapitel auf.

2.1. Teerbelastung im Straßennetz von Rheinland-Pfalz

Um die Relevanz des Themas zu verdeutlichen, gibt dieses Kapitel einige grundlegende Informationen zum deutschen bzw. rheinland-pfälzischen Straßennetz und der vorherrschenden Belastung mit Teer. Auch wird auf das Gefährdungspotenzial des Teers eingegangen, des Weiteren werden die rechtlichen Grundlagen für die Entsorgung vorgestellt.

2.1.1. Statistische Daten zum Straßennetz

Nach Angaben des ehemaligen Landesbetriebes Straßen und Verkehr (LSV)³ sind in Rheinland-Pfalz 18.426 Straßenkilometer öffentlicher Straßen⁴ klassifiziert, also einer von vier Straßenarten zugeordnet [21]; in der BRD macht das klassifizierte Straßennetz etwa 37 % des gesamten Straßennetzes aus [12]. Abbildung 1 stellt die Verteilung dar: die per Klasse erfassten Straßen sind zu fast gleich großen Teilen (jeweils 40 %) Landes- und Kreisstraßen. Die restlichen 20 % der Straßen sind vorwiegend Bundesstraßen und nur der geringste Teil sind Autobahnen.

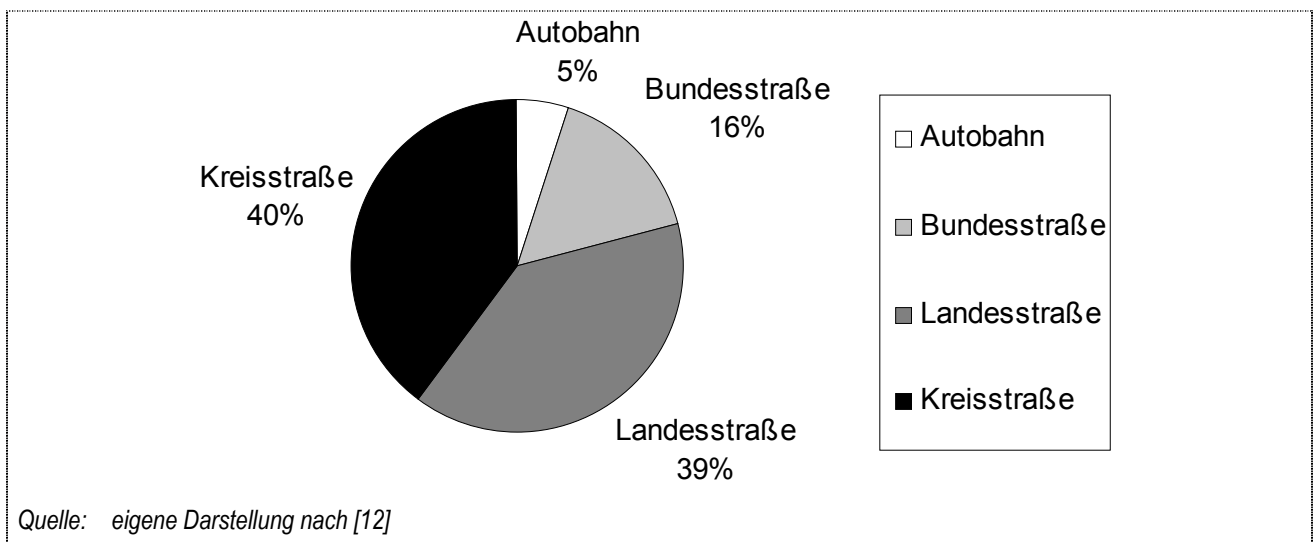


Abbildung 1: Verteilung der klassifizierten Straßenkilometer des öffentlichen Straßenverkehrsnetzes nach Straßentyp

³ Der LSV (ab 01. Januar 2007 ‚Landesbetrieb Mobilität‘ – LBM) ist zuständig für die Betreuung (Planen, Bauen, Unterhalten) des gesamten klassifizierten Straßennetzes in Rheinland-Pfalz und damit für einen Großteil aller durchgeführten Maßnahmen im Straßenbau. Obwohl die Abwicklung kommunaler kleinerer Maßnahmen nicht über eine zentrale Stelle erfolgt, wurde der LSV bzw. wird der LBM auch hierfür oft beauftragt. Im Rahmen der Studie konnten dazu aber keine umfassenden Informationen ausgewertet werden.

⁴ Umfang und Struktur privater Straßen sind nicht bekannt.

Nach Verkehrsfläche nehmen außerörtliche Straßen aufgrund der größeren Breiten und des Ausbaugrades etwa 40 % ein, 60 % werden von Gemeindestraßen eingenommen [12]. Die Kriterien zur Abgrenzung von Siedlungs- und Verkehrsfläche sind jedoch unscharf.

2.1.2. *Belastung durch Teer*

Als „Teer“ wird umgangssprachlich das in der Zeit von ca. 1945 bis in die 1980er Jahre gängige Straßenbaubindemittel bezeichnet, jedoch ist die Anwendung des Begriffs irreführend. Dieser Abschnitt gibt zunächst eine Definition des Begriffs Teer und geht auf die Gefahren beim Umgang damit ein, um dann den Bogen zu den rechtlichen Rahmenbedingungen sowie zur Entsorgung zu spannen.

Seitens des LSV wurde geschätzt, dass auch heute noch rund 40 % des in Kilometern gemessenen Straßennetzes in Rheinland-Pfalz mit Teer belastet sind, offizielle Statistiken hierzu sind jedoch nicht verfügbar. Im Jahre 2003 sind in Rheinland-Pfalz rund 240.000 t TSA angefallen. Etwa dieselbe Menge aus anderen Bundesländern ist in Rheinland-Pfalz zusätzlich entsorgt worden [22]. Bei den belasteten Straßen handelt es sich überwiegend um in der Vergangenheit weniger oft sanierte, für geringere Verkehrslasten ausgelegte Kreis-, Landes- und Gemeindestraßen. In den Autobahnen sowie dem überwiegenden Anteil der Bundesstraßen, die aufgrund der hohen Verkehrslasten häufiger saniert wurden, sind heute kaum noch teerhaltige Substanzen enthalten.

a. Definition des Begriffs Teer

Teer ist ein zähflüssiges Gemisch, das hauptsächlich bei der zersetzenden thermischen Behandlung organischer Naturstoffe (Pyrolyse) unter Sauerstoffausschluss anfällt, so wie bei der Verkokung von (Stein-)kohle zu Koks für Hochofenprozesse. Das auf diese Weise gewonnene Gemisch konnte im Straßenbau so nicht verwendet werden, sondern bedurfte einer Aufarbeitung durch Destillation. Dabei entstehen verschiedene Fraktionen, die Teeröle. Der Destillationsrückstand heißt Teerpech, oder kurz Pech [24 / 23]. Teerpech wird im Straßenbau als Bindemittel eingesetzt und umgangssprachlich als „Teer“ bezeichnet. Im Rahmen der Studie wird daher vereinzelt auch von Pech gesprochen.⁵

b. Gefahrenpotenzial des Teers

Im Teer sind in hohen Konzentrationen PAK sowie in geringeren Konzentrationen Phenole enthalten. PAK bzw. ihre Metabolite sind nachweislich cancerogen und gentoxisch, wobei insbesondere dem Benz(a)pyren als Prototyp der PAK eine große human- und ökotoxische Relevanz zugemessen wird. Diese können sich teilweise im menschlichen Organismus ansammeln und vom Körper nicht vollständig abgebaut werden [23]. Teer wird aufgrund dieser Tatsache und herstellungsbedingter Umstellungen als Bindemittel im Straßenbau nicht mehr eingesetzt.

Die Gefahr einer Elution von PAK aus Straßen und Straßenaufbruch besteht wegen der geringen Wasserlöslichkeit kaum, da der Schadstoff z. B. durch Regen oder Hochwasser nur sehr langsam und in geringem Maße ausgespült wird. Für Menschen besteht der weitaus gefährlichere Wirkungspfad im Einatmen von PAK bei der thermischen Aufarbeitung von Straßenbelägen, beispielsweise im Zuge von Abrissverfahren [16].

⁵ Mehr Informationen zu carbostämmigen Bindemitteln finden sich in DIN 55946, Teil 2.

Phenole haben – aufgrund ihrer bedingten Löslichkeit – auch einen Einfluss auf Geschmack und Qualität von Wasser, was jedoch von geringerer umweltchemischer Bedeutung ist [16].

Vor diesem Hintergrund ergibt sich die Problematik des Umgangs mit TSA bei der Straßensanierung, der nach einer Expertenschätzung im Durchschnitt mit 1.500 mg PAK / kg Straßenaufbruch kontaminiert sein dürfte.

c. Rechtliche Rahmenbedingungen für die Sanierung

Im Bereich der Abfallwirtschaft erfolgt eine Gesetzgebung sowohl EU-übergreifend, bundesweit als auch länderweit. Die Entsorgungswege von gefährlichen Abfällen werden vor dem Hintergrund der nationalen Gesetzgebung, beispielsweise dem Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz und dem Bundesimmissionsschutzgesetz (BImSchG), teilweise den Bundesländern überlassen. In Rheinland-Pfalz wurde durch eine Expertenkommission, dem „Arbeitskreis Straßenbauabfälle Rheinland-Pfalz“, ein „Leitfaden für die Behandlung von Ausbauasphalt und Straßenaufbruch mit teer-/pechtypischen Bestandteilen“ herausgegeben [2]. Der Leitfaden kombiniert die Anforderungen der Technischen Regeln LAGA 20 [19] und des Merkblattes RuVA-StB 01 [13] im Sinne einer praxisorientierten Regelung. Analog RuVA-StB 01 wird darin ein Entscheidungsablauf für anzuwendende Sanierungsoptionen vorgegeben (siehe S. 85).

Es gilt in Rheinland-Pfalz ein PAK-Grenzwert von 20 mg/kg⁶ nach der amerikanischen Environmental Protection Agency (EPA), darunter wird ein Material als pechfrei angesehen. Mittels entsprechender Analyseverfahren muss bei Verdacht auf Belastung eines Straßenabschnitts, bzw. bei Unkenntnis darüber eine Prüfung erfolgen. Gegebenenfalls sind in regelmäßigen Abständen Bohrerkerne zu entnehmen und zu untersuchen, um die Belastung zu bestimmen [15]. Weiterhin bestehen eine Reihe anderer rechtlicher Regeln und technischer Vorschriften, die im Leitfaden [2] implementiert sind.

Als Entscheidungsbasis für die Vorgehensweise bei der Sanierung einer teerbelasteten Straße ist im Leitfaden für Material der Verwertungskategorie B das Überbauen⁷, Kaltrecycling oder die Deponierung vorgeschrieben. Jedoch darf dieses aufgrund seines Gefährdungspotenzials nicht einfach bedenkenlos ausgebaut, abgelagert oder wieder eingesetzt werden, sondern es besteht die Pflicht zu einer Entsorgung im Sinne des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes.

2.2. Grundlagen zur Straßensanierung

Straßen sind befestigte Landverkehrswege für nicht schienengebundene Fahrzeuge, die meist vom öffentlichen Träger unterhalten werden. In der langen Vergangenheit des Straßenbaus hat sich eine Vielzahl von Variationen im Straßenaufbau entwickelt, auch weil keine Normierung oder Standardisierung vorgeschrieben war.

2.2.1. Straßenaufbau

Im Allgemeinen wird bei einer Straße zwischen Oberbau, Unterbau und Untergrund unterschieden. Als Untergrund wird der anstehende Boden (bzw. Gestein o. ä.) verstanden, der bei der

⁶ Zum Zeitpunkt der Studiererstellung (Berechnung). Seit 01.01.2007 gilt ein Grenzwert von 30 mg/kg.

⁷ Das Überbauen war aufgrund des stark abweichenden Vorgehens (siehe 2.2.2.a) nicht Gegenstand der Studie.

Herstellung der Straße unangetastet bleibt. Darüber wird der Unterbau angelegt, der aus verdichtetem und ggf. mit Zement oder anderen Bindemitteln gebundenem Boden besteht. Der Unterbau wird zur Entwässerung oft erhöht als Damm angelegt. Die Obergrenze des Unterbaus wird als „Planum“ bezeichnet, das über eine gewisse Tragfähigkeit verfügen muss. Ab hier beginnt der Straßenoberbau [12]. Als Straßenaufbau wird in dieser Studie der Querschnitt durch den Straßenoberbau verstanden.

Maßgeblich für die Auslegung bzw. den Aufbau einer Straße sind die erwartete Verkehrsbelastung, die klimatischen Gegebenheiten und die Topografie. Natürlich muss neben dem Oberbau auch der Unterbau entsprechend der erwarteten Belastungen angepasst werden. Von 1950 bis 2003 hat sich die Verkehrsbelastung vervielfacht. Die heutigen Anforderungen an eine Straße sind damit deutlich höher als damals. Somit besteht bei der Sanierung alter Straßen ein Bedarf zur Anpassung.

a. Schichtaufbau

Heute ist der Oberbau deutlich massiver ausgelegt als früher, außerdem wird heute eine kapillarbrechende Schicht eingebaut, die im Winter vor Schäden durch Frost schützt. Diese fehlte in älteren Straßen sehr häufig [39]. Zudem existieren heute Richtlinien zur Standardisierung des Straßenoberbaus [14], welche die Basis für Neubau oder Sanierungsmaßnahmen von Straßen bilden. Das wichtigste zu erfüllende Kriterium ist die Standfestigkeit der einzelnen Schichten bzw. der ganzen Straße. Sie muss z. B. für das in der Studie betrachtete Modell (siehe Seite 24) am Planum 45 MN / m² betragen und auf der Deckschicht ca. 100 MN / m². Außerdem muss einer gewissen Anzahl von Stößen mit einer definierten Achslast widerstanden werden können. Für Neubauten kann sich nach RStO ein anderer Aufbau ergeben als für die Sanierung von Straßen (mit teerhaltigem Material).

b. Materialien

Basismaterialien für den Straßenbau sind natürliche mineralische Stoffe wie Schotter, Kies, Splitt, Sand etc. Sie werden nach Körnungen, also Durchmessern bzw. „Sieblinien“ unterschieden und stammen meist aus nahe gelegenen Steinbrüchen oder Flussbetten. Die unteren Schichten des Oberbaus bestehen meist aus ungebundenem Schotter der Körnung 0/45 oder 0/32. Dies bedeutet, dass in einer Schüttung dieses Materials mittlere Korndurchmesser von 0 bis 45 mm bzw. 0 bis 32 mm enthalten sind.

Die Sieblinie charakterisiert den Anteil der Fraktionen innerhalb der Schüttung, also liegen z. B. 10 % der Körner im Bereich von 0–10 mm, 30 % liegen im Bereich von 10–20 mm, 30 % im Bereich von 20–30 mm und ebenfalls 30 % im Bereich von 30–45 mm. Ziel ist es, durch Sieben und Mahlen eine Schüttung mit minimalem Porenvolumen und einer hohen Verdichtbarkeit herzustellen. Dieser Prozess kann, je nach Art der Ausgangsgesteins- und Korngrößenverteilung, relativ energieintensiv sein.

Über dem ungebundenen Material werden bei der heutigen Asphaltbauweise je nach Belastung Schichten aus kleineren Körnungen mit bitumenhaltigem Bindemittel aufgebracht. Dabei unterscheidet man die Asphalttragschicht, -binderschicht und -deckschicht, auf der sich der Verkehr bewegen wird [6]. Bitumen stammt aus der Destillation von Erdöl und enthält keine nennenswerten Anteile von PAK [24]. Ein durchschnittlicher Straßenoberbau hat heute eine Dicke von ca. 60 bis 70 cm.

2.2.2. Sanierungsvarianten

In dieser Studie geht es hauptsächlich um den Vergleich der Entsorgungsoptionen von pech- bzw. teerhaltigem Straßenaufbruch. Dennoch müssen aufgrund der technischen Voraussetzungen und der üblichen Abläufe bei den Verfahren die kompletten Sanierungsmaßnahmen miteinander verglichen werden, weswegen in dieser Studie von „Sanierungsoptionen“ gesprochen wird. Für teerhaltiges Material sind nur kalte Verfahren zulässig, bei denen das Material nicht erhitzt wird [15]. Ein Erhitzen würde zum gefährlichen Ausgasen der PAK führen. Die Sanierungsvarianten unterscheiden sich nach Art der Materialeinbringung in Hocheinbau, Tiefeinbau und Hoch-/Tiefeinbau. Für diese Studie wird von einer Sanierung in Asphaltbauweise [6] ausgegangen.

a. Hocheinbau

Es wird geschätzt, dass bei 60 % der teerbelasteten Straßen Maßnahmen im Hocheinbau möglich sind. Damit ist – vereinfacht ausgedrückt – ein Überbauen der bereits vorhandenen Straße gemeint. Dies ist möglich, solange der Untergrund/Unterbau noch über eine entsprechende Tragfähigkeit verfügt, die Straße nicht höhengebunden ist (wie in Ortschaften oder in Kreuzungsbereichen) und nach der Sanierung noch über eine ausreichende Breite verfügt, da zu den Seiten technisch bedingt eine Abschrägung erfolgen muss. Beim Hocheinbau fällt kein Straßenaufbruch an, da die alte Straße unangetastet liegen bleibt. Durch das Überbauen erfolgt ein wasserdichter Abschluss des teerhaltigen Materials [19 / 13].

Bei dieser Variante entstehen in der Gegenwart keine überwachungsbedürftigen pech-/teerhaltigen Mengenströme. Es wäre aber eine erweiterte und langfristige Abschätzung der ökologischen Einwirkungen nötig, da das belastete Material unverändert liegen bleibt. Daher wird der Hocheinbau in der vorliegenden Studie nicht behandelt.

b. Tiefeinbau

Bei den Verfahren des Tiefeinbaus erfolgt eine grundlegende Sanierung des Straßenoberbaus und - falls erforderlich - auch des Unterbaus. Es müssen erheblich mehr Erdbewegungen durchgeführt und vorbereitende stabilisierende Maßnahmen getroffen werden als im Hocheinbau. Das Altmaterial wird komplett ausgebaut („ausgekoffert“), ggf. aufbereitet und wieder eingesetzt oder beseitigt. Bei einer Beseitigung des Altmaterials muss Neumaterial eingebaut werden.

Der Vorteil des Tiefeinbaus liegt darin, dass der neue Straßenoberbau an die aktuellen Erfordernisse angepasst, eine Frostschutzschicht eingebracht und die Schichtdicken ausreichend dimensioniert werden können. Außerdem gibt es – je nach Bauweise – Straßen, bei denen auch in den unteren Schichten eine signifikante Teerbelastung vorliegt. Das belastete Material in diesen tiefer liegenden Schichten kann nur durch Maßnahmen im Tiefeinbau entfernt werden.

c. Hoch-/Tiefeinbau

Hierbei erfolgt zunächst eine oberflächliche Behandlung der oberen Schichten bis zu ca. 20 cm Tiefe, bei der das alte Material aufgebrochen-/gefräst, mit Bindemittel versetzt und verdichtet wieder eingebaut wird. Auf diese Schicht werden dann die Asphaltsschichten aufgebracht [38]. Der Vorteil hierbei ist, dass das gesamte Altmaterial vor Ort bleiben kann, Material ersetzt wird und gleichzeitig die Schadstoffe immobilisiert werden. Damit dieses Verfahren eingesetzt werden kann, müssen einige Bedingungen erfüllt sein, auf die später ausführlicher eingegangen wird.

2.2.3. Sanierungsoptionen

In Rheinland-Pfalz fallen jährlich ca. 240.000 t TSA an [22]. Dieser gehört zu den Bauabfällen und ist aufgrund seiner Schadstoffbelastung ein gefährlicher Abfall („Sonderabfall“). Die Recyclingquote für Straßenaufbruch im Allgemeinen ist im Bundesgebiet mit 86 % relativ hoch [1]. Noch im Jahr 2003 wurde der Straßenaufbruch in Rheinland-Pfalz jedoch zu 70 % auf Deponien verbracht und nur zu 25 % wieder eingebaut [22]. Die sonstige Verbringung beträgt dementsprechend ca. 5 %.

a. Kaltrecycling

Die derzeit angestrebte Sanierungsoption off-site ist der Wiedereinsatz des TSA zu einer hydraulisch gebundenen Tragschicht (HGT) durch Kaltrecycling (KRC). Dabei werden etwa 75 % des teerhaltigen Materials in einer Off-Site-Anlage zuerst zerkleinert. Anschließend wird der Teer durch die Zugabe von Zement und Wasser gekapselt und inertisiert. Deswegen muss die Sanierung ordentlich erfolgen, da die Schadstoffe weiterhin vorhanden sind. Die restlichen 25 % des Materials werden zwischengelagert und – je nach Marktsituation - in anderen Maßnahmen verwendet oder deponiert.

Bei großen Bauvorhaben könnte auch eine mobile Aufbereitungsanlage nahe der Baustelle in Betracht kommen. In diesem Falle spricht man vom Kaltrecycling near-site. Hier müssen 75 % des Materials nur eine kurze Strecke bis zur mobilen Aufbereitungsanlage gefahren werden, es fallen geringere Transportaufwendungen an. Alternativ besteht ein Verfahren zum Kaltrecycling on-site (In-Situ). Die Anlage kann in Form eines speziellen „Fräsrecyclers“ bzw. „Mixpavers“ auf der Straße direkt arbeiten, sodass kaum Transportaufwand für die Entsorgung entsteht, die gesamte teerbelastete Menge wird zur HGT verarbeitet.

Das In-Situ-Verfahren unterliegt jedoch einigen Restriktionen: Bei Einbauten (Kanaldeckel etc.), größeren Steigungen und kleinen Kurvenradien sind die Anlagen nicht ausreichend manövrierfähig. Wenn nicht mindestens eine 15 cm dicke, kapillarbrechende Schicht vorhanden ist, kann das Verfahren nach Merkblatt Kaltrecycling [15] nicht wirksam eingesetzt werden. Zudem wird eine auf diese Art sanierte Straße höher als in der Ausgangssituation. Dies trifft allerdings auch auf die Off-Site-Variante zu.

b. Deponierung

Etwa 70 % des teerbelasteten Materials sind 2003 in Rheinland-Pfalz auf Deponien verbracht worden. Dort wird es entweder dauerhaft abgelagert oder auch als Baumaterial für Dämme, Befestigungen oder Zufahrtswege auf der Deponie eingesetzt. Letztendlich wird es in beiden Fällen bei Verschluss der Deponie mit gesichert.

Problematisch ist eher, dass die Schadstoffe des TSA nicht eliminiert, sondern lediglich gesichert werden. Zudem wird die Option der Deponierung durch Änderungen innerhalb der gesetzlichen Bestimmungen zukünftig mit einigen Unsicherheiten behaftet sein: Es wird von einer Deponieraumverknappung ausgegangen, was sich langfristig auf die Preise niederschlägt. Momentan werden Abfälle jedoch oft zu niedrigen Preisen angenommen, um die Deponie möglichst verfüllen zu können. Schon heute bestehen demnach große Unterschiede bei den Kosten für diese Option.

c. *Möglichkeiten einer thermischen Behandlung*

Eine thermische Anlage (kurz „Thermik“) zerstört den Schadstoff direkt oder indirekt, alternativ wird der Schadstoff effektiv eingekapselt. Generell sind verschiedene Methoden zur thermischen Behandlung des TSA denkbar, um den Schadstoff unschädlich zu machen:

- Ein Einsatz des TSA in **Zementwerken** ist nach sehr aufwendiger Vorbehandlung (spezielle Mahlverfahren erforderlich) grundsätzlich möglich. Das einzige Werk, das in der BRD derzeit technisch dazu in der Lage ist, steht in Rüdersdorf östlich von Berlin, mehr als 700 km entfernt vom Flächenschwerpunkt Rheinland-Pfalz. Mit einem Jahreseinsatz von ca. 15.000 t hat es allerdings nur eine untergeordnete Bedeutung.
Mit einem Szenario ist die Möglichkeit für eine ortsnahe Verbringung in ein Zementwerk dargestellt (siehe ab Seite 74).
- Eine Entsorgung in **Hausmüllverbrennungsanlagen** (HMV) ist grundsätzlich möglich, jedoch muss aufgrund des relativ geringen Brennwertes von ca. 2,4 MJ/kg (bei 5 % Teeranteil) viel Zusatzbrennstoff eingesetzt werden, die Konsistenz des Materials verursacht zusätzlich technische Probleme. Zudem sind die HMV – bedingt durch die Deponieverordnung seit Juni 2005 – landesweit weitgehend ausgelastet. Daher bestehen keine Kapazitäten für die Entsorgung des betrachteten Straßenaufbruchs.
- Eine **pyrolytische Behandlung** des TSA ist bei Kosten von 150–250 €/t (je nach Belastung) recht teuer, außerdem ist dieses Behandlungsverfahren aufgrund der höheren Temperaturen äußerst energieintensiv. Auch die Transportentfernung bis zu einer solchen Anlage ist sehr hoch.
- Die Option der Behandlung des TSA in einer **thermischen Bodenreinigungsanlage** der Firma ATM in Moerdijk (Niederlande) stellt aufgrund der moderaten Temperaturen jedoch eine vergleichsweise günstige Variante dar. Allerdings sind der Transportaufwand zur entfernten Anlage sowie die Energieaufwendungen für den Prozess nach wie vor relativ hoch. Bei der grenzüberschreitenden Verbringung von Abfall sind zudem besondere Maßnahmen zu treffen. Beispielsweise sind Export- bzw. Importgenehmigungen der betreffenden Länder sowie eine Anmeldung der Transporte erforderlich.
Nur diese thermische Option einer Direktverfeuerung geht in den Ausgangsfall der Ökoeffizienz-Analyse ein. Die Anlage in Moerdijk verfügt über eine sehr hohe Kapazität von 1 Mio. t/a (darunter ¼ Straßenaufbruch), da TSA in den Niederlanden aufgrund der Gesetzeslage thermisch behandelt werden muss.

2.2.4. *Charakteristika der Sanierungsoptionen im Überblick*

In Tabelle 1 sind die Sanierungsoptionen nach Behandlungs-/Entsorgungsort, Sanierungsvarianten sowie Materialbedarf und Transportaufwand überblicksartig charakterisiert. Bei den Verfahren des Kaltrecyclings wird belastetes Altmaterial gekapselt und vor Ort wieder eingebaut, bei den anderen Verfahren ist ein Ersatz durch Neumaterial notwendig. Die Transportaufwendungen sind mit Kenntnis der Standorte qualitativ eingeteilt.

| Sanierungsoption | Kaltrecycling (KRC) | | | Ablagerung | Thermisch | Überbauen |
|------------------|-------------------------|-----------|---------|-------------------------|------------------------|-------------|
| | Off-site | Near-Site | On-Site | | | |
| Ort | Off-site | Near-Site | On-Site | Deponie | Direkt- verfeuerung | On-Site |
| Hocheinbau | | | | | | X |
| Hoch-/Tiefenbau | | | X | | X | |
| Tiefenbau | X | X | | X | | |
| Materialbedarf | überwiegend Altmaterial | | | überwiegend Neumaterial | | Neumaterial |
| Transportaufwand | m | n | n | m | h | n |

X: trifft zu

n: niedrig

m: mittel

h: hoch

Tabelle 1: Überblick der Charakteristika der Sanierungsoptionen

Near-site und Überbauen sind in dieser Studie nicht eigens berücksichtigt.

3. Grundlagen zur Durchführung der Ökoeffizienz-Analyse

Basierend auf dem Instrument „Ökoeffizienz-Analyse“ der BASF wird der ökoeffizienteste Weg zur Entsorgung des TSA gesucht. Einerseits soll durch die Umsetzung der Ökoeffizienz der geschaffene Wert aus Produktion und Dienstleistung erhöht (bzw. Kosten gesenkt) werden. Andererseits sollen die dafür eingesetzten natürlichen Ressourcen in energetischer und stofflicher Form sowie weitere weniger belastet werden. Eine Entlastung im Ökologischen drückt sich in idealer Weise im ökonomischen Vorteil aus, welcher ein zentrales und traditionelles Unternehmensziel ist.

Die Ökoeffizienz geht auf den Ansatz von Schaltegger und Sturm zurück [30], was zur Basis für die Aktivitäten des „World Business Council for Sustainable Development“ (WBCSD) wurde [31 / 41]. Mit der Ökoeffizienz wird eine Verknüpfung von Ökologie und Ökonomie angestrebt, um bei steigendem Produkt-, bzw. Dienstleistungswert gleichzeitig die natürlichen Ressourcen zu schonen und die sonstigen Umweltbelastungen zu verringern. Das Konzept der Ökoeffizienz umfasst also in erster Linie die ökologisch-ökonomische Effizienz. Die gängige Formel der Ökoeffizienz ist daher das Verhältnis der ökonomischen Wertschöpfung zur ökologischen Schadschöpfung, das es zu steigern gilt. Durch ökoeffiziente Produkte bzw. Verfahren sparen Unternehmen Energie und Ressourcen und minimieren Umweltbelastungen, was sich positiv auf die Kosten und damit auf deren Marktsituation auswirkt. Durch eine ökologischere Unternehmensführung ist es auch möglich, das Image des Unternehmens zu verbessern (siehe u. a. [29])

Die Ökoeffizienz wird heute als ein wichtiger Unternehmensbeitrag zur Nachhaltigen Entwicklung anerkannt [28]. Zur Umsetzung eines gesamtgesellschaftlichen Leitbildes wären freilich weitere Anstrengungen notwendig, die etwa bei Lebens- und Konsummustern der Bürger ansetzen [36] oder ambitionierte Ziele setzen. Eine Erhöhung der Ressourcenproduktivität um den Faktor 4 [42] oder Faktor 10 [35] weist in diese Richtung.

3.1. Anwendungsziele der Ökoeffizienz-Analyse⁸

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

- die pionierhafte Entwicklung einer **Ökoeffizienz-Analyse** seit 1996, die im Folgenden den methodischen Kern der Studie bildet,
- das **Engagement** in der Industrieinitiative „Responsible Care“ und im WBCSD [4],
- die Festschreibung eines „nachhaltigen Erfolges“ im Sinne von Ökonomie, Ökologie und Sozialem zum **obersten Grundwert** des Unternehmens [18] sowie
- den Aufbau von **Management-Strukturen** zur Fortsetzung der unternehmerischen „Sustainability“.

Die Methode der Ökoeffizienz-Analyse wurde 1996 zusammen mit der Unternehmensberatung ,Roland Berger & Partner und der BASF initiiert. Sie ist ein pragmatischer, flexibler und rationeller

⁸ siehe [4]

Ansatz zur ökologisch-ökonomischen Quantifizierung von Produkten und Prozessen. Bis heute konnte diese Methode von der BASF kontinuierlich weiterentwickelt sowie an mehr als dreihundert Anwendungsfällen erprobt werden. In der Literatur ist die Methode der Ökoeffizienz-Analyse eingehend beschrieben worden [26]. Ebenfalls führt die vorliegende Studie das generelle Vorgehen zur Aggregation und Darstellung dieser Methode bis zu den einzelnen ökobilanziellen Aspekten hinaus. Der Berechnung des Toxizitätspotenzials, das ist die mögliche Humangefährdung durch Stoffe etc., wird dabei besondere Aufmerksamkeit gewidmet [20].

In einer Ökoeffizienz-Analyse wird die jeweils aggregierte Umwelt- und Kostenbelastung verschiedener Optionen in anschaulicher Weise relativ zueinander aufgezeigt. Die Umweltbelastung über den gesamten Lebensweg des teerhaltigen Materials setzt sich – vergleichbar einer Ökobilanz – aus Energie- und Stoffströmen zusammen, erweitert um Flächenverbrauch sowie Toxizitäts- und Risikopotenziale. Mittlerweile existiert mit der „SEEBalance“ [33] eine Erweiterung um die soziale Dimension, sodass der Dreiklang von Ökonomie, Ökologie und Sozialem besser berücksichtigt wird.

Die Ökoeffizienz-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 sowie
- einem **verbesserten Marketing**, da die Interessen der Kunden über eine Ökoeffizienz-Analyse mitberücksichtigt werden.

3.2. Aggregierte Darstellungen von Ergebnissen einer Ökoeffizienz-Analyse

Gängige Umweltbilanzierungsprogramme brechen in der Vielzahl von Ergebnissen einzelner Umweltbelastungskategorien ab. Beispielsweise werden diverse Energie- und Emissionsströme, Abfallmengen, Rohstoffverbrauch etc. dargestellt, ohne die gewonnenen Informationen hinsichtlich ihrer absoluten und wechselseitigen Bedeutung zueinander aufzubereiten. Diese Praxis nach Vorschrift DIN EN ISO 14040 [7] soll überwunden werden. Stattdessen soll mit einer Ökoeffizienz-Analyse nach BASF eine schlüssige Entscheidungshilfe angeboten werden, bei der die Ergebnisse obendrein anschaulich und nachvollziehbar dargestellt sind. Dazu wird das Kernergebnis über mehrere Stufen zu den Einzelergebnissen herunter gebrochen.

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 jeweils aggregierten Werte für Umweltbelastung und Kosten aufeinander abzustimmen. Dies geschieht mit Hilfe des Bruttoinlandsprodukts (BIP) als einem Maß der nationalen Wirtschaftsleistung, sowie 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.

Anhand des in Abbildung 2 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 **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 B und C. Zwar ist die Alternative B ökonomisch nachteiliger als C, 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 A ist dafür ein Beispiel, sodass Option A einen überdurchschnittlichen Wert annimmt. Punkt D ist im Gegenzug unterdurchschnittlich ökoeffizient.
- Im **Fazit** weist Option A relativ zu den anderen die höchste Ökoeffizienz auf. Auch weist Option A von allen die geringste Kosten- und Umweltbelastung auf, weshalb Punkt A mit Nachdruck zu empfehlen ist. Die Alternativen B und C sind beide gleich ökoeffizient, wenngleich die ökonomischen und ökologischen Ergebnisse unterschiedlich ausfallen. Punkt D 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.

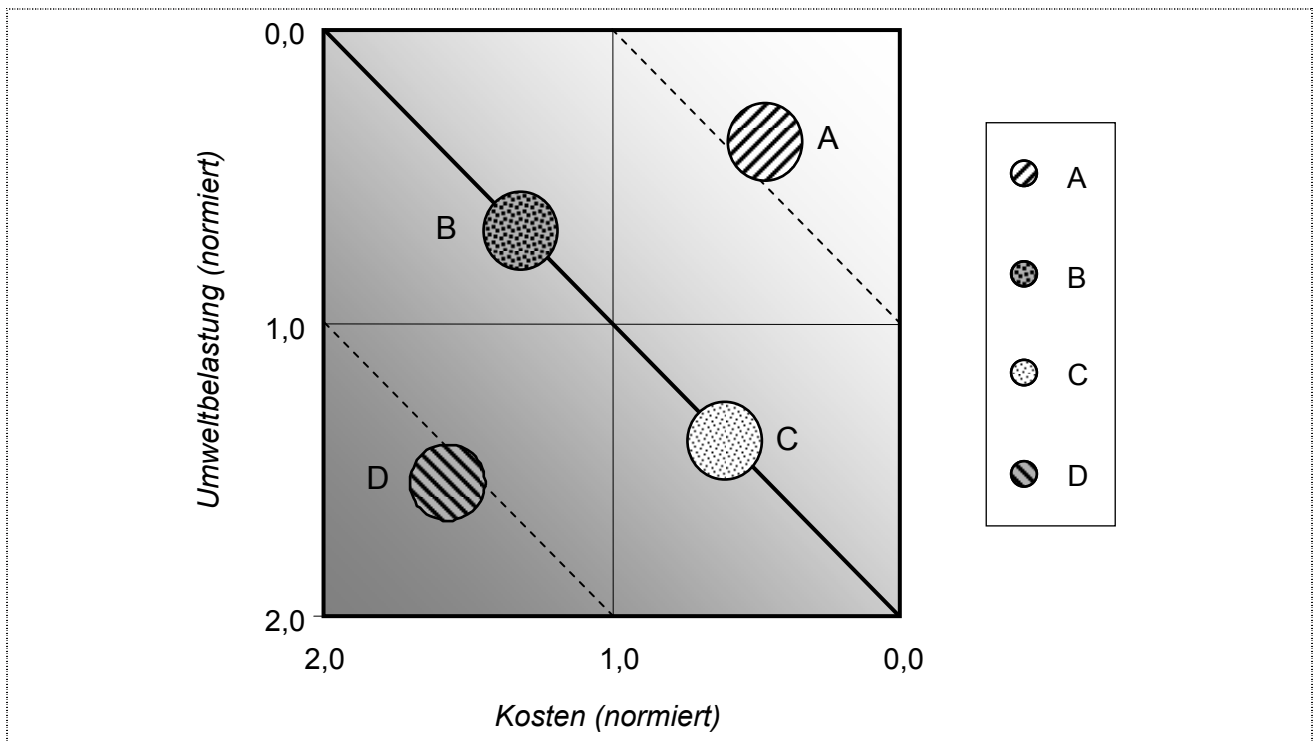


Abbildung 2: Exemplarisches Ökoeffizienz-Portfolio

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 3 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, zudem werden zugrunde liegende Strukturen transparent. Ausgehend vom Ökoeffizienz-Portfolio als Abbild der Kernergebnisse stellt der ökologische Fingerprint die Untergliederung der gesamten Umweltbelastung in Umweltkategorien dar. Das heißt, die normierten Ergebnisse aller Sanierungsoptionen werden für jede Umweltkategorie angezeigt. „Normiert“ heißt in der

Ökoeffizienz-Analyse stets, den Anteil eines Ergebnisses am maximalen Wert zu ermitteln. Das bedeutet, dass normierte Ergebnisse Werte von 0 bis 100 % (entspricht 0,0 bis 1,0) der maximal belastenden Sanierungsoption annehmen können. Eine weitere Detaillierung besteht in der Darstellung von Einzelergebnissen für jede Umweltkategorie und ggf. für Unterkategorien.

- Entgegengesetzt zur differenzierenden Darstellung verlaufen die ökobilanziellen und kostenmäßigen Rechnungen **aggregierend**, indem Einzelergebnisse aufsteigend Stufe für Stufe zusammengefasst werden. Dabei werden die normierten Ergebnisse einer Stufe mit Rechenfaktoren als Gewichte zu einem Gesamtwert der jeweils übergeordneten Stufe aggregiert.

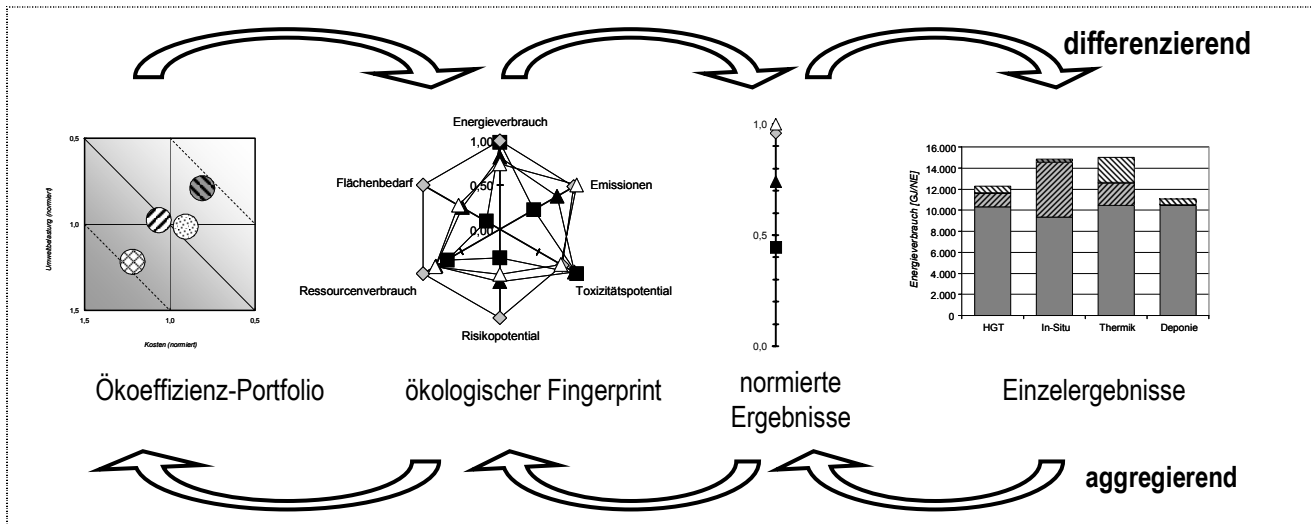


Abbildung 3: Darstellungsformen der Ergebnisse auf verschiedenen Aggregationsebenen

c. Gewichtungsfaktoren zur Aggregation von ökologischen Belastungen über mehrere Stufen

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

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

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

$$= \frac{15026 \text{ GJ/NE}}{14180 \text{ PJ/a}} * 20\% = 212 * 10^{-9} * \frac{1}{\text{NE/a}}$$

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 thermische Behandlung 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 auf Seite 90 enthalten.
- Der **gesellschaftliche Gewichtungsfaktor** spiegelt die relative Wichtigkeit der verschiedenen Umweltkategorien für die öffentliche Meinung wider, wie sie in Umfragen erhoben und mit Experten abgeglichen wurden. Mit anderen Worten: Dieser Faktor steht für das subjektive Maß der anzustrebenden Bemühungen zum Schutz von Mensch und Umwelt. 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 4 dargestellt. Die gesamte Umweltbelastung auf der 4. Stufe ist aus den sechs Umweltkategorien der 3. Stufe – unter Berücksichtigung der dort angegebenen Gewichtungsfaktoren – aufzuaddieren. Die Emissionen sind wiederum aus drei einzelnen Emissionsbereichen der 2. Stufe zu ermitteln. Die zusammengefasste Luftemission wird aus der 1. Stufe gewonnen.

Die verwendeten Gewichtungsfaktoren 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 zumeist nur 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 der variablen und konstanten Rechenfaktoren zusammen 100 % ergibt. Die Normierung nach Methodenbeschreibung (siehe [26]) wurde von der BASF in der Form erweitert, dass die variablen Rechenfaktoren in Höhe ihrer Quadratwurzel berücksichtigt sind. Damit werden übermäßig starke 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 allerdings als unbedeutend für die Interpretationen der vorliegenden Studie anzusehen.

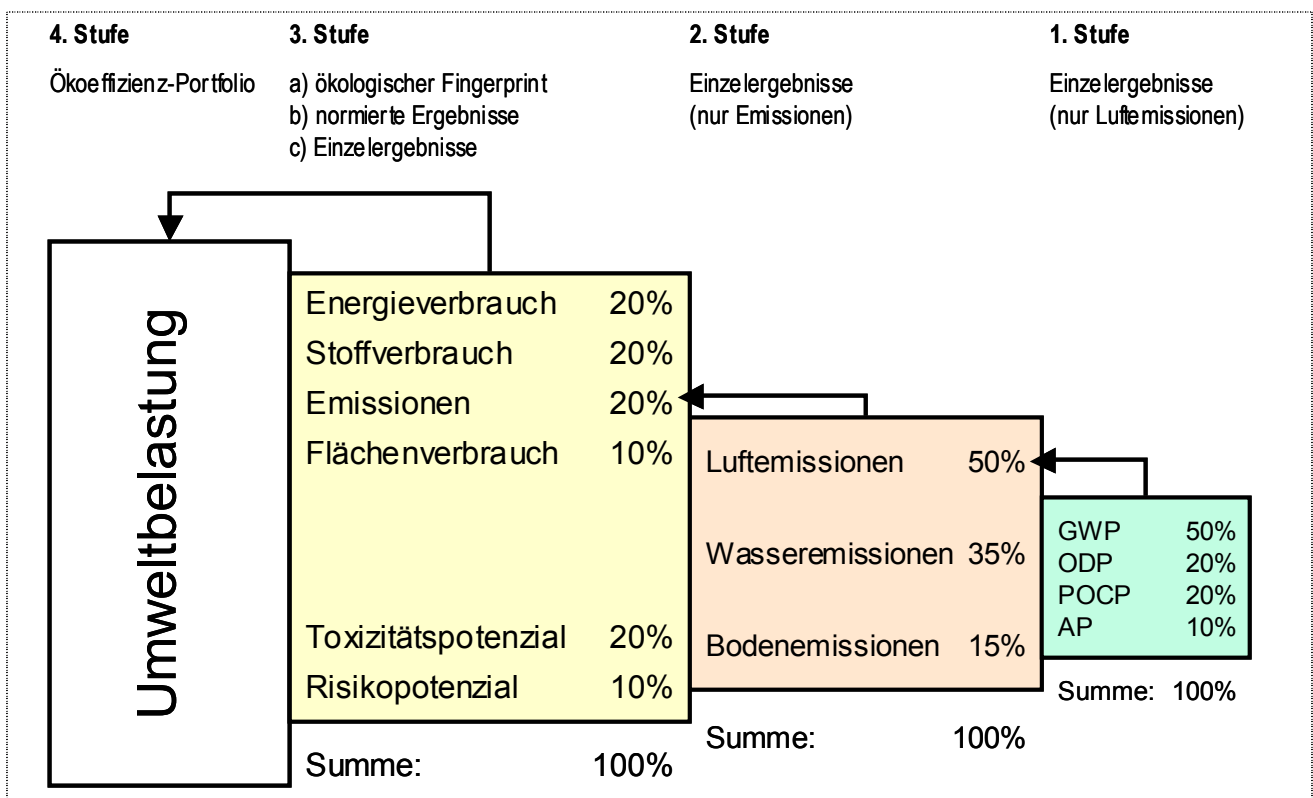


Abbildung 4: Gesellschaftliche Gewichtungsfaktoren für ökologische Resultate

d. Ermittlung der ökonomischen Relevanz und Bezug zur ökologischen Relevanz

Die Gesamtheit aller Kosten über den ganzen Lebensweg des teerhaltigen Materials – unter Berücksichtigung aller bereits entstandenen oder zukünftig entstehenden monetären Aufwendungen – bildet 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 Bruttoinlandsprodukt. Mit anderen Worten: Dies ist der Beitrag der teuersten Option zur gesamten Wirtschaftsleistung.

Für den Eintrag der Ergebnisse in das Portfolio ist außerdem die Beziehung zwischen ökologischer und ökonomischer Belastung zu ermitteln. Dazu wird das arithmetische Mittel aller ökologischen Relevanzfaktoren der sechs Sanierungsoptionen 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.

3.3. Spezifische Grundlagen zur Durchführung der Ökoeffizienz-Analyse

In diesem Abschnitt werden grundlegende Hintergrundinformationen sowie Annahmen und Erklärungen für die Vorgehensweise in der Studie dargelegt. Expertenschätzungen und Plausibilitätsprüfungen von Annahmen in dieser Studie stammen weitgehend von Mitarbeitern des ehemaligen LSV. In Kapitel 1 wird durch entsprechende Szenarien kontrolliert, inwieweit sich die Variation verschiedener geschätzter Parameter auswirkt. Eine vollkommen unzutreffende Schätzung kann ebenso wie falsch festgelegte Bilanzgrenzen einen maßgeblichen Einfluss auf die Ergebnisse der Studie haben.

3.3.1. Prinzipielle Einschränkungen zur Verwendung der Studie⁹

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

- Beim **ökobilanziellen Teil** der Studie wurden wesentliche Anforderungen der DIN EN ISO 14040 ff. sinngemäß übernommen [9 / 8 / 7 / 10]. Die Ökoeffizienz-Analyse geht jedoch in manchen Aspekten über die Norm hinaus: Ergebnisse werden über mehrere Stufen aggregiert dargestellt, was die Norm nicht vorsieht.
- Auf der **ökonomischen** Seite erfolgt eine Bilanzierung der Gesamtkosten.
- **Ökoeffizienz** ist gemäß der grundlegenden Auffassung [30] als „das Verhältnis ökonomischer Wertschöpfung zu ökologischer Schadschöpfung“ [26] definiert.
- Aus methodischen Gründen bezieht sich die Berechnung der ökologischen Relevanzfaktoren auf **Deutschland**.
- Eine Bewertungsmethode der **Sozialen Dimension** in Anlehnung an die Ökoeffizienz-Analyse steht mittlerweile zur Verfügung (SEEBalance) [33], ist in dieser Studie aber nicht dezidiert berücksichtigt worden.

3.3.2. Kundennutzen als Zielbestimmung der Ökoeffizienz-Analyse

Ein Technologievergleich alleinig wäre unvollständig, da es indirekte aber zwingende Aufwendungen nicht berücksichtigt. Erst durch Definition eines Kundennutzens können die unterschiedlichen Sanierungsoptionen miteinander verglichen werden. Dazu wird ein bedarfs-

⁹ vgl. [17]

bezogener Kundennutzen bestimmt, den alle Optionen erfüllen müssen. Die Dimension wird in Nutzeinheiten (NE) gemessen.

Nach Vorüberlegungen und Setzung der Systemgrenzen wird als Kundennutzen die „Sanierung von 10.000 m² mit 1.500 mg/kg PAK belasteter Kreisstraße mit spezifischem Querschnitt“ (nach Abbildung 6) definiert.

Dies schließt die Entsorgung des teerhaltigen Materials mit ein. Da diese jedoch auf unterschiedliche Art erfolgen kann und verschiedene Techniken benutzt werden, müssen die Systemgrenzen relativ umfassend angelegt werden, damit die Verfahren miteinander verglichen werden können.

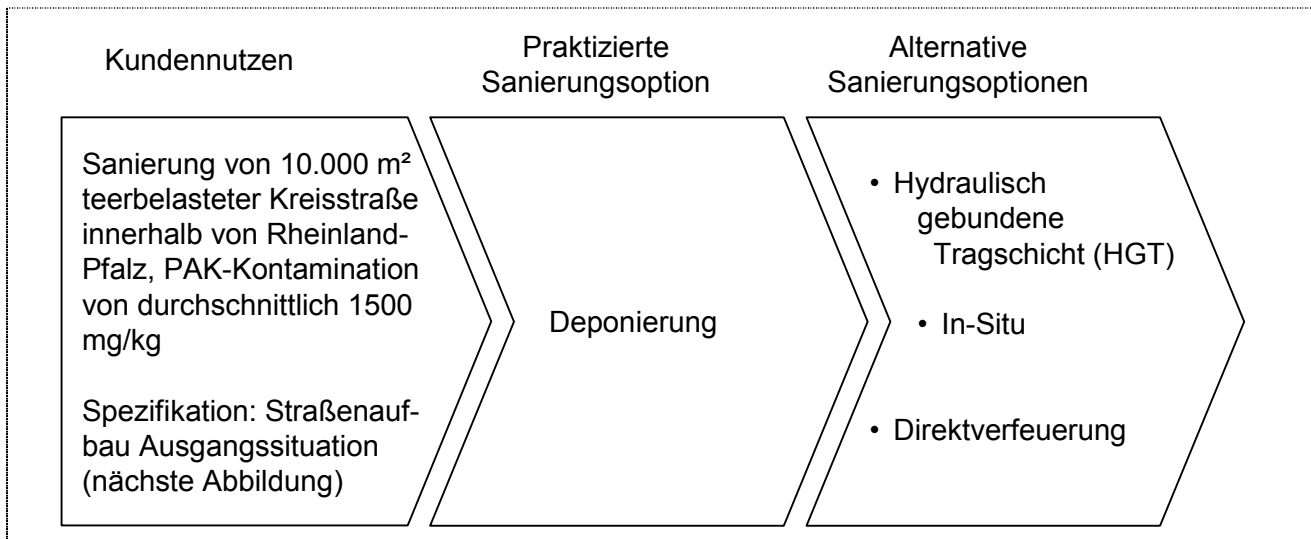


Abbildung 5: Kundennutzen der vorliegenden Ökoeffizienz-Analyse

3.3.3. Allgemeine Annahmen zur Bilanzierung

Aufgrund der Vielzahl der Variationen von Straßenaufbau, Schädigungsbild und regionalen Unterschieden wird ein Modell generiert, anhand dessen die Stoff- und Energieströme bilanziert werden können. Es werden Grundannahmen zu Straßenaufbau und Transport getroffen, die zu Rahmenbedingungen für die Berechnungen führen. Dies wird ebenfalls in Kapitel 5 mit einem Szenario berücksichtigt.

a. Lokale Gegebenheiten

Beim Sanierungsobjekt handelt es sich um einen Straßenkörper, der auf „durchschnittlichem“ Terrain (nicht im Hochgebirge o. ä.) errichtet wurde und nicht in einem Wasserschutz-, Quell- oder Hochwassergebiet liegt. Er ist durchgängig relativ gerade und verfügt über keine nennenswerten Steigungen oder enge Kurvenradien.

b. Schädigungsbild

Die Straße ist nur im Oberbau geschädigt. Dennoch ist, beispielsweise aufgrund einer gewissen Höhengebundenheit oder zu starker Einschränkung der Fahrbahnbreite, eine Maßnahme im Hocheinbau nicht möglich. Der Unterbau und der Untergrund sind noch ausreichend tragfähig und bleiben bei der Maßnahme unangetastet.

c. Modell des Straßenaufbaus

Die Sanierungsmaßnahmen werden für einen 10.000 m² (ca. 1,8 km Länge bei 5,5 m Breite) großen Kreisstraßenabschnitt (vor der Mitte der 70er Jahren erbaut) bilanziert. Der angenommene Querschnitt der zu sanierenden Straße ist in Abbildung 6 ersichtlich. Der Querschnitt ist so gewählt, dass das In-Situ-Verfahren anwendbar ist.

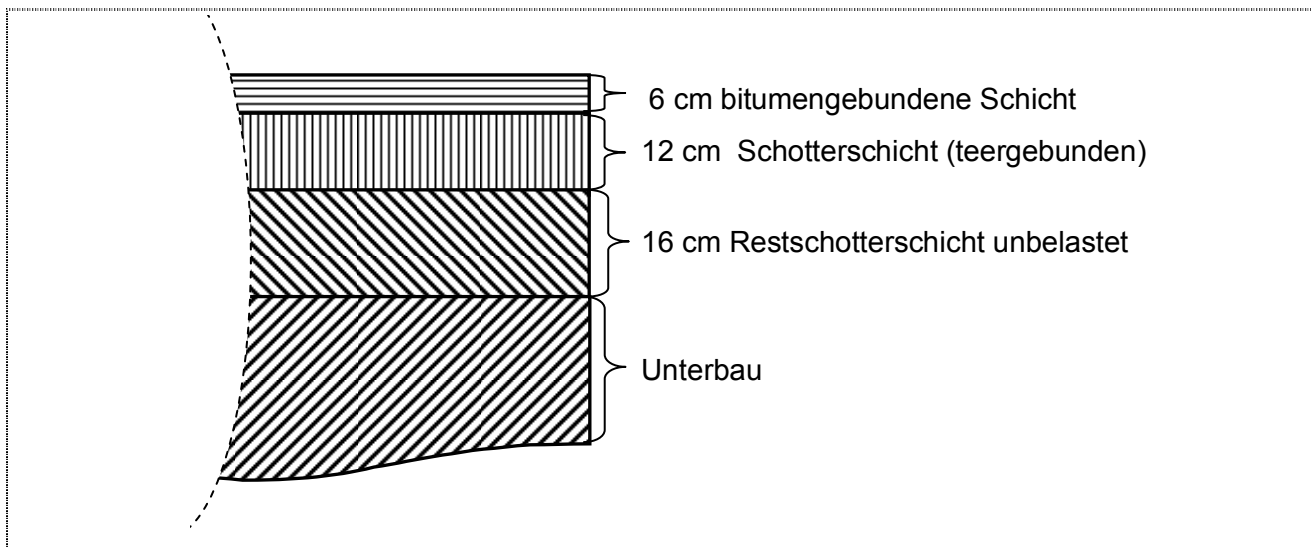


Abbildung 6: Straßenaufbau in der Ausgangssituation

In der Asphaltdeckschicht ist Bitumen als Bindemittel enthalten, das einen relativ hohen Markt- und auch Brennwert hat. Oftmals ist es wirtschaftlich, die Deckschicht abzufräsen und zu verwerten. Dann könnte über die Ökoeffizienz-Analyse eine energetische Gutschrift erfolgen. Im vorliegenden Fall wird die Deckschicht aber als zu „zefahren“, uneben und beschädigt angesehen und komplett mit dem belasteten Material ausgebaut und entsorgt. Es wird dabei mit teerhaltigem Material vermischt und zählt damit zum belasteten Aufbruch.

Die Schotterschicht wird bis zu einer Tiefe von bis zu 12 cm als teergebunden angenommen, darunter liegendes Gestein gilt dagegen als unbelastet. Inwieweit diese Annahme in der Realität zutrifft, ist entscheidend von den Bedingungen vor Ort abhängig, vor allem von der Dichtigkeit der Deckschicht. Im ungünstigsten Fall ist die gesamte Schicht belastet.

Der unbelastete, ungebundene Rest der Schotterschicht ist mit 16 cm etwas mächtiger als nach Bauleistungsheft [39] anzunehmen. Diese Schicht wird beim Tiefeinbau ausgebaut, da eine gewisse Tragfähigkeit nur durch Aufbringen von Neumaterial einer entsprechenden Körnung hergestellt werden kann. Der alte Schotter erfüllt diese Anforderungen nicht, ein Abtransport ist jedoch nicht sinnvoll, weshalb eine Verwendungsmöglichkeit (Verfüllung von Kanalgräben o. ä.) in unmittelbarer Nähe der Baumaßnahme angenommen wird. Hierfür ist im Regelfall keine Gutschrift anzusetzen, da es sich meist um zusätzliche Maßnahmen ohne tatsächliche Ressourceneinsparung handelt.

d. Straßenaufbau nach der Sanierung

Bei Sanierungsmaßnahmen im Tiefeinbau soll der Missstand einer zu gering dimensionierten Frostschuttschicht behoben werden. Die Straße soll nach der Sanierung über einen Aufbau nach RStO O1 [14] bzw. Ergänzungsblatt zur RStO 86 (Jahr 2000, erstellt vom ehemaligen LSV) für teerhaltiges Material verfügen. Die folgenden Querschnitte wurden auf Basis der RStO erstellt. Sie repräsentieren den fertig sanierten, wieder befahrbaren Straßenkörper nach der entsprechenden

Tafel der RStO. Bei allen nachfolgend betrachteten Varianten eines Straßenquerschnitts sind die Asphaltdeck- und die Asphalttragschicht gleich dick. Die Unterschiede ergeben sich nur aus dem Bereich der Schottererschicht.

d.a. KRC-Schicht off-site

Abbildung 7 stellt den Straßenquerschnitt nach einer Sanierung mit Off-Site-Aufbereitung und Wiedereinbau des TSA dar. Die gesamte Schottererschicht ist gegenüber dem ursprünglichen Straßenaufbau in Abbildung 6 etwas erhöht, im Wesentlichen kommt noch die HGT-Schicht hinzu.

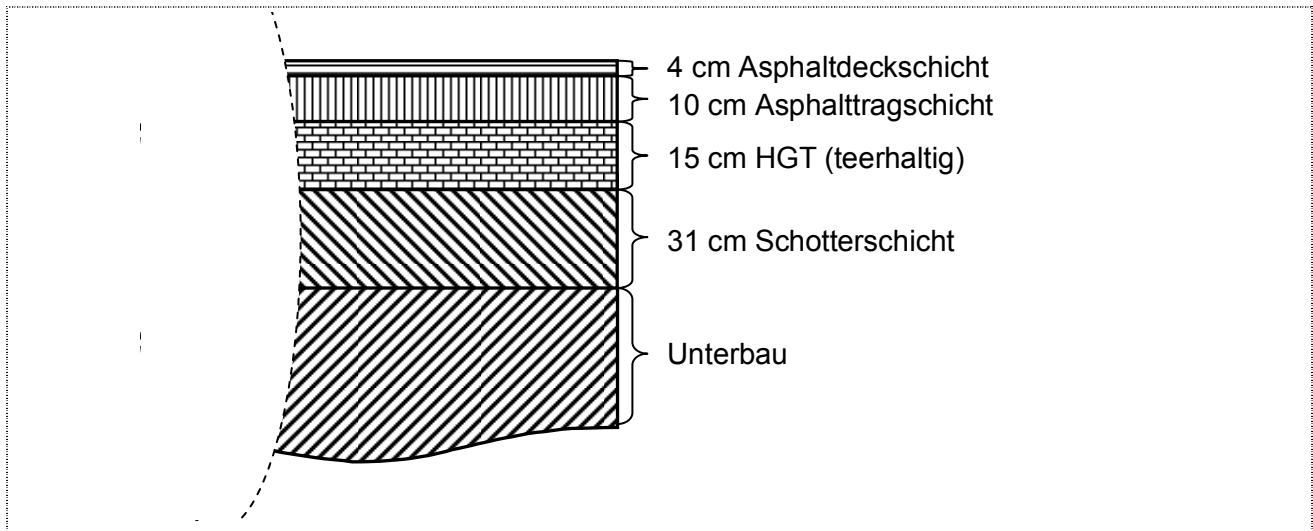


Abbildung 7: Straßenaufbau nach KRC off-site RStO 86

d.b. KRC-Schicht In-Situ

Das In-Situ-Verfahren (Abbildung 8) erstellt aus den beiden obersten abgetragenen, teerhaltigen Schichten eine neue KRC-Schicht. Die darunter liegende, unbelastete Schottererschicht verbleibt dort.

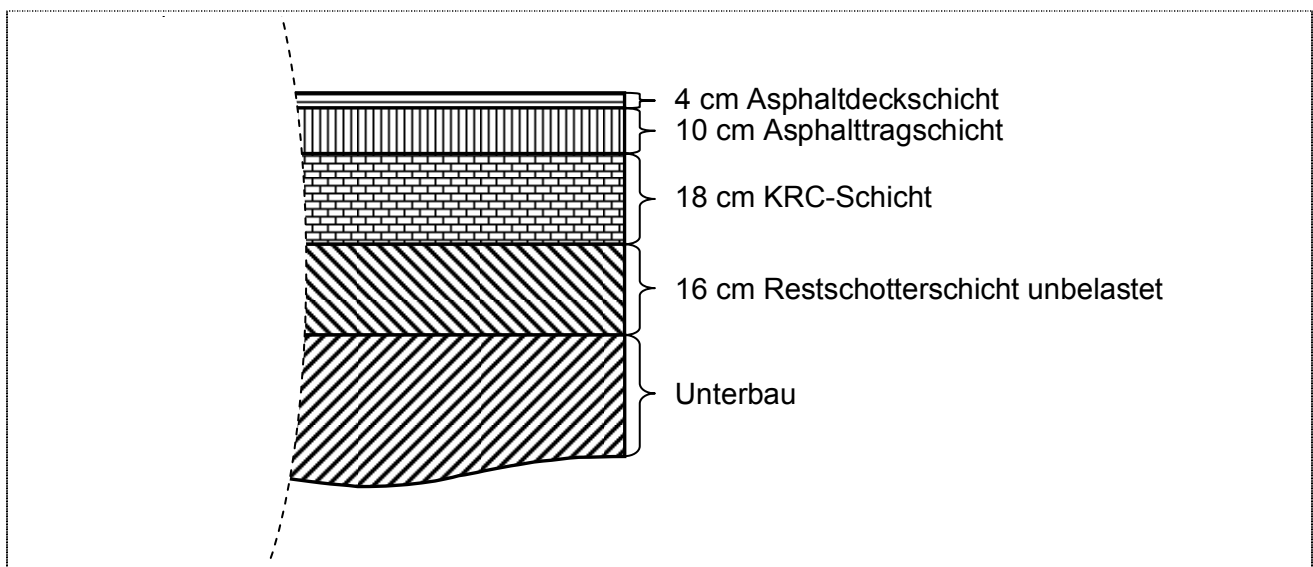


Abbildung 8: Straßenaufbau nach KRC In-Situ RStO86

d.c. Schicht mit Neumaterial

Bei der Verwendung von Neumaterial als Ersatz für die bisherigen Schotterebenen ist die Schotterhöhe (Abbildung 9) etwas höher als bei den anderen Varianten. Dies trifft bei den betrachteten Sanierungsoptionen Thermik und Deponie zu.

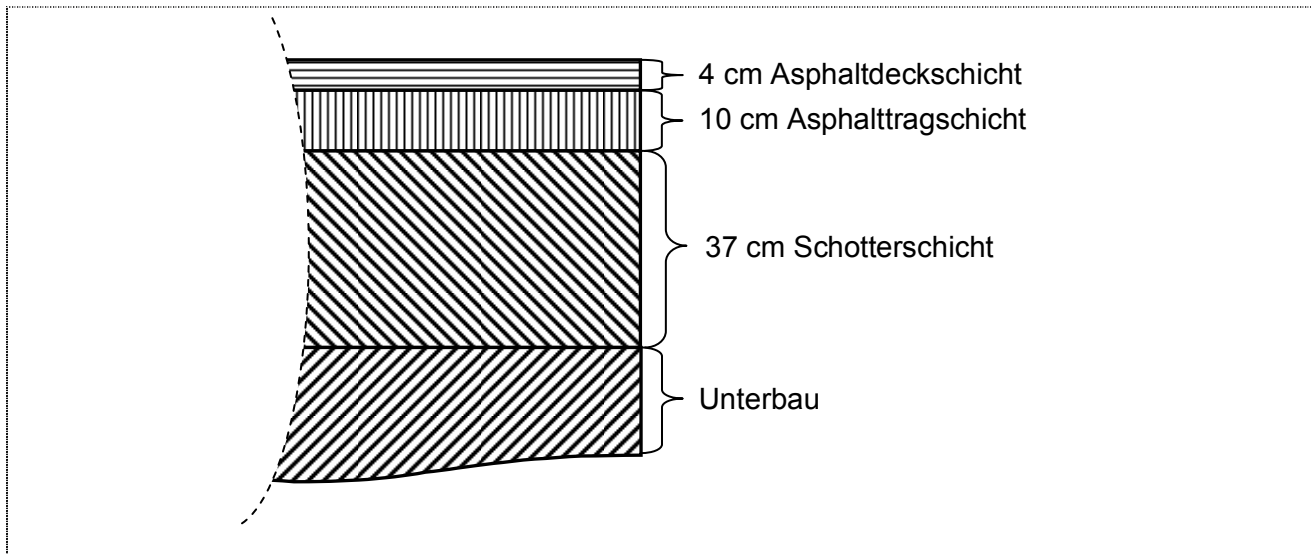


Abbildung 9: Straßenaufbau mit Neumaterial RStO 01

e. Annahmen zum Transport

Der Transport kann in der Ökoeffizienz-Analyse eine signifikante Rolle einnehmen, da Transportentfernung und Auslastung der LKW wichtige Variablen sind. Sie werden deshalb auch in Szenarien variiert. Für die Berechnungen gelten dabei die folgenden Annahmen:

- Der Flächenschwerpunkt von Rheinland-Pfalz liegt in der Nähe von Idar-Oberstein. Die Berechnung der **Transportentfernungen zu der Sanierungsoption** Thermik erfolgt vereinfachend vom Flächenschwerpunkt aus. Die Straßenentfernung nach Moerdijk in die Niederlande zur Direktverfeuerung beträgt 380 km. Bei einer Durchschnittsgeschwindigkeit von 60 km/h betragen die Fahrtzeiten (einfache Strecke) mit dem LKW 6 1/3 Stunden.
- Die **Transportentfernung auf die Deponie, den Recyclinghof und den Steinbruch** beträgt – nach Rücksprache mit Experten – im Mittel 30 km. Dieselbe Entfernung gilt für die Anlieferung weiterer Rohstoffe, außer für die Bitumenemulsion beim In-Situ-Verfahren (80 km).
- Der **LKW** ist im Schnitt mit 25 t beladen und verbraucht 47 Liter Diesel auf 100 km. Im Base Case wird davon ausgegangen, dass aus logistischen Gründen zumindest jeder zweite LKW auf der Rückfahrt voll ausgelastet werden kann. Der Recyclinghof liegt nahe am Steinbruch, sodass nach Abladen von Straßenaufbruch die Aufnahme von neuem Rohmaterial möglich ist. Diese Annahme reduziert die Zahl der benötigten Fahrten und die Einsatzzeiten der LKW um 25 % im Vergleich zur Annahme einer leeren Rückfahrt.
- Auf den **Langstrecken** wird für den Rückweg häufiger eine adäquate Möglichkeit zur Beladung angenommen. Hier werden insgesamt 85 % der Gesamtkilometer und -kosten dem Sanierungsvorhaben zugerechnet.
- Die **Kurzstrecken** werden ausschließlich auf Kreis- und Landstraßen abgewickelt, wobei keine Autobahngebühr anfällt. Für die Langstrecken sind aber große Teile der Strecke mautpflichtig.
- Ausgehend von früheren Werten [17: 34], angepasst an die höheren Treibstoffkosten (+15 % im Vergleich zu 2002) und zuzüglich eines Faktors für die Mautgebühren, wird in dieser Studie ein durchschnittlicher LKW-Kilometerpreis von 1,25 € für alle Straßenarten angenommen.

- Die LKW werden auch im **Baustellenbetrieb** eingesetzt, wo sie beladen werden, rangieren, Ladung abkippen. Zur Vereinfachung werden in der Studie bei der Berechnung der Treibstoffverbräuche der LKWs nur die Transportkilometer als Bezugsgröße herangezogen. Der Aufwand für die Baustelleneinrichtung, die Einsatzzeiten und der Treibstoffverbrauch der LKW auf den Baustellen sind jedoch innerhalb des definierten Kundennutzens so gering, dass der Baustelleneinsatz eine vernachlässigbare Bedeutung für die Bilanzierung hat.

3.3.4. Systemgrenzen der Sanierungsoptionen

In dieser Ökoeffizienz-Analyse werden mehrere Sanierungsoptionen einander gegenübergestellt. Zum einen existieren zwei Kaltrecycling-Verfahren, die sich sowohl in der Transportentfernung als auch in der Technologie unterscheiden. Zum anderen bestehen mit der Deponierung und der Direktverfeuerung zwei Optionen, bei denen das belastete Material beseitigt wird. Ausgehend vom Straßenaufbau (siehe Seite 24ff.) müssen die Systemgrenzen entsprechend an die Sanierungsoptionen angepasst werden.

a. HGT

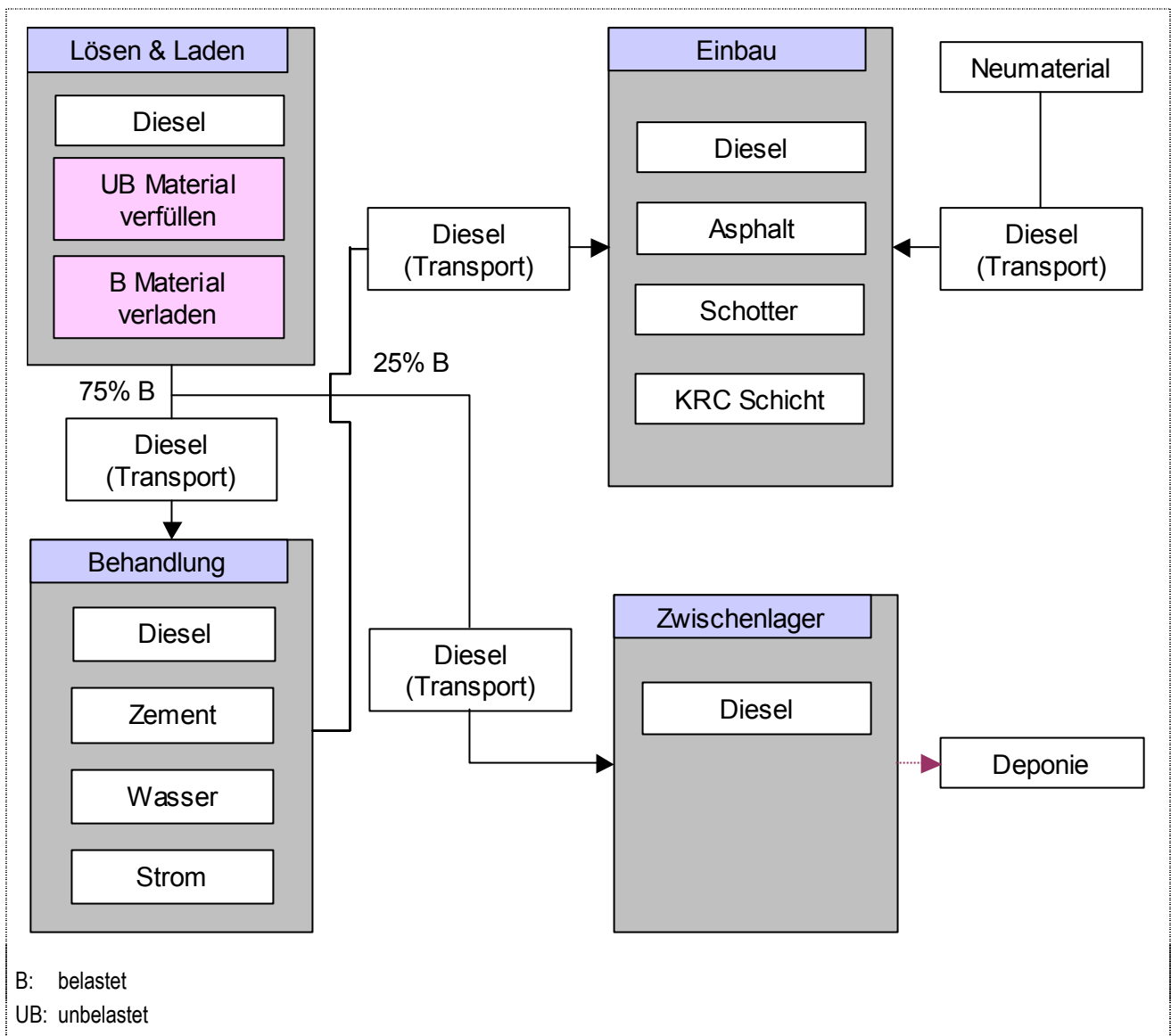


Abbildung 10: Systemgrenzen der Sanierungsoption „HGT“

Bei der Off-Site-Aufbereitung werden die modellierte Deckschicht (siehe Seite 24) sowie 10–15 cm der Schotter-schicht mittels Fräse oder Bagger abgetragen. Bei diesem Verfahren des Tiefenbaus

werden auch die unteren Schichten des Oberbaus neu ausgelegt, um die Straße an die gestiegenen Anforderungen anzupassen und die Frostschutzschicht zu verstärken. Dazu ist eine erhebliche Menge Neumaterial erforderlich. Das belastete Material wird auf LKW verladen und zu einem Recyclinghof abtransportiert. Hier wird das Material zu 0/32 Mischgut aufbereitet, dann zusammen mit Zement und Wasser zu einer HGT aufgearbeitet, wieder verladen und zurück zu einem Bauvorhaben transportiert. Dort wird die HGT mittels Fertigmern und Walzen wieder in der Tragschicht verbaut.

Dieses Konzept verfolgt in erster Linie einen Ersatz des Altmaterials. Jedoch ist nicht die gesamte Menge belasteten Materials für die neue HGT nötig. Der Überschuss (ca. 1.100 t) geht zunächst auf ein Zwischenlager (nah am Recyclinghof) und später je nach Marktlage in ein anderes Bauvorhaben oder auf eine (nahe gelegene) Deponie. Für den Ausgangsfall der Studie ist eine Deponierung des überschüssigen Materials angenommen worden, die Auswirkung eines anderen Verwendungszweckes auf das Ergebnis ist später mit einem Szenario abgebildet.

b. In-Situ

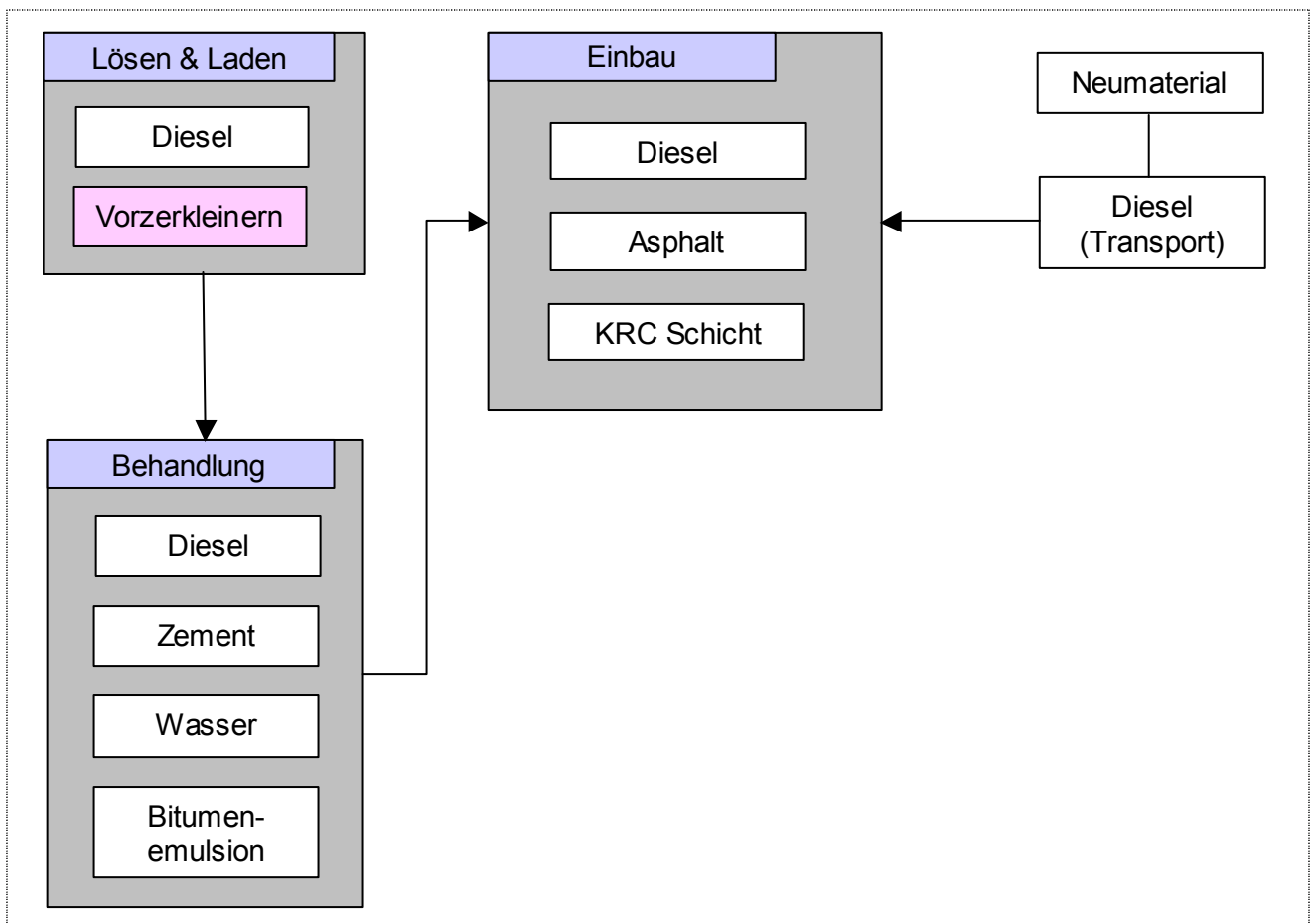


Abbildung 11: Systemgrenzen bei Sanierungsoption „In-Situ“

Das Modul „Lösen & Laden“ umfasst bei dieser Sanierungsoption das Fräsen und Vorzerkleinern. Ein Bagger zum Aufbrechen sowie ein Verladen sind nicht nötig, weshalb die Transportaufwendungen stark vermindert sind.

Beim Verfahren des In-Situ-Kaltrecyclings kommt im untersuchten Fall ein sog. „Mixpaver“ mit Zwangsmischverfahren zum Einsatz. Dieser wird auf der zuvor bis zu einer Tiefe von 18 cm aufgefärschten Straße positioniert. Bei der Sanierung vermischt der Mixpaver Fräsgranulat mit Zement-Wasser- und bitumenhaltigem Bindmittel (angeliefert mit einem LKW), baut die neue Tragschicht auf einer Breite von 3,0 bis 4,5 m ein und verdichtet diese mit einer Einbaubohle. Auf diese Art

dient das Material der alten Straße als Tragschicht für die neu herzustellende Straße. So entfallen Abtransport, Aufbereitung off-site, Rücktransport des alten Materials bzw. des Neumaterials. Das Verfahren unterliegt den ab Seite 14 beschriebenen Restriktionen. Im Merkblatt KRC M [15] sind einige Details angegeben. Es handelt sich beispielsweise um das Verfahren mit bitumendominanter Bindung unter Einsatz des Mixpavers, damit die Qualität vergleichbar mit derjenigen der HGT wird. Ebenso wie bei allen anderen Sanierungsoptionen werden eine Asphalttragschicht (10 cm) und eine Asphaltdeckschicht (4 cm) aufgebracht.

c. Deponierung

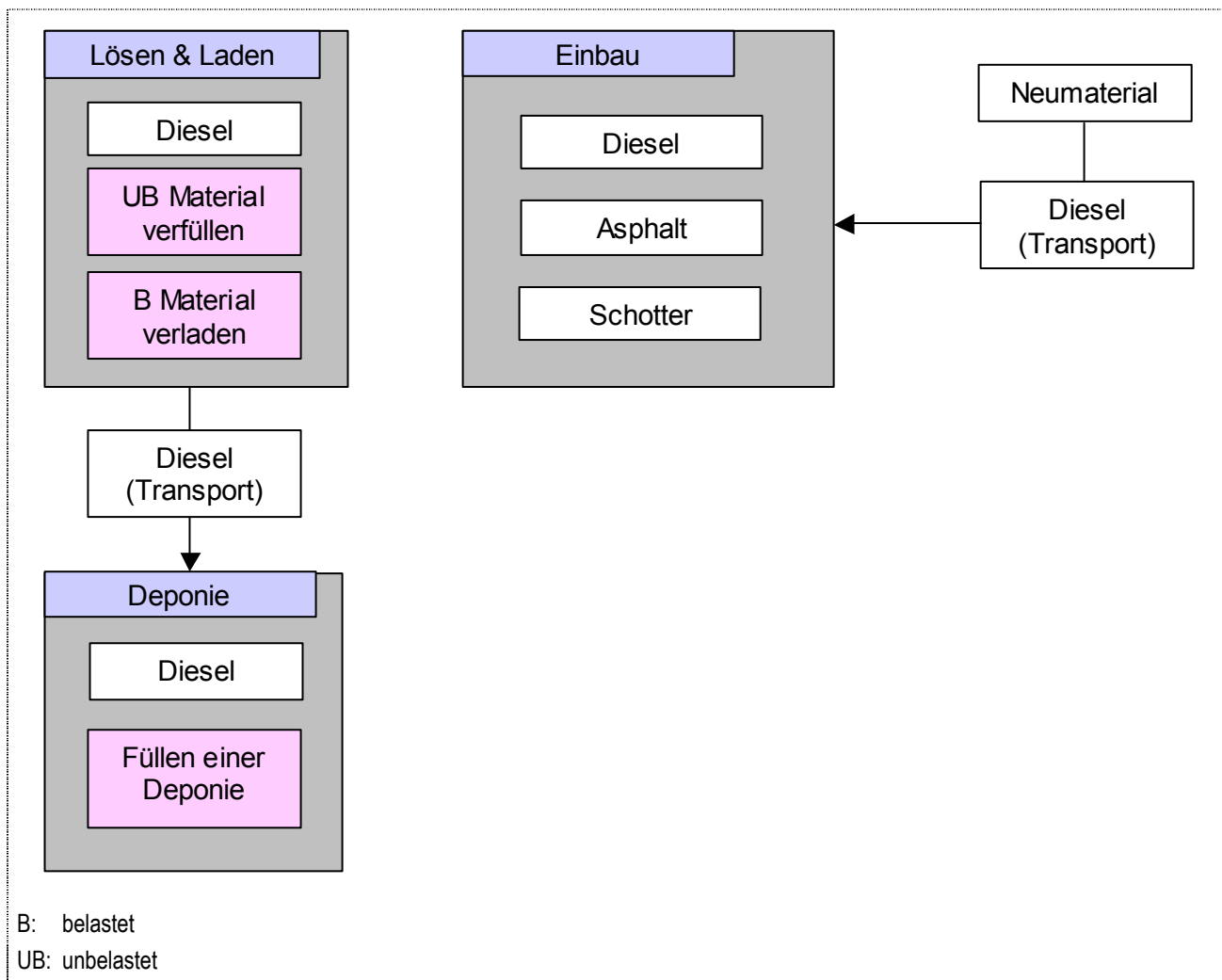


Abbildung 12: Systemgrenzen der Sanierungsoption „Deponie“

In diesem Fall wird das belastete Material auf eine Deponie verbracht. Geeignete Deponien liegen in Rheinland-Pfalz nicht allzu weit entfernt vom jeweiligen Sanierungsvorhaben, im Durchschnitt 30 km. Das Material wird auf der Deponie entweder abgelagert oder aber im Deponiewegebau für Dämme und Wälle benutzt. Der energetische Aufwand für beide Ablagerungs- bzw. Verwendungsarten wird als gleichartig (und relativ gering) betrachtet. Bis zum Abschluss der Deponie bleibt das Material der Witterung ausgesetzt. Da die PAK nur schwer wasserlöslich sind, werden diese nur über sehr viele Jahre hinweg ausgewaschen. Dagegen können die Phenole jedoch leicht eluieren.

Deponien sind an Orten errichtet, die über einen besonders dichten Boden, zumeist über eine Abdichtung nach unten sowie über Anlagen zur Sickerwasseraufbereitung verfügen. Daher besteht die nächsten Jahrzehnte keine Gefahr des Schadstoffaustrags, in dieser Studie kann aber kaum eine Aussage über die langfristigen Effekte des deponierten Materials getroffen werden.

Die Entsorgungskosten auf Deponien sind regional stark verschieden und abhängig von der Marktsituation. Durch die aktuelle Gesetzgebung besteht momentan die Tendenz zu günstigen Deponiepreisen, was sich jedoch schnell ändern kann, da sich der Deponieraum verknappt.

d. Systemgrenze für die Thermik (Direktverfeuerung)

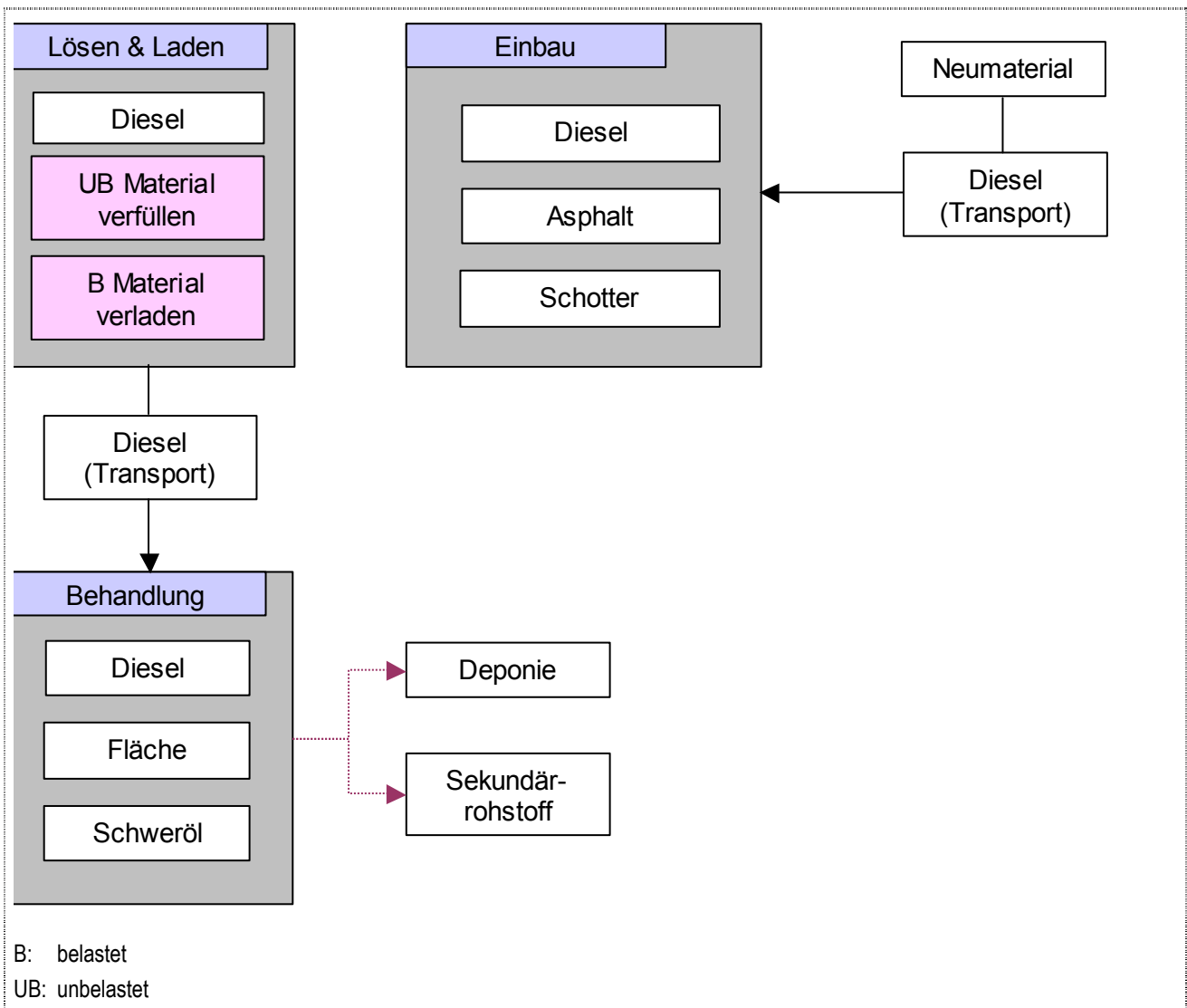


Abbildung 13: Systemgrenzen der Sanierungsoption „Thermik“

In dieser Studie steht die niederländische Bodenreinigungsanlage (siehe S. 15) für die thermische Entsorgung: Das Material wird nach Vortrocknung ausgeglüht, wodurch die Schadstoffe in die Dampfphase übergehen. Als Brennstoff geht Schweröl in die Bilanzierung der vorliegenden Studie ein¹⁰. Der Brennwert des Teers trägt als Brennstoff anteilig dazu bei. Durch eine anschließende Hochtemperaturverbrennung werden die Schadstoffe vollständig eliminiert [3]. Danach kann das Material entweder schadstofffrei abgelagert oder als Sekundärbaustoff wiederverwendet werden. Es besteht – zumindest bei geringer belastetem Material – die Möglichkeit, es in öffentlich genutzten Bauwerken (Parkanlagen, Lärmschutzwällen, Parkplätzen, Feldwege etc.) einzubauen. Es gilt als schadstoffentfrachtet. Allerdings sind die Möglichkeiten hier so vielfältig, und die Einsatzmengen nicht zentral verfolgbar, sodass diese Verwendungsmöglichkeit nicht eigens berücksichtigt werden kann.

¹⁰ Der Behandler kann alternativ auch Erdgas einsetzen.

Die Anlage für diese Option ist relativ weit von Rheinland-Pfalz entfernt, zudem ist das Behandlungsverfahren recht energieintensiv. Der Neubau der Straße erfolgt auf dieselbe Weise wie bei einer Deponierung.

3.3.5. Opportunitätskosten

Bei einer Straßensanierung wird für einige Tage oder Wochen der Verkehr umgeleitet oder ist nur noch eingeschränkt möglich. Beispielsweise entstehen aus längeren Fahrtzeiten und höherem Treibstoffverbrauch während der Straßensanierung Opportunitätskosten¹¹ für Arbeitnehmer und Gütertransporte. Zudem stellt eine Baustelle immer auch ein zusätzliches Gefahrenpotenzial für die Verkehrsteilnehmer dar (erhöhte Unfallgefahr).

Dieser Aspekt kann in der Studie quantitativ nicht erfasst werden. Allerdings ist anzunehmen, dass die Kosten mit der Dauer der Baumaßnahme bzw. den daraus resultierenden Beeinträchtigungen zunehmen. Eine Sanierungsmaßnahme, die schnell durchgeführt ist und dabei dasselbe Resultat liefert wie eine Maßnahme, die länger dauert, ist von diesem Standpunkt aus zu bevorzugen. Die Dauer einer Baumaßnahme hängt aber nicht zwangsläufig nur von der eingesetzten Technik ab. Es sind auch andere Parameter relevant, z. B. Lärmschutzbeschränkungen, Witterungsbedingungen u. v. m.

Es wird geschätzt¹², dass der betrachtete Sanierungsfall In-Situ aufgrund entfallender Transportaufwendungen und relativ schneller Sanierungsabläufe etwa zwei Wochen dauert. Die anderen Maßnahmen dauern hingegen jeweils etwa vier Wochen.

¹¹ Opportunitätskosten bilden den Nutzenentgang ab, der bei zwei Alternativen durch die Entscheidung für die eine und gegen die andere Möglichkeit entsteht: Stehen beispielsweise viele Menschen im Berufsverkehr aufgrund überlasteter Zufahrten im Stau, so sind die verlorenen Arbeitsstunden gesamtwirtschaftlich die Opportunitätskosten für die nicht ausgebauten Zufahrtstraßen. Dies ist eines von vielen Beispielen dafür, wie Opportunitätskosten entstehen. Oftmals sind diese nur ungenau zu beziffern.

¹² Nach Auskunft des Herstellers SAT.

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

Im Folgenden werden auf Basis der zuvor gemachten Annahmen und Rahmenbedingungen die Ergebnisse der Ökoeffizienz-Analyse ausführlich dargestellt und kommentiert. Nach einer Darstellung der ökonomischen Dimension in Form der Gesamtkosten wird das Ökoeffizienz-Portfolio für den Base Case vorgestellt. Im Anschluss daran ermöglicht der ökologische Fingerprint eine differenziertere Betrachtung der ökologischen Ergebnisse, die nochmals vereinzelt als normierte und dann als einzelne Ergebnisse dargestellt sind.

Die Ökoeffizienz der Sanierungsmaßnahmen hängt von den Rahmenbedingungen ab, die im Falle des Straßenbaus sehr unterschiedlich ausfallen können. In der vorliegenden Studie stammen die Daten, v. a. die Preise, aus dem Sommer 2005. Über Szenarien und Plausibilitätsanalysen wird die Veränderung verschiedener ökonomischer und ökologischer Parameter abgeschätzt und hinsichtlich des Einflusses auf das Gesamtergebnis interpretiert.

Die Ergebnisse der Ökoeffizienz-Analyse nach BASF sind wie in Abbildung 14 dargestellt vom Gesamtergebnis bis zum untersten Einzelergebnis gegliedert, nach der folgenden Vorgehensweise:

- Das **Ökoeffizienz-Portfolio** (ganz links) ist die normierte Darstellung aller aggregierten Umwelt- und Kostenbelastungen.
- Die Umweltbelastung ist sodann im ökologischen **Fingerprint** in die einzelnen Umweltkategorien unterteilt. Ein Fingerprint ist in bildhafter Vorstellung ein „handlicher Abdruck“ der Umweltbelastung, in dem jeder Finger genau eine Umweltkategorie repräsentiert.
- Auf jedem „Finger“ stehen die **normierten Ergebnisse** einer jeweils klar umrissenen Umweltbelastung. Die schlechteste Option jedes Fingers ist auf den Wert 1 normiert. Die Werte der anderen Optionen sind relativ dazu angeordnet.
- Die **Einzelergebnisse** stellen die Wirkungsbilanzen der jeweiligen Umweltbelastungen dar.

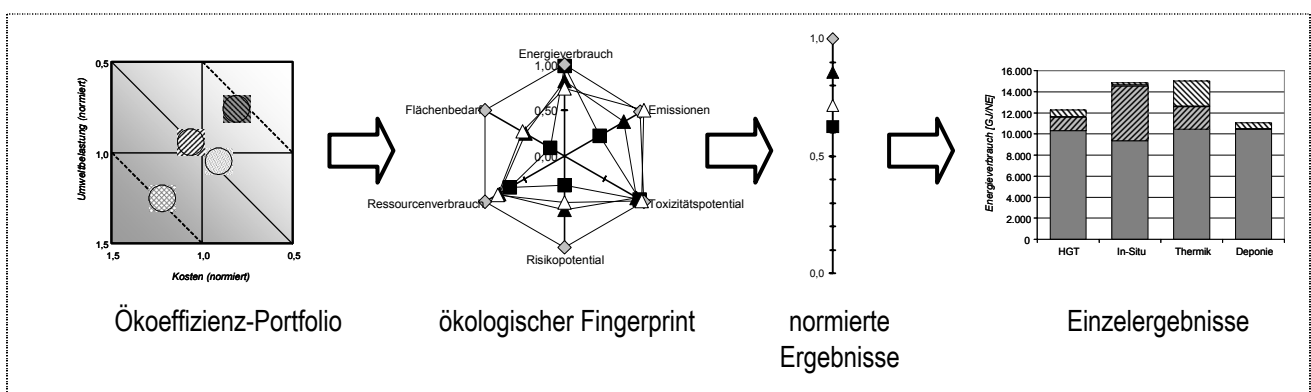


Abbildung 14: Abfolge der Ergebnisdarstellungen über die Aggregationsebenen

In weiteren Fallbetrachtungen werden Szenarien entwickelt, die vom Base Case abweichende Möglichkeiten der Modellierung und Bilanzierung überprüfen. Zusätzlich lässt sich in einem Szenario der Einfluss von Variationen auf das Ergebnis darstellen.

4.1. Ergebnisse der vierten Stufe

Analog zu Abbildung 14 auf voriger Seite, beginnt die Darstellung aller Resultate mit den Gesamtergebnissen im Ökoeffizienz-Portfolio. Darauf folgen – in Form des ökologischen Fingerprints – die detaillierteren Ergebnisse sowie die normierten Ergebnisse und die Einzelergebnisse.

Im Ökoeffizienz-Portfolio sind die zentralen Ergebnisse zusammengefasst. Zu einer allgemeinen Erläuterung des Portfolios sei auf Seite 18ff. verwiesen.

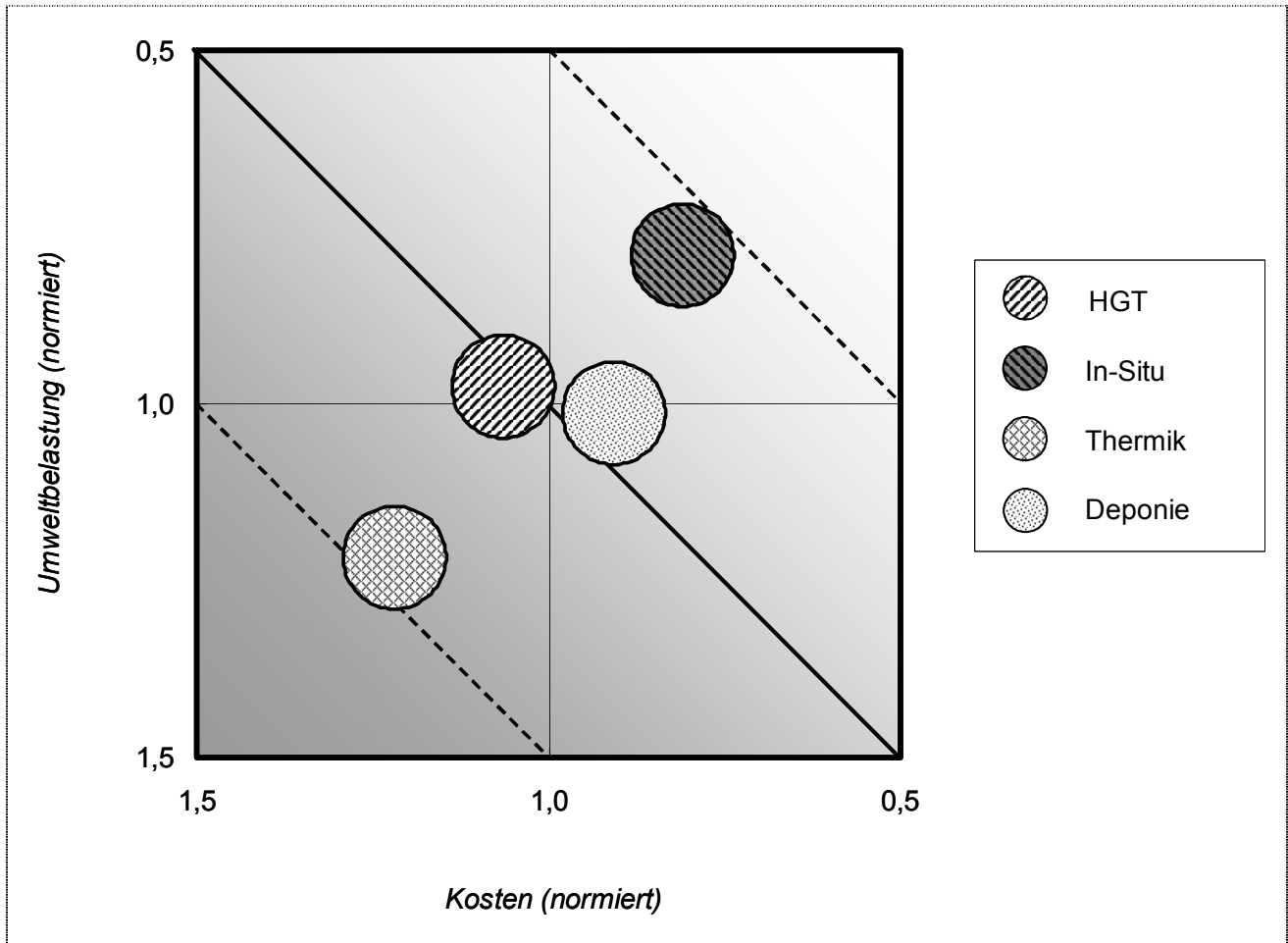






Abbildung 15: Ökoeffizienz-Portfolio im Base Case

Die Optionen sind in Rangfolge Ihrer Ökoeffizienz (von höchster bis niedrigster):

| | | |
|---|---------|--|
|  | In-Situ | Das In-Situ-Verfahren stellt im Vergleich mit den anderen Sanierungsoptionen die öko-effizienteste Möglichkeit einer Entsorgung des TSA dar. Diese Option ist sowohl mit den geringsten Kosten als auch den geringsten ökologischen Belastungen verbunden. |
|  | Deponie | Die Sanierungsoption Deponie hat eine unterdurchschnittliche Kostenbelastung, leicht über der von In-Situ. Die Verbringung des belasteten Materials auf die Deponie erfordert jedoch viel Neumaterial und erhöht somit die Umweltbelastung. Insgesamt ist die Option leicht mehr als durchschnittlich ökoeffizient – sie befindet sich fast auf der Hauptdiagonalen. |
|  | HGT | Der Wiedereinbau des TSA als HGT nach einer Off-Site-Aufbereitung ist gegenüber In-Situ sowohl ökologisch (v. a. Transportaufwand) als auch ökonomisch (höhere Kosten für die Aufbereitung) nachteiliger. Insgesamt ist HGT nur etwas weniger ökoeffizient als die Deponie, bei ähnlicher Umweltbelastung jedoch mit etwas höherer Kostenbelastung. |
|  | Thermik | Die Option der thermischen Behandlung stellt die Variante mit der geringsten Ökoeffizienz dar. Aus der sehr weiten Transportentfernung resultieren vergleichsweise hohe Kosten sowie eine relativ hohe Umweltbelastung. |

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

Ziel und Anwendung der Rechenfaktoren sowie deren Herleitung aus Relevanz- und gesellschaftlichen Gewichtungsfaktoren sind eingehend ab Seite 20 erläutert. Die Berechnungstabelle der konkreten Relevanzfaktoren aus Belastung im Base Case und im bundesdeutschen Gesamtwert ist im Anhang (Seite 90) vorzufinden. In Abbildung 16 sind die daraus resultierenden Rechenfaktoren im Base Case dargestellt.

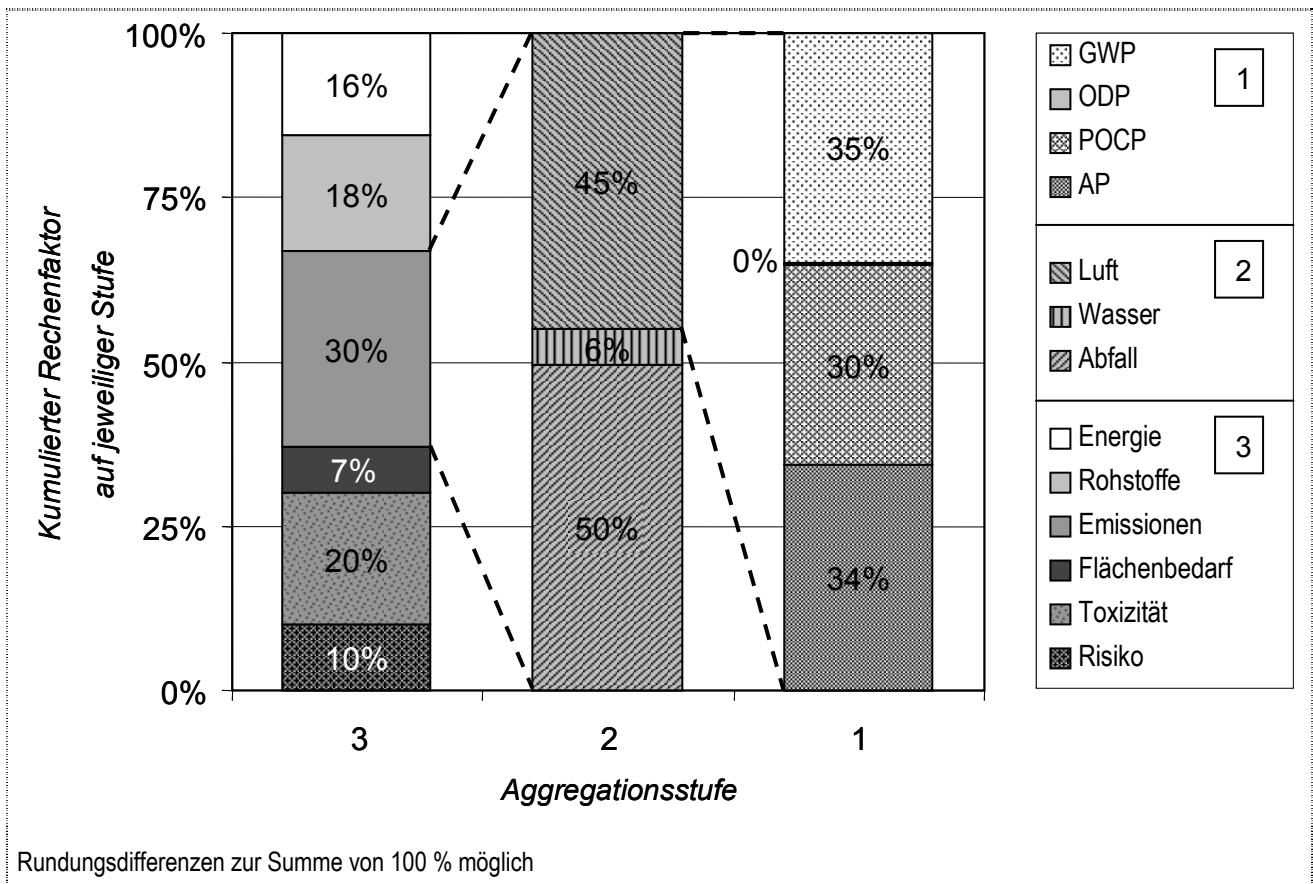


Abbildung 16: Rechenfaktoren zur Aggregation der Umweltbelastung im Base Case

4.3. Ökologischer Fingerprint

Der ökologische Fingerprint (Abbildung 17) zeigt die einzelnen Wirkungskategorien der Ökoeffizienz-Analyse.

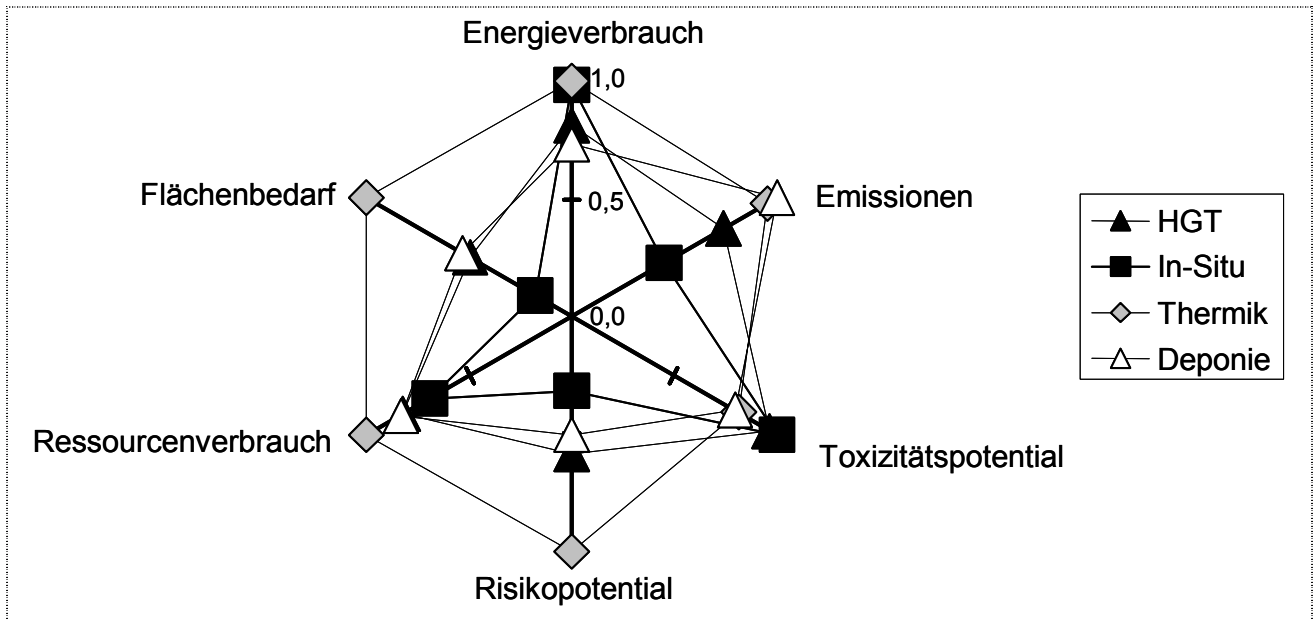


Abbildung 17: Ökologischer Fingerprint im Base Case

Das In-Situ-Verfahren weist in fast allen Umweltkategorien relativ geringe Umweltbelastungen auf. Allerdings wird beim In-Situ-Verfahren eine große Menge an Energie benötigt. Dieser hohe Energiebedarf resultiert aus dem hohen Energiegehalt des Bitumens, von dem ca. 70 t in Form von Bitumenemulsion als Baustoff gebraucht werden, um die Kaltrecyclingschicht zu erzeugen. Doch auch bei den anderen Verfahren gibt es ein erhöhtes Umweltbelastungsniveau, da Bitumen stets für die Asphalttrag- und Asphaltdeckschicht nötig ist.

Alle Verfahren, die einen Einsatz von viel Neumaterial erfordern (Thermik, Deponie), haben bei den Emissionen und beim Ressourcenverbrauch relativ hohe Werte. Obwohl beim HGT und beim In-Situ-Verfahren Recyclingmaterial eingesetzt werden, ergibt sich daraus für den Ressourcenverbrauch ein geringerer Vorteil, als auf den ersten Blick zu erwarten wäre. Es werden zwar große Mengen mineralischer Stoffe eingespart, dafür aber zusätzliche Mengen Zement, bzw. bei In-Situ zusätzlich die Bitumenemulsion mit entsprechenden Umweltbelastungen eingesetzt.

Die Optionen unterscheiden sich deutlich hinsichtlich ihres Risikopotenzials. Der hohe Wert der Thermik ist hier maßgeblich durch die langen Transportentfernungen und folglich das erhöhte Unfallrisiko bedingt. Generell ist das Risiko jedoch bei heutigen Bau- und Transportmaßnahmen als relativ gering einzuordnen.

Beim gesamten Toxizitätspotenzial liegen alle Optionen hingegen dicht beieinander.

Der Flächenbedarf steht in erster Linie im Verhältnis zum Energiebedarf: Im Datensatz des Diesels ist ein großer Flächenbedarf hinterlegt, der durch die Dieselerzeugung und –verwendung (Straßenbenutzung) in Anspruch genommen wird. Auch in diesem Sachzusammenhang liegt das schlechte Teilergebnis der Thermik begründet

4.4. 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 61 ist anschließend die Datenqualität der ökobilanziellen Modellierung – das ist der Ausgangspunkt aller stofflichen und energetischen Bewertungen – aufgeführt. Die aggregierten Wirkungsbilanzen aller Sanierungsoptionen sind im Anhang ab Seite 86 abgebildet.

4.4.1. Kosten der Sanierungsmaßnahmen

Sind Baufirmen an der Durchführung einer ausgeschriebenen Baumaßnahme interessiert, so erstellen sie ein Angebot, zu welchen Kosten sie diese Baumaßnahme durchführen könnten. Das Vorgehen bei der Angebotserstellung ist in der Literatur umfangreich und detailliert beschrieben, wobei eine intensive Kenntnis der Abläufe auf Baustellen vorausgesetzt wird. Dazu zählen Material-, Personal-, Geräte-, Sonder- und Transportkosten sowie weitere Kostenarten (Baustelleneinrichtung, Genehmigungen, Infrastrukturkosten, Kommunikationskosten etc.) [11].

Eine Kalkulation für jede Sanierungsoption konnte im Rahmen dieser Studie leider nicht durchgeführt werden. Um dennoch zu einer profunden Kostenabschätzung zu kommen, wurden Angebotspreise, die dem LSV für ähnliche Sanierungsvorhaben im Sommer 2005 vorlagen sowie Abschätzungen von Experten herangezogen. In Tabelle 2 sind für jede Sanierungsoption der mittlere Preis zur Entsorgung von 1 t teerbelasteten Materials sowie der mittlere Preis zur kompletten Sanierung von 1 m² belasteter Straße ausgewiesen. Eine eventuelle Veränderung der Preise oder Abweichungen vom tatsächlichen Preis wird mit Szenarien überprüft (siehe S. 65)

| Sanierungsoption | HGT | In-Situ | Thermik | Deponie |
|---|--|---------|---------|---------|
| Mittlerer Preis (€ / t Entsorgung) | 35,- (behandelter Teil) 30,- (deponierter Teil) | - | 38,- | 30,- |
| Mittlerer Preis (€ / m² fertig sanierte Straße) | 48,- | 35,- | 56,- | 40,- |

Tabelle 2: Mittlere Preise der Sanierungsoptionen

Die Kostenstruktur ist, erweitert v. a. um die Transportkosten, in Abbildung 18 ersichtlich. Die sonstigen Kosten machen den größten Teil der Kosten aus: Sie umfassen hauptsächlich den gesamten Ausbau des Straßenmaterials, die etwaige Behandlung der TSA sowie Wiedereinbau bzw. Neubau der Straße mit Naturmaterial (v. a. Schotter); die Asphalttrag- und Asphaltdeckschicht kommt bei allen Optionen gleichermaßen hinzu. Die Deponierungskosten sind gesondert ausgewiesen und vergleichsweise gering (Aufbereitungsoptionen) bis mäßig (Deponie).

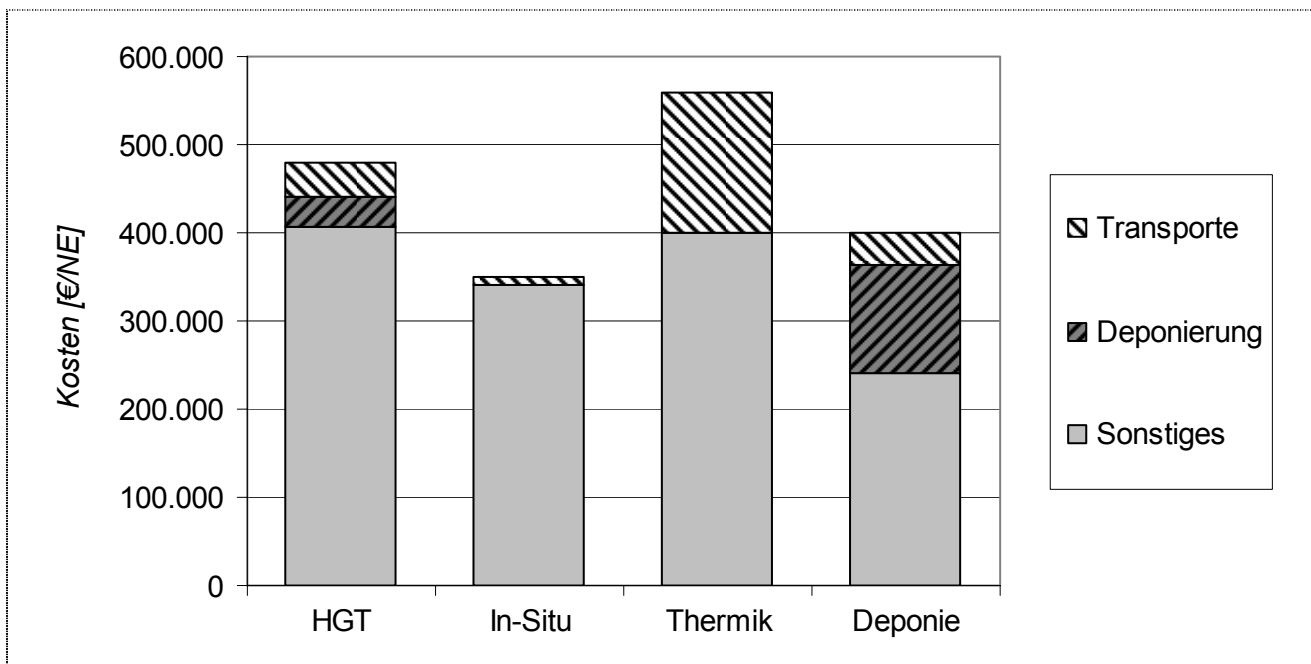


Abbildung 18: Kosten der Sanierungsoptionen

Die nachfolgende Abbildung 19 interpretiert die Ergebnisse für jede einzelne Sanierungsoption.

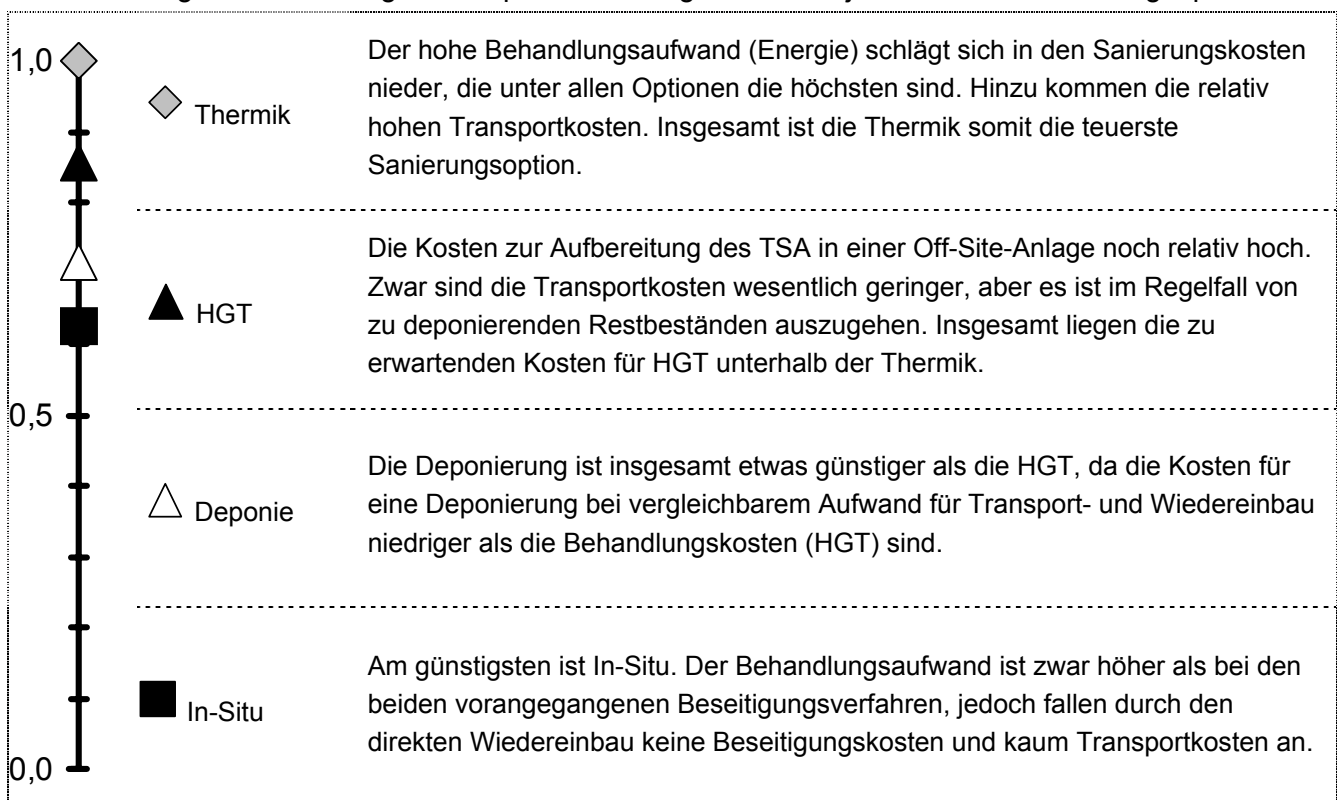


Abbildung 19: Normierte Kosten der Sanierungsoptionen

Die Vergleichbarkeit der Kosten ist nur unter der Annahme der gleichen Haltbarkeit der neuen Straße zulässig. Langzeitversuche mit den verschiedenen Belägen zeigen, dass das HGT-Verfahren über dieselbe Haltbarkeit verfügt wie eine mit Neumaterial sanierte Straße. Für das relativ neue In-Situ-Verfahren zeigt ein Versuch über acht Jahre eine vergleichbare Haltbarkeit, für längere Zeiträume liegen noch keine Informationen vor [25].

4.4.2. Energieverbrauch der Sanierungsoptionen

Dargestellt ist jeweils der gesamte Energieverbrauch der Verfahren, gemessen an der Höhe der Brennwerte. Damit wird dem Verbrauch von Energiequellen Rechnung getragen, die hauptsächlich erschöpflich und fossiler Herkunft sind.

Auffällig ist der hohe Energiebedarf in der Einbauphase. Dieser erklärt sich durch den Einsatz von mindestens 170 t Bitumen als Bindemittel der Asphaltdeckschicht im Rahmen der definierten Nutzeneinheit. In dieser Studie liegt der Fall vor, dass ein Rohstoff gleichzeitig als Energieträger verwendet werden könnte; es geht mehr als die Hälfte des Energiebedarfs auf das Bitumen zurück. In der Berechnung wird dies als Verlust von Brennstoff berücksichtigt, nach der Nutzungsphase wäre dieser jedoch eventuell wieder gutzuschreiben.

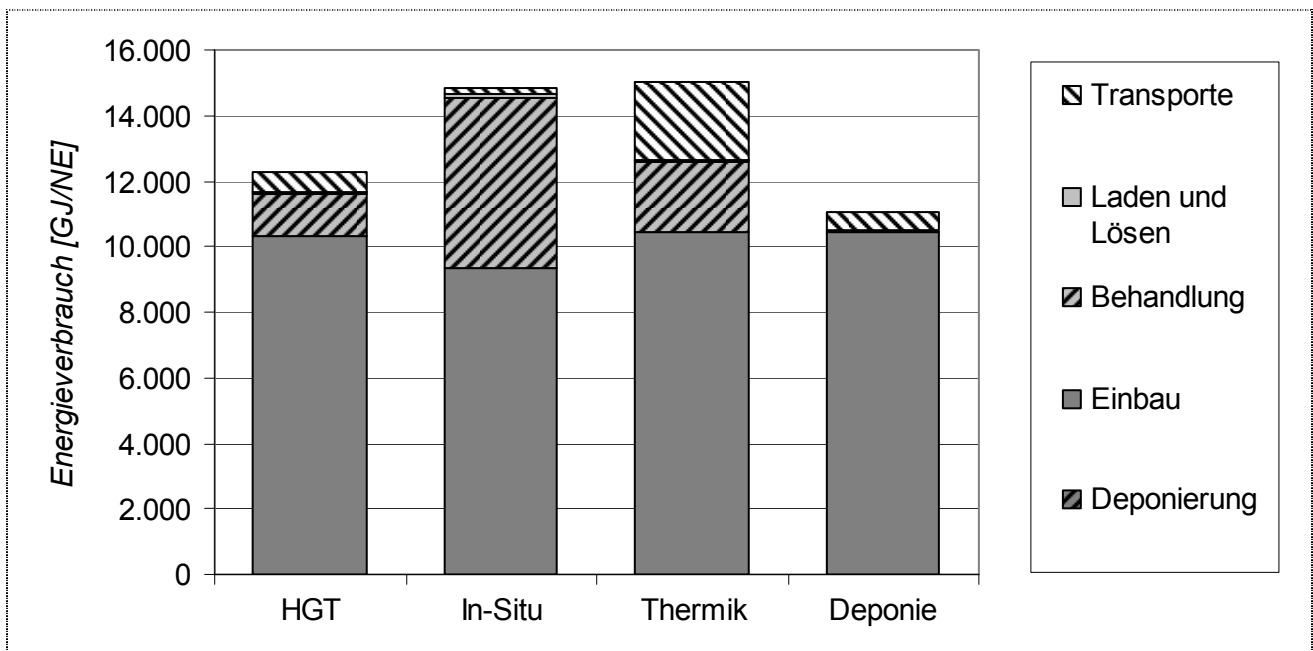


Abbildung 20: Energieverbrauch der Sanierungsoptionen

Durch das recht hohe Niveau im Energieverbrauch streuen die normierten Ergebnisse in Abbildung 19 nur wenig. Die vergleichsweise geringen Unterschiede sind vielmehr in den unterschiedlichen Aufwendungen während der Behandlung und des Transports begründet. Der Energiebedarf im Modul Laden und Lösen sowie bei der Deponierung ist, aus der Gesamtperspektive betrachtet, vernachlässigbar gering.

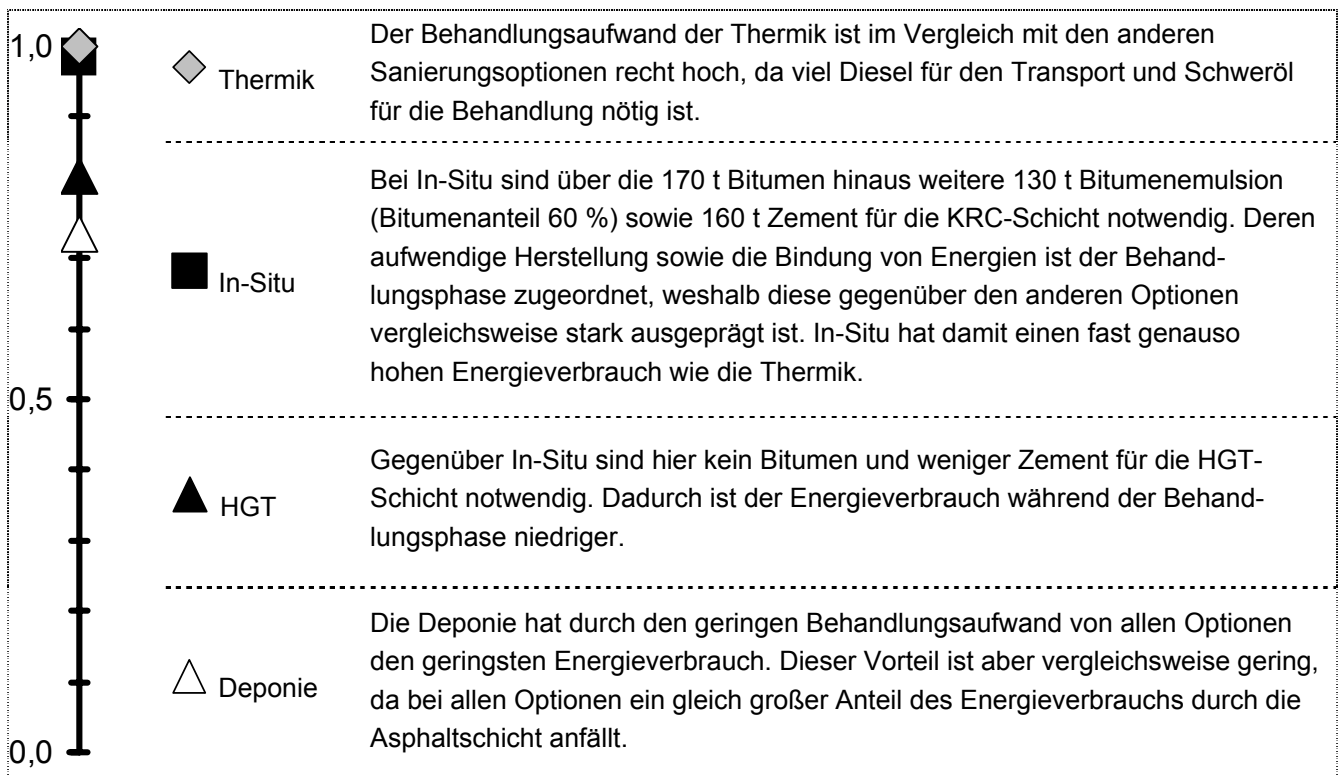


Abbildung 21: Normierter Energieverbrauch der Sanierungsoptionen

Je nach Verfahren gehen fast 3/4 des Energiebedarfs auf die Asphalttschichten zurück. Bei den KRC-Verfahren steckt auch viel Energie in der Vorkette zur Erzeugung von Zement. Beim In-Situ-Verfahren wird zur Herstellung der KRC-Schicht zusätzlich noch Bitumen verwendet. Der Energieaufwand zum Transport spielt im Gegensatz zur gebundenen Energie im Bitumen eine geringere Rolle.

Hier wird die hohe Bedeutung der Materialintensität für den Energieverbrauch deutlich: Große Mengen Neumaterial sind erforderlich, was hohe indirekte Energieverbräuche über die Vorketten impliziert. Gemessen daran ist der direkte Energieeinsatz zur Kreislaufführung von Material, also für Transporte und Aufbereitung, zumeist relativ gering, der indirekte Aufwand über Zement und Bitumen bzw. Bitumenemulsion hingegen hoch. Im Falle der Bewertung einer Sanierung ohne die Asphalttschichten (siehe Abbildung 22) würden die Ergebnisse durch die unterschiedlichen Aufwände bei Transport und Behandlung stärker als im Ausgangsfall (Abbildung 20) streuen. Ein Szenario (siehe Seite 67f.) bildet die Effekte einer Gutschrift durch eine spätere energetische Verwertung ab.

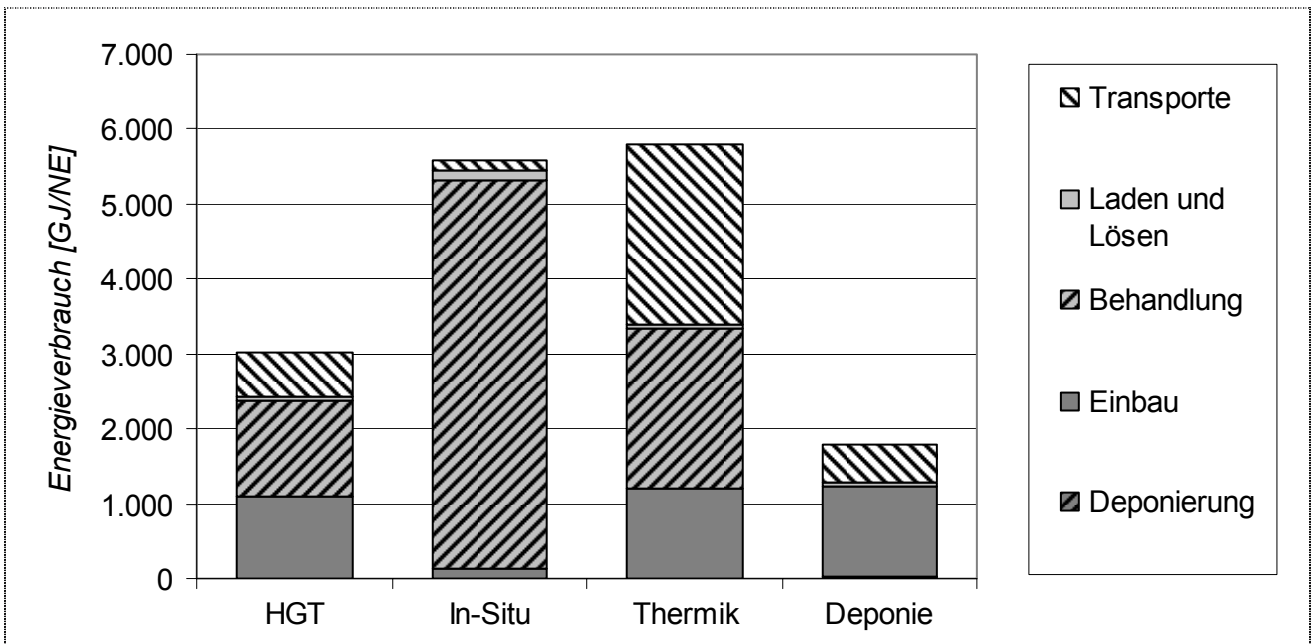


Abbildung 22: Energieverbrauch der Sanierungsoptionen ohne Berücksichtigung der Asphaltsschichten (Splitt und Bitumen)

4.4.3. Ressourcenverbrauch der Sanierungsoptionen

Der Ressourcenverbrauch entspricht der gewichteten Summe der einzelnen Materialverbräuche. Der Gewichtungsfaktor für jedes Material wird aus der Ressourcenreichweite und den Ressourcenvorräten bestimmt: Je kürzer ein Material bei gegenwärtigem Verbrauch noch verfügbar ist und je geringer die aktuellen Vorräte sind, desto höher ist der Gewichtungsfaktor.

Abbildung 23 zeigt den Ressourcenverbrauch in gewichteter Darstellung. Die unterschiedliche Gewichtung der Ressourcen zeigt sich beispielsweise bei der thermischen Behandlung: Lediglich 339 t Energieträger (inkl. Bitumen) entsprechen einem Äquivalenzwert von 115 t „Ressourcenverbrauch“. 11.371 t mineralischen Materials (Schotter, Splitt und Sand) ist zwar ein Vielfaches der 339 t Energieträger, der Ressourcenverbrauch ist mit umgerechnet 85 t aber ähnlich hoch.

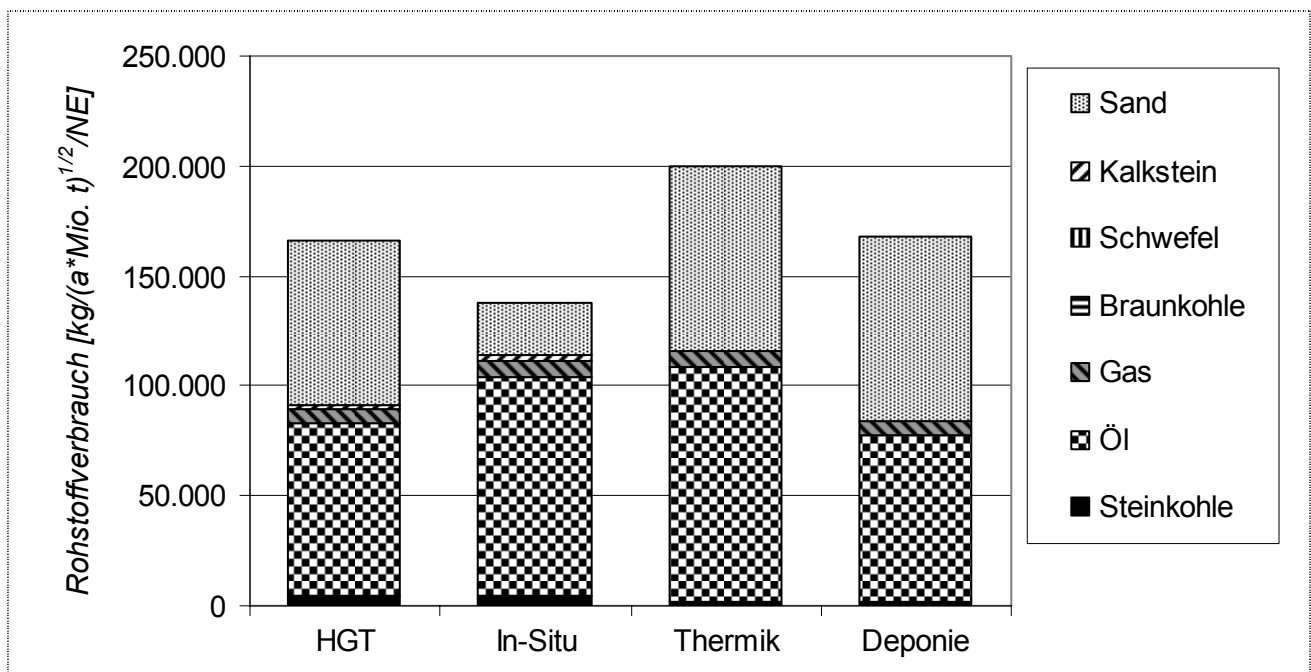


Abbildung 23: Ressourcenverbrauch der Sanierungsoptionen

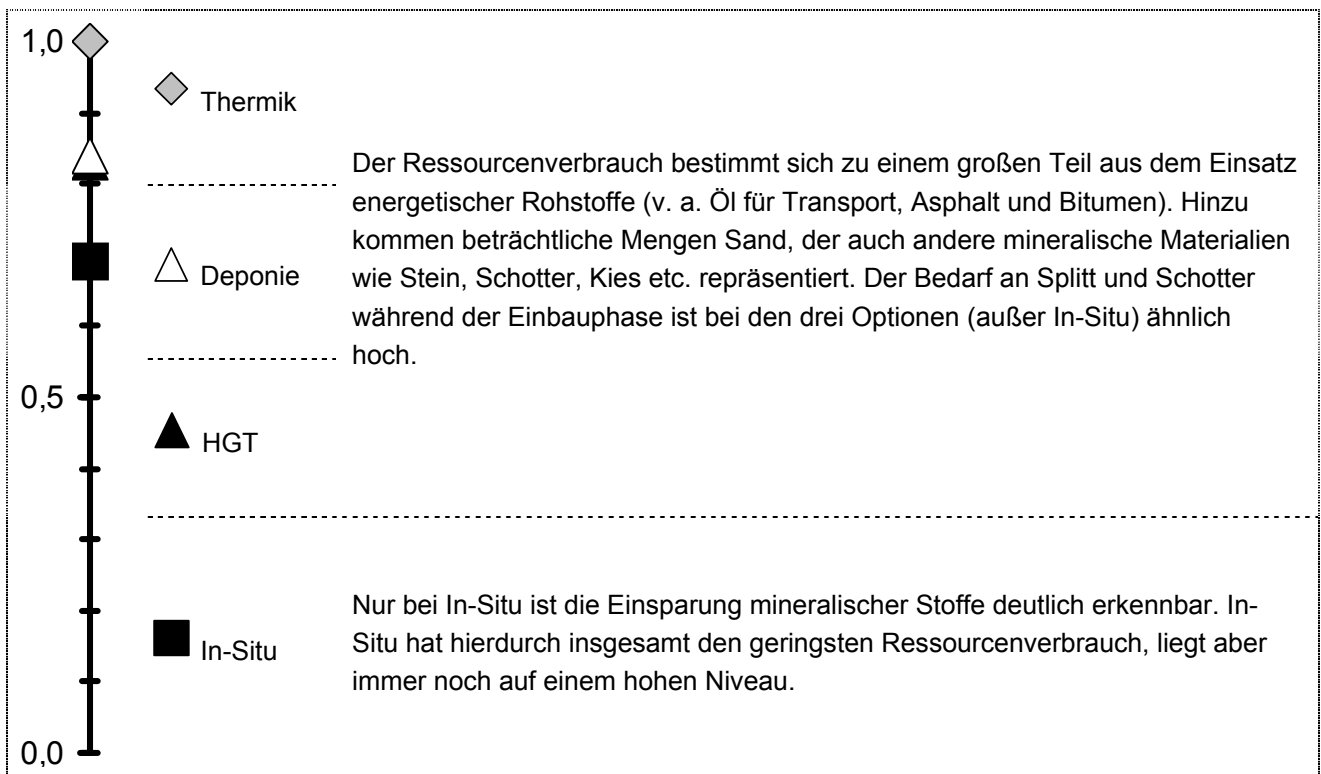


Abbildung 24: Normierter Ressourcenverbrauch der Sanierungsoptionen

4.4.4. Emissionen der Sanierungsoptionen

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 die natürlichen Systeme über Abwässer und direkte Emissionen.
- **Bodenemissionen:** Abfälle zur Deponierung sind als Emissionen auf landschaftlichen Boden zu verstehen. Verständnis und Berechnung der Wirkungsgröße „Bodenemissionen“ nach BASF sind ab Seite 49 abgegrenzt und detailliert dargelegt.

In Abbildung 16 auf Seite 35 sind die Rechenfaktoren für die verschiedenen Aggregationsebenen (für eine eingehende Erläuterung des Aggregationsschemas siehe Seite 20) dargestellt: Die drei umweltmedienbezogenen Emissionswerte der Stufe 2 werden zu einem gesamten Emissionswert der Stufe 3 zusammengerechnet. Dabei haben die Bodenemissionen und Luftemissionen einen recht hohen Gewichtungsfaktor, während die Wasseremissionen nur nachrangig eingehen.

Die gesamte Emissionsbelastung der Sanierungsoptionen (siehe Abbildung 25) setzt sich aus den drei umweltmedienbezogenen Emissionskategorien zusammen. Die Belastung wird hauptsächlich durch die Verwendung von Zement und Bitumenemulsion bestimmt.

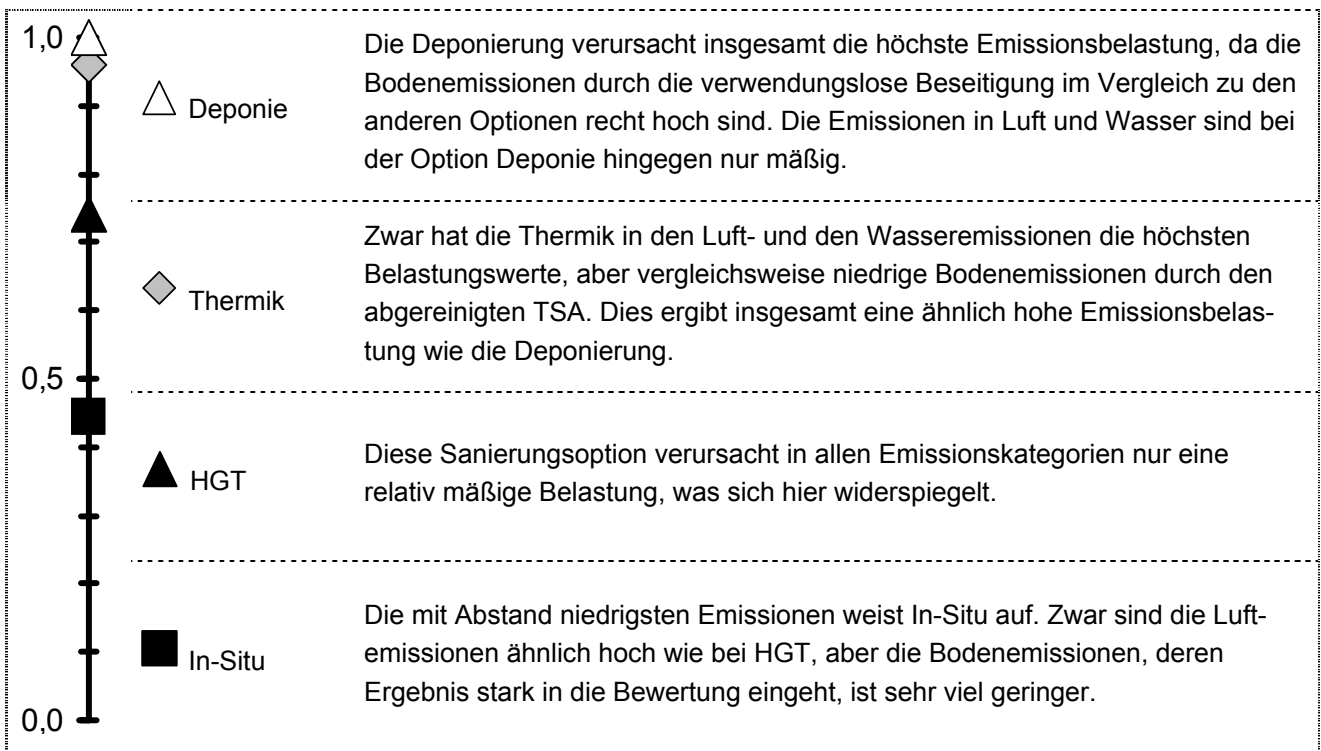


Abbildung 25: Normierte Emissionen der Sanierungsoptionen

a. Luftemissionen und deren Details als Unterkategorien der Emissionen

Die Luftemissionen sind wiederum in vier Unterkategorien aufgeteilt, von denen das Treibhaus-, das bodennahe Ozon- und das Versauerungspotenzial jeweils ca. ein Drittel ausmachen, während das Ozonzerstörungspotenzial vernachlässigbar klein ist.

Die im Vergleich zum Energieverbrauch höhere Streuung der zusammengefassten Luftemissionen (siehe Abbildung 26) ergibt sich vorwiegend daraus, dass die in Bitumen gebundene Energie zu keinen Luftemissionen führt. Das heißt, das Ergebnis wird nicht so nivelliert, sondern hängt vielmehr von anderen Faktoren wie Treib- und Brennstoff ab.

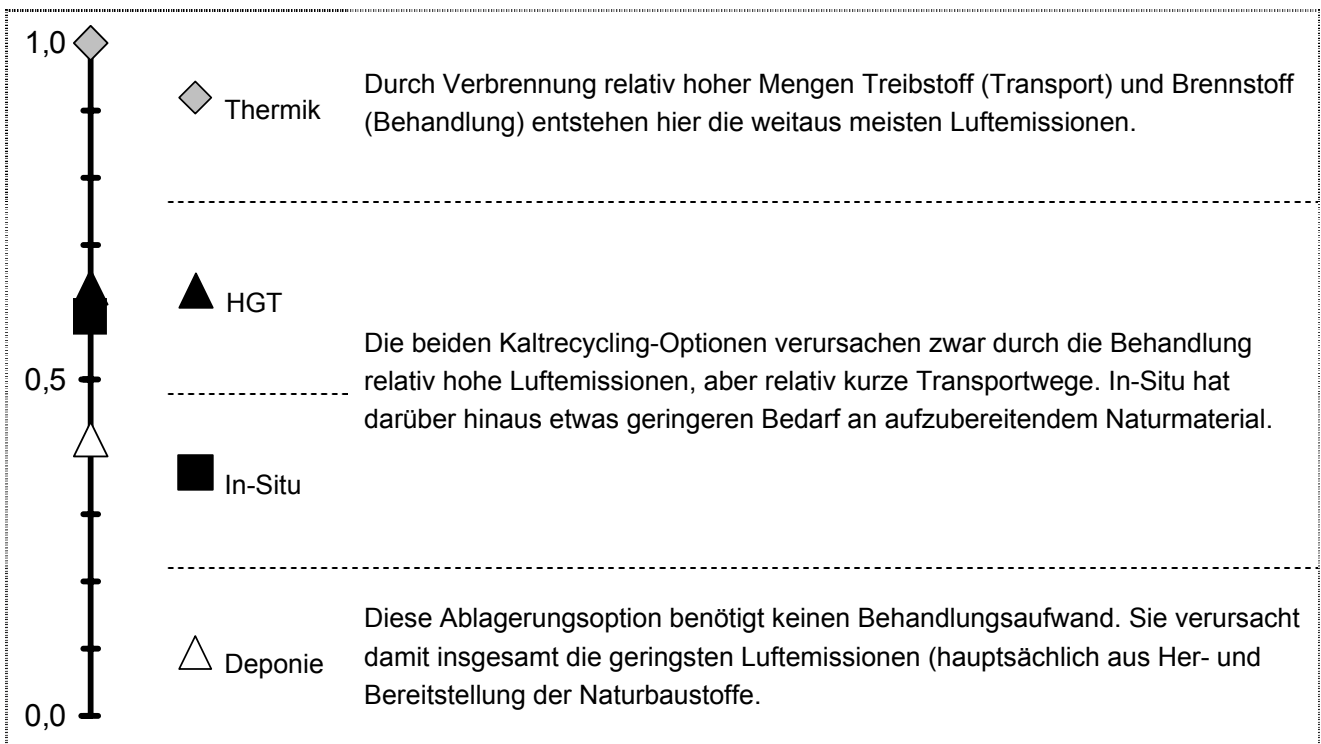


Abbildung 26: Zusammengefasste, normierte Luftemissionen der Sanierungsoptionen

Die vier folgenden Luftemissionsbereiche, wie auch ihre jeweilige Wirkungsabschätzung, sind in den folgenden Unterabschnitten erläutert.

a.a. Treibhauspotenzial (GWP)

Das Potenzial wird in der Regel aus den Luftemissionen Kohlendioxid, Methan, so genannten „flüchtigen, organischen Kohlenwasserstoffverbindungen ohne Methan“ (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 zurzeit hohe öffentliche Aufmerksamkeit entgegengebracht.

Das Treibhauspotenzial wird mit „GWP“ für „Global Warming Potential“ abgekürzt.

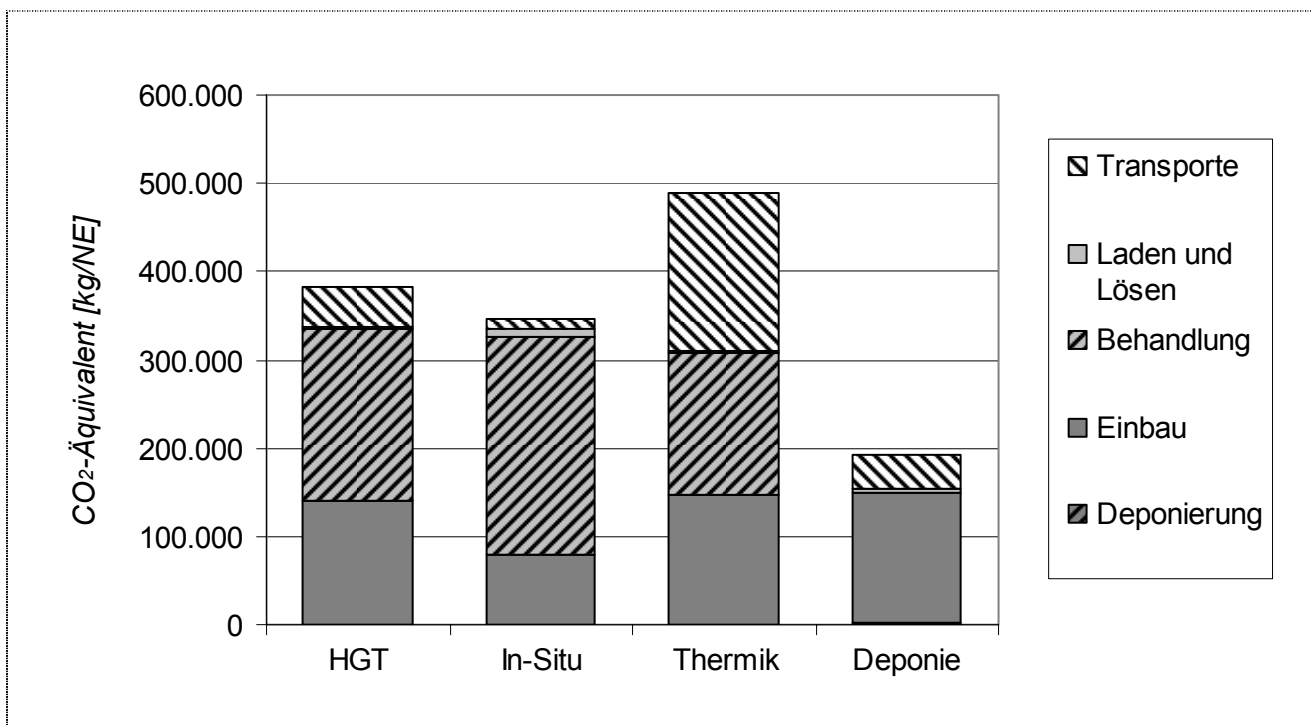


Abbildung 27: Treibhauspotenzial der Sanierungsoptionen

In Abbildung 27 wird der Zusammenhang von GWP und Energieverbrauch erkennbar. Die Behandlungs- wie auch die Transportphase haben die höchste Bedeutung. Bei den beiden KRC-Verfahren (In-Situ und HGT) hat wiederum der energieintensiv hergestellte Zement in der Behandlungsphase einen entscheidenden Einfluss, die Asphalt-schichten sind dagegen von mäßiger Bedeutung.

Die Thermik hat insgesamt das höchste Treibhaus-Potenzial, da neben den üblichen Aufwendungen (u. a. Bitumen) recht viel Brenn- und Treibstoffe umgesetzt werden. Der Zementverbrauch (energieintensive Herstellung) trägt während der Behandlungsphase bei In-Situ und in etwas geringerer Höhe bei HGT einen bedeutenden Beitrag zum GWP bei.

a.b. Ozonzerstörungspotenzial (ODP)

Die Problematik des Ozonabbaus wurde ursprünglich durch fluorierte Chlorkohlenwasserstoffe (FCKW) populär. Es werden NM-VOC in äquivalenter Menge zu den FCKW ermittelt. 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 sogenannte „Ozone Depletion Potential“, kurz „ODP“, ist gleich dem Ozonerstörungspotenzial.

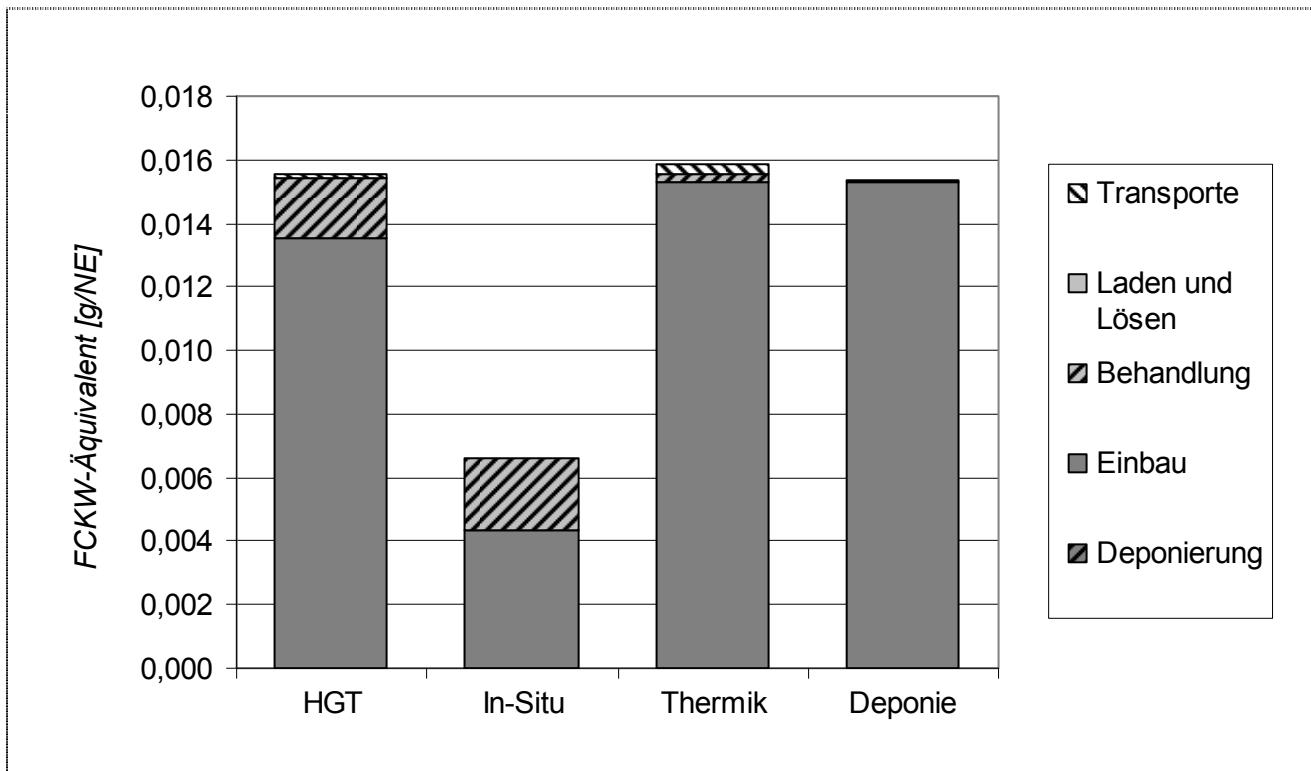


Abbildung 28: Ozonerstörungspotenzial der Sanierungsoptionen

Das ODP ist bei allen Optionen vernachlässigbar klein, es geht nur äußerst geringfügig in das Gesamtergebnis mit ein (siehe Rechenfaktoren auf S. 35). Eine Interpretation der unterschiedlichen Ergebnisse ist deshalb nicht angemessen.

a.c. Fotochemisches Ozonbildungspotenzial (POCP)

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

Der übermäßige Effekt ist als „Sommersmog“ im öffentlichen Bewusstsein verankert. Sommersmog wirkt sich beispielsweise in Atembeschwerden aus.

Das fotochemische Ozonbildungspotenzial ist im Englischen mit „Photochemical Ozone Creation Potential“ zu bezeichnen, kurz „POCP“.

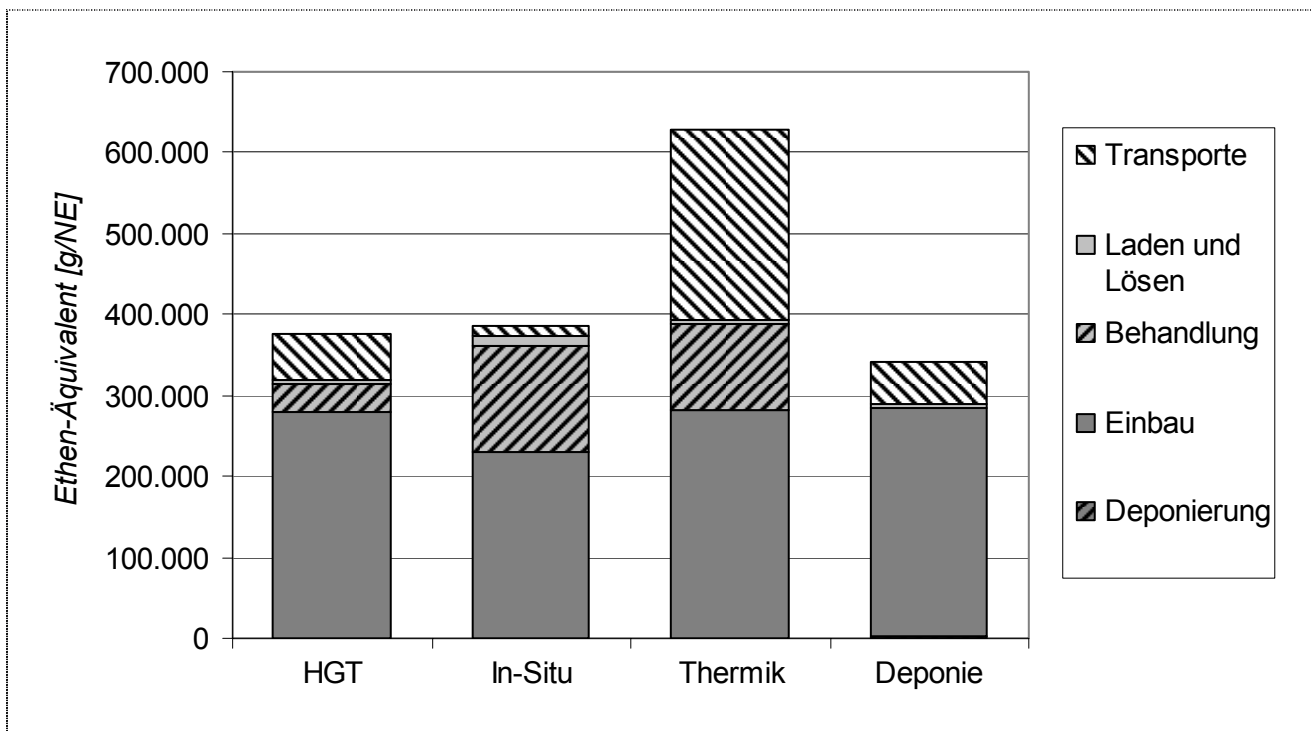


Abbildung 29: Fotochemische Ozonbildungspotenzial der Sanierungsoptionen

Das POCP ist analog wie das GWP verteilt, allerdings ist hier der Beitrag der Behandlung durch eine andere Gewichtung der Luftschadstoffe kleiner. Die Thermik weist durch die weite Transportentfernung – verbunden mit einer energieaufwendigen Behandlung – insgesamt den höchsten POCP-Wert auf.

a.d. Versauerungspotenzial (AP)

Der „Saure Regen“ entsteht nach vorliegender Berechnung durch Schwefeloxide, Stickoxide, Ammoniak und chlorierte Kohlenwasserstoffe. 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.

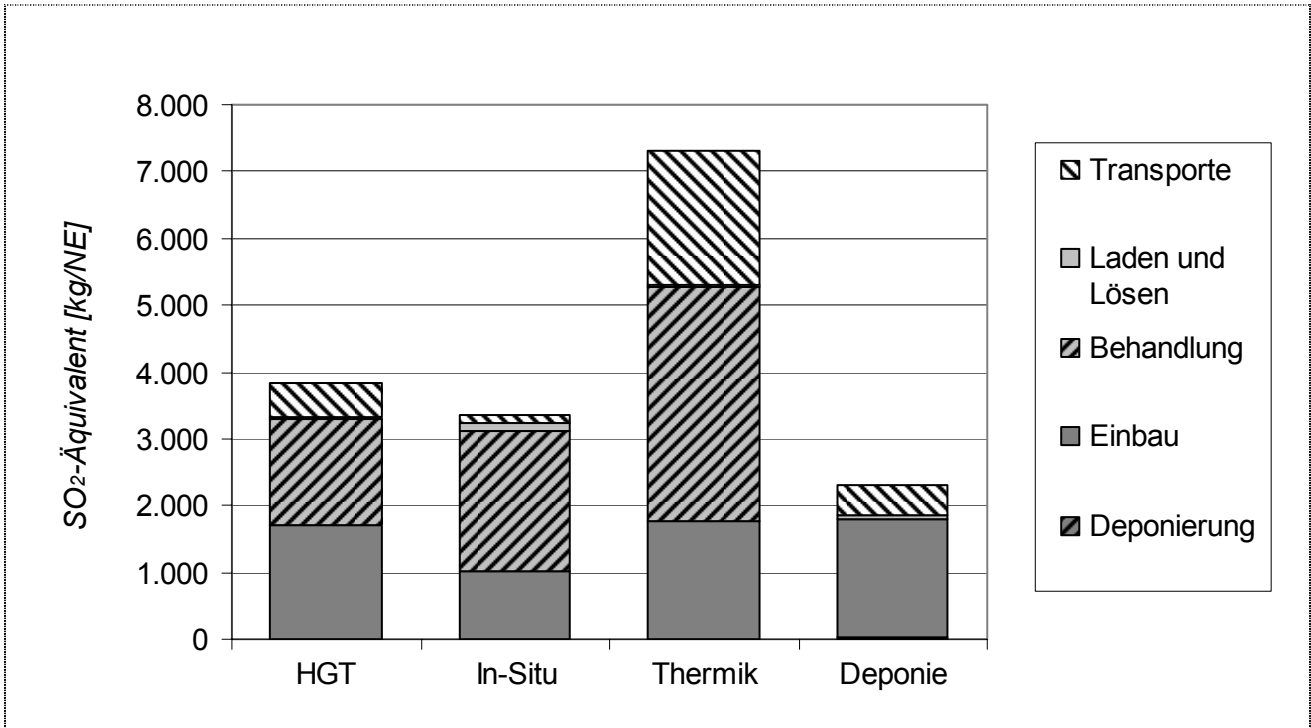


Abbildung 30: Versauerungspotenzial der Sanierungsoptionen

Das POCP verteilt sich ganz ähnlich wie das GWP (siehe Abbildung 27).

b. Wasseremissionen als Unterkategorie der Emissionen

Die Kategorie „Wasseremissionen“ umfassen zahlreiche Emissionen in das Medium Wasser. Da noch kein allgemein anerkanntes Modell bzw. eine Differenzierung wie bei den Luftemissionen existiert, wird für jede einzelne Abwasseremission ein kritisches Volumen errechnet. Dieses Volumen an Wasser ist die theoretisch zuzugebende Frischwassermenge, die zur Einhaltung der schadstoffbezogenen Grenzwerte – nach Einleiten definierter Schadstoffe – notwendig ist. Als Bezugspunkt dienen dabei Vorschriften der Abwasserverordnung in Deutschland für verschiedene Schadstoffe. In diesen Grenzwerten sind Wirkungen der einzelnen Schadstoffe im Wasser berücksichtigt. Die Summe aller kritischen Volumina ergibt das aggregierte Maß der Abwasseremissionen. Je höher das gesamte kritische Volumen, desto größer ist die Umweltbelastung.

Die Wasseremissionen aus dem Einbau, insbesondere durch Herstellung des eingesetzten Zements, sind bei allen Optionen etwa gleich hoch. Die Unterschiede zwischen den Optionen ergeben sich eher aus der Herstellungsphase der benötigten Zuschlagsstoffe (Zement bei HGT und In-Situ, Bitumenemulsion bei In-Situ) sowie der Brenn- und Treibstoffe (Thermik).

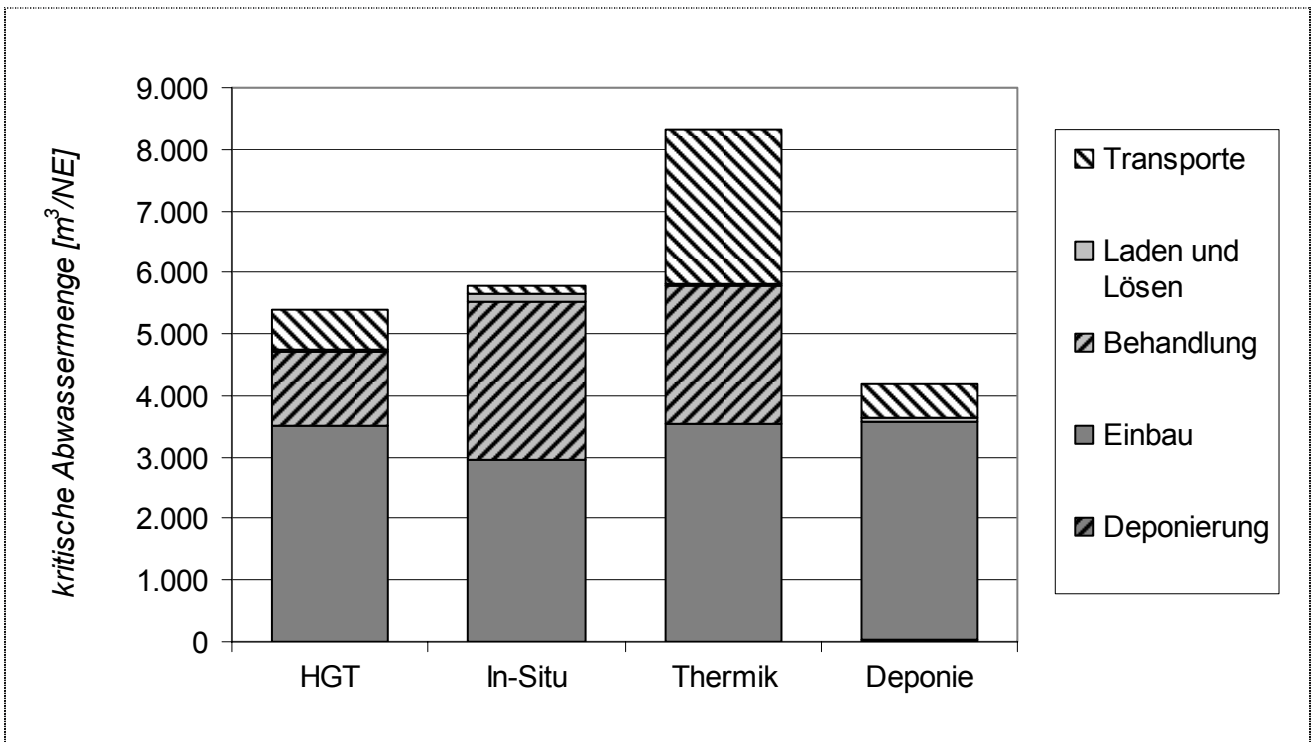


Abbildung 31: Wasseremissionen der Sanierungsoptionen

Die Wasseremissionen (Abbildung 25) gehen mit relativ geringer Gewichtung in die gesamte Emissionsbelastung ein (siehe Seite 35). Daher ist die Auswirkung der Wasseremissionen auf das Gesamtergebnis jeder Option vergleichsweise klein.).

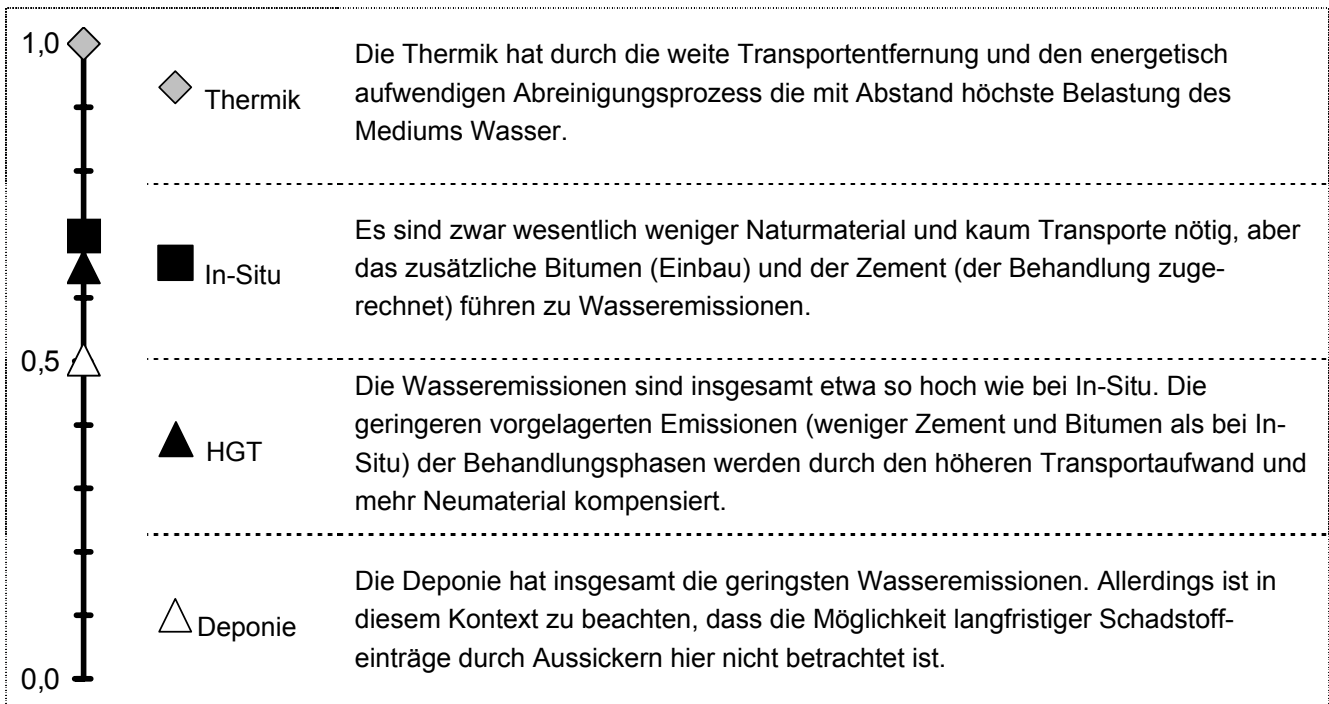


Abbildung 32: Normierte Wasseremissionen der Sanierungsoptionen

c. Bodenemissionen (Abfälle) als Unterbereich der Emissionen

Bodenemissionen sind in der hier durchgeführten Ökoeffizienz-Analyse hauptsächlich Materialströme, die zu einem großen Teil verwendungslos auf der Deponie beseitigt werden¹³. Mit „Bodenemissionen“ sind also nicht die eluierten Schadstoffe (PAK) gemeint. Nach der Darlegung der Kategorie Bodenemissionen folgen die normierten Einzelergebnisse. Dann wird die Bedeutung der gesellschaftlichen Gewichtung dargelegt und im Anschluss die Relevanzberechnung auf Grundlage von statistischen Daten, gesellschaftlichem Faktor und Relevanzfaktor vorgestellt. Der Exkurs zu den Bodenemissionen schließt mit offenen Fragen, auf die teilweise in den Szenarien des nachfolgenden Kapitels eingegangen wird.

c.a. Bedeutung der Bodenemissionen, insbesondere bei der verwendungslosen Beseitigung

Bodenemissionen sind in der Ökoeffizienz-Analyse gleichbedeutend mit Abfällen, die in Deponien oder anderen Stätten abgelagert werden. Diese werden sozusagen „auf den Boden emittiert“. Von diesen Abfällen gehen auf Ablagerstätten negative Wirkungen aus durch

- **potenziellen Schadstoffeintrag** in Boden, Wasser und Luft,
- **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 aus den oben genannten Gründen steigende Kosten zur Ablagerung. Diese ökonomische Variable ist in den ökologisch abgegrenzten Bodenemissionen jedoch nicht direkt zu berücksichtigen.

Alle einzelnen Aspekte, die oben aufgelistet sind, treffen bei der verwendungslosen Beseitigung auf Deponien im Regelfall zu: In Abbildung 33 ist ersichtlich, dass Emissionen und langfristige Gefahren evtl. möglich sind. Es werden außerdem technische Maßnahmen für die Sicherung der Deponie sowie begrenzter Deponieraum benötigt. Auch wird der Straßenaufbruch verbraucht, d. h. dauerhaft einem Ressourcenkreislauf entzogen. Für die Bodenemissionen, insbesondere die verwendungslose Beseitigung, ist daher davon auszugehen, dass kein einziger Aspekt vernachlässigbar ist.

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

Abbildung 33: Ausprägung und Vernachlässigbarkeit von Aspekten der Bodenemissionen bei der verwendungslosen Beseitigung

¹³ Aufgrund der fehlenden nutzvollen Verwendung wird im Weiteren von „verwendungsloser Beseitigung“ gesprochen. Damit ist eine Beseitigung ohne einen weiteren Nutzen gemeint. Ein Szenario (ab S. 71) stellt eine nutzenbringende Verwendung als Deponiebaustoff der „verwendungslosen Beseitigung“ gegenüber.

c.b. Bodenemissionen der einzelnen Sanierungsoptionen

Die Bodenemissionen bestimmen sich hauptsächlich aus der Bewertung der entsorgten Straßenaufbrüche bzw. deren Abfalleigenschaften, weniger nach den sonstigen Abfällen (v. a. im Zusammenhang mit Gewinnung und Aufbereitung von Naturmaterial, Zement etc.). Die Unterschiede in der Bewertung sind recht groß, abhängig von der angesetzten Menge des verwendungslos beseitigten Abfalls.

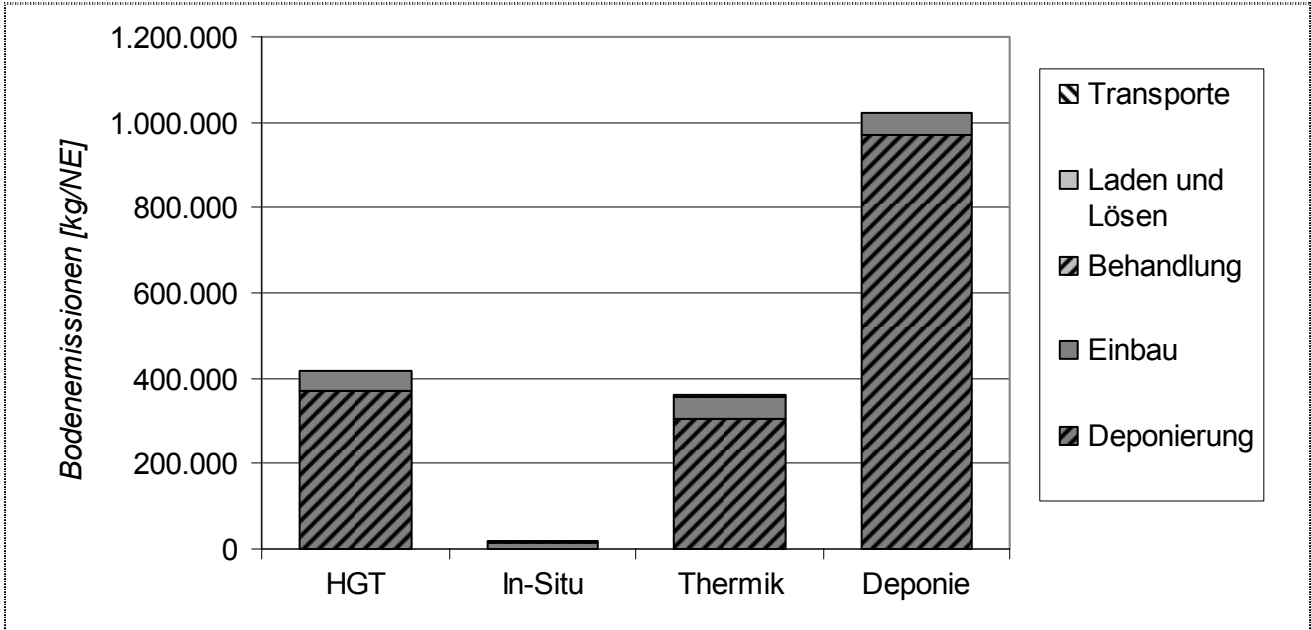


Abbildung 34: Bodenemissionen der Sanierungsoptionen

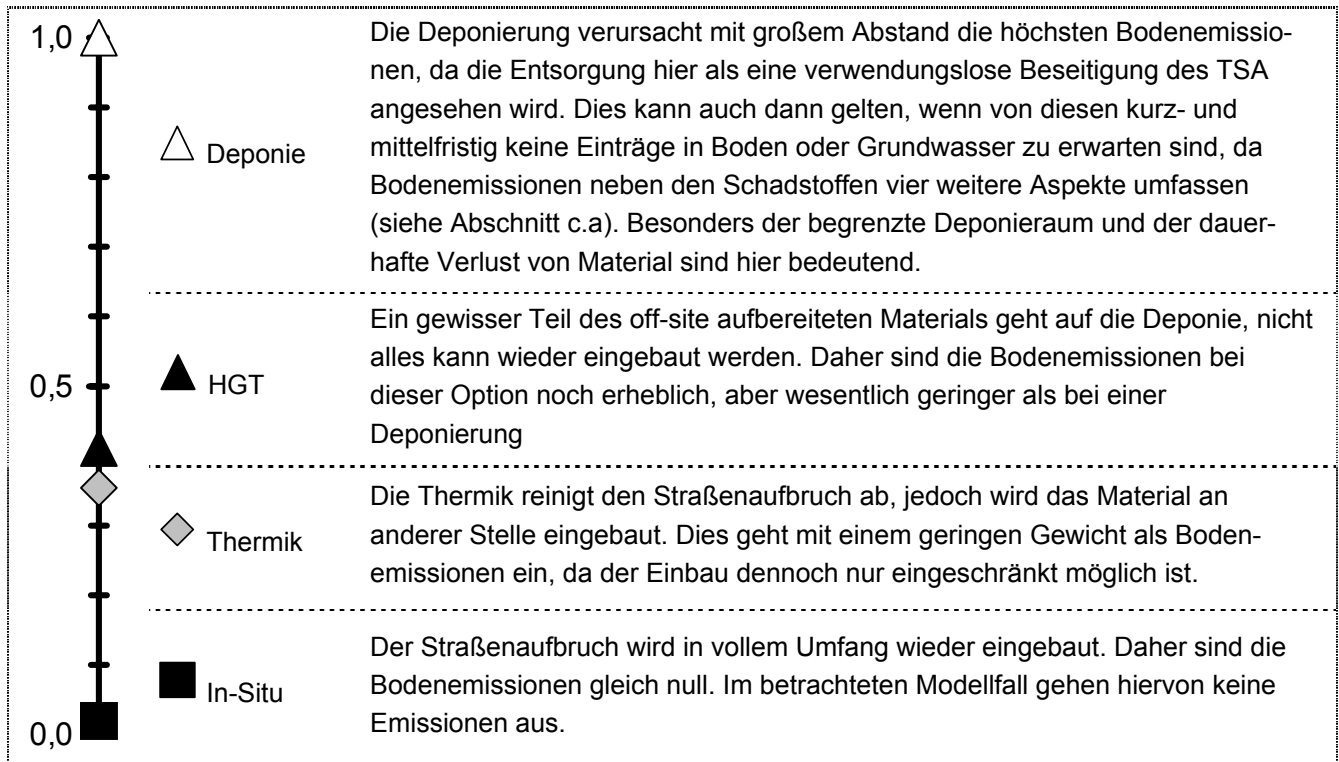


Abbildung 35: Normierte Bodenemissionen der Sanierungsoptionen

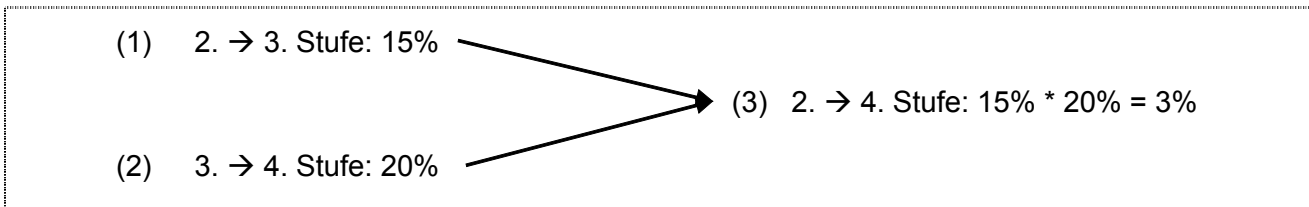
c.c. Gesellschaftliche und statistische Wertung für Bodenemissionen

Der Rechenfaktor für Bodenemissionen soll aufgrund seiner hohen Bedeutung im Folgenden eingehend erläutert werden. Mithilfe des Rechenfaktors können übermäßig komplexe 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 17 allgemein erklärt.

Der gesellschaftliche Faktor für Bodenemissionen ist auf allen Aggregationsstufen relativ klein, wie in Abbildung 4 auf Seite 21 ersichtlich. Eine detaillierte Darstellung verdeutlicht dies:

- Erstens tragen die Bodenemissionen der 2. Stufe nach gesellschaftlicher Einschätzung nur mit 15 % zu den Gesamtemissionen auf der 3. Stufe bei (siehe Gleichung 2, 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 2, Beitrag 2). Die Kombination der beiden Beiträge ergibt einen rechnerischen 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 zu 3 %.



Gleichung 2: Beitrag der Bodenemissionen im gesellschaftlichen Gewichtungsschema

Demgegenüber ist der Relevanzfaktor für Abfall sehr hoch. Der Relevanzfaktor (siehe zur Berechnung S. 20) drückt das Verhältnis von Bodenemissionen eines Kundennutzens zu den gesamten bundesdeutschen Bodenemissionen aus. Mit dem Faktor wird somit die Bedeutung der einzelnen Sanierungsoptionen gemäß Kundennutzen an der bundesdeutschen Situation abgeschätzt. Die auf Seite 35 aufgeführte Relevanz der Bodenemissionen ist etwa gleich hoch wie für Luftemissionen: Es werden relativ hohe Mengen Straßenaufbruchs entsorgt, gleichzeitig ist aber auch viel Material (sowie dessen Transport mit damit verbundenen Luftemissionen) nötig.

c.d. Aggregation der einzelnen Abfälle zu den „Bodenemissionen“

Jeder Gefährdungsklasse wird ein Faktor zugeordnet, der sich in Anlehnung an die abgeschätzten, durchschnittlichen Deponierungsentgelte bemisst. Das Verhältnis der Klassen untereinander gestaltet sich 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, der Siedlungsabfälle typischerweise zugerechnet werden. So folgen die Gewichtungsfaktoren:

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

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

Die verschiedentlich klassifizierten Bodenemissionen jeder Sanierungsoption 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 für alle Optionen ist bei der Deponie festzustellen. Dieser maximale Relevanzfaktor geht im Folgenden, multipliziert mit dem gesellschaftlichen Gewichtungsfaktor, in den Rechenfaktor ein.

Bei der 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 Gewichtungsfaktor ergibt sich insgesamt dennoch ein relativ hoher Rechenfaktor. Bei der BASF bestehen ähnliche Erfahrungen mit anderen Ökoeffizienz-Analysen zu Entsorgungsthemen, beispielsweise zur Restmüllentsorgung [32]. 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.

c.e. Offene Fragen zu Bodenemissionen

Die Berechnung der gewichteten Bodenemissionen sowie deren Rechenwerte sind dennoch kritisch zu überprüfen. Es stellen sich die Fragen, ob

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

Die beiden ersten Fragen hängen stark mit der Methodik der Ökoeffizienz-Analyse zusammen. In der vorliegenden Studie wird das Modell für die Bodenemissionen jedoch nicht modifiziert, da von diesen Emissionen – gegenüber den beiden vorangegangenen Studien [17 / 34] – keine sehr kritische Rolle ausgeht. Doch greifen Szenarien (wie z. B. die deponietechnische Verwendung ab Seite 70) die dritte Frage auf, indem der Einfluss der angesetzten Bodenemissionen variiert wird. Die beiden letzten Fragen sind schließlich Gegenstand der laufenden Weiterentwicklung der Ökoeffizienz-Analyse nach BASF.

4.4.5. Flächenbedarf der Sanierungsoptionen

In Deutschland ist der Raum vergleichsweise dicht besiedelt, es wird ständig mehr Fläche für Siedlung, Verkehr und Gewerbe in Anspruch genommen. Der hier gemessene Flächenbedarf setzt sich aus verbrauchter Fläche und dem jeweiligen Grad der Flächenversiegelung zusammen. Der gewichtete Flächenbedarf entspricht der Inanspruchnahme einer naturnahen Fläche, die als hochwertige Fläche die Referenz für die Berechnung bildet.

Der Bedarf ergibt sich v. a. aus der recht hoch gewichteten Straßeninanspruchnahme und in zweiter Linie aus den für Naturmaterial benötigten Abbauflächen. Der in Abbildung 36 angegebene Flächenbedarf ist bereits ein Nettowert, da jede Umwandlung von naturnaher Fläche eine anders

nutzbare Fläche schafft. Je naturnaher die Fläche letztlich ist, desto geringer ist der Gewichtungsfaktor für den Flächenbedarf. Bei Straßen ist der Umwandlungsgrad besonders drastisch, beim Abbau von Naturmaterial weniger. Der Flächenbedarf der einzelnen Sanierungsoptionen ist recht unterschiedlich (siehe Abbildung 36), da der Flächenbedarf stark an die Transportentfernung gekoppelt ist.

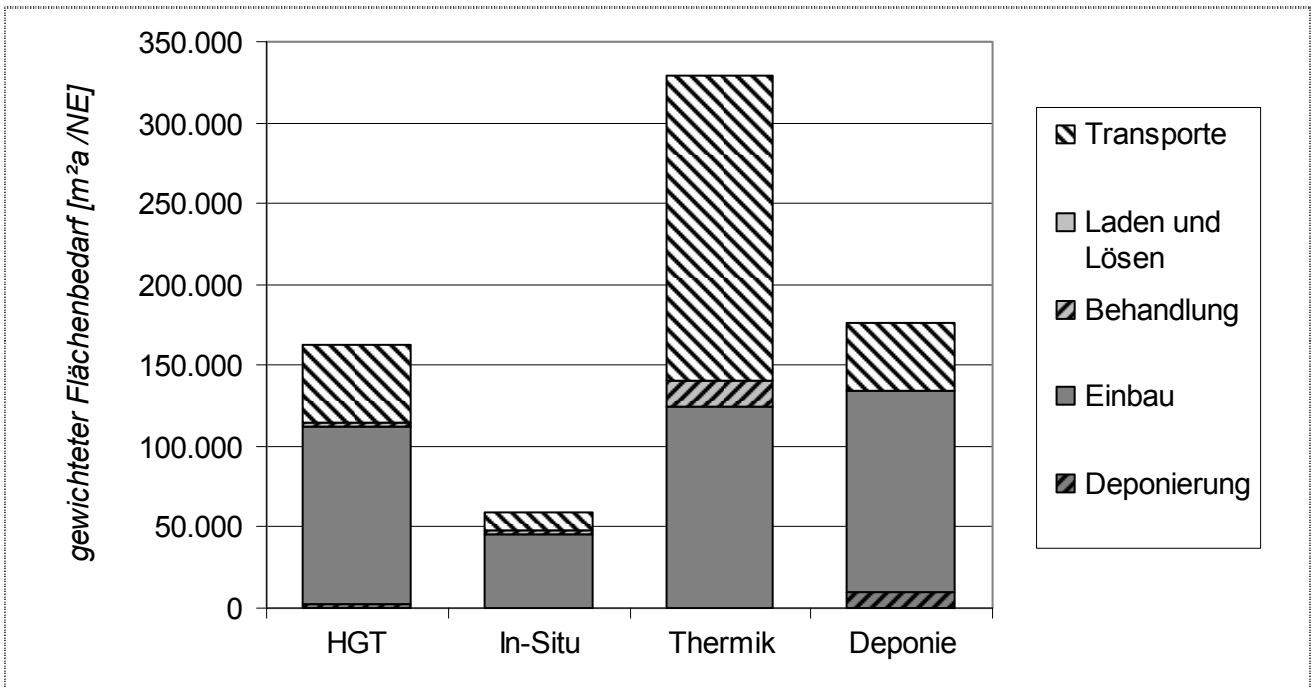


Abbildung 36: Flächenbedarf der Sanierungsoptionen

Der Rechenfaktor und damit der mögliche Einfluss auf das Gesamtergebnis ist relativ klein, aber nicht unbedeutend (siehe Abbildung 16 auf Seite 35). Daher kann der unterschiedliche Flächenbedarf der Sanierungsoptionen das Gesamtergebnis in geringem Maße beeinflussen:

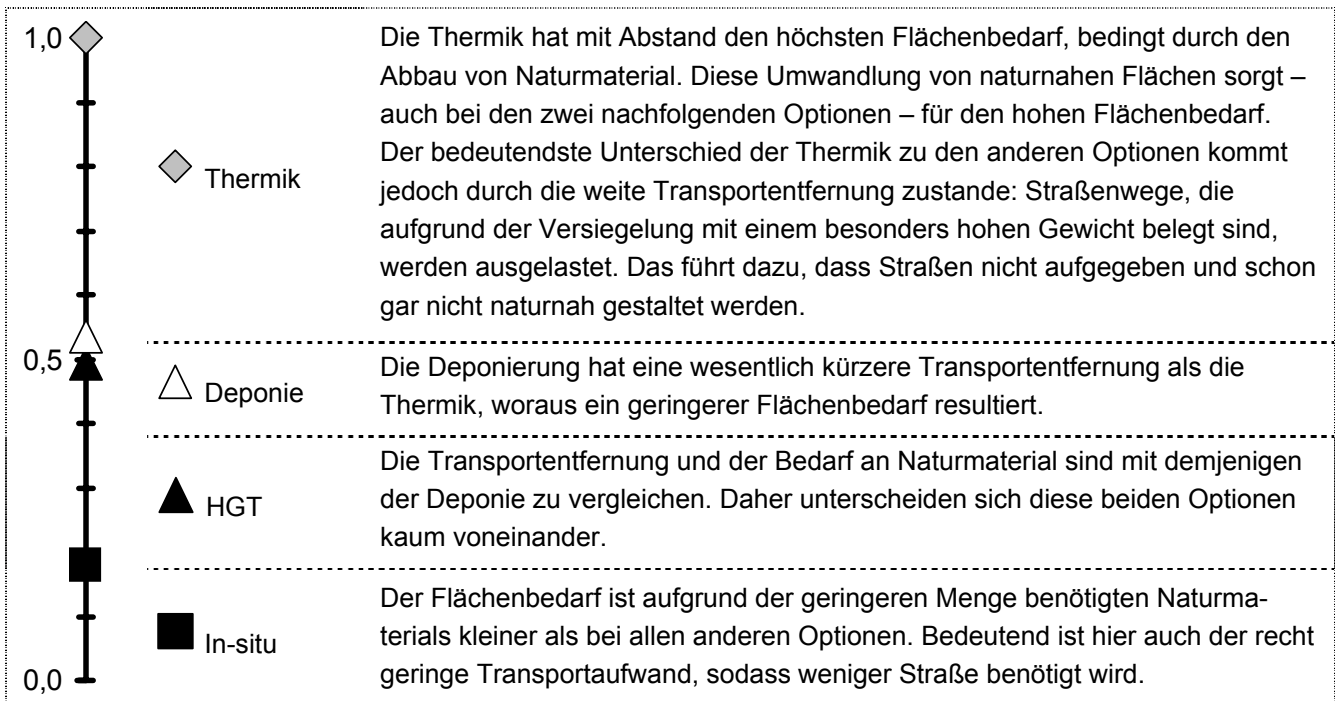


Abbildung 37: Normierter Flächenbedarf der Sanierungsoptionen

4.4.6. Toxizitätspotenzial der Sanierungsoptionen

Das Toxizitätspotenzial bewertet eine mögliche Gesundheitsgefährdung durch Stoffe, die etwa für die Behandlung, den Transport oder die Entsorgung etc. nötig sind. Außerdem wird der Verbleib von Schadstoffen in der TSA bewertet.

Die Bewertung umfasst hauptsächlich die gesundheitliche Gefährdung des Menschen durch die verwendeten Stoffe, einschließlich deren Vorstufe und der Entsorgungsphase.

- Die **Herstellung** (Gewichtungsfaktor 20 %) umfasst die Gefahren aus benötigten oder eingesparten Stoffen und Energieträgern in Vorstufen, beispielsweise der Zementherstellung. Die Menge der eingesetzten Stoffe (Diesel, Bitumen, Zement) wird mit einem vorher ermittelten Produktionsvorfaktor aus dem Bestand der BASF multipliziert. Als Ergebnis erhält man die Toxizitätspunkte für die Vorstufen der Herstellung.
- Die **Anwendung** (Gewichtungsfaktor 50 %) umfasst die Bewertung der Stoffe und Energieträger, die für die Aufbereitung und den Transport der TSA sowie für den Bau der Straße direkt eingesetzt werden. Deren Menge wird mit einem risikobasierten Toxizitätswert multipliziert, der sich gemäß Tabelle 3 aus R-Sätzen, der Offenheit des betrachteten Systems sowie dem Dampfdruck des Stoffes zusammensetzt. Ein offenes System bei der Verarbeitung (etwa manuelle Handhabung der Stoffe) und ein hoher Dampfdruck des Stoffes (leichteres Verdampfen) haben einen deutlich höheren risikobasierten Toxizitätswert als ein geschlossenes System, in welchem ein Stoff mit niedrigem Dampfdruck gehandhabt wird.
- Durch die **Entsorgung** der TSA (Gewichtungsfaktor 30 %) ergeben sich u. U. auch ökotoxische Gefahrenpotenziale hinsichtlich der Schädigung von Ökosystemen. Zusätzlich können diese Schadstoffe (v. a. PAK) über verschiedene Wege, z. B. Grundwasserbelastungen auch die menschliche Gesundheit gefährden. Die Potenziale ergeben sich aus der Einschätzung, inwiefern PAK eliminiert oder gebunden werden.

| Stoff | Toxizitätswert | relevante R-Sätze | System | | | Dampfdruck | | |
|---------|----------------|--|-------------|-----------|-------|------------|--------|------|
| | | | geschlossen | halboffen | offen | niedrig | mittel | hoch |
| Diesel | 5,5 | 23 / 25 (giftig beim Einatmen / Verschlucken) | | X | | | X | |
| Bitumen | 0,55 | 23/25 | | X | | X | | |
| Zement | 0,3 | 41 | | X | | X | | |

X: trifft zu

Tabelle 3: Merkmale zur Berechnung des Toxizitätspotenzials während der Lebenswegphase „Anwendung“

a. Lebenswegphase „Herstellung“

Während der Herstellungsphase (Abbildung 38) trägt das Bitumen, vergleichsweise stark zum Toxizitätspotenzial bei. In-Situ schneidet hierbei relativ schlecht ab, da diese Sanierungsoption große Mengen Bitumen benötigt. Hinzu kommen bei In-Situ wie auch bei HGT größere Mengen Zement, die in der Herstellung ebenfalls toxisch wirken können.

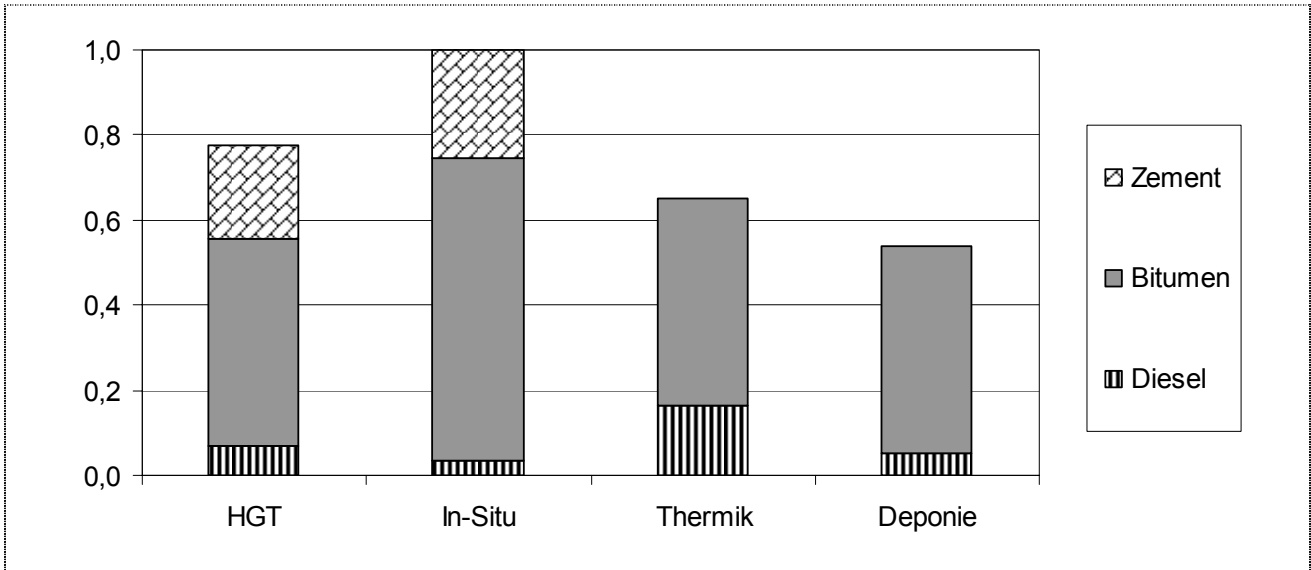


Abbildung 38: Toxizitätspotenzial der Sanierungsoptionen während der Lebenswegphase „Herstellung“

b. Lebenswegphase „Anwendung“

Der Dieselverbrauch hat in der Anwendungsphase (Transport, Behandlung etc., siehe Abbildung 39) den vergleichsweise höchsten Stellenwert. Die Thermik hat hier wegen der Transportentfernungen ein vergleichsweise hohes Toxizitätspotenzial.

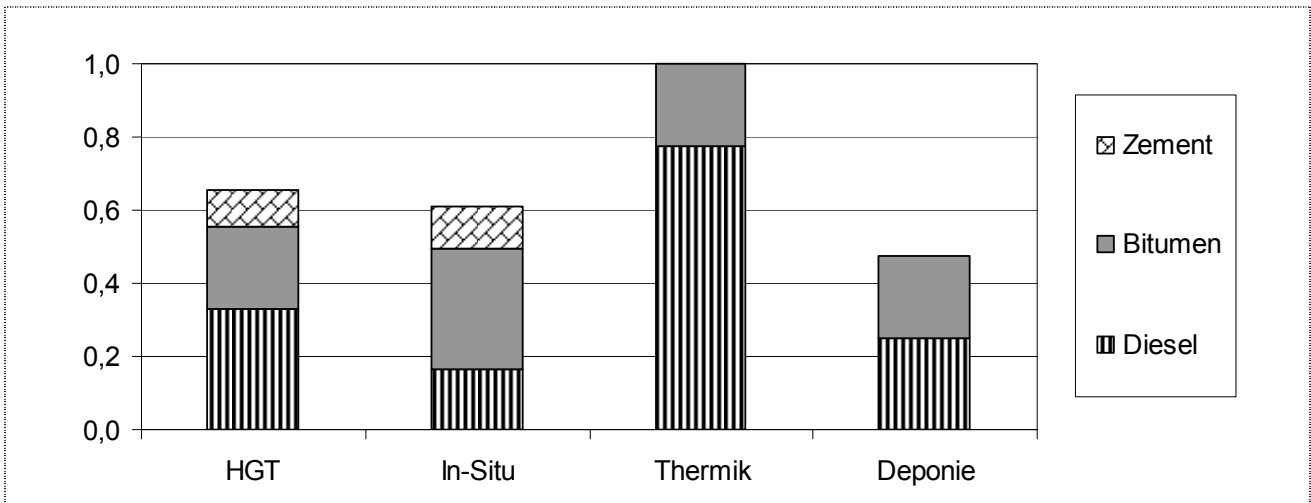


Abbildung 39: Toxizitätspotenzial der Sanierungsoptionen während der Lebenswegphase „Anwendung“

c. Lebenswegphase „Entsorgung“

Für die dritte Phase wird ansatzweise ein Risk-Assessment eingesetzt, in dem die Aufnahme möglicherweise freigesetzter Mengen durch Menschen bzw. in der Umwelt und die daraus resultierenden Effekte abgeschätzt werden. Man versucht also vom Potenzial zu einer eher risikobasierten Abschätzung zu kommen, die aber immer im Vergleich zu einem sehr aufwendigen Risk-Assessment [27] noch eine vergleichsweise grobe Abschätzung darstellt.

Die Gefahrstoffverordnung weist für die PAK, besonders das Benz(a)pyren eine hohe Human- und Ökotoxizität aus (siehe Seite 10f.). In der angenommenen Belastung von 1.500 mg PAK pro 1 kg Straßenaufbruch und den anfallenden Mengen (ca. 4.000 t) werden 6.000 kg PAK entsorgt. Solange diese nicht erhitzt werden, wofür Rechtsvorschriften existieren, besteht nur die langfristige Gefahr des Auswaschens (Eluieren) der PAK.

Für Phenole ist eine deutlich geringere toxische Wirkung anzunehmen, wenngleich sie relativ leicht löslich sind und den Geschmack und die Qualität von Wasser beeinflussen – wenn sie nach langer Zeit ins Grundwasser gelangen sollten.

Daher gehen nur PAK hinsichtlich menschlicher Gesundheit (Human-Tox, Gewichtungsfaktor 70 %) und der natürlichen Umwelt (Ökotox wie z. B. Fisch- oder Algentoxizität, Gewichtungsfaktor 30 %) in das Toxizitätspotenzial der Entsorgungsphase ein (siehe Tabelle 4):

- Bei einer **Deponierung** sind die Schadstoffe noch vorhanden, aber gesichert: Das Material kommt mit Sickerwasser in Kontakt, was zu einem Schadstoffaustrag (v. a. Phenole) innerhalb des Deponiekörpers führen kann¹⁴. Das Sickerwasser wird jedoch aufgefangen und in der Regel in einer eigenen Kläranlage gereinigt. Die human- und ökotoxikologische Wirkung ist gleich hoch wie für die Verfahren In-Situ und HGT, bei welchen die Schadstoffe zwar immobilisiert werden, jedoch auch fortbestehen.
- Die beiden **KRC-Verfahren** (HGT und In-Situ) kapseln die PAK in der HGT- bzw. der KRC-Schicht ein, weiterhin wird das Material wasserdicht überbaut. Untersuchungen zeigen, dass es bei HGT langfristig nur zu minimalen Auswaschungen von PAK kommt [16]. Die Gefahr des Auswaschens wird dadurch weiter minimiert, dass in hochwassergefährdeten Regionen oder dort, wo mit erhöhter Auswaschung zu rechnen ist, kein teerhaltiges Material mehr benutzt werden darf.
- Nur die **thermische Anlage** eliminiert die betrachteten Schadstoffe vollständig, sodass sich das abgereinigte Material als Sekundärrohstoff eignet.

| | | HGT | In-Situ | Thermik | Deponie |
|------------------------------|-----------------------|-----|---------|---------|---------|
| Gesamt (normiert) | Humantox (70%) | t | t | j | t |
| | Ökotox (30%) | t | t | j | t |
| | | 1,0 | 1,0 | 0,0 | 1,0 |

Entfernung der Schadstoffe:

j: ja (Schadstoffe entfernt)

t: teilweise (Schadstoffe versiegelt)

n: nein (Schadstoffe vorhanden)

Tabelle 4: Ausgangswerte und normierte Ergebnisse des Toxizitätspotenzials während der Lebenswegphase „Entsorgung“

Bei keiner der Optionen liegen die Schadstoffe in ungesicherter Form vor, ein solcher Fall wäre beispielsweise eine Entsorgung in der Landschaft ohne Sicherungsmaßnahmen.

¹⁴ Die Ökoeffizienz-Analyse bezieht darüber hinaus gehende langfristige Zusammenhänge (z. B. das Diffundieren von Schadstoffen über die Deponiegrenzen hinaus) üblicherweise nicht mit ein, da über derartige Wirkungszusammenhänge innerhalb der Natur keine gesicherten Aussagen bestehen.

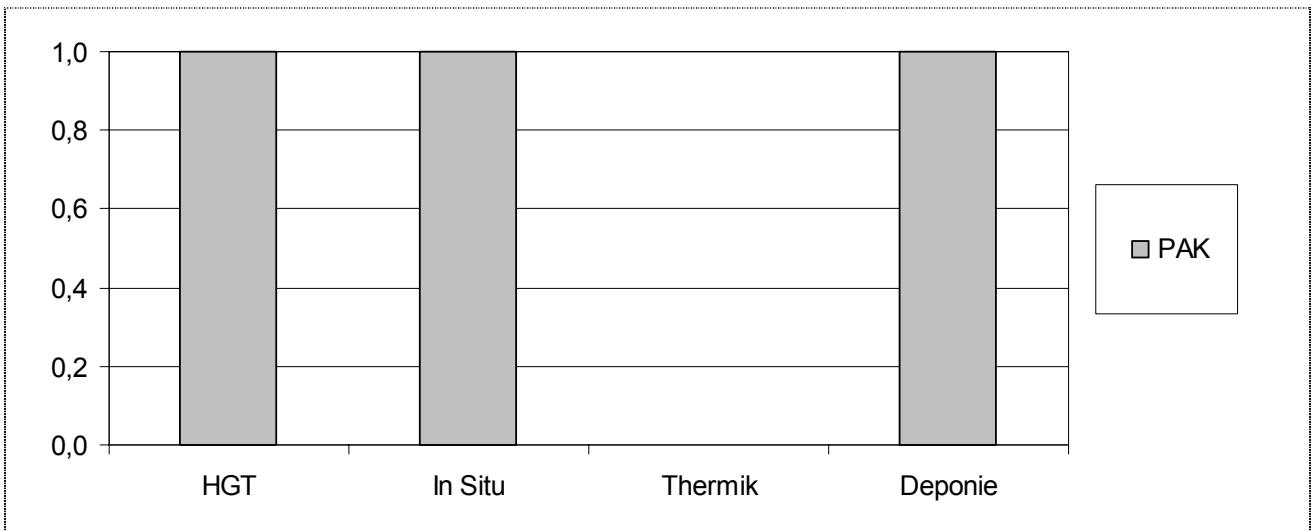


Abbildung 40: Toxizitätspotenzial der Sanierungsoptionen der Lebenswegphase „Entsorgung“

d. Gesamtes Toxizitätspotenzial

Die anschließende Aggregation der drei Lebenswegphasen nivelliert die vormaligen Unterschiede (Abbildung 41). Das heißt, alle Optionen zusammengefasst liegen relativ nahe beieinander.

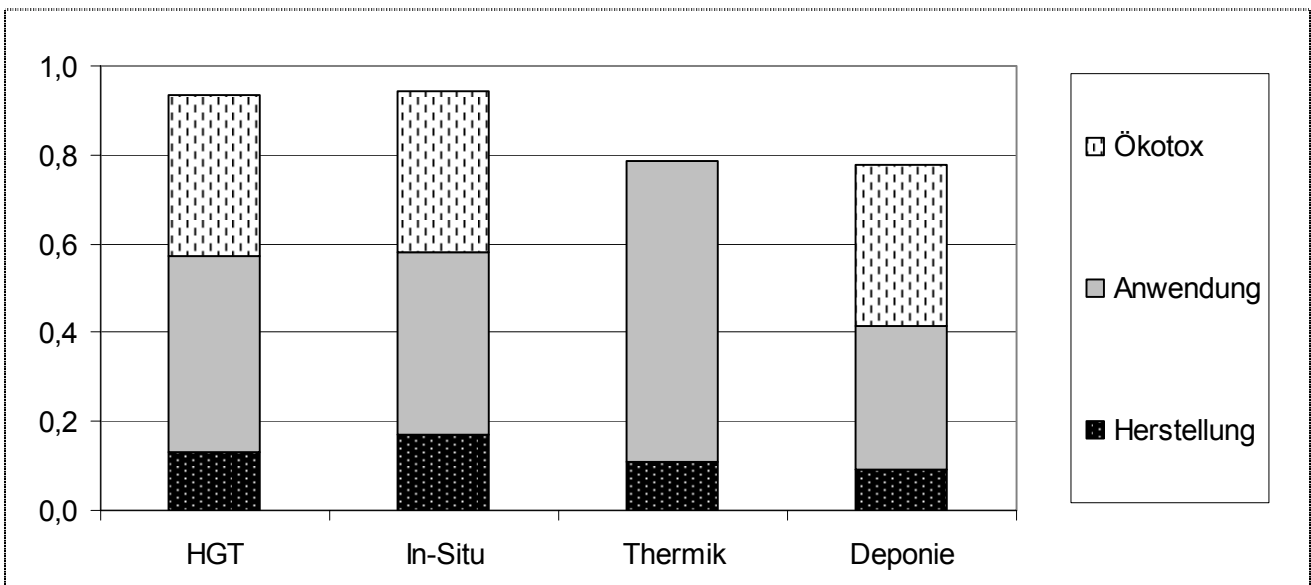


Abbildung 41: Normiertes, gesamtes Toxizitätspotenzial der Sanierungsoptionen

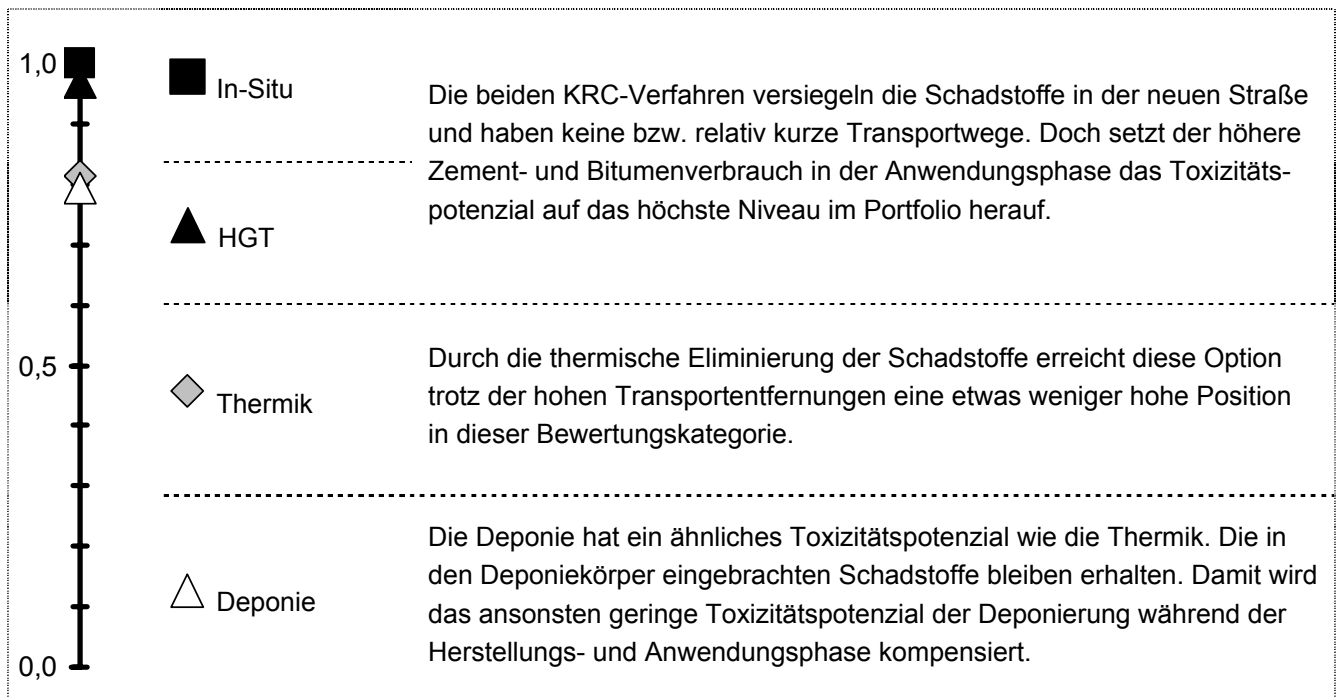


Abbildung 42: Normiertes Toxizitätspotenzial der Sanierungsoptionen

4.4.7. Risikopotenzial der Sanierungsoptionen

Das Risikopotenzial umfasst Risiken im Sinne einer weiteren Umweltbelastung, die in keiner anderen Umweltkategorie erfasst werden. Die Risikobewertung wurde im vereinfachten „Expert-judgement-Verfahren“ von den Verfassern, der BASF und der SAM festgelegt. Es gehen die Schwere der Ereignisse und deren Eintrittswahrscheinlichkeiten in die Risikobewertung mit der Einheit „Bewertungspunkte“ ein. Die Ausgangswerte für die beiden nachfolgend erläuterten Kategorien „Arbeitsunfälle“ und „weitere Gefahren“ sind in Tabelle 5 zusammengefasst.

a. Risikopotenzial durch Arbeitsunfälle

Bei fast allen Maßnahmen sind die Maschinen, Arbeitsabläufe, Materialien und Behandlungsmaßnahmen (Ausnahme Thermik) ähnlich. Die Abläufe auf Baustellen und bei Transporten gelten heute bedingt durch die Arbeitsschutzmaßnahmen und technische Entwicklungen als relativ sicher. Dieses hohe Niveau kann das Risiko von Arbeitsunfällen und Verkehrsunfällen jedoch nicht ausschließen.

Die Kategorie „Arbeitsunfälle“ setzt sich aus vier Unterkategorien zusammen: bei der Gewinnung von benötigten Energieträgern und von mineralischen Materialien, während des LKW-Transports und bei der Entsorgung der TSA. Für den Transport und den Energieeinsatz gehen die Ergebnisse aus der Ökobilanz ein, für den Materialbedarf und die Entsorgung mussten Einschätzungen getroffen werden.

Diese Bewertungen gehen mit einem Gewicht, das sich aus der Unfallhäufigkeit der betreffenden Branche ergibt, in die gesamte Gefährdung durch Arbeitsunfälle ein. Für die Bewertung gilt: Je mehr Material abgebaut oder Energieträger eingesetzt werden, desto höher ist die Wertung bei Material- bzw. Energieeinsatz; je länger eine Maßnahme dauert (also Arbeitsstunden anfallen), desto höher ist das bewertete Risiko für einen Arbeitsunfall; je mehr Transportkilometer anfallen, desto größer das Risiko für einen Verkehrsunfall.

Dies spiegelt sich in Abbildung 43 wider: der hohe Transportaufwand bei der Thermik hat einen erheblichen Einfluss auf die Bewertung. Der zweite große Einfluss stammt durch Arbeitsunfälle direkt bei der Behandlung (v. a. Thermik) bzw. weiteren Entsorgung. Der Einfluss von Arbeitsunfällen aus der Herstellung der benötigten Energieträger ist hingegen vernachlässigbar klein.

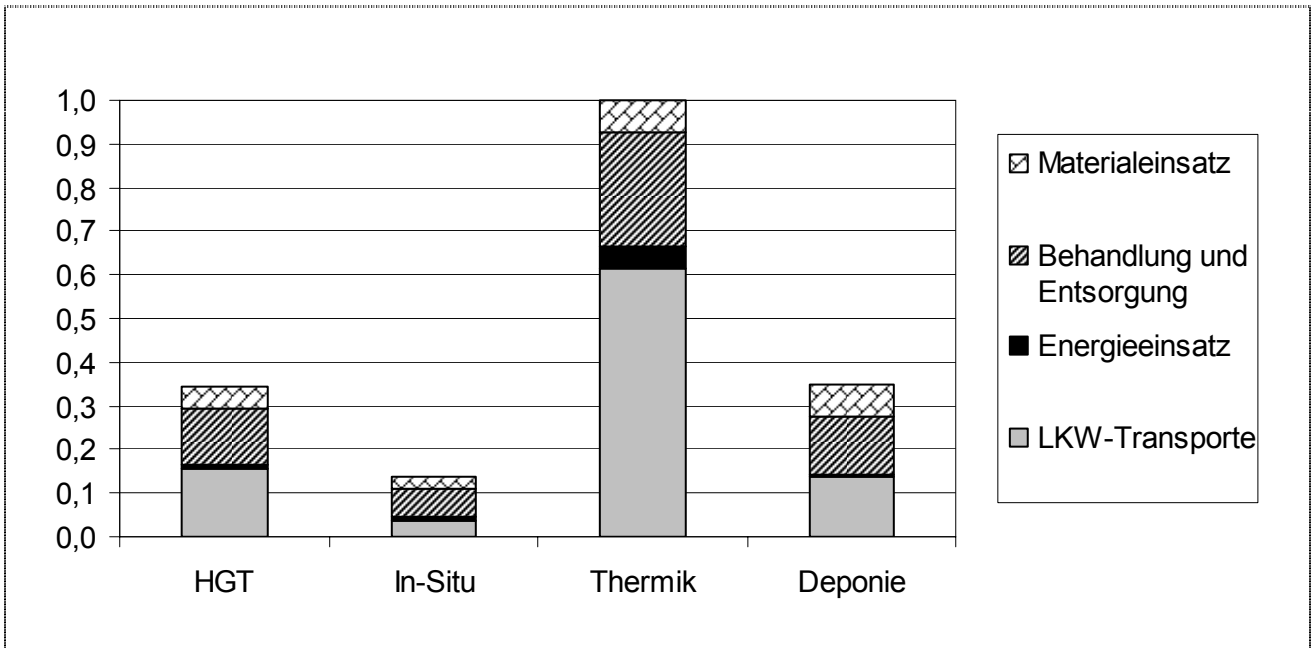


Abbildung 43: Normiertes Risikopotenzial der Sanierungsoptionen für die Unterkategorie „Arbeitsunfälle“

b. Risikopotenzial durch weitere Gefahren

Die Kategorie „weitere Gefahren“ (Abbildung 44) fasst zusammen, inwieweit bei den Sanierungsoptionen mit der Schädigung durch Druck, Explosionen u. a. m. sowie mit Folgen aus der Straßensperrung zu rechnen ist. Die Bewertung basiert aufgrund fehlender Daten auf einer Experteneinschätzung.

Das In-Situ Verfahren profitiert vom geringen Energieeinsatz (daraus ergeben sich geringere sonstige Gefahren wie Druck, Explosionen etc.) und dem relativ geringem Zeitaufwand. Baustellen beeinflussen den fließenden Verkehr und haben damit wahrscheinlich ein erhöhtes Unfallrisiko zur Folge. Je schneller also eine Baumaßnahme beendet ist, desto geringer ist dieses Risiko.

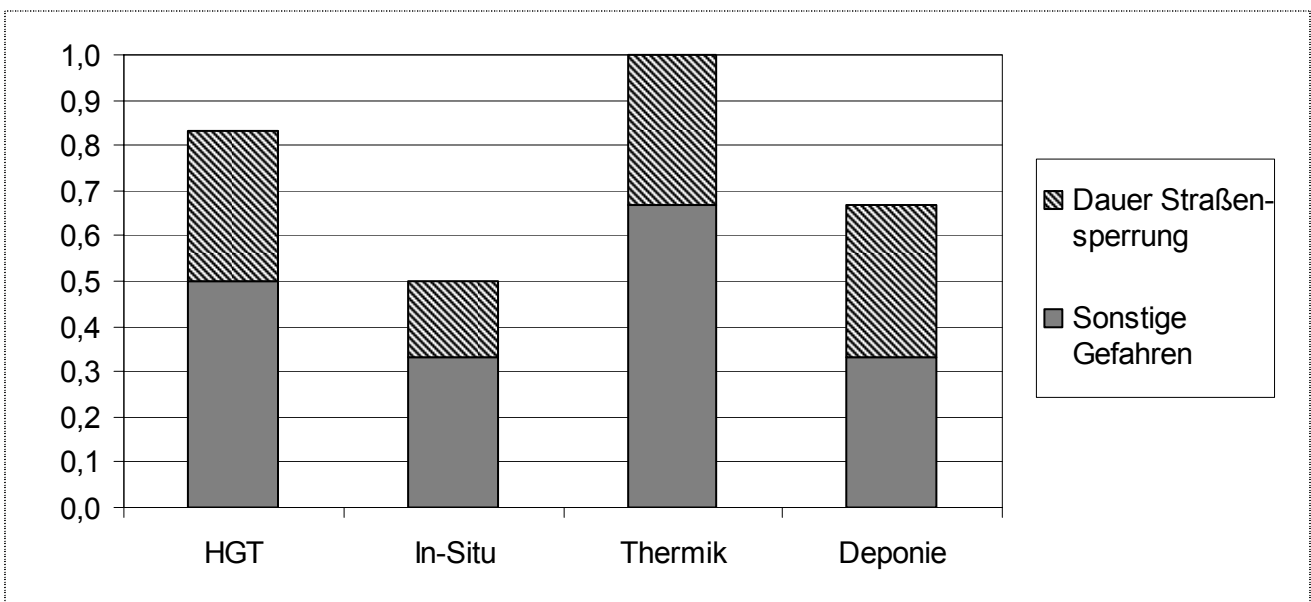


Abbildung 44: Normiertes Risikopotenzial der Sanierungsoptionen für die Unterkategorie „Weitere Gefahren“

c. Gesamtes Risikopotenzial

Die normierten Ergebnisse der beiden Kategorien (Arbeitsunfälle und weitere Gefahren, siehe Tabelle 5) gehen mit jeweils 50 % in das normierte gesamte Risikopotenzial (Abbildung 45) ein.

| | | HGT | In Situ | Thermik | Deponie |
|----------------------------------|--------------------------------|------|---------|---------|---------|
| Arbeitsunfälle (50%) | LKW Transporte (61,5%) | 3167 | 781 | 2796 | 7918 |
| | Energieeinsatz (4,5%) | 105 | 81 | 471 | 66 |
| | Behandlung / Entsorgung* (26%) | 2 | 1 | 4 | 2 |
| | Materialeinsatz* (7,5%) | 2 | 1 | 3 | 3 |
| gesamt (normiert) | | 0,35 | 0,14 | 0,35 | 0,67 |
| Weitere Gefahren (50%) | Sonstige Gefahren* (66,5%) | 3 | 2 | 4 | 2 |
| | Dauer Straßensperrung* (33,5%) | 4 | 2 | 4 | 4 |
| gesamt (normiert) | | 0,83 | 0,50 | 1,00 | 0,67 |
| gesamtes Risiko (normiert, 100%) | | 0,59 | 0,32 | 1,00 | 0,51 |

*: Punktwerte gemäß Experteneinschätzung

Tabelle 5: Ausgangswerte und normierte Ergebnisse des Risikopotenzials der Sanierungsoptionen

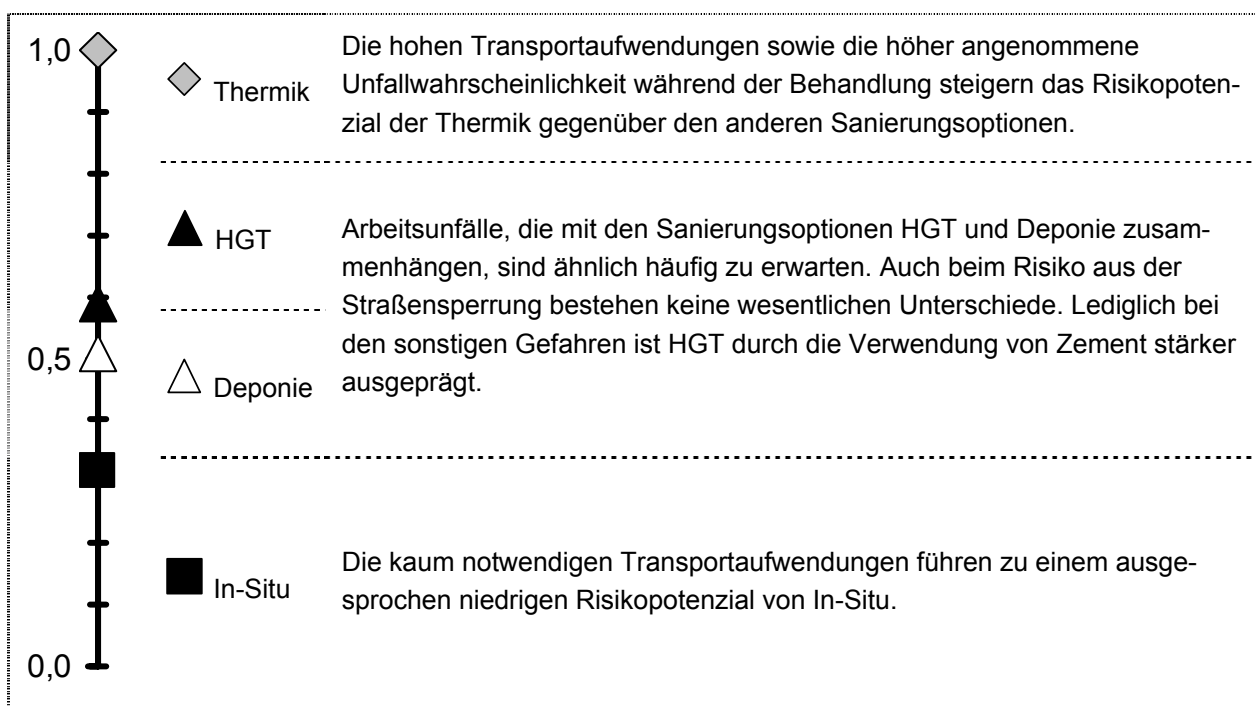


Abbildung 45: Gesamtes normiertes Risikopotenzial der Sanierungsoptionen

4.5. Güte der Datenquellen

Die Studie basiert auf Daten, die aus der Praxis von Bauunternehmen, Recyclinghöfen, Steinbrüchen und vom LSV sowie aus verschiedenen Literaturquellen stammen.

Für den Base Case wurden die in Kapitel 3.3.3 dargestellten Annahmen getroffen. Diese können die Vielfalt der im Straßenbau möglichen Sanierungssituationen zwar nicht vollständig abbilden, bieten jedoch eine Richtlinie zur Orientierung im konkreten Einzelfall.

Im Bereich der Transporte mussten Abschätzungen auf Basis vorhandener Studien und Anpassungen getroffen werden. Bei den regional doch sehr unterschiedlichen Deponiepreisen ist ein Mittelwert gebildet worden.

Tabelle 6 zeigt die Einschätzungen der Datenqualität für die einzelnen Parameter:

| Option | Dimension | Herkunft | Qualität | Gültigkeit |
|-------------|-----------|---------------------|-----------------|------------|
| Deponierung | Ökologie | Betriebsangaben | hoch | Anlage |
| | | Literatur | hoch | BRD |
| | Ökonomie | Betriebsangaben | hoch | RLP |
| HGT | Ökologie | Befragung | hoch | RLP |
| | | Betriebsangaben | hoch | RLP |
| | | Expertenschätzung | hoch | RLP |
| | Ökonomie | Befragung | hoch | RLP |
| | | Betriebsangaben | sehr hoch | RLP |
| | | Expertenschätzung | sehr hoch | RLP |
| In-Situ | Ökologie | Betriebsangaben | hoch | Anlage |
| | | Expertenschätzung | mittel bis hoch | Anlage |
| | Ökonomie | Betriebsangaben | sehr hoch | Anlage |
| | | Expertenschätzung | hoch | Anlage |
| Thermik | Ökologie | Betriebsangaben | hoch | Anlage |
| | | Befragung | hoch | BRD |
| | Ökonomie | Betriebsangaben | hoch | Anlage |
| Transporte | Ökologie | Boustead-Modul 1268 | hoch | BRD |
| | Ökonomie | Literatur | hoch | BRD |

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 ist nur das wichtigste Modul angeführt.

Tabelle 6: Einschätzungen der Datenqualität für die einzelnen Parameter

5. Ergebnisse der Szenarien im Ökoeffizienz-Portfolio

Szenarien verfolgen in der vorliegenden Ökoeffizienz-Analyse mehrere Ziele. Die Szenarien sollen leicht modifizierte Parameter des Base Case abbilden, die Belastbarkeit der obigen Ergebnisse überprüfen sowie die möglichen Alternativoptionen testen. Alle Szenarien sind im Ökoeffizienz-Portfolio dargestellt:

- In diesem Kapitel werden zunächst Szenarien mit der Variation einzelner **Parameter** vorgestellt. Es geht um abweichende Transportentfernungen zur Behandlungs-/Beseitigungsanlage (5.1), um maximale / minimale Sanierungskosten (5.2) sowie um den Anteil des deponierten HGT-Materials (5.3).
- Daraufhin sind Szenarien mit **Variationen an der Methodik** der Ökoeffizienz-Analyse aufgeführt. Dazu gehören die Reduzierung des Bilanzierungsraumes (Rechnung ohne Asphaltsschichten, 5.4) und der Wegfall von Toxizitäts- und Risikopotenzial (5.5).
- Die letzten Szenarien sind **alternative Konstellationen** und bilden mögliche, attraktive Optionen ab. Dies sind eine wesentlich geänderte thermische Entsorgung (5.6), die Betrachtung ohne Bodenemissionen (5.7.1) die deponietechnische Verwendung (5.7.2) das Einbringen als Bergversatz (5.7.3) und abschließend die Beigabe des TSA im Zementwerk (5.8).

5.1. Szenario „Transportentfernungen“

Bis zu einem Drittel der Sanierungskosten und ein nicht unerheblicher Teil des Energieverbrauchs entfallen auf den Transport, insbesondere bei hohen Entfernungen. Damit sind die Transporte für die Bewertung der Kosten- und der Umweltbelastung mitunter sehr bedeutend.

In diesem Szenario sind die Sanierungsoptionen in Abhängigkeit von der Transportentfernung mittels einer Minimal- und einer Maximal-Variante dargestellt. Diesen Variationen liegt die Annahme zugrunde, dass die Transportentfernungen (wie im Base Case dargestellt) konstant bleiben und nur einzelne Entsorgungsvorgänge hiervon abweichen¹⁵: Im ersten Fall ist die Transportentfernung für die Behandlung oder Entsorgung des Abfalls einzeln auf 0 km variiert – so als ob die Baustelle sich unmittelbar (near-site) vor dem Recyclinghof, der Deponie etc. befände. Andere Transportaufwendungen wie die Anlieferung von Naturmaterial etc. bleiben wie im Base Case. Im zweiten betrachteten Fall beträgt die Transportentfernung 250 km; dies entspricht etwa der weitest möglichen Entfernung innerhalb von Rheinland-Pfalz. In-Situ verändert sich in den beiden betrachteten Fällen nicht, da der TSA vor Ort bleibt.

¹⁵ Dieses methodische Vorgehen ist nötig, da die Veränderungen in diesem Umfang ansonsten kaum darstellbar wären.

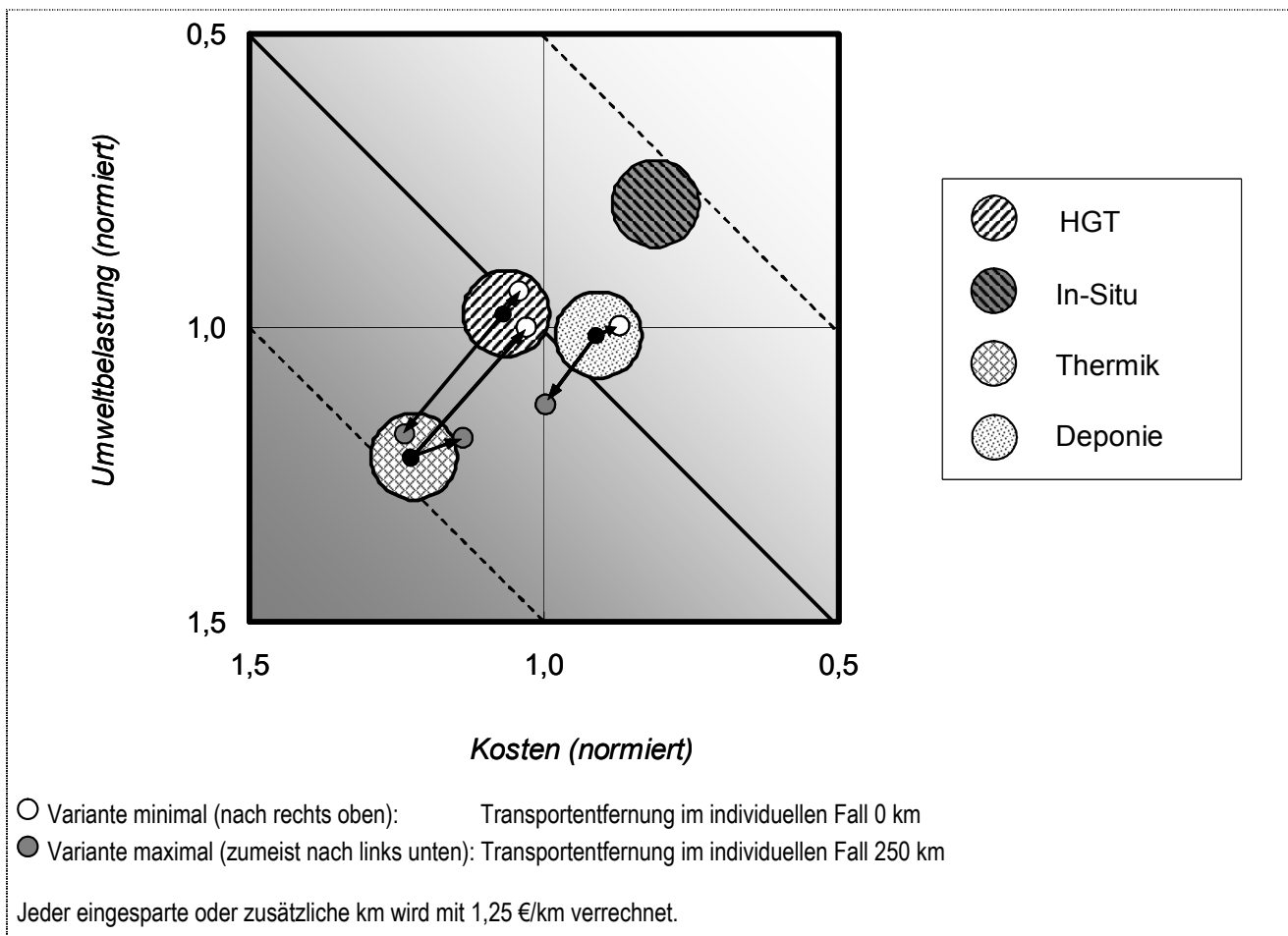


Abbildung 46: Szenario „Transportentfernungen“

In Abbildung 46 ist ersichtlich, dass einzeln vom Base Case abweichende Transportfälle einen merklichen Einfluss auf das Ergebnis der meisten Sanierungsoptionen im Ökoeffizienz-Portfolio haben. Lediglich In-Situ ist unabhängig von der Entfernung, da hier wegen der Sanierung vor Ort kaum Massentransporte anfallen.

In-Situ bleibt die ökoeffizienteste Sanierungsoption. Eine einzelne Deponierung oder eine HGT-Aufbereitung des TSA in der direkten Nachbarschaft würde dagegen die ökonomischen und ökologischen Werte nur wenig verbessern. Ein größeres Verbesserungspotenzial liegt jedoch bei der Thermik: Diese kann die anderen Optionen im Regelfall zwar nicht übertreffen, aber bei einer Behandlung vor Ort nah an die Ökoeffizienz von Deponierung und HGT heranrücken.

Ein sehr weiter Transport entsprechend der zweiten Variante maximaler Transportentfernungen verschlechtert hingegen die Ökoeffizienz der Option HGT in besonderem Maße, zumal hier ein Rücktransport des aufbereiteten TSA zur Herkunftsbaustelle angenommen ist.

Abschließend lässt sich für alle Sanierungsoptionen sagen: Eine Verkürzung der Transportstrecken kann sowohl ökonomisch als auch ökologisch zu einer erheblichen Erhöhung der Ökoeffizienz in Form einer Win-Win-Situation führen. Jedoch ist eine wesentlich weitere Transportentfernung als im Base Case – außer bei der Option In-Situ – möglichst zu vermeiden, da sich die Ökoeffizienz im Vergleich mit den anderen Optionen verschlechtern würde.

Obwohl das Szenario nur für einen einzelnen Transportvorgang berechnet wurde, können die Schlussfolgerungen ansatzweise für regelmäßig veränderte Transportentfernungen interpretiert werden. Das heißt, dass die Thermik beispielsweise bei einer stets sehr kurzen Anfahrsstrecke sowohl mit HGT als auch mit der Deponie annähernd konkurrieren könnte.

5.2. Szenario „Sanierungskosten“

Für die modellierte Sanierung einer Straße einschließlich Entsorgung des Straßenaufbruchs wurden im Base Case wahrscheinliche und marktübliche Preise zugrunde gelegt (siehe Seite 37f.). In der Abfrage konnten allerdings vereinzelt auch andere Preise ermittelt werden, deren Auswirkungen auf die Sanierungsoptionen hier dargestellt sind. Die Varianten bilden die Preisspanne mit einem Maximal- und Minimalwert ab und werden individuell variiert: Es wird davon ausgegangen, dass sich gegenüber dem Base Case nur die Kosten eines einzelnen Sanierungsfalls ändern. Dadurch behalten die anderen Sanierungsoptionen ihre ursprüngliche Position wie im Base Case bei. Eine gemeinsame Variation aller Optionen wird hier für nicht sinnvoll erachtet, da dann nur sehr wenige schlüssige Preiskonstellationen abgefragt werden könnten, die aber vermutlich zu ganz ähnlichen Ergebnissen geführt hätten.

Die Preise für eine Deponierung, eine HGT-Aufbereitung oder eine thermische Behandlung können sehr stark schwanken, während der Preis für eine In-Situ-Sanierung recht stabil ist.

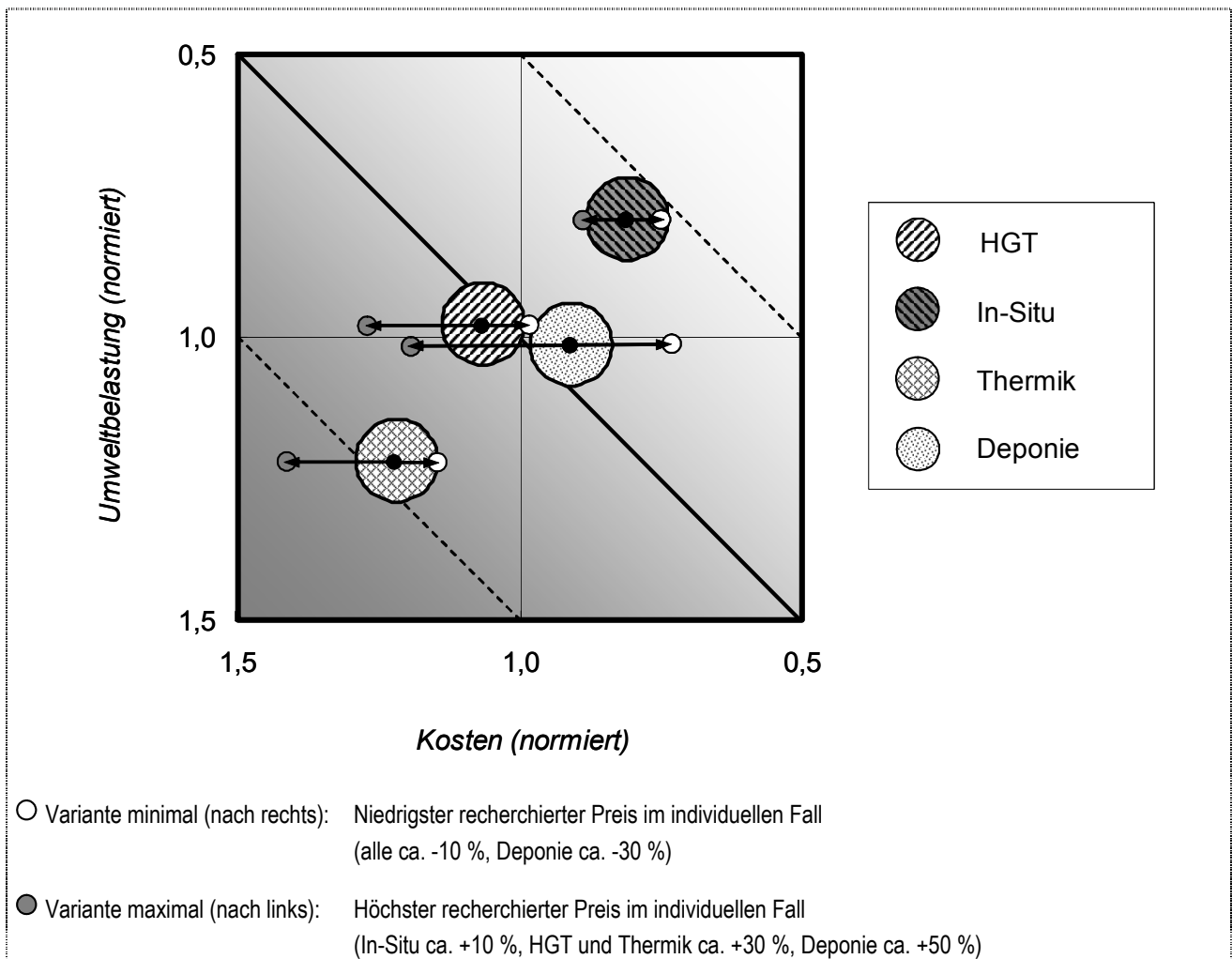
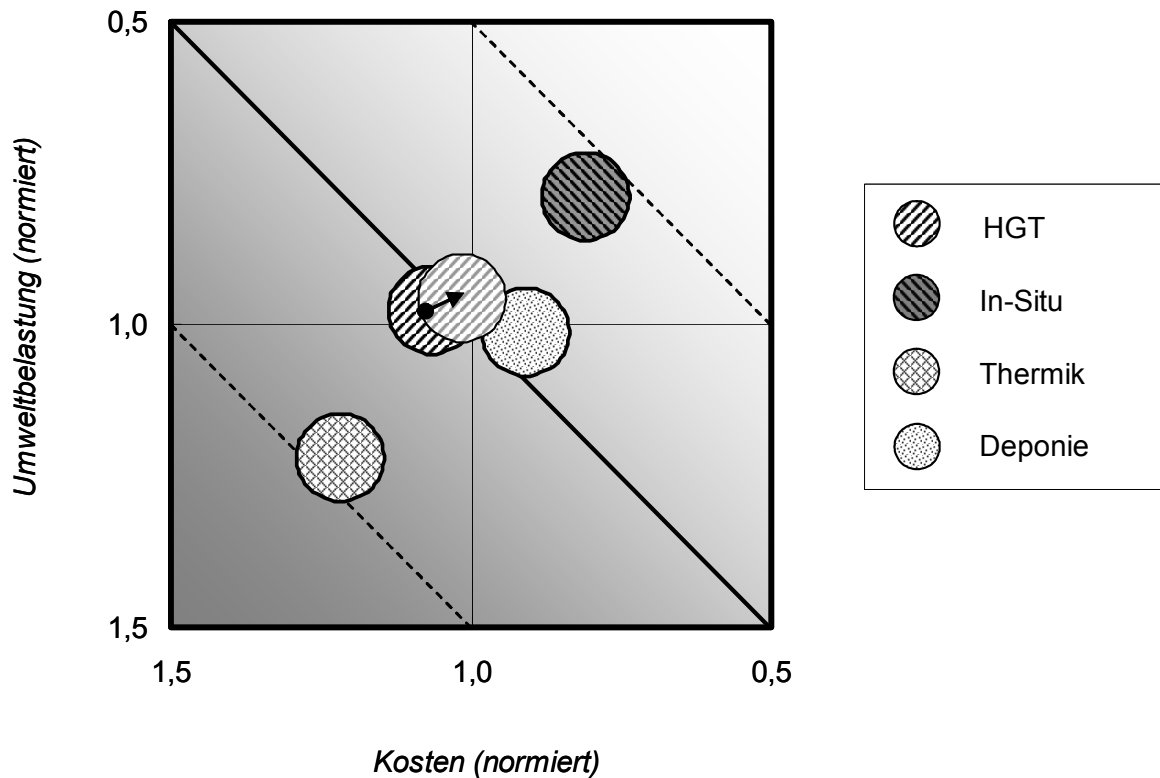


Abbildung 47: Szenario „Sanierungskosten“

Selbst bei sehr günstigen Deponierungspreisen ist In-Situ – v. a. aufgrund der geringen Umweltbelastung bei nur leicht höherer Kostenbelastung – noch die ökoeffizientere Sanierungsoption. Auch beim höchsten angenommenen Preis ist davon auszugehen, dass In-Situ die ökoeffizienteste Option bliebe. Hingegen kann eine Änderung des Preises bei HGT oder der Deponierung bedeutenden Einfluss auf die Empfehlung bezüglich dieser beiden Optionen haben.

5.3. Szenario „komplette Verwertung des HGT-Materials“

Im Base Case wird davon ausgegangen, dass das bei der Sanierungsoption HGT aufbereitete Material nur zu 75 % wieder in eine Straßenbaumaßnahme eingebracht werden kann (siehe Seite 27). Die restlichen 25 % müssen hingegen auf einer Deponie beseitigt werden. Das Szenario überprüft, inwiefern sich das Ergebnis bei einer vollständigen Verwendung des aufbereiteten TSA ändern würde.



Variante: Verbleibende 25 % des aufbereiteten TSA ebenfalls wieder eingebaut statt deponiert.

Abbildung 48: Szenario „komplette Verwertung des HGT-Materials“

HGT verbessert sich in diesem Fall sowohl ökonomisch als auch ökologisch leicht. Die Änderung ist aber so gering, dass die bisherigen Auswertungen und Interpretationen weiterhin gültig bleiben. Eine komplette Verwertung wäre demnach zwar tendenziell sinnvoll, aber kaum ausschlaggebend.

5.4. Szenario „Einfluss der Asphaltsschichten“

Der Base Case bildet eine vollständige Sanierung und Herstellung einer fertigen und fahrbereiten Straße, einschließlich der Asphalttrag- und Deckschichten, ab. Prinzipiell hätten die Systemgrenzen der Bilanzierung (siehe Seite 27ff.) im Sinne einer Netto-Rechnung¹⁶ oder einer stärkeren Fokussierung auf die Entsorgungs- und Behandlungsfragen auch enger gefasst werden können.

Im folgenden Szenario wird die Änderung der Optionen zueinander dargestellt, wenn die neu aufgetragenen Asphaltsschichten mit den großen Mengen an energiehaltigem Bitumen zuzüglich deren Transportaufwendungen nicht in die Berechnung einbezogen würden.

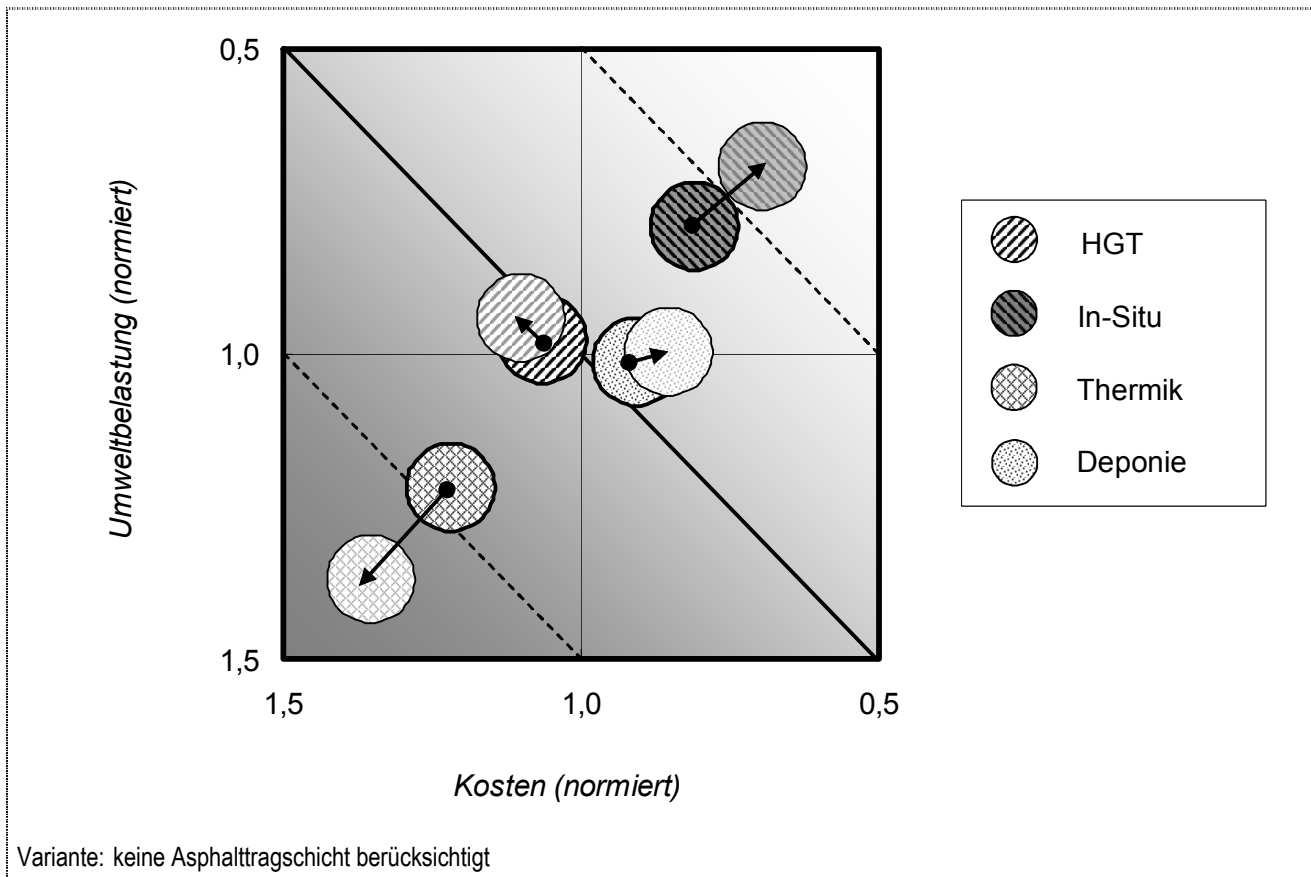


Abbildung 49: Szenario "Ohne Asphaltsschichten"

In Abbildung 49 ist eine interessante Veränderung zu beobachten: Die Sanierungsoptionen bewegen sich voneinander weg, da nun andere Bilanzgrößen – v. a. die Luft- und die Bodenemissionen – bedeutender werden. Das heißt, dass die aufgetragene Asphaltsschicht, die für alle Optionen in gleicher Höhe anfällt, die Ergebnisse im Base Case nivelliert. Die Unterschiede zwischen den einzelnen Sanierungsoptionen sind also im Base Case weniger stark als im hier gezeichneten Szenario ausgeprägt.

¹⁶ Bei einer Netto-Berechnung wird nur das Saldo zwischen den Optionen berücksichtigt. Allerdings würde ein stringentes Vorgehen nach der Netto-Methode ganz neue Fragen aufwerfen, die bei der Definition des Kundennutzens beginnen (einen „Warenkorb“ festlegen zu müssen) und bis hin zur Interpretierbarkeit reichen („Wo liegt das allgemeine Level der Umweltbelastung und wie sind die einzelnen Beiträge noch zu werten?“).

Durch die fehlende Betrachtung von knapp 170.000 € für jeden Sanierungsfall ändert sich auch das Verhältnis von ökonomischer zu ökologischer Bewertung. Die Rangfolge der Optionen ändert sich hinsichtlich ihrer relativen Ökoeffizienz jedoch nicht: In-Situ bleibt die ökoeffizienteste Option und Thermik ist am wenigsten empfehlenswert. Der Abstand zwischen HGT und der Deponie erhöht sich etwas.

5.5. Szenario „Toxizitäts- und Risikopotenzial“

Das Toxizitäts- und das Risikopotenzial gehen mit konstanten Rechenfaktoren von 20 % bzw. 10 % in die Berechnung der gesamten Umweltbelastung ein. Eine Referenzrechnung wie mithilfe der variablen Rechenfaktoren bei den anderen Umweltkategorien ist hier nicht möglich, wodurch auch keine Auf- oder Abwertung bei übermäßigen bzw. geringfügigen Potenzialen möglich ist. Ferner basiert die Bewertung der Potenziale zu großen Teilen auf Experteneinschätzungen und auf einer Auswahl an relevanten Einflüssen.

In diesem Szenario wird überprüft, wie sensibel die Optionen im Ökoeffizienz-Portfolio auf eine Änderung der konstanten Rechenfaktoren reagieren. Dazu werden Toxizitäts- und Risikopotenzial auf null gesetzt, um den allgemeinen Einfluss zu testen. Aufgrund der geringen Auswirkungen erfolgt dies in Abbildung 50 für beide Kategorien zusammen.

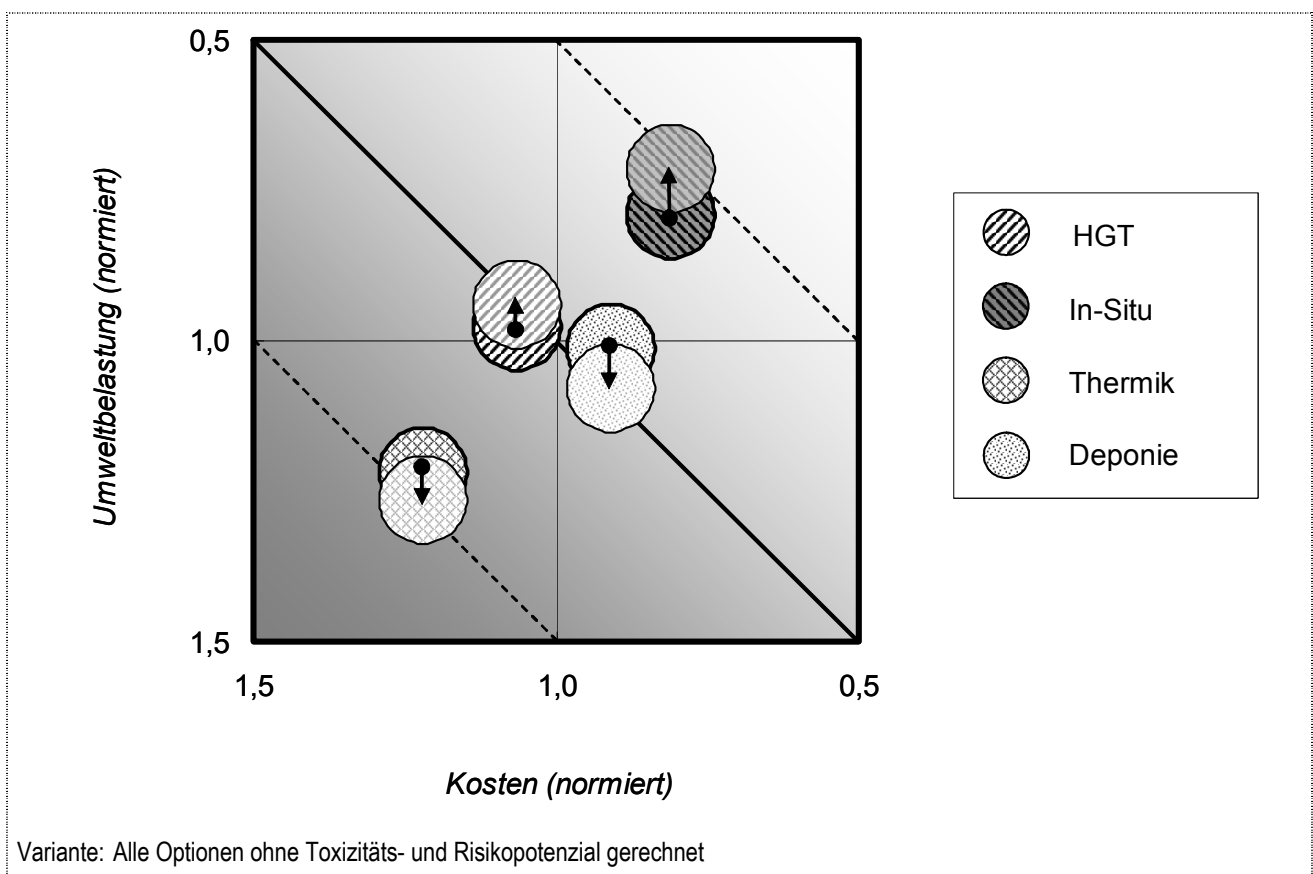


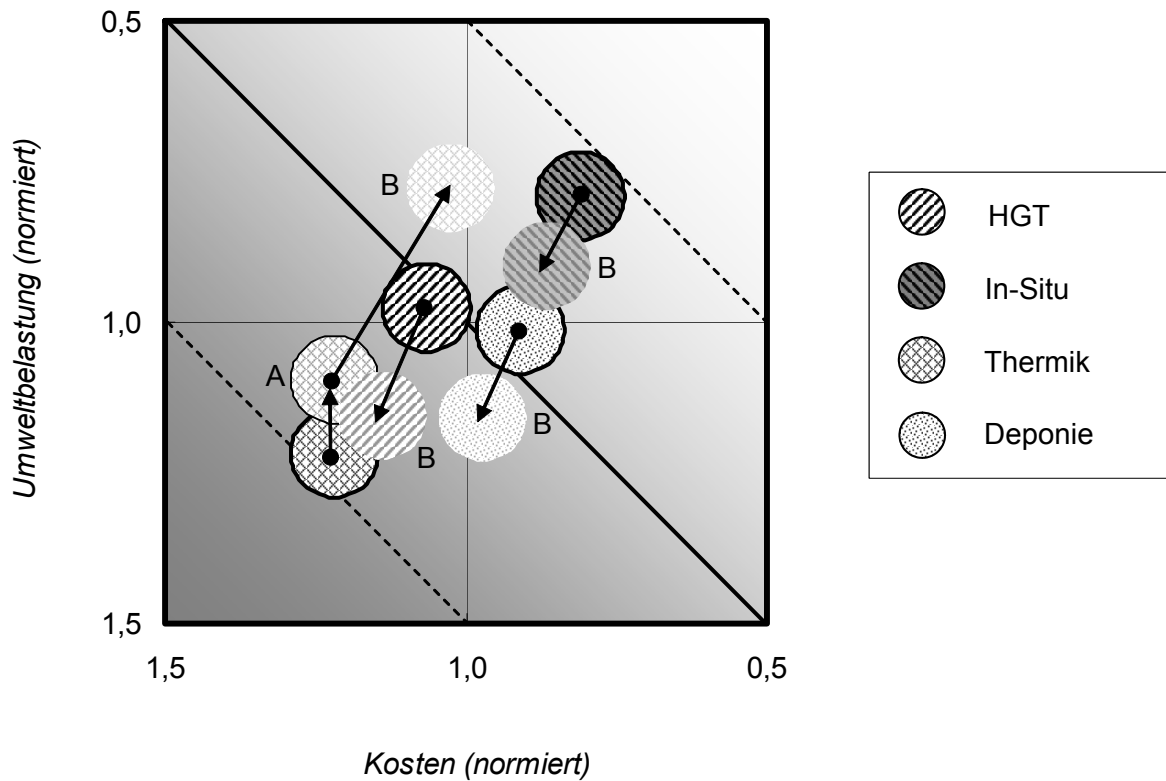
Abbildung 50: Szenario „Tox- und Risikopotenzial“

In-Situ und HGT, die ein etwas höheres Toxizitätspotenzial als Thermik und Deponie haben, würden die Umwelt in diesem methodisch wie auch inhaltlich kaum zu erwartenden Extremfall etwas weniger als im Base Case belasten. Die Deponie und die Thermik wandern hingegen im Portfolio etwas nach unten.

Insgesamt lässt sich festhalten, dass Toxizitäts- und Risikopotenzial das Ergebnis im Base Case nur mit einer schwachen Tendenz beeinflussen.

5.6. Szenario „Thermik“

Die Thermik hat unter allen betrachteten Sanierungsoptionen bisher die geringste Ökoeffizienz. Daher wird hier nun erkundet, unter welchen Voraussetzungen ein wesentlich anderes Ergebnis möglich wäre. In einer vorangegangenen Ökoeffizienz-Analyse (17: 72f.) war eine mäßige Änderung zu beobachten. Nun wird anhand zweier Varianten der Einfluss extremer Parameter untersucht.



Variante A: ohne Bodenemissionen, Substitution von Naturmaterial (Schotter/Splitt analog Sand), hier ohne Kostenersparnis

Variante B: wie Variante A, zusätzlich ohne Transportaufwand (Entfernung gleich null und keine Transportkosten)

Die Ergebnisse der Variante A sind aus Gründen der Übersicht nur für die Option Thermik angezeigt. Die eingetragenen Veränderungen der verbleibenden Option bilden also nur Variante B ab; die Ergebnisse der Variante A liegen etwa beim Base Case.

Abbildung 51: Szenario „Thermik“

Für eine klare Änderung im Ökoeffizienz-Portfolio sind recht bedeutende Modifikationen notwendig:

- In **Variante A** sind kaum Veränderungen der Option „Thermik“ erkennbar, da die Bodenemissionen der Thermik ohnehin schon recht niedrig waren, und die Substitution von Naturmaterialien durch die Menge abgereinigten TSA nur eine relativ geringe Bedeutung hat. Die anderen Optionen verändern sich nur unmerklich und verbleiben annähernd beim Base Case.
- Erst durch eine sehr kurze Transportentfernung (near-site) in **Variante B** kann sich die Thermik bis auf das gleiche Ökoeffizienzniveau wie In-Situ verbessern. In diesem Fall hätte die Thermik, verglichen mit dem Base Case, sowohl eine bedeutend geringere Umwelt- als auch Kostenbelastung. Die Kosten der Thermik wären dann etwas niedriger als bei der Option HGT und nur wenig höher als bei einer Deponierung.

Das obige Szenario zeigt also, dass eine nahe Thermik eine konkurrenzfähige Lösung sein könnte, zumal das Material hinterher weitgehend schadstofffrei ist. Es ist allerdings fraglich, ob eine ther-

mische Behandlung in direkter Nachbarschaft zur Straßenbaustelle möglich ist; es existieren kaum noch mobile Anlagen wie in der ersten Studie vorgestellt [17]. Ein Schiffstransport könnte jedoch die Transportaufwendungen bzw. die Bewertung ganz wesentlich begünstigen. In der vorangegangenen Studie [34] wurde dies bereits abgeschätzt: Auf dem Wasserweg wäre nur ca. 1/7 des Transportaufwands nötig. Allerdings müsste erst ein Hafen angefahren werden, was in Rheinland-Pfalz nur in bestimmten Regionen mit vertretbarem Aufwand möglich ist.

5.7. Szenarien „Bodenemissionen und Beseitigung“

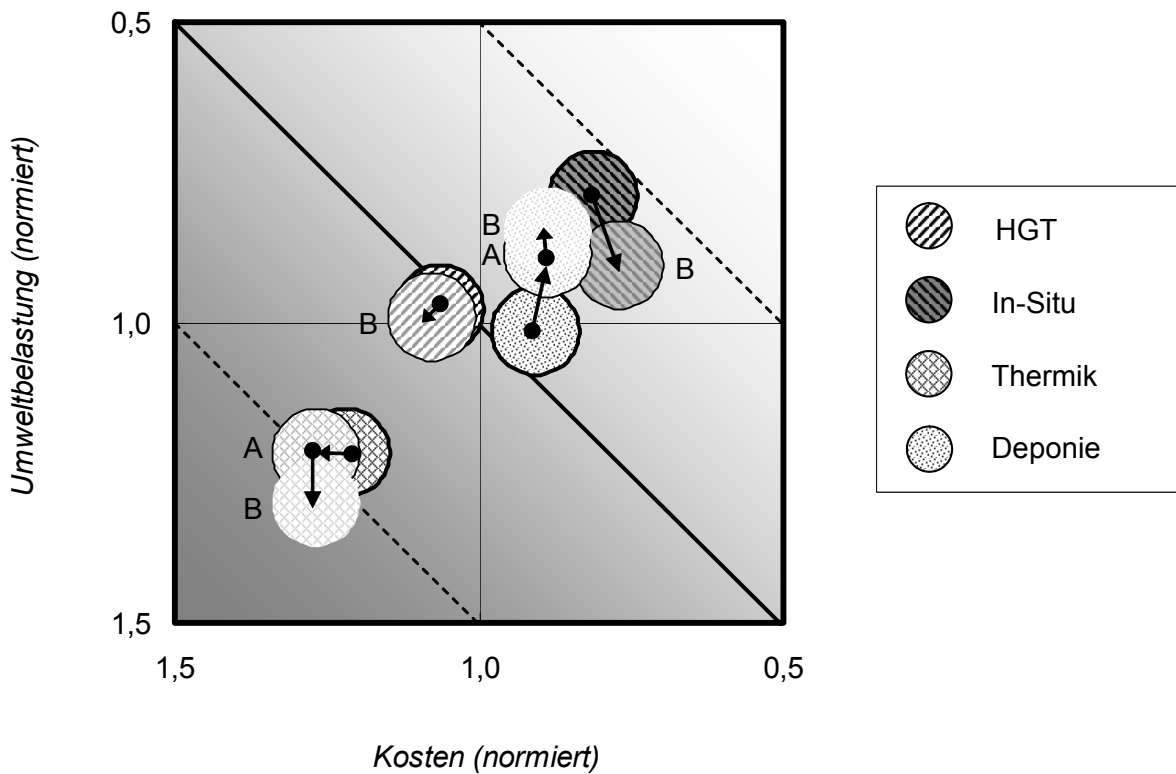
Die Kategorie „Bodenemissionen“ bildet die Umweltbelastung von zu beseitigenden Abfällen ab (siehe S. 49). Damit nimmt die Frage, ob und wie Materialien beseitigt werden, eine zentrale Frage ein. In der vorliegenden Studie ist deren kritische Rolle – verglichen mit den beiden früheren Studien [17 / 34] – jedoch weitaus geringer.

Die beiden nachfolgenden Szenarien überprüfen,

- welche grundsätzliche Relevanz Bodenemissionen auf das Ergebnis haben (Abschnitt 5.7.1),
- unter welchen Voraussetzungen eine Deponierung vorteilhaft im Sinne der Ökoeffizienz sein kann (Abschnitt 5.7.2) sowie
- inwiefern der TSA auch als Bergversatz eine empfehlenswerte Verwendung finden kann (Abschnitt 5.7.3).

5.7.1. Szenario „ohne Bodenemissionen“

Die Bewertung der Bodenemissionen ergibt sich nicht alleinig aus einer ökobilanziellen Zusammenstellung, sondern hängt auch besonders von den Annahmen zur Einordnung in die unterschiedlichen Gefährdungsklassen ab. Der hieran anknüpfenden Kritik (siehe auch S. 52) soll mit dem vorliegenden Szenario begegnet werden: Durch Weglassen der Bodenemissionen in der Berechnung des Ökoeffizienz-Portfolios wird deren Einfluss auf das Endergebnis deutlich. Auch wird der Einfluss der human- und ökotoxischen Bewertung, die mit einem Gewicht von 30 % in das Toxizitätspotenzial eingeht, überprüft.



Variante A: keine Berücksichtigung von Bodenemissionen des TSA und des verunreinigten Schotters

Variante B: wie A, ohne Berücksichtigung des Human- und Ökotoxpotenzials

Abbildung 52: Szenario „ohne Bodenemissionen“

Die Änderungen der beiden Optionen Deponie und In-Situ sind besonders stark ausgeprägt und für die weitere Diskussion relevant:

- **Variante A** umfasst den Fall, dass die massenhaften Bodenemissionen nicht mehr berücksichtigt werden. Es fallen nur noch Bodenemissionen aus anderen Ökobilanz-Modulen (v. a. Abraum bei der Gewinnung von Schotter und Splitt) an, deren gewichtete Menge aber lediglich 1/20 der gesamten Bodenemissionen des Base Case beträgt. Im Wesentlichen verbessert sich die Beseitigungsoption Deponie, demgegenüber nimmt der ökologische Vorteil von In-Situ ab.
- Durch **Variante B** verbessert sich die Option Deponie nochmals gegenüber den anderen Optionen, sodass die Deponierung und In-Situ fast gleich ökoeffizient sind.

Die im Szenario dargestellten hypothetischen Ergebnisse sind als bestmöglicher Fall für die Sanierungsoption Deponie anzunehmen, was im nachfolgenden Szenario „Deponietechnische Verwendung“ ausgebaut wird.

5.7.2. Szenario „Deponietechnische Verwendung“

In der Vergangenheit konnten bereits Vorteile für eine deponietechnische Verwendung aufgezeigt werden, zum einen durch entfallende Bodenemissionen, zum anderen durch Ressourceneinsparungen [17: / 34]. Der kritische Punkt ist der Zweck der Ablagerung. Es geht also um die Frage, ob eine verwendungslose Beseitigung vorliegt oder nicht. Das Szenario ist aufgrund praktischer Erkenntnisse eher hypothetisch.

Gegenüber dem vorangegangenen Szenario „ohne Bodenemissionen“ werden hier Bodenemissionen der sehr niedrigen Gefährdungsstufe angenommen, da selbst bei einer deponietechnischen Verwendung nicht von einer vollkommenen Aufhebung aller Abfalleigenschaften (siehe S. 49) ausgegangen werden kann.

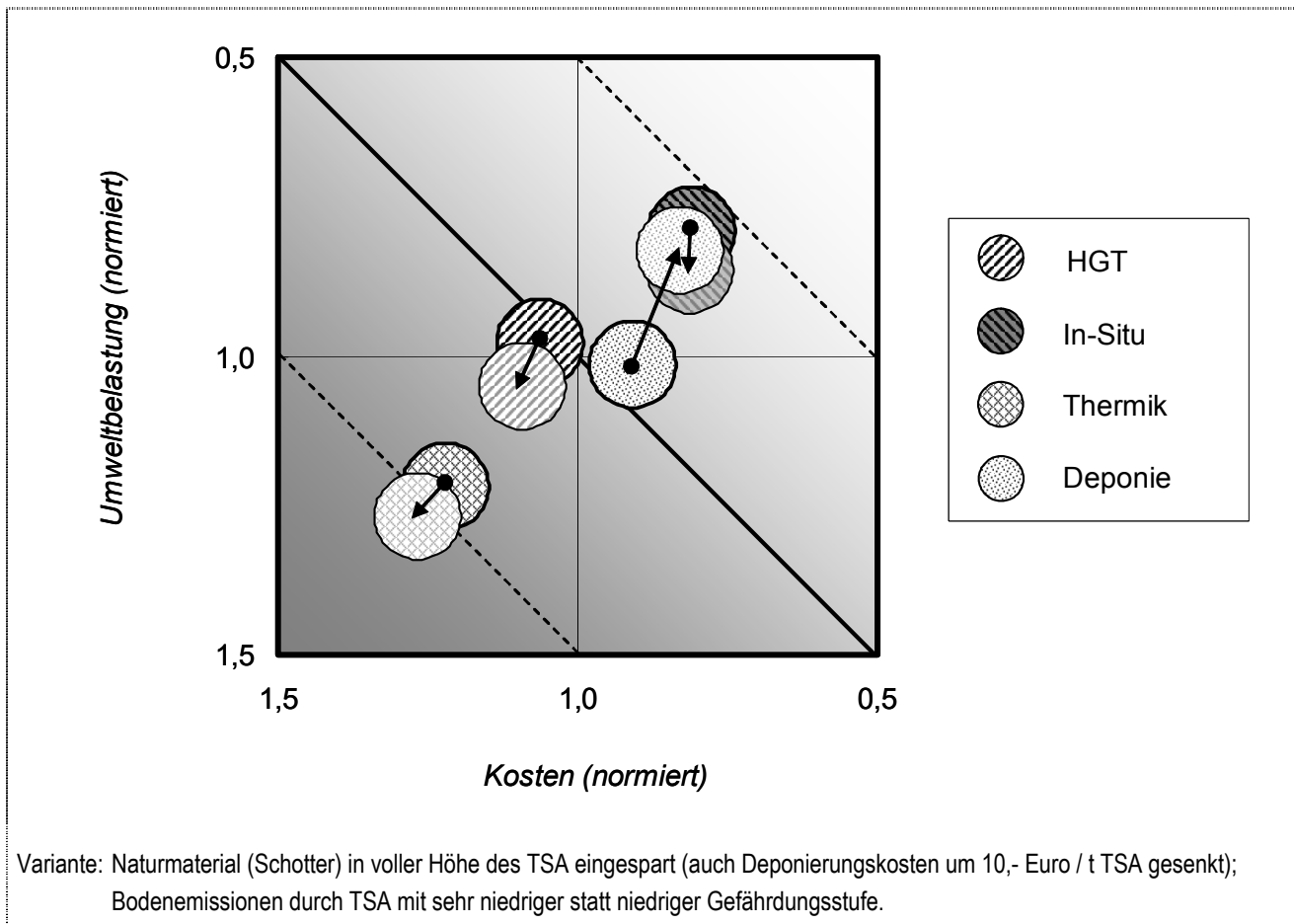


Abbildung 53: Szenario „Deponietechnische Verwendung“

Bei einer deponietechnischen Verwendung würde sich hauptsächlich die Umweltbelastung der Sanierungsoption „Deponie“ so weit verringern, dass jene mit In-Situ zusammenfällt. Demgemäß wäre die deponietechnische Verwendung eine empfehlenswerte Alternative zu In-Situ. Auch den anderen Optionen (insbesondere HGT) wäre sie klar vorzuziehen.

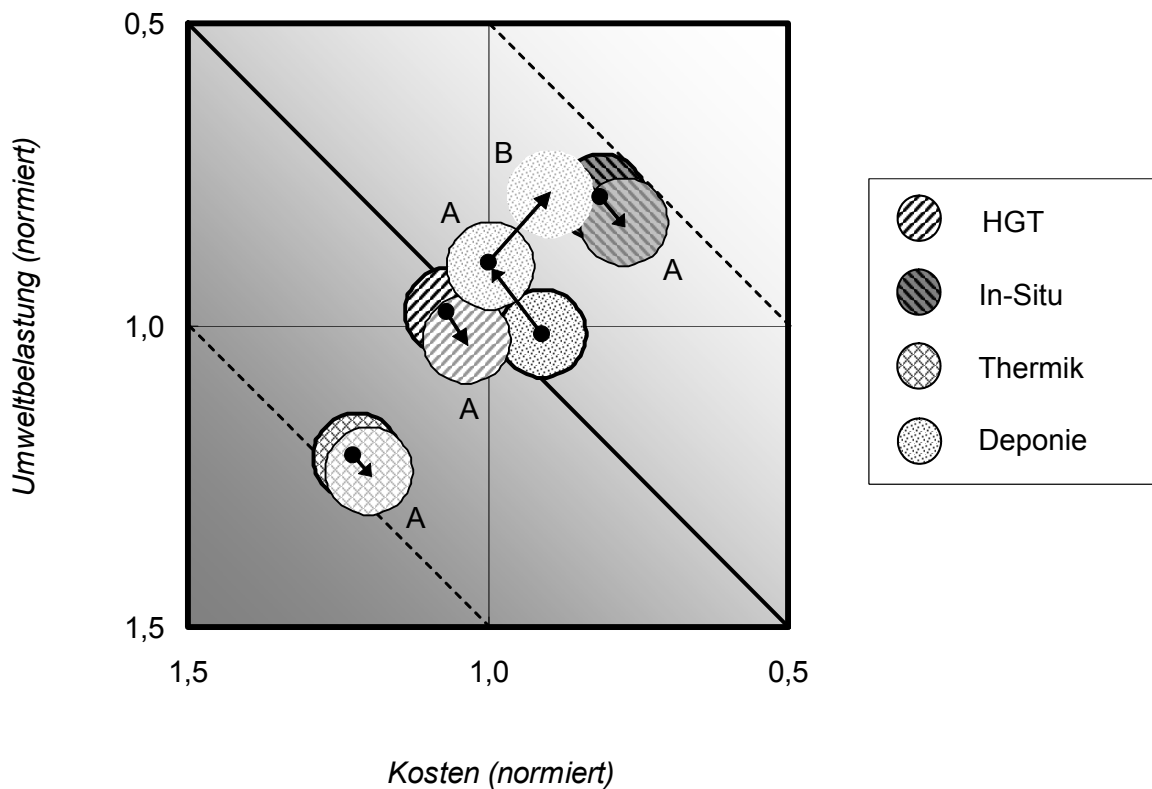
Eine deponietechnische Verwendung ist allerdings an feste Kriterien (u. a. verlangten Deponiepreis) zu knüpfen: Das Material muss für den Deponiebau im engen Sinne verwendet werden, außerdem muss Naturmaterial substituiert werden. Ob diese Kriterien voll erfüllt werden können, ist jedoch fraglich [17 / 34]. Ein Indikator für eine deponietechnische Verwendung wäre ein ermäßigter Preis für TSA, da der Deponiebetreiber an anderer Stelle Einsparungen hätte.

5.7.3. Szenario „Bergversatz“

Beim Bergversatz wird das Material in (stillgelegte) Bergwerke verbracht. Dort wird es unter Tage gefördert und mittels Radladern eingebaut, um Hohlräume abzustützen und damit Bergschäden durch Absacken zu vermeiden. Es gibt heute ein sehr großes Hohlraumvolumen, alleine in dem exemplarisch betrachteten Fall der Verbringung in ein stillgelegtes Salzbergwerk bei Heilbronn existieren ca. 45 Mio. m³ Hohlraum [40]. Diese sehr trockenen Räume eignen sich zur Ablagerung von Sonderabfall, denn das Material liegt dort nahezu versiegelt, ohne dass Gefahrstoffe in Luft, Boden oder Wasser gelangen können.

Die Entfernung der meisten Sanierungsfälle in Rheinland-Pfalz zum nächsten geeigneten Bergwerk ist allerdings relativ groß (größer als 200 km), eine Alternative in Rheinland-Pfalz zu dieser Stätte ist den Autoren bislang nicht bekannt. Durch die strengen Arbeitsschutzvorschriften ergeben sich auch spezifische Nachteile für die Massenabfälle. Dennoch ist der Bergversatz eine mögliche und von manchen Vertretern befürwortete Option für die Entsorgung von TSA. Ein ausführlicher Vergleich zwischen Deponierung und Bergversatz findet sich in [37].

Das Szenario rechnet sich ähnlich wie das Szenario „Deponietechnische Verwendung“. Es wird angenommen, statt der Deponierung würde es grundsätzlich zu einem Einbringen als Bergversatz kommen. Die wesentlichen Unterschiede Bergversatz gegenüber einer oberirdischen Deponie sind die höhere Transportentfernung sowie das niedrigere Human- und Ökotoxpotenzial (in gleicher Höhe wie bei In-Situ und Deponie angesetzt).



Variante A: Naturmaterial (Schotter) in voller Höhe des TSA eingespart; Bodenemissionen durch TSA mit sehr niedriger statt niedriger Gefährdungsstufe, niedriges Human-/Ökotoxpotenzial.

Variante B: wie Variante A zuzüglich gleiche Transportentfernung und -kosten wie Deponie (30 km)

Abbildung 54: Szenario „Bergversatz“

Die Modifikation der Option Deponie zum Bergversatz führt nur bedingt zu einem besseren Ergebnis:

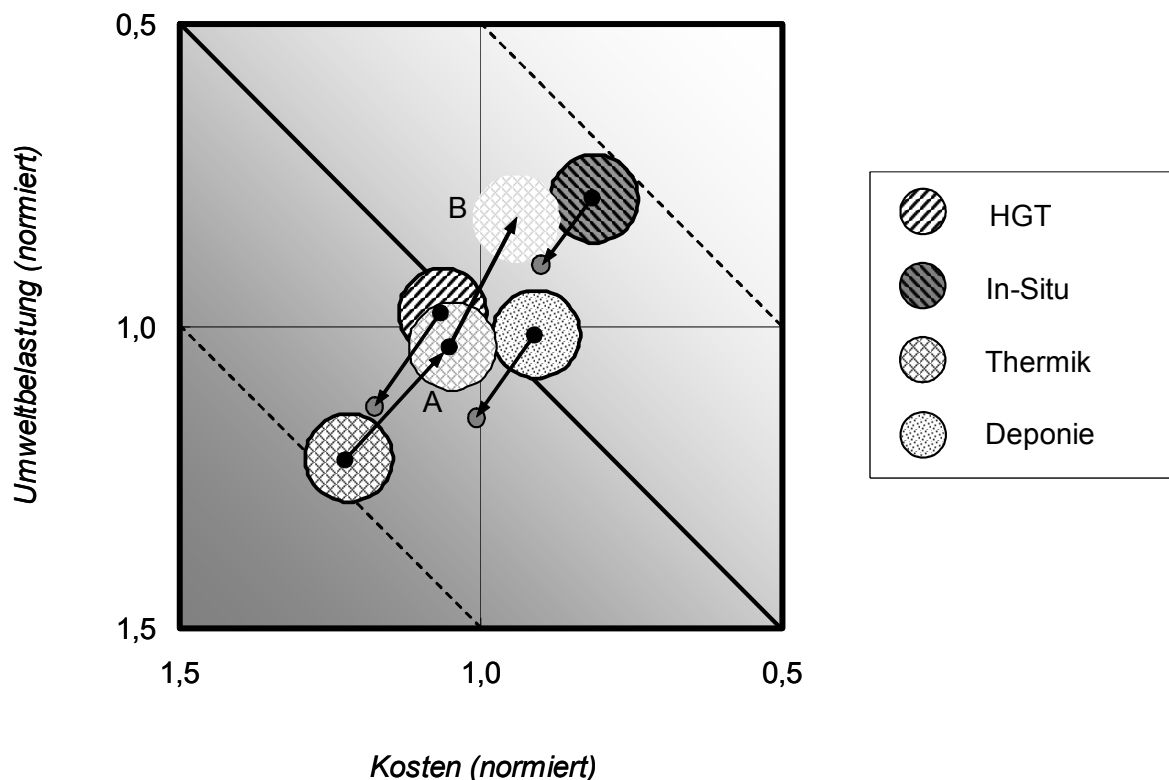
- Allein die Ressourceneinsparungen und die niedriger angenommenen Bodenemissionen bei der als sicherer erachteten Entsorgung im Bergwerk (**Variante A**) können die Ablagerung nicht wesentlich ökoeffizienter gestalten. Die Umweltbelastung wäre geringer, jedoch ist eine hohe Transportstrecke zu bewältigen und es gäbe keine vergünstigten Ab-/Einlagerungspreise. Dadurch steigen die Kosten zur Entsorgung der TSA gegenüber einer Deponierung.

- Erst die Verbringung in ein nahes Bergwerk – gleichbedeutend mit einem Massentransport per Bahn oder Schiff über die lange Strecke – verbessert die Ökoeffizienz der Option Bergversatz wesentlich (**Variante B**). Der Bergversatz wäre unter diesen optimalen Bedingungen gleichauf mit In-Situ.

Insgesamt ist allerdings fraglich, ob die recht optimistischen Annahmen eintreten. Schon die Eigenschaft der TSA als Substitut für Naturmaterial ist kritisch zu sehen, da andere Massenabfälle ebenfalls zur Verfügung stehen.

5.8. Szenario „Zementwerk“

Durch TSA als Zuschlagstoff in einem nahen Zementwerk würden der Transportaufwand sowie der benötigte Ressourceneinsatz (Substitution mineralischer Materialien) wesentlich sinken. Auch der Energiebedarf zur Behandlung würde entfallen, da mineralisches Material in einem Zementwerk ohnehin erhitzt werden müsste. Ein eventuell nötiger Zusatzaufwand aus der Zerkleinerung des TSA wäre vermutlich ebenfalls geringfügig.



Aufgrund der starken Veränderung des Portfolios sind die Positionen mit kleinen Punkten dargestellt, um die Übersichtlichkeit zu wahren.

Variante A: Transportentfernung 50 km (ökologische und ökonomische Einsparungen berücksichtigt)

Variante B: zusätzlich zu Variante A:
Energieaufwand und -kosten aus Behandlung (Schweröl) gegenüber Thermik des Base Case eingespart;
Ersatz von Naturmaterial (mineralisches Material analog Schotter) in Höhe des eingebrachten TSA

Das Ergebnis für Variante A ist aus Gründen der Übersicht nur für die Thermik bzw. das Zementwerk angezeigt. Die verbleibenden Optionen bilden also nur Variante B ab. Für Variante A liegen die Ergebnisse etwa zwischen der Position vom Base Case und jenen der Variante B.

Abbildung 55: Szenario „Thermik als Zementwerk“

Die Beigabe der TSA in einem Zementwerk statt der thermischen Behandlung im Ausland kann das Ökoeffizienz-Portfolio ganz wesentlich ändern:

- In **Variante A** kann die Thermik – nun als Zementwerk gerechnet – den Ökoeffizienz-Wert etwas verbessern.
- Doch erst durch die Berücksichtigung von Energie- und Materialsubstitutionen der **Variante B** kann das Zementwerk zu In-Situ als ökoeffizientester Sanierungsoption aufschließen. Dieses Ergebnis gilt analog dem Base Case unter der Annahme, dass die Schadstoffe zerstört werden; bei einer Inertisierung wäre das Zementwerk immerhin noch ähnlich ökoeffizient wie In-Situ. Der Preis, zu dem das Zementwerk das Material annimmt, ist ein weiterer wichtiger Parameter; die angenommenen Sanierungskosten liegen hier derzeit zwischen In-Situ und einer Deponierung.

Es ist aber zu beachten, dass der Aufwand für einen eventuellen Umbau und die nötige Peripherie zur Vorbereitung und Logistik noch detaillierter zu bestimmen ist, auch ist bislang kein konkret vom Zementwerk verlangter Abnahmepreis bekannt.

Für die Vorbehandlung der TSA ist insgesamt von einem relativ geringen Zusatzaufwand gegenüber den energetischen Einsparungen auszugehen. Unabhängig davon ist fachlich zu überprüfen, inwiefern TSA als Eingangsstoffe im Zementwerk geeignet sind; auch ist ggf. die Zusammensetzung des mineralischen Materials genauer zu prüfen.

6. *Fazit und Empfehlungen*

Der Base Case stellt eine weitgehend schlüssige Ausgangsbasis für die Sanierung überörtlicher Straßen dar, die durch die Szenarien bestätigt und teilweise ergänzt wird. Dies führt zu allgemeinen Erkenntnissen, was im ersten Abschnitt dargestellt ist. Daran knüpft der darauf folgende Abschnitt mit einer weiterführenden Diskussion an. Der letzte Abschnitt gibt schließlich Empfehlungen aus den drei Perspektiven Wirtschaft – Kommunen – Abfallwirtschaft.

a. *Allgemeine Erkenntnisse der Ökoeffizienz-Analyse*

Bei allen Sanierungsoptionen ist eine Asphalttrag- und Asphaltdeckschicht im gleichen Umfang nötig. Daher haben alle Sanierungsoptionen ein hohes Umweltbelastungsniveau und die Unterschiede im Ökoeffizienz-Portfolio sind mäßig signifikant. Spezifische Einzelergebnisse im Base Case weisen aber bereits auf die bedeutendsten Faktoren für die unterschiedlichen Ergebnisse im Ökoeffizienz-Portfolio hin:

- Der Verbrauch an **Naturmaterial**, insbesondere Schotter, ist zu vermeiden. Die beiden KRC-Verfahren In-Situ und HGT bieten hier eine Substitutionsmöglichkeit an, wenngleich die Einsparungen durch zusätzliches Bitumen und/oder Zement kompensiert werden.
- Die **Transportentfernungen** sind möglichst kurz zu halten, da sie sowohl ökologisch als auch ökonomisch stark relevant sind.
Dies zeigt sich insbesondere bei In-Situ, wo letztlich nur die Anlieferung der Anlagen, der Bitumenlösung und der obligatorischen Asphaltsschichten anfällt. Weitere Massentransporte des TSA zur Behandlung oder Beseitigung sind nicht erforderlich, ebenso wenig wie ein Heranfahren großer Mengen Naturmaterials.
Die Option Thermik schneidet gerade durch die vergleichsweise lange Transportstrecke recht schlecht ab. Die Bewertung könnte durch eine ortsnahe Aufbereitung oder einen Schifftransport erheblich verbessert werden. Allerdings sind beide Fälle bisher nur sehr eingeschränkt anwendbar.
- Die **verwendungslose Beseitigung** führt in der Ökoeffizienz-Analyse zu einer bedeutenden – wenn auch überschaubaren – Erhöhung der Umweltbelastung. Der TSA sollte also möglichst hochwertig wieder in den Ressourcenkreislauf eingebracht werden, insofern dies das Schadstoffverhalten zulässt.
- Die durchschnittlichen **Kosten** einer Sanierungsoption lassen eine klare Unterscheidung in der ökonomischen Dimension zu. Andere Preissätze, die im Rahmen von Recherchen ermittelt wurden, können das Ergebnis durchaus beeinflussen. Allerdings ist nicht davon auszugehen, dass aufgrund von preislichen Änderungen ein grundlegend anderes Ergebnis erzielt würde. Ebenso ist kritisch zu hinterfragen, ob die vereinzelt Preisabweichungen auf einer Prozessrationalisierung oder vielmehr auf betriebspolitischem Kalkül (beispielsweise Dumpingpreise für Deponierung) gründen.
Eine erweiterte ökonomische Bewertung wie in [5] ist hier nicht dringend notwendig, da die Preise im vorliegenden Kundennutzen bereits einen großen Teil der wirtschaftlich relevanten Faktoren berücksichtigen und da eine alternative Bewertung kaum durchführbar sein dürfte (Betriebsgeheimnisse, unbekannte Kostenstruktur etc.).
- Die **Ergebnisse der Sanierungsoptionen** im Base Case sind weitgehend gesichert:
 - In-Situ ist im Vergleich zu den anderen Optionen die ökoeffizienteste Möglichkeit zur Sanierung einer überörtlichen Straße. Die Vorteile dieser Sanierungsoption basieren freilich auf der Annahme einer ordnungsgemäßen Durchführung sowie der technischen Anwendbarkeit (z. B. Straßenbreite, Einbauten) im spezifischen Sanierungsfall.
 - Ist In-Situ nicht möglich, so bieten sich als nächstbeste Optionen die verwendungslose Beseitigung auf einer **Deponie** und die Aufbereitung zur **HGT** an, wobei die Deponie tendenziell eine höhere Ökoeffizienz hat (siehe auch weitergehende Diskussion im nächsten Abschnitt).

- Die betrachtete Anlage für die **Thermik** zerstört die Schadstoffe. Aufgrund der hohen Transportentfernungen und des hohen Behandlungsaufwands weist sie jedoch im Vergleich zu den anderen Optionen die niedrigste Ökoeffizienz auf. Nur, wenn die beiden kritischen Faktoren (Entfernung bzw. Verkehrsmittel und Behandlungsaufwand) gelöst wären, könnte sich hier in Zukunft eine interessante Möglichkeit zur hochwertigen Aufbereitung von TSA ergeben.

b. Weiterführende Diskussion

Über den Base Case und die grundlegenden Modifikationen (z. B. Transportentfernung und Kosten) hinaus lassen sich aus den Szenarien weitere diskussionswürdige Schlüsse ziehen. Diese münden gleichsam in Empfehlungen an die Politik und die Behörden, die heutige Entsorgungspraxis von TSA wie auch zukünftige Möglichkeiten entsprechend zu gestalten. Es geht auch um die Unterstützung eines Umwelttechnischen Fortschritts.

- Die Ergebnisse in den Ökoeffizienz-Portfolios hängen in unterschiedlicher Stärke von den zugrunde gelegten **Annahmen** ab. Verschiedene Variationen in den Szenarien konnten aber zeigen, dass die Ergebnisse weitgehend konsistent sind:
 - Beispielsweise hat die Bewertung der Abfälle über die zugehörige Kategorie „**Bodenemissionen**“ methodische Grenzen. Doch scheint dies akzeptierbar, da auch eine grundlegende Modifikation der Bewertungsmethodik (etwa das Szenario „ohne Bodenemissionen“) nur bedingt andere Ergebnisse hervorbringt: Die Position der Deponie kann sich zulasten von HGT und In-Situ verbessern, ohne aber die Ökoeffizienz von In-Situ zu übersteigen.
 - Die hypothetische Vernachlässigung des **Toxizitäts- und Risikopotenzials** kann die Verhältnisse der Optionen im Ökoeffizienz-Portfolio nicht entscheidend ändern. Es besteht kein drängender Bedarf zur methodischen Weiterentwicklung der Bewertung des TSA.
 - Die getroffene Berücksichtigung der gesamten Sanierungsaufwendungen einschließlich **Asphalttrag- und Deckschichten** nivelliert die Ergebnisse des Base Case; ohne Einbeziehung dieser Schichten würde die Unterschiede zwischen den Sanierungs-/Entsorgungsoptionen noch klarer und stärker ausfallen.
 - Eine weitere wichtige Annahme betrifft die **Haltbarkeit der Straße**: weichen die Zeithorizonte der mit In-Situ und den anderen Optionen sanierten Straßen wesentlich voneinander ab, so sind die Ergebnisse des Base Case und der Szenarien entsprechend zu revidieren. Insofern besteht eine Unwägbarkeit, die bei Entscheidungen zu berücksichtigen wäre (siehe auch Abschnitt 4.4.1).
 - Für die Entscheidung zwischen **Deponie und HGT** sollten noch weitere Kriterien in die Entscheidungsfindung einbezogen werden. Es wäre etwa auch zu berücksichtigen, dass die Deponierung eine geordnete und dauerhafte Sicherung gewährleistet. Bei den beiden KRC-Verfahren (HGT wie auch In-Situ) besteht jedoch die Gefahr einer Verschleppung und Verstreuerung der Schadstoffe. Sie müssen daher stets ordnungsgemäß und sorgfältig durchgeführt werden und bedürfen einer Dokumentation und späteren Aufsicht. Dies ist insbesondere bei kleineren Mengen (wie in innerörtlichen Straßen üblich) problematisch.
 - Für abweichende **Sanierungsgrößen**, insbesondere kleine Fälle wie häufig innerorts, ist ein stabiles Modell schwerlich möglich. Die Baustelleneinrichtung und andere lokale Gegebenheiten (Zwischenlagerung, Preise, ...) könnten zu recht starken Schwankungen der Ergebnisse führen. Da In-Situ bei kleinen innerörtlichen Sanierungsfällen schon allein aus technischen Gründen häufig nicht möglich sein dürfte, ist die im vorigen Punkt geführte Abwägung zwischen Deponie und HGT besonders bedeutend. Hier könnte aus Vorsorge eine Empfehlung zur Deponierung ausgesprochen werden.
 - Die Möglichkeit des **Überbauens** wurde nicht als Option mit aufgenommen (siehe S. 13). Diese Option könnte aber im Anschluss an die Studie mithilfe qualifizierter Experteneinschätzungen den jetzigen Erkenntnissen gegenübergestellt werden.
- Eine **deponietechnische Verwendung** ist eine attraktive Entsorgungslösung, wenn der deponietechnische Einbau gesichert ist und tatsächlich Naturmaterial eingespart wird. Auch wäre noch abzuklären, ob aus technischen oder abfallpolitischen Gründen andere Materialien statt TSA vorrangig als Deponie-

baustoff zu verwenden sind. [17 / 34]

Der untertägige Bergversatz ist ganz ähnlich wie die deponietechnische Verwendung zu bewerten, allerdings sind hier ortsnahe Verfüllungen oder umweltfreundliche Massentransporte (etwa mit Schiff oder Bahn) nötig.

- Die Zugabe der TSA in ein **Zementwerk** stellt aus Sicht der Ökoeffizienz-Analyse eine attraktive alternative Sanierungsoption dar, da die bestimmenden Belastungsfaktoren wie Transport, Ressourcenverbrauch, Bodenemissionen und auch Behandlungsaufwand wesentlich vermindert werden. Die Möglichkeit dieser Alternativoption ist allerdings weiter zu diskutieren, da sowohl die technischen als auch die betriebswirtschaftlichen und rechtlichen Bedingungen noch nicht geklärt sind. Aufgrund der zahlreichen Vorteile scheint die Diskussion aber lohnenswert.

c. **Empfehlungen für die Umsetzung der Studie**¹⁷

Jede Zielgruppe hat spezifische Erwartungen und Anforderungen an die Umsetzung der Studie. Dieser Abschnitt soll daher die Studienergebnisse für drei bedeutende Zielgruppen aufarbeiten und in Empfehlungen konkretisieren:

- **Wirtschaft:** Die beiden Optionen In-Situ und Deponie bieten eine vergleichsweise kostengünstige Möglichkeit zur Sanierung einer PAK-belasteten Straße. Das geringfügig höhere Preisniveau der HGT könnte in Abhängigkeit der Kapazitätsauslastung und sonstiger Preisgestaltung aber auch mit Deponiepreisen konkurrieren. In-Situ ist unter allen Optionen nicht nur die kostengünstigste und umweltfreundlichste Option, sondern stellt überdies auch einen Umwelttechnischen Fortschritt dar, den es wirtschaftlich zu nutzen gilt. Dies gilt stets unter der Prämisse, dass die KRC-Sanierungen (HGT und In-Situ) stets sorgfältig ausgeführt werden.
- **Kommunen:** Die Studie deckt zunächst nur die Sanierung überörtlicher Straßen ab. In diesem Fall dürfte In-Situ im Regelfall die aus Gesichtspunkten der Ökoeffizienz günstigste Möglichkeit sein. Bei Sanierung von kleineren Straßenabschnitten ist auch die möglichst ortsnahe Deponierung eine empfehlenswerte Option, solange andere Alternativen (z. B. Zementwerk) nicht verfügbar sind. Eine Deponierung stellt hierbei sicher, dass die Schadstoffe dauerhaft und sicher entsorgt werden. Dies dürfte bei der – in dieser Studie nicht eigens betrachteten – innerörtlichen Sanierung einer PAK-kontaminierten Straße noch viel bedeutender sein.
- **Abfallwirtschaft:** Deponien ermöglichen aufgrund der geordneten Verbringung und Überwachung eine verlässliche Steuerung der Schadstoffströme. Allerdings werden die Deponiekapazitäten zunehmend knapp, sodass eine langfristige Deponiepolitik anzuraten ist: Die Deponie sollte vorrangig für schadstoffbelastete Abfälle wie den TSA verwendet werden.

Als Alternative zur Deponie ist auch der Bergversatz in Erwägung zu ziehen. Die Transportaufwendungen sind hierbei – genauso wie bei einer Deponierung – möglichst gering zu halten, da der Transport per LKW das Ökoeffizienz-Ergebnis bedeutend beeinflusst.

¹⁷ Für die Anregungen hierzu gilt Dank an die Teilnehmer der abschließenden Expertendiskussion im September 2007, insbesondere Herrn Wendel von der SGD-Süd.

Verzeichnisse

A Abkürzungsverzeichnis

| | |
|-----------|---|
| AP: | Acidification Potential (Versauerungspotenzial) |
| BASF: | Badische Anilin und Soda Fabriken |
| BIP: | Bruttoinlandsprodukt |
| EPA: | Environmental Protection Agency |
| GWP: | Global Warming Potential (Treibhauspotenzial) |
| HGT: | Hydraulisch gebundene Tragschicht |
| KRC: | Kaltrecycling |
| KrW/AbfG: | Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz |
| LBM: | Landesbetrieb Mobilität |
| LSV: | Landesbetrieb Straßen und Verkehr (ab 01.01.2007: LBM) |
| LUWG: | Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht |
| NM-VOC | Non Methane volatile organic compound (Nicht-Methan flüchtige, organische Kohlenstoffverbindungen) |
| ODP: | Ozone Depletion Potential (Ozonzerstörungspotenzial) |
| PAK: | Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe |
| POCP: | Photochemical Ozone Creation Potential (Photochemisches Ozonbildungspotenzial) |
| RLP: | Rheinland-Pfalz |
| RStO: | Richtlinien zur Standardisierung des Oberbaus von Verkehrsflächen |
| SAM: | Sonderabfall-Management-Gesellschaft Rheinland-Pfalz mbH |

B Abbildungsverzeichnis

| | |
|--|----|
| Abbildung 1: Verteilung der klassifizierten Straßenkilometer des öffentlichen Straßenverkehrsnetzes nach Straßentyp..... | 9 |
| Abbildung 2: Exemplarisches Ökoeffizienz-Portfolio | 19 |
| Abbildung 3: Darstellungsformen der Ergebnisse auf verschiedenen Aggregationsebenen | 20 |
| Abbildung 4: Gesellschaftliche Gewichtungsfaktoren für ökologische Resultate | 21 |
| Abbildung 5: Kundennutzen der vorliegenden Ökoeffizienz-Analyse..... | 23 |
| Abbildung 6: Straßenaufbau in der Ausgangssituation | 24 |
| Abbildung 7: Straßenaufbau nach KRC off-site RStO 86..... | 25 |
| Abbildung 8: Straßenaufbau nach KRC In-Situ RStO86 | 25 |
| Abbildung 9: Straßenaufbau mit Neumaterial RStO 01 | 26 |
| Abbildung 10: Systemgrenzen der Sanierungsoption „HGT“ | 27 |
| Abbildung 11: Systemgrenzen bei Sanierungsoption „In-Situ“ | 28 |
| Abbildung 12: Systemgrenzen der Sanierungsoption „Deponie“ | 29 |
| Abbildung 13: Systemgrenzen der Sanierungsoption „Thermik“ | 30 |

| | |
|--|----|
| Abbildung 14: Abfolge der Ergebnisdarstellungen über die Aggregationsebenen | 33 |
| Abbildung 15: Ökoeffizienz-Portfolio im Base Case | 34 |
| Abbildung 16: Rechenfaktoren zur Aggregation der Umweltbelastung im Base Case | 35 |
| Abbildung 17: Ökologischer Fingerprint im Base Case | 36 |
| Abbildung 18: Kosten der Sanierungsoptionen | 38 |
| Abbildung 19: Normierte Kosten der Sanierungsoptionen | 38 |
| Abbildung 20: Energieverbrauch der Sanierungsoptionen | 39 |
| Abbildung 21: Normierter Energieverbrauch der Sanierungsoptionen | 40 |
| Abbildung 22: Energieverbrauch der Sanierungsoptionen ohne Berücksichtigung der Asphaltschichten (Splitt und Bitumen)..... | 41 |
| Abbildung 23: Ressourcenverbrauch der Sanierungsoptionen | 41 |
| Abbildung 24: Normierter Ressourcenverbrauch der Sanierungsoptionen | 42 |
| Abbildung 25: Normierte Emissionen der Sanierungsoptionen | 43 |
| Abbildung 26: Zusammengefasste, normierte Luftemissionen der Sanierungsoptionen | 43 |
| Abbildung 27: Treibhauspotenzial der Sanierungsoptionen | 44 |
| Abbildung 28: Ozonzerstörungspotenzial der Sanierungsoptionen..... | 45 |
| Abbildung 29: Fotochemische Ozonbildungspotenzial der Sanierungsoptionen | 46 |
| Abbildung 30: Versauerungspotenzial der Sanierungsoptionen..... | 47 |
| Abbildung 31: Wasseremissionen der Sanierungsoptionen | 48 |
| Abbildung 32: Normierte Wasseremissionen der Sanierungsoptionen | 48 |
| Abbildung 33: Ausprägung und Vernachlässigbarkeit von Aspekten der Bodenemissionen bei der verwendungslosen Beseitigung | 49 |
| Abbildung 34: Bodenemissionen der Sanierungsoptionen..... | 50 |
| Abbildung 35: Normierte Bodenemissionen der Sanierungsoptionen | 50 |
| Abbildung 36: Flächenbedarf der Sanierungsoptionen | 53 |
| Abbildung 37: Normierter Flächenbedarf der Sanierungsoptionen | 53 |
| Abbildung 38: Toxizitätspotenzial der Sanierungsoptionen während der Lebenswegphase „Herstellung“ | 55 |
| Abbildung 39: Toxizitätspotenzial der Sanierungsoptionen während der Lebenswegphase „Anwendung“ | 55 |
| Abbildung 40: Toxizitätspotenzial der Sanierungsoptionen der Lebenswegphase „Entsorgung“ | 57 |
| Abbildung 41: Normiertes, gesamtes Toxizitätspotenzial der Sanierungsoptionen | 57 |
| Abbildung 42: Normiertes Toxizitätspotenzial der Sanierungsoptionen | 58 |
| Abbildung 43: Normiertes Risikopotenzial der Sanierungsoptionen für die Unterkategorie „Arbeitsunfälle“ | 59 |
| Abbildung 44: Normiertes Risikopotenzial der Sanierungsoptionen für die Unterkategorie „Weitere Gefahren“ | 59 |
| Abbildung 45: Gesamtes normiertes Risikopotenzial der Sanierungsoptionen..... | 60 |
| Abbildung 46: Szenario „Transportentfernungen“..... | 64 |
| Abbildung 47: Szenario „Sanierungskosten“ | 65 |
| Abbildung 48: Szenario „komplette Verwertung des HGT-Materials“ | 66 |
| Abbildung 49: Szenario "Ohne Asphaltschichten" | 67 |
| Abbildung 50: Szenario „Tox- und Risikopotenzial“ | 68 |
| Abbildung 51: Szenario „Thermik“ | 69 |

| | |
|---|----|
| Abbildung 52: Szenario „ohne Bodenemissionen“ | 71 |
| Abbildung 53: Szenario „Deponietechnische Verwendung“ | 72 |
| Abbildung 54: Szenario „Bergversatz“ | 73 |
| Abbildung 55: Szenario „Thermik als Zementwerk“ | 74 |
| Abbildung 56: Entscheidungsablauf für die Verwertung von Ausbaustoffen mit teer-/pechhaltigen Bestandteilen | 85 |
| Abbildung 57: Wirkungsbilanz der Sanierungsoption HGT | 86 |
| Abbildung 58: Wirkungsbilanz der Sanierungsoption In-Situ..... | 87 |
| Abbildung 59: Wirkungsbilanz der Sanierungsoption Thermik | 88 |
| Abbildung 60: Wirkungsbilanz der Sanierungsoption Deponie..... | 89 |
| Abbildung 61: Berechnung aller Relevanz- und Rechenfaktoren im Base Case | 91 |

C Tabellenverzeichnis

| | |
|--|----|
| Tabelle 1: Überblick der Charakteristika der Sanierungsoptionen | 16 |
| Tabelle 2: Mittlere Preise der Sanierungsoptionen | 37 |
| Tabelle 3: Merkmale zur Berechnung des Toxizitätspotenzials während der Lebenswegphase „Anwendung“ | 54 |
| Tabelle 4: Ausgangswerte und normierte Ergebnisse des Toxizitätspotenzials während der Lebenswegphase „Entsorgung“ | 56 |
| Tabelle 5: Ausgangswerte und normierte Ergebnisse des Risikopotenzials der Sanierungsoptionen..... | 60 |
| Tabelle 6: Einschätzungen der Datenqualität für die einzelnen Parameter | 61 |

D Gleichungsverzeichnis

| | |
|---|----|
| Gleichung 1: Exemplarische Berechnung des Rechenfaktors..... | 20 |
| Gleichung 2: Beitrag der Bodenemissionen im gesellschaftlichen Gewichtungsschema..... | 51 |

E Literaturverzeichnis

- [1] Arbeitsgemeinschaft Kreislaufwirtschaftsträger Bau: 3. Monitoring-Bericht Bauabfälle (Erhebung: 2000), Teil 1: Nachhaltige Bauwirtschaft, Teil 2: Statistische Daten; Berlin, Düsseldorf, Duisburg 2003.
- [2] Arbeitskreis Straßenbauabfälle Rheinland-Pfalz: Leitfaden für die Behandlung von Ausbauasphalt und Straßenaufbruch mit teer-/pechtypischen Bestandteilen – Leitfaden für den Geschäftsbereich des Landesbetriebes Straßen und Verkehr; Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz; Mainz 2003.
- [3] ATM: Unternehmensbroschüre ATM – Thermische Bodenreinigung; Moerdijk (NL) 2005.
- [4] Becks, Helmut; Gelbke, Heinz-Peter; Kicherer, Andreas: Ökoeffizienz-Analyse "made by BASF" verspricht mehrfache Rendite; in: von Weizsäcker, Ernst-Ulrich ; Stigson, Björn; Seiler-Hausmann, Jan-Dirk (Hrsg.): Von Ökoeffizienz zu nachhaltiger Entwicklung in Unternehmen (Wuppertal Spezial, Nr. 18; 2. Aufl.); Wuppertal 2001; S. 121-135.
- [5] Czymmek, Frank: Ökoeffizienz und unternehmerische Stakeholder (Planung, Organisation und Unternehmensführung, Bd. 94); Köln 2003.
- [6] Deutscher Asphaltverband: Bautechnik – Hinweise zur Asphaltbauweise; Deutscher Asphaltverband; <www.asphalt.de>.
- [7] DIN (Hrsg.): Umweltmanagement – Ökobilanz – Prinzipien und allgemeine Anforderungen; DIN EN ISO 14040; Berlin 1997.
- [8] DIN (Hrsg.): Umweltmanagement – Ökobilanz – Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens sowie Sachbilanz; DIN EN ISO 14041; Berlin 1998.
- [9] DIN (Hrsg.): Umweltmanagement – Ökobilanz – Auswertung; DIN EN ISO 14043; Berlin 2000.
- [10] DIN (Hrsg.): Umweltmanagement – Ökobilanz – Wirkungsabschätzung; DIN EN ISO 14041; Berlin 2000.
- [11] Drees, Gerhard; Paul, Wolfgang: Kalkulation von Baupreisen – Hochbau, Tiefbau, Schlüsselfertiges Bauen; 7. Aufl.; Berlin 2002.
- [12] Elsner, Otto et. al.: Der Elsner 2004, Handbuch für den Straßenbau und Verkehrswesen; Berlin 2003.
- [13] Forschungsgesellschaft für Straßen und Verkehrswesen (Arbeitsgruppe Asphaltstraßen): RuVA – StB 01: Richtlinien für die umweltverträgliche Verwertung von Ausbaustoffen mit teer-/pechtypischen Bestandteilen sowie für die Verwertung von Ausbaupasphalt im Straßenbau; Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen; Köln 2001.
- [14] Forschungsgesellschaft für Straßen und Verkehrswesen (Arbeitsgruppe Fahrzeug und Fahrbahn): Richtlinien für die Standardisierung des Oberbaus von Verkehrsflächen RStO 01; Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen; Köln 2001.
- [15] Forschungsgesellschaft für Straßen und Verkehrswesen (Arbeitsgruppe Mineralstoffe im Straßenbau): Merkblatt für Kaltrecycling in situ im Straßenoberbau – M KRC; Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen; Köln 2002.
- [16] Hart, Rainer: Pech im Straßenoberbau; Seminarunterlagen: Labor Hart; Melsbach.
- [17] Kleine, Alexandro; von Hauff, Michael; Saling, Peter: Ökoeffizienz-Analyse zu Entsorgungsoptionen Mineralölkohlenwasserstoffkontaminierter Böden – Bodenbehandlung oder Deponierung; Mainz 2004; <www.sam-rlp.de>.
- [18] 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.
- [19] LAGA: Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen – Technische Regeln; Mitteilung 20; 4. Aufl.; Berlin 2003.
- [20] Landsiedel, Robert; Saling, Peter: Assessment of Toxicological Risks for Life Cycle Assessment and Eco-efficiency Analysis; in: International Journal of Life Cycle Assessment; Jg. 7 (2002), H. 4; S. 261-268.

- [21] LSV: Straßenlängenverzeichnis der Bundes-, Landes- und Kreisstraßen; Landesbetrieb Straßen und Verkehr Rheinland-Pfalz; Koblenz 2005.
- [22] MUF: Landesabfallbilanz Rheinland-Pfalz 2002/2003; Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz; Mainz 2003.
- [23] Neumüller, Otto-Albrecht; Römpp, Hermann: Römpps Chemie Lexikon, Stichwort "PAK"; Bd.4, 9. Aufl.; Stuttgart, New York 1995.
- [24] Nonte, Wilhelm: Entsorgung von teer-/pechhaltigem Straßenaufbruch in Rheinland-Pfalz – Gesetzliche Rahmenbedingungen und Entsorgungsmöglichkeiten; in: LUWG Mainz; Mainz 2003.
- [25] Rohleder, Michael: Erfahrungen mit Tragschichten aus teerhaltigen Ausbaustoffen – Bautechnik und Umwelt; in: Straßen- und Verkehrskongress 2000; Hamburg 2000.
- [26] 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; Jg. 7 (2002), H. 4; S. 203-218.
- [27] Saling, Peter; Maisch, Roland; Silvani, Maurizio; König, Natalie: Assessing the Environmental-Hazard Potential for Life Cycle Assessment, Eco-Efficiency and SEEBalance; in: International Journal of Life Cycle Assessment; Jg. 10 (2005), H. 5; S. 364-371.
- [28] Schaltegger, Stefan: Ein Kriterium unter vielen – Ökoeffizienz als Element des sozio-ökonomisch vernünftigen Umweltmanagements; in: Ökologisches Wirtschaften; H. 3 (1999); S. 12-14.
- [29] Schaltegger, Stefan; Kleiber, Oliver; Müller, Jan; Centrum für Nachhaltigkeitsmanagement Uni Lüneburgw: Nachhaltigkeitsmanagement in Unternehmen. Konzepte und Instrumente zur nachhaltigen Unternehmensentwicklung; Bonn und Berlin 2002.
- [30] Schaltegger, Stefan; Sturm, Andreas: Ökologische Rationalität – Ansatzpunkte zur Ausgestaltung von ökologieorientierten Managementinstrumenten; in: Die Unternehmung; Nr. 4 (1990); S. 273-290.
- [31] Schmidheiny, Stephan; BCSD: Kurswechsel – Globale unternehmerische Perspektiven für Entwicklung und Umwelt; München 1992.
- [32] Schmidt, Isabell Caroline: Ökoeffizienzanalyse Restmüllentsorgung – Vergleichende Bewertung von thermischer und mechanisch-biologischer Restabfallentsorgung sowie Deponie aus ökologischer und ökonomischer Sicht; Diplomarbeit: TH Karlsruhe; Ludwigshafen 2001.
- [33] Schmidt, Isabell Caroline; Meurer, Manfred; Saling, Peter; Kicherer, Andreas; Reuter, Wolfgang; Gensch, Carl-Otto: SEEBalance – Managing Sustainability of Products and Processes with the Socio-Eco-Efficiency Analysis by BASF; in: Greener Management International; Nr. 45 (2004).
- [34] Schmidt, Rüdiger; Kleine, Alexandro: Ökoeffizienz-Analyse zu Entsorgungsoptionen von Schlacken / Aschen aus der Hausmüllverbrennung in Rheinland-Pfalz; Mainz 2006; <www.sam-rlp.de>.
- [35] Schmidt-Bleek, Friedrich: Das MIPS-Konzept – weniger Naturverbrauch – mehr Lebensqualität durch Faktor 10; München 1998.
- [36] Seiler-Hausmann, Jan-Dirk; Liedtke, Christa: 10 Jahre Ökoeffizienz: von Rio de Janeiro nach Johannesburg; in: von Weizsäcker, Ernst-Ulrich; Stigson, Björn; Seiler-Hausmann, Jan-Dirk (Hrsg.): Von Ökoeffizienz zu nachhaltiger Entwicklung in Unternehmen (Wuppertal Spezial, Nr. 18; 2. Aufl.); Wuppertal 2001; S. 23-39.
- [37] Sonderabfallgesellschaft Brandenburg / Berlin: Verwertung immobilisierter Abfälle in: SBB Forum III; Sonderabfallgesellschaft Brandenburg/Berlin mbH; Brandenburg / Berlin 2004.
- [38] Straßensanierung, SAT: Broschüre Kaltrecycling; SAT Straßensanierungs GmbH; Horhausen 2004.
- [39] Straßenverwaltung Rheinland Pfalz (Hrsg.): Bauleistungsheft für die Ausführung von Bauleistungen im Bereich der Straßenverwaltung Rheinland Pfalz; Bad Ems 1963.
- [40] Umwelt, Entsorgung und Verwertung: (Website); <www.uev.de>.
- [41] WBCSD: Eco-efficient Leadership for Improved Economic and Environmental Performance (1996); o.O. 1996; WWW / PDF: <www.wbcd.org>.
- [42] von Weizsäcker, Ernst-Ulrich; Lovins, Amory B.; Lovins, L. Hunter: Faktor Vier – Doppelter Wohlstand ~ halbiertes Naturverbrauch – Der neue Bericht an den Club of Rome; Taschenbuchausgabe; München 1997.
- [43] WEKA: WEKA Praxishandbuch Plus: Richtiger Umgang mit Abfällen; Kissing 2005.

Anhang

A Entscheidungsablauf für die Verwertung

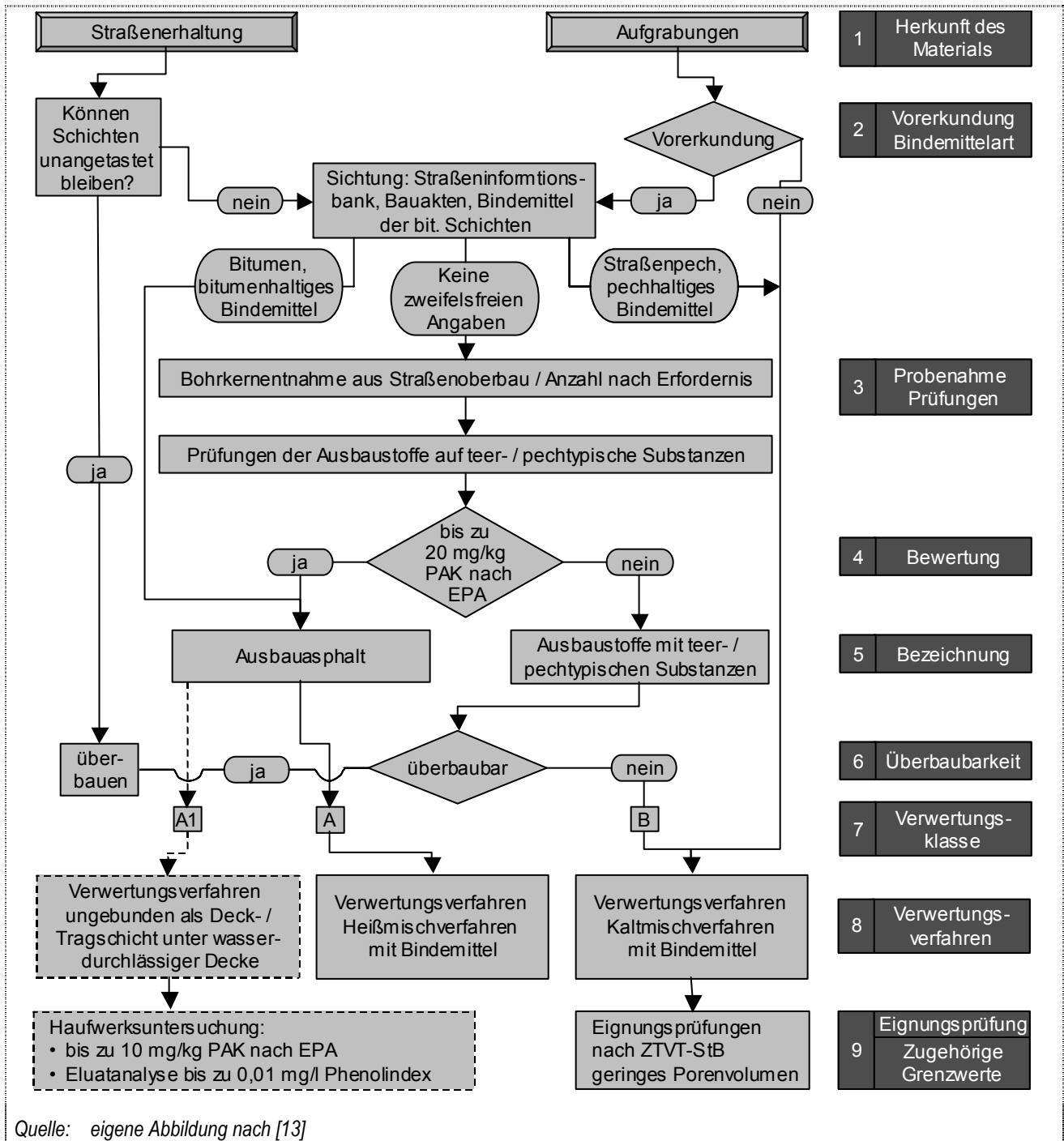


Abbildung 56: Entscheidungsablauf für die Verwertung von Ausbaustoffen mit teer-/pechhaltigen Bestandteilen

B Wirkungsbilanzen der Sanierungsoptionen

Die Wirkungsbilanzen fassen die saldierten Umweltbelastungen für jede der vier ausgewählten Optionen zusammen. Die Kosten wurden hier auf Wunsch der Aufbereiter nicht abgebildet. Alle Werte beziehen sich auf die Erfüllung einer Nutzeneinheit wie auf Seite 22 definiert.

| Stoffverbrauch [kg/NE] | | |
|------------------------|---------|----------------|
| Stoff | Menge | gew. Menge |
| 0. Wasser | 0 | 0 |
| 1. Steinkohle | 43.427 | 4.889 |
| 2. Öl | 20.722 | 77.939 |
| 3. Gas | 2.513 | 6.591 |
| 4. Braunkohle | 12 | 6 |
| 5. NaCl | 1 | 0 |
| 6. Schwefel | 0 | 3 |
| 7. Phosphor | 0 | 0 |
| 8. Eisen | 83 | 257 |
| 9. Kalk | 174.223 | 1.838 |
| 10. Bauxit | 0 | 26 |
| 11. Sand | 19.251 | 75.052 |
| Summe | | 166.601 |

| Energieverbrauch [MJ/NE] | | |
|--------------------------|-----------|-------------------|
| Energieträger | Menge | |
| 1. Kohle | 1.259.371 | |
| 2. Öl | 9.529.088 | |
| 3. Gas | 1.007.175 | |
| 4. Wasser | 12.890 | |
| 5. Nuklear | 450.358 | |
| 6. Steinkohle | 679 | |
| 7. Sonstiges | 395 | |
| 8. Biomasse | 762 | |
| Summe | | 12.260.717 |

| Kosten [Euro/NE] | | |
|------------------|---------|----------------|
| Kosten | Betrag | |
| 1. Transport | 40.010 | |
| 2. Deponieren | 34.200 | |
| 3. Sonstiges | 405.790 | |
| Summe | | 480.000 |

| Emissionen | | |
|----------------------------------|-------------|------------------------------|
| Luft [g/NE] | Menge | Potenzial |
| 1. CO ₂ | 376.596.920 | GWP |
| 2. SO _x | 2.213.088 | 382.279.866 |
| 3. NO _x | 2.294.370 | ODP |
| 4. CH ₄ | 270.611 | 0 |
| 5. NM-VOC | 901.193 | POCP |
| 6. halogenierte KWs | 0 | 376.791 |
| 7. NH ₃ | 0 | AP |
| 8. N ₂ O | 0 | 3.837.137 |
| 9. HCl | 20.443 | |
| Wasser [g/NE] | Menge | krit. Vol. [m ³] |
| 1. CSB | 5.641 | 75 |
| 2. BSB | 2.520 | 168 |
| 3. N-Gesamt | 782 | 60 |
| 4. NH ₄ -N | 1.910 | 191 |
| 5. P-Gesamt (g P) | 0 | 0 |
| 6. AOX | 0 | 0 |
| 7. SM | 1.483 | 1.483 |
| 8. KW | 6.795 | 3.398 |
| 9. SO ₄ ²⁻ | 188 | 0 |
| 10. Cl ⁻ | 1.879 | 2 |
| Summe | | 5.377,39 |
| Boden [kg/NE] | Menge | gew. Menge |
| 1. Sonderabfall | 237 | 1.184 |
| 2. Deponieabfall | 3.177 | 3.177 |
| 3. Bauschutt | 1.140.000 | 228.000 |
| 4. Abraum | 4.662.650 | 186.506 |
| Summe | | 418.867 |

| Fläche [m ² /NE] | | |
|-------------------------------|---------|----------------|
| Fläche | Menge | gew. Fläche |
| 1. Wald | 0 | 0 |
| 2. Grünfläche, Brache | -60.455 | -90.683 |
| 3. konv. Landbau | 26.237 | 59.033 |
| 4. versiegelt | 26.274 | 133.010 |
| 5. Strassen, Schienen, Kanäle | 7.994 | 60.704 |
| Summe | | 162.064 |

Abbildung 57: Wirkungsbilanz der Sanierungsoption HGT

| Stoffverbrauch [kg/NE] | | |
|------------------------|---------|----------------|
| Stoff | Menge | gew. Menge |
| 0. Wasser | 0 | 0 |
| 1. Steinkohle | 42.076 | 4.737 |
| 2. Öl | 92.800 | 99.450 |
| 3. Gas | 7.464 | 7.500 |
| 4. Braunkohle | 14 | 5 |
| 5. NaCl | 12 | 0 |
| 6. Schwefel | 0 | 2 |
| 7. Phosphor | 0 | 0 |
| 8. Eisen | 105 | 125 |
| 9. Kalk | 204.978 | 2.161 |
| 10. Bauxit | 25 | 36 |
| 11. Sand | 22.648 | 24.244 |
| Summe | | 138.260 |

| Energieverbrauch [MJ/NE] | |
|--------------------------|-------------------|
| Energieträger | Menge |
| 1. Kohle | 1.220.210 |
| 2. Öl | 12.120.498 |
| 3. Gas | 1.147.737 |
| 4. Wasser | 10.562 |
| 5. Nuklear | 326.575 |
| 6. Steinkohle | 535 |
| 7. Sonstiges | 305 |
| 8. Biomasse | 551 |
| Summe | 14.826.973 |

| Kosten [Euro/NE] | |
|------------------|----------------|
| Kosten | Betrag |
| 1. Transport | 40.010 |
| 2. Deponieren | 34.200 |
| 3. Sonstiges | 405.790 |
| Summe | 480.000 |

| Emissionen | | |
|----------------------------------|-------------|------------------------------|
| Luft [g/NE] | Menge | Potenzial |
| 1. CO ₂ | 341.854.654 | GWP |
| 2. SO _x | 2.087.665 | 345.385.707 |
| 3. NO _x | 1.786.942 | ODP |
| 4. CH ₄ | 168.142 | 0 |
| 5. NM-VOC | 927.147 | POCP |
| 6. halogenierte KWs | 0 | 386.870 |
| 7. NH ₃ | 0 | AP |
| 8. N ₂ O | 0 | 3.355.801 |
| 9. HCl | 19.631 | |
| Wasser [g/NE] | Menge | krit. Vol. [m ³] |
| 1. CSB | 5.552 | 74 |
| 2. BSB | 2.054 | 137 |
| 3. N-Gesamt | 973 | 75 |
| 4. NH ₄ -N | 2.270 | 227 |
| 5. P-Gesamt (g P) | 0 | 0 |
| 6. AOX | 0 | 0 |
| 7. SM | 1.977 | 1.977 |
| 8. KW | 6.613 | 3.307 |
| 9. SO ₄ ²⁻ | 166 | 0 |
| 10. Cl ⁻ | 2.622 | 3 |
| Summe | | 5.799,51 |
| Boden [kg/NE] | Menge | gew. Menge |
| 1. Sonderabfall | 166 | 830 |
| 2. Deponieabfall | 3.267 | 3.267 |
| 3. Bauschutt | 0 | 0 |
| 4. Abraum | 397.187 | 15.887 |
| Summe | | 19.985 |

| Fläche [m ² /NE] | | |
|-------------------------------|---------|---------------|
| Fläche | Menge | gew. Fläche |
| 1. Wald | 0 | 0 |
| 2. Grünfläche, Brache | -21.234 | -31.851 |
| 3. konv. Landbau | 9.040 | 20.339 |
| 4. versiegelt | 8.561 | 43.338 |
| 5. Strassen, Schienen, Kanäle | 3.650 | 27.718 |
| Summe | | 59.545 |

Abbildung 58: Wirkungsbilanz der Sanierungsoption In-Situ

| Stoffverbrauch [kg/NE] | | |
|------------------------|---------|----------------|
| Stoff | Menge | gew. Menge |
| 0. Wasser | 0 | 0 |
| 1. Steinkohle | 17.889 | 2.014 |
| 2. Öl | 101.247 | 106.680 |
| 3. Gas | 2.532 | 6.746 |
| 4. Braunkohle | 0 | 4 |
| 5. NaCl | 0 | 0 |
| 6. Schwefel | 0 | 3 |
| 7. Phosphor | 0 | 0 |
| 8. Eisen | 24 | 258 |
| 9. Kalk | 5 | 1 |
| 10. Bauxit | 0 | 26 |
| 11. Sand | 0 | 84.747 |
| Summe | | 200.480 |

| Energieverbrauch [MJ/NE] | | |
|--------------------------|------------|-------------------|
| Energieträger | Menge | |
| 1. Kohle | 518.769 | |
| 2. Öl | 13.092.019 | |
| 3. Gas | 1.027.433 | |
| 4. Wasser | 11.031 | |
| 5. Nuklear | 375.666 | |
| 6. Steinkohle | 491 | |
| 7. Sonstiges | 293 | |
| 8. Biomasse | 635 | |
| Summe | | 15.026.338 |

| Kosten [Euro/NE] | | |
|------------------|---------|----------------|
| Kosten | Betrag | |
| 1. Transport | 40.010 | |
| 2. Deponieren | 34.200 | |
| 3. Sonstiges | 405.790 | |
| Summe | | 480.000 |

| Emissionen | | |
|---------------------|-------------|--------------------|
| Luft [g/NE] | Menge | Potenzial |
| 1. CO ₂ | 481.134.773 | GWP |
| 2. SO _x | 4.522.519 | 488.145.064 |
| 3. NO _x | 3.988.576 | ODP |
| 4. CH ₄ | 333.820 | 0 |
| 5. NM-VOC | 1.503.644 | POCP |
| 6. halogenierte KWs | 0 | 627.853 |
| 7. NH ₃ | 0 | AP |
| 8. N ₂ O | 0 | 7.320.716 |
| 9. HCl | 7.038 | |

| Wasser [g/NE] | Menge | krit. Vol. [m ³] |
|----------------------------------|--------|------------------------------|
| 1. CSB | 7.843 | 105 |
| 2. BSB | 6.030 | 402 |
| 3. N-Gesamt | 218 | 17 |
| 4. NH ₄ -N | 153 | 15 |
| 5. P-Gesamt (g P) | 0 | 0 |
| 6. AOX | 0 | 0 |
| 7. SM | 860 | 860 |
| 8. KW | 13.815 | 6.908 |
| 9. SO ₄ ²⁻ | 80 | 0 |
| 10. Cl ⁻ | 1.797 | 2 |
| Summe | | 8.308,45 |

| Boden [kg/NE] | Menge | gew. Menge |
|------------------|-----------|----------------|
| 1. Sonderabfall | 588 | 2.938 |
| 2. Deponieabfall | 1.214 | 1.214 |
| 3. Bauschutt | 0 | 0 |
| 4. Abraum | 8.913.647 | 356.546 |
| Summe | | 360.699 |

| Fläche [m ² /NE] | | |
|-------------------------------|----------|----------------|
| Fläche | Menge | gew. Fläche |
| 1. Wald | 0 | 0 |
| 2. Grünfläche, Brache | -102.040 | -153.061 |
| 3. konv. Landbau | 40.553 | 91.244 |
| 4. versiegelt | 30.432 | 154.064 |
| 5. Strassen, Schienen, Kanäle | 31.117 | 236.292 |
| Summe | | 328.540 |

Abbildung 59: Wirkungsbilanz der Sanierungsoption Thermik

| Stoffverbrauch [kg/NE] | | |
|------------------------|--------|----------------|
| Stoff | Menge | gew. Menge |
| 0. Wasser | 0 | 0 |
| 1. Steinkohle | 17.839 | 2.008 |
| 2. Öl | 13.116 | 75.522 |
| 3. Gas | 347 | 5.976 |
| 4. Braunkohle | 0 | 4 |
| 5. NaCl | 0 | 0 |
| 6. Schwefel | 0 | 3 |
| 7. Phosphor | 0 | 0 |
| 8. Eisen | 3 | 249 |
| 9. Kalk | 1 | 1 |
| 10. Bauxit | 0 | 26 |
| 11. Sand | 0 | 84.747 |
| Summe | | 168.538 |

| Energieverbrauch [MJ/NE] | | |
|--------------------------|-----------|-------------------|
| Energieträger | Menge | |
| 1. Kohle | 517.336 | |
| 2. Öl | 9.223.201 | |
| 3. Gas | 913.652 | |
| 4. Wasser | 11.008 | |
| 5. Nuklear | 374.798 | |
| 6. Steinkohle | 490 | |
| 7. Sonstiges | 294 | |
| 8. Biomasse | 633 | |
| Summe | | 11.041.412 |

| Kosten [Euro/NE] | | |
|------------------|---------|----------------|
| Kosten | Betrag | |
| 1. Transport | 40.010 | |
| 2. Deponieren | 34.200 | |
| 3. Sonstiges | 405.790 | |
| Summe | | 480.000 |

| Emissionen | | |
|---------------------|-------------|--------------------|
| Luft [g/NE] | Menge | Potenzial |
| 1. CO ₂ | 188.398.771 | GWP |
| 2. SO _x | 1.058.406 | 192.453.549 |
| 3. NO _x | 1.754.624 | ODP |
| 4. CH ₄ | 193.082 | 0 |
| 5. NM-VOC | 815.352 | POCP |
| 6. halogenierte KWs | 0 | 340.538 |
| 7. NH ₃ | 0 | AP |
| 8. N ₂ O | 0 | 2.292.815 |
| 9. HCl | 7.014 | |

| Wasser [g/NE] | Menge | krit. Vol. [m ³] |
|----------------------------------|-------|------------------------------|
| 1. CSB | 3.598 | 48 |
| 2. BSB | 2.219 | 148 |
| 3. N-Gesamt | 217 | 17 |
| 4. NH ₄ -N | 152 | 15 |
| 5. P-Gesamt (g P) | 0 | 0 |
| 6. AOX | 0 | 0 |
| 7. SM | 860 | 860 |
| 8. KW | 6.190 | 3.095 |
| 9. SO ₄ ²⁻ | 77 | 0 |
| 10. Cl ⁻ | 1.794 | 2 |
| Summe | | 4.184,78 |

| Boden [kg/NE] | Menge | gew. Menge |
|------------------|-----------|------------------|
| 1. Sonderabfall | 206 | 1.029 |
| 2. Deponieabfall | 1.206 | 1.206 |
| 3. Bauschutt | 4.140.000 | 828.000 |
| 4. Abraum | 4.773.621 | 190.945 |
| Summe | | 1.021.180 |

| Fläche [m ² /NE] | | |
|-------------------------------|---------|----------------|
| Fläche | Menge | gew. Fläche |
| 1. Wald | 0 | 0 |
| 2. Grünfläche, Brache | -70.809 | -106.214 |
| 3. konv. Landbau | 33.658 | 75.732 |
| 4. versiegelt | 30.160 | 152.683 |
| 5. Strassen, Schienen, Kanäle | 7.047 | 53.514 |
| Summe | | 175.714 |

Abbildung 60: Wirkungsbilanz der Sanierungsoption Deponie

C Tabelle der Relevanz- und Rechenfaktoren im Base Case

Abbildung 61 enthält das Tabellenblatt zur Berechnung aller Rechenfaktoren für eine Nutzeinheit im Base Case. Die Relevanz errechnet sich aus der jeweiligen Umweltbelastung im Verhältnis zu den gesamtdeutschen Referenzwerten. Die Relevanz ist grundsätzlich mit dem Faktor $1 : 1000^9$ ($1 : 10^{-9}$) angegeben, d. h. eine Option mit einer Relevanz von 1,63 trägt den 1,63-milliardensten Teil zur Belastung eines Jahres in Deutschland bei. Schließlich wird jeder Relevanzfaktor durch Normierung der untergeordneten Relevanzen berechnet, sodass die Summe der Relevanzfaktoren auf der jeweiligen Aggregationsstufe 100 % beträgt.

Der Rechenfaktor ist wieder das normierte Produkt aus Relevanzfaktor und gesellschaftlichem Gewichtungsfaktor. Das heißt, die Summe aller Rechenfaktoren beträgt auf jeder Aggregationsstufe 100 %. Auf der 3. Aggregationsstufe ist der feste Rechenfaktor des Toxizitätspotenzials (20 %) und des Risikopotenzials (10 %) zu beachten.

Die BIP-Relevanz ist der Quotient aus der durchschnittlichen Relevanz der Umweltbelastungen aller Optionen der dritten Aggregationsstufe zur ökonomischen Relevanz der teuersten Option. Dieses Verhältnis ist zur Skalierung der ökonomischen gegenüber der ökologischen Dimension notwendig.

| Referenzwerte Deutschland | | Einheit für Relevanz: 1 = 1/1000 ³ [Entsorgungsoption/Deutschland] | | | | | | | | |
|-------------------------------|--------------------------------|---|----------------------------|---------|---------|---------|------------|---------------------|---------|-----|
| | Menge [Tsd. t/a] | Potenziale in Äquivalenten [Tsd. Mg/a] | Potenziale in Äquivalenten | | | | Faktoren | | | |
| | | | HGT | In-Situ | Thermik | Deponie | Relevanz- | Gesell.- | Rechen- | |
| Luftemissionen | CO ₂ | 858.000 | GWP (CO ₂) | 380 | 343 | 485 | 191 | Max 485 | | 25% |
| | SO _x | 795 | 1.008.365 | | | | | 13% | 50% | 35% |
| | NO _x | 1.600 | ODP (FCKW) | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0% |
| | CH ₄ | 2.885 | 7 | | | | | 0% | 20% | 0% |
| | KW | 1.602 | POCP (Ethen) | 549 | 563 | 914 | 496 | 914 | | 22% |
| | Halogen. KW | 7 | 687 | | | | | 24% | 20% | 30% |
| | NH ₃ | 624 | AP (SO ₂) | 1225 | 1071 | 2337 | 732 | 2337 | | 25% |
| | N ₂ O | 194 | 3.133 | | | | | 63% | 10% | 34% |
| HCl | 51 | | | | | | | | | |
| | Menge [Tsd. t/a] | kritisches Volumen [m³/a] | | | | | Summe | 3736 | | 73% |
| Wasseremissionen | CSB | 2.938.800 | 39.184 | | | | | Luftemissionen 1498 | 50% | 31% |
| | BSB5 | 322.000 | 21.467 | | | | | 20% | | 45% |
| | N-Gesamt | 805.000 | 61.923 | | | | | | | |
| | NH ₄ -N | 268.333 | 26.833 | | | | | | | |
| | P-Gesamt | 37.000 | 37.000 | | | | | | | |
| | AOX | 4.337 | 4.337 | HGT | In-Situ | Thermik | Deponie | Max 33 | 35% | 4% |
| | SM | 2.085 | 2.085 | 21 | 23 | 33 | 17 | 0% | | 6% |
| | KW | 4.170 | 2.085 | | | | | | | |
| SO ₄ ²⁻ | 18.331.515 | 18.332 | | | | | | | | |
| Cl ⁻ | 37.244.983 | 37.245 | | | | | | | | |
| | | 250.490 | | | | | | | | |
| Bodenemissionen | Menge [Mio. t/a] | gewichtet [Mio. t/a] | | | | | | | | |
| | Sonderabfall | 18 | 91 | HGT | In-Situ | Thermik | Deponie | Max 6094 | 15% | 35% |
| | Deponieabfall | 30 | 30 | 2500 | 119 | 2152 | 6094 | 80% | | 50% |
| | Bauschutt | 222 | 44 | | | | | Summe 7625 | | 70% |
| Abraum | 58 | 2 | | | | | | | | |
| | | 168 | | | | | | | | |
| Energie | Menge [PJ/a] | Menge [PJ/a] | | | | | | | | |
| | Gesamt | 14.180 | 14.180 | HGT | In-Situ | Thermik | Deponie | Max 1060 | 20% | 18% |
| | | | 865 | 1046 | 1060 | 779 | 16% | | 16% | |
| Rohstoffverbrauch | Menge [Mio. t/a] | gewichtet [Mio. t/a] | | | | | | | | |
| | Öl | 130 | 46 | | | | | | | |
| | Gas | 61 | 21 | HGT | In-Situ | Thermik | Deponie | Max 1375 | 20% | 20% |
| | Steinkohle | 66 | 7 | 1143 | 948 | 1375 | 1156 | 20% | | 18% |
| | Braunkohle | 155 | 26 | | | | | | | |
| | Kalk | 74 | 1 | | | | | | | |
| | Eisen | 40 | 18 | | | | | | | |
| | Mangan | 0 | 0 | | | | | | | |
| | Kupfer | 1 | 5 | | | | | | | |
| | Bauxit | 1 | 1 | | | | | | | |
| | Schwefel | 0 | 0 | | | | | | | |
| | Steine | 741 | 6 | | | | | | | |
| | Zink | 0 | 7 | | | | | | | |
| | Salz | 2 | 0 | | | | | | | |
| | Phosphaterz | 2 | 2 | | | | | | | |
| | Fruchtbarer Boden | 711 | 6 | | | | | | | |
| Trinkwasser | 0 | 0 | | | | | | | | |
| | | 146 | | | | | | | | |
| Flächennutzung | Fläche [Tsd. km ²] | gewichtet [Tsd. km ²] | | | | | | | | |
| | Wald, Grünbrache, Grünland | 108 | 108 | HGT | In-Situ | Thermik | Deponie | Max 425 | 10% | 8% |
| | konv. Landwirtschaft | 111 | 167 | 210 | 77 | 425 | 227 | 6% | | 7% |
| | versiegelte Fläche | 110 | 247 | | | | | | | |
| | versiegelte Barriere | 32 | 161 | | | | | | | |
| | 12 | 89 | | | | | Summe 6744 | | | 80% |

- A** (gelb): gesamtdeutscher Referenzwert
- B** (rot): Relevanzfaktor
- C** (cyan): Rechenfaktor
- D** (grün): Werte zur Berechnung der BIP-Relevanz

Abbildung 61: Berechnung aller Relevanz- und Rechenfaktoren im Base Case

D Adressen der Kooperationspartner

- **Auftrag- und Herausgeber:**

Sonderabfall-Management-Gesellschaft Rheinland-Pfalz mbH

- Wilhelm-Theodor-Römheld-Straße 34
55130 Mainz

- <http://www.sam-rlp.de>
info@sam-rlp.de

- Ansprechpartner: Robert Weicht
robert.weicht@sam-rlp.de
Tel. +49 6131 98298–16

- **Ausführung:**

Technische Universität Kaiserslautern

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

- Postfach 3049
67653 Kaiserslautern

- <http://www.uni-kl.de>
<http://www-vwl2.wiwi.uni-kl.de>

- Ansprechpartner: Alexandro Kleine
akleine@wiwi.uni-kl.de
Tel. +49 631 205–4058

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

BASF AG

Gruppe Ökoeffizienz-Analyse

- GUP/CE – Z 570
67056 Ludwigshafen

- <http://www.basf.de>
<http://www.oekoeffizienzanalyse.de>

- Ansprechpartner: Dr. Peter Saling
peter.saling@basf-ag.de
Tel. + 49 621 60–58146