

FRAUNHOFER-INSTITUT FÜR SILICATFORSCHUNG ISC
PROJEKTGRUPPE FÜR WERTSTOFFKREISLÄUFE UND RESSOURCENSTRATEGIE IWKS

KONSEQUENZEN VERSCHIEDENER VERWERTUNGSOPTIONEN FÜR TEERHALTIGEN STRAßENAUFBRUCH

KONSEQUENZEN VERSCHIEDENER VERWERTUNGSOPTIONEN FÜR TEERHALTIGEN STRAßENAUFBRUCH

Othman Mrani und Christian Dierks

Fraunhofer-Institut für Silicatforschung ISC

Projektgruppe für Wertstoffkreisläufe und Ressourcenstrategie IWKS (in Alzenau und Hanau)

Datum: 29.01.2019

Projektpartner: Fraunhofer-Institut für Silicatforschung ISC

Inhalt

Zusammenfassung.....	5
1 Hintergrund der Studie und Aufbau des Berichts.....	6
2 Ziel und Untersuchungsrahmen.....	8
2.1 Ziel und Anwendungsbereich der Studie	8
2.2 Untersuchungsrahmen und Funktionelle Einheit.....	8
2.2.1 Funktionelle Einheit.....	8
2.2.2 Systemgrenzen.....	9
2.2.3 Datenerhebung und Datenqualität.....	10
2.2.4 Berücksichtigte Wirkungskategorien	11
2.2.5 Auswertung	12
3 Sachbilanz.....	13
3.1 Deponiebau	13
3.1.1 Transport	13
3.1.2 Aufbereitung	14
3.2 Thermische Behandlung.....	16
3.2.1 Transport	17
3.2.2 Thermische Verwertung	18
4 Wirkungsabschätzung	20
4.1 Klimawandel	21
4.2 Weitere Wirkungskategorien.....	24
4.3 Vergleich.....	30
5 Auswertung.....	31
5.1 Beurteilung der Ergebnisse.....	33
5.1.1 Vollständigkeitsprüfung	33
5.1.2 Sensitivitätsprüfung.....	33
5.1.3 Konsistenzprüfung.....	36
5.2 Einschränkungen.....	37
5.3 Fazit und Empfehlungen	37
Literaturverzeichnis.....	39

Zusammenfassung

Hintergrund der Studie

Als teerhaltiger Straßenaufbruch werden als Abfall anfallende Straßenbaustoffe bezeichnet, die unter Verwendung von Pech hergestellt wurden. Aufgrund dieses Bindemittels, welches krebserregende polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffen (PAK) enthält, stellt teerhaltiger Straßenaufbruch eine bedeutende Altlast im deutschen Straßenbestand dar und darf seit Anfang 2018 nicht mehr in Tragschichten von Bundesfernstraßen eingebaut werden. Mögliche verbleibende Verwertungswege sind der Einsatz im Deponiebau und die Schadstoffentfrachtung durch thermische Behandlung.

Die Fraunhofer-Projektgruppe IWKS wurde von der Rhein-Main Umwelt GmbH damit beauftragt, die Umweltwirkungen der verschiedenen Verwertungswege von teerhaltigem Straßenaufbruch im Rahmen einer Ökobilanz zu untersuchen. Die Ökobilanz (engl. Life Cycle Assessment) ist eine standardisierte Vorgehensweise, um ein möglichst ganzheitliches und differenziertes Bild der direkten und indirekten Umweltwirkungen von Produkten, Dienstleistungen oder Technologien zu erhalten.

Untersuchungsrahmen und Funktionelle Einheit

Das Ziel dieser Ökobilanz ist die Beantwortung der Frage, welche Umweltwirkungen durch die beiden möglichen Verwertungswege für teerhaltigen Straßenaufbruch aus Deutschland zu erwarten wären. Verglichen werden die Verwertung im Deponiebau auf einer geeigneten Deponie in Deutschland mit dem Transport in die Niederlande mit anschließender thermischer Behandlung in der Aufbereitungsanlage von REKO B.V. bei Rotterdam.

Die funktionelle Einheit ist die Verwertung von 1 t teerhaltigem Straßenaufbruch, welcher an definierten Standorten in Deutschland anfällt. Ein besonderes Augenmerk wurde auf mögliche Substitutionseffekte und deren ökologischen Konsequenzen gelegt. So wurden vermiedene Primärproduktion und vermiedener Transportaufwand durch die Substitution von Primärressourcen den Verwertungsszenarien als Gutschriften angerechnet.

Ergebnisse und Fazit

Die Verfahrensvariante Reko I 2006 erzielt in sieben von elf Wirkungskategorien bessere Ergebnisse. Die energetisch optimierte Verfahrensvariante Reko II 2020, welche voraussichtlich 2020 in Betrieb genommen wird, hat in zehn von elf Wirkungskategorien geringere Umweltwirkungen als die Verwertung im Deponiebau. Falls das Angebot an zu verwertenden Abfällen die Verwertungskapazität der jeweiligen Deponie übersteigt, verschieben sich die Ergebnisse weiter zugunsten der thermischen Verwertung.

Ein entscheidender Vorteil der thermischen Behandlung ist die Eliminierung des toxischen organischen Materials, welches im Rahmen des Deponiebaus oder der Deponierung lediglich gesichert wird und langfristig wieder freigesetzt werden kann. Weiterhin ermöglicht die thermische Behandlung die stoffliche Verwertung eines größeren Anteils des Straßenaufbruchs, da im Deponiebau die bei der mechanischen Vorbehandlung anfallende Unterkornfraktion nicht eingesetzt werden kann. Besonders die energetisch optimierte Verfahrensvariante Reko II 2020 wird voraussichtlich eine effiziente energetische Verwertung des organischen Materials ermöglichen.

Hintergrund der Studie und Aufbau des Berichts

Teerhaltiger Straßenaufbruch sind als Abfall anfallende Straßenbaustoffe, die unter Verwendung von Pech, einem Destillationsrückstand aus der Teeraufbereitung, hergestellt wurden. Pech hat einen hohen Gehalt an polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK). Aufgrund dieses wassergefährdenden und kanzerogenen Bindemittels stellt teerhaltiger Straßenaufbruch eine bedeutende Altlast im deutschen Straßenbestand dar. Laut dem „Allgemeinen Rundschreiben Straßenbau Nr. 16/2015“ des Bundesministeriums für Verkehr und digitale Infrastruktur (BMVI) darf teerhaltiger Straßenaufbruch seit Anfang 2018 nicht mehr in Tragschichten von Bundesfernstraßen eingebaut werden. Trotzdem ist weiterhin entsprechend der Hierarchie der Kreislaufwirtschaft eine möglichst hochwertige Verwertung dieses Materials anzustreben. Das Umweltbundesamt fordert, dass die Beseitigung von Abfällen aus dem Bausektor minimiert werden und umweltgerecht erfolgen soll. „Nur so können natürliche Rohstoffe und Deponieraum eingespart und die Ziele des Kreislaufwirtschaftsgesetzes, der europäischen Abfallrahmenrichtlinie oder des Deutschen Ressourceneffizienzprogramms (ProgRess II) erreicht werden.“ (UBA 2017)

Vor dem Hintergrund der genannten aktuellen Herausforderung ergeben sich für teerhaltigen Straßenaufbruch zwei grundsätzliche Handlungsoptionen: Erstens kann das Material auf einer entsprechenden Deponie als Deponiebaustoff verwertet werden. Zweitens kann das Material zur Aufbereitung thermisch behandelt werden, um den organischen Anteil zu vernichten. Hierbei wird Energie zurückgewonnen und es entsteht reines Gestein als unbelasteter Sekundärrohstoff. Hiermit wird im Gegensatz zur ersten Option der Schadstoffgehalt des teerhaltigen Straßenaufbruchs beseitigt und damit das Risiko ausgeschlossen, dass dieser in die Biosphäre gelangt.

In Deutschland existieren zum heutigen Zeitpunkt keine für die Behandlung von teerhaltigem Straßenaufbruch geeigneten thermischen Aufbereitungsanlagen. In den benachbarten Niederlanden hat man dagegen seit Jahren Erfahrung mit der thermischen Behandlung unterschiedlicher mineralischer Abfälle (verunreinigte Böden, Baggergut, Schlämme etc.). Die dortigen Anlagen variieren jedoch in ihrer Ausrichtung und Technologie. Die diesem Bericht zugrundeliegenden Informationen zur thermischen Aufbereitung von teerhaltigem Straßenaufbruch stammen von der REKO B.V. aus Rotterdam. Das Unternehmen hat sich auf die thermische Behandlung von teerhaltigem Straßenaufbruch spezialisiert. Dabei setzt der Anlagenbetreiber im Rotterdamer Hafen auf ein innovatives Konzept, welches sich sowohl durch einen hohen Wirkungsgrad bei der Schadstoffbeseitigung, als auch durch ein hohes Level bei der Energie- und Ressourceneffizienz auszeichnet. Zurzeit werden bereits erhebliche Mengen des teerhaltigen Straßenaufbruchs aus Deutschland in der Rotterdamer Anlage aufbereitet.

Die Behandlung von teerhaltigem Straßenaufbruch aus Deutschland erfordert zunächst einen entsprechenden Transport nach Rotterdam, der mit dem Schiff vorgenommen wird. Zu berücksichtigen ist, dass die generierten Sekundärrohstoffe vor Ort in den Niederlanden eingesetzt werden. Aufgrund der geologischen Verhältnisse (ein Großteil der Niederlande liegt unterhalb des Meeresspiegels und besteht aus Torf- und Schlamm Böden) und der strengen Raumplanung gibt es in den Niederlanden nur bedingt Möglichkeiten, um Sand oder Kies abzubauen. In den Niederlanden besteht dementsprechend der politische Wille, Sekundärressourcen vorrangig einzusetzen, sofern sie als umweltverträglich eingestuft sind. Recyclingbaustoffe werden zunehmend auch als hochwertiger Ersatz von Sand, Kies oder Füllmaterial für Asphalt- oder Betonmischwerke verwendet. Daher ersetzen die in der thermischen Verwertung des Straßenaufbruchs generierten Materialien lokal knappe Primärressourcen, die

andernfalls z.B. aus Deutschland, Belgien, Norwegen und Irland importiert werden (Ministerie IenW 2017).

Vor diesem Hintergrund wurde von der Fraunhofer-Projektgruppe für Wertstoffkreisläufe und Ressourcenstrategie IWKS (IWKS) des Fraunhofer Instituts für Silicatforschung ISC die vorliegende Ökobilanzstudie erstellt. Das Ziel ist der ökobilanzielle Vergleich der verschiedenen Verwertungsoptionen für teerhaltigen Straßenaufbruch unter besonderer Berücksichtigung der möglichen Substitutionseffekte.

Die vorliegende Ökobilanz wurde in Anlehnung an ISO 14040/44 durchgeführt. Die Ökobilanz (engl. Life Cycle Assessment, LCA) ist eine analytische Methode zur Abschätzung potenzieller Umweltwirkungen von Systemen (z.B. Produkte, Dienstleistungen, Prozesse). Eine Ökobilanz umfasst laut ISO 14040/44 (2009; 2006) vier Phasen, welche in Abbildung 1 dargestellt sind. Diese sind: Festlegung von Ziel und Untersuchungsrahmen, Sachbilanz, Wirkungsabschätzung und Auswertung. Diese vier Schritte bilden einen iterativen Prozess. So können z.B. Zwischenergebnisse in Sachbilanz oder Wirkungsabschätzung eine Anpassung von Ziel und Untersuchungsrahmen notwendig machen.

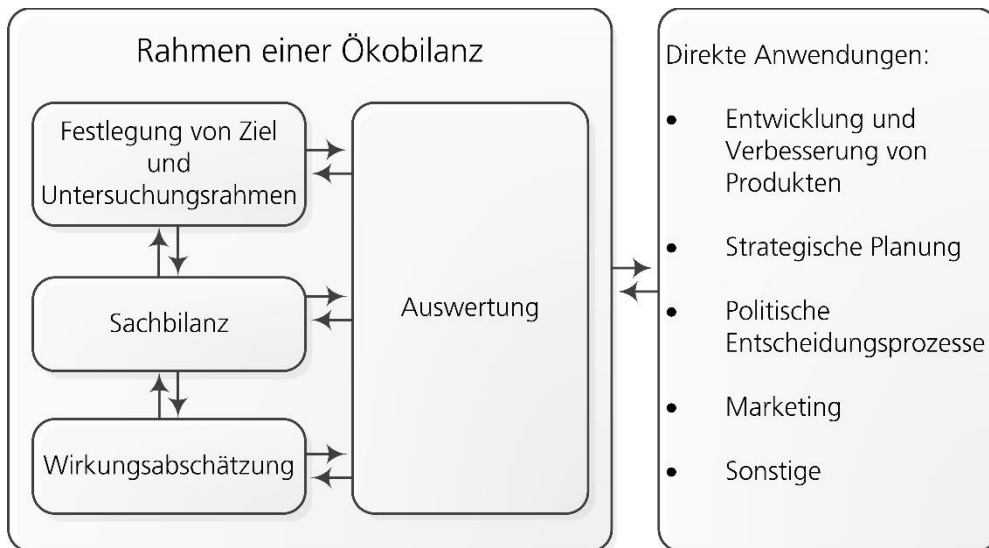


Abbildung 1: Phasen einer Ökobilanz, in Anlehnung an ISO 14040 (2009).

Die folgenden Kapitel dieses Berichts orientieren sich am Aufbau einer Ökobilanzstudie und umfassen das Ziel und den Untersuchungsrahmen (Kapitel 2), die Sachbilanz (Kapitel 3), die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung (Kapitel 4) sowie die Auswertung und das Fazit mit Empfehlungen zur Verwendung der Ergebnisse (Kapitel 5).

Ziel und Untersuchungsrahmen

In diesem Kapitel sind das Ziel, die wissenschaftliche Fragestellung, die Funktion und die funktionelle Einheit, der Referenzfluss, die Systemgrenzen, die Anforderungen an die Datenqualität und die zeitliche, geographische und technologische Repräsentativität dieser Studie definiert. Die berücksichtigten Wirkungskategorien sind ebenfalls dokumentiert.

2.1

Ziel und Anwendungsbereich der Studie

Ziel dieser Studie ist zu untersuchen, unter welchen Voraussetzungen die thermische Behandlung des deutschen teerhaltigen Straßenaufbruchs in den Niederlanden im Vergleich zur Verwendung als Deponiebaustoff in Deutschland ökologisch vorteilhaft ist. Für diesen Verwertungsweg ist die Untersuchung plausibler Szenarien auf Basis einer modellhaften Darstellung von Art und Menge der zu behandelnden Stoffströme und des damit verbundenen Transportaufwandes notwendig. Dies sollte der Verwertung des teerhaltigen Straßenaufbruchs im Deponiebau gegenübergestellt werden. Zusätzlich sollen die Prozesse identifiziert werden, die innerhalb des Systems maßgeblich zu bestimmten Wirkungskategorien beitragen. Dazu werden die Änderungen der Stoffströme, die sich durch die Substitution ergeben, im Detail untersucht. Weiter wird der hieraus entstehende Transportaufwand für die jeweiligen Transportwege untersucht.

Die Fraunhofer-Projektgruppe IWKS erstellte Stoffstrommodelle dieser beiden Verwertungsoptionen von teerhaltigem Straßenaufbruch aus Deutschland einschließlich der damit verbundenen Substitutionseffekte. Anhand dieser Modelle wurde eine Ökobilanz in Anlehnung an ISO 14040/44 durchgeführt. Die Ergebnisse der Studie sollen letztlich veröffentlicht werden, um Entscheidungsträgern aus Industrie und Politik Informationen über ökologische Vor- und Nachteile der verschiedenen Verwertungsoptionen für teerhaltigen Straßenaufbruch aufzuzeigen. Das Konsortium bildet sich aus 4 Projektpartnern:

- Fraunhofer-Projektgruppe IWKS (Auftragnehmer)
- Rhein-Main Umwelt GmbH (Auftraggeber)
- Rhenus SE & Co. und KG (Assoziierter Partner)
- Recycling Kombinat REKO B.V. (Assoziierter Partner)

2.2

Untersuchungsrahmen und Funktionelle Einheit

2.2.1

Funktionelle Einheit

Die Funktion der Prozessketten ist die Verwertung von teerhaltigem Straßenaufbruch. Die **funktionelle Einheit** (Quantifizierung der Funktion) ist demnach die Verwertung einer bestimmten Menge an teerhaltigem Straßenaufbruch. Die funktionelle Einheit, die für diese Studie gewählt wurde, ist die **Verwertung von 1 t teerhaltigem**

Straßenaufbruch. Die funktionelle Einheit ist die Einheit, auf deren Grundlage die verschiedenen Verwertungsmöglichkeiten verglichen werden. Alle in dieser Studie berechneten potenziellen Umweltwirkungen beziehen sich auf diese Größe.

Der Referenzfluss ist die Menge an teerhaltigem Straßenaufbruch, die zur Erfüllung der jeweiligen funktionellen Einheit erforderlich ist. Im Rahmen dieser Studie wurden die Referenzflüsse gleich der in der funktionellen Einheit angegebenen Flüsse (1 t teerhaltiger Straßenaufbruch) gewählt.

Ziel und Untersuchungsrahmen

2.2.2

Systemgrenzen

Im Hinblick auf den Vergleich von Verwertungsoptionen werden die folgenden zwei Verwertungsszenarien dargestellt:

Verwertungsszenario 1: Verwertung des teerhaltigen Straßenaufbruchs als Deponiebaustoff auf der nächstgelegenen geeigneten Deponie in Deutschland.

Verwertungsszenario 2: Lieferung des teerhaltigen Straßenaufbruchs nach Rotterdam, thermische Aufbereitung, Verwertung in den Niederlanden.

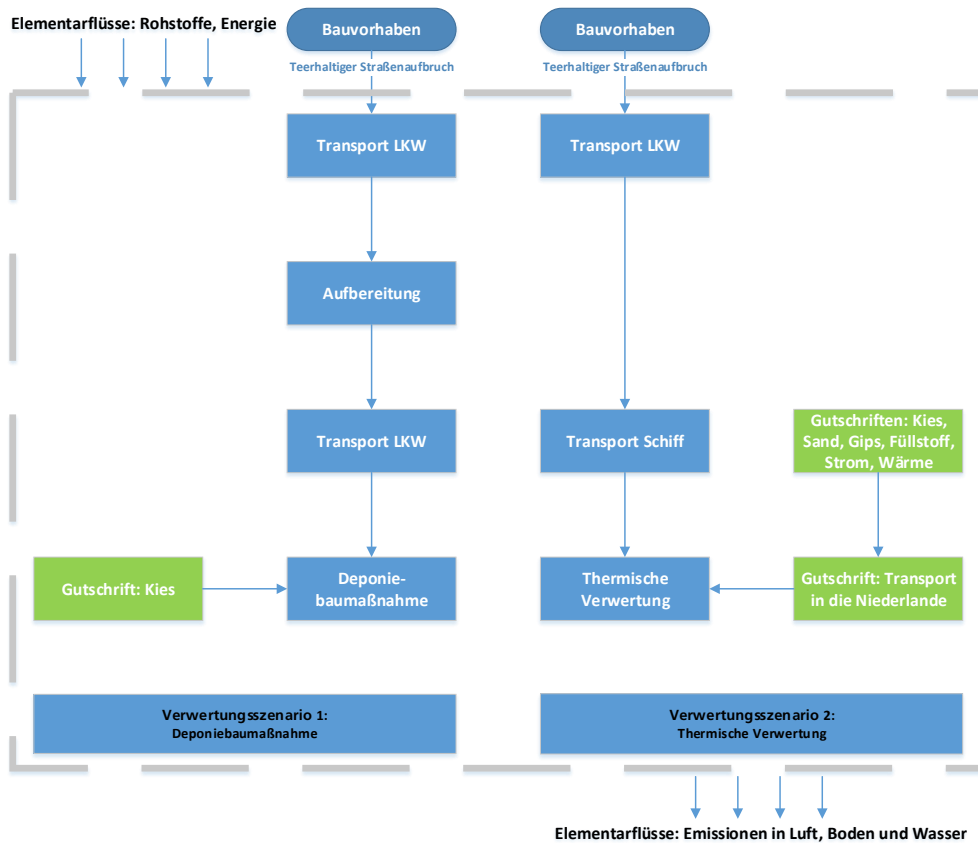


Abbildung 2: Systeme mit Systemgrenzen der Verwertungsoptionen von teerhaltigem Straßenaufbruch.

Aufgrund der verschiedenen regionalen Lagen der Entstehung von Straßenaufbruch und potenzieller Verwertungsoptionen sowie unterschiedlicher Transportmöglichkeiten für teerhaltigen Straßenaufbruch ist die Darstellung der Verwertungsszenarien nicht trivial. Die zu untersuchenden Szenarien wurden daher in Absprache mit den Projektpartnern in Bezug auf Randbedingungen und geographische Systemgrenzen spezifiziert.

Zusätzlich wurden ebenfalls in Absprache zwei mögliche Entstehungsorte von teerhaltigem Straßenaufbruch festgelegt. Beide Entstehungsorte wurden räumlich definiert, sodass sich im Rahmen der späteren Modellierung die jeweils erforderlichen

Transportdistanzen und -arten zu den Orten der Verwertung ableiten lassen. So können in den folgenden Arbeitspaketen beide Verwertungsszenarien für zwei unterschiedliche Entstehungsorte, also insgesamt vier Fallbeispiele, untersucht werden.

Die grundsätzlichen Systemgrenzen, die in Einklang mit dem Ziel der Studie gewählt wurden, sind in Abbildung 2 dargestellt. Der teerhaltige Straßenaufbruch tritt ohne Lastschriften in das System ein. Dies bedeutet, dass sich die Produktion und die Nutzung der Straße außerhalb der Systemgrenzen befinden und daher nicht berücksichtigt werden. Dies entspricht dem Ziel der Studie, da für die Bewertung der Verwertungsszenarien nur Prozesse nach der Entstehung des Straßenaufbruchs relevant sind. Frühere Lebensphasen des Materials, z.B. der Bau oder die Nutzung der Straße, bleiben von den Verwertungsszenarien unberührt und sind daher nicht Teil der Systeme. Betrachtet werden alle Prozesse der Verwertungsoptionen einschließlich der Transportprozesse. Die vermiedene Deponierung von teerhaltigem Straßenaufbruch sowie die vermiedene Produktion der substituierten Materialien werden den Systemen ggf. gutgeschrieben.

Die Umweltauswirkung von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und sonstigen möglichen Auslaugungen innerhalb der Deponie sind im Rahmen dieser Studie nicht berücksichtigt. Eine Abschätzung diesbezüglich ist im Rahmen dieser Ökobilanz aus den folgenden Gründen nicht möglich:

- Da eine Auslaugung nicht nur aus Straßenaufbruch, sondern auch aus Primärgesteinen und anderen Sekundärrohstoffen erfolgen kann, hätten hier Annahmen über das alternativ verwendete Material und dessen Schadstoffgehalt und -verfügbarkeit getroffen werden müssen. Da die Bandbreite der Inhaltsstoffe möglicher Deponiebaustoffe jedoch sehr groß ist, wäre hiermit eine hohe Unsicherheit hinsichtlich eines Vergleichs verbunden gewesen.
- Die potenzielle Auslaugung von Schadstoffen aus Primär- und Sekundärmaterialien ist nicht nur vom Material selbst abhängig, sondern auch von den spezifischen Bedingungen des Einbaus, der Exposition, dem Bodentyp, und dem pH-Wert (Mroueh et al. 2001; Marion et al. 2005; Schwab et al. 2014). Da Straßenaufbruch an unterschiedlichen Orten und auf unterschiedliche Weisen eingebaut werden kann, kann die erwartete Exposition nicht in allgemeiner Form untersucht werden, sondern würde eine umfangreiche Modellbildung für jeden Einzelfall erfordern (vgl. Schwab et al. 2014), die den Umfang der vorliegenden Studie deutlich übersteigt.

Die Schadstoffe werden beim Einsatz als Deponiebaustoff im Gegensatz zur thermischen Behandlung nicht vernichtet, sondern bleiben bestehen. Es besteht also das Risiko einer nachträglichen Auslaugung. Dieser Vorteil der thermischen Verwertung gegenüber der Deponierung (oder der Verwertung als Deponiebaustoff) darf bei der Entscheidungsfindung nicht außer Acht gelassen werden.

Das Hintergrundsystem (z.B. Stromproduktion) ist mit Sachbilanzdaten aus der validierten Datenbank ecoinvent v3.4 berücksichtigt.

2.2.3

Datenerhebung und Datenqualität

Die Sachbilanzdaten der Vordergrundsysteme wurden von den Projektpartnern zur Verfügung gestellt oder durch Literaturrecherchen ermittelt. Einzelne Primärdaten wurden im Rahmen dieser Studie erhoben. Bei Unsicherheiten der Daten wurden Sensitivitätsanalysen durchgeführt, um den Einfluss der Datenunsicherheiten auf die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung beurteilen zu können.

Die Sachbilanzdaten für das Hintergrundsystem stammen ausschließlich aus der Datenbank ecoinvent v3.4 (cut-off).

- **Technologische Repräsentativität:** Die Sachbilanzdaten des Vordergrundsystems entsprechen dem aktuellen Stand der Technik. Es wurden Abschätzungen zu zukünftigen Effizienzsteigerungen der thermischen Verwertungsanlage durchgeführt.
- **Geographische Repräsentativität:** Für das Hintergrundsystem wurden aus der Datenbank ecoinvent v3.4 so weit möglich Daten mit geographischem Bezug auf Deutschland oder Europa ausgewählt. Da für mehrere Prozesse keine Prozess-Datensätze mit dem Bezug auf Deutschland vorhanden waren, wurde auf Prozesse mit dem Bezug auf die Schweiz zurückgegriffen. Die Lieferprozesse wurden dann mit Bezug auf Deutschland angepasst (z.B. Stromproduktion). Produkte, welche vom globalen Markt stammen, wurden mit globalen Datensätzen abgebildet.
- **Zeitliche Repräsentativität:** Die Daten des Vordergrundsystems beziehen sich auf den aktuellen Stand zur Zeit der Datenerfassung im Jahr 2018. Zukünftige Effizienzsteigerungen der thermischen Verwertungsanlage wurden ebenfalls abgebildet. Für die Hintergrunddaten wurde auf die zum Zeitpunkt der Erstellung dieser Studie aktuellste Version der ecoinvent-Datenbank (v3.4) zurückgegriffen. Diese beinhaltet allerdings auch ältere Datensätze. Auch ist die zeitliche Repräsentativität der Hintergrundprozesse nicht einheitlich. Weitere Informationen hierzu sind der Dokumentation der ecoinvent-Datenbank v3.4 zu entnehmen (Wernet et al. 2016). Aufgrund mangelnder Datenverfügbarkeit konnten keine Hintergrunddaten verwendet werden, die ein zukünftiges Hintergrundsystem widerspiegeln.

2.2.4

Berücksichtigte Wirkungskategorien

Alle Aktivitäten innerhalb der Anthroposphäre können unterschiedliche Umweltwirkungen nach sich ziehen. Diese werden in der Regel in Wirkungskategorien unterteilt. Es wird untersucht, zu welchen Wirkungskategorien die in der Sachbilanz erfassten Stoff- und Energieströme beitragen (Klassifizierung) und in welchem Umfang dies zu erwarten ist (Charakterisierung). Die Umweltwirkungen können entweder auf dem Level der Schutzbereiche natürliche Ökosysteme, menschliche Gesundheit oder Ressourcen am Wirkungsendpunkt (Endpoint, schadensorientiert) oder bereits früher in der Wirkungskette (Midpoint) charakterisiert werden. In dieser Studie wurde die Wirkungsabschätzung am Midpoint-Level durchgeführt, um zusätzliche Unsicherheiten zu vermeiden.

Die Charakterisierungsfaktoren sind in Wirkungsabschätzungsmethoden zusammengefasst. In dieser Studie wurden für alle betrachteten Wirkungskategorien die Methoden ausgewählt, welche für die jeweilige Wirkungskategorie vom ILCD (The International Reference Life Cycle Data System) Handbook des Joint Research Centre der EU empfohlen werden (ILCD 2011). Diese Wirkungsabschätzungsmethoden geben die Referenzsubstanzen und die Charakterisierungsfaktoren für die jeweiligen Wirkungskategorien vor. Die betrachteten Wirkungskategorien sind:

- Klimawandel
- Stratosphärischer Ozonabbau
- Versauerung
- Terrestrische Eutrophierung
- Photochemische Oxidantienbildung
- Feinstaubbildung
- Humantoxizität (kanzerogen und nicht-kanzerogen)
- Ökotoxizität (Süßwasser)
- Ressourcenverbrauch (mineralisch, fossil und erneuerbar)

- Wasserverbrauch
- Landnutzung

Diese Wirkungskategorien sind in Kapitel 4 erklärt. Auf die optionalen Elemente der Wirkungsabschätzung (Normierung, Ordnung oder Gewichtung der Wirkungskategorien) wurde verzichtet, um zusätzliche Unsicherheiten und Subjektivität zu vermeiden.

2.2.5

Auswertung

Die Auswertung umfasst die in ISO 14040/44 geforderten Komponenten:

- Identifizierung der signifikanten Parameter anhand der Ergebnisse der Sach- und Wirkungsbilanz
- Vollständigkeits-, Sensitivitäts- und Konsistenzprüfungen
- Einschränkungen, Schlussfolgerungen und Empfehlungen.

Es wurde keine kritische Prüfung nach ISO 14040/44 durchgeführt. Der Bericht ist so gestaltet, dass er grundsätzlich als Grundlage für eine kritische Prüfung geeignet ist.

Sachbilanz

Die folgenden vier Szenarien werden betrachtet:

- Deponiebau, best case
- Deponiebau, worst case
- Thermische Behandlung, best case
- Thermische Behandlung, worst case

Best case und worst case beziehen sich hierbei auf einen geringen bzw. hohen Transportaufwand. Die thermische Behandlung unterteilt sich in die drei möglichen Verfahrensvarianten: Reko I 2006, Reko I 2019 und Reko II 2020.

3.1 Deponiebau

Wie in Abbildung 2 dargestellt, werden in diesem Verwertungsszenario folgende Prozesse betrachtet:

- *Transport*: Betrachtet werden die Transportwege des teerhaltigen Straßenaufbruchs per LKW vom Entstehungsort zur Aufbereitungsanlage und weiter zu einer geeigneten Deponie.
- *Aufbereitung*: Fräsgut und/oder Schollen werden in einer hierfür genehmigten Aufbereitungsanlage zu einem definierten Deponiebaustoff (Körnung 8-56) aufbereitet.
- *Kiesproduktion*: Es wurde zunächst angenommen, dass der Straßenaufbruch im Verwertungsweg als Deponiebaustoff den Primärrohstoff Kies ersetzt. Die vermiedene Kiesproduktion und die dadurch vermiedenen Umweltwirkungen werden dem System als Gutschrift angerechnet. Straßenaufbruch kann in diesem Verwertungsweg allerdings auch in Konkurrenz zu anderen Abfällen wie aufbereitete Müllverbrennungssasche oder Bauschutt treten. Wenn das Angebot an sekundären Deponiebaustoffen die Nachfrage übersteigt, wäre keine Gutschrift für vermiedene Primärproduktion gerechtfertigt.
- *Beseitigung*: Die Unterkornfraktion (0-8) kann nicht als Deponiebaustoff genutzt werden und muss als Abfall deponiert werden.

3.1.1 Transport

Anhand einer Befragung der Projektpartner wurden verschiedene Szenarien für die Definition des Transportaufwandes erarbeitet. Hierzu wurden mögliche Entstehungs- und Verwertungsorte von teerhaltigem Straßenaufbruch definiert und anschließend Szenarien für einen best case, in dem ein geringer Transportaufwand anfällt, und einen worst case, in dem ein großer Transportaufwand anfällt, definiert. Um geeignete Deponien zu erfassen, wurden zahlreiche Deponien in Deutschland kontaktiert und nach der Möglichkeit der Verwertung bzw. Entsorgung von teerhaltigem Straßenaufbruch befragt. Aus den resultierten Ergebnissen wurden die folgenden Transportszenarien ausgewählt.

Im best case wurde Mannheim als Entstehungsort von teerhaltigem Straßenaufbruch angenommen. Der Straßenaufbruch muss 20 km zu einer Aufarbeitungsanlage in Ludwigshafen transportiert werden. Anschließend wird der aufgearbeitete Straßenaufbruch 60 km zur Deponie Kaiserslautern-Kapiteltal transportiert. Eine Zusammenfassung der Transporte befindet sich in Tabelle 1.

Strecke	Entfernung	Einheit	Ecoinvent-Datensatz
Mannheim Ludwigshafen	- 20	km	transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO6 Cutoff, U – RER
Ludwigshafen Kaiserslautern-Kapittelal	- 60	km	transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO6 Cutoff, U – RER

Tabelle 1: Transport – Deponie, best case Szenario.

Im worst case entsteht teerhaltiger Straßenaufbruch in der Umgebung von Schönau, Königsee. Der Straßenaufbruch muss dann 307 km zu einer Aufarbeitungsanlage in Nürnberg-Roth transportiert werden. Anschließend wird der aufgearbeitete Straßenaufbruch 280 km zur Deponie Gröbern transportiert. Grund dafür ist, dass keine Deponie in Bayern dauerhaft teerhaltigen Straßenaufbruch annehmen kann. Deshalb wird dieser zur nächsten Deponie in Sachsen-Anhalt zur Verwertung transportiert. Eine Zusammenfassung der Transporte im worst case-Szenario befindet sich in Tabelle 2.

Strecke	Entfernung	Einheit	Ecoinvent-Datensatz
Schönau, Königsee - Nürnberg-Roth	307	km	transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO6 Cutoff, U – RER
Nürnberg-Roth - Deponie Gröbern	280	km	transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO6 Cutoff, U – RER

Tabelle 2: Transport – Deponie, worst case Szenario.

3.1.2 Aufbereitung

Als teerhaltigen Straßenaufbruch wird ein durch lagenweises Fräsen als Fräsgut (Körnung 0/60) oder durch Aufbrechen einer Schicht oder eines Schichtpaketes in Schollen (Körnung 60/x) gewonnenes Material, das im Bindemittel Pech oder kohlestämmige Öle enthält, bezeichnet. Um dieses als Deponiebaustoff nutzen zu können, muss eine bestimmte Körnung hergestellt werden. Das Material wird daher in der Regel in Bauschuttrecyclinganlagen aufbereitet, in denen das Material gebrochen und klassiert (gesiebt) wird. Als Brecher werden hauptsächlich Backen- und Prallbrecher eingesetzt. Zur Ausrüstung dieser Anlagen müssen für die Aufbereitung von teerhaltigem Straßenaufbruch z.B. Sprühsysteme, Kapselungen und Einhausungen und bei stationären Anlagen auch filternde Entstaubungsanlagen gehören. So führt die TA Luft (BMU 2002) unter Nummer 5.2.3 Maßnahmen und Vorgaben zur Vermeidung oder Verminderung der Staubemissionen bei Umschlag, Lagerung, Förderung, Transport und Aufbereitung an. Die Beschickung kann mit Radladern oder Baggern erfolgen.

Für den Deponiebau wird die gängige Körnung 8/56 erzeugt. Die Überkornfraktion 56/x wird dem Prozess erneut zugeführt.

Im Auftrag der Rhein-Main Umwelt GmbH wurde durch die ZuB GmbH (Ingenieurgesellschaft für Zuschlag- und Baustofftechnologie mbh Prüfstelle für Erd- und Straßenbau, anerkannt nach RAP Stra) anhand einer Probe des teerhaltigen Straßenaufbruchs die Korngrößenverteilung nach DIN EN 933-1 ermittelt. Die übergebenen Probematerialien wurden im Labor der ZuB GmbH jeweils getrennt homogenisiert und mittels Probeteiler auf Laborprobengröße eingeengt. Die Untersuchungsergebnisse sind in Tabelle 3 und Abbildung 3 dargestellt. Aus den Ergebnissen wurde eine Massenbilanz der Aufarbeitung von teerhaltigem Straßenaufbruch erstellt. Die Aufbereitung des Fräsguts mit der Körnung 0/60 ergibt zu 66 % die Körnung 8/56 und zu 21 % die Unterkornfraktion 0/8. Die Aufbereitung von Schollen 60/X ergibt zu 41 % die Körnung 08/56 und zu 46 % die Unterkornfraktion 0/8. In beiden Fällen entstehen 13 % Überkorn 56/x, welche den Prozess erneut durchlaufen.

Tabelle 3:
Korngrößenverteilung,
Siebung nach nassem
Abtrennen der Feinanteile
nach DIN EN 933-1.

Prüfsiebennweite d in mm	Siebdurchgang < d in M.-%	
	Material 0/45	Fräsgut
100		100
63	100	87
45	90	87
31,5	69	77
22,4	54	60
16	46	46
11,2	39	32
8	30	21
5,6	23	15
4	17	11
2	10	6
1	6	3
0,5	3	1
0,063	0,3	0,3

Aus den Ergebnissen der Korngrößenverteilung des teerhaltigen Straßenaufbruchs nach DIN EN 933-1 wurde ein Flussdiagramm (Abbildung 4) erstellt. In der Regel besteht 1 t teerhaltiger Straßenaufbruch aus ungefähr 900 kg Fräsgut und 100 kg Schollen. Bei der Aufarbeitung entstehen ca. 730 kg Material der Körnung 8/56 und 270 kg der Unterkornfraktion 0/8. Es wurde angenommen, dass die Körnung 8/56 im Massenverhältnis 1:1 Kies ersetzt. Die Unterkornfraktion 0/8 kann nach Angabe der Rhein-Main Umwelt GmbH nicht direkt verwertet werden, sondern muss deponiert oder thermisch behandelt werden. Im Rahmen dieser Studie wurde von einer Deponierung der Unterkornfraktion ausgegangen.

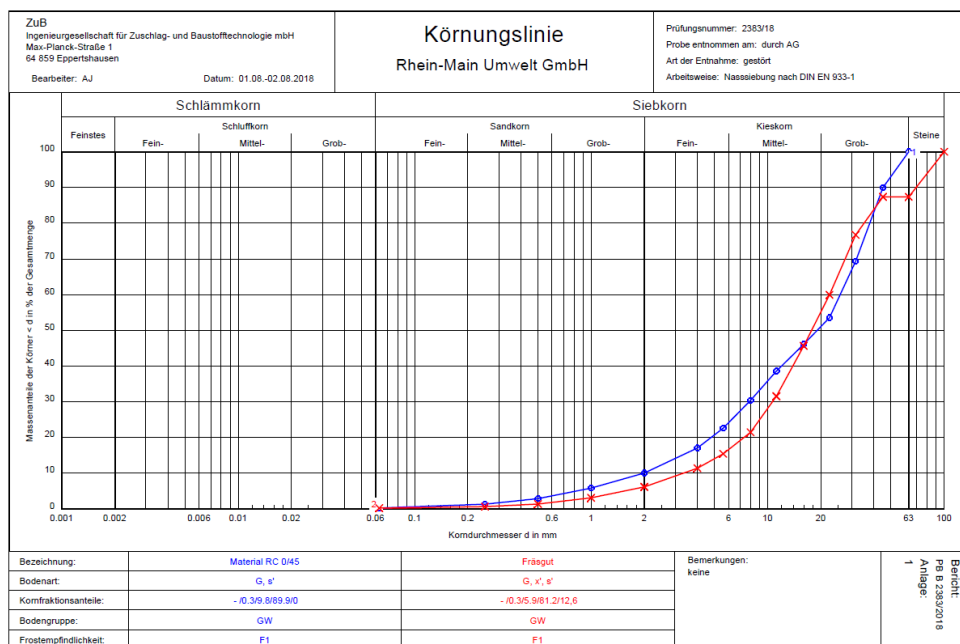


Abbildung 3: Körnungslinie
nach DIN EN 933-1

Bilanzdaten der Aufarbeitung von teerhaltigem Straßenaufbruch wurden auf Basis des ecoinvent-Datensatzes „rock crushing | rock crushing | Cutoff, U – RER“ erstellt. Dieser Prozess wurde anschließend mit Daten der Projektpartner für die Aufarbeitung von teerhaltigem Straßenaufbruch angepasst. Die Daten aus ecoinvent basieren auf einem bestimmten Brechertyp (Nordberg HP 400 SX). Die vom Hersteller angegebene Durchsatzkapazität des Brechers beträgt 454 Tonnen pro Stunde. Die Bilanz umfasst die Maschine, Ersatzteile, Verschleiß und Schmieröl. Strom- (1,2 kWh / t Material) und Dieselverbrauch (0,31 kg / t Material) für Radlader, Hydraulikbagger und Siebmaschine wurden in dieser Arbeit ergänzt. Staubemissionen wurden nicht modelliert, da hier keine belastbaren Aussagen getroffen werden können. Die maximale Staubentwicklung in Abhängigkeit der jeweilig genehmigten Grenzwerte kann je nach Standort und Technologie der einzelnen Aufbereitungsanlagen variieren (ecoinvent).

Sachbilanz

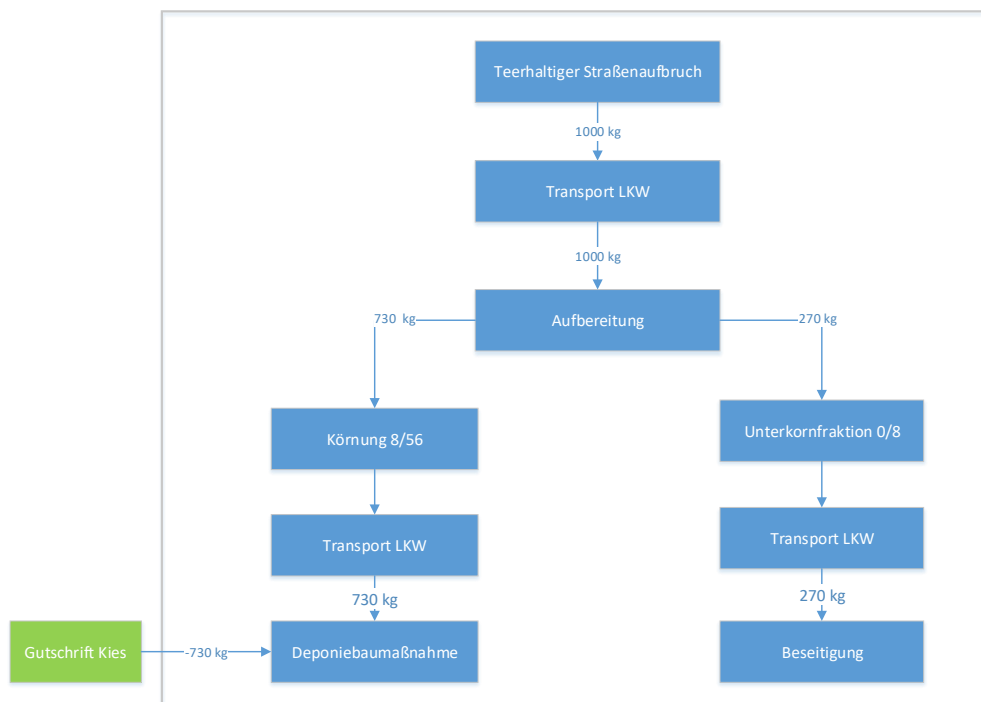


Abbildung 4:
Massenflussdiagramm der
Aufarbeitung von
teerhaltigem Straßenaufbruch
für Deponiebaumaßnahmen.

3.2 Thermische Behandlung

Die folgenden Prozesse wurden betrachtet:

- *Transport:* Der teerhaltige Straßenaufbruch wird per LKW vom Anfallsort zum nächsten geeigneten Hafen und von dort per Binnenschiff zur thermischen Behandlung in die Niederlande transportiert.
- *Gutschriften für Primärproduktion:* Der thermisch behandelte Straßenaufbruch substituiert Naturstein, wodurch die damit verbundene Primärproduktion vermieden wird.
- *Gutschrift Transport:* Aufgrund der Rohstoffsituation der Niederlande wird Naturgestein zu einem großen Anteil aus dem Ausland importiert. Wenn Primärgestein substituiert wird, wird auch der damit verbundene Transportaufwand vermieden.
- *Thermische Behandlung:* Der teerhaltige Straßenaufbruch wird in Rotterdam thermisch behandelt. Es werden drei mögliche Anlagenvarianten der Recycling Kombination REKO B.V. untersucht - Reko I 2006, Reko I 2019 und Reko II 2020.

Die Jahreszahl gibt den Zeitpunkt der (ggf. geplanten) Inbetriebnahme an. Die beiden zukünftigen Varianten werden nach Angabe von REKO B.V. erhebliche Effizienzsteigerungen verbuchen.

3.2.1 Transport

Es wurde anhand einer Befragung der Projektpartner verschiedene Transportszenarien definiert. Hierzu wurden mögliche Entstehungsorte von teerhaltigem Straßenaufbruch und die dazugehörigen Transportwege und -mittel nach Rotterdam, wo die thermische Verwertung stattfindet, definiert. Für die Studie wurde entschieden, analog zu den Deponierungsszenarien jeweils ein best case und ein worst case Szenario zu definieren. Die Entstehungsorte sind analog zum Deponierungsszenario gewählt, um eine Vergleichbarkeit der Szenarien zu gewährleisten. Die festgelegten Transportszenarien sind im Folgenden beschrieben.

Strecke	Entfernung	Einheit	ecoinvent Datensatz
Mannheim-Ludwigshafen	20	km	transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO6 Cutoff, U – RER
Ludwigshafen - Rotterdam	597	km	transport, freight, inland waterways, barge Cutoff, U – RER

Tabelle 4: Transport – thermische Behandlung, best case Szenario.

Im best case Szenario wurde Mannheim als Entstehungsort von teerhaltigem Straßenaufbruch festgelegt. Der Straßenaufbruch muss 20 km per LKW zu einer Umschlaganlage in Ludwigshafen transportiert werden. Mit Binnenschiffen der Europa-Klasse wird der Straßenaufbruch weitere 597 km nach Rotterdam transportiert. In Bezug auf einen niederländischen Schiffsreederei wurde von Rhein-Main Umwelt angegeben, dass diese Schiffsfrachten grundsätzlich Rücktouren (Talfahrten) sind, da Hintouren (Bergfahrten) i.d.R. Kohletransporte für Kraftwerke sind. Eine Zusammenfassung der Transportdaten für das best case Szenario befindet sich in Tabelle 4.

Strecke	Entfernung	Einheit	ecoinvent Datensatz
Schönau, Königsee-Nürnberg-Roth	307	km	transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO6 Cutoff, U – RER
Nürnberg-Roth - Rotterdam	993	km	transport, freight, inland waterways, barge Cutoff, U – RER

Tabelle 5: Transport – thermische Behandlung, worst case Szenario.

Im worst case Szenario entsteht der teerhaltige Straßenaufbruch in der Umgebung von Schönau, Königsee. Von dort muss der Straßenaufbruch 307 km per LKW zu einer Umschlaganlage in Nürnberg-Roth transportiert werden. Es folgen 993 km per Binnenschiff zur thermischen Aufbereitungsanlage bei Rotterdam. Der Transportaufwand für das worst case Szenario ist in Tabelle 5 zusammengefasst.

Strecke	Entfernung	Einheit	ecoinvent Datensatz
Produktionsort - Hafen	50	km	transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO6 Cutoff, U – RER
Hafen - Rotterdam	500	km	transport, freight, inland waterways, barge Cutoff, U – RER

Tabelle 6: Gutschrift für vermiedenen Transportaufwand für Primärmaterial.

Die Produkte aus der thermischen Verwertung werden in einem Radius von ca. 30 km um die Aufbereitungsanlage eingesetzt. Im Rahmen dieser Studie wurde angenommen, dass primäre Baustoffe in der Regel aus dem Ausland in die Niederlande importiert werden. Bei der Nutzung der Produkte aus der thermischen Verwertung fällt somit der Transportaufwand für die primären Baustoffe aus dem Ausland in die Niederlande weg. Der vermiedene Transportaufwand, welcher von den Projektpartnern abgeschätzt wurde, ist in Tabelle 6 dargestellt.

3.2.2 Thermische Verwertung

Bei REKO B.V. wird der teerhaltige Straßenaufbruch in einem Brecher zu teerhaltigem Asphaltgranulat (TAG) zerkleinert. Dieses wird dann in einem Trommelofen auf 850°C erhitzt, wodurch der Teer verbrannt wird. Die Anlage verfügt über eine fortschrittliche Rauchgasreinigung mit Nachbrenner, Filter, Rauchgasentstickung (DeNox) und Gaswäsche sowie über ein umfassendes Wärmerückgewinnungskonzept, mit dem u.a. Strom erzeugt wird. Als Produkte entstehen Kies und Sand, sowie ein Filterstaub aus der Rauchgasreinigung, welcher als Füllstoff in der Beton- und Asphaltindustrie eingesetzt werden kann, und Gips aus der Gaswäsche. In Abbildung 5 sind die Flussdiagramme der folgenden drei Anlagenvarianten der Recycling Kombination REKO B.V. dargestellt:

- Reko I, Inbetriebnahme 2006 (Reko I 2006)
- Reko I, Inbetriebnahme 2019 (Reko I 2019)
- Reko II, Inbetriebnahme 2020 (Reko II 2020)

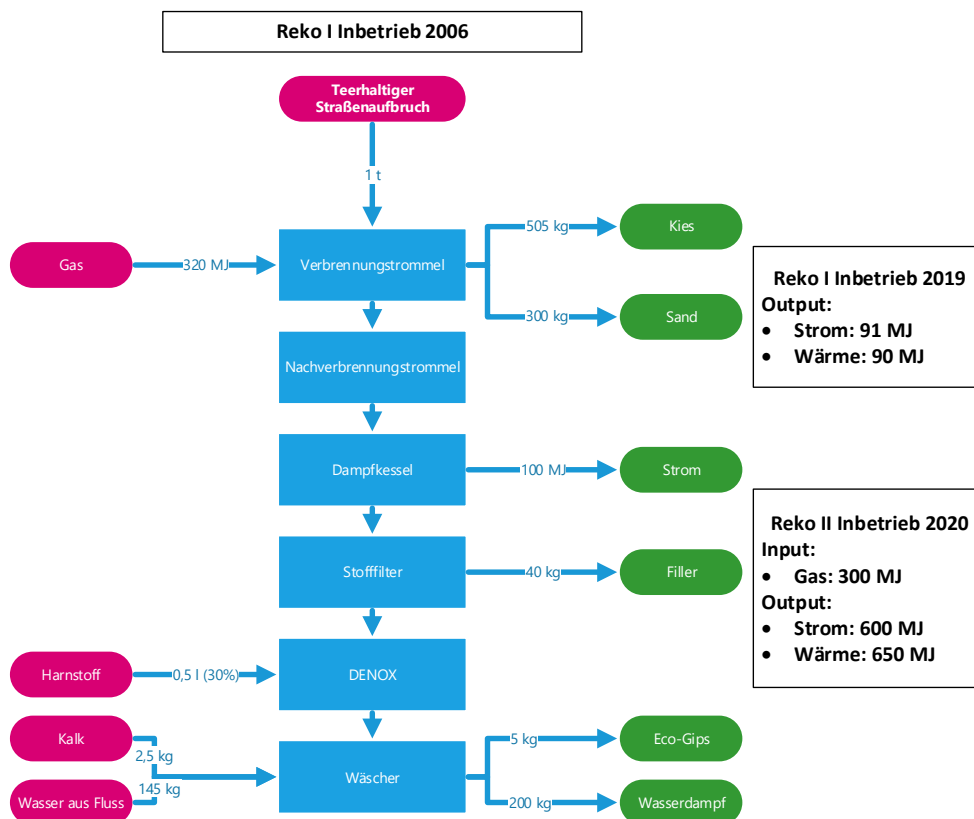


Abbildung 5:
Massenflussdiagramm der drei
Verfahrensvarianten der
Recycling Kombination REKO
B.V.: Reko I 2006, Reko I 2019
und Reko II 2020.

Die Unterschiede zwischen diesen Anlagen liegen in der Energiebilanz. Die aktuell betriebene Anlage, Reko I 2006, verbraucht 320 MJ Gas und produziert 100 MJ Strom. Dagegen soll die für 2019 geplante Anlage, Reko I 2019, 19 MJ Strom und 90 MJ Wärme produzieren. Reko II 2020 soll pro Tonne Straßenaufbruch nur noch 300 MJ Gas verbrauchen und 600 MJ Strom sowie 650 MJ Wärme liefern. Diese hohen Energieausbeuten sind möglich, da der teerhaltige Straßenaufbruch zu 5 % aus Teer besteht, welcher einen Heizwert von ca. 40 MJ pro kg aufweist. Der Straßenaufbruch liefert also einen Heizwert von ca. 2000 MJ pro Tonne Material.

Sachbilanz

Wirkungsabschätzung

Aufgrund der großen politischen Bedeutung des Klimawandels liegt der Fokus der Wirkungsabschätzung auf dieser Wirkungskategorie. Es ist aber zu beachten, dass für eine Entscheidungsfindung ein möglichst breites Spektrum an potenziellen Umweltwirkungen herangezogen werden sollte, um mögliche Problemverschiebungen frühzeitig zu identifizieren. Deshalb wurde die Wirkungsabschätzung zusätzlich für die Wirkungskategorien Versauerung, Ökotoxizität (Süßwasser), Humantoxizität (kanzerogen), Landnutzung, stratosphärischer Ozonabbau, Feinstaubbildung, photochemische Oxidantienbildung, Ressourcenverbrauch, Wasserverbrauch und terrestrische Eutrophierung durchgeführt. Kurze Erklärungen dieser Wirkungskategorien befinden sich in den nachfolgenden Unterkapiteln. Alle potenziellen Umweltwirkungen beziehen sich auf die Verwertung von 1 t teerhaltigem Straßenaufbruch. Die Ergebnisse für die thermische Behandlung und für die Verwertung als Deponiebaustoff sind jeweils in Tabelle 7 und Tabelle 8 zusammengefasst. Die Ergebnisse je Wirkungskategorie sind in den Kapiteln 4.1 und 4.2 ausführlich dargestellt.

Wirkungskategorie	Referenzeinheit	Reko I 2006		Reko I 2019		Reko II 2020	
		Best Case	Worst Case	Best Case	Worst Case	Best Case	Worst Case
Versauerung	mol H ⁺ eq.	-4,18·10 ⁻²	2,22·10 ⁻¹	-7,24·10 ⁻²	1,92·10 ⁻¹	-4,60·10 ⁻¹	-1,96·10 ⁻¹
Klimawandel	kg CO ₂ eq.	-3,03·10 ¹	1,24·10 ¹	-3,72·10 ¹	5,49	-2,36·10 ²	-1,93·10 ²
Ökotoxizität (Süßwasser)	CTU _w	-1,29·10 ²	7,83·10 ¹	-1,42·10 ²	6,53·10 ¹	-4,71·10 ²	-2,64·10 ²
Humantoxizität (kanzerogen)	CTU _h	-1,14·10 ⁻⁶	3,72·10 ⁻⁷	-1,24·10 ⁻⁶	2,71·10 ⁻⁷	-5,06·10 ⁻⁶	-3,55·10 ⁻⁶
Landnutzung	kg SOC	-1,26·10 ²	8,91·10 ¹	-1,40·10 ²	7,44·10 ¹	-2,41·10 ²	-2,59·10 ¹
Ozonabbau	kg CFC-11 eq.	1,98·10 ⁻⁶	9,68·10 ⁻⁶	2,88·10 ⁻⁶	1,06·10 ⁻⁵	-5,63·10 ⁻⁶	2,07·10 ⁻⁶
Feinstaubbildung	kg PM _{2,5} eq.	-7,27·10 ⁻³	1,37·10 ⁻²	-1,27·10 ⁻²	8,26·10 ⁻³	-3,80·10 ⁻²	-1,71·10 ⁻²
Photochemische Oxidantienbildung	kg C ₂ H ₄ eq.	2,36·10 ⁻³	2,97·10 ⁻¹	-6,13·10 ⁻³	2,89·10 ⁻¹	-2,27·10 ⁻¹	6,83·10 ⁻²
Ressourcenverbrauch	kg Sb eq.	-1,91·10 ⁻³	-4,49·10 ⁻⁴	-1,94·10 ⁻³	-4,71·10 ⁻⁴	-2,24·10 ⁻³	-7,76·10 ⁻⁴
Wasserverbrauch	m ³	1,19·10 ⁻¹	1,44·10 ⁻¹	1,18·10 ⁻¹	1,43·10 ⁻¹	6,81·10 ⁻²	9,31·10 ⁻²
Terrestrische Eutrophierung	mol N eq.	3,11·10 ⁻²	1,08	-5,00·10 ⁻³	1,05	-7,91·10 ⁻¹	2,61·10 ⁻¹

Tabelle 7: Potenzielle Umweltwirkungen der thermischen Behandlung von 1 t teerhaltigem Straßenaufbruch.

Wirkungskategorie	Referenzeinheit	Deponiebau	
		Best Case	Worst Case
Versauerung	mol H ⁺ eq.	1,06·10 ⁻²	1,42·10 ⁻¹
Klimawandel	kg CO ₂ eq.	6,38	4,83·10 ¹
Ökotoxizität (Süßwasser)	CTU _w	1,60·10 ²	4,43·10 ²
Humantoxizität (kanzerogen)	CTU _h	-1,96·10 ⁻⁷	9,52·10 ⁻⁷
Landnutzung	kg SOC	-6,17·10 ¹	1,68·10 ²
Ozonabbau	kg CFC-11 eq.	1,51·10 ⁻⁶	1,02·10 ⁻⁵
Feinstaubbildung	kg PM _{2,5} eq.	2,25·10 ⁻³	2,48·10 ⁻²
Photochemische Oxidantienbildung	kg C ₂ H ₄ eq.	1,24·10 ⁻²	1,36·10 ⁻¹
Ressourcenverbrauch	kg Sb eq.	-1,70·10 ⁻³	5,68·10 ⁻⁴
Wasserverbrauch	m ³	-2,68·10 ⁻²	-2,41·10 ⁻³
Terrestrische Eutrophierung	mol N eq.	7,30·10 ⁻³	3,17·10 ⁻¹

Tabelle 8: Potenzielle Umweltwirkungen der Verwertung von 1 t teerhaltigem Straßenaufbruch im Deponiebau.

Klimawandel

Das Treibhauspotenzial (engl.: global warming potential, GWP) ist ein Maß für den Einfluss, den atmosphärische Gase auf den Treibhauseffekt haben. Treibhausgase lassen etwa 70 % der kurzwelligigen Sonnenstrahlung passieren, absorbieren jedoch einen Teil der von der Erdoberfläche abgestrahlten langwelligigen Wärmestrahlung. Dies führt zu einer Erwärmung der Atmosphäre. Der natürliche Treibhauseffekt ist notwendig für menschliches Leben, da sonst die durchschnittliche Lufttemperatur auf der Erdoberfläche bei -18 °C anstatt bei +15 °C läge. Der zusätzliche anthropogene Treibhauseffekt, also die Verstärkung des natürlichen Treibhauseffekts durch menschlichen Einfluss, entsteht durch emissionsbedingt erhöhte Konzentrationen bestimmter Spurengase (Treibhausgase) in der Atmosphäre (Herrmann 2010). Der Primäreffekt in dieser Wirkungskategorie ist die erhöhte Absorption von Infrarotstrahlung in der Atmosphäre. Der Sekundäreffekt ist die dadurch steigende Temperatur in der Troposphäre. Dieser Effekt wird als Klimawandel beschrieben. Tertiäreffekte, also Auswirkungen des Klimawandels, sind z.B. das Schmelzen der Polarkappen, steigende Meeresspiegel, Wetterinstabilität, Veränderungen in Ökosystemen und die Ausbreitung von Krankheiten (z.B. Malaria). Die wichtigsten Treibhausgase sind Kohlenstoffdioxid, Methan, Lachgas, Ozon und bestimmte synthetische persistente Chemikalien (Klöpffer und Grahl 2009). Das ILCD Handbook (ILCD 2011) empfiehlt die Verwendung der Charakterisierungsfaktoren des aktuellen IPCC Assessment Reports (IPCC 2017). Die Referenzsubstanz ist Kohlenstoffdioxid (CO₂). Dies bedeutet, dass alle Treibhausgase anhand ihrer Treibhauswirkung in CO₂-Äquivalente (CO₂-eq) umgerechnet werden.

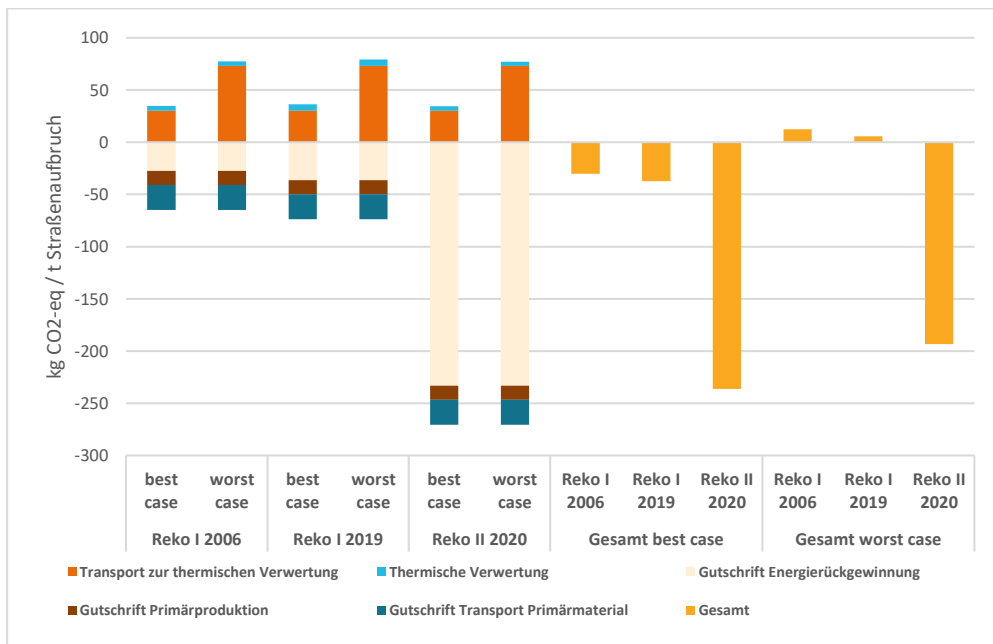


Abbildung 6:
Treibhauspotenzial der thermischen Verwertungsoptionen von teerhaltigem Straßenaufbruch.

Die Wirkungsabschätzungsergebnisse für den Klimawandel der unterschiedlichen thermischen Verwertungsoptionen von teerhaltigem Straßenaufbruch (Reko I 2006, Reko I 2019 und Reko II 2020) sind in Abbildung 6 dargestellt. Die Abbildung zeigt die jeweiligen Beiträge der folgenden Teilprozesse:

- Transport des teerhaltigen Straßenaufbruchs vom Entstehungsort zur thermischen Verwertungsanlage in Rotterdam

- Prozess der thermischen Behandlung des Straßenaufbruchs und dessen Umwandlung in einen unbelasteten Sekundärrohstoff
- Gutschriften für die vermiedene Produktion der substituierten Materialien (Kies, Sand, Gips, Füllstoff) und Energie (elektrische Energie und Wärme)
- Gutschriften für den vermiedenen Transport des substituierten Primärgesteins

Zusätzlich sind die Nettoergebnisse der Prozessketten dargestellt. Es wird jeweils in ein best case (geringer Transportaufwand, siehe Tabelle 4) und worst case (hoher Transportaufwand, siehe Tabelle 5) Szenario unterschieden.

Der Transportaufwand des Straßenaufbruchs vom Entstehungsort zur thermischen Behandlungsanlage in Rotterdam verursacht im best case Szenario ca. 30 kg CO₂-eq und im worst case Szenario ca. 73 kg CO₂-eq. Die Gutschrift für den Transport der substituierten Primärrohstoffe beträgt in allen Szenarien ca. 24 kg CO₂-eq.

Der thermische Prozess verursacht in den Anlagen Reko I 2006 und Reko I 2019 ca. 6,2 kg CO₂-eq. und in der Anlage Reko II 2020 ca. 4,2 kg CO₂-eq pro Tonne Straßenaufbruch. Große Unterschiede zwischen diesen Verfahrensvarianten sind bei den Prozessgutschriften zu verzeichnen. Die höchste Gutschrift und somit der relevanteste Substitutionseffekt wird bei der Anlage Reko II 2020 durch die im Prozess produzierten 600 MJ Strom und 650 MJ Wärme erzielt. Da diese Anlage voraussichtlich erst im Jahr 2020 in Betrieb gehen wird, sind diese Ergebnisse nur als Prognose zu behandeln. Bei der aktuell betriebenen Anlage Reko I 2006 fallen die Gutschriften der substituierten Primärrohstoffe niedriger aus. Insgesamt betragen die Gutschriften für die vermiedene Produktion von Material und Energie ca. 41 kg CO₂-eq in Reko I 2006, ca. 50 kg CO₂-eq in Reko I 2019 und ca. 246 kg CO₂-eq bei Reko II 2020.

Im best case Szenario überwiegen für alle drei Anlagenvarianten die Gutschriften. Netto werden hier zwischen ca. 28 kg CO₂-eq (Reko I 2006) und 236 kg CO₂-eq (Reko II 2020) eingespart. Die thermische Verwertung von Straßenaufbruch hätte bei Reko II 2020 auch im worst case Szenario deutlich positive Auswirkungen auf den Klimawandel, da hier ca. 193 kg CO₂-eq eingespart werden. Die Verfahrensvarianten Reko I 2006 und Reko I 2019 würden im worst case Szenario Netto-Treibhausmissionen in Höhe von ca. 14 kg CO₂-eq und 5,5 kg CO₂-eq pro Tonne Straßenaufbruch verursachen.

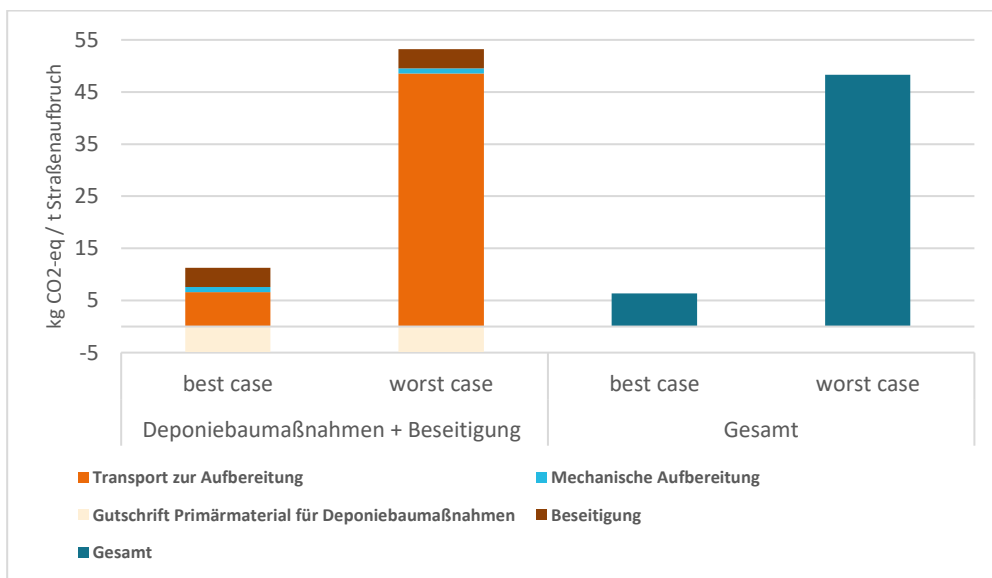


Abbildung 7:
Treibhauspotenzial der
Verwertung von teerhaltigem
Straßenaufbruch im
Deponiebau.

Abbildung 7 zeigt die Ergebnisse der Verwertung von teerhaltigem Straßenaufbruch als Deponiebaustoff. Die Ergebnisse sind ebenfalls für das best case (geringer

Transportaufwand vom Entstehungsort zur Deponie, siehe Tabelle 1) bzw. worst case (hoher Transportaufwand vom Entstehungsort zur Deponie, siehe Tabelle 2) Szenario dargestellt. Im best case Szenario verursacht dieser Verwertungsweg insgesamt ca. 6,6 kg CO₂-eq pro Tonne Straßenaufbruch, während der Ausstoß von Treibhausgasen im worst case Szenario sogar ca. 49 kg CO₂-eq beträgt. Der Aufbereitungsprozess selbst verursacht ca. 1 kg CO₂-eq pro Tonne Straßenaufbruch und fällt damit wenig ins Gewicht. Die Gutschriften der substituierten Primärrohstoffe betragen ca. 4,9 kg CO₂-eq, sofern der verwertbare Anteil der Körnung tatsächlich Naturgestein substituiert. Der Aufwand zur Beseitigung (Deponierung) der nicht verwertbaren Unterkornfraktion verursacht ca. 3,7 kg CO₂-eq. Die Nettoergebnisse zeigen, dass dieser Verwertungsweg sowohl im best case als auch im worst case Szenario zusätzliche Treibhausemissionen verursacht.

Abbildung 8 zeigt, dass alle drei Varianten der thermischen Verwertung sowohl im best case als auch im worst case Szenario besser abschneiden als die Verwertung im Rahmen von Deponiebaumaßnahmen.

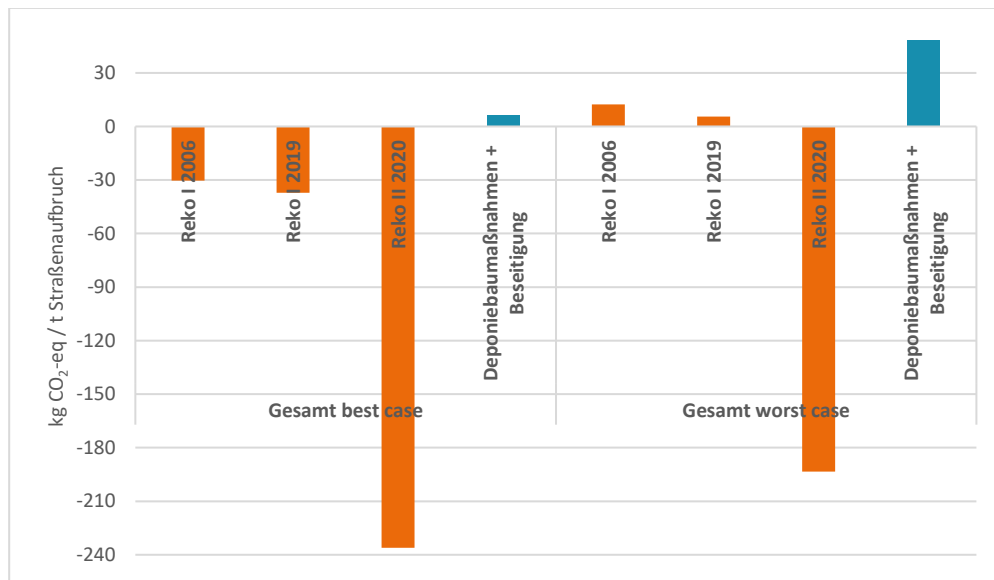


Abbildung 8: Vergleich der Ergebnisse der verschiedenen Verwertungsoptionen in der Kategorie Klimawandel.

Weitere Wirkungskategorien

Versauerung

Das Versauerungspotenzial (engl.: acidification potential, AP) definiert das Potenzial, den pH-Wert von Böden und Gewässern durch den Eintrag von Säuren zu senken. Säuren oder säurebildende Gase wie Schwefeldioxid (SO₂), Schwefelsäure (H₂SO₄) oder Salpetersäure (HNO₃) gelangen als anthropogene Emissionen in die Atmosphäre und werden durch Niederschläge in Böden und Gewässer eingetragen (Herrmann 2010). Terrestrische Versauerung kann zur Entwaldung (umgangssprachlich „Waldsterben“) führen. Bestimmte Nährstoffe und Schwermetalle können als Folge der Versauerung mobilisiert werden und das Grundwasser belasten. Al³⁺-Ionen, welche für aquatische Organismen hochgiftig sind, können sich in sauren Milieus von Alumosilikaten lösen. Eine verbreitete Referenzsubstanz ist Schwefeldioxid (SO₂) (Klöpffer und Grahl 2009). Das ILCD Handbook empfiehlt für die Bewertung des Versauerungspotenzials in Ökobilanzen die Methode „Accumulated Exceedance“ (Seppälä et al. 2006) für Europa (ILCD 2011). In dieser Methode wird das Versauerungspotenzial in mol H⁺ angegeben.

Die Nettoergebnisse der verschiedenen Verwertungsoptionen sind für das best und worst case Szenario in Abbildung 9 vergleichend dargestellt und in Tabelle 7 und Tabelle 8 zusammengefasst. In dieser Wirkungskategorie ist die Verwertung im Deponiebau im worst case Szenario besser als die thermische Verwertung in den Verfahrensoptionen Reko I 2006 und Reko I 2019. Im best case Szenario ist die Verwertung im Deponiebau schlechter. Reko II 2020 weist allerdings die mit Abstand besten Ergebnisse auf und ist die einzige Verwertungsoption, die Nettogutschriften aufweist. Aufgrund des geringeren Transportaufwandes fallen die Emissionen im best case Szenario generell niedriger aus als im worst case Fall. So sind auch bei Reko II 2020 die Nettogutschriften im best case Szenario deutlich höher. Die Haupttreiber in dieser Wirkungskategorie sind die Stoffe SO₂ und NO_x. Die Transportprozesse tragen am stärksten zum Versauerungspotenzial bei.

Eutrophierung

Das Eutrophierungspotenzial (engl.: eutrophication potential, EP) oder Nährstoffanreicherungspotenzial (engl.: nutrification potential, NP) beschreibt ein Überangebot an Nährstoffen in einem Ökosystem. Das Eutrophierungspotenzial ist oft in terrestrische und aquatische Eutrophierung gegliedert, da terrestrische Ökosysteme eher mit Nährstoffen aus der Luft belastet werden, während der Nährstoffeintrag in aquatische Ökosysteme eher über das Medium Wasser geschieht (Herrmann 2010). Die Primäreffekte der Eutrophierung sind die vermehrte Bildung von Biomasse und erhöhter Sauerstoffverbrauch durch bakterielle Abbauprozesse. Dies kann zu einer radikalen Änderung des Charakters und des Spezienspektrums eines Gewässers führen. In Seen können sich anoxische Zonen und in Extremfällen anaerobe Ökosysteme bilden (umgangssprachlich „Umkippen eines Gewässers“) (Klöpffer und Grahl 2009). Mögliche Referenzsubstanzen sind Phosphat (PO₄), Phosphor (P) oder Stickstoff (N), da Phosphor- und Stickstoffverbindungen den Hauptbeitrag zur Eutrophierung leisten. Für die terrestrische Eutrophierung rät das ILCD Handbook zur Verwendung der Methode „Accumulated Exceedance“ von Seppälä et al. (2006). Für aquatische Eutrophierung soll das EUTREND-Modell verwendet werden, welches in der ReCiPe-Methode Verwendung findet (ILCD 2011).

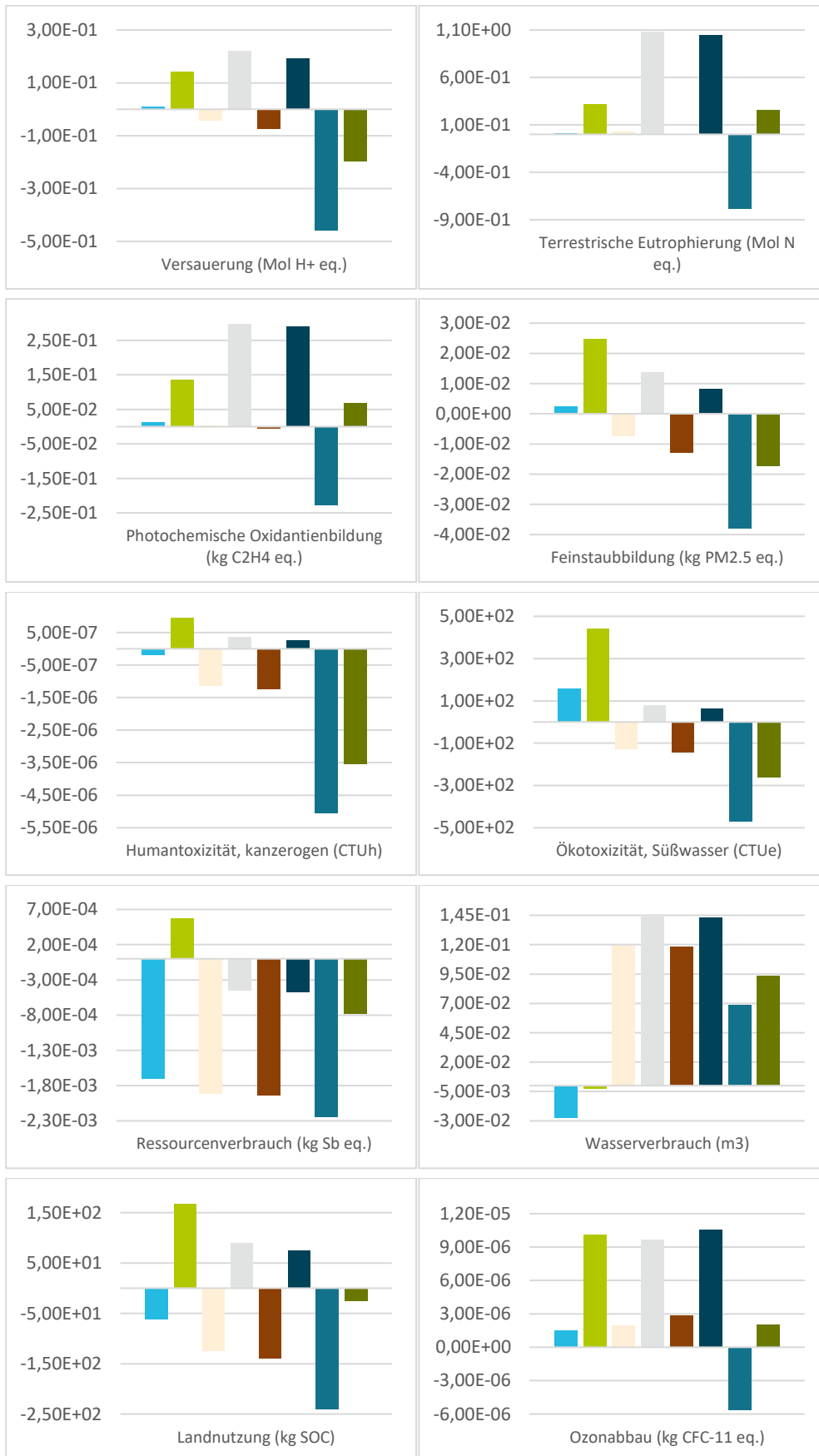


Abbildung 9: Ergebnisse der Wirkungsabschätzung in der Gesamtübersicht (ILCD 2011): Potenzielle Umweltwirkungen der unterschiedlichen Verwertungsszenarien von 1 t teerhaltigem Straßenaufbruch.

- Deponiebau, best case
- Deponiebau, worst case
- Reko I 2006, best case
- Reko I 2006, worst case
- Reko I 2019, best case
- Reko I 2019, worst case
- Reko II 2020, best case
- Reko II 2020, worst case

Die Ergebnisse bezüglich des terrestrischen Eutrophierungspotenzials unterscheiden sich von denen des Versauerungspotenzials. Im best case Szenario treten nur bei der Verwertung mit Reko II 2020 Gutschriften auf. Dies ist auf die hohen Gutschriften für Energierückgewinnung zurückzuführen. Die Emissionen der Verfahrensoptionen Reko I 2006 und Reko I 2019 sind allerdings höher als bei der Verwertung als Deponiebaustoff. Im worst case Szenario werden bei allen Verwertungsoptionen zusätzliche Emissionen ausgestoßen. Die Verwertung als Deponiebaustoff hat im worst case Szenario die geringsten Nährstoffemissionen. Neben dem Transport verursachen die Anlagen Reko I 2006 und Reko I 2019 über die Hälfte des Eutrophierungspotenzials. Grund dafür sind Chemikalien und Energie, welche für die thermische Verwertung von teerhaltigem Straßenaufbruch eingesetzt werden. An dieser Stelle muss allerdings festgehalten werden, dass potenzielle Auslaugungen von organischem Material im Rahmen dieser Studie nicht bilanziert werden konnten. Diese könnten die Emissionen der Verwertung als Deponiebaustoff erhöhen, da das organische Material hier nicht vernichtet wird.

Photochemische Oxidantienbildung

Die Bildung von sogenanntem Sommersmog (engl.: photochemical ozone creation potential, POCP) beschreibt die Bildung von bodennahem Ozon (Herrmann 2010). Troposphärisches Ozon wird durch die Kombination aus primären und sekundären Schadstoffen wie Stickoxiden (NO_x), Kohlenmonoxid (CO) und flüchtigen organischen Verbindungen (engl.: volatile organic compounds, VOC) und bestimmten meteorologischen Bedingungen wie hohen Lufttemperaturen, hoher Sonneneinstrahlung und hohem Atmosphärendruck gebildet. Windstille verhindert zusätzlich die Verdünnung von Ozon und anderen Schadstoffen (Aidaoui et al. 2015). Ozon kann die Atemwege entzünden und die Lunge schädigen und führt in erhöhten Konzentrationen zur Erschwerung von Asthma und chronisch obstruktiven Lungenkrankheiten (Goedkoop et al. 2013). Photochemische Luftverschmutzung hat negative Auswirkungen auf Ökosysteme, z.B. die Schädigung von Blatt- und Nadeloberflächen (Herrmann 2010) sowie Ernteschäden (Aidaoui et al. 2015). Referenzsubstanzen für das POCP sind Ethen (C₂H₄) (Herrmann 2010), flüchtige organische Verbindungen ohne Methan (engl.: non-methane volatile organic compounds, NMVOC) (Goedkoop et al. 2013) und Stickoxide (NO_x) (Curran 2008). Das ILCD Handbook empfiehlt für diese Wirkungskategorie am Midpoint das LOTOS-EUROS-Modell, welches in der ReCiPe-Methode verwendet wird (ILCD 2011). Die Referenzeinheit dieses Modells ist Ethen.

Die Ergebnisse der photochemischen Oxidantienbildung zeigen im worst case Szenario einen Vorteil für die Deponiebaumaßnahme gegenüber der zwei Verfahrensvarianten der thermischen Verwertung Reko I 2006 und Reko I 2019. Der Schiffstransport in die Niederlande trägt hierbei besonders zu den Ergebnissen bei. Sowohl im best case als auch im worst case Szenario wäre die thermische Verwertung in Reko II 2020 die beste Option. Nur hier werden durch die großen Gutschriften für die Energierückgewinnung Nettogutschriften erreicht. Die Deponierung wäre allerdings auch im best case Szenario vorteilhaft gegenüber den beiden anderen Verfahrensvarianten der thermischen Verwertung.

Feinstaubbildung

Die Bildung von organischen und anorganischen Partikeln mit sehr kleinen Durchmessern (engl.: particulate matter formation, PMF) führt zu Gesundheitsproblemen, da Feinstaub tief in Atemwege und Lunge eindringen kann. Feinstaub kann natürlichen und anthropogenen Ursprungs sein und sekundär aus Schadstoffen wie Schwefeldioxid, Ammonium und Stickoxiden gebildet werden

(Goedkoop et al. 2013). Vom ILCD Handbook wird das RiskPoll-Modell empfohlen (ILCD 2011). Hier werden Partikel mit Durchmessern von unter $2,5\ \mu\text{m}$ ($\text{PM}_{2,5}$) betrachtet. Diese Fraktion des Feinstaubes ist besonders gesundheitsgefährdend, da Partikel dieser Größe bis in die Lungenbläschen eindringen können und somit in Verbindung zu Herz-Kreislauf-Krankheiten stehen. Auf eine zusätzliche Erfassung der gesamten PM_{10} -Bildung wurde in der vorliegenden Studie verzichtet.

Die Feinstaubemissionen der Verwertung in Deponiebaumaßnahmen fallen vergleichsweise hoch aus. Dieser Verwertungsweg verursacht wegen des Transportprozesses ca. $2\ \text{g PM}_{2,5}$ im best case und ca. $28\ \text{g PM}_{2,5}$ im worst case Szenario. Die Gutschriften für die Energierückgewinnung bedingen eine signifikante Einsparung ausgestoßenen Feinstaubes bei allen Verfahrensvarianten der thermischen Verwertung. Im best case Szenario könnten durch die thermische Verwertung pro Tonne Straßenaufbruch zwischen 15 und $46\ \text{g PM}_{2,5}$ eingespart werden.

Toxizität

Das Ökotoxizitätspotenzial (engl.: ecotoxicity potential, ETP) und das Humantoxizitätspotenzial (engl.: human toxicity potential, HTP) beschreiben potenzielle toxische Wirkungen auf Ökosysteme und Menschen. Charakterisierungsfaktoren für Humantoxizität basieren oft auf existierenden Grenzwerten, während die auf Tierversuchen basierte mittlere letale Dosis (LD_{50}) ein verbreitetes Maß für die Ökotoxizität ist. Letztere birgt jedoch besonders hohe Unsicherheiten, da Ökosysteme deutlich mehr oder weniger sensibel bezüglich einer toxischen Wirkung sein können, als eine einzelne Spezies (Klöpffer und Grahl 2009). Die toxischen Wirkungen verschiedener Substanzen sind so unterschiedlich, dass sie oft nicht aggregiert werden, sondern als einzelne Stoffe direkt der Sachbilanz entnommen werden (Herrmann 2010). Der Schutz der menschlichen Gesundheit ist in der Tat einer der wichtigsten Umweltaspekte. Toxizität ist aber auch die am schwierigsten zusammenzufassende Wirkungskategorie.

Für die Wirkungsabschätzung des Humantoxizitätspotenzials empfiehlt das ILCD Handbook die USEtox-Methode. Diese enthält mehr als 1.250 Charakterisierungsfaktoren, die Mengen verschiedener Chemikalien in die Einheit CTU_h (comparative toxic unit, Index h für human) zusammenfasst. Diese Einheit beschreibt den geschätzten Anstieg an Erkrankungen in der gesamten (menschlichen) Bevölkerung pro emittiertem kg einer Chemikalie (ILCD 2011). Das Ökotoxizitätspotenzial soll ebenfalls mit der USEtox-Methode abgeschätzt werden. Diese wird in CTU_e (Index e für eco) als geschätzter potenziell beeinträchtigter Anteil der Arten, integriert über Zeit und Volumen, pro emittiertem kg einer Chemikalie dargestellt. Diese Methode ist nur für das Medium Süßwasser empfohlen. Für terrestrische oder marine Ökotoxizität wird keine Empfehlung abgegeben (ILCD 2011).

Das Gesamtergebnis des Ökotoxizitätspotenzials zeigt einen bedeutenden Vorteil der thermischen Verwertung gegenüber den Deponiebaumaßnahmen. Die Verwertung als Deponiebaustoff verursacht insgesamt sowohl im worst case als auch im best case Szenario eine ökotoxische Wirkung. Die drei Verfahrensvarianten der thermischen Verwertung verringern netto in allen Fällen den Ausstoß toxischer Stoffe.

Auch bezüglich des (kanzerogenen) Humantoxizitätspotenzials ist die thermische Verwertung klar vorteilhaft. Zwar verursachen die Verfahrensvarianten Reko I 2006 und Reko I 2019 im worst case Szenario insgesamt ca. $3,7 \cdot 10^{-7}$ bzw. $2,7 \cdot 10^{-7}\ \text{CTU}_h$, diese Werte liegen jedoch unter dem Wert der Verwertung als Deponiebaustoff (ca. $9,5 \cdot 10^{-7}\ \text{CTU}_h$). Reko II 2020 erhält im worst case Szenario insgesamt Nettogutschriften in Höhe von $3,5 \cdot 10^{-6}\ \text{CTU}_h$. Im best case Szenario sind in allen Verfahrensvarianten der thermischen Verwertung Einsparungen zu erwarten. Hier könnten zwischen $1,1 \cdot 10^{-6}$ und $5,0 \cdot 10^{-6}\ \text{CTU}_h$ gespart werden.

Ressourcenverbrauch

Der mineralische Ressourcenverbrauch (engl.: mineral depletion potential, MDP) beschreibt den Verbrauch an knappen mineralischen Ressourcen, z.B. Metallen. Der fossile Ressourcenverbrauch (engl. fossil depletion potential, FDP) beschreibt den Verbrauch an fossilen, auf Kohlenwasserstoffen basierten, festen (z.B. Kohle), flüssigen (z.B. Erdöl) und gasförmigen (z.B. Erdgas) Ressourcen. Der Endpoint-Effekt dieser Kategorie ist eine reduzierte Menge an Ressourcen, die zukünftigen Generationen zur Verfügung steht. Das ILCD Handbook empfiehlt die kumulierte Betrachtung des Verbrauchs von mineralischen, fossilen und erneuerbaren Ressourcen, wie es in der Methode CML geschieht. Als Referenzsubstanz dieser Methode wurde Antimon (Sb) festgelegt. Dies bedeutet, dass der gesamte Verbrauch an Ressourcen in Antimon-Äquivalenten angegeben wird. Dafür wurde für jede Ressource (z.B. Erdöl oder Eisen) ein Charakterisierungsfaktor festgelegt, der angibt, wie viel der jeweiligen Ressource einem Kilogramm Antimon entspricht. Die Ergebnisse geben also nicht nur den Verbrauch von Antimon an, sondern stellen kumuliert mit einem Wert den Verbrauch aller mineralischen, fossilen und erneuerbaren Ressourcen dar. Es herrscht kein Konsens über die Charakterisierungsfaktoren in der Wirkungskategorie Ressourcenverbrauch (Curran 2008). Dies bedeutet, dass andere Wirkungsabschätzungsmethoden Ressourcen unterschiedlich gewichten. Auch über die Referenzsubstanz herrscht kein Konsens, sodass in anderen Wirkungsabschätzungsmethoden der Ressourcenverbrauch nicht auf Antimon bezogen wird, sondern z.B. auf Eisen (bei mineralischen Ressourcen) oder Erdöl (bei fossilen Ressourcen). Da in der vorliegenden Studie die Wirkungsabschätzungsmethoden nach den Empfehlungen des ILCD Handbooks ausgewählt wurden, wird der Ressourcenverbrauch in Bezug auf Antimon quantifiziert. Für den Wasserverbrauch wird vom ILCD Handbook die Methode „Swiss Ecoscarcity“ empfohlen, welche die Menge an genutztem Wasser in Relation zur regionalen Wasserknappheit setzt (ILCD 2011).

Die Verwertung des Straßenaufbruchs trägt im best case Szenario in allen Verwertungswegen zur Ressourcenschonung bei. Im worst case Szenario gilt dies in reduziertem Umfang für die drei Verfahrensvarianten der thermischen Verwertung. Die Verwertung im Deponiebau zieht im worst case Szenario einen zusätzlichen Ressourcenverbrauch nach sich. Vor allem die Gutschriften für die Substitution von Steinen, Sand, Gips, Füllstoff und Kies haben einen positiven Einfluss.

An dieser Stelle ist anzumerken, dass für den Deponiebau angenommen wurde, dass tatsächlich Primärressourcen (Kies) substituiert werden. In Kapitel 5.1.2 (Absatz 2) ist dargestellt, dass diese Annahme mit großer Unsicherheit behaftet ist. Sollte das Angebot an zu verwertenden Abfällen die Verwertungskapazität der jeweiligen Deponie übersteigen, wären Gutschriften für eingesparte Primärressourcen im Deponiebau nicht gerechtfertigt. In diesem Fall würden die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung noch deutlicher zugunsten der thermischen Verwertung ausfallen.

Landnutzung

Die Landnutzung beschreibt den Schaden von Ökosystemen durch die Auswirkungen von Landinanspruchnahme und -transformation. Dies können z.B. Bodenerosion, eine veränderte Artenzusammensetzung oder veränderte Bodenfunktionen sein (ILCD 2011).

Das JRC empfiehlt in seinem ILCD Handbook am Midpoint-Level die Nutzung der Methode von Milà i Canals. Diese nutzt die organische Bodensubstanz (soil organic matter, SOM), angenähert über den organischen Kohlenstoff (soil organic carbon, SOC) [Mg C/ha], als Indikator für die Bodenqualität, da hiervon unter anderem Bodenstruktur, Furchtbarkeit und Pufferkapazität abhängen (ILCD 2011). Diese Methode wird verwendet, da bei der Landnutzung und Landtransformation verschiedene Böden mit unterschiedlicher Bodenqualität beansprucht werden (extremes

Beispiel: 1m² Wüste ≠ 1m² Regenwald). Im Rahmen der vorliegenden Studie wurde daher auf eine Darstellung der Landnutzung in Flächeneinheiten verzichtet. Dem Anwender der Methode von Milà i Canals müssen die Beträge der organischen Bodensubstanz vor und nach der Landinanspruchnahme, sowie für ein Referenzsystem bekannt sein. Auswirkungen auf die Biodiversität werden in diese Methode nicht einbezogen. Daten zur organischen Bodensubstanz sind allerdings nur in wenigen ecoinvent-Datensätzen enthalten. Das ILCD Handbook schätzt Landnutzungsmethoden insgesamt als unausgereift ein (ILCD 2011).

In der Wirkungskategorie Landnutzung weisen die Ergebnisse eine ähnliche Tendenz auf wie bei der Feinstaubbildung. Grundsätzlich ist die Landnutzung bei den Deponiebaumaßnahmen höher als bei der thermischen Verwertung. Neben dem Transport verursacht die Deponierung der Unterkornfraktion den Hauptanteil der zusätzlichen Landnutzung. Dagegen bedingen die Gutschriften für die Rohstoffsubstitution eine signifikante Reduktion der Landnutzung bei der thermischen Verwertung.

Auch hier ist die Annahme, dass im Deponiebau tatsächlich Primärressourcen substituiert werden, aufgrund der großen Unsicherheit von Bedeutung (vgl. Kapitel 5.1.2, Absatz 2). Sollte das Angebot an zu verwertenden Abfällen die Verwertungskapazität der jeweiligen Deponie übersteigen, wären für den Verwertungsweg im Deponiebau Gutschriften für eingesparte Primärressourcen nicht gerechtfertigt. Außerdem müsste die nicht verwertete Menge an Material zusätzlich deponiert werden. Da sowohl die Menge an zu deponierendem Material als auch die Gewinnung von Primärressourcen großes Gewicht in dieser Wirkungskategorie haben, würden in diesem Fall die Ergebnisse deutlicher zugunsten der thermischen Verwertung ausfallen.

Stratosphärischer Ozonabbau

Die Wirkungskategorie Ozonabbau (engl.: ozone depletion potential, ODP) beschreibt das Potenzial eines Systems, zur Zerstörung der stratosphärischen Ozonschicht beizutragen (Klöpffer und Grahl 2009). Natürliche und anthropogene Spurengase steigen aus der Troposphäre in die Stratosphäre auf, wo sie in Radikale umgewandelt werden und als Katalysatoren zum Abbau des stratosphärischen Ozons beitragen (Herrmann 2010). Da Ozonmoleküle in der Stratosphäre Solarstrahlung mit Wellenlängen kleiner als 290-300 nm absorbieren, ist der Primäreffekt des Ozonabbaus ein erhöhter Anteil der solaren UV-Strahlung, der die Erdoberfläche erreicht. Solare UV-Strahlung kann direkte Effekte auf die menschliche Gesundheit haben, wie z.B. Schädigung der Augen, Alterung der Haut, Sonnenbrand, Hautkrebs und eine Schwächung des Immunsystems. Auch Ökosysteme können durch erhöhte UV-Exposition geschädigt werden. So kann die Wachstumsrate und die chemische Zusammensetzung von Pflanzen beeinflusst werden, was die Attraktivität der Blätter für herbivore Organismen senken kann. UV-Strahlung wirkt sich weiterhin auf die Atmosphärenchemie aus, was die Biosphäre und das Klima des gesamten Planeten beeinflusst. Die Wechselwirkungen zwischen Klimawandel und Ozonabbau sind noch weitgehend unerforscht (UNEP 2017). Die wichtigsten Substanzen bezüglich des stratosphärischen Ozonabbaus sind Trichlorfluormethan (CFC-11 bzw. R-11), Dichlordifluormethan (CFC-12 bzw. R-12), 1,1,2-Trichlor-1,2,2-trifluorethan (R-113) und chlorierte Lösungsmittel (Klöpffer und Grahl 2009). Das ILCD Handbook empfiehlt die Verwendung der Charakterisierungsfaktoren der World Meteorological Organisation (WMO) (ILCD 2011). Die Referenzsubstanz dieser Methode ist das FCKW Trichlorfluormethan (CFC-11).

In dieser Wirkungskategorie verursacht die Verwertung im Deponiebau sowohl im best case als auch im worst case Szenario ähnliche Emissionen wie die drei Verfahrensoptionen der thermischen Verwertung. Hier treten in beiden Fällen zusätzliche Emissionen auf. Reko I 2006 und Reko I 2019 weisen im best case und im

worst case Szenario zusätzliche Emissionen auf. Die thermische Verwertung im Verfahren Reko II 2020 würde sogar im worst case Szenario große Mengen an Emissionen in dieser Kategorie einsparen. Der Einfluss des Transportaufwandes ist in Abbildung 9 deutlich zu erkennen, da die Emissionen im worst case Szenario für alle Verwertungsoptionen deutlich höher ausfallen als im best case Szenario.

4.3

Vergleich

In Tabelle 9 sind die Zusammenfassung und ein tendenzieller Vergleich der Verwertungsoptionen bezüglich der unterschiedlichen Wirkungskategorien dargestellt. Die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung zeigen grundsätzlich einen Vorteil der thermischen Behandlung im Vergleich zur Verwertung im Deponiebau. Dies gilt auch für die zurzeit betriebene Verfahrensvariante Reko I 2006. Ausnahmen bilden die Wirkungskategorien Wasserverbrauch und terrestrische Eutrophierung. Hier weist der Deponiebau die besten Ergebnisse auf. Bei der photochemischen Oxidantienbildung und beim Versauerungspotential wäre die Deponiebaumaßnahme vorteilhaft gegenüber den Verfahrensvarianten Reko I 2006 und Reko I 2019. Reko II 2020 wäre nach aktuellen Abschätzungen allerdings auch in diesen beiden Wirkungskategorien am umweltfreundlichsten. Insgesamt ist Reko II 2020 der Verwertung im Deponiebau in zehn von elf Wirkungskategorien überlegen. Einzig der Wasserverbrauch ist bei allen Verfahrensvarianten der thermischen Behandlung größer als bei der Deponierung, da im Rahmen der Rauchgasbehandlung Wasser verdampft wird.

Wirkungskategorie	Referenzeinheit	Deponiebau	Reko I 2006	Reko I 2019	Reko II 2020
Versauerung	mol H ⁺ eq.	++	-	+	+++
Klimawandel	kg CO ₂ eq.	-	+	++	+++
Ökotoxizität (Süßwasser)	CTU _e	-	+	++	+++
Humantoxizität (kanzerogen)	CTU _h	-	+	++	+++
Landnutzung	kg SOC	-	+	++	+++
Ozonabbau	kg CFC-11 eq.	+	++	-	+++
Feinstaubbildung	kg PM _{2,5} eq.	-	+	++	+++
Photochemische Oxidantienbildung	kg C ₂ H ₄ eq.	++	-	+	+++
Ressourcenverbrauch	kg Sb eq.	-	+	++	+++
Wasserverbrauch	m ³	+++	-	+	++
Terrestrische Eutrophierung	mol N eq.	++	-	+	+++

Tabelle 9: Zusammenfassung und Gewichtung der Ergebnisse der unterschiedlichen Wirkungskategorien.

(-): am schlechtesten, (+): eher schlecht, (++) : eher gut, (+++): am besten

In diesem Kapitel ist die Auswertung der Ergebnisse aus Kapitel 4 dokumentiert. Dies beinhaltet die Beurteilung der Ergebnisse bezüglich der Vollständigkeit der Daten (Kapitel 5.1.1), bezüglich der Sensitivität auf die signifikanten Parameter (Kapitel 5.1.2) und bezüglich der Konsistenz (Kapitel 5.1.3). In Kapitel 5.2 werden die Einschränkungen der Ergebnisse diskutiert. In Kapitel 5.3 werden abschließende Schlussfolgerungen getroffen und Empfehlungen abgegeben.

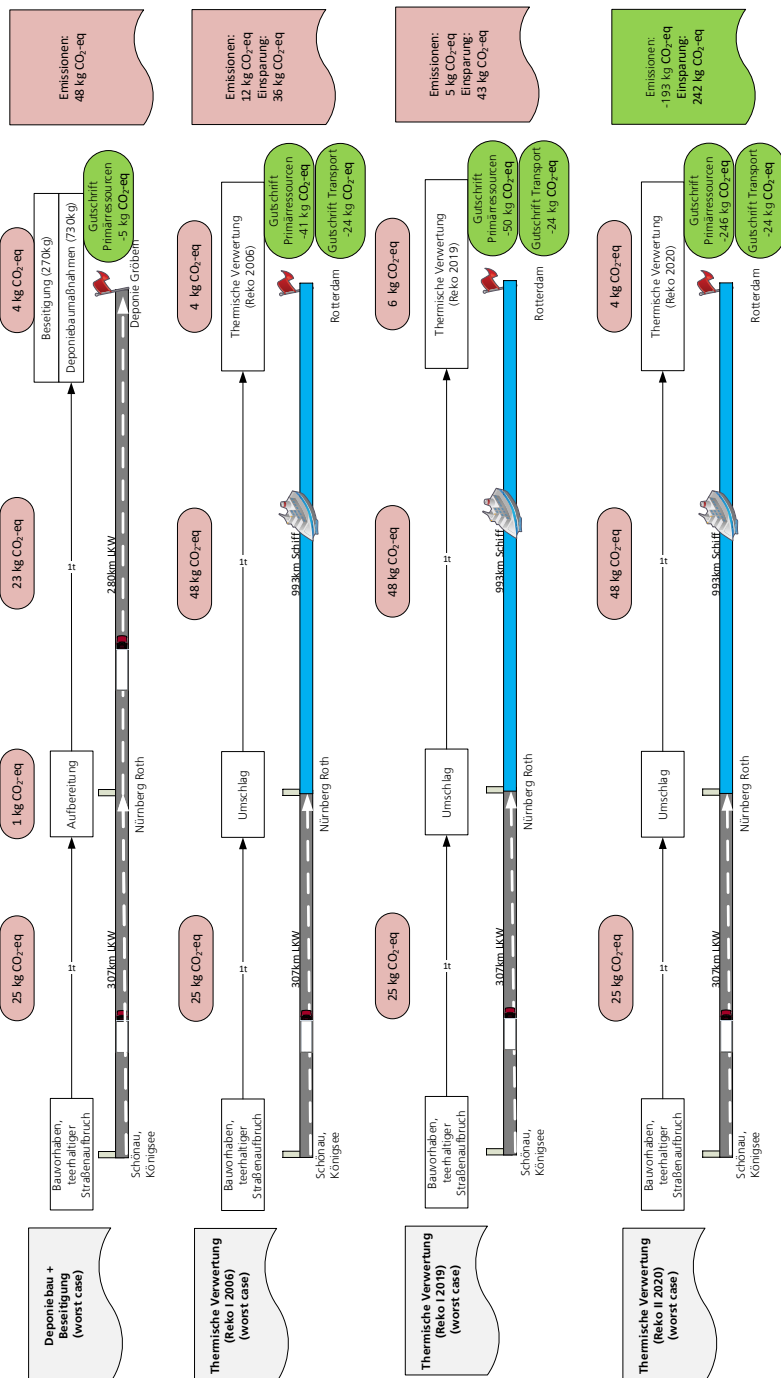
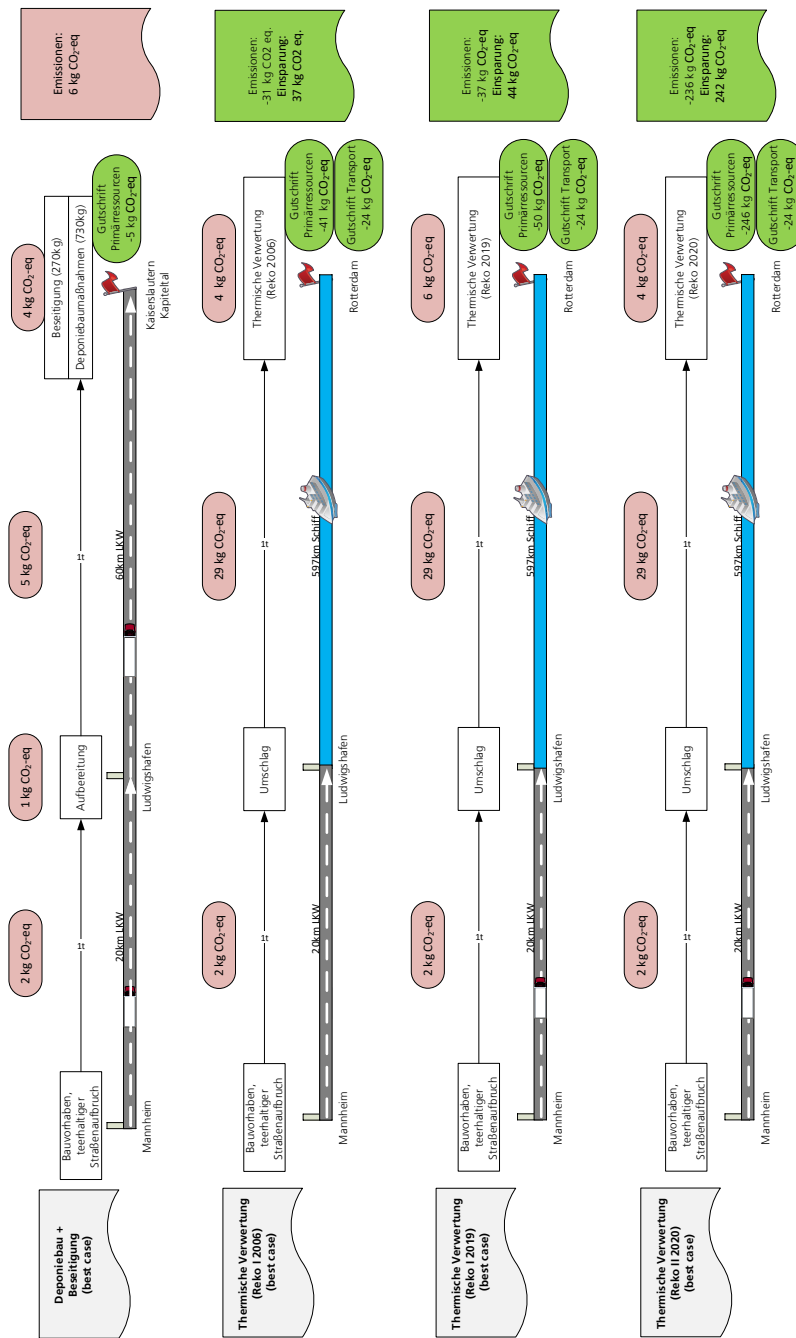


Abbildung 10: Treibhausgasemissionen der Verwertung von 1 t teerhaltigem Straßenaufbruch und Einsparungen im Vergleich zum Deponiebau (worst case Szenario).



Auswertung

Abbildung 11:
Treibhausgasemissionen der
Verwertung von 1 t
teerhaltigem Straßenaufbruch
und Einsparungen im
Vergleich zum Deponiebau
(best case Szenario).

In Anlehnung an Kapitel 4 liegt auch bei der Auswertung der Fokus auf dem Klimawandel. Abbildung 10 zeigt die mit dem worst case Szenario verbundenen Treibhausgasemissionen. Hier wurde das Deponiebauszenario mit maximalem Transportaufwand als Referenz dargestellt und die potenziellen Einsparungen an Treibhausgasen durch den Verwertungsweg der thermischen Behandlung verdeutlicht. Aus der Berechnung ergibt sich ein Einsparpotenzial durch thermische Verwertung von ca. 36 kg CO₂-eq (Reko I 2006), 43 kg CO₂-eq (Reko I 2019) und 242 kg CO₂-eq (Reko II 2020) pro Tonne teerhaltigen Straßenaufbruch.

Analog sind in Abbildung 11 die Verwertungsoptionen im best case Szenario dargestellt, also dem Fall mit geringem Transportaufwand. Hier verursacht das Referenzszenario Deponiebau Nettoemissionen von ca. 6 kg CO₂-eq. Die drei Verfahrensoptionen der thermischen Verwertung erzielen hingegen Nettoeinsparungen

von ca. 37 kg CO₂-eq (Reko I 2006), 44 kg CO₂-eq (Reko I 2019) und 242 kg CO₂-eq (Reko II 2020).

Auswertung

5.1

Beurteilung der Ergebnisse

Die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung wurden einer Vollständigkeitsprüfung, einer Prüfung auf ihre Abhängigkeit von signifikanten Parametern (Sensitivitätsanalysen) und einer Konsistenzprüfung unterzogen.

5.1.1

Vollständigkeitsprüfung

Alle relevanten Daten wurden von den Projektpartnern erhoben, um die Unterschiede zwischen den Verwertungsszenarien Deponiebau und thermische Verwertung im best case und im worst case Szenario darstellen zu können. Die Transportentfernungen wurden anhand einer Befragung verschiedener Deponiebetreiber und mit Informationen von REKO B.V. abgeschätzt. Für die Prozesse des Hintergrundsystems wurde auf Literaturdaten der Datenbank ecoinvent v3.4 zurückgegriffen. Umschlagprozesse wurden nicht betrachtet, weil angenommen wurde, dass diese Prozesse sich zwischen den Szenarien nicht signifikant unterscheiden. Insgesamt ist die Vollständigkeit der Daten als gut zu bewerten.

5.1.2

Sensitivitätsprüfung

Bei der Modellierung der Szenarien der Verwertung von teerhaltigem Straßenaufbruch wurden verschiedene Annahmen getroffen, welche die Ergebnisse beeinflussen könnten. Die Annahme, dass im Deponiebau durch den Einsatz der Fraktion 8-56 des Straßenaufbruchs der Primärrohstoff Kies im Massenverhältnis 1:1 eingespart wird, ist mit großer Unsicherheit behaftet.

In Deutschland werden große Mengen an Abfällen im Deponiebau eingesetzt. Neben Straßenaufbruch kommen hier z.B. Bauschutt, Bodenaushub, Gleisschotter und Hausmüllverbrennungssasche zum Einsatz (Dehoust et al. 2008). Der BDI argumentiert, dass der Deponieraum für die Beseitigung und Verwertung insbesondere von mineralischen Abfällen bundesweit zu knapp ist. Das Prinzip von Angebot und Nachfrage nach Deponieraum rücke immer weiter ins Missverhältnis. Zudem sei der Deponieraum regional ungleichmäßig verteilt, sodass es an vielen Industriestandorten an geeigneten Deponien mangelt. Aus diesem Grund werden industrielle Abfälle teilweise auf Deponien höherer Deponieklasse entsorgt oder über lange Strecken transportiert. Weiterhin werden Verwertungsmöglichkeiten auf den Deponien zurückgehen, da die Profilierung, Oberflächenabdichtung und Rekultivierung von stillgelegten Deponien weitgehend abgeschlossen sind oder in absehbarer Zeit beendet sein werden (BDI 2017).

Es ist daher wahrscheinlich, dass Straßenaufbruch in vielen Fällen nicht mit Primärgestein konkurriert, sondern mit anderen Abfällen. In diesem Fall müsste der Straßenaufbruch entweder deponiert werden oder einen anderen Abfall substituieren. In letzterem Fall müsste dann der substituierte Abfall deponiert anstatt verwertet werden. Durch diesen Substitutionseffekt würde sich die Menge an zu deponierendem Material erhöhen, falls das Angebot an Abfällen zur Verwertung die Nachfrage bzw. die Verwertungs Kapazität der jeweiligen Deponie übersteigt. Weiterhin wäre in diesem Fall eine Gutschrift für eingesparte Primärmaterialien nicht gerechtfertigt. Aus diesem Grund wurde untersucht, wie stark diese Annahme die Ergebnisse beeinflusst.

Abbildung 12 zeigt die Auswirkungen dieser Annahme auf die Ergebnisse in der Wirkungskategorie Klimawandel. Das zusätzliche Szenario „Deponierung“ stellt den Fall dar, dass das Angebot an zu verwertenden Abfällen im konkreten Fall die Verwertungskapazität der betrachteten Deponie übersteigt. Hier wurde keine Gutschrift für eingesparte Primärproduktion (ca. 5 kg CO₂-eq) modelliert. Außerdem wird in diesem Szenario nicht nur die Unterkornfraktion, sondern die gesamte Menge an Straßenaufbruch deponiert. Diese zusätzliche Deponierung verursacht Emissionen in Höhe von ca. 10 kg CO₂-eq. Es zeigt sich, dass die Ergebnisse in diesem Fall noch deutlicher zugunsten der thermischen Verwertung ausfallen. So würden bei der Verfahrensvariante Reko I 2016 im worst case Szenario noch weniger Treibhausgase ausgestoßen, als bei der Deponierung im best case Szenario. Die thermische Verwertung ist der Deponierung hinsichtlich des Treibhauspotenzials also auch bei größerem Transportaufwand vorzuziehen.

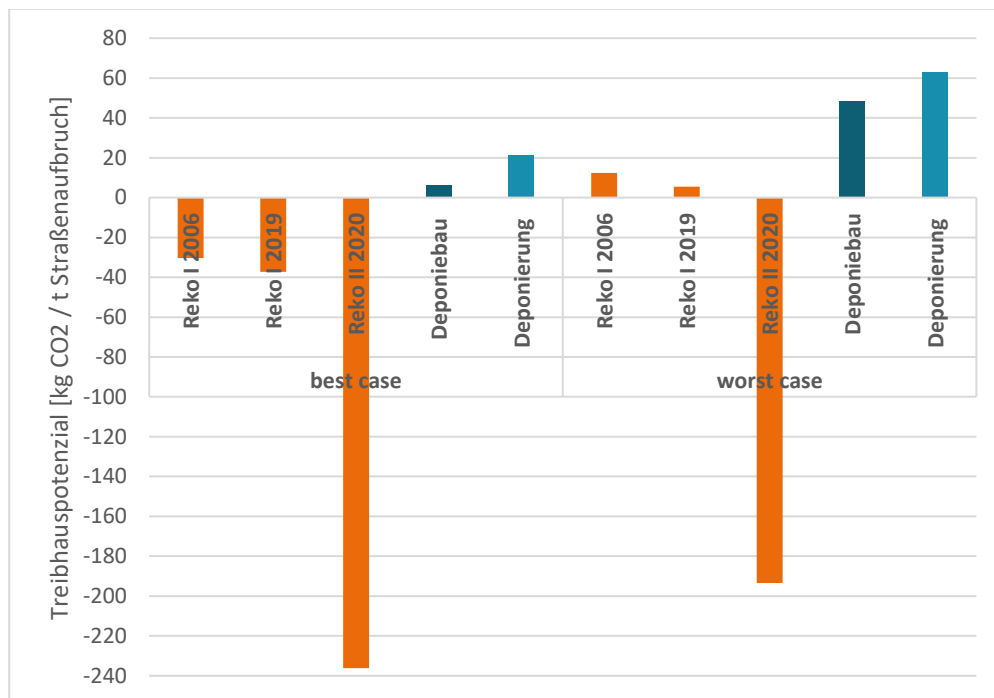


Abbildung 12:
Treibhauspotenzial der Verwertungswege und der Deponierung des teerhaltigen Straßenaufbruchs.

Die zweite Annahme, die mit Unsicherheiten verbunden ist, betrifft den Transportaufwand der Primärrohstoffe, die in den Niederlanden vom thermisch gereinigten Straßenaufbruch substituiert werden. Zwar müssen die Niederlande einen Großteil der mineralischen Rohstoffe wie Kies importieren, es konnten allerdings keine belastbaren Daten zum genauen Anteil der importierten Rohstoffe, sowie zu deren Herkunft identifiziert werden.

Auch der angenommene Transportaufwand des teerhaltigen Straßenaufbruchs vom Entstehungsort zur Verwertung (entweder thermische Verwertung oder Deponie) ist mit beträchtlicher Unsicherheit behaftet. Zwar wurden zwei Entstehungsorte des Straßenaufbruchs festgelegt, die unterschiedliche Transportstrecken und -arten notwendig machen. Hierdurch wird eine große Bandbreite an Transportaufwänden abgedeckt. Trotzdem können eine Fehleinschätzung und somit eine Fehlinterpretation nicht ausgeschlossen werden. Die Auswirkungen dieser beiden Annahmen auf die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung wurden daher im Rahmen dieser Sensitivitätsanalyse überprüft.

Abbildung 13 zeigt die potenziellen Treibhausemissionen der Verwertung von teerhaltigem Straßenaufbruch mit den ursprünglichen Annahmen. Im Vergleich dazu

wurden die Treibhausemissionen der thermischen Verwertung ohne die Gutschrift für vermiedenen Transport der Primärmaterialien aus dem Ausland aufgeführt.

Auswertung

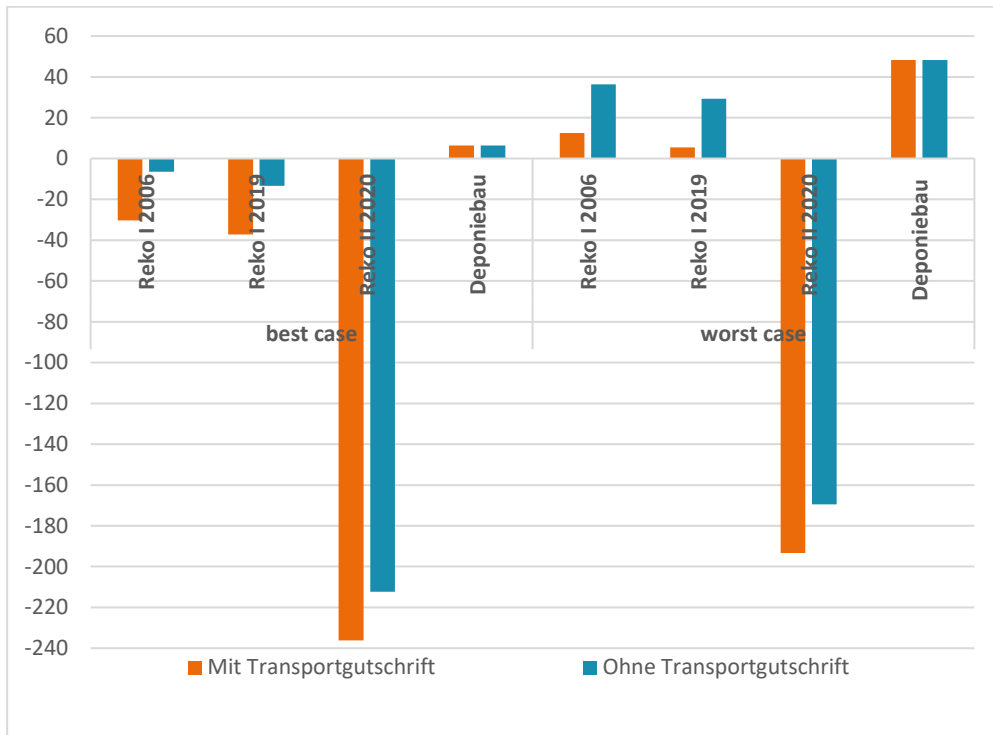


Abbildung 13:
Treibhauspotenzial der Verwertungsoptionen mit und ohne Gutschrift für den vermiedenen Transport der Primärmaterialien aus dem Ausland in die Niederlande.

Die Transport-Gutschrift bei der thermischen Verwertung (ca. -24 kg CO₂-eq) ist dagegen deutlich sichtbar. Der Abbildung kann allerdings entnommen werden, dass die drei thermischen Verwertungswege auch bei Wegfall dieser Gutschrift besser abschneiden als die Verwertung im Deponiebau. Im best case Szenario sind für alle drei Verfahrensvarianten der thermischen Verwertung trotzdem Nettogutschriften zu verzeichnen.

Es stellt sich die Frage, welchen Einfluss die Transportentfernungen auf die Ergebnisse dieser Studie haben und ab welchem Radius um einen Hotspot (z.B. Umschlagsort) die thermische Behandlung gegenüber dem Deponiebau unter ökologisch Gesichtspunkten vorteilhaft wäre. In Abbildung 14 sind die Treibhausemissionen in Abhängigkeit von der Transportdistanz zur Deponie dargestellt. Startpunkt ist 0 km, in diesem Fall findet das Straßenbauvorhaben in unmittelbarer Nähe einer geeigneten Deponie statt. Der Transportaufwand zur thermischen Anlage ist für diese Berechnung als konstant angenommen. Deshalb bleiben auch die jeweiligen Treibhausemissionen unverändert.

Für den Fall, dass der Entstehungsort des Straßenaufbruchs in unmittelbarer Nähe einer geeigneten Deponie stattfindet, liegen die Nettogutschriften für die Verwertung im Deponiebau bei ca. -0,2 kg CO₂-eq pro Tonne Straßenaufbruch. Die Gutschriften für die Substitution von Kies und die Emissionen des Aufwandes für die Verarbeitung und die Deponierung der Unterkornfraktion halten sich also ungefähr die Waage. Je größer die Distanz zur Deponie ist, desto größer sind auch die Netto-Treibhausemissionen in diesem Verwertungsweg.

Reko II 2020 ist bezüglich der Klimawirkung sowohl im best case als auch im worst case Szenario selbst dann vorteilhaft, wenn sich der Entstehungsort direkt neben einer geeigneten Deponie befindet. Dies liegt an den Gutschriften für die erwartete Energierückgewinnung aus der thermischen Behandlung. Die chemisch gebundene Energie des organischen Anteils im Straßenaufbruch trägt signifikant dazu bei. Auch die Verfahrensoptionen Reko I 2006 und Reko I 2019 wären im best case Szenario

bezüglich ihrer Treibhausemissionen mit Gutschriften von ca. -30 bzw. -37 CO₂-eq pro Tonne Straßenaufbruch vorteilhaft gegenüber dem Deponiebau (bei 0 km Entfernung). Dieser Vorteil wächst mit steigender Transportentfernung zwischen Entstehungsort und Deponie.

Auswertung

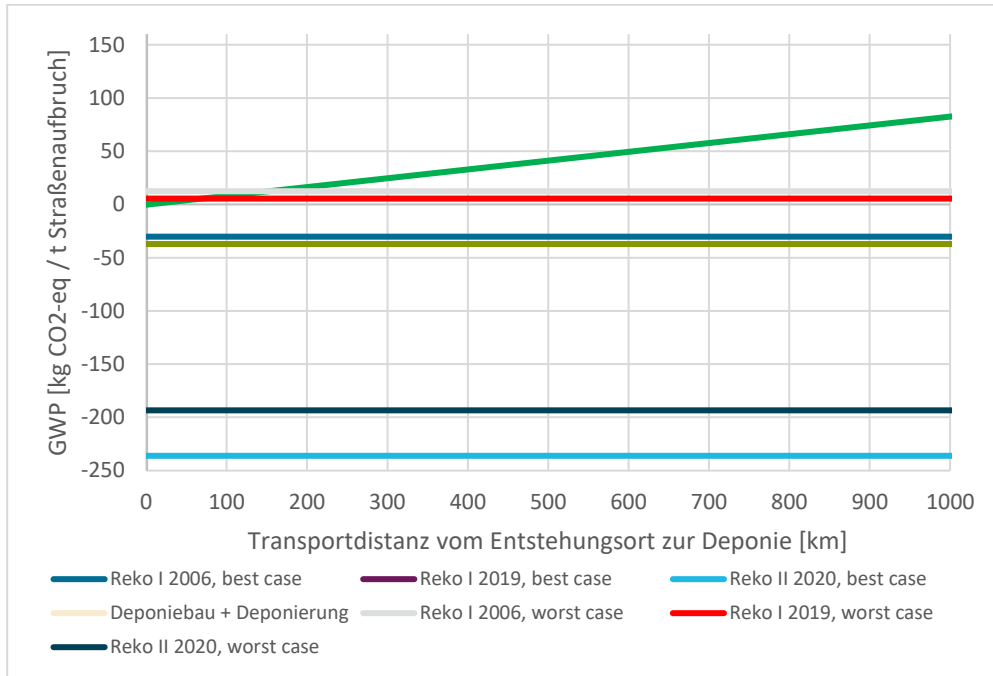


Abbildung 14: Treibhauspotenzial in Abhängigkeit von der Transportdistanz zwischen Entstehungsort und Deponie (bei konstantem Transportaufwand zur thermischen Anlage).

Im worst case Szenario besteht für den Vergleich der Verfahrensvarianten Reko I 2006 und Reko I 2019 mit dem Deponiebau eine Abhängigkeit der Ergebnisse von der Transportentfernung. Reko I 2006, also die zurzeit betriebene Verfahrensvariante, wäre bezüglich der Klimawirksamkeit ab einer Transportentfernung vom Entstehungsort zur Deponie von ca. 150 km vorteilhaft. Reko I 2019 wäre ab einer Transportentfernung von ca. 70 km vorzuziehen. An dieser Stelle ist darauf zu verweisen, dass es sich hierbei nicht um genaue Kilometerzahlen handelt, sondern um Abschätzungen, die mit den bei Ökobilanzen üblichen Unsicherheiten behaftet sind.

5.1.3

Konsistenzprüfung

Die Datenerfassung und die Auswertung der Ergebnisse erfolgten mithilfe einer konsistenten Excel-Vorlage. Die erfassten Vordergrunddaten weisen einen einheitlichen Detailgrad auf.

Die Hintergrunddaten stammen ausschließlich aus der Datenbank ecoinvent v3.4 und damit aus einer einheitlichen Quelle. Auch das Systemmodell *Cutoff* und der Allokationsansatz wurde bei der Verknüpfung der Datensätze konsistent verfolgt. Detailgrad und Alter der Datensätze in ecoinvent v3.4 weisen allerdings gewisse Unterschiede auf, welche der Dokumentation der Datenbank zu entnehmen sind. Alle Bilanzdaten für den Prozess der thermischen Verwertung (z.B. Strommix) von teerhaltigem Straßenaufbruch wurden an den niederländischen Kontext angepasst.

Die Charakterisierungsfaktoren für die Wirkungsabschätzung stammen aus den Methoden, die vom ILDC-Handbook empfohlen werden (ILCD 2010). Sie stammen für die einzelnen Wirkungskategorien aus einheitlichen Quellen (z.B. USEtox für Toxizität oder RiskPoll für Feinstaubbildung).

Einschränkungen

Die Systemgrenzen beinhalten nur die Prozesse bis vor dem Einbau auf der Deponie bzw. bis nach der thermischen Behandlung. Die Prozesse und Lebensphasen nach diesem „point of substitution“ wurden als weitgehend gleich angenommen. So wurde der Prozess des Deponiebaus (mit teerhaltigem Straßenaufbruch oder Primärmaterial) gekürzt und nicht betrachtet. Umschläge und Verladevorgänge wurden vernachlässigt, da diese einen vergleichsweise geringen Einfluss auf die Ergebnisse haben und angenommen wurde, dass sie sich nicht signifikant voneinander unterscheiden.

Die Massenanteile der Produkte der thermischen Verwertung von teerhaltigem Straßenaufbruch können in Abhängigkeit des Eingangsmaterials von den getroffenen Annahmen abweichen. Diese Unsicherheit verursacht aber keine signifikanten Änderungen der Wirkungsbilanz, da die Gutschriften für substituierte Primärmaterialien im Vergleich zur Energierückgewinnung und zum Aufwand für die Energiebereitstellung gering sind. Der Transport der Sekundärrohstoffe von der thermischen Aufbereitungsanlage zum Einsatzort wurde ebenfalls vernachlässigt, da angenommen wurde, dass diese Materialien in unmittelbarer Umgebung der Anlage eingesetzt werden.

Eine weitere Unsicherheit ist verbunden mit den Bilanzdaten der Verfahrensvariante Reko II 2020, in der eine optimierte Energiebilanz abgeschätzt wurde. Diese Daten basieren auf Abschätzungen des Betreibers der Anlage und müssen nach Inbetriebnahme im Jahr 2020 validiert werden.

Wie in Kapitel 5.1.2 (Absatz 2) dokumentiert, ist die Annahme, dass im Verwertungsweg Deponiebau tatsächlich Primärmaterial substituiert wird, mit großer Unsicherheit behaftet.

Mögliche Auslaugungen von toxischen Stoffen wie polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) innerhalb der Deponie konnten nicht berücksichtigt werden. Eine belastbare Quantifizierung dieser Umweltauswirkung konnte im Rahmen dieser Ökobilanz nicht durchgeführt werden, da die langfristige Auslaugung auch von externen Faktoren wie Art und Ort des Einbaus abhängen. Diese Faktoren müssen für den Einzelfall untersucht werden. Es ist aber zu betonen, dass die Vernichtung des toxischen Materials ein bedeutender Vorteil der thermischen Verwertung gegenüber der Deponierung ist.

Es hat keine kritische Prüfung dieser Ökobilanz in Anlehnung an ISO 14040/44 stattgefunden.

5.3

Fazit und Empfehlungen

Unabhängig vom Standort der Aufbereitungsanlage wird der toxische, organische Anteil des teerhaltigen Straßenaufbruchs bei der thermischen Behandlung vollständig vernichtet – es entstehen also unbelastete Sekundärrohstoffe, die für hochwertige Anwendungen geeignet sind. Demgegenüber werden die Schadstoffe bei der Deponierung oder bei der Verwertung im Deponiebau ohne vorherige thermische Behandlung lediglich gesichert. Dies bedeutet, dass eine nachträgliche Freisetzung der Schadstoffe im Rahmen eines Deponierückbaus oder langfristig durch Auslaugung nicht ausgeschlossen werden kann.

Durch die thermische Behandlung wird ein größerer Anteil des Straßenaufbruchs stofflich verwertet, da die bei der mechanischen Aufbereitung anfallende Unterkornfraktion im Deponiebau nicht verwertet werden kann und deshalb deponiert

werden müsste. Auch eine energetische Verwertung findet durch die thermische Behandlung statt, da der Heizwert des zu verbrennenden Pechs einen Teil des Energiebedarfs der thermischen Behandlung deckt. Für die Verfahrensvariante Reko II 2020 ist eine Effizienzsteigerung geplant, die dazu führt, dass mehr elektrische Energie und Wärme zurückgewonnen werden, als an zusätzlichem Brennstoff aufgewendet wird.

Intuitiv mag es wenig umweltfreundlich erscheinen, den Straßenaufbruch aus Deutschland bis in die Niederlande zu transportieren. Der Standort in den Niederlanden birgt für die Aufbereitungsanlage allerdings einen speziellen Vorteil. Bedingt durch die geologischen Verhältnisse verfügen die Niederlande nur über geringe Mengen an abbaubaren Gesteinsressourcen. Dies bestärkt den politischen Willen, umweltverträgliche Sekundärressourcen vorrangig einzusetzen. Es ist also davon auszugehen, dass in den Niederlanden die in der thermischen Behandlung des Straßenaufbruchs generierten Sekundärrohstoffe tatsächlich Primärressourcen ersetzen und dadurch nicht nur den Aufwand der Primärgewinnung vermieden und lokal knappe Ressourcen geschont werden, sondern auch der aufwendige Transport der Primärmaterialien aus dem Ausland vermieden wird.

Im Verwertungsweg Deponiebau hingegen werden nur Primärmaterialien und Deponieraum eingespart, wenn das Angebot an zu verwertenden Abfällen die Nachfrage nach Deponiebaustoff auf der jeweiligen Deponie nicht übersteigt. Ansonsten würden nur andere Abfälle als Sekundärrohstoffe substituiert, welche dann deponiert werden müssten.

Im Rahmen der vorliegenden Ökobilanz wurden die potenziellen Umweltwirkungen der Verwertung von teerhaltigem Straßenaufbruch aus Deutschland untersucht. Die Ergebnisse zeigen grundsätzlich einen Vorteil der thermischen Behandlung im Vergleich zur Verwertung im Deponiebau. Die Verfahrensvariante Reko I 2006 erzielt in sieben von elf Wirkungskategorien bessere Ergebnisse. Die energetisch optimierte Verfahrensvariante Reko II 2020, welche voraussichtlich 2020 in Betrieb genommen wird, ist der Verwertung im Deponiebau in zehn von elf Wirkungskategorien überlegen. Falls das Angebot an zu verwertenden Abfällen die Verwertungskapazität der jeweiligen Deponie übersteigt, würden sich die Ergebnisse weiter zugunsten der thermischen Verwertung verschieben.

- Aidaoui, Lakhdar; Triantafyllou, Athanasios G.; Azzi, Abbas; Garas, Stylianos. K.; Matthaios, Vasileios. N. (2015): Elevated stacks' pollutants' dispersion and its contributions to photochemical smog formation in a heavily industrialized area. In: *Air Qual Atmos Health* (2), S. 213–227, zuletzt geprüft am 14.03.2017.
- BDI (2017): Deponieraum als Standortfaktor. Diskussionspapier vom 15.02.2017. Online verfügbar unter https://www.bdguss.de/fileadmin/content_bdguss/Themen/Umwelt/Diskussionspapier_Deponiekapazitaet_BDI_15.02.2017.pdf, zuletzt geprüft am 18.01.2019.
- BMU 2002: Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft–TA Luft). TA Luft, vom IG I 2 – 50139/1 2002, S. 25–29. Online verfügbar unter https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Luft/taluft.pdf, zuletzt geprüft am 17.09.2018.
- Curran, Mary Ann (2008): Development of life cycle assessment methodology. a focus on co-product allocation. Dissertation.
- Dehoust, Günter; Küppers, Peter; Gebhardt, Peter; Rheinberger, Ulrike; Hermann, Andreas (2008): Aufkommen, Qualität und Verbleib mineralischer Abfälle. Endbericht. Forschungsprojekt im Auftrag des Umweltbundesamtes: Umweltbundesamt.
- DIN EN ISO 14040 (2009): Umweltmanagement - Ökobilanz - Grundsätze und Rahmenbedingungen (ISO 14040:2006). Berlin: Beuth Verlag GmbH.
- DIN EN ISO 14044 (2006): Umweltmanagement - Ökobilanz - Anforderungen und Anleitungen (ISO 14044:2006). Berlin: Beuth Verlag GmbH, zuletzt geprüft am 13.11.2014.
- Goedkoop, Mark; Heijungs, Reinout; Huijbregts, Mark; Schryver An De; Struijs, Jaap; Zelm, Rosalie van (2013): ReCiPe 2008. A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and endpoint level. First Edition (version 1.08).
- Herrmann, Christoph (2010): Ganzheitliches Life Cycle Management. Nachhaltigkeit und Lebenszyklusorientierung im Unternehmen. Berlin Heidelberg: Springer Verlag.
- ILCD (2010): ILCD Handbook. International Reference Life Cycle Data System. General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guide. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- ILCD (2011): ILCD Handbook. International Reference Life Cycle Data System. Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. First edition. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- IPCC (2017): Fifth Assessment Report (AR5) of the United Nations Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). WG I: The Physical Science Basis. New York: Cambridge University Press, 18.09.2017. Online verfügbar unter https://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/wg1/WG1AR5_Frontmatter_FINAL.pdf, zuletzt geprüft am 21.06.2017.
- Klöpffer, Walter; Grahl, Birgit (2009): Ökobilanz (LCA). Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf. Weinheim: Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA.
- Marion, Anne-Marie; Lanève, Michel de; Grauw, Alain de (2005): Study of the leaching behaviour of paving concretes. Quantification of heavy metal content in leachates

issued from tank test using demineralized water (35). In: *Cement and Concrete Research* (5), S. 951–957, zuletzt geprüft am 23.03.2017.

Auswertung

Ministerie IenW (Hg.) (2017): Sectorplan 34; Asphalt. beleidstekst sectorplan LAP3. Rijkswaterstaat Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat. Online verfügbar unter <https://lap3.nl/sectorplannen/sectorplannen/asfalt/>, zuletzt geprüft am 28.01.2019.

Mroueh, Ulla-Maija; Eskola, Paula; Laine-Ylijoki, Jutta (2001): Life-cycle impacts of the use of industrial by-products in road and earth construction. Amsterdam: Elsevier. In: *Waste Management*, zuletzt geprüft am 16.02.2017.

Schwab, Oliver; Bayer, Peter; Juraske, Ronnie; Verones, Francesca; Hellweg, Stefanie (2014): Beyond the material grave: Life Cycle Impact Assessment of leaching from secondary materials in road and earth constructions. In: *Waste Management* (34), S. 1884–1896, zuletzt geprüft am 14.02.2017.

Seppälä, Jyri; Posch, Maximilian; Johansson, Matti; Hettelingh, Jean-Paul (2006): Country-dependent Characterisation Factors for Acidification and Terrestrial Eutrophication Based on Accumulated Exceedance as an Impact Category Indicator: Springer. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment*, zuletzt geprüft am 20.06.2017.

UBA (2017): Bauabfälle. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/daten/ressourcen-abfall/verwertung-entsorgung-ausgewaehlter-abfallarten/bauabfaelle#textpart-1>, zuletzt geprüft am 18.01.2019.

UNEP (2017): Environmental Effects of Ozone Depletion and its Interactions with Climate Change. 2010 Assessment, 14.03.2017. Online verfügbar unter <http://ro.uow.edu.au/cgi/viewcontent.cgi?article=1495&context=scipapers>, zuletzt geprüft am 14.03.2017.

Wernet, Gregor; Bauer, Christian; Steubing, B.; Reinhardt, Joachim; Moreno-Ruiz, E.; Weidema, Bo P. (2016): The ecoinvent database version 3 (part I). overview and methodology ([online] 21(9)). In: *The International Journal of Life Cycle Assessment*, S. 1218–1230.