



Centre de recherches routières
Ensemble pour des routes durables

Évaluation de la durabilité des enrobés bitumineux



22

Dossier

► Évaluation de la durabilité des enrobés bitumineux

► Auteurs

Luc De Bock
l.debock@brrc.be

Stefan Vansteenkiste
s.vansteenkiste@brrc.be

Ann Vanelstraete
a.vanelstraete@brrc.be

Dossier 22 – Une publication du **Centre de recherches routières**

Février 2023

© CRR – Tous les droits sont réservés.

Editeur Responsable: Annick De Swaef, Boulevard de la Woluwe 42, 1200 Bruxelles

► Table des matières

1	Contexte	5
1.1	Durabilité	5
1.2	Objet de l'étude	7
1.3	Promouvoir la durabilité par une nouvelle forme d'appels d'offres (<i>Green Public Procurement</i>)	8
2	Cadre normatif de la détermination de la durabilité	9
2.1	Cadre pour le secteur de la construction	9
2.2	Évaluation d'un produit	10
3	Analyse de durabilité – Méthode d'approche	13
3.1	SEVE	13
3.2	MKI	14
3.3	EDGAR	15
4	Analyse avec la méthode EDGAR	17
4.1	Variantes d'enrobé sélectionnées	17
4.2	Analyse de durabilité – Calcul et résultats	18
4.2.1	Changement climatique	18
4.2.2	Épuisement des ressources non renouvelables	25
4.2.3	Pollution de l'air	27
4.2.4	Lixiviation dans les eaux du sol et les eaux souterraines	28
4.2.5	Nuisances sonores	29
4.2.6	Rugosité	29
4.2.7	Recyclabilité	30
4.2.8	Politique d'achat responsable	30
4.2.9	Coût	31
4.2.10	Embouteillages	31
4.2.11	Qualité technique	31
4.3	Résumé des résultats de l'analyse de durabilité selon la méthode EDGAR	32
5	Comparaison entre les méthodes EDGAR et MKI en termes d'évaluation de la durabilité	34
5.1	Situation méthode MKI	34
5.2	Calcul de la valeur MKI	36
5.3	Le secteur néerlandais des enrobés - Pratique sur le terrain	36
5.4	Extensible à la Belgique?	36
5.5	Marchés publics durables avec le MKI	37
5.6	Comparaison avec la méthode EDGAR	38
6	Conclusion	39
	Bibliographie	41
	Abréviations	47
Annexe 1	Facteurs d'émission pour les matières premières, où les trouver et comment les interpréter	48
Annexe 2	Aperçu des catégories d'impact environnemental selon la norme EN 15804 (NBN, 2012+2019/2021)	62
Annexe 3	Consommation d'énergie et émissions de gaz à effet de serre y associées à la centrale d'enrobage	64
Annexe 4	Explication de la méthodologie MKI	68

- ▶ **Évaluation de la durabilité des enrobés bitumineux**

► 1 Contexte

1.1. Durabilité

Souvent, le concept de durabilité est expliqué par les trois piliers du développement durable, à savoir le pilier environnemental, le pilier social et le pilier économique (figure 1.1). Le développement durable apporte la prospérité économique, est socialement équilibré (apporte le bien-être) et est écologiquement durable dans les limites des contraintes de la planète sur laquelle nous vivons. Cela signifie donc, entre autres, une consommation des ressources naturelles sans les épuiser et un impact sur l'environnement sans dépasser sa capacité d'autoréparation et sans perturber à outrance les processus naturels. Cela suppose une utilisation économe des ressources limitées et de l'énergie, moins de rejets de substances toxiques dans l'air, l'eau et le sol, et moins de production de déchets. Un développement est durable s'il est conçu pour se poursuivre indéfiniment, non seulement pour la génération actuelle mais aussi au profit de toutes les générations futures (United Nations [UN], 1987).

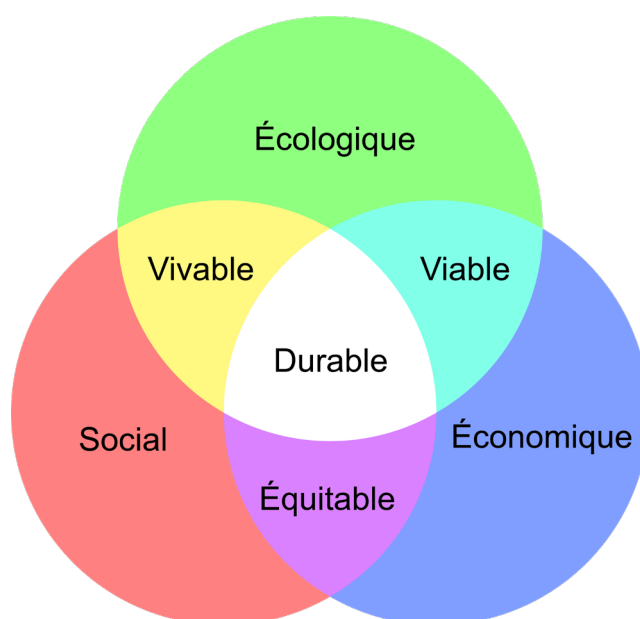


Figure 1.1 – *Diagramme de Venn des trois piliers de la durabilité (Montanus, 2017)*

La durabilité est donc un concept large, qui englobe de nombreux aspects de notre interaction avec l'environnement (tels que les émissions, l'occupation des sols, la biodiversité, l'énergie, le changement climatique, etc.) et aborde également les aspects sociaux du développement humain (travail qui a du sens, épanouissement, sécurité, santé, égalité, etc.). Cela implique une vision large de la prospérité humaine, une vision à long terme des conséquences de nos actes dans le présent, ainsi que l'égalité sociale entre les générations et au sein de la génération actuelle.

► Évaluation de la durabilité des enrobés bitumineux

À l'échelle globale, les Nations Unies ont affiné ce thème, d'abord par le biais des objectifs du millénaire (période 2000-2015), puis via les SDG (*Sustainable Development Goals* ou **objectifs de développement durable**, pour la période 2015 - 2030) (UN, 2015). La figure 1.2 résume les 17 catégories d'objectifs sur lesquelles misent les Nations Unies pour rendre le monde plus durable d'ici 2030. Ce cadre de référence international contient en tout 169 objectifs économiques, sociaux et environnementaux (UN, 2020a).



Figure 1.2 – Logos des 17 principaux objectifs de développement durable des Nations Unies (SDGS, 2022)

Bien que ce cadre s'adresse principalement aux pays individuels – les États membres de l'ONU –, des actions peuvent également être entreprises à un niveau inférieur, et les gouvernements locaux, les organisations, les entreprises ou même les particuliers peuvent s'en inspirer. Les entreprises utilisent (une sélection de) ces SDG comme référence, source d'inspiration ou cadre de rapport pour communiquer de manière compréhensible aux personnes intéressées au sujet de leurs efforts en matière de responsabilité sociétale des entreprises (RSE). C'est ainsi qu'elles tentent de justifier leurs activités et leur impact sur notre cadre de vie. Elles se concentrent ensuite sur un ou plusieurs des 169 sous-objectifs, à savoir ceux qui correspondent le mieux à leurs activités. Pour leur reporting, elles peuvent s'appuyer sur la liste d'indicateurs établie par l'ONU (UN, 2020b).

Le secteur de la construction aussi joue un rôle important dans la poursuite du développement durable. Il est donc nécessaire de travailler à un système d'évaluation de la durabilité des ouvrages de construction afin de fournir une base pour l'amélioration continue des performances environnementales, sociales et économiques. Cela s'inscrit alors dans le cadre d'une contribution concrète du secteur de la construction à la réalisation des objectifs de développement durable des Nations unies.

1.2. Objet de l'étude

Dans ce document, nous nous concentrons sur l'évaluation de la durabilité dans la construction de chaussées asphaltiques, en utilisant comme étude de cas une analyse de la durabilité des enrobés bitumineux pour couches de roulement des revêtements routiers, avec et sans recyclage et en combinaison ou non avec des produits régénérants.

La recyclabilité est un atout majeur pour les enrobés. La réutilisation des agrégats d'enrobés bitumineux (AEB) s'accompagne d'avantages majeurs, tant sur le plan économique que sur le plan environnemental. Une condition importante, bien sûr, est de maintenir la durabilité ou les performances des enrobés correspondants, et ce pour garantir la durée de vie.

Dans ce cadre, le principe consiste à recycler les matériaux en fin de vie – en l'occurrence de la route – dans la meilleure qualité possible. L'utilisation d'AEB dans les couches de roulement constitue un défi majeur dans ce contexte. Dans cette circularité, nous souhaitons également réduire au maximum toute dépréciation ou *downgrading* des AEB dans chaque maillon de la chaîne. Par conséquent, une gestion responsable (qualitative et économique) en matière de réutilisation répétée ou *multiple recycling* des AEB est également très actuelle. Spécifiquement pour les enrobés où la matière première AEB à recycler a déjà perdu une grande partie de ses capacités techniques en raison des processus de vieillissement, l'utilisation de produits régénérants (également appelés rejuvenants) peut être une solution pour améliorer la recyclabilité ou simplement la rendre possible.

Afin d'exploiter au maximum ou d'utiliser les avantages susmentionnés dans le contexte d'une économie circulaire, il est nécessaire de disposer d'une évaluation objective de l'impact de la réutilisation et des régénérants sur la durabilité ou *sustainability*. En effet, une telle évaluation permet de réaliser une évaluation globale de la durabilité à l'aide d'une série d'indicateurs essentiellement quantitatifs, situés aux niveaux environnemental, économique et social.

Le résultat d'une évaluation transparente offre également au gestionnaire routier la possibilité de développer à l'avenir de nouvelles formes de marché public où, en plus de la fixation du prix, l'aspect de la durabilité est pris en compte de manière objective. On parle dans ce cas de «marché public écologique» ou *Green Public Procurement (GPP)* (Commission européenne, 2016).

En tant que centre de recherches routières et conformément à son slogan *Ensemble pour des routes durables*, le CRR est également fortement engagé sur ce sujet et a, par exemple, mené plusieurs projets de recherche sur l'évaluation de la durabilité des enrobés bitumineux ces dernières années, notamment les projets EDGAR et Re-RACE (De Visscher et al., 2016; Vansteenkiste, 2021). L'évaluation de la durabilité discutée en détail dans cette publication faisait partie du projet Re-RACE. Dans ce cadre, on a utilisé des données récentes de l'inventaire du cycle de vie (ICV) des liants bitumineux et des produits régénérants (sur la base de données mises à disposition par différents fournisseurs ou leurs fédérations).

L'activité de recyclage par la valorisation des AEB comme matière première dans du nouvel enrobé est motivée par deux tendances principales. D'une part, il y a l'incitation économique à utiliser des matières premières moins chères que les matières neuves dans les enrobés bitumineux; d'autre part, il y a l'impact positif sur l'environnement de la réutilisation des AEB et, en particulier, la réduction de l'empreinte carbone et la lutte contre la rareté des nouvelles matières premières (Vansteenkiste & Gonda, 2013). Ces deux motivations s'inscrivent parfaitement dans les piliers de la durabilité susmentionnés. Dans le cadre d'une évaluation de la durabilité des produits régénérants, les

► Évaluation de la durabilité des enrobés bitumineux

coûts écologiques et économiques de l'ajout du régénérant doivent être mis en balance avec les bénéfices écologiques et économiques. Si les régénérants peuvent avoir un impact sur la quantité de nouveau(x) matériaux/liant, l'impact potentiel sur cet aspect de la durabilité est clair.

1.3. Promouvoir la durabilité par une nouvelle forme d'appels d'offres (Green Public Procurement)

Dans les appels d'offres traditionnels où seul le prix de revient proposé est déterminant pour l'attribution d'un travail, d'un service ou d'un produit, les solutions durables n'ont souvent aucune chance de l'emporter, tout simplement parce qu'elles sont généralement beaucoup plus chères qu'une variante non durable. Dans ce contexte, il n'est possible de promouvoir des solutions plus durables que si certains éléments de l'analyse de durabilité jouent un rôle dans le processus d'attribution, et y obtiennent si nécessaire une contribution décisive. Nous appelons cette méthode alternative d'appel d'offres les marchés publics verts ou durables (De Bock, 2021).

Les pouvoirs adjudicateurs ont un rôle important à jouer dans la transition vers cette forme alternative d'appels d'offres, car le gouvernement met sur le marché des budgets importants pour les appels d'offres de produits, de services et de travaux, et peut ainsi montrer le bon exemple au reste des entreprises de la chaîne économique. En rédigeant un cahier des charges qui encourage et favorise la durabilité, il montre à toutes les entreprises la voie à suivre: celle d'une plus grande durabilité. La norme internationale ISO 20400 (Organisation internationale de normalisation [ISO], 2017) définit l'achat durable comme «l'exploitation du pouvoir d'achat en vue de maximiser l'impact environnemental, social et économique positif tout au long du cycle de vie des produits, services et travaux.»

L'intérêt de l'utilisation d'un «score environnemental» devrait gagner en importance à l'avenir, en premier lieu grâce aux gestionnaires routiers dans le cadre des GPP. Dans ce contexte, on peut se référer à l'introduction récente de l'échelle de performance CO₂ dans un certain nombre de projets pilotes (Scheldelaan, 2022). Dans le cadre d'un premier projet pilote, la partie gagnante – qui a pu prouver un niveau d'ambition de «niveau 3» par le biais d'une certification – a bénéficié d'un avantage de 3 % sur le prix de l'offre (Onderhoud Scheldelaan, 2022; Scheldelaan, 2022; Stichting Klimaatvriendelijk Aanbesteden & Ondernemen, s.d.; Vlaamse Overheid, Agentschap Wegen en Verkeer [AWV], 2022). Le MKI (*milieukostenindicator* ou «indicateur de coût environnemental») est également un concept de plus en plus courant dans ce domaine, avec lequel les Pays-Bas acquièrent actuellement de l'expérience (depuis 2021) (**Chapitre 5**).

L'approche de la Belgique à cet égard est encore en évolution. Ici, l'accent est plutôt mis sur ce que l'on appelle un «infra-TOTEM» (une version de l'outil TOTEM adaptée à la construction routière) (De Bock, 2020).

Ou comme exprimé dans la vision de l'AWV (Gouvernement flamand): «La vision holistique d'une construction respectueuse de l'environnement dans les infrastructures se décline en trois phases:

- dans la phase de conception: choix des options de conception (matériaux, structure, exécution, etc.) en évaluant l'impact environnemental à l'aide d'Infra-TOTEM;
- pour l'appel d'offres et la mise en œuvre: échelle de performances CO₂ et sélection de matériaux de construction à faible impact environnemental;
- à la réception: calcul de l'impact environnemental réel après la mise en œuvre (As-Built)» (De Winne, 2022).

Ce sujet est manifestement encore en évolution et doit également s'inscrire dans un cadre européen, ce qui est expliqué plus en détail dans un paragraphe suivant.

► 2 Cadre normatif de la détermination de la durabilité

2.1 Cadre pour le secteur de la construction

Une évaluation de la durabilité consiste à faire une estimation des trois piliers, qui sont collectivement importants pour la durabilité, notamment les aspects environnementaux, sociaux et économiques. Les trois piliers peuvent éventuellement être définis séparément, en fonction de la portée de la méthodologie.

Au niveau international, on travaille depuis de nombreuses années à la création d'un cadre (normatif) généralement accepté pour décrire cette analyse de durabilité de manière uniforme. En Europe, par exemple, cela se fait par le biais du CEN/TC 350 *Sustainability of Construction Works* et, au niveau mondial, par le biais de l'ISO/TC 59/SC17 *Buildings and Civil Engineering Works, Sustainability* (figure 2.1).

Niveau Cadre	Évaluation de la contribution au développement durable			Caractéristiques techniques	Fonctionnalité
	prEN 15643 (révisions des EN 15643-1...5) Contribution des ouvrages de construction au développement durable - Cadre pour l'évaluation des bâtiments et des ouvrages de génie civil			Conception prenant en compte la durée de vie - Principes ISO 15686-1	(Voir Note 2)
Échelle Ouvrage	prEN15978-1 (EN 15978rév) Évaluation de la performance environnementale des bâtiments	prEN15978-2 (EN 16309rév) Évaluation de la performance sociale des bâtiments	prEN15978-3 (EN 16627rév) Évaluation de la performance économique des bâtiments	EN ISO 52000 Performance énergétique des bâtiments	
	prEN 17680 Évaluation du potentiel de réhabilitation durable des bâtiments				
	prEN 17472 Évaluation de la contribution au développement durable des ouvrages de génie civil				
Échelle Produit	EN 15804 + A2 Déclarations environnementales sur les produits - Règles régissant les produits de construction			Procédures pour la prévision de la durée de vie ISO 15686-2; Information en retour issue de la pratique ISO 15686-7; Durée de vie documentée et estimation de la durée de vie ISO 15686-8	
	prEN 15942 rév Formats de communication entre professionnels				
	prEN 15941 rév Qualité des données				
	prEN 17672 Règles de communication entre professionnels et particuliers				
	prEN ISO 22057 Modèles de données BIM pour l'utilisation de DEP				
	CEN/TR 16790 Recommandations relatives à l'EN 15804				
CEN/TR 17005 Indicateurs complémentaires					

Figure 2.1 – Cohérence entre les normes pour l'analyse de la durabilité des ouvrages de construction (Figure 2 - Work program of CEN/TC 350) (Bureau de Normalisation [NBN], 2022)

Au niveau global (Niveau cadre, 1^{re} ligne de la figure 2.1), il existe actuellement cinq sous-normes dans la série EN 15643-1 à EN 15643-5 pour l'analyse de la durabilité des ouvrages de construction (NBN, 2010-2017). Celles-ci couvrent respectivement les principes généraux, les aspects environnementaux, sociaux et économiques de l'analyse de durabilité des ouvrages de construction de type «bâtiments» et d'autre part (dans la partie 5) les aspects spécifiques importants pour les ouvrages de type «travaux d'infrastructure/génie civil». Ces dernières années, la révision de ces normes a été effectuée au sein du CEN/TC 350 et ce, afin de convertir la série de cinq sous-normes en une seule norme intégrée, à savoir la norme EN 15643 (NBN, 2021).

► Évaluation de la durabilité des enrobés bitumineux

Au niveau du projet (Échelle ouvrage à la figure 2.1), on examine plus en détail la situation de l'ouvrage en question, d'une part pour les bâtiments (pour des fonctions d'habitation, commerciales ou de services, des bureaux, etc.) et, d'autre part, pour les ouvrages de génie civil (*civil engineering works*). C'est pour le secteur des bâtiments que la normalisation est déjà la plus avancée: il existe actuellement trois normes différentes pour évaluer la durabilité des bâtiments (une pour chaque pilier): EN 15978rev (NBN, 2012) (performance environnementale), EN 16309rev (NBN, 2014) (performance sociale) et EN 16627rev (NBN, 2015) (performance économique). Là encore, le CEN/TC 350 travaille à une révision, et après la fin de la période de révision actuelle de ces normes (2020-23), ces trois normes seront fusionnées en une seule norme composée de trois parties. Actuellement, ces révisions sont encore au stade de projet: prEN 15978 (Comité Européen de Normalisation [CEN], 2021). Au même niveau de projet, une norme spécifique aux travaux d'infrastructure/génie civil vient d'être publiée (EN 17472, CEN, 2022).

Au niveau des produits de construction individuels (Échelle produit, au bas de la 1^{re} colonne de la figure 2.1), la norme EN 15804 (NBN, 2012+2019/2021) définit les règles de base pour la déclaration de performance environnementale des produits de construction via les EPD (*Environmental Product Declarations*). En ce qui concerne les règles (PCR - *Product Category Rules*) auxquelles une EPD pour les matériaux bitumineux doit se conformer, aucun accord d'approbation n'a encore pu être conclu pour le projet de norme prEN 17392-1 (*Sustainability of construction works - Environmental product declarations - Core rules for road materials, Part 1 : Bituminous Mixtures [CEN, 2020]*) en raison d'imprécisions encore trop nombreuses dans le projet de texte en juin 2020 lors de la consultation des membres nationaux du CEN.

Ce sujet est manifestement toujours en évolution et le CRR suit de près les développements, y compris en tant que membre des groupes de travail pour la normalisation européenne (ou leur groupe miroir belge) tels que le CEN/TC 350 sur la *sustainability of construction works* et son sous-comité SC1 sur «l'économie circulaire dans le secteur de la construction».

2.2 Évaluation d'un produit

Des méthodes d'évaluation sont mises au point pour évaluer la durabilité d'un produit ou d'un service, et une très grande attention est accordée au pilier environnemental (et moins aux piliers économique et social).

Il est largement reconnu que pour déterminer la durabilité (écologique), il convient d'appliquer le principe de la réflexion sur le cycle de vie (*life cycle thinking*). Il s'agit ici de prendre en compte tous les aspects et effets (impacts) pertinents qui se produisent au cours du cycle de vie complet d'un produit, d'un projet, d'un processus ou d'un service, depuis l'extraction des matières premières élémentaires jusqu'à la phase de traitement des déchets et de recyclage éventuel après la fin du cycle de vie technique/économique.

L'impact environnemental est ensuite analysé au moyen d'une analyse du cycle de vie (ACV), dans laquelle tous les composants pertinents et leurs flux d'entrée et de sortie (tels que l'énergie, les matières premières, l'occupation des sols, les émissions, les déchets, la recyclabilité, la perte d'utilité, etc.) sont analysés et calculés (figure 2.2).

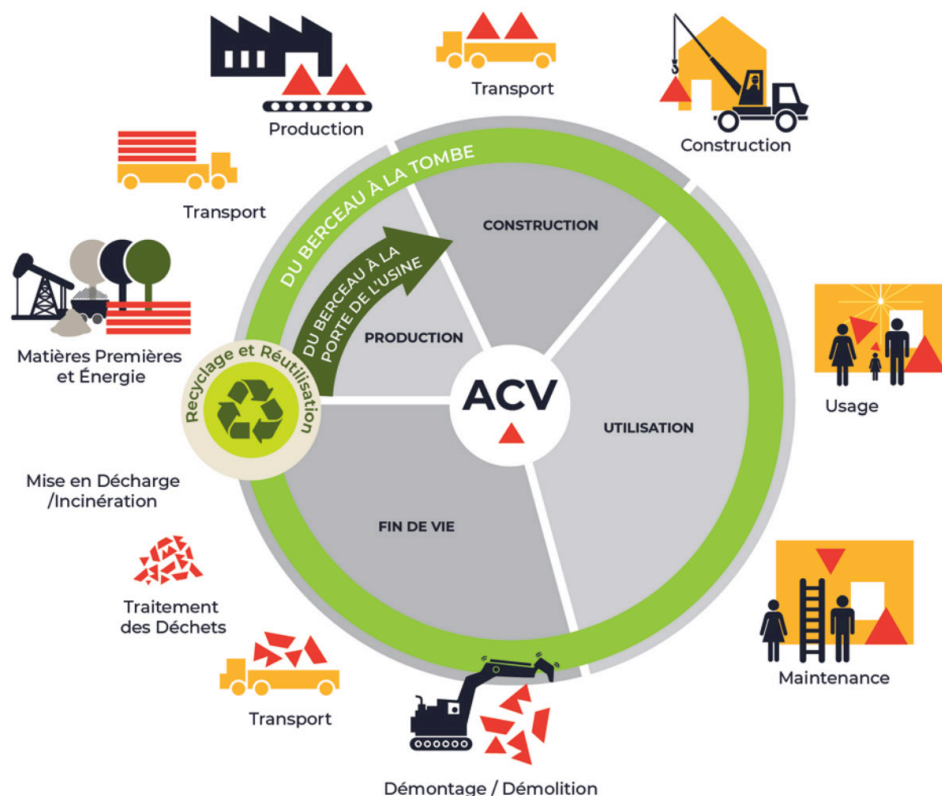


Figure 2.2 – Analyse du cycle de vie dans la construction (Source: Totem, 2018)

Une analyse du cycle de vie ou ACV est une technique ou une méthode de calcul qui peut être utilisée pour déterminer de manière assez uniforme l'impact environnemental d'un produit, d'un processus ou d'un service. Les normes internationales ISO 14040 (NBN, 2006/2020a) et ISO 14044 (NBN, 2006/2020b) constituent une base acceptée pour la façon de réaliser le processus d'ACV. Dans un tel système, le cycle de vie total est représenté par une répartition en trois grandes phases (également appelées «modules d'information»), représentées par les lettres A (pour la phase d'extraction des matières premières, de fabrication des composants du produit et de construction sur le chantier), B pour la phase d'utilisation (de plusieurs années) et enfin la lettre C pour la phase de fin de vie (démolition et traitement des déchets). La lettre D quant à elle est utilisée pour symboliser toutes les contributions (coûts et bénéfices environnementaux) qui se situent en dehors des limites du système étudié (par exemple, le recyclage de composants matériels permet de réaliser des économies de substitution sur les nouvelles matières premières pour un système ultérieur).

Une analyse du cycle de vie complet couvre tou(te)s les phases/modules d'information du cycle de vie, y compris la circularité, et est appelée de berceau à berceau ou *cradle-to-cradle*. Dans le cas d'une analyse partielle, on dit plus volontiers «du berceau à la sortie de l'usine» (*cradle-to-gate*, phases A1 à A3) ou «du berceau à la tombe» (*cradle-to-grave*, phases A, B et C). Pour le système «chaussée asphaltique», un exemple de diagramme système se présente alors comme illustré à la figure 2.3.

► Évaluation de la durabilité des enrobés bitumineux

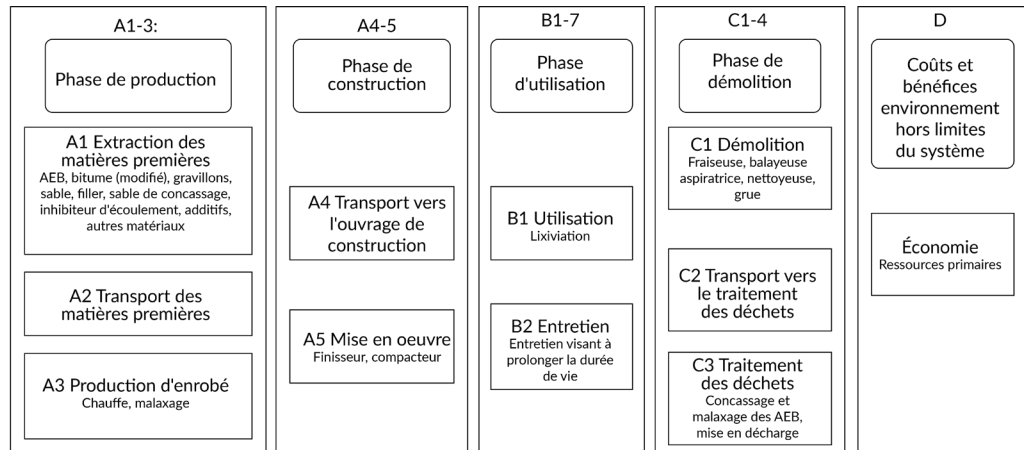


Figure 2.3 – Exemple de diagramme système montrant le cycle de vie d'un enrobé bitumineux et les modules d'information correspondants A/B/C/D (van der Kruk et al., 2022)

On commence par définir une unité fonctionnelle (que veut-on étudier exactement comme système, que doit faire ce système et quelles sont les alternatives) et par délimiter les limites du système (ce qui est inclus, ce qui ne l'est pas). Il en découle un diagramme de flux du processus ou du produit. Ensuite, la phase d'inventaire (LCIA = *Life Cycle Inventory Analysis*) permet de déterminer quelles matières premières et quelle énergie sont utilisées ou consommées du côté des intrants, quelles transformations ont lieu et enfin quels déchets ou émissions sont générés du côté des extrants, et ce pour chaque unité fonctionnelle. Les facteurs de caractérisation peuvent ensuite être utilisés pour convertir les quantités de matériaux et d'énergie en certaines catégories d'effets ou d'impacts. Ces impacts sont classés en groupes pertinents, tels que la contribution au changement climatique, la contribution à l'acidification, etc.

On utilise de préférence des données d'origine primaire pour l'étude d'inventaire. Il s'agit de valeurs de mesure du site de production (comme la centrale d'enrobage) même. Si cela n'est pas possible, des données secondaires sont utilisées (par exemple, pour la transformation de matières premières brutes telles que le pétrole, ou pour des consommables prêts à l'emploi pour lesquels une propre EPD est disponible). Cette étude s'est appuyée sur la méthode de calcul recommandée dans la norme EN 17472 (CEN, 2022), qui consiste essentiellement en un ensemble de calculs matriciels élémentaires, pour toutes les phases de vie (modules A, B, C et/ou D). Pour chaque phase de vie (ou module) *i*, on effectue un calcul matriciel où la matrice de tous les composants matériels contient la contribution d'un indicateur environnemental donné pour ce composant matériel à cette phase.

► 3 Analyse de durabilité – Méthode d'approche

Comme le montre l'analyse du cadre normatif (chapitre 2), la manière d'aborder concrètement l'analyse de la durabilité d'un produit, d'un processus ou d'un ouvrage de construction n'est pas encore claire. Ce sujet est encore en pleine évolution.

Entre-temps, certaines propositions de méthodologies plus élaborées existent, par exemple:

- la méthode SEVE (utilisée en France);
- la méthode MKI (indicateur de coût environnemental, utilisée aux Pays-Bas);
- la méthodologie basée sur le projet EDGAR, que nous expliquons dans cette publication.

Nous discutons ici brièvement de l'approche des deux autres méthodes (SEVE et MKI), avant de développer la méthode EDGAR, que nous continuerons à utiliser dans ce document.

3.1 SEVE

SEVE est l'abréviation de *Système d'Évaluation des Variantes Environnementales*. Il s'agit d'une méthode de calcul (logiciel, *éco-comparateur*) développée pour la fédération du secteur routier en France (Routes de France). L'objectif de SEVE est de pouvoir comparer différentes solutions pour structures routières ou schémas d'entretien des routes selon plusieurs indicateurs. SEVE utilise neuf indicateurs, comme résumé à la figure 3.1.

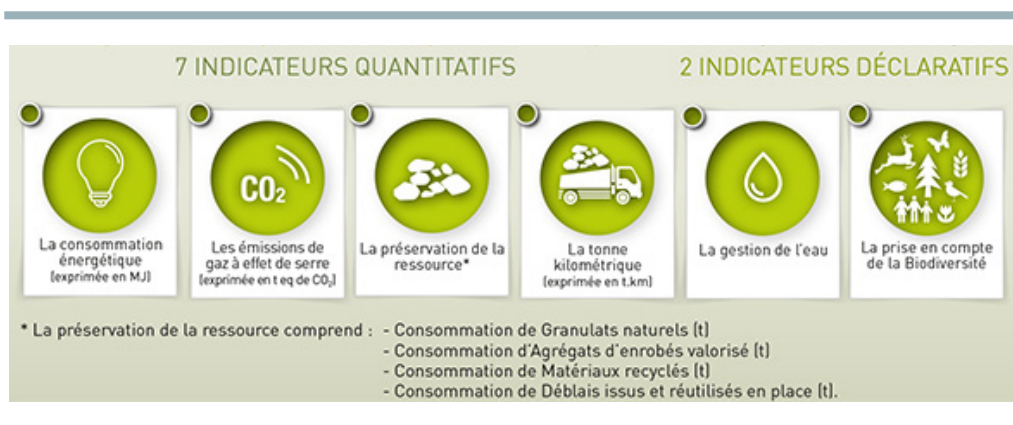


Figure 3.1 – Les indicateurs du logiciel SEVE (Eco-comparateur/SEVE, s.d.)

Il s'agit de deux indicateurs qualitatifs ou déclaratifs (gestion de l'eau et prise en compte de la biodiversité) et de sept indicateurs quantitatifs (consommation énergétique (en MJ), émissions de gaz à effet de serre (en tonnes d'équivalents CO₂), quantité de transport (en tonnes-kilomètres) et préservation des ressources naturelles (quatre composantes, en tonnes: consommation de granulats de pierre naturelle, consommation d'agrégats d'enrobés bitumineux, consommation de matériaux recyclés, quantité de déblais réutilisés en place)). SEVE attribue un score pour chacun des neuf indicateurs, sans les pondérer en un score global.

► Évaluation de la durabilité des enrobés bitumineux

3.2 MKI

MKI est l'abréviation de *MilieuKostenIndicator*, l'indicateur de coût environnemental utilisé aux Pays-Bas. Il s'agit d'un indicateur lié aux coûts associés aux dommages environnementaux en rapport avec un produit ou un système particulier et d'un moyen de rassembler les résultats de différents indicateurs environnementaux en un seul.

La méthode MKI applique une monétisation aux impacts environnementaux: les incidences sur l'environnement sont converties d'une unité abstraite (différente pour les divers impacts environnementaux) en une unité comparable, à savoir une valeur monétaire. Il s'agit d'un moyen de quantifier les résultats de différents impacts environnementaux potentiels en un seul score, afin de pouvoir comparer facilement les variantes. Cette méthode s'appuie sur le résultat d'une analyse du cycle de vie (ACV) complet avec onze indicateurs différents (conformément à l'interprétation néerlandaise de la norme européenne EN 15804 [NBN, 2012+2019/2021]). Ces différents indicateurs sont pondérés en liant un facteur de pondération monétaire à chaque indicateur et en les additionnant pour obtenir un indicateur unique exprimé en valeur monétaire (euros).

Les onze indicateurs environnementaux de l'ACV (huit + trois liés à l'écotoxicité) intégrant le MKI sont les suivants:

- ✓ l'épuisement des ressources abiotiques (à l'exclusion des vecteurs d'énergie fossile);
- ✓ l'épuisement des vecteurs d'énergie fossile;
- ✓ le changement climatique;
- ✓ l'appauvrissement de la couche d'ozone;
- ✓ la formation d'oxydants photochimiques;
- ✓ l'acidification;
- ✓ l'eutrophisation;
- ✓ la toxicité pour l'homme;
- ✓ l'écotoxicité: environnement d'eau douce, marin et terrestre.

La méthode belge TOTEM fonctionne de manière similaire à la méthode néerlandaise MKI: par le biais de la monétisation et de la liaison à des facteurs de pondération, les résultats d'une ACV (consistant en plusieurs impacts ou indicateurs avec des unités différentes entre elles) sont combinés en un seul résultat exprimé dans la même unité (monétaire).

Il existe deux principaux points de divergence entre MKI et TOTEM: d'une part, les facteurs de pondération diffèrent (en termes de taille de la valeur monétaire par impact, soit les coûts fictifs/facteurs de dommages environnementaux supposés par unité d'impact ACV) et d'autre part, le nombre d'indicateurs est différent (11 indicateurs ACV dans le modèle néerlandais contre 17 dans le modèle belge).

Actuellement, l'outil TOTEM ne fonctionne que pour les ouvrages de type bâtiment (habitations, bureaux et autres bâtiments non résidentiels) et pas encore pour les ouvrages d'infrastructure tels que les routes, mais il s'agit d'une piste d'élargissement avec un potentiel élevé (De Bock, 2020; De Winne, 2022).

Voir chapitre 5 et [Annexe 4](#) pour plus d'informations sur la méthodologie MKI.

3.3 EDGAR

Pour la durabilité, les méthodes SEVE et MKI ne prennent en compte que le pilier environnemental et n'incluent pas d'indicateurs pour le pilier économique ou social.

C'est pourquoi le CRR lui-même a commencé à chercher une approche appropriée, qu'il a développée dans le cadre du projet EDGAR (*Evaluation and Decision process for Greener Asphalt Roads*). Dans ce projet de recherche pour le compte de la CEDR, le CRR, en collaboration avec des partenaires européens, a accumulé de l'expérience et des connaissances et a développé une méthodologie en vue d'effectuer une évaluation de la durabilité d'un matériau et/ou d'un processus (de production) spécifique aux enrobés (Anastasio et al., 2016; De Visscher et al., 2016; Wayman et al., 2016).

Impact / Indicateur	Description
Changement climatique	contribution au réchauffement climatique global par les émissions de gaz à effet de serre
Épuisement des ressources abiotiques	contribution à l'épuisement des ressources primaires non renouvelables
Pollution de l'air	contribution à la pollution atmosphérique (p. ex. émissions acidifiantes et smog)
Lixiviation	potentiel de lixiviation de substances chimiques nocives dans le sol et les eaux souterraines
Nuisances sonores	production sonore résultant de l'interaction pneu-revêtement routier
Recyclabilité	évaluation de la recyclabilité future de l'enrobé à la fin de sa vie
Rugosité	rugosité déterminée par les caractéristiques superficielles de l'enrobé, en tant qu'indicateur essentiel de la sécurité routière (pertinent pour les couches de roulement)
Achats responsables	évalue la responsabilité pour l'impact social et l'impact écologique dans le processus d'achat, par tous les acteurs du processus de production
Coût	coût financier sur l'ensemble du cycle de vie (mise en œuvre, entretien, fraisage et recyclage)
Embouteillages	évaluation de l'impact de la mise en œuvre et de l'entretien (en fonction de la technologie) sur la mobilité des usagers de la route
Performances, durabilité technique	combinaison d'indicateurs performantiels (résistance à la fatigue et à l'orniérage, sensibilité à l'eau) liés à la durée de vie prévue

Tableau 3.1 – Ensemble d'indicateurs de durabilité (méthodologie EDGAR)

► Évaluation de la durabilité des enrobés bitumineux

Le retour d'information reçu du comité de pilotage accompagnateur et les concertations avec les parties prenantes concernées du terrain en gestion routière ont confirmé l'applicabilité de la méthodologie dans la pratique.

L'approche EDGAR utilise un nombre limité d'indicateurs pertinents pour les chaussées asphaltiques (tableau 3.1). Cet ensemble de 11 indicateurs est moins étendu que l'ensemble complet des catégories d'impact LCA, mais pour des raisons pratiques et de transparence, on s'est efforcé d'intégrer autant d'aspects que possible dans un ensemble limité.

Il s'agit de cinq indicateurs liés au pilier environnemental (changement climatique, rareté des ressources, recyclabilité, pollution atmosphérique et lixiviation), de deux indicateurs liés aux performances techniques (rugosité et adaptabilité technique à long terme), d'un indicateur lié au pilier économique (coût financier) et de trois paramètres liés à la fois au pilier social et au pilier environnemental (nuisances sonores, embouteillages et politique d'achat responsable).

► 4 Analyse avec la méthode EDGAR

Dans cette partie, nous visons à illustrer l'approche de la méthode EDGAR en développant concrètement cette méthode pour un type bien défini d'enrobé bitumineux.

4.1 Variantes d'enrobé sélectionnées

Cette évaluation a été réalisée sur plusieurs variantes d'enrobés bitumineux destinées à être utilisées comme couche de roulement dans le revêtement routier, plus précisément de type APT-C¹, dans lesquelles des AEB recyclés sont combinés ou non à l'ajout d'un produit régénérant.

L'impact du recyclage des AEB a été évalué en incluant dans l'étude des variantes présentant un taux de recyclage relativement faible (20 %), d'une part, et une teneur en AEB relativement élevée (50 %), d'autre part. Par conséquent, les cinq variantes suivantes ont été comparées:

- un enrobé bitumineux classique pour couche de roulement, axé sur un mélange APT-C (= référence);
- un mélange APT-C avec 20 % d'AEB sans produit régénérant;
- un mélange APT C avec 20 % d'AEB et avec produit régénérant;
- un mélange APT-C avec 50 % d'AEB sans produit régénérant;
- un mélange APT-C avec 50 % d'AEB et avec produit régénérant.

Le taux de recyclage élevé de 50 % dans les couches de roulement n'est pas encore une réalité dans la pratique de la construction de chaussées asphaltiques (il l'est dans les mélanges pour sous-couches), mais il est repris ici parce qu'il renforce les différences dans la comparaison et souligne ainsi le potentiel futur pour des mélanges plus durables.

Dans cette comparaison, les mélanges APT-C ont été composés de manière à ce que toutes les variantes soient parfaitement comparables en termes de rapport entre le liant et le squelette minéral: même teneur totale en liant (nouveau bitume + ancien liant provenant d'AEB) ainsi que même granulométrie pour les granulats minéraux (y compris ceux provenant d'AEB). Un exercice similaire peut également être fait pour d'autres types d'enrobé pour couches de roulement, par exemple le type AB-4C. Il en ressort que les résultats finaux diffèrent peu de l'exercice actuel, car ces types de mélange ont une composition assez similaire. Les compositions des cinq variantes du mélange APT-C sont résumées au tableau 4.1.

Tous les mélanges APT-C comprennent 59 kg de liant et 941 kg de composants minéraux par tonne d'enrobé. Le dosage du régénérant a été optimisé expérimentalement à un ratio de 3,5 % de la masse de l'ancien liant dans les AEB (Vansteenkiste, 2019).

Pour simplifier, dans ce calcul, on est parti du principe que le nouveau bitume et le régénérant pouvaient être remplacés à raison d'un pour un. Pour la variante avec 50 % d'AEB (qui, dans le cas sans régénérant, contient 26,4 kg d'ancien bitume par tonne d'enrobé en plus de 32,6 kg de nouveau bitume), ce dosage s'élève à 0,92 kg de régénérant. Dans ce cas, le dosage en nouveau bitume est diminué d'1 kg environ.

¹ Ce type d'enrobé bitumineux (APT-C) est utilisé comme exemple; l'analyse est aussi valable pour d'autres types d'enrobé.

► Évaluation de la durabilité des enrobés bitumineux

Composition enrobé APT-C	Référence	Avec 20 % recyclage AEB		Avec 50 % recyclage AEB	
		Sans régénérant	Avec régénérant	Sans régénérant	Avec régénérant
Gravillons	565	485	485	367	367
Sable concassé	245	188	188	85	85
Sable non concassé	56	33	33	14	14
Filler d'apport	75	47	47	5	5
Minéraux récupérés dans AEB	-	188	188	471	471
Liant récupéré dans AEB	-	11	11	26	26
Bitume (B50/70)	59	48	48	33	32
Régénérant			0,4		1
Total	1 000	1 000	1 000	1 000	1 000

Tableau 4.1 – Aperçu des compositions de mélange des variantes APT-C évaluées dans l'étude de durabilité (toutes les quantités en kg par tonne d'enrobé)

4.2 Analyse de durabilité – Calcul et résultats

Pour chaque paramètre (indicateur de l'impact potentiel sur l'environnement), une analyse a été effectuée selon la méthodologie EDGAR, en se concentrant sur la contribution de la réutilisation des AEB, en combinaison ou non avec des produits régénérants.

4.2.1 Changement climatique (*Global warming potential*)

Les émissions de gaz à effet de serre (GES) sont un bon indicateur de la contribution au problème du changement climatique ou réchauffement global. Cet impact sur notre écosystème global est représenté par le potentiel de réchauffement global (PRG) ou *Global Warming Potential* (GWP), et exprimé en une masse d'équivalents CO₂ (en kg).

Si une estimation doit être faite pour l'ensemble du processus des chaussées asphaltiques, elle peut être réalisée en faisant d'abord l'inventaire des matériaux utilisés/consommés du côté des intrants, puis en multipliant, pour chaque type de matériau, la quantité utilisée (masse) par le facteur de conversion correspondant et en faisant la somme de tous les types de matériaux selon la formule:

Total des émissions de GES = Σ (sur tous les types de matériaux j) **masse_j x EF_j**,
(Formule 1) où EF_j est le **facteur unitaire d'émission** (pour les GES) du matériau j, exprimé en kg éq. CO₂ par unité de masse.

Ainsi, pour calculer la contribution PRG d'un produit ou d'un processus, dans le cas présent un enrobé bitumineux avec une composition de mélange donnée, un calcul doit être effectué sur l'ensemble de tous les modules du cycle de vie (ou seulement ceux qui nous semblent les plus pertinents ou sur lesquels nous disposons d'informations fiables) en faisant le produit de la matrice ligne de tous les facteurs d'émission liés aux matériaux avec la matrice colonne de toutes les quantités de matériaux correspondants dans l'enrobé bitumineux.

4.2.1.1 Module A1 (extraction des matériaux)

Dans une première phase, on a calculé la contribution au changement climatique (en tant que valeur PRG) causée par la mise à disposition de tous les matériaux nécessaires à la production de l'enrobé. Cela ne comprend donc que l'extraction et le traitement de base des matières premières depuis leur site d'extraction jusqu'à la porte du fabricant, qui propose ensuite la matière première sur le marché. Dans l'approche du cycle de vie, cela correspond au module A1.

En partant de la composition en masse des enrobés bitumineux repris dans cette équation, les facteurs de conversion du PRG sont donc nécessaires pour les matériaux suivants: gros granulats (gravillons), granulats fins (sable concassé et/ou sable rond), filler d'apport, bitume routier, AEB et régénérant.

On peut noter ici que différentes sources ou bases de données peuvent être utilisées à cette fin, parfois très différentes les unes des autres. Nous renvoyons à l'**Annexe 1** pour plus de détails sur les sources de données et leur influence sur les (la dispersion des) facteurs d'émission dans la méthode de calcul. Pour le bitume, par exemple, les deux sources, Eurobitume, d'une part, et *Asphalt Institute* (Etats-Unis), d'autre part, donnent des facteurs d'émission de réchauffement climatique (PRG) qui diffèrent par plus d'un facteur 3! En revanche, pour la fraction de matériau «granulats», la variation des facteurs d'émission est plutôt faible.

L'ensemble des facteurs d'émission unitaires pour l'indicateur environnemental PRG pour les matières premières utilisées dans cette étude est résumé au tableau 4.2.

	Gravillons	Sable	Filler	AEB	Bitume	Régénérant
Facteur d'émission (PRGi) (kg éq. CO ₂ /tonne)	4,3	3,0	32	1,5	208	- 1220

Tableau 4.2 – Facteurs d'émission unitaires des matières premières pour le paramètre PRG (changement climatique)

► Évaluation de la durabilité des enrobés bitumineux

Dans ce tableau, le chiffre très élevé avec une valeur négative pour le composant régénérant ressort, à savoir moins 1 220 kg éq. CO₂ par tonne, comme il ressort de la fiche LCI du fournisseur (KRATON Corporation, 2018; University of Antwerp, Energy & Materials in Infrastructure & Buildings [EMIB] & Centre de recherches routières [CRR], 2021). Le chiffre négatif est à mettre en rapport avec la nature biogénique du régénérant. Il s'agit d'une huile d'origine végétale (biosourcée), produite dans une bioraffinerie à partir de CTO (*crude tall oil*) – un sous-produit du processus de traitement du pin pour produire des fibres de cellulose pour le papier (pâte à papier). Au cours de leur croissance naturelle, les arbres extraient du CO₂ de l'atmosphère (il est donc comptabilisé comme un chiffre négatif) et stockent ce carbone dans la structure du bois. Ce CO₂ est appelé CO₂ biogénique.

Ces données montrent clairement que, par unité de masse, le régénérant (valeur négative), le bitume et, dans une moindre mesure, le filler ont des facteurs d'émission nettement plus élevés que les granulats (le sable et la pierre concassée ont des facteurs d'émission similaires).

Ensuite, pour chacune des variantes d'enrobé à comparer, la valeur PRG a été calculée en multipliant la matrice ligne des facteurs d'émission par la matrice colonne de la composition du mélange, conformément à la Formule 1. Le tableau 4.3 présente les résultats pour les cinq compositions d'enrobés bitumineux. La figure 4.1 illustre cette situation dans un graphique, en la ventilant par variante et par composante de matière première.

Contribution score PRG (module A1 uniquement) due aux matières premières en kg éq. CO ₂ par tonne d'enrobé	Référence (sans AEB)	20 % d'AEB		50 % d'AEB	
		Sans régénérant	Avec régénérant	Sans régénérant	Avec régénérant
Gravillons	2,45	2,11	2,11	1,60	1,60
Sable	0,88	0,65	0,65	0,29	0,29
Filler d'apport	2,41	1,51	1,51	0,15	0,15
AEB	-	0,30	0,30	0,75	0,75
Nouveau bitume B50/70	12,2	10,1	10,0	6,8	6,6
Régénérant	-	-	- 0,45	-	-1,13
Total	18,0	14,6	14,1	9,6	8,2

Tableau 4.3 – Potentiel de changement climatique ou score PRG (module A1) pour les cinq variantes d'enrobés et par composante de matière première

Le mélange de référence (sans recyclage) présente une contribution au potentiel de réchauffement climatique de 18 kg équivalent CO₂ par tonne d'enrobé.

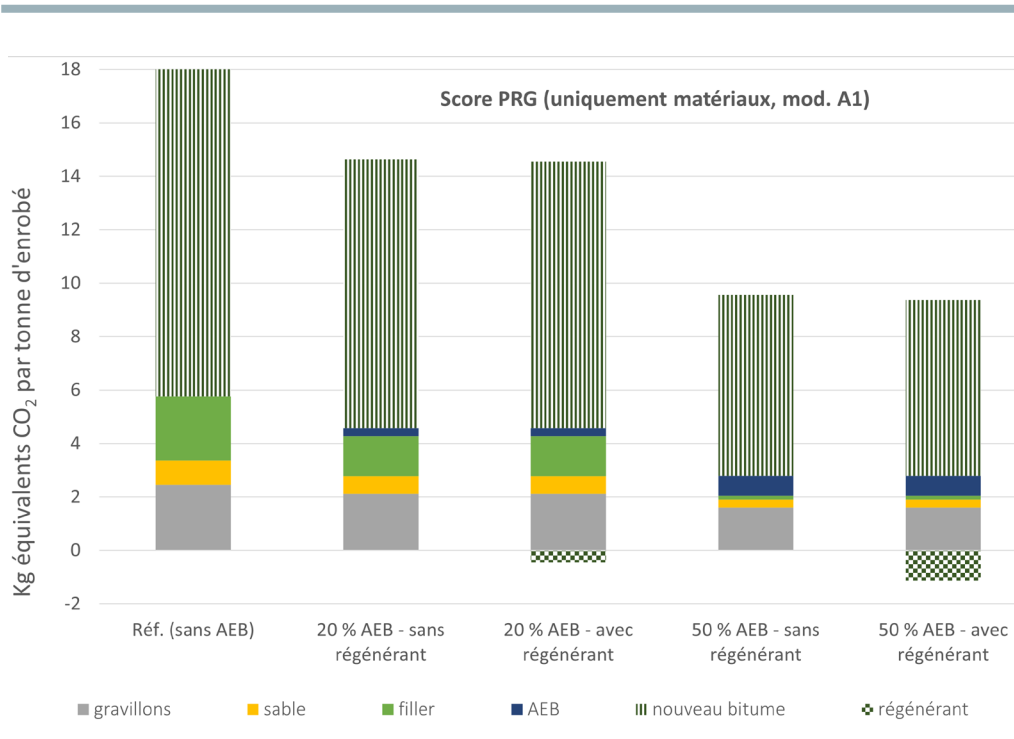


Figure 4.1 – Potentiel de changement climatique (partie du module A1 uniquement) pour les cinq enrobés bitumineux, ventilés par composante de matière première

En outre, ces résultats montrent l'important gain en termes de score climatique (pour la partie du module A1) qui peut être obtenu par le recyclage d'AEB (renforcé par l'utilisation de régénérant biosourcé): l'enrobé contenant 20 % d'AEB présente un score PRG lié au matériau de 19 % (sans régénérant) à 22 % (avec régénérant) meilleur (donc inférieur) que celui de l'enrobé de référence. L'enrobé contenant 50 % d'AEB augmente ce gain pour atteindre un score inférieur de 47 % (sans régénérant) à 55 % (avec régénérant) par rapport à la référence.

La plus grande contribution à cette amélioration est obtenue en premier lieu par une plus faible consommation de bitume (frais) et ensuite par une plus faible consommation de filler.

Le régénérant biosourcé améliore proportionnellement le score PRG grâce à son facteur d'émission négatif individuel. Toutefois, cette dernière observation peut changer si l'on utilise un autre type de régénérant, par exemple à base de pétrole. Pour l'extraction de ressources, il n'y aura pas de chiffre négatif pour le paramètre de changement climatique, mais bien une valeur positive (c'est-à-dire un score plus mauvais pour les émissions de gaz à effet de serre). C'est le cas, par exemple, des régénérants de type extraits aromatiques et huiles naphténiques issues du pétrole brut/de la pétrochimie (De Bock et al, 2020).

En général, ces régénérants sont de nouveaux produits qui sont hautement protégés en tant qu'innovations industrielles. On connaît donc peu de détails sur leur composition exacte et leur profil environnemental.

► Évaluation de la durabilité des enrobés bitumineux

À cet égard, l'incertitude ou l'indisponibilité des données constitue certainement un obstacle à l'estimation de leur durabilité. Ainsi, pour les différents régénérants déjà sur le marché, nous n'avons pas pu trouver de données officiellement publiées sur leur profil environnemental, et encore moins sous la forme d'une fiche EPD. L'indisponibilité de données (environnementales) signifie que les calculs n'ont pas pu être effectués pour ce type de produit régénérant.

4.2.1.2 Module A2 (transport de matières premières bitumineuses)

Une deuxième étape dans le calcul de la contribution au changement climatique concerne la contribution du transport des matières premières vers la centrale d'enrobage. Il s'agit de ce que l'on désigne par le «module d'information A2» dans le cycle de vie du produit bitumineux.

Souvent, ce calcul ne peut plus s'appuyer sur des données disponibles (par exemple, tirées d'EPD de ressources individuelles), mais il faut travailler avec des données génériques et certaines hypothèses / suppositions sur la manière dont ce transport a lieu et la distance à parcourir.

Les détails de ces hypothèses sont résumés au tableau 4.4, ainsi que (à la dernière ligne) le facteur d'émission calculé à partir de celles-ci pour les émissions de gaz à effet de serre par tonne de la matière première concernée. Les distances moyennes de transport et le choix du moyen de transport correspondant par matière première (1^{re} et 2^e lignes du tableau) sont des estimations propres. Comme source de données pour les facteurs d'émission des différents modes de transport, nous utilisons les données du site web www.co2emissiefactoren.be (cf. partie page sur le transport de marchandises, basée sur Klein et al., 2021). Si des données plus spécifiques étaient disponibles (par exemple parce que les distances de transport et la consommation de carburant exactes sont connues), il serait préférable de les utiliser.

Matière première ►	Gravillons	Sable concassé	Sable naturel	Filler	AEB	Bitume	Produit régénérant	
Distance de transport moyenne présumée (km)	75	75	250	150	50	100	1000	100
Moyen de transport	camion (avec semi-remorque lourd; vrac 29 t)		bateau navigation fluviale (Kempenaar, vrac 600 t)	camion (avec semi-remorque lourd; vrac 29 t)			navire (navigation côtière, charge de conteneur 20 t)	camion (semi-remorque lourd; conteneur 20 t)
Facteur d'émission du moyen de transport (kg éq. CO ₂ par tonne.km)	0,088	0,088	0,042	0,088	0,088	0,088	0,032	0,121
Émissions par transport par tonne (kg éq. CO ₂)	6,6	6,6	10,5	13,2	4,4	8,8	32	12,1

Tableau 4.4 – Scénarios et facteurs d'émission pour le module A2 (transport des matières premières vers la centrale d'enrobage) pour les différentes ressources

De la même manière que dans le module A1 (voir **Formule 1**), nous calculons la contribution du transport en termes d'émissions de CO₂ par enrobé bitumineux. Pour ce faire, nous multiplions la matrice ligne des facteurs d'émission (ligne inférieure du tableau 4.4) par la matrice colonne de la composition en masse de chaque enrobé bitumineux (colonnes du tableau 3.1). Les résultats sont présentés au tableau 4.5 par composition d'enrobé, y compris la ventilation par composante de matériau.

Contribution score PRG (module A2) en kg éq. CO ₂ par tonne d'enrobé	Référence (sans AEB)	20 % d'AEB		50 % d'AEB	
		Sans régénérant	Avec régénérant	Sans régénérant	Avec régénérant
Gravillons	3,7	3,2	3,2	2,4	2,4
Sable concassé	1,6	1,2	1,2	0,56	0,56
Sable naturel	0,59	0,35	0,35	0,15	0,15
Filler d'apport	1,0	0,62	0,62	0,06	0,06
AEB	-	0,87	0,87	2,2	2,2
Nouveau bitume 50/70	0,52	0,43	0,42	0,29	0,29
Régénérant	-	-	0,02	-	0,04
Total	7,4	6,7	6,7	5,7	5,7

Tableau 4.5 – Émissions liées au transport (module A2) en kg éq. CO₂ par tonne d'enrobé pour les différents composants des cinq variantes APT-C

Le transport des matières premières pour l'enrobé de référence, depuis leur site d'extraction jusqu'à la centrale d'enrobage, contribue au potentiel de réchauffement climatique à concurrence de 7,4 kg éq. CO₂ par tonne d'enrobé. Les différences entre les cinq enrobés bitumineux doivent être considérées comme assez limitées: des émissions de transport inférieures de 10 % pour les deux mélanges avec 20 % de recyclage AEB et des émissions de transport inférieures de 23 % pour les mélanges avec 50 % de recyclage, avec une contribution très minime due à l'application d'un produit régénérant.

4.2.1.3 Module A3 (production d'enrobé)

Le module A3 du cycle de vie concerne les activités de la centrale d'enrobage même, à savoir la production d'enrobés à partir de ressources minérales, de bitume et (éventuellement) d'additifs. En particulier, ce module A3 calcule le score PRG (des émissions de GES) directement associé à la consommation d'énergie des machines et des différentes parties des installations. Il s'agit principalement de la consommation de gaz naturel ou de mazout pour le tambour sécheur (séchage et chauffage des pierres et du sable), de l'électricité nécessaire au chauffage du bitume et des moteurs électriques de la centrale d'enrobage (tels que le malaxeur, les convoyeurs, les ventilateurs et les pompes, les équipements de pesage, etc.) et du diesel pour le moteur de la pelle de chargement.

► Évaluation de la durabilité des enrobés bitumineux

Voir **Annexe 3** pour plus de détails sur ce calcul, qui montre que les processus de production de l'enrobé à la centrale d'enrobage même sont responsables d'environ 23-24 kg d'émissions de CO₂ par tonne d'enrobé.

Le recours ou non au recyclage d'AEB a une incidence sur les besoins énergétiques lors de la production d'enrobé. Cette dernière repose sur une consommation d'énergie (gaz) supérieure d'environ 10 % au taux de recyclage élevé de 50 % d'AEB par rapport à une application sans AEB. On tient compte d'une valeur de 23 kg éq. CO₂ pour un APT-C sans recyclage, et d'une valeur de 24 kg éq. CO₂ par tonne d'enrobé pour un faible taux de recyclage (20 % d'AEB). Enfin, on utilise une valeur d'émission de gaz à effet de serre de 25,3 kg éq. CO₂ par tonne d'enrobé lors de la production d'un enrobé bitumineux avec un taux de recyclage élevé (50 % d'AEB).

4.2.1.4 Somme des modules A1, A2 et A3

En regroupant «du berceau à la sortie de l'usine» des trois modules A1 à A3 (extraction des matières premières, transport vers la centrale d'enrobage et production de l'enrobé), on obtient le résultat présenté à la figure 4.2 et au tableau 4.6.

Score PRG (kg éq. CO ₂) par tonne d'enrobé	Référence (sans AEB)	20 % d'AEB - sans régénérant	20 % d'AEB - avec régénérant	50 % d'AEB - sans régénérant	50 % d'AEB - avec régénérant
de l'extraction des matières premières	18,0	14,6	14,1	9,6	8,2
du transport des ma- tières premières à la centrale d'enrobage	7,4	6,7	6,7	5,7	5,7
de la production d'enrobé	23	24	24	25	25
Total (A1 + A2 + A3)	48	45	45	41	39
Relatif par rapport au mélange de référence sans recyclage	100 %	94 %	93 %	84 %	81 %

Tableau 4.6 – Scores pour la contribution au changement climatique (pour les modules A1 à A3) pour les cinq variantes d'enrobés bitumineux

Pour l'ensemble des trois premiers modules du cycle de vie (A1, A2 et A3), l'enrobé de référence APT-C a une contribution potentielle au réchauffement climatique d'environ 48 kg équivalent CO₂ par tonne d'enrobé (soit la somme de 18 + 7 + 23 kg pour les trois modules respectifs).

Le recyclage des AEB, avec ou sans ajout d'un régénérant, a un impact positif sur les performances environnementales en termes de score PRG (mesure du changement climatique). Une augmentation du taux de recyclage de 20 % à 50 % d'AEB dans le granulat minéral entraîne une amélioration

respective de 6 à 7 % et de 16 à 18 %, le gain le plus important étant à chaque fois celui des mélanges APT-C auxquels un produit régénérant a aussi été ajouté. En fait, l'ajout de ce régénérant n'apporte qu'une contribution négligeable en termes de transport et de consommation d'énergie supplémentaires, mais contribue à réduire l'intensité carbone grâce à son empreinte carbone biogénique lors de l'extraction des matières premières (avec une valeur PRG négative pour le produit biosourcé).

Score PRG (A1-A3) en kg éq CO2 par tonne d'enrobé

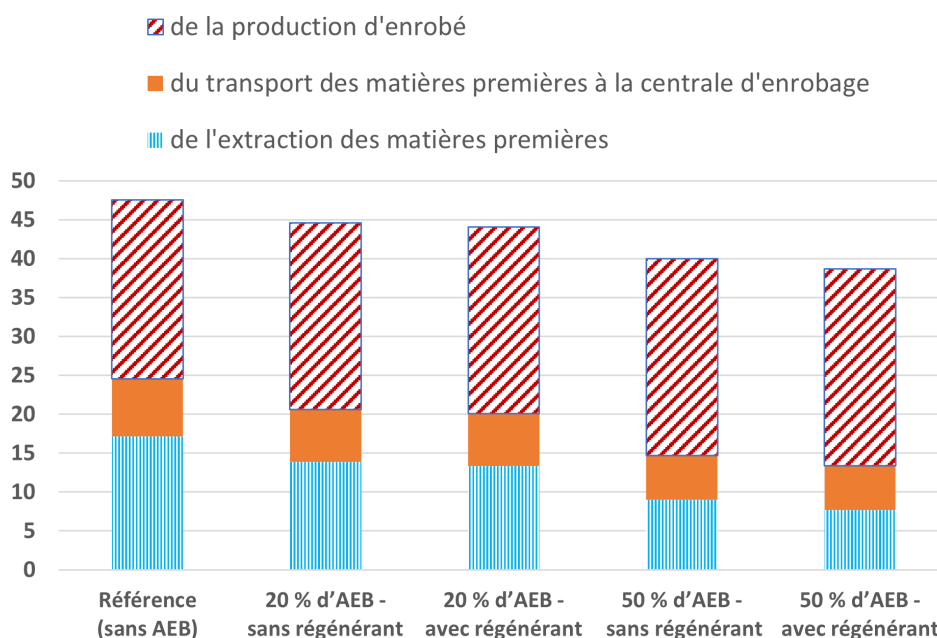


Figure 4.2 – Scores PRG pour la contribution au changement climatique (pour les modules A1 à A3) pour les cinq variantes APT-C

Pour les autres modules du cycle de vie de la chaussée asphaltique (modules B, C et D), qui viennent après la phase de production de l'enrobé (transport jusqu'au chantier, mise en œuvre de l'enrobé sur la route, utilisation de la chaussée asphaltique et, enfin, les scénarios des possibilités en phase de fin de vie (démolition et nouveau recyclage en tant qu'AEB)), aucune différence significative (en termes de score PRG) n'est attendue entre un mélange APT-C sans AEB, d'une part, et avec AEB et/ou régénérant, d'autre part. Dès lors, ces modules ne sont pas traités davantage dans cette analyse.

4.2.2 Épuisement des ressources non renouvelables

La consommation d'une partie des matières premières finies (non renouvelables) disponibles sur notre planète est une restriction majeure pour le développement durable, car cela peut compromettre la disponibilité de ces ressources pour les générations futures. Cet impact est estimé dans l'approche ACV par le paramètre ADP (*Abiotic resource Depletion Potential*).

► Évaluation de la durabilité des enrobés bitumineux

Le paramètre ADP est scindé en deux parties, d'une part en ADPm (consommation de métaux/minéraux, le métal antimoine – symbole chimique Sb – étant utilisé comme référence et les autres matériaux étant convertis en une masse d'équivalents Sb), et d'autre part en ADPf qui représente la consommation d'énergie provenant de sources d'énergie fossile (exprimée en MJ).

Comme pour la valeur PRG, le résultat pour le paramètre ADPm et ADPf est calculé pour les cinq variantes APT-C (module A1).

Les résultats sont résumés au tableau 4.7 et présentés à la figure 4.3.

Score par tonne d'enrobé (du berceau à la sortie de l'usine)	Référence (sans AEB)	20 % d'AEB		50 % d'AEB	
		Sans régénérant	Avec régénérant	Sans régénérant	Avec régénérant
ADPm (kg éq. Sb)	7,9 E-05	6,7 E-05	6,6 E-05	4,8 E-05	4,7 E-05
ADPf (MJ)	2 777	2 284	2 275	1 544	1 521

Tableau 4.7 – Résultat des calculs pour «épuisement des ressources abiotiques» (matériaux et énergie fossile) pour les différents composants des cinq variantes APT-C

Pour le paramètre ADPm (épousément des matériaux), cela montre un résultat meilleur de 15 % et 39 % respectivement pour les enrobés avec 20 % et 50 % d'AEB, par rapport à l'enrobé de référence sans recyclage. Ici, le régénérant n'a qu'une influence minime. Il est à noter qu'il s'agit de faibles valeurs dans chaque cas. La plus grande contribution (respectivement 74 %, 70 % et 60 %) provient ici du nouveau bitume. Cela confirme le sentiment que les granulats minéraux ne sont absolument pas des éléments critiques dans la consommation mondiale de ressources.

Pour le paramètre ADPf (énergie fossile), la quasi-totalité de la contribution à ce paramètre provient de la partie nouveau bitume. Ainsi, un résultat inférieur respectivement de 18 % et 44 % est obtenu pour les enrobés contenant respectivement 20 % et 50 % d'AEB, par rapport au mélange de référence (ni recyclage ni régénérant). L'utilisation du régénérant entraîne une très faible réduction supplémentaire de 0,3 à 0,8 %.

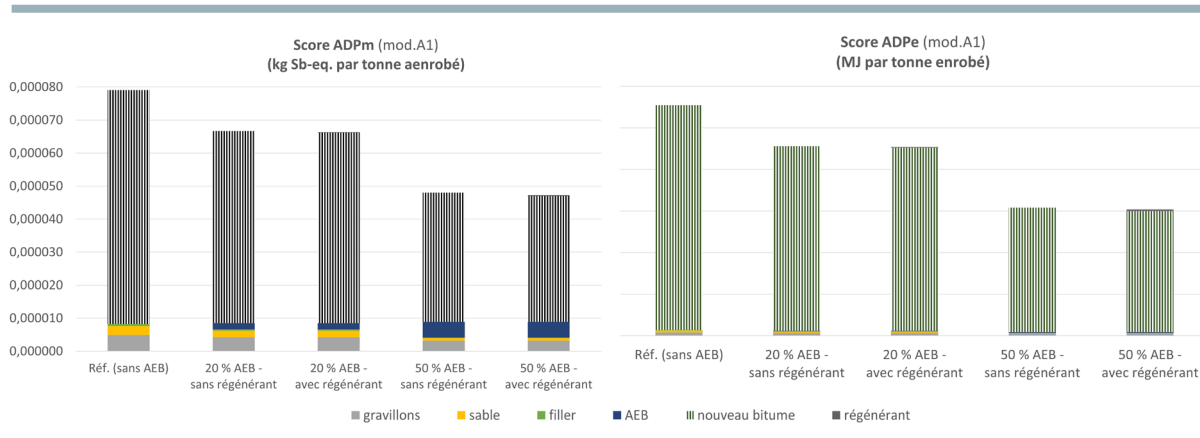


Figure 4.3 – Score pour le potentiel d'épuisement des ressources abiotiques (à gauche pour les éléments = ADPm, à droite pour l'énergie fossile = ADPf) pour les cinq variantes APT-C, y compris la contribution par composante de l'enrobé

4.2.3 Pollution de l'air

Les principaux indicateurs du problème de la pollution atmosphérique sont l'appauvrissement de la couche d'ozone troposphérique (*Ozone Depletion Potential* ou ODP), la formation de smog photochimique dans les couches inférieures (*Photochemical Ozone formation Potential* ou POP) et les émissions de gaz acidifiants, notamment de dioxyde de soufre (*Atmospheric Acidification Potential* ou AP). Outre ces incidences sur différentes parties de l'atmosphère, l'indicateur environnemental «eutrophisation» (*Eutrofication Potential* ou PE) des sols et des systèmes aquatiques joue également un rôle important, par l'émission dans l'air (d'oxydes) d'azote et de phosphore (phosphate).

Il faut à nouveau souligner la grande variation des facteurs d'émission entre les matières premières, avec des facteurs d'émission nettement plus importants pour la partie bitume (et régénérateur) par rapport aux granulats minéraux. Cependant, pour le bitume, les deux sources de données (les études d'inventaire d'Eurobitume (Ducreux et al., 2020) et de l'*Asphalt Institute* (Wildnauer et al., 2019), voir également **Annexe 1**) sont également contradictoires en ce qui concerne la taille du facteur d'émission ou elles utilisent des unités différentes. Par exemple, pour le paramètre «appauvrissement de la couche d'ozone», selon Ducreux et al., 2020, le facteur d'émission d'une tonne de bitume est de $1,75 \times 10^{-5}$ kg équivalent CFC-11, tandis que Wildnauer et al., 2019 donne un facteur d'émission converti de $2,55 \times 10^{-8}$ kg équivalent CFC-11 par tonne de bitume, ce qui est nettement inférieur. Pour l'«acidification» ainsi que pour la «formation de smog», nous utilisons les données de Wildnauer et al., 2019, car Ducreux et al., 2020 utilise des unités différentes et ne fournit pas de valeur pour l'«eutrophisation». Ce dernier point est corrigé dans la mise à jour de l'étude LCI d'Eurobitume fin octobre 2022 (Association européenne des producteurs de bitume [Eurobitume], 2022).

Étant donné le rôle dominant du bitume (et du régénérateur) dans ces calculs d'impact, on peut tirer pour la composante «pollution atmosphérique» des conclusions similaires à celles pour l'épuisement des ressources non renouvelables, à savoir que le recyclage des AEB a un impact positif sur les performances environnementales et que l'ajout d'un régénérateur n'annule que partiellement ce bénéfice environnemental.

► Évaluation de la durabilité des enrobés bitumineux

Le tableau 4.8 résume les résultats pour la catégorie d'impact «pollution atmosphérique» pour les cinq mélanges APT-C. Pour chacun de ces paramètres (comme cela a été fait dans les figures précédentes), le résultat peut également être présenté dans une figure avec une ventilation de la contribution par composante de matière première. La figure 4.4 montre un exemple pour le paramètre «potentiel d'acidification (AP)».

Score par tonne d'enrobé (du berceau à la sortie de l'usine)	Référence (sans AEB)	20 % d'AEB		50 % d'AEB	
		Sans régénérant	Avec régénérant	Sans régénérant	Avec régénérant
AP (kg éq. SO ₂) (Wildnauer et al., 2019)	0,111	0,093	0,094	0,065	0,069
EP (kg éq. PO ₄ ³⁻) (Wildnauer et al., 2019)	0,038	0,031	0,031	0,022	0,022
POP (kg éq. éthène) (Wildnauer et al., 2019)	0,026	0,021	0,022	0,014	0,016
ODP (kg éq. CFC-11) (Wildnauer et al., 2019)	6,7 E-07	5,9 E-07	5,9 E-07	4,7 E-07	4,7 E-07
ODP (kg éq. CFC-11) (Ducreux et al., 2020)	1,7 E-06	1,4 E-06	1,4 E-06	1,0 E-06	1,0 E-06

Tableau 4.8 – Résultats des calculs de la pollution atmosphérique pour les variantes APT-C (par tonne d'enrobé)

4.2.4 Lixiviation dans les eaux du sol et les eaux souterraines

Cet indicateur n'est généralement pas couvert par le cadre habituel des indicateurs dans les études ACV. Dans la méthodologie EDGAR, cet indicateur a été ajouté car les structures routières sont intégrées dans le milieu environnant du sol et des eaux souterraines qu'il contient, et il peut donc y avoir un risque potentiel de lixiviation (contamination) des composants.

Les variantes APT-C avec recyclage des AEB et sans régénérant ne contiennent aucune matière première autre que le mélange de référence sans AEB, à l'exception de la fraction AEB. Cette dernière fraction comprend des matières premières déjà utilisées (après application au cours du premier cycle de vie), pour lesquelles toute conséquence en termes de lixiviation est depuis longtemps terminée. Par conséquent, aucun changement ayant un impact négatif sur le comportement de lixiviation n'est attendu. En effet, il est généralement admis que le caractère hydrophobe du bitume entraîne de très faibles émissions (par lixiviation au contact de l'eau). Pour les variantes avec régénérant, cela pourrait être influencé par les propriétés du régénérant lui-même. Cependant, aucune information/donnée n'est actuellement disponible à ce sujet.

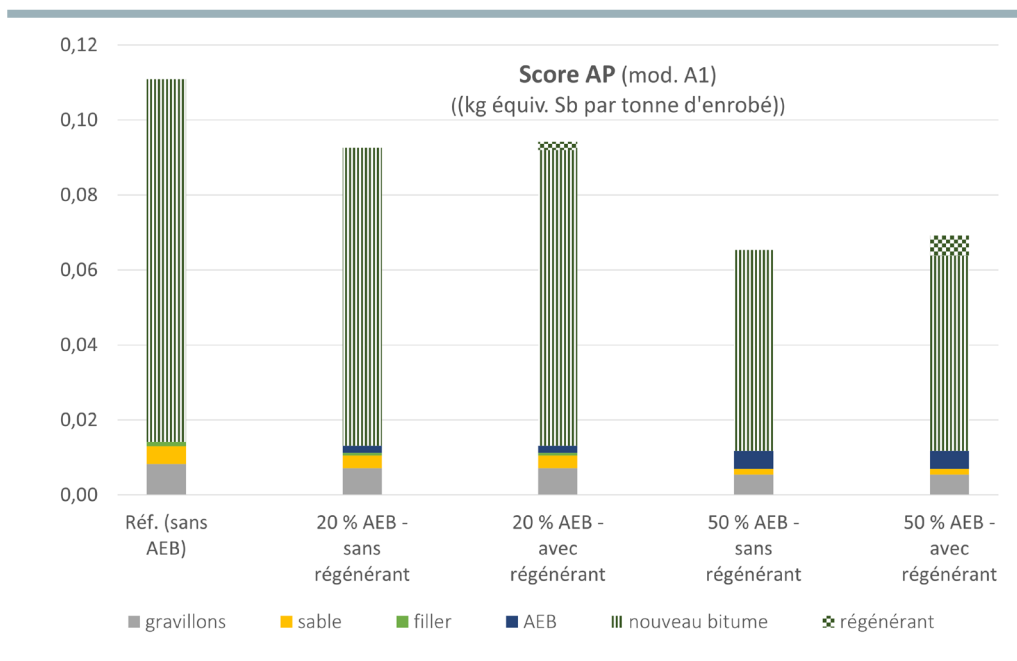


Figure 4.4 – Score du potentiel d'acidification (AP) pour les cinq variantes APT-C avec contribution par matière première

4.2.5 Nuisances sonores

Les différentes compositions de mélange avec recyclage d'AEB et avec ou sans régénérant sont utilisées pour produire le même type d'enrobé, à savoir l'APT-C (avec les mêmes calibres et la même granulométrie). En supposant que l'ancien et le nouveau bitume ainsi que le régénérant se trouvent dans une phase homogène, il ne faut pas non plus attendre de différence dans l'épaisseur de l'enrobage de liant autour des granulats. Par conséquent, on présume qu'il n'y aura aucune influence significative sur les performances acoustiques des mélanges de la variante APT-C.

Il pourrait encore y avoir une influence sur les performances acoustiques des variantes APT-C suite à des changements dans le comportement à plus long terme ou à des dégradations: désenrobage des granulats, plumage ou changements dans les caractéristiques de surface du revêtement. Ici aussi, le pourcentage de vides peut jouer un rôle. Nous nous référons dans ce cadre aux résultats récents d'une étude de sensibilité réalisée dans le cadre des activités du groupe de travail CRR *Steering Committee Reclaimed Asphalt*, où des résultats très similaires ont été déterminés pour toutes les variantes APT-C.

4.2.6 Rugosité

Pour la rugosité, des observations similaires à celles du § 4.2.5 concernant le bruit peuvent être faites, et ce pour ce qui concerne la composition du mélange et les caractéristiques de surface (granulométrie, film de bitume, etc.) des variantes APT-C. Pour d'autres paramètres susceptibles de jouer un rôle dans la rugosité, comme (l'uniformité de) la qualité de finition de la couche de surface, peu d'informations sont disponibles à l'heure actuelle (sortent du cadre de ce projet de recherche).

► Évaluation de la durabilité des enrobés bitumineux

4.2.7 Recyclabilité (*circular economy potential*)

Dans le projet EDGAR (De Visscher et al., 2016), un diagramme de flux a été créé comme outil pour estimer le potentiel de recyclabilité avec un *recyclability score*. Sachant que l'enrobé peut être et sera recyclé plusieurs fois, la recyclabilité – la possibilité de réutiliser les matériaux en fin de vie (FDV) après la fin de leur vie utile – est cruciale pour les techniques innovantes et écologiques et pour l'évaluation de la *sustainability*.

Avec l'expérience et les connaissances acquises, la réutilisation des enrobés bitumineux avec des produits régénérants ne semble pas poser de problème supplémentaire par rapport aux enrobés bitumineux classiques. Cela vaut tant pour le cadre juridique que pour les risques liés au fraisage, au tamisage ou au stockage, ainsi qu'au réchauffage dans le tambour sécheur. Toutefois, il convient de noter que l'expérience/le savoir-faire pratique manque(nt) cruellement à l'heure actuelle en matière de recyclabilité des enrobés bitumineux pour lesquels des produits régénérants ont déjà été appliqués.

Dans ce contexte, on peut indiquer qu'une série d'aspects sont encore vagues (et entraînent par conséquent des incertitudes et/ou des risques concernant la recyclabilité) tels que:

- Tout le produit régénérant ajouté contribue-t-il activement à affaiblir/maintenir le liant recyclé, ou des changements (chimiques) susceptibles d'avoir un impact négatif sur le fonctionnement (efficace) du régénérant en question peuvent-ils se produire?
- Le régénérant exerce-t-il une influence quelconque sur la résistance de l'enrobé au vieillissement?
- Lors du dosage du régénérant pour un nouveau cycle, faut-il tenir compte du régénérant déjà ajouté lors du cycle précédent?

Il n'y a aucune raison de croire que le produit en fin de vie n'est pas entièrement recyclable, mais les conditions permettant de garantir cette recyclabilité multiple n'ont pas été entièrement identifiées aujourd'hui.

4.2.8 Politique d'achat responsable

Une politique d'achat responsable (*responsible sourcing*) tient compte des aspects de durabilité dans la chaîne d'approvisionnement des biens (et des services) achetés, ce qui inclut dans ce cas l'origine des régénérants. La traçabilité, la présence d'une politique globale, un système de gestion de la qualité, un système de gestion de l'énergie et des déchets, l'emploi et la formation en font également partie (ISO, 2017).

En ce qui concerne spécifiquement le régénérant biosourcé tel qu'appliqué dans ce projet, la politique approuvée par l'entreprise du fournisseur devrait dans ce contexte identifier et mettre en balance l'occupation des sols pour les arbres, qui sont à la base du régénérant biosourcé, et l'utilisation de ces sols à des fins alternatives (par exemple, l'agriculture pour les besoins alimentaires). Cependant, aucune information n'est disponible dans le cadre de ce projet pour évaluer objectivement ces aspects.

4.2.9 Coût

Les matériaux/matières premières sont un facteur dominant dans le coût total de production d'un enrobé bitumineux. La part du bitume est particulièrement importante. On suppose que le bitume détermine au moins 40 à 50 % du coût total d'un enrobé bitumineux. Par conséquent, le remplacement partiel de matériaux primaires par l'utilisation d'AEB réduit considérablement le prix de revient de l'enrobé bitumineux. Pour un enrobé bitumineux avec un taux de recyclage élevé de 50 % d'AEB, cela représente une économie de ± 35 % (Leyssens et al., 2013).

La possibilité de disposer en permanence d'une quantité suffisante d'AEB homogènes, tout en maîtrisant les éventuelles fluctuations de ces AEB, est donc un atout majeur pour tout producteur d'enrobé. Le coût du régénérant a ici un impact négatif, mais relativement limité, compte tenu de la faible dosage habituel. En outre, le coût d'un régénérant devrait diminuer à l'avenir, à mesure que le «marché» se développe.

Cependant, il est clair qu'une nouvelle augmentation de la réutilisation des AEB à l'avenir, par exemple dans les enrobés bitumineux pour couches de roulement, est particulièrement intéressante d'un point de vue financier et donc économique. Dans ce contexte, l'application des produits régénérants offre des perspectives.

4.2.10 Embouteillages

L'impact d'une technique particulière ou d'un matériau alternatif sur le score de cet indicateur peut résulter d'une modification du délai de construction ou d'une déviation via une route à plus faible capacité de trafic. Dans le cas de l'utilisation d'AEB, en combinaison ou non avec des produits régénérants, il n'est pas question de modifications des circonstances. Par conséquent, pour cet indicateur, il n'y a pas d'impact sur l'évaluation de la durabilité de l'utilisation de produits régénérants dans les chaussées asphaltiques.

4.2.11 Qualité technique

Outre la durabilité d'un point de vue social et environnemental (en anglais *sustainability*), la durabilité technique (*durability*) joue également un rôle important dans le contexte de la durabilité en général. Un produit ou un système qui peut atteindre sa durée de vie (technique) prévue ou une durée de vie plus longue et qui ne doit pas être remplacé prématurément est la première condition pour atteindre une durabilité élevée. C'est pourquoi un élément durable doit avant tout avoir une bonne qualité technique. Les exigences performantielles des différents enrobés (avec ou sans recyclage d'AEB et/ou régénérant) sont bien sûr identiques, étant donné qu'il s'agit toujours d'enrobés APT-C (même domaine d'application).

Sur la base des résultats d'études préliminaires menées (ITT) tant dans le cadre du projet Re-RACE que du projet complémentaire RejuveBIT, il apparaît que ces exigences performantielles sont également rencontrées par les enrobés bitumineux avec recyclage, qu'ils soient ou non combinés avec divers régénérants (Piérard et al., 2020; Tanghe et al., 2020; University of Antwerp, EMIB & OCV, 2021; Vansteenkiste, 2021; Vansteenkiste et al., 2021). Les essais ITT comprennent la détermination de l'aptitude au compactage par des essais giratoires (% vides), la détermination de la sensibilité à l'eau (valeur ITRR exprimée en %), la résistance à l'orniérage (LPD exprimée en %, après 30 000 cycles). En plus des essais prévus pendant l'étude ITT, la résistance au plumage a également été déterminée.

► Évaluation de la durabilité des enrobés bitumineux

On peut donc affirmer que ces observations tirées de l'étude en laboratoire et de la pratique n'indiquent aucune modification (dans un sens négatif ou positif) des performances des enrobés bitumineux de type APT-C pour les couches de roulement avec AEB, en combinaison ou non avec un produit régénérant. Par conséquent, à l'heure actuelle, on peut supposer une durée de vie similaire.

4.3 Résumé des résultats de l'analyse de durabilité selon la méthode EDGAR

Le tableau 4.9 résume l'analyse des couches de roulement de type APT-C avec un pourcentage (élevé) d'AEB (20 % ou 50 %), en combinaison ou non avec un régénérant biosourcé.

Pour certains indicateurs, les variantes avec ou sans recyclage et/ou régénérant obtiennent le même score et il n'y a pas de différence, mais pour d'autres indicateurs importants tels que le potentiel de changement climatique, l'épuisement des matières premières, la pollution atmosphérique et le coût financier, il y a une nette différence en faveur des enrobés avec recyclage d'AEB. Dans ce cas, le produit régénérant considéré augmente encore le bénéfice dans une très faible mesure.

D'une manière générale, il est clair que les aspects de durabilité technique (*durability*), tels que le maintien ou l'extension de la durée de vie technique et des performances clairement améliorées, pourraient être déterminants dans une évaluation finale de la durabilité des variantes APT-C étudiées. Cependant, aucune donnée de ce type n'est disponible à l'heure actuelle.

Indicateur	APT-C avec 20 % / 50 % d'AEB par rapport au mélange de référence (sans AEB)	Impact supplémentaire du régénérant (biosourcé)
Changement climatique	6 % / 16 % d'amélioration	Amélioration supplémentaire de 1 à 3 % (caractère biogénique)
Épuisement des ressources abiotiques - matériaux - vecteurs d'énergie fossile	15 % / 39 % d'amélioration 18 % / 45 % d'amélioration	Amélioration supplémentaire de 1 à 2 %
Pollution de l'air	15 % / 40 % d'amélioration	Impact négatif de 3 à 7 % (pour l'acidification)
Lixiviation	Aucune information disponible	Aucune différence
Nuisances sonores	Aucune différence supposée	
Recyclabilité	Aucune différence supposée	
Rugosité	Aucune différence supposée	
Politique d'achat responsable	Aucune différence	
Embouteillages	Aucune différence	
Performances, durabilité technique	Aucune différence	
Coût	15 % / 35 % d'amélioration	Minimal (mais moins bon en raison du coût du régénérant)

Tableau 4.9 – Aperçu de l'évaluation de la durabilité pour les différents indicateurs

► Évaluation de la durabilité des enrobés bitumineux

► 5 Comparaison entre les méthodes EDGAR et MKI en termes d'évaluation de la durabilité

5.1 Situation méthode MKI

MKI est l'abréviation de «*MilieuKostenIndicator*», l'indicateur de coût environnemental utilisé aux Pays-Bas. Il s'agit d'un indicateur des coûts liés aux **dommages environnementaux** associés à un produit ou à un système particulier. Il s'agit avant tout d'un moyen de regrouper différents indicateurs environnementaux en un seul.

En effet, les impacts environnementaux, tels que le changement climatique dû aux émissions de gaz à effet de serre ou l'acidification des sols ou des masses d'eau due aux émissions d'oxyde de soufre, ont un coût (Drissen & Vollebergh, 2018; Van Harmelen et al., 2004).

Ce coût n'est pas directement inclus dans le prix économique du marché; il s'agit d'une externalité, un coût fictif. Le coût ou prix fictif est le coût des dommages environnementaux causés par le produit en question. C'est un coût supplémentaire qui n'est pas inclus dans le prix du marché du produit, mais qui est répercuté sur la société (figure 5.1).

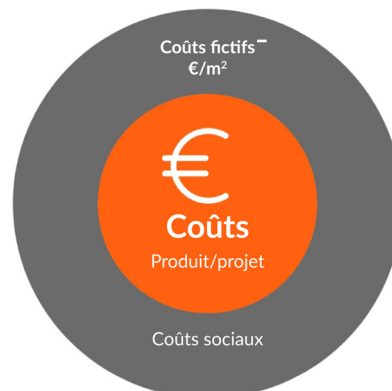


Figure 5.1 – Le coût environnemental en tant que supplément (externalité, coût fictif) au prix du marché (Wat zijn schaduwkosten?, 2021)

Le coût fictif peut être considéré comme le coût économique qui serait nécessaire pour éviter ces dommages environnementaux ou pour dépolluer: le prix fictif est le niveau de coût le plus élevé par unité de lutte contre les émissions, admissible pour le gouvernement. Plus la valeur MKI est faible, moins il y a d'impacts environnementaux négatifs associés.

La méthode MKI applique la monétisation aux impacts environnementaux: les incidences sur l'environnement sont converties d'une unité scientifique (différente pour les divers impacts environnementaux) en une unité comparable, à savoir une valeur monétaire. C'est un moyen de quantifier l'influence de différents impacts potentiels sur l'environnement en un seul score, afin de pouvoir comparer facilement les variantes. Elle s'appuie sur le résultat d'une analyse du cycle de vie (ACV)

complet avec onze indicateurs différents (conformément à la norme européenne EN 15804 [NBN, 2012+2019/2021]). Elle effectue une pondération de ces différents indicateurs en associant à chacun d'entre eux un facteur de pondération monétaire et en les additionnant pour obtenir un seul indicateur avec un score unique exprimé en valeur monétaire (euros).

Un exemple simple pour illustrer cela: supposons que les variantes A et B soient comparées pour deux paramètres, à savoir «changement climatique» et «acidification». La variante A obtient un score deux fois plus élevé pour le climat, mais deux fois moins élevé pour l'acidification. Alors, laquelle des deux variantes est la meilleure solution (car la plus durable)?

Cela dépend des facteurs de pondération utilisés pour calculer un score global.

Supposons que l'on utilise, d'une part, un prix unitaire de 0,05 € par kg équivalent CO₂ pour le changement climatique et, d'autre part, un prix unitaire de 4 € par kg équivalent SO₂ pour l'acidification. Dans cet exemple de calcul simplifié, la variante A, avec un score individuel (par m² de surface routière) de, disons, 500 kg équivalent CO₂ pour le climat et 10 kg équivalent SO₂ pour l'acidification, aurait un score MKI total de (500 x 0,05 + 10 x 4 =) 65 €, tandis que la variante B avec un score individuel (par m² de surface routière) de, disons, 250 kg équivalent CO₂ pour le climat et 20 kg équivalent SO₂ pour l'acidification obtient un score MKI de (250 x 0,05 + 20 x 4 =) 93 €. Il convient de choisir la variante A, car son indicateur de coût environnemental est le plus faible.

Dans une représentation moins simplifiée, ce mode de calcul peut être étendu à tous les indicateurs environnementaux.

Bien entendu, l'importance de ce coût en termes de dommages environnementaux peut faire l'objet d'un débat, et une vision progressiste peut permettre de faire évoluer ces facteurs de pondération. La figure 5.2 présente ces facteurs de pondération dans le cadre de la méthodologie MKI actuelle; ils sont basés sur le rapport intitulé «Toxiciteit heeft zijn prijs» (Van Harmelen et al., 2004).

Milieu-impactcategorie	Indicator	Eenheid
Uitputting van abiotische grondstoffen, ex fossiele energiedragers	ADP-elementen	kg antimoon
Uitputting van fossiele energiedragers	ADP-brandstof ⁷	kg antimoon
Klimaatverandering	GWP-100j	kg CO ₂
Ozonlaagaantasting	ODP	kg CFC 11
Fotochemische oxidantvorming	POCP	kg etheen
Verzuring	EP	kg SO ₂
Vermesting	AP	kg (PO ₄) ³⁻
Humaan-toxicologische effecten	HTP	kg 1,4 dichloorbenzeen
Ecotoxicologische effecten, aquatisch (zoetwater)	FAETP	kg 1,4 dichloorbenzeen
Ecotoxicologische effecten, aquatisch (zeewater)	MAETP	kg 1,4 dichloorbenzeen
Ecotoxicologische effecten, terrestrisch	TETP	kg 1,4 dichloorbenzeen

Figure 5.2 – Facteurs de pondération (pour les onze catégories d'impact environnemental) pour déterminer le MKI (Stichting Nationale Milieudatabase, 2020, p. 39)

► Évaluation de la durabilité des enrobés bitumineux

5.2 Calcul de la valeur MKI

La valeur MKI est calculée à partir des résultats de l'ACV en multipliant la valeur (en unités équivalentes) de chaque catégorie d'impact environnemental par le facteur de pondération monétaire, puis en faisant la somme de tous les impacts.

Pour présenter la méthode de calcul de manière simple, nous avons élaboré un exemple simple à l'[Annexe 4](#).

5.3 Le secteur néerlandais des enrobés - Pratique sur le terrain

Pour effectuer un calcul complet des impacts environnementaux, il faut disposer d'un logiciel spécialisé, tel que celui que l'on trouve dans les progiciels d'analyse du cycle de vie disponibles sur le marché (développés commercialement). Par exemple, GaBi, SimaPro ou OpenLCA. Étant donné que ces progiciels ACV fonctionnent de manière générique (pour tous les types de produits et de matériaux, pas spécifiquement pour les enrobés), ils doivent être combinés avec les règles PCR nationales (pour l'enrobé néerlandais, il y a eu une deuxième mise à jour début janvier 2022). Il en va de même pour le progiciel créé par la société privée EcoChain Technologies (<https://www.ecochain.com/nl/>) pour le secteur néerlandais des enrobés, à la demande du secteur lui-même. Il s'agit du modèle d'évaluation EIA (*Environmental Impact Assessment*) d'EcoChain, dans lequel une simulation d'une centrale d'enrobage néerlandaise virtuelle est faite. L'encodage des points concrets du projet spécifique dans ce tableur permet de faire le calcul.

Presque toutes les centrales d'enrobage néerlandaises ont acheté une licence pour pouvoir utiliser ce modèle d'EcoChain. Étant donné que le secteur des enrobés a sponsorisé le coût de développement de ce modèle, le coût de la licence est assez limité (quelques milliers d'euros au maximum).

Tous les entrepreneurs du secteur aux Pays-Bas effectuent un nouveau calcul du MKI chaque fois que des changements sont apportés à la composition de leur enrobé bitumineux, en se basant sur le logiciel de calcul de l'ACV d'EcoChain. Pour cela, ils n'ont pas besoin de connaissances spécialisées en matière d'ACV. Par contre, ils doivent être formés à l'utilisation de l'outil EcoChain.

En ce qui concerne les modifications futures de la méthode MKI, notamment le passage de 11 à 19 indicateurs (selon la norme EN 15804 + A2 [NBN, 2012+2019/2021]) qui sont mesurés dans une ACV néerlandaise, et les facteurs de pondération associés (combien d'euros de coût environnemental sont associés à ces nouveaux (et éventuellement aux anciens actualisés) indicateurs par unité?), on attend encore la publication finale (par l'institut de recherche CE Delft). Le paramètre « changement climatique » y reste prédominant, mais, par exemple, « l'utilisation de l'eau » aurait plus de poids.

5.4 Extensible à la Belgique?

Il est frappant de constater que les Pays-Bas font figure de précurseur en Europe avec cette méthodologie, et qu'ils peuvent ainsi proposer une ACV des variantes d'enrobé à utiliser uniformément par les différents entrepreneurs, de sorte qu'ils effectuent à chaque fois un calcul ajusté pour tous leurs mélanges, etc. Cela serait dû au consensus entre les entrepreneurs, qui ont obtenu de leur organisation sectorielle (Technische Commissie de VBW Asfalt) qu'elle collabore avec TNO pour élaborer et adopter conjointement les règles PCR, ce qui n'a pas fonctionné dans d'autres pays européens.

Les entrepreneurs néerlandais ont juste senti que leur principal maître d'ouvrage, le Rijkswaterstaat, allait prendre un engagement fort en ce sens: dans les années à venir (2022 - 2023), chaque projet fera l'objet d'un appel d'offres avec l'inclusion du MKI dans les conditions d'attribution (tout comme l'échelle de performance CO₂ est aussi en train de devenir un outil courant).

Étant donné que l'outil de calcul de l'entreprise néerlandaise EcoChain a été conçu spécifiquement pour le secteur néerlandais des enrobés – développé à la demande et avec le soutien financier de la fédération du secteur des enrobés et mis à la disposition de tous les membres par le biais d'un modèle de licence – et qu'il est également promu en tant qu'outil du côté de la demande par les plus grands maîtres d'ouvrage pour la construction de chaussées asphaltiques (Rijkswaterstaat plus les autorités locales) aux Pays-Bas, cette approche semble avoir le vent en poupe pour les années à venir.

Chez nous, la situation est différente. Par exemple, nous n'avons pas de PCR national pour les enrobés bitumineux en Belgique et l'enregistrement et la certification se font aussi d'une toute autre manière qu'aux Pays-Bas. Dans notre pays, l'attention semble se porter davantage sur la méthode dite infra-TOTEM. Pour le logiciel TOTEM, les trois autorités régionales ont uni leurs forces pour mettre au point une méthode de calcul commune, axée sur les bâtiments, pour les impacts environnementaux des produits de construction et des constructions (www.totem-building.be). Pour le secteur de la construction routière, la Flandre (par le biais de l'AWV) semble vouloir opter pour une adaptation de l'outil TOTEM afin de le rendre également applicable à la conception plus respectueuse de l'environnement/plus durable des constructions routières (De Winne, 2022).

5.5 Marchés publics durables avec le MKI

La méthode MKI présente un avantage intéressant, à savoir son résultat apparemment simple. Grâce à la monétisation, la méthode parvient à regrouper facilement la grande variété de scores individuels pour 11 impacts environnementaux abstraits en un seul score, à savoir les euros environnementaux pour le coût fictif. Différentes solutions peuvent être facilement comparées sur la base de leur score MKI, ce qui n'est pas le cas avec un tableau LCA (exprimé en unités multiples).

En rendant les coûts fictifs visibles dans l'indicateur de coût environnemental, le MKI peut contribuer aux marchés publics durables (GPP). En incluant le MKI en tant que prix fictif (par exemple en l'ajoutant au prix du marché du bien), ces facteurs externes sont intégrés dans le prix total réel (coût économique + coût social environnemental). De cette façon, une solution plus durable (car avec un MKI plus faible) peut finalement être acceptée comme la solution la plus avantageuse malgré un coût économique plus élevé et donc être attribuée au soumissionnaire le plus respectueux de l'environnement. Pour plus d'informations et un exemple simple, voir [Annexe 4](#).

Le MKI permet au pouvoir adjudicateur d'inciter et de récompenser (compensation monétaire) l'entrepreneur pour l'effort supplémentaire (et le coût supplémentaire) qu'il a fourni pour proposer une solution plus durable dans son offre. Cette compensation peut se faire à raison d'un pour un (un euro d'avantage pour chaque euro de gain sur le MKI) ou par effet de levier (plus d'un euro d'avantage pour chaque euro de baisse du MKI) afin de s'engager davantage en faveur de la durabilité.

► Évaluation de la durabilité des enrobés bitumineux

5.6 Comparaison avec la méthode EDGAR

Dans la pratique, il n'est pas possible de prendre complètement en compte les mélanges bitumineux de type APT-C utilisés dans cette publication comme étude de cas pour la couche de roulement des revêtements bitumineux, et ce selon la méthode néerlandaise MKI mentionnée ci-dessus, car nous ne disposons pas du logiciel néerlandais spécifique. D'autre part, un tel calcul est également peu pertinent pour la situation belge, qui n'est pas comparable à celle des Pays-Bas.

Un point intéressant qui ressort de l'exemple de calcul du MKI des mélanges types néerlandais pour couches de roulement est l'importance relative (en tant que partie du MKI total) des différentes catégories d'impact environnemental (Schwarz et al., 2020). Par ordre décroissant d'importance, il s'agit du potentiel de changement climatique, de l'acidification, de la toxicité humaine et des huit autres impacts (figure A4.2 à l'[Annexe 4](#)). Les trois premières catégories d'impact représentent environ 80 % du total des coûts environnementaux, et méritent donc la plus grande attention dans les stratégies de réduction.

Des éléments tels que «l'épuisement des ressources abiotiques (éléments)», «l'appauvrissement de la couche d'ozone» ou «les effets écotoxicologiques (terrestres; aquatiques (eau douce))» ont une importance minimale dans le score MKI total pour ce type d'enrobé.

Pour l'approche EDGAR, cela pourrait signifier que les impacts environnementaux à inclure ne devraient effectivement pas être les 19 (ou même les 11) catégories d'impact complètes, mais seraient limités à quelques-unes, comme c'est déjà le cas aujourd'hui. Ainsi, il serait peut-être plus pertinent de remplacer l'indicateur «épuisement des ressources abiotiques» par «toxicité humaine» et de limiter la catégorie d'impact «pollution atmosphérique» au seul «potentiel d'acidification», si les résultats de l'exemple néerlandais sont également valables pour d'autres situations.

Nous notons en outre que la méthode MKI (comme c'est également le cas pour la méthode ACV sur laquelle elle s'appuie) ne porte que sur des paramètres du pilier «environnement», et n'inclut pas d'éléments du pilier «social», ni du pilier «économie». En revanche, la méthodologie EDGAR cherche délibérément à regrouper certains éléments des trois piliers dans le concept de développement durable. Il s'agit, selon nous, d'une meilleure approche.

► 6 Conclusion

Dans ce document, nous avons expliqué l'approche permettant de réaliser une évaluation objective de la durabilité d'une chaussée asphaltique.

Au chapitre 1, nous avons expliqué le contexte de la durabilité ainsi que l'accent mis sur les enrobés bitumineux pour couches de roulement dans ce document, et l'importance d'inclure les résultats d'une évaluation de la durabilité dans le but ultime de parvenir à des formes d'appels d'offres améliorées qui contribuent à la réalisation du développement durable.

Au chapitre 2, nous avons examiné de plus près la manière dont le cadre normatif des évaluations de la durabilité évolue dans un contexte international, et nous avons exposé l'idée d'une réflexion sur le cycle de vie des systèmes.

La méthode développée (chapitre 3) s'appuie sur les visions développées dans le cadre de récents projets de recherche du CRR (EDGAR et Re-RACE), et va plus loin en l'appliquant concrètement à un enrobé bitumineux pour couches de roulement, y compris le recyclage des agrégats d'enrobés bitumineux et l'ajout éventuel d'un régénérant. Pour information, il est également fait référence à d'autres méthodes dans nos pays voisins, telles que SEVE en France ou MKI aux Pays-Bas, ou à des méthodes développées pour les bâtiments (TOTEM).

Au chapitre 4, la méthode EDGAR, qui repose sur onze indicateurs, a ensuite été appliquée concrètement et calculée en détail pour un enrobé bitumineux typique. En tant que base des données pour les indicateurs environnementaux, elle s'appuie sur les informations fournies dans les déclarations environnementales de produits des matières premières et des processus utilisés (EPD). Cela met également en évidence la complexité qui existe dans ce contexte de disposer de données cohérentes, ou de ne disposer que de données difficilement comparables.

Sur la base de l'évaluation de la durabilité décrite ici (*sustainability*), des conclusions peuvent être tirées en termes généraux d'impact positif ou négatif sur les différents indicateurs considérés. On donne un résumé des résultats chiffrés de cinq enrobés bitumineux pour couches de roulement (p. ex. étude de cas pour le type APT-C) avec un pourcentage (élevé) d'AEB (20 % ou 50 %), en combinaison ou non avec un régénérant biosourcé.

Pour certains indicateurs, les variantes avec ou sans recyclage et/ou régénérant obtiennent le même score et il n'y a pas de différence, mais pour d'autres indicateurs importants tels que le potentiel de changement climatique, l'épuisement des matières premières, la pollution atmosphérique et le coût financier, il y a chaque fois une nette différence en faveur des enrobés avec recyclage des AEB. Le produit régénérant considéré augmente dans ce cas le bénéfice dans une très faible mesure.

D'une manière générale, il est clair que les aspects de durabilité technique (*durability*), tels que le maintien ou l'extension de la durée de vie technique et des performances clairement améliorées, pourraient être déterminants dans une évaluation finale de la durabilité des variantes APT-C étudiées. Cependant, aucune donnée de ce type n'est disponible à l'heure actuelle.

Enfin, au chapitre 5, nous avons expliqué plus en détail la méthode alternative de l'indicateur de coût environnemental (MKI), et les différences entre l'approche basée sur le MKI et la méthode EDGAR.

► Évaluation de la durabilité des enrobés bitumineux

Dans la pratique, il n'est pas possible de prendre complètement en compte les enrobés bitumineux utilisés comme études de cas dans cette publication selon la méthode néerlandaise MKI et c'est même peu pertinent, car le logiciel néerlandais spécifique n'est pas disponible ici et n'est pas adapté à la situation belge.

Toutefois, l'exemple de calcul du MKI des mélanges types néerlandais pour couches de roulement donne une indication intéressante de l'importance relative (en tant que partie du MKI global) fournie par les différentes catégories d'impact environnemental: par ordre décroissant d'importance, il s'agit du potentiel de changement climatique, de l'acidification, de la toxicité humaine et des huit autres impacts. Les trois premières catégories d'impact représentent environ 80 % du total des coûts environnementaux, et méritent donc la plus grande attention dans les stratégies de réduction.

Une observation importante concernant la méthode MKI alternative est que l'indicateur de coût environnemental – comme c'est également le cas pour la méthode ACV sur laquelle elle s'appuie – ne porte que sur les paramètres du pilier environnemental, et n'inclut pas les éléments des piliers social ou économique. En revanche, la méthodologie EDGAR cherche délibérément à rassembler certains éléments des trois piliers dans le concept de développement durable. Il s'agit, selon nous, d'une meilleure approche.



Bibliographie

Anastasio, S., De Visscher, J., Wayman, M., Bueche, N., Hoff, I., Maeck, J., Vanelstraete, A., Vansteenkiste, S. & Schobinger, B. (2016, avril 18-21). Standardization of the environmental information for asphalt technologies. In *Moving forward: Innovative solutions for tomorrows mobility: Proceedings of the 6th European transport research conference (Transport Research Arena, TRA 2016), Warsaw, Poland*. Conférence Européenne des Directeurs des Routes (CEDR) & Commission Européenne (EC).

ASCOVIL. (2020). *Déclaration environnementale 2020: Les résultats de l'année 2019*. https://www.willemen.be/sites/default/files/Ascovil%20D%C3%A9claration%20Environnementale%202020_0.pdf

Association européenne des producteurs de bitume. (2022). *2021 update to the Eurobitume life-cycle inventory for bitumen (version 3.1)*. <https://eurobitume.jamesreedpr.co.uk/wp-content/uploads/2022/10/LCI-Update-2021-English.pdf>

Blomberg, T., Barnes, J., Bernard, F., Dewez, P., Le Clerc, S., Pfitzmann, M., Porot, L., Southern, M., Taylor, R. (2011). *Life cycle inventory: Bitumen*. European Bitumen Association (Eurobitume). <https://www.eurobitume.eu/fileadmin/pdf-downloads/LCI%20Report-Website-2ndEdition-20120726.pdf>

Bureau de Normalisation. (2006/2020a). *Management environnemental: Analyse du cycle de vie: Principes et cadre* (NBN EN ISO 14040/A1). https://www.nbn.be/shop/fr/norme/nbn-en-iso-14040-2006-a1-2020_28228/

Bureau de Normalisation. (2006/2020b). *Management environnemental: Analyse du cycle de vie: Exigences et lignes directrices* (NBN EN ISO 14044/A2). https://www.nbn.be/shop/fr/norme/nbn-en-iso-14044-2006-a2-2020_9996/

Bureau de Normalisation. (2010-2017). *Contribution des ouvrages de construction au développement durable: Évaluation de la contribution au développement durable des bâtiments* (NBN EN 15643[-1-5]). <https://www.nbn.be/shop/fr/chercher/?src=t&k=15643>

Bureau de Normalisation. (2012). *Contribution des ouvrages de construction au développement durable: Évaluation de la performance environnementale des bâtiments: Méthode de calcul* (NBN EN 15978). https://www.nbn.be/shop/fr/norme/nbn-en-15978-2012_6226/

Bureau de Normalisation. (2012+2019/2021). *Contribution des ouvrages de construction au développement durable: Déclarations environnementales sur les produits: Règles régissant les catégories de produits de construction* (NBN EN 15804+A2/AC). https://www.nbn.be/shop/fr/norme/nbn-en-15804-2012-a2-2019-ac-2021_106261/

Bureau de Normalisation. (2014). *Contribution des ouvrages de construction au développement durable: Évaluation de la performance sociale des bâtiments: Méthodes de calcul* (NBN EN 16309+A1). https://www.nbn.be/shop/fr/norme/nbn-en-16309-2014_37996/

Bureau de Normalisation. (2015). *Contribution des ouvrages de construction au développement durable: Évaluation de la performance économique des bâtiments: Méthodes de calcul* (NBN EN 16627). https://www.nbn.be/shop/fr/norme/nbn-en-16627-2015_31541/

► Évaluation de la durabilité des enrobés bitumineux

- Bureau de Normalisation. (2021). *Contribution des ouvrages de construction au développement durable: Cadre pour l'évaluation des bâtiments et des ouvrages de génie civil* (NBN EN 15643). https://www.nbn.be/shop/fr/norme/nbn-en-15643-2021_104681/
- Cashman, S.A., Moran, K.M. & Gaglione, A.G. (2016). *Greenhouse gas and energy life cycle assessment of pine chemicals derived from crude tall oil and their substitutes*. *Journal of Industrial Ecology*, 20(5), 1108-1121. <https://doi.org/10.1111/jiec.12370>
- Circular Ecology. (2019). Embodied carbon: The ICE database (version 3). <https://circularecology.com/embodied-carbon-footprint-database.html#VUZxqLITH4Y>
- Comité Européen de Normalisation. (2020). *Sustainability of construction works: Environmental product declarations: Core rules for road materials. Part 1: Bituminous mixtures* (PrEN 17392-1). <https://standards.iteh.ai/catalog/standards/cen/dc8e8d7e-7b0e-418e-ab9c-2ac2c49ae299/pren-17392-1>
- Comité Européen de Normalisation. (2021). *Sustainability of construction works: Methodology for the assessment of performance of buildings* (PrEN 15978). <https://standards.iteh.ai/catalog/standards/cen/b7106a72-4c08-4c2d-ab20-3c160f52a82f/pren-15978-1>
- Comité Européen de Normalisation. (2022). *Sustainability of construction works: Sustainability assessment of civil engineering works: Calculation methods* (EN 17472). <https://standards.iteh.ai/catalog/standards/cen/7229e408-a746-43b1-aaaf-1b7ff46a0c7b/pren-17472>
- De bepalingsmethode (MKI) is aangepast: Wat de EN15804 + A2 betekent voor jouw bedrijf. (2021). *Ecochain*. <https://ecochain.com/nl/knowledge-nl/wat-en15804-a2-voor-jou-betekent/>
- De Bock, L. (2020). L'étude d'impact environnemental via TOTEM s'élargit à la construction routière. *Bulletin CRR*, (125), 8-10. <https://brcc.be/fr/expertise/expertise-apercu/letude-dimpact-environnemental-totem-selargit-construction-routiere>
- De Bock, L. (2021, juin 3). *Europese visie m.b.t. groene aanbestedingen in de wegenbouw: Welke instrumenten, waar gaan we naartoe?* [Presentation]. Studiedag groen aanbesteden in de wegenbouw, online. ie-net, Expertgroep Wegenbouw.
- De Bock, L. (2022, avril 27). Inleiding: *Duurzaam materiaalgebruik in het bredere plaatje van duurzame wegenbouw* [Presentation]. Studiedag duurzame inzet van materialen in de wegenbouw, Antwerpen. ie-net, Expertgroep Wegenbouw & Universiteit Antwerpen, Energy and Materials in Infrastructure and Buildings (EMIB)
- De Bock, L., Piérard, N., Vansteenkiste, S. & Vanelstraete, A. (2020). *Classification et analyse des produits régénérants pour la réutilisation des enrobés* (Dossier CRR No. 21). Centre de Recherches Routières (CRR). <https://brcc.be/fr/expertise/expertise-apercu/dossier-21-classification-analyse-produits-regenerants-reutilisation>
- De Visscher, J., Maeck, J., Vansteenkiste, S., Vanelstraete, A., Wayman, M., Peeling, J., Bueche, N., Schobinger, B., Anastasio, S. & Hoff, I. (2016). *EDGAR: Evaluation and decision process for greener asphalt roads. Deliverable D4.6: Final report*. Conférence Européenne des Directeurs des Routes (CEDR). https://www.cedr.eu/download/other_public_files/research_programme/call_2013/energy_efficiency/edgar/D4-6-Final-report_vFinal-revised.pdf

- De Winne, W. (2022, avril 4-7). *La construction écologique dans le secteur des infrastructures* [présentation]. XXIV^e Congrès belge de la route, Leuven. Association belge de la route (ABR). <https://abr-bwv.be/documents/2.06.4PPTFRDuurzaamAanbesteden735.pdf>
- Drissen, E. & Vollebergh, H. (2018). Monétaire milieuschade in Nederland: Een verkenning [note d'orientation]. Planbureau voor de leefomgeving. <https://www.pbl.nl/sites/default/files/downloads/pbl-2018-monetaire-milieuschade-in-nederland-3206.pdf>
- Ducreux, V., Gamez Lopez, L., Menten, F., Porot, L., Southern, M., Taylor, R., Teugels, W., Tromson, C., Valdenaire, D., Vandermeeren, B. & Verrat, C. (2020). *The Eurobitume life-cycle inventory for bitumen* (Version 3.1). European Bitumen Association (Eurobitume). https://www.eurobitume.eu/fileadmin/Feature/LCI/EUB2975.001_LCI_Update_2020_01_LR_pages.pdf
- Eco comparateur/SEVE. (s.d.). *Routes de France*. <https://www.routesdefrance.com/les-actions-de-la-profession/developpement-durable/eco-comparateurseve/>
- Energied & CO2logic. (s.d.). *Facteurs d'émission*. <https://www.facteursdemissionco2.be/facteurs>
- ERG, Franklin Associates. (2013). *Greenhouse gas and energy life cycle assessment of pine chemicals derived from crude tall oil and their substitutes* [Résumé analytique, soumis au American Chemistry Council (ACC), Pine Chemistry Panel]. <https://www.americanchemistry.com/industry-groups/pine-chemistry/resources/greenhouse-gas-and-energy-life-cycle-assessment-of-pine-chemicals-derived-from-crude-tall-oil-and-their-substitutes>
- European Commission. (2016, Juin 10). *EU green public procurement criteria for road design, construction and maintenance* (Commission Staff Working Document No. SWD[2016] 203 final). <https://ec.europa.eu/environment/gpp/pdf/GPP%20criteria%20Roads%20%282016%29%20203.pdf>
- Fédération de l'Industrie Extractive en Belgique (FEDIEX). (2022, janvier 4). *Belgian Limestone, sandstone and porphyry aggregates for use in mortar, concrete and bituminous or hydraulically bound mixtures: Production and transport of 1 ton of aggregates* [Environmental Product Declaration (EPD)]. <https://www.fediex.be/upload/belgium-environmental-product-declaration-fediex-zvp4qz.pdf>
- Franzefoss Pukk. (2018, mars 13). *Crushed stone construction aggregate products, Oslo and Baerum* [Environmental Product Declaration (EPD)]. Norwegian EPD Foundation. https://www.epd-norge.no/getfile.php/138728-1520952700/EPDer/Byggevare/Asfalt/NEPD-1537-527_Crushed-stone-construction-aggregate-products--Oslo-and-B--rum.pdf
- Gruppo Bassanetti. (2020, février 10). *Natural inert materials "sand and gravel" extracted from an artificial quarry basin* [Environmental Product Declaration (EPD)]. EPD Italy. <https://www.epditaly.it/en/wp-content/uploads/2020/03/2020.05.07-Dichiarazione-EPD-Rev.-02-EN.pdf>
- Hammond, G., Jones, C., Lowrie, F. (ed.) & Tse, P. (ed.). (2011). *Embodied carbon: The inventory of carbon and energy* (ICE) (BSRIA guide No. BG 10/2011). University of Bath & Building Services Research and Information Association (BSRIA). <https://circularecology.com/embodied-carbon-footprint-database.html#.VUZxqLITH4Y>
- IEA Bioenergy. (2022). Fossil vs biogenic CO2 emissions. *IEA Bioenergy*. <https://www.ieabioenergy.com/iea-publications/faq/woodybiomass/biogenic-co2/>

► Évaluation de la durabilité des enrobés bitumineux

- Klein, A., Hilster, D., Scholten, P., van Wijngaarden, L., Tol, E. & Otten, M. (2021). *STREAM goederenvervoer 2020: Emissies van modaliteiten in het goederenvervoer* (Commandée par Topsector Logistiek, version 2). CE Delft. https://ce.nl/wp-content/uploads/2021/03/CE_Delft_190325_STREAM_Goedervervoer_2020_DEF_Versie2.pdf
- KRATON Corporation. (2018). *Life cycle inventory (LCI): SYVLAROAD RP1000 performance additive*.
- Leyssens, D., Verstappen, B. & Huybrechts, D. (2013). *Beste beschikbare technieken (BBT) voor Asfaltcentrales* (en révision). Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek (VITO). https://emis.vito.be/sites/emis/files/pages/1142/2014/vito_BBT_asfalt_DEF_BK_VOOREMIS_0.pdf
- Milieu Centraal, Stimular, Connekt, Stichting Klimaatvriendelijk Aanbesteden & Ondernemen & Rijksoverheid. (2022, januari 14). *CO2 emissiefactoren: Lijst emissiefactoren*. <https://www.co2emissiefactoren.nl/lijst-emissiefactoren/>
- Montanus, P. (2017, Augustus 16). Bijdragen aan een betere samenleving. *Entrepreneur Caribbean*. <https://entrepreneurcaribbean.com/2017/08/16/bijdragen-aan-een-betere-samenleving/>
- Onderhoud Scheldelaan in Antwerpse haven. (2022, juni 1). *CO2-Prestatieladder*. <https://www.co2-prestatieladder.nl/nl/project/onderhoud-scheldelaan-antwerpse-haven>
- Organisation Internationale de Normalisation. (2017). *Achats responsables: Lignes directrices* (ISO 20400). <https://www.iso.org/fr/standard/63026.html>
- Piérard, N., Vansteenkiste, S., Vanelstraete, A. & Peaureaux, P. (2020, december 14-16). Methodology for evaluating the performance of bituminous binders based on rheological indicators: Impact of the use of a rejuvenator. In *Collection of papers of the RILEM international symposium on bituminous materials (ISBM 2020)*, Lyon, France. Réunion Internationale des Laboratoires d'Essais et de Recherches sur les Matériaux et les Constructions (RILEM).
- Prinssen, P. & Rademaker, S. (2020). *Stappenplan: Inkopen met de milieukostenindicator*. PIANOo. https://www.pianoo.nl/sites/default/files/media/documents/2020-12/inkopen_met_de_milieukostenindicator-augustus2020.pdf
- Scheldelaan is eerste project met CO2-prestatieladder in Vlaanderen. (2022, janvier 10). *Willemen infra*. <https://www.willemen.be/nl/nieuws/scheldelaan-eerste-project-met-co2-prestatieladder-vlaanderen>
- Schwarz, A., Overmars, L., Godoi Bizarro, D., Keijzer, E., Kuling, L. & van Horssen, A. (2020). *LCA achtergrondrapport voor brancherepresentatieve Nederlandse asfaltmengsels 2020* (TNO-rapport No. R10987). Nederlandse Organisatie voor Toegepast-Natuurwetenschappelijk Onderzoek (TNO). https://www.asfaltblij.nl/media/2639/lca-achtergrondrapport-voor-nederlandse-asfaltmengsels-2020_v200928.pdf
- SDGS. (2022). *Duurzaamontwikkeling.be*. <https://www.duurzaamontwikkeling.be/fr/themes/objectifs-de-developpement-durable-sdgs>
- Service Public Fédéral Santé Publique, Sécurité de la Chaîne Alimentaire et Environnement. (s.d.). *Base de données pour déclarations environnementales de produits* (EPD). <https://www.health.belgium.be/fr/base-de-donnees-pour-declarations-environnementales-de-produits-epd>
- Stichting Klimaatvriendelijk Aanbesteden & Ondernemen. (s.d.). *Onderzoek CE Delft: CO2-prestatieladder heeft toonbaar effect bij gemeenten*. <https://www.co2-prestatieladder.nl/nl>

- Stichting Nationale Milieudatabase. (2020, juillet). *Bepalingsmethode milieuprestatie bouwwerken: Berekeningswijze voor het bepalen van de milieuprestatie van bouwwerken gedurende hun gehele levensduur, gebaseerd op de EN 15804 (Version 1.0)*. <https://milieudatabase.nl/wp-content/uploads/2020/07/Bepalingsmethode-Milieuprestatie-Bouwwerken-juli-2020.pdf>
- Tanghe, T., Vansteenkiste, S. & Vanelstreat, A. (2020, juni 16-18). Development of a protocol for the initial type testing of asphalt mixtures with the use of rejuvenators. In *Asphalt 4.0 for future mobility: 7th Eurasphalt & Eurobitume congress (7th E&E), Madrid, Spain*. European Asphalt Pavement Association (EAPA) & European Bitumen Association (Eurobitume).
- Totem. (2018). *Totem: Create, evaluate, innovate*. <https://www.totem-building.be/>
- Toth, Z. & Volt, J. (2021). *Addressing the hidden emissions in buildings: Status quo, gaps, and recommendations for environmental product declarations and whole-life carbon*. Buildings Performance Institute Europe (BPIE). <https://www.bpie.eu/wp-content/uploads/2021/12/EPD-Factsheet.pdf>
- Union Nationale des Producteurs de Granulats. (2017a). *Module d'information environnementale du traitement de déchets de déconstruction en vue de produire des granulats: Conforme aux normes NF EN 15804+A1 et NF EN 15804/CN (Version vérifiée par tierce partie indépendante)*. <https://www.unpg.fr/wp-content/uploads/unpg-mie-traitement-de-dechets-pour-granulats-recycles-2017-1.pdf>
- Union Nationale des Producteurs de Granulats. (2017b). *Module d'information environnementale de la production de granulats recyclés: Conforme aux normes NF EN 15804+A1 et NF EN 15804/CN (Version vérifiée par tierce partie indépendante)*. <https://www.unpg.fr/wp-content/uploads/unpg-mie-production-granulats-recycles-2017-1.pdf>
- Union Nationale des Producteurs de Granulats. (2017c). *Module d'information environnementale de la production de granulats à partir de roches massives: Conforme aux normes NF EN 15804+A1 et NF EN 15804/CN (Version vérifiée par tierce partie indépendante)*. <https://www.unpg.fr/wp-content/uploads/unpg-mie-production-granulats-massifs-2017-1.pdf>
- Union Nationale des Producteurs de Granulats. (2017d). *Module d'information environnementale de la production de granulats à partir de roches meubles: Conforme aux normes NF EN 15804+A1 et NF EN 15804/CN (Version vérifiée par tierce partie indépendante)*. <https://www.unpg.fr/wp-content/uploads/unpg-mie-production-granulats-meubles-2017-1.pdf>
- United Nations. (1987). *Report of the World Commission on Environment and Development: Our common future*. <http://www.un-documents.net/wced-ocf.htm>
- United Nations. (2015). *Transforming our world: The 2030 agenda for sustainable development*. <https://sdgs.un.org/sites/default/files/publications/21252030%20Agenda%20for%20Sustainable%20Development%20web.pdf>
- United Nations. (2020a). *Nations united: Urgent solutions for urgent times*. <https://www.un.org/sustainabledevelopment/sustainable-development-goals/>
- United Nations. (2020b). *Global indicator framework for the sustainable development goals and targets of the 2030 agenda for sustainable development*. https://unstats.un.org/sdgs/indicators/Global%20Indicator%20Framework%20after%202020%20review_Eng.pdf

► Évaluation de la durabilité des enrobés bitumineux

- University of Antwerp, Energy & Materials in Infrastructure & Buildings & Opzoekingscentrum voor de Wegenbouw (2021, januari 28). *REjuveBit: Duurzaam asfalt door het gebruik van verjongingsmiddelen* [Presentatie]. Studienamiddag, Antwerpen. <https://medialibrary.uantwerpen.be/files/11073/c25bae98-d4ce-4eb7-b818-196cd0e33ef0.pdf?ga=2.129537486.375642597.1611830983-1219604479.1590382790>
- van der Kruk, T., Overmars, L. & Keijzer, E. (2022). *Product Category Rules voor bitumineuze materialen in verkeersdragers en waterwerken in Nederland ("PCR Asfalt")* (Version 2.0). <https://docplayer.nl/227470321-Product-category-rules-voor-bitumineuze-materialen-in-verkeersdragers-en-waterwerken-in-nederland-pcr-asfalt-versie-2-0.html>
- van Harmelen, A.K., Korenromp, R.H.J., Ligthart, T.N., van Leeuwen, S.M.H. & van Gijlswijk, R.N. (2004). *Toxiciteit heeft z'n prijs: Schaduwrijzen voor (eco-)toxiciteit en uitputting van abiotische grondstoffen binnen DuboCaic* (Duurzaam Bouwen-Reeks No. 015). Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat, Duurzaam bouwen Advies- en Kenniscentrum (DAK). https://puc.overheid.nl/doc/PUC_119145_31
- Vansteenkiste, S. (2019). *Re-RACE: Rejuvenation of reclaimed asphalt in a circular economy: Rapport scientifique annuel pour la période du 1^{er} juin 2018 au 31 mai 2019* (Convention CCN/NBN/PN17B05).
- Vansteenkiste, S. (2021). *Re-RACE: Rejuvenation of reclaimed asphalt in a circular economy: Rapport pour la période du 1^{er} juin 2020 au 30 mai 2021* (Convention CCN/NBN/PN19B05).
- Vansteenkiste, S. & Gonda, L. (2013, septembre 11-13). Evaluatie van de ecologische voetafdruk van de productie van asfalt. In *Partageons connaissances et techniques au profit d'une route citoyenne: Résumés des présentations du 22^e congrès belge de la route*, Liège. Association Belge de la Route.
- Vansteenkiste, S., Tanghe, T., Duerinckx, B., Vanelstraete, A., Porot, L., Govers, B., Libbrecht, D. & Modde, P.-P. (2021, juin 16-18). Impact of bio-based rejuvenator on bitumen and asphalt mix performance: Laboratory and field evaluation. In *Asphalt 4.0 for future mobility: 7th Eurasphalt & Eurobitume congress (7th E&E), Madrid, Spain*. European Asphalt Pavement Association (EAPA) & European Bitumen Association (Eurobitume).
- Vlaamse Overheid, Agentschap Wegen en Verkeer. (2022). Scheldelaan eerste project met CO₂-prestatieladder in Vlaanderen. In *Activiteitenverslag 2021*. <https://wegenenverkeer.be/sites/default/files/uploads/documenten/2021%20Activiteitenverslag%20AWV.pdf>
- Wat zijn schaduwkosten? (2021). *Ecochain*. <https://ecochain.com/nl/knowledge-nl/wat-zijn-schaduwkosten/>
- Wayman, M., De Visscher, J., Maeck, J., Vansteenkiste, S. & Vanelstraete, A. (2016, juin 1-3). Facilitating the adoption of sustainable technologies in the asphalt sector. In *Proceedings of the 6th Eurasphalt & Eurobitume congress*, Prague. Eurasphalt & European Bitumen Association (Eurobitume).
- Wildnauer, M., Mulholland, E. & Liddie, J. (2019). *Life cycle assessment of asphalt binder* (Rapport commandé par Asphalt Institute). Thinkstep. <https://www.asphaltinstitute.org/engineering/sustainability/life-cycle-assessment-of-asphalt-binder/>



Abréviations

ADP	Abiotic resource Depletion Potential
AEB	Agrégats d'enrobés bitumineux
AP	Acidification Potential
APT	Asfalt met Prestatievoorschriften voor Toplagen
GES	Gaz à effet de serre
CEDR	Conférence Européenne des Directeurs des Routes
CEN	Comité Européen de Normalisation
COPRO	Organisme impartial de contrôle de produits pour la construction
CTO	Crude Tall Oil
EDGAR	Evaluation and Decision process for Greener Asphalt Roads
FDV	Fin de vie
EP	Eutrofication Potential
EPD	Environmental Product Declaration
GPP	Green Public Procurement
GWP	Global Warming Potential
ISO	International Organization for Standardization
ITS(R)	Indirect Tensile Strength (ratio)
ITT	Initial Type Testing
ACV/ICV(A)	Analyse du cycle de vie/Inventaire du cycle de vie (analyse)
MMG	Milieu-gerelateerde Materiaalprestatie van Gebouwelementen
ODP	Ozone Depletion Potential
PIARC	Permanent International Association of Road Congresses
PmB	Bitume modifié par des polymères
POP	Photochemical Ozone formation Potential
PRG	Potentiel de réchauffement global
PTV	Prestations Techniques – Technische Voorschriften
RILEM	Réunion Internationale des Laboratoires et Experts des Matériaux, systèmes de construction et ouvrages
SBS	Copolymère séquencé styrène-butadiène-styrène
SDG	Sustainable Development Goal(s)
TRA	ToepassingsReglement – Règlement d'application

► Évaluation de la durabilité des enrobés bitumineux

► Annexe 1

Facteurs d'émission pour les matières premières, où les trouver et comment les interpréter

A1.1 Méthodologie générale

Pour analyser correctement l'impact environnemental potentiel des enrobés (et les différences entre les enrobés) par le biais d'une analyse du cycle de vie, le calcul ACV repose sur l'interprétation de données réparties sur les différents processus dans les limites du système. Pour les enrobés, la figure A1.1 donne une représentation schématique de ces processus et des flux physiques de matériaux, d'énergie et d'émissions impliqués, du moins pour les phases du produit (module A1 pour l'approvisionnement en matières premières - sur fond bleu, module A2 avec les mouvements de transport de ces matières premières vers la centrale d'enrobage - sur fond rouge, et module A3 avec la production d'enrobé dans la centrale d'enrobage - sur fond vert).

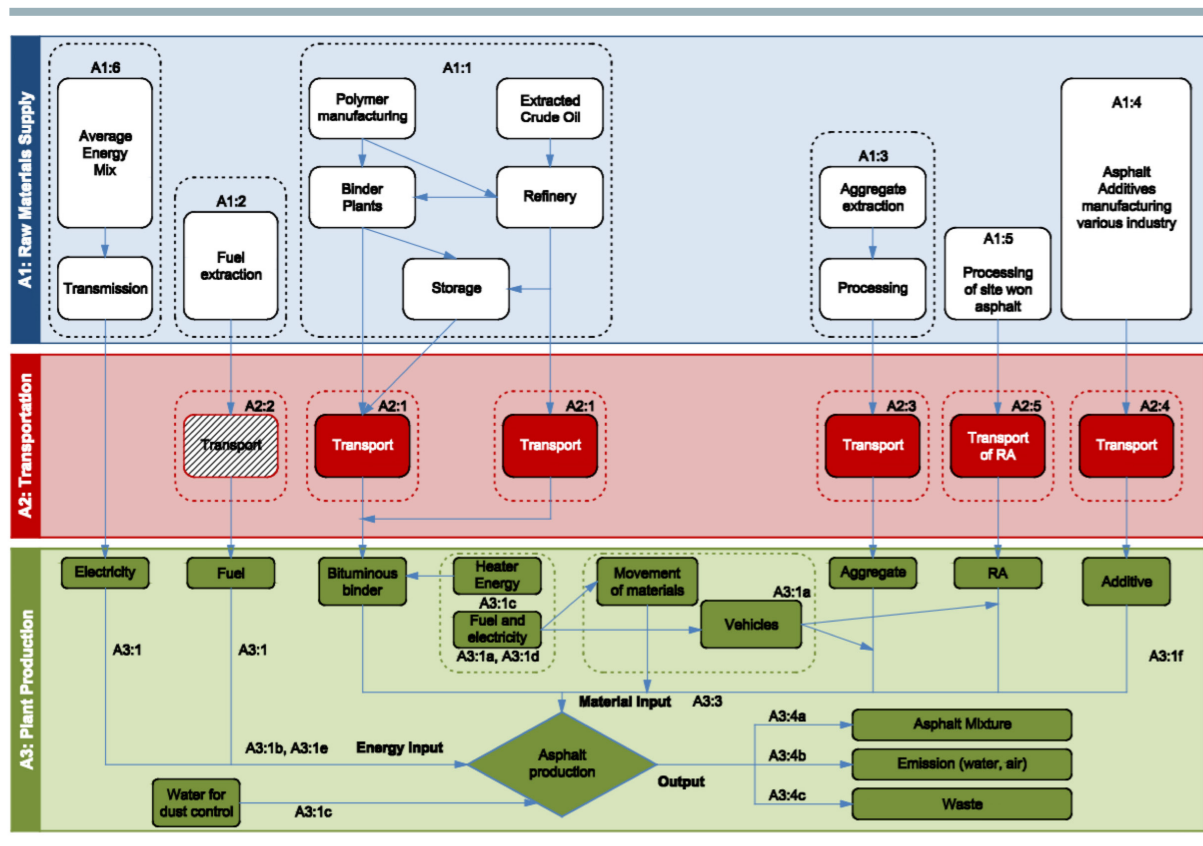


Figure A1.1 – Diagramme des limites du système, des processus et des types de données pour les enrobés dans la phase du produit (du berceau à la sortie de l'usine: modules d'information A1 - A3) (CEN, 2020, Figure 3)

Pour chacun des processus, il faut ensuite déterminer les intrants (matières premières, énergie) et les extrants (produits intermédiaires ou finaux, autre forme d'énergie, émissions) et la contribution de ces émissions aux différentes catégories d'impact considérées. Pour cela, il est possible de s'appuyer sur ce que l'on appelle les **facteurs d'émission**, qui quantifient pour chaque composant du processus les émissions pour une quantité standard. En prenant l'exemple de la catégorie d'impact «réchauffement climatique» (via le PRG), dans la chaîne d'approvisionnement des matières premières (module A1), nous devons déterminer la contribution au PRG des granulats, du traitement des agrégats d'enrobés bitumineux, du liant bitumineux et des additifs. Ces éléments sont représentés dans la figure A1.1 respectivement comme des types de données A1:3 (carrière avec extraction d'agrégats), A1:5 (traitement du RA), A1:1 (raffinerie de pétrole et usine de polymères) et enfin A1:4 (production d'additifs, tels que le filler et le produit régénérant).

Les informations sur ces facteurs d'émission sont fournies dans des déclarations environnementales de produits ou EPD. Elles sont établies pour un produit particulier, de préférence avec les informations les plus spécifiques possibles – fournies par un fabricant ou un fournisseur individuel – ou avec des valeurs plus génériques (moyennes) fournies par un groupe de producteurs ou une fédération sectorielle.

Bien qu'il existe des normes internationales qui déterminent la manière dont une ACV doit être réalisée et dont une EPD doit être rédigée, il est très difficile de trouver une valeur non ambiguë pour les facteurs d'émission d'un produit donné (matière première, produit intermédiaire ou combiné en un enrobé bitumineux, par exemple). En outre, les résultats évoluent au fil du temps, à mesure que de nouveaux processus sont introduits chez les fabricants ou que de nouvelles technologies font leur apparition. De surcroît, les auteurs de ces études utilisent des logiciels et des modèles de calcul différents, et tirent leurs données de bases de données différentes, qui peuvent ou non connaître les mêmes évolutions après une nouvelle mise à jour. La figure A1.2 dépeint ces causes de variabilité dans les EPD.

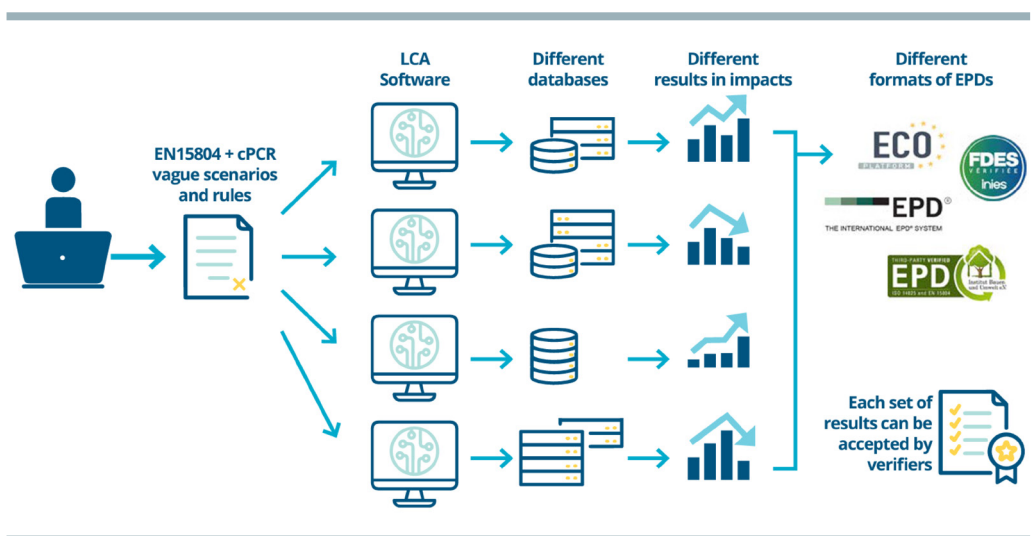


Figure A1.2 – Défis concernant les EPD et leur variabilité (source: entretien avec Baijia Huang, ROCKWOOL International [Toth & Volt, 2021])

► Évaluation de la durabilité des enrobés bitumineux

En Belgique, le SPF Santé publique, Sécurité de la chaîne alimentaire et Environnement a créé une base de données pour les EPD, accessible via le site web www.b-epd.be où, d'une part, les fabricants (ou les fédérations) peuvent déclarer l'ACV et l'EPD de leur produit et, d'autre part, les citoyens et les entreprises peuvent consulter et utiliser ces EPD dans leurs analyses de durabilité (Service public fédéral [SPF] Santé publique, Sécurité de la chaîne alimentaire et Environnement, s.d.).

Dans les paragraphes qui suivent, nous détaillons où trouver ces informations, et les précisions en termes d'interprétation des données ou de leur variabilité. Nous traitons principalement les EPD du bitume, des granulats, des AEB, du filler et du régénérant.

A1.2 Facteurs d'émission pour le potentiel de changement climatique

A1.2.1 Bitume

La Fédération des producteurs européens de bitume a publié une étude d'inventaire (*life cycle inventory*) pour la production de bitume (du berceau à la sortie d'usine) en 2012 (Blomberg et al., 2011). Ces données sectorielles généralisées sont facilement utilisables si aucune donnée n'est disponible pour le bitume spécifique utilisé dans l'enrobé.

En ce qui concerne le paramètre PRG (contribution au changement climatique et réchauffement global), cette étude calcule une valeur de 0,191 kg équivalent CO₂ par kg de bitume (*straight-run*), et une valeur de 0,323 kg éq. CO₂ par kg pour le bitume modifié par des polymères (avec 3,5 % de SBS).

Entre-temps, cette étude a été mise à jour dans une nouvelle version publiée en 2020 (Ducreux et al., 2020). Cette étude serait représentative de la production de bitume routier dans une raffinerie européenne, car elle prend en compte les données moyennes de plusieurs raffineries européennes en termes d'origine du pétrole brut et de lignes d'approvisionnement, de technologies et de rendements de transformation du pétrole brut en bitume. La figure A1.3 montre un aperçu des limites du système de production du bitume.

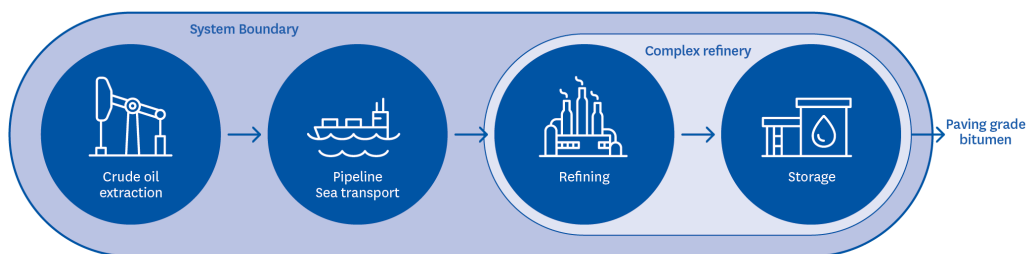


Figure 1. System boundaries for the bitumen LCI (cradle-to-refinery gate approach)

Figure A1.3 – Délimitation des limites du système dans l'ICV (étude d'inventaire) du bitume (source: Ducreux et al., 2020, Figure 1)

Le diagramme de flux de la raffinerie (du pétrole au bitume) est le suivant:

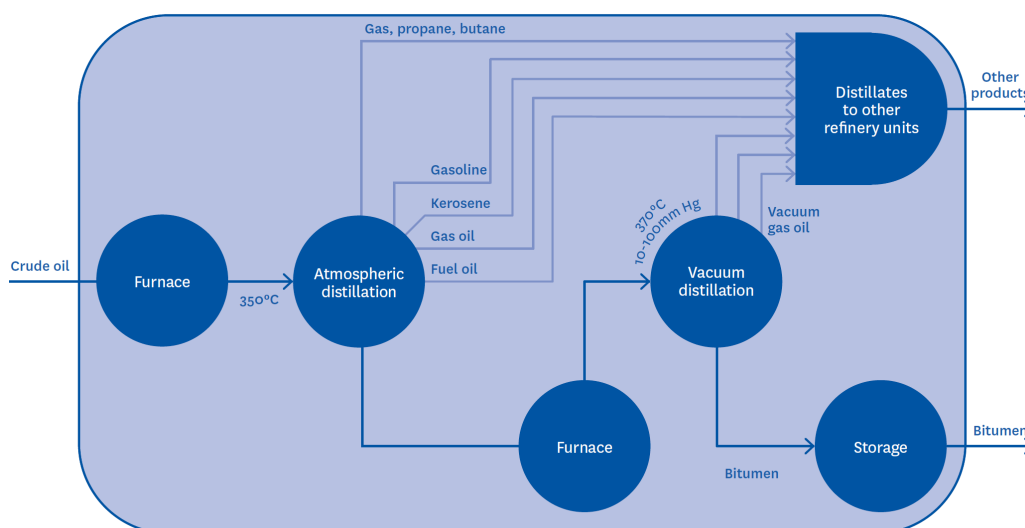


Figure 6. Schematic diagram of the refinery process

Figure A1.4 – Diagramme de flux de production du bitume dans une raffinerie de pétrole
(source: Ducreux et al., 2020, Figure 6).

Dans cet ICV, une distinction peut être faite entre une situation avec ou sans «infrastructure». «Avec infrastructure» signifie que, outre les impacts du processus de production du bitume proprement dit – de l'extraction du pétrole brut à son traitement en raffinerie, en passant par son transport par oléoduc ou par bateau – les flux supplémentaires associés à la construction des infrastructures (installations et machines) nécessaires à l'extraction, au transport et au raffinage du pétrole brut sont également pris en compte: non seulement l'énergie consommée pour faire naviguer le pétrolier est prise en compte, mais aussi l'énergie et les matières premières nécessaires à la construction du navire lui-même, proportionnellement à sa contribution au transport de cette tonne de pétrole, et ainsi de suite pour toutes les parties de l'infrastructure.

Dans cette étude d'inventaire, Eurobitume analyse tous les flux d'entrée et de sortie associés aux parties les plus pertinentes de la chaîne de production du bitume, à savoir: la consommation de pétrole brut (en partie comme matériau, en partie comme source d'énergie pour de nombreux composants du processus), la consommation de gaz naturel (comme source d'énergie), les émissions dans l'air de polluants gazeux tels que le dioxyde de carbone (CO₂), le dioxyde de soufre (SO₂), les oxydes d'azote (NO_x), le méthane (CH₄) et les composés organiques volatils non méthaniques (COVNM). Pour cette raison, Eurobitume estime que l'ICV fournit des données utiles pour l'analyse d'indicateurs d'impact environnemental bien définis tels que:

- l'épuisement des ressources abiotiques/énergies fossiles non renouvelables;
- le potentiel de changement climatique;
- l'appauvrissement de la couche d'ozone;
- l'acidification;
- l'oxydation photochimique (formation de smog).

► Évaluation de la durabilité des enrobés bitumineux

Les auteurs mêmes affirment que l'étude ICV est moins utile pour l'analyse des indicateurs de toxicité et d'écotoxicité (aucun résultat n'a été rapporté à ce sujet). Il convient de noter que cette étude d'inventaire n'est donc pas conforme aux exigences normalisées d'une EPD. Ndlr: Après la finalisation de cette publication, EuroBitume a publié une mise à jour fin octobre 2022 (EuroBitume, 2022) dans un supplément de l'étude de 2020. Ce nouveau document inclut désormais tous les indicateurs d'impact environnemental de la norme EN 15804+A2 (NBN, 2012+2019/2021).

Le rapport LCI d'Eurobitume calcule que le potentiel de réchauffement climatique de la production d'une tonne de bitume routier à partir d'une raffinerie européenne (à l'exclusion de «l'infrastructure») est de 150 kg équivalent CO₂. En incluant l'infrastructure, on obtient un potentiel de 208 kg équivalent CO₂ par tonne de bitume.

À des fins de comparaison, nous faisons également référence ici à l'étude similaire menée en 2019 par l'*Asphalt Institute* américain en tant que groupe d'intérêt des producteurs de bitume. Dans leur étude ACV (Wildnauer et al., 2019), ils font état de leur analyse du cycle de vie du liant bitumineux représentatif du marché nord-américain. Ils se concentrent sur les activités des raffineries de pétrole (données recueillies auprès de 12 raffineries aux États-Unis et au Canada) ainsi que des dépôts de bitume (données recueillies auprès de 11 terminaux), c'est-à-dire une approche du berceau à la sortie de l'usine similaire à celle utilisée par leurs homologues européens. En conséquence, pour l'analyse d'impact LCIA, Wildnauer et al, 2019 donne pour le paramètre «changement climatique» (PRG100) une valeur de 0,637 kg équivalent CO₂ par kg de liant bitumineux, ou 637 kg équivalent CO₂ par tonne de bitume. Du calcul sont exclus les «éléments d'infrastructure» (*capital goods, infrastructure, human labor and employer transport*) car leurs résultats sont considérés comme peu pertinents. En d'autres termes, beaucoup plus d'émissions de gaz à effet de serre.

Le modèle utilisé pour les calculs ACV était le *GaBi software system for life cycle engineering*, développé par la société allemande Thinkstep AG. Outre les données primaires (pour les raffineries et les terminaux) fournies par une enquête auprès des membres de l'*Asphalt Institute*, on s'est principalement appuyé sur la base de données LCI 2017 de GaBi pour les données secondaires de l'inventaire, avec l'ensemble du modèle d'extraction et d'acheminement du pétrole brut vers les raffineries.

Les différences en termes de score PRG entre les études américaine et européenne sont donc significatives: plus d'un facteur 4 de différence! Les principales différences se situent à la fois dans

Groupe d'activités ▼	Étude ►	(Ducreux et al., 2020) sans infrastructure	(Ducreux et al., 2020) avec infrastructure	(Wildnauer et al., 2019)
extraction et préparation du crude oil		102	146	403
transport du pétrole brut		22	35	23
traitements dans une raffinerie de pétrole		19	20	77
transport de la raffinerie vers les dépôts de bitume		7	7	33
activités au dépôt de bitume				101
Chiffre total pour le PRG (kg éq. CO₂)		150	208	637

Tableau A1.1 – Chiffre total pour le PRG (en kg éq. CO₂ par tonne de bitume), ventilé par activité principale dans la chaîne de production du bitume (données de Ducreux et al, 2020 & Wildnauer et al., 2019)

les activités en amont (extraction du pétrole) et en aval (stockage à température dans les dépôts de bitume), comme l'illustre le tableau A1.1, qui ventile le chiffre total par activité principale.

Une partie de la différence entre les résultats des deux études ACV peut probablement s'expliquer par les différences de caractéristiques (physico-chimiques et géographiques) du mélange pétrolier (entre autres, la proportion importante de sables bitumineux canadiens dans l'étude AI) et les différences qui en découlent en termes d'efforts requis pour l'exploitation et le transport depuis le puits de pétrole jusqu'aux raffineries et, par la suite, la consommation d'énergie pour le raffinage lui-même: pour Eurobitume (Ducreux et al., 2020), cela concerne principalement du pétrole brut du Moyen-Orient et de Russie, tandis que dans la situation de l'AI (Wildnauer et al., 2019), cela concerne le pétrole brut provenant à 44 % des sables bitumineux (sables bitumineux de la province canadienne d'Alberta). Selon l'AI, la répartition de la provenance est la suivante: 53 % du Canada, 26 % des États-Unis, 12 % du Moyen-Orient et 8-9 % d'Amérique du Sud.

Les grandes différences dans le fonctionnement des dépôts de bitume sont également frappantes; dans l'étude de l'AI, il s'agit probablement d'une surestimation puisque ces 11 dépôts de bitume sont tous situés off-site par rapport à la raffinerie de pétrole (ce qui nécessite un transport longue distance et le chauffage du bitume). En Europe, cela peut être différent car la raffinerie et le terminal sont plus souvent intégrés sur le même site, comme c'est le cas au port d'Anvers, par exemple).

L'étude de l'AI (Wildnauer et al., 2019) indique que 4,98 kg de mélange de pétrole brut donnent 1 kg de bitume comme produit final du processus de raffinage après affectation. Dans l'étude d'Eurobitume (Ducreux et al., 2020), cette donnée n'est pas claire.

Dans son *critical review statement* (joint en annexe à l'étude Eurobitume [Ducreux et al., 2020]), le spécialiste suisse Dr Jungbluth considère que l'approche de l'étude est en effet conforme aux normes actuelles, mais à de nombreux égards, les résultats présentent un bilan beaucoup plus positif que ce qui est habituel dans les bases de données ACV spécialisées. Au niveau du changement climatique, entre autres, il estime qu'il s'agit d'une sous-estimation de facteur 2. Cela serait principalement dû à la sous-estimation de l'importance du dégagement (*venting*) de méthane pendant l'extraction du pétrole. Apparemment, il y a également une sous-estimation pour d'autres catégories d'impact.

Nous constatons qu'il existe une variation importante des données de base, ce qui est le cas dans de nombreuses sources d'études ACV. En effectuant d'autres calculs à l'aide de ces chiffres variables, les résultats finaux peuvent également présenter un écart important. Cependant, il n'est pas acceptable de fabriquer tout simplement un chiffre moyen. Nous préférons donc continuer à travailler avec la valeur de **208 kg éq. CO₂ par tonne de bitume** (cf. Eurobitume avec infrastructure [Ducreux et al., 2020]) en ce qui concerne le bitume et le potentiel de réchauffement climatique.

A1.2.2 Composants minéraux (gravillons, sable et filler)

Une approche similaire peut être adoptée pour les composants minéraux du mélange de matières premières pour l'enrobé, à savoir le filler, le sable et les pierres.

Si des données spécifiques sont disponibles, il convient de les utiliser. Par exemple, si la centrale d'enrobage est située à côté d'une carrière et que toutes les pierres, le sable et le filler proviennent exclusivement de cette carrière, il est évident de travailler avec les données très spécifiques de la fiche EPD de cette carrière. Actuellement, il existe peu de fiches EPD disponibles dans la base de données belge des déclarations environnementales de produits (SPF Santé, Sécurité de la chaîne alimentaire et Environnement, s.d.) concernant les matériaux pertinents pour le secteur de la construction routière.

► Évaluation de la durabilité des enrobés bitumineux

En l'absence d'une fiche EPD, la carrière pourrait effectuer des calculs approximatifs en déclarant, sur une base annuelle, la consommation d'énergie de toutes les installations et machines responsables du concassage, du criblage et du broyage des roches, en les répercutant sur les émissions de quantités équivalentes de gaz à effet de serre et en divisant ce chiffre par la production annuelle des granulats minéraux.

En l'absence d'informations environnementales spécifiques pour un type de gravillons particulier, des données génériques peuvent être utilisées, comme celles mentionnées dans la base de données *Inventory of embodied carbon and energy (ICE)* de l'Université de Bath (Royaume-Uni), qui collecte des données sur l'intensité des gaz à effet de serre des produits de construction (Hammond et al., 2011). Les données de cette base de données ont été collectées dans le cadre du scénario «du berceau à la sortie de l'usine». Il s'agit de ce que l'on appelle *l'embodied carbon*, c'est-à-dire la somme de toutes les émissions directes et indirectes de carbone, depuis l'extraction des matériaux (à la carrière ou à la mine) jusqu'au produit fini à la sortie de l'usine. Cette base de données ICE tente de prendre en compte des données provenant de nombreuses sources et de les traiter en une valeur moyenne statistique, et attribue également un score à la fiabilité de ces données, mais note également qu'il y a souvent une grande dispersion dans les données individuelles par source, et que des données plus spécifiques devraient être utilisées si possible.

Dans sa dernière version, la base de données ICE (Circular Ecology, 2019) pour le type de matériau «agrégats et sable» indique la valeur suivante comme valeur moyenne statistique de l'ensemble des gravillons et du sable (*general, virgin aggregates, 89 % land won and 11 % marine won aggregate, bulk, loose*): 4,93 kg éq. CO₂ par tonne. Il est à noter qu'il s'agit de valeurs moyennes avec une grande dispersion dans les données individuelles, et que des données plus spécifiques devraient être utilisées si possible.

Des données plus spécifiques peuvent être trouvées, par exemple, dans les déclarations EPD des producteurs individuels. À titre d'exemple, nous mentionnons ici les informations environnementales disponibles dans la fiche EPD de deux producteurs européens de granulats, d'une part une carrière norvégienne où la masse rocheuse est broyée à l'aide d'explosifs et d'autre part une carrière italienne où le sable et le gravier sont extraits par dragage. Comme troisième exemple, nous examinons également la fiche EPD sectorielle des carrières belges de Fediex, qui a été publiée très récemment.

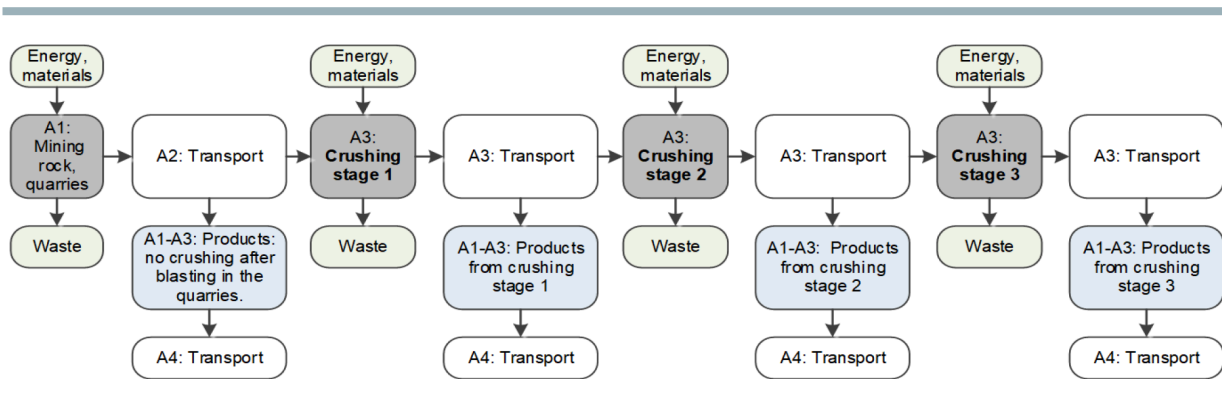


Figure A1.5 – Diagramme des intrants et extrants et des produits (gravillons) par module à la carrière (source: Franzefoss Pukk, 2018)

- Dans la base de données EPD nationale norvégienne (<http://www.epd-norge.no>), on trouve par exemple la fiche EPD des gravillons extraits à la carrière du producteur norvégien *Franzefoss Pukk AS* à Bondkall (Oslo), qui y exploite une carrière de pierre naturelle de type syénite (une roche ignée à gros cristaux de la famille des granites et des basaltes). La fiche documente les données environnementales des différents produits de gravillons de la carrière, ventilées en fonction du nombre d'étapes nécessaires au processus de concassage et de criblage (figure A1.5).

Cette fiche indique une valeur PRG de 3,40 kg équivalent CO₂ par tonne de gravillons obtenus après trois étapes du processus de concassage et de criblage (par exemple pour les fractions de granulats 4/8, 8/11 ou 8/16 utilisées dans les applications en enrobé) et une valeur de 2,79 kg équivalent CO₂ pour la fraction de sable concassé 0/4 (qui ne nécessite que deux étapes dans le processus de concassage et de criblage).

Les chiffres indiqués dans l'EPD ci-dessus correspondent à une approche du berceau à la sortie de l'usine, soit de la carrière à la sortie de l'usine de gravillons (module A1 à A3 selon la norme EN 15804 [NBN, 2012+2019/2021]). La fiche précise qu'elle ne comprend pas la contribution des explosifs pour faire exploser les massifs rocheux.

En outre, la fiche EPD fournit également les informations environnementales pour le module A4, transport du site de production des gravillons au site de mise en œuvre (par exemple, chantier de construction, centrale à béton ou centrale d'enrobage dans la ville voisine). Ce transport supplémentaire vers le client a été modélisé pour une distance de 12,5 km aller, où un camion avec un moteur de classe d'émission EURO 5 et de catégorie de charge utile 16/32 t transporte une pleine charge (13 tonnes de gravillons en moyenne) aller et revient à vide, consommant 5 litres de diesel (ce qui correspond à une consommation spécifique de 0,031 litres par tonne.km). La valeur PRG qui en résulte est de 1,57 kg équivalent CO₂ par tonne.

Notons que ce transport en vrac vers le chantier contribue de manière relativement importante au potentiel de réchauffement climatique: une extrapolation à une distance de transport aller deux fois plus grande de 25 km correspondrait au même ordre de grandeur que la contribution de l'ensemble de l'exploitation de la carrière et des différentes étapes de traitement pour arriver à la fraction de gravillons produite.

- Dans la base de données nationale EPD d'Italie (<http://www.epditaly.it>), on trouve la fiche EPD du sable et du gravier extraits de la carrière du producteur italien *Gruppo Bassanetti* à Piacenza (Emilie-Romagne), qui y exploite une carrière humide de sable et de gravier naturels près du fleuve Po. La fiche documente les données environnementales du sable et du gravier pour huit cas, déterminés par le type de granulats et le type d'emballage (en vrac, en big bags de 1 500 kg ou en sacs plastiques de 25 kg). On retient une valeur PRG de 2,67 kg éq. CO₂ par tonne de sable humide ou de gravier, en vrac (Gruppo Bassanetti, 2020).
- Concernant la production de gravillons à partir de roches massives et représentatifs du marché français, la fiche d'information environnementale (EPD) établie par l'Union Nationale des Producteurs de Granulats (www.UNPG.fr) donne une valeur PRG de 2,6 kg éq. CO₂ par tonne de gravillons (module A1: *du berceau à la sortie de l'usine*). Aucun détail supplémentaire n'est donné par calibre des granulats produits. En moyenne, l'apport en termes de type de roche se compose de 50 % de roches éruptives, 30 % de roches métamorphiques et 20 % de roches calcaires (Union Nationale des Producteurs de Granulats [UNPG], 2017c).

► Évaluation de la durabilité des enrobés bitumineux

- Concernant la production de granulats de type graviers et sables représentatifs du marché français à partir de roches non massives (roches meubles, roches sédimentaires d'origines diverses: marines, fluviales, fluvio-glaciaires, éoliennes, etc.), la fiche d'information environnementale (EPD) établie par l'Union française des Producteurs de Granulats donne une valeur PRG de 2,75 kg éq. CO₂ par tonne de granulats (module A1: *du berceau à la sortie de l'usine*). Aucun détail supplémentaire n'est donné par calibre du gravier ou du sable produit. En moyenne, l'apport en termes de type de rocher ou de roche par tonne de granulats est constitué de 984 kg de roches siliceuses ou de sables et de 115 kg de roches alluvionnaires (UNPG, 2017d).

Les exemples ci-dessus montrent clairement qu'il existe une certaine dispersion des chiffres provenant des différentes sources, et que les données spécifiques des fiches EPD récentes sont généralement légèrement plus favorables que les données génériques provenant, par exemple, de la base de données ICE.

- Dans la base de données belge pour les informations EPD (<http://www.b-epd.be>), aucune information n'était disponible sur les granulats provenant des producteurs belges de gravillons ou de sable jusqu'à la fin de 2021. Au début de l'année 2022, Fediex (Fédération de l'industrie extractive en Belgique) a placé dans la base de données belge une fiche EPD relative à un mélange de granulats de calcaire, de grès et de porphyre belges (Fédération de l'industrie extractive en Belgique [FEDIEX], 2022). Comme d'habitude dans les règles EPD belges, il faut au moins déclarer les modules d'information A1 à A4, c'est-à-dire du berceau à la sortie de l'usine (A1-A3) complétés par un scénario de transport standard (A4). Dans cette EPD, le résultat pour la catégorie d'impact environnemental PRG (total) est un chiffre de 4,35 kg éq. CO₂ par tonne pour l'ensemble du processus de production (où les modules A1 et A2 sont en fait intégrés dans A3). Il s'agit d'un résultat moyen du secteur (basé sur 20 membres de Fediex, correspondant à 58 % de la production de tous les membres Fediex en 2019), pour un mélange de granulats de calcaire, de grès et de porphyre belges, de différents calibres, lavés et non lavés. Les proportions relatives des types de gravillons ne sont pas mentionnées textuellement dans l'EPD, mais les informations complémentaires dans la fiche de la base de données montrent qu'il s'agit (sur une base en masse) en moyenne de types de roches sources 77 % calcaires, 4 % grès et 19 % porphyre. A noter: en ce qui concerne le module A4 (le transport des granulats en vrac selon un scénario standard belge), cette fiche EPD donne une valeur pour le potentiel de réchauffement climatique de 16,3 kg éq. CO₂ par tonne de granulats. Cette valeur est 3,75 fois supérieure à l'estimation pour l'extraction/la production même de ces granulats. Cela implique également qu'il est plus judicieux de rechercher un potentiel d'amélioration dans le transport plutôt que dans l'extraction des matières premières même.

Auteur (année)	Portée géographique	Type de granulat (éventuellement mélange)			
		gravillons	sable concassé	sable rond / gravier	filler
(Hammond et al., 2011)	Europe (Royaume-Uni)	4,93			32
UNPG (2017 a-d)	France	2,6 et 2,75			-
(Franzefoss Pukk, 2018)	carrière individuelle en Norvège	3,40	2,79	-	-
(Gruppo Bassanetti, 2020)	carrière individuelle en Italie	-	-	2,67	-
FEDIEX (2022)	Belgique	4,35		-	-
Sélection pour cette étude		4,35	3	3	32

56 **Tableau A1.2** – Facteur d'émission pour des granulats de sources diverses (PRG, en kg éq. CO₂ par tonne de granulat)

Ainsi, les fiches EPD des granulats en Europe discutées ci-dessus montrent une certaine variabilité, mais celle-ci reste globalement assez limitée, comme le résume le tableau A1.2.

Nous calculons ensuite une valeur de 4,35 kg éq. CO₂ pour les fractions de gravillons et de 3 kg éq. CO₂ pour les fractions de sable.

Pour le filler d'usine (également appelé «filler d'apport»), seule la valeur du facteur d'émission de CO₂ pour la farine de calcaire (*ground limestone* dans la rubrique «*miscellaneous*»; données de la version 2.0 de 2011) est disponible dans l'ICE de l'université de Bath: 32 kg CO₂ par tonne de farine de calcaire. L'ICE ne fournit pas d'autres détails sur le calcul, et souligne que cela ne concerne que le CO₂ en tant que gaz à effet de serre, et non l'éq. CO₂ (Hammond et al., 2011).

A1.2.3 Agrégats d'enrobés bitumineux

En ce qui concerne les agrégats d'enrobés bitumineux mis en œuvre comme matière première pour la production de nouvel enrobé – réutilisation des composants minéraux (fractions de gravillons, sable et filler) et du liant bitumineux – on part parfois du principe qu'il ne faut pas prendre en compte un facteur d'émission, parce que ces émissions appartiennent au cycle de vie du produit précédent (en particulier le traitement à la fin du cycle de vie de la chaussée asphaltique d'origine, voir module C3). Ce serait le cas si l'on déterminait l'ACV complète de cette chaussée asphaltique, du berceau à la tombe ou du berceau à la régénération.

Dans de nombreux exercices, et c'est le cas ici, seule une analyse limitée est effectuée, par exemple du berceau à la sortie de l'usine. Dans ce cas, cependant, il est important de prendre en compte l'extraction des agrégats d'enrobés bitumineux comme c'est le cas pour l'extraction d'autres granulats.

Ainsi, l'Union Nationale des Producteurs de Granulats en France a établi une fiche d'information environnementale (EPD) pour la production de granulats recyclés obtenus à partir du traitement (tri, concassage et criblage) des débris de construction et de démolition. Il y est explicitement indiqué que ces activités peuvent en réalité être scindées en deux parties (et sont donc publiées dans deux fiches complémentaires) (UNPG, 2017a-b). D'une part, une partie qui appartient à la vie précédente (traitement des déchets du bâtiment ou de la structure en cours de démolition; il s'agit en fait du module d'information C3 dans la partie sur la fin de la durée de vie; de la sortie de l'usine à la tombe) et, d'autre part, une partie qui peut être attribuée à la nouvelle vie (production de granulats recyclés à partir de débris de construction et de démolition; cela relève alors du module A1; *du berceau à la sortie de l'usine*).

Les chiffres du facteur d'émission de réchauffement climatique (PRG) pour la production d'une tonne de granulats recyclés à partir de débris de construction et de démolition, représentatifs du marché français, donnent une valeur de 1,5 kg éq. CO₂ pour le module A1 et une valeur de 1,3 kg éq. CO₂ pour le module C3 (UNPG, 2017b). L'UNPG souligne qu'en isolant dans la valeur combinée de 2,79 kg équivalent par tonne de granulats recyclés la partie du module C3 (parce qu'elle appartient en fait à la phase de fin de vie de la construction précédente), et en ne comptant que les 1,5 kg équivalent CO₂ pour le module A1, les granulats recyclés obtiennent une valeur PRG inférieure à celle en vigueur pour la production de granulats d'origine primaire/naturelle, ce qui est bénéfique dans le contexte de la promotion de l'économie circulaire.

Nous partons du principe que cette valeur réduite de 1,5 kg équivalent CO₂ par tonne en moyenne pour tous les types de granulats recyclés est également valable pour le type particulier qui nous intéresse ici, à savoir les agrégats d'enrobés bitumineux. Cette valeur ne s'applique donc qu'aux activités de concassage et de criblage des débris d'enrobé en agrégats d'enrobés bitumineux (module A1-

► Évaluation de la durabilité des enrobés bitumineux

A3), et donc pas aux activités de démolition (fraisage) et d'évacuation vers l'usine de traitement des débris (éléments appartenant aux modules C1 - C3 dans la phase de fin de vie de l'ancienne chaussée asphaltique).

A1.2.4 Additifs (autres que les régénérants)

Pas d'informations; pas présents dans notre mélange de référence ni dans les alternatives.

A1.2.5 Régénérants

Il existe peu de données disponibles dans la littérature sur le *Life Cycle Inventory* ou inventaire du cycle de vie (ICV) des produits régénérants. Nous utilisons également ici les données de la fiche d'information environnementale de l'un des régénérants utilisés dans le projet de recherche du CRR, Re-RACE. Selon le fabricant, ce produit convient aux taux élevés de recyclage des AEB, ou à la réutilisation d'un bitume dur vieilli.

La fiche LCI donne pour le PRG une valeur de -1,22 kg éq. CO₂ par kg de produit, ce qui, pour être plus comparable aux autres facteurs d'émission, peut également s'écrire comme suit: -1 220 kg éq. CO₂ par tonne de régénérant (KRATON Corporation, 2018 via University of Antwerp, EMIB & CRR, 2021).

Il s'agit en effet d'un chiffre négatif (très important), car le produit régénérant est en grande partie composé d'une huile d'origine végétale (biosourcée): le CTO (*crude tall oil*) dérivé en tant que déchet ou sous-produit d'un processus de traitement des pins pour produire des fibres de cellulose pour le papier (pâte). La composition exacte du régénérant n'est pas révélée dans la fiche afin de respecter le secret commercial; il est cependant révélé qu'en tant que polyolester, il s'agit d'une combinaison de deux composants, dont l'un est fourni par un partenaire externe et l'autre est produit par le fabricant lui-même (à partir de CTO). Au cours de leur croissance naturelle, les arbres aspirent (c'est pourquoi ce chiffre est comptabilisé comme un chiffre négatif) du CO₂ de l'atmosphère et le stockent dans la structure du bois; ce CO₂ est appelé CO₂ biogénique (figure A1-6).

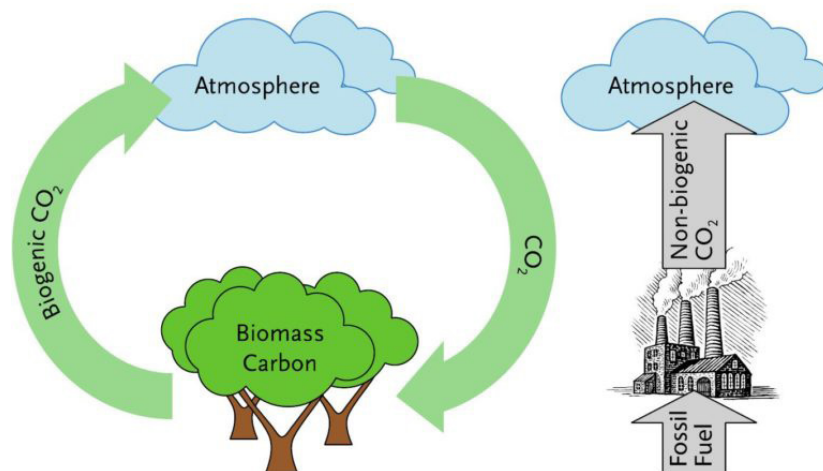


Figure A1.6 – Représentation schématique du cycle du CO₂ biogénique (IEA Bioenergy, 2022)

En ce qui concerne les produits d'origine végétale en particulier, le CO₂ biogénique est d'une grande importance, principalement parce qu'il s'agit d'une émission négative (appelée «*removal*»). Les méthodes de calcul de l'intensité carbone (cf. EN 17472 [CEN, 2022]) prennent explicitement en compte le CO₂ biogénique et prévoient que, pour le potentiel de changement climatique (PRG), une valeur totale est déterminée en tenant compte des gaz à effet de serre (GES) provenant de toutes les sources: sources de carbone fossile, sources biogéniques, occupation des sols ou transformation de l'occupation des sols. Et ce, aussi bien pour les émissions que pour les éliminations (*removal*) comme l'absorption par les plantes pendant leur phase de croissance.

Le processus de production de ce produit biosourcé génère également des gaz à effet de serre, bien sûr, en raison de la consommation d'énergie dans le processus de retraitement, de la modification chimique (par exemple, l'estérification) et de toutes les activités de transport, mais ceux-ci restent (du moins dans le cadre d'une approche de type «du berceau à la sortie de l'usine») nettement inférieurs à la valeur négative élevée causée par l'absorption de CO₂ pendant la phase de croissance de la plante. Cette observation pourrait peut-être être étendue à de nombreux produits régénérants biosourcés, par opposition aux additifs à base de fractions de pétrole.

L'ICE note, pour la catégorie des produits du bois, qu'en termes de stockage de carbone (*carbon storage*), de nombreuses déclarations EPD tiennent effectivement compte de cette absorption de carbone et aboutissent donc à un chiffre négatif, mais que cela n'est pertinent que pour le *sustainable sourced timber*, c'est-à-dire uniquement le bois provenant de forêts où pour chaque arbre abattu, un jeune arbre est planté. Si ce n'est pas le cas, une EPD qui ne porte que sur la phase «du berceau à la sortie de l'usine» n'est pas correcte; elle devrait porter sur la phase «du berceau à la régénération», où il est crucial que la phase de fin de vie (module C) soit incluse dans les calculs. Cela se traduit généralement par l'ajustement d'un chiffre négatif (de l'absorption de CO₂) à un chiffre positif (d'émissions de CO₂). À titre d'information, la moyenne statistique de l'ensemble des 211 points de données concernant les produits du bois dans la base de données ICE donne une valeur du berceau à la sortie de l'usine de -1,03 kg éq. CO₂ par kg de produit du bois (y compris l'absorption de carbone), dont 0,493 kg éq. CO₂ pour les émissions régulières (hors absorption de carbone) et -1,52 kg éq. CO₂ d'absorption de carbone (Hammond et al., 2011).

Selon les publications ERG, Franklin Associates, 2013 et Cashman et al., 2016 de la fédération américaine des transformateurs de pins, les émissions de gaz à effet de serre provenant du mélange moyen de produits de raffinage du CTO (*crude tall oil*) dans une analyse du berceau à sortie de l'usine (depuis la gestion des forêts de pins matures jusque juste après le traitement du CTO à la bioraffinerie) sont globalement équivalentes à 1 171 kg éq. CO₂ par tonne de distillat de CTO, calculé comme la moyenne pondérée des chaînes de transformation de l'huile de pin aux États-Unis (avec 1 466 kg éq. CO₂ par tonne) et en Europe (avec 740 kg éq. CO₂ par tonne).

Expressément, le stockage de carbone dans les arbres en croissance, et donc dans tous les produits dérivés, n'est pas inclus, afin que ce soit mieux comparable aux produits alternatifs et au biodiesel (comme c'était le but de cette étude). Ce chiffre global comprend une importante contribution des émissions de CO₂ provenant du processus de fabrication de la pâte (du tronc à la pâte à papier *kraft*), ainsi que du processus de distillation et des activités forestières pour la culture et la récolte des pins.

Les principales différences entre les chaînes de production européenne et américaine résident principalement dans le fait que les usines européennes (pâte à papier et bioraffinerie) s'appuient dans une large mesure sur des processus en circuit fermé (où les déchets de bois et les produits intermédiaires et finaux de la bioraffinerie sont utilisés comme biocarburant pour fournir de l'énergie aux autres processus) à l'inverse des usines américaines. Étant donné que ces vecteurs énergétiques

► Évaluation de la durabilité des enrobés bitumineux

proviennent de la biomasse, pour laquelle une valeur zéro pour les émissions de CO₂ est prise en compte lors de la combustion, ils réduisent l'intensité carbone par rapport à la chaîne de production (américaine) où les combustibles sont plus intensifs en carbone.

Les autres étapes du processus permettant de passer des produits de la distillation du CTO (tels que *tall oil fatty acid, tall oil rosin, distilled tall oil, pitch*) au produit régénérant qui nous intéresse ici entre autres, génèrent évidemment des gaz à effet de serre supplémentaires, de sorte que ce chiffre de 740 kg éq. CO₂ par tonne de produit pour la chaîne européenne du CTO serait certainement une limite inférieure si nous devions la considérer comme une valeur indicative pour le régénérant, à l'exception de l'absorption de carbone biogénique. Comme nous l'avons déjà décrit ci-dessus, nous continuerons à tenir compte de l'absorption de CO₂ biogénique et donc du chiffre négatif de -1 220 kg éq. CO₂ par tonne) pour les émissions de GES.

A1.2.6 Aperçu

L'ensemble des facteurs d'émission unitaires pour l'indicateur environnemental «potentiel de changement climatique» (PRG) est résumé au tableau A1.3. Pour les autres paramètres (de pollution atmosphérique), le tableau A1.4 résume les facteurs d'émission pertinents et leurs sources.

	Gravillons	Sable (concassé)	Sable (non concassé)	Filler	AEB	Bitume	Régénérant
Facteur d'émission (PRG _i) (kg éq. CO ₂ /tonne)	4,35	3	3	32	1,5	208	-1 220

Tableau A1.3 – Facteurs d'émission unitaires pour le paramètre PRG (changement climatique, module partim A1)

Ces données indiquent clairement que, par unité de masse, le régénérant (valeur négative car bio-sourcé), le bitume et, dans une moindre mesure, le filler ont des facteurs d'émission nettement plus élevés que les granulats (le sable et les gravillons ont des facteurs d'émission similaires). Cela signifie que le paramètre bitume joue un rôle plus important dans l'empreinte GES que les composants minéraux, et qu'il faut se concentrer sur ce paramètre pour obtenir un enrobé bitumeux plus durable.

A1.3 Facteurs d'émission pour les paramètres de pollution atmosphérique

Les principaux indicateurs du problème de la pollution atmosphérique sont l'appauvrissement de la couche d'ozone troposphérique (*Ozone Depletion Potential* ou ODP), la formation de smog photochimique dans la basse atmosphère (*Photochemical Ozone formation Potential* ou POP) et les émissions de gaz acidifiants, notamment de dioxyde de soufre (*atmospheric Acidification Potential* ou AP). De nombreuses EPD font également état de l'eutrophisation (*Eutrofication Potential* ou EP) en tant qu'indicateur environnemental. Bien que cette pollution se manifeste principalement par des émissions dans l'air d'éléments gazeux (principalement des phosphates et des oxydes d'azote), elle a surtout un impact sur le milieu aqueux (pollution des eaux de surface, entraînant une croissance excessive d'algues et une perte de concentration en oxygène – nécessaire à la vie aquatique) et moins sur le volet environnemental «air».

Le tableau A1.4 énumère les facteurs d'émission pertinents pour la pollution atmosphérique et leurs sources.

Lorsqu'on parcourt ces facteurs d'émission (pour certains paramètres de pollution atmosphérique, par tonne de matériau, tableau A1.4), on observe que l'étude d'inventaire LCI d'Eurobitume de 2020 (Ducreux et al., 2020) ne rapporte pas de résultat pour la catégorie d'impact «eutrophisation», et utilise des unités de référence différentes pour les indicateurs «acidification» et «formation de smog», qui ne sont pas comparables aux données EPD des autres sources. Ndlr: Après la finalisation de cette publication, EuroBitume a publié fin octobre 2022 une mise à jour dans un supplément de l'étude 2020; ce nouveau document inclut désormais tous les indicateurs d'impact environnemental de la norme EN 15804+A2 (NBN, 2012+2019/2021). Nous continuons donc à travailler avec les données de l'étude américaine de l'AI pour ces quatre indicateurs d'impacts environnementaux.

Source des données ►	(FEDIEX, 2022)	(UNPG, 2017c)	(Gruppo Bassanetti, 2020)	(UNPG, 2017b)	(Wildnauer et al., 2019)	(Ducreux et al., 2020)	(Kraton Corporation, 2018)
Facteurs d'émission (unité, par tonne de matériau)	gravillons et sable	gravillons	sable non concassé	AEB	bitume	bitume	régénérant
Acidification (kg éq. SO ₂)	- (0,0318 mol éq. H ⁺)	0,0147	0,0199	0,0096	1,64	- (2,18 mol éq. H ⁺)	5,84
Formation de smog (kg éq. éthylène)	- (0,0331 kg éq. COVNM)	0,00071	0,00056	0,00005	0,424	- (1.790 kg éq. COVNM)	2,73
Eutrophisation (kg éq. phosphate)	- (EP-marine, 0,011 kg équiv. N)	0,00308	0,00509	0,00206	0,585	-	1,00
Appauvrissement de la couche d'ozone (kg éq. CFC-11)	7,07E-07	5,83E-07	3,31E-07	2,70E-07	2,55E-08	1,75E-05	6,98E-08

Tableau A1.4 – Facteurs d'émission pour la pollution atmosphérique, par matière première bitumineuse, tels qu'utilisés dans cette étude

Dans ce tableau, il est frappant de constater que les facteurs unitaires d'émission pour l'acidification, la formation de smog et l'eutrophisation dus à la fois au bitume et au régénérant sont à nouveau prédominants, car beaucoup plus importants que les facteurs correspondants pour les composants minéraux de l'enrobé. Ce n'est que pour le paramètre «appauvrissement de la couche d'ozone» que le facteur d'émission dû au régénérant est inférieur d'un facteur 4 à 8 à celui des composants minéraux.

Le facteur d'émission dû au bitume, en revanche, diffère fortement entre les deux sources de données pour ce paramètre: les Américains (Wildnauer et al., 2019) donnent un facteur d'émission 6 à 10 fois plus faible (par rapport aux minéraux), alors que selon Eurobitume (Ducreux et al., 2020), il obtient une valeur 30 à 60 fois plus importante que celle des composants minéraux.

En outre, il est intéressant d'examiner la différence entre les facteurs d'émission unitaires du bitume d'une part et du produit régénérant d'autre part: dans chaque cas, le facteur unitaire (c'est-à-dire par kg de matériau) du régénérant est plusieurs fois supérieur à la valeur du bitume, ce qui indique que le régénérant (même un produit biosourcé à base d'une matière première végétale comme dans notre exemple) est plus nocif pour l'environnement qu'un dérivé du pétrole tel que le bitume.

► Évaluation de la durabilité des enrobés bitumineux

► Annexe 2

Aperçu des catégories d'impact environnemental selon la norme EN 15804 (NBN, 2012+2019/2021)

CATÉGORIE D'IMPACT	INDICATEUR	UNITÉ
Épuisement des ressources abiotiques, p. ex. combustibles fossiles	ADP-éléments	kg antimoine
Épuisement des combustibles fossiles	ADP-combustible	kg antimoine
Changement climatique	PRG-100j	kg CO ²
Appauvrissement de la couche d'ozone	ODP	kg CFC ₁₁
Formation d'oxydant photochimique	POCP	kg éthène
Acidification	EP	kg SO ²
Eutrophisation	AP	kg (PO ₄) ³⁻
Toxicité humaine	HTP	kg 1,4 dichlorobenzène
Écotoxicité, aquatique (eaux douces)	FAETP	kg 1,4 dichlorobenzène
Écotoxicité (eau de mer)	MAETP	kg 1,4 dichlorobenzène
Écotoxicité, terrestre	TETP	kg 1,4 dichlorobenzène

CATÉGORIE D'IMPACT	INDICATEUR	UNITÉ
Changement climatique – total	PRG-total	kg de CO ² équiv.
Changement climatique – combustibles fossiles	PRG-fossile	kg de CO ² équiv.
Changement climatique – biogénique	PRG-biogénique	kg de CO ² équiv.
Changement climatique – occupation des sols et transformation de l'occupation des sols	PRG-luluc	kg de CO ² équiv.
Appauvrissement de la couche d'ozone	ODP	kg de CFC ₁₁ équiv.
Acidification	AP	mole de H ⁺ équiv.
Eutrophisation eaux douces	EP-eaux douce	kg de PO ₄ équiv.
Eutrophisation aquatique marine	EP-marine	kg de N équiv.
Eutrophisation terrestre	EP-terrestre	mole de N équiv.
Formation de smog	POCP	kg de COVNM équiv.
Épuisement des ressources abiotiques minéraux et métaux	ADP-minéraux & métaux	kg de Sb équiv.
Épuisement des ressources abiotiques combustibles fossiles	ADP-fossile	MJ, val. cal. nette
Besoin en eau	WDP	m ³ world eq. deprived
Émission de particules fines	Maladie due aux émissions de particules fines	Incidence maladie
Rayonnements ionisants	Exposition humaine	kBq U235 équiv.
Écotoxicité (eaux douces)	CTU écosystème	CTUe
Toxicité humaine, effets cancérogènes	CTU humains	CTUh
Toxicité humaine, effets non cancérogènes	CTU humains	CTUh
Impact lié à l'occupation des sols / qualité du sol	Indice potentiel de qualité du sol	Sans dimension

Figure A2.1 – Transition de l'ancien (haut de la figure) au nouvel ensemble de catégories d'impact environnemental (traduit de [De bepalingsmethode, 2021])



► Évaluation de la durabilité des enrobés bitumineux

► Annexe 3

Consommation d'énergie et émissions de gaz à effet de serre y associées à la centrale d'enrobage

Le module d'information A3 du cycle de vie concerne les activités de la centrale d'enrobage même, à savoir la production d'enrobés à partir de ressources minérales, de bitume et (éventuellement) d'additifs. En particulier, ce module calcule le score PRG (des émissions de GES en masse d'équivalents CO₂) en lien direct avec la consommation énergétique des machines et des différents éléments des équipements.

Il s'agit principalement de la consommation de gaz naturel ou de mazout pour le tambour sécheur (séchage et chauffage des pierres et du sable), de l'électricité nécessaire au chauffage du bitume et aux moteurs électriques de la centrale (tels que le malaxeur, les convoyeurs, les ventilateurs et les pompes, les équipements de pesage, etc.) et du diesel pour le moteur de la pelle de chargement. Ainsi, nous ne tenons pas compte des émissions de GES au sens plus large, associées aux infrastructures et aux biens (construction et entretien de la centrale elle-même ou des pièces de rechange).

Comme source de chiffres primaires, nous nous référons à la publication de la centrale d'enrobage d'Ascoville (*joint venture* entre les entreprises Aswebo/Willemen et Colas) à Villers-le-Bouillet, l'une des rares centrales d'enrobage en Belgique à être certifiée dans le cadre du Système européen d'audit et de management environnemental EMAS, ce qui les oblige à communiquer périodiquement et publiquement leurs progrès en termes de performances environnementales. Ces données sont parfois considérées comme des informations commerciales confidentielles, ce qui implique une faible divulgation. Dans sa déclaration de mai 2020 pour l'année d'exploitation 2019, Aswebo a indiqué que les émissions de CO₂ s'élevaient en moyenne à 0,017 tonne (soit 17 kg) de CO₂ par tonne d'enrobé (ASCOVIL, 2020).

Comme il s'agit de données provenant d'une source primaire, elles sont très représentatives de la centrale d'enrobage en question elle-même. Cependant, d'autres centrales de production d'enrobé peuvent enregistrer des chiffres (plus ou moins) différents, car ceux-ci dépendent de l'organisation locale de l'entreprise, comme le type de carburant, l'efficacité énergétique de l'usine, l'utilisation de zones de stockage sous toiture, la modernité de l'ensemble de l'installation et des véhicules de service, etc.

Les chiffres donnés par le producteur d'enrobé sont des moyennes sur l'ensemble de la production d'enrobé de l'année en question, c'est-à-dire tant pour les mélanges pour couches de roulement que pour sous-couches, avec et sans recyclage. Dans ce cas, il s'agit d'une production annuelle de 225 498 tonnes d'enrobés, réparties en 38 % d'enrobés pour couches de roulement (sans recyclage d'AEB et avec une teneur en bitume moyenne de 6,3 %), et 62 % d'enrobés pour sous-couches (60 % sont des enrobés avec recyclage à un taux d'environ 50 % d'AEB et ajout de 2 à 2,5 % de bitume neuf, et 2 % sont des enrobés pour sous-couches sans AEB et avec un ajout moyen de bitume de 4,4 %). La publication fait état d'émissions totales de 3 801 tonnes de CO₂ en 2019. Converti par tonne d'enrobé (pour une production annuelle de 225 498 tonnes d'enrobé), ce chiffre équivaldrait à des émissions spécifiques de la centrale d'enrobage de 16,9 kg de CO₂ par tonne d'enrobé.

Aucun détail sur les facteurs d'émission n'est décrit, mais la publication détaille les données suivantes sur la consommation de gaz, d'électricité et de diesel :

- Le brûleur du ou des tambours sécheurs pour sécher et chauffer les minéraux (et les AEB) est le plus gros consommateur d'énergie d'une centrale d'enrobage. Dans ce cas, il s'agit d'un brûleur alimenté par du gaz naturel comme combustible, qui est le meilleur choix parmi tous les combustibles fossiles du point de vue des émissions et préférable au mazout ou au lignite (Leysens et al., 2013). Une isolation suffisante du tambour sécheur, la limitation de la teneur en eau par le stockage des granulats et des AEB sous abri, un rythme de production continu au lieu de nombreux arrêts/redémarrages sont des facteurs qui contribuent également à déterminer l'efficacité (énergétique) de la production d'enrobé. La consommation de gaz a été de 1,82 million Nm³, avec une valeur énergétique cumulée de 20 845 MWh, ce qui correspond à une consommation d'énergie spécifique de 7,13 Nm³ par tonne d'enrobé ou 92 kWh par tonne d'enrobé.
- La consommation d'électricité pour les différents moteurs électriques, la salle de contrôle et le laboratoire a été de 1 275 MWh, soit 5,66 kWh par tonne d'enrobé. (il n'y a pas de propre production d'électricité avec une éolienne).
- La consommation de diesel des pelles de chargement a été de 41 715 litres en 2019, soit une consommation spécifique de 0,185 litres de diesel par tonne d'enrobé.

Si l'on se base pour faire le calcul sur les facteurs d'émission du site web www.CO2emissiefactoren.be (EnergieID & CO2logic, s.d.) (qui sont calculés de manière plus large car pas seulement *tank-to-wheel* mais aussi *well-to-tank*, c'est-à-dire incluant les gaz à effet de serre produits lors de l'extraction, de la transformation et du transport du vecteur énergétique), on obtient les résultats présentés dans le tableau A3.1.

En ce qui concerne l'électricité, on a calculé ici avec le facteur d'émission pour l'électricité dite «grise», qui pour la Belgique se compose en 2021 en moyenne à 53 % de production nucléaire et à 47 % de production d'électricité au gaz naturel. Un potentiel d'amélioration pour le secteur réside ici dans la possibilité de produire davantage d'électricité à partir de sources d'énergie renouvelables telles que l'énergie éolienne et l'énergie solaire, qui ont un facteur d'émission beaucoup plus faible que les sources fossiles.

Vecteur d'énergie ►	Gaz naturel	Électricité	Diesel	Total
Unité	kWh	kWh	litres	
Consommation d'énergie (unités)	20 845 000	1 275 357	41 475	
Facteur d'émission (kg éq. CO ₂ par unité)	0,244	0,205	3,25	
Total des émissions calculées (kg éq. CO ₂)	5 074 096	261 448	134 794	5 399 tonnes éq. CO ₂
Tonnes d'enrobé sur une base annuelle				225 498
Émissions spécifiques (kg éq. CO ₂ par tonne d'enrobé)	22,5	1,16	0,60	24,3

Tableau A3.1 – Exemple de calcul des émissions spécifiques de GES pour une centrale d'enrobage existante en Belgique (basée sur données ASCOVIL, 2020)

► Évaluation de la durabilité des enrobés bitumineux

Le calcul du tableau A3.1, utilisant les facteurs d'émission selon le site web susmentionné et appliqués à la centrale d'enrobage de l'exemple, donne clairement des émissions totales de GES plus élevées que ce qui est indiqué dans la publication, à savoir des émissions spécifiques de 24,3 kg éq. CO₂ par tonne d'enrobé produit en moyenne annuellement au lieu de 16,9 kg comme indiqué.

Nous continuons à travailler avec cette valeur calculée, et nous essayons maintenant de la préciser davantage pour un éventuel impact du (non-)recyclage des AEB.

Y a-t-il une différence dans les besoins énergétiques (et donc les émissions associées) lors de la production d'un enrobé, d'une part, sans AEB et, d'autre part, avec AEB (et éventuellement un produit régénérant), et si oui, à combien s'élève cette différence?

C'est difficile à calculer et peu de sources sont disponibles dans la littérature. Supposons pour simplifier que nous connaissons déjà la réponse: étant donné qu'il y a deux tambours sécheurs (un pour les matériaux «blancs» et un pour les AEB), chacun entraînant un certain facteur de perte de chaleur, et qu'en cas de recyclage, la surchauffe des minéraux blancs nécessaire pour atteindre l'équilibre thermique implique également une certaine inefficacité énergétique, il y a un désavantage en termes de besoins énergétiques dans le cas du recyclage. Nous estimons ce désavantage comme suit: la consommation d'énergie et les émissions de CO₂ associées sont 10 % plus élevées pour un recyclage à un taux très élevé de 50 % d'AEB, et il y a une différence de 4-5 % en défaveur du recyclage à un taux de recyclage modéré de 20 % d'AEB. En termes de consommation d'électricité, par contre, il peut y avoir une économie dans le cas du recyclage, car moins de bitume neuf est nécessaire et il y a donc une économie de consommation d'électricité pour maintenir cette quantité inférieure de bitume à température dans les réservoirs de stockage du bitume.

Cette estimation de la différence énergétique est confirmée par les données de l'étude néerlandaise qui est à la base de leur rapport PCR national. La publication (Schwarz et al., 2020) estime la consommation d'énergie pour la production d'enrobé (module du cycle de vie A3) pour la situation moyenne aux Pays-Bas pour 19 types différents d'enrobés (tableau A3.2).

Tabel 5: Energieverbruik per ton asfaltmengsel

	Asfaltmengsel	Aardgas (m³)	Elektriciteit (kWh)	Diesel (liter)
1	AC surf 0% PR	8,81	6,61	0,12
2	AC surf 30%PR	9,18	5,92	0,12
3	AC surf G.M. 0%PR	8,81	6,61	0,12
4	AC surf G.M. 30%PR	9,18	5,92	0,12
5	AC bin/base 50% PR	9,26	4,40	0,12
6	AC bin/base 50% PR met gemodificeerd bitumen	9,26	4,40	0,12
7	ZOAB Regulier	7,48	5,86	0,12
8	DZOAB	7,43	6,26	0,12
9	DZOAB 30% PR	8,00	5,64	0,12

10	2L-ZOAB toplaag G.M.	7,50	6,26	0,12
11	2L-ZOAB onderlaag	7,40	5,57	0,12
12	2L-ZOAB onderlaag 30% PR	7,99	5,30	0,12
13	SMA 8-11	8,04	7,08	0,12
14	SMA 5	7,37	7,42	0,12
15	SMA G.R.	7,53	7,06	0,12
16	Asfaltbeton, WB	8,75	6,79	0,12
17	Open Steenasfalt, WB	8,82	4,93	0,12
18	Gietasfalt, WB	8,42	9,06	0,12
19	Asfaltmastiek, WB	7,88	12,14	0,12

Tableau A3.2 – Consommation énergétique moyenne par tonne d'enrobé pour dix-neuf types de mélanges dans les centrales d'enrobage néerlandaises (Schwarz et al., 2020)

Cela montre que le recours ou non au recyclage d'AEB affecte les besoins en énergie lors de la production d'enrobé: pour la consommation d'énergie spécifique par tonne d'enrobé entre les mélanges sans recyclage d'AEB, d'une part, et les mélanges comparables avec AEB, d'autre part, il y a toujours une augmentation en termes de consommation de gaz naturel et, en même temps, une réduction en termes de consommation d'électricité pour les mélanges avec recyclage par rapport à ceux sans recyclage.

Les différences en termes de consommation de gaz sont en moyenne de + 6 %, soit + 4,2 % entre les types de mélange 1 et 2 et 3 et 4, + 7,7 % entre les types de mélange 8 et 9, et + 8,0 % entre les types de mélange 11 et 12, chacun utilisant 30 % d'AEB ou pas d'AEB (une extrapolation à 50 % de recyclage d'AEB reviendrait alors à environ + 10 % de gaz). Pour la consommation d'électricité, l'économie est de l'ordre de - 9 %, soit en moyenne - 11,4 % entre les types de mélange 1 et 2 et 3 et 4, - 10,0 % entre les types de mélange 8 et 9, et - 4,8 % entre les types de mélange 11 et 12 (pour un taux de recyclage de 30 % d'AEB; une extrapolation à 50 % de recyclage reviendrait alors à environ moins 16 % d'électricité). Nous supposons que ces différences peuvent être mises à l'échelle de façon linéaire pour des taux de recyclage plus élevés (comme dans notre cas ici à 50 % d'AEB). Aucune différence n'est prise en compte pour la consommation de diesel.

Étant donné que l'énergie thermique est beaucoup plus importante que le besoin en électricité et la consommation de diesel (voir tableau 3.1), le désavantage en termes de combustible (gaz naturel) est le facteur déterminant dans cette équation. Par conséquent, nous poursuivons les calculs avec cette estimation *worst case* (10 % de consommation d'énergie (gaz) en plus au taux de recyclage élevé de 50 % d'AEB par rapport à pas d'AEB), ce qui donne une valeur de 23 kg éq. CO₂ pour un mélange sans recyclage, une valeur de 24 kg éq. CO₂ par tonne d'enrobé pour un faible taux de recyclage (20 % d'AEB) et une valeur d'émission de GES de 25,3 kg éq. CO₂ par tonne pour la production d'un enrobé bitumineux avec un taux de recyclage élevé (de 50 % d'AEB).

► Évaluation de la durabilité des enrobés bitumineux

► Annexe 4

Explication de la méthodologie MKI

MKI est l'abréviation de *MilieuKostenIndicator*, l'indicateur de coût environnemental utilisé aux Pays-Bas. Il s'agit d'un indicateur des coûts liés aux **dommages environnementaux** associés à un produit ou à un système particulier. Il s'agit avant tout d'un moyen de regrouper différents indicateurs environnementaux en un seul.

La monétisation appliquée dans la méthode MKI aux impacts environnementaux est un moyen de quantifier l'influence de différents impacts potentiels sur l'environnement en un seul score, afin de pouvoir comparer facilement les variantes. Elle s'appuie sur le résultat d'une analyse du cycle de vie (ACV) complet avec onze indicateurs différents (conformément à la norme européenne EN 15804 [NBN, 2012+2019/2021]). Elle effectue une pondération de ces différents indicateurs en liant à chacun d'entre eux un facteur de pondération monétaire et en les additionnant pour obtenir un seul indicateur avec un score unique exprimé en valeur monétaire (euros).

Bien entendu, l'importance de ce coût en termes de dommages environnementaux peut faire l'objet d'un débat, et une vision progressiste peut permettre de faire évoluer ces facteurs de pondération.

enrobé bitumineux AC surf 0%				
(modules A1+A2+A3)				
unité fonctionnelle:		1 tonne d'enrobé		
Catégorie d'impact environnemental	Unité équivalente	Quantité (eq.) sur la partie cycle de vie	Facteur de pondération (€/ kg eq.)	Résultat
1. Épuisement ressources abiotiques	kg équivalent antimoine	1,09E-05	0,16 €	0,000002 €
2. Épuisement des vecteurs d'énergie fossile	kg équivalent antimoine *	1,71E+00	0,16 €	0,27 €
3. Changement climatique	kg équivalent CO ₂	9,78E+01	0,05 €	4,89 €
4. Appauvrissement de la couche d'ozone	kg équivalent CFK-11	1,03E-05	30 €	0,0003 €
5. Formation de smog (oxydants photochimiques)	kg équivalent C ₂ H ₄	1,66E-01	2,00 €	0,33 €
6. Acidification	kg équivalent SO ₂	6,30E-01	4,00 €	2,52 €
7. Eutrophisation	kg équivalent PO ₄	6,81E-02	9,00 €	0,61 €
8. Toxicité humaine	kg équivalent 1,4-chlorure de dibenzide	2,45E+01	0,09 €	2,20 €
9. Effets écotoxicologiques, aquatiques (eau douce)	kg équivalent 1,4-chlorure de dibenzide	2,34E+00	0,03 €	0,07 €
10. Effets écotoxicologiques, aquatiques (eau de mer)	kg équivalent 1,4-chlorure de dibenzide	1,02E+04	0,0001 €	1,02 €
11. Effets écotoxicologiques sur les organismes terrestres	kg équivalent 1,4-chlorure de dibenzide	3,26E-01	0,06 €	0,02 €
	*: ou en mégajoules (additionner les chiffres ci-dessus avec facteur d'équivalence 0,000481 kg Sb/MJ)			donne
				11,93€
La LCA répertorie les impacts d'un produit, d'un service ou d'un travail et les classe dans 11 catégories d'impact environnemental	Chaque impact environnemental est exprimé en unité équivalente (épuisement ou émission). Le dioxyde de carbone, le méthane et l'oxyde nitreux sont exprimés en équivalents CO ₂	Cette colonne montre les quantités d'impacts équivalent pour une tonne d'enrobé	La « quantité » est multipliée par un « facteur de pondération »	Le résultat de la multiplication sont les impacts environnementaux en euros de frais sociaux

Figure A4.1 – Exemple de la méthode de calcul pour MKI (source: calcul propre basé sur les données de (Schwarz et al., 2020) et par analogie avec (Prinssen & Rademaker, 2020, Figure 3)

A4.1 Exemple de calcul de la valeur MKI

La valeur MKI est calculée à partir des résultats de l'ACV en multipliant la valeur (en unités équivalentes) de chaque catégorie d'impact environnemental par le facteur de pondération monétaire, puis en faisant la somme de tous les impacts. Comme expliqué au chapitre 5, l'approche MKI est principalement appliquée aux Pays-Bas, pas dans d'autres pays.

Pour présenter la méthode de calcul de manière simple, nous avons élaboré ci-après un exemple simple. La figure A4.1 montre, à l'aide d'un exemple de calcul pour une tonne d'enrobé (provenant d'un mélange type néerlandais), les étapes permettant de passer d'un profil environnemental LCA (dans cet exemple, modules A1 à A3 du berceau à la sortie de l'usine) à un MKI.

Pour cet exemple, nous avons utilisé les résultats de l'étude ACV établie pour une centrale d'enrobage moyenne (virtuelle) aux Pays-Bas, pour le mélange de type «enrobé pour couches de roulement, sans recyclage», calculés sur une partie du cycle de vie (modules A1 à A3) (Schwarz et al., 2020). L'indicateur de coût environnemental MKI est dans ce cas de 11,9 € par tonne d'enrobé.

Dans cet exemple, la contribution la plus importante (environ 45 %) au MKI total provient de l'impact environnemental «changement climatique», suivi dans l'ordre, des «effets toxicologiques sur l'homme» (20 %) et de «l'acidification» (17 %). Les «effets écotoxicologiques sur le milieu marin» comptent pour près de 8 %, «l'eutrophisation» pour près de 5 %, la «formation de smog» et «l'épuisement des vecteurs d'énergie fossile» pour environ 2 % chacun. Les impacts environnementaux «épuisement des ressources abiotiques», «appauvrissement de la couche d'ozone», «effets écotoxicologiques sur les organismes d'eau douce» et «effets écotoxicologiques sur les organismes terrestres» contribuent chacun pour moins de 1 % au MKI total.

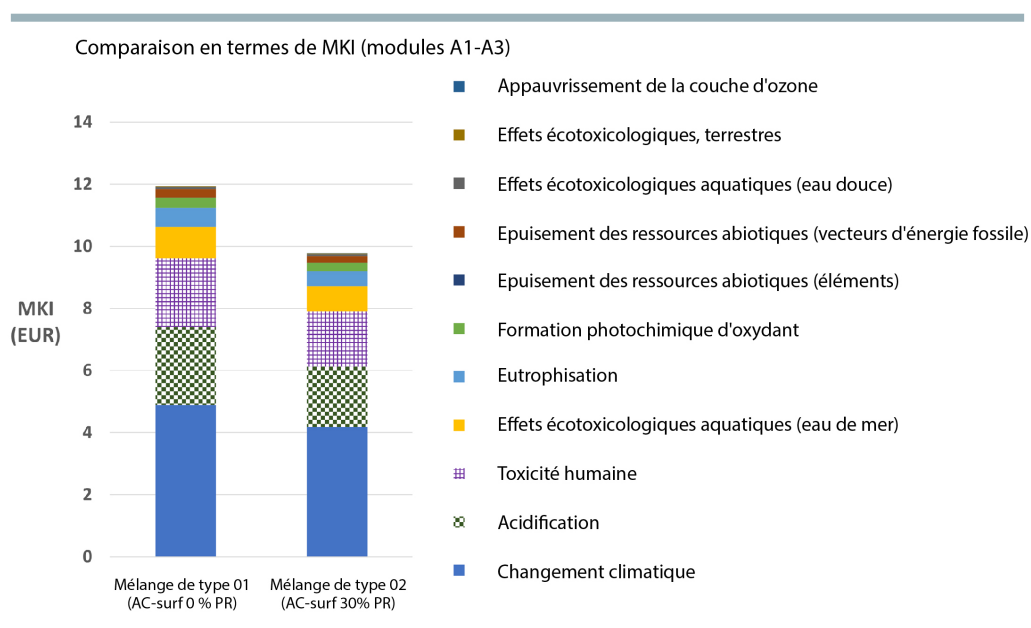


Figure A4.2 – Exemple de MKI avec influence du recyclage (analyse du berceau à la sortie de l'usine du mélange type néerlandais pour couches de roulement) (calcul propre basé sur les données de (Schwarz et al., 2020))

► Évaluation de la durabilité des enrobés bitumineux

Ceci est clairement illustré par la figure A4.2 qui, pour le mélange standard pour couches de roulement (d'une part sans recyclage et d'autre part avec un recyclage de 30 % d'AEB), décompose la contribution à l'indicateur de coût environnemental global comme la somme des 11 différentes catégories d'impact environnemental.

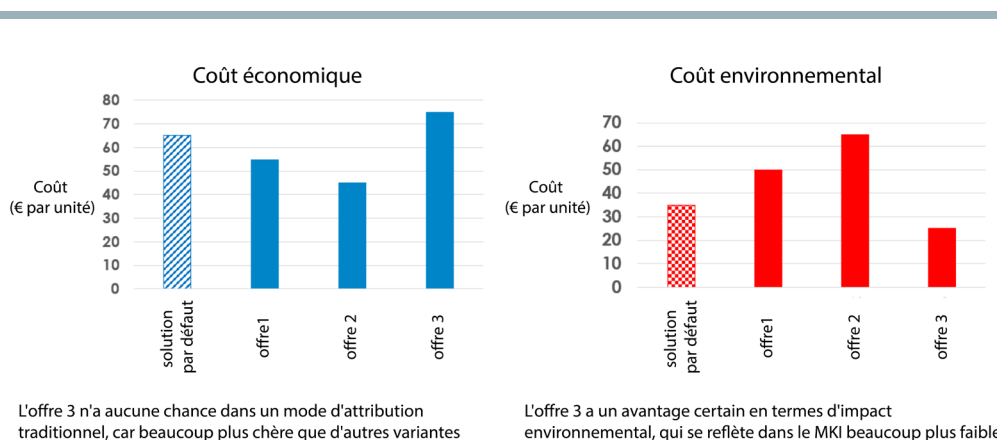
Note: en raison de la future entrée en vigueur de l'Annexe 2 pour l'EN 15804 (NBN, 2012+2019/2021), les catégories d'impact environnemental à prendre en compte seront étendues de 11 à 19 indicateurs. Voir **Annexe 2** pour une liste de ces groupes d'indicateurs environnementaux. En conséquence, le calcul du MKI deviendra également plus élaboré, et plus difficile à comparer avec les calculs antérieurs. Ce nouvel ensemble d'indicateurs, plus large, nécessite également de nouveaux prix unitaires comme facteurs de pondération, car il s'agit d'impacts environnementaux différents. Il n'existe actuellement aucun consensus à ce sujet.

A4.2 Marchés publics durables avec le MKI

La méthode MKI présente un avantage intéressant, à savoir son résultat apparemment simple. Grâce à la monétisation, la méthode parvient à regrouper facilement la grande variété de scores individuels pour 11 impacts environnementaux abstraits en un seul score, à savoir les euros environnementaux pour le prix de revient fictif. Différentes solutions peuvent être facilement comparées sur la base de leur score MKI, ce qui n'est pas le cas avec un tableau LCA (exprimé en unités multiples).

En rendant visibles les frais fictifs dans l'indicateur de coût environnemental, le MKI peut contribuer à des marchés publics durables (GPP): en incluant le MKI comme prix fictif (par exemple en l'ajoutant au prix du marché du bien), ces externalités sont intégrées dans le prix total réel (coût économique + coût social environnemental). De cette façon, une solution plus durable (car avec un MKI plus faible) peut finalement être acceptée comme solution avantageuse malgré un coût économique plus élevé et donc être attribuée au soumissionnaire le plus respectueux de l'environnement.

La figure A4.3 présente un exemple simplifié d'une telle approche.



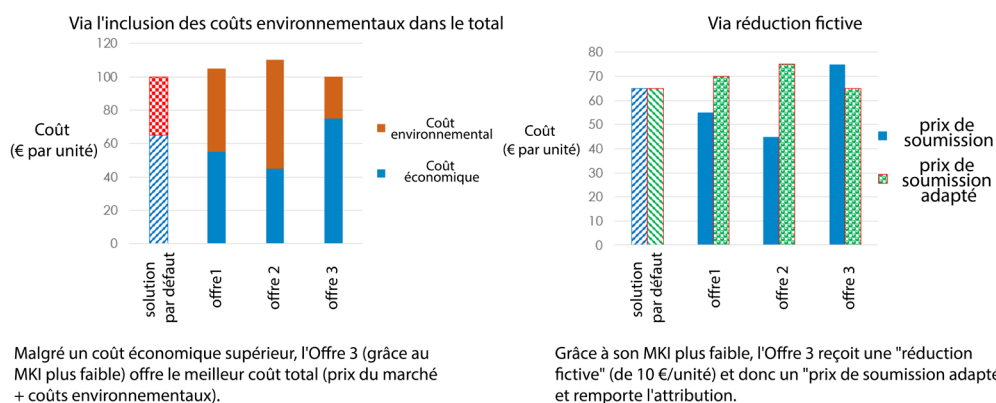


Figure A4.3 – Exemple de comparaison d'offres avec prise en compte du MKI (De Bock, 2022)

Dans cet exemple, l'offre 2 a le coût économique le plus bas, mais en même temps, elle présente le coût environnemental le plus élevé. L'offre 3 a un coût économique nettement supérieur, mais un coût environnemental inférieur. Dans un appel d'offre classique, l'offre 2 est la solution économiquement la plus avantageuse. En revanche, dans l'approche basée sur la durabilité, l'offre 3 présente le coût total le plus faible. En adoptant cette méthode de travail, le pouvoir adjudicateur qui reconnaît l'importance d'une solution durable (avec un MKI faible) peut intégrer la durabilité dans sa politique en matière de marchés publics (GPP) et attribuer les travaux au soumissionnaire de l'offre 3, car il offre la solution la plus intéressante quand on regroupe les coûts économiques et environnementaux.

Le MKI permet au pouvoir adjudicateur d'inciter et de récompenser (compensation financière) l'entrepreneur pour l'effort supplémentaire qu'il a fourni (et les coûts supplémentaires engendrés) pour proposer une solution plus durable dans son offre. Cette compensation peut se faire à raison d'un pour un (un euro d'avantage pour chaque euro de gain sur le MKI) ou par effet de levier (plus d'un euro d'avantage pour chaque euro de baisse du MKI) afin de s'engager davantage en faveur de la durabilité.

Siège social

Boulevard de la Woluwe 42
1200 BRUXELLES
T 02 775 82 20

Laboratoires

Fokkersdreef 21
1933 STERREBEEK
T 02 766 03 00

Avenue A. Lavoisier 14
1300 WAVRE.
T 010 23 65 00