

Eindverslag

Taak 1

Eenduidige methode voor de bepaling van de Ecoscore van voertuigen

onderzoeksopdracht

*“Bepalen van een Ecoscore voor voertuigen en toepassing van deze Ecoscore
ter bevordering van het gebruik van milieuvriendelijke voertuigen”*

uitgeschreven door

Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap;
Departement Leefmilieu en Infrastructuur;
Administratie Milieu-, natuur-, land- en waterbeheer (AMINAL);
afdeling Algemeen milieu- en natuurbeleid.

aminal/MNB/TVM/ECO

| | | |
|--|--|---|
|  Vrije Universiteit Brussel |  Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek |  Centre d' E tudes Economiques et Sociales de l' E nvironnement |
| Vrije Universiteit Brussel Vakgroep ETEC | Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek | Université Libre de Bruxelles - CEESE |

31 maart 2005

Auteurs:

Vrije Universiteit Brussel
Vakgroep Elektrotechniek en Energie technologie (ETEC)

J.-M. Timmermans

Prof. J. Van Mierlo

Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek (VITO)

L. Govaerts

J. Verlaak

D. De Keukeleere

Université Libre de Bruxelles
Centre d'Etudes Economiques et Sociales de l'Environnement (CEESE)

S. Meyer

Prof. W. Hecq

Inhoudsopgave

| | | |
|----------|---|----|
| 1. | Inleiding..... | 1 |
| 2. | Opstellen van het eclecticische model (Taak 1 c)..... | 2 |
| 2.a) | Inleiding..... | 2 |
| 2.a.1) | Belangrijkste effecten van atmosferische pollutie door voertuigen | 2 |
| 2.b) | Schadelijke effecten van uitstoot op de menselijke gezondheid | 5 |
| 2.b.1) | Koolstofmonoxide (CO)..... | 5 |
| 2.b.2) | Stofdeeltjes (PM)..... | 6 |
| 2.b.3) | Zwavel dioxide (SO ₂)..... | 7 |
| 2.b.4) | Stikstofdioxide (NO ₂)..... | 7 |
| 2.b.5) | Ozon (O ₃)..... | 7 |
| 2.b.6) | Benzeen en benzeenhomologen | 8 |
| 2.b.7) | Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAK's)..... | 9 |
| 2.b.8) | Formaldehyde | 9 |
| 2.b.9) | 1,3-Butadieen..... | 9 |
| 2.b.10) | Methanol en ethanol | 10 |
| 2.b.11) | Lood..... | 10 |
| 2.b.12) | Ammoniak (NH ₃)..... | 10 |
| 2.c) | Regelgeving betreffende luchtkwaliteit..... | 11 |
| 2.c.1) | Huidige luchtkwaliteitsnormen | 11 |
| 2.c.2) | Richtlijnen voor het toekomstige beleid..... | 15 |
| 2.d) | Emissiebronnen | 17 |
| 2.d.1) | Inleiding..... | 17 |
| 2.d.2) | 'Well-to-Wheel' methodologie | 18 |
| 2.d.2.1) | Literatuurstudie..... | 18 |
| 2.d.2.2) | Besluit..... | 23 |
| 2.d.3) | Directe emissies ('Tank-to-Wheel')..... | 24 |
| 2.d.3.1) | Gereguleerde polluenten | 24 |
| 2.d.3.2) | Niet-gereguleerde polluenten..... | 25 |
| 2.d.4) | Indirecte emissies ('Well-to-Tank')..... | 30 |
| 2.d.4.1) | Brandstof- en Elektriciteitsproductie..... | 32 |
| 2.d.5) | Totale emissies | 36 |
| 2.d.6) | Geluidsemissies..... | 38 |
| 2.d.6.1) | Lawaaihinder | 38 |
| 2.d.6.2) | De decibel..... | 39 |
| 2.e) | Classificatie van de polluenten per schadecategorie | 41 |
| 2.f) | Karakterisatie van de verschillende milieuschades | 42 |
| 2.f.1) | Inleiding..... | 42 |
| 2.f.2) | Externe kost versus LCIA systeem..... | 42 |
| 2.f.2.1) | Wat is Eco-Indicator 99?..... | 44 |
| 2.f.2.2) | Wat zijn externe kosten? | 46 |
| 2.f.3) | Karakterisering van Broeikaseffect | 47 |
| 2.f.4) | Karakterisering van Luchtkwaliteit | 48 |
| 2.f.4.1) | Menselijke Gezondheid | 49 |
| 2.f.4.2) | Ecosystemen | 50 |
| 2.f.5) | Externe kosten versus LCIA systeem: Gevoeligheidsanalyse..... | 50 |
| 2.f.6) | Karakterisatie van Geluidshinder | 53 |
| 2.f.7) | Besluit..... | 54 |

| | | |
|----------|---|-----|
| 2.g) | Normalisatie ten opzichte van een referentiesituatie..... | 55 |
| 2.g.1) | Inleiding..... | 55 |
| 2.g.2) | Berekening..... | 55 |
| 2.h) | Weging van de verschillende milieu-impacts..... | 56 |
| 2.i) | Overzicht van het eclecticische model..... | 57 |
| 3. | Opstellen van het pragmatische model (Taak 1d)..... | 58 |
| 3.a) | Inleiding..... | 58 |
| 3.b) | Segmentering van de voertuigcategorieën..... | 58 |
| 3.c) | Beschrijving van het beleidsondersteunende model voor licht vervoer..... | 60 |
| 3.c.1) | Inventarisatie..... | 60 |
| 3.c.1.1) | Brandstofeigenschappen..... | 60 |
| 3.c.1.2) | Directe emissiewaarden..... | 61 |
| 3.c.1.3) | Indirecte emissiewaarden..... | 61 |
| 3.c.2) | Classificatie van de pollutenten per schadecategorie..... | 62 |
| 3.c.3) | Karakterisatie van de schades..... | 63 |
| 3.c.4) | Normalisatie van de schades..... | 63 |
| 3.c.5) | Weging van de schades..... | 64 |
| 3.c.6) | Overzicht beleidsondersteunend model..... | 64 |
| 3.c.7) | Herschaling..... | 64 |
| 3.d) | Aanpak voor oude voertuigen..... | 66 |
| 3.e) | Aanpassingen van het model voor zwaar vervoer..... | 67 |
| 3.f) | Aanpak voor gemotoriseerde tweewielers..... | 69 |
| 3.g) | Aanpak voor uitlaalnabehandeling..... | 70 |
| 3.h) | Aanpak voor alternatieve voertuigen..... | 71 |
| 3.h.1) | Biodiesel..... | 71 |
| 3.h.2) | Waterstofgas..... | 72 |
| 4. | Basisanalyse Ecoscore model..... | 73 |
| 4.a) | Resultaten Ecoscore voor personenvervoer..... | 73 |
| 4.b) | Analyse van de schadecategorieën..... | 76 |
| 4.c) | Grote versus kleine personenwagens..... | 80 |
| 5. | Gevoeligheidsanalyse..... | 82 |
| 5.a) | Invloed van de karakterisatie..... | 82 |
| 5.b) | Invloed van de verdeling stedelijk – landelijk verkeer..... | 84 |
| 5.c) | Invloed van het wegingsysteem..... | 85 |
| 5.d) | Invloed van de herschaling..... | 90 |
| 5.e) | Besluit gevoeligheidsanalyse..... | 92 |
| 6. | Eindresultaten..... | 93 |
| 6.a) | Resultaten Licht Vervoer..... | 93 |
| 6.a.1) | Personenvoertuigen..... | 93 |
| 6.a.2) | Bespreking resultaten voertuigen met alternatieve brandstof of aandrijving..... | 95 |
| 6.a.3) | Bestelwagens..... | 96 |
| 6.a.4) | Overzicht databank LV..... | 98 |
| 6.b) | Resultaten Zwaar Vervoer..... | 100 |
| 6.b.1) | Bespreking resultaten..... | 100 |
| 6.b.2) | Overzicht databank ZV..... | 101 |
| 6.b.3) | Resultaten voor uitlaalnabehandeling bij vrachtwagens..... | 102 |
| 6.b.4) | Resultaten voor biodiesel bij vrachtwagens..... | 103 |
| 6.c) | Tweewielers..... | 106 |
| 7. | Besluit..... | 108 |

Lijst der tabellen

| | |
|---|-----|
| Tabel 1: Europese richtlijnen betreffende de luchtkwaliteit (huidige waarden) | 13 |
| Tabel 2: Richtwaarden voor de luchtkwaliteit van de Wereld Gezondheidsorganisatie (WHO) | 14 |
| Tabel 3: Limietwaarden voor het perspectief 2005 en 2010, en reeds van kracht in het kader van de Europese dochterrichtlijnen betreffende de luchtkwaliteit | 16 |
| Tabel 4: Verdeling bindende emissieplafonds voor 2010 in België..... | 17 |
| Tabel 5 : Schatting van de emissies afkomstig van de verschillende stappen in de levenscyclus van voertuigen (kg/voertuig-levensduur) | 20 |
| Tabel 6: Samenstelling van de VOS emissies volgens COPERT II – Methaan..... | 27 |
| Tabel 7: Samenstelling van de VOS-emissies volgens COPERT III – niet-methaan VOS | 27 |
| Tabel 8: Samenstelling van de VOS uitstoot van voertuigen op aardgas..... | 28 |
| Tabel 9: Emissiefactoren voor de PAK's volgens COPERT III | 28 |
| Tabel 10: Emissiefactoren voor N ₂ O voor een stedelijk, een landelijk en een autosnelweg traject volgens COPERT III. | 29 |
| Tabel 11: Emissiefactoren N ₂ O | 29 |
| Tabel 12: Overzicht grondstoffen,brandstoffen en voertuig technologieën..... | 30 |
| Tabel 13: Achtergrond emissies voor brandstofproductie ((m)g/kWh) | 32 |
| Tabel 14: Elektriciteitsproductie | 35 |
| Tabel 15 : Achtergrond emissies voor elektriciteitsproductie ((m)g/kWh)..... | 35 |
| Tabel 16: verdeling stedelijk - landelijk verkeer België (2003)..... | 37 |
| Tabel 17: Classificatie eclecticische model..... | 41 |
| Tabel 18: Schadefactoren broeikas-effect..... | 47 |
| Tabel 19: Externe Kosten Luchtkwaliteit..... | 52 |
| Tabel 20: Externe kosten geluid | 53 |
| Tabel 21: Wegingsfactoren..... | 56 |
| Tabel 22: Voertuig categorieën UN-ECE..... | 58 |
| Tabel 23: Brandstofeigenschappen..... | 60 |
| Tabel 24: Achtergrondemissies voor de productie van de brandstof [mg/kWh]..... | 62 |
| Tabel 25: 'Tank-to-Wheel' emissies van het referentievoertuig voor licht vervoer | 63 |
| Tabel 26: 'Well-to-Tank' emissies van het referentievoertuig voor licht vervoer | 64 |
| Tabel 27: Samenvatting AMINAL-Ecoscore | 64 |
| Tabel 28: Tank-to-Wheel emissies van het referentievoertuig voor zwaar vervoer..... | 67 |
| Tabel 29: Well-to-Tank emissies van het referentievoertuig voor zwaar vervoer | 67 |
| Tabel 30: Verhoudingen N ₂ O en CH ₄ op CO ₂ en per brandstoftype | 68 |
| Tabel 31: Tank-to-Wheel emissies van het referentievoertuig voor tweewielers | 69 |
| Tabel 32: Well-to-Tank emissies van het referentievoertuig voor tweewielers | 69 |
| Tabel 33: Effect op de emissies en het verbruik van uitlaatgasnabehandelingssystemen voor zwaar vervoer | 70 |
| Tabel 34: Indirecte emissiewaarden Biodiesel (RME) versus gewone diesel..... | 71 |
| Tabel 35: Emissiefactoren voor biodiesel (RME) - directe emissies | 72 |
| Tabel 36: Gegevens selectie voertuigen | 73 |
| Tabel 37: Selectie kleine en grote personenvoertuigen | 80 |
| Tabel 38: Verdeling stedelijk - landelijk van de 4 scenario's..... | 84 |
| Tabel 39: wegingsfactoren voor de verschillende scenario's | 86 |
| Tabel 40: Gegevens set personenvoertuigen (M1)..... | 93 |
| Tabel 41: Gegevens set bestelwagens (N1)..... | 96 |
| Tabel 42 : Gegevens set tweewielers (COPERT categorieën) | 106 |

Lijst der figuren

| | |
|--|-----|
| Figuur 1: Effecten van luchtvervuiling door transport [58] | 4 |
| Figuur 2: Overzicht LCA..... | 17 |
| Figuur 3: Verdeling van de luchtmissies van voertuigen voor de volledige levenscyclus [27]18 | |
| Figuur 4 : Broeikasgassen van de verschillende stappen in de levenscyclus van een auto | 19 |
| Figuur 5 : LCA broeikasgassen voor alternatieve voertuigen | 21 |
| Figuur 6: Totale milieu impact tractiebatterijen | 22 |
| Figuur 7: Voorbeelden aardgasketen (HEV en FCEV) | 31 |
| Figuur 8: Voorbeeld aardolieketen | 32 |
| Figuur 9: Distributie geluidsemissies | 39 |
| Figuur 10: Stijging van het geluidsniveau volgens het volume van het verkeer | 40 |
| Figuur 11: Impact Pathway van Externe kosten (links) [] en van impactfactoren (rechts)[] | 43 |
| Figuur 12: Algemene structuur van Eco-Indicator 99 | 45 |
| Figuur 13: Impact pathway Externe kosten | 46 |
| Figuur 14: Niet lineair verband tussen ernst van het effect en de externe kost | 47 |
| Figuur 15: Externe kosten vs EI99 (gezondheidseffecten)..... | 49 |
| Figuur 16: Externe kosten vs EI99 (Ecosystemen) | 50 |
| Figuur 17: Gevoeligheid per pollutant van de 3 modellen | 51 |
| Figuur 18: Eclectisch model Ecoscore AMINAL | 57 |
| Figuur 19: Logaritmische herschaling | 65 |
| Figuur 20: Ecoscore selectie voertuigen (M1) | 74 |
| Figuur 21: Verdeling van de totale impact per schadecategorie | 75 |
| Figuur 22: Procentuele verdeling van de totale impact | 75 |
| Figuur 23: Opsplitsing directe en indirecte impact | 76 |
| Figuur 24: Opsplitsing per emissie van de schadecategorie 'Broeikaseffect' | 77 |
| Figuur 25: Opsplitsing per emissie van de categorie 'Menselijke Gezondheid' | 78 |
| Figuur 26: Opsplitsing per emissie voor de categorie 'Ecosystemen' | 79 |
| Figuur 27: Procentuele samenstelling Ecoscore | 80 |
| Figuur 28: Grote versus kleine wagens | 81 |
| Figuur 29: Gevoeligheidsanalyse per pollutant [%] | 82 |
| Figuur 30: Absolute variatie op de totale impact | 83 |
| Figuur 31: Absolute variatie op de Ecoscore | 83 |
| Figuur 32: Invloed verdeling stedelijk - landelijk verkeer | 84 |
| Figuur 33: Resultaten gewogen en niet gewogen schades | 86 |
| Figuur 34: Invloed weging (scenario 1, 4 en 5)..... | 87 |
| Figuur 35: Invloed weging (scenario 2,3,4 en 1)..... | 88 |
| Figuur 36: Invloed weging (scenario 1, 6 en 7)..... | 89 |
| Figuur 37: Met geluidshinder (50-20-20-10) | 90 |
| Figuur 38: Zonder geluidshinder (50-25-25-0) | 90 |
| Figuur 39: Herschalingsfuncties..... | 91 |
| Figuur 40: Invloed herschaling..... | 91 |
| Figuur 41: Impact per schadecategorie voor set personenvoertuigen | 94 |
| Figuur 42: Ecoscore set personenvoertuigen..... | 94 |
| Figuur 43: Resultaten invloed elektriciteitsproductie en alternatieve voertuigen | 95 |
| Figuur 44: impact per schadecategorie voor set bestelwagens..... | 97 |
| Figuur 45: Ecoscore set bestelwagens | 97 |
| Figuur 46: Overzicht voertuigdatabase categorie M1 | 99 |
| Figuur 47: Overzicht voertuigdatabase categorie N1 | 99 |
| Figuur 48: Totale impact zwaar vervoer | 100 |

| | |
|--|-----|
| Figuur 49: Ecoscore set zwaar vervoer | 101 |
| Figuur 50: Overzicht databank zwaar vervoer | 101 |
| Figuur 51 : Invloed van nabehandelingsystemen op de verschillende schadecategorieën..... | 102 |
| Figuur 52: Invloed van nabehandelingsystemen op de Ecoscore..... | 103 |
| Figuur 53: Toepassing van biodiesel versus gewone diesel..... | 103 |
| Figuur 54: Biodiesel versus diesel - split up per pollutant | 104 |
| Figuur 55: Impact per schadecategorie set tweewielers | 106 |
| Figuur 56: Ecoscore set tweewielers | 107 |

Eenduidige methode voor de bepaling van de Ecoscore van voertuigen

1. Inleiding

In de eerste taak van dit AMINAL project werd een eclecticisch model opgesteld van een milieurating voor voertuigen. Dit model beschrijft alle parameters en effecten die dienen te worden in rekening gebracht om de totale milieuschade van voertuigen te kunnen bepalen. Het beschrijft tevens de verschillende principes waarop een dergelijke methodologie gebaseerd moet zijn.

Vertrekkende van de beschrijving van de milieuschade veroorzaakt door voertuigen en de bijhorende regelgeving worden de verschillende te beschouwen pollutanten in kaart gebracht. Verder worden verschillende waarderingsmethododes (LCA versus Externe kosten) met elkaar vergeleken.

Twee bestaande methodes, namelijk BIM-Ecoscore opgesteld voor het Brussels Hoofdstedelijk Gewest en Cleaner Drive opgesteld in het kader van een Europees project, werden vergeleken. De uitgebreide analyse is terug te vinden in de bijlage van dit verslag. De resultaten van deze vergelijking werden gebruikt om een nieuwe methode te ontwikkelen.

Het eclecticisch model is echter niet eenvoudig, noch transparant. Het heeft als voordeel te kunnen duiden op de complexiteit van de materie en de eventuele behoeften voor een meer diepgaand wetenschappelijk onderzoek ter bekoming van alle vereiste data. Echter voor beleidsvoerende doeleinden is een dergelijk eclecticisch model niet noodzakelijk. Transparantie en eenduidigheid zijn hier zeer belangrijk. Het eclecticische model zal evenwel toelaten bij de vereenvoudiging tot een werkbaar beleidsondersteunend model de sensitiviteit van genomen hypothesen te onderzoeken.

In een laatste deel van het verslag van Taak 1 zal het beleidsondersteunend model, Ecoscore genaamd, zelf worden toegelicht. Dit model houdt rekening met de databeschikbaarheid die besproken wordt in Taak 3.

De selectie van de nodige parameters voor een dergelijk pragmatisch model houdt rekening met de toepasbaarheid op alle voertuigen: nieuwe en oude voertuigen, alsook alternatieve voertuigen (LPG, CNG, hybride, batterij elektrische, brandstofcel, biobrandstoffen, enz.).

Tot slot worden de resultaten besproken voor verschillende voertuigen en werd een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd voor de robuustheid van het model te kunnen evalueren.

2. Opstellen van het eclecticische model (Taak 1 c)

2.a) Inleiding

Transport is een belangrijke bron van de uitstoot van schadelijke stoffen in de atmosfeer.

Naast luchtmissies zijn er uitstoten van schadelijke stoffen naar andere compartimenten (bodem, water) van onze leefomgeving, eveneens gerelateerd aan de transportsector, maar dit valt niet binnen het kader van deze studie.

De belangrijkste polluenten van de atmosfeer, uitgestoten door het wegvervoer zijn:

- Koolstofdioxide (CO₂) door de verbranding van koolstof uit de brandstof
- Koolstofmonoxide (CO) door een onvolledige verbranding van de brandstof
- Stikstofoxides (NO_x) die gevormd worden bij hoge temperatuur door oxidatie van de stikstof uit de lucht, voornamelijk NO en NO₂
- Stofdeeltjes resulterend uit enerzijds een onvolledige verbranding (voornamelijk bij diesel voertuigen) en anderzijds wrijvingseffecten en ouderdomseffecten
- Vluchtige Organische Stoffen (VOS): deze omvatten koolwaterstoffen (alkanen, alkenen, monocyclische aromaten meer bepaald benzeen en toluen, lichte PAK's, ...) en koolstof zuurstof verbindingen (aldehyden, zuren, ketonen, ethers, ...). De verdamping van brandstoffen bij het vullen van de brandstoftank en op het niveau van de brandstofverdeling is eveneens een bron van emissies, in het bijzonder voor meer vluchtige brandstoffen zoals benzine.
- Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK), zoals benzo(a)pyreen, benzo(k)fluorantheen, benzo(b)fluorantheen, benzo(g,h,i)peryleen en benzo(a)antracene. Deze zware verbindingen, sommige op de oppervlakte van stofdeeltjes, andere meer vluchtige, uitgestoten in kleinere hoeveelheden, zijn aanwezig in gasvormige fase.
- Zwaveldioxide (SO₂) gevormd vanuit zwavel uit diesel en benzine.
- Zware metalen (voornamelijk lood) initieel aanwezig in oliën en brandstoffen
- Geluid afkomstig van voertuigen kan ook gezien worden als een 'atmosferische pollutant', omwille van zijn schadelijke invloed op mens en dier.

2.a.1) Belangrijkste effecten van atmosferische pollutie door voertuigen

In deze paragraaf worden de belangrijkste schadelijke effecten van de emissies door voertuigen beschreven:

De luchtvervuiling veroorzaakt door de uitstoot, afkomstig van transport, manifesteert zich op verschillende geografische schalen:

- Op **lokale schaal** (stedelijk): hier gaat het vooral om de uitstoot van koolstofmonoxide, stikstofoxiden (NO_x), vluchtige organische stoffen (VOS) en stofdeeltjes (PM).
- Op **lokale en regionale schaal**: enerzijds kan men de verzuring onderscheiden, hoofdzakelijk veroorzaakt door stikstofoxides en door zwaveloxiden, anderzijds onderscheid men fotochemische vervuiling, verbonden aan de emissies van koolstofmonoxide, stikstofoxides en vluchtige organische stoffen waaruit ozon gevormd wordt op warme dagen.
- **Op wereldschaal**: hier gaat het om de uitstoot van broeikasgassen (koolstofdioxide, methaan, distikstofoxide,...) en stoffen die de stratosferische ozonlaag aantasten (distikstofoxide,...).

De directe en indirecte effecten op het milieu en de vervuiling veroorzaakt door transport vormen een geheel van verscheiden en complexe fenomenen (zie Figuur 1).

Bepaalde pollutanten, zoals koolstofdioxide zijn chemisch inert en neigen zich op te stapelen in de atmosfeer, waardoor ze de fysische eigenschappen van de atmosfeer wijzigen (broeikaseffect). Andere pollutanten, chemisch actief, kunnen reageren met stoffen waarmee ze in contact komen (corrosie van metalen, giftigheid ten aanzien van levende organismen,...) of eveneens met andere pollutanten uit de atmosfeer om zo nieuwe pollutanten te vormen (secundaire pollutanten). Dit is het geval voor koolstofmonoxide, stikstofoxides en voor vluchtige organische stoffen die chemisch evolueren in de troposfeer onder invloed van zonnestraling en liggen vaak aan de oorsprong van een fotochemische vervuiling gekarakteriseerd door een productie van ozon en ander gevaarlijke stoffen voor de gezondheid van de mens en voor het milieu (peroxiacethylnitrat, aldehydes, nitraatzuren, waterstofperoxide...).

Door verschillende processen (absorptie of oplossing van gassen, afzetting van stofdeeltjes, enz...) migreren de verschillende uitgestoten stoffen naar het aardoppervlak, waar ze het biochemisch evenwicht van het blootgestelde milieu dreigen te verstoren (verzuring of eutroficatie van ecosystemen, enz...). Daarentegen, metalen en bepaalde onafbreekbare organische stoffen komen terecht in de voedselketen en stapelen zich also op in levend weefsel. Deze kunnen aanleiding geven tot de vergiftiging van bepaalde organismen.

Uit MIRA-T 2004 [1] blijkt dat bij ongewijzigde concentraties aan fijn stof (PM10 en PM2,5) iedereen in Vlaanderen in zijn leven gemiddeld een derde van een gezond levensjaar (DALY) zal verliezen. Voor fijn stof komt de fractie PM2,5, die specifiek verhoogd is in verkeersdrukke omgeving, hoe langer hoe meer op de voorgrond. Dit komt door de plaats van afzetting in het ademhalingsstelsel. De fractie groter dan PM2,5 (PM10 – PM2,5) wordt hoofdzakelijk afgezet in de bovenste luchtwegen terwijl de fijnere deeltjes (PM2,5) zich zetten af in de bronchi en in de longblaasjes. Grovere deeltjes worden daardoor meestal in verband gebracht met ziekteverschijnselen die plaatsvinden in het bovenste deel van het ademhalingsstelsel (verergering van astma), terwijl de fijne fractie vaker in verband wordt gebracht met ernstigere effecten, zoals cardiovasculaire effecten, met ziekenhuisopnamen en vroegtijdige sterfte tot gevolg. Ook zouden het aantal deeltjes en de samenstelling van de deeltjes mogelijk een rol spelen in de gezondheidseffecten. Zo suggereert toxicologisch onderzoek dat de aanwezigheid van kankerverwekkende stoffen en metalen op stof, roet en de ultrafijne fractie (deeltjes met een a.d. kleiner dan $0,1 \mu\text{m}$) een deel van de gezondheidsimpact van stof zouden verklaren. Gezien de bijdrage van verkeer aan deze gezondheidsgerelateerde bestanddelen, wordt verkeer als een belangrijke bron naar voor geschoven die geassocieerd kan worden met gezondheidseffecten.

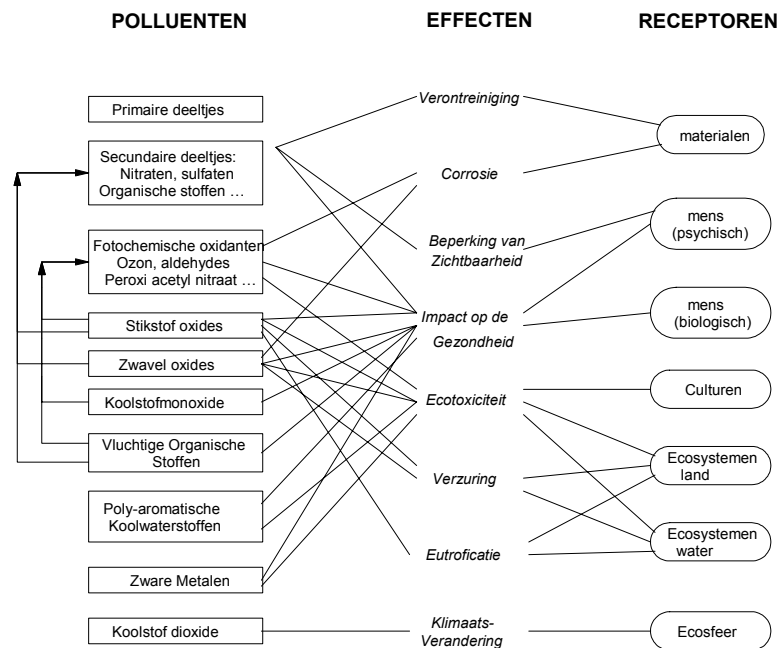
Sommige gassen die aanwezig zijn in de atmosfeer laten de zonnestraling door, maar absorberen de warmte gereflecteerd door de aarde op een zodanige manier dat een leefbaar klimaat wordt gevormd in de lage atmosfeer. Zonder deze broeikasgassen zou leven op aarde niet mogelijk zijn geweest. Ten

gevolge van menselijke activiteit verantwoordelijk voor de uitstoot van deze broeikasgassen, is dit evenwicht verstoord. De klimaatswijziging, de stijging van het niveau van de oceanen, de uitbreiding van woestijngebieden en de verdwijning van biotopen zijn enkele mogelijke effecten. We weten dat deze effecten belangrijke en ernstige gevolgen kunnen hebben op lange termijn en op wereldschaal.

De belangrijkste broeikasgassen van menselijke oorsprong zijn: kooldioxide (CO_2), chloorfluorkoolwaterstoffen (CFK's), waterstoffluorkoolwaterstoffen (HFK's), perfluorkoolwaterstoffen (PFK's) en zwavelhexafluoride (SF_6), methaan (CH_4), distikstofoxide (N_2O) en ozon [2].

De verzuring wordt veroorzaakt door verbindingen van zwavel (S) en stikstof (N) die in het milieu terecht komen via de atmosfeer. Stikstofoxide wordt na enkele uren tot dagen in hoofdzaak omgevormd tot zwavelzuur (H_2SO_4), terwijl dat NO wordt omgevormd naar NO_2 en vervolgens naar salpeterzuur (HNO_3). Ammoniak (NH_3) komt voornamelijk vrij in de atmosfeer door agrarische activiteit. De emissies van SO_2 , NO_x en NH_3 worden uitgedrukt in zuur-equivalenten.

Een belangrijk gezondheidseffect van het wegverkeer is de vorming van zomersmog (fotochemische). Bepaalde vluchtige organische stoffen (VOS's) en stikstofoxides NO_x reageren onder invloed van zonnestraling en hoge temperaturen om zo ozon (O_3) te vormen, in concentraties die heel hoog kunnen oplopen gedurende warme periodes. De hoge concentraties ozon veroorzaken irritatie aan keel, neus en ogen, ademhalingsmoeilijkheden en kunnen leiden tot een versneld verouderingseffect van de longen. Voornamelijk kinderen en bejaarden zijn gevoelig aan hoge ozonconcentraties.



Figuur 1: Effecten van luchtvervuiling door transport [58]

Het merendeel van de lucht pollutanten kunnen een directe impact op de menselijke gezondheid hebben. Dit gezondheidseffect uit zich onder verschillende vormen: ernstige gezondheidseffecten (giftige bestanddelen, effecten op de luchtwegen en op de ademhaling, neurologische effecten) en chronische effecten (kankerverwekkende bestanddelen, chronische aandoeningen van de luchtwegen, effecten op het cardiovasculair systeem, ontwikkeling van allergieën en astma's).

Het geluid en trillingen storen sommige menselijke activiteiten, zoals het slapen, communicatie, lezen,... De menselijke gezondheid wordt hierdoor indirect beïnvloed via vermoeidheid, hoofdpijn, slaapproblemen, bloeddrukverhoging,... De kans op een hartinfarct verhoogt als gevolg van geluid. Het verkeer is verantwoordelijk voor 60% van het storende geluid (lawaai) in Vlaanderen.

Met de huidige stand van kennis, heeft de wetenschap nog niet een volledig inzicht in de verschillende systemen en ketting van gevolgen. Nochtans is het mogelijk om in bepaalde gevallen de correlatie tussen de verhoging van de concentratie van een pollutant in een omgeving en het effect dat het veroorzaakt op bepaalde receptoren te kwantificeren. Dergelijke verbanden worden uitgedrukt aan de hand van blootstelling-respons functies.

De effecten van de luchtvervuiling veroorzaakt door het transport zijn bijzonder hoog in stedelijke zones. Dit kan verklaard worden door de combinatie van twee parameters: enerzijds de belangrijke dichtheid van de emissiebronnen en, anderzijds de hoge dichtheid en nabijheid van de receptoren (bevolking, gebouwen,...). Sommige studies, meegenomen in het kader van het Europese project ExternE [3], gewijd aan de evaluatie van externe kosten in de energiesector en in de transportsector [4], hebben aangetoond dat de lokale impact doorweegt in het geheel van schades veroorzaakt door de vervuiling van de voertuigen.

De studies van CESE-ULB [5] laten toe de impacts, door het verkeer in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest, op jaarbasis te becijferen. Dit resulteerde in 774M€ voor het jaar 1996. Deze studies toonden eveneens aan dat ook hier de lokale schades doorwegen.

2.b)Schadelijke effecten van uitstoot op de menselijke gezondheid

2.b.1) Koolstofmonoxide (CO)

Koolstofmonoxide CO is een kleurloos, geurloos, niet ontvlambaar gas waarvan de dichtheid vergelijkbaar is met deze van lucht (1kg/m^3 bij 25°C en 760mmHg). CO wordt gevormd bij elke onvolledige verbranding van organische materie en is de meest voorkomende toxische pollutant in de uitlaatgassen van auto's. CO is redelijk stabiel in de atmosfeer.

De enige blootstellingsweg van deze pollutant voor onze organismen zijn de luchtwegen. CO bindt sterk met hemoglobine om carboxyhemoglobine te vormen (COHb).

De acute effecten van een intoxicatie door koolstofmonoxide zijn welgekend, de eerste symptomen verschijnen bij een gezond individu immers bij 20 à 30% COHb. De symptomen bestaan uit hoofdpijn, sterke vermoeidheid, duizeligheid, en kokhalzingen. Wanneer het COHb-gehalte stijgt, verschijnen achtereenvolgens volgende symptomen: slaperigheid, gestoorde bewegingsfunctie, gevolgd door coma. Indien het gehalte COHb in het bloed een waarde van 66% bereikt, treedt het overlijden op.

De schadelijkheid van CO treedt ook op bij lagere dosissen alsook bij min of meer lange blootstellingstijden, zoals (in het bijzonder) actief roken of mobiele of immobiele verbrandingsbronnen. De effecten verschijnen op min of meer lange termijn. Op korte termijn, bij gezonde individuen of vooral bij mensen met verhoogde kansen voor hart- en vaatziekten, o.a. bij zware lichamelijke inspanningen. Op middellange termijn in geval van foetale blootstelling bij rokende zwangere vrouwen. En tenslotte op lange termijn indien men aderverkalkende symptomen toekent aan CO.

Om bejaarde personen en niet-rokende volwassenen met kroonadaandoeningen te beschermen van de acute hart –en vaateffecten alsook om niet-rokende zwangere vrouwen te beschermen van hypotoxische effecten op de foetus zou een bloedgehalte van 2.5% carboxyhemoglobine niet overschreden mogen worden. Dit gehalte komt overeen met een gehalte van ongeveer 12 ppm in de omgeving. Dit gehalte wordt op ongeveer 2 uur bereikt door een wandelende persoon die blootgesteld is aan een omgeving met een concentratie van 30ppm CO.

2.b.2) Stofdeeltjes (PM)

Gesuspendeerde deeltjes/stofdeeltjes vormen een zeer heterogeen geheel, waarvan de fysische, chemische en/of biologische eigenschappen zeer variabel zijn naargelang de emissiebronnen (lokaal of over grotere afstanden), de seizoenen (vanwege de atmosferische en chemische verschijnselen), de gebruikte meetmethoden (zwarte rook, gravimetrie of radiometrie, PM₁₀, PM_{2.5}, sulfaten, partikels...). Ondanks deze heterogeniteit, zijn stofdeeltjes een goede indicator voor de luchtkwaliteit vanuit het perspectief van de volksgezondheid. Dit wordt afgeleid uit de vele studies die onafhankelijk van zowel de geoklimatologische omstandigheden als de verschillende bevolkingsgroepen en de verscheidene emissiebronnen tot éénduidige conclusies kwamen en de stofdeeltjes verantwoordelijk stellen voor een brede waaier aan biologische en gezondheidseffecten.

Er is stilaan een consensus ontstaan om te stellen dat het overgrote deel van de effecten van de stofdeeltjes te wijten zijn aan de fijnste partikels (<2-3 micron) [6,7]. Uit MIRA-T 2004 blijkt dat bij ongewijzigde concentraties aan fijn stof (PM₁₀ en PM_{2,5}) iedereen in Vlaanderen in zijn leven gemiddeld een derde van een gezond levensjaar (DALY) zal verliezen. Zo suggereert toxicologisch onderzoek dat de aanwezigheid van kankerverwekkende stoffen en metalen op stof, roet en de ultrafijne fractie (deeltjes met een a.d. kleiner dan 0,1 µm) een deel van de gezondheidsimpact van stof zouden verklaren. Gezien de bijdrage van verkeer aan deze gezondheidsgerelateerde bestanddelen, wordt verkeer als een belangrijke bron naar voor geschoven die geassocieerd kan worden met gezondheidseffecten.

Terwijl vroeger de rook voornamelijk afkomstig was van de onvolledige verbranding van steenkool voor de huisverwarming, zijn nu motorvoertuigen, energiecentrales (op fossiele brandstoffen) en chemische reacties tussen atmosferische gassen en luchtvochtigheid de belangrijkste bronnen. In een stedelijke omgeving wordt het aandeel van voertuigen in de emissies van fijne partikels geschat op 50 à 80% van het totaal [6]. Het « Bruxelles-Air » model, dat ontwikkeld werd door CEESE, heeft het mogelijk gemaakt om de gemiddelde blootstelling van de bevolking aan zwarte rook, te schatten voor het jaar 1998. Deze studie wijst erop dat de blootstelling op verschillende representatieve plaatsen in het gewest rond 67% lag [8].

De partikels die uitgestoten worden met de uitlaatgassen van voertuigen worden gekenmerkt door hun kleine grootte, die ervoor zorgt dat ze diep doordringen [9]. Vanuit een biologisch en gezondheidsperspectief zijn deze ultrafijne deeltjes dus waarschijnlijk de meest zorgbarende.

Gedurende de 10 voorbije jaren werden er verscheidene epidemiologische studies uitgevoerd die ons aan de hand van diverse protocols (transversale studies, longitudinale en ecologisch temporele studies) veel geleerd hebben over de korte en lange termijneffecten van fijne stofdeeltjes.

De effecten die door bovenvermelde studies vastgesteld werden, betreffen voornamelijk sterfte ten gevolge van hart- en vaatziekten en ademhalingsproblemen [10,11]. Deze effecten komen reeds voor bij relatief lage concentraties (<50 µg/m³). Deze zijn lager dan de concentraties die tegenwoordig in de lucht voorkomen [12].

Ondanks het feit dat ze waarschijnlijk niet de enige oorzaak zijn voor de bovengenoemde aandoeningen maken roetdeeltjes deel uit van de stofdeeltjes en dragen ze bij tot de pathologiserende effecten. Door hun kleine omvang kunnen ze tot zeer diep in de longen doordringen waarvan ze, zoals in de doorgegaan gebruikte modellen gesteld wordt, slecht voor een deel verwijderd kunnen worden [13]. In de huidige stand van de wetenschap laten de epidemiologische studies niet toe om met zekerheid een besluit te trekken over de carcinogene effecten van roetdeeltjes (of van stofdeeltjes in het algemeen) bij de mens. Rekening gehouden met experimentele gegevens en met epidemiologische studies hebben de competente wetenschappelijke organisaties een uitspraak gedaan over de carcinogeniciteit van roetdeeltjes. Op basis van gegevens over dieren en mensen werden de roetdeeltjes door het International Agency for Research on Cancer (IARC) en het Amerikaanse EPA geklasseerd als « waarschijnlijk carcinogeen » (klasse 2a van de IARC) voor de mens [14,15].

Het verkeer veroorzaakt tevens het opwaaien van de partikels die op de rijweg gedeponeerd werden. Deze partikels zijn afkomstig van uitlaatpijpen, van materialen waaruit de rijweg alsook de banden zijn opgesteld en wrijvingsmateriaal van remblokken.

2.b.3) Zwaveldioxide (SO₂)

SO₂ is kleurloos gas dat irritaties kan veroorzaken en een geur heeft vanaf een paar mg/m³. Het is wateroplosbaar en reageert in situ met oppervlaktecomponenten van gesuspendeerde atmosferische partikels. SO₂ kan een natuurlijke oorsprong hebben zoals de oceanen en vulkanen. In stedelijke en industriële gebieden echter, is de uitstoot van SO₂ voornamelijk afkomstig van de verbranding van fossiele brandstoffen en van hun derivaten in vaste installaties of mobiele voertuigen. Het aandeel van de uitstoot veroorzaakt door voertuigen, blijft beperkt, maar de toename van het aantal dieselwagens heeft de dalende trend toch wat afgezwakt. Vanaf 2005 echter, bevatten diesel en benzine voertuigen eenzelfde zwavelgehalte en een verdere verlaging tot 10 ppm wordt voorzien. Gedurende de laatste decennia is de SO₂-uitstoot van de geïndustrialiseerde landen sterk gedaald dankzij een betere controle van de grote industriële vervuilingbronnen. Het aandeel vanwege de transportsector daalt omwille van steeds strengere normen terzake. Deze trend leidde tot een belangrijke daling van de immissiewaarden. Deze daling is duidelijker dan de daling van de immissie van stofdeeltjes. Desondanks speelt SO₂ nog steeds een belangrijke rol in de lange afstandsoverdrachten.

Wat betreft toxiciteit wordt geïnhaleerde SO₂ bij een concentratie van een paar µg/m³ voor 85-99% geabsorbeerd door de slijmvliezen van de neus en van de luchtwegen. Daarnaast kan een fractie van de SO₂ zich binden op de stofdeeltjes en op die manier diep doordringen in de longen. De bepaling van de effecten van SO₂ is gebaseerd op een experimentele (menselijke en dierlijke), een klinische (professionele omgeving) en een epidemiologische benadering. We kunnen de gevolgen van zeer korte blootstellingstijden aan hoge concentraties (grootteorde mg/m³ of meer) of van dagelijkse blootstellingen aan veel lagere concentraties (een paar µg/m³ gedurende 24uur) beschouwen op korte of lange termijn.

2.b.4) Stikstofdioxide (NO₂)

Gewoonlijk worden de stikstofoxiden geklasseerd onder de NO_x. In de atmosfeer zijn vooral stikstofdioxide NO₂ en stikstofmonoxide NO van belang. NO₂ speelt een rol als indicator van de luchtkwaliteit en speelt een kritische rol in de vorming van ozon. De Europese Commissie heeft NO₂ geklasseerd als « toxisch en irriterend voor de ogen en de luchtwegen ».

Vele experimenten over de effecten van NO₂ op de verschillende diersoorten werden reeds gepubliceerd. Effecten op de longfuncties en de morfologie van de longen, op biochemische mechanismen en op de antioxiderende verdedigingsmechanismen van de longen werden geobserveerd. Ook werden systemische, genetische en carcinogene effecten bestudeerd[16].

De informatie die verkregen werd uit menselijke studies duiden echter op een relatief goede specifieke weerstand van het ademhalingsstelsel aan NO₂ indien het gaat om lage concentraties.

Wat betreft de epidemiologische studies behandelen de meeste publicaties NO₂, slechts weinige auteurs bestuderen de stikstofoxiden (NO_x) in hun geheel. De resultaten van deze studies zijn niet sluitend. In reële blootstellingomstandigheden, komt deze indicator overeen met een complexe blootstelling, die voornamelijk afkomstig is van de uitstoot die voertuigen produceren in buitenlucht en van huishoudelijke verbrandingen in binnenlucht. De effecten van deze blootstellingen op de gezondheid is moeilijk te bepalen.

2.b.5) Ozon (O₃)

De biologische effecten van ozon op mens en dieren, worden vaak geweten aan het onvermogen van ozon om biologische moleculen te oxideren. Dit kan zowel rechtstreeks als onrechtstreeks gebeuren (door de vorming van vrije radicalen). Bij lage concentraties leidt ozon tot een ontstekingsreactie die gekarakteriseerd wordt door de opstapeling van meerkernige en enkelkernige cellen in de nabijheid

van de terminale longpijptakjes en van de longblaaskanaaltjes. De alteratie van de cellen die cilli bevatten is verantwoordelijk voor de verstoring van het mucociliaire zuiveringssysteem. De studies die de lange termijneffecten bestuderen hebben geleid tot de verfijning van de bepaling van de mogelijke rol van ozon op de ontwikkeling van tumoren in de luchtwegen/longen [17]. Er bestaan echter natuurlijke beschermingssystemen voor ozon in het bijzonder en voor oxiderende gassen in het algemeen. Meerdere studies toonden een grote variabiliteit aan in de toxiciteit van ozon bij klaarblijkelijk identieke individuen, terwijl de toxiciteit van ozon bij eenzelfde individu dezelfde bleef [18]. Het zou dus kunnen dat er een menselijke bevolking bestaat die gevoeliger is voor lage ozonconcentraties.

Er bestaan epidemiologische studies over een brede waaier aan effecten gaande van de meest ernstige (sterfte) tot de snelst voorkomende (de verstoring van de longventilatie). De coherentie van de verbanden tussen de verschillende criteria en de ozongehalten zijn van die aard dat het studiemateriaal een overtuigend lijkt [19]. De « dosis-respons » verbanden tussen de vermindering van de longventilatie en de ozonblootstelling konden gekwantificeerd worden. De studies toonden aan dat personen die aan astma lijden een gevoelige bevolkingsgroep uitmaken. Temporele studies tonen een verband aan tussen effecten op de gezondheid (opname door de spoeddiensten, ziekenhuisopname, sterfte...) en de dagelijkse concentratie aan ozon in de lucht. Op deze manier werd ingeschat dat elke toename van $100\mu\text{g}/\text{m}^3$ leidt tot een stijging van 0.65 ziekenhuisopnames en een stijging van 0.3 sterftegevallen per miljoen blootgestelde personen [20].

2.b.6) Benzeen en benzeenhomologen

Onder de Vluchtige Organische Stoffen (VOS's) worden benzeen en zijn homologen vaak gegroepeerd onder de naam BTEX (Benzeen, Toluene, Xyleen en ethylbenzeen. Dit zijn monoaromatische koolwaterstoffen. Deze componenten bezitten een aantal gemeenschappelijke acute effecten maar kunnen wezenlijke verschillen vertonen wat betreft de chronische toxiciteit.

De gemeenschappelijke acute effecten worden gekenmerkt door:

- Een effect op het centrale zenuwstelsel, vermoeidheid, hoofdpijn, duizeligheid, wankelende tred, verminderde spierkracht, paresthesie, afwijkingen in de cognitieve functies, slaperigheid...
- Irritaties van de luchtwegen en van bindvlies van de ogen.
- Irritatie van de huid veroorzaakt door solventen.

Benzeen is een stof die aanwezig is in de natuur. Het is in olieproducten en brandstoffen vervat en wordt gevormd door verbrandingsprocessen. Benzeen wordt toegestaan tot een concentratie van 1% sinds 1 januari 2000 ten opzichte van 5% in het verleden – in Europa is de concentratie gemiddeld 2.8%. Daarnaast wordt er ook benzeen geproduceerd binnenin de motor, wat tot gevolg heeft dat de vervuiling van gemengde afkomst is, met name van zowel brandstof als motor. Benzeen wordt, in afgesloten systemen, gebruikt als grondstof voor organische synthese. Het gebruik van benzeen als solvent wordt tegenwoordig aan strikte regels onderworpen.

De hematologische toxiciteit van benzeen door aantasting van het beenmerg is sinds lang gekend. Alle soorten bloedcellen kunnen getroffen worden en het kan gekenmerkt worden door bloedarmoede of, in meer zeldzame gevallen, door polyglobulie (voor de rode bloedcellen), leukopenie of soms door een hyperleucocytose (witte bloedcellen) of een thrombopenie (bloedplaatjes). Aantastingen van de humorale en cellulaire immuniteit werden reeds beschreven. De leucemogene effecten van benzeen werden bevestigd door epidemiologische studies op de werkvloer. Dit was de basis voor een evaluatie die uitgevoerd werd door het International Agency for Research on Cancer (IARC). Deze beschouwt dat er voldoende bewijzen zijn dat benzeen carcinogene eigenschappen vertoont bij mensen [21]. Tegenwoordig probeert men het verband tussen blootstelling en de effecten ervan te bepalen en dit zowel voor de blootstellingen op de werkvloer (productie en verdeling van olieproducten) als voor de lage blootstellingen in het milieu.

Het Europees bureau van de WHO (World Health Organisation) [22] heeft voor een model gekozen zonder drempelwaarde en schat in dat er voor luchtconcentratie van $1\mu\text{g}/\text{m}^3$ een verhoogde kans is op leukemie op een volledig leven $4 \cdot 10^{-6}$ (4 gevallen van leukemie voor 1 miljoen blootgestelde mensen).

Tolueen en xyleen hebben geen hematologische effecten en leiden ook niet tot een verhoogde kans op leukemie. De hematotoxiciteit die vroeger toegekend werd aan deze componenten was eigenlijk te wijten aan contaminatie van de mengsels door benzeen.

2.b.7) Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAK's)

De polycyclische aromatische koolwaterstoffen bestaan uit twee tot zes geconjugeerde aromatische ringen. Theoretisch zijn er meer dan 1000 mogelijke structuren voor de PAK's. Naargelang het aantal ringen worden de PAK's ingedeeld in lichte (tot drie ringen) of zware (vanaf vier ringen) PAK's. De meest bestudeerde PAK is benzo(a)pyreen. PAK's zijn in het milieu aanwezig onder vorm van mengsels. In de lucht wordt het merendeel van de PAK's geabsorbeerd aan partikels. Ze kunnen reageren met andere luchtpolluenten zoals ozon, NO_2 en SO_2 om zo dionen, nitro-PAK's en sulfonzuren te vormen. Het analytisch profiel van de mengsels in de lucht varieert naargelang de PAK-productie en de chemische reacties die optreden.

PAK's ontstaan voornamelijk door pyrolyseprocessen en in het bijzonder door de onvolledige verbranding van organische materie. De voornaamste emissiebronnen naar de lucht zijn verwarming (voornamelijk met houtskool, maar ook met hout en stookolie), wagens en cokesproductie. Het relatief aandeel van de verschillende bronnen varieert naargelang de locatie (geografisch, stedelijk of landelijk gebied, straten of parkzone). In stedelijk gebied is autoverkeer de belangrijkste bron van PAK's.

Zes van de PAK's die zich in de uitlaat van wagens bevinden worden geclassificeerd als « waarschijnlijke carcinogenen » (Benzo(a)pyreen (BaP), Benzo(a)antraceen, dibenzo(a,h)antraceen) of als « mogelijke carcinogenen » (Benzo(b)fluoranteen, Indeno(c,d)pyreen). Anderen werden niet geclassificeerd of niet geëvalueerd.

Het Europees bureau van de WHO, die BaP als index voor PAK's mengsels gebruikt heeft een bijkomend unitair kankerrisico voorgesteld van $8.7 \cdot 10^{-5}$ per ng BaP per m^3 lucht. Deze index betekent dat ongeveer 9 mensen op 100.000 kanker van de luchtwegen zouden krijgen, indien ze gedurende hun hele leven blootgesteld werden aan een gemiddelde concentratie van 1ng BaP per m^3 dat gemengd is met andere PAK's van het type « cokesfabriek »

2.b.8) Formaldehyde

Formaldehyde is een sterk irriterende stof: de absolute geurdetectielimiet bevindt zich naargelang het individu tussen 0.06 en $12\text{mg}/\text{m}^3$. Bij sommigen verschijnt de oogirritatie sneller dan dat de geur gedetecteerd wordt; tussen 5 en $6.2\text{mg}/\text{m}^3$. Formaldehyde heeft een sterk irriterend effect op de ogen en de neus- en mondslimvlies. Het IARC, de WHO en de OSHA (Occupational Safety and Health Administration) hebben formaldehyde sinds 1987, geclassificeerd als « waarschijnlijk cariogeen ». Acetaldehyde werd door het IARC geclassificeerd als mogelijk carcinogeen. Acroleïne heeft de meest irriterende eigenschappen van de drie besproken aldehyden. Deze aldehyden zijn gekend door de blootstelling van de volledige bevolking gedurende fotochemische smog-periodes en door experimenten uitgevoerd op vrijwilligers.

2.b.9) 1,3-Butadien

Butadien is een zeer reactieve chemische component, die aanwezig is in de uitlaatgassen van voertuigen. 1,3-butadien emissies stijgen proportioneel met de uitstoot van koolwaterstoffen, maar het wordt niet uitgestoten met de verdamping van de brandstoffen. De uitstoot van 1,3-butadien zou moeten afnemen met het gebruik van catalysatoren op voertuigen. In de V.S. schat de Environmental

Protection Agency [23] dat 94% van de 1,3-butadien uitstoot afkomstig is van transport, en dat van die uitstoot 59% (dus 56% van het totaal) toe te kennen zijn aan voertuigen. In de atmosfeer reageert 1,3-butadien met OH-radicalen, ozon en NO₃-radicalen om aldehyden (vooral formaldehyde en acroleïne) en organische nitraten te vormen. Het jaarlijks gemiddeld niveau varieert van 0.12 tot 0.56 µg/m³. Het gemiddelde blootstellingsniveau in een wagen is 3.0 µg/m³.

Het EPA (1993) en de IARC hebben 1,3-butadien geclassificeerd als « waarschijnlijke carcinogeen ». Voor het EPA is de eenheidsrisicoëfficiënt $2.8 \cdot 10^4 \text{ (g/m}^3\text{)}^{-1}$. Deze schatting steunt op studies op dieren en mensen en het risiconiveau wordt beschouwd als de bovengrens voor risico bij de mens. Genotoxische en genetische effecten werden eveneens vastgesteld bij testen op dieren.

2.b.10) Methanol en ethanol

Methanol en ethanol, indien ze toegevoegd zouden worden aan brandstoffen, zouden niet verantwoordelijk zijn voor directe toxische effecten in het kader van normaal gebruik van een voertuig. Het is vooral via de stijging van aldehyden (die gevormd worden door hun partiële oxydatie) in de uitlaat van voertuigen evenals van ozonprecursoren, dat deze alcoholen een impact op de gezondheid zouden kunnen hebben.

2.b.11) Lood

Het gebruik van lood-tetraethaan als anti-klop middel heeft ervoor gezorgd dat er veel lood in het milieu terechtgekomen is. Sinds een twintigtal jaar echter hebben campagnes voor het verminderen en vervolgens verwijderen van lood in de brandstoffen ertoe geleid dat het aandeel van voertuigen in de blootstelling aan lood van de bevolking sterk gedaald is.

Lood is een cumulerende pollutant die zich over het hele organisme verdeelt en een hogere concentratie vertoont ter hoogte van zachte weefsels en ter hoogte van het bloed. Het beenderstelsel is het reserveorgaan waarin tot 90% van het lood dat aanwezig is in het organisme gestockeerd wordt. Lood stapelt zich ook op in de opperhuidbegroeiing (haar, tanden, nagels). Deze stockageorganen zijn de bron voor migratie van lood naar het bloed en de zachte weefsels. Epidemiologisch onderzoek heeft bewezen dat lood schadelijk is, zelfs bij lage dosissen, voor het IQ van kinderen [24]. De resultaten van deze studies werden bevestigd door de resultaten van neurofysiologisch onderzoek die aanwезen dat er een alteratie optreedt van het trage corticale potentieel voor loodgehalten in het bloed van minder dan 150 µg/l [25], corticale potentieel die een merkbare verhoging van de gehoorsdrempel veroorzaken vanaf een loodgehalte van 60 µg/l.

2.b.12) Ammoniak (NH₃)

Ammoniak levert een bijdrage aan de vermisting van bodem- en oppervlaktewater en de verzuring van de bodem. Directe effecten van ammoniak op planten, zoals vorstgevoeligheid, zijn gekend. Effecten op de menselijke gezondheid zijn minder goed gekend. De totale emissies van verzurende stoffen (SO₂, NO_x en NH₃) kennen een sterke daling in alle sectoren (verkeer en vervoer: -26% tussen 1990 en 2002). Wanneer men echter de ammoniak emissies beschouwt (vooral afkomstig uit de landbouw sector), merkt men een belangrijke reductie sinds 2000. De depositie van ammoniak echter neemt verder toe. Dit valt te verklaren doordat de helft van de totale depositie van ammoniak afkomstig is van emissiebronnen buiten Vlaanderen. De rest is afkomstig van de landbouw en de transportsector (lage emissiebronnen).

2.c) Regelgeving betreffende luchtkwaliteit

In een eerste paragraaf wordt een overzicht gegeven van de huidige luchtkwaliteitsnormen en vervolgens in een tweede paragraaf worden de toekomstige regelgeving besproken.

2.c.1) Huidige luchtkwaliteitsnormen

Een preventiepolitiek voor de luchtverontreiniging, steunt op meerdere complementaire benaderingen, waaronder normen betreffende brandstofkwaliteit en uitstoot, alsook kwaliteitsnormen van de omgevingslucht.

De **huidige luchtkwaliteitsnormen** zijn opgenomen in de volgende richtlijnen¹:

- Zwaveldioxide en stofdeeltjes (Richtlijn 80/779/EEC en amendement 89/427/EEC)
- Lood (Richtlijn 82/884/EEC)
- Stikstofdioxide (Richtlijn 85/203/EEC en amendement 85/580/EEC)
- Geïntegreerde preventie en controle van luchtvervuiling (Richtlijn 96/61/EC)
- Ozon (Richtlijn 92/72/CEE)

De te respecteren limietwaarden en/of richtwaarden (gewenste objectieven) vastgelegd door deze richtlijnen hebben als doelstelling de menselijke gezondheid te beschermen alsook de vegetatie in het geval van ozon te vrijwaren, en vloeien voort uit toxicologische, ecotoxicologische en epidemiologische gegevens.

Deze limietwaarden hebben een legaal beperkend karakter en moeten gerespecteerd worden. Zij werden vastgelegd met als doel de gezondheid van de bevolking te beschermen. Richtwaarden, of na te streven waarden, werden eveneens vermeld. Deze worden aanbevolen, maar zijn wettelijk gezien niet verplicht. Deze richtwaarden zouden moeten toelaten elk ernstig en permanent gevolg voor de gezondheid of voor het milieu te vermijden. De richtwaarden zijn eveneens indicatief voor de invoering van specifieke regimes in duidelijk afgebakende gebieden, zoals de bescherming van kwetsbare natuurzones.

In het geval van ozon werden er drempelwaarden gedefinieerd. Wanneer een drempelwaarde wordt overschreden kan dit leiden tot het verplicht informeren van de bevolking of tot het ondernemen van een actie, die leidt tot een vermindering van de emissies. Een probleem hierbij is dat emissies uitgestoten op een bepaald moment in een bepaald gebied, later in een ander gebied aanleiding kunnen geven tot de vorming van ozon.

Deze verschillende limietwaarden, richtwaarden en drempelwaarden zijn weergegeven in Tabel 1. Tabel 2 herneemt deze richtwaarden, actueel aanbevolen door de Wereld Gezondheidsorganisatie (WHO) voor de bescherming van de menselijke gezondheid².

De keuze voor de gereglementeerde pollutanten werd gemaakt op basis van hun schadelijkheid door de aanwezigheid in de omgevingslucht, en omwille van het feit dat deze pollutanten al lang worden aanvaard als goede indicatoren voor de algemene vervuilingsgraad van de atmosfeer. Het zijn bovendien eveneens de belangrijkste pollutanten van vaste en mobiele uitstoot, behalve ozon, waarvan de directe uitstoot beperkt is, maar veroorzaakt wordt door de vorming ervan in de lucht vanuit NO_x en VOS's (Vluchtige Organische Stoffen). Deze indicatoren zijn progressief onvoldoende gebleken om nieuwe pollutie, ten gevolge van bijvoorbeeld het verkeer, te kunnen karakteriseren. Zo is bijvoorbeeld de aanwezigheid van VOS's in de omgevingslucht niet gereglementeerd. De totale uitstoot van VOS emissies van een land, zijn echter wel gereglementeerd (zie NEC richtlijn, wordt

¹ <http://europa.eu.int/comm/environment/air/legis.htm>

² Website World Health Organization : <http://who.int/en/>

hierna in paragraaf 2.c.2) besproken). Meer en meer toxicologische en epidemiologische studies wijzen uit dat hun uitstoot aanzienlijke schade-effecten heeft voor de menselijke gezondheid. Dit heeft geleid tot strenger toezicht en een uitbreiding van het gamma van gereguleerde emissies en tot een verbetering van de inlichting van de bevolking omtrent de kwaliteit van de omgevingslucht dat zij inademen en waarin zij leven.

Tabel 1: Europese richtlijnen betreffende de luchtkwaliteit (huidige waarden)

| Polluent | Concentratie | Beschouwde statistische parameter |
|---|-------------------------------|---|
| Stikstofdioxide [NO₂] (Richtlijn 85/580/CEE) | | |
| <i>richtwaarde</i> | 50 µg/m ³ | 50ste percentiel van de gemiddelde uurwaarden op een volledig kalenderjaar. |
| | 135 µg/m ³ | 98ste percentiel van de gemiddelde uurwaarden op een volledig kalenderjaar |
| <i>limietwaarde</i> | 200 µg/m ³ | 98ste percentiel van de gemiddelde uurwaarden op een volledig kalenderjaar. |
| Zwavel dioxide [SO₂] (Richtlijn 80/779/CEE) | | |
| <i>Jaarlijkse limiet waarde:</i> | | |
| P-50 | 80 µg/m ³ | 50 ^{ste} percentiel van de dagwaarden opgenomen tijdens het volledige jaar met een P-50 groter dan 40 µg/m ³ . |
| | of 120 µg/m ³ | 50 ^{ste} percentiel van de dagwaarden opgenomen tijdens het volledige jaar met een P-50 kleiner dan of gelijk aan 40 µg/m ³ . |
| P-98 | 250 µg/m ³ | 98ste percentiel van de dagwaarden opgenomen gedurende het volledige jaar, met een P-98 groter dan 150 µg/m ³ . |
| | of 350 µg/m ³ | 98ste percentiel van de dagwaarden opgenomen gedurende het volledige jaar, met een P-98 kleiner dan of gelijk aan 150 µg/m ³ . |
| <i>Limietwaarde voor de winterperiode :</i> | 130 µg/m ³ | 50ste percentiel van de dagwaarden opgenomen gedurende de winter met een P-50 groter dan 60 µg/m ³ . |
| | of 180 µg/m ³ | 50ste percentiel van de dagwaarden opgenomen gedurende de winter met een P-50 kleiner dan of gelijk aan 60 µg/m ³ . |
| <i>Jaarlijkse Richtwaarde</i> | 40 tot 60 µg/m ³ | Aritmetisch gemiddelde van alle dagwaarden. |
| <i>Richtwaarde voor dagelijks gemiddelde</i> | 100 tot 150 µg/m ³ | |
| Stofdeeltjes [PM] (gemeten met de methode voor zwarte rook) (Richtlijn 80/779/CEE) | | |
| <i>Jaarlijkse Limietwaarde</i> | 80 µg/m ³ | 50 ^{ste} percentiel van de dagwaarden van het volledige jaar. |
| | 250 µg/m ³ | 98ste percentiel van de dagelijkse waarden van het volledige jaar. |
| <i>Limietwaarde voor de winter</i> | 130 µg/m ³ | 50ste percentiel van de dagelijkse waarden gedurende de winter. |
| <i>Jaarlijkse Richtwaarde</i> | 40 tot 60 µg/m ³ | Aritmetisch gemiddelde van alle dagwaarden. |
| <i>Richtwaarde voor het dagelijks gemiddelde</i> | 100 tot 150 µg/m ³ | |

Tabel 1(vervolg): Europese Richtlijn (limietwaarde en richtwaarde)

| Polluent | Concentratie | Beschouwde statistische parameter |
|---|---|---|
| Ozon [O₃] | | |
| (Richtlijn 92/72/CEE) | | |
| <i>Drempel voor de bescherming van de publieke gezondheid</i> | 110 µg/m ³ | Gemiddelde waarde voor een periode van 8u. |
| <i>Drempel voor de bescherming van de vegetatie</i> | 200 µg/m ³ 65 µg/m ³ | Gemiddelde waarde voor 1u. Gemiddelde waarde voor 24u. |
| <i>Drempel voor inlichten van de bevolking</i> | 180 µg/m ³ | Gemiddelde waarde voor 1u. |
| <i>Drempel voor waarschuwing van de bevolking</i> | 360 µg/m ³ | Gemiddelde waarde voor 1u. |
| Limietwaarde | 2 µg/m ³ | Jaarlijkse gemiddelde concentratie |
| Lood | | |
| (Richtlijn 82/884/CEE) | | |
| <i>limietwaarde</i> | 2 µg/m ³ | Jaarlijkse gemiddelde concentratie |

Tabel 2: Richtwaarden voor de luchtkwaliteit van de Wereld Gezondheidsorganisatie (WHO)

| Polluent | Richtwaarde W.H.O. | integratietijd |
|---|-----------------------|----------------|
| Koolstofmonoxide [CO] | 100 mg/m ³ | 15 minuten |
| | 60 mg/m ³ | 30 minuten |
| | 30 mg/m ³ | 1 uur |
| | 10 mg/m ³ | 8 uren |
| Stikstofdioxide [NO₂] | 200 µg/m ³ | 1 uur |
| | 40 µg/m ³ | 1 jaar |
| Zwavedioxide [SO₂] | 500 µg/m ³ | 10 minuten |
| | 125 µg/m ³ | 1 dag |
| | 50 µg/m ³ | 1 jaar |
| Ozon [O₃] | 120 µg/m ³ | 8 uren |

Bron: Air quality guidelines for Europe, WHO, 2000 [26].

2.c.2) Richtlijnen voor het toekomstige beleid

De Kaderrichtlijn 96/62/EG met betrekking tot luchtkwaliteit voorziet een kader voor het **toekomstige beleid** van de Europese Gemeenschap. Ze is erop gericht om de doelstellingen voor luchtkwaliteit te omschrijven en vast te stellen, de luchtkwaliteit op basis van gemeenschappelijke methoden en criteria te beoordelen, te beschikken over adequate informatie over de luchtkwaliteit en ervoor te zorgen dat de bevolking wordt gewaarschuwd op basis van alarmdrempels, de kwaliteit van de omgevingslucht waar nodig te verbeteren en goede luchtkwaliteit in stand te houden.

Dochterrichtlijnen geven grenswaarden aan voor verschillende polluenten in de lucht en een tijds kader waarin de Lidstaten aan deze grenswaarden moet voldoen. Vanaf de inwerkingtreding van de richtlijn tot de vooropgestelde datum zijn er overschrijdingsmarges gedefinieerd. Overschrijding van tegelijk grenswaarde én overschrijdingsmarge impliceert het opstellen van een actieplan of een saneringsprogramma dat ertoe leidt dat binnen de vooropgestelde tijdsperiode de grenswaarde kan nageleefd worden.

De kaderrichtlijn heeft de controle van de luchtkwaliteit hergedefinieerd. De belangrijkste bepalingen van deze richtlijnen hebben volgende objectieven:

- verbetering van de luchtkwaliteit;
- uitbreiding van het gamma van polluenten van de omgevingslucht die worden gecontroleerd;
- vastleggen van drempelwaarden en waarschuwingdrempels voor alle beschouwde polluenten;
- betere harmonisatie van de metingen tussen de verschillende lidstaten;
- toezicht van agglomeraties met meer dan 250.000 inwoners, of die de drempels overschrijden;
- inlichten van de bevolking in geval van overschrijding van de waarschuwingdrempels.

De wettelijke bepalingen van de kaderrichtlijn 96/62/CE van 27 september 1996 werden overgenomen in de Ordonnantie van het Brussels Hoofdstedelijk Gewest van 25 maart 1999 en werden eveneens opgenomen in het VLAREM II bij artikel 4 B. VI. Regering 24 maart 1998, B.S. 30 april 1998, onder hoofdstuk 2.5 'Milieukwaliteitsnormen voor lucht en beleidstaken ter zake'. Deze kaderrichtlijn heeft een herziening van de richtlijnen met betrekking tot de omgevingslucht veroorzaakt, en heeft een lijst van dertien polluenten vastgesteld, waarvan de limietwaarden, waarschuwingdrempels en meetprocedures werden gedefinieerd. Naast de vijf gereguleerde polluenten van de vorige richtlijnen, werden volgende bijkomende polluenten beschouwd: distikstofoxide, benzeen, PAK's, koolstofmonoxide, cadmium, arseen, nikkel en kwik.

De kaderrichtlijn definieert eveneens een aantal criteria voor de evaluatie van de luchtkwaliteit in zones die momenteel niet voorzien zijn van metingen (gebruik van mogelijke modellen), het gebruik van de richtlijnen betreffende de meetprocedures en voor de keuze van andere bestanddelen

Een eerste dochterrichtlijn 1999/30/CE van 24 april 1999 bepaalt de limietwaarden voor zwaveldioxide, distikstofoxide, stikstofdioxide, roetdeeltjes en lood in de lucht. Deze richtlijn is verplicht opgenomen door de verschillende lidstaten op 19 juli 2001. De richtlijn stelt de limietwaarden voor de concentraties van de polluenten vast. De nieuwe limietwaarden moeten gerespecteerd worden vanaf 1 januari 2005 of vanaf 1 januari 2010. In de intermediaire periode, zijn er overschrijdingsmarges gedefinieerd die jaar na jaar verminderd worden om uiteindelijk op de doelstelling uit te komen.

Een tweede dochterrichtlijn 2000/69/CE ingevoerd op 16 november 2001, stellen limietwaarden vast voor benzeen en koolstofmonoxide in de omgevingslucht.

Een derde dochterrichtlijn 2002/3/CE werd door de Commissie op 12 februari 2002 goedgekeurd en gaat over de streefwaarden en alarmdrempels van de ozonconcentratie in de omgevingslucht.

Een vierde richtlijn 2004/107/EG werd recentelijk (15 december 2004) goedgekeurd maar is nog niet gepubliceerd en gaat over limietwaarden voor arseen, cadmium, kwik, nikkel en polycyclische aromatische koolwaterstoffen in de lucht.

In Tabel 3 worden de limietwaarden weergegeven zoals gedefinieerd of voorgesteld in het kader van verschillende dochterrichtlijnen.

Tabel 3: Limietwaarden voor het perspectief 2005 en 2010, en reeds van kracht in het kader van de Europese dochterrichtlijnen betreffende de luchtkwaliteit.

| <i>Bescherming van de publieke gezondheid</i> | | | | |
|---|--------------------|-----------------------|-----------------------------------|-----------------|
| Polluent | Beschouwde periode | Limietwaarde | Jaarlijks aantal overschrijdingen | Datum invoeging |
| <i>Richtlijn 1999/30/CE</i> | | | | |
| SO ₂ | 1 uur | 350 µg/m ³ | < 24 | 2005 |
| | 24 uren | 125 µg/m ³ | < 3 | 2005 |
| NO ₂ | 1 uur | 200 µg/m ³ | < 18 | 2010 |
| | 24 uren | 40 µg/m ³ | | 2010 |
| PM10 | 24 uren | 50 µg/m ³ | < 35 | 2005 |
| | | | < 7 | 2010 |
| Pb | 1 jaar | 40 µg/m ³ | | 2005 |
| | | 20 µg/m ³ | | 2010 |
| Pb | 1 jaar | 0.5 µg/m ³ | | 2005 |
| <i>Richtlijn 2000/69/CE</i> | | | | |
| Benzeen | 1 jaar | 5 µg/m ³ | | 2010 |
| CO | 8 uur | 10 mg/m ³ | | 2005 |
| <i>Richtlijn 2002/3/CE</i> | | | | |
| O ₃ | 8 uur maximum | 120 µg/m ³ | < 25 (gem. over 3 jaar) | 2010 |

Daarnaast is er de NEC-richtlijn (Richtlijn Nationale Emissiemaxima, National Emission Ceiling, RL 2001/81/EG). Richtlijn 2001/81/EG heeft als doel de emissies van verzurende en eutrofiërende verontreinigende stoffen en van precursoren van ozon te beperken. Hiervoor worden nationale emissieplafonds vastgelegd voor de stoffen SO₂, NO_x, VOS en NH₃ voor 2010. De lidstaten stellen programma's op voor de geleidelijke reductie van de nationale emissies van deze polluenten. Deze nationale programma's bevatten informatie over vastgestelde en geplande beleidsopties en maatregelen en ook kwantitatieve schattingen van de gevolgen van de beleidsopties en maatregelen voor de uitstoot van de verontreinigende stoffen in 2010.

De NEC-richtlijn werd omgezet in VLAREM op 14 maart 2003 (BS 14 april 2003). Op de Interministeriële Conferentie Leefmilieu van juni 2000 bereikten de federale overheid en de gewesten overeenstemming over de verdeling van de bindende emissieplafonds voor 2010 binnen België. Deze verdeling ziet er als volgt uit:

Tabel 4: Verdeling bindende emissieplafonds voor 2010 in België

| | transport | Vlaanderen | Wallonië | Brussel | Totaal |
|-----------------|-----------|------------|----------|---------|--------|
| | kt | kt | kt | kt | kt |
| SO ₂ | 2 | 65,8 | 29 | 1,4 | 99 |
| NO _x | 68 | 58,3 | 46 | 3 | 176 |
| NMVOs | 35,6 | 70,9 | 28 | 4 | 139 |
| NH ₃ | - | 45 | 28,76 | - | 74 |

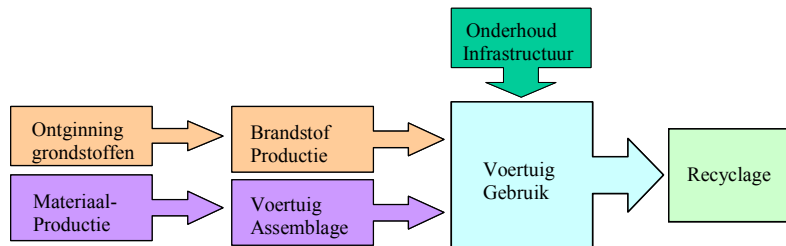
2.d) Emissiebronnen

2.d.1) Inleiding

De emissies besproken in voorgaande paragrafen, die aan de basis liggen aan verschillende milieuschades, kunnen uit verschillende bronnen, gerelateerd aan het verkeer, afkomstig zijn.

Eén van de moeilijkheden bij het opstellen van een milieuevaluatie, zoals Ecoscore, is de verscheidenheid van de te integreren schades. Deze zijn vaak uitgedrukt in verschillende grootheden waardoor deze schades worden gekarakteriseerd. Bovendien laten weinige methodologieën toe de verschillende schade-effecten te combineren in één enkel getal. Het uitdrukken van de milieuschade in één waarde per voertuig, is een groot voordeel wanneer het gaat over communicatie met een breed publiek of voor toepassing van deze methodologie voor beleidsmaatregelen.

De LCA (Life Cycle Assessment) is voor dergelijke milieuevaluaties uitermate geschikt gebleken. Het principe van deze methodologie bestaat erin het geheel van belastingen op het milieu van een bepaald product of dienst, te evalueren, dit voor de verschillende etappes van de levensloop van een product of dienst. Voor voertuigen kan deze methodologie worden voorgesteld door onderstaande figuur:



Figuur 2: Overzicht LCA

Dit gaat van de extractie van grondstoffen voor de productie, tot de finale storting of recyclage van het product, langsheen zijn gebruiksfase. Deze benadering wordt ook soms benoemd door 'Cradle-to-Grave'. Daarnaast kunnen nog volgende bijdragen beschouwd worden (Well-to-Wheel):

- Well-to-Tank: de impact vanaf de ontginning van de grondstoffen tot de productie (raffinage) en distributie (transport, compressie,...) van de brandstof (of elektriciteit).
- Tank-to-Wheel: de impact geassocieerd aan het gebruik van het voertuig.

Deze analyse zou kunnen uitgebreid worden met de volgende bijdragen:

- Onderhoud: de impact op milieu te wijten aan het onderhoud en herstellingen van het voertuig.
- Infrastructuur: aanleg van het wegennet en eventuele andere invloeden van het volledige transportsysteem

Deze benadering heeft het voordeel de impacts van de verschillende etappes van de levenscyclus te structureren en deze bovendien te kunnen samenvoegen om een globale balans van het voertuig te kunnen opmaken. Het grootste probleem bij de LCA methodologie is het beschikken over voldoende gegevens, die vergelijkbaar, onderscheidbaar en voldoende nauwkeurig zijn en dit voor elk individueel voertuig.

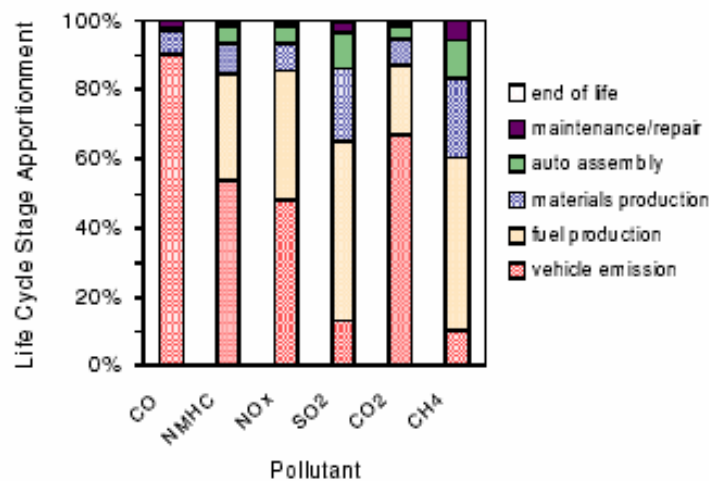
2.d.2) 'Well-to-Wheel' methodologie

2.d.2.1) Literatuurstudie

Voor het opstellen van een milieurating van voertuigen (Ecoscore) in het kader van het Aminal project is geopteerd om enkel de Well-to-Wheel emissies mee in rekening te brengen. Dit is een eerste belangrijke randvoorwaarde bij het opstellen van het model.

Deze keuze kan verantwoord worden op basis van de resultaten van andere LCA studies. Uit de literatuur [27,28,29,30] blijkt dat wat betreft luchtmissies te wijten aan wegtransport, de gebruiksfase voor de meeste pollutanten doorslaggevend is. De emissies gerelateerd aan assemblage van het voertuig en de 'end-of-life' emissies zijn veel lager dan de 'Well-to-Wheel' emissies. Eveneens blijkt dat er zo goed als geen verschillen bestaan in emissies ten gevolge van voertuigproductie indien men verschillende alternatieve voertuigen vergelijkt. Hierna worden deze resultaten nader toegelicht.

Referentie [27] is gebaseerd op verschillende recente studies. De gemiddelde waarden van pollutanten overeenstemmend met de volledige levenscyclus van het voertuig (kleine, middelgrote en grote wagens met een benzine verbrandingsmotor) worden weergegeven in Figuur 3



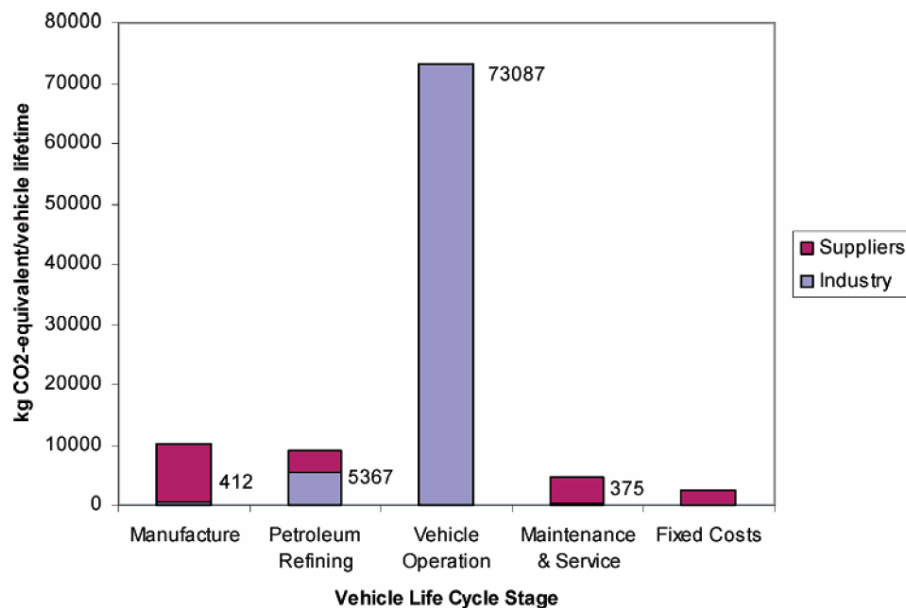
Figuur 3: Verdeling van de luchtmissies van voertuigen voor de volledige levenscyclus [27]

Uit Figuur 3 kan men afleiden dat het aandeel van de gebruikerfase in de totale score van het voertuig ('Well-to-Wheel') voor de parameter 'Broeikasgassen' heel groot is (79-87% voor CO₂ en 60-68% voor CH₄). Dit is ook het geval voor de meeste geregementeerde emissies (89-94% voor CO, 81-90% voor NO_x, 84-91% voor NMVOS en 63-70% voor SO_x).

Hierbij dient opgemerkt te worden dat naarmate de emissies tijdens de gebruikersfase zullen dalen (ten gevolge van strengere EURO-emissie normen), de andere levensfasen (fabricage, recyclage, onderhoud,...) relatief gezien aan belang zullen winnen zolang ook hier geen verbeteringen zouden gebeuren.

In een Amerikaanse LCA studie van voertuigen [28] kunnen vergelijkbare resultaten vastgesteld worden, zoals weergegeven in Figuur 4. Niet tegenstaande de typische Amerikaanse situatie (Ford Taurus, bouwjaar 2002, met een verbruik van 10 liter per 100 kilometer en een levensduur van 312 000 kilometer) kunnen hieruit toch interessante conclusies getrokken worden.

De bouw van de auto is verantwoordelijk voor 10.000kg CO₂ equivalenten, waarvan het overgrote deel voor rekening is van de toeleveranciers van onderdelen en slechts 412 kg ten gevolge van de assemblage zelf. Het gebruik van het voertuig heeft de grootste bijdrage tot het broeikas effect, met name 73% van het totaal aantal broeikasgassen (73.087 van de 100.230 kg CO₂ equivalenten).



Figuur 4 : Broeikasgassen van de verschillende stappen in de levenscyclus van een auto

Teneinde de eventuele verschillen in emissies overeenstemmend met de productie van alternatieve voertuigen op te sporen, werden andere studies geraadpleegd.

Een recente studie van Toyota [30], toont enkele interessante resultaten betreffende de vergelijking van de LCA van emissies voor hun hybride wagen (Toyota New Prius) ten opzichte van een benzine en een diesel voertuig.

Hiervoor werd een volledige LCA uitgevoerd, volgens de ISO 14040 norm, waarbij de milieu-impact van de New Prius werd vergeleken met deze van een benzine wagen van dezelfde grootte, gebaseerd op een levensduur van 10 jaar en 150 000 km afgelegde weg [31].

In deze studie zijn de genormaliseerde emissies opgesplitst volgens de verschillende fasen van de beschouwde levenscyclus. Hieruit blijkt dat, op PM na, de emissies ten gevolge van de materiaal- en voertuigproductie lager liggen dan de emissies overeenstemmend met het gebruik van het voertuig. De

'end-of-life' emissies zijn verwaarloosbaar. De productie van de New Prius gaat gepaard met een lichte verhoging van de emissies in vergelijking met een diesel of benzine voertuig. Dit wordt ruimschoots gecompenseerd door de veel lagere uitlaatpijpemissies.

Ter illustratie van dit gegeven werd een berekening gemaakt voor de CO₂ emissies. Deze berekening vertelt ons, dat na 11 000 km, het positieve effect van de gereduceerde uitlaatemissies, het negatieve effect van de materiaalproductie heeft gecompenseerd. Na 150 000 km betekent dit een besparing van 19 ton CO₂ vergeleken met een standaard benzinewagen.

In een andere studie [29] werden geen verschillen beschouwd tussen de emissies overeenkomstig de productie van verschillende soorten alternatieve voertuigen. Deze studie is gebaseerd op een uitgebreid onderzoek waarbij een economische input-output levenscyclus analyse (EIO-LCA) werd uitgevoerd voor benzine, diesel, aardgas en ethanol voertuigen. Als basisvoertuig werd een Ford Taurus, bouwjaar 1998 beschouwd en een marktpenetratie van 20% voor elke alternatieve technologie werd als hypothese gesteld.

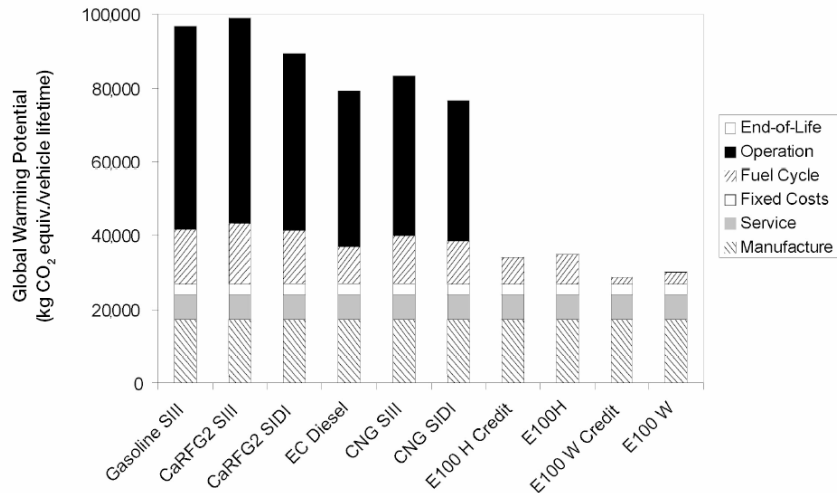
De resultaten zijn samengevat in Tabel 5 en Figuur 5.

De gebruikte afkortingen hierbij zijn:

- CNG : Compressed natural gas
- CNG 3000: CNG bij een werkingsdruk van 3000 psig of 206 bar.
- CaRFG2: Californië Fase 2 reformulated gasoline
- EC : Californische test fuel met laag zwavel gehalte
- ULEV: Californische "Ultra Low Emission Vehicle"
- SIII : spark ignition indirect injection
- SIDI : spark ignition direct injection
- CIDI : compression ignition direct injection
- E100 : een SIDI power train met 100% ethanol
- E100 H: Bioethanol van graan
- E100 W: Bioethanol

Tabel 5 : Schatting van de emissies afkomstig van de verschillende stappen in de levenscyclus van voertuigen (kg/voertuig-levensduur)

| | SO _x | CO | NO _x | NMOG/ VOCs | PM10 |
|--|-----------------|-----|-----------------|------------|------|
| productie | 54 | 82 | 44 | 20 | 6 |
| onderhoud | 22 | 29 | 16 | 4 | 2 |
| vaste kost | 9 | 17 | 7 | 4 | 1 |
| End of Life | 0.3 | 0.7 | 0.8 | 0.2 | 0.2 |
| Uitlaat emissies van het voertuig | | | | | |
| Baseline (Tier 1) | | 681 | 61 | 36 | 6 |
| ULEV | | 340 | 31 | 6 | 6 |
| Brandstofproductie | | | | | |
| Gasoline SIII | 28 | 16 | 24 | 13 | 6 |
| CaRFG2 SIII | 32 | 17 | 26 | 13 | 6 |
| CaRFG2 SIDI | 28 | 15 | 23 | 11 | 6 |
| EC Diesel CIDI | 24 | 12 | 16 | 5 | 4 |
| CNG 3000 SIII | 10 | 20 | 40 | 6 | 3 |
| CNG 3000 SIDI | 9 | 17 | 35 | 5 | 2 |

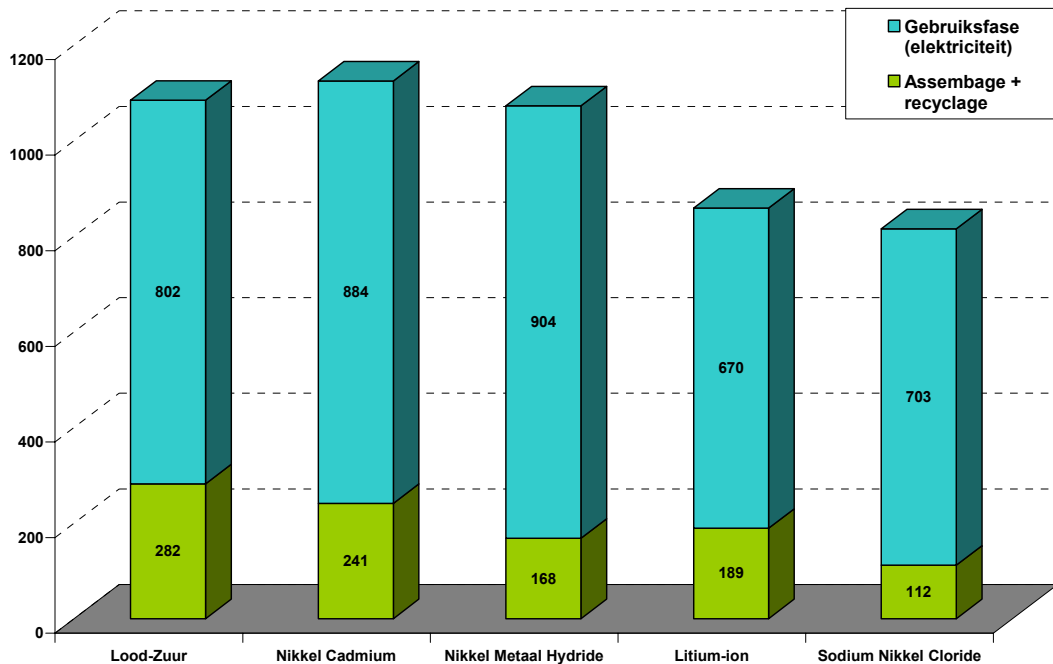


Figuur 5 : LCA broeikasgassen voor alternatieve voertuigen

Deze studie concludeerde ook dat de end-of-life emissies het laagst zijn, gevolgd door de fabricage emissies. De Well-to-wheel emissies zijn beduidend groter dan deze twee andere categorieën. De verschillen tussen de emissies gerelateerd aan alternatieve brandstoffen werden enkel vastgesteld bij de brandstofproductie en het voertuiggebruik, maar niet bij de voertuigproductie en –ontmanteling (het grootste verschil was kleiner dan 10% [29]).

Het invoeren van nieuwe technologieën zoals alternatieve aandrijfsystemen, heeft implicaties op het productieproces en op de recyclage van de onderdelen. De tractie batterijen, gebruikt in elektrische, hybride en brandstofcel wagens, zijn hier een bijzonder geval van. Een studie onder leiding van de Vrije Universiteit Brussel – Vakgroep ETEC, in opdracht van de Europese Commissie, SUBAT [32] genaamd, onderzoekt de technische, milieu (op basis van een LCA) en economische aspecten van tractiebatterijen gebruikt in voertuigen. De doelstelling van dit project is het adviseren van de Europese Commissie over het al dan niet verlengen van de uitzondering op het gebruik van Cadmium, beschreven in Richtlijn 2000/53 betreffende de ‘End of Life’ van voertuigen.

Uit deze studie blijkt duidelijk dat gebruiksfase in haar geheel, een belangrijkere bijdrage levert tot de totale milieu-impact ten opzichte van de andere fasen van de levenscyclus van de batterij (productie, assemblage, recyclage,...). Deze resultaten voor verschillende batterijtechnologieën, worden weergegeven in Figuur 6. Hierbij dient vermeld te worden dat de efficiënte inzameling en de recyclage van de tractiebatterijen de impact van de productie fase voor een groot deel kan compenseren.



Figuur 6: Totale milieu impact tractiebatterijen

Een grondige LCA van voertuigen is niet eenvoudig (een voertuig bestaat uit 20 000 onderdelen [33]). Een LCA voor alternatieve voertuigen is nog minder eenvoudig wegens de beschikbaarheid aan gegevens en de beperkte maturiteit en/of marktaandeel van bepaalde alternatieve aandrijvingen/brandstoffen.

Een meer pragmatische oplossing wordt toegepast bij de ACEEE Green Book [34] en de ‘Auto-umweltliste’ [35].

Bij de ACEEE Green Book® milieu-impactscore van voertuigen wordt gebruikt gemaakt van het voertuiggewicht om de productie impact te kunnen berekenen. Deze waarden worden dan vermenigvuldigd met gemiddelde emissiefactoren van de automobiel productiesector [34].

Bij de jaarlijks uitgegeven ‘Auto-umweltliste’ van de ‘Verkehrsclub Deutschland’, maakt men gebruik van de maximale snelheid van het voertuig als indicatie voor het verband tussen de reële uitlaatemissies en de homologatie-emissies [35]. Deze factor geeft eveneens een indicatie voor de hoeveelheid materiaal voor de voertuigproductie (hoe sneller, hoe groter de motor en hoe zwaarder de wagen).

Beide methodes maken echter geen onderscheid in type brandstof of aandrijving bij de inschatting van de emissies gerelateerd aan voertuigproductie. Bij de voertuigproductie dient men rekening te houden met de gebruikte materialen en hun recycleerbaarheid, hetgeen niet kan worden beschreven met het voertuiggewicht of zijn maximale snelheid.

2.d.2.2) Besluit

Uit de analyse van de hierboven besproken studies kan men volgende besluiten trekken:

- De gebruikte materialen (voor interieur, carrosserie, maar ook voor de aandrijving, enz.) bepalen de milieu-impact van de productiefase van elk voertuig
- Er worden minimale verschillen tussen de voertuigen onderling vastgesteld voor de emissies gerelateerd aan de productie en afvalfase van het voertuig. Hierdoor kan geen bijkomende differentiatie tussen de voertuigen gemaakt worden en is het dus ook niet nodig deze bijdrage in de Ecoscore op te nemen.
- Deze emissies gerelateerd aan assemblage van het voertuig zijn bovendien veel lager dan de 'Well-to-Wheel' emissies.
- De 'end-of-life' emissies zijn het laagst van alle stappen in de levenscyclus van een wagen

Op basis van deze analyse kan men besluiten dat een milieurating gebaseerd op een Well-to-Wheel analyse in plaats van een volledige LCA kan volstaan om de Ecoscore van individuele voertuigen te berekenen en een representatieve differentiatie te bekomen tussen de verschillende geëvalueerde voertuigen.

2.d.3) Directe emissies ('Tank-to-Wheel')³

In dit hoofdstuk wordt dieper ingegaan op de manier waarop de directe emissies (uitlaatpijp of 'tank-to-wheel' emissies) kunnen bepaald worden. In het verslag van Taak 3 wordt dieper ingegaan op de beschikbaarheid van deze gegevens.

2.d.3.1) Gereguleerde polluenten

Elk voertuig dat nieuw op de markt wordt gebracht, moet bij de verplichte homologatie een vastgelegde testcyclus ondergaan waarbij de uitstoot van enkele polluenten wordt gemeten. Hierbij worden de polluenten onder gecontroleerde omstandigheden en volgens genormeerde testcycli gemeten. Deze emissies mogen de vooropgestelde richtlijn niet overschrijden. In wat volgt, wordt een overzicht gegeven van deze richtlijnen voor transport gerelateerde emissies. Deze richtlijnen zijn onderverdeeld volgens grote klassen van voertuigcategorieën:

- Richtlijnen voor personenwagens en lichte bestelwagens (light duty vehicles)
Richtlijn 70/220/EEC en haar amendementen
- Richtlijnen voor vrachtwagens en bussen (heavy duty vehicles)
Richtlijn 88/77/EEC en haar amendementen
- Richtlijnen voor tweewielers (Motorcycles and mopeds)
Richtlijn 97/24/EC en haar amendement.

Er bestaan eveneens richtlijnen betreffende geluid.

Deze richtlijnen hebben betrekking op de uitstoot van CO, PM, NO_x en KWS.

Oorspronkelijk werden de emissies voor personenwagens en lichte bestelwagens vastgelegd door de Europese richtlijn 70/220/EEC. Deze regelgeving werd aangepast met richtlijn 93/59/EC die de EURO I en II standaard introduceerde en vervolgens de richtlijn 98/69/EC die de EURO III en IV beschrijft. Deze laatste richtlijnen gingen eveneens gepaard met een strengere wetgeving over de brandstofkwaliteit, met in het bijzonder de bepaling van het maximale zwavel gehalte.

De richtlijnen zijn verschillend voor diesel en benzine voertuigen en zijn eveneens verschillend voor personenwagens en bestelwagens.

Volgens deze richtlijnen dient een voertuig een bepaalde snelheidscyclus te rijden op een rollenbank waarbij de emissies gedurende deze cyclus worden opgemeten.

Zware voertuigen zoals vrachtwagens en bussen worden niet als voertuig op zich getest, maar hun motoren worden afzonderlijk getest op een motorentestbank. De Europese Commissie heeft voor zwaar vervoer een 'Enhanced Environmental Vehicle' (EEV) concept opgesteld, waarbij strengere richtlijnen dan de wettelijke richtlijnen voor motortesten worden opgelegd. Voor personenwagens en bestelwagens zijn nog geen EEV limieten opgesteld.

³ De emissiefactoren die in deze paragraaf beschreven worden, komen niet altijd overeen met deze gebruikt voor het pragmatische model, omwille van beschikbaarheid en consistentie voor alle type voertuigen. Voor de emissiefactoren, die gebruikt worden voor het pragmatische model, wordt verwezen naar Taak 3 en naar hoofdstuk 3 van dit rapport.

Eveneens bestaan er richtlijnen voor emissies van tweewielers, alsook richtlijnen met betrekking tot geluid.

Al deze richtlijnen zullen in detail besproken worden in Taak 3 met betrekking tot de databeschikbaarheid.

Men dient er zich rekenschap van te geven dat de emissiegegevens afkomstig van homologatietesten niet overeenkomen met emissies die voorkomen in het reële verkeer. De emissiewaarden opgelegd door de homologatiecycli kunnen afwijken van de emissies gemeten in reële verkeersomstandigheden ondermeer omwille van volgende redenen:

- Tengevolge van veroudering en/of slecht onderhoud van de motor en katalysator zullen de emissies van voertuigen toenemen met het ouder worden van het voertuig. Vanaf EURO III voorziet de Richtlijn 98/69/EG een duurzaamheidstest van 80.000 km. Na deze afstand afgelegd te hebben mogen de emissies de oorspronkelijke limietwaarden niet overschrijden. Verder is er de zogenaamde « In-Use-Compliance », die voorziet dat de bevoegde overheid een steekproef mag uitvoeren onder de voertuigen die jonger dan 5 jaar zijn en minder dan 80.000 km hebben afgelegd. Ook moeten alle benzine-wagens vanaf 1.1.01 en alle dieselwagens vanaf 1.01.04 uitgerust zijn met een OBD-systeem⁴ dat de vitale motorfuncties en de katalysator bewaakt en de bestuurder waarschuwt in geval van defecten.
- Het effect van koude start wordt ook pas in rekening gebracht voor wagens gehomologeerd vanaf 1.1.02.
- De gemiddelde acceleratie in deze cyclussen bedraagt 0.47 m/s². In normaal verkeer echter is de gemiddelde acceleratie meer dan 1 m/s². Het is juist tijdens harde acceleraties dat grote emissiepieken (tot 30 keer groter [36]) kunnen worden vastgesteld.

Voor een goed eclecticisch model zou men dus moeten beschikken over representatieve reële emissies en dit voor elk individueel te evalueren voertuig. Deze gegevens zijn niet beschikbaar. De methodologische aanpak zal verder worden toegelicht in hoofdstuk 3. De databeschikbaarheid zal worden besproken in het verslag van Taak 3.

2.d.3.2) Niet-gereguleerde pollutanten

a) Emissies afhankelijk van het brandstofverbruik

In het kader van de vermindering van de CO₂-uitstoot door personenvoertuigen, heeft de Europese Commissie een nieuwe richtlijn (1999/94/CE) goedgekeurd over het verplicht informeren van de gebruikers over het brandstofverbruik en over CO₂-uitstoot van nieuwe wagens. Deze richtlijn werd in België van toepassing einde 2001.

Vertrekkende vanuit de CO₂-uitstoot, kan men het overeenstemmende verbruik bepalen en dus eveneens de SO₂-emissies. Eveneens voor lood, welk thans uit benzine is verdwenen, kunnen de emissies eveneens berekend worden vanuit het brandstofverbruik.

De waarde van de CO₂-uitstoot (E_{CO_2}) wordt berekend vanuit het brandstofverbruik met behulp van de volgende relatie:

$$E_{CO_2} = 10 \cdot k_{CO_2} \cdot FC \quad \text{(Vgl. 1)}$$

Waarbij: FC : het brandstofverbruik [l/100 km]

k_{CO_2} : emissiefactor

De waarde van deze emissiefactor wordt verder toegelicht in Taak 3, paragraaf 4 b) 1.

⁴ OBD = On-Board Diagnostic

De waarde van de SO₂-uitstoot (E_{SO_2}) wordt berekend vanuit het brandstofverbruik met behulp van de volgende relatie:

$$E_{SO_2} = 2 \cdot k_S \cdot \left(\frac{FC \cdot FD}{100} \right) \quad (\text{Vgl. 2})$$

Waarbij: k_S : de zwavelinhoud van de brandstof uitgedrukt in ppm [mg/kg]

FC : 'fuel consumption' of brandstofverbruik uitgedrukt in [l/100km]

FD : 'fuel density' of dichtheid van de brandstof uitgedrukt in [g/l]

In het kader van de huidige wetgeving is de waarde van k_S voor benzine 150 ppm en voor diesel 350 ppm. Vanaf 2005 worden deze waarden aangepast naar 50 ppm zowel voor benzine als voor diesel. Nochtans kunnen we opmerken dat in België al sinds 26 november 2001 brandstoffen met een laagwaardig zwavelgehalte op de markt beschikbaar zijn. Daardoor kunnen we nu reeds voor zowel benzine als voor diesel de waarde van 50 ppm gebruiken. Op 3 maart 2003 werd een richtlijn goedgekeurd (2003/17/EG) die een gefaseerde invoering van zwavelvrije brandstof (diesel en benzine) omvat (10 ppm):

- Vanaf 1 januari 2005 moeten de lidstaten zwavelvrije brandstoffen introduceren en beschikbaar stellen (volgens een verantwoord evenwichtig gespreide geografische basis).

- Tegen 1 januari 2005 moeten alle verkochte brandstoffen zwavelvrij (10ppm) zijn.

b) Afbraak van vluchtige organische stoffen (VOS)

Teneinde de impact van emissies op de mens en op de omgeving te kunnen bepalen, moet men beschikken over de samenstellende chemische bestanddelen die deel uitmaken van de VOS (zie voorgaand hoofdstuk).

Hierbij stelt zich het grootste probleem met betrekking tot databeschikbaarheid zeker met betrekking tot alternatieve aandrijvingen (zie ook Taak 3 "Databeschikbaarheid" en de beschrijving van het pragmatische model in hoofdstuk 3.)

Een mogelijke benadering kan erin bestaan (gebaseerd op de totale emissies van KWS, die normaal gekend zijn vanuit homologatietesten):

- De VOS op te splitsen in methaan fracties en in niet-methaan fracties
- De niet-methaan fracties op te splitsen volgens de bestanddelen die hoofdzakelijk verantwoordelijk zijn voor effecten op het milieu.

Voor de eerste stap zou COPERT II methodologie kunnen gebruikt worden. In het kader van deze methodologie, wordt de opsplitsing van de emissies in methaan en niet-methaan fracties gedaan op basis van een sleutelverdeling specifiek elk type gebruikte brandstof. Het gedeelte methaan in de VOS emissies, uitgedrukt in procent gewicht, wordt samengevat voor de meest voorkomende brandstoftypes in Tabel 6. De fractie niet-methaan volgt vervolgens direct uit deze waarden.

Tabel 6: Samenstelling van de VOS emissies volgens COPERT II – Methaan

| Type voertuig | Methaan [gewicht % van VOS emissies] |
|-----------------------------------|---|
| Benzine voertuig | |
| - Conventioneel (Pré-EURO) | 5 % |
| - Voorzien van 3-wegs katalysator | 12 % |
| Diesel voertuig | 4 % |
| LPG voertuig | 3 % |

Deze gegevens hebben als voordeel te resulteren uit een consensus tussen verschillende Europese experts in het domein van emissies van wegvoertuigen. Zij zijn gebaseerd op een groot aantal studies over verschillende types voertuigen en mogen dus aanzien worden als gemiddelde waarden. Het is zeker dat de werkelijke waarden min of meer verspreid zijn rond deze gemiddelde waarde..

De waarden uit Tabel 6 kunnen aangevuld worden met equivalente schattingen voor voertuigen op aardgas. Voor deze voertuigen is het aandeel methaan in de VOS emissies uiteraard veel groter en wordt geschat op ongeveer 92%. Deze waarde is in het bijzonder naar voren gebracht in het kader van de literatuurstudie van het MEET project [40]. In de praktijk hangt deze fractie af van de verschillende elementen zoals de uitbaattoestand van de motor of de aanwezigheid van een katalysator en varieert eveneens indien het om een aangepast of omgebouwd voertuig gaat. Het MEET project [40] levert eveneens waarden voor de fracties methaan en niet-methaan, voor verschillende types alternatieve brandstoffen (zoal: methanol, ethanol, biodiesel en dimethyl-ether(DME)).

Voor de opsplitsing van de niet-methaan VOS volgens verschillende soorten of soortgroepen, stellen de methodologieën COPERT II en III specifieke methodes voor, gedefinieerd volgens het type brandstof en de categorie van het voertuig. De twee methodologieën stellen echter verschillende opsplitsingsmethodes voor. Wij hebben ervoor gekozen om ons te baseren op de meest recente methode voorgesteld in het kader van COPERT III. De verdeling van de VOS-emissies zoals voorgesteld in COPERT III is weergegeven in Tabel 7. De percentages gedefinieerd in deze tabellen dienen te worden toegepast op de niet-methaan VOS-emissies voor de beschouwde categorieën van voertuigen: personenvoertuigen, lichte conventionele benzine bestelwagens (Pre-EURO I) of uitgerust met een 3-wegs katalysator (EURO I en volgende); personenwagens en lichte diesel bestelwagens en zware bestelwagens. Voor de personenvoertuigen en lichte diesel bestelwagens worden deze met directe (DI) en met indirecte injectie (IDI) onderscheiden. COPERT III stelt eveneens voor de waarden voor conventionele personenvoertuigen toe te passen op 4-takt bromfietsen.

Hieronder worden de percentages weergegeven, relatief ten opzichte van de pollutanten die opgenomen werden in de milieu evaluatie van de voertuigen beschouwd in het kader van deze studie.

Tabel 7: Samenstelling van de VOS-emissies volgens COPERT III – niet-methaan VOS

| Groep | Stoffen | NMVOS - Fractie (%) | | | | HDV | LPG |
|-----------|--------------|---------------------|-------------|-----------------|------|------|-----|
| | | Gasoline 4 strokes | | PC & LDV Diesel | | | |
| | | Convent. | Euro I & on | DI | IDI | | |
| ALKENEN | 1,3-butadien | 1,5 | 4,6 | 1,1 | 1,2 | 3,3 | |
| ALDEHYDEN | formaldehyde | 1,8 | 3,8 | 11,1 | 12,5 | 8,4 | 4 |
| AROMATEN | tolueen | 7,5 | 7,8 | 0,5 | 1,0 | 0,01 | |
| | mp-xyleen | 5,9 | 4,8 | 0,9 | 0,7 | 1,0 | |
| | o-xyleen | 2,2 | 2,0 | 0,5 | 0,2 | 0,4 | |
| | benzeen | 5,3 | 4,2 | 2,3 | 3,0 | 0,1 | |

Zoals we kunnen opmerken in Tabel 7, betreffen dit enkel de gegevens van benzine, diesel en LPG voertuigen. Voor de voertuigen op aardgas alsook voor voertuigen met andere alternatieve brandstoffen kunnen schattingen gemaakt worden voor de emissies van bepaalde organische bestanddelen in het kader van het MEET project [40]. Meer bepaald betreffende voertuigen op aardgas kan de studie van Hochausser et al. (1995) [8] als referentie genomen worden. De emissies van voertuigen op aardgas en op benzine worden er met elkaar vergeleken voor verschillende samenstellingen van het gebruikte aardgas. Wij baseren ons op de resultaten bekomen voor deze samenstelling van het aardgas welke het meest overeenstemt met de samenstelling die in België wordt aangeboden. Deze resultaten worden in onderstaande Tabel 8 samengevat:

Tabel 8: Samenstelling van de VOS uitstoot van voertuigen op aardgas

| Polluent | Personen-voertuig | Lichte bestelwagen | Middelgrote vrachtwagen |
|---------------------------|-------------------|--------------------|-------------------------|
| | | | |
| Methaan | 93,8 | 90,1 | 92,3 |
| NMVOS | 6,2 | 9,9 | 7,7 |
| In % van niet-methaan VOS | | | |
| Benzeen | 0,2 | 0,2 | 0,3 |
| Butadieen | 0,0 | 0,0 | 0,1 |
| Formaldehyde | 5,8 | 5,4 | 5,9 |
| Acetaldehyde | 0,4 | 0,5 | 0,7 |

c) Andere polluenten⁵

Emissies van sommige polluenten kunnen niet afgeleid worden, noch uit homologatietesten, noch uit het brandstofverbruik. Het gaat in het bijzonder over **PAK's** (Polycyclische aromatische koolwaterstoffen) en **POP's** (Persistente Organische Polluenten). Hiervoor kan ook gebruik gemaakt worden van de emissiefactoren zoals voorgesteld in het kader van het COPERT III project. Zij worden uitgedrukt als globale snelheidsonafhankelijke emissiefactoren die zowel de koude als de warme emissies omvatten. Zij worden voorgesteld in Tabel 9.

Tabel 9: Emissiefactoren voor de PAK's volgens COPERT III

| Groep | Stoffen | NMVOS – [mg/km] | | | | |
|-------|-----------------------|-----------------|-------------|-----------------|-----|-----|
| | | Benzine 4-takt | | PC & LDV Diesel | | HDV |
| | | Convent. | Euro I & on | DI | IDI | |
| PAK's | Benzo(a)pyreen | 1,1 | 0,4 | 0,7 | 2,8 | 1,0 |
| | Dibenzo(a,j)anthaceen | 0,3 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 |
| | Benzo(a)anthraceen | 3,0 | 1,0 | 3,0 | 2,4 | 1,9 |
| | Dibenzo(ah)anthraceen | 0,1 | 0,3 | 0,2 | 0,5 | 0,3 |

Het gaat eveneens over distikstofoxide (N₂O), welke een belangrijke rol speelt in de klimaatsverwarming. COPERT stemt voor deze polluent globale snelheidsonafhankelijke emissiefactoren voor, die zowel de warme als de koude emissies omvatten. Deze waarden (voor N₂O) worden voor de belangrijkste voertuigcategorieën weergegeven in Tabel 10.

⁵ De emissiefactoren gebruikt voor het pragmatische model worden beschreven in Taak 3. In wat volgt wordt een beschrijving gegeven van de emissiefactoren volgens de COPERT methodologie.

Tabel 10: Emissiefactoren voor N₂O voor een stedelijk, een landelijk en een autosnelweg traject volgens COPERT III.

| N ₂ O Emission Factors [mg/km] | Urban | Rural | Highway |
|---|-------|-------|---------|
| Passenger Cars | | | |
| Gasoline Conventional | 5 | 5 | 5 |
| Gasoline Euro I and on | 53 | 16 | 35 |
| Diesel CC < 2.0 l | 27 | 27 | 27 |
| Diesel CC > 2.0 l | 27 | 27 | 27 |
| LPG | 15 | 15 | 15 |
| 2 - stroke | 5 | 5 | 5 |
| Light Duty Vehicles | | | |
| Gasoline Conventional | 6 | 6 | 6 |
| Gasoline Euro I and on | 53 | 16 | 35 |
| Diesel | 17 | 17 | 17 |
| Heavy Duty Vehicles | | | |
| Gasoline > 3.5 t | 6 | 6 | 6 |
| Diesel < 7.5 t | 30 | 30 | 30 |
| Diesel 7.5 t < W < 16 t | 30 | 30 | 30 |
| Diesel 16 t < W < 32 t | 30 | 30 | 30 |
| Diesel W > 32 t | 30 | 30 | 30 |
| Urban Buses | 30 | - | - |
| Coaches | 30 | 30 | 30 |
| Motorcycles | | | |
| < 50 cm ³ | 1 | 1 | 1 |
| > 50 cm ³ 2 stroke | 2 | 2 | 2 |
| > 50 cm ³ 4 stroke | 2 | 2 | 2 |

Verder is de emissie van lachgas (N₂O) vooral technologie afhankelijk. Inschattingen hiervoor werden gemaakt in het kader van het Cleaner Drive project.

Tabel 11: Emissiefactoren N₂O

| g N ₂ O / km | Uitlaat emissies van N ₂ O | | | |
|-------------------------|---------------------------------------|--------|-------|---------------|
| | Benzine | Diesel | LPG | Aardgas (G20) |
| Euro 0 | 0,005 | 0,027 | 0,015 | 0,015 |
| Euro 1 | 0.027 | 0.002 | 0,015 | 0,015 |
| Euro 2 | 0.013 | 0.005 | 0.012 | 0.012 |
| Euro 3 | 0.005 | 0.008 | 0.005 | 0.005 |
| Euro 4 | 0.005 | 0.008 | 0.005 | 0.005 |

2.d.4) Indirecte emissies ('Well-to-Tank')

Naast emissies ontstaan ten gevolge van het gebruik van een voertuig, zoals besproken in voorgaande paragraaf, zijn er eveneens emissies die ontstaan voor de productie en distributie van de brandstof. In deze fase kan men volgende elementen in rekening brengen:

- Extractie van de grondstof, (ruwe aardolie, aardgas, ...)
- Transport (tankers, pijpleidingen, spoorwegen, vrachtwagens, ...) en opslag van de grondstof
- Verwerking van de grondstof (raffinage) tot brandstof of de productie van elektriciteit
- Distributie en opslag van de brandstof (pijpleidingen, vrachtwagens, elektriciteitsnet, ...)
- Tanken, vullen van de brandstoftank (lekken, verdampingsverliezen, compressie, ...)
- Landbouw: planten, oogsten van gewassen voor Biobrandstoffen

De analyse van de emissies geassocieerd aan de productie van de brandstof is niet eenvoudig daar deze brandstoffen op tal van verschillende manieren kunnen geproduceerd worden. Vertrekkende van verschillende grondstoffen kan men een hele reeks van mogelijke brandstoffen produceren. Deze brandstoffen kunnen bovendien in verschillende voertuigtechnologieën gebruikt worden. Tabel 12 illustreert enkele voorbeelden [37,38,39].

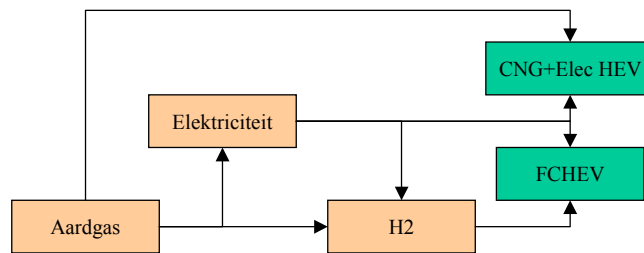
Tabel 12: Overzicht grondstoffen, brandstoffen en voertuig technologieën

| Grondstof | Brandstof | Voertuig technologie | | | | | | |
|------------------------------|--------------------------------|----------------------|----------|----------|----------|-----------|----------|--------|
| | | IC V | PHE V | SHE V | CHE V | FCHE V | FCE V | E V |
| Ruwe aardolie | Benzine | X | X | X | X | X | X | X |
| | Diesel | X | X | X | X | | | X |
| | Hydrocarbon | | | | | X | X | X |
| | Naphta | X | X | X | X | X | X | X |
| | Stookolie | | | | | | | X |
| | LPG | X | X | X | X | X | | X |
| Aardgas | CNG | X | X | X | X | X | X | X |
| | LNG | X | X | X | X | X | X | X |
| | LPG | X | X | X | X | X | | X |
| | Methanol | | | | | X | X | X |
| | FTD | X | X | X | X | X | X | X |
| | Dimethylether | X | X | X | X | X | X | X |
| | Compressed H ₂ | X | X | X | X | X | X | X |
| | Vloeibaar H ₂ | X | X | X | X | X | X | X |
| Metaalhydride H ₂ | X | X | X | X | X | X | X | |
| Hernieuwbare & elektriciteit | E-85 | X | X | X | X | X | X | X |
| | Ethanol van cellulose | X | X | X | X | X | X | X |
| | H ₂ via elektrolyse | X | X | X | X | X | X | X |
| | Waterkracht | | X | X | X | X | X | X |
| | Zonne-energie | | X | X | X | X | X | X |
| | Windenergie | | X | X | X | X | X | X |
| Andere (elektriciteit) | Recuperatie (afval) | | X | X | X | X | X | X |
| | Steenkool | | X | X | X | X | X | X |
| | Kernenergie | | X | X | X | X | X | X |
| | Mix | | X | X | X | X | X | X |

Afkortingen:

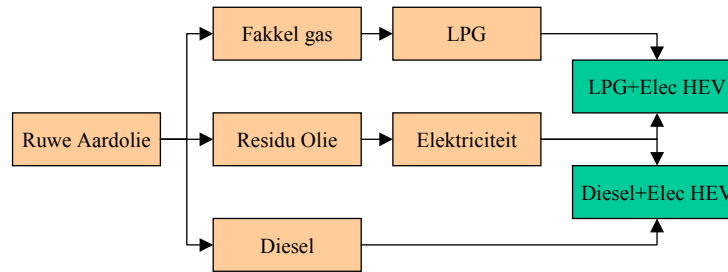
- | | | | |
|----------|---|---------|----------------------------------|
| ▪ ICV: | Conventioneel voertuig met verbrandingsmotor | ▪ BEV: | Batterij Elektrisch Voertuig |
| ▪ PHEV: | Parallel Hybride Elektrisch Voertuig | ▪ EV: | Elektrisch Voertuig; |
| ▪ SHEV: | Serie Hybride Elektrisch Voertuig | ▪ LPG: | Vloeibaar petroleum gas; |
| ▪ CHEV: | Gecombineerd Hybride Elektrisch Voertuig | ▪ CNG: | Samengedrukt natuurlijk aardgas; |
| ▪ FCHEV: | Brandstofcel Hybride Elektrisch Voertuig | ▪ LNG: | Vloeibaar aardgas; |
| ▪ FCEV: | Brandstofcel Elektrisch Voertuig (excl. Bat.) | ▪ FTD: | Fisher Tropsch Diesel; |
| | | ▪ E-85: | Benzine-Ethanol 85% Mengsel. |

In een Amerikaanse referentie [38] van General Motors werden 75 verschillende paden voor brandstofproductie samen met 15 voertuigtechnologieën geselecteerd. Hiervan werden 14 combinaties uiteindelijk geëvalueerd (in het vet aangeduid in Tabel 12). De productie van een brandstof voor een voertuig vereist op zich verschillende energiebronnen. Om de impact van dit productie proces te bepalen is in feite een iteratief proces vereist. Bijvoorbeeld kan uit aardgas elektriciteit worden opgewekt, deze elektriciteit kan op haar beurt gebruikt worden bij de raffinage van aardolie. In voertuigen die twee brandstoffen kunnen gebruiken wordt het nog complexer. Zo kan men uit aardolie benzine halen en het fakkelgas benutten om LPG te leveren. De meeste LPG voertuigen kunnen overschakelen op benzine. De relatieve bijdrage van elke brandstof tot het rijden dient dus te worden geëvalueerd. Bij hybride voertuigen, waarvan de batterij aan het net zou kunnen worden opgeladen, dient men de relatieve bijdrage van de opgeladen elektriciteit t.o.v. de bijdrage van de brandstof te evalueren. Het wordt nog ingewikkelder indien men de brandstofcel elektrische voertuigen gaat beschouwen: uit verschillende grondstoffen vb. uit aardgas (maar ook uit hernieuwbare bronnen) kan men elektriciteit produceren. Met deze elektriciteit kan men de batterij van de hybride brandstofcel wagen opladen of men kan er water mee omzetten tot waterstof. Deze waterstof kan gebruikt worden in de brandstofcel van het voertuig. Men kan ook echter direct waterstof produceren uit aardgas. Dit wordt geïllustreerd door Figuur 7. Deze figuur illustreert eveneens een mogelijke brandstofketen voor een aardgas/elektrische hybride wagen.



Figuur 7: Voorbeelden aardgasketen (HEV en FCEV)

Analoge scenario's kunnen worden opgesteld voor LPG/elektrische en diesel/elektrische hybride voertuigen zoals Figuur 8 illustreert.



Figuur 8: Voorbeeld aardolieketen

Een dergelijke uitgebreide studie valt echter buiten dit onderzoeksproject “Ecoscore”. We zullen echter zoveel mogelijk bestaande informatie trachten te synthetiseren.

2.d.4.1) Brandstof- en Elektriciteitsproductie

a) Benzine, Diesel, LPG, aardgas en biodiesel (MEET)

Er bestaan tal van data gebaseerd op verschillende bronnen die de emissies geassocieerd aan de brandstofproductie beschrijven. Teneinde een Europese vergelijkingsbasis te hebben werden de resultaten van de Europese MEET studie [40] gebruikt. Voor verschillende brandstoffen werden de ‘life-cycle’ emissies berekend rekeninghoudend met de ontginning en transport van ruwe olie (of andere grondstof), raffinage en distributie van de brandstof. Voor de biodiesel is de invloed van de landbouw mee in rekening genomen. Een update van deze studie is gewenst, daar deze gegevens dateren van begin de jaren ‘90.

Deze emissies kunnen berekend worden in functie van de energie-inhoud van de verbruikte brandstof (in kWh). Tabel 13 geeft een overzicht van deze emissies (gemiddelde voor België):

Tabel 13: Achtergrond emissies voor brandstofproductie ((m)g/kWh⁶)

| | CO ₂ g/kWh | CO mg/kWh | NO _x mg/kWh | NMHC mg/kWh | CH ₄ mg/kWh | SO ₂ mg/kWh | PM mg/kWh |
|----------------------------|--------------------------|--------------|---------------------------|----------------|---------------------------|---------------------------|--------------|
| <i>Benzine</i> | 33.1 | 18.4 | 151.9 | 761.4 | 62.6 | 236.2 | 8.6 |
| <i>Diesel</i> | 24.5 | 16.6 | 129.6 | 315.4 | 56.5 | 174.2 | 3.6 |
| <i>LPG</i> | 21.6 | 14.8 | 116.3 | 202.7 | 58.0 | 114.1 | 5.4 |
| <i>Kerosene</i> | 23.0 | 16.2 | 130.7 | 298.4 | 57.6 | 192.6 | 4.3 |
| <i>Zware olie</i> | 19.8 | 14.4 | 114.5 | 283.7 | 53.3 | 100.4 | 4.3 |
| <i>CNG (G20)</i> | 14.8 | 5.0 | 38.2 | 99.0 | 805.3 | 60.8 | 2.9 |
| <i>Bio brandstof (RME)</i> | 108.7 | 493.2 | 871.9 | | 280.4 | 245.5 | 66.6 |

Deze tabel toont dat de productie van aardgas (CNG) geeft eerder lage emissies tengevolge van de beperkte procesvereisten, behalve voor CH₄. De hoge methaanemissies zijn te wijten aan ontsnapping van het aardgas zelf. Vloeibare brandstoffen gebaseerd op aardolie vereist een grotere productie inspanning waardoor de emissies hoger liggen. De emissies geassocieerd aan de productie van RME liggen heel wat hoger tengevolge van het intensieve landbouwproces dat hier mee gepaard gaat.

⁶ Voor de brandstoffen wordt de energie-inhoud van de verbruikte brandstof gebruikt en voor elektriciteit de verbruikte elektriciteit aan het net om de batterij terug op te laden

b) Waterstof

Volgende cijfers geven een indicatie van het energetische rendement verbonden aan de productie van waterstof [41]:

- Productie van waterstof door elektrolyse 70 - 90 %
- Productie van waterstof uit aardgas 60 - 80 %
- Productie van waterstof uit methanol 70 - 80 %
- Productie van waterstof uit biomassa ~ 70 %
- Transport + distributie vloeibaar waterstof ~ 90 %
- Transport + distributie gasvormig waterstof 90 - 95 %

Verskillende well-to-wheel studies met betrekking tot waterstof en brandstofvoertuigen werden reeds uitgevoerd [42][43]. Echter deze hadden enkel betrekking op CO₂ emissies. Thans zijn er geen gegevens beschikbaar voor de andere pollutanten (zie ook Taak 3).

Momenteel wordt waterstof geproduceerd vanuit fossiele brandstoffen via thermoschemische reformtechnieken. De Stoomreformer op basis van aardgas zou de meest efficiënte, economische en wijdverspreide techniek zijn voor de productie van waterstof. Energetisch gezien is dit beter dan bijvoorbeeld productie van waterstof via elektrolyse op basis van de Belgische netstroom. Elektrolyse uit hernieuwbare energiebronnen biedt uiteraard de grootste potentiële reductie van emissies. Maar de vraag stelt zich indien er voldoende ‘hernieuwbare’ energie beschikbaar is voor toepassing op grote schaal? [44]

Transport van waterstof kan onder vloeibare of gasvormige vorm gebeuren. Transport van vloeibaar waterstof is interessanter omwille van de hogere energetische dichtheid. De productie van vloeibaar waterstof vraagt echter veel extra energie en gaat gepaard met verdampingsverliezen. Opslag van waterstof in het voertuig onder hoge druk (700 bar) is in ontwikkeling en is noodzakelijk om de actieradius van de voertuigen te verhogen. Productie van waterstof aan boord van het voertuig heeft als voordeel dat er geen waterstofinfrastructuur nodig is.

Waterstof kan op twee manieren aangewend worden: enerzijds rechtstreeks door verbranding in een aangepaste verbrandingsmotor of in brandstofcellen voor ‘on board’ productie van elektrische energie voor de elektrische motor. Rechtstreeks gebruik van waterstof in een verbrandingsmotor heeft het nadeel dat omwille van de lage energiedichtheid van waterstof, de actieradius beperkt is. De emissies bij deze technologie zijn echter niet te verwaarlozen. Het grootste probleem is de NO_x uitstoot. Bovendien is de aanwending van waterstofgas met een brandstofcel voor een elektrische motor beduidend efficiënter dan de toepassing van waterstofgas in een (aangepaste) verbrandingsmotor.

De voorkeur voor toepassing van waterstof, ligt bij de PEM-brandstofcellen omwille van de nulmissies bij gebruik, hoge vermogendichtheid en geschiktheid voor variabele belasting.

Indien de nodige technologische hinderpalen overwonnen worden, zal waterstof een belangrijk potentieel zijn voor emissiereductie. Het tijdsperspectief voor grootschalige introductie wordt geschat tussen 2020 en 2030.

c) Elektriciteitsproductie

Elektrische wagens hebben geen emissies bij hun gebruik. Bij de productie van elektriciteit om de batterij van de elektrische wagen terug op te laden, komen echter wel emissies vrij. Teneinde de invloed van de elektriciteitsproductie en transport mee in rekening te brengen zijn verschillende denkwijzen mogelijk.

- Klassiek wordt de gemiddelde samenstelling van het elektriciteitsproductiepark genomen. Dit is voor elektrische voertuigen de meest pessimistische benadering. Het is vergelijkbaar met voor

alle klassieke thermische voertuigen slechts 1 emissieniveau te nemen in overeenstemming met het gemiddelde van het hele wagenpark.

- Door de introductie van elektrische wagens zal meer elektriciteit geproduceerd moeten worden (indien 10% van het bestaande Belgische wagenpark elektrisch zou zijn dan is slechts 1.375 % extra Elektriciteitsproductie nodig⁷). Men zou dus ook kunnen opteren om rekening te houden met de investeringsstrategieën van de elektriciteitsproducenten. Nieuwe elektriciteitscentrales zijn meestal STEG aardgascentrales of gebaseerd op hernieuwbare energiebronnen (voornamelijk windenergie). Deze redenering is uiteraard ook geldig voor extra productie van benzine, diesel, LPG, enz.
- Indien een evengrote introductie (10%) van voertuigen op waterstofgas zou verondersteld worden, en men het waterstofgas zou wensen te produceren via elektrolyse, betekent dit een verhoging met een factor 3 à 4 aan extra elektrische energie vergeleken met batterij elektrische wagens. Dit komt doordat het elektrolyse proces en aansluitend het elektrochemische proces in de brandstofcel een lager rendement hebben, dan wanneer de elektriciteit rechtstreeks wordt gebruikt om de batterij van het batterij elektrische voertuig op te laden.
- Tevens zou men kunnen rekening houden met de vraagproductie-eenheid relatie in functie van de tijd. Men zou kunnen veronderstellen dat de meeste wagens opgeladen worden tijdens de nacht, daar ze op dat ogenblik niet gebruikt worden. 's Nachts wordt de elektriciteit voornamelijk geproduceerd door de basiscentrales (In België: nucleaire energie), waarbij geen emissies gepaard zijn.
- De vrijmaking van de elektriciteitsmarkt, schept de mogelijkheid om “groene stroom” aan een specifieke gebruiker te leveren. De individuele gebruiker van een elektrisch voertuig kan aldus een 100% emissievrije mobiliteit bereiken.

De Commissie voor de Analyse van de Middelen voor Productie van Elektriciteit en de herevaluatie van de Energievectoren (AMPERE), was belast met het formuleren van aanbevelingen en voorstellen inzake de toekomstige keuzen op het vlak van elektriciteitsproductie opdat deze zouden overeenstemmen met de noden van de samenleving, de economie en het milieu van de éérentwintigste eeuw.

Er werd bijzonder aandacht geschonken aan de volgende principes:

- De geleidelijke uitstap uit de kernenergie en het scenario waarbij de reactivering van de kerncentrales zal worden aangevat zodra ze 40 jaar oud zijn;
- De mogelijkheden om de vraag naar elektriciteit te beheersen;
- De noodzaak tot ontwikkeling van hernieuwbare energiebronnen die het mogelijk maken een belangrijke output te produceren.

De leden van de Commissie hebben hun onderzoek gebaseerd op een periode van 20 jaar en hebben zich toegelegd op de technologieën die tegen het jaar 2020 op industriële wijze zouden kunnen worden toegepast en geëxploiteerd.

Voor de studie Ecoscore AMINAL, dient de milieu-impact van voertuigen, in dit geval elektrische, te worden geëvalueerd op een termijn die veel korter is dan de verandering van de samenstelling van het elektriciteitsproductiepark. Vandaar dat voor de geassocieerde emissies de samenstelling van het huidige productiepark zal worden gekozen.

Tabel 14 vergelijkt het elektriciteitsproductiepark van Groot-Brittannië, Verenigde Staten van Amerika en België en hun geassocieerde rendement. In de onderste rij wordt het globale rendement van de mix van de verschillende primaire energiebronnen weergegeven, inclusief het transport en de distributie ervan.

⁷ 10% EV's van 5 milj voertuigen in België = 500.000 EV's,
met een verbruik van 220Wh/km x 10.000km/jaar = 2.2 MWh/jaar
500.000 EV x 2.2 MWh/jaar = 1100 GWh
op een totaal elektriciteitsverbruik van 80 000 GWh = 1.375 %

Tabel 14: Elektriciteitsproductie

| | <i>GB (1999) [37]</i> | | <i>VSA (1997) [38]</i> | | <i>België (1998) [45]</i> | |
|--------------------|-----------------------|-----------|------------------------|-----------|---------------------------|-----------|
| | Mix | Rendement | Mix | Rendement | Mix | Rendement |
| Olie | 1.5% | 35% | 2.2% | 34.5% | 3.0% | 38.0% |
| Aardgas | 32.5% | 42.9% | 8.5% | 33.0% | 21.6% | 36.0% |
| Steenkool | 33.0% | 42.1% | 56.5% | 34.5% | 17.1% | 37.5 |
| Uranium | 26.0% | 36.7% | 18.6% | | 55.2% | 32.5% |
| Anderen | 7.0% | 40.0% | 14.2% | | 3.0% | |
| Distributie | | 92% | | 92% | | 92.0% |
| Mix | | 37.4% | | 31.2% | | 33.6% |

Tabel 15 vergelijkt enkele bronnen met betrekking tot de emissies geassocieerd aan elektriciteitsproductie.

Tabel 15 : Achtergrond emissies voor elektriciteitsproductie ((m)g/kWh⁸)

| | CO ₂ g/kWh | CO mg/kWh | NO _x mg/kWh | NMHC mg/kWh | CH ₄ mg/kWh | SO ₂ mg/kWh | PM mg/kWh |
|--|--------------------------|--------------|---------------------------|----------------|---------------------------|---------------------------|--------------|
| <i>Elek(MEET Mix-1995)</i> | 339.5 | 60.1 | 1041.8 | 44 | 865 | 1920.6 | 97.9 |
| <i>Elek (STEG-1995)</i> | 447.5 | 78 | 495 | 129 | 266 | 0 | 0 |
| <i>Elek (Kern- & hernieuwbare)</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Elek (USA 97) [38]</i> | 647 | 95 | 2031 | 10 | 8 | 2114 | 70 |
| <i>Elek (Elektrabel 2003)</i> | 277.7 | 30 | 392 | 44 | 3.571 | 388 | 42 |

De grootste emissies zijn terug te vinden bij de productie van elektriciteit afkomstig van niet-hernieuwbare energiebronnen. De MEET referentie vertoont voor elektriciteitsproductie zeer hoge emissiecijfers voor CH₄, SO₂ en PM in vergelijking met andere referenties [39,46,47]. Deze emissies zijn bij MEET bijna volledig toe te schrijven aan de steenkoolcentrales. Volgens MEET zijn voor de totale Belgische elektriciteitsproductie mix 85% van de CH₄ emissies afkomstig van de steenkoolontginning en 93% van de SO₂ en 94% van de PM emissies afkomstig tijdens de productie van elektriciteit uit steenkool. Nochtans produceren bij MEET de steenkoolcentrales slechts 23% van de elektriciteit. De SO₂-emissies zijn afhankelijk van het type steenkool (zwavelgehalte) en de gebruikte technologie; de nieuwste steenkoolcentrales stoten niet veel SO₂ meer uit.

De CH₄ emissies zijn sterk afhankelijk van de plaats van ontginning (bovengronds of ondergronds) en van de soort steenkool (vette of magere kool). Sommige mijnen bevatten bijna geen gas, andere juist heel veel. MEET houdt geen rekening met de moderne emissies controle technieken die tegenwoordig de SO₂ en NO_x tijdens de productie van elektriciteit met 90% kunnen terugdringen [48]. Alleen in 1999 al heeft Electrabel de SO₂ emissies met 45% en de NO_x emissies met 30% gereduceerd t.o.v. 1998 [49].

Daarom zullen wij ons baseren in deze studie op meer recentere gegevens afkomstig van Electrabel, met name Elek (Elektrabel 2003) die overeenkomen met de gemiddelde elektriciteitsproductiemix voor België.

⁸ Voor de brandstoffen wordt de energie-inhoud van de verbruikte brandstof gebruikt en voor elektriciteit de verbruikte elektriciteit aan het net om de batterij terug op te laden

2.d.5) Totale emissies

De totale massa van een bepaalde pollutant wordt berekend door de som te maken van alle emissiebronnen beschreven in de voorgaande paragrafen.

$$E_{\text{totaal}} = E_{\text{indirect}} + E_{\text{direct}} \quad (\text{Vgl. 3})$$

Echter de gezondheidsschades en schade aan ecosystemen zijn gedeeltelijk verbonden aan de locatie waar de pollutanten worden uitgestoten. Eén gram uitgestoten pollutant in een landelijke omgeving en één gram in een dichtbevolkte stedelijke omgeving hebben niet hetzelfde effect. Voor vele pollutanten die schadelijk zijn voor de gezondheid geldt: hoe verder men verwijderd is van de bron van vervuiling hoe kleiner de kans schade te ondervinden van deze vervuiling.

Men kan aannemen dat emissies geassocieerd aan de productie van brandstof of van elektriciteit, meestal veraf gelegen van de zones die direct beïnvloed worden door het wegverkeer, minder zwaar zullen doorwegen in de evaluatie van de schade aan de gezondheid en ecosystemen. Deze aanpak wordt onder andere gebruikt in de VS voor het opstellen van het 'Green Book'[34]. In het kader hiervan, wordt er voor de berekening van de EDX score, aan de emissies, geassocieerd aan de productie van brandstof, een gewicht toegekend die 5 maal lager is dan dat van de uitlaat emissies. Voor de schade geassocieerd aan de productie van elektriciteit wordt een gewicht toegekend die 10 maal lager is dan deze aan de directe emissies.

Onder de pollutanten uitgestoten ter hoogte van de productiesites, vormen de vaste stofdeeltjes een bijzonder geval omwille van hun hogere dichtheid ten aanzien van de andere gasvormige pollutanten. De meest zware fracties van de vaste stofdeeltjes worden slechts over relatief korte afstanden getransporteerd door de wind – enkele kilometers hooguit – vooraleer ze op de grond terechtkomen. De kleinste fracties kunnen echter over langere afstanden getransporteerd worden – meerdere honderden kilometers tot meerdere duizenden kilometers – en dichtbevolkte stedelijke omgevingen bereiken waar ze schade kunnen veroorzaken aan een groot aantal mensen en gebouwen. Analyses van vaste stofdeeltjes in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest hebben de aanwezigheid van deeltjes aangetoond, afkomstig van industrie (totaal verschillend dan deze uitgestoten door de verwarming en het wegverkeer in de stedelijke zone) [33].

Voor deze pollutanten kunnen de totale emissies E_{totaal} berekend worden aan de hand van onderstaande formule:

$$E_{\text{totaal}} = E_{\text{direct}} + w_{\text{ind.}} \cdot E_{\text{indirect}} \quad (\text{Vgl. 4})$$

Waarbij : $w_{\text{ind.}}$ de gewichtscoefficiënt, begrepen tussen 0 en 1, toegekend aan de indirecte emissies.

Deze weging van indirecte emissies wordt slechts op die emissies toegepast die een op lokaal niveau een effect hebben ofwel op de gezondheid ofwel op ecosystemen. Betreffende de gassen die een impact hebben op een regionaal of globaal niveau (bijvoorbeeld het broeikas effect), is een dergelijk onderscheid tussen de bron van emissies niet nodig en kunnen de verschillende bijdragen rechtstreeks worden gesommeerd.

Voor een berekening op basis van externe kosten (zie verder) worden deze effecten alsovolgt geïmplementeerd. Daarbij worden met name twee waarden gebruikt. Eén waarde geeft de externe kost van één gram een bepaalde pollutant in een landelijk gebied, terwijl de andere waarde de externe kost van één gram van dezelfde pollutant in een stedelijk gebied beschrijft.

Voor de Ecoscore wordt de volgende aanpak gebruikt: Voor de berekening van de schade ten gevolge van de indirecte emissies, gebruikt men de landelijke externe kosten. Voor de berekening van de schade ten gevolge van de directe emissies, gebruikt men een gewogen gemiddelde van enerzijds de landelijke externe kost en anderzijds de stedelijke externe kost. Dit gewogen gemiddelde maakt gebruik van de verdeling tussen stedelijk en landelijk verkeer, zoals deze werd vastgesteld voor België door het FOD Mobiliteit via de verkeerstellingen 2003 [50]. (Bron: Vito, TEMAT studie)

Tabel 16: verdeling stedelijk - landelijk verkeer België (2003)

| Aandeel (σ) | Stedelijk | Landelijk |
|----------------------|-----------|-----------|
| Personenvervoer | 25% | 75% |
| Zwaar vervoer | 10% | 90% |
| Tweewielers | 40% | 60% |

De specifieke externe kost voor de directe emissies, kan dan berekend worden vanuit de split van stedelijk en landelijk verkeer:

$$SEC_{i,j,direct} = \sigma_{stedelijk} \cdot SEC_{i,j,stedelijk} + \sigma_{landelijk} \cdot SEC_{i,j,landelijk} \quad (\text{Vgl. 5})$$

Waarbij:

$SEC_{i,j,direct}$ = de directe externe kost van pollutent j voor de schadecategorie i, uitgedrukt in € per kg pollutent

$SEC_{i,j,stedelijk}$ = de stedelijke externe kost van pollutent j voor de schadecategorie i, uitgedrukt in € per kg pollutent

$SEC_{i,j,landelijk}$ = de landelijke externe kost van pollutent j voor de schadecategorie i, uitgedrukt in € per kg pollutent

$\sigma_{stedelijk}$ = het aandeel stedelijk verkeer, uitgedrukt in %

$\sigma_{landelijk}$ = het aandeel landelijk verkeer, uitgedrukt in %

De externe kost voor indirecte emissies wordt gelijk gesteld aan de landelijke externe kost:

$$SEC_{i,j,indirect} = SEC_{i,j,landelijk} \quad (\text{Vgl. 6})$$

2.d.6) Geluidsemissies

Net zoals voor de gereguleerde emissies van polluenten, zijn er gegevens vanuit de homologatietesten om het geluidsniveau van het geanalyseerde voertuig te karakteriseren. De waarden die overeenstemmen met de testen op basis van een rijdend voertuig, zijn te verkiezen boven deze van het stationaire testen.

Voor de richtlijnen betreffende geluid wordt verwezen naar paragraaf 3b van het verslag van Taak 3 van het Ecoscore project.

Binnen het consortium werd ervoor geopteerd om geluid mee op te nemen in deze milieu-evaluatie. Geluid heeft een belangrijk effect op de mens. Zowel directe geluidshinder als indirecte impact op de gezondheid zijn belangrijke gevolgen van het geluid te wijten aan het wegtransport.

2.d.6.1) Lawaaihinder

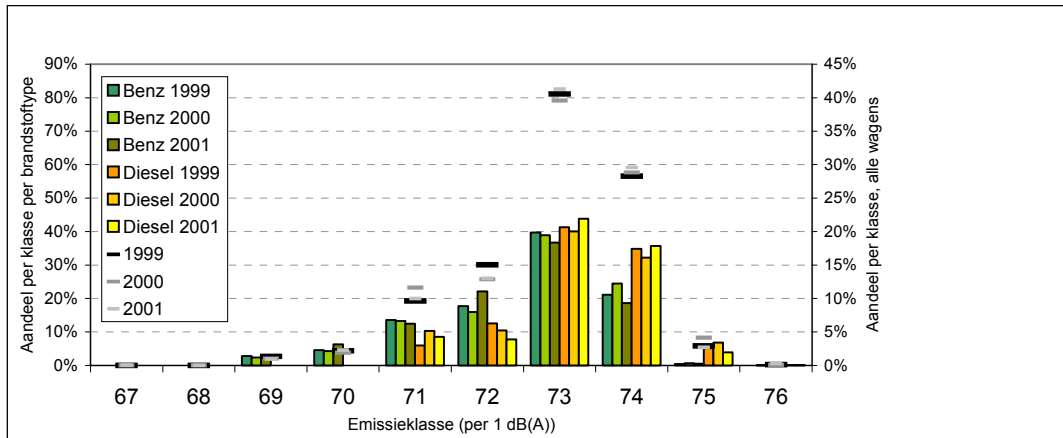
Sinds ongeveer 35 jaar is er een belangrijke verslechtering van het omgevingsgeluid waar te nemen in onze steden. Niet enkel overdag, maar ook 's nachts. De verstoring van het leven buiten, de verstaanbaarheid bij communicatie, de effecten op de gezondheid, de verstoring van de slaap zijn bijzonder belangrijk voor ouderen en kinderen. De effecten van lawaaihinder zijn bovendien vergelijkbaar met de gezondheidseffecten van lokale luchtverontreiniging.

Het lawaai van het wegverkeer is de meest vermelde hinder voor de inwoners van de ontwikkelde landen. De gezondheidseffecten ten gevolge van de geluidshinder hebben een grote inertie en de negatieve gevolgen zijn al ver gevorderd. Een groot deel van de woonplaatsen in de geïndustrialiseerde landen zijn blootgesteld aan meer dan 55 dB(A). De oorzaak hiervan is voor de verschillende landen variabel en hangt af van de specifieke situatie en de bevolkingsdichtheid. Het **wegverkeer** is echter wel overal de hoofdbron van de lawaaihinder, alsook het geluid van de industrie en het spoorverkeer. Uiteraard wordt het effect door verschillende factoren beïnvloed (naast geluidsniveau is ook de bewoning langs drukke verkeersassen een belangrijke oorzaak). Nochtans is, naast het verkeersluw van stedelijke gebieden, het inzetten van stillere wagens een doeltreffende maatregel. Ook voor stillere zones in de stad lijkt de globale geluidsemissie over een grote zone niet onbelangrijk.

Het verschil in geluidsemissie (homologatiewaarde) van verschillende voertuigen is niet groot, maar bedraagt toch enkele dB (zie Figuur 9) bij nieuw gekochte wagens) zodat een positief effect mogelijk is. Ook is er een systematisch verschil tussen benzine en diesel en tussen automatische en manuele versnellingsbak [51].

Niet te verwaarlozen is het effect van bandengeluid en dus van het type band. De huidige EU normen zijn eerder laks. In een traject lopende van 2003 tot 2005 gelden in de EU eisen ten aanzien van de geluidsproductie van banden die nieuw op de markt komen (COM 2001/43). De limietwaarden die daarbij gesteld zijn aan de geluidsemissie zijn zodanig ruim gekozen dat hiervan in de praktijk de komende jaren geen significant geluidsreducerend effect mag worden verondersteld. Naast het terugbrengen van deze limietwaarden op de langere termijn zal dus meer nodig zijn om het bandengeluid op de korte termijn aan te pakken [52]. Een significanter effect valt te verwachten via een ecoscore. Voorlopig wordt bandengeluid niet specifiek opgenomen in deze milieuscore omwille van redenen van databeschikbaarheid (zie Taak 3). Bovendien worden banden gedurende de gebruiksfase van het voertuig vaak vervangen, wat een consistente aanpak bemoeilijkt.

Wel wordt het geluid, gemeten tijdens homologatie van het voertuig, in rekening gebracht. Voor meer details hieromtrent, zie Taak 3 paragraaf 3.b).



Figuur 9: Distributie geluidsemissies

Voor vrachtwagens wordt verwacht dat de spreiding nog groter is, waardoor het te verwachten resultaat nog groter kan zijn. Verdere analyses zijn nodig om dit te kunnen staven.

2.d.6.2) De decibel

De atmosfeer wordt gekenmerkt door een temperatuur T_0 , een volumetrische massa en de atmosferische druk P_0 (ongeveer 10^5 Pa). Verschillende fenomenen en in het bijzonder de trillingen van vaste lichamen kunnen fluctuaties veroorzaken van deze grootheden, die zich doorheen de atmosfeer verspreiden. Het zijn de snelle variaties van de druk, die opgevangen worden door het oor, die geluiden voortbrengen. Als $P(t)$ de ogenblikkelijke druk is, en P_0 de gemiddelde atmosferische druk, dan is het verschil $p(t)=P(t)-P_0$, uitgedrukt in Pascal, de ogenblikkelijke akoestische druk. Zijn gemiddelde waarde is gelijk aan nul.

Om praktische redenen, worden in de telecommunicatie de spanningen en vermogens uitgedrukt als een verhouding ten opzichte van een referentiewaarde. In de akoestiek werden gelijkaardige grootheden gedefinieerd: Het geluidsdrukniveau L_p wordt als volgt gedefinieerd:

$$L_p = 20 \cdot \log \frac{P}{P_0} \quad \text{Vgl. 7}$$

Waarbij: P de effectieve waarde van de geluidsdruk, uitgedrukt in Pascal
 P_0 de referentiedruk ($2 \cdot 10^5$ Pa)

Eveneens wordt gebruik gemaakt van het geluidsvermogen niveau

$$L_w = 10 \cdot \log \frac{W}{W_0} \quad \text{Vgl. 8}$$

Waarbij: W het effectieve geluidsvermogen, uitgedrukt in Watt
 W_0 het referentie geluidsvermogen (10^{-12} Watt)

Deze beide grootheden worden uitgedrukt in decibels. Het is belangrijk het onderscheid tussen beiden te noteren, daar ze allebei als geluidsniveau's worden benoemd.

Het equivalente geluidsdrukniveau tussen de tijden t_1 en t_2 tenslotte, is het niveau van het kwadratisch gemiddelde van de akoestische druk $p(t)$:

$$L_{eq}(t_1, t_2) = 10 \cdot \log \frac{1}{t_2 - t_1} \int_{t_1}^{t_2} \frac{p^2(t)}{p_0^2} dt$$

Vgl. 9

Voor het landvervoer wordt de A-weging gebruikt, die rekening houdt met de gevoeligheid van het menselijk gehoor. Elke equivalent niveau zal worden aangeduid met $L_{eqA,T}$ met $T = t_2 - t_1$

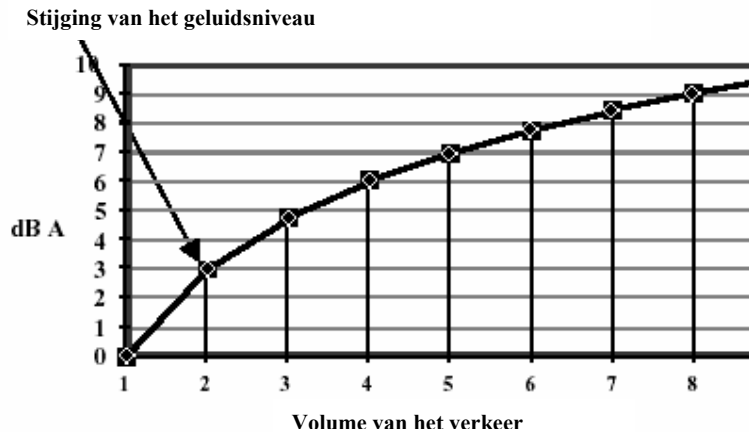
Vb: L_{eqA} van 8u tot 20u tijdens de week wordt gebruikt voor het karakteriseren van het lawaai van het wegverkeer, gemeten tussen 8u en 20u..

In vele Europese landen wordt deze indicator gebruikt voor het karakteriseren van de geluidshinder overdag veroorzaakt door het geluid van het landtransport (wegtransport of spoorverkeer) . L_{eqA} 8u-20u wordt buiten gemeten, voor de gevel van de beschouwde woningen.

In wordt de decibel schaal en bijhorende effecten en mogelijke bronnen weergegeven.

De cumulatie van het geluid door de stijging van het verkeersvolume volgt niet de lineaire regel van de optelling, omwille van de logaritmische aard van de schaal van het geluid. Op Figuur 10 is te zien dat een verdubbeling van het verkeersvolume een toename van 3dB(A) betekent (zie pijl).

Voor de evaluatie de hinder door het geluid afkomstig van het wegvervoer, is niet evident, tenzij in het geval van grote autowegen die heel druk bereden zijn. Het evalueren van de schade veroorzaakt door het geluid tijdens de nacht, is nog minder evident, omwille van de grote variabiliteit van de gevoeligheid van de bevolking hieraan blootgesteld.



Figuur 10: Stijging van het geluidsniveau volgens het volume van het verkeer

2.e) Classificatie van de pollutanten per schadecategorie

In deze tweede stap van het eclectische model worden de in bovenstaande paragraaf besproken emissies toegewezen aan de schadecategorieën waarin zij een bijdrage leveren.

Binnen dit project worden enkel de luchtmissies (Well-to-Wheel), te wijten aan het wegtransport, in beschouwing genomen.

Volgende schadecategorieën worden opgenomen in Ecoscore:

- Broeikaseffect
- Luchtkwaliteit: Menselijke gezondheid en Ecosystemen
- Geluid

Wanneer alle pollutanten worden toegewezen aan één of meerdere schadecategorieën, bekomt men **Tabel 17**.

Tabel 17: Classificatie eclectische model

| Effect | Polluent | Symbol |
|------------------------------|--|------------------|
| Broeikaseffect | | |
| | Koolstofdioxide | CO ₂ |
| | Stikstofoxide | N ₂ O |
| | Methaan | CH ₄ |
| Luchtvervuiling a) | | |
| Menselijke gezondheid | | |
| | VOS | |
| | 1,3 Butadieen | |
| | Formaldehyde | |
| | Benzeen | |
| | HAP | |
| | Benzo(a)pyreen | |
| | Benzo(a)antraceen | |
| | Dibenzo(a)antraceen | |
| | organische stoffen | |
| | KWS | |
| | NMVOS | |
| | Methaan | |
| | anorganische stoffen | |
| | Koolstofmonoxide | CO |
| | Stofdeeltjes | PM ₁₀ |
| | TSP (Particules en suspension Totales) | |
| | Stikstofoxides (in NO ₂ equivalent) | NO _x |
| | Zwavel dioxide | SO ₂ |
| | Ammoniak | NH ₃ |
| Luchtvervuiling b) | | |
| Ecosystemen | | |
| | VOS | |
| | Benzeen | |
| | Tolueen | |
| | HAP | |
| | Stikstofoxides (in NO ₂ equivalent) | NO _x |
| | Zwavel dioxide | SO ₂ |
| | Ammoniak | NH ₃ |
| Geluidshinder | | |
| | Geluid [dB(A)] | |

Zoals men kan zien in deze tabel, komen sommige pollutanten voor in meerdere schadecategorieën. Dit komt doordat deze emissies bijdragen tot deze verschillende schades. Vaak wordt als opmerking gemaakt dat men hierdoor sommige emissies dubbel telt. Dit is echter niet zo, daar bij de berekening

van de schadefactoren hiermee rekening wordt gehouden. Dit komt doordat bij het opstellen van deze schadefactoren de transport, verspreiding en afzetting in verschillende compartimenten in rekening wordt gebracht (zie verder).

2.f) Karakterisatie van de verschillende milieuschades

2.f.1) Inleiding

Deze ‘milieu-evaluatie’ heeft als doel de impact, ten gevolge van de emissies te wijten aan het gebruik van een voertuig, op verschillende schadecategorieën te groeperen en te combineren tot één enkele indicator.

Een belangrijke stap in de opbouw van de methodologie is de karakterisatie. Hierbij wordt de geïnventariseerde hoeveelheid aan emissies voor een bepaalde schadecategorie vermenigvuldigd met een schadefactor. Binnen éénzelfde categorie van schade-effect dient de eenheid, waarin de aldus bekomen schade wordt uitgedrukt, dezelfde te zijn, teneinde deze te kunnen optellen.

In deze derde stap van de methodologie, berekent men de bijdrage tot de verschillende schadecategorieën van de totale geclassificeerde emissies. Zo bekomt men de partiële schades of impacts (Zie (Vgl. 10)):

$$D_{i,j} = \delta_{i,j} \cdot E_{j,totaal} \quad (\text{Vgl. 10})$$

Waarbij: $D_{i,j}$: de partiële schade van de pollutent j tot de categorie i
 $\delta_{i,j}$: de schadefactor van pollutent j tot de categorie i
 $E_{j,totaal}$: de totale emissies van pollutent j

De totale schade Q_i van een bepaalde schadecategorie i, wordt bekomen door de verschillende partiële schades $D_{i,j}$ van deze categorie te sommeren.

$$Q_i = \sum_j D_{i,j} \quad (\text{Vgl. 11})$$

Waarbij: Q_i : de totale schade van de categorie i
 $D_{i,j}$: de partiële schade van de pollutent j tot de categorie i

Elke schadecategorie heeft specifieke eenheden voor de respectievelijke schadefactoren.

In volgende paragrafen wordt een toelichting gegeven bij de verschillende gebruikte karakterisatie methodologieën.

2.f.2) Externe kost versus LCIA systeem

Om de impact op het milieu van een bepaald product (in ons geval een voertuig) na te gaan, kan men gebruik maken van wat men binnen de ‘LCA wereld’, een ‘impact analyse methodologie’ of LCIA noemt. Binnen deze studie zal een dergelijke methodologie worden opgebouwd voor de evaluatie van voertuigen. De gebruikte methodologie in het BIM-Ecoscore project, maakte voor de schadecategorieën ‘Gezondheid’ en ‘Ecosystemen’ gebruik van impactfactoren van de Ecoindicator 99 methodologie. Naast Ecoindicator 99 bestaan nog andere methodologieën, waaronder Impact 2002+, CML2001, EPS 2000, EDIP2000, Ecopoints 97...

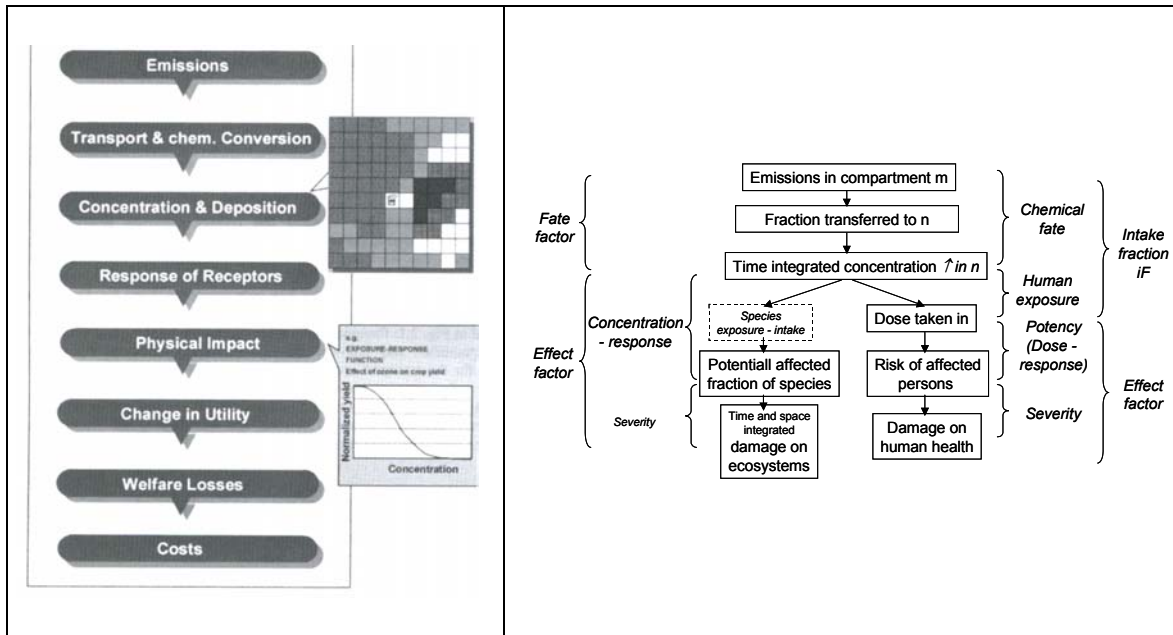
Daarnaast bestaan methodologieën, die de impact van de schade uitdrukken in externe kosten.

Zoals besproken in BIJLAGE 1, is dit een belangrijk verschilpunt tussen de gebruikte methodologie bij BIM-Ecoscore en bij EC-Cleaner Drive. BIM-Ecoscore maakt hoofdzakelijk gebruik van de schadefactoren zoals deze worden toegepast in de EcoIndicator 99 methodologie. EC-Cleaner Drive gebruikt externe kosten, zoals vastgesteld in het ExterneE project.

De voor- en nadelen van beide methodes worden verder in deze bijlage besproken. De keuze van deze schadefactoren is dan ook een belangrijke randvoorwaarde voor de opbouw van de nieuwe methodologie, in het kader van het Ecoscore-AMINAL project.

In **Figuur 11** worden voor de beide methodes de ‘impact pathway’ weergegeven. Dit geeft een schematisch overzicht van de verschillende stappen die gebeuren bij het bepalen/berekenen van respectievelijk een externe kost en een schadefactor.

Hieruit kan men afleiden dat bij externe kosten eerst een gelijkaardige bepaling van de dosis-respons functie gebeurt. Na deze gemeenschappelijke stappen, gaat men bij externe kosten een voor wat betreft de bepaling van de ernst van de schade gebruik maken van economisch model, wat neerkomt op de monetarisatie van de schade.



Figuur 11: Impact Pathway van Externe kosten (links) [53] en van impactfactoren (rechts)[54]

Wanneer we kijken naar de het rechter deel van de **Figuur 11** zien we een samenvatting van de verschillende types van relevante informatie bij de categorieën ‘Menselijke Gezondheid’ en ‘Ecosystemen’. Beschikbare karakteriseringsfactoren voor toxicologische impacts op de menselijke gezondheid in de LCA, maken een combinatie van gegevens over ‘Chemical Fate’, menselijke blootstelling en toxicologische effecten. ‘Chemical Fate’ is samengesteld uit het transport in de omgeving enerzijds, gevolgd door de blootstelling, wat aanleiding geeft tot een bepaalde inname. Vervolgens wordt dit gecombineerd met een effect factor, die het potentiële risico karakteriseert, gerelateerd aan een bepaalde toxische inname. Tenslotte wordt de ernst van de schade gekarakteriseerd, in het geval van een schade georiënteerde methodologie (vb. DALY’s zoals bij EcoIndicator 99).

Effecten op ‘Ecosystemen’ worden in vele opzichten vergelijkbaar behandeld als de effecten op de ‘Menselijke Gezondheid’, maar toch met enkele verschillen. Hetzelfde model als bij ‘Menselijke

Gezondheid' is toegepast, maar de link tussen 'fate' en 'effect' is op het niveau van de concentratie. De blootstelling wordt impliciet in rekening gebracht in de 'effect' factor. De 'fate factor' legt het verband tussen een hoeveelheid emissies en een toename van de concentratie in het milieu. Vervolgens wordt dit gecombineerd met de effect factor, die het risico karakteriseert.

Een veelgemaakte opmerking houdt verband met het toekennen van éénzelfde pollutant tot verschillende schadecategorieën en het mogelijk dubbeltellen van hun impacts. Kan één gram NOx tegelijkertijd een impact hebben op de menselijke gezondheid en op de ecosystemen.

Het is wel belangrijk een onderscheid te maken tussen parallelle impacts (de pollutant heeft ofwel de ene ofwel de andere impact) en seriële impacts (de pollutant heeft tegelijkertijd of achtereenvolgens de beide impacts). Voor beide gevallen mag de hoeveelheid uitgestoten pollutant volledig toegekend worden aan beide (alle) schade categorieën. Voor een seriële impact geeft deze rechtstreeks de werkelijke impact weer. Voor parallelle impacts wordt het gedeelte van de pollutanten dat niet bijdraagt tot de impact weg gefilterd in de fase 'fate modeling' van de impact pathway van de respectievelijke impact factoren.

2.f.2.1) Wat is Eco-Indicator 99?

Eco-Indicator is een schade georiënteerde LCIA methodologie, ontwikkeld door Pré Consultants B.V (NL). Schade georiënteerd wil zeggen dat men tracht de schade-effect keten zo ver mogelijk tot het eindpunt te modelleren.

LCIA staat voor 'Life Cycle Impact Analysis' en is het gedeelte van een LCA waarin de classificatie en karakterisatie van de geïnventariseerde emissies gebeurt. Het doel van de LCIA is het evalueren van de ernst van de potentiële milieu schade door deze emissies, vanuit de LCI of 'Life Cycle Inventory analysis' fase. Beide analyses worden beschreven in ISO-normen (ISO 14041 voor LCI en ISO 14042 voor LCIA).

Na de LCIA fase zijn er nog optionele fases in een LCA:

- Normalisatie: De grootte van de indicator per schade categorie kan relatief berekend worden ten opzichte van referentie informatie
- Weging: de verschillende indicatoren per schade categorie worden verenigd in één enkele indicator, gebruik makend van factoren (wegingsfactoren) gebaseerd op 'waardekeuzes'.
- Groepering: de schade categorieën worden gegroepeerd in één of meerdere sets (wordt niet toegepast binnen deze studie)
- Gevoeligheidsanalyse: Om de invloed na te gaan van eventuele veronderstellingen of variaties op input data, is het aanbevolen een gevoeligheidsanalyse uit te voeren tijdens en na de LCA.

Er zijn 3 verschillende impact categorieën die beschouwd worden in deze methodologie: emissies, landgebruik en grondstoffen. In het kader van dit project, Ecoscore, beschouwen wij enkel lucht emissies ten gevolge van het wegtransport.

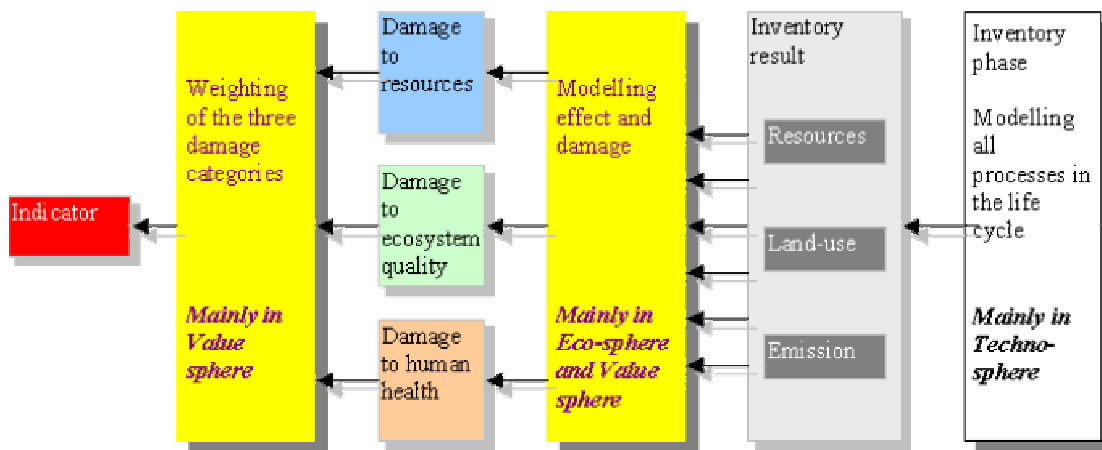
De bij Eco-Indicator gebruikte schaal voor het 'meten' van de gezondheid van een populatie binnen de schadecategorie 'Menselijke Gezondheid' is DALY. DALY staat voor 'Disability Adjusted Life Years'. Om verschillende types van schade aan de menselijke gezondheid te kunnen opnemen in één schadecategorie, heeft men behoefte aan een 'tool' voor een vergelijkende weging van de lichamelijke ongeschiktheid (Eng: disability). De gebruikte DALY schaal werd ontwikkeld door Murray et al

(1996) voor de Wereld Gezondheidsorganisatie en de Wereld Bank. De oorspronkelijke doelstelling van het concept DALY was het ontwikkelen van een ‘tool’ voor het analyseren van nationale gezondheidsbudgetten. Het aantal verloren gezonde levensjaren ten gevolge van de blootstelling aan schadelijke emissies, wordt bepaald aan de hand van toxicologische en epidemiologische gegevens omtrent de effecten van verontreinigende stoffen op de mens.

De kern van het systeem van de DALY's is een schaal voor de weging van lichamelijke ongeschiktheid ten gevolge van gezondheidsschade. Deze schaal omvat een groot aantal lichamelijke ongeschiktheden, uitgedrukt met een getal tussen 0 en 1. 0 komt overeen met een perfecte gezondheid, terwijl 1 overeenstemt met sterfte. Het aantal DALY's is aldus een maat voor het aantal verloren gezonde levensjaren door ziekte of vroegtijdige sterfte. Voor wat betreft ziekte, wordt de ernst en de duur in rekening gebracht. Één DALY komt aldus overeen met één verloren levensjaar

De gebruikte schaal voor het ‘meten’ van de schade aan ecosystemen is PDF. PDF staat voor ‘Potentially Disappeared Fraction’. Een belangrijk verschil met menselijke gezondheid, is dat niet wordt uitgegaan van een individueel organisme, plant of dier. De diversiteit van de soorten wordt als indicator gebruikt voor de kwaliteit van ecosystemen. De schade aan ecosystemen wordt uitgedrukt als een percentage van bedreigde of uitgestorven diersoorten van een bepaald gebied, gedurende een bepaalde tijd.

Onderstaande figuur geeft een overzicht van Eco-Indicator 99:



Figuur 12: Algemene structuur van Eco-Indicator 99

Zoals is af te leiden uit Figuur 12, zijn alle resultaten van de inventarisatie fase verbonden met één of meerdere van de impact categorieën: ‘emissions’, ‘land use’ en ‘resources’. Deze worden vervolgens verder opgedeeld in subcategorieën voor het modelleren van de schade en effecten. Er wordt gebruik gemaakt van drie schade categorieën:

- Menselijke gezondheid: in deze categorie wordt het aantal en de duur van ziektes, en de verloren levensjaren ten gevolge van vroegtijdige sterfte door milieuvervuiling in onder gebracht.
- Ecosystemen: in deze categorie wordt het effect op alle niet-menselijke levensvormen, meer bepaald de invloed op de diversiteit, hun populatie en hun geografische verspreiding.
- Resources: onder deze schadecategorie wordt de energie nodig voor de ontginning en de uitputting van mineralen en fossiele brandstoffen ondergebracht.

2.f.2.2) Wat zijn externe kosten?

Om op een correcte manier om te gaan, met externe kosten, is het belangrijk een beter inzicht te krijgen wat externe kosten precies zijn, en hoe deze worden bepaald. Als definitie van externe kost kan men stellen: “de maatschappelijke kost die niet weerspiegeld is in de prijs”

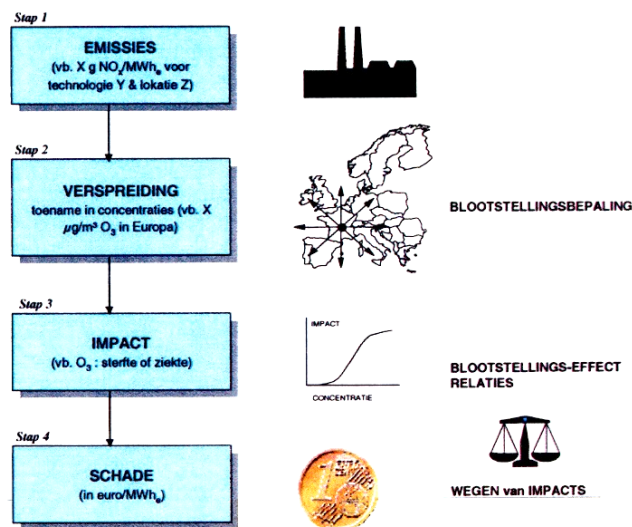
Dit impliceert dat bij bepaalde producten of diensten er maatschappelijke kosten (milieuschade, congestie, gezondheidseffecten,...) zijn die niet worden verrekend in de prijs van het product of de dienst zelf.

Bijvoorbeeld voor transport kan men een onderscheid maken tussen:

- Interne kosten transport: voertuigkost, brandstofkost, verzekering,...
- Externe kosten transport: schade aan volksgezondheid, milieu, congestie, accidenten, hinder (geluid, verkeersleefbaarheid),...

Deze theorie is ontstaan uit de stelling dat de welvaart van een samenleving kan geoptimaliseerd worden door een internalisering door te voeren van deze externe kosten. Ook binnen een Europese context worden er studies en programma's uitgevoerd met als onderwerp de internalisering van externe kosten en kosten-baten analyses als stappen naar een duurzame economische ontwikkeling. Het meest belangrijke project in dit verband is het ExterneE project.

Deze externe kosten voor transport kennen rechtstreekse toepassingen via taksen en subsidies alsook in kosten-baten analyses. Eveneens zijn er onrechtstreekse toepassingen in andere studies (LCA, EU wetgeving,...)



Figuur 13: Impact pathway Externe kosten

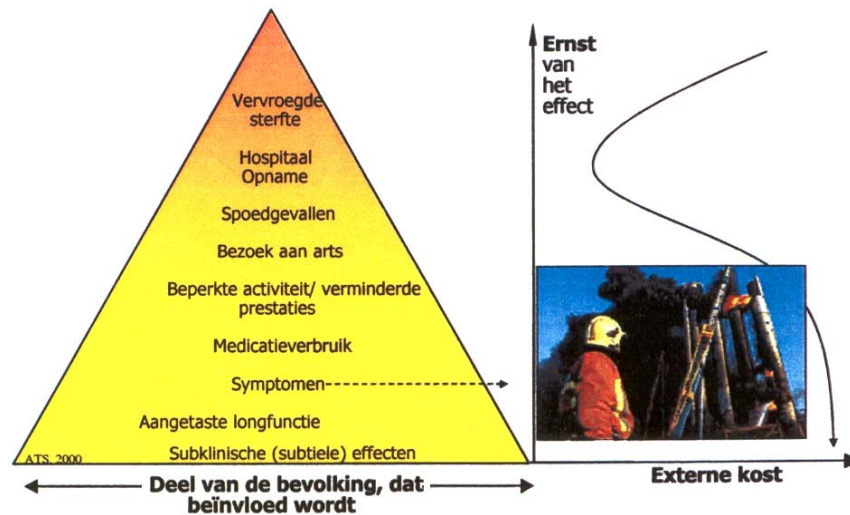
Verder stelt zich de vraag hoe deze externe kosten worden bepaald. Na de impact berekening, gebeurt er een weging op basis van individuele preferenties, met andere woorden:

- Via enquêtes (Willingness To Pay bevestigingen)
- Via marktprijzen (directe kosten patiënten, ‘RIZIV’ kosten)

Voor de weging van morbiditeit, worden de kosten verbonden aan ziekte bepaald, alsook de kost van werkonbekwaamheid en een monetarisering van lijden via specifieke bevestigingen en studies.

Voor de weging van mortaliteit bepaalt men de variabiliteit van de 'Willingness To Pay' in functie van een verandering in risico op sterfte. Verder zijn er studies over de statistische waarde van een leven (ExternE EU 3.4 miljoen €). Specifiek voor luchtverontreiniging gebruikt men een waarde per verloren levensjaar.

Wat belangrijk is bij externe kosten, is dat kleine symptomen, toch een belangrijke kost kan veroorzaken indien het voorkomt bij een grote groep van de bevolking (Figuur 14). Het perspectief betreft bovendien het individu (bevragingen) en is niet op basis van het expertenpanel zoals in het geval van DALY's of PDF's. Dit betekent dat er geen eenduidig verband bestaat tussen Euro en DALY of PDF. Met andere woorden, er bestaat geen constante waarde Euro/DALY.



Figuur 14: Niet lineair verband tussen ernst van het effect en de externe kost

2.f.3) Karakterisering van Broeikaseffect

Voor wat betreft het broeikaseffect, kan worden gebruik gemaakt van GWP (Global Warming Potential) volgens de IPCC (International Panel for Climate Change).

Bij EC-Cleaner Drive (zie BIJLAGE 1) wordt de schade echter uitgedrukt in €, door de Externe kost van CO₂, namelijk 0,046€/kgCO₂, voor de beschouwde broeikasgassen CO₂, CH₄ en N₂O te vermenigvuldigen met hun respectievelijke CO₂-equivalenten, zoals gedefinieerd volgens referentie [55].

In het kader van dit project heeft VITO nieuwe waarden voor de externe kosten van broeikasgassen voorgesteld (zie Tabel 18). In onderstaande tabel wordt een overzicht gegeven van deze GWP's en de externe kosten:

Tabel 18: Schadefactoren broeikaseffect

| Polluent | GWP | Bron | (jaar) | Externe Kosten | |
|------------------|-----|------|--------|----------------|-------------|
| | | | | [CD] | [Vito 2001] |
| CO ₂ | 1 | IPCC | (2001) | 0.046 | 0.016 |
| CH ₄ | 23 | IPCC | (2001) | 0.966 | 0.368 |
| N ₂ O | 296 | IPCC | (2001) | 14.26 | 4.736 |

We merken een groot verschil tussen de externe kost van CO₂, zoals gebruikt bij Cleaner Drive (0.046€/kgCO₂), en de laatste gegevens (0.016 €/kgCO₂) betreffende deze externe kost volgens VITO 2001. Zoals men uit bovenstaande tabel kan afleiden, wordt bij Cleaner Drive de externe kost van CO₂ voor de andere broeikasgassen vermenigvuldigd met hun respectievelijke GWP. Hieruit blijkt dat er een grote onzekerheid is omtrent het correct inschatten van de externe schadekost van het broeikaseffect, omwille van het lange termijn karakter en onzekere impact van het effect zelf.

Daar de externe kost (VITO 2001) van CO₂, de vermijdingskost betreft voor CO₂ in het geval van een bepaalde elektriciteitscentrale [56], is dit product niet representatief voor de milieuschade van de andere gassen. De vermijdingskost van bijvoorbeeld CH₄ zal niet noodzakelijk het product zijn van de vermijdingskost van CO₂ met de verhoudingsfactor (GWP) van CH₄ op het vlak van bijdrage tot het broeikaseffect. Bovendien zegt dit cijfer nog minder over de eventuele vermijdingskost van één gram CO₂ bij de raffinage van een bepaalde brandstofsoort. Dergelijk cijfermateriaal is dus voor een milieuevaluatie zoals AMINAL-Ecoscore, omwille van zijn toepasbaarheid voor verschillende voertuigtechnologieën, minder bruikbaar. Een getal dat iets vertelt over de ernst van schade van een bepaalde emissie, zoals de GWP op zich, is bij een dergelijke evaluatie wel voldoende en dus bruikbaar.

Voor de Ecoscore zullen we ons, voor wat betreft de schadecategorie broeikas effect, baseren op Global Warming Potentials, gepubliceerd door het IPCC [55].

2.f.4) Karakterisering van Luchtkwaliteit

Voor de bepaling van de luchtkwaliteit zijn verschillende methodes mogelijk. Een eerste onderscheid kan gemaakt worden tussen Externe kosten en specifieke schadefactoren. EC-Cleaner Drive maakt gebruik van Externe Kosten komende uit het ExternE project [57]. De benadering dat hier werd gebruikt is de ‘willingness to pay’ (WTP) ten voordele van het milieu of ‘willingness to accept’ (WTA) voor betaling ten bate van milieuschades.

Bij BIM-Ecoscore werd gebruik gemaakt van de EcoIndicator 99 methodologie (EI99). Dit is een schade georiënteerde methode voor levenscyclus impact beoordeling (Life Cycle Impact Assessment). De Eco-indicator 99 methode onderscheidt in hoofdzaak 3 verschillende milieuschade categorieën:

- Menselijke Gezondheid
- Kwaliteit van de Ecosystemen
- Gebruik van grondstoffen (uitputting van de reserves, inclusief fossiele brandstoffen)

Voor toepassing van deze methode voor een Well-to-Wheel analyse van luchtmissies, zijn de eerste twee categorieën van belang. Bij EI99 is voor iedere categorie een schademodel gebruikt, om de geïnventariseerde emissies te linken met de schadecategorieën:

- Schade aan de menselijke gezondheid wordt uitgedrukt in DALY (Disability Adjusted Life Years)
- Schade aan de Ecosystemen wordt uitgedrukt in PDF (Potentially Disappeared Fraction)

Meer details betreffende deze methodologie en de gebruikte impactmodellen kunnen terug gevonden worden in de referenties [58] en [59].

Een vergelijking van beide modellen (Externe Kosten en Eco-Indicator 99) wordt, in wat volgt, beschreven.

Voor het Ecoscore AMINAL project worden binnen de categorie luchtkwaliteit, twee subcategorieën onderscheiden. Gezondheidseffecten en Ecosystemen.

2.f.4.1) Menselijke Gezondheid

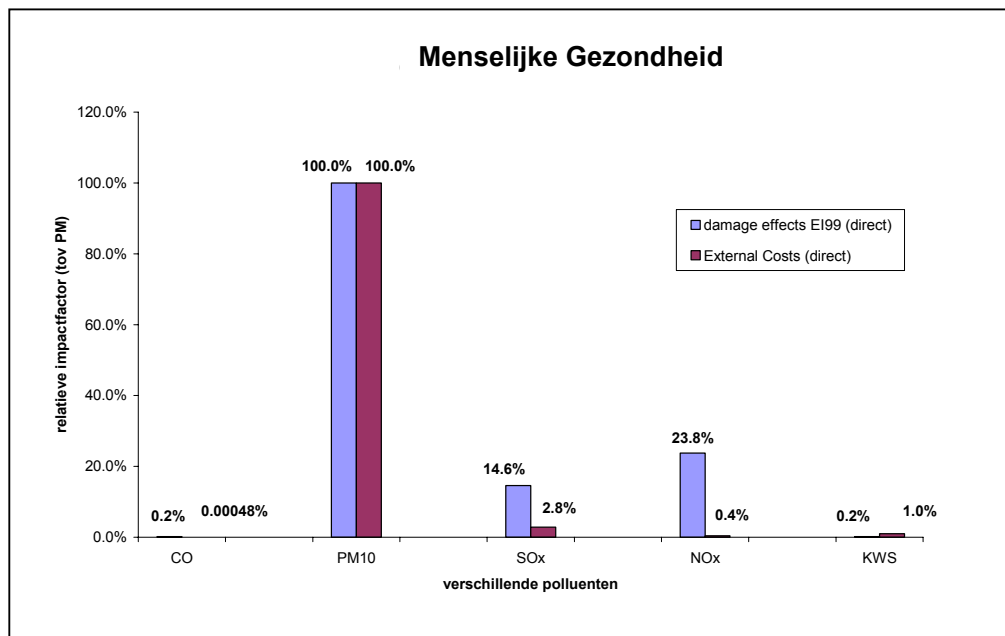
Binnen deze categorie kan men, voor wat betreft de impact van luchtmissies, een onderscheid maken tussen carcinogene effecten en ademhalingseffecten.

Wanneer men de impactfactoren gaat normaliseren, ten opzichte van een gekozen referentie pollutant, kan men het gebruik van externe kosten of schadefactoren met elkaar vergelijken. In Figuur 15, werden de impactfactoren voor de gezondheidseffecten genormaliseerd, ten opzichte van de impactfactor van PM, en uitgezet in grafiek.

Hier kan men zien dat beide modellen een aantal verschillen vertonen. Zo is bijvoorbeeld voor Eco-Indicator 99 de bijdrage tot gezondheidseffecten van SOx kleiner dan deze van NOx, terwijl dit omgekeerd is bij de externe kosten.

Merk eveneens de lage bijdrage van CO ten opzichte van PM voor de externe kosten. Bij Eco-Indicator hebben SOx en NOx eveneens een belangrijk aandeel vergeleken met PM10, bij externe kosten is het relatieve aandeel van SOx en NOx ten opzichte van PM10 zeer laag. Het is duidelijk dat beide modellen belangrijke verschillen tonen. Dit komt omdat externe kosten kleine effecten op een groot deel van de bevolking in rekening brengen.

Deze verschillen kunnen onder andere verklaard worden door de stap van monetarisatie die gebeurt bij het model van de externe kosten. Hoewel beide modellen onzekerheden en onnauwkeurigheden kennen, zorgt deze extra stap van monetarisatie voor een onnodige transformatie van de impacts van de beschouwde pollutanten.

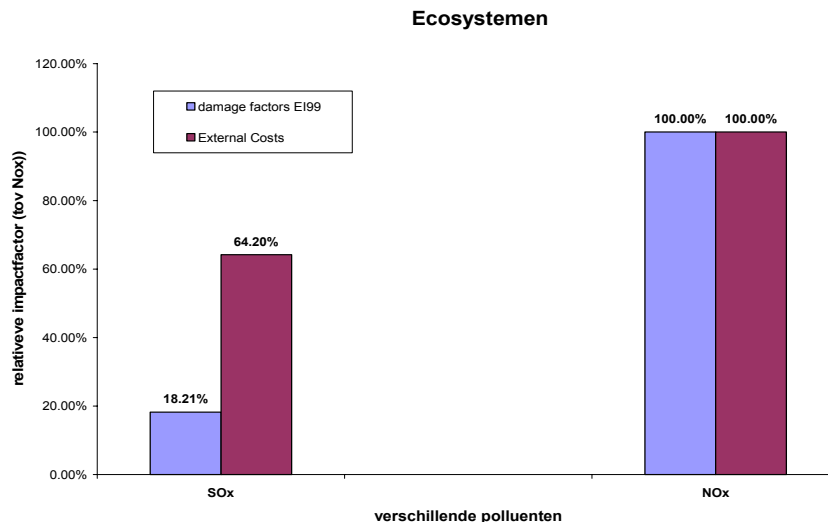


Figuur 15: Externe kosten vs EI99 (gezondheidseffecten)

2.f.4.2) Ecosystemen

Binnen deze categorie kan men een onderscheid maken, voor wat betreft de impact op de ecosystemen, tussen verzuring van het milieu en eutroficatie. Voor deze categorie zijn er voor slechts twee polluenten gegevens beschikbaar betreffende externe kosten.

Een gelijkaardige oefening zoals bij de gezondheidseffecten werd gemaakt. De resultaten kunnen teruggevonden worden op Figuur 16. Bij de LCIA methode is de relatieve bijdrage van SOx slechts 18% ten opzichte van die van NOx. Bij externe kosten methode is dit 64%.



Figuur 16: Externe kosten vs EI99 (Ecosystemen)

2.f.5) Externe kosten versus LCIA systeem: Gevoeligheidsanalyse

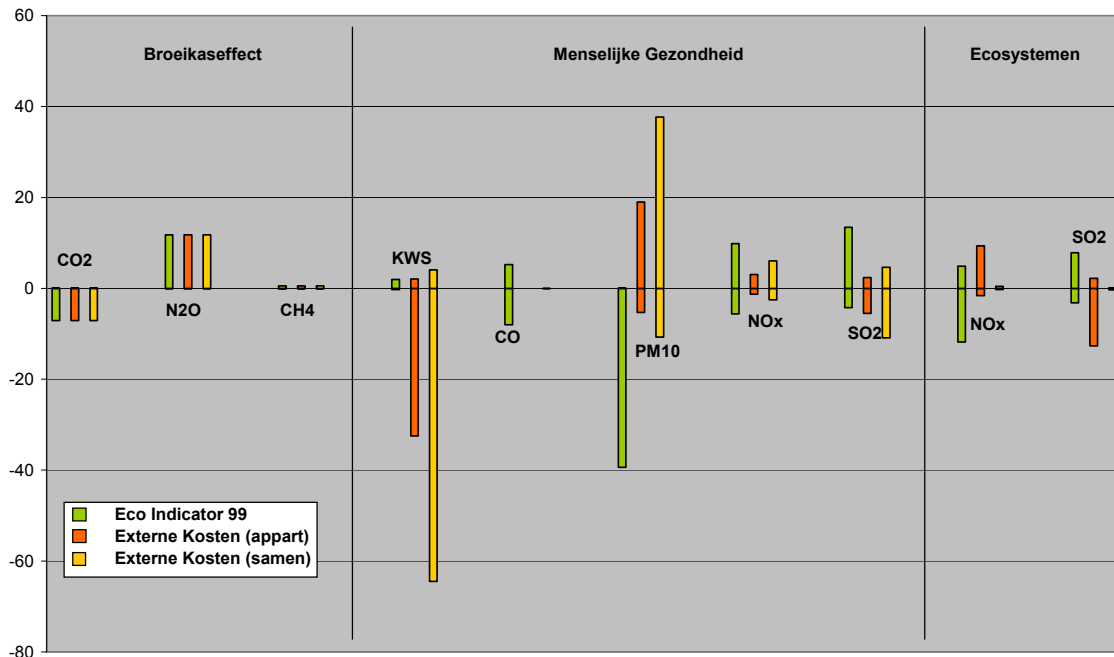
De verschillen tussen LCIA systemen en externe kosten werden nader onderzocht aan de hand van een gevoeligheidsanalyse.

Hiertoe werden er 3 verschillende modellen opgesteld:

- *EI99*: model met schadefactoren volgens de EcoIndicator99 methodologie
- *€ apart* : model met externe kosten, maar Gezondheid en Ecosystemen apart genormaliseerd
- *€ samen* : model met externe kosten, maar Gezondheid en Ecosystemen samen genormaliseerd

Het broeikaseffect werd steeds op basis van GWP's berekend en apart genormaliseerd. Ook voor de schadecategorie geluid is er geen verschil tussen de 3 onderzochte modellen.

De gevoeligheid van de 3 verschillende modellen werd onderzocht. De invloed per polluent op de variaties van emissiewaarden werd weergegeven in Figuur 17.



Figuur 17: Gevoeligheid per pollutie van de 3 modellen

Per pollutie wordt de maximale en minimale afwijking van de 'Totale Impact' weergegeven, berekend op een database van ongeveer 2500 voertuigen uit de categorieën Euro III en Euro IV (zowel diesel als benzine voertuigen).

Per pollutie ziet men steeds drie balkjes. Het eerste balkje komt overeen met het model 'EI99', het tweede komt overeen met het model '€ apart' en het derde balkje komt overeen met het model '€ samen'.

Voor wat betreft het broeikaseffect zijn de drie modellen identiek. Dit is evident daar beide systemen dezelfde impactfactoren gebruiken voor de beschouwde broeikasgassen. In de categorie 'Menselijke Gezondheid' ziet men enkele lichte verschillen tussen de drie systemen.

Het belangrijkste verschil tussen EI99 en de twee modellen op basis van externe kosten, is het verschil in gevoeligheid voor variaties op de pollutieën KWS en CO. Verder zijn de beide modellen op basis van externe kosten gevoelig voor dezelfde pollutieën, maar '€ samen' is steeds gevoeliger dan '€ apart' binnen de subcategorie 'Menselijke gezondheid'.

Omwillen van de relatief lage externe kosten van NOx en SO₂ voor de schadecategorie 'EcoSystemen', vergeleken met de externe kosten van de pollutieën van de schadecategorie 'Menselijke Gezondheid', ziet men een significant verschil in gevoeligheid tussen het model '€ apart' en '€ samen'. Daarom wordt gekozen om met € apart te werken.

Door het beschikbaar zijn van externe kosten in stedelijke en buitenstedelijke context kunnen deze bovendien gebruikt worden als basis voor de weging van directe (tank-to-wheel) en indirecte (well-to-tank) emissies.

Tabel 19: Externe Kosten Luchtkwaliteit

| Effect | Polluent | Symbool | Externe kost | |
|-----------------------|------------------|-----------------|--------------|------------|
| | | | rural | urban |
| Luchtkwaliteit | | | SEC | SEC |
| a) gezondheid | | | landelijk | stedelijk |
| | | | [€/kg] | [€/kg] |
| | Koolwaterstoffen | KWS | 3 | 3 |
| | Koolstofmonoxide | CO | 0.0008 | 0.0032 |
| | Stofdeeltjes | PM10 | 103.49 | 418.61 |
| | Stikstofoxides | NO _x | 1.152 | 1.483 |
| | Zwavel dioxide | SO ₂ | 6.267 | 14.788 |
| Luchtkwaliteit | | | | |
| b) ecosystemen | | | [€/kg] | [€/kg] |
| | Stikstofoxides | NO _x | 0.113 | 0.113 |
| | Zwavel dioxide | SO ₂ | 0.176 | 0.176 |

De externe kosten voor de categorie ‘menselijke gezondheid’ voor de polluenten CO, PM10, NO_x en SO₂ komen uit referentie [60]. De externe kost voor KWS voor dezelfde categorie komt uit referentie [61] alsook referentie [62]. De externe kosten voor de categorie ‘ecosystemen’ voor de polluenten NO_x en SO₂ komen uit referentie [63].

Wanneer we specifiek met externe kosten werken, dienen we voor de berekening een onderscheid te maken tussen de directe en de indirecte emissies en hun respectievelijke specifieke externe kost:

$$D_{i,j} = SEC_{i,j,indirect} \cdot E_{j,indirect} + SEC_{i,j,direct} \cdot E_{j,direct} \quad (\text{Vgl. 12})$$

De specifieke externe kost speelt hier de rol van schadefactor (zie (Vgl. 10)) voor de berekening van de schade, die nu is uitgedrukt in €.

2.f.6) Karakterisatie van Geluidshinder

Voor geluidshinder zijn er externe kosten beschikbaar [64]. Deze zijn marginale kosten, en zijn dus een maat voor de toegevoegde kost per extra voertuigkilometer aan een basissituatie. Deze effecten hebben om evidente redenen een grotere impact in de steden, dan op de autosnelweg en op landelijke wegen. Ook is de impact gedurende de dag verschillend van deze gedurende de nacht. De berekening gaat na wat de waardevermindering van een huis is ten gevolge van een eenheidtoename van het geluid [64]. Deze methode houdt enkel rekening met de directe gevolgen van geluid, zijnde de depreciatie ten gevolge van geluidstoename, maar houdt echter geen rekening met de indirecte gevolgen te wijten aan geluidshinder zoals: verminderde kwaliteit van de nachtrust, zenuwziekten, verhoging van het hartslagritme, verwijding van de bloedvaten, etc.

Tabel 20: Externe kosten geluid

| | € per kilometer per dB |
|--|------------------------|
| Wagen daluren | 7,3 |
| Wagen piekuren | 1,9 |
| Vrachtwagen of bus tijdens daluren | 73 |
| Vrachtwagen of bus tijdens piekuren | 19 |

Dit zorgt voor problemen voor de afweging van deze schadecategorie ten opzichte van de andere categorieën. Het moneteriseren van de schade heeft als voordeel dat alles in termen van € kan uitgedrukt worden, en dus gemakkelijk te integreren in beleidsmaatregelen. Maar de vraag is of dat één euro schadekost ten gevolge van het broeikas effect (vermijdingskosten) kan opgeteld worden met één euro schadekost ten gevolge van de vermindering van de luchtkwaliteit, met zijn effecten op de menselijke gezondheid en op de ecosystemen of met één euro schadekost ten gevolge van een eenheid geluidstoename.

Bovendien kan men deze marginale externe kosten niet gebruiken in de Ecoscore daar ze meestal opgesteld zijn op basis van de immissie rond een verkeersstroom. Ze zijn dus afhankelijk van de plaats- en tijdsgeboden omstandigheden (verschil dag en nacht, aantal gehinderde personen) en berekenen de schade ten opzicht van een bestaande situatie (verkeersstroom). Hierdoor is het moeilijk een directe link met het individuele voertuig te leggen, zoals dit bij de Ecoscore gebeurt. De Ecoscore is een milieuratng van voertuigen onafhankelijk van de verkeersstroom of gemiddeld wagenpark. Deze marginale externe kosten kunnen wel gebruikt worden voor een beleid dat zich richt naar het gebruik van voertuigen.

Bovendien stelt zich het probleem dat het lawaai niet enkel wordt gekarakteriseerd door een bepaald geluidsdruk niveau, maar eveneens door een bepaalde toon of frequentie. Zo is de hinder van lawaai van voorbijrijdende auto's verschillend van deze van het lawaai van toeterende wagens in een verstopte verkeerssituatie in de stad. Ook het inventariseren van het lawaai stelt hier duidelijk problemen.

Daarom werd beslist voor het Ecoscore project geen externe kosten te gebruiken voor de categorie geluidshinder. Bovendien werden alle categorieën apart genormaliseerd, en gebruik gemaakt van een wegingsysteem, waardoor het gebruik van externe kosten geen verder voordeel biedt.

Voor de berekening van de impact ten gevolge van de geluidsemissies, wordt rechtstreeks gebruik gemaakt van de logaritmische dB(A) schaal. Deze geeft weer in welke mate de geluidsterkte wordt waargenomen door het menselijk gehoor.

Aangezien de kleine variaties op de totale waarde van de geluidsemissies, kan ervoor worden gekozen om de nulwaarde te verleggen op 40dB(A). Er werd voor deze waarde gekozen, daar ze overeenkomt met het geluidsniveau van rustig achtergrond geluid en wordt niet als storend wordt ervaren. **Net zoals bij de schade van uitlaatgassen, waarbij de milieuvriendelijk gelijkgesteld werd aan nulemissies, wordt bij geluid milieuvriendelijk gelijkgesteld aan 40dB(A) (niet storend geluid).**

Voor de berekening van de impact op de schadecategorie geluid, wordt dus de geïnventariseerde geluidsemissie waarde met 40dB(A) verminderd (Vgl. 13).

$$Q_{geluid} = D_{geluid} = E_{geluid} - 40[dB(A)] \quad (\text{Vgl. 13})$$

Hierdoor verschilt de berekening van de schade ten gevolge van geluidsemissies ten opzichte van de berekening van de schade ten gevolge van de luchtmissies (cf. zie paragraaf 2.f) op pagina 42).

2.f.7) Besluit

Beide methodes (schadefactoren (LCIA) en Externe kosten) voor de karakterisatie van effecten op de luchtkwaliteit hebben voor- en nadelen, zoals hierboven werd besproken. Ook zijn beide methodes onderhevig aan onzekerheden.

Externe kosten hebben het voordeel dat voor sommige kleine effecten op de gezondheid toch een belangrijke externe kost wordt toegekend omdat ze op een groot aantal mensen impact hebben, vergeleken met een relatief kleine impactfactor. Dit komt doordat kleine impacts op gezondheid toch een grote sociale kost kunnen veroorzaken door ziekte en werkonbekwaamheid.

Op basis van bovenstaande analyse werden de impactfactoren voor de verschillende schadecategorieën als volgt gekozen:

- Broeikaseffect GWP
- Luchtkwaliteit
 - Menselijke gezondheid Externe kosten
 - Ecosystemen Externe kosten
- Geluid dB(A) (geen specifieke schadeberekening)

2.g) Normalisatie ten opzichte van een referentiesituatie

2.g.1) Inleiding

Door het toepassen van een normalisatie, is het mogelijk de verschillende schades, veroorzaakt door voertuigen, met elkaar te vergelijken en te evalueren ten opzichte van een referentie. Zo kan men onderzoeken wat de ernst of grootte van de schade is, veroorzaakt door het voertuig.

De selectie van het referentievoertuig is een belangrijke stap in de Ecoscore methodologie. Dit aspect was ook een belangrijk verschilpunt tussen de BIM-Ecoscore methodologie en de EC-Cleaner Drive methodologie (zie BIJLAGE 1).

Bij BIM-Ecoscore was het referentievoertuig overeenkomstig met de ‘best beschikbare technologie’ (EURO IV en 120 gCO₂/km) en bij EC-Cleaner Drive werd gebruik gemaakt van een absolute vergelijking tussen een nulmissievoertuig (best beschikbare technologie) en de ‘slechtst beschikbare technologie’ (EURO III en 350 gCO₂/km).

De keuze van het referentievoertuig geeft de relatieve positie van de andere voertuigen weer, ten opzichte van dit referentievoertuig. De keuze van dit referentievoertuig zal dus bepalen hoeveel wagens er beter scoren dan deze referentie. Met het oog op een goede differentiering van lage emissiewagens is het aangewezen voor dit referentievoertuig een voertuig te kiezen met lage emissiewaarden.

2.g.2) Berekening

Het normaliseren gebeurt door de totale schade te delen door de totale schade van het referentievoertuig (Vgl. 14).

$$q_i = \frac{Q_i}{Q_{i,ref}} \quad (\text{Vgl. 14})$$

Waarbij : q_i : de genormaliseerde schade van de categorie i

Q_i : de totale schade van het geëvalueerde voertuig tot de categorie i

$Q_{i,ref}$: de totale schade van het referentie voertuig tot de categorie i

Als referentievoertuig voor de evaluatie van personenvoertuigen werd een fictief voertuig gekozen dat voldoet aan de EURO IV emissie normen.

Verder werd voor wat betreft de CO₂-uitstoot een referentiewaarde gekozen van 120g per kilometer.

Het referentieniveau van geluidsemissie werd vastgesteld op 70 dB(A).

A-priori is het niet nodig dat een referentie echt bestaat of gehaald wordt, aangezien het slechts een vergelijkingspunt is. Toch zijn de hier gemaakte keuzes voor referentiewaarden niet technisch onhaalbaar. Een verschillende voertuigen uit de beschikbare databank evenaren of overtreffen zelfs de respectievelijke bovenvermelde referenties (zie hoofdstuk 6). Aldus kan het ‘fictieve’ referentie voertuig als streefdoel worden beschouwd voor de auto-industrie, de overheid en de verschillende gebruikersgroepen.

2.h)Weging van de verschillende milieu-impacts

De finale stap van de methodologie bestaat uit de weging van de verschillende schades, alvorens ze worden samengeteld, om zo de finale ‘Totale Impact’ te bekomen (Vgl. 15).

$$\text{Totale Impact} = \sum_i \alpha_i \cdot q_i \quad (\text{Vgl. 15})$$

Waarbij : α_i : wegingsfactor van de schade categorie i

q_i : genormaliseerde schade van categorie i

Deze weging laat toe aan een bepaalde schade een groter belang te hechten, dan een ander.

De wegingsprocedure gebeurt op basis van een stakeholder experten panel.

Vanuit het consortium werd op basis van de weging van andere rating systemen (eg. IFEU[65], Green Car[34], EcoLabel[66]) een voorstel gemaakt voor de waarden van deze wegingsfactoren en overlegd met de expertengroep.

Tabel 21: Wegingsfactoren

| Schadecategorie | Wegingsfactor (α) |
|------------------------------|----------------------------|
| Broeikaseffect | 40% |
| Luchtkwaliteit | 40% |
| <i>waarvan:</i> | |
| <i>Menselijke Gezondheid</i> | <i>(20%)</i> |
| <i>Ecosystemen</i> | <i>(20%)</i> |
| Geluid | 10% |

Een groot gewicht (40%) werd toegekend aan het broeikaseffect. Dit komt overeen met de weging toegepast in de andere modellen (eg. IFEU[65], Green Car[34], EcoLabel[68]). Bij Het BIM-Ecoscore was het gewicht lager (25%) daar andere effecten (zoals schade aan gezondheid) belangrijker werden geacht, gezien de stedelijke context.

Eveneens werd er een groot gewicht (40%) toegekend aan de Luchtkwaliteit. De luchtkwaliteit werd in de classificatie verder onderverdeeld in ‘Menselijke Gezondheid’ en ‘EcoSystemen’. De verdeling tussen deze twee subcategorieën werd evenredig verdeeld (20%-20%).

Een eerder laag gewicht van 10% werd toegekend aan geluid, daar er een groot verschil bestaat tussen de homologatie waarden en de werkelijke ‘in-use’ waarden omwille van de dominantie van het contactgeluid van de banden met het wegdek. Door deze onzekerheid op de inputdata werd de bijdrage tot de eindscore beperkt.

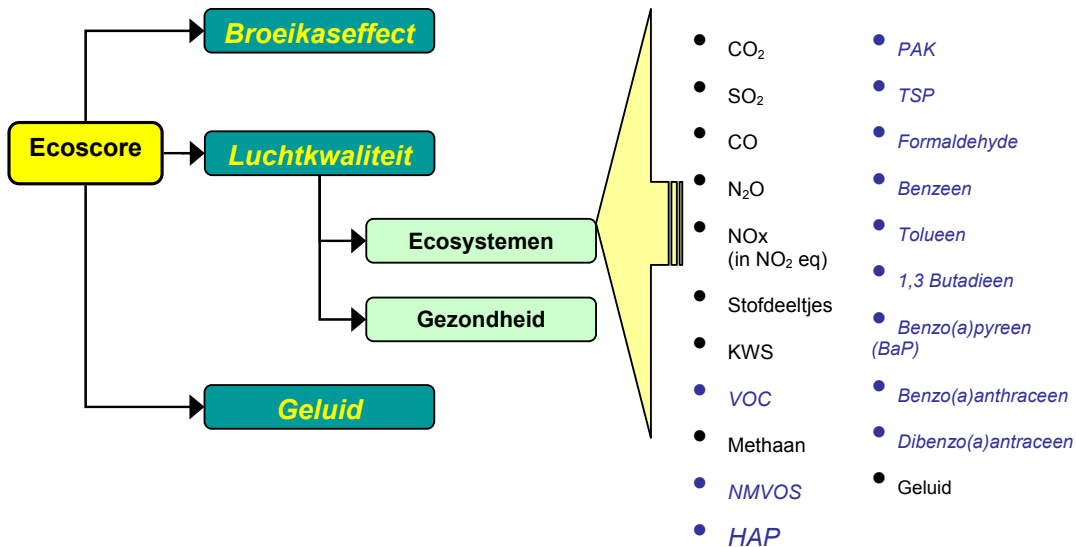
2.i) Overzicht van het eclecticische model

In dit hoofdstuk werd het eclecticische model besproken. Dit model beschrijft alle parameters en effecten die zouden moeten worden in rekening gebracht om de totale milieuschade van voertuigen te kunnen bepalen. Het beschrijft tevens de principes waarop een dergelijke methodologie gebaseerd moet zijn.

Een eclecticisch model is echter niet eenvoudig, noch transparant. Het heeft als voordeel te kunnen duiden op de complexiteit van de materie en de eventuele behoefte voor een meer diepgaand wetenschappelijk onderzoek tot het verzamelen en actualiseren van alle vereiste data. Het eclecticische model zal echter toelaten bij de vereenvoudiging tot een werkbaar beleidsondersteunend model, de sensitiviteit van genomen hypothesen te onderzoeken.

In hoofdstuk 3 van dit verslag wordt het pragmatische model, Ecoscore genaamd, toegelicht. Dit model houdt rekening met deze randvoorwaarden alsook met de databeschikbaarheid die besproken wordt in het verslag van Taak 3.

Het eclecticische model van Ecoscore AMINAL kan als volgt schematisch worden weergegeven:



Figuur 18: Eclecticisch model Ecoscore AMINAL

De emissies in het donkerblauw en schuin gedrukt, worden niet meegenomen in het pragmatische model omwille van het niet beschikbaar zijn van de data voor elk individueel voertuig (zie ook taak 3 voor databeschikbaarheid).

3. Opstellen van het pragmatische model (Taak 1d)

3.a) Inleiding

Om deze methodologie te kunnen toepassen voor beleidsondersteunende doeleinden en eveneens rekeninghoudend met de randvoorwaarden en de databeschikbaarheid (zie Taak 3), dient het eclectische model vereenvoudigd te worden. Transparantie en eenduidigheid zijn hierbij van groot belang. In het bijzonder voor de selectie van de nodige parameters voor het Ecoscore model zal eveneens rekening worden gehouden met de toepasbaarheid op alle voertuigen:

- Nieuwe voertuigen
- Oude voertuigen
- Alternatieve voertuigen (LPG, CNG, hybride, batterij elektrische, brandstofcel, biobrandstoffen, enz.)
- Omgebouwde voertuigen (uitlaatgasnabehandelingssystemen)
- Zwaar vervoer (bussen en vrachtwagens)
- Tweewielers

3.b) Segmentering van de voertuigcategorieën

Een eerste belangrijke stap in het uitwerken van een pragmatisch of beleidsondersteunend model, is het segmenteren van de range van voertuigen waarvoor men de Ecoscore dient te berekenen.

Een segmentatie is belangrijk omdat dit ons toelaat verschillende voertuigen met elkaar te vergelijken binnen een aldus afgebakende voertuigcategorie. Voertuigen die tot een verschillende voertuigcategorie behoren, zullen echter niet vergelijkbare scores hebben. Zo is het bijvoorbeeld niet zinnig om een kleine stadswagen te vergelijken met een zware vrachtwagen. Dit is eveneens een belangrijk aspect voor de toepasbaarheid van de Ecoscore voor beleidsmaatregelen. Wel werd ervoor gekozen om alle segmenten van personenvoertuigen (kleine gezinswagens, monovolume, sportwagens, terreinwagens,...) onder te brengen in een zelfde categorie van voertuigen voor de berekening van de Ecoscore. Dit moet toelaten de mensen duidelijk te maken dat een kleine stadswagen een kleinere impact kan hebben op het milieu en de gezondheid, dan bijvoorbeeld een grote terreinwagen.

Als basissegmentatie beschouwen we de segmentering van de UN-ECE (United Nations Economic Committee for Europe). Deze wordt weergegeven in onderstaande tabel:

Tabel 22: Voertuig categorieën UN-ECE

| Categorie | UN-ECE classificatie |
|---------------|----------------------|
| Personenwagen | M1 |
| Bestelwagen | N1 |
| Zwaar vervoer | N2 en N3 |
| Bussen | M2 en M3 |
| Tweewielers | L1-L6 |

Er werd ervoor gekozen enkel volgens soort te segmenteren (zie bovenstaande tabel). Dit voorkomt een al te grote versnippering en zorgt voor een goede toepasbaarheid en transparantie van de methode.

Rekening gehouden met de databeschikbaarheid en met bovenstaande segmentering, werd in overleg met het consortium beslist drie groepen te vormen. Per groep zal een Ecoscore model opgebouwd worden. Deze drie groepen zijn:

- **Licht Vervoer:** personenwagens (M1) en lichte bestelwagens (N1)
- **Zwaar Vervoer:** Minibusjes (M2), grote bussen (M3), middelzware en zware vrachtwagens (N2 en N3)
- **Tweewielers:** bromfietsen, motorfietsen en aanverwanten (L1-L6)

3.c) Beschrijving van het beleidsondersteunende model voor licht vervoer

De beschrijving van het pragmatische en beleidsondersteunende model is sterk gebaseerd op de reeds eerder toegelichte methode van het eclecticische model. Daarom zal het pragmatische model in deze paragraaf slechts bondig worden toegelicht.

3.c.1) Inventarisatie

In deze eerste stap wordt een beschrijving gegeven van welke polluenten in rekening worden gebracht.

De gegevens verbonden aan de emissiewaarden van polluenten kunnen als volgt worden samengevat:

- Brandstofgegevens
- Directe emissiewaarden
- Indirecte emissiewaarden

Zoals eerder vermeld worden de volledige ‘Well-to-Wheel’ emissies in rekening gebracht (directe en indirecte emissies). Dit heeft als voordeel verschillende alternatieve brandstoffen en aandrijvingen met elkaar te kunnen vergelijken.

3.c.1.1) Brandstofeigenschappen

Deze gegevens zijn uiteraard functie van het type brandstof (benzine, diesel, LPG, CNG, enz.) en omvatten de energetische dichtheid van de brandstof, uitgedrukt in kilojoule per kilogram brandstof. De dichtheid van de brandstof uitgedrukt in gram per liter, de waterstof - koolstof verhouding van de brandstof [%]; het zwavelgehalte [ppm]; de verhouding van distikstofoxide op koolstofdioxide [%] en de verhouding methaan op koolwaterstoffen [%].

In de Tabel 23 worden deze gegevens samengevat (bronnen van deze gegevens worden weergegeven in taak 3) :

Tabel 23: Brandstofeigenschappen

| | Energie inhoud | Dichtheid | Zwavel gehalte | N ₂ O/CO ₂ ratio |
|------------------------|-------------------|-----------|-------------------|---|
| | [kJ/kg] | [g/L] | [ppm] | [%] |
| Benzine | 42715 | 755 | 50 | 0.04024 |
| Diesel | 43274 | 850 | 50 | 0.00354 |
| CNG (G20) | 49578 | 717 | 0 | 0.03159 |
| LPG | 45114 | 550 | 15 | 0.03159 |
| Biodiesel (RME) | 37700 | 880 | 100 | 0.00354 |

3.c.1.2) Directe emissiewaarden

De directe emissiewaarden gebruikt in het pragmatische model, bestaan uit geregementeerde emissies en niet-geregementeerde emissies.

De weerhouden geregementeerde emissies zijn:

- Koolstofmonoxide (CO)
- Stikstofoxides (NO_x)
- Koolwaterstoffen (HC of KWS)
- Stofdeeltjes (PM)

De niet geregementeerde emissies bestaan uit:

- Koolstofdioxide (CO₂)
- Zwaveldioxide (SO₂)
- Distikstofoxide (N₂O)
- Methaan (CH₄)

De emissies in de praktijk kunnen vele malen hoger liggen dan de emissies gemeten tijdens de homologatietesten. Deze verschillen beïnvloeden eveneens de gerelateerde milieuschade. In het pragmatische model wordt hiermee geen rekening gehouden, daar er geen voldoende betrouwbare en vergelijkbare gegevens beschikbaar zijn voor elk individueel voertuig (zie taak 3 voor verdere toelichting hieromtrent). Het gebruik van homologatiedata biedt wel vergelijkbare inputdata voor de ranking van voertuigen op vlak van milieuscore.

Alhoewel PAK's verantwoordelijk worden geacht voor niet verwaarloosbare schade aan de gezondheid van de mens en aan het klimaat, werd er beslist in de huidige stand van kennis deze stoffen niet in deze milieu evaluatie te integreren, rekening gehouden met de belangrijke onzekerheid van de emissiefactoren voor de verschillende beschouwde voertuigcategorieën.

Voor een verdere bespreking van de andere pollutanten wordt verwezen naar Taak 3 betreffende de beschikbaarheid van de gegevens.

3.c.1.3) Indirecte emissiewaarden

Voor de achtergrondemissies zullen we ons baseren op emissiefactoren uit de studie MEET voor de conventionele brandstoffen (benzine, diesel, LPG en aardgas), op de Well-to-Wheel studie van General Motors voor Biodiesel (RME) en op emissiedata van Electrabel voor toepassing van elektriciteit als energiebron (op basis van elektriciteitsmix 2003 en niet bijvoorbeeld enkel STEG centrales). Deze emissies kunnen berekend worden in functie van de energie-inhoud van het gebruikte brandstoftype (uitgedrukt in kWh). Voor wat betreft de emissiedata voor andere biobrandstoffen (FT diesel, Bio-Ethanol), wordt verwezen naar taak 3, paragraaf 4.c). Aangezien niet voor alle verschillende pollutanten (CO) data werden gevonden en er geen voertuigrecords beschikbaar zijn voor deze andere biobrandstoffen, werden hier geen verdere analyses uitgevoerd.

Tabel 24 geeft een overzicht van deze emissies (gemiddelde voor België):

Tabel 24: Achtergrondemissies voor de productie van de brandstof [mg/kWh]⁹

| Brandstoftype | CO [mg/kWh] | NMHC [mg/kWh] | NOx [mg/kWh] | PM [mg/kWh] | CO ₂ [mg/kWh] | SO ₂ [mg/kWh] | N ₂ O [mg/kWh] | CH ₄ [mg/kWh] |
|------------------------|----------------|------------------|-----------------|----------------|-----------------------------|-----------------------------|------------------------------|-----------------------------|
| Benzine | 18.4 | 761.4 | 151.9 | 8.6 | 33100 | 236.2 | 0 | 62.6 |
| Diesel | 16.6 | 315.4 | 129.6 | 3.6 | 24500 | 174.2 | 0 | 56.5 |
| CNG (G20) | 5.0 | 99.0 | 38.2 | 2.9 | 14759 | 60.8 | 0 | 805.3 |
| LPG | 14.8 | 202.7 | 116.3 | 5.4 | 21600 | 114.1 | 0 | 58 |
| Biodiesel (RME) | 493.1 | 280.4 | 871.9 | 66.6 | -172786 | 245.5 | 0 | 0 |
| ElecRenew | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| ElecBelg03 | 30 | 44 | 392 | 42 | 277683 | 388 | 1.558 | 3.56 |

Voor dit pragmatische model wordt gekozen om de meest recente emissiegegevens (productiejaar 2003) afkomstig van Electrabel en SPE te gebruiken. Voor brandstoffen waarvan recentere emissiegegevens (nog) niet beschikbaar zijn, zullen de oudere gegevens uit MEET gebruikt worden. (Zie ook Taak 3).

3.c.2) Classificatie van de pollutanten per schadecategorie

In deze tweede stap van de methodologie worden de reeds berekende emissies toegewezen aan de schadecategorieën waartoe zij een bijdrage leveren. Het is juist in deze stap dat zich het grootste verschil bevindt tussen het pragmatische en het eclectische model. Niet alle pollutanten besproken in het eclectische model zijn voor elk individueel voertuig beschikbaar (zie Taak 3).

Onderstaande lijst vat deze schadecategorieën samen, alsook de overeenstemmende pollutanten en hun chemische formule:

1. **Broeikasewffect**
 - Koolstofdioxide CO₂
 - Distikstofoxide N₂O
 - Methaan CH₄
2. **Luchtvervuiling**
 - a) **gezondheid**
 - KWS
 - Koolstofmonoxide CO
 - Stofdeeltjes PM₁₀
 - Stikstofoxides (in NO₂ equivalent) NO_x
 - Zwavedioxide SO₂
 - b) **ecosystemen**
 - Stikstofoxides (in NO₂ equivalent) NO_x
 - Zwavedioxide SO₂
3. **Geluidshinder**
 - Geluid [dB(A)]

⁹ Voor de brandstoffen wordt de energie-inhoud van de verbruikte brandstof gebruikt en voor elektriciteit de verbruikte elektriciteit aan het net om de batterij terug op te laden

3.c.3) Karakterisatie van de schades

In deze etappe berekent men voor iedere schadecategorie, in welke mate de emissies bijdragen tot de schade.

Per schadecategorie zijn de gebruikte schadefactoren uitgedrukt in dezelfde eenheid, opdat deze zouden samengeteld kunnen worden, om zo de totale schade per categorie te kunnen berekenen.

De gebruikte eenheden voor het pragmatisch Ecoscore model zijn:

- Voor het **Broeikaseffect**: GWP's (Global Warming Potentials) of CO₂-equivalenten. Zie paragraaf 2.f.3) voor verdere toelichting.
- Voor **Menselijke gezondheid**: wordt gebruik gemaakt van externe kosten (uitgedrukt in €/gram emissie). Zie paragraaf 2.f.4.1) voor verdere toelichting.
- Voor **Ecosystemen**: wordt eveneens gebruik gemaakt van externe kosten (uitgedrukt in €/gram emissie). Zie paragraaf 2.f.4.2) voor verdere toelichting
- Voor **Geluidshinder**: wordt de waarde uitgedrukt in dB(A) en verminderd met 40dB(A), wat overeenkomt met de referentie van achtergrondgeluid. Zie paragraaf 2.f.6) voor verdere toelichting.

Op deze manier gebeurt de karakterisatie van de schade van de polluenten op basis van een internationaal erkende en wetenschappelijk onderbouwde methode.

3.c.4) Normalisatie van de schades

In deze stap wordt de gekarakteriseerde schade, per schadecategorie, vergeleken met een referentiesituatie om zo te bepalen in welke mate deze schade significant is.

In het pragmatische model werd beslist om als referentieniveau de schade te nemen, veroorzaakt door een fictief voertuig, waarvan de emissies overeenkomen met deze van de EURO IV norm (personenauto). Deze normen zijn met de huidige beschikbare technologieën bereikbaar. Voor de niet gereguleerde emissie, werd het referentieniveau gedefinieerd op een zwavelgehalte van 50 ppm. Als CO₂ uitstoot werd de doelstelling genomen van 2012 van de Europese Unie om de CO₂ uitstoot te beperken, wat neerkomt op een uitstoot van 120gCO₂/km.

$$Schade(p.u.) = \frac{Schade\ Voertuig}{Schade\ Referentie\ Voertuig} * 100\% \quad (Vgl. 16)$$

Hoe groter deze waarde, hoe groter de schade veroorzaakt door het voertuig.

De gegevens van dit fictieve referentievoertuig voor het Ecoscore model voor licht vervoer worden weergegeven in **Tabel 25**.

Tabel 25: 'Tank-to-Wheel' emissies van het referentievoertuig voor licht vervoer

| | Geluid [dB(A)] | CO ₂ [g/km] | N ₂ O [g/km] | CH ₄ [g/km] | CO [g/km] | HC [g/km] | NO _x [g/km] | PM [g/km] | SO ₂ [g/km] | verbruik [l/100km] |
|---------------|-------------------|---------------------------|----------------------------|---------------------------|--------------|--------------|---------------------------|--------------|---------------------------|-----------------------|
| Tank-to-Wheel | 70 | 120 | 0.005 | 0.02 | 1 | 0.1 | 0.08 | 0 | 0.004137 | 5.48 |

Tabel 26: 'Well-to-Tank' emissies van het referentievoertuig voor licht vervoer

| | Geluid [dB(A)] | CO ₂ [g/km] | N ₂ O [g/km] | CH ₄ [g/km] | CO [g/km] | HC [g/km] | NO _x [g/km] | PM [g/km] | SO ₂ [g/km] | verbruik [kwh/km] |
|--------------|-------------------|---------------------------|----------------------------|---------------------------|--------------|--------------|---------------------------|--------------|---------------------------|----------------------|
| Well-to-Tank | | 16.2 | 0 | 0.03 | 0.009 | 0.37 | 0.07 | 0.004 | 0.12 | 0.49 |

3.c.5) Weging van de schades

Deze laatste stap bestaat erin aan de verschillende genormaliseerde schades gewichten toe te kennen, vooraleer ze opgeteld worden om de 'Totale Impact' te berekenen. Voor het pragmatische model werd dezelfde weging genomen als bij het eclectische model (zie paragraaf 2.h).

3.c.6) Overzicht beleidsondersteunend model

De AMINAL-Ecoscore methodologie kan als volgt overzichtelijk worden samengevat:

Tabel 27: Samenvatting AMINAL-Ecoscore

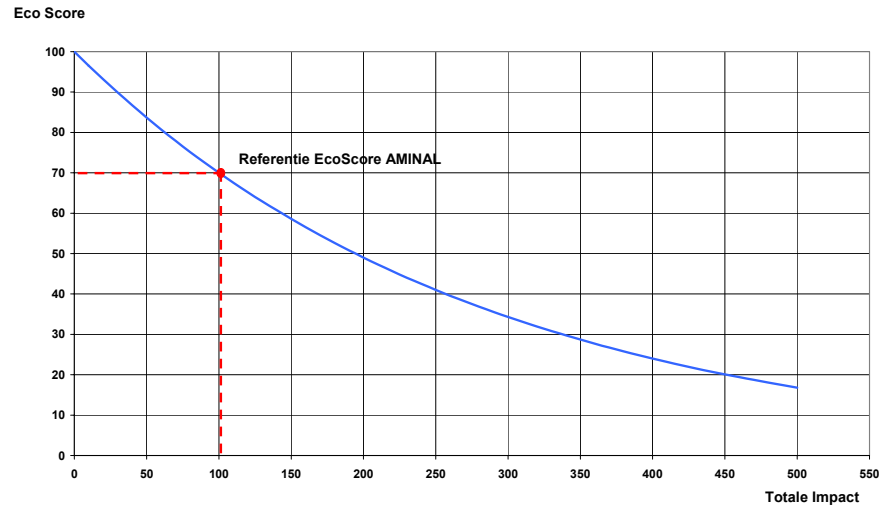
| Classificatie | Weging | Inventarisatie | Eenheid | Karakterisatie | | Indirect/direct ω_{ind} |
|------------------------------|--------|------------------|---------|----------------|-----------|-----------------------------------|
| | | | | landelijk | stedelijk | |
| 1) Broeikaseffect | 50% | CO ₂ | GWP | 1 | 1 | 1 |
| | | CH ₄ | GWP | 23 | 23 | 1 |
| | | N ₂ O | GWP | 296 | 296 | 1 |
| 2) Luchtkwaliteit | (40%) | - | - | - | - | - |
| 2a) Menselijke Gezondheid | 20% | KWS | €/kg | 3 | 3 | 1 |
| | | CO | €/kg | 0.0008 | 0.0032 | 0.25 |
| | | PM10 | €/kg | 103.49 | 418.61 | 0.247 |
| | | NO _x | €/kg | 1.152 | 1.483 | 0.777 |
| | | SO ₂ | €/kg | 6.267 | 14.788 | 0.424 |
| 2b) Ecosystemen | 20% | NO _x | €/kg | 0.113 | 0.113 | 1 |
| | | SO ₂ | €/kg | 0.176 | 0.176 | 1 |
| 3) Geluidshinder | 10% | geluidsemisatie | dB(A) | - | - | nvt |

3.c.7) Herschaling

Voor de communicatie met een breed publiek is het belangrijk dat de uiteindelijke score, die aan het voertuig wordt toegekend, gemakkelijk communiceerbaar en begrijpbaar is. In deze context werd ervoor gekozen dat de uiteindelijke Ecoscore een getal is tussen 0 en 100.

Een Ecoscore '0' betekent dat het voertuig een oneindig grote impact heeft milieu (extreem milieu onvriendelijk), terwijl een Ecoscore '100' betekent dat het voertuig heel erg milieuvriendelijk is.

Hiervoor werd gebruik gemaakt van een logaritmische herschaling (zoals weergegeven in Figuur 19). Verder werd de score geïnverteerd. Hierdoor komt de nieuwe score van 0 overeen met oneindig schadelijk en een score van 100 overeen met totaal niet schadelijk. 70 werd gekozen als waarde voor het referentievoertuig. Hiermee ligt de herschaling volledig vast (zie formule (Vgl. 6)).



Figuur 19: Logaritmische herschaling

Het is hierdoor wel belangrijk om goed een onderscheid te maken tussen de ‘Totaal Score’ (oorspronkelijk resultaat van het pragmatische model) en de herschaalde ‘Ecoscore’.

$$EcoScore = 100.e^{-0.00357*TI}$$

(Vgl. 17)

Waarbij: TI = Totale Impact

Een gelijkaardige herschaling werd gebruikt voor de Green Score, beschreven in het ACEEE’s Green Book® [34]. Hier wordt de herschaling gebruikt om over te gaan van de EDX (Environmental Damage Index) naar de Green Score. In plaats van een logaritmische herschaling wordt gebruik gemaakt van een gamma functie.

3.d) Aanpak voor oude voertuigen

Een belangrijke randvoorwaarde van het Ecoscore AMINAL project is de bruikbaarheid van het model voor het volledige Vlaamse/Belgische wagenpark. Dit betekent dus dat het rekenmodel ook voor oude voertuigen toepasbaar moet zijn.

Voor oudere voertuigen (pre-EURO, EURO I en EURO II) zijn niet steeds alle emissiegegevens beschikbaar per individueel voertuig.

De voertuiggegevens zijn voornamelijk afkomstig van de voertuigdatabanken van Febiac en/of DIV. We beschikken over gegevens van personenvoertuigen van Febiac vanaf 1998 en gegevens van DIV sinds 2002. Ontbrekende homologatiedata werden aangevuld met limietwaarden of met emissiewaarden volgens de COPERT III methodologie. Meer toelichting hieromtrent kan gevonden worden in paragraaf 4c van het rapport van Taak 3.

Voor verdere toelichting betreffende de beschikbaarheid van emissiegegevens voor oudere voertuigen kan worden verwezen naar Taak3.

3.e) Aanpassingen van het model voor zwaar vervoer

Naast het personenvervoer is het goederenvervoer eveneens een belangrijke bron van luchtvervuiling, voor wat betreft het aandeel wegtransport.

Het is bijgevolg wenselijk dat de Ecoscore methodologie toepasbaar is voor de evaluatie van het zwaar vervoer.

Het zwaar vervoer, zoals beschouwd in dit project, omvat volgende verschillende voertuigcategorieën:

- M2: Minibussen
- M3: Bussen
- N3: zware vrachtwagens
- N2: middelzware vrachtwagens

Hiertoe dienen er enkele aanpassingen te gebeuren, opdat de berekening op basis van de beschikbare gegevens kunnen gebeuren (zie paragraaf 4.b) van het rapport van Taak 3). De homologatie testen voor het zwaar vervoer zijn verschillend van deze van personenvoertuigen en zijn gebaseerd op het verbruik en de emissies van de motor en dus niet op basis van het voertuig als geheel.

Een belangrijk verschil tussen de gegevens van personenvoertuigen en deze van het zwaar vervoer is de eenheid waarin de opgemeten emissiewaarden worden uitgedrukt. De emissiedata van de nieuwe motoren voor zwaar vervoer zijn uitgedrukt in g/kWh, terwijl deze van personenvoertuigen uitgedrukt worden in g/km. Dit verschil zorgt ervoor dat beide emissiedata van personenvervoer en van zwaar vervoer, niet met elkaar vergeleken kunnen worden.

Als referentiewaarden werden de Euro III EEV (Enhanced Environmental Vehicle) emissiewaarden gebruikt, met een verbruik van 200 g/kWh. Deze emissielimiet wordt verder toegelicht in paragraaf 3.a) van het rapport Taak 3.

Als referentiewaarde voor het geluidsemissieniveau werd 76 dB(A) gekozen (zie verslag Taak 3).

De indirecte emissiewaarden werden berekend op basis van een verbruikcijfer van 200 gram brandstof per kilowattuur en met de emissiefactoren voor de productie van dieselbrandstof (zie Tabel 24).

Tabel 28: Tank-to-Wheel emissies van het referentievoertuig voor zwaar vervoer

| | Geluid [dB(A)] | CO ₂ [g/kWh] | N ₂ O [g/kWh] | CH ₄ [g/kWh] | CO [g/kWh] | HC [g/kWh] | NO _x [g/kWh] | PM [g/kWh] | SO ₂ [g/kWh] | verbruik [g/kWh] |
|---------------|-------------------|----------------------------|-----------------------------|----------------------------|---------------|---------------|----------------------------|---------------|----------------------------|---------------------|
| Tank-to-Wheel | 76 | 628 | 0.022 | 0.022 | 1.5 | 0.25 | 2 | 0.02 | 0.02 | 200 |

Tabel 29: Well-to-Tank emissies van het referentievoertuig voor zwaar vervoer

| | Geluid [dB(A)] | CO ₂ [g/kWh] | N ₂ O [g/kWh] | CH ₄ [g/kWh] | CO [g/kWh] | HC [g/kWh] | NO _x [g/kWh] | PM [g/kWh] | SO ₂ [g/kWh] | verbruik [kWh/kWh] |
|--------------|-------------------|----------------------------|-----------------------------|----------------------------|---------------|---------------|----------------------------|---------------|----------------------------|-----------------------|
| Well-to-Tank | | 58.9 | 0 | 0.136 | 0.040 | 0.76 | 0.31 | 0.009 | 0.42 | 2.40 |

Voor wat betreft de emissiewaarden voor distikstofoxide en methaan, wordt gebruik gemaakt van volgende formule (Vgl. 18 en Vgl. 19)[69]. In tegenstelling tot de berekening van de N₂O emissies voor personenvervoer, waar er emissiewaarden per technologie worden gebruikt (zie paragraaf 4.b.1 van het rapport Taak 3).

$$E_{N_2O} = r_{N_2O/CO_2} \cdot 100 \cdot E_{CO_2}$$

Vgl. 18

$$E_{CH_4} = r_{CH_4/CO_2} \cdot 100 \cdot E_{CO_2}$$

Vgl. 19

Waarbij de factoren r_{N_2O/CO_2} en r_{CH_4/CO_2} afhankelijk zijn van de gebruikte brandstof. Deze emissiefactoren worden weergegeven in onderstaande tabel:

Tabel 30: Verhoudingen N₂O en CH₄ op CO₂ en per brandstoftype

| | N₂O/CO₂ ratio | CH₄/CO₂ ratio |
|------------------------|--|--|
| | [%] | [%] |
| Benzine | 0.04024 | |
| Diesel | 0.00354 | 0.0000354 |
| Biodiesel (RME) | 0.00354 | 0.0000177 |
| CNG (G20) | 0.03159 | 0.0002124 |
| LPG | 0.03159 | |

Voor deze opsplitsing baseren we ons op de resultaten van het FOD Mobiliteit via de verkeerstellingen 2003 [50], waarin voor zwaar vervoer een modale split van 10% stedelijk verkeer en 90% buitenstedelijk verkeer wordt verondersteld (zie Tabel 16). Hiermee zal worden rekening gehouden bij de externe kosten berekening voor de schade bepaling voor de categorieën ‘Menselijke Gezondheid’ en ‘Ecosystemen’ (zie paragraaf 2.f.5) van dit rapport).

3.f) Aanpak voor gemotoriseerde tweewielers

Emissies van gemotoriseerde tweewielers hebben in het verleden weinig aandacht gekregen vergeleken met de emissies van personenvoertuigen of van zwaar vervoer. In landen waar een grote vloot van gemotoriseerde tweewielers op de weg aanwezig is, is gebleken dat hun bijdrage tot de luchtvervuiling significant kan zijn. Hun bijdrage wordt bovendien steeds belangrijker, rekening gehouden met de strenge beperkingen op de emissies van de personenvoertuigen en van het zwaar vervoer. Tweetakt motoren kunnen belangrijke hoeveelheden koolwaterstoffen emitteren, terwijl andere metingen uitwezen dat viertakt motoren gebruikt in gemotoriseerde tweewielers lang niet aan de eisen voldoen van deze toegepast in personenvoertuigen.

Wanneer we kijken naar de telling van het Vlaamse voertuigenpark (anno 2002) merken we voor wat betreft het aantal motorfietsen een belangrijke stijging. Een verdubbeling van het aantal inschrijvingen van motorfietsen werd vastgesteld in de periode 1990 en 2002 van 65 245 tot 172 547 exemplaren.

Voor de bepaling van het pragmatisch Ecoscore model voor gemotoriseerde tweewielers kan dezelfde methode gebuikt worden als voor personenwagens. Het enige dat hierbij dient te worden aangepast is de keuze van het referentievoertuig en de verdeling van stedelijk en buitenstedelijk verkeer.

Naar analogie worden volgende referentiewaarden voorgesteld voor gemotoriseerde tweewielers (zie Tabel 31 en Tabel 32).

Tabel 31: Tank-to-Wheel emissies van het referentievoertuig voor tweewielers

| | Geluid [dB(A)] | CO ₂ [g/km] | N ₂ O [g/km] | CH ₄ [g/km] | CO [g/km] | HC [g/km] | NO _x [g/km] | PM [g/km] | SO ₂ [g/km] | verbruik [l/100km] |
|----------------------|-------------------|---------------------------|----------------------------|---------------------------|--------------|--------------|---------------------------|--------------|---------------------------|-----------------------|
| Tank-to-Wheel | 76 | 66 | 0.002 | 0.2 | 2 | 0.8 | 0.15 | 0 | 0.002 | 3 |

Tabel 32: Well-to-Tank emissies van het referentievoertuig voor tweewielers

| | Geluid [dB(A)] | CO ₂ [g/km] | N ₂ O [g/km] | CH ₄ [g/km] | CO [g/km] | HC [g/km] | NO _x [g/km] | PM [g/km] | SO ₂ [g/km] | verbruik [kwh/km] |
|---------------------|-------------------|---------------------------|----------------------------|---------------------------|--------------|--------------|---------------------------|--------------|---------------------------|----------------------|
| Well-to-Tank | | 8.9 | 0 | 0.02 | 0.005 | 0.2 | 0.04 | 0.002 | 0.06 | 0.27 |

Voor deze opsplitsing baseren we ons op de resultaten van het FOD Mobiliteit via de verkeerstellingen 2003 [50], waarin voor tweewielers een modale split van 40% stedelijk verkeer en 60% buitenstedelijk verkeer wordt verondersteld (zie Tabel 16). Hiermee zal worden rekening gehouden bij de externe kosten berekening voor de schade bepaling voor de categorieën 'Menselijke Gezondheid' en 'Ecosystemen' (zie paragraaf 2.f.5) van dit rapport).

3.g) Aanpak voor uitlaatnabehandeling

De Ecoscore is ook toepasbaar op bestaande voertuigen die na aankoop uitgerust worden met een uitlaatgasnabehandelingssysteem. Ook andere retrofits, zoals bijvoorbeeld de installatie van een roetfilter, dient door de Ecoscore methode te kunnen behandeld worden.

Teneinde vergelijkbare gegevens te hebben voor deze categorie van voertuigen, is het wenselijk dat deze 'retrofits' terug worden onderworpen aan een certificatie-test, zodat een attest met de resultaten van de emissies na de installatie kan worden gebruikt als input voor de berekening van de Ecoscore (zie ook verslag Taak 5 in verband met de beleidsmaatregelen).

Op basis van de resultaten van onderzoek, uitgevoerd door Vito in opdracht van AMINAL, werden voor een aantal nabehandelingssystemen voor zwaar vervoer, de emissiereductiefactoren opgesteld. Deze factoren worden voorgesteld in onderstaande Tabel 33:

Tabel 33: Effect op de emissies en het verbruik van uitlaatgasnabehandelingssystemen voor zwaar vervoer

| Reductie van uitlaatgasnabehandeling Technologie | PM % | CO % | KWS % | NO _x % | N ₂ O % | Verbruik (toename) % |
|---|---------|---------|----------|----------------------|-----------------------|-------------------------|
| Oxidatiekatalysator | 5-50 | 50-85 | 50-85 | 0 | 0 | 0 |
| Katalytische deeltjesfilter | >85 | >85 | 50-85 | 0 | 0 | 0-5 |
| Continuous Regenerating Trap (CRT) | >85 | >85 | >85 | 0 | 0 | 0-5 |
| Filter met additief | >85 | 5-50 | 5-50 | 0 | 0 | 5 |
| Filter met brander | >85 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 |

3.h) Aanpak voor alternatieve voertuigen

Voor een bespreking van de databeschikbaarheid van voertuigen die gebruik maken van alternatieve brandstoffen wordt verwezen naar het verslag van Taak 3. Op basis van deze data kan het pragmatisch Ecoscore model worden toegepast.

3.h.1) Biodiesel

Het gebruik van biobrandstoffen voor transporttoepassingen is een thema in volle actualiteit. De bespreking van de resultaten in dit rapport beperken zich echter tot één van de verschillende types biobrandstoffen, meer bepaald biodiesel (RME). Dit komt doordat op vlak van databeschikbaarheid, nodig voor de invulling van het ecoscore model, de nodige input zeer beperkt is. Zie Taak 3 voor verdere toelichting hieromtrent. De toepassing van biodiesel heeft vooral tot doel de bruikbaarheid van het ecoscore model te demonstreren. Bovendien laat het toe, te duiden op noodzakelijke studie naar de huidige emissies bij de productie van biodiesel en andere biobrandstoffen. De keuze voor biodiesel is dus (noodgedwongen) enkel op basis van databeschikbaarheid, en omvat aldus geen boodschap omtrent mogelijke prioriteiten binnen het kader van biobrandstoffen.

a) Indirecte emissies

Gegevens voor de productie van biodiesel werden bekomen uit de ‘Well-to-Wheel analysis’ van General Motors: (Zie Taak 3 paragraaf 4d). Deze gegevens worden hieronder hernomen in samen met de indirecte emissiewaarden van gewone diesel. Voor indirecte emissiedata van andere biobrandstoffen wordt verwezen naar taak 3, paragraaf 4.c). De analyses gemaakt in het kader van deze studie gebeurden op basis van beschikbare voertuigdata, die zich beperkten tot biodiesel (RME).

Tabel 34: Indirecte emissiewaarden Biodiesel (RME) versus gewone diesel

| | CO | NMHC | NOx | PM | CO ₂ | SO ₂ | N ₂ O | CH ₄ |
|------------------------|------------|----------|------------|-----------|-----------------|-----------------|------------------|-----------------|
| | [mg/kWh] | [mg/kWh] | [mg/kWh] | [mg/kWh] | [mg/kWh] | [mg/kWh] | [mg/kWh] | [mg/kWh] |
| Diesel | 17 | 315 | 130 | 4 | 24500 | 174 | 0 | 57 |
| Biodiesel (RME) | 493 | 280 | 872 | 67 | -172 786 | 246 | 0 | 0 |

Hier ziet men een duidelijke toename van een aantal emissies zoals koolstofmonoxide, stikstofoxides, zwaveldioxide en zelfs roetdeeltjes bij toepassing van biodiesel, vergeleken met gewone diesel. Deze emissies zijn te wijten aan het landbouwproces dat gepaard gaat met de productie van biodiesel. Het voordeel van biodiesel is echter de ‘negatieve’ emissiewaarde voor koolstofdioxide. Dit komt overeen met een opname van CO₂ tijdens de productie van de brandstof. Het groeien van planten gaat immers gepaard met opname van koolstofdioxide. Het landbouwgebied zou ook kunnen gebruikt worden door andere gewassen. De CO₂ die dan vermeden zou worden werd niet in rekening gebracht bij de CO₂ die vermeden wordt bij het telen van planten voor biodiesel. Opnieuw kan gesteld worden dat bijkomende studie noodzakelijk is voor een update van de emissiedata van productie van RME biodiesel, alsook voor andere biobrandstoffen (FT-diesel, PPO, bio-ethanol).

b) Directe emissies

Het toepassen van biodiesel in plaats van gewone diesel, heeft een invloed op het niveau van de uitlaatgassen van het voertuig. In het kader van het Susatrans project [70] werd de invloed hiervan onderzocht en emissiefactoren werden afgeleid. Deze emissiefactoren worden weergegeven in

voor toepassing van 100% biodiesel (RME). Voor verdere toelichting hieromtrent, alsook voor de berekening van SO₂, CH₄, N₂O bij biobrandstoffen, wordt verwezen naar Taak 3, in het bijzonder paragraaf naar 4.b).

Tabel 35: Emissiefactoren voor biodiesel (RME) - directe emissies

| Factor | CO | NMHC-HC | NO_x | PM |
|-----------------|-----------|----------------|-----------------------|-----------|
| Biodiesel (RME) | 0,5 | 0,5 | 1,1 | 0,5 |

Het verbruik wordt berekend vanuit het conventionele brandstofverbruik, op basis van de verbrandingswaarde. Dit geeft een correctiefactor van 111% voor toepassing van 100% biodiesel.

Voor andere biobrandstoffen zijn geen voertuigen aanwezig in de databank.

3.h.2) Waterstofgas

Voor wat betreft waterstof voertuigen, zijn er geen gegevens beschikbaar, met betrekking tot de productie van waterstofgas (enkele CO₂). De bijhorende indirecte emissies zijn sterk afhankelijk van de gebruikte productiemethode. Aangezien er nog geen eenduidige productiemethode bestaat voor grootschalige productie van waterstof voor transporttoepassing kunnen er geen verdere uitspraken worden gemaakt in het kader van de berekening van een Ecoscore voor dit type voertuigen. Voertuigen die op waterstof rijden, zijn nog niet commercieel beschikbaar. Slechts een klein aantal prototypes wordt op dit moment uitgetest.

De Ecoscore methodologie kan echter wel toegepast worden voor brandstofcelvoertuigen, zodra de nodige emissiedata beschikbaar zijn.

4. Basisanalyse Ecoscore model

4.a) Resultaten Ecoscore voor personenvervoer

De Ecoscore AMINAL rekenmodule voor personenvoertuigen (zie rapport Taak 2) werd aan de hand van de beschikbare data toegepast op de eerste versie van de databank opgesteld in Taak 3. Deze analyse liet niet enkel toe de methodologie te beoordelen, maar eveneens fouten uit de voorlopige databank te halen. In hoofdstuk 6 kan men de eindresultaten terugvinden.

Voor de analyse van de methodologie en om een idee te krijgen van de spreiding van de resultaten werd een set van 22 personenvoertuigen (M1), met verschillende types brandstof, alsook van verschillende klassen emissienormen, geselecteerd. Er werden veel voorkomende voertuigmodellen geselecteerd met een cilinderinhoud van ongeveer 1600cc. Deze keuze zorgt ervoor dat de resultaten beter met elkaar vergelijkbaar zijn. Behalve voor het aardgasvoertuig, werd een voertuig geselecteerd met een cilinderinhoud van 2435cc daar dit het enige CNG voertuig is, dat aanwezig is in de databank¹⁰.

In onderstaande Tabel 36 worden enkele gegevens van deze selectie van voertuigen weergegeven.

Tabel 36: Gegevens selectie voertuigen

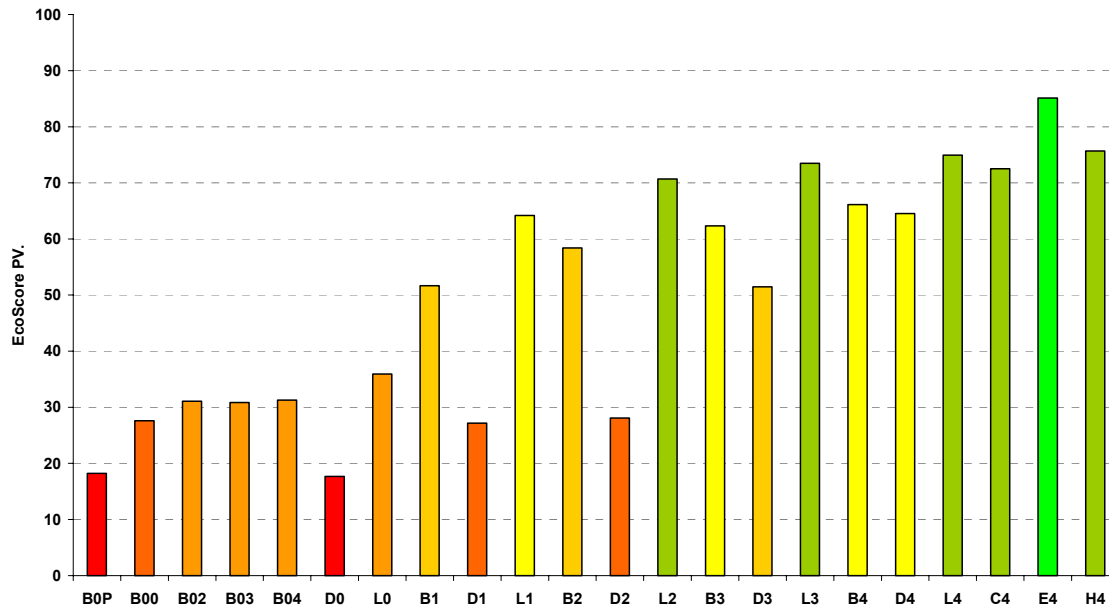
| Code | Type | Brandstof | Merk - type | Motor | Verbruik per 100 km |
|------|--------------------|-----------------|----------------------|------------|------------------------|
| B0P | Pré ECE | Benzine | | 1,4 - 2,0l | 14.3L |
| B00 | Pré Euro ECE 15/00 | Benzine | | 1,4 - 2,0l | 10.1L |
| B02 | Pré Euro ECE 15/02 | Benzine | | 1,4 - 2,0l | 9.3L |
| B03 | Pré Euro ECE 15/03 | Benzine | | 1,4 - 2,0l | 9.3L |
| B04 | Pré Euro ECE 15/04 | Benzine | | 1,4 - 2,0l | 8.8L |
| D0 | Pré Euro | Diesel | | < 2,0l | 7.6L |
| L0 | Pré Euro | LPG | | > 2,0l | 9.1L |
| B1 | Euro I | Benzine | Honda Civic | 1595cc | 8.4L |
| D1 | Euro I | Diesel | Nissan Primera | 1974cc | 6.5L |
| L1 | Euro I | LPG | Ford Windstar | 1598cc | 9.4L |
| B2 | Euro II | Benzine | VW Golf | 1595cc | 7.6L |
| D2 | Euro II | Diesel | Opel Astra | 1700cc | 5.9L |
| L2 | Euro II | LPG | Opel Astra | 1598cc | 7.4L |
| B3 | Euro III | Benzine | VW Golf | 1595cc | 6.9L |
| D3 | Euro III | Diesel | Opel Astra | 1686cc | 4.7L |
| L3 | Euro III | LPG | Toyota Corolla | 1598cc | 7L |
| B4 | Euro IV | Benzine | VW Golf | 1598cc | 6.3L |
| D4 | Euro IV | Diesel | Opel Astra | 1686cc | 4.6L |
| L4 | Euro IV | LPG | Opel Vectra | 1598cc | 7.2L |
| C4 | Euro IV | CNG | Volvo S60 Bi-fuel | 2435cc | 11.2L |
| E4 | Electric | Elektriciteit | Peugeot 106 electric | | 0.17 kWh |
| H4 | Euro IV | Hybride Benzine | Toyota Prius (NEW) | 1497cc | 4.3L |

Deze set van voertuigen zal in de verdere bespreking en analyses van dit hoofdstuk gebruikt worden. In de figuren zal als aanduiding gebruik gemaakt worden van de code uit de tweede kolom van Tabel 36.

¹⁰ De databank, zoals die beschikbaar was binnen het consortium in december 2003.

In de Figuur 20 ziet men de Ecoscore van deze set van voertuigen. Voertuigen met een goede ranking kregen een groene kleur en voertuigen met een minder goede/slechte ranking, kregen een geel tot rode kleur.

Op basis van deze evaluatie ziet men dat een lage milieu impact (en dus een hoge Ecoscore) bekomen wordt voor het batterij elektrische voertuig (E4) vergeleken met de andere types voertuigen. Eveneens het hybride benzine voertuig (H4) en voertuigen op CNG (C4) en LPG (L4) scoren hoog.



Figuur 20: Ecoscore selectie voertuigen (M1)

In de Figuur 21 is de verdeling van de ‘Totale Impact’ per categorie te zien, van de set van voertuigen uit Tabel 36.

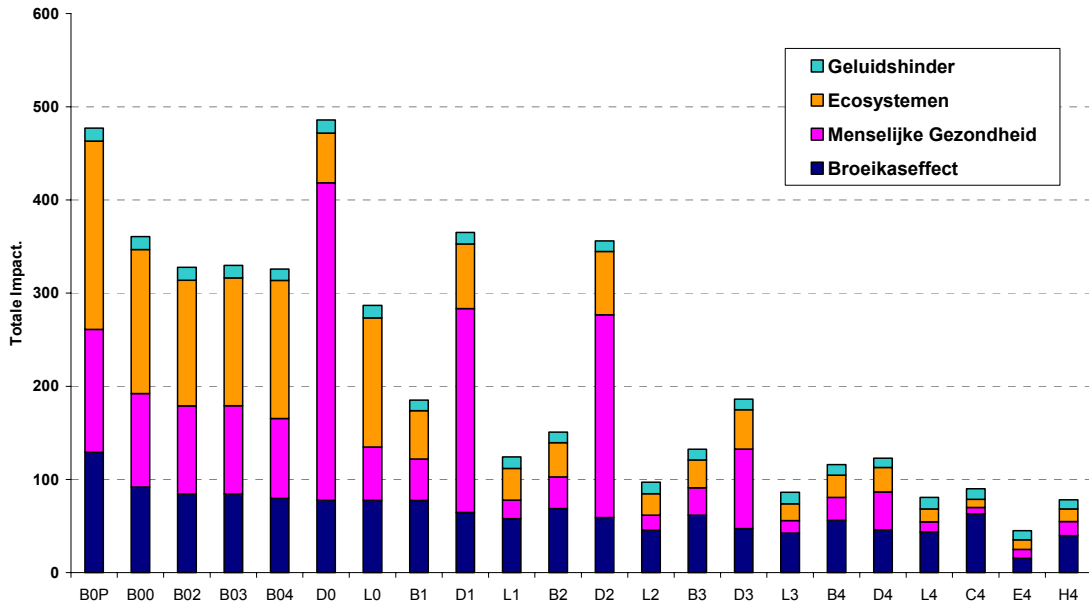
Men kan bemerken dat de differentiatie voor wat betreft het ‘Broeikas effect’ matig is, daar het voertuigen betreft met min of meer dezelfde cilinderinhoud (en verbruik). Wel is een dalende trend te zien doorheen de verschillende Euro klassen.

Een eerste belangrijke opmerking is het grotere aandeel van de categorie ‘Menselijke Gezondheid’ bij diesel voertuigen, vergeleken met de benzine voertuigen omwille van de hogere hoeveelheid uitstoot van NO_x en PM. CNG voertuigen daarentegen scoren het best op het vlak van ‘Menselijke Gezondheid’. Roetfilters kunnen deze resultaten voor dieselvoertuigen in de toekomst mogelijks verbeteren.

Verder kan men zien dat, omwille van hun hoog efficiënte aandrijving, de elektrische, hybride en diesel voertuigen minder bijdragen tot het ‘Broeikas effect’ dan CNG, LPG en benzine voertuigen.

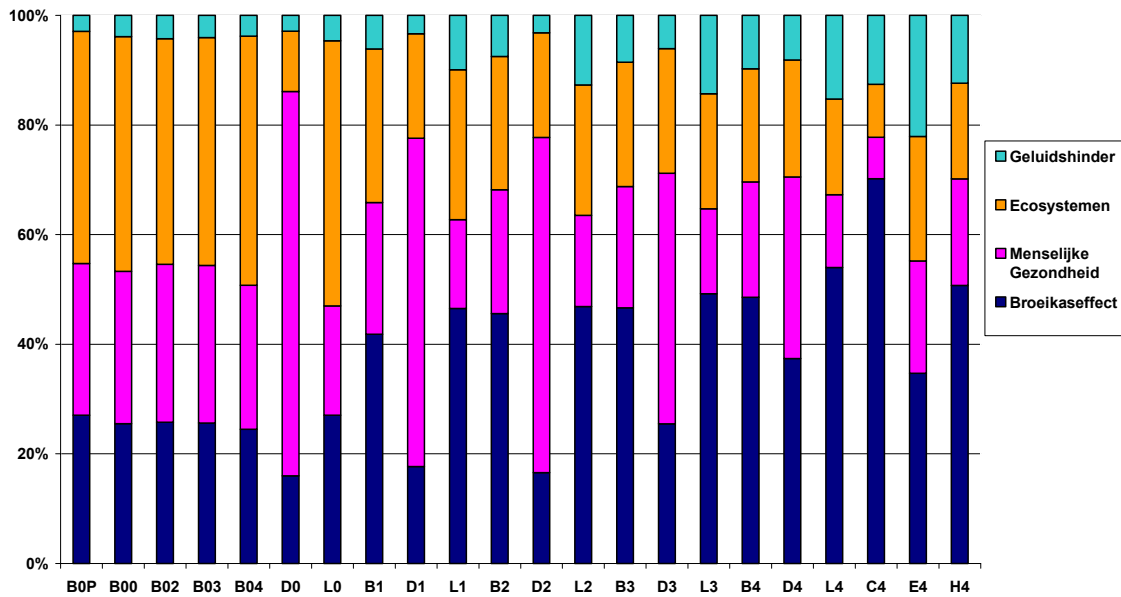
Op het vlak van de impact op de ‘Ecosystemen’, is een positieve evolutie te merken, ten gevolge van de verlaging van de toegelaten emissieniveaus van NO_x en SO₂. CNG voertuigen scoren het best binnen deze categorie.

Wat het geluid betreft, scoren elektrische en hybride voertuigen het best. Er is weinig variatie tussen de verschillende types aandrijvingen op het vlak van ‘Geluidshinder’. Wel is een positieve evolutie waarneembaar, als gevolg van de verstrenging van de geluidsnormen (zie paragraaf 3.b.2) van het rapport van Taak 3).



Figuur 21: Verdeling van de totale impact per schadecategorie

Wanneer we deze zelfde resultaten procentueel uitdrukken ten opzichte van de totale impact, bekomt men onderstaande grafiek:

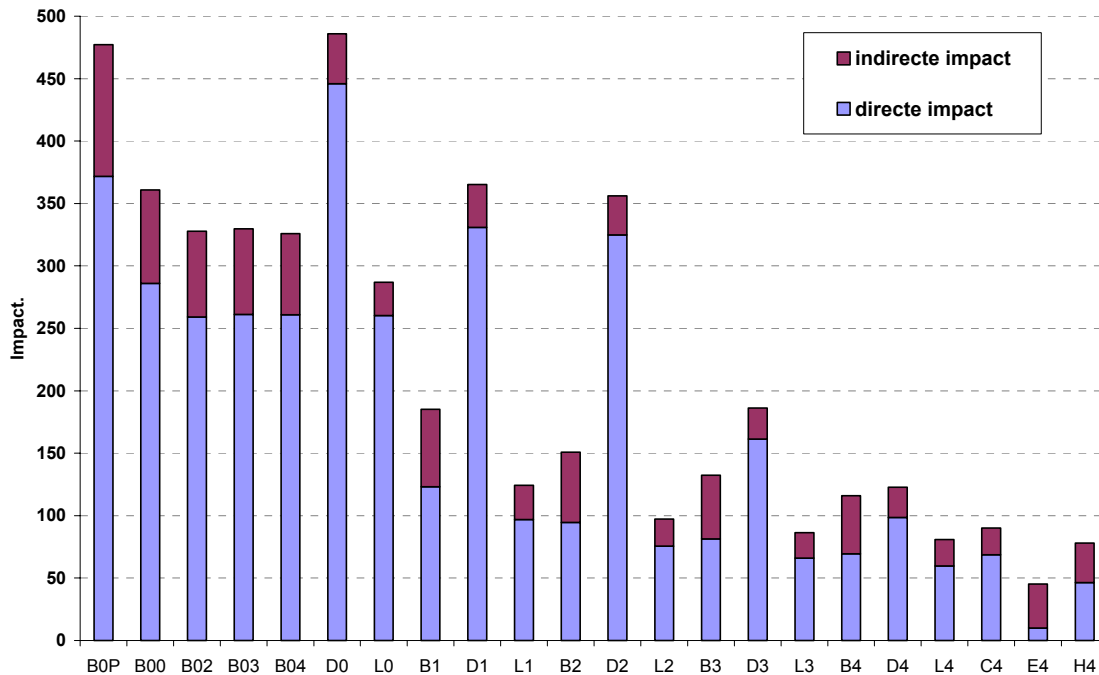


Figuur 22: Procentuele verdeling van de totale impact

Wanneer we dieper ingaan op de samenstelling van de verschillende schadecategorieën, kunnen we zien wat het aandeel is van elke individuele emissie tot de totale impact per schadecategorie. Deze oefening werd uitgevoerd voor drie beschouwde (sub-) schadecategorieën: ‘Broeikaseffect’, ‘Menselijke Gezondheid’, en ‘Ecosystemen’. Aangezien de schadecategorie ‘Geluidshinder’ slechts de directe geluidsemissies van de voertuigen omvat, is deze categorie niet verder op te splitsen.

4.b) Analyse van de schadecategorieën

Een tweede interessante opsplitsing is volgens de impact veroorzaakt door de directe en de indirecte emissies. De resultaten hiervan zijn te zien op de Figuur 23.



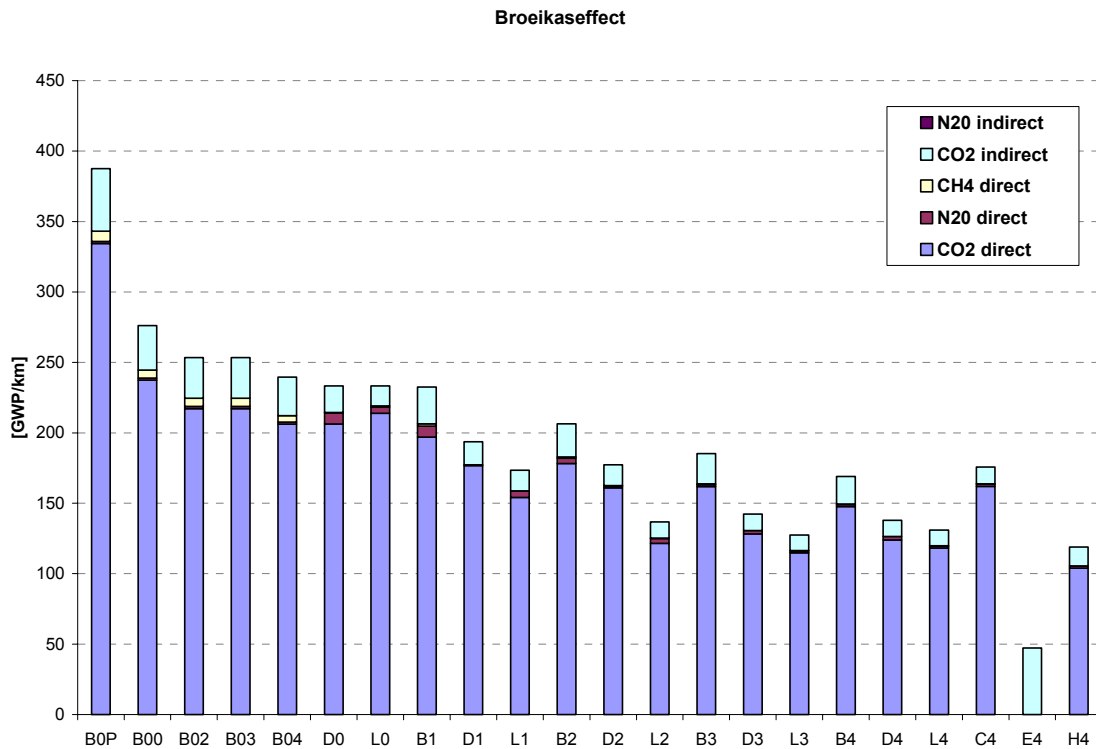
Figuur 23: Opsplitsing directe en indirecte impact

Als belangrijke resultaten van de opsplitsing volgens directe en indirecte impact, kunnen we vermelden dat de directe impact steeds doorslaggevend is (behalve voor het elektrische voertuig E4). De directe impact bij het elektrisch voertuig is tengevolge van de geluidsbijdrage. Voor benzine voertuigen is het aandeel van indirecte emissies groter, vergeleken met de andere types.

Voor wat betreft de schadecategorie 'Broeikaseffect' kunnen we zes bijdragen onderscheiden:

- Directe CO₂-emissies
- Indirecte CO₂-emissies
- Directe N₂O-emissies
- Indirecte N₂O-emissies
- Directe CH₄-emissies
- Indirecte CH₄-emissies

Wanneer we voor de set van 22 voertuigen (Tabel 36) de bijdrage tot het Broeikaseffect beschouwen, bekomen we volgende grafiek, waarin de bijdragen zijn uitgedrukt in absolute cijfers ([GWP/km]).



Figuur 24: Opsplitsing per emissie van de schadecategorie 'Broeikaseffect'

Op de grafiek uit de Figuur 24 valt onmiddellijk op dat de directe CO₂-emissies verantwoordelijk zijn voor het grootste deel van de impact voor wat betreft de schadecategorie 'Broeikaseffect', en dit voor alle beschouwde voertuig- en brandstoftypes, behalve voor het batterij-elektrisch voertuig, dat gekenmerkt wordt door zijn emissieloze gebruiksfase. Bij dit laatste voertuig zijn het de indirecte CO₂-emissies, die vrijkomen bij het produceren van de elektriciteit, die verantwoordelijk zijn voor de impact tot het broeikaseffect. Toch blijft de bijdrage tot het broeikaseffect van dit type voertuig beperkt (tot gemiddeld één derde ten opzichte van de andere voertuig- en brandstoftypes). De dominantie van CO₂-emissies is het gevolg dat koolstofdioxide het belangrijkste product is van het verbrandingsproces, welke aan de basis ligt van de werking van een thermische motor.

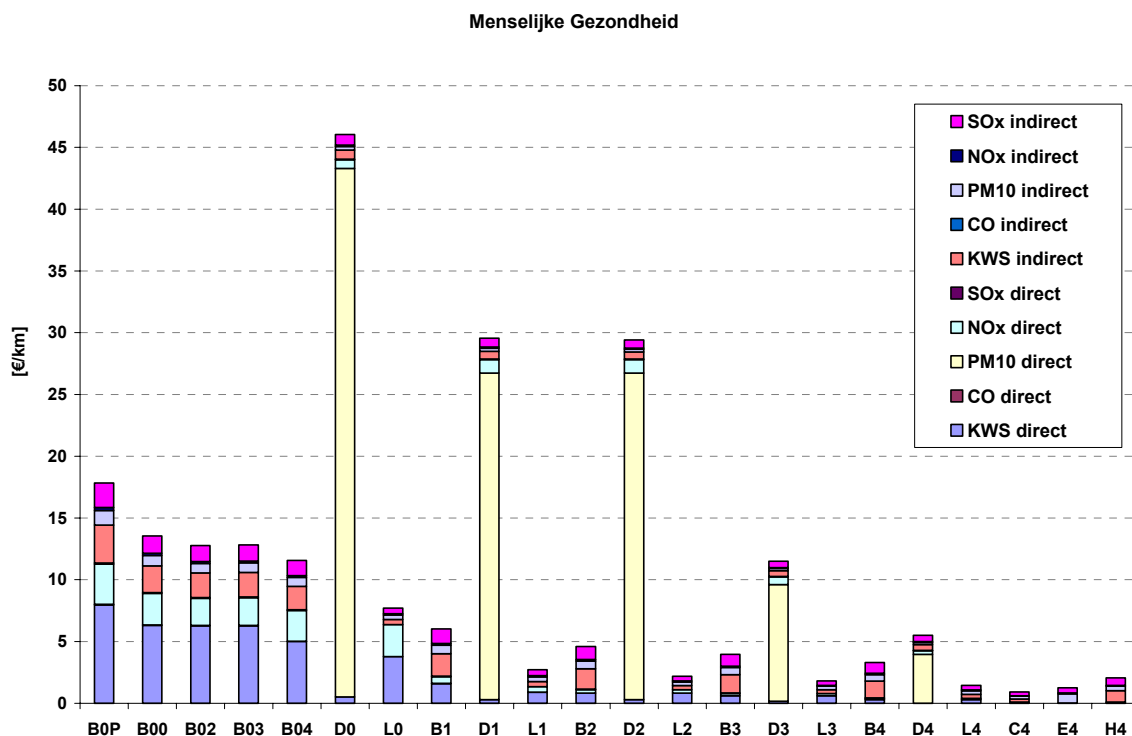
De uitstoot van broeikasgassen (zowel direct als indirect) is verder evenredig met het brandstofverbruik. Hoe groter het verbruik van de wagen, hoe groter de bijdrage tot deze schadecategorie zal zijn.

Verder kan men opmerken dat per emissienorm, de LPG voertuigen telkens beter scoren dan de dieservoertuigen die op hun beurt beter scoren dan benzinevoertuigen. Men ziet verder ook de positieve evolutie doorheen de verschillende emissieclassen. De reductie lijkt enerzijds wel kleiner en kleiner te worden, maar hybride aandrijvingen (zie voertuig H4) laten een verdere significante reductie toe.

Voor wat betreft de schadecategorie 'Menselijke Gezondheid' kunnen we volgende tien bijdragen onderscheiden:

- Directe KWS-emissies
- Directe CO-emissies
- Directe PM10-emissies
- Directe NO_x-emissies
- Directe SO_x-emissies
- Indirecte KWS-emissies
- Indirecte CO-emissies
- Indirecte PM10-emissies
- Indirecte NO_x-emissies
- Indirecte SO_x-emissies

Wanneer we hun bijdrage tot de impact op de Menselijke Gezondheid beschouwen, voor de set van 22 voertuigen (Tabel 36) bekomen we volgende grafiek, waarin de bijdrages zijn uitgedrukt in absolute cijfers ([€/km]).



Figuur 25: Opplitsing per emissie van de categorie 'Menselijke Gezondheid'

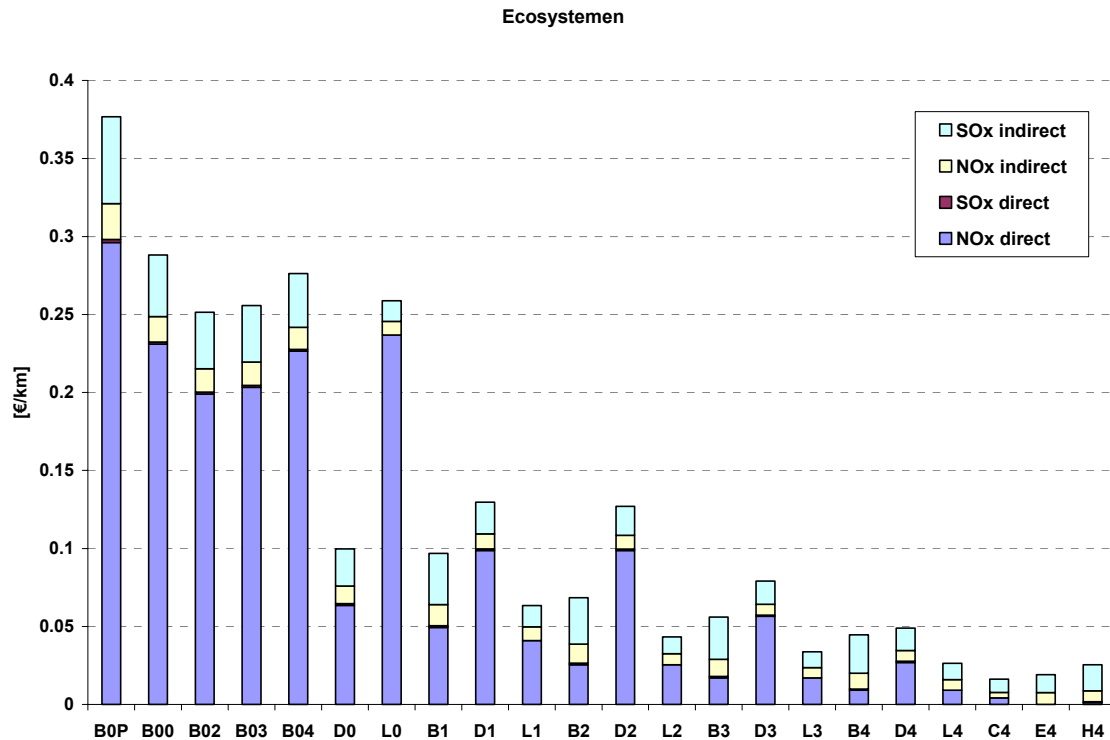
Wanneer we de resultaten van de grafiek in Figuur 25 aandachtig bekijken, merken we enkele belangrijke verschillen op tussen de verschillende voertuig- en brandstoftypes. De diesel voertuigen vallen onmiddellijk op door de grote bijdrage tot de impact op de Menselijke Gezondheid omwille van de directe emissies van stofdeeltjes (PM10). De grote waarde van de externe kost van stofdeeltjes, domineert sterk de impact op de schadecategorie 'Menselijke Gezondheid'. Er is duidelijk een positieve evolutie te bemerken doorheen de verschillende emissieklassen van de directe PM10 emissies. Een positieve evolutie van de directe KWS emissies is duidelijk merkbaar doorheen de verschillende emissieklassen. Hetzelfde valt op te merken voor de directe NO_x emissies.

Verder zijn benzine voertuigen gekenmerkt door een belangrijke bijdrage van *indirecte* KWS, PM10 en SO_x emissies. LPG en CNG voertuigen zijn voor wat betreft de impact op de 'Menselijke Gezondheid' een betere keuze dan de andere voertuigtypes. Het batterijelektrische voertuig scoort ook hier goed. De belangrijkste bijdrage hier is afkomstig van de indirecte SO_x en PM10 emissies die vrijkomen tijdens de elektriciteitsproductie (ondere andere tengevolge van het gebruik van steenkoolcentrales). Het hybride voertuig heeft ook hier een vrij goed resultaat, omwille van een verlaagd brandstofverbruik. De indirecte emissies zijn evenredig met het brandstofverbruik en zijn de belangrijkste polluenten voor deze categorie bij benzinevoertuigen. Dit kan men eveneens op de Figuur 27 waarnemen.

Voor wat betreft de schadecategorie 'Ecosystemen' kunnen we vier bijdragen onderscheiden:

- Directe NO_x-emissies
- Indirecte NO_x-emissies
- Directe SO_x-emissies
- Indirecte SO_x-emissies

Wanneer we hun bijdrage tot de impact op Ecosystemen beschouwen, voor de set van 22 voertuigen (Tabel 36) bekommen we volgende grafiek, waarin de bijdrages zijn uitgedrukt in absolute cijfers ([€/km]).

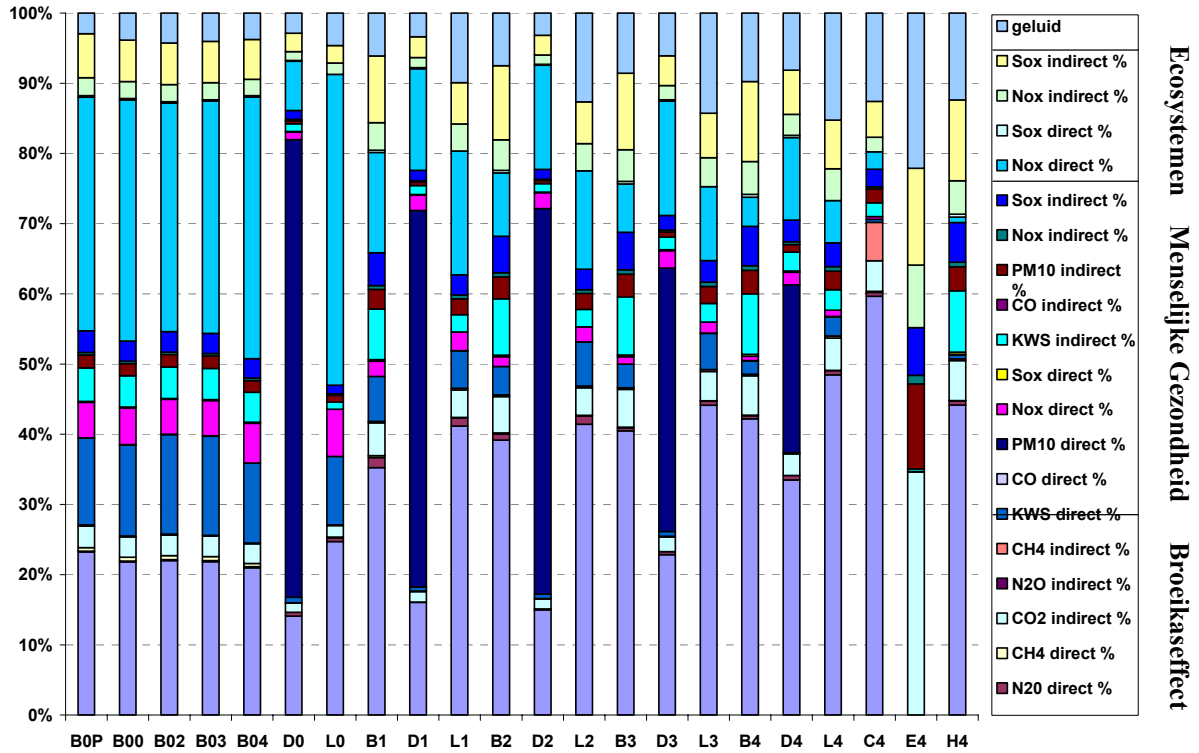


Figuur 26: Opsplitsing per emissie voor de categorie 'Ecosystemen'

De resultaten uit Figuur 26 tonen aan dat de impact op Ecosystemen, vooral gedomineerd wordt door de directe NO_x emissies en de indirecte SO_x emissies. De bijdrage ten gevolge van de directe NO_x-emissies is opmerkelijk gedaald doorheen de verschillende emissienormen heen. Ook is de bijdrage van NO_x bij een diesellootruig telkens hoger dan deze bij een benzine voertuig, dat op zijn beurt hoger is dan deze bij een LPG voertuig. Het CNG voertuig scoort het beste binnen deze categorie. De bijdrage van de directe SO_x is het minst significant. Voor het elektrische voertuig, hybride voertuig, LPG voertuig is de bijdrage tot deze categorie zeer laag,

Wanneer we de bijdragen van alle pollutanten, voor alle beschouwde schadecategorieën, procentueel uitdrukken ten opzichte van de Ecoscore bekommen we volgende resultaten, die in Figuur 27 worden weergegeven.

Op deze grafiek ziet men de procentuele bijdrage van elke pollutant (per schadecategorie en opgesplitst in directe en indirecte emissies) tot de totale impact van elk voertuig. Bij de diesellootruigen is het aandeel van de directe PM10 emissies steeds belangrijk, hoewel ook hier de significante afname doorheen de emissieclassen merkbaar is. Bij de productie van elektriciteit is de CO₂ uitstoot verantwoordelijk voor de grootste impact voor het gebruik van elektrische voertuigen. Bij LPG voertuigen is de indirecte CH₄ uitstoot significant belangrijker dan bij alle andere voertuigen. De directe CO₂ uitstoot blijft voor alle voertuigen dé belangrijkste pollutant via zijn impact op het broeikas-effect.



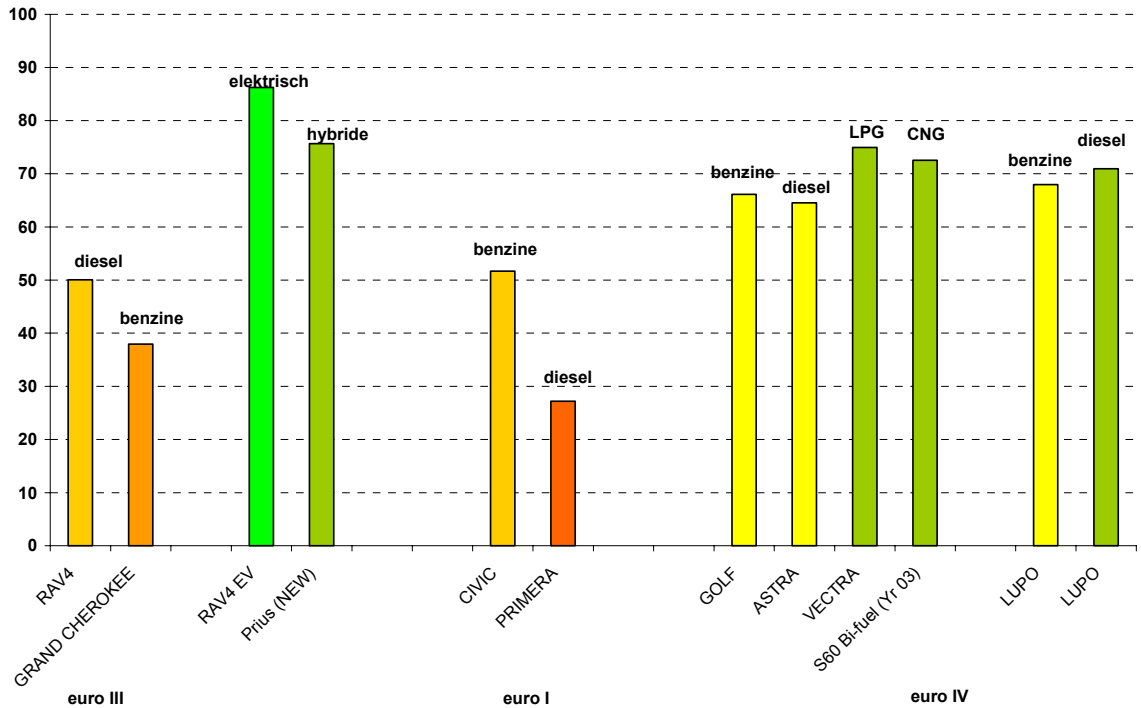
Figuur 27: Procentuele samenstelling Ecoscore

4.c) Grote versus kleine personenwagens

Een tweede set van voertuigen werd geselecteerd, om grote en kleine personenwagens met elkaar te vergelijken. In onderstaande tabel worden de gegevens van deze set weergegeven:

Tabel 37: Selectie kleine en grote personenwagens

| Merk | Type | Brandstof | Emissie klasse | Cilinder-inhoud | Verbruik |
|------------|---------------------|------------|----------------|-----------------|----------|
| TOYOTA | RAV4 | diesel | III | 1995 | 7,1 |
| JEEP | GRAND CHEROKEE | benzine | III | 4701 | 16 |
| TOYOTA | RAV4 EV | elektrisch | | 20kW | 152 Wh |
| TOYOTA | Prius (NEW) | hybride | IV | 1497 | 4,3 |
| HONDA | CIVIC | benzine | I | 1595 | 8,4 |
| NISSAN | PRIMERA | diesel | I | 1974 | 6,5 |
| VOLKSWAGEN | GOLF | benzine | IV | 1598 | 6,3 |
| OPEL | ASTRA | diesel | IV | 1686 | 4,6 |
| OPEL | VECTRA | LPG | IV | 1598 | 7,2 |
| VOLVO | S60 Bi-fuel (Yr 03) | CNG | IV | 2435 | 11,2 |
| VOLKSWAGEN | LUPO | benzine | IV | 1390 | 6 |
| VOLKSWAGEN | LUPO | diesel | IV | 1191 | 3 |



Figuur 28: Grote versus kleine wagens

In Figuur 28 heeft men een overzicht van de totale impacts van de gekozen voertuigen (zie Tabel 37), opgesplitst per schadecategorie. Als grote voertuigen werden in dit voorbeeld 4x4 voertuigen geselecteerd. Zowel een diesel als een benzine 4x4 voertuig werden vergeleken met een elektrisch equivalent van het 4x4 voertuig en een hybride voertuig. Vervolgens zijn er twee oudere voertuigen geselecteerd (euro I). Vier voertuigen, met emissieklasse euro IV en een middelmatige cilinderinhoud (behalve voor CNG voertuig) met telkens een verschillend brandstoftype werden eveneens weergegeven. Dit zijn voertuigen die ook in de set van Tabel 36 voorkomen. Tenslotte werden hier twee kleine stadswagen aan toegevoegd.

Hier ziet men duidelijk dat voertuigen met een groter verbruik (bijvoorbeeld terreinwagens) een stuk minder goed scoren dan wagens met een gemiddeld of een laag verbruik.

Zoals men kan zien, scoren de terreinwagens, die voldoen aan de emissieklasse EURO III, bijna even slecht als deze oudere EURO I voertuigen.

Bij de kleine stadswagens, is in dit voorbeeld het diesel voertuig beter dan de benzine uitvoering, omwille van de combinatie van zijn lage emissiewaarden (EURO IV) en extreem laag verbruik (3L per 100 km). Hierdoor is de bijdrage tot het broeikas effect enorm laag en compenseert dit zijn grotere impact (vergeleken met de benzine uitvoering) op de menselijke gezondheid.

5. Gevoeligheidsanalyse

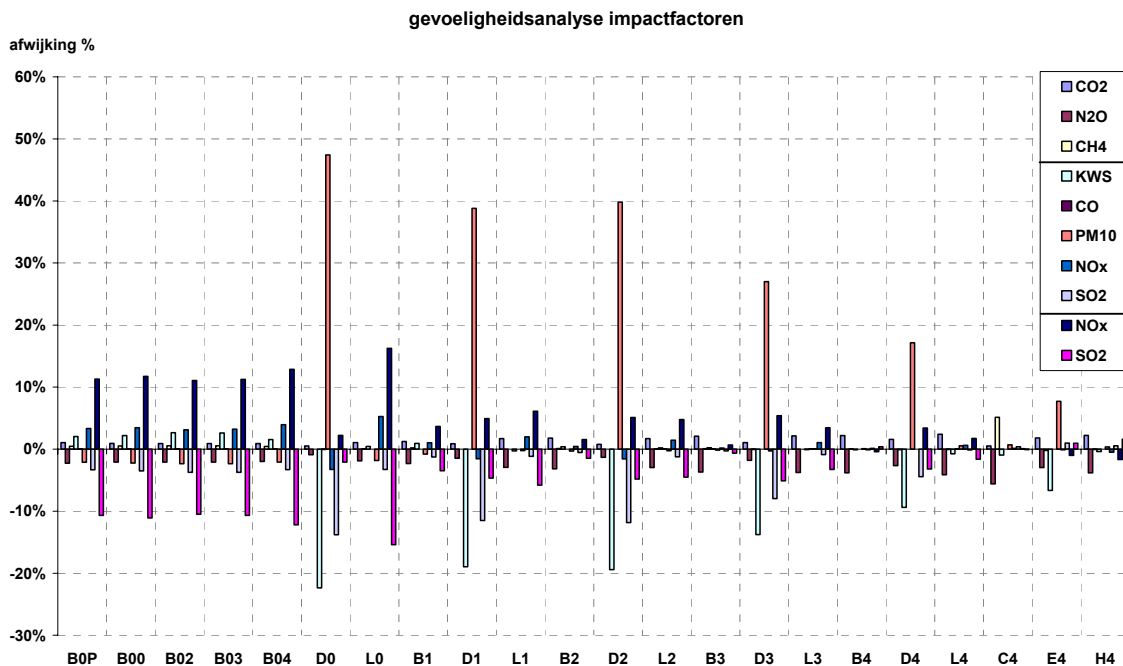
Om het ontwikkelde rekenmodel te analyseren en te evalueren, alsook de robuustheid van het model te bepalen, werd een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd. Deze analyse is belangrijk daar de gegevens die gebruikt worden voor de berekening van de Ecoscore gekenmerkt worden door onzekerheden alsook door variaties (cf. werkelijke emissies versus homologatie emissies). Om de invloed van deze onzekerheden op het resultaat na te gaan, werd een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd.

5.a) Invloed van de karakterisatie

Een belangrijke analyse is de invloed nagaan van de waarde van impactfactor voor elke pollutant op de totale impact. Dit laat toe zowel de invloed van de onzekerheid op de emissiewaarde als de onzekerheid op de waarde van de gebruikte schadefactoren te evalueren.

Hiertoe werd de bijdrage van elke pollutant afzonderlijk verdubbeld en werd het verschil ten opzichte van de totale impact berekend.

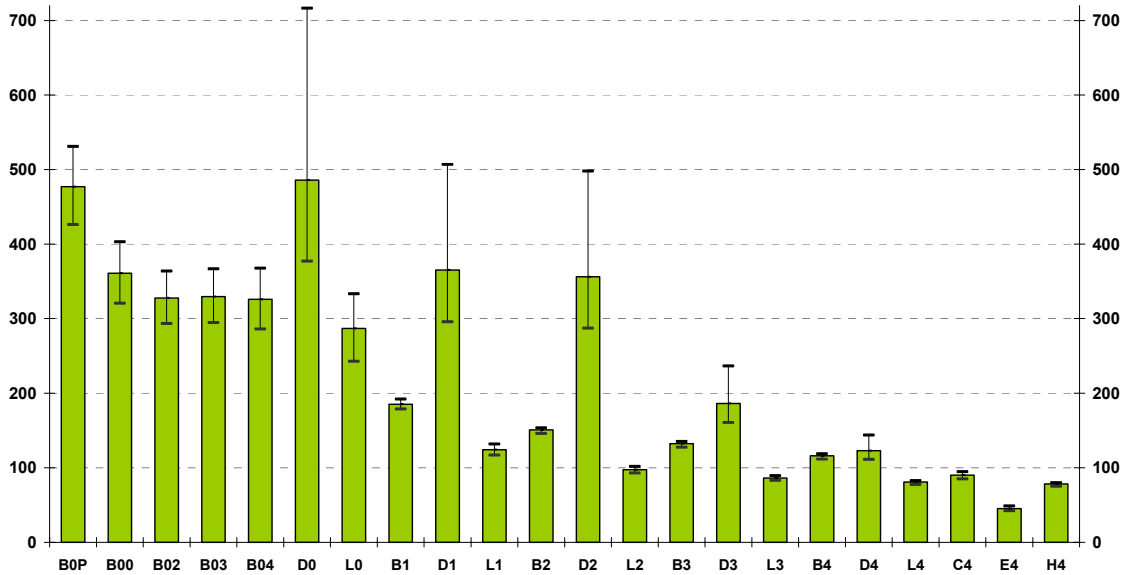
In Figuur 29 ziet men het resultaat van deze gevoeligheidsanalyse uitgevoerd op een set van 22 voertuigen. Op de verticale as wordt de procentuele afwijking op de Totale Impact per pollutant van deze set van voertuigen weergegeven.



Figuur 29: Gevoeligheidsanalyse per pollutant [%]

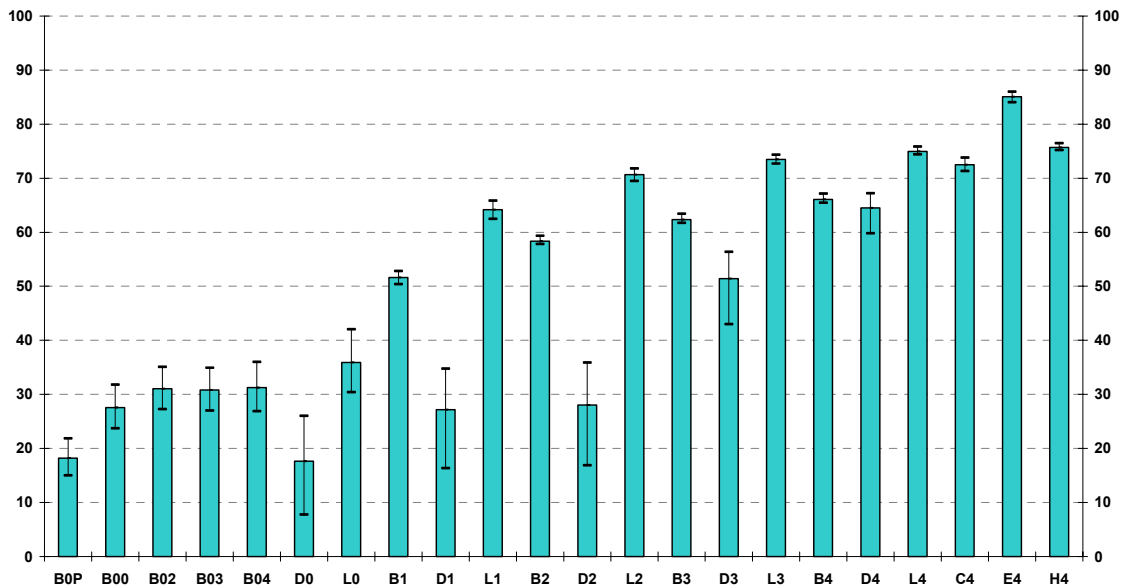
Hier is duidelijk te merken dat het model het meest gevoelig is voor diesel voertuigen voor de variaties op de karakterisatie van PM en van KWS. Dit kan verklaard worden door de grootte van de externe kost voor PM vergeleken met de externe kosten voor de andere pollutanten (Zie Tabel 19). De verschillende externe kosten variëren tot een grote orde van 106. Uiteraard is het steeds het product van enerzijds de externe kost en anderzijds de hoeveelheid emissie, dat de schade vertegenwoordigt. Verder kan men bemerken dat deze variaties kleiner worden voor de wagens die aan strengere homologatie normen voldoen.

In Figuur 30 wordt de maximale en minimale absolute afwijking weergegeven ten opzichte van de Totale Impact (voor de gevoeligheidsanalyse duidelijk te maken werd hierbij geen herschaling doorgevoerd, maar dit beïnvloedt niet de conclusies) voor dezelfde set van voertuigen.



Figuur 30: Absolute variatie op de totale impact

Na de herschaling van de resultaten worden deze variaties verder gereduceerd voor slechtst scorende voertuigen en lichtjes uitvergroot voor de best scorende voertuigen. Dit wordt weergegeven op onderstaande figuur:



Figuur 31: Absolute variatie op de Ecoscore

Hierbij valt meteen op dat de diesellootvoertuigen een grotere variatie kennen van hun Ecoscore, dan benzine voertuigen, wanneer we elk van de impactfactoren (of de geïnventariseerde hoeveelheid emissies) verdubbelen. Dit is het rechtstreekse gevolg van de gevoeligheid van de resultaten voor de impact door PM10. Wanneer we de nieuwe voertuigen vergelijken met oudere voertuigen, merken we een vermindering van de gevoeligheid op. De variatie bij diesellootvoertuigen verbetert eveneens significant.

We kunnen besluiten dat het model niet ongevoelig is voor variaties (per individueel voertuig), maar dat er geen verschuivingen zijn in de ranking van de voertuigen onderling.

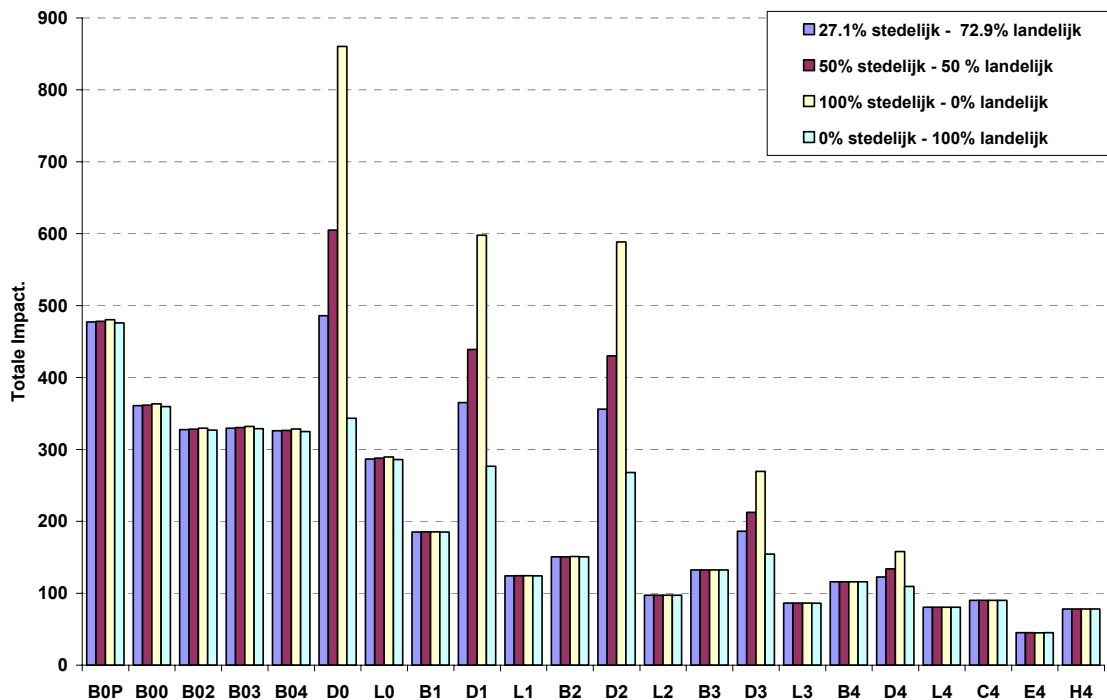
5.b) Invloed van de verdeling stedelijk – landelijk verkeer

Een belangrijke parameter van het Ecoscore model is de verdeling van het stedelijk en landelijk verkeer. Dit heeft zijn invloed op de karakterisering van de geïnventariseerde emissies doordat er voor bepaalde pollutanten verschillende externe kosten zijn voor stedelijke en landelijke emissies. De impact van eenzelfde emissie in een stedelijke omgeving, waar veel mensen dicht bij de emissiebron aanwezig zijn, is verschillend van deze in een landelijke omgeving. Deze externe kosten voor stedelijke en landelijke omgevingen zijn weergegeven in Tabel 19.

De invloed van deze parameter op het eindresultaat werd nagegaan door opnieuw verschillende scenario's uit te werken. Het scenario, weerhouden door het consortium, dat overeenstemt met de Vlaamse/Belgische verkeerssituatie werd toegelicht in paragraaf 2.d.5). De verdeling van de parameters stedelijk en landelijk verkeer van de beschouwde scenario's in Figuur 32, wordt weergegeven in onderstaande tabel:

Tabel 38: Verdeling stedelijk - landelijk van de 4 scenario's

| | Scenario 1 | Scenario 2 | Scenario 3 | Scenario 4 |
|------------------|---------------|------------|-------------|-------------|
| Stedelijk | 27.10% | 50% | 100% | 0% |
| Landelijk | 72.90% | 50% | 0% | 100% |



Figuur 32: Invloed verdeling stedelijk - landelijk verkeer

Uit de Figuur 32 kan men afleiden dat de parameter 'verdeling stedelijk – landelijk verkeer' enkel een betekenisvolle invloed heeft op het resultaat van de dieselveertuigen. Alle andere voertuigen

ondervinden hierdoor weinig variatie op hun score. Dit heeft een invloed op de ranking wanneer dieselvoertuigen met andere brandstoftypes zal worden vergeleken. Wanneer men bijvoorbeeld voor toepassing in een stedelijke context, deze parameter zou willen wijzigen, zal dit ten nadele van dieselvoertuigen zijn, omwille van hun grote impact in een stedelijke omgeving op de menselijke gezondheid.

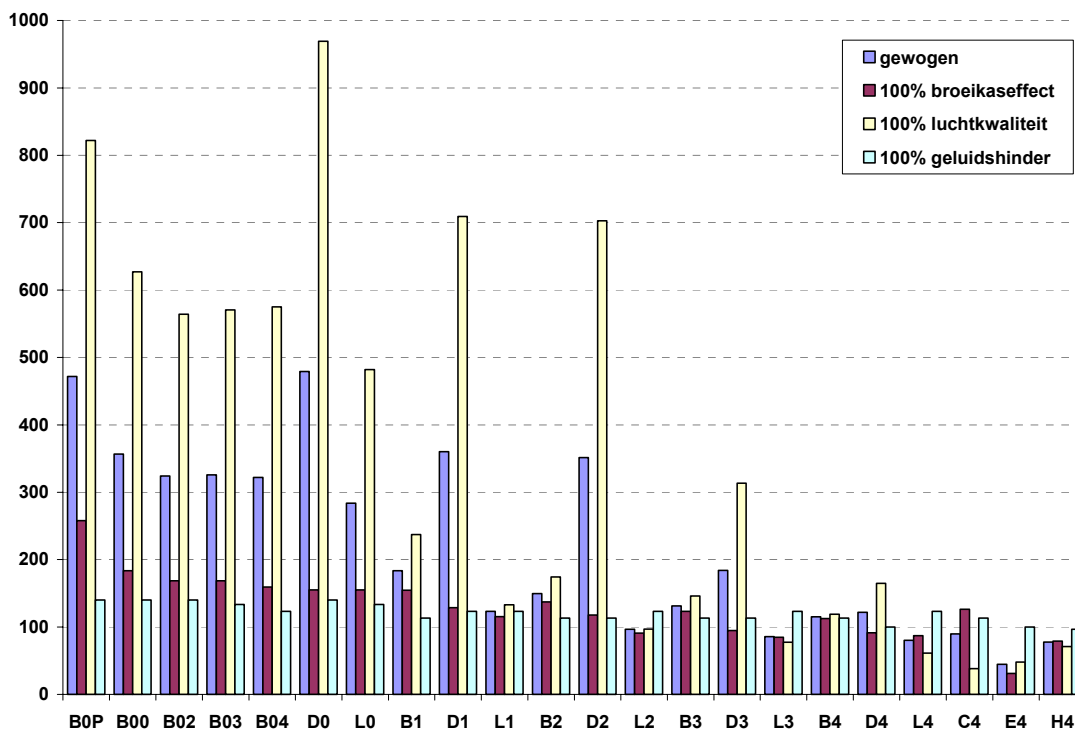
Scenario 4 komt overeen met een situatie van uitsluitend landelijk verkeer. Dit komt in Vlaanderen en België nauwelijks tot niet voor, gezien het grote aantal stedelijke agglomeraties. Dit kan verder ook geïnterpreteerd worden als een situatie waarbij evenveel waarde aan de directe als aan de indirecte emissies wordt toegekend. De externe kost voor landelijk verkeer wordt immers gebruikt voor de karakterisering van de indirecte emissies. Scenario 3 komt overeen met een situatie van uitsluitend stedelijk verkeer. Deze situatie komt voor in de meeste grootsteden (bijvoorbeeld het Brussels Hoofdstedelijk Gewest). Hier komt duidelijk naar voor dat de dieselvoertuigen in een dergelijke situatie een stuk slechter scoren.

Verder hebben bijkomende analyses, waarbij voor elektrische voertuigen de stedelijke schadefactoren worden gebruikt (alsof het directe emissies zouden zijn) uitgewezen dat de Ecoscore voor het batterij-elektrische voertuig (Peugeot 106) nog steeds zeer gunstig is. De Ecoscore van de elektrische Peugeot 106 daalt in dat geval slechts van 85 tot 83, wat nog steeds zeer milieu vriendelijk is en beter dan de andere voertuigen (zie Figuur 42).

5.c) Invloed van het wegingsysteem

Om de invloed van het wegingsysteem te onderzoeken, werd de ‘Totale Impact’ berekend wanneer elke categorie afzonderlijk voor 100% zou doorwegen (en de andere respectievelijke categorieën dus niet worden beschouwd).

Het resultaat hiervan is weergegeven in Figuur 33, waarbij de ‘Totale Impact’ op basis van de weging, zoals toegelicht op pagina 56, wordt vergeleken met de ‘Totale Impact’ indien respectievelijk enkel het broeikaseffect, enkel de luchtkwaliteit (Menselijke Gezondheid en Ecosystemen) of enkel de geluidshinder wordt beschouwd.



Figuur 33: Resultaten gewogen en niet gewogen schades

Elk van deze schadecategorieën heeft belangrijke schadelijke effecten op het milieu en op de mens. Voor toepassing van een milieurating voor beleidsmaatregelen, is een éénduidig resultaat nodig. Hiervoor worden deze vier afzonderlijke schade categorieën gecombineerd tot één enkele indicator, met behulp van een weging.

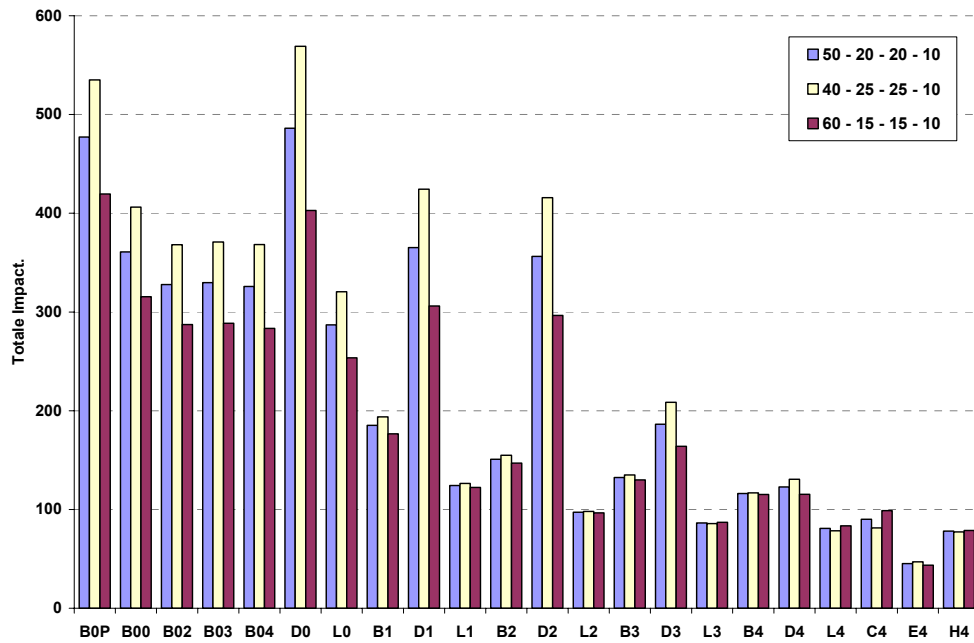
Binnen het consortium werd een weging van de verschillende beschouwde schadecategorieën vastgesteld.

Deze weging kent een gewicht van 50% toe aan de categorie 'Broeikaseffect'. 'Geluidshinder' krijgt een gewicht van 10%, terwijl de schadelijke effecten op 'Ecosystemen' en 'Menselijke Gezondheid' elk 20% van de Totale Impact vertegenwoordigen.

Om de invloed van deze wegingcoëfficiënten na te gaan, werden de wegingsfactoren in het model aangepast. Verschillende scenario's werden geanalyseerd, door middel van dezelfde selectie voertuigen zoals weergegeven in Tabel 36. Volgende scenario's werden beschouwd:

Tabel 39: wegingsfactoren voor de verschillende scenario's

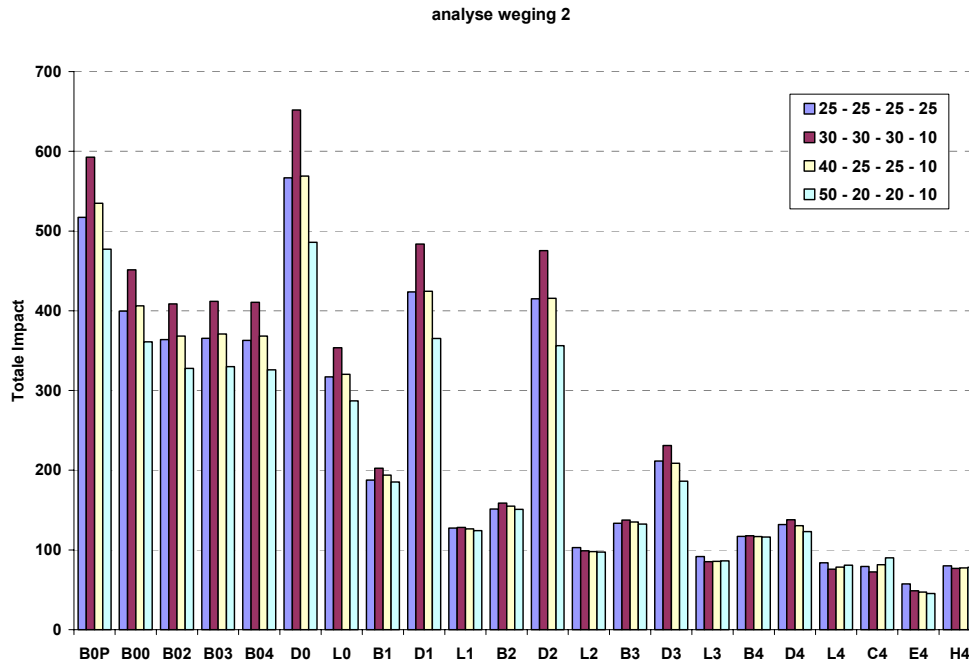
| | Broeikaseffect | Menselijke Gezondheid | Ecosystemen | Geluidshinder |
|------------|----------------|-----------------------|-------------|---------------|
| Scenario 1 | 50 | 20 | 20 | 10 |
| Scenario 2 | 25 | 25 | 25 | 25 |
| Scenario 3 | 30 | 30 | 30 | 10 |
| Scenario 4 | 40 | 25 | 25 | 10 |
| Scenario 5 | 60 | 15 | 15 | 10 |
| Scenario 6 | 50 | 30 | 10 | 10 |
| Scenario 7 | 50 | 10 | 30 | 10 |



Figuur 34: Invloed weging (scenario 1, 4 en 5)

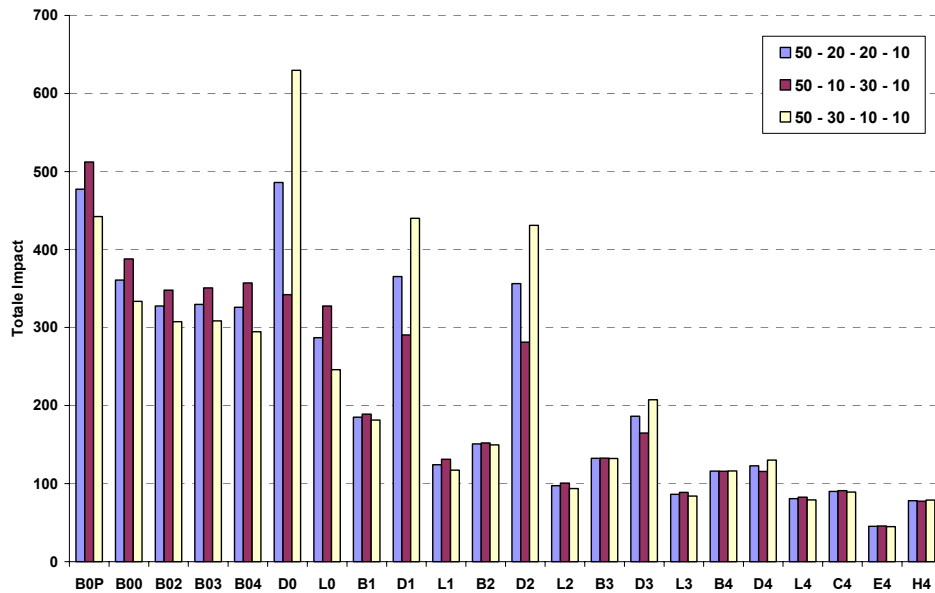
In bovenstaande figuur werd de invloed van de weging nagegaan door middel van de vergelijking van scenario 1, 4 en 5. De schadecategorie 'Geluidshinder' krijgt steeds een gewicht van 10%, terwijl de schadecategorie 'Broeikaseffect' respectievelijk een gewicht van 50%, 40% en 60% wordt toegekend. De overige toe te kennen gewichten worden steeds gelijkmatig verdeeld over de schadecategorieën 'Menselijke Gezondheid' en 'Ecosystemen'.

De grootste variatie bij deze drie scenario's bestaat bij de oudere en bij de diesel voertuigen. De ranking van de voertuigen wordt hierdoor slechts gering beïnvloed. Wanneer een zeer groot gewicht wordt toegekend aan het broeikaseffect (60%), speelt dit lichtjes in het voordeel van de oude dieselvoertuigen ten opzichte van de oude benzine voertuigen. Bij de nieuwere voertuigen (zelfs vanaf euro I) heeft dit zelfs geen significante invloed meer op de globale ranking.



Figuur 35: Invloed weging (scenario 2,3,4 en 1)

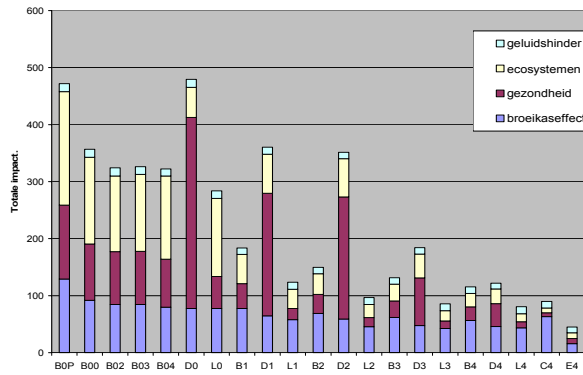
Een interessante oefening is te kijken wat het gevolg is van verschillende gewichten toe te kennen aan de beschouwde schadecategorieën (zie Figuur 35). Een eerste scenario (nr 2) geeft ons de resultaten indien alle schadecategorieën evenveel zouden bijdragen tot de Totale Impact. Dit vergelijken we verder met het scenario (nr. 3) indien de schade categorie ‘geluidshinder’ verminderd wordt tot 10% en de andere schadecategorieën verder gelijkwaardig worden geacht. Vervolgens wordt het gewicht van het broeikas effect verhoogd tot 40% (scenario 4). Tenslotte wordt de weerhouden weging (scenario 1) ter vergelijking toegevoegd aan de grafiek. Een eerste belangrijke waarneming is dat doorheen de verschillende scenario's de ranking niet verandert. Het verminderen van het gewicht van de schadecategorie geluid tot 10% geeft als resultaat dat de andere schadecategorieën meer gewicht krijgen. Aangezien er weinig differentiatie bestaat voor wat betreft de geluidshinder, komt dit ten goede van de differentiatie van de Totale Impact. Tenslotte heeft de verhoging van het gewicht voor de categorie ‘Broeikas effect’ tot gevolg dat de CO₂ uitstoot en dus ook het brandstofverbruik belangrijker wordt in de Totale Impact.



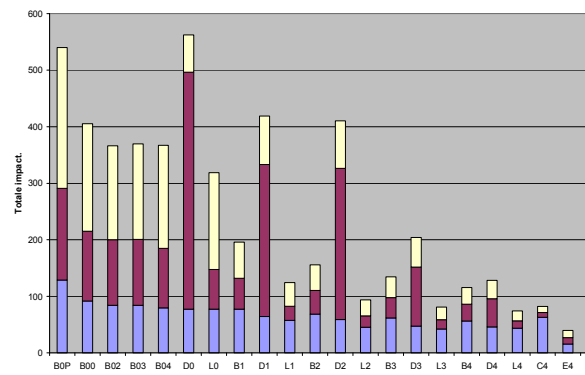
Figuur 36: Invloed weging (scenario 1, 6 en 7)

In Figuur 36 werden scenario's 6 en 7 gekozen en vergeleken met scenario 1 om zo de invloed na te gaan van het gewicht voor de categorieën 'Menselijke Gezondheid' en 'Ecosystemen'. Opnieuw zijn de oudere voertuigen en de dieselveertuigen het meest gevoelig aan deze variaties. De ranking is hier wel beïnvloed voor wat betreft de dieselveertuigen. Wanneer we het gewicht van de schadecategorie 'Menselijke Gezondheid' verhogen tot 30% ten koste van het gewicht van de schadecategorie 'Ecosystemen', merken we een significante stijging van de Ecoscore voor de dieselveertuigen. Dit is het gevolg van de belangrijke bijdrage tot de schade aan de menselijke gezondheid door de stofdeeltjes van de dieselveertuigen.

Tenslotte werd een bijkomende vergelijking gemaakt, om na te gaan wat de invloed is van de schadecategorie geluidshinder op de totale impact en op de ranking. Uit voorgaande besprekingen is reeds gebleken dat de spreiding op de geluidsemissies klein is, en dat het gewicht dat aan deze schadecategorie werd toegekend beperkt werd tot 10%. Het resultaat van deze vergelijking is hieronder weergegeven in Figuur 38 en Figuur 37.



Figuur 37: Met geluidshinder (50-20-20-10)



Figuur 38: Zonder geluidshinder (50-25-25-0)

Men kan zien dat het weglaten van de impactcategorie geluidshinder, geen invloed heeft op de ranking bij deze set van voertuigen. Wel wordt de totale impact van de slechtst scorende voertuigen groter en deze van de best scorende iets lager of gelijk. Dit komt doordat de andere schadecategorieën nu een grotere impact krijgen op het geheel en doordat de genormeerde schades van de andere schadecategorieën doorgaans groter was dan deze van de categorie geluidshinder bij de slechts scorende voertuigen. De omgekeerde redenering geldt voor de best scorende voertuigen. Zodra het geluid wordt opgenomen in het model, heeft het uiteraard steeds een invloed op de score van het voertuig. Zo zullen steeds twee voertuigen met dezelfde emissies, maar met een verschillende geluidsproductie, ook een verschillende Ecoscore hebben.

Het weglaten van deze schadecategorie biedt geen enkele verandering op het vlak van de globale ranking van oude versus nieuwe wagens en op de globale ranking van voertuigen met verschillende types brandstof. Het voordeel van het opnemen van deze schadecategorie, is dat op deze wijze een bijkomend signaal wordt gegeven naar de industrie en naar de consumenten, dat geluidsemissies wel degelijk een impact hebben op de mens en het milieu (en op de Ecoscore). Dit laat toe verschillende problematieken te weerspiegelen in één enkele ‘beleidstool’.

Met betrekking tot de invloed van de weging op de globale ranking, kan men stellen dat geluid nauwelijks tot geen significante invloed heeft. Zodra alle schadecategorieën worden gecombineerd in één enkele indicator, geeft dit een totaal beeld van de milieu-impact.

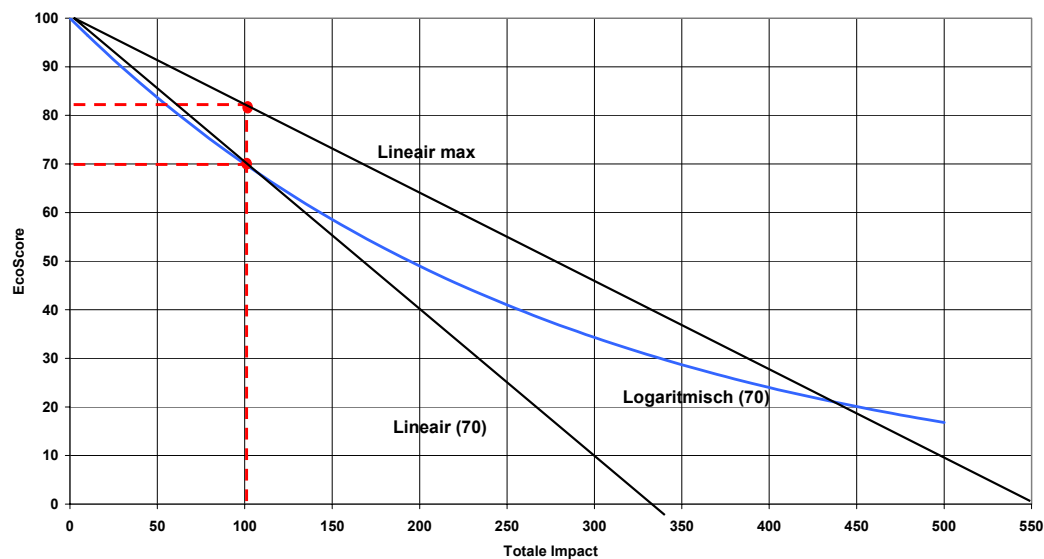
5.d) Invloed van de herschaling

Voor redenen van communicateerbaarheid en toepasbaarheid voor beleidsmaatregelen, werd binnen het consortium ervoor gekozen, de *totale impact*, wat een getal is tussen nul en ‘oneindig’, te herschalen naar een beter verstaanbaar getal tussen nul en honderd. Bovendien is het wenselijk dat er gewerkt wordt met een score, waarvoor geldt: hoe hoger de score, hoe ‘milieuvriendelijker’ het voertuig. Hiertoe werd gekozen voor een logaritmische herschaling (zoals beschreven in paragraaf 3.c.7).

Om de invloed van deze herschaling na te gaan, werden 3 verschillende herschalingen beschouwd:

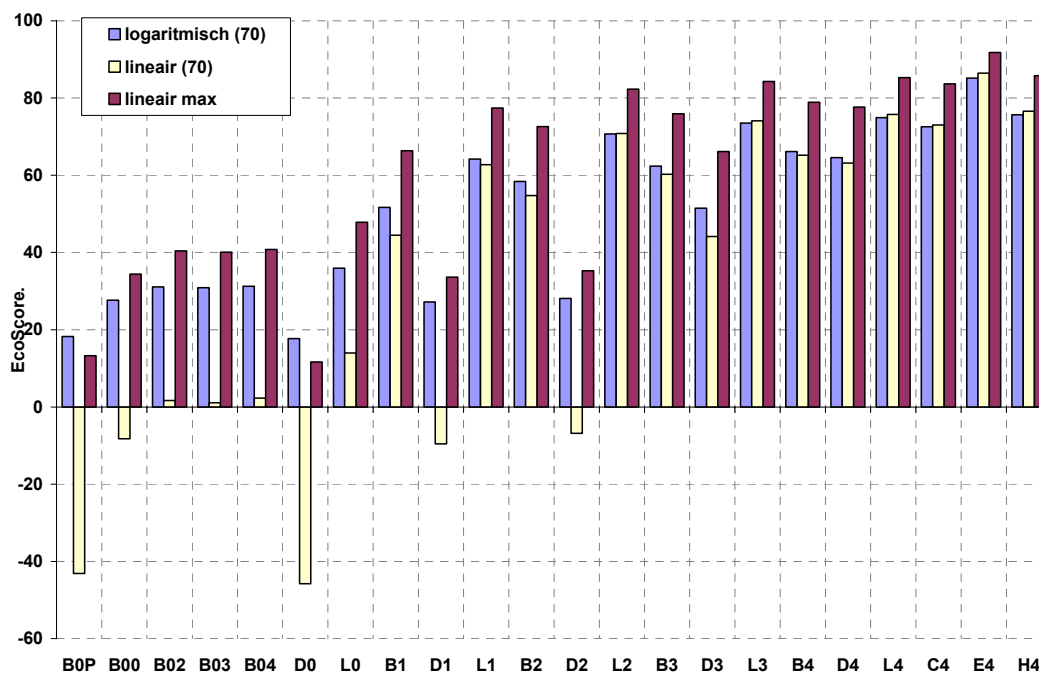
- *Logaritmisch (70)*: logaritmische herschaling met score 70 als referentie. Deze herschaling werd weerhouden door het consortium.
- *Lineair (70)*: lineaire herschaling met score 70 als referentie

- *Lineair max*: lineaire herschaling waarbij ervoor gezorgd werd dat er geen negatieve scores voorkomen bij de geëvalueerde voertuigen uit de databank



Figuur 39: Herschalingsfuncties

In Figuur 40 werden de resultaten, voor de drie beschouwde herschalingen zoals hierboven beschreven, van de selectie van voertuigen (zie Tabel 36) weergegeven.



Figuur 40: Invloed herschaling

Uit bovenstaande figuur kan men afleiden dat de keuze van de herschaling geen invloed heeft op de onderlinge ranking van de voertuigen. De score van een bepaald voertuig varieert als gevolg van de herschaling, maar heeft geen invloed op zijn beoordeling ten opzichte van het referentievoertuig of om het even welke gekozen referentie. Het werken met een logaritmische herschaling biedt het voordeel dat geen enkel voertuig een negatieve score kan krijgen.

5.e) Besluit gevoeligheidsanalyse

Gelet op de resultaten van bovenstaande analyses van de Ecoscore methodologie, kan men stellen dat het model voldoende robuust is voor onzekerheden verbonden aan de data die als input dient voor het model. Verder is er een differentiatie mogelijk tussen verschillende types voertuigen onderling. Via deze methodes kunnen voertuigen met verschillende types van aandrijvingen en brandstoffen objectief met elkaar vergeleken worden, op het vlak van hun impact op het milieu.

6. Eindresultaten

Op basis van de finale databank, aangeleverd door het Vito (Taak 3) werden eindresultaten met behulp van de ontwikkelde Ecoscore methodologie gemaakt en toegelicht. Zoals besproken in hoofdstuk 3, werden drie modellen opgebouwd. In deze paragraaf worden achtereenvolgens de resultaten voor de drie modellen, ontwikkeld in het kader van dit project, gepresenteerd:

- Resultaten Licht Vervoer
- Resultaten Zwaar Vervoer
- Resultaten Tweewielers

6.a) Resultaten Licht Vervoer

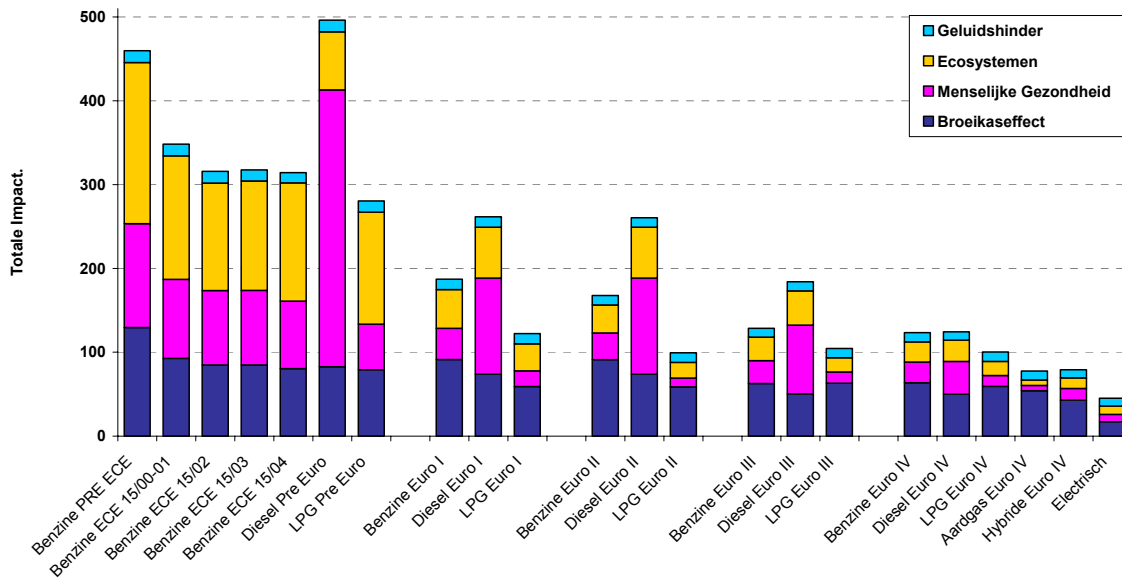
Het eerste model is geschikt voor het evalueren van personenwagens (categorie M1) en bestelwagens (categorie N1).

6.a.1) Personenvoertuigen

Voor de bespreking van de resultaten van personenwagens, werd een selectie van voertuigen gemaakt uit de definitieve voertuigendatabank. Een set van 22 personenvoertuigen (voertuigklasse M1), met verschillende types brandstof, alsook van verschillende klassen emissienormen, werd geselecteerd. Deze selectie wordt in de Tabel 40 weergegeven, samen met enkele belangrijke karakteristieken.

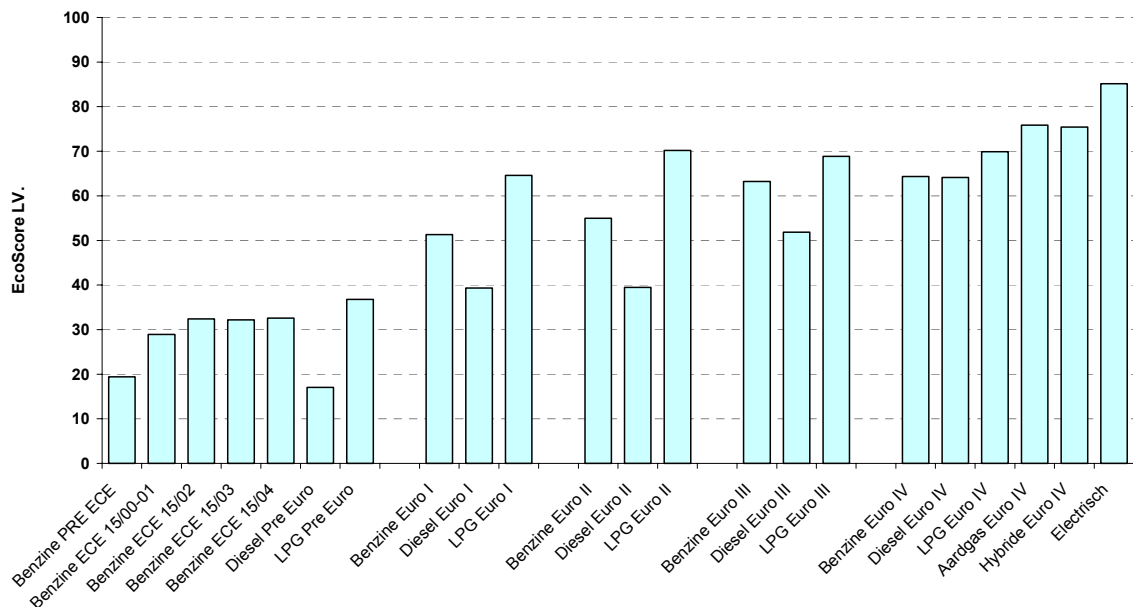
Tabel 40: Gegevens set personenvoertuigen (M1)

| Type | Brandstof | Merk - Type | Motor | Verbruik [L/100km] |
|--------------|-----------------|----------------------|-----------|----------------------------|
| PRE ECE | Benzine | | 1,4 - 2,0 | 14.2 |
| ECE 15/00-01 | Benzine | | 1,4 - 2,0 | 10.1 |
| ECE 15/02 | Benzine | | 1,4 - 2,0 | 9.2 |
| ECE 15/03 | Benzine | | 1,4 - 2,0 | 9.2 |
| ECE 15/04 | Benzine | | 1,4 - 2,0 | 8.7 |
| PRE EURO | Diesel | | > 2,0 | 7.5 |
| PRE EURO | LPG | | > 2,0 | 9.1 |
| Euro I | Benzine | | 1,4 - 2,0 | 9.7 |
| Euro I | Diesel | | > 2,0 | 6.7 |
| Euro I | LPG | | > 2,0 | 9.3 |
| Euro II | Benzine | | 1,4 - 2,0 | 9.7 |
| Euro II | Diesel | | > 2,0 | 6.7 |
| Euro II | LPG | | > 2,0 | 9.3 |
| Euro III | Benzine | VOLKSWAGEN GOLF | 1595 | 6.9 |
| Euro III | Diesel | OPEL ASTRA | 1686 | 4.7 |
| Euro III | LPG | TOYOTA AVENSIS | 1598 | 9.6 |
| Euro IV | Benzine | VOLKSWAGEN GOLF | 1595 | 7 |
| Euro IV | Diesel | OPEL ASTRA | 1686 | 4.6 |
| Euro IV | LPG | OPEL VECTRA | 1598 | 9.8 |
| Euro IV | CNG | OPEL Astra Caravan | 1600 | 6.42 m ³ /100km |
| Euro IV | Hybride Benzine | TOYOTA PRIUS | 1497 | 4.3 |
| Electric | Electriciteit | PEUGEOT 106 Electric | - | 0.17 kWh/km |



Figuur 41: Impact per schadecategorie voor set personenvoertuigen

In de Figuur 41 worden de totale impact van deze set van personenvoertuigen weergegeven. Deze zijn opgesplitst per schadecategorie. De belangrijkste verschillen met de resultaten uit **Figuur 21** (hoofdstuk 4), zijn de impact van het Euro I, II en II diesel voertuig. De impact voor de schadecategorie ‘Menselijke Gezondheid’ is een stuk minder vergeleken met de resultaten van de **Figuur 21**. De waarde voor de directe uitstoot van roetdeeltjes is hiervoor verantwoordelijk. Uit de gevoeligheidsanalyse is trouwens gebleken dat deze component de grootste invloed heeft op het eindresultaat.



Figuur 42: Ecoscore set personenvoertuigen

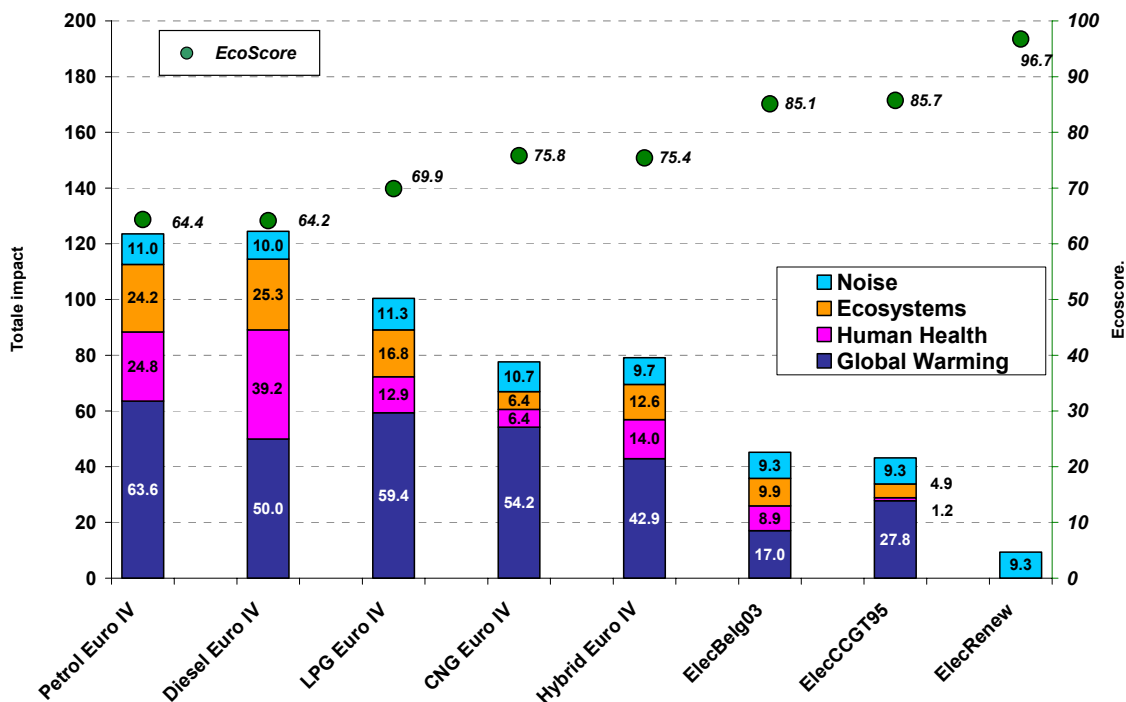
Verder kunnen we bemerken dat het aardgas voertuig uit deze selectie beter scoort dan in de selectie uit hoofdstuk 4. Het aardgasvoertuig uit Tabel 36 had een grote cilinderinhoud en een groot verbruik. Het aardgasvoertuig uit deze selectie is beter vergelijkbaar met de andere voertuigen.

6.a.2) Bespreking resultaten voertuigen met alternatieve brandstof of aandrijving

In deze paragraaf worden de resultaten van voertuigen met alternatieve brandstof of aandrijving, verder toegelicht. De impact ten gevolge van het elektrisch voertuig zijn te wijten aan het verbruik van elektriciteit, voor het laden van haar batterij. In deze 'Well-to-Wheel' analyse speelt de elektriciteitsproductie hierdoor een belangrijke rol. Om deze reden zal hierop iets dieper worden ingegaan.

Het associëren van emissies tengevolge van elektriciteitsproductie aan een bepaalde elektriciteitsverbruiker is niet eenvoudig. Elektriciteit dient immers opgewekt te worden op het ogenblik dat er vraag naar is. Afhankelijk van de vraag zullen bepaalde types centrales benut worden. De emissies van piekvermogen productie-eenheden zijn immers verschillend van productie-eenheden die instaan voor de basisproductie elektriciteit. Productie-eenheden die instaan voor de elektriciteitsproductie tijdens momenten wanneer de vraag naar elektriciteit het grootst is (bijvoorbeeld in de ochtend van een werkdag), dienen snel te kunnen worden opgestart en hebben doorgaans een lager rendement dan bijvoorbeeld een basisstation. Het opladen van een elektrisch voertuig, zal bij normaal gebruik doorgaans gedurende de nacht plaatsvinden. Op deze momenten is er geen hoge energievraag, integendeel vaak een productieoverschot (kerncentrales worden bij continu regime uitgebaat). Hierdoor is het toepassen van de indirecte emissiedata gerelateerd aan een gemiddelde elektriciteitsmix voor België (ElecBelg03), eerder een pessimistisch scenario voor het elektrische voertuig. Om deze reden zal in deze paragraaf ook de invloed van enkele andere elektriciteitsproductiescenario's geanalyseerd worden.

Naast de gemiddelde elektriciteitsproductiemix wordt ook de Ecoscore berekend in het geval van een gecombineerde stoom en gas elektriciteitscentrale (ElecCCGT95) en indien het gebruik gemaakt wordt van 'groene' stroom (ElecRenew).



Figuur 43: Resultaten invloed elektriciteitsproductie en alternatieve voertuigen

In bovenstaande figuur worden deze resultaten weergegeven (drie laatste staafbalken). De resultaten voor deze drie scenario's voor het elektrische voertuig worden ter vergelijking samen weergegeven met de resultaten voor een euro IV benzine en diesel voertuig en met enkele andere alternatieve voertuigen (LPG, aardgas en hybride).

De verschillen tussen het scenario 'ElecBelg03' en 'ElecCCGT95' zijn te verklaren door de verschillen in achtergrondemissies van de overeenstemmende manieren van elektriciteitsproductie (zie Tabel 15).

Verder hebben bijkomende analyses, waarbij voor elektrische voertuigen de stedelijke schadefactoren worden gebruikt (alsof het directe emissies zouden zijn) uitgewezen dat de Ecoscore voor het batterij-elektrische voertuig (Peugeot 106) nog steeds zeer gunstig is. De Ecoscore van de elektrische Peugeot 106 daalt in dat geval slechts van 85.1 tot 83.1, wat nog steeds zeer milieu vriendelijk is en beter dan de andere voertuigen (zie Figuur 42 en Figuur 43).

6.a.3) Bestelwagens

Op basis van de finale databank, aangeleverd door Vito (Taak 3) werden eindresultaten van de Ecoscore methodologie voor bestelwagens gemaakt en besproken.

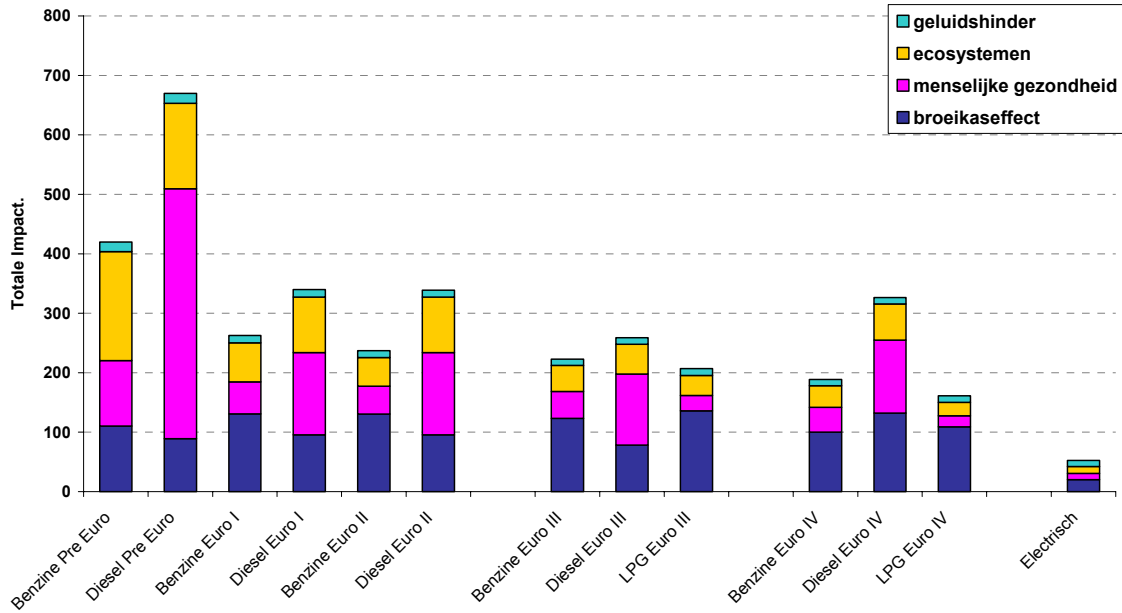
Voor de bespreking van de resultaten voor bestelwagens, werd een selectie van voertuigen gemaakt uit de definitieve voertuigdatabank. Een set van 22 bestelwagens (voertuigklasse N1), met verschillende types brandstof, alsook van verschillende klassen emissienormen, werd geselecteerd. Deze selectie wordt in de Tabel 41 weergegeven, samen met enkele belangrijke karakteristieken.

Tabel 41: Gegevens set bestelwagens (N1)

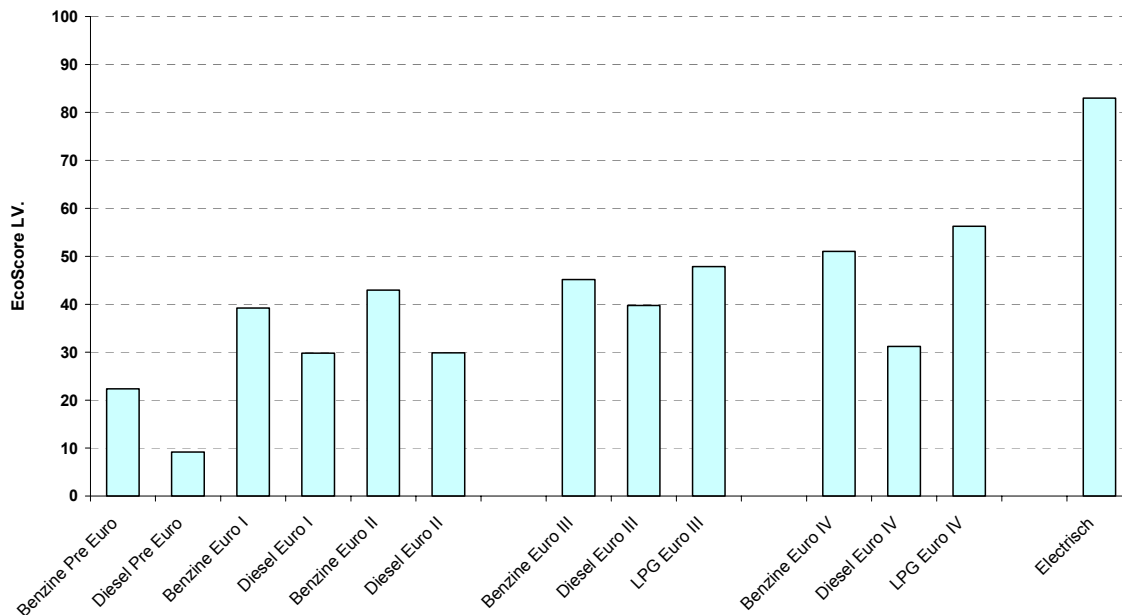
| Type | Brandstof | Merk - Type | Motor | Verbruik [L/100km] |
|----------|---------------|---------------------|-------|-----------------------|
| PRE EURO | Benzine | | | 12.1 |
| PRE EURO | Diesel | | | 9.8 |
| Euro I | Benzine | | | 14.1 |
| Euro I | Diesel | | | 8.8 |
| Euro II | Benzine | | | 14.1 |
| Euro II | Diesel | | | 8.8 |
| Euro III | Benzine | CITROEN JUMPER | 1998 | 12.8 |
| Euro III | Diesel | MERCEDES VITO | 2148 | 8.9 |
| Euro III | LPG | JEEP GRAND CHEROKEE | 4701 | 20.8 |
| Euro IV | Benzine | MERCEDES VITO 122 | 3199 | 12.7 |
| Euro IV | Diesel | VOLKSWAGEN TOUAREG | 4921 | 12.3 |
| Euro IV | LPG | MERCEDES ML | 3724 | 16.5 |
| Electric | Electriciteit | PEUGEOT PARTNER | - | 0.2 kWh/km |

Uit de resultaten van Figuur 44 volgen gelijkaardige resultaten als deze voor personenwagens. Het elektrische voertuig scoort hier eveneens het beste. Dieselvoertuigen hebben een grotere impact, omwille van hun effect op de menselijke gezondheid. De bestelwagen 'Diesel euro IV' scoort hier minder goed dan het 'Diesel Euro III' omwille van het grotere verbruik. Een positieve evolutie van de

luchtkwaliteitmissies, is eveneens merkbaar. Bestelwagens op LPG hebben eveneens een beperkte impact op het milieu, vergeleken met diesel of benzine voertuigen. De Ecoscore van deze set voertuigen wordt in Figuur 45 weergegeven.



Figuur 44: impact per schadecategorie voor set bestelwagens



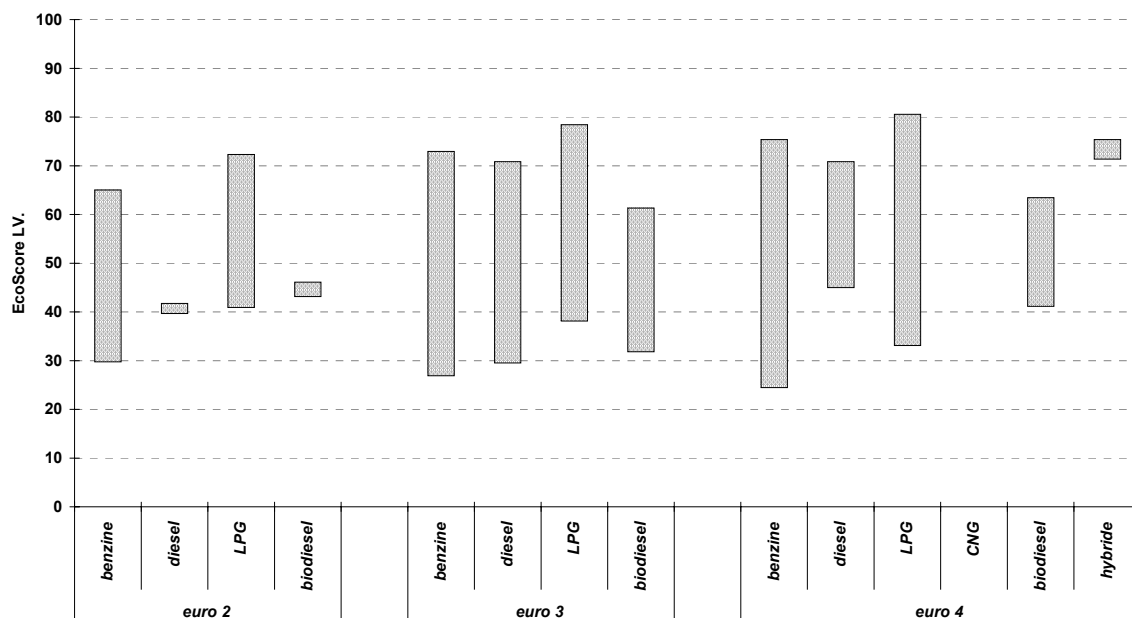
Figuur 45: Ecoscore set bestelwagens

6.a.4)Overzicht databank LV

Om een idee te krijgen van de spreiding op de Ecoscore van alle voertuigen uit de databank, werden de resultaten per euroklasse en per brandstoftype gerangschikt. Het bereik van de Ecoscore van deze verschillende groepen van voertuigen uit de databank werden in grafiek uitgezet. In de Figuur 46 worden de resultaten van alle personenvoertuigen (voertuigklasse M1) weergegeven.

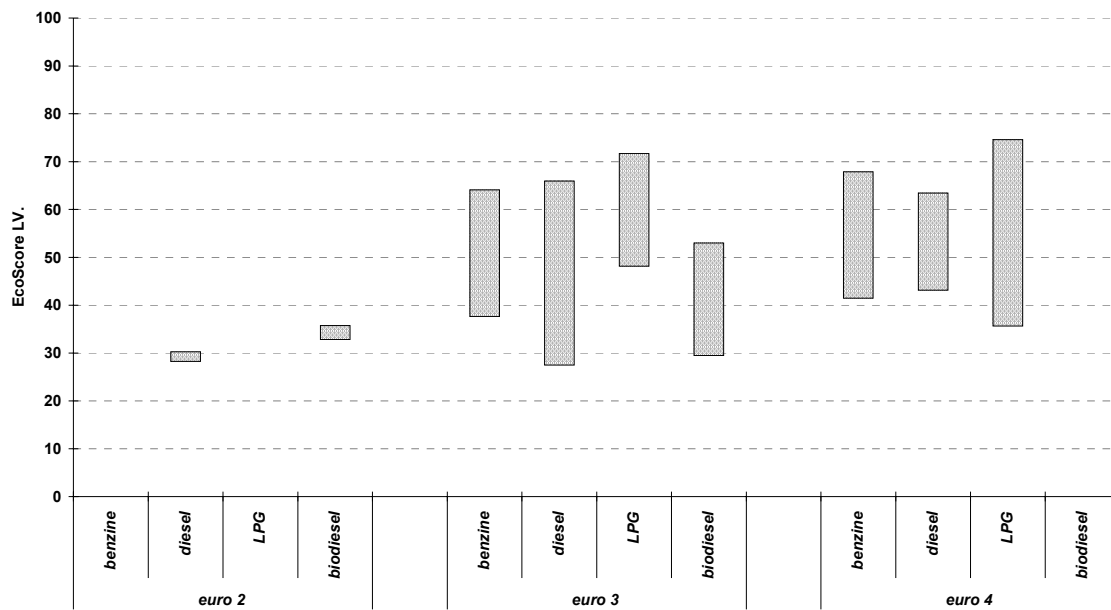
Op Figuur 46 zien we dat voor alle groepen van personenvoertuigen, er een ruim bereik is van de Ecoscore. Een Euro IV voertuig scoort niet steeds beter dan een Euro III voertuig. Dit komt doordat in de databank zowel grote als kleine voertuigen zitten. Het verbruik van het voertuig heeft trouwens een grote invloed, daar de indirecte emissies alsook sommige directe emissies hiermee evenredig zijn.

Dezelfde grafiek voor de categorie N1 (bestelwagens) werd opgesteld en wordt hieronder weergegeven. Ook hier is er een duidelijke overlap tussen de bereiken van de resultaten voor de verschillende groepen van voertuigen.



Figuur 46: Overzicht voertuigdatabase categorie M1

Overzicht databank N1



Figuur 47: Overzicht voertuigdatabase categorie N1

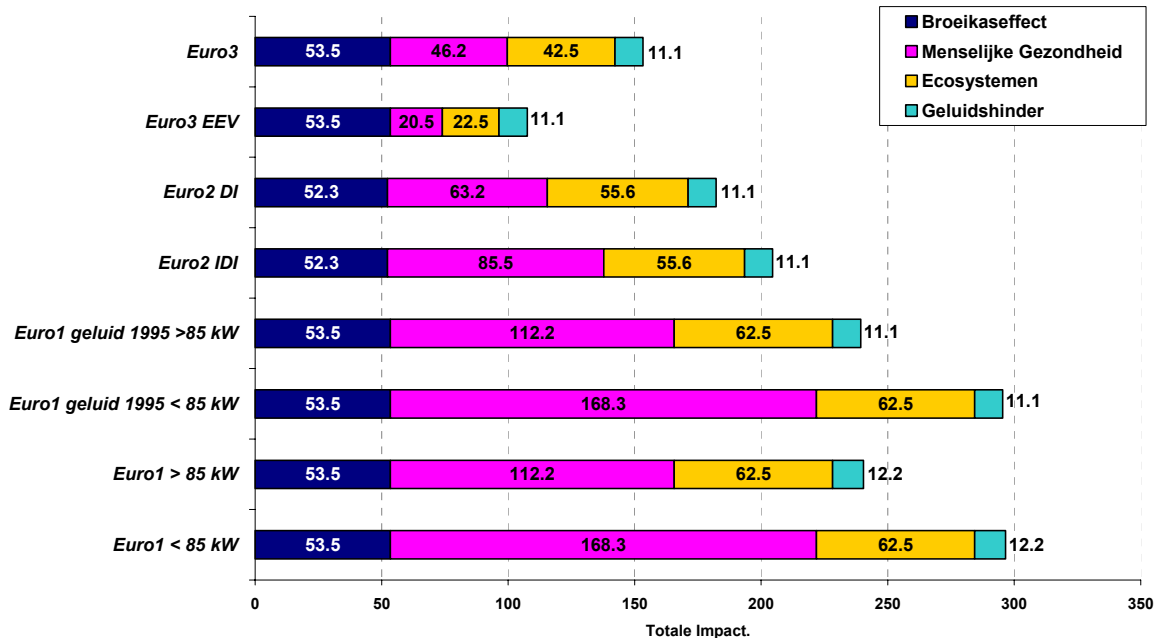
6.b) Resultaten Zwaar Vervoer

6.b.1) Bespreking resultaten

Op basis van de definitieve voertuigdatabase voor zwaar vervoer, aangeleverd door Vito (Taak 3), werden de resultaten van het zwaar vervoer geanalyseerd.

Om de resultaten van het model voor zwaar vervoer te illustreren, werd gebruik gemaakt van voertuigklassen, gegroepeerd per euro-norm. De differentiatie van de resultaten situeert zich hoofdzakelijk in de impactcategorie 'Menselijke Gezondheid'. De reductie van de luchtkwaliteitmissies bij de recentere emissienormen zorgen voor een positieve evolutie van de totale impact op het milieu van deze voertuigen.

Voor de analyse van de Ecoscore van zwaar vervoer, werden de totale impacts berekend voor een set van voertuigen. De resultaten van het Ecoscore model voor zwaar vervoer werden berekend aan de hand van voertuigklassen (opgedeeld per emissieklasse) uit de database zoals aangeleverd door het VITO in het kader van Taak 3.



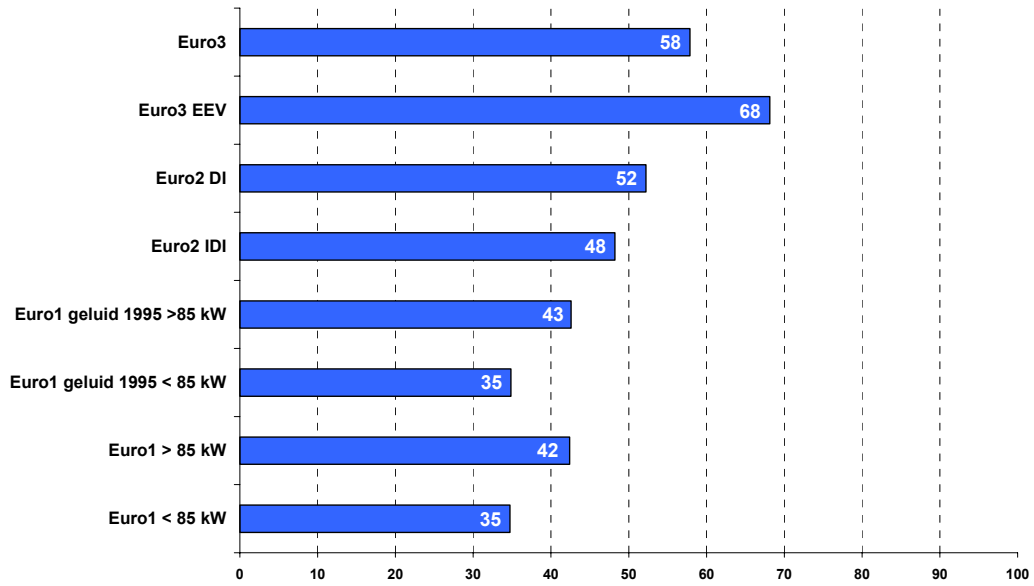
Figuur 48: Totale impact zwaar vervoer

Uit de analyse van bovenstaande resultaten, merken we dat voor wat de impactcategorie 'Broeikaseffect' betreft, de evolutie heel erg beperkt is. Variaties doorheen de tijd van het verbruik bij vrachtwagens en bussen is eveneens heel erg beperkt. Dit is vooral te wijten doordat de sector van zwaar vervoer, op vlak van brandstofverbruik haar eigen reguleert. Wel is het zo dat vanaf euro 2, verdere inspanningen werden vereist op het vlak van NO_x uitstoot en uitstoot van fijne stofdeeltjes en wat voor een negatieve invloed op het brandstofverbruik zorgde. Deze invloed op het brandstofverbruik werd echter wel minimaal gehouden.

De vermindering van de directe emissies zorgde er echter voor dat het effect op de menselijke gezondheid significant is afgenomen. Een positieve evolutie is eveneens te merken bij de impact op ecosystemen.

De Ecoscore van deze set van zwaar vervoer wordt getoond in

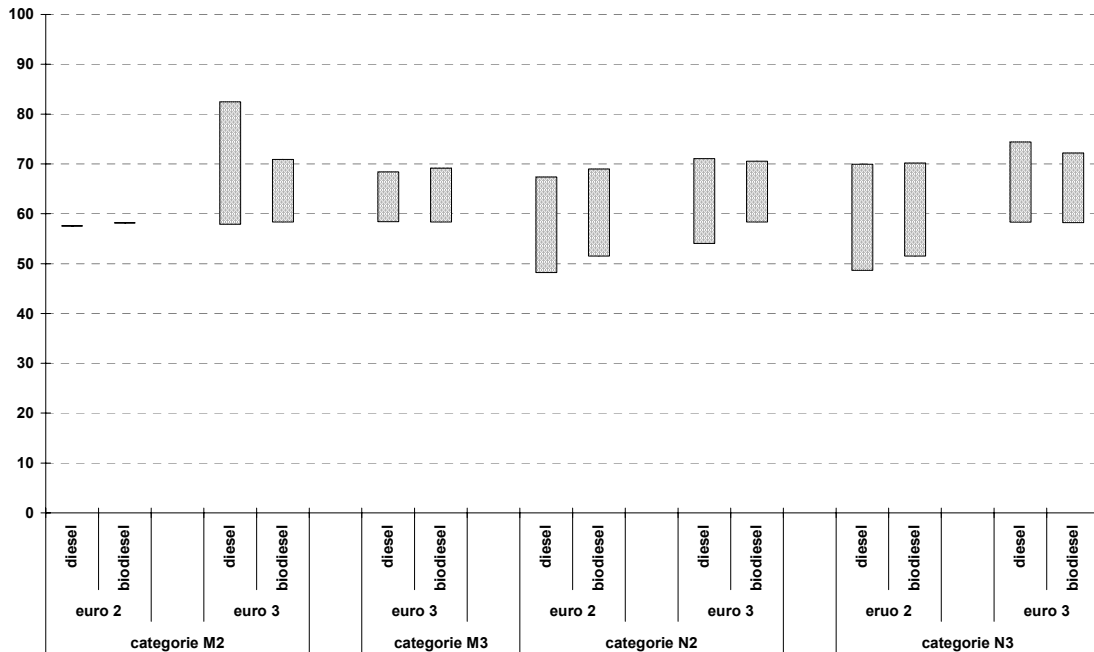
Figuur 49.



Figuur 49: Ecoscore set zwaar vervoer

6.b.2) Overzicht databank ZV

Een overzicht van de volledige databank werd geïllustreerd in de Figuur 50. Hiervoor werden de voertuigen gerangschikt per voertuigcategorie (minibusjes M2, grote bussen M3, middelzware vrachtwagens N2 en zware vrachtwagens N3), per euronorm en per brandstoftype (diesel of biodiesel).

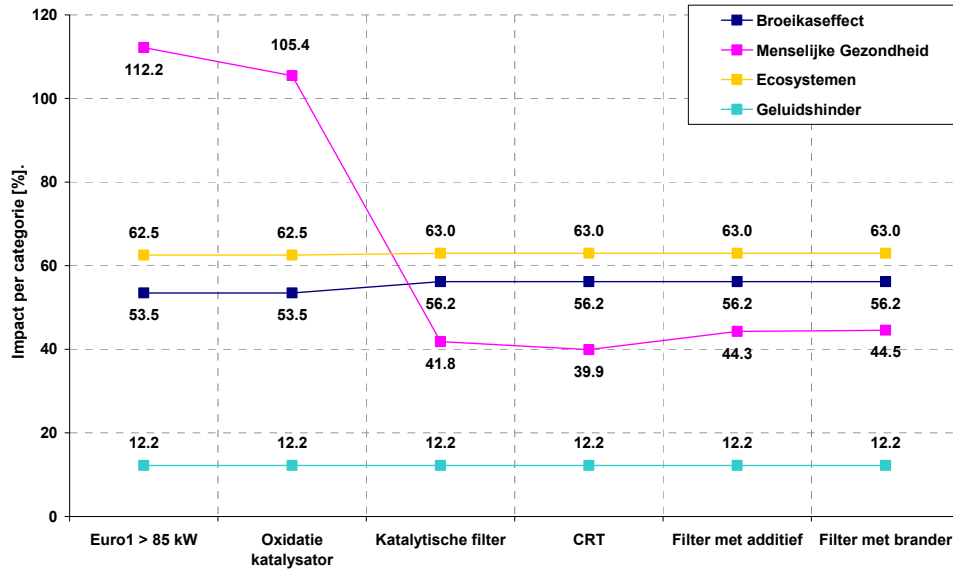


Figuur 50: Overzicht databank zwaar vervoer

In tegenstelling tot de resultaten voor licht vervoer, is er bij zwaar vervoer veel minder differentiatie. Dit komt hoofdzakelijk doordat het verbruik bij zwaar vervoer vrij contant is, en door de databeschikbaarheid (zie taak 3). Ook is er telkens een overlap te merken tussen euro 2 en euro 3 voertuigen.

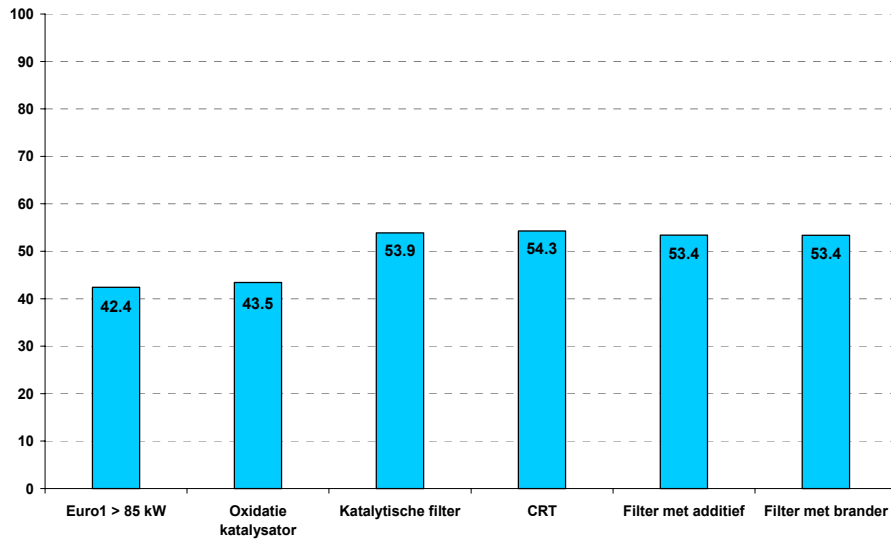
6.b.3) Resultaten voor uitlaatnabehandeling bij vrachtwagens

In Figuur 51 wordt het effect van uitlaatnabehandeling geïllustreerd aan de hand van een voorbeeld met een Euro I vrachtwagen (> 85kW) (zie ook hoofdstuk 3.g).



Figuur 51 : Invloed van nabehandelingssystemen op de verschillende schadecategorieën

De belangrijke reductie van roetdeeltjes (tot 85%) zorgt ervoor dat de impact van de categorie 'Menselijke Gezondheid' eveneens een belangrijke verlaging kent. Het toepassen van een nabehandelingssysteem heeft een nadelige invloed op het verbruik (meerverbruik tot 5%), wat zich vertaalt in een lichte stijging van de impact op het 'Broeikasewffect'. Een lichte toename is eveneens te merken bij de categorie EcoSystemen, door de toename van de SO_x uitstoot die evenredig is met het brandstof verbruik. Het globale effect van het toepassen van een nabehandelingssysteem kan tenslotte geëvalueerd worden door het beschouwen van de Ecoscore. Deze resultaten worden weergegeven in onderstaande Figuur 52:

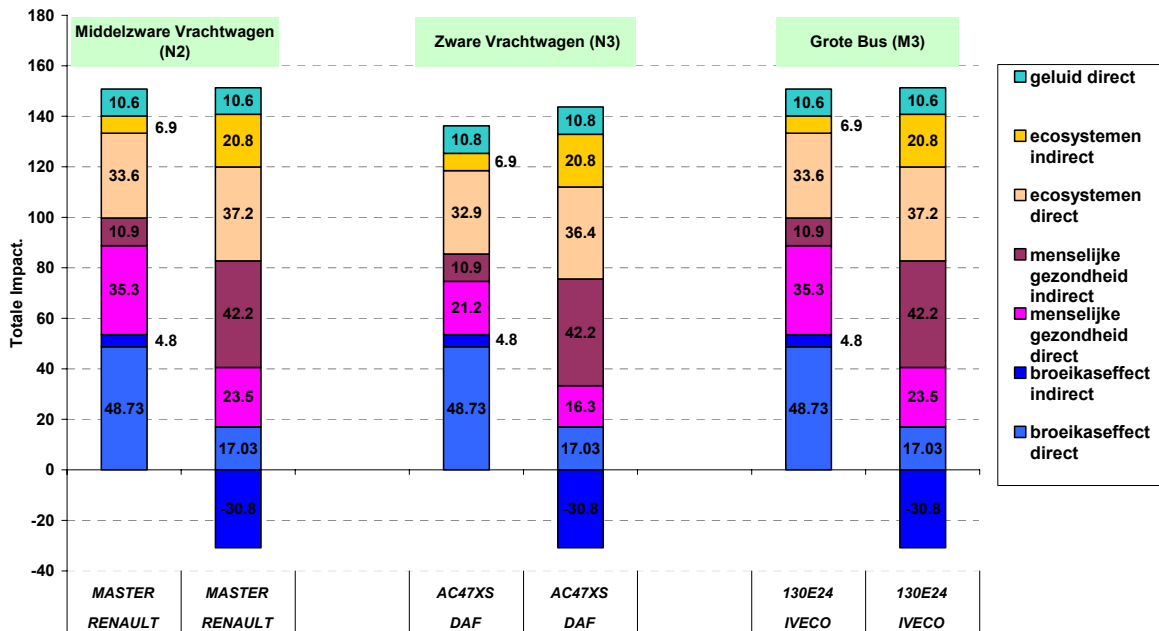


Figuur 52: Invloed van nabehandelingsystemen op de Ecoscore

Voor een verdere bespreking van de databeschikbaarheid van retrofits wordt verwezen naar het verslag van Taak 3.

6.b.4) Resultaten voor biodiesel bij vrachtwagens

Wanneer we uit de databank van zwaar vervoer enkele voertuigen nemen, en achtereenvolgens gewone diesel en biodiesel beschouwen, bekommen we volgende resultaten (zie Figuur 53):

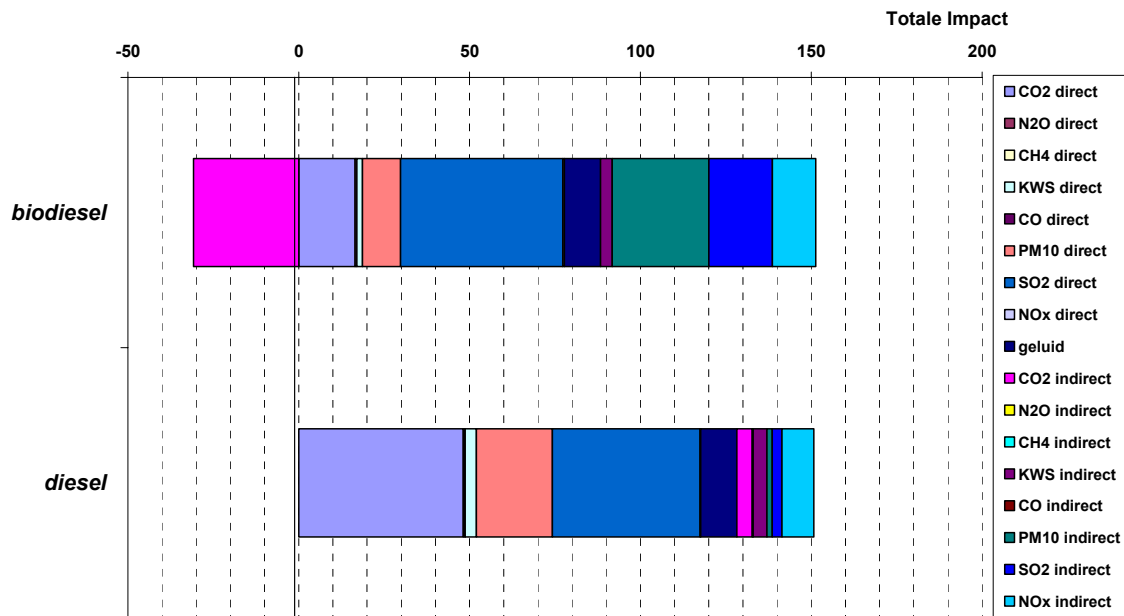


Figuur 53: Toepassing van biodiesel versus gewone diesel

In bovenstaande figuur is de totale impact, opgesplitst per schadecategorie en indirect en direct, weergegeven van een licht vrachtwagen, een zware vrachtwagen en een bus. Per voertuig zijn twee staafdiagramma's weergegeven: het linkse komt overeen met gewone diesel, terwijl het rechtse overeenstemt met biodiesel.

De invloed van de negatieve indirecte CO₂ emissiefactor, is merkbaar door de negatieve indirecte impact tot het broeikas effect. De directe impact tot het broeikas effect wordt hiermee verminderd, en de resterende positieve directe impact op het broeikas effect werd positief uitgezet op de grafiek in Figuur 53. Concreet betekent dit dat de CO₂ opname tijdens de productiefase van de biodiesel, gedeeltelijk de directe CO₂ uitstoot (tijdens het rijden met het voertuig) compenseert. Globaal gezien betekent dit een verbetering voor wat betreft de uitstoot van broeikasgassen. De negatieve impact, zoals weergegeven in Figuur 53, zit reeds vervat in de totale impact van het voertuig met biodiesel. Enkel de resterende impact werd positief uitgezet in de grafiek.

Het lichte meerverbruik bij toepassing van biodiesel wordt hierdoor ruimschoots gecompenseerd. De belangrijke reductie van directe emissies van roetdeeltjes (50%) bij biodiesel heeft eveneens een verlaging tot gevolg van de impact op de menselijke gezondheid. Dit wordt echter gecompenseerd door een belangrijke verhoging van de impact door de indirecte emissies op de categorieën menselijke gezondheid en ecosystemen ten gevolge van onder andere het landbouwproces. Als globaal resultaat stelt men vast dat het toepassen van 100% biodiesel geen milieuvoordeel biedt, in beschouwing genomen de totale 'well-to-wheel' emissies. Hierbij zijn de emissies ten gevolge van de productie van de biodiesel verantwoordelijk voor een belangrijke stijging van de impact op de menselijke gezondheid en op de ecosystemen. De totale impact is nauwelijks verschillend, in rekening gebracht de negatieve indirecte impact door CO₂ opname.



Figuur 54: Biodiesel versus diesel - split up per pollutant

Een bijkomende analyse werd uitgevoerd, waarbij de totale impact werd opgesplitst per pollutant. Ook werden de impacts onderverdeeld in schade afkomstig van de directe en van de indirecte emissies. De resultaten hiervan werden grafisch weergegeven in Figuur 54. Deze analyse laat toe de belangrijkste verschillen tussen diesel en biodiesel nader te onderzoeken. Hieruit blijkt dat vooral de grote toename van de impact ten gevolge van indirecte SO₂ en PM10 emissies verantwoordelijk zijn voor de uiteindelijk, quasi evengrote, totale impact bij biodiesel.

De resultaten die besproken werden in deze paragraaf, dienen te worden genuanceerd. De analyses voor biobrandstoffen werden enkel uitgevoerd voor zwaar vervoer en enkel met biodiesel (RME). De resultaten kunnen niet veralgemeend worden voor personenvoertuigen. Er was geen data beschikbaar voor andere voertuigcategorieën. Het is dan ook wenselijk dat verdere analyses zouden gebeuren,

voor personenvervoer alsook voor andere types biobrandstoffen. De oefening gemaakt in deze paragraaf is enkel een illustratie van het ecoscore model, dat toelaat analyses te maken met verschillende alternatieve brandstoffen. Eveneens kan opgemerkt worden dat er een noodzaak bestaat voor verder onderzoek naar well-to-tank emissiedata voor biobrandstoffen, in het bijzonder en een update van deze data voor andere brandstoffen.

6.c) Tweewielers

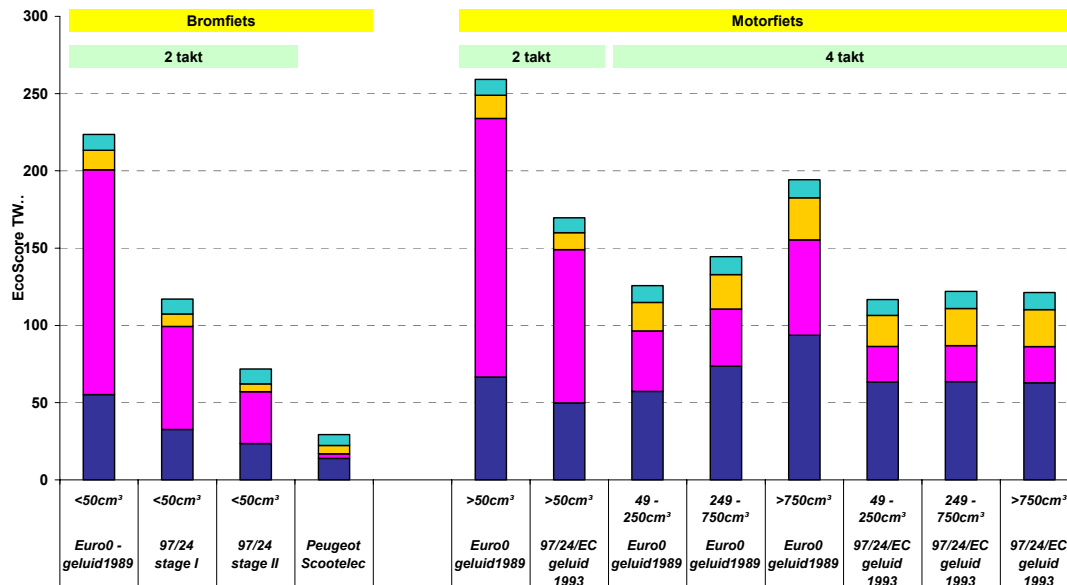
In deze paragraaf worden de resultaten van het Ecoscore model voor tweewielers besproken.

Om het model voor tweewielers te illustreren werd gebruik gemaakt van COPERT categorieën. Daar er voor de databank van tweewielers er geen brandstofdata beschikbaar was, werden verbruiksgegevens met behulp van de COPERT methodologie gehaald (zie verslag Taak 3). Verschillende voertuigklassen werden beschouwd (bromfietsen en motorfietsen), alsook verschillen tussen tweetakt en viertakt motoren en verschillende emissienormen en cilinderinhoud. Deze voertuigklassen worden samengevat in de Tabel 42.

Tabel 42 : Gegevens set tweewielers (COPERT categorieën)

| Type | brandstof | motor | verbruik [L/100km] |
|----------------------|--------------------|--------------------------|-----------------------|
| Bromfiets | | | |
| Euro0 - geluid1989 | tweetakt - benzine | <50cm ³ | 3.3 |
| 97/24 stage I | tweetakt - benzine | <50cm ³ | 1.9 |
| 97/24 stage II | tweetakt - benzine | <50cm ³ | 1.4 |
| Peugeot Scootelec | elektriciteit | | 0.08 kWh/km |
| Motorfiets | | | |
| Euro0 geluid1989 | tweetakt - benzine | >50cm ³ | 4.1 |
| 97/24/EC geluid 1993 | tweetakt - benzine | >50cm ³ | 3 |
| Euro0 geluid1989 | viertakt - benzine | 49 - 250cm ³ | 3.4 |
| Euro0 geluid1989 | viertakt - benzine | 249 - 750cm ³ | 4.5 |
| Euro0 geluid1989 | viertakt - benzine | >750cm ³ | 5.8 |
| 97/24/EC geluid 1993 | viertakt - benzine | 49 - 250cm ³ | 3.9 |
| 97/24/EC geluid 1993 | viertakt - benzine | 249 - 750cm ³ | 3.9 |
| 97/24/EC geluid 1993 | viertakt - benzine | >750cm ³ | 3.9 |

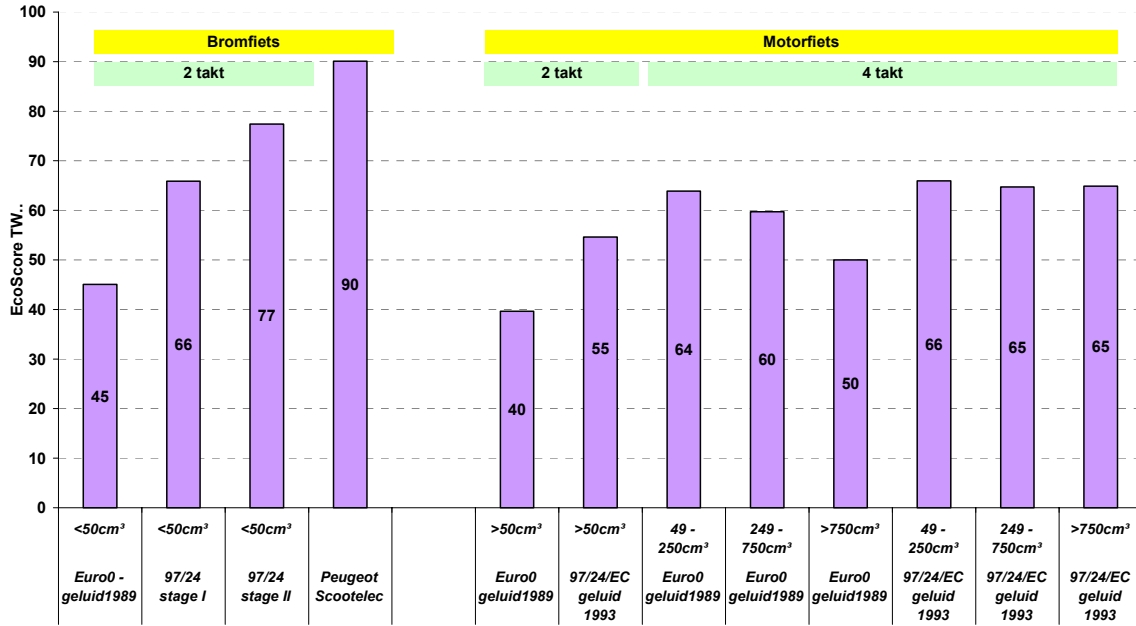
De resultaten van het model voor tweewielers met de voertuigdata uit bovenstaande tabel, worden weergegeven in de Figuur 55.



Figuur 55: Impact per schadecategorie set tweewielers

Ondanks de databeperkingen, kunnen we met behulp van de voertuigklassen voor tweewielers, zoals hierboven beschreven, toch differentieerbare resultaten bekomen. Een elektrische scooter werd aan deze set tweewielers toegevoegd (Peugeot Scootelec). Ook hier bemerken we het significante voordeel van een elektrische aandrijving, vergeleken met verbrandingsmotoren. Verder bemerken we de positieve evolutie doorheen de verschillende emissienormen. Het verschil tussen tweetakt en viertaktmotoren kan eveneens geëvalueerd worden. Hierbij bemerken we vooral het verschil in impact op de impactcategorie 'Menselijke Gezondheid'. Verder zorgt de indeling per cilinderinhoud voor een beperkte differentiatie, wat interessant is voor het weergeven van de verschillen tussen de impact op het milieu van lichte en zwaardere gemotoriseerde tweewielers.

Ter illustratie worden de Ecoscores van deze set van tweewielers weergegeven in de Figuur 56:



Figuur 56: Ecoscore set tweewielers

7. Besluit

In de eerste taak van dit project werd een eclecticisch model opgesteld van een milieurating voor voertuigen. Dit model beschrijft alle parameters en effecten die zouden moeten worden in rekening gebracht om de totale milieuschade van voertuigen te kunnen bepalen. Het beschrijft tevens de principes waarop een dergelijke methodologie gebaseerd moet zijn.

Een eclecticisch model is echter niet eenvoudig, noch transparant. Het heeft als voordeel te kunnen duiden op de complexiteit van de materie en de eventuele behoeften voor een meer diepgaand wetenschappelijk onderzoek ter bekoming van alle vereiste data. Het eclecticische model liet echter wel toe, bij de vereenvoudiging, te komen tot een werkbaar beleidsondersteunend model.

Het beleidsondersteunend Ecoscore model bevat volgende milieuschade:

- **Broeikaseffect**
- **Luchtkwaliteit**
 - *Menselijke gezondheid*
 - *Ecosystemen*
- **Geluidshinder**

Modellen werden opgesteld voor:

- **Lichte voertuigen:** personenwagens en bestelwagens
- **Zware voertuigen:** vrachtwagens en bussen
- **Tweewielers**

Uit de gevoeligheidsanalyse bleek het model zeer robuust te zijn.

Uit de analyse van de resultaten blijkt dat het model zeer geschikt is om de milieu-impact van voertuigen onderling te vergelijken

Referenties

- [1] MIRA T 2004, Milieu- en natuurrapport Vlaanderen VMM
- [2] Externalities of Fuel Cycles 'ExternE' Project. Report number 2, Methodology, EUR16521, European Commission, Directorate-General XII, Science, Research and Development, JOULE (1995), Luxembourg, 571 p.
- [3] Externalities of Fuel Cycles 'ExternE' Project. Report number 7, Methodology, 1998 update, European Commission, Directorate-General XII, Science, Research and Development, JOULE (1998), EUR16521, Luxembourg, 518 p.
- [4] MINA plan II
Website : <http://www.mina.vlaanderen.be/fr.htm?http://www.mina.vlaanderen.be/beleid/mina2/>
- [5] External cost of air pollution generated by road traffic in the Brussels urban area, Favrel V. and W. Hecq (2001). Accepted for publication in "International Journal of Vehicle Design".
- [6] Non-biological particles and health, Department of Health, Committee on the medical effects of air pollutants (1995). HMSO, Londres.
- [7] Update and revision of the air quality guidelines for Europe, Organisation Mondiale de la Santé, Bureau régional Europe (1994). *Meeting of the group on classical air pollutants*, Bilthoven, Copenhagen, The Netherlands, 11-14 October 1994.
- [8] A model for the assessment of the contribution of road traffic to air pollution in the Brussels urban area, Favrel V. & W. Hecq (1998). «First International Symposium on Technological, Energy and Environmental Topics in Transports – Externalities in the Urban Transport: Assessing and Reducing the Impacts», 27-29 Octobre 1998, Milan, Italy, 14 p. Published on GEEN web site <http://www.feem.it/gnee/libr.html>
- [9] Diesel exhaust : a critical analysis of emissions, exposure and health effects, H.E.I. - Health Effects Institute (1995). A special report of the Institute's diesel working group, Cambridge, 1995, 294p.
- [10] Air pollution and daily mortality: a review and meta analysis, Schwartz J. (1994). *Environmental research*, 64, 36-52.
- [11] Impact de la pollution atmosphérique urbaine de type acido-particulaire sur la mortalité quotidienne à Lyon et dans l'agglomération parisienne, Quénel P., Zmirou D., Le Tertre A. (1995). *Santé Publique*, 4, 363-376.
- [12] Dockery D. W. and C. A. Pope (1994). *Acute respiratory effects of particulate air pollution*. *Annu. Rev. Public Health*, 15, 107-132.
- [13] Deposition and retention models for internal dosimetry of the human respiratory track, T.G.L.D – Task Group on Lungs Dynamics (1966). *Health Physics*, 12, 173-207.
- [14] Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Diesel and gasoline engine exhausts and some nitroarenes, I.A.R.C. – International Agency for Research on Cancer (1989a). Vol 46, IARC Lyon France.
- [15] E.P.A. – United States Environmental Protection Agency (1994). Health assessment document for diesel emissions: external review draft. EPA 600/8-90/057. Office for research and development, Washington D.C.
- [16] Moldéus P. (1993). *Toxicity induced by nitrogen dioxide exposure in experimental animals and isolated cell systems*. *Scand. J. Work Envir. Health*, 19, sup 2, chap 4, pp 28-34.
- [17] Hassett C., Mustafa M.G., Coulson W.F., Elshoff R.M (1985). Murine lung carcinogenesis following exposure to ambient ozone concentrations. *J. Natl. Cancer Inst.*, 75, 771-777.
- [18] Mc Donnell W.F., Horstman D.H., Hazucha M.J. (1985). *Pulmonary effects of ozone exposure during exercise : dose-response characteristics*, *J. Applied Physiol.*, 54, 1345-1452.
- [19] Bates D.U. (1992). *Health indices of adverse effects of air pollution: a question of coherence*. *Environ. Res.*, 59, 336-349.
- [20] C.S.H.P.F. – Conseil Supérieur d'Hygiène de France (1995). L'ozone, indicateur de la pollution photochimique en France. Evaluation des risques pour la santé; mesures de

- prévention et de protection; stratégie de communication. Ministère de la Ville, de la Santé et de la Solidarité, Paris.
- [21] I.A.R.C. – International Agency for Research on Cancer (1989b). *Monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. Benzene*. Lyon.
- [22] Organisation Mondiale de la Santé, Bureau régional Europe (2000). *Air quality guidelines for Europe. Second Edition*. WHO Regional Publications, European Series, n°91, Copenhagen.
- [23] E.P.A. – United States Environmental Protection Agency (1993). Motor vehicle-related air toxics study. APA 420 – R – 93 – 005, Office of mobile sources emission planning and strategies division, Ann. Arbor, Michigan, p. 6-1 à 6-66 et p. 8-1 à 8-47.
- [24] Needleman H.L., Gatsonis C.A. (1990). Low level lead exposure and the IQ of children. A meta-analysis of modern studies, *J.A.M.A.*, 322, 83-88.
- [25] Benignus V.A., Otto D.A., Muller R.E., Seiple K.E. (1981). Effects of age and body lead burden on CNS function in young children. II – EEG spectra, *Electroencephal. Clin. Neurophysiol.*, 52, 240-248.
- [26] I.A.R.C. – International Agency for Research on Cancer (1989b). *Monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. Benzene*. Lyon.
- [27] Batterman, S. Mattick, W. Ranka, L. (2001) Evaluating the Environmental Performance of Passenger Vehicles; *International Journal of Life Cycle Assessment* 6, 4: 1-19
- [28] Heather L Maclean, Lester B Lave « Life Cycle Assessment of Automobile/Fuel options » *Environ. Sci Technol.*, 2003, 37, 5445-5452
- [29] Heather L. MacLean, Lester B. Lave, Rebecca Lankey, Satish Joshi “A Life Cycle Comparison of Alternative Automobile Fuels”, *Journal of the Air Waste management Association*, 2000, Vol 50, 1769-1779
- [30] Toyota « New Prius Green Report : New PRISU cuts CO2 throughout its life cycle for the good health of our planet», 2003
- [31] New Prius Green Report, Toyota Motor Corporation, Environmental Affairs Division, July 2003
- [32] Web site Sustainable Batteries (SUBAT), <http://www.battery-electric.com/> Europese Commissie.
- [33] Heather L. MacLean, Lester B. Lave “Evaluating automobile fuel/propulsion system technologies”, *Progress in Energy and Combustion Science*, Vol 29, 2003, 1-69
- [34] DeCicco J., Kliesch J., Rating the Environmental Impacts of Motor Vehicles: ACEEE’s Green Book® Methodology, May 2002, American Council for an Energy-Efficient Economy, Washington D.C.
- [35] Auto-Umweltliste, Verkehrsclub Deutschland , VCS. <http://www.vcd.org/>
- [36] Y. Toussaint
“METROPOL, UN OUTIL D’ÉVALUATION DE LA CONSOMMATION ET DES ÉMISSIONS DES VÉHICULES AUTOMOBILES. APPLICATION AUX VÉHICULES THERMIQUES ET ÉLECTRIQUES”
PhD thesis, Université de Liege, Belgium, December 1999
- [37] J.J.J. Louis
“Well-to-Wheel energy use and greenhouse gas emissions for various vehicle technologies”
Shell Global Solutions, publicatie 2001-01-1343, 2001
- [38] Trudy Weber
“Well-to-Wheel Energy Consumption and Greenhouse Gas Emissions – A North American Analysis”
General Motors, Brussel, Juni 2001
- [39] GREET, Greenhouse Gases, Regulated Emissions and Energy Use in Transportation, model”
Transportation Technology R&D Center, Argonne
- [40] “METHODODOLOGY FOR CALCULATING TRANSPORT EMISSIONS AND ENERGY CONSUMPTION - RESEARCH FOR SUSTAINABLE MOBILITY”
MEET-project, Transport research 4e kader programma, DG VII, EC, Luxembourg, 1999
- [41] Wim Deloof
“Modulaire simulatie van milieu-, energie- en mobiliteitsaspecten van het verkeersbeleid”;
VUB-ETEC DWTC

- [42] GM Well-to-Wheel analysis of energy use and Greenhouse Gas Emissions of Advanced Fuel/Vehicle system – A European Study ANNEX “Full Background Report” 27 september 2002, Germany
- [43] Well-to-Wheel analysis of future automotive fuels and powertrains in the European context, EUCAR, CONCAWE and JRC, W-t-W Report, Version 1b Januari 2004
- [44] M. Van Poppel, 'Wetenschappelijke beoordeling van het gebruik van waterstof als brandstof voor bussen: Eindrapport', studie uitgevoerd in opdracht van Aminal, 2003/ETE/R/053, Vito, Mei 2003.
- [45] <http://www.emis.vito.be/elektriciteit/index.htm>
- [46] “Milieurapport 2000”, Electrabel – SPE
- [47] <http://www.oeko.de/service/em/docu/data/>
- [48] http://www.fe.doe.gov/coal_power/cct/
- [49] “Onderzoek en ontwikkeling, vernieuwen om te winnen”, Tractebel activiteitenverslag 1999[
- [50] FOD Mobiliteit (2004) Verkeerstellingen 2003, Nr 25 Federale Overheidsdienst Mobiliteit en Vervoer, Directoraat-generaal Mobiliteiten Verkeersveiligheid, Directie Mobiliteit Brussel.
- [51] MIRA (2003) Milieu- en natuurrapport Vlaanderen, Achtergronddocument 2003, 2.7 Lawaai, Botteldooren D., Dekoninck L., De Muer T., Thoen J., Caerels J., Van Walsum E., Tieleman B., Degans, H. Vlaamse Milieumaatschappij, <http://www.milieurapport.be>
- [52] Ingrid Schrauwen, Innovatieprogramma geluid voor spoor- en wegverkeer. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, © juni 2002.
- [53] Friedrich R., Bickel P. (Eds.), Environmental External Costs of Transport, Springer-Verlag Berlin Heidelberg (2001)
- [54] Joliet O., Brent A., Goedkoop M., Itsubo N., Mueller-Wenk R., Peña C., Schenk R., Stewart M., Weidema B., LCIA Definition Study of the SETAC-UNEP Life Cycle Initiative. UNEP, <http://www.uneptie.org/pc/sustain/lcinitiative/>
- [55] Intergovernmental Panel on Climate Change, [Climate Change 2001: The Scientific Basis](#) (Cambridge, UK: Cambridge University Press, 2001).
- [56] Torfs R. (2001) Externe Kosten van electriciteitsproductie – Fase 3 van het CO2 project
- [57] Bickel P., Schmid S., Krewitt W., Friedrich R., *External Costs of transport in ExternE*, European Commission,
- [58] Goedkoop M., Spriensma R., The Eco-indicator 99 methodology report, PRé Consultants (June 2000). Amersfoort
- [59] Hofstetter P., Perspectives in life cycle impact assessment, A Structured Approach to combine models of the technosphere, ecosphere and valuesphere, Kluwers Academic Publishers (1998).
- [60] Friedrich R. en Bickel P. (Eds.) (2001). Environmental External Costs of Transport. University of Stuttgart – Institute of Energy Economics and the Rational Use of Energy. Springer Verlag
- [61] European Commission (1999) ExternE Vol.10 – National Implementation. EUR18528 – European Commission DG XII Science, Research and Development.
- [62] Pilkington A. (1996). A preliminary Evaluation of the health effects of ‘new’ pollutants in transport studies. Institute of occupational medicine (IOM), Edingburgh, UK, review paper for ExternE
- [63] Vermoote S. and De Nocker L. (2003). Valuation of environmental impacts of acidification and eutrophication. Work executed by VITO in NewExt project – DG Research, 5th framework programme. Not yet published.
- [64] De Borger B., Proost S., Mobiliteit: de juiste prijs, Garant Leuven-Apeldoorn (1997).
- [65] Auto-Umweltliste 1999/2000, VCD, Bonn, 1999
- [66] Govaert L. (2001), “Emissielabeling van nieuwe personenwagens”, Final Report, VITO, AMINAL project, 2001/ETE/R/056, juli 2001, 23p

- [68] Govaert L. (2001), "Emissielabeling van nieuwe personenwagens", Final Report, VITO, AMINAL project, 2001/ETE/R/056, juli 2001, 23p
- [69] Van Mierlo J., Favrel V., Meyer S., Vereecken L., et al., "Schone Voertuigen"; finaal rapport, VUB-EETEC, ULB-CEESE, december 2001. Project in opdracht van BIM-IBGE.
- [70] Verbeiren S.; De Vlieger I. en Pelkmans L. Duurzaamheidsevaluatie van de technologieën en modi in de transportsector in België (Deelrapport eerste screening) Vito i.o.v. DWTC, februari 2003 (2003/IMS/R).