



VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ

BRNO UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

FAKULTA ELEKTROTECHNIKY A KOMUNIKAČNÍCH TECHNOLOGIÍ

FACULTY OF ELECTRICAL ENGINEERING AND COMMUNICATION

ÚSTAV ELEKTROTECHNOLOGIE

DEPARTMENT OF ELECTRICAL AND ELECTRONIC TECHNOLOGY

STUDIE EKOLOGICKÉHO DOPADU VÝROBY, PROVOZU A LIKVIDACE RŮZNÝCH TYPŮ AUTOMOBILŮ

STUDY OF THE ECOLOGICAL IMPACT OF PRODUCTION, OPERATION AND DISPOSAL OF VARIOUS TYPES OF CARS

DIPLOMOVÁ PRÁCE

MASTER'S THESIS

AUTOR PRÁCE

AUTHOR

Bc. Marek Los

VEDOUCÍ PRÁCE

SUPERVISOR

Ing. Kamil Jaššo

BRNO 2022

Diplomová práce

magisterský navazující studijní program **Elektrotechnická výroba a management**

Ústav elektrotechnologie

Student: Bc. Marek Los

ID: 203155

Ročník: 2

Akademický rok: 2021/22

NÁZEV TÉMATU:

Studie ekologického dopadu výroby, provozu a likvidace různých typů automobilů

POKYNY PRO VYPRACOVÁNÍ:

Nastudujte problematiku ekologie vozidel. Identifikujte a popište jednotlivé zdroje emisí v životním cyklu automobilu. Navrhněte vhodnou metodiku výpočtu uhlíkové stopy vybraných typů vozidel. Zvolte vhodná vozidla, vypočtete jejich celoživotní uhlíkovou stopu a výsledky mezi sebou porovnejte.

DOPORUČENÁ LITERATURA:

Podle pokynů vedoucího práce.

Termín zadání: 7.2.2022

Termín odevzdání: 25.5.2022

Vedoucí práce: Ing. Kamil Jaššo

doc. Ing. Petr Bača, Ph.D.
předseda rady studijního programu

UPOZORNĚNÍ:

Autor diplomové práce nesmí při vytváření diplomové práce porušit autorská práva třetích osob, zejména nesmí zasahovat nedovoleným způsobem do cizích autorských práv osobnostních a musí si být plně vědom následků porušení ustanovení § 11 a následujících autorského zákona č. 121/2000 Sb., včetně možných trestněprávních důsledků vyplývajících z ustanovení části druhé, hlavy VI. díl 4 Trestního zákoníku č.40/2009 Sb.

ABSTRAKT

Životní cyklus automobilu zahrnuje tři základní fáze: výrobu, provoz a konec životnosti. Všechny tyto fáze mohou potenciálně produkovat emise, které mají přímý vliv na životní prostředí. Různé typy automobilů však mohou produkovat odlišné množství emisí během fází životnosti nejen v závislosti na typu jejich pohonu, ale také na lokálních faktorech, jako je emisní faktor energetického mixu. Výsledky rešerše ukázaly, že potenciální ekologický benefit nižších emisí skleníkových plynů bateriových elektromobilů závisí primárně na emisním faktoru energetického mixu. V zemích jako je Polsko, kde se na většině vyrobené elektrické energie podílí spalování černého a hnědého uhlí, bude ekologická náročnost celého životního cyklu bateriových automobilů vyšší než spalovacích automobilů. Naopak v zemích s příznivým energetickým mixem, jako je Švédsko, je potenciál snížení emisí z dopravy nahrazením stávající automobilové flotily elektromobily výrazný. Dále jsou navržena čtyři referenční vozidla, pro které jsou vypočteny emise skleníkových plynů za celý životní cyklus navrženou metodou výpočtu za použití lokálních emisních faktorů.

KLÍČOVÁ SLOVA

Ekologie, automobily, emise, životní cyklus, výroba, provoz, recyklace

ABSTRACT

The life cycle of a car includes three basic phases: production, operation and end-of-life. All these phases can potentially produce emissions that have a direct impact on the environment. However, different types of cars may produce different amounts of emissions during the life cycle phases, depending not only on the type of propulsion but also on local factors such as the emission factor of the energy mix. The results of the research showed that the potential environmental benefit of lower GHG emissions of battery electric vehicles depends primarily on the emission factor of the energy mix. In countries such as Poland, where the majority of electricity produced is generated by burning coal and lignite, the life cycle environmental performance of battery cars will be higher than that of combustion cars. Conversely, in countries with a favourable energy mix, such as Sweden, the potential to reduce transport emissions by replacing the existing car fleet with electric cars is significant. Furthermore, four reference vehicles are proposed for which life cycle GHG emissions are calculated using the proposed calculation method using local emission factors.

KEYWORDS

Ecology, cars, emissions, life cycle, production, operation, recycling

LOS, Marek. *Studie ekologického dopadu výroby, provozu a likvidace různých typů automobilů*. Brno: Vysoké učení technické v Brně, Fakulta elektrotechniky a komunikačních technologií, Ústav elektrotechnologie, 2021, 92 s. Diplomová práce. Vedoucí práce: Ing. Kamil Jaššo,

Prohlášení autora o původnosti díla

Jméno a příjmení autora:	Bc. Marek Los
VUT ID autora:	203155
Typ práce:	Diplomová práce
Akademický rok:	2021/22
Téma závěrečné práce:	Studie ekologického dopadu výroby, provozu a likvidace různých typů automobilů

Prohlašuji, že svou závěrečnou práci jsem vypracoval samostatně pod vedením vedoucí/ho závěrečné práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou všechny citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce.

Jako autor uvedené závěrečné práce dále prohlašuji, že v souvislosti s vytvořením této závěrečné práce jsem neporušil autorská práva třetích osob, zejména jsem nezasáhl nedovoleným způsobem do cizích autorských práv osobnostních a/nebo majetkových a jsem si plně vědom následků porušení ustanovení § 11 a následujících autorského zákona č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů (autorský zákon), ve znění pozdějších předpisů, včetně možných trestněprávních důsledků vyplývajících z ustanovení části druhé, hlavy VI. díl 4 Trestního zákoníku č. 40/2009 Sb.

Brno

.....

podpis autora*

*Autor podepisuje pouze v tištěné verzi.

PODĚKOVÁNÍ

Rád bych poděkoval vedoucímu práce panu Ing. Kamilovi Jaššovi za odborné vedení, konzultace, trpělivost a podnětné návrhy k diplomové práci.

Obsah

Úvod	12
1 Automobily a ekologie	14
2 Životní cyklus automobilu	17
2.1 Výroba	17
2.2 Provoz	22
2.2.1 Přímé emise	22
2.2.2 Nepřímé emise	27
2.3 Údržba	32
2.4 Konec životnosti	32
3 Rešerše	34
3.1 Automobily se zážehový motorem, palivo benzín	34
3.1.1 Výroba	34
3.1.2 Přímé emise	39
3.1.3 Nepřímé emise	42
3.1.4 Údržba	45
3.1.5 Konec životnosti	46
3.2 Automobily se vznětovým motorem	47
3.2.1 Výroba	47
3.2.2 Přímé emise	48
3.2.3 Nepřímé emise	51
3.2.4 Konec životnosti	52
3.3 Bateriové elektromobily	53
3.3.1 Výroba	53
3.3.2 Přímé emise	59

3.3.3	Nepřímé emise	59
3.3.4	Konec životnosti	62
3.4	Automobily s CNG pohonem	64
3.4.1	Výroba	64
3.4.2	Přímé emise	65
3.4.3	Nepřímé emise	66
3.4.4	Konec životnosti	67
4	Výpočet	68
4.1	Výroba	69
4.2	Provoz	70
4.2.1	Přímé emise	70
4.2.2	Nepřímé emise	72
4.3	Konec životnosti	73
4.4	Výsledky a diskuse	74
	Závěr	77
	Literatura	79
	Seznam symbolů a zkratk	90

Seznam obrázků

1	Produkce automobilů, autobusů a nákladních vozů za poslední století[1]	12
2	Životní cyklus automobilu [2]	13
1.1	Emise a účinnost vozidel[3]	14
1.2	Skleníkový efekt[6]	15
2.1	Poměr materiálů použitých v průměrném automobilu [9]	17
2.2	Emise VOC a prachu v koncernu Continental Otrokovice [13]	20
2.3	Pracovní postup lakování [14]	21
2.4	Vyhodnocení výsledků metody RDE, váhová funkce klouzavého průměru [30]	27
2.5	Well-to-tank cyklus fosilního paliva [31]	27
2.6	Ropovody v ČR [35]	28
2.7	Emise v rafinérském průmyslu podle zdroje, USA 2013 [36]	29
2.8	Porovnání emisí aut podle typů a původu paliva [39]	31
3.1	Výsledky silničního testu s benzínem jako palivem [55]	41
3.2	Emise nově registrovaných benzínových vozidel v EU v roce 2020 [57]	42
3.3	Well-to-Tank emise fosilních paliv [60]	43
3.4	Porovnání emisí životního cyklu automobilů VW Golf [52]	49
3.5	Kapacita baterie a emise spojené s výrobou vozidla [70]	56
3.6	Emise skleníkových plynů ze získávání materiálů pro výrobu li-ion baterií [71]	57
3.7	Emise skleníkových plynů z výroby článků a baterií [71]	58
3.8	Emisní faktor provozu BEV v Evropské unii [75]	60
3.9	Emise skleníkových plynů z recyklace BEV baterií [71]	63
4.1	Výsledné emise skleníkových plynů referenčních vozů za životní cyklus	75

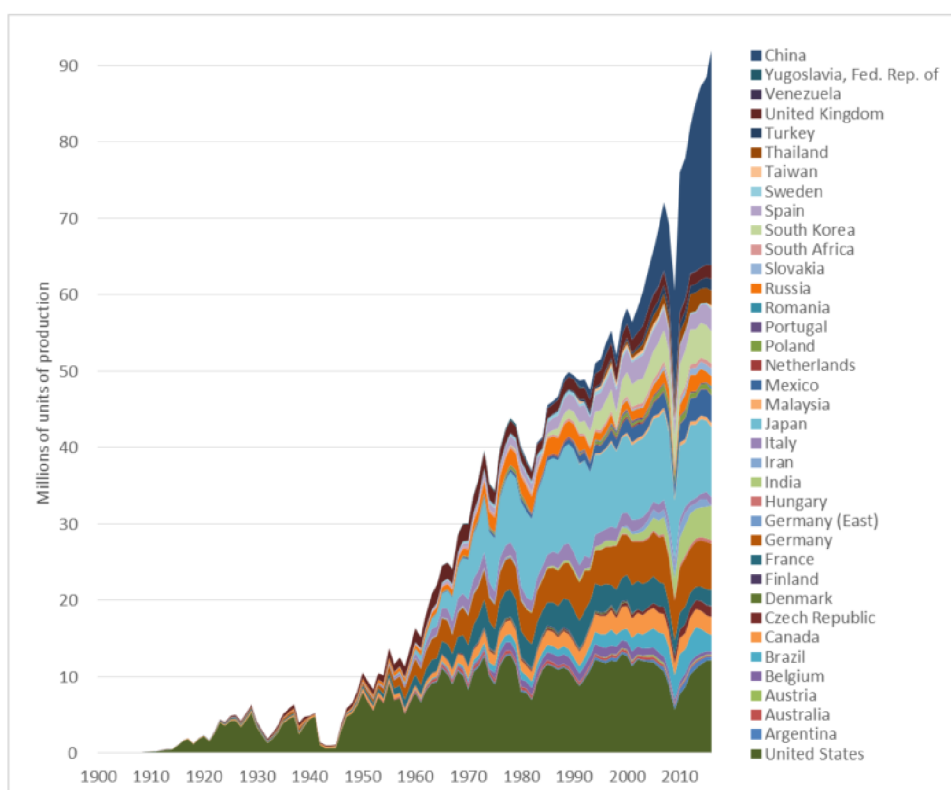
Seznam tabulek

1.1	Hodnoty GWP pro některé plyny [8]	16
2.1	Spotřeba materiálů na výrobu jedné pneumatiky [11]	19
2.2	Hodnota emisního faktoru CO ₂ z výroby elektřiny v ČR 2010-2020 [20]	23
2.3	Skladba výfukových plynů automobilů se spalovacím motorem [21]	23
2.4	Emisní limity Euro 6 [22]	24
3.1	Emise oxidu uhličitého z výroby vozidel [47]	34
3.2	Skladba referenčního vozu [48]	35
3.3	Parametry vozu Volkswagen Golf s benzínovým pohonem [52]	37
3.4	Parametry posuzovaného automobilu s benzínovým motorem [2]	38
3.5	Technické parametry testovaného vozidla [55]	39
3.6	Parametry silničního testu [55]	40
3.7	WTT emise benzínu [59]	44
3.8	Emise mikročástic z oděru pneumatik osobních automobilů [62]	45
3.9	Emise a servisní intervaly údržby [2]	46
3.10	Emise CO ₂ při zpracování vozů s ukončenou životností [2]	46
3.11	Parametry vozu Volkswagen Golf s dieselovým pohonem [52]	48
3.12	Výsledky simulace pro Diesel B7 2015 [64]	50
3.13	WTT emise dieselu [59]	51
3.14	Klíčové faktory pro úpravu při regeneraci DPF [67]	52
3.15	Parametry vozu Nissan Leaf Acenta [52]	53
3.16	Energetický mix v Litvě, 2015 [52]	54
3.17	Analyzované třídy automobilů [69]	55
3.18	Emise z výroby šasi, hnací soustavy a baterií [69]	55
3.19	Průměrné emise skleníkových plynů v závislosti na energetickém mixu daných zemí [73]	59
3.20	Parametry referenčních vozů [79]	65

4.1	Technické parametry referenčních vozů	69
4.2	Dopad emisí N ₂ O a CH ₄ ze spalování transformován na CO ₂ eq [64] .	71
4.3	WTT emisní faktory [59] [74]	73
4.4	Porovnání výsledných emisních faktorů s výsledky Biekera [59]	75

Úvod

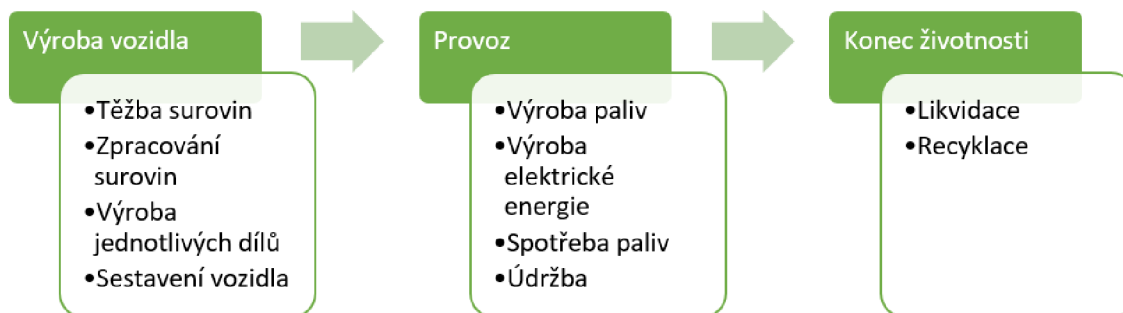
Převážná většina automobilů, nákladních aut a autobusů vyrobených za poslední století je poháněná benzinovým nebo dieslovým agregátem (viz obr. č. 1). V roce 2016 překročil počet vyrobených vozidel hranici 90 milionů. Je proto klíčové, aby se při tak vysoké výrobě tak energeticky a ekologicky náročných produktů vyvíjela ekologičtější řešení a technologie. Navzdory čím dál tím větší implementaci elektromobility a jiných ekologických řešení, zůstávají i v roce 2022 nejběžnějším typem automobily poháněné fosilními palivy. Automobily spalující fosilní paliva se mohou na první pohled zdát jako největší emitenti látek s dopadem na životní prostředí.



Obr. 1: Produkce automobilů, autobusů a nákladních vozů za poslední století[1]

Uvažujeme-li emise automobilu, je potřeba zohlednit celý životní cyklus automobilu, nikoliv jen jednu jeho část, jako například provoz, se kterým jsou spojeny nejvíce zřejmé emise výfukových plynů. Pro vyhodnocení vlivů automobilu na životní prostředí během jeho celého životního cyklu je vhodné zvolení modelu "od kolébky do hrobu", který počítá mimo jiné s procesy vytěžení surových materiálů pro výrobu automobilových dílů a paliva, provozem vozidla, jeho recyklací i výrobou a spotřebou energie při všech obsažených procesech. Životní cyklus automobilu a zdroje emisí v průběhu tohoto cyklu můžeme rozdělit na 3 základních fáze: výroba vozidla, provoz

a konec životnosti, jak je znázorněno v grafice na obr. 2. Jak již bylo zmíněno, fáze výroby zahrnuje ekologické dopady vznikající již od extrakce surovin. Dále jejich úpravu a proměnu v díly, které jsou ve výrobním závodu smontovány za taktéž zohledněné spotřeby energií. Ekologické dopady ve fázi výroby končí okamžikem, kdy hotový automobil opustí výrobní linku.



Obr. 2: Životní cyklus automobilu [2]

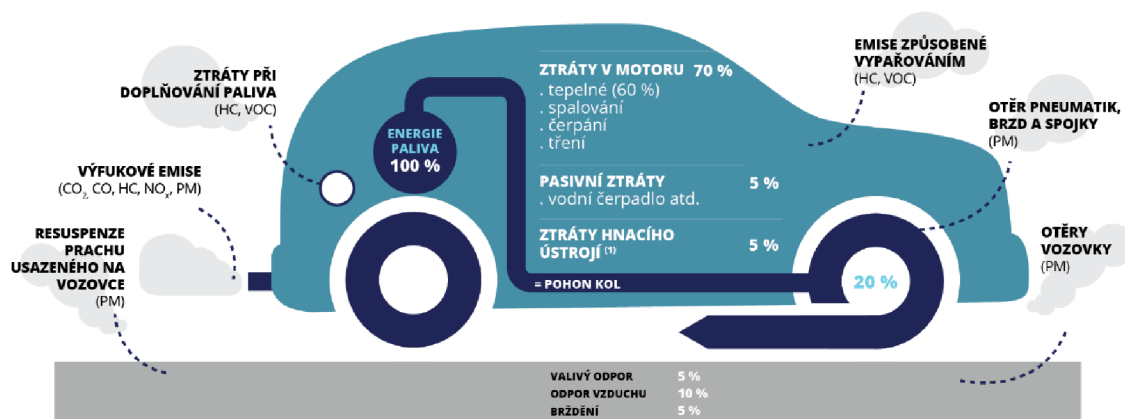
Fáze provozu zahrnuje ekologické dopady automobilu během jeho používání až do bodu vyřazení z provozu. Fázi provozu je možné rozdělit na dvě podskupiny: přímé a nepřímé emise. Přímé emise jsou produktem spalování fosilních paliv v automobilech, tudíž výfukové plyny. Na druhou stranu nepřímé emise v této fázi představují ostatní emise, do kterých spadají například emise spojené s výrobou paliv a energie pro pohon automobilu, emise VOC nebo pevných částic.

Poslední fází je pak konec životnosti, kterou automobil dosáhne vyřazením z provozu. V této fázi jsou klíčové ekologické dopady spojené s recyklačními procesy. Zatímco drcení šasi je poměrně nenáročné a většina emisí pochází ze spotřeby energie, recyklace li-ion baterií elektromobilů je výrazně náročnější.

Zohlednění všech těchto fází životního cyklu vede k celistvějšímu pohledu na ekologický dopad automobilů s různými druhy pohonu. Zaměření se například pouze na fázi provozu sice může poskytovat data vhodná pro některé účely, nicméně pro nahlížení na ekologii automobilů je důležité zohlednit všechny fáze životního cyklu, jelikož poměr jejich ekologického dopadu se může lišit v závislosti na typu pohonu vozidla.

1 Automobily a ekologie

Automobily přímo působí na životní prostředí nejen emisemi výfukových plynů, ale také pevných částic, nebo organických těkavých látek. Tyto a další emise ovlivňují lokální kvalitu ovzduší a uvolňují se i do atmosféry, kde se například skleníkové plyny z výfukových produktů podílejí na skleníkovém efektu.

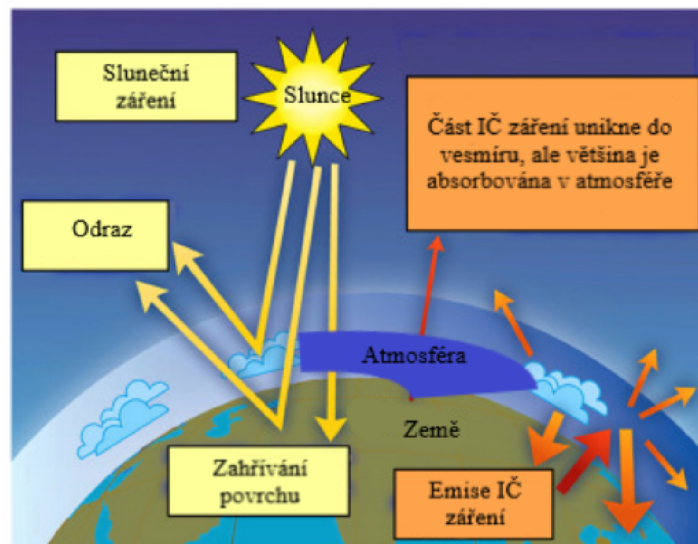


Obr. 1.1: Emise a účinnost vozidel[3]

Skleníkový efekt probíhá v troposféře, což je část atmosféry nejbliže k povrchu Země. Tento efekt má princip takový, že od slunce k zemskému povrchu putuje krátkovlnné sluneční záření. K povrchu se ho dostane jen část, protože druhá část je odražena od mraků. Krátkovlnné záření od slunce se na povrchu mění v dlouhovlnné, neboli infračervené záření. Část Zemí vyzařovaného infračerveného záření ovšem nepronikne do vesmíru, nýbrž se odrazí od skleníkových plynů v troposféře, kde také zůstane a zvyšuje zdejší teplotu. Skleníkový efekt v zemské atmosféře byl přítomen již od jejího zformování. [4] Stávající lidská činnost má přímý vliv na rozsah skleníkového efektu, tedy jej amplifikuje prostřednictvím vypouštění skleníkových plynů, které organismy, např. pomocí fotosyntézy, nevládnou absorbovat.

Jak už bylo zmíněno, tak životní cyklus automobilů provází celá řada druhů emisí, které se během celé životnosti uvolňují do okolí. Nejnápadnější jsou plynné emise vylučované spalováním fosilních paliv. Mezi ně patří například oxid uhličitý, oxid siřičitý, oxid uhelnatý či oxidy dusíku. Tyto plyny mají široké spektrum ekologicky negativních účinků. Emitovaný oxid uhličitý se může podílet na amplifikaci skleníkového efektu, oxid siřičitý po přeměně v atmosféře účinkuje ve tvorbě kyselých dešťů a toxický oxid uhelnatý se v organismech velmi silně váže na hemoglobin a brání tak přenosu kyslíku. [5]

Spalování fosilních paliv také vypouští drobné tuhé pevné částice, neboli poléťavý prach. Tím se rozumí částice o průměru menším než 10 μm , které se pohybují ve vzduchu. Prachové částice tak malých rozměrů se mohou dostat až do plicních kanálků, kde mohou způsobit závažná onemocnění, za předpokladu, že se jedná o biologicky agresivní prach. Například při dlouhodobém vdechování azbestového prachu se u člověka může vyvinout onemocnění jménem azbestóza, což se projevuje záněty průdušek a dalšími zdravotními komplikacemi v rámci dýchací soustavy. [5]



Obr. 1.2: Skleníkový efekt[6]

Dalším druhem emisí jsou organické těkavé látky, které se mohou odpařovat při transportu a přečerpávání fosilních paliv, unikat při lakování automobilů, ale mohou vznikat i samotným spalováním paliv. Mezi organické těkavé látky patří například benzen, formaldehyd nebo toluen.

Měření emisí VOC a tuhých pevných částic v celém rozsahu životního cyklu automobilu je však značně obtížné. Tato práce se tedy v rámci ekologického dopadu automobilů s různými typy pohonů bude soustředit na emise skleníkových plynů v rozsahu jejich životního cyklu.

Co se týče skleníkových plynů, tak různé plyny mají rozdílný význam v procesu skleníkového efektu. K porovnávání tohoto významu existuje ukazatel GWP, neboli potenciál globálního oteplování. Tento ukazatel porovnává množství energie, kterou absorbuje emise 1 tuny oxidu uhličitého během určitého časového úseku (pro účel GWP je to většinou úsek 100 let) s množstvím energie, kterou za stejný časový úsek absorbuje emise 1 tuny jiného skleníkového plynu. Oxid uhličitý má tedy hodnotu GWP 1, protože se jedná o referenční plyn. Čím vyšší je hodnota GWP pro

skleníkový plyn, tím více v atmosféře absorbuje energie, která by jinak unikala do vesmíru. Hodnota GWP je tedy přímo úměrná vlivu plynu na skleníkový efekt. [7]

Tab. 1.1: Hodnoty GWP pro některé plyny [8]

Plyn	Chemický vzorec	Životnost (roky)	GWP (dle časového horizontu)		
			20 let	100 let	500 let
Oxid uhličitý	CO ₂	Proměnná	1	1	1
Methan	CH ₄	12±3	56	21	6,5
Oxid dusný	N ₂ O	120	280	310	170

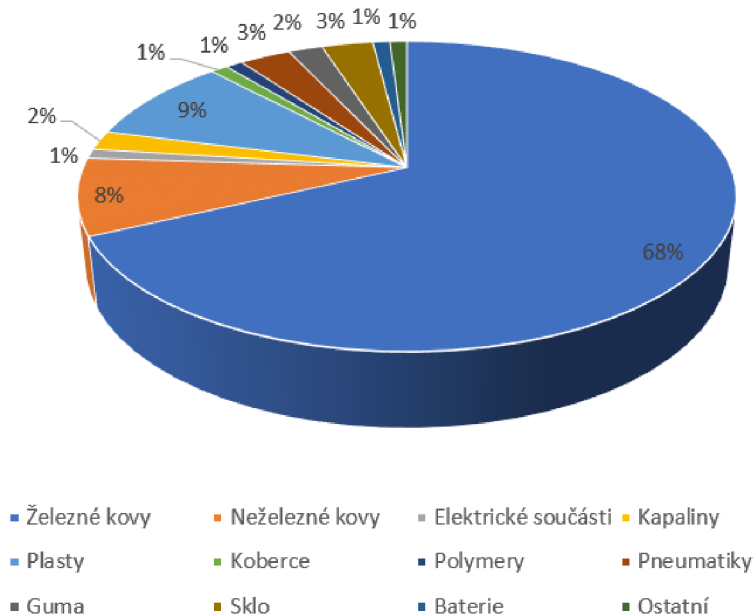
V tabulce 1.1 jsou zobrazena data potenciálu globálního oteplování pro tři skleníkové plyny. Tyto tři plyny jsou hlavními produkty spalování fosilních paliv, které mají dopad na skleníkový efekt v atmosféře. V tabulce jsou uvedeny údaje pro životnost jednotlivých plynů, což vyjadřuje, jak dlouho se zdrží v atmosféře a také GWP dle časového horizontu. Údaj pro 20 a 500 let je přítomen proto, že životnost plynů se různí a může být i o poznání kratší, nebo delší než 100 let. Když je životnost plynu například 15 let, pak je výhodnější pro jeho vyhodnocení použít časový horizont 20 let, protože vypovídá o jeho dopadech více, než třeba horizont 100 let, kdy po většinu tohoto horizontu by už byla životnost plynu vyčerpána. Můžeme si tedy vybrat časový horizont relevantnější k životnosti daného plynu. Jako první je uveden oxid uhličitý, který je, jak už bylo zmíněno, použit jako referenční plyn. Jako druhý plyn je zde methan, který v horizontu 20 let má GWP 56. V tomto časovém horizontu emise 1 tuny methanu v atmosféře pohltí 56 krát více energie, než emise stejného množství oxidu uhličitého. Jako poslední plyn v tabulce je uveden oxid dusný, který má zhruba desetinásobnou životnost oproti methanu a také pohltí mnohem více energie. [7] Dá se tedy vyvodit, že plyny s dlouhou životností a vysokým ukazatelem GWP mají větší dopad na skleníkový efekt. Také ale záleží na jejich celkovém objemu v atmosféře.

2 Životní cyklus automobilu

V následujících podkapitolách bude věnována pozornost životnímu cyklu automobilů, jeho rozdělení do jednotlivých fází a identifikaci jednotlivých zdrojů působení na životní prostředí.

2.1 Výroba

Automobily jsou komplexní stroje skládající se z mnoha součástek a materiálů. Nabízí se vyobrazit, z jakých materiálů a jakým podílem je průměrný automobil tvořen.



Obr. 2.1: Poměr materiálů použitých v průměrném automobilu [9]

Většinu materiálů použitých při výrobě automobilu tvoří kovy, primárně železné kovy, ze kterých se skládá kostra karoserie vozidel. Dříve se z kovů vyráběly i vnější části karoserie, jako například nárazníky, nebo prahy, ale od toho se již upustilo z důvodů snížení hmotnosti i ceny. V dnešní době se stále převážně pro výrobu karoserie používá ocel. Ocel je poměrně ekologicky náročný materiál na výrobu. Její výroba začíná vytěžením železné rudy a přepravou do hutí. V hutích se z železné rudy ve vysokých pecích a za pomoci koksu a vápence vyrábí surové železo. Ze surového železa se pak v obloukových pecích snižováním obsahu uhlíku a nežádoucích prvků vyrábí ocel. Přímé emise vznikají už při výrobě koksu, který slouží jako palivo ve

vysokých pecích. Pro výrobu koksu se používá černé uhlí a vzniká z něj za teplot až nad 1 000 °C. Pro zahřátí na takovou teplotu se používají buď vysokopecní plyn, nebo koksárenský plyn. Koks se v hutnickém průmyslu používá jako palivo pro jeho vysokou výhřevnost. Další přímé emise vznikají při aglomeraci surového železa, kdy se uvolňuje oxid uhličitý z paliva, což bývá většinou právě koks. Aglomerace je proces, kdy se spékají drobné kusy rudy do větších kusů. Z výroby surového železa pochází přímé emise ze spalování plynů. Spalováním plynů se ohřívá vzduch proudící do vysokých pecí. Ve vysokých pecích je k výrobě železa použit i koks a vápenec, ze kterých se uvolňuje oxid uhelnatý. Tento plyn však volně neuniká, nýbrž se ještě používá pro výrobu energie a při spalování z něj vychází oxid uhličitý. Následná výroba oceli také produkuje přímé emise. Zde je jejich zdrojem oxidace uhlíkových elektrod a ocelového šrotu, kdy se uvolňuje oxid uhličitý. Pro uvedení konkrétních čísel a pro srovnání s produkcí jiných kovů, provedla London School of Economics studii, kdy zkoumala emise u různých výrobců oceli ve světě v roce 2015. Výsledky studie ukázaly, že emise oxidu uhličitého při výrobě oceli v integrovaných hutích v roce 2015 se pohybovaly v rozmezí od 1,82 po 2,49 tun na každou vyrobenou tunu oceli [10]. Nižší emise vypouští výroba oceli za použití elektrické obloukové pece, kdy se množství emitovaného oxidu uhličitého při výrobě jedné tuny oceli pohybuje od 0,59 do 0,9 tun [10]. Pokud chceme emise z výroby oceli porovnat s emisemi vzniklými při výrobě jiných kovů, pak při výrobě lithia vznikne 7,1 tuny oxidu uhličitého na každou tunu vyrobeného kovu, u hliníku je to 8,2 tuny oxidu uhličitého [10]. Při výrobě drahých kovů, jako je zlato nebo platina, unikne do atmosféry až 12 500 tun oxidu uhličitého za každou vyrobenou tunu kovu [10]. I přes to, že výroba oceli produkuje na tunu kovu daleko méně tun emisí, se výroba oceli na celosvětových metalurgických emisích podílí až ze 70 procent [10]. Je to dáno hlavně tím, že oceli se vyrábí významně více než jiných kovů. Je nutné dodat, že uvedené objemy emisí zahrnují i emise vzniklé při výrobě energií, které jsou využity na výrobu kovů [10].

Dalším ekologicky náročným komponentem automobilů jsou pneumatiky. Pneumatiky jsou vyráběny z mnoha materiálů, svým množstvím ale převládá syntetická a přírodní guma.

Data v tabulce 2.1 pochází z let 2015 a 2016 a byla získána přímo od výrobců pneumatik a databáze ecoinvent. Můžeme zde podotknout, že materiálem s největším podílem v pneumatice je syntetická guma, pro kterou je primárním materiálem pro výrobu ropa. V Norsku se emise oxidu uhličitého vypuštěného na každou tunu vytěženého ropy v letech 1997 až 2012 pohybují okolo 60 kilogramů [12].

Kromě emisí oxidu uhličitého ale výroba pneumatik vykazuje také emise tuhých znečišťujících látek, těkavých organických látek (VOC), pachových látek a hluku.

Tab. 2.1: Spotřeba materiálů na výrobu jedné pneumatiky [11]

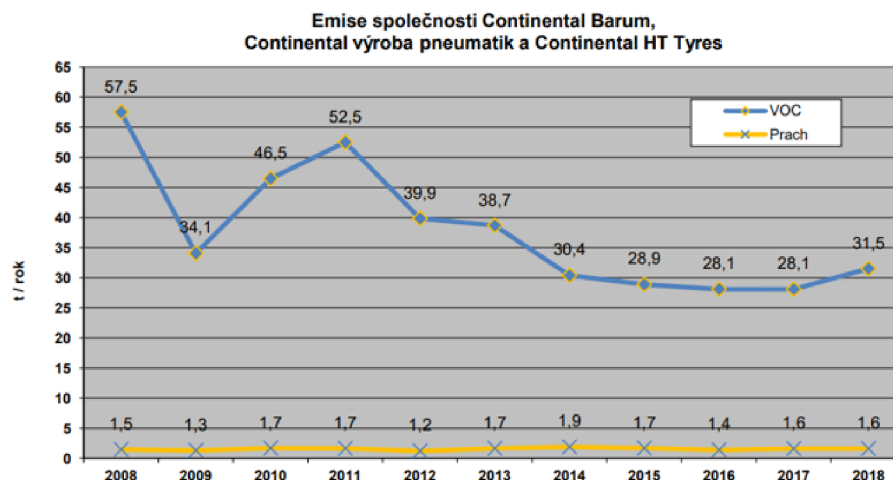
Materiál	Množství (kg)
Syntetická guma	1,928
Přírodní guma	1,456
Saze	1,496
Vysrážený oxid křemičitý	0,768
Sloučeniny síry	0,096
Oxid zinečnatý	0,128
Minerální a rostlinné oleje	0,472
Ocelové dráty	0,888
Textílie	0,368

Emise tuhých znečišťujících látek vzniklých při výrobě pneumatik tvoří logistika práškových materiálů a jejich využití ve výrobě. V rámci logistiky se mohou uvolňovat při jejich skladování i dopravě. Pak ve výrobě mohou unikat na hnětičových linkách nebo při broušení pláštů. Většina těchto tuhých částic je však zachycována vysokoúčinnými textilními filtry a následně jsou vráceny zpátky do výroby. Koncern Continental v Otrokovicích, vyrábějící pneumatiky, vypustil v roce 2018 do ovzduší 1,63 tun prachu [13].

Významnými ekologickými činiteli v Continental Otrokovice jsou VOC emise. V pneumatikářském průmyslu se s VOC můžeme setkat při výrobě pláštů, kde tyto látky plní funkci pomocných materiálů, nebo při chemické reakci míchání etanolu vznikají jako vedlejší produkt. Vzduch s obsahem VOC může být recyklován. Například může být odváděn do tepláren, kde je vzduch s obsahem etanolu použitelný jako palivo pro spalovací kotle. Continental Otrokovice odvedly v roce 2018 zhruba 725 tun etanolu do lokální teplárny, kde byl recyklován [13]. Takto odvedené emise etanolu nejsou vypuštěny do ovzduší. Ovšem ve výrobě jsou i VOC, které nejsou recyklovány podobně jako výše zmíněný etanol. VOC uniklé do ovzduší se řadí mezi primární faktory znečišťující ovzduší. Takové emise se nazývají fugitivní emise, které unikají nedokonalou izolací výrobního prostoru, tedy například okny, dveřmi a dalšími netěsnícími místy [13].

Graf 2.2 zobrazuje porovnání emisí VOC a částic prachu do ovzduší během let 2008 až 2018 v koncernu Continental Otrokovice. Emise organických těkavých látek se pohybují na daleko vyšších hodnotách, než emise prachových částic [13].

Pneumatikářský průmysl emituje také pachové látky, které vznikají během vulkanizace a míchání kaučukových směsí pro výrobu pneumatik. Pachové emise z to-

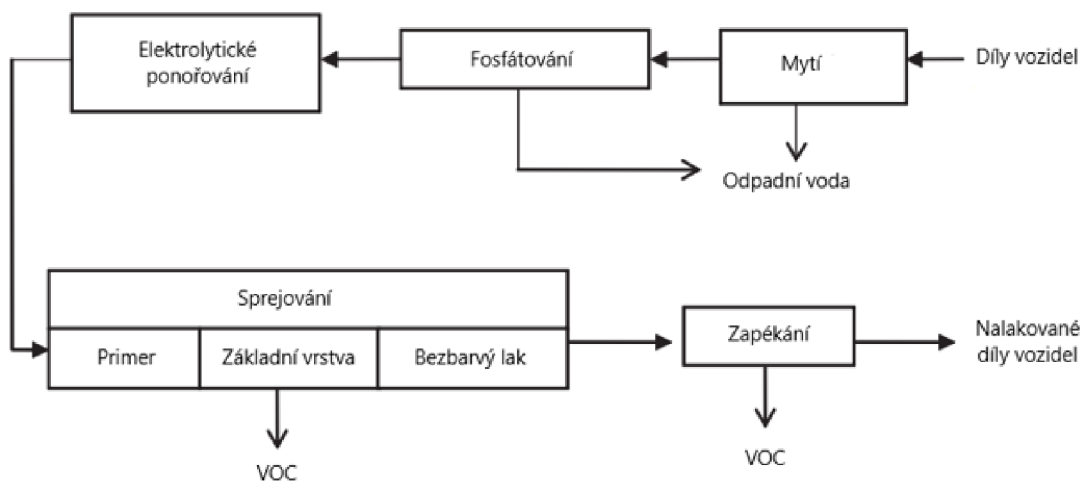


Obr. 2.2: Emise VOC a prachu v koncernu Continental Otrokovice [13]

hoto průmyslu jsou charakteristické hlavně pachem přírodního kaučuku, který je do ovzduší vylučován, při již zmíněném míchání. V závislosti na povětrnostních podmínkách se mohou tyto pachové emise dostat i mimo areál a jsou nežádoucí pro potenciální okolní obyvatele. Řešením pachových emisí může být více způsobů, kdy ne každá technologie správně funguje na každý druh pachu. Mohou být využity technologie jako například ozonizace nebo biofiltry. Řešení která zutilizoval Continental v Otrokovicích zahrnují odvod těchto pachových látek do lokální teplárny společně s již zmíněnými VOC prostřednictvím vzduchovodu a testování různých technologií ozonizace [13].

Nezanedbatelným zdrojem emisí v automobilovém průmyslu je proces lakování. Vstupem procesu lakování je holý díl (např. nárazníku, kapoty nebo dveří) a výstupem je díl s aplikovaným lakem i ochranou laku.

Obr. 2.3 vykresluje typický průběh procesu lakování automobilů. V první fázi mytí se automobilové díly z výroby myjí za účelem odstranění nečistot a kontaminantů z povrchu dílů. Nečistoty ponechané na povrchu by mohly vést ke korozi například během transportu. Po mytí následuje fosfátování dílů, které dále pomáhá materiálu odolávat proti korozi, což je u automobilů neustále vystavených vlivům počasí klíčové. Při procesech mytí a fosfátování vzniká odpadní voda. Ve fázi mytí se splachují všechny nečistoty a kontaminanty, které unikají ve vodě, kterou se díly oplachují. Z dílu se umývají i zbytky maziva, takže odpadní vodou uniká i mastnota. Fosfátování je chemická úprava povrchu, kdy se na čistém kovovém povrchu vytvářejí krystalické fosforečnany zpravidla manganu, železa nebo zinku, které tvoří souvislý ve vodě nerozpustný povlak [13]. Fosfátování se provádí ve vodní lázni, po které následuje oplachování. Po fosfátování následuje elektrolytické namáčení v lázni, kde na po-



Obr. 2.3: Pracovní postup lakování [14]

vrch přilnou polymery barvy. Další částí v procesu lakování je samotné sprejování, skládající se z několika fází a při kterém je emitováno nejvíce VOC během celého procesu lakování [14].

Sprejování se skládá ze tří fází: aplikace primeru, základní vrstvy a bezbarvého laku. Primer je podkladová vrstva, na kterou se nanese základní vrstva a na ni dále bezbarvý lak, který chrání vrstvy barvy před vnějšími vlivy.

Kim a kol. [15] se věnovali změření objemu VOC použitých v procesu sprejování vozidel v závodech společnosti Ford v Severní Americe. Výsledkem byla produkce 1,3 kg VOC na vozidlo při aplikaci primeru, 2,34 kg při aplikaci základní vrstvy a 1,31 kg během sprejování bezbarvého laku. Je také nutné uvést objem použitý chemikálií používaných pro vyčištění hadiček lakýrnického náčiní od zbytkového laku, který představuje 1,63 kg použitých VOC na každé vozidlo. Po sečtení se dostaneme k číslu 6,58 kg VOC použitých v procesu sprejování jednoho vozidla.

Pro vyhodnocení dopadu fáze výroby na životní prostředí se používá tzv. metoda cradle-to-gate, neboli od kolébky k bráně. Touto metodou se rozumí dopad na životní prostředí, který vznikne od vytěžení materiálů až po vyrobení samotného produktu, v tomto případě hotového automobilu. Do metody cradle-to-gate spadají emise vzniklé při těžbě a výrobě materiálu, přeměně energie, výrobě součástí, montáži a kompletaci. Vyhodnocování touto metodou končí vyrobením produktu a tedy nezohledňuje fázi provozu, údržby ani konce životnosti.

Sullivan a kol. [16] se v rámci své práce věnovali výpočtu ekologického dopadu při výrobě generického automobilu o váze 1 532 kg metodou gate-to-gate. Vyhodnocení metodou gate-to-gate, neboli od brány k bráně, se zabývá analýzou ekologického dopadu výrobku jen v rámci výroby produktu a zanedbává dopad vzniklý těžbou a přepravou surových materiálů. Výsledkem je součet vypočítaných hodnot spotřebované energie a vypuštěného oxidu uhličitého při procesech přeměny materiálů, obrábění, sváření, lakování a také hodnot vzniklých provozem továrny, tedy vytápěním a klimatizací prostorů. Výsledkem jsou hodnoty 33 924 MJ vynaložené energie a 2 013 kg vyprodukovaného oxidu uhličitého během výroby 1,5 tunového automobilu. 1 065 kg oxidu uhličitého bylo vypuštěno jen při úpravě a přeměně materiálů, to je více než 50 % oxidu uhličitého vypuštěného během celé fáze výroby. Z hlediska spotřebované energie bylo na zpracování materiálu vyloženo 19 340 MJ, což je 59 % energie vynaložené na výrobu celého automobilu. Dle Sullivana a kol. [16] představují výsledné hodnoty emisí z výroby, se zanedbáním těžby surovin, jen přibližně 4 % z celkového dopadu na životní prostředí během životního cyklu automobilu.

2.2 Provoz

Další částí životního cyklu automobilu je samotný provoz. V rámci redukování produkce skleníkových plynů si Evropská unie dala za cíl do roku 2030 snížit produkci oxidu uhličitého o 55 % oproti množství vyprodukovaném v roce 1990 [17]. Emise z dopravy se na celkových emisích CO₂ v Evropské unii podílí téměř z 30 %, z čehož 72 % tvoří silniční doprava. Doprava je také jediný segment, ve kterém emise neklesají, ale naopak rostou [18].

Při provozu automobilu vznikají emise přímo, tedy spalováním fosilních a jiných paliv, ale také nepřímo, kdy emise vznikají při výrobě a přepravě paliv, oděru pneumatik, nebo odpařování paliva během manipulace. Může se jednat o tradičnější fosilní paliva jako je benzín a nafta, nebo alternativní paliva, jako je například LPG, elektřina, nebo vodík. Ke všem druhům paliva se však váže jejich výroba společně s emisemi, které vznikají při výrobě, skladování a transportaci. Je tedy důležité se nezaměřovat pouze na emise vzniklé při spotřebě paliva, které mohou být pro koncového uživatele automobilu nejvíce zřejmé, nýbrž také na emise spojené s výrobou paliva.

2.2.1 Přímé emise

Vznětové a zážehové motory vyprodukují během svého životního cyklu většinu emisí nikoliv během výroby vozidla a výroby paliva pro provoz, ale při provozu a spalováním samotného paliva. U benzínových a dieselových automobilů tvoří fáze provozu

až dvě třetiny celkových emisí během životního cyklu těchto vozidel. Emise diesellových aut v provozu jsou podle grafu 2.8 zhruba o 30 g CO₂/km nižší, což může být vlivem rozsáhlejších ekologických technologií, které jsou v diesellových automobilech aplikovány, např. filtry pevných částic, nebo vstřikování močoviny před katalytickým procesem. Průměrné hodnoty emisí oxidu uhličitého nových aut v Evropě v roce 2019 podle Evropské agentury pro životní prostředí [19] byly 127 g/km pro diesellová auta a 127,6 g/km pro benzínová auta.

Tab. 2.2: Hodnota emisního faktoru CO₂ z výroby elektřiny v ČR 2010-2020 [20]

Rok	t CO ₂ /MWh
2010	0,554
2011	0,541
2012	0,506
2013	0,477
2014	0,480
2015	0,493
2016	0,499
2017	0,472
2018	0,466
2019	0,428
2020	0,384

Ve výfukových plynech automobilů se spalovacím motorem není přítomen jen oxid uhličitý. Je nutné rozlišovat produkty vznětových a zážehových motorů, protože se liší poměry jednotlivých složek v jejich výfukových plynech, dle tabulky 2.3.

Tab. 2.3: Skladba výfukových plynů automobilů se spalovacím motorem [21]

Složky	Zážehové motory	Vznětové motory
	(%)	
Dusík	74 - 77	76 - 78
Kyslík	0,3 - 8	2 - 18
Voda	3,55	0,5 - 4
Oxid uhličitý	5 - 12	1 - 10
CO	1 - 10	0,01 - 0,5
NOx	0,1 - 0,5	0,001 - 0,4
SOx	0 - 0,002	0 - 0,03
Uhlovodíky	0,01 - 0,1	0,01 - 0,5
Aldehydy	0 - 0,2	0 - 0,009
Saze	0 - 0,04	0,01 - 1,1
Benzo(a)pyren	do 0,00002	do 0,00001

Produktem spalování jsou toxické látky jako oxid uhelnatý, ozon a sloučeniny kovů jako například olova; látky které působí dráždivě na člověka a zvířata jako jsou oxidy síry, oxid dusíku a aldehydy; a také látky působící negativně na životní prostředí, tedy například pevné částice a saze [21].

Emisní normy Euro

Euro normy jsou opatřením Evropské unie, které má sloužit jako nástroj pro redukování emisí v oblasti dopravy. Normy Euro udávají mezní hodnoty jednotlivých emisních látek (oxid uhelnatý, uhlovodíky a oxidy dusíku), které mohou produkovat nové automobily v Evropské unii. Výrobcům automobilů ukládají normy povinnost u všech aut prodávaných nebo uvedených do provozu prokázat, že vyhovují aktuální Euro normě. V případě že nevyhoví, pak se nemohou na území Evropského společenství prodávat. V současné době je platná norma Euro 6.

Tab. 2.4: Emisní limity Euro 6 [22]

	Hmotnost oxidu uhelnatého (mg/km)	Celková hmotnost uhlovodíků (mg/km)	Hmotnost uhlovodíků neobsahující methan (mg/km)	Hmotnost oxidů dusíku (mg/km)	Celková hmotnost uhlovodíků a oxidů dusíku (mg/km)	Hmotnost částic (mg/km)
Zážehový motor	1000	100	68	60	-	5
Vznětový motor	500	-	-	80	170	5

Tabulka 2.4 zobrazuje hodnoty jednotlivých emisí, kterými Euro 6 podmiňuje uvedení do provozu a prodej aut v současné době. Dále se z tabulky dá vyčíst, že mezní hodnoty emisí jsou rozdílné pro vznětové a zážehové motory. Pro Evropskou unii je klíčové snížení emisí oxidů dusíku u vznětových motorů. Mezní hodnota pro ně je nastavena na 80 mg oxidů dusíku na kilometr, což by mělo být dostatečné redukování emisí, bez obětování výhod vznětových motorů, jako je nízká spotřeba paliva, emise oxidu uhelnatého a emise uhlovodíků. Limit emisí CO dle normy Euro 6 pro auta se zážehovým motorem je 1000 mg/km, což je dvojnásobek limitu pro vozidla se vznětovým motorem. Naopak vznětové motory mají vyšší limit pro emise oxidů dusíku, protože třicestný katalyzátor ve výfukové soustavě zážehových motorů zredukuje tyto emise až o 30 % [23].

Normy Euro 4 až Euro 6 nebyly až tak odlišné. Například emisní stropy oxidu uhelnatého a uhlovodíků zůstaly skrze tyto normy stejné, ale například pro diesellová auta se zpřísnily emisní limity oxidů dusíku. Očekává se, že v pořadí další norma Euro 7 přinese radikální zpřísnění emisních stropů a bude mostem pro rozsáhlejší

rozšíření elektromobility a automobilů s alternativním pohonem. Norma Euro 7 ještě není oficiálně představena, tudíž nejsou dostupné oficiální konkrétní informace a emisní hodnoty, které budou nové automobily muset plnit. Evropská komise má za cíl během roku 2021 shromáždit všechny nezbytné informace a do konce roku zhotovit návrh nových limitů, které bude tato norma nařizovat. Také se očekává, že norma Euro 7 by mohla vstoupit v platnost okolo roku 2025 [24].

Nové vozy uváděné na evropský trh musí splnit normy Euro 6, které se měří v laboratorních podmínkách souborem testů Worldwide harmonized Light vehicles Test Procedures (WLTP). Testy WLTP nahradily předchozí NEDC, které již neodpovídaly současným podmínkám v provozu, jako jsou ujeté vzdálenosti, typy povrchů silnic nebo styl jízdy. Vozidlo na testu WLTP je zakotveno na válcovou zkušebnu a na výfuk automobilu je připojeno zařízení měřící emise. Tímto způsobem je simulován chod vozidla za různých rychlostí a během toho jsou měřeny emise. Soubor testů WLTP je oproti svému předchůdci rozsáhlejší, důkladnější a zohledňuje také více faktorů, které mohou ovlivňovat emise vozidel. WLTP trvá 30 minut, tedy o 10 minut déle než NEDC. WLTP také simuluje více jak dvojnásobnou vzdálenost formou čtyř dynamických fází, oproti dvěma fázím NEDC. U současného testování je také vyšší maximální testovaná rychlost, která je 131,3 km/h oproti dřívějším 120 km/h, s čímž se také zvyšuje průměrná rychlost během testování na 46,5 km/h, v porovnání s předchozím průměrem 34 km/h. Důležitým faktorem WLTP je také variabilní časování přeřazení rychlostních stupňů a zohledňování různých stupňů a prvků výbavy, kterými se mohou různit automobily jedné modelové řady [25].

Real Driving Emissions

Emise automobilů v reálném provozu se značně liší od emisí naměřených v laboratorních podmínkách, protože v provozu působí mnohem více proměnných. Evropské Společné výzkumné středisko začalo experimentovat s metodami, které by mohly pomoci k měření emisí vozů v reálných podmínkách pomocí přenosného systému pro měření emisí (PEMS). Tyto testy odkryly výrazné nesrovnalosti v hladinách naměřených emisí oxidů dusíku primárně u osobních automobilů se vznětovým pohonem. Tyto výsledky vedly ke vzniku testů skutečných emisí z jízdy (RDE) v Evropské unii, jejichž funkcí je měřit emise aut v reálném provozu. Tato metoda ale nenahrazuje laboratorní testy, nýbrž je doplňuje. V Evropské unii jsou tedy nové automobily povinné postoupit jak testy WLTP, tak RDE. RDE se měří za pomoci PEMS, které se připojí k výfukové soustavě automobilu a monitorují jeho emise, bez nutnosti laboratorních podmínek.

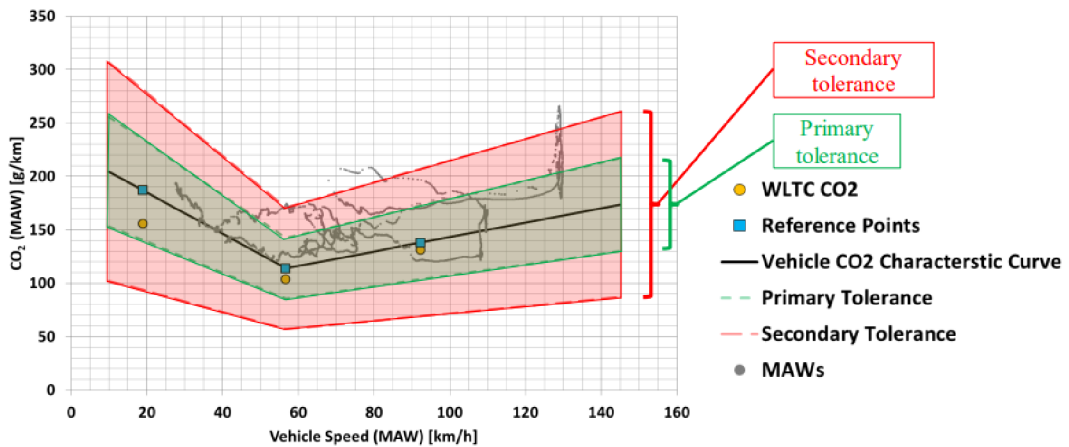
Použití PEMS umožňuje měření emisí vozu při variaci faktorů jako jsou rychlost, dynamika jízdy nebo sklon vozovky. První implementace RDE v Evropě začala nařízením komise EU 2016/427 [26], které výrobcům automobilů nařizuje testovat své automobily metodou RDE-1 a splnit stanovené limity [27].

Poslední nařízení EU týkající se RDE, je nařízení 2018/1832 [28], které vešlo v platnost 1. 1. 2019 a představilo RDE-4, které po úpravách ve výpočtech oproti RDE-3 poskytuje transparentnější a uchopitelnější výsledky. RDE-4 test automobilů za použití PEMS spočívá v délce testu o 90 až 120 minutách, během kterého se testovaný automobil musí pohybovat v městské oblasti, mimo město a také na dálnici. V každém z těchto prostředí musí testovaný vůz urazit vzdálenost nejméně 16 km. Zároveň ale musí být tyto vzdálenosti proporcčně k celkové vzdálenosti v předepsaných mezích: 29-44 % v městském prostředí, 23-43 % mimo město a 23-43 % na dálnici. Průměrná rychlost v městské oblasti se musí pohybovat mezi 15-40 km/h. Rychlost na dálnici se nad hranicí 100 km/h musí pohybovat 5 minut a více a rychlostí nad 145 km/h testované vozidlo může jet méně než 3 % z času na dálnici. Studený start během testu je určen jako časové okno 5 minut, během kterého je maximální možná rychlost 60 km/h a průměrná rychlost se má pohybovat od 15 do 40 km/h. Dalšími parametry testu RDE-4 jsou počáteční doba stání po nastartování maximálně 15 sekund, doba zastavení v městské oblasti v rozmezí 6 až 30 sekund a maximální převýšení mezi začátkem a cílem 100 m [27].

Výsledkem testování jsou data, na základě kterých se vypočítají celkové emise a sestaví se průběh. Graf na obr. 2.4 představuje závislost klouzavého průměru automobilem vypuštěného CO₂ na rychlosti, kterou jel během testu. Graf také naznačuje, že hodnoty emisí CO₂ naměřených metodou WLTC pro toto konkrétní měření jsou nižší, než výsledné hodnoty testu RDE. Zelená oblast v grafu představuje primární toleranční mez 30 % a červená oblast představuje sekundární toleranční mez 50 %.

Za účelem sumarizace a porovnání metody WLTP a RDE se hodí shrnout hlavní rozdíly těchto metod. Test metodou WLTP probíhá v laboratorním prostředí, za teploty od 14 do 23 stupňů Celsia. Testovaný vůz se nijak nepřetěžuje, počítá se jen s vahou řidiče a 15 % užitečné hmotnosti vozu. Délka testovacího cyklu WLTP je 30 minut a jeho průběh je předem definovaný, jelikož se měří na dynamometru. Metoda RDE se, na druhou stranu, provádí ve venkovních podmínkách při teplotě od 3 do 30 stupňů Celsia a zatížení vozidla je možné až do 90% užitečné hmotnosti. Délka testu se pohybuje mezi 90 a 120 minutami a zvolená dráha může být libovolná, pokud splňuje podmínky na jízdu v různých prostředích.

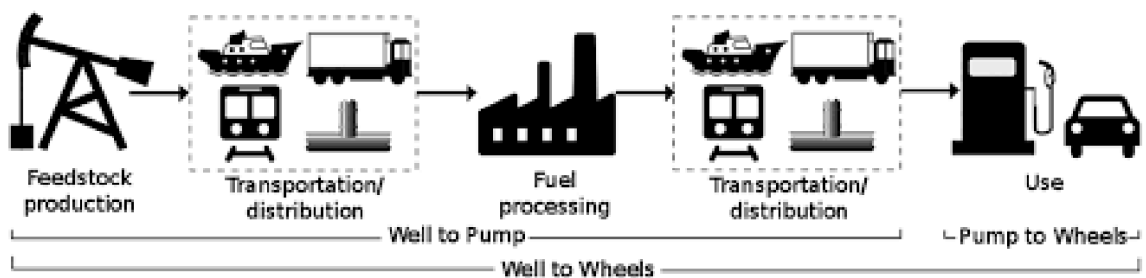
Výsledná data z obou testů jsou následně srovnávána, zatímco WLTP se soustředí primárně na měření spotřeby, emisí oxidu uhličitého a RDE měří pevné částice uhlíku vyprodukované jízdou v reálných podmínkách [29].



Obr. 2.4: Vyhodnocení výsledků metody RDE, váhová funkce klouzavého průměru [30]

2.2.2 Nepřímé emise

Prvopočátkem cyklu fosilního paliva je ropa a její vytěžení ze země. Tento cyklus je ve zjednodušené formě vyobrazen na obr. 2.5. Ropa se po vytěžení na místě upravuje vysokou teplotou, která z ní oddělí vodu a rozpuštěné plyny. Oddělená ropa se skladuje v menších nádržích a během manipulace se mohou uvolňovat emise VOC.



Obr. 2.5: Well-to-tank cyklus fosilního paliva [31]

Dalším krokem je transport vytěžené a vyčištěné ropy do rafinerií. V rámci pozemní těžby se ropa transportuje nejčastěji ropovody. Ropa vytěžená ropnými plošinami na moři bývá nejčastěji transportována tankery. Green a kol.[32] uvádí, že během

přepravy ropy tankery vyprodukují průměrně 13 gramů oxidu uhličitého na litr ropy. Také zmiňuje, že velké lodě na mezinárodních trasách až do začátku roku 2020 byly poháněny primárně lodní motorovou naftou a těžkou zbytkovou ropou s vysokým obsahem síry. Je nutné také zmínit dalekosáhlé dopady na životní prostředí, které jsou důsledkem ropných havárií a únikem ropy do oceánů. Velké ropné havárie nejsou až tak časté, ale stále jsou velmi nebezpečné pro životní prostředí. Za zmínku stojí například havárie tankeru Sea Empress u britského pobřeží. 15. února 1996 narazil u Milford Haven na mělčinu, byl proražen jeho trup a do moře uniklo 65 000 tun z celkových 130 000 tun ropy převážených v tankeru. Důsledkem této ropné havárie bylo 2 500 kusů uhynulého ptactva devatenácti různých druhů, zákaz rybolovu v oblasti a téměř 3 000 nezaměstnaných lidí v zasažené oblasti. Zdroje z ropného průmyslu vyčíslily celkovou cenu této nehody s ohledem na ekonomiku a životní prostředí na 99 milionů amerických dolarů. Takový dopad mohou mít významné ropné katastrofy, ale International Tanker Owners' Pollution Federation [33] uvádí, že tyto katastrofy tvoří pouze 10 % úniků ropy z tankerů. Ze zhruba 90 % jsou to úniky ropy při operacích nakládání a vykládání ropy [33].

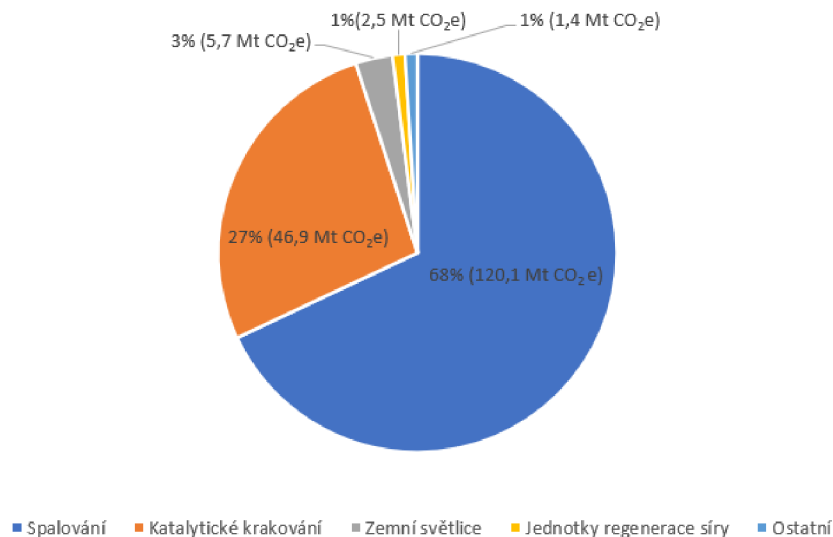
Ropa se do České republiky dopravuje ze dvou směrů: z východu je to ropovodem Družba, který vede z Ruska a ze západu sem proudí ropa prostřednictvím ropovodu IKL, který vede až do Terstu v Itálii. Ropovod Družba disponuje celkovou délkou 5 100 km, což z něj dělá nejdelší ropovod na světě. Jeho část v ČR je dlouhá 357 km. Jeho přepravní kapacita je 9 milionů tun ropy ročně. Druhým, novějším, ropovodem je IKL, což stojí za Ingolstadt - Kralupy nad Vltavou - Litvínov. Jeho celková délka trasy je 347 km a v ČR je to 168 km. Přepravní kapacita tohoto ropovodu je 10 milionů tun ropy za rok. [34] Trasy, kudy v ČR ropovody Družba a IKL vedou, jsou vyobrazeny na obrázku 2.6.



Obr. 2.6: Ropovody v ČR [35]

Po dopravení ropy do rafinerií je na řadě její zpracování do různých forem, jako je nafta, benzín, petrolej, lubrikanty, asfalt a další ropné produkty. Toho se dosahuje destilací, kdy se ropa dělí na další frakce podle rozdílné teploty varu a po rozdělení pokračuje zpracování jednotlivých frakcí. Greenhouse Gas Reporting Program [36] uvádí, že v roce 2013 v USA 145 rafinerií, které podávaly GHGRP hlášení o vyprodukovaných emisích, vyprodukovaly ekvivalent 176,7 milionů tun oxidu uhličitého. Dle jednotlivých plynů je to pak 175 milionů tun oxidu uhličitého, 1 tuna metanu a půl tuny oxidu dusičitého. Tyto emise z rafinerií tvoří 2,7 % celkových emisí skleníkových plynů v USA za rok 2013. Jediné dva sektory s vyššími emisemi byly energetika a průmysl těžení ropy a zemního plynu.

Graf na obr. 2.7 ukazuje, že přes dvě třetiny emisí rafinérského průmyslu v USA roku 2013 pocházely ze spalování za účelem produkce tepla pro proces destilace ropy a pro další následné procesy. Přes čtvrtinu emisí pak produkují procesy regenerace síry, které přeměňují sirovodík oddělený z ropy v elementární síru. Výrobou ale uhlíková stopa benzínu a nafty ještě nekončí. Pro koncovou spotřebu spotřebitelů je potřeba finální produkt dopravit na místa odběru. Konkrétně na komerční tankovací stanice, popřípadě na soukromé tankovací stanice. Z rafinerií se paliva převážejí na tankovací stanice v cisternových vozidlech, jejichž provoz také produkuje emise. Cisternové vozy jsou nejčastěji poháněny vznětovými motory. V Evropě náleží na převoz paliv z rafinerií na tankovací stanice emise přesahující 1 g CO₂eq/MJ [37].



Obr. 2.7: Emise v rafinérském průmyslu podle zdroje, USA 2013 [36]

Pokud se vezmou v úvahu auta na elektrický pohon, pak emise výroby elektrické energie záleží na poměru různých typů elektráren v dané lokalitě. Je vhodné poznamenat, že zatímco vysoké množství elektrické energie musí být vynaloženo na těžbu

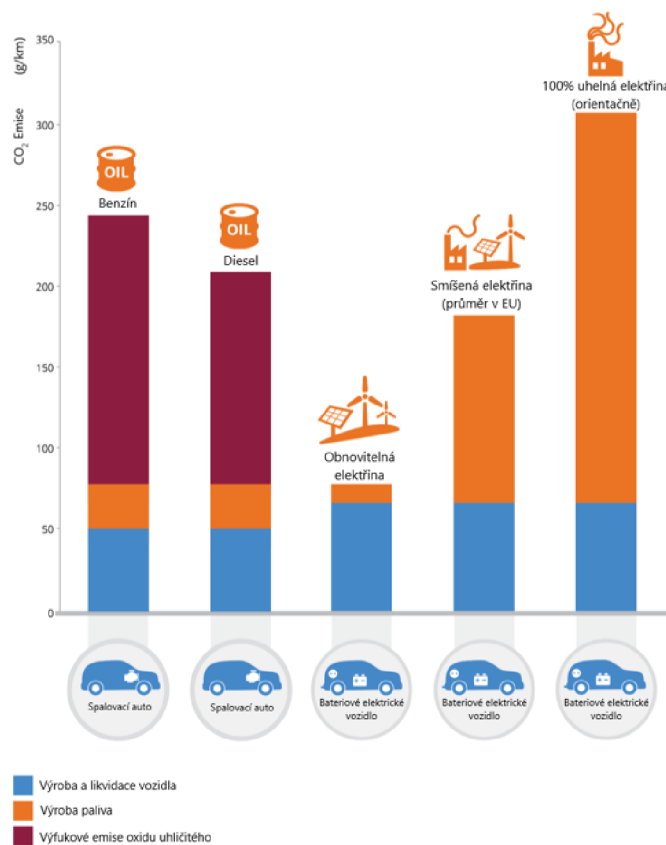
a rafinování ropy, aby vůbec palivo pro automobily na spalovací pohon mohlo být vyrobeno, tak elektřina může putovat přímo do baterií elektrických aut.

Graf 2.8 porovnává emise během životního cyklu spalovacích a elektrických aut. U elektrických aut jsou zohledněny i různé původy elektrické energie. Pokud by se elektrická energie vyráběla pouze v elektrárnách spalujících uhlí, pak by elektrické vozy poháněny touto elektřinou produkovaly zdaleka nejvíce CO₂. Tento údaj slouží ale pouze pro porovnání, jelikož současný poměr energetického mixu v Evropské unii představuje menší emise CO₂ než ekvivalentní množství vyprodukované a spálené energie ve formě fosilních paliv. V prostředním sloupci je zobrazen ideální stav, při kterém by všechna elektrická energie byla vyráběna pomocí obnovitelných zdrojů. V tomto scénáři by výroba elektřiny emitovala méně CO₂ než výrobní proces benzínu i nafty.

Energetický mix v České republice je v současnosti ale ještě daleko od ideálního stavu, zobrazeném na prostředním sloupci. V roce 2019 v Česku 57 % elektrické energie bylo vygenerováno spalováním fosilních paliv a celých 46 % tvořilo spalování hnědého uhlí. Druhým fosilním palivem nejvýznamněji se podílejícím na výrobě elektrické energie je zemní plyn, jehož spalováním se vygenerovalo 7,74 % celkové energie. Druhým nejvýznamnějším zdrojem energetického mixu v ČR jsou jaderné zdroje. Jaderné elektrárny Dukovany a Temelín se v roce 2019 podílely na výrobě elektrické energie v Česku z 39 %. Nejméně se podílejícím zdrojem energie v roce 2019 byly obnovitelné zdroje, které dohromady tvořily 3,9 % vyrobené elektrické energie. Dvě nejvýznamnější metody generace elektrické energie z obnovitelných zdrojů byly solární elektrárny s 1,66 % a využití biomasy s 1,81 %. [38] Dá se očekávat že v budoucnu bude růst podíl obnovitelných zdrojů, například z důvodu znečišťujících emisí uhelných elektráren a cíle Evropské unie stát se uhlíkově neutrálním kontinentem do roku 2050.

Energetika v České republice stojí za 39,5 % z celkové produkce skleníkových plynů za rok 2018. Z hlediska objemu emisí je to 51,07 Mt CO₂eq. V rámci energetiky se na produkci skleníkových plynů nejvíce podílely teplárny s 4,48 % a 12,4 Mt CO₂eq. Největším jednotlivým emitentem byla uhelná elektrárna Počerady, která během roku 2018 vyprodukovala 5,52 Mt CO₂eq, neboli 4,26 % z celkových emisí České republiky. Mezi další z tohoto pohledu významné elektrárny se řadí ještě Prunéřov, Tušimice, Chvaletice, Mělník nebo Kladno. Všechno jsou to elektrárny, které spalují černé uhlí, hnědé uhlí nebo případně biomasu [40].

Pro vyjádření emisí CO₂ v energetice se používá emisní faktor CO₂. Je to faktor, který stanovuje množství vyprodukovaných emisí oxidu uhličitého během spálení určité jednotky paliva a je závislý na obsahu energie, neboli výhřevnosti daného



Obr. 2.8: Porovnání emisí aut podle typů a původu paliva [39]

paliva. [41] Podle výpočtu Ministerstva průmyslu a obchodu je hodnota emisního faktoru CO_2 pro energetický mix České republiky v roce 2020 $384 \text{ g CO}_2/\text{kWh}$. [20] Při výpočtu této hodnoty vycházejí emisní faktory oxidu uhličitého z národních emisních faktorů a z metodiky IPCC 2006. Také je důležité zmínit, že obnovitelné zdroje energie v rámci tohoto výpočtu jsou považovány za CO_2 neutrální, tedy bez emisí oxidu uhličitého. Ministerstvo průmyslu a obchodu také uvádí hodnoty emisního faktoru CO_2 během let 2010 až 2019. Z hodnot v tabulce 2.2 můžeme vyčíst, že emisní faktor CO_2 v České republice, až na drobné zvýšení během let 2015 a 2016, téměř konstantně klesá. Podle dat EEA [42] byl v roce 2020 emisní faktor energetiky v ČR $436,6 \text{ g CO}_2\text{eq}/\text{kWh}$. Pokud hodnoty porovnáme například se sousedním Německem, kde hodnota emisního faktoru CO_2 v roce 2020 byla $311 \text{ g CO}_2\text{eq}/\text{kWh}$, a s evropským průměrem $230,7 \text{ g CO}_2\text{eq}/\text{kWh}$, pak lze říci, že Česká republika je nadprůměrný producent skleníkových plynů v sektoru energetiky. Největším producentem za rok 2020 je Estonsko s $774,9 \text{ g CO}_2\text{eq}/\text{kWh}$ a nejmenším je Švédsko s hodnotou $8,8 \text{ g CO}_2\text{eq}/\text{kWh}$ [42].

2.3 Údržba

Údržbou automobilů rozumíme servisní úkony prováděné v pravidelných intervalech. Údržba tedy zahrnuje pravidelnou výměnu provozních kapalin, jako je motorový olej, brzdová kapalina, olej v převodovce nebo doplnění chladiva do klimatizace. Například motorový olej se zpravidla mění po nájezdu 15 až 20 tisíc kilometrů. V případě nižšího ročního nájezdu je vhodné olej měnit jednou za rok, protože degraduje i během nečinnosti vozu.

Do automobilové údržby spadá také výměna spotřebních dílů automobilu, jako jsou brzdové kotouče, desky nebo pneumatiky. Životnost těchto jednotlivých dílů není jasně daná. Autorizované servisy [43] uvádějí životnost brzdových destiček v rozpětí od 50 do 110 tisíc kilometrů. Je ale důležité zdůraznit, že záleží na mnoha faktorech. Jednak záleží na materiálu, ze kterých jsou brzdové destičky vyrobené - například keramické mají delší životnost než organické. Také velmi záleží na stylu řízení auta, protože například rychlá jízda nebo převážení větší zátěže zapříčiní nadměrné opotřebení destiček. Dále mohou mít vliv i vnější efekty, jako nadměrná vlhkost, která může způsobit korozi v brzdě soustavě a snížit tak její efektivitu.

Životnost pneumatik, podobně jako životnost brzdových destiček, je závislá na stylu jízdy, ale také na stavu materiálu pneumatiky. BMW [44] svým klientům v manuálu z roku 2006 doporučuje, aby pneumatiky, bez ohledu na jejich stav, vyměnili za nové nejpozději po šesti letech používání. Je to z důvodu, že i když přes nízký nájezd mohou pneumatiky vypadat naprosto v pořádku, tak vnitřní materiály stárnoucích pneumatik mohou vysychat a přilnavost držící tyto materiály pospolu se zhoršuje.

2.4 Konec životnosti

Na úplném konci životního cyklu automobilu, kdy už je vozidlo často v nepojízdném stavu, je potřeba ho správně zlikvidovat, aby se předešlo škodě na životním prostředí a ztrátě velkého množství materiálu. V rámci Evropské unie platí End of Life Vehicles Directive (dále ELV), což je směrnice, která na území Evropské unie ukládá cíle pro znovupoužití a recyklaci automobilů. ELV ukládá členským státům od 1. ledna 2015 povinnost zajistit, že míra znovupoužití a znovuzískání materiálů z vozidel na konci životnosti bude činit minimálně 95 % hmotnosti průměrného vozidla za rok. V stejném časovém spektru také mají členské státy zajistit, aby míra znovupoužití a recyklace materiálů z automobilů na konci životnosti činila minimálně 85 % hmotnosti průměrného vozidla za rok [45].

Jako příklad pro popsání procesu likvidace vozidla je vybrána BMW group. Tato společnost v Evropě disponuje sítí center, do kterých mohou zákazníci ponechat své vozidlo na konci životnosti. O recyklaci takto odevzdaných vozidel je pak postaráno v autorizovaném zařízení pro recyklaci vozidel. Recyklace vozidel pak probíhá následujícím způsobem. V první řadě proběhne příprava vraku, která zahrnuje převzetí vozidla, jeho identifikaci a vyřízení dokumentace. Dále proběhne demontáž a neutralizace pyrotechnických zařízení ve vraku, které zahrnují airbag a předepínače bezpečnostních pásů. Vypustí se a odsají veškeré provozní kapaliny a odstraní se nebezpečné materiály, což mohou být například halogenové žárovky a akumulátory. Po eliminaci potenciálně nebezpečných elementů vraku se zhodnotí stav součástí a komponentů, které na něm zůstaly. Součásti v dobrém stavu se odmontují a dají se dále prodávat jako použité díly. Dále se z vraku odeberou velké díly, jako jsou motor, převodovka i nápravy. Takto obraný vrak se sešrotuje do kompaktnějších rozměrů a putuje do drtiče. V procesu drcení se materiály melou na velmi drobné kusy a třídí se. Po drcení se aplikují technologie, jako například flotace, vířivé proudy a screening. Výstupem je materiál, který může být použit jako sekundární surovina [46].

3 Rešerše

Rešerše je rozdělená na kapitoly věnující emisím automobilů s různými typy pohonů. Každá kapitola se věnuje dostupným datům o emisích vzniklých během jednotlivých fází životního cyklu daného automobilu.

3.1 Automobily se zážehový motorem, palivo benzín

V této části bude analyzován ekologický dopad benzínových automobilů formou emisí skleníkových plynů

3.1.1 Výroba

Qiao a kol. [47] provedli komparativní studii emisí CO₂ během výroby konvenčních spalovacích a elektrických automobilů v Číně, ve které podrobně popsali emise CO₂ vzniklé při výrobě vozidel se spalovacím motorem. Třídou referenčního vozidla ve své studii klasifikovali jako standardní osobní automobil střední velikosti, vyráběný z konvenčních materiálů. Pro automobily se spalovacím motorem studie počítá s malým olověným akumulátorem. Zohledňuje také standardní radiální pneumatiky a všechny provozní kapaliny včetně brzdové kapaliny, převodového oleje, motorového oleje, chladiva i kapaliny do ostřikovačů. Je však důležité upozornit, že tato studie počítá s emisními hodnotami pro zpracování materiálů a výrobu elektřiny v Číně.

Tab. 3.1: Emise oxidu uhličitého z výroby vozidel [47]

Komponent		Emise CO ₂ na vozidlo (kg)
Základní komponenty	Karoserie (zahrnuje holou karoserii, interiér, exteriér, sklo)	2 767,9
	Šasi (bez baterie)	1 684,7
	Pohonné ústrojí	2 092,5
Speciální komponenty	Převodový systém	617,4
	Olověný akumulátor	24,5
Baterie a další komponenty	Kapaliny	230,2
	Pneumatiky	677,1
	Kompletace olověných akumulátorů	14,1
Montáž	Montáž automobilu	1 064,1
Celkem		9 172,5

Největší podíl emisí vzniklých během výroby představuje výroba karoserie, s celkem 2 767,9 kg CO₂. Druhý emisně nejvýznamnější proces je výroba pohonného ústrojí, při které se vyprodukuje 2 092,5 kg CO₂. Celkový objem emisí CO₂ z výroby standardního osobního automobilu střední třídy v Číně byl vyčíslen na 9 172,5 kg.

Data z oblasti Evropy ve své studii zkoumali Hawkins a kol.[48], kteří se zaměřili posouzení emisí vzniklých během životního cyklu typického menšího evropského auta. Parametry zkoumaného vozu vznikly na bázi inventáře pro generický automobil, do kterého doplnili náležitosti zvláště pro elektrické vozy a zvláště pro spalovací vozy. Parametry pak byly úměrně upraveny pro velikost vozu Mercedes Benz třídy A. Skladba motoru je založena na motoru vozu Volkswagen Golf čtvrté generace. Ve své studii zkoumali a porovnávali emise verzí se spalovacím pohonem a s elektrickým pohonem s několika variantami akumulátorů. Pro tuto sekci je však nejdůležitější údaj o emisích vzniklých při výrobě uvažovaného automobilu. Inventář uvažovaného automobilu čítal komponenty vyobrazené v tab. 3.2. Zmíněné komponenty se dále skládají z dalších přibližně 140 dílčích komponentů. Hawkins a kol. přišli s výsledkem cradle-to-gate emisí 5 kg CO_{2eq} na kilogram váhy vozidla.

Tab. 3.2: Skladba referenčního vozu [48]

Kategorie	Komponenty
	Karoserie a dveře
Karoserie	Brzdy
	Šasi
	Finální montáž
	Interiér a exteriér
	Pneumatiky a kola
Hnací soustava	Motor
	Kapaliny
	Ostatní
	Převodovka
	Olověný akumulátor

Z internetových zdrojů lze dohledat pohotovostní hmotnost pro automobil Mercedes - Benz A 170 z roku 2008, který Hawkins a kol. použili jako referenční vozidlo se zážehovým pohonem. Pohotovostní hmotnost tohoto vozidla činí 1 179 kg [49]. Po vynásobení pohotovostní hmotnosti výsledkem studie 5 kg CO_{2eq}/kg, pak dostaneme hodnotu 5 895 kg CO_{2eq}.

Pro porovnání byl vybrán Environmentální certifikát vozu Mercedes-Benz třídy A z roku 2018 [50], kde v rámci posouzení životního cyklu tohoto vozu ve verzi A 200 vyčíslili množství vypuštěných emisí oxidu uhličitého ve fázi výroby po zaokrouhlení na 5 700 kg. Také je zde uvedeno, že ve fázi výroby po zaokrouhlení vznikne 9,7 kg emisí oxidů dusíku. Množství emisí uvedené v environmentálním certifikátu je zhruba o 200 kg nižší než hodnota dopočtená z výsledku studie Hawkinse a kol. z roku 2012. Může to být způsobeno, mimo jiné, technologickým postupem od roku 2012 do roku 2018, jelikož Hawkins a kol. počítali s daty z té doby. V druhé řadě za účelem plné transparentnosti svého výzkumu nepoužívali důvěrná data od výrobců automobilů, která by nemohli zveřejnit. Používali tedy pouze volně dostupná data, což mohlo také mít vliv na přesnost jejich výsledku. Dalším faktorem je rozdílná váha těchto automobilů. Podle databáze Auto-Data [51], činí pohotovostní hmotnost automobilu Mercedes-Benz A 200 z roku 2018 1 280 kg. Váha modelového roku 2012 je tedy téměř o 100 kg vyšší. Je však nutno brát na vědomí, že v případě studie Hawkinse a kol. [48] se jedná o hodnoty v CO_2eq a v případě environmentálního certifikátu [50] pak CO_2 .

Pro porovnání zmíněných dvou studií je v první řadě důležité upozornit, že studie Qiao a kol. [47] počítá s hodnotami vypuštěného CO_2 , zatímco studie Hawkinse a kol. [48] pracuje s hodnotami CO_2eq . V porovnání se studií provedenou v Číně je hodnota Evropského vozu o dvě tuny CO_2eq nižší. Důležitým faktorem je váha vyrobeného vozidla, která v případě studie v Číně nebyla zmíněna a nebylo ani zmíněno konkrétní referenční vozidlo. Bylo pouze popsáno jako osobní vůz střední velikosti. Tento fakt si můžeme vyložit například jako sedany střední velikosti. Na druhou stranu Mercedes-Benz třídy A je malý hatchback. Rozdílný výsledek těchto studií tak může být zapříčiněn i rozdílnou hmotností referenčních vozidel. Kromě rozdílu hmotnosti uvažovaných vozidel může být rozdíl dále v emisích vzniklých výrobou elektrické energie v dané lokalitě, tedy kompozicí regionálního energetického mixu.

Autory další studie, kde byl posuzován ekologický dopad životního cyklu automobilu, jsou Petrauskienė a kol. [52]. V této studii byl analyzován také environmentální dopad automobilu Volkswagen Golf modelového roku 2020 se zážehovým motorem. Technické parametry tohoto vozu jsou vyobrazeny v tab. 3.3.

Tato studie analyzuje životní cyklus i celkové náklady životního cyklu zmiňovaného vozidla, nicméně pro tuto sekci bude důležitá pouze část výroby v životním cyklu. Z grafů obsažených v této studii lze vyčíst, že objem vypuštěných emisí skleníkových plynů při výrobě vozidla Volkswagen Golf o váze 1 265 kg činí přibližně 9 000 kg CO_2eq .

Tab. 3.3: Parametry vozu Volkswagen Golf s benzínovým pohonem [52]

Parametr	Hodnota
Palivo	Benzín
Motor	1.5 TSI ACT (150 HP), 1498 cm ³
Délka	4284 mm
Šířka	1789 mm
Výška	1456 mm
Pohotovostní hmotnost	1265 kg
Kombinovaná spotřeba paliva (WLTP)	6,2 - 6,5 L / 100km
Emisní norma	Euro 6

Jedná se o hodnotu srovnatelnou s výsledkem studie Qiao a kol. [47], která ale výsledky udávala v CO₂, nikoliv v CO₂eq. V případě studie provedené v Číně lze ale předpokládat, že se jednalo o referenční vůz s vyšší pohotovostní hmotností, než v případě studie Petrauskiene a kol. V porovnání s výsledky Hawkinse a kol. [48], kterými byla vynásobena pohotovostní hmotnost vozu Mercedes-Benz A, jsou výsledky Petrauskiene a kol. vyšší o 1 750 kg CO₂eq. Jedním z možných odůvodnění je fakt, že pohotovostní hmotnost Mercedes-Benz A je o 185 kg vyšší. Pokud hodnotou 5 kg CO₂eq/kg vozidla, která je výsledkem studie Hawkinse a kol. [48], vynásobíme pohotovostní hmotnost vozu Volkswagen Golf, tedy 1 265 kg, vyjde hodnota 6 325 kg CO₂eq. Výsledek Petrauskiene a kol., ve formě vypuštěných emisí během fáze výroby vozu, je ve finále o téměř o 3 tuny CO₂eq vyšší, než podle metody Hawkinse a kol.

Kawamoto a kol. [2] ve své práci vyhodnocují odhad emisí vzniklých během životního cyklu jak spalovacích, tak elektrických vozidel. Pro tuto sekci je však stěžejní část o výrobě spalovacích motorů. Ve výzkumu je uvedeno, že regiony Spojených států amerických, Evropské Unie, Číny, Japonska a Austrálie byly vybrány jako referenční oblasti pro provoz zkoumaných vozidel, nicméně pro část výroby vychází pouze z dat Japonské společnosti pro posuzování životního cyklu (JLCA). Hmotnost v této studii posuzovaného automobilu s benzínovým motorem je 1 310 kg. Kawamoto a kol. podle databáze JLCA dohledali že během výroby šasi, pod které zahrnují celý automobil kromě hnací soustavy, se vyprodukuje 4 219 kg emisí CO₂. Tento údaj JLCA vztahuje k malému osobnímu vozidlu s benzínovým motorem, jehož parametry by měly zhruba odpovídat vozidlu zkoumanému ve studii Kawamoto a kolektivu. Do zmíněné hodnoty jsou zahrnuty cradle-to-gate procesy, tedy od těžby surových materiálů až po výrobu automobilu.

Objem emisí vypuštěných během výroby hnací soustavy pro referenční vozidlo s benzínovým spalovacím motorem byl zjištěn také podle dat z Japonské JLCA, konkrétně odečtením emisí vzniklých při výrobě kompletní karoserie od celkového objemu emisí vzniklých při výrobě vozidla, po kterém vyšla hodnota 1 274 kg CO₂. Výslednou hodnotou emisí CO₂ vzniklých během fáze výroby malého osobního automobilu s benzínovým motorem je 5 494 kg.

Tab. 3.4: Parametry posuzovaného automobilu s benzínovým motorem [2]

Parametr	Hodnota
Váha (kg)	1310
Zdvihový objem motoru (cc)	1998
Výkon (kW)	88 - 114
Kroutivý moment (Nm)	196

Při posouzení výsledku studie Kawamoto a kol. [2] je nutné brát na vědomí, že při výpočtu emisí vzniklých během výroby referenčního vozu vychází z dat JLCA, která je založena na datech pocházejících z japonského průmyslu. Emise vzniklé při výrobě se tedy mohou lišit od evropských technologických postupů. Výsledek Kawamoto a kol. je napříč tomuto faktu srovnatelný s emisemi uvedenými v environmentálním certifikátu Mercedes-Benz třídy A [50], kde byla uvedena hodnota zhruba 5 700 kg CO₂, což je jen o 206 kg více, než v případě Kawamoto a kol., s přihlédnutím na hmotnostní rozdíl těchto dvou vozidel, který činí 140 kg.

Z cradle-to-grave analýzy Schullera a Stuartové [53] vyplývá emisní faktor výroby městského benzínového automobilu 5,3 kg CO₂eq/km. Tento výsledek vyplývá z dat roku 2017 z Francie a z hodnoty celkového objemu emisí při výrobě automobilu 6 t CO₂eq a z hmotnosti referenčního vozidla 1 138 kg.

Del Pero a kol. [54] vyhodnotili celkové emise z výroby referenčního vozidla o hmotnosti 1 175 kg se spalovacím pohonem jako 4 973 kg CO₂eq, což odpovídá emisnímu faktoru 4,23 kg CO₂eq/kg hmotnosti vozidla. Tento výsledek dle autorů zahrnuje celý proces výroby od těžby surových materiálů, jejich zpracování, přeměnu v díly a konečně jejich montáž. Autoři uvádějí, že primární data ke studii čerpali z detailních sesbíraných dat a sekundární informace pochází z databáze GaBi 6.3.

3.1.2 Přímé emise

Přímé emise představují největší část emisí vypuštěných automobily s pohonem na fosilní paliva během jejich životního cyklu. Jelikož je nejkritičtější z hlediska emisí, pak je o této fázi dostupných nejvíce dat. Prvně budou zmíněna data studií, jejichž výsledky už byly rozebírány v předchozích sekcích.

Petrauskiene a kol. [52] ve své práci uvažovali referenční vozidlo Volkswagen Golf, jehož parametry jsou v tab. 3.3. Pro odhad přímých emisí tohoto vozu byla použita kilometráž 150 000 km a výslednými emisemi skleníkových plynů je hodnota zhruba 14 000 kg CO₂eq. Tento údaj vychází z vypočítaných emisí během fáze provozu, která zahrnuje spalování fosilního paliva a emise spojené s údržbou vozidla.

Výzkum Lejdy a kol. [55] se zabýval porovnáváním emisí vozidla na benzínový a CNG pohon za použití silničního a laboratorního testování.

Tab. 3.5: Technické parametry testovaného vozidla [55]

Rok výroby	2001
Emisní norma	Euro 3
Zdvihový objem motoru (cc)	2435
Kompresní poměr	10:01
Typ motoru	Čtyřdobý
Palivo	Benzín / CNG
Maximální čistý výkon (kW)/ při (ot/min)	103/4500
Maximální kroutivý moment (Nm)/ při (ot/min)	220/3750
Tachometr (km)	265000
Převodovka/počet převodů	Manuální/5
Palivová soustava - benzín	Vícebodové nepřímé vstřikování
Palivová soustava - CNG	Vícebodové nepřímé vstřikování plynné fáze
Systém zpracování výfukových plynů	Třícestný katalyzátor
Pohotovostní hmotnost (kg)	1660

Z tab. 3.5 vidíme, že testované vozidlo bylo vyrobeno v roce 2001 a v době testování je tedy 20 let staré, což je stále blíže k průměrnému věku automobilů v ČR, než například Volkswagen Golf ročník 2019 ve studii Petrauskiene a kol. [52]. Z dat ACEA [56] vyplývá, že průměrný věk automobilů v ČR je 14,9 let, oproti například sousednímu Německu, kde je průměrný věk automobilů pouze 9,6 let. Průměrný věk automobilů v Evropské unii je 11,5 let.

Laboratorní testy byly provedeny v automobilové emisní laboratoři. Podrobnější podmínky testu zahrnují provedení v klimatické komoře za okolní teploty 20°C, použití metodiky cyklu NEDC a průběh testu se zahřátým motorem (teplota chladící kapaliny 85°C). Výsledkem tohoto laboratorního testu je hodnota 227,9 g/km CO₂. Provedené měření ukazuje také 2,145 g/km emitovaného oxidu uhelnatého.

Druhým testem, který Lejda a kol. provedli, byl silniční test za použití systému PEMS. Podmínky tohoto testu jsou k vidění v tab. 3.6

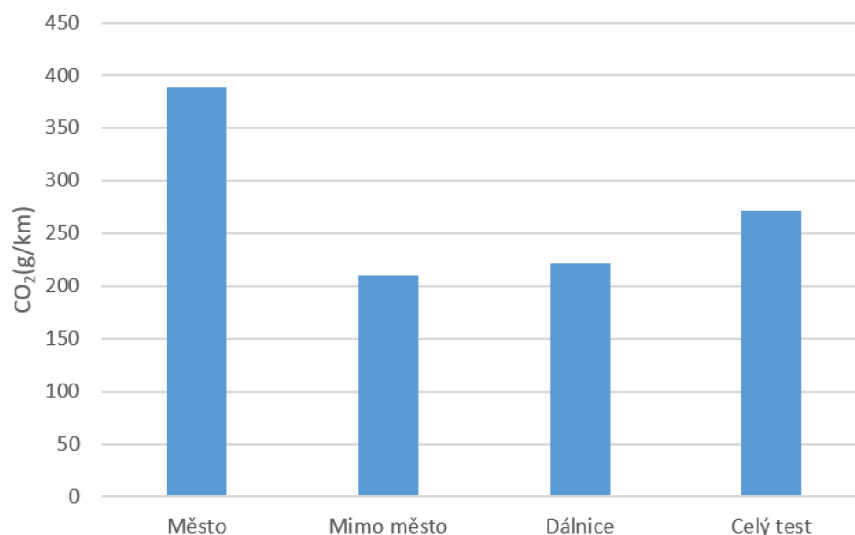
Tab. 3.6: Parametry silničního testu [55]

Parametr	Benzín	CNG
Celková ujetá vzdálenost (km)	32,9	32,9
Vzdálenost v městské části (km)	11	11
Vzdálenost mimoměstské části (km)	10,1	10,1
Vzdálenost dálniční části (km)	11,8	11,8
Průměrná rychlost (km/h)	49,6	58
Průměrná rychlost v městské části (km/h)	27,5	33,8
Průměrná rychlost v mimoměstské části (km/h)	74,1	76,4
Průměrná rychlost v dálniční části (km/h)	101	108,5
Nejnižší nadmořská výška trasy (m)	225	228
Nejvyšší nadmořská výška trasy (m)	273	273
Čas trasy (s)	2390	2042

Dle výsledných dat z grafu 3.1 můžeme vidět, že průměrná hodnota emisí CO₂ během celého silničního testu byla přibližně 220 g/km. Nejvyšší emise vykazoval testovaný vůz při jízdě v městském prostředí, při průměrné rychlosti 27,5 km/h, kde se také dá předpokládat časté zastavování a rozjezd, například na křižovatkách. Emise CO₂ v městském prostředí dosahovaly hodnoty okolo 390 g/km. Srovnatelné emise pak byly naměřeny při jízdě mimo město a také na dálnici, kde se emise CO₂ pohybovaly zhruba mezi 210 a 220 g/km.

Porovnáme-li výsledky provedených laboratorních a silničních testů, tak zjistíme, že výsledné hodnoty silničního testu jsou zhruba o 20 % vyšší, než hodnoty z laboratorního měření. Při porovnání těchto výsledků s výsledky jiných studií může být klíčové, mimo jiné, stáří vozidla a také zdvihový objem motoru 2 435 ccm, který může zapříčinit vyšší spotřebu paliva.

Evropská agentura pro životní prostředí [57] shromažďuje údaje o nově registrovaných osobních vozidlech v rámci Evropské unie. Hodnoty emisí oxidu uhličitého v těchto datech jsou naměřeny jízdným cyklem NEDC, pokud není řečeno jinak. Tento

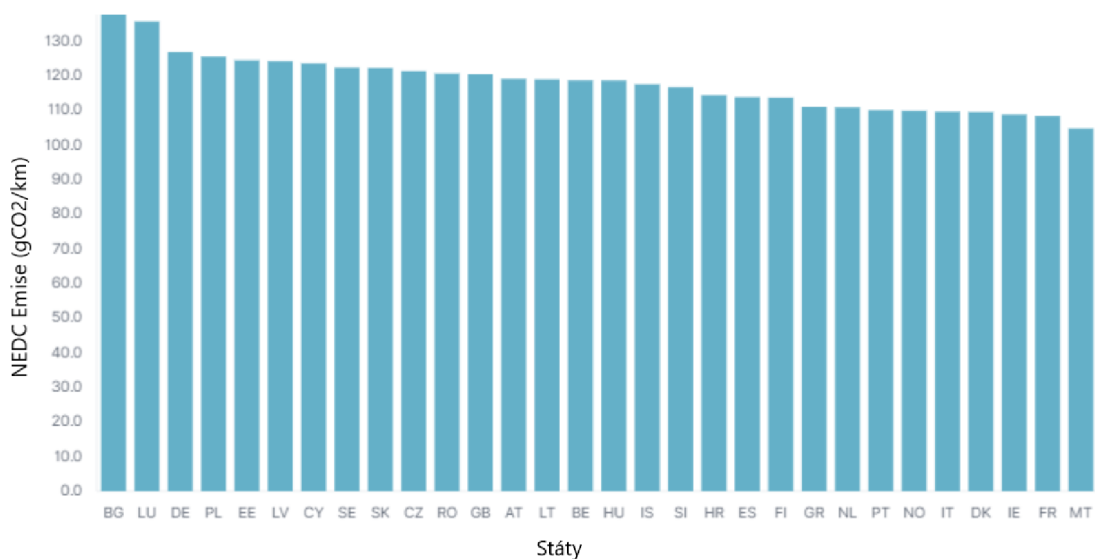


Obr. 3.1: Výsledky silničního testu s benzínem jako palivem [55]

cyklus je od počátku roku 2021 plně nahrazen cyklem WLTP, jelikož se osvědčil jako více reprezentativní co se týče reálných podmínek provozu. Tyto data poskytují filtrovatelný přehled vozidel například podle typu paliva, nebo podle státu. Benzínové automobily tvoří 58,35 % všech nově registrovaných vozidel v EU v roce 2020. Po zadání vyhledávání benzínu, jako typu paliva, data vypovídají že průměrné hodnoty, které charakterizují průměrný benzínový automobil v zemích Evropské unie, jsou pohotovostní hmotnost 1 322 kg, výkon 95 kW a zdvihový objem motoru 1 395 ccm. Průměrné naměřené emise oxidu uhličitého pro nově registrované benzínové osobní automobily v Evropské unii pomocí metody NEDC jsou 117,9 g/km a pomocí metody WLTP 141,9 g/km.

Pokud se pak jedná čistě o Českou republiku, pak průměrné emise byly 121,3 g CO₂/km a parametry průměrného vozidla činily: pohotovostní hmotnost 1 323 kg, výkon 98 kW a zdvihový objem motoru 1 386 ccm. Tyto hodnoty jsou zprůměrované z celkového počtu 129 143 nově registrovaných vozidel. Emise průměrného zážehového automobilu v Česku byly tedy přibližně o 3,4 g CO₂/km nižší oproti průměru v Evropské unii. Postavení ČR mezi ostatními státy EU v rámci emisí oxidu uhličitého nově registrovanými benzínovými automobily v roce 2020 je zobrazen na grafu 3.2

Pro porovnání s daty Evropské agentury pro životní prostředí, EPA [58] ve svém informačním listu uvádí, že průměrný osobní vůz s benzínovým pohonem ve Spojených státech vypustí 404 gramů CO₂ za ujetou míli, což odpovídá 251 gramům na ujetý kilometr. Tento údaj je z roku 2018 a oproti datům Evropské agentury pro životní prostředí pro průměrný vůz v Evropě v roce 2020 je téměř dvakrát tak vysoký.



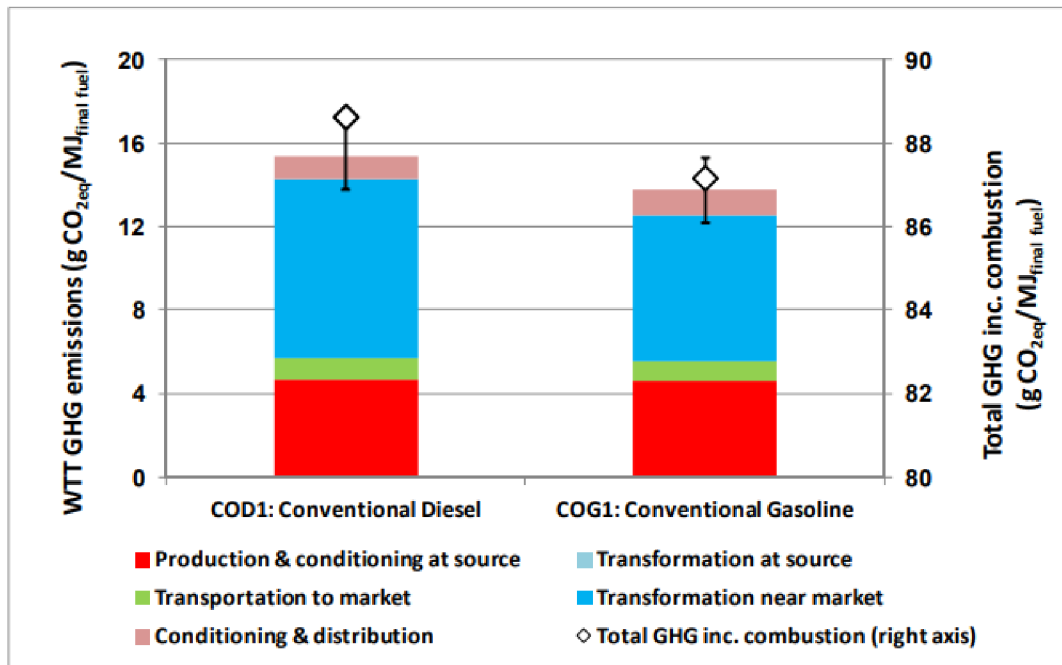
Obr. 3.2: Emise nově registrovaných benzínových vozidel v EU v roce 2020 [57]

Bieker [59] ve své práci analyzuje emise automobilů v různých oblastech světa. Data v jeho práci pro region Spojených států uvádí hodnoty zhruba 175 g CO₂eq/km pro nové osobní benzínové vozy v roce 2021. Pro segment benzínových SUV je pak hodnota o něco vyšší, tedy zhruba 215 g CO₂eq/km. Tyto výsledky považuje oproti jiným regionům za vyšší a přisuzuje to vysoké spotřebě paliva zdejšími automobily, konkrétně 7,8l/100km pro osobní vozy a 9,7l/100km pro SUV. Data z této práce pro nové vozy v Evropě v roce 2021 uvádí průměrné emise spalování benzínu malými vozy zhruba 150 g CO₂eq/km, pro vozy nižší střední třídy 170 g CO₂eq/km a pro vozy SUV 180 g CO₂eq/km. Dále Bieker představuje data z Číny, kde se podle něj pohybují emise benzínových vozidel v automobilovém segmentu A0 okolo 170 g CO₂eq/km, v segmentu A 180 g CO₂eq/km a v segmentu SUV 210 g CO₂eq/km. V případě Číny také opět poukazuje na vyšší průměrnou spotřebu paliva v tomto regionu.

3.1.3 Nepřímé emise

Velký díl nepřímých emisí automobilu představuje well-to-tank proces paliva pro dané vozidlo. Well-to-tank hodnota zahrnuje životní cyklus paliva, kromě jeho spotřeby. Při procesech těžení surové ropy, jejího čištění, rafinování a transportu vznikají emise nejen oxidu uhličitého.

Edwards a kol. [60] ve své zprávě analyzovali vzniklé emise a vynaloženou energii během životního cyklu různých typů paliv, včetně benzínu, v rámci evropského regionu. Ve své práci vycházeli z faktu, že většina paliv prodaných v Evropě je vyráběna v evropských rafineriích a ve svých kalkulacích tedy počítá s tím, že paliva na bázi ropy jsou vyráběna lokálně.



Obr. 3.3: Well-to-Tank emise fosilních paliv [60]

Graf 3.3 vyobrazuje výsledky Edwardse a kol. pro emise skleníkových plynů během těžby, přeměn a transportu fosilních paliv, konkrétně benzínu a dieselu. Z těchto výsledků vyplývá, že WTT emise skleníkových plynů benzínu typického pro Evropu se pohybují okolo 14 g CO₂eq na MJ hotového paliva. Nejvýznamnější část emisí však vzniká v procesu přeměny blízko trhu, kterou je myšlena úprava v rafineriích. Druhým nejvíce emitujícím procesem je těžba ropy a její prvotní úprava přímo u zdroje, který představuje emise o objemu 4,3 g CO₂eq/MJ ropy.

Uvažujeme-li, že benzín má energetický obsah zhruba 32 MJ/l, můžeme jednoduchým vynásobením této hodnoty s výsledkem Edwardse a kol. dostat hodnotu 448 g CO₂eq/l hotového benzínu.

Kawamoto a kol. [2] se ve své studii odrazili od hodnoty nalezené v LCA databázi GaBi, která činí 0,727 kg CO₂/l vyprodukovaného benzínu.

Součástí studie Biekera [59] je porovnání WTT emisí benzínu vyráběného v Evropě, Spojených státech, Číně a Indii. Výsledky tohoto porovnání jsou vidět v tab. 3.7. Bieker bere v úvahu také podíl biosložky, která je do benzínu přimíchávána v různých regionech v rozdílných poměrech. Současný podíl ethanolu v benzínu v oblasti Evropy je 5 % celkového objemu. Na druhou stranu například Indie míří až ke 20 % ethanolu obsaženém v benzínu. Kromě rozdílů v obsahu ethanolu však můžeme vidět, že hodnoty WTT jsou napříč regiony poměrně málo rozdílné. Hodnoty uváděné Biekerem jsou poměrně blízko hodnotám uváděným Kawamoto a kol. [2]. Biekerovy hodnoty jsou nižší zhruba jen o 30 g CO₂eq/l. Hodnoty těchto dvou zdrojů jsou však výrazně vyšší než data, která uvádí Edwards a kol. [60]. Zde je však možné, že hodnota výhřevnosti benzínu se může lišit a ovlivnit tak výslednou hodnotu.

Tab. 3.7: WTT emise benzínu [59]

Region	Podíl biosložky (% z celkového objemu)	Výroby paliva, WTT (kg CO ₂ eq/l)
Evropa	5	0,68
U.S.	10	0,69
Čína	5	0,69
Indie	5 - 20	0,64

Kromě emisí vzniklých při výrobě paliva zahrnují nepřímé emise provozu i další emise, které vznikají provozem vozidla, například částice unikající při odírání pneumatik při běžném provozu. Tyto emise v Jižní Korei ve svém výzkumu odhadovali Lee a kol. [61] a výsledkem je hodnota částic pocházející z opotřebení pneumatik osobních automobilů pohybující se mezi 45-57 mg/vozidlo a ujetý kilometr. Tato studie uvádí i hodnoty pro větší vozidla, které se výrazně zvyšují s rostoucí vahou vozidla a tedy i vahou používaných pneumatik. Hodnota vypuštěných částic při odírání pneumatik lehkých nákladních vozidel činí 224 mg/vozidlo a ujetý kilometr, což je až čtyřikrát více, než u osobních automobilů. U autobusů tato hodnota dosahuje až 799 mg/vozidlo a ujetý kilometr. Při výpočtech hodnot pro osobní automobily byla použita průměrná váha vozidla 1,6 t a váha nové pneumatiky 8 kg.

Kole a kol. [62] ve své studii porovnávají výsledky studií zabývajících se částicemi z oděru pneumatik ze zemí Evropské unie a data z různých studií a zemí se velmi různí.

V tab. 3.8 jsou zmíněny některé emisní faktory ze studie Kole a kol. [62]. Můžeme vidět drastický rozdíl mezi hodnotami pocházejícími z Německa. Primárně výsledek Baumanna a Ismeiera je velmi nízký oproti ostatním. Tento výsledek může být poměrně nepřesný, usuzujeme-li už jen z faktu, že předpokládají, že emisní faktor oděru pneumatik je téměř stejný u osobních automobilů i nákladních vozů nad 7,5 tuny.

Tab. 3.8: Emise mikročástic z oděru pneumatik osobních automobilů [62]

Země	Autoři	Emise částic (mg/km)
Nizozemí	Kole a kol.	100
Nizozemí	Verschoor a kol.	132, 85, 104
Švédsko	Magnusson a kol.	50
Norsko	Sundt a kol.	132
Dánsko	Lassen a kol.	132
Německo	Hillenbrand a kol.	90
Německo	Baumann, Ismeier	20
Čína	Kole a kol.	132

Při výpočtu faktoru v Číně, Norsku a Dánsku byla použita hodnota 33 mg na pneumatiku a kilometr, která je založená na ruském výzkumu a její použití doporučuje Evropská hospodářská komise OSN.

Hodnoty 132,85 a 104 mg/km publikované Verschoor a kol., které ve své studii zmiňují Kole a kol. [62], stojí za rozdílným emisním faktorem pro tři zohledněné povrchy v tomto pořadí: městské silnice, venkovské silnice a dálnice.

V rámci výsledků pro Nizozemí byl také zohledněn silniční povrch specifický pro tuto zemi, který je oproti běžnému povrchu více porézní, za účely lepšího odvádění dešťové vody a tlumení hluku.

3.1.4 Údržba

Bieker [59] ve svém výzkumu považoval za údržbu automobilu výměnu nebo doplnění spotřebních dílů a kapalin, jako jsou pneumatiky, výfuk a soustava následného čištění výfukových plynů, chladicí kapalina, oleje a močovina. Napříč grafy představujícími emise během životního cyklu automobilů s benzínovým pohonem v různých regionech světa převládá trend, že fáze údržby, nejen u benzínových vozů, představuje pouze drobný díl z celkového objemu emisí, zhruba méně než 5%.

Kawamoto a kol. [2] zpracovali přehled komponentů a jejich výměnných intervalů, ze kterých vycházel při posudku životního cyklu automobilů. Parametry tohoto přehledu jsou uvedeny v tab. 3.9.

Tab. 3.9: Emise a servisní intervaly údržby [2]

Komponent	Interval výměny (km)	Emise (kg CO ₂ za výměnu)
Pneumatika	40 000	108
Olověný akumulátor	50 000	19.5
Motorový olej	10 000	3.22
Chladicí kapalina	27 000	7.03

Rozpočítají-li se jednotlivé objemy emisí z tab. 3.9 na kilometry, pak například výměna olověného akumulátoru představuje 0,322 g CO₂eq emisí na ujetý kilometr. Řada z nalezených zdrojů zahrnují fázi údržby do fáze provozu, jelikož ze širšího pohledu celého životního cyklu představuje velmi drobný objem emisí. Řada autorů, jako například Del Pero [54], fázi údržby do posudku životního cyklu vůbec nezahrnují, protože ji považují z pohledu produkce emisí jako zanedbatelnou, tvrdí že je o této problematice malý objem dostupných informací nebo tyto procesy zahrnují do fáze provozu, kde stejně nevykazují žádný významný rozdíl.

3.1.5 Konec životnosti

Kawamoto a kol. [2] pro fázi konce životnosti vycházeli z definování čtyř procesů: demontáž, šrotování a třídění, přeprava sešrotovaného materiálu a skládkování.

Tab. 3.10: Emise CO₂ při zpracování vozů s ukončenou životností [2]

Proces	Emise (kg CO ₂)
Demontáž	-
Šrotování a třídění	24
Přeprava	4
Skládkování	38
Celkem	65

Hodnoty emisí jednotlivých procesů při konečném zpracování jsou zobrazeny v tab. 3.10. U procesu demontáže však není uvedena žádná hodnota, protože autoři tvrdí, že spotřeba energie u tohoto procesu je relativně nižší oproti ostatním a je tedy zanedbatelná. Kawamoto a kol. [2] hodnoty z tab. 3.10 aplikovali jak u automobilů s benzínovým motorem, tak i u dieselových a elektrických.

Druhý způsob, který je v literatuře aplikován pro vyhodnocení potenciálu globálního oteplování ve fázi konce životnosti, je formou negativních emisí. Výsledkem této metody je negativní hodnota CO_2eq . Tento údaj představuje objem emisí skleníkových plynů, které při dalších výrobních procesech nevzniknou díky využití recyklovaného materiálu namísto extrakce a zpracování nových surových materiálů. K tomuto benefitu jsou ovšem stále přičteny emise vzniklé při procesech recyklace, jako např. ze spotřeby elektrické energie.

Del Pero a kol. [54] modelovali proces recyklace podle normy ISO 22628:2002 [63], která procesy na konci životnosti automobilu rozděluje do čtyř kroků: odstranění škodlivin, demontáž, drcení a úpravu nekovových zbytků. V první fázi jsou z vozidla odstraněny všechny provozní kapaliny a další potenciálně nebezpečné komponenty, jako například baterie, pneumatiky, nádrže na CNG a LPG a katalyzátory. Ve fázi demontáže jsou z vozidla odmontovány recyklovatelné a potenciálně znovupoužitelné součásti. Dále následuje separace všech kovů a separace zbylých nekovových součástí, kde část z nich může být recyklována v závislosti na jejich materiálovém složení a dostupných recyklačních metodách. Del Pero a kol. [54] počítají s podílem recyklace hliníku a oceli 98 % a komponenty jako pneumatiky a nárazníky dělí rovným dílem k procesům znovupoužití, skládkování a zpětnému získávání energie. Pro fázi konce životnosti spalovacího automobilu o pohotovostní hmotnosti 1 175 kg je výsledkem autorů objem negativních emisí - 95 kg CO_2eq . Toto množství emisí představuje objem skleníkových plynů z další výroby ušetřených použitím recyklovaných materiálů.

3.2 Automobily se vznětovým motorem

Následuje analýza ekologického dopadu vozů se vznětovým pohonem z pohledu emisí skleníkových plynů.

3.2.1 Výroba

Emise z výroby diesellových automobilů nejsou až tak rozdílné oproti výrobě benzínových vozů. Petruskiene a kol. ve své práci vedle benzínového vozu VW Golf z roku 2020, jehož parametry jsou uvedeny v tabulce 3.3, posuzovala i jeho diesellový protějšek. Parametry diesellového VW Golf jsou k nahlédnutí v tab. 3.11. Rozdíl v parametrech je v motoru s nižším výkonem, ale s vyšším zdvihovým objemem o 470 ccm a ve vyšší pohotovostní hmotnosti o 40 kg.

Výsledky práce Petruskiene a kol. [52], konkrétně části, která posuzovala životní cyklus automobilů, jsou k nahlédnutí v grafu 3.4

Z porovnání v grafu 3.4 můžeme vidět, že rozdíl emisí ve fázi výroby vozu Volkswagen Golf 2020 se zážehovým a vznětovým pohonem je, vzhledem k celkovému objemu emisí za životní cyklus, velmi nízký. Rozdíl je odhadem v řádu jednotek stovek kilogramů CO₂eq. Podobný výsledek představil i Bieker [59], z jehož výsledků lze usoudit, že emise z výroby dieselových vozidel napříč regiony z pohledu celého životního cyklu jsou vyšší v řádech gramů CO₂eq/km oproti emisím vzniklým při výrobě benzinových automobilů.

Tab. 3.11: Parametry vozu Volkswagen Golf s dieselovým pohonem [52]

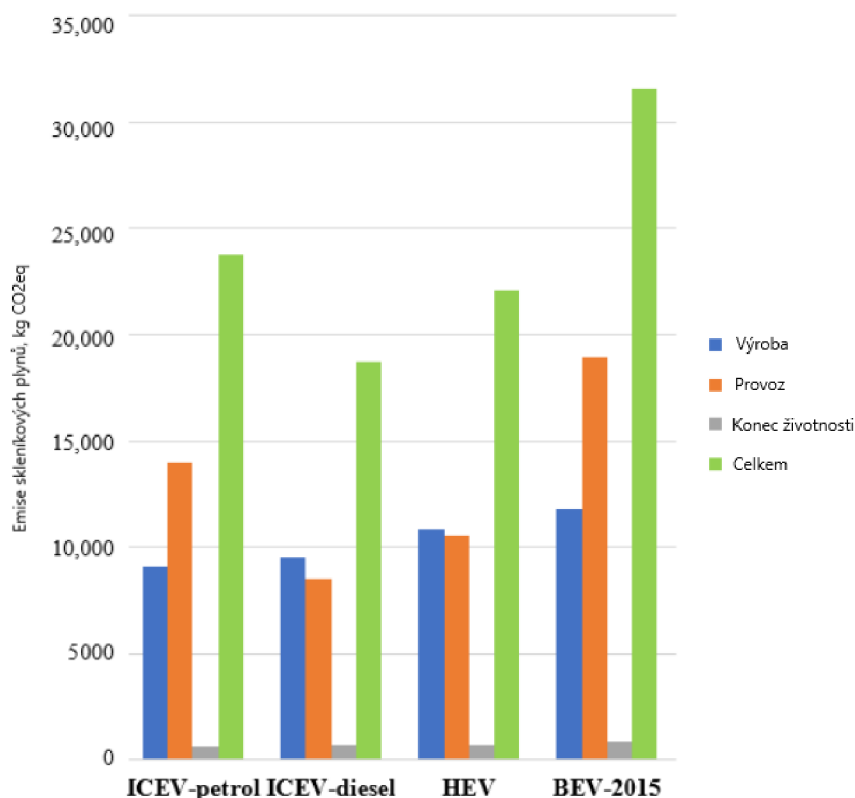
Parametr	Hodnota
Palivo	Diesel
Motor	2.0 TDI (115 HP), 1 968 cm ³
Délka	4 284 mm
Šířka	1 789 mm
Výška	1 456 mm
Pohotovostní hmotnost	1 305 kg
Kombinovaná spotřeba paliva (WLTP)	4,1 L / 100km
Emisní norma	Euro 6

Kawamoto a kol. [2] zaznamenali vyšší emise u výroby dieselových vozů oproti benzinovým. Uvažovali stejný objem z výroby šasi a karoserie, ale uvedli rozdíl při výrobě motoru a převodovky. Zatímco při výrobě benzinové hnací soustavy se vyprodukuje 1 274 kg CO₂, při výrobě dieselového motoru a převodovky se vyprodukuje 1 539 kg CO₂, což je hodnota vyšší o 20,8 %, než u benzinového automobilu.

Další autoři jako Qiao a kol. [47], nebo Hawkins a kol. [48] použili jednotné hodnoty emisí z fáze výroby jak pro vznětové, tak pro zážehové automobily a sjednotili je tak do kategorie vozidel se spalovacími motory.

3.2.2 Přímé emise

Petrauskiene a kol. [52] analyzovali emise vozu VW Golf modelového roku 2020. Parametry analyzovaného vozu v dieselové variantě jsou k nahlédnutí v tabulce 3.11. Výsledné vypočítané emise tohoto vozu během fáze provozu jsou vyobrazeny na obr. 3.4. Konečná hodnota provozních emisí pro analyzovaný dieselový vůz je přibližně 8 000 kg CO₂eq. Do fáze provozu v této studii není zahrnuta výroba a distribuce paliva, ale jsou zde zahrnuty emise spojené s údržbou vozidla a emise ze spalování paliva.



Obr. 3.4: Porovnání emisí životního cyklu automobilů VW Golf [52]

Podle dat Biekera [59] byly emise vzniklé spalováním dieselu v segmentu malých automobilů v Evropě registrovaných v roce 2021 zhruba okolo hodnoty 130 g CO₂eq/km, v segmentu nižší střední třídy okolo 160 g CO₂eq/km a v segmentu SUV pak přibližně 170 g CO₂eq/km.

Ve zprávě JEC o tank-to-wheels emisích osobních aut [64] jsou simulovány emise pro generické evropské referenční vozidlo v roce 2015. Metoda simulace vychází z dat expertů EUCAR a AVL. Jako referenční diesellové vozidlo byl vybrán pětimístný sedan nižší střední třídy o pohotovostní hmotnosti 1 370 kg. Do tohoto segmentu zapadají vozy jako například Škoda Octavia, nebo již zmíněný Volkswagen Golf. Dalšími parametry vybraného referenčního vozu v diesellové variantě jsou: start-stop systém, manuální převodovka, motor o zdvihovém objemu 1,6 l a maximálním výkonu 85 kW při 4 000 otáčkách za minutu. Výsledky této zprávy pro diesellové auto segmentu nižší střední třídy v roce 2015 jsou znázorněny v tab. 3.12

Diesel s označením B7 a jeho výsledná hodnota byla z výsledků zprávy JEC [64] vybrána, protože se jedná o nejběžněji tankovaný diesel osobními vozy a je tak nejvíce reprezentativní. Celková hodnota vypuštěných skleníkových plynů referenčním diesellovým vozidlem nižší střední třídy byla podle simulací JEC [64] 108,04 g CO₂eq/km.

Tab. 3.12: Výsledky simulace pro Diesel B7 2015 [64]

	Emise skleníkových plynů			
	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	Celkem
	gCO ₂ /km	gCO ₂ eq/km	gCO ₂ eq/km	gCO ₂ eq/km
Diesel B7	106,62	0,23	1,19	108,04

Spotřeba paliva tohoto vozidla během simulace byla vyčíslena na 4,081/100km.

Gottleben a kolektiv [65] zpracovali studii věnující se posouzení klimatického dopadu osobního auta ve Švédsku. Posuzovali dopad z pohledu vypuštěných skleníkových plynů za celý životní cyklus automobilu. Posuzovali několik variant benzínu, dieselu a dalších druhů paliv. Jako referenční vozidlo v této studii uvažovali, podobně jako ve zprávě JEC [64], "standardní sedan" segmentu nižší střední třídy, jako je například Volkswagen Golf a předpokladem jeho životnosti je hranice 200 000 km. Autoři také uvádí, že fáze výroby a provozu vychází také z dat studie JEC Well-To-Wheels Report v5. Výsledném emisí skleníkových plynů během fáze provozu, která v této studii představuje spalování paliva i jeho výrobu, je 25,9 t CO₂eq pro palivo diesel B7. Po vydělení tohoto výsledku hodnotou nájezdu 200 000 km, která je v této studii uvedena, vyjde objem emisí 129,5 g CO₂eq/km. Tato hodnota je vyšší, než například výsledná hodnota ze zprávy JEC Tank-to-Wheels v5 [64], což ale může být způsobeno právě faktem, že výsledek Gottlebena a kol. [65] v sobě zahrnuje i výrobu paliva.

Studie Zuccariho a kol. [66] se zaměřuje na Well-to-Wheel emise, ale lze v ní nalézt vyznačená data i čistě pro cyklus Tank-to-Wheel. Cílem této studie bylo zjistit emise vozů v reálných provozních podmínkách. Jako referenční dieselové vozidlo byl vybrán automobil Toyota Auris o pohotovostní hmotnosti 1 320 kg a o maximálním výkonu 82 kW. Na testovaných trasách byly identifikovány čtyři druhy prostředí: městské s vysokou hustotou provozu, městské s nízkou hustotou provozu, mimoměstské a dálnice. Pro přesnost byly jízdy jednotlivými úseky násobně opakovány, pro eliminace náhodných odchylek způsobených změnami v hustotě provozu. V úvahu byly také údajně brány všechny proměnné, které mohly mít vliv na energetickou účinnost vozidla, jako je styl jízdy, dopravní podmínky a spotřeba energie pomocných zařízení. Autoři ve výsledcích pro sledovaný dieselový vůz uvádí hodnoty přibližně 220 g CO₂eq/km pro provoz v městském prostředí s vysokou hustotou provozu, 155 g CO₂eq/km v městském prostředí s nízkou hustotou provozu, 130 g CO₂eq/km v mimoměstském prostředí a 145 g CO₂eq/km na dálnici. Výsledkem zprůměrování těchto hodnot je výsledek 162,5 g CO₂eq/km.

3.2.3 Nepřímé emise

Významným komponentem nepřímých emisí u automobilů na fosilní paliva jsou emise spojené s výrobou, zpracováním a převozem těchto paliv. Jak už bylo zmíněno v sekci 3.1.3, Edwards a kol. [60] analyzovali emise spojené se zpracováním fosilních paliv. V grafu 3.3 je vedle konvenčního benzínu i diesel typický pro Evropu. Z grafu lze vyčíst, že well-to-tank emise dieselu jsou vyšší zhruba o 1,5 g CO₂eq/MJ hotové pohonné hmoty. Vyšší emise během výroby vykazuje diesel ve fázi přeměny blízko trhu. Uvažujeme-li energetický obsah dieselu zhruba 36,9 MJ/l a touto hodnotou vynásobíme objem emisí vzniklých během výroby dieselu v grafu 3.3 (15,5), dostaneme se k hodnotě přibližně 572 g CO₂eq/l hotového dieselu. Hodnota 15,5 g CO₂eq/MJ hotového paliva odečtená z grafu Edwardse a kol. [60] zahrnuje technologické procesy těžby surové ropy, její následné čištění, úpravu, převoz, rafinování i převoz paliva ve finální formě na čerpací stanice.

Kawamoto a kol. [2] ve své studii vychází z dat LCA databáze "GaBi", která udává emisní faktor výroby dieselu na 0,828 kg CO₂/l paliva.

Hodnoty WTT emisí a podíl biosložky v dieselu v oblasti Evropy a Indie, které uvádí Bieker [59], jsou zobrazeny v tab. 3.13. Hodnoty Biekera [59] a Kawamoto a kol. [2] se pohybují relativně blízko sobě. Na druhou stranu výsledky Edwardse a kol. [60] pro Evropský region se rozcházejí s hodnotami Biekera, a to téměř o 300 g CO₂eq/l. Je však nutné opět uvést, že ve studii Biekera a kol. již byla uvedena finální hodnota v jednotkách g CO₂eq/l a ve studii Edwardse a kol. byla pouze hodnota v jednotkách g CO₂eq/MJ. Bieker ale, mimo jiné, uvádí své výsledky také v g CO₂eq/MJ. Konkrétně je to hodnota 27,4 g CO₂eq/MJ, která je také výrazně vyšší oproti výsledkům Edwardse a kol.

Tab. 3.13: WTT emise dieselu [59]

Region	Podíl biosložky (% z celkového objemu)	Výroba paliva, WTT (kg CO ₂ eq/l)
Evropa	7	0,98
Indie	0 - 5	0,78

V rámci splnění emisních limitů pro pevné částice jsou v systému následného zpracování výfukových plynů, nejen v dieselových vozech, implementovány filtry pevných částic (DPF). DPF se však po určité době jízdy zatíží částicemi a pro správné fungování je třeba jej vyčistit - regenerovat. Regenerace probíhá běžně zhruba po ujetí vzdálenosti 450 km běžným stylem jízdy a trvá okolo 5 až 10 minut. Během regenerace se uměle zvýšenými teplotami zahřívá DPF, při které teplota překračuje bod

vznícení usazených sazí. Při regenerování DPF má automobil vyšší spotřebu paliva a vypouští významně vyšší množství znečišťujících látek, než při běžném provozu. Proces regenerace filtru a s ním spojené vyšší emise obvykle nejsou pokryty běžným měřením na dynamometru. [67]

V některých případech se emisní náročnost procesu regenerace do emisních testů promítá pomocí Kí faktoru, což je číslo, kterým se vynásobí výsledná hodnota emitovaných částic z testu a má tak simulovat podíl regenerace při provozu. Žádné oficiální hodnoty Kí faktoru však nejsou známe, a tak výsledky vyplývající z jejich použití při výpočtu stále nemusí být dostatečně reprezentativní reálných emisí. Hodnoty Kí faktoru stanovené na Technické Univerzitě ve Štýrském Hradci Matzerem a kol. [67] jsou k nahlédnutí v tab. 3.14.

Tab. 3.14: Kí faktory pro úpravu při regeneraci DPF [67]

Segment	Kí faktor pro CO	Kí faktor pro HC	Kí faktor pro NOx	Kí faktor pro PM	Kí faktor pro PN
Euro 6a,b	1,005	1,024	1,047	1,419	3,3
Euro 6c					2,4
Euro 6d-Temp					1,9
Euro 6d					1,9
Euro 7					1,9

Další formy nepřímých emisí, jako jsou emise částic z oděru pneumatik, jsou velmi podobné těm emitovaným benzínovými automobily. Pro dieselové automobily tedy budou platit stejné, nebo velmi podobné hodnoty, jako které byly zmíněny v sekci 3.1.3.

3.2.4 Konec životnosti

Patella a kolektiv [68] ve své práci analyzovali environmentální dopad automobilů se spalovacím, hybridním a elektrickým pohonem z hlediska emisí skleníkových plynů. Životní cyklus analyzovali přístupem Cradle-to-Grave, tudíž se zde dají nalézt i data o emisích vzniklých ve fázi konce životnosti. Pohotovostní hmotnost referenčního dieselového vozu je 1 300 kg a jedná se o osobní automobil střední velikosti. Výsledné end-of-life emise zkoumaného dieselového vozu jsou 4 g CO₂eq/km, s tím, že uvažovaná životnost vozu je 150 000 km. Po vynásobení end-of-life emisí na kilometr počtem kilometrů automobilu na konci životnosti je výsledkem hodnota 600 kg CO₂eq, která představuje celkový objem emisí skleníkových plynů, které podle Patella [68] vzniknou ve fázi konce životnosti dieselového vozu v Itálii. Do těchto emisí autoři nezapočítali emise vzniklé recyklací a znovupoužitím materiálů, nýbrž jen emise související s procesem drcení a jeho výstupními odpadními toky.

3.3 Bateriové elektromobily

V této části budou představena data o dopadu na životní prostředí, z pohledu skleníkových plynů, který představuje životní cyklus bateriových elektromobilů (BEV).

3.3.1 Výroba

Mimo automobilů s jinými typy pohonů posuzovali Petrauskiene a kol. [52] také emise skleníkových plynů během životního cyklu BEV v korelaci s daty energetického mixu v Litvě v roce 2015 a předpovědmi energetického mixu pro další léta. Nicméně v úvahu zde budou brána pouze data z roku 2015, která autoři převzali z naměřených hodnot Litevského Energetického Institutu.

Tab. 3.15: Parametry vozu Nissan Leaf Acenta [52]

Parametr	Hodnota
Palivo	Elektřina
Karoserie	Hatchback
Délka	4490 mm
Šířka	1788 mm
Výška	1530 mm
Kapacita baterie	40 kWh
Hmotnost baterie	296 kg
Hmotnost vozidla bez baterie	1249 kg
Spotřeba energie (WLTP)	20,6 kWh / 100km

Autoři zvolili vůz Nissan Leaf Acenta modelového roku 2018, jelikož tento model byl v roce 2020 nejpopulárnějším BEV v Litvě. Parametry tohoto vozidla jsou zobrazeny v tabulce 3.15. Vůz je vybaven li-ion baterií o kapacitě 40 kWh, vážící 296 kg. Celková hmotnost vozidla i s baterií je 1 545 kg. Fáze výroby v této studii používá přístup Cradle-to-grave. Litevský energetický mix z roku 2015 zohledněný v životním cyklu automobilu je zobrazen v tabulce 3.16

Výslednou hodnotou Petrauskiene a kol. [52] pro fázi výroby referenčního BEV je zhruba 12 t CO₂eq.

Hawkins a kol. [48] analyzovali také emise skleníkových plynů vzniklých výrobou BEV. Ve své práci sestavili obecný model šasi, který použili jak pro spalovací, tak pro elektrické vozy. Elektrická hnací soustava pak byla vymodelována podle automobilu Nissan Leaf. Do analýzy zahrnuly dva možné typy baterií, LiNCM a LiFePO₄ o hmotnosti 214 kg a 273 kg a se shodnou kapacitou 24 kWh. Pro životnost baterií

i automobilu byla zvolena hranice 150 000 km. Výsledkem analýzy pro fázi výroby BEV byly hodnoty pohybující se mezi 87 a 95 g CO₂eq/km. Podle autorů tento objem emisí představuje fáze výroby BEV téměř polovinu emisí skleníkových plynů vypuštěných za jejich celou životnost. Celkový objem emisí skleníkových plynů ve fázi výroby BEV se podle Hawkinse a spol. [48] je zhruba 13,5 t CO₂eq.

Tab. 3.16: Energetický mix v Litvě, 2015 [52]

Zdroj	2015 (%)
Odpad	2,28
Bioplyn	3,51
Biomasa	5,85
Zemní plyn	41,73
Vodní elektrárny	20,55
Větrné elektrárny	14,56
Solární elektrárny	1,76
Geotermální elektrárny	5,19
Ropa	4,57

Životní cyklus průměrných automobilů ve Švédsku zkoumali Gottleben a kol. [65], kteří zkoumali dopad vozidel nižší střední třídy s různými typy pohonů. Kapacita baterie byla určena na 21 kWh a je předpokládáno, že se k její výrobě používají surové materiály a po konci životnosti nebude znovupoužita. Zvolený emisní faktor pro výrobu baterie je 77 kg CO₂eq/kWh kapacity baterie. Pro kompozici zdrojů elektrické energie autoři uvažují švédský energetický mix skládající se z 40 % vodních elektráren, 39 % jaderných elektráren, 11 % větrných elektráren a 10 % kogeneračních elektráren. Emisním faktorem švédského energetického mixu je tedy hodnota 6,1 g CO₂eq na MJ vyrobené energie.

Výsledný objem emisí skleníkových plynů během výroby průměrného BEV nižší střední třídy ve Švédsku je, dle dat Gottlebena a kol. [65], 8 t CO₂eq. Je důležité brát v potaz ekologicky velmi příznivou kompozici energetického mixu ve Švédsku, která se z velké části skládá z obnovitelných zdrojů a tepelné elektrárny představují jen malou část.

Mathieu [69] své analýze věnoval pozornost skleníkovým emisím během životního cyklu elektromobilů. Autor se nevěnoval pouze nižší střední třídě, nebo malým vozům, ale zohlednil i další typy vozů, které jsou pro Evropu typické. Výčet zohledněných tříd a konkrétních modelů automobilů, které do nich zapadají, je v tabulce 3.17. Sdílená auta v tomto případě autor popsal jako velké vozy, které mají roční nájezd přinejmenším 30 000 - 40 000 km. Jedná se například o vozidla taxi služeb, Uberu a další formy sdílení automobilů.

Tab. 3.17: Analyzované třídy automobilů [69]

Typ aut	Segment dle EK	Příklad modelu
Malá auta	B	Ford Fiesta, Peugeot 208
Nižší střední třída	C	Volkswagen Golf, Nissan Leaf
Střední třída	D	Volkswagen Passat, Tesla 3
Vyšší střední třída	E	Audi A6, Volvo XC90, Tesla S
Sdílená auta	-	-

Jako emisní faktor pro výrobu šasi a hnací soustavy použil autor hodnotu 4,8 t CO₂ na kilogram vyrobeného vozu, bez započtení výroby baterie, což se ovšem jeví jako poměrně nereálné číslo. Po analýze zdrojů, na které se Mathieu a kol. [69] odkazují je zjevné že autoři použili nesprávnou jednotku, protože v původním zdroji jsou tyto údaje uvedeny v kg CO₂eq/kg vyrobeného vozidla.

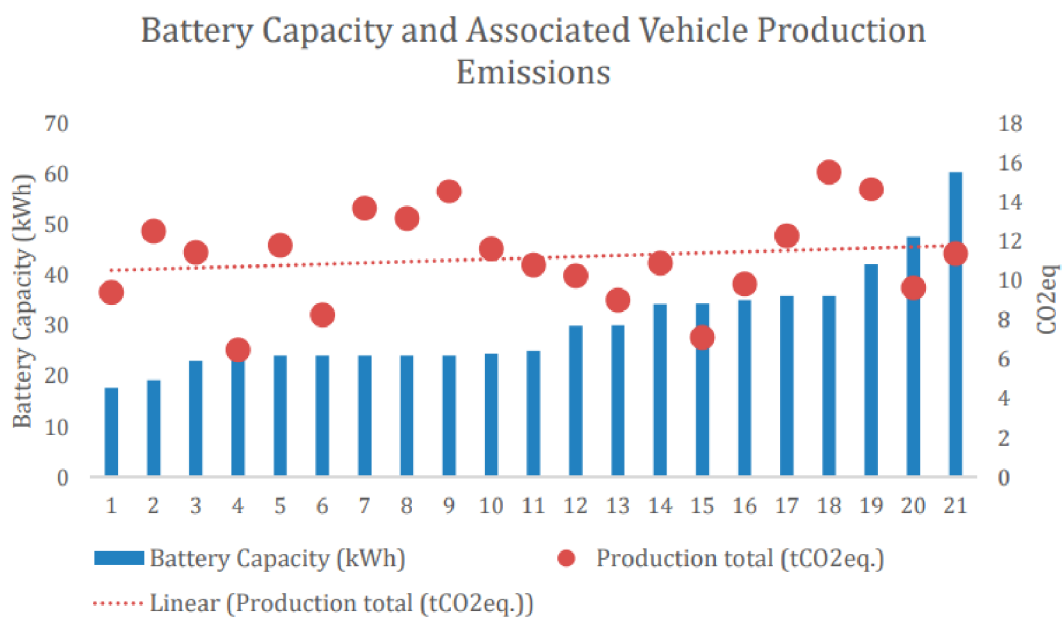
Tab. 3.18: Emise z výroby šasi, hnací soustavy a baterií [69]

Segment	Emise skleníkových plynů z výroby šasi a hnací soustavy (t)		Kapacita baterie (kWh)	Emise z výroby baterie (t CO ₂ eq)
	Spalovací pohon	Elektromobil		
B	5,5	2,9	45	3,375
C	6,7	3,5	60	4,5
D	7,8	4,1	75	5,625
E	9,4	5	90	6,75
Sdílená	7,8	4,1	75	5,625

Pro analýzu autor vybral NMC technologii bateriových článků, protože tvrdí, že se jedná o typ článků, který se nejběžněji vyskytuje v nových elektromobilech vstupujících na trh. Jako emisní faktor pro výrobu baterií autor používá hodnoty v rozpětí 75 až 107 kg CO₂eq/kWh kapacity baterie. Pro dopočetí celkového objemu emisí z výroby baterií v tab. 3.18 byla vybrána hodnota 75 kg CO₂eq/kWh, kterou autor uvádí jako průměr pro Evropu v roce 2020.

Jednotky emisí z výroby šasi a hnací soustavy jsou pravděpodobně v tunách CO₂ i přes to, že autor v tabulce uvádí "emise skleníkových plynů". Bylo tak usouzeno z faktu, že v sekci o výrobě šasi a hnací soustavy autor uvádí pouze hodnoty CO₂, nikoliv CO₂eq.

Dillman a kol. [70] provedli meta-analýzu dopadu elektromobilů na životní prostředí, ve které se zabývali výsledky mnoha existujících studií. V 17 analyzovaných studiích, které zmiňovaly kapacitu baterie, bylo uvedeno dohromady 21 elektromobilů s průměrnou kapacitou baterie 30,5 kWh. Dillman a kol. [70] vytvořili graf 3.5 vyobrazující kapacitu baterie a celkové emise skleníkových plynů vzniklé při výrobě BEV.

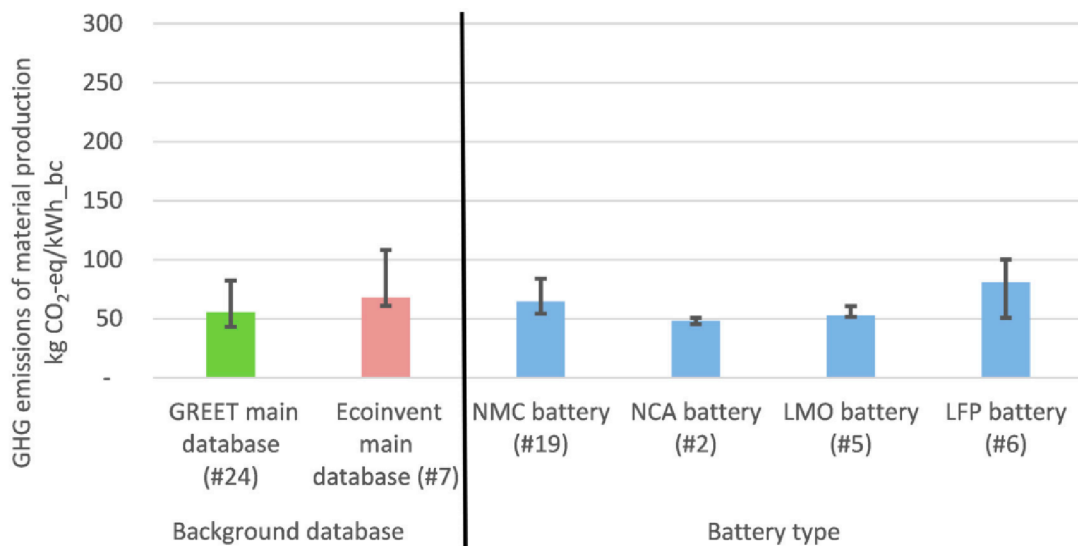


Obr. 3.5: Kapacita baterie a emise spojené s výrobou vozidla [70]

Dillman a kolektiv [70] zdůrazňují, že v grafu 3.5 jsou velké rozdíly v poměru kapacity baterie a objemu emisí z výroby vyplývající z lišících se emisních faktorů v globálním dodavatelském řetězci baterií. Nicméně i přes tento fakt ukazuje lineární křivka v grafu, že se zvyšující se kapacitou baterií se zvyšuje i celkový objem emisí skleníkových plynů z výroby elektromobilů. Autoři dále vypočetali průměrnou hodnotu emisí skleníkových plynů pocházejících z výroby BEV dle 24 případů analyzovaných studií a článků, která představuje 10,8 t CO₂eq se směrodatnou odchylkou 2,38.

Aichberger a Jungmeier [71] v rámci svého rozboru literatury a publikací z let 2005 až 2020 týkajících se emisí skleníkových plynů v životním cyklu lithno-iontových baterií. Z analyzovaných studií vyčíslili medián emisí pocházejících z jednotlivých fází

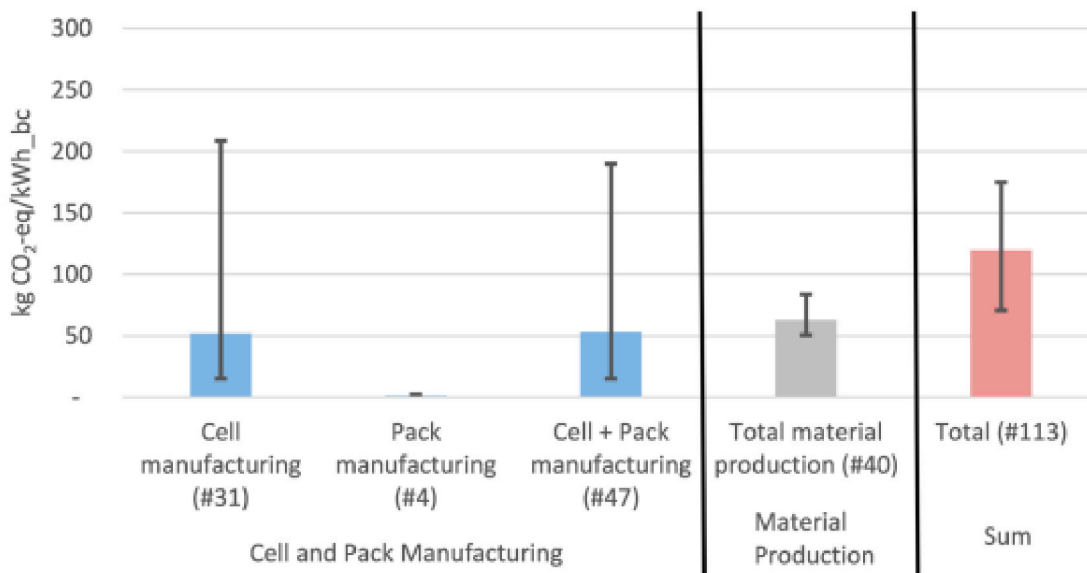
životního cyklu těchto baterií. V grafu 3.6 jsou vyobrazeny výsledky emisí spojené s extrakcí a zpracováním surovin pro výrobu li-ion baterií. Z grafu je zjevné, že v závislosti na chemickém složení baterie se liší i emise z její výroby. Z typů baterií v grafu je pro tuto rešerši důležitá hlavně baterie s NMC chemií, protože tento typ složení bude uvažován ve výpočtové části. V levé části tohoto grafu jsou pro porovnání také hodnoty z databází GREET a Ecoinvent, s nimiž se emisní faktor NMC baterie poměrně shoduje.



Obr. 3.6: Emise skleníkových plynů ze získávání materiálů pro výrobu li-ion baterií [71]

V celkovém výsledku se dále kromě emisí ze získávání a zpracovávání surovin projevuje výroba článků a montáž bateriových bloků. Zde se v rámci sesbíraných dat projevuje široká rozličnost v hodnotách emisního faktoru, jak lze vidět na obrázku 3.7. Aichberger a Jungmeier [71] toto rozpětí v hodnotách jednotlivých studií vysvětlují dvěma způsoby. Prvním jsou rozdílné metodiky použité v analýzách, konkrétně shora dolů a zdola nahoru. Druhým uvedeným důvodem jsou uvažované výrobní podniky. Řada autorů studií nadhodnotila spotřebu elektrické energie ve velkých a energeticky efektivních výrobních podnicích použitím zastaralých dat, která se velmi rychle stávají nerelevantními díky současnému rozmachu li-ion baterií. Vyšší spotřeba elektrické energie na výrobu baterií ve výpočtech vede k vyšším nepřímým skleníkovým emisím. Opět zde platí, že tyto emise jsou nižší v zemích s ekologicky příznivějším energetickým mixem.

Z obr. 3.7 lze dále vidět že výroba a montáž baterií z článků a dalších součástí je z hlediska emisí téměř zanedbatelná, jelikož obnáší primárně manuální sváření. Autoři zmiňují že samotná výroba baterie z článků je mnohdy ve studiích již započtena do celkového emisního faktoru z výroby baterie a samostatně se téměř neuvádí.



Obr. 3.7: Emise skleníkových plynů z výroby článků a baterií [71]

Výsledkem analýzy 50 publikací je medián 120 kg CO₂eq/kWh emisí vzniklých při výrobě li-ion baterie, jak lze vyčíst z obrázku 3.7. Výsledná variace ve výsledcích je, mimo jiné, důsledkem výše diskutovaných rozdílů v přístupu k analýze ve zkoumaných studiích a uvažovaných podniků, ve kterých se baterie vyrábí. Ve finále je důležitým faktorem pro výrobu energetická efektivita uvažovaného výrobního podniku a energetický faktor v oblasti, kde tento výrobní podnik operuje. [71]

Vzhledem k velké variaci výsledků Aichbergera a Jungmeiera [71], kterou lze vyčíst z obrázku 3.7, je nutné použít další zdroj pro přesná data. Emilsson a Dahllöfová [72] vyhodnotili stav emisí oxidu uhličitého z produkce li-ion baterií pro elektromobily k roku 2019. Výsledkem jejich zprávy jsou dva scénáře, které se liší způsobem produkce tepla. V prvním scénáři figuruje produkce tepla pomocí elektrické energie a v závislosti na energetickém mixu (obnovitelný - bohatý na fosilní paliva) se emisní faktor výroby pohybuje v rozmezí 61 - 106 kg CO₂eq/kWh kapacity baterie. Ve druhém scénáři je k produkci tepla uvažována utilizace zemního plynu v rámci bojleru s účinností 80 %, kde se emisní faktor pohybuje v mezích 70 - 77 kg CO₂eq/kWh kapacity baterie. Zároveň vyčíslili rozdíly emisí z produkce baterií s chemií NMC 811 oproti NMC 111. Při výrobě li-ion baterie s chemií NMC 811 se, dle výsledků Emilssona a Dahllöfové [72], spotřebuje o 7 % méně energie a vyprodukuje o 14 %

méně skleníkových plynů oproti výrobě baterií s chemií NMC 111. NMC 622 pak představuje nižší spotřebu energie o 4 % a nižší emise skleníkových plynů o 11 % oproti NMC 111.

3.3.2 Přímé emise

Plně elektrická vozidla při spotřebě energie nevykazují přímé emise tak, jako jejich protějšky poháněné fosilními palivy. Emise z provozu BEV vychází hlavně z procesů výroby energie pro jejich provoz, což bylo rozebíráno v předchozí sekci 3.3.3.

3.3.3 Nepřímé emise

V sekci nepřímých emisí BEV je v literatuře obecně brán ohled primárně na výrobu elektřiny pro pohon vozidel. Řada autorů předpokládá, že životnost baterie je stejná jako nájezd, se kterým počítají v rámci posudku životního cyklu analyzovaných automobilů. S náhradní baterií a emisemi spojenými s její výrobou tedy zpravidla není počítáno.

Woo a kol. [73] ve své práci prováděli porovnání Well-to-wheel emisí podle energetického mixu daných zemí pro čtyři velikostní typy automobilů. Obsaženými velikostními typy jsou "subkompaktní" vozy, pod které spadá KIA Soul nebo Nissan Leaf; kompaktní vozy, kam se řadí např. BMW i3 nebo Volkswagen e-Golf; luxusní vozy, např. Tesla S a SUV, jejichž příkladem autoři uvádějí Teslu X. Woo a kol. [73] analyzovali jak globální data, tak data v jednotlivých oblastech. Pro tuto práci jsou klíčová data z oblasti Evropy, která jsou k vidění v tab. 3.19. Emisní faktory pro Francii a Norsko jsou výrazně nižší než u zbylých zemí a evropského průměru, protože disponují velmi příznivým energetickým mixem. Norský energetický mix je z 94 % založen na vodních zdrojích a ve Francii ze 76 % na nukleární energii [73].

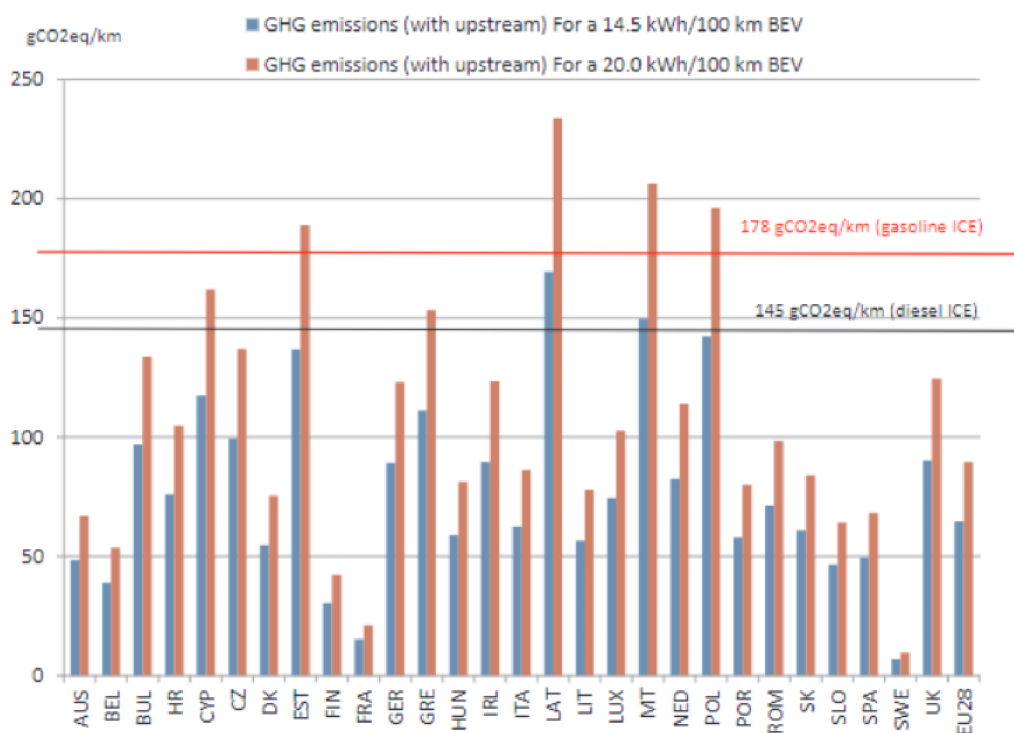
Tab. 3.19: Průměrné emise skleníkových plynů v závislosti na energetickém mixu daných zemí [73]

Stát	Emise skleníkových plynů (g CO ₂ eq/km)			
	Subkompaktní	Kompaktní	Luxusní	SUV
Německo	74,8	64,8	95,2	108,9
Velká Británie	69,2	59,9	88,1	100,7
Francie	8,7	7,5	11,1	12,7
Norsko	2,3	2	2,9	3,4
Evropský průměr (22 zemí)	51	44,1	64,8	74,2

Podle Gottleben a kol. [65], kteří v rámci výpočtu Well-to-Wheel emisí vycházeli z dat JEV Well-To-Wheels Reportu v5, jsou emise elektrického vozidla (Volkswagen Golf) v závislosti na energetickém mixu ve Švédsku 0,6 t CO₂eq za celkovou životnost vozidla, která dle jejich metodiky činí 200 000 km. Na jeden kilometr vychází 3 g CO₂eq, což je o gram více než v Norsku podle Woo et al [73]. V porovnání například Petrauskiene a kol. [52] také posuzovali vůz Volkswagen Golf, ale v závislosti na energetickém mixu v Litvě v roce 2015. Výsledkem byla hodnota 126,7 g CO₂eq/km a to jen ve fázi provozu.

Ve zprávě JEC TTW v5 [64] je analyzováno BEV segmentu nižší střední třídy s kapacitou baterie 20,8 kWh, jehož spotřeba energie je 45,66 MJ/100km. Po doplnění emisního faktoru energetického mixu EU, který se ve zprávě JEC WTT v5 [74] v roce 2016 pohyboval okolo 105 g CO₂eq/MJ elektřiny, dostaneme emisní faktor 47,943 g CO₂eq/km pro BEV segmentu nižší střední třídy analyzované ve zprávě JEC TTW v5 [64] při evropském energetickém mixu podle JEC WTT v5 [74].

Moro a Lonza [75] metodou Well-to-wheel identifikovali vliv emisního faktoru lokálního energetického mixu na nepřímé emise ze spotřeby energie BEV v zemích Evropy podle statistických dat z roku 2013. Výsledné emisní faktory jsou zobrazeny na obrázku 3.8.



Obr. 3.8: Emisní faktor provozu BEV v Evropské unii [75]

Graf 3.8 znázorňuje objem emisí skleníkových plynů, které elektrické vozidlo nepřímo vyprodukuje za jeden kilometr. Na vodorovné ose jsou vyobrazeny země EU a na konci i průměr 28 zemí Evropské Unie. Pro každou zemi jsou zde vyobrazeny dva sloupce, pro dvě spotřeby elektrické energie. Zjištěné hodnoty pro Českou republiku se pohybují nad průměrem EU28, s přibližnými hodnotami 100 g CO₂eq/km pro spotřebu 14,5 kWh/100km a 135 g CO₂eq/km pro spotřebu 20 kWh/100km. Průměrné hodnoty pro EU28 mohou být použity pro porovnání, ale nejsou dostatečně reprezentativní, protože v jednotlivých zemích figurují velmi rozmanité hodnoty. Například emise pro Švédsko jsou velmi nízké z důvodu podílu obnovitelných zdrojů v lokálním energetickém mixu a na druhou stranu v Polsku jsou emise jedny z nejvyšších, protože k výrobě energie se zde z velké části používá spalování uhlí.

V meta-analýze Dillmana a kol. [70] vypočítali průměrné Well-to-wheel emise 40 BEV zmíněných v analyzovaných studiích na 132,2 g CO₂eq/km, se směrodatnou odchylkou 107,1. Analyzovaná data Well-to-wheel emisí v jednotlivých studiích pochází z různých zemí světa a jsou opět přímo závislé na podmínkách elektrického mixu uvedených v konkrétních studiích. Údaj který však na lokálním emisním faktoru energetického mixu nezávisí, je průměrná energetická účinnost, která vyšla jako 16,7 kWh/100km. Emise skleníkových plynů z výroby elektřiny v ČR, které autoři uvádí v meta-analýze, se pohybují okolo 680 g CO₂eq/kWh. Po aplikování tohoto emisního faktoru na zmíněnou energetickou účinnost jsou výslednými Well-to-wheel emisemi průměrného elektromobilu za použití elektřiny z energetického mixu v ČR 113,56 g CO₂eq/km. V porovnání s výsledky Mora a Lonzy [75], kteří pro energetickou účinnost 14,5 kWh/100km a energetický mix ČR vypočítali emisní faktor 100 g CO₂eq/km, se jedná o poměrně blízké výsledky. Aplikujeme-li emisní faktor 680 g CO₂eq/kWh, určený Dillmanem, na energetickou účinnost, se kterou počítali Moro a Lonza, vyjde hodnota 98,6 g CO₂eq/kWh, která je jejich výsledku ještě bližší.

K nepřímým emisím elektrických vozů by se také daly přiřadit ztráty při nabíjení, které ve finále způsobují větší spotřebu energie. Např. Gottleben a kol. [65] tyto ztráty ani nezmiňují a Petrauskienė a kol. [52] zmiňují, že do jejich výpočtů ztráty zahrnuli ale neuvádí konkrétní hodnotu a odkazují se na hodnoty spotřeby naměřené při WLTP. Na druhou stranu Kolarova a kol. [76] při výpočtech nepřímých emisí používali hodnotu ztrát při nabíjení až 20 % za účelem určení maximálních hodnot emisí. EEA [74] do výsledků svého Well-to-tank reportu zahrnuje přenosové ztráty a také ztráty v distribuci. Konkrétně uvádí, že ztráty energie v přenosové soustavě EU v roce 2013 představovaly 2,6 % celkové vyrobené energie a také že ztráty energie způsobené distribucí VN a NN se v EU v roce 2013 pohybovaly kolem 7 %. Ztráty při samotném nabíjení pak EEA definuje ve zprávě o Tank-to-Wheel emisích [64]. Pod ztráty při nabíjení EEA zahrnuje ztráty z nabíjecího kabelu, palubní nabíječky,

baterie (v důsledku nabíjecích proudů) a také 12 V ztráty na všech pomocných spotřebičích aktivních během nabíjení. Ve výpočtech pro rok 2015 se zde počítalo se ztrátami při procesu nabíjení 20 % a výhledově pro období 2025+ s hodnotou ztrát 15 %.

Emise pevných částic formou oděru pneumatik jsou u BEV opět podobné jako u benzínových automobilů, které byly analyzovány v sekci 3.1.3.

3.3.4 Konec životnosti

Pro fázi konce životnosti a procesy recyklace jsou dva způsoby vyčíslení emisí. Jedním je již u předchozích typů pohonů diskutovaný způsob výpočtu emisí pocházejících z recyklačních procesů a také s tím související spotřeby energie a jejího emisního faktoru. Druhý způsob zahrnuje ten stejný postup, ale navazuje na něj vyčíslením a přičtením emisí, které jsou ušetřeny využitím recyklovaných materiálů v životním cyklu dalších výrobků. Toto ušetření emisí často převáží emise vzniklé při recyklaci, což vede k výsledku formou negativních emisí.

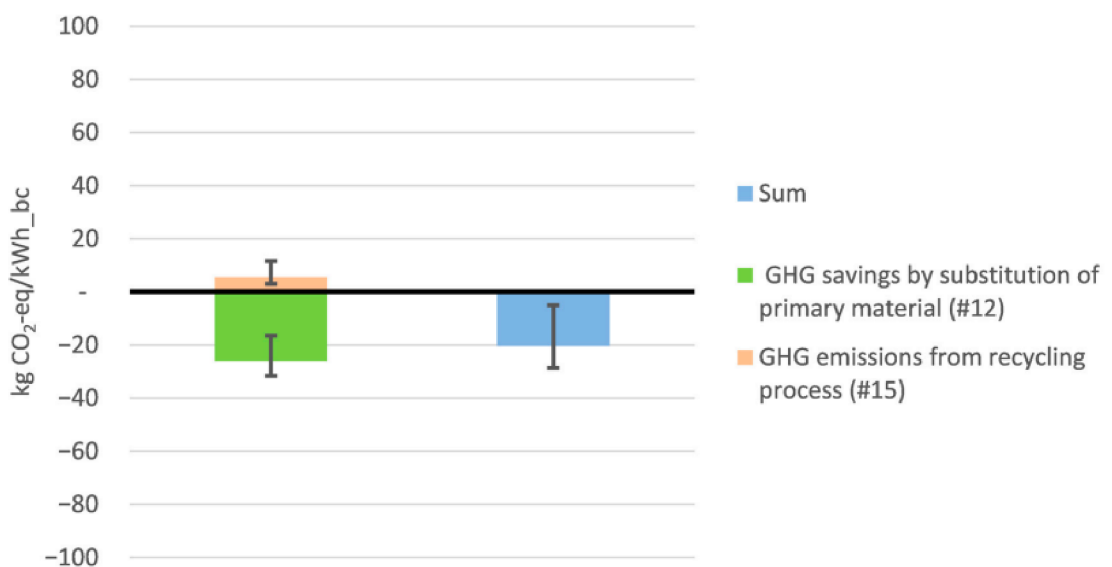
Patella a kol. [68] ve své práci vyčíslili emise skleníkových plynů elektrického automobilu střední velikosti ve fázi konce životnosti na 0,007 kg CO₂eq/km, neboli 7 g CO₂eq/km. Při výpočtech autoři nepočítali s negativní hodnotou emisí, kterou by představovaly procesy recyklace a znovupoužití některých součástí a uvažovali pouze emise vzniklé z procesu drcení a výstupních odpadních toků.

V práci Petrauskienė a kol. [52] byla fáze konce životnosti analyzovaného elektromobilu pojata poměrně podrobně. Byla do ní zahrnuta ruční demontáž vozidla, drcení šasi, motoru a hnací soustavy a zpracování li-ion baterie hydro-metalurgickým procesem. Jako zdroj dat emisních faktorů pro tyto procesy použili autoři LCA databázi Ecoinvent v3.5. Výsledný objem emisí elektromobilu ve fázi konce životnosti byl stanoven zhruba na 900 kg CO₂eq, což by při použité hodnotě životnosti 150 000 km odpovídalo emisím 6 g CO₂eq/km.

V meta-analýze Dillmana a kol. [70] je zmíněna průměrná hodnota emisí ve fázi konce životního cyklu 0,2 t CO₂eq ze 13 vzorků, se směrodatnou odchylkou 1,55. Jako důvod tak nízkého počtu studií zmiňujících emisní faktory ve fázi konce životního cyklu pokládají za možné, že elektromobily jsou na trhu stále poměrně nové a mnoho těchto vozů teprve dovrší konec své životnosti, tudíž může být dostupné pouze nízké množství relevantních dat o recyklaci BEV. Autoři také upozorňují, že je potřeba brát zřetel na udávanou životnost v jednotlivých studiích, protože čím delší životnost automobilu, tím nižší pak jsou emise skleníkových plynů z fáze výroby a konce životnosti na jeden kilometr.

Aichberger a Jungmeier [71] se v rámci zkoumání analýz životního cyklu autobaterií zaměřili také na konec životnosti. Autoři nicméně zmiňují, že z padesáti zkoumaných literárních zdrojů se jich procesy recyklace na konci životnosti zabývalo poměrně nízké množství, což odůvodňují možným nedostatkem inventarizačních údajů pro recyklaci. Dále uvádějí celkem tři způsoby recyklování baterií: pyrometalurgii, hydrometalurgii a přímou recyklaci. Možností pyrometalurgických procesů se zabývalo 14 analýz, hydrometalurgií 18 analýz a možnosti přímé recyklace zkoumaly pouze 4 analýzy. Z celého objemu zkoumaných studií pak byla zmíněna možnost využití BEV baterie na konci životnosti pro jiné aplikace, jako například pro peak-shaving denního odběrového diagramu v domácnostech, pouze v jedné studii. Také jen v 17 studiích byla zmíněna možnost využití materiálů z recyklace baterií pro výrobu nových baterií. Autoři usuzují že v této oblasti je stále potřeba větší množství dostupných primárních dat přímo od recyklačních zařízení a další výzkum pro přesnější vyčíslení emisí z této části životního cyklu baterií.

Ze sesbíraných dat z analyzovaných studií sestavili Aichberger a Jungmeier [71] výsledný graf pro emise skleníkových plynů na konci životnosti BEV baterií 3.9. Po přičtení emisí ušetřených možností použití recyklovaných materiálů k emisím vzniklým z procesů recyklace jsou výsledkem negativní emise 20 kg CO₂eq/kWh kapacity baterie.



Obr. 3.9: Emise skleníkových plynů z recyklace BEV baterií [71]

Naopak Bieker [59] v hlavní části své studie emise z konce životnosti a recyklace automobilů nezmiňuje a uvedl je až v přílohách. Emisní faktor recyklace šasi a hnací soustavy však spojil dohromady s emisním faktorem výroby, a tak není možné

rozlišit, jaký objem pochází právě z konce životnosti. Pro BEV nižší střední třídy bez baterie uvádí hodnotu 6,5 t CO₂eq. Dále se autor rozhodl nezohlednit emise z recyklace baterií z důvodu neurčitosti budoucích právních předpisů a recyklačních procesů týkajících se současných automobilů.

Kukreja [77] oproti řadě autorů uvádí konkrétní hodnoty emisí z konce životnosti BEV, konkrétně v Kanadě. Recyklaci BEV rozděluje na recyklaci baterie a všech ostatních komponentů. Autor uvažuje průměrnou vzdálenost 40 km transportu vraku do zařízení s drtičem. Po započítání spotřeby elektrické energie vynaložené na provoz drtiče vyšel emisní faktor na 0,012 g CO₂eq/km pro vůz Ford Focus o hmotnosti 1 355 kg. Pro recyklaci li-ion baterie o kapacitě 16 kWh pak autor uvádí emisní faktor 0,2 g CO₂eq/km. Součet emisních faktorů pro BEV Mitsubishi i-MiEV ve fázi konce životnosti je 0,194 g CO₂eq/km, při předpokládané životnosti 150 000 km. Celkový objem emisí odpovídá hodnotě 29,1 kg CO₂eq, což je výsledek výrazně nižší v porovnání se studii zmíněnými výše.

V současné době, kdy jen málo elektromobilů dovršilo svou životnost, je poměrně nejasné, do jaké míry budou baterie z těchto vozů znovu použity v jiných aplikacích, např. v domácnostech. Nicméně i přes to se jeví emise skleníkových plynů z fáze recyklace BEV jako poměrně málo významné. Dá se také očekávat, že v budoucnu budou tyto emise dále klesat díky technologickému vývoji baterií a recyklačních metod.

3.4 Automobily s CNG pohonem

V této sekci jsou analyzovány zdroje a jejich výsledky týkající se emisního faktoru vozidel spalujících CNG. Tento typ automobilů často vychází z tovární výroby s nádrží na primární palivo (CNG) a s menší nádrží na sekundární palivo (benzín). Pro účely této analýzy bude uvažováno, že tyto vozy v provozu využívají pouze své primární palivo a benzín se při provozu neutilizuje.

3.4.1 Výroba

Emise skleníkových plynů vzniklé z tovární výroby automobilů s pohonem na CNG se dle Biekera [59] a Hilla a kol. [78] pohybují na velmi podobné úrovni jako emise výroby vznětových a zážehových automobilů a celkovou konstrukcí hnacího ústrojí se příliš neliší, až na rozdílnou řídicí jednotku, nádrž na stlačený plyn a čidla tlaku spojená s palivovým systémem.

3.4.2 Přímé emise

Výsledky JEC TTW reportu v5 [64] vykazují emise 100,79 g CO₂eq z provozu vozidla s CNG pohonem. Parametry vozidla použitého pro výpočet je pohotovostní hmotnost 1 451 kg, kapacita palivové nádrže 26 kg a spotřeba 3,67 kg/100km. Výsledná hodnota je nejnižší mezi ostatními pohony s vnitřním spalováním. Autoři v poznámce pod daty uvádějí, že výsledná data korespondují s jejich předpovědí do budoucnosti, kterou provedli ve své minulé zprávě. V této zprávě je také předpověď pro období 2025+, jejímž výsledkem je emisní faktor 79,75 g CO₂eq/km. Tato předpověď pracuje s nižší pohotovostní hmotností 1 227 kg, menší kapacitou palivové nádrže 17 kg, a také nižší spotřebou 2,89 kg/100km.

Ve výzkumu Khana a kolektivu [79] byl proveden výpočet emisního faktoru pro dvě technologie vstřikování automobilů s dedikovaným CNG pohonem, konkrétně pro technologii vícebodového vstřikování a přímé vstřikování. Z tabulky 3.20 lze vyčíst že parametry referenčních vozů pro dvě zmíněné technologie jsou pouze lehce odlišné a to konkrétně v maximálním točivém momentu a počtu otáček motoru, při kterém je dosaženo nejvyššího výkonu.

Tab. 3.20: Parametry referenčních vozů [79]

	Jednotka	Referenční automobil s vícebodovým vstřikováním	Referenční automobil s přímým vstřikováním
Pohotovostní hmotnost	kg	1 275	1 274
Rozměr pneumatik	-	195/65 R15	195/65 R15
Zdvihový objem motoru	l	1,3	1,3
Počet válců	-	4	4
Maximální výkon	kW @ ot.	99 @ 5 750	99 @ 4 300
Maximální točivý moment	Nm @ ot.	170 @ 3 500	220 @1 750 - 4 000
Spotřeba paliva	km/l	15,27	16,74

Výslednými Tank-to-Wheel emisemi výše zmíněných referenčních vozidel jsou hodnoty 130 g CO₂eq/km pro vůz s vícebodovým vstřikováním a 120 g CO₂eq/km pro automobil s technologií přímého vstřikování. Autoři uvádí, že automobily poháněné CNG ve srovnání se svými protějšky na benzín dosahují až o 27 % nižší emise skleníkových plynů. Jako důvod uvádějí fakt, že hlavní složkou CNG je methan, jehož jednoduchá chemická struktura vede k čistému spalování paliva. Na druhou stranu je bráno v úvahu, že potenciál globálního oteplování methanu je zhruba 28 krát vyšší, než potenciál globálního oteplování oxidu uhličitého. Methan je také hlavní složkou uhlovodíků vypuštěných při procesu spalování CNG a jeho teplota pro spálení v systému dodatečné úpravy výfukových plynů je téměř dvojnásobná oproti plynům

pocházejících z benzínových motorů. Je tedy kritické eliminovat jak úniky methanu z palivového systému ještě před jeho spálením, tak i výfukové emise nespáleného methanu.

Z dat George Biekera [59] vyplývá, že pro segment vozidel nižší střední třídy poháněných CNG v roce 2021 v Evropě vypočítal emisní koeficient přibližně 140 g CO₂eq/km. Nicméně nezapomíná také na potenciál globálního oteplování methanu v časovém horizontu 20 let, který je mnohem vyšší, než v horizontu 100 let. Po započítání dvacetiletého potenciálu se emisní faktor automobilů na CNG přibližuje faktoru dieselových a benzínových vozidel. Při výpočtu se odráží od 243 000 km nájezdu auta během jeho životnosti a od spotřeby paliva 5 kg/100km.

3.4.3 Nepřímé emise

O emisích skleníkových plynů CNG vzniklých během cyklu Well-to-Tank pojednává zpráva JEC WTT v5 [74]. Zde je uveden emisní faktor 17g CO₂eq/MJ hotového paliva pro zemní plyn importován 4300km k hranicím EU, distribuován prostřednictvím vysokotlakého plynového potrubí, nízkotlakou sítí a kompresí na CNG na maloobchodním místě. Přímé emise methanu se z významné části podílí na celkovém objemu emisí skleníkových plynů z výroby a distribuce CNG. Ve zprávě je uvedeno že methan může představovat až třetinu celkového emisního faktoru CNG ve Well-to-Tank cyklu.

Esposito [80] ve svém výzkumu o Well-to-Tank emisích alternativních paliv ve Spojeném království uvádí emisní faktor 11,8 gCO₂eq/MJ. Jedná se tak o hodnotu zhruba o 5gCO₂eq/MJ nižší, než uvádí JEC [74]. Eposito pod emisním faktorem představuje řadu činitelů, které mají vliv na WTT emise. Mezi ně řadí například zemi původu a těžby plynu, únik methanu při zpracování a přepravě plynovodem, emise spojené se silniční přepravou zkapalněného zemního plynu a spotřeba energie na stlačení a výdej plynu na cílových tankovacích stanicích. Nejvýznamnějším faktorem, ovlivňujícím Well-to-Tank emise CNG je však emisní faktor elektrické energie a forma započítání ztrát při přepravě a distribuci.

Emisní koeficienty výroby paliv pro Spojené království v roce 2021 jsou uvedeny také na stránkách Zemo Partnership [81] v souladu s daty minsiterstva pro podnikání, energetiku a průmyslovou strategii Velké Británie. Zdejší hodnota emisního koeficientu je 12,04 gCO₂eq/MJ, u které je také uveden údaj o 11% vzrůstu oproti roku 2020. Taktéž je zde hodnota Well-to-Tank emisního faktoru CNG ve formátu na jednotku hmotnosti vyrobeného paliva, která odpovídá 542,11 gCO₂eq/kg.

3.4.4 Konec životnosti

Emisní faktor z konce životnosti se ve studiích pohybuje na podobných číslech jako u předchozích typů pohonu zahrnující proces spalování, některé studie používají stejné hodnoty, jako např. Patella [68] a studie, kterých příkladem je Del Pero a kol. [54] nerozlišují mezi typy použitého fosilního paliva a zahrnují tyto vozidla v rámci vyčíslení emisí do jednotné skupiny vozidel se spalovacím motorem.

4 Výpočet

Dopad životního cyklu vozidel na životní prostředí bude hodnocen dle množství vypuštěných skleníkových plynů CO₂eq během jejich životnosti. Celkovým objemem emisí je součet emisí v jednotlivých fázích životního cyklu:

$$E_{celkem} = E_{výroba} + E_{TTW} + E_{WTT} + E_{recyklace} \quad (4.1)$$

Ve všech fázích životního cyklu bude, v rámci možností, brán zřetel na výběr dat relevantních pro Evropu, případně i konkrétně pro Českou republiku. Například ve fázi provozu je klíčové použít emisní faktor energetiky a životnost automobilů odpovídající dané lokalitě. Dle doc. Kazdy z UETE VUT [82] je průměrný denní nájezd automobilů v České republice 29 km, což odpovídá 10 585 km za rok. Další internetové portály s odvoláním na průzkumy pojišťoven [83] [84] uvádí hodnoty průměrného ročního nájezdu automobilů v Česku mezi 5 a 15 tisíci kilometry. Průměrný věk automobilů v ČR v roce 2019 byl podle ACEA [56] 14,9 let, jako životnost auta tedy bude použita doba 15 let. Dle zjištěných průměrných ročních nájezdů a průměrného věku aut odpovídá průměrný nájezd automobilů v ČR za celou jejich životnost zhruba 160 000 km.

Hodnota emisního faktoru energetického mixu ČR je zhruba 436,6 g CO₂eq/kWh [42], jak bylo rozebíráno v sekci 2.2.2.

Pro výpočet emisí bylo stanoveno jedno referenční vozidlo odpovídající segmentu nižší střední třídy pro každý zkoumaný druh paliva. Technické parametry každého referenčního vozidla vycházejí z průměru nejméně čtyř zástupců tohoto segmentu na tuzemském trhu. Za účelem zahrnutí aktuálních technologií je průměrný modelový rok zástupců 2020. Výjimkou jsou dva zástupci, kteří mají modelový rok 2016 a 2017, nicméně jsou stále v produkci. Parametry referenčních vozů pro benzínový, diesellový a CNG pohon a pro bateriová elektrická vozidla jsou uvedena v tab. 4.1. Byla vyvinuta snaha vybrat vozidla s podobnou hmotností, výkonem a karoserií. Výsledné referenční automobily si lze představit jako vozidla nižší střední třídy v karoserii hatchback, s výkonem pohybujiícím se okolo 100 kW a s manuální převodovkou, s výjimkou bateriového elektrického vozidla, které má převodovku jednostupňovou. Při výběru referenčních vozidel pro jednotlivá paliva se vyskytlo několik dilemat spojených například s balancováním například zdvihového objemu a výkonu motorů tak, aby vybrané vozy byly stále porovnatelné. Výběr referenčního vozu s CNG pohonem se jevil poměrně obtížný.

Na jednu stranu nízký počet v současnosti vyráběných automobilů s nádrží na CNG ulehčuje výběr, na druhou stranu se tím také snižuje dostupný výběr. Výsledkem je nižší výkon 89 kW referenčního automobilu na CNG.

Tab. 4.1: Technické parametry referenčních vozů

	Jednotka	Benzín	Diesel	CNG	BEV
Zdvihový objem motoru	l	1,5	2,0	1,5	-
Výkon	kW	116	103	89	98
Pohotovostní hmotnost	kg	1254	1378	1309	1522
Pohotovostní hmotnost bez baterie	kg	-	-	-	1208
Hmotnost baterie	kg	-	-	-	314
Celková kapacita baterie	kWh	-	-	-	46
WLTP emise	g CO_2 /km	127	116	101,75	0
Kombinovaná WLTP spotřeba	l/100 km	5,6	4,4	-	-
	m ³ /100km	-	-	5,7	-
	kWh/ 100km	-	-	-	16

4.1 Výroba

Pro výpočet celkového objemu emisí skleníkových plynů vzniklých ve výrobě, jejíž úkony zahrnují těžbu surového materiálu, výrobu a montování dílů, logistiku a spotřebované energie v celém procesu, byla zvolena metoda v rovnicích 4.2 a 4.3, kde $E_{výroba}$ je celkový objem emisí skleníkových plynů vzniklých v procesu výroby, m_{poh} je pohotovostní hmotnost vozidla (kg) a $e_{výr}$ je emisní faktor výroby vozidla (kg CO_2eq /kg).

$$E_{výroba} = m_{poh} \times e_{výr} \quad (4.2)$$

$$E_{výroba} = 1254,25 \times 5 = 6271,25 \text{ kg } CO_2eq$$

Pro výpočet emisí ve fázi výroby automobilů byl zvolen emisní faktor 5 kg CO_2eq /kg pohotovostní hmotnosti vozidla, ke které se přiklání jak Hawkins a kol. [48], který tuto hodnotu stanovil z hlediska cradle-to-gate emisí na základě sestavení inventáře generických automobilových komponent (dále zhruba 140 subkomponent) a vyvození jejich emisní náročnosti, tak Schuller a Stuartová [53], kteří pro rok 2017 uvedli emisní faktor 6 kg CO_2eq /kg a pro rok 2030 již předpokládají 5 kg CO_2eq /kg. Emisní faktory obou těchto publikací jsou modelovány pro výrobu v Evropské unii.

Z důvodu vysoké emisní náročnosti výroby baterie vyžaduje výpočet vzniklých emisí skleníkových plynů odlišnou metodu (4.3), která zohledňuje právě výrobu baterie. V této rovnici $m_{\text{šasi}}$ představuje pohotovostní hmotnost BEV po odečtení hmotnosti baterie, C_{bat} je celková kapacita baterie a e_{bat} je emisní faktor pro výrobu autobaterie.

$$E_{\text{výroba, BEV}} = (m_{\text{šasi}} \times e_{\text{výr}}) + (C_{\text{bat}} \times e_{\text{bat}}) \quad (4.3)$$

$$E_{\text{výroba, BEV}} = (1208 \times 5) + (46,53 \times 75) = 9529,75 \text{ kg } CO_2eq$$

Emisní faktor e_{bat} použitý v tomto výpočtu vychází z hodnot ze zprávy Emilssona a Dahllöfové [72], která hodnotila emise skleníkových plynů při výrobě li-ion baterií pro elektrická vozidla k roku 2019. Výstupem této analýzy v oblasti výroby baterií je emisní faktor 75 kg CO₂eq/kWh kapacity baterie. Jedná se o emisní faktor vyhodnocený pro baterii o chemii NMC 111 při energetickém mixu bohatém na fosilní paliva a při generaci tepla pomocí elektřiny ze stejného energetického mixu, případně bojlerem na zemní plyn. Velké množství dostupných studií a analýz stále uvažuje o NMC 111 bateriích, nicméně v současné době už se začínají rozmáhat baterie s chemiemi NMC 721, 811 nebo 622, které představují nižší produkci emisí skleníkových plynů při výrobě přibližně o 10 % a také nižší spotřeby energie při procesech výroby.

4.2 Provoz

V této části budou popsány výpočty dvou hlavních skupin původců emisí: přímé emise a nepřímé emise. Jak už bylo v předchozích kapitolách diskutováno, přímé emise představují skleníkové plyny vypuštěné při samotném provozu automobilu, nazývané výfukové emise. Nepřímé emise pak zahrnují hlavně skleníkové plyny vzniklé při výrobě a distribuci paliv a energií pro pohon automobilů. Do nepřímých emisí dále spadají například emise částic z oděru pneumatik, či z procesu spalování, nicméně tyto emise jsou mimo rozsah této analýzy, jejíž hlavním cílem je vyhodnotit emise skleníkových plynů

4.2.1 Přímé emise

Zvolená metoda pro výpočet přímých emisí z provozu referenčních automobilů spočívá ve vypočtení objemu emisí oxidu uhličitého za stanovený nájezd vozidla a následném přičtení emisí oxidu dusného a methanu jako procentuální části současných EURO 6 limitů ve formě ekvivalentu oxidu uhličitého. Ve zprávě JEC TTW v5 [64], dle které jsou procentuální hodnoty v tabulce 4.2 určeny, je uveden argument pro

tyto čísla vysvětlující snahu výrobců automobilů snížit emise těchto látek daleko pod jejich limit v normě EURO 6. Dále je zde vysvětleno, že benzínové automobily typicky během homologačních testů reálně vypouští jen 70 % z limitu pro celkový obsah uhlovodíků, z čehož dále pouze přibližně 7 % tvoří methan. Stejným způsobem byly vyvozeny procentuální podíly pro ostatní pohony a také podíly obsahu oxidu dusného z celkového limitu pro emise oxidů dusíku. Odvozené množství těchto složek je pak vynásobeno příslušným potenciálem globálního oteplování a výsledkem je emisní faktor v g CO₂eq/km.

Tab. 4.2: Dopad emisí N₂O a CH₄ ze spalování transformován na CO₂eq [64]

2015 & 2025+		EURO 6 THC nebo NO _X limity (mg/km)	Procento (N ₂ O nebo CH ₄) z limitu	GWP faktor (-)	Emise skleníkových plynů (g CO ₂ eq/km)
CH ₄	Benzín	100	5%	25	0,13
	LPG	100	5%	25	0,13
	CNG	100	60%	25	1,50
	Diesel	90	10%	25	0,23
N ₂ O	Benzín	60	3%	298	0,54
	LPG	60	3%	298	0,54
	CNG	60	3%	298	0,54
	Diesel	80	5%	298	1,19

Pro výpočet přímých emisí pro benzínový, dieselový a CNG pohon je použita rovnice 4.4, kde e_{CO_2} , e_{N_2O} a e_{NH_4} jsou emisní faktory oxidu uhličitého (g/km), oxidu dusného a methanu (g CO₂eq/km). s je nájezd (km) v uvažované fázi provozu referenčních automobilů. Emisní faktory e_{CO_2} použité při výpočtech jsou WLTP emise vymodelovaných referenčních vozů z tabulky 4.1. Emisní faktory e_{N_2O} a e_{NH_4} pak vychází z tabulky 4.2, která pochází z JEC TTW reportu v5 [64]. Výsledkem součtu zmíněných faktorů a následným vynásobením nájezdem 160 000 km je objem emisí skleníkových plynů za životnost automobilu (g CO₂eq). Výsledná hodnota je dále převedena z gramů na tony pro přehlednější numerické zobrazení ve výsledném grafu.

$$E_{\text{přímé}} = \frac{(e_{CO_2} + e_{N_2O} + e_{CH_4}) \times s}{1\,000\,000} \quad (4.4)$$

$$E_{\text{přímé}} = \frac{(127 + 0,54 + 0,13) \times 160\,000}{1\,000\,000} = 20,4272 \text{ t CO}_2\text{eq}$$

V této fázi jsou emise skleníkových plynů bateriových elektromobilů uvažovány jako nulové, protože během provozu žádné skleníkové plyny formou výfukových emisí nevypouštějí. Bateriovým elektromobilům bude věnována pozornost v další části, tedy při výpočtu nepřímých emisí skleníkových plynů.

4.2.2 Nepřímé emise

Jako nepřímé emise jsou uvažovány WTT emise, které vznikají nepřímo spalováním paliva a spotřebou elektrické energie v BEV. Tyto emise vznikají během palivového cyklu, který zahrnuje procesy a s nimi související spotřebu energie při extrakci ropy, její následnou úpravou, přepravou a distribucí až po bod, kdy je palivo ve finální podobě natankováno do nádrže vozu spotřebitele.

Pro výpočet WTT emisí je použita rovnice 4.5, kde e_{TTW} je emisní faktor paliva (g CO₂eq/l hotového paliva) a $V_{spotřeba}$ je objem spotřebovaného paliva, případně elektrické energie v případě BEV, za celou fázi provozu, tedy 160 000 km.

$$E_{WTT} = e_{TTW} \times V_{spotřeba} \quad (4.5)$$

$$E_{TTW} = \frac{581,4 \times 8880}{1\,000\,000} = 5,163 \text{ t } CO_2eq$$

Pro výběr emisního faktoru WTT emisí se nabízí dva aktuální a rozsáhlé zdroje, zpráva JEC TTW v5 [64] a ICCT globální porovnání životního cyklu automobilů Georga Biekera [59]. Pro výpočet byly nakonec vybrány hodnoty z reportu JEC TTW v5, jelikož je tato studie významně rozsáhlejší než druhý zmíněný kandidát, podrobněji rozebírá jednotlivé procesy při výrobě a distribuci paliva a také u každého paliva analyzuje více palivových tras, které současně v Evropě lze brát v úvahu, například u CNG poskytuje výsledky jednotlivě pro plynovody o různých délkách nebo lodní dovoz zkapalněného zemního plynu a jeho následné komprese na místě odběru. Z dostupných analyzovaných způsobů výroby CNG byl vybrán emisní faktor pro zemní plyn importovaný 1 900 km k hranicím EU a dále 500 km na území EU pomocí plynovodů a nízkotlaké sítě s následnou kompresí na CNG v místě odběru. Emisní faktory pro benzín a diesel vychází z typických dodávek surové ropy do EU dopravených po moři, rafinování na území EU a z typické lokální distribuce a maloobchodu.

Tab. 4.3: WTT emisní faktory [59] [74]

	Emisní faktor (g CO ₂ eq/MJ)		Energetická hustota (MJ/l, MJ/kg)	Spotřeba paliva (l, kg)	Emisní faktor (g CO ₂ eq/l)	
	JEC WTT v5	Bieker			JEC WTT v5	Bieker
Benzín	17	21,5	34,2	8880	581,4	735,3
Diesel	19	27,4	34,6	7040	657,4	948,04
CNG	11,4	16,5	53,6	6400	611,04	884,4

V případě WTT emisí BEV se jedná o emise vzniklé procesy výroby elektrické energie. Pro výpočet je použita rovnice 4.6, kde $e_{e,mix}$ je emisní faktor energetického mixu [42] a $E_{spotřeba}$ je celkový objem elektrické energie spotřebované za 160 000 km nájezdu během životnosti. Výsledný objem emisí je pak dále navýšen o 20%, což reprezentuje ztráty elektrické energie při nabíjení. Jedná se o vysokou hodnotu ztrát, nicméně záměrem použití této hodnoty je zohlednění extrémů. Dá se ovšem čekat, že se zdokonalujícími technologiemi budou ztráty při nabíjení nižší.

$$E_{WTT,BEV} = \frac{e_{e,mix} \times E_{spotřeba}}{1\,000\,000} \times 1,2 \quad (4.6)$$

$$E_{WTT,BEV} = \frac{436,6 \times 25\,800}{1\,000\,000} \times 1,2 = 13,517\,t\,CO_2eq$$

4.3 Konec životnosti

Z dříve diskutovaných metod výpočtů ekologického dopadu procesů na konci životnosti automobilů byla pro výpočet zvolena metoda negativních emisí. V rámci této metody jsou zahrnuty emise a spotřeba energií při recyklačních procesech v příslušných zařízeních. Jako emisní faktor recyklace šasi byly vybrány výsledky Del Pera a kol. [54], které byly vymodelovány v souladu s metodikou pro výpočet v normě ISO 22628:2002 [63]. V této analýze je počítáno s recyklací 98 % oceli a hliníku a poskytnutím všech užitečných komponentů pro znovupoužití. Výsledné emisní faktory po přepočtu na kg váhy vozidla činí -0,08 kg CO₂eq/kg pro vozy se spalovacím pohonem a -0,06 kg CO₂eq/kg pro BEV. Emisní faktor recyklace BEV ale nezahrnuje recyklaci baterii, protože Del Pero a kol. [54] předpokládají odstranění baterie z vozu a její znovupoužití v jiných aplikacích. Za účelem vyčíslení emisí z recyklace kompletního BEV byl dále použit medián faktoru recyklace li-ion baterií Aichbergera a Jungmeiera [71], který představuje negativní emise -20 kg CO₂eq/kWh kapacity baterie. Benefit negativních emisí při recyklaci šasi a baterie reprezentuje primárně nevzniklé emise při extrakci nových surových materiálů.

Pro výpočet emisí z fáze konce životnosti byla zvolena rovnice 4.7, kde $e_{\text{recyklace}}$ je emisní faktor recyklace a m_{poh} je pohotovostní hmotnost automobilu.

$$E_{\text{recyklace,ICEV}} = e_{\text{recyklace}} \times m_{\text{poh}} \quad (4.7)$$

$$E_{\text{recyklace,ICEV}} = \frac{-0,08 \times 1\,254}{1\,000} = -0,1 \text{ t CO}_2\text{eq}$$

Vyčíslení emisí BEV z konce životnosti vyžaduje lehkou úpravu zohledňující právě emise z recyklace autobaterie. $e_{\text{recyklacebaterie}}$ zde představuje emisní faktor recyklace baterie, $m_{\text{bezbaterie}}$ je hmotnost BEV šasi bez baterie a m_{baterie} je hmotnost samotné baterie.

$$E_{\text{recyklace,BEV}} = (e_{\text{recyklace}} \times m_{\text{bez baterie}}) + (e_{\text{recyklace baterie}} \times m_{\text{baterie}}) \quad (4.8)$$

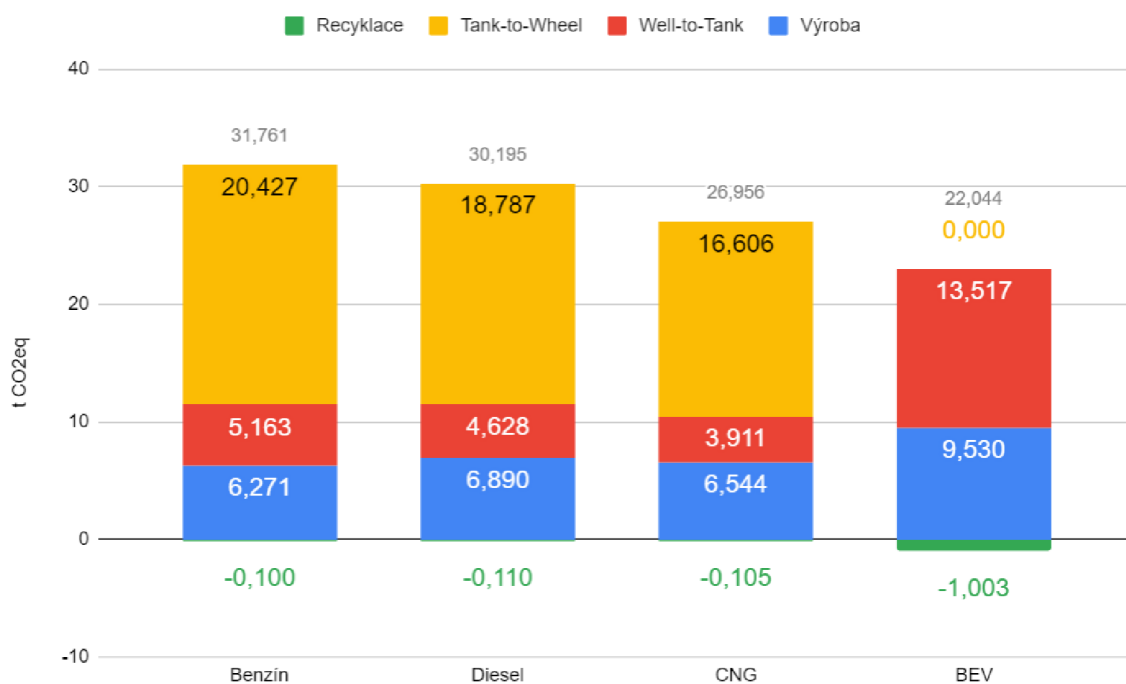
$$E_{\text{recyklace,BEV}} = \frac{(-0,06 \times 1\,208) + (-20 \times 314)}{1\,000} = -1 \text{ t CO}_2\text{eq}$$

4.4 Výsledky a diskuse

Výsledkem provedených výpočtů je graf 4.1, který znázorňuje jak emise skleníkových plynů referenčních automobilů celkem, tak emise v jednotlivých fázích životního cyklu těchto uvažovaných vozů. Z provedených výpočtů vyplývá, že největším producentem skleníkových plynů z vymodelovaných vozů je právě automobil s benzínovým pohonem. Naopak nejmenší objem skleníkových plynů během svého životního cyklu vypustí bateriový elektromobil, i přes započtení poměrně málo příznivého domácího energetického mixu a vysokých ztrát při nabíjení (20 %).

Bateriové elektrické vozidlo taktéž představuje až desetinásobně vyšší úsporu skleníkových plynů ve fázi recyklace. To je způsobeno recyklací a znovupoužitím materiálů obsažených v li-ion bateriích. Fáze výroby BEV představuje zhruba dvojnásobný objem vypuštěných skleníkových plynů, oproti výrobě automobilů na fosilní paliva.

Při porovnání výsledků s výstupy studie Gottlebena a kol. [65], lze vidět že výsledek pro benzínový automobil je vcelku podobný, 36,6 t CO₂eq, což je poměrově blízko výsledku této studie, jelikož Gottleben a kol. uvažovali životnost vozidla 200 000 km zatímco zde bylo počítáno s nájездem 160 000 km za životnost vozu. Na druhou stranu, dle očekávání, jsou emise elektromobilu ve Švédsku mnohem nižší (9,3 t CO₂eq) i přes vyšší nájезд automobilu, což je způsobené primárně kompozicí energetického mixu ve Švédsku. Gottleben a kol. vypočítali také mnohem nižší výsledek pro vozidlo poháněné CNG (12,1 t CO₂eq). To je ovšem způsobeno tím, že autoři počítali s palivem, které se z 90 % skládá z bioplynu a pouze z 10 % ze stlačeného zemního plynu.



Obr. 4.1: Výsledné emise skleníkových plynů referenčních vozů za životní cyklus

Bieker [59] v analýze životního cyklu vypočítal pro automobily nižší střední třídy emisní faktory vyšší pro všechny 3 zde uvažované automobily na fosilní paliva a naopak jeho výsledný emisní faktor pro bateriové elektrické vozy je mnohem nižší oproti zdejšímu výsledku. Jeho emisní faktory jsou porovnány s výsledky této studie v tabulce 4.4.

Tab. 4.4: Porovnání výsledných emisních faktorů s výsledky Bieker [59]

	Výsledky		Bieker
	t CO ₂ eq	g CO ₂ eq/km	g CO ₂ eq/km
Benzín	31,761	198,506	245
Diesel	30,195	188,719	246
CNG	26,958	168,488	220
BEV	24,138	150,863	80

Rozdíl v emisních faktorech u automobilů na fosilní paliva může být vysvětlen, mimo jiné, použitím odlišných WTT faktorů. Bieker například počítal s emisním faktorem výroby dieselu vyšším téměř o 300 g CO₂eq/l vyrobeného paliva. V segmentu nižší střední třídy Bieker počítal také s vyšší spotřebou paliva (průměrně o litr), což na konečný výsledek má také značný vliv. Naopak jako emisní faktor energetického mixu používal hodnotu 197 g CO₂eq/kWh, což je méně než 50 % emisního faktoru v Česku. Při markantních rozdílech v emisních faktorech jednotlivých zemí EU je důležité použití hodnot lokálních energetických mixů, tudíž výsledky Biekera týkající se BEV v EU jsou reprezentativní jen celkového průměru, nikoliv jednotlivých zemí.

Závěr

Při počtu vozidel na světě vyrobených každý rok přesahujícím 90 milionů kusů, je úkol redukování emisí vypuštěných během celého životního cyklu automobilů velmi důležitý. Emise vzniklé během životního cyklu nezahrnují pouze oxid uhličitý a další skleníkové plyny přispívající ke globálnímu oteplování, nýbrž i jiné potenciálně nebezpečné látky a hluk, které mají přímý vliv na životní prostředí. Pro studii byl vybrán vliv automobilů na životní prostředí formou emisí skleníkových plynů, jejichž zdroje byly rozděleny do tří fází životního cyklu: výroby, provozu a konce životnosti. Fáze provozu byla dále rozdělena na přímé emise zastupující emise z výfukových plynů a nepřímé emise, které představují skleníkové plyny vypuštěné při procesech výroby a distribuce paliva, případně elektrické energie. V rámci rešerše byla provedena analýza zdrojů a objemu emisí v těchto tří fázích životního cyklu pro čtyři typy pohonu: benzínový, dieselový, CNG a BEV. Za účelem získání dat emisních faktorů byla analyzována řada studií věnující se posudku životního cyklu z pohledu emisí skleníkových plynů.

Pro již zmíněné čtyři druhy pohonu byly navrženy parametry referenčních osobních automobilů, pro každý typ pohonu jeden. Navržené vozy svými parametry zapadají do nižší střední třídy, čili segmentu C, který je reprezentativní vozů pohybujících se na silnicích v České republice. Každé vymodelované referenční vozidlo je inspirováno technickými specifikacemi čtyř automobilů které jsou v současnosti dostupné na tuzemském trhu.

Pro posudky ekologického dopadu životního cyklu automobilů je klíčová selekce relevantních a aktuálních dat pro výpočet. S technologickými kroky se i v rámci poměrně krátkého časového rozpětí mohou emisní faktory poměrně dramaticky měnit. Tento fakt šlo pozorovat na výsledcích Aichbergera a Jungmeiera [71], kde při výrobě baterií pro BEV se emisní faktory různých autorů významně lišily nejen kvůli datu studie, ale i lokalitě a podmínkách uvažovaných ve výpočtu. Ve finále tedy i zdánlivě malý rozdíl v použitých datech může způsobovat zkreslení v některé části výpočtu, vedoucí k významným disproporcím v konečném výsledku.

Výsledný sloupcový graf 4.1 přehledně vyobrazuje výsledky výpočtů pro zvolená referenční vozidla a naznačuje, že BEV za svůj životní cyklus vyprodukuje nejmenší objem skleníkových plynů ze všech čtyř uvažovaných vozidel. Z automobilů poháněných fosilními palivy měl nejmenší uhlíkovou stop vůz na CNG a naopak největší emise ekvivalentu oxidu uhličitého vykázal benzínový automobil. Trendem je emisně nejnáročnější fáze životního cyklu u všech uvažovaných automobilů, tedy provoz. Konkrétně u vozů na fosilní paliva je majorita skleníkových plynů vyprodukována formou přímých emisí při spalování paliva. BEV během provozu neprodukuje sklení-

kové plyny, tudíž fáze provozu zde představuje pouze nepřímé emise, které u tohoto vozu tvoří většinu uhlíkové stopy v poměru k ostatním fázím životního cyklu. Poznámání hodné jsou také, relativně k ostatním automobilům na fosilní pohon, nízké přímé emise, díky kterým se vůz na CNG dá pokládat za fosilní automobil s nejmenší uhlíkovou stopou, z uvedených tří referenčních vozů. Jisté nepřesnosti oproti reálným podmínkám může představovat také WLTP spotřeba automobilů, která je mnohdy nižší, než při jízdě v reálných podmínkách. Nicméně pokud by byla pro výpočet dostupná data o vyšší reálné spotřebě, tak by byla pravděpodobně vyšší u všech čtyř referenčních automobilů a poměrově by se výsledky téměř nezměnily.

Ekologická náročnost bateriových elektromobilů z hlediska emisí skleníkových plynů se dle řady autorů použité literatury liší, a to primárně v závislosti na emisním faktoru regionálního energetického mixu. V zemích s příznivým energetickým mixem, jako je například Švédsko, mají elektromobily výrazně vyšší potenciál snížení emisí skleníkových plynů, než třeba v Polsku, kde většina vyrobené elektrické energie pochází ze spalování černého a hnědého uhlí. Rešerše také ověřila, že bateriové elektromobily jsou ekologicky náročnější ve fázi výroby, primárně kvůli výrobě baterii, což bylo ověřeno i výsledkem výpočtu. Výroba fosilních automobilů zanechala uhlíkovou stopu okolo 6,5 t CO₂eq, zatímco u BEV to bylo 9,53 t CO₂eq, z čehož přibližně 3,5 t CO₂eq bylo vyprodukováno při výrobě baterie. Významnou proměnnou z hlediska celoživotních emisí skleníkových plynů automobilu je životnost baterie. Ač se v této práci, v souladu s řadou dalších studií, počítalo s životností baterie odpovídající životnosti celého automobilu, pouhá jedna výměna baterie za novou by přičetla k celkovým emisím za životní cyklus významné navýšení, z důvodu vysokých emisí vyplývajících z výroby baterie pro elektromobil. Důležitou otázkou je emisní náročnost konce životnosti elektromobilů, kterou mnoho autorů LCA automobilů neřeší dostatečně podrobně. Dalším faktorem je také fakt, že mnoho moderních elektromobilů ještě nedosáhlo konce životnosti a tudíž nejsou ve velké míře implementovány možnosti pro druhý život těchto baterií. Dá se ale očekávat, že s rozmachem této technologie se budou dále rozvíjet a zdokonalovat recyklační zařízení, čehož důsledkem bude nižší ekologická náročnost recyklace baterií, respektive větší negativní emise vyplývající ze znovupoužití materiálů extrahovaných při recyklaci.

V důsledku toho, že emisní faktor energetického mixu má výrazný impakt na nepřímé emise BEV, se dá usoudit, že v České republice je stále prostor pro zlepšení podmínek pro ekologický provoz elektromobilů. Zlepšení těchto podmínek by obnášela změna poměru tuzemských zdrojů energie ve prospěch obnovitelných zdrojů, případně zdrojů s nižšími emisemi skleníkových plynů, jako jsou jaderné elektrárny.

Literatura

- [1] QUALMAN, Darrin. Happy motoring: Global automobile production 1900 to 2016. Darrin Qualman: Author, civilizational critic, long-term thinker, researcher, speaker [online]. 13 June 2017n. l. [cit. 2021-4-27]. Dostupné z: <<https://www.darrinqualman.com/global-automobile-production/>>.
- [2] KAWAMOTO, Ryuji, Hideo MOCHIZUKI, Yoshihisa MORIGUCHI, Takahiro NAKANO, Masayuki MOTOHASHI a Atsushi INABA. Estimation of CO2 Emissions of Internal Combustion Engine Vehicle and Battery Electric Vehicle Using LCA [online]. 2019 [cit. 2021-4-27]. Dostupné z: <<https://doi.org/10.3390/su11092690>>.
- [3] Emise a účinnost vozidel. Evropská agentura pro životní prostředí [online]. 28. 9. 2016 [cit. 2022-04-30]. Dostupné z: <<https://www.eea.europa.eu/cs/pressroom/infografika/emise-a-ucinnost-vozidel/view>>.
- [4] VYSOUDIL, Miroslav. Základy fyzické geografie 1: Meteorologie a klimatologie [online]. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci, 2013 [cit. 2021-9-21]. ISBN 978-80-244-3893-1. Dostupné z: <<https://geography.upol.cz/soubory/studium/e-ucebnice/978-80-244-3893-1.pdf>>.
- [5] ŠUTA, Miroslav. Účinky výfukových plynů z automobilů na lidské zdraví. Veronica [online]. c2021, 2010 [cit. 2021-11-14]. Dostupné z: <<https://www.veronica.cz/ucinky-vyfukovych-plynu-z-automobilu-na-lidske-zdravi>>.
- [6] ANDERSON, Thomas, Ed HAWKINS a Philip JONES. CO2, the greenhouse effect and global warming: from the pioneering work of Arrhenius and Callendar to today's Earth System Models [online]. [cit. 2021-9-21]. Dostupné z: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160932716300308?via%3Dihub>>.
- [7] Understanding Global Warming Potentials. United States Environmental Protection Agency [online]. 2020 [cit. 2021-10-4]. Dostupné z: <<https://www.epa.gov/ghgemissions/understanding-global-warming-potentials>>.
- [8] Global Warming Potentials (IPCC Second Assessment Report). United Nations Framework Convention on Climate Change [online]. 2021 [cit. 2021-10-11]. Dostupné z: <<https://unfccc.int/process/transparency-and-reporting/greenhouse-gas-data/greenhouse-gas-data-unfccc/global-warming-potentials>>.

- [9] WORLD NEEDS AUTOMOTIVE RECYCLING COMPANY. Daily Industry: Better Living with Industrial Engineering Concept [online]. 5 June 2009n. 1. [cit. 2021-4-27]. Dostupné z: <<https://dailyindustry.wordpress.com/2009/05/26/world-needs-automotive-recycling-company/>>.
- [10] JAK VZNIKAJÍ SKLENÍKOVÉ EMISE V OCELÁŘSKÉM PRŮMYSLU. Ocelářská Unie [online]. c2021, 4. 6. 2018 [cit. 2021-4-27]. Dostupné z: <<https://www.ocelarskaunie.cz/jak-vznikaji-sklenikove-emise-v-ocelarskem-prumyslu/>>.
- [11] PIOTROWSKA, Karatzyna, Weronika KRUSZELNICKA, Patrycja BAŁDOWSKA-WITOS, Robert KASNER, Andrzej TOMPOROWSKI, Józef FLIZIKOWSKI a Marek OPIELAK. Assessment of the Environmental Impact of a Car Tire throughout Its Lifecycle Using the LCA Method [online]. 2019 [cit. 2021-4-27]. Dostupné z: <<https://doi.org/10.3390/ma12244177>>.
- [12] GAVENAS, Ekaterina, Knut ROSENDAHL a Terje SKJERPEN. CO₂-emissions from Norwegian oil and gas extraction [online]. 2015 [cit. 2021-4-27]. Dostupné z: <<https://doi.org/10.1016/j.energy.2015.07.025>>.
- [13] Zpráva o životním prostředí společností koncernu Continental v Otrokovicích [online]. 2018 [cit. 2021-4-27]. Dostupné z: <<https://www.continental.com/resource/blob/103140/ebe2bdb789213051a2e239a214720be7/zpr%25C3%25A1va-o-%25C5%25BEivotn%25C3%25ADm-prost%25C5%2599ed%25C3%25AD-spole%25C4%258Dnost%25C3%25AD-koncernu-continental-v-otrokovic%25C3%25ADch-data.pdf>>.
- [14] KIM, Byung Ro. VOC Emissions from Automotive Painting and Their Control: A Review [online]. 2011 [cit. 2021-4-27]. Dostupné z: <<https://doi.org/10.4491/eer.2011.16.1.001>>.
- [15] KIM, Byung Ro, JA ADAMS, Peter KLAVER, E. M. KALIS, M. CONTRERA, M. GRIFFIN, J. DAVIDSON a T. PASTICK. Biological Removal of Gaseous VOCs from Automotive Painting Operations [online]. 2000 [cit. 2021-4-27]. Dostupné z: <https://www.researchgate.net/publication/245300116_Biological_Removal_of_Gaseous_VOCs_from_Automotive_Painting_Operations>.
- [16] SULLIVAN, J.L., A. BURNHAM a M. WANG. Energy-Consumption and Carbon-Emission Analysis of Vehicle and Component Manufacturing [online]. September 2010 [cit. 2021-10-27]. Dostupné z: <<https://www.osti.gov/biblio/993394-energy-consumption-carbon-emission-analysis-vehicle-component-manufacturing>>.

- [17] Climate change: EU leaders set 55% target for CO2 emissions cut. BBC [online]. c2021, 11 December 2020n. l. [cit. 2021-4-27]. Dostupné z: <<https://www.bbc.com/news/world-europe-55273004>>.
- [18] CO2 emissions from cars: facts and figures (infographics). European Parliament [online]. 22. 3. 2019 [cit. 2021-4-27]. Dostupné z: <<https://www.europarl.europa.eu/news/en/headlines/society/20190313ST031218/co2-emissions-from-cars-facts-and-figures-infographics>>.
- [19] Average CO2 emissions from new cars and new vans increased again in 2019. European Environment Agency [online]. 26 Jun 2020n. l. [cit. 2021-4-27]. Dostupné z: <<https://www.eea.europa.eu/highlights/average-co2-emissions-from-new-cars-vans-2019>>.
- [20] Hodnota emisního faktoru CO2 z výroby elektřiny za léta 2010–2020. Ministerstvo průmyslu a obchodu [online]. c2005-2021, 7. 4. 2021 [cit. 2021-10-29]. Dostupné z: <https://www.mpo.cz/cz/energetika/statistika/elektrina-a-teplo/hodnota-emisniho-faktoru-co2-z-vyroby-elektriny-za-leta-2010_2020--260559/>.
- [21] SASSYKOVA, L. R., Y. A. AUBAKIROV, S. SENDILVELAN, et al. The Main Components of Vehicle Exhaust Gases and Their Effective Catalytic Neutralization. *Oriental Journal of Chemistry* [online]. 2019, 35(1), 110-127 [cit. 2021-11-14]. ISSN 0970020X. Dostupné z: <<http://dx.doi.org/10.13005/ojc/350112>>.
- [22] NAŘÍZENÍ EVROPSKÉHO PARLAMENTU A RADY (ES) č. 715/2007. *Eur-Lex* [online]. 20. 6. 2007 [cit. 2021-4-27]. Dostupné z: <<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/?uri=CELEX%3A32007R0715>>.
- [23] NIEUWENHUIS, Paul. Fact Check: are diesel cars really more polluting than petrol cars? *The Conversation* [online]. c2010-2021, 2 May 2017n. l. [cit. 2021-4-27]. Dostupné z: <<https://theconversation.com/fact-check-are-diesel-cars-really-more-polluting-than-petrol-cars-76241>>.
- [24] DVOŘÁK, František, Lenka CIBULKOVÁ a Martin ŠIDLÁK. Euro 7: Nová ekonorma zlikviduje v roce 2025 auta bez elektropohonu. *IDNES.cz* [online]. 20. 11. 2020 [cit. 2021-4-27]. Dostupné z: <https://www.idnes.cz/auto/zpravodajstvi/euro-7-ekonorma.A201118_212525_automoto_fdv>.
- [25] WLTP a RDE. *Fiat Professional* [online]. c2015 [cit. 2021-4-27]. Dostupné z: <<https://www.fiatprofessional.com/cz/WLTP>>.

- [26] NAŘÍZENÍ KOMISE (EU) 2016/427. Eur-Lex [online]. 31. 3. 2016 [cit. 2021-10-30]. Dostupné z: <<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/HTML/?uri=CELEX:32016R0427&from=EN>>.
- [27] ZARDINI, Alessandro a Pierre BONNEL. Real Driving Emissions Regulation [online]. Publications Office of the European Union, 2020 [cit. 2021-10-31]. ISBN 978-92-76-17157-7. Dostupné z: <<https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC119889>>.
- [28] NAŘÍZENÍ KOMISE (EU) 2018/1832. Eur-Lex [online]. 27. 11. 2018 [cit. 2021-10-30]. Dostupné z: <<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/PDF/?uri=CELEX:32018R1832&from=FR>>.
- [29] Insights into WLTP and RDE: Current test procedures and their implications for fleet customers. Volkswagen Aktiengesellschaft [online]. c2021, Únor 2018 [cit. 2021-11-02]. Dostupné z: <https://www.volkswagenag.com/presence/konzern/group-fleet/dokumente/wltp/GFI_WTLP_Broschuere_EN_WLTP_a nd_RDE_Insights_WEB.pdf>.
- [30] CLAIROTTE, Michael. The introduction of the Real-Driving Emissions procedure in the European type-approval process and the EMROAD tool [online]. In: . University of Belgrade, October 19, 2017 [cit. 2021-10-31]. Dostupné z: <https://ec.europa.eu/jrc/sites/default/files/rde-ldv-emroad_19oct_morning_3.pdf>.
- [31] LIU, Xinyu, Krishna REDDI, Amgad ELGOWAINY, Henning LOHSE-BUSCH, Michael WANG a Neha RUSTAGI. Comparison of well-to-wheels energy use and emissions of a hydrogen fuel cell electric vehicle relative to a conventional gasoline-powered internal combustion engine vehicle. International Journal of Hydrogen Energy [online]. 2020, 45(1), 972-983 [cit. 2021-11-14]. ISSN 03603199. Dostupné z: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0360319919340650>>.
- [32] GREENE, Suzanne, Haiying JIA a Gabriela RUBIO-DOMINGO. Well-to-tank carbon emissions from crude oil maritime transportation [online]. 2020 [cit. 2021-4-27]. Dostupné z: <<https://doi.org/10.1016/j.trd.2020.102587>>.
- [33] HIEN, Erie. Real impact of oil tankers as opposed to other sources of oil in the marine environment [online]. Malmö, 2000. Dizertační práce. World Maritime University. [cit. 2021-4-27]. Dostupné z: <https://commons.wmu.se/cgi/viewcontent.cgi?article=1402&context=all_dissertations>.

- [34] HROZEK, Dian. Zásoby a přeprava ropy v České republice. OEnergetice.cz [online]. c2021, 17. června 2017 [cit. 2021-11-28]. Dostupné z: <<https://oenergetice.cz/elektrina/zasoby-preprava-ropy-v-cr>>.
- [35] Ropovodní síť ČR. MERO ČR [online]. c2021 [cit. 2021-11-28]. Dostupné z: <<https://mero.cz/provoz/ropovodni-sit-cr/>>.
- [36] Archive of GHGRP Refineries Sector Industrial Profile. EUnited States Environmental Protection Agency [online]. 2019 [cit. 2021-4-27]. Dostupné z: <<https://www.epa.gov/ghgreporting/archive-ghgrp-refineries-sector-industrial-profile>>.
- [37] HOEKSTRA, Auke. Producing gasoline and diesel emits more CO2 than we thought. Innovation Origins [online]. c2021, 16 February 2020n. l. [cit. 2021-4-27]. Dostupné z: <<https://innovationorigins.com/producing-gasoline-and-diesel-emits-more-co2-than-we-thought/>>.
- [38] Národní energetický mix. OTE [online]. c2018 [cit. 2021-4-27]. Dostupné z: <<https://www.ote-cr.cz/cs/statistika/narodni-energeticky-mix>>.
- [39] Range of life-cycle CO2 emissions for different vehicle and fuel types. European Environment Agency [online]. 2021, 29 Aug 2017n. l. [cit. 2021-4-27]. Dostupné z: <<https://www.eea.europa.eu/signals/signals-2017/infographics/range-of-life-cycle-co2/view>>.
- [40] Emise skleníkových plynů v ČR podle sektorů detailně. Fakta o klimatu [online]. c2021 [cit. 2021-10-29]. Dostupné z: <<https://faktaoklimatu.cz/infografiky/emise-cr-detail>>.
- [41] EMISNÍ FAKTORY CO2 PRO VÝPOČET EMISÍ CO2 A MOŽNOST JEJICH ZPŘESNĚNÍ V SYSTÉMU ETS. KONEKO marketing, spol. s r. o. [online]. [cit. 2021-10-29]. Dostupné z: <<https://emise.cz/uzitecne-podklady/aktualni-podklady/emisni-factory-co2/>>.
- [42] Greenhouse gas emission intensity of electricity generation by country. European Environment Agency [online]. 2021, 29 Jul 2021 [cit. 2021-10-29]. Dostupné z: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/daviz/co2-emission-intensity-9/#tab-chart_2>.
- [43] How Long Do Brake Pads Last? Morristown BMW [online]. c2021 [cit. 2021-10-26]. Dostupné z: <<https://www.morristownbmw.com/how-long-do-brake-pads-last-morristown-nj.html>>.

- [44] WOGALTER, Michael S. a Kenneth R. LAUGHERY. Tire aging: a human factors analysis of failure to warn and inform. *Work* [online]. 2012, 41, 3624-3628 [cit. 2021-10-26]. ISSN 18759270. Dostupné z: <<https://content.iopress.com/articles/work/wor0115>>.
- [45] Directive 2000/53/EC of the European Parliament and of the Council of 18 September 2000 on end-of life vehicles - Commission Statements. *Eur-Lex* [online]. 18 September 2000n. 1. [cit. 2021-4-27]. Dostupné z: <<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex\%3A32000L0053>>.
- [46] Vehicle recycling [online]. Bayerische Motoren Werke, May 2009 [cit. 2021-4-27]. Dostupné z: <https://www.bmwgroup.com/content/dam/grpw/websites/bmwgroup_com/company/downloads/en/2009/2009_Vehicle_Recycling_Focusing_on_Sustainability.pdf>.
- [47] QIAO, Qinyu, Fuquan ZHAO, Zongwei LIU, Shuhua JIANG a Han HAO. Comparative Study on Life Cycle CO₂ Emissions from the Production of Electric and Conventional Vehicles in China. *Energy Procedia* [online]. 2017, 105, 3584-3595 [cit. 2021-11-02]. ISSN 18766102. Dostupné z: <<https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.03.827>>.
- [48] HAWKINS, Troy R., Bhawna SINGH, Guillaume MAJEAU-BETTEZ a Anders Hammer STRØMMAN. Comparative Environmental Life Cycle Assessment of Conventional and Electric Vehicles. *Journal of Industrial Ecology* [online]. 2012, 17(1), 53-64 [cit. 2021-11-03]. ISSN 1088-1980. Dostupné z: <https://www.researchgate.net/publication/256048655_Comparative_Environmental_Life_Cycle_Assessment_of_Conventional_and_Electric_Vehicles>.
- [49] Mercedes-Benz A 170 Avantgarde Automatic 5 doors specs. *Cars-data* [online]. c2009-2021 [cit. 2021-11-08]. Dostupné z: <<https://www.cars-data.com/en/mercedes-benz-a-170-avantgarde-specs/22453>>.
- [50] Environmental Certificate Mercedes-Benz A-Class. Daimler [online]. c2021, April 2018 [cit. 2021-11-03]. Dostupné z: <<https://www.daimler.com/documents/sustainability/product/daimler-environmental-certificate-mb-a-class.pdf>>.
- [51] 2018 Mercedes-Benz A-class (W177) A 200 (163 Hp). *Auto-Data* [online]. c2010-2021 [cit. 2021-11-08]. Dostupné z: <<https://www.auto-data.net/en/mercedes-benz-a-class-w177-a-200-163hp-32804>>.

- [52] PETRAUSKIENĖ, Kamilė, Arvydas GALINIS, Daina KLIAUGAITĖ a Jolanta DVARIONIENĖ. Comparative Environmental Life Cycle and Cost Assessment of Electric, Hybrid, and Conventional Vehicles in Lithuania. Sustainability [online]. 2021, 13(2) [cit. 2021-11-03]. ISSN 2071-1050. Dostupné z: <<https://www.mdpi.com/2071-1050/13/2/957>>.
- [53] SCHULLER, Aurélien a Christina STUART. “From cradle to grave: e-mobility and the energy transition”: Addendum for Italy, the United Kingdom, Spain and the European Union to “Le véhicule électrique dans la transition écologique en France” [online]. August 2018 [cit. 2022-02-24]. Dostupné z: <https://europeanclimate.org/wp-content/uploads/2018/09/From-cradle-to-grave-e-mobility-and-the-energy-transition_IT_SP_UK_EU.pdf>.
- [54] PERO, Francesco Del, Massimo DELOGU a Marco PIERINI. Life Cycle Assessment in the automotive sector: a comparative case study of Internal Combustion Engine (ICE) and electric car. Procedia Structural Integrity [online]. 2018, 12, 521-537 [cit. 2021-11-12]. ISSN 24523216. Dostupné z: <<https://doi.org/10.1016/j.prostr.2018.11.066>>.
- [55] LEJDA, Kazimierz, Artur JAWORSKI, Maksymilian MĄDZIEL, Krzysztof BALAWENDER, Adam USTRZYCKI a Danyło SAVOSTIN-KOSIAK. Assessment of Petrol and Natural Gas Vehicle Carbon Oxides Emissions in the Laboratory and On-Road Tests. Energies [online]. 2021, 14(6) [cit. 2021-11-07]. ISSN 1996-1073. Dostupné z: <<https://doi.org/10.3390/en14061631>>.
- [56] Vehicles in use Europe: January 2021. ACEA: Driving mobility for Europe [online]. c2021, January 2021 [cit. 2021-11-08]. Dostupné z: <<https://www.acea.auto/files/report-vehicles-in-use-europe-january-2021-1.pdf>>.
- [57] CO2 emissions from new passenger cars registered in EU27, UK, Iceland (from 2018) and Norway (from 2019). European Environment Agency [online]. 2021, 23 June 2021 [cit. 2021-11-09]. Dostupné z: <<https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/co2-cars-emission-18>>.
- [58] Greenhouse Gas Emissions from a Typical Passenger Vehicle. United States Environmental Protection Agency [online]. 2021, March 2018 [cit. 2021-11-12]. Dostupné z: <<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi?Dockkey=P100U8YT.pdf>>.

- [59] BIEKER, George. A global comparison of the life-cycle greenhouse gas emissions of combustion engine and electric passenger cars. International Council on Clean Transportation [online]. c2021, 20. 7. 2021 [cit. 2021-11-05]. Dostupné z: <<https://theicct.org/publications/global-LCA-passenger-cars-jul-2021>>.
- [60] EDWARDS, Robert, Jean-Francois LARIVÉ, David RICKEARD a Werner WEINDORF. WELL-TO-TANK Report Version 4.a, JEC WELL-TO-WHEELS ANALYSIS: WELL-TO-WHEELS ANALYSIS OF FUTURE AUTOMOTIVE FUELS AND POWERTRAINS IN THE EUROPEAN CONTEXT [online]. Lucemburk: Publications Office of the European Union, 2014 [cit. 2021-11-05]. ISBN 978-92-79-33888-5. Dostupné z: <<https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/a9f840a4-afe4-4921-a622-cc677d9858fb/language-en>>.
- [61] LEE, Hyesung, Munsol JU a Yongjin KIM. Estimation of emission of tire wear particles (TWPs) in Korea. Waste Management [online]. 2020, 108, 154-159 [cit. 2022-05-16]. ISSN 0956053X. Dostupné z: <<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.04.037>>.
- [62] KOLE, Pieter Jan, Ansje J. LÖHR, Frank VAN BELLEGHEM a Ad RAGAS. Wear and Tear of Tyres: A Stealthy Source of Microplastics in the Environment. International Journal of Environmental Research and Public Health [online]. 2017, 14(10) [cit. 2021-11-06]. ISSN 1660-4601. Dostupné z: <<https://doi.org/10.3390/ijerph14101265>>.
- [63] ISO 22628:2002: Road vehicles — Recyclability and recoverability — Calculation method. Technical Committee ISO/TC 22, Road vehicles, 2002.
- [64] HUSS, Arno a P WEINGERL, MAAS, Heiko, C HERUDEK, J WIND, et al., ed. JEC Tank-to-Wheel report v5: Passenger cars [online]. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2020 [cit. 2021-11-16]. ISBN 978-92-76-19927-4. Dostupné z: <<https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC117560>>.
- [65] GOTTLBEN, Roger, Adriana TELLEZ, Karina PUURUNEN a Henna POIKOLAINEN. CLIMATE IMPACT OF A PASSENGER CAR IN SWEDEN: Total CO2 equivalent emissions of a passenger car in Sweden from a life cycle perspective [online]. Energiforsk, 2021 [cit. 2021-11-16]. ISBN 978-91-7673-724-8. Dostupné z: <<https://energiforsk.se/media/29585/climate-impact-of-a-passenger-car-in-sweden-energiforskrapport-2021-724.pdf>>.

- [66] ZUCCARI, F., F. ORECCHINI, A. SANTIANGELI, T. SUPPA, F. ORTENZI, A. GENOVESE a G. PEDE. Well to wheel analysis and comparison between conventional, hybrid and electric powertrain in real conditions of use [online]. 2019 [cit. 2021-11-18]. Dostupné z: <<https://doi.org/10.1063/1.5138891>>.
- [67] MATZER, Claus, Konstantin WELLER, Martin DIPPOLD, Silke LIPP, Martin RÖCK, Martin REXEIS a Stefan HAUSBERGER. Update of emission factors for HBEFA Version 4.1: Final report, I-05/19/CM EM-I-16/26/679 [online]. TU Graz, 9. September 2019 [cit. 2021-11-14]. Dostupné z: <https://www.hbefa.net/e/documents/HBEFA41_Report_TUG_09092019.pdf?fbclid=IwAR1hBb8Rc-fNlp9tP-XTCcoDYCwrAS242vrH1xiHHS1dv0F2jCzwH91ZDBY>.
- [68] PATELLA, Sergio Maria, Flavio SCRUCCA, Francesco ASDRUBALI a Stefano CARRESE. Traffic Simulation-Based Approach for A Cradle-to-Grave Greenhouse Gases Emission Model. Sustainability [online]. 2019, 11(16) [cit. 2021-11-18]. ISSN 2071-1050. Dostupné z: <<https://doi.org/10.3390/su11164328>>.
- [69] MATHIEU, Lucien. How clean are electric cars?: T&E's analysis of electric car lifecycle CO2 emissions [online]. Transport & Environment, April 20, 2020 [cit. 2021-11-20]. Dostupné z: <<https://www.transportenvironment.org/wp-content/uploads/2020/04/TEs-EV-life-cycle-analysis-LCA.pdf>>.
- [70] DILLMAN, Kevin Joseph, Áróra ÁRNADÓTTIR, Jukka HEINONEN, Michał CZEPKIEWICZ a Brynhildur DAVÍÐSDÓTTIR. Review and Meta-Analysis of EVs: Embodied Emissions and Environmental Breakeven. Sustainability [online]. 2020, 12(22) [cit. 2021-11-20]. ISSN 2071-1050. Dostupné z: <<https://doi.org/10.3390/su12229390>>.
- [71] AICHBERGER, Christian a Gerfried JUNGMEIER. Environmental Life Cycle Impacts of Automotive Batteries Based on a Literature Review. Energies [online]. 2020, 13(23) [cit. 2022-03-04]. ISSN 1996-1073. Dostupné z: <<https://www.mdpi.com/1996-1073/13/23/6345>>.
- [72] EMILSSON, Erik a Lisbeth DAHLLÖF. Lithium-Ion Vehicle Battery Production: Status 2019 on Energy Use, CO2 Emissions, Use of Metals, Products Environmental Footprint, and Recycling [online]. IVL Swedish Environmental Research Institute, 2019 [cit. 2022-03-22]. ISBN 978-91-7883-112-8. Dostupné z: <<https://www.ivl.se/download/18.14d7b12e16e3c5c36271070/1574923989017/C444.pdf>>.

- [73] WOO, JongRoul, Hyunhong CHOI a Joongha AHN. Well-to-wheel analysis of greenhouse gas emissions for electric vehicles based on electricity generation mix: A global perspective. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* [online]. 2017, 51, 340-350 [cit. 2021-11-21]. ISSN 13619209. Dostupné z: <<https://doi.org/10.1016/j.trd.2017.01.005>>.
- [74] PRUSSI, Matteo, Marta YUGO, Luis DE PRADA, Monica PADELLA, Robert EDWARDS a Laura LONZA. JEC Well-to-Tank report v5: EUR 30269 EN [online]. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2020 [cit. 2021-11-21]. Dostupné z: <<https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC119036>>.
- [75] MORO, Alberto a Laura LONZA. Electricity carbon intensity in European Member States: Impacts on GHG emissions of electric vehicles. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* [online]. 2018, 64, 5-14 [cit. 2021-11-21]. ISSN 13619209. Dostupné z: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1361920916307933>>.
- [76] KOLAROVA, Viktoriya, John E. ANDERSON a Michael HARDINGHAUS. Indirect CO2 emissions of electric vehicles: Insights from real-world vehicle use [online]. 2018 [cit. 2021-11-25]. Dostupné z: <<https://core.ac.uk/download/pdf/211560543.pdf>>.
- [77] KUKREJA, Balpreet. Life Cycle Analysis of Electric Vehicles: Quantifying the Impact [online]. 2018 [cit. 2021-11-27]. Dostupné z: <https://sustain.ubc.ca/sites/default/files/2018-63%20Lifecycle%20Analysis%20of%20Electric%20Vehicles_Kukreja.pdf>.
- [78] HILL, Nikolas, Sofia AMARAL, Samantha MORGAN-PRICE, et al. Determining the environmental impacts of conventional and alternatively fuelled vehicles through LCA: Final report [online]. EU Publications Office, 2020 [cit. 2022-02-09]. ISBN 978-92-76-20301-8. Dostupné z: <<https://data.europa.eu/doi/10.2834/91418>>.
- [79] KHAN, Muhammad Imran, Mehdi SHAHRESTANI, Tasawar HAYAT, Abdul SHAKOOR a Maria VAHDATI. Life cycle (well-to-wheel) energy and environmental assessment of natural gas as transportation fuel in Pakistan. In: *Applied Energy* [online]. 2019, s. 1738-1752 [cit. 2022-02-10]. ISSN 03062619. Dostupné z: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0306261919306129?via%3Dihub>>.

- [80] ESPOSITO, Gloria. A review of well-to-tank GHG emission values and pathways for natural gas, biofuels and hydrogen [online]. 2020 [cit. 2022-02-12]. Dostupné z: <https://bennamann.com/downloads/LowCVP-WTT_GHG_Emission_Factors-Review_and_recommendations.pdf>.
- [81] Well-to-Tank. Zemo Partnership [online]. c2022, 14 June 2021 [cit. 2022-02-12]. Dostupné z: <<https://www.zemo.org.uk/work-with-us/buses-coaches/low-emission-buses/well-to-tank.htm>>.
- [82] SEDLÁK, Martin. U elektromobilu stačí měnit pneumatiky a kapalinu do ostříkovačů, říká expert. Obnovitelně [online]. c2020, 14. 2. 2018 [cit. 2021-11-27]. Dostupné z: <<https://www.obnovitelne.cz/clanek/306/u-elektromobilu-staci-menit-pneumatiky-a-kapalinu-do-ostrikovacu-rika-expert/>>.
- [83] MAJURNÍK, Jan. Pojištění podle ročního nájezdu je na vzestupu. Garáž.cz [online]. 8. 4. 2021 [cit. 2021-11-27]. Dostupné z: <<https://www.garaz.cz/clanek/pojisteni-podle-rocniho-najezdu-je-na-vzestupu-21005903>>.
- [84] Průzkum pojišťovny Direct: Jak Češi jezdí? OPojištění.cz [online]. c2021, 1. 12. 2016 [cit. 2021-11-27]. Dostupné z: <<https://www.opojisteni.cz/pojistny-trh/pojistne-produkty/pruzkum-pojistovny-direct-jak-cesi-jezdi/c:11746/>>.

Seznam symbolů a zkratek

ACEA	Evropská asociace výrobců automobilů – European Automobile Manufacturers' Association
BEV	bateriové elektrické vozidlo – Battery Electric Vehicle
CNG	stlačený zemní plyn – Compressed Natural Gas
DPF	filtr pevných částic – Diesel Particulate Filter
ELV	směrnice o vozidlech s ukončenou životností – End of Life Vehicles Directive
GHG	skleníkový plyn – Greenhouse Gas
EEA	Evropská agentura pro životní prostředí – European Environment Agency
GHGRP	program vykazování skleníkových plynů – Greenhouse Gas Reporting Program
GWP	potenciál globálního oteplování – Global Warming Potential
IKL	Ingolstadt - Kralupy nad Vltavou - Litvínov
IPCC	Mezivládní panel pro změnu klimatu – Intergovernmental Panel on Climate Change
JEC	JRC - Eucar - Concawe
JRC	Společné výzkonné středisko – European Commission's Joint Research Centre
JLCA	Japonská společnost pro posuzování životního cyklu – The Life Cycle Assessment Society of Japan
LCA	analýza životního cyklu – Life Cycle Analysis
LPG	zkapalněný ropný plyn – Liquefied Petroleum Gas
NEDC	New European Driving Cycle
NMC	nikl mangan kobalt
NN	nízké napětí
PEMS	přenosný systém měření emisí – Portable Emissions Measurement System
RDE	Real Driving Emissions

SUV	sportovní užitkové vozidlo – Sport Utility Vehicle
TTW	od nádrže ke kolu – Tank-to-Wheel
VOC	těkavá organická látka – Volatile Organic Compound
VN	vysoké napětí
VW	Volkswagen
WLTC	Worldwide Harmonized Light-Duty Vehicles Test Cycles
WLTP	Worldwide Harmonized Light-Duty Vehicles Test Procedure
WTT	od vrtu po nádrž – Well-to-Tank
C_{bat}	celková kapacita baterie
E_{celkem}	celkové emise
$E_{\text{recyklace}}$	emise z recyklace
$E_{\text{recyklace, BEV}}$	emise z recyklace BEV
$E_{\text{recyklace, ICEV}}$	emise z recyklace ICEV
$E_{\text{přímé}}$	přímé emise
$E_{\text{spotřeba}}$	spotřebovaná elektrická energie
E_{TTW}	Tank-to-Wheel emise
$E_{\text{výroba}}$	emise z fáze výroby
$E_{\text{výroba, BEV}}$	emisní faktor výroby BEV
E_{WTT}	Well-to-Tank emise
$E_{\text{WTT, BEV}}$	emise Well-to-Tank pro BEV
$V_{\text{spotřeba}}$	objem spotřebovaného paliva
e_{bat}	emisní faktor výroby baterie
e_{baterie}	emisní faktor recyklace baterie
e_{CH_4}	emisní faktor metanu
e_{CO_2}	emisní faktor oxidu uhličitého
$e_{\text{e.mix}}$	emisní faktor energetického mixu
$e_{\text{N}_2\text{O}}$	emisní faktor oxidu dusného

$e_{\text{recyklace}}$	emisní faktor recyklace
e_{TTW}	emisní faktor Tank-to-Wheel
$e_{\text{výr}}$	emisní faktor výroby vozidla
m_{baterie}	hmotnost baterie
$m_{\text{bez baterie}}$	hmotnost vozu bez baterie
m_{poh}	pohotovostní hmotnost
$m_{\text{šasi}}$	hmotnost šasi