

ANALÝZA MATERIÁLOVÝCH TOKŮ VE FÁZI RECYKLACE AUTOMOBILU POMOCÍ METODY LIFE CYCLE ASSESSMENT

Jana Ďurišová¹

¹ Univerzita Pardubice, Fakulta ekonomicko-správní, Studentská 95, 532 10 Pardubice 2
Email:jana.durisova@upce.cz

Abstract: Nowadays, it is necessary to consider the impact of production on the environment and search for tools that can help to evaluate the negative impacts throughout the product lifecycle. Car wrecks in terms of material composition are very complex as they contain dozens of different materials. Composition of the car wreck, however, depends on the type of vehicle, its age and manufacturer, respectively on country of origin. The amount of waste depends primarily on product design and hence the recyclability of materials used. In the context of environmental protection and environmental requirements for products and services, this article focuses on the Life Cycle Assessment (LCA). The aim of this article is to provide a study of recycling discarded vehicles and modeling of this process from the perspective of LCA.

Keywords: automotive industry, environmental impacts, life cycle assessment, material flow, recycling.

JEL classification: M21

Doručeno redakci: 9.10.2011; Recenzováno: 4.3.2013; 4.3.2013; 19.5.2013; Schváleno k publikování: 11.9.2013

Úvod

V dnešní době je kladen důraz na analýzu důsledků produkce výrobků na životní prostředí a hledání nástrojů, které dopomohou ohodnotit tyto negativní dopady během celého životního cyklu produktu. V kontextu ochrany životního prostředí a ekologických požadavků na výrobky a služby, je tento článek zaměřen na posuzování životního cyklu produktu pomocí metody Life Cycle Assessment (dále jen LCA). Cílem článku je provedení studie recyklace vyřazeného vozidla a modelování tohoto procesu z pohledu LCA za použití softwaru UMBERTO v5.0. Pro naplnění stanoveného cíle budou zodpovězeny následující výzkumné otázky (dále jen VO):

VO1: Jaký je stav vozového parku v ČR?

VO2: Jakým způsobem je v ČR řešena otázka nakládání s autovraky?

VO3: Jaké jsou přednosti a jaká omezení při modelování procesu nakládání s autovraky na základě přístupu LCA za použití softwaru Umberto v5.0?

VO4: Jaká je environmentální výkonnost tohoto procesu a jaké jsou potenciální oblasti pro jeho zlepšení?

Většina přístupů v ochraně životního prostředí je založena na koncových technologiích (tj. odstraňování již vzniklých odpadních látek), je zaměřena na jednu oblast (vzduch, voda, půda), na jednu fázi životního cyklu produktu (výroba, užití, likvidace) nebo na konkrétní problém (např. chemické limity). Tyto přístupy však rozhodně nevedou k celkové minimalizaci negativních vlivů na životní prostředí. Na rozdíl od těchto přístupů vede analýza LCA k identifikaci jak příležitostí, tak také rizik spojených s celým životním cyklem produktu od těžby surovin až po jeho konečnou likvidaci. LCA pomáhá rozpoznat, jak naše rozhodnutí ovlivňují jednotlivé fáze cyklu z pohledu ekonomického (nákladové toky), životního prostředí (materiálové toky) a společnosti, neboť se nerozhodujeme v izolaci od okolního světa, ale jsme součástí rozsáhlého systému.

Cílem LCA je analýza životního cyklu produktu od těžby surovin, jeho výroby, užívání, až po konec životnosti výrobku, jeho recyklaci a odstranění. V rámci LCA analýzy lze také definovat, resp. vyčíslit veškeré environmentální dopady spojené výrobkem. Metoda zpracování studie LCA je popsána v mezinárodních normách ČSN EN ISO 14 040 a ČSN EN ISO 14 044. Environmentální dopady produktů jsou hodnoceny na základě posouzení vlivu materiálových a energetických toků, jež sledovaný systém vyměňuje se svým okolím, tedy s životním prostředím (Kočí, 2010). Pro LCA jsou používány také názvy jako „ecoprofile“ (ekoprofil), „ecobalance“ (ekobalance) nebo „cradle-to-grave analysis“¹ (od kolébky po hrob).

LCA se obecně skládá ze **4 hlavních fází**, kterými jsou:

1. definice cíle a rozsahu (jednoznačné určení parametrů LCA studie důležitých pro její interpretaci a praktické použití),
2. inventarizační analýza (vyčíslení množství elementárních toků uvolněných během životního cyklu produktu do životního prostředí),
3. hodnocení dopadů (převedení jednotlivých množství elementárních toků z inventarizační tabulky na hodnoty jiných veličin vystihujících míru zasažení jednotlivých problémů životního prostředí – kategorie dopadu²)
4. a interpretace životního cyklu (identifikace významných zjištění, hodnocení, formulace závěrů a doporučení).

Vztah mezi jednotlivými fázemi má iterační charakter, tzn., že poznatky z jedné fáze mohou ovlivnit východiska fáze předcházející, kterou je nutné následně přehodnotit a pokračovat opět k fázi následující. Využití přístupu LCA se rozvinulo nejen na podnikové úrovni, ale také na národní a mezinárodní úrovni (Steen, 2005). Na národní úrovni LCA slouží jako podpora pro certifikaci a ekoznačení produktů v oblasti životního prostředí; na mezinárodní úrovni je přístup LCA řešen v rámci tzv. Zelené knihy. Jeho uplatnění je široké, např.:

- ve strategickém plánování a rozhodování (např. posouzení technologií a produktů s cílem identifikovat možnosti pro snížení jejich dopadu na životní prostředí),
- ve vývoji a zlepšování produktů (ekodesign),
- při marketingu ve vazbě na komunikaci - sdělení o využívání LCA přispívá ke zvýšení celkové environmentální důvěryhodnosti podniku,
- při formulování environmentálního prohlášení o produktu (EPD)³, které je převážně používáno za situace B2B,
- při stanovení kritérií pro označování ekologicky šetrných výrobků (ekoznačení),
- při benchmarkingu (interní vývoj a zlepšování),
- při rozhodování o investování, atd.

LCA se významně rozvinulo v posledních třech desetiletích. První studie se vytvářely téměř současně jak v Evropě, tak v USA již na přelomu 60. a 70. let 20. století (Hunt, 1996). V těchto letech byl přístup LCA používán zejména v souvislosti s obalovým materiálem výrobků. Později se zájem se obrátil především k informacím o energii. V 90. letech se oblast zájmu rozšířila na využívání zdrojů a na emise do životního prostředí. Od roku 1990 je

¹ LCA poskytuje informace o vlivu produktu na životní prostředí v průběhu jeho celého životního cyklu, tedy od „cradle“ (těžba surovin) po „grave“ (konečná likvidace výrobku). (Schenck, 2005)

² Kategorie dopadu je třída představující problém v životním prostředí, jenž je způsobován lidskou činností a ke kterému lze přiřadit výsledky inventarizace. Jde např. o úbytek neobnovitelných (abiotických) zdrojů, využívání krajiny, změny klimatu, úbytek stratosférického ozónu, humánní toxicita, ekotoxicita (sladkovodní, mořská, terestrická), tvorba foto-oxidačních látek, acidifikace, eutrofizace. (Kočí, 2010)

³ V současné době se ve světě používá LCA nejčastěji pro tvorbu EPD (Environmental Product Declaration) a srovnávání systémů se shodnou funkcí s cílem výběru systému s nižším dopadem na životní prostředí.

historie LCA již velmi dobře zdokumentována. V posledních letech se životní cyklus produktu stal klíčovým bodem environmentální politiky. Během tohoto vývoje LCA byl kladen hlavní důraz na metodologické zpracování, to vedlo k vytvoření mezinárodních standardů jako ISO 14040 v roce 1997 (Hunkeler, 2005).

Poslední přístupy v oblasti LCA se různí - od screeningových metod a kvalitativních koncepcí pro podporu rozhodování, přes LCA založené na detailní inventarizační analýze kombinující LCA s LCC⁴ (Hunkeler, 2005), až k přístupům, jež propojují informace o životním cyklu z environmentální oblasti s hospodářskými a sociálními aspekty v rámci udržitelného rozvoje. Například Norris & Segal (2002) se zabývají rozšířeným rámcem LCA, který byl nazván Life Cycle Sustainable Development (LCSA), kde zapojují právě oblast udržitelného rozvoje. Další autoři (Huppel, 2007; Klöpffer, 2008) navrhují rámec Life Cycle Sustainability Assessment (LCSA), který propojuje LCA, LCC (Life Cycle Costing) a SLCA (Social Life Cycle Analysis) a doplňují tak LCA krom oblastí nákladů také o sociální oblast. Heijungs et al. (2010) navrhuje New-LCA, který je velmi podobný základnímu rámci LCA, avšak fázi inventarizační analýza a fázi hodnocení dopadů spojil do jednoho kroku. Řada studií zahrnuje do LCA také mikro-ekonomické aspekty, např. Ekvall (2004); Thiesen (2008).

1 Automobilový průmysl v ČR a životní cyklus automobilu

Pro praktickou aplikaci bylo vybráno odvětví automobilového průmyslu – jako významná součást českého průmyslu. Automobilový průmysl v České republice velmi výrazně přispívá k celkovému vývoji hospodářství a významně ovlivňuje saldo obchodní bilance. Podíl výrobců v tomto odvětví na celkovém vývozu dosáhl podle údajů ČSÚ v roce 2009 výše 22,3 %, čisté saldo zahraniční obchodní bilance za automobilový průmysl (podniky sdružené ve Sdružení automobilového průmyslu) hodnoty 272,276 mld. Kč. Trh s automobily je považován za cyklický, růst i pokles tržeb vykazují z celosvětového hlediska sinusový charakter. Současně se v posledních desetiletích jednalo o trh stabilizovaný, nepředpokládá se žádný negativní trend v produkci a tržbách. Světová ekonomická krize se sice výrazně projevila zejména v letech 2008 - 2009, ovšem situace v jednotlivých zemích byla odlišná: zatímco došlo k propadům v západní Evropě, střední Evropa zaznamenala ještě mírný vzrůst. (Myšková, Ďurišová, 2010).

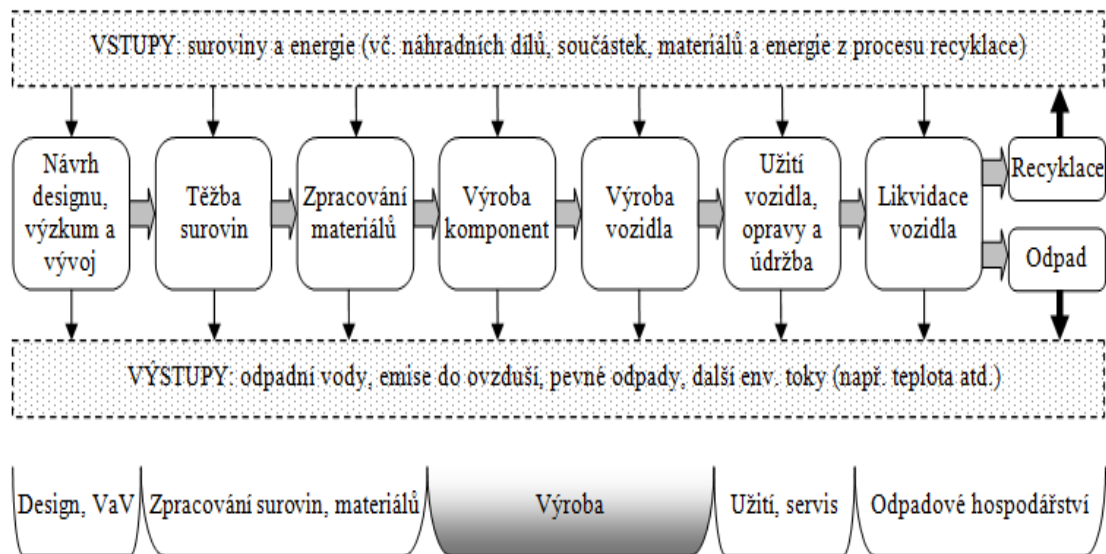
Průměrný věk osobních automobilů (dále jen OA) u nás se od roku 1999 drží mezi 13 a 14 lety⁵ (Sdružení automobilového průmyslu, c2002), v jiných zemích EU se přitom pohybuje pod hranicí 8 let. Průměrný věk osobních automobilů se v ČR nemění dlouhodobě, což svědčí o nedostatečné obměně vozového parku. Podíl OA starších 10 let z celkového počtu vozidel registrovaných v ČR v této kategorii přesáhl k 31.12.2010 hodnotu 60 % (MVČR, c2010). Tento podíl je jedním ze srovnávacích ukazatelů vypovídajícím o stavu vozového parku a obvyklá hodnota v motoristicky vyspělých zemích EU se přitom pohybuje v rozmezí 25 až 35 %. Při provozování takto starých vozů dochází k vysokým emisím škodlivých látek (např. oxid uhelnatý CO, nespálené uhlovodíky HC, oxid dusnatý NO, malé prachové částice, oxidy síry atd.), což představuje velkou zátěž pro životní prostředí.

Životní cyklus automobilu z pohledu LCA představuje celý proces od těžby a zpracování surovin, přes výrobu materiálů a samotného vozidla, jeho prodej a užití, až po likvidaci vozidla (viz obrázek 1), která představuje konec životního cyklu automobilu.

⁴ LCC - Life Cycle Costing - životní cyklus nákladů.

⁵ Průměrný věk OA k 31.12. 2010 dosáhl hodnoty 13,7 roku, přičemž průměrný věk celého vozového parku v ČR k 31.12.2010 činil 17,11 roku a každoročně se zvyšuje.

Obrázek 1: Životní cyklus automobilu



Zdroj: vlastní zpracování autora.

Každá fáze vyžaduje vstupy (suroviny, energie) a produkuje výstupy ve formě pevných odpadů, emisí, odpadních vod atp., přičemž v poslední fázi lze vozidlo recyklovat a získat tím vstupy do předchozích fází (náhradní díly, materiály, energie). Již od počátečních konceptů se zvažuje vliv automobilů na životní prostředí, a to v průběhu jeho celého životního cyklu, neboť ve všech jeho fázích jsou spotřebovávány suroviny a energie produkované emise do ovzduší, vody i půdy. Při vývoji se sleduje trend snižování hmotnosti vozidla, minimalizace spotřeby pohonných hmot a taktéž se zvažuje jiný způsob pohonu automobilu. Po fázi výzkumu a vývoje produktu pokračuje fáze získávání obnovitelných i neobnovitelných surovin a energetických zdrojů z prostředí (fáze těžby zpracování surovin, např. dřeva, ropy, rud). Do tohoto stádia je zahrnována i doprava těchto surovin z místa jejich získávání do místa dalšího zpracování. Podle (CPC, c2008) připadá na 1 t vyrobeného automobilu před jeho prvním použitím 25 t odpadů, většinou spojených se získáváním surovin a výrobou polotovarů, přičemž tyto odpady zůstávají v zemích, kde se suroviny těží a zpracovávají. V zájmu výrobce jako původce odpadů je v této fázi omezování množství a nebezpečnosti výrobních odpadů, efektivnější využívání surovin a energií a vyloučení nebezpečných materiálů. V další fázi jsou suroviny přeměňovány na materiály potřebné pro výrobu produktu. Následuje fáze výroby a komponent, ze kterých je automobil kompletován, zabalen a dopraven ke spotřebiteli. Automobil je posléze používán, což představuje energetické a surovinové požadavky na provoz, údržbu a opravy. Během této fáze dochází k největší zátěži životního prostředí, neboť provoz automobilu způsobuje např. emise CO, CO₂, uhlovodíků, NO_x, prachu, částic kovů a jiných materiálů, hluk a vznik odpadu z obrusů pneumatik (CPC, c2008). Po skončení fáze užití vozidla nastává stádium jeho likvidace. V tomto stádiu jsou brány v potaz energetické a materiálové nároky na odstranění, znovuužití, případně recyklaci. Výstupem jsou náhradní díly nebo druhotné suroviny určené k materiálovému nebo energetickému využití, čímž se významným způsobem snižují nároky na suroviny a energii. Cílem v této fázi je minimalizace podílu nevyužitých odpadů. Z tohoto důvodu je tedy důležitou součástí životního cyklu automobilu možnost jeho recyklace.

2 Nakládání s autovraky v České republice

Na jednu stranu je automobilový průmysl zdrojem ekonomického růstu díky výrobě tisíců nových automobilů ročně, na stranu druhou nastává problém ve chvíli hledání řešení při nakládání s autovraky. Oblast nakládání s autovraky tudíž patří již několik let k velmi

aktuálním a často diskutovaným tématům. Podle zákona č. 13/1997 Sb., o pozemních komunikacích (Zákon č. 13/1997 Sb.), je autovrakem každé silniční vozidlo, které je trvale technicky nezpůsobilé k provozu a není opatřeno státní poznávací značkou (resp. registrační značkou) nebo které je zjevně trvale technicky nezpůsobilé k provozu. Autovrakem se podle zákona č.185/2004 Sb., o odpadech (Zákon č. 185/2004 Sb.), rozumí každé úplné nebo neúplné motorové vozidlo, které bylo určeno k provozu na pozemních komunikacích pro účel přepravy osob, zvířat a věcí a stalo se odpadem. Tento zákon považuje autovrak za nebezpečný odpad, neboť obsahuje celou řadu nebezpečných látek (např. PCB, těžké kovy), které mají nežádoucí účinky na lidské zdraví i ekosystémy.

Podle Sdružení automobilového průmyslu (c2002) bylo k datu 31.12. 2010 v ČR registrováno více než 62,7 milionů motorových vozidel a přibližně 71,7 % z toho počtu tvoří osobní automobily (včetně vozidel, která již nejsou provozována a výrazně tak zvyšují průměrné stáří všech osobních aut). Vozidla vyřazená z Centrálního registru vozidel ČR jsou dále exportována nebo zrušena. Celkový počet těchto exportovaných a zrušených vozidel je uveden v tabulce 1, přičemž je patrné, že se počet zrušených vozidel do roku 2009 dramaticky zvyšoval. Skládkování takového množství odpadu je však neúnosné, a to nejen vzhledem k životnímu prostředí, ale také z pohledu nevyužití tohoto odpadu jako suroviny. Aktuální vývoj směřuje k opětovnému využití materiálů ze zrušeného autovraku, neboť ten je zdrojem náhradních dílů a cenných druhotných surovin. Je důležité zmínit, že podíl recyklovatelných surovin je dán, krom jiného, způsobem zpracování autovraků.

Tabulka 1: Počet vyřazených vozidel (zrušená a exportovaná)

Kategorie (vozidel/rok)	2006		2007		2008		2009		2010	
	zruš.	exp.	zruš.	exp.	zruš.	exp.	zruš.	exp.	zruš.	exp.
Osobní automob.	65 716	5 078	84 450	7 037	160 686	8 151	239 712	12 041	169 211	16 191
Lehká užitk. voz.	1 643	1 420	2 385	1 328	4 967	1 089	9 439	1 851	7 463	2 427
Autobusy	600	783	755	806	973	1 371	1 189	1 311	929	1 176
Nákladní autom.	4 021	3 348	4 414	4 372	7 038	4 509	10 217	5 065	5 685	5 122
Motocykly	2 521	143	2 434	256	6 350	361	16 960	709	4 891	651
Ostatní vozidla	2 786	3 831	3 304	5 709	2 348	3 224	708	374	321	378
Nezařaditelné	1	30	6	73	5	41	15	12	14	9
Celkem vozidel	77 288	14 633	97 748	19 581	185 229	19 912	285 629	24 703	193 944	29 504
Celk. vyřazeno	91 921		117 329		205 141		310 332		223 448	

Zdroj: vlastní zpracování autora podle (SDA, 2010) za jednotlivé roky.

Velkou výzvou je zvyšující se recyklační kvóta při ekologické recyklaci vozidla. V současné době (od r. 2006) tato kvóta činí 85 % využití vyřazeného vozidla (80 % materiálového využití, 5 % teplené zpracování a 15 % z vozidla je uloženo na skládkách). Tato kvóta se však v roce 2015 plánuje zvýšit na 95 % (85 % materiálového využití, 10 % teplené zpracování jen 5 % z vozidla bude možno uložit na skládkách). V minulosti neměla Západní Evropa problém vypořádat se s téměř 100% kvótou vzhledem k tomu, že většina starých vozidel byla prodávána na východ a tudíž jen malá část vozidel byla recyklována. Situace se ovšem radikálně změnila po zavedení „šrotového“ a počet vozidel určených k recyklaci tak rapidně vzrostl i v západních zemích. V porovnání se západními zeměmi má Česká republika však stále co dohánět, neboť technologické zázemí, na kterém závisí stupeň recyklovatelnosti různých materiálů, je značně zastaralé. Další problém při likvidaci autovraků spočívá ve ztrátovosti této činnosti. Tržby za prodejné náhradní díly a upravené recyklovatelné druhotné suroviny (zejména kovy) jsou často nižší, nežli náklady spojené s jejich získáním. Z tohoto důvodu lze pozorovat rostoucí požadavky na vědecké, ověřené a porovnatelné informace o vlivu zboží a služeb na životní prostředí.

3 Modelování recyklace automobilu

Autovraky jsou z hlediska materiálového složení značně složitým souborem, neboť obsahují desítky různých materiálů. Vedle kovů (ocel, litina, hliník, měď, cín, zinek, drahé kovy apod.) a nekovových materiálů (plasty, pryže, skla, textil, dřevo, keramika, provozní kapaliny, nátěry atd.) obsahují také řadu velmi nebezpečných chemických látek, jako jsou např. těžké kovy (olovo, kadmium, chrom aj.), ftaláty, chlorované parafíny nebo bromované zpomalovače hoření. Množství odpadu pak závisí především na designu výrobku, resp. na jeho konstrukci, použitých materiálech, jejich recyklovatelnosti a obsahu nebezpečných látek, což se liší podle typu vozidla, jeho stáří a výrobce, resp. zemi původu. Při vývoji se sleduje trend snižování hmotnosti vozidla, minimalizace spotřeby pohonných hmot a taktéž se zvažuje jiný způsob pohonu automobilu. Snižováním a optimalizací hmotnosti vozidla se významně přispívá k šetrnému využívání surovin a minimalizaci množství odpadu. Pro účely tohoto článku bude modelován proces recyklace vyřazeného vozidla o hmotnosti 1 363 kg včetně uvedení výčtu žádoucích i nežádoucích výstupů z procesu. V tabulce 2 je uvedeno materiálové složení vybraného vozidla a možnost jeho dalšího materiálového či energetického využití v průběhu tří způsobů recyklace vozidla.

Tabulka 2: Materiálové složení a možnosti využití materiálového/energetického využití

Materiálové skupiny	kovy	plasty	Pryže	sklo	kapaliny	ostatní	celkem
Hmotnost (kg)	995	136	68	41	41	82	1 363
Podíl (%)	73	10	5	3	3	6	100
Materiálové využití při klasickém šředru (%)							
- materiálové využití	60						60
- energetické využití			5				5
- nevyužito	13	10		3	3	6	35
Materiálové využití při šředru doplněného flotací a technologií na regeneraci a využití plastů (%)							
- materiálové využití	71	4	5		3		83
- energetické využití		2				2	4
- nevyužito	2	4		3		4	13
Materiálové využití při technologii totální demontáže (%)							
- materiálové využití	70	5		3	2		80
- energetické využití			5				5
- nevyužito	3	5			1	6	15

Zdroj: upraveno podle (Janoušková, 2007).

Jak je z tabulky 2 patrné, zpracování autovraků lze realizovat několika možnými způsoby. Prioritou je samozřejmě zpracovat autovrak bez nadbytečných vedlejších úkonů. V České republice postup při recyklaci vyřazeného vozidla začíná manuální demontáží a pokračuje strojovým zpracováním separovaných dílů na dále zpracovatelnou frakci. Nejrychlejší, ale technologicky náročný proces, je drcení v takzvaných šředrech (Kosovič, 2009), avšak v ČR existují pouze čtyři zařízení tohoto typu. Kroky při recyklaci vyřazeného vozidla s využitím šředru probíhají následujícím způsobem:

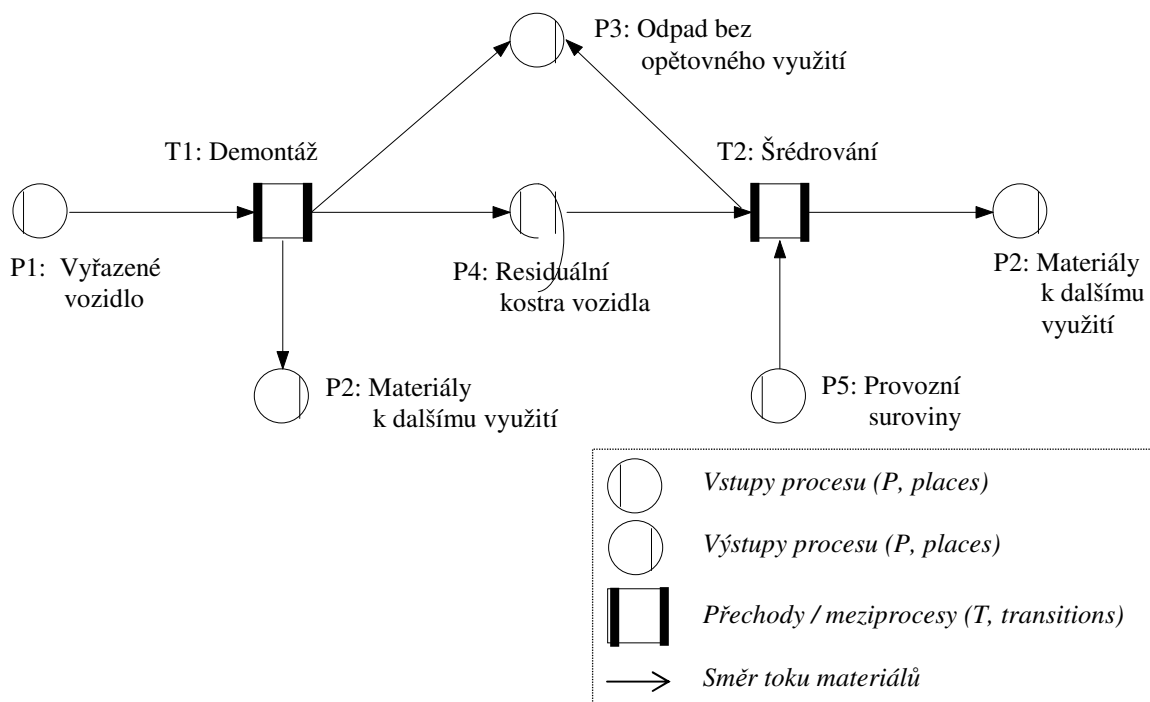
1. sběr autovraků: odevzdání starého vozu do zařízení ke sběru autovraků a následné předání zpracovateli autovraků;
2. demontáž: deaktivace airbagů, demontáž baterie a pneumatik, odběr provozních kapalin (např. palivo, motorový olej, olej z tlumičů, brzdové a chladicí kapaliny), demontáž dílů opětovaně použitelných či repasovatelných (drahé kovy, plastové díly, sklo);
3. drcení: slisování zbytkové karoserie za účelem zmenšení objemu pomocí paketovacího lisu a rozdrcení pomocí šředru - výstupem jsou lehké a těžká frakce, které se dále třídí a zpracovávají.

Pro účely modelování procesu zpracování autovraku existují nástroje, které umožňují analýzu relevantních procesů s ohledem na jeho vstupy, výstupy i související materiálové toky na základě koncepce **Petriho sítí**. Petriho síť představují základ pro modelování a analýzu pracovních postupů (Mulyar, 2005) a jsou také využívány při simulaci životního cyklu produktů či dodavatelsko-odběratelských řetězců včetně konečné fáze cyklu – demontáže a znovu-užití produktu (Murayama, 2000). Petriho síť slouží jako grafický (pro vizuální komunikaci) a matematický (pro řízení chování systémů) modelovací nástroj aplikovatelný na mnoha systémech (Murata, 1989). Petriho síť je orientovaný biparitní graf se dvěma typy uzlu (místa a přechody) s násobnými hranami. Jednoduchá P/T Petriho síť (Place/Transition Petri Net) je pětice $N = (P, T, F, W, M_0)$, kde:

- $P = \{p_1, p_2, \dots, p_n\}$ je konečná množina míst (places), graficky znázorněna jako kružnice;
- $T = \{t_1, t_2, \dots, t_n\}$ je konečná množina přechodů (transitions), graficky znáz. jako obdélník;
- $F \subseteq (P \times T) \cup (T \times P) \rightarrow N$ je přechodová funkce (flow relation) spojující místa s přechody nebo přechody s místy, graficky znázorněna jako šipka (arc);
- $W : F \rightarrow \{1, 2, 3, \dots\}$ je váhová funkce (arc weight) udávající váhu pro každou hranu sítě;
- $M_0 : P \rightarrow \{0, 1, 2, 3, \dots\}$ je počáteční značení (initial marking), udávající počáteční počet tokenů (žetonů) pro každé místo v síti.

Pro přístup LCA byla vyvinuta řada softwarových řešení. Použití takového softwarového nástroje zjednodušuje všechny fáze studie LCA. Pro účely analýzy procesu recyklace automobilů bylo využito softwaru UMBERTO v5.0, jež umožňuje velmi rychlé kalkulace ve variantách a monitorování celého spektra důsledků podle LCA konceptu. Nejprve bylo nezbytné definovat vstupy, místa transformace (přechodu procesu) a výstupy v podobě materiálů; na základě těchto informací byl zkonstruován model procesu zpracování autovraku (viz obrázek 2).

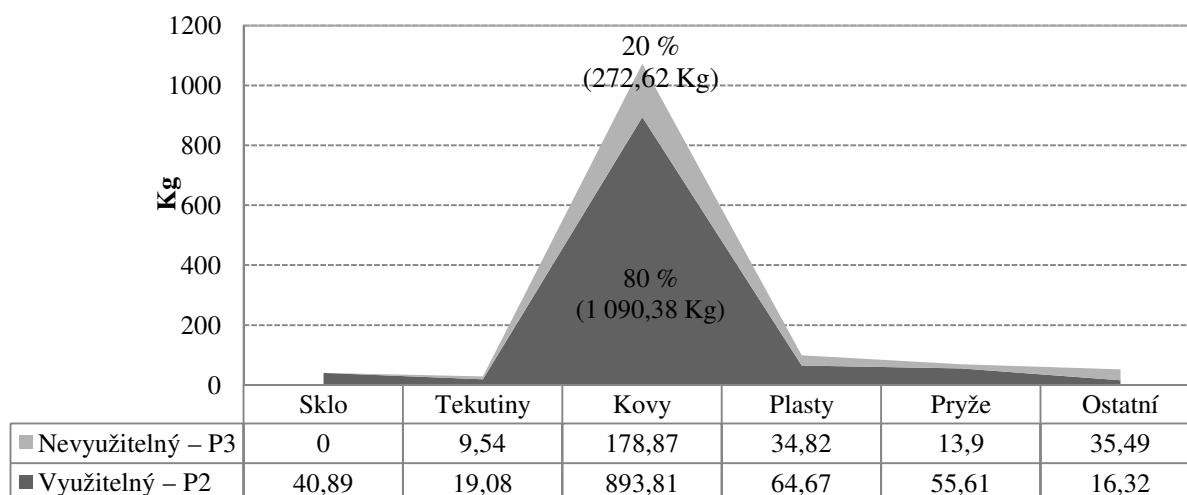
Obrázek 2: Model procesu recyklace autovraku



Zdroj: vlastní zpracování autora.

Místo P1 představuje vstupní materiál určený k recyklaci – vyřazené vozidlo, v tomto případě jde o model Škoda Octavia 1,9 l TDI, 74 kW, pětistupňová převodovka, hmotnost 1 363 kg (členění dle normy VDA 231-106). V procesu nakládání s autovraky vyžadují automobily, které se staly autovrakem, obvykle před recyklací úpravu; vrak vozidla tedy směřuje nejprve k demontáži (přechod T1). Výstupem demontážního procesu jsou druhotné suroviny určené k dalšímu materiálovému využití ve formě náhradních dílů nebo recyklovaných materiálů a energetickému využití ve spalovnách či hutích (místo P2 – rafinovaná paliva, olovo, pryže, olovo, hliník, měď, plasty, atd.). Během procesu vznikají také výstupy v podobě materiálů dále nevyužitelných (místo P3 – odpad, chladicí kapaliny, atp.), které jsou uloženy na skládce. Množství odpadu pak závisí především na designu výrobku, resp. na jeho konstrukci, použitých materiálech a obsahu nebezpečných látek. Místo P4 představuje residuální kostru vozidla, která je určena ke kompresi a šrédrování (přechod T2), přičemž využívá další provozní suroviny (místo P5), kterou je energie. Po vložení parametrů do databáze byly zjištěny nejdůležitější využitelné a nevyužitelné materiály (viz obrázek 3).

Obrázek 3: Využití materiálů z autovraku



Zdroj: vlastní zpracování autora.

Modelový příklad poukazuje na nízkou míru využitelnosti materiálů (80%), kterou by bylo nutné zvýšit o 15% do roku 2015. Tyto hodnoty vypovídají o neoptimálním demontážním procesu, kdy se z autovraku nevyužívá maximum materiálů. Studie tímto poukázala na značný prostor pro další zlepšení stávající míry využitelnosti vraku, a to jak z pohledu materiálového, tak energetického. Bez ohledu na ekonomickou stránku jsou přínosy pro environmentální oblast jednoznačně vyšší než environmentální zátěž související s procesem recyklace vozidla. Demontážní činnost je však pro zpracovatele většinou ztrátová. Z hlediska ekonomického totiž recyklace tak starých automobilů (13-14 let) téměř neposkytuje zpracovateli možnost demontované díly dále prodat na náhradní díly. Po slisování zbytkové karoserie a jejím následném drcení ve šrédru je sice možné získaný materiál využít, avšak jde již jen o drť, která je z velké části určena k energetickému využití. Lze tedy konstatovat, že situace v oblasti nakládání s autovraky je v ČR notně závislá na vysokém stáří vozového parku, neboť ekonomická zátěž, kterou s sebou proces demontáže vozidla nese, je pro zpracovatele často nepřekonatelná.

V daném případě však nebyl zohledněn první krok celého procesu zpracování autovraku, a to doprava vraku na místo zpracování. Analýza bude proto v další fázi výzkumu doplněna o spotřebu paliva (což umožňuje knihovna softwaru Umberto v5.0), maziva a dále emise

dopravního prostředku do ovzduší. Stejně tak by bylo možné při analýze zvážit spotřebu energie, stlačeného vzduchu, dieselu, LPG a olejů v průběhu procesu za použití strojů k demontáži, lisování a drcení. Kromě sledování materiálových toků lze v rámci analýzy procesu sledovat také toky nákladové, přičemž toto téma představuje oblast zájmu autora v navazujícím výzkumu. Se sledováním toku nákladů souvisí také vyhodnocení možnosti efektivního zpracování využitelných recyklovaných materiálů a součástí (vč. prodeje).

Závěr

V tomto článku byla řešena otázka stavu vozového parku v ČR a nakládání s autovraky, následně byla provedena studie recyklace vyřazeného vozidla včetně modelování tohoto procesu z pohledu LCA za použití softwaru Umberto v5.0. Výstupem této studie je vedle identifikace předností a omezení přístupu LCA také vyhodnocení environmentální výkonnosti a zmapování potenciálních oblastí ke zlepšení tohoto procesu.

Odvětví automobilového průmyslu je významnou součástí českého průmyslu, neboť výrazně přispívá k celkovému vývoji hospodářství a významně ovlivňuje saldo obchodní bilance. Nicméně vozový park osobních automobilů, autobusů a nákladních vozidel v ČR je na neuspokojivé úrovni. Průměrný věk osobních automobilů se pohybuje mezi 13 a 14 lety, přičemž v jiných zemích EU se věk OA pohybuje pod hranicí 8 let. Při provozování takto starých vozů dochází k vysokým emisím škodlivých látek, což představuje velkou zátěž pro životní prostředí. Se stářím vozového parku úzce souvisí dramatický nárůst počtu zrušených vozidel v minulých letech. Skládání takového množství odpadu je však neúnosné. Autovrak je přitom zdrojem náhradních dílů a cenných druhotných surovin, a proto se hledají cesty k jeho maximálnímu materiálovému a energetickému využití. Z tohoto důvodu automobilky řeší vývoj designu automobilu ve smyslu jeho konstrukce a použitých materiálů, jejich recyklovatelnosti, obsahu nebezpečných látek, apod. Velkou výzvou pro automobilky je navíc zvyšující se recyklační kvóta při ekologické recyklaci vozidla v roce 2015 (95% využití).

Podniky obecně usilují o minimalizaci nákladů svých operací, s tím je spojena snaha o efektivnější využívání odpadů vznikajících v průběhu životního cyklu produktu a o kvantifikaci dopadů na životní prostředí. Sledování a eliminace environmentálních indikátorů (jako např. využití zdrojů, znečištění půdy, vzduchu, vody) navíc v důsledku šetří značnou část finančních prostředků podniků (Klímková, 2012). Cestu k uchopení nákladů na životní prostředí je tudíž nutno neustále rozvíjet. V posledních letech lze pozorovat velmi pozitivní změnu v přístupu ve sféře nakládání s odpady a autovraky (příkladem může být zvýšení podílu recyklovatelných materiálů v nakládání s odpady). Nicméně jeden ze základních problémů likvidace autovraků spočívá ve ztrátovosti této činnosti. Příjmy z recyklace starších vozů (prodej náhradních dílů a druhotných surovin) jsou často nižší než náklady spojené s jejich pořízením.

S ohledem na fakt, že požadavky na ověřené a srovnatelné (na vědecké bázi) informace o vlivu na životní prostředí produktů a služeb společností se zvyšují, představuje využívání softwaru (jako např. Umberto v5.0) pro analýzu životního cyklu produktu, a tudíž i vlivu na životní prostředí, velký potenciál. Podniky se stále ve velké většině nezabývají systematicky otázkou nakládání s vedlejšími výstupy, a co se stane s výrobky na konci jejich životního cyklu; informace navíc často neodpovídají skutečnosti. Tento článek poukazuje na možnost využití softwaru pro modelování vybraného procesu, sledování materiálového využití včetně rychlé kalkulace ve variantách a monitorování celého spektra důsledků podle LCA konceptu.

Nicméně i metoda LCA s sebou nese jistá omezení, která vycházejí z podstaty input-output analýzy, jako jsou lineární aproximace technických koeficientů, staticnost analýzy a opomenutí oblasti kapitálových služeb (Joshi, 1999). Další problémy se mohou objevit při sběru a agregaci dat, neboť ta pocházejí z mnoha rozličných zdrojů během různých časových období a může tak dojít k významným odlišnostem při estimaci. Další slabinou těchto softwarů je vysoká cena za jeho plnou verzi (s rozsáhlou knihovnou vstupních informací), kterou si malé a střední podniky mohou jen stěží dovolit. Plná verze přitom umožňuje vytváření plně funkčních a reálných modelů. Provedená analýza procesu nakládání s autovraky může navíc posloužit jako vhodný příklad modelování všech problémů spojených s amortizací odpadu.

Co se týče samotného analýzy procesu nakládání s autovraky, modelový příklad poukázal na nízkou míru využitelnosti materiálů (80%). Tyto hodnoty vypovídají o neoptimálním demontážním procesu, kdy se z autovraku nevyužívá maximum materiálů. Je evidentní, že klíčové parametry environmentální výkonnosti jsou spojeny především s procesem recyklace železných kovů a motorů, a stejně tak procesem šředrování, neboť více než 70% hmotnosti vyřazeného vozila je tvořeno kovy. Proto je nezbytné zaměřit se na co nejvyšší míru vytěžení kovových materiálů pro zvýšení environmentální výkonnosti. Další oblastí vyžadující zvýšenou pozornost je recyklace baterií, neboť ta má velký vliv na acidifikaci životního prostředí.

Detailnější případová studie zabývající se zpracováním autovraku v Koreji (Kee, 2007) zdůrazňuje důležitost analýzy konečné fáze životního produktu a její vliv na životní prostředí. Autoři této studie se zaměřují na kategorie dopadu tohoto procesu, přičemž konstatují, že environmentální výhody vyplývající z recyklace autovraku převyšují ekologickou zátěž spojenou s tímto procesem a jednoznačně tedy doporučují klást mnohem větší důraz na environmentální stránku při zpracování autovraků. Další studie z oblasti automobilového průmyslu srovnává environmentální výkonnost ocelových a plastových palivových nádrží během jejich životního cyklu (Joshi, 1999). Autor prokázal, že levnější plastové nádrže představují celkově menší ekologickou zátěž z perspektivy LCA než nádrže ocelové. LCA studie z dalších oblastí, jako např. posouzení zpracování celulózy v papírenském průmyslu (Leinonen, 2006), mapování toku znečišťujících látek v městském prostředí (Azapagic, 2007), LCA v telekomunikačním průmyslu (Scharnhorst, 2008) atd., poukazují na potřebu zpracování LCA analýz v daných oblastech, neboť pomáhají komplexně posoudit environmentální výkonnost procesu, resp. jeho ekologickou zátěž.

Vzhledem k faktu, že komplexní LCA studie osobního automobilu vyrobeného v tuzemských podmínkách neexistuje, je pro autora v rámci další výzkumné činnosti výzvou připravit takovou studii, která by sledovala rovněž energetickou a finanční náročnost (sledování nákladových toků) výroby automobilu v ČR od těžby přírodních zdrojů, přes samotnou průmyslovou výrobu, spotřebu během provozu, až k likvidaci autovraku.

Poděkování

Tento článek byl zpracován s podporou výzkumného projektu: Studentská grantová soutěž Univerzity Pardubice č. SGFES03/2011 „Vědecko-výzkumné aktivity podporující program Ekonomika a management.“

Literatura

- [1] AZAPAGIC, A., C. PETTIT and P. SINCLAIR, 2007. A life cycle methodology for mapping the flows of pollutants in the urban environment. *Clean Technologies and Environmental Policy*, **9**(3), 199–214. ISSN 1618-9558.
- [2] CPC - ČESKÉ CENTRUM ČISTŠÍ PRODUKCE, et al. *Manuál pro nakládání s autovraky* [online]. [cit. 2011-09-22]. Dostupné z: <http://www.envigroup.cz/data/download/downloadbank/prirucka_ekologa/dokumenty/b-odpady/manual_autovraky/manual_autovraky.pdf>.
- [3] EKVALL, T. and B. P. WEIDEMA, 2004. System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis. *Consequential Life Cycle Inventory Analysis*, **9**(3), 161-171. ISSN 09483349.
- [4] HEIJUNGS, R., G. HUPPES and J. B. GUINÉE, 2010. Life cycle assessment and sustainability analysis of products, materials and technologies. Toward a scientific framework for sustainability. *Polymer Degradation and Stability*, **95**(3), 422-428. ISSN 0141-3910.
- [5] HUNKELER, D. and G. REBITZER, 2005. The Future of Life Cycle Assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. September, **10**(5), 305-308. ISSN 1614-7502.
- [6] HUNT, R. G. and W. E. FRANKLIN, 1996. LCA - How it came about: Personal reflections on the origin and the development of LCA in the USA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, **1**(1), 4-7. ISSN 1614-7502.
- [7] HUPPES, G. and M. ISHIKAWA, 2007. *Quantified eco-efficiency: An introduction with applications*. Dordrecht: Springer, 330 s. ISBN 978-1-4020-5399-3.
- [8] JANOUŠKOVÁ, K., 2007. *Problematika likvidace autovraků*. Pardubice, 73 s. Diplomová práce. Univerzita Pardubice, Fakulta ekonomicko-správní.
- [9] JOSHI, S., 1999. Product Environmental Life-Cycle Assessment Using Input-Output Techniques. *Journal of Industrial Ecology*, **3**(2-3), 95-120. ISSN 1530-9290.
- [10] KEE, M. J., J. H. SEOK, Y. L. JI and H. TAK, 2007. Life Cycle Assessment on End-of-Life Vehicle Treatment System in Korea. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, **13**(4), 624-630. ISSN 1226-086X.
- [11] KLÍMKOVÁ, M. a J. HORNUNGOVÁ, 2012. Vliv environmentální výkonnosti podniku na výkonnost ekonomickou. *Acta academica karviniensia*, č. 3, 46-53. ISSN 1212- 415X.
- [12] KLÖPPFER, W., 2008. Life Cycle Sustainability Assessment of Products. *International Journal of Life Cycle Assessment*, **13**(2), 89-94. ISSN 1614-7502.
- [13] KOČÍ, V., 2010. *Příručka základních informací o posuzování životního cyklu: LCA*. Praha: VŠCHT, 27 s.
- [14] KOSOVIČ, M., 2009. Recyklace starých vozidel, životní prostředí v obchodní síti, vývoj a výroba: Produkt a jeho životní cyklus - recyklace. *Konference o udržitelnosti automobilového průmyslu*, Mlada Boleslav: ŠKODA AUTO a.s., s. 71-73.
- [15] LEINONEN, A., M. FORSELL, C. HOHENTHAL-JOUTSIMO, E. HILTUNEN and H. WESSMAN, 2006. New approach to environmentally oriented product development in the pulp and paper industry. *EMAN Graz 2006 Conference Proceedings*.

- [16] MURATA, T., 1989. Petri net: properties, analysis and applications. In Proceedings of the IEEE, **77**(4), 541–580. DOI:10.1109/5.24143.
- [17] MURAYAMA, T., S. HATAKENAKA, N. NARUTAKI, F. OBA and L. SHU, 2000. Simulation Based on Petri Nets for Planning Life Cycles and Supply Chains. In *Proceedings of the ASME Japan-USA Symposium on Flexible Automation*, paper No. 2000JUSFA-13001.
- [18] MULYAR, N. and W. M. P. Van Der AALST, 2005. Towards a pattern language for colored petri nets. In *Sixth Workshop and Tutorial on Practical Use of Coloured Petri Nets and the CPN Tools*.
- [19] MVČR [online], c2010 [cit. 2011-09-22]. Centrální registr vozidel. Dostupné z: <<http://www.mvcr.cz/clanek/centralni-registr-vozidel-865510.aspx?q=Y2hudW09MQ%3d%3d>>.
- [20] MYŠKOVÁ, R. a J. ĎURIŠOVÁ, 2010. Vývoj dynamického ukazatele ROE (Return on Equity) v automobilovém průmyslu ČR. In *MANEKO (Manažment a ekonomika podniku)*. Bratislava: Nakladateľstvo STU Bratislava, **2**. ISSN 1337-948.
- [21] NORRIS, G. A. a J. M. SEGAL, 2002 Life Cycle Sustainable Development: An Extension of the Product Life Cycle Assessment Framework to Address Questions of Sustainable Consumption and Development. In HERTWICH, E. *Life-cycle Approaches to Sustainable Consumption: Workshop Proceedings*. Laxenburg: International Institute for Applied Systems Analysis, pp 193-205.
- [22] SCHARNHORST, W., 2008. Life Cycle Assessment in the Telecommunication Industry: A Review. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, **13**(1), 75–86.
- [23] SCHENCK, R., 2005. Why LCA? *Building Design & Construction*, pp 4-5. ISSN 00073407.
- [24] STEEN, B., 2005. Environmental costs and benefits in life cycle costing. *Management of Environmental Duality*, **16**(5), 107-118. ISSN 1477-7835.
- [25] THIESEN, J., B. P. WEIDEMA, et al., 2008. Rebound effects of price differences. *International Journal of Life Cycle Assessment*, **13**(2), 104-114. ISSN 1614-7502.
- [26] SDA [online], 2011 [cit. 2011-01-20]. Vozidla vyřazená z CRV - Celkem vyřazená za rok: 1-12/2010, statistické údaje. SDA / CIA. Dostupné z: <<http://portal.sda-cia.cz/statr/2010-12.prezr.CZ.html>>.
- [27] *Sdružení automobilového průmyslu* [online], c2002 [cit. 2011-01-20]. Přehledy výroby a odbytu vozidel domácích výrobců. Dostupné z: <<http://www.autosap.cz/default2.asp?page=%7b4A86501A-BBD5-4B8F-AE57-397BC8051C9A%7d>>.
- [28] Zákon č. 13/1997 Sb., o pozemních komunikacích, ve znění pozdějších předpisů. In *Sbírka zákonů, Česká republika*.
- [29] Zákon č. 185/2004 Sb., o odpadech, ve znění pozdějších předpisů. In *Sbírka zákonů, Česká republika*.