

**Česká zemědělská univerzita v Praze**



**Fakulta životního  
prostředí**

Katedra aplikované ekologie

Disertační práce

**Odvětvová analýza materiálových toků v sektoru  
energetiky České republiky**

*Soubor prací*

Vypracoval:

**Ing. Jaroslav Dvořák**

Školitelka:

prof. Ing. Zdeňka Wittlingerová, CSc.

Termín vypracování:

říjen 2019

Tato disertační práce byla vypracována na Katedře aplikované ekologie Fakulty životního prostředí České zemědělské univerzity v Praze v období říjen 2012–říjen 2019.

Prohlašuji, že jsem tuto disertační práci vypracoval samostatně pod vedením prof. Ing. Zdeňky Wittlingerové, CSc., a uvedl jsem všechny literární prameny, ze kterých jsem čerpal.

V Praze, 21. 10. 2019

Ing. Jaroslav Dvořák

## **Poděkování**

Děkuji prof. Ing. Zdeňce Wittlingerové, CSc., za odborné vedení disertační práce.

Děkuji spoluautorům přiložených publikací a všem, kteří mě jakkoli podpořili během studia.

Práce byla podpořena interní Grantovou agenturou Fakulty životního prostředí České zemědělské univerzity v Praze:

20134263 Materiálové toky vybraných chemických látek při spalování fosilních paliv

20154257 Toky materiálů a energií při výrobě tepla a elektrické energie v České republice

## SOUHRN

V České republice je 56 % elektrické energie a 78 % veřejně distribuovaného tepla vyráběno z fosilních paliv, převážně z tuzemského hnědého uhlí. Těžba hnědého uhlí je omezena vládními územně ekologickými limity. Česká republika, jeden z nejdůležitějších exportérů elektrické energie v Evropě, má v současné době ambiciózní energetickou koncepci. Závislost české energetiky na hnědém uhlí se má snížit o více než 2/3 do roku 2040. V posledních dvou letech byly zaznamenány záměry některých provozovatelů městských tepláren nahradit hnědé uhlí směsnými komunálními odpady.

Cílem práce bylo vyhodnotit dopady sektoru české energetiky (odvětví spalování fosilních paliv) na životní prostředí pomocí analýzy materiálových toků (MFA). Sektorová analýza MFA byla provedena na základě identifikace a kvantifikace toků jednotlivých typů materiálů. Analýza toků látky (olova, příloha 5) totiž ukázala, že v prostředí České republiky jsou dostatečné datové zdroje pro provedení sektorové analýzy MFA. Extrapolací výsledků sektorové analýzy MFA byla ověřena státní energetická koncepce. Související analýza byla zaměřena na MFA v systémech výroby tepla spalujících směsné komunální odpady, hnědé uhlí a zemní plyn. Dopady povrchové těžby hnědého uhlí na krajinu nebyly ani v jednom z případů analyzovány, protože indikátory záboru/využívání krajiny nejsou s indikátory materiálových toků kompatibilní (příloha 3).

Vstupy české energetiky při využívání fosilních paliv byly v roce 2015 přibližně 36 milionů tun (včetně 1,3 milionu tun vápence), zpracované výstupy 56 milionů tun. Z navazující prognózy materiálových toků plyne, že Česká energetická koncepce pravděpodobně nebude splněna. Tato skutečnost může vést k významnému snížení exportu elektrické energie do okolních zemí po roce 2025. Případný import nebo pokračování těžby hnědého uhlí za limity může vést k nesplnění mezinárodních závazků z důvodu nízkých emisních stropů na NO<sub>x</sub> a SO<sub>2</sub> (příloha 1).

Analýza systémů výroby tepla (příloha 2) ukázala, že spalování směsných komunálních odpadů mělo přibližně o 50 % horší dopady na životní prostředí v kategoriích acidifikace a tvorba přízemního ozonu ve srovnání s hnědým uhlím. Spalování zemního plynu vykazovalo nejnižší dopady na životní prostředí s výjimkou spotřeby fosilních paliv a globální změny klimatu. Při nahrazování hnědého uhlí tak může být vhodné spalování směsných komunálních odpadů a zemního plynu, případně jiného environmentálně příznivějšího zdroje. Při posuzování dopadů kogenerační výroby elektrické energie a tepla na životní prostředí je důležité vhodně definovat funkční jednotku – sumu tepla a elektrické energie, nebo teplo na výstupu z kotle. Sektorová MFA (příloha 1) byla shledána vhodným nástrojem pro posuzování dopadů koncepcí na životní prostředí.

**Klíčová slova:** MFA, hnědé uhlí, energetické využívání odpadů, surovinová politika, indikátory dopadu



## SUMMARY

Fossil fuels, mostly brown coal, are resources used for generating 56% of electricity and 78% of heat that is distributed over the public network in the Czech Republic. Brown coal mining is limited by territorial ecological bans (Czech government act). The Czech Republic, which is one of the largest exporters of electricity in Europe, currently has an ambitious energy policy. Brown coal consumption of Czech energy sector should decrease by more than 2/3 by 2040. Some operators of urban heating plants are considering replacing the brown coal with a mixed municipal solid waste. The environmental impacts of the Czech energy sector were assessed using a material flow analysis (MFA). MFA on the sectoral level was based on the identification and quantification of each material flow of Czech fossil energy sector.

The previous analysis of substance flows (lead, Appendix 5) has shown that there are sufficient data sources for MFA on sectoral level in the Czech Republic. The Czech energy policy was verified by extrapolating the results of sector MFA (Appendix 1). The related MFA (Appendix 2) was focused on heat generation systems combusting mixed municipal solid waste, brown coal and natural gas. The impacts of surface brown coal mining on the landscape were not assessed, as the indicators of land occupation/land use change are not compatible with material flow indicators at present, as showed in Appendix 3.

The inputs of the Czech energy sector were approximately 36 million t (including 1.3 million tons of limestone) and processed outputs 56 million tons in 2015. Results showed that the Czech energy policy may not be fulfilled. This may cause a significant reduction of electricity exports to the neighbouring countries after 2025. Importing of the brown coal or the continuation of brown coal mining in banned areas may result in exceeding of international obligations on NOX and SO2 emission ceilings.

The MFA of heat production systems revealed, that the combustion of mixed municipal solid waste has an approximately 50% higher impact value in the categories of acidification and ground-level ozone formation, in comparison to the brown coal. Combustion of natural gas has the lowest environmental impact, excluding fossil fuels consumption and global warming potential categories. Therefore, a combination of mixed municipal solid waste and natural gas, or another, more environmentally friendly source, may be appropriate in case of replacing the brown coal. It has been found that the definition of a functional unit is crucial for assessing the impacts in case of electricity and heat cogeneration. The sum of electricity and heat used, or heat of superheated steam before use, should be used for comparative MFAs.

The MFA on sectoral level can be a useful tool for assessing the environmental impacts of some important strategies.

**Keywords:** MFA, energy, brown coal, lignite, waste-to-energy, raw material policy, environmental impact indicators

## Seznam zkratk

MFA	Analýza materiálových toků
ASVEP	Asociace pro využití energetických produktů
DMC	Domácí materiálová spotřeba
DMI	Domácí materiálový vstup, případně přímý materiálový vstup
DPO	Přímý zpracovaný výstup
ECOBA	Evropská asociace pro produkty vznikající spalováním uhlí
GWP100	Potenciál globální změny klimatu během příštích 100 let
HDP	Hrubý domácí produkt
ISOH	Informační systém odpadového hospodářství
LCA	Posuzování životního cyklu
MPO	Ministerstvo průmyslu a obchodu České republiky
MŽP	Ministerstvo životního prostředí České republiky
NACE	Klasifikace ekonomických činností
NAS	Přírůstek zásob
PM10	Částice o největším rozměru $\leq 10 \mu\text{m}$
R	Recyklace, využití odpadu, podle vyhl. č. 383/2001 Sb.
RMC	Spotřeba přírodních surovinových zdrojů
RMIS	Informačním systému o surovinách
SEA	Hodnocení dopadů koncepcí na životní prostředí
SEEA 2012	Systém environmentálně-ekonomického účetnictví
SFA	Analýza toků látky
U <sub>c</sub>	Míra cyklického využití materiálu
VOC	Těkavé organické látky

## **OBSAH**

1. Úvod .....	8
2. Současný stav řešené problematiky .....	10
2.1 Analýza materiálových toků .....	10
2.1.1 Santoriova analýza a výrobní systém jako živý organismus .....	10
2.1.2 Aplikace analýzy materiálových toků .....	12
2.1.3 Účetnictví materiálových toků .....	16
2.1.4 Vybrané indikátory materiálových toků, toků energie a využití půdy .....	20
2.1.5 Vybrané indikátory dopadu materiálových toků na životní prostředí .....	24
2.2 Analýza materiálových toků a výroba elektrické energie a tepla z fosilních paliv .....	27
2.3 Posuzování životního cyklu pro spalování fosilních paliv při výrobě elektrické energie a tepla .....	30
2.4 Nedostatky současné úrovně analýzy materiálových toků .....	32
2.5 Výroba elektrické energie a tepla ve spalovacích zdrojích .....	35
2.6 Výroba elektrické energie a tepla z fosilních paliv v České republice .....	37
3. Cíle práce .....	42
4. Vlastní práce .....	43
5. Komentáře k publikacím .....	44
5.1 Aktualizace Energetické koncepce České republiky může způsobit nestabilitu dodávek elektrické energie ve střední Evropě .....	47
5.2 Hospodářská nekoherence konceptu „waste-to-energy“ a plánu snižování emisí (případová studie, Česká republika) .....	56
5.3 Indikátory pro monitorování zastavěné plochy – případová studie České republiky a EU .....	60
5.4 Spotřeba energie při těžbě a úpravě uhlí v České republice .....	63
5.5 Materiálové toky olova v České republice .....	64
6. Závěry .....	66
Seznam použité literatury .....	68
Přílohy .....	83

## 1. Úvod

Dopady lidských činností na životní prostředí planety se v historii měnily v souvislosti s pokroky při využívání energie, materiálů a krajiny. Počátky řízeného využívání energie, zejména tepla ohně, jsou do současnosti předmětem výzkumu archeologů (Gowlett a Wrangham, 2013), výhody jeho využívání v přípravě stravy nebo zpracování kovů v historických obdobích jsou však obecně známy. I přes významné dopady zemědělské činnosti člověka na geobiosféru v dřívějších obdobích považuje Crutzen (2002) za počátek současného geologického období – antropocénu – až vynález parního stroje z roku 1784. Jakkoliv může být taková definice pro vymezení nového geologického období nedostatečná (Hamilton, 2016), je nesporné, že objev účinných způsobů přenosu tepelné energie z hořícího paliva na energii pohybovou s jejím následným využitím umožnil nejrychlejší růst světové populace člověka v jeho historii, zejména pak po roce 1945 (UNFPA, 2012). Během antropocénu narostl globální hospodářský výkon 120krát (měřeno jako nárůst hrubého domácího produktu) a byl doprovázen růstem spotřeby nerostných surovin jako zdrojů energie a pro výstavbu infrastruktury (Smil, 2015). V současné době tvoří materiálové vstupy do výroby energie značný podíl vstupů materiálů do socioekonomického systému ve všech rozvinutých zemích, v Evropské unii tvoří fosilní paliva a energeticky využívaná biomasa přibližně 38 % všech vstupujících materiálů, při jejichž využívání vzniká 54 % všech škodlivých emisí uvolňovaných do ovzduší a 27 % všech tuhých a kapalných odpadů na straně výstupu (European Commission, 2018a). Toky energeticky využívaných surovin lze stále považovat za otevřené a lze tak očekávat, že výroba jednotlivých forem energie bude i nadále patřit mezi hlavní zátěže pro životní prostředí.

Potřeba sledování dopadů socioekonomického systému na životní prostředí vedla již od poloviny 60. let 20. století k rozvoji řady indikátorů spojených se vstupy a výstupy materiálů. Wolman (1965) publikoval článek s názvem Metabolismus měst, dle kterého lze na socioekonomický systém města pohlížet jako na samostatný živý organismus závislý na vstupech surovin ze svého okolí a produkující výstupy vypouštěné do všech složek životního prostředí. V té době již bylo možno využívat metody a data o vstupech a výstupech od ekonomů, kteří sledovali vstupy a výstupy v monetárních jednotkách (Leontief, 1966) s předpokladem, že tyto vstupy a výstupy provázejí velmi často také toky materiálů nebo energií. Byly zavedeny termíny jako průmyslový (Ayres, 1989) nebo společenský (Fischer-Kowalski, 1998) metabolismus. Zajímavostí je, že sledováním socioekonomického systému

jako metabolismu živého organismu se intenzivně zabýval také Lohm, entomolog se zaměřením na společenský hmyz, zejména mravence (např. Lohm et al., 1994).

Analýza materiálových toků (z angl. *Material flow analysis* – MFA) je ve skutečnosti souborem metod pro sledování toků materiálů, energií, prostoru, živých organismů nebo informací, a to vstupů, výstupů a stavu zásob socioekonomických systémů definovaných v prostoru a čase (Bringezu a Moriguchi, 2018). Interdisciplinární přístup pak přináší řadu dalších způsobů, jak znalosti materiálových toků využít v rámci hospodářských zájmů, ochrany životního prostředí nebo sociálního rozvoje společnosti. Znalost indikátorů materiálových toků lze tak využít v rámci všech třech pilířů (ekonomického, environmentálního a sociálního) dlouhodobě udržitelného života (Meadowcroft, 2009). Obecné principy MFA a základní používané metody, které jsou stále rozvíjeny, byly podrobně popsány v knize, kterou editovali Brunner a Rechberger (2003).

Předkládaná práce se zabývá hodnocením nejvýznamějších materiálových toků v sektoru energetiky, tedy v sektoru, který zásadně ovlivňuje kvalitu života společnosti, a dále hodnocením dopadu těchto materiálových toků na životní prostředí. Pro účely práce byl sektor energetiky České republiky definován jako výroba a rozvod elektrické energie a tepla, které jsou distribuovány pomocí veřejných sítí, tedy jako NACE 35 v souladu s Evropskou klasifikací ekonomických činností (NACE - Nomenclature générale des Activités économiques) odvozenou od Mezinárodního standardu klasifikace ekonomických činností OSN (UN, 2008). Analyzovaným odvětvím byla výroba elektrické energie a tepla z fosilních paliv v rámci sektoru energetiky České republiky, dle české klasifikace ekonomických činností CZ-NACE 35.10 a 35.30.1.

## 2. Současný stav řešené problematiky

Sektorová analýza MFA je v současné době teprve rozvíjena. Z toho důvodu bylo třeba využít základy analýzy MFA na makroekonomické úrovni a tyto vhodně doplnit známými metodami využívanými při analýze vstupů a výstupů na nižších ekonomických úrovních. Výsledky MFA bylo možné využít při stanovení hodnot vybraných indikátorů dopadu na životní prostředí.

### 2.1 Analýza materiálových toků

Analýza MFA je souborem různých metod, jejichž cílem je zjistit nároky života člověka na životní prostředí. Na různých ekonomických úrovních je pomocí MFA možno určit vstupy materiálů, výstupy materiálů, změnu stavu zásob sledovaného systému, který je definován v prostoru a čase. MFA je proto vhodná pro analýzu jednoho výrobního kroku v továrně, stejně jako pro analýzu socioekonomického systému státu, kontinentu nebo celé Země (Brunner a Rechberger, 2003). Přitom by MFA měla vždy dbát na zákon zachování hmotnosti a energie stanovením následujících bilančních rovnic:

$$\sum m_i = \sum m_o + \Delta m_s \quad (1),$$

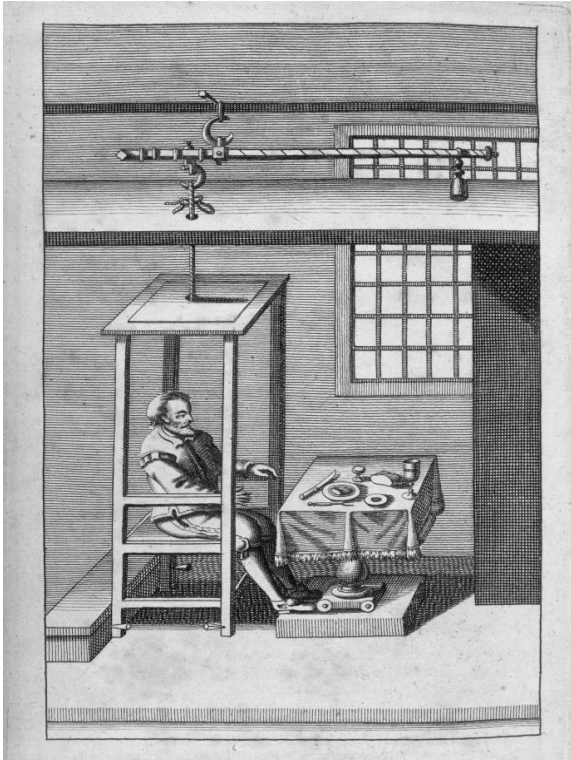
kde  $m_i$  je hmotnost všech vstupů,  $m_o$  je hmotnost všech výstupů a  $\Delta m_s$  je rozdíl hmotnosti zásob, a:

$$\sum e_i = \sum e_o + \Delta e_s \quad (2),$$

kde  $e_i$  je veškerá vstupní energie,  $e_o$  je veškerá výstupní energie a  $\Delta e_s$  je rozdíl zásob energie.

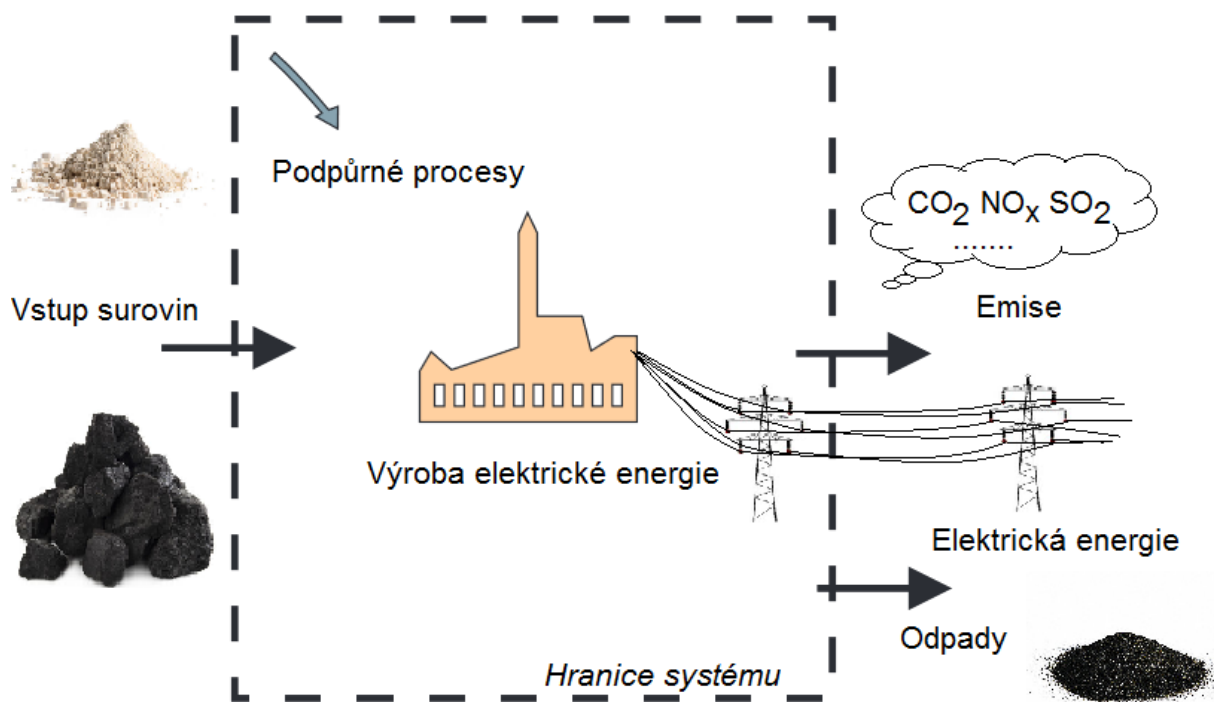
#### 2.1.1 Santoriova analýza a výrobní systém jako živý organismus

Pro přiblížení postupů MFA je možno využít příklad analýzy vstupů a výstupů metabolismu lidského organismu, kterou provedl italský lékař Santorio (1561-1636). Ten sestavil tzv. „vážící židli“, na které po dobu 30 let vážil sebe i své pacienty (obrázek 1). Santorio tak vlastně zkoumal vstupy, výstupy a změnu zásob metabolismu člověka a došel k tehdy překvapivému závěru, že na 8 kg požitého jídla a pití vznikne při zachování hmotnosti organismu pouze 3 kg výstupu v podobě výkalů. Zabýval se také vylučovaným potem, došel ale k hypotéze, že hmotnost se „ztrácí“ respirační činností, přestože hmotnost vdechovaných a vydechovaných plynů neznal.



**Obrázek 1:** Santoriova „vážící židle“. Santorio (1614) dospěl k hypotéze, že více než polovina hmotnosti výstupů z lidského organismu je produkována respirační činností. Hmotnostní bilance známých vstupů a výstupů v případě jeho organismu nebyla během sledovaného období vyrovnaná, přestože jeho hmotnost zůstala nezměněna. Oxidační procesy a zákon o zachování hmotnosti byly známy až po více než 100 letech po jeho smrti, proto Santorio nezahrnul do analýzy hmotnost spotřebovaného kyslíku a produkovaného oxidu uhličitého.

Na výrobní systém znázorněný na obrázku 2, který vyrábí elektrickou energii a teplo z fosilního paliva, lze pohlížet podobně jako na živý organismus. Podobným způsobem lze nahlížet na celou řadu ekonomických činností člověka. Hranice systému lze nastavit na mikroekonomické úrovni kolem jednoho výrobního kroku v továrně, kolem celého výrobního, distribučního či obchodního systému, nebo na makroekonomické úrovni kolem národního hospodářství státu nebo světadílu.



**Obrázek 2:** Pohled na výrobní systém jako na živý organismus se vstupy a výstupy. Množství uhlíku vystupujícího z tohoto výrobního systému ve formě CO<sub>2</sub> do atmosféry představuje přibližně 57 % hmotnosti vstupujícího černého uhlí (Spath et al., 1999). Poměr vstupů a výstupů CO<sub>2</sub> je tedy podobný jako v případě lidského organismu zkoumaného Santoriem. V případě makroekonomických MFA je pravidlem, že toky vody jsou zanedbány s výjimkou vody chemicky vázané a vody obsažené v materiálech.

„Ekologie“ ekonomického systému (tedy vztahy mezi posuzovaným ekonomickým systémem a jeho okolím) se také do určité míry podobá ekologii živého organismu. Příkladem může být Liebigův zákon minima, který platí pravděpodobně i pro výrobní systémy. Analýza toku limitujícího prvku, látky nebo materiálu (*Substance flow analysis – SFA*) proto sleduje toky strategických surovin (fosilní paliva nebo biomasa vyjádřená jako množství C) nebo biogenních prvků (N, P) či kovových prvků (Cu, Pb, Ni apod.) (Huang et al., 2012). SFA je v současné době rozšířenou metodou, která slouží k analýze toku látky ekonomickým systémem. SFA obvykle kombinuje data získaná ze statistických zdrojů s daty získanými u korporací (např. Wang et al., 2015; Chowdhury et al., 2016; Zeng et al., 2018).

### 2.1.2 Aplikace analýzy materiálových toků

Environmentální inženýrství bylo popsáno jako: 1) studium vzniku, pohybu, osudu a účinků látek v životním prostředí; 2) návrh a realizace prevence a zmírňování následků poškození životního prostředí (Valsaraj, 2000). Cílem environmentálního inženýrství je v tomto směru zejména (ad 1) zajistit, že toky látek jsou udržovány na takové úrovni, která neohroží zdraví



lidí, dostupnost zdrojů a fungování přírodních systémů, a také (ad 2) aby související ekonomické náklady (externality) byly vynakládány zúčastněnými subjekty. MFA se používá ke studiu toků látek získávaných v životním prostředí a jejich dalším osudu. MFA tak lze použít například k řízení osudu živin v povodí, k podkladům pro návrh čištění splaškových vod, pro zjištění množství znečišťujících látek v půdě, řízení strategií pro omezování znečišťování ovzduší nebo nalezení hlavních zdrojů znečišťujících látek (Brunner a Rechberger, 2003). Na základě znalosti materiálových toků lze následně vyhodnotit úroveň dopadu na životní prostředí pomocí dalších metod, umožňujících kvantifikaci dopadů a porovnávání jednotlivých kategorií dopadu, např. metody posuzování životního cyklu (*Life cycle assessment - LCA*, Kočí, 2009). Výsledky LCA by měly být využívány při spravedlivé distribuci nákladů na ochranu životního prostředí a uplatňování pravidla „znečišťovatel platí“ (Jonas, 1983; Swarr et al., 2016).

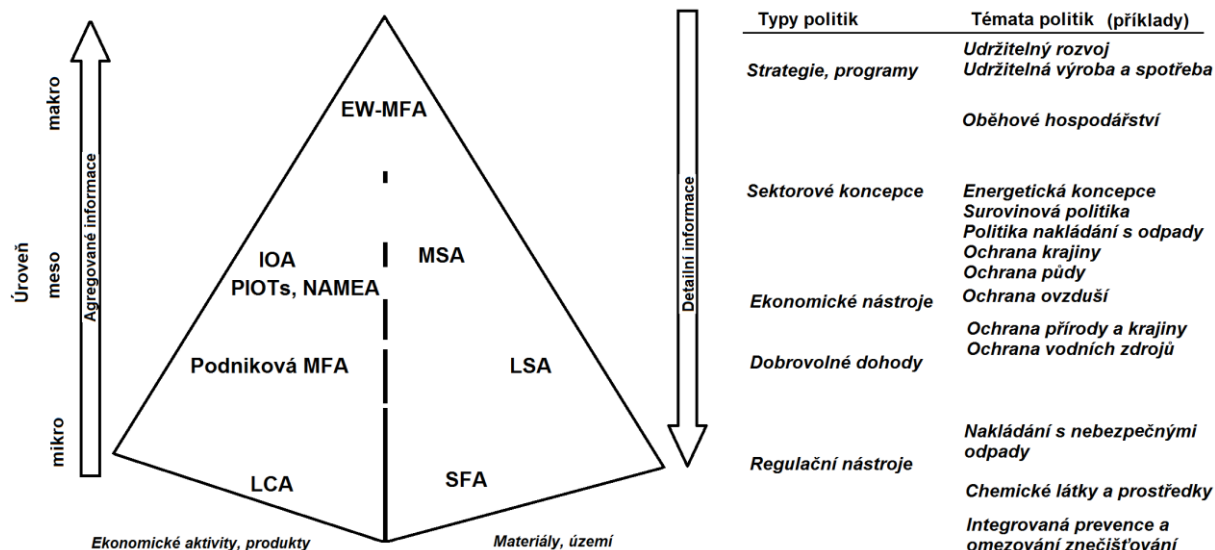
Ehrenfeld (1997) definoval základní principy průmyslové ekologie jako: 1) možnosti řízení využívání materiálů a průmyslových procesů, 2) vytvoření průmyslových procesů umožňujících uzavírání materiálového toku, 3) dematerializace výstupů, 4) optimalizace využívání energie, 5) vyrovnání vstupů a výstupů průmyslu s ekosystémovými kapacitami. V těchto případech má MFA nezastupitelnou úlohu, zejména při vytváření podkladů. Ad 1): Vlastní znalost toků zboží (např. paliv, stavebních minerálů, oceli nebo hnojiva) a látek (např. C, Fe, Al, K, P, Cd nebo Hg) je důležitá pro řízení jejich efektivního využití. Ad 2): Znalost kvality a kvantity výstupů procesů na straně jedné a vstupů jiných procesů umožňuje vytvořit nové procesy, které vyrobí z původně nepoužitelných výstupů vstupy do procesů stejných nebo jiných, čímž dojde k uzavření materiálového toku. MFA také může poukázat na zbytečné zásoby některých materiálů v posuzovaném systému. Uzavírání materiálových toků vyžaduje také podrobnou znalost změny kvality materiálu, protože v některých případech dochází k jeho kontaminaci. Při uzavírání materiálových toků hrozí určitá rizika, např. při výrobě betonu z elektrárenského popílku obsahujícího nebezpečné látky nebo přenos choroby bovinní spongiformní encefalopatie (tzv. nemoc šílených krav) při opětovném využívání živočišných bílkovin. Ad 3): Dematerializace lze dosáhnout také sdílením produktů (např. sdílení vozidel); nebo technologickým zlepšením konstrukcí produktů (např. lehčí obaly, využití pevnějších materiálů v menším množství, prodloužení životnosti výrobků apod.), případně organizací práce (směnný provoz). Ad 4): Typickým případem optimalizace využívání energie je kogenerační

výroba elektrické energie a tepla v případě jejich efektivního využití. K optimalizaci využívání elektrické energie a tepla lze dosáhnout také logistickými opatřeními, které brání výkyvům ve spotřebě energií, nebo synchronizují okamžitou spotřebu energií s možnostmi jejího zdroje. Seskupením výrobních procesů může vzniknout takzvaná průmyslová symbióza, ve které se jednotlivé průmyslové procesy doplňují a využívají materiálové toky a energie efektivně. Příkladem může být dánské město Kalundborg, které je nazýváno „průmyslovým ekosystémem“. Mezi továrnami je vyměňována celá řada využitelných materiálů (zachycené popílký, síra, kaly a podobně) a energie, zejména odpadní teplo z výroby elektrické energie, a to v okruhu 3 km (Chertow, 2000). Průmyslové ekosystémy jsou obvykle spontánně vytvářeny z důvodu finančních úspor, ekonomickou výhodou pak může být i jejich vysoká stabilita (Ashton et al., 2017). Ad 5): Vyrovnání vstupů a výstupů průmyslu s ekosystémovými kapacitami vyžaduje znalosti toků látek kombinovat se znalostmi o zasažených ekosystémech v okolí, zejména známá schopnost tolerance ekosystémů na míru znečištění jednotlivými znečišťujícími látkami.

Za zdroje socioekonomického systému lze považovat kromě materiálů a energií také prostor, živé organismy, tzv. lidské zdroje nebo informační zdroje (Brunner a Rechberger, 2003). Pokud se však MFA zabývá pouze materiály a energií, je třeba rozlišovat mezi zdroji primárními a sekundárními, mezi něž patří i odpady. Odpady v mnoha případech přestaly být výstupem do životního prostředí, ale jsou chápány jako zdroje při uzavírání materiálových toků. Odpadové hospodářství se stalo celé součástí řízení zdrojů a v praxi je velmi složité označit něco za odpad, protože sám termín odpad ztrácí svůj význam. Politika „prevence vzniku odpadů“ stále více přechází k „materiálově udržitelné politice“, která uznává jednotlivé odpady jako sekundární zdroj (Silva et al., 2017), který neopouští posuzovaný socioekonomický systém. Při využívání zdrojů během celého životního cyklu, včetně fáze, kdy lze materiál nazývat odpadem, existují obecné cíle: chránit lidské zdraví a životní prostředí; zdroje surovin, energie a prostor; vyhnout se ukládání odpadů na skládky, které potřebují dlouhodobou následnou péči. Výše uvedené cíle jsou ve vyspělých zemích částečně implantovány do právních předpisů. V Evropské unii vycházejí tyto cíle především z předpisů vztahujících se přímo na odpadové hospodářství (UN, 2014; Winans et al., 2017). Na fázi získávání surovin, výrobu a spotřebu mají předpisy platné v Evropské unii jen omezený vliv (např. v případě obalů, baterií a akumulátorů, pneumatik a elektrospotřebičů). Situaci

by mohla změnit Směrnice Evropského parlamentu a Rady (EU) 2018/851, kterou se mění směrnice 2008/98/ES o odpadech a související změna národních předpisů. Přechod na tzv. oběhové hospodářství může vyžadovat některá omezení ve fázích výroby a spotřeby. Některé výstupy z výrobních procesů navíc tyto předpisy (např. zákon 185/2001 Sb. o odpadech, v platném znění; Směrnice 2008/98/ES o odpadech, v platném znění) vylučují ze své působnosti, např. jako vedlejší produkty, čímž je komplikována evidence jejich dalších toků. Tato skutečnost sice může napomoci uzavírání materiálových cyklů, materiálové toky ale pak nelze v České republice v mnoha dalších zemích Evropské unie kontrolovat. Příkladem jsou vedlejší produkty a výrobky z energetiky, tedy různé druhy popelovin (Shih a Ma, 2011) a produktů čištění spalin (Zhao et al., 2018), které splní normy pro stavební suroviny nebo výrobky a mohou být dále využívány způsoby obvyklými pro obdobné přírodní materiály i přes určitá rizika pro životní prostředí a zdraví.

Leontief (1928) ve své práci „Ekonomika jako cyklus“ uvedl, že bohatství jako hmota (vyjádřená monetární jednotkou) je omezené a jeho část cirkuluje mezi jednotlivými ekonomickými činnostmi (např. výrobními procesy). O jedno století později lze např. v USA, Japonsku a Jižní Koreji (Stahel, 2016) nebo Číně (Su et al., 2013) a Evropské unii (European Commission, 2018a) očekávat příchod politiky tzv. „cirkulární ekonomiky“ případně „oběhového hospodářství“, při jejíž realizaci bude nutno sledovat nejen toky odpadů, ale obecně toky materiálů, které by mohly být nebezpečné pro lidské zdraví, životní prostředí nebo by byly neúnosné pro stabilitu dotčených ekosystémů. Nové strategie s sebou nesou nutnost sjednocení předpisů v oblasti chemických látek, produktů a odpadů (European Commission, 2018b) a dotýkají se tak všech fází životního cyklu produktů a služeb. Analýza materiálových toků se stala základním nástrojem pro řízení oběhového hospodářství. Zajímavostí je, že v Evropské unii, Japonsku a USA je oběhové hospodářství prosazováno od odpadů směrem nahoru k výrobcům, zatímco v Číně se jedná o politický cíl prosazovaný od výrobců směrem k odpadům (Ghisellini et al., 2016). Příklady nástrojů analýzy MFA jsou znázorněny na obrázku 3.



**Obrázek 3:** Znázornění příkladů nástrojů analýzy MFA a jejich zařazení podle OECD (2008). Vzhledem k současné úrovni poznání existují také LCA provedené na mesoúrovni.

EW-MFA – Účetnictví materiálových toků pro celé hospodářství. Národní nebo nadnárodní makroekonomická úroveň (EU-28). Kvantifikuje všechny toky materiálu na hranici systému. Přináší agregované informace o celkových tocích materiálů nebo základních skupin materiálů přes hranice sledovaného ekonomického systému.

IOA – Analýza vstupů a výstupů, případně modelování vstupů a výstupů. Využívá PIOTs – tabulky vstupů a výstupů, které zaznamenávají vstupy a výstupy některých nebo všech materiálů pro jednotlivá ekonomická odvětví včetně toků meziproduktů mezi odvětvími, případně NAMEA – disagregaci materiálových toků podle jednotlivých odvětví na hranici přírodního a ekonomického prostředí, případně určitém mezistupni.

Podniková MFA – Analýza materiálových toků pro systém korporace, výrobního závodu nebo výrobního postupu za účelem nalezení možností efektivnějšího využívání zdrojů nebo omezení některého.

LCA – Analýza životního cyklu, případně analýza dopadů životního cyklu. Zabývá se životním cyklem produktu nebo služby, případně dopady životního cyklu na životní prostředí.

MSA – Analýzy systému materiálu. Zabývá se materiálovými toky spojenými s vybraným materiálem, životním cyklem materiálu, dostupností materiálu. Obvykle se zaměřuje na materiály, které vzbuzují obavy z důvodu zabezpečení jejich dodávek nebo environmentálních důsledků jejich výroby a spotřeby.

LSA – Analýza toků látek nebo materiálů v lokálním systému. Zaměřuje se na toky na území města, v povodí řeky apod.

SFA – analýza toku látky. Zaměřuje se na životní cyklus vybrané chemické látky. Obvykle se zaměřuje na látky, které vzbuzují obavy z důvodu zabezpečení jejich dodávek nebo environmentálních důsledků jejich používání.

### 2.1.3 Účetnictví materiálových toků

Účetnictví materiálových toků poskytuje informace o množství již identifikovaných materiálů v celém ekonomickém systému, jejich vstupech a výstupech. Na národní úrovni získaná data je možné vzájemně porovnávat z důvodu mezinárodní standardizace metod při jejich získávání a vyhodnocování (Fischer-Kowalski et al., 2011). Mezinárodně uznávaným standardem

pro účetnictví materiálových toků je Systém environmentálně-ekonomického účetnictví 2012 - centrální rámec (SEEA 2012, System of Environmental-Economic Accounting 2012 – Central Framework; UN, 2012). SEEA 2012 je standardem pro měření interakcí mezi ekonomikou a životním prostředím. Na základě metodiky SEEA 2012 jsou ze zemí EU předávány výkazy účtů materiálových toků podle Nařízení (EU) č. 691/2011 o evropských environmentálních hospodářských účtech. Součástí SEEA 2012 jsou (vedle řady dalších oblastí) popsány standardy týkající se účetnictví fyzických toků energií, vody a materiálů. Mezi fyzické toky materiálů se dle SEEA 2012 řadí toky produktů, toky emisí do ovzduší, toky emisí do vody, toky pevných odpadů a toky materiálů ekonomickým systémem. Účelem účetnictví toků materiálů ekonomickým systémem, zkráceně účetnictví materiálových toků, je poskytnout souhrnný přehled materiálových vstupů a výstupů hospodářství, včetně vstupů z prostředí, výstupů do prostředí a fyzického množství dovozu a vývozu v jednotkách hmotnosti (obvykle tunách). Metodika byla pro účely SEEA 2012 stanovena především metodickým průvodcem *Economy-wide Material Flow Accounts and Derived Indicators: A Methodological Guide* (Eurostat, 2001). Dle této metodiky jsou sledovány toky jednotlivých materiálů (tabulky 1–3), tedy vstupy (domácí užitá těžba a dovoz), výstupy (emise do atmosféry, emise do vody, uložené odpady, rozptýlené toky a vývoz) a změna stavu zásob ekonomického systému. Kromě toho lze také sledovat skryté a nepřímé toky materiálů (domácí nevyužitá těžba; dále toky, jež protekly ekonomickým systémem, ze kterého byly materiály včetně zboží dovezeny). Veškeré toky spojené s výsledným produktem byly nazvány také jako „ekologický batoh“ (Schmidt-Bleek, 1994). První analýzu materiálových toků v souladu se standardem SEEA 2012 pro ekonomický systém České republiky a rok 2014 sestavil Kovanda (2018), který se zaměřil na indikátory vstupů nezpracovaných surovin a spotřeby nezpracovaných surovin s využitím tabulek pro fyzické dodávky a využití. Přestože mnohá data o fyzických tocích musela být pro svoji nedostupnost aproximována nebo vyžadovaly dezintegraci dostupných dat, doporučil Kovanda (2018) postupy ČSÚ, který je zodpovědný za účetnictví materiálových toků v České republice.

Tabulka 1: Klasifikace materiálů, jejichž toky jsou sledovány dle metodického průvodce SEEA 2012: Vstupy materiálů.

<b>Vstupy materiálů</b>			
<b>Domácí užitá těžba</b>	Fosilní paliva	<i>Černé uhlí, hnědé uhlí, ropa, zemní plyn, rašelina, ostatní</i>	
	Minerály	Kovové rudy	<i>Rudy železa, neželezné rudy</i>
		Průmyslové minerály	<i>Soli, speciální jíly, speciální písky, rašelina pro zemědělské účely, ostatní</i>
		Konstrukční minerály	<i>Písky a štěrky, drcené kamenivo včetně vápence, hlíny (např. na výrobu cihel), kamenné bloky, ostatní</i>
	Biomasa, včetně biomasy pro vlastní spotřebu	Biomasa ze zemědělství	<i>Obilniny, kořeny a hlízy, luštěniny, olejniny, zelenina, ovoce, vláknité plodiny, ostatní plodiny, zbytky plodin využívané jako krmiva, sláma využívaná pro hospodářské účely, biomasa z pasení dobytka</i>
		Biomasa z lesnictví	<i>Dřevo a ostatní suroviny</i>
		Biomasa z rybářství	<i>Mořské ryby, sladkovodní ryby, vodní savci a ostatní</i>
		Biomasa z lovu	<i>Zvěř, ptactvo</i>
		Biomasa z jiných činností	<i>Med, sbírané houby, bobule nebo byliny apod.</i>
	<b>Dovoz</b>	Nezpracované materiály	<i>Fosilní paliva, minerály, biomasa, druhotné nezpracované materiály</i>
Produkty částečného zpracování		<i>Z fosilních paliv, z minerálů, z biomasy</i>	
Hotové produkty		<i>Výrobky převážně z fosilních paliv, převážně z minerálů, převážně z biomasy</i>	
Ostatní produkty		<i>Ostatní produkty abiotického typu, biotického typu, ostatní nespécifikované</i>	
Obaly od dovezeného zboží			
Odpady dovezené pro konečné zpracování nebo uložení			
<b>Materiály pro vytvoření bilance, které nejsou součástí indikátorů</b>		<i>Kyslík využitý při spalování, kyslík spotřebovaný respirační činností, spálený dusík, vzduch využitý v průmyslových procesech (stlačování plynů, tuhnutí polymerů apod.)</i>	
<b>Domácí nevyužitá těžba</b>	Nevyužitá těžba při těžbě fosilních paliv		
	Nevyužitá těžba při těžbě minerálů		
	Nevyužitá biomasa ze sklizně	<i>Ztráty při těžbě dřeva, sklizni zemědělských plodin, ostatní (např. vyřazené úlovky)</i>	
	Nevyužitá výkopové půdy a zeminy	<i>Výkopy při stavební činnosti, odbagrované zeminy</i>	
<b>Nepřímé toky</b>	Ekvivalent nezpracovaných (přírodních) materiálů potřebných k výrobě dovezených produktů (bez vlastního dovezeného zboží jako "ekologický batoh")		
	Nevyužitá těžba při výrobě dovezených produktů		

Tabulka 2: Klasifikace materiálů, jejichž toky jsou sledovány dle metodického průvodce SEEA 2012: Výstupy materiálů.

Výstupy materiálů		
<b>Emise a odpady</b>	Emise do ovzduší	<i>CO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> jako NO<sub>2</sub>, VOC (NMVOC kromě rozpouštědel a CH<sub>4</sub> kromě CH<sub>4</sub> ze skládek), CO, PM (částice, prach), N<sub>2</sub>O kromě využití produktů a N ze zemědělských odpadů, NH<sub>3</sub> kromě N z hnojiv, CFCs a Halony</i>
	Uložené odpady	<i>Komunální odpady a odpady podobné, průmyslové odpady, odpady z čištění odpadních vod</i>
	Emise do vody	<i>N, P, jiné sloučeniny a (organické) materiály, materiály vypouštěné do moře</i>
<b>Rozptýlené toky využitých produktů a rozptýlené ztráty</b>	Rozptýlené využitě produkty	<i>Zemědělství (minerální a statková hnojiva, semena, přípravky, kaly, komposty), údržba vozovek (rozmrazovací a posypové materiály), ostatní (např. rozpouštědla)</i>
	Rozptýlené ztráty	<i>Opatřebení (pneumatiky, třecí segmenty), úniky při haváriích, úniky (zemní plyn apod.), eroze a koroze infrastruktury</i>
<b>Vývoz</b>	Nezpracované materiály	<i>Fosilní paliva, minerály, biomasa, druhotné nezpracované materiály</i>
	Produkty částečného zpracování	<i>Z fosilních paliv, z minerálů, z biomasy</i>
	Hotové produkty	<i>Výrobky převážně z fosilních paliv, převážně z minerálů, převážně z biomasy</i>
	Ostatní produkty	<i>Ostatní produkty abiotického typu, biotického typu, ostatní nespécifikované</i>
	Obaly od vyvezeného zboží	
	Odpady vyvezené pro konečné zpracování nebo uložení	
<b>Materiály pro vytvoření bilance, které nejsou součástí indikátorů</b>		<i>Kyslík využitý při spalování, kyslík spotřebovaný respirační činností, spálený dusík, vzduch využitý v průmyslových procesech (stlačování plynů, tuhnutí polymerů apod.)</i>
<b>Uložená domácí nevyužitá těžba</b>	Nevyužitá těžba při těžbě fosilních paliv	
	Nevyužitá těžba při těžbě minerálů	
	Nevyužitá biomasa ze sklizně	<i>Ztráty při těžbě dřeva, sklizni zemědělských plodin, ostatní (např. vyřazené úlovky)</i>
	Nevyužitá výkopové půdy a zeminy	<i>Výkopy při stavební činnosti, odbagrované zeminy</i>
<b>Nepřímé toky</b>	Ekvivalent nezpracovaných (přírodních) materiálů potřebných k výrobě vyvezených produktů (bez vlastního vyvezeného zboží jako "ekologický batoh")	
	Nevyužitá těžba při výrobě vyvezených produktů	

Tabulka 3: Klasifikace materiálů, jejichž toky jsou sledovány dle metodického průvodce SEEA 2012: Změna stavu zásob materiálů.

Změna stavu zásob materiálů		
<b>Celkové (hrubé) přírůstky</b>	Infrastruktura a budovy	<i>Konstrukční minerály, kovy, dřevo, ostatní</i>
	Ostatní (strojní zařízení, zboží dlouhodobé spotřeby)	<i>Kovy, ostatní</i>
<b>Odstraňování a ztráty</b>	Infrastruktura a budovy	<i>Demolice, rozptýlené ztráty (konstrukční minerály, kovy, dřevo, ostatní)</i>
	Ostatní (strojní zařízení, zboží dlouhodobé spotřeby)	<i>Demontáž, rozptýlené ztráty (konstrukční minerály, kovy, dřevo, ostatní)</i>
<b>Celkové (čisté) přírůstky</b>	Infrastruktura a budovy	<i>Konstrukční minerály, kovy, dřevo, ostatní</i>
	Ostatní (strojní zařízení, zboží dlouhodobé spotřeby)	<i>Kovy, ostatní</i>

### 2.1.4 Vybrané indikátory materiálových toků, toků energie a využití půdy

Indikátory materiálových toků, toků energie a využívání půdy jsou řadu let využívány na makroekonomické úrovni a slouží k řízení udržitelné ekonomiky národů. Uvedme jako příklad analýzy provedené pro Rakousko (Steurer, 1994), Japonsko (Ministry of the Environment of Japan, 1992), Německo (Schütz a Bringezu, 1993) a Českou republiku (Kovanda et al., 2008), a srovnávací studii pro Japonsko, USA a Německo (Matthews et al., 2000). Publikované práce posuzují socioekonomické systémy často bez vnitřních sektorů a subsystémů, jako tzv. černou skříňku („black box“, Kovanda et al., 2008). Dle autorů Kovandy a Weinzettela (2017), je MFA vhodná pro posuzování sektorů ekonomiky a měla by být využívána při realizaci environmentálních politik včetně politiky pro útlum těžby nebo pro snížení emisí CO<sub>2</sub>. Součástí sektorové MFA má být dezintegrace dat – otevření černé skříňky. Následující indikátory pak mohou být stanoveny pro hranice socioekonomického systému definované v prostoru a čase. Jedná se pouze o příklady indikátorů, které jsou považovány za významné ve vztahu k tématu práce.

#### A) Vstupy materiálů dle Eurostatu (2001)

Domácí užitá těžba je indikátorem vstupů materiálů pocházejících přímo ze životního prostředí posuzovaného území. Indikátor se vyjadřuje jako hmotnost materiálů, které jsou dále posuzovaným socioekonomickým systémem využity. Jedná se o těžené abiotické suroviny (1) a biotické suroviny pocházející ze zemědělství a lesnictví (2). Do MFA lze na straně vstupů zařadit také pohyby zemin způsobené lesnickou a zemědělskou činností, spotřeba atmosférického kyslíku pro spalování, spotřeba vody. Těžené abiotické suroviny (ad 1) jsou užití abiotické suroviny (fosilní nosiče energie, kovové rudy, ostatní minerály) a neužití abiotické suroviny (horninové nadloží, výkopy při stavbách apod.). Biotické suroviny pocházející ze zemědělství a lesnictví (ad 2) sestávají z rostlinných pletiv ze zemědělství a lesnictví a živočišných tkání z lovu a rybolovu (Schütz, 1997). Živočišné tkáně se v případě výkrmu zvířat chovaných v umělém prostředí nezapočítávají.

Domácí materiálový vstup (*Domestic material input – DMI*) měří veškeré materiály vstupující do socioekonomického systému, mající ekonomickou hodnotu. Indikátor se vyjadřuje jako hmotnost materiálů a vypočítá se jako součet domácí užití těžby (tedy užití abiotické suroviny a biotické suroviny) a dovozu materiálů (Bringezu, 2018). V analýze sektoru je analogickým indikátorem přímý materiálový vstup (*Direct material input*), který znamená totéž při hranicích



systému zvolených pro vybraný sektor (Kovanda a Weinzettel, 2017). DMI je z indikátorů vstupů nejlépe využitelný na úrovni podniků, kdy ostatní indikátory vstupů materiálů nepřipadají v úvahu. Ve většině případů je tvořeno dovozem materiálů do posuzovaného systému (Kovanda et al., 2004).

Domácí materiálová spotřeba (*Domestic material consumption – DMC*) je indikátorem spotřeby materiálů uvnitř ekonomického systému. Indikátor je vyjádřen jako hmotnost materiálů přímo vstupujících do sledovaného socioekonomického systému. DMC je rovno rozdílu DMI a exportu (Bringezu a Moriguchi, 2018). Indikátory DMC a DMI zohledňují stejnou měrou materiály vytěžené v posuzovaném ekonomickém systému a materiály dovezené, které jsou obvykle do značné míry upravené (např. na polotovary, výrobky) v zemi původu. Vypovídací hodnota těchto indikátorů je tedy diskutabilní. Z toho důvodu byly navrženy indikátory zahrnující dopad dovozu materiálu v zemi jeho původu. Příkladem může být indikátor spotřeba prvotních surovin (*Raw Material Consumption – RMC*) (Schoer et al., 2012), nebo materiálová stopa národů (Wiedmann et al., 2015). Tyto indikátory využívají znalostí z příbuzného oboru LCA pro modelování spotřeby materiálů v zemích původu související s dovozem posuzovaného socioekonomického systému.

Dalšími indikátory vstupů jsou indikátory zahrnující domácí nevyužitou těžbu (*Total material input – TMI*, celkový materiálový vstup; *Total material consumption – TMC*, celková materiálová spotřeba).

## B) Spotřeba energie

Vstupy energie jsou vyjadřovány dle SEEA 2012 jako fyzické toky energie z přírodního prostředí, které se dělí na: 1) minerální (fosilní paliva, uran), přírodní zdroje dřeva a vstupy obnovitelných zdrojů (solární, vodní, větrná a geotermální energie); 2) energie získaná z pěstované biomasy a dřeva, přestože již vznikla v ekonomickém prostředí. Domácí energetická spotřeba (*Domestic energy use*) je indikátor spotřeby analogický k DMC, kterým jsou započteny toky energie pocházející z životního prostředí posuzovaného socioekonomického systému a energie dovezené (použil např. Geng et al., 2012). Obvykle se započítává pouze energie využívaná v technických zařízeních pro konečnou výrobu tepla, světla, mechanické práce a zpracování dat. Tuto skutečnost kritizoval Haberl (2001), dle kterého by ve skutečnosti měla být jako vstup do posuzovaného systému (taktéž při posuzování „energetický příkon posuzovaného systému“) brána v úvahu i energie

obsažená v biomase využívané k výživě obyvatel a hospodářských zvířat a veškeré vstupy materiálů bohatých na energii (a nehmotných forem energie, jako je elektřina a světlo), které překračují hranice socioekonomického systému, bez ohledu na účel, pro který jsou nakonec použity. Podle metodiky SEEA 2012 je vhodné vyjadřovat indikátor jako: 1) hrubá (celková) domácí energetická spotřeba (*Gross domestic energy use*), tedy jako celkové množství energie vstupující do ekonomického systému z přírodních zdrojů, zemědělství a lesnictví a dovozu a odpadů. Indikátor vyjadřuje zátěž životního prostředí (a okolních ekonomických systémů). 2) čistá domácí energetická spotřeba (*Net domestic energy use*), tedy jako množství energie spotřebované (využité) v ekonomickém systému. Tento indikátor je vhodný k vyjadřování trendů při spotřebě energie.

### C) Zábor půdy

Vedle hmoty (materiálů) a energie je omezujícím faktorem pro socioekonomické systémy prostor. Jedná se zejména o využitelnou suchozemskou plochu – půdu. Plocha půdy je předmětem záboru socioekonomickými systémy a předmětem spotřeby je zejména kvalita půdy. Zábor půdy, případně stupeň poškození půdy socioekonomickým systémem, jsou faktory, kterým se má věnovat MFA (Brunner a Rechberger, 2003) na makroekonomické úrovni, bohužel v současné době neexistuje ustálený indikátor kompatibilní s indikátory vstupů materiálů a energií. Zábor půdy je však podstatným dopadem hodnoceným v LCA (i Canals et al., 2007; Koellner et al., 2013). Indikátory záboru půdy jsou využívány především pro analýzu dopadů v zemědělství (např. Cao et al., 2015; Schmidt et al., 2015). Indikátorem využívaným v LCA je dopad záboru půdy (*Occupation Impact – OI*), případně dopad přeměny půdy (*Transformation Impact – TI*), které jsou vyjadřovány jako rozloha půdy násobená časem záboru (Koellner et al., 2013). Jednotkou je obvykle  $m^2 \cdot r$ . Více indikátorů používaných v LCA pro kategorii dopadu zábor a využívání půdy popsali podrobně Mattila et al. (2012). Metodika SEEA 2012 (UN, 2012) se zaměřuje na způsoby využití půdy (vyjádřené v ha) a na typ krajinného pokryvu (vyjádřený v ha); dále sleduje změny rozlohy v čase v obou případech, přičemž metody indikace byly označeny za prozatimní a probíhá další vývoj indikátorů v této oblasti.

#### D) Výstupy materiálů

Výstupy socioekonomického systému se na národní úrovni dělí na export materiálů a výstupy do životního prostředí. Výstupy, které byly předmětem zpracování v socioekonomickém systému a vystupují do životního prostředí jsou kvantifikovány jako domácí zpracovaný výstup (*Domestic Processed Output – DPO*), případně je možné použít přímý zpracovaný výstup (*Direct Processed Output – DPO*) na podnikové úrovni (Brunner a Rechberger, 2003). Výstupy jednotlivých znečišťujících látek do atmosféry a množství uložených odpadů vyjádřené zvlášť pak slouží pro výpočet indikátorů dopadu na životní prostředí (kapitola 2.1.5).

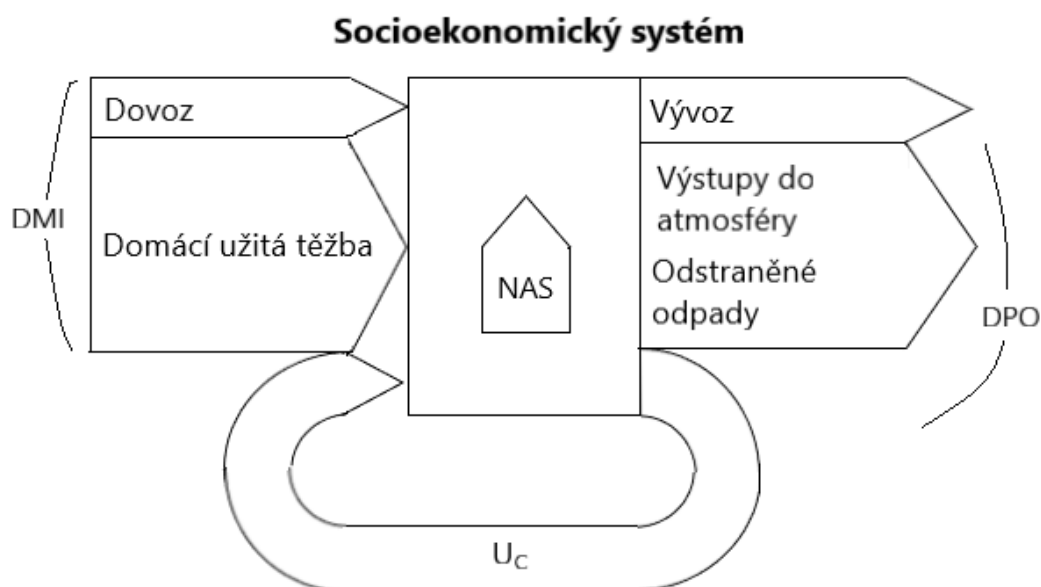
#### E) Čistý přírůstek zásob

Indikátor čistý přírůstek zásob (*Net Additions to Stock – NAS*) je definován jako roční přírůstek (akumulace) zásob v posuzovaném socioekonomickém systému. V rámci bilance odpovídá rozdílu mezi DMC a DPO (Ščasný et al., 2003). Dle metodiky SEEA 2012 lze vyjádřit tento indikátor také jako součet hmotností tzv. „hrubého (materiálového) kapitálu“ a materiálů uložených na kontrolovaných skládkách. Analogicky ke stavu zásob materiálů lze přistupovat ke stavu zásob energie, doba zdržení energie je však delší pouze v případě energie chemicky vázané v materiálech, ostatní energie podléhá v ekonomickém systému poměrně rychlé přeměně na vystupující energii (nejčastěji teplo). Půda využívaná v ekonomickém systému tvoří v zemích střední Evropy, včetně České republiky převážný podíl rozlohy půdy, a není zde prostor pro zvyšování zásob.

#### G) Míra cyklického využití materiálů

Indikátor míry cyklického využití materiálů (*Cyclical Use Rate – U<sub>C</sub>*) byl definován japonským ministerstvem životního prostředí (Ministry of the Environment of Japan, 2003) jako množství materiálů, které se stanou odpady, ale neopustí socioekonomický systém a jsou přímo využity v procesech nebo upraveny pro další využití. Kovanda (2014) stanovuje hodnotu tohoto indikátoru v podmínkách v prostředí České republiky jako množství odpadů, se kterými je nakládáno způsoby R2, R3, R4, R5, R6, R7, R8, R9, R10, R11, N1 (pouze pro stavební odpady), N2, N8, N10, N13, N15 podle vyhlášky č. 383/2001 Sb. o podrobnostech nakládání s odpady, v platném znění. Zajímavostí je, že Kovanda (2014) nezapočítává způsob nakládání R1 (využití odpadu jako paliva nebo obdobným způsobem k výrobě energie), ale hodnotu U<sub>C</sub> následně porovnává s DMC, kde vstupující energeticky využívaná biomasa a paliva započteny jsou.

Produktem spalování odpadů jsou totiž výstupy, které lze využívat některým z dalších způsobů R a teprve tento materiál je považován za odpad podle definice  $U_c$ . Tento indikátor pak lze vyjádřit jako hmotnostní podíl podle rovnice  $PU_c = U_c \cdot (DMC + U_c)^{-1}$ . Pozici indikátoru  $U_c$  mezi ostatními indikátory materiálových toků znázorňuje obrázek 4. Indikátor  $U_c$  (jako CMU) využívá také Ministerstvo průmyslu a obchodu ČR (MPO, 2018) pro účely politiky druhotných surovin, využívána jsou data Českého statistického úřadu (ČSÚ, 2018), indikátor je vyhodnocován se započtením využitých odpadů, případně odpadů a druhotných surovin (tedy včetně vedlejších produktů). Dle Kovandy (2014) je problematické určit, zda, případně v jaké míře, jsou vedlejší produkty pocházející z energetiky skutečně cyklicky využívány, protože tyto materiály bývají ekonomickým systémem převážně jednorázově využity k úpravám povrchu terénu nebo rekultivaci.



**Obrázek 4:** Znázornění základních indikátorů materiálových toků na makroekonomické úrovni. Pro grafické znázornění indikátoru NAS se používá tvar domu, velký hmotnostní podíl tvoří materiály ve stavbách.

### 2.1.5 Vybrané indikátory dopadu materiálových toků na životní prostředí

Potřebu doplnit sektorové makroekonomické MFA o výsledky indikátorů dopadu zmínili Kovanda a Wienzettel (2017), dle kterého je třeba doplnit MFA o metody používané v LCA. Jedná se o stanovení převážně midpointových indikátorů dopadu na životní prostředí, které jsou využitelné na makroekonomické úrovni. Níže jsou příklady klíčových indikátorů pro sektor

fosilní energetiky. Jedná se o nejvýznamnější indikátory dopadů energetiky na globální nebo mezinárodní úrovni způsobené látkami, jejichž emise se řada zemí světa včetně České republiky zavázala omezovat na základě Rámcové úmluvy Organizace spojených národů o změně klimatu (UN, 1992), respektive Úmluvy o dálkovém znečišťování ovzduší přesahujícím hranice států (UNECE, 1979).

#### Globální klimatická změna (GW – global warming):

Dopad na globální klimatickou změnu je indikován jako emise skleníkových plynů a změna stavu krajiny, které mají vliv na změnu složení atmosféry podporující skleníkový efekt. Potenciál jednotlivých látek pro globální klimatickou změnu je vyjádřen jako míra zachycení infračerveného záření (tepla) v atmosféře. Referenční látkou pro vyjádření globální klimatické změny je CO<sub>2</sub>, u ostatních látek a změny využití krajiny je potenciál vyjádřen jako ekvivalentní hmotnost CO<sub>2</sub> pro zachycení infračerveného záření v atmosféře země (Kočí, 2009). Vzhledem k tomu, že účinek látek v atmosféře se projevuje jen omezenou dobu (tabulka 4), která se u každé z látek liší, bývá uváděn jejich potenciál ještě s obdobím, pro které byl stanoven (Myhre et al., 2013). Nejčastěji uváděným obdobím používaným pro mezinárodní porovnávání je 100 let, toto období je uvedeno v Kjótském protokolu (UN, 1998).

**Tabulka 4:** Doba působení hlavních skleníkových plynů v atmosféře a jejich potenciál (Myhre et al., 2013). <sup>a</sup> potenciál globální klimatické změny pro období 20 let po vypuštění, <sup>b</sup> potenciál globální klimatické změny pro období 100 let po vypuštění, <sup>c</sup> hodnoty se započtenou reakcí přírodního prostředí, kterou emise příslušné látky vyvolá (odezva prostředí, tzv. *carbon-feedback*), <sup>d</sup> fosilní/biogenní zdroj (Life Cycle Initiative, 2017).

Látka (1 t)	Doba působení [roky]	GWP20 <sup>a,c</sup> [t ekv. CO <sub>2</sub> ]	GWP100 <sup>b,c</sup> [t ekv. CO <sub>2</sub> ]
CH <sub>4</sub>	12,4	87/86 <sup>d</sup>	36/34 <sup>d</sup>
HFC-134a	13,4	3790	1550
CFC-11	45	7020	5350
N <sub>2</sub> O	121	268	298
CF <sub>4</sub>	50 000	4950	7350

#### Okyselování prostředí (A – acidification):

Dopad emitovaných okyselujících látek na životní prostředí je indikován součtem potenciálu okyselení prostředí podle množství vypuštěných látek (Owens, 1996), který je dán schopností příslušných sekundárně vzniklých kyselin uvolňovat vodíkový kationt v životním prostředí (tabulka 5). Jedná se o indikátor nadregionálního dopadu, protože emitované kyselinotvorné

látky mohou způsobit okyselení ve vzdálenostech stovek až tisíců kilometrů (Irwin a Williams, 1988).

**Tabulka 5:** Faktor okyselování prostředí – potenciál okyselujících látek (Wenzel et al., 2000), majících vliv na okyselování půd, povrchových a podzemních vod. Hodnoty užívané Evropskou komisí (European Commission, 2011). Bez zařazení CO<sub>2</sub>, který má vliv především na okyselení oceánů (Gattuso a Hansson, 2011).<sup>e</sup> V České republice je tato jednotka nazývána jako ekvivalent okyselujících látek nebo ekvivalent okyselení při ročním vyhodnocení vlivu emisí SO<sub>x</sub>, NO<sub>x</sub> a NH<sub>3</sub> (CENIA, 2018a), u ostatních látek vypočteno dle schopnosti disociace kyselin vzniklých sekundárně v prostředí.

Látka (1 t)	Potenciál okyselení prostředí [t ekv. SO <sub>2</sub> ]	Potenciál okyselení prostředí [t ekv. H <sup>+</sup> ] <sup>e</sup>
SO <sub>x</sub> jako SO <sub>2</sub>	1,00	0,03125
NO <sub>x</sub> jako NO <sub>2</sub>	0,70	0,02174
NH <sub>3</sub>	1,88	0,05882
H <sub>2</sub> S	1,88	0,05882
HF	1,60	0,05000
HCL	0,88	0,02750
SO <sub>3</sub>	0,80	0,02500
NO	1,07	0,03333
H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	0,65	0,02040
HNO <sub>3</sub>	0,51	0,01587
H <sub>3</sub> PO <sub>4</sub>	0,98	0,03062

Částice a prekurzory vzniku částic o největším rozměru 10 μm (PM10 - particulate matter ≤ 10 μm):

Dopad emisí částic a prekurzorů vzniku částic do atmosféry je indikován součtem přímých emisí částic (referenční hodnota) a potenciálů emisí prekurzorů částic. Mezinárodní dlouhodobé snahy na snížení acidifikace prostředí měly nepřímo vliv na snížení produkce prekurzorů částic PM10 vzhledem ke stejným látkám (de Leeuw, 2002). Schopnost prekurzorů tvořit aerosoly je dána fyzikálně-chemickými vlastnostmi troposféry v místě emise prekurzorů a v podmínkách Evropy se liší v každém ročním období. Potenciál jednotlivých prekurzorů byl tak odhadován na základě různých analýz (např. Van Jaarsveld et al., 1997 nebo Adams et al., 1999; dále Dentener a Crutzen, 1994 pro NH<sub>3</sub>; Charlson et al., 1991 a Chin a Jacob, 1996 pro SO<sub>2</sub>). Dodnes používané hodnoty v zemích Evropské unie stanovil na základě rešerše hodnot jiných autorů de Leeuw (2002), tyto hodnoty jsou uvedeny v tabulce 6.

**Tabulka 6:** Emise částic a prekurzorů částic – potenciál jednotlivých látek majících vliv na sekundární vznik částic PM10 v atmosféře. <sup>f</sup>Jedná se o hodnoty užívané v Evropské unii, které stanovil pro evropský kontinent de Leeuw (2002), vycházející z <sup>g</sup>průměrného podílu prekurzoru na tvorbě částic a <sup>h</sup>průměrné hmotnosti částic PM10 vzniklých v atmosféře z prekurzoru tvorby částic.

Látka (1 t)	Potenciál tvorby částic <sup>f</sup> [t ekv. PM10]	Hmotnostní podíl, ze kterého se tvoří částice <sup>g</sup>	Hmotnost částic PM10 vzniklých z 1 t prekurzoru <sup>h</sup> [t]
PM10	1	1	1
NO <sub>x</sub>	0,88	0,65	1,35
SO <sub>2</sub>	0,54	0,35	1,55
NH <sub>3</sub>	0,64	0,60	1,06

### Vznik troposférického ozonu

Dopad vzniku troposférického ozonu (nebo tvorby foto-oxidačních látek) je indikován součtem hmotnosti emitovaných těkavých organických látek (VOCs – *volatile organic compounds*) a dalších prekurzorů vzniku troposférického ozonu. Na mezinárodní úrovni v Evropě jsou v současnosti používány hodnoty potenciálu následujících látek (1 t): VOCs = 1 (referenční látka); NO<sub>x</sub> = 1,22; CO = 0,11; CH<sub>4</sub> = 0,014 t ekv. VOCs (De Leeuw et al., 2002) a byly stanoveny jako aproximace hodnot pro potenciál různých VOCs dle skutečných podmínek na evropském kontinentu (Derwent et al., 1998). Ve skutečnosti je chování jednotlivých emisí VOCs odlišné dle jejich chemického složení a dle složení troposféry v lokalitě jejich emisí (Derwent et al., 2007), vznik troposférického ozonu závisí zejména na koncentraci oxidů dusíku (Hůnová, 2018). Z toho důvodu se při mikroekonomických LCA využívá různého nastavení potenciálů pro jednotlivé látky v prostředí s nízkým a vysokým obsahem oxidů dusíku v atmosféře (Guinée, 2002).

## **2.2 Analýza materiálových toků a výroba elektrické energie a tepla z fosilních paliv**

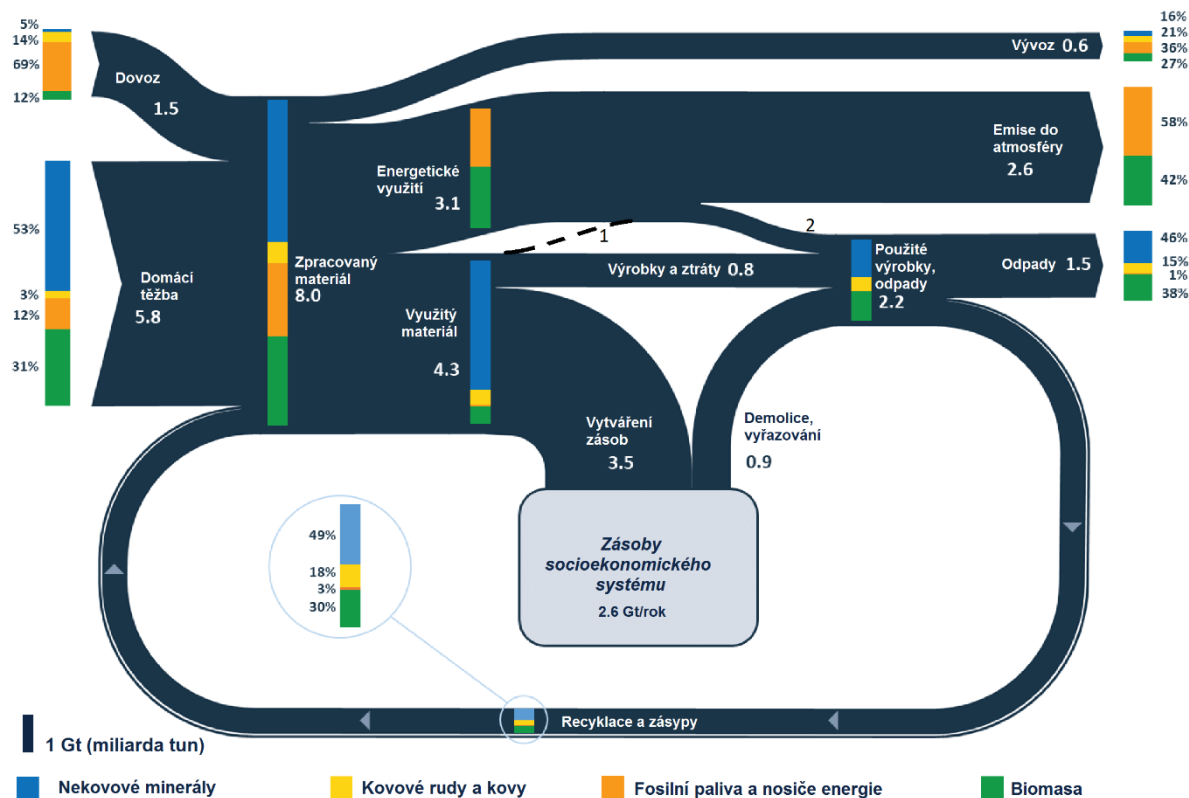
Komplexní MFA byly až do současnosti obvykle zaměřeny na posuzování makroekonomických systémů jako celků (zejm. města a státy), které byly posuzovány jako tzv. „black box“ (Kovanda, 2008). Ve většině MFA byly rozlišovány v rámci indikátoru DMC vstupy fosilních paliv, biomasy, kovů a kovových rud, nekovových minerálních hmot. Výsledky analýz MFA ukazují, že vstupy fosilních paliv jako nosičů energie tvoří významný podíl všech vstupů do makroekonomických systémů (tabulka 7). Vzhledem k tomu, že se autoři ve většině případů nezabývali vnitřními subsystémy, nelze z publikovaných údajů zjistit množství fosilních paliv využívaných sektorem energetiky, dopravou, průmyslem a domácnostmi, jelikož DMC byla

vypočtena na základě vysoce agregovaných dat jiných institucí vztahených k těžbě, dovozu a vývozu materiálů na straně vstupu. V zemích EU (28 zemí) tvoří fosilní paliva 12 % domácí užití těžby a 69 % dovozu, tedy přibližně 24 % hodnoty DMC (obrázek 5).

**Tabulka 7:** Hmotnostní podíl fosilních paliv na domácí materiálové spotřebě (DMC) posuzovaných makroekonomických systémů. Výsledky analýz byly publikovány obvykle s tří nebo víceletým zpožděním od analyzovaného období.

Posuzovaný systém, rok	Podíl fosilních paliv na DMC	Zdroj
Austrálie, 2005	22 %	Schandl a West, 2012
Česká republika, 2000	36 %	Ščasný et al., 2003
Čína, 2005	12 %	Schandl a West, 2012
EU-15, 2004	22 %	Kovanda et al., 2012
Filipínská republika, 2010	10 %	Martinico-Perez et al., 2017
Japonsko, 2005	21 %	Krausmann et al., 2011
Německo, 2004	30 %	Kovanda et al., 2012
Nizozemí, 1991	38 %	Adriaanse et al., 1997
USA, 1991	41 %	Adriaanse et al., 1997
Velká Británie, 1991	37 %	Schandl a Schulz, 2002
Svět, 2002	18 %	Behrens et al., 2007
Svět, 2010	19 %	Schandl et al., 2018





**Obrázek 5:** Materiálové toky socioekonomickým systémem EU28 v roce 2014. Šířka šipek odpovídá množství materiálu (podle měřítka), údaje v % značí složení jednotlivých toků. Na základě dat Eurostatu sestavili Mayer et al. (2019), upraveno. <sup>1</sup>Doplňná přerušovaná linie zobrazuje směr toku, který v diagramu chybí. Diagram je zjednodušující a nezahrnuje ani emise do atmosféry vznikající z odpadů. <sup>2</sup>Odpady a vedlejší produkty z energetického využití tvořily přibližně 0,5 mld. t ročně.

Emise CO<sub>2</sub>, které jsou klíčové pro stanovení indikátoru dopadu globální klimatické změny a zároveň nejvýznamnějším výstupem z výroby energie, jsou obvykle vypočítávány ve vztahu ke spotřebovaným palivům pomocí koeficientů (Kennedy et al., 2010; GEA, 2016), případně jsou přebírány sumární údaje z inventarizace provedené některou institucí. Příkladem může být Kovanda a Hák (2007), kteří přebírali data o emisích do ovzduší od Českého hydrometeorologického ústavu.

Výstupy ostatních potenciálně nebezpečných látek (kromě CO<sub>2</sub>) se zabývali Matthews et al. (2000), kteří došli k závěru, že mezi lety 1975 až 1996 se jejich produkce v USA zvýšila z přibližně 350 na 450 milionů tun ročně, přičemž tento růst způsobily především výstupy z využívání paliv, které tvoří přibližně 65 % všech vystupujících potenciálně nebezpečných látek. Výstupy potenciálně nebezpečných látek jsou tvořeny především látkami obsaženými v zachycených i nezachycených emisích z jejich spalování a popelovinách. Obsahem rtuti

v emisích a tuhých zbytcích po spalování uhlí se zabývaly analýzy SFA (Billings a Matson, 1972; Mukherjee et al., 2008). Dle studie zaměřené na toky těžkých kovů při spalování uhlí v elektrárně došli Mukherjee et al. (2008) k výsledku, že přibližně 58 % rtuti obsažené v uhlí se zachytí v zachyceném popílku, 6 % v sádrovci z odsíření a 15 až 34 % je emitováno vzhledem k těkavosti rtuti do ovzduší. Toky těžkých kovů při spalování biomasy byly zkoumány pomocí analýzy SFA (Kovacs et al., 2016), dle které byla rtuť vypouštěna formou plynných emisí do atmosféry nebo je zachycena spolu s popílky.

MFA s prvky částečné LCA, kterou provedli Karlsson et al. (2018), se zabývá výrobou elektrické a tepelné energie z různých paliv. Tato kvazi-realistická studie se zabývá alternativním použitím různých fosilních paliv a biomasy jako náhrady odpadů s převahou plastů, které jsou v současnosti spalovány při kogenerační výrobě tepla a elektrické energie ve stacionárním zdroji. Dle výsledků porovnání dopadů na životní prostředí v kategorii globální změna klimatu by bylo v případě potřeby nejvhodnější nahradit spalované odpadní plasty dřevem nebo dřevěnými odpady. Kromě toho, dle jejich výsledků tvoří jen malý podíl na celkových emisích CO<sub>2</sub> doprava paliv (přibližně 2 % ve všech případech). Metodicky podobnou studii provedli Sokka et al. (2016) pro dopady využívání obnovitelných zdrojů ve Finsku. Nejvýznamnější dopady na životní prostředí mělo dle této studie spalování dřeva. Tento výsledek se týká zejména kategorie globální změny klimatu a není překvapující, protože dřevo patří ve Finsku k hlavním zdrojům energie. Významě však spalování dřeva přispělo dle autorů studie také k emisím částic a prekurzorů vzniku částic (prach) z důvodu využívání dřeva v lokálních topeništích.

### **2.3 Posuzování životního cyklu pro spalování fosilních paliv při výrobě elektrické energie a tepla**

LCA se obvykle zaměřuje na podnikovou (mikroekonomickou) úroveň, a slouží k posouzení dopadů na životní prostředí konkrétního produktu nebo služby na základě znalosti vstupů a výstupů (Finnveden et al., 2009) a na rozdíl od MFA zpracované na národní úrovni je až na výjimky příliš podrobná. V tomto směru se lze určitých výsledků pro úroveň sektoru dobrat metaanalýzou dat dříve publikovaných jinými autory. Tímto způsobem porovnali různé způsoby výroby energie Turconi et al. (2013), kteří provedli metaanalýzu 167 předchozích studií pro porovnání emisí skleníkových plynů, SO<sub>2</sub> a NO<sub>x</sub>, funkční jednotkou byla 1 MWh vystupující energie. Dle výsledků zatěžují životní prostředí emisemi skleníkových plynů nejvíce zdroje spalující hnědé uhlí, dále zdroje spalující černé uhlí a další fosilní paliva následují.

Překvapivým výsledkem bylo, že zdroje spalující zemní plyn dosahovaly podobných hodnot emisí  $\text{NO}_x$ , jako zdroje spalující uhlí, maximální hodnoty pro zemní plyn byly však přibližně dvojnásobné ve srovnání s hnědým uhlím. Výsledky této metaanalýzy vykazovaly značné rozdíly minimálních a maximálních hodnot prakticky ve všech kategoriích, a to až o dva řády. Rozdíly ve výsledných hodnotách byly způsobeny různě nastavenými hranicemi systému a především odlišnou definicí funkční jednotky spíše než místními a technologickými odlišnostmi. V současné době nejsou dostatečně rozšířené sektorové MFA zpracované na národních úrovních. Rešerše dat z publikovaných LCA je jednou z mála možností, jak zjistit materiálové toky sektorů (viz tabulka 8). Důležitým zjištěním však je, že hlavním zdrojem většiny analyzovaných dopadů spojených s úbytkem zdrojů a emisemi do atmosféry je samotné spalování fosilních paliv, dopady ostatních fází životního cyklu (těžba, doprava surovin, výstavba a další) jsou téměř zanedbatelné nebo tvoří nevýznamný podíl. Například při výrobě elektrické energie z černého uhlí je 89,1 %  $\text{CO}_2$  tvořeno fází spalování (Odeh a Cockerill, 2008). Poslední dostupná ucelená inventarizační data pro jednotlivé způsoby výroby elektrické energie v různých zemích světa nabízí spol. Eco Invent primárně pro účely LCA. Pro Českou republiku byla v době přípravy práce dostupná data o výrobě elektrické energie z fosilních paliv z roku 2015. Starší verzi dat od spol. Eco Invent prezentovali Treyer a Bauer (2016). Z pohledu výroby energie z fosilních paliv je důležité, že data obsahují průměrnou energetickou účinnost výroby elektrické energie, emise  $\text{NO}_x$ ,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{PM}_{2,5}$  a  $\text{CO}_2$  vztažené k měrné jednotce vyrobené elektrické energie. V této studii nebyly publikovány dostatečné údaje o vstupech paliv a vápence použitého pro úpravu emisí. Získání dat od spol. Eco Invent je zpoplatněno a data nejsou dostupná pro všechny procesy, v některých případech jsou data pouze aproximována (např. pokud nejsou známy údaje některých států). Softwarové nástroje pro tvorbu LCA, kterými jsou například produkty SimaPro, GaBi nebo OpenLCA, slouží pro výpočet indikátorů z vložených dat nebo z dat databází. Zásady a osnovu zpracování studií LCA standardizuje mezinárodní norma ISO 14040.

Publikované studie LCA jsou v současnosti zaměřeny především na výrobu energie z tzv. obnovitelných zdrojů na mikroekonomické úrovni (např. Bhat a Prakash, 2009; Asdrubali et al., 2015, nebo Bernas et al., 2014), případně z odpadů (Astrup et al., 2015; Cremiato et al., 2018; Beylot et al., 2018). Pro analýzu dopadů sektoru na úrovni státu je potom vhodné aplikovat některé z postupů LCA pro výpočet indikátorů dopadu globální nebo nadregionální

úrovně na výsledky MFA. Tento postup použili Weinzettel a Kovanda (2009), kteří simulovali dopady na životní prostředí spojené se zahraničním obchodem České republiky na základě dat o dovozu a vývozu. Sektorovou LCA pro českou a polskou energetiku provedli Burchart-Korol et al. (2018), kteří také použili významnou část dat od spol. Eco Invent v programu SimaPro. Jejich analýza vychází z reálných spotřeb fosilních paliv, ostatní parametry analýzy jsou však modelové a nezmiňují např. vůbec problematiku spotřeby vápence v ČR. Kladně lze ale hodnotit v LCA vzácný pokus o prognózu budoucího vývoje dopadů, která vychází ze státní energetické koncepce.

**Tabulka 8:** Hmotnosti vybraných vstupů a výstupů výroby elektrické energie z fosilních paliv získané z inventarizační fáze LCA zahrnujících v rámci svých systémových hranic více spalovacích zdrojů najednou. Vybrané analýzy, jejichž metodiku je možné využít na úrovni celého sektoru. Uvedeny jsou průměrné hodnoty. Materiálové toky vstupů a výstupů (znečišťujících látek) jsou obvykle nižší v případě spalování zemního plynu než v případě spalování uhlí. <sup>i</sup> nedostupný údaj, <sup>j</sup> přepočteno na definovanou (funkční) jednotku 1 kWh vyrobené elektrické energie, <sup>k</sup> přepočteno dle výhřevnosti zemního plynu.

Použité palivo	Vstupy [g/kWh]		Výstupy [g/kWh]				Zdroj
	Palivo	Vápenec	CO <sub>2</sub>	SO <sub>2</sub>	NO <sub>x</sub>	Popeloviny, sádrovec	
Černé uhlí	448	91	969	6,4	3	122	Spath a Mann, 2004
	1464	0	1209	1,9	1,7	21,8	May a Brennan, 2003
Hnědé uhlí	693	2	1056	4,2	3,4	300	May a Brennan, 2003
	867	- <sup>i</sup>	1022	7,1	6,3	- <sup>i</sup>	Dones et al., 2007 <sup>j</sup>
Zemní plyn	227	0	708	4,6	3,8	0	May a Brennan, 2003
	213 <sup>k</sup>	0	710	0,5	0,8	0	Dones et al., 2007 <sup>j</sup>

## 2.4 Nedostatky současné úrovně analýzy materiálových toků

MFA vychází z posledních dostupných nebo historických faktů a dat. Sběr dat pro MFA na národní úrovni bývá obvykle zahájen po ukončení kalendářního roku, za který jsou data sbírána. Na nižších ekonomických úrovních je možno vyhodnocovat relativně nová data, která jsou doplněna ze starších datových sad (např. Ecoinvent). V praxi se lze setkat s analýzami MFA publikovanými tři a více let od analyzovaného období (tabulka 7). Čtenářům jsou tak obvykle předkládány analýzy historického období, nebo celé historické řady (např. Ščasný et al., 2003; Tanikawa et al., 2015), které mohou být jedním z podkladů pro aproximaci trendu. Jinou možností predikce je modelování budoucích materiálových toků (Bornhöft et al., 2016) nebo analýza existující koncepce (Burchart-Korol et al., 2018). Je tak třeba vzít na vědomí,

že v případě dynamicky se vyvíjejícího sektoru, jakým je energetika, jsou dostupné výsledky více či méně zastaralé a současný stav, pokud je prezentován, vznikl na základě aproximace.

Data využitá pro MFA mohou být vlastní naměřená nebo převzatá. V praxi se uplatňuje často jejich kombinace. Na mikroekonomické úrovni, především za účelem LCA, jsou podstatné procesy měřeny, zatímco podpůrné procesy jsou brány z datových sad (použili např. Jelínková et al., 2016). Na makroekonomické úrovni jsou využívána zejména národní data shromažďovaná specializovanými organizacemi a doplňována daty korporátními.

V případě vysoké agregace dat na národní úrovni existuje nejistota v metodách sběru dat a kvalitě jejich zpracování. Příkladem může být způsob sběru dat o odpadech a způsobech nakládání s nimi a sestavování indikátorů, které jsou klíčové pro dosažení tzv. oběhového hospodářství. Pro socioekonomický systém České republiky jsou v současné době dostupné dvě datové sady týkající se produkce odpadů, které se vzhledem ke způsobu sběru dat vzájemně významně liší, tedy data agregovaná Ministerstvem životního prostředí České republiky (MŽP) a data agregovaná ČSÚ. MŽP prostřednictvím agentury CENIA sbírá a využívá data z ročních hlášení o odpadech, které jsou vypracovávány producenty odpadů a osob, které s odpady nakládají podle vyhlášky č. 383/2001 Sb. o podrobnostech nakládání s odpady, v platném znění. Vzhledem k tomu, že v praxi dochází k různým úpravám odpadu před jeho konečným využitím nebo odstraněním a během těchto úprav vznikají z původních odpadů odpady po úpravě, které se vzhledem ke způsobu evidence vykazují jako nově vzniklé, je množství odpadů systematicky nadhodnocováno. Množství je nadhodnocováno zejména v případě odpadů upravených nebo vytříděných za účelem následného využití. Zajímavostí také je, že MŽP (2019) započítává mezi způsoby využití odpadů také následující způsoby nakládání s odpady: 1) R12 – Úprava odpadů před jejich využitím jiným způsobem (tedy odpady nebyly ve skutečnosti ještě využity); 2) N12 – Ukládání odpadů jako technologický materiál na zajištění skládky. MŽP (2018) přitom dle svého rozhodnutí ukládání odpadů (materiálů) jako technologický materiál na zajištění skládky nepovažuje za využití odpadů, čímž si vlastně protiřečí. Výsledkem je, že je hmotnost vznikajících odpadů vždy vyšší, než je hmotnost materiálů, které se staly odpadem, a to především v případě, že se jedná o odpady využitelné, které se započítají vícenásobně. Následkem může být tedy vyšší výsledná hodnota podílu využitých odpadů ve srovnání s hodnotou reálnou. ČSÚ (2018) agreguje data o produkci odpadů pomocí dotazníkového šetření. Dotazníky jsou zasílány každoročně nejvýznamnějším

subjektům vybraným na základě zvolených charakteristik, jednou za tři roky tzv. „rotačním modelem“, jsou dotazníky zasílány zbylým subjektům. Produkce odpadů u neoslovených subjektů je určena dopočtem. V tomto případě je na místě drobná nejistota, týkající se neoslovených subjektů. Výhodou dotazníkového šetření může být skutečnost, že data od oslovených subjektů jsou anonymizována. Z poskytnutých dat ČSÚ neplynou v České republice pro oslovené subjekty důsledky v podobě postihů ze strany orgánů veřejné správy v oblasti odpadového hospodářství. Údaje ČSÚ a MŽP o produkci odpadů se liší v případě komunálního odpadu vlivem odlišné definice tohoto pojmu. Podle ČSÚ se jedná o odpad nashromážděný v obci, včetně podobných odpadů od dalších subjektů. Jedná se o odpady, o kterých se ČSÚ dozví z dotazníků zaslaných obcím. Hodnota získaná ČSÚ je vždy nižší než hodnota získaná MŽP, které sčítá veškeré vznikající odpady příslušných druhů, tedy včetně odpadů, se kterými nakládají občané a další subjekty individuálně mimo systémy zavedené obcemi.

Od roku 2011 je stejným způsobem ze strany ČSÚ vyhodnocována produkce tzv. druhotných surovin, tedy vedlejších produktů a upravených odpadů poté, co přestaly být odpady. Tato kategorie je přibližně zpoloviny tvořena vedlejšími produkty pocházejícími z energetiky a MŽP se jí nezabývá.

Některé z materiálových toků lze úspěšně kvantifikovat také pomocí výpočtů (na mikroekonomické úrovni např. Dvořák, 2012), výpočty je možné provést na základě stechiometrických poměrů různých látek v chemických procesech, pomocí fyzikálních zákonů nebo na základě extrapolace známých dat. V případě kvantifikace na základě stechiometrie se lze dopustit nepřesností způsobených proměnlivým složením materiálů (např. obsah vody, čistota chemických látek), v případě extrapolace se jedná spíše o aproximaci. Pro ověření výsledných hodnot je vhodné sestavit celkovou bilanci nebo použít dvě a více výpočtových metod a porovnat výsledky.

Metody stanovení indikátorů materiálových toků a navazujících indikátorů dopadu se průběžně vyvíjejí. Z toho důvodu je v případě publikace výsledků MFA nebo LCA důležité zveřejnit též použitou sadu dat. Pokud vstupní datová sada nebude v budoucnosti dostupná, bude velmi obtížné po případné změně metodiky výsledné indikátory porovnávat mezi sebou. V řadě publikací však použitá sada vstupujících dat zcela chybí (např. Burchart-Korol et al.,

2018) a po změně metod pro stanovení indikátorů v budoucnu nebude možné údaje přepočítat a porovnat.

V mnoha případech jsou s ohledem na cíle LCA využívány jenom některé z indikátorů (např. uhlíková stopa sleduje pouze toky CO<sub>2</sub>, případně CO<sub>2</sub> ekvivalentu). Výsledky těchto analýz je pak třeba náležitě interpretovat, protože nevystihují kompletní dopady na životní prostředí.

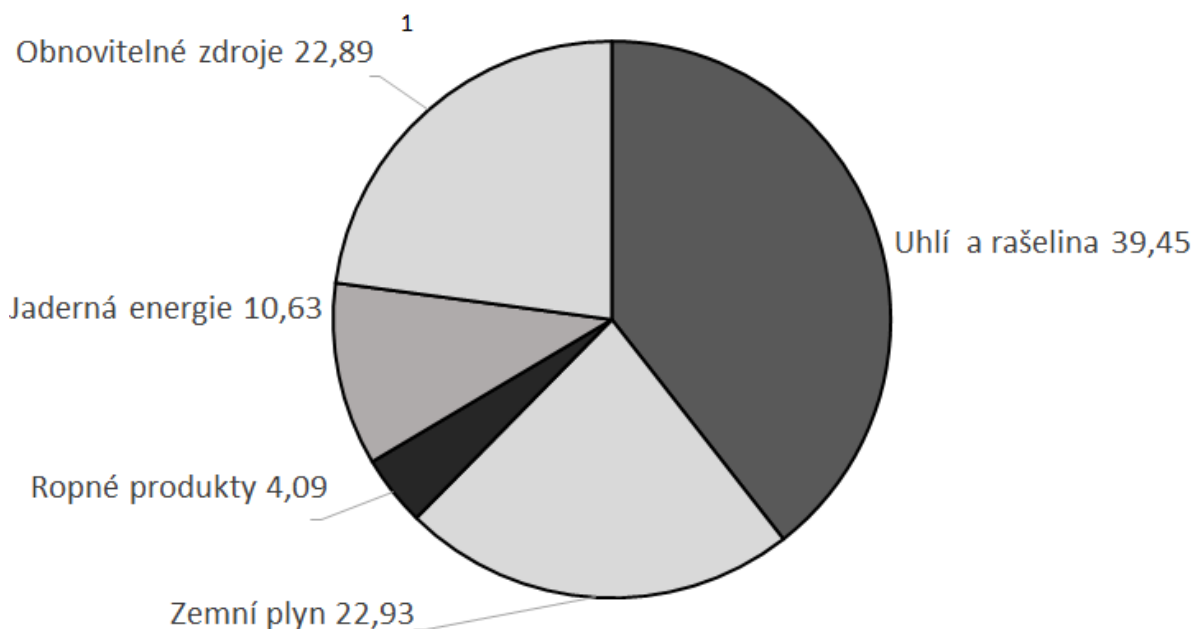
Některé z indikátorů jsou v současné době teprve předmětem výzkumu a neexistuje pro jejich stanovení univerzální metoda. Příkladem současného výzkumu je indikátor záboru půdy (např. Perminova et al., 2016; Zhang et al., 2018; Nijdam, 2019).

Problematická též bývá interpretace výsledků MFA, zejména pomocí indikátoru DMC při porovnávání environmentálních dopadů národních ekonomik (Eurostat, 2019a). V současné době není obvykle zároveň uváděna hodnota stavu zásob socioekonomického systému. Státy s vyšším stavem zásob materiálů (typicky kovů, stavebních hmot) by měly materiály účinně opakovaně využívat. Spotřeba surovin se při uzavírání materiálového toku (recyklaci) snižuje s narůstajícím stavem zásob (Tanikawa et al., 2015). Princip lze ilustrovat dobře v případě záboru půdy pro výstavbu, kdy by měly být v rozvinutých zemích „recyklovány“ tzv. brownfieldy (zastavěné nebo industriálně či komerčně využívané plochy v současnosti nevyužité), pokud jsou již k dispozici (Bartke a Schwarze, 2015).

## **2.5 Výroba elektrické energie a tepla ve spalovacích zdrojích**

Světová spotřeba energie mezi lety 1990 až 2016 vzrostla z 350 000 PJ na 550 000 PJ (UN, 2019), přičemž růst spotřeby byl zaznamenán především v Asii. Spotřeba energie v Evropě a Severní Americe se prakticky nezměnila. Během tohoto období byl zaznamenán pokles spotřeby ve všech světadílech v roce 2010 jako následek světové ekonomické krize z let 2007 a 2008 (Temin, 2010). Přibližně 8 z 10 obyvatel Země měli v roce 2012 přístup k elektrické energii (Panos et al., 2016). Světová výroba elektrické energie vzrostla mezi lety 1990 až 2016 z 12 000 TWh na 25 000 TWh (z 43 200 PJ na 90 000 PJ). Nárůst výroby probíhal mezi lety 1990 až 2016 především na spalovacích zdrojích o přibližně 9200 TWh (odpovídá 33 100 PJ), nárůst výroby z ostatních zdrojů (jaderné elektrárny, vodní elektrárny a další) činil pouze 3 800 TWh, (odpovídá 13 700 PJ). Výroba elektrické energie podle jednotlivých zdrojů

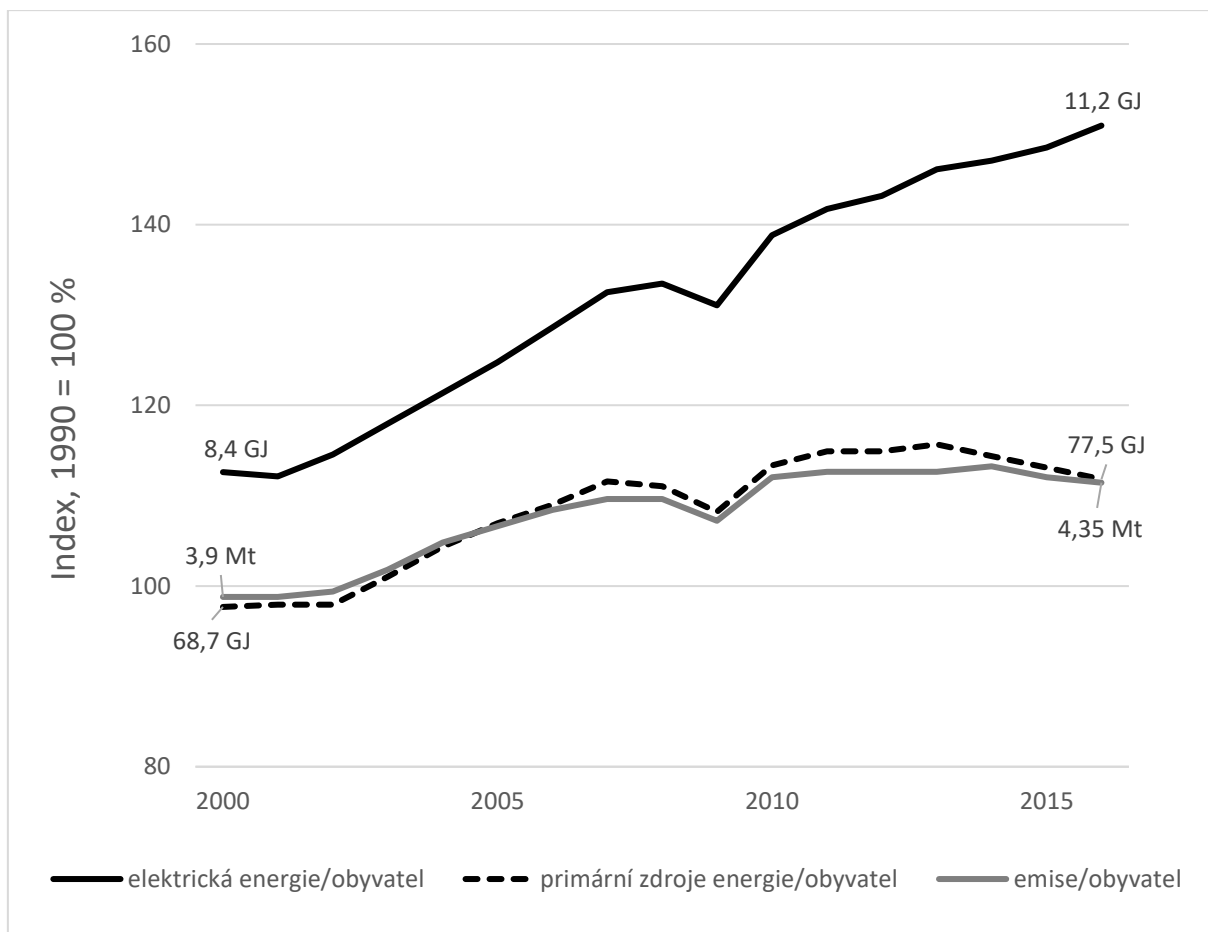
je znázorněna na obrázku 6. Výroba tepla v období let 1990 až 2016 narostla vlivem asijských zemí (zejména Číny), v Evropě klesla z necelých 13 tis. PJ v roce 1990 na 8,5 tis. PJ v roce 2016 (UN, 2019). Během výroby tepla byly v roce 2016 dominantní spalovací zdroje. 41,8 % světového tepla distribuovaného parovodními a horkovodními sítěmi bylo vyrobeno kombinovanou výrobou tepla a elektrické energie a 57,9 % v teplárnách.



**Obrázek 6:** Světová výroba elektrické energie podle zdrojů v roce 2016 dle dat IEA (2018) v %. Poslední známá data v době přípravy této práce. <sup>1</sup> včetně odpadů; s vyloučením přečerpávacích vodních elektráren.

Dle údajů Mezinárodní energetické agentury (IEA, 2019) se zastavil růst ročních emisí CO<sub>2</sub> ze spalování fosilních paliv v roce 2013 a zároveň se mezi lety 2010 až 2016 stabilizovala spotřeba primárních zdrojů energie na osobu (viz obrázek 7). Světová roční spotřeba všech typů uhlí dokonce klesla mezi lety 2012 až 2016 z 62 Mt na 53 Mt, růst spotřeby tak v současné době probíhá pouze u plyných a kapalných fosilních paliv.





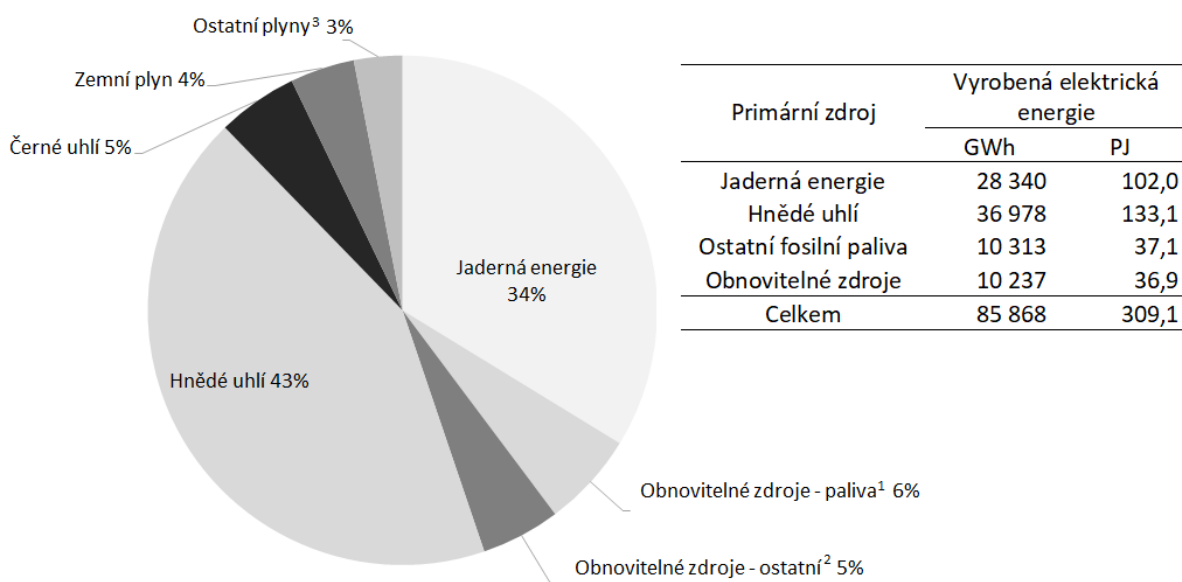
**Obrázek 7:** Průměrná roční spotřeba elektrické energie, spotřeba primárních zdrojů energie a produkce emisí CO<sub>2</sub> na jednoho obyvatele Země mezi lety 2000 až 2016 dle dat IEA (2019), znázorněno jako index dle hodnot pro rok 1990. Spotřeba elektrické energie na jednoho obyvatele rostla průměrně o 17,5 % ročně bez ohledu na skutečnost, že mezi lety 2010 až 2016 došlo ke kulminaci spotřeby všech primárních zdrojů energie na obyvatele. Z průběhu křivek je patrný dopad světové hospodářské krize na spotřebu energie a související produkci emisí CO<sub>2</sub> na jednoho obyvatele v roce 2009.

## 2.6 Výroba elektrické energie a tepla z fosilních paliv v České republice

Česká republika je v posledním desetiletí setrvale na 5. až 7. místě na světě mezi zeměmi s nejvyšší bilancí vývozu a dovozu elektrické energie (UN, 2018). V roce 2016 se ČR propadla v pořadí zemí EU na 4. místo, ale měla stále srovnatelnou bilanci jako 3. Švédsko (Eurostat, 2019b).

Nejvýznamnější dopady české energetiky na životní prostředí jsou v současné době spojeny se spotřebou hnědého uhlí, které tvoří 21 % DMC a 22 % domácí užití těžby v České republice (WU Vienna, 2019).

Burchart-Korol et al. (2018) na základě LCA české a polské energetiky došli k závěru, že dopady ostatních způsobů výroby elektrické energie jsou zanedbatelné ve srovnání s dopady spotřeby uhlí v obou zemích (v Polsku je významná také spotřeba černého uhlí). V České republice je podstatným zdrojem pro výrobu elektrické energie stále hnědé uhlí (viz obrázek 8) těžené v severočeské oblasti v rámci tzv. Územně ekologických limitů těžby zavedených usnesením vlády České republiky č. 444/1991 (více viz Říha et al., 2005), revidovaných naposledy v roce 2015 na lomu Bílina (v době přípravy práce zde těžila spol. Severočeské doly a.s. vlastněná koncernem ČEZ ovládaným Českou republikou). Největší přímo dostupné zásoby hnědého uhlí leží v čele lomu ČSA za Územně ekologickými limity, pod obcemi Horní Jiřetín, Černice a areálem chemických závodů v Záluží. V době přípravy této práce prováděla privátní společnost útlum těžby.



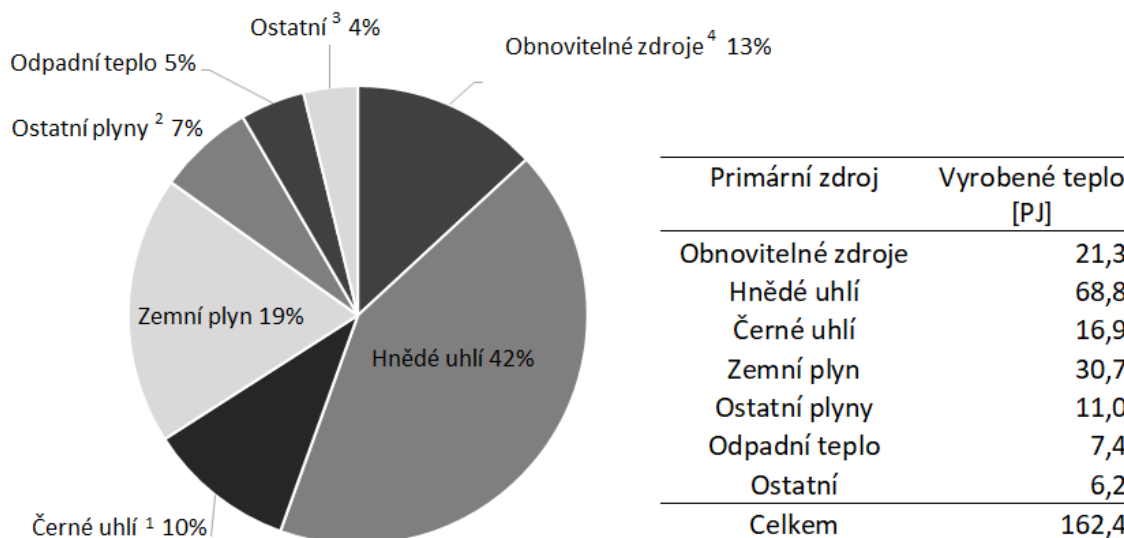
**Obrázek 8:** Výroba elektrické energie v České republice podle primárních zdrojů energie v roce 2017 dle dat ERÚ (2018a), bez přečerpávacích elektráren. Brutto, elektrárny spotřebovaly v roce 2017 přibližně 6 TWh elektrické energie. Poslední známá data v době přípravy práce. <sup>1</sup> bioplyn, biomasa, odpady; <sup>2</sup> větrná, solární energie a vodní energie (bez přečerpávacích elektráren); <sup>3</sup> fosilní plynná paliva, např. koksárenský plyn

Ambiciózní Státní energetická koncepce (MPO, 2015a), počítající se snižováním závislosti energetiky České republiky na fosilních palivech a útlumem těžby uhlí do roku 2040, nebyla již v letech 2015 – 2018 dodržována. Stejně tak cíle Národního akčního plánu České republiky pro energii z obnovitelných zdrojů (MPO, 2015b) pro rok 2020 pravděpodobně nebudou splněny. Došlo sice k nárůstu výroby elektrické energie z obnovitelných zdrojů energie,

ale spotřeba energie rostla do roku 2017 rychleji, než předpokládalo MPO. Podíl obnovitelných zdrojů na výrobě elektrické energie byl v roce 2016 přibližně poloviční ve srovnání s celosvětovým průměrem (viz také grafy na obrázcích 7 a 8). MPO omezil podporu fotovoltaické výroby elektrické energie. Výjimkou jsou elektrárny na střechách nebo stěnách budov s maximálním výkonem 30 kWp (odhadem 400 m<sup>2</sup> rovné střechy), přestože některé průmyslové nebo obchodní areály či brownfieldy mají k dispozici plochu dostatečnou pro výkonnější zdroj. Významný rozvoj je naopak cílem při využití větrné energie a biomasy (včetně bioplynu), přestože při konvenčním způsobu získávání biomasy je v současné době spotřebováváno významné množství nafty (např. Maier et al., 2017).

MPO (2015a) také počítalo při nahrazování základního instalovaného výkonu uhelných elektráren s rychlejším rozvojem jaderných zdrojů v Dukovanech a Temelíně, nebo alespoň udržení současného výkonu pro roky příští (více Frantál a Malý, 2017).

Výroba tepla v systémech zásobování teplem je také značně závislá na fosilních zdrojích paliv (obrázek 9), zejména na hnědém uhlí, černém uhlí a zemním plynu. Přibližně 55 % tepla z hnědého uhlí a 37 % tepla ze zemního plynu pochází z kogenerační výroby elektrické energie a tepla. Ostatní paliva byla při výrobě tepla využívána převážně ve výtopnách (ERÚ, 2018b). Závislost výroby tepla v systémech dálkového vytápění na fosilních palivech je vyšší než v případě výroby elektrické energie. V příštích dvaceti letech má pokračovat nárůst instalovaného elektrického výkonu v městských teplárnách (MPO, 2015a).



**Obrázek 9:** Výroba tepla v systémech zásobování teplem v České republice podle primárních zdrojů energie v roce 2018 dle dat ERÚ (2019b). Brutto, dodávka tepla odběratelům činila přibližně 55 %. Poslední známá data v době přípravy práce. <sup>1</sup> černé uhlí a koks, koks měl zanedbatelný podíl; <sup>2</sup> fosilní plynná paliva, např. koksárenský plyn, propan apod.; <sup>3</sup> ostatní paliva včetně odpadů (4,5 PJ) a dále z kapalných paliv (0,5 PJ), jaderné energie (0,8 PJ) a dalších zdrojů. <sup>4</sup> biomasa, bioplyn, solární energie, geotermální energie

Spolu s Českou republikou mohou být ohroženy budoucím nedostatkem uhlí těženého v České republice též státy, které jsou částečně závislé na importu elektrické energie z České republiky, zejména Rakousko a Slovensko, sekundárně také státy Balkánského poloostrova s dlouhodobým deficitem elektrické energie dle statistik UN (2018), což odpovídá skutečnosti, že přebytky energie jsou dodávány v EU v současné době směrem od severu k jihu a východu (Šnabr a Vrba, 2016). Pokud by české zdroje elektrické energie byly nahrazeny ve velké míře zdroji na severu Německa, byly by nutné investice do české přenosové soustavy, protože Česká republika je z pohledu přenosu elektrické energie již dnes zemí tranzitní. Na místě může být obava, že tlak na udržení relativně vysoké produkce elektrické energie z hnědého uhlí může přijít i ze zahraničí, protože Evropská unie nemá společnou strategii pro udržení energetické bezpečnosti (Belyi, 2016). Společnou strategii by mohla přinést tzv. Energetická unie (Szulecki et al., 2016), jedním z cílů má být snížení závislosti na ruském zemním plynu (Austvik, 2016). V případě pokračování těžby hnědého uhlí za současnými limity bude sice jeho spotřeba dlouhodobě klesat, ale vývoj bude závislý na ceně tzv. evropských emisních povolenek (Rečka a Šťastný, 2016). Budoucí vývoj daňového zatížení výroby tepla z fosilních paliv a dostupnost fosilních paliv může obyvatele České republiky a dalších východoevropských zemí, kteří jsou

připojeny na systémy zásobování teplem, uvrhnout do energetické chudoby (Bouzarovski a Herrero, 2017).

V České republice se projevuje občanský protest proti pokračování těžby hnědého uhlí, kterým se zabývali naposledy Černoch et al. (2019). Dle jejich výsledků protestující z místa těžby vnímají především dopady těžby a související výroby elektrické energie na životní prostředí lokálního charakteru, zatímco jejich podporovatelé převážně z větších měst zmiňují globální dopady na životní prostředí, zejména globální změnu klimatu. Protestující dle autorů shodně vnímají poplatky těžebních společností státu jako nízké (v době přípravy této práce 1,18 Kč za 1 GJ výhřevnosti těžného hnědého uhlí dle nařízení vlády č. 98/2016 Sb. o sazbách úhrady). Činnost hnutí *Limity jsme my* zmínilo Ministerstvo vnitra České republiky (2017) ve své zprávě o extremismu.

Důležitou otázkou je, jak se česká energetika vyrovná s mezinárodními závazky pro snižování emisí škodlivin podle Úmluvy o dálkovém znečišťování ovzduší přesahujícím hranice států (UNECE, 2012). Většina zdrojů elektrické energie a tepla spalujících hnědé uhlí v České republice již v současné době disponuje některým ze systémů odsíření (Dvořák et al., 2017), a tak je na místě otázka, zda je současná úroveň systémů čištění emisí dostatečná. Jen omezené množství zdrojů v České republice disponuje systémem snižování oxidů dusíku (Vávrová et al., 2017).

### 3. Cíle práce

#### Identifikace a kvantifikace základních vstupů a výstupů sektoru energetiky České republiky.

Cílem bylo identifikovat a kvantifikovat vstupy a výstupy nejvýznamnějších materiálů pro výrobní systém definovaný jako odvětví spalování fosilních paliv za účelem výroby veřejně distribuované elektrické energie a tepla v sektoru energetiky České republiky. Cíle mělo být dosaženo s přednostním využitím dostupných statistických dat tak, aby byla analýza MFA snadno replikovatelná v budoucnosti.

#### Posouzení vstupů a výstupů při výrobě energie pomocí vybraných indikátorů dopadu.

Cílem práce bylo na základě známých materiálových toků posoudit dopady spalování fosilních paliv při výrobě elektrické energie a tepla v České republice pomocí vybraných midpointových indikátorů dopadu na životní prostředí v případech nadregionální nebo globální úrovně dopadu. Jednalo se zejména o indikátory: spotřeba fosilních paliv, materiálová spotřeba, globální změna klimatu, okyselování prostředí, emise částic a prekurzorů vzniku částic.

#### Navržení realizovatelných opatření, která mohou vést ke zmírnění dopadů na životní prostředí při výrobě energie a ke zlepšení dostupnosti zdrojů energie.

Cílem práce bylo navrhnout opatření vedoucích ke zmírnění dopadů na životní prostředí a ke zlepšení dostupnosti zdrojů energie. Jedná se o opatření vedoucí ke zlepšení informovanosti veřejných institucí i korporátní sféry o materiálových tocích a jejich dopadech a také o praktické návrhy pro nakládání se zdroji energie. Návrh opatření vyplývá především ze současné úrovně dostupných dat a jejich způsobu agregace a dále z vlastních výsledků práce.

#### Doplnění současných metod pro posuzování dopadů socioekonomických systémů na životní prostředí.

Cílem práce bylo doplnit stávající metody analýzy MFA a případně analýzy dopadů LCA o poznatky získané v průběhu práce.

## 4. Vlastní práce

Disertační práce má charakter souboru již publikovaných článků, které jsou prezentovány formou příloh práce 1–5.

### Příloha 1:

**Dvořák, J.**, Wittlingerová, Z., Vochozka, M., Stehel, V., Maroušková, A. (2018). Updated energy policy of the Czech Republic may result in instability of the electricity grid in Central Europe. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 20(1), 41-52.

### Příloha 2:

Stehel, V., **Dvořák, J.**, Wittlingerová, Z., Petruželková, A. (2019). Economic contradictions of the waste-to-energy concept and emissions reduction plan (case study, Czech Republic). *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects*, 41(13), 1622-1629.

### Příloha 3:

**Dvořák, J.**, Wittlingerová, Z., Bicanová, K., Skaloš, J. (2017). Indicators for Built-up Area Monitoring – A Case Study of the Czech Republic and the EU. *Scientia agriculturae bohemica*, 48(3), 142-153.

### Příloha 4:

**Dvořák, J.**, Wittlingerová, Z., Bicanová, K. (2015): Energy consumption for coal and lignite mining and treatment in the Czech Republic. In: In: SGEM2015 Conference Proceedings, Book 5 Vol. 2. 15th International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM 2015, Albena, Bulgaria, June 18–24: 549-556.

### Příloha 5:

Bicanová, K., Wittlingerová, Z., **Dvořák, J.**, Zimová, M. (2015). The material flows of lead in the Czech Republic. *Resources, Conservation and Recycling*, 98, 1-8.

## 5. Komentáře k publikacím

Výsledky práce byly publikovány ve studiích, které jsou přílohami 1-5 této práce. Studie vedly ke splnění základních cílů uvedených v kapitole 3.

### Identifikace a kvantifikace základních vstupů a výstupů sektoru energetiky České republiky.

Toky základních materiálů (fosilních paliv) do energetiky České republiky je možno identifikovat z dostupných statistických dat. Rešerší bylo jednoznačně určeno spalování fosilních paliv v tepelných elektrárnách a teplárnách za nejvýznamnější aktivitu z pohledu toku materiálů a z pohledu dopadů na životní prostředí v České republice. Z toho důvodu bylo přistoupeno k analýze materiálových toků při spalování fosilních paliv (především hnědého uhlí) při výrobě elektrické energie a tepla.

Výsledky analýzy materiálových toků (příloha 1) mohou být jedním z podkladů k řízení toků energeticky využívaných surovin v České republice. Metody, které byly použity pro výpočet, mohou být využity pro analýzu materiálových toků surovin využívaných v energetice, které dosud nezařadila Evropská komise (European Commission, 2019) do Informačního systému o surovinách na úrovni jednotlivých zemích.

Poměrně detailní znalosti materiálových toků v energetice se mohou stát klíčovým podkladem pro přibližování českého hospodářství k cílům udržitelného rozvoje (strategie SGDS 2030; UN, 2015), zejména: cíl 7 – Zajistit přístup k cenově dostupným, spolehlivým, udržitelným a moderním zdrojům energie pro všechny; cíl 9 - Vybudovat odolnou infrastrukturu, podporovat inkluzivní a udržitelnou industrializaci a inovace; cíl 12 - Zajistit udržitelnou spotřebu a výrobu.

### Posouzení vstupů a výstupů při výrobě energie pomocí vybraných indikátorů dopadu.

Posouzení dopadů materiálových toků na životní prostředí je z hlediska spalování fosilních paliv nejdůležitější především u výstupů do atmosféry. Vlastní hmotnostní tok totiž není dostatečným indikátorem zatížení životního prostředí z důvodu různých potenciálů vypouštěných látek v kategoriích dopadu. Dopady zjištěných materiálových toků na životní prostředí je možno vyjádřit pomocí indikátorů dopadu popsanych v kapitole 2.1.4. Vybrané indikátory dopadu byly vyčísleny v příloze 1, na mikroekonomické úrovni pak také v příloze 2. Kompletní LCA pro výrobu elektrické energie a tepla z fosilních paliv nebyla provedena. Pro kompletní posouzení sektoru energetiky pomocí LCA by bylo nutné využít některý



z programů pro práci s databázemi (např. databáze společnosti Ecoinvent). Výsledky tohoto typu LCA však byly publikovány nedlouho po článku v příloze 1 (Burchart-Korol et al., 2018), jednalo se o srovnávací analýzu typu od kolébky k bráně (cradle-to-gate, Durucan et al., 2006) pro českou a polskou energetiku.

#### Navržení realizovatelných opatření, která mohou vést ke zmírnění dopadů na životní prostředí při výrobě energie a ke zlepšení dostupnosti zdrojů energie.

Navržená opatření se týkají metod posuzování výroby elektrické energie a tepla ve spalovacích zdrojích, ověření aktuální státní energetické koncepce a porovnání dopadů na životní prostředí při spalování fosilních paliv a odpadů. V komentáři k článkům v přílohách 1 a 2 je zdůvodněna volba vhodnější definice (funkční) jednotky než množství vyrobené elektrické energie, protože teplo bývá nedílnou součástí kogenerační výroby energie a je běžně využíváno. Nalezení poměru mezi distribuovanou elektrickou energií a distribuovaným teplem je v tomto případě klíčové pro určení dopadů spotřeby obou typů energií. V přílohách 1 a 2 jsou také zmíněny některé nedostatky znalostních databází MŽP a MPO.

V současné době nejsou na národní úrovni dostupné dostatečně přesné údaje o toku surovin využívaných v energetice k čištění spalin, především vápence, jehož těžba je v České republice ve střetu s ochranou přírody ve zvláště chráněných územích. Jedním z cílů studie v příloze 1 proto bylo nalezení metody pro kvantifikaci vstupů vápence a vápenných produktů do systému energetiky.

Studie v příloze 2 se věnovala kvantifikaci dopadů na životní prostředí při náhradě hnědého uhlí směsnými komunálními odpady v kogeneračních systémech zásobování teplem jako reakce na předpokládaný vývoj nakládání s odpady v České republice.

#### Doplnění současných metod pro posuzování dopadů socioekonomických systémů na životní prostředí.

Cílem práce bylo doplnit stávající metody analýzy MFA a případně analýzy dopadů LCA o poznatky získané v průběhu práce.

Stávající metody MFA jsou v této práci uzpůsobeny pro sektorovou MFA, která je uplatněna na příkladu sektoru energetiky České republiky. Cílem práce bylo také ověřit možnost použití analýzy MFA k ověření Státní energetické koncepce a jejího souladu s mezinárodními závazky České republiky týkající se emisních stropů znečišťujících látek (příloha 1).

Studie v příloze 2 přináší srovnávací analýzu materiálových toků s prvky analýzy LCA na mikroekonomické úrovni. Cílem práce bylo porovnání využívání fosilních paliv a odpadů, které mají být vnímány jako plnohodnotný zdroj podle principů tzv. oběhového hospodářství, přestože publikované srovnávací analýzy se však až do současnosti zabývaly především porovnáváním dvou nebo více sledovaných systémů využívajících paliva stejné kategorie.

Způsoby interpretace indikátorů materiálových toků reprezentovaných indikátorem DMC jsou kriticky hodnoceny ve studii v příloze 3 a jejich kompatibilita s indikátory využívání krajiny je nedostatečná. Zábor krajiny v současné době nebývá na makroekonomické úrovni vůbec zařazen mezi indikátory spotřeby (např. v SEEA 2012), přestože kvalitní půda je neobnovitelným zdrojem (UNFAO, 2015), krajina plní základní funkce nebo obecně dostupný prostor na Zemi je považována za omezený zdroj podobně, jako suroviny (Brunner a Rechberger, 2003).

První publikace (v přílohách 4 a 5) vyšly v roce 2015 a od doby jejich přípravy nastal posun v oblasti výzkumu a také v oblasti sběru dat na národní úrovni celé řady zemí. V současné době jsou dostupná některá nová data vyplývající z účetnictví materiálových toků na národní úrovni, která nebyla dostupná ještě v době přípravy publikace v příloze 1 a která jsou agregována pomocí metod vyplývajících především ze SEEA 2012. Přehled o indikátorech materiálových toků EU-28 nabízí Evropská komise (European Commission, 2019) v Informačním systému o surovinách (Raw Materials Information System – RMIS), účelem tohoto systému je propojení a znázornění údajů za účelem posouzení dostupnosti surovinových zdrojů, efektivity využívání zdrojů a dopadů využívání zdrojů na životní prostředí. V případě jednotlivých členských zemí ale RMIS prozatím neprezentuje spotřebu energetických surovin. Z tohoto pohledu se zdá vhodnější Globální databáze materiálových toků (UN International resource panel, 2019), která je přehledně znázorněna v grafech Portálu analýzy materiálových toků (WU Vienna, 2019). Portál vznikl za podpory Rakouského spolkového ministerstva pro trvale udržitelný rozvoj a cestovní ruch na Vídeňské univerzitě ekonomiky a podnikání ve spolupráci s Organizací vědeckého a průmyslového výzkumu Commonwealthu a Nagojskou univerzitou. Od roku 2015 (analyzované období, článek v příloze 1) do roku 2017 se dle Portálu analýzy materiálových toků složení a množství materiálů tvořících DMC České republiky významně nezměnilo (WU Vienna, 2019). V roce 2015 byla Česká republika s užitou těžbou fosilních paliv

o hmotnosti 4,43 t na osobu na třetím místě pořadí zemí EU-28 za Estonskem a Bulharskem, podobně na tom bylo čtvrté Řecko.

## **5.1 Aktualizace Energetické koncepce České republiky může způsobit nestabilitu dodávek elektrické energie ve střední Evropě.**

Příloha 1. V originále: *Updated energy policy of the Czech Republic may result in instability of the electricity grid in Central Europe.*

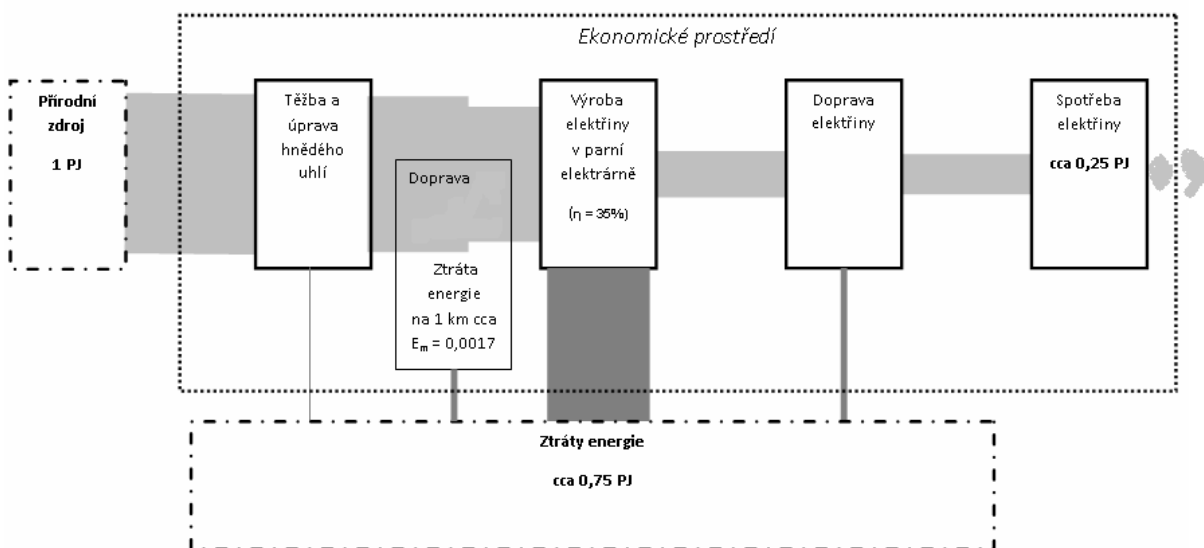
První MFA v sektoru české energetiky byla vypracována již v roce 2013. Z této analýzy byly publikovány pouze dílčí výsledky týkající se energetické náročnosti těžby a úpravy fosilních paliv v České republice (příloha 4). Jedním z vyplývajících doporučení bylo, aby v příští aktualizaci Státní energetické koncepce bylo bráno v úvahu více scénářů vývoje. Při přípravě poslední aktualizace Státní energetické koncepce České republiky z roku 2015 již MPO (2014) pracovalo s několika scénáři vývoje, z nichž byl ale pouze jeden scénář vybrán a optimalizován.

Cílem studie bylo kvantifikovat a identifikovat materiálové toky pro zvolený výrobní systém – spalování fosilních paliv za účelem výroby veřejně distribuované elektrické energie a tepla v sektoru energetiky České republiky (NACE 35). Na základě výsledků analýzy MFA byla následně ověřována splnitelnost platné státní energetické koncepce a její soulad s mezinárodními závazky týkajícími se emisních stropů pro emise SO<sub>2</sub> a NO<sub>x</sub>. Kromě toho byly také hodnoceny indikátory dopadu na životní prostředí v kategoriích spotřeba fosilních paliv jako zdrojů energie, materiálový vstup, GWP100, okyselování prostředí, emise částic a prekursorů vzniku částic.

Výsledky práce naznačují, že státní energetická koncepce je jen obtížně splnitelná, a to pouze v případě rychlého rozvoje jaderné energetiky a využívání dostupných obnovitelných zdrojů energie. V opačném případě nejsou k dispozici žádné rezervy hnědého uhlí v případě zachování současných územně ekologických limitů těžby. Snížení spotřeby hnědého uhlí v souladu s platnou státní energetickou koncepcí nemusí být v budoucnu dostatečné pro splnění emisních stropů pro emise SO<sub>2</sub> a NO<sub>x</sub>. Tato skutečnost pravděpodobně způsobí, že spotřeba vápence pro odsíření nebude klesat přímoúměrně se spotřebou hnědého uhlí.

Ztráty energie při samotné přeměně energie ze spalovaných paliv významně dominují v průběhu životního cyklu výroby tepla a následně elektrické energie (obrázek 10). Také

z provedené rešerše analýz LCA typu „cradle-to-gate“ vyplynulo, že spalování fosilních paliv je příčinou nejvýznamnějších kvantifikovatelných dopadů provozu systémů výroby elektrické energie spalujících fosilní paliva. Z toho důvodu bylo přistoupeno k podrobné sektorové MFA zaměřené pouze na spalování fosilních paliv. Na základě výsledků MFA byly vypočteny vybrané indikátory dopadu na životní prostředí v souladu s doporučením Kovandy (publikováno 2017).



**Obrázek 10:** Tok energie obsažené v palivu při výrobě elektrické energie z hnědého uhlí v České republice, sestaveno dle dat ČSÚ pro rok 2011. Přibližně 1/4 energie je využita konečnými spotřebiteli ve formě elektrické energie.

Pod odborným vedením prof. Zdeňky Wittlingerové byly identifikovány a kvantifikovány materiálové toky pro výrobu elektrické energie a tepla z fosilních paliv v České republice. Ze spolupráce s prof. Markem Vochozkou vyplynulo využití výsledků MFA pro ověření aktualizované Státní energetické koncepce z roku 2015. Spoluautoři Vojtěch Stehel a Anna Maroušková vybrali vědecký časopis *Clean Technologies and Environmental Policy* vhodný k publikaci a podíleli se na úpravě úvodní části a stylu článku pro tento časopis.

V souladu s metodami analýzy MFA popsanými v rešeršní části práce byly nastaveny hranice posuzovaného socioekonomického systému na výrobu elektrické energie a tepla pro rok 2015. Jednalo se o hranice systému pro území České republiky, sektor energetiky, odvětví využívání fosilních paliv. Součástí posuzovaného socioekonomického systému nebyly činnosti: těžba uhlí, doprava uhlí, rozvod energie a spotřeba energie. Dle metod analýzy LCA by se jednalo o nastavení definovatelné jako gate-to-gate (Jiménez-González et al., 2000). Jako definovaná (funkční) jednotka pro stanovení indikátorových hodnot byl zvolen 1 PJ distribuované energie,

vzájemný poměr distribuované elektrické energie a tepla činil v posuzovaném systému přibližně 2,8:1 pro analyzované období. Definice funkční jednotky tímto způsobem není v publikacích ostatních autorů obvyklá, častěji bývá definována funkční jednotka jako elektrická energie a teplo bývá zanedbáno (Turconi et al., 2013). V prostředí České republiky je podíl distribuovaného tepla vyrobeného v kogeneračních zdrojích značný (přibližně 55 % v případě hnědého uhlí). Zanedbání využitého tepla by tak vedlo ke zkresleným výsledkům a jejich obtížné interpretaci, protože elektrická energie v posuzovaném systému nemůže bez tepla vznikat. Pro nastavené hranice systému byly identifikovány základní vstupy a základní výstupy s následným dopadem na životní prostředí. Hranice pro vstupy byly přímo na vstupu do výrobní technologie a změna stavu zásob tak byla zanedbatelná.

Vstupy vápence, který je využíván k neutralizaci spalin, nebylo možno dostatečně kvantifikovat pomocí dostupných dat. Vstupy vápence byly proto kvantifikovány třemi výpočtovými metodami, z nichž dvě byly založeny na stechiometrických výpočtech (na základě znalosti obsahu síry ve spalovaném uhlí a na základě znalosti množství vznikajícího produktu odsíření) a třetí na základě extrapolace údajů zjištěných na mikroekonomické úrovni. Výsledky dosažené těmito metodami se liší. Hodnota vypočítaná na základě obsahu síry ve spotřebovaném uhlí (1,460 mil. t) je vyšší, než hodnota získaná extrapolací korporátních dat (1,326 mil. t). Tato skutečnost naznačuje, že v roce 2015 existoval v České republice stále určitý potenciál pro snižování emisí oxidů síry pomocí vápence. Nižší výsledek v případě výpočtu podle množství produktu odsíření (průměrná hodnota 1,241 mil. t) byl pravděpodobně dán skutečností, že při některých způsobech odsíření se stává produkt odsíření součástí popelovin (např. přidávání vápence přímo k palivu). Zajímavou skutečností je, že se spotřebou vápence jako neenergetické suroviny nezabývala Státní energetická koncepce a ani související SEA (*Strategic Environmental Assessment* – posuzování vlivů koncepcí na životní prostředí). Pouze v Surovinové politice České republiky (MPO, 2017) je obecná zmínka o spotřebě vápenců v energetice a jejich těžbě v přírodně cenných chráněných oblastech.

Poměrně problematické bylo získání dat o celkové produkci odpadů a vedlejších produktů ze spalování fosilních paliv v systému energetiky České republiky. V EU (27 států) vzniklo v roce 2004 celkem 131,4 milionů t popelovin a strusky z energetiky, využito bylo 72,6 milionů t (European Commission, 2010). Nakládání s těmito zbytky po spalování zároveň

přináší celou řadu rizik spojených s obsahem těžkých kovů (Goodarzi et al., 2008; Sun et al., 2014; Zhang et al., 2016; Zhao et al., 2017), radionuklidů (Lauer et al., 2015), organických znečišťujících látek (Arditsoglou et al., 2004). Rizika jsou tím významnější, čím větší je množství vznikajících zbytků po spalování (přibližně 1,3 tuny na obyvatele České republiky ročně). V České republice se s těmito materiály (látkami) zachází nejčastěji v souladu s Nařízením Evropského parlamentu a Rady č. 1907/2006 o registraci, hodnocení, povolování a omezování chemických látek (REACH, v platném znění) a jsou ověřovány jejich nebezpečné vlastnosti včetně ekotoxicity. Tato skutečnost dostatečně nevypovídá o koncentraci škodlivin v těchto materiálech. Opačným případem je využití stejných materiálů v režimu odpadů na povrchu terénu v souladu s vyhláškou č. 294/2005 Sb. o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu, v platném znění. Limitním koncentracím škodlivin stanovených vyhláškou č. 294/2005 Sb. ale stejný materiál často nevyhoví.

Celkové množství tuhých výstupů z energetiky (jako druhotných surovin) České republiky bylo v roce 2017 dle ČSÚ (2018) přibližně 10,3 milionů t (mimo režim odpadů) a 0,6 milionů t v režimu odpadů (data dle metodiky ČSÚ), z toho přibližně 2,5 milionu t energosádrovce z odsíření spalin (MPO, 2018). V době přípravy publikace nebyla publikace MPO (2018) ještě vydána, z toho důvodu byla získána agregovaná korporátní data od Evropská asociace pro produkty vznikající spalováním uhlí (ECOBA), která sdružuje velké výrobce energie z uhlí v Evropě. Z porovnání publikovaných výsledků za rok 2015 a dat MPO pro rok 2017 vyplývá, že se mírně snížilo množství tuhých výstupů z energetiky, ale zvýšil se podíl produktu odsíření spalin (pravděpodobně vzhledem ke zpřísnujícím se požadavkům na kvalitu emisí). Nedostatečně přesné údaje o množství zbytků po spalování (struska, popílek, produkty odsíření) jsou dány evropskými předpisy, dle kterých podléhají povinné evidenci a ročnímu ohlašování pouze odpady. Evropská směrnice č. 98/2008 o odpadech totiž zná pojem vedlejší produkty, tedy předměty nebo látky, které vznikly při výrobním procesu, jehož prvotním účelem není výroba těchto látek nebo předmětů; a jejichž využití je zajištěno, a nepovede k nepříznivým dopadům na životní prostředí. Na tyto vedlejší produkty se dále nevztahují evidenční a ohlašovací povinnosti podle předpisů platných v oblasti odpadového hospodářství. S tuhými zbytky po spalování je v současné době možno v praxi nakládat několika způsoby. Jedná se o: 1) výrobek (např. registrované hnojivo, obvykle ze spalování biomasy, viz Tan a Lagerkvist, 2011); 2) vedlejší produkt, který je vstupem dalšího výrobního

procesu (výroba betonu, pórobetonu, rekultivačního materiálu, sádkartonu apod.); 3) odpad, který je využit v dalším výrobním procesu jako v případě 2, případně je využit až po úpravě; nebo 4) odpad, který je odstraněn uložením na skládce. V případech ad. 1) a ad. 2) se množství zbytků po spalování neobjeví v hlášení o odpadech za kalendářní rok. Evropská směrnice o odpadech č. 98/2008 předpokládá také stanovení kritérií konce odpadu, která pro tento typ odpadů zatím stanovena nebyla. Z toho důvodu je v současné době množství těchto materiálů možno přesněji zjišťovat (mimo působnost veřejné správy v oblasti odpadového hospodářství) pouze na základě statistického vykazování ČSÚ, tedy na základě sledování produkce u subjektů vyrábějích elektrickou energii a teplo (dle klasifikace produkce CZ-CPA kód nakládání 38 a podrobnější, tedy odpady a druhotné suroviny, případně pro sádrovec 08.11.20; ČSÚ, 2017). Data o produkci jednotlivých druhů odpadů z Informačního systému odpadového hospodářství (ISOH) MŽP nebyla v analýze využita, přestože jsou dostupná podrobně podle jednotlivých druhů a kategorií a podle způsobů nakládání s nimi (Pilnáček, 2012), protože odpady se stává pouze malá část zbytků po spalování uhlí. Zároveň je potřeba přihlídnout ke skutečnosti, že agregovaná data získaná ze systému ISOH vzhledem k sadě používaných kódů nakládání s odpady nemusí být věrohodná (Beneš, 2019).

Množství zbytků po spalování uhlí (podle jednotlivých typů materiálů), které se nestaly odpadem, je možno sledovat ve spolupráci s asociací ECOBA na úrovni Evropské unie, případně na úrovni národní ve spolupráci s Asociací pro využití energetických produktů (ASVEP, tabulka 9), jak to činí MPO (2018). Podle Kovandy (2014) je obtížné v případě zbytků po spalování uhlí stanovit míru indikátoru  $U_c$ , neboť ve většině případů nejsou předmětem statistického vykazování a není znám přesný způsob jejich využití. Kromě toho bývají tyto materiály využívány k různým trvalým rekultivačním či zásypovým činnostem v bývalých dobývacích prostorech a nejsou využívány cyklicky.

Množství těchto materiálů (od roku 2003 pouze u energosádrovce a popílků) je každoročně vykazováno Americkou vědeckovýzkumnou vládní agenturou, která je součástí struktur Ministerstva vnitra USA (USGS, 2019), a údaje jsou snadno veřejně dostupné.

**Tabulka 9:** Seznam členů Asociace pro využití energetických produktů (ASVEP, 2019).

Producenti v České republice	ČEZ Energetické produkty, s.r.o.; Sokolovská uhelná, právní nástupce, a.s.; ENERGETIKA Třinec, a.s.; Mondi Štětí, a.s.; Lenzing Biocel Paskov, a.s.; Lenzing Biocel Paskov, a.s.; Teplárna Strakonice, a.s.; Synthesia, a.s.; Teplárna Tábor, a.s.; ŽĎAS, a.s.; ŠKO ENERGO, s.r.o.; ENERGIE Holding, a.s.; CRYSTAL BOHEMIA, a.s.; EP Sourcing, a.s.; Sev.en EC, a.s.; TAMEH Czech s.r.o.
Producenti na Slovensku	Slovenské elektrárne, a.s.; Ferroenergy s.r.o.
Vědecké a výzkumné instituce a ostatní	Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava; Vysoké učení technické v Brně; Ing. Pavel Sokol, SG Geotechnika a.s.
Zpracovatelé	Lias Vintířov, lehký stavební materiál k.s.

Ostatní vstupní data byla získána zejména ze statistických výkazů různých institucí, jak je popsáno v tabulce č. 2 přílohy 1:

- 1) Český statistický úřad: Jednalo se zejména o roční spotřebu paliv činností CZ-NACE 35 (ČSÚ, 2016);
- 2) Český hydrometeorologický ústav a CENIA: Výkazy o emisích skleníkových plynů a znečišťujících látek do ovzduší (CENIA, 2017).

Součástí studie bylo ověření splnitelnosti Státní energetické koncepce České republiky a její soulad s mezinárodními závazky České republiky při snižování emisí SO<sub>2</sub> a NO<sub>x</sub>. Bylo využito znalostí vzájemného poměru vstupujících a vystupujících materiálových toků a očekávané vyrobené elektrické energie a tepla v letech 2020 až 2040 z hnědého uhlí. Zároveň byl předpokládán optimistický scénář výroby elektrické energie a tepla v kogeneračních zdrojích a postupné zvyšování celkové efektivity využívání energie následujícím způsobem: pokles výroby elektrické energie byl predikován přednostně u zdrojů bez kogenerační výroby. Cílem této části práce bylo ověření splnitelnosti Státní energetické koncepce, nikoliv prognóza budoucího vývoje jako taková. Práce byla doplněna o stanovení indikátorů dopadů sektoru energetiky: materiálový vstup (DMI); spotřeba primárních zdrojů energie; globální změna klimatu (GWP100); emise okyselujících látek; emise částic a prekurzorů vzniku částic PM10; vznik troposférického ozonu a produkce zbytků po spalování uhlí (vedlejší produkty a odpady společně). Studie byla doplněna ve svém závěru o čtyři příklady mikroekonomické analýzy výroby elektrické energie a tepla pro ilustraci nevyrovnané úrovně jednotlivých zdrojů energie.



Důležitým výsledkem MFA byly kvantifikované vstupy vápence k neutralizaci spalin, které činily pro rok 2015 přibližně 1,3 milionu t (přibližně 13 % domácí těžby i spotřeby) a aproximace spotřeby vápence podle vývoje spotřeby hnědého uhlí sektorem energetiky České republiky. Křivka grafu na obrázku 4 v příloze 1 bude spíše spodní limitou. Množství spotřebovaného vápence přibližně 17 milionů t za období let 2020 až 2040 bude zjevně překročeno, nebo nebudou dodrženy závazky plynoucí ze Směrnice Evropského parlamentu a Rady (EU) 2016/2284 o snížení národních emisí některých látek znečišťujících ovzduší po roce 2025. V poměru ke spotřebovanému uhlí je výsledek spotřeby vápence srovnatelný s údaji, které uvedli Spath a Mann (2004).

Snížení závislosti české energetiky na vápenci může být vyvoláno instalací technologií, které využívají činidla opakovaně (Zhu et al., 2017) za současného vzniku roztoku  $H_2SO_4$ . Využíváním vápence a vápenných produktů k neutralizaci spalin dochází k přímému uvolňování  $CO_2$  do atmosféry (dle stechiometrického výpočtu přibližně 0,40 t  $CO_2$ /t vápence). Podobný dopad má případné využívání močoviny v systémech snižování emisí  $NO_x$  (přibližně 0,73 t  $CO_2$ /t močoviny).

Výsledky vybraných indikátorů dopadu materiálových toků na životní prostředí lze porovnat s výsledky LCA (Burchart-Korol et al., 2018), která byla publikována po článku v příloze 1. Autoři sledovali dopady celé energetiky s funkční jednotkou definovanou jako elektrická energie a využitou tepelnou energii zanedbali. Převedením jednotek jejich výsledků lze získat pro indikátor globální změny klimatu hodnotu 186 tis. t ekvivalentu  $CO_2$ /PJ. Při zanedbání distribuovaného tepla odpovídají výsledky v příloze 1 hodnotě 332 tis. t ekvivalentu  $CO_2$ /PJ pro fosilní energetiku, při zohlednění výroby energie ve všech zdrojích pak hodnotě přibližně 176 tis. t ekvivalentu  $CO_2$ /PJ. Samotné spalování fosilních paliv tedy pravděpodobně způsobuje více než 90 % dopadů výroby elektrické energie a tepla z kogenerace na globální změnu klimatu, zbytek náleží všem dalším způsobům výroby a předcházejícím i navazujícím procesům. V zemích s podobným energetickým mixem, jaký má Česká republika, lze orientačně vyhodnotit indikátor GWP100 pouze na základě posuzení procesu spalování fosilních paliv. Příkladem těchto zemí mohou být Řecko (Orfanos et al., 2019), Turecko (Günkaya et al., 2016) nebo Polsko (Burchart-Korol et al., 2018).

Po zohlednění jiné funkční jednotky a zařazení všech ostatních zdrojů energie a zanedbání všech souvisejících procesů (dopravy, těžby, výroby v jaderných elektrárnách a využívání

obnovitelných zdrojů) je hodnota indikátoru emisí částic a prekurzorů vzniku částic PM10 ve výsledcích LCA pro rok 2015 (Burchart-Korol et al., 2018) nižší o přibližně 18 %, než v případě této práce. Důvodem může být metodika sběru dat spol. Ecolnvent, která pravděpodobně nezahrnula malé kogenerační zdroje. Na menší zdroje znečišťování se vztahují mírnější emisní limity stanovené podle zákona č. 25/2008 Sb. o integrovaném registru znečišťování životního prostředí a integrovaném systému plnění ohlašovacích povinností v oblasti životního prostředí.

Mezinárodní emisní stropy v případě SO<sub>2</sub> a NO<sub>x</sub> budou snižovány lineárně (viz obrázek 5 přílohy 1) a po roce 2025 budou splnitelné pouze za předpokladu, že se zefektivní technologie čištění emisí v energetice, nebo že se dramaticky sníží emise těchto látek z průmyslu a dopravy. Negativní dopad na budoucí vývoj emisí NO<sub>x</sub> může mít decentralizace výroby elektrické energie se současným navýšením potřeby zemního plynu v kogeneračních motorových jednotkách v případě, že na nich nebude instalována dostatečně účinná technologie pro snižování emisí NO<sub>x</sub>. Dle současných poznatků však může vést decentralizace zároveň k vyšší hospodárnosti při využívání energie a vyššímu podílu obnovitelných zdrojů energie (Hope et al., 2018), a to společně s rozvojem lokálních distribučních sítí (Adil a Ko, 2016). Zároveň existují obavy představitelů zemí Evropské unie a velkých průmyslových korporací o bezpečnost dodávek elektrické energie v případě decentralizace výroby energie (Lindberg et al., 2018). Bezpečnosti dodávek elektrické energie a tepla by v případě českých měst mohl napomoci Koncept inteligentních měst (Bárta et al., 2015), a to především podporou pro rozvoj infrastruktury a chytrých sítí.

V této práci byl zohledněn pouze konstantní poměr spotřeby hnědého uhlí v sektoru energetiky a v ostatních způsobech využití. Lze očekávat, že od využívání hnědého uhlí budou upouštět zbývající lokální topeniště a podnikové teplárny, hnědé uhlí bude ale nadále důležitým zdrojem pro průmysl. Nedostatek hnědého uhlí pro průmyslové použití je již v současné době vyvažován dovozem z Německa a Polska (VUPEK, 2015).

V případě České republiky a dalších zemí s podobně rozvinutou úrovní sběru dat státními institucemi je možné úspěšně provádět sektorovou analýzu MFA. Vzhledem k výsledkům studie je také možno doporučit použití sektorové analýzy MFA jako jeden z nástrojů při zpracování SEA pro posuzování energetických koncepcí. Současná úroveň provádění SEA (MPO, 2015a) nebyla dostatečná pro zamezení konfliktu státní energetické koncepce

s mezinárodními emisními závazky České republiky. SEA se nezabývala ani spotřebou vápence v energetice, která může mít přesah z oblasti technické ochrany životního prostředí k oblasti ochrany přírody v chráněných územích.

Nedodržení Státní energetické koncepce vlivem zpomalení nebo utlumení rozvoje jaderné energetiky může pak mít po roce 2025 dva scénáře: 1) pomalejší ústup od fosilních paliv za pokračování těžby uhlí za územními limity těžby a výraznějšího rozvoje při využívání tzv. obnovitelných zdrojů se všemi souvisejícími důsledky pro životní prostředí, nebo 2) razantní snížení exportu elektrické energie z České republiky, které se může dotknout zejména Slovenska a Rakouska, případně může nastat zatížení přenosové soustavy energií ze severního Německa. Ad 1): Pomalejší ústup od fosilních paliv by pravděpodobně znamenal porušení mezinárodních závazků na emise SO<sub>2</sub> a NO<sub>x</sub>. Práce se nezabývala mezinárodními závazky pro snižování emisí CO<sub>2</sub>, protože vzhledem k systému emisních obchodování s emisními povolenkami nejsou v tomto případě stropy pevně dány. Snižování emisí CO<sub>2</sub> mohlo být ovlivněno návrhem zákona o snižování závislosti České republiky na fosilních palivech, který nakonec nebyl předložen z důvodu ohrožení konkurenceschopnosti České republiky (Vláda ČR, 2017). Tento zákon měl napomoci ke snížení emisí CO<sub>2</sub> ekv. až o 80 % do roku 2050 ve srovnání s rokem 1990 v souladu s Politikou ochrany klimatu v ČR (MŽP, 2016), která tak nebude s největší pravděpodobností dodržována.

Indikátory materiálových toků lze pro zvolené hranice systému agregovat následujícím způsobem: 36,4 milionů t vstupů jako součást národního DMI, 12,6 milionů t tuhých výstupů a 43,7 milionů t výstupů do atmosféry (vzdušný kyslík na straně vstupů a vodní pára na straně výstupů není započtena), tedy 56,3 milionů t jako součást národního DPO. Sektor fosilní energetiky České republiky spotřeboval v roce 2015 přibližně 58 % hmotnosti všech fosilních paliv a hmotnost vstupů materiálů do energetiky tvořila přibližně 22 % celkové hodnoty DMC České republiky.

## 5.2 Hospodářská nekoherence konceptu „waste-to-energy“ a plánu snižování emisí (případová studie, Česká republika)

Příloha 2. V originále: *Economic contradictions of the waste-to-energy concept and emissions reduction plan (case study, Czech Republic)*.

Námět na článek se vyskytl v prvním čtvrtletí roku 2018 v souvislosti se zveřejněním prvních informací o záměrech spalování odpadů (s převahou směsných druhů komunálních odpadů, předběžně neupravených) na místech stávajících zdrojů využívajících hnědé uhlí v Mělníce (CENIA, 2018b), Českých Budějovicích (Ekolist, 2019) a Vsetíně (CENIA, 2018c). V České republice je přibližně polovina komunálních odpadů skládkována bez využití (ČSÚ, 2018) a výhřevnost těchto odpadů (více než  $9 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) je srovnatelná s hnědým uhlím (Laštůvka et al., 2016). Vzhledem k výsledkům v příloze 1 může být logickým řešením nahrazení docházejícího hnědého uhlí v městských kogeneračních teplárnách a výtopnách komunálními odpady. V budoucnu je možné očekávat také politickou podporu spalování nijak neupravených komunálních odpadů (Beneš, 2019). Rešerší vědeckých a odborných publikací bylo nalezeno velké množství analýz založených na metodách MFA a LCA pro spalování směsných komunálních odpadů, případně srovnávacích analýz pro různé způsoby energetického využití odpadů (např. Astrup et al., 2015; Cremiato et al., 2018; Beylot et al., 2018; Dong et al., 2018a). Žádná z nalezených publikací neporovnávala dopady výroby tepla, případně elektrické energie, z komunálních odpadů a z hnědého uhlí. Důležitost tohoto tématu vyplynula i z výsledků v příloze 1 z důvodu problematického dodržování emisních stropů v případě  $\text{NO}_x$  po roce 2025.

Vzhledem k výše uvedenému bylo žádoucí výsledky publikovat brzy. Vojtěch Stehel proto začátkem května 2018 oslovil několik vědeckých časopisů s námětem článku. Následně ve spolupráci s ostatními autory sestavil článek, formuloval významnou část jeho úvodu a zajistil jazykovou korekturu pro potřeby časopisu *Energy sources: Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects*, jehož redakce projevila o námět studie v příloze 2 zájem. Podíl ostatních autorů: Jaroslav Dvořák: námět, shromáždění dat, metodika a výpočet výsledků práce, zpracování požadavků recenzentů; prof. Zdeňka Wittlingerová: příprava dat za teplárnu v Plané n. L., odborný dohled nad zpracováním dat; Anna Petruželková: podíl na použité metodice a na interpretaci výsledků článku. Článek byl připraven v květnu 2018.

V době přípravy článku měl autorský kolektiv k dispozici data pro teplárnu v Plané nad Lužnicí, která zpracovala Pergerová (2017) v rámci diplomové práce vedené prof. Zdeňkou Wittlingerovou zaměřené na jiné téma. Následně byla získána ostatní vstupní data ve spolupráci se zařízením pro energetické využití odpadu v Brně a společností spravující brněnské teplárny, které vzájemně spolupracují při zásobování obyvatel města Brna teplem.

Cílem práce bylo pomocí mikroekonomické MFA s následným vyhodnocením vybraných indikátorů dopadu porovnat dopady výroby energie z hnědého uhlí a ze směsného komunálního odpadu. Do analýzy byl rovněž zařazen soubor zdrojů energie pro městský systém zásobování teplem, který doplňuje výrobu tepla z komunálního odpadu spalováním zemního plynu. Vybraná zařízení disponovala řádově porovnatelným výkonem a byla relativně moderní. Zařízení v Plané nad Lužnicí prošlo v roce 2015 rozsáhlou rekonstrukcí spočívající ve výměně technologie spalování hnědého uhlí čištění spalin a po ukončení zkušebního provozu byla k dispozici ucelená data z roku 2016. Brněnské zařízení pro energetické využívání odpadů prošlo rekonstrukcí již v roce 2011. Zvažováno bylo také nové zařízení pro energetické využívání odpadů v Plzni (Chotíkově) dokončené v roce 2016, v době přípravy práce zde však probíhal zkušební provoz a data za předchozí kalendářní rok by tak nemusela být vypovídající. Hranice posuzovaných systémů byly nastaveny ve všech případech analogicky ke studii v příloze 1.

Porovnávány byly celkem čtyři posuzované systémy popsané ve článku v příloze 2: A (spalovna odpadů), B (teplárna na hnědé uhlí), C (částečně decentralizovaná výroba tepla a elektrické energie ze zemního plynu) a D (systém D je reálný systém výroby tepla v Brně a skládá se ze systému A a C).

Odlišně od studie v příloze 1 byla definovaná funkční jednotka, která byla v tomto případě zvolena jako 1 TJ tepla odcházejícího z kotlů ve formě přehřáté páry. Vyrobena elektrická energie byla do funkční jednotky zahrnuta pouze v případě, že součástí zdroje byly motorové generátory (významné pouze v případě C a D), ve kterých vzniká elektrická energie přímo. Posuzovaná zařízení totiž disponovala variabilními systémy využití přehřáté páry. Snahou bylo posuzovat pouze systémy spalování paliv a čištění emisí. Zahrnutí variabilně používaných protitlakých a kondenzačních turbín do analýzy by vedlo ke zkreslení výsledků. Vstupem do systému A byly odpady tvořené převážně neupraveným směsným komunální odpadem s podílem přibližně 5 % objemného odpadu, plastů z třídění, papíru z třídění a dalších druhů

odpadů. Nebezpečné odpady se v systému A nespalovaly. Na základě připomínek jednoho z recenzentů byl spalovaný odpad klasifikován podle metodiky britské organizace WRAP (2012). Klasifikace paliv vyrobených z odpadů v českých normativních předpisech dosud chybí, v současné době je připravována příslušná vyhláška na MŽP (Študent, 2018). Podobná kritéria jsou již na Slovensku stanovená vyhláškou č. 228/2014 Z.z., ktorou sa ustanovujú požiadavky na kvalitu palív a vedenie prevádzkovej evidencie o palivách, v platném znění. Zajímavostí je, že přes odlišné vstupy systémů A a B, byly odpadní popílký využity kontroverzním způsobem k výrobě produktů vhodných pouze pro rekultivační práce na bývalých odkalištích v okolí Mydlovar (Petrлік a Bell, 2017).

Výsledky MFA s následným výpočtem některých indikátorů ukázaly, že systém A má o více než 50 % horší dopady na acidifikaci prostředí a tvorbu fotochemického ozonu než systém B. Systémy A a B jsou srovnatelné z hlediska kategorie dopadu emisí částic a prekurzorů vzniku částic PM<sub>10</sub>, a to i přes to, že systém A díky odlišné filtraci spalin produkuje minimální množství přímých emisí PM<sub>10</sub>. Výsledky jsou určeny především větším množstvím emisí NO<sub>x</sub> vztaženým k funkční jednotce. Za zmínku stojí také více než dvojnásobné množství nekovových odpadů v systému A ve srovnání se systémem B, v tomto případě je ale třeba zohlednit skutečnost že hmotnost odpadů představuje přibližně ¼ hmotnosti spalovaného odpadu, který by jinak pravděpodobně nebyl využit.

Stanovení hodnoty indikátoru dopadu na globální změnu klimatu nebylo v tomto případě prioritou, výsledky však ukazují, že je tento dopad v případě systému A výrazně nižší, než v systému B. Přesné stanovení hodnoty indikátoru dopadu na globální změnu klimatu je v případě spalování směsného komunálního odpadu velmi obtížné. V praxi nestačí pouze zjistit hmotností podíly plastů, inertních materiálů, biologicky rozložitelných odpadů a vlhkosti, ale je nutné zjišťovat podíl <sup>14</sup>CO<sub>2</sub> (fosilní uhlík) v emitovaném CO<sub>2</sub> (Mohn et al., 2008). Mohn et al. (2008) došli touto metodou v posuzovaných zařízeních ke spalování nevytříděného komunálního odpadu k hodnotě přibližně 50 % pro biogenní CO<sub>2</sub>. Vzhledem ke skutečnosti, že v České republice významně stoupá podíl využitých biologicky rozložitelných odpadů (nárůst kompostování o 8,4 % mezi lety 2016 – 2017; ČSÚ, 2018), bylo by vhodné ověřit hodnotu 60% podílu biologicky rozložitelné části nevytříděného komunálního odpadu na jeho celkovém energetickém obsahu stanovený pro spalování nevytříděných komunálních odpadů prováděcí vyhláškou č. 477/2012 Sb. o stanovení druhů a parametrů podporovaných obnovitelných

zdrojů pro výrobu elektřiny, tepla nebo biometanu a o stanovení a uchovávání dokumentů, v platném znění (prováděcí vyhláška k zákonu č. 165/2012 Sb. o podporovaných zdrojích energie a o změně některých zákonů). Vysoký podíl biogenního spalitelného uhlíku ve směsném komunálním odpadu sice odpovídal údajům z roku 2009 pro domovní odpady v České republice (Doležalová et al., 2013), ale složení směsných komunálních odpadů se od té doby mohlo změnit. Současně je na místě zvážit, zda má být „energetický obsah“ určen spalným teplem, nebo výhřevností. Výhřevnost směsného komunálního odpadu může být negativně ovlivněna vlhkostí, tedy i vodou obsaženou v biologicky rozložitelných částech. Otázkou také zůstává, zda a případně kdy bude podpora výroby elektřiny z druhotných zdrojů podle zákona č. 165/2012 Sb. v konfliktu s hierarchií nakládání s odpady, a to vzhledem k současné situaci zvýšení podílu spalovaných plastových odpadů (Brooks et al., 2018). Technologie výroby energie spalováním komunálních odpadů jsou také dosud považovány za uhlíkově „bezemisní“ z pohledu zákona č. 383/2012 Sb. o podmínkách obchodování s povolenkami na emise skleníkových plynů, v platném znění.

Hodnoty všech indikátorů, kromě úbytku fosilních zdrojů, jsou nejnižší v případě spalování zemního plynu v případě C, a to i přesto, že v tomto případě byla účinnost výroby snížena vzhledem k zařazení kogeneračních motorových generátorů do posuzovaného systému. V případě motorových generátorů došlo k součtu energie vyrobeného tepla a elektrické energie. Systém D pak reprezentuje jednu z vhodných cest, jak nahradit hnědé uhlí v sektoru energetiky České republiky. Kombinace energetického využívání odpadů a zemního plynu tak představuje variantu náhrady hnědého uhlí, která dokáže snížit závislost na primárních fosilních palivech a dopady na globální změnu klimatu, a zároveň ostatní dopady životní prostředí zachová na přijatelné úrovni.

Samotné nahrazení hnědého uhlí neupraveným směsným komunálním odpadem však může způsobit problém při plnění mezinárodních závazků na omezení emisí NO<sub>x</sub>. Případné zpřísnění požadavků na kvalitu emisí z energetického využívání odpadů si vyžádá další investice do systémů čištění spalin. Lepších výsledků by bylo pravděpodobně dosaženo, kdyby bylo energetické využití směsných komunálních odpadů rozděleno na dvě fáze a odpady by procházely mechanicko-biologickou úpravou s energetickým využitím a následným využitím vzniklého paliva s vyšší výhřevností (Beylot et al., 2015). Dle autorů Fei et al. (2018) dosahuje mechanicko-biologická úprava s následným využitím upraveného bioplynu

a vznikajícího tuhého paliva ze srovnávací LCA lepších výsledků než přímé spalování. To je dáno zejména o 8 % vyšší účinností. V případě materiálů biologické úpravy jsou totiž v první fázi využívány biologicky rozložitelné odpady, následně je oddělena tzv. těžká frakce a voda, vyrobené palivo tak má téměř dvojnásobnou výhřevnost oproti neupravenému směsnému komunálnímu odpadu (až 18 MJ/kg, Montejo et al., 2013). Tím je možné dle Fei et al. (2018) také snížit množství činidel využívaných k čištění spalin a omezit množství odpadního popílku. Současnou situaci může zlepšit také vědeckotechnický pokrok v případě nových technologií pro energetické využití odpadů, například rozvoj pyrolýzy (Dong et al., 2018b), případně depolymerizace (Kumar et al., 2017).

Vzhledem k tomu, že byly v tomto případě posuzovány pouze tři systémy (směsné komunální odpady, hnědé uhlí a zemní plyn), a hranice systémů byly zvoleny úzce (gate-to-gate), je obtížné získané výsledky více zobecnit. Z toho důvodu by bylo vhodné provést kompletní analýzu LCA (cradle-to-gate, Durucan et al., 2006), která by posuzovala celou řadu různých systémů a do hranic posuzovaných systémů přidat podpůrné procesy (s využitím dat od spol. Ecolnvent ve speciálním programu SimaPro). Další výzkum MFA na mikroekonomické úrovni by měl být zaměřen na srovnávací analýzy systémů výroby energie bez ohledu na to, jestli využívají paliva obnovitelná, fosilní nebo odpady.

### **5.3 Indikátory pro monitorování zastavěné plochy – případová studie České republiky a EU**

Příloha 3. V originále: *Indicators for Built-up Area Monitoring – A Case Study of the Czech Republic and the EU*

Tato studie si kladla za cíl demonstrovat nedokonalou interpretaci indikátoru DMC jako indikátoru zátěže životního prostředí při mezinárodním srovnávání (viz Weisz et al., 2006), a to použitím kompatibilní metodiky pro hodnocení využívání prostoru jako omezeného zdroje – záboru půdy. Námět na studii vznikl po diskuzi s doc. Janem Skalošem o problematice implementace indikátorů dopadů záboru půdy a změny využívání krajiny do souboru metod MFA. Za odborného dohledu prof. Zdeňky Wittlingerové a metodického přispění Kamily Bicanové vznikl článek, který byl následně značně upraven po zohlednění připomínek doc. Jana



Skaloše. Původním cílem nebyla přímá indikace dopadů záboru půdy výstavbou na životní prostředí, přesto byly zjištěny některé překvapivé výsledky.

DMC je indikátorem, který vyjadřuje zátěž životního prostředí spojenou s využíváním materiálů z přírodních zdrojů (domácí užitá těžba) a dovozem surovin ze zahraničí (bez vývozu). Sledovaným obdobím je pak jeden rok. Tento indikátor je zároveň využíván k prezentaci úrovně tzv. decouplingu, tedy oddělování křivek vývoje hrubého domácího produktu (HDP) a zátěže životního prostředí (Kovanda a Hák, 2007), přičemž je rozlišován decoupling relativní (HDP roste rychleji než DMC, ale obě křivky mají vzestupný charakter) a decoupling absolutní (HDP roste, DMC klesá).

Hodnota DMC je obvykle prezentována se znázorněním podílu hmotností kovů, nekovových minerálů, fosilních paliv a biomasy, případně podobným způsobem (Kovanda et al., 2008). Tento indikátor je bezesporu dostatečný při posuzování zátěže spojené s tokem materiálů, jejichž životní cyklus je typicky otevřený, tedy zejména fosilních paliv a části biomasy. Velký podíl na DMC mají různé druhy konstrukčních kovových a nekovových minerálů, které slouží svému účelu řadu let (budovy, dopravní stavby, infrastruktura), nebo jsou využitelné opakovaně či materiálově recyklovatelné (kovy, sklo). Tyto materiály v posuzovaných socioekonomických systémech zůstávají a v ročním vykazování mohou být vyčísleny jako přírůstek skladových zásob – NAS. Zjednodušeně řečeno: Santoriova pokusná osoba (jako socioekonomický systém státu, viz kapitola 2.1.1) každým dalším rokem přibírá na váze. Z pohledu přechodu na cirkulární ekonomiku (Ghisellini et al., 2016) by mělo být bohatství vytvářeno v procesech především pomocí materiálů (energie, rozlohy půdy), které již v socioekonomickém systému jsou. K tvorbě HDP by tak měly být (a z velké části už jsou) využívány materiály, které má posuzovaný systém již v daném roce k dispozici, tedy nejen vstupující materiály indikované pomocí DMC. V současnosti jsou pomocí DMC porovnávány země, které teprve zásoby systému tvoří, se státy, které zásoby již mají. Celkové zásoby materiálů posuzovaných systémů lze přitom vyčísřit (Fishman et al., 2014; Tanikawa et al., 2015) a měly by být prezentovány současně s hodnotou indikátoru DMC.

Studie se pokusila použít metody používané v MFA a souvisejícího decouplingu analogicky v případě záboru půdy výstavbou. Podkladem pro analýzu se stala 12tiletá řada dat o zastavěné ploše od Českého úřadu zeměměřičského a katastrálního a odpovídající data

z 27 členských zemí Evropské unie pro rok 2012. Pro vyjádření decouplingu byly použity údaje o výši HDP (pro mezinárodní srovnání pak v paritě kupní síly).

Výsledky ukázaly, že indikátory, které berou v úvahu jenom roční změny, nemají v případě záboru půdy žádnou vypovídající hodnotu (viz obrázek 5 přílohy 3). Zátěž životního prostředí je tak potřeba vyjadřovat jako kompletní zábor půdy výstavbou včetně případů, kdy nejsou brownfieldy nijak ekonomicky využívány, tedy analogicky k celkovým zásobám materiálů socioekonomického systému.

V rámci analýzy vývoje zastavěného území České republiky mezi lety 2000–2012 výsledky ukázaly, že lze v tomto případě hovořit o relativním decouplingu (obrázek 7 přílohy 3). Absolutní decoupling by v tomto případě mohl nastat pouze v případě, že zastavěná území budou vracena do původního stavu (trvalé travní porosty, zahrady, pole, lesy). Analogicky lze uvažovat v případě materiálových toků. Socioekonomické systémy by se pro dosažení absolutního decouplingu musely zbavovat zásob materiálů, například jejich vývozem do zemí, kde jsou zásoby materiálů nedostatečné, aby snížily poptávku těchto zemí po přírodních zdrojích. Hodnota DMC by byla v tomto případě záporná. Další z výsledků ukázal, že i přes setrvalý nárůst plochy zastavěného území v České republice klesala rozloha zastavěného území na osobu, a to mezi lety 2006–2012 o téměř 2 m<sup>2</sup>. Výpočet hodnot pro celé období 2000–2012 byl bohužel ovlivněn změnou metodiky sběru dat katastrálního úřadu.

Výsledky mezinárodního srovnávání ukázaly, že hodnota rozlohy zastavěného území na osobu byla nejvyšší na Kypru s 268 m<sup>2</sup>, následovaly země s hodnotou přibližně 200 m<sup>2</sup>: Rakousko, Portugalsko, Belgie, Irsko, Dánsko, Švédsko a Finsko (viz obrázek 4 přílohy 3). Závislost HDP v paritě kupní síly na zastavěném území byla ze všech posuzovaných zemí nejvyšší v případě Kypru, Bulharska a Portugalska. Předpoklad, že hodnota indikátoru závislosti HDP na rozloze zastavěného území bude nejvyšší v zemích s nižším HDP, se nepotvrdil, protože země jako Belgie nebo Rakousko měly vyšší hodnotu tohoto indikátoru než Česká republika (obrázek 8 přílohy 3). Celá studie byla provedena s vědomím, že nebude indikován dopad na využívání půdy jako celku. Celá řada ekonomických činností, které poškozují kvalitu půdy, nesouvisí s výstavbou. Jednou z dalších příčin dlouhodobého záboru půdy s významnými dopady na krajinu je v České republice těžba nerostných surovin. Nejvýznamnější dopady na ekologické funkce krajiny má v České republice bezesporu zemědělství (Sklenička a kol., 2014), které sice ekologické funkce krajiny pouze snižuje, ale projevuje se na významně velké

rozloze. Předpokladem pro úspěšnou indikaci změny kvality půdy je však přesná znalost kvality půdy a krajiny na místě, kde k zemědělským aktivitám dochází (Koellner a Scholz, 2008; i Canals et al., 2007). Tyto znalosti v současné době na makroekonomické úrovni nejsou k dispozici. Situaci v rozvoji indikátorů pro zábor a změnu využívání půdy na makroekonomické úrovni může zlepšit rozvoj při sběru a zpracování dat z dálkového průzkumu Země. Do té doby lze doporučit zařazení indikátorů zastavěné území na osobu a zastavěné území na jednotku HDP mezi klíčové indikátory ve skupině „Půda, krajina a zemědělství“, které je možné snadno vyhodnocovat na úrovni Evropské unie každé tři roky, a to jako indikátory kompatibilní k indikátorům materiálových toků. Při aplikaci obdobných indikátorů na zábor území způsobený těžbou minerálů by bylo nutné odepisovat ze „zásob“ rozlohu území, na kterých po rekultivaci nebo opuštění částí či celých lomů začala krajina plnit některé z funkcí, o které během těžby přišla.

#### **5.4 Spotřeba energie při těžbě a úpravě uhlí v České republice.**

Příloha 4. V originále: Energy consumption for coal and lignite mining and treatment in the Czech Republic.

Dopady postupného vyčerpávání zdrojů neobnovitelných surovin (kovů, nekovových minerálů, fosilních paliv) na životní prostředí jsou v LCA indikovány na midpointové úrovni jako hmotnost suroviny (obdobně jako domácí užitá těžba v MFA), případně hmotnost referenční suroviny (železo, topný olej), nebo poměr hmotnosti vyčerpané suroviny k jejím dostupným zásobám. Za endpointový indikátor úbytku neobnovitelných surovin je pak v některých metodikách LCA považováno množství energie potřebné k získání dané suroviny v budoucnosti (Kočí, 2009). Vychází se z teorie, že snadno dostupné zdroje surovin jsou vyčerpány vždy jako první a energie spotřebovaná na těžbu surovin tak poroste. Příkladem metodiky, která využívá endpointového indikátoru vyjádřeného v MJ energie, je IMPACT 2002+ (Jolliet et al., 2003). Cílem této studie bylo ověřit hypotézu, zda se mezi lety 1988–2011 zvýšila spotřeba energie potřebná k hlubinné těžbě černého uhlí a hnědého uhlí a povrchové těžbě hnědého uhlí a lignitu v České republice. Spolu se spotřebou energie na těžbu uhlí byla sledována i spotřeba energie na úpravu uhlí. Jednotkou byly zvoleny MJ·t<sup>-1</sup>. K analýze byla

využita data Českého statistického úřadu, které byla zpracována pomocí metod pro stanovení energetických toků v rámci MFA.

Výsledky potvrdily úvodní hypotézu pouze v případě povrchové těžby lignitu, která byla v roce 2008 ukončena. V ostatních případech se hypotéza nepotvrdila, ale bylo zaznamenáno významné kolísání spotřeby energie, nejvíce 35 až 254 MJ·t<sup>-1</sup> v případě hlubinné těžby hnědého uhlí. Kolísání spotřeby energie při těžbě uhlí si lze vysvětlit tím, že při opouštění některého místa těžby jsou utlumeny související práce spočívající v sejmutí a přemístění skrývky, instalace technických zařízení apod., zatímco při zahajování těžby v jiném místě jsou prováděny energeticky náročné přípravné operace.

Ještě významnější byly změny ve spotřebě energie pro úpravu uhlí, zejména v případě úpravy hnědého uhlí došlo v roce 2000 k přibližně šestinásobnému nárůstu. Úpravu uhlí si pravděpodobně vyžádaly vyšší nároky na kvalitu uhlí.

Při porovnání ztrát energie s výhřevností jednotlivých druhů uhlí byla pro rok 2011 vyčíslena ztráta energie 0,63 % pro černé uhlí, 0,52 % pro hnědé uhlí (oba způsoby těžby, vážený průměr) a 2,4 % pro lignit (rok 2008). Pokud uvažíme, že by k výrobě elektrické energie potřebné pro těžbu uhlí byla spotřebovávána elektrická energie z uhelných elektráren, lze očekávat ztrátu energie přibližně 1,7 % v případě černého uhlí, 1,4 % v případě hnědého uhlí a 4,6 % v případě lignitu. Kavouridis a Koukouzas (2008) ve své LCA zaměřené na řeckou energetiku přisuzuje těžbě uhlí hodnotu energetické ztráty (1,4 %) pro těžbu hnědého uhlí, které má dominantní postavení v řecké energetice, podobně jako v té české. Výše popsaná metoda IMPACT 2002+ tak byla vyhodnocena jako sporná, protože nebylo zjištěno, že by v průběhu času docházelo ke zvyšování spotřeby energie při těžbě energetických zdrojů. Těžba různých druhů uhlí v České republice byla během sledovaného období ovlivněna spíše socioekonomickými vlivy než snížením dostupnosti v souvislosti s docházením dostupných zásob.

## 5.5 Materiálové toky olova v České republice

Příloha 5. V originále: *The material flows of lead in the Czech Republic.*

Publikace vychází z výsledků analýzy SFA z diplomové práce Kamily Bicanové (2013), kterou vypracovala pod odborným vedením Magdaleny Zimové. Po konzultaci s Bohumilem Benešem

byly vybrány nejpodstatnější výsledky. Kolektiv autorů následně připravil článek pro časopis Resources, Conservation and Recycling. Studie nesouvisí s energetikou, ale jednalo se o studii, pomocí které bylo ověřeno, že lze úspěšně kombinovat statistická data od státních institucí s daty korporátními v podmínkách České republiky. Značná část dat pro analýzu SFA převzatých od ČSÚ byla získána na základě klasifikace produkce a zahraničního obchodu narozdíl od analýzy v příloze 1, která vychází z klasifikace činností.

## 6. Závěry

Česká energetika se může v příštích dvou desetiletích potýkat s nedostatkem tuzemského hnědého uhlí, a to za předpokladu, že územně ekologické limity těžby zůstanou nezměněny (poslední změna proběhla v roce 2015 a je popsána ve příloze 1). Využívání zahraničního hnědého uhlí nebude vhodným řešením z důvodu požadavků na snížení emisí SO<sub>2</sub> a NO<sub>x</sub>.

Fosilní paliva by měla být využívána především v systémech kogenerační výroby elektrické energie a tepla. Omezování spotřeby hnědého uhlí v elektrárnách s relativně nízkou účinností (tj. bez dostatečného využití tepla) může mít za následek signifikantní snížení vývozu elektrické energie do okolních zemí.

Systémy městského zásobování teplem v České republice jsou v současnosti více závislé na fosilních palivech než výroba elektrické energie. V případě nahrazení části spalovaného hnědého uhlí odpady v systémech zásobování teplem je vhodné doplnit systémy vytápění o plynové zdroje, které emitují nižší množství SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> a PM10, než zdroje spalující uhlí nebo odpady. V opačném případě budou nutné vyšší investice do technologií snižující emise výše uvedených škodlivin do atmosféry pro splnění mezinárodních závazků České republiky, v případě spalování odpadů se jedná především o technologie omezující vznik NO<sub>x</sub> při spalování a při úpravě emisí.

Množství tuhých výstupů ze spalování uhlí a ze spalování směsných komunálních odpadů a čištění spalin je významným výstupem v obou případech. Zachycené popílků navíc vyždují pozornost z důvodu obsahu polutantů. V případě odpadů by bylo možno toto množství snížit předchozí úpravou odpadů, ať už vytríděním, nebo složitější materiálovo-biologickou úpravou s využitím vzniklého bioplynu.

Použité metody sektorové analýzy MFA se ukázaly jako využitelné při posuzování energetických koncepcí. Sektorovou analýzu MFA s aplikací některých postupů používaných v LCA by bylo možno využít při posuzování vlivu koncepcí na životní prostředí (SEA), protože většina potřebných údajů je již v současné době k dispozici a výpočtové metody nevyžadují další náklady. Pro lepší posouzení koncepcí může být vhodná i kvazi-realistická LCA (v případě energetiky typu „cradle-to-gate“), která je složitější a nákladnější. Potřebná pracoviště jsou již k dispozici na některých českých univerzitách. MPO by se při návrhu koncepčních

dokumentů mohlo více zaměřit na toky vápence používaného k čištění spalin, protože je lze považovat podle výsledků v příloze 1 za významné.

Mezinárodní srovnávání pomocí indikátoru dopadu DMC se ukazuje jako vhodné pro spotřebu surovin s krátkou dobou zdržení v socioekonomickém systému (fosilní paliva, biomasa), v ostatních případech by měla být hodnota DMC doplněna informací o stavu zásob socioekonomického systému. Indikátory záboru půdy, případně změny využití půdy se ukazují být klíčovými a měly by být doplněny mezi indikátory toků materiálů a energií v rámci mezinárodního srovnávání.

## Seznam použité literatury

- Adams, P. J., Seinfeld, J. H., & Koch, D. M. (1999). Global concentrations of tropospheric sulfate, nitrate, and ammonium aerosol simulated in a general circulation model. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 104(D11), 13791-13823.
- Adil, A. M., & Ko, Y. (2016). Socio-technical evolution of Decentralized Energy Systems: A critical review and implications for urban planning and policy. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 57, 1025-1037.
- Adriaanse, A., Bringezu, S., Hammond, A., Moriguchi, Y., Rodenburg, E., Rogich, D., & Schütz, H. (1997). Resource flows: the material basis of industrial economies. World Resources Institute, Washington, DC, 65 p.
- Arditsoglou, A., Petaloti, C., Terzi, E., Sofoniou, M., & Samara, C. (2004). Size distribution of trace elements and polycyclic aromatic hydrocarbons in fly ashes generated in Greek lignite-fired power plants. *Science of the total environment*, 323(1-3), 153-167.
- Asdrubali, F., Baldinelli, G., D'Alessandro, F., & Scrucca, F. (2015). Life cycle assessment of electricity production from renewable energies: Review and results harmonization. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 42, 1113-1122.
- Ashton, W. S., & Chopra, S. S. (2017). Life and death of industrial ecosystems. *Sustainability*, 9(4), 605.
- Astrup, T. F., Tonini, D., Turconi, R., & Boldrin, A. (2015). Life cycle assessment of thermal waste-to-energy technologies: review and recommendations. *Waste management*, 37, 104-115.
- ASVEP (2019). Seznam členů. [Online, 12. 9. 2019]:<http://www.asvep.cz/seznam-clenu-c190>
- Austvik, O. G. (2016). The Energy Union and security-of-gas supply. *Energy Policy*, 96, 372-382.
- Ayres, R. U. (1989). Industrial metabolism. In Ausubel, J. (Ed.): Technology and environment 1989, 23-49, National Academy Press, Washington, D.C.
- Bárta, D., Martínek, J, Dostál, I., Mynařík, J., Šmarda, P., Sirotek, J., Puchřík, L., Suk, P., Rýc, I. (2015). Metodika Konceptu inteligentních měst. [Online, 12. 10. 2019]: <https://www.mmr.cz/cs/Temp/Smart-Cities/Koncept-Smart-Cities>
- Bartke, S., & Schwarze, R. (2015). No perfect tools: Trade-offs of sustainability principles and user requirements in designing support tools for land-use decisions between greenfields and brownfields. *Journal of environmental management*, 153, 11-24.
- Behrens, A., Giljum, S., Kovanda, J., & Niza, S. (2007). The material basis of the global economy: Worldwide patterns of natural resource extraction and their implications for sustainable resource use policies. *Ecological Economics*, 64(2), 444-453.
- Belyi, A. V. (2016). EU external energy policies: A paradox of integration. In: Orbie, J. (Ed.): *Europe's Global Role*, Routledge, pp. 219-232.



- Beneš (2019). In Biben, M.: Česko zavalené odpadem? Podle ministerstva ho produkujeme o třetinu více než Slováci, statistici ale mluví jinak. *Hospodářské noviny*. [Online, 12. 10. 2019]: <https://archiv.ihned.cz/c1-66560050-brabcuv-zasah-do-nezavislosti-csu-statistici-maji-prebirat-data-o-odpadech-primo-z-ministerstva-prospech-by-z-toho-mely-hlavne-spalovny>
- Bernas, J., Moudry, J., Jelinkova, Z., Kopecky, M. (2014): Greenhouse gasses emissions during maize growing for energy purposes. *MendelNet 2014*, 219-223.
- Beylot, A., Muller, S., Descat, M., Ménard, Y., & Villeneuve, J. (2018). Life cycle assessment of the French municipal solid waste incineration sector. *Waste Management*, 80, 144-153.
- Beylot, A., Vaxelaire, S., Zdanevitch, I., Auvinet, N., & Villeneuve, J. (2015). Life Cycle Assessment of mechanical biological pre-treatment of Municipal Solid Waste: A case study. *Waste management*, 39, 287-294.
- Bhat, I. K., & Prakash, R. (2009). LCA of renewable energy for electricity generation systems— a review. *Renewable and sustainable energy reviews*, 13(5), 1067-1073.
- Billings, C. E., & Matson, W. R. (1972). Mercury emissions from coal combustion. *Science*, 176(4040), 1232-1233.
- Bicanová, K. (2013). Materiálové toky olova v České republice. Diplomová práce, Česká zemědělská univerzita v Praze.
- Bornhöft, N. A., Sun, T. Y., Hilty, L. M., & Nowack, B. (2016). A dynamic probabilistic material flow modeling method. *Environmental modelling & software*, 76, 69-80.
- Bouzarovski, S., & Tirado Herrero, S. (2017). Geographies of injustice: the socio-spatial determinants of energy poverty in Poland, the Czech Republic and Hungary. *Post-Communist Economies*, 29(1), 27-50.
- Bringezu, S., & Moriguchi, Y. (2018). Material flow analysis. In Bartelmus, P., & Seifert, E.K.: *Green Accounting*. Routledge. CRC Press, pp. 149-166.
- Brooks, A. L., Wang, S., & Jambeck, J. R. (2018). The Chinese import ban and its impact on global plastic waste trade. *Science advances*, 4(6), eaat0131.
- Brunner, P. H., & Rechberger, H. (2003). Practical handbook of material flow analysis. CRC Press, 332 p.
- Burchart-Korol, D., Pustejovska, P., Blaut, A., Jursova, S., & Korol, J. (2018). Comparative life cycle assessment of current and future electricity generation systems in the Czech Republic and Poland. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 1-13.
- Cao, V., Margni, M., Favis, B. D., & Deschênes, L. (2015). Aggregated indicator to assess land use impacts in life cycle assessment (LCA) based on the economic value of ecosystem services. *Journal of cleaner production*, 94, 56-66.
- CENIA (2017). Statistická ročenka životního prostředí České republiky 2016. Ministerstvo životního prostředí České republiky.
- CENIA (2018a). Statistická ročenka životního prostředí České republiky 2017. Ministerstvo životního prostředí České republiky.

- CENIA (2018b). Zařízení pro energetické využití odpadu v lokalitě Mělník - ZEVO Mělník. Dokumentace k záměru. [Online, 12. 5. 2019]: [https://portal.cenia.cz/eiasea/detail/EIA\\_MZP476](https://portal.cenia.cz/eiasea/detail/EIA_MZP476)
- CENIA (2018c). Zařízení pro energetické využívání odpadu - ZEVO Vsetín. Zjišťovací řízení. [Online, 12. 5. 2019]: [https://portal.cenia.cz/eiasea/detail/EIA\\_ZLK879](https://portal.cenia.cz/eiasea/detail/EIA_ZLK879)
- Černoch, F., Lehotský, L., Ocelík, P., Osička, J., & Vencourová, Ž. (2019). Anti-fossil frames: Examining narratives of the opposition to brown coal mining in the Czech Republic. *Energy Research & Social Science*, 54, 140-149.
- ČSÚ (2016): Spotřeba vybraných paliv a elektrické energie podle činností v letech 2013 až 2015. [Online, 12. 7. 2019]: <https://www.czso.cz/csu/czso/spotreba-paliv-a-energie-2016>
- ČSÚ (2017). Klasifikace produkce (CZ-CPA). [Online, 12. 10. 2019]: <https://www.czso.cz/csu/czso/klasifikace-produkce-cz-cpa>
- ČSÚ (2018). Produkce, využití a odstranění odpadu a produkce druhotných surovin - v roce 2017. [Online, 1. 9. 2019]: <https://www.czso.cz/csu/czso/cri/produkce-vyuziti-a-odstraneni-odpadu-a-produkce-druhotnych-surovin-v-roce-2017>
- Cremiato, R., Mastellone, M. L., Tagliaferri, C., Zaccariello, L., & Lettieri, P. (2018). Environmental impact of municipal solid waste management using Life Cycle Assessment: The effect of anaerobic digestion, materials recovery and secondary fuels production. *Renewable Energy*, 124, 180-188.
- Crutzen, P. J. (2002). The "anthropocene". In *Journal de Physique IV (Proceedings)* (Vol. 12, No. 10, pp. 1-5). EDP sciences.
- de Leeuw, F. A. (2002). A set of emission indicators for long-range transboundary air pollution. *Environmental Science & Policy*, 5(2), 135-145.
- Dentener, F. J., & Crutzen, P. J. (1994). A three-dimensional model of the global ammonia cycle. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 19(4), 331-369.
- Derwent, R. G., Jenkin, M. E., Passant, N. R., & Pilling, M. J. (2007). Photochemical ozone creation potentials (POCPs) for different emission sources of organic compounds under European conditions estimated with a Master Chemical Mechanism. *Atmospheric Environment*, 41(12), 2570-2579.
- Derwent, R. G., Jenkin, M. E., Saunders, S. M., & Pilling, M. J. (1998). Photochemical ozone creation potentials for organic compounds in northwest Europe calculated with a master chemical mechanism. *Atmospheric environment*, 32(14-15), 2429-2441.
- Doležalová, M., Benešová, L., Závodská, A. (2013). The changing character of household waste in the Czech Republic between 1999 and 2009 as a function of home heating methods. *Waste management*, 33(9), 1950-1957.
- Dones, R., Bauer, C., Bolliger, R., Burger, B., Faist Emmenegger, M., Frischknecht, R., Burger, B., Heck, T., Röder, A., Emmenegger, M.F., Frischknecht, R., Jungbluth, N., & Tuchschnid, M. (2007). Life cycle inventories of energy systems: results for current systems in Switzerland and other UCTE countries. Final report ecoinvent data v2. 0, 5, 186 p.

Dong, J., Tang, Y., Nzihou, A., Chi, Y., Weiss-Hortala, E., Ni, M., & Zhou, Z. (2018a). Comparison of waste-to-energy technologies of gasification and incineration using life cycle assessment: Case studies in Finland, France and China. *Journal of cleaner production*, 203, 287-300.

Dong, J., Tang, Y., Nzihou, A., Chi, Y., Weiss-Hortala, E., & Ni, M. (2018b). Life cycle assessment of pyrolysis, gasification and incineration waste-to-energy technologies: Theoretical analysis and case study of commercial plants. *Science of the Total Environment*, 626, 744-753.

Durucan, S., Korre, A., & Munoz-Melendez, G. (2006). Mining life cycle modelling: a cradle-to-gate approach to environmental management in the minerals industry. *Journal of Cleaner Production*, 14(12-13), 1057-1070.

Dvořák, J. (2012). Materiálové toky nebezpečných chemických látek ve výrobě. Diplomová práce, Česká zemědělská univerzita v Praze.

Dvořák, P., Palička, O., Fojtů, R., Vávrová, Z., & Niedoba, M. (2017, October). Reducing SO<sub>2</sub> Emissions in the Czech Republic in Accordance with Legislation Valid from 2021. In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* 92 (1) (pp 1 – 5). IOP Publishing.

Ehrenfeld, J. R. (1997). Industrial ecology: a framework for product and process design. *Journal of cleaner production*, 5(1-2), 87-95.

Ekolist (2019). České Budějovice a kraj zvažují možnost stavby spalovny na odpad. [Online, 10. 5. 2019]: <https://ekolist.cz/cz/zpravodajstvi/zpravy/c.budejovice-a-kraj-zvazuji-moznost-stavby-spalovny-na-odpad>

ERÚ (2018a). Roční správa o provozu elektrizační soustavy České republiky. [Online, 1. 4. 2019]: <http://www.eru.cz/cs/zpravy-o-provozu-elektrizacni-soustavy#2019>

ERÚ (2018b). Roční správa o provozu teplárenských soustav České republiky. [Online, 1. 4. 2019]: [http://www.eru.cz/cs/rocni-zpravy-o-provozu-teplarenskych\\_soustav](http://www.eru.cz/cs/rocni-zpravy-o-provozu-teplarenskych_soustav)

European commission (2010). Study on the selection of waste streams for end-of-waste assessment Final Report. Publications Office of the European Union, Luxembourg, 370 p.

European commission (2011). ILCD handbook: General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. Publications Office of the European Union, Luxembourg, 417 p.

European Commission (2018a). Measuring progress towards circular economy in the European Union – Key indicators for a monitoring framework. [online, 5. 2. 2019]: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:52018SC0017&from=SV>

European Commission (2018b). Communication from the Commission to the European Parliament, The Council, The European economic and social committee and Committee of the regions on the implementation of the circular economy package: options to address the interface between chemical, product and waste legislation options to address the interface between chemical, product and waste legislation. [online, 4. 12. 2018]: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/HTML/?uri=CELEX:52018DC0032&from=cs>

European Commission (2019). Raw Materials Information System (RMIS). [online, 4. 10. 2019]: <https://rmis.jrc.ec.europa.eu>

- Eurostat (2001). Economy-wide Material Flow Accounts and Derived Indicators: A Methodological Guide. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 92 p.
- Eurostat (2019a). Material flow accounts - main indicators. [Online, 1. 4. 2019]: <http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/submitViewTableAction.do>
- Eurostat (2019b). Material flow accounts - main indicators. [Online, 2. 4. 2019] [http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=env\\_ac\\_mfain&lang=en](http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=env_ac_mfain&lang=en)
- Fei, F., Wen, Z., Huang, S., & De Clercq, D. (2018). Mechanical biological treatment of municipal solid waste: Energy efficiency, environmental impact and economic feasibility analysis. *Journal of Cleaner Production*, 178, 731-739.
- Finnveden, G., Hauschild, M. Z., Ekvall, T., Guinée, J., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D., S&uh, S. (2009). Recent developments in life cycle assessment. *Journal of environmental management*, 91(1), 1-21.
- Fischer-Kowalski, M. (1998). Society's metabolism: the intellectual history of materials flow analysis, Part I, 1860–1970. *Journal of industrial ecology*, 2(1), 61-78.
- Fischer-Kowalski, M., Krausmann, F., Giljum, S., Lutter, S., Mayer, A., Bringezu, S., Moriguchi, Y., Schütz, H., Schandl, H., & Weisz, H. (2011). Methodology and indicators of economy-wide material flow accounting: State of the art and reliability across sources. *Journal of Industrial Ecology*, 15(6), 855-876.
- Fishman, T., Schandl, H., Tanikawa, H., Walker, P., & Krausmann, F. (2014). Accounting for the material stock of nations. *Journal of Industrial Ecology*, 18(3), 407-420.
- Frantál, B., & Malý, J. (2017). Close or renew? Factors affecting local community support for rebuilding nuclear power plants in the Czech Republic. *Energy Policy*, 104, 134-143.
- Gattuso, J., Hansson, L. (2011). Ocean acidification. Oxford University Press, 326 p.
- GEA (2016). CO<sub>2</sub> Emission Factors for Fossil Fuels. German Environment Agency. [online, 4. 10. 2019]:[https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1968/publikationen/c\\_o2\\_emission\\_factors\\_for\\_fossil\\_fuels\\_correction.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1968/publikationen/c_o2_emission_factors_for_fossil_fuels_correction.pdf)
- Geng, Y., Fu, J., Sarkis, J., & Xue, B. (2012). Towards a national circular economy indicator system in China: an evaluation and critical analysis. *Journal of Cleaner Production*, 23(1), 216-224.
- Ghisellini, P., Cialani, C., & Ulgiati, S. (2016). A review on circular economy: the expected transition to a balanced interplay of environmental and economic systems. *Journal of Cleaner production*, 114, 11-32.
- Goodarzi, F., Huggins, F. E., & Sanei, H. (2008). Assessment of elements, speciation of As, Cr, Ni and emitted Hg for a Canadian power plant burning bituminous coal. *International Journal of Coal Geology*, 74(1), 1-12.
- Gowlett, J. A., & Wrangham, R. W. (2013). Earliest fire in Africa: towards the convergence of archaeological evidence and the cooking hypothesis. *Azania: Archaeological Research in Africa*, 48(1), 5-30.

- Guinée, J. B. (2002). Handbook on life cycle assessment operational guide to the ISO standards. *The international journal of life cycle assessment*, 7(5), 311-313.
- Günkaya, Z., Özdemir, A., Özkan, A., & Banar, M. (2016). Environmental performance of electricity generation based on resources: a life cycle assessment case study in Turkey. *Sustainability*, 8(11), 1097.
- Haberl, H. (2001). The energetic metabolism of societies part I: accounting concepts. *Journal of industrial ecology*, 5(1), 11-33.
- Hamilton, C. (2016). Define the Anthropocene in terms of the whole Earth. *Nature News*, 536(7616), 251.
- Hope, A., Roberts, T., & Walker, I. (2018). Consumer engagement in low-carbon home energy in the United Kingdom: Implications for future energy system decentralization. *Energy research & social science*, 44, 362-370.
- Huang, C. L., Vause, J., Ma, H. W., & Yu, C. P. (2012). Using material/substance flow analysis to support sustainable development assessment: a literature review and outlook. *Resources, Conservation and Recycling*, 68, 104-116.
- Hůnová, I. (2018). Přízemní ozon. *Chemické listy*, 112(9), 598-604.
- Charlson, R. J., Langner, J., Rodhe, H., Leovy, C. B., & Warren, S. G. (1991). Perturbation of the northern hemisphere radiative balance by backscattering from anthropogenic sulfate aerosols. *Tellus A: Dynamic Meteorology and Oceanography*, 43(4), 152-163.
- Chertow, M. R. (2000). Industrial symbiosis: literature and taxonomy. *Annual review of energy and the environment*, 25(1), 313-337.
- Chin, M., & Jacob, D. J. (1996). Anthropogenic and natural contributions to tropospheric sulfate: A global model analysis. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 101(D13), 18691-18699.
- Chowdhury, R. B., Moore, G. A., Weatherley, A. J., & Arora, M. (2016). A novel substance flow analysis model for analysing multi-year phosphorus flow at the regional scale. *Science of the Total Environment*, 572, 1269-1280.
- i Canals, L. M., Bauer, C., Depestele, J., Dubreuil, A., Knuchel, R. F., Gaillard, G., Michelsen, O., Müller-Wenk, R., & Rydgren, B. (2007). Key elements in a framework for land use impact assessment within LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 12(1), 5-15.
- IEA (2018). Key World Energy Statistics 2018. [online, 15. 4. 2019]: <https://webstore.iea.org/key-world-energy-statistics-2018>
- IEA (2019). Statistics. [online, 15. 4. 2019]: <https://www.iea.org/statistics>
- Irwin, J. G., & Williams, M. L. (1988). Acid rain: chemistry and transport. *Environmental Pollution*, 50(1-2), 29-59.
- Jelínková, Z., Moudrý, J., Bernas, J., Kopecký, M., & Konvalina, P. (2016). Environmental and economic aspects of *Triticum aestivum* L. and *Avena sativa* growing. *Open Life Sciences*, 11(1), 533-541.

- Jiménez-González, C., Kim, S., & Overcash, M. R. (2000). Methodology for developing gate-to-gate life cycle inventory information. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 5(3), 153-159.
- Jolliet, O., Margni, M., Charles, R., Humbert, S., Payet, J., Rebitzer, G., & Rosenbaum, R. (2003). IMPACT 2002+: a new life cycle impact assessment methodology. *The international journal of life cycle assessment*, 8(6), 324.
- Jonas, H. (1983). Das Prinzip Verantwortung. Versuch einer Ethik für die technologische Zivilisation.
- Karlsson, J., Brunzell, L., & Venkatesh, G. (2018). Material-flow analysis, energy analysis, and partial environmental-LCA of a district-heating combined heat and power plant in Sweden. *Energy*, 144, 31-40.
- Kavouridis, K., & Koukoulas, N. (2008). Coal and sustainable energy supply challenges and barriers. *Energy Policy*, 36(2), 693-703.
- Kennedy, C., Steinberger, J., Gasson, B., Hansen, Y., Hillman, T., Havránek, M., Pataki, D., Phdunsilp, A., Ramaswami, A., & Mendez, G. V. (2010). Methodology for inventorying greenhouse gas emissions from global cities. *Energy policy*, 38(9), 4828-4837.
- Kočí, V. (2009). Environmentální dopady: Posuzování životního cyklu. Vodní zdroje Ekomonitor, Chrudim, 263 p.
- Koellner, T., De Baan, L., Beck, T., Brandão, M., Civit, B., Margni, M., i Canals, M.L., Saad, R., de Souza, D.M., & Müller-Wenk, R. (2013). UNEP-SETAC guideline on global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(6), 1188-1202.
- Koellner, T., & Scholz, R. W. (2008). Assessment of land use impacts on the natural environment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(1), 32.
- Kovacs, H., Szemmelveisz, K., & Koós, T. (2016). Theoretical and experimental metals flow calculations during biomass combustion. *Fuel*, 185, 524-531.
- Kovanda, J. (2014). Incorporation of recycling flows into economy-wide material flow accounting and analysis: A case study for the Czech Republic. *Resources, Conservation and Recycling*, 92, 78-84.
- Kovanda, J. (2018). Use of Physical Supply and Use Tables for Calculation of Economy-Wide Material Flow Indicators. *Journal of Industrial Ecology* (in press).
- Kovanda, J., & Hak, T. (2007). What are the possibilities for graphical presentation of decoupling? An example of economy-wide material flow indicators in the Czech Republic. *Ecological Indicators*, 7(1), 123-132.
- Kovanda, J., & Weinzettel, J. (2017). Economy-wide Material Flow Indicators on a Sectoral Level and Strategies for Decreasing Material Inputs of Sectors. *Journal of Industrial Ecology*, 21(1), 26-37.

Kovanda, J., Hak, T., & Janacek, J. (2008). Economy-wide material flow indicators in the Czech Republic: trends, decoupling analysis and uncertainties. *International Journal of Environment and Pollution*, 35(1), 25-41.

Kovanda, J., Hák, T., Moldan, B., Christiánová, A., Krčma, M. & Ouředníková, K. (2004): Analýza materiálových toků na makroekonomické úrovni s aplikací na mikroekonomickou úroveň a využití analýzy při rozpracování indikátorů trvale udržitelného rozvoje. Závěrečná zpráva projektu VaV/320/2/03 Ministerstva životního prostředí ČR.

Kovanda, J., van de Sand, I., Schütz, H., & Bringezu, S. (2012). Economy-wide material flow indicators: Overall framework, purposes and uses and comparison of material use and resource intensity of the Czech Republic, Germany and the EU-15. *Ecological Indicators* 17, 88-98.

Krausmann, F., Gingrich, S., & Nourbakhch-Sabet, R. (2011). The metabolic transition in Japan: A material flow account for the period from 1878 to 2005. *Journal of Industrial Ecology*, 15(6), 877-892.

Kumar, P. S., Bharathikumar, M., Prabhakaran, C., Vijayan, S., & Ramakrishnan, K. (2017). Conversion of waste plastics into low-emissive hydrocarbon fuels through catalytic depolymerization in a new laboratory scale batch reactor. *International Journal of Energy and Environmental Engineering*, 8(2), 167-173.

Laštůvka, I., Vítěz, T., Chovanec, J., & Mareček, J. (2016). Zero Waste; Energy Recovery From Non-recyclable Mixed Municipal Waste. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, 64(1), 99-108.

Lauer, N. E., Hower, J. C., Hsu-Kim, H., Taggart, R. K., & Vengosh, A. (2015). Naturally occurring radioactive materials in coals and coal combustion residuals in the United States. *Environmental science & technology*, 49(18), 11227-11233.

Leontief (1928). Die Wirtschaft als Kreislauf. Disertační práce. Friedrich-Wilhelms-Universität Berlin.

Leontief, W. (1966). Input-output economics. Oxford University Press, 448p.

Life Cycle Initiative (2017). LCIA Characterization Factors. [online, 5. 1. 2019]: <https://www.lifecycleinitiative.org/>

Lindberg, M. B., Markard, J., & Andersen, A. D. (2018). Policies, actors and sustainability transition pathways: A study of the EU's energy policy mix. *Research policy* (in press).

Lohm, U., Anderberg, S., & Bergback, B. (1994). Industrial metabolism at the national level: A case-study on chromium and lead pollution in Sweden, 1880-1980. In: Ayres, R.U., & Simonis, U.E. (Eds.): *Industrial Metabolism: Restructuring for Sustainable Development*, The United Nations University: Tokyo, 808-849.

Maier, S., Szerencsits, M., Narodoslowsky, M., Ismail, I. M. I., Shahzad, K. (2017). Current potential of more sustainable biomass production using eco-efficient farming practices in Austria. *Journal of cleaner production*, 155, 23-27.

- Martinico-Perez, M. F. G., Fishman, T., Okuoka, K., & Tanikawa, H. (2017). Material flow accounts and driving factors of economic growth in the Philippines. *Journal of Industrial Ecology*, 21(5), 1226-1236.
- Matthews, E., Amann, C., Bringezu, S., Fischer-Kowalski, M., Hüttler, W., Kleijn, R., ... & Schandl, H. (2000). The weight of nations. *Material Outflows from Industrial Economies*. Washington, DC: World Resources Institute.
- Mattila, T., Helin, T., & Antikainen, R. (2012). Land use indicators in life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 17(3), 277-286.
- May, J. R., & Brennan, D. J. (2003). Life cycle assessment of Australian fossil energy options. *Process Safety and Environmental Protection*, 81(5), 317-330.
- Mayer, A., Haas, W., Wiedenhofer, D., Krausmann, F., Nuss, P., & Blengini, G. A. (2019). Measuring progress towards a circular economy: a monitoring framework for economy-wide material loop closing in the EU28. *Journal of industrial ecology*, 23(1), 62-76.
- Meadowcroft, J. (2009). What about the politics? Sustainable development, transition management, and long term energy transitions. *Policy sciences*, 42(4), 323.
- Ministerstvo vnitra České republiky (2017). Extremismus: Souhrnná situační zpráva 2. čtvrtletí roku 2017, Praha, 2017. [Online, 1. 5. 2019]: <http://www.mvcr.cz/soubor/extremismus-souhrnna-situacni-zprava-za-2-ctvrtleti-roku-2017.aspx>
- Ministry of the Environment of Japan (1992). Quality of the environment in Japan 1992. Tokyo: Ministry of the Environment of Japan.
- Ministry of the Environment of Japan. (2003). Fundamental plan for establishing a sound material-cycle society. Tokyo: Ministry of the Environment of Japan.
- Mohn, J., Szidat, S., Fellner, J., Rechberger, H., Quartier, R., Buchmann, B., & Emmenegger, L. (2008). Determination of biogenic and fossil CO<sub>2</sub> emitted by waste incineration based on 14CO<sub>2</sub> and mass balances. *Bioresource technology*, 99(14), 6471-6479.
- Montejo, C., Tonini, D., del Carmen Márquez, M., & Astrup, T. F. (2013). Mechanical–biological treatment: Performance and potentials. An LCA of 8 MBT plants including waste characterization. *Journal of environmental management*, 128, 661-673.
- MPO (2014). Doplnující analytický materiál k návrhu aktualizace Státní energetické koncepce. [Online, 1. 4. 2019]: <https://www.mpo.cz/dokument158059.html>
- MPO (2015a). Státní energetická koncepce. [Online, 1. 5. 2019]: <https://www.mpo.cz/dokument158059.html>
- MPO (2015b). Národní akční plán České republiky pro energii z obnovitelných zdrojů. [Online, 1. 5. 2019]: <https://www.mpo.cz/assets/dokumenty/54909/62718/649151/priloha001.pdf>
- MPO (2017). Surovinová politika České republiky. [Online, 1. 12. 2018]: <https://www.mpo.cz/cz/stavebnictvi-a-suroviny/>
- MPO (2018). Aktualizace politiky druhotných surovin České republiky pro období 2019 – 2022. [Online, 1. 9. 2019]: <https://www.mpo.cz/cz/prumysl/politika-druhotnych-surovin-cr/ceska->



republika-se-priblizuje-k-cirkularni-ekonomice--vlada-cr-schvalila-politiku-druhotnych-surovin-ceske-republiky-pro-obdobi-2019--2022--248121/

Mukherjee, A. B., Zevenhoven, R., Bhattacharya, P., Sajwan, K. S., & Kikuchi, R. (2008). Mercury flow via coal and coal utilization by-products: a global perspective. *Resources, Conservation and Recycling*, 52(4), 571-591.

Myhre, G., Shindell, D., Bréon, F.M., Collins, W., Fuglestvedt, J., Huang, J., Koch, D., Lamarque, J.F., Lee, D., Mendoza, B., Nakajima, T., Robock, A., Stephens, G., Takemura, T. & Zhang, H. (2013): Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. In: Stocker, T.F., Qin, D., Plattner, G.K., Tignor, M., Allen, S.K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V. & Midgley, P.M. (eds.): *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 659-740.

MŽP (2016). Politika ochrany klimatu v ČR. [Online, 10. 12. 2018]: [https://www.mzp.cz/cz/politika\\_ochrany\\_klimatu\\_2017](https://www.mzp.cz/cz/politika_ochrany_klimatu_2017)

MŽP (2018). Rozhodnutí o odvolání, č.j.: MZP/2018/510/1215, ze dne 27.08.2018.

MŽP (2019). Matematické vyjádření výpočtu „soustavy indikátorů OH“ v souladu s vyhláškou č. 383/2001 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady, v platném znění. [Online, 10. 10. 2019]: [https://www.mzp.cz/cz/odpady\\_podrubrika](https://www.mzp.cz/cz/odpady_podrubrika)

Nijdam, D. S., Rood, T. G., & van Oorschot, M. M. (2019). Land use related to Dutch consumption, 1990–2013. *Land Use Policy*, 82, 401-413.

Odeh, N. A., & Cockerill, T. T. (2008). Life cycle analysis of UK coal fired power plants. *Energy conversion and management*, 49(2), 212-220.

OECD (2008). *Measuring material flows and resource productivity: Volume 1. The OECD guide*. OECD, Paris, 164 p.

Orfanos, N., Mitzelos, D., Sagani, A., & Dedoussis, V. (2019). Life-cycle environmental performance assessment of electricity generation and transmission systems in Greece. *Renewable Energy*.

Owens, J. W. (1996). LCA impact assessment categories. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 1(3), 151-158.

Panos, E., Densing, M., & Volkart, K. (2016). Access to electricity in the World Energy Council's global energy scenarios: An outlook for developing regions until 2030. *Energy Strategy Reviews*, 9, 28-49.

Pergerová, M. (2017). Materiálové toky při kogenerační výrobě tepla a elektrické energie v městské teplárně. Diplomová práce, Česká zemědělská univerzita v Praze.

Perminova, T., Sirina, N., Laratte, B., Baranovskaya, N., & Rikhvanov, L. (2016). Methods for land use impact assessment: a review. *Environmental Impact Assessment Review*, 60, 64-74.

Petrlík, J., & Bell, L. (2017). Toxic ash poisons our food chain. *International POPs Elimination Network (IPEN)*.

- Pilnáček, V. (2012). Studie nakládání se zdravotnickými odpady v ČR a EU. Diplomová práce, Univerzita Karlova v Praze.
- Rečka, L., & Ščasný, M. (2016). Impacts of carbon pricing, brown coal availability and gas cost on Czech energy system up to 2050. *Energy*, *108*, 19-33.
- Říha, M., Dejmal, I., Lafarová, M., Marek, J., Pakosta, P., & Stoklasa, M. (2005). Územní ekologické limity těžby v SHP. Společnost pro krajinu, Praha, 56 p.
- Santorio S. (1614). De Medicina Statica Aphorismi.
- Shih, H. C., & Ma, H. W. (2011). Assessing the health risk of reuse of bottom ash in road paving. *Chemosphere*, *82*(11), 1556-1562.
- Schandl, H., & West, J. (2012). Material flows and material productivity in China, Australia, and Japan. *Journal of Industrial Ecology*, *16*(3), 352-364.
- Schandl, H., Fischer-Kowalski, M., West, J., Giljum, S., Dittrich, M., Eisenmenger, N., Geschke, A., Lieber, M., Wieland, H., Schaffartzik, A., Krausmann, F., Gierlinger, S., Hosking, K., Lenzen, M., Tanikawa, H., Miatto, A. & Krausmann, F. (2018). Global material flows and resource productivity: forty years of evidence. *Journal of Industrial Ecology*, *22*(4), 827-838.
- Schandl, H., & Schulz, N. (2002). Changes in the United Kingdom's natural relations in terms of society's metabolism and land-use from 1850 to the present day. *Ecological Economics*, *41*(2), 203-221.
- Schütz, H. & S. Bringezu (1993): Major Material Flows in Germany. *Fresenius Environmental Bulletin* *2*, 443-448.
- Schmidt, J. H., Weidema, B. P., & Brandão, M. (2015). A framework for modelling indirect land use changes in life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, *99*, 230-238.
- Schoer, K., Weinzettel, J., Kovanda, J., Giegrich, J., & Lauwigi, C. (2012). Raw material consumption of the European Union—concept, calculation method, and results. *Environmental Science & Technology*, *46*(16), 8903-8909.
- Schütz, H. (1997). MFA Germany: methods, empirical results and trade issues. From Paradigm to Practice of Sustainability, *21*, 174.
- Silva, A., Rosano, M., Stocker, L., & Gorissen, L. (2017). From waste to sustainable materials management: Three case studies of the transition journey. *Waste management*, *61*, 547-557.
- Sklenička, P., Janovská, V., Šálek, M., Vlasák, J., & Molnářová, K. (2014). The Farmland Rental Paradox: extreme land ownership fragmentation as a new form of land degradation. *Land use policy*, *38*, 587-593.
- Schmidt-Bleek, F. (1994). *Wieviel Umwelt braucht der Mensch?: Faktor 10 - das Maß für ökologisches Wirtschaften*, Verlag Birkhäuser, Berlin, 303 p.
- Smil, V. (2015). *Making the modern world. Materials and dematerialization*. Chichester: Wiley, 242 p.

- Sokka, L., Sinkko, T., Holma, A., Manninen, K., Pasanen, K., Rantala, M., & Leskinen, P. (2016). Environmental impacts of the national renewable energy targets—A case study from Finland. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *59*, 1599-1610.
- Spath, P. L., Mann, M. K., & Kerr, D. R. (1999). *Life cycle assessment of coal-fired power production* (No. NREL/TP-570-25119). National Renewable Energy Lab., Golden, CO (US).
- Spath, P. L., & Mann, M. K. (2004). Biomass Power and Conventional Fossil Systems with and without CO<sub>2</sub> Sequestration—Comparing the Energy Balance, Greenhouse Gas Emissions and Economics (No. NREL/TP-510-32575). National Renewable Energy Lab., Golden, CO.(US). 28p. Doplňit.
- Stahel, W. R. (2016). The circular economy. *Nature News*, *531*(7595), 435.
- Steurer, A. (1994). Stoffstrombilanz 1970–1990 (Substance Flow Balance 1970–1990). Schriftenreihe Soziale Ökologie, 34. Institute for Interdisciplinary Studies of Austrian Universities, Department of Social Ecology, Vienna, Austria Doplňit
- Su, B., Heshmati, A., Geng, Y., & Yu, X. (2013). A review of the circular economy in China: moving from rhetoric to implementation. *Journal of Cleaner Production*, *42*, 215-227.
- Sun, M., Hou, J., Cheng, G., Baig, S. A., Tan, L., & Xu, X. (2014). The relationship between speciation and release ability of mercury in flue gas desulfurization (FGD) gypsum. *Fuel*, *125*, 66-72.
- Swarr, T. E., Hunkeler, D., Klöpffer, W., Pesonen, H. L., Citroth, A., Brent, A. C., & Pagan, R. (2011). Environmental life-cycle costing: a code of practice. *The International Journal of Life Cycle Assessment* *2011* (16), 389-391.
- Szulecki, K., Fischer, S., Gullberg, A. T., & Sartor, O. (2016). Shaping the 'Energy Union': between national positions and governance innovation in EU energy and climate policy. *Climate Policy*, *16*(5), 548-567.
- Ščasný, M., Kovanda, J., & Hák, T. (2003). Material flow accounts, balances and derived indicators for the Czech Republic during the 1990s: results and recommendations for methodological improvements. *Ecological Economics*, *45*(1), 41-57.
- Šnobl, M., & Vrba, M. In Hanzřlová, J. (2016). Kvůli náporu elektřiny z Německa loni řelila řeská řenosová soustava rekordnímu zatížení. [Online, 10. 12. 2018]: [https://www.irozhlas.cz/ekonomika/kvuli-naporu-elektřiny-z-nemecka-loni-řelila-řeska-řenosova-soustava-rekordnimu-zatizeni\\_201602051854\\_kwinklerova](https://www.irozhlas.cz/ekonomika/kvuli-naporu-elektřiny-z-nemecka-loni-řelila-řeska-řenosova-soustava-rekordnimu-zatizeni_201602051854_kwinklerova)
- Študent, J. (2018). Rozhovor s Jaromírem Manhartem: Odpady musí být energeticky využívány, pokud je nelze využít jinak. *Odpadové fórum*, *7-8/2018*, 2-3.
- Tan, Z., & Lagerkvist, A. (2011). Phosphorus recovery from the biomass ash: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *15*(8), 3588-3602.
- Tanikawa, H., Fishman, T., Okuoka, K., & Sugimoto, K. (2015). The weight of society over time and space: A comprehensive account of the construction material stock of Japan, 1945–2010. *Journal of Industrial Ecology*, *19*(5), 778-791.
- Temin, P. (2010). The great recession & the great depression. *Daedalus*, *139*(4), 115-124.

- Treyer, K., & Bauer, C. (2016). Life cycle inventories of electricity generation and power supply in version 3 of the ecoinvent database—part I: electricity generation. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(9), 1236-1254.
- Turconi, R., Boldrin, A., & Astrup, T. (2013). Life cycle assessment (LCA) of electricity generation technologies: Overview, comparability and limitations. *Renewable and sustainable energy reviews*, 28, 555-565.
- UN (1992). United Nations Framework Convention on Climate Change.
- UN (1998). Kyoto Protocol.
- UN (2008) International standard industrial classification of all economic activities, Rev. 4. Statistical Papers, Series M, No. 4/Rev.4.
- UN (2012): System of Environmental-Economic Accounting 2012—Central Framework. (SEEA Central Framework). [Online, 10. 9. 2018]:<https://seea.un.org/content/seea-central-framework>
- UN (2014). Towards a circular economy: A zero waste programme for Europe. [Online, 10. 6. 2018]:<http://ec.europa.eu/environment/circular-economy/pdf/circular-economy-communication.pdf>
- UN (2015). Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development [Online, 15. 9. 2018]: <https://sustainabledevelopment.un.org/post2015/transformingourworld>
- UN (2018). Energy Balances. [Online, 15. 9. 2018]: <https://unstats.un.org/unsd/energy/balance/>
- UN (2019). Energy statistic yearbook 2016. [online, 15. 4. 2019]: <https://unstats.un.org/unsd/energy/yearbook/>
- UN International resource panel (2019). Global Material Flow Database. [online, 9. 10. 2019]: <https://www.resourcepanel.org/global-material-flows-database>
- UNECE (1979). Convention on Long-range Transboundary Air Pollution.
- UNECE (2012). 1999 Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone and its 2012 amended version. [Online, 1. 10. 2018]: [https://www.unece.org/env/lrtap/status/lrtap\\_s.html](https://www.unece.org/env/lrtap/status/lrtap_s.html)
- UNFAO (2015). Status of the World's Soil Resources: Main Report. FAO, Řím, 650 p.
- UNFPA (2012). Population Matters for Sustainable Development. [online, 5. 3. 2019]: <http://www.unfpa.org/public/cache/offonce/home/publications>
- USGS (2019). Coal Combustion Products Statistics and Information. [Online, 12. 5. 2019]: <https://www.usgs.gov/centers/nmic/coal-combustion-products-statistics-and-information>
- Valsaraj, K.T. (2000). Elements of Environmental Engineering, CRC Press, Boca Raton, 712 p.
- Van Jaarsveld, J. A., Van Pul, W. A. J., & De Leeuw, F. A. A. M. (1997). Modelling transport and deposition of persistent organic pollutants in the European region. *Atmospheric environment*, 31(7), 1011-1024.

- Vávrová, Z., Fojtů, R., Palička, O., & Dvořák, P. (2017, May). Reducing NO<sub>x</sub> emissions in the Czech Republic in accordance with legislation valid from 2021. In *2017 18th International Scientific Conference on Electric Power Engineering (EPE)* (pp. 1-4). IEEE.
- Vláda ČR (2017). Usnesení vlády o Politice ochrany klimatu v České republice. [online, 5. 9. 2019]:<https://apps.odok.cz/attachment/-/down/RCIAAKV9SG8I>
- VUPEK (2015). Dlouhodobá prognóza trhu s hnědým uhlím. [Online, 12. 5. 2019]: <https://www.mpo.cz/dokument158939.html>
- Wang, M., Chen, W., & Li, X. (2015). Substance flow analysis of copper in production stage in the US from 1974 to 2012. *Resources, Conservation and Recycling*, *105*, 36-48.
- Weinzettel, J., & Kovanda, J. (2009). Assessing socioeconomic metabolism through hybrid life cycle assessment: The case of the Czech Republic. *Journal of Industrial Ecology*, *13*(4), 607-621.
- Weisz, H., Krausmann, F., Amann, C., Eisenmenger, N., Erb, K. H., Hubacek, K., & Fischer-Kowalski, M. (2006). The physical economy of the European Union: Cross-country comparison and determinants of material consumption. *Ecological Economics*, *58*(4), 676-698.
- Wenzel, H., Hauschild, M. Z., & Alting, L. (2000). *Environmental Assessment of Products: Volume 1: Methodology, tools and case studies in product development* (Vol. 1). Springer Science & Business Media.
- Wiedmann, T. O., Schandl, H., Lenzen, M., Moran, D., Suh, S., West, J., & Kanemoto, K. (2015). The material footprint of nations. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *112*(20), 6271-6276.
- Winans, K., Kendall, A., & Deng, H. (2017). The history and current applications of the circular economy concept. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *68*, 825-833.
- Wolman, A. (1965). The metabolism of cities. *Scientific American*, *213*(3), 178-193.
- WRAP (2012). A Classification Scheme to Define the Quality of Waste Derived Fuels. [Online, 2. 5. 2019]: [http://www.wrap.org.uk/sites/files/wrap/WDF\\_Classification\\_6P%20pdf.pdf](http://www.wrap.org.uk/sites/files/wrap/WDF_Classification_6P%20pdf.pdf)
- WU Vienna (2019). The Material Flow Analysis Portal. [Online, 3. 10. 2019]: <http://www.materialflows.net/>
- Zeng, X., Zheng, H., Gong, R., Eheliyagoda, D., & Zeng, X. (2018). Uncovering the evolution of substance flow analysis of nickel in China. *Resources, Conservation and Recycling*, *135*, 210-215.
- Zhang, C., Hu, M., Dong, L., Xiang, P., Zhang, Q., Wu, J., Li, B. & Shi, S. (2018). Co-benefits of urban concrete recycling on the mitigation of greenhouse gas emissions and land use change: A case in Chongqing metropolis, China. *Journal of cleaner production*, *201*, 481-498.
- Zhang, Q., Ghanem, H., Branam, T. D., Elswick, E. R., & Olyphant, G. A. (2016). Geochemical characterization of engineered coal-combustion byproducts (CCBs): Occurrence and mobility of trace elements, implications for interactions with acidic and ambient groundwater. *Fuel*, *177*, 304-314.

Zhao, S., Duan, Y., Li, C., Li, Y., Chen, C., Liu, M., & Lu, J. (2017). Partitioning and emission of hazardous trace elements in a 100 MW coal-fired power plant equipped with selective catalytic reduction, electrostatic precipitator, and wet flue gas desulfurization. *Energy & Fuels*, 31(11), 12383-12389.

Zhao, S., Duan, Y., Lu, J., Gupta, R., Pudasainee, D., Liu, S., Liu, M., & Lu, J. (2018). Thermal stability, chemical speciation and leaching characteristics of hazardous trace elements in FGD gypsum from coal-fired power plants. *Fuel*, 231, 94-100.

Zhu, Z., Ma, Y., Qu, Z., Fang, L., Zhang, W., & Yan, N. (2017). Study on a new wet flue gas desulfurization method based on the Bunsen reaction of sulfur-iodine thermochemical cycle. *Fuel*, 195, 33-37.

## **Přílohy**

### **Příloha 1:**

Dvořák, J., Wittlingerová, Z., Vochozka, M., Stehel, V., Maroušková, A. (2018). Updated energy policy of the Czech Republic may result in instability of the electricity grid in Central Europe. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 20(1), 41-52.

## Updated energy policy of the Czech Republic may result in instability of the electricity grid in Central Europe

Jaroslav Dvořák<sup>1</sup> · Zdeňka Wittlingerová<sup>1</sup> · Marek Vochozka<sup>2</sup> · Vojtěch Stehel<sup>2</sup> · Anna Maroušková<sup>2</sup>

Received: 4 July 2017 / Accepted: 21 October 2017 / Published online: 3 November 2017  
© Springer-Verlag GmbH Germany 2017

**Abstract** Brown coal is the resource used for generating half of the electricity and most of the heat that is distributed over the public network in the Czech Republic, which is one of the largest exporters of electricity in Europe. As a result of public call for cleaner energy sources, the energy policy of the Czech Republic has been updated recently. The government act calls for significant decrease in brown coal mining. Prediction of material flow analysis for the entire energy sector of the Czech Republic till 2040 was carried out. The data revealed mounting evidence indicating that the novel energy policy proposed was too ambitious which may affect the stability of the power grid in the surrounding countries. Worse still, it appears that after 2025, the Czech energy sector will be in short supply of limestone, which is likely to result in lower levels of flue gas desulphurization or limestone mining in protected landscape areas. It is concluded that further diversification of local energy resources is advisable to avoid unwanted negative environmental impacts.

**Keywords** Energy policy · Brown coal · Lignite · Material flow analysis

### List of symbols

BC	Brown coal
CCPs	Coal combustion by-products
CEHP	Combined electricity and heating plant

CHI	Czech hydrometeorological Institute
CSO	Czech statistical office
CR	Czech Republic
DHP	District heating plant
ECOBA	European Coal Combustion Products Association
EPP	Electricity power plant
MFA	Material flow analysis
NACE	Nomenclature générale des Activités économiques dans les Communautés Européennes (European classification of economic activities)
DRNE	Directive (EU) 2016/2284 of the European Parliament and of the Council of 14 December 2016 on the reduction of national emissions of certain atmospheric pollutants, amending Directive 2003/35/EC and repealing Directive 2001/81/EC
PM <sub>10</sub>	Particulate matter, particles with a diameter up to 10 µm
EP	Energy policy of the Czech Republic
TEPAs	Territorial ecological protected areas
VOC	Volatile organic compounds
wt.	Weight

### Introduction

Despite its small area, the Czech Republic (CR) was the seventh biggest exporter of electricity over the last decade, with the sector being ranked as high as fifth in terms of the import and export balance (UN 2015). Recently, the government of the CR has updated its energy policy (EP) for 2040 (MIT 2015). However, some concern has been expressed that due to the size of Czech energy sector (Švejnar 1995), the updated EP might have a significant impact on neighbouring

✉ Jaroslav Dvořák  
jaroslavdvorak@fzp.czu.cz

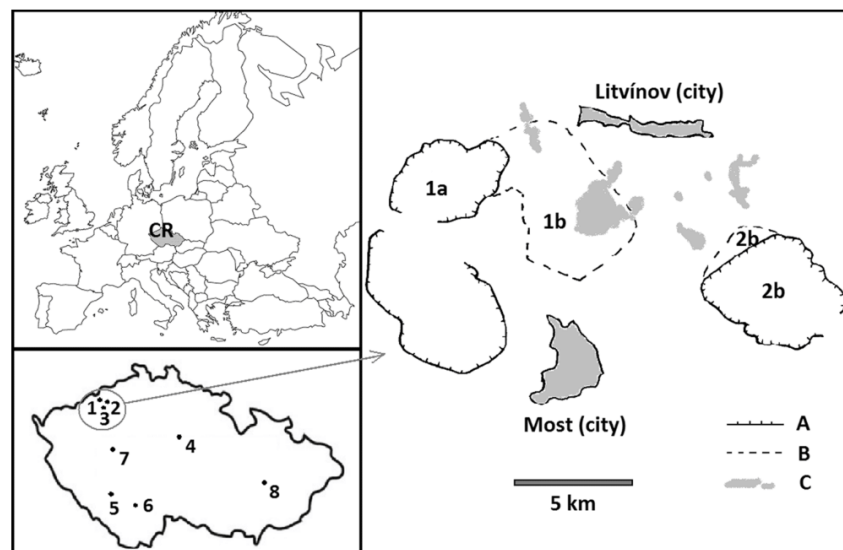
<sup>1</sup> Department of Applied Ecology, Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague, Kamýcká 129, 165 21 Prague 6, Czech Republic

<sup>2</sup> The Institute of Technology and Business in České Budějovice, Okružní 517/10, 370 01 České Budějovice, Czech Republic



countries (in particular Austria and Slovakia), since these countries do not have sufficient domestic sources of energy. Both Austria and Slovakia would have to develop a transmission grid for alternative energy sources (Maroušek et al. 2015a), as predicted by Burgholzer and Auer (2016). The original push behind all this is that the co-generation of electricity and heat in the CR depends on the consumption of brown coal (BC) in the north of the CR (Máca and Melichar 2016) (see Fig. 1). BC is locally consumed in electric power plants (EPPs), combined electric and heating plants (CEHPs) and communal district heat plants (DHPs), together with lower amounts of black coal, natural gas (naturally occurring, consisting primarily of methane) and crude oil (Rezaie and Rosen 2012). All of these outdated facilities have been adapted to burn low-quality BC with outperformed boilers and emission system cleaning. Unfortunately, BC accounts for a 40% share of electricity generation and a 45% share of district heat generation in the CR (CSO 2016). According to the updated EP, the proportion of electricity produced from BC in EPPs in the CR should decrease to approximately 15% and the amount of heat produced from BC in CEHPs and DHPs should be reduced by 61% by 2040. The updated EP focuses on nuclear energy, the share of which should increase to 50% by 2040. However, the main local generator holds a monopoly position and it intends to dictate its demands to politicians (Černocho and Zapletalová 2015)

and require guarantees on pricing, which has been met with disbelief by the general public (Mardoyan and Braun 2015). The situation has become even more complicated, since in 1991, the former government designated some of the BC mining locations as territorial ecological protected areas (TEPAs, see Fig. 1). In addition, some studies confirmed that BC mining in TEPAs could lead to massive destruction of the landscape and an unprecedented deterioration of the human–environment in the north-western part of the CR (Máca and Melichar 2016). Nevertheless, Mikoláš et al. (2015) claimed that BC mining in TEPAs could provide enough energy until at least 2060. The TEPAs were partially revised in 2015 by the government of the CR, but a final decision is still being awaited, a decision which is expected to have a major impact on the development of the public energy sector of the CR (Rečka and Ščasný 2016). Unless significant changes are made to the public energy sector of the CR, the 2015 revision of the TEPAs may yet prove to be insufficient because there have been many events in the European energy market since the 1990s, including the accession of the CR to the EU. According to the model of Rečka and Ščasný (2016), decarbonization of the Czech public energy system will only be possible in the future if the prices of European emissions allowances (fee per tonne of CO<sub>2</sub> emissions) increase. As a result, this would see BC probably being replaced by natural gas or imported



**Fig. 1** TEPAs—areas where BC mining has been forbidden since 1991, areas with BC mining, location of interest for EPPs and CEHPs and areas with limestone mining: 1 ČSA mine (1a borders of TEPA, 1b brown coal reserves in TEPA); 2 Bílina mine (2a borders of TEPA, 2b brown coal reserves in TEPA); 3 Počerady EPP; 4 Chvalětice EPP; 5 Strakonice CEHP; 6 České Budějovice CEHP; 7 and 8

mining of limestone in protected landscape areas; A border of TEPA; B border of brown coal reserves in TEPA; C urbanized areas. Revision of TEPAs with regard to ČSA mine may endanger a vast territory including urbanized areas in the future. The EPPs and CEHPs in this figure were assessed as part of the analysis

coal, depending on the commodity prices (Maroušek et al. 2015b). EU subsidy policy for renewable energy sources (in the case of hydroelectric power stations) was analysed by Maroušek and Kwan (2013). They concluded that subsidies should not be applied, but that when technological progress occurs, it would be better to impose additional taxation on the outdated technologies. They also suggest that the same policy should be applied to imports, regardless of service or product. According to Zhao et al. (2015), BC combustion in the production of energy releases pollutants into the atmosphere, especially SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, PM<sub>10</sub> (particulate matter with a diameter up to 10 µm), VOC (volatile organic compounds) and CO<sub>2</sub>, which causes the acidification of the environment, particulate matter emissions (and particulate matter formation) and photochemical O<sub>3</sub> formation. Another category of emissions includes substances that are not measured; this category contains mainly water vapour with a small amount of other substances. Developments in the energy sector of the CR should aim to comply with the Gothenburg Protocol, especially in the case of NO<sub>x</sub> and SO<sub>2</sub> emissions ceilings (see Table 1) as incorporated in EU Directive 2016/2284 on the reduction of national emissions of certain atmospheric pollutants, amending Directive 2003/35/EC and repealing Directive 2001/81/EC (DRNE; European Commission 2016).

Flue gas desulphurization in coal-fired plants uses alkaline Ca that neutralizes SO<sub>2</sub> emissions to a solid form. The usual methods for large EPPs are wet limestone scrubbing and fluid combustion with limestone (Del Valle-Zermeño et al. 2015). Smaller EPPs, CEHPs and DHPs often use a semi-dry lime scrubber, which is globally the most widespread method used due to its simple technology and implementation (Córdoba 2015). Limestone is therefore an important input in energy generation in the CR because BC in the CR contains 1–2% sulphur, with an average of 1.61%, and most frequently 1–1.51% (Bouška and Pešek 1999). Limestone mined in the CR has an average of CaCO<sub>3</sub> content of 88 wt%, with a maximum of 95% and a minimum of 79% (Koptiková et al. 2010). The annual limestone extraction in

the CR is 10–11 Tg, which is equivalent to domestic consumption according to the Czech Statistical Office (CSO). Locally mined limestone deposits are located in protected landscape areas (see Fig. 1). In addition to emissions, significant outputs are coal combustion by-products (CCPs) from BC combustion and desulphurization of emissions, which are approximately 13 Tg per year in the CR and 48 Tg in the EU (ECOBA 2015).

Current state of art suggests that it is appropriate to use material flow analysis (MFA) to assess the environmental impact associated with the inputs and outputs of materials in energy production (Brunner and Rechberger 2004). MFA is based on the principle of mass conservation assuming that mass cannot vanish (with the exception of nuclear reactions, which are not discussed here). According to Bringezu and Moriguchi (2002), MFA refers to analysis of the throughput of process chains comprising extraction or harvest, chemical transformation, manufacturing, consumption, recycling and disposal of materials. It is based on accounts in physical units (usually in terms of tons) quantifying the inputs and outputs of those processes. In agreement with Maroušek et al. (2017a), the subjects of accounting are chemically defined substances (for example, carbon or carbon dioxide), on the one hand, and natural or technical compounds or ‘bulk’ materials (for example, coal) on the other hand. MFA has often been used as a synonym for material flow accounting; in a strict sense, the accounting represents only one of several steps of the analysis and has a clear linkage to economic accounting. The CR has a long tradition of using MFAs, but such analyses were focused on the CR as a whole. Examples include the works of Rečka and Ščasný (2016). The difference between this study and others is that this study is focused only on one sector. Official data are available for the Czech public energy sector, which is defined as an economic activity Section D, Division 35 (NACE 35), in accordance with the medium aggregation level of the European Classification of Economic Activities (NACE—Nomenclature générale des Activités économiques dans les Communautés Européennes, derived from the UN International Standard Industrial Classification of all Economic Activities classification, UN 2008). A MFA has the advantage of drawing most of the information available from government or corporate sources and is able to analyse the entire economic system as a single living organism (Brunner and Rechberger 2004). Sector MFA opens a ‘black box’ within the entire economic system and looks in on one of the subsystems (Brunner and Rechberger 2004). It is worth noting that it takes time to collect and analyse large amounts of data provided by producers and offices; scientific papers in the field thus suffer from a delay of 2–5 years from the analysed period. For the purposes of this paper, the latest available data come from 2015, which means they do not truly reflect the current situation. However, this paper focuses on

**Table 1** The emissions ceilings for the CR according to the <sup>a</sup>Gothenburg Protocol and the <sup>b</sup>Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council on the reduction of national emissions of certain atmospheric pollutants and amending Directive 2003/35/EC, and the <sup>c</sup>calculated ceilings for the public energy sector of the CR, which produces a portion (65% of SO<sub>2</sub> and 35% of NO<sub>x</sub>) in the CR (according to statistics of the Czech Hydrometeorological Institute)

Year	2020 <sup>a</sup>	2025 <sup>b</sup>	2030 <sup>b</sup>
SO <sub>2</sub> (Gg y <sup>-1</sup> )	116	88	59
NO <sub>x</sub> (Gg y <sup>-1</sup> )	183	140	96
Public energy sector, SO <sub>2</sub> (Gg y <sup>-1</sup> ) <sup>c</sup>	75	57	38
Public energy sector, NO <sub>x</sub> (Gg y <sup>-1</sup> ) <sup>c</sup>	64	49	34

the sectoral level and refining of forecasts and verification of policy intentions using MFA was possible. The material flows are graphically illustrated by the Sankey diagram.

The following hypotheses were formulated: (1) the updated EP was too ambitious in terms of the decrease in BC mining; (2) the updated EP created sufficient coal reserves for the event of a delay in the development of nuclear EPPs; and (3) the updated EP considered the limited availability of local limestone resources.

These issues are critical because if the updated EP has overestimated the pace of decline, the Czech energy sector will need to adapt its production to energy sources other than BC and terminate electricity exports to neighbouring countries. Worse still, the transmission of energy from other countries (especially Germany) is limited by a lack of infrastructure. If the future consumption of BC is underestimated in the updated EP, limestone mining will damage protected natural areas in the CR. A related question is whether the decrease in the consumption of fossil fuels will be sufficient to fulfil international emissions obligations.

## Methods and data

System boundaries for the MFA (see Fig. 2) were set according to the method of Brunner and Rechberger (2004) for the public energy sector of the CR, which includes all EPPs, CEHPs and DHPs connected to the public grid (Maroušek et al. 2012). Raw material mining, processing, transport and use of CCPs and waste management, development of infrastructure, EPPs and DHPs, and other follow-up activities are other sectors and are not included in the analysed system.

### Material flow quantification

The flows of BC, black coal, natural gas, crude oil, limestone for flue gas desulphurization, CO<sub>2</sub> emissions, emissions of SO<sub>2</sub>, PM<sub>10</sub>, NO<sub>x</sub>, CO and VOC and CCPs were quantified

using the methods below according to the set system boundaries. The data used from various sources are summarized in Table 2.

The values for the fossil fuel inputs are taken directly from the CSO. The input of limestone in the public energy sector of the CR was quantified in several ways: extrapolation of corporate data (see Table 3, Eq. 1); using a stoichiometric calculation in accordance with the sulphur content in BC input (see Table 2, Eq. 2); using a stoichiometric calculation in accordance with annual gypsum production (Eq. 3). The extrapolation of corporate data (Eq. 1) was calculated as the average ratio of limestone to coal inputs (see Table 3) multiplied by the consumption of BC in the public energy sector of the CR.

$$m_{L1} = r_{LC} m_{BC} [\text{Gg}] \quad (1)$$

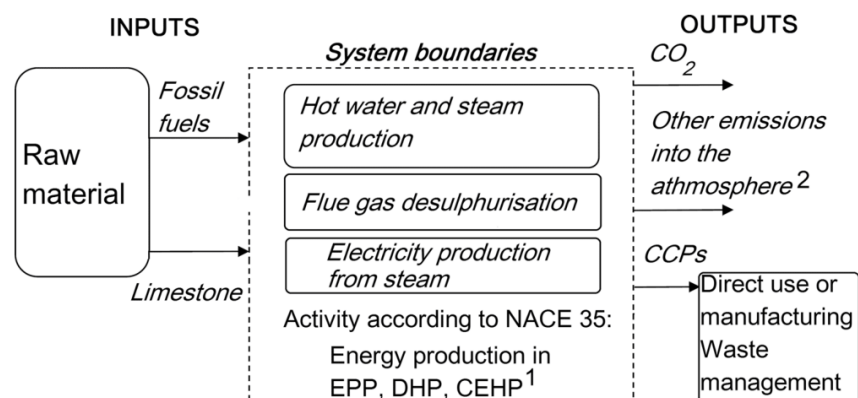
Equation 1  $m_{L1}$  = annual limestone input in CRs public energy sector (in Gg);  $r_{LC}$  = average weight ratio of limestone to coal (in Gg) (see Table 3);  $m_{BC}$  = annual BC input (in Gg).

The stoichiometric calculation (Eq. 2) of limestone input in accordance with the annual BC consumption was done using data for the S content in BC mined in the CR ( $w_{SBC}$ , Table 2). The weighted average of the Ca/S ratio ( $r_{CaS}$ ) according to installed power and the individual desulphurization method is shown in Table 4. The input of limestone was calculated with a content value of 95% CaCO<sub>3</sub> ( $w_{CaCO3L}$ ).

$$m_{L2} = \frac{m_{BC} w_{SBC} r_{CaS} (A_{rCa} + A_{rC} + 3A_{rO})}{w_{CaCO3L} A_{rCa}} [\text{Gg}] \quad (2)$$

Equation 2  $m_{L2}$  = annual limestone input in the public energy sector of the CR (in Gg);  $m_{BC}$  = annual BC input (in Gg);  $w_{SBC}$  = content of sulphur in BC;  $r_{CaS}$  = weighted average of ratio Ca: S;  $w_{CaCO3L}$  = content of CaCO<sub>3</sub> in limestone;  $A_{rCa}$  = relative atomic mass of Ca;  $A_{rC}$  = relative atomic mass of C;  $A_{rO}$  = relative atomic mass of O. This equation

**Fig. 2** Boundaries of assessed system setting. <sup>1</sup>Within the system boundary are all fossil fuel combustion plants that are connected to the public distribution grid. <sup>2</sup>Outputs of SO<sub>2</sub>, PM<sub>10</sub>, NO<sub>x</sub>, VOC and CO





**Table 2** Data used and their sources, which were processed using the following methods

Data for 2015	Value	Source
BC input (2015, $m_{BC}$ )	30.8 Tg	CSO <sup>a</sup>
black coal input (2015, $m_C$ )	3.6 Tg	CSO <sup>a</sup>
natural gas input (2015, $m_{NG}$ )	624 Gg	CSO <sup>a</sup>
crude oil input (2015, $m_{CO}$ )	12 Gg	CSO <sup>a</sup>
weight ratio of limestone to coal—average ( $r_{LC}$ )	0.0431	Table 3
sulphur in BC content ( $w_{SBC}$ )	1.53 wt%	Czech Coal Inc. <sup>b</sup>
content of CaCO <sub>3</sub> in high-quality limestone in CR ( $w_{CaCO3L}$ )	95 wt%	Koptiková et al. 2010
Ca/S ratio for desulphurization ( $r_{CaS}$ )	1.18	Table 4
content of CaSO <sub>4</sub> ·2H <sub>2</sub> O in artificial gypsum ( $w_{CaSO4\cdot2H2OG}$ )	80–95 wt%	Telesca et al. (2013)
CO <sub>2</sub> emissions	43.5 Tg	CENIA <sup>d</sup>
SO <sub>2</sub> emissions	82.3 Gg	CHI <sup>e</sup>
NO <sub>x</sub> emissions	56.2 Gg	CHI <sup>e</sup>
CO emissions	12.5 Gg	CHI <sup>e</sup>
VOC emissions	5.7 Gg	CHI <sup>e</sup>
PM <sub>10</sub> emissions	3.0 Gg	CHI <sup>e</sup>
Gypsum output ( $m_G$ )	2.3 Tg	ECOBA <sup>c</sup>
Ashes and slag output	9.0 Tg	ECOBA <sup>c</sup>
Fly ash (fluidized bed)	1.3 Tg	ECOBA <sup>c</sup>
Electricity production from BC ( $E_{OE}$ )	131 PJ	CSO <sup>a</sup>
Heat production from BC ( $E_{OH}$ )	47 PJ	CSO <sup>a</sup>
Primary energy input in BC ( $E_i$ )	369 PJ	CSO <sup>a</sup>
BC input in EPPs ( $m_{EP}$ )	18.3 Tg	CSO <sup>a</sup>
BC input in CEHPs and DHPs ( $m_{HP}$ )	12.5 Tg	CSO <sup>a</sup>
Anticipated electricity energy production from BC in 2020, 2025, 2030, 2035, 2040 ( $E_{EPy}$ )	133.0; 105.0; 100.6; 84.1; 48.6 PJ	EP
Anticipated heat production from BC in 2020, 2025, 2030, 2035, 2040 ( $E_{HPy}$ )	42.4; 32.4; 25.4; 23.9; 18.1 PJ	EP

The data enable the quantification of flows of BC and limestone and the production of emissions. Each institution collects data separately in the CR, so many different data sources were used

<sup>a</sup>Czech Statistical Office

<sup>b</sup>Czech Coal (average)

<sup>c</sup>data were approximated from the wt. ratio of values for the year 2013 (ECOBA 2015) to BC consumption (CSO 2016): for gypsum output—7.595% of BC consumption; for ashes and slag output—29.189% of BC consumption; for fly ash (fluidized bed)—4.228% of BC consumption

<sup>d</sup>Czech Environmental Information Agency

<sup>e</sup>Czech Hydrometeorological Institute

**Table 3** Weight ratio of limestone to coal

Name of plant	Desulphurization method	Weight ratio of limestone to coal
Chvaletice	Wet limestone scrubber	0.0406
Počerady	Wet limestone scrubber	0.0413
Prunéřov	Wet limestone scrubber	0.0445
Strakonice	Semi-dry lime scrubber	0.0442 <sup>a</sup>
Average ( $r_{LC}$ )		0.0431

<sup>a</sup>Stoichiometric calculation from lime to limestone

is appropriate for calculating the consumption of limestone in the case where the sulphur content in the combusted BC is known.

Stoichiometric calculations in accordance with annual gypsum output ( $m_G$ , according to ECOBA 2015) were made using the contents of CaSO<sub>4</sub>·2H<sub>2</sub>O in gypsum ( $w_{CaSO4\cdot2H2O}$ ) of 80 and 95 wt.% (Telesca et al. 2013).

$$m_{L3} = \frac{r_{CaS} w_{CaSO4\cdot2H2OG} m_G (A_{rCa} + A_{rC} + 3A_{rO})}{w_{CaCO3L} (A_{rCa} + A_{rS} + 6A_{rO} + 4A_{rH})} [\text{Gg}] \quad (3)$$

Equation 3  $m_{L3}$  = annual limestone input (in Gg);  $r_{CaS}$  = weighted average of weight ratio Ca/S;  $m_G$  = gypsum output (in Gg);  $w_{CaSO4\cdot2H2O}$  = content of CaSO<sub>4</sub>·2H<sub>2</sub>O

**Table 4** Ca (in limestone input)/S (in BC input) wt. ratio for desulphurization methods

Desulphurization method	Installed power (MWh)	Efficiency of desulphurization (%)	Ca/S wt. ratio
Wet limestone scrubber <sup>a</sup>	6524	95	1.02–1.07
Simultaneous combustion on a fluid bed <sup>b</sup>	968	80	2
Semi-dry <sup>b</sup>	App. 207	75	1.5
Semi-dry <sup>b</sup>		80	1.7
Weighted average ( $r_{CaS}$ )			1.18

Installed power means the maximum possible power of EPPs and CEHPs with regard to electricity generation

<sup>a</sup>Nagyard et al. (2004)

<sup>b</sup>Del Valle-Zermeño et al. (2015)

in gypsum;  $w_{CaCO_3L}$  = content of  $CaCO_3$  in limestone;  $A_{rCa}$  = relative atomic mass of Ca;  $A_{rC}$  = relative atomic mass of C;  $A_{rO}$  = relative atomic mass of S;  $A_{rS}$  = relative atomic mass of Ca;  $A_{rH}$  = relative atomic mass of H.

Data from the Czech Hydrometeorological Institute (CHI) and CENIA (2017) were used to quantify the stoichiometric (using the ratio of the relative atomic mass of each element and the molecular mass of the relevant substance emission) output of C (in  $CO_2$  emissions), S (in  $SO_2$  emissions), N (in  $NO_x$  emissions) and C (in CO emissions) in agreement with Vokoun (2016) and Novák et al. (2016) (see Table 2). VOC and  $PM_{10}$  emissions were used directly from CHI data. CCPs were quantified using data from the year 2013 (ECOBA 2015). ECOBA does not distinguish between waste and by-products. Data were approximated from the wt. ratio values for the year 2013 (ECOBA 2015) to BC consumption (CSO 2016) as 7.595% of BC consumption for gypsum output, 29.189% of BC consumption for ashes and slag output and 4.228% of BC consumption for fly ash (fluidized bed). The category of aggregated other outputs was calculated from the total balance of inputs and outputs. A Microsoft Excel spreadsheet with the macro-Sankey Helper 2.5 (Doka LCA

2016) was used to build a Sankey diagram (Maroušek 2013a, b) that graphically represents the flows.

### Calculation of environmental impact indicators

Environmental impact indicators were calculated for these categories: material input (Eq. 4); energy consumption (Eq. 5); global warming potential for temperature change over a 100-year time horizon (GWP100,  $CO_2$  equivalent); emissions of acidifying substance ( $SO_2$  equivalent); particulate matter emissions ( $PM_{10}$  equivalent); photochemical ozone formation (VOC equivalent); and CCP production (together with wastes). The impact potential of a substance for calculation (Eq. 6) is presented in Table 5. The functional unit is the production of 1 PJ of energy (electricity and heat) from fossil fuels in the Czech energy sector in 2015.

$$M_i = \frac{m_{BC} + m_C + m_{NG} + m_{CO} + m_L}{E_{OH} + E_{OE}} [\text{Gg}] \quad (4)$$

Equation 4  $M_i$  = material input (in Gg);  $m_{BC}$  = input of BC (in Gg);  $m_C$  = input of black coal (in Gg);  $m_{NG}$  = input of natural gas (in Gg);  $m_{CO}$  = input of crude oil (in Gg);  $m_L$  = input of limestone (in Gg);  $E_{OH}$  = energy output in heat (in PJ);  $E_{OE}$  = energy output of electricity (in PJ).

$$E_c = \frac{E_i}{E_{OH} + E_{OE}} [\text{PJ}] \quad (5)$$

Equation 5  $E_c$  = energy consumption (in PJ);  $E_i$  = primary energy input in BC (the calorific value of BC input, in PJ);  $E_{OH}$  = energy output in heat (in PJ);  $E_{OE}$  = energy output of electricity (in PJ).

$$V_{XY} = \frac{\sum_i (XYP_i \cdot m_i)}{E_{OH} + E_{OE}} [\text{Gg of relevant equivalent}] \quad (6)$$

Equation 6  $V_{XY}$  = value of indicator for category XY;  $XYP_i$  = impact potential of substance  $i$  for category XY (see Table 5.); and  $m_i$  = weight of output of substance (emission, see Table 2, in Gg);  $E_{OH}$  = heat production from BC (in PJ);  $E_{OE}$  = electricity production from BC (in PJ). Category XY means the category of emissions of acidifying substances,

**Table 5** Impact potential of substances according to the European Commission (2011)

Substance (emission)	Emissions of acidifying substances (Gg $SO_2$ equivalent)	Particulate matter emissions (Gg $PM_{10}$ equivalent)	Photochemical ozone formation (Gg VOC equivalent)
$SO_2$	1	0.54	N/A
$NO_x$	0.70	0.88	1.22
CO	N/A	N/A	0.11
$PM_{10}$	N/A	1	N/A
VOC	N/A	N/A	1

the category of particulate matter emissions or the category of photochemical ozone formation.

### Anticipated future material inputs for BC combustion for generating electricity and heat in the public energy sector of the CR for State and private EPPs, CEHPs and DHPs

The anticipated BC inputs in the public energy sector of the CR were calculated as the sum  $m_{EPy}$  (mass of BC inputted in EPPs, Eq. 7) and  $m_{HPy}$  (mass of BC inputted into CEHPs and DHPs, Eq. 8) in Gg. Equations 7 and 8 use the anticipated production of electricity ( $E_{EPy}$ ) and heat ( $E_{HPy}$ ) according to the prediction in the updated EP for the years 2020, 2025, 2030, 2035 and 2040 (Eq. 7 for electricity and Eq. 8 for heat production).

$$m_{EPy} = \frac{E_{EPy} \cdot m_{EP2015}}{E_{OE}} [\text{Gg}] \quad (7)$$

Equation 7  $E_{EPy}$  = anticipated BC energy consumption in EPPs for the selected year (in PJ);  $E_{OE}$  = electricity production from BC in 2015 (in PJ);  $m_{EP2015}$  = consumption of BC in power plants in 2015 (in Gg).

$$m_{HPy} = \frac{E_{HPy} \cdot m_{HP2015}}{E_{OH}} [\text{Gg}] \quad (8)$$

Equation 8  $E_{HPy}$  = anticipated BC energy consumption in heating plants (including DHPs and CEHPs) for the year (in PJ);  $E_{OH}$  = heat production from BC in 2015 (in PJ);  $m_{HP2015}$  = consumption of BC in heating plants in 2015 (in Gg).

The total amount of the anticipated BC input in the public energy sector of the CR was calculated as the sum of  $m_{EPy}$  (Eq. 7) and  $m_{HPy}$  (Eq. 8) in Gg. The limestone input for flue gas desulphurization in the public energy sector of the CR ( $m_{L1}$ ,  $m_{L2}$ ,  $m_{L3}$ ) was extrapolated in direct proportion (with coefficients  $m_{L1} \cdot m_{BC}^{-1}$ ,  $m_{L2} \cdot m_{BC}^{-1}$ ,  $m_{L3} \cdot m_{BC}^{-1}$ ) to the anticipated consumption of BC (sum of  $m_{EPy}$  and  $m_{HPy}$ ) to approximate future development.

### Anticipated development of SO<sub>2</sub> and NO<sub>x</sub> emissions

The anticipated future outputs of SO<sub>2</sub> and NO<sub>x</sub> emissions from the public energy sector of the CR were extrapolated in direct proportion (with coefficients 0.002675 for SO<sub>2</sub> and 0.001827 for NO<sub>x</sub>) to the anticipated consumption of BC (sum of  $m_{EPy}$  and  $m_{HPy}$ ). The coefficients used for SO<sub>2</sub> and NO<sub>x</sub> were calculated as the wt. ratio of SO<sub>2</sub> emissions to  $m_{BC}$  and as the wt. ratio of NO<sub>x</sub> emissions to  $m_{BC}$ . The anticipated outputs of SO<sub>2</sub> and NO<sub>x</sub> emissions were compared with the emissions ceilings from the DRNE for the CR and

with the anticipated ceilings for the public energy sector of the CR (see Table 1).

### MFA in selected EPPs and CEHPs

Two EPPs (Počerady Power Plant, Chvaletice Power Plant), and two communal CEHPs (in the cities Strakonice and České Budějovice) were selected for the MFA. The MFA was conducted for the selected EPPs and CEHPs to obtain the values of limestone consumption and to verifying the amount of CCPs during real operations. The MFAs were done analogically with macroeconomic MFA. The system boundaries included BC treatment, BC combustion, flue gas filtration and desulphurization in the selected EPPs and CEHPs. The values used for the flows were ascertained directly from corporate data.

## Results

### Identification and quantification of material flows of fossil fuels combustion in the public energy sector of the CR

The major material inputs and outputs are shown in the diagram in Fig. 3. In 2015, the public energy sector of the CR consumed 30,769 Gg of BC (73% of domestic consumption), 3562 Gg of black coal, 624 Gg (0.945 km<sup>3</sup>) of natural gas and 12 Gg of crude oil fuels. The limestone input value was between 1326 and 1621 Gg (see Table 6). Limestone used for flue gas desulphurization in the public energy sector represents 10–13% of the total domestic limestone consumption in the CR. CO<sub>2</sub> was a major gas output with 45,450 Gg (12,395 Gg of C) in 2015. The emissions of pollutants SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, CO, VOC and PM<sub>10</sub> into the atmosphere are shown in Table 7. In 2015, CCP outputs in the public energy sector of the CR were 8981 Gg of fly ash and bottom ash, 2337 Gg of desulphurization product (gypsum) and 1301 Gg of ash from fluidized bed.

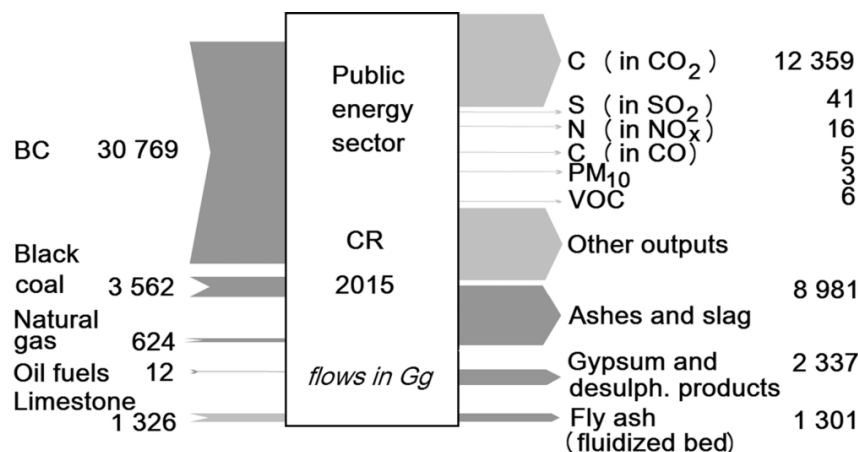
### Calculation of environmental impact indicators

The values of the selected environmental impact indicators for producing 1 PJ of energy are shown in Table 8.

### Anticipated future development of BC and limestone inputs in the public energy sector of the CR and anticipated future development of SO<sub>2</sub> and NO<sub>x</sub> emissions

The anticipated annual consumption of BC for the generation of electricity and heating in plants should decrease from 30,769 Gg in 2015 to 11,590 Gg in 2035 (see

**Fig. 3** Amount of material inputs and outputs for fossil fuels combustion in the public energy sector of the CR in Gg in 2015. Ashes, slag and fly ash are CCPs from combustion, gypsum and desulphurization products are CCPs from flue gas desulphurization



**Table 6** Limestone consumption for flue gas desulphurization in the power sector of the CR in 2015

Method of determination	Limestone input in public energy sector of the CR in 2015 (Gg)
Extrapolation of corporate data ( $m_{L1}$ )	1326
Calculation from coal consumption ( $m_{L2}$ )	1460
Calculation from amount of gypsum products and desulphurization waste with CaSO <sub>4</sub> ·2H <sub>2</sub> O content in artificial gypsum 95% ( $m_{L3}$ )	1348
Calculation from amount of gypsum products and desulphurization waste, CaSO <sub>4</sub> ·2H <sub>2</sub> O content in artificial gypsum 80% ( $m_{L3}$ )	1135

**Table 7** Quantity of emissions outputs from the public energy sector of the CR in 2015

Substance	SO <sub>2</sub> (as S)	NO <sub>x</sub> (as N)	CO (as C)	VOC	PM <sub>10</sub>
Emissions	82.3 Gg (41.1Gg)	56.2 Gg (16 Gg)	12.5 Gg (5 Gg)	5.7 Gg	3 Gg

**Table 8** Selected environmental impact indicators calculated for 1 PJ of energy production (within 73% electricity) from fossil fuels in the public energy sector of the CR in 2015

Energy consumption (PJ)	2.07
Material input (Gg)	180
GWP100 (Gg CO <sub>2</sub> equivalent)	255
Emissions of acidifying substances (in Gg SO <sub>2</sub> equivalent)	0.68
Particulate matter emissions (in Gg PM <sub>10</sub> equivalent)	0.54
Photochemical ozone formation (in Gg VOC equivalent)	0.32
CCPs (in Gg)	71
Used CCPs (min.)	78 wt%

Table 9). The anticipated limestone input in the public energy sector of the CR is shown in Fig. 4.

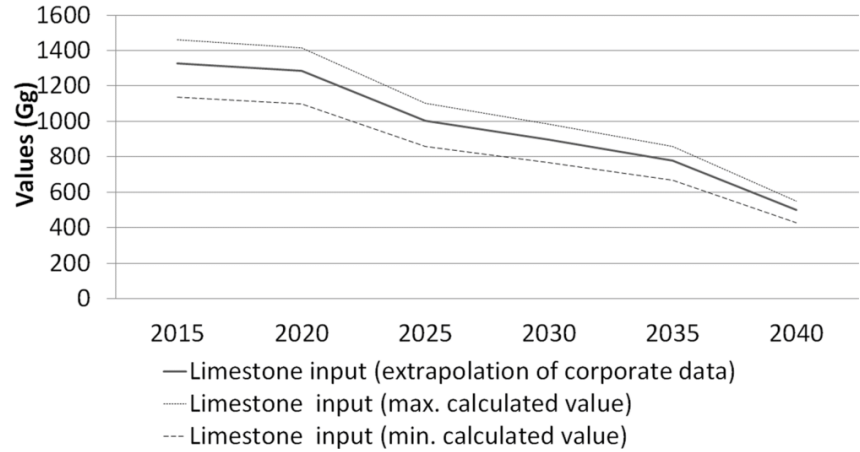
A comparison of the anticipated development of SO<sub>2</sub> and NO<sub>x</sub> emissions in relation to the emissions ceilings presented in Table 1 is shown in Fig. 5.

### Material flows in selected facilities

The diagrams in Fig. 6 show the principal material inputs and outputs in the selected facilities for 2013. The Počerady EPP consumed approximately 15.6 wt% of the total power sector consumption of BC in the CR in 2013. The Počerady EPP produced 1472 Gg of stabilisate (CCPs are mixed with water; the water for producing this stabilisate is included in the inputs). The Chvaletice EPP consumed approximately 8.4 wt% of the BC inputs in the CR's power sector. The Strakonice CEHP combusts BC with a sulphur content of up to 2 wt% and is equipped with desulphurization equipment. The desulphurization using milk of lime was undertaken with relatively low efficiency (not significantly above 77.3%). České Budějovice CEHP is an example of a plant that combusts BC with a low sulphur content. However, in 2013, it did not have desulphurization equipment available. The sulphur released into the atmosphere in 2013 was approximately 0.31 wt% of the input coal.

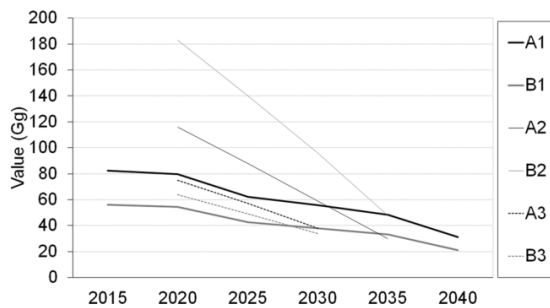


**Fig. 4** Anticipated limestone input in the public energy sector of the CR between 2015 and 2040



**Table 9** Anticipated BC consumption calculated according to the anticipated energy production in the EP

Year	2015	2020	2025	2030	2035	2040
EPPs—anticipated coal consumption Gg	18,277	18,559	14,650	14,037	11,736	6779
CEHPs and DHPs—anticipated coal consumption Gg	12,492	11,269	8611	6751	6352	4811
Anticipated total consumption Gg	30,769	29,828	23,261	20,788	18,088	11,590



**Fig. 5** Comparison of anticipated development of SO<sub>2</sub> and NO<sub>x</sub> emissions and emissions ceilings from Table 1. A—SO<sub>2</sub> emission; B—NO<sub>x</sub> emission; 1—anticipated value according to anticipated BC input; 2—emissions ceilings for CR; 3—anticipated public energy sector ceilings for the CR. Higher efficiency of emissions cleaning should be applied after 2025

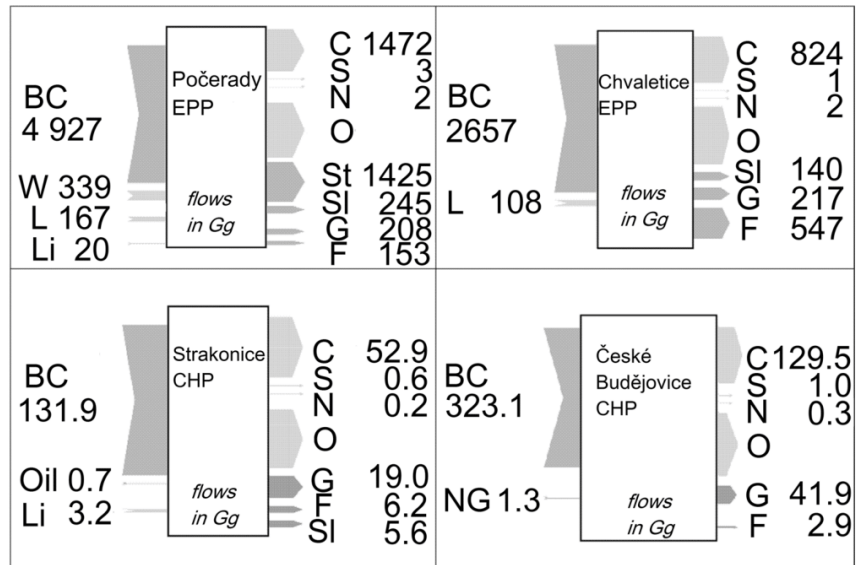
**Discussion**

The MFA used has proven to be useful for predicting the future development of electricity and heat production from BC in EPPs, CEHPs and DHPs, regardless of the method of mining or the distance that the raw material is transported. The advantage of this setting of boundaries in this MFA is the minimal amount of data required. However, under-evaluating the total flows of materials during the real production of energy from fossil fuels in the CR is the disadvantage of

this setting. Extending the system of boundaries is not possible due to the comparison of the results with EP predictions and emissions ceilings. The results obtained for the indicators are not comparable to those of the LCA covering the whole production system because the transport of materials may be reflected in the results of indicators by as much as 5–30% (other subsequent activities play a minor role). It has been confirmed that the level of statistics in the EU is sufficient for sectoral MFA. The outputs of CO<sub>2</sub> and the GWP100 value obtained from LCA (Zhao et al. 2015) are similar to those for the public energy sector of the CR (255 Gg CO<sub>2</sub> equivalent in the CR to 247–266 Gg CO<sub>2</sub> equivalent in LCA for 1 PJ of energy generated by coal combustion plants). However, Zhao et al. included mining and transport of coal in their study. According to their results, mining and transport accounted for 11–15% of the total GWP100 from energy production. The energy efficiency of electricity production from BC was between 37 and 43% (Zhao et al. 2015). The efficiency of transformation in fossil fuel combustion in the public energy sector of the CR was 48% (together with heat production, without mining and transport, Maroušek et al. 2017b). Other values from the assessment by Zhao et al. (2015) should not be compared with those obtained in this study because a lower quality BC is used in the CR. The GWP100 was 245 Gg CO<sub>2</sub> equivalent for 1 PJ of produced electricity in a UK coal-fired EPP (Odeh and Cockerill 2008), 89% of which was emitted by coal combustion. Other environmental impact indicators were not calculated



**Fig. 6** Material inputs and outputs in selected facilities in 2013. Inputs: W—water (input in stabilisate); L—limestone; Li—lime; NG—natural gas. Outputs: C—C (in CO<sub>2</sub>); S—S (in SO<sub>2</sub>); N (in NO<sub>x</sub>); O—others; St—stabilisate; Sl—slag; G—gypsum and other desulfurization products; F—fly ash



by Odeh and Cockerill (2008). The GWP100 from BC combustion in power plants was 300–311 Gg CO<sub>2</sub> equivalent for 1 PJ of electricity production in Turkey. Acidification of the environment by BC combustion was 1.66 Gg SO<sub>2</sub> equivalent in Turkey (Atilgan and Azapagic 2016). A higher efficiency of desulfurization emissions was found in the CR, which was 0.68 Gg SO<sub>2</sub> equivalent for 1 PJ of energy production in 2015 (Maroušek 2014). The efficiency of Turkey's coal-fired power plants ranged only from 23 to 27% in terms of electricity generation (Atilgan and Azapagic 2016).

The consumption of limestone in the energy sector was rarely quantified in the past. LCA analysis in USA coal combustion EPPs showed the impact of the tightening of the limits for SO<sub>2</sub> emissions on limestone consumption, which grew by 150% from 1989 to 1994 (Spath et al. 1999). With regard to the Gothenburg Protocol and DRNE, a larger Ca/S ratio for limestone input in desulfurization should be expected after 2025. This fact may influence the future development of limestone consumption, which is presented in the results and shown in Fig. 4.

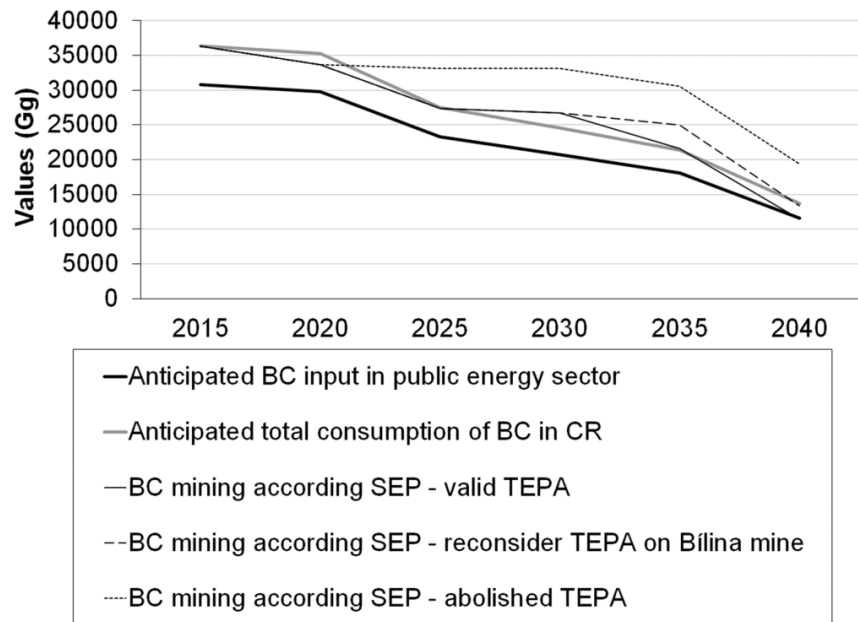
An increase in the share of CEHPs in electricity production will be needed for compliance with the EP. The graph in Fig. 7 shows an approximation of BC input in the Czech energy sector and total BC mining according to the EP. On this basis, the reconsideration of TEPAs should not be necessary before 2035, provided that the development of renewable sources and nuclear power plants is implemented in accordance with the EP. In this case, the public energy sector of the CR should be self-sufficient until 2040; however, other consumers of BC would have to use alternative sources after 2035 (see Maroušek et al. 2015c). If the development of renewable sources and nuclear power plants is not realized

in accordance with the EP before 2035, the CR can avoid reconsidering TEPAs by terminating electricity exports. Unlike Turkey, which had an energy production structure similar to that of the CR in the last decade (Balat 2007), the public energy system of the CR should partially divert to other fuels. Less specialized consumers can also use other fuels (e.g. black coal) or a mixture of BC with black coal in the future. The amount of CCPs in the Raw Material Policy of the CR was 13,000 Gg annually (MIT 2015), which came from the producer ČEZ. This value represented approximately 37% of input BC and black coal and corresponds with the situation in the assessed EPPs (34, respectively, 41%) (Fig. 6).

## Conclusions

The results suggest that the EP will be fulfilled during the period 2015–2040 only under the condition that both the development of nuclear energy and the optimistic development of renewable energy sources (especially biomass) are realized. A reconsideration of TEPAs may be required by energy producers if the development of nuclear EPPs is halted. Such a situation may lead to an increase in the consumption of foreign sources of fossil fuels (black coal, natural gas) and the transfer of the environmental impacts out of the CR. Based on the above, it is possible to support the hypothesis that the EP for the CR contains significant deficiencies with regard to self-sufficiency and a surplus because it does not include any reserves of BC should there be a delay in the development of nuclear power plants after 2025. A repeal of TEPAs and the EP after 2025 will

**Fig. 7** Anticipated BC input in the public energy sector of the CR and the anticipated total consumption of BC in the CR; future development of BC extraction with regard to the TEPA—reconsidered TEPA; and abolished TEPA



probably increase the impacts on the environment. Terminating electricity exports provides a better solution for maintaining TEPAs, even though the EP predicts a surplus. The situation may improve if scientific research progresses and finds ways to make more efficient use of existing resources or new ways to produce energy in the Czech Republic. It should also be noted that the strategic documents devoted insufficient attention to the consumption of limestone in relation to the desulphurization of power plants. Higher air quality requirements will probably lead to the increased consumption of limestone and associated environmental impacts after 2025 because a reduction of BC consumption may not be sufficient to meet the DRNE emissions ceilings.

**Acknowledgements** This research work was supported by the Internal Grant Agency, Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague: Project 00001592—Flows of materials and energy in the production of heat and electricity in the Czech Republic.

## References

- Atilgan B, Azapagic A (2016) An integrated life cycle sustainability assessment of electricity generation in Turkey. *Energy Policy* 93:168–186
- Balat M (2007) Turkey's major lignite fields and significance of lignite for energy necessity. *Energy Sources Part B* 3:13–25
- Bouška V, Pešek J (1999) Quality parameters of lignite of the North Bohemian basin in the Czech Republic in comparison with the world average lignite. *Int J Coal Geol* 40:211–235
- Bringezu S, Moriguchi Y (2002) Material flow analysis. In: Ayres RU, Ayres L (ed) *Handbook of industrial ecology*. Edward Elgar Publishers, Cheltenham, pp 79–90
- Brunner PH, Rechberger H (2004) *Practical handbook of material flow analysis*. CRC/Lewis, Boca Raton
- Burgholzer B, Auer H (2016) Cost/benefit analysis of transmission grid expansion to enable further integration of renewable electricity generation in Austria. *Renew Energy* 97:189–196
- CENIA (2017) *Statistical yearbook of the environment of the Czech Republic in 2015*. (In Czech). Prague, CR: CENIA
- Černoch F, Zapletalová V (2015) Hinkley Point C: a new chance for nuclear power plant construction in Central Europe? *Energy Policy* 83:165–168
- Commission European (2011) *ILCD handbook*. Publications Office of the European Union, Luxembourg
- Córdoba P (2015) Status of flue gas desulphurisation (FGD) systems from coal-fired power plants: overview of the physico-chemical control processes of wet limestone FGDs. *Fuel* 144:274–286
- CSO 2016. *Fuel and Energy Consumption—2015*. Online: [czso.cz](http://czso.cz)
- Del Valle-Zermeño R, Formosa J, Chimenos JM (2015) Wet flue gas desulphurization using alkaline agents. *Int Rev Chem Eng* 31:303–327
- Doka LCA 2016. *Sankey Helper 2.5*. Online: [doka.ch/sankey.htm](http://doka.ch/sankey.htm)
- ECOBA 2015: *Production and Utilisation of CCPs in 2010 in Europe*. Online: [ecoba.com](http://ecoba.com)
- European Commission (2016) Directive 2016/2284 of the European Parliament and of the Council of 14 December 2016 on the reduction of national emissions of certain atmospheric pollutants, amending Directive 2003/35/EC and repealing Directive 2001/81/EC. *Official Journal of the European Union*, L 344/1
- Koptiková L, Hladil J, Slavik L, Čejchan P, Bábek O (2010) Fine-grained non-carbonate particles embedded in neritic to pelagic limestones (Lochkovian to Emsian, Prague Synform, Czech Republic): composition, provenance and links to magnetic susceptibility and gamma-ray logs. *Geol Belg* 13:407–430
- Máca V, Melichar J (2016) The health costs of revised coal mining limits in Northern Bohemia. *Energies* 9:81

- Mardoyan A, Braun P (2015) Analysis of Czech subsidies for solid biofuels. *Int J Green Energy* 12:405–408
- Maroušek J (2013a) Study on commercial scale steam explosion of winter Brassica napus straw. *Int J Green Energy* 10(9):944–951
- Maroušek J (2013b) Use of continuous pressure shockwaves apparatus in rapeseed oil processing. *Clean Technol Environ Policy* 15(4):721–725
- Maroušek J (2014) Novel technique to enhance the disintegration effect of the pressure waves on oilseeds. *Ind Crops Prod* 53:1–5
- Maroušek J, Kwan JTH (2013) Use of pressure manifestations following the water plasma expansion for phytomass disintegration. *Water Sci Technol* 67(8):1695–1700
- Maroušek J, Itoh S, Higa O, Kondo Y, Ueno M, Suwa R, Kawamitsu Y (2012) The use of underwater high-voltage discharges to improve the efficiency of *Jatropha curcas* L. biodiesel production. *Biotechnol Appl Biochem* 59(6):451–456
- Maroušek J, Hašková S, Maroušková A, Myšková K, Vaníčková R, Váchal J, Žák J (2015a) Financial and biotechnological assessment of new oil extraction technology. *Energy Sources Part A Recovery Util Environ Eff* 37(16):1723–1728
- Maroušek J, Hašková S, Zeman R, Žák J, Vaníčková R, Maroušková A, Myšková K (2015b) Techno-economic assessment of processing the cellulose casings waste. *Clean Technol Environ Policy* 17(8):2441–2446
- Maroušek J, Maroušková A, Myšková K, Váchal J, Vochozka M, Žák J (2015c) Techno-economic assessment of collagen casings waste management. *Int J Environ Sci Technol* 12(10):3385–3390
- Maroušek J, Kolář L, Vochozka M, Stehel V, Maroušková A (2017a) Novel method for cultivating beetroot reduces nitrate content. *J Clean Prod* 168:60–62
- Maroušek J, Vochozka M, Plachý J, Žák J (2017b) Glory and misery of biochar. *Clean Technol Environ Policy* 19(2):311–317
- Mikoláš M, Kozel R, Vilamová Š, Paus D, Király A, Kolman P, Pecha M, Mikoláš M (2015) The new national energy concept 2015-The future of brown coal in the Czech Republic. *Acta Montan Slovaca* 20:298–310
- MIT (2015) The National Energy Policy of the Czech Republic. Prague: Ministry of Industry and Trade of the Czech Republic
- Novák V, Vokoun M, Stellner F, Vochozka M (2016) Institutional analysis of contemporary regional labour market in the Czech Republic. *E + M Ekonomie a Manag* 19(3):4–19. ISSN 1212-3609
- Odeh NA, Cockerill TT (2008) Life cycle analysis of UK coal fired power plants. *Energy Convers Manag* 49:212–220
- Rečka L, Ščasný M (2016) Impacts of carbon pricing, brown coal availability and gas cost on Czech energy system up to 2050. *Energy* 108:19–33
- Rezaie B, Rosen MA (2012) District heating and cooling: review of technology and potential enhancements. *Appl Energy* 93:2–10
- Spath P, Mann M, Kerr D (1999) Life cycle assessment of coal-fired power production. National Renewable Energy Laboratory, Golden
- Švejnar J (1995) The Czech Republic and economic transition in Eastern Europe. Academic Press, New York
- Telesca A, Marroccoli M, Calabrese D, Valenti GL, Montagnaro F (2013) Flue gas desulphurization gypsum and coal fly ash as basic components of prefabricated building materials. *Waste Manag* 33:628–633
- UN (2008) International standard industrial classification of all economic activities, Rev. 4. Statistical Papers, Series M, No. 4/Rev.4
- UN (2015) 2013 Energy balances. New York: United Nations
- Vokoun M (2016) Innovation behaviour of firms in a small open economy: the case of the Czech manufacturing industry. *Empirica* 43(1):111–139. ISSN 0340-8744
- Zhao J, Hong J, Song Z, Wang Q, Zhao X, Ma C (2015) Cost combined life cycle assessment of lignite-based electricity generation. *Fuel* 159:666–674

**Příloha 2:**

Stehel, V., Dvořák, J., Wittlingerová, Z., Petruželková, A. (2019). Economic contradictions of the waste-to-energy concept and emissions reduction plan (case study, Czech Republic). *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects*, 41(13), 1622-1629.



## Economic contradictions of the waste-to-energy concept and emissions reduction plan (case study, Czech Republic)

Vojtěch Stehel<sup>a</sup>, Jaroslav Dvořák<sup>b</sup>, Zdeňka Wittlingerová<sup>b</sup>, and Anna Petruželková<sup>b</sup>

<sup>a</sup>The Institute of Technology and Business in České Budějovice, Faculty of Technology, České Budějovice, Czech Republic;

<sup>b</sup>Department of Applied Ecology, Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague, Suchbátka, Czech Republic

### ABSTRACT

According to the latest waste-to-energy concept, the corporate operators of urban heating systems (UHS) in European Union (EU) should replace fossil fuels by incineration of mixed municipal solid waste (MMSW, following 2008/98/EC Waste Framework Directive that implements mandatory waste separation system for at least paper, plastic, glass, and metal packaging since 31 of December 2014). However, there are indications that MMSW incineration will be counterproductive to the existing Directive on reducing national emissions of certain atmospheric pollutants. Material flow analysis for comparing the environmental impacts of the incineration of lignite, natural gas, and waste in UHS was carried out on a commercial scale. Results showed that replacing lignite by MMSW can lead to an increase in emissions of nitrogen oxides and other negative environmental impacts. However, it is proposed that co-combustion MMSW with natural gas could be a better alternative.

### ARTICLE HISTORY

Received 22 May 2018

Revised 10 September 2018

Accepted 14 October 2018

### KEYWORDS

Mixed municipal solid waste; incineration; energy policy; political economy; emissions

### Introduction

The waste-to-energy technologies (Brunner and Rechberger 2015) are represented by two main directions: (1) direct combustion including combustion with other fuels (Goddard et al. 2005) and (2) processing into alternative fuels (Maroušek et al. 2015). Regarding the combustion techniques, both co-combusting mixed municipal solid waste (MMSW) with fossil fuels (Channiwala and Parikh 2002) and biofuels (Maroušek et al. 2013) can be traced in the literature. With regard to processing the MMSW into alternative fuels, gaseous (Dong et al. 2018), liquid (Maroušek and Kwan 2013) or solid (Mardoyan and Braun 2015) products have already been investigated. Mechanical biological treatment of MMSW (Fei et al. 2018) is a longer-established method. According to the latest vision of the European Union (EU), the waste-to-energy technologies should be used for transition into the circular economy (Malinauskaite et al. 2017). This standpoint is in a good agreement with the existing legislative in the EU, which aims to terminate waste landfilling after 2024. This policy could also compensate the scarcity of fossil fuels in the EU (Dvořák et al. 2018). The EU MMSW have a calorific value of approximately 10 MJ kg<sup>-1</sup> (Porteous 2005). It can be expected that the calorific value will increase as a response to China's waste import ban (Walker 2018). Following the above, EU corporate operators of urban heating system (UHS) are considering replacement of fossil fuels by MMSW (direct incineration). An advantage of waste-to-energy concept should also be a double income for operators, first for the waste removal and then for the energy distribution (Hašková 2017). On the other hand, some EU members currently have difficulties in meeting the national emission ceilings as incorporated in the 2016/2284 EU (Directive on the reduction of national

**CONTACT** Vojtěch Stehel ✉ [stehel.vojtech@gmail.com](mailto:stehel.vojtech@gmail.com) 📧 The Institute of Technology and Business in České Budějovice, Okružní 517/10, České Budějovice, 370 01 Czech Republic

Color versions of one or more of the figures in the article can be found online at [www.tandfonline.com/ueso](http://www.tandfonline.com/ueso).

© 2018 Taylor & Francis Group, LLC



emissions of certain atmospheric pollutants; European Commission 2016), especially nitrogen oxides ( $\text{NO}_x$ ). Poland and Bulgaria have already been investigated by the European Court of Justice (The European Court of Justice 2017, 2018). In addition, France, Italy, Romania, Hungary, Czech Republic, and Slovakia are failing to comply with the requirements of directives regarding particulate matter (particles with a diameter up to  $10 \mu\text{m}$ ,  $\text{PM}_{10}$ ) that are secondary pollutants from  $\text{NO}_x$  (European Environment Agency 2017). Therefore, UHS located in the concerned countries are currently replacing or modifying their equipment to incorporate the best available technologies (BAT, European Commission 2017), or preparing for MMSW combustion. Regarding the Czech Republic, there are no of pretreatment of MMSW is not carried out at the moment. Production of MMSW was 267 kg per capita in 2016 in the Czech Republic and approximately 20% is combusted (for energy use), the remaining MMSW is landfilled (Maroušek et al., 2017).

Hypothesis was formulated whether the current EU waste-to-energy concept could result in increased production of nitrogen oxides, respectively, in a conflict with EU policy on emissions reduction.

These contradictions may significantly influence the quality of life and related economic aspects of the population not only in the EU. Material flow analysis (MFA, Brunner and Rechberger 2004) is an established method suitable for analyses of material and energy flows including subsequent evaluation of environmental impacts of the following categories: material input, energy from fossil fuels, non-metal waste production, global climate warming potential (GWP), acidification, particulate matter emission and formation, and photochemical ozone formation (Maroušek 2013, 2015).

## Methods

Local MMSW is analyzed in Závodská et al. (2014) who claim that 35% of energy from mixed municipal waste in the Czech Republic can be considered as renewable for analysis of the impact of incineration of waste on global climate change. Four different heating plants that operate on a commercial scale were analyzed in terms of emissions per energy produced. All analyzed systems operated in compliance with a current BAT in 2016.

### **MMSW combustion heating plant (A)**

MMSW was incinerated in two steam generator units (grate type of boiler) with a maximum consumption of  $32 \text{ t h}^{-1}$  of MMSW (power of approximately 70 MW). Natural gas was used only for ignition. Flue gas cleaning system was based on urea addition in boilers for reducing of  $\text{NO}_x$ , active carbon filters, lime scrubber for neutralization, and textile filters at the end. Wastes from combustion were slag, fly ash, and ferrous and aluminum scrap. Used boilers processed different MMSW streams without separate pretreatment, MMSW was from all over the country. Input was untreated MMSW, not refuse-derived fuel. Nevertheless, it is possible to classify combusted MMSW as fuel theoretically according to Waste & Resources Action Programme (WRAP 2012), economic attributes: biomass content class 5, net calorific (as received) value classification class 4, moisture content class 4.

Values for air pollution limit for MMSW combustion heating plant of the concentration of substances (according to Integrated Pollution Prevention and Control authorization):  $50 \text{ mg/m}^3$  of  $\text{SO}_2$ ;  $200 \text{ mg/m}^3$  of  $\text{NO}_x$ ,  $50 \text{ mg/m}^3$  of CO,  $8 \text{ mg/m}^3$  of VOC, and  $10 \text{ mg/m}^3$  of  $\text{PM}_{10}$ .

### **Lignite combustion heating plant (B)**

Lignite was combusted in two steam generators based on fluid combustion. Flue gas cleaning system was based on recuperation of unburned solid particles, electrostatic precipitator for particles reduce, and flue-gas desulfurization with wet limestone scrubbing for neutralization of emission. Natural gas was used for ignition in boilers. Natural gas was combusted in two electricity and heat co-generator engine units with a power of 9.17 MW of electricity and approximately 18 MW of heat. Cleaning flue gas from these units was based on selective catalytic reduction with the addition of urea. Maximum

power of 109.9 MW in heat. Values for air pollution limit of the concentration of substances (according to Integrated Pollution Prevention and Control authorization): 400 mg/m<sup>3</sup> of SO<sub>2</sub>; 300 mg/m<sup>3</sup> of NO<sub>x</sub>, 250 mg/m<sup>3</sup> of CO, 10 mg/m<sup>3</sup> of VOC, and 20 mg/m<sup>3</sup> of PM10.

### Natural gas combustion (C)

Natural gas was combusted in four units with steam boilers (power of 411 MW, 140 MW, 180 MW, and 34 MW of heat) and 113 small natural gas facilities consisting of hot water boilers and engine electricity and heat co-generators (each one with a maximum power of 22 kW of electricity). The quality of the flue gas is determined by the primary measures, especially by setting the burning temperature in the combustion space and the air to natural gas ratio. Values for air pollution limit of the concentration of substances (maximum values for all): 35 mg/m<sup>3</sup> of SO<sub>2</sub>; 200 mg/m<sup>3</sup> of NO<sub>x</sub>, 100 mg/m<sup>3</sup> of CO, 50 mg/m<sup>3</sup> of PM10.

### Combined combustion of natural gas and MMSW (D)

Heating system consisted of combined combustion of natural gas and MMSW. Both of these subsystems have been described above (A and C) and both were in fact connected to the heat supply system in one city. Therefore, MMSW combusted in this system were identical to system A. Used data (see Table 1) were calculated as the sum of values (values A plus values C).

System boundaries for the MFA were set according to the method of Brunner and Rechberger (2004) for the heat production in systems for the entire calendar year of 2016. Electricity production was included in analyzed systems only in the case of using natural gas generators (electricity is a primary product). If a part of superheated steam from boilers was used for secondary electricity production, it was not included in the analyzed system. Raw material mining, processing, transport and final waste management, development of infrastructure, and other follow-up activities are not included in the analyzed system. The data used for material flow analysis and the methods for

**Table 1.** Data used for following calculations, where <sup>1</sup>calculated according to calorific value of fuel guaranteed by the supplier (lignite 17.61 MJ t<sup>-1</sup>; natural gas: 34.81 MJ t<sup>-1</sup>; MMSW not counted since not understood as fossil fuels); <sup>2</sup>Belt scale system; <sup>3</sup>Gasometr, calculation from m<sup>3</sup>; <sup>4</sup>weighbridge for trucks; <sup>5</sup>delivery notes values; <sup>6</sup>Electricity meter, only on natural gas engine co-generators; <sup>7</sup>Calorimetry, without self-consumption of energy; <sup>8</sup>Measured according to Commission Regulation (EU) No. 601/2012 on the monitoring and reporting of greenhouse gas emissions pursuant to Directive 2003/87/EC of the European Parliament. Calculation from lignite consumption (B) and for gas consumption (C) as Heat Plant and CHP according to 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, vol. 2 chapter 2, in case (A) <sup>9</sup>Measured according to Directive 2010/75/EU on industrial emissions. Abbreviations explained in the Methods chapter. According to Czech regulation of the permissible level of air pollution and its detection (number 415/2012), were used methods, which are the most accurate with respect to the permissible level in each of cases.

	A	B	C	D
Energy of fossil fuel, $E_{ff}$ [TJ] <sup>1</sup>	3.74	1311.47	4570.51	4574.24
Lignite, $m_L$ [t] <sup>2</sup>	0.00	72050.00	0.00	0.00
Natural gas, $m_{NG}$ [t] <sup>3</sup>	0.11	1225.86	131298.74	131298.84
Light fuel oil, $m_O$ [t] <sup>4</sup>	0.00	0.00	0.00	0.00
Limestone + lime, $m_{LJ}$ [t] <sup>4</sup>	2295.00	1302.36	0.00	2295.00
Urea, $m_U$ [t] <sup>5</sup>	645.20	1.64	0.00	645.20
Activated carbon, $m_C$ [t] <sup>5</sup>	35.20	0.00	0.00	35.20
Waste input, $m_{WI}$ [t] <sup>4</sup>	228915.00	0.00	0.00	228915.00
Electricity output, $E_e$ [TJ] <sup>6</sup>	0.00	19.20	993.91	993.91
Heat output, $E_h$ [TJ] <sup>7</sup>	2200.93	1127.62	2476.59	4677.52
CO <sub>2</sub> [t] <sup>8</sup>	151736.65	118105.33	217731.00	369467.65
SO <sub>2</sub> [t] <sup>9</sup>	35.68	16.40	0.00	35.68
NO <sub>x</sub> [t] <sup>9</sup>	280.08	93.16	218.34	498.42
PM10 [t] <sup>9</sup>	0.38	54.64	0.00	0.38
CO [t] <sup>9</sup>	7.41	0.46	79.98	87.39
VOC [t] <sup>9</sup>	2.21	0.00	0.00	2.21
Waste output – nonmetal $W_{nm}$ [t] <sup>4</sup>	57058.00	13090.63	0.00	57058.00
Waste output – ferrous and other metals scrap [t] <sup>4</sup>	4747.00	0.00	0.00	4747.00

measuring them are shown in [Table 1](#). Functional unit of comparison of SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, CO, VOC, PM10, and CO<sub>2</sub> emissions flow was 1TJ of output heat and electricity energy together. Emissions flow  $F_{XY}$  was calculated for each system as follows:

$$F_{XY} = m_{XY}(E_h + E_e)^{-1} [t] \quad (1)$$

where  $m_{XY}$  is weight of emission of substance XY from the system in t,  $E_h$  is heat in TJ, and  $E_e$  is electricity in TJ, values are mentioned in [Table 1](#).

Calculation of environmental impact indicators (as listed below) from material flows was made according to the European Commission (2011), using the midpoint method. The functional unit is the production of 1 TJ of energy (heat; electricity included only in the case of natural gas engine co-generators). Environmental impact indicators were calculated for the following categories:

Material input  $M_i$  is calculated as follows:

$$M_i = (m_L + m_{NG} + m_O + m_{LI} + m_U + m_c + m_{1w})(E_h + E_e)^{-1} [t] \quad (2)$$

where  $m_L$  is lignite weight,  $m_{NG}$  is natural gas weight,  $m_O$  is light fuel oil weight,  $m_{LI}$  is limestone and lime weight,  $m_U$  is urea weight,  $m_c$  is activated carbon weight,  $m_{1w}$  is input waste weight of, all in t;  $E_h$  is heat in TJ and  $E_e$  is electricity in TJ. The values are shown in [Table 1](#).

Consumption of energy from fossil fuels  $E_i$  is calculated as follows:

$$E_i = E_{ff}(E_h + E_e)^{-1} [TJ] \quad (3)$$

where  $E_{ff}$  is input energy from fossil fuels,  $E_h$  is heat in TJ, and  $E_e$  is electricity in TJ (see the values in [Table 1](#)).

Non-metal waste production  $W_O$  is calculated as follows:

$$W_O = W_{nm}(E_h + E_e)^{-1} [t] \quad (4)$$

where  $W_{nm}$  is output of non-metal waste from the system in t,  $E_h$  is heat in TJ, and  $E_e$  is electricity in TJ. The values are given in [Table 1](#).

GWP for temperature change over a 100-year time horizon  $GW$  was calculated as follows:

$$GW = m_{CO_2}(E_h + E_e)^{-1} [tCO_2\text{equivalent}] \quad (5)$$

where  $m_{CO_2}$  is CO<sub>2</sub> from the system in t,  $E_h$  is heat in TJ, and  $E_e$  is electricity in TJ. The values are given in [Table 1](#). The value was multiplied with coefficient 0,65 for concluding the portion of biomass in MMSW in the Czech Republic (Maroušek 2014) in the case of MMSW combustion heating plant (A).

Acidification (SO<sub>2</sub> equivalent); particulate matter formation (PM10 equivalent); photochemical ozone formation (VOC equivalent). The impact potential of substances for the following calculation are shown in [Table 2](#).

$$V_{XY} = \frac{\sum_i XYP_i \cdot m_i}{E_h + E_e} [t \text{ of equivalent}] \quad (6)$$

where  $V_{XY}$  is the value of the indicator for category XY,  $XYP_i$  is impact potential of substance i for category XY ([Table 2](#)), and  $m_i$  is the weight of output of substance (emission) from [Table 1](#).

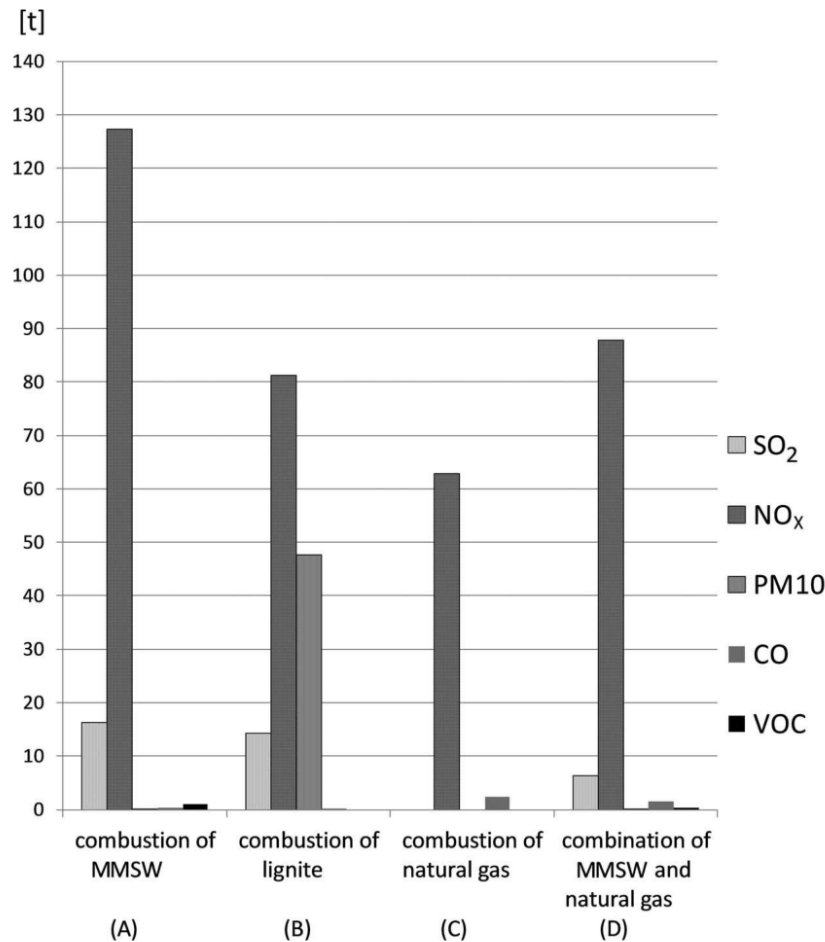
## Results and discussion

Results of emission level comparison ([Figure 1](#)) show that combustion of MMSW (A) emits higher concentration of NO<sub>x</sub> than that of lignite combustion. In addition, [Table 1](#) depicts that MMSW combustion (A) requires a lot of urea to reduce the emission of NO<sub>x</sub>. [Figure 2](#) shows that CO<sub>2</sub> emission levels for combustion of MMSW (A, without CO<sub>2</sub> from biowaste), lignite (B), natural gas



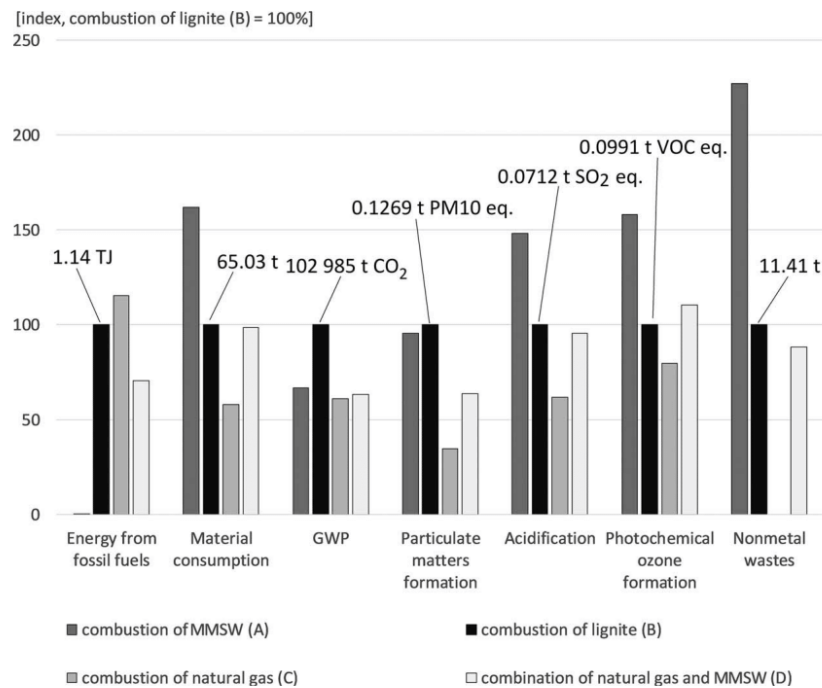
**Table 2.** Impact potential  $P_i$  of substances according to European Commission (2011).

Substance	Acidification (t SO <sub>2</sub> equivalent)	Particulate matter formation (t PM <sub>10</sub> equivalent)	Photochemical ozone formation (Gg VOC equivalent)
SO <sub>2</sub>	1	0.54	–
NO <sub>x</sub>	0.70	0.88	1.22
CO	N/A	N/A	0.11
PM <sub>10</sub>	N/A	1	N/A
VOC	N/A	N/A	1



**Figure 1.** Comparison of emissions for functional unit 1TJ of produced energy. Combustion of MMSW (a) produces more emissions of NO<sub>x</sub> than combustion of lignite (b) or combustion of natural gas (c). However, direct emissions of PM<sub>10</sub> from MMSW are negligible in comparison to lignite combustion.

(C), and combined combustion of natural gas and MMSW (D) are 68942 t, 102985 t, 62737 t, and 65145 t respectively, for functional unit 1 TJ energy output. However, the exact fossil and biogenic carbon ratio needs to be studied with <sup>14</sup>C method (Mohn et al. 2008). The levels of the indicators in Figure 2 show that combustion of MMSW (A) exceeds the combustion of lignite (B) in the categories of acidification and photochemical ozone formation. Surprisingly, in the category of particulate matter formation, it is observed that the impact indicators are similar for both types of combustion (A) and (B), even though MMSW combustion results in negligible direct emissions of PM<sub>10</sub>. This can be due to the minor contribution (12%) of PM<sub>10</sub> to total particulate matter formation whereas



**Figure 2.** Comparison of environmental impact indicators values for combustion of MMSW (a), lignite (b), natural gas (c) and MMSW with natural gas (d). Graph shows that indicator of particulate matters formation is lower for MMSW then for lignite regardless of higher emissions of NO<sub>x</sub> (precursor of PM10). Combination of MMSW with natural gas in the case MMSW with natural gas proved to be a good solution compared to lignite combustion. Wastes were 98.7% of value of material consumption category by MMSW. Functional unit is 1 TJ of produced energy.

the major contributions come from secondary particulate precursor pollutants such as NO<sub>x</sub> (53%), SO<sub>2</sub> (22%), and NH<sub>3</sub> (12%) (<https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/emissions-of-primary-particles-and-1/emissions-of-primary-particles-and-1>). The present study shows that it is possible to achieve a reduction in overall indicator values by combining waste incineration with natural gas (D). This is in agreement with a previous study, which has shown that combined combustion cycles between solid fuels (biomass or MSW) and high-grade fuels (gaseous or liquid) could increase electrical efficiency from 3 to 10% points depending upon different mode of operation (Petrov 2005). Also, another study on power plant configuration combining municipal solid waste, and gas turbines or landfill gas engines has shown that the thermodynamic efficiency can be as high as 30% for the MSW portion of the fuel and 50% for natural gas part (Ribeiro and Kimberlin 2010). Furthermore, the study also proposes to replace the natural gas by landfill gas or gasified ethanol or biodiesel (Ribeiro and Kimberlin 2010).

It should be noted that current development of MMSW incinerators may cause complications in terms of fulfilling directive on reducing national emissions of certain atmospheric pollutants in case it replaces other energy sources that fulfill the current BAT (Maroušek et al. 2017, 2018). When assessing BAT, the entire heating system of the city should be considered, since there are two possible scenarios with equivalent results: (1) the UHS operator will invest in better cleaning of emissions in the process of waste incineration; (2) the UHS operator will combine waste with more environmentally friendly fuels (for instance NG, biogas, plant biomass). In addition, in the case of (1) the UHS operators should expect increased emission cleaning costs in the future. The current situation may change the rapid development of pyrolysis of MMSW (Dong et al. 2018) or newer waste-to-energy technologies.

## Conclusions

According to the results stated above, replacing lignite with MMSW in heating plants may cause an increase in NO<sub>x</sub> emissions from energy production (approximately 58%), although the waste incinerators meet the BAT requirements. The value of the indicator of particulate matter formation in the case of MMSW combustion (A) is similar to lignite (B), because the generation of direct emission of PM<sub>10</sub> was negligible in the case of MMSW combustion (A). Compared to lignite combustion (B), NO<sub>x</sub> emissions from MMSW combustion (A) cause a larger value of the acidification indicator (approximately by 50%) and photochemical ozone formation (approximately by 60%). Indicator values similar to lignite combustion (B) can be achieved by combining natural gas with MMSW (D). Technical and economic options to reduce emissions of NO<sub>x</sub> in the case of MMSW combustion (A) should be the subject of further research. In addition, in the case of MMSW combustion (A), it was found that the value of the GWP indicator is comparable to natural gas combustion (C) because of a low share of biomass waste in municipal solid waste in the location of assessed MMSW combustion heating plant (Czech Republic).

## Funding

This work was supported by the Internal Grant Agency, Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague [20154257] (Material and energyflows in the production of heat and electricity in the Czech Republic).

## References

- Brunner, P. H., and H. Rechberger. 2004. *Practical handbook of material flow analysis*. Boca Raton, FL: CRC Press.
- Brunner, P. H., and H. Rechberger. 2015. Waste to energy - key element for sustainable waste management. *Waste Management* 37:3–12. doi:10.1016/j.wasman.2014.02.003.
- Channiwala, S. A., and P. P. Parikh. 2002. A unified correlation for estimating HHV of solid, liquid and gaseous fuels. *Fuel* 81 (8):1051–63. doi:10.1016/S0016-2361(01)00131-4.
- Dong, J., Y. Tang, A. Nzihou, Y. Chi, E. Weiss-Hortala, and M. Ni. 2018. Life cycle assessment of pyrolysis, gasification and incineration waste-to-energy technologies: Theoretical analysis and case study of commercial plants. *Science of the Total Environment* 626:744–53. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.01.151.
- Dvořák, J., Z. Wittlingerová, M. Vochozka, V. Stehel, and A. Maroušková. 2018. Updated energy policy of the Czech Republic may result in instability of the electricity grid in Central Europe. *Clean Technologies and Environmental Policy* 20 (1):41–52. doi:10.1007/s10098-017-1451-9.
- European Commission. 2011. *ILCD handbook*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- European Commission. 2016. Directive 2016/2284 of the European Parliament and of the Council of 14 December 2016 on the reduction of national emissions of certain atmospheric pollutants, amending Directive 2003/35/EC and repealing Directive 2001/81/EC. Official Journal of the European Union, L 344/1
- European Commission. 2017. Commission Implementing Decision (EU) 2017/1442 of 31 July 2017 establishing best available techniques (BAT) conclusions, under Directive 2010/75/EU of the European Parliament and of the Council, for large combustion plants.
- European Environment Agency. 2017. *European Union emission inventory report 1990–2015 under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (LRTAP)*. Luxembourg: Publications Office of the European Union. doi:10.2800/478321.
- Fei, F., Z. Wen, S. Huang, and D. De Clercq. 2018. Mechanical biological treatment of municipal solid waste: Energy efficiency, environmental impact and economic feasibility analysis. *Journal of Cleaner Production* In Press. doi:10.1016/j.jclepro.2018.01.060.
- Goddard, C. D., Y. B. Yang, J. Goodfellow, V. N. Sharifi, J. Swithenbank, J. Chartier, D. Mouquet, R. Kirkman, D. Barlow, and S. Moseley. 2005. Optimisation study of a large waste-to-energy plant using computational modelling and experimental measurements. *Journal of the Energy Institute* 78 (3):106–16. doi:10.1179/014436005X50850.
- Hašková, S. 2017. Holistic assessment and ethical disputation on a new trend in solid biofuels. *Science and Engineering Ethics* 23 (2):509:519. doi:10.1007/s11948-016-9790-1.
- Malinauskaite, J., H. Jouhara, D. Czajczyńska, P. Stanchev, E. Katsou, P. Rostkowski, R. J. Thorne, J. Colón, S. Ponsá, F. Al-Mansour, et al. 2017. Municipal solid waste management and waste-to-energy in the context of a circular economy and energy recycling in Europe. *Energy* 141:2013–44. doi:10.1016/j.energy.2017.11.128.

- Mardoyan, A., and P. Braun. 2015. Analysis of Czech subsidies for solid biofuels. *International Journal of Green Energy* 12 (4):405–08. doi:10.1080/15435075.2013.841163.
- Maroušek, J. 2013. Use of continuous pressure shockwaves apparatus in rapeseed oil processing. *Clean Technologies and Environmental Policy* 15 (4):721–25. doi:10.1080/15567036.2015.1048391.
- Maroušek, J. 2014. Novel technique to enhance the disintegration effect of the pressure waves on oilseeds. *Industrial Crops and Products* 53:1–5. doi:10.1016/j.indcrop.2013.11.048.
- Maroušek, J. 2015. Economic analysis of the pressure shockwave disintegration process. *International Journal of Green Energy* 12 (12):1232–35. doi:10.1080/15435075.2014.895740.
- Maroušek, J., and J. T. H. Kwan. 2013. Use of pressure manifestations following the water plasma expansion for phytomass disintegration. *Water Science and Technology* 67 (8):1695–700. doi:10.2166/wst.2013.041.
- Maroušek, J., L. Kolář, M. Vochozka, V. Stehel, and A. Maroušková. 2017. Novel method for cultivating beetroot reduces nitrate content. *Journal of Cleaner Production* 168:60–62. doi:10.1016/j.jclepro.2017.08.233.
- Maroušek, J., L. Kolář, M. Vochozka, V. Stehel, and A. Maroušková. 2018. Biochar reduces nitrate level in red beet. *Environmental Science and Pollution Research* 25:1–4.
- Maroušek, J., S. Hašková, A. Maroušková, K. Myšková, R. Vaničková, J. Váchal, and J. Žák. 2015. Financial and biotechnological assessment of new oil extraction technology. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects* 37 (16):1723–28. doi:10.1080/15567036.2015.1048391.
- Maroušek, J., S. Hašková, R. Zeman, J. Žák, R. Vaničková, and A. Maroušková, ... and K. Myšková. 2017. Polemics on ethical aspects in the compost business. *Science and engineering ethics* 22 (2):581–590. doi:10.1007/s11948-015-9664-y
- Maroušek, J., S. Itoh, O. Higa, Y. Kondo, M. Ueno, R. Suwa, Y. Komiya, J. Tominaga, and Y. Kawamitsu. 2013. Pressure shockwaves to enhance oil extraction from *Jatropha curcas* L. *Biotechnology & Biotechnological Equipment* 27 (2):3654–58. doi:10.5504/BBEQ.2012.0143.
- Mohn, J., S. Szidat, J. Fellner, H. Rechberger, R. Quartier, B. Buchmann, and L. Emmenegger. 2008. Determination of biogenic and fossil CO<sub>2</sub> emitted by waste incineration based on <sup>14</sup>C<sub>2</sub> and mass balances. *Bioresource Technology* 99 (14):6471–79. doi:10.1016/j.biortech.2007.11.042.
- Petrov, M. P. 2005. Biomass and natural gas hybrid combined cycles. Licentiate thesis 2003. Royal Institute of Technology, Sweden.
- Porteous, A. 2005. Why energy from waste incineration is an essential component of environmentally responsible waste management. *Waste Management* 25 (4):451–59. doi:10.1016/j.wasman.2005.02.008.
- Ribeiro, S. G., and T. Kimberlin. 2010. High efficiency waste to energy power plants combining municipal solid waste and natural gas or ethanol. 18th Annual North American Waste-to-Energy Conference. Orlando, Florida, USA. May 11–13, 2010.
- The European Court of Justice. 2017. Judgment of the court (Third Chamber), 5 April 2017, in Case C-488/15.
- The European Court of Justice. 2018. Judgment of the court (Third Chamber), 22 February 2018, in Case C-336/16.
- Walker, T. 2018. China's ban on imported plastic waste could be a game changer. *Nature* 553:405. doi:10.1038/d41586-018-00933-6.
- WRAP. 2012. A classification scheme to define the quality of waste derived fuels. Accessed August 11, 2018. <http://www.wrap.org.uk/category/sector/energy>.
- Závodská, A., L. Benešová, B. Smyth, and J. Morrissey. 2014. A comparison of biodegradable municipal waste (BMW) management strategies in Ireland and the Czech Republic and the lessons learned. *Resources, Conservation and Recycling* 92:136–44. doi:10.1016/j.resconrec.2014.09.007.

**Příloha 3:**

Dvořák, J., Wittlingerová, Z., Bicanová, K., Skaloš, J. (2017). Indicators for Built-up Area Monitoring – A Case Study of the Czech Republic and the EU. *Scientia agriculturae bohemica*, 48(3), 142-153.





# INDICATORS FOR BUILT-UP AREA MONITORING – A CASE STUDY OF THE CZECH REPUBLIC AND THE EU\*

J. Dvořák, Z. Wittlingerová, K. Bicanová, J. Skaloš

*Czech University of Life Sciences Prague, Faculty of Environmental Sciences, Prague, Czech Republic*

The present research is focused on built-up area (BUA) monitoring. The continental landscape is becoming a limited resource in today's world, much the same as some materials and energy resources. The goal was to design simple indicators that are compatible with environmental indicators used in the analysis of material and energy flows. We have consequently proposed the indicators BUA per person and gross domestic product (GDP) demands for total BUA. We have used these indicators to evaluate the development in the Czech Republic and the situation in the EU-27 countries. The development in the Czech Republic shows a moderately smooth decrease in the BUA per person indicator value. The GDP demands for BUA indicator showed that the cessation of economic growth after 2008 slowed the process of decoupling of GDP from the BUA. Despite the low GDP in the Czech Republic, the indicator GDP demands for BUA attains lower values than for Austria or Belgium.

land use changes, land occupation, decoupling



doi: 10.1515/sab-2017-0021

Received for publication on September 6, 2016

Accepted for publication on March 22, 2017

## INTRODUCTION

The relationship between the environmental and the socio-economic sphere has been the subject of research over several decades (Boulding, 1996; Meadows, 1972). The aim of a sustainable economy is to achieve a situation in which the environmental burden is decreasing and the quality of life is increasing (Jenkins, 2002). So-called decoupling, which monitors the separation of the index curves of the environmental burden and economic growth, is used to evaluate the impact of a state's socio-economic system on the environment. The indicators domestic material consumption (DMC)/gross domestic product (GDP) and Energy demandingness (intensity) of the national economy (Energy/GDP) are commonly used. View of

the landscape as a limitless resource that should be utilized effectively, is still missing.

García-Olivares, Solé (2014) have come to the conclusion that world economic growth will encounter insufficient natural resources and world eco-system capacities this century and that new measures for sustaining the current quality of life must be sought. For example, the quality of life should not be conditioned on the consumption of natural resources. A transition from capitalism to a symbiotic economy is consequently appropriate according to the authors.

There are a number of indicators for the quality of life (Glazer, 2012), and GDP is used to determine decoupling (Kovanda, Hák, 2007). However, GDP is frequently misused and gives a distorted picture of the true quality of life when not used in combination

\* Supported by the Internal Grant Agency of the Faculty of Environmental Sciences (IGA), Czech University of Life Sciences Prague, Project No. 20154257.

with social or environmental indicators (Giannetti, 2015).

Knowledge of material flow indicators, particularly domestic material input – DMI (also recommended by the OECD (OECD, 2002)), is used to express the environmental burden in relation to the consumption of resources, but DMC is also suitable for this purpose (van der Voet et al., 2005). There is a range of indicators for comparing environmental burden in relation to economic growth, which are based on changes in biodiversity, the potential for global climate change, material and energy inputs or pollutant emission outputs (UNEP, 2011; von Weizsäcker et al., 2014). Development of the indicator for environmental burden based on changes in land use is currently in its initial stages and there is insufficient world data for it, in spite of the fact that it would be a very significant indicator (van der Voet et al., 2005). Only the global area of agricultural soil and the European BUA has been established (van der Voet et al., 2005). The only comprehensive European environmental economic analysis based on knowledge of the BUA was realized in Germany and examines changes between the situation in 1993 and 2001. The economic productivity of BUA, which were further divided into individual economic sectors, was examined. The most productive sector was other services with EUR 191 million per km<sup>2</sup> of BUA, while the least productive sectors were agriculture, forestry, and fishing (EUR 6 per km<sup>2</sup>), land transport (EUR 18 per km<sup>2</sup>) and branch recreational, cultural and sporting services (EUR 28 per km<sup>2</sup>). The average was EUR 98 per km<sup>2</sup> (Schoer et al., 2003). There is already data about the BUA in EU-27 countries for 2009 and 2012. Unfortunately, changes were made to the methodology used to report the BUA in EU countries between 2009 and 2012, so it is not currently possible to compare data from these years (Eurostat, 2014a).

We were guided to propose a new decoupling indicator by the following problematic phenomena linked to the increasing area of build-up in the landscape: (1) the permanent reduction of ecologically valuable areas and the area of agricultural land in EU countries; (2) the growing amount of material stock in the socio-economic system; (3) the high consumption of energy in relation to the operation of buildings.

The first reason for BUA monitoring is a permanent reduction of the area of agricultural land and ecologically valuable areas in the EU. Occupation of land by buildings is usually of a permanent character. Ongoing urbanization and the consequent expansion of infrastructure in the countryside mean permanent loss of farmland in Europe (Stoate et al., 2009). The economic tools and policy for the protection of agricultural land have also been criticised in all American states (Nelson, 1990; Thomson, Prokopy, 2009). Decoupling between the loss of agricultural land and economic growth was analyzed in relation

to the area of Beijing in China, where a rapid increase in BUA has occurred. Between 1995 and 2000 there was positive decoupling between economic growth and BUA increase curves, but decoupling of these curves reached negative values between 2000 and 2005. Mainly the actual area of the city had grown until 1995 and the growth of rural settlements was predominant between 1995 and 2000. Non-settlement BUAs, which primarily mean roads, railways, and other infrastructure servicing new development areas, were predominant after 2000. The study also shows that the fact that insufficient infrastructure, which must be constructed subsequently, causes loss of farm land and other negative phenomena linked to development, as well as significant economic losses, must be taken into consideration during the period of growth of settlements and other structures (Song, 2014).

Moreover, the increase in the BUA also has a broad negative impact on the environment. A large percentage of buildings and structures are made up of impermeable surfaces, which negatively affects the hydrogeological regime of landscape (Rougé, Cai, 2014), particularly locally in urbanized areas, such as the area surrounding Prague in the Czech Republic (Dvořák, 2012). Water drainage in densely developed areas is also accelerated by surface water drains in streets (Miller et al., 2014). There is also a clear negative impact on water ecosystems (Alberti et al., 2007; Wenger et al., 2009). Urbanization of areas also has a negative impact on climate change (Kalnay, Cai, 2003).

Material flow analysis (MFA) should include material flow, energy, landscape, information, and live organisms. Soil in particular is a resource which is difficult to renew and landscape area may also be an important resource (Brunner, Rechberger, 2004).

Life-cycle analysis (LCA) includes the quantification of material flows, energy flows, and landscape changes in the system being studied. LCA is very good at expressing the occupation of the landscape (in contrast to changes in the use of the landscape). Occupation is expressed as the area of occupied land multiplied by the period of the land occupation. After finishing the occupation of the landscape, a period of renewal follows. The determination of the impact of changes on the use of the landscape is of significant importance for LCA studies, although there is no unified method, not even on the level of the United Nations Environment Programme (UNEP LCA Initiative). The whole issue is complicated because the impact of anthropogenically caused changes in the landscape is manifested very differently depending on local conditions. It can also be assumed that some changes to the landscape have a negative impact after many years from the time of the intervention (Milà Canals et al., 2007). The ecosystem damage potential (EDP) indicator is based on the period of soil regeneration.

During occupation of land by buildings and build-ups in a climax forest growth area (e.g. a greater part of Central Europe) this period is determined as a thousand years. During the occupation of agricultural land, this period of renewal is determined as the difference between the duration of succession on such occupied land and the period of 1000 years. It is therefore better to occupy as little of the landscape for the longest possible period rather than to occupy a greater area for a shorter period (K o e l l n e r, S c h o l z, 2008). The repeated use of brownfields, particularly when this concerns former industrial complexes in areas with lower population density, is also another major issue (F r a n t á l et al., 2015).

The second reason for BUA monitoring is the growing amount of material stock in the socio-economic system. The DMC indicator is used most frequently in the EU for the analysis of material flows on national levels. DMC characterizes the environmental burden by the annual consumption of materials. DMC expresses the consumption of all types of material within a country and is composed of domestic applied extraction and the difference between imported and exported goods and material (E u r o p e a n U n i o n, 2013). Some of the input material, mainly fossil fuels and biomass, remains in the socio-economic system for a very short period, while other groups include material which can be used over the long-term or repeatedly, particularly metals and non-metallic minerals used in buildings. These long-term utilisable materials make up approximately 40-60% of DMC, in EU countries metal (gross ores) and non-metallic minerals comprise an average of 52% DMC in the EU (E u r o p e a n U n i o n, 2013).

Net additions to physical stock (NAS) were approximately 60% in proportion to DMC for the Czech Republic between 1993 and 2000 (Š ě a s n ý et al., 2003). Most stock is placed in build-up, which chiefly includes buildings, transport, and other infrastructure (F i s h m a n et al., 2014). Stocks of material in build-up can be executed by two methods: conversion of low-rise buildings into high-rise buildings or the development of a larger landscape area. Total material stock was calculated for Japan and the USA, where it is currently approximately 310 t and 375 t per person, respectively. It can be assumed that total material stock will not increase very much in these countries in the future, because the quantity of material for build-up will remain the same as the amount of material for demolition around the year 2035 (F i s h m a n et al., 2014). Ideally, a large part of the materials should be used long-term and subsequently used repeatedly within a closed material cycle. The average period for which non-metallic minerals remain in the socio-economic system is 50 years (F i s h m a n et al., 2014).

In the case of a sufficiently large amount of stock, non-metallic minerals could remain in the economic system and this would reduce the need for the ex-

traction of new minerals. In the Czech Republic, the cyclical use of non-metallic materials is only 5.28% (K o v a n d a, 2014), compared to Japan where the cyclical use of non-metallic minerals is 17.76% (M i n i s t r y o f t h e E n v i r o n m e n t – G o v e r n m e n t o f J a p a n, 2013).

Third reason for BUA monitoring is that operation of buildings usually requires a significant amount of energy. The estimated growth in energy used by residential buildings is increasing and an average increase by 0.6% per year is expected for 2000–2013 in the EU (C a p r o s et al., 2008); residential buildings in the EU have various levels of energy consumption depending on the type of building and local climate. Averages are 144.1 kWh m<sup>-2</sup> in Denmark, 108.4 kWh m<sup>-2</sup> in Greece, and 261.1 kWh m<sup>-2</sup> in Poland (B a l a r a s et al., 2007). Heating makes up nearly 70% of energy consumption, heating hot water 14%, and nearly 12% of energy consumption in households is for lighting (B a l a r a s et al., 2007). Air-conditioning systems in buildings are also a major source of energy consumption in towns. The percentage of air-conditioned buildings in the EU is growing constantly, resulting in rising electricity consumption for air-conditioning (H i t c h i n et al., 2015). Residential buildings in the EU consume over half the energy, but public buildings also have high energy consumption; in Great Britain the rate is 19% (G u l, P a t i d a r, 2015). A Swiss study seeking links between the age of buildings and energy consumption shows that buildings aged between 40 and 100 years have the highest average energy consumption, new buildings up to 20 years of age and buildings which are approximately 140 years old have the lowest energy consumption (A k s o e z e n, 2015). A number of studies also point out the link between CO<sub>2</sub> production and high CO<sub>2</sub> values – the equivalent to energy consumption by buildings (e.g. J u n n i l a, H o r v a t h, 2003; G a g l i a et al., 2007; G u s t a v s s o n, J o e l s s o n, 2010; C e l l u r a et al., 2013; R a d h i, S h a r p l e s, 2013).

As is apparent from many sources, it is important to find ways of quantifying landscape occupation and land use changes with methods similar to material and energy flow analysis. New methods for assessing the impact of economic activities on land use change are developed in the life cycle analysis. We see a substantial deficit of scientific interest in macroeconomic analysis at the national level. Indicators for annexation and changing land use the same as appropriate policy measures for landscape protection as part of sustainable development are missing. We believe that future development of knowledge and statistical methods will bring about the possibility to use objective indicators at the national and international levels. Finding methods for assessing the land occupation by construction is therefore the first step.

The goal of this work was a graphic portrayal of the decoupling between economic growth and the



environmental burden linked to BUA in the Czech Republic, and, simultaneously, a comparison of the utilization of BUA in individual countries in the European Union. This is the reason for the proposal of suitable indicators which would enable the achievement of the goals above and simultaneously enable monitoring of the issue in the future. It was also necessary to verify whether the EU-27 countries with a greater percentage of BUA had lower economic demands on the BUA and were therefore capable of suitable utilizing their limited free landscape resources. Hypothesis is that countries with a higher proportion of developed areas will have smaller demands of GDP to BUA.

## MATERIAL AND METHODS

### Study area

The development of the situation concerning BUA and the relevant decoupling from economic growth were assessed in the Czech Republic between 2000 and 2012.

Values from the Czech Republic and values from the EU-27 countries were compared for 2012.

### Source data and their processing

Data on the BUA in the Czech Republic were taken from the reports of the State Administration of Land Surveying and Cadastre (2014) compiled by the Czech Environmental Information Agency (CENIA) (CENIA, 2014). The State Administration of Land Surveying and Cadastre obtains data from the registry of areas and detailed cadastral maps. Data on the BUA in the Czech Republic are available from the year 2000, but the methodology used to obtain them was modified in 2005.

Data on the population in the Czech Republic collected by the Czech Statistical Office (CZSO, 2014) and data on the development of the GDP in constant prices in 2010, processed by the Centre for Environmental Issues at Charles University in cooperation with the CENIA (CENIA, 2014) for the purpose of calculating the economic demands of material and energy consumption, were used for analyzing the development in the Czech Republic. Concerning data on the EU countries, data on the BUA were derived from Eurostat (Eurostat, 2014b). The aim of the Land Use/Cover Area frame Survey (LUCAS) is to gather harmonized data on land use/cover and their changes over time. The land cover and the visible land use are classified according to the harmonized LUCAS land cover and land use nomenclatures. The data are supplemented by field survey with over 500 field surveyors on 234 561 points visited *in-situ*. A pilot survey was conducted in 2006, and detailed investigations were

carried out in 2009 and 2012. Further information will be available for the year 2015 (Eurostat, 2015). Data on the European population were derived from Eurostat (Eurostat, 2014c).

Data on the GDP calculated according to the purchasing power standard (PPS) in individual countries (Eurostat, 2014d) were used to analyze the situation and make comparisons of the EU-27 countries. The used data from Eurostat are valid for 2012.

### Proposal of indicators

We proposed and tested several options for the calculation of indicators: BUA per person and BUA input per year, and the subsequent graphic portrayal of decoupling BUA from economic growth. Input data for the Czech Republic and the EU are taken from publicly available sources. All procedures can be repeated in the future for the calculation of development indicators.

**BUA per person.** The BUA is expressed in m<sup>2</sup> per person to enable monitoring of the development within 2000–2012 in the Czech Republic and make comparisons with the EU-27 countries for 2012. Because CENIA uses a different methodology than Eurostat for determining BUA, the information for the Czech Republic may slightly differ in the comparison of the EU-27 countries.

**BUA input per year.** The land area input for buildings per year in the Czech Republic indicator is expressed as the annual changes in BUA in ha. The period between 2006 and 2012 was chosen because CENIA did not change its methodology for determining BUA during this period. The development of the indicator can be expressed using index values, with the first year representing 100%. The indicator was compared with the development of DMC. It must be mentioned that all BUAs simultaneously enter the total system stock.

**GDP demands for BUA.** The GDP demands for BUA (economic demands for BUA) for the Czech Republic are expressed by means of the total BUA and annual GDP in Czech crowns (CZK) in constant prices for 2010. This is based on the assumption that BUA can be utilized repeatedly. This is a fundamental difference to the method for determining the DMC/GDP indicator, because this only expresses the annual consumption of materials and cannot include stock. The development of decoupling can subsequently be graphically portrayed using index values. The development was expressed for the periods 2006–2012 and 2000–2012. However, this portrayal is encumbered by the modification of the methodology for data compilation by the CENIA Agency. GDP expressed in PPS was used for the international comparison of the EU-27 countries. The unit is m<sup>2</sup> per CZK 1000 for the Czech Republic and m<sup>2</sup> per 1000 PPS for the EU countries.

Table 1. Annual changes to build-up area

Year	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Change in area (ha)	116	380	359	194	239	325	109
Development of indicators (index 100%=2006)	100	310	284	161	193	258	88

The development of the indicator was graphically expressed using index values, with the first year (2000 or 2006) representing 100%.

## RESULTS

Source data and calculated detailed data on the development in the Czech Republic are shown in Appendix 1 table, while source data and detailed statistics for the EU-27 countries are presented in Appendix 2 table.

**BUA and build-up per person.** In 2012, the BUA in the Czech Republic was approximately 1318 km<sup>2</sup>. The development of BUA in the Czech Republic is depicted in Fig. 1 (values of the total BUA are shown in Appendix 1). After 2005, the number of inhabitants in the Czech Republic increased more rapidly than the BUA, which is why the BUA per one inhabitant decreased between 2005 and 2012, from 127.5 to 125.5 m<sup>2</sup> (Fig. 2).

There was an average of 130 m<sup>2</sup> of BUA per person in the EU-27. Values for individual Member States are evident from the graph in Fig. 4, values for total BUA in the EU-27 are shown in Fig. 3 and Appendix 2.

**BUA input per year.** Land area input for build-up per year (annual changes in BUA) fluctuates significantly in the Czech Republic. Between 2006 and 2013 it ranged between 109 and 380 ha (see Table 1). This can be expressed by means of the index value, but, compared to the development of the DMC and GDP index, this method is not evidential, as is clear from

the graph in Fig. 5. To calculate the ratio between land area input for build-up per year and GDP consequently makes no sense.

**GDP demands for BUA.** The GDP demands for BUA (economic demands for BUA) were 0.368 m<sup>2</sup> per CZK 1000 for the Czech Republic in 2012, which was a worse value than in 2008 (0.360 m<sup>2</sup> per CZK 1000). The development of this indicator for the Czech economy is depicted in Fig. 6. Its development from the year 2000 (Fig. 7) can be projected, but it must be taken into account that the methodology for determining the BUA was modified in 2005.

The EU-27 countries had an average GDP demands for BUA value of 5046 m<sup>2</sup> per 1000 PPS for 2012. Bulgaria and Cyprus achieved the highest values with 11 708 and 11 450 m<sup>2</sup> per 1000 PPS, respectively. Precise numbers for the EU-27 countries are given in Fig. 8. A comparison of individual EU countries shows significant differences in the effective utilization of BUA. This type of indicator is consequently suitable for the international comparison.

The results indicate that even the countries with a high percentage of BUA and consequently limited free landscape resources frequently have high GDP demands for BUA (Fig. 9). Correlation between the share of BUA in the total area of the country and the GDP demands for BUA was not detected ( $r = -0.048$ ).

**Summary results.** In the EU-27 countries, the average BUA per person was 130 m<sup>2</sup> for 2012. The BUA per person was below-average in the Czech Republic (118 m<sup>2</sup>), on level with Germany (114 m<sup>2</sup>) and Poland (114 m<sup>2</sup>). An interesting result is that after 2005 the

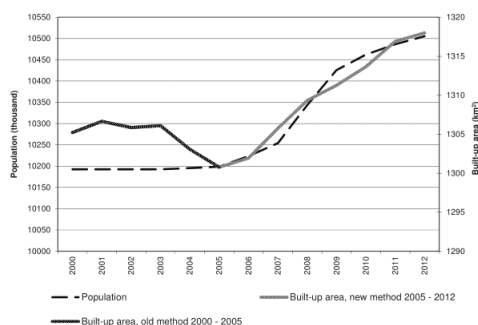


Fig. 1. Development of BUA and population of the Czech Republic

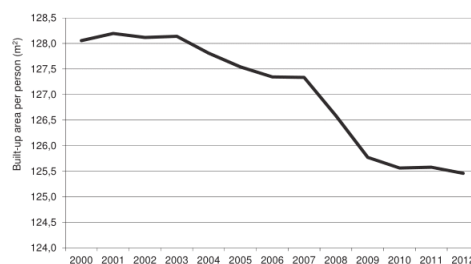


Fig. 2. Development of BUA per person in the Czech Republic

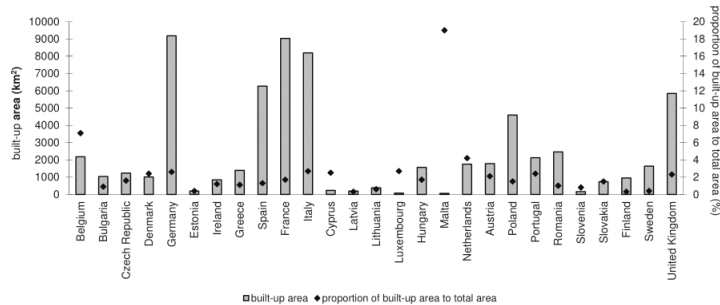


Fig. 3. BUA and proportion of BUA to total area in the EU-27 countries

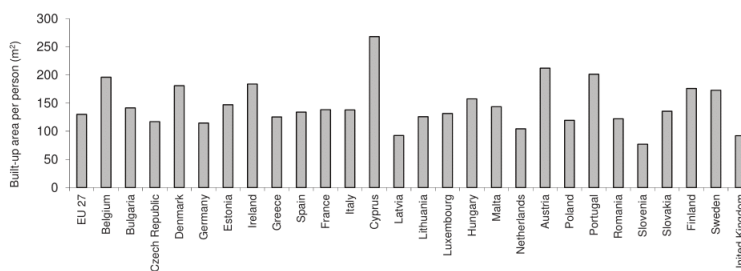


Fig. 4. BUA per person in the EU-27 countries

population in the Czech Republic increased more rapidly than BUA, so the BUA per person actually decreased between 2005 and 2012 by more than 2 m<sup>2</sup>. The largest BUA per person was in Cyprus (268 m<sup>2</sup>), Austria (212 m<sup>2</sup>), and Portugal (10.34 m<sup>2</sup>), and the following countries had below 4 m<sup>2</sup> per PPS: Holland (3.20 m<sup>2</sup>), the United Kingdom (3.44 m<sup>2</sup>), Germany (3.56 m<sup>2</sup>), and Slovenia (3.59 m<sup>2</sup>).

The average demands for BUA in the EU-27 countries for 2012 calculated according to the purchasing power standard (PPS) were 5.05 m<sup>2</sup> per PPS. The

Czech Republic had above-average GDP demands for BUA (5.66 m<sup>2</sup> per PPS). The highest demand values were in relation to Bulgaria (11.71 m<sup>2</sup>), Cyprus (11.45 m<sup>2</sup>), and Portugal (10.34 m<sup>2</sup>). The absolutely lowest GDP demands for BUA were in Luxembourg (1.93 m<sup>2</sup>), and the following countries had below 4 m<sup>2</sup> per PPS: Holland (3.20 m<sup>2</sup>), the United Kingdom (3.44 m<sup>2</sup>), Germany (3.56 m<sup>2</sup>), and Slovenia (3.59 m<sup>2</sup>). Portugal was among the countries with high values for both indicators (BUA per person and GDP demands for BUA), with the total BUA 2120 km<sup>2</sup>.

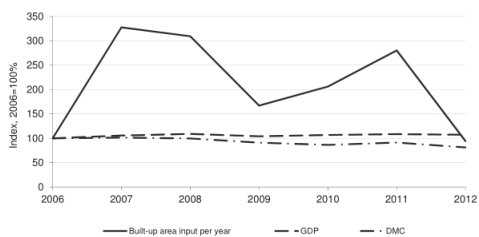


Fig. 5. Development of land area input for build-up per year, domestic material consumption (DMC), and gross domestic product (GDP) indicators

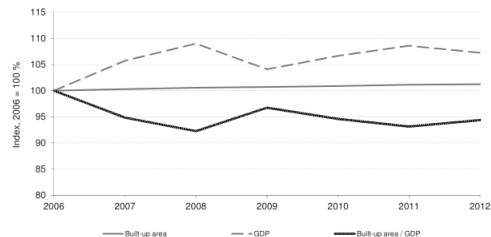


Fig. 6. Development of BUA, gross domestic product (GDP), and GDP demands for BUA in the Czech Republic (2006–2012)

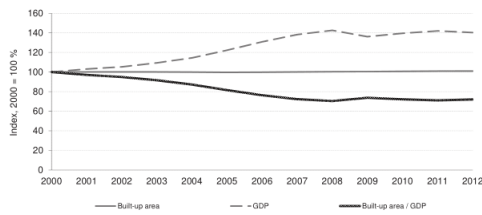


Fig. 7. Development of BUA, gross domestic product (GDP), and GDP demands for BUA in the Czech Republic (2000–2012)

## DISCUSSION

### Interpretation of the results

The growing BUA in the Czech Republic has a major impact on the key ecological function of the landscape. Utilization of the area for build-up and infrastructure may also be considered as the utilization of natural resources.

In spite of the fact that the percentage of the BUA in the total area of the Czech Republic is increasing, development of the BUA per person indicator shows a slump in BUA per person in recent years because the population is growing faster than the BUA. This evidences that the landscape can be considered a natural

resource which is being exhausted in relation to the growth of population, not only in the Czech Republic. It is important to mention that the percentage of free areas fulfilling key ecological landscape functions is also falling because of build-up (buildings). The average value of the BUA per person indicator in individual EU-27 countries differs significantly. This indicator can be used to compare the environmental burden resulting from the use of build-up in the same manner like a number of material and energy inputs and also harmful pollutant outputs are compared on the level of the EU today.

Development of the land area input for build-up per year indicator for the Czech Republic shows large year-on-year differences in changes to the BUA. The same methodology was chosen as the methodology used for the evaluation of the now standard annual DMC. There is probably a link between the development of this indicator and the development of the DMC indicator. A significant part of DMC is materials used in build-up.

Development of decoupling between the BUA and GDP using the GDP demands for BUA indicator results in changes to GDP values in particular, while the BUA in the Czech Republic increases constantly at a relatively slow rate. In practice, this means that relative decoupling can only achieve positive values under the condition of a significant GDP growth. An international comparison shows countries which have

Fig. 8. Gross domestic product (GDP) demands for BUA in the EU-27 countries PPS = purchasing power standard

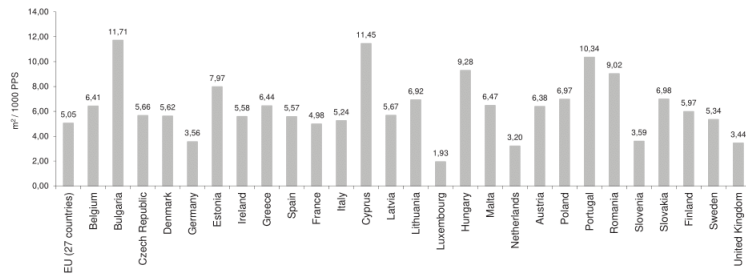
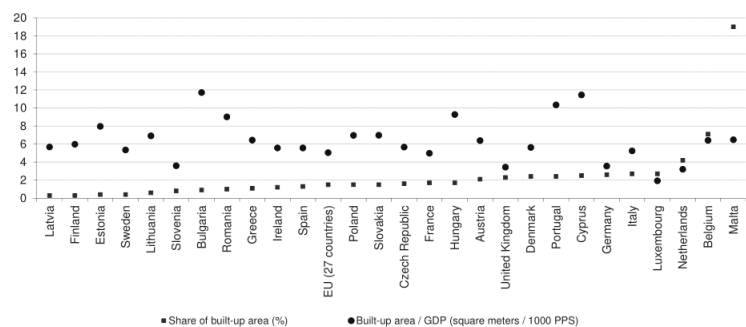


Fig. 9. Share of BUA in the total area of the country and gross domestic product (GDP) demands for BUA PPS = purchasing power standard





a sustainable BUA. The circumstances of future energy consumption by buildings and infrastructure and the need for repairs and maintenance are also significant. It could be assumed that poorer EU countries with a high percentage of agriculture (e.g. Poland) will have greater BUA per person and greater economic demands for BUA, but the international comparison shows that this does not have to be true. For instance, Poland has a below-average BUA per person and slightly above-average GDP demands for BUA comparable e.g. to Austria, Slovakia, and Belgium. If we consider that Luxembourg has an average BUA per person of 131 m<sup>2</sup>, it has enormous economic efficiency in relation to the utilization of the BUA. In contrast, on the basis of the values of both indicators, countries such as Bulgaria, Cyprus, and Portugal can expect problems in the future in the field of maintenance of buildings and also energy supply with all the related impact on the landscape and the environment.

#### Evaluation of the proposed indicators exploitability

The results show that the BUA per person indicator is suitable for year-on-year or international comparison and the GDP demands for BUA indicator is suitable for the development of decoupling. In contrast, the land area input for build-up per year indicator has been shown to be unsuitable.

The landscape is a key resource together with materials and energy, however the established method for monitoring the annual material and energy consumption does not seem to be usable in the case of the occupation of land. A certain relationship becomes apparent during the comparison of land area input for build-up per year with development of DMC, for instance the fall in 2008 and 2009 and growth in 2011 and the repeated fall in 2012. In contrast, development of the DMC and land area input for build-up per year indicators differed in 2010. This indicator shows significant fluctuation year-on-year and its curve is very uneven.

We are convinced that the industrial and post-industrial economy in Europe creates a significant percentage of the profits from BUAs, and this is also demonstrated by the aforementioned German BUA Productivity study (Schoer et al., 2003). However, the BUA is used long-term in contrast to some materials comprising DMC (e.g. fossil fuels or biomass). The duration of their use is much longer than the period the actual build-up materials remain in the economy (particularly non-metallic minerals). For this reason we believe that the total BUA, i.e. the GDP demands for BUA indicator, is more suitable for indicating decoupling. Unlike DMC, the total BUA does not decrease during the cessation of economic growth. It is difficult to imagine that buildings and infrastructure would be intentionally demolished during the cessation of economic growth and, furthermore, the removal of buildings from the landscape does not

automatically mean a reduction of the environmental burden, as stated by Milà i Canals et al. (2007) and Koellner, Scholz (2008), because the period of restoration of a BUA into a climax condition takes up to 1000 and more years. On the other hand, we are aware of cases from Czechoslovak history when land use and land cover changed significantly, particularly in the Czech border area around the Iron Curtain (Sklenička et al., 2014). The displacement of the German population after the Second World War and the subsequent demolition of settlement structures linked to protection of the border zone around the Iron Curtain (Kovářík, 2009) caused gradual succession at sites and the expansion of the forested area in border mountainous regions (Bičík et al., 2001). We must mention that the abandonment and extinction of settlements and the demolition of buildings was linked to the displacement of a great number of inhabitants, and so this pathological historic phenomenon would not have had a positive effect on the development of the indicators we proposed. The period of succession following BUAs, i.e. 1000 years according to Koellner, Scholz (2008), may, however, be disputable. In spite of the fact that today's landscape in the Czech Sudetenland still bears traces of prior settlement and the growth structures are not consistent with the climax stage, many areas were naturally or artificially re-forested after the removal of structures (Rolková, 2009).

The other aspect of the indication of decoupling – GDP – may also be an issue for discussion. For the purpose of international comparison, we used GDP expressed as so-called purchasing power standard (PPS) as calculated for individual countries by Eurostat (2014e). Even though there are a number of indicators for prosperity other than GDP (Giannetti, 2015), we did not consider their use because research results would not have been compatible with current methods. Another disadvantage in using GDP, particularly for long-term analyses, are changes in currency exchange rates over time and changes to the composition of the consumer basket for determining PPS (Deaton, Dupriez, 2011; Beckmann, 2013).

The disadvantage of the proposed indicators is that they take into account only the BUA. Development of indicators can be expected to include artificial surfaces (buildings, infrastructure and other construction, mining and other areas) and also other minor damage to the landscape in relation to agricultural production.

#### CONCLUSION

The present survey results for the Czech Republic show that the BUA is growing constantly in spite of the fact that GDP has been very low in recent years. In spite of falling annual DMC, the environmental burden is increasing in the form of BUA. If this development

continues, it would be appropriate to re-evaluate the current soil protection policy before this soil is permanently occupied by build-up.

Suitable methods for the comparison of the environmental burden posed by BUAs are methods utilizing total BUA, because the area is utilized repeatedly and over the long-term. This fact is in conflict with routine methods for evaluating the use of natural resources on the level of the European Union, chiefly material demands for GDP.

We recommend that the indicators BUA per person and GDP demands for a BUA be included among the present Key environmental indicators in group: Soil, landscape and agriculture. The initial hypothesis was not confirmed. It seems that share of BUA in the total area of a country and GDP demands for a BUA are independent.

## REFERENCES

- Aksoezen M, Daniel M, Hassler U, Kohler N (2015): Building age as an indicator for energy consumption. *Energy and Buildings*, 87, 74–86. doi: 10.1016/j.enbuild.2014.10.074.
- Alberti M, Booth D, Hill K, Coburn B, Avolio C, Coe S, Spirandelli D (2007): The impact of urban patterns on aquatic ecosystems: an empirical analysis in Puget lowland sub-basins. *Landscape and Urban Planning*, 80, 345–361. doi: 10.1016/j.landurbplan.2006.08.001.
- Balaras CA, Gaglia AG, Georgopoulou E, Mirasgedis S, Sarafidis Y, Lalas DP (2007): European residential buildings and empirical assessment of the Hellenic building stock, energy consumption, emissions and potential energy savings. *Building and Environment*, 42, 1298–1314. doi: 10.1016/j.buildenv.2005.11.001.
- Beckmann J (2013): Nonlinear adjustment, purchasing power parity and the role of nominal exchange rates and prices. *The North American Journal of Economics and Finance*, 24, 176–190. doi: 10.1016/j.najef.2012.07.005.
- Bičík I, Jeleček L, Štěpánek V (2001): Land-use changes and their social driving forces in Czechia in the 19th and 20th centuries. *Land Use Policy*, 18, 65–73.
- Boulding K (1996): The economics of the coming spaceship Earth. In: Lippit V (ed.): *Radical political economy. Explorations in alternative economic analysis*. M.E. Sharpe, Armonk, 357–367.
- Brunner PH, Rechberger H (2004): *Practical handbook of material flow analysis*. CRC Press, Boca Raton.
- Capros P, Mantzos L, Papandreou V, Tasios N (2008): *Trends to 2030 – update 2007*. European Commission, Directorate General for Energy and Transport. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Cellura M, Guarino F, Longo S, Mistretta M, Orioli A (2013): The role of the building sector for reducing energy consumption and greenhouse gases: an Italian case study. *Renewable Energy*, 60, 586–597. doi: 10.1016/j.renene.2013.06.019.
- CENIA (2014): *Report on the Environment of the Czech Republic 2012*. Czech Environmental Information Agency Web. <http://www1.cenia.cz/www/node/495>. Accessed 6 September, 2014.
- CZSO (2014): *Population*. Czech Statistical Office Web. [https://www.czso.cz/csu/czso/population\\_hd](https://www.czso.cz/csu/czso/population_hd), Accessed 16 September, 2014.
- Deaton A, Dupriez O (2011): Purchasing power parity exchange rates for the global poor. *American Economic Journal: Applied Economics*, 3, 137–166. doi: 10.1257/app.3.2.137.
- Dvořák J (2012): The study of water flow Botič basin. In: Maršálek M, Tesařová B, Pecharová E (eds): *Insights into the landscape ecology – a collection of professional and scientific work of PhD students*. Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy (in Czech).
- Eurostat (2014a): *Artificial land cover*. Eurostat Web. <http://ec.europa.eu/eurostat/tgm/table.do?pcode=tsdnr510&language=en> Accessed 12 September, 2014.
- Eurostat (2014b): *Built-up areas*. Eurostat Web. <http://ec.europa.eu/eurostat/tgm/table.do?tab=table&init=1&language=en&pcode=tsdnr510&plugin=1>. Accessed 12 September, 2014.
- Eurostat (2014c): *Population on 1 January*, Eurostat Web. <http://ec.europa.eu/eurostat/tgm/table.do?tab=table&init=1&language=en&pcode=tps00001&plugin=1>. Accessed 12 September, 2014.
- Eurostat (2014d): *Gross domestic product at market prices*. Eurostat Web. <http://ec.europa.eu/eurostat/tgm/refreshTableAction.do?tab=table&plugin=1&pcode=tec00001&language=en>. Accessed 12 September, 2014.
- Eurostat (2014e): *GDP per capita in PPS*. Eurostat Web. <http://ec.europa.eu/eurostat/tgm/table.do?tab=table&init=1&language=en&pcode=tec00114&plugin=1>. Accessed 12 September, 2014.
- Eurostat (2015): *Land cover and land use, landscape (LUCAS) (lan)*. Eurostat Web. [http://ec.europa.eu/eurostat/cache/metadata/en/lan\\_esms.htm#stat\\_process1418758775745](http://ec.europa.eu/eurostat/cache/metadata/en/lan_esms.htm#stat_process1418758775745). Accessed 12 September, 2014.
- European Union (2013): *Energy, transport and environment indicators*. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Fishman T, Schandl H, Tanikawa H, Walker P, Krausmann F (2014): Accounting for the material stock of nations. *Journal of Industrial Ecology*, 18, 407–420. doi: 10.1111/jiec.12114.
- Frantál B, Greer-Wootten B, Klusáček P, Krejčí T, Kunc J, Martinát S (2015): Exploring spatial patterns of urban brownfields regeneration: The case of Brno, Czech Republic. *Cities*, 44, 9–18. doi: 10.1016/j.cities.2014.12.007.
- Gaglia AG, Balaras CA, Mirasgedis S, Georgopoulou E, Sarafidis Y, Lalas DP (2007): Empirical assessment of the Hellenic non-residential building stock, energy consumption, emissions and potential energy savings. *Energy Conversion*

- and Management, 48, 1160–1175. doi: 10.1016/j.enconman.2006.10.008.
- García-Olivares A, Solé J (2014): End of growth and the structural instability of capitalism – from capitalism to a symbiotic economy. *Futures*, 68, 31–43. doi: 10.1016/j.futures.2014.09.004.
- Giannetti BF, Agostinho F, Almeida CMVB, Huisingh D (2015): A review of limitations of GDP and alternative indices to monitor human wellbeing and to manage eco-system functionality. *Journal of Cleaner Production*, 87, 11–25. doi: 10.1016/j.jclepro.2014.10.051.
- Glatzer W (2012): Cross-national comparisons of quality of life in developed nations, including the impact of globalization. In: Land KC, Michalos AC, Sirgy MJ (eds): *Handbook of social indicators and quality of life research*, Springer Netherlands, 381–398.
- Gul MS, Patidar S (2015): Understanding the energy consumption and occupancy of a multi-purpose academic building. *Energy and Buildings*, 87, 155–165. doi: 10.1016/j.enbuild.2014.11.027.
- Gustavsson L, Joelsson A (2010): Life cycle primary energy analysis of residential buildings. *Energy and Buildings*, 42, 210–220. doi: 10.1016/j.enbuild.2009.08.017.
- Hitchin R, Pout C, Butler D (2015): Realisable 10-year reductions in European energy consumption for air conditioning. *Energy and Buildings*, 86, 478–491. doi: 10.1016/j.enbuild.2014.10.047.
- Jenkins V (2002): Communication from the Commission: A sustainable Europe for a better world: A European Union strategy for 'sustainable development'. *Journal of Environmental Law*, 14, 261–264. doi: 10.1093/jel/14.2.261.
- Junnila S, Horvath A (2003): Life-cycle environmental effects of an office building. *Journal of Infrastructure Systems*, 9, 157–166. doi: 10.1061/(ASCE)1076-0342(2003)9:4(157).
- Kalnay E, Cai M (2003): Impact of urbanization and land-use change on climate. *Nature*, 423, 528–531. doi: 10.1038/nature01675.
- Koellner T, Scholz RW (2008): Assessment of land use impacts on the natural environment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13, 32–48. doi: 10.1007/s11367-006-0292-2.
- Kovanda J (2014): Incorporation of recycling flows into economy-wide material flow accounting and analysis: A case study for the Czech Republic. *Resources, Conservation and Recycling*, 92, 78–84. doi: 10.1016/j.resconrec.2014.08.006.
- Kovanda J, Hák T (2007): What are the possibilities for graphical presentation of decoupling? An example of economy-wide material flow indicators in the Czech Republic. *Ecological Indicators*, 7, 123–132. doi: 10.1016/j.ecolind.2005.11.002.
- Kovařík D (2009): Demolition work in the Czech borderland in 1945–1960. Dissertation, Masaryk University (in Czech).
- Meadows DH, Meadows DL, Randers J, Behrens WW (1972): *The limits to growth*. Universe Books, New York.
- Milà i Canals L, Bauer C, Depestele J, Dubreuil A, Knuchel RF, Gaillard G, Michelsen O, Müller-Wenk R, Rydgren B (2007): Key elements in a framework for land use impact assessment within LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 12, 5–15. doi: 10.1065/lca2006.05.250.
- Miller JD, Kim H, Kjeldsen TR, Packman J, Grebby S, Dearden R (2014): Assessing the impact of urbanization on storm runoff in a peri-urban catchment using historical change in impervious cover. *Journal of Hydrology*, 515, 59–70. doi: 10.1016/j.jhydrol.2014.04.011.
- Ministry of the Environment – Government of Japan, Tokyo (2013): Waste / Recycle. Ministry of the Environment – Government of Japan Web. [http://www.env.go.jp/en/focus/docs/05\\_wr.html](http://www.env.go.jp/en/focus/docs/05_wr.html). Accessed 10 December, 2014.
- Nelson AC (1990): Economic critique of US prime farmland preservation policies: Towards state policies that influence productive, consumptive, and speculative value components of the farmland market to prevent urban sprawl and foster agricultural production in the United States. *Journal of Rural Studies*, 6, 119–142.
- OECD (2002): Indicators to measure decoupling of environmental pressure from economic growth. OECD Web. <http://www.oecd.org/dataoecd/0/52/1933638.pdf>. Accessed 15 December, 2014.
- Radhi H, Sharples S (2013): Global warming implications of facade parameters: A life cycle assessment of residential buildings in Bahrain. *Environmental Impact Assessment Review*, 38, 99–108. doi: 10.1016/j.eiar.2012.06.009.
- Rolková J. (2009): Development of vegetation and land cover in an abandoned border region Český les. Ph.D. Thesis, University of South Bohemia in České Budějovice. (in Czech)
- Rougé C, Cai X (2014): Crossing-scale hydrological impacts of urbanization and climate variability in the Greater Chicago Area. *Journal of Hydrology*, 517, 13–27. doi: 10.1016/j.jhydrol.2014.05.005.
- Ščasný M, Kovanda J, Hák T (2003): Material flow accounts, balances and derived indicators for the Czech Republic during the 1990s: results and recommendations for methodological improvements. *Ecological Economics*, 45, 41–57. doi: 10.1016/S0921-8009(02)00260-4.
- Schoer K, Deggau M, Seibel S (2003): Development of built-up and traffic area in Germany 1993 to 2001 – Approaches to an environmental economic analysis. 8th Meeting of the London Group on Environmental Accounting 5 – 7 November 2003, Rome. London Group on Environmental Accounting Web. <https://unstats.un.org/unsd/envaccounting/londongroup/meeting8.asp>. Accessed 15 April, 2014.
- Sklenička P, Šimová P, Hrdinová K, Šálek M (2014): Changing rural landscapes along the border of Austria and the Czech Republic between 1952 and 2009: Roles of political, socio-economic and environmental factors. *Applied Geography*, 47, 89–98. doi: 10.1016/j.apgeog.2013.12.006.
- Song W (2014): Decoupling cultivated land loss by construction occupation from economic growth in Beijing. *Habitat International*, 43, 198–205. doi: 10.1016/j.habitatint.2014.03.002.



- State Administration of Land Surveying and Cadastre (2014): Aggregate reports of land resources cadastre data. State Administration of Land Surveying and Cadastre Web. <http://www.cuzk.cz/Periodika-a-publikace/Statisticke-udaje/Souhrnne-prehledy-pudniho-fondu.aspx>. Accessed 6 September, 2014.
- Stoate C, Báldi A, Beja P, Boatman ND, Herzon I, Van Doorn A, Ramwell C (2009): Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – a review. *Journal of Environmental Management*, 91, 22–46. doi: 10.1016/j.jenvman.2009.07.005.
- Thompson AW, Prokopy LS (2009): Tracking urban sprawl: using spatial data to inform farmland preservation policy. *Land Use Policy*, 26, 194–202. doi: 10.1016/j.landusepol.2008.02.005.
- UNEP (2011): Decoupling natural resource use and environmental impacts from economic growth. United Nations Environment Programme.
- van der Voet E, van Oers L, Moll S, Schütz H, Bringezu S, de Bruyn S, Warringa G (2005): Policy review on decoupling: development of indicators to assess decoupling of economic development and environmental pressure in the EU-25 and AC-3 countries. EU Commission, DG Environment, Brussels.
- von Weizsäcker EU, de Lardereel JA, Hargroves K, Hudson C, Smith MH, Rodrigues MAE, Sparks D (2014): Decoupling 2: technologies, opportunities and policy options. United Nations Environment Programme.
- Wenger SJ, Roy AH, Jackson CR, Bernhardt ES, Carter TL, Filoso S, Walsh CJ (2009): Twenty-six key research questions in urban stream ecology: an assessment of the state of the science. *Journal of the North American Benthological Society*, 28, 1080–1098. doi: 10.1899/08-186.

---

*Corresponding Author:*

Ing. Jaroslav Dvořák, Czech University of Life Sciences Prague, Faculty of Environmental Sciences, Department of Applied Ecology, Kamýcká 129, 165 00 Prague–Suchbát, Czech Republic, phone: +420 604 518 124, e-mail: jaroslavdvorak@fzp.czu.cz

---



Appendix 1. Data for the development in the Czech Republic

Year	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Build-up area (square kilometers)	1305.2	1306.7	1305.9	1306.1	1303.1	1300.8	1301.9	1305.7	1309.3	1311.3	1313.7	1316.9	1318.0
Population (thousands)	10192.6	10192.6	10192.6	10192.6	10195.3	10198.9	10223.6	10254.2	10343.4	10425.8	10462.1	10486.7	10505.4
GDP (millions CZK in constant prices in 2010)	2550148	2629135	2685643	2786789	2918955	3116056	3334815	3526071	3635344	3471494	3557216	3621908	3577164
Build-up area per capita (m <sup>2</sup> / capita)	128.1	128.2	128.1	128.1	127.8	127.5	127.3	127.3	126.6	125.8	125.6	125.6	125.5
Build-up area / GDP (m <sup>2</sup> / 1000 CZK)	0.5118	0.4970	0.4862	0.4687	0.4464	0.4174	0.3904	0.3703	0.3602	0.3777	0.3693	0.3636	0.3684

Appendix 2. Statistics for EU-27 countries in year 2012.

2012	Millions of PPS (Purchasing Power Standard)	Build-up area (km <sup>2</sup> )	Share of the total area (%)	Build-up area / GDP (m <sup>2</sup> / 1000 PPS)	Population	Build-up area per capita (m <sup>2</sup> / capita)
EU (27 countries)	12893051.2	65055	1.5	5.046	500306522	130.030
Belgium	338929.1	2173	7.1	6.411	11094850	195.857
Bulgaria	88570.1	1037	0.9	11.708	7327224	141.527
Czech Republic	217215.2	1229	1.6	5.658	10505445	116.987
Denmark	179591.4	1009	2.4	5.618	5580516	180.808
Germany	2578598.7	9184	2.6	3.562	80327900	114.331
Estonia	24466.7	195	0.4	7.970	1325217	147.146
Ireland	150968.9	842	1.2	5.577	4582707	183.734
Greece	216446.6	1394	1.1	6.440	11123034	125.326
Spain	1125305.7	6268	1.3	5.570	46818219	133.880
France	1814550.7	9028	1.7	4.975	65287861	138.280
Italy	1561306.5	8188	2.7	5.244	59394207	137.859
Cyprus	20175.3	231	2.5	11.450	862011	267.978
Latvia	33314.1	189	0.3	5.673	2044813	92.429
Lithuania	54639.2	378	0.6	6.918	3003641	125.847
Luxembourg	35684.8	69	2.7	1.934	524853	131.465
Hungary	168604.7	1565	1.7	9.282	9931925	157.573
Malta	9266.9	60	19.0	6.475	417546	143.697
Netherlands	545229.4	1746	4.2	3.202	16730348	104.361
Austria	279282.2	1783	2.1	6.384	8408121	212.057
Poland	659676.7	4597	1.5	6.969	38538447	119.283
Portugal	204946.5	2120	2.4	10.344	10542398	201.093
Romania	271953.2	2454	1.0	9.024	20095996	122.114
Slovenia	43985.5	158	0.8	3.592	2055496	76.867
Slovakia	104926.1	732	1.5	6.976	5404322	135.447
Finland	159190.6	951	0.3	5.974	5401267	176.070
Sweden	306392.4	1637	0.4	5.343	9482855	172.627
United Kingdom	1696717.9	5838	2.3	3.441	63495303	91.944

**Příloha 4:**

Dvořák, J., Wittlingerová, Z., Bicanová, K. (2015): Energy consumption for coal and lignite mining and treatment in the Czech Republic. In: In: SGEM2015 Conference Proceedings, Book 5 Vol. 2. 15th International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM 2015, Albena, Bulgaria, June 18–24: 549-556.

## ENERGY CONSUMPTION FOR COAL AND LIGNITE MINING AND TREATMENT IN THE CZECH REPUBLIC

**Jaroslav Dvořák<sup>1</sup>**

**Prof. Zdeňka Wittlingerová<sup>1</sup>**

**Kamila Bicanová<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague, Kamýcká 129, Praha 6 – Suchbátka, 165 21, Czech Republic

### ABSTRACT

Black and brown coal is mined in the Czech Republic. Until 2008 there was also mined lignite. The aim of the study was to determine the energy balance of mining and processing of coal. Results are important for material and energy flow analysis and Life cycle impact assessment in related industries and public energy production. Energy efficiency of extraction was calculated for underground black coal mining, underground mining of brown coal, surface mining of brown coal, lignite surface mining, and treatment of various types of these fuels. Aggregated national data was used to calculate the efficiency. The results show the values for the whole Czech Republic for the years 1988 - 2011 (to 2008 for the lignite). No significant trend was found in the consumption of energy in coal mining, except low quality lignite mining until 2008. Energy efficiency of coal extraction was 99.37% for black coal, 99.48% for brown coal (both in 2011) and 97.60% for lignite (in 2008). Energy consumption for mining of coal over the was changing during the reporting period. After 2000, significantly increased energy consumption for coal treatment, especially heat consumption.

**Keywords:** power production; material and energy flow analysis; energy efficiency of mining; fossil fuels

### 1 INTRODUCTION

In the Czech Republic the approximately 15 million tons of black coal and 45 million tons of brown coal per year. This is significantly less than in 1988, when it benefited some 25 million tonnes black and 90 million tonnes of brown coal. Until 2008 the Czech Republic also benefited lower-quality lignite (hereinafter referred to as lignite), whose production declined from 2 million tonnes per year in 1988 to 0.4 in 2008 [1]. Development of coal mining shows a graph in Figure 1 below.

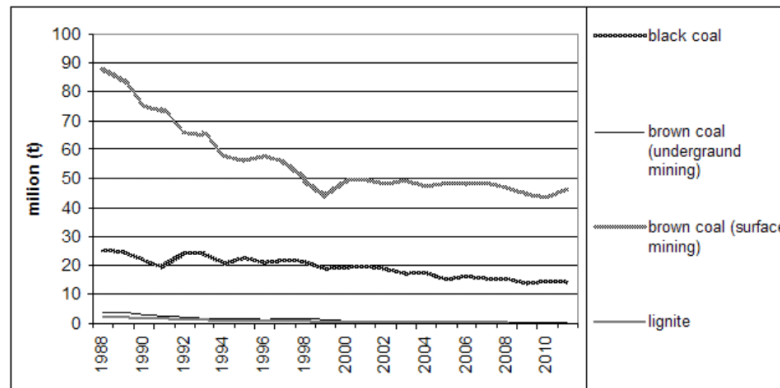


Figure 1: Coal and lignite mining in the Czech Republic in 1988 - 2011 (data from the Czech Statistical Office).

The vast majority of the coal is used mainly in the production of energy, in the Czech Republic is produced about half of electricity from coal, in central heating systems in Czech cities is the situation similar. Greece has similar energetic production system based on brown coal consumption, a significant share of brown coal has also Germany, but other countries are burned mostly black coal and other resources [2]. A number of LCA studies deals with the efficiency of coal mining and processing in terms of loss of natural resources. Analysis of the product system was carried out in a power plant burning coal in suspension in a fluidized bed. This study shows that 1.4% of total energy losses in coal mining, 0.1% coal transportation, 2.9% treatment of coal and 95% of energy loss is caused by combustion in a power plant [3]. The basic result of the consumption of non-renewable resources is their scarcity in the future while increasing energy demands of their mining [4]. The efficiency of fossil fuel mining is a key indicator of depletion of natural resources. The aim was therefore to monitor the development effectiveness of different types of coal mining in the Czech Republic since the central management of the economy and during a market economy after the recent global economic crisis. The efficiency of coal processing was monitored also.

## 2 METHODS

Analysis of the energy efficiency of mining and processing of various types of coal was carried out using the methods for the analysis of material and energy flows (MEFA) [4, 5]. System Boundaries has been set for the economic system of the Czech Republic. Data from the Czech Statistical Office was used to calculate efficiency [1]. Energy consumption has been calculated in MJ per metric ton of coal produced for the following activities: underground black coal mining, underground brown coal mining, brown coal surface mining and lignite surface mining in 1988 - 2011. Efficiency calculation was based on the gross calorific value. The average calorific value of coal in the Czech Republic in 2011 was, according to the Czech Statistical Office, 25.8 GJ/t for black coal, 12.3 GJ/t for brown coal and 9.5 GJ/t for lignite [1].

### 3 RESULTS

#### 3.1 Black coal

##### 3.1.1 Underground mining

Energy consumption for black coal underground mining was  $187 \text{ MJ}\cdot\text{t}^{-1}$  in 2011, the lowest was in 2010 ( $137 \text{ MJ}\cdot\text{t}^{-1}$ ), the highest in 1992 ( $439 \text{ MJ}\cdot\text{t}^{-1}$ ). Development and proportion of energy consumption on coal mining shows a graph in Figure 2.

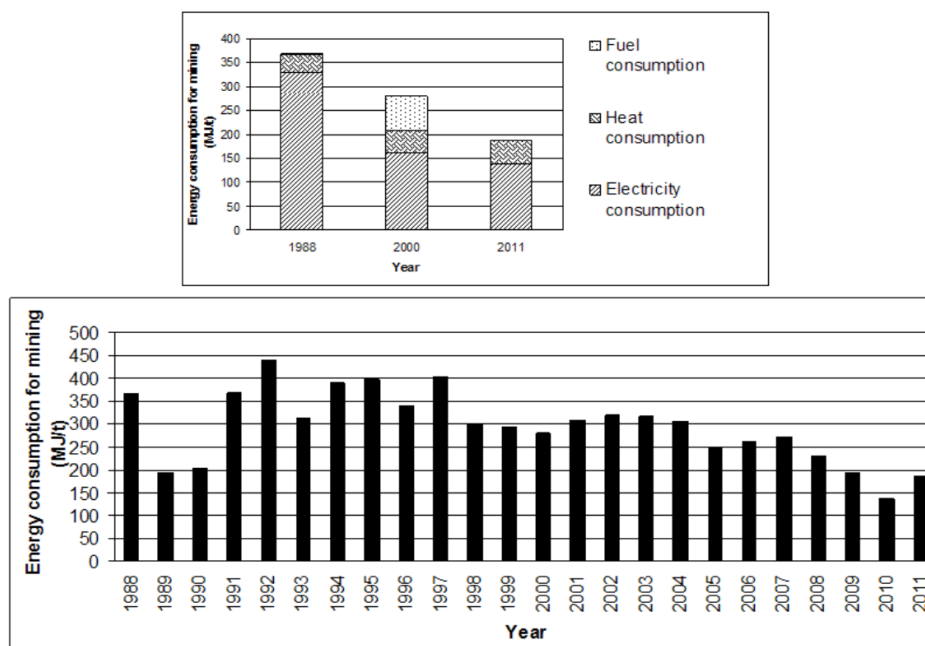


Figure 2: Energy consumption for black coal mining in the Czech Republic ( $\text{MJ}\cdot\text{t}^{-1}$ ).

##### 3.1.2 Black coal treatment

The energy consumption for black coal treatment was  $42 \text{ MJ}\cdot\text{t}^{-1}$  in 2011, the lowest was in 1988 ( $23 \text{ MJ}\cdot\text{t}^{-1}$ ), the highest in 1995 ( $129 \text{ MJ}\cdot\text{t}^{-1}$ ). Development and proportion of energy consumption in the treatment of coal shows a graph on Figure 3.

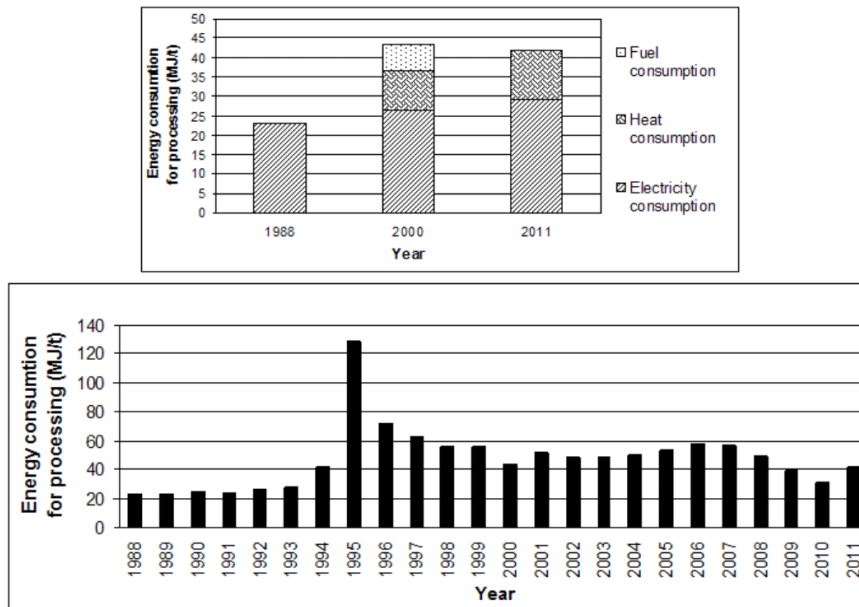


Figure 3: Energy consumption for black coal treatment in the Czech Republic (MJ·t<sup>-1</sup>).

### 3.2 Brown coal

#### 3.2.1 Underground mining

Energy consumption for brown coal underground mining was at its lowest in 2011 with 35 MJ·t<sup>-1</sup>, the highest in 2008 (254 MJ·t<sup>-1</sup>). Development and proportion of energy consumption on coal mining shows a graph in Figure 4.

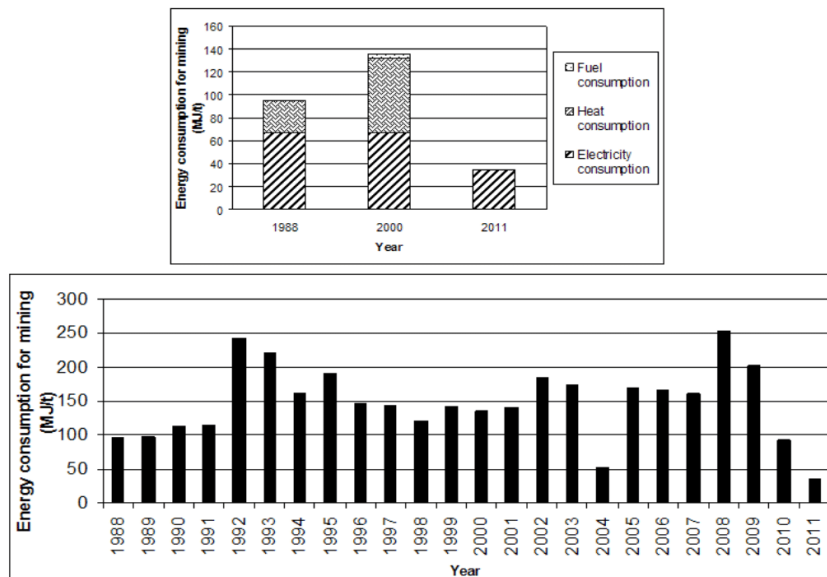


Figure 4: Energy consumption for brown coal underground mining in the Czech Republic (MJ·t<sup>-1</sup>).

### 3.2.2 Surface mining

The energy consumption for brown coal surface mining was  $64 \text{ MJ}\cdot\text{t}^{-1}$  in 2011, the lowest was in 1988 ( $61 \text{ MJ}\cdot\text{t}^{-1}$ ), the highest in 1993 ( $105 \text{ MJ}\cdot\text{t}^{-1}$ ). Development and proportion of energy consumption on coal mining shows a graph in Figure 5.

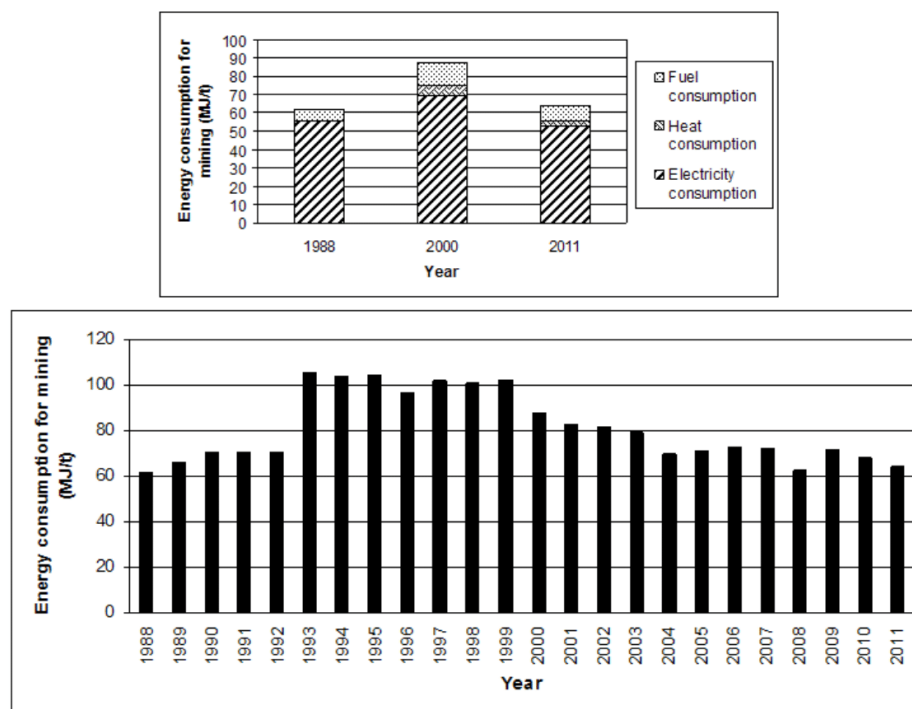


Figure 5: Energy consumption for brown coal surface mining in the Czech Republic ( $\text{MJ}\cdot\text{t}^{-1}$ ).

### 3.2.3 Brown coal treatment

The energy consumption for brown coal treatment was  $80 \text{ MJ}\cdot\text{t}^{-1}$  in 2011, the lowest was in 1988 - 1990 ( $11 \text{ MJ}\cdot\text{t}^{-1}$ ), the highest in 2003 ( $192 \text{ MJ}\cdot\text{t}^{-1}$ ). Development and proportion of energy consumption in the treatment of lignite shown in the graph on Figure 6.

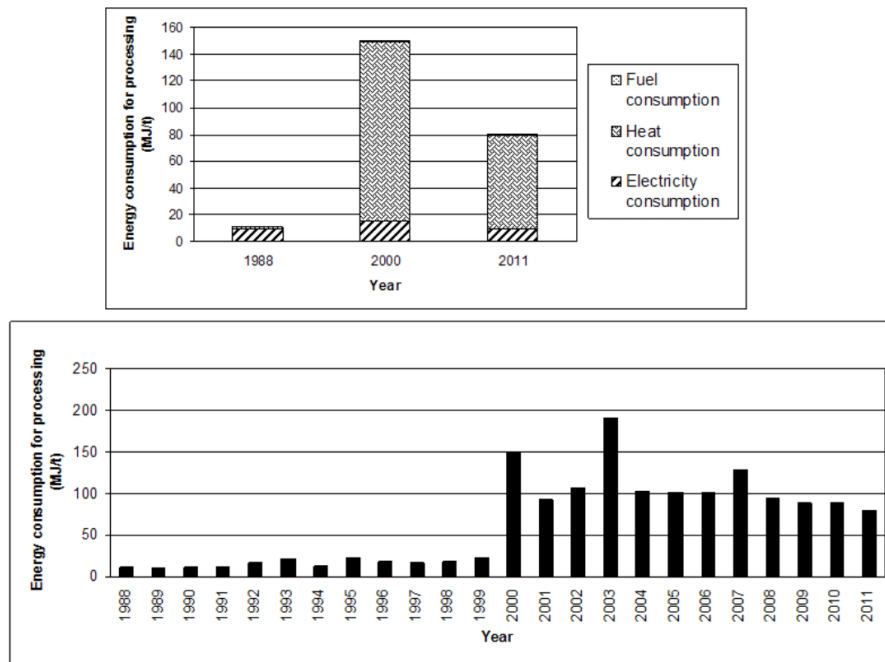


Figure 6: Energy consumption for brown coal treatment in the Czech Republic (MJ·t<sup>-1</sup>).

### 3.3 Lignite

The energy consumption for lignite surface mining methods was the highest in 2008 (228 MJ·t<sup>-1</sup>), the lowest was in 1988 to 1989 (80 MJ·t<sup>-1</sup>). Development and proportion of energy consumption for lignite mining shows a graph in Figure 7. Fuel consumption had a significant share of energy consumption for lignite mining (124 MJ · t-1 in 2008).



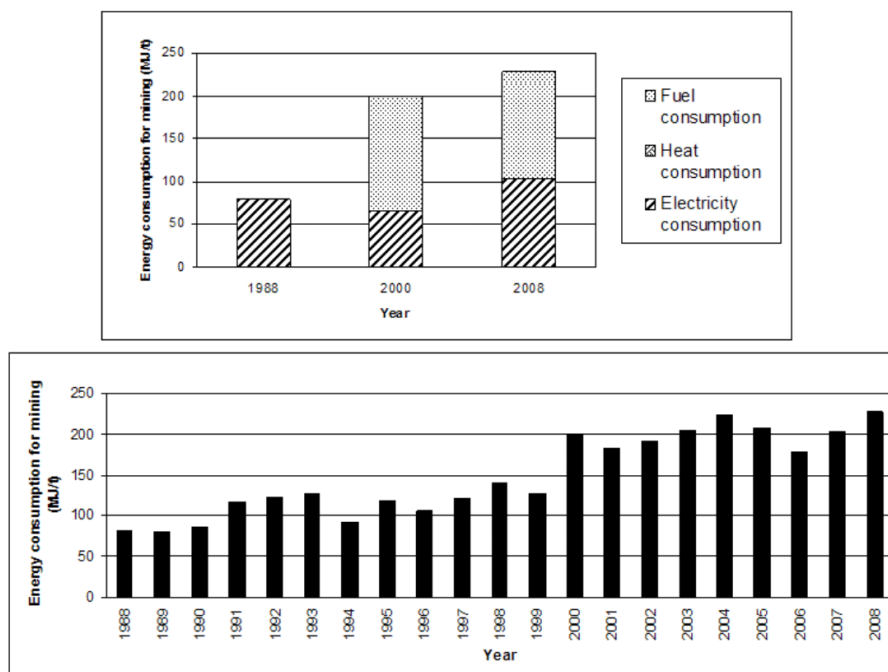


Figure 7: Energy consumption for lignite surface mining in the Czech Republic (MJ·t<sup>-1</sup>).

### 3.3 The efficiency of coal and lignite mining

The efficiency of coal mining was 99.37%, lignite 99.48% (weighted average of surface and underground mining) and lignite 97.60%.

## 4 DISCUSSION

The results do not indicate that along with the depletion of coal natural resources reducing the efficiency of extraction. The exception was the lignite mining, which discontinued since 2008. The study can be loaded inaccuracies especially for the years 1988 - 1995, which in some cases, missing data for the consumption of fuel and heat, but the data on electricity consumption are complete. The electricity consumption has a major share in total consumption in both types of coal and lignite mining. Since about half of the electricity in the Czech Republic is produced in coal-fired plants with relatively low efficiency and other energy loss occurs when the distribution, is the real efficiency of coal mining process involving the generation of electricity even lower and can drop to approximately 98.3% for black coal 98.6% for brown coal and 95.4% for lignite. A similar effect would occur even during coal treatment, but there is a stronger use of heat, which is produced with higher efficiency than electricity. Energy consumed during coal treatment sharply increased between 1995 - 2000. It can be assumed that further development of coal mining in the Czech Republic will be influenced by the economic and social situation and environmental impacts rather than lack of natural resources of coal.

## 5 CONCLUSIONS

We found no upward trend in energy consumption for each type of coal mining in the Czech Republic, with the exception of lignite. The average energy efficiency of coal mining in 2011 was 99.37% for black coal, 99.48% for brown coal and 97.60% for lignite (in 2008). Before 2000 there was an increase in the amount of energy consumed for coal treatment. The study shows that the energy consumption and proportions of energy inputs for the extraction and treatment of coal has significantly changed over time. This fact should be taken into account in the analysis focused on industrial ecology - material and energy flow analysis (MEFA) and life cycle impact assessment (LCIA).

## ACKNOWLEDGEMENTS

We thank for support of the Internal Grant Agency of the Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague. (IGA 20154257: Flows of materials and energy in the production of heat and electricity in the Czech Republic)

## REFERENCES

- [1] Czech statistical office, online: <https://www.czso.cz/csu/czso/home>, 2014.
- [2] Kavouridis, K., Lignite industry in Greece within a world context: Mining, energy supply and environment, *Energy Policy*, vol. 36/issue 4, pp 1257-1272, 2008.
- [3] Restrepo, Á., Miyake, R., Kleveston, F., & Bazzo, E., Exergetic and environmental analysis of a pulverized coal power plant, *Energy*, vol. 45/issue 1, pp 195-202, 2012.
- [4] Kočí, V., Life cycle Assessment, *Ekomonitor*, Czech Republic, 2009.
- [5] Brunner, P.H., Rechberger, H., Practical handbook of material flow analysis (Advanced Methods in Resource & Waste Management), Lewis publishers, USA, 2003.

**Příloha 5:**

Bicanová, K., Wittlingerová, Z., Dvořák, J., Zimová, M. (2015). The material flows of lead in the Czech Republic. *Resources, Conservation and Recycling*, 98, 1-8.



## The material flows of lead in the Czech Republic



Kamila Bicanová\*, Zdeňka Wittlingerová, Jaroslav Dvořák, Magdaléna Zimová

Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague, Kamýcká 129, Praha 6 – Suchbát, 165 21, Czech Republic

### ARTICLE INFO

#### Article history:

Received 22 September 2014

Received in revised form 1 February 2015

Accepted 3 February 2015

Available online 16 March 2015

#### Keywords:

Lead

Material flows

Waste

Recycling

Sustainable development

### ABSTRACT

The material flows of lead in the Czech Republic have been surveyed through their identification and quantification (in 2011). The results obtained from there were used for the appraisal of the process of creating closed-loop material flows of lead in the Czech Republic. The study was based on the conceptual and strategic documents of both national and European provenance. The results achieved have shown that the economic system of the Czech Republic is influenced by lack of primary lead resources, and as such, it is dependent on the import of Pb-containing waste materials and commodities, as well as reusable waste and secondary raw materials. The process of creating closed-loop material flows of lead in the Czech Republic achieves adequate levels; considering the idea of so called "recycling society," economic activities, such as collection, accumulation, disposal and treatment of waste, should be made more efficient on an ongoing basis as a part of sustainable consumption and production systems.

© 2015 Elsevier B.V. All rights reserved.

### 1. Introduction

Lead represents a significant source of contamination for the environment. Lead can be most frequently found in polymetallic ores, which are composed mainly of lead and zinc and/or copper sulphides. They used to be accompanied by exploitable amounts of argent, aurum and a variety of trace elements such as indium, cadmium or bismuth. Main minerals of the above mentioned ores are represented by galena and sphalerite, usually together with pyrite or chalcopyrite (CGS, 2010). Most lead concentrations that are found in the environment result from human activities, and to a lesser extent, they come from natural resources (NIPH, 1997). Lead concentrations in areas not affected by human activities may not exceed  $1 \text{ ng m}^{-3}$  (Bencko et al., 1995).

Incineration processes are the main anthropogenic sources of lead in the environment. From the contaminated atmosphere lead then passes on to other environmental media (Černá et al., 2009). Gravitational deposition is another important mechanism that burdens the ecosystem with heavy metals, including lead. Lead gets into the atmosphere naturally mainly through dust, smoke, forest fires and sea water aerosols. Lead emissions caused by humans are approx. 17.5 times higher than the natural emissions (Cibulka, 1991).

Apart from sedimentation, lead gets into the soil from the air or from leaks from poorly secured waste landfills, as well as from

the direct application of sewage sludge and industrial composts (IPR 2008; Černá et al., 2009). The concentration of lead in the soil is directly reflected in its concentration in groundwater (Bencko et al., 1995). Other sources of lead in the water environment may be found in wastewater produced during ore processing, colored metallurgy, battery production or the glass industry (Černá et al., 2009).

Environmental and health risks are mainly caused by contaminated soil, atmosphere and food (Wang et al., 2009). The lead-bearing products that are most commonly used are automotive batteries, lead paints, sealing materials, glass for TV screens, weights, lead pipes for drinking water and lead shots or lead stabilizers in vinyl materials (Tukker et al., 2006).

Tetraethyl lead is another compound that is worth mentioning as it was used in early model cars as flame retardant to help reduce engine knocking and boost octane ratings of fuel. This admixture is being replaced by organometallic compounds of manganese (IPR, 2008).

This element enters the human body predominantly through respiration or the digestive system. Inside the body it accumulates in the blood, soft tissues, teeth and bones (Mayer and Wilson, 1998). Adverse effects on the human body include, in particular, the negative effects on the central and peripheral nervous system and reproductive organs, kidney dysfunction or negative effects on the cardiovascular system and metabolism of vitamin D. Also, prenatal and neonatal exposure to lead manifests itself mainly in the decrease of neurobehavioral and visual-motoric functions (Lehr et al., 2005). Lead and its compounds may also have carcinogenic effects since research has confirmed a significant relationship

\* Corresponding author. Tel.: +420 607 650 999.

E-mail address: [bicanovak@fzpczu.cz](mailto:bicanovak@fzpczu.cz) (K. Bicanová).

between the level of lead in blood >20 µg/dl and the increased risk of death due to tumorous illnesses (Silbergeld and Voet, 2003). Evidence exists that even low levels of lead in the human body (below 25 µg/dl) may cause brain damage, so there is almost no acceptable level for it (Salvato et al., 2003).

Considering its high risk potential, Pb is subjected to stringent surveillance legislation and control mechanisms. Continuous improvement in the treatment of lead commodities is, among others, one of possible ways to an economic growth. According to the Organization for Economic Cooperation and Development (OECD, 2008), effective treatment methods help reduce negative impacts on the environment.

Due to the above reasons, the research focuses on the assessment of the overall level of lead handling in the Czech Republic and the closing of the Pb lead material cycle. The results can then be used as a basis for the up-date of “The Secondary Raw Materials Policy of the Czech Republic” (MIT, 2014).

## 2. Materials and methods

An analysis of the material flows of lead in the Czech Republic was performed on macro-economic scale for 2011. The analysis included identification and quantification of Pb resources in the Czech Republic.

To be able to identify the material flows of lead in the Czech Republic, a simplified diagram was created, and afterwards, each of the flows indicated therein has been quantified. The data on natural deposits of lead are published by the Czech Geological Service (CGS, 2012b). The only direct material inputs are based on the import of refined and crude lead, Pb-bearing products and waste. There is no extraction of natural Pb resources being run now in the Czech Republic. Quantification of these items is based on the data published in the External Trade Database of the Czech Statistical Office (CSO, 2012a), which uses the Harmonized System Nomenclature (CSO, 2014b) as drawn up by the World Customs Organization (HS) together with the Combined Nomenclature of the European Union's classification (CN) (European Union, 2013).

The Czech economic system relating to the material flows of lead includes metallurgical production, as well as production of goods and consumption including stock items. Because of the lack of available national-scale data, we have used internal data provided by the companies. One of the key processing capacities is represented by Company Kovohutě Příbram nástupnická, a.s. situated in the Central Bohemian region. The company's core business includes recovery of Pb from waste and the follow-up production of lead and its alloys, as well as processing of waste bearing precious metals, or electric and electronic scrap materials for the Central European region (Kunický, 2006). The quantification was made for both Pb components of a blast-furnace charge, including numerical representation of the lead content, and the resultant production of refined lead and other by-products or items returnable into the recycling process.

Calculation of the amount of recycled lead in the blast furnace is based on the method as defined in Annex II to the Commission Regulation (EU) No. 493/2012, laying down, pursuant to Directive 2006/66/EC of the European Parliament and of the Council, detailed rules regarding the calculation of recycling efficiencies of the recycling processes of waste batteries and accumulators. According to Article 3, section 2 of the above-mentioned Regulation, the said method can be applied to the calculation of the percentage of recycled lead content for any recycling process. The amount of recycled lead ( $R_{Pb}$ ) obtained from the recycling process for the purposes of Art. 12, section 14 of the Directive 2006/66/EC is given as a weight percentage value and determined on the basis of Pb weight in the output fractions generated by recycling ( $m_{Pb\ output}$ )

and by the weight of Pb in the input fraction entering the recycling process ( $m_{Pb\ input}$ ). Lead contained in slag and matte, and in further output fraction at the end of the recycling process, is not included in the calculation.

$$R_{Pb}[\text{wt}\%] = \frac{\sum m_{Pb\ output}}{m_{Pb\ input}} \times 100$$

The international company Johnson Controls, Inc., from the region of Liberec is focused, besides other industrial branches, in the production of lead automotive batteries. There was no specific data on the production and consumption available; nevertheless, information about the production capacity is included in the Decision on the Integrated Permit Amendment (RALR, 2012). As far as Pb consumption in the Czech Republic and goods in stock relating thereto are concerned, the study limited itself to the identification only because of impossibility of gaining or replacing the data.

Secondary raw materials, waste from production intended for re-use and waste intended for other ways of recovery were also subjected to the analysis of the material flows of lead in the Czech Republic. Secondary raw materials are evaluated due to their relationship to the Raw Material Policy of the Czech Republic, which aims to create favorable conditions for the extraction of raw materials from products and materials that have completed their life cycle for their further processing and use. However, issues concerning of non-ferrous metals, resp. lead, have not yet been included.

Information for the quantification was obtained from the document Generation, Recovery and Disposal of Waste (CSO, 2012b). To get a clear classification, relevant catalog codes as per Annex 1 to the Decree No. 381/2001 Coll. were added thereto.

Quantification of the outputs is demonstrated by the data on the export of crude and refined lead, as well as Pb products and waste, which were searched out in the above mentioned External Trade Database of the Czech Statistical Office by using the HS/CN classification (CSO, 2012a). The Statistical yearbook on environment of the Czech Republic helped quantify Pb outputs into the environment, namely leaks into water, soil and atmosphere and Pb transfer through wastewater and waste (MOE, 2013). Based on the obtained summary data on the inputs and outputs and the difference between them, a balance of material flows of lead in the Czech Republic could be established and respective change in Pb accumulation in the economic system could be determined.

## 3. Results

### 3.1. Identification of the material flows

Identification of the material flows of lead in the Czech territory is documented by a simplified diagram in Fig. 1.

### 3.2. Material inputs

There is currently no extraction of polymetallic deposits of lead running in the Czech Republic. The extraction was terminated in 1994. The end product of the extraction process was a Pb–Zn concentrate that was used for export purposes since there were no inland capacities for its processing available (CGS, 2010).

There are eight exclusive registered deposits located mostly in the Moravian-Silesian region and six exhausted deposits and other sources in South Bohemia (CGS, 2012a). Reserves that are present in Czech lead deposits are estimated to reach 152,000 tons (CGS, 2012b).

The major material inputs, including crude and refined Pb as well as Pb products and waste are imported from abroad (Table 1). The imported lead quantities totalled to 625,916 tons in 2011. The key items include, among others, unwrought refined lead



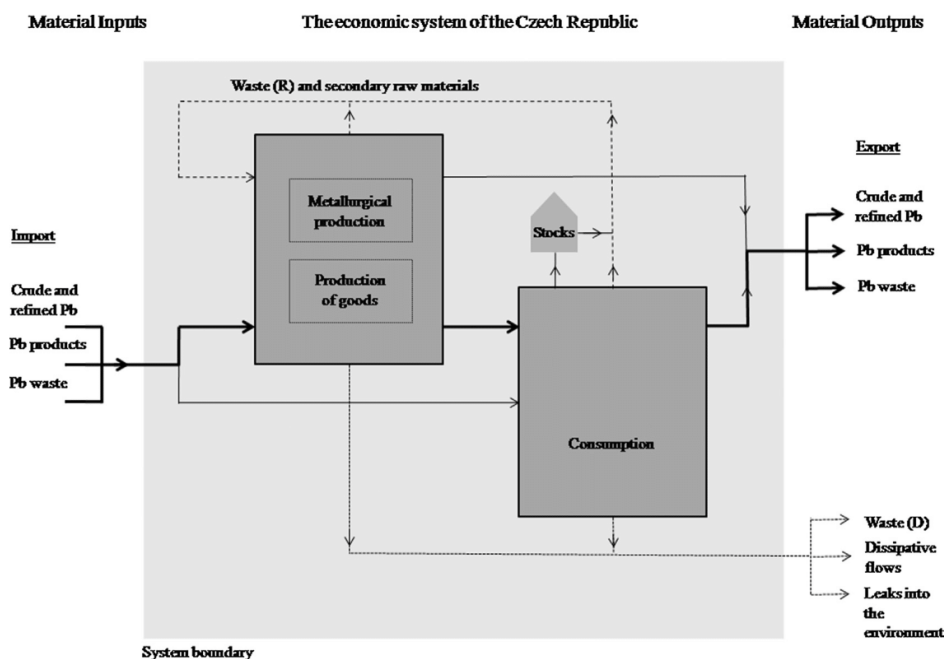


Fig. 1. Simplified diagram of material flows of lead in the Czech Republic.

**Table 1**  
The major material flows of lead in the Czech Republic in 2011 (CSO, 2012a).

Pb inputs	Weight <sup>a</sup>
Import of Pb waste and commodities in total	625,916
Key items thereof (article code/name as per HS/CN)	
7801 1000 Unwrought lead, refined	24,669
7801 91 00 Unwrought (crude) lead, containing by weight antimony as the principal other element	7856
7801 99 90 Unwrought (crude) lead other and lead alloys	3447
8507 10 20 Lead-acid accumulators of a kind used for starting piston engine "starter batteries", working with liquid electrolyte	65,373
2824 90 90 Lead oxides excl. of lead monoxide	4183
7806 00 80 Articles of lead not mentioned or included elsewhere	1193
8548 10 91 Waste and scrap of primary cells, primary batteries and electric accumulators bearing lead	33,973
7802 00 00 Lead waste and scrap (excl. of ashes and residues bearing lead)	2770

<sup>a</sup> In tons.

(24,669 tons), unwrought lead containing by weight antimony as the principal other element (7856 tons) and other unwrought lead and lead alloys (3447 tons). Among the Pb products, the most important items are lead oxides except of lead monoxide (4183 tons), or lead-based products not mentioned elsewhere (1193 tons). The import of storage batteries reached 77,986 tons in 2011. The highest percentage thereof, with as much as 83.83%, were electronic lead–acid storage batteries of a kind used for starting piston engines, working with liquid electrolyte (65,373 tons), and further 8.27% were electronic lead storage batteries of a kind used for starting piston engines, with no liquid electrolyte (6447 tons). Electric lead accumulators (with no liquid electrolyte) (3159 tons) had a share of 4.05% and lead accumulators with liquid electrolyte represented 3.86% with 3007 tons and the amount of 0.24 ton went to spent lead accumulators.

Import of lead waste and scrap (excluding ash and residues bearing lead) reached 2770 tons in the monitored period. The category of waste and scrap of primary cells, batteries and electric accumulators bearing lead totalled to 33,973 tons.

Fig. 2 shows the shares of the key Pb waste and commodity import items according to the HS/CN classification.

### 3.3. The economic system

The economic system of the Czech Republic in terms of material flows of lead is represented by metallurgical production as well as production of goods and consumption.

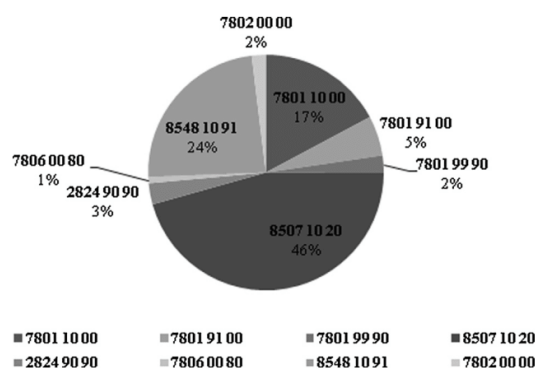
The national statistics, however, are able to provide only a limited amount of data that had to be made complete by using additional data from companies. The Companies Kovohutě Pířbram nástupnická, a.s. and Johnson Controls, Inc. are among Czech leading lead-processing plants. The Company Kovohutě Pířbram nástupnická, a.s. is a metallurgical plant focused on the recycling of lead-containing waste, in particular lead batteries. They produce lead and lead alloys, as well as articles made of lead and tin. There are also waste containing precious metals, as well as electric and electronic scrap materials processed in the plant (Kunický, 2006).

In 2011, the company purchased 56,781 tons of raw materials, with 4280 tons of lead articles, 5138 tons of sorted batteries and 14,517 tons of batteries, altogether 42,250 tons of imported batteries (KP, 2013). During the manufacturing process, lead accumulators and other charge components are charged into the blast furnace (Kunický, 2006).

**Table 2**  
Pb inputs and outputs for the blast furnace in 2011 (KP, 2013).

Item	Quantity <sup>a</sup>	Pb <sup>a</sup>	
Pb components of a charge	65,795	37,096	
Key components thereof (item code/name)			
S000 13 37	Unbroken accumulators	24,481	14,542
P000 19 38	Acid-free batteries	12,538	8438
S000 13 48	Accumulator cells	6709	4763
S000 13 04	Pieces of lead	2190	2130
Production	58,205	37,068	
Key components thereof (item code/name)			
P000 06 05	Pb crude AKU	36,179	35,539
P000 06 27	Pb crude AG	441	433
V000 04 91	Matte AKU	7804	379
V000 06 05	Slag to be delivered to dump	2974	55
V000 06 16	Recoverable slag	10,022	214

<sup>a</sup> In tons.



**Fig. 2.** Import of Pb waste and commodities in 2011 (key items). (In percent.)

**Table 3**  
Pb inputs and outputs in the blast furnace in 2011 (KP, 2013).

Name	Weight Pb <sup>a</sup>
Blast-furnace charge ( $m_{Pb\ input}$ )	37,096
Blast-furnace production ( $m_{Pb\ output}$ )	35,972

<sup>a</sup> In tons.

The lead components charged into the furnace totalled to 65,795 tons, and the lead-bearing components totalled to 37,096 tons in 2011. The key components by weight are whole unbroken accumulators. Lead is reduced in the process of combustion of coke and it flows off of the furnace. The amounts of crude lead produced in the blast furnace reached 36,620 tons in total with the Pb content of 35,972 tons in 2011. Other outputs include matte, slag to be delivered to a dump and flue dust from the leaching process, including the other flue dust emissions. Recoverable sludge is returned back into the production process. The above information and further data are shown in Table 2.

Calculation of the recycled amounts of lead in the blast furnace was based on the inputs and outputs identified and quantified above, see Table 3.

The recycled amount of lead in the blast furnace in the Company Kovohutě Příbram nástupnická, a.s. was found to be 97 wt%.

The plant also operates short rotary furnaces that are used for the melting of some kinds of lead-bearing waste (in particular old flue dust, oxygen-refining products, purchased waste with high content of tin, etc.) (Kunický, 2006).

Production of crude lead in the short rotary furnaces reached 3901 tons in 2011.

Crude lead obtained from both types of furnaces is then refined with oxygen in the pyro-metallurgical refining process. The production of refined Pb in the Company Kovohutě Příbram nástupnická, a.s. totalled to 38,678 tons in 2011, of them 13,141 tons of soft lead, 11,734 tons of lead and antimony alloys and 13,803 tons of special alloys (KP, 2013).

Another important processing plant in terms of material flows of lead in the Czech Republic is the international company Johnson Controls, Inc. In addition to many other industrial branches, the company's focus is given to the production of lead-based automotive batteries. The company's annual production capacity lies at 110 thousand tons of melted lead with a target value of 170 thousand tons per year (RALR, 2012).

Quantification of the lead consumption in the Czech Republic cannot be made because of lack of relevant statistical data.

The material flow of lead through the economic system is also represented by secondary raw materials and reusable waste generated in the production process. Production of the secondary raw materials totalled 4652 tons in 2011. The amount of waste actually used was 139 tons, of them, 18 tons of lead accumulators, 120 tons of lead waste and 0.5 tons of batteries and accumulators coming from separated collection of waste. The stock items as of January 1st of the reported year (i.e. amount of waste transferred from previous year), reached 484 tons in total; the largest portion of this stock consists of lead accumulators (415 tons). The data with relevant waste catalog codes are shown in Table 4.

### 3.4. Material outputs

The outputs from the economic system are represented by Pb waste designated for disposal and by various dissipative flows of lead and leaks of lead into the environment as well as export of crude and refined lead and Pb-containing waste and products.

Data in Table 4 shows that the disposal of lead by combustion and land filling lies at zero values.

Other methods of the waste recovery includes: sale of waste as a raw material, deposition of waste as a seal material to secure landfills, waste recovery for landfill reclamation, export of waste into EU countries and other non-member countries, etc. There was altogether 15,315 tons of lead waste operated in such a way during the monitored period (Table 4).

Quantification of the dissipative flows of lead could not be prepared due to absence of national statistical data. Quantification of the lead outputs into the environment through the leaks of this contaminant into the atmosphere, water and soil, and through its transfer in wastewater and waste for 2011 is shown in Table 5.

**Table 4**  
Waste operations in the Czech Republic in 2011 (CSO, 2012b), waste catalog (Decree No. 381/2001 Coll.).

Code	Type of waste	Generation <sup>a</sup>	Of that operations at the waste originator <sup>a</sup>					
			R <sup>b</sup>	D <sup>c</sup>	Of that		Other methods	Of that
					Landfilling	Combustion		
10 04 01	Slags	4614	0	0	0	0	4614	4
10 04 02	Dross and skimmings	2253	0	0	0	0	2253	3
16 06 01	Lead accumulators	3425	18	0	0	0	4265	415
17 04 03	Lead	4340	120	0	0	0	4135	62
20 01 33	Separately collected fractions	48	0.5	0	0	0	48	0.6
Total sum		14,680	139	0	0	0	15,315	484

<sup>a</sup> In tons.<sup>b</sup> Waste recovery.<sup>c</sup> Waste disposal.**Table 5**  
Pb outputs into the environment in the Czech Republic in 2011 (MOE, 2013).

Notified substance	Quantity (kg per year)				
	Leaks			Transfers	
	Into atmosphere	Into water	Into soil	In wastewater	In waste
Lead and compounds	12,897	3580	0	1630	8,268,600

Table 5 shows that a similar situation in Denmark is occurring in the Czech Republic, where direct emissions into the environment coming from industrial processes are currently relatively small compared to the amount of Pb transfers by means of waste (Hansen and Lassen, 2002).

The average of atmospheric deposition of lead in the areas monitored during 1993–2005 was in the range of 2295–63,092 g ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> (CISTA, 2006). The monitoring of inputs to the soil conducted in 2010 as part of an analysis of the quality of water treatment sludge confirmed the above limit occurrence of lead in collected samples in (along with copper and chromium) 2.91% cases (MOA, 2011). Above limit concentrations of lead in drinking water were monitored in 2010 in groundwater in the area of Markušovice in the region of Trutnov (sub-basin of the upper and middle Elbe) with the values of 166.0 µg l<sup>-1</sup> (maximum). High values (178 µg kg<sup>-1</sup>) were also monitored in the same year in the river Berounka in Srbsko. Lead pollution was also monitored in the river Jizera (CHMI, 2012).

Lead deposition trends in the Czech Republic monitored through the lead content analysis and isotope ratio <sup>206</sup>Pb/<sup>207</sup>Pb in peat profiles and tree rings indicate a decrease in the emissions over the past 20 years (Zuna et al., 2011). Deposition rates in peat in the Příbram area ranged between 15 mg m<sup>-2</sup> year<sup>-1</sup> in the early 19th century and 320 mg m<sup>-2</sup> year<sup>-1</sup> in 1980. The current deposition rate 5–89 mg m<sup>-2</sup> year<sup>-1</sup> is related to the erosion of contaminated soil and waste deposits (Mihaljevič et al., 2006). The isotopic analysis of stream sediments in one location shows that the dominant sources of Pb pollution lie in the historical Pb and Ag mining and Pb primary smelting, while the role of secondary smelting in car battery production is negligible (Ettler et al., 2006).

Quantification of the export of crude and refined Pb, waste and products is shown in Table 6. The total export figures for 2011 were 513,018 tons. There were no Pb-bearing ores and concentrates exported, but on the contrary, the export items included crude lead for refining with an Ag content of 0.2% and higher in a total amount of 555 tons.

Another important export item has become unwrought refined lead (5634 tons), unwrought lead containing by weight antimony as the principal other element (11,295 tons) and other unwrought lead and lead alloys (3621 tons). As regards Pb-containing products, the export values relating to electric lead accumulators in the

monitored period were as follows: total exports of 206,757 tons, of them the major percentage share of 97.85% lie in electronic lead-based storage batteries of a kind used for starting piston engines, working with liquid electrolyte (202,311 tons), and electronic lead storage batteries of a kind used for starting piston engines, with no liquid electrolyte (1592 tons), electric lead accumulators based on liquid electrolyte (1311 tons), electric lead accumulators with no liquid electrolyte (1524 tons) and spent lead accumulators (18 tons). What is specific for this company is a significant export volume of the table and kitchen glassware made of mechanically gathered lead crystal, excluding drinking glassware (1532 tons) and other glassware made of mechanically gathered lead crystal (2599 tons).

Export of the lead waste and scrap materials (excluding ashes and residues bearing lead) reached 1115 tons in the monitored period; export of the waste and scrap of primary cells, batteries and electric accumulators bearing lead reached 449 tons.

Fig. 3 depicts in graphic form the shares of the key items of Pb waste and commodity export according to HS/CN classification.

Following the above mentioned data, the total balance of material flows of lead in the Czech Republic reached negative values in 2011. The difference between the major material outputs (528,333 tons) and inputs of lead (625,916 tons) was 97,583 tons. The quantities of items in stock were on the rise in the monitored period (see Fig. 1); however, a separate study with data on the quantity or “lifetime of the stock” has not been traced. Approximately 2/3 of Pb reserves represent used car batteries. 10% of anthropogenic Pb reserves are contained in the infrastructure – water pipes (Reisinger et al., 2009). The average lifetime of car batteries is estimated to be in the range of 3–11 years. In the case of lead distribution pipes and piping this time is in the order of decades with the fact that currently there are less than 5% of buildings with lead distribution pipes in the Czech Republic.

#### 4. Discussion

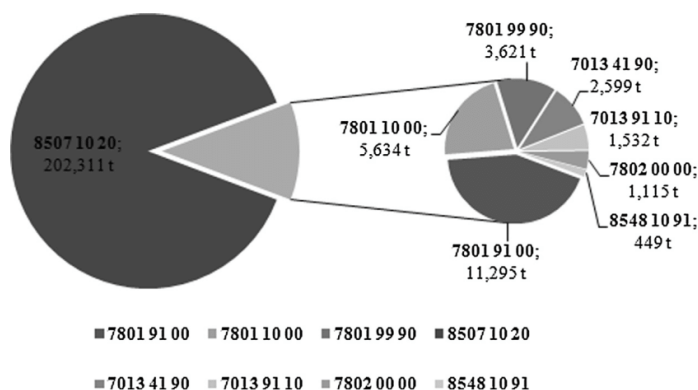
The economic system of the Czech Republic in the spheres of production and treatment of lead commodities and waste is strongly influenced by external trade, in particular because of the absence of primary lead resources. There are practically no perspectives for obtaining this raw material from own resources because



**Table 6**  
Major material outputs of lead in the Czech Republic in 2011 (CSO, 2012a).

Pb outputs	Weight <sup>a</sup>
Export of Pb waste and commodities in total	513,018
Key items thereof (article code/name as per HS/CN)	
7801 91 00 Unwrought (crude) lead, containing by weight antimony as the principal other element	11,295
7801 10 00 Unwrought lead, refined	5634
7801 99 90 Unwrought (crude) lead other and lead alloys	3621
8507 10 20 Lead-acid accumulators of a kind used for starting piston engine "starter batteries", not working with liquid electrolyte	202,311
7013 41 90 Glassware other, made of lead crystal gathered mechanically	2599
7013 91 10 Table and kitchen glassware made of lead crystal gathered manually, excl. of drinking glassware	1532
7802 00 00 Lead waste and scrap (excl. of ashes and residues bearing lead)	1115
8548 10 91 Waste and scrap of primary cells, primary batteries and electric accumulators bearing lead	449

<sup>a</sup> In tons.



**Fig. 3.** Export of Pb waste and commodities in 2011 (key items). (In tons.)

of cost ineffectiveness of the extraction process. Extraction of low-yield home resources of lead and other ores was terminated in 1994. We cannot exclude that some small ore deposits of local importance will be found in the future, nevertheless, lack of processing capacities and high investment costs to be put therein along with potential conflicts with the environmentalists are the major limiting factors for their opening (MIT, 1999).

A positive finding is the fact that lead scrap imports exceed its exports, and they are mainly used for local processing industries, so that the prerequisites for achieving a competitive economy are being partly fulfilled (MIT, 2012).

Superiority of the lead scrap imports over its exports is consonant with the current European trends since the balance of lead scrap trade in the EU-27 member states has also been negative after 1999, and the exports continue to decline.

Exception thereof was the period 2003–2004, in which the European Union was a pure exporter (EC, 2010). Considering the total balance of the major material inputs and outputs of lead, negative balance was reported in the monitored period, representing 97,583 tons. This difference is based on the current use of lead within the metal fund or its accumulation and keeping in stock.

The level of recycling of lead waste in the Czech Republic lies at around 65% in 2004, thus exceeding the European average standard of 63%. More current data could not be found (EC, 2010). On a world-wide scale, countries dominating the recycling sector include China, USA, India, Germany, Mexico and others (ILA, 2013).

The effectiveness of recycling in the Czech Republic is based, most of all, on the existence and proper functioning of the take-back programs. The programs are supported by Czech legislation and a wide array of conceptual documents. Pursuant to the Act No. 185/2001 Coll., on waste and amendment of some other acts in the wording of later regulations, lead batteries have been banned from landfill disposal, and the minimum efficiency level limit for

the recycling process has been laid down at 65%. This means that the process of recycling conformant to such efficiency levels is the only legitimate way of final disposal of this commodity for the manufacturers. At the same time, it is the manufacturer's responsibility to take back the lead batteries. It can be stated that these tools have contributed to achieving the goals of the Waste Management Plan of the Czech Republic (MOE, 2003), which consist in organizing collection and material utilization of lead accumulators having been entered into the market at rates as high as 95%. Considering the total recycling rates of lead commodities at the end of their life cycle, this can be established as a positive finding since the accumulators are one of the key metal-bearing raw materials (Beneš et al., 2012). Nevertheless, regulatory tools for the manufacturer's control should be developed on a continual basis and made more stringent, in particular in terms of emission limits.

The key participant in the process of creating closed-loop material flows of lead as a part of a sustainable development program is the Company Kovohutě Příbram nástupnická, a.s., since it processes all lead waste generated in the territory of the Czech Republic. The percentage share of recycled content of lead in the blast furnace was 97% in 2011. According to the Directive 2006/66/EC of the European Parliament and of the Council on batteries and accumulators and waste batteries and accumulators and repealing Directive 91/157/EEC, recycling of the lead content should achieve as high a rate as possible while avoiding excessive costs.

For the sake of completeness of the information, it should be said that solely the most crucial material flows of lead have been identified and quantified. The national statistical data provide only a partial view. Aggregated data can be obtained, for example, from the publication Material Flow Accounts – selected indicators 2012 (e-2008-13). The indicators calculated therein include Direct Material Input (DMI) and Physical Trade Balance (PTB). These indicators are divided into the categories: biomass, fossil fuels, metallic

minerals, non-metallic minerals, other products not included elsewhere and waste. Two basic accounts of material flows (Used Domestic Extraction Account and External Trade Account) were set up for the calculation of the said indicators (CSO, 2013).

The import and export statements in the CSO External Trade Database give only the total weight of the said items without giving a more detailed specification of the actual weight amount of lead contained therein. The absence of data was also observed in dissipative flows of lead or lead consumption. Another discrepancy can be revealed in the publication Generation, Recovery and Disposal of Waste 2011, issued by the Czech Statistical Office. It mentions three waste operations methods, namely recovery (R), disposal (D) and other methods (N). This division conforms to relevant Czech laws but is not in compliance with the legislation of the European Union, in which only two waste operations methods by recovery (R) and disposal (D) have been defined.

It can be stated that material flows, speaking in general terms, get much more attention in the countries that are rich in natural resources. The Czech Statistical Office delivers data of the module for the material flow accounts on macro-economic scale (EW-MFA) to relevant European institutions within the implementation of the Regulation (EU) No. 691/2011 of the European Parliament and of the Council on European environmental economic accounts; nevertheless, as already mentioned previously, these data are highly aggregated and do not give a detailed overview of the material flows of the selected raw materials. The classification itself has a complicated methodology because of incompatibility of the number registers and nomenclatures (e.g. PRODCOM vs. HS/CN). Lack of information about the material flows on micro-economic scale causes also one of the major problems relating to the priority of eco-effectiveness in a life-cycle, which is a part of the Framework for Sustainable Consumption and Production Programmes in the Czech Republic (MOE, 2005).

An example of a well-established practice in monitoring and measurements of the material flows of lead is the National Institute for Materials Science (NIMS) in Japan. The institute published an important document under the title Global Material Recycling: The Case of Metals, which monitors in detail material flows of all metals in the Japan territory (Halada, 2007). To determine the overall material consumption of Pb in the CR inspiration may be drawn, for example, from the methodology "Materials Consumption: An Estimation Methodology and Example Using Lead – A Materials Flow Analysis," published by the U.S. Geological Survey (Biviano et al., 1999). Extensive analyses of the eco-efficiency of the lead industry are also carried out in China which is one of the largest producers and second largest consumers of lead in the world. Lead scrap recycling potentials and Pb flows in the economic system at the regional level are investigated and analyzed using the "top-down" technique. This technique involves in detail the overall supply of lead (domestic extraction, scrap metal recycling, import, stocks), lead consumption and use is then divided into 6 categories and 31 other types which monitor batteries, building materials, paints, chemical applications, etc. (Changsheng et al., 2014).

## 5. Conclusions

The results achieved clearly illustrate the fact that the economic system of the Czech Republic in the production and treatment of lead commodities and lead-containing waste is dependent on the external trade, in particular due to absence of primary lead resources. As far as the classification of economic activities CZ-NACE (CSO, 2014a) is concerned, positive changes could be identified under group 38.3 treatment of waste for further utilization, while the group 38.1 waste collection still has shortcomings. Behavior of the consumers, such as taking used batteries back to

recognized collection points, can be further stimulated by promoting such awareness in mass media or periodicals and by providing proper marking and comprehensive lists of public collection points. A motivating factor can also become a financial reward such as re-purchase of the lead automotive batteries organized by the Company Kovohutě Příbram nástupnická, a.s.

In order to encourage general and expert public to strive for a recycling society as defined in the Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council on waste, and repealing certain Directives, further efforts should be focused on preventing generation of lead waste, and recovery waste as a source material. At the same time, utilization of recoverable materials and efficient use of resources should be strongly supported.

Nevertheless, it can be stated that the level of creating a closed-loop material flow of lead in the Czech Republic is satisfactory, but similarly, as in most industrial branches, further innovative technologies may open up new opportunities for further increase in quality in terms of technology, costs, social impact and environmental sound solutions.

## Acknowledgements

The authors would like to thank Ing. B. Beneš for the consultation and advice he provided for this article and Ing. Z. Kunický for providing the necessary documents from company Kovohutě Příbram nástupnická, a.s.

## References

- Bencko V, Cikrt M, Lener J. Toxic metals in the living and working environment of man. Prague: Grada Publishing, spol s r.o.; 1995 (in Czech).
- Beneš B, Dubanská V, Horák M, Jirášková Z, Pospíšilová E, Rudolf E, et al. Waste management: basic work including 41st update, status in February 2012. Prague: Verlag Dashöfer s.r.o.; 2012 (in Czech).
- Biviano MB, Sullivan DE, Wagner LA. Total materials consumption: an estimation methodology and example using lead – a materials flow analysis, vol. 1183. U.S. Geological Survey Circular; 1999.
- CGS. Mineral commodity summaries of the Czech Republic 2012. Prague: Czech Geological Survey; 2012a.
- CGS. Mineral commodity summaries of the Czech Republic 2010. Prague: Czech Geological Survey; 2010.
- CGS. The Czech Republic mine production and mineral reserves: overview in the year 2011. Prague: Czech Geological Survey; 2012b. Online: <http://www.geology.cz/extranet-eng/publications/online/mineral-commodity-summaries/prehled-tezba-2011-en.pdf> [accessed 12.03.14].
- CHMI. Hydrological yearbook of the Czech Republic. Prague: Czech Hydrometeorological Institute; 2012.
- Cibulka J. Movement of lead, cadmium and mercury in the biosphere. Prague: Academia; 1991. ISBN 80-200-0401-7.
- CISTA. Control and monitoring of contaminants in agricultural soils and inputs to soil: 2005 report. Brno: Central Institute for Supervising and Testing in Agriculture; 2006.
- CSO. Classifications of economic activities (CZ-NACE), systematic part. Prague: Czech Statistical Office; 2014a. Online: <http://www.czso.cz/csu/klasifik.nsf/i/klasifikace.ekonomickyh.cinnosti.%28cz.nace%29> [accessed 14.03.14] [in Czech].
- CSO. External trade database. Prague: Czech Statistical Office; 2012a. Online: <http://apl.czso.cz/pll/stazo/STAZO.STAZO?jazyk=EN> [accessed 14.03.14].
- CSO. Generation, recovery and disposal of waste 2011. Prague: Czech Statistical Office; 2012b. Online: <http://www.czso.cz/csu/dicniplan.nsf/engpubl/2001-12-eng.r.2012> [accessed 14.03.14].
- CSO. Material flow accounts, selected indicators (e-2008-13). Prague: Czech Statistical Office; 2013.
- CSO. Statistical metainformation system, code lists: harmonized system (HS). Prague: Czech Statistical Office; 2014b. Online: <http://apl.czso.cz/iSMS/en/cisdet.jsp?kodcis=5574> [accessed 14.03.14].
- Černá M, Krsková- Batářiiová A, et Puklová V. The lead content in the blood of children and adults. Prague: The National Institute of Public Health; 2009. Online: <http://www.szu.cz/tema/zivotni-prostredi/obsah-olova-v-krvi-deti-a-dospelych?highlightWords=kadmium> [accessed 06.12.14].
- EC. Study on the selection of waste stress for end-of-waste assessment: final report. Luxembourg: European Commission; 2010.
- Ettler V, Mihaljevič M, Šebek O, Molek M, Grugar T, Zeman J. Geochemical and Pb isotopic evidence for sources and dispersal of metal contamination in stream sediments from the mining and smelting district of Příbram, Czech Republic. Environ Pollut 2006;142:409–17.

- European Union. Commission Implementing Regulation (EU) No 1001/2013 amending Annex I to Council Regulation (EEC) No 2658/87 of the tariff and statistical nomenclature and on the Common Customs Tariff; 2013.
- European Union. Commission Regulation (EU) no. 493/2012 laying down, pursuant to Directive 2006/66/EC of the European Parliament and of the Council, detailed rules regarding the calculation of recycling efficiencies of the recycling processes of waste batteries and accumulators; 2012.
- European Union. Directive 2006/66/EC of the European Parliament and of the Council on batteries and accumulators and waste batteries and accumulators and repealing Directive 91/157/EEC; 2006.
- European Union. Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council on waste and repealing certain directives; 2008.
- European Union. Regulation (EU) No 691/2011 of the European Parliament and of the Council on European environmental economic accounts; 2011.
- Halada K. Global material recycling: the case of metals. Tokyo: National Institute for Materials Science; 2007.
- Hansen E, Lassen C. Experience with the use of substance flow analysis in Denmark. *J Ind Ecol* 2002;6(3–4):201–19.
- Changsheng Q, Bing LI, Wang S, Wan W, Cai A, Hu K. Substance flow analysis of lead for sustainable resource management and pollution control. *Adv Mater Res* 2014;878:30.
- ILA. Statistics International Lead Association, London; 2013. Online: <http://www.ila-lead.org/lead-facts/statistics> [accessed 24.04.14].
- IPR. Substances in IPR: lead and compounds (such as Pb). Prague: Integrated Pollution Register of the Environment; 2008. Online: <http://irz.cz/node/74> [accessed 25.08.12] [in Czech].
- KP. Internal documents. Příbram: Kovohutě Příbram nástupnická, a.s.; 2013.
- Kunický Z. Kovohutě Příbram nástupnická, a.s. – integrated recycling of waste containing heavy and precious metals. *Acta Metall Slov* 2006;12:220–5 [in Czech].
- Lehr J, Keeley J, Lehr J. *Water encyclopedia*, vols. 1–5. Oxford: John Wiley & Sons; 2005. ISBN 978-1-60119-151-9.
- Mayer MG, Wilson DN. Health and safety—the downward trend in lead levels. *J Power Sources* 1998;73:17–22.
- Mihaljevič M, Zuna M, Ettlér V, Šebek O, Strnad L, Goliáš V. Lead fluxes, isotopic and concentration profiles in a peat deposit near a lead smelter (Příbram, Czech Republic). *Sci Total Environ* 2006;372:334–44.
- MIT. The raw material policy of the Czech Republic in the field of mineral materials and their resources. Prague: Ministry of Industry and Trade; 1999.
- MIT. The raw material policy of the Czech Republic. Prague: Ministry of Industry and Trade; 2012 (in Czech).
- MIT. The secondary raw materials policy of the Czech Republic. Prague: Ministry of Industry and Trade; 2014 (in Czech).
- MOA. Report on the results of monitoring and evaluation of contaminants in food chains Ministry of Agriculture in 2010. Prague: Ministry of Agriculture; 2011.
- MOE. Framework of programmes on sustainable consumption and production in the Czech Republic. Prague: Ministry of the Environment of the Czech Republic; 2005.
- MOE. The statistical yearbook on environment of the Czech Republic. Prague: Ministry of the Environment of the Czech Republic; 2013 (in Czech).
- Waste management plan of the Czech Republic for 2003–2013. Prague: Ministry of the Environment of the Czech Republic; 2003.
- NIPH. Lead and health. Fortuna, Prague: The National Institute of Public Health; 1997 (in Czech).
- OECD. Measuring material flows and resource productivity: synthesis report. Paris: Organisation for Economic Co-operation and Development; 2008.
- RALR. Decision on the integrated permit amendment: production of lead batteries associated with smelting of lead. Liberec: Regional Authority of the Liberec Region; 2012. Online: [http://maps.kraj-lbc.cz/mapserv/ippc/doc/autobaterie5\\_1347283858.pdf](http://maps.kraj-lbc.cz/mapserv/ippc/doc/autobaterie5_1347283858.pdf) [accessed 30.03.14] [in Czech].
- Reisinger H, Scholler G, Jakl T, Quint R, Müller B, Riss A, et al. Lead, cadmium and mercury flow analysis – decision support for Austrian environmental policy. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 2009;61(5–6):63–9.
- Salvato J, Nemerow N, Agardy F. *Environmental engineering*. Oxford: John Wiley & Sons; 2003. ISBN 978-1-59124-752-4.
- Silbergeld EK, Voet E. Facilitative mechanisms of lead as a carcinogen. *Mutat Res* 2003;1–2:121–33.
- The Ministry of Environment of the Czech Republic. Decree no. 381/2001 Coll., in which the Waste Catalogue is stated; 2001.
- The Parliament of the Czech Republic Act No. 185/2001 Coll on Waste and Amendment of Some Other Acts; 2001.
- Tukker A, Buist H, Van Oers L, Van Der Voet E. Risks to health and environment of the use of lead in products in the EU. *Resour Conserv Recycl* 2006;2:89–109.
- Wang Q, Zhao HH, Chen JW. Adverse health effects of lead exposure on children and exploration to internal lead indicator. *Sci Total Environ* 2009;Vol. 23:5986–92.
- Zuna M, Mihaljevič M, Šebek O, Ettlér V, Handley M, Navrátil T, et al. Recent lead deposition trends in the Czech Republic as recorded by peat bogs and tree rings. *Atmos Environ* 2011;45:4950–8.