

Emise z lokálních topenišť se zřetelem na POPs

Pro Arniku zpracoval Alan Watson C. Eng.
Public Interest Consultants,
Uplands Court, Eaton Crescent, Swansea SA1 4QR

Obsah:

Úvod	3
Spalovací zařízení a paliva	6
Emisní bilance a emisní faktory	8
Mezinárodní směrnice týkající se emisí dioxinů z domácích topenišť	22
Plasty, chlór a případné příčiny zvýšené tvorby POPs	25
Emise a emisní faktory	33
Emise prachových částic	34
Emise polyaromatických uhlovodíků (PAU)	36
Nakládání s popelem a dalšími pevnými produkty spalování	40
Zákazy spalování odpadu, nová nařízení, správné řízení spalování a minimalizace emisí	41
Literatura	43
Přílohy	51

Úvod

Znečištění perzistentními organickými látkami (POPs) pocházející z vytápění domácností se v posledních letech stalo středem vzrůstajícího zájmu vědy. Je tomu tak především proto, že pro značnou část průmyslových činností se emise těchto látek do ovzduší už podařilo výrazně snížit.^{1,2} Emise perzistentních organických látek - především polychlorovaných dibenzo-p-dioxinů/polychlorovaných dibenzofuranů („PCDD/PCDF” nebo jednoduše „dioxinů”) a polycyklických aromatických uhlovodíků (PAU)³ jsou zvláště významné kvůli vážným dopadům na zdraví a životní prostředí.

Celkové emise dioxinů do ovzduší značně poklesly a evropské emisní bilance například odhadují, že z legálně fungujících spaloven odpadu poklesly ze 4 000 gramů/rok v roce 1985 na úroveň mezi 178 až 232 gramy/rok v roce 2005.⁴ Tím pádem mají nyní domácnosti daleko vyšší podíl na celkových emisích dioxinů do ovzduší než tomu bylo dříve.

V důsledku tohoto snížení průmyslových emisí se nyní běžně tvrdí, že spalování odpadu v domácnostech má mnohem vyšší emisní faktory⁵ než spalovny odpadu. Evropská komise například tvrdí, že „Jeden kilogram odpadu spáleného na otevřeném ohni může vyprodukovat stejné množství emisí dioxinů jako 10 tun odpadu spáleného v moderních spalovnách.”⁶ Zprávy z České republiky uvádějí, že emise dioxinů z domácího spalování v jedné vesnici jsou podobné emisím z velké spalovny.⁷

¹ Alespoň částečně - a někdy téměř úplně - tím, že dioxiny v emisích do ovzduší jsou zachyceny ve filtrech a obsah dioxinů se tak zvýší v pevných zbytcích z kouřových plynů, které jsou následně skládkovány.

² BiPRO (2009). *Information exchange on reduction of dioxin emissions from domestic sources ref: 070307/2007/481007/MAR/C4*. European Commission

³ PAU jsou definovány jako POPs v rámci protokolu UNECE POPs - i když nejsou na seznamu POPs látek regulovaných Stockholmskou úmluvou. Důsledkem toho je, že v Evropě a v právních předpisech EU se k nim přistupuje jakoby byly na seznamu POPs Stockholmské úmluvy (viz např. nařízení 850/2004, ve znění pozdějších předpisů).

⁴ Quass, U., Fermann, M., & Broker, G. (2004). The european dioxin air emission inventory project - final results. *Chemosphere*, 54(9), 1319-1327.

⁵ Emisní faktor je termín používaný pro vyjádření obecněji odvozené míry emisí určité látky (určitých látek) do jednotlivých složek životního prostředí (nejčastěji se používá pro emise do ovzduší). Vypočítává se z dat získaných měřením emisí chemických látek z toho kterého zdroje znečištění ovzduší či jiné složky životního prostředí. Metodika jeho výpočtu hraje významnou roli. Například na základě obecně odvozených emisních faktorů se vypočítává míra podílu určitého zdroje na znečištění životního prostředí - sestavuje/vypočítává se emisní inventura pro tu kterou látku a zemi. Na jejím základě se pak stanovují strategické cíle pro snižování emisí a o ně se opírá i financování určitých opatření, stanovují se jejich priority. Z toho vyplývá důležitost správného a objektivního stanovení emisních faktorů.

⁶ European Commission. (2009). *Reduction of dioxin emissions from domestic sources*. European Commission

⁷ Horák, J. & Hopan, F. (2009). Může jedna vesnice vyprodukovat tolik dioxinů jako velká spalovna odpadů? *Topenářství Instalace*, (6), 36-38.

Tato tvrzení jsou spíše zavádějící, protože emisní faktory se vztahují pouze na emise do ovzduší⁸ a v moderních spalovnách se mnohem více dioxinů koncentruje ve zbytcích z čištění spalin než je jich vypouštěno do vzduchu. Rezidua ze spalování odpadů jsou často ukládána na místa, kde není zabezpečena dostatečná ochrana životního prostředí před úniky toxických látek z tohoto materiálu.⁹ V některých zemích, jako například České republice, je běžnou praxí používat rezidua ze spaloven jako stavební materiál, například při rekultivacích.¹⁰ Stockholmská úmluva o POPs se vztahuje na emise do všech složek životního prostředí (i do vody či odpadů) a je proto důležité, aby se její přístup promítl v praxi při projektování určitých technologií a tvorbě specifických postupů, jež mají vést ke snížení těchto emisí. Nepodaří-li se tento problém správně pochopit, povede to nejspíše k jednostrannému zaměření na snížení emisí do ovzduší, zatímco další stejně podstatné či ještě podstatnější toky POPs zůstanou neřešené. Současně se nepodaří zaměřit se na odstranění prekurzorů vzniku těchto látek.

Pokud jde o polyaromatické uhlovodíky (PAU), existuje značná variabilita v datech o emisích ze zdrojů vytápění domácností a používané emisní faktory tak podléhají vysoké míře nejistoty. Určitá data však naznačují, že v některých zemích s vysokým podílem domácností vytápěných biomasou a uhlím se mohou emise z domácích topenišť stát jedním z hlavních zdrojů emisí PAU vůbec.

Stále živá je diskuse o relativním významu emisí POPs z domácích topenišť a o tom, zda jsou jejich největším zdrojem nebo ne. Dostupná data nepochybně dokazují, že spalování odpadu v domácích podmínkách může být významným zdrojem dioxinů a zejména PAU. Tyto emise by proto měly být snižovány a odstraňovány kdekoliv je to možné – v neposlední řadě také proto, že doporučená maximální úroveň příjmu dioxinů do lidského organismu podle WHO je stále ještě překračována až u 50 % obyvatel.¹¹ Navíc je kouř vznikající při používání uhlí, dřeva a biomasy pro topení a vaření v domácnostech spojován s celou škálou zdravotních problémů včetně rakoviny plic.¹² Asi 3 miliardy obyvatel po celém světě jsou vystaveny kouři ze spalování v domácnostech a odhaduje se, že každoročně si

⁸ V případě článku Horáka se zdají být emise ze spaloven ve srovnání s hlášeními z českého IRZ podhodnocené.

⁹ Macleod, C., Duarte-Davidson, R., Fisher, B., Ng, B., Willey, D., Shi, J. P., Pollard, S. (2006). Modeling human exposures to air pollution control (APC) residues released from landfills in England and Wales. *Environment International*, 32(4), 500–509.

Macleod, C., Duarte-Davidson, R., Fisher, B., Ng, B., Willey, D., Shi, J. P., . . . Pollard, S. (2007). Erratum to "Modelling human exposures to air pollution control (APC) residues released from landfills in England and Wales" [environment international 32 (2006) 500-509]. *Environment International*, 33(8), 1123-218

Weber, R., Watson, A., Forter, M., & Oliaei, F. (2011). Review article: Persistent organic pollutants and landfills - a review of past experiences and future challenges. *Waste Management & Research*, 29(1), 107-121. doi:10.1177/0734242x10390730

¹⁰ Petrlik, J. & Ryder, R. (2005). *After incineration: The toxic ash problem April 2005* <<http://www.ipen.org>>. Prague – Manchester: "Keep the Promise, Eliminate POPs!" Campaign and Dioxin, PCBs and Waste Working Group of the International POPs Elimination Network (IPEN)

¹¹ European Commission. (2009). *Reduction of dioxin emissions from domestic sources*. European Commission

¹² Hosgood, H. D. . I., Boffetta, P., Greenland, S., Lee, Y. -C. A., McLaughlin, J., Seow, A., et al. (2010). In-Home coal and wood use and lung cancer risk: A pooled analysis of the international lung cancer consortium. *Environ Health Perspect*, 118 (12)

v globálním měřítku znečištění ovzduší z pevných paliv ve vnitřním prostředí vybere daň v podobě 2 milionů úmrtí a v převodu více než 33 milionů let života strávených v invaliditě,¹³ i když nutno poznamenat, že většina těchto dopadů je pravděpodobně spojena se spalováním v primitivnějších podmínkách než ve většině částí Evropy.

Podle Evropské komise zdroje z domácností s potenciálem vyšších emisí dioxinů zahrnují:¹⁴

- ▲ Topení a vaření v jednoduchých kamnech na uhlí, dřevo a další biomasu jako rašelinu a slámu
- ▲ Spalování odpadu nebo chemicky ošetřovaného dřeva v domácnostech
- ▲ Spalování odpadu na venkovních ohništích

Tato studie je jednou částí projektů majících za cíl snižování emisí z těchto zdrojů v České republice a dalších zemích střední a východní Evropy, se zvláštním důrazem na spalování v domácích krbech, kamnech a kotlích, kde bývá odpad spalován společně s uhlím nebo biomasou.¹⁵ Tato studie je proto podložena publikacemi na dané téma v evropských zemích, kde takové údaje byly zveřejněny. Jako doplňující byly použity i výsledky studií prováděných ve srovnatelných podmínkách v rozdílných částech světa.

Již na samém počátku tvorby této studie bylo patrné, že ve srovnání se spalováním komunálního odpadu se emisím POPs ze spalování biomasy a dalších paliv v malých domácích topeništích věnuje daleko méně vědeckých pramenů.¹⁶ V přehledu od BiPRO, vytvořeném pro Evropskou komisi,¹⁷ bylo uvedeno 90 studií vztahujících se k dnešnímu stavu znalostí o dioxinech ze zdrojů v domácnostech. Jenom malý počet z nich souvisel s určitými obavami souvisejícími se spoluspalováním plastů nebo odpadu v domácích topeništích. To představuje významný nedostatek ve vědecké literatuře. Vezmeme-li v potaz význam, který je domácím topeništím přisuzován v emisních bilancích dioxinů, na které odkazuje Evropská komise a další rozhodující politické instituce, představuje tento nedostatek velké množství vědeckých dat. Poradci Evropské komise z BiPRO problém ironicky komentovali následovně: „*Emise dioxinů nejsou v současné době hybnou silou, která by udávala tón environmentální politiky v oblasti domácích topenišť.*”

¹³ WHO (2009). *Global health risks : Mortality and burden of disease attributable to selected major risks*. Geneva, Switzerland: World Health Organization

¹⁴ European Commission. (2009). *Reduction of dioxin emissions from domestic sources*. European Commission

¹⁵ Zejména spolu se dřevem, ale zatímco v zemích regionu střední a východní Evropy je spalování rašeliny neobvyklé, v Bělorusku je stále běžné.

¹⁶ Hedman, B., Näslund, M., & Marklund, S. (2006). Emission of PCDD/F, PCB, and HCB from combustion of firewood and pellets in residential stoves and boilers. *Environ Sci Technol*, 40 (16), 4968-4975. doi:10.1021/es052418

¹⁷ BiPRO. (2009). *Information exchange on reduction of dioxin emissions from domestic sources ref: 070307/2007/481007/MAR/C4*. European Commission

Spalovací zařízení a paliva

Podle průvodce UNECE Guidebook mohou být příslušné typy zařízení na spalování v domácnostech charakterizovány jako:

Krby – obvykle jde o jednoduchou spalovací komoru s nebo bez čelních dvířek, ve které se palivo okysličuje, aby získalo termální energii, která je přenášena do obydlí především vyzařováním.

Kamna – jde o jednoduché zařízení, ve kterém se palivo spaluje, aby byla získána termální energie, která je do vnitřku budovy přenášena vyzařováním a konvekcí.

Kotle – jde o jakékoliv technické zařízení, ve kterém se palivo okysličuje, aby získalo tepelnou energii, která je dále přenášena prostřednictvím ohřáté vody nebo vodní páry.

Komplexnější definice a popisy jsou v Příloze 1.

Tato zařízení spalují především tuhá paliva včetně černého uhlí, hnědého uhlí, briket, briket z hnědého uhlí, koksu, dřevěného uhlí, rašeliny a pevných paliv z biomasy. V případě kamen a zvláště pak kotlů mohou být použita jako alternativní paliva zemní plyn či kapalná paliva (petrolej, benzín, plynový olej, nafta, zbytkový olej, zbytkové palivové oleje atd.).¹⁸

Domácí odpad, obsahující často plasty, bývá po dobu spoluspalování s tuhými palivy používán nepřetržitě, občas nebo jen na začátku spalování. Podle Kubici¹⁹ dochází ke společnému spalování uhlí a odpadu obvykle v kamnech v obytných budovách a dosahuje průměrně hodnoty pětkrát až desetkrát vyššího emisního faktoru pro emise dioxinů.

Jak biomasa, tak i fosilní paliva se používají extenzivně pro topení v domácnostech, zvláště v zemích s rozvinutou i rozvíjející se ekonomikou. Uhlí, lehké topné oleje a zemní plyn jsou hlavními zdroji fosilních paliv používaných pro vytápění domácností. Fosilní paliva se spalují v zařízeních od „malých roštových ohnišť“ po „vysoce důmyslné kotle/spalovací systémy pro výrobu tepla rozváděného ústředním topením ve velkých obytných budovách s mnoha bytovými jednotkami“ (UNEP, 2005). Uhlí a biomasa jsou také spalovány na roštích a v kamnech v obytných budovách,

¹⁸ EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook, Version 4 (2006 Edition) Technical Report No 11/2006. Available From [Http://reports.eea.europa.eu/EMEP/CORINAIR4/en/page002.html](http://reports.eea.europa.eu/EMEP/CORINAIR4/en/page002.html). (2006). European Environmental Agency

¹⁹ Kubica, K., Paradiz, B., & Dilara, P. (2007). *Small combustion installations: Techniques, emissions and measures for emission reductions*. Joint Research Centre Scientific and Technical Reports, EUR. Je zajímavé, že zdrojem pro tento článek je Grochowalského práce v polštině, a neprokázalo se, že by se týkala emisí z domácností. Grochowalski nicméně publikoval několik prací, které vysokou úroveň koncentrací dioxinů v prostředí připisují spalování odpadu v domácnostech v kamnech na černé uhlí. Viz například, Grochowalski, A., Chrzaszcz, R., & Wybraniec, S. (1995). Determination of PCDFs/PCDDs in ambient air from Cracow city, Poland. *Organohalogen Compounds*, 21, 321-326

kteře se také liší v technice spalování od zcela základního až po pokročilé řízení vzduchu a katalytických spalin.

Spalování pro vytápění domácností probíhá obecně ve dvou typech kotlů (podle UNEP, 2005):

Se systémem ústředního topení – jako palivo se stále běžně používá uhlí, v některých zemích střední a východní Evropy (CEE) se ale u těchto systémů stále více používá topný olej nebo zemní plyn²⁰ pro ohřev vody, která potom cirkuluje po budově, aby uvolnila své teplo v decentralizovaných radiátorech.²¹ Tyto moderní systémy jsou charakteristické vysokou efektivitou a celkem čistým spalováním, přičemž v nich vznikají zbytky po spalování (tedy odpad v podobě popela a sazí) buďto v malém či téměř nulovém množství.

V samostatných kamnech – většinou se v nich pálí pevná paliva, a to především uhlí. Jsou umístěna v každé místnosti budovy nebo uvnitř zdi tak, aby poskytovala přímý přístup do několika místností najednou. V kamnech se nacházejí poměrně malá ohniště, ale se systémem, který umožňuje cirkulaci vzduchu. Tyto systémy jsou často staré, méně efektivní a spalování v nich není tak čisté. Rovněž vzniká popel na dně kamen jako výsledek neshořelého obsahu paliva, který musí být uložen jako odpad. Některé z těchto systémů dokáží také spalovat topné oleje a plyn (UNEP, 2005).

Údaje týkající se použití různých druhů paliv u různých topných zařízení pro domácnosti jsou obecně sporé a často se opírají jenom o hrubý těžko ověřitelný odhad.

²⁰ Polský Národní implementační plán Stockholmské úmluvy (NIP) například uvádí, že: „Spalovací procesy, zejména u jednotlivých pecí, procházejí postupnou modernizací a čištěním spalin z kotlů spalujících uhlí se zlepšuje s tím, jak se staví malé, vysoce účinné domácí kotelny na olej či plyn.“ Tento posun k topným olejům a plynu je také stanoven jako akční bod v českém NIPu, který klade důraz na zaměření se „... na snížení emisí POPs podmíněné zejména zvýšením podílu zemního plynu v domácnostech energetickými úsporami a dokonalejším odpadovým hospodářstvím ve smyslu Integrovaného národního programu pro snižování emisí...“

²¹ Podlahové vytápění se stává populární alternativou k radiátorům.

Emisní bilance a emisní faktory

Emisní bilance pro emise dioxinů se většinou neodvozují z přímých měření, ale jsou obvykle vypočítány na základě statistických dat týkajících se spotřeby paliv – míry aktivity („AR“) - které jsou potom násobeny emisními faktory (EFs). Tak jsou na tomto základě vypočítány celkové emise znečišťující látky:

$$E_{\text{znečišťující látky}} = AR_{\text{spotřeba paliva}} \times EF_{\text{znečišťující látky}}$$

kde

$E_{\text{znečišťující látky}}$ = emise určité znečišťující látky

$AR_{\text{spotřeba paliva}}$ = míra aktivity; např. spotřeby paliva

$EF_{\text{znečišťující látky}}$ = emisní faktor pro tuto znečišťující látku

Veličina EF indikuje množství uvolněných dioxinů za spotřeby definovaného množství paliva ve spalovacím procesu. Mezi nejčastěji používané odborné zdroje patří „UNEP Dioxin Toolkit“ a „Emission Inventory Guidebooks“ publikované European Environment Agency, za jejichž obsah po odborné stránce zodpovídá UNECE’s Task Force on Emission Inventories and Projections. Poslední verze směrnice UNECE byla vydána v roce 2009²² a používá standardní emisní faktory publikované v roce 2006²³ pro emise PCDD/PCDF ze spalování černého uhlí s hodnotami 800 ng I-TEQ/GJ s 95% percentilem a s intervalem spolehlivosti 300 – 1,200 ng I-TEQ/GJ.

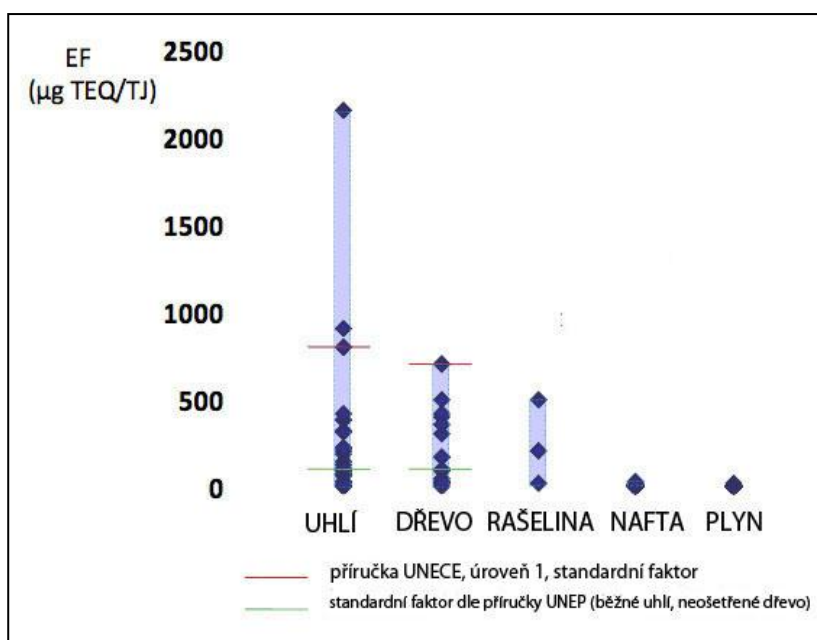
Tabulka 1: Specifické standardy pro různé typy domácích zařízení v UNECE Guidebook

Standardní emisní faktory podle příručky UNECE (v ng I-TEQ/GJ)	1A4bi Domácnosti	Krby	Kamna v domácnostech	Technicky pokročilá kamna	Malé kotle (<50 kWth)	Technicky pokročilé kotle s ručním ovládním <1 MW	Středně velké kotle (50 kW - 1MW)	Kamna na peletky <1 MW	Středně velké kotle (1 - 50 MW)	Pokročilé automatické kotle
Uhlí	800	500	1000	500	500	200	400		100	40
Brikety			300*		200		100		2	
Dřevo	700	800	800	300 (a krb)	500	300	500	50	200	30
Kapalná paliva	10	nelze aplikovat	10		10		10		10	
Plynná paliva	0,5	1 V	1 V		nelze aplikovat		2		2	

²² EMEP/EEA Emission Inventory Guidebook, Technical Report No 9/2009. Available From <http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-emission-inventory-guidebook-2009>. (2009). EMEP/EEA emission inventory guidebook, technical report no 9/2009. Dostupné na <http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-emission-inventory-guidebook-2009>. European Environmental Agency

²³ EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook, Version 4 (2006 Edition) Technical Report No 11/2006. Dostupné na <http://reports.eea.europa.eu/EMEP-CORINAIR4/en/page002.html>. (2006). European Environmental Agency

Příručka UNEP Toolkit ve své druhé reedici (UNEP 2005) je důležitým nástrojem, který byl připraven na pomoc při zavádění Stockholmské úmluvy do praxe. Díky sporům o řadě emisních faktorů, zejména pak těch majících vztah k biomase, nebyla ještě přijata Konferencí stran Stockholmské úmluvy jako závazně platný dokument a v současné době je aktualizována s nižšími hodnotami emisních faktorů pro spalování biomasy a venkovní spalování, které změní rovnováhu mezi „průmyslovými“ a „neprůmyslovými“ zdroji dioxinů. Tyto opravy budou mít pravděpodobně dopad na výpočet emisí ze spalování dřeva a spoluspalování odpadů. Navzdory sporným bodům ohledně emisních faktorů v příručce UNEP jsou v ní používané standardní emisní faktory důležité pro hodnocení v této studii nižší než ty používané UNECE.



Obr. 1: Rozsahy emisních faktorů (EFs, modré tečky) aplikované členskými státy EU pro odhad emisí dioxinů do ovzduší ze spalování v domácnostech Ref EC2009.

Tato situace vytváří obrovský rozdíl v odhadech celkových emisí dioxinů.

Tvůrci příručky UNEP vycházeli při určování emisních faktorů pro různé kategorie zdrojů z předpokladu, že spalovací zařízení „fungují přiměřeně dobře a jsou také přiměřeně dobře udržována...“, aby se maximalizoval tepelný výkon“. V praxi to znamená, že se mohou objevit vyšší emise tam, kde jsou zařízení provozována méně efektivně ale k tomu, abychom to dokázali určit, existuje velmi omezené množství informací.

Emisemi do ovzduší se UNEP zabýval ve všech případech a v případě spalování uhlí byly považovány za potenciální cestu úniků dioxinů do životního prostředí rovněž zbytky po spalování (popel).

Pro příručku UNEPu byly na základě studií provedených v Rakousku, Belgii, Dánsku, Německu, Nizozemí, Polsku, Švédsku, Švýcarsku a Velké Británii odvozeny čtyři skupiny emisních faktorů. Emisní faktory stanovené UNEPem (za předpokladu, že pouze spalované uhlí vede k uvolňování PCDD/PCDF spojenému s ukládáním popela) byly následující:

Tabulka 2: Emisní faktory pro dioxiny (PCDD/F) pro domácí topeniště podle příručky UNEP (UNEP 2005).

Specifikace	Emisní faktory ze spalování fosilních paliv – emise do ovzduší (v $\mu\text{g TEQ/TJ}$)	Koncentrace reziduí v popelu (v ng TEQ/kg)
1. Kamna na spalování uhlí s vysokým obsahem chlóru	15.000	30,000
2. Kamna na spalování uhlí	100	5,000
3. Naftová kamna	10	nelze aplikovat
4. Kamna na zemní plyn	1,5	nelze aplikovat

Uvolňování do ovzduší je převládajícím vektorem u spalování fosilních paliv. Pokud jde o uhlí, jsou navrženy dvě třídy emisních faktorů, protože existují dvě odlišné skupiny hodnot PCDD/PCDF emisí udávaných v literatuře. Standardní emisní faktor pro uhlí spalované v kamnech byl odvozen ze „středních hodnot uváděných mezi 1,6 až 50 $\mu\text{g TEQ/t}$ spalovaného uhlí, což je uváděno z většiny evropských zemí“.

UNEP tvrdí, že hodnoty uváděné pro spalování uhlí v domácnostech „jsou celkem konzistentní mezi 1 až 7 $\mu\text{g TEQ/t}$ spáleného uhlí“ (UNEP, 2005). Tak byla vybrána průměrná hodnota 3 $\mu\text{g TEQ/t}$ pro typické uhlí. Na základě průměrné výhřevnosti, která činila 30 MJ/kg, byl vypočítán standardní emisní faktor, který představuje asi 100 $\mu\text{g TEQ/TJ}$.

UNEP zaznamenává mnohem vyšší hodnoty - 910 $\mu\text{g TEQ/t}$, které byly hlášeny v jedné rakouské studii. Emisní faktory ve stejném rozsahu (mezi 108,5 $\mu\text{g TEQ/t}$ a 663,9 $\mu\text{g I-TEQ/t}$) publikoval v roce 2004 Kubica pro malá kamna v domácnostech na spalování uhlí z Polska. Tyto vysoké hodnoty mohou souviset s vysokým obsahem chlóru, který se pohybuje v rozmezí od stopového množství 0,4 % do maxima až 1,5 %. UNEP použil pro výpočet standardního emisního faktoru 1. třídy s hodnotou 15,000 $\mu\text{g TEQ/TJ}$ hodnotu výhřevnosti 25 MJ/kg pro černé uhlí a uhlí jemu podobné. Je zřejmé, že používání těchto velmi vysokých a nepřesných emisních faktorů může vytvořit dojem, že samotné spalované uhlí je hlavním zdrojem dioxinů. Hodnoty uváděné v literatuře však nehovoří pro používání takových vysokých emisních faktorů jako průměrných a měly by být používány obezřetně za výjimečných okolností. Mohou však odpovídat situacím, kdy se spaluje odpad, což může zvyšovat obsah chlóru v toku odpadů a to je často spojováno s vyšší tvorbou dioxinů. Směrnice BAT/BEP Stockholmské úmluvy například poznamenává,

že „je důležité vyhnout se velkému množství odpadu s vysokým obsahem chlóru a/nebo brómu, ať už ve formě anorganických solí nebo organických halogenátů jako PVC“ (Lemieux a kol. 2003).

Nicméně spalování odpadu s palivem je běžnou praxí v zařízeních na spalování tuhých paliv. Od toho by měla být veřejnost silně odrazována osvětovými kampaněmi a nastavením legislativních nástrojů a strategií na poli ochrany životního prostředí. Mnoho studií ukazuje, že spalování odpadu s obsahem chlóru jako je PVC vede ke zvýšené tvorbě nechtěných perzistentních organických látek, jak ukazuje tabulka 3 (Gullet a kol. 1999). Jednou z možností je vydání vyhlášky vymezující standardní paliva. To platí rovněž pro taková paliva jako chemicky ošetřované dřevo, odpadní olej, transformátorový olej, plasty a další spalitelný odpad.

Tabulka 3: ze směrnic odvozených od Gulleta ukazuje vazbu emisí PCDD/PCDF na obsah PVC²⁴ ve spalovaném materiálu.

Obsah PVC [%]	0	0.2	1	7.5
Průměrný emisní faktor v I-TEQ/kg (ng)	14	80	200	4,900
Rozpětí I-TEQ/kg (ng)	2 - 28	9 -150	180 - 240	3,500 - 6,700

Standardní emisní faktory pro třídu 3 a 4, jak je vymezuje příručka UNEPu (viz tabulku 2) jsou nízké a nedůležité pro tuto studii.

Ve zbytcích popílku ze spalování uhlí byly analyzovány dioxiny a Dumler-Gradl²⁵ publikovány jejich koncentrace v rozmezí 4 a 42 000 ng TEO/kg. Na základě prvního odhadu by měl být použit v příručce emisní faktor 5 000 ng TEO/kg popílku. UNEP nenalezl žádné emisní faktory pro uhlí s vysokým obsahem chlóru z Polska, ale navrhl, že jako nejbližší aproximace by mohly být použity vyšší hodnoty naměřených údajů od Dumler-Gradl²⁶ pro odpady po spalování u kategorie 1 (kamna pro spalování uhlí s vysokým obsahem chlóru).

Přístup příručky k odvozování emisních faktorů byl kritizován Pat Costner²⁷ a v současné době probíhá její významná revize. Například pro spalování na otevřeném ohni, které bylo jednou z nejvíce sporných oblastí, bude mnoho emisních faktorů podstatně redukováno. Odhad emisí dioxinů z pálení odpadu na otevřeném

²⁴ Gullett, B. K., Lemieux, P. M., Lutes, C. C., Winterrowd, C. K., & Winters, D. L. (1999). PCDD/F emissions from uncontrolled, domestic waste burning. *Organohalogen Compounds*, 41, 27-30. Gullett, B. K., Lemieux, P. M., Lutes, C. C., Winterrowd, C. K., & Winters, D. L. (2001). Emissions of PCDD/F from uncontrolled, domestic waste burning. *Chemosphere*, 43(4-7), 721-725

²⁵ Dumler-Gradl, R., Thoma, H., & Vierle, O. (2005). Research program on dioxin/furan concentration in chimney soot from house heating systems in the bavarian area. *Organohalogen Compounds*, 24, 115-118

²⁶ Dumler-Gradl, Op-cit

²⁷ Costner, P. (2008). Comments and recommendations for UNEP's standardized toolkit for identification and quantification of dioxin and furan releases, edition 2.1, December 2005 prepared on behalf of IPEN October 2008.

ohni, možná nejdůležitější pro mnohé emisní faktory diskutované v této studii, je dramaticky sníženo a emise do půdy a v reziduích byly prakticky vyloučeny z výpočtů:

6b Spalování odpadu a požáry		Emisní faktory - µg TEQ/t spáleného materiálu									
		voda		ovzduší		půda		produkt		rezidua	
		starý EF	nový EF	starý EF	nový EF	starý EF	nový EF	starý EF	nový EF	starý EF	nový EF
1	požáry na skládkách (kompaktní, vlhký odpad s vysokým podílem org. uhlíku)	1000	300	chybí data	chybí data	600	10*	není k dispozici	není k dispozici	600	není k dispozici
2	náhodné požáry v domech, továrnách (na 1 požár)	400	400	chybí data	chybí data	400	400	není k dispozici	není k dispozici	400	není k dispozici
3	spalování domácího odpadu na otevřeném ohni	300	40	chybí data	chybí data	600	1*	není k dispozici	není k dispozici	600	není k dispozici
4	náhodné požáry v dopravních prostředcích (µg TEQ na prostředek)	94	100	chybí data	chybí data	18	18	není k dispozici	není k dispozici	18	není k dispozici
5	spalování dřeva na otevřeném ohni (stavby, demolice)	60	60	chybí data	chybí data	10	10	není k dispozici	není k dispozici	10	není k dispozici

Obr. 2: Z prezentace: Progress on Toolkit group 6 Open Burning Processes od Heidi Fiedler²⁸

Výpočet míry aktivity

Míra aktivity pro paliva je založena na národních energetických statistikách a poskytuje věrohodné údaje o spotřebě uhlí, nafty a plynu. Avšak údaje týkající se spalování dřeva jsou mnohem méně spolehlivé, protože ne všechno dřevo, které se spaluje je obchodováno. Údaje týkající se spalování odpadu jsou obvykle velmi hrubé odhady kvůli často nelegální povaze této činnosti.

Mezi významné problémy v neposlední řadě patří neznámé množství různých druhů paliva spáleného v kamnech určených pro vytápění jednoho pokoje nebo krbových kamnech, neboť v literatuře existují jasné náznaky, že tato zařízení jsou z hlediska emisí mnohem významnější než ústřední topení (Geueke a kol., 2000; Moche a Thanner, 1998, 2000) (BiPRO, 2009).

Dostupná data pro vytápění v domácnostech v České republice zjištěná sčítáním lidu v roce 2011²⁹ ukazují, že přibližné rozdělení mezi systémy vytápění je následující (v míře procent domácností):

- 35 % - dálkové vytápění velkého/středního měřítko
- 40 % - zemní plyn
- 8 % - elektřina
- 9 % - uhlí, koks, brikety z hnědého uhlí (přibližně 346 000 domácností)
- 8 % - dřevo (asi 293 000 domácností)

²⁸ Sixth Toolkit Expert Meeting, Geneva November 2011

²⁹ Koloničný, J., Horák, J., Petránková, J., & Ševčíková, S. P. (2011). Kotle malých výkonů na pevná paliva

Je jasné, že významná menšina obyvatel používá způsoby topení, které podle této studie budí obavy a odráží to i pokles spotřeby paliva v České republice. Přestože spotřeba uhlí od roku 2006 poklesla, existují náznaky, že opět narůstá v reakci na růst ceny jiných druhů paliv (viz tabulku 4).

Tabulka 4: Používání paliv v domácnostech v České republice³⁰

Spotřeba paliv a energií v domácnostech, ČR [TJ]

Rok	Autor dat	Kvalita údaje	Hnědé uhlí tříděné	Hnědouhelné brikety	Černé uhlí tříděné a černouhelné kaly a granulát	Koks	Biomasa	LPG	Zemní plyn	Elektrina	CZT	Ostatní	Celkem
2006	MPO	konečný údaj	26 883	3 066	3 254	1 100	46 498	1 332	106 216	54 712	50 570	640	294 271
2007	MPO	konečný údaj	19 594	2 902	2 887	687	53 992	951	94 778	52 725	47 626	830	276 972
2008	MPO	konečný údaj	17 243	3 458	1 734	687	51 519	928	94 985	52 930	47 971	1 090	272 545
2009	MPO	předběžný údaj	17 243	4 610	1 864	1 100	50 376	928	95 576	52 873	46 654	1 397	272 621
2010	MPO	předběžný údaj	18 810	4 610	2 641	687	56 174	232	110 830	54 101	50 165		298 250

Spotřeba paliv a energií v domácnostech, ČR [% množství energie obsažené v jednotlivých zdrojích]

Rok	Autor dat	Kvalita údaje	Hnědé uhlí tříděné	Hnědouhelné brikety	Černé uhlí tříděné a černouhelné kaly a granulát	Koks	Biomasa	LPG	Zemní plyn	Elektrina	CZT	Ostatní
2006	MPO	konečný údaj	9,1	1,0	1,1	0,4	15,8	0,5	36,1	18,6	17,2	0,2
2007	MPO	konečný údaj	7,1	1,0	1,0	0,2	19,5	0,3	34,2	19,0	17,2	0,3
2008	MPO	konečný údaj	6,3	1,3	0,6	0,3	18,9	0,3	34,9	19,4	17,6	0,4
2009	MPO	předběžný údaj	6,3	1,7	0,7	0,4	18,5	0,3	35,1	19,4	17,1	0,5
2010	MPO	předběžný údaj	6,3	1,5		0,2	18,8	0,1	37,2	18,1	16,8	

Polský NIP naznačuje, že komunální sektor a domácnosti jsou hlavním zdrojem emisí dioxinů, „protože hlavním palivem používaným v tomto sektoru je černé uhlí“ s roční spotřebou 9 miliónů tun. NIP vypočítává, že s emisemi z topenišť v domácnostech při podílu 18mg TEQ dioxinů/kt uhlíku se to rovná emisím 162 g TEQ/rok, což je 50,4 % celkového množství dioxinů vypouštěných do ovzduší v celé zemi. Tvrdí se také, že tento sektor nese odpovědnost za vypouštění 17,3 % HCB a 59,4 % PCB. Závěry NIPu jsou takové, že „emise z topení v domácnostech mají stále nesporně dominantní podíl v celkovém množství znečišťujících látek uvedených v příloze C Úmluvy“.³¹ (sic) Tyto závěry ovšem nereflktují vysokou míru nejistoty ve spojení s emisními faktory.

Český NIP³² je ohledně těchto nejistot mnohem přímější když tvrdí: „V České republice..., podobně jako v jiných zemích EU... pokud jde o neprůmyslové zdroje (domácí spalování tuhých paliv, domácí spalování odpadů, požáry atd.), nelze přesně odhadnout jejich současný podíl.“(sic)

Evropské emisní bilance a Implementační plán Evropského společenství pro Stockholmskou úmluvu

Implementační plán Evropského společenství pro Stockholmskou úmluvu³³ (CIP) doplňuje národní plány jednotlivých členských států EU a byl přijat 9. března 2007.³⁴

³⁰ Zdroj: <http://issar.cenia.cz/issar/page.php?id=1711>

³¹ A: "Hlavním zdrojem emisí dioxinů do ovzduší z procesů spalování paliva je sektor bydlení, používající jednotlivá kamna a topné kotle na uhlí a biomasu, a využití kuchyňských zařízení na tato paliva pro přípravu jídla a ohřev pitné vody. Problém emisí PCDD/F z těchto zdrojů je důležitý nejen kvůli jejich podílu na celkových emisích dioxinů a furanů v Polsku (více než 36 %), ale také vzhledem k obecně nedostatečným podmínkám pro spalování a spoluspalování odpadů v pecích a sporácích."

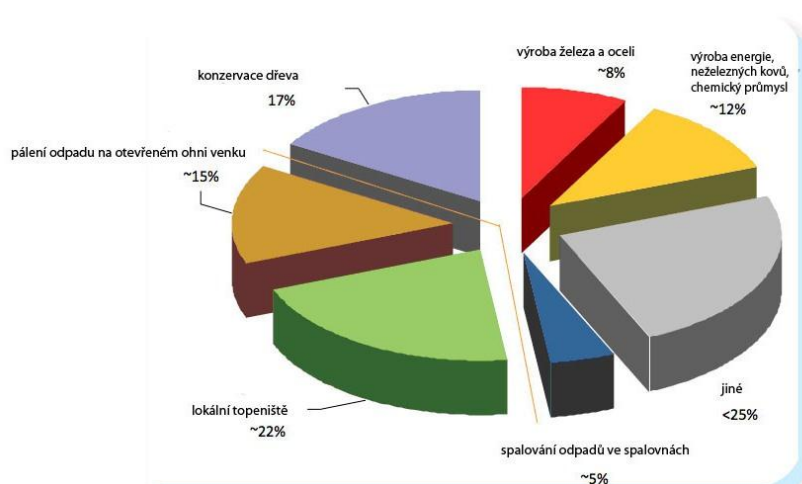
³² Czech Republic (2006). The national implementation plan for implementation of Stockholm Convention in the Czech republic. Brno

³³ Commision of the European Communities (2007). Community implementation plan for the Stockholm convention on persistent organic pollutants - Commision staff working document SEC(2007) 341, 9.3.2007. Brussels.

Základním kamenem pro CIP je nová emisní bilance dioxinů, z větší míry založená na zprávě poradců z BiPRO³⁵ pro Evropskou komisi. Ve vztahu ke zdrojům dioxinů z domácnosti CIP uvádí:

„Příspěvek domácností k emisím určitých POPs se stává relativně stále významnějším. Odhaduje se, že tyto zdroje mohou v EU přispívat k PCDD/F emisím do ovzduší až 45 % z celkového množství (BiPRO, 2006). Zdroje z domácností zahrnují vytápění obytných budov dřevem a uhlím; pálení odpadu na otevřeném ohni a spalování odpadu pro účely vytápění.“

Nepochybně existují značné nejistoty ohledně skutečného podílu zdrojů z domácností. Zatímco byla použita celá škála čísel pro výpočet celkových emisí POPs do ovzduší, velká část z nich se stále opírá spíše o odhady než přesné výpočty. Pozdější zpráva, vytvořená stejnými poradci, například zahrnuje kruhový diagram ze stránek Evropské komise, který naznačuje 22% podíl emisí z domácností a dalších 15 % ze spalování na otevřeném ohni.



Obr. 3: Hlavní zdroje emisí dioxinů do ovzduší v Evropské unii v roce 2006 [BiPRO, 2009 s původním zdrojem s odkazem na: <http://ec.europa.eu/environment/dioxin/reduction.htm>]

Zpráva od BiPRO z roku 2006, o kterou se opírá Implementační plán EU, je neobvyklou vědecko-politickou zprávou zahrnující široký rozsah technických a politických problémů. Jmenovaná studie má rozsah 335 stran, a přesto se nezdá, že by obsahovala jeden jediný řádný odkaz na citaci, i když je v ní několik vodítek, pokud jde o zdroje informací, na které se poradci spoléhali. To ji činí stěží efektivně použitelnou, protože je obtížné plně porozumět kontextu představovaných informací nebo dát patřičnou váhu věrohodnosti jejích závěrů – nebo dokonce doporučením. Je to vážný problém, protože tato zpráva vytváří základ pro zavádění mnoha důležitých aspektů Stockholmské úmluvy v EU.

³⁴ http://ec.europa.eu/environment/pops/index_en.htm

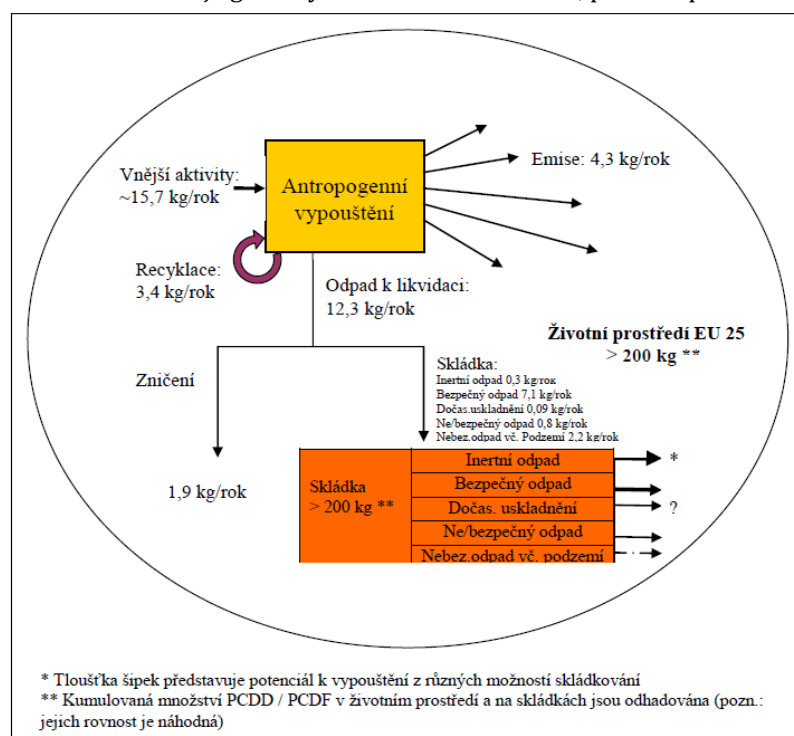
³⁵ BiPRO (2006, July 25). Identification, assessment and prioritisation of EU measures to reduce releases of unintentionally produced/released persistent organic pollutants REFERENCE:07.010401/2005/419391/MAR/D4 FINAL REPORT. Brussels: Beratungsgesellschaft für integrierte Problemlösungen for the European Commission.

Emisní bilance uváděné konzultanty z BiPRO naznačují, že hlavními zdroji emisí dioxinů do ovzduší jsou v pětadvacítce států EU následující:

- ▲ Spalování v domácnostech (~30 %)
- ▲ Spalování odpadu venku na otevřeném ohni (~15 %)
- ▲ Chemické ošetřování dřeva (~15 %)
- ▲ Železářský a ocelářský průmysl (~8 %)
- ▲ Výroba elektřiny, neželezných kovů, chemický průmysl (~5 % každý)

Mělo by být uvedeno, že podle odhadů tvoří emise do ovzduší jen asi 20 % celkových emisí dioxinů – většina dioxinů se nachází v odpadech a CIP tvrdí, že nejvýznamnějšími sektory pro vypouštění emisí PCDD/PCDF skrze odpady jsou komunální odpad (35 %), spalovny komunálních odpadů (16,5 %), výroba elektřiny (18,6 %), železářský průmysl s obloukovými pecemi (10,3 %) a prášková metalurgie (8,4 %).

Obr. 4: CIP ilustruje graficky emisní bilanci dioxinů, přičemž používá obrázek ze zprávy od BiPRO.



Úplné vysvětlení nebo odůvodnění vysokých emisí přičítaných zvláště spalování dřeva mělo být zpracováno a uvedeno ve zprávě BiPRO.

Nová emisní bilance od BiPRO se ve větší míře opírá o zprávy z jednotlivých zemí podaných EMEPu. Shromážděné údaje naznačují, že emise do ovzduší pro EU25³⁶ jsou takové, jak je uvádí tabulka 5.

Tabulka 5: Emisní faktory pro emise dioxinů do ovzduší pro státy evropské pětadvacítky dle BiPRO.

Sektor	Odhadované emise PCDD a PCDF do ovzduší (g TEQ/y)	Databáze	Emisní faktor (μg TEQ/t)	Rozpětí EF
Spalovny veškerého odpadu	270	Na základě hlášení jednotlivých zemí pro EMEP	~ 5	Není k dispozici
Spalovny pevného komunálního odpadu	20	Na základě koncentrací a emisním faktoru dle příručky (dobré čištění kouřových plynů)	0,5	0,5 – 1,3
Kovy celkem	400	Na základě EPER 2001 (EU 15)	1,9	Není k dispozici
Železo a ocel	207	Extrapolace ze zpráv Velké Británie pro EMEP	1,07	0,1 - 10
Aglomerace rudy	500	Na základě studie POPs v odpadech	2,5	0,3 - 20
Elektrické obloukové pece (EAF)	170	Na základě studie POPs v odpadech	2,4	
Výroba koksu	20	Příručka UNEP	0,3	0,3 - 3
Primární výroba mědi	0,03	Příručka UNEP	0,01	
Sekundární výroba mědi	80	Na základě studie POPs v odpadech	80	5 -800
Sekundární výroba hliníku	60	Na základě studie POPs v odpadech	28,9	příručka 0,5 – 150
Sekundární výroba zinku	2,5	Na základě studie POPs v odpadech	2,6	0,3 - 100
Olovo	1	Zprávy z jednotlivých zemí	0,5	0,5 - 80
Cement	11	Zprávy z jednotlivých zemí	0,05	0,05 - 5
Vápno	2	Příručka (účinné snižování prachu)	0,07	0,02 - 10
Papírová dř a papír	7	Zprávy z jednotlivých zemí	0,1	0,06 – 4,5
Chemický průmysl	~ 160	Extrapolace z údajů EMEP	0,1	0,0003 – 0,95
Rafinerie	6	Zprávy z jednotlivých zemí	0,1	0,06 – 1,3
Hnojiva	1	EPER		
Léčiva	10	EPER		
Výroba energie z fosilních paliv	350	Založeno na zprávách jednotlivých zemí pro EMEP	0,24	-0,01 - 1
Výroba energie z biomasy	1,7	Na základě studie POPs v odpadech	0,3	0,06 - 13
Spalování v domácnostech	1,300	Na základě zpráv jednotlivých zemí pro EMEP	50	0,002 - 225
Silniční doprava	60	Zprávy z jednotlivých zemí	0,2	0,00 – 3,5
Námořní doprava	1,7	Zprávy z jednotlivých zemí	0,25	0,1 - 4
Letecká doprava	1	Zprávy z jednotlivých zemí pro EMEP	0,1	
Železniční přeprava	10	Na základě zpráv jednotlivých zemí pro EMEP	2,9	
Spalování na otevřeném ohni	800	Na základě příručky UNEP	300	60 - 1000
Zemědělský odpad	52	Zprávy z jednotlivých zemí	5	0,5 - 30
Krematoria	7	Na základě zpráv z jednotlivých zemí pro OSPAR	5	0,4 - 90
Zdechliny zvířat	130	Extrapolováno z údajů BE		0,3 - 500
Konzervace dřeva	1000	Zprávy jednotlivých zemí týkající se kreozotu/PCP		
Drtiče šrotu	2		0,1	0,02 – 3,3

Bereme-li spalování v domácnostech jen jako jeden příklad, abychom ilustrovali potíže, které pramení z pokusu zkoumat hlouběji údaj uváděný v této tabulce, vidíme, že tabulka naznačuje, že spalování v obytných budovách bylo zdaleka největším jednotlivým zdrojem emisí do ovzduší při hodnotách 1 300 g TEQ/rok z celkového množství 5 644 g TEQ/rok³⁷ nebo jinak vyjádřeno 23 %.³⁸

Je nezvyklé, jaký je procentuální poměr rozmezí emisního faktoru uvedeného v tabulce 5 pro domácí topeniště v hodnotách 0,002 – 225, což je procentuální poměr 112 500krát od maxima do minima. To je nekonzistentní s „křížovou kontrolou“, která uvádí rozsah „údajů koncentrací z literatury“ (neúvedené) od 100 do 7 000 g TEQ/rok, což znamená procentuální poměr v hodnotě pouze 70x od maxima do minima. Je jasné, že při „křížové kontrole“ nebylo využito plného rozsahu emisních faktorů jako v tabulce 5 - 3.

Emisní faktory použité v Evropské emisní bilanci pokryly rozpětí od 1 do 500 µg I-TEQ/t (viz tabulku6) založené na úrovních kontaminace paliva. Je zřejmé, že předpoklady založené na obou koncích tohoto rozpětí mohou mít velký dopad na celkové emise.

Tabulka 6: Emisní faktory pro dřevo použité v Evropské emisní bilanci

Čisté dřevo	Mírně kontaminované (bez PCP)	Silně kontaminované (bez PCP)
1	50	500

Podíváme-li se na podíl spalování v domácnostech na celkových emisích dioxinů uváděný BiPRO jako 23%, pak za zmínku stojí závěr, k němuž došel kolektiv vědců vedený Leem ve studii napsané pro britské Ministerstvo životního prostředí, potravin a zemědělství.³⁹ Měřili rozsah emisí ze spalování uhlí a dřeva v domácnostech ve Velké Británii a zjistili, že poměr k celkové emisní bilanci dioxinů a PCB byl velmi malý. Lee a kol. ve studii došli k závěru, že „celkové emise ze spalování uhlí a dřeva v domácnostech jsou asi 7 g TEQ/rok, neboli jen 2 % celkových emisí“. Výsledky shrnuje následující tabulka 7.

³⁷ Celkové množství nebylo do zprávy zahrnuto.

³⁸ Není jasné, proč to BiPRO uvádí jako > 30% na obr. 5-2, byla to chyba? Stejně tak není jasné, jak došli na obr. 5-3 k údaji, že emise z domácích topenišť jsou cca 1, 500 g TEQ/rok, čímž přidávají dalších 200g TEQ/rok (více než celé uváděné emise z chemického průmyslu) oproti údaji v tabulce. "Křížová kontrola" z příručky (toolkitu) ukazuje, že emise by měly být 200g. Toto BiPRO prohlásilo jako validní, i když faktor dokládá, že bylo použito 50 ug/t jako průměrný faktor příručky pro "lehce kontaminovanou biomasu"!

³⁹ Lee RG, Coleman P, Jones JL, Jones KC, Lohmann R (2005) Emission factors and importance of PCDD/Fs, PCBs, PCNs, PAU and PM10 from the domestic burning of coal and wood in the U.K. Environ Sci Technol 39:1436-1447

Tabulka 7: Odhadované vstupy ze spalování uhlí a dřeva v domácnostech ve Velké Británii. Podíl emisí do ovzduší a potenciální podíl na emisní bilanci Velké Británie

	Celkové odhadované množství emisí		Velká Británie (NAEI ^c za 1998)	Podíl spalování v domácnostech (%)	Další odhady
	uhlí	dřevo			
množství (t/rok)	2,40E+06	7.21E+05			
Σ PAU (t/rok) ^a	420	31	2685	17%	90% (5)
BaP (t/rok) ^a	3,7	0,9	13	36%	
ΣPCBs (kg/rok)	21	0,5	2840	0,1%	
ΣCl ₄₋₈ DD/Fs (g/rok)	555	36	40100	1%	
ΣTEQ (g/rok) ^b	7,2	0,1	401	2%	12% (2)
ΣPCNs (kg/rok)	1,6	0,09	284	1%	
PM ₁₀ (kt/rok)	25	5,7	210	15%	

a) EF pro uhlí PM₁₀ od ref. 5 b) van den Berg a kol., ref 16 c) Ref 33

Emisní bilance uváděná organizací BiPRO⁴⁰ se poněkud liší od původní „konečné“ evropské Emisní bilance dioxinů – etapa II, je však poněkud blíže aktualizaci vydané v roce 2004.⁴¹ To nasvědčuje tomu, že neprůmyslové zdroje se na celkových emisích dioxinů podílely hodnotami mezi 952 a 2,257 gramy⁴² ve srovnání s celkovou bilancí mezi 1,963 a 3,752 gramy. Hodnoty mezi 116 a 187 gramy byly odhadnuty pro nelegální spalování odpadu v domácnostech; hodnoty mezi 82 a 937 gramy pro spalování lignitu a uhlí v kotlích, kamnech a krbech v obytných budovách a mezi 523 a 969 gramy pro spalování dřeva v kotlích, kamnech a krbech. To bylo proto ohodnoceno jako zdaleka největší zdroj emisí dioxinů. Společně tak emise z pálení pevných paliv v domácnostech (dřeva a uhlí) podle odhadu tvoří více než 60 % všech neprůmyslových emisí PCDD/F.

Tabulka 8: Srovnání odhadů maximálních emisí z roku 1985 s odhady emisí z roku 2005 pro všechny zahrnuté zdroje

SNAP		1985 horní odhad	2005		Snížení/Zvýšení (%)		Trend	Pravděpodobné snížení o 90 %?	
			Min	Max	Max	Min			
01	Elektrárny	Fosilní paliva	666	50	69	-92	-90	↓↓↓↓	Ano
0202	Spalování v domácnostech: kotle, kamna, krby	dřevo	989	523	969	-47	-2	↓	Ne
0202	Spalování v domácnostech: kotle, kamna, krby	Uhlí/lignit	900	82	337	-91	-63	↓↓↓	Ne
0301	Spalování v průmyslu/ kotle, turbíny na plyn, stacionární motor		238	39	78	-84	-67	↓↓↓	Ne
030301	Aglomerace rudy		1650	387	470	-77	-71	↓↓↓	Ne
030308	Sekundární výroba zinku		450	20	20	-96	-96	↓↓↓↓↓	Ano
030309	Sekundární výroba mědi		29	15	17	-49	-40	↓↓	Ne

⁴⁰ Lee RG, Coleman P, Jones JL, Jones KC, Lohmann R (2005) Emission factors and importance of PCDD/Fs, PCBs, PCNs, PAU and PM10 from the domestic burning of coal and wood in the U.K. *Environ Sci Technol* 39:1436-1447

⁴¹ Quass, U., Fermann, M., & Broker, G. (2004). The european dioxin air emission inventory project - final results. *Chemosphere*, 54(9), 1319-1327

⁴² Všechny hodnoty uváděné v gramech se zde myslí v g TEQ/rok. Výpočty se týkají pouze emisí do ovzduší.

030310	Sekundární výroba hliníku		65	21	60	-68	-7	↓↓	Ne
30311	Cement		21	14	50	-32	+137	↔	Ne
030326	Další zdroje: obnova kovů z kabelů		750	40	50	-95	-93	↓↓↓↓↓	Ano
040207	Elektrické pece na výrobu oceli		120	141	172	+17	+43	↑	Ne
040309	Další: slévárny barevných kovů		50	38	72	-25	+44	↔	Ne
040309	Další : aglomerace speciálních materiálů a struskovny		200	1	1	-100	-100	↓↓↓↓↓	Ano
060406	Konzervace dřeva		390	118	310	-70	-20	↓↓	Ne
0701	Silniční doprava		262	41	60	-84	-77	↓↓↓	Ne
090201	Spalování odpadu z domácností a komunálního odpadu	Zákonné spalování	4000	178	232	-96	-94	↓↓↓↓↓	Ano
090201	Spalování odpadu z domácností a komunálního odpadu	Nezákonné spalování (domácnosti)	200	116	187	-42	-6	↓	Ne
090202	Spalování průmyslového odpadu	Nebezpečný odpad	300	16	45	-95	-85	↓↓↓	Ne
090207	Spalování odpadu z nemocnic		2000	51	161	-97	-92	↓↓↓↓↓	Ano
090901	Kremace: spalování mrtvol		28	13	22	-55	-23	↓↓	Ne
1201	Požáry		382	60	371	-84	-3	↓↓	Ne
Celkem ze zahrnutých zdrojů (g I-TEQ/year)			13690	1963	3752	-86	-73	↓↓↓	Ne
Zdroje z průmyslu (g I-TEQ/rok)			10539	1011	1495	-90	-86	↓↓↓	Ne
Neprůmyslové zdroje (g I-TEQ/rok)			3151	952	2257	-70	-28	↓↓	Ne

Tyto údaje, v kontrastu s výsledky od BiPRO, odpovídají spíše EU 17 než pro EU 25. Je zjevné, že výsledky, které jsou nejbližší emisní bilanci BiPRO jsou maxima z roku 2005 – ačkoliv existuje řada větších nevysvětlených změn včetně chemicky ošetřovaného dřeva v rozmezí 118 – 310 g u Quasse a kol. (2004) a 1 000 g u BiPRO. Pro elektrárny na fosilní paliva se uvádí 350 g u BiPRO oproti 50 -67 g u Quasse atd. To může být sice částečně vysvětleno poněkud vyšším obsahem dioxinů v emisích z těchto zdrojů v nových členských zemích EU,⁴³ ale je nutná mnohem jasnější analýza, aby bylo možné provést odborně podložené posouzení výsledků a vyhnout se potřebě takové spekulace.

Bohužel není také možné efektivně vypracovat analýzu rozložení emisí mezi ovzduším, vodou a v odpadech či do půdy pro všechny emise POPs pro konkrétní procesy (typy provozů) dle poznámek zprávy BiPRO.

Pro zvolení příslušných hodnot emisních faktorů nemá konzultační firma BiPRO žádné zdůvodnění, a to dokonce ani v případě, kdy jsou v souhrnných tabulkách uváděna široká rozpětí hodnot. Mnohem vhodnějšími emisními faktory pro spalování zemědělských reziduí a spalování odpadu na otevřeném ohni by byly ty, které navrhuje P. Costner (viz tabulku 9).

⁴³ BiPRO (2004). Dioxins & PCBs: Environmental Levels and Human Exposure in Candidate Countries Reference: ENV.C.2/SER/2002/0085 Final Report.

Tabulka 9: Emisní faktory pro dioxiny z otevřeného spalování nejlépe doložené vědeckými studiemi

	Emisní faktory pro vypouštění do ovzduší	Emisní faktory pro vypouštění do půdy	Emisní faktory pro vypouštění do reziduí (odpadů)
ng TEQ/kg			
Lesní požáry, požáry na zatravněných plochách, vřesovištích a slatinách	0,125 – 0,5	0,02 – 0,05	
Zbytky ze zemědělství, otevřené spalování	0,5 – 0,8	0,02 – 0,05	
Odpad z domácností, otevřené spalování			
Obsah bez PVC, 0 %	4,4 - 14		0,3
Střední obsah PVC, 0,2 % nebo méně	17 - 79		0,3 – 343
Vysoký obsah PVC, 1,0 – 7,5 %	200 – 5 000		343 – 892
Požáry skládek a smetišť	23 - 46		120 – 170

Emisní faktory pro uhlí a dřevo jsou diskutovány níže.

V přehledu týkajícím se emisí z vytápění a spalování v domácnostech BiPRO dochází k následujícím závěrům:

- Hlavními zdroji dioxinů v domácnostech je vytápění a vaření s použitím pevných paliv a spalování odpadu.
- Sběr informací týkající se současných znalostí emisních faktorů (dále jen EF) prokázal, že stávající EF jsou spojeny se značnou nejistotou a že vytvoření detailních EF na poli pevných paliv může být obtížné, protože rozdíly v podmínkách spalování jsou rozhodujícím parametrem pro výsledné emise a podmínek standardizovaných měření používaných pro určení EF se sotva kdy dosáhne.
- Bereme-li v úvahu, že značná část m20nožství pevného komunálního odpadu (PKO) je ilegálně spalována dokonce v zemích s tradicí přísné kontroly dodržování zákonných norem, mohou velmi specifické EF vytvářet iluzi přesnosti odhadu emisí, která neexistuje.
- Emise dioxinů nejsou v současné době hybnou silou, která by udávala tón environmentální politiky v oblasti domácích topenišť, ale potenciál snižování emisí je vysoký; i jednoduchými prostředky lze dosáhnout snížení emisí až o 80 %.
- Snížení emisí dioxinů ze zdrojů v domácnostech se dosahuje přímými opatřeními jako například zákazem spalování domácího odpadu. Takový zákaz je žádoucí ve všech členských státech EU.
- I další zásady a postupy, jako ty, které mají vztah ke klimatickým změnám a čistému ovzduší, přispívají ke snižování emisí dioxinů z domácností.
- Vzrůstající informovanost a vzdělávání ohledně potenciálních důsledků dioxinů na zdraví a životní prostředí jsou klíčové pro akceptaci veřejností a aplikaci opatření, která snižují emise dioxinů.

- Výměna informací, koordinace a harmonizace údajů o emisích při odhadování emisí dioxinů v jednotlivých zemích jsou nezbytné pro získání mnohem spolehlivějších emisních bilancí. V rámci EU se značně liší údaje o spotřebě paliva na osobu, typu používaného paliva a také klimatické podmínky.

Závěrečná zpráva poskytla detailní informace pro individuální odhad potenciálu snížení emisí dioxinů ze zdrojů v domácnostech v každém členském státu.

Mezinárodní směrnice týkající se emisí dioxinů z domácích topenišť

Dokument Stockholmské úmluvy „Směrnice o nejlepších dostupných technikách (BAT), a prozatímní pokyny k nejlepším postupům šetrným k životnímu prostředí (BEP), zkráceně BAT/BEP.

Směrnice Stockholmské úmluvy k nejlepším dostupným technikám a prozatímní pokyny k nejlepším postupům šetrným k životnímu prostředí (“**Směrnice BAT/BEP**”) (Stockholmská úmluva, 2007)⁴⁴ říká, že “pálení na otevřeném ohni může stále být poslední možností tam, kde neexistují žádné alternativní metody pro likvidaci nebo využití kvůli neadekvátní infrastruktuře; kde je požadována sanitární likvidace, aby se zvládaly nemoci a škůdci; nebo v případě katastrofy či jiného stavu nouze (Great Lakes Binational Toxics Strategy 2004)”. Zdůrazňuje se zde však, že “domovní odpad by neměl nikdy být spalován ve spalovacích zařízeních uvnitř obytných prostor jako kamnech, krbech nebo kotlích” (viz část VI.C Směrnice).

Zdroje spalování v obytných domech – shrnutí

Tato část Směrnice považuje spalování dřeva, uhlí a plynu stejně jako jiných organických látek za vhodné především pro topení a vaření v obytných prostorách. Spalování probíhá v ručně obsluhovaných kamnech nebo krbech, nebo, v případě větších systémů ústředního topení, v zařízeních zapalovaných automaticky. Studie prokázaly, že ze zdrojů spalování v obytných prostorách se s ohledem na jejich velké množství uvolňují chemické látky uvedené v Příloze C (Annex C) Stockholmské úmluvy ve značném objemu. Množství uvolněných chemických látek primárně závisí na použitém palivu (domácí odpad, naplavené dřevo nasáklé mořskou solí a chemicky ošetřované dřevo jsou významnými zdroji PCDD/F) stejně jako na efektivitě spalování. Efektivita spalování závisí na jeho teplotě, na tom, jak dobře jsou plyny smíchány, době setrvání paliva v ohništi (spalovací komoře, kamnech, krbu), dostatečném přísunu kyslíku a vlastnostech paliva. Při velkém počtu spalovacích zařízení v obytných prostorách tato zařízení nezanedbatelně přispívají k celkovému množství uvolněných látek uvedených v Příloze C.

Účinné spalování čistého, chemicky neošetřeného paliva pro vaření a topení má primární význam pro snížení tvorby a uvolňování chemických látek uvedených v Příloze C. Strategie pro minimalizaci vypouštění chemických látek, uvedených v Příloze C ze zdrojů spalování ve vnitřních prostorách, zahrnují vzdělávání veřejnosti, osvětové a školicí programy týkající se řádného používání zařízení, používání vhodného paliva a dopadů neřízeného spalování v obytných prostorách. Technika pro snižování úniků chemických látek používaná v průmyslu není běžně dostupná pro vytápění menších obytných prostor a pro spotřebiče a zařízení určená pro vaření. Nicméně používání vhodně zkonstruovaných kamen spolu se správnou obsluhou může účinně snižovat tvorbu a úniky chemických látek uvedených v Příloze C, navíc s důležitou přidanou hodnotou zlepšení kvality vzduchu vnitřních prostor.

⁴⁴ Stockholm Convention (2007, May). *Guidelines on best available techniques and provisional guidance on best environmental practices relevant to article 5 and annex C of the stockholm convention on persistent organic pollutants - adopted at COP 3, May 2007*. Geneva, Switzerland

Nejlepší dostupná technika pro domácí topeniště zahrnuje vestavěné hořáky s komínovými průduchy, produkujícími nízké emise a používání suchého vyzrálého dřeva. V zemích, kde tato paliva a zařízení nejsou dostupná, patří mezi nejlepší dostupné techniky pro spalování ve vnitřních prostorách a nejlepší postupy z hlediska vlivu na životní prostředí separace domácího odpadu od paliva, aby se zabránilo pálení takového odpadu v zařízeních určených pro topení a vaření. Ve všech zemích by se mělo předcházet používání chemicky ošetřeného dřeva, naplavovaného dřeva obsahujícího mořskou sůl a používání plastů na podpal nebo dokonce jako paliva.

Vaření a topení s použitím dřeva je běžnou a důležitou činností ve všech zemích světa. Jakékoliv kroky vedoucí ke snížení emisí chemických látek uvedených v Příloze C budou muset brát v úvahu místní společenské, kulturní a ekonomické faktory. Pro osvětlení tohoto faktoru obsahuje Směrnice BAT/BEP případové studie z Austrálie a Nového Zélandu.

Tabulka 10: Srovnávací emisní faktory PCDD/PCDF ze spalování čistého a kontaminovaného dřeva

Typ zařízení	Emisní faktory: $\mu\text{g TEQ/TJ}$ biomasy spálené v ovzduší	Koncentrace: ng TEQ/kg reziduí v popelu
Spalování kontaminovaného dřeva/biomasy v kamnech	1,500	1,000
Spalování čistého dřeva/biomasy v kamnech	100	10

a) TJ = terajoule = 1×10^{12} joule

Směrnice BAT/BEP upozorňují na to, že v sazích a popelu ze spalování v kamnech na dřevo a krbech byla naměřena „měřitelná množství tetrachlorodibenzo-p-dioxinu (TCDD). V komínových usazeninách ze spalování v obytných prostorách byly zjištěny profily kongenerů PCDD/F, obdobné profilům spalin ze spaloven komunálního odpadu. To naznačuje, že dřevo používané ve spalovacích zařízeních v obytných prostorách může být značně kontaminované a že se jako palivo v topeništích na dřevo nejspíš používají také nevhodné materiály jako například plasty.“

To není příliš překvapivé, protože Směrnice upozorňuje, že „emise z obytných prostor jsou málo hlídané. Většina kamen a krbů je špatně obsluhována, důsledkem čehož je neodpovídající množství kyslíku a nízká turbulence spalovaných plynů (zásluhou přílišného přikládání nebo používáním nadměrných kusů dřeva). Za takových okolností se při spalování v nich nejen uvolňují znečišťující plynné částice, ale také pevné znečišťující látky obsahující PCDD/F, které způsobují přenos těchto látek v pevných odpadech ze spalování.“

Potenciální problémy při spalování v domácích topeništích jsou shrnuty do následující tabulky 11.

Tabulka 11: Tabulka shrnující problémy související se spalováním různých paliv v domácích topeništích. Převzato ze zdroje: CPSC, USEPA & American Lung Association, 2004, *What You Should Know about Combustion Appliances and Indoor Air Pollution*. CPSC Document 452, Consumer Product Safety Commission.

Typ zařízení	Palivo	Obvyklé problémy
Kotel ústředního topení Topidla v místnostech Krby	Zemní plyn nebo topný olej	Prasklý výměník tepla Nedostatek vzduchu pro řádné spalování Vadný/zablokovaný kouřovod Špatně seřízený hořák
Kotel ústředního topení	Nafta	Prasklý výměník tepla Nedostatek vzduchu pro řádné spalování Vadný/zablokovaný kouřovod Špatně seřízený hořák
Kotel ústředního topení Topidla v místnostech	Dřevo	Prasklý výměník tepla Nedostatek vzduchu pro řádné spalování Defektní nebo blokový průduch Mladé nebo ošetřované dřevo
Kotel ústředního topení Kamna	Uhlí	Prasklý výměník tepla Nedostatek vzduchu pro řádné spalování Vadný rošt Defektní nebo blokový průduch Uhlí nízké kvality Vysoká vlhkost paliva
Kuchyňské sporáky Trouby (na pečení)	Zemní plyn nebo topný olej	Nedostatek vzduchu pro řádné spalování Špatně seřízený hořák Nesprávné použití jako topidla
Topidla v místnostech Topidla ústředního topení	Kerosin	Nevhodná úprava Špatné palivo (ne K-1) Špatná výška knotu Nedostatek vzduchu pro řádné spalování
Kamna Krby	Dřevo Uhlí	Nedostatek vzduchu pro řádné spalování Defektní nebo blokový průduch Mladé nebo ošetřované dřevo Prasklý výměník tepla nebo topeniště Nevhodné palivo pro obytné prostory určené zejména ke spaní
Ohřívače vody	Zemní plyn nebo topný olej	Nedostatek vzduchu pro řádné spalování Defektní nebo blokový průduch Špatně seřízený hořák

Plasty, chlór a případné příčiny zvýšené tvorby POPs

UNECE potvrzuje, že emise PCDD/F vysoce závisí na podmínkách, za kterých dochází k ochlazování při spalování a tvorbě spalin. Uhlík, chlór, nadbytek katalyzátoru a kyslíku jsou nezbytné pro vytváření PCDD/F.

Výskyt emisí HCB ze spalovacích procesů je velmi nejistý, ale celkem vzato, procesy, které v průběhu spalování vedou k tvorbě PCDD/F vedou také ke vzniku HCB emisí.

PCDD/F vznikají jako důsledek de-novo syntézy při teplotách mezi 180 °C a 400 °C (Karasek & Dickson, 1987).⁴⁵

Emise PCDD/F mohou být významně ovlivněny přikládáním běžně používaného papíru, papírových desek nebo malých kousků dřeva v různých množstvích, či dokonce přikládáním dřevěných hoblin a plastů.

Některé domácnosti určitě spalují v topeništích domovní odpad, ať už z důvodu snížení nákladů na otop nebo vyhnutí se poplatkům za likvidaci odpadu.

Jedním velice významným zdrojem chlóru v komunálním pevném odpadu (MSW) je PVC⁴⁶, které obsahuje přibližně 50% chlóru. To znamená, že polovina chlórovodíku ve spalinách ze spaloven komunálního odpadu má svůj původ pravděpodobně v PVC, ale v případě domácích topenišť je jeho podíl více než nejistý.

Přestože existuje velmi málo studií, které zkoumají emise za okolností spoluspalování různých materiálů v domácích topeništích, BiPRO se ve své zprávě pro Evropskou komisi spoléhá na Hedmanovu práci a dochází k závěru, že zatímco spoluspalování papíru s palivovým dřívím množství emisí nezvyšuje, plasty zvyšují emise dioxinů až desetinásobně. Poznává také, že ke stejným závěrům dochází celá řada dalších studií (např. Enviro 2006), které neuvádějí určité výsledky měření, ale pouze průměrné nebo min.-max. hodnoty. Pro spalování kontaminovaného dřeva se uvádí hodnoty v rozsahu 785-28.570 µg TEQ/TJ (11-400 µg/t).

Hübner a kol. (Hübner, Boos & Prey, 2005) uvádějí,⁴⁷ že nejvyšší emise dioxinů zjistili u domácích topných zařízení na tuhá paliva, kdy spolu s palivem byla spalována významná množství jiných spalitelných látek jako domácího odpadu anebo tyto spalitelné látky byly využívány k jednoduššímu zapálení ohně. Obecně řečeno, zjistili, že je „běžnou praxí pro urychlení spalování používat papír, papírové desky nebo malé kusy dřeva v různém množství, a dokonce dřevěné hobliny a

⁴⁵ Karásek, F. W., & Dickson, L. C. (1987). Model studies of polychlorinated dibenzo-p-dioxin formation during municipal refuse incineration. *Science*, 237(4816), 754-756. doi:10.1126/science.361660

⁴⁶ *Výroba PVC mohla dle dostupných dat v roce 2010 překročit 30 milionů tun/rok. Mezi hlavní využití PVC v Evropě patří stavebnictví, které využívá 57 % celkové roční spotřeby PVC. Kromě toho se PVC používá v mnoha zařízeních, jako jsou domácí spotřebiče (18 %), obaly (9 %), elektrická a elektronická zařízení (7 %), vybavení automobilů (7%), nábytek (1 %) a další aplikace (1 %). Podle těchto statistik bude množství PVC v odpadech významně narůstat. Likvidace těchto odpadů, které zahrnují komunální a průmyslový odpad, je v současnosti považována za významný environmentální problém.*

Quoted in Saeed, L., Tohka, A., Haapala, M., & Zevenhoven, R. (2004). Pyrolysis and combustion of PVC, pvc-wood and pvc-coal mixtures in a two-stage fluidized bed process. Fuel Processing Technology, 85(14), 1565-1583

⁴⁷ Hübner, C., Boos, R., & Prey, T. (2005). In-field measurements of PCDD/F emissions from domestic heating appliances for solid fuels. *Chemosphere*, 58(3), 367-372. doi:doi: 10.1016/S0045-6535(03)00702-1

plasty". Také si všimli, že spalování odpadních materiálů v předešlých dnech a týdnech mohlo mít vliv na koncentraci PCDD/F ve vzorcích odebraných později, protože kontaminované saze mohou být vyloučeny několik dnů po svém vytvoření. Obecně platí, že tento "paměťový efekt" může mít významné důsledky na vyšší koncentrace dioxinů v emisích ze spalovacího zařízení.

Odpad s obsahem chlóru v plastech zapříčinil podle Hedmana a kol. poměrně vysoké emise v hodnotách 310 ng WHO-TEQ/ kg v průběhu celého spalovacího cyklu⁴⁸.

Wevers a kol.⁴⁹ uvádějí emisní faktory pro úniky do ovzduší ve středních hodnotách 24.4 ng TEQ/kg a 350 ng TEQ/kg, když páčil spalitelnou část odpadu z domácností s chemicky neošetřovaným, resp. ošetřovaným dřevem v kamnech na dřevo určených pro vytápění domácností.

Šyc a kol.⁵⁰ nedávno publikovali první řadu emisních faktorů vybraných znečišťujících látek ze spalování paliva 5 typů (lignitu, černého uhlí, smrku, buku a kukuřice) v šesti různých topidlech s různých spalovacích konstrukcí určených pro domácnosti.

Výzkumníci studovali účinek paliva stejně jako typu kotle ve 46 případech spalování během nichž byly naměřeny četné EF, včetně EF prachových částic (PM₁₀), oxidu uhelnatého, polyaromatických uhlovodíků (PAU), hexachlorbenzenu (HCB), polychlorovaných dibenzo-p-dioxinů a dibenzofuranů (PCDD/F) atd.

Nejvyšší EF nechlórovaných znečišťujících látek byly naměřeny u starých typů prohořivacích a odhořivacích kotlů a u kamen s ručním přikládáním a přirozeným tahem. Emise těchto znečišťujících látek u moderních typů kotlů (automatických, zplyňovacích) byly desetinásobně či ještě vícenásobně nižší.

Autoři docházejí k závěru, že rozhodujícím faktorem pro podíl jednotlivých emisí nechlórovaných znečišťujících látek byl typ spalovacího zařízení; typy paliva hrají pouze vedlejší roli. Emise chlórovaných znečišťujících látek byly úměrné především obsahu chlóru v palivu, ale typ zařízení rovněž významně ovlivňoval podíl jednotlivých emitovaných látek. Celkem překvapivě byly pozorovány vyšší EF u PCDD/F při spalování černého uhlí s obsahem chlóru u moderních typů kotlů (automatických, zplyňovacích). Na druhou stranu při spalování černého uhlí byly zjištěny u starých typů kotlů vyšší emise HCB než u moderních typů.

⁴⁸ Hedman, B., Näslund, M., & Marklund, S. (2006). Emission of PCDD/F, PCB, and HCB from combustion of firewood and pellets in residential stoves and boilers. *Environ Sci Technol*, 40(16), 4968-4975. doi:10.1021/es052418

⁴⁹ Wevers, M., De Fre, R., Vanermen, G., 2003. PCDD/F and PAH emissions from domestic heating appliances with solid fuel. *Organohalogen Cpd.* 63: 21-24. See also Launhardt, T. & Thoma, H. (2000). Investigation on organic pollutants from a domestic heating system using various solid biofuels. *Chemosphere*, 40(9-11), 1149-1157

⁵⁰ Šyc, M., Horák, J., Hopan, F., Krpec, K., Tomšej, T., Ocelka, T., et al. (2011). Effect of fuels and domestic heating appliance types on emission factors of selected organic pollutants. *Environmental Science & Technology*, 45(21), 9427-9434

Gullet a kol. v regionu San Francisca zjistili emisní faktory pro tři typy paliva (Gullet et al. 2003). Ačkoliv se tito autoři nevěnují zvláště obavám spojeným se spalováním plastů, testovali "umělá polena". Umělá polena pocházela od jednoho výrobce a byla vyrobena z "vosku a pilin". Tato umělá polena značně zvýšila koncentraci chlóru ve srovnání s dubem a borovicí, ačkoliv autoři poznamenávají, že "u výrobců se předpokládá značné kolísání ve složení, protože se jedná o standardizovaný výrobek s různými složkami z místních zdrojů materiálu" (viz tabulku 11).

Tabulka 11: Skladba paliva ve spalovacích pokusech Gulleta a kol. (Gullet et al. 2003)

Parametry paliva	Dub	Borovice	Umělá polena
Základní analýza (suché palivo)			
Uhlík (%)	48.09	49.73	70.37
Vodík (%)	6.16	6.39	X.88
Dusík (%)	<0.5	<0.5	0.55
Síra (%)	<0.05	<.05	0.13
Chlór (ppm)	<50	<50	437
Popel (%)	0.66	0.27	0.44
Kyslík (% by differ.)	45.09	43.61	17.63
Teplota spalování (MJ/kg)	19.0	19.7	34.0
Technický rozbor (suché palivo) (%)			
Těkavé látky	84.36	90.7	92.44
Popel (%)	0.66	0.27	0.44
Vázaný uhlík (podle rozdílu)	14.98	9.03	7.XII
Průměrná vlhkost (%)			
Metodou sušení v peci	16.2	8.7	1.0
Vlhkoměr	17.3	8.8	1.0

Průměrné emisní faktory pro PCDD/F stanovili Gullet a kol. v rozsahu 0,25 až 1,4 ng TEQ/ kg spalovaného dřeva pro paliva z přírodního dřeva a 2,4 ng TEQ/ kg pro umělá polena.

Směsné plasty – je lepší je recyklovat nebo spalovat?

Otázka, zdali je lepší recyklovat nebo spalovat odpady z plastů je důležitá z celkového pohledu perspektivy životního cyklu. Kukačka a Raschman⁵¹ tvrdili ve své výzkumné zprávě, že „spalování a zplyňování se jeví jako nejvýhodnější postup energetického využití směsných odpadních plastů“ a „s ohledem na vysoké náklady související s přepravou plastových odpadů“ doporučili vybudovat síť velkých a

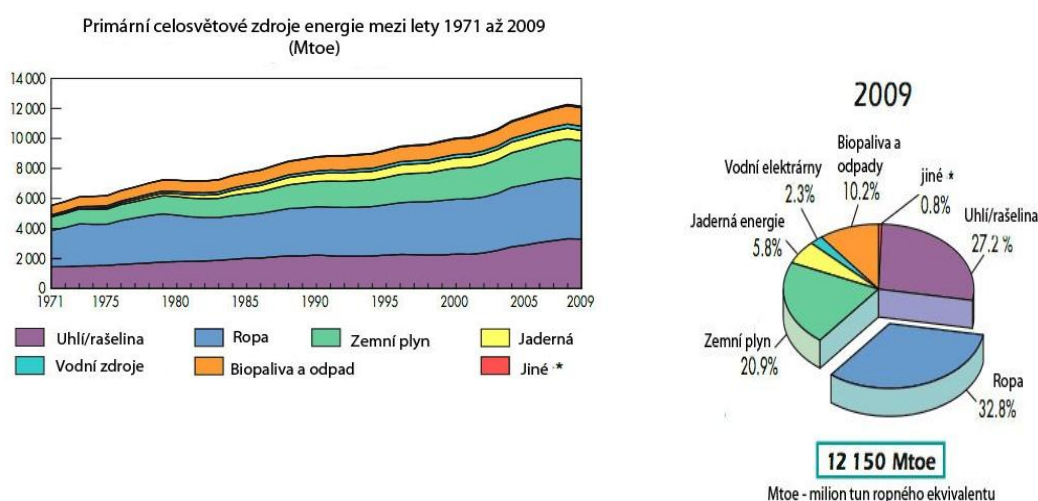
⁵¹ Kukačka, J., Raschman, R. 2010: Možnosti energetického využití komunálních odpadních plastů. Odpadové fórum (Waste Management Forum) 10/2010; 14 – 16.

malých spaloven a zplyňovacích závodů po celé České republice. Tato tvrzení vyžadují pečlivé přezkoumání, protože nejsou konzistentní s výsledky meta-recenzí, které se týkají hodnocení životního cyklu pro využití plastů. Důležitý příklad se vztahuje k práci programu WRAP ve Velké Británii (Waste Resources Action Programme). Jde o vládní výzkumnou organizaci, která provedla odborné posouzení mezinárodních studií pod názvem „*Environmental Benefits of Recycling*”⁵². („Přínos recyklace pro životní prostředí“). Tato studie ukazuje, jak zvyšující se recyklace pomáhá zvládat změnu klimatu a zdůrazňuje důležitost recyklace před spalováním a skládkováním jako nejvhodnějšího postupu vpřed. Zvláště důležité je to, že WRAP na základě důkazů zde došel k závěru, že „*V naprosté většině případů představuje recyklace materiálů větší přínos pro životní prostředí než spalovny nebo skládky*“. Detailnější rozbor tohoto výzkumu najdete v Příloze 2.

⁵² WRAP (2006). *Environmental Benefits of Recycling - An international review of life cycle comparisons for key materials in the UK Recycling Sector* Sep 2006. Banbury, Waste Resources Action Programme.

Spalování uhlí

Spalování uhlí se v současné době podílí asi 27% na světových primárních zdrojích energie (OECD/IEA, 2011)⁵³, ale v některých zemích je procentuální podíl z celkového množství mnohem vyšší – což je zvláště významné v Číně, kde uspokojují 69-76% potřeby primárních zdrojů energie z uhlí (NBSC, 2009 – citace od Shena 2010⁵⁴). Nezvyklé spoléhání se Číny na uhlí, jak v komerčních oblastech, tak v domácnostech, pomáhá vysvětlit proč tolik současných výzkumů ohledně používání uhlí v domácnostech pochází právě z Číny.



V mnoha místech východní Evropy je používání uhlí v domácnostech stále relativně časté, i když méně než v Číně. Zvláště to platí pro Polsko, které je devátým největším producentem uhlí na světě.

Fáze 1 Evropské emisní bilance (Quass, Fermann & Bröker, 1997)⁵⁵ uvádí, že zatímco je „zcela zřejmé“, že spalování dřeva v domácnostech je významné a důležité pro celkové emise PCDD/F v Evropě, spalování uhlí a lignitu v zařízeních v obytných budovách „přispívá jen v menší míře“.

To může být trochu překvapivé při daných úrovních množství chlóru, která se nacházejí v některých druzích uhlí ve srovnání s dřevem (spalovaným) v domácnostech (viz tabulku zz). Tillman a kol. například vysvětlují, že zatímco koncentrace

⁵³ OECD/IEA, 2011, *Key World Energy Statistics 2011*, Organisation for Economic Co-operation and Development,

⁵⁴ Shen, G., Wang, W., Yang, Y., Zhu, C., Min, Y., Xue, M., Ding, J., Li, W., Wang, B., Shen, H., Wang, R., Wang, X. & Tao, S., 2010, Emission factors and particulate matter size distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons from residential coal combustions in rural Northern China, *Atmospheric Environment*, 44(39), pp. 5237-43

⁵⁵ Quass, U., Fermann, M., & Bröker, G. (1997). *The European dioxin emission inventory stage I volumes 1 - 2*. prepared by the North Rhine Westphalia State Environment Agency on behalf of the European Commission, Directorate General for Environment (DG ENV) Contract No.: 96/771/3040/DEB/E1

chlóru jsou významně vyšší u rostlinného materiálu než v různých ložiscích uhlí, výjimku tvoří palivové dříví a mnoho dalších materiálů z biomasy⁵⁶.

Tabulka 12: Obsah chlóru ve vybraných ložiscích uhlí a popelu z jeho spalování

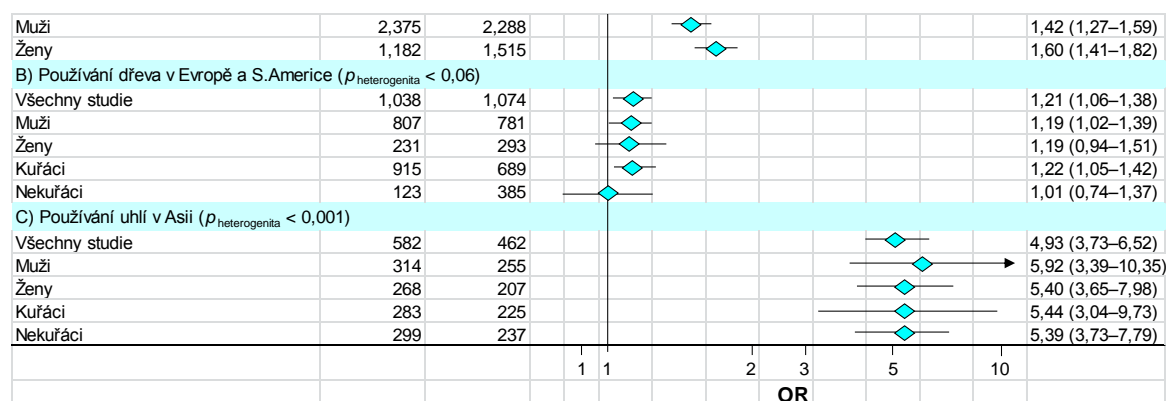
země	uhlí	Koncentrace chlóru v uhlí (ppm)	Koncentrace chlóru v popelu z uhlí (ppm)
Bulharsko	Marica (západ)	150	290
	Sofia	80	290
	Elhovo	90	210
	Marica (východ)	200	500
	Bobov Dol	360	1150
	Balkan	150	390
	Austrálie	Ebenezer	370
	Wambo	360	2950
	Blair Athol	440	3930
	Lithgow	480	2250
	Moura	710	6890
USA	Usibelli (Aljaška)	90	970
	Black Thunder	200	3190
	Illinois	750	6470
Japonsko	Taiheyo	1090	4700
	Akabira	110	220
	Sunagawa	200	660
	Takashima	230	2800
Kanada	Coal Valley	140	1370
	Fording River	280	2720
Jižní Afrika	Ermelo	260	2430
Čína	Datong	210	1590
Ukrajina	Donbas	500	3420

⁵⁶ Tillman, D. A., Duong, D., & Miller, B. (2009). Chlorine in solid fuels fired in pulverized fuel boilers — sources, forms, reactions, and consequences: A literature review. *Energy & Fuels*, 23(7), 3379-3391

Tabulka 13: Koncentrace chlóru v biomase

biomasa	Koncentrace chlóru (% v suchém palivu)
Stonky vojtěšky	0.50
Stébla pšenice	0.23
Rýžové slupky	0.12
Rýžová stébla	0.58
Proso prutnaté	0.19
Proso prutnaté (2) - WI	0.03
Vylisovaná cukrová třtina	0.03
Vrbové dřevo	0.01
Hybridní topoly	0.01
Piliny z měkkého dřeva	0.052
Zástřihy z veřejných cest	0.01
Topolové mláží	0.01
Skořápky mandlí	0.01
Slupky mandlí	0.02
Olivové pecky	0.04
Dřevo z demolic	0.05
Odpadní městské dřevo	0.06
Listy a stonky kukuřice (1)	0.22
Listy a stonky kukuřice (2)	0.72
Listy a stonky kukuřice (3)	0.23

Existuje však celkem jasný důkaz o tom, že emise z uhlí používaného v domácnostech jsou významně rizikovější pro své uživatele než dřevo, což je vidět i na mnohem větším počtu onemocnění rakovinou plic, jak uvádí Hosgood⁵⁷ (viz následující graf na obr. 5).



Obr. 5: Onemocnění rakovinou v závislosti na používání různých paliv v domácích topeništích

⁵⁷ Hosgood, H. D., I., Boffetta, P., Greenland, S., Lee, Y. -C. A., McLaughlin, J., Seow, A., et al. (2010). In-Home coal and Wood Use and Lung Cancer Risk: A pooled analysis of the International Lung Cancer Consortium. *Environ Health Perspect*, 118(12).

Spalování lignitu může být určitým problémem v Německu (největší producent v EU, převážně z oblastí v bývalé NDR) a Polsku (třetí největší producent), ale používání lignitu vykazuje klesající trend a Evropská emisní bilance dioxinů uvedla, že *„je pravděpodobné, že ho bude možné během několika let snížit na úroveň západní části Německa spolu s růstem životní úrovně v bývalé NDR“*.

Emise a emisní faktory

Jedním z nejnápadnějších rysů dat o emisích ze spalování v domácích topeništích je jejich velká rozteč, a to dokonce i u dat pro jednoho typu spalovacího zařízení. Bignal například uvádí měření kouřových plynů a částic pro 16 PAU v hromadě spalovaných dřevěných štěpin u 50kW kotle, použitého pro vytápění v domácnostech.⁵⁸ Koncentrace PAU jak v plynné, tak v pevné fázi se různí od 1,3 do 1631,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Střední koncentrace CO a NO se liší od 96 do 6002 ppm respektive od 28 do 359 ppm. Byla provedena celá řada studií zaměřených na spalování dřeva a uhlí. Většina z nich poukazuje na podobnou různost zjištěných koncentrací škodlivin, a tak mohly být vypočítány emisní faktory s velmi širokým rozsahem v závislosti na typu paliva a kamen či kotlů spolu s podmínkami provozu. Seznam údajů těchto studií shromážděných od BiPRO (BiPRO, 2009) je v Příloze 3.

Kubica⁵⁹ tvrdí, že emise jak PAU tak VOCs závisí na těkavosti jednotlivých druhů paliv spalovaných ve stejném zařízení (kamnech, kotlích atd., zvláště je-li palivo přikládáno ručně). Výměna uhlí za koks nebo nekouřová pevná paliva snižuje emise PAU asi o 99%.

Obecně platí, že emise způsobené nedostatečným spalováním jsou především výsledkem nedostatečného promíchání spalovaného vzduchu a paliva v palivové komoře a s celkového nedostatku kyslíku, nízké teploty, krátké doby spalování. Ve speciálních případech jako je spalování koksu a finální stadium spalování pevných paliv na pevném roštu pak platí, že emise způsobené nedostatečným spalováním jsou důsledkem nízkých koncentrací volných radikálů.⁶⁰ Je zřejmé, že takovéto okolnosti a provozní podmínky mohou významně ovlivnit spoluspalování odpadu v domácnostech. Avšak, jak již bylo zmíněno výše, existuje příliš málo studií týkajících se emisí ze spalování odpadu v domácích topeništích a na druhou stranu jsou příliš široké možnosti kombinací provozních podmínek jednotlivých zařízení, abychom mohli odvodit dostatečné podložené emisní faktory pro spalování odpadu v domácích topeništích.

Přístup UNEPu je takový, že používá emisní faktory podobné palivům s vysokou koncentrací chlóru.

⁵⁸ Bignal, K. L., Langridge, S., & Zhou, J. L. (2008). Release of polycyclic aromatic hydrocarbons, carbon monoxide and particulate matter from biomass combustion in a wood-fired boiler under varying boiler conditions. *Atmospheric Environment*, 42(39), 8863-8871

⁵⁹ Kubica, K., Paradiz, B., & Dilara, P. (2007). *Small combustion installations: Techniques, emissions and measures for emission reductions*. Joint Research Centre Scientific and Technical Reports, EUR

⁶⁰ Kubica 2007 op cit.

Emise prachových částic

V posledních letech se ukazuje čím dál více jasná souvislost mezi emisemi prachových částic ze spalovacích procesů a jejich vlivem na lidské zdraví a dnes už se všeobecně přijímá, že dokonce jen malé zvýšení množství prachových částic může mít ve svém okolí celou řadu chronických zdravotních dopadů. Tyto důkazy jsou zvláště působivé ve vztahu k účinku nejmenších částic.⁶¹ To má přímou platnost pro spalování v obytných budovách, protože většina pro člověka potenciálně karcinogenních PAU se uvádí ve spojitosti s prachovými částicemi a zvláště jemnými částicemi prachu v ovzduší.⁶² Jemné prachové částice mohou působit jako nosič karcinogenních látek do alveolární oblasti lidských plic a tak připravit přímou cestu pro vstup škodlivin do krevního oběhu.

Jemné částice jsou mnohem škodlivější, protože mohou proniknout hlouběji do plic. Řada studií prokázala, že u emisí z domácností, kde se používá moderní technika spalování biomasy dominují submikronové částice (< 1 μm). Celková koncentrace částic větších než 10 μm je pro malá spalovací zařízení normálně menší než 10 %.^{63,64,65}

Nejnovější průzkum provedený v České republice opravuje zažité poměry mezi částicemi PM₁₀, PM_{2,5} a částicemi nad 10 μm používané dosud pro výpočet emisních bilancí⁶⁶. Horák a kol. došli k závěrům, že: „Podíl částic PM_{2,5} užívaný pro kalkulace roční bilance emisí z malých zdrojů, který je v současné době pro uhlí 25 % z TZL, je dle zkoušek daleko vyšší, a to v průměru asi 3krát. Obdobná situace je pozorovatelná i u podílu PM₁₀. Používaná úroveň 75 % podílu PM₁₀ z TZL byla pozoro-

⁶¹ Podrobný přehled viz: Cormier, S. A., Lomnicki, S., Backes, W., & Dellinger, B. (2006). Origin and health impacts of emissions of toxic by-products and fine particles from combustion and thermal treatment of hazardous wastes and materials. *Environmental Health Perspectives*, 114(6), 810-7 <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1480527/pdf/ehp0114-000810.pdf>> a studie profesora Vyvyana Howarda presentovaná jako důkaz na veřejném slyšení v Eire: Howard, C. V. (2009). *Statement of evidence to an bord pleanála on particulate emissions and health, proposed Ringaskiddy waste-to-energy facility* <<http://www.dpea.scotland.gov.uk/Documents/qj13291/J169937.pdf>>

⁶² Ravindra, K., Sokhi, R., & Van Grieken, R. (2008). Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: Source attribution, emission factors and regulation. *Atmospheric Environment*, 42(13), 2895-2921

⁶³ Hays M.D., Smith N.D., Kinsey J., Dongb Y., Kariherb P. (2003). 'Polycyclic aromatic hydrocarbon size distributions in aerosols from appliances of residential wood combustion as determined by direct thermal desorption — GC/MS', *Aerosol Science*, 34, pp. 1061–1084, 2003.

⁶⁴ Boman Ch., Nordin A., Boström D., and Öhman M. (2004). 'Characterization of Inorganic Particulate Matter from Residential Combustion of Pelletized Biomass Fuels', *Energy&Fuels* 18, pp. 338–348, 2004

⁶⁵ Ehrlich Ch., Noll G., Kalkoff W.-D. (2001). 'Overview of investigations on aerosols from combustion (including biomass) in Germany', pp. 50 in *Aerosols from Biomass Combustion*, ISBN 3-908705-00-2, International Seminar at 27.6.2001 in Zurich by IEA Bioenergy Task 32 and Swiss Federal Office of Energy, Verenum, Zurich 2001,

⁶⁶ Horák, J., M. Branc, et al. (2010). "Emise jemných částic při spalování dřeva a hnědého uhlí v malých zdrojích." *Topenářství instalace*(3): 26-30.

rována pouze u automatického kotle. Ostatní spalovací zařízení vykazují podíly větší cca o 15 %. ... U dřeva lze nalézt také rozdíly mezi užívanými a stanovenými podíly, na rozdíl od hnědého uhlí však odchylky nejsou příliš velké a pohybují se v rozmezí -11 až +3 %, přičemž jsou nižší podíly částic PM_{2,5}.“ (Horák, Branc et al. 2010)

Z hlediska emisí jemných prachových částic vycházejí hůře odhořivací kotle oproti prohořivacím.⁶⁷ Na emise prachových částic má významný vliv i režim topení, což prokázala měření provedená Horákem a kol.

Několik studií zkoumalo rozdíly emisních faktorů a kompozičních profilů mezi emisemi v terénu a spalováním v laboratorní komoře.^{68,69,70,71,72} Zpráva Rodena a kol. uvádí, že jak emise částic, tak emise CO se při vlastní reálné činnosti (např. vaření) zdají být významně vyšší než ty, které byly naměřeny při simulovaném laboratorním spalování.⁷³

Závažnosti emisí jemných prachových částic se v České republice v posledních letech věnovala řada studií.^{74,75,76} Braniš se společně s dalšími zaměřil opakovaně významu vlivu domácích topenišť na znečištění ovzduší v menších obcích a dospěl k závěru, že: „tradiční způsob vytápění na vesnicích může značnou měrou přispívat k lokálnímu znečištění ovzduší a může představovat velký problém.“⁷⁷ Tomu odpovídá i závěr studie z menšího polského města publikované Samkem a Lankoszem v roce 2011.⁷⁸ Ve velkých průmyslových centrech, k jakým patří Ostravsko-karvinská aglomerace však i nadále platí, že hlavními zdroji znečištění prachem jsou

⁶⁷ Horák 2010 op cit.

⁶⁸ Dhammapala, R., Claiborn, C., Simpson, C., Jimenez, J., 2007. Emission factor from wheat and Kentucky bluegrass stubble burning: comparison of field and simulated burn experiments. *Atmospheric Environment* 41, 1512-1520

⁶⁹ Jimenez, J.R., Claiborn, C.S., Dhammapala, R.S., Simpson, C.D., 2007. Methoxyphenols and levoglucosan ratios in PM_{2.5} from wheat and Kentucky bluegrass stubble burning in eastern Washington and northern Idaho. *Environmental Science & Technology* 41, 7824-7829.

⁷⁰ Roden, C.A., Bond, T.C., Conway, S., Pinel, A.B.O., 2006. Emission factors and real-time optical properties of particles emitted from traditional wood burning cookstoves. *Environmental Science & Technology* 40, 6750-6757.

⁷¹ Roden, C. A., Bond, T. C., Conway, S., Osorto Pinel, A. B., MacCarty, N., & Still, D. (2009). Laboratory and field investigations of particulate and carbon monoxide emissions from traditional and improved cookstoves. *Atmospheric Environment*, 43(6), 1170-1181.

⁷² Shen, G., Wang, W., Yang, Y., Zhu, C., Min, Y., Xue, M., et al. (2010). Emission factors and particulate matter size distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons from residential coal combustions in rural northern China. *Atmospheric Environment*, 44(39), 5237-5243

⁷³ Roden, C. A., Bond, T. C., Conway, S., Osorto Pinel, A. B., MacCarty, N., & Still, D. (2009). Laboratory and field investigations of particulate and carbon monoxide emissions from traditional and improved cookstoves. *Atmospheric Environment*, 43(6), 1170-1181.

⁷⁴ Braniš, M., M. Domasová, et al. (2007). "Particulate air pollution in a small settlement: The effect of local heating." *Applied Geochemistry* 22(6): 1255-1264.

⁷⁵ Braniš, M. and M. Domasová (2003). "PM10 and black smoke in a small settlement: case study from the Czech Republic." *Atmospheric Environment* 37(1): 83-92.

⁷⁶ Braniš, M., J. Kožnarová, et al. (2000). "Coal and wood burning as main cause of particulate pollution in a rural area: Case study from the Czech Republic." *Journal of Aerosol Science* 31, Supplement 1(0): 889-890.

⁷⁷ Braniš, Domasová 2007 op cit.

⁷⁸ Samek, L. and M. Lankosz (2011). "Seasonal variation of the elemental composition of particulate matter collected in a small town near Warszawa, Poland." *Nukleonika* 56(1): 57-64.

průmyslové provozy.^{79,80,81} Pro porovnání uvádíme v Příloze 3 emisní faktory pro jemné prachové částice (PM₁₀ a PM_{2,5}) pro průmyslové zdroje zpracované Burešem a Machálkem v rámci výzkumného úkolu a publikované v letech 2003 a 2004^{82,83} ve srovnání s novými emisními faktory pro domácí topeniště od Horáka a kol.⁸⁴

Emise PAU

V průběhu uplynulých dvou desetiletí roste pozornost věnovaná znečištění polycyklickými aromatickými uhlovodíky (PAU) a jeho dopady na zdraví lidí a životní prostředí. Hlavní zájem je soustředěn na rakovinotvorné účinky PAU – některé z nich patří mezi nejsilnější známé karcinogeny.⁸⁵ Vzrůstá počet doložitelných případů spojení PAU a vystavení se jejich částicím s nepříznivými dopady na zdárné ukončení těhotenství, s dostatečnými důkazy pro doložení příčinné souvislosti mezi znečištěním ovzduší PAU a prachovými částicemi a kojeneckou úmrtností, hlavně pak souvislost s odpovědností za nitroděložní růstovou retardaci.⁸⁶ Tyto obavy se zrcadlí v tom, že PAU získali prominentní postavení ve smlouvách a legislativě týkající se životního prostředí, jako je například UNECE POPs Protocol, kde na rozdíl od Stockholmské úmluvy jsou definovány jako perzistentní organické látky. Důsledkem toho je, že se s nimi v rámci legislativy EU zaměřené na POPs zachází podobně jako slátkami regulovanými Stockholmskou úmluvou (Směrnice 850/2004, ve znění pozdějších úprav).

Je dobře známo, že relativně nízká teplota spalování ve spojení s omezeným množstvím kyslíku často ústí ve vyšší podíl PAU v emisích ze spalování v obytných budovách.⁸⁷ Nedokonalé, doutnavé spalování emituje 4 - 5x více PAU než dokonalé hoření a se snižující se efektivitou spalování pro různá paliva emisní faktory PAU

⁷⁹ Jančík, P., I. Pavlíková, et al. (2012). Impact of Metallurgical Industry on Air Quality in the Moravian-Silesian Region. *Metal 2012*. Brno: 6.

⁸⁰ DHV CR (2008). Integrovaný krajský program snižování emisí Moravskoslezského kraje. Aktualizace 2008. Ostrava - Praha: 113.

⁸¹ Sánka, M., J. Hon, et al. (2008). Program ke zlepšení kvality ovzduší Moravskoslezského kraje. Vyhodnocení vlivů koncepce dle zákona č. 100/2001 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí, ve znění pozdějších předpisů. Opava, Ekotoxa: 271.

⁸² Bureš, V. and P. Machálek (2003). Experimentální ověření a vyhodnocení postupu pro stanovení částic PM 10 a PM 2,5 v emisích. Závěrečná zpráva k části dílčího úkolu 02 projektu VaV/740/03/01. "Inventarizace emisí - vědecké a technické aspekty vstupu do Evropské unie" rok 2003. Praha, ČHMÚ, TESO: 12.

⁸³ Bureš, V. (2004). "Měření emisí frakcí tuhých znečišťujících látek PM_{2,5} a PM₁₀." Retrieved 01/02/2012, 2012, from <http://www.teso.cz/article.asp?nArticleID=212&nLanguageID=1>.

⁸⁴ Horák 2010 op cit.

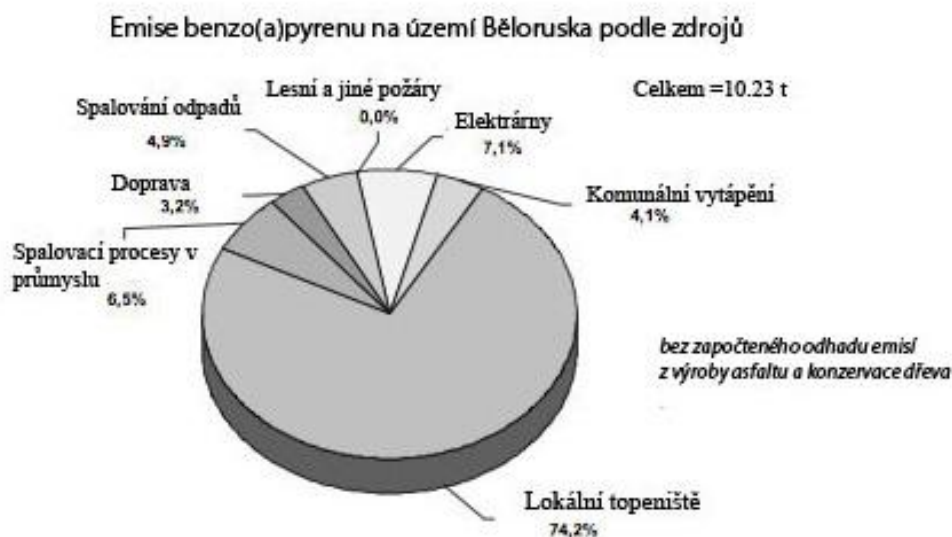
⁸⁵ Ravindra, K., Sokhi, R., & Van Grieken, R. (2008). Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: Source attribution, emission factors and regulation. *Atmospheric Environment*, 42(13), 2895-2921

⁸⁶ Sram, R. J., Binkova, B., Dejmek, J., & Bobak, M. (2005). Ambient air pollution and pregnancy outcomes: A review of the literature. *Environ Health Perspect*, 113(4), 375-82

⁸⁷ Chen, Y., Sheng, G., Bi, X., Feng, Y., Mai, B., & Fu, J. (2005). Emission factors for carbonaceous particles and polycyclic aromatic hydrocarbons from residential coal combustion in China. *Environmental Science & Technology*, 39(6), 1861-1867

rostou.⁸⁸ Emise proto citlivě reagují na zručnost obsluhy a péči, se kterou jsou kamna nebo krby provozovány, a tudíž panuje vysoká nejistota v odhadech celkových emisí a výpočtech emisních faktorů.^{89,90,91,92}

I přes vysokou míru nejistoty při stanovování emisních faktorů je zřejmé, že spalování v obytných budovách je hlavním zdrojem emisí, přinejmenším pro některé PAU. To ovšem nemusí platit v regionech s vysokou koncentrací průmyslu, stejně jako v případě jemných prachových částic.⁹³



zveřejnil Kakareka

V práci publikované Kakarekou⁹⁴ byly v Bělorusku zjištěny nejvyšší emise PAU ze spalování odpadů v domácnostech a ze spalování odpadního dřeva. Nejnižší míra

⁸⁸ Jenkins, B.M., Jones, A.D., Turn, S.Q., Williams, R.B., 1996. Emission factors for polycyclic aromatic hydrocarbons from biomass burning. *Environmental Science and Technology* 30, 2462–2469.

⁸⁹ Roden, C. A., Bond, T. C., Conway, S., & Pinel, A. B. O. (2006). Emission factors and real-time optical properties of particles emitted from traditional wood burning cookstoves. *Environmental Science & Technology*, 40(21), 6750-6757

⁹⁰ Gullett, B. K., Touati, A., & Hays, M. D. (2003). PCDD/F, PCB, hxcbz, PAH, and PM emission factors for fireplace and woodstove combustion in the San Francisco bay region. *Environ Sci Technol*, 37(9), 1758-65.

⁹¹ Xu, S.S., Liu, W.X., Tao, S., 2006. Emission of polycyclic aromatic hydrocarbons in China. *Environmental Science & Technology* 40, 702-708

⁹² Oanh, N.T.K., Albina, D.O., Ping, L., Wang, X., 2005. Emission of particulate matter and polycyclic aromatic hydrocarbons from select cookstove-fuel systems in Asia. *Biomass & Bioenergy* 28, 579-590.

⁹³ Švecová, V., J. Topinka, et al. (2011). "Faktory ovlivňující personální expozici karcinogenním polycyklickým aromatickým uhlovodíkům v Moravskoslezském kraji a Praze v roce 2009." *Ochrana ovzduší* 23(43)(5-6): 30-35.

⁹⁴ Kakareka, S. (n.d.). Test study of polycyclic aromatic hydrocarbons emission sources . Minsk, Belarus: Institute for Problems of Natural Resources Use & Ecology. Retrieved April 30, 2012, from the UNEP database, http://www.chem.unep.ch/pops/pcdd_activities/projects/cat3_energyconv/Annex%20XII_Kakareka%20Belarus%20Furnace.pdf

emisí PAU je ze spalování rašelinových briket.⁹⁵ V kouřových plynech ze spalování různých typů palivového dříví se projevila široká variabilita koncentrací PAU. Nejvyšší koncentrace PAU byla hlášena u břízy a nejnižší u borovice.⁹⁶

Zatím jsme daleko od všeobecné shody o podílu spalování v domácnostech na celkových emisích PAU, přesto je však již dnes širší shoda, co se týče určitých PAU, jako například benzo-a-pyrenu (BaP). Ve Velké Británii, jak uvádí Lee, například the National Atmospheric Emission Inventory odhaduje emise v hodnotách 2 700 t/rok pro 16 US-EPA PAU. Jak píše Lee dále, emisní bilance ukazují, že spalování v obytných budovách činí přibližně 20 % z celkových emisí PAU (cca 500 t/rok). To je blízko odhadu 17 %, který uvádí Lee. Různé PAU mohou mít rozdílný podíl. NAEI odhaduje pro BaP každoroční emise ve výši 13 t, z nichž přibližně 30 % je způsobeno spalováním v domácnostech, zatímco Lee odhadoval tento podíl na 36 % a tím z tohoto zdroje vytvořil největšího původce BaP. V každém případě však největší podíl pochází ze spalování uhlí.⁹⁷

V České republice⁹⁸ byly nedávno učiněny pokusy pro potvrzení podílu jednotlivých zdrojů polyaromatických uhlovodíků na míře imisní zátěže ovzduší těmito látkami. Podíl jednotlivých hlavních kategorií prověřovaných zdrojů (silniční provoz, spalování dřeva v domácnostech, spalování uhlí v domácnostech a průmyslu) se však nepodařilo prokázat kvůli podobnosti referenčních profilů PAU z jednotlivých zdrojů společně s variabilitou prostředí referenčních profilů PAU. Česká studie dospěla k závěru, že běžně sledovaná skupina EPA PAU nevykazuje specifický profil pro různé zdroje a není proto vhodná pro vystopování původců znečištění ovzduší. Dokud výzkum v této oblasti nepokročí, měl by být vysoký podíl na emisích PAU přičítaný domácnostem považován spíše za nepotvrzenou hypotézu než za skutečnost.

V minulosti byly zavedeny emisní faktory PAU pro spalování uhlí a nyní je větší zájem na tom, aby byly zavedeny spolehlivé údaje pro emise z uhlí v domácnostech – zvláště v Číně, kde je spotřeba uhlí v domácnostech obzvláště vysoká.^{99,100,101,102}

⁹⁵ Kakareka, S. V., Kukharchyk, T. I., & Khomich, V. S. (2005). Study of PAH emission from the solid fuels combustion in residential furnaces. *Environmental Pollution*, 133(2), 383-387.

⁹⁶ Kakareka, S. V., Kukharchyk, T. I., & Khomich, V. S. (2005). Study of PAH emission from the solid fuels combustion in residential furnaces. *Environmental Pollution*, 133(2), 383-387.

⁹⁷ Použití EF stanovených ve studii, kterou sepsal Lee, stanovuje celkové emise ze spalování uhlí a dřeva v domácnostech ve Velké Británii při cca. 7 g TEQ /, na jen 2% z celkových emisí. To je velmi odlišné od tvrzení uvedených v České republice, které byly uvedeny výše.

⁹⁸ Dvorská, A., Komprdová, K., Lammel, G., Klánová, J., & Plachá, H. (2012). Polycyclic aromatic hydrocarbons in background air in central Europe – seasonal levels and limitations for source apportionment. *Atmospheric Environment*, 46, 147-154

⁹⁹ Chen, Y.J., Bi, X.H., Mai, B.X., Sheng, G.Y., Fu, J.M., 2004. Emission characterization of particulate/gaseous phases and size association for polycyclic aromatic hydrocarbons from residential coal combustion. *Fuel* 83, 781-790.

¹⁰⁰ Chen, Y., Sheng, G., Bi, X., Feng, Y., Mai, B., Fu, J., 2005. Emission factors for carbonaceous particles and polycyclic aromatic hydrocarbons from residential coal combustion in China. *Environmental Science & Technology* 39, 1861-1867.

¹⁰¹ Liu, W.X., Dou, H., Wei, Z.C., Chang, B., Qiu, W.X., Liu, Y., Tao, S., 2009. Emission characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons from combustion of different residential coals in North China. *Science of the Total Environment* 407, 1436-1446.

Velký počet studií zkoumal emise PAU u různých kombinací paliv/uhlí a kamen.^{103,104,105} Většina výzkumných prací však byla prováděna spíše v laboratořích než ve skutečných podmínkách spalování v domácnostech.

¹⁰² Shen, G., Wang, W., Yang, Y., Zhu, C., Min, Y., Xue, M., et al. (2010). Emission factors and particulate matter size distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons from residential coal combustions in rural northern China. *Atmospheric Environment*, 44(39), 5237-5243

¹⁰³ Chen, Y.J., Bi, X.H., Mai, B.X., Sheng, G.Y., Fu, J.M., 2004. Emission characterization of particulate/gaseous phases and size association for polycyclic aromatic hydrocarbons from residential coal combustion. *Fuel* 83, 781-790.

¹⁰⁴ Chen, Y., Sheng, G., Bi, X., Feng, Y., Mai, B., Fu, J., 2005. Emission factors for carbonaceous particles and polycyclic aromatic hydrocarbons from residential coal combustion in China. *Environmental Science & Technology* 39, 1861-1867.

¹⁰⁵ Liu, W.X., Dou, H., Wei, Z.C., Chang, B., Qiu, W.X., Liu, Y., Tao, S., 2009. Emission characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons from combustion of different residential coals in North China. *Science of the Total Environment* 407, 1436-1446.

Nakládání s popelem a dalšími pevnými produkty spalování

Směrnice BAT/BEP Stockholmské úmluvy uvádí, že primárními emisemi ze spalování v domácnostech uvedenými v Příloze C jsou emise do ovzduší. Doplnují: „Uvolňují se také popel a saze, které při spalování čistého dřeva nebo biomasy obsahují pouze malé množství chemických látek uvedených v Příloze C. Menší množství popela může být bezpečně použito jako hnojivo (sic), není rozsypáván pravidelně na stejném místě. Větší množství by mělo být umístěno na řízenou skládku.“

Zda je to moudré nebo ne, závisí převážně na spalování škodlivých látek včetně těžkých kovů jako například olova z natřeného dřeva. Všechny tyto kontaminující látky by mohly učinit popel zcela nevhodným, ba přímo nebezpečným pro použití jako hnojivo. Možnost vysoké kontaminace dioxiny nemůže být brána na lehkou váhu. Příručka UNEPu pro dioxiny uvádí přiměřeně vysoké emisní faktory pro vytápění a vaření v domácnostech, přičemž používá biomasu kontaminovanou například odpadním dřevem (1 µg TEQ/kg popela¹⁰⁶) a ačkoliv není uveden žádný referenční zdroj, uvádí mnohem vyšší kontaminace z kamen, ve kterých se spaluje uhlí s vysokým obsahem chlóru (30 µg TEQ/kg popela) a dokonce i pro kamna na uhlí (5 µg TEQ/kg popela).

Stupeň kontaminace dioxiny v popelu z kamen po spalování uhlí s vysokým obsahem chlóru by takto byl dvakrát vyšší než dočasně stanovená mez pro tzv. nízký obsah POPs. Pokud tomu tak je, potom je potřeba učinit preventivní opatření, abychom se vyhnuli kontaminaci jídla a s tím spojeným ohrožením lidského zdraví. Jako zvláště rizikové musíme vnímat rozptylování popela v místech, kam mají přístup slepice,¹⁰⁷ případně jiná domácí zvířata chovaná jako zdroj potravy.

¹⁰⁶ Odvozeno z dat od Wunderli, S., Zennegg, M., Dolezal, I. S., Noger, D., & Hasler, P. (1996). Levels and congener pattern of PCDD/PCDF in fly and bottom ash from waste wood and natural wood burned in small to medium sized wood firing facilities in switzerland. *Organohalogen Compounds*, 27, 231-36.

¹⁰⁷ Petrлік, J. & DiGangi, J. (2005, April). *The egg report - contamination of chicken eggs from 17 countries by dioxins, PCBs and hexachlorobenzene*. Dioxin, PCBs and Waste Working Group of the International POPs Elimination Network (IPEN)

Zákazy spalování odpadu, nová zařízení, správné řízení spalování a minimalizace emisí

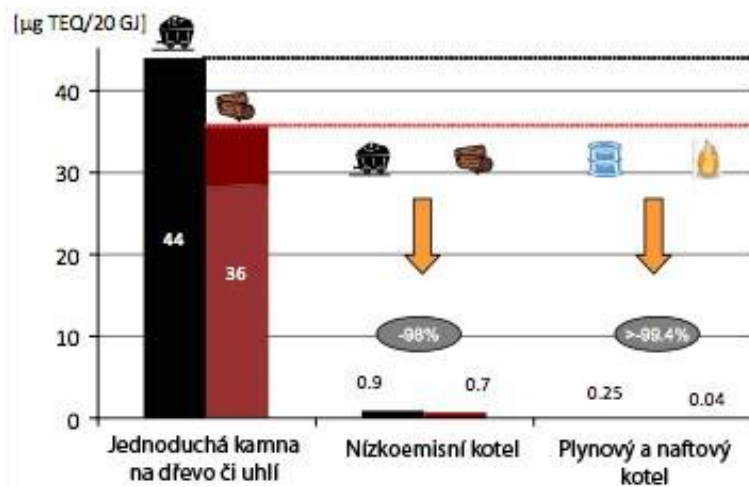
Zákazy a omezení spalování odpadu

Nejvíce viditelným přístupem ke snižování emisí spojených se spalováním odpadů a plastů je zavádění právních předpisů, které spalování staví mimo zákon. To je nyní rozšířené v Evropské unii, kde již mnohé členské země přijaly opatření k omezení spalování odpadů zavedením právních opatření, jak je vidět na obrázku níže (obr. 6).



Obr. 6: Mapa evropských zemí s přehledem, kde a jaké platí právní předpisy k zamezení spalování odpadů v domácnostech či na otevřeném ohni.

Emise PCDD/F a další mohou být významně sníženy výměnou starého stávajícího zařízení na spalování a zavedením pokročilých postupů spalování pevných paliv. Evropská komise/BiPRO (BiPRO, 2009) naznačuje, že výměna jednoduchých kamen na dřevo nebo uhlí za lépe vybavené kotle spalující stejná (pevná) paliva vede ke snížení emisí dioxinů o více než 95 %.



Obr. 11: Emise dioxinů a potenciál jejich snížení jako funkce typu zařízení a paliva (u průměrné domácnosti) (BiPRO, 2009)

Směrnice BAT/BEP Stockholmské úmluvy obsahují užitečné informace ohledně snižování emisí z kamen a kotlů v domácnosti a zdůrazňují, že dokonalé spálení paliva je důležité pro zajištění nízkých emisí a efektivního provozu zařízení.

Toho může být dosaženo zajištěním následujícího:

- dostatečnou teplotou spalování;
- dostatečným prouděním vzduchu, aby byl poskytnut dostatek kyslíku pro dokonalé prohoření;
- vyhnout se přílišnému naložení paliva (více než kolik může oheň účinně spálit);
- dostatečným promícháním vzduchu a horkých plynů vydávaných ohněm.

Specifická opatření pro dosažení žádoucích účinků jsou následující:

- kvalitní a suché palivo;
- sběr a uložení dřeva, tak, aby bylo zajištěno jeho vyschnutí
- zajištění přiměřeného proudění vzduchu (například zabránění tomu, aby přicházející vzduch byl blokován kusy dřeva);
- dostatečný prostor v topeništi pro optimální proudění vzduchu.

Je prokázáno, že zpracování paliva do tvarů, které podporují homogennější spalování může být účinné při snižování znečištění.

Literatura

- Aamand, L. E. & Leckner, B. (1991). Oxidation of volatile nitrogen compounds during combustion in circulating fluidized bed boilers. *Energy & Fuels*, 5(6), 809-815.
- Aamand, L. E., Leckner, B., & Andersson, S. (1991). Formation of nitrous oxide in circulating fluidized-bed boilers. *Energy & Fuels*, 5(6), 815-823.
- Anthony, E. J., Jia, L., & Granatstein, D. L. (2001). Dioxin and furan formation in FBC boilers. *Environmental Science & Technology*, 35(14), 3002-3007.
- Anthony, E. J., Talbot, R. E., Jia, L., & Granatstein, D. L. (2000). Agglomeration and fouling in three industrial petroleum coke-fired CFBC boilers due to carbonation and sulfation. *Energy & Fuels*, 14(5), 1021-1027.
- Aykan, K. (2006). Evaluation of the potential air pollution from fuel combustion in industrial boilers in kocaeli, turkey. *Fuel*, 85(12-13), 1894-1903.
- Bari, M. A., Baumbach, G., Brodbeck, J., Struschka, M., Kuch, B., Dreher, W., et al. (2011). Characterisation of particulates and carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons in wintertime wood-fired heating in residential areas. *Atmospheric Environment*, 45(40), 7627-7634.
- Barišić, V., Klingstedt, F., Kilpinen, P., & Hupa, M. (2005). Kinetics of the catalytic decomposition of N₂O over bed materials from industrial circulating fluidized-bed boilers burning biomass fuels and wastes. *Energy & Fuels*, 19(6), 2340-2349.
- Barišić, V., Neyestanaki, A. K., Klingstedt, F., Kilpinen, P., Eränen, K., & Hupa, M. (2004). Catalytic decomposition of N₂O over the bed material from circulating fluidized-bed (CFB) boilers burning biomass fuels and wastes. *Energy & Fuels*, 18(6), 1909-1920.
- Bazooyar, B., Ghorbani, A., & Shariati, A. (2011). Combustion performance and emissions of petrodiesel and biodiesels based on various vegetable oils in a semi industrial boiler. *Fuel*, 90(10), 3078-3092.
- Becidan, M. & Sørum, L. (2009). Consequences of unwanted local reducing conditions in biomass-fired boilers on chemistry and operation: A thermodynamic evaluation. *Energy & Fuels*, 24(3), 1559-1564.
- Benson, S. A., Hurley, J. P., Zygarlicke, C. J., Steadman, E. N., & Erickson, T. A. (1993). Predicting ash behavior in utility boilers. *Energy & Fuels*, 7(6), 746-754.
- Bhargava, A., Dlugogorski, B. Z., & Kennedy, E. M. (2002). Emission of polyaromatic hydrocarbons, polychlorinated biphenyls and polychlorinated dibenzo-p-dioxins and furans from fires of wood chips. *Fire Safety Journal*, 37(7), 659-672.
- Boman, C., Pettersson, E., Westerholm, R., Boström, D., & Nordin, A. (2011). Stove performance and emission characteristics in residential wood log and pellet combustion, part 1: Pellet stoves. *Energy & Fuels*, 25(1), 307-314.
- Brandt, C., Kunde, R., Dobmeier, B., Schnelle-Kreis, J., Orasche, J., Schmoeckel, G., et al. (2011). Ambient PM₁₀ concentrations from wood combustion – emission modeling and dispersion calculation for the city area of augsburg, germany. *Atmospheric Environment*, 45(20), 3466-3474.
- Breivik, K., Vestreng, V., Rozovskaya, O., & Pacyna, J. M. (2006). Atmospheric emissions of some pops in europe: A discussion of existing inventories and data needs. *Environmental Science & Policy*, 9(7-8), 663-674.
- Cabrol, L. & Rowley, P. (n.d.). Towards low carbon homes–A simulation analysis of building-integrated air-source heat pump systems. *Energy and Buildings*, (0).
- Cao, Y., Zhou, H., Jiang, W., Chen, C. -W., & Pan, W. -P. (2010). Studies of the fate of

- sulfur trioxide in coal-fired utility boilers based on modified selected condensation methods. *Environmental Science & Technology*, 44(9), 3429-3434.
- Chandrasekaran, S. R., Laing, J. R., Holsen, T. M., Raja, S., & Hopke, P. K. (2011). Emission characterization and efficiency measurements of high-efficiency wood boilers. *Energy & Fuels*, 25(11), 5015-5021.
- Chelemuge, Namioka, T., Yoshikawa, K., Takeshita, M., & Fujiwara, K. (n.d.). Commercial-Scale demonstration of pollutant emission reduction and energy saving for industrial boilers by employing water/oil emulsified fuel. *Applied Energy*, (0).
- Chen, Q., Finney, K., Li, H., Zhang, X., Zhou, J., Sharifi, V., et al. (2012). Condensing boiler applications in the process industry. *Applied Energy*, 89(1), 30-36.
- Crouch, J. & Houck, J. E. (2004). Comment on "PCDD/F, PCB, hxcbz, PAH, and PM emission factors for fireplace and woodstove combustion in the san francisco bay region". *Environ Sci Technol*, 38(6), 1910-1.
- Economopoulos, E. (1997). Management of space heating emissions for effective abatement of urban smoke and SO₂ pollution. *Atmospheric Environment*, 31(9), 1327-1337.
- Edgerton, S. A., Khalil, M. A. K., & Rasmussen, R. A. (1986). Source emission characterization of residential wood-burning stoves and fireplaces: Fine particle methyl chloride ratios for use in chemical mass balance modeling. *Environmental Science & Technology*, 20(8), 803-807.
- Enestam, S., Boman, C., Niemi, J., Boström, D., Backman, R., Mäkelä, K., et al. (2011). Occurrence of zinc and lead in aerosols and deposits in the fluidized-bed combustion of recovered waste wood. Part 1: Samples from boilers. *Energy & Fuels*, 25(4), 1396-1404.
- Ferrandon, M., Berg, M., & Björnbom, E. (1999). Thermal stability of metal-supported catalysts for reduction of cold-start emissions in a wood-fired domestic boiler. *Catalysis Today*, 53(4), 647-659.
- Fiedler, F. & Persson, T. (2009). Carbon monoxide emissions of combined pellet and solar heating systems. *Applied Energy*, 86(2), 135-143.
- Frandsen, F. J. (2009). Ash research from palm coast, florida to banff, canada: Entry of biomass in modern power boilers†. *Energy & Fuels*, 23(7), 3347-3378.
- Frank, F. (2004). The state of the art of small-scale pellet-based heating systems and relevant regulations in sweden, austria and germany. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 8(3), 201-221.
- Frederick, W. J. & Vakkilainen, E. K. (2003). Sintering and structure development in alkali metal salt deposits formed in kraft recovery boilers. *Energy & Fuels*, 17(6), 1501-1509.
- Frederick, W. J., Vakkilainen, E. K., Tran, H. N., & Lien, S. J. (2004). The conditions for boiler bank plugging by submicrometer sodium salt (fume) particles in kraft recovery boilers. *Energy & Fuels*, 18(3), 795-803.
- Gañan, J., Al-Kassir, A., González, J. F., Turegano, J., & Miranda, A. B. (2005). Experimental study of fire tube boilers performance for public heating. *Applied Thermal Engineering*, 25(11-12), 1650-1656.
- Ge, S., Xu, Chow, J. C., Watson, J., Sheng, Q., Liu, W., et al. (2004). Emissions of air pollutants from household stoves: Honeycomb coal versus coal cake. *Environmental Science & Technology*, 38(17), 4612-4618.
- Geng, C., Wang, K., Wang, W., Chen, J., Liu, X., & Liu, H. (2012). Smog chamber study on the evolution of fume from residential coal combustion. *Journal of*

- Environmental Sciences (China)*, 24(1), 169-176.
- Ghafghazi, S., Sowlati, T., Sokhansanj, S., Bi, X., & Melin, S. (2011). Particulate matter emissions from combustion of wood in district heating applications. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15(6), 3019-3028.
- Grimmer, G., Jacob, J., Naujack, K. W., & Dettbarn, G. (1983). Determination of polycyclic aromatic compounds emitted from brown-coal-fired residential stoves by gas chromatography/mass spectrometry. *Analytical Chemistry*, 55(6), 892-900.
- Gullett, B. K., Touati, A., & Hays, M. D. (2003). PCDD/F, PCB, hxcbz, PAH, and PM emission factors for fireplace and woodstove combustion in the San Francisco Bay region. *Environ Sci Technol*, 37(9), 1758-65.
- Gustavsson, L. & Joelsson, A. (2007). Energy conservation and conversion of electrical heating systems in detached houses. *Energy and Buildings*, 39(6), 717-726.
- Gustavsson, L. & Karlsson (2002). A system perspective on the heating of detached houses. *Energy Policy*, 30(7), 553-574.
- Hackel, S. & Pertzborn, A. (2011). Effective design and operation of hybrid ground-source heat pumps: Three case studies. *Energy and Buildings*, 43(12), 3497-3504.
- Hawthorne, S. B., Krieger, M. S., Miller, D. J., & Mathiason, M. B. (1989). Collection and quantitation of methoxylated phenol tracers for atmospheric pollution from residential wood stoves. *Environmental Science & Technology*, 23(4), 470-475.
- Hays, M. D., Gullett, B., King, C., Robinson, J., Preston, W., & Touati, A. (2011). Characterization of carbonaceous aerosols emitted from outdoor wood boilers (with spreadsheet). *Energy & Fuels*, 25(12), 5632-5638.
- Hedman, B., Näslund, M., & Marklund, S. (2006). Emission of PCDD/F, PCB, and HCB from combustion of firewood and pellets in residential stoves and boilers. *Environmental Science & Technology*, 40(16), 4968-4975.
- Horák, J., M. Branc, et al. (2010). "Emise jemných částic při spalování dřeva a hnědého uhlí v malých zdrojích." *Topenářství instalace*(3): 26-30.
- Huang, J., Hopke, P. K., Choi, H. -D., Laing, J. R., Cui, H., Zananski, T. J., et al. (2011). Mercury (hg) emissions from domestic biomass combustion for space heating. *Chemosphere*, 84(11), 1694-1699.
- Hunt, G. T., Wolf, P., & Fennelly, P. F. (1986). Incineration of polychlorinated biphenyls in high efficiency boilers: A viable disposal option. *Environmental Science & Technology*, 18(3), 171-179.
- Hurley, J. P. & Benson, S. A. (1995). Ash deposition at low temperatures in boilers burning high-calcium coals 1. Problem definition. *Energy & Fuels*, 9(5), 775-781.
- Hübner, C., Boos, R., & Prey, T. (2005). In-Field measurements of PCDD/F emissions from domestic heating appliances for solid fuels. *Chemosphere*, 58(3), 367-372.
- Itkonen, A. O. & Jantunen, M. J. (1986). Emissions and particle-size distribution of some metallic elements of two peat/oil-fired boilers. *Environmental Science & Technology*, 20(4), 335-341.
- Jalava, P. I., Happonen, M. S., Kelz, J., Brunner, T., Hakulinen, P., Mäki-Paakkanen, J., et al. (n.d.). In vitro toxicological characterization of particulate emissions from residential biomass heating systems based on old and new technologies. *Atmospheric Environment*, (0).
- Jensen, P. A., Frandsen, F. J., Hansen, J., Dam-Johansen, K., Henriksen, N., & Hörlyck, S. (2004). SEM investigation of superheater deposits from biomass-fired boilers.

- Energy & Fuels*, 18(2), 378-384.
- Jensen, P. A., Stenholm, M., & Hald, P. (1997). Deposition investigation in straw-fired boilers. *Energy & Fuels*, 11(5), 1048-1055.
- Jia, L., Anthony, E. J., & Laursen, K. (2003). Effect of caso₄ on the strength development of sorbents in CFBC boilers firing high-sulfur fuels. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 42(14), 3245-3249.
- Johansson, L. S., Tullin, C., Leckner, B., & Sjövall, P. (2003). Particle emissions from biomass combustion in small combustors. *Biomass and Bioenergy*, 25(4), 435-446.
- Jou, C. -J. G., Lee, C. -L., Tsai, C. -H., & Wang, H. P. (2007). Reduction of energy cost and CO₂ emission for the boilers in a full-scale refinery plant by adding waste hydrogen-rich fuel gas. *Energy & Fuels*, 22(1), 564-569.
- Juda-Rezler, K., Reizer, M., & Oudinet, J. -P. (2011). Determination and analysis of PM₁₀ source apportionment during episodes of air pollution in central eastern european urban areas: The case of wintertime 2006. *Atmospheric Environment*, 45(36), 6557-6566.
- Launhardt, T. & Thoma, H. (2000). Investigation on organic pollutants from a domestic heating system using various solid biofuels. *Chemosphere*, 40(9-11), 1149-1157.
- Leckner, B., Karlsson, M., Dam-Johansen, K., Weinell, C. E., Kilpinen, P., & Hupa, M. (1991). Influence of additives on selective noncatalytic reduction of nitric oxide with ammonia in circulating fluidized bed boilers. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 30(11), 2396-2404.
- Li, F., Zhai, J., Fu, X., & Sheng, G. (2006). Characterization of fly ashes from circulating fluidized bed combustion (CFBC) boilers cofiring coal and petroleum coke. *Energy & Fuels*, 20(4), 1411-1417.
- Li, S., Yang, H., Zhang, H., Liu, Q., Lu, J., & Yue, G. (2009). Postcombustion and its influences in 135 mwe CFB boilers. *Energy & Fuels*, 23(9), 4311-4317.
- Li, X., Wu, W., Zhang, X., Shi, W., & Wang, B. (n.d.). Energy saving potential of low temperature hot water system based on air source absorption heat pump. *Applied Thermal Engineering*, (0).
- Lillieblad, L., Szpila, A., Strand, M., Pagels, J., Rupaar-Gadd, K., Gudmundsson, A., et al. (2004). Boiler operation influence on the emissions of submicrometer-sized particles and polycyclic aromatic hydrocarbons from biomass-fired grate boilers. *Energy & Fuels*, 18(2), 410-417.
- Lin, S. -L., Lee, W. -J., Chang, S. -S., Lee, C. -F., Lee, L. -F., Lin, C. -S., et al. (2011). Energy savings and emission reduction of traditional pollutants, particulate matter, and polycyclic aromatic hydrocarbon using solvent-containing water emulsified heavy fuel oil in boilers. *Energy & Fuels*, 25(4), 1537-1546.
- Lind, T., Hokkinen, J., Jokiniemi, J. K., Hillamo, R., Makkonen, U., Raukola, A., et al. (2005). Electrostatic precipitator performance and trace element emissions from two kraft recovery boilers. *Environmental Science & Technology*, 40(2), 584-589.
- Liu, X., Wang, W., Liu, H., Geng, C., Zhang, W., Wang, H., et al. (2010). Number size distribution of particles emitted from two kinds of typical boilers in a coal-fired power plant in china. *Energy & Fuels*, 24(3), 1677-1681.
- Lundgren, J., Hermansson, R., & Dahl, J. (2004a). Experimental studies during heat load fluctuations in a 500 kw wood-chips fired boiler. *Biomass and Bioenergy*, 26(3), 255-267.

- Lundgren, J., Hermansson, R., & Dahl, J. (2004b). Experimental studies of a biomass boiler suitable for small district heating systems. *Biomass and Bioenergy*, 26(5), 443-453.
- Lyngfelt, A., Aamand, L. -E., & Leckner, B. (1995). Obtaining low N₂O, NO, and SO₂ emissions from circulating fluidized bed boilers by reversing the air staging conditions. *Energy & Fuels*, 9(2), 386-387.
- Macor, A. & Pavanello, P. (2009). Performance and emissions of biodiesel in a boiler for residential heating. *Energy*, 34(12), 2025-2032.
- Martani, C., Lee, D., Robinson, P., Britter, R., & Ratti, C. (n.d.). ENERNET: Studying the dynamic relationship between building occupancy and energy consumption. *Energy and Buildings*, (0).
- Mattila, H., Virtanen, T., Vartiainen, T., & Ruuskanen, J. (1992). Emissions of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in flue gas from co-combustion of mixed plastics with coal and bark. *Chemosphere*, 25(11), 1599-1609.
- Mcauley, M. (2003). The combustion hazard of plastic domestic heating oil tanks and their contents. *Science & Justice*, 43(3), 145-148.
- Mikkanen, P., Kauppinen, E. I., Pyykönen, J., Jokiniemi, J. K., Aurela, M., Vakkilainen, E. K., et al. (1999). Alkali salt ash formation in four finnish industrial recovery boilers. *Energy & Fuels*, 13(4), 778-795.
- Nielsen, H. P., Frandsen, F. J., & Dam-Johansen, K. (1999). Lab-Scale investigations of high-temperature corrosion phenomena in straw-fired boilers. *Energy & Fuels*, 13(6), 1114-1121.
- Northcross, A. L., Hammond, S. K., & Smith, K. R. (n.d.). Dioxin inhalation doses from wood combustion in indoor cookfires. *Atmospheric Environment*, (0).
- Northrop, P. S., Levendis, Y. A., & Gavalas, G. R. (1991). Combustion characteristics of carbonaceous residues from heavy oil fired boilers. *Energy & Fuels*, 5(4), 587-594.
- Nuutinen, L. H., Tiainen, M. S., Virtanen, M. E., Enestam, S. H., & Laitinen, R. S. (2003). Coating layers on bed particles during biomass fuel combustion in fluidized-bed boilers. *Energy & Fuels*, 18(1), 127-139.
- Olsson, M. & Kjällstrand, J. (2006). Low emissions from wood burning in an ecolabelled residential boiler. *Atmospheric Environment*, 40(6), 1148-1158.
- Ozil, F., Tschamber, V., Haas, F., & Trouvé, G. (2009). Efficiency of catalytic processes for the reduction of CO and VOC emissions from wood combustion in domestic fireplaces. *Fuel Processing Technology*, 90(9), 1053-1061.
- Patterson, T., Esteves, S., Dinsdale, R., & Guwy, A. (2011). Life cycle assessment of biogas infrastructure options on a regional scale. *Bioresource Technology*, 102(15), 7313-7323.
- Pettersson, E., Boman, C., Westerholm, R., Boström, D., & Nordin, A. (2011). Stove performance and emission characteristics in residential wood log and pellet combustion, part 2: Wood stove. *Energy & Fuels*, 25(1), 315-323.
- Riva, G., Pedretti, E. F., Toscano, G., Duca, D., & Pizzi, A. (2011). Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in domestic pellet stove emissions. *Biomass and Bioenergy*, 35(10), 4261-4267.
- Rogge, W. F., Hildemann, L. M., Mazurek, M. A., Cass, G. R., & Simoneit, B. R. T. (1997). Sources of fine organic aerosol. 8. Boilers burning no. 2 distillate fuel oil. *Environmental Science & Technology*, 31(10), 2731-2737.
- Rossi, B., Marique, A. -F., Glaumann, M., & Reiter, S. (2012). Life-Cycle assessment of

- residential buildings in three different european locations, basic tool. *Building and Environment*, 51(0), 395-401.
- Shen, G., Wang, W., Yang, Y., Ding, J., Xue, M., Min, Y., et al. (2011). Emissions of PAU from indoor crop residue burning in a typical rural stove: Emission factors, size distributions, and gas-particle partitioning. *Environmental Science & Technology*, 45(4), 1206-1212.
- Shen, G., Yang, Y., Wang, W., Tao, S., Zhu, C., Min, Y., et al. (2010). Emission factors of particulate matter and elemental carbon for crop residues and coals burned in typical household stoves in china. *Environmental Science & Technology*, 44(18), 7157-7162.
- Shimoda, Y., Okamura, T., Yamaguchi, Y., Yamaguchi, Y., Taniguchi, A., & Morikawa, T. (2010). City-Level energy and CO₂ reduction effect by introducing new residential water heaters. *Energy*, 35(12), 4880-4891.
- Sippula, O., Hokkinen, J., Puustinen, H., Yli-Pirilä, P., & Jokiniemi, J. (2009). Comparison of particle emissions from small heavy fuel oil and wood-fired boilers. *Atmospheric Environment*, 43(32), 4855-4864.
- Sippula, O., Hytönen, K., Tissari, J., Raunemaa, T., & Jokiniemi, J. (2007). Effect of wood fuel on the emissions from a top-feed pellet stove. *Energy & Fuels*, 21(2), 1151-1160.
- Skrifvars, B. -, Öhman, M., Nordin, A., & Hupa, M. (1999). Predicting bed agglomeration tendencies for biomass fuels fired in FBC boilers: A comparison of three different prediction methods. *Energy & Fuels*, 13(2), 359-363.
- Snäkin, S. (2000). An engineering model for heating energy and emission assessment the case of north karelia, finland. *Applied Energy*, 67(4), 353-381.
- Song, T. & Wang, Y. (2012). Carbon dioxide fluxes from an urban area in beijing. *Atmospheric Research*, 106(0), 139-149.
- Srivastava, R. K., Hutson, N., Martin, B., Princiotta, F., & Staudt, J. (2006). Control of mercury emissions from coal-fired electric utility boilers. *Environmental Science & Technology*, 40(5), 1385-1393.
- Šyc, M., Horák, J., Hopan, F., Krpec, K., Tomšej, T., Ocelka, T., et al. (2011). Effect of fuels and domestic heating appliance types on emission factors of selected organic pollutants. *Environmental Science & Technology*, 45(21), 9427-9434.
- Takkinen, S., Hyppänen, T., Saastamoinen, J., & Pikkarainen, T. (2011). Experimental and modeling study of sulfur capture by limestone in selected conditions of air-fired and oxy-fuel circulating fluidized-bed boilers. *Energy & Fuels*, 25(7), 2968-2979.
- Tiainen, M., Daavitsainen, J., & Laitinen, R. S. (2002). The role of amorphous material in ash on the agglomeration problems in FB boilers. A powder XRD and SEM-EDS study. *Energy & Fuels*, 16(4), 871-877.
- Tillman*, D. A., Duong, D., & Miller, B. (2009). Chlorine in solid fuels fired in pulverized fuel boilers — sources, forms, reactions, and consequences: A literature review†. *Energy & Fuels*, 23(7), 3379-3391.
- Traynor, G. W., Apte, M. G., Carruthers, A. R., Dillworth, J. F., Grimsrud, D. T., & Gundel, L. A. (1987). Indoor air pollution due to emissions from wood-burning stoves. *Environmental Science & Technology*, 21(7), 691-697.
- Valentine, J. R., Shim, H. -S., Davis, K. A., Seo, S. -I., & Kim, T. -H. (2006). CFD evaluation of waterwall wastage in coal-fired utility boilers. *Energy & Fuels*, 21(1), 242-249.
- van Loo, S. & Koppejan, J. (2008). *The handbook of biomass combustion and co-firing*.

Earthscan Publications Ltd. .

- Verma, V. K., Bram, S., & De Ruyck, J. (2009). Small scale biomass heating systems: Standards, quality labelling and market driving factors – an EU outlook. *Biomass and Bioenergy*, 33(10), 1393-1402.
- Verma, V. K., Bram, S., Delattin, F., Laha, P., Vandendael, I., Hubin, A., et al. (2012). Agro-Pellets for domestic heating boilers: Standard laboratory and real life performance. *Applied Energy*, 90(1), 17-23.
- Verma, V. K., Bram, S., Gauthier, G., & De Ruyck, J. (2011). Evaluation of the performance of a multi-fuel domestic boiler with respect to the existing european standard and quality labels: Part-1. *Biomass and Bioenergy*, 35(1), 80-89.
- Wallace, L., Wang, F., Howard-Reed, C., & Persily, A. (2008). Contribution of gas and electric stoves to residential ultrafine particle concentrations between 2 and 64 nm: Size distributions and emission and coagulation rates. *Environmental Science & Technology*, 42(23), 8641-8647.
- Wallace, L. A., Emmerich, S. J., & Howard-Reed, C. (2004). Source strengths of ultrafine and fine particles due to cooking with a gas stove. *Environmental Science & Technology*, 38(8), 2304-2311.
- Wan, K. K., Li, D. H., Pan, W., & Lam, J. C. (n.d.). Impact of climate change on building energy use in different climate zones and mitigation and adaptation implications. *Applied Energy*, (0).
- Wang, H. -C., Jiao, W. -L., Zou, P. -H., & Liu, J. -C. (2010). Analysis of an effective solution to excessive heat supply in a city primary heating network using gas-fired boilers for peak-load compensation. *Energy and Buildings*, 42(11), 2090-2097.
- Wang, W., Si, X., Yang, H., Zhang, H., & Lu, J. (2010). Heat-Transfer model of the rotary ash cooler used in circulating fluidized-bed boilers. *Energy & Fuels*, 24(4), 2570-2575.
- Whitman, T., Nicholson, C. F., Torres, D., & Lehmann, J. (2011). Climate change impact of biochar cook stoves in western kenyan farm households: System dynamics model analysis. *Environmental Science & Technology*, 45(8), 3687-3694.
- Wornat, M. J., Ledesma, E. B., Sandrowitz, A. K., Roth, M. J., Dawsey, S. M., Qiao, Y. -L., et al. (2001). Polycyclic aromatic hydrocarbons identified in soot extracts from domestic coal-burning stoves of henan province, china. *Environmental Science & Technology*, 35(10), 1943-1952.
- Wu, Y., Charland, J. -, Anthony, E. J., & Jia, L. (2004). A study on the reactivation of five fly ashes from commercial circulating fluidized bed (CFB) boilers. *Energy & Fuels*, 18(3), 830-834.
- Xiao, X., Yang, H., Zhang, H., Lu, J., & Yue, G. (2005). Research on carbon content in fly ash from circulating fluidized bed boilers. *Energy & Fuels*, 19(4), 1520-1525.
- Zheng, L., Zhou, H., Wang, C., & Cen, K. (2008). Combining support vector regression and ant colony optimization to reduce nox emissions in coal-fired utility boilers. *Energy & Fuels*, 22(2), 1034-1040.
- Zhi, G., Chen, Y., Feng, Y., Xiong, S., Li, J., Zhang, G., et al. (2008). Emission characteristics of carbonaceous particles from various residential coal-stoves in china. *Environmental Science & Technology*, 42(9), 3310-3315.
- Zhi, G., Peng, C., Chen, Y., Liu, D., Sheng, G., & Fu, J. (2009). Deployment of coal briquettes and improved stoves: Possibly an option for both environment and

- climate. *Environmental Science & Technology*, 43(15), 5586-5591.
- Zhou, W., Marquez, A., Moyeda, D., Nareddy, S., Frato, J., Yu, G., et al. (2010). Design and test of a selective noncatalytic reduction (SNCR) system for full-scale refinery CO boilers to achieve high nox removal. *Energy & Fuels*, 24(7), 3936-3941.
- Zhou, W., Swanson, L., Moyeda, D., & Xu, G. (2010). Process evaluation of biomass cofiring and reburning in utility boilers. *Energy & Fuels*, 24(8), 4510-4517.
- Zhou, Y., Zhang, M., Xu, T., & Hui, S. (2009). Effect of opposing tangential primary air jets on the flue gas velocity deviation for large-scale tangentially fired boilers. *Energy & Fuels*, 23(11), 5375-5382.

PŘÍLOHA 1

Definice:

Krby: Jednoduchá sálavá zařízení, používaná jako doplňková topná zařízení, hlavně z estetických důvodů. Mohou být rozděleny do kategorií na pevná nebo plynná paliva, otevřené, částečně uzavřené a uzavřené; konstruované jako cihlové/z kamenů nebo litinové/ocelové. Otevřené krby mají obvykle malou účinnost a významné emise, částečně uzavřené krby jsou vylepšeny dvířky a dalšími zařízeními, aby byla zvýšena jejich účinnost. Uzavřené krby mají dvířka, systémy pro distribuci vzduchu a vypouštění spalin. Efektivita je >50 % - s podobnými emisemi jako mají kamna, takže mohou být řazeny do stejné kategorie.

Kamna: Kamna jsou především jednoduchá zařízení na spalování (radiace nebo akumulace tepla) používaná pro účely topení a vaření. Konvenční kamna s tahem nahoru, která používají pouze primární zdroj vzduchu zespoda, odpovídají prohořivacím kotlům a mají účinnost 50-60 %. Tato technika je používána u většiny starších zařízení a je spojena s vysokým množstvím emisí. Kamna s klasickou energetickou účinností mají účinnost 55-70 % a nižší emise kvůli sekundárnímu přísunu vzduchu (technika spalování s tahem dolů odpovídající odhořivacím kotlům). Technicky pokročilá kamna jsou charakteristická více přírůdky vzduchu a předehříváním druhotného vzduchu a dosahují 70% účinnosti při plném naložení a nižších emisích. Kamna na granulovaná paliva jsou vybavena ventilátorem a řízeným systémem přírůdky vzduchu pro zlepšení spalovacích podmínek, což má za následek vysokou 80-90 % účinnost a nízké emise. Kamna akumulující teplo dosahují účinnosti 60-80 %.

Kotle: Kotle mají jmenovitou kapacitu 12-50 kW a jsou rozšířeny v oblastech mírného pásu. V souladu s používaným spalovacím procesem mohou být kotle diferencovány na prohořivací kotle (jednoduché a levné) a odhořivací (technicky pokročilé kotle) se vzrůstající efektivitou spalování. Nejjednodušší kotle jsou prohořivací kotle na dřevěná polena. Princip je takový, že spalování probíhá v celé dávce paliva jako u kamen na dřevo pouze s primárním přírůdkem vzduchu. Spalování v levných a jednoduchých prohořivacích kotlích není optimální a účinnost je podobná jako u konvenčních kamen. U odhořivacích kotlů se palivo spaluje především odspodu a také se sekundárními přírůdky vzduchu. Odhořivací kotel může být normálně přepínán mezi odhořivacím a prohořivacím režimem ventilem na spaliny. U pokročilých odhořivacích kotlů na uhlí probíhá zplynování a částečné spalování v dolní části uloženého paliva a konečné, hlavní spalování probíhá v oddělené spalovací komoře. Kotle se spodním odhoříváním nebo kotle s tahem dolů mají primární zdroj přísunu vzduchu nad palivem. Tato skupina kotlů zahrnuje kotle na dřevo s tahem dolů jako nejmodernější pro kusové dřevo, vysoce účinné hořáky na uhlí s příkladačem až po širokou škálu vysoce účinných kotlů na dřevěné pelety s emisemi srovnatelnými s kotly na kapalná paliva. Spalování v odhořivacích kotlích a v kotlích se spodním odhoříváním je mnohem stabilnější, což má za následek vyšší účinnost a nižší emise. Vedle spalovací techniky může vzniknout velký rozdíl z hlediska příkládání do kotlů a kamen až do stavu přeplnění (palivo je příkládáno

shora do spalovací komory) a nenaplnění (palivo je přikládáno shora do spalovací komory). Tyto rozdíly v technologii jsou zvláště důležité a používané u automatických zařízení na spalování biomasy nebo uhlí (komorové kotle).

PŘÍLOHA 2 – Je lepší recyklovat nebo spalovat směsný plastový odpad?

Kukačka (Kukačka 2010)¹⁰⁸ ve své zprávě pro českou vládu uvádí, že „spalování a zplynování se jeví jako nejvýhodnější postupy pro znovuzískání energie ze směsných plastů“ a „při pohledu na vysoké náklady spojené s přepravou odpadu z plastů“ doporučil síť velkých a malých spaloven a zplynovacích závodů po celé České republice. Tato tvrzení vyžadují pečlivé přezkoumání, protože nejsou v souladu s výsledky meta-recenzí, které se týkají hodnocení životního cyklu pro obnovu plastů. Důležitý příklad se vztahuje k práci programu WRAP ve Velké Británii (Waste Resources Action Programme). Jde o vládní výzkumnou organizaci, která provedla odborný posudek mezinárodních studií pod názvem „*Environmental Benefits of Recycling*“¹⁰⁹ („Přínos recyklace pro životní prostředí“). Tento posudek ukazuje, jak zvyšující se recyklace pomáhá zvládat změnu klimatu a zdůrazňuje důležitost recyklace před spalováním a skládkami jako důležitý krok vpřed. Zvláště důležité zde je to, že s důkazy z WRAPu se zde dochází k závěru:

14. Zpráva této studie z roku 2006 je nepochybná. Recyklace je dobrá pro životní prostředí, šetří energii, snižuje těžbu surovin a bojuje proti změnám klimatu. Hraje zásadní roli, protože zde jsou posuzovány strategie ohledně zdrojů a odpadů tak, aby bylo možné splnit výzvy představené evropskými směrnici stejně jako v postupu Velké Británie směrem více k trvale udržitelným vzorům spotřeby a výroby a v boji s klimatickými změnami snižováním emisí skleníkových plynů.

WRAP shrnul tyto výsledky do tabulky svého hodnocení s poukázáním na počet jednotlivých studií v každé kategorii.

¹⁰⁸ Kukačka, J., Raschman, R. 2010: Possibilities of municipal plastic waste energy recovery, Odpadové fórum (Waste Management Forum) 10/2010; 14 – 16.

¹⁰⁹ WRAP (2006). Environmental Benefits of Recycling - An international review of life cycle comparisons for key materials in the UK Recycling Sector Sep 2006. Banbury, Waste Resources Action Programme.

Celkové preference nakládání s odpady podle všech posuzovaných scénářů

	Recyklace versus spalování			Recyklace versus skládky		
Materiál	Recyklace	Spalování	Bez preferencí	Recyklace	Skládky	Bez preferencí
Papír	22	6	9	12	0	1
Sklo	8	0	1	14	2	0
Plasty	32	8	2	15	0	0
Hliník	10	1	0	7	0	0
Železo	8	1	0	11	0	0
Dřevo						
Recyklát				6	0	0
Celkem	80	16	12	65	2	1
	Spalování versus skládky			Recyklace versus smíšený odpad		
Materiál	Recyklace	Spalování	Bez preference	Recyklace	Smíšené	Bez preference
Papír	1	0	0	12	0	0
Sklo						
Plasty	2	0	1			
Hliník	2	0	0			
Železo						
Dřevo	7	0	0			
Recyklát						
Celkem	12	0	1	12	0	0

Ze 40 hodnocení jich pouze 20 % dávalo přednost spalování před recyklací. To je pozoruhodné vzhledem k tomu, že několik z nich vzniklo s podporou odpadářského průmyslu ve snaze obhajovat méně recyklování a více likvidace odpadů. Když se na původní studii zkoumané WRAPem podíváme blíže, je jasné, že měly tendenci vytvářet domněnky preferující spalování odpadů jako výrobu elektrické energie nahrazující zdroje s vysokým obsahem uhlí.

V roce 2010 WRAP aktualizoval toto hodnocení možností hospodaření s odpady z roku 2006 (Michaud, Farrant a kol. 2010).¹¹⁰ Autoři nové zprávy vyhodnotili 55 nejnovějších hodnocení životního cyklu pro papír, karton, sklo, plasty, hliník, ocel, dřevo a stavební recyklát a jejich závěr byl totožný: „Bylo to jasné – většina studií dokazuje, že recyklace nabízí mnohem více výhod a představuje méně negativních vlivů na životní prostředí než jiné možnosti nakládání s odpady.“

Tyto závěry potvrzují, že mechanická recyklace je nejlepším způsobem nakládání s odpady z pohledu možného zvratu ve vyčerpávání přírodních zdrojů a zvyšujících se nároků na energii. Analýza znovu zdůrazňuje, že těchto výhod se u recyklace dosáhne především tím, že se vyhneme další výrobě nových plastů.

Užitek pro životní prostředí se maximalizuje sběrem materiálu dobré kvality (aby se omezilo vyřazení části odpadu) a ve velké míře nahrazením nově vyráběných čistých plastů (1 ku 1).

¹¹⁰ Michaud, J.-C., Bio Intelligence Service,, L. Farrant, et al. (2010). Environmental Benefits of Recycling - 2010 update An updated review of life cycle comparisons for key materials in the UK recycling sector SAP097 16 March 2010. Banbury WRAP Waste Resources Action Programme.

Spalování se získáváním energie se nejeví jako vhodné z hlediska předcházení změně klimatu, ale jako nadějnou zpráva označila pyrolýzu, i když ta byla analyzována pouze ve dvou LCA studiích.

WRAP dochází k závěru:

„Hledíce do budoucna, kdy Velká Británie bude směřovat k energiím s nízkými uhlíkovými emisemi, kdy se zlepšuje kvalita sběru odpadu a rozvíjejí se recyklační technologie, pak recyklace získá na výhodnosti před získáváním energie ze všech dotčených kategorií odpadu.“

Není proto překvapivé, že Nicholas Stern, ekonom zaměřený na klimatické změny, napsal (Stern 2009):

Recyklace již významně přispívá k udržování emisí na nižších hodnotách. Její rozsah je však tak málo ceněn, že by mohl být popsán jako jedno „z nejlépe strážných tajemství“ energetických a klimatických změn... Nově zaváděná technika pro separaci různých druhů odpadu by mohla mít také velký vliv.

Zvláštní hodnocení pro WRAP, které odhadovalo možnosti životního cyklu pro směsné plasty (Shonfield 2008),¹¹¹ klasifikuje spalování jako zdaleka nejhorší možnost s ohledem na dopady na změny klimatu (viz grafy níže), stejně jako s nejvyšším potenciálem toxicity (25 %) pro lidské zdraví, fotochemickým potenciálem pro tvorbu přízemního ozónu, potenciálem tvorby kyselých srážek a potenciálem vyčerpání nerostných surovin.

Další výzkumy poradců Oakdena a Hollinse pro WRAP (WRAP 2008)¹¹² navíc dokázaly, že ani transport plastů na velké vzdálenosti, jako např. do Číny, nemění nic na tom, že recyklace je z hlediska uhlíkových emisí výhodnější.

¹¹¹ Shonfield, P. (2008). *LCA of management options for mixed waste plastics*. Banbury: Waste Resources Action Programme WRAP

¹¹² WRAP (2008). *CO₂ impacts of transporting the UK's recovered paper and plastic bottles to China*. Banbury: Oakdene Hollins and critically reviewed by ERM for Waste Resources Action Programme

PŘÍLOHA 3

UNECE Standardní emisní faktory:

Černé a hnědé uhlí:

Řada 1 standardních emisních faktorů							
	Kód	Název					
Kategorie zdrojů NFR	1.A.4.b.i	Domácí topeniště					
Palivo	Černé uhlí a hnědé uhlí						
Nelze aplikovat	Aldrin, Chlordan, Chlordecon, Dieldrin, Endrin, Heptachlor, Heptabromo-bifenyl, Mirex, Toxafen, HCH, DDT, PCP, SCCP						
Neodhadované	Souhrnné emise 4 PAU uvedených v tabulce jednotlivě						
Znečišťující látka	Hodnota	Jednotka	95% interval spolehlivosti		Navrhované*	Navrhované v mg/t	Odkaz
			Nižší	Vyšší			
NO _x	110	g/GJ	36	200	104/144	2/4,69 kg/t	Guidebook (2006) chapter B216
CO	4600	g/GJ	3000	7000	4970/3620	94,7/118 kg/t	Guidebook (2006) chapter B216
NMVOC	484	g/GJ	250	840	1100/552	20,9/18 kg/t	Guidebook (2006) chapter B216
SO _x	900	g/GJ	300	1000	x	x	Guidebook (2006) chapter B216
NH ₃	0,3	g/GJ	0,1	7	x	x	Guidebook (2006) chapter B216
TSP	444	g/GJ	80	600	x	x	Guidebook (2006) chapter B216
PM ₁₀	404	g/GJ	76	480	x	x	Guidebook (2006) chapter B216
PM _{2,5}	398	g/GJ	72	480	x	x	Guidebook (2006) chapter B216
Pb	130	mg/GJ	100	200	x	x	Guidebook (2006) chapter B216
Cd	1,5	mg/GJ	0,5	3	x	x	Guidebook (2006) chapter B216
Hg	5,1	mg/GJ	3	6	x	x	Guidebook (2006) chapter B216
As	2,5	mg/GJ	1,5	5	x	x	Guidebook (2006) chapter B216
Cr	11,2	mg/GJ	10	15	x	x	Guidebook (2006) chapter B216
Cu	22,3	mg/GJ	20	30	x	x	Guidebook (2006) chapter B216
Ni	12,7	mg/GJ	10	20	x	x	Guidebook (2006) chapter B216
Se	1	mg/GJ	1	2,4	x	x	Expert judgement based on Guidebook (2006) chapter B216
Zn	220	mg/GJ	120	300	x	x	Guidebook (2006) chapter B216
PCB	170	µg/GJ	85	260	2,28/3,61	0,0434/0,118	Kakareka et. al (2004)
PCDD/F	800	ng I-TEQ/GJ	300	1200	40,3/324	0,000767/0,0105	Guidebook (2006) chapter B216
Benzo(a)pyren	230	mg/GJ	60	300	307/229	5860/7460	Guidebook (2006) chapter B216
Benzo(b)fluoranthen	330	mg/GJ	102	480	130/140	2470/4560	Guidebook (2006) chapter B216

Benzo(k)fluoranthen	130	mg/GJ	60	180	125/97,4	2380/3170	Guidebook (2006) chapter B216
Indeno(1,2,3-cd)pyren	110	mg/GJ	48	144	126/149	2410/4850	Guidebook (2006) chapter B216
HCB	0,62	µg/GJ	0,31	1,2	0,847/ 1780	0,0162/ 57,9	Guidebook (2006) chapter B216

Poznámka: 900g/GJ oxidu siřičitého odpovídá 1.2% síry v uhlí nebo nižší 24 GJ/t hodnotě na suchém základě a průměrné retenci síry v popelu o hodnotě 0.1

* Nově navrhované emisní faktory pro spalování tuhých paliv v lokálních topeništích pro hnědé/černé tříděné uhlí stanovené na základě experimentálních zkoušek Výzkumného energetického centra.

Biomasa:

Řada 1 standardních emisních faktorů							
	Kód	Název					
Kategorie zdrojů NFR	1.A.4.b.i	Domácí topeniště					
Palivo	Biomasa						
Nelze aplikovat	Aldrin, Chlordan, Chlordecon, Dieldrin, Endrin, Heptachlor, Heptabromo-biphenyl, Mirex, Toxaphene, HCH, DDT, PCP, SCCP						
Neodhadované	Souhrnné emise 4 PAU uvedených v tabulce jednotlivě						
Znečišťující látka	Hodnota	Jednotka	95% interval spolehlivosti		Navrhované*	Navrhované v mg/t	Odkaz
			Nižší	Vyšší			
NO _x	74.5	g/GJ	30	150	72,1	1,13kg/t	EMEP/CORINAIR B216
CO	5300	g/GJ	4000	6500	4090	64,2kg/t	EMEP/CORINAIR B216
NM VOC	925	g/GJ	400	1500	733	11,5kg/t	EMEP/CORINAIR B216
SO _x	20	g/GJ	10	30	x	x	EMEP/CORINAIR B216
NH ₃	3,8	g/GJ	3,04	14	x	x	EMEP/CORINAIR B216
TSP	730	g/GJ	500	1260	x	x	EMEP/CORINAIR B216
PM ₁₀	695	g/GJ	475	1200	x	x	EMEP/CORINAIR B216
PM _{2.5}	695	g/GJ	475	1190	x	x	EMEP/CORINAIR B216
Pb	40	mg/GJ	10	60	x	x	EMEP/CORINAIR B216
Cd	1,4	mg/GJ	0,1	2,5	x	x	EMEP/CORINAIR B216
Hg	0,5	mg/GJ	0,2	0,6	x	x	EMEP/CORINAIR B216
As	1	mg/GJ	0,3	2,5	x	x	EMEP/CORINAIR B216
Cr	2,9	mg/GJ	1	10	x	x	EMEP/CORINAIR B216
Cu	8,6	mg/GJ	0,5	11,2	x	x	EMEP/CORINAIR B216
Ni	4,4	mg/GJ	1	250	x	x	EMEP/CORINAIR B216
Se	0,5	mg/GJ	0,25	0,75	x	x	EMEP/CORINAIR B216
Zn	130	mg/GJ	60	250	x	x	EMEP/CORINAIR B216
PCB	0,06	mg/GJ	0,012	0,3	2,63	0,0412	Kakareka et. al (2004)
PCDD/F	700	ng I-TEQ/GJ	500	1000	25,3	0,0652	EMEP/CORINAIR B216
Benzo(a)pyren	210	mg/GJ	130	300	89,2	531	EMEP/CORINAIR B216
Benzo(b)fluoranthen	220	mg/GJ	150	260	45	698	EMEP/CORINAIR B216

Benzo(k)fluoranthen	130	mg/GJ	60	180	33,9	1 400	EMEP/CORINAIR B216
Indeno(1,2,3-cd)pyren	140	mg/GJ	80	200	50,6	794	EMEP/CORINAIR B216
HCB	6	µg/GJ	3	9	4,09	0,0652	EMEP/CORINAIR B216

* Nově navrhované emisní faktory pro spalování tuhých paliv v lokálních topeništích stanovené na základě experimentálních zkoušek Výzkumného energetického centra.

PŘÍLOHA 3

Sestavení emisních faktorů dioxinů z odborné literatury (BiPRO, 2009)

Rozsah EF pro spalování uhlí v různých zařízeních v domácnostech EU (ug TEQ/TJ)

Rok	Odkaz	Členský stát	Druh zařízení (v domácnosti)	Výroba	Palivo	EF ovzduší
						ug TEQ/TJ
1999	Thanner & Moche 2002	AT	druh kamen 1 za nízkou cenu, na více druhů paliva	~1999	uhlí Polsko	8,990 9,470 12,100 11,700
1999	Thanner & Moche 2002	AT	druh kamen 1 za nízkou cenu, na více druhů paliva	~1999	koks Česká republika	1,500 1,980
1999	Thanner & Moche 2002	AT	druh kamen 2 litinová kamna na koks	~1979	uhlí Polsko	4,190 3,640 8,620
1999	Thanner & Moche 2002	AT	druh kamen 2 litinová kamna na koks	~1979	koks Česká republika	1,560 860
1999	Thanner & Moche 2002	AT	druh kamen 2 litinová kamna na dřevo dánského typu	~1990	uhlí Polsko	3,230
1999/2000	Boos a kol. 2005 resp. Hübner a kol. 2005	AT	jednoduchá kamna (nepřetržitě spalování)	~1960	dřevo, uhlí	29
1999/2000	Boos a kol. 2005 resp. Hübner a kol. 2005	AT	jednoduchá kamna (nepřetržitě spalování)	1990	dřevo, uhlí	27
1999/2000	Boos a kol. 2005 resp. Hübner a kol. 2005	AT	jednoduchý sporák (kuchyně)	~1970	dřevo, uhlí	130
1999/2000	Boos a kol. 2005 resp. Hübner a kol. 2005	AT	jednoduchý sporák (kuchyně)	~1970	dřevo, uhlí	48
1999/2000	Boos a kol. 2005 resp. Hübner a kol. 2005	AT	jednoduchý sporák (kuchyně)	1985	dřevo, uhlí	2,400
1999/2000	Boos a kol. 2005 resp. Hübner a kol. 2005	AT	kotel v domácnosti na tuhá paliva	1981	koks	71
1999/2000	Boos a kol. 2005 resp. Hübner a kol. 2005	AT	kotel v domácnosti na tuhá paliva	1999	koks	87
1999/2000	Boos a kol. 2005 resp. Hübner a kol. 2005	AT	kotel v domácnosti na tuhá paliva	1978	koks	280
1999/2000	Boos a kol. 2005 resp. Hübner a kol. 2005	AT	kotel v domácnosti na tuhá paliva	1987	koks	380
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	krb	~1986	lignitové brikety	61
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	krb	~1986	brikety z lignitu	38
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	krb	~1986	lignitové brikety	11
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	krb	~1986	brikety z lignitu	8

1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	kamna na kontinuální spalování	~1982	lignitové brikety	37
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	kamna na kontinuální spalování	~1982	lignitové brikety	62
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	kamna na kontinuální spalování	~1982	lignitové brikety	19
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	kamna na kontinuální spalování	~1982	lignitové brikety	16
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	zařízení na kontinuální spalování	~1985	lignitové brikety	13
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	zařízení na kontinuální spalování	~1985	lignitové brikety	19
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	zařízení na kontinuální spalování	~1985	lignitové brikety	10
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	zařízení na kontinuální spalování	~1985	lignitové brikety	11
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	kotel 2	~1987-90	lignitové brikety	20
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	kotel 2	~1987-90	lignitové brikety	49
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	kotel 2	~1987-90	lignitové brikety	21
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	kotel 2	~1987-90	lignitové brikety	35
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	kamna na kontinuální spalování	~1982	lignitové brikety	32
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	kamna na kontinuální spalování	~1982	lignitové brikety 2	31
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	kamna na kontinuální spalování	~1982	lignitové brikety 2	20
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	kamna na kontinuální spalování	~1982	lignitové brikety 2	17
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	zařízení na kontinuální spalování	~1985	lignitové brikety 2	33
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	zařízení na kontinuální spalování	~1985	lignitové brikety 2	14
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	kotel 2	~1987-90	lignitové brikety 2	19
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	kotel 2	~1987-90	lignitové brikety 2	32
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	kamna na kontinuální spalování	~1982	lignitové brikety 3	54
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	kamna na kontinuální spalování	~1982	lignitové brikety 3	25
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	kamna na kontinuální spalování	~1982	lignitové brikety 3	15
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	kamna na kontinuální spalování	~1982	lignitové brikety 3	12
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	zařízení na kontinuální spalování	~1985	lignitové brikety 3	27
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	zařízení na kontinuální spalování	~1985	lignitové brikety 3	12
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	kotel 2	~1987-90	lignitové brikety 3	17
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	kotel 2	~1987-90	lignitové brikety 3	30
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	kamna na kontinuální spalování	~1982	antracit 1	24

1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	kamna na kontinuální spalování	~1982	antracit 1	31
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	kamna na kontinuální spalování	~1982	antracit 1	21
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	kamna na kontinuální spalování	~1982	antracit 1	20
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	zařízení na kontinuální spalování	~1985	antracit 1	10
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	zařízení na kontinuální spalování	~1985	antracit 1	13
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	zařízení na kontinuální spalování	~1985	antracit 1	6
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	zařízení na kontinuální spalování	~1985	antracit 1	10
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	boiler 1	~1986/87	antracit 1	14
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	boiler 1	~1986/87	antracit 1	13
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	krb	~1987	brikety z černého uhlí	81
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	krb	~1987	brikety z černého uhlí	68
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	krb	~1987	brikety z černého uhlí	47
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	krb	~1987	brikety z černého uhlí	31
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	kamna na kontinuální spalování	~1982	brikety z černého uhlí	21
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	kamna na kontinuální spalování	~1982	brikety z černého uhlí	19
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	Kamna na kontinuální spalování	~1982	brikety z černého uhlí	11
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	Kamna na kontinuální spalování	~1982	brikety z černého uhlí	23
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	zařízení na kontinuální spalování	~1985	brikety z černého uhlí	18
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	zařízení na kontinuální spalování	~1985	brikety z černého uhlí	17
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	zařízení na kontinuální spalování	~1985	brikety z černého uhlí	7
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	zařízení na kontinuální spalování	~1985	brikety z černého uhlí	10
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	kamna na kontinuální spalování	~1982	koks z černého uhlí	50
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	kamna na kontinuální spalování	~1982	koks z černého uhlí	69
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	kamna na kontinuální spalování	~1982	koks z černého uhlí	23
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	kamna na kontinuální spalování	~1982	koks z černého uhlí	36
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	zařízení na kontinuální spalování	~1985	koks z černého uhlí	18
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	zařízení na kontinuální spalování	~1985	koks z černého uhlí	49
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	zařízení na kontinuální spalování	~1985	koks z černého uhlí	28
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	zařízení na kontinuální spalování	~1985	koks z černého uhlí	20

?	Hobson a kol. 2003	UK	otevřené topeniště v domácnosti <5 kW	?	Yorkshirské uhlí pro domácnosti	120.8 ¹⁾				
?	Davies a kol. 1992	UK	otevřené topeniště v domácnosti <5 kW	?	bezkouřové uhlí, černé uhlí antracit	87.5 - 238 ¹⁾				
?	Geueke a kol. 2000	DE	kamna	?	lignit Německo	70; 58 ¹⁾				
				?	lignit Česká republika	20; 21 ¹⁾				
				?	antracit	95,175 ¹⁾				
				?	černé uhlí Polsko	633; 1,430 ¹⁾				
?	Grochowalski 2002	PL	kamna	?	uhlí	6,000; 11,000 ¹⁾				
	Williams a kol. 2001	PL	technicky pokročilý kotel pro domácnosti s ručním ovládáním, 30 kW	?	uhlí J	285				
				?	uhlí W	804; 540.1				
?	Quass a kol. 2000	DE	kamna A, jednoduchý design	?	lignit Německo	117.6 ¹⁾				
				?	lignit Česká republika	39.4 ¹⁾				
				?	antracit	145 ¹⁾				
				?	brikety z hnědého uhlí Německo	310.4 ¹⁾				
				?	koks Německo	26.6.2012				
				?	černé uhlí Polsko	1,127 ¹⁾				
			kamna B, moderní design	?	lignit Německo	192.9				
				?	lignit Česká republika	69.4 ¹⁾				
				?	antracit	364.3 ¹⁾				
				?	brikety z černého uhlí Německo	186.7 ¹⁾				
				?	koks Německo	90.3 ¹⁾				
				?	černé uhlí Polsko	3,687 ¹⁾				
				?	Kakareka a kol. 2003	BY	malé a střední kotle s neřízeným spalováním	?	uhlí	104 ²⁾
							malé a střední kotle s částečně řízeným spalováním	?	uhlí	42 ²⁾
?	Pfeiffer a kol. 2000b	DE	krby, kamna a kotle (v domácnostech)	?	uhlí vysoké kvality a výrobky z něho	27.4				
				?	uhlí vysoké kvality	20.3				
				?	brikety	37.3				

				?	koks z uhlí vysoké kvality	39.4
				?	brikety z hnědého uhlí	23.3

¹⁾ Původní faktory paliv jsou uváděny v g/kg, pro přepočítání H_U z 24 GJ/t (d.b.) pro černé uhlí byly přepokládány v hodnotách 17 GJ/t (d.b.) pro lignit and hnědé uhlí, 30 GJ/t (d.b.) pro antracit, 30 GJ/t (d.b.) pro koks.

²⁾ Původní faktory byly přepočítány v hodnotách TEQ/Mg paliva (standardní emisní faktory).

Rozsah emisních faktorů dioxinů (PCDD/F) ze spalování uhlí v domácnostech ve Velké Británii

Rok	Reference	Typ zařízení	Typ paliva	Specifikace (průměrný, střední, minimální, maximální)	EF vzduchu ug TEQ/t
2006	Enviros 2006	topení pro domácnost	bezkouřové uhlí/antracit (SSF)	min	2
				max	50
			černé uhlí	min	1,5
				max	100

Rozsah emisních faktorů dioxinů (PCDD/F) pro spalování v různých zařízeních v domácnostech v EU

Rok	Odkaz	Členský stát	Druh zařízení (v domácnosti)	Výroba	Palivo	EF ovzduší
						Střední hodnota ug TEQ/TJ
~2000	Quass a kol. 2000	DE	kamna A prohořivací, pouze primární přísun vzduchu	1955-62	lignit Německo	2,00
~2000	Quass a kol. 2000	DE			lignit Česká republika	0,67
~2000	Quass a kol. 2000	DE			antracit Německo	4,35
~2000	Quass a kol. 2000	DE			brikety z černého uhlí Německo	7,46
~2000	Quass a kol. 2000	DE			koks Německo	0,85
~2000	Quass a kol. 2000	DE			černé uhlí Německo	27,05
~2000	Quass a kol. 2000	DE	Kamna B odhořivací, termostat, + sekundární přísun vzduchu	1983	lignit Německo	3,28
~2000	Quass a kol. 2000	DE			lignit Česká republika	1,18
~2000	Quass a kol. 2000	DE			antracit Německo	10,93
~2000	Quass a kol. 2000	DE			brikety z černého uhlí Německo	4,48
~2000	Quass a kol. 2000	DE			koks Německo	2,89
~2000	Quass a kol. 2000	DE			černé uhlí Polsko	88,49
1999	Thanner & Moche 2002	AT	druh kamen 1 za nízkou cenu, na více druhů paliva	~1999	uhlí Polsko	251,67 265,02 338,75 327,67
1999	Thanner & Moche 2002	AT			koks Česká republika	42,66 56,41

1999	Thanner & Moche 2002	AT	druh kamen 2 litinová kamna na koks	~1979	uhlí Polsko	117,21 101,84 241,32
1999	Thanner & Moche 2002	AT			koks Česká republika	44,45 24,38
1999	Thanner & Moche 2002	AT	druh kamen 2 litinová kamna na dřevo dánského typu	~1990	koks Polsko	90,49
~2000	Kubica 2003	PL	kotel		uhlí "Julian" (ořech)	8,40
~2000	Kubica 2003	PL	kotel		uhlí "Wujek" (ořech)	26,30
~2000	Kubica 2003	PL	kotel		uhlí "Wujek" (kostka)	7,5
~2000	Kubica 2003	PL	kotel		brikety z uhlí "Wujek" a piliny	9,90
~2000	Kubica 2003	PL	kotel			7,6
~2000	Kubica 2003	PL	kotel		uhlí "Wujek" a piliny	22,3
~2000	Kubica 2003	PL	kotel		uhlí "Wujek" a řepková sláma	23,4
~2000	Kubica 2003	PL	muflová pec 25kW		uhlí "Julian" (kostka)	1,70
2000	Lee et al. 2005	UK	otevřený oheň		uhlí pro domácnosti	3
2000	Lohmat a kol. 2006	Uk	laboratorní test		uhlí	3
2002	Schleicher a kol. 2002	Dk	zahradní gril		brikety typu A	11
2002	Schleicher a kol. 2002	DK	zahradní gril		brikety typu B	6

Koncentrace dioxinů ve spalinách ze spalování různých typů uhelných briket

Rok	Odkaz	Členský stát	Druh zařízení (v domácnosti)	Výroba	Palivo	Koncentrace v ovzduší
						Střední hodnota ug TEQ/TJ
~1994	Thuß a kol. 1995 & 1997	DE	kachlová kamna s cirkulací vzduchu	?	"solné" uhelné brikety (2,000 ppm w/w Cl)	0,087
~1994	Thuß a kol. 1995 & 1997	DE	kachlová kamna s cirkulací vzduchu	?	"solné" uhelné brikety (2,000 ppm w/w Cl)	0,134
~1994	Thuß a kol. 1995 & 1997	DE	kachlová kamna s cirkulací vzduchu	?	"slané" uhelné brikety (2,000 ppm w/w Cl)	0,106
~1994	Thuß a kol. 1995 & 1997	DE	kachlová kamna s cirkulací vzduchu	?	"normální" uhelné brikety (300 ppm w/w Cl)	0,013
~1994	Thuß a kol. 1995 & 1997	DE	kachlová kamna s cirkulací vzduchu	?	"normální" uhelné brikety (300 ppm w/w Cl)	0,021

~1994	Thuß a kol.1995 & 1997	DE	kachlová kamna s cirkulací vzduchu	?	"normální" uhelné brikety (300 ppm w/w Cl)	0,01
-------	------------------------	----	------------------------------------	---	--	------

Rozsah emisních faktorů pro spalování v různých zařízeních v domácnostech v EU ($\mu\text{g TEQ/TJ}$)

Rok	Odkaz	Členský stát	Druh zařízení (v domácnosti)	Výroba	Palivo	EF ovzduší
						$\mu\text{g TEQ/TJ}$
1999	Thanner & Moche 2002	AT	druh kamen 1 za nízkou cenu, na více druhů paliva	~1999	bukové dřevo	70 20 690
			druh kamen 2 litinová kamna na koks	~1979	bukové dřevo	70 260 630
			druh kamen 3 litinová kamna na dřevo dánského typu	~1990	bukové dřevo	550 270
1999/2000	Boos a kol. 2005 resp. Hübner	AT	jednoduchá kamna (nepřetržitě spalování)	~1985	dřevo	2,300
1999/2000	Boos a kol. 2005 resp. Hübner a kol. 2005	AT	jednoduchá kamna (nepřetržitě spalování)	~1985	dřevěné brikety (dub)	27
				1990	dřevo (polena)	150
				~1985	bukové dřevo (polena)	23
				~1960	bukové dřevo, lignitové brikety	29
				1990	dřevo, lignitové brikety	27
			jednoduchý sporák (kuchyně)	~1970	smrkové dřevo (malá polena)	1,000
				1980	dřevo (malá polena)	150
				1993	dřevěná polena (buk, dub)	73
				~1970	smrkové dřevo, lignitové brikety	130
				~1970	dřevo, lignitové brikety	48
			jednoduchá kamna (kachlová)	1985	wood, coal	2,400
				1956	bukové dřevo (polena)	4,500
				1990	bukové dřevo (polena)	45
1998	bukové dřevo (polena)	120				
1999/2000	Boos a kol. 2005 resp. Hübner a kol. 2005	AT	kotel v domácnosti na tuhá paliva	1983	dřevo	30
				1988	dřevo	72
				1986	dřevo	82
				1983	dřevo	86
			1979	dřevo	2,600	
kotel v domácnosti	1990	dřevo	18			

			s přídavným ventilátorem	1989	dřevo	21
			kotel s automatickým přikládáním dřeva	1999	pilinové dřevo	2
				1992	dřevěné štěpky	3
				1982	dřevěné štěpky	6
				1991	dřevěné štěpky	2,000
1994/1995	Erken a kol. 1996	DE	krb	~1987	březové dřevo	38
				~1987	březové dřevo	11
				~1987	březové dřevo	4
				~1987	březové dřevo	3
			kamna s nepřetržitým provozem	~1982	březové dřevo	34
				~1982	březové dřevo	23
				~1982	březové dřevo	13
				~1982	březové dřevo	14
			zařízení s nepřetržitým provozem	~1985	březové dřevo	10
				~1985	březové dřevo	28
				~1985	březové dřevo	10
				~1985	březové dřevo	9
			kotel 2	~1987-90	březové dřevo	16
				~1987-90	březové dřevo	18
				~1987-90	březové dřevo	11
				~1987-90	březové dřevo	12
	Pfeiffer a kol. 2000b	DE	krby, kamna a kotle (v domácnosti)	?	přírodní dřevo	29,5

Rozsah emisních faktorů pro spalování dřeva v různých zařízeních v domácnostech v EU

Rok	Odkaz	Členský stát	Druh zařízení (v domácnosti)	Výroba	Palivo	EF ovzduší
						Střední hodnota µg TEQ/TJ
1999	Thanner & Moche 2002	AT	druh kamen 1 litinová kamna na koks	~1999	březové dřevo	1,03 (1,56) 0,24 10,68
1999	Thanner & Moche 2002	AT	druh kamen 2 litinová kamna na koks	~1979	březové dřevo	1,13 4,07 9,77
1999	Thanner & Moche 2002	AT	druh kamen 3 litinová kamna na dřevo dánského typu	~1990	březové dřevo	8,49 4,17
~2000	Kubica 2003	PL	kotel 35kW	?	kusové dřevo	33,20
~2000	Kubica 2003	PL	kotel 35kW	?	dřevěné brikety (piliny)	2,00
~2000	Kubica 2003	PL	nízkokapacitní kotel 65 kW	?	řepková sláma	13,40

~2000	Kubica 2003	PL	nízkokapacitní kotel 65 kW	?	pšenično-žitná sláma	12,40
~1996	Pfeiffer a kol. 2000a	DE	zděné topidlo s otevřeným primárním a sekundárním přisáváním	1989	dřevo	0,63
~1996	Pfeiffer a kol. 2000a	DE	kachlová kamna, topná vložka s otevřeným primárním i sekundárním přisáváním	1990	dřevo	0,76
~1996	Pfeiffer a kol. 2000a	DE	kachlová kamna střední topná vložka s otevřeným primárním a sekundárním přisáváním	1990	dřevo	0,44
~1996	Pfeiffer a kol. 2000a	DE	kachlová kamna, topná vložka s uzavřeným primárním a otevřeným sekundárním přisáváním	1990	dřevo	0,14
~2005	Hedman a kol. 2006	SE	kotel na pelety nebo naftu	?	dřevěné piliny	11,0
~2005	Hedman a kol. 2006	SE	kotel na pelety nebo naftu		dřevěné piliny	2,0
~2005	Hedman a kol. 2006	SE	kotel se dvěma separovanými topeništi, jedním na naftu, druhým na tuhá paliva (dřevo nebo koks)		dřevěné piliny	6,0
~2005	Hedman a kol. 2006	SE	kotel se dvěma separovanými topeništi, jedním na naftu, druhým na tuhá paliva (dřevo nebo koks)		březové dřevo	12,00
~2005	Hedman a kol. 2006	SE	kotel se dvěma separovanými topeništi, jedním na naftu, druhým na tuhá paliva (dřevo nebo koks)		dřevo z jehličnanů	6,3
~2005	Hedman a kol. 2006	SE	kotel se dvěma separovanými topeništi, jedním na naftu, druhým na tuhá paliva (dřevo nebo koks)		březové dřevo + papír	5,0
~2005	Hedman a kol. 2006	SE	kotel se dvěma separovanými topeništi, jedním na naftu, druhým na tuhá paliva (dřevo nebo koks)		březové dřevo + papír + plastik	290
~2005	Hedman a kol. 2006	SE	moderní kotel na dřevo	?	březové dřevo	2,8
~2005	Hedman a kol. 2006	SE	moderní kotel na dřevo		březové dřevo	1,2
~2005	Hedman a kol. 2006	SE	moderní kotel na dřevo		dřevo z jehličnanů	1,2
~2005	Hedman a kol. 2006	SE	moderní kotel na dřevo	?	březové dřevo	3,5
~2005	Hedman a kol. 2006	SE	moderní kotel na dřevo		březové dřevo	5,9

1991/1993	Vikelsøe a kol. 1994	DK	4 druhy kamen		dřevo	1,9
2000	Lee a kol. 2005	UK	otevřený oheň		dřevo	0,6
2000	Lohman a kol. 2005	UK	laboratorní test		dřevo	0,2
~2004	Gönczi a kol. 2005	SE	kovový barel		sláma	4,4
2002	Schleicher a kol. 2002	DK	kamna na dřevo		na vzduchu vysušené březové dřevo určené k pálení	5,1
2002	Schleicher a kol. 2002	DK	kamna na dřevo		v sušárně vysušené bukové dřevo bez kůry	1,9
2002	Schleicher a kol. 2002	DK	kamna na dřevo		na vzduchu vysušené březové dřevo	0,61
2002	Schleicher a kol. 2002	DK	kamna na dřevo		v sušárně vysušené bukové dřevo bez kůry	0,64
2002	Schleicher a kol. 2002	DK	automatický kotel 19 kW		dřevěné piliny	0,53
2002	Schleicher a kol. 2002	DK	automatický kotel 19 kW		dřevěné piliny	0,21
2002	Schleicher a kol. 2002	DK	automatický kotel 19 kW		sláma	5,3
2002	Schleicher a kol. 2002	DK	automatický kotel 19 kW		sláma	9,2

Koncentrace dioxinů ve spalinách a emisní faktory pro spalování dřeva v různých zařízeních v domácnostech

Rok	Odkaz	Druh zařízení	Druh paliva		Ovzduší (ng TEQ/m ³)	EF v ovzduší (μg TEQ/t)
~1995	Collet 2000	průmyslový kotel 3 MW + kapsový filtr	kůra a piliny		0,019	0,32
~1995	Collet 2000	průmyslový kotel 2,4 MW + kapsový filtr	dřevěné štěpky a piliny		0,011	0,05
2001/2002	Gullet a kol. 2003	kamna na dřevo, krby	dub, borovice	min	0,0004	0,25
				max	0,0025	1,4
			Umělé poleno	střední	0,0006	2,4
2005	Glasius a kol. 2005	pět kamen na dřevo jeden kotel na dřevo	dřevěné štěpky a piliny	min (12 vzorků)		0,3
2005	Glasius et al. 2005	pět kamen na dřevo jeden kotel na dřevo	dřevěné štěpky a piliny	max		17,7
2007	Glasius a kol.2007	12 kamen na dřevo jeden kotel na dřevo	dřevo	min (26 vzorky ze 13 domů)		0,027
				max		140
				průměr		19
				střední hodnota		3
1997	Collet 2000	2 MW, kapsový filtr	dřevo, "nedotované" (0,6 ppm PCP)		1,28	11,5
		2 MW, kapsový filtr	dřevo, "dotované" (20- 36 ppm PCP)		2,33	21,0
		400 kW pilotní instalace, optimální	dřevěné palety ošetřované PCP (0,1% PCP)	min	0,063	0,76

		podmínky		max	0,186	2,23
~1994	Schatowitz a kol. 1994	různá topeniště (6 - 850 kW)	bukové větve, štěpky z přírodního dřeva, nepotažené dřevotřískové desky	min	0,019	
				max	0,076	
			štěpky z odpadního dřeva	min	2,7	
				max	14,42	
				dřevěné uhlí	průměr	0,028
odpad z domácností	průměr	114				
2006	Enviros 2006	kamna na dřevo otevřený krb	neošetřované dřevo	min		0,043
				max		11
2006	Enviros 2006	kamna na dřevo otevřený krb	kontaminované dřevo	min		11
				max		400
2003	Allemand 2003	otevřené krby	dřevo	průměrná hodnota		1,8
2003	Allemand 2003	kamna	dřevo	průměrná hodnota		1,8
2003	Allemand 2003	uzavřené krby	dřevo	průměrná hodnota		1,8
2003	Allemand 2003	kotle (staré)	dřevo	průměrná hodnota		1,8
2003	Allemand 2003	kotle (třída 1)	dřevo	průměrná hodnota		1,8
2003	Allemand 2003	kotle (třída 3)	dřevo	průměrná hodnota		1,8
2003	Allemand 2003	<9MW průmyslové nebo kolektivní Instalace topení	dřevo	průměrná hodnota		0,72
2000	Baggio a kol. 2001	30 kW zplyňovací kotel (reverzní plamen)	dřevěné poleno (buk)	min		0,004
				max		0,01

Koncentrace dioxinů ve spalínách ze spalování různých druhů dřeva a jiné biomasy

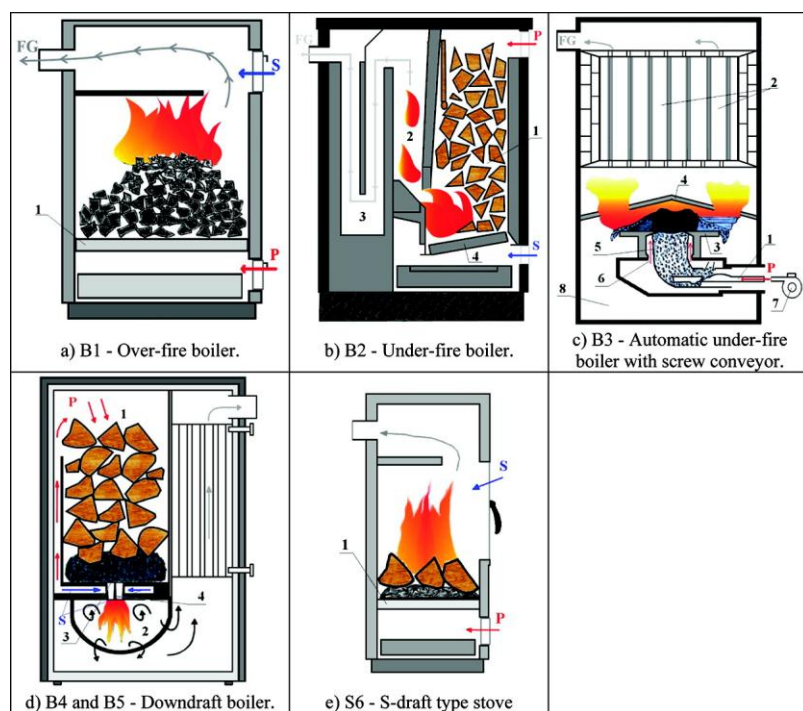
Rok	Odkaz	Členský stát	Druh zařízení (v domácnosti)	Rok výroby	Palivo	Střední hodnota koncentrace v ovzduší (ng TEQ/Nm ³)
1992/1993	Kolenda a kol. 1994	DE	spalovací pec - manuální přikládání	?	dřevěné špalky, natřené a nenatřené, překližka, zbytky dřeva	1,05
1992/1993	Kolenda a kol. 1994	DE	spalovací pec - manuální přikládání	?	dřevěné špalky, natřené a nenatřené, překližka, zbytky dřeva	0,45
~1998	Launhardt & Thoma 2000	DE	spalovací pec na více druhů paliva s elektronickou jednotkou řídicí automatické přikládání	~1997/1998	smrková štěpka	0,052

~1998	Launhardt & Thoma 2000	DE	spalovací pec na více druhů paliva s elektronickou jednotkou řídicí automatické příkládání	~1997/1998	pšeničná sláma – peletky, nasekaná	0,656
~1998	Launhardt & Thoma 2000	DE	spalovací pec na více druhů paliva s elektronickou jednotkou řídicí automatické příkládání	~1997/1998	seno (z ploch ležících ladem) – peletované, nasekané	0,891
~1998	Launhardt & Thoma 2000	DE	spalovací pec na více druhů paliva s elektronickou jednotkou řídicí automatické nakládání	~1997/1998	tritikále (–celá žeň) peletované, nasekané	0,052
~1997	Launhardt a kol. 1998	DE	kachlová kamna s "moderní" technikou spalování (konstruované pro spalování dřeva) odhořivací	začátek devadesátých let	bříza	0,0043
~1997	Launhardt a kol. 1998	DE	kachlová kamna s "moderní" technikou spalování (konstruované pro spalování dřeva) odhořivací	začátek devadesátých let	jehličnan	0,006
~1997	Launhardt a kol. 1998	DE	kachlová kamna s "moderní" technikou spalování (konstruované pro spalování dřeva) odhořivací	začátek devadesátých let	smrk (vlhký)	0,011
~1997	Launhardt a kol. 1998	DE	kachlová kamna s "moderní" technikou spalování (konstruované pro spalování dřeva) odhořivací	začátek devadesátých let	brikety typu A z jehličnanů	0,015
~1997	Launhardt a kol. 1998	DE	kachlová kamna s "moderní" technikou spalování (konstruované pro spalování dřeva) odhořivací	začátek devadesátých let	brikety typu B z jehličnanů	0,022
~1997	Launhardt a kol. 1998	DE	kachlová kamna s "moderní" technikou spalování (konstruované pro spalování dřeva) odhořivací	sedmdesátá až osmdesátá léta	jehličnan	0,015
~1997	Launhardt a kol. 1998	DE	kachlová kamna s "moderní" technikou spalování (konstruované pro spalování dřeva) odhořivací	sedmdesátá až osmdesátá léta	jehličnan	0,007
~1997	Launhardt a kol. 1998	DE	kotel na dřevo (s ventilátorem na spaliny a regulátorem spalování) prohořivací	začátek devadesátých let	bříza	0,003
~1997	Launhardt a kol. 1998	DE	kotel na dřevo (s ventilátorem na spaliny a regulátorem spalování) prohořivací	začátek devadesátých let	bříza	0,003
~1997	Launhardt a kol. 1998	DE	kotel na dřevo (s ventilátorem na spaliny a regulátorem spalování) prohořivací	začátek devadesátých let	bříza	0,007
~1997	Launhardt a kol. 1998	DE	kotel na dřevo (s ventilátorem na spaliny a regulátorem spalování) prohořivací	začátek devadesátých let	jehličnan	0,004
~1997	Launhardt a kol. 1998	DE	kotel na dřevo (s ventilátorem na spaliny a regulátorem spalování) prohořivací	začátek devadesátých let	smrk	0,015
~1997	Launhardt a kol. 1998	DE	kotel na dřevo (s ventilátorem na spaliny a regulátorem spalování) prohořivací	začátek devadesátých let	smrkové odřezky	0,004
~1997	Launhardt a kol. 1998	DE	krb na spalování dřeva se odhořivací	začátek devadesátých let	jehličnan	0,011

1991/1993	Vikelsøe a kol. 1994	DK	4 druhy kamen		dřevo	0,18
2000	Raventos a kol. 2000	FR	kotel neurčený k vytápění v domácnostech vybavený multi-cyklónovým čištěním spalin	1996	deska z dřevovlákniny, tvrdá	≤0,016
				1998	dřevotříška, nelaminovaná	0,084
2000	Raventos a kol. 2000	FR	kotel neurčený k vytápění v domácnostech, vybavený multi-cyklónovým čištěním spalin	1998	dřevotříška (bez chlóróvého pojidla)	≤0,014
					překližka (s fenolovou pryskyřicí bez chlóru))	0,016
2000	Raventos a kol. 2000	FR	kotel neurčený k vytápění v domácnostech, vybavený multi-cyklónovým čištěním spalin	1998	dřevotříška (s pojidlem na bázi chlóru)	0,016
1999	Deroubaix 1999	FR	kotel nurchený k vytápění v domácnostech, vybavený multi-cyklónovým čištěním spalin	1998	kůra	0,07
					dřevěné palety	0,13
1999	Deroubaix 1999	FR	kotel neurčený k vytápění v domácnostech vybavený multi-cyklónovým čištěním spalin	1998	dřevěné palety	0,02
					dřevěné palety	0,05
2003	Allemand 2003	FR	průmyslové kotle nebo kotle určené pro hromadné vytápění	?	přírodní dřevo a dřevo s několika přísadami	0,05
2003	Allemand 2003	FR	průmyslové kotle nebo kotle určené pro hromadné vytápění		částice dřeva (obsahující PCP, smíchané s natřeným dřevem...)	1,80

PŘÍLOHA 4 – Popis základních typů domácích topenišť a grafy k odvození jejich emisních faktorů

Převzato od: Šyc, M., Horák, J., Hopan, F., Krpec, K., Tomšej, T., Ocelka, T., et al. (2011). Effect of fuels and domestic heating appliance types on emission factors of selected organic pollutants. *Environmental Science & Technology*, 45(21), 9427-9434.



Kotel 1 je kotel prohořivací, s ručním přikládáním a přirozeným tahem (viz obrázek 1). Celá dávka paliva je spálena ve stejném čase a zařízení funguje periodicky. Primární vzduch (P) je vháněn pod vodou chlazený pevný rošt (1) pomocí automatického, tah regulujícího šoupátka ve dvířkách pro popel. Sekundární vstup vzduchu (S) do zóny spalování plynu je ve dveřích na podávání paliva a může být ručně regulován šoupátkem. Doporučovaným palivem je koks, černé uhlí a dřevěná polena; je také možné použít lignit.

Kotel 2 je odhořivací kotel s přirozeným tahem a ručním přikládáním (viz obrázek 1b). Tento kotel může být rozdělen do tří částí:

- palivová komora
- spalovací komora
- spalinová komora

Na dně uloženého paliva dochází k odstranění těkavých látek a částečnému spalování menších částí paliva, zatímco hlavní spalování probíhá v následné spalovací komoře. Primární vzduch (P) je dodáván pomocí šoupátka ve dvířkách pro palivo. Sekundární vzduch (S) je veden drážkou ve spalovací komoře; terciární vzduch je také dodáván do spalovací komory po stranách.

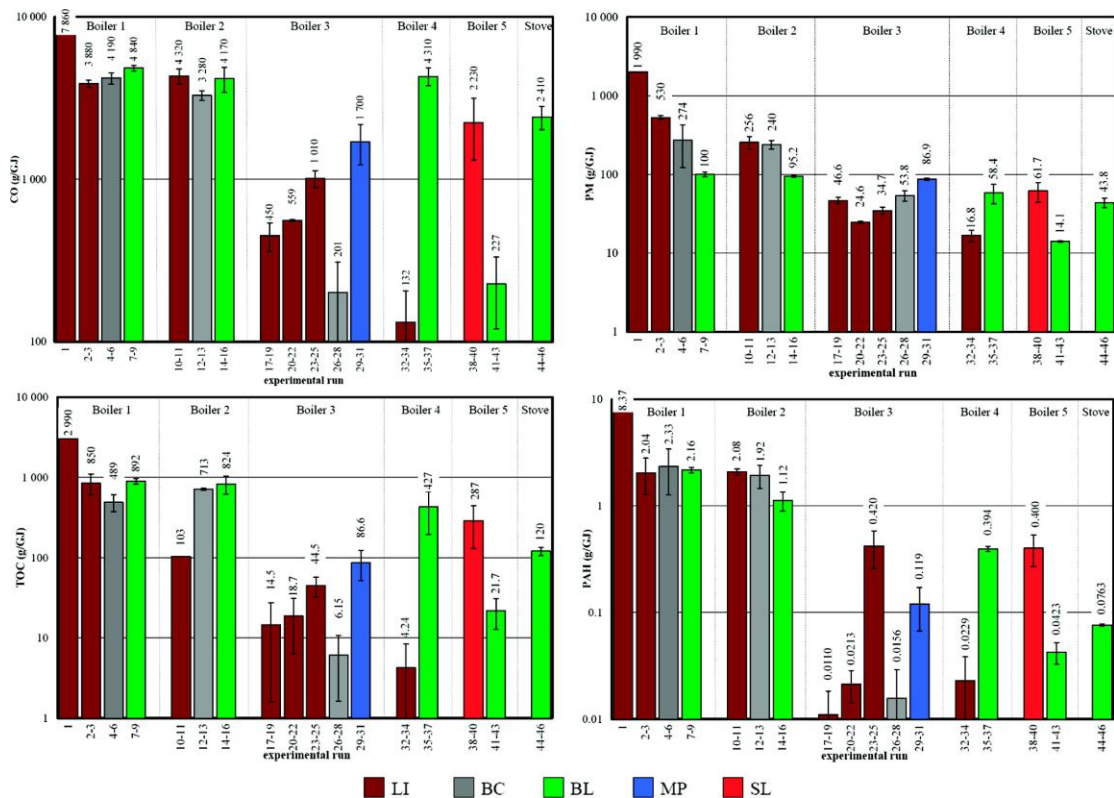
Rotující mřížky (4) jsou umístěny pod uloženým palivem a spalovací komorou. Doporučeným palivem je lignit, ale mohou být použita i jiná pevná paliva.

Kotel 3 je moderním typem kotle s automatickým podáváním paliva s nuceným tahem a automatickým nakládáním spirálovým dopravníkem (1). V horní části kotle je lamelový výměník tepla (2). Ve spodní části je spalovací komora tvořená železným roštem (3), keramickým reflektorem tepla (4), retortou pro nakládání paliva (5) a systémem na promíchání vzduchu. Komora na popel je umístěna pod spalovací komorou. Doporučovány palivy jsou lignit a pelety z biomasy. Spalována zde mohou být i další paliva s požadovaným měřením zrnitosti.

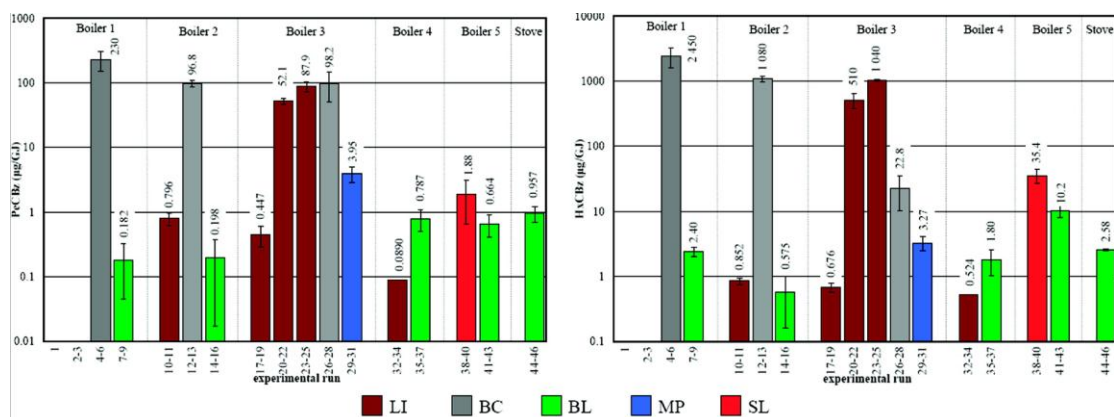
Kotel 4 je moderní zplyňovací kotel s ručním přikládáním a nuceným tahem vytvářeným odsávacím větrákem (viz. obr. 1d). Kotel se skládá ze dvou komor; horní je pro uložení paliva (1) a spodní je spalovací komora (2). Komory jsou odděleny speciálním rotačním hořákem (4). Primární vzduch (P) je dodáván do spalovací komory shora skrze dávku paliva a speciálním litinovým roštem (3). Sekundární vzduch (S) je dodáván k roštu. Doporučenými palivy jsou lignit, ale mohou být také použita dřevěná polena a další pevná paliva.

Kotel 5 je moderní zplyňovací kotel s ručním přikládáním a nuceným tahem vytvářeným odsávacím větrákem. Má podobnou konstrukci jako kotel 4, ale s většími komorami. Je určen pouze na spalování dřeva a má nepohyblivý šamotový rošt. Doporučeným palivem jsou dřevěná polena.

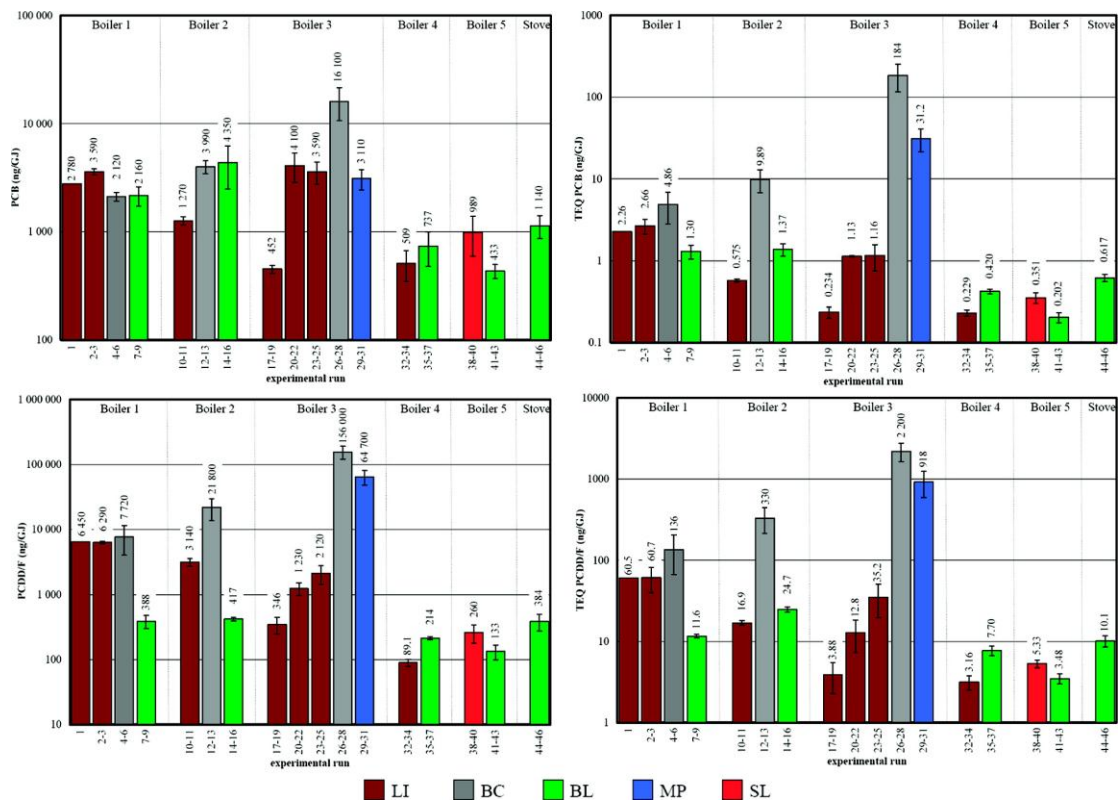
Kotel 6 představuje moderní krbová kamna s roštem a periodickým spalováním (viz obrázek 1e).



Obrázek 2. Průměrné hodnoty emisních faktorů CO, PM, TOC a PAH se standardními odchylkami. PAH jsou soumou 10 polyaromatických uhlovodíků: fluorantenu, pyrenu, benzo[*a*]antracenu, chrysenu, benzo[*b*]fluorantenu, benzo[*k*]fluorantenu, benzo[*a*]pyrenu, benzo[*g,h,i*]perylenu, dibenzo[*a,h*]antracenu a indeno[1,2,3-*cd*]pyrenu.



Obrázek 3. Průměrné hodnoty emisních faktorů PeCB a HCB se standardními odchylkami. Toky PCB 1-3 nebyly analyzovány kvůli vlivu substrátu. Toky 32-34 byly založeny pouze na dvou hodnotách.



Obrázek 4: Emisní factory PCB a PCDD/F.

PCB jsou sumou PCBs 77, 81, 105, 114, 118, 123, 126, 156, 157, 167, 169, 170, 180 a 189.

PCDD/F jsou sumou hodnot tetra- až okta- CDD/F.

Hodnoty TEQ byly určeny dle EN 1948.

Literatura k problematice domácích topenišť v Šycovi a kol.(2011) – viz citaci v úvodu:

- (1) Prevedouros, K.; Brorström-Lundén, E.; Halsall, C. J.; Jones, K. C.; Lee, R. G. M.; Sweetman, A. J. Seasonal and long-term trends in atmospheric PAH concentrations: evidence and implications. *Environ. Pollut.* 2004, 128, 17–27.
- (2) Breivik, K.; Vestreng, V.; Rozovskaya, O.; Pacyna, J. M. Atmospheric emissions of some POPs in Europe: a discussion of existing inventories and data needs. *Environ. Sci. Policy.* 2006, 9, 663–674.
- (3) Quass, U.; Fermann, M.; Bröcker, G. The European Dioxin Air Emission Inventory Project; Final Results. *Chemosphere* 2004, 54, 1319–1327.
- (4) Gullett, B. K.; Touati, A.; Hays, M. D. PCDD/F, PCB, HxCBz, PAH, and PM emission factors for fireplace and woodstove combustion in the San Francisco Bay region. *Environ. Sci. Technol.* 2003, 37, 1758–1765.
- (5) Hedman, B.; Naslund, M.; Marklund, S. Emission of PCDD/F, PCB, and HCB from combustion of firewood and pellets in residential stoves and boilers. *Environ. Sci. Technol.* 2006, 40, 4968–4675.
- (6) Bignal, K. L.; Langrudge, S.; Zhou, J. L. Release of polycyclic aromatic hydrocarbons, carbon monoxide and particulate matter from biomass combustion in a wood-fired boiler under varying boiler conditions. *Atmos. Environ.* 2008, 42, 8863–8871.
- (7) Wevers, M.; De Frenne, R.; Vanermen, G. PCDD/F and PAH emissions from domestic heating appliances with solid fuel. *Organohalogen Compd.* 2003, 63, 21–24.
- (8) Hübner, C.; Boos, R.; Prey, T. In-field measurements of PCDD/F emissions from domestic heating appliances for solid fuels. *Chemosphere* 2005, 58, 367–372.
- (9) Johansson, L. S.; Leckner, B.; Gustavsson, L.; Cooper, D.; Tullin, C.; Potter, A. Emission characteristics of modern and old-type residential boilers fired with wood logs and wood pellets. *Atmos. Environ.* 2004, 38, 4183–4195.
- (10) Lee, R. G. M.; Coleman, P.; Jones, J. L.; Lohmann, R. Emission factors and importance of PCDD/Fs, PCBs, PCNs, PAH and PM10 from the domestic burning of coal and wood in the U.K. *Environ. Sci. Technol.* 2005, 39, 1436–1447.
- (11) Hedberg, E.; Kristensson, A.; Ohlsson, M.; Johansson, C.; Johansson, P. A.; Swietlicki, E.; Vesely, V.; Wideqvist, U.; Westerholm, R. Chemical and physical characterization of emission from birch wood combustion in a wood stove. *Atmos. Environ.* 2002, 36, 4823–4837.
- (12) Launhardt, T.; Thoma, H. Investigation on organic pollutants from a domestic heating system using various solid biofuels. *Chemosphere* 2000, 40, 1149–1157.
- (13) Kinsey, J. S.; Kariher, P. H.; Dong, Y. Evaluation of methods for the physical characterization of the fine particle emissions from two residential wood combustion appliances. *Atmos. Environ.* 2009, 43, 4959–4967.
- (14) Lavric, E. D.; Konnov, A. A.; De Ruyck, J. Dioxin levels in wood combustion: A review. *Biomass Bioenergy* 2004, 26, 115–145.
- (15) Ravindra, K.; Sokhi, R.; Van Grieken, R. Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: Source attribution, emission factors and regulation. *Atmos. Environ.* 2008, 42, 2895–2921.
- (16) Junninen, H.; Mønster, J.; Rey, M.; Cancelinha, J.; Douglas, K.; et al. Quantifying the impact of residential heating on the urban air quality in a typical European coal combustion region. *Environ. Sci. Technol.* 2009, 43, 7964–7970.

- (17) van Loo, S.; Koppejan, J. *The Handbook of Biomass Combustion & Co-firing*; Earthscan: London, 2008.
- (18) Horak, J.; Hopan, F.; Krpec, K.; Dej, D.; Kubacka, M.; Pekarek, V.; Syc, M.; Ocelka, T.; Tomsej, T.; Machalek, P. Determination of emission factors for combusting solid fuels in residential combustion appliances. *Organohalogen Compd.* 2008, 70, 2470–2473.
- (19) Horak, J.; Hopan, F.; Syc, M.; Machalek, P.; Krpec, K.; Ocelka, T.; Tomsej, T. Estimation of selected pollutants emission from solid fuels combustion in small appliances. *Chem. Listy* 2011, 105 (11).
- (20) McDonald, D. J.; Zielinska, B.; Fujita, E. M.; Sagebiel, J. C.; Chow, J. C.; Watson, J. G. Fine particle and gaseous emission rates from residential wood combustion. *Environ. Sci. Technol.* 2000, 34, 2080–2091.
- (21) Kubica, K.; Paradiz, B.; Dilara, P. *Small combustion installations: Techniques, emissions and measures for emission reduction*. Joint Research Centre Scientific and Technical Reports, EUR 23214 EN, 2007.
- (22) Kastanski, E.; Vamvuka, D.; Grammelis, P.; Kakaras, E. Thermogravimetric studies of the behavior of lignite-biomass blends during devolatilization. *Fuel Process. Technol.* 2002, 77_78, 159–166.

PŘÍLOHA 5

Emisní faktory pro prachové částice – souhrn

Tabulka 5/1 – Emisní faktory PM_{2,5} a PM₁₀ pro průmyslové zdroje znečišťování ovzduší, jak je publikovalo TESO v roce 2004. Zdroj: Bureš, V. (2004). „Měření emisí frakcí tuhých znečišťujících látek PM_{2,5} a PM₁₀.“ Retrieved 01/02/2012, 2012, <http://www.teso.cz/article.asp?nArticleID=212&nLanguageID=1>.

Tabulka 2 – Měrné výrobní emise částic frakce PM 2,5/ PM 10

Číslo	Technologie	Výrobní parametr výkon za hodinu	Rozměr	Měrná výrobní emise	
				g/rozměr parametru PM 2,5	PM 10
1	Šachtová vápenná pec	vypálené vápno	t	5,1	9,0
2	Granulační teplárenský kotel	vyrobená pára	t	1,8	3,3
3a	Kamenolom – (vstup)	vyrobená drť	t	12,0	67,8
3b	Kamenolom – (výstup)	vyrobená drť	t	0,0	0,0
4	Rotační cementářská pec	vyrobený cement	t	3,0	4,9
5	Kamenolom	vyrobená drť	t	0,1	0,2
6	Chemická výroba	vyrobený granulát	t	140,1	179,2
7	Sklářská vana	utavená sklovina	t	258,6	320,1
8	Spalovna odpadu	spálený odpad	t	71,7	84,8
9	Granulační elektrárenský kotel	vyrobená elektřina	MW	4,9	5,9
10	Granulační elektrárenský kotel	vyrobená elektřina	MW	40,6	48,1
11	Fluidní teplárenský kotel	vyrobená pára	t	1,7	3,6
12	Granulační teplárenský kotel	vyrobená pára	t	0,2	0,2
13	Granulační + roštový tepl. kotel	vyrobená pára	t	1,2	2,9

Tabulky 5/2 – 3: Emisní faktory pro prachové částice podle Horáka a kol. pulikované v roce 2010. Zdroj: Horák, J., M. Branc, et al. (2010). „Emise jemných částic při spalování dřeva a hnědého uhlí v malých zdrojích.“ Topenářství instalace(3): 26-30.

Tab. 1 Přehled emisních faktorů pro hnědé uhlí

Zdroj emisních faktorů		Kategorie spalovacích zařízení	Emisní faktor [g/GJ]		
			TSP	PM ₁₀	PM _{2,5}
GAINS [7]		kotle na uhlí s výkonem < 50 kW	350	315	280
		kotle na uhlí s výkonem < 50 kW, nové	210	189	168
		kamna na uhlí	600	540	480
		kamna na uhlí upravená	420	378	336
		kamna na uhlí nová	300	270	240
EIG [8]	zjednodušený výpočet	zařízení pro vytápění domácností – černé i hnědé uhlí, < 50 kW	444	404	398
	podrobný výpočet	krb otevřený	350	330	330
		kamna	500	450	450
		kamna moderní	250	240	220
	kotle na uhlí s výkonem < 50 kW	400	380	360	
CEPMEIP [9]		zařízení pro vytápění domácností – hnědé uhlí	350	140	70
ČR [5]*		zařízení pro spalování hnědého uhlí, < 50 kW	387	290	97

* pro průměrné hodnoty hnědého uhlí používaného k vytápění domácností: obsah popela $A' = 7\%$, výhřevnost $Q'_i = 18,1$ MJ/kg

Tab. 2 Přehled emisních faktorů pro dřevo

Zdroj emisních faktorů		Kategorie spalovacích zařízení	Emisní faktor [g/GJ]		
			TSP	PM ₁₀	PM _{2,5}
GAINS [7]		kotle na dřevo s výkonem < 50 kW	250	240	233
		kotle na dřevo s výkonem < 50 kW, nové	52	49	47
		kamna na dřevo	750	672	651
		kamna na dřevo vylepšená	259	249	241
		kamna na uhlí nová	140	134	130
		krb	750	720	698
EIG [8]	zjednodušený výpočet	zařízení pro vytápění domácností – dřevo, < 50 kW	730	695	695
	podrobný výpočet	krb otevřený	900	860	860
		kamna	850	810	810
		kotle na dřevo s výkonem < 50 kW	500	475	475
	kotle na peletky s výkonem < 50 kW	80	76	76	
CEPMEIP [9]		zařízení pro vytápění domácností – dřevo, nízkoemisní	150	143	135
		zařízení pro vytápění domácností – dřevo, vysokoemisní	300	285	270
ČR [5]*		zařízení pro spalování hnědého uhlí, < 50 kW	356	338	320

* pro dřevo s uvažovanými parametry: výhřevnost $Q'_i = 14,62$ MJ/kg