

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin

**Sledování obsahu polyaromatických uhlovodíků v
popelu po spalování biomasy**

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Zdeněk Košnář

Vedoucí práce: Prof. Ing. Pavel Tlustoš, CSc.

2012

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma: „Sledování obsahu polyaromatických uhlovodíků v popelu po spalování biomasy“ vypracoval samostatně a použil jen pramenů, které cituji a uvádím v přiložené bibliografii.

V Praze dne:

Bc. Zdeněk Košnář

podpis autora práce:

Poděkování

Touto cestou bych velmi rád poděkoval vedoucímu své diplomové práce Prof. Ing. Pavlu Tlustošovi, CSc. za odborné vedení, cenné připomínky a konzultace, Mgr. Regině Kaliszové za odborné a metodické vedení v laboratoři, a za pomoc při zpracovávání experimentální práce. V neposlední řadě bych velmi rád poděkoval všem členům katedry za vřelý přístup a své rodině za všestrannou podporu během celého studia.

Souhrn

Zvyšování podílu obnovitelných zdrojů na výrobě tepla a elektrické energie spalováním biomasy je výhodné z hlediska snižování podílu celkových emisí skleníkových plynů, avšak spalování biomasy obnáší také riziko tvorby persistentních organických polutantů, kterými jsou zejména polycyklické aromatické uhlovodíky (PAH). PAH se za určitých podmínek mohou koncentrovat v produkovaném popelu po spalování biomasy, jejichž vyšší obsahy brání dalšímu využití popela, protože mnohé tyto látky mohou být karcinogenní a jiné rizikové povahy. Během dvouletého sledování byly stanoveny obsahy 16 základních PAH ve vzorcích úletového, roštového a směšného popela po spalování různých druhů biomasy ze spaloven na území České republiky. Celkem bylo v laboratoři analyzováno 83 vzorků popela z 38 různých spaloven. Obsahy PAH ve vzorcích popela byly po předchozí extrakci stanoveny na plynovém chromatografu s hmotnostní detekcí. Nejvyšší obsah PAH, ze všech druhů popela, byl stanoven v úletovém popelu po spalování fytomasy - obilné slámy a sena v poměru 2:1 v hodnotě $86837 \mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny. Nejnižšího obsahu PAH v úletovém popelu dosahoval popel po spalování dendromasy - dřevní štěpky v hodnotě $414,7 \mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny. Nejvyšší obsah PAH, ze všech druhů roštového popela, byl stanoven v popelu z dendromasy v hodnotě $99,5 \mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny. Nejnižšího obsahu PAH po spalování biomasy bylo dosaženo v roštovém popelu po spalování směsi fytomasy a dendromasy v hodnotě $11 \mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny. Nejvyšší obsah PAH, ze všech druhů směšného popela, byl stanoven ve popelu po spalování fytomasy v hodnotě $2485 \mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny a nejnižší obsah PAH ve směšném popelu po spalování směsi fytomasy a dendromasy byl stanoven v hodnotě $9 \mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny. Ve většině případů zastoupení obsahu 2-4 cyklických PAH v popelu tvořilo více než 90%. Pouze ve směšném popelu po spalování fytomasy z 68% převažovaly 5-6 cyklické PAH. Z hlediska výskytu vysokého obsahu PAH v popelu bylo rizikovější spalování fytomasy než spalování dendromasy. V popelu z biomasy byla zjištěna přímá úměrnost obsahu 5-6 cyklických PAH v závislosti na obsahu 2-4 cyklických PAH. V úletovém popelu z fytomasy a dendromasy byla zjištěna přímá úměrnost obsahu benzo[a]pyrenu v závislosti na obsahu naftalenu a nepřímá úměrnost ve směšném popelu z fytomasy. Ovlivnění obsahu PAH v popelu na ostatní spalované biomase nebylo průkazné. Možnost následného využití popela ve formě minerálního hnojiva vykazovaly následující druhy popela: úletový a roštový popel po spalování dendromasy - dřevní štěpky, směšný popel po spalování fytomasy - obilné slámy a směšný popel po spalování dendromasy - dřevní štěpky.

Klíčová slova: polycyklické aromatické uhlovodíky, spalování, biomasa, popel

Summary

Due to the increasing production of heat and electricity from renewable sources especially related with the decreasing use of fossil fuels, the biomass combustion is seen as the most promising energy source to mitigate greenhouse gas emissions. However, mechanisms of biomass combustion can also lead to form polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) sorted into the group of persistent organic pollutants. The ash derived from the biomass combustion can contain higher amounts of PAHs that may give a rise to health risks during uses of combustion ash, because some of these compounds are carcinogenic and mutagenic. The aim of this work was to determine amounts of 16 PAHs in fly ash, bottom ash and mixed ash from 38 Czech incinerating plants using different materials. Analyses of ash samples for PAHs were performed using the extraction method and 83 sample extracts were evaluated in the laboratory by means of gas chromatography coupled with mass spectrometry detection. The highest amount of PAHs reaching the value of $86\,837\ \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ was determined in fly ash derived from the phytomass combustion - wheat straw and hay in ration 2 to 1. The lowest amount of PAHs reaching the value of $414,7\ \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ was determined in fly ash derived from the dendromass - wood chips combustion. The highest amount of PAHs reaching the value of $99,5\ \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ was determined in bottom ash derived from the dendromass combustion and the lowest amount of PAHs reaching the value of $11\ \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ was determined in bottom ash derived from a mixture of phytomass and dendromass. The highest amount of PAHs reaching the value of $2485\ \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ was determined in bottom ash derived from the phytomass combustion and the lowest amount of PAHs reaching the value of $9\ \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ was determined in mixed ash derived from mixture of phytomass and dendromass. In most cases more than 90% of the 2-4 ring PAHs content was found in ash derived from the biomass combustion. The 68 % of the 5-6 ring PAHs content was exceeded in mixed ash derived from the phytomass. In terms of presence of higher PAHs content in ash the phytomass combustion seemed riskier than the dendromass combustion. A direct proportionality of the 5-6 ring PAHs content was observed in ash depending on the 2-4 ring PAHs content. A direct proportionality of benzo[a]pyrene content depending on naphthalene content was determined in fly ash derived from phytomass and dendromass combustion, an indirect proportionality was observed in mixed ash derived from the phytomass combustion and any influence of other biomass materials was not observed. Suitable types of ash for subsequent uses as mineral fertilizers were observed: fly ash, bottom and mixed ash derived from the dendromass combustion; mixed ash derived from the phytomass combustion.

Keywords: Polycyclic aromatic hydrocarbons; Combustion; Biomass; Ashes

1.	Úvod	7
2.	Hypotézy a cíle práce.....	7
3.	Literární rešerše	8
3.1	Základní charakteristika polycyklických aromatických uhlovodíků	8
3.2	Vznik a zdroje	12
3.3	Výskyt a distribuce PAH v životním prostředí.....	13
3.4	Odstraňování PAH z životního prostředí.....	15
3.5	Toxicita	18
3.6	Ovlivnění zdraví člověka	19
3.7	Spalování biomasy a popel po spalování biomasy	19
3.7.1	Energetické využití biomasy.....	20
3.7.2	Druhy biomasy využitelné k energetickým účelům	21
3.7.3	Konverze biomasy v energii	26
3.7.4	Spalování biomasy	29
3.7.5	Vznik a příčiny tvorby PAH	30
3.7.6	Faktory ovlivňující tvorbu PAH	31
3.7.7	Popel ze spalování biomasy	33
3.7.8	Obsah PAH v popelu po spalování biomasy	34
3.7.9	Využití popela ze spalování biomasy	35
4.	Stanovení obsahu PAH v popelu po spalování biomasy	37
4.1	Materiál a metodika	37
4.1.1	Příprava vzorků popela z biomasy k analýze PAH.....	38
4.1.2	Postup stanovení obsahu PAH ve vzorcích popela z biomasy	40
4.1.3	Statistické a grafické zpracování výsledků.....	40
5.	Výsledky.....	41
5.1	Přehled obsahu PAH ve vzorcích popela z biomasy	41
5.2	Průměrný obsah a medián PAH v popelu z biomasy.....	44
5.3	Průměrný obsah a medián jednotlivých PAH v popelu z biomasy.....	47
5.4	Sledování vztahu mezi obsahem 2-4 jaderných PAH a obsahem 5-6 jaderných PAH v popelu z biomasy	51
6.	Diskuse	54
7.	Závěr.....	57
8.	Seznam literatury	58
9.	Samostatné přílohy	64

1. Úvod

Životní prostředí představuje jednu z nejvyšších hodnot lidské společnosti, jehož složky tvoří ucelený a navzájem se ovlivňující systém. Z dlouhodobého hlediska je zřejmé, že využívání obnovitelných zdrojů je jednou ze základních podmínek trvale udržitelného rozvoje. Dochází k neustálému tlaku na snižování podílu spalování fosilních paliv a zvyšování podílu obnovitelných zdrojů energie jako v případě spalování biomasy na výrobu tepla nebo elektrické energie. Spalování biomasy je výhodné zejména z důvodu snižování podílu celkových emisí skleníkové plynu CO₂. Spalování biomasy obnáší také riziko v podobě nedokonalého spalování, kdy se mohou vytvářet a emitovat do prostředí významná množství persistentních organických polutantů, kterými jsou i polycyklické aromatické uhlovodíky (PAH). Tyto organické sloučeniny se mohou za určitých podmínek koncentrovat v produkovaném popelu po spalování biomasy. Mnohé látky patřící do této skupiny mohou být karcinogenní, mutagenní a jiné rizikové povahy. Obsah PAH v popelu brání využití popela jako minerálního hnojiva. Z tohoto důvodu je potřebné získat poznatky o tom, jestli o velikosti jejich obsahu v popelu rozhoduje způsob spalování nebo vlastnosti využívané biomasy.

2. Hypotézy a cíle práce

Hypotéza 1: V důsledku procesu termické konverze různých druhů biomasy se za určitých podmínek mohou v úletovém, roštovém a směsném popelu po spalování biomasy vyskytovat persistentní organické polutanty, mezi které řadíme i polycyklické aromatické uhlovodíky.

Hypotéza 2: Popel, který vznikne po spalování fytomasy dosahuje odlišného obsahu PAH než popel po spalování dendromasy. Vysoké obsahy PAH v popelu po spalování biomasy brání přímé aplikaci popela do půdy ve formě hnojiva.

Cíl 1: Cílem práce je určit, zda jednotlivé vzorky úletového, roštového a směsného popela, obsahují PAH. Pokud ve vzorcích popelu bude pozitivní odezva PAH, úkolem je stanovit v popelu průměrný obsah 16 základních PAH včetně průměrného obsahu PAH se 2-4 a 5-6 kondenzovanými jádry a zjistit, které z nich jsou v popelu zastoupeny ve větším množství.

Cíl 2: Cílem je stanovit, které druhy fytomasy, dendromasy nebo jejich směsi po spálení vykazovaly v úletovém, roštovém a směsném popelu vyšší průměrné obsahy PAH. Dále na základě výsledků stanovení obsahu PAH v popelu určit, který druh biomasy je vhodnější ke spalování z hlediska nižšího obsahu PAH včetně uvedení vhodnosti popela jako hnojiva.

3. Literární rešerše

3.1 Základní charakteristika polycyklických aromatických uhlovodíků

Polycyklické aromatické uhlovodíky (v některé česky psané literatuře se lze setkat se zkráceným označením PAU, ale v této práci se využije zkráceného označení PAH) jsou českým ekvivalentem k "Polycyclic aromatic hydrocarbons" (PAHs). Označení "Polynuclear aromatics" (PNAs) je v anglicky psané literatuře synonymum k PAHs (Neff, 1985). Termíny "Polynuclear aromatic compounds" (PACs) a "Polycyclic organic matter" (POM) jsou nadřazené označení k PAHs. PACs a POM zahrnují také funkční deriváty polycyklických aromatických uhlovodíků, kterými jsou alkyl-, nitro-, kyano-, oxy-, hydroxy-, halogen-, amino-, thio-PAHs (Lewtas, 1993). Jak v zahraničí, tak i v české literatuře jsou polycyklické aromatické uhlovodíky pokládány za prioritní polutanty životního prostředí. Tato práce se omezuje na přehled, popis a stanovení 16 nejvýznamějších sloučenin typu PAH vycházející z U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency - Agentura ochrany životního prostředí spadající pod federální vládu Spojených států amerických) seznamu prioritních polutantů životního prostředí (Mikošková a kol., 2004). Hlavním důvodem zájmu o PAH je skutečnost, že řada z nich má prokazatelné karcinogenní účinky a u mnoha dalších existuje na tyto účinky závažné podezření. Z těchto příčin je v mnoha státech, včetně České Republiky, monitorována kontaminace životního prostředí sloučeninami typu PAH a koncentrace vybraných sloučenin této skupiny se stala jedním z významných ukazatelů stavu znečištění jednotlivých složek životního prostředí (Barek a kol., 1997).

3.1.1 Chemická struktura

PAH jednoznačně představují rozsáhlou skupinu organických sloučenin skládajících se ze dvou a více aromatických (benzenových) kondenzovaných kruhů (cyklů). Benzenová jádra jsou spojena do konjugovaných systémů, které jsou převážně isomerního charakteru s následnou možností substituce různými funkčními skupinami. Nejjednodušším zástupcem skupiny PAH je naftalen a v dnešní době je známo již několik set sloučenin, které se řadí do této skupiny. Aromatické označení se vztahuje k ojedinelé struktuře a chemické stabilitě molekuly benzenu. Reaktivita PAH je podmíněna přítomností konjugovaných π -elektronových systémů. Rozdíly v reaktivitě jsou dány počtem a vzájemnou polohou kondenzovaných jader (Sander a Wise, 1997).

3.1.2 Nomenklatura a klasifikace

Nomenklatura se vyvíjela v průběhu let tak, jak byly jednotlivé sloučeniny objeveny a zkoumány. Triviální názvy mnohých PAH často odrážejí jejich vlastnosti spojené s barvou (fluoranten) nebo z jakého materiálu byly prvně izolovány (antracen, naftalen, pyren). Hojně používané triviální názvy byly příčinou nesystematické nomenklatury PAH a jejich derivátů. V roce 1979 byl přijat a celosvětově využíván systém vytvořený organizací IUPAC (International Union for Pure and Applied Chemistry - Mezinárodní unie pro čistou a užitou chemii), která sjednotila pravidla nomenklatury PAH (Loening a kol., 1990).

Základní struktura: pro systematické názvy PAH se využívá pouze několik základních struktur (např.: naftalen, antracen, fenantren, fluoren, fluoranten, pyren a chrysen). Názvy pro vyšší homology PAH se odvozují od těchto používaných názvů. Základní komponenta musí obsahovat největší počet kruhů, který je možné odvodit od základní struktury a připojené komponenty musí obsahovat co nejjednodušší strukturu (Sander a Wise, 1997).

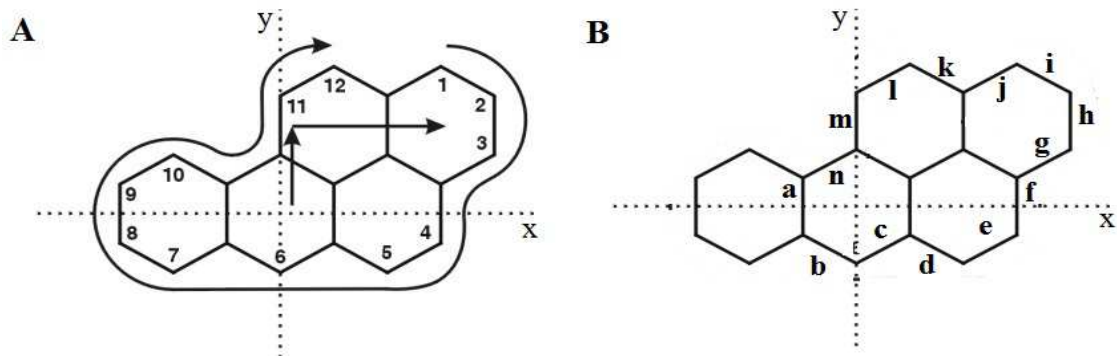
Pravidla pro správnou nomenklaturu PAH jsou uvedena dle Kahovec a kol. (2000).

a) Orientace: prostorové uspořádání PAH musí obsahovat maximální počet jader na horizontální ose "x" a ostatní jádra se musí nacházet v pravém horním rohu kvadrantu daném horizontální osou "x" a vertikální osou "y" (obr. 1).

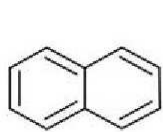
b) Číslování: se provádí způsobem ve směru hodinových ručiček, kdy se číslo 1 přiřazuje atomu uhlíku kruhu, který se nachází nejvýše od horizontální osy "x" a nejvíce vpravo od vertikální osy "y". Atomy uhlíku, které nemohou být substituovány se nečíslují.

c) Označení pomocí písmen: pro PAH, které nemají triviální názvy se název uhlovodíku vytváří z názvu uhlovodíků, pro který již vhodný název existuje a z prefixů označujících polohu dalších kondenzovaných kruhů. Isomery jednotlivých PAH se poté v závorce rozlišují pomocí písmen a, b, c a dalších označujících obvodové strany základního uhlovodíku postupně od strany mezi uhlíky C1 a C2 základního uhlovodíku.

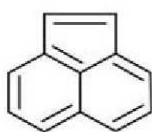
Obrázek 1A,B: Orientace, číslování a označení písmen benzo[a]pyrenu (Elie a kol., 2012).



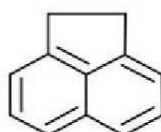
Obrázek 2: Základní struktura, systematické názvy, sumární vzorce, molekulová hmotnost (g/mol) 16 polycyklických aromatických uhlovodíků dle U.S. EPA (Anyakora a kol., 2005).



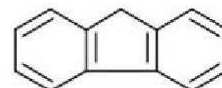
naftalen
C₁₀H₈
MH: 128



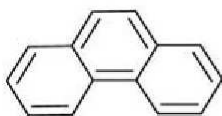
acenaftýlen
C₁₂H₈
MH: 152



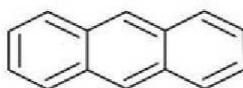
acenaften
C₁₂H₁₀
MH: 154



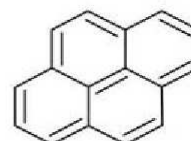
fluoren
C₁₃H₁₀
MH: 166



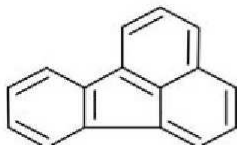
fenanthren
C₁₄H₁₀
MH: 178



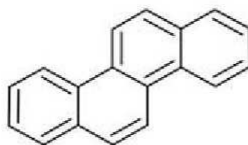
anthracen
C₁₄H₁₀
MH: 178



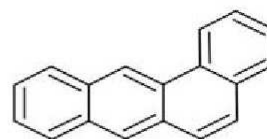
pyren
C₁₆H₁₀
MH: 202



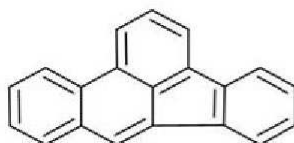
fluoranthen
C₁₆H₁₀
MH: 202



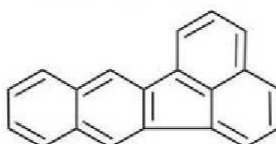
chrysen
C₁₈H₁₂
MH: 228



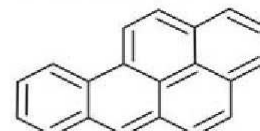
benz[a]anthracen
C₁₈H₁₂
MH: 228



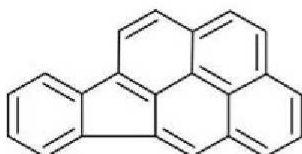
benzo[b]fluoranthen
C₂₀H₁₂
MH: 252



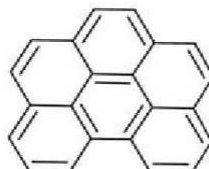
benzo[k]fluoranthen
C₂₀H₁₂
MH: 252



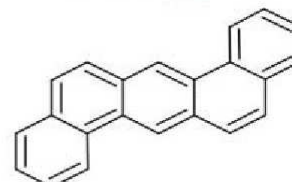
benzo[a]pyren
C₂₀H₁₂
MH: 252



indeno[1,2,3-c,d]pyren
C₂₂H₁₂
MH: 276



dibenz[a,h]antracén
C₂₂H₁₂
MH: 276



benzo[g,h,i]perylen
C₂₂H₁₄
MH: 278

Klasifikace PAH pomocí uspořádání benzenových jader v molekule (Loening a kol., 1990):

- 1) lineární (anthracen)
- 2) angulárně anelované (chrysen)
- 3) klastrové (benzo[a]pyren)

Klasifikace PAH určená počtem kondenzovaných jader dle Wilson a Jones (1992):

- 1) 2,3-jaderné (naftalen, acenaftilen, acenaften, fluoren, fenanthren, anthracen)
- 2) 4-jaderné (fluoranthren, pyren, chrysen, benz[a]anthracen)
- 3) 5,6-jaderné (benzo[a]pyren, indeno[1,2,3-c,d]pyren a jiné)

Klasifikace PAH na základě relativní molekulové hmotnosti dle Srogi (2007):

- 1) nízkomolekulární (128-178 g/mol)
- 2) mezomolekulární (202-228 g/mol)
- 3) vysokomolekulární (228-278 g/mol)

3.1.3 Fyzikálně – chemické vlastnosti

Fyzikálně - chemické vlastnosti PAH jsou závislé na molekulové hmotnosti a na struktuře dané látky. Za standardních podmínek se jedná o pevné látky většinou bezbarvé, bílé nebo žluté. S rostoucí molekulovou hmotností roste jejich bod tání, bod varu a lipofilita. Se vzrůstající molekulovou hmotností klesá jejich tenze par a rozpustnost ve vodě. Relativně vysoké body tání i varu jsou závislé na počtu benzenových jader a na struktuře molekuly (Wilcke, 2000).

Rozpustnost PAH ve vodním prostředí je velmi nízká. Rozpustnost ve vodě se zvyšuje vlivem organických rozpouštědel, ale i adicí 2-3 cyklických PAH s různými anorganickými látkami. Naopak se zvyšujícím se počtem benzenových jader v molekule rozpustnost PAH ve vodě klesá. Významné je i teplotní ovlivnění rozpustnosti PAH ve vodě, kdy se vzrůstem teploty z 5 °C na 30 °C se zvýší rozpustnost anthracenu až 5x (Cajhml a kol., 2001). Nejvyšší rozpustnosti PAH dosahují v organických rozpouštědlech: alifatická nepolární (hexan), polární (ethanol) a aromatická rozpouštědla (toluen). Těkavost PAH je charakterizována tenzí par, která je závislá na teplotě prostředí a roste od nízko k vysokomolekulárním. Nízkomolekulární PAH jsou těkavější než stabilní vysokomolekulární (Wilson a Jones, 1992). Další významnou vlastností je adsorpce na pevných sorbentech nebo půdních částicích. Důsledkem toho je možný transport v atmosféře na velké i malé vzdálenosti. Tato skutečnost je umocňována pro PAH s vyšší relativní molekulovou hmotností, jelikož adsorpce na pevné nebo aerosolové částice je nepřímo úměrná parciálnímu tlaku par (Cajhml a kol., 2001).

Neméně důležitými vlastnostmi jsou koeficienty předurčující schopnost vazby PAH s organickou hmotou nebo i možnost akumulace PAH v živých organizmech. K popisu vazby s organickou hmotou se využívá rozdělovací koeficient mezi vodou a oktanolem - K_{OW} , který představuje nepolární prostředí. Možnost akumulace PAH v organizmech vyjadřuje koeficient sorpce sledované látky na organické hmotě - K_{OC} , který představuje polární prostředí (Hippelein a McLachlan, 2000). V potravinách je stabilita PAH ovlivněna jejich chemickým složením, obsahem a charakterem pevných částic, působením světla, přítomností kyslíku a dobou skladování (Kipopoulou, 1999).

Významnou fyzikální vlastností PAH je rozmanitost absorpčních spekter v ultrafialové (UV) a viditelné (VIS) oblasti. Mnohé polyaromáty mají svá deterministická UV/VIS spektra, které se využívají při jejich analýze. Pomocí delokalizovaných π -elektronů aromatického systému vykazují výraznou fluorescenci, některé dokonce fosforescenci (Mikošková a kol., 2004). V chemických reakcích mají tendenci zachovávat konjugovaný systém a PAH tvoří deriváty pomocí elektrofilní substituce. Po spalování paliv za přítomnosti NO_x vznikají nitroderiváty, za přítomnosti SO_2 sulfoderiváty a při chloraci vody mohou vzniknout chlorderiváty PAH (Ross a kol., 2002). Mnohé deriváty PAH mohou vykazovat silnější karcinogenní účinky než nederivované. Za určitých podmínek mohou PAH podléhat transformaci molekuly. Transformované molekuly vznikají za vysokých teplot při pyrolýze organické hmoty např. při spalování a termochemické konverzi biomasy. Dochází tak k novému uspořádání uhlíkatého skeletu nebo k přeskupení jednotlivých atomů se zachováním původního uspořádání molekuly (Stratil a Kubáň, 2005).

3.2 Vznik a zdroje

Polycyklické aromatické uhlovodíky vznikají nedokonalým spalováním, které probíhá ve dvou fázích - pyrolýza a pyrosyntéza. Při pyrolýze, která probíhá za vysokých teplot nad 700 °C, se nejprve organické molekuly štěpí na nestabilní molekuly o nižší relativní molekulové hmotnosti. Jedná se z větší části o radikály rekombinující při vysokých teplotách od 500 do 800 °C za vzniku stabilních PAH. Tato fáze je označována jako pyrosyntéza (Ross a kol., 2002). Polyaromáty nejsou výhradně antropogenními kontaminanty životního prostředí, jelikož mohou vznikat minoritně jako produkty metabolických drah některých organismů. Mezi přírodní zdroje vzniku patří syntéza řasami, terestrickou vegetací a mikroorganismy (Mikošková a kol., 2004). Dalšími možnými způsoby vzniku PAH je syntéza *in situ* z degradovaného organického materiálu a geochemická syntéza typická při tvorbě minerálů (Tomaniová a kol., 1997).

Významným přírodním zdrojem je i sopečná činnost, lesní a stepní požáry produkující PAH v plynném a pevném skupenství. Složení vznikající směsi PAH je závislé na teplotě spalování i na meteorologických podmínkách působící při spalování na otevřeném ohni (Stratil a Kubáň, 2005). K hlavním antropogenním zdrojům se řadí a) průmyslové zdroje: spalování fosilních paliv a komunálních odpadů při výrobě elektrické a tepelné energie. b) neprůmyslové zdroje: lokální topeniště a jiné (Tomaniová a kol., 1997). Významným zdrojem vzniku PAH je také stále se zvyšující automobilová a letecká doprava (Barek a kol., 1998).

3.3 Výskyt a distribuce PAH v životním prostředí

1) PAH v atmosféře

V atmosféře se PAH volně vyskytují jen v menší míře ve formě plynného skupenství. Vyšší podíl PAH je tvořen emisemi úletového popela nebo sorpcemi na povrchu tuhých částic rozptýlených v atmosféře, kde jsou vystaveny mnoha atmosférickým procesům. Probíhají zde procesy distribuce, transportu, depozice a fyzikálně - chemické degradace. Časová závislost perzistence PAH sorbovaných na úletový popel nebo na půdní částice v atmosféře vyplývá: primárně z velikosti chemických částic, počtu kondenzovaných jader, relativní molekulové hmotnosti a sekundárně na meteorologických podmínkách. PAH s vyšší relativní molekulovou hmotností přednostně sedimentují a PAH s nižší hmotností jsou lehce transportovatelné vzduchem. PAH v úletovém popelu, případně sorbované na půdní částice, v atmosféře vytvářejí aerosoly, které setrvávají ve vzduchu jen řádově několik týdnů a probíhá jejich redistribuce. PAH v atmosféře také podléhají významným chemickým přeměnám, ke kterým se řadí fotooxidace molekul za vzniku radikálů a jejich následná interakce s jinými sloučeninami ovlivňuje setrvání kontaminantů v atmosféře (Salam a kol., 2011).

2) PAH v hydrosféře

Do vodního prostředí se PAH dostávají přímým vstupem na rozhraní fází systémů hydrosféry a atmosféry, suchou a mokrou depozicí z atmosféry, resorpcí ze sedimentů a půdy. Distribuci PAH ve vodních ekosystémech výrazně ovlivňuje jejich rozpustnost ve vodě. Pro PAH je charakteristická jejich hydrofobní povaha, která způsobuje, že se ve vodním prostředí spíše adsorbují na půdní částice rozptýlené ve vodním sloupci. Ve vodním prostředí jsou ovlivňovány řadou faktorů a podléhají zde transformačním a transportním dějům. Na rozhraní fází voda - vzduch mohou v omezené míře volatilizovat. Ve vodním sloupci se mohou rozptylovat a následně sedimentovat. Nebezpečím je možný vstup PAH do organismů s následnou akumulací, která negativně ovlivňuje vodní biotu (Manoli a Samara, 1999).

Mezi přirozené procesy odstraňování PAH z vodních ekosystémů patří fotooxidace a neustálá sedimentace kalových částic, závislá na velikosti jednotlivých částic, na které jsou polyaromáty sorbované. Na dobu setrvání PAH ve vodním prostředí má vliv rychlost laminárního popřípadě turbolentního proudění v lotických systémech a sezónní pohyby vody v lentických vodách. K degračním procesům PAH ve vodním prostředí se dále řadí: chemická oxidace a biologické transformace za pomoci specifických bakterií a vyšších organismů (Bertilsson a Widenfalk, 2002).

3) PAH v sedimentech

Množství PAH nacházející se v sedimentech je podstatně vyšší než ve vodních ekosystémech, kde celkovou část rozpuštěných polyaromátů tvoří jen přibližně jedna třetina. Rozdíl mezi PAH obsaženými v sedimentech tekoucích a stojatých vod je patrný. V lotických systémech je vyrovnaný proces sedimentace pevných částic s jejich resuspendací. Důležitým procesem degradace PAH v sedimentech je mikrobiální degradace, zatímco v pobřežních pásech se navíc uplatňuje fotodegradace. V sedimentech je proces odbourávání pomalejší z důvodů nedostatečného pronikajícího slunečního záření a nižší koncentrace rozpuštěného kyslíku, proto zde převládá odstraňování pomocí mikroorganismů (Quantin a kol., 2005).

4) PAH v půdě

Vstup PAH do půdy se uskutečňuje suchou a mokrou depozicí z atmosféry, vyluhováním z vody, rozpadem odumřelých rostlinných tkání a aplikací čistírenských kalů na půdy. Schopnost sorpce a transportu polyaromátů v půdě je podmíněna fyzikálně - chemickými vlastnostmi půdy, půdními typy a druhy, půdní vlhkostí, teplotou a hodnotou pH (Srogi, 2007).

Perzistentní látky mohou neustále redistribuovat mezi jednotlivými systémy atmosféra - půda. Odpařování organických sloučenin z půdy je řízeno na základě tlaku páry látky a její rozpustnosti ve vodě, kdy stérické faktory sloučeniny mohou být významné pro samotnou těkavost látky (Walker a kol., 1996).

Přirozené odstraňování kontaminace polyaromátů z půdy probíhá vymýváním půdních horizontů do podzemních nebo povrchových vod, vnosem z půdního povrchu do atmosféry, asimilací a degradací půdními mikroorganismy, sorpcí na půdní částice a abiotickou degradací pomocí hydrolýzy nebo fotodegradace. V půdním prostředí mohou být PAH poměrně perzistentní v relativně vysokých koncentracích (Wilcke, 2007).

5) Příjem PAH rostlinami

Organické polutanty, vyskytující se v životním prostředí, mohou do rostlin vstupovat v zásadě několika základními způsoby. Hlavním zdrojem kontaminace PAH pro vegetaci se uvádí atmosférická depozice, která způsobuje také zátěž půdy v podobě suché a mokré depozice. Na tomto základě můžeme předpokládat následující transférové cesty umožňující vstup PAH do rostlin dle Lin a kol. (2006): příjem kořenovým systémem a nadzemními částmi rostlin. Nejvýznamnější cestou umožňující vstup PAH do rostlin je příjem kořenovým systémem rostlin a v menší míře příjem PAH epidermálním povrchem nadzemních částí rostlin. Ostatní možné expoziční cesty PAH pro rostliny dle Liste a Alexander (2000) mohou být: mikrobiální rozklad rostlin v půdě a syntéza přímo rostlinami.

3.4 Odstraňování PAH z životního prostředí

3.4.1 Fyzikálně - chemické metody

Způsoby, kterých lze využít pro odstranění PAH z kontaminované půdy, jsou založeny na principech *in situ* a *ex situ* remediací. Základní metody *in situ* lze rozdělit na odstraňování PAH z horninového prostředí nesaturované a saturované zóny (Kubal a kol., 1992).

Vlivem čerpání kontaminované vody ze saturované zóny jsou s podzemní vodou odčerpávány i PAH přítomné v horninovém prostředí. PAH sorbované v půdě přecházejí do vodné fáze na základě jejich koeficientu rozpustnosti ve vodě, který je pro jednotlivé sloučeniny je odlišný. PAH se zpětně do vody mohou uvolnit ze zeminy desorpce nebo vytvářením emulzí. Účinnost metody čerpáním vody významně závisí na koncentraci PAH ve vodním prostředí a okolním horninovém prostředí, dále na hydraulických podmínkách, na teplotě, ale i na charakteru půdy, propustnosti, podílu organického uhlíku a jemných frakcí půdních částic a rozpustnosti PAH ve vodě (Bauer a Capone, 1985; Nováková a kol., 2009).

Sanace kontaminovaného horninového prostředí je také možná promýváním půdy prostřednictvím vhodných kapalných látek a tuto metodu lze efektivně využít i souběžně s metodou odčerpávání podzemní vody ze saturovaného horninové prostředí. Jako vhodná promývací činidla se využívá voda a tenzidy. V případě promývání vodou se uplatňuje zejména hydraulický vliv, kdy dochází ke zvýšení hydraulického gradientu proudění, ale nedochází k významnému zvýšení účinnosti odstranění PAH. Podmínkou pro zvýšení účinnosti této metody je zvýšení rozpustnosti PAH. To je možné docílit temperováním vody popřípadě vháněním horké páry do půdy nebo přímou aplikací tenzidů snižující povrchové napětí (Nishioka a kol., 1986; Dadkhah a Akgerman, 2002).

Tenzidy se dělí na anion- a kation- aktivní a neionogenní. Je možné využití i látek na bázi solventů obsahující různé druhy primárních alkoholů. Tenzidy lze aplikovat přímo do kontaminovaného horninového prostředí. Po nasycení a určité době zdržení je promývací činidlo z půdy zpětně odčerpáno. V separátoru dochází k oddělování PAH od promývacího činidla, kdy tenzidy se mohou nadále využít pro další promývání půdy. Tato remedie je vhodná k použití jen v dobře propustném horninovém prostředí, a je limitována sorpcí včetně fáze, ve které se PAH vyskytují. Přítomností PAH rozpuštěných ve vodě a pevně vázaných na půdní částice roste spotřeba tenzidů. Mezi další limity použití této remedie je nutné zahrnout propustnost a homogenitu horninového prostředí, hydraulické podmínky proudění podzemní vody a celkový chemismus prostředí (Ewans a kol., 1990).

Odstranění PAH z horninového prostředí je možné pomocí chemické oxidace PAH v horninovém prostředí, kde dochází až k úplné degradaci PAH přeměnou kondenzovaných jader na konečné produkty vodu a oxid uhličitý. Při oxidačních procesech jsou nejčastěji používány silná oxidační činidla manganistan draselný (KMnO_4), peroxid vodíku (H_2O_2) nebo ozón (O_3). Manganistan draselný a peroxid vodíku jsou aplikovány přímo do kontaminovaného prostředí ve formě nasycených roztoků a ozón je do půdy dodáván injektováním. Injektace ozónu do půdy představuje poměrně energeticky náročnou technologii. Výhodou této remedie je příznivě vysoká rychlost procesu odstranění PAH i možnost použití metody v méně propustných horninách a heterogenním prostředí. Nevýhodou je potřebný monitoring meziproductů oxidace, jelikož v průběhu procesu chemické oxidace mohou vznikat i toxičtější intermediáty (Obremer a Muller-Hurtig, 1989; Kubal a kol., 2008).

3.4.2 Biodegradace

Remediační technologie pomocí biodegradace představuje určitou dobu chemické degradace v tvorbě konečných produktů při odstranění PAH z horninového prostředí. Použitím biologických procesů je možné spolehlivě degradovat dvou a tří jaderné PAH až na oxid uhličitý a vodu. Podmínkou vysoké účinnosti této metody je kontinuální dodávání kyslíku a živin potřebných pro mikroorganismy přímo do kontaminovaného horninového prostředí. Mezi výhody sanace daného území, použitím druhově specifických organismů, patří relativně nízká cena a jednoduchost provozního mechanismu (Aronstein a kol., 1991).

3.4.3 Fytodegradace

Kučerová a kol. (1999) uvádějí, že primárním úkolem fytodegradace je převedení xenobiotika na snadno rozpustné a vylučitelné formy a odstranit je z organismu nebo

sloučeniny modifikovat na netoxické formy a uložit je v depozitních kompartmentech. Za fytotransformaci můžeme označit metabolický proces, který za pomoci enzymových systémů přetváří původní extrahované molekuly organických polutantů na molekuly odpovídajících metabolitů. Existuje určitá analogie mezi metabolismem živočichů a metabolismem rostlin (Kučerová a kol., 1999).

U živočichů je proces metabolismu xenobiotik třífázový. V první fázi dochází k odmaskování polárních funkčních skupin, což vede ke zvýšení hydrofility molekuly. Druhá fáze je biotransformace, nazývaná také konjugační. Spojuje původní, ale častěji již transformované molekuly s polárními rozpouštědly a to má za následek zvýšení polarity molekuly v níž je obsažen transformovaný základní skelet xenobiotika. V této formě dochází k vyloučení konjugátu nebo-li metabolitu (Chromá a kol., 2001).

V rostlinné buňce jsou obsaženy mnohé druhy enzymů, které jsou schopné metabolizovat znečišťující látky. Důvodem je zejména přítomnost značného množství syntetizovaných řad sloučenin složitých struktur obsažených v rostlinných buňkách, které jsou v mnoha vlastnostech podobné strukturám látek cizorodých. Bylo zjištěno, že různé enzymatické látky v podobě cytochrom P-450 monooxygenasy, peroxidasy, hydroxylasy se podílejí na detoxifikaci xenobiotik, protože se účastní demethylačních, dealkylačních, hydroxylačných a epoxidačních reakcí (Stiborová a kol., 2004).

Degradace je závislá na jednotlivých vlastnostech PAH, avšak tento fakt lze zobecnit ve formulaci, že nízkomolekulární dvou a tříjaderné PAH mohou být degradovány rychleji než vysokomolekulární pětijaderné polyaromáty jakými jsou např. perylen nebo benzo[*a*]pyren. Vyšší stabilitu vůči fytodegradačním procesům vykazují angulárně uspořádané PAH, než lineárně kondenzované. Uvádí se, že enzymy obsažené v rostlinách rýže seté (*Oryza sativa* L.) se podílejí na degradaci PAH v cytoplazmě buňky za pomoci enzymu cytochrom P-450 monooxygenázy za vzniku metabolitů PAH (Gerhardt a kol., 2009).

Marrs a kol. (1996) věnovali značnou pozornost mechanismu transportu metabolitů přes membránu vakuol a uvádí zde připodobnění transportu k "vakuolové pumpě". Vlastní mechanismus přenosu se nejčastěji prezentuje dvěma modelovými způsoby. První jako určitý model „pumpy“ představující tvorbu pór umožňující prostupnost pro hydrofilní substráty. Druhým modelem je tzv. model „flip-flop“, kde se substrát váže na membránu a jeho překlopením se dostává do molekuly. Metabolity, které se nedokáží přenášet, podléhají sekundární konjugaci představující reakci s některými složkami buněčné stěny rostliny. Celý proces lze chápat jako imobilizace metabolitu ukotvením k buněčné stěně. V důsledku toho mohou selhávat základní metabolické funkce rostliny (Coleman a kol., 1997).

3.4.4 Rhizodegradace

K rhizodegradaci dochází tehdy, když rostliny napomáhají mikrobiální mineralizaci organických látek v rhizosféře tím, že uvolňují do půdy látky, které mohou sloužit mikroorganismům jako primární zdroj uhlíku a energie. V bezprostřední oblasti zóny kořenů, nazývané rhizosféra, probíhají primární procesy adsorpce kontaminantů. Rostlina v rhizosféře produkuje nemalé množství organických exudátů, které výrazně podporují růst půdních mikroorganismů vedoucí k mikrobiální biotransformaci. Rostlinné exudáty mohou působit i jako induktory bakteriálních drah degradace (Nichols a kol., 1997; Susarla a kol., 2002).

3.5 Toxicita

Při posuzování toxicity směsi vícejaderných PAH na organizmy je důležité znát jejich komplexní vlastnosti, vzájemné interakce jednotlivých struktur a možné účinky působících látek. V zásadě mohou nastat tři případy dle Nisbet a LaGoy (1992):

- 1) synergický účinek, kdy za současného působení dvou a více PAH se účinek znásobuje (fluoranthen a pyren)
- 2) antagonistický účinek, kdy působení dvou a více PAH vyvolá nižší odezvu (benzo[a]pyren a perylen)
- 3) indiferentní účinek nastává, když se PAH vzájemně neovlivňují

U mnohých organismů mohou PAH vyvolávat karcinogenní, mutagenní a teratogenní účinky. Nejznámějším karcinogenem je benzo[a]pyren a k nejvíce karcinogenním PAH patří dibenzo[a,l]pyren, jehož toxicita se udává 10-100x vyšší než u výše zmiňovaného benzo[a]pyrenu (Samanta a kol., 2002).

Většina PAH se však řadí mezi potenciální karcinogeny, které pouze iniciují kaskádovitý sled událostí ke vzniku tumoru. K vyvolání karcinogeneze je potřebná metabolická přeměna PAH z látek ve vodě nerozpustných na látky rozpustné, které mohou pronikat přes buněčné membrány a vázat se na DNA. Po specifické vazbě dochází uvnitř buňky ke kvalitativní a kvantitativním změnám. O vyvolání karcinogenního účinku a jeho intenzitě rozhoduje druh a charakter substituentů, počet substituentů a vzájemná poloha substituentů na aromatickém jádře. S každou navázanou methylovou skupinou na aromatické jádro vzrůstá karcinogenní účinek. Maximum nastává při dvou substituentech a při více substituentech karcinogenita klesá. Podobně je tomu i u vzrůstajícího počtu aromatických jader v molekule, kdy svého karcinogenního maxima dosahují PAH s pěti kondenzovanými aromatickými jádry a při větším počtu jader karcinogenita opět klesá (Stratil a Kubáň, 2005).

3.6 Ovlivnění zdraví člověka

Velké množství živočichů včetně člověka je schopno v živočišných tkáních akumulovat organické polutanty včetně PAH, které do organismů mohou vstupovat inhalačně, dermálně, zažívacím traktem a sliznicemi. Bioakumulace se odvíjí od mnoha abiotických a biotických faktorů. K abiotickým faktorům se řadí fyzikálně chemické vlastnosti organických polutantů, teplota, vlhkost a charakteristiky okolního prostředí. Z biologických faktorů se uvádí náchylnost a zdravotní stav exponovaného organismu, množství tukových tkání, tělesná hmotnost a biologický věk organismu. Bioakumulace polyaromátů je výsledkem interakce mezi příjmem, distribucí, metabolismem a eliminací xenobiotik organismem. Pro člověka je možným zdrojem expozice příjem kontaminované vody a potravy. Daleko nebezpečnější je inhalace prachových částic s adsorbovanými PAH, které snáze pronikají až do plicních sklípků, kde mohou vyvolat karcinogenní účinek (Nisbet a LaGoy, 1992).

Člověk je konečným akceptorem akumulovaných PAH v potravě. Celkový možný příjem polyaromátů z potravy může dosahovat až 1% a přibližně 1% z kontaminovaného vzduchu (Kipopoulou, 1999). Po vstupu PAH do organismu proběhne rychlá enzymatická aktivace a následná specifická vazba na DNA. V buňkách může dojít k mutagenním účinkům a změnám genetické informace vedoucí až k nekontrolovatelnému buněčnému dělení za vzniku karcinogenézy (Knejzlík a Ruml, 1999).

3.7 Spalování biomasy a popel po spalování biomasy

Rozvoj lidské společnosti probíhal od doby průmyslové revoluce nezadržitelným tempem a byl vždy spojen s produkcí a spotřebou energie. Hlavní příčinou je stále se zvyšující populace naší planety, stoupající nároky na životní úroveň a kvalitu života. Mezi základní zdroje energie stále patří spalování neobnovitelných fosilních paliv, které je primárně spojované s emisemi a jejich negativním vlivem na životní prostředí. Fosilní paliva lze částečně nahradit obnovitelnými zdroji energie (OZE). Mezi obnovitelné zdroje energie dále řadíme zdroje, které jsou v přírodě volně dostupné a jejich zásoba je z lidského pohledu nevyčerpatelná, jelikož se obnovují v časových měřítcích srovnatelných s jejich využíváním. Biomasa je pokládána za jeden z nejstarších a nejvyužívanějších OZE. Stupeň současného využití OZE v celosvětové produkci je značně odlišný. V roce 2006 pocházelo necelých 18 % celosvětově vyprodukované energie z obnovitelných zdrojů, z toho 13 % celkové spotřeby pochází především ze spalování pevného palivového dřeva a agroekosystémové biomasy (Skoblia, 2006).

Využívání OZE je, nejen na území České republiky, jedním ze základních předpokladů pro zachování trvale udržitelného rozvoje a příznivého vývoje životního prostředí. Konkrétní cíle EU, střednědobého časové horizontu v oblasti využívání OZE, představují 20 % podíl energie z OZE na konečné spotřebě energie pro rok 2020 s diverzifikací podílu členských států (Skoblia, 2006).

3.7.1 Energetické využití biomasy

Energetickým využíváním biomasy se rozumí spalování dřevní a rostlinné hmoty včetně celulózových výluhů, a to jak při samostatném přímém spalování, tak i kombinovaném spalování s neobnovitelnými fosilními palivy za účelem kombinované výroby elektřiny a tepla (KVET). Biomasa představuje v současné době obnovitelný zdroj s nejvyšším podílem na spotřebě primárních obnovitelných energetických zdrojů. Pro decentralizovanou výrobu tepelné energie je využíváno nejvíce biomasy ve formě palivového dřeva v malých (lokálních) topeništích a domácích zplyňovacích kotlích na dřevo. Za posledních 15 let bylo v ČR realizováno několik desítek malých a středních výtopen na biomasu spalující dřevní štěpku, odpadní dřevo, slámu a jiné mechanicky modifikované formy. Biomasa je také využívána i pro centralizovanou kombinovanou výrobu elektřiny a tepla, kde se významně podílí na spalování s fosilními palivy v některých uhelných elektrárnách či teplárnách vybavenými fluidními kotli (Weger, 2009).

Definice, vznik a význam biomasy

Biomasou se v obecném pojetí udává organická hmota převážně rostlinného původu, která vzniká procesy fotosyntézy a konverze solární energie do struktury organických sloučenin. Definice biomasy v agrotechnickém pojetí v sobě zahrnuje biomasu biologického původu, která je převážně rostlinné povahy pěstovaná na zemědělské půdě, ale i hydroponicky. Dále zahrnuje biomasu živočišného původu, vedlejší organické produkty a organické odpady agroekosystémového původu. Využívání biomasy jako OZE je výhodné z důvodů nižších nepříznivých vlivů na životní prostředí a její spalování vede ke snížení emisí skleníkových plynů (Khan a kol., 2009).

Definice vyplývající ze Zákona č. 180/2005 Sb., o podpoře využívání obnovitelných zdrojů biomasy uvádí jako biologicky rozložitelnou část výrobků, odpadů a zbytků z provozování zemědělství a lesního hospodářství a ze souvisejících průmyslových odvětví. Představuje i zemědělské produkty pěstované pro energetické účely a biologicky rozložitelné části vyříděného průmyslového a komunálního odpadu (Skoblja, 2006).

3.7.2 Druhy biomasy využitelné k energetickým účelům

Nejvyužívanější biomasa k energetickým účelům je stále konvenční palivové dřevo získávané z těžby hospodářských lesů. V současnosti, pro kombinovanou výrobu elektřiny a tepla spalováním biomasy jako obnovitelného zdroje energie, vzrůstá spotřeba zejména vedlejších produktů ze zemědělské prvovýroby, lesnictví, dřevozpracujícího a papírenského průmyslu. Pro pokrytí stále se zvyšující spotřeby biomasy pro přímé spalování nebo spoluspalování biomasy s fosilními palivy se vyčleňují plochy k cílenému pěstování energetických rychle rostoucích dřevin a energetických rychle rostoucích plodin včetně travních porostů (Werther a kol., 2000).

Základní rozdělení biomasy využitelné k energetickým účelům dle Hrdlička a kol. (2003):

1) Cíleně pěstovaná biomasa:

a) dendromasa - zahrnuje klasické palivové dřevo z hospodářských lesů a energetické rychle rostoucí dřeviny s vysokým obsahem lignocelulózy, kterými jsou : topoly - *Populus* L., vrby - *Salix* L., olše - *Alnus* L., akáty - *Robinia* L. a jiné.

b) fytomasa - zahrnuje byliny jednoleté, víceleté a vytrvalé nedřevnatějící energetické rychle rostoucí plodiny a travní porosty s vysokým obsahem pektinů a sacharidů:

- obiloviny: pšenice - *Triticum* L., žito - *Hordeum* L., žitovec - *Triticale* L. a jiné.
- olejnin: řepka - *Brassicca* L., slunečnice - *Helianthus* L., len - *Linum* L. a jiné.
- okopaniny: brambory - *Solanum* L., cukrovka - *Beta vulgaris var. altissima* S. a jiné.
- travní porosty: kostřava - *Festuca* S., psineček - *Agrostis* L. a jiné.
- ostatní rostliny: laskavec - *Amaranthus* L., ozdobnice - *Miscanthus* A. a jiné.

2) Odpadní biomasa:

- druhotné suroviny; posklizňové zbytky; travní seče a vedlejší produkty ze zemědělské prvovýroby; z údržby krajiny a městské zeleně (sláma obilná, kukuřičná, řepková; seno z porostů z luk a pastvin; odpady ze sadů, chmelnic, vinic; travní porosty úhorů; odpady po likvidaci sukcesních stádií náletové zeleně)
- odpady z živočišné prvovýroby a chovu hospodářských zvířat (kejda, krmiva a jiné)
- komunální odpady (s vysokým obsahem organického tuhého podílu a kalu z OV)
- organické odpady z potravinářsko - průmyslového komplexu
- odpady z lesního hospodářství (dřevní hmota z lesních probírek, borcka stromů, větve, pařezy, kořeny po těžbě a klestí)

Fyzikální a chemické vlastnosti biomasy

Efektivita využití biomasy k energetickým účelům je závislá na základních fyzikálních a chemických vlastnostech použité biomasy a způsobech jejího získávání (Khan a kol., 2009).

1) Chemické složení

Chemické složení je u jednotlivých druhů biomasy značně rozlišené. Dendromasa obsahuje přibližně 97 % (uvedeno v hmotnostních %) polysacharidů a uhlovodíků z toho v průměru 30 % ligninu a 70 % polysacharidů, které jsou tvořeny zejména makromolekulárními řetězci celulózy a hemicelulózy. Jsou zde značené rozdíly chemického zastoupení mezi jednotlivými druhy i mezi listnatými a jehličnatými dřevinami. Ve smrkové dřevní hmotě je celulóza obsažena 46 % a 39 % v bukové, hemicelulóza ve smrkové dřevní hmotě tvoří 28 % a 35 % v bukové. Ligninu je ve smrkové dřevní hmotě 27 % a 21 % v bukové. Fytomasa je také tvořena třemi základními skupinami látek: ligninem, celózou a hemicelózou. Diverzifikace obsahů je opět u jednotlivých druhů fytomasy rozlišná (Faaij, 2004).

Tabulka 1: Průměrné složení biomasy (v hmotnostních %) sušiny dle Hrdlička a kol. (2003).

C	H	O	N	P	K
40 - 46	6	40 - 44	1-5	0,05 - 0,8	0,3 - 5
Na	S	Ca	Si	Mg	B
0,02 - 0,5	0,05 - 0,8	0,3 - 5	0,05 - 3	0,05 - 1	0,005 - 0,01
Cl	Cu	Fe	Mn	Zn	-
0,02 - 1	0,0002- 0,002	0,005 - 0,1	0,002 - 0,03	0,001 - 0,01	-

Prvkové složení zbytkové (odpadní) agroekosystémové biomasy je velmi podobné cíleně pěstované biomase pro energetické účely. Je tvořena základními prvky v hodnotě 44 - 48 % C (uvedeno v hmotnostních %), 42 - 44 % O a 5,5 - 6,5 % H a 2 - 5 % N (Faaij, 2004).

2) Vlhkost

Mezi nejdůležitější vlastnosti ovlivňující spalování biomasy patří její vlhkost, která se dle uplatnění v oboru dělí na energetickou a dřevařskou. Biomasa obsahuje poměrně vysoký podíl vody, který snižuje spalné teplo, tedy poměr využitelného tepla a hmotnosti. Dochází ke snížení výhřevnosti v důsledku spotřeby části tepla při odpařování vázané vody v biomase. Pro dokonalé spalování biomasy je zapotřebí spalovat biomasu s co možná nejnižším obsahem vody. Vysoká vlhkost biomasy snižuje účinnost vlastního spalovacího procesu a zvyšuje obsah emitovaných látek (Jenkins a kol., 1998).

Z hlediska formy výskytu vlhkosti v biomase ji můžeme rozdělit dle Baláš a Moskalík (2009):

- Voda chemicky vázaná (strukturální) - nelze odstranit pouhým sušením, ale spalováním, proto je voda přítomna v biomase i při nulové vlhkosti. Celkové množství strukturální vody v biomase nepřesahuje 1 - 2 % sušiny.
- Voda vázaná (hygroskopická) - je součástí buněčných stěn a váže se vodíkovými můstky na hydroxylové skupiny amorfni části celulózy a hemicelulózy. Celkové množství tvoří 10 - 30 %. Při fyzikální a chemické charakteristice má největší význam.
- Voda volná (kapilární) - vyplňuje interceluáry buněk; menšího význam než voda vázaná

Při stanovení vlhkosti lze určit dvě skupiny vlhkosti biomasy. Relativní rovnovážnou a absolutní vlhkost biomasy. Relativní vlhkost biomasy udává rovnovážný stav vlhkosti vzorku s relativní vlhkostí okolního prostředí, kdy při tomto nasyceném stavu biomasa již žádnou další okolní vlhkost nepřijímá ani nevyměňuje. Absolutní vlhkost určuje procentuální obsah hygroskopické vody nebo celkové hmotnosti biomasy včetně vody vázané, který je vztažen na celkovou hmotnost, popřípadě na hmotnost vysušeného vzorku (Parmar a kol., 2008).

Biomasa rostlin a dřevin vždy obsahuje nejméně 8 - 10 % vody. Obsah vody v biomase závisí na klimatických a meteorologických podmínkách a způsobu pěstování, období sklizně a skladování. Přípustná vlhkost biomasy pro spalování, která ovlivňuje účinnost termického procesu, se pohybuje do 20 % při výhřevnosti do 16 MJ/kg (Jenkins a kol., 1998).

3) Spalné teplo a výhřevnost

Pro určení tepelné bilance biomasy je nutné definovat termíny: spalné teplo a výhřevnost. Spalné teplo představuje množství tepla získané dokonalým spálením, kdy produkty reakce jsou ochlazené a vodní pára zkondenzuje zpět na vodu. Výparné teplo spotřebované k ohřevu a odpaření vody je v systému rekuperováno (Reijnders, 2005).

Výhřevnost se odvíjí od množství "hořlaviny", která je definována jako organická část biomasy bez vody a popelovin, směsi hořlavých uhlovodíků - celulózy, hemicelulózy a ligninu. Výhřevnost souvisí s vlhkostí biomasy a definujeme ji jako teplo, které se uvolní při dokonalém spálení jednotkového množství biomasy, pokud uvolněná voda zůstane v plynném skupenství. Výhřevnost dokonale suché biomasy se snižuje vlivem odpařující se vody během procesu hoření i za možného přispění stavu biomasy během skladování, kdy je vystavena působení mikroorganismů, plísní či konsorcií hub. Při 20 % vlhkosti biomasy je výhřevnost 16 MJ/kg a následně při 30 % vlhkosti výhřevnost klesne na 12 MJ/kg (Jenkins a kol., 1998).

4) Obsah popelovin

Obsah popelovin v biomase je další důležitou vlastností a parametrem biomasy. Zvýšený obsah popelovin v biomase negativně ovlivňuje výhřevnost paliva a způsobuje vyšší podíl tuhých emitovaných částic. Celkový obsah popela z biomasy je poměrně nízký a je závislý zejména na chemickém složení biomasy, abiotických faktorech, technice pěstování, posklizňovém ošetření a technice skladování. Dendromasa obsahuje méně než 1 % popelovin a fytomasa méně než 4 % popelovin (McKendry, 2002).

5) Obsah hořlaviny

Biomasa má schopnost uvolňovat "prchavou hořlavinu" obsahující z větší části plynné látky (75 - 80 %), které vznikají během termochemické konverze - pyrolýzy. Prchavá hořlavina je zahořena ve vznosu mezi rostem a komínem topeniště jedná se o tzv. dlouhý plamen paliva. Z tohoto důvodu je pro pyrolytickou přeměnu potřeba specializovaných topenišť. V případě použití nevhodných a zastaralých technologií by se snižovala účinnost, spojená s emisemi PAH a jiných polutantů vznikajících při nedokonalém spalování (Bridgwater a kol., 1999).

Charakteriska vybraných druhů biomasy

1) Fytomasa - jednoleté rostliny pro energetické využití:

V současné době nejvíce využívaná v energetice z biomasy je sláma obilovin, která vzniká jako vedlejší produkt při pěstování obilovin na zrno. Využitelná je také pšeničná, ječmenná, žitná, ovesná sláma a kukuřičná sláma, pokud není cíleně pěstována pro průmyslové a jiné využití. Výhodou pěstování obilovin pro energetické účely jsou dobře známé pěstební postupy a sklizňové techniky vyplývající ze zeměpisných podmínek a z velkých zkušeností s pěstováním obilovin, než je tomu u speciálních energetických rostlin. Další výhodou je zařazení obilovin do zemědělských osevních postupů, takže nevzniká ekonomická ztráta na úkor jiných plodin v osevních postupech (McKendry, 2002).

Energetické využívání spalováním biomasy se odvíjí od chemického složení a fyzikálních vlastností. Obiloviny vykazují nízkou objemovou hmotnost a poměrně rychlou energeticky nenáročnou zplyňovatelnost. Spalováním obilovin se tvoří dlouhé plameny, ke kterému musí být speciálně přizpůsobené vlastní spalovací zařízení (Werther a kol., 2000).

Celková výhřevnost slámy a celých rostlin obilovin včetně zrna dosahuje 12-17 MJ/kg při vlhkosti 10 - 25 % a obsahu popelovin 3 - 6,5 % a v průměru je o něco nižší než u dřevní hmoty, rašeliny a hnědého uhlí (Grover a Mishra, 1996).

Optimálních vlastností pro dokonalé spalování biomasy lze dosáhnout včasným a vhodným způsobem sklizně, logistikou do místa skladování, způsobem skladování a formou posklizňových úprav biomasy. Nejrozšířenější formou sklizené slámy pro přímé spalování je balíková sláma, která v koncových spalovnách je spalována vcelku nebo postupně spalována odkrajováním po menších kusech. Je možné i rozebírání balíkové slámy před spalováním (Jílek a kol., 2007).

2) Dendromasa - dřeviny a rychle rostoucí dřeviny

Kromě fytomasy k energetickým účelům je ve velkém měřítku spalována dendromasa ve formě dřevní hmoty z těžby hospodářských lesů a stále se zvyšující podíl cíleně pěstované dřevní hmoty z plantáží rychle rostoucích dřevin. Za rychle rostoucí dřeviny jsou považovány různé lignocelulózní druhy hybridních topolů, vrb, olší, jeřábů a jilmů. Dřevní biomasa včetně dřevních odpadů a borky je vhodná pro přímé spalování, zplyňování a perspektivními produkty jsou dřevní brikety, pelety a štěpka. Pro rychle rostoucí dřeviny je charakteristická vysoká výnosnost nadzemní sklíditelné biomasy dosahující hodnot i přes 10 tun/ha/rok sušiny. Optimalizované spalování dřevní hmoty lze dosáhnout podobně jako u výše uvedené optimalizace spalování obilné biomasy. Průměrná vlhkost dřeva a mechanicky upraveného je 30 % o výhřevnosti 12,2 MJ/kg a obsahu popelovin 1,6 % (Weger, 2011).

Mechanické úpravy biomasy pro energetické využití:

a) jednotlivé balíky slámy

Sláma je nejčastěji balíkována do "kvádrové" nebo "válcové" formy. Kvádrově formovaná sláma dosahuje 250 - 600 kg. Válcová forma slámy dosahuje hmotnosti až 350 kg. Takto mechanicky upravované posklizňové zbytky jsou vhodné pro centrální kotelny s výkonem nad 1 MW. Problémem může být příliš vysoká vlhkost uvnitř lisované slámy zhoršující kvalitu termochemické konverze v zařízeních, kde se využívá vcelku (Jílek a kol., 2007).

b) peletování a briketování

Pelety se vyrábí vysokotlakým lisováním do válcovitého tvaru o průměru cca 6 mm a různé délky do 40 mm. Pelety mohou být z odpadních zbytků fytomasy, dendromasy a směsné. Výhřevnost pelet dosahuje 16 - 18 MJ/kg a je závislá na složení a kvalitě zpracování. Hustota pelet dosahuje 850 kg/m³ při vlhkosti do 10 % a spalováním vzniká kolem 0,5 % množství popelovin (Lyčka, 2011).

Brikety se vyrábějí lisováním biomasy podobně jako je tomu u peletování. Brikety dosahují výhřevnosti 18 MJ/kg při vlhkosti do 10 %, hustoty do 1200 kg/m³ a obsah popelovin po spalování je až 3 %. Udává se, že briketovaná sláma není příliš vhodná pro spalování v topeništích, protože vykazuje nepravidelné odhořívání, kdy zpočátku velmi rychle zahoří za vzniku emisí v podobě úletového popela. Popel postupně zakrývá brikety a hoření se zpomaluje, dochází k nedokonalému spalování za zvýšené nežádoucí tvorby PAH (Grover a Mishra, 1996).

c) dřevní štěpka

Dřevní štěpka je získávána procesem zvaným štěpkování dřevní hmoty i odpadových produktů vznikající při těžbě dřevin. Při procesu štěpkování dochází k beztláskovému a bezodpadovému dělení dřevní hmoty řezacím a sekacím účinkem nožů ve štěpkovacím zařízení. Vlhkost dřevní štěpky se pohybuje od 15 až do 50 % o výhřevnosti do 15 MJ/kg a objemové hmotnosti dosahující přibližně 250 kg/m³ (Werther, 2000).

d) dřevní drť

U dřevní hmoty, která nelze upravit štěpkováním, se provozuje drcení dřevní hmoty v drť vykazující podobné vlastnosti jako dřevní štěpka. Nezpracovatelnou dřevní hmotou štěpkovači se uvádí mimořádně netvárná a odpadní dřevní hmota po lesní těžbě. (Wantulok, 2011).

e) paketovaná dřevní hmota

Pakety představují obdobu jednotlivých balíků obilné slámy, kdy paketovaná dřevní hmota vzniká procesem paketování za účelem homogenizace dřevního odpadu po lesní těžbě. Klest a jiné odpadní produkty jsou mechanicky lisovány a jedná se o méně energeticky náročný způsob úpravy než je tomu u štěpkování či drcení dřevní hmoty (Wantulok, 2011).

3.7.3 **Konverze biomasy v energii**

Energie z biomasy může být získávána především termo - chemickou konverzí nebo přímým spalováním. Konverze závisí na formě biomasy, která je buď spalována přímo nebo jsou spalovány kapalné či plynné produkty vznikající při jejím zpracování (Baláš a Šen, 2006).

Rozdělení suchých procesů termo - chemické konverze biomasy dle Baláš a Šen (2006):

- pyrolýza (produkce plynu, syntézního oleje)
- zplyňování (produkce plynu)
- přímé spalování (produkce prchavé hořlaviny)

Za termické procesy považujeme procesy konverze biomasy působením teploty přesahující horní hranici chemické stability látek tvořících biomasu. Působení teploty využívané v jednotlivých procesech je v širokém rozpětí 300 - 2000 °C. Termické procesy s důrazem na chemismus probíhajících dějů lze dle Bridgwater a kol., (1999) rozdělit do tří skupin:

- oxidativní procesy - obsah kyslíku v reakčním prostoru je stechiometrický nebo vyšší vůči zpracovávanému materiálu - reaktantu
- reduktivní procesy - nulový obsah kyslíku v reakčním prostoru nebo nestechiometrický je označován jako pyrolýza a zplyňování
- ostatní procesy - v reakčním prostoru je využíváno jiného oxidačního reaktantu zejména CO₂ a H₂O (g).

Pyrolýza je termochemický proces založený na fyzikálně chemických reduktivních dějů. Během reduktivního děje dochází k termickému rozkladu organických látek za nepřístupu molekulárního kyslíku v podobě oxidačního činidla a za sníženého tlaku. V rámci celého procesu jsou nežádoucí i ostatní oxidační média: vzduch, CO₂ a H₂O (g). Při pyrolýze se organický materiál vysokou teplotou zahřeje nad horní hranici tvořící mez chemické stability organických látek v biomase. Za takto stanovených podmínek se makromolekulární organické sloučeniny rozštěpí na nízkomolekulární látky (Livingston, 2007).

Pyrolýzu lze rozdělit na základě rychlosti během procesu dle Livingston (2007) :

a) pomalá pyrolýza (karbonizace) - nastává při teplotách okolo 450 °C; převažuje zde dlouhá doba odpaření vlhkosti paliva; finálním produktem je "dřevěné uhlí" vzniklé karbonizací

b) rychlá pyrolýza

- při teplotách nad 500 °C; krátká doba odpaření vlhkosti; produktem je pyrolýzní olej
- při teplotách kolem 800 °C; krátká doba odpaření vlhkosti; produktem je směs plynů

Pyrolýzu lze rozdělit na základě teplot během procesu dle Zámstný a Kurc (2011) :

- nízkoteplotní (do 500 °C)
- středněteplotní (500 - 800 °C)
- vysokoteplotní (nad 800 °C)

Během pyrolýzy dochází k různým dějům, které lze dle Bridgwater a kol. (1999) rozdělit na základě teplotních intervalů:

- 0 - 200 °C - sušení a tvorba vodní páry; jedná se o endotermický děj
- 200 - 500 °C - označuje se jako suchá destilace, při které se odštěpují vedlejší řetězce od vysokomolekulárních organických sloučenin tvořících biomasu a následně z makromolekulárních látek vznikají plynné a kapalné organické produkty a pevný uhlík
- 500 - 1200 °C - fáze zplyňování, při kterém vznikají plyny a produkty ze suché destilace jsou dále rozkládány nebo transformovány. Z pevného uhlíku a kapalných organických látek se vytvářejí finální stabilní produkty (H_2 , CO, CO_2 a CH_4)

Mezi další termochemické konverze biomasy patří zplyňování, které je založeno na přeměně makromolekulární látek pevného či kapalného skupenství na energeticky bohaté produkty v plynném skupenství. Během zplyňování dochází v posupně sesuvných generátorech nebo ve střídavě fluidních generátorech k základním reakcím: sušení, pyrolýza, redukce a oxidace. Procesy sušení, pyrolýza a redukce představují endotermní reakce, při kterých je třeba dodávat externí teplo. Dodání tepla může být zajišťováno oxidačními reakcemi části paliva přímo v reaktoru nebo externími termickými procesy. V prvním případě se jedná o autotermní proces (přímé zplyňování), v druhém případě se jedná o alotermní (nepřímé zplyňování), kdy je nutností dodatkového tepla z okolního prostředí (Balat, 2008).

Produktem je směs výhřevného plynu (energoplyn) vznikající za termického působení ve zplyňovacích zařízeních, jehož složení podle Livingston (2007) je následující:

- energetické zastoupení (CH_4 , H_2 , CO)
- doprovodné zastoupení (CO_2 , H_2O , N_2),
- polutantní zastoupení (prachové částice, dehet, SO_x , ClO_x , PAH a další)

Vznikající pyrolýzní plyn, označovaný jako generátorový nebo syntézní, z biomasy dosahuje nízké výhřevnosti do 5 MJ/m^3 a při zplyňování za přístupu kyslíku je možno dosáhnout výhřevnosti kolem $14 - 18 \text{ MJ/m}^3$ (McKendry, 2002b).

Pro srovnání lze uvést, že bioplyn vznikající biochemickou konverzí dosahuje výhřevnosti až 20 MJ/m^3 a těžný zemní plyn přibližně 34 MJ/m^3 . Kvantita a kvalita pyrolýzního plynu závisí na elementárním složení zplyňované biomasy a zplyňovacím médiu (Balat, 2008).

3.7.4 Spalování biomasy

Pro energetické účely se spalováním biomasy získává energie, která je vázaná na absorpční nosná média: vodu a její horkou páru. Spalováním lignocelulózních kultur má na rozdíl od spalování konvenčních paliv příznivou bilanci tvorby CO₂, jehož emise zde vznikají pouze v množství, které bylo rostlinou fotosynteticky akumulováno během jejího růstu. V rámci spalovacího procesu probíhají chemické reakce, při kterých se uvolňuje teplo. V tomto případě dochází ke slučování prchavé hořlaviny s molekulárním kyslíkem a lze tyto pochody označit za reakce exotermické (McKendry, 2002b).

Procesy spalování lze rozdělit podle Livingston (2007) na jednotlivé fáze:

- sušení - termické pochody v materiálu vedoucí k odstranění vlhkosti paliva
- pyrolýza - rozklad organického materiálu na plynnou hořlavinu, destilační produkty a formu zuhelnatělého nedopalu za přístupu vzduchu po dosažení zápalné teploty
- spalování plynné hořlaviny - postupné hoření plynných složek prodlužující plamen
- spalování pevného materiálu - dohořívání pevné látky, kdy za dostatečného přísunu molekulárního kyslíku vzniká CO, který se následně oxiduje na CO₂

Spalovaná biomasa vždy obsahuje zbytkovou vlhkost, která je nejprve v procesu sušení odpařována do teploty 150 °C. V další fázi se při teplotách nad 150 °C začíná uvolňovat prchavá hořlavina a dochází k tepelné konverzi látek tvořících palivo. Následně při teplotách okolo 500 °C dojde ke vznícení hořlaviny, která představuje směs prchavých látek a okolního vzduchu. K zahoření vznikající směsi dochází při teplotách 500 - 1000 °C. V případě nedostatečného přísunu vzduchu při spalování v kotlích je třeba do plamene aplikovat sekundární zdroj vzduchu pro dohoření nespálených plynů tvořících prchavou hořlavinu (Werther a kol., 2000).

Emise PAH z energetického využití biomasy

Stejně jako u spalování jakýkoliv organických látek, tak i u spalování biomasy dochází k produkci nízkomolekulárních a elementárních látek v podobě konečných produktů CO₂ a H₂O. Vlivem podmínek a řízení samotného spalovacího procesu a spoluovlivněním sloučenin obsažených v palivu vznikají další nežádoucí látky, které označujeme za polutanty životního prostředí. Spalováním biomasy vznikají emise látek, které se podílejí na vzniku skleníkového efektu, ale ve srovnání se spalováním fosilních paliv jsou tyto emise prokazatelně nižší (Jenkins a kol., 1998).

Jisté nebezpečí mohou také představovat určité skupiny organických látek, které vznikají při spalování biomasy. Původ těchto často toxických látek je především organický materiál tvořící původní složky biomasy jako paliva. Emise tvořené vyššími organickými látkami (C_xH_y) včetně PAH mohou být emitovány přímo nebo se jedná o produkty termické konverze paliva. V dalším případě organické látky mohou vznikat, jako nově syntetizované nežádoucí produkty, rekombinací z původních produktů termické konverze biomasy. Množství emitovaných organických látek ze spalování se odvíjí od fyzikálně chemických vlastností paliva a podmínek vlastního procesu spalování. Mezi nejvýznamnější faktory ovlivňující průběh vzniku organických látek patří teplota spalování a přebytek oxidačního média ve spalovacím zařízení (Khan a kol., 2009).

Při spalování jednotlivých druhů biomasy byla pozorována různá množství emisí PAH v ovzduší. Při spalování smrkové dřevní štěpky se uvolnilo 37 mg/m^3 , z topolové štěpky 74 mg/m^3 , z pelet lisované pšeničné slámy 247 mg/m^3 , z pelet lisovaného sena 70 mg/m^3 , z pelet lisovaného tritikale 105 mg/m^3 a z pokrutin semenné řepky 115 mg/m^3 (Váňa, 2003).

Pro srovnání lze uvést emise PAH v ovzduší po spalování fosilního černého uhlí. Bylo zjištěno, že spalováním černého uhlí pro energetické účely se do ovzduší uvolní $250 - 1000 \text{ mg/m}^3$ PAH (Ravindra a kol., 2008).

3.7.5 Vznik a příčiny tvorby PAH

Mechanismy tvorby PAH dle Khan a kol. (2009) lze rozdělit do dvou základních skupin:

- a) Nedokonalé spalování - PAH jsou do prostředí emitovány přímo nebo ve formě úletového popela či nedopalu.
- b) Pyrolýza a pyrosyntéza - důsledek chemických procesů během spalování.

Chemické reakce probíhající v plamenech při spalování biomasy vedou k tvorbě radikálů během procesu zvaný pyrolýza, který předchází vlastnímu spalování prchavé hořlaviny. Tento krok je významně závislý na druhu spalované biomasy a samotných provozních podmínkách spalovacího zařízení (Lobert a Warnatz, 1993). Jeden z možných způsobů vedoucí k tvorbě PAH je syntéza z dvouuhlíkatých reaktantů C_2 v procesu zvaném "HACA mechanismus" (z angličtiny H-Abstraction C_2H_2 -Addition). Podstatou HACA mechanismu je odtržení vodíku a následná adice acetyleny (ethyleny). Polyadičními reakcemi acetyleny vznikne molekula benzenu. Další adice acetyleny na aromatický kruh benzenu vede ke vzniku benzenové radikálu, který má podobné vlastnosti fenylu. Přes tento intermediát dochází k adicím ethynylu, ze kterých se postupně utvoří dvoucyklická molekula naftalenu nebo je možná i polykondenzace dvou benzenových sloučenin (Khan a kol., 2009).

Tímto způsobem mohou vznikat dvou a vícejaderné PAH. Z dvoujaderných PAH vznikají PAH s vyšší molekulovou hmotností nejprve aktivací odtržením vodíku a poté se aduje acetylen. Pokud mají vytvořené PAH dostatečně vysokou molekulovou hmotnost mohou vícejaderné PAH vznikat polykondenzací. Tříjaderné PAH mohou vznikat i ze sloučeniny fenylobenzenu. Odtržením vodíku z fenylobenzenové struktury vzniká fenylobenzenový radikál, který reaguje s acetylenem a vytvoří se tříjaderná struktura fenantrenu. V zásadě je i možná reakce dvou benzenů a fenylobenzenového radikálu, která vede k vytvoření čtyřjaderných PAH. Ostatní vícejaderné PAH vznikají podobným principem (Khan a kol., 2009).

Během pyrolýzy a pyrosyntézy dochází k četným adičním, cyklizačním, dehydrogenačním a polykondenzačním reakcím. Většina 2-3 jaderných PAH se nachází v plynném skupenství a ostatní vícejaderné PAH se nejčastěji sorbují v úletovém popelu. Při termické kverzi biomasy jsou utvářené PAH významnými prekurzory tvorby polychlorovaných dibenzo-p-dioxinů a polychlorovaných dibenzofuranů (Lemieux, 2004).

V rozmezí teplot 800 - 900 °C během spalování biomasy ve spalovacích zařízeních s fluidním ložem lze degradovat PAH přímou tepelnou destrukcí nebo chemickou modifikací za přítomnosti oxidačních činidel jakými jsou: ozon, hydroxylové radikály, kyselina dusičná a další. V praxi to znamená, že během pyrolýzy se v rozmezí výše uvedených teplot rozkládají vysokomolekulární látky tvořící biomasu za vzniku menších fragmentů. PAH se vytvářejí zejména okolo teploty 850 °C a při nedokonalém spalování již kolem 700 °C. PAH mohou vznikat i za vyšších teplot, jelikož nad 850 °C pyrosytní reakce jsou endotermické. V tomto důsledku se PAH mohou vytvářet i v pevné zóně fluidního kotle a v prostoru volné části spalovacího zařízení. V pyrosytních reakcích mohou kovy železa a mědi katalyzovat tvorbu PAH (Morf a kol., 2002).

3.7.6 Faktory ovlivňující tvorbu PAH

V důsledku termických procesů se PAH mohou nacházet jak v pevném, tak i v kapalném skupenství. Forma skupenství je ovlivňována jejich molekulovou hmotností a teplotou okolního prostředí. Energetickým zpracováním biomasy jsou emitovány do ovzduší nižší obsahy PAH vázané na pevné částice v podobě úletového popela. Obsahy PAH se mohou vyskytovat i v roštovém popelu spodní části spalovacího zařízení. Významným faktorem ovlivňující vznik PAH spalováním biomasy je její vlhkost, která u dřevní borky může tvořit až 60 % a tento vysoký obsah vody způsobí nutnou vyšší spotřebu tepla na její odpaření. V důsledku toho se sníží výhřevnost paliva, což vede ke snížení spalovací teploty až do možného intervalu spalovacích teplot vedoucích ke vzniku PAH (Hays a kol., 2003).

Dalšími faktory jsou technologické parametry zařízení na termochemickou konverzi a na přímé spalování biomasy včetně technických podmínek nastavení samotných procesů. Dokonalé spalování biomasy je ovlivňováno tvorbou dlouhých plamenů při hoření, které znemožňují dostatečný přísun kyslíku v procesu spalování. Dlouhé plameny po dobu prohořívání, řádově několik vteřin, nesmí být ochlazovány. Jinak dochází k vyššímu vzniku úletového popela sedimentačního charakteru (Liu a kol., 2009).

Možné ovlivnění vzniku PAH je nedodržování podmínek při hoření prchavé hořlaviny. V roštovém kotli se prchavá hořlavina uvolňuje z paliva biomasy ve formě uhlovodíků. Prchavá hořlavina postupně vyhořívá v oblasti nad roštěm, kde postupuje v kotli se spalinami až do pásma o nižších teplot. Plamen hořících uhlovodíků prchavé hořlaviny může přijít do styku s chladnou plochou, ochladí se a dochází k rozkladu na H_2 a C. Vznikne tak amorfni uhlík o vyšší zápalné teplotě, který zcela nevyhoří a vytvoří se nedopal ve formě roštového popela se strukturami PAH. Ve fluidních kotlích není prchavá hořlavina fyzicky oddělená od dohořívání zbytkového materiálu, ale vykazuje podobné chování (Khan a kol., 2009).

Problematická je také vyšší spotřeba spalovacího vzduchu než je teoretická spotřeba, která může způsobit obtížné promíchávání spalných plynů a není zcela zřejmé, v jakém měřítku přebytek oxidačního média v zařízení přímo ovlivňuje tvorbu PAH. Nižší procentuální zastoupení kyslíku během konverze biomasy vede k vyšší sorpci PAH na pevné částice, zatímco při vyšším procentuálním zastoupení kyslíku vede i k tvorbě PAH v plynné fázi (Janvijitsakul a Kuprianov, 2007).

Cílené řízení oxidačních podmínek během spalování a spalování biomasy s vhodnými aditivami vede ke snížení tvorby PAH. Naopak příliš vysoký obsah spalovací směsi vede k delšímu obratu spalovaného materiálu na pevném loži a k endotermické reakci, která může způsobit ještě vyšší vliv na tvorbu PAH než přebytečný vzduch v primární spalovací komoře. Vysoké procentuální zastoupení kyslíku vede k pyrosyntéze mezi atomy kyslíku a radikály vzniklé pyrolýzou. Tímto způsobem vznikají substituované oxy-PAH a další nežádoucí sloučeniny. Tvorba PAH během konverze biomasy je funkcí interakce mezi pyrolytickými volatilními radikály, teplotou, tokem vzduchu, procentuálním zastoupením přebytečného vzduchu, dobou setrvání, druhu spalovacího nebo fluidního zařízení a fyzikálně - chemických vlastností biomasy využívané pro energetické účely (Morf a kol., 2002).

Biomasa s akumulovanými PAH a odpadní dřevní hmoty z nábytkářského průmyslu ošetřenými impregnací a lakováním mohou při termické konverzi zpětně uvolňovat PAH (Wheatley a Sadhra, 2004).

3.7.7 Popel ze spalování biomasy

Popel lze charakterizovat jako nespalitelnou část paliva, která zůstane ve spalovacím zařízení po termické konverzi paliva. V případě nedokonalé termické konverze je možné očekávat v popelu i organicky vázaný uhlík ve formě nedopalu. Anorganická složka popela tvoří součást popela, která je predikovatelná mineralogickou frakcí obsaženou v původní biomase paliva. Anorganický materiál lze rozdělit na dvě skupiny, z nichž jedna má přirozený původ v používaném palivu a druhá je záměrně vkládána do spalovacího zařízení jako aditivum zlepšující vlastnosti paliva nebo se jedná o nežádoucí spoluspalovanou příměs. (Livingston, 2007).

Hlavní složky popelovin v biomase jsou tvořeny Na, K, P, S, Si, Al, Ca, Fe, Mg a jinými. Složení biomasového popela je velice variabilní a procentuální zastoupení jednotlivých anorganických složek je odlišné druh od druhu používané biomasy. Složení je závislé také na okolním horninovém prostředí rostlé biomasy (Reijnders, 2005).

Tabulka 2: Průměrné množství stopových prvků vázaných v oxidech (hmotnostní % v oxidu) ve směsném popelu po spalování obilné slámy a dřevní štěpky dle Voláková (2010).

SiO₂	CaO	MgO	Na₂O
28,9	33,2	3,4	0,7
K₂O	Al₂O₃	Fe₂O₃	P₂O₅
12,6	4,7	6,4	2,8
MnO	ZnO	CuO	SO₃
1,7	0,15	0,02	2,56

Alkalické sloučeniny se ve větší míře vyskytují v popelích po spalování fytohmoty, které mohou způsobovat problematické spékání popela ve fluidních zařízeních s pevným ložem. Vysoké obsahy draslíku a křemíku snižují teplotu tání popela, zatímco obsahy hořčíku a vápníku ji zvyšují. Přestože většina alkalických látek je uvolňována během konverze biomasy v plynném skupenství, část alkalických látek zůstává v popeli. Z tohoto důvodu má popel ze spalování biomasy vysoký potenciál k následnému zpětnému využití v oblasti zemědělství a lesnictví. Vhodnost využití popela se snižuje s přítomností kontaminantů, rizikových prvků včetně těžkých kovů: As, Cd, Cr, Cu, Pb a Hg (Liu a kol., 2009).

Tabulka 3: Průměrné množství (mg/kg) rizikových prvků ve směsném popelu po spalování obilné slámy a dřevní štěpky dle Voláková (2010).

As	Cd	Cr	Cu
0,99	1,27	5,11	238,00
Hg	Ni	Pb	Zn
0,33	6,00	17,00	780,5

Mezi dva hlavní druhy popela v zařízeních na spalování biomasy patří roštový a úletový popel. Roštový popel se vyskytuje na spalovacím roštu a v primární spalovací komoře. V provzdušňovaných fluidních zařízeních vzniká jen malé množství popela podobného popelu roštového typu. Většina popela, která se odvádí z fluidního lože se nachází v podobě úletového popela. Úletový popel obsahuje jemné, zejména anorganické částice obsažené ve spalínách a je povětšinou zachytáván na elektrostatických nebo vláknitých filtrech. Jako směsný popel lze označit směs roštového a úletového popela (Morf a kol., 2002).

Při konverzi biomasy je často problematické depozitní a korozivní chování vznikajícího popela, které souvisí s elementárním složením paliva z biomasy. Spalovaná fytomasa je náchylnější k vyšší depozici popela, zatímco spalování dendromasy vykazuje nižší depozitní charakter. Přítomnost chlóru a draslíku v popelu může vést k závažnému znečištění a nedokonalým procesům konverze v důsledku korozivního chování nedopalů. Vyšší procentuální zastoupení alkalických kovů a kovů alkalických zemin v popelu z biomasy může deaktivovat katalyzátory ve spalovacích systémech (Janvijitsakul a Kuprianov, 2007).

Alkalické sloučeniny se ve větší míře vyskytují v popelu po spalování fytomasy, které mohou způsobovat problematické spékání popela ve fluidních zařízeních s pevným ložem. Seskupování, spékání, sedimentace a koroze popela způsobí snížení efektivity konverze paliva vlivem poklesu teploty během procesu. Snížená teplota vede ke vzniku polutantů, zvýšenému výskytu rizikových prvků a tvorbě PAH (Reijnders, 2005).

3.7.8 Obsah PAH v popelu po spalování biomasy

Hays a kol. (2005) stanovil obsahy PAH v úletovém popelu vzniklých během pokusů se spalováním agrofytomasy. Teplota termické konverze dosahovala 300-800 °C a byla regulována atmosférickou cirkulací vzduchu a úletový popel byl zachycován na teflonových filtrech. V popelu byly stanoveny obsahy základních PAH, substituovaných alkyl-PAH a oxy-PAH. V úletovém popelu po spalování biomasy rýže seté (*Oryza sativa* L.) bylo stanoveno 269 µg/kg 2-4 jaderných PAH, 142 µg/kg 5-6 jaderných PAH, 337 µg/kg methyl-PAH a 2076 µg/kg oxy-PAH. V úletovém popelu po spalování obilné biomasy bylo stanoveno 665 µg/kg 2-4 jaderných PAH, 456 µg/kg 5-6 jaderných PAH, 349 µg/kg methyl-PAH a 1906 µg/kg oxy-PAH. Předpokládá se, že důvodem vzniku PAH při spalování byla přítomnost draselných solí, které představovaly katalyzátory pyrolýzy ligninu za vzniku intermediátu formujícího se do struktury PAH. Obilná sláma dosahovala vyšších obsahů PAH v úletovém popeli, pravděpodobně v důsledku vyššího obsahu kutikulárního vosku na povrchu buněk (Hays a kol., 2005).

Ve fluidních zařízeních s pevným ložem byly prováděny pokusy se spalováním slámy. Spalování probíhalo v rozmezí teplot 700 - 780 °C, přebytečný vzduch dosahoval 60% a obměna paliva byla 82 kg/h. V úletovém popelu, rozděleném do tří velikostních frakcí, po spalování biomasy byly stanoveny obsahy PAH. Frakce úletového popela v rozmezí 0,5 - 125 µm obsahovala jen stopové množství PAH, které se pohybovalo na hranici detekce 1 µg/kg. Úletový popel o velikosti 125 - 150 µm obsahoval PAH kolem 10 µg/kg. Největší obsah PAH v hodnotě 260 µg/kg dosahoval úletový popel o velikosti 150 - 250 µm. V roštovém popelu dosahoval zhruba polovičních obsahů úletového popela (Janvijitsakul a Kuprianov, 2007).

V úletovém popelu po spalování dřevní hmoty dubu (*Quercus* sp.) o vlhkosti 28 % při teplotě procesu 750 °C bylo sledováno 845 µg/kg 2-4 jaderných PAH a 743 µg/kg 5-6 jaderných PAH. Vyšší obsahy PAH v popelu byly příčinou vyšší vlhkosti (Hays a kol., 2003).

Ve směsném popelu z ječmenné slámy bylo stanoveno 1290 µg/kg 2-4 jaderných PAH a 700 µg/kg 5-6 jaderných PAH. Ve směsném popelu po spalování dubu červeného (*Quercus rubra* L.) bylo stanoveno 1730 µg/kg 2-4 jaderných PAH a 170 µg/kg 5-6 jaderných PAH. Zvýšený obsah nízkomolekulárních PAH mohl být způsoben vyšší hustotou dřevní hmoty u lignocelulózních kultur než u agrofytocenózy (Lemieux, 2004).

Pro srovnání lze uvést stanovení obsahu PAH v popelu po spalování fosilního paliva. Parametry spalovacích experimentů byly nastaveny na teplotu 690°C, tah kotle 10 Pa a hmotnostní tok paliva činil 1,1 kg/h. Za předchozích podmínek celkový obsah PAH v úletovém popelu dosahoval 1793 mg/kg (Ritz a kol., 2005).

3.7.9 Využití popela ze spalování biomasy

Se zvyšováním spotřeby palivové biomasy pro energetické účely je potřeba se zabývat skládkováním a možným využitím vzniklého popela. Popel po spalování biomasy vyniká svoji poměrně vysokou alkalitou. Mnohé studie dokazují možnost využití popela ve stavebnictví pro svoji vysokou stabilitu a odolnost ve vápenatém cementu. Jiné studie dokazují možnost využití popela jako hnojiva bohatého na minerální látky. Především se jedná o obsahy vápníku a draslíku, které zvyšují úrodnost. Využití popela je výhodné z hlediska vysokého obsahu minerálních látek a z ekonomického důvodu, protože v případě využití popela by provozovatelé spaloven nemuseli vynakládat poplatky spojené s ukládáním popela na speciálně určené skládky. Ze získaných finančních prostředků by provozovatelé spaloven mohli investovat do nejlepších dostupných technologií, které jsou k dostání a inovovat tak stávající spalovací zařízení (Hanzlíček a Perná, 2009).

Raclavská a kol. (2008) uvádí, že v důsledku vysokého pH jsou popele řazeny mezi nebezpečné odpady ve smyslu Zákona č. 185/2001 Sb., o změně některých dalších zákonů. Pro následné využívání popela je tedy důležité se zabývat možnými úpravami spojenými se změnami vlastností, prvkového složení a odstraněním rizikových prvků z popela (Reijnders, 2005). Vysoké obsahy PAH v popelu po spalování biomasy brání jejich následnému využití. Při posuzování možností dalšího využití popela je důležité znát jeho složení. Limitní obsahy PAH a rizikových prvků v popelu pro následné využití ve formě minerálního hnojiva současná legislativa nestanovuje. Popel po spalování biomasy je v současnosti posuzován dle Zákona č. 185/2001 Sb., o odpadech a změně některých dalších zákonů. V případě možného využití popela pro přímou aplikaci do půdy je nutné sledovat obsahy PAH, rizikových prvků a jiných látek v popelu (Raclavská a kol., 2008).

Pro posouzení mezních hodnot rizikových prvků ve vzorcích popela je možné, za současného stavu legislativy, použít mezní limity rizikových prvků uvedené v příloze 1. Vyhlášky č. 257/2009 Sb., o používání sedimentů na zemědělské půdě, kde jsou stanoveny mezní hodnoty pro obsah rizikových prvků pro případ, kdyby se popel posuzoval jako "sediment". Pro posouzení mezních hodnot rizikových prvků ve vzorcích popela je možné, za současného stavu legislativy, použít mezní limity rizikových prvků uvedené v příloze Vyhlášky č. 474/2000 Sb., o stanovení požadavků na hnojiva, kde jsou stanoveny mezní hodnoty pro obsah rizikových prvků pro případ, kdyby se popel posuzoval jako "ostatní minerální hnojivo neobsahující fosfor" nebo mezní hodnoty obsahu rizikových prvků pro "minerální vápenatá a hořečnatovápenatá hnojiva". K aplikaci popela do půdy je možné využít požadavků na obsah rizikových prvků uvedených ve Vyhlášce č. 382/2001 Sb., o podmínkách použití upravených kalů na zemědělskou půdu pro případ, kdyby se popel posuzoval jako "upravený kal". Pro aplikaci popela po spalování biomasy jako minerálního hnojiva, je nutné získat certifikaci popela z biomasy jako výrobku - hnojiva. Pokud nebude popel z biomasy certifikovaný v podobě výrobku - hnojiva, musí s ním být zacházeno jako s odpadem ve smyslu Zákona č. 185/2001 Sb., o odpadech a změně některých dalších zákonů (Voláková, 2010).

4. Stanovení obsahu PAH v popelu po spalování biomasy

4.1 Materiál a metodika

Experimentální práce byla realizována na katedře agroenvironmentální chemie a výživy rostlin (KAVR) fakulty agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů (FAPPZ) České zemědělské univerzity v Praze. Pro stanovení obsahu polycyklických aromatických uhlovodíků (PAH) v popelu bylo využito celkem 83 vzorků roštového, úletového a směsného popela vzniklém spálením různých druhů biomasy v reálných podmínkách. Některé spalovny regenerovaly všechny druhy popela, které byly odebírány. Vzorky popela byly v průběhu let 2010 až 2011 postupně odebírány z celkem 38 spaloven na biomasu vyskytujících se na území České republiky. Seznam vzorků popela včetně druhů biomasy a spaloven, ze kterých pocházely, je uveden v Tabulce číslo 4. Ve vzorcích popela byly sledovány obsahy ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) 16 základních PAH dle U.S. EPA (viz Tabulka 5 na straně 39) v popelu, který vznikl po spálení následujících druhů biomasy: a) fytomasy - obilné slámy a sena v poměru 2:1, samostatné obilné slámy. b) směsi fytomasy a dendromasy - obilné slámy a dřevní štěpky. c) dendromasy - dřevní štěpky a jiných produktů dřevní hmoty.

Tabulka 4: Seznam a popis vzorků popela po spalování rozličných druhů biomasy.

Označení	Spalovna	Biomasa	Popel			Odběr
			Úletový	Roštový	-	
1a	Spalovna 1	Dřevní štěpka	Úletový	Roštový	-	12.4.2011
1b	Spalovna 1	Dřevní štěpka	Úletový	Roštový	-	2010
2a	Spalovna 2	Dřevní štěpka	Úletový	-	-	12.4.2011
2b	Spalovna 2	Dřevní štěpka	Úletový	Roštový	-	2010
3	Spalovna 3	Dřevní štěpka	Úletový	Roštový	-	3.5.2011
4a	Spalovna 4	Dřevní štěpka	Úletový	Roštový	-	12.4.2011
4b	Spalovna 4	D.štěpka,kůra,piliny	Úletový	-	-	2010
5	Spalovna 5	Dřevní štěpka	Úletový	-	-	19.4.2011
6	Spalovna 6	Dřevní štěpka	-	-	Směsný	22.3.2011
7	Spalovna 7	Dřevní štěpka	-	-	Směsný	22.3.2011
8	Spalovna 8	Sláma	-	-	Směsný	11.4.2011
9a	Spalovna 9	Dřevní štěpka	Úletový	Roštový	-	21.3.2011
9b	Spalovna 9	Dřevní štěpka	Úletový	Roštový	-	2010
10	Spalovna 10	Dřevní štěpka	Úletový	Roštový	-	2011
11a	Spalovna 11	Dřevní štěpka	Úletový	Roštový	-	21.3.2011
11b	Spalovna 11	Dřevní štěpka	Úletový	Roštový	-	2010
12	Spalovna 12	Dřevní štěpka	Úletový	Roštový	-	2011
13a	Spalovna 13	Sláma a seno (2:1)	Úletový	Roštový	-	22.3.2011
13b	Spalovna 13	Sláma a seno (2:1)	Úletový	Roštový	-	2010
14	Spalovna 14	Dřevní štěpka	Úletový	Roštový	-	21.3.2011
15	Spalovna 15	Piliny	-	-	Směsný	22.3.2011

Tabulka 4: Seznam a popis vzorků popela po spalování rozličných druhů biomasy (pokračování).

Označení	Spalovna	Biomasa	Popel			Odběr
			Úletový	-	Směsný	
16a	Spalovna 16	Sláma - pšeničná	Úletový	-	Směsný	5.4.2011
16b	Spalovna 16	Sláma - obilí	-	-	Směsný	2010
17	Spalovna 17	Dřevní štěpka	Úletový	Roštový	-	11.4.2011
18a	Spalovna 18	Dřevní štěpka	Úletový	Roštový	-	21.3.2011
18a	Spalovna 18	Sláma	-	-	Směsný	21.3.2011
18b	Spalovna 18	Dřevní štěpka	Úletový	Roštový	-	2010
19a	Spalovna 19	Dřevní štěpka	-	-	Směsný	12.4.2011
19a	Spalovna 19	Dřevní kůra a piliny	-	-	Směsný	2010
20a	Spalovna 20	Dřevní štěpka	-	-	Směsný	11.4.2011
20b	Spalovna 20	Dřevotříska a dřevo	-	-	Směsný	2010
21	Spalovna 21	Dřevní štěpka	Úletový	Roštový	-	5.4.2011
22	Spalovna 22	Sláma	-	-	Směsný	21.3.2011
23	Spalovna 23	Dřevní štěpka	-	-	Směsný	3.5.2011
24	Spalovna 24	Dřevní štěpka	-	Roštový	-	11.4.2011
25	Spalovna 25	Dřevní štěpka		Roštový	-	11.4.2011
26	Spalovna 26	Dřevní štěpka	Úletový	Roštový	-	3.5.2011
27	Spalovna 27	Dřevní štěpka	Úletový	Roštový	-	2.5.2011
28	Spalovna 28	Dřevní štěpka	-	Roštový	-	22.3.2011
29	Spalovna 29	Dřevní štěpka	Úletový	Roštový	-	22.3.2011
30	Spalovna 30	Dřevní štěpka	Úletový	Roštový	-	22.3.2011
31a	Spalovna 31	Dřevní štěpka	Úletový	Roštový	-	4.4.2011
31b	Spalovna 31	D.štěpka,kůra,piliny	Úletový	Roštový	-	2010
32a	Spalovna 32	Dřevní štěpka	Úletový	Roštový	-	2.5.2011
32b	Spalovna 32	Dřevní štěpka	Úletový	Roštový	-	2010
33	Spalovna 33	Dřevní štěpka	Úletový	Roštový	-	2011
34	Spalovna 34	Dřevní štěpka	Úletový	Roštový	-	6.4.2011
35a	Spalovna 35	Sláma	-	-	Směsný	15.3.2011
35b	Spalovna 35	Dřevní štěpka	-	-	Směsný	15.3.2011
36	Spalovna 36	D.štěpka,kůra,piliny	Úletový	Roštový	-	2010
37	Spalovna 37	Dřevní štěpka	Úletový	-	-	2010
38	Spalovna 38	Sláma a seno	Úletový	-	-	2011

4.1.1 Příprava vzorků popela z biomasy k analýze PAH

Odebrané vzorky popela (viz Tabulka 4) byly v laboratoři pomocí mlecího zařízení homogenizovány na analytické frakce o velikosti <250 μm , které byly využity pro vlastní analýzy (viz ilustrační Foto 1 na straně 91). Pro stanovení obsahu ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) základních 16 PAH dle U.S. EPA v jednotlivých vzorcích úletového, roštového a směsného popela bylo v laboratoři využito metody extrakce. Přehled základních stanovovaných 16 PAH dle U.S. EPA ve vzorcích popela je uveden v Tabulce 5 na straně 39. Do 100 ml baňky s plochým dnem a zábrusem bylo přesně naváženo okolo 15 g vysušeného a homogenizovaného vzorku popela.

Vzorek byl přelit 20 ml extrakčním činidlem, směsí acetonu-hexanu v poměru 2:1 a vnitřním standardem (viz ilustrační Foto 2 na straně 91). V případě nedostatku extrakčního činidla k převrstvení celého objemu vzorku v baňce bylo použito 40 ml výše uvedeného extrakčního činidla. Baňky se vzorky byly poté umístěny po dobu 30 minut do ultrazvukové lázně při teplotě 30 °C. Následně baňky se vzorky po extrakci ultrazvukem byly umístěny po dobu 60 minut k vytřepání do automatizované třepačky při nastavené frekvenci 170 otáček za minutu. Po vytřepání byly vzorky přelity takovým množstvím demineralizované vody v baňce, aby došlo k rozdělení fází extrakční směsi a byla čitelná hranice rozdělených fází acetonu s vodou a hexanu. Po přidání demineralizované vody byly vzorky ponechány po dobu 20 minut k ustálení hranice při rozdělování fází extrakční směsi (viz ilustrační Foto 3 na straně 91). Fáze hexanového extraktu, ve kterém zůstanou PAH, tvořila bezbarvou horní vrstvu, zatímco aceton s vodou bezbarvou dolní. Pro následné stanovení fází hexanového extraktu s obsaženými PAH nebylo zapotřebí dalšího přečištění. Do podílu extraktu hexanu byly přidány dva vnitřní standardy vhodné pro analýzu PAH. Z hexanového extraktu s obsaženými PAH byl pipetou odebrán do vialky přibližně 1 ml extraktu (viz ilustrační Foto 4 na straně 91) k následnému stanovení obsahu PAH na plynovém chromatografu s hmotnostní detekcí (GC/MS - Gas chromatography/Mass spectrometry). Jednalo se o přístroj GC/MS od výrobce Agilent Technologies sériového označení GC6980N/MSD5975.

Tabulka 5: Přehled stanovovaných 16 PAH v popelu dle U.S. EPA (Anyakora a kol., 2005).

Číslo	Název sloučeniny	Počet cyklů v sloučenině
1	naftalen	2
2	acenaftalen	3
3	acenaften	3
4	fluoren	3
5	fenanthren	3
6	anthracen	3
7	fluoranthren	4
8	pyren	4
9	chrysen	4
10	benz[a]anthracen	4
11	benzo[b]fluoranthren	5
12	benzo[k]fluoranthren	5
13	benzo[a]pyren	5
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6
15	dibenz[a,h]anthracen	5
16	benzo[g,h,i]perylen	6

4.1.2 Postup stanovení obsahu PAH ve vzorcích popela z biomasy

Vzorky PAH v extraktech z popelu po spalování biomasy, umístěné ve vialkách zakrimpanými hliníkovými víčky se septem, byly analyzovány na přístroji GC/MS (výrobce: Agilent Technologies; sériové označení: GC 6980N / MSD 5975). Nejprve byly vzorky proměřeny ve SCAN režimu, aby bylo možné sledovat celé spektrum látek, které by mohly být přítomny v extraktech vzorků, následně i v SIM režimu pro dosažení co možná nejnižších mezí detekce. Mez detekce byla stanovena na $0,2 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$. Nastavení parametrů měření vycházelo z aplikačního listu firmy Agilent Technologies. Kvantifikace byly provedeny na externí kalibrace standardů PAH-Mix 45 (10 ml zásobní roztok směsi PAH o koncentraci $10 \text{ ng}\cdot\mu\text{l}^{-1}$ v cyklohexanu) a PAH-Mix 68 (10 ml zásobní roztok směsi PAH o koncentraci $100 \text{ ng}\cdot\mu\text{l}^{-1}$ v cyklohexanu). Výsledky stanovení obsahu 16 základních PAH ve vzorcích popela po spalování biomasy byly vyhodnoceny pomocí softwarového programu Chemstation (G2070BA) od firmy Agilent Technologies.

4.1.3 Statistické a grafické zpracování výsledků

Výsledky stanovení obsahu 16 PAH ve vzorcích popela z jednotlivých spaloven jsou pro přehlednost uvedeny separátně v kapitole 9: Samostatné přílohy na stránkách 64-91. Veškeré statistické a tabulkové výstupy ze stanovených obsahů 16 PAH v úletovém, roštovém a směsném popelu po spalování jednotlivých druhů biomasy byly zpracovány pomocí softwarového programu Excel - Microsoft Office 2007.

Grafická vyjádření průměrného obsahu a mediánu PAH v popelu po spalování biomasy byla zpracována pomocí softwarového programu Excel - Microsoft Office 2007 a druh použitého grafu byl "sloupcový".

Grafické vyjádření vztahu mezi obsahem 5-6 jaderných PAH a obsahem 2-4 jaderných PAH v popelu po spalování biomasy bylo zpracováno pomocí softwarového programu Excel - Microsoft Office 2007. Pro grafické vyjádření hodnot obsahu PAH byl vybrán druh grafu "XY - bodový" a k vyjádření vztahu byla využita funkce lineární regrese.

Grafická vyjádření vztahu mezi obsahem benzo[a]pyrenu a obsahem naftalenu v úletovém, roštovém a směsném popelu po spalování jednotlivých druhů biomasy byla zpracována pomocí softwarového programu Excel - Microsoft Office 2007. Pro grafické vyjádření hodnot obsahu PAH v popelu byl vybrán druh grafu "XY - bodový" a k vyjádření vztahu byla využita funkce lineární regrese.

5. Výsledky

5.1 Přehled obsahu PAH ve vzorcích popela z biomasy

V Tabulce 6 jsou uvedeny stanovené obsahy PAH ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) v jednotlivých vzorcích úletového, roštového a směšného popela po spalování fytomasy. Samostatně jsou zde uvedené obsahy PAH ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) s 2-4 a 5-6 kondenzovanými jádry ve sloučenině. Obsahy PAH byly stanoveny celkem ve 3 vzorcích úletového popela po spalování fytomasy - obilné slámy a sena v poměru 2:1 a v jednom vzorku úletového popela po spalování samostatné obilné slámy, dále ve 2 vzorcích roštového popela z fytomasy - obilné slámy a sena v poměru 2:1, dále v 5 vzorcích směšného popela po spalování samostatné obilné slámy. Nejvyšší obsah všech hodnocených PAH byl stanoven v úletovém popelu po spalování fytomasy - slámy a sena v poměru 2:1. Obsah všech hodnocených PAH se zde vyskytoval v rozmezí hodnot 7823 - 189070 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny. V roštovém popelu obsah všech hodnocených PAH nepřesahoval 132,0 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny. Ve směšném popelu po spalování samostatné obilné slámy obsah PAH byl zastoupen v rozmezí hodnot 5,5 - 11420 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny. V popelu z fytomasy obsah PAH s 2-4 kondenzovanými jádry dosahoval ve většině případů vyšších hodnot než obsah PAH s 5-6 kondenzovanými jádry. Nejvyšších obsahů PAH, ve srovnání s ostatními druhy biomasy, dosahoval úletový popel po spalování fytomasy - obilné slámy a sena v poměru 2:1.

Tabulka 6: Souhrnný přehled stanoveného obsahu PAH ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny) v jednotlivých vzorcích úletového, roštového a směšného popela po spalování fytomasy.

Ozn.	Popel								
	Úletový			Roštový			Směšný		
	Σ 16 PAH	Σ 2-4 PAH	Σ 5-6 PAH	Σ 16 PAH	Σ 2-4 PAH	Σ 5-6 PAH	Σ 16 PAH	Σ 2-4 PAH	Σ 5-6 PAH
13a	189070	132241	56829	132,0	104,2	27,8	-	-	-
38	80246	61645	18600	-	-	-	-	-	-
13b	7823	5324	2499	14,2	14,2	<0,2	-	-	-
16a	70208	39915	30293	-	-	-	10,9	10,9	<0,2
16b	-	-	-	-	-	-	11420	2980	8440
22	-	-	-	-	-	-	502,7	491,0	11,7
8	-	-	-	-	-	-	484,7	453,3	31,4
35a	-	-	-	-	-	-	5,5	5,5	<0,2

Ozn. = označení vzorku popela odebraného z odpovídající spalovny

V Tabulce 7 jsou uvedeny stanovené obsahy PAH ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) v jednotlivých vzorcích úletového, roštového a směšného popela po spalování směsi fytomasy - obilné slámy a dendromasy - dřevní štěpky. Samostatně jsou zde uvedené obsahy PAH s 2-4 a 5-6 kondenzovanými jádry ve sloučenině. Obsahy PAH byly stanoveny celkem ve 3 vzorcích úletového popela, ve 3 vzorcích roštového popela a ve 3 vzorcích směšného popela. V popelu vzniklém po spalování směsi fytomasy a dendromasy byly stanoveny nižší celkové obsahy PAH než v popelu po spalování samostatné fytomasy. Nejvyšší obsah PAH v rámci úletového popela po spalování směsi obilné slámy a dřevní štěpky byl stanoven v hodnotě $4641 \mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny. Obsahy PAH v roštovém popelu po spalování směsi fytomasy a dendromasy se pohybovaly v rozmezí $0,2 - 23,6 \mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny a ve směšném popelu nepřesahovaly $10,1 \mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny. Nejnižších obsahů PAH, ve srovnání s ostatními druhy biomasy, dosahovaly roštový a směšný popel po spalování směsi fytomasy a dendromasy.

Tabulka 7: Souhrnný přehled stanoveného obsahu PAH ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) v jednotlivých vzorcích úletového, roštového a směšného popela po spalování směsi fytomasy a dendromasy.

Ozn.	Popel								
	Úletový			Roštový			Směšný		
	$\Sigma 16$ PAH	$\Sigma 2-4$ PAH	$\Sigma 5-6$ PAH	$\Sigma 16$ PAH	$\Sigma 2-4$ PAH	$\Sigma 5-6$ PAH	$\Sigma 16$ PAH	$\Sigma 2-4$ PAH	$\Sigma 5-6$ PAH
18a	4641	4634	7,7	5,2	5,2	<0,2	10,1	10,1	<0,2
18b	169,7	169,7	<0,2	23,6	23,6	<0,2	7,8	7,8	<0,2
14	6,4	6,4	<0,2	4,1	4,1	<0,2	-	-	-

Ozn. = označení vzorku popela odebraného z odpovídající spalovny

V Tabulce 8 jsou uvedeny stanovené obsahy PAH ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) v jednotlivých vzorcích úletového, roštového a směšného popela po spalování dendromasy. Samostatně jsou zde uvedené obsahy PAH s 2-4 a 5-6 kondenzovanými jádry ve sloučenině. Obsahy PAH byly stanoveny celkem ve 28 vzorcích úletového popela, ve 29 vzorcích roštového popela a v 11 vzorcích směšného popela po spalování dendromasy. V úletovém popelu po spalování dřevní štěpky obsah PAH byl stanoven v hodnotě až $2659 \mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny. Takto vysoký obsah PAH v úletovém popelu po spalování dřevní štěpky byl ojedinělý. V roštovém popelu byl stanoven obsah všech hodnocených PAH v hodnotě až $1062 \mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny a ve směšném popelu nepřesahoval $601,6 \mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny. Obsahy 2-4 cyklických PAH v popelu byly ve většině případů vyšší než obsahy 5-6 cyklických PAH. Popel po spalování dřevní štěpky, ve srovnání se spalováním fytomasy, dosahoval poměrně nízkých obsahů PAH v úletovém popelu.

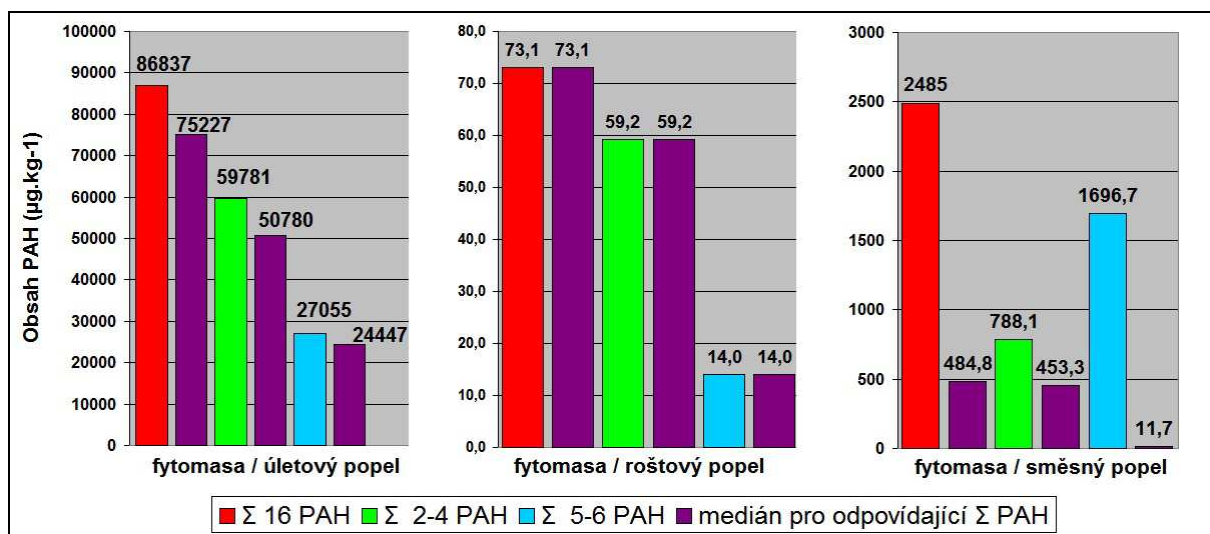
Tabulka 8: Souhrnný přehled stanoveného obsahu PAH ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ sušiny) v jednotlivých vzorcích úletového, roštového a směsného popela po spalování dendromasy.

Ozn.	Úletový			Roštový			Směsný		
	Σ 16 PAH	Σ 2-4 PAH	Σ 5-6 PAH	Σ 16 PAH	Σ 2-4 PAH	Σ 5-6 PAH	Σ 16 PAH	Σ 2-4 PAH	Σ 5-6 PAH
29	2659	2659	<0,2	19,0	19,0	<0,2	-	-	-
17	940,4	940,0	<0,2	6,2	6,2	<0,2	-	-	-
32a	924,3	776,6	147,7	22,1	22,1	<0,2	-	-	-
32b	575,5	398,2	177,3	1062	410,2	651,5			
29	2659	2659	<0,2	19,0	19,0	<0,2	-	-	-
1b	32,9	32,9	<0,2	793,0	658,0	136,0	-	-	-
7	-	-	-	-	-	-	601,6	601,6	<0,2
11b	359,4	156,4	203,0	51,4	51,4	<0,2	-	-	-
30	312,9	312,9	<0,2	122,4	122,4	<0,2	-	-	-
15	-	-	-	-	-	-	283,5	280,7	2,8
12	23,7	23,7	<0,2	184,1	180,1	4,0	-	-	-
11a	161,3	154,8	6,5	22,9	22,9	<0,2	-	-	-
10	157,2	109,9	47,3	3,8	3,8	<0,2	-	-	-
31a	125,1	125,1	<0,2	155,3	155,3	<0,2	-	-	-
26	29,9	29,9	<0,2	139,7	139,7	<0,2	-	-	-
27	120,4	120,4	<0,2	5,9	4,2	1,7	-	-	-
4a	114,9	114,9	<0,2	31,5	31,5	<0,2	-	-	-
33	99,5	99,5	<0,2	12,5	12,5	<0,2	-	-	-
9a	82,8	82,8	<0,2	16,8	16,8	<0,2	-	-	-
20a	-	-	-	-	-	-	60,1	60,1	<0,2
36	<0,2	<0,2	<0,2	59,4	59,4	<0,2	-	-	-
31b	25,6	15,2	13,1	58,6	39,8	18,8	-	-	-
23	-	-	-	-	-	-	35,6	35,6	<0,2
1a	-	-	-	23,5	23,5	<0,2	-	-	-
28	-	-	-	20,5	20,5	<0,2	-	-	-
4b	19,0	19,0	<0,2	-	-	-	-	-	-
2b	1,5	1,5	0,0	17,0	17,0	<0,2	-	-	-
9b	11,0	11,0	<0,2	10,0	10,0	<0,2	-	-	-
20b	-	-	-	-	-	-	12,9	12,9	<0,2
34	9,4	9,4	<0,2	2,2	2,2	<0,2	-	-	-
35b	-	-	-	-	-	-	1,3	1,3	<0,2
24	-	-	-	5,4	5,4	<0,2	-	-	-
19b	-	-	-	-	-	-	4,8	4,8	<0,2
6	-	-	-	-	-	-	4,2	4,2	<0,2
21	4,0	4,0	<0,2	3,9	3,9	<0,2	-	-	-
19a	-	-	-	-	-	-	3,1	3,1	<0,2
5	2,7	2,7	<0,2	-	-	-	-	-	-
3	2,1	2,1	<0,2	2,3	2,3	<0,2	-	-	-
25	-	-	-	2,0	2,0	<0,2	-	-	-
35a	-	-	-	-	-	-	1,3	1,3	<0,2
2a	0,6	0,6	<0,2	-	-	-	-	-	-
37	<0,2	<0,2	<0,2	-	-	-	-	-	-

5.2 Průměrný obsah a medián PAH v popelu z biomasy

Ze stanovených obsahů PAH v úletovém, roštovém a směsném popelu po spalování fytomasy byly vypočítány a zaneseny do sloupcového Grafu 1 - A, B, C průměrné obsahy a mediány všech hodnocených PAH. Průměrný obsah a medián PAH v popelu po spalování fytomasy byl vypočítán: v úletovém popelu ze 4 hodnot obsahu PAH, v roštovém popelu ze 2 hodnot obsahu PAH a ve směsném z 5 hodnot obsahu PAH. Průměrný obsah všech hodnocených PAH v úletovém popelu po spalování fytomasy byl $86837 \mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny a medián $75227 \mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny (viz Graf 1-A). Průměrný obsah a medián PAH v roštovém popelu po spalování fytomasy byly $73,1 \mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny (viz Graf 1-B) a průměrný obsah ve směsném popelu po spalování fytomasy byl $2485 \mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny a medián $484,8 \mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny (viz Graf 1-C). V případě spalování fytomasy - slámy a sena v poměru 2:1 obsahy PAH v úletovém a směsném popelu vykazovaly nejvyšší hodnoty ze všech vzorků biomasy, i když v roštovém popelu obsah PAH byl srovnatelný s obsahem PAH v popelu z dendromasy.

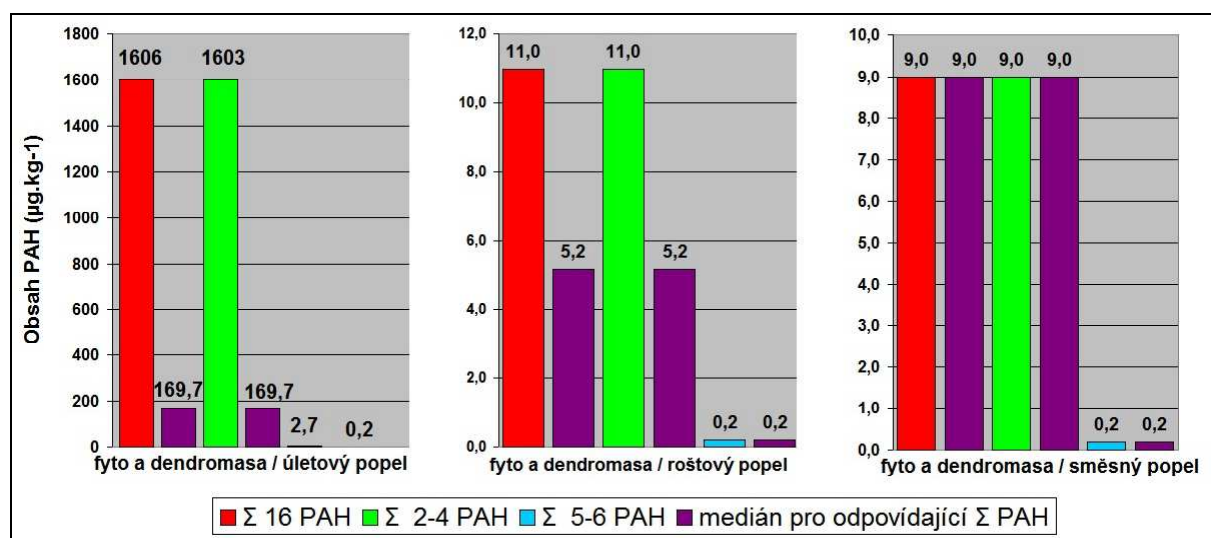
Graf 1 - A, B, C: Průměrný obsah a medián PAH ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny) v úletovém, roštovém a směsném popelu po spalování fytomasy.



Ze stanovených obsahů PAH v úletovém, roštovém a směsném popelu po spalování směsi fytomasy - obilné slámy a dendromasy - dřevní štěpky byly vypočítány a zaneseny do sloupcového Grafu 2 - A, B, C průměrné obsahy a mediány všech hodnocených PAH. Průměrný obsah a medián PAH v popelu po spalování směsi fytomasy a dendromasy byl vypočítán: v úletovém popelu ze 3 hodnot obsahu PAH, v roštovém popelu ze 3 hodnot obsahu PAH a ve směsném popelu ze 2 hodnot obsahu PAH. Průměrný obsah všech hodnocených PAH v úletovém popelu ze směsi fytomasy a dendromasy byl $1606 \mu\text{g.kg}^{-1}$

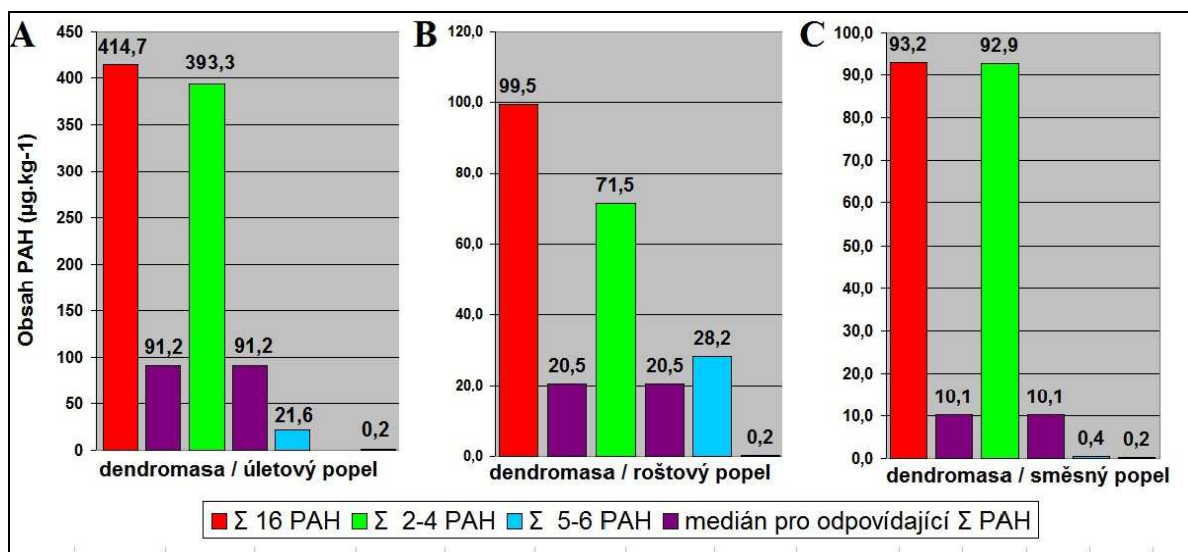
sušiny a medián 169,7 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny (viz Graf 2-A). Průměrný obsah PAH v roštovém popelu po spalování směsi fytomasy a dendromasy byly v hodnotě 11,0 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny a medián 5,2 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny (viz Graf 2-B). Ve směsném popelu po spalování směsi fytomasy a dendromasy průměrný obsah a medián PAH byly v hodnotě 9,0 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny (viz Graf 2-C). Roštový a směsný popel po spalování směsi fytomasy a dendromasy vykazovaly nejnižší obsahy PAH v popelu ve srovnání s obsahy PAH v popelu vzniklých po spalování ostatních druhů biomasy.

Graf 2 - A, B, C: Průměrný obsah a medián PAH ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny) v úletovém, roštovém a směsném popelu po spalování směsi fytomasy a dendromasy.



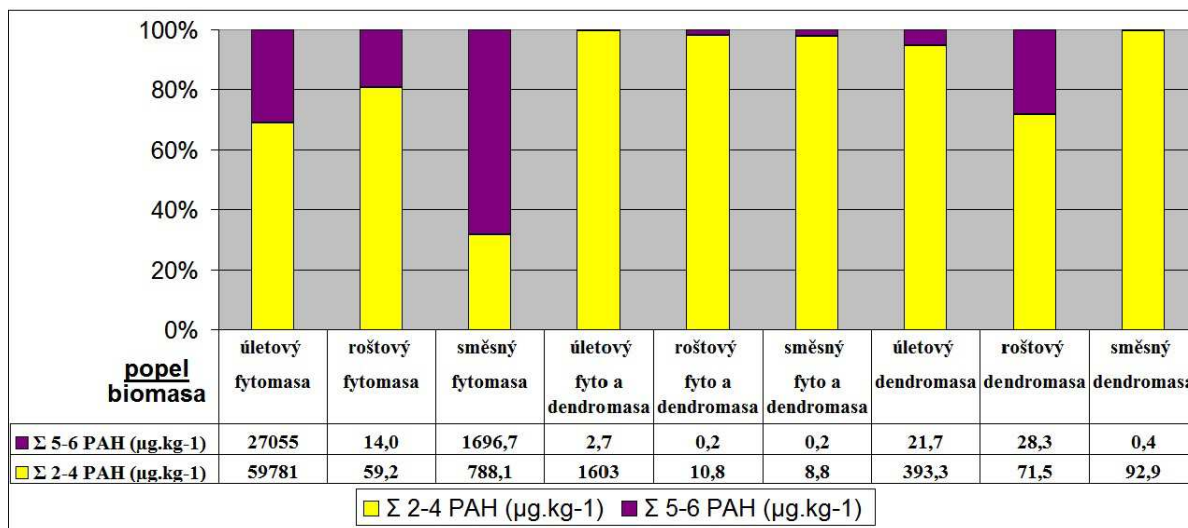
Ze stanovených obsahů PAH v úletovém, roštovém a směsném popelu po spalování dendromasy - dřevní štěpky byly vypočítány a zaneseny do sloupcového Grafu 3 - A, B, C průměrné obsahy a mediány všech hodnocených PAH. Průměrný obsah a medián PAH v popelu po spalování dendromasy byl vypočítán: v úletovém popelu z 28 hodnot obsahu PAH, v roštovém popelu z 29 hodnot obsahu PAH a ve směsném popelu z 11 hodnot obsahu PAH. Průměrný obsah všech hodnocených PAH v úletovém popelu po spalování dendromasy byl 414,7 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny a medián 91,2 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny (viz Graf 3-A). Průměrný obsah PAH v roštovém popelu po spalování dendromasy byl v hodnotě 99,5 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny a medián 20,5 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny (viz Graf 3-B). Ve směsném popelu po spalování dendromasy průměrný obsah byl v hodnotě 93,2 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny a medián 10,1 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny (viz Graf 3-C). Spalováním dendromasy - dřevní štěpky se v úletovém popelu docílilo nejnižšího obsahu PAH ve srovnání se spalováním ostatních druhů biomasy. Nízký obsah PAH v úletovém popelu se projevil zvýšením obsahu PAH v roštovém a směsném popelu, jejichž průměrné obsahy byly nejvyšší ve srovnání s roštovým a směsným popelem ze směsi fytomasy a dendromasy.

Graf 3 - A, B, C: Průměrný obsah a medián PAH ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ sušiny) v úletovém, roštovém a směsném popelu po spalování dendromasy.



V popelu po spalování biomasy byly v Tabulkách 6, 7 a 8 samostatně uvedené obsahy PAH se 2-4 a 5-6 kondenzovanými jádry ve sloučenině. Graf 4 porovnává procentuální příspěvek každé hodnoty obsahu PAH se 2-4 a 5-6 kondenzovanými jádry ve sloučenině k celkovému součtu obsahu PAH v úletovém, roštovém a směsném popelu po spalování fytomasy, směsi fytomasy a dendromasy a dendromasy. Ve většině případů obsah 2-4 cyklických PAH tvořil majoritu z celkového obsahu všech hodnocených PAH v popelu. Zastoupení obsahu 2-4 cyklických PAH v úletovém popelu z fytomasy dosahovalo 69% a v roštovém 80%. Nejnižší zastoupení 2-4 cyklických PAH bylo ze 32% ve směsném popelu z fytomasy. V roštovém popelu z dendromasy byly 2-4 cyklické PAH zastoupeny ze 72% a v ostatních případech bylo zastoupení obsahu 2-4 cyklických PAH z více než 90%.

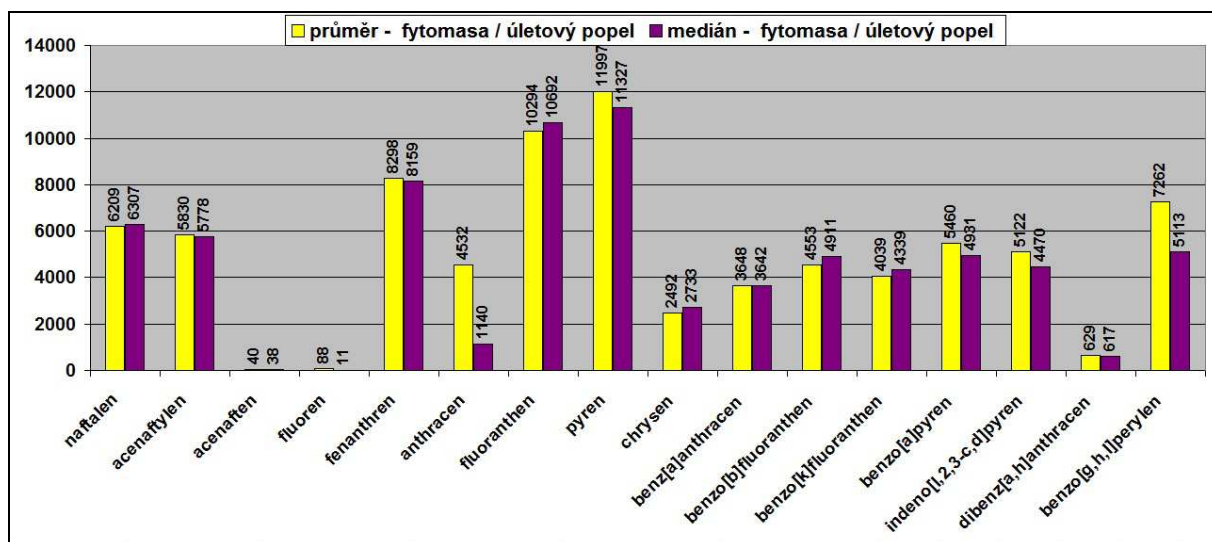
Graf 4: Zastoupení obsahu 2-4 a 5-6 cyklických PAH (%) v popelu po spalování biomasy.



5.3 Průměrný obsah a medián jednotlivých PAH v popelu z biomasy

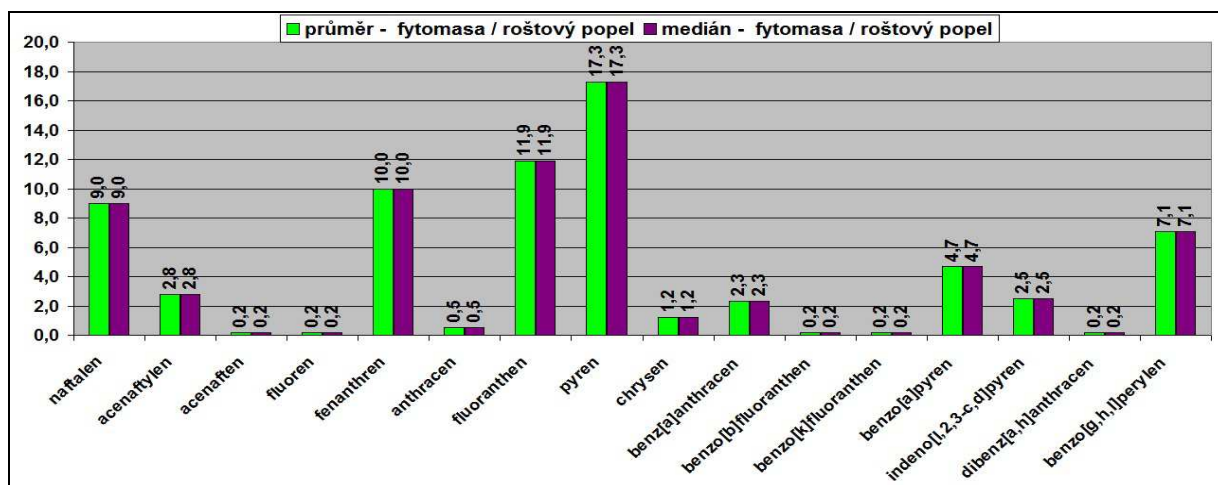
Ze stanovených obsahů PAH v úletovém popelu po spalování fytomasy byly vypočítány a zaneseny do sloupcového Grafu 5 průměrné obsahy a mediány jednotlivých PAH. Průměrný obsah a medián jednotlivých PAH v popelu po spalování fytomasy byly vypočítány: v úletovém popelu vždy ze 4 hodnot pro každý obsah jednotlivých PAH. Nejvyšších hodnot v úletovém popelu po spalování fytomasy dosahovaly PAH o střední molekulové hmotnosti - pyren (průměrný obsah 11997 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny a medián 11327 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny). Nízkých hodnot průměrného obsahu dosahovaly pouze acenaftylen, fluoren a dibenz[a,h]anthracen, které nepřesahovaly hranici 100 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny. Obsahy ostatních nízko a vysokomolekulárních PAH v úletovém popelu po spalování fytomasy byly vyrovnané.

Graf 5: Průměrný obsah a medián jednotlivých PAH ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny) v popelu z fytomasy.



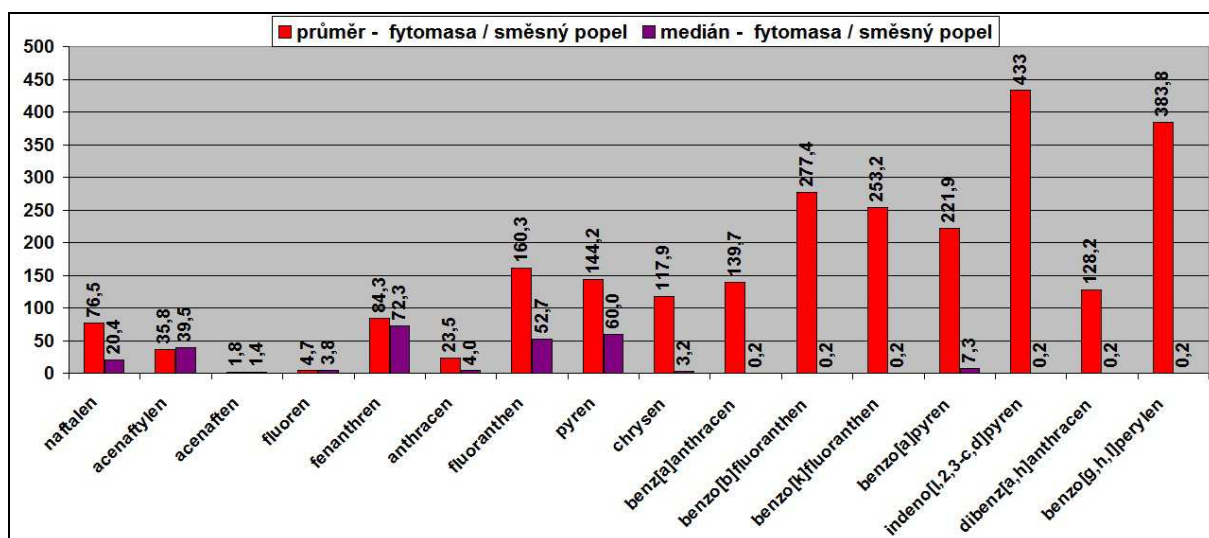
Ze stanovených obsahů PAH v roštovém popelu po spalování fytomasy byly vypočítány a zaneseny do sloupcového Grafu 6 průměrné obsahy a mediány jednotlivých PAH. Průměrný obsah a medián jednotlivých PAH v popelu po spalování fytomasy byly vypočítány: v roštovém popelu vždy ze 2 hodnot pro každý obsah jednotlivých PAH. V roštovém popelu po spalování fytomasy se průměrné obsahy jednotlivých PAH, ve většině případů, pohybovaly na hranici detekce 0,2 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny nebo ji mírně převyšovaly. Nejvíce zastoupeny byly PAH o střední molekulové hmotnosti. V případě spalování fytomasy byla zaznamenána nižší tvorba PAH v roštovém popelu na úkor vyšších obsahů jednotlivých PAH v úletovém popelu po spalování obilné slámy a sena v poměru 2:1.

Graf 6: Průměrný obsah a medián jednotlivých PAH ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny) v roštovém popelu po spalování fytomasy.



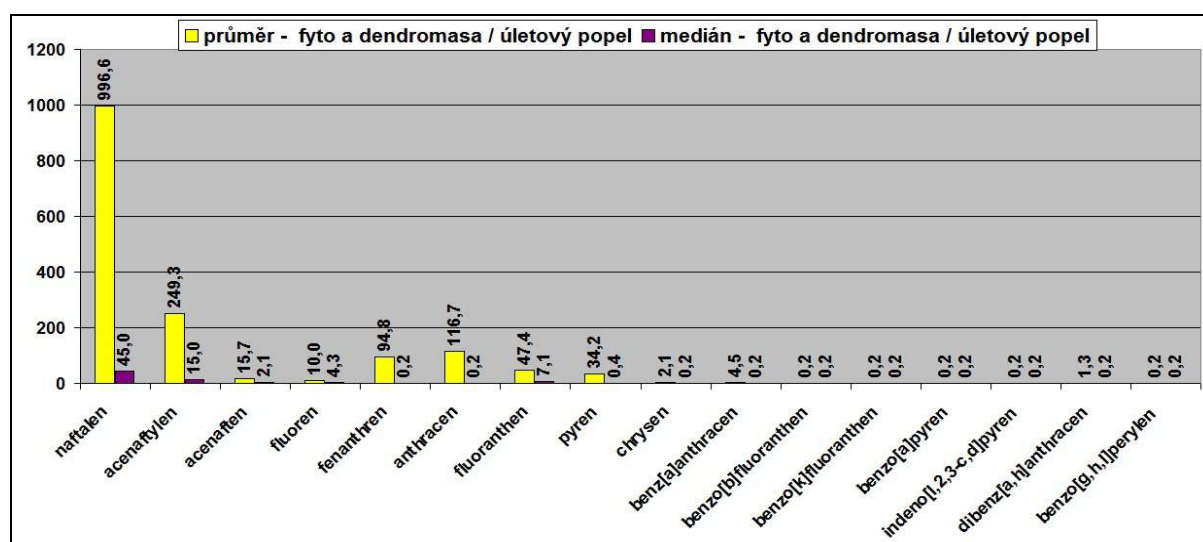
Ze stanovených obsahů PAH ve směsném popelu po spalování fytomasy byly vypočítány a zaneseny do sloupcového Grafu 7 průměrné obsahy a mediány jednotlivých PAH. Průměrný obsah a medián jednotlivých PAH v popelu po spalování fytomasy byly vypočítány: ve směsném popelu vždy z 5 hodnot pro každý obsah jednotlivých PAH. Ve směsném popelu obsah nízkomolekulárních PAH nepřesahoval hodnotu $200 \mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny. Nejvyšších hodnot dosahovaly pouze vysokomolekulární 5-6 cyklické PAH. Obsahy PAH ve směsném popelu po spalování fytomasy byly velikostní distribucí obsahů srovnatelné s úletovým popelem po spalování fytomasy, ale v průměru o dva řády nižší.

Graf 7: Průměrný obsah a medián jednotlivých PAH ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny) ve směsném popelu po spalování fytomasy



Ze stanovených obsahů PAH v úletovém popelu po spalování směsi fytomasy a dendromasy byly vypočítány a zaneseny do sloupcového Grafu 8 průměrné obsahy a mediány jednotlivých PAH. Průměrný obsah a medián jednotlivých PAH v popelu po spalování směsi fytomasy a dendromasy byly vypočítány: v úletovém popelu vždy ze 3 hodnot pro každý obsah jednotlivých PAH. Nejvyšších hodnot v úletovém popelu po spalování směsi fytomasy a dendromasy dosahovaly nízkomolekulární PAH s 2-4 kondenzovanými jádry ve sloučenině - naftalen (průměrný obsah 996,7 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny a medián 45,0 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny) a acenaftylen (průměrný obsah 249,3 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny a medián 15,7 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny). Ostatní nízkomolekulární PAH nepřesahovaly medián obsahu anthracenu v hodnotě 116,7 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny a obsahy jednotlivých vysokomolekulárních 5-6 cyklických PAH se pohybovaly na hranici detekce stanovenou v hodnotě 0,2 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny.

Graf 8: Průměrný obsah a medián jednotlivých PAH ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny) v úletovém popelu po spalování směsi fytomasy a dendromasy.

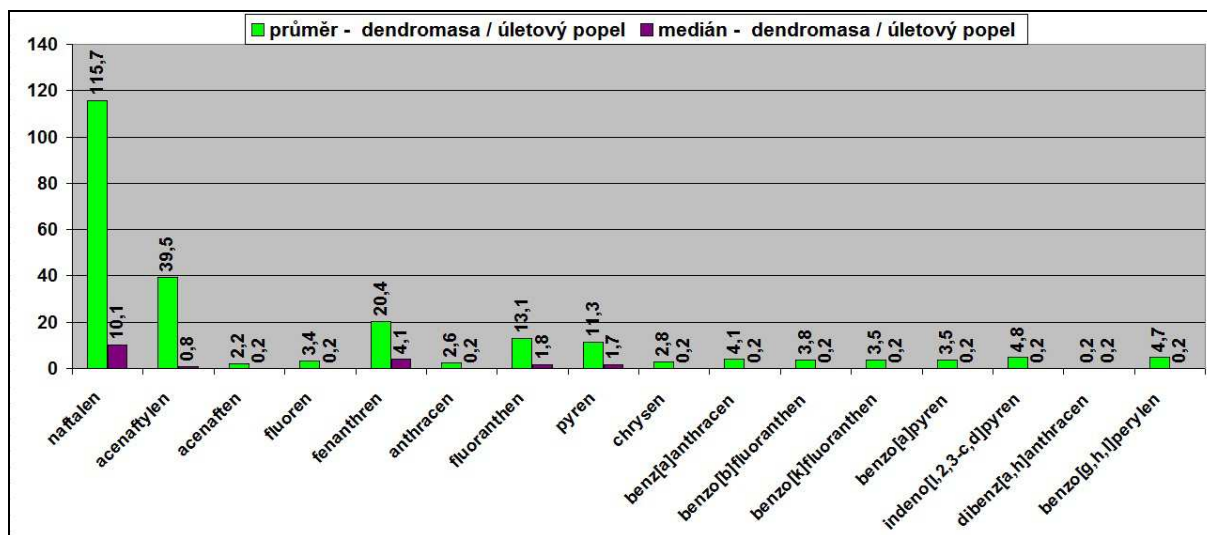


Ze stanovených obsahů PAH v roštovém popelu po spalování směsi fytomasy a dendromasy byly vypočítány průměrné obsahy a mediány jednotlivých PAH. Průměrný obsah a medián jednotlivých PAH v popelu po spalování směsi fytomasy a dendromasy byly vypočítány: v roštovém popelu vždy ze 3 hodnot pro každý obsah jednotlivých PAH. V roštovém popelu po spalování směsi fytomasy a dendromasy se jednotlivé PAH pohybovaly na hranici detekce v hodnotě 0,2 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny s výjimkou naftalenu (průměrný obsah a medián v hodnotě 8 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny) a fenanthrenu (průměrný obsah a medián v hodnotě 2,6 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny), které ve srovnání s ostatními druhy popela dosahovaly pouze stopového obsahu jednotlivých PAH.

Ze stanovených obsahů PAH ve směsném popelu po spalování směsi fytomasy a dendromasy byly vypočítány průměrné obsahy a mediány jednotlivých PAH. Průměrný obsah a medián jednotlivých PAH v popelu po spalování směsi fytomasy a dendromasy byly vypočítány: ve směsném popelu vždy ze 2 hodnot pro každý obsah jednotlivých PAH. Průměrné obsahy a mediány byly shodné z důvodu výpočtu ze dvou hodnot. Ve směsném popelu po spalování směsi fytomasy a dendromasy se jednotlivé PAH pohybovaly na hranici detekce v hodnotě $0,2 \mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny s výjimkou naftalenu (průměrný obsah a medián v hodnotě $8 \mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny), které ve srovnání s výše uvedenými druhy popela dosahovaly stopového obsahu jednotlivých PAH.

Ze stanovených obsahů PAH v úletovém popelu po spalování dendromasy byly vypočítány a zaneseny do sloupcového Grafu 9 průměrné obsahy a mediány jednotlivých PAH. Průměrný obsah a medián jednotlivých PAH v popelu po spalování dendromasy byly vypočítány: v úletovém popelu vždy z 28 hodnot pro každý obsah jednotlivých PAH. Nejvyšších hodnot v úletovém popelu po spalování dendromasy dosahovaly nízkomolekulární PAH s 2-4 cykly ve sloučenině - naftalen (průměrný obsah $115,7 \mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny a medián $10,1 \mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny) a acenaftylen (průměrný obsah $39,5 \mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny a medián $0,8 \mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny). Ostatní jednotlivé PAH se pohybovaly na hranici detekce $0,2 \mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny.

Graf 9: Průměrný obsah a medián 16 PAH ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny) v úletovém popelu po spalování dendromasy.



Ze stanovených obsahů PAH v roštovém popelu po spalování dendromasy byly vypočítány průměrné obsahy a mediány jednotlivých PAH. Průměrný obsah a medián jednotlivých PAH v popelu po spalování dendromasy byly vypočítány: v roštovém popelu vždy ze 29 hodnot pro každý obsah jednotlivých PAH. V roštovém popelu byl nejvíce obsažen naftalen v průměrné hodnotě $26,3 \mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny a medián obsahu naftalenu byl $6,7$

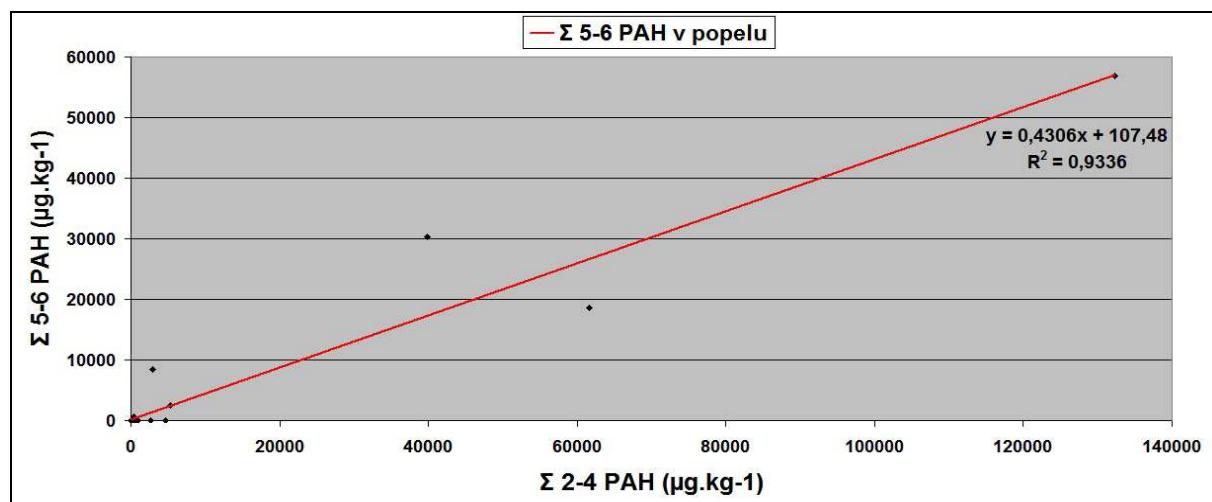
$\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny. Ostatní jednotlivé PAH nepřesahovaly hodnotu $10 \mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny a velikostně byly srovnatelné s průměrnými obsahy PAH v úletovém popelu po spalování dendromasy.

Ze stanovených obsahů PAH ve směsném popelu po spalování dendromasy byly vypočítány průměrné obsahy a mediány jednotlivých PAH. Průměrný obsah a medián jednotlivých PAH v popelu po spalování dendromasy byly vypočítány: ve směsném popelu vždy z 11 hodnot pro každý obsah jednotlivých PAH. Ve směsném popelu nejvyššího průměrného obsahu v hodnotě $80,4 \mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny a mediánu $10,1 \mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny dosahoval opět naftalen. Ostatní jednotlivé PAH se pohybovaly na hranici detekce $0,2 \mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny.

5.4 Sledování vztahu mezi obsahem 2-4 jaderných PAH a obsahem 5-6 jaderných PAH v popelu z biomasy

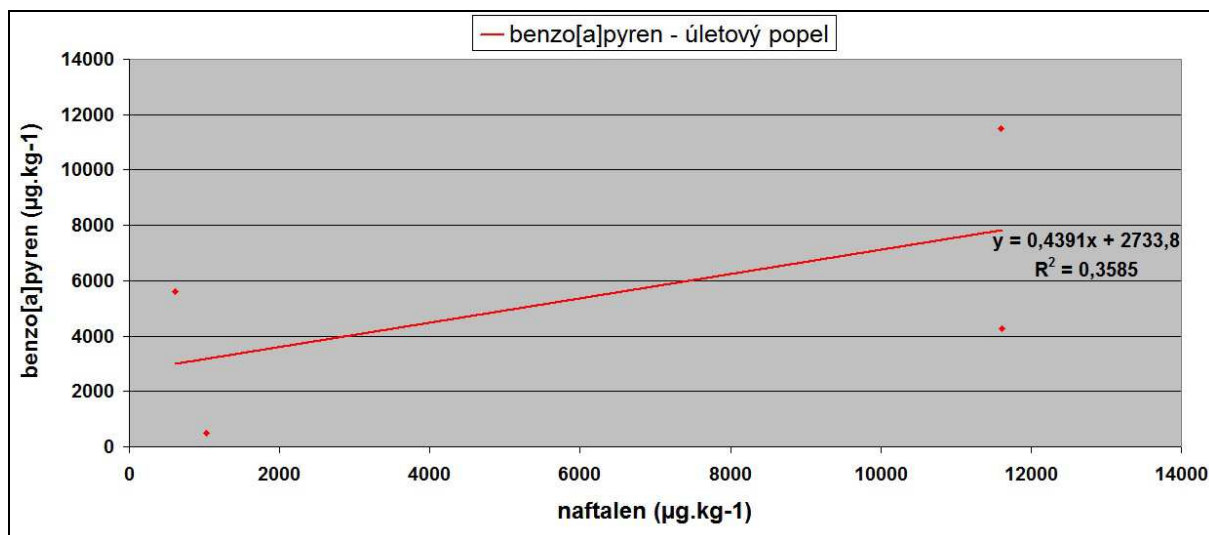
Ze stanovených obsahů skupiny PAH s 2-4 kondenzovanými jádry ve sloučenině a ze stanovených obsahů PAH s 5-6 kondenzovanými jádry ve sloučenině v popelu po spalování biomasy byly zaneseny do Grafu 10 obsahy pro jednotlivé skupiny PAH. V Grafu 10 byl zjišťován lineární vztah obsahu 5-6 jaderných PAH ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny) na obsahu 2-4 jaderných PAH v popelu po spalování biomasy. Pro sestavení regresní přímky do Grafu 10 bylo zaznamenáno celkem 74 hodnot obsahu 2-4 PAH a 74 hodnot obsahu 5-6 PAH. Většina hodnot obsahů PAH byla nižších než $10000 \mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny, proto v Grafu 10 nejsou zachyceny všechny body. Stanovením lineární regrese se potvrdilo, že v popelu po spalování biomasy vlivem rostoucího obsahu PAH s 2-4 kondenzovanými jádry se obsahy vysokomolekulárních PAH s 5-6 kondenzovanými jádry úměrně zvyšují v hodnotě vyjádřené rovnicí regrese $y = 0,4306x + 107,48$ s hodnotou spolehlivosti $R^2 = 0,9336$.

Graf 10: Vztah mezi obsahem 5-6 jaderných PAH ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny) a obsahem 2-4 jaderných PAH ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny) v popelu po spalování biomasy.



V Grafu 11 byl sledován vztah mezi obsahem karcinogenního benzo[a]pyrenu ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny) a obsahem nejčteněji se vyskytujícího naftalenu ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny) v úletovém popelu po spalování fytomasy. Pro sestavení regresní přímky do Grafu 11 byly zaznamenány 4 hodnoty obsahu benzo[a]pyrenu a 4 hodnoty obsahu naftalenu. V úletovém popelu po spalování fytomasy byl zjištěn lineární vztah obsahu benzo[a]pyrenu ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny) na obsahu naftalenu ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny). Vlivem rostoucího obsahu naftalenu se obsah benzo[a]pyrenu v úletovém popelu po spalování fytomasy úměrně zvyšuje v hodnotě vyjádřené rovnicí lineární regrese $y = 0,4391x + 2733,8$ s hodnotou spolehlivosti $R^2 = 0,3585$.

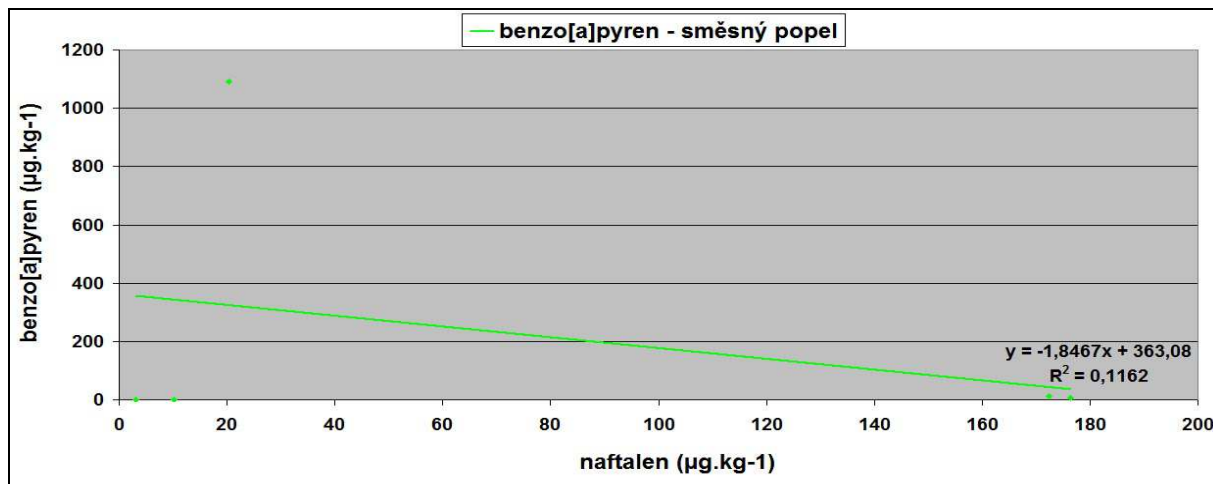
Graf 11: Vztah mezi obsahem benzo[a]pyrenu ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny) a obsahem naftalenu ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny) v úletovém popelu po spalování fytomasy.



V roštovém popelu po spalování fytomasy byl sledován vztah mezi obsahem karcinogenního benzo[a]pyrenu ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny) a obsahem nejčteněji se vyskytujícího naftalenu ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny). Z důvodu nízkého počtu vzorků možný vztah mezi obsahem benzo[a]pyrenu a obsahem naftalenu v roštovém popelu z fytomasy nebyl průkazný.

Ve směsném popelu po spalování fytomasy pro sestavení regresní přímky do Grafu 12 bylo zaznamenáno 5 hodnot obsahu benzo[a]pyrenu a 5 hodnot obsahu naftalenu. V úletovém popelu po spalování fytomasy byl zjištěn lineární vztah obsahu benzo[a]pyrenu ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny) na obsahu naftalenu ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny). Vlivem rostoucího obsahu naftalenu se obsah benzo[a]pyrenu ve směsném popelu po spalování fytomasy úměrně snižoval v hodnotě vyjádřené rovnicí regrese $y = -1,8467x + 363,08$ s hodnotou spolehlivosti $R^2 = 0,1162$.

Graf 12: Vztah mezi obsahem benzo[a]pyrenu ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny) a obsahem naftalenu ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny) ve směsném popelu po spalování fytomasy.



V úletovém, roštovém a směsném popelu po spalování směsi fytomasy a dendromasy byl sledován vztah mezi obsahem karcinogenního benzo[a]pyrenu ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny) a obsahem nejčastěji se vyskytujícího naftalenu ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny). Z důvodu nízkého obsahu benzo[a]pyrenu, který byl v úletovém, roštovém a směsném popelu po spalování směsi fytomasy a dendromasy pod hranicí detekce v hodnotě $0,2 \mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny, vztah mezi obsahem benzo[a]pyrenu a obsahem naftalenu v popelu nebyl průkazný.

Pro sledování vztahu mezi obsahem karcinogenního benzo[a]pyrenu ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny) a obsahem nejčastěji se vyskytujícího naftalenu ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny) v úletovém a roštovém popelu po spalování dendromasy bylo využito vždy 28 hodnot obsahu benzo[a]pyrenu a vždy 28 hodnot obsahu naftalenu, dále ve směsném popelu 8 hodnot obsahu benzo[a]pyrenu a 8 hodnot obsahu naftalenu. V úletovém, roštovém a směsném popelu po spalování dendromasy byl zjištěn lineární vztah obsahu benzo[a]pyrenu ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny) na obsahu naftalenu ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny). Stanovením lineární regrese bylo zjištěno, že v úletovém popelu po spalování dendromasy vlivem rostoucího obsahu naftalenu se obsah benzo[a]pyrenu přímo úměrně zvyšuje v hodnotě vyjádřené rovnicí lineární regrese $y = 0,0093x + 3,2543$ s hodnotou spolehlivosti $R^2 = 0,0125$. V roštovém popelu po spalování dendromasy byl zjištěn podobný trend. Vlivem rostoucího obsahu naftalenu se obsah benzo[a]pyrenu přímo úměrně zvyšoval v hodnotě vyjádřené rovnicí lineární regrese $y = 0,0151x + 4,6767$ s hodnotou spolehlivosti $R^2 = 0,0013$. Ve směsném popelu po spalování dendromasy vztah mezi obsahem benzo[a]pyrenu a obsahem naftalenu nebyl průkazný z důvodu nízkého obsahu benzo[a]pyrenu v popelu na hranici detekce v hodnotě $0,2 \mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny.

6. Diskuse

V experimentální práci byly stanoveny obsahy 16 základních polycyklických aromatických uhlovodíků (PAH) dle U.S. EPA ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny) v popelu po spalování biomasy. Obsahy PAH byly stanoveny v úletovém, roštovém a směsném popelu, které vznikly po spálení následujících druhů biomasy: a) fytomasy - obilné slámy a sena v poměru 2:1, samostatné obilné slámy. b) směsi fytomasy a dendromasy - obilné slámy a dřevní štěpky. c) dendromasy - dřevní štěpky a jiných vedlejších produktů dřevní hmoty.

V případě spalování směsi slámy a sena v poměru 2:1 obsahy PAH v úletovém popelu vykazovaly nejvyšší hodnoty ze všech vzorků biomasy. Palivo fytomasy zde bylo spalováno při teplotách 600 - 700 °C. Balíková sláma byla spalována postupně odkrajováním jednotlivých dílů. Průměrný obsah PAH v úletovém popelu po spalování fytomasy byl v hodnotě $86837 \mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny a medián $75227 \mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny. PAH s 2-4 kondenzovanými jádry tvořily 66 % obsahu. V roštovém popelu po spálení fytomasy byl stanoven průměrný obsah a medián PAH v hodnotě $73,1 \mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny. Zastoupení 2-4 cyklických PAH dosahovalo 79 %. Ve směsném popelu po termickém zpracování fytomasy průměrný obsah PAH dosahoval hodnoty $2485 \mu\text{g.kg}^{-1}$ a medián $484,8 \mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny. Obsah PAH se 2-4 kondenzovanými jádry byl zastoupen ve směsném popelu z pouhých 32 %.

Takto vysoké hodnoty PAH v popelu po spalování fytomasy mohly být způsobené nízkou hladinou termické konverze, jelikož se PAH nejvíce tvoří okolo 700 - 750 °C. Dalším faktorem, který mohl přispět k vysokému obsahu PAH v popelu, je možné spalování postupně odkrajovaných úzkých plátů balíkové slámy, což mohlo vést k rychlému zahoření paliva a úniku nedostatečně spáleného paliva. Důvodem mohlo být také spalování balíkové slámy, skladované ve venkovních prostorách, s vysokým obsahem vody zejména v zimním období, kdy na povrchu i uvnitř mohl být led (Jenkins a kol., 1998). Důvodem mohlo také být nepřesné nastavení parametrů spalovacího zařízení nebo kombinované spalování fytomasy s aditivou zlepšující konverzi paliva s vysokým obsahem vody v zimním období (Lemieux a kol., 2004). Nasvědčují tomu i podobné dosažené výsledky obsahu PAH v úletovém popelu po spalování dle Ritz a kol. (2005) v hodnotě přes $1793 \mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny.

Ve směsném popelu po spalování samostatné obilné slámy byl stanoven průměrný obsah $494 \mu\text{g.kg}^{-1}$ PAH s většinovým zastoupením 2-4 jaderných PAH. Tento obsah PAH byl nižší než obsah 2-4 jaderných PAH v popelu po spalování obilné slámy v hodnotě $665 \mu\text{g.kg}^{-1}$ dle Hays a kol. (2005), kde možným důvodem vzniku PAH v popelu bylo nedokonalé spalování zapříčiněné vyšším přebytkovým vzduchem během procesu konverze.

Podobného odůvodnění výsledků, jako v případě spalování směsi obilné slámy a sena v poměru 2:1, lze uvést i v úletovém popelu po spalování směsi obilné slámy a dřevní štěpky, i když tímto spalováním směsi došlo ke snížení průměrného obsahu PAH 54x na hodnotu 1606 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny. Důvodem vzniku PAH v popelu zde mohlo být také spalování směsi surových zbytků po lesní těžbě, které dle Hays a kol. (2003) dosahují vysoké vlhkosti.

V případě spalování dendromasy průměrný obsah PAH v úletovém popelu byl 414,7 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny. Nejvyšší stanovený obsah PAH v úletovém popelu po spalování dřevní štěpky pocházel ze spalovny 29, kde celkový obsah PAH byl naměřen v hodnotě 2659 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny. Vysoký obsah PAH v úletovém popelu po spalování dřevní štěpky byl ojedinělý, i tak se jedná o 33x nižší obsah PAH než v popelu ve srovnání se spalováním fytomasy.

V úletovém popelu z dendromasy byly ve většině případů nižší obsahy celkových PAH než v úletovém popelu po spalování fytomasy a spalování směsi fytomasy a dendromasy. V roštovém popelu z dendromasy celkový obsah PAH dosahoval hodnoty až 1062 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny. Výsledky byly srovnatelné s obsahy PAH stanovené dle Hays a kol. (2003) v popelu z dendromasy dubu (*Quercus* sp.) při teplotě konverze 750 °C a vlhkosti paliva 28 % v hodnotě 845,2 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny. V roštovém popelu po spalování dendromasy byly stanoveny, ve srovnání s roštovým popelem po spalování fytomasy, vyšší obsahy PAH v hodnotě 99,5 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny. To mohlo být způsobeno dle Morf a kol. (2002) nižší rychlostí zahoření paliva a vlastnostmi plamene při hoření paliva z dendromasy než je tomu u posklizňové agrofytomasy. Délka spalovacího procesu mohla také ovlivnit vyšší vznik 5-6 jaderných PAH v roštovém popelu, které zde tvořily 72 % zastoupení.

Ve směsném popelu po spalování dendromasy celkový obsah PAH dosahoval až 601,6 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ sušiny. Zastoupení 2-4 cyklických PAH ve směsném popelu z dendromasy bylo vyšší než 90 %. Sledované obsahy byly výrazně nižší než výsledky obsahu PAH stanovené dle Lemieux a kol. (2004) v hodnotě 1730 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ pro 2-4 jaderné PAH a 170,0 6 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ pro 5-6 jaderné PAH ve směsném popelu po spalování dubu červeného (*Quercus rubra* L.). Zvýšený obsah PAH mohl být způsoben spalováním dendromasy s vysokou hustotou dřevní hmoty.

Ze stanovených obsahů všech hodnocených 16 PAH v úletovém popelu po spalování zejména směsi slámy a sena v poměru 2:1 lze usoudit, že jeho následné využití se ukazuje jako nevhodné. Spalování tohoto druhu fytomasy se zdá být nevhodné z hlediska možného vzniku emisí v podobě úletového popela s vysokým obsahem PAH (Khan a kol., 2009). Vysoké obsahy PAH v biomasovém popelu vykazovaly následující spalovny: úletový popel ze spaloven označených 1b, 2a, 9a, 11, 13, 16a, 17, 18a, 21, 29, 30, 32, 38; roštový popel ze spaloven 1b, 12, 13a, 26, 31a, 32b a směsný popel ze spaloven 8, 13, 16b, 22, 38.

V případě vysokého obsahu PAH v popelu je před dalším využíváním popela nutná jeho remediacce. Bez remediacce a změny jeho vlastností je třeba s popelem zacházet obezřetně a nakládat s ním jako s nebezpečným odpadem. Skládkování tohoto popela je možné pouze na speciálně k tomu určených skládkách (Reijnders, 2005).

Při skládkování materiálu obsahující PAH se postupuje podle Vyhlášky č. 294/2005 Sb., o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu. V případě popelu ze spaloven, který obsahuje PAH, může být bez předchozí úpravy uložen na skládkách ostatního odpadu (S-O) a na skládkách nebezpečného odpadu (S-NO), pokud obsah suma všech hodnocených PAH v popelu nepřesahuje 6 mg.kg^{-1} sušiny. V případě překročení tohoto limitu popel musí být uložen pouze ve speciálně vyhrazených sektorech na skládkách S-001 nebo S-NO po předchozí fyzikálně-chemické stabilizaci popela. Metody fyzikálně-chemické stabilizace popela mohou být solidifikace, enkapsulace, bitumenace, vitifikace.

Na základě stanovení obsahu PAH ve vzorcích popelu se zdá být nejvhodnější úletový a roštový popel po spalování dendromasy a směsný popel z biomasy pro následné využití jako hnojiva v zemědělství a zahradnictví. Popel s obsaženými PAH po spalování biomasy by bylo možné aplikovat do půdy pouze za podmínek splnění dosavadních legislativních norem pro jiné materiály, protože limitní obsah PAH v popelu dle současného stavu legislativy není řešen (Raclavská a kol., 2008).

Pokud popel dosahuje vysokých hodnot pH, je nutná jeho úprava. Vhodné pH popela pro následné využití je 7-8,5. Pro přímou aplikaci popela po spalování biomasy do půdy ve formě minerálního hnojiva, je nutné získat certifikaci popela z biomasy jako výrobku - minerálního hnojiva (Voláková, 2010).

7. Závěr

V diplomové práci na téma „Sledování obsahu polyaromatických uhlovodíků v popelu po spalování biomasy“ byly stanoveny obsahy 16 základních polycyklických aromatických uhlovodíků (PAH) dle U.S. EPA ve vzorcích úletového, roštového a směsného popela po spalování různých druhů biomasy. Obsahy PAH ve vzorcích popela byly sledovány po spálení následujících druhů biomasy: a) fytomasy - obilné slámy a sena v poměru 2:1 a samostatné obilné slámy. b) směsi fytomasy a dendromasy - obilné slámy a dřevní štěpky. c) dendromasy - dřevní štěpky. Nejvyšší obsah PAH, ze všech druhů úletového popela, byl stanoven v popelu po spalování fytomasy - směsi obilné slámy a sena v poměru 2:1 v hodnotě $86837 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ sušiny. Nejnižší obsah PAH, ze všech druhů úletového popela, byl stanoven v popelu po spalování dendromasy - dřevní štěpky v hodnotě $414,7 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ sušiny. Nejvyšší obsah PAH, ze všech druhů roštového popela, byl stanoven v popelu z dendromasy v hodnotě $99,5 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ sušiny. Nejnižšího obsahu PAH po spalování biomasy bylo dosaženo v roštovém popelu po spalování směsi fytomasy a dendromasy v hodnotě $11 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ sušiny. Nejvyšší obsah PAH, ze všech druhů směsného popela, byl stanoven v popelu po spalování fytomasy v hodnotě $2485 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ sušiny a nejnižší obsah PAH byl stanoven v popelu po spalování směsi fytomasy a dendromasy v hodnotě $9 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ sušiny. Ve většině případů zastoupení obsahu 2-4 cyklických PAH v popelu po spalování biomasy tvořilo více než 90%. Pouze ve směsném popelu po spalování fytomasy z 68% převažovaly 5-6 cyklické PAH. Z hlediska výskytu vysokého obsahu PAH v popelu bylo rizikovější spalování fytomasy než spalování dendromasy. V popelu po spalování biomasy byla zjištěna přímá úměrnost obsahu 5-6 cyklických PAH v závislosti na obsahu 2-4 cyklických PAH. V úletovém popelu po spalování fytomasy a dendromasy byla zjištěna přímá úměrnost obsahu benzo[a]pyrenu na obsahu naftalenu. Ve směsném popelu po spalování dendromasy byla zjištěna nepřímá úměrnost obsahu benzo[a]pyrenu na obsahu naftalenu. Možné ovlivnění obsahu benzo[a]pyrenu na obsahu naftalenu v roštovém popelu po spalování fytomasy a v popelu po spalování ostatních druhů biomasy nebylo průkazné. Ze stanovených hodnot obsahu PAH v úletovém popelu po spalování zejména směsi slámy a sena v poměru 2:1 lze usoudit, že jeho následné využití se ukazuje jako nevhodné. Možnost následného využití popela, z hlediska nízkého obsahu PAH, ve formě minerálního hnojiva vykazovaly následující druhy biomasového popela: úletový a roštový popel po spalování dendromasy - dřevní štěpky, směsný popel po spalování fytomasy - samotné obilné slámy a směsný popel po spalování dendromasy - dřevní štěpky.

8. Seznam literatury

- Anyakora, CH., Ogbeche, A., Palmer, P., Coker, H. 2005. Determination of polynuclear aromatic hydrocarbons in marine samples of Siokolo Fishing Settlement. *Journal of Chromatography A*. 1073 (1-2). 323-330.
- Aronstein, B. N., Calvillo, Y. M., Alexander, M. 1991. Effect of surfactants at low concentrations on the desorption and biodegradation of sorbed aromatic compounds in soil. *Environmental Science and Technology*. 25. 1728-1731.
- Balat, M. 2008. Mechanisms of thermochemical biomass conversion processes. Part 2: Reactions of gasification. *Energy Sources*. 30. 636-648.
- Baláš, M., Moskalík, J. 2009. Měření vlhkosti paliv. In: Škvařil, J. (ed.). *Energie z biomasy X*. 15. 12. 2009. Vysoké učení technické v Brně, FIS. Brno. s. 9-15. ISBN: 8021440272.
- Baláš, M., Šen, H. 2006. Negativní vlivy energetického využití biomasy - emise. In: *Energie z biomasy V*. 23. - 24. 11. 2006. Vysoké učení technické v Brně, FIS. Brno. s. 21-26. ISBN: 8021433108.
- Barek, J., Bencko, V., Cvačka, J., Mejstřík, J., Slámová, A., Švagrová, I., Zima, J. 1997. Stanovení 1-hydroxypyrenu vysokoúčinnou kapalinovou chromatografií s elektrochemickou detekcí. *Chemické listy*. 91. 871-876.
- Barek, J., Bencko, V., Cvačka, J., Šuta, M. 1998. Znečištění životního prostředí automobilovými emisemi. *Chemické listy*. 92. 794-798.
- Bauer, J. E., Capone, D. G. 1985. Degradation and mineralisation of the polycyclic aromatic hydrocarbons anthracene and naphthalene in intertidal marine sediment slurries. *Applied and Environmental Microbiology*. 50. 81-89.
- Bertilsson, S., Widenfalk, A. 2002. Photochemical degradation of PAHs in freshwaters and their impact on bacterial growth-influence of water chemistry. *Hydrobiologia*. 469 (1-3). 23-32.
- Bridgwater, A. V., Meier, D., Radlein, D. 1999. An overview of fast pyrolysis of biomass. *Organic Chemistry*. 30. 1479-1493.
- Cajthaml, T., Pacáková, V., Šašek, V. 2001. Mikrobiální degradace polycyklických aromatických uhlovodíků. *Chemické listy*. 95. 404-410.
- Coleman, J. O. D., Blahe-Kalff, M. M. A., Davies, T. G. E. 1997. Detoxification of xenobiotics by plants: chemical modification and vacuolar compartmentation. *Trends Plant Science*. 2. 144-151.

- Dadhah, A. A., Agerman, A. 2002. Hot water extraction with in situ wet oxidation: PAHs removal from soil. *Journal of Hazardous Materials*. 93 (3). 307-320.
- Elie, M. R., Cluasen, C. A., Geiger, C. L. 2012. Reduction of benzo[a]pyrene with acid-activated magnesium metal in ethanol: A possible application for environmental remediation. *Journal of Hazardous Materials*. 203-204. 78-85.
- Ewans, K., Gill, R., Robotham, P. 1990. The PAH and organic content of sediment particle size fractions. *Water Air Soil Pollution*. 51. 13-31.
- Faaij, A. P. C. 2004. Biomass combustion. *Encyclopedia of energy*. 1. 175 - 191.
- Gerhardt, K. E., Huang, X. D., Glick, B. R., Greenberg, B. M. 2009. Phytoremediation and rhizo remediation of organic soil contaminants: Potential and challenges. *Plant Science*. 176, 20-30.
- Grover, P. D., Mishra, S. K. 1996. Biomass Briquetting: technology and practices. *Regional Wood Energy Development*. 46. 1-46.
- Hanzlíček, T., Perná, I. 2009. Historické souvislosti-použití popelů z biomasy. *Waste Forum*. 2. 65-70.
- Hays, M. D., Fine, P. M., Geron, C. D., Kleeman, M. J., Gullet, B. K. 2005. Open burning of agricultural biomass: Physical and chemical properties of particle-phase emissions. *Atmospheric Environment*. 39. 6747-6764.
- Hays, M. D., Smith, D. S., Kinsey, J., Dong, Y., Kariher, 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. 1061-1084.
- Hrdlička, J., Koutský, B., Hrdlička, F. 2003. Problematika tvorby perzistentních organických látek při spalování biomasy. In: *Energie z biomasy*. 2.-3. 12. 2003. Vysoké učení technické v Brně, FIS. Brno. s. 8. ISBN: 8021425431.
- Chromá, L., Macková, M., Macek, T., Martínek, V., Stiborová, M. 2001. Rostlinné cytochromy P450 a peroxidasy a jejich úloha při degradaci kontaminantů životního prostředí. *Chemické Listy*. 95. 212-222.
- Javijitsakul, K., Kuprianov, V. I. 2007. Polycyclic aromatic hydrocarbons in coarse fly ash particles emitted from fluidized - bed combustion of thai rice husk. *Asian Journal of Energy and Environment*. 8 (4). 654-662.
- Jenkins, B. M., Baxter, L. L., Miles, Jr. T. R., Miles, T. R. 1998. Combustion Properties. *Fuel Processing Technology*. 54. 17-46.
- Jílek, L., Pražan, R., Gerndtová, I. 2007. Porovnávání lisů na válcové a hranolové balíky. *Mechanizace zemědělství*. 4. 44-50.

- Quantin, C., Joner, E. J., Portal, J. M., Berthelin, J. 2005. PAH dissipation in a contaminated river sediment under oxic and anoxic conditions. *Environmental Pollution*. 134. 315-322.
- Kahovec, J., Liska, F., Paleta, O. 2000. Průvodce názvoslovím organických sloučenin podle IUPAC. 1 vyd. Academia. Praha. s. 202. ISBN: 8020007245.
- Khan, A. A., de Jong, W., Jansens, W., Spliethoff, H. 2009. Biomass combustion in fluidized bed boilers: Potential problems and remedies. *Fuel Processing Technology*. 90. 21-50.
- Kipopoulou, A. M., Manoli, E., Samara, C. 1999. Bioconcentration of polycyclic aromatic hydrocarbons in vegetables grown in an industrial area. *Environmental Pollution*. 106. 369-380.
- Knejzlík, Z., Ruml, T. 1999. Nepříznivý vliv xenobiotik na lidský organizmus a metody jeho testování. *Chemické listy*. 93. 607-615.
- Kubal, M., Janda, V., Beneš, P., Hendrych, J. 2008. Metoda *in situ* chemické oxidace při nápravě starých ekologických zátěží. *Chemické listy*. 102. 493-499.
- Kučerová, P., Macková, M., Macek, T. 1999. Perspektivy fytoremediace při odsrtaňování organických polutantů a xenobiotik z životního prostředí. *Chemické listy*. 93. 19-26.
- Lemieux, P. M., Lutes, C. C., Santoianni, D. A. 2004. Emissions of organic air toxics from open burning: a comprehensive review. *Progress in Energy and Combustion Science*. 30. 1-32.
- Lewtas, J. 1993. Complex mixtures of air pollutants: Characterizing the cancer risk of polycyclic organic matter. *Environmental Health Perspect*. 100. 211-218.
- Lin, H., Tao, S., Zuo, Q., Coveney, R. M. 2006. Uptake of polycyclic aromatic hydrocarbons by maize plants. *Environmental Pollution*. 148. 614-619.
- Liste, H. H., Alexander, M. 2000. Accumulation of phenanthrene and pyrene in rhizosphere soil. *Chemosphere*. 40. 11-14.
- Liu, H., Feng, Y., Wu, S., Liu, D. 2009. The role of ash particles in the bed agglomeration during the fluidized bed combustion of rice straw. *Bioresource Technology*. 100. 6505-6513.
- Livingston, W. R. 2007. Biomass ash characteristics and behaviour in combustion, gasification and pyrolysis systems. *Technology and Engineering*. 1. 1-69.
- Loening, K. L., Merritt, J., Later, D., Wright, C. 1990. Polynuclear aromatic hydrocarbons nomenclature guide. 1st ed. Battelle Press: Columbus. Ohio. p. 96.
- Lobert, J. M., Warnatz, J. 1993. Emissions from the combustion process in vegetation. In: Crutzen, P. J., Goldammer, J. G. (eds.). *Fire in the Environment: the Ecological, Atmospheric and Climatic Importance of Vegetation Fires*. Wiley, Chichester. pp. 53-76.

- Lyčka, Z. Význam peletizace dřevní hmoty. [online]. Biom. 18. dubna 2011. [cit. 14.2.2012]. Dostupné z <<http://biom.cz/cz/odborne-clanky/vyznam-peletizace-drevni-hmoty>>.
- Manoli, E., Samara, C. 1999. Polycyclic aromatic hydrocarbons in natural waters: Sources, occurrence and analysis. Trends in Analytic Chemistry. 18. 417-428.
- Marrs, K. A. 1996. Plant Physiology. Plant Molecular Biology. 47. 127-158.
- McKendry, P. 2002. Energy production from biomass (part1): overview of biomass. Bioresource Technology. 83. 37-46.
- McKendry, P. 2002b. Energy production from biomass (part2): conversion technologies. Bioresource Technology. 83. 47-54.
- Mikošková, J., Čáp, L., Lemr, K. 2004. Postupy izolace polyaromatických uhlovodíků a polychlorovaných bifenilů při jejich stanovení. Chemické listy. 98. 80-85.
- Morf, P., Hasler, P., Nussbaumer, T. 2002. Mechanisms and kinetics of homogenous secondary reactions of tar from continuous pyrolysis of wood chips. Fuel. 81. 843-853.
- Neff, J. M. 1985. Polycyclic aromatic hydrocarbons In: Fundamentals of Aquatic Toxicology: Methods and Applications. Hemisphere Publishing Corporation. Washington DC. p. 416-445.
- Nichols, T. D., Wolf, D. C., Rogers, H. B., Beyrouy, C. A., Reynolds, C. M. 1997. Rhizosphere microbial populations in contaminated soils. Water Air Soil Pollution. 95. 165-178.
- Nisbet, I. C. T., LaGoy, P. K. 1992. Toxic equivalency factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons. Regulatory Toxicology and Pharmacology. 16 (3). 290-300.
- Nishioka, M., Chang, H-C., Lee, M. L. 1986. Structural characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons in coal tars and combustion products. Environmental Science and Technology. 20. 1023-1027.
- Nováková, T., Šváb, M., Müllerová, M. 2009. Dekontaminace zemin extrakcí roztoky alkoholů. Chemické listy. 103. 407-415.
- Obremer, A., Muller-Hurtig, R. 1989. Aerobic stepwise hydrocarbon degradation and formation of biosurfactans by an original soil population in a stirred reactor. Applied Microbiology and Biotechnology. 31. 582-586.
- Oman, M., Nordin, A., Skrifvars, B-J., Backman, R., Hupa, M. 2009. Bed agglomeration characteristics during fluidized bed combustion of biomass fuels. Energy Fuels. 14. 169-178.
- Parmar, R. S., Welling, M., Anrae, M. O., Helas, G. 2008. Water vapor release from biomass combustion. Atmospheric Chemistry and Physics. 8. 6147-6153.

- Raclavská, H., Kuchařová, J., Plachá, D. 2008. Podklady k provádění Protokolu o PRTR - Přehled metod a identifikace látek sledovaných podle Protokolu o registru úniků a přenosů znečišťujících látek v únicích do půd. VŠB. MŽP Praha. s. 6.
- Ravindra, K., Sokhi, R., Van Grieken, R. 2008. Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: source attribution, emission factors and regulation. *Atmospheric Environment*. 42 (13). 2895-2921.
- Reijnders, L. 2005. Disposal, uses and treatments of combustion ashes: a review. *Resources, Conservation and Recycling*. 43. 313-336.
- Ritz, M., Jurečka, P., Klika, Z., Chalupa, V., Mohyla, D., Štefanidesová, V. Produkty spalování tuhých paliv v malých domácích topeništích. VŠB. Ostrava. 51 (1). 55-68.
- Ross, A. B., Jones, J. M., Chaiklangmuang, S., Pourkhashanian, M., Williams, A., Kubica, A., Andersson, J. T., Kerst, M., Danihelka, P., Bartel, K. D. 2002. Measurement and prediction of the emission of pollutants from the combustion of coal and biomass in a fixed bed furnace. *Fuel*. 81. 571-582.
- Salam, M. A., Shirasuna, Y., Hirano, K., Masunaga, S. 2011. Particle associated polycyclic aromatic hydrocarbons in the atmospheric environment of urban and suburban residential area. *Environmental Science and Technology*. 8 (2). 255-266.
- Samanta, S. K., Singh, O. V., Jain, R. K. 2002. Polycyclic aromatic hydrocarbons: Environmental pollution and bioremediation. *Trends in Biotechnology*. 20 (6). 243-248.
- Sander, L. C., Wise, S. A. 1997. Polycyclic aromatic hydrocarbons structure index. National Institute of Standards and Technology. US Government Printing Office. Washington, DC. USA. p. 105.
- Skoblja, S., Tenkrát, D., Vosecký, M., Pohořelý, M., Lisý, M., Baláš, M., Prokeš, O. 2006. Využití biomasy jako obnovitelného zdroje energie. *Chemické listy*. 100. 20-24.
- Srogi, K. 2007. Monitoring of environmental exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons: a review. *Environmental Chemical Letter*. 5. 169-195.
- Susarla, S., Medina, V. F., McCutcheon, S. 2002. Phytoremediation: An ecological solution to organic chemical contamination. *Ecological Engineering*. 18. 647-658.
- Stiborová, M., Hudeček, J., Páca, J. Jr., Martínek, V., Páca, J. 2004. Enzymy metabolizující kontaminanty životního prostředí. *Chemické Listy*. 98. 876 – 890.
- Stratil, P., Kubáň. 2005. Exogenní karcinogeny v potravinách a karcinogeny vznikající při jejich technologickém zpracování. *Chemické listy*. 99. 3-12.

- Váňa, J. Spalování biomasy s ohledem na životní prostředí a zdraví lidí [online]. Biom. 7. ledna 2003. [cit. 15.2.2012]. Dostupné z <<http://biom.cz/cz/odborne-clanky/spalovani-biomasy-s-ohledem-na-zivotni-prostredi-a-zdravi-lidi>>.
- Voláková, P. Biomasový popel - prvkové složení a možnosti jeho využití. [online]. Biom. 14. července 2010. [cit. 13.2.2012]. Dostupné z <<http://biom.cz/cz/odborne-clanky/biomasovy-popel-prvkove-slozeni-a-moznosti-jeho-vyuziti>>.
- Walker, C. H., Hopkin, S. P., Sibly, R. M., Peakall, D. B. 1996. Principles of ecotoxicology. Physical review letter. Taylor and Francis Group. London. p. 203.
- Wantulok, M. Zkušenosti s výrobou lesní energetické štěpky a možnosti rozvoje trhu s ní. [online]. Biom. 14. února 2011. [cit. 11.2.2012]. Dostupné z <<http://biom.cz/cz/odborne-clanky/zkusenosti-s-vyrobou-lesni-energeticke-stepky-a-moznosti-rozvoje-trhu-s-ni>>.
- Weger, J. Biomasa jako zdroj energie. [online]. Biom. 2. února 2009. [cit. 1.2.2012]. Dostupné z <<http://biom.cz/cz/odborne-clanky/biomasa-jako-zdroj-energie>>.
- Weger, J. Výmladkové plantáže topolů a vrb. [online]. Biom. 5. ledna 2011. [cit. 3.2.2012]. Dostupné z <<http://biom.cz/cz/odborne-clanky/vymladkove-plantaze-topolu-a-vrb>>.
- Werther, M., Saenger, Hartge, E. U., Ogada, T., Siagi, Z. 2000. Combustion of agricultural residues. Progress in Energy and Combustion Science. 26 (1). 1-27.
- Wheatley, A. D., Sadhra, S. 2004. Polycyclic aromatic hydrocarbons in solid residues from waste incineration. Chemosphere. 55. 743-749.
- Wilcke, W. 2000. Polycyclic aromatic Hydrocarbons (PAHs) in soil - a review. Journal of Plant Nutrition and Soil Science. 163 (3). 229-249.
- Wilson, S. C., Jones, K. C. 1992. Bioremediation of soil contaminated with polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs): A Review. Environmental Pollution. 81. 229-249.
- Tomaniová, M., Kocourek, V., Hajšlová, J. 1997. Polycyklické aromatické uhlovodíky v potravinách. Chemické listy. 91. 357-366.
- Zámostný, P., Kurc, L. 2011. Vliv podmínek a složení suroviny na pyrolýzu dřevní hmoty. Chemické listy. 105. 458-466.

9. Samostatné přílohy

Tabulka 10: Spalovna 1a - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v roštovém popelu z dřevní štěpky (2011).	66
Tabulka 11: Spalovna 1b - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z dřevní štěpky (2010).	66
Tabulka 12: Spalovna 2a - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém popelu z dřevní štěpky (2011).	67
Tabulka 13: Spalovna 2b - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z dřevní štěpky (2010).	67
Tabulka 14: Spalovna 3 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z dřevní štěpky (2011).	68
Tabulka 15: Spalovna 4a - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z dřevní štěpky (2011).	68
Tabulka 16: Spalovna 4b - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém popelu z dřevní štěpky, kůry, pilin (2010).	69
Tabulka 17: Spalovna 5 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z dřevní štěpky (2011).	69
Tabulka 18: Spalovna 6 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH ve směsném popelu z pilin (2011).	70
Tabulka 19: Spalovna 7 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH ve směsném popelu z dřevní štěpky (2011).	70
Tabulka 20: Spalovna 8 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH ve směsném popelu ze slámy (2011).	71
Tabulka 21: Spalovna 9a - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z dřevní štěpky (2011).	71
Tabulka 22: Spalovna 9b - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z d. štěpky a pilin (2010).	72
Tabulka 23: Spalovna 10 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z dřevní štěpky (2011).	72
Tabulka 24: Spalovna 11a - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z dřevní štěpky (2011).	73
Tabulka 25: Spalovna 11b - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z dřevní štěpky (2010).	73
Tabulka 26: Spalovna 12 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z dřevní štěpky (2011).	74
Tabulka 27: Spalovna 13a - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu ze slámy a sena (2011).	74
Tabulka 28: Spalovna 13b - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu ze slámy a sena (2010).	75
Tabulka 29: Spalovna 14 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z dřevní štěpky (2011).	75
Tabulka 30: Spalovna 15 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH ve směsném popelu z pilin (2011).	76
Tabulka 31: Spalovna 16a - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a směsném popelu ze slámy (2011).	76
Tabulka 32: Spalovna 16b - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v směsném popelu ze slámy (2010).	77
Tabulka 33: Spalovna 17 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z dřevní štěpky (2011).	77
Tabulka 34: Spalovna 18a - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v popelu z dřevní štěpky a slámy (2011).	78
Tabulka 35: Spalovna 18b - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v popelu z dřevní štěpky a slámy (2010).	78
Tabulka 36: Spalovna 19a - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH ve směsném popelu z dřevní štěpky (2011).	79
Tabulka 37: Spalovna 19b - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH ve směsném popelu z kůry a pilin (2010).	79
Tabulka 38: Spalovna 20a - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH ve směsném popelu z dřevní štěpky (2011).	80
Tabulka 39: Spalovna 20b - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH ve směsném popelu z dřevotřísky a dřeva (2010).	80
Tabulka 40: Spalovna 21 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z dřevní štěpky (2011).	81

Tabulka 41: Spalovna 22 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH ve směsném popelu ze slámy (2011).....	81
Tabulka 42: Spalovna 23 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH ve směsném popelu z dřevní štěpky (2011).	82
Tabulka 43: Spalovna 24 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v roštovém popelu z dřevní štěpky (2011).....	82
Tabulka 44: Spalovna 25 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v roštovém popelu z dřevní štěpky (2011).....	83
Tabulka 45: Spalovna 26 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z dřevní štěpky (2011).	83
Tabulka 46: Spalovna 27 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z dřevní štěpky (2011).	84
Tabulka 47: Spalovna 28 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v roštovém popelu z dřevní štěpky (2011).....	84
Tabulka 48: Spalovna 29 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z dřevní štěpky (2011).	85
Tabulka 49: Spalovna 30 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z dřevní štěpky (2011).	85
Tabulka 50: Spalovna 31a - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v roštovém popelu z dřevní štěpky (2011).	86
Tabulka 51: Spalovna 31b - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z štěpky, kůry, pilin (2010). 86	
Tabulka 52: Spalovna 32a - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z dřevní štěpky (2011).....	87
Tabulka 53: Spalovna 32b - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z dřevní štěpky (2010).	87
Tabulka 54: Spalovna 33 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z dřevní štěpky (2011).	88
Tabulka 55: Spalovna 34 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z dřevní štěpky (2011).	88
Tabulka 56: Spalovna 35 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH ve směsném popeli ze slámy a z dřevní štěpky (2011).	89
Tabulka 57: Spalovna 36 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z d.štěpky, kůry, pilin (2010).89	
Tabulka 58: Spalovna 37 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém popelu dřevní štěpky (2010).	90
Tabulka 59: Spalovna 38 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém popelu ze směsi slámy a sena 2:1 (2011).....	90
Foto 1: Homogenizované vzorky popela.....	91
Foto 2: Směs vzorků a extrakčního činidla.....	91
Foto 3: Rozdělení fází aceton – hexan.	91
Foto 4: Vialky se vzorky extraktu pro analýzu PAH.	91

Vysvětlivky:

\sum 16 PAH = celkový obsah šestnácti stanovovaných PAH ve vzorku.

\sum 2-4 PAH = celkový obsah PAH s 2-4 kondenzovanými jádry v molekule.

\sum 5-6 PAH = celkový obsah PAH s 5-6 kondenzovanými jádry v molekule.

Tabulka 4: Spalovna 1a - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v roštovém popelu z dřevní štěpky (2011).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g/kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	-	17,6	-
2	acenaftylen	3	-	1,2	-
3	acenaften	3	-	1,3	-
4	fluoren	3	-	0,6	-
5	fenanthren	3	-	1,3	-
6	anthracen	3	-	0,8	-
7	fluoranthren	4	-	0,7	-
8	pyren	4	-	<0,2	-
9	chrysen	4	-	<0,2	-
10	benz[a]anthracen	4	-	<0,2	-
11	benzo[b]fluoranthren	5	-	<0,2	-
12	benzo[k]fluoranthren	5	-	<0,2	-
13	benzo[a]pyren	5	-	<0,2	-
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	-	<0,2	-
15	dibenz[a,h]anthracen	5	-	<0,2	-
16	benzo[g,h,i]perylene	6	-	<0,2	-
	Σ 16 PAH		-	23,5	-
	Σ 2-4 PAH		-	23,5	-
	Σ 5-6 PAH		-	<0,2	-

Tabulka 5: Spalovna 1b - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z dřevní štěpky (2010).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g/kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	5,6	139,0	-
2	acenaftylen	3	1,2	127,0	-
3	acenaften	3	<0,2	3,6	-
4	fluoren	3	<0,2	14,4	-
5	fenanthren	3	6,0	73,1	-
6	anthracen	3	11,7	20,7	-
7	fluoranthren	4	3,7	102,0	-
8	pyren	4	4,8	121,0	-
9	chrysen	4	<0,2	26,4	-
10	benz[a]anthracen	4	<0,2	29,2	-
11	benzo[b]fluoranthren	5	<0,2	33,7	-
12	benzo[k]fluoranthren	5	<0,2	28,0	-
13	benzo[a]pyren	5	<0,2	32,8	-
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	<0,2	<0,2	-
15	dibenz[a,h]anthracen	5	<0,2	<0,2	-
16	benzo[g,h,i]perylene	6	<0,2	41,4	-
	Σ 16 PAH		32,9	793,0	-
	Σ 2-4 PAH		32,9	658,0	-
	Σ 5-6 PAH		0,0	136,0	-

Tabulka 6: Spalovna 2a - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAU v úletovém popelu z dřevní štěpky (2011).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g/kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	0,6	-	-
2	acenaftylen	3	<0,2	-	-
3	acenaften	3	<0,2	-	-
4	fluoren	3	<0,2	-	-
5	fenanthren	3	<0,2	-	-
6	anthracen	3	<0,2	-	-
7	fluoranthren	4	<0,2	-	-
8	pyren	4	<0,2	-	-
9	chrysen	4	<0,2	-	-
10	benz[a]anthracen	4	<0,2	-	-
11	benzo[b]fluoranthren	5	<0,2	-	-
12	benzo[k]fluoranthren	5	<0,2	-	-
13	benzo[a]pyren	5	<0,2	-	-
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	<0,2	-	-
15	dibenz[a,h]anthracen	5	<0,2	-	-
16	benzo[g,h,i]perylene	6	<0,2	-	-
	Σ 16 PAH		0,6	-	-
	Σ 2-4 PAH		0,6	-	-
	Σ 5-6 PAH		0,0	-	-

Tabulka 7: Spalovna 2b - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z dřevní štěpky (2010).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g/kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	0,1	0,3	-
2	acenaftylen	3	<0,2	<0,2	-
3	acenaften	3	<0,2	<0,2	-
4	fluoren	3	1,4	0,9	-
5	fenanthren	3	<0,2	8,2	-
6	anthracen	3	<0,2	<0,2	-
7	fluoranthren	4	<0,2	3,6	-
8	pyren	4	<0,2	4,5	-
9	chrysen	4	<0,2	<0,2	-
10	benz[a]anthracen	4	<0,2	<0,2	-
11	benzo[b]fluoranthren	5	<0,2	<0,2	-
12	benzo[k]fluoranthren	5	<0,2	<0,2	-
13	benzo[a]pyren	5	<0,2	<0,2	-
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	<0,2	<0,2	-
15	dibenz[a,h]anthracen	5	<0,2	<0,2	-
16	benzo[g,h,i]perylene	6	<0,2	<0,2	-
	Σ 16 PAH		1,5	17,0	-
	Σ 2-4 PAH		1,5	17,0	-
	Σ 5-6 PAH		0,0	0,0	-

Tabulka 8: Spalovna 3 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z dřevní štěpky (2011).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g/kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	2,1	2,3	-
2	acenaftylen	3	<0,2	<0,2	-
3	acenaften	3	<0,2	<0,2	-
4	fluoren	3	<0,2	<0,2	-
5	fenanthren	3	<0,2	<0,2	-
6	anthracen	3	<0,2	<0,2	-
7	fluoranthren	4	<0,2	<0,2	-
8	pyren	4	<0,2	<0,2	-
9	chrysen	4	<0,2	<0,2	-
10	benz[a]anthracen	4	<0,2	<0,2	-
11	benzo[b]fluoranthren	5	<0,2	<0,2	-
12	benzo[k]fluoranthren	5	<0,2	<0,2	-
13	benzo[a]pyren	5	<0,2	<0,2	-
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	<0,2	<0,2	-
15	dibenz[a,h]anthracen	5	<0,2	<0,2	-
16	benzo[g,h,i]perylene	6	<0,2	<0,2	-
	Σ 16 PAH		2,1	2,3	-
	Σ 2-4 PAH		2,1	2,3	-
	Σ 5-6 PAH		0,0	0,0	-

Tabulka 9: Spalovna 4a - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z dřevní štěpky (2011).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g/kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	33,9	28,7	-
2	acenaftylen	3	15,9	1,7	-
3	acenaften	3	1,3	0,5	-
4	fluoren	3	4,1	0,6	-
5	fenanthren	3	33,2	<0,2	-
6	anthracen	3	3,5	<0,2	-
7	fluoranthren	4	17,8	<0,2	-
8	pyren	4	2,0	<0,2	-
9	chrysen	4	3,2	<0,2	-
10	benz[a]anthracen	4	<0,2	<0,2	-
11	benzo[b]fluoranthren	5	<0,2	<0,2	-
12	benzo[k]fluoranthren	5	<0,2	<0,2	-
13	benzo[a]pyren	5	<0,2	<0,2	-
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	<0,2	<0,2	-
15	dibenz[a,h]anthracen	5	<0,2	<0,2	-
16	benzo[g,h,i]perylene	6	<0,2	<0,2	-
	Σ 16 PAH		114,9	31,5	-
	Σ 2-4 PAH		114,9	31,5	-
	Σ 5-6 PAH		0,0	0,0	-

Tabulka 10: Spalovna 4b - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém popelu z dřevní štěpky, kůry, pilin (2010).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g/kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	2,5	-	-
2	acenaftylen	3	<0,2	-	-
3	acenaften	3	3,0	-	-
4	fluoren	3	<0,2	-	-
5	fenanthren	3	3,2	-	-
6	anthracen	3	6,8	-	-
7	fluoranthren	4	1,8	-	-
8	pyren	4	1,7	-	-
9	chrysen	4	<0,2	-	-
10	benz[a]anthracen	4	<0,2	-	-
11	benzo[b]fluoranthren	5	<0,2	-	-
12	benzo[k]fluoranthren	5	<0,2	-	-
13	benzo[a]pyren	5	<0,2	-	-
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	<0,2	-	-
15	dibenz[a,h]anthracen	5	<0,2	-	-
16	benzo[g,h,i]perylene	6	<0,2	-	-
	Σ 16 PAH		19,0	-	-
	Σ 2-4 PAH		19,0	-	-
	Σ 5-6 PAH		0,0	-	-

Tabulka 11: Spalovna 5 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z dřevní štěpky (2011).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g/kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	2,7	-	-
2	acenaftylen	3	<0,2	-	-
3	acenaften	3	<0,2	-	-
4	fluoren	3	<0,2	-	-
5	fenanthren	3	<0,2	-	-
6	anthracen	3	<0,2	-	-
7	fluoranthren	4	<0,2	-	-
8	pyren	4	<0,2	-	-
9	chrysen	4	<0,2	-	-
10	benz[a]anthracen	4	<0,2	-	-
11	benzo[b]fluoranthren	5	<0,2	-	-
12	benzo[k]fluoranthren	5	<0,2	-	-
13	benzo[a]pyren	5	<0,2	-	-
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	<0,2	-	-
15	dibenz[a,h]anthracen	5	<0,2	-	-
16	benzo[g,h,i]perylene	6	<0,2	-	-
	Σ 16 PAH		2,7	-	-
	Σ 2-4 PAH		2,7	-	-
	Σ 5-6 PAH		0,0	-	-

Tabulka 12: Spalovna 6 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH ve směsném popelu z pilin (2011).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g/kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	-	-	3,7
2	acenaftylen	3	-	-	<0,2
3	acenaften	3	-	-	<0,2
4	fluoren	3	-	-	<0,2
5	fenanthren	3	-	-	<0,2
6	anthracen	3	-	-	0,3
7	fluoranthren	4	-	-	<0,2
8	pyren	4	-	-	<0,2
9	chrysen	4	-	-	<0,2
10	benz[a]anthracen	4	-	-	<0,2
11	benzo[b]fluoranthren	5	-	-	<0,2
12	benzo[k]fluoranthren	5	-	-	<0,2
13	benzo[a]pyren	5	-	-	<0,2
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	-	-	<0,2
15	dibenz[a,h]anthracen	5	-	-	<0,2
16	benzo[g,h,i]perylene	6	-	-	<0,2
	Σ 16 PAH		-	-	4,2
	Σ 2-4 PAH		-	-	4,2
	Σ 5-6 PAH		-	-	0,0

Tabulka 13: Spalovna 7 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH ve směsném popelu z dřevní štěpky (2011).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g/kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	-	-	600,1
2	acenaftylen	3	-	-	<0,2
3	acenaften	3	-	-	<0,2
4	fluoren	3	-	-	<0,2
5	fenanthren	3	-	-	1,5
6	anthracen	3	-	-	<0,2
7	fluoranthren	4	-	-	<0,2
8	pyren	4	-	-	<0,2
9	chrysen	4	-	-	<0,2
10	benz[a]anthracen	4	-	-	<0,2
11	benzo[b]fluoranthren	5	-	-	<0,2
12	benzo[k]fluoranthren	5	-	-	<0,2
13	benzo[a]pyren	5	-	-	<0,2
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	-	-	<0,2
15	dibenz[a,h]anthracen	5	-	-	<0,2
16	benzo[g,h,i]perylene	6	-	-	<0,2
	Σ 16 PAH		-	-	601,6
	Σ 2-4 PAH		-	-	601,6
	Σ 5-6 PAH		-	-	0,0

Tabulka 14: Spalovna 8 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH ve směsném popelu ze slámy (2011).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g/kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	-	-	176,4
2	acenaftylen	3	-	-	78,7
3	acenaften	3	-	-	1,4
4	fluoren	3	-	-	3,8
5	fenanthren	3	-	-	72,3
6	anthracen	3	-	-	4,0
7	fluoranthren	4	-	-	52,7
8	pyren	4	-	-	60,0
9	chrysen	4	-	-	4,0
10	benz[a]anthracen	4	-	-	<0,2
11	benzo[b]fluoranthren	5	-	-	6,2
12	benzo[k]fluoranthren	5	-	-	5,3
13	benzo[a]pyren	5	-	-	7,3
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	-	-	4,4
15	dibenz[a,h]anthracen	5	-	-	<0,2
16	benzo[g,h,i]perylene	6	-	-	8,2
	Σ 16 PAH		-	-	484,7
	Σ 2-4 PAH		-	-	453,3
	Σ 5-6 PAH		-	-	31,4

Tabulka 15: Spalovna 9a - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z dřevní štěpky (2011).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g/kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	107,2	1,7	-
2	acenaftylen	3	2,4	<0,2	-
3	acenaften	3	<0,2	<0,2	-
4	fluoren	3	<0,2	<0,2	-
5	fenanthren	3	<0,2	<0,2	-
6	anthracen	3	<0,2	<0,2	-
7	fluoranthren	4	<0,2	<0,2	-
8	pyren	4	<0,2	<0,2	-
9	chrysen	4	<0,2	<0,2	-
10	benz[a]anthracen	4	<0,2	<0,2	-
11	benzo[b]fluoranthren	5	<0,2	<0,2	-
12	benzo[k]fluoranthren	5	<0,2	<0,2	-
13	benzo[a]pyren	5	<0,2	<0,2	-
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	<0,2	<0,2	-
15	dibenz[a,h]anthracen	5	<0,2	<0,2	-
16	benzo[g,h,i]perylene	6	<0,2	<0,2	-
	Σ 16 PAH		109,6	1,7	-
	Σ 2-4 PAH		109,6	1,7	-
	Σ 5-6 PAH		0,0	0,0	-

Tabulka 16: Spalovna 9b - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z dřevní štěpky a pilin (2010).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g/kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	11,0	2,8	-
2	acenaftylen	3	<0,2	<0,2	-
3	acenaften	3	<0,2	<0,2	-
4	fluoren	3	<0,2	<0,2	-
5	fenantren	3	<0,2	7,2	-
6	anthracen	3	<0,2	<0,2	-
7	fluoranthren	4	<0,2	<0,2	-
8	pyren	4	<0,2	<0,2	-
9	chrysen	4	<0,2	<0,2	-
10	benz[a]anthracen	4	<0,2	<0,2	-
11	benzo[b]fluoranthren	5	<0,2	<0,2	-
12	benzo[k]fluoranthren	5	<0,2	<0,2	-
13	benzo[a]pyren	5	<0,2	<0,2	-
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	<0,2	<0,2	-
15	dibenz[a,h]anthracen	5	<0,2	<0,2	-
16	benzo[g,h,i]perylen	6	<0,2	<0,2	-
	Σ 16 PAH		11,0	10,0	-
	Σ 2-4 PAH		11,0	10,0	-
	Σ 5-6 PAH		0,0	0,0	-

Tabulka 17: Spalovna 10 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z dřevní štěpky (2011).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g/kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	17,2	3,8	-
2	acenaftylen	3	5,0	<0,2	-
3	acenaften	3	0,4	<0,2	-
4	fluoren	3	0,8	<0,2	-
5	fenantren	3	23,1	<0,2	-
6	anthracen	3	<0,2	<0,2	-
7	fluoranthren	4	28,4	<0,2	-
8	pyren	4	20,0	<0,2	-
9	chrysen	4	3,5	<0,2	-
10	benz[a]anthracen	4	11,5	<0,2	-
11	benzo[b]fluoranthren	5	7,4	<0,2	-
12	benzo[k]fluoranthren	5	7,7	<0,2	-
13	benzo[a]pyren	5	12,6	<0,2	-
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	9,1	<0,2	-
15	dibenz[a,h]anthracen	5	<0,2	<0,2	-
16	benzo[g,h,i]perylen	6	10,5	<0,2	-
	Σ 16 PAH		157,2	3,8	-
	Σ 2-4 PAH		109,9	3,8	-
	Σ 5-6 PAH		47,3	0,0	-

Tabulka 18: Spalovna 11a - obsah ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z dřevní štěpky (2011).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g}/\text{kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	124,4	9,3	-
2	acenaftylen	3	5,8	2,5	-
3	acenaften	3	0,8	0,3	-
4	fluoren	3	0,6	0,9	-
5	fenanthren	3	9,9	6,0	-
6	anthracen	3	<0,2	<0,2	-
7	fluoranthren	4	4,7	1,8	-
8	pyren	4	4,0	2,1	-
9	chrysen	4	1,3	<0,2	-
10	benz[a]anthracen	4	3,3	<0,2	-
11	benzo[b]fluoranthren	5	<0,2	<0,2	-
12	benzo[k]fluoranthren	5	<0,2	<0,2	-
13	benzo[a]pyren	5	<0,2	<0,2	-
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	3,6	<0,2	-
15	dibenz[a,h]anthracen	5	<0,2	<0,2	-
16	benzo[g,h,i]perylene	6	2,9	<0,2	-
	Σ 16 PAH		161,3	22,9	-
	Σ 2-4 PAH		154,8	22,9	-
	Σ 5-6 PAH		6,5	0,0	-

Tabulka 19: Spalovna 11b - obsah ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z dřevní štěpky (2010).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g}/\text{kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	17,8	3,8	-
2	acenaftylen	3	6,4	22,8	-
3	acenaften	3	0,4	<0,2	-
4	fluoren	3	0,9	<0,2	-
5	fenanthren	3	32,0	18,6	-
6	anthracen	3	3,8	<0,2	-
7	fluoranthren	4	28,9	3,9	-
8	pyren	4	27,4	2,2	-
9	chrysen	4	16,9	<0,2	-
10	benz[a]anthracen	4	22,1	<0,2	-
11	benzo[b]fluoranthren	5	34,9	<0,2	-
12	benzo[k]fluoranthren	5	29,3	<0,2	-
13	benzo[a]pyren	5	29,5	<0,2	-
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	54,2	<0,2	-
15	dibenz[a,h]anthracen	5	<0,2	<0,2	-
16	benzo[g,h,i]perylene	6	55,1	<0,2	-
	Σ 16 PAH		359,4	51,4	-
	Σ 2-4 PAH		156,4	51,4	-
	Σ 5-6 PAH		203,0	0,0	-

Tabulka 20: Spalovna 12 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z dřevní štěpky (2011).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g/kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	8,9	144,7	-
2	acenaftylen	3	1,3	7,9	-
3	acenaften	3	0,9	0,8	-
4	fluoren	3	0,6	<0,2	-
5	fenanthren	3	5,2	11,6	-
6	anthracen	3	<0,2	<0,2	-
7	fluoranthren	4	3,6	5,6	-
8	pyren	4	3,2	4,5	-
9	chrysen	4	<0,2	1,3	-
10	benz[a]anthracen	4	<0,2	3,7	-
11	benzo[b]fluoranthren	5	<0,2	<0,2	-
12	benzo[k]fluoranthren	5	<0,2	<0,2	-
13	benzo[a]pyren	5	<0,2	<0,2	-
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	<0,2	2,0	-
15	dibenz[a,h]anthracen	5	<0,2	<0,2	-
16	benzo[g,h,i]perylene	6	<0,2	2,1	-
	Σ 16 PAH		23,7	184,1	-
	Σ 2-4 PAH		23,7	180,1	-
	Σ 5-6 PAH		0,0	4,0	-

Tabulka 21: Spalovna 13a - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu ze slámy a sena (2011).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g/kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	11592,7	13,8	-
2	acenaftylen	3	10671,7	5,4	-
3	acenaften	3	50,1	<0,2	-
4	fluoren	3	11,1	<0,2	-
5	fenanthren	3	16017,1	19,8	-
6	anthracen	3	15622,8	0,8	-
7	fluoranthren	4	18908,3	23,6	-
8	pyren	4	24430,3	34,3	-
9	chrysen	4	4246,9	2,2	-
10	benz[a]anthracen	4	5271,9	4,3	-
11	benzo[b]fluoranthren	5	8002,3	<0,2	-
12	benzo[k]fluoranthren	5	7096,7	<0,2	-
13	benzo[a]pyren	5	11459,7	9,1	-
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	11107,9	4,8	-
15	dibenz[a,h]anthracen	5	1036,6	<0,2	-
16	benzo[g,h,i]perylene	6	18126,1	13,9	-
	Σ 16 PAH		189070,0	132,0	-
	Σ 2-4 PAH		132240,7	104,2	-
	Σ 5-6 PAH		56829,3	27,8	-

Tabulka 22: Spalovna 13b - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu ze slámy a sena (2010).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g/kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	1020,0	9,3	-
2	acenaftylen	3	884,0	3,2	-
3	acenaften	3	24,9	<0,2	-
4	fluoren	3	1,9	<0,2	-
5	fenanthren	3	857,0	1,6	-
6	anthracen	3	224,0	<0,2	-
7	fluoranthen	4	879,0	<0,2	-
8	pyren	4	904,0	<0,2	-
9	chrysen	4	257,0	<0,2	-
10	benz[a]anthracen	4	273,0	<0,2	-
11	benzo[b]fluoranthen	5	389,0	<0,2	-
12	benzo[k]fluoranthen	5	379,0	<0,2	-
13	benzo[a]pyren	5	484,0	<0,2	-
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	440,0	<0,2	-
15	dibenz[a,h]anthracen	5	113,0	<0,2	-
16	benzo[g,h,i]perylene	6	694,0	<0,2	-
	Σ 16 PAH		7823,3	14,2	-
	Σ 2-4 PAH		5324,3	14,2	-
	Σ 5-6 PAH		2499,0	0,0	-

Tabulka 23: Spalovna 14 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z dřevní štěpky (2011).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g/kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	6,4	4,1	-
2	acenaftylen	3	<0,2	<0,2	-
3	acenaften	3	<0,2	<0,2	-
4	fluoren	3	<0,2	<0,2	-
5	fenanthren	3	<0,2	<0,2	-
6	anthracen	3	<0,2	<0,2	-
7	fluoranthen	4	<0,2	<0,2	-
8	pyren	4	<0,2	<0,2	-
9	chrysen	4	<0,2	<0,2	-
10	benz[a]anthracen	4	<0,2	<0,2	-
11	benzo[b]fluoranthen	5	<0,2	<0,2	-
12	benzo[k]fluoranthen	5	<0,2	<0,2	-
13	benzo[a]pyren	5	<0,2	<0,2	-
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	<0,2	<0,2	-
15	dibenz[a,h]anthracen	5	<0,2	<0,2	-
16	benzo[g,h,i]perylene	6	<0,2	<0,2	-
	Σ 16 PAH		6,4	4,1	-
	Σ 2-4 PAH		6,4	4,1	-
	Σ 5-6 PAH		0,0	0,0	-

Tabulka 24: Spalovna 15 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH ve směsném popelu z pilin (2011).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g/kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	-	-	162,4
2	acenaftylen	3	-	-	42,1
3	acenaften	3	-	-	1,0
4	fluoren	3	-	-	0,3
5	fenanthren	3	-	-	30,2
6	anthracen	3	-	-	<0,2
7	fluoranthren	4	-	-	16,8
8	pyren	4	-	-	25,2
9	chrysen	4	-	-	1,5
10	benz[a]anthracen	4	-	-	1,2
11	benzo[b]fluoranthren	5	-	-	<0,2
12	benzo[k]fluoranthren	5	-	-	<0,2
13	benzo[a]pyren	5	-	-	<0,2
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	-	-	0,7
15	dibenz[a,h]anthracen	5	-	-	<0,2
16	benzo[g,h,i]perylene	6	-	-	2,1
	Σ 16 PAH		-	-	283,5
	Σ 2-4 PAH		-	-	280,7
	Σ 5-6 PAH		-	-	2,8

Tabulka 25: Spalovna 16a - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a směsném popelu ze slámy (2011).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g/kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	611,1	-	10,1
2	acenaftylen	3	591,4	-	0,8
3	acenaften	3	23,3	-	<0,2
4	fluoren	3	327,6	-	<0,2
5	fenanthren	3	6870,9	-	<0,2
6	anthracen	3	1259,3	-	<0,2
7	fluoranthren	4	10446,3	-	<0,2
8	pyren	4	8798,8	-	<0,2
9	chrysen	4	3951,5	-	<0,2
10	benz[a]anthracen	4	7033,9	-	<0,2
11	benzo[b]fluoranthren	5	7048,7	-	<0,2
12	benzo[k]fluoranthren	5	6343,2	-	<0,2
13	benzo[a]pyren	5	5593,4	-	<0,2
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	5745,2	-	<0,2
15	dibenz[a,h]anthracen	5	1169,8	-	<0,2
16	benzo[g,h,i]perylene	6	4392,8	-	<0,2
	Σ 16 PAH		70207,7	-	10,9
	Σ 2-4 PAH		39914,6	-	10,9
	Σ 5-6 PAH		30293,1	-	0,0

Tabulka 26: Spalovna 16b - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v směsném popelu ze slámy (2010).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g/kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	-	-	20,4
2	acenaftylen	3	-	-	39,5
3	acenaften	3	-	-	1,7
4	fluoren	3	-	-	9,2
5	fenanthren	3	-	-	251,0
6	anthracen	3	-	-	100,0
7	fluoranthren	4	-	-	685,0
8	pyren	4	-	-	599,0
9	chrysen	4	-	-	582,0
10	benz[a]anthracen	4	-	-	692,0
11	benzo[b]fluoranthren	5	-	-	1380,0
12	benzo[k]fluoranthren	5	-	-	1260,0
13	benzo[a]pyren	5	-	-	1090,0
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	-	-	2160,0
15	dibenz[a,h]anthracen	5	-	-	640,0
16	benzo[g,h,i]perylene	6	-	-	1910,0
	Σ 16 PAH		-	-	11419,7
	Σ 2-4 PAH		-	-	2979,7
	Σ 5-6 PAH		-	-	8440,0

Tabulka 27: Spalovna 17 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z dřevní štěpky (2011).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g/kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	479,6	4,1	-
2	acenaftylen	3	99,7	0,5	-
3	acenaften	3	11,5	<0,2	-
4	fluoren	3	31,8	<0,2	-
5	fenanthren	3	158,8	0,9	-
6	anthracen	3	11,9	<0,2	-
7	fluoranthren	4	70,9	0,3	-
8	pyren	4	57,0	<0,2	-
9	chrysen	4	6,7	0,4	-
10	benz[a]anthracen	4	12,5	<0,2	-
11	benzo[b]fluoranthren	5	<0,2	<0,2	-
12	benzo[k]fluoranthren	5	<0,2	<0,2	-
13	benzo[a]pyren	5	<0,2	<0,2	-
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	<0,2	<0,2	-
15	dibenz[a,h]anthracen	5	<0,2	<0,2	-
16	benzo[g,h,i]perylene	6	<0,2	<0,2	-
	Σ 16 PAH		940,4	6,2	-
	Σ 2-4 PAH		940,4	6,2	-
	Σ 5-6 PAH		0,0	0,0	-

Tabulka 28: Spalovna 18a - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v popelu z dřevní štěrky a slámy (2011).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g/kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	2938,4	3,2	7,7
2	acenaftylen	3	732,6	0,5	0,4
3	acenaften	3	44,8	<0,2	<0,2
4	fluoren	3	25,6	0,4	<0,2
5	fenanthren	3	284,0	0,6	<0,2
6	anthracen	3	349,6	<0,2	<0,2
7	fluoranthen	4	134,8	0,3	<0,2
8	pyren	4	102,0	0,2	<0,2
9	chrysen	4	5,8	<0,2	<0,2
10	benz[a]anthracen	4	16,1	<0,2	<0,2
11	benzo[b]fluoranthen	5	<0,2	<0,2	<0,2
12	benzo[k]fluoranthen	5	<0,2	<0,2	<0,2
13	benzo[a]pyren	5	<0,2	<0,2	<0,2
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	3,4	<0,2	<0,2
15	dibenz[a,h]anthracen	5	<0,2	<0,2	<0,2
16	benzo[g,h,i]perylene	6	4,3	<0,2	<0,2
	Σ 16 PAH		4641,4	5,2	10,1
	Σ 2-4 PAH		4633,7	5,2	10,1
	Σ 5-6 PAH		7,7	0,0	0,0

Tabulka 29: Spalovna 18b - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v popelu z dřevní štěrky a slámy (2010).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g/kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	45,0	15,2	7,8
2	acenaftylen	3	15,0	0,7	<0,2
3	acenaften	3	2,1	<0,2	<0,2
4	fluoren	3	4,3	0,2	<0,2
5	fenanthren	3	30,2	7,1	<0,2
6	anthracen	3	0,8	0,4	<0,2
7	fluoranthen	4	31,3	<0,2	<0,2
8	pyren	4	26,6	<0,2	<0,2
9	chrysen	4	4,0	<0,2	<0,2
10	benz[a]anthracen	4	10,4	<0,2	<0,2
11	benzo[b]fluoranthen	5	<0,2	<0,2	<0,2
12	benzo[k]fluoranthen	5	<0,2	<0,2	<0,2
13	benzo[a]pyren	5	<0,2	<0,2	<0,2
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	<0,2	<0,2	<0,2
15	dibenz[a,h]anthracen	5	<0,2	<0,2	<0,2
16	benzo[g,h,i]perylene	6	<0,2	<0,2	<0,2
	Σ 16 PAH		169,7	23,6	7,8
	Σ 2-4 PAH		169,7	23,6	7,8
	Σ 5-6 PAH		0,0	0,0	0,0

Tabulka 30: Spalovna 19a - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH ve směsném popelu z dřevní štěpky (2011).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g/kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	-	-	2,6
2	acenaftylen	3	-	-	0,3
3	acenaften	3	-	-	<0,2
4	fluoren	3	-	-	<0,2
5	fenanthren	3	-	-	0,2
6	anthracen	3	-	-	<0,2
7	fluoranthren	4	-	-	<0,2
8	pyren	4	-	-	<0,2
9	chrysen	4	-	-	<0,2
10	benz[a]anthracen	4	-	-	<0,2
11	benzo[b]fluoranthren	5	-	-	<0,2
12	benzo[k]fluoranthren	5	-	-	<0,2
13	benzo[a]pyren	5	-	-	<0,2
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	-	-	<0,2
15	dibenz[a,h]anthracen	5	-	-	<0,2
16	benzo[g,h,i]perylene	6	-	-	<0,2
	Σ 16 PAH		-	-	3,1
	Σ 2-4 PAH		-	-	3,1
	Σ 5-6 PAH		-	-	0,0

Tabulka 31: Spalovna 19b - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH ve směsném popelu z kůry a pilin (2010).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g/kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	-	-	2,0
2	acenaftylen	3	-	-	0,2
3	acenaften	3	-	-	<0,2
4	fluoren	3	-	-	<0,2
5	fenanthren	3	-	-	2,8
6	anthracen	3	-	-	<0,2
7	fluoranthren	4	-	-	<0,2
8	pyren	4	-	-	<0,2
9	chrysen	4	-	-	<0,2
10	benz[a]anthracen	4	-	-	<0,2
11	benzo[b]fluoranthren	5	-	-	<0,2
12	benzo[k]fluoranthren	5	-	-	<0,2
13	benzo[a]pyren	5	-	-	<0,2
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	-	-	<0,2
15	dibenz[a,h]anthracen	5	-	-	<0,2
16	benzo[g,h,i]perylene	6	-	-	<0,2
	Σ 16 PAH		-	-	4,8
	Σ 2-4 PAH		-	-	4,8
	Σ 5-6 PAH		-	-	0,0

Tabulka 32: Spalovna 20a - obsah ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) PAH ve směsném popelu z dřevní štěpky (2011).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g}/\text{kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	-	-	56,3
2	acenaftylen	3	-	-	1,2
3	acenaften	3	-	-	<0,2
4	fluoren	3	-	-	<0,2
5	fenanthren	3	-	-	1,3
6	anthracen	3	-	-	<0,2
7	fluoranthren	4	-	-	0,7
8	pyren	4	-	-	0,6
9	chrysen	4	-	-	<0,2
10	benz[a]anthracen	4	-	-	<0,2
11	benzo[b]fluoranthren	5	-	-	<0,2
12	benzo[k]fluoranthren	5	-	-	<0,2
13	benzo[a]pyren	5	-	-	<0,2
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	-	-	<0,2
15	dibenz[a,h]anthracen	5	-	-	<0,2
16	benzo[g,h,i]perylene	6	-	-	<0,2
	Σ 16 PAH		-	-	60,1
	Σ 2-4 PAH		-	-	60,1
	Σ 5-6 PAH		-	-	0,0

Tabulka 33: Spalovna 20b - obsah ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) PAH ve směsném popelu z dřevotřísky a dřeva (2010).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g}/\text{kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	-	-	12,9
2	acenaftylen	3	-	-	<0,2
3	acenaften	3	-	-	<0,2
4	fluoren	3	-	-	<0,2
5	fenanthren	3	-	-	<0,2
6	anthracen	3	-	-	<0,2
7	fluoranthren	4	-	-	<0,2
8	pyren	4	-	-	<0,2
9	chrysen	4	-	-	<0,2
10	benz[a]anthracen	4	-	-	<0,2
11	benzo[b]fluoranthren	5	-	-	<0,2
12	benzo[k]fluoranthren	5	-	-	<0,2
13	benzo[a]pyren	5	-	-	<0,2
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	-	-	<0,2
15	dibenz[a,h]anthracen	5	-	-	<0,2
16	benzo[g,h,i]perylene	6	-	-	<0,2
	Σ 16 PAH		-	-	12,9
	Σ 2-4 PAH		-	-	12,9
	Σ 5-6 PAH		-	-	0,0

Tabulka 34: Spalovna 21 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z dřevní štěpky (2011).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g/kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	2,5	1,0	-
2	acenaftylen	3	<0,2	<0,2	-
3	acenaften	3	<0,2	<0,2	-
4	fluoren	3	<0,2	<0,2	-
5	fenanthren	3	0,5	0,9	-
6	anthracen	3	<0,2	<0,2	-
7	fluoranthren	4	0,4	0,9	-
8	pyren	4	0,6	1,1	-
9	chrysen	4	<0,2	<0,2	-
10	benz[a]anthracen	4	<0,2	<0,2	-
11	benzo[b]fluoranthren	5	<0,2	<0,2	-
12	benzo[k]fluoranthren	5	<0,2	<0,2	-
13	benzo[a]pyren	5	<0,2	<0,2	-
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	<0,2	<0,2	-
15	dibenz[a,h]anthracen	5	<0,2	<0,2	-
16	benzo[g,h,i]perylene	6	<0,2	<0,2	-
	Σ 16 PAH		4,0	3,9	-
	Σ 2-4 PAH		4,0	3,9	-
	Σ 5-6 PAH		0,0	0,0	-

Tabulka 35: Spalovna 22 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH ve směsném popelu ze slámy (2011).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g/kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	-	-	172,3
2	acenaftylen	3	-	-	60,0
3	acenaften	3	-	-	5,7
4	fluoren	3	-	-	9,9
5	fenanthren	3	-	-	97,1
6	anthracen	3	-	-	13,1
7	fluoranthren	4	-	-	63,0
8	pyren	4	-	-	60,8
9	chrysen	4	-	-	3,2
10	benz[a]anthracen	4	-	-	5,9
11	benzo[b]fluoranthren	5	-	-	<0,2
12	benzo[k]fluoranthren	5	-	-	<0,2
13	benzo[a]pyren	5	-	-	11,7
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	-	-	<0,2
15	dibenz[a,h]anthracen	5	-	-	<0,2
16	benzo[g,h,i]perylene	6	-	-	<0,2
	Σ 16 PAH		-	-	502,7
	Σ 2-4 PAH		-	-	491,0
	Σ 5-6 PAH		-	-	11,7

Tabulka 36: Spalovna 23 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH ve směsném popelu z dřevní štěpky (2011).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g/kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	-	-	27,0
2	acenaftylen	3	-	-	5,5
3	acenaften	3	-	-	0,7
4	fluoren	3	-	-	<0,2
5	fenanthren	3	-	-	1,3
6	anthracen	3	-	-	<0,2
7	fluoranthren	4	-	-	0,6
8	pyren	4	-	-	0,5
9	chrysen	4	-	-	<0,2
10	benz[a]anthracen	4	-	-	<0,2
11	benzo[b]fluoranthren	5	-	-	<0,2
12	benzo[k]fluoranthren	5	-	-	<0,2
13	benzo[a]pyren	5	-	-	<0,2
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	-	-	<0,2
15	dibenz[a,h]anthracen	5	-	-	<0,2
16	benzo[g,h,i]perylen	6	-	-	<0,2
	Σ 16 PAH		-	-	35,6
	Σ 2-4 PAH		-	-	35,6
	Σ 5-6 PAH		-	-	0,0

Tabulka 37: Spalovna 24 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH ve roštovém popelu z dřevní štěpky (2011).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g/kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	-	2,0	-
2	acenaftylen	3	-	<0,2	-
3	acenaften	3	-	<0,2	-
4	fluoren	3	-	<0,2	-
5	fenanthren	3	-	1,1	-
6	anthracen	3	-	1,2	-
7	fluoranthren	4	-	<0,2	-
8	pyren	4	-	<0,2	-
9	chrysen	4	-	<0,2	-
10	benz[a]anthracen	4	-	<0,2	-
11	benzo[b]fluoranthren	5	-	<0,2	-
12	benzo[k]fluoranthren	5	-	<0,2	-
13	benzo[a]pyren	5	-	<0,2	-
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	-	<0,2	-
15	dibenz[a,h]anthracen	5	-	<0,2	-
16	benzo[g,h,i]perylen	6	-	<0,2	-
	Σ 16 PAH		-	5,4	-
	Σ 2-4 PAH		-	5,4	-
	Σ 5-6 PAH		-	0,0	-

Tabulka 38: Spalovna 25 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v roštovém popelu z dřevní štěpky (2011).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g/kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	-	2,0	-
2	acenaftalen	3	-	<0,2	-
3	acenaftalen	3	-	<0,2	-
4	fluoren	3	-	<0,2	-
5	fenanthren	3	-	<0,2	-
6	anthracen	3	-	<0,2	-
7	fluoranthren	4	-	<0,2	-
8	pyren	4	-	<0,2	-
9	chrysen	4	-	<0,2	-
10	benz[a]anthracen	4	-	<0,2	-
11	benzo[b]fluoranthren	5	-	<0,2	-
12	benzo[k]fluoranthren	5	-	<0,2	-
13	benzo[a]pyren	5	-	<0,2	-
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	-	<0,2	-
15	dibenz[a,h]anthracen	5	-	<0,2	-
16	benzo[g,h,i]perylene	6	-	<0,2	-
	Σ 16 PAH		-	2,0	-
	Σ 2-4 PAH		-	2,0	-
	Σ 5-6 PAH		-	0,0	-

Tabulka 39: Spalovna 26 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z dřevní štěpky (2011).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g/kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	3,3	106,5	-
2	acenaftalen	3	0,4	3,0	-
3	acenaftalen	3	<0,2	3,7	-
4	fluoren	3	1,0	8,2	-
5	fenanthren	3	13,8	1,4	-
6	anthracen	3	<0,2	1,2	-
7	fluoranthren	4	5,5	1,0	-
8	pyren	4	4,2	<0,2	-
9	chrysen	4	<0,2	<0,2	-
10	benz[a]anthracen	4	1,7	<0,2	-
11	benzo[b]fluoranthren	5	<0,2	<0,2	-
12	benzo[k]fluoranthren	5	<0,2	<0,2	-
13	benzo[a]pyren	5	<0,2	<0,2	-
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	<0,2	<0,2	-
15	dibenz[a,h]anthracen	5	<0,2	<0,2	-
16	benzo[g,h,i]perylene	6	<0,2	<0,2	-
	Σ 16 PAH		29,9	139,7	-
	Σ 2-4 PAH		29,9	139,7	-
	Σ 5-6 PAH		0,0	0,0	-

Tabulka 40: Spalovna 27 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z dřevní štěpky (2011).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g/kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	113,0	4,2	-
2	acenaftylen	3	<0,2	<0,2	-
3	acenaften	3	<0,2	<0,2	-
4	fluoren	3	<0,2	<0,2	-
5	fenanthren	3	5,7	<0,2	-
6	anthracen	3	<0,2	<0,2	-
7	fluoranthren	4	0,7	0,7	-
8	pyren	4	<0,2	1,0	-
9	chrysen	4	<0,2	<0,2	-
10	benz[a]anthracen	4	<0,2	<0,2	-
11	benzo[b]fluoranthren	5	<0,2	<0,2	-
12	benzo[k]fluoranthren	5	<0,2	<0,2	-
13	benzo[a]pyren	5	<0,2	<0,2	-
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	<0,2	<0,2	-
15	dibenz[a,h]anthracen	5	<0,2	<0,2	-
16	benzo[g,h,i]perylene	6	<0,2	<0,2	-
	Σ 16 PAH		120,4	4,2	-
	Σ 2-4 PAH		120,4	4,2	-
	Σ 5-6 PAH		0,0	0,0	-

Tabulka 41: Spalovna 28 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v roštovém popelu z dřevní štěpky (2011).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g/kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	-	6,1	-
2	acenaftylen	3	-	0,9	-
3	acenaften	3	-	<0,2	-
4	fluoren	3	-	1,1	-
5	fenanthren	3	-	6,1	-
6	anthracen	3	-	3,3	-
7	fluoranthren	4	-	3,0	-
8	pyren	4	-	<0,2	-
9	chrysen	4	-	<0,2	-
10	benz[a]anthracen	4	-	<0,2	-
11	benzo[b]fluoranthren	5	-	<0,2	-
12	benzo[k]fluoranthren	5	-	<0,2	-
13	benzo[a]pyren	5	-	<0,2	-
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	-	<0,2	-
15	dibenz[a,h]anthracen	5	-	<0,2	-
16	benzo[g,h,i]perylene	6	-	<0,2	-
	Σ 16 PAH		-	20,5	-
	Σ 2-4 PAH		-	20,5	-
	Σ 5-6 PAH		-	0,0	-

Tabulka 42: Spalovna 29 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z dřevní štěpky (2011).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g/kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	1689,7	11,5	-
2	acenaftylen	3	796,1	3,5	-
3	acenaften	3	12,3	<0,2	-
4	fluoren	3	3,4	<0,2	-
5	fenanthren	3	79,4	2,1	-
6	anthracen	3	3,2	1,0	-
7	fluoranthren	4	35,9	0,9	-
8	pyren	4	37,3	<0,2	-
9	chrysen	4	<0,2	<0,2	-
10	benz[a]anthracen	4	1,3	<0,2	-
11	benzo[b]fluoranthren	5	<0,2	<0,2	-
12	benzo[k]fluoranthren	5	<0,2	<0,2	-
13	benzo[a]pyren	5	<0,2	<0,2	-
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	<0,2	<0,2	-
15	dibenz[a,h]anthracen	5	<0,2	<0,2	-
16	benzo[g,h,i]perylene	6	<0,2	<0,2	-
	Σ 16 PAH		2658,6	19,0	-
	Σ 2-4 PAH		2658,6	19,0	-
	Σ 5-6 PAH		0,0	0,0	-

Tabulka 43: Spalovna 30 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z dřevní štěpky (2011).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g/kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	311,0	75,3	-
2	acenaftylen	3	1,4	22,1	-
3	acenaften	3	<0,2	2,6	-
4	fluoren	3	<0,2	2,6	-
5	fenanthren	3	0,5	6,6	-
6	anthracen	3	<0,2	<0,2	-
7	fluoranthren	4	<0,2	6,2	-
8	pyren	4	<0,2	5,5	-
9	chrysen	4	<0,2	0,4	-
10	benz[a]anthracen	4	<0,2	1,1	-
11	benzo[b]fluoranthren	5	<0,2	<0,2	-
12	benzo[k]fluoranthren	5	<0,2	<0,2	-
13	benzo[a]pyren	5	<0,2	<0,2	-
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	<0,2	<0,2	-
15	dibenz[a,h]anthracen	5	<0,2	<0,2	-
16	benzo[g,h,i]perylene	6	<0,2	<0,2	-
	Σ 16 PAH		312,9	122,4	-
	Σ 2-4 PAH		312,9	122,4	-
	Σ 5-6 PAH		0,0	0,0	-

Tabulka 44: Spalovna 31a - obsah ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) PAH v roštovém popelu z dřevní štěpky (2011).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g}/\text{kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	70,0	150,2	-
2	acenaftylen	3	23,0	3,7	-
3	acenaften	3	2,5	<0,2	-
4	fluoren	3	1,8	<0,2	-
5	fenanthren	3	7,5	0,9	-
6	anthracen	3	<0,2	0,2	-
7	fluoranthen	4	9,3	<0,2	-
8	pyren	4	8,8	<0,2	-
9	chrysen	4	1,2	<0,2	-
10	benz[a]anthracen	4	1,0	<0,2	-
11	benzo[b]fluoranthen	5	<0,2	<0,2	-
12	benzo[k]fluoranthen	5	<0,2	<0,2	-
13	benzo[a]pyren	5	<0,2	<0,2	-
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	<0,2	<0,2	-
15	dibenz[a,h]anthracen	5	<0,2	<0,2	-
16	benzo[g,h,i]perylene	6	<0,2	<0,2	-
	Σ 16 PAH		125,1	155,3	-
	Σ 2-4 PAH		125,1	155,3	-
	Σ 5-6 PAH		0,0	0,0	-

Tabulka 45: Spalovna 31b - obsah ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z d. štěpky, kůry a pilin (2010).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g}/\text{kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	0,7	3,3	-
2	acenaftylen	3	<0,2	2,5	-
3	acenaften	3	<0,2	<0,2	-
4	fluoren	3	<0,2	0,8	-
5	fenanthren	3	4,9	7,6	-
6	anthracen	3	<0,2	1,5	-
7	fluoranthen	4	3,4	8,0	-
8	pyren	4	3,5	8,3	-
9	chrysen	4	<0,2	3,2	-
10	benz[a]anthracen	4	<0,2	4,5	-
11	benzo[b]fluoranthen	5	<0,2	<0,2	-
12	benzo[k]fluoranthen	5	2,3	8,1	-
13	benzo[a]pyren	5	<0,2	<0,2	-
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	<0,2	<0,2	-
15	dibenz[a,h]anthracen	5	<0,2	<0,2	-
16	benzo[g,h,i]perylene	6	10,9	10,7	-
	Σ 16 PAH		25,6	58,6	-
	Σ 2-4 PAH		12,5	39,8	-
	Σ 5-6 PAH		13,1	18,8	-

Tabulka 46: Spalovna 32a - obsah ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z dřevní štěpky (2011).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g}/\text{kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	227,2	7,2	-
2	acenaftylen	3	139,9	1,1	-
3	acenaften	3	14,1	2,3	-
4	fluoren	3	33,6	1,1	-
5	fenanthren	3	135,8	2,6	-
6	anthracen	3	13,5	<0,2	-
7	fluoranthren	4	85,1	4,0	-
8	pyren	4	77,9	3,8	-
9	chrysen	4	21,8	<0,2	-
10	benz[a]anthracen	4	27,7	<0,2	-
11	benzo[b]fluoranthren	5	30,9	<0,2	-
12	benzo[k]fluoranthren	5	28,7	<0,2	-
13	benzo[a]pyren	5	25,8	<0,2	-
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	33,2	<0,2	-
15	dibenz[a,h]anthracen	5	<0,2	<0,2	-
16	benzo[g,h,i]perylene	6	29,1	<0,2	-
	Σ 16 PAH		924,3	22,1	-
	Σ 2-4 PAH		776,6	22,1	-
	Σ 5-6 PAH		147,7	0,0	-

Tabulka 47: Spalovna 32b - obsah ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z dřevní štěpky (2010).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g}/\text{kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	90,7	1,2	-
2	acenaftylen	3	60,6	8,0	-
3	acenaften	3	7,8	0,6	-
4	fluoren	3	13,0	0,8	-
5	fenanthren	3	54,9	30,2	-
6	anthracen	3	13,3	13,1	-
7	fluoranthren	4	54,8	105,0	-
8	pyren	4	53,5	94,2	-
9	chrysen	4	22,5	82,1	-
10	benz[a]anthracen	4	27,1	82,2	-
11	benzo[b]fluoranthren	5	33,4	116,0	-
12	benzo[k]fluoranthren	5	34,1	112,0	-
13	benzo[a]pyren	5	31,5	100,0	-
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	39,0	132,0	-
15	dibenz[a,h]anthracen	5	<0,2	55,5	-
16	benzo[g,h,i]perylene	6	39,3	136,0	-
	Σ 16 PAH		575,5	1061,7	-
	Σ 2-4 PAH		398,2	410,2	-
	Σ 5-6 PAH		177,3	651,5	-

Tabulka 48: Spalovna 33 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z dřevní štěpky (2011).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g/kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	83,6	11,3	-
2	acenaftylen	3	8,8	1,2	-
3	acenaften	3	2,2	<0,2	-
4	fluoren	3	0,8	<0,2	-
5	fenanthren	3	2,4	<0,2	-
6	anthracen	3	<0,2	<0,2	-
7	fluoranthren	4	0,9	<0,2	-
8	pyren	4	0,8	<0,2	-
9	chrysen	4	<0,2	<0,2	-
10	benz[a]anthracen	4	<0,2	<0,2	-
11	benzo[b]fluoranthren	5	<0,2	<0,2	-
12	benzo[k]fluoranthren	5	<0,2	<0,2	-
13	benzo[a]pyren	5	<0,2	<0,2	-
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	<0,2	<0,2	-
15	dibenz[a,h]anthracen	5	<0,2	<0,2	-
16	benzo[g,h,i]perylene	6	<0,2	<0,2	-
	Σ 16 PAH		99,5	12,5	-
	Σ 2-4 PAH		99,5	12,5	-
	Σ 5-6 PAH		0,0	0,0	-

Tabulka 49: Spalovna 34 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z dřevní štěpky (2011).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g/kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	9,1	2,2	-
2	acenaftylen	3	<0,2	<0,2	-
3	acenaften	3	<0,2	<0,2	-
4	fluoren	3	<0,2	<0,2	-
5	fenanthren	3	<0,2	<0,2	-
6	anthracen	3	<0,2	<0,2	-
7	fluoranthren	4	<0,2	<0,2	-
8	pyren	4	0,3	<0,2	-
9	chrysen	4	<0,2	<0,2	-
10	benz[a]anthracen	4	<0,2	<0,2	-
11	benzo[b]fluoranthren	5	<0,2	<0,2	-
12	benzo[k]fluoranthren	5	<0,2	<0,2	-
13	benzo[a]pyren	5	<0,2	<0,2	-
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	<0,2	<0,2	-
15	dibenz[a,h]anthracen	5	<0,2	<0,2	-
16	benzo[g,h,i]perylene	6	<0,2	<0,2	-
	Σ 16 PAH		9,4	2,2	-
	Σ 2-4 PAH		9,4	2,2	-
	Σ 5-6 PAH		0,0	0,0	-

Tabulka 50: Spalovna 35 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH ve směsném popelu ze slámy a z dřevní štěpky (2011).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g/kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	směsný (sláma)	směsný (dř. štěpka)
1	naftalen	2	-	3,1	1,3
2	acenaftylen	3	-	<0,2	<0,2
3	acenaften	3	-	<0,2	<0,2
4	fluoren	3	-	<0,2	<0,2
5	fenanthren	3	-	0,8	<0,2
6	anthracen	3	-	<0,2	<0,2
7	fluoranthen	4	-	0,7	<0,2
8	pyren	4	-	0,9	<0,2
9	chrysen	4	-	<0,2	<0,2
10	benz[a]anthracen	4	-	<0,2	<0,2
11	benzo[b]fluoranthen	5	-	<0,2	<0,2
12	benzo[k]fluoranthen	5	-	<0,2	<0,2
13	benzo[a]pyren	5	-	<0,2	<0,2
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	-	<0,2	<0,2
15	dibenz[a,h]anthracen	5	-	<0,2	<0,2
16	benzo[g,h,i]perylene	6	-	<0,2	<0,2
	Σ 16 PAH		-	5,5	1,3
	Σ 2-4 PAH		-	5,5	1,3
	Σ 5-6 PAH		-	0,0	0,0

Tabulka 51: Spalovna 36 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém a roštovém popelu z d. štěpky, kůry a pilin (2010).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g/kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	<0,2	13,4	-
2	acenaftylen	3	<0,2	27,2	-
3	acenaften	3	<0,2	0,2	-
4	fluoren	3	<0,2	<0,2	-
5	fenanthren	3	<0,2	14,9	-
6	anthracen	3	<0,2	0,3	-
7	fluoranthen	4	<0,2	2,1	-
8	pyren	4	<0,2	1,2	-
9	chrysen	4	<0,2	<0,2	-
10	benz[a]anthracen	4	<0,2	<0,2	-
11	benzo[b]fluoranthen	5	<0,2	<0,2	-
12	benzo[k]fluoranthen	5	<0,2	<0,2	-
13	benzo[a]pyren	5	<0,2	<0,2	-
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	<0,2	<0,2	-
15	dibenz[a,h]anthracen	5	<0,2	<0,2	-
16	benzo[g,h,i]perylene	6	<0,2	<0,2	-
	Σ 16 PAH		<0,2	59,4	-
	Σ 2-4 PAH		<0,2	59,4	-
	Σ 5-6 PAH		<0,2	0,0	-

Tabulka 52: Spalovna 37 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém popelu z fluidního spalování dřevní štěpky (2010).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g/kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	<0,2	-	-
2	acenaftylen	3	<0,2	-	-
3	acenaften	3	<0,2	-	-
4	fluoren	3	<0,2	-	-
5	fenanthren	3	<0,2	-	-
6	anthracen	3	<0,2	-	-
7	fluoranthren	4	<0,2	-	-
8	pyren	4	<0,2	-	-
9	chrysen	4	<0,2	-	-
10	benz[a]anthracen	4	<0,2	-	-
11	benzo[b]fluoranthren	5	<0,2	-	-
12	benzo[k]fluoranthren	5	<0,2	-	-
13	benzo[a]pyren	5	<0,2	-	-
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	<0,2	-	-
15	dibenz[a,h]anthracen	5	<0,2	-	-
16	benzo[g,h,i]perylene	6	<0,2	-	-
	Σ 16 PAH		<0,2	-	-
	Σ 2-4 PAH		<0,2	-	-
	Σ 5-6 PAH		<0,2	-	-

Tabulka 53: Spalovna 38 - obsah ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) PAH v úletovém popelu ze směsi slámy a sena 2:1 (2011).

stanovovaná složka			obsah PAH v [$\mu\text{g/kg}$]		
číslo	název	počet cyklů v sloučenině	úletový	roštový	směsný
1	naftalen	2	11611,8	-	-
2	acenaftylen	3	11174,5	-	-
3	acenaften	3	62,9	-	-
4	fluoren	3	10,9	-	-
5	fenanthren	3	9446,1	-	-
6	anthracen	3	1021,4	-	-
7	fluoranthren	4	10937,4	-	-
8	pyren	4	13854,2	-	-
9	chrysen	4	1514,3	-	-
10	benz[a]anthracen	4	2011,8	-	-
11	benzo[b]fluoranthren	5	2773,1	-	-
12	benzo[k]fluoranthren	5	2335,1	-	-
13	benzo[a]pyren	5	4267,5	-	-
14	indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	3194,4	-	-
15	dibenz[a,h]anthracen	5	196,8	-	-
16	benzo[g,h,i]perylene	6	5834,0	-	-
	Σ 16 PAH		80246,2	-	-
	Σ 2-4 PAH		61645,3	-	-
	Σ 5-6 PAH		18600,9	-	-

Foto 1: Homogenizované vzorky popela.

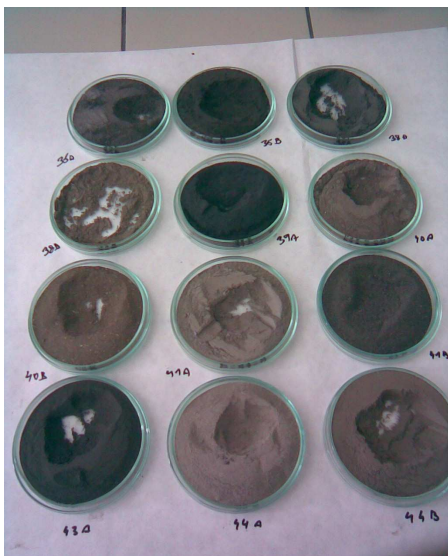


Foto 2: Směs vzorků a extrakčního činidla.

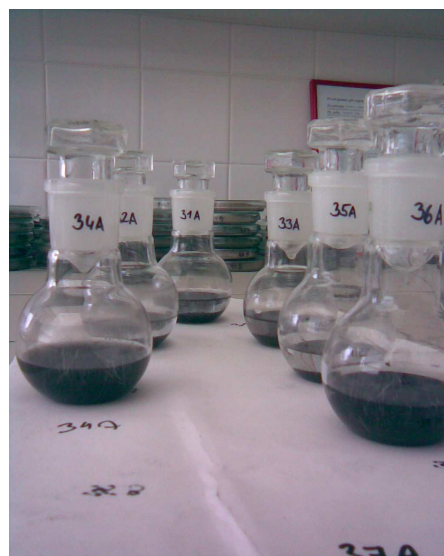


Foto 3: Rozdělení fází aceton – hexan.

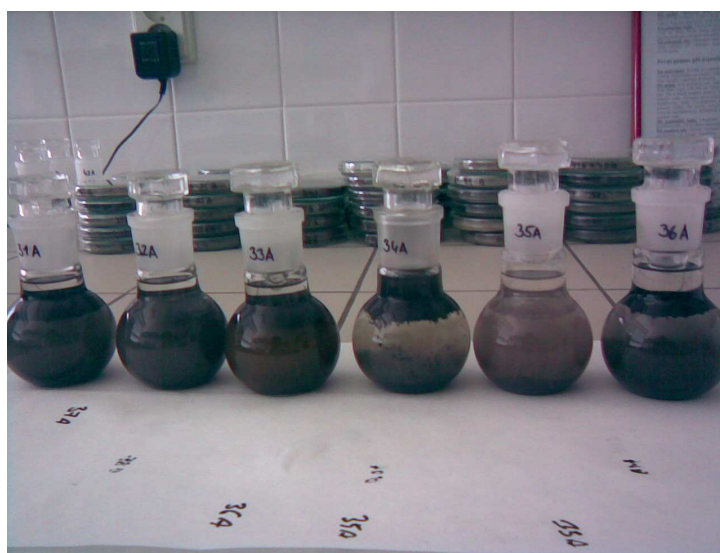


Foto 4: Vialky se vzorky extraktu pro analýzu PAH.

