

# WASTE FORUM



RECENZOVANÝ ČASOPIS PRO VÝSLEDKY VÝZKUMU  
A VÝVOJE PRO ODPADOVÉ HOSPODÁŘSTVÍ

ROČNÍK 2010

číslo 2  
strana 89 – 163

**Patron čísla** *(zde příště může být vaše firma!)*

## 6. česko-slovenské symposium

Výsledky výzkumu a vývoje pro odpadové hospodářství  
**ODPADOVÉ FÓRUM 2011**

13. – 15. 4. 2011, Kouty nad Desnou, hotel Dlouhé stráně

Další informace na [www.odpadoveforum.cz/symposium2010](http://www.odpadoveforum.cz/symposium2010)

## OBSAH:

Úvodní slovo šéfredaktora	91
Využití LCA k posouzení vlivu rozsahu sběru využitelných složek komunálních odpadů s ohledem na způsoby nakládání se směsným komunálním odpadem <i>Tatiana Krečmerová, Vladimír Kočí, Zdenka Kotoulová</i>	92
Faktory ovlivňující vel'kost' vozového parku pre zber bioodpadu z domácností vo vidieckej zástavbe <i>Anna Báreková, Peter Kaufman</i>	111
Recyklace autosedadel: Vliv druhové skladby odpadní měkké polyurethanové pěny <i>Hynek Beneš, Jiří Rösner</i>	117
Uplatnění kalů z úpravy kameniva v cihlářském střepu <i>Radomír Sokolář</i>	126
Využívání organických odpadů při hydrofyzikální úpravě půdních vlastností antropozemí výsypek <i>Petr Čermák</i>	133
Vytváření antropozemí na složištích vedlejších energetických produktů z dostupných odpadů organického a minerálního původu <i>Petr Čermák</i>	140
Research of Municipal Waste Landfill Surface Methane Emissions Measurement for Operating Practice <i>Pavel Novák, Lukáš Kovář</i>	147
Emise N <sub>2</sub> O z výroby kyseliny dusičné <i>Lucie Obalová, Karel Borovec, Milan Dej, Zdenek Lacný</i>	158
ODPADY = PENÍZE	163

---

### Pro autory

České ekologické manažerské centrum (CEMC) na vydávání časopisu WASTE FORUM nedostává žádnou podporu z veřejných zdrojů. Proto se snažíme minimalizovat náklady spojené s vydáváním tohoto časopisu. Proto je časopis vydáván pouze v elektronické podobě a čísla jsou zveřejňována na volně přístupných internetových stránkách [www.WasteForum.cz](http://www.WasteForum.cz).

Pro snížení pracnosti přípravy jednotlivých čísel požadujeme, aby autoři příspěvků je posílali do redakce v kompletně zalomené podobě i se zabudovanými obrázky a tabulkami, tak zvané „**printer-ready**“. Pokyny k obsahovému členění a grafické úpravě příspěvků spolu s přímo použitelnou **šablonou grafické úpravy** ve WORDu jsou uvedeny na [www-stránkách](http://www-stránkách) časopisu v sekci **Pro autory**.

Uveřejnění příspěvků v časopisu WASTE FORUM je v zásadě bezplatné. Nicméně abychom příjmově pokryli alespoň nezbytné externí náklady spojené s vydáváním časopisu (odměny recenzentům, poplatky za webhosting, softwarová podpora), vybíráme symbolický poplatek za uveřejnění poděkování grantové agentuře či konstatování, že článek vznikl v rámci řešení určitého projektu. Více na [www-stránkách](http://www-stránkách) v sekci **Inzerce**.



## Úvodní slovo šéfredaktora

Vážení čtenáři,  
přichází k vám letošní druhé číslo tohoto elektronického recenzovaného časopisu.

Po vyjití minulého čísla jsem měl diskusi s recenzentem jednoho z článků, který se pozastavil nad tím, že jím recenzovaný článek vyšel, aniž by autor vzal v úvahu mnohé z jeho připomínek, které považoval za důležité. Této záležitosti bych se zde chtěl více věnovat a vysvětlit, jak roli recenzí chápu já a jak k ní přistupuji.

Každý příspěvek, který přijde do redakce a vyhovuje (alespoň na pohled) redakčním pravidlům, posílám dvěma recenzentům. Některé vybírám sám, některé mi pomáhají vybrat členové redakční rady. Některý recenzent k tomu přistupuje odpovědně, jiný méně, občas se stane, že obdržím dva posudky, které vypadají, jako by byly každý na jiný článek.

Co já s tím? Nic, oba pošlu autorovi, aby upravil svůj článek ve smyslu připomínek recenzentů. Některý autor podrobně vysvětlí, které recenzní připomínky akceptoval a které ne a proč, jiný pošle upravený text bez většího komentáře. Nemám ve většině případů odborně na to, abych posoudil, kdo má pravdu, zda recenzent či autor. Mohl bych to znovu poslat recenzentovi, aby se k tomu vyjádřil a tak hrát s autorem a recenzentem jakýsi ping-pong ve třech. Nebo poslat posudek a autorovu odpověď třetímu, nezávislému recenzentovi, aby je rozsoudil.

Ani jedno nedělám. Já jen zkontroluji provedení formálních připomínek a udělám jazykovou kontrolu a sestavím číslo. Vycházím z toho, že autor a recenzent jsou na stejné úrovni a ani jeden není neomylný. Navíc recenzent je anonymní, kdežto autor je pod článkem podepsaný a tedy jemu především by mělo záležet na tom, aby při honbě za body za publikace si současně neudělal v odborném světě ostudu.

V březnu byla na stránkách [www.vyzkum.cz](http://www.vyzkum.cz) znovu otevřena možnost přihlásit časopis na Seznam neimpaktovaných recenzovaných periodik vydávaných v ČR, což jsem využil. Všechny požadavky WASTE FORUM bez problémů plní, takže by nemělo nic bránit tomu, aby při letošní aktualizaci na tomto seznamu náš časopis již figuroval.

V dubnu proběhl v Koutech nad Desnou již 5. ročník symposia Výsledky výzkumu a vývoje pro odpadové hospodářství ODPADOVÉ FÓRUM 2010. Několik příspěvků z tohoto čísla zaznělo v podobě přednášky i na tomto symposiu. Rovněž ostatní autoři příspěvků ze symposia je mohou po úpravě poslat k uveřejnění ve WASTE FORUM. Zvláště poté, co zamýšlený recenzovaný sborník symposia se připravovat nebude, protože se na něj nesešlo dostatek objednávek. Redakční uzávěrka příštího čísla je 8. července a dalšího pak 8. října 2010.

**Ondřej Procházka**

**WASTE FORUM – recenzovaný časopis pro výsledky výzkumu a vývoje pro odpadové hospodářství**  
ISSN: 1804-0195; [www.WasteForum.cz](http://www.WasteForum.cz). Vychází čtvrtletně.

**Ročník 2010, číslo 2**

**Vydavatel:** CEMC – České ekologické manažerské centrum, IČO: 45249741, [www.cemc.cz](http://www.cemc.cz)

**Adresa redakce:** CEMC, Jevanská 12, 100 31 Praha 10, ČR, fax: +420/274 775 869

**Šéfredaktor:** Ing. Ondřej Procházka, CSc., tel.: +420/274 784 448, 723 950 237, e-mail: [prochazka@cemc.cz](mailto:prochazka@cemc.cz)

**Redakční rada:** Prof. Ing. Dagmar Juchelková, Ph.D., prof. Ing. František Božek, CSc., prof. Ing. František Kaštánek, CSc., prof. Ing. Mečislav Kuraš, CSc., prof. Ing. Karel Obroučka, CSc., doc. RNDr. Jana Kotovicová, Ph.D., doc. Ing. Vladimír Čablík, CSc., doc. Ing. Lubomír Růžek, CSc., doc. Ing. Miroslav Škopán, CSc., Ing. Vratislav Bednařík, CSc.

**Web-master:** Ing. Vladimír Študent

Patronem tohoto čísla je 6. česko-slovenské symposium Výsledky výzkumu a vývoje pro odpadové hospodářství ODPADOVÉ FÓRUM 2011, 13. – 15. 4. 2011, Kouty nad Desnou, Jeseníky. Více na [www.odpadoveforum.cz/symposium2010](http://www.odpadoveforum.cz/symposium2010).  
(Patronem příštího čísla může být i vaše firma!)

# Využití LCA k posouzení vlivu rozsahu sběru využitelných složek komunálních odpadů s ohledem na způsoby nakládání se směsným komunálním odpadem

**Tatiana Krečmerová<sup>a</sup>, Vladimír Kočí<sup>b</sup>, Zdenka Kotoulová<sup>c</sup>**

a) ETC Consulting Group s.r.o., Kunešova 18, 130 00 Praha 3,  
e-mail: [krecmerova@etc-consulting.cz](mailto:krecmerova@etc-consulting.cz)

b) Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Technická 5, 166 28 Praha 6.  
tel. a fax: 220 444 171; e-mail: [Vladimir.Koci@vscht.cz](mailto:Vladimir.Koci@vscht.cz)

c) Ing. Zdenka Kotoulová – SLEEKO, Dětská 288/1915, 100 00 Praha 10,  
e-mail: [kotoulova@quick.cz](mailto:kotoulova@quick.cz)

## Souhrn

Příspěvek se zabývá environmentálním posouzením možností odděleného sběru využitelných složek odpadů v rámci integrovaných systémů nakládání se směsnými komunálními odpady. Výstupem tohoto obecného posouzení je preferenční pořadí variant odděleného sběru pro technologie skládkování, spalování a mechanicko-biologickou úpravu směsných komunálních odpadů. Byly posuzovány jednosložkové, dvousložkové, tříložkové, čtyřložkové a pětisložkové varianty odděleného sběru. Posouzení bylo provedeno pomocí metody Posuzování životního cyklu LCA v podmínkách České republiky pomocí softwaru GaBi. Funkční jednotkou je množství SKO, které vyprodukuje 1000 obyvatel za rok, stanovené na 301 t. Zjistili jsme, že nejnižší environmentální dopady má v současných podmínkách ČR pro integrované systémy se skládkováním čtyřložkový oddělený sběr (papír, plast, sklo, kovy), pro integrované systémy se spalováním pětisložkový oddělený sběr (papír, plast, sklo, kovy, bioodpad) a pro integrované systémy s mechanicko-biologickou úpravou také čtyřložkový oddělený sběr (papír, plasty, sklo, kovy).

**Klíčová slova:** oddělený sběr, komunální odpad, posuzování životního cyklu, LCA

## Obsah

1. ÚVOD .....	93
2. EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST .....	93
2.1. DATA KO, SKO, ODDĚLENÝ SBĚR.....	93
2. 2. SOUČASNÝ STAV ODDĚLENÉHO SBĚRU V ČR.....	95
3. VÝSLEDKY A DISKUSE .....	97
3.1. OPTIMALIZACE ODDĚLENÉHO SBĚRU PRO IS S TECHNOLOGIÍ SKLÁDKOVÁNÍ .....	97
3.2. OPTIMALIZACE ODDĚLENÉHO SBĚRU PRO IS S TECHNOLOGIÍ SPALOVÁNÍ .....	101
3.3. OPTIMALIZACE ODDĚLENÉHO SBĚRU PRO IS S TECHNOLOGIÍ MBÚ.....	105
4. ZÁVĚRY .....	108

## 1. Úvod

V posledních letech je dlouhodobě diskutována otázka, jestli zavedení odděleného sběru biologicky rozložitelného odpadu bude významným přínosem pro odpadové hospodářství v podmínkách České republiky. V tomto příspěvku jsou posuzovány a hodnoceny varianty odděleného sběru papíru, plastu, skla, kovu a bioodpadu. Oddělený sběr nápojových kartonů nebyl z důvodu nedostatku relevantních dat uvažován, i když v současné době je v některých lokalitách zaveden.

Posouzení vlivu rozsahu odděleného sběru využitelných složek s ohledem na různé způsoby nakládání se směsným komunálním odpadem je jedním z dílčích cílů projektu VaV „Koncepty integrovaných systémů pro optimalizaci nakládání se směsnými komunálními odpady preferující moderní principy EU a jejich posouzení metodou LCA“. Pro hodnocení vlivu byla zvolena metoda Posuzování životního cyklu LCA.

Cílem bylo posoudit užívané varianty odděleného sběru pro jednotlivé integrované systémy nakládání se směsnými komunálními odpady (dále jen SKO) pro hlavní technologie skládkování s využitím skládkového plynu, spalování s využitím energie a bez využití popelovin a mechanicko-biologická úprava s biosušením. Celkem bylo hodnoceno 32 variant odděleného sběru využitelných složek komunálních odpadů. Posuzovali jsme také možnost, kdy není zaveden žádný systém odděleného sběru a vyprodukovaný SKO jde přímo do zařízení k nakládání s SKO.

## 2. Experimentální část

### 2.1. Data KO, SKO, oddělený sběr

Komunální odpady jsou odpady z obcí a podobné odpady ostatních původců na území obcí a tvoří je především složky získané odděleným sběrem, jako jsou papír, plasty, sklo, kovy, biologický odpad a druhy nebezpečných odpadů; odpady ze zahrad a parků; ostatní komunální odpady, kam patří směsný komunální odpad, objemný odpad a ostatní odpad z úklidu a úpravy obcí. Produkce komunálních odpadů v ČR je evidována v souladu s Katalogem odpadů<sup>1</sup> v Informačním systému odpadového hospodářství (ISOH<sup>2,3</sup>). Ukazuje se, že téměř 65 % hmotnosti produkce představuje směsný komunální odpad, který pochází až z 90 % z obcí.

Ročně se v obcích ČR vyprodukuje přibližně 300 kg/osobu komunálního odpadu. V roce 2008 občané vytrídili v průměru 53 kg/osobu využitelných složek (papír, nápojový karton, plast, sklo, kovy) a zbytkový směsný komunální odpad o průměrné hmotnosti 270 kg/osobu byl částečně využit energeticky (11 % hm.) a v převažujícím podílu odstraněn na skládkách komunálního odpadu (88 % hm.).

V rámci obecních systémů občané sice vytrídí více než 53 kg/osobu a rok využitelných složek komunálních odpadů, avšak vzhledem k tomu, že vytríděné kovy převážně nepocházejí z běžného odpadu z domácností, jsou většinou z hodnocení výsledků odděleného sběru využitelných složek vyloučeny. Při vyloučení kovů představoval v roce 2008 oddělený sběr 35,8 kg/osobu. Papíru a nápojových kartonů bylo v tomto roce v domácnostech vytríděno na 17,7 kg/osobu, plastů 7,7 kg/osobu, a skla 10,4 kg/osobu<sup>5</sup>.

Podrobnější údaje o vývoji produkce některých druhů komunálních odpadů ve skupině 20 Katalogu odpadů a množství vytríděných využitelných složek v ČR v systému EKO-KOM uvádí následující tabulky.

**Tabulka 1: Vývoj produkce KO a vybraných druhů 2003-2008 (v tis. t)**

Roky	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Produkce KO (tis. t/rok)	4 446	4 652	4 276	4 121	4392	4580
Produkce SKO (tis. t/rok)	2 880	2 851	2 665	2 758	2812	2942
Produkce OO (tis. t/rok)			312	326	384	433

Pozn.: KO = komunální odpad, SKO = směsný komunální odpad, OO = objemný odpad

Zdroj: VÚV – CeHO (ISOH)<sup>2</sup>, CENIA (ISOH)<sup>3</sup>

**Tabulka 2: Vývoj měrné produkce KO a vybraných druhů 2003-2008 (kg/obyv/rok)**

Roky	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Produkce KO (kg/obyv/rok)	436	456	417	401	427	441
Produkce SKO (kg/obyv/rok)	282	279	260	268	273	283
Produkce OO (kg/obyv/rok)			30	32	37	42

Pozn.: KO = komunální odpad, SKO = směsný komunální odpad, OO = objemný odpad

Zdroj: VÚV – CeHO (ISOH)<sup>2</sup>, CENIA (ISOH)<sup>3</sup>

**Tabulka 3: Množství vytríděných odpadů v obcích v systému EKO-KOM (v t)**

Roky	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2008 kg/obyv/rok
Papír, nápojový karton	81 350	95 562	116 242	138 681	160 335	183 557	17,7
Plast	38 374	45 636	48 687	59 600	68 820	79 765	7,7
Sklo	54 350	62 720	69 440	81 784	91 367	107 735	10,4
Kovy	76 718	127 039	125 008	155 701	170 773	178 177	17,2
<b>Celkem</b>							
t/rok	250 792	330 957	359 377	435 766	491 295	549 035	
kg/obyv/rok	24,6	32,4	35,0	42,4	47,7	53,0	<b>53,0</b>
<b>Celkem bez kovů</b>							
t/rok	174 074	203 918	234 369	280 065	320 522	370 858	
kg/obyv/rok	<b>17,1</b>	<b>20,0</b>	<b>22,9</b>	<b>27,3</b>	<b>31,1</b>	<b>35,8</b>	<b>35,8</b>

Zdroj: EKO-KOM, a. s., Strategie nakládání s odpady ve městech a obcích ČR<sup>4</sup>

Podíl využitelných složek vytríděných v rámci obecních systémů roste poměrně vysokým tempem, v období 2008/2007 činil nárůst celkové hmotnosti vytríděných složek bez kovů 15 %. Současně však vzrůstá celková produkce komunálních odpadů z obcí, v období

2008/2007 téměř o 6 % hm., což má vliv na produkci zbytkového směsného komunálního odpadu určeného k dalšímu zpracování. Výsledkem je skutečnost, že produkce směsného komunálního odpadu v rozporu s přijatou strategií <sup>6</sup> se nesnižuje. To vyvolává diskuse o možnostech zvýšení tempa odděleného sběru a recyklace využitelných složek včetně třídění a odděleného sběru biologického odpadu z komunálních odpadů. Jedním z podkladů k objasnění některých diskutovaných opatření mohou být i dále prezentované výsledky rozsahu odděleného sběru metodou Posuzování životního cyklu LCA.

**Tabulka 4: Skladba komunálního odpadu ve smíšené zástavbě 2008 (výskyt\*)**

Materiálová složka	Podíl v komunálním odpadu ve smíšené zástavbě bytových a rodinných domů	
	% hmotnostní	kg/obyvatele a rok
Papír/lepenka	19,4	58,5
Plast	12,1	36,4
Textil	4,2	12,6
Kovy	3,2	9,6
Sklo	8,2	24,7
Bioodpad	24,8	74,6
Jiný spalitelný odpad	15,2	45,8
Jiný minerální odpad	1,3	3,9
Jemný podíl (menší než 40 mm)	11,6	34,9
<b>C e l k e m</b>	<b>100,0</b>	<b>301,0</b>

Zdroj: ETC Consulting Group <sup>9</sup>

\*) jedná se o výskyt běžného odpadu z domácností (domovního odpadu) stanovený na základě analýz skladby zbytkového směsného odpadu z domácností a dopočtem odděleně sebraných využitelných složek

Základním předpokladem pro určení rozsahu odděleného sběru jsou informace o látkovém složení komunálních odpadů. Provádění systematických analýz skladby komunálních odpadů je pracnou a finančně náročnou záležitostí a získání takovýchto aktuálních informací je problematické. Využitelné dostupné informace o skladbě směsného komunálního odpadu v ČR jsou obsaženy v několika zdrojích <sup>4, 7, 8</sup>.

V metodikách prováděných analýz jsou určité odlišnosti, které bylo nutné posoudit z hlediska interpretace výsledných hodnot. Při podrobnějším zkoumání byla pro účely modelování LCA stanovena skladba komunálního odpadu obsažená v tabulce 4. Skladbu reprezentují hodnoty naměřené ve smíšené zástavbě v hlavním městě Praze v roce 2008 s úpravou v položkách „sklo“ a „jemný podíl menší než 40 mm“ provedenou na základě expertízy dat uvedených v citovaných zdrojích. Hodnoty v tabulce se vztahují k výskytu odpadu v domácnostech před vytríděním využitelných složek.

## 2. 2. Současný stav odděleného sběru v ČR

V současné době je odděleným sběrem využitelných složek pokryta převážná část území ČR. Podrobnější výsledky uvádí Autorizovaná obalová společnost EKO-KOM <sup>5</sup>. Sběrná síť je nejvíce rozšířena pro sběr směsného skla a plastů, u těchto komodit je na síť napojeno 99 % obcí a téměř 100 % obyvatel ČR. Sběr čirého skla se uskutečňuje přibližně u poloviny obcí. Sběr papíru je rozšířen na území 83 % obcí. Sběr nápojových kartonů je zaveden u 60 %



obcí. Kov je sbírán výhradně prostřednictvím sběrných dvorů a výkupu druhotných surovin. Z uvedeného je patrné, že téměř všechny obce v ČR mají zaveden minimálně dvousložkový oddělený sběr (sklo, plasty) a více než 80 % obcí sběr tříložkový (sklo, plasty, papír).

Sběr využitelných složek je v ČR realizován prostřednictvím husté sítě sběrných nádob (kontejnerů). V roce 2008 bylo občanům k dispozici téměř 180 tis. kontejnerů<sup>5</sup> na tříděný sběr využitelných odpadů. Nejvíce kontejnerů je rozmístěno na sběr plastů, jedná se o více než 64 tis. kusů nádob, na druhém místě to je 63 tis. kontejnerů na sklo. Podstatným faktorem úspěšnosti odděleného sběru je dostupnost sběrové sítě. Čím více kontejnerů, tím více se zvyšuje komfort pro občany a snižuje donášková vzdálenost. Na konci roku 2008 připadalo na jedno průměrné sběrné místo (3 kontejnery) 171 obyvatel.

Pytlový sběr je v podmínkách ČR pouze doplňkovým způsobem sběru a využívá se pouze u lehkých komodit, tj. nápojových kartonů, plastu a papíru. Prostřednictvím pytlového sběru je sbíráno pouhých 6 % plastů a 2 % papíru. Nápojové kartony pokud se sbírají pytlovým sběrem, tak především v zástavbě rodinných domů. Takto je sbíráno pouze 16 % nápojových kartonů.

V podmínkách ČR je málo zkušeností s odděleným sběrem biologicky rozložitelných odpadů z domácností. Rozšířen je sběr odpadu rostlinného původu z údržby zeleně ve městech a ze zahrad občanů a jeho zpracování převážně na kompost. Odděleně jsou také sbírány odpady z kuchyní a stravovacích zařízení zpracovávány v zařízeních pro anaerobní digestci. Oddělený sběr biologického odpadu z domácností je prováděn v rámci mnoha pilotních projektů pomocí nádobových systémů. U těchto projektů představuje průměrná výtěžnost sbíraných odpadů 70 – 100 kg/osobu a rok v zástavbě rodinných domů a 12 – 17 kg/osobu a rok v sídlištní zástavbě bytových domů.

Rozsah odděleného sběru a výtěžnost jednotlivých složek jsou jedním z faktorů ovlivňujících složení zbytkového směsného komunálního odpadu. Proto při modelování integrovaných systémů nakládání se směsným komunálním odpadem jsme pomocí projekce rozsahu odděleného sběru využitelných složek sledovali změny v současné skladbě komunálního odpadu. Pro rozsah sběru byla určující variabilita daná počtem a druhy sbíraných komodit. Skladbu směsného komunálního odpadu např. ve variantách čtyřsložkového sběru (papír, plast, sklo a kov) uvádí tabulka 5. Posouzení metodou LCA jsme podrobili různé varianty odděleného sběru ve spojení s jednotlivými koncepty nakládání se směsnými komunálními odpady. Cílem tohoto postupu bylo nalezení optimálního rozsahu odděleného sběru z hlediska konkrétního konceptu. Porovnání bylo provedeno s využitím obecných dat o standardních procesech nakládání jak s jednotlivými využitelnými složkami KO, tak SKO v zařízeních k jejich zpracování (kromě MBÚ) či odstranění a to s využitím metody LCA.



**Tabulka 5: Současná skladba SKO ve smíšené zástavbě při čtyřsložkové separaci**

Materiálová složka	Výskyt KO		SKO při separaci papíru, plastu, skla a kovu		SKO při separaci papíru, plastu, skla a bio		SKO při separaci papíru, plastu, kovu a bio		SKO při separaci papíru, skla, kovu a bio		SKO při separaci plastu, skla, kovu a bio	
	% hm	kg/o/r	% hm	kg/o/r	% hm	kg/o/r	% hm	kg/o/r	% hm	kg/o/r	% hm	kg/o/r
Papír a lepenka	29,3	88,2	27,0	72,8	28,6	72,8	27,6	72,8	27,9	72,8	32,7	88,2
- papír	12,8	38,5	10,5	28,5	11,2	28,5	10,8	28,5	10,9	28,5	14,3	38,5
- lepenka	6,6	19,9	5,4	14,5	5,7	14,5	5,5	14,5	5,6	14,5	7,4	19,9
- buničina	9,9	29,8	11,1	29,8	11,7	29,8	11,3	29,8	11,4	29,8	11,0	29,8
Plast	15,1	45,5	14,4	38,8	15,2	38,8	14,8	38,8	17,5	45,5	14,3	38,8
- plast	12,1	36,4	11,0	29,7	11,6	29,7	11,3	29,7	14,0	36,4	11,0	29,7
- pryž	3,0	9,1	3,4	9,1	3,6	9,1	3,5	9,1	3,5	9,1	3,3	9,1
Sklo	8,2	24,7	5,9	15,8	6,2	15,8	9,4	24,7	6,0	15,8	5,9	15,8
Kov	3,2	9,6	3,4	9,1	3,8	9,6	3,4	9,1	3,4	9,1	3,3	9,1
- Fe	2,0	6,0	2,2	5,8	2,4	6,0	2,2	5,8	2,2	5,8	2,1	5,8
- Al	0,9	2,7	0,9	2,4	1,1	2,7	0,9	2,4	0,9	2,4	0,9	2,4
- ostatní	0,3	0,9	0,3	0,9	0,3	0,9	0,3	0,9	0,3	0,9	0,3	0,9
Bioodpad	34,5	103,8	38,5	103,8	34,8	88,8	33,7	88,8	34,0	88,8	32,9	88,8
- bioodpad	24,8	74,6	27,7	74,6	23,4	59,6	22,6	59,6	22,8	59,6	22,1	59,6
- dřevo	1,5	4,5	1,7	4,5	1,8	4,5	1,7	4,5	1,7	4,5	1,7	4,5
- korek a kůže	0,8	2,4	0,9	2,4	0,9	2,4	0,9	2,4	0,9	2,4	0,9	2,4
- organický podíl ve zbytku 0-40 mm	7,4	22,3	8,2	22,3	8,7	22,3	8,5	22,3	8,6	22,3	8,2	22,3
Textil	4,2	12,6	4,7	12,6	4,9	12,6	4,8	12,6	4,8	12,6	4,7	12,6
Ostatní inert	5,5	16,6	6,1	16,6	6,5	16,6	6,3	16,6	6,4	16,6	6,2	16,6
- minerální odpad	0,6	1,8	0,7	1,8	0,7	1,8	0,7	1,8	0,7	1,8	0,7	1,8
- nebezpečný odpad	0,7	2,1	0,8	2,1	0,8	2,1	0,8	2,1	0,8	2,1	0,8	2,1
- minerální podíl ve zbytku 0-40 mm	4,2	12,7	4,6	12,7	5,0	12,7	4,8	12,7	4,9	12,7	4,7	12,7
<b>Celkem</b>	<b>100,0</b>	<b>301,0</b>	<b>100,0</b>	<b>269,5</b>	<b>100,0</b>	<b>255,0</b>	<b>100,0</b>	<b>263,4</b>	<b>100,0</b>	<b>261,2</b>	<b>100,0</b>	<b>269,9</b>

Zdroj: SLEeko<sup>9</sup>

### 3. Výsledky a diskuse

V následujících odstavcích jsou diskutovány získané výsledky pro jednotlivé koncepty. Nejprve se zaměříme na posouzení variant odděleného sběru integrovaných systémů zahrnujících jako hlavní technologii skládkování, dále uvádíme výsledky pro varianty odděleného sběru s technologií spalování a na závěr s technologií MBÚ.

### 3.1. Doporučení rozsahu odděleného sběru pro IS s technologií skládkování

V rámci modelování optimalizace odděleného sběru pro koncepty IS se skládkováním, se vycházelo z toho, že k IS se skládkováním bylo namodelovaných všech 32 variant odděleného sběru. Tyto varianty pak byly vzájemně posouzeny z environmentálního hlediska. Byl posuzován koncept skládkování s využitím skládkového plynu.

V tabulce 6 jsou uvedeny dopady konceptu IS skládkování se všemi variantami odděleného sběru před normalizací podle jednotlivých kategorií dopadu. Data uvedená v tabulce jsou vztahena k funkční jednotce 301 t SKO.

Co se týče **úbytku abiotických zdrojů**, tak všechny kombinace oddělených sběrů u konceptů IS se skládkováním dosahují negativních hodnot, tedy úspor (odvrácené emise). Nejvyšší úspory (nejvyšší pozitivní efekt) má koncept IS skládkování ve spojení s odděleným sběrem papíru, skla a kovů. Naopak nejnižší efekt má spojení tohoto konceptu s odděleným sběrem plastů a bioodpadu.

V kategorii dopadu **acidifikace** dosahují také všechny kombinace odděleného sběru ve spojení s konceptem IS se skládkováním záporných hodnot. Nejvyšších úspor dosahuje koncept skládkování ve spojení s odděleným sběrem papíru, plastů, skla a kovů. Naopak nejnižších úspor acidifikujících látek dosahuje koncept se skládkováním ve spojení s odděleným sběrem samotného bioodpadu.

Kategorie dopadu **eutrofizace** se vyznačuje tím, že koncept skládkování se všemi variantami odděleného sběru dosahuje pozitivních hodnot, tedy přispívá k produkci eutrofizujících látek. Nejvyšší dopad má koncept IS se skládkováním ve spojení s odděleným sběrem kovů a naopak nejnižší dopad má koncept ve spojení s odděleným sběrem papíru, plastů, skla a bioodpadu.

Co se týče **akvatické ekotoxicity**, všechny kombinace odděleného sběru ve spojení s konceptem IS skládkování dosahují pozitivních hodnot, přispívají tedy k produkci látek způsobujících akvatickou ekotoxicitu. Nejvíce přispívá koncept ve spojení se sběrem bioodpadu a naopak nejméně přispívá koncept ve spojení s odděleným sběrem papíru, plastů, skla a kovů.

Koncept IS se skládkováním v případě všech kombinací odděleného sběru dosahuje v případě kategorie dopadu **globální oteplování** kladných hodnot, tedy přispívá k produkci skleníkových plynů. Nejvyšší příspěvek má koncept v kombinaci bez odděleného sběru a nejnižší příspěvek má koncept s odděleným sběrem papíru, skla, kovů a bioodpadu.

**Tabulka 6: Výsledky dopadů počtu tříděných složek na koncept IS skládkování metodiky CML IA 2001**

Zkratky pro jednotlivé odděleně sbírané využitelné složky odpadů:

0 – bez odděleného sběru; p – papír; pl – plast; g – sklo; m – kovy; b - bioodpad

	Úbytek abiotických surovin, kg Sb-Equiv.	Acidifikace, kg SO <sub>2</sub> -Equiv.	Eutrofizace, kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -Equiv.	Akvatická ekotoxická, kg DCB-Equiv.	Globální oteplování (100 r.), kg CO <sub>2</sub> -Equiv.	Humánní toxicita, kg DCB-Equiv.	Úbytek stratosférického ozónu (rovnovážný stav), kg R11-Equiv.	Vznik fotooxidantů, kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> -Equiv.	Terestrická ekotoxická, kg DCB-Equiv.
(0)	-3,34E-02	-2,86E-01	2,26E+00	6,57E+00	1,60E+02	-3,72E-01	-8,01E-08	2,86E-02	1,02E+00
(b)	-1,89E-02	-2,11E-01	2,19E+00	6,59E+00	1,44E+02	-9,08E-02	3,31E-07	2,82E-02	1,04E+00
(g)	-5,61E-02	-4,42E-01	2,25E+00	6,32E+00	1,51E+02	-2,49E+00	-3,02E-06	2,00E-02	9,12E-01
(g,b)	-4,13E-02	-3,64E-01	2,18E+00	6,31E+00	1,34E+02	-2,21E+00	-2,60E-06	1,95E-02	9,17E-01
(g,m)	-6,82E-02	-5,04E-01	2,25E+00	6,27E+00	1,48E+02	-2,63E+00	-3,32E-06	1,63E-02	9,08E-01
(g,m,b)	-5,36E-02	-4,27E-01	2,19E+00	6,29E+00	1,32E+02	-2,35E+00	-2,90E-06	1,59E-02	9,15E-01
(m)	-4,53E-02	-3,47E-01	2,26E+00	6,52E+00	1,57E+02	-5,04E-01	-3,68E-07	2,49E-02	1,03E+00
(m,b)	-3,06E-02	-2,70E-01	2,18E+00	6,55E+00	1,40E+02	-2,25E-01	5,39E-08	2,44E-02	1,03E+00
(p)	-1,12E-01	-7,41E-01	2,24E+00	6,38E+00	1,48E+02	-1,29E+00	-2,34E-06	4,34E-03	9,83E-01
(p,b)	-9,76E-02	-6,64E-01	2,17E+00	6,36E+00	1,31E+02	-1,01E+00	-1,92E-06	3,84E-03	9,86E-01
(p,g)	-1,35E-01	-8,98E-01	2,24E+00	6,09E+00	1,39E+02	-3,42E+00	-5,29E-06	-4,29E-03	8,65E-01
(p,g,b)	-1,20E-01	-8,20E-01	2,16E+00	6,11E+00	1,22E+02	-3,13E+00	-4,87E-06	-4,78E-03	8,68E-01
(p,g,m)	-1,47E-01	-9,58E-01	2,23E+00	6,08E+00	1,36E+02	-3,56E+00	-5,58E-06	-7,99E-03	8,59E-01
(p,g,m,b)	-1,32E-01	-8,81E-01	2,17E+00	6,09E+00	1,20E+02	-3,27E+00	-5,16E-06	-8,45E-03	8,67E-01
(p,m)	-1,24E-01	-8,02E-01	2,24E+00	6,38E+00	1,45E+02	-1,43E+00	-2,63E-06	6,20E-04	9,79E-01
(p,m,b)	-1,10E-01	-7,26E-01	2,17E+00	6,35E+00	1,28E+02	-1,15E+00	-2,22E-06	1,92E-04	9,86E-01
(p,pl)	-1,08E-01	-7,65E-01	1,99E+00	5,71E+00	1,45E+02	-1,35E+00	-2,29E-06	1,80E-03	8,60E-01
(p,pl,b)	-9,34E-02	-6,88E-01	1,92E+00	5,70E+00	1,28E+02	-1,07E+00	-1,87E-06	1,34E-03	8,66E-01
(p,pl,g)	-1,30E-01	-9,19E-01	1,99E+00	5,43E+00	1,36E+02	-3,47E+00	-5,23E-06	-6,65E-03	7,43E-01
(p,pl,g,b)	-1,16E-01	-8,41E-01	1,92E+00	5,44E+00	1,20E+02	-3,18E+00	-4,80E-06	-7,14E-03	7,46E-01
(p,pl,g,m)	-1,42E-01	-9,81E-01	1,98E+00	5,42E+00	1,33E+02	-3,61E+00	-5,52E-06	-1,03E-02	7,37E-01
(p,pl,g,m,b)	-1,30E-01	-9,19E-01	2,03E+00	5,73E+00	1,25E+02	-3,35E+00	-5,12E-06	-9,38E-03	7,92E-01
(p,pl,m)	-1,20E-01	-8,27E-01	1,98E+00	5,66E+00	1,42E+02	-1,49E+00	-2,59E-06	-1,90E-03	8,53E-01
(p,pl,m,b)	-1,05E-01	-7,50E-01	1,93E+00	5,69E+00	1,25E+02	-1,20E+00	-2,17E-06	-2,34E-03	8,64E-01
(pl)	-2,91E-02	-3,10E-01	2,01E+00	5,91E+00	1,57E+02	-4,22E-01	-2,69E-08	2,61E-02	9,10E-01
(pl,b)	-1,44E-02	-2,33E-01	1,94E+00	5,88E+00	1,40E+02	-1,40E-01	3,89E-07	2,56E-02	9,15E-01
(pl,g)	-5,14E-02	-4,64E-01	2,01E+00	5,65E+00	1,48E+02	-2,54E+00	-2,97E-06	1,76E-02	7,90E-01
(pl,g,b)	-3,65E-02	-3,86E-01	1,94E+00	5,66E+00	1,32E+02	-2,25E+00	-2,54E-06	1,72E-02	7,98E-01
(pl,g,m)	-6,35E-02	-5,26E-01	2,00E+00	5,61E+00	1,46E+02	-2,68E+00	-3,26E-06	1,40E-02	7,85E-01
(pl,g,m,b)	-4,88E-02	-4,48E-01	1,93E+00	5,56E+00	1,29E+02	-2,40E+00	-2,84E-06	1,35E-02	7,88E-01
(pl,m)	-4,14E-02	-3,73E-01	2,01E+00	5,87E+00	1,54E+02	-5,69E-01	-3,33E-07	2,24E-02	9,05E-01
(pl,m,b)	-2,64E-02	-2,94E-01	1,94E+00	5,87E+00	1,37E+02	-2,78E-01	1,02E-07	2,19E-02	9,09E-01

Zdroj: ETC Consulting Group<sup>9</sup>

Koncept IS se skládkováním se všemi variantami odděleného sběru dosahuje v kategorii dopadu **humánní toxicita** záporných hodnot, tedy dosahuje úspory v produkci toxických látek – odvrací emise. Největší množství odvrácených emisí dosahuje koncept v kombinaci s odděleným sběrem papíru, plastů, skla a kovů. Naopak nejnižší množství odvrácených emisí vykazuje koncept v kombinaci s odděleným sběrem bioodpadu.

V případě kategorie dopadu **úbytek stratosférického ozonu**, některé z kombinací odděleného sběru ve spojení s konceptem IS skládkování dosahují kladných hodnot (tedy přispívají k produkci látek, které se podílí na tomto dopadu). Jsou to varianty s odděleným sběrem samotného bioodpadu, dále oddělený sběr bioodpadu a kovů, oddělený sběr bioodpadu a plastů a odděleného sběru bioodpadu, kovů a plastů. Z toho je zřejmé, že v této kategorii dopadu má sběr bioodpadu negativní dopad. Naopak nejvyšší úsporu v produkci látek přispívajících k úbytku stratosférického ozonu (nejvíce odvrácených emisí) má koncept skládkování ve spojení s odděleným sběrem papíru, skla a kovů.

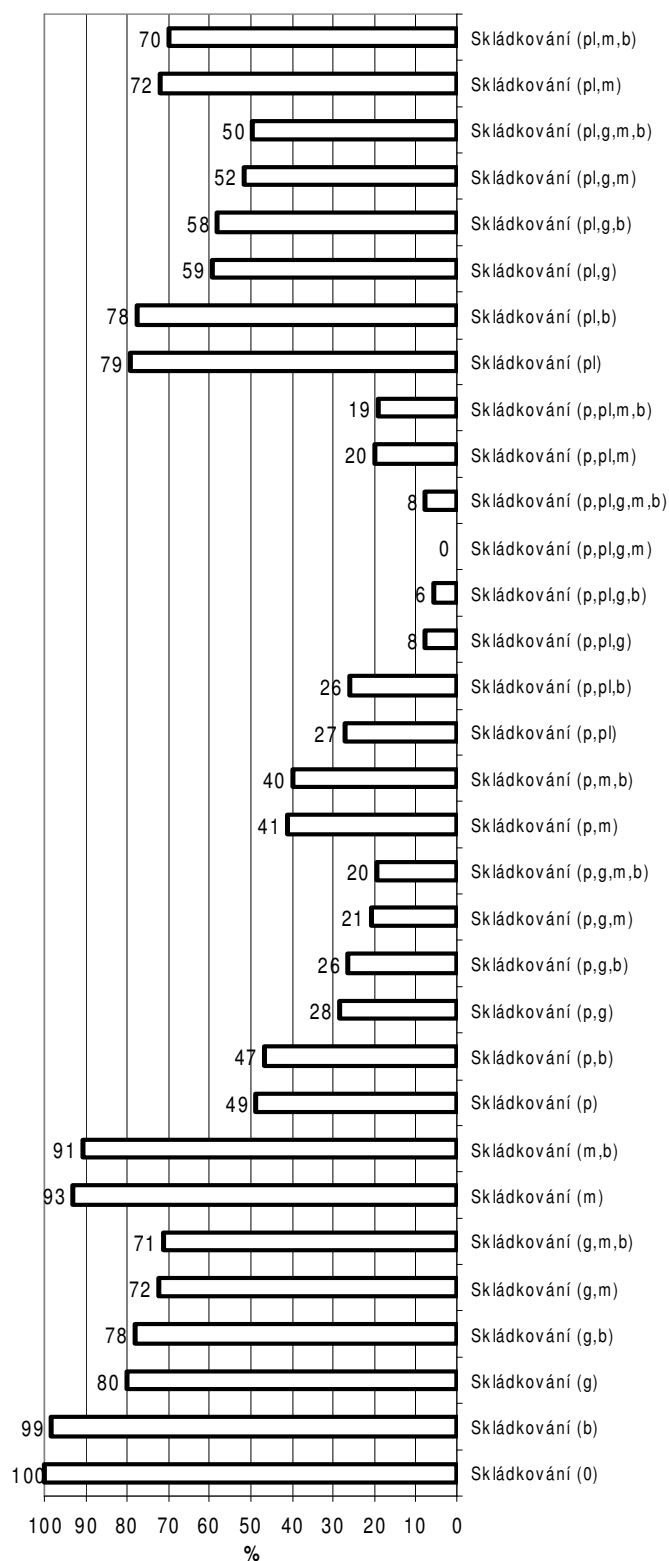
Koncept IS skládkování v případě kategorie dopadu **vznik fotooxidantů** dosahuje jak kladných tak záporných hodnot. Nejvyšší dopad má koncept s vyloučením odděleného sběru a nejnižší dopad dosahující úsporu má koncept ve spojení s odděleným sběrem papíru, plastů, skla a kovů.

Koncept IS skládkování se všemi variantami odděleného sběru v kategorii dopadu **terestrická ekotoxicita** dosahuje kladných hodnot. Nejvyšší dopad má koncept ve spojení s odděleným sběrem samotného bioodpadu a naopak nejnižší dopad má koncept ve spojení s odděleným sběrem papíru, plastů, skla a kovů.

V grafu 1 jsou prezentovány sumy normalizovaných výsledků dopadů kategorií podle metodiky CML. V grafu jsou prezentovány environmentální dopady všech variant odděleného sběru pro IS skládkování s využitím skládkového plynu. Je zřejmé, že nejnižší dopad má koncept IS skládkování ve spojení s odděleným sběrem papíru, plastů, skla a kovů. Naopak nejvyšší dopad má koncept tehdy, když není zaveden sběr žádného odděleně sbíraného odpadu.

Níže prezentované výsledky jsou převedeny na procenta s vyjádřením procentuálního porovnání nepříznivých dopadů jednotlivých variant. Nejhorší varianta (s nejvíce nepříznivými dopady) je základnou (má hodnotu 100%) k porovnání s ostatními variantami. Naopak varianta s nejnižším dopadem neboli nejpříznivější varianta dosahuje nejnižší hodnotu (0 %).

Graf 1: Normalizované výsledky indikátorů kategorií dopadů dle CML IA 2001 pro rozsah odděleného sběru IS se skládkováním. Normalizace byla provedena pro 27 států EU. Vyloučena kategorie dopadu mořská toxicita.



Zdroj: ETC Consulting Group<sup>9</sup>

### 3.2. Rozsah odděleného sběru pro IS s technologií spalování

V rámci modelování rozsahu odděleného sběru pro koncepty IS se spalováním, se vycházelo z toho, že k IS se spalováním bylo namodelovaných všech 32 variant odděleného sběru. Tyto varianty pak byly vzájemně posouzeny z environmentálního hlediska. Byl posuzován koncept spalování s využitím energie bez využití popelovin.

V tabulce 7 jsou uvedeny dopady konceptu IS se spalováním pro všechny varianty odděleného sběru v jednotlivých kategoriích dopadu podle metodiky CML. Data uvedená v tabulce jsou vztažena k funkční jednotce 301 t SKO.

**Tabulka 7: Výsledky dopadů počtu tříděných složek na koncept IS spalování metodiky CML IA 2001**

	Úbytek abiotických surovin, kg Sb-Equiv.	Acidifikace, kg SO <sub>2</sub> -Equiv.	Eutrofizace, kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -Equiv.	Akvatická ekotoxická, kg DCB-Equiv.	Globální oteplování (100 r.), kg CO <sub>2</sub> -Equiv.	Humánní toxicita, kg DCB-Equiv.	Úbytek stratosférického ozónu (rovnovážný stav), kg R11-Equiv.	Vznik fotooxidantů, kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> -Equiv.	Terestrická ekotoxická, kg DCB-Equiv.
(0)	9,91E-02	3,43E-01	6,87E-02	4,66E+00	3,26E+02	6,43E+00	2,74E-06	2,58E-02	2,47E+00
(b)	9,42E-02	3,20E-01	6,37E-02	4,69E+00	3,02E+02	6,37E+00	2,73E-06	2,45E-02	2,47E+00
(g)	5,77E-02	1,07E-01	6,37E-02	4,40E+00	3,14E+02	3,80E+00	-8,30E-07	1,29E-02	2,35E+00
(g,b)	5,27E-02	8,40E-02	5,86E-02	4,40E+00	2,89E+02	3,75E+00	-8,25E-07	1,16E-02	2,34E+00
(g,m)	4,56E-02	4,63E-02	6,29E-02	4,39E+00	3,11E+02	3,64E+00	-1,14E-06	9,14E-03	2,34E+00
(g,m,b)	4,03E-02	2,15E-02	5,78E-02	4,39E+00	2,87E+02	3,59E+00	-1,15E-06	7,82E-03	2,35E+00
(m)	6,98E-02	2,04E-01	6,68E-02	4,65E+00	3,20E+02	6,00E+00	2,01E-06	1,83E-02	2,47E+00
(m,b)	6,49E-02	1,81E-01	6,17E-02	4,67E+00	2,95E+02	5,94E+00	2,02E-06	1,70E-02	2,45E+00
(p)	3,01E-03	-1,80E-01	5,96E-02	4,41E+00	3,11E+02	4,86E+00	1,22E-07	-1,99E-03	2,45E+00
(p,b)	-1,87E-03	-2,03E-01	5,45E-02	4,40E+00	2,86E+02	4,80E+00	1,27E-07	-3,21E-03	2,44E+00
(p,g)	-2,15E-02	-3,40E-01	5,57E-02	4,13E+00	3,02E+02	2,51E+00	-3,03E-06	-1,12E-02	2,33E+00
(p,g,b)	-2,65E-02	-3,63E-01	5,06E-02	4,13E+00	2,77E+02	2,46E+00	-3,02E-06	-1,24E-02	2,32E+00
(p,g,m)	-3,37E-02	-4,01E-01	5,49E-02	4,12E+00	2,99E+02	2,36E+00	-3,33E-06	-1,49E-02	2,32E+00
(p,g,m,b)	-3,87E-02	-4,24E-01	4,98E-02	4,13E+00	2,75E+02	2,31E+00	-3,34E-06	-1,61E-02	2,33E+00
(p,m)	-9,14E-03	-2,42E-01	5,87E-02	4,42E+00	3,08E+02	4,71E+00	-1,72E-07	-5,71E-03	2,44E+00
(p,m,b)	-1,43E-02	-2,66E-01	5,38E-02	4,40E+00	2,84E+02	4,65E+00	-1,89E-07	-7,00E-03	2,44E+00
(p,pl)	9,69E-03	-1,95E-01	5,98E-02	4,03E+00	2,92E+02	4,58E+00	2,62E-07	-3,56E-03	2,09E+00
(p,pl,b)	4,49E-03	-2,19E-01	5,48E-02	4,03E+00	2,68E+02	4,53E+00	2,55E-07	-4,84E-03	2,09E+00
(p,pl,g)	-1,51E-02	-3,55E-01	5,59E-02	3,75E+00	2,84E+02	2,24E+00	-2,90E-06	-1,28E-02	1,97E+00
(p,pl,g,b)	-2,00E-02	-3,78E-01	5,08E-02	3,75E+00	2,59E+02	2,19E+00	-2,89E-06	-1,40E-02	1,97E+00
(p,pl,g,m)	-2,72E-02	-4,17E-01	5,51E-02	3,74E+00	2,81E+02	2,08E+00	-3,20E-06	-1,65E-02	1,96E+00
(p,pl,g,m,b)	-2,83E-02	-4,27E-01	5,34E-02	3,96E+00	2,72E+02	2,32E+00	-3,10E-06	-1,67E-02	2,08E+00
(p,pl,m)	-2,32E-03	-2,56E-01	5,90E-02	4,00E+00	2,89E+02	4,43E+00	-3,80E-08	-7,26E-03	2,08E+00
(p,pl,m,b)	-7,65E-03	-2,80E-01	5,40E-02	4,02E+00	2,65E+02	4,38E+00	-5,45E-08	-8,57E-03	2,09E+00
(pl)	8,86E-02	2,51E-01	6,78E-02	4,30E+00	3,05E+02	5,88E+00	2,45E-06	2,04E-02	2,11E+00
(pl,b)	8,36E-02	2,28E-01	6,28E-02	4,28E+00	2,80E+02	5,82E+00	2,44E-06	1,92E-02	2,11E+00
(pl,g)	6,41E-02	9,18E-02	6,39E-02	4,02E+00	2,96E+02	3,52E+00	-7,09E-07	1,12E-02	1,99E+00
(pl,g,b)	5,89E-02	6,77E-02	5,87E-02	4,02E+00	2,71E+02	3,47E+00	-7,09E-07	9,94E-03	2,00E+00
(pl,g,m)	5,21E-02	3,07E-02	6,31E-02	4,00E+00	2,93E+02	3,37E+00	-1,02E-06	7,50E-03	1,98E+00
(pl,g,m,b)	4,68E-02	6,19E-03	5,80E-02	3,97E+00	2,68E+02	3,30E+00	-1,02E-06	6,21E-03	1,98E+00
(pl,m)	7,68E-02	1,91E-01	6,71E-02	4,28E+00	3,02E+02	5,72E+00	2,14E-06	1,67E-02	2,11E+00
(pl,m,b)	7,15E-02	1,66E-01	6,19E-02	4,27E+00	2,77E+02	5,67E+00	2,15E-06	1,55E-02	2,10E+00

Zdroj: ETC Consulting Group<sup>9</sup>

V případě kategorie dopadu **úbytek abiotických zdrojů** dosahuje koncept IS se spalováním jak kladných, tak záporných hodnot. Nejvyšší dopad má koncept IS se spalováním tehdy, když mu není přiřazen žádný oddělený sběr. Naopak nejnižší dopad dosahující úsporu má koncept ve spojení s odděleným sběrem papíru, skla, kovů a bioodpadu.

V případě kategorie dopadu **acidifikace** dosahuje koncept IS se spalováním také jak kladných, tak záporných hodnot. Nejvyšší dopad má koncept v případě, že není zaveden oddělený sběr. Naopak nejnižší dopad acidifikujících látek dosahuje koncept ve spojení s pěti složkovým odděleným sběrem papíru, plastů, skla, kovů a bioodpadu, který dosahuje úspor.

Kategorie dopadu **eutrofizace** se vyznačuje tím, že koncept IS se spalováním se všemi variantami odděleného sběru dosahuje kladných hodnot, tedy přispívá k produkci eutrofizujících látek. Nejvyšší dopad má koncept IS se skládkováním bez zavedení odděleného sběru a naopak nejnižší dopad má koncept ve spojení s odděleným sběrem papíru, skla, kovů a bioodpadu.

Co se týče **akvatické ekotoxicity**, všechny kombinace odděleného sběru ve spojení s konceptem IS spalování dosahují kladných hodnot, přispívají tedy k produkci látek způsobujících akvatickou ekotoxicitu. Nejvíce přispívá koncept ve spojení se sběrem bioodpadu a naopak nejméně přispívá koncept ve spojení s odděleným sběrem papíru, plastů, skla a kovů.

Koncept IS se spalováním v případě všech kombinací odděleného sběru dosahuje v případě kategorie dopadu **globální oteplování** kladných hodnot, tedy přispívá k produkci skleníkových plynů. Nejvyšší příspěvek má koncept v kombinaci bez odděleného sběru a nejnižší příspěvek má koncept s odděleným sběrem papíru, plastů, skla a bioodpadu.

Koncept IS se spalováním se všemi variantami odděleného sběru dosahuje v kategorii dopadu **humánní toxicita** kladných hodnot, tedy přispívají k produkci látek, které přispívají k humánní toxicitě. Nejvyšší dopad má koncept bez zavedení odděleného sběru. Naopak nejnižší dopad má koncept v kombinaci s odděleným sběrem papíru, plastů, skla a kovů.

V případě kategorie dopadu **úbytek stratosférického ozonu**, některé z kombinací odděleného sběru ve spojení s konceptem IS spalování dosahují jak kladných hodnot, tak záporných hodnot (úspory). Nejvyšší dopad má koncept bez zavedení odděleného sběru. Naopak nejvyšší úsporu v produkci látek přispívajících k úbytku stratosférického ozonu má koncept ve spojení s odděleným sběrem papíru, skla, kovů a bioodpadu.

Koncept IS spalování v případě kategorie dopadu **vznik fotooxidantů** dosahuje jak kladných, tak záporných hodnot. Nejvyšší dopad má koncept bez zavedení odděleného sběru a nejnižší dopad dosahující úsporu má koncept ve spojení s 5 složkovým odděleným sběrem papíru, plastů, skla, kovů a bioodpadu.

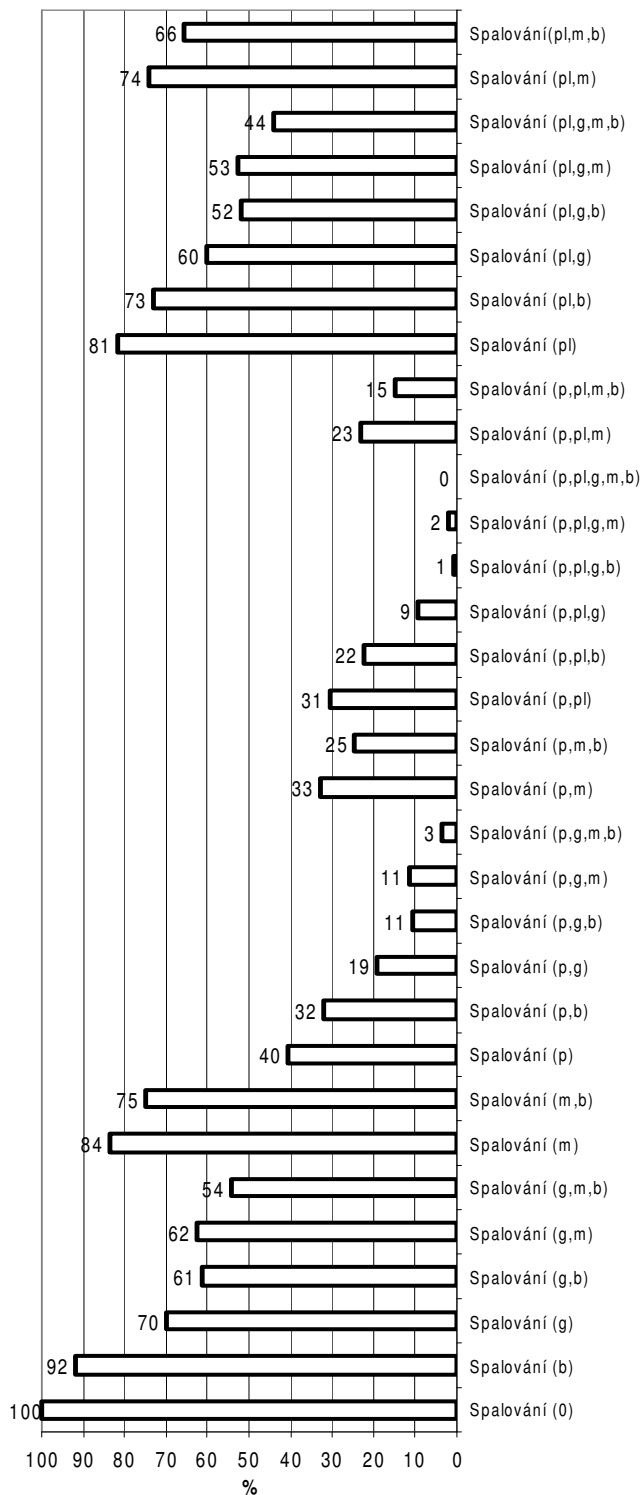
Koncept IS spalování se všemi variantami odděleného sběru v kategorii dopadu **terestrická ekotoxicita** dosahuje kladných hodnot. Nejvyšší dopad má koncept ve spojení s odděleným sběrem samotného bioodpadu a naopak nejnižší dopad má koncept ve spojení s odděleným sběrem papíru, plastů, skla a kovů.

V grafu č. 2 jsou prezentovány sumy normalizovaných výsledků dopadů kategorií podle metodiky CML. Je zřejmé, že nejnižší dopad má koncept IS spalování ve spojení s odděleným sběrem papíru, plastů, skla, kovů a bioodpadu. Naopak nejvyšší dopad má koncept tehdy, když není zavedený sběr žádného odděleně sbíraného odpadu. Výše prezentované výsledky jsou převedeny na procenta s vyjádřením procentuálního porovnání nepříznivých dopadů jednotlivých variant. Nejhorší varianta (s nejvíce nepříznivými dopady)



je základnou (má hodnotu 100%) k porovnání s ostatními variantami. Naopak varianta s nejnižším dopadem neboli nejpříznivější varianta dosahuje nejnižší hodnoty (0 %).

**Graf 2: Normalizované výsledky indikátorů kategorií dopadů dle CML IA 2001 pro rozsah odděleného sběru pro IS se spalováním. Normalizace byla provedena pro 27 států EU. Vyloučena kategorie dopadu mořská toxicita.**



Zdroj: ETC Consulting Group<sup>9</sup>

### 3.3. Rozsah odděleného sběru pro IS s technologií MBÚ

V rámci modelování rozsahu odděleného sběru pro koncepty IS MBÚ, se vycházelo z toho, že k IS MBÚ bylo namodelovaných všech 32 variant odděleného sběru. Tyto varianty pak byly vzájemně posouzeny z environmentálního hlediska. Byl posuzován koncept MBÚ s biosušením se spalováním paliva z odpadů.

V tabulce 8 jsou uvedeny dopady konceptu IS MBÚ pro všechny varianty odděleného sběru v jednotlivých kategoriích dopadu podle metodiky CML. Data uvedená v tabulce jsou vztažena k funkční jednotce 301 t SKO.

**Tabulka 8: Výsledky dopadů počtu tříděných složek na koncept IS MBÚ metodiky CML IA 2001**

	Úbytek abiotických surovin, kg Sb-Equiv.	Acidifikace, kg SO <sub>2</sub> -Equiv.	Eutrofizace, kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -Equiv.	Akvatická ekotoxicita, kg DCB-Equiv.	Globální oteplování (100 r.), kg CO <sub>2</sub> -Equiv.	Humánní toxicita, kg DCB-Equiv.	Úbytek stratosférického ozónu (rovnovážný stav), kg R11-Equiv.	Vznik fotooxidantů, kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> -Equiv.	Terestrická ekotoxicita, kg DCB-Equiv.
(0)	-7,49E-01	4,30E-02	5,32E-02	-1,98E-03	1,87E+01	3,19E-01	3,86E-07	6,46E-03	5,36E-02
(b)	-7,17E-01	5,69E-02	5,33E-02	-5,77E-04	1,96E+01	3,73E-01	4,58E-07	7,18E-03	5,47E-02
(g)	-7,73E-01	-1,18E-01	3,94E-02	-2,32E-01	3,86E+00	-1,82E+00	-2,49E-06	-3,43E-03	-7,40E-02
(g,b)	-7,42E-01	-1,07E-01	3,95E-02	-2,31E-01	4,39E+00	-1,77E+00	-2,42E-06	-2,90E-03	-7,27E-02
(g,m)	-7,86E-01	-1,73E-01	3,87E-02	-2,29E-01	1,78E+00	-1,96E+00	-2,76E-06	-6,66E-03	-7,86E-02
(g,m,b)	-7,55E-01	-1,62E-01	3,85E-02	-2,28E-01	2,05E+00	-1,91E+00	-2,70E-06	-6,20E-03	-7,76E-02
(m)	-7,62E-01	-1,17E-02	5,25E-02	1,34E-03	1,67E+01	1,82E-01	1,15E-07	3,25E-03	4,89E-02
(m,b)	-7,29E-01	-1,10E-03	5,29E-02	2,47E-03	1,73E+01	2,35E-01	1,79E-07	3,77E-03	5,04E-02
(p)	-7,69E-01	-3,96E-01	4,75E-02	-1,53E-02	6,80E+00	-5,73E-01	-1,67E-06	-1,66E-02	3,69E-02
(p,b)	-7,35E-01	-3,85E-01	4,80E-02	-1,41E-02	7,55E+00	-5,20E-01	-1,60E-06	-1,60E-02	3,84E-02
(p,g)	-7,93E-01	-5,57E-01	3,38E-02	-2,45E-01	-7,99E+00	-2,72E+00	-4,54E-06	-2,64E-02	-9,06E-02
(p,g,b)	-7,60E-01	-5,48E-01	3,40E-02	-2,44E-01	-7,73E+00	-2,66E+00	-4,48E-06	-2,60E-02	-8,93E-02
(p,g,m)	-8,05E-01	-6,15E-01	3,30E-02	-2,42E-01	-1,05E+01	-2,85E+00	-4,82E-06	-2,99E-02	-9,52E-02
(p,g,m,b)	-7,74E-01	-6,01E-01	3,34E-02	-2,41E-01	-9,52E+00	-2,80E+00	-4,75E-06	-2,91E-02	-9,39E-02
(p,m)	-7,79E-01	-4,54E-01	4,71E-02	-1,23E-02	4,45E+00	-7,11E-01	-1,95E-06	-2,00E-02	3,26E-02
(p,m,b)	-7,50E-01	-4,40E-01	4,70E-02	-1,09E-02	5,19E+00	-6,57E-01	-1,88E-06	-1,93E-02	3,35E-02
(p,pl)	-7,38E-01	-4,48E-01	4,85E-02	-1,09E-02	5,37E+00	-5,95E-01	-1,69E-06	-1,98E-02	3,68E-02
(p,pl,b)	-7,02E-01	-4,10E-01	4,92E-02	-8,15E-03	7,47E+00	-4,54E-01	-1,49E-06	-1,78E-02	4,04E-02
(p,pl,g)	-7,60E-01	-5,83E-01	3,50E-02	-2,39E-01	-8,09E+00	-2,65E+00	-4,43E-06	-2,83E-02	-8,86E-02
(p,pl,g,b)	-7,27E-01	-5,74E-01	3,51E-02	-2,38E-01	-7,84E+00	-2,60E+00	-4,37E-06	-2,79E-02	-8,73E-02
(p,pl,g,m)	-7,71E-01	-6,41E-01	3,43E-02	-2,36E-01	-1,07E+01	-2,79E+00	-4,71E-06	-3,18E-02	-9,31E-02
(p,pl,g,m,b)	-7,77E-01	-6,28E-01	3,68E-02	-2,35E-01	-9,31E+00	-2,72E+00	-4,63E-06	-3,10E-02	-8,94E-02
(p,pl,m)	-7,44E-01	-4,80E-01	4,85E-02	-6,32E-03	4,41E+00	-6,44E-01	-1,84E-06	-2,18E-02	3,47E-02
(p,pl,m,b)	-7,15E-01	-4,66E-01	4,85E-02	-4,90E-03	5,28E+00	-5,91E-01	-1,77E-06	-2,11E-02	3,58E-02
(pl)	-7,15E-01	1,68E-02	5,43E-02	3,93E-03	1,85E+01	3,84E-01	4,93E-07	4,54E-03	5,55E-02
(pl,b)	-6,83E-01	3,10E-02	5,47E-02	5,39E-03	1,96E+01	4,39E-01	5,67E-07	5,31E-03	5,69E-02
(pl,g)	-7,19E-01	-4,63E-02	4,18E-02	-2,21E-01	7,79E+00	-1,39E+00	-1,84E-06	-5,31E-04	-6,24E-02
(pl,g,b)	-7,08E-01	-1,33E-01	4,07E-02	-2,25E-01	4,30E+00	-1,71E+00	-2,31E-06	-4,78E-03	-7,07E-02
(pl,g,m)	-7,53E-01	-1,99E-01	3,97E-02	-2,23E-01	1,48E+00	-1,90E+00	-2,65E-06	-8,60E-03	-7,67E-02
(pl,g,m,b)	-7,21E-01	-1,85E-01	4,05E-02	-2,21E-01	2,75E+00	-1,84E+00	-2,58E-06	-7,78E-03	-7,51E-02
(pl,m)	-7,27E-01	-3,80E-02	5,36E-02	7,25E-03	1,64E+01	2,48E-01	2,22E-07	1,32E-03	5,09E-02
(pl,m,b)	-6,94E-01	-2,71E-02	5,43E-02	8,44E-03	1,72E+01	3,01E-01	2,87E-07	1,89E-03	5,25E-02

Zdroj: ETC Consulting Group

V případě kategorie dopadu **úbytek abiotických zdrojů** dosahuje koncept se všemi variantami odděleného sběru IS MBÚ záporných hodnot, dochází tedy k úsporám. Nejvyšší úsporu dosahuje koncept IS MBÚ ve spojení s odděleným sběrem papíru, skla a kovů. Naopak nejnižší úsporu dosahuje koncept ve spojení s odděleným sběrem plastů a bioodpadu.

V případě kategorie dopadu **acidifikace** dosahuje koncept IS MBÚ jak kladných tak záporných hodnot. Nejvyšší dopad má koncept v případě odděleného sběru bioodpadu. Naopak nejnižší dopad acidifikujících látek má koncept ve spojení s odděleným sběrem papíru, plastů, skla a kovů, který dosahuje úspor.

Kategorie **eutrofizace** se vyznačuje tím, že koncept IS MBÚ se všemi variantami odděleného sběru dosahuje kladných hodnot, tedy přispívá k produkci eutrofizujících látek. Nejvyšší dopad má koncept ve spojení s odděleným sběrem plastů a bioodpadu a naopak nejnižší dopad má koncept ve spojení s odděleným sběrem papíru, skla a kovů.

Co se týče **akvatické ekotoxicity**, koncept IS MBÚ s přiřazenými variantami odděleného sběru dosahuje jak kladných, tak záporných hodnot. Nejvyšší dopad má koncept ve spojení se sběrem plastů, kovů a bioodpadu a naopak nejnižší dopad (dosahuje úsporu) má koncept ve spojení s odděleným sběrem papíru a skla.

Koncept IS MBÚ s různými variantami odděleného sběru dosahuje v případě kategorie dopadu **globální oteplování** jak kladných, tak záporných hodnot. Nejvyšší dopad má koncept v kombinaci s odděleným sběrem bioodpadu a nejnižší dopad má koncept s odděleným sběrem papíru, plastů, skla a kovů.

Koncept IS MBÚ s různými variantami odděleného sběru dosahuje v kategorii dopadu **humánní toxicita** jak kladných, tak záporných hodnot. Nejvyšší dopad má koncept s odděleným sběrem bioodpadu a plastů. Naopak nejnižší dopad dosahující úsporu má koncept v kombinaci s odděleným sběrem papíru, skla a kovů.

V případě kategorie dopadu **úbytek stratosférického ozonu**, některé z kombinací odděleného sběru ve spojení s konceptem IS MBÚ dosahují jak kladných hodnot, tak záporných hodnot (odvrácené emise). Nejvyšší dopad má koncept s odděleným sběrem plastů a bioodpadu. Naopak nejvyšší úsporu v produkci látek přispívajících k úbytku stratosférického ozonu má koncept ve spojení s odděleným sběrem papíru, skla a kovů.

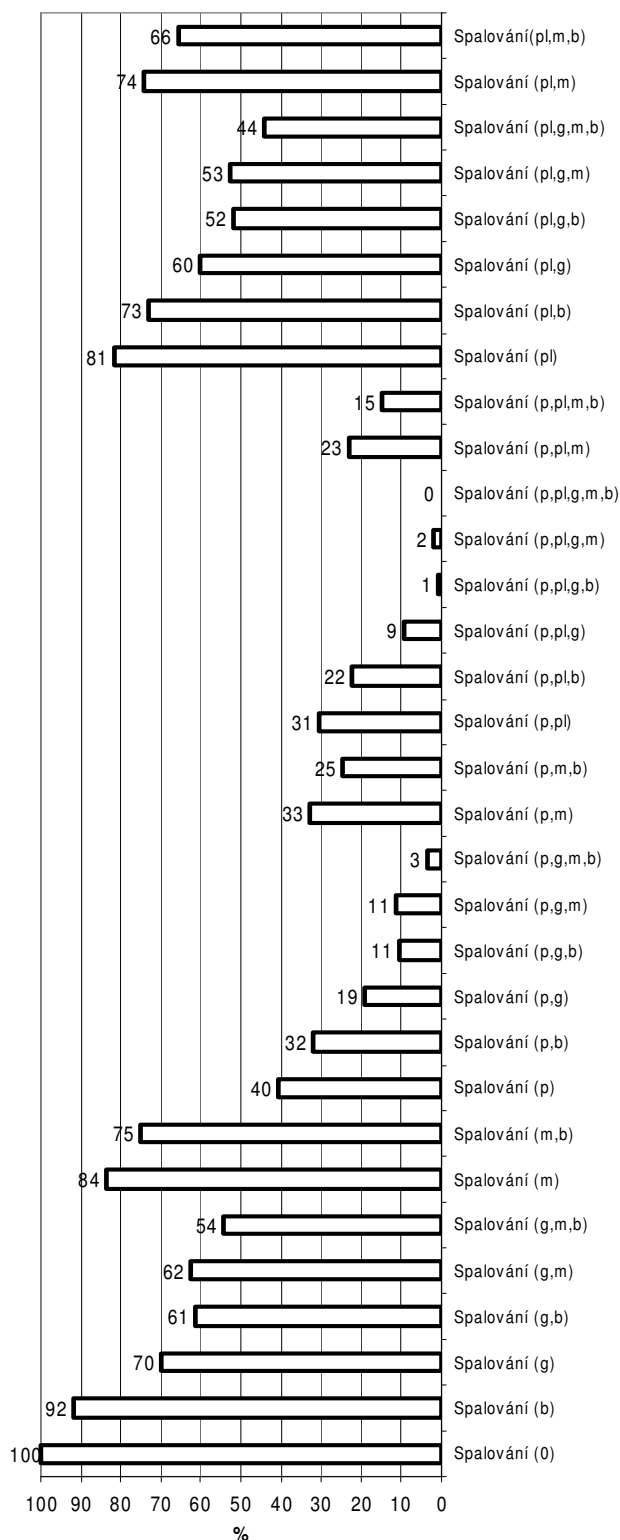
Koncept IS MBÚ v případě kategorie dopadu **vznik fotooxidantů** dosahuje jak kladných, tak záporných hodnot. Nejvyšší dopad má koncept s odděleným sběrem bioodpadu a nejnižší dopad dosahující úsporu má koncept ve spojení s odděleným sběrem papíru, plastů, skla a kovů.

Koncept IS MBÚ se všemi variantami odděleného sběru v kategorii dopadu **terestrická ekotoxicita** dosahuje jak kladných, tak záporných hodnot. Nejvyšší dopad má koncept ve spojení s odděleným sběrem plastů a bioodpadu a naopak nejnižší dopad má koncept ve spojení s odděleným sběrem papíru, skla a kovů, který dosahuje úspory.

V grafu č. 3 jsou prezentovány sumy normalizovaných výsledků dopadů kategorií podle metodiky CML. V grafu jsou prezentovány environmentální dopady všech variant odděleného sběru pro IS MBÚ biosušení se spalováním. Je zřejmé, že nejnižší dopad má koncept IS MBÚ ve spojení s odděleným sběrem papíru, skla a kovů ale i odděleného sběru papíru, plastů, skla a kovů. Naopak nejvyšší dopad má koncept s odděleným sběrem bioodpadu a odděleným sběrem plastů a bioodpadu. Níže prezentované výsledky jsou převedeny na procenta s vyjádřením procentuálního porovnání nepříznivých dopadů jednotlivých variant. Nejhorší varianta (s nejvíce nepříznivými dopady) je základnou (má hodnotu 100%)

k porovnání s ostatními variantami. Naopak varianta s nejnižším dopadem neboli nejpříznivější varianta dosahuje nejnižší hodnotu (0 %).

**Graf 3: Normalizované výsledky indikátorů kategorií dopadů dle CML 2001 pro rozsah odděleného sběru pro IS MBÚ. Normalizace byla provedena pro 27 států EU. Vyloučena kategorie dopadu mořská toxicita.**



Zdroj: ETC Consulting Group<sup>9</sup>

## 4. Závěry

Na základě určení rozsahu odděleného sběru tj. *druhů tříděných složek* byly definovány z environmentálního pohledu nejvhodnější formy odděleného sběru pro tu kterou technologii (skládkování, spalování, MBÚ). Určení rozsahu vycházelo z aktuálních podmínek a znalostí o skladbě SKO. V případě výrazné změny skladby SKO by mohlo dojít i ke změně pořadí jednotlivých variant odděleného sběru pro jednotlivé koncepty IS. To platí i pro změny skladby SKO v důsledku výrazných změn ve výtěžnosti jednotlivých odděleně sbíraných složek komunálních odpadů. Důležitým předpokladem je to, že ve studii nebylo uvažováno s dopady výroby sběrných nádob a svozem a přepravou odděleně sbíraných složek. Toto je možné modelovat a posuzovat v konkrétních podmínkách a může se lišit pro různé oblasti. V projektu jsme posuzovali vhodnost odděleného sběru pro jednotlivé koncepty IS s různými hlavními technologiemi.

V tomto příspěvku uvádíme pouze výsledky posouzení s použitím metodiky CML. Rozsah odděleného sběru byl ale posuzován i pomocí metodik EDIP 2003 a UBP. Výsledky se však výrazně neliší, v některých případech dochází k posunu o jedno místo v pořadí. Zájemcům můžou být detailnější výstupy prezentovány.

Z výsledků určení rozsahu odděleného sběru vyplývá, že pro Českou republiku je v případě IS se skládkováním a s MBÚ environmentálně nejšetrnější čtyřsložkový oddělený sběr papíru, plastů, skla a kovů a v případě konceptů IS se spalováním je environmentálně nejšetrnější pětisložkový oddělený sběr papíru, plastů, skla, kovů a bioodpadu. Naopak nejhorší varianta je nezavedení odděleného sběru nebo samotný sběr bioodpadu. V současné době nejčastěji zavedený třísložkový oddělený sběr papíru, plastů a skla je 3. nejvhodnější v případě IS se skládkováním a 5. nejvhodnějším pro IS se spalováním a MBÚ. Pětisložkový oddělený sběr papíru, plastů, skla, kovů a bioodpadu nemusí být vždy environmentálně nejšetrnější a jeho plošné zavedení vždy přínosné, důležité je zvažovat tuto variantu v kontextu celého konceptu IS a s ohledem na místní specifika. Námi vypracovaný LCA model umožňuje vypočítat lokalizované hodnoty environmentálních indikátorů zavedení jedno až pětisložkového odděleného sběru v jednotlivých krajích nebo obcích ČR. Model může být v případě potřeby lokalizován pro konkrétní oblasti a technologie.

## Seznam symbolů

CML IA	metodika hodnocení dopadů životního cyklu
ČR	Česká republika
EDIP 2003	metodika hodnocení dopadů životního cyklu
EU	Evropská unie
GaBi	software po posuzování životního cyklu
LCA	posuzování životního cyklu
IS	integrováný systém nakládání se směsnými komunálními odpady
KO	komunální odpad
MBÚ	mechanicko-biologická úprava
OO	ostatní odpad
SKO	směsný komunální odpad
UBP	metodika hodnocení dopadů životního cyklu

### **Poděkování**

*Práce vznikla s finanční podporou Ministerstva školství, mládeže a tělovýchovy projektu 2B06121 z fondu NPVII „Koncepty integrovaných systémů pro optimalizaci nakládání se směsnými komunálními odpady preferující moderní principy EU a jejich posouzení metodou LCA“.*

### **Literatura**

- <sup>1</sup> Vyhláška č. 381/2001 Sb., kterou se stanoví Katalog odpadů, Seznam nebezpečných odpadů a seznamy odpadů a států pro účely vývozu, dovozu a tranzitu odpadů a postup při udělování souhlasu k vývozu, dovozu a tranzitu odpadů (Katalog odpadů)
- <sup>2</sup> Informační systém odpadového hospodářství (ISOH), VÚV T.G.M. – CeHO, do r.2006
- <sup>3</sup> Informační systém odpadového hospodářství (ISOH), CENIA, od r.2007
- <sup>4</sup> Strategie rozvoje nakládání s odpady v obcích a městech ČR, Tabulky č. 10 a 11 – Podíl výskytu jednotlivých komodit v domovním odpadu, výsledky analýz EKO-KOM a.s., Svaz měst a obcí ČR a Asociace krajů ČR, Praha, 2008
- <sup>5</sup> Rozvoj tříděného sběru – efektivní spolupráce obcí a průmyslu, Balner, P. Sborník přednášek z konference Odpady a obce 2009, Hradec Králové, 2009
- <sup>6</sup> Nařízení vlády č. 197/2003 Sb., o Plánu odpadového hospodářství České republiky
- <sup>7</sup> Analýza domovního odpadu v hlavním městě Praha, pro Magistrát hlavního města Prahy zpracoval ETC Consulting Group s.r.o., Praha, 2008
- <sup>8</sup> Souhrn předběžných výsledků technologických zkoušek. Výzkumný projekt VaV SL/7/183/05 Ověření použitelnosti metody mechanicko biologické úpravy komunálních odpadů a stanovení omezujících podmínek z hlediska dopadů na životní prostředí, FITE a.s., SITA CZ a.s., ETC Consulting Group s.r.o., 2006
- <sup>9</sup> Koncepty integrovaných systémů pro optimalizaci nakládání se směsnými komunálními odpady preferující moderní principy EU a jejich posouzení metodou LCA, výzkumný projekt 2B06121 MŠMT, ETC Consulting Group s.r.o., VŠCHT, Praha, 2009

## **The use of LCA method for environmental assessment of collection extent of usable parts of municipal waste with a view to the mixed municipal waste management**

**Tatiana Krečmerová<sup>a</sup>, Vladimír Kočí<sup>b</sup>, Zdenka Kotoulová<sup>c</sup>**

d) ETC Consulting Group s.r.o., Kunešova 18, 130 00 Praha 3,  
e-mail: [krecmerova@etc-consulting.cz](mailto:krecmerova@etc-consulting.cz)

e) Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Technická 5, 166 28 Praha 6,  
tel. a fax: 220444171; e-mail: [Vladimir.Koci@vscht.cz](mailto:Vladimir.Koci@vscht.cz)

f) Ing. Zdenka Kotoulová – SLEEKO, Dětská 288/1915, 100 00 Praha 10,  
e-mail: [kotoulova@quick.cz](mailto:kotoulova@quick.cz)

### **Summary**

*The report is concerned about the environmental assessment of separate collection possibilities within the integrated systems of mixed municipal waste management. The preferential order of the separate collection options for the technology of landfilling, incineration and mechanical-biological treatment of mixed municipal waste is the output of this general assessment. The options as one-component, two-components, three-components, four-components or five-components were assessed. This assessment was made by the life cycle assessment methodology LCA in the conditions of Czech republic with using GaBi software. The functional unit is the amount of municipal waste, produced by 1000 citizens per year, set as 301 tons. We found out, that the lowest environmental impact has in current conditions of the Czech republic four-components separate collection (paper, plastics, glass, metals) for integrated systems with landfilling and integrated systems with mechanical-biological treatment, five-components separate collection (paper, plastics, glass, metals, biowaste) for integrated systems with incineration.*

**Key words:** *separate collection, municipal waste, life cycle assessment, LCA*



# Faktory ovplyvňujúce veľkosť vozového parku pre zber bioodpadu z domácností vo vidieckej zástavbe.

**Anna Báreková, Peter Kaufman**

*Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, Fakulta záhradníctva a krajinného inžinierstva, Katedra krajinného plánovania a pozemkových úprav,*

*Hospodárska 7, 949 76 Nitra,*

*e-mail: [anna.barekova@uniag.sk](mailto:anna.barekova@uniag.sk), [kaufman.peter@gmail.com](mailto:kaufman.peter@gmail.com)*

## Súhrn

Legislatívou podmienené rozšírenie systému separovaného zberu komunálneho odpadu o zber biologicky rozložiteľného odpadu z domácností si vyžiada aj adekvátne zvýšenie počtu zberových vozidiel. Veľkosť vozového parku pre lokálny systém zberu jednotlivých zložiek komunálneho odpadu závisí od týchto základných parametrov: počet obyvateľov, počet a rozmiestnenie domácností, množstvo odpadu, množstvo odpadu v zberných nádobách, výsledná hustota obsahu nádob ( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ ), frekvencia zvozu jednotlivých zložiek, údaje o zberových vozidlách (typ, výkon, kapacita, doba trvania vykládky, pomer lisovania). Pri zbere bioodpadu musíme navyše brať do úvahy aj očakávané sezónne výkyvy v objeme vzniknutého odpadu. Tento článok popisuje metodiku pre výpočet počtu zberových vozidiel potrebných pri lokálnom systéme zberu bioodpadu z domácností na území Ponitrianskeho združenia 65 obcí pre separovaný zber. Prezentovaná metodika môže byť ľahko aplikovaná v podobných obecných združeniach.

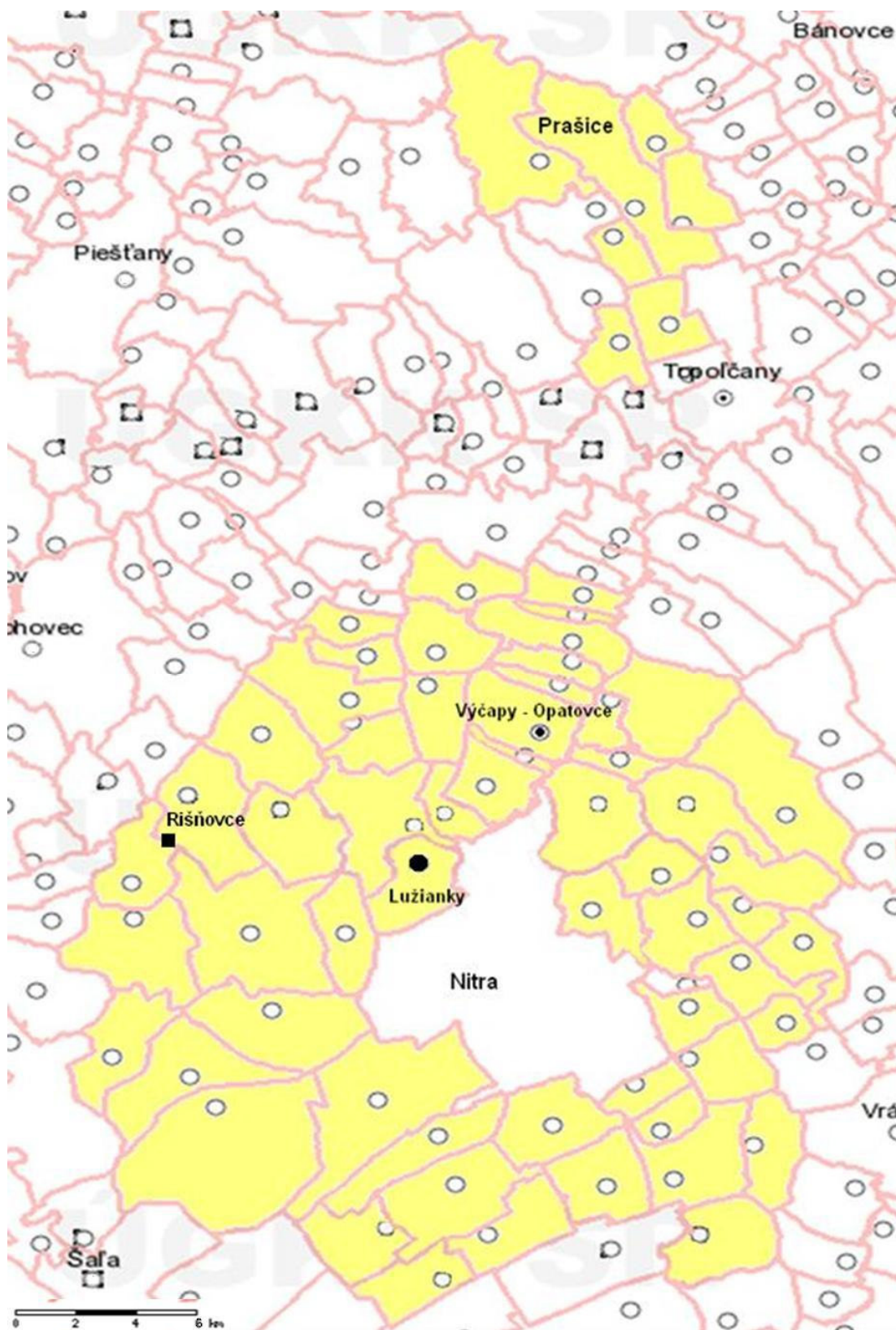
**Kľúčové slová:** separovaný zber, biologicky rozložiteľný komunálny odpad, vidiecka oblasť, vozový park

## Úvod

Transport odpadu od pôvodcov na miesto jeho spracovania je najnákladnejšia časť logistiky separovaného zberu komunálneho odpadu (KO). Okrem vysokých investičných nákladov na nákup zberových vozidiel a potrebného príslušenstva má zvoz odpadu aj vysoké prevádzkové náklady. Sú to hlavne výdavky na pohonné hmoty a mzdové náklady na zberový personál. Legislatíva odpadového hospodárstva SR obce zaväzuje, aby do roku 2013 zaviedli na svojom území separovaný zber bioodpadu z domácností<sup>1</sup>. To si však vyžaduje nákup špeciálnych zberných nádob, prípadne vriec, a zodpovedajúce rozšírenie vozového parku. Podstatná časť týchto investičných nákladov môže byť hradená formou nenávratných finančných príspevkov z fondov EÚ. V záujme vyššej efektívnosti je ich čerpanie v prípade malých obcí (do 2000 obyvateľov) možné cestou vytvorenia obecných záujmových združení. Združeniami podávané projektové žiadosti musia obsahovať okrem iného aj odhad predpokladaných investičných nákladov na realizáciu zámeru. Naším cieľom bolo navrhnúť metodiku stanovenia potrebného počtu zberových vozidiel na zvoz bioodpadu lokálnym systémom v danom regióne s vidieckou zástavbou, ktorá bude ľahko aplikovateľná v podmienkach obecných združení.

## Materiál a metódy

Uvedená metodika bola vypracovaná pre integrovaný systém nakladania s KO v Ponitrianskom združení 65 obcí, čo predstavuje cca 26 000 domácností. Toto združenie plánuje výstavbu spoločnej kompostárne, ktorá bude slúžiť na zhodnotenie biologicky rozložiteľných KO zo všetkých členských obcí (obrázok 1). Predpokladáme, že lokálny systém separovaného zberu bioodpadu bude zabezpečený rozmiestnením  $0,14 \text{ m}^3$  plastových bionádob do každej domácnosti a interval ich vyprázdňovania bude počas celého roka dvojtyždňový<sup>2</sup>.



**Legenda:**

- - plánovaná kompostáreň v obci Výčapy-Opatovce
- - skládka na tuhý komunálny odpad v obci Rišňovce
- - logistické centrum v obci Lužianky

Obrázok 1: Katastrálne územia 65 členských obcí Ponitrianskeho združenia

Pre odhad výsledných investičných nákladov na nákup zberových vozidiel je potrebné najskôr zvoliť vhodný typ vozidla na danú zložku KO s ohľadom na topografiu riešeného územia, navrhnuté frekvencie zvozu a typy zberových nádob. V našom prípade môže byť použité zberové vozidlo buď s bočným nakladaním, alebo s klasickým zadným nakladaním. Rozdiel je hlavne vo veľkosti posádky týchto vozidiel. Pri zadnom nakladaní je potrebné, aby okrem vodiča, bol vo vozidle minimálne jeden pomocný pracovník. Bočné nakladanie je vodič schopný po určitom zaškolení vykonávať samostatne, čo výrazne znižuje personálne náklady. Je tu však nevyhnutná disciplinovanosť občanov, ktorí svoje nádoby musia pripraviť na vyprázdnenie na vopred určené miesta. Okrem toho, týmto spôsobom nakladania je možné vyprázdňovať menej druhov zberových nádob ako zadným nakladaním. Ak očakávame, že pomocný personál bude plniť v navrhovanom systéme separovaného zberu aj kontrolnú funkciu (kontrola čistoty vyseparovanej zložky v nádobe), je vhodnejšie použiť zberové vozidlá so zadným nakladaním s posádkou 1+1 (t.j. vodič s jedným pomocným pracovníkom). Objem nádob, ktoré je možné vyprázdňovať zberovým vozidlom so zadným nakladaním, je v rozmedzí 0,06 m<sup>3</sup> až 1,1 m<sup>3</sup>.

Pri výbere vhodného typu nadstavby zberového vozidla v prípade zvozu bioodpadu je možné zvoliť buď klasickú nadstavbu s lineárnym lisom, alebo nadstavbu s rotačným lisovaním. Jej výhodou je, že počas priebehu rotačného lisovania sa bioodpad zároveň homogenizuje. Tento typ nadstavby má navyše dokonalejšie tesnenie, čo je pri prevoze bioodpadu dôležité z hľadiska zamedzenia úniku jeho tekutej zložky. Ak sa na zber ostatných zložiek KO (napr. papier, plasty, zvyškový KO) už využíva typ zberového vozidla s lineárnym lisovaním, potom je vhodné použiť rovnaký typ aj pre bioodpad. Prednosťou tohto riešenia je univerzálne použitie zberových vozidiel a ich vzájomná zastupiteľnosť v prípade výpadku z dôvodu opráv, údržby a pravidelných prehliadok.

Pre potreby našich ďalších výpočtov sme uvažovali s použitím vozidla so zadným nakladaním, ktoré má nadstavbu s rotačným lisom a ktorého parametre sú nasledovné:

- objem nadstavby 20 m<sup>3</sup>
- maximálne zaťaženie zberového vozidla naloženým odpadom 14 t
- max. pomer lisovania 1:6
- dĺžka zberového vozidla 8,23 m
- šírka zberového vozidla 2,50 m

## Výsledky a diskusia

Pre výpočet potrebného množstva vozidiel na lokálny systém zberu bioodpadu musíme v prvom rade určiť počet nádob na danú zložku, ktoré je možné zvoleným typom vozidla vyprázdniť za deň, teda tzv. **dennú normu** ( $DN_z$ ).

$DN_z$  závisí od viacerých faktorov, ktorými sú:

- dĺžka pracovnej zmeny,
- priemerná doba prepravy vyseparovanej zložky na miesto vykládky a späť,
- počet nádob vyprázdnených zberovým vozidlom za hodinu (tzv. hodinová norma),
- počet okružných jázd zberového vozidla za zmenu. Ten je odvodený od:
  - a) nosnosti zberového vozidla
  - b) objemovej kapacity nadstavby zberového vozidla
  - c) pomeru lisovania zložky v nadstavbe zberového vozidla
  - d) priemernej hmotnosti zložky v nádobe v čase jej vyprázdňovania do vozidla
  - e) priemerného objemu zložky v nádobe v čase jej vyprázdňovania do vozidla.

## Dĺžka pracovnej zmeny

Podľa Zákonníka práce<sup>3</sup> (§ 85 a § 91) pracovný čas zamestnanca je 40 hodín týždenne, pričom prestávky na odpočinok a jedenie sa do pracovného času nezapočítavajú. Zamestnávateľ je povinný poskytnúť zamestnancovi prestávku na odpočinok a jedenie v trvaní 30 minút. V prípade rovnomerného rozvrhnutia pracovného času (§ 86) je teda denný pracovný čas 8 h a dĺžka pracovnej zmeny 8,5 h.

Počas pracovnej zmeny trávi zamestnanec okrem povinnej polhodinovej obednej prestávky určitý čas aj prípravou na prácu. Po jeho odpočítaní dostaneme čistý čas na prácu za jednu zmenu. Pri 8,5 hodinovej zmene budeme počítat' s čistým časom na prácu 7,7 h ( $P\check{C}_{(8,5)}$ ).

### Priemerná doba prepravy vyseparovanej zložky

Zberové vozidlo počas pracovnej zmeny vykoná minimálne jednu okružnú jazdu. Každá jazda sa skladá z dvoch rôznych činností zberového vozidla:

- vyprázdňovanie nádob
- preprava vyseparovanej zložky na miesto vykládky a späť.

Aby sme mohli určiť koľko času vozidlu zostáva na vyprázdňovanie nádob počas jednej okružnej jazdy, musíme zistiť koľko v priemere trvá:

- jazda na miesto vykládky (v našom prípade cca 0,75 h)
- váženie vozidla a vyprázdnenie nadstavby v mieste vykládky (cca 0,25 h)<sup>4</sup>
- jazda späť na miesto zberu (cca 0,75 h).

Po sčítaní uvedených časových intervalov dostaneme priemernú **dobu prepravy** ( $DP$ ) vyseparovanej zložky počas jednej okružnej jazdy (v našom prípade  $DP = 1,75$  h). Pri výpočte sme použili priemernú jazdnú rýchlosť zberového vozidla ( $40 \text{ km} \cdot \text{h}^{-1}$ )<sup>4</sup> a priemernú vzdialenosť miesta zberu od miesta vykládky, ktorá je v našom prípade 30 km.

Z toho ďalej vyplýva, že čistý čas, ktorý vozidlu zostane na vyprázdňovanie nádob počas jednej zmeny, sa vypočíta podľa vzťahu:

$$DV_{z(8,5)} = P\check{C}_{(8,5)} - DP \cdot PJ_z \quad (1)$$

kde:

$DV_{z(8,5)}$  ...doba vyprázdňovania nádob na danú zložku zberovým vozidlom za 8,5 h zmenu (h)

$P\check{C}_{(8,5)}$ .... čistý čas na prácu v prípade 8,5 h zmeny (h) ..... ( $P\check{C}_{(8,5)} = 7,7$  h)

$DP$  ..... doba prepravy vyseparovanej zložky počas jednej okružnej jazdy (h)

$PJ_z$  ..... počet okružných jázd pri zbere danej zložky za zmenu

### Počet nádob vyprázdnených zberovým vozidlom za hodinu

Je to tzv. hodinová norma ( $HN_z$ ) zberového vozidla počas vyprázdňovania nádob na danú zložku. Pri lokálnom systéme zberu vo vidieckej zástavbe vyprázdni zberové vozidlo so zadným nakladaním cca 100 nádob za hodinu<sup>4</sup>.

### Počet okružných jázd zberového vozidla za zmenu

Stanovenie počtu okružných jázd za jednu zmenu ( $PJ_z$ ) pri zbere jednotlivých zložiek KO závisí od rôznych veličín. V prípade zložiek s vyššou objemovou hmotnosťou (napr.: zvyškový KO, bioodpad) je limitujúcim faktorom nielen objem nadstavby, ale aj hmotnosť zložky v nádobe v čase jej vyprázdňovania do vozidla. Maximálna nosnosť zberového vozidla je v našom prípade 14 t a objem nadstavby  $20 \text{ m}^3$ . Objemovú násypnú hmotnosť bioodpadu uvádzajú rôzni autori v rozmedzí  $270$  až  $500 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$  ( $270 - 300^5$ ,  $300 - 500^6$ ,  $500^7$ ). V našich výpočtoch sme použili hodnotu  $300 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ . Ak chceme využiť maximálnu nosnosť vozidla, musíme počítat' s pomerom lisovania zložky v nadstavbe  $1 : 2$ . Ak uvažujeme, že na zber bioodpadu budú použité  $0,14 \text{ m}^3$  bionádoby, potom v čase sezónnych záhradných prác (t.j. v mesiacoch máj až október)<sup>8</sup> môže hmotnosť bioodpadu v naplnenej nádobe dosahovať v priemere cca 36 kg. Hodinová norma zberového vozidla ( $HN_z$ ) je 100 nádob za hodinu. To znamená, že vozidlo bude po cca 3,5 h naplnené a pôjde na vykládku. V takom prípade  $PJ_z = 2$ . Ak však bude priemerná hmotnosť zložky v nádobe v čase jej vyprázdňovania menšia ako 20 kg (zvyšné mesiace v roku), potom nebude potrebné, aby vozidlo urobilo viac než jednu okružnú jazdu za 8,5 h pracovnú zmenu, a teda  $PJ_z = 1$ .



Po stanovení  $PJ_z$  a jeho dosadení do vzťahu 1 môžeme pristúpiť k výpočtu dennej normy  $DN_z$  zberového vozidla pre jednotlivé zložky. Dennú normu, teda počet nádob na danú zložku vyprázdnených jedným vozidlom za zmenu, vypočítame podľa nasledovného vzťahu:

$$DN_{z(8,5)} = HN_z \cdot DV_{z(8,5)} \quad (2)$$

kde:

$DN_{z(8,5)}$  ... denná norma vozidla, t.j. počet nádob na danú zložku vyprázdnených za 8,5 h zmenu

$HN_z$  ..... hodinová norma vozidla, t.j. počet nádob na danú zložku vyprázdnených za hodinu

$DV_{z(8,5)}$  ... doba vyprázdňovania nádob na danú zložku zberovým vozidlom za 8,5 h zmenu (h)

**Potrebný počet zberových vozidiel na danú zložku KO** nakoniec stanovíme pomocou vzťahu:

$$PV_{z(8,5)} = \frac{PN_z \cdot FZ_z}{DN_{z(8,5)} \cdot PDr} \quad (3)$$

kde:

$PV_{z(8,5)}$ ..... počet vozidiel potrebný na danú zložku ak dĺžka jednej pracovnej zmeny je 8,5 h

$PN_z$  ..... počet nádob na vyprázdnenie počas jedného zvozu danej zložky

$FZ_z$  ..... frekvencia zvozu danej zložky, t.j. počet zvozov za rok

$DN_{z(8,5)}$  ... denná norma vozidla, t.j. počet nádob na danú zložku vyprázdnených za 8,5 h zmenu

$PDr$  ..... počet pracovných dní v kalendárnom roku

## Závery

Prezentovanú metodiku sme použili pri výpočte potrebného množstva zberových vozidiel na zvoz bioodpadu v Ponitrianskom združení obcí. Zistili sme, že pre zabezpečenie lokálneho systému separovaného zberu danej zložky pre 26 tisíc domácností na území s rozlohou cca 854 km<sup>2</sup> je potrebných 7 zberových vozidiel s objemom nadstavby 20 m<sup>3</sup>, pričom v mesiacoch november až apríl sa táto potreba zníži na 5 zberových vozidiel. Analogický postup je možné aplikovať v podmienkach obecných združení aj v prípade zberu ďalších zložiek KO (napr. papier, plasty, kovové obaly alebo zvyškový KO). V súvislosti s rozširovaním existujúceho systému separovaného zberu o lokálny zber bioodpadu je potrebné prehodnotiť používané frekvencie zvozu zvyškového KO. Pokles jeho objemu v zberných nádobách umožňuje predĺžiť interval ich vyprázdňovania, a tým aj zníženie počtu zberových vozidiel na danú zložku.

## Literatúra

1. Zákon NR SR č. 223/2001 Z.z. o odpadoch a o zmene a doplnení niektorých zákonov v znení neskorších predpisov.
2. BÁREKOVÁ A., SKLENÁR Š.: Návrh frekvencií zvozu v integrovanom systéme separovaného zberu komunálneho odpadu. In *Odpady*. ISSN 1335-7808, 2009, roč. 9, č. 5, s. 14 – 17.
3. Zákon NR SR č. 311/2001 Z.z. ZÁKONNÍK PRÁCE – Úplné znenie Zákonníka práce po novele 460/2008 Z.z.
4. MALLÉE T.: *Software-gestützte Angebotsberechnung in der kommunalen Entsorgungssammellogistik* [online]. 2003. [cit. 2007-10-08]. Dostupné z WWW: <[http://elib.uni-stuttgart.de/opus/volltexte/2004/1903/pdf/Diss\\_Mallee.pdf](http://elib.uni-stuttgart.de/opus/volltexte/2004/1903/pdf/Diss_Mallee.pdf)>.

5. NĚMEC J.: Ekonomika sběru bioodpadů za pomoci Compostainerů. *Biom.cz* [online]. 2005-02-07 [cit. 2010-01-10]. Dostupné z WWW: <<http://biom.cz/cz/odborne-clanky/ekonomika-sberu-bioodpadu-za-pomoci-compostaineru>>. ISSN: 1801-2655.
6. Kranert M. et al.: Energy or compost from green waste? – A CO<sub>2</sub> – Based assessment. *Waste Management* 30 (2010), pp. 697 – 701.
7. Van Gestel K. et al.: Bioremediation of diesel oil-contaminated soil by composting with biowaste. *Environmental Pollution*, 125 (2003), pp. 361 – 368.
8. HŘEBÍČEK, J. et al.: *Integrovaný systém nakládání s odpady na regionální úrovni*. Brno : Littera, 2009. 202 s. ISBN 978-80-85763-54-6.

## Factors affecting the size of the vehicle fleet for domestic biowaste collection in rural area

**Anna Báreková, Peter Kaufman**

Slovak University of Agriculture in Nitra, Horticulture and Landscape Engineering Faculty, Department of Landscape Planning and Ground Design, Hospodárska 7, 949 76 Nitra, e-mail: [anna.barekova@uniag.sk](mailto:anna.barekova@uniag.sk), [kaufman.peter@uniag.sk](mailto:kaufman.peter@uniag.sk)

### Summary

The extension of system of separate municipal waste collection to collection of biodegradable household waste is a legislation condition which will also require an adequate increase of collection vehicles number. The size of required vehicle fleet for kerbside collection of each waste stream depends on these basic parameters: number of inhabitants, number of households and their locations, waste quantities, waste quantity in the bins, total resulting density of the bins content ( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ ), collection frequency, collection vehicles (data on type, capacity, unloading time, compaction rate). In addition, it is also necessary to take into account the expected seasonal variations of waste volume by biowaste collection. This paper describes the methodology for calculation of appropriate vehicle number needed for domestic biowaste collection from the territory consisting of 65 villages of Nitra association for separated collection. Presented methodology can be easily applied in similar village associations.

**Keywords:** separate collection, municipal biowaste, rural area, collection vehicle fleet

# Recyklace autosedadel: Vliv druhové skladby odpadní měkké polyurethanové pěny

Hynek Beneš<sup>a</sup>, Jiří Rösner<sup>b</sup>

<sup>a</sup>Ústav makromolekulární chemie AV ČR, v.v.i., Heyrovského nám. 2, 162 06 Praha 6, e-mail: benesh@imc.cas.cz

<sup>b</sup>Brahe, a.s. (nyní: BaySystems, a.s.), Želkovice 180, 507 77 Cerekvice nad Bystřicí

## Souhrn

Příspěvek se zabývá vlivem druhové skladby odpadní měkké polyurethanové pěny získané z autosedadel autovraků na chemickou recyklaci tohoto odpadu. Odpadní polyurethanové pěny jsou glykolyticky rozkládány na produkty, směsi recyklovaných polyolů. Z výsledků reakční studie glykolýzy plyne, že různorodost polyurethanového odpadu ani přítomné nečistoty nemají výrazný vliv na celkový reakční čas. Recyklační technologie je tak aplikovatelná pro různé typy odpadních polyurethanových pěn. Získané produkty, recyklované polyoly, jsou použitelné při výrobě nových tvrdých PUR pěn, koncipovaných jako tepelně-izolační materiály, až do obsahu 36%hm. celkového množství použitého polyolu. Přídavek recyklovaných polyolů do polyurethanové receptury neovlivňuje výrazně procesní parametry vypěňování a výsledné tepelně-izolační vlastnosti polyurethanových pěn s recykláty (koeficient tepelné vodivosti se pohybuje v rozmezí hodnot 24 – 25 mW.m<sup>-1</sup>.K<sup>-1</sup>) jsou stejné jako v případě pěny bez recyklovaných polyolů.

**Klíčová slova:** odpadní polyurethan, recyklace, glykolýza, autovrak

## Úvod

Polyurethanová (PUR) pěna (měkká, polotvrdá, tvrdá, integrální, atd.) tvoří více než 50%hm. z celkové produkce PUR. Velký rozsah produkce PUR sebou nese i problémy, co s vznikajícím odpadem, ať již výrobním nebo odpadem vznikajícím po skončení životnosti výrobku. Na základě této skutečnosti začaly být vyvíjeny recyklační metody, umožňující v různé míře znovuvyužití surovinového či energetického potenciálu odpadního PUR.

Primárním zdrojem odpadního PUR jsou odřezky PUR pěny z výroby, tzv. technologický odpad. Výhodou tohoto zdroje je, že PUR materiál obsahuje jen minimální množství kontaminantů a je zpravidla jednodruhový. V rámci výrobního závodu je většinou mechanicky dále zpracováván na výplňový materiál známými metodami tzv. fyzikální (materiálové) recyklace<sup>1</sup>.

Významným zdrojem odpadního PUR po skončení životnosti výrobku představují autovraky. Vnitřek osobních vozidel obsahuje průměrně 18 – 20 kg PUR, z čehož 13 kg tvoří měkká pěna. Z autovraků lze separovat asi 72 % z celkového množství PUR a získaný PUR odpad obsahuje pouze minimální množství kontaminantů a je tedy vhodný pro další zpracování chemickou recyklací<sup>2,3</sup>.

Druhým hlavním zdrojem odpadního PUR po skončení životnosti výrobku je nábytkářský průmysl, nicméně recyklace tohoto odpadního PUR je komplikovanější, neboť odpad není sbírán a separován na specializovaných místech jako je tomu v případě autovraků.

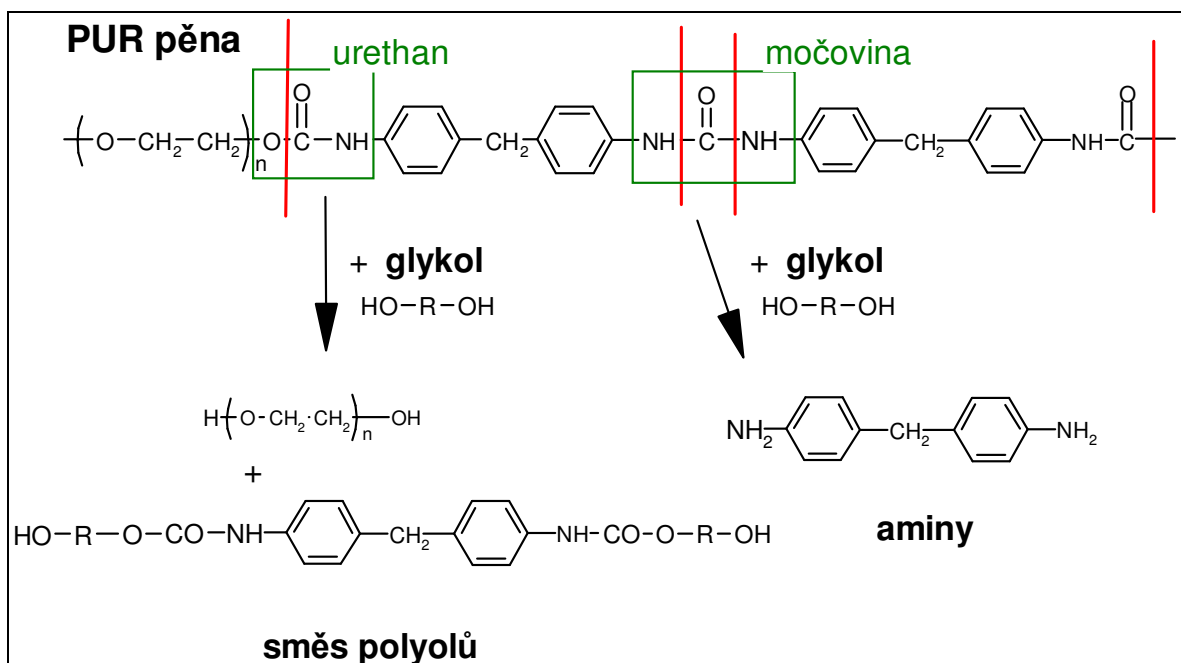
Chemická recyklace umožňuje získat zpět monomery či oligomery, které lze dále použít při výrobě nového PUR<sup>4</sup>. Přítomnost kontaminantů v určitém množství není podstatný problém a chemolýzní produkty lze relativně snadno zabudovat do stávajícího výrobního cyklu. Účelem chemické recyklace PUR odpadu je získat směs polyolů, která by byla vhodná pro výrobu nového PUR výrobku. Mezi různými způsoby chemické recyklace se jeví v současnosti glykolýza jako nejperspektivnější metoda přípravy recyklovaných polyolů.

Glykolýza zahrnuje ohřev odpadního PUR a jeho rozklad působením glykolu a vhodného katalyzátoru za vzniku nízkomolekulárního produktu (za normálních podmínek kapalného). V polymerním řetězci



měkkých PUR pěn jsou kromě urethanových skupin přítomny i skupiny močovinné, které reagují s glykolem podle následujícího schématu (Obrázek 1)<sup>4-6</sup>.

Recyklát vznikající při glykolýze je tedy „směs polyolů“ (alifatického, karbamátového), aromatických aminů, nezreagovaného glykolu, popř. dalších látek (produktů vedlejších reakcí- např. termolýzy<sup>7,8</sup>). Na průběh glykolýzy mají vliv především struktura PUR pěny, typ glykolu, poměr PUR pěna/ glykol, reakční teplota, reakční čas a druh katalyzátoru<sup>4</sup>. Optimální reakční teplota glykolýzy je mezi 180 a 220 °C. Při nižší teplotě je reakční rychlost nízká a naopak vyšší teplota vede ke vzniku nežádoucích vedlejších produktů, především aromatických aminů<sup>4</sup>. Užití glykolů s relativně vysokým bodem varu (diethylenglykol – DEG, dipropylenglykol – DPG) umožňuje provádět glykolýzu při atmosférickém tlaku, což vede k nižším investičním a provozním nákladům. Hmotnostní poměr dávkovaného PUR / glykolu je obvykle v rozmezí 1/3 – 3/1, což vede v případě použití DEG k tvorbě kapalného dvoufázového produktu a naopak použitím DPG k depolymeraci PUR lze získat jednofázový produkt.



Obrázek 1: Schéma glykolýzního rozkladu měkké PUR pěny

Z hlediska využití glykolýzy pro recyklaci odpadní PUR pěny z autosedadel v poloprovozním či provozním měřítku je nezbytné zajistit konstantní kvalitu vznikajícího produktu, recyklovaného polyolu, pokud možno bez ohledu na typ vstupní suroviny – měkké PUR pěny. Většina publikovaných prací zabývajících se glykolýzou PUR používá jako vstupní materiál buď čistý (modelový) PUR nebo technologický odpad<sup>9-14</sup>. V obou případech se jedná o definovaný monodruhový zdroj PUR. Předmětem tohoto příspěvku je experimentálních studie glykolýzy různých typů odpadních měkkých PUR pěn z autosedaček automobilů různých značek. Jedná se o reálné vzorky PUR odpadu získané z vyřazených vozidel (autovraků) od firmy Kovošrot Praha, a.s. Cílem práce je experimentální studie glykolýzního recyklačního postupu měkkých PUR pěn vyvinutého na základě experimentů s uniformním technologickým PUR odpadem<sup>14,15</sup> i pro reálný PUR odpad z autosedadel vyřazených vozů. Ten, na rozdíl od relativně čistého technologického odpadu, obsahuje kromě směsi různých typů odpadních měkkých PUR pěn i příměsi v podobě nežádoucích kontaminantů. Celkově se PUR materiál reálného odpadu nachází již i v určitém stupni degradace vlivem mechanického opotřebení a atmosférických podmínek.

## Experimentální část

### *Použitý materiál a reagenty*

Vzorky odpadních měkkých PUR pěn z autosedadel vyřazených osobních vozů byly získány od firmy Kovošrot Praha, a.s. Reagenty: diethylenglykol (DEG) pro syntézu (Lachema, ČR), dipropylenglykol (DPG) purum >99 % (Fluka, SRN); katalyzátor: diethanolamin (DEA).

### *Glykolýza*

Glykolýza se prováděla ve vsádkovém reaktoru; v tříhrdlé skleněné baňce opatřené zpětným chladičem, přívodem dusíku (k zabránění nežádoucí oxidace) a hřídelovým míchadlem, se zahříval glykol (DEG nebo DPG) a katalyzátor (diethanolamin, 0,2%hm.) na reakční teplotu (210 °C). Poté byla postupně dávkována nakrájená měkká PUR pěna. Po jejím úplném rozpuštění v glykolu se začal počítat reakční čas (2,5 h). Po skončení reakce byla směs volně ochlazena na laboratorní teplotu. Nerozpustný pevný zbytek byl od kapalné směsi polyolů odstraněn filtrací přes skleněnou fritu. Pokud došlo u produktu k vyloučení nemísitelných kapalných fází, byly tyto fáze od sebe odděleny v rotační odstředivce (6000 rpm, 30 min).

### *Charakterizace rozkladných produktů - recyklátů*

- *Hydroxylové číslo* - podle normy ISO 2554-1974.
- *Číslo kyselosti* – podle normy ASTM D 4662-93.
- *Viskozita* - Ostwaldův kapilární viskozimetr ( $C = 3,65 \text{ mm}^2 \cdot \text{s}^{-2}$ ).
- *Obsah vody* - titrace podle Karl-Fischera.

### *Příprava tvrdých PUR pěn*

Recyklát byl smíchán s panenskými polyoly v množství 0 - 36%hm. Tento koncentrační rozsah byl zvolen proto, neboť umožňuje aplikovat recyklovaný polyol namísto panenského, aniž by došlo k nutné změně standardní receptury, tj. výsledná pěna je přímo koncipovaná jako tepelně-izolační materiál. Vzniklá pěna byla na bázi polymerního 1-isokyanato-4-[(4-isokyanatofenyl)methyl]benzenu (PMDI) a polyetherpolyolů, při její přípravě byl použit pouze aminový katalytický systém.

Výchozí složky byly ručně smíchány a nality do formy, kde došlo k volnému vypěnění tvrdé PUR pěny. Pěny byly připraveny v rámci spolupráce s firmou Brahe, a.s.

### *Sledování procesu vypěňování*

Čas do začátku vypěňování- detekován změnou objemu materiálu.

Čas do bodu gelace - detekován jako bod, kdy lze ponořením testovací tyčinky do systému vytvořit polymerní strunu, tj. dochází ke vzniku trojrozměrné struktury.

### *Testování tvrdé PUR pěny*

Volná objemová hmotnost (ČSN EN ISO 845)

Tepelná vodivost. Isomet 2104 byl použit ke stanovení koeficientu tepelné vodivosti.

## Výsledky a diskuse

### *Skladba PUR odpadu*

V současnosti lze mezi dominantní odpadní měkké PUR pěny separované v autorizovaných střediscích pro svoz autovraků zařadit autosedačky pocházející z vozů Škoda (typy Favorit, 110, 120, 125 a 130 L) a dále pak z vozů Žigul. V poslední době se zvyšuje i podíl vyřazených aut

„západoevropské“ výroby, především značek Renault, Citroen a Volkswagen. V tabulce 1 je uvedena skladba odebraných autosedaček - PUR pěn.

Lze předpokládat, že vzhled pěn a stupeň jejich zažloutnutí souvisí s jejich stářím a tedy i stupněm degradace. Tmavě hnědé až šedivé barvy PUR pěn byly způsobené vyšším stupněm znečištění těchto pěn (prach, olej, aj.). Glykolizovány byly PUR pěny z autosedaček mechanicky zbavené veškerých textilií a jiných druhů materiálů.

#### Glykolýza PUR odpadu

Glykolýzní reakce byly prováděny při stejných reakčních podmínkách i) se směsí všech typů odpadních PUR pěn (jednotlivé typy PUR pěn byly přítomny ve vzájemně stejném množství), jakož i ii) s jednotlivými typy pěn zvlášť (vybrány byly majoritní pěny). V tabulce 2 jsou uvedeny časy dávkování a rozpouštění pro testované vzorky PUR pěnového odpadu.

Tabulka 1: **Skladba odebraných odpadních měkkých PUR pěn**

Odpadní PUR pěna č.	Typ automobilu	Barva pěny
1	Škoda 125L	hnědá
2	Škoda Favorit	šedá
3	Škoda 120L	hnědá
4	Volkswagen Golf	žlutá
5	Volkswagen Derby GL	oranžová
6	Žiguli	šedá
7	Nissan Sunny	žlutá
8	Mazda 626	hnědá
9	Citroen	světle žlutá
10	Pegueot J5	hnědá
11	Renault M1	světle žlutá
12	Renault 19	světle žlutá
13	Renault 21	světle žlutá
14	Volvo 460	hnědá
15	Ford Sierra	tmavě hnědá

Tabulka 2: **Čas dávkování a rozpouštění měkké PUR pěny v glykolech a obsah pevného zbytku po glykolýze**

Odpadní PUR pěna č.	glykol	Čas dávkování <sup>a</sup> [min]	Čas rozpouštění <sup>b</sup> [min]	Pevný zbytek [%hm.]
směs	DEG	17	30	6,5
1	DEG	5	34	12
2	DEG	10	36	3
5	DEG	8	15	1,5
12	DEG	9	30	0
směs	DPG	15	30	3,6
1	DPG	5	33	16
2	DPG	15	39	2
5	DPG	4	18	3
12	DPG	15	30	0

<sup>a</sup> čas potřebný pro nadávkování 50 g měkké PUR pěny do reaktoru (závislý na rychlosti rozpouštění PUR pěny)

<sup>b</sup> čas měřený od konce dávkování až do úplného rozpouštění PUR pěny v glykolu

Všechny testované PUR pěny vykazovaly prakticky shodný čas rozpouštění v glykolech, což upřednostňuje glykolýzu jako univerzální metodu pro různé typy měkkých PUR pěn. V obou typech glykolů (DEG a DPG) byl rozpouštěcí čas přibližně stejně dlouhý. Výjimkou je pouze odpadní PUR pěna č. 5, která se v obou testovaných glykolech rozpouštěla cca dvakrát rychleji než ostatní pěny.

Rozdílný obsah pevného zbytku po glykolýze (viz tabulka 4) pro různé typy PUR pěn je způsoben různým množstvím a druhem plniva obsaženým v PUR pěnách. V případě PUR pěny z automobilu Renault byl obsah pevného zbytku nulový, pěna tedy neobsahovala žádné plnivo, naproti tomu obsah pevného zbytku v rozmezí 14%hm. – 16%hm. v případě pěny z vozu Škoda 125L svědčí jednak o vysokém množství plniva, ale také o možném nekompletním rozkladu PUR pěny. Proto byla u tohoto odpadu prováděna glykolýza po delší reakční dobu a byly odebrány vzorky reakční směsi v různých časech glykolýzy až do 5 h. Nicméně obsah pevné fáze v časovém intervalu 2,5 – 5 h byl konstantní, což potvrzuje kompletní glykolýzní rozklad PUR pěny. Ve všech ostatních případech se obsah pevného zbytku po glykolýze pohyboval v řádech jednotkách procent.

#### Charakterizace recyklátů

V tabulce 3 jsou uvedeny vlastnosti recyklátů získaných glykolýzou s DEG. Při glykolýze s DEG se po zchladnutí vzniklý recyklát samovolně separuje do dvou nemísitelných kapalných fází, které lze od sebe vzájemně oddělit rotačním odstředěním. Obě vrstvy jsou pak použitelné jako recyklát pro přípravu nové PUR pěny. Viskóznější horní fáze je žlutooranžová kapalina, dolní fáze má hnědou barvu. Objemový poměr horní / dolní fáze je 40 / 60. Viskozita horní fáze závisí na délce (molekulové hmotnosti) alifatického polyolu, který byl použit pro výrobu PUR pěny a pro testované vzorky se hodnoty viskozit pohybovaly v rozmezí 906 – 1429 mPa.s. Viskozita dolní fáze, která je převážně tvořena nezreagovaným glykolem a karbamátovými polyoly, se u jednotlivých recyklátů příliš neliší, což svědčí o konstantním obsahu DEG v této vrstvě. Hydroxylová čísla horní i dolní fáze se u všech testovaných vzorků pohybovaly v poměrně úzkém intervalu hodnot, což můžeme v případě dolní fáze přisoudit konstantnímu obsahu DEG jako dominantní složky, zatímco u horní fáze tato skutečnost poukazuje na přítomnost polyolů s velice blízkou ekvivalentní hmotností.

Tabulka 3: **Charakteristiky recyklátů získaných DEG glykolýzou různých typů odpadních PUR pěn**

Odpadní PUR pěna č. [%hm.]	Viskozita, 25°C [mPa.s]		Hydroxylové číslo [mg KOH/ g]		Číslo kyselosti [mg KOH/ g]		Obsah vody [%hm.]	
	Horní fáze	Dolní fáze	Horní fáze	Dolní fáze	Horní fáze	Dolní fáze	Horní fáze	Dolní fáze
směs	906	147	181	884	<0,1	<0,1	0,87	2,43
1	951	103	187	865	<0,1	<0,1	0,91	0,99
2	1050	162	189	852	<0,1	<0,1	0,89	1,35
5	1429	135	170	830	<0,1	<0,1	1,31	0,97
12	1237	267	212	876	<0,1	<0,1	0,86	1,10

Vlastnosti recyklátů získaných DPG glykolýzou jsou uvedeny v tabulce 4. Glykolýzou s použitím DPG jako reakčního činidla se získá homogenní jednofázová kapalná směs polyolů. Viskozita směsi se opět pohybuje v poměrně širokém rozmezí hodnot (od 650 do 1234 mPa.s) v závislosti na výchozím polyolu. Hydroxylové číslo těchto recyklátů se pohybuje v rozmezí hodnot 363 – 478 mg KOH.g<sup>-1</sup>.

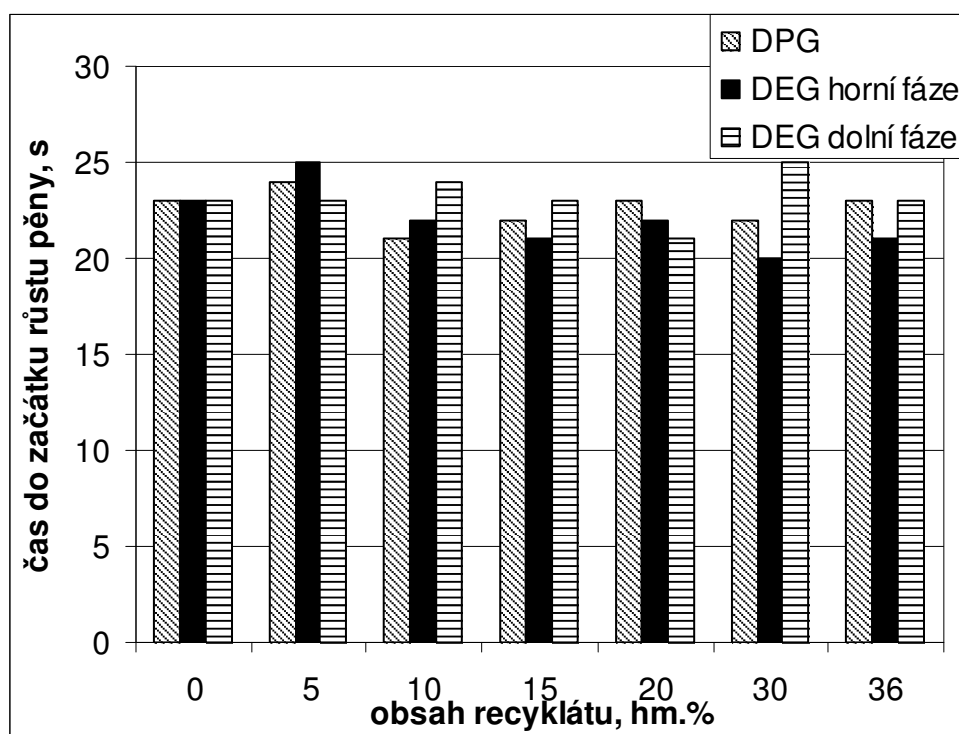
Tabulka 4: **Charakteristiky recyklátů získaných DPG glykolýzou různých typů odpadních PUR pěn**

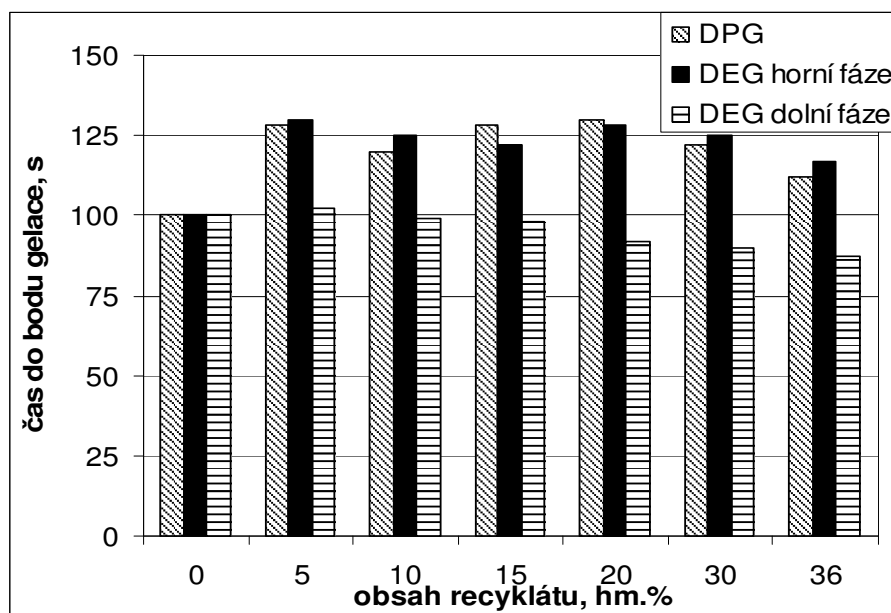
Odpadní PUR pěna č. [%hm.]	Viskozita, 25 <sup>0</sup> C [mPa.s]	Hydroxylové číslo [mg KOH/ g]	Číslo kyselosti [mg KOH/ g]	Obsah vody [%hm.]
směs	1234	363	<0,1	0,31
1	932	478	<0,1	0,45
2	980	466	<0,1	0,90
5	1095	449	<0,1	0,72
12	650	468	<0,1	1,05

**Aplikace recyklátů při přípravě tvrdé polyurethanové pěny**

DEG horní fáze, DEG dolní fáze a DPG recykláty vzniklé glykolýzou směsi všech odpadních PUR pěn byly testovány při přípravě tvrdých PUR pěn koncipovaných jako tepelně-izolační materiál. Na obrázku 2 je ukázán vliv typu a množství recyklátu na čas začátku vypěňování. Přídavek recyklátu prakticky nemění rychlost vypěňovacího procesu.

V případě sledování času do bodu gelace (obrázek 3) lze konstatovat, že v případě DPG a DEG horní fáze recyklátů jakýkoliv přídavek recyklátu do proudu panenského polyolu způsobí mírné prodloužení času gelace. Tento jev je odlišný od průběhů testů s technologickým PUR odpadem testovaným dříve<sup>14</sup>, který způsoboval signifikantní urychlení gelace především vlivem zbytků katalytického systému z výroby PUR a jejichž obsah v odpadní PUR pěně z autovraků již není tak vysoký. Urychlení vypěňovacího procesu je nicméně opět patrné v případě přídavku DEG dolní fáze recyklátu do polyolového proudu, což koresponduje s obsahem aromatických aminů a i vyšším obsahem zbytků katalytického systému v tomto typu recyklátu.

Obrázek 2: **Vliv různého obsahu DPG recyklátu, DEG horní fáze recyklátu a DEG dolní fáze recyklátu na začátek vypěňování tvrdých PUR pěn**

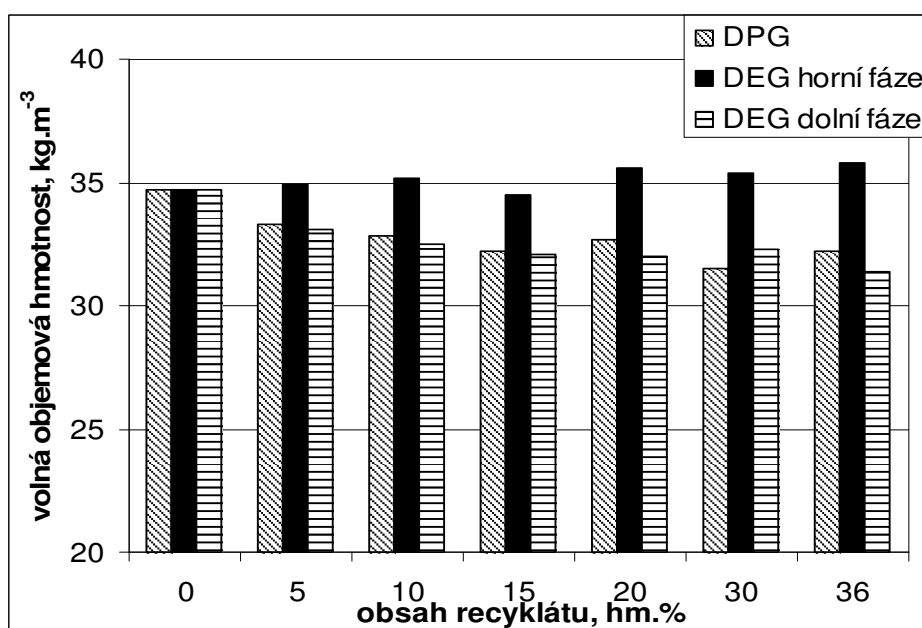


Obrázek 3: Vliv různého obsahu DPG recyklátu, DEG horní fáze recyklátu a DEG dolní fáze recyklátu na čas do bodu gelace tvrdých PUR pěn

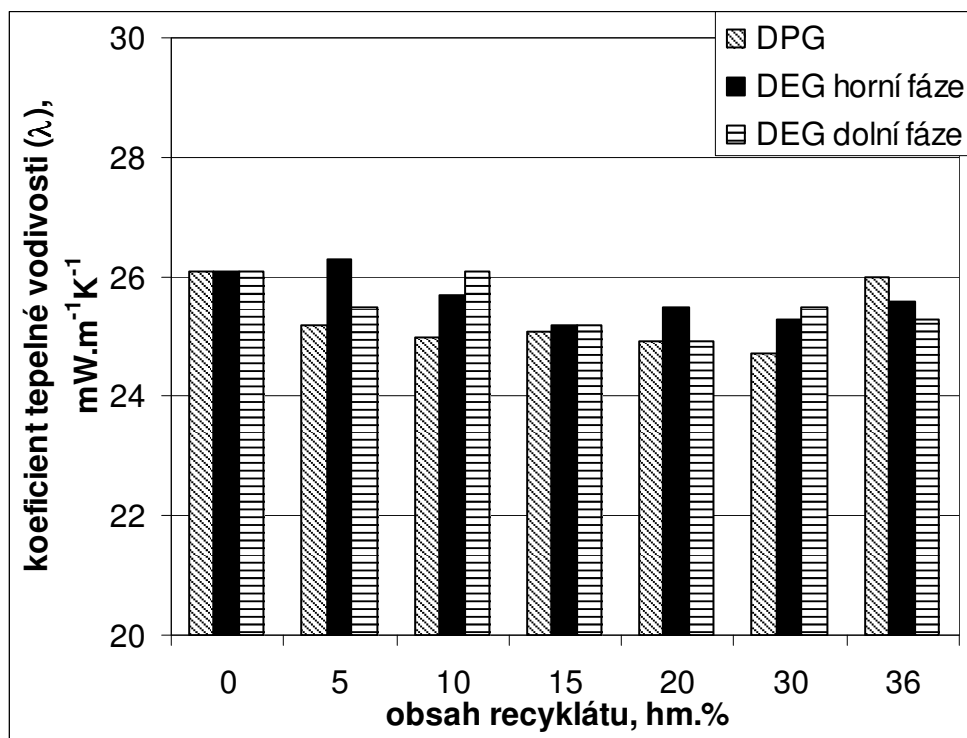
#### Vliv recyklátů na vlastnosti tvrdých polyurethanových pěn

Z obrázku 4 je patrné, že přidavek recyklátů nemá výraznější vliv na volnou objemovou hmotnost připravených pěn. Mírný pokles hodnot objemových hmotností se vzrůstající koncentrací DPG a DEG dolní fáze recyklátů není významný. Obecně platí, že se vzrůstající hustotou pěn by mělo docházet ke zlepšení jejich mechanických vlastností.

Připravené tvrdé PUR pěny byly koncipovány jako tepelně-izolační materiál a z tohoto hlediska je nezbytné, aby tyto pěny měly dostatečně nízké hodnoty koeficientu tepelné vodivosti. Z obrázku 5 je zřejmé, že přidavek jakéhokoliv množství a druhu recyklátu nezvyšuje hodnotu koeficientu tepelné vodivosti. Naopak lze pozorovat, že přidavek recyklátu má za následek mírné zlepšení tepelně-izolačních vlastností pěn, tj. dochází k poklesu hodnot koeficientu tepelné vodivosti těchto pěn.



Obrázek 4: Volná objemová hmotnost tvrdých PUR pěn s DPG recyklátem a DEG recykláty (horní a dolní fáze)



Obrázek 5: Koeficient tepelné vodivosti tvrdých PUR pěn s DPG recyklátem a DEG recykláty (horní a dolní fáze).

## Závěry

Glykolýza byla s úspěchem odzkoušena pro několik typů měkkých PUR pěn získaných z demontáží autosedadel z autovraků. Na tento typ odpadu lze aplikovat stejné reakční podmínky jako v případě technologického PUR odpadu, což rozšiřuje využitelnost této recyklační technologie. Na glykolýzu nemají negativní vliv prachové nečistoty, příměsi jiných látek (plniva) ani částečná degradace materiálu. Získané produkty, recykláty, byly charakterizovány základními ukazateli; hodnoty hydroxylového čísla, čísla kyselosti i obsahu vody v recyklátu jsou jen mírně závislé na složení vstupního materiálu (PUR pěny), hodnoty dynamické viskozity se v případě DEG recyklátu dolní fáze pohybují také v relativně úzkém rozmezí hodnot, zatímco DPG a DEG horní fáze recykláty vykazují již širší rozsah viskozit. Množství pevného zbytku po glykolýze odpovídá obsahu plniva v PUR pění se pohybuje v řádu jednotek procent. Získané recykláty jsou aplikovatelné při výrobě nových tvrdých PUR pěn, koncipovaných jako tepelně-izolační materiály, až do obsahu 36%hm. Přídavek recyklátů do reakční násady nemá zásadní vliv na procesní parametry vypěňovacího procesu. V případě DEG dolní fáze recyklátu dochází k mírnému urychlení gelace, DPG a DEG horní fáze recykláty naopak zpomalují tvorbu polymerní sítě. Hodnoty koeficientu tepelné vodivosti tvrdých PUR pěn obsahujících různé typy a koncentrace recyklátů byly prakticky stejné jako v případě PUR pěny bez recyklátu.

## Literatura

1. Weiland E., Rasshofer W., v knize: *Advances in Plastic Recycling, Vol. 1: Recycling of Polyurethanes* (Frisch K. C., Klempner D., Prentice G., ed.), kap. 1. Technomic, Lancaster, 1999.
2. Duggan N., Parfondry A., v knize: *The Polyurethanes Book* (Randal D., Lee S., ed.), kap. 2. Wiley, UK 2002.
3. Rasshofer W., Weiland E.: *Advances in Plastics Recycling, Vol. 2: Automotive Polyurethanes*. První vydání. Technomic, Lancaster, 2001.

4. Scheirs J.: *Polymer recycling*. Wiley, New York, 1998.
5. Molero C., de Lucas A., Rodriguez J.F.: *Polym. Degrad. Stab.* 94, 533 (2009).
6. Zia K.M., Bhatti H.N., Bhatti I.A.: *React. Funct. Polym.* 67, 675 (2007).
7. Herrera M., Wilhelm M., Matuschek G., Kettrup A.: *J. Anal. Appl. Pyrolysis* 58-59, 173 (2001). et al.
8. Font R., Fullana A., Caballero J.A., Candela J., Garcia A.: *J. Anal. Appl. Pyrolysis* 58-59, 63 (2001).
9. Molero C., de Lucas A., Rodriguez J.F.: *Polym. Degrad. Stab.* 93, 353 (2008).
10. Molero C., de Lucas A., Rodriguez J.F.: *Polym. Degrad. Stab.* 91, 221 (2006).
11. Molero C., de Lucas A., Rodriguez J.F.: *Polym. Degrad. Stab.* 91, 894 (2006).
12. Alavi Nikje M.M., Nikrah M.: *Polym. Bull.* 58, 411 (2007).
13. Alavi Nikje M.M., Nikrah M.: *Polym.-Plast. Technol. Eng.* 46, 409 (2007).
14. Benes H., Rosner J., Holler P., Synkova H., Kotek J., Horak Z.: *Polym. Adv. Technol.* 18, 149 (2007).
15. Benes H.: *Odpadové fórum* 12, 31 (2006).

## Recycling of Car Seats: Influence of Waste Flexible Polyurethane Foam Variability

Hynek Beneš<sup>a</sup>, Jiří Rösner<sup>b</sup>

<sup>a</sup>Institute of Macromolecular Chemistry AS CR, v.v.i., Heyrovsky Sq. 2, 162 06 Praha 6,  
e-mail: benesh@imc.cas.cz

<sup>b</sup>Brahe, a.s., (now: BaySystems, a.s.), Želkovice 180, 507 77 Cerekvice nad Bystřicí

### Summary

The contribution is focused on an influence of waste flexible polyurethane foam variability on a chemical recycling of polyurethane scrap from end-of-life vehicles (wreck cars). The waste polyurethane foams are decomposed via glycolysis to products, mixtures of recycled polyols. As it follows from the results of reaction glycolysis study, variability of polyurethane waste and contaminants do not influence significantly total reaction time. Therefore, the recycling technology can be applied for various types of waste polyurethane foams. The obtained products, the recycled polyols, are suitable for manufacture of new rigid polyurethane foams, which are designed as thermo-insulating materials, up to recycled polyol content of 36wt%. The recycled polyol addition into the polyurethane formulation does not influence significantly foaming processing parameters and the final thermo-insulating properties of the prepared polyurethane foams (coefficients of thermal conductivity are in the range of 24 – 25 mW.m<sup>-1</sup>.K<sup>-1</sup>) are the same as in the case of the virgin foam without the recycled polyols.

**Keywords:** waste polyurethane, recycling, glycolysis, wreck car, end-of-life vehicle



# Uplatnění kalů z úpravy kameniva v cihlářském střepu

**Radomír Sokolář<sup>a</sup>**

<sup>a</sup> Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav technologie stavebních hmot a dílců, Veveří 95, 602 00 Brno,  
e-mail: sokolar.r@fce.vutbr.cz

## Souhrn

Posuzovány byly dva druhy odpadních kalů, které vznikají při praní drceného kameniva (Luleč-Olšany) a drobného těženého kameniva DTK 0/4 (Ledce), jako příměs v cihlářském střepu pálených střešních tašek v množství 10 % a 20 % hmotnostních. Bylo prokázáno, že tyto odpadní příměsi mohou snížit nasákavost vypáleného střepu a kladně ovlivnit barvu střepu, což je důležité zejména při výrobě pálených střešních tašek. Na jednoduchém příkladu je dokumentován i výrazný ekonomický přínos využití zkoušených kalů v rámci konkrétní výroby pálených střešních tašek v České republice.

**Klíčová slova:** cihelný střep, pórovitost, odpadní kaly, prosákavost, mrazuvzdornost

## Úvod

Cihlářská technologie, která je typická vysokým objemem výroby, je schopna zužitkovat obrovské množství odpadů. Tento trend je typický především pro výrobu tepelně izolačních tvarovek typu THERM, v rámci které se již řadu desetiletí uplatňují odpadní materiály především jako tzv. lehčiva snižující objemovou hmotnost střepu. Jedná se především o dřevěné piliny, elektrárenský popílek a v poslední době zejména papírenské kaly, které jsou téměř nezbytné pro dosažení vyšší pevnosti lehčeného střepu [1] – [3]. Výroba pálených střešních tašek naopak vyžaduje suroviny, které by při určité teplotě výpalu naopak objemovou hmotnost vypáleného střepu zvyšovaly (tedy snižovaly nasákavost střepu) pro dosažení požadované mrazuvzdornosti. Z tohoto důvodu je běžné, že cihelny využívají v surovinové směsi korekční příměsi, které pórovitost vypáleného střepu snižují a mohou současně příznivě ovlivnit i barevnost střepu. Korekčními příměsami bývají v těchto případech obvykle nevápnité zeminy (jíly, hlíny) s vysokým obsahem železitých sloučenin s dobrou slínavostí, tzn. schopností vytvořit hutný střep při dané vypalovací teplotě. Jsou publikovány i pozitivní laboratorní výsledky, které pro tyto účely využívají odpady vznikající v průmyslu železných kovů [7] – [7].

Existuje i řada zahraničních publikací, které dokumentují výhody použití odpadů v cihlářské výrobě nebo obecně v keramickém střepu, které vznikají v rámci těžby a úpravy kameniva (odprašky, kaly). Především jde o žulové odpady [8] – [14].

Cílem experimentálních prací bylo posoudit chování dvou druhů odpadních kalů, které vznikají v rámci praní kameniva např. do betonu nebo asfaltových směsí, ve směsi cihlářských zemín, které se v současnosti používají pro výrobu pálené střešní krytiny v České republice v cihelně Šlapanice. Snahou je nalézt vhodnou korekční surovinu, která by snížila pórovitost vypáleného střepu a zvýšila sytost jeho červeného zbarvení a která by byla schopna plně nahradit doposud používanou korekční zeminu převážanou na vzdálenost asi 250 km ve vysokých objemech.

## Experimentální část

Představené výsledky výzkumu jsou zaměřeny na vývoj surovinových směsí pro výrobu pálených tašek, tedy na úpravu používaných cihlářských zemín, resp. posouzení chování odpadních lomových kalů v cihlářském střepu. Proto byly surovinové směsi a vzorky z nich vyrobené jak v syrovém, tak i vypáleném stavu připravovány a zkoušeny podle norem řady ČSN 72 1565-1 až 15 pro zkoušení cihlářských zemín.

### Použité suroviny a jejich vlastnosti

Pro experimenty byly použity základní cihlářské zeminy používané pro výrobu střešních tašek koncernu TONDACH – cihlena Šlapanice. V současnosti je používána směs zemín z hlinišť cihelny:

sprašová hlína a krytinářský jíl v poměru 53:47 % hmotnostních + 10 % korekční zemina Dolní Jirčany u Prahy (směs označena RS), jejíž nejdůležitější funkcí je snížit výkvětovitost a zejména upravit barvu pálených tašek.

*Krytinářský jíl* (označen JS) je prachovitý vápnitý jíl s obsahem jíloviny kolem 53 %. Obsah  $\text{CaCO}_3$  činí asi 13 % podle DTA. Mineralogicky je v jílu zastoupen především křemen, z jílových minerálů illit, montmorillonit a chlorit, dále kalcit, muskovit, a živce. Celková ztráta žíháním činí 14,5 %.

*Sprašová hlína* (označena SS) je prachovitá (obsah prachoviny kolem 26 %) vápenatá zemina s nižším obsahem jíloviny asi 26 %. Obsah  $\text{CaCO}_3$  činí asi 12 %. Mineralogické složení je obdobné krytinářskému jílu. Celková ztráta žíháním činí 11,2 %.

*Sprašová hlína z Dolních Jirčan* (označena DJ) je nevápnitá surovina, mineralogicky tvořená křemenem, illitem, montmorillonitem, muskovitem a živci. Obsah jíloviny tvoří asi 36 %. Celková ztráta žíháním 6,8 %.

Výběr použití kalů Ledce a Luleč-Olšany v cihelně Šlapanice jako korekčních surovin (náhrada sprašové hlíny z Dolních Jirčan) souvisí s geografickými poměry s cílem minimalizovat dopravní náklady.

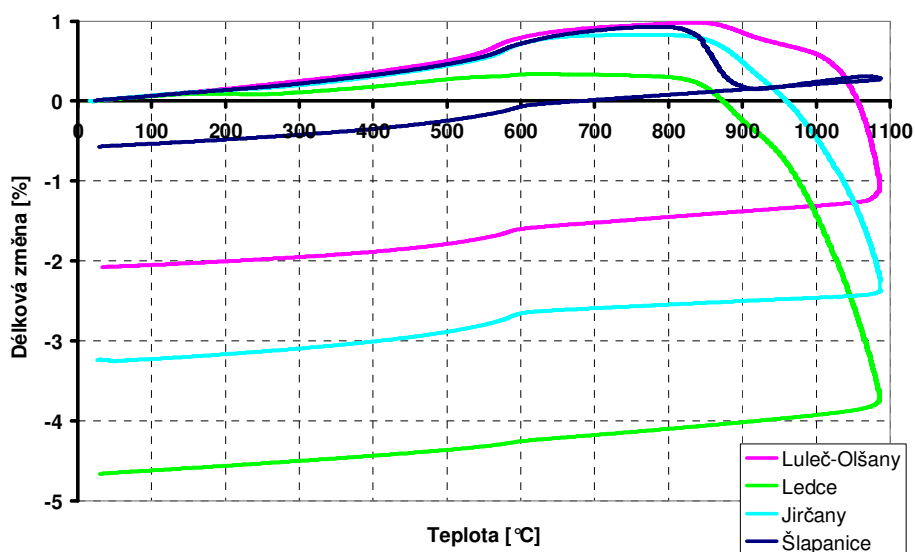
*Kal Ledce* (oficiálně nazývaný jako jílový produkt kalolisu – označován L) vzniká jako odpad při praní drobného těženého kameniva DTK 0/4 v Leducích u Brna. Mineralogicky kal tvoří montmorillonit, kaolinit, křemen, živce, albit, muskovit. Obsah jíloviny 20,1 %. Zbytek na síť 0,063 mm byl stanoven na 41,6 %. Střední průměr zrna, stanovený laserovou analýzou, činí 153,4  $\mu\text{m}$ .

*Kal Luleč-Olšany* (označen O) vzniká při těžbě a následném praní kameniva z moravské droby. Mineralogické složení: montmorillonit, křemen, albit, mikroklin, muskovit, anortit, kaolinit. Obsah jíloviny 10,4 %. Zbytek na síť 0,063 mm byl stanoven na 12,6 %. Střední průměr zrna, stanovený laserovou analýzou, činí 23,9  $\mu\text{m}$ .

Výhoda obou posuzovaných kalů spočívá především ve vysokém obsahu oxidu železitého (pozitivní vliv na barvu vypáleného střepu) a obsahu dalších oxidů v širokém spektru – zej.  $\text{CaO}$ ,  $\text{MgO}$ , alkálie (tab. 1), což dává vyšší pravděpodobnost tvorby nízkotavitelných eutektik podporujících slinování střepu a snížení jeho nasákavosti. To dokazují i termicko-dilatometrické křivky DKTA (obr. 1), které prokazují vyšší slínavost (projevující se vyšším smrštěním vzorku) použitých kalů ve srovnání se základními zeminami obou cihelen a v případech kalu Ledce i ve srovnání se stávající korekční sprašovou hlínou z cihelny Dolní Jirčany.

Tabulka 1: **Chemická analýza použitých surovin <sup>(1)</sup> Směs JS a SS v poměru 47:53**

	$\text{SiO}_2$	$\text{Al}_2\text{O}_3$	$\text{Fe}_2\text{O}_3$	$\text{MgO}$	$\text{TiO}_2$	$\text{CaO}$	$\text{MnO}$	$\text{K}_2\text{O}$	$\text{Na}_2\text{O}$	ZŽ
<b>Směs Šlapanice<sup>1)</sup></b>	53,06	17,23	<b>3,45</b>	1,60	0,39	8,79	0,10	1,20	0,71	13,43
<b>Kal Ledce</b>	52,38	19,96	<b>8,53</b>	3,92	1,05	2,45	0,14	2,82	1,10	6,79
<b>Kal Luleč-Olšany</b>	61,76	16,25	<b>5,79</b>	2,51	0,82	1,90	0,10	3,91	2,40	6,42



Obrázek 1: **Křivky DKTA surovin používaných a použitelných v cihelně Šlapanice**

**Výroba zkušebních vzorků a vlastností plastického těsta**

Vysušené suroviny (při 60 °C) byly drceny a homogenizovány v daném poměru mísení (tabulka 3) v laboratorním kolovém mlýně při současném přidavku rozdělovací vody. Po 48 hodinách odležení následovala úprava plastičnosti těsta (deformační poměr 0,7 podle ČSN 72 1074) a vytváření zkušebních vzorků stloutáním do kovových forem (100x50x15) mm. Na vytvořených vzorcích bylo stanoveno množství rozdělovací vody  $w_r$ , délková změna sušením DS a citlivost k sušení CSB podle Bigota (ČSN 72 1565). Výpal probíhal v provozní tunelové peci firmy Tondach ve Šlapanicích na teplotu 1020 °C (stanovená pomocí Bullersových kroužků).

**Metodika prováděných experimentů na vypálených střepích**

**Prosákavost** střepu byla stanovována na laboratorních cihelkách (za syrova 100x50x15 mm) podle postupu odvozeného od 2. metody zkoušení prosákavosti střešních tašek podle ČSN EN 539-1. Na lícni stranu vzorku byl přitmělen (silikon) rám udržující na střepem vodní sloupec výšky 85 mm. Na spodní stranu zkušebního vzorku byly symetricky umístěny dvě měděné elektrody velikosti (15x15) mm<sup>2</sup> vzdáleny od sebe 40 mm, pomocí kterých se měřily změny elektrického odporu ve vzorku způsobené změnou obsahu vody ve vzorku. Změny el. odporu byly průběžně zaznamenávány v intervalu 10 sekund pomocí el. multimetru. Jako srovnávací parametr byl použit čas, kdy došlo ke snížení elektrického odporu z nekonečně vysoké na první měřitelnou hodnotu (řádově 100 MΩ). Byla stanovena prosákavost střepu  $P$  [cm.s<sup>-1</sup>], která udává tloušťku střepu v cm, již projde voda za jednu sekundu

Z rychlosti vztlínání lze také usuzovat na prosákavost střepu - čím rychleji voda vztlíná, tím je větší předpoklad vyšší prosákavosti vypáleného střepu. Podle Matějкова kritéria činí mezní hodnota vztlínivosti, nad níž nutno počítat s prosákvým střepem, 50 mm za 90 minut. Při výšce vztlínutí vody větším než 50 mm za 90 min, lze považovat surovinu za nevhodnou pro výrobu krytiny, nebo aspoň nevhodnou při stejném způsobu zpracování. Postup: Vysušená cihelka se postaví na výšku do misky s plochým dnem, ve které je nalita destilovaná voda asi do výše 10 mm. Cihelka se v misce postaví na dva trojboké hranolky, aby k ní měla voda dobrý přístup a aby sahala do výšky asi 5 mm od spodního okraje cihelky. Od doby vložení cihelky do vody se měří výška vztlínání.

**Mrazuvzdornost** laboratorních vzorků byla zkoušena přímo podle ČSN 72 1565 – 14 – kritériem je požadovaná mrazuvzdornost M25. Nasycené vzorky vodou (varem) se vkládaly do zmrazovacího zařízení ochlazeného na teplotu -20 °C. Zde se ponechají 6 hodin při této teplotě. Po té se vyndají a rozmrazují se vodou o teplotě 15 °C až 30 °C minimálně 2 hodiny. Zmrazovací cykly probíhaly do vzniku prvního porušení, které se popíše číslem: 0 – beze změn, 1 – trhliny způsobující pouze povrchové porušení, 2 – odštěpování hlubší než 2 mm, 3 – povrchové odlupování, 4 – lístkování (tj. odlupování vrstev v plochách) nebo praskliny v celé tloušťce střepu. Pevnost v tahu za ohybu zmrazovaných vzorků ( $R_2$ ) nesmí poklesnout o více jako o 20 % vůči referenčním, tzn. nezmrzaným ( $R_1$ ).

Nepřímé metody stanovení mrazuvzdornosti se užívají k předběžnému zjištění mrazuvzdornosti a opírají se o vyhodnocení souboru ukazatelů, kteří ovlivňují chování výrobku za působení mrazu (pórovitost). Hodnocení mrazuvzdornosti podle rozdělení velikosti pórů vyžaduje stanovení distribuce pórů ve vzorku. Nejčastěji se využívá vysokotlaké rtuťové porozimetrie. Maage definoval mrazuvzdornost podle faktoru  $F$  (tab. 2):

$$F = \frac{3,2}{PV} + 2,4 \cdot P_3$$

PV...celkový objem pórů [m<sup>3</sup>.g<sup>-1</sup>];  $P_3$ ...podíl pórů o průměru > 3 μm z PV [%].

Faktor  $F$  představuje přesnější vyjádření koeficientu nasycení střepu KNS (poměr mezi nasákavostí za studena  $NV_1$  a varem  $NV_2$ ), známé je též hodnocení na základě mediánu poloměru pórů  $r_{50\%}$  - limitní hodnoty jsou uvedeny v tab. 2.

Tabulka 2: **Přehled jednotlivých kritérií nepřímého posuzování mrazuvzdornosti**

	KNS [-]	F [-]	$r_{50\%}$ [μm]
mrazuvzdornost	do 0,85	> 70	> 1
nejistá mrazuvzdornost		50 – 70	
nemrazuvzdornost	přes 0,85	< 55	< 1

Podstatou zkoušky na *výkvětovitost* je rozpuštění solí obsažených ve vzorcích ve vodě, přesun vzniklých vzorků na povrch a následné nahromadění výkvětů na povrchu a popis jejich intenzity, polohy a zabarvení. Vzorky se nechají vzlínat v destilované vodě ponořené do výše 10 mm od spodního okraje zkušební tělíska. Po sedmi dnech se vzorky vyjmou a nechají sušit při teplotě 105 °C. Po vychladnutí v exsikátoru se provede vyhodnocení podle normy ČSN 72 1565 – pro cihlářské zeminy. Vyhodnocení: Intenzita výkvětů: bez výkvětu - slabý výkvět - střední výkvět - silný výkvět. Barva výkvětů: bílý – žlutý-žlutočervený – zelený. Poloha výkvětů: na ploše - na hraně - na rohu.

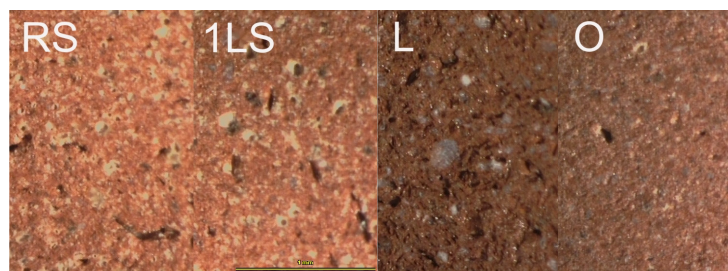
## Výsledky a diskuse

Vlastnosti zkoušených směsí determinují vlastnosti jednotlivých příměsí (tab. 3) – kal Ledce mírně zvyšuje množství rozdělovací vody i citlivost k sušení ve srovnání se stávající úpravou směsí pomocí korekční zeminy z Dolních Jirčan. Naopak kal Luleč-Olšany vykazuje díky nižšímu podílu jíloviny určitou ostřicí schopnost projevující se v poklesu množství rozdělovací vody a citlivosti k sušení.

Tabulka 3: *Označení vyrobených směsí, jejich složení a jejich vlastnosti za syrova*

	zeminy		příměsí			DS	w <sub>r</sub>	CSB	DP
směs	JS	SS	L	O	DJ	[%]	[%]	[-]	[%]
RS	43	47			10	-7,8	31,7	1,5	-0,8
L			100			-10,6	34,0	2,1	-5,9
O				100		-5,0	24,7	0,5	-3,7
DJ					100	-7,5	26,7	1,4	-4,1
1LS	43	47	10			-8,6	32,1	1,6	-0,9
2LS	43	37	20			-9,1	31,5	1,8	-0,9
3LS	38	42	20			-9,0	30,4	1,5	-1,1
OS	43	37		20		-7,8	25,6	1,3	-0,3

Oba zkoušené kaly potvrdily předpokládanou barvicí schopnost s ohledem na obsah Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> – kaly Ledce i Luleč-Olšany probarvily vypálený střepe na srovnatelný odstín ve srovnání s účinkem stávající korekční příměsí zeminy Dolní Jirčany v surovinové směsi (RS na obr. 2). Z obr. 2 je taktéž patrný jemnozrnný charakter střepe vytvořeného z kalu Luleč-Olšany, který umožňuje dávkovat tuto druhotnou surovinu do cihlářských směsí bez nutnosti energeticky náročného domílání.



Obrázek 2: *Srovnání barvy střepe po provozním výpalu v tunelové peci cihelny Šlapanice.*  
 Legenda: RS-referenční směs s příměsí 20 % korekční zeminy DJ, 1LS-směs s příměsí 10 % kalu Ledce, L-střepe vytvořený z kalu Ledce, O-střepe vytvořený z kalu Luleč-Olšany

Kal Ledce nepřináší z hlediska výkvětovitosti pro vypálený střepe žádný problém – střepe vytvořený ze 100% podílu kalu Ledce nejeví žádnou výkvětovitost. Kal Luleč-Olšany není pro využití v surovinové směsi Šlapanice zcela optimální, neboť zvyšuje náchylnost vypáleného střepe ke vzniku výkvětů (obr. 3).

Z naměřených hodnot vlastností vypálených střepe, které souvisejí s jeho pórovitostí, (tabulka 4) vyplývají následující závěry:

- kal Ledce potvrdil předpoklad vytvoření dostatečně hutného střepe (DKTA) a svou nasákavostí i prosákavostí je zcela adekvátní náhradou zeminy DJ z Dolních Jirčan,

- náhrada 10 % zeminy DJ v surovinové směsi pro výrobu pálených tašek v cihelně Šlapanice stejným množstvím kalu Ledce znamená vytvoření střepu s nepatrně nižší nasákavostí a především s podstatně vyšší neprosákavostí a prakticky shodnou mrazuvzdorností (ta je navíc podpořena výhodnější distribucí velikosti pórů, která byla v první fázi posouzena nepřímo pomocí koeficientu nasycení střepu KNS – tab. 4).



Obrázek 3: Výkvětovost střepů z používaných příměsí odpadních kalů

Tabulka 4: Vybrané vlastnosti vypálených střepů

Směs	NV <sub>1</sub> [%]	NV <sub>2</sub> [%]	KNS [-]	OH [kg.m <sup>-3</sup> ]	ZH [kg.m <sup>-3</sup> ]	PZ [%]	VZ [mm/90 min]	P [cm/s]
RS	14,29	15,32	0,93	1782	2467	27,7	52	0,0006
L	4,56	7,89	0,58	2170	2624	17,3	6	-
O	10,86	12,50	0,87	1949	2560	23,9	80	-
DJ	4,47	6,61	0,68	2190	2560	14,5	27	-
1LS	13,76	14,73	0,93	1822	2502	27,2	44	0,0005
2LS	13,79	15,27	0,90	1800	2485	27,6	46	0,0008
3LS	14,31	15,89	0,90	1817	2559	29,0	51	0,0009
OS	14,82	16,44	0,90	1773	2502	29,1	66	0,0009

Rostoucí dávky kalu Ledce již nepřinášejí adekvátní efekt, takže je možno brát 10 % přídatku jako optimum – i roční produkce tohoto kalu (kolem 10 000 tun) dává předpoklad využití téměř celého objemu vzniklého kalu i s rezervou pro případné technologické výkyvy (zvýšení výkonu výroby tašek nebo snížení roční produkce kalu).

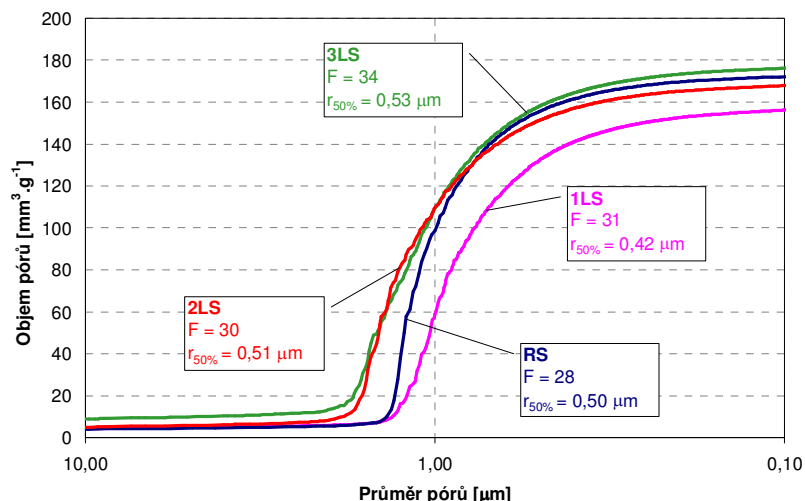
Kal Luleč-Olšany má ve všech sledovaných parametrech spíše negativní vliv na vlastnosti vypáleného střepu, zejména na prosákavost střepu. Vyplývá to již z vlastností, které byly stanoveny na vzorku vyrobeného ze 100 % kalu (směs O v tabulce 5).

Tabulka 5: Pevnost v tahu za ohybu vypálených střepů R a přímé stanovení mrazuvzdornosti

Směs	R <sub>1</sub> [MPa]	R <sub>2</sub> [MPa]	rozdíl	porušení	komentář
RS	14,8	13,3	-10 %	0-0-0	mrazuvzdorný
L	15,0	13,1	-13 %	1-0-1	mrazuvzdorný
O	12,6	11,5	-8 %	1-1-0	mrazuvzdorný
DJ	21,4	17,6	-18 %	0-0-0	mrazuvzdorný
1LS	14,2	13,5	-5 %	0-0-1	mrazuvzdorný
2LS	15,4	15,1	-2 %	0-0-0	mrazuvzdorný
3LS	14,6	12,5	-14 %	0-1-0	mrazuvzdorný
OS	12,7	12,3	-3 %	1-0-0	mrazuvzdorný

Z pohledu distribuce velikosti pórů a mrazuvzdornosti neznamena náhrada korekční zeminy odpadním kalem Ledce zásadní změny v pórové struktuře střepu. Na jednu stranu směs 1LS vykazuje nižší podíl objemu pórů než referenční vzorek RS, na druhou stranu ale mírně klesá medián poloměru pórů  $r_{50\%}$ . Patrně vznikem sekundární pórovitosti během výpalu směsí s vyšším podílem kalu Ledce – 20 % (2LS, 3LS) dochází ke zvyšování celkového objemu pórů a především, což je důležité pro mrazuvzdornost, mírně roste i hodnota  $r_{50\%}$ . To kompenzuje zvýšený objem pórů, a proto není patrný vliv popsané skutečnosti na mrazuvzdornost, která byla potvrzena přímým zmrazováním (tabulka 5).



Obrázek 4: **Distribuce velikosti pórů v závislosti na typu směsi.**

Legenda: RS-referenční směs s příměsí 20 % korekční zeminy DJ, 1LS-směs s příměsí 10 % kalu Ledce, 2LS, 3LS-směs s příměsí 20 % kalu Ledce (s odlišným poměrem mezi spraší a jílem)

## Závěry

Cílem publikovaných výsledků výzkumu bylo pokusit se nalézt odpovídající ekvivalent v současnosti používané korekční zeminy z cihelny Dolní Jirčany v surovinové směsi pro výrobu střešních tašek v cihelně Šlapanice, která slouží především pro snížení nasákavosti střepe (pro zajištění vyšší mrazuvzdornosti) a úpravu jeho barvy. Tato stávající úprava ovšem znamená přepravu zeminy z Dolních Jirčan na vzdálenost asi 250 km v takovém objemu, aby se naplnila denní spotřeba této korekce asi 20 tun. Jako vhodná ekonomická alternativa se nabízejí především dobře slínavé kaly, které vznikají v rámci těžby a úpravy kameniva. Výhodou posuzovaných kalů je vesměs jejich jemnozrný charakter bez nutnosti dalšího domílání a v mnoha případech i velmi dobrá slínavost (nízká teplota slinutí běžně i pod 1100 °C), která byla prokázána v první fázi výzkumu s využitím DKTA (obrázek 1). Vzhledem k minimalizaci přepravních nákladů a posouzení slínavosti byl pro surovinovou směs cihelny Šlapanice experimentálně posuzovány kal Ledce a kal Luleč-Olšany s přepravní vzdáleností do 30 km.

Kal Ledce v surovinové směsi mírně zvyšují množství rozdělovací vody a citlivost k sušení. Vzhledem k nepatrným rozdílům je ovšem tato relativní nevýhoda vyvážena velmi příznivými vlastnostmi střepe po výpalu díky velmi dobré slínavosti (tzn. snížení nasákavosti střepe o cca 0,6 %, zvýšení neprosákavosti střepe, zachování mrazuvzdornosti) a sytější červené barvě po výpalu (obsah 8,53 %  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  je 2,5x více než u směsi šlapanických zemín). Vyšší množství rozdělovací vody (+ 0,4 %) lze navíc výrazně snížit použitím ztekucovadel (např. tripolyfosfátu sodného), neboť kal Ledce je ve srovnání s korekční zemínou z Dolních Jirčan podstatně lépe ztekutitelný.

Ekonomický přínos náhrady stávající korekční zeminy z Dolních Jirčan kalem Ledce lze dokumentovat na modelovém příkladě z praxe. V závodě se denně vyrobí přibližně 50 000 tašek. Váha jedné tašky se v syrovém stavu po vysušení pohybuje kolem 4 kg, celková denní spotřeba surovin tedy činí 200 000 kg. Surovinová směs obsahuje 10 % korekční zeminy, která se dováží automobilovou dopravou na vzdálenost asi 250 km – během 1 jízdy je možno přepravit asi 25 tun zeminy s cenou asi 25 Kč/km. Denní spotřeba této suroviny je tedy teoreticky 20 tun. Pro naplnění roční produkce je tedy nutno vykonat asi 300 jízd ročně. Při nahrazení korekční zeminy stejným množstvím (10 % hmotnostních v surovinové směsi) kalem Ledce se sníží přepravní vzdálenost stejného objemu suroviny o 220 km (optimalizovaná vzdálenost Ledce – Šlapanice činí asi 30 km) - výpočet ročních úspor díky snížení dopravních nákladů je uveden v tabulce 6.

Tabulka 6: **Výpočet ročních úspor při navrhovaném řešení úpravy surovinové směsi**

Náklady	1 rok
Šlapanice – Dolní Jirčany	300 x 250 km x 25 Kč/km = 1 875 000 Kč
Šlapanice – Ledce	300 x 30 km x 25 Kč/km = 225 000 Kč
Roční úspora:	1 650 000 Kč

## Poděkování

*Příspěvek byl vytvořen s podporou projektu GAČR P104/10/0885 „Analýza vlivu kamenných odprašků a kalů na vlastnosti keramického střepe a jeho mikrostrukturu“ a vědeckovýzkumného záměru MSM 0021630511 „Progresivní stavební materiály s využitím druhotných surovin a jejich vliv na životnost konstrukcí“*

## Literatura

- [1] Ducman, V., Kopar, T.: Sawdust and paper-making sludge as poreforming agents for lightweight clay bricks. *Industrialceramics* 2, 81 (2001).
- [2] Sokolář, R.: Využití elektrárenských popílků ve výrobě stavební keramiky. *Minerální suroviny* 1, 24 (2004).
- [3] Sokolář, R.: Lehčení cihlářských střepe odpadními látkami (1. díl). *Silika* 5-6, 139 (2004).
- [4] Domínguez, E.A., Ullmann, R.: „Ecological bricks“ made with clays and steel dust pollutants. *Applied Clay Science* 11, 237 (1996).
- [5] Marghussian, V.K., Maghsoodipoor, A.: Fabrication of unglazed floor tiles containing Iranian copper slags. *Ceramic International* 25, 617 (1999).
- [6] Sokolář, R.: Železitě odpady ve střepe pálené střešní krytiny. *Zpravodaj Silikátového svazu*. 2007, vol. 13, no. 1, p. 16-19, ISSN 1801-7053.
- [7] Sokolář, R.: Využití železitých konvertorových kalů v cihlářském průmyslu. *Silika* 3-4, 100 (2002).
- [8] Sokolář, R.: Zúžitkování přírodních odpadních surovin pro výrobu za sucha lisovaných keramických obkladových prvků (část I). *Silika* 6-7, 30 (2005).
- [9] Mostafa, A., A., Nour, W., M., N., Ibrahim, D., M., Abou-Maatty, M., A.: Granite wastes as the Main Constituent in Tile Recipes. *Interceram* 1, 26 (2008).
- [10] Segadães, A. M., Carvalho, M. A., Acchar W.: Using marble and granite rejects to enhance the processing of clay products. *Applied Clay Science* 1, 42 (2005).
- [11] García-Ten, J., Fernández, A.: Recycling Marble Working Wastes in Manufacturing Ceramic Products. Part 1. *DKG* 9, E84 (2003).
- [12] Catarino, L., Sousa J., Martins I. M., Vieira M. T., Oliveira, M. M.: Ceramic products obtained from rock wastes. *Journal of Materials Processing Technology* 843 (2003).
- [13] Acchar, W., Vieira, F.A., Hotza, D.: Effect of marble and granite sludge in clay materials. *Materials Science and Engineering* 1-2, 45 (2006).
- [14] Vieira, C., M., F. Incorporation of granite waste in red ceramics. *Materials science and Engineering* 1-2, 15 (2004).

## Application of waste sludges from stone preparation in brick body

**Radomír Sokolář**

*Brno University of Technology, Faculty of Civil Engineering, Institute of Technology of Building Materials and Components, Veverí 95, 602 00 Brno, Czech Republic*

## Summary

*Two types of waste sludges, which rising during the washing of crushed aggregate (Lulec-Olsany) and quarried aggregate – quartz sand 0/4 (Ledce), were tested as a admixture in the roof tiles brick body in quantities 10 mass-% and 20 mass-%. Both waste sludges are able to decrease of water absorption of fired bodies (with improve in frost resistance) and improve the colour of fired bodies especially. There is documented economical benefit of waste quarry sludges utilization in the brick body of roof tiles too.*

**Keywords:** brick body, porosity, waste stone sludges, impermeability, frost resistance.

# Využívání organických odpadů při hydrofyzikální úpravě půdních vlastností antropozemí výsypek

Petr Čermák<sup>a</sup>

<sup>a</sup> Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i., Žabovřeská 250,  
156 27 Praha 5 – Zbraslav, e-mail: cermak@vumop.cz

## Souhrn

Na výsypkách severočeské hnědouhelné pánve jsou při úpravě půdních vlastností vytvářených antropozemí využívány i dostupné průmyslové odpady. Výzkumné ústavy společně s těžebními společnostmi hledají uplatnění pro využití těchto odpadů, u kterých je předpoklad že příznivě ovlivní kvalitu prováděných prací při sanaci a rekultivaci těžbou dotčeného území. K lesnickým rekultivačním účelům jsou použitelné i různé organické odpady, z nichž největší objemy představují celulózové kaly s neupraveným nebo upraveným poměrem C:N (20 – 30) a kůra, které jsou nejčastěji aplikovány ve formě různých mulčů nebo jsou v množství až 400 t/ha promíseny s výsypkovou zeminou. Hodnoceny jsou poznatky z vývoje hydrofyzikálních půdních vlastností povrchu výsypek (maximální kapilární vodní kapacita, maximální kapilární nasáklivost, pórovitost, objemová hmotnost, průběh retenčních čar, infiltrační vlastnosti) po jejich aplikaci, které jsou dále významově porovnány s dalšími technologiemi, jež se při rekultivační úpravě těchto recentních útvarů používají včetně stavu, který představuje pouze dlouhodobější půdotvorný proces.

**Klíčová slova:** organické odpady, hydrofyzikální vlastnosti, antropozemě výsypek, lesnická rekultivace

## Úvod

K nejvýznamnější kategorii skrývaných nadložních hornin v severočeské hnědouhelné pánvi, které se využívají na výsypkách k lesnickým rekultivačním účelům, patří šedé miocenní jíly a v prostoru Bílinska i texturně značně heterogenní substráty, jejichž častou součástí jsou písky, porcelanity včetně hornin uhelné sloje s vyšším obsahem různě zvětralého uhlí. Jako meliorační sorbent při úpravě jejich půdních vlastností se nejčastěji používají selektivní skrývky sprašových hlín, slínité horniny [7], ověřovány jsou i vedlejší energetické produkty – stabilizát [9] a v minulosti to byly i bentonity [10]. V souvislosti s útlumem zemědělské produkce v ČR po roce 1990 začaly být pro tyto účely dostupné i různé odpady organického původu (kůra, dřevní odpad, celulózové kaly, biokal). Tyto odpady pocházejí zejména z výroby celulózy ve Štětí. K lesnickým rekultivačním účelům se na výsypkách severočeské hnědouhelné pánve používají od roku 1994 v množství 20 000 – 40 000 t za rok buď s neupraveným poměrem C:N jako různé mulče nebo s předaplikačně upraveným poměrem C:N pomocí biokalu (komerčně dostupné hnojivo „Start“ vyrobené z lignocelulózových odpadů), kdy dochází nejčastěji k jejich promísení s výsypkovou zeminou. Chemické a fyzikální vlastnosti těchto odpadů lze s ohledem na požadovanou úpravu půdních vlastností rekultivované zeminy poměrně jednoduše dále optimalizovat, používají-li se i v různých směsích. Za významné kvalitativní rekultivační kritérium jejich využitelnosti v půdních podmínkách antropozemí výsypek [6] s nepříznivým počátečním vodním režimem lze považovat jejich fyzikální vlastnosti neovlivněné procesem kompostování. Jsou to materiály s vyšším podílem hrubších gravitačních pórů, vyznačují se vysokou pórovitostí, nasáklivostí a vsakovací schopností.



## Experimentální část

Laboratorní rozboru zeminy pro stanovení základních fyzikálních charakteristik (objemové hmotnosti, maximální kapilární vodní kapacity, maximální kapilární nasáklivosti, pórovitosti) byly provedeny u neporušených půdních vzorků (Kopeckého válečků o objemu 100 cm<sup>3</sup>) standardními identifikačními metodami. Bod vadnutí byl stanoven z retenčních čar a využitelná vodní kapacita počítána jako rozdíl maximální kapilární vodní kapacity a bodu vadnutí. Stanovení retenčních čar bylo provedeno v celém rozsahu sacích tlaků, do podtlaku 90 cm byly retenční čáry stanoveny na podtlakovém přístroji (pískovém tanku) a ve vyšších rozsazích na přetlakovém přístroji.

Pro terénní stanovení hydraulických charakteristik byla zvolena metoda Guelphského permeamtru. Pro řešení daného problému se jeví jako optimální, není zatížena chybami jako laboratorní metody a má řadu předností i oproti běžně používané infiltrační metodě včetně odhadu hydraulických parametrů ze zrnitosti. Guelphský permeametr je v principu Mariotteova láhev přizpůsobená pro měření ve vrtu. Přístroj se skládá ze zásobního válce a výtokové části se spodním perforovaným měrným čidlem a velikost přetlaku je možno nastavit posuvem zavzdušňovací trubky [3, 4, 5].

Orientační hodnoty potenciálního odtoku a smyvu půdy z posuzovaných rekultivačních variant jsou odvozené z polního hodnocení stavu povrchu o sklonu svahu 14 – 16 % pomocí simulátoru deště vyvinutého ve VUMOP, v. v. i., při vyvolání srážky o intenzitě až 30 – 40 mm.hod<sup>-1</sup>. Simulátory deště mají zpravidla společné tyto charakteristiky: přenosnost, mobilní zdroj vody, ohraničenou testovací plochu, postřikovací mechanismus různého typu, který umožňuje kontrolu aplikovaného množství vody, zařízení pro soustředění a měření povrchového odtoku a smyvu půdy [8].

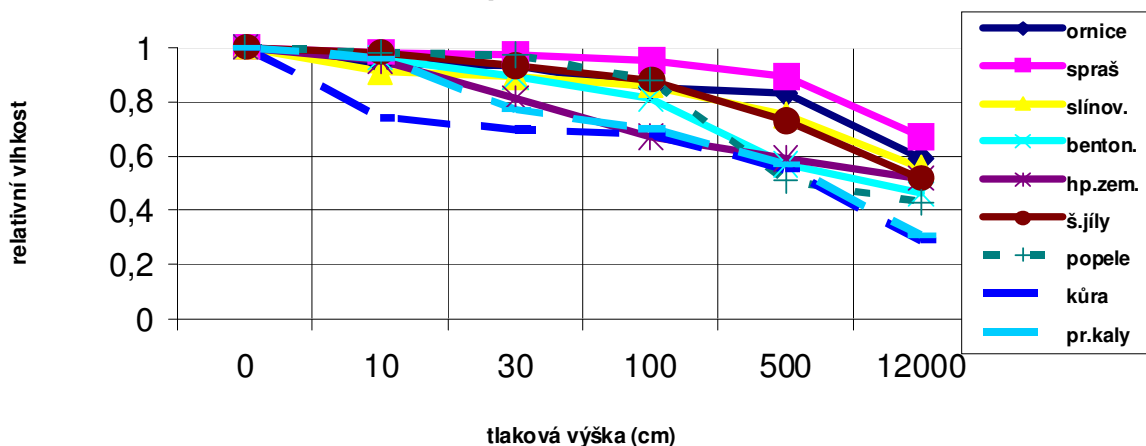
## Výsledky a diskuse

Vytváření povrchu výsypek pouze z nadložních hornin skrývaných při povrchové těžbě hnědého uhlí [1] představuje velmi často vznik značně heterogenního hydrofyzikálního prostředí, které se s různou intenzitou ovlivňovanou: probíhajícími objemovými změnami nebo zhutněním, podílí buď na zvýšeném vsaku (infiltraci v období sucha ovlivňuje různý systém trhlin) nebo naopak na zvýšeném povrchovém odtoku (infiltrace při zvýšené vlhkosti probíhá převážně půdní hmotou). Nejméně příznivý počáteční hydrofyzikální stav na výsypkách představuje rekultivační varianta úpravy povrchu písčitémi až hlinitými zeminami. Vsakovací vlastnosti povrchu výsypek vytvořeného ze šedých miocenních jílu mohou být již v důsledku probíhajících objemových změn a zvětrávání do strukturního stavu značně proměnné a hydrofyzikálně i příznivé [2]. Poměrně vhodnou a již stabilní hydrofyzikální úpravu povrchu představují dále rekultivační technologie, při kterých dochází buď k překryvu výsypkových zemin dostupnými zúrodnitelnými zeminami a horninami - orníci, sprašovými hlínami, slinitými horninami, nebo k jejich promísení s výsypkovou zeminou (tabulka 2). Variantu překryvu povrchu humusovým horizontem (ornicí) u sklonu svahu 14 – 16 % a při výskytu srážky o intenzitě 30 – 40 mm.hod<sup>-1</sup> lze charakterizovat celkovým odtokem 4 mm a obsahem erozního smyvu v odtoku 0,2 kg.m<sup>-2</sup>. Při použití sprašových hlín lze docílit obdobné úpravy odtokových poměrů jako v případě použití ornice, ale naopak dochází již k extrémnímu nárůstu erozního smyvu v odtoku a to až o 500 %. Varianta použití slinitých hornin k rekultivačním účelům pak představuje oproti ornícím zvýšení celkového odtoku o 10 mm a nárůstu smyvu v odtoku až o 300 % (v závislosti na jejich zvětrání). Nejméně příznivou hydrofyzikální úpravu povrchu pak představuje varianta výsypkových zemin texturálně lehkých až středně těžkých, kde dochází oproti ornícím k nárůstu celkového odtoku na 23 mm a obsahu erozního smyvu v odtoku na úroveň stavu u rekultivační varianty překryvu sprašovými hlínami.

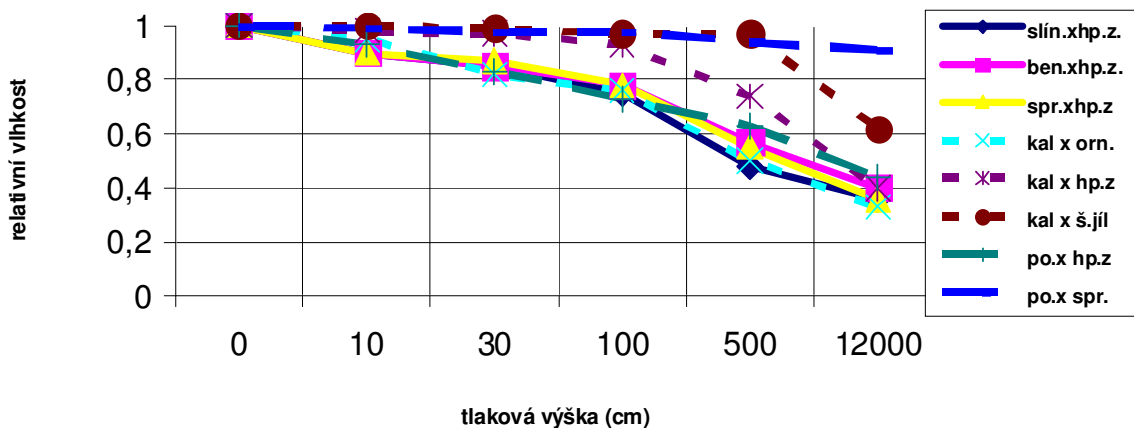
Nejprogresivnější úpravu nejen vsakovacích vlastností ale i ostatních fyzikálních vlastností (tab.č.1) povrchu výsypek představují však rekultivační technologie, které pro tyto účely používají různé organické odpady (kůru, celulózní kaly) neovlivněné procesem jejich kompostování ve formě mulče, nebo kdy dochází k jejich promísení s výsypkovou zeminou. Celkový odtok při úpravě svahu o sklonitosti 14 – 16 % a při výskytu srážky o intenzitě 30 – 40 mm.hod<sup>-1</sup> s využitím texturálně odlišných mulčů, lze charakterizovat celkovým odtokem 1 – 13 mm a zcela bezvýznamným obsahem erozního smyvu v odtoku. V případě nejvyšší uváděné hodnoty se však jedná převážně o odtok již podpovrchový,

reprezentovaný odtékající vodou z povrchu půdního horizontu s výrazně nižší vsakovací schopností. Významným faktorem úpravy hydrofyzikálních půdních vlastností při použití organických odpadů ve formě mulče, se proto stává i kritérium vhodného hydraulického propojení horizontu vytvořeného z organické hmoty a horizontu navazujícího tvořeného již výsypkovou zeminou, za účelem zamezení potenciální destrukce mulče na svazích o vyšší sklonitosti při výskytu srážky o vysoké intenzitě. Obecně, při úpravě nejen hydrofyzikálních ale i ostatních půdních vlastností vytvářených antropozemí (včetně chemických) lze považovat za nejvýznamnější rekultivační technologii, kdy dochází k promísení (homogenizaci) vhodnými mechanizačními prostředky (půdní frézou, diskovým podmiťákem) výsypkové zeminy s organickou hmotou s předaplikačně upraveným C:N (30) v poměru 1:1 až 3:1 (v závislosti na jejich texturálním složení). Ve většině hodnocených hydrofyzikálních ukazatelů se již na počátku biologické rekultivace pak přibližuje tato technologie stavu, který charakterizuje např. lesnickou rekultivaci ovlivněnou pouze dlouhodobějším půdotvorným procesem a to ve stáří až 50 let (tabulka 5). Potenciálně dosažitelnou úpravu vsakovacích vlastností povrchu výsypky při použití odlišných rekultivačních technologií uvádí dále tabulka 3 a jejich zařazení do hydrologických skupin využitelných např. pro účely stanovení přípustných délek svahu s využitím simulačního modelu vodní eroze tabulka 4.

**Graf 1: Průběh retenčních čar u významnějších rekultivačních úprav**



**Graf 2: Průběh retenčních čar u významnějších rekultivačních úprav (varianty představují substrát 1:1)**



**Tabulka 1: Změny ve fyzikálních vlastnostech povrchu výsypky (0–10 cm) upraveného organickými odpady**

Rekultivační úprava	Půdní stav	Maximální kapilární vodní kapacita (% obj.)	Maximální kapilární nasáklivost (% obj.)	Pórovitost (%)	Objemová hmotnost (g.cm <sup>-3</sup> )
Výsypková zemina	A	33-36	34-37	36-38	1,55-1,64
	B	38-42	45-50	46-48	1,40-1,45
Mulčování zeminy kůrou (0.1 m)	A	47-51	62-65	85-88	0,30-0,34
	B	55-61	75-80	78-86	0,30-0,47
Mulčování zeminy celulóзовými kaly (0.1 m)	A	55-63	66-71	76-80	0,19-0,24
	B	50-59	70-81	74-84	0,31-0,56
Promísení zeminy s kůrou (1:1)	A	30-33	31-35	54-57	1,11-1,20
	B	36-40	45-49	52-55	1,18-1,28
Promísení zeminy s celulóзовými kaly (1:1)	A	36-38	37-40	43-47	1,41-1,50
	B	41-45	51-61	58-71	0,97-1,20

**Tabulka 2: Změny ve fyzikálních vlastnostech povrchu výsypky (0-10 cm) upraveného ostatními rekultivačními technologiemi**

Rekultivační úprava	Půdní stav	Maximální kapilární vodní kapacita (% obj.)	Maximální kapilární nasáklivost (% obj.)	Pórovitost (%)	Objemová hmotnost (g.cm <sup>-3</sup> )
Překryv výsypkové zeminy orníci	A	37-39	38-45	44-48	1,37-1,46
	B	35-41	51-55	52-58	1,09-1,25
Překryv výsypkové zeminy sprašovými hlínami	A	29-35	41-47	46-47	1,43-1,49
	B	34-37	44-47	45-47	1,43-1,48
Překryv výsypkové zeminy slínitými horninami	A	26-29	38-40	47-49	1,40-1,43
	B	34-44	43-55	48-58	1,10-1,38
Promísení výsypkové zeminy (písčité) se slínitými horninami (1:1)	A	34-36	38-40	41-42	1,54-1,57
	B	37-41	46-49	44-50	1,38-1,54

Vysvětlivky k tab.č.1 a 2: A=počáteční stav; B=stav lesnické rekultivace po 10 letech

**Tabulka 3: Hydrologické skupiny rekultivačních variant**

Číslo hydrologické skupiny	Charakteristika skupiny	Číslo rekultivační varianty	Součinitel hydraulické vodivosti cm.min <sup>-1</sup>	Sorptivita S <sub>1</sub> cm.min <sup>-0,5</sup>	Sorptivita S <sub>2</sub> cm.min <sup>-0,5</sup>
I.	velmi málo propustná	5,7	0,00051	0,0061	0
II.	málo propustná	2,3,6	0,0041	0,016	0
III.	méně propustná	1, 11, 14a, 15a, 15b	0,041	0,17	0
IV.	středně propustná	4,12b, 13a, 13b	0,1	0,19	0
V.	propustná	12a, 10	0,7	0,24	0
VI.	velmi propustná	8,9	5,0	0,65	0

Vysvětlivky k tabulce č.3: Hodnoty sorptivity charakterizují limitní vlhkostní stavy půdního profilu-hodnota sorptivity S<sub>1</sub> představuje vlhkost odpovídající bodu vadnutí a hodnota sorptivity S<sub>2</sub> (S<sub>2</sub>=0 cm.min<sup>-0,5</sup>), odpovídá vlhkosti půdního profilu nasyceného na hodnotu plné vodní kapacity.

Tabulka 4: Stanovené hodnoty součinitele nasycené hydraulické vodivosti

Číslo varianty	Rekultivační úprava povrchu výsypky	Součinitel nasycené hydraulické vodivosti
1.	Ornice	$K = 0,0276 \text{ cm.min}^{-1}$
2.	Sprašové hlíny	$K = 0,022 \text{ cm.min}^{-1}$
3.	Slínovce	$K = 0,0043 \text{ cm.min}^{-1}$
4.	Bentonity	$K = 0,0276 \text{ cm.min}^{-1}$
5.	Písčitohlinité substráty	$K = 0,0002 \text{ cm.min}^{-1}$
6.	Terciérní jíly	$K = 0,0059 \text{ cm.min}^{-1}$
7.	Terciérní jíly s příměsí písků	$K = 0,0008 \text{ cm.min}^{-1}$
8.	Mulčování kůrovými substráty (minimální mocnost mulče 10 cm)	$K = 10,2 \text{ cm.min}^{-1}$
9.	Mulčování celulózovými kaly (minimální mocnost mulče 10 cm)	$K = 1,11 \text{ cm.min}^{-1}$
10.	Terciérní jíly s příměsí písku, promísené s kůrovými substráty 1:1	$K = 0,452 \text{ cm.min}^{-1}$
11.	Terciérní jíly s příměsí písků promísené s celulózovými kaly 1:1	$K = 0,0311 \text{ cm.min}^{-1}$
12a, 12b	Hlinitopísčité substráty promísené s celulózovými kaly 1:1, 3:1	$K = 0,763 \text{ cm.min}^{-1}$ $K = 0,0974 \text{ cm.min}^{-1}$
13a, 13b	Hlinitopísčité substráty promísené se sprašovými hlínami 1:1, 3:1	$K = 0,1295 \text{ cm.min}^{-1}$ $K = 0,187 \text{ cm.min}^{-1}$
14a, 14b	Hlinitopísčité substráty promísené se slínovci 1:1, 3:1	$K = 0,00996 \text{ cm.min}^{-1}$ $K = 0,0704 \text{ cm.min}^{-1}$
15a, 15b	Hlinitopísčité substráty promísené s bentonity 1:1, 3:1	$K = 0,0481 \text{ cm.min}^{-1}$ $K = 0,0217 \text{ cm.min}^{-1}$

Tabulka 5: Fyzikální stav povrchu (0-10 cm) zalesněných antropozemí výsypek ovlivněných dlouhodoběji půdotvorným procesem

Výsypka (stáří)	Antropozem (typ – subtyp)	Maximální kapilární vodní kapacita (% obj.)	Maximální kapilární nasáklivost (% obj.)	Pórovitost (%)	Objemová hmotnost ( $\text{g.cm}^{-3}$ )
Horní Jiřetín (28)	Antropozem pelická	37-45	52-60	61-71	0,76-0,96
Šverma (25)	Antropozem pelická	40-46	57-65	67-70	0,82-0,91
Merkur (28)	Antropozem pelická	42-49	52-59	68-72	0,72-0,84
Větrák (42)	Antropozem pelická	55-62	60-73	62-71	0,74-0,96
Václav (36)	Antropozem pelická	47-52	53-57	54-60	1,08-1,22
Střimice I. svahy (20)	Antropozem překrytá	51-60	62-65	61-67	0,85-1,00
Střimice I. (20)	Antropozem	34-40	37-45	38-49	1,32-1,60
Lotta Marie (50)	Antropozem	39-44	49-53	54-57	1,15-1,21
Čepirohy (40)	Antropozem	36-43	44-51	50-56	1,04-1,12
Užín (45)	Antropozem	31-40	43-56	70-75	0,59-0,71

## Závěr

Při úpravě hydrofyzikálních půdních vlastností zemin pomocí organických odpadů významněji neovlivněných procesem kompostování platí potenciálně tato obecnější kvalitativní kritéria dosažitelné půdní úpravy. Při zvyšující se dávce organické hmoty (v závislosti na jejím texturálním složení) dochází s různou intenzitou u promísení texturálně lehkých i těžkých zemin ke snížení objemové hmotnosti, zvyšuje se pórovitost, vododržnost nasáklivost i vsakovací vlastnosti. Ostatní hydrofyzikální půdní vlastnosti již tak jednoduché závislosti nevykazují. Hodnoty bodu vadnutí u texturálně lehčích zemin se při nárůstu aplikovaného množství organické hmoty (více jak 1:1) již významněji nemění, naopak u texturálně těžkých zemin dochází k jejich postupnému nárůstu. U texturálně lehčích zemin nárůst

vododržnosti se zvyšujícím se množstvím aplikované organické hmoty (více jak 1:1) podmiňuje i postupný nárůst hodnot využitelné vodní kapacity, naopak u texturálně těžkých zemin se vododržnost při zvyšující se dávce organické hmoty (více jak 1:1) již významněji nemění a dále dochází naopak k postupnému snižování hodnot využitelné vodní kapacity. Tomuto stavu pak odpovídá i charakter průběhu retenčních čar (graf č.1 a 2). U texturálně lehčích zemin při zvyšujícím se množství aplikované organické hmoty (více jak 1:1) se přibližuje tento průběh stavu, který představuje pouze čistá organická hmota. U texturálně těžkých zemin může představovat naopak vyšší dávka organické hmoty – celulóзовých kalů (více jak 1:1), potenciální vytváření půdního stavu, který je např. charakteristický pro jíly s vysokým obsahem fyzikálního jílu (více než 60 % půdních částic <0.001 mm), kde k odvodnění dochází až v oblasti značně vysokých tlakových výšek. Využívání organických hmot při úpravě hydrofyzikálních vlastností texturálně těžkých půd proto vyžaduje spíše individuální řešení na podkladě dostupnosti informací z laboratorních analýz navrhované technologie rekultivační úpravy.

## **Literatura**

- [1] Čermák P., Kohel J. Hodnocení půdotvorného procesu antropozemí severočeské hnědouhelné pánve, jejich kategorizace a využití. Studie, výstup z řešení výzkumného záměru MZE-M07-99-01-05, s. 62, 2003.
- [2] Čermák P., Ondráček V. Rekultivace šedých miocenních jílu na výsypkách severočeské hnědouhelné pánve. Uhlí rudy 9, s. 30 – 32, 2008.
- [3] Doležal F., Kuráž V., Poruba M., Soukup M. Guelph permeameter measurements of the topsoil and upper subsoil hydraulic conductivity for characterising the structural stage of arable lands. Int. Agrophysics, 11, pp. 159 – 171, 1997.
- [4] Holzmann H., Kuráž V., Nachtnebel H.P., Wakonig B. Comparison and Reliability of Different Techniques for Riverbed Infiltration Measurement. J. Hydromech., 50, 3, pp. 213 – 232, 2002.
- [5] Kuráž V. Soil properties and water regime of reclaimed surface dumps in the North Bohemian brown-coal region. Waste Management 21, pp. 147-151, 2001.
- [6] Němeček a kol. Taxonomický klasifikační systém půd České republiky. ČZU Praha, s.79, 2001.
- [7] Ondráček V., Řehoř M., Lang T. Historie Gegenwart und Perspektiven der Rekultivierung auf dem Gebiet des Bergbaubetriebes Doly Bílina. Surface Mining – Braunkohle & Other Minerals, 55, pp.90 – 101, 2003.
- [8] Janeček M. a kol. Ochrana zemědělské půdy před erozí. ISV nakladatelství Praha, s. 201, 2002.
- [9] Řehoř M., Lang T., Eis M. Application of new methods in solving current reclamation issues of Severočeské Doly, a.s. location Surface Mining – Braunkohle & Minerals, 58, pp. 283 – 286, 2006.
- [10] Špiřík F. Racionalizace lesnických rekultivací území devastovaných báňskou činností v oblasti Severočeského hnědouhelného revíru komplexními opatřeními. Metodika VÚMOP Praha, č.8, s. 29, 1992.

## **Poděkování.**

*V práci jsou dále využívány poznatky z řešení výzkumného záměru MZE0002704902, Integrované systémy ochrany a využití půdy, vody a krajiny v zemědělství a rozvoji venkova.*

## Use of organic waste for hydrophysical improvement of soil properties of spoil bank Anthrosols

Petr Čermák<sup>a</sup>

<sup>a</sup>Research Institute for Soil and Water Conservation, Žabovřeská 250, 156 27 Praha 5-Zbraslav,  
E-mail: [cermak@vumop.cz](mailto:cermak@vumop.cz)

### Summary

On spoil banks of the North Bohemian Brown Coal Basin available industrial waste is used for the improvement of soil properties of formed Anthrosols. Research institutes along with mining companies seek possibilities of using this waste in which it is assumed that it will positively influence the quality of performed works during revitalization and reclamation of the territory afflicted by mining. For forest reclamation purposes different organic waste can also be used while cellulose sludge with the (un)adjusted C:N ratio (20 – 30) and bark account for the largest volumes; they are applied most frequently in the form of different mulching or they are mixed with spoil bank soil at an amount up to 400 t/ha. The knowledge of development of hydrophysical soil properties of the spoil bank surface is evaluated (maximum capillary moisture capacity, maximum capillary suction, porosity, bulk density, course of retention curves, infiltration properties) after their application; they are further compared as to their importance with other technologies that are used for the reclamation of these recent formations including the state represented only by the long-term soil-forming process.

**Keywords:** organic waste, hydrophysical properties, spoil bank Anthrosols, forest reclamation

# Vytváření antropozemí na složištích vedlejších energetických produktů z dostupných odpadů organického a minerálního původu

Petr Čermák<sup>a</sup>

<sup>a</sup> Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v. v. i., Žabovřeská 250, 156 27 Praha5-Zbraslav, e-mail: [cermak@vumop.cz](mailto:cermak@vumop.cz)

## Souhrn

V práci jsou uvedeny poznatky z lesnické rekultivace složiště vedlejšího energetického produktu – stabilizátu na ELE ve Chvaleticích. Hodnoceny jsou chemické a ostatní půdní vlastnosti vytvořených překryvných vrstev (antropozemí) pro lesnické účely pomocí dostupné mechanizace – kompostovacího zakladače BAKHAUS a speciální půdní frézy AHWI z lokálně dostupných odpadů – kalů z ČOV, rybníčních sedimentů, prasečí kejdy, vedlejšího energetického produktu (aglomerátu), zúrodnitelné zeminy (podorníčí). Bylo zjištěno, že vytvořené překryvné vrstvy (substráty) z dostupných odpadů organického a minerálního původu, představují pro vývoj lesních dřevin velmi příznivé půdní prostředí. Na ověřovaných překryvných vrstvách uloženého stabilizátu se vyznačuje velmi rychlým počátečním růstem zejména *Populus tremula* L., *Fraxinus excelsior* L., *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn., *Larix decidua* Mill., dále s již pomalejším počátečním růstem i *Quercus robur* L., *Tilia cordata* Mill., *Pinus sylvestris* L., *Acer pseudoplatanus* L., a za problematické dřeviny lze již považovat *Betula verrucosa* Ehrh. (vyšší úhyny sazenic), *Quercus rubra* L. (vyšší úhyny sazenic, malý běžný roční přírůst)

**Klíčová slova:** vedlejší energetické produkty, lesnická rekultivace, antropozemě, složiště popílku, půdní vlastnosti

## Úvod

V současnosti se zaváděním nových technologií odsíření tepelných elektráren a další úpravy produkovaného popílku ze spalování uhlí, vznikají již vedlejší energetické produkty-VEP (aglomerát, stabilizát, energosádrovec), které jsou pak jako certifikovaný výrobek dále využívány zejména ve stavebnictví nebo jsou ukládány na složištích suchou cestou, kde jsou hutněny a rekultivovány. S rekultivací složišť VEP nejsou dosud významnější zkušenosti [2, 5]. Problém představuje zejména uložený stabilizát a návrh půdního profilu o vhodné fyziologické hloubce pro vývoj stromových taxonů dřevin, přičemž lze jen částečně využít odborné poznatky, které byly získány v minulosti na odkalištích popele [3], kde půdní profil vytváří při zalesňování materiál s poměrně homogenními chemickými i fyzikálními půdními vlastnostmi o mocnosti až několika metrů. Požadavky na řešení této rekultivační problematiky i v zahraničí jsou poměrně variabilní, vycházejí zejména z objemu produkovaného odpadu, dostupných technologií které ho dokáží dále využít jako druhotnou surovinu (100 % využití je např. realizováno v Nizozemsku, v ČR se pohybuje na úrovni 20-25 %), požadavků na úpravu krajiny a platné legislativy. Projektově se problematika rekultivací uložených VEP v ČR i v zahraničí nejčastěji řeší technologiemi, kdy dochází k překryvu složiště zúrodnitelnými zeminami různé pedologické kvality o max. mocnosti 0.5 m, velmi často jsou však využívány i technologie které byly součástí již prováděných prací na plavištích popele [3], nebo jsou součástí rekultivačních prací i na dalších skládkách tohoto odpadu [1, 4, 6, 9, 10]. Vzhledem k velkým objemům zúrodnitelných zemin které je zapotřebí při realizaci rekultivačních prací na složištích VEP a jež většinou nejsou dostupné nebo by byl jejich dovoz z větší vzdálenosti ekonomicky problematický, je jako náhradní rekultivační varianta vytváření překryvných vrstev – antropozemí [7] pro lesnické účely na těchto stanovištích, ověřováno

v současnosti i použití různých rekultivačních substrátů zhotovených vhodnou mechanizací, z lokálně dostupných odpadů organického a minerálního původu, včetně VEP neupravených CaO.

## **Experimentální část**

*Hodnocení objekt:* složiště rekultivovaného stabilizátu se nachází na ELE ve Chvaleticích, v oblasti s průměrným ročním srážkovým úhrnem 593 mm a vegetačním 378 mm. Průměrná roční teplota dosahuje 8.9 °C a ve vegetačním období 15.0 °C. Zájmové území je součástí PLO č. 17-Polabí, kterou vytváří mírně zvlněná plošina v nadmořské výšce 235 – 260 m a význačným prvkem reliéfu upravované krajiny jsou odstavené i provozované lomy a odvaly po těžbě manganokyzových břidlic z 50. let minulého století. Hodnocené území bylo zalesněno počátkem roku 2007, dvouletým krytokořenným (u dubu letního prostokořenným) sadebním materiálem, vysázeným do kopaných jamek ve sponu 1 x 1.5 m.

### **Charakteristika certifikovaných VEP:**

Aglomerát – vzniká promísením popílku (popele) s 25 % vody v elektrárenském zařízení. Takto upravený výrobek je sypký až granulovaný a při další manipulaci nepráší. Půdní vlastnosti uloženého aglomerátu ze spalování stejného druhu uhlí jsou obdobné jako u popelů uložených hydrotransportem (určité odlišnosti může představovat pouze zrnitostní složení v důsledku vyššího obsahu škváry při použití technologie naplavování)

Stabilizát – v současnosti ve světě nejrozšířenější způsob ukládání odpadů ze spalování fosilních paliv v tepelných elektrárnách, který představuje směs popele a energosádrovce (produktu odsíření), nebo popele z fluidního spalování která se dále promísí s vodou a CaO (1-2 %) a vyznačuje se vysokou alkalitou a cementačními účinky

Energosádrovec – produkt z čištění plyných splodin mokrou vápencovou vypírkou, který se vyznačuje vysokou alkalitou, cementačními účinky, vysokým obsahem síranů a chloridů

#### *Použité rekultivační technologie při vytváření antropozemí:*

Varianta „A“ – překryv uloženého a zhutněného stabilizátu aglomerátem o celkové mocnosti 1.0 m, úprava povrchu aglomerátu kaly z ČOV (1500 t/ha) a promísení homogenizátorem BAKHAUS do celkové hloubky 0.3 m, překryv tohoto povrchu zúrodnitelnou zeminou a rybničním sedimentem o celkové mocnosti 0.3 m a promísení do celkové hloubky 0.5 m půdní frézou AHWI, mulčování vyrostlého plevelu a jeho zapravení do půdního profilu diskováním

Varianta „B“ – překryv uloženého a zhutněného stabilizátu aglomerátem o celkové mocnosti 1.0 m, úprava povrchu aglomerátu prasečí kejdou (500 – 600 t/ha), překryv tohoto povrchu zúrodnitelnou zeminou a rybničním sedimentem o celkové mocnosti 0.3 m a promísení do celkové hloubky 0.5 m půdní frézou AHWI, výsev hořčice bílé na zelené hnojení, mulčování organické hmoty a její zapravení do půdního profilu diskováním

*Hodnocení půdních vlastností vytvořených antropozemí:* na podkladě poznatků z detailního posouzení rekultivovaného stanoviště půdními vpichy sondovací tyčí do celkové hloubky půdního profilu 0.8 m, byly odebrány porušené půdní vzorky ve 3. násobném opakování z rekultivačně významněji ovlivněných půdních horizontů, pro stanovení půdních vlastností dostupnými identifikačními metodami: zrnitostního složení, půdní reakce, sorpčních vlastností, obsahu dusíku, obsahu uhličitánů, organických látek, přijatelných živin (P, K, Mg, Ca) a celkového obsahu rizikových prvků – As, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Mo, Ni, Pb, V, Zn, Hg, které byly dále porovnány s limitním pozadím požadovaným pro půdy náležející do zemědělského půdního fondu dle vyhlášky MŽP č. 13/1994 Sb. (pro lesní půdy v ČR limity obsahu těchto prvků nejsou stanoveny).





**Půdní fréza AHWI**



**Kompostovací zakladač BAKHAUS**

## Výsledky a diskuse

*Půdní vlastnosti rekultivační varianty „A“:* půdní profil o celkové mocnosti 0.5 m lze zrnitostně hodnotit jako hlinitopísčité až písčitohlinitý. Půdní reakce výměnná je slabě kyselá až neutrální, substrát je slabě vápnlitý, kationová výměnná kapacita je velmi nízká až střední, substrát je sorpčně slabě nasycený až úplně nasycený a má vysoké až velmi vysoké obsahy přijatelných živin (P, K, Mg, Ca). Z hlediska limitů max. přípustných obsahů rizikových prvků pro zemědělské půdy, vyhovuje substrát i pro nejproblematictější kritérium které představuje As (21.5 – 30.3 mg/kg), Cd (0.29 – 0.61 mg/kg) a Hg (0.37 – 0.71 mg/kg). Za bezproblémové prvky lze dále považovat Be (<0.1 – 0.72 mg/kg), Co (15.4 – 21.2 mg/kg), Cr (105 – 172 mg/kg), Cu (70.3 – 129.0 mg/kg), Mo (0.72 – 1.4 mg/kg), Ni (45.7 – 72.7 mg/kg) a Pb (<5.0 – 18.1 mg/kg). Jediným rizikovým prvkem, který významněji překračuje použitou charakteristiku limitního pozadí je Zn (399 – 679 mg/kg). V porovnání s půdním stavem, který by představovaly pouze naplavené popele ze spalování hnědého uhlí (ev. uložený aglomerát), představuje substrát potenciální nárůst: alkality, obsahu uhličitánů, kationové výměnné kapacity, sorpčního nasycení, obsahu dusíku, obsahu organických látek, z přijatelných živin obsahu P, Mg, Ca a z rizikových prvků As, Cd, Hg, Pb, Mo, Cu, Zn. V porovnání s půdním stavem, který by představovalo použití pouze zúrodnitelné zeminy a rybníčních (dnových) sedimentů představuje substrát potenciální nárůst: alkality, sorpčního nasycení, obsahu dusíku, obsahu organických látek, všech přijatelných živin (P, K, Mg, Ca) a z rizikových prvků As, Cd, Hg, Cr, Mo, Cu, Ni.

*Půdní vlastnosti rekultivační varianty „B“:* půdní profil o celkové mocnosti 0.5 m lze zrnitostně hodnotit jako hlinitopísčité až písčitohlinitý. Půdní reakce výměnná je slabě kyselá až neutrální, substrát je bezkarbonátový až slabě vápnlitý, kationová výměnná kapacita je nízká až velmi nízká, substrát je sorpčně úplně nasycený a má střední až velmi vysoké obsahy přijatelných živin (P, K, Mg, Ca). Z hlediska limitů max. přípustných obsahů rizikových prvků pro zemědělské půdy, vyhovuje substrát prakticky pro všechna kritéria potenciálního zatížení: As (14.9 – 30.7 mg/kg), Be (<0.1 – 1.8 mg/kg), Cd (0.009 – 0.19 mg/kg), Co (7.1 – 18.5 mg/kg), Cr (52.4 – 132.6 mg/kg), Cu (23.9 – 54.1 mg/kg), Mo (0.86 – 1.1 mg/kg), Ni (19.2 – 46.2 mg/kg), Pb (12.4 – 23.9 mg/kg), V (57.0 – 79.2 mg/kg), Zn (82.0 – 280.3 mg/kg), Hg (0.056 – 0.316 mg/kg). V porovnání s půdním stavem, který by představovaly pouze naplavené popele ze spalování hnědého uhlí (ev. uložený aglomerát), představuje substrát potenciální nárůst: alkality, obsahu uhličitánů, sorpčního nasycení, obsahu dusíku, obsahu organických látek, z přijatelných živin obsahu P, Mg, Ca a z rizikových prvků As, Cd, Mo, Pb, Zn, Hg. V porovnání s půdním stavem který by představovalo použití pouze zúrodnitelné zeminy a rybníčních (dnových) sedimentů představuje substrát potenciální nárůst: alkality, sorpčního nasycení, obsahu dusíku, obsahu organických látek, všech přijatelných živin (P, K, Mg, Ca) a z rizikových prvků As, Pb, Zn, Hg.

**Tabulka 1: Chemické a ostatní půdní vlastnosti**

Půdní profil (cm)	pH KCl	KVK (cmol+/kg)	V (%)	CaCO <sub>3</sub> (%)	N <sub>t</sub> (%)	C <sub>ox</sub> (%)	Přijatelné živiny (mg/kg) MEHLICH III.			
							P	K	Mg	Ca
Rekultivační varianta „A“										
0 – 30	6,7 – 7,0	5,1 – 13,3	71 – 100	0,3 – 0,5	0,23 – 0,28	2,2 – 2,3	161 – 277	101 – 147	216 – 303	12241 – 13858
30 – 50	6,3 – 6,9	7,6 – 10,4	30 – 72	0,3 – 0,4	0,24 – 0,49	1,8 – 4,0	198 – 357	118 – 147	204 – 287	13070 – 14200
60 – 100	6,1 – 6,7	<5,0	75 – 77	<0,1	<0,05	0,2 – 0,4	28 – 35	243 – 249	703 – 755	624 – 662
>130	8,3 – 9,0	19,3 – 20,2	100	1,6 – 2,0	<0,05	0,2 – 0,4	33 – 35	194 – 233	712 – 770	13920 – 14420
Rekultivační varianta „B“										
0 – 30	6,1 – 7,3	<5,0 – 6,8	100	0,1 – 0,6	0,05 – 0,22	0,7 – 2,2	61 – 220	122 – 196	204 – 276	12552 – 13157
30 – 50	5,6 – 7,1	<5,0 – 5,7	100	0,1 – 0,2	0,06 – 0,45	1,2 – 2,9	50 – 98	93 – 158	174 – 255	12017 – 12991
60 – 100	6,1 – 6,7	<5,0	75 – 77	<0,1	<0,05	0,2 – 0,4	28 – 35	243 – 249	703 – 755	624 – 662
>130	8,3 – 9,0	19,3 – 20,2	100	1,6 – 2,0	<0,05	0,2 – 0,4	33 – 35	194 – 233	712 – 770	13920 – 14420
Zúrodnitelná zemina a rybníční sedimenty použité na rekultivační variantě „A“ a „B“										
	6,3 – 6,8	7,7 – 17,8	71 – 80	<0,1 – 0,7	<0,05 – 0,7	0,4 – 0,5	1 – 9	43 – 121	113 – 348	2655 – 2958
Stabilizované kaly z ČOV použité na rekultivační variantě „B“										
	6,7 – 7,0	53,8 – 56,2	77 – 79	2,4 – 2,6	3,3 – 3,5	22,1 – 25,6	387 – 408	359 – 383	856 – 970	23399 – 23806
Aglomerát použitý ke zhotovení substrátu										
>70	6,1 – 6,5	<5,0	70 – 81	<0,01	<0,05	0,2 – 0,5	28 – 35	202 – 243	680 – 703	614 – 628
Uložený stabilizát										
>150	8,1 – 9,0	15,5 – 19,3	100	1,2 – 2,8	<0,05	0,5 – 0,7	27 – 33	176 – 194	692 – 712	12990 – 13920

**Tabulka 2: Růstová vitalita lesních dřevin**

Dřevina	Rekultivační varianta „A“				Rekultivační varianta „B“			
	výsadba 2007	po vegetaci 2007	2008	2009	výsadba 2007	po vegetaci 2007	2008	2009
Dub letní	51 – 70 (61)	51 – 70 (51)	50 – 80 (60)	60 – 150 (90)	51 – 70 (61)	51 – 70 (51)	40 – 70 (55)	55 – 135 (75)
Dub červený	(46)	(40)	(50)	(58)	(46)	(36)	(48)	(55)
Topol osika	51 – 70 (61)	90 – 120 (106)	140 – 305 (225)	200 – 470 (330)	–	–	–	–
Modřín opadavý	26 – 35 (31)	40 – 100 (75)	125 – 200 (155)	160 – 300 (230)	26 – 35 (31)	30 – 55 (35)	45 – 110 (65)	60 – 130 (90)
Borovice lesní	26 – 35 (31)	30 – 45 (37)	35 – 70 (50)	55 – 110 (80)	26 – 35 (32)	30 – 45 (36)	40 – 70 (50)	60 – 120 (80)
Jasan ztepilý	26 – 35 (31)	45 – 75 (59)	95 – 185 (150)	125 – 280 (215)	–	–	–	–
Lípa srdčitá	25 – 35 (30)	40 – 60 (56)	55 – 90 (70)	90 – 200 (130)	26 – 35 (31)	45 – 60 (54)	50 – 95 (65)	70 – 140 (120)
Bříza bělokorá	36 – 50 (43)	55 – 95 (83)	110 – 200 (155)	120 – 230 (180)	–	–	–	–
Javor klen	26 – 35 (31)	30 – 40 (37)	65 – 130 (85)	90 – 220 (125)	26 – 35 (31)	30 – 36 (33)	35 – 70 (50)	60 – 120 (90)
Olše lepkavá	51 – 70 (61)	75 – 110 (106)	140 – 180 (160)	210 – 360 (270)	51 – 70 (61)	70 – 105 (95)	100 – 180 (154)	160 – 240 (200)

Poznámka: V závorce je uváděna průměrná hodnota

## Závěr

Ověřované rekultivační varianty vytváření překryvných vrstev (rekultivačních substrátů) na složištích vedlejších energetických produktech (VEP) z lokálně dostupných odpadů organického a minerálního původu, včetně vedlejšího energetického produktu – aglomerátu (tab. č. 1), představují pro lesnické účely velmi příznivý půdní stav, který je ve většině hodnocených chemických i fyzikálních ukazatelů podstatně příznivější, nežli technologie kdy dochází k překryvu složiště pouze zúrodnitelnými zeminami různé pedologické kvality a ve většině případů i o nevyhovující fyziologické mocnosti pro vývoj kořenového systému stromových taxonů, které již z počátku vytvářejí výrazný kůlový kořen. Problematickým půdním stavem takto vytvářených antropozemí se může stát z hlediska použitého kritéria limitního pozadí pro půdy náležející do zemědělského půdního fondu (vyhl. MŽP ČR, č.13/1994 Sb.) zejména zvýšený obsah některých rizikových prvků obsažených v kalech z ČOV (Hg, Pb, Zn, As) a ve vedlejších energetických produktech – aglomerátu (As, V). Stavů vytvořeného půdního prostředí z odpadů organického a minerálního původu odpovídá i ujmavost a počáteční růstová vitalita sazenic lesních dřevin použitých k zalesnění (tab.č.2). K dřevinám s počátečním velmi rychlým růstem a vysokou ujmavostí patří zejména topol osika – *Populus tremula* L., olše lepkavá – *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn., modřín opadavý – *Larix decidua* Mill., a jasan ztepilý – *Fraxinus excelsior* L.. Za rekultivačně další velmi perspektivní dřeviny s již pomalejším počátečním růstem, ale opět s velmi dobrou ujmavostí, lze považovat dub letní – *Quercus robur* L., borovici lesní – *Pinus sylvestris* L., lípu srdčitou – *Tilia cordata* Mill., a omezeně i javor klen – *Acer pseudoplatanus* L.. Za problematické dřeviny na takto vytvořených antropozemích lze již považovat, břízu bělokorou – *Betula verrucosa* Ehrh., (po výsadbě vyšší úhyn) a dub červený – *Quercus rubra* L., (po výsadbě vyšší úhyn, malý běžný roční přírůst) přičemž tyto dřeviny jsou všeobecně považovány za rekultivačně „univerzálně“ využitelné v různých půdních podmínkách.

## Literatura

- [1] Athy E. R., Keiffer C. H., Stevens M. H.. Effects of mulch on seedlings and soil on a closed landfill. Restoration Ecology, Vol. 14, No. 2, pp. 233-241, 2006.
- [2] Čermák P., Kohel J.. Lesnická rekultivace složišť stabilizátu. Soil and Water, scientific studies 4, s. 7-12, 2005.
- [3] Malý V., Špiřík F.. Rekultivace opuštěných odkališť popela. Metodika č. 13-14. Praha, ÚVTIZ, s. 56, 1975.
- [4] Marca O. la, Sanesi G., Gambi L.. Reclamation of waste of solid refuse and environmental restoration. Georgofili, Vol. 45, 327-343, 1999.
- [5] Minx A., a kol.. Metodika pro jednotný a optimální způsob zajištění biologických rekultivací složišť VEP ČEZ, a.s., Brandýs n.L., ÚHUL, s. 80, 2003.
- [6] Moffat A., McNeill J.. Reclaiming disturbed land for forestry. Forestry Commission Bulletin, No 110, pp. 103, 1994.
- [7] Němeček J., a kol.. Taxonomický klasifikační systém půd České republiky. ČZÚ Praha, s. 79, 2001.
- [8] Ramjee Srivastava., Ashwani Kumar., Rai A. M., Lal Singh.. Biological method of flush stabilisation through afforestation on ash dump yards Nera thermal power station, Panki (Kanpur). Indian Forester, Vol. 121, No. 2, pp. 81-87, 1995.
- [9] Rawlinson H., Dickinson N., Nolan P., Putwain P.. Woodland establishment on closed old-style landfill sites in N.W. England. Forest Ecology and Management, Vol. 202, No. 1/3, pp. 265-280, 2004.
- [10] Shyam Lal., Rehabilitation of fly ash dump yard (of) Shaktinagar super thermal power station through afforestation. Indian Forester, Vol. 122, No. 9, pp. 777-782, 1996.

## Poděkování

V práci jsou dále využity poznatky z řešení výzkumného záměru MZE0002704902 „Integrované systémy ochrany a využití půdy, vody a krajiny v zemědělství a rozvoji venkova“.

## Formation of Anthroposols at dumpsites of coal combustion by-products from available waste of organic and mineral origin

Petr Čermák<sup>a</sup>

<sup>a</sup>Research Institute for Soil and Water Conservation, Žabovřeská 250, 156 27 Praha 5 – Zbraslav, cermak@vumop.cz

### Summary

The paper presents the knowledge of forest reclamation of the dumpsite of a coal combustion by-product – stabilize in the area of the thermal power station in Chvaletice. Chemical and other soil properties are evaluated in the overlaying strata (Anthroposols) formed for forestry purposes by means of available mechanization – BAKHAUS composter and special AHWI rotary plough – from sewage sludge, pond sediments, pig slurry, coal combustion by-product (agglomerate), fertilizable soil (subsoil). The formed overlaying strata (substrates) from available waste of organic and mineral origin were found to create a very favourable soil environment for forest tree species development. On the tested overlaying strata of deposited stabilize the initial growth is very fast particularly in *Populus tremula* L., *Fraxinus excelsior* L., *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn., *Larix decidua* Mill., while the initial growth of *Quercus robur* L., *Tilia cordata* Mill., *Pinus sylvestris* L., *Acer pseudoplatanus* L. is somewhat slower and *Betula verrucosa* Ehrh. (higher plant mortality), *Quercus rubra* L. (higher plant mortality, low current annual increment) can be considered as problematic tree species.

**Keywords:** coal combustion by-products, forest reclamation, Anthroposols, fly ash dumpsite, soil properties



# Research of Municipal Waste Landfill Surface Methane Emissions Measurement for Operating Practice

**Ing. Pavel Novák, Mgr. Lukáš Kovář**

*Ing. Pavel Novák, Osadní 26, 170 00 Praha 7*

## Acknowledgements

*The research funding was supported from EEA grant A/CZ0046/1/0023 Landfill surface methane emissions direct measurement*

*Special thanks to project team partners ODOUR, s. r. o. and Miljøe-Technology AS for advice during the research programme implementation and implementation of specific project management roles and project work programme tasks*

## Summary

*Municipal waste landfills represent a significant source of methane emissions to the atmosphere, there is however no reliable and effective method of their measurement today. The project aims at the proposal and verification of a new methane emission measurement method, based on the principle of the determination of a conversion factor between surface concentrations and a gas mass flow.*

*Landfill surface simulator had been developed to test methods of direct measurement of methane emissions from landfill surface. The method researched was based on short period of measurement of methane concentration in the air immediately above landfill surface, after a short period of residence time in a sampling adapter. The research aimed at development of an empirical regression model of dependence of concentrations of methane measured by sampling adapter on various methane flows through the landfill surface.*

*Results of laboratory measurements demonstrate that the designed method is functional usable in practical methane emissions sampling. The method was tested on experimental field tests at landfills and is much more efficient than static flux-box measurement. Laboratory comparisons showed that the method is also much more precise than static flux-box measurement. It is concluded, that the methane surface emissions technique developed using landfill surface simulator and special sampling adapter for gas analyser is suitable for precise and flexible methane emissions measurement at landfills*

**Key words:** waste, landfill, methane, emissions, sampling, measurements, flux-box

## 1. Introduction

Municipal waste landfills are significant air pollution sources. Landfill gas, consisting mainly of methane and carbon dioxide, is formed as a result of decomposition processes of stored wastes. As methane is an important greenhouse gas, it is necessary to reduce its emissions as much as possible<sup>1</sup>. The efficiency of technical measures to prevent methane escapes into the atmosphere needs to be verified by continuous field measurement. However, current Czech legislation does not lay down any uniform process and methodology of this measurement<sup>2</sup>. To determine methane emissions from the surface of landfills, mainly the static flux-box method is currently used that is relatively inaccurate and



very time-consuming. By this reason a quick and relatively accurate method of direct measurement could fill a gap in monitoring emissions from landfills and contribute this way to the enhancement of the operation of such facilities.

## **2. Theory**

Once gases are produced under the landfill surface, they generally move away from the landfill. Gases tend to expand and fill the available space, so that they move, or "migrate," through the limited pore spaces within the refuse and soils covering of the landfill. The natural tendency of landfill gases that are lighter than air, such as methane, is to move upward, usually through the landfill surface. Basically, the gases follow the path of least resistance. Three main factors influence the migration of landfill gases: diffusion (concentration), pressure, and permeability<sup>7</sup>

Diffusion describes a gas's natural tendency to reach a uni-form concentration in a given space, whether it is a room or the earth's atmosphere. Gases in a landfill move from areas of high gas concentrations to areas with lower gas concentrations. Because gas concentrations are generally higher in the landfill than in the surrounding areas, landfill gases diffuse out of the landfill to the surrounding areas with lower gas concentrations. Gases accumulating in a landfill create areas of high pressure in which gas movement is restricted by compacted refuse or soil covers and areas of low pressure in which gas movement is unrestricted. The variation in pressure throughout the landfill results in gases moving from areas of high pressure to areas of low pressure. When pressure in the landfill is higher, gases tend to move to ambient or indoor air. Gases will also migrate according to where the pathways of least resistance occur. Permeability is a measure of how well gases and liquids flow through connected spaces or pores in refuse and soils. Dry, sandy soils are highly permeable (many connected pore spaces), while moist clay tends to be much less permeable (fewer connected pore spaces). Gases tend to move through areas of high permeability.<sup>7</sup>

All these properties of landfill gas movement make it very difficult to measure, as there are diverse conditions across one site, that can differ within meters of distance. However, it is proposed, that on sites with same type of waste the methane emission conditions will repeat on sufficiently large area and surface emissions of methane can be feasible, providing sufficiently large number of samples can be taken within reasonable time and with reasonable precision.

## **3. Literature research**

An extensive literature search, that was beyond the scope of this article, was made to find out reliable, quick, cheap and weather-proof method for landfill methane emissions measurement. The methods of methane measurement on landfills reported fall within the scope of either of

- Subsurface systems - measure concentrations of contaminants in the soil gas at locations beneath the soil-air interface. The depth of sampling can range from a few inches to many feet below the surface.
- Surface systems - measure concentrations of gas within a couple of centimeters above the soil-air interface.
- Ambient air systems – measure concentrations of methane in the air above a landfill.

Subsurface systems do not measure actual emissions data, but provide information on methane concentrations below the landfill surface. This information is crucial for establishment of various landfill processes but is not suitable for emissions measurement<sup>3</sup>.

Surface systems include various options of flux-box measurement. Theory of flux box is well described e.g. by Rolston, D. E. (1986)<sup>8</sup>, Bogner, J. and Smith, K.A. (1996)<sup>5</sup>. Flux-box technique has a big disadvantage of being time consuming and hence expensive and impracticable. To cover one site by sufficient number of samples would require either to use many sets of sampling devices simultaneously, which is impracticable, or the measurement time would take very long and atmospheric pressure conditions change could bias results, or very limiting conditions would have to be set to

interpret the results achieved with small number of samples, which would often be impossible to achieve on specific sites.

Another possibility for methane measurement is measurement of ambient methane concentration. These include plume mapping largely using FTIR spectroscopy method and calculation of emissions rate from such measurement results. See for instance ARCADIS G&M, Inc.<sup>9</sup> report. These techniques seem to have trouble with accuracy and have large dependence on weather conditions and site configuration.

As a result of the literature search it can be stated that a cheap, quick and dependable landfill methane surface emissions measurement method is not yet available.

## **4. Objectives**

The research objective was to design, calibrate and test a sampling adapter for the direct measurement of methane emissions in landfills. Then a detailed methodology of measurement and subsequent data evaluation should be developed on the basis of experience gained. Part of the project is the verification of the accuracy and applicability of the measuring method directly in the field and by comparing with other techniques available (a flux-box technique). The results of the project should be submitted as options for improvement of relevant legislation or a landfill surface methane sampling standard of CR.

## **5. Materials and Methods**

Direct measuring a mass flow in the field is very difficult and conditioned by using a complex measuring technique. Its value must therefore be determined indirectly on the basis of the measurement of another quantity. Provided that methane concentration over the surface of a landfill is in direct proportion to its mass flow, this measurement could be determining the surface concentration of methane. The essential tasks of the project were to capture methane surface concentration by technique that would give steady measurement results and to find a conversion factor between surface concentration and a mass flow. There are two patents pending related to the methane surface concentration sampling, one for sampling adapter and another for landfill surface simulator.

### **5.1 Sampling Adapter**

Sampling adapter (hereinafter referred to as the adapter) used for the experiments is of the shape of a dinner plate with very flat cylindrical sampling chamber. The sampling chamber is open to air through system of holes. The effect of such arrangement is that there is not any significant pressure drop inside the sampling chamber, therefore the effect of potential sucking air from the sub-surface of the landfill is minimised. The effect of pumping the sample from the sampling chamber on actual diffusion rate of the gas from the landfill surface was not measured, though, and any influence of such effect is an integral part of the measurement method. The empirical results, imbedded in the regression model reported further, indicate that there is a good fit between the measurement results and the actual gas flow, despite any marginal potential influence on the diffusion of gas during sampling.

Sealing of the sampling chamber from the outer environment is assured by combination of a hard rim of the chamber and flexible foam seal on its perimeter ring. This double sealing is of course not gas-proof, but creates significant difference in pressure drop conditions between sucking air flowing freely from the system of holes to the sampling chamber and sucking air from the landfill surface around the sampling chamber, barred by the double sealing. Experiments with different types of cover material confirmed that there is no significant impact of roughness of cover material on the measurement results, although it is pre-requisite that the surface covered by the sampling adapter is free from major irregularities.

The measurement technique using the sampling adapter consists of a sequence of accumulation period and extraction period and analysis. Concentration of methane in the extracted gas is measured



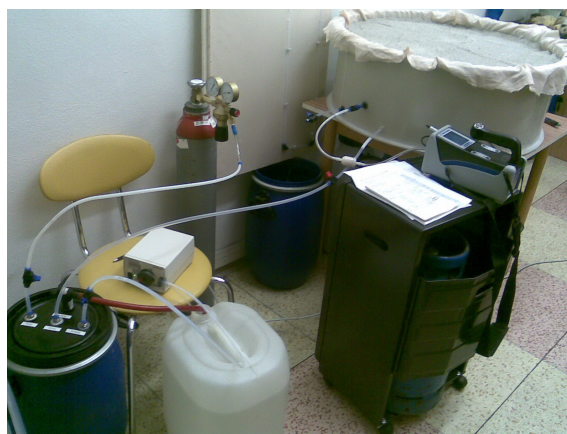
and compared with a regression model, developed using an experimental landfill surface simulator. A suitable accumulation period and sampling period was identified in a number laboratory measurements. As the accumulation period is of a crucial importance to the accuracy of the method, a time switch is used to determine its duration. The accumulation and sampling period, sample pumping rate and instrument setting parameters are important parts of the measurement methodology, however the technology can be adapted to various types of gas analysers, subject to calibration of the set of the sampling adapter and desired gas analyser on the experimental landfill surface simulator.

## **5.2 Experimental Landfill Surface Simulator**

The purpose of the landfill surface simulator is to provide specific adjustable gas flow conditions through known surface area. Such device enables to find relation between methane concentration values measured by the sampling adaptor and the (known) methane flow through the specific surface. Regression model was developed using a large number of experiments, where methane concentrations in the sampling adapter were related to certain gas flows through the surface of the landfill surface simulator.

The landfill surface simulator is of the shape of a flat cylindrical vessel with known area of the section surface and a height of about 0,4 m. Its base part is equipped with two valves – the inlet one for methane gas and a sampling valve for measuring gas concentration in the landfill. Methane used for the experiments had purity 99,5 %. Immediately above the vessel bottom, there is a support grate on which a dispersion layer is put. The space between the bottom and the support grate form an empty bottom chamber. The valves enter the bottom chamber. The remaining part of the landfill surface simulator above this bottom chamber is filled with inert ceramics granules (fraction 8 – 16 mm) and an another fine dispersion layer (porous composite material). The gas flows from the inlet valve to the centre of the bottom of the vessel and then flows up through the dispersion layers, that effect in approximate equalisation of gas flow through the whole surface of the landfill surface simulator. The whole system has a negligible pressure drop at the extremely low gas flows per m<sup>2</sup> used. The granules above the fine dispersion layer can be changed, so the device could be used for testing of e.g. methane degradation capacities of various landfill cover materials.

The actual gas flow rate through the device is very low, depending on the nature of an experiment, from 0,25 l/hour to 3 l/hour. The gas flow is determined indirectly by calibrated pump. The gas flow in and out of the landfill surface simulator has to be equal for experiments, safe interval between re-setting the gas flow and achievement of such dynamic equilibrium was experimentally established at maximum 12 hours for any change of flow-rate. The equilibrium was tested by measurement of gas concentration in the bottom chamber of the landfill surface simulator. The dynamic equilibrium was indicated by steady concentration of methane in the bottom chamber in minimum three subsequent hours.



**Figure 1: The pictures show the experimental sampling adapter (left) and the landfill surface simulator, including the gas piping system (right).**

### 5.3 Calibration of sampling adapter

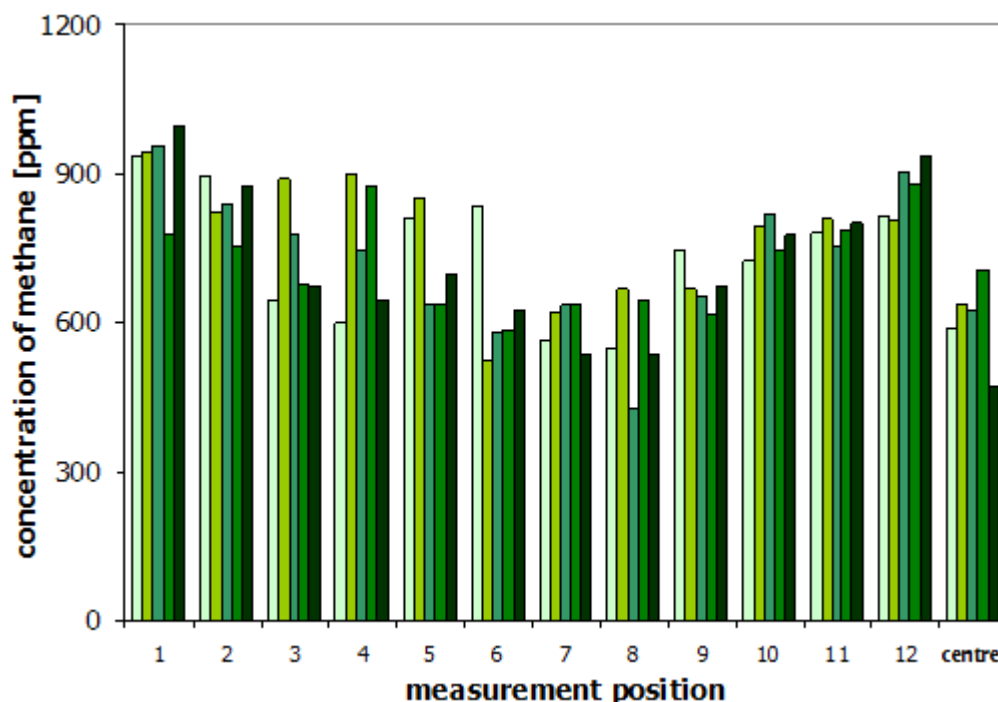
To measure methane concentration in a pumped gas sample, an Ecoprobe 5 portable analyser of RS Dynamics was used. The instrument enables to make measurements of methane concentrations within the range of values from 50ppm up to 60%vol. A part of the instrument is an effective pump with an adjustable output. Time of pumping (sampling) is also adjustable. The analyser also contains data-logger and enables measurement of integrated (average) concentrations and selection of various sampling intervals.

The first item of the experiment plan was to determine the relationship between a direct measurement on the landfill surface and a methane mass flow, resulting in a regression model of dependence of concentration of methane measured on the sampling adapter and specific gas flow through the surface of the landfill surface simulator. This relationship was determined by means of a large number of measurements under specified conditions – a constant gas flow rate through the landfill surface simulator and constant gas analyser settings and following specific measurement mode as follows. After dynamic equilibrium had been established in the landfill surface simulator, the whole surface of the artificial landfill was measured step by step. The area being measured was divided into 12 sectors (“round the clock”) and marked according to a clock-face 1 - 12. Measurements were made in the fixed order in positions 1 – 4 – 7 – 10 – 2 – 5 – 8 – 11 – 3 – 6 – 9 – 12 close to edges of the surface of the simulator and in the centre within one series, which gave 13 measurements in one set. The measuring procedure was proposed this way to avoid influencing the results by contingent affecting the pressure field owing to preceding measurements. There were intervals of minimum 5 minutes between measurements at adjacent positions, which should be a sufficient time for the recovery of a steady gas flow through particular part of the landfill surface simulator after measurement in adjacent area of the simulator surface.

Measuring one measuring point consists of the following operations: first the sampling adapter is placed outside the area being measured so that the air drawn during the preceding measurement can flow away from it. At the same time, the automatic calibration sequence of the gas analyser is started (minimum 15 seconds). Then the adapter is put to the landfill surface and pushed down by a regular pressure, which triggers the time switch. The first stage of sampling takes exactly 30 seconds; then an audio signal is heard on which the operator starts pumping a sample to the analyser. The pumping rate was set at 4 l/minute. The pumping period can be adapted to the gas flow through the simulator. In this particular case the pumping period was set to 11 seconds, including 1 second of pre-integration period and 10 seconds of integration period (actual period of analysis). The 1 second pre-integration period corresponds approximately to the time of flushing the pipe leading from the sampling chamber to the gas analyser. Integral measurement of gas has to be provided to use this method, as it provides an average concentration of methane in the sample. The integral values of methane concentrations are logged on data-logger for later processing. After the end of sampling run it is possible to proceed to the next point. The whole cycle of measurement thus takes about 1 minute, allowing up to about 60 measurements in one hour.

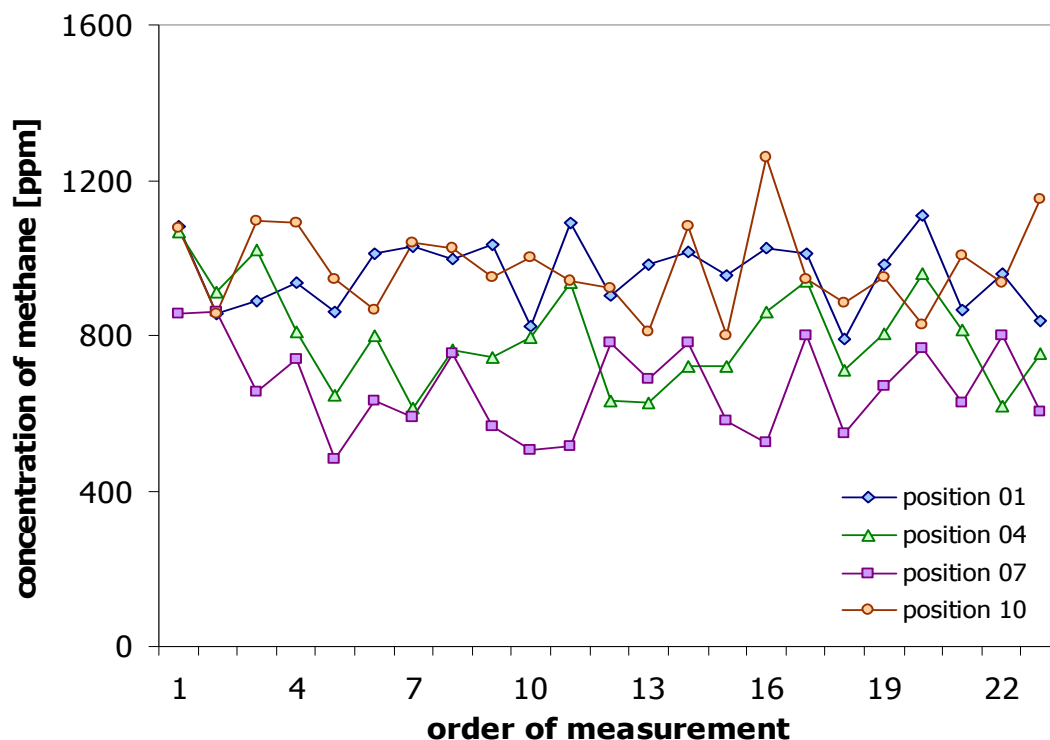
## 6. Results

It was proved during first measurements that there were wide differences in methane concentrations between individual points of the surface of the landfill surface simulator used for measurements. It was found by the analysis of the results by measurement position that in spite of all measures it was impossible to achieve uniform methane emissions from the landfill surface simulator (see Figure 2). With the minimum pressure gradient, the gas flow is influenced by a number of factors that result in forming preferential routes and channelling. The result of this process is relatively uneven gas emissions distribution, i.e. that there are areas with a bigger or smaller gas flow on the experimental landfill surface. With respect to the fact that the total gas flow through the landfill surface simulator is equal to the water supply  $Q_{H_2O}$  to the gas reservoir, differences in the emission flow at different landfill surface simulator areas must be proportional to one another and can be evaluated by means of the simple mean of individual measurement series on multiple positions of the landfill surface simulator surface.



**Figure 2:** The analysis of the results of measuring surface gas concentration by measurement position.

Values of surface methane concentrations vary also within repeated measurements at one point. For the purpose of quantifying the variance of errors originating this way a series of 23 measurements with an interval of 5 minutes was made at four points of the artificial landfill. The result of the measurements is shown in Figure 3. The coefficient of variation ranged from 9.4 to 17 %; a lower variance of results was showed by points with a higher gas flow. The finding that value changes are random and therefore can be statistically evaluated is important to the subsequent evaluation of measurements.



**Figure 3:** The analysis of surface methane concentration changes in the course of time.

Approximately 120 series of measurements of surface methane concentration with flow rates corresponding with a mass flow of 0.5 to 3 litres of  $\text{CH}_4/\text{m}^2/\text{hour}$  were made within the main stage of the work plan. Subsequently, the method was tested at an experimental site on real landfill surface. The experimental field measurement showed that surface methane concentrations at the landfill measured by sampling adaptor could actually reach also higher thousands of ppm. Interpretation of these high measurements suggested, that these were conform with high landfill gas emissions (around 30 litres of  $\text{CH}_4/\text{m}^2/\text{hour}$ ), as classified by Straka F.<sup>3</sup> This prompted construction of another version of landfill surface simulator that allowed to simulate these higher gas flows (an equivalent of a gas flow between 1 and 30 litres of  $\text{CH}_4/\text{m}^2/\text{hour}$ ). The landfill surface simulator had smaller diameter and this required to develop and de-bug different sampling mode. Another series of measurements with gas flows up to 30 litres of  $\text{CH}_4/\text{m}^2/\text{hour}$  were then added to the laboratory plan. The first and the second (higher flows) landfill surface simulators were tested at emission rate of 1 litres of  $\text{CH}_4/\text{m}^2/\text{hour}$  and performed consistently.

The gas flow rate, or water inlet to the gas tank, was determined always at the beginning and at the end of a measuring session (usually 6 – 8 successive measurement series). The system of landfill surface simulator underwent a series of upgrades and improvements of methodology of experiments during the research programme. Thousands of individual measurements and tens of measuring sessions had to be evaluated to de-bug and trim the system to provide steady performance. The experimental data used to determine dependence of sampled surface methane concentrations and gas flow result from the last stage of research, where the landfill surface simulator experiments produced relatively consistent sets of data.

The simple averages of valid data sets were plotted on the chart showing the relationship between a gas mass flow and surface concentration. As evidenced by Figure 4, there is a direct proportion between the quantities and so the line slope can be used as a conversion factor. In the case of very low values of a mass flow the accuracy of conversion lowers due to the limitation of the measuring technique applied; nevertheless, with regard to the purpose of measuring this inaccuracy can be disregarded. This fact applies to situations in practice with a mass flow  $< 0.5$  litres of  $\text{CH}_4/\text{m}^2/\text{hour}$ , which corresponds to escapes of class I emissions<sup>3</sup> with a negligible environmental impact.

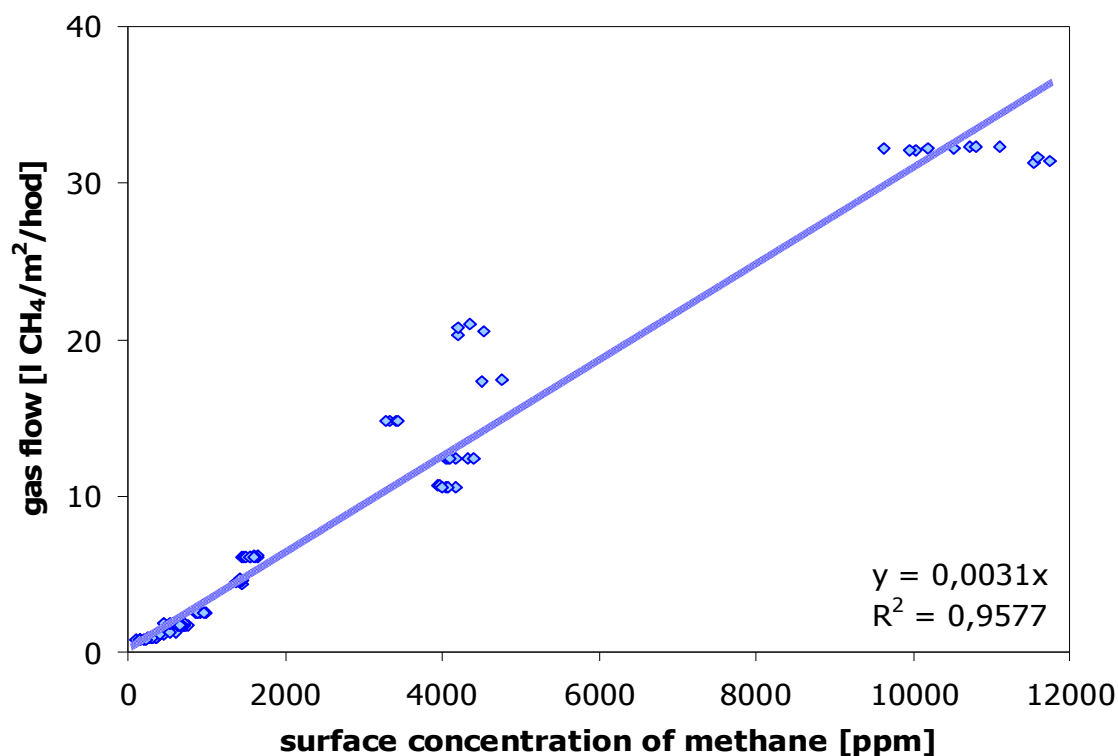


Figure 4: **Determining the relationship between surface methane concentration and a methane mass flow. Each point represents valid measuring session.**

Within the verification programme, the comparison of the proposed method with the static flux-box method was made. Flux-box of same diameter as the sampling adapter was used to capture the same gas-flow conditions through the landfill surface simulator surface. Flux box had a shape of conical vessel with the base turned down. The volume was 5,25 l. The bottom of flux-box was equipped by two valves for pumping analysed gas in the gas analyser and returning the analysed gas back to the flux-box to minimise disturbance of the flux-box environment. The comparison measuring was performed at the landfill surface simulator under specified conditions as in the case of the preceding experiments. First surface methane concentration was measured, then the flux-box was put to the same point and after the elapses of 5 and 10 minutes it was measured (the gas being analysed was returned back to the flux-box area in order not to influence the accuracy of the measurement).

It is evident from the experiment illustrated in Figure 5 that while the results of direct measuring correspond to the actual gas mass flow (average measured flow of methane by sampling adapter was 2,66 litres  $\text{CH}_4/\text{m}^2/\text{hour}$  compared to actual flow 2,85 litres  $\text{CH}_4/\text{m}^2/\text{hour}$  measured on inlet to landfill surface simulator), the measurements from the flux-boxes underestimate systematically those values. This experiment delivered repeatedly similar or more precise fit of gas flow values measured by sampling adaptor and actual values and confirmed underestimation of gas flow values from flux-box measurement.

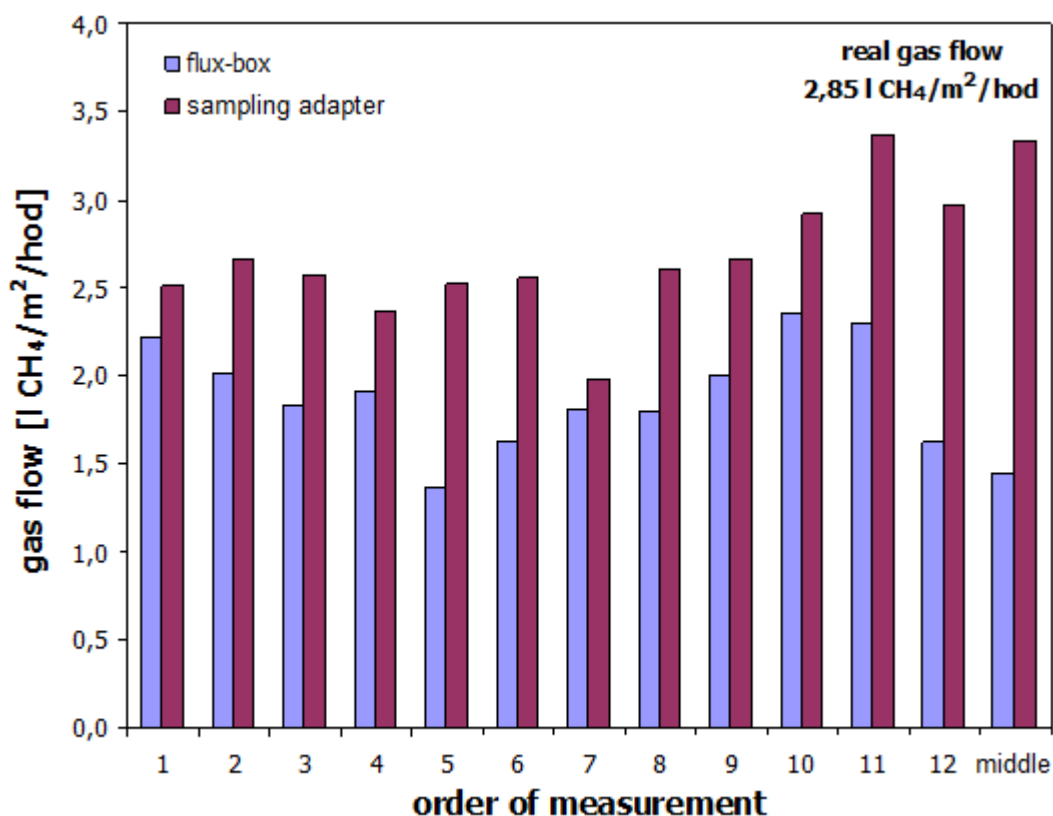


Figure 5: The comparison of the direct measuring method and the static flux-box with a gas flow equivalent to a mass flow of 2.85 litres  $\text{CH}_4/\text{m}^2/\text{hour}$ .

The phenomenon of underestimation of gas flow by flux-box measurements was not further researched, but the theory is that the growing partial pressure of methane under the flux-box covered area partially inhibits diffusion of methane to the flux-box. This is suggested by measurements by the sampling adaptor on the spots where flux-box measurements were done. The sampling adaptor was used to measure concentrations of surface methane flow before the flux-box was placed on the surface and then it was used for measurement immediately (within a minute) after the flux-box was replaced. Measurements of surface methane concentrations in samples taken by sampling adaptor after flux-box placement on the measured area were on average higher, than the ones in samples taken before flux-box placement on the measured area.



spot. The average difference from four sets of measurements was 23 % increase of concentration in sample taken after flux-box replacement. See for example Figure 6 with diagram of data from set of experiment at gas flow 2.85 litres  $\text{CH}_4/\text{m}^2/\text{hour}$ , where the increase of concentration of methane in the sample after flux-box was 20 % in average. The theory is that the increased concentration of methane below the surface covered by flux-box is quickly released to the atmosphere after reduction of partial pressure of methane above the surface by replacement of flux-box, which results in higher concentration of surface methane measured. These results suggest that flux-box technique frequently recommended and standardised as method of landfill gas emission measurement technique is not only slow and cumbersome, but also delivers rather biased data, underestimating the real emissions flows. These results are specific to one specific flux-box technique setting and further research would be required to determine the level of bias in different flux-box techniques results.

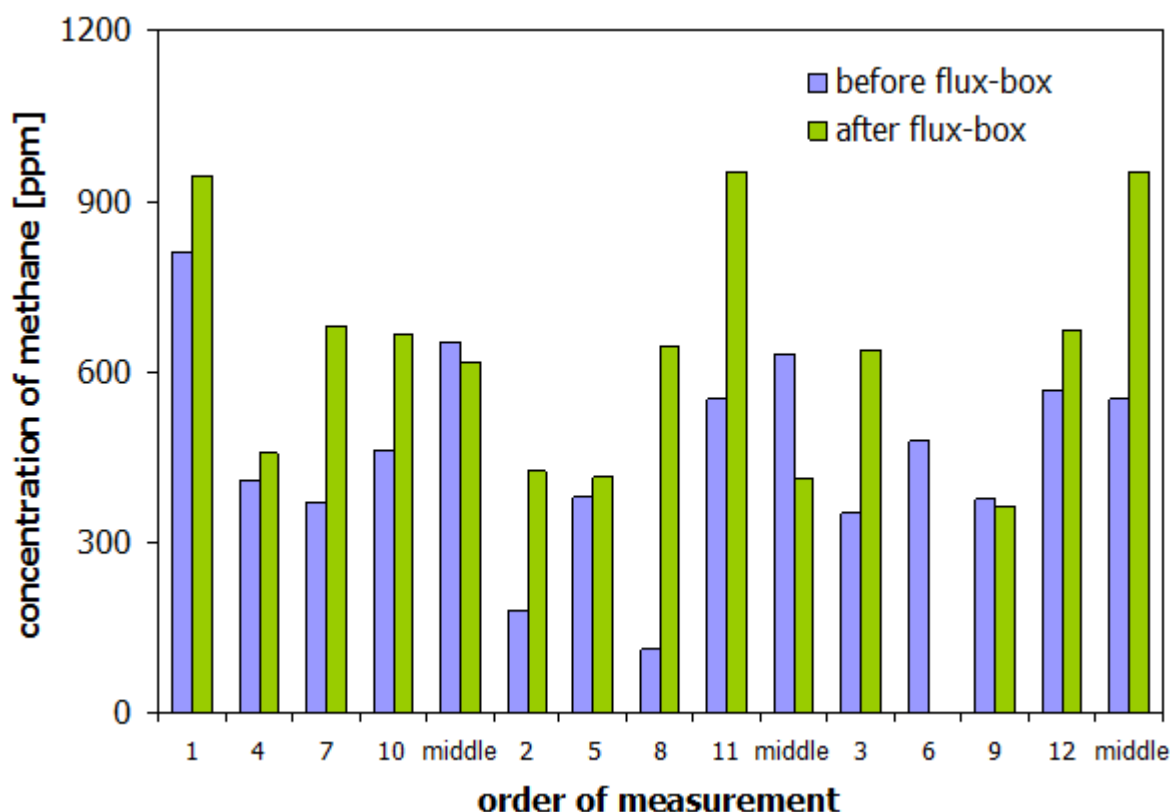


Figure 6: The comparison of concentration of methane in sampled gas before and after placement of flux-box at 2.85 litres  $\text{CH}_4/\text{m}^2/\text{hour}$ .

## 7. Discussion

The results encourage statement, that the researched technique of landfill surface methane emissions measurement is suitable for the given purpose. There are some aspects of it that will have to be further clarified to make the technique practically viable. Firstly, a statistical analysis has to be done to justify appropriate method of measured data interpretation for methane emissions estimates on landfills. The issue is large diversity of both sampled surface and the sampled flows. Field experiments done by researchers on several landfills indicate, that this issue can be overcome by taking large number of samples, but the actual scope of sampling for different sizes and/or types of landfill surfaces have to be yet determined. Secondly, the boundary conditions for practical use of the technique will have to be set, e.g. weather conditions and rules for sampling of landfill surface depending on the surface roughness. Thirdly, the mode of gas analysers calibration will have to be determined to provide quality assurance. It is quite probable that the technique will be used with various types of gas analysers other than Ecoprobe 5 (or else analysers with other sample gas pumping rate than 4 l/minute) and the technique has to be

calibrated for each type of gas analyser (gas sample flow rate) before it can be actually used. However, these issues do not pose a significant obstacle to early use of the measurement technique as a valid technique of landfill surface methane emissions measurement.

Another interesting question is dependence of emissions measured on the surface with methane concentration in landfill soil under the emission sample. This dependence was not objective of this research. In theory, there should be some degree of dependence, but the important difference is, that methane concentration in landfill soil is a static value, indicating state of landfill processes, while emission is a flow value. While the methane concentration in landfill soil has an upper limit of methane concentration<sup>3</sup>, the flow value is not strictly limited. Places with the same methane concentration in landfill soil can display rather different levels of methane emission. The potential relation between methane concentration in landfill soil and methane emission is also complicated by digestion of methane in the surface layer of the landfill and various barriers for methane flow to the surface of the landfill. Research of dependence of methane concentration in landfill soil and methane emission from the same point of landfill surface does not therefore seem to have any reasonable justification.

All the discussed issues rather belong to measurement methodology clarification and do not cast doubts on actual capacity of the researched technique to measure directly flow of methane from landfill surface.

## **8. Conclusion**

The results of the research up to now show that the proposed method of determining methane emissions by means of direct measuring surface gas concentrations is functional and applicable in common practice. The method is many times quicker than flux-box measurements and provides much more precise results than static flux-box. It allows make several hundreds of measurements in one working day, which allows make very extensive on-site direct measurement of methane emissions. This property of researched measurement method allow to make a sufficient set of measurements in a short time interval, that can fit in with an interval of relatively steady atmospheric pressure conditions. It is not possible to make reliable measurement under conditions of unstable atmospheric pressure due to the high dependence of methane emissions on atmospheric gradient. This has to be allowed for in any methane monitoring plan. The measurement technique is not prone to windy conditions, as it works with the incremental emission of methane from landfill surface created within the sampling time only, and so it is not influenced by wind at all.

Laboratory verified results demonstrate that such values can be easily statistically interpreted as methane emissions flow from the surface of particular site measured. Unlike the on-site ambient air methane concentration measurements, this method provides results not influenced by most weather conditions and by landfill surface roughness, that complicate use of other methods<sup>5</sup>. It is resistant to windy, dusty or rainy conditions, particularly. It also helps to avoid issues with ambient air pressure changes due to changing weather conditions during measurement and related potential changes in flux of methane from landfills<sup>6</sup>, thanks to quick run of sampling. The research project is at the stage of drafting field measurements methodology and it should be available to practical application during the year 2010.

## **Literature:**

1. Fisher C., Maurice C., Lagerkvist A.: Gas Emission from Landfills – An overview of issues and research needs. Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm, 1999.
2. Czech Standard CSN 83 8034 Landfill of Waste – Landfill degasification
3. Straka F. (2003): Bioplyn, GAS s.r.o., Říčany, ISBN 80-7328-029-9
4. Walker, B. L. (1991), "Flux Chamber Design and Operation for the Measurement of MSW Landfill Gas Emission Rates," Masters Thesis, University of Central Florida, Orlando, Florida.
5. Bogner, J. and Smith, K.A. (1996) "Measurement and Modeling of Methane Fluxes from Landfills," Joint North American-European Workshop, Argonne National Laboratory, Illinois, U.S., 21-24 October, 1996.

6. Czepiel, P.M., Shorter, J.H., Mosher, B., Allwine, E., Mcmanus, J.B., Harriss, R.C., Kolb, C.E., Lamb, B.K. (2003) "The Influence of Atmospheric Pressure on Landfill Methane Emissions," Waste Management 23, 593-598.
7. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, „Landfill Gas Primer - An Overview for Environmental Health Professionals," <http://www.atsdr.cdc.gov/hac/landfill/html/ch2.html>, November 2001
8. Rolston, D. E. (1986) Gas Flux. 1103-1119 in Klute, A. (ed), Methods of Soil Analysis: Part 1, Physical and Mineralogical Methods, 2nd Edition," American Society of Agronomy/Soil Science of America, Madison, Wisconsin.
9. ARCADIS G&M, Inc., Evaluation of Fugitive Emissions Using Ground-Based Optical Remote Sensing Technology, EPA/600/R-07/032 February 2007

## **Výzkum měření emisí z povrchu skládek komunálních odpadů pro provozní praxi**

**Ing. Pavel Novák, Mgr. Lukáš Kovář**

*Ing. Pavel Novák, Osadní 26, 170 00 Praha 7*

### **Summary/Abstrakt**

*Skládky komunálního odpadu představují významný zdroj emisí metanu do ovzduší, k jejich měření ale v současnosti neexistuje spolehlivá a účinná metoda. Cílem výzkumu bylo navržení a ověření nové metody měření emisí metanu, založené na principu stanovení přepočtového faktoru mezi povrchovými koncentracemi a látkovým tokem plynu.*

*K laboratornímu ověření techniky měření byl vyvinut simulátor povrchu skládky, který umožňuje dosáhnout měřitelného toku metanu plošně přesně definovaným povrchem. Tento simulátor byl pak využit pro testování různých variant vzorkovacích zařízení pro přímé měření emisí metanu z povrchu skládky. Teoretickým východiskem pro návrh vzorkovacího adaptéru je, že emisní tok metanu z daného místa ve skládce je měřitelný na základě stanovení koncentrace v malém vzorkovacím objemu v bezprostřední přízemní vrstvě při krátkém definovaném zdržení ve vzorkovacím adaptéru. Měří se tak ne přímá emise, ale emisní faktor závislý na emisním toku z povrchu skládky. Tento emisní faktor (vyjádřený jako koncentrace metanu v plynu vzorkovaném vzorkovacím adaptérem) bylo cílem stanovit za pomoci vysokého počtu měření pro různé definované úrovně emisních toků. Výsledkem experimentu měl být empirický regresní model závislosti měřené koncentrace metanu vzorkovacím adaptérem a skutečného látkového toku metanu.*

*Výsledky laboratorních prací ukazují, že navržená metoda je funkční a použitelná v běžné praxi. Byl vyvinut regresní model, který byl následně testován při různých úrovních emisního toku metanu ze simulátoru povrchu skládky. Měřící postupy byly provozně ověřovány i na experimentálních plochách na skládkách. Navržená metoda byla také podrobena srovnání s konvenční technikou měření emisí metanu pomocí flux-boxu. Výsledky ukázaly, že navržená metoda měření poskytuje přesnější výsledky, než použití běžného flux-boxu. Je také značně efektivnější pokud jde o čas potřebný k měření, není náročná na vstupní podmínky měření a je tedy vhodná pro měření emisí metanu ze skládek v praxi.*

**Klíčová slova:** skládky, odpad, metan, emise, měření, vzorkování, flux-box



## Emise N<sub>2</sub>O z výroby kyseliny dusičné

Lucie Obalová, Karel Borovec, Milan Dej, Zdenek Lacný

Vysoká škola báňská-Technická univerzita Ostrava, 17. listopadu 15,  
708 33 Ostrava, e-mail: lucie.obalova@vsb.cz

### Souhrn

Oxid dusný (N<sub>2</sub>O) patří mezi plyny podílející se na skleníkovém efektu a zároveň byl identifikován jako látka poškozující stratosférickou ozónovou vrstvu. Vzhledem k tomu, že N<sub>2</sub>O není běžně sledovanou plynnou znečišťující látkou, existuje poměrně málo provozních dat o jeho emisích. Jako největší průmyslový zdroj antropogenních emisí N<sub>2</sub>O jsou uváděny výroby kyseliny dusičné. Oxid dusný zde vzniká oxidací NH<sub>3</sub> při vysokoteplotní oxidaci amoniaku na Pt-Rh sítěch, případně následnou reakcí mezi vzniklým NO a nezreagovaným amoniakem.

Příspěvek shrnuje výsledky provozních měření emisí N<sub>2</sub>O z několika výroben HNO<sub>3</sub> lišících se tlaky ve spalovací části a použitými denitrifikačními technologiemi.

Bylo zjištěno, že koncentrace N<sub>2</sub>O v odpadním plynu z výroby HNO<sub>3</sub> se pohybovala v rozmezí 460 – 990 ppm, vyšší koncentrace byly zjištěny ve výrobnách s vyšším tlakem ve spalovací části. V selektivní katalytické redukci NO<sub>x</sub> amoniakem (SCR) nedocházelo za daných provozních podmínek ke vzniku ani rozkladu N<sub>2</sub>O. Totální redukce NO<sub>x</sub> methanem (NSCR) byla účinná i pro redukci N<sub>2</sub>O, konverze N<sub>2</sub>O dosahovala cca 98%. Emisní faktor se pohyboval v rozmezí 0,23 – 7,91 kg N<sub>2</sub>O · t<sup>-1</sup> HNO<sub>3</sub>.

**Klíčová slova:** oxid dusný, emise, výroba HNO<sub>3</sub>

### Úvod

Oxid dusný (azooxid, N<sub>2</sub>O) patří mezi plyny podílející se na skleníkovém efektu a zároveň byl identifikován jako látka poškozující stratosférickou ozónovou vrstvu. Emise N<sub>2</sub>O lze očekávat v odpadních plynech, kde jsou přítomny i vyšší oxidy dusíku NO<sub>x</sub> (NO, NO<sub>2</sub>). Z oblasti chemického průmyslu se jedná o výrobní procesy, kde se používá jako oxidačního činidla HNO<sub>3</sub>, případně kde dochází k oxidaci NH<sub>3</sub> a aminů. Jako největší průmyslový zdroj antropogenních emisí N<sub>2</sub>O jsou uváděny výroby kyseliny dusičné (celosvětově 400 kt N<sub>2</sub>O/rok)<sup>1,2</sup>. Oxid dusný je dále emitován do ovzduší při spalování fosilních paliv, biomasy a vzniká také při provozu automobilových motorů s třicestnými katalyzátory<sup>3-5</sup>.

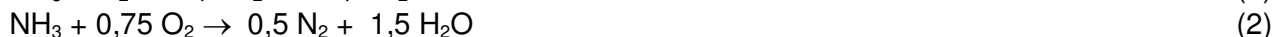
Celosvětová snaha o stabilizaci a snížení emisí N<sub>2</sub>O je vyjádřena Rámcovou úmluvou OSN o změně klimatu (1992) a Kjótským protokolem (1997), který smluvním stranám stanovuje konkrétní redukci emisí skleníkových plynů<sup>6</sup>. Uvedené skutečnosti se staly podnětem pro hledání účinných metod pro snižování emisí N<sub>2</sub>O<sup>7-10</sup> a každoročně prováděnou inventarizaci zdrojů N<sub>2</sub>O<sup>11,12</sup>. Údaje o emisích N<sub>2</sub>O, které lze nalézt v dostupné literatuře, se však značně liší. Důvodem je poměrně málo provozních dat, protože koncentrace N<sub>2</sub>O v odpadních plynech není zatím běžně sledována.

Předložený příspěvek shrnuje poznatky o vzniku oxidu dusného v procesu výroby HNO<sub>3</sub>, uvádí výsledky provozních měření emisí N<sub>2</sub>O z několika výroben HNO<sub>3</sub> a porovnává je s dostupnými údaji z literatury.

### Vznik N<sub>2</sub>O ve výrobě HNO<sub>3</sub>

V současnosti se kyselina dusičná průmyslově vyrábí téměř výlučně podle Ostwaldova postupu (1902), který sestává z katalytického spalování vzduchoamoniakové směsi na NO, oxidace NO na NO<sub>2</sub> a absorpce NO<sub>2</sub> ve vodě za vzniku HNO<sub>3</sub><sup>13-15</sup>.

Uvádí se<sup>13</sup>, že oxid dusný vzniká spolu s dusíkem oxidací NH<sub>3</sub> při vysokoteplotní oxidaci amoniaku na Pt-Rh sítěch (reakce 1, 2), kdy výtěžek NO je 95-97%.



Novější prameny uvádí, že N<sub>2</sub>O (a pravděpodobně i N<sub>2</sub>) není přímým produktem reakce mezi NH<sub>3</sub> (nebo radikály NH<sub>x</sub>) a kyslíkem na povrchu Pt-Rh sít, ale vzniká až následnou reakcí mezi vzniklým NO a nezreagovaným amoniakem (reakce 3, 4). Uvádí se, že reakce (3) a (4) mohou probíhat jak homogenním mechanismem v plynné fázi, tak heterogenním mechanismem, který je považován za rychlejší<sup>1</sup>.



Vzniklý oxid dusný, který je nereaktivní a málo rozpustný, prochází dalšími výrobními stupni beze změny do atmosféry.

Při výrobě kyseliny dusičné rozeznáváme dva základní typy postupů, a to postupy pracující na jedné úrovni tlaku (rovnotlaké) a postupy pracující na dvou úrovních tlaku (kombinované). Při rovnotlakých postupech probíhá spalování amoniaku i oxidace a absorpce oxidů dusíku při stejném tlaku, přičemž se využívají tlaky kolem 0,4 MPa nebo 0,8 MPa. U kombinovaných postupů je tlak v prvním stupni obvykle nižší než ve druhém. Dále můžeme rozdělit výroby kyseliny dusičné podle absolutního provozního tlaku na:

- nízkotlaké (N): do 300 kPa,
- středotlaké (S): 300 až 700 kPa
- vysokotlaké (V): nad 700 kPa, příležitostně až 1,5 MPa.

Typ výroby se charakterizuje tlakovým rozmezím pro spalování amoniaku a pro oxidaci - absorpci [14].

Dnes se obecně požaduje, aby obsah oxidů dusíku NO a NO<sub>2</sub> (označovaných jako NO<sub>x</sub>) v koncových plynech nepřevyšoval hodnotu 200 ppm (vyjádřeno jako NO<sub>2</sub>). Diskutovanou otázkou je, zda používané koncové technologie pro redukci NO<sub>x</sub> (DeNO<sub>x</sub>) nemohou rovněž přispívat k emisím N<sub>2</sub>O. V České republice jsou aplikovány především selektivní katalytická redukce a v menší míře neselektivní katalytická redukce.

Selektivní katalytická redukce (*Selective Catalytic Reduction*, SCR) oxidů dusíku patří mezi nejúčinnější metody snižování emisí NO<sub>x</sub>. Princip spočívá v redukci NO<sub>x</sub> amoniakem v přebytku kyslíku na N<sub>2</sub> a H<sub>2</sub>O při teplotách 150 - 450 °C v přítomnosti vhodného katalyzátoru podle reakce (5) a (6). Spodní hranice teplotního intervalu (tzv. teplotního okénka) je dána dostatečnou aktivitou, horní hranice pak výskytem nežádoucí oxidace NH<sub>3</sub>.



Amoniak je vysoce selektivní redukční činidlo na rozdíl od dalších testovaných redukčních činidel (CO, H<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> a uhlovodíky), která se v přítomnosti kyslíku mohou oxidovat<sup>16</sup>. V SCR může N<sub>2</sub>O vznikat reakcí NO a NH<sub>3</sub> při optimálních provozních podmínkách a oxidací amoniaku při vyšších teplotách, údaje o vznikajícím množství se různí (30-150 ppm)<sup>8</sup>.

Neselektivní katalytická redukce (*Non-Selective Catalytic Reduction*, NSCR) je někdy také označována jako totální redukce. NO<sub>x</sub> jsou zde redukovány reakcí s redukčním činidlem (palivem-nejpoužívanější je zemní plyn) při teplotách 550 - 850 °C za vzniku dusíku a vody. Proces je označován termínem neselektivní, přidávané palivo totiž reaguje hlavně s volným kyslíkem přítomným v plynu a dále pak odstraňuje NO<sub>x</sub><sup>17</sup>. NSCR podle některých zdrojů<sup>11,12</sup> snižuje i emise oxidu dusného. Celosvětově je asi 20% vyroben HNO<sub>3</sub> vybaveno jednotkami NSCR, jedná se především o starší technologie, u nově stavěných technologií se NSCR nepoužívá z důvodu vysokých nákladů na spotřebu energie spojených s vysokou provozní teplotou<sup>12</sup>.

## Experimentální metody

### Analýza N<sub>2</sub>O plynovou chromatografií

Odběr vzorků odpadního plynu byl proveden do dusíkem vypláchnutých a evakuovaných Tedlar vaků o objemu 10 l. Analýza vzorků byla provedena nejpozději následující den po jejich odběru.

K analýze N<sub>2</sub>O byl použit plynový chromatograf Agilent Technologies 6890 N s teplotně vodivostním detektorem (TCD). Analýzy probíhaly při konstantní teplotě 40 °C, teplota detektoru byla 200 °C. Jako

nosný plyn bylo použito helium. Byl použit ventilový systém přepínání kolon PORAPLOT Q 30 m x 0,53 mm x 40 µm pro rozdělení N<sub>2</sub>O a CO<sub>2</sub> a MOLSIEVE 5A 30 m x 0,53 mm x 25 µm pro rozdělení CO, N<sub>2</sub> a O<sub>2</sub>. Ke kalibraci byly použity certifikované kalibrační plyny (1020 ppm N<sub>2</sub>O, 70 ppm N<sub>2</sub>O). Nástřik do GC byl prováděn plynotěsnou stříkačkou o objemu 10 000 µl. Data byla vyhodnocena pomocí software HPChem.

Výsledná koncentrace byla stanovena jako průměr ze 4 měření, relativní chyba analytické metody byla 5 %.

### **Analyza N<sub>2</sub>O infračervenou spektroskopií**

Ke kontinuální analýze odpadního plynu byl použit infračervený analyzátor Gasmeter C x 4000 (Ansyco) s Fourierovou transformací, využívající principu infračervené spektrometrie v rozsahu vlnových délek 900 – 4200 cm<sup>-1</sup>. Vzorek emisí byl odebírán každou sekundu, během níž byl 10 krát naskenován a následně zprůměrován dle nastaveného intervalu, což byla v tomto případě 1 minuta. Byla vytvořena knihovna referenčních spekter N<sub>2</sub>O v rozsahu podle předpokládaných koncentračních rozmezí.

Přesnost stanovení N<sub>2</sub>O byly 2% z měřené hodnoty.

## **Výsledky a diskuse**

Předmětem provozních měření emisí N<sub>2</sub>O na výrobních kyselině dusičné bylo stanovit metodami a postupy měření emisí koncentrace N<sub>2</sub>O v odpadních plynech. Byla zvolena dvě odběrová místa ve výrobním procesu, před a za jednotkou technologie pro snížení emisí NO<sub>x</sub> (DeNO<sub>x</sub>) s cílem ověřit, zda zde nevzniká oxid dusný. Měření byla dále podkladem pro odhad emisních faktorů N<sub>2</sub>O a diskuzi možných mechanismů vzniku N<sub>2</sub>O při výrobě HNO<sub>3</sub>.

Provozní měření koncentrace N<sub>2</sub>O byla provedena na 4 výrobních HNO<sub>3</sub> lišících se tlaky a použitými denitrifikačními technologiemi DeNO<sub>x</sub>. Výsledky měření jsou uvedeny v tabulce 1.

**Tabulka 1: Emise N<sub>2</sub>O z výroby HNO<sub>3</sub>**

Výroba HNO <sub>3</sub>			DeNO <sub>x</sub>	Koncentrace N <sub>2</sub> O (ppm)	
Typ procesu	Tlak při spalování NH <sub>3</sub>	Tlak při absorpci NO <sub>x</sub>		před DeNO <sub>x</sub>	za DeNO <sub>x</sub>
Středotlaká výroba zředěné HNO <sub>3</sub> , S/S (BC-MCHZ s.r.o., KD6)	0,3 MPa	0,3 MPa	SCR/NH <sub>3</sub> , V <sub>2</sub> O <sub>5</sub> /Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 250 - 270 °C, 0,2 MPa	982	992
Vysokotlaká výroba koncentrované HNO <sub>3</sub> , N/V, (BC-MCHZ s.r.o., KD7)	0,1 MPa	0,8 MPa	SCR/NH <sub>3</sub> , V <sub>2</sub> O <sub>5</sub> /TiO <sub>2</sub> , 300 - 320 °C, 0,6 MPa	-	579
Vysokotlaká výroba zředěné HNO <sub>3</sub> , V/V (Lovochemie, a.s., KD6)	0,86 MPa	0,83 MPa	SCR/NH <sub>3</sub> , V <sub>2</sub> O <sub>5</sub> /TiO <sub>2</sub> 290 - 300 °C, 0,74 MPa	- 472 <sup>1)</sup>	1403 456 <sup>1)</sup>
Středotlaká výroba zředěné HNO <sub>3</sub> , S/S, (Lovochemie, a.s., KD5)	0,40 MPa	0,34 MPa	NSCR/CH <sub>4</sub> , Pt, Pd, Rh/γ-Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> 520 - 730 °C, tlak neměřen	834	17

<sup>1)</sup> Koncentrace N<sub>2</sub>O naměřeny při aplikaci vysokoteplotního katalytického rozkladu N<sub>2</sub>O situovaného pod Pt-Rh síty

Z výsledků je vidět, že emise N<sub>2</sub>O se liší podle tlaku ve spalovací části i podle použité denitrifikační technologie. Nejvyšší koncentrace 982 - 992 ppm N<sub>2</sub>O byly naměřeny v odpadním plynu ze středotlaké výroby HNO<sub>3</sub> vybavené selektivní katalytickou redukcí NO<sub>x</sub> amoniakem. Hodnoty odpovídají rozmezí možných koncentrací 300 – 3500 ppm N<sub>2</sub>O uváděných v literatuře<sup>7</sup>. Za konstantního tlaku závisí podíl vznikajícího N<sub>2</sub>O ještě na kvalitě a stavu použitého katalyzátoru pro oxidaci NH<sub>3</sub><sup>17</sup>.

Naopak nejnižší koncentrace N<sub>2</sub>O byly zjištěny v odpadním plynu ze středotlaké výroby HNO<sub>3</sub> vybavené totální redukcí NO<sub>x</sub> methanem, což souhlasí s některými údaji z literatury, kde se uvádí, že v NSCR se redukuje i N<sub>2</sub>O. Z naměřených dat je dále zřejmé, že nižší emise N<sub>2</sub>O byly pozorovány při nižším tlaku ve spalovací části. Výsledky jsou ve shodě s údaji z literatury, kde se uvádí, že pro tvorbu N<sub>2</sub>O je příznivý vyšší tlak a nižší teplota při oxidaci amoniaku<sup>17</sup>.

Z výsledků měření před a za SCR NO<sub>x</sub> amoniakem vyplývá, že za použitých provozních podmínek zde nedochází ke vzniku N<sub>2</sub>O. Rozdíl hodnot obou koncentrací je v rozmezí chyby použitých analytických metod.

Emisní faktory (EF) N<sub>2</sub>O z výroby HNO<sub>3</sub> podle tlaku ve spalovací části a použité denitrifikační technologie vypočítané na základě naměřených dat uvádí tabulka 2.

Tabulka 2: **Emisní faktory N<sub>2</sub>O z výroby HNO<sub>3</sub> podle tlaku ve spalovací části a použité denitrifikační technologie**

Tlak ve spalovací části	0,1 MPa	0,3 MPa	0,4 MPa	0,86 MPa
DeNO <sub>x</sub> proces	SCR /NH <sub>3</sub>	SCR/NH <sub>3</sub>	NSCR/CH <sub>4</sub>	SCR/NH <sub>3</sub>
Emisní faktor, kg N <sub>2</sub> O . t <sup>-1</sup> HNO <sub>3</sub> (100 %)	3,19	5,88	0,23	7,91

Z porovnání vypočtených emisní faktorů s emisními faktory, které uvádí Národní zpráva ČR o inventarizaci emisí skleníkových plynů<sup>11</sup> a dokument BREF o nejlepších dostupných technikách<sup>17</sup> vyplývá, že:

- Emisní faktor pro středotlakou i vysokotlakou výrobu HNO<sub>3</sub> koresponduje s emisními faktory uváděnými v dokumentu BREF<sup>17</sup>
- Emisní faktor pro výroby HNO<sub>3</sub> používající k redukci NO<sub>x</sub> totální redukci (NSCR) je udáván v rozmezí 0,01 – 0,2<sup>17</sup>, resp. 1,09 a 2,72<sup>11</sup>. Zde zjištěný EF = 0,23 naznačuje, že emisní faktor uváděný v Národní zprávě ČR o inventarizaci emisí skleníkových plynů<sup>11</sup> je značně nadhodnocen.

## Závěry

Výroba kyseliny dusičné patří celosvětově k největším zdrojům N<sub>2</sub>O z chemického průmyslu. Oxid dusný zde vzniká spolu s dusíkem oxidací NH<sub>3</sub> při vysokoteplotní oxidaci amoniaku na Pt-Rh sítěch, pro tvorbu N<sub>2</sub>O je příznivý vyšší tlak a nižší teplota při oxidaci amoniaku. Novější prameny uvádí, že N<sub>2</sub>O není přímým produktem reakce mezi NH<sub>3</sub> a kyslíkem na povrchu Pt-Rh sít, ale vzniká až následnou reakcí mezi vzniklým NO a nezreagovaným amoniakem. Jako další pravděpodobné místo vzniku N<sub>2</sub>O je uváděna selektivní katalytická redukce N<sub>2</sub>O amoniakem (SCR).

Byla provedena provozní měření N<sub>2</sub>O na čtyřech výrobních HNO<sub>3</sub>, lišících se tlaky ve spalovací části a použitými denitrifikačními technologiemi. Získané výsledky lze shrnout následovně:

- Koncentrace N<sub>2</sub>O v odpadním plynu z výroby HNO<sub>3</sub> se pohybovala v rozmezí 580 - 1400 ppm, vyšší koncentrace byly zjištěny ve výrobních s vyšším tlakem ve spalovací části.
- V selektivní katalytické redukci NO<sub>x</sub> amoniakem (SCR) nedocházelo na katalyzátorech V<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/TiO<sub>2</sub> a V<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> za daných provozních podmínek ke vzniku ani rozkladu N<sub>2</sub>O.
- Totální redukce NO<sub>x</sub> methanem (NSCR) je za daných podmínek (520 °C na vstupu, 730 °C na výstupu, monolitický katalyzátor Pt, Pd, Rh /γ-Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>) účinná i pro redukci N<sub>2</sub>O, účinnost redukce N<sub>2</sub>O byla cca 98%.

## Poděkování

Na tomto místě bychom rádi poděkovali Ministerstvu školství, mládeže a tělovýchovy ČR za finanční podporu (projekt Národního výzkumu II „Ocenění a interpretace odezvy ekosystémů na environmentální zátěž v ČR“ č. NPVII2B06068), Ing. Miroslavu Markvartovi za cenné rady a zájem o danou problematiku a podnikům BorsodChem MCHZ s. r. o., Ostrava a Lovochemie, a. s., Lovosice za umožnění provozních měření a svolení k publikaci získaných výsledků.

## Literatura

1. Pérez- Ramírez J., Kapteijn F., Schöffel K., Moulijn J. A.: Appl. Catal. B 44, 117 (2003).
2. Obalová L., Pacultová K.: Chem. Listy 102, 487 (2008).
3. Svoboda K., Hartman M., Veselý V.: Chem. Listy 88, 13 (1994).
4. Wójtowicz M. A., Pels M. A., Moulijn J. A.: Fuel 73, 1416 (1994).
5. Borovec K., Danihelka P., Kula P., Ochodek T.: Acta Montanistica Slovaca 3, 267 (1998).
6. Kyoto Protocol to the United Nations framework Convention on Climate Change, United Nations 1998. <http://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpeng.pdf>, staženo 1.5.2007.
7. Referenční dokument o nejlepších dostupných technikách BAT, kapitola 8 přílohy, 2002. <http://www.ipcc.cz/soubory/velanorch/index.html>, staženo 25.5.2007.
8. Kapteijn F., Rodriguez-Mirasol J., Moulijn J. A.: Appl. Catal. B 9, 25 (1996).
9. Obalová L., Bernauer B.: Chem. Listy 97, 255 (2003).
10. Bernauer B., Markvart M., Obalová L., Fott P.: Chem. Listy 7, 392 (2001).
11. National Greenhouse Gas Inventory Report of the Czech Republic, Český hydrometeorologický ústav, Praha, 2009. <http://www.chmi.cz/cc/start.html>, staženo 24.1.2010.
12. Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990-2004, EPA, Washington, 2006.
13. Kraft J., Bártla R.: Výroba kyseliny dusičné. SNTL, Praha 1962.
14. Büchner W.: Průmyslová anorganická chemie: důležité suroviny a meziprodukty. SNTL, Praha 1991.
15. Neiser J.: Obecná chemická technologie. Státní pedagogické nakladatelství, Praha 1981.
16. Bosch H., Janssen F. J. J. G.: Catal. Today 2, 369 (1989).
17. Pracovní verze dokumentu o nejlepších dostupných technologiích ve výrobě velkoobjemových anorganických chemikáliích - průmyslová výroba amoniaku, kyselin a hnojiv, verze 2003. [http://www.ipcc.cz/archiv\\_new/velanorch/index.html](http://www.ipcc.cz/archiv_new/velanorch/index.html), staženo 2.5.2007.

## $N_2O$ emissions from nitric acid production

L. Obalová, K. Borovec, M. Dej, Z. Lacný

VŠB-Technical University of Ostrava, Ostrava

### Summary

Nitrous oxide ( $N_2O$ ) belongs to the greenhouse gases and was also identified as the compound damaged a stratospheric ozone layer.  $N_2O$  is not commonly monitored air contaminant. From that reason relatively few process emission data are available. Productions of nitric acid were determined as the biggest industry source of  $N_2O$  emissions. Nitrous oxide is formed here by oxidation of ammonia on Pt-Rh gausses at high temperature, possibly also by consequent reaction between formed NO and unreacted  $NH_3$ .

Paper deals with the results of  $N_2O$  emissions measurements from several  $HNO_3$  plants differed by the pressure in the ammonia combustion part and  $NO_x$  abatement technologies used.

From results implies that  $N_2O$  concentrations in the off-gas from  $HNO_3$  production are in the range of 460-990 ppm, higher concentrations were measured in the plants with higher pressure in the ammonia combustion chamber. Nitrous oxide was not formed or reduced during the selective catalytic reduction of  $NO_x$  by ammonia at given process conditions. However, non-selective catalytic reduction  $NO_x$  by methane is also effective for  $N_2O$  reduction,  $N_2O$  conversion was 98%. Emission factor was in the range of 0.23 – 7,91 kg  $N_2O$  .  $t^{-1}$   $HNO_3$ .

**Keywords:** Nitrous oxide, emission,  $HNO_3$  production.



# ODPADY = PENÍZE

**ODPADY**

nevyčerpatelný zdroj surovin

**ODPADY**

nevyčerpatelný zdroj energie

## ODPADOVÉ FÓRUM

nevyčerpatelný zdroj informací, rad a inspirace



**ODPADOVÉ FÓRUM** - odborný měsíčník o odpadech a druhotných surovinách

Redakce: e-mail: [forum@cemc.cz](mailto:forum@cemc.cz), <http://www.odpadoveforum.cz>

Předplatné a distribuce: DUPRESS, e-mail: [dupress@seznam.cz](mailto:dupress@seznam.cz)