

SKLÁDKOVÁNÍ OBALŮ MLÉČNÝCH VÝROBKŮ A TVORBA SKLENÍKOVÝCH PLYNŮ

Petr Buryan, Tomáš Hlinčík

Ústav plyných a pevných paliv a ochrany ovzduší, Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Technická 5, 166 28 Praha 6, buryanp@vscht.cz

Ze získaných laboratorních poznatků o chování jednorázových obalů běžně konzumovaných mléčných potravinářských výrobků obsahujících hliník, které jsou v současnosti s ohledem na ekonomickou náročnost likvidovány v neupravené formě skládkováním nebo po spálení v energetických zařízeních různého výkonu včetně domácích topenišť jako vedlejší energetické produkty ve skládkových tělesech, je možné odvodit množství vznikajícího vodíku. Ten účinkem methanogenních bakterií je transformován na biomethan, který po uvolnění ze skládek do ovzduší se významně podílí na skleníkovém efektu. Získaná data dokladují, že tyto jednorázové komunální odpady by neměly být likvidovány nyní aplikovanými postupy, ale měly by být nahrazeny jinými materiály nebo v maximální míře by měly být v řadě případů upraveny jejich velikostí, tvary a zejména jejich hmotností.

Klíčová slova: obaly potravin, hliník, mléčné výrobky, skládkování, skleníkové plyny

Došlo 21. 06. 2019, přijato 09. 09. 2019

1. Úvod

Mléko a mléčné výrobky patří v různých formách mezi důležité a neopomenutelné součásti naší výživy. Jsou cenné zejména pro vysoký obsah minerálních komponent, vitamínů a bílkovin. U všech mléčných produktů, nejen z pohledu klasických obalových funkcí, ale i z pohledu jejich složení, hygienických důvodů, a i prodloužení trvanlivosti při zachování jejich kvality, hraje významnou roli vhodný výběr obalu.

Ještě před pár lety byl na mléko běžným obalem plastový sáček nebo skleněná láhev. V současnosti k nejběžnějším obalům patří jednoznačně vícevrstvé kompozitní materiály. Prvním, velkopřemyslově vícevrstvým, materiálem byl ve Švédsku v Lundu v roce 1952 vyvinutý Tetra Pack [1, 2]. Dnes jsou už nejvíce uplatňovanými konstrukční skládkové lepenkové materiály - Tetra Brik, Tetra Top, Tetra Prizma, atd. [3].

U neaseptických obalů (pro pasterizované výrobky) je tento typ povrchově parafinované lepenky zušlechťen jednou nebo více vrstvami polyethylenu (PE). U aseptických obalů (pro trvanlivé výrobky), které jsou na trhu více uplatňovány, jsou lepenky oboustranně potaženy PE, který se ve vnitřní vrstvě spojuje s hliníkem a nánosem termoplastu tvořícím bariéru proti slunečnému záření a kyslíku. Aby byla hliníková vrstva od potravin oddělena, je na ni obvykle nanášena ještě dvojí vrstva PE [4, 5]. U některých typů aseptických obalů je PE nahrazen polypropylenem (PP) nebo polystyrenem [6, 7]. Pro

potisk neaseptických a aseptických obalů se aplikuje většinou vícebarevný hlubotisk a flexotisk [8].

Přesná statistika o tom, kolik se vyrobí ročně obalů obsahujících hliník a kolik z toho končí ročně v komunálním odpadu vztaženo na průměrného obyvatele ČR, není k dispozici. Odhaduje se ale, že toto množství se pohybuje okolo 1,2 kg [9].

Dle směrnice Evropského parlamentu a rady zaměřené na skládkování komunálních odpadů je státům EU ukládáno mimo jiné vypracovat a realizovat národní strategii zaměřenou na omezení deponování biologicky rozložitelných odpadů na skládkách [10]. Jedním z důvodů tohoto opatření je skutečnost, že výsledkem probíhajících konverzních procesů ve skládkových tělesech je bioplyn obsahující až 75 % obj. CH₄ a 25 % obj. CO₂, což jsou látky s výraznými skleníkovými projevy. Cílem požadovaná strategie je proto snížení hmotnosti biologicky rozložitelného odpadu deponovaného na skládkách a omezit tak množství vznikajících skleníkových plynů. Tato směrnice se na skládkování odpadů obsahujících hliník však přímo nezaměřuje.

Vývoj produkce a nakládání s odpady v ČR v letech 2013 až 2017 jsou uvedeny v tabulce 1. Z tabulky je patrný rozdíl mezi nakládáním s odpady a produkcí odpadů v jednotlivých letech. To je dáno tím, že do nakládání s odpady jsou zahrnuty veškeré odpady, se kterými bylo v daném roce nakládáno, tj. vyprodukované, převzaté od jiných firem a odebrané ze skladu; dále odpady z podniků a obcí.

Tab. 1 Produkce a nakládání s odpady v ČR v letech 2013 – 2017 [11]

Tab. 1 Waste generation and management in the Czech Republic in 2013 – 2017 [11]

Rok	2013	2014	2015	2016	2017
Nakládání s odpady (10 ³ t)	28 994	30 877	34 205	34 485	35 091
Produkce odpadů (10 ³ t)	23 724	23 789	26 947	25 758	24 926
Produkce komunálního odpadu (10 ³ t)	3 228	3 261	3 337	3 580	3 643
Produkce komunálního odpadu v (kg na obyvatele)	307	310	317	339	344

Tab. 2 Nakládání s komunálními odpady (tis. tun) v ČR v letech 2013 – 2017 [11]**Tab. 2** Processing of municipal waste (thousand tonnes) in the Czech Republic in 2013 – 2017 [11]

Rok	2013	2014	2015	2016	2017
Skládkování	1 815	1 827	1 755	1 789	1 765
Spalování bez energetického využití	631	604	590	588	634
Recyklace	686	736	850	958	982
Kompostování	96	93	141	245	261

Dle údajů ČSÚ [11] množství produkovaného odpadu v ČR činilo v roce 2017 přibližně 25 mil. tun. Z tohoto množství bylo 3,6 mil. tun komunálního odpadu. Porovnání způsobů nakládání s komunálními odpady v ČR v letech 2013 až 2017 je uvedeno v tabulce 2.

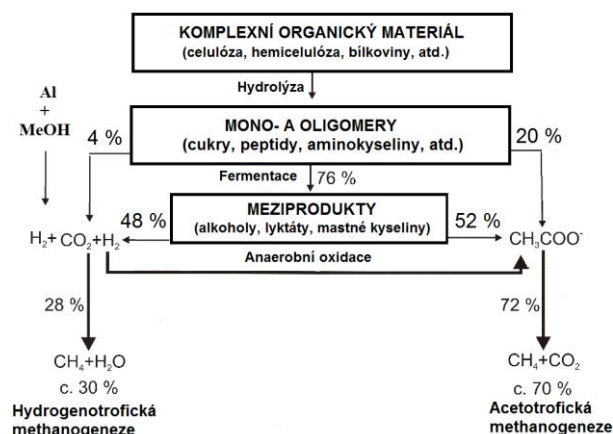
Za biologicky rozložitelný komunální odpad se ve smyslu Směrnice ES považuje odpad, který je schopen rozkladu mikroorganismy za anaerobních nebo aerobních podmínek. Týká se to komunálních potravinářských odpadů, odpadů z potravinářských výroby, zbytků ze zpracování masa a ryb, odpadů z kuchyní a restaurací, z prodeje potravin, atd. [12].

Pro vyhodnocení množství vznikajících skládkových bioplynů z biologicky rozložitelných odpadů se používá celá řada modelů odvozených z teoretických a praktických poznatků [13 - 17]. Vznik bioplynu z anorganických podílů komunálních, resp. i průmyslových odpadů práce [13 - 17], ale nezahnují.

Pro popis anaerobního metabolismu bylo vytvořeno několik modelů. Nejstarší dvoufázový proces předpokládá acidogenní fázi, během které jsou produkovány mastné kyseliny a methanogenní fázi, během níž methanogenní bakterie transformují tyto kyseliny na CH_4 a CO_2 , přičemž tyto ale mohou k produkci CH_4 využít CO_2 a H_2 . Třífázový model začíná fermentací, kdy jsou komplexní organické látky konvertovány na mastné kyseliny, alkoholy, CO_2 a NH_3 . V navazující fázi vodík produkující acetogenní bakteriální kmeny štěpí tyto látky na CO_2 , H_2 a nižší mastné kyseliny včetně acetátu. Ve třetí fázi využívají methanogeny H_2 , CO_2 a acetát pro produkci methanu a mikrobiální biomasy [18].

Dnes nejvíce je využíván model čtyřfázový (obr. 1), který zahrnuje činnost čtyř hlavních skupin mikroorganismů:

1. hydrolytické bakterie rozkládající organické makromolekulární substance na kyselinu octovou, H_2 , CO_2 , jiné jedouhlíkaté komponenty, organické mastné kyseliny s více než dvěma uhlíky a alkoholy s více než dvěma uhlíky,
2. acetogenní bakterie produkující H_2 (fakultativní a obligátní bakterie), které fermentují organické kyseliny vyšší než kyselina octová a alkoholy vyšší než methanol na CO_2 a H_2 ,
3. homoacetogenní bakterie přeměňující široké spektrum jedno a víceuhlíkatých substancí na kyselinu octovou,
4. methanogeny produkující methan buď acetotrofně (z kyselin) nebo hydrogenotrofně (z H_2 a CO_2) [19].



Obr. 1 Čtyřfázový model tvorby bioplynu
Fig. 1 Four-phase model of biogas production

Jednotlivým fázím methanogeneze odpovídají i skupiny specializovaných mikroorganismů, přičemž jednotlivé skupiny se mohou i částečně ve své činnosti překrývat. Vlastní průběh methanogeneze vyžaduje přítomnost všech typů dále uváděných mikroorganismů ve vhodném poměru.

Hydrolytické bakterie - hydrolyza biopolymerů a fermentace produktů na kyselinu octovou, H_2 , CO_2 , vyšší mastné kyseliny a alkoholy. Čeledě *Streptococcaceae*, *Enterobacteriaceae* a rody *Bacteroides*, *Clostridium*, *Butyrivibrio*, *Eubacterium*, *Bifidobacterium* a *Lactobacillus* [20, 21].

Acetogenní bakterie (syntrofní bakterie) - produkující mastné kyseliny, CO_2 a H_2 . Rody *Syntrophobacter* (*wollini*, *wolfei*), *Synthropus buswelii* [22].

Homoacetogenní bakterie - tvorby kyseliny octové z různých substrátů, nikoliv z H_2 : *Clostridium thermoaceticum*, *Acetobacterium woodii* a *Butyribacterium methylotrophicum* [23, 24].

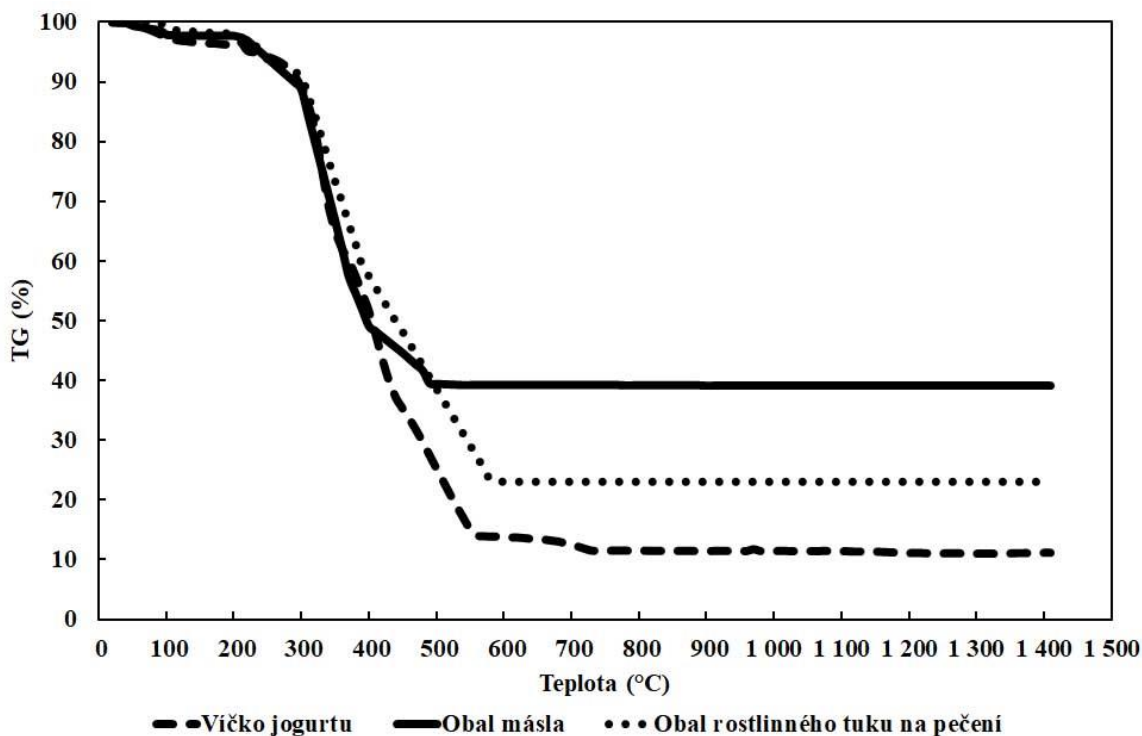
Desulfatační a denitrifikační mikroorganismy - tvorby kyselin a vodíku: rody *Desulfovibrio*, *Desulfotomaculum* a *Desulfobulbus* [25, 26].

Methanogenní bakterie - tvorby methanu. Rody a příklady druhů *Methanosarcina barkeri*, *Methanobacterium thermomethylotrophicum*, *Methanotrix soehngenii* [27 - 29].

Výraznou částí deponovaných komunálních odpadů z biologicky nerozložitelných mlékárenských výrobků jsou materiály obsahující hliník. Jejich vytřídění a recyklace je vzhledem k jejich charakteru a hmotnosti

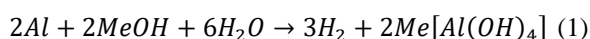
těchto drobných předmětů v současnosti ekonomicky nevýhodné. Proto jsou tyto odpadní komponenty skládkovány. Jejich spalování v běžných topeništích problém neřeší, protože hliník, který je v nich obsažen, není zoxido-

ván na oxid – viz obrázek 2, ze kterého je patrné, že nedochází k nárůstu hmotnosti při teplotách nad 600 °C. Termogravimetrická analýza byla prováděna v prostředí vzduchu v platinovém kelímku. Rychlost ohřevu byl 10 °C/min.

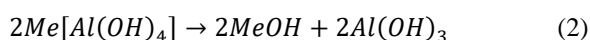


Obr. 2 Termogravimetrie vybraných obalů
Fig. 2 Thermogravimetry of selected packaging

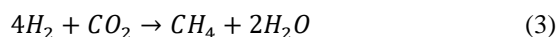
Anorganické složky odpadů obsahujících hliník nacházející se ve skládkách odpadů pravděpodobně reagují za vzniku methanu dle následující úvah. Při skládkování různých odpadních materiálů a vedlejších produktů ze spalování různých typů paliv, resp. biomasy se uplatňují ve skládkových tělesech za přítomnosti vody reakce sloučenin kovů, které mají alkalický charakter. Ze solí alkalických kovů a slabých kyselin nebo jejich oxidů, resp. dalších kovů zde vznikají hydroxidy, které dále reagují s hliníkem za vzniku vodíku a rozpustných hydroxokomplexů, např. dle reakcí alkalických kovů (K, Na):



Vznikající hydroxokomplexy se dále rozkládají za vzniku hydroxidů, které mohou znova reagovat s hliníkem:



Vznikající vodík podle reakce (1) návazně vstupuje do rozsáhlého biosyntézního procesu vzniku biometanu dle reakce (3), schematicky znázorněného na obrázku 1:



Rychlost uvedených reakcí se stoupající teplotou se zvyšuje, což se uplatňuje i ve skládkových tělesech, kde teplota v řadě případů přesahuje i 50 °C [30]. Za optimální teplotu hydrogenotrofické methanogeneze se považuje 60 °C [31 - 33]. Vedle teploty je metabolismus methanogenních společenstev uplatňujících se v tomto procesu závislý na řadě dalších podmínek souvisejících s anaerobitou prostředí, vlhkostí, zdroji a strukturou organických látek, symbióze bakterií, pH prostředí, koncentrací toxických prvků, množstvím NH₃, atmosférickým tlakem, hydrostatickým tlakem ve skládkovém tělese, tlakem skládkového plynu, parciálním tlakem vodíku v něm, atd. [34 - 37]. Pomineme-li pro zjednodušení v následující úvaze methanotrofní a oxidační procesy uplatňující se v horních partiích skládky, potom skládkový plyn obsahující methan ze skládkového tělesa volně difunduje do ovzduší. K jeho uvolňování zde významně napomáhá vnitřní tlak skládkového plynu v tělese skládky.

V zemské atmosféře se potom methan uplatňuje jako plynná komponenta s výrazně horším skleníkovým efektem než oxid uhličitý. Pro celkový vliv skládkového

plynu difundujícího ze skládky do volného ovzduší obsahujícího CO_2 a CH_4 , vyjadřující jeho celkovou radiační sílu v přepočtu na relativní radiační sílu oxidu uhličitého, je nutné množství methanu vzhledem k jeho efektivitě absorpce a životnosti v atmosféře vynásobit koeficientem Global Warming Potencial (GWP) 28 (hodnota za posledních 100 let) [38].

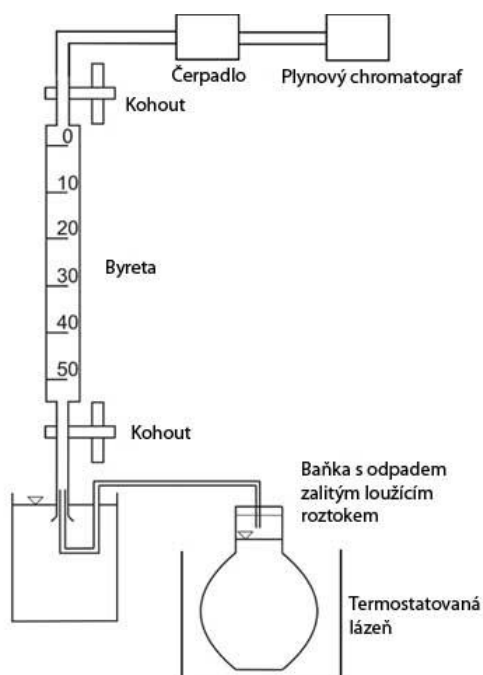
2. Experimentální část

2.1. Charakteristika vzorků

Sledovanými odpady v tomto sdělení bylo čtyřicet typických obalových kompozitních materiálů potravinářských mlékárenských výrobků obsahujících hliník, které jsou po použití běžně deponovány na skládkách. Jejich genese je zřejmá z tabulky 3.

2.2. Modelování vývoje vodíku

Sledované obaly byly po zvážení postupně vloženy za laboratorní teploty do modelové aparatury znázorněné na obrázku 3. K jejich modelové „hydrogenotropické methanogenezní destrukci“ (obr. 3) byl použit roztok s molární koncentrací 0,1 mol/l KOH odpovídající typickému výluhu ze skládkových těles, ve kterých je běžně deponován komunální odpad obalů mléčných výrobků.



Obr. 3 Laboratorní modelová aparatura

Fig. 3 Laboratory model apparatus

Vznikající plyn - vodík (analyzováno pomocí plynového chromatografu s tepelně vodivostní detektorem) byl jímán do kalibrovaných nádob a to podle hmotnosti vloženého odpadu. Modelová destrukce byla prováděna za teploty 60 °C, tj. za teploty uplatňující se ve skládkových tělesech po dobu 7 dní [32, 33].

Získané poznatky jsou uvedeny v tabulkách 3 a 4. V tabulce 3 je uveden vedle zjištěného objemu vodíku

vypočtený objemu methanu, který z daného objemu vodíku bakteriálně ve skládce může teoreticky vzniknout. V navazující tabulce 4 je uveden přepočtený těchto dat na 1 kg daného odpadu. Pro porovnání vlivu antropogenních emisí methanu v přepočtu na identickou relativní absorpční sílu oxidu uhličitého v ovzduší je v této tabulce uveden i modelový přepočtený na hmotnost běžně spalovaného hnědého uhlí v lokálním topeništi (22 % hm. vody; 25 % hm. popela; 50 % hm. uhlíku v hořlavíně).

3. Výsledky a diskuse

Zjištěný objem vodíku vznikajícího ze sledovaných 40 různých obalů mléčných výrobků, jejichž hmotnost se pohybovala od 0,14 do 26,80 g, činil od 0,1 do cca 2,7 litrů. Průměrný objem vznikajícího vodíku z jednoho obalu byl 0,95 litrů. Z tohoto objemu lze usuzovat, že hydrogenotropickou methanogenezi může ve skládce vzniknout cca 0,25 l methanu.

Největší objem vodíku byl zaznamenán pro balení sýru „Kářička“, nejmenší objem u víčka „Kaffe Sahne“.

Přepočteme-li data tabulky 3 na 1 kg daného odpadního obalu, potom se objem vznikajícího methanu pohyboval v rozmezí od 9 do 355 litrů. Průměrná hodnota činila cca 202 litrů. Počet kusů sledovaných odpadních uzávěrů odpovídajících 1 kg odpadu se pohyboval od 37 do 7 143 kusů. Průměrně činil 1 457 kusů.

Budeme-li předpokládat, že každý obyvatel Evropy vyhodí denně jeden obal, bude množství těchto typů potravinářských odpadů ročně pro jednoho obyvatele představovat cca 0,865 kg. Budeme-li předpokládat, že takto se zachová každý obyvatel EU, kterých bylo v roce 2018 dle Eurostatu bylo 512,4 milion [39], bude množství těchto typů potravinářských odpadů ročně představovat cca 443,2 mil. tun.

Z tohoto množství ve skládkách vznikne 89 571 mil. m^3 methanu (při tlaku 101 325 Pa; 20 °C). Relativní radiační síla methanu bude odpovídat 2 507 980 mil. m^3 oxidu uhličitého. Toto množství bude potom odpovídat 1 977 mil. tun spáleného hnědého uhlí.

Budeme-li hodnotit emise oxidu uhličitého spojeného se skládkováním sledovaných odpadů, je nutné mít ještě na zřeteli, že skládkování je spojeno i s emisemi oxidu uhličitého a methanu do ovzduší z rozkladu organických částí zbytků potravin a samotných odpadů (buničina), s dopravou odpadů na skládky, s výstavbou skládek, s ukládáním odpadů na skládkách, s hutněním skládek, atd.

4. Závěr

Ze získaných poznatků vyplývá, že při skládkování odpadních obalů potravinářských mlékárenských výrobků obsahujících hliník jedním z uplatňujících se abio- a biogenních procesů je vznik methanu tvořícího základ skládkového bioplynu. Hliník se při těchto procesech uplatňuje jako zdroj vodíku, který se dále účinkem bakterií a bakteriální činností vzniklého oxidu uhličitého z organických odpadů transformuje na methan.

Tab. 3 Objemy vodíku a methanu vznikající z obalů mléčných výrobků**Tab. 3** Hydrogen and methane volumes resulting from dairy packaging

Obal	Hmotnost [g]	Vodík [l]*	Methan [l]*
Obal sýru „Bluendino“ - Rival -115 g	1,52	1,52	0,39
Obal sýru „Brie Ermitage“ - 200 g	3,01	1,16	0,29
Obal sýru „Lučina“ - 100 g	0,54	0,75	0,19
Obal „Plísňového sýru“ - 100 g	1,92	0,76	0,19
Obal sýru „Sedlčanský Hermelín“ - 120 g	2,05	1,20	0,30
Víčko „Kysané smetany z Valašska“ - 180 g	0,53	0,65	0,16
Víčko „Zakysané smetany“ - 180 g	0,49	0,59	0,15
Víčko „Žervé z Poděbrad“ - 80 g	0,67	0,59	0,21
Víčko smetanového pokušení „Floriant“ - 150 g	0,37	0,43	0,11
Víčko tvarohového krému „Tvaroháček“ - 100 g	0,69	0,83	0,21
Víčko jogurtu „Jogobella“ - 150 g	0,49	0,59	0,15
Víčko jogurtu „Jogurt bílý“ - 500 g	0,79	1,03	0,26
Víčko jogurtu „Krémový bílý“ - 100 g	0,49	0,65	0,16
Víčko jogurtu „Active“ - 135 g	0,43	0,02	0,005
Víčko řeckého jogurtu - 140 g	0,37	0,24	0,06
Víčko jogurtu řeckého typu - 155 g	0,88	0,86	0,21
Víčko islandský jogurt - 120 g	0,68	0,62	0,21
Víčko „Joghurt“ - 125 g	0,44	0,40	0,14
Víčko jogurt řecký - 150 g	0,80	0,72	0,24
Víčko Jogurt bílý Bio Via Natur - 150 g	0,37	0,33	0,11
Víčko zakysané smetany 15 % - 190 g	0,88	0,70	0,20
Víčko „Choceňský smetanový jogurt“ - 150 g	0,42	0,38	0,15
Víčko smetany - 210 g	0,36	0,44	0,11
Víčko „Actimel“ - 100 g	0,14	0,10	0,03
Víčko „Gervais original“ krémový tvarohový sýr - 80 g	0,84	0,99	0,25
Obaly taveného sýru „Lučina mini“ 6 x 16,7 g	3,08	2,14	0,53
Obaly tavených sýru „Bluendino“ -140 g, 8 ks	3,09	2,62	0,65
Obaly tavených sýrů „Veselá kráva“ - 140 g, 8 ks	2,34	2,24	0,56
Obaly tavených sýrů „Kářička“ - 250 g, 8 ks	3,18	2,68	0,67
Víčko „Krémové žervé z Poděbrad“ - 80 g	0,67	0,83	0,21
Obaly taveného sýru „Cheesimo“ 8 x 17,7 g	3,83	2,56	0,64
Víčko tvarohového dezertu „Termix“ 90g	0,36	0,25	0,06
Obal polotučného mléka - 1 l	26,8	1,97	0,39
Obal krupicové kaše „Sunarka“ - 225 g	7,02	2,24	0,56
Obal smetany do kávy „Tatra light“ - 340 g	13,11	1,04	0,26
Víčko tučného tvarohu - 250 g	0,98	1,01	0,26
Obal másla „Madeta“ - 250 g	4,40	1,44	0,36
Obal másla „Rioba“ - 10 g	0,48	0,15	0,04
Obal másla „Máslo“ 250 g	3,92	0,83	0,21
Víčko „Kaffe Sahne“ - 10 g	1,00	0,08	0,02
PRŮMĚR	2,36	0,95	0,25

* laboratorní podmínky

Tab. 4 Objemy vodíku a methanu vznikající z odpadních obalů přepočtené na 1 kg odpadu při použití koeficientu GWP 28**Tab. 4** Hydrogen and methane volumes resulting from waste packages per kilogram of waste using GWP 28

Obal	Počet [ks]	Objem methanu [l]*	Objem CO ₂ [l]*	Hnědé uhlí [g]
Obal sýru „Bluendino“ - Rival -115 g	655	255,6	7156,8	5651,7
Obal sýru „Brie Ermitage“ - 200 g	332	96,3	2696,4	2129,3
Obal sýru „Lučina“ - 100 g	1852	351,9	9853,2	7781,1
Obal „Plísňového sýru“ - 100 g	519	90,1	2522,8	1992,3
Obal sýru „Sedlčanský Hermelín“ - 120 g	488	146,3	4096,4	3234,9
Víčko „Kysané smetany z Valašska“ - 180 g	1909	305,0	8540,0	6744,0
Víčko „Zakysané smetany“ - 180 g	2031	298,6	8360,8	6602,5
Víčko „Žervé z Poděbrad“ - 80 g	1489	309,6	8669,2	6846,1
Víčko smetanového pokušení „Floriant“ - 150 g	2727	294,5	8246,0	6511,9
Víčko tvarohového krému „Tvaroháček“ - 100 g	1457	302,9	8481,2	6697,6
Víčko jogurtu „Jogobella“ - 150 g	2060	303,9	8509,2	6719,7
Víčko jogurtu „Jogurt bílý“ - 500 g	1272	325,5	9114,0	7197,3
Víčko jogurtu „Krémový bílý“ - 100 g	2051	333,3	9332,4	7369,8
Víčko jogurtu „Active“ - 135 g	2322	9,3	260,1	205,4
Víčko řeckého jogurtu - 140 g	2729	163,7	4583,6	3619,7
Víčko jogurtu řeckého typu - 155 g	1466	300,6	8416,4	6646,4
Víčko islandský jogurt - 120 g	1135	242,6	6793,6	5356,7
Víčko „Joghurt“ - 125 g	2278	314,4	8803,8	6952,4
Víčko jogurt řecký - 150 g	1245	298,7	8363,4	6604,6
Víčko Jogurt bílý Bio Via Natur - 150 g	2735	289,9	8115,9	6409,2
Víčko zakysané smetany 15 % - 190 g	1142	231,8	6491,5	5126,4
Víčko „Choceňský smetanový jogurt“ - 150 g	2402	355,4	9952,0	7859,1
Víčko smetany - 210 g	2778	305,6	8556,8	6757,3
Víčko „Actimel“ - 100 g	7143	214,3	6000,4	4738,5
Víčko „Gervais original“ krémový tvarohový sýr - 80 g	1198	296,0	8292,2	6548,3
Obaly taveného sýru „Lučina mini“ 6 x 16,7 g	325	173,4	4854,9	3563,9
Obaly tavených sýru „Bluendino“ -140 g, 8 ks	324	210,7	5899,6	4658,9
Obaly tavených sýrů „Veselá kráva“ - 140 g, 8 ks	299	167,7	4695,6	3708,1
Obaly tavených sýrů „Káříčka“ - 250 g, 8 ks	315	210,7	5899,6	4658,9
Víčko „Krémové žervé z Poděbrad“ - 80 g	1489	309,5	8666,0	6843,5
Obaly taveného sýru „Cheesimo“ 8 x 17,7 g	261	167,2	4680,0	3690,0
Víčko tvarohového dezertu „Termix“ 90g	2808	174,1	4875,0	3844,0
Obal polotučného mléka - 1 l	37	14,6	408,8	322,8
Obal krupicové kaše „Sunarka“ - 225 g	142	79,7	2231,6	1762,3
Obal smetany do kávy „Tatra light“ - 340 g	76	19,8	554,4	437,8
Víčko tučného tvarohu - 250 g	1023	258,1	7226,8	5707,0
Obal másla „Madeta“ - 250 g	227	81,8	2290,4	1808,7
Obal másla „Rioba“ - 10 g	2098	77,1	2158,8	1704,8
Obal másla „Máslo“ 250 g	255	53,0	1484,6	1170,6
Víčko „Kaffè Sahne“ - 10 g	1000	80,0	2240,0	1768,9
Průměr	1457	202,1	5959,4	4698,8

* laboratorní podmínky

Ten v případech, kdy není skládka odsávána, difunduje do volného ovzduší. Zohledněním radiační síly methanu v přepočtu na relativní radiační sílu oxidu uhličitého získáme velice negativní data o vlivu skládkování odpadů obsahujících hliník na skleníkový efekt. Bylo by proto žádoucí tento typ potravinářských obalů postupně nahradit jinými, resp. vyvinout a realizovat technologie využívající recyklovatelné obaly.

Pouhé spalování odpadů obsahujících hliník do teplot 1400 °C spíše napomáhá tvorbě methanu ve skládce, protože za těchto teplot vznikají prekurzory (oxidy alkalických kovů) napomáhající tvorbě vodíku a methanu.

Literatura

1. Jones H. G.: Tetra pak – a model for successful Innovation. *Long Range Planning*. **1982**, *15*, 31-37.
2. D'Incecco P., Rosi V., Cabassi G., Hogenboom J. A., Pellegrino L.: Microfiltration and ultra-high-pressure homogenization for extending the shelf-storage stability of UHT milk. *Food Res. Int.* **2018**, *107*, 477-485.
3. Boscheck R.: Competitive success and the law: The case of Tetra Pak. *European Management Journal*. **1993**, *11*, 190-200.
4. Korkmaz A., Yanik J., Brebu M., Vasile C.: Pyrolysis of the tetra pak. *Waste Management*. **2009**, *29*, 2836-2841.
5. Lokahita B., Aziz N., Yoshikawa K., Takahashi F.: Energy and resource recovery from Tetra Pak waste using hydrothermal treatment. *Applied Energy*. **2017**, *207*, 107-113.
6. Marco I., Caballero B. M., López A., Laresgoiti M. F., Torres A., Chomón M. J.: Pyrolysis of the rejects of a waste packaging separation and classification plant. *J. Anal. Appl. Pyrolysis*. **2009**, *85*, 384-391.
7. Marek A. A., Zawadiak J., Piotrowski T., Hefszyc B.: A new efficient method for the processing of post-consumer polypropylene and other polyolefin wastes into polar waxes. *Waste management*. **2015**, *46*, 62-67.
8. Gallego A. G., Georgantzis N.: Multiproduct activity and competition policy: The Tetra Pak case. *European Journal of Law and Economics*. **1996**, *3*, 83-95.
9. Vrána M.: *Diplomová práce*. Mendelova univerzita v Brně, Brno 2016.
10. Směrnice Evropského parlamentu a rady 2018/850 o skládkách odpadů. Úřední věstník Evropské unie 2018.
11. Český statistický úřad: *Produkce, využití a odstranění odpadů*. ČSÚ, Praha 2018.
12. Směrnice Rady 1999/31/ES o skládkách odpadů. Úřední věstník Evropské unie 1999.
13. Rees J. F.: The fate of carbon compounds in the landfill disposal of organic matter. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* **1980**, *30*, 161-175.
14. Rettenberger G.: Einsatz von Biofiltern zur Depniegasdesodorierung, *Müll und Abfall*. **1979**, *11*, 132-135.
15. Stegmann R., Franzius V., Ham R. K.: Utilising deposition gas in the USA - impressions and experiences by an information voyage. *Müll und Abfall*, **1982**, *1*, 13-22.
16. Straka, F. a kol. *Bioplyn*, Gas s.r.o., Praha 2006.
17. Symons, G. E.; Buswell, A. M.: The Methane Fermentation of Carbohydrates. *J. Am. Chem. Soc.* **1933**, *55*, 2028-2036.
18. Buryan P.: Unconventional views to generation of greenhouse gases. *Acta Montanistica Slovaca*. **2012**, *17*, 322-329.
19. Ziemiński K., Frac M.: Methane fermentation process as anaerobic digestion of biomass: Transformations, stages and microorganisms. *African Journal of Biotechnology*. **2012**, *18*, 4127-4139.
20. Bryant M. P.: Microbial methane production – theoretical aspects. *J. Anim. Sci.* **1979**, *48*, 193-201.
21. Smith P.H.: The microbial ecology of sludge methanogenesis. *Dev. Ind. Microbiol.* **1966**, *7*, 156-161.
22. Schink B.: Energetics of syntrophic cooperation in methanogenic degradation. *Microb. Mol. Rev.* **1997**, *61*, 262-280.
23. Ntaikou I., Antonopoulou G., Lyberatos G.: Biohydrogen production from biomass and wastes via dark fermentation. *Waste Biomass Valor*, **2010**, *1*, 21-39.
24. Conrad R.: Contribution of hydrogen to methane production and control of hydrogen concentrations in methanogenic soils and sediments. *FEMS Microbiol. Ecol.* **1999**, *28*, 193-202.
25. Kougias P. G., Francisi D., Treu L., Campanaro S., Angelidaki I.: Microbial diversity and dynamicity of biogas reactors due to radical changes of feedstock composition. *Bioresour. Technol.* **2015**, *176*, 56-64.
26. Yekta S. S., Skjellberg U., Danielsson A., Björn A., Svensson B. H.: Chemical speciation of sulfur and metals in biogas reactors – Implications for cobalt and nickel bio-uptake processes. *Journal of Hazardous Materials*. **2017**, *324*, 110-116.
27. Demirel B., Scherer P.: The roles of acetotrophic and hydrogenotrophic methanogens during anaerobic conversion of biomass to methane: A review. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* **2008**, *7*, 173-190.
28. Griffin M. E., McMahon K. D., Mackie R. I., Raskin L.: Methanogenic population dynamics during start-up of anaerobic digesters treating municipal solid waste and biosolids. *Biotechnol. Eng.* **1998**, *57*, 342-355.
29. Karakashev D., Batstone D. J., Angelidaki I.: Influence of environmental conditions on methanogenic compositions in anaerobic biogas reactors. *Appl. Environ. Microbiol.* **2005**, *71*, 331-338.
30. Kim H. J., Yoshida H., Matsuto T., Tojo Y., Matsuo T.: Air and landfill gas movement through passive gas vents installed in closed landfills. *Waste Management*. **2010**, *30*, 465-472.
31. Uemura, S.; Harada, H.: Microbial characteristics of methanogenic sludge consortia developed in thermophilic UASB reactors. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* **1993**, *39*, 654-660.

32. Bouazza A., Nahlawi H., Aylward M.: In situ temperature monitoring in an organic waste landfill cell. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*. **2011**, 137, 1286-1289.
33. Buryan P., Hlinčík T.: Skládkování uzávěrů alkoholických nápojů a tvorba skleníkových plynů. *Chem. Listy*. **2016**, 110, 703-707.
34. Sokolov V. A.: *Geochemia prirodnych gazov*, Negda, Moskva 1981.
35. Zehnder A. J. B., Ignvorsen K., Mari T.: *Anaerobic digestion*, Elsevier, Amsterdam 1982.
36. Klass, D. L.: Methane from anaerobic fermentation. *Science*. **1984**, 223, 1021-1028.
37. Winfrey, M. R.: *Microbial production of methane*, Petroleum microbiology. New York 1984.
38. Allen D. T.: Methane emissions from natural gas production and use: Reconciling bottom-up and top-down measurements. *Current Opinion Chemical Engineering*. **2014**, 5, 78-83.
39. Eurostat – Population on 1 January by age and sex. http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=demo_pjan&lang=en, staženo 16. 6. 2019.

Summary

Dairy packaging landfill and greenhouse gas emissions

Petr Buryan, Tomáš Hlinčík

From the obtained laboratory knowledge, it is possible to derive the amount of hydrogen generated from the behaviour of disposable packaging of commonly consumed dairy food products containing aluminium, which are currently disposed of in an untreated form by landfilling or incineration in power plants of different output, including domestic furnaces as by-products in landfills bodies, due to their economic demands. This is transformed by the action of methanogenic bacteria into biogas, which, when released from landfills, contributes significantly to the greenhouse effect. The data obtained show that these disposable municipal wastes should not be disposed of by the currently applied procedures, but should be replaced by other materials or, in many cases, adjusted to their size, shape and especially their weight.