

NÁSLEDNÁ PÉČE O SKLÁDKY A BIOOXIDAČNÍ FILTRY

KLÁRA VONDRÁKOVÁ

*Ústav chemie ochrany prostředí, Fakulta technologie ochrany prostředí, Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Technická 5, 166 28 Praha 6
Klara.vondrakova@vscht.cz*

Došlo 10.3.15, přijato 10.4.15.

Klíčová slova: následná péče, skládkový plyn, biooxidační filtr, methanotrofní bakterie

Obsah

1. Úvod
2. Skládkový plyn
3. Následná péče o skládky
4. Technologie používané na uzavřené skládce za účelem zkrácení následní péče
5. Biooxidační filtry
 5. 1. Role methanotrofních bakterií v biooxidačních filtrech
6. Závěr

1. Úvod

Ukládání komunálního odpadu na skládky prošlo za posledních 30 let dynamickým vývojem. Pouhé uložení odpadu se změnilo na zcela řízený proces, který začíná záměrem projektu, pokračuje hlavní částí – aktivním ukládáním odpadu, zdánlivě končí uzavřením skládky, ovšem následuje ještě dlouhý mnohaletý proces monitorování skládky a následné péče o skládku. Po celou dobu se přísně zvažuje bezpečnost skládek, jejich vliv na životní prostředí a v neposlední řadě i finanční náročnost. Zmíněným fázím podléhá především plynové hospodářství, výluhy a sedání skládkového tělesa.

V článku se nejdříve diskutuje skládkový plyn, od kdy vzniká, k čemu přispívá, dále následná péče o skládky v souvislosti se skládkovým plynem, možnosti s jeho nakládáním a podrobněji se diskutují biooxidační filtry jako jedna z technologií pro eliminaci skládkového plynu unikajícího do atmosféry.

2. Skládkový plyn

Hlavní složky skládkového plynu (LFG = landfill gas) tvoří methan (v koncentracích zpravidla od 50 do 64 obj.%) a oxid uhličitý (v koncentracích od 28 do 38 obj.%)

a dále stopové složky jako kyslík, dusík, vodík, oxid uhelnatý, sulfan, oxid dusný a organicky vázané halogeny. Skládkový plyn obsahuje dále několik set stopových organických chemických složek, z nichž jsou některé nositeli zápachu (kyselina propionová, octová, isomáselná, valerová a také nízkomolekulární merkaptany). Mezi stopovými složkami mohou být dále lehké aromáty (benzen, toluen) a halogenderiváty uhlovodíků (vinylchlorid monomer)¹. Skládkové plyny z různých skládek se liší poměrem methanu a oxidu uhličitého, dále také druhem a množstvím zmíněných stopových složek skládkového plynu.

Tvorba skládkového plynu je ovlivněna vlhkostí, kyselostí (pH) a teplotou v tělese skládky. Dále má vliv i složení ukládaného odpadu, jeho homogenita, stupeň jeho rozkladu, hutnění, porozita a propustnost odpadu¹.

Skládkový plyn se tvoří na skládkách komunálního odpadu, který obsahuje různorodou směs komunálního a podobného odpadu, tak i na skládkách jednodruhových obsahujících organický materiál.

Pro vznik skládkového plynu je třeba v tělese skládky zajistit anaerobní podmínky tak, aby správně probíhala anaerobní digesce, tedy acetogenní a následná methanogenní fáze. Je nutné zajistit průchod skládkového plynu pro jeho sběr a čerpání. Pro optimální tvorbu plynu se skládka zavlažuje a pro zavlažování lze využít recirkulaci skládkového výluhu, který na skládce vzniká.

Unikající skládkový plyn ze skládky je oprávněně považován za environmentální hrozbu a představuje skládkové emise, které se významně podílejí na skleníkovém jevu. Podíl emisí methanu na celkových globálních emisích skleníkových plynů je 16 % (cit.²). Uvádí se, že při rozkladu odpadů vzniká 21 % všech antropogenních emisí methanu^{3,4}. Methan má 28× silnější „skleníkový efekt“ než oxid uhličitý⁵.

Závažnost skleníkových plynů a jejich podíl na zhoršujícím se skleníkovém jevu se promítl i do významných mezinárodních úmluv, jako je např. Kjótský protokol (snížení antropogenních emisí skleníkového plynu; přijat v roce 1997; Česká republika jej přijala v roce 1998), Rámcová úmluva OSN o změně klimatu (dává rámeček mezinárodním vyjednáváním o možném řešení problémů spojených s probíhající změnou klimatu, zahrnuje problematiku snižování emisí skleníkových plynů; přijata 1992 v Riu de Janeiro; ČR ji přijala v roce 1993), Montrealský protokol (o látkách poškozujících ozonovou vrstvu; přijat v roce 1987; u nás přijat v roce 1990).

V Evropské unii je nosným legislativním dokumentem Směrnice Rady 1999/31/ES o skládkách odpadu. Směrnice si klade za cíl předcházet negativním účinkům skladování odpadu na životní prostředí nebo tyto účinky maximálně omezit. Také stanovuje technické a provozní požadavky a klade důraz na snížení množství skleníkových emisí (článek 1). Pro Českou republiku to znamená

jednak postupně omezit ukládání biologicky rozložitelného odpadu na skládky a jednak nevypouštět skládkový plyn volně do atmosféry⁶.

Technologických možností zachycování, využívání či zneškodňování skleníkového plynu, existuje několik. Odplyňovací systém se dělí na aktivní (tzv. jímání nebo čerpání) a pasivní, kdy plyn odchází ze skládky vlastním přetlakem. Závísí na množství a kvalitě tvorby skládkového plynu, pro aktivní čerpání plynu musí být střední koncentrace methanu v hloubce 0,6 m více jak 35 obj.% (cit.¹). Pokud skládkový plyn obsahuje dostatečné množství methanu, může být využíván jako zdroj energie k výrobě tepla nebo elektrické energie. Vývoj skládkového plynu pokračuje ovšem i po uzavření skládky v období tzv. následné péče.

3. Následná péče o skládky

Samotná skládka je živé těleso ještě mnoho let po ukončení aktivního skládkování, kdy chemické a biologické procesy stále probíhají. Monitorování skládkového plynu, výluhu a stability tělesa skládky jsou tak i nadále vypořádávacími parametry ohledně změn tělesa skládky. Dověšení „stability“ skládky není doba, kdy dojde k ukončení ukládání odpadu, nýbrž až tehdy, kdy dojde ke splnění stanovených národních limitních koncentrací výše zmíněných parametrů. Hledání doby stability skládky tj. ukončení doby následné péče o skládku je důležitým zlomem, protože teprve poté může být plocha skládky opět využita k různým účelům a zároveň odpadají finanční náklady na pokračování v jejím monitorování. Z hlediska priorit ochrany životního prostředí je skládka bez negativních vlivů cílem skládkování. Proto je stabilita skládky často diskutovaným tématem⁷.

Cílem následné péče o skládku je dosažení stavu, kdy skládka již nemá negativní vliv na životní prostředí. Doba následné péče je pro členské státy Evropské unie legislativně stanovena⁸ na 30 let. Návrh uzavření a rekultivace skládky musí být zpracován současně s předloženým projektem skládky a musí být vytvořena příčinná finanční rezerva na následnou péči v průběhu 30 let. Legislativně tato doba nesmí být kratší než zákonem stanovena⁹ na 30 let. Opatření následné péče směřují ke zkrácení této doby, protože provozovatelé sníží finanční náklady na monitoring a území skládky bude rychleji začleněno zpět do krajiny v souladu s krajinným rázem.

Zda je délka následné péče po dobu 30 let opravdu nutná či naopak dostačující, závisí především na průběhu reakcí v tělese skládky, dále i na způsobu ukládání odpadu a na vlastnostech ukládaného materiálu, způsobu navážení materiálu i použité technologii skládkování.

4. Technologie používané na uzavřené skládce za účelem zkrácení doby následné péče

Mezi technologie, které se používají v období následné péče o skládky a které přispívají ke zlepšení skládkových parametrů a tím pádem i zkrácení období monitoringu, patří bioreaktorová skládka, biooxidační filtry, venting či *in situ* aerace po ukončení aktivní fáze skládkování.

V případě bioreaktorové skládky je biodegradace podpořena recirkulací výluhů a dalšími postupy, jako např. drcením ukládaného odpadu, zhuštění, úprava pH nebo aerace. Recirkulace výluhů umožní dosáhnout optimální vlhkosti a podporuje mikrobiální aktivitu v tělese skládky přesunem částic, živin a mikroorganismů. Výluhy se mohou ze skládky uvolňovat 50–100 let, některé složky možná i déle¹⁰.

Výhoda bioreaktorové skládky oproti klasické skládce spočívá ve zkrácení doby stabilizace. Studie ukázaly, že koncentrace rozpuštěného organického uhlíku COD snižuje jeho poločas rozpadu na 230–380 dnů na rozdíl od klasické skládky, kdy odbourání COD trvá okolo 10 let (cit.¹¹).

Biooxidační filtry zajišťují přeměnu methanu na oxid uhličitý, který má výrazně menší vliv na skleníkový efekt. Dále odstraňují stopové složky skládkového plynu i zápach a plní funkci plynotěsnosti drenáže¹. Filtr je poměrně nenápadný, je umístěn na povrchu skládky. Skládá se ze dvou vrstev, horní je tvořena dřevní štěpkou a kompostem a právě zde probíhá oxidace methanu. Spodní vrstva je tvořena koksem a její funkcí je zajistit plynotěsnost. Zbytekový plyn musí být na povrchu filtru rozptýlen tak, aby jej nebylo možno zapálit. Povrchové koncentrace methanu v těsném kontaktu s materiálem filtru za bezvětří jsou při správně dimenzované jednotce nejvýše do 0,3 obj.% (cit.¹).

Aerace po ukončení skládkování zahrnuje řadu možností např. vysokotlakou aeraci (více než 600 kPa), nízkotlakou aeraci (pod 30 kPa, obvykle 0,02–0,08 kPa), která je buď s aktivním jímáním plynů nebo bez, pasivní aeraci (venting) nebo semi-aerobní skládku. Přitom *in situ* aerace není pouhé zavedení vzduchu do skládkového tělesa, nýbrž komplexní přístup ke skládkování, a to již od návrhu skládky, tj. velikosti a druhu odpadu, regulace tlaku a teploty i možného pohybu skládkového plynu či průniku vody skládkovým tělesem a následného vzniku výluhů. Aerace zajistí zrychlení biologické aktivity a organické degradace rychleji než za anaerobních podmínek. Skládkové emise při použití *in situ* stabilizace jsou za 3–6 let značně redukovány oproti skládce, kde jsou anaerobní podmínky ponechány¹². Prvně vystavěná semi-aerobní skládka byla v roce 1975 v Japonsku a dnes jsou zkušenosti s touto technologií v Evropě v Německu, Rakousku, Itálii, Švýcarsku a Nizozemí¹³.

Posouzení technologických přístupů a jejich vliv na zkrácení období následné péče jsou tématem souvisejícím s pojmem stabilní skládky, která slibuje udržitelné životní prostředí. Modely zaměřené na průběh vývoje emisí plynů a výluhů během následné péče jsou předmětem výzkumu. Například dusík (v amoniakální formě NH₄ – N) může

přetrvávat ve skládkovém tělese nejdéle, a to až 200 let, a proto nalezení způsobu jeho rychlejšího odstranění je součástí strategie optimalizace následné péče¹¹.

Modelování vývoje výluhů, kdy sledovanými parametry byly koncentrace rozpuštěného organického uhlíku COD, chemické spotřeby kyslíku CHSK a celkového N, ukázalo, že zkrácení následné péče je možné, avšak za předpokladu zavedení bioreaktorové skládky a aerace. Pro větší skládku komunálního odpadu o rozloze 50 ha s 10 miliony tun odpadů a průměrnou výškou odpadu 25 m a bez přidané cirkulace výluhů (tj. 200 mm dešťových srážek/rok) vychází doba následné péče 440 let. Při 3× intenzivnějším zavlažování je to 145 let (tj. 200 mm dešťových srážek/rok + 400 mm/rok vody, tj. 600 mm/rok). Při ještě intenzivnějším zavlažování 6× více je doba zkrácena na 75 let (tj. 200 mm dešťových srážek/rok + 700 mm/rok vody a 300 mm/rok výluhů, tj. 1200 mm/rok). Pro středně velkou skládku (rozloha 25 ha, 1,9 milionu tun, průměrná výška odpadu 10 m) studie ukázala výslednou dobu následné péče 145, 50 a 25 let (cit.¹¹). Ze studie je zřetelné, že běžná doba následné péče pro skládku bez zavlažování není dostačující. Pouze u střední skládky s přidaným intenzivním zavlažováním lze dosáhnout již přijatelnějších výsledků.

Prognóze vzniku skládkového plynu v době následné péče se věnují matematické modely pro reakční kinetiku 2. řádu (fáze poklesu produkce až do jejího ukončení). Tyto modely vycházejí z toho, že množství zbývajících substrátů a produkovaného skládkového plynu klesá od dosažení maximální produkce po zavedení skládky hyperbolicky. Existují i další modely, které nevycházejí z reakční kinetiky, jako např. multifázové modely, gasfill model, trojúhelníkový model, Scholl Canyon model. Modelování odhadu tvorby skládkového plynu je však složité a v praxi závisí na mnoha faktorech, jako je velikost skládky, vlhčení, charakteristika odpadu, atd. Dá se říci, že průměrně trvá 1–3 roky, než dojde k tvorbě skládkového plynu a maximálních hodnot se dosahuje po dobu 5–7 let po navezení odpadu. V době následné péče tvorba skládkového plynu klesá^{14–17}.

5. Biooxidační filtry

Jako jedna z technologií využívaná pro pasivní odplynění skládky hlavně v době následné péče skládek je použití tzv. biooxidačních filtrů.

Již bylo popsáno výše, že biooxidační filtry se skládají ze dvou složek. Funkční složkou je horní část filtru, kde methanotrofní bakterie oxidují methan. Nemusí se jednat pouze o dřevní štěpku, jako materiál mohou být použity hobliny z jehličnatého dřeva (borovice, smrk), drcené brikety z dřevěného uhlí, lesní dřevní štěpka nebo mulčovaný dřevní odpad smíšený se zeminou. Tato vrstva by se měla udržovat jako kyprá, pružná, dobře propustná a minimálně zvlhčená ve výšce 80 cm. V suchých obdobích stačí zavlažovat 20–30 dm³ m⁻². Svrchní vrstva filtru je vyměňována jednou za 2–3 roky. Ve srovnání s jinými technologiemi

jsou biooxidační filtry méně náročné na údržbu⁴.

Spodní vrstva je tvořena koksem. Její funkce je plynotěsnost, tedy při nárůstu barometrického tlaku zabrání vzduchu dostat se dále do skládky.

Z výše popsané sestavy tělesa filtru je zřejmé, že biooxidační jednotky patří k poměrně jednoduché, nenáročné a levné technologii. Biofiltry jsou 2–4× ročně kontrolovány, nevyžadují tedy častou kontrolu¹⁸.

Výkon filtru záleží na rychlosti tvorby methanu. Biofiltry jsou účinnější při malé zátěži methanu (0,5 m³ m⁻² h), kdy lze dosáhnout až 100% účinnosti odbourání methanu⁴.

Místo umístění biofiltru na skládce je důležité. Methan má nižší hustotu než vzduch, a proto by měl být umístěn na nejvyšším místě skládky. Pokud se instalují 2 a více biofiltrů na jedno skládkové těleso, měly by být ve stejné výšce¹⁸.

Na skládku má vliv barometrický tlak, který ovlivňuje pohyb plynů, tj. výrony methanu a dalších plynů. Vzdávající barometrický tlak omezuje úniky plynu, může způsobit i jeho pronikání do skládky, zatímco klesající barometrický tlak posílí úniky plynu ze skládky. Barometrický tlak se v krátké době maximálně několik desítek hodin může změnit i o 3000 Pa i více, a tak má značný vliv na objem unikajícího plynu ze skládky. V dlouhodobém průměru jsou však změny barometrického tlaku méně než 100 Pa za den⁴.

Při nedostatečném vlhčení skládky mohou vznikat v tělese skládky exopolymerní látky (exopolymerní substance, tzv. EPS). Jedná se o bílou hmotu připomínající vápno. Je organického původu, tvořena polysacharidy¹⁹. EPS zpomaluje oxidaci methanu a tím pádem i celkovou účinnost biofiltru. Předpokládá se, že EPS se tvoří při nedostatku potřebných živin pro oxidaci methanu a sanačně zabraňuje významnější tvorbě formaldehydu^{20,21}. Pro zjištění přesného složení a významu EPS je třeba dalšího výzkumu. Při zpětném vlhčení skládky se částečně mění na rozpustný gel, který stéká do dolních částí filtru, kde se rozpustí^{22,23}.

První biofiltr v České republice byl instalován v roce 1988. Dnes je zřízeno 21 biofiltrů na 24 skládkách, např. Louka u Litvínova, Kladruby, Pruněřov, Nelahozeves, Chotěboř, Němčičky, České Hamry. 7 skládek má účinnost odbourání methanu 95–100 %, 6 skládek 85–95 %. Ostatní mají buď špatně umístěný biofiltr anebo zanedbávají péči, a proto jejich filtry nesplňují svůj účel. Někteří provozovatelé neprovádějí žádnou údržbu i po 10 let od instalace. Naplňovány jsou další 2 biooxidační jednotky. České skládky mají svrchní vrstvu filtru tvořenou většinou dřevní štěpkou a kompostem a zavlažování se provádí 3× během letní sezóny. V ČR došlo k tvorbě EPS pouze 1×, důvodem bylo buď nedostatečné zavlažování nebo vysoký obsah methanu vstupujícího do filtru^{4,18}.

5.1. Role methanotrofních bakterií v biooxidačních filtrech

Methanotrofní bakterie využívají methan jako jediný zdroj stavebního uhlíku a energie. Jde o aerobní růst mi-

krorganismů, při němž se redukuje vazba C–C a oxidací vzniká oxid uhličitý. Určující charakteristikou pro zařazení bakterií do skupiny methanotrofů je přítomnost enzymu methanmonooxygenasy (MMO), která katalyzuje reakci, při níž se oxiduje methan na methanol^{24,25}.

Aerobní methanotrofní bakterie jsou základní složkou mnoha přírodních ekosystémů, zvláště tam, kde je methan produkován a spotřebováván. Nejčastěji se vyskytují na rozhraní aerobního a anaerobního prostředí ve vlhkých oblastech a zároveň samozřejmě potřebují, aby byl v prostředí přítomný i methan. Příkladem může být jejich výskyt v rýžových polích, v půdě tundry a při povrchu bažin²⁶. Nedávné studie ukázaly, že se vyskytují ve většině psychrosféry (10–20 °C) Země, některé druhy psychrotolerantních methanotrofních populací se vyskytují v blízkosti rostlin rostoucích ve vlhku a např. i v podmínkách arktické tundry a v polárních jezerech^{27–29}.

Methanotrofní bakterie udržují hladinu atmosférického methanu a hrají klíčovou roli v celkovém koloběhu metanu na Zemi²⁴. Odhaduje se, methanotrofy dokáží „spotřebovat“ až 90 % methanu obsaženého v anaerobních půdách³⁰.

Aktivita methanotrofů na jednotlivých skládkách se liší, vliv má geografická poloha, lokalizace skládky, půdní profil, pH, teplota či aktivita enzymů. Většina objevených methanotrofů jsou mezofilní bakterie, kterým vyhovuje teplota mezi 20–45 °C. Optimální teplota pro methanotrofní bakterie je 20–25 °C. Optimální hodnoty pH pro oxidaci methanu jsou mezi 3,5–8 (cit.^{24,31}).

Další parametry jsou textura, objemová hustota, porozita, saturace vodou a vzduchem v pórech tělesa skládky. Průběh nebo spíše úspěšnost oxidace závisí i na materiálu, ze kterého je filtr sestaven, a také na jeho údržbě.

Rychlost oxidace methanu na skládkách je 3 mol m⁻² za den a jedná se o nejvyšší hodnoty dosažené v přírodních půdách³².

Methanotrofní bakterie se využívají i pro další účely v rámci biotechnologie pro přeměnu bioplynu na biomasu bohatou na proteiny, při demethanizaci uhelných slují a pro prospekci ložisek ropy. Methanotrofní bakterie mají velký potenciál při odstraňování methanu z důlního plynu či při bioremediaci toxických látek³³.

6. Závěr

Skládkování odpadu patří mezi způsoby odstraňování odpadu a je na posledním místě v hierarchii odpadu uvedené v Rámcové směrnici Evropského parlamentu a Rady 98/2008/ES o odpadech. Přesto dosud patří v České republice k nejrozšířenější technologii nakládání s odpady³⁴, i když legislativně jsou podporovány způsoby nakládání s odpady, které vedou k jejich materiálovému či energetickému využití.

Skládkování prošlo složitým vývojem. Vzrostly technologické nároky a zároveň se zvýšilo sledování a řízení biologicko-chemických procesů, a to nejen během skládkování, ale i po ukončení samotného konečného ukládání

odpadu. Nejlépe za předpokladu, že environmentální dopad skládkování bude minimální (tzv. koncept udržitelné skládky) a s přijatelnými finančními nároky.

V závislosti na druhu odpadu a způsobu technického zabezpečení skládky vznikají při skládkování skládkový plyn a výluhy, které negativně ohrožují životní prostředí. Toto nebezpečí pokračuje i po ukončení aktivního skládkování, v období tzv. následné péče. Proto je třeba skládku monitorovat i v tomto období. Vhodné technologické opatření a způsoby zabezpečení mohou tuto dobu zkrátit. Právě tato otázka je pro ukončení doby následné péče aktuální.

Skládky jsou stále technologicky zdokonalovány. Skládkový plyn je dnes jímán a využíván téměř na všech skládkách a vzniklo i řízené výluhové hospodářství, velký vliv má i trend postupného omezování ukládání biologicky rozložitelných materiálů na skládky komunálních odpadů, což je legislativně stanoveno³⁴. Technologické možnosti odstranění skládkového plynu na uzavřených skládkách umožňují biooxidační filtry přeměnou methanu na méně nebezpečný oxid uhličitý v době po ukončení skládkování, v průběhu tzv. následné péče.

Seznam symbolů

COD	koncentrace rozpuštěného organického uhlíku
EPS	exopolymerní látky (exopolymeric substance)
LFG	skládkový plyn
MMO	enzym methanmonooxygenasa

LITERATURA

1. ČSN 838034: *Skládkování odpadů – odplynění skládek* (prosinec 2000).
2. Global methane initiative (GMI): Global methane emissions and mitigation opportunities, duben 2011.
3. IPPC: Fifth assesment report (AR5), Synthesis report, str. 51 (2014).
4. Straka F.: *Bioplyn*. GAS s.r.o., Praha 2006.
5. IPPC: Fifth assesment report (AR5), Climate change: Mitigation of climate change 2014 (2014).
6. Zákon č. 185/2001 Sb. *o odpadech a o změně některých dalších zákonů*, (§ 42).
7. Westlake K.: *Waste Manage. Res.* 15, 453 (1997).
8. Zákon č. 185/2001 Sb. *o odpadech a o změně některých dalších zákonů*, (§ 21, odst. 1 c).
9. Zákon č. 185/2001 Sb. *o odpadech a o změně některých dalších zákonů*, (§ 52).
10. Kuraš M.: *Odpadové fórum* 6, 30 (2011).
11. Wang Y., Pelkonen M., Kaila J.: *Waste Manage. Res.* 30, 789 (2012).
12. Heyer K.-U., Hupe K., Stegmann R.: *X. International Waste and Landfill Symposium, S.Margherita di Pula, Cagliari, Italy, 3 – 7.October 2005*. Proceedings Sardinia 2005 (Plenary lecture – Session F4).
13. Ritzkowski M., Stegmann R.: *Waste Manage.* 32, 1411 (2012).
14. Reinhard D. R., Faour A. A., You H: *First – Order*

- Kinetic Gas Generation Model Parameters for Wet Landfills, EPA-600/R-05/072 (U.S. EPA 2005).
15. <http://biom.cz/cz/odborne-clanky/vyuzivani-skladkoveho-plynu>, staženo 13. 2. 2015.
 16. U. S. Environmental Protection Agency: LFG Energy Project Development Handbook, Chapter 2, str. 1 – 6 (U.S. EPA 2014). http://www.epa.gov/lmop/documents/pdfs/pdh_chapter2.pdf, staženo 3.2. 2015.
 17. U. S. Environmental Protection Agency: Landfill gas fact sheet (U.S. EPA 2000).
 18. Straka F.: *XIII. International Waste and Landfill Symposium, S.Margherita di Pula, Cagliari, Italy, 3 – 7. October 2011*. Proceedings Sardinia 2011 (Plenary lecture – Session B13).
 19. Goldberg I., Rokem J. S.: *Biology of Methylophs*. Butterworth-Heinemann, Stoneham, Massachusetts 1991.
 20. Linton J. D.: *J. Gen. Microbiol.* 132, 779 (1986).
 21. Costerton J. W., Lewandowski Z., Caldwell D. E., Korber D. R., Lappin-Scott H. M.: *Annu. Rev. Microbiol.* 49, 711 (1995).
 22. Wilshusen J. H., Herriarachu J. P. A., De Visscher A., Saint-Fort R.: *Environ. Pollut.* 129, 305 (2004).
 23. Streese J., Stegmann R.: *Waste Manage.* 23, 573 (2003).
 24. Handson R. S., Handson T. E.: *Microbiol. Rev.* 60, 439 (1996).
 25. Bowman J. P.: *Int. J. Syst. Bacteriol.* 45, 182 (1995).
 26. Sundh I.: *Microb. Ecol.* 7, 253 (1994).
 27. Berestovskaya Y., Dedysh S., Vasylieva L., Belova S.: *Int. J. Syst. Evol. Microbiol.* 54, 151 (2014).
 28. Trotsenko Y. A., Khmelenina V. N.: *FEMS Microbiol. Ecol.* 53, 15 (2005).
 29. Adamsen A. P. S., King G. M.: *Appl. Environ. Microbiol.* 59, 485 (1993).
 30. Bhagyalakshmi K., Ul-Haque M. F.: *Appl. Environ. Microbiol.* 81, 1024 (2015).
 31. Gebert J., Singh B. K., Pan Y., Bodrossy L.: *Environ. Microbiol. Rep.* 1, 414 (2009).
 32. Whalen S. C., Reeburgh W. S., Sandbeck K. A.: *Appl. Environ. Microbiol.* 56, 3601 (1990).
 33. Jiang H., Chen Y., Zhang C., Smith T. J., Murrell J. C., Xing X.-H.: *Biochem. Eng. J.* 49, 277 (2010).
 34. *Plán odpadového hospodářství ČR na období 2015–2024* (POH ČR), MŽP ČR (2014).

K. Vondráková (*Department of Environmental Technology, University of Chemistry and Technology, Prague*):
Aftercare for Landfills and Bio-oxidation Filters

The landfill aftercare is an important part of the landfill life. During this long period dangerous emissions are still produced (leachate, landfill gas). The methods such as bioreactor landfill, biofilters, venting or in situ aeration help to decrease the emissions and to earlier reach stable landfills. Their emissions are decreased by the biofilters. Methane is oxidized by methanotrophic bacteria and is transformed to CO₂, which has a lower impact on the greenhouse effect.