

MASARYKOVA UNIVERZITA
PŘÍRODOVĚDECKÁ FAKULTA

Centrum pro výzkum toxických látek v prostředí

**Matematické modelování
biodegradačních procesů**

Bc. Jiří Kalina

DIPLOMOVÁ PRÁCE



Vedoucí práce: prof. RNDr. Jiří Hřebíček, CSc.

BRNO, ČESKÁ REPUBLIKA, JARO 2010

Prohlašuji, že tato diplomová práce je mým původním autorským dílem, které jsem vypracoval samostatně. Všechny zdroje, prameny a literaturu, které jsem při vypracování používal nebo z nich čerpal, v práci řádně cituji s uvedením úplného odkazu na příslušný zdroj.

Děkuji prof. RNDr. Jiřímu Hřebíčkovi, CSc. za vedení při tvorbě práce a pomoc při hledání vhodných zdrojů informací, Janě Haitmarové, Ing. Petru Špičákovi Josefu Novákovi za ochotný přístup při návštěvách zařízení na využití a odstranění odpadů i za jejich pomoc a trpělivost při zdlouhavém zajišťování potřebných dat, Renatě Chloupkové za upřesnění některých údajů o oblasti mikroorganismů žijících v prostředí skládek a Ing. Šabackému za poskytnutí cenných údajů o reálném provozu odplyňovacích zařízení v ČR.

1. SHRNUÍ A CÍLE PRÁCE

Základním zadáním a osnovou práce bylo vyhodnocení současného stavu ve využívání matematických metod a informačních a komunikačních technologií k posuzování a hodnocení biodegradačních procesů ve skládce komunálních odpadů včetně modelování růstu a rychlosti biodegradace.

Sekundárním cílem zadání pak bylo vypracování návrhu modelu produkce skládkového plynu a zejména methanu a jeho ověření prostřednictvím vhodné případové studie na některé reálné skládce v ČR.

V této podobě zadání vychází z výsledků bakalářské práce autora [1], vypracované v období let 2006 a 2007 a publikované s tříletým předstihem oproti práci diplomové, která na ni přímo navazuje. Z tohoto důvodu je pro spolehlivé pochopení a využití poznatků shrnutých v diplomové práci zcela nevyhnutelné seznámení s [1], na kterou je na řadě míst v práci odkazováno.

Práce podrobněji rozvádí a konkretizuje ty oblasti [1], které nebylo při tvorbě bakalářské práce možné z časových ani prostorových možností popsat dostatečně vyčerpávajícím způsobem, a uvádí na pravou míru několik nedostatků, jež autor v textu odhalil v rámci hlubšího proniknutí do problematiky. Přímoú návaznost na [1] reprezentuje kapitola 8, která je věnovaná tvorbě vlastního modelu, přičemž jsou pro základy takového postupu v plné míře využity výsledky předchozí práce. Mimo tato doplnění a zpřesnění obsahuje práce několik kapitol, které tematikou zcela přesáhly rámec [1] a poskytují tak širší pohled na oblast využití skládkového plynu a neopomíjí ani aktuální změny, ke kterým během tří let v oblasti došlo.

Tvorba modelu biodegradace vyžaduje kooperaci několika vědních disciplín, počínaje chemickou kinetikou přes využití kalkulu a matematického modelování pro zpracování získaných údajů a alespoň elementární znalost biologických procesů v tělese skládky až po analýzu příslušných legislativních předpisů a norem, které ostře vymezují rámec a nastavují podmínky pro technologii skládkování, jímání a využití plynu. Zejména z tohoto důvodu se základní vize pojetí textu formovala v průběhu času jako snaha o co možná nejkompaktnější pohled na problematiku, obsahující elementární vhléd do všech zmíněných oblastí a poskytující tak určitým způsobem základní nástroj pro hlubší pochopení všech podstatných jevů. Přesto si neklade a ani nemůže klást nárok na vyčerpávající popis problematiky, kterou se zabývají desítky prací často o rozsahu několika set stran a na mnoha místech proto odkazuje na rozsáhlejší a z daného pohledu vždy úplnější prameny. Výběrem jediného modelu se práce vymezuje vůči celé řadě mírně i podstatněji odlišných přístupů, s nimiž může být porovnávána a diskutována.

Úvodní kapitola definuje stěžejní pojem biologicky rozložitelného odpadu, který se prolíná celou prací a který je společně s dalšími definicemi základním kamenem, na němž stojí veškerý další text. Kapitola dále popisuje současnou legislativu týkající se skládek s vývinem plynu v ČR a uvádí základní teze budoucího vývoje, jenž se bude ubírat nejspíše směrem snižování množství skládkovaných BRO a tedy útlumu oboru, který prodělal v posledních letech intenzivní růst. V závěru se téma kapitoly promítá v krátké realii do současného stavu oboru v ČR i zahraničí.

Pro ucelenou představu o procesech na skládce a funkcích příslušných zařízení je nutná alespoň základní znalost technologie odplynění a její rozdělení dle několika elementárních hledisek, kterými se zabývá pátá kapitola.

Výrazným prohloubením a detailním zpracováním oproti příslušnému textu v [1] lze charakterizovat šestou kapitolu, která z chemicko-biologického pohledu popisuje základní proces vzniku skládkového plynu, tzv. anaerobní digesce, modelovanou jako sled čtyř fází význačných skupinami obdobných chemických reakcí a snaží se o přehledné shrnutí formou inovativního grafu.

Naopak sedmá kapitola se svým rozsahem omezuje pouze na nejzákladnější shrnutí modelů, které byly vyčerpávajícím způsobem rozebrány v [1] a jejichž další popis by tak byl pouze přepisem již existujícího textu. Hlubší pozornost je věnována pouze americkému LandGEM modelu, který je bezesporu nejrozšířenějším skutečně používaným modelem pro predikci plynu a který je jako kvalitní softwarový nástroj volně dostupný na internetu. Model je diskutován a využit i v následujících dvou kapitolách, které již mají výrazně méně kompilační charakter.

Osmá kapitola je věnována vývoji vlastního modelu v softwarovém prostředí Maple, který vychází z velké míry z modelu zkonstruovaného v [1], opravuje však nedostatky v jeho aplikaci a za pomoci diferenciální matematiky rozšiřuje jeho možnosti i přesnost.

Závěrečná, devátá, kapitola je pokusem o implementaci vyvinutého modelu na dvojici skládek, které autor osobně navštívil a pokusil se od provozovatele zajistit data potřebná pro predikci množství skládkového plynu. Úspěšnost takového přístupu je diskutována v závěru práce.

2. KLÍČOVÁ SLOVA

Biodegradace, matematické modelování, odpad, skládkový plyn.

3. OBSAH

1. Shrnutí a cíle práce	4
2. Klíčová slova.....	6
3. Obsah.....	7
4. Biologicky rozložitelný odpad a jeho ukládání na skládky.....	9
4.1. Co je biologicky rozložitelný odpad?.....	9
4.2. Legislativní podmínky pro nakládání s BRO v ČR.....	10
4.2.1. Podmínky pro nakládání s BRO.....	10
4.2.2. Legislativní podmínky pro skládky odpadů	10
4.3. Vlastnosti BRO	11
4.3.1. Produkce a složení BRKO v ČR	11
5. Odplyňovací systémy skládek	13
5.1. Základní pojmy a klasifikace skládek	13
5.2. Technologie povrchových skládek.....	14
5.2.1. Těsnění skládky	14
5.2.2. Odvodnění skládky.....	15
5.2.3. Odplynění skládky.....	17
5.2.4. Monitorování skládky	22
5.2.5. Provoz skládky	23
5.3. ČR.....	24
5.4. Zahraničí.....	26
5.5. Budoucnost.....	27
6. Proces vzniku skládkového plynu	29
6.1. Anaerobní digesce	29
6.1.1. Hydrolýza	29
6.1.2. Acidogeneze	31
6.1.3. Acetogeneze	32
6.1.4. Methanogeneze.....	33
6.2. Inhibice anaerobní digesce	34
7. Podrobné shrnutí stávajících modelů	35
7.1. Přehled jednotlivých modelů.....	36
7.2. LandGEM model.....	38

7.3. Zkušenosti s využitím modelů v ČR	41
8. Tvorba vlastního modelu.....	44
8.1. Východiska.....	44
8.2. Systémová analýza modelu	45
8.2.1. Identifikace systému z hlediska matematického modelování	46
8.2.2. Konstrukce modelu systému	46
8.2.3. Výpočet řešení modelu.....	58
8.2.4. Výběr užší skupiny dostatečně dobrých řešení	61
8.2.5. Experimentování s vybraným řešením a výběr optimálního řešení	61
8.2.6. Implementace	61
9. Implementace modelu na skládkách.....	62
9.1. Skládka S-OO Žabčice	62
9.1.1. Vstupní data modelu.....	63
9.1.2. Výsledky modelování.....	64
9.1.3. Srovnání výsledků	65
9.2. Skládka S-OO Rapotín	66
9.3. Vstupní data modelu.....	67
9.4. Interpretace výsledků	68
10. Závěr.....	69
11. Zdroje	71
12. Seznam zkratk	74
13. Seznam tabulek, obrázků a grafů	76

4. BIOLOGICKY ROZLOŽITELNÝ ODPAD A JEHO UKLÁDÁNÍ NA SKLÁDKY

Problém biodegradace a vzniku skládkového plynu (LFG) na zavážkových skládkách odpadů spadá výhradně do problematiky biologicky rozložitelných odpadů (BRO nebo bioodpady), které jsou jediným druhem odpadů, jenž bez výjimky podléhá biologickému rozkladu a je tedy doprovázen vývinem plynu s obsahem spalitelného methanu. Pro úvod do problematiky modelování produkce skládkového plynu je tedy nevyhnutelné zabývat se především charakterizací takových odpadů, jejich složením a vlastnostmi, které pak vstupují jako parametry do samotného modelu a jsou nejpodstatnějším údajem pro spolehlivou predikci množství vznikajícího plynu v čase. BRO uzavírají poměrně širokou skupinu odpadů, které se navzájem liší téměř všemi parametry a jejichž společným znakem tak zůstává právě jenom fakt, že podléhají biologickému rozkladu. Samotná rychlost rozkladu, výtěžek plynu z hmotnostní jednotky odpadu, obsah vody a příměsí jakož i řada dalších parametrů se však mohou lišit v rámci této skupiny i o několik řádů.

4.1. CO JE BIOLOGICKY ROZLOŽITELNÝ ODPAD?

Za odpad je podle § 3 českého zákona č. 185/2001 Sb. o odpadech (dále jen zákon o odpadech) považována každá movitá věc, které se osoba zbavuje nebo má úmysl nebo povinnost se jí zbavit a současně přísluší do některé ze skupin odpadů uvedených v příloze k tomuto zákonu.

Určitou definici biologicky rozložitelného odpadu poskytuje tentýž zákon, který uvádí v § 33a, že biologicky rozložitelným odpadem je jakýkoliv odpad, který podléhá aerobnímu nebo anaerobnímu rozkladu. Zde lze ovšem snadno diskutovat o přesnosti definice, která v doslovném znění zahrnuje řadu látek, jež zjevně mezi BRO nepatří, jako jsou kovy podléhající korozi, některé snadno oxidovatelné nebo naopak oxidující látky, degradující plasty apod. Přesný seznam druhů odpadů dle vyhlášky č. 381/2001 Sb., katalogu odpadů (dále jen katalog odpadů), které jsou považovány za biologicky rozložitelné, uvádí vyhláška č. 341/2008 Sb., o podrobnostech nakládání s biologicky rozložitelnými odpady.

Pro účely této práce budeme přesněji považovat za biologicky rozložitelné odpady pouze odpady obsahující podstatné množství organických látek, které podléhají enzymatickému rozkladu podle jednoho z předem daných a níže uvedených schémat (např. anaerobní digesce, kompostování apod. viz další kapitoly). Přestože uvedená definice ze zákona není zcela přesná, je s tímto pojmem i v dalších legislativních předpisech operováno výhradně ve zde uvedeném významu a proto nedochází zpřesněním definice k žádným nežádoucím záměnám významu mezi touto prací a současnou českou legislativou a můžeme tak i nadále bez nesnází operovat s pojmem biologicky rozložitelný odpad.

Z právního hlediska je dále vhodné zmínit pojem biologicky rozložitelný komunální odpad, což je ten BRO, který lze současně definovat jako odpad komunální (KO), tedy, použijeme-li opět definici ze zákona o odpadech, veškerý odpad vznikající na území obce při činnosti fyzických osob a který je uveden jako komunální odpad v katalogu odpadů, s výjimkou odpadů vznikajících u právnických osob nebo fyzických osob oprávněných k podnikání.

Ještě úžeji je pak vymezen biologický odpad (BO), který definuje evropská směrnice 98/2008 Sb. o odpadech (dále jen směrnice o odpadech) jako biologicky rozložitelný odpad ze zahrad a parků, potravinářský a kuchyňský odpad z domácností, restaurací, stravovacích a maloobchodních zaří-

zení a srovnatelný odpad ze zařízení potravinářského průmyslu. Nezahrnuje odpady z lesního hospodářství a ze zemědělství, hnůj, kal z čistíren nebo jiné biologicky rozložitelné odpady, jako jsou např. přírodní textilie, papír nebo zpracované dřevo. Nezahrnuje ani vedlejší produkty výroby potravin, které se nikdy nestanou odpadem.

4.2. LEGISLATIVNÍ PODMÍNKY PRO NAKLÁDÁNÍ S BRO V ČR

4.2.1. PODMÍNKY PRO NAKLÁDÁNÍ S BRO

Mimo všeobecné podmínky vztahující se na nakládání s odpadem dané v podmínkách ČR především zákonem o odpadech, katalogem odpadů a směrnicí o odpadech, které podstatně přesahují obsahový i rozsahový rámec textu, je vzhledem k tématu práce velmi podstatná vyhláška č. 294/2005 Sb., o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu a zejména její příloha č. 5, která v oddíle B, bodě 4 stanovuje, že BRO lze ukládat na skládky pouze tehdy, jedná-li se o biologicky rozložitelné složky obsažené v komunálním odpadu (skupiny 20 katalogu odpadů), pro něž je harmonogram postupného omezování jejich ukládání na skládky stanoven v bodě 7 přílohy č. 4 k této vyhlášce.

Ten potom v souladu s evropskou směrnicí 1999/31/ES o skládkách odpadů a Plánem odpadového hospodářství (POH) ČR i krajů stanovuje harmonogram postupného snižování množství BRKO ve směsném komunálním odpadu a jeho ukládání na skládky. Podíl BRO ve směsném komunálním odpadu má klesnout do roku 2020 na pouhých 35 % jeho množství z roku 1995, přičemž směrnice stanovuje také podíl BRKO v KO pro roky 2010 (75 %) a 2013 (50 %). Nicméně v prvním pololetí roku 2010, lze s přihlédnutím k vývoji situace v oblasti nakládání s BRKO v ČR tvrdit, že požadovaná mez nebude v roce 2010 dodržena.

Shrneme-li situaci v oblasti současné legislativy v Evropské unii, je zřejmé, že biodegradativní procesy ve skládkách odpadů a vývin skládkového plynu jsou podmíněny ukládáním BRO pocházejícího pouze ze směsného komunálního odpadu, jehož množství bude navíc v nejbližší budoucnosti výrazně klesat. Současně je ale třeba podotknout, že tvorba skládkového plynu může probíhat ještě desetiletí z již uloženého odpadu a že v mnoha evropských zemích patrně ještě dlouhou dobu neklesne toto množství na nulu (jako např. v Dánsku, Německu či Rakousku). Navíc existuje řada zemí mimo EU, kde k omezování skládkování BRO nedochází a jeho množství se každoročně zvyšuje.

4.2.2. LEGISLATIVNÍ PODMÍNKY PRO SKLÁDKY ODPADŮ

V závěru podkapitoly věnované legislativě je vhodné zmínit požadavky kladené v ČR na skládky odpadů kategorie S-OO (ostatní odpady), na které musí být dle klasifikace vyhlášky č. 294/2005 Sb., o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu ukládány BRO.

Skládky lze provozovat pouze za předpokladu, že odpovídají technickým normám ČSN 83 8030 Skládání odpadů – základní podmínky pro navrhování a výstavbu skládek, ČSN 83 8032 Skládání odpadů – těsnění skládek, ČSN 83 8033 Skládání odpadů - nakládání s průsakovými vodami ze skládek, ČSN 83 8034 Skládání odpadů – odplynění skládek, ČSN 83 8035 Skládání odpadů - uzavírání a rekultivace skládek a ČSN 83 8036 Skládání odpadů – monitorování skládek.

4.3. VLASTNOSTI BRO

V následujícím textu se budeme z výše uvedených důvodů zabývat především BRO komunálního původu, který jako jediný připadá v úvahu pro biodegradativní procesy na skládkách v ČR. V případě potřeby však není rozšíření na celou škálu BRO kvalitativním, nýbrž pouze kvantitativním problémem.

Jak již bylo nastíněno na začátku podkapitoly 4.1, jsou za BRKO považovány odpady následujících druhů dle katalogu odpadů, skupiny 20 (Komunální odpady (odpady z domácností a podobné živnostenské, průmyslové odpady a odpady z úřadů), včetně složek z odděleného sběru):

- 20 01 01 Papír a lepenka
- 20 01 08 Biologicky rozložitelný odpad z kuchyní a stravoven
- 20 01 25 Jedlý olej a tuk
- 20 01 38 Dřevo neuvedené pod číslem 20 01 37 (tj. neobsahující nebezpečné látky)
- 20 02 01 Biologicky rozložitelný odpad (ze zahrad a parků)

Navíc lze mezi BRKO řadit dalších šest druhů odpadů obsahujících významné množství biologicky rozložitelné složky (řádově desítky procent):

- 20 01 10 Oděvy
- 20 01 11 Textilní materiály
- 20 03 01 Směsný komunální odpad
- 20 03 02 Odpad z tržišť
- 20 03 03 Uliční smetky
- 20 03 07 Objemný odpad

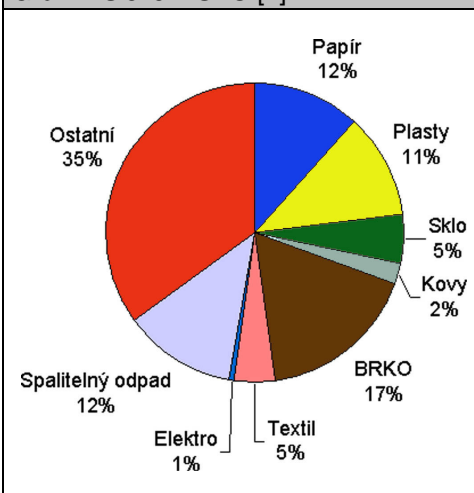
Na první pohled je tedy zřejmé, že se jednotlivé složky BRKO liší téměř ve všech fyzikálních i chemických parametrech a jejich chování po uložení do tělesa skládky může být značně odlišné. V dalších úvahách se tedy neobejdeme bez určité analýzy zastoupení jednotlivých složek a jejich vlastností.

4.3.1. PRODUKCE A SLOŽENÍ BRKO V ČR

Údaje o zastoupení biologicky rozložitelné složky ve směsném komunálním odpadu se liší mezi jednotlivými průzkumy, obecným trendem je zejména v posledních deseti letech pokles podílu BRKO v SKO, množstevně se promítá odklon vytríděného papíru mimo SKO, v některých obcích a provozech separovaný sběr kuchyňského a zahradního odpadu, ale naopak také pokles domácího kompostování v souvislosti se změnou charakteru zahrad z produkčních na okrasné a navýšení množství travní seče a listů ze stromů v důsledku omezení spalování těchto materiálů.

Většina prací, jejichž cílem bylo určit podíl BRKO

Graf 1: Složení SKO [4]



v SKO, se shoduje na rozmezí hodnot 33 % až 60 % [4], [6], [33], [34] biologicky rozložitelné složky. Komplikace při porovnání vznikají v důsledku vzájemně nekompatibilní metodiky, kdy je někdy pod pojem BRKO zahrnován pouze kuchyňský a zahradní odpad, jindy také papír a případně poměrná část složky textilu. Ve většině prací se také vyskytuje nezanedbatelná frakce označovaná jako *ostatní*, příp. *podsítná*, tvořená obvykle drobnými částicemi, které při analýze nelze spolehlivě identifikovat. Pokud je odpad přesíván sítí, jde o propad tvořený v závislosti na charakteru zástavby z velké části popelovinami, drobnými kovovými částmi, fragmenty plastů, skla, hygienickými potřebami, drobným odpadem z potravin, zeminou, kameny apod.

Jako směrodatná byla využita metodika, kterou autor práce rozvinul v [4] na základě údajů získaných v roce 2009 v rámci výzkumného záměru [6], která zohledňuje rozdílné složení odpadu v bytové zástavbě a zástavbě rodinných domů, podíl obyvatel ČR v obou typech zástavby a uvažuje jako BRKO také veškerý papír a 30 % složky textilu, stejně jako příslušnou poměrnou část odpadu zařazeného v grafu 1 do kategorie *ostatní*. Celkem bylo tímto způsobem stanoveno, že v SKO je 47,7 % BRKO.

Tabulka 1 shrnuje produkci, skládkovaný podíl odpadu a podíl jeho biologicky rozložitelné části na základě zmíněných údajů:

Tabulka 2: Skládkování BRO a jejich rozložitelná složka * ^[7] [†] [6] [‡] vlastní odhad				
Druh odpadu	Produkce [t]*	Rozložitelná složka [†] [%]	Skládkovaný podíl [%]*	Rozložitelná na skládky [t]
200101 Papír a lepenka	310 248	100 [‡]	0,34	1 055
200108 BRO z kuchyní	14 555	100 [‡]	11,14	1 621
200125 Jedlý olej a tuk	2 979	100 [‡]	2,98	89
200138 Dřevo	13 459	100 [‡]	32,09	4 319
200201 BRO ze zahrad	161 809	100 [‡]	5,37	8 689
200110 Oděv	980	30 [‡]	68,02	200
200111 Textilní materiál	3 223	30 [‡]	55,08	533
200301 Směsný komunální odpad	2 954 076	47,7 [†]	94,12	1 326 240
200302 Odpad z tržišť	14 295	70 [‡]	92,84	9 290
200303 Uliční smetky	104 252	80 [‡]	32,30	26 939
200307 Objemný odpad	434 601	50	100,00	217 301

Vzhledem k tomu, že složky mimo směsný komunální odpad tvoří pouze 16,9 % BRKO ukládaného na skládky, je možné tvrdit, že nepřesnost daná odhadem rozložitelné složky u těchto druhů odpadu je pouze v řádu jednotek procent a není tedy zvláště podstatná.

Celkem je tedy z tabulky patrné, že na skládky bylo v roce 2008 uloženo 1 596 274 t BRKO. Uvažujeme-li (zatím pouze orientačně) výtěžnost methanu z odpadu $76 \text{ m}^3/\text{t}$ [1], jde celkem o $121\,316\,824 \text{ m}^3$ methanu, což při výhřevnosti $34 \text{ MJ}/\text{m}^3$ a odpovídající možné výrobě elektřiny vzhledem k účinnosti $10 \text{ kWh}/\text{m}^3$ [9] znamená za rok více než 1,2 TWh elektrické energie. V případě použití vyšší hodnoty výtěžnosti $170 \text{ m}^3/\text{t}$ [8] jde již o více než 2,7 TWh, což odpovídá roční výrobě středně velké tepelné elektrárny. Z údajů je patrné, že odpad ukládaný na skládky je nemalým zdrojem energie a problematika je tedy hodná určité pozornosti.

[†] Hodnoty z tohoto sloupce tabulky vystupují v kapitole 8 jako vstupní parametry modelu označené písmenem *b*.

5. ODPLYŇOVACÍ SYSTÉMY SKLÁDEK

Vzhledem k tomu, že na všech skládkách, na které jsou ukládány BRO, dochází k tvorbě skládkového plynu, jehož obě hlavní složky patří mezi významné skleníkové plyny, je nutné v co největší míře omezit jeho uvolňování do atmosféry. Za tímto účelem jsou na skládkách budovány jímací systémy skládkového plynu, které doplňují další technologické systémy skládek. Vzhledem k tomu, že naprostá většina skládek v ČR je povrchových, budeme se nadále zabývat výhradně tímto typem skládek.

Základním dokumentem, který se zabývá odplyňovacími systémy skládek, je norma ČSN 83 8034 Skládání odpadů – odplynění skládek, která doslova uvádí: „Skládky s tvorbou plynu, kde budou ukládány odpadní organické hmoty nebo odpady obsahující organické složky, vyžadují po vyhodnocení navrhnout odplyňovací systém.“

Uvedená norma dále uvádí skupiny odpadů 02, 03, 04, 19 a 20 dle katalogu odpadů, při jejichž ukládání na skládku je nutné systém vybudovat.

5.1. ZÁKLADNÍ POJMY A KLASIFIKACE SKLÁDEK

Existuje řada různých hledisek, podle kterých lze dělit skládky odpadů. Jak bylo zmíněno výše, budeme se nadále zabývat skládkami povrchovými (podpovrchové skládky BRO se v ČR ve významné míře nevyskytují) a zabezpečenými proti neoprávněnému ukládání a vniku cizích osob. Výstavba nezabezpečených skládek je v současnosti v ČR nepřípustná.

Na základě vyhlášky č. 294/2005 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady (dále jen vyhláška o podrobnostech nakládání s odpady) jsou skládky rozděleny do tří základních skupin daných limitními hodnotami na základě vyluhovatelnosti odpadu, který na ně může být ukládán. Vyluhovatelností je míněna koncentrace vyhláškou předepsaných škodlivin ve vodním výluhu odpadu. Do kategorie odpadů, které nelze hodnotit podle výluhu, spadají směsný KO a odpady s proměnlivými fyzikálními, chemickými a biologickými vlastnostmi jako odpady v uzavřených obalech (výbojková světla, ztvrdlé nátěrové hmoty v plechovkách, baterie), zbytky potravin, drcené autovraký atd.

- **S-IO** (inertní odpad) - Ukládané odpady musí vyhovět limitům II. tř. vyluhovatelnosti. Nutné nepropustné geologické podloží nebo těsnění.
- **S-OO** (ostatní odpad) - Ukládané odpady musí vyhovět limitům III. tř. vyluhovatelnosti nebo se jedná o odpady nehodnotitelné podle vyluhovatelnosti, např. KO. Nutné předepsané těsnění.
- **S-NO** (nebezpečný odpad) - Ukládané odpady nemusí vyhovět limitům vyluhovatelnosti III. tř.(tj. překračují je). Nutné předepsané kombinované těsnění.

Na skládky skupiny S-OO lze ukládat i nebezpečný odpad, pokud je umístěn v uzavřeném kontejneru nebo nádobě, jejichž technické provedení splňuje požadavky inženýrské bariéry požadované pro skládky S-NO nebo nebezpečný odpad, který je upraven stabilizací, takže jejich vodní výluh nepřekračuje hodnoty výluhové třídy č. III.

5.2. TECHNOLOGIE POVRCHOVÝCH SKLÁDEK

Povrchovou skládku tvoří podle [10] vlastní těleso skládky (tj. konstrukční vrstvy včetně uloženého odpadu) a tzv. místo skládky, představující území, ve kterém je umístěno těleso skládky a její další technologické objekty. Pro správnou funkci zabezpečené skládky skupiny S-OO je nutné zajistit funkci pěti provázaných technologických systémů, které musí být uvažovány již při projektování a konstrukci skládky:

1. těsnění skládky
2. odvodňovací systém
3. odplyňovací systém
4. provozně technická zařízení
5. monitorovací zařízení

5.2.1. TĚSNĚNÍ SKLÁDKY

Těsněním skládky je myšlena soustava těsnících vrstev z vhodných materiálů (obvykle fólie nebo hutněná zemina) a jejich mechanická ochrana, zabraňující úniku tuhých a kapalných materiálů mimo skládku a případné kontaminaci prostředí nebo povrchových či podpovrchových vod. Těsnění musí být konstruováno tak, aby byla minimalizována možnost narušení jeho funkce účinky povětrnosti, uloženého odpadu, sesedání podloží skládky nebo činnostmi živočichů a rostlin na skládce. Zvolený těsnící systém by měl odpovídat skupině skládky a druhu ukládaných odpadů, velikosti a konstrukci skládky a přírodním podmínkám v lokalitě. Může jít o systém tvořený jedinou vrstvou nebo vícevrstvé těsnění z různých materiálů, které doplňují své charakteristické vlastnosti k dosažení požadovaného efektu. Těsnění se realizuje na spodní straně tělesa skládky (před začátkem ukládání odpadu), v případě skládek v terénních prohlubních také na bočních stěnách.

Pro izolaci skládky od okolního prostředí lze použít v zásadě dva odlišné způsoby těsnění ([1], [11]). Vrstvy zemních materiálů (jílů) jsou časově stabilní, těsnící vrstvy o minimální tloušťce 60 cm však nemají velkou pevnost (hrozí porušení např. při sesedání skládky) a snadno propouští látky rozpuštěné ve vodě. Naopak jsou schopny vázat některé nebezpečné látky, které se ze skládky uvolňují. Druhým způsobem je těsnění polyetylenovými (případně PVC) fóliemi, jejichž propustnost je velmi nízká, hrozí však mechanické porušení např. při navážení drenážní vrstvy a není jasná jejich časová stálost.

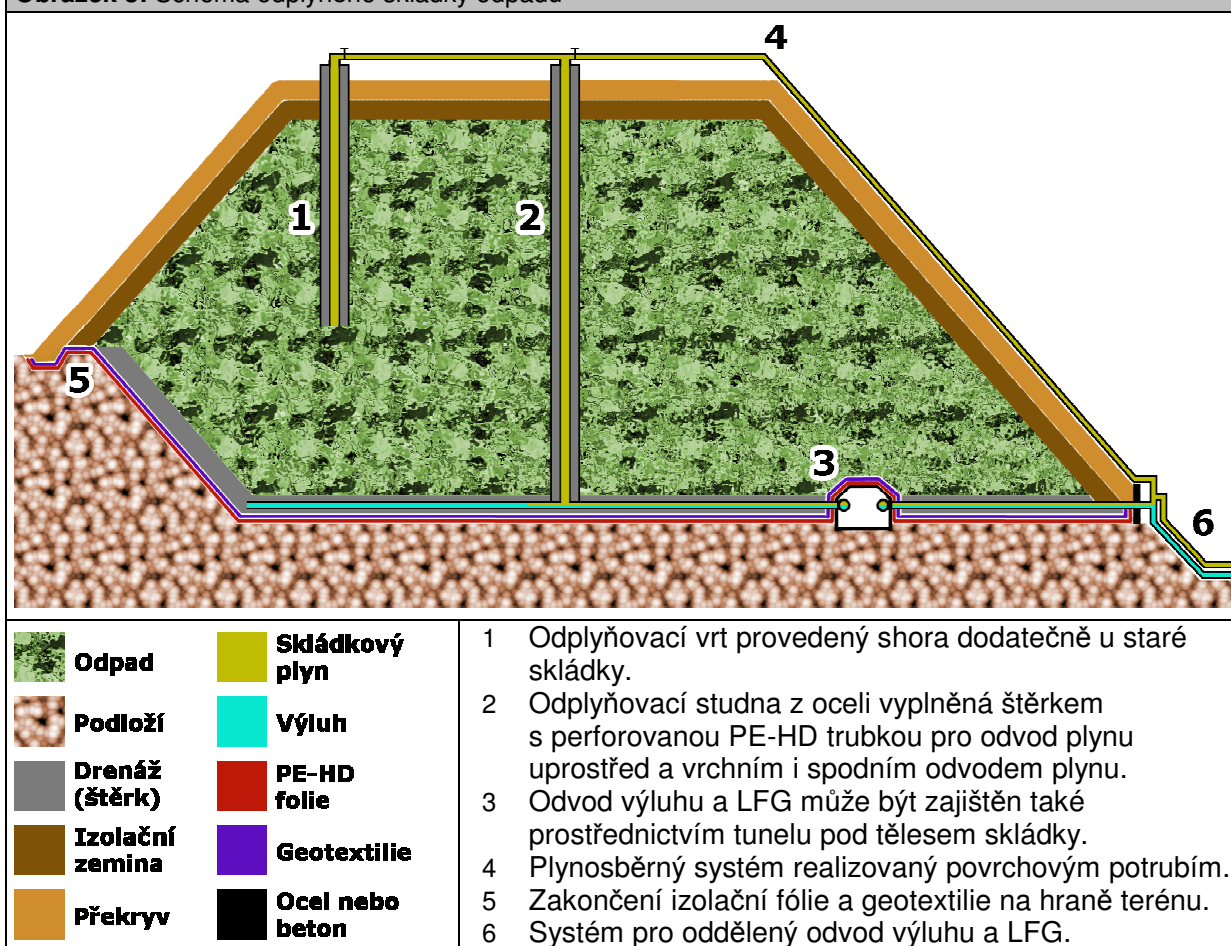
Zeminy používané do těsnění se určují půdně-mechanickým rozbořem, musí být jemnozrnné, a jsou uvedeny v ČSN 72 1001 pod symboly GM, MG, CL, CS, ML a MI. Nejsou-li v lokalitě skládky nebo blízkém okolí zeminy těchto vlastností v přirozeném stavu, přistupuje se k jejich získání úpravou příměsí jiných zemín nebo hmot. V takovém případě musí být zajištěno dokonalé promísení a prověření jejich vlastností kontrolními zkouškami ve stejném rozsahu jako u zeminy z přírodního zdroje. Kromě toho zeminy do těsnění musí splňovat podle ČSN 83 8032 další podmínky na obsah organických látek, mez tekutosti, vlhkost a zhutnění [11]).

Fóliové těsnění geomembránou o tloušťce 1,5 mm až 2,5 mm se jeví pro účely skládkování (zejména z hlediska nepropustnosti pro chlorované uhlovodíky) jako nejvhodnější svou vysokou mechanickou (vysoká pevnost v tahu, v průrazu) i chemickou stálostí. V neporušeném stavu je lze charakterizovat jako technicky dokonale těsné. Materiálem může být buď PEHD nebo PVC. U obou těchto materiálových bází vznikly a dále se vyvíjí různé druhy a modifikace [10], [11].

Užitečná je i vysoká biologická stálost fólií (používané polymery nejsou živnou půdou mikroorganismům, nenapadají ho houby ani hlodavci) a při tloušťce 2,5 mm splňují odolnost proti prorůstání kořeny. Uvádí se vysoká životnost, obvykle delší než životnost skládky, protože však jde o relativně mladé materiály, nelze údaje o životnosti empiricky ověřit, což je nejčastějším argumentem kritiků fóliových těsnění.

V současné době tvoří izolace skládky proti úniku průsakových vod přibližně čtvrtinu investičních nákladů skládky, a proto existuje snaha o využití levnějších způsobů těsnění. U plášťové ochrany se začíná používat *polymerních těsnících plášťů* ve formě nástřiků přímo na místě (in situ). Polymery jsou dobře zpracovatelné, trvanlivé a i poměrně levné. Používá se plastových a poloplastových nástřiků na geotextilie, přímo na terén nebo i přímo na odpady. Výhodou je použitelnost i v členitém terénu, není nutné spojování fólií a při nástřiku na odpady je možno vytvářet strmější svahy a tím zvýšit objem tělesa skládky. Nástřiky polymerové hmoty se uskutečňují v horkém i studeném stavu a chrání se sytkými plnivý [11].

Obrázek 3: Schéma odplyněné skládky odpadů



5.2.2. ODVODNĚNÍ SKLÁDKY

Skládka je prostředím s neustálým pohybem vody uvnitř i vně uloženého odpadu, obsažené jednak v ukládaném odpadu, ale také pronikající do tělesa ve formě srážek případně i podzemních

vod. Ukládaný SKO obsahuje přibližně 20 % až 30 % vody, pro optimální průběh vývinu skládkového plynu je však zapotřebí nejméně 80 % vlhkosti [1], čehož lze dosáhnout jednak přísunem vody z přirozených srážek, jednak recirkulací jímaného výluhu. Současně je třeba zajistit, aby výluhová voda, která se uvolňuje po dosažení retenční kapacity skládky (tedy maximálního množství vody, které je těleso schopno udržet), nemohla kontaminovat okolní prostředí.

Největší podíl na objemu průsakových vod z tělesa skládky má srážková voda, kterou se navíc mohou do tělesa dostávat další agresivní látky (zejména kyselé povahy) z ovzduší, čímž se její schopnost vyluhovat kontaminanty (např. těžké kovy) dále zvyšuje.

Za účelem jímaní výluhových vod a jejich shromažďování, recirkulace nebo čištění a vypouštění je nutné zřídit funkční drenážní systém. Ten je po navezení odpadu velice špatně přístupný, proto je podstatné, aby jeho provedení bylo dostatečně kvalitní, odpovídalo nárokům kladeným na skládku (zejména zařazení do jedné ze skupin dle vyluhovatelnosti) a umožňovalo provozní revize a čištění bez rozsáhlejších zásahů po celou dobu životnosti skládky, tedy řádově i desítky let po ukončení náozev odpadů.

Drenážní systém je obvykle tvořen šterkovým ložem a v něm usazeným perforovaným potrubím ve spodní části skládky, svedeným do drenážních šachet, které mohou současně sloužit k odplynění, pokud je náležitě ošetřeno případné vyrovnání tlaku a možné úniky skládkového plynu (viz podkapitolu 5.2.3). Recirkulací výluhu se dosáhne jednak v první fázi potřebného zvýšení vlhkosti, jednak navrácení meziproduktů (jednoduchých cukrů, mastných kyselin apod.) zpět do reakčního prostředí.

Potrubí jsou zaústěna do hlavního řádu a posléze do hlavní akumulární nádrže průsakových vod, jejímž účelem je shromažďování výluhu mimo těleso skládky před dalším nakládáním. Již při projektování je třeba zajistit, aby měla akumulární nádrž dostatečnou kapacitu, byla vyrobena z materiálů odolávajících předpokládaným chemickým látkám obsaženým ve výluhu a současně byla umístěna mimo dosah škodlivých vlivů. V praxi jde obvykle o otevřenou podzemní betonovou nádrž umístěnou v areálu skládky, do které jsou zaústěny také odpady vod z technologických činností, jako je mytí vozidel, odpadní vody z laboratoří apod.

Jako návod pro výpočet kapacity skládky uvádí [11] postup, kdy jsou uváženy výška přívalové srážky, velikosti otevřených ploch a doba zpoždění přítoku. Za základ se bere buď patnáctiminutový déšť, nebo jednodenní, popř. dvoudenní úhrny srážek s pravděpodobností opakování jedenkrát za 100 let. Autor doporučuje zvýšit vypočítaný objem asi o 50 %, ve vlhčích oblastech i o více. Aby průsaková voda nepřetekla, vkládá se do svodného drénu před ústím do akumulární nádrže uzávěr, kterým se dočasně zadržuje voda ve skládce.

V případě, že je uvažována recirkulace výluhu (v současnosti se však od této praxe stále častěji upouští z důvodu emisí pachových látek do ovzduší), musí být nádrž připojena k tlakové čerpací stanici umožňující čerpání vody na povrch skládky a její rozprašování.

Skládkový výluh může obsahovat složité spektrum sloučenin, počínaje dobře rozpustnými organickými nízkomolekulárními látkami (cukry, mastné kyseliny, peptidy apod.), které jsou vhodným živným prostředím pro žádoucí populace bakterií podmiňující proces tvorby skládkového plynu přes látky z hlediska biodegradace nevýznamné až po anorganické sloučeniny působící jako inhibitory růstu bakteriálních populací nebo přímo s toxickým účinkem (sírany, soli těžkých kovů). Výluh dále obsahuje určité množství nerozpustných látek ve formě suspenze. Obsah příměsí se pohybuje řádově v jednotkách g.l^{-1} .

Parametry pro hodnocení průsakových vod jsou hodnoty BSK₅, CHSK, pH, obsah dusíku (i v organické formě), zejména ve formě amoniaku a amonných solí, koncentrace aniontů hydrogenuhličitanových, chloridů, síranů, fosforečnanů, přítomnost těžkých kovů (Hg, Cd, Pb, Cr, Cu, Ni, Zn, Fe) a vybraných organických polutantů (pesticidy, PCB a další).

Zneškodňování průsakových vod je dáno jednak zákonem č. 254/2001 Sb., o vodách a dalšími předpisy (např. nařízením vlády č. 61/2003 Sb., kterým se stanovují ukazatele a hodnoty přípustného stupně znečištění vod), jednak provozním řádem skládky, který vychází z místních podmínek. Průsakové vody se likvidují obvykle v ČOV, kam jsou odváženy automobily nebo odváděny přípojným potrubím [11].

Zejména výluhy z nově založených skládek obsahují ve srovnání s odpadními vodami z městské zástavby až několikanásobně vyšší množství amoniaku a biologicky obtížně rozložitelných organických látek, které mohou neúměrně zvyšovat CHSK již přečištěných odpadních vod. Navíc je běžné, že zvláště u skládek s tvorbou kyselých výluhů dochází k rozpouštění kationtů těžkých kovů a případně dalších toxických látek, které mohou mít nepříznivý vliv na kolonie mikroorganismů ve stupni biologického čištění na ČOV a následně i na kvalitu čistírenského kalu. Je proto nutné v každém případě na základě stanoveného složení výluhu rozhodnout o vhodnosti zaústění odvodňovacího systému skládky do běžného kanalizačního řadu s municipální ČOV, recirkulaci výluhu nebo jeho odvozu k čištění ve specializované čistírně. Množství rozpuštěných organických i anorganických příměsí příslušně klesá s procesem stárnutí skládky.

Na první pohled elegantním řešením je recirkulace výluhu, který je tlakovým čerpadlem transportován na povrch skládky, kde je následně rozprašován po celém povrchu tělesa, čímž výrazně zlepšuje distribuci vlhkosti uvnitř skládky a vytváří vhodné prostředí pro průběh anaerobní digesce a sesedání odpadu. Výhodou recirkulace může být i snížení prašnosti. Technologii však nelze použít jako jediné řešení, protože přes podstatné zvýšení výparu není obvykle kapacitně dostatející pro zneškodnění veškerého množství vzniklého výluhu. V poslední době se navíc od této praxe upouští neboť dochází k negativnímu ovlivňování ovzduší v okolí skládky zápašnými látkami, což vyžaduje souhlas příslušné hygienické stanice a inspekce ochrany ovzduší.

5.2.3. ODPLYNĚNÍ SKLÁDKY

Bezprostředně po navezení odpadu na skládku a vyčerpání přebytečného kyslíku dochází k rozběhnutí procesu zvaného anaerobní digesce, zakončeného tvorbou skládkového plynu, tedy zejména směsi oxidu uhličitého a methanu. Čtyřfázový proces anaerobní digesce je podrobně popsán v kapitole 6.

Mimo odvodňovací systém je tedy obvykle na skládce nutné vybudovat také systém odvodu vznikajícího skládkového plynu, který může být s odvodňovacím systémem disjunktní, častěji však využívá vertikální a v některých případech i horizontální prvky odvodňovacího systému. V prvním přiblížení lze odplyňovací systémy rozdělit na pasivní, kdy plyn vychází ze skládky samovolně, vlivem přetlaku vznikajícího v důsledku probíhajících methanogenních a dalších chemických reakcí a aktivní, kdy je odvod plynu zajišťován podtlakově sáním na skládce umístěné čerpací stanice. Efektivita podtlakového systému je asi pětinašobná ve srovnání s pasivním systémem, přesto dochází k zachycení pouze přibližně 20 % až 70 % skládkového plynu [11].

Odplyňovací systémy jsou navrhovány u nových skládek s očekávaným vývinem skládkového plynu přímo při projekci zařízení, u skládek starších podle níže uvedených kritérií dodatečně tak, aby splňovaly své tři základní funkce, jimiž jsou:

- bezpečnostní funkce, zajišťující, že v tělese skládky nebude vznikat přetlak plynů, zejména výbušného methanu, vyšší než 500 Pa tak, aby nedocházelo k šíření plynů podzemními prostory do okolí skládky a k riziku zahoření nebo výbuchu,
- environmentální funkce, zamezující volnému uvolňování skleníkových plynů a do ovzduší a kontaminaci prostředí případnými polutanty obsaženými ve skládkovém plynu,
- ekonomická funkce u skládek s dostatečnou výší produkce skládkového plynu, umožňující kogenerační výrobu tepla a elektrické energie.

Není-li již při projekci skládky zřejmé, jak velké bude množství vznikajícího skládkového plynu, a také v případě starších skládek, u kterých nebylo počítáno s odplyňovacím systémem již ve fázi výstavby, je třeba provést polní čerpací test, na základě něhož lze podle intenzity tvorby plynu zařadit skládku v souladu s ČSN 83 8034 Skládání odpadů – odplynění skládek do jedné ze tří tříd, jak ukazuje tabulka 4.

Tabulka 4: Zatřídění skládek z hlediska tvorby plynu					
Třída	Odplynění	Střední koncentrace CH ₄ v hloubce 0,6 m	Měrná produkce plynu z 1 mil. m ³ odpadu	Odplyňovací systém	Energetické využití plynu
		[obj. %]	[m ³ /h]		
I	není nutné	< 7,4	< 1	žádný	žádné
II	je nutné	7,4 až 35	1 až 200	pasivní	žádné
III	je nutné	> 35	> 200	pasivní nebo aktivní	podmíněně možné
Měrná produkce plynu se odhadne podle střední koncentrace metanu, zjištěné podpovrchovým průzkumem. Třídění se netýká abiotických plynů.					

Z tabulky je zřejmé, že pro skládky II. a III. tř. musí být navržen odplyňovací systém, který může být realizován jako potrubní jednou z níže uvedených metod, nebo, při nižším množství vznikajícího plynu, lze využít rekultivačního kompostu (obvykle kompost nesplňující parametry registrovaného hnojiva dle zákona č. 156/1998 Sb., o hnojivech) ve formě plošného filtru na celé ploše skládky. Mikroorganismy žijící v kompostu pak umožňují enzymatické odbourávání vznikajícího methanu.

Dojde-li k vybudování potrubního odplyňovacího systému, může být, zvláště u menších skládek, vznikající plyn volně spalován ve speciálním hořáku – fléře, připojen na externí biooxidační jednotku, obvykle koksokompostový filtr nebo využit pro kogenerační, případně trigenerační výrobu energie.

Odplyňovací zařízení se u nových skládek obvykle staví průběžně, jak se skládka zaplňuje ukládaným odpadem, u starších skládek a ve výjimečných případech se lze setkat s vybudováním odplynění až po dokončení skládky.

Standardně tvoří základ odplyňovacího systému vertikální studny resp. dodatečně proražené vrty, které lze výhodně využít současně pro odvodňovací i odplyňovací systém. Postupně stavěné studny se zakládají na utěsněném podloží skládky a v průběhu navážení odpadu se prodlužují

směrem vzhůru. Průměr kruhových studen se pohybuje v rozmezí 0,6 m až 1 m, obvyklá vzdálenost sousedních student resp. vrtů je 40 m × 40 m až 60 m × 60 m.”

Studna resp. vrt je tvořena perforovaným potrubím, které přechází blízko povrchu v plnostěnnou trubku utěsněnou geotextilií a jílovým těsněním o výšce alespoň 1 000 mm, které v závislosti na zvoleném systému odplynění zamezuje buď pronikání vzduchu z vnějšího prostředí do podtlakového systému nebo naopak únikům skládkového plynu do ovzduší a vznikání výbušné směsi. Na povrch je studna vyvedena a utěsněna víkem s uzavíratelným ventilem pro připojení odplyňovací hadice resp. potrubí.

Jednotlivé odplyňovací šachty musí umožňovat regulaci množství odsávaného resp. samovolně unikajícího plynu do svodového systému, na skládkách, kde je odpad ukládán postupně, je třeba omezit nebo uzavřít přívod plynu z šachet, které se nachází v oblasti bez tvorby nebo s dosud nevystabilizovanou tvorbou skládkového plynu. V pravidelných intervalech je pak kontrolováno složení plynu a jeho distribuce v rámci skládky [1].

Méně obvyklým systémem je horizontální odplynění, realizované obdobným potrubím, uloženým ve skládce pod malým úhlem tak, aby nedocházelo k hromadění kondenzátu v níže položených místech vodorovného řadu a obsypaným drenážní šterkovou vrstvou. Minimální doporučený sklon je 2 % směrem k odvodňovacímu zařízení nebo jímce průsakových vod. Protože v průběhu času dochází vlivem sesedání tělesa skládky k deformacím potrubí, je třeba, aby bylo vyrobeno z dostatečně pružného, perforovaného materiálu; v případě zvlášť intenzivního sesedání je vhodné sklon potrubí zvýšit až na 7 % a do snížených míst svodů umístit odvodňovače – sifony napojené na jímku průsakových vod, které zajistí, že nedojde k zaplnění profilu vodou.. Dvě nejvyšší vrstvy horizontálního odplynění se ukládají bezprostředně pod povrch s vertikálním rozestupem 5 m, v hlubších vrstvách může vzdálenost řadů dosáhnout až 10 m. U starších skládek je možné vodorovné potrubí prorazit až v konečné vrstvě tělesa skládky pod těsnicí vrstvou.

Nejvyšší efektivitu má prostorový systém odplyňovacího potrubí, tvořený kombinací horizontálního a vertikálního systému. Výstavba takového systému je však náročná a uplatní se pouze u vysokých skládek s velkým množstvím ukládaného odpadu.

Dochází-li k propojení odvodňovacího a odplyňovacího systému v tělese skládky, je třeba zajistit, že veškeré výstupy odvodňovacího systému budou opatřeny uzávěry resp. sifony zamezujícími vyrovnávání tlaku mezi skládkovým tělesem a okolním prostředím.

Mimo těleso skládky je vzniklý plyn odváděn systémem svodových potrubí, uloženým na povrchu nebo v tělese skládky. Svodná síť plynu je mimo samotné trubky doplněna odvodňovači a již mimo těleso skládky regulačními šachtami, hlavním řadem plynu a odvodňovací šachtou pro jímání kondenzátu.

Svodnou síť v tělese skládky lze výhodně propojit s odvodňovacím systémem pro odvod průsakových vod, přičemž jediným potrubím odchází z tělesa skládky jak plyn tak výluh. Za těchto podmínek musí být potrubí uzavřeno již zmiňovaným uzávěrem nebo vhodně konstruovaným sifonem.

Svody lze rozdělit podle ČSN 83 8034 na individuální, konstruované tak, že napojují jednotlivé jímací studně plynu, resp. vrty samostatným svodným potrubím s možností individuální regulace, příp. odpojení šachty při malé produkci (např. při postupné výstavbě skládky) na regulační šachty, které jsou mimo těleso skládky a páteřní, které odvádějí skládkový plyn z jednotlivých sekcí a pouze pro celou sekci je možno na základě analýzy plynu upravovat sací podtlak buď z regulační

šachty, nebo z čerpací stanice skládkového plynu, popř. se někdy v hlavě jímací studny plynu umisťují regulační armatury.

V případě podtlakového odsávání plynu je nutné vybudovat regulační šachty plynu, sloužící k regulaci tlaku odsávaného skládkového plynu. Šachty mohou sdružovat několik přípojek individuálních svodů od jímacích studní resp. vrtů nebo mohou být připojeny jednotlivé sekce sběrných tras plynu. Šachty jsou vybaveny armaturami pro regulaci sacího podtlaku pro jednotlivé oblasti ve skládce na základě měření množství a kvality plynu, který se ve skládce nevyvíjí rovnoměrně v důsledku ukládání různorodého odpadu, jeho různé intenzity biologického rozkladu a nestejněmírné distribuce vlhkosti v tělese. V šachtě je možné vzorkovat plyn z jednotlivých studní resp. vrtů nebo části tras právě za účelem této analýzy. Regulační šachty se umisťují na korunu hráze skládky, popř. pod hráz, zejména při napojení na síťové svody. Šachty jsou z betonu, PE nebo kovu s protikorozní úpravou, opatřeny víkem a podle potřeby uzamykatelné.

Z regulačních šachet a páteřních svodů je již plyn odváděn poslední částí soustavy - hlavním řádem ke svému koncovému využití přímo do čerpací stanice, na biofiltr nebo ke spalovacímu zařízení.

Další částí svodné sítě plynu je hlavní řád plynu, kterým se skládkový plyn odvádí od regulačních šachet, popř. síťových (páteřních) svodů plynu, a přivádí plyn do čerpací stanice nebo do filtrační jednotky.

Podstatným problémem všech horizontálních částí systémů je zaplavování vodou. Čím je perforované potrubí užší, tím je vyšší jeho náchylnost k zaplavení vodou nebo zanesení bakteriálním kalem a tedy znepropustnění pro odváděný plyn. Z hlediska zanášení potrubí nečistotami je nutné volit jeho průměr alespoň 75 mm. Směrem k čerpací stanici se průměry potrubí úměrně zvětšují v závislosti na přepravovaném množství. Uvnitř skládky dochází k tvorbě nerovnoměrně rozložených silně zavodněných oblastí, ve kterých jsou potrubí plně zavodněna – pokud jde navíc o hloubku vyšší než 10 m je nemožné kondenzát z povrchu odsát. K deformaci potrubí dochází také při postupném sesedání skládky, které není rovnoměrné a může tak horizontální svody nepravidelně zprohýbat.

Jako méně náchylné proti deformacím a zanášení se jeví povrchové svody, které jsou však společně s potrubím ve svrchních vrstvách skládky při silnějších mrazech v zimním období ohroženy zamrzáním, které se nemusí projevovat pouze jako usazování ledu na dně potrubí, ale při kondenzaci z plynu o vyšší teplotě může dojít postupně k zaplnění celého profilu krustou z par.

Tyto problémy lze řešit dalším typem odplynění, kterým je drenáž uložena v základu skládky sloužící pro společný odvod výluhových vod i plynu. Ve sběrných potrubích se vodní výluhy sbírají pouze jako tenké praménky na dně potrubí a prakticky celý světlý průřez je použitelný pro odvod plynu.

Do řadů uložených v základu skládky jsou svedeny vertikální studny resp. vrty i boční přítoky vodní drenáže. Studny lze navíc připojit svrchu i zespodu. Vyřeší se tak jednoduchým způsobem odvádění kondenzátu z plynosběrné soustavy, je ale nutné zajistit plynotěsnost systému odváděcího výluh. Při propojení do sítě vzniká mnohospměrný systém vysoce odolný proti lokálním omezením propustnosti potrubí.

Systém může být použit pro aktivní i pro pasivní systémy. Regulaci tlaku lze využít pouze na přípojných větvích, protože veškerá ostatní zařízení systému jsou uložena pod povrchem. To umožňuje zvýšit využití povrchu skládky pro jiné účely a znemožňuje nepovolané zásahy a ne-

bezpečí výbuchu u přístupných skládek. Na povrch může být vyvedeno jen několik kontrolních bodů [25].

Na hlavní řad odvádějící plyn ze skládky k zařízení pro jeho využití je nutné zařadit ještě odvodňující šachtu plynu pro odloučení kondenzátu. Šachta je připojena k odvodňovacímu systému nebo umožňuje samostatné odčerpání a odvoz kondenzátu.

Plynosběrný systém je třeba konstruovat podle předem vypočítaného maximálního objemu uvolňovaného skládkového plynu na základě vhodného matematického modelu (viz kapitoly 7 a 8). Na základě tohoto údaje je třeba dimenzovat vertikální i horizontální sběrná potrubí a hlavní řad plynu tak, aby při minimálních tlakových ztrátách bylo celoplošné rozdělení podtlaku (při aktivním odplyňování) nebo přetlaku (při pasivní ventilace) co možná nejrovnoměrnější. Nejvyšší rychlost plynu se doporučuje $5 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$.

Čerpací stanice skládkového plynu je obvykle mobilní stavba ve formě kontejneru umístěného v blízkosti skládky na vhodně provedeném základu. Nehořlavá a tepelně izolovaná konstrukce musí vyhovovat svou pevností danému zatížení. Všeobecné zásady pro stavební řešení, bezpečnostní a protipožární řešení, elektrické zařízení, větrání a vytápění jsou dány ČSN 10 5190 Kompressorové stanice pro nebezpečné plyny.

Čerpací stanici tvoří plynová čerpadla (ventilátory, dmychadla) s potrubím, kterými se odsává skládkový plyn (podtlakem cca 50 kPa), armatury a příslušné zabezpečovací, filtrační a odvodňovací zařízení, připojený systém měření a regulace a technologie pro odvodnění, čištění a případné další zpracování plynu.

Energetická hodnota a možnost využití skládkového plynu závisí na obsahu methanu a příměsích dalších látek. Ze skládkového plynu je třeba odstranit nejen vodní páru, ale také sirovodík, chlórovodík, fluorovodík a další méně obvyklé látky (siloxany apod.), které mohou omezit spalovací proces nebo přímo poškodit kogenerační zařízení. Ve skládkovém plynu lze také často nalézt stopová množství jedovatých a karcinogenních látek nebo látek silně zapáchajících i po procesu spalení. Čištění lze provést adsorpcí na aktivním uhlí nebo promýváním vodou či jinými rozpouštědly.

V případě menších objemů skládkových plynů je možné integrovat čerpací stanici se zařízením pro energetické využití plynu. Sám spalovací systém lze navrhovat v různých kombinacích jako individuální pro danou skládku nebo za využití předem daného sortimentu zařízení. Plyn mlže být spalován za výroby pouze tepla v přímotopných a ponorných hořácích, může sloužit k výrobě páry a horké vody, ke kogeneraci prostřednictvím motorgenerátoru s klasickým nebo upraveným spalovacím motorem, plynovou turbínou (pouze u značně velkých skládek nad 3 miliony m^3 uloženého odpadu), ve Stirlingově motoru², pro výrobu chladu, tepla a elektrické energie (trigeneraci), pro výrobu CO_2 nebo distribuci v tlakových lahvích.

V případě nižších výtěžků plynu ze skládky, nebo jeho nedostatečné kvality (obsah methanu nižší než cca 50 % potřebných k běžnému využití ve spalovacích jednotkách) je nutné zajistit ekologicky přípustné zneškodnění plynu, buď spalením na stacionární fléře nebo průchodem bioaktivní filtrační jednotkou. Nejčastěji bývají využity koksokompostové filtry v podzemní variantě přímo

² Stirlingův motor je tepelný stroj pracující na principu tepelné roztažnosti hnacího plynu za plynulé dodávky tepla. Na rozdíl od běžného spalovacího motoru obsahuje méně mechanicky namáhaných součástí a nevyžaduje zapalovací svíčky, protože spalovací proces probíhá mimo píst s hnacím plynem. O vývoji Stirlingova motoru pro kogeneraci více v [35].

v tělese skládky, které prostřednictvím obsažených mikroorganických kultur odbourávají methan a jsou často schopny vázat i další polutanty. Je-li množství plynu větší než odpovídá kapacitě koksokompostového filtru, lze využít plošně rekultivační kompost na celém povrchu skládky. Výsledná koncentrace methanu při použití všech uvedených technik smí činit za bezvětrí maximálně 0,3 % obj. na povrchu.

V případě použití spalovací fléry přímo na místě je třeba hořák umístit na vnější prostranství do vzdálenosti nejméně 5 m od okolních objektů na skládce s výškou plamene nejméně 5 m nad povrchem terénu. Jednoduchý hořák je třeba osadit na betonový základ. V hořáku musí dojít k dostatečně účinnému spálení organických složek skládkového plynu, což je zajištěno zdržením směsi po dobu alespoň 0,3 s v plameni o teplotě 1000 °C až 1200 °C. Přípustné je také využití plamene o nižší teplotě, za předpokladů, že jsou dodrženy emisní podmínky stanovené zákonem 86/2002 Sb., o ochraně ovzduší a dalších technických podmínkách. Zařízení musí být schopno palovat skládkový plyn o obsahu methanu 30 % obj. až 65 % obj. s regulací výkonu od 20 % do 100 %. Přírodní potrubí musí pro případ kolísání množství přiváděného plynu být opatřeno protišlehovými pojistkami, které zamezí vzplanutí plynu v potrubí či tělese skládky.

Vzhledem k vysokým výkupním cenám elektřiny z obnovitelných zdrojů energie převažuje v současnosti v ČR využití skládkového plynu pro kogeneraci. Podle místních podmínek je kogenerace realizována přímo v areálu skládky nebo v blízké lokalitě, kam je skládkový plyn dováděn plynovodem.

V případě umístění spalovacího zařízení přímo na skládce je uvažováno vybudování kogenerační jednotky zpravidla v kontejnerovém provedení. Provoz jednotky je řízen tak, aby bylo spotřebováno celé množství čerpaného plynu. Vyrobená elektřina, která není spotřebována vlastním provozem zařízení, je prodávána do sítě. Teplo je využíváno pouze zčásti, zejména je však odvětráváno bez užitku do okolí. Provozovatelé skládek a kogeneračních jednotek se následně snaží nabídnout teplo k jiným podnikatelským využitím za velmi výhodných podmínek, což je však často vzhledem k poloze skládky možné jen v omezené míře.

U skládek v dosahu rozsáhlejších vytápěných objektů lze uvažovat vybudování plynovodu ze skládky do nejbližší vhodné kotelny centrálního zásobování teplem obytných lokalit, vytápění většího výrobního nebo administrativního areálu, kde se následně instalují kogenerační jednotky. Skládkový plyn slouží k výrobě elektrické energie, která je za výhodnou cenu prodávána do sítě a vznikající odpadní teplo je využíváno k vytápění objektu případně společně se zemním plynem z veřejné distribuční sítě.

5.2.4. MONITOROVÁNÍ SKLÁDKY

V průběhu ukládání odpadu na skládku i po ukončení skládkování je nutné monitorovat procesy probíhající na skládce. V souladu s normou TNO 83 8039 Skládkování odpadů - Provozní řád skládek se monitoruje se vliv skládky na životní prostředí, zejména emise škodlivin uvolňujících se z uloženého odpadu do ovzduší a podzemních či povrchových vod.

Monitorování se liší v závislosti na tom, zda se odehrává před nebo po ukončení skládkování odpadu a zda jde o pravidelné nebo mimořádné monitorování. První měření je nutné započít před začátkem ukládání odpadu, aby byl znám stav přirozené lokality a pozadové hodnoty znečištění.

Měřenými veličinami jsou zejména složení a časové změny produkce skládkového plynu, efektivita jeho jímání, složení skládkového výluhu a okolních podzemních vod, prašnost skládky případně množství vyrobené elektrické energie z kogenerační jednotky. Dále je možné sledovat pa-

rametry jednotlivých zařízení a objektů na skládce a meteorologické a hydrologické podmínky sloužící ke komplexnímu posouzení působení skládky.

Rozsah a četnost monitorování shrnuje program monitorování, který zohledňuje geologické, hydrologické a meteorologické poměry lokality, obsahuje návrhy instalovaných zařízení pro měření, metody pozorování, výčet sledovaných údajů, časový plán sledování, vyhodnocování, evidenci, bezpečnostní opatření apod.

Odpad ukládaný na skládku je pestrým zdrojem potravy, tepla, stavebního materiálu i samotných úkrytů pro celou řadu drobných živočichů, zejména ptáků. V zimě je skládka vyhledávaným sílem racků, havranů, vran a dalších ptáků, kteří vyhledávají v odpadu jinde těžko dostupnou potravu, ruší částečně provoz skládky a mohou roznášet patogenní zárodky. Skládka bývá také obývána spektrem hlodavců, zejména potkanů, kteří vyhledávají vlhká místa se zvýšeným množstvím BRO. Ve vysokých počtech se na skládkách pravidelně vyskytuje hmyz, který se živí zejména čerstvě uloženým odpadem. Omezit počet živočichů na skládce lze hutněním a rozmělněním odpadu, stejně jako jeho častým přehrnováním zakrývací zeminou.

5.2.5. PROVOZ SKLÁDKY

Ve zkratce je třeba popsat samotný režim skládky ve fázi běžného provozu a ukládání odpadu. Odpad je na skládku přivážen nákladními automobily, je prohlédnut a zvážen pracovníky skládky a od původce resp. oprávněné osoby jsou převzaty průvodní doklady, obsahující údaje o množství odpadu, jeho druhu dle katalogu odpadů, skutečných vlastnostech, příp. o technologii, z níž odpad pochází a identifikační údaje původce resp. oprávněné osoby. Povinnou součástí dokladů jsou doklad o chemickém složení odpadu, protokol o výluhových zkouškách a u nebezpečných odpadů seznam konkrétních nebezpečných vlastností. V případě opakovaných dodávek téhož odpadu nejsou dokumenty opětovně vyžadovány. Je-li to účelné, jsou odebrány vzorky k laboratorní kontrole odpadu a původci resp. oprávněné osobě je vydán příslušný doklad o převzetí odpadu.

Provozovatel skládky je oprávněn přijmout pouze odpad odpovídající příslušné skupině skládky a jejímu technologickému vybavení, je však možné přijmout na skládku vyšší skupiny odpad nižší třídy vyluhovatelnosti. Nebezpečné odpady mohou být přijímány pouze na skládky skupiny S-NO a odpady vyjmenované ve vyhlášce č. 294/2005 Sb., o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu nelze na skládky přijímat vůbec.

V současnosti se stále více v provozu skládek uplatňují normy kvality ČSN EN ISO 9001:2002 a ČSN EN ISO 14001:2005 – environmentální systém řízení EMS, které požadují přesné zakreslení jednotlivých druhů odpadů v tělese skládky, včetně konstrukce trojrozměrného elektronického modelu. To podstatně zvyšuje význam přejímky odpadů spojené se vstupní kontrolou a uplatnění naleznou také místa pro složení odpadu v areálu skládky (na rozdíl od současné praxe, kdy původce resp. oprávněná osoba ukládá odpad na skládku přímo z vlastního automobilu) nebo výsypky.

V nejbližší budoucnosti lze očekávat, že na skládky budou moci být ukládány pouze předupravené, resp. stabilizované odpady, lze očekávat také zvýšení počtu jednodruhových skládek. Stabilizace umožňuje budoucí materiálové využití odpadu a výrazně omezuje množství škodlivin pocházejících z BRO [24].

5.3. ČR

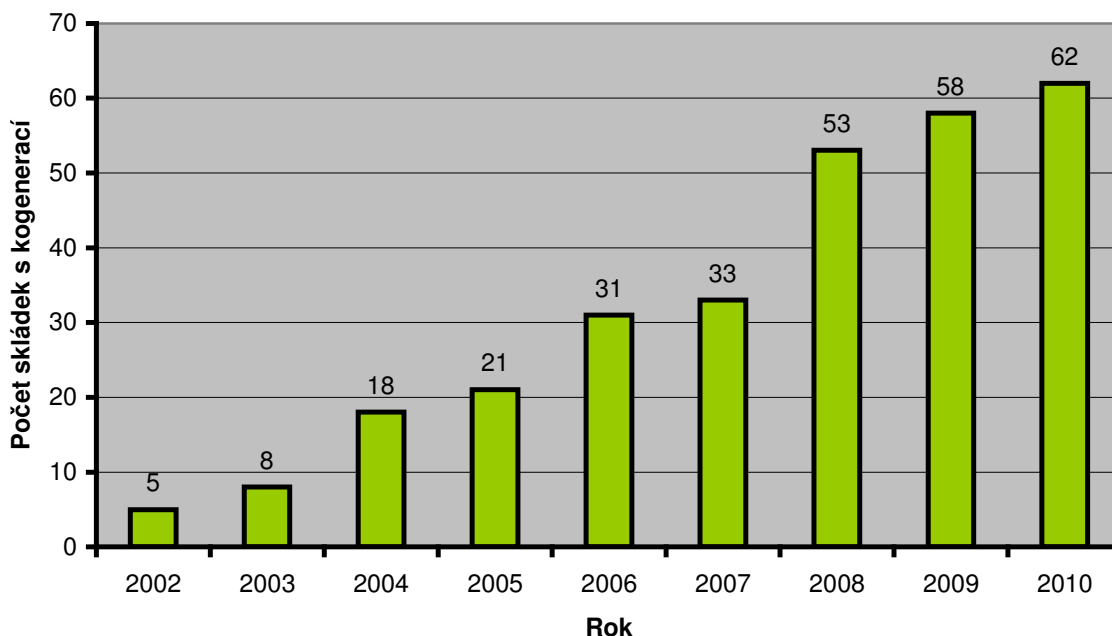
K 30. září 2009 bylo v ČR provozováno 179 skládek [12], z tohoto počtu pak 25 skládek výhradně skupiny S-IO pro ukládání inertních odpadů, 10 skládek výhradně skupiny S-NO k ukládání nebezpečných odpadů a celkem 143 skládek skupiny S-OO. Souhrnná kapacita skládek S-OO činila k uvedenému datu přibližně 53,9 milionů m³.

Většina skládek ostatních odpadů v ČR vyžaduje dle výše zmíněné normy odplynovací systémy, které jsou již přibližně u 85 % skládek skupiny S-OO skutečně realizovány³. Obvykle jde o sběrný systém s kogenerační jednotkou, u menších skládek pak nahrazenou koksokompostovým filtrem. Zřídka se lze setkat také s flérou, která slouží ke spalování skládkového plynu, jenž není energeticky využíván.

Počet skládek s instalovanou kogenerační jednotkou a celkový výkon těchto jednotek v ČR vždy k 1. lednu daného roku shrnují grafy 5 a 6.

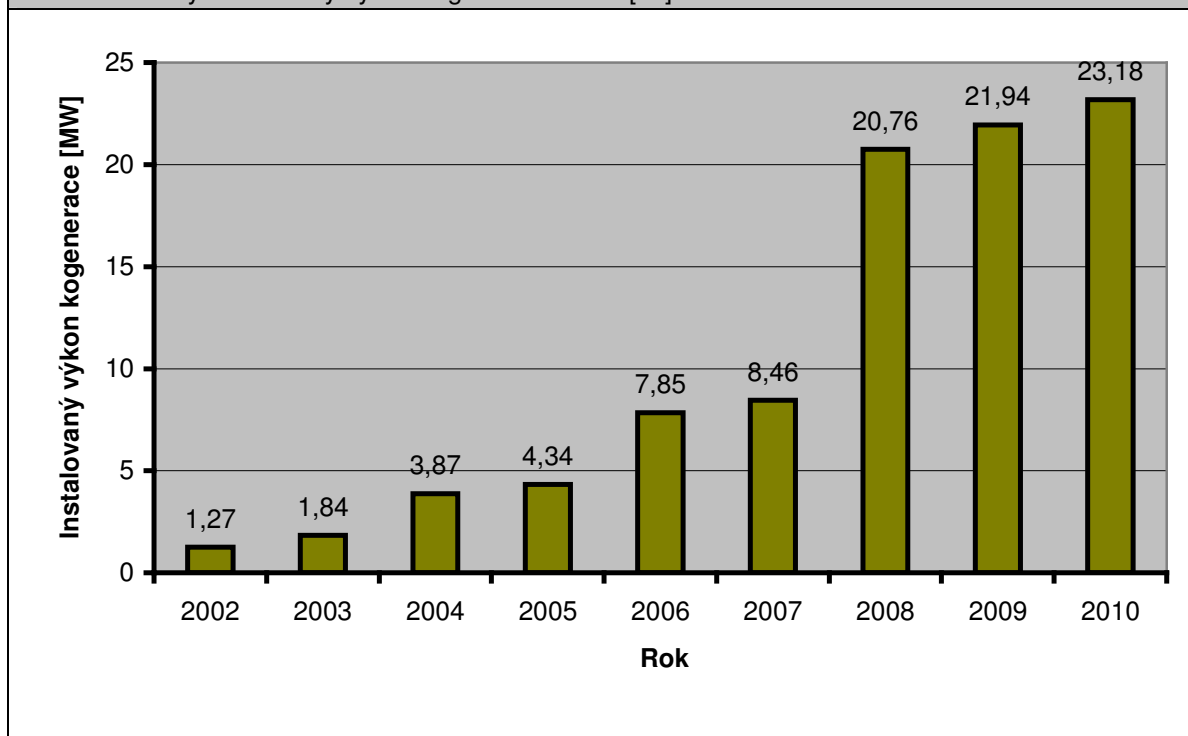
Navzdory tlaku, vycházejícímu ze závazků ČR plynoucích z vyhlášky o podrobnostech nakládání s odpady, která se promítla do POH ČR i krajů požadavkem na snížení množství BRKO v SKO a jeho ukládání na skládky, nelze očekávat zejména ze strany obcí ochotu při uzavírání skládek odpadů a přechod na jiné způsoby nakládání. Aktuálně totiž zákon o odpadech ukládá provozovateli skládky hradit poplatek za uložení odpadu ve výši 500 Kč/t do rozpočtu obce, na jejímž katastrálním území se skládka nachází, který se tak stává zejména u menších obcí nezanedbatelným příjmem.

Graf 5: Počet skládek s instalovanou kogenerací [19]

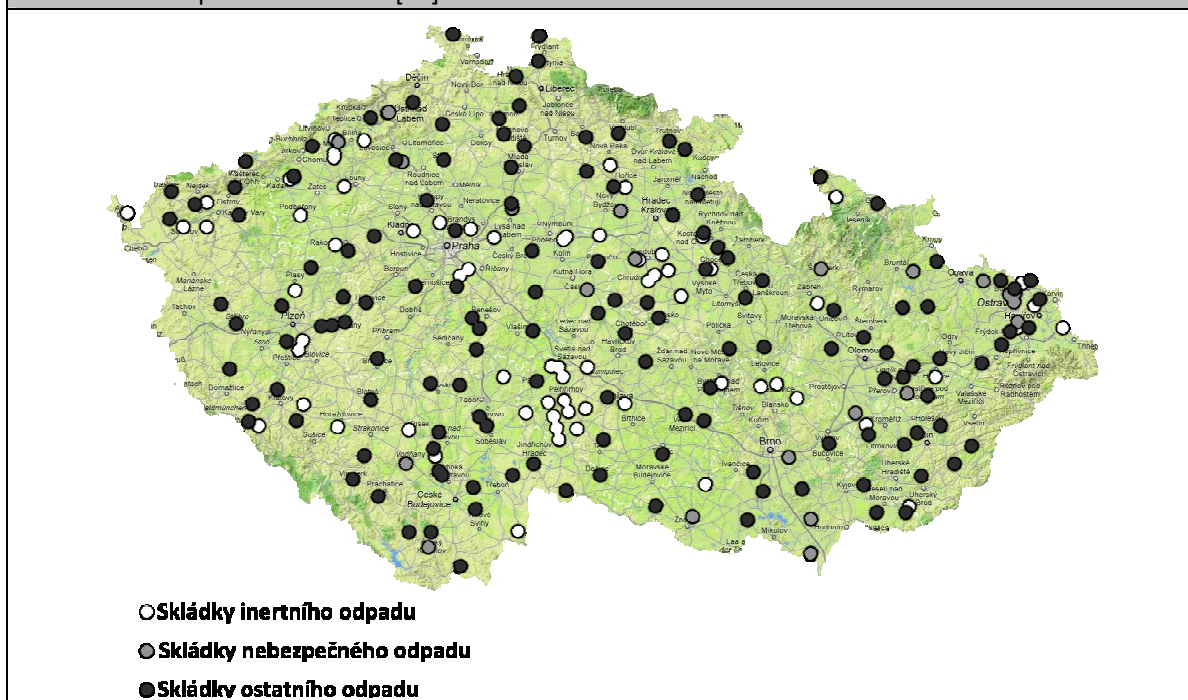


³ Dle vlastního průzkumu autora na přiměřeném vzorku skládek (cca 25 % všech provozovaných).

Graf 6: Celkový instalovaný výkon kogenerace v ČR [19]



Obrázek 7: Mapa skládek v ČR [13]



5.4. ZAHRANIČÍ

Využití skládkového plynu a s ním spojené technologie představují ve světě poměrně mladý obor, v jehož čele stojí především USA (produkci odpadů však srovnatelné s celou současnou EU) s nejvyšším počtem odplyněných skládek a široce zaužívaným modelem produkce (viz podkapitolu 7.2 a [8]). Vzhledem k evropské legislativě, reprezentované především směrnicí 1999/31/ES o skládkách odpadů, lze u členských států EU čekat v nejbližší době omezení skládkování BRKO nebo jeho úplný zákaz, který ostatně již platí v některých zemích s přísnější environmentální politikou. Vzhledem k poměrně ustálenému stavu odpadového hospodářství v USA, resp. Austrálii (s mírným ale trvalým nárůstem recyklace⁴ a spalování odpadů) lze očekávat největší rozvoj ve využívání skládkových plynů především v asijských a některých afrických a jihoamerických zemích.

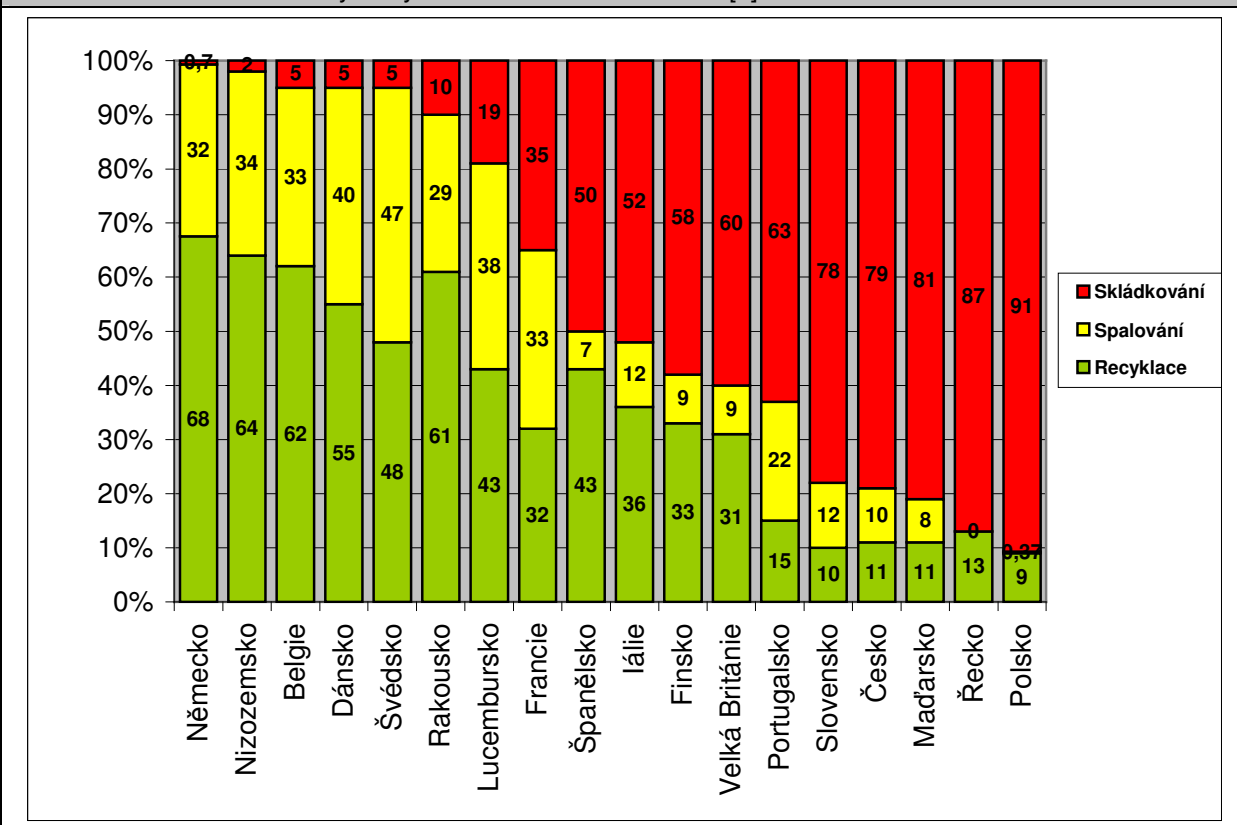
Počty skládek s instalovanými odplynovacími systémy v roce 2003 (novější údaje nejsou globálně k dispozici) shrnuje práce [28] následovně:

Tabulka 8: Počty odplyněných skládek a výkon zařízení v roce 2003					
Stát	Počet odplyněných skládek	Celkový výkon [MW]	Roční návozy celkem [Mt]	Produkce LFG celkem [m ³ hod ⁻¹]	Produkce LFG celkem [m ³ t ⁻¹ rok ⁻¹]
USA	354	2 378	2 850	958 400	2,95
Německo	182	270	380	78 500	1,81
Velká Británie	151	320	400	180 000	3,94
Itálie	135	362	240	115 150	4,20
Švédsko	61	55	35	12 950	3,24
Nizozemsko	47	62	100	26 575	2,33
Norsko	30	28	13	5 790	3,99
Francie	26	30	35	12 400	3,10
Dánsko	23	22	20	5 913	2,59
Polsko	19	18	15	5 000	2,92
Austrálie	18	76	101	43 657	3,79
Kanada	15	106	120	72 000	5,26
Rakousko	15	22	28	8 820	2,80
Španělsko	14	36	51	20 700	3,56
Finsko	14	12	20	6 500	2,85
Hong Kong	8	32	28	14 620	4,64
Česko	8	2	8	2 700	2,96
Brazílie	7	11	12	4 000	2,92
Švýcarsko	7	7	8	2 988	3,27
Taiwan	4	20	20	10 972	4,81
Čína	4	4	4	2 160	4,73
JAR	4	4	4	1 600	3,50
Korea	3	16	14	7 000	4,54
Mexiko	1	7	7	3 800	4,76
Řecko	1	13	20	7 400	3,24
Lotyšsko	1	5	5	2 850	5,55
Turecko	1	4	8	2 200	2,41
Portugalsko	1	2	2	900	5,09

⁴ Evropské termíny materiálové a energetické využití nejsou v USA používány.

Přehled o aktuálním stavu nakládání s KO v EU ukazuje graf 9, z něhož je patrné, které státy již zavedly zákaz ukládání neupraveného⁵ BRKO na skládky.

Graf 9: Nakládání s KO ve vybraných státech EU v roce 2008 [5]



5.5. BUDOUCNOST

Aktuální vývoj legislativy v oblasti odpadového hospodářství a speciálně nakládání s BRO v EU směřuje k omezení, příp. úplnému vyloučení skládkování BRO, které jsou jediným zdrojem skládkového plynu. Již v současnosti je v ČR možné na skládky ukládat pouze BRO jako BRKO, který je součástí SKO, na něž se navíc vztahuje ustanovení směrnice 1999/31/ES o skládkách odpadů a POH) ČR, určující harmonogram postupného snižování množství BRKO v SKO a jeho ukládání na skládky. Tento podíl má klesnout do roku 2020 na pouhých 35 % jeho množství z roku 1995, přičemž směrnice stanovuje také podíl BRKO v KO pro roky 2010 (75 %) a 2013 (50 %). Přestože aktuální trend nenasvědčuje splnění první podmínky harmonogramu, je zřejmé, že separace BRKO z SKO a jeho následné materiálové a energetické využití bude v nejbližších letech v ČR masivně podporováno a to legislativně, finančně i dalšími způsoby.

Odklon BRKO z SKO je žádoucí z hlediska minimalizace záboru půdy skládkami, návratu živin do půdy ve formě hnojiv z kompostu a digestátu i využití jeho energetického potenciálu. V rovině očekávání je také úplný zákaz ukládání nepředupraveného BRO na skládky po vzoru některých

⁵ Úpravou je míněno např. kompostování, anaerobní digesce v bioplynové stanici nebo MBÚ apod.

zemí EU a v diskuzích nad tezemi nového zákona o odpadech zaznívá stále častěji také požadavek na zvýšení energetického využití ve spalovnách KO.

Zjednodušeně je možné tvrdit, že v posledních letech proběhla výstavba povinných odplynovacích systémů na všech skládkách kategorie S-OO, kterým byla tato povinnost uložena a vzhledem ke zbývající kapacitě těchto skládek a snižování množství ukládaného BRKO bude budování nových skládek s odplyněním stále větší vzácností, což povede k útlumu celého oboru. Na druhou stranu je třeba uvést, že proces tvorby plynu probíhá v řádu desítek let a proto i v případě, že bude k určitému termínu po roce 2020 skládkování BRKO zcela zastaveno, bude problematika biodegradace na skládkách zajímavá nejméně pro jednu další generaci.

6. PROCES VZNIKU SKLÁDKOVÉHO PLYNU

6.1. ANAEROBNÍ DIGESCE

Stěžejním procesem uvažované biodegradace jakožto rozkladu složitějších organických sloučenin na jednodušší nízkomolekulární látky je sled několika skupin chemických reakcí označovaných obvykle dohromady jako anaerobní digesce (také zkvašování, vyhnívání, fermentace apod.). Jde o komplexní proces katalyzovaný enzymy několika skupin bakterií či hub, s přesně vymezenými požadavky na parametry prostředí a kvalitu vstupních sloučenin.

Výchozími surovinami může být v případě anaerobní digesce velice široké spektrum organických látek počínající jednoduchými sacharidy a vedoucí přes tuky, bílkoviny a další tkáňové látky až ke složitým kombinovaným molekulám založeným na uhlíkatém řetězci. Hlavními produkty jsou pak jednoduché sloučeniny, zejména voda, dusík, oxid uhličitý a methan, jako odpadní látky vznikají sloučeniny na bázi ligninu, amoniak, sirovodík, případně část nespotřebované celulózy a další (anorganické) příměsi.

Anaerobní digesce se uplatňuje ve všech prostředích, kde dochází k výskytu organických látek a jejich rozkladu bez přístupu kyslíku. Lze se s ní tedy setkat na rozmanitých místech počínaje přirozenými lokalitami jako jsou sedimenty, mokřady, bažiny a jiné od okolního ovzduší oddělené reakční systémy, ale také v trávících traktech živých organismů, stejně jako v aplikacích vytvořených uměle lidmi, mezi které patří zejména bioplynové stanice využívající sledu reakcí anaerobní digesce pro tvorbu spalitelného methanu a samozřejmě také skládky, na které je ukládán biologicky rozložitelný odpad a kde je vznik skládkového plynu nežádoucím vedlejším procesem, který však lze efektivně využít pro výrobu energie.

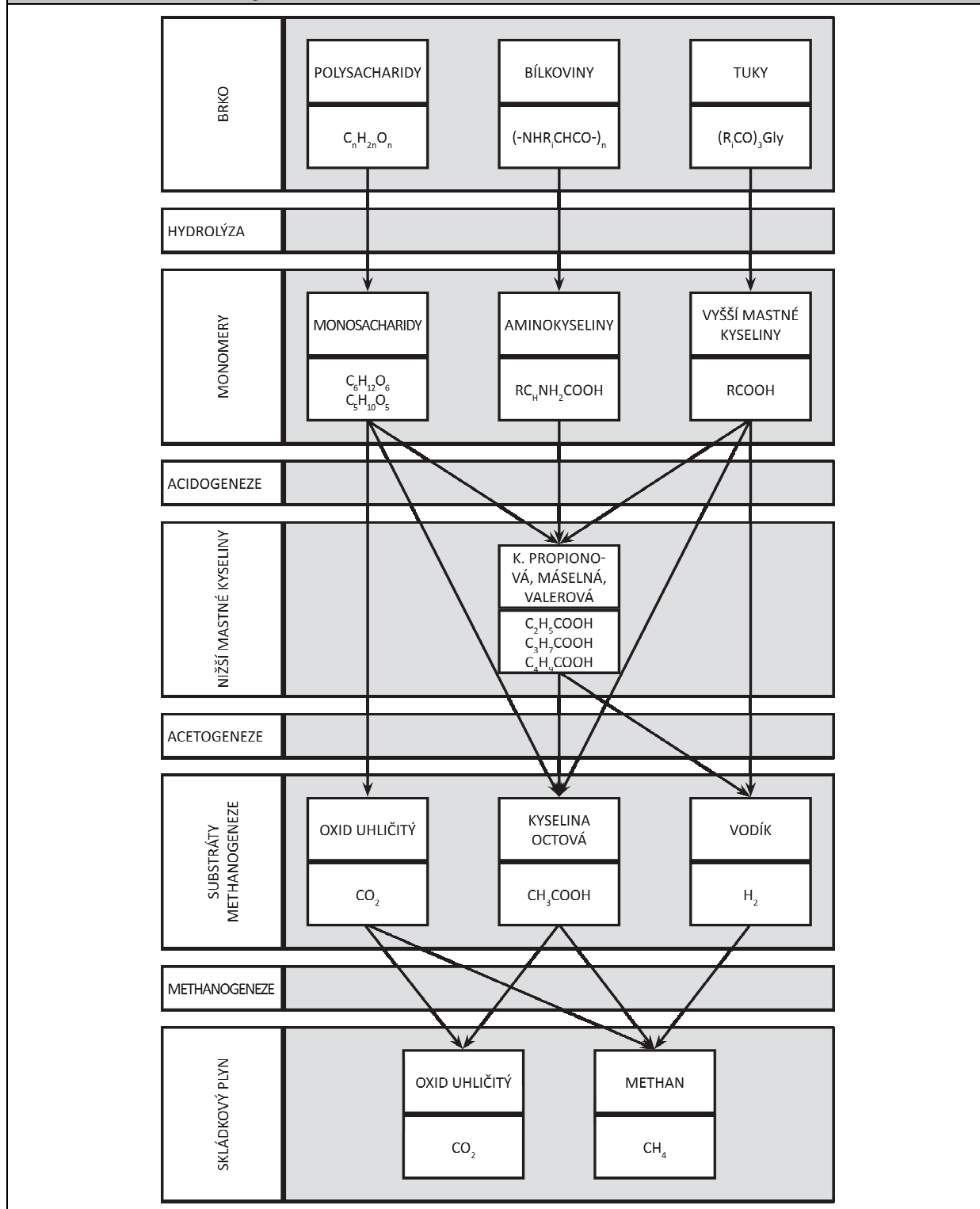
V současném pojetí je anaerobní digesce členěna na čtyři fáze s vlastními reakčními schémata (a tedy také vlastní reakční kinetikou), označované jako hydrolýza, acidogeneze, acetogeneze a methanogeneze, přičemž každá fáze je jedinečná druhem mikroorganismů, který se na rozkladném (resp. syntetickém) procesu podílí. Produkty jedné fáze se stávají substrátem fáze následující a protože současně často inhibují děj, při kterém vznikají, není možné, aby procesy probíhaly odděleně. Anaerobní digesce je tedy podmíněna symbiózou mikroorganismů, jejímž základem je křehká chemická rovnováha, ustavující se až po určité době po nastolení anaerobních podmínek.

6.1.1. HYDROLÝZA

Drtivá většina organického materiálu, který tvoří BRKO, je složena z makromolekulárních a ve vodě nerozpustných polymerů. První fází anaerobní digesce, která může obvykle probíhat ještě v částečně aerobním prostředí, je rozklad delších řetězců organických sloučenin na nízkomolekulární, ve vodě rozpustné látky. Polysacharidy se štěpí na monosacharidy, bílkoviny na peptidy či aminokyseliny a tuky na mastné kyseliny. Reakce jsou katalyzovány enzymy hydrolytických organismů v mimobuněčném prostředí a podílí se na nich desítky různých bakteriálních rodů, lišících se nejen konkrétními katabolickými enzymy, ale často i celou metabolickou charakteristikou.

Nejzastoupenějším přírodním polymerem je celulóza, která může, chemicky vázaná s hemicelulózou a ligninem, tvořit více než polovinu hmotnosti sušiny rostlinné fytomasy a až 90 % hmotnosti papírové sušiny.

Schéma 10: Anaerobní digesce



Celulózu dobře hydrolyzují v aerobním prostředí kromě bakterií také některé druhy plísní a hub, v anaerobním prostředí skládek pak jde podle [14] zejména o druhy bakterií *Bacteroides succinogenes*, *Bacteroides fibrisolvens*, *Butyrivibrio fibrisolvens*, *Bacteroides ruminicola*, *Ruminococcus flavefaciens*, *Neocallimastix frontalis*, *Rumen spirochetes*, *Rumen treponemes*, *Lachnospira multiparus*, *Acetivibrio cellulolyticus*, *Clostridium thermocellum*, *Clostridium papyrosolvans* a *Clostridium butyricum*, které jsou naopak velmi citlivé na přítomnost kyslíku v prostředí. Činnost některých celuláz je stimulována přítomností vápenatých iontů a redukujících thiolů.

Škrob je hlavním zásobním materiálem vyšších rostlin a může být velmi rychle hydrolyzován pomocí čtyř hlavních skupin enzymů amyláz v závislosti na tom, kterou vazbu v jeho struktuře napadají. Dle [14] produkují amylázy především bakteriální druhy *Bacteroides amylophilus*, *Streptococcus bovis*, *Selenomonas ruminantium*, *Succinomonas amylolytica*, *Bacteroides ruminicola*, *Neocallimastix frontalis* a další.

Pro hydrolyzu tuků v anaerobním prostředí reaktorů a skládek jsou typické druhy *Synthrophomonas wolfei* a *Anaerovibrio lipolytica*, ostatní druhy se uplatňují zejména v trávících traktech živých organismů. Bílkoviny jsou pak hydrolyzovány druhy *Bacteroides amylophilus* a *Bacteroides ruminicola*, které však nachází uplatnění spíše v trávících traktech, oproti tomu v neživém prostředí se uplatňují bakterie řádu *Clostridium*.

Tabulka 11: Reakční mechanismy hydrolyzy polysacharidů, bílkovin a tuků

Produkt reakce	Mechanismus	Poznámka
$C_6H_{12}O_6$	$C_nH_{2n-2}O_{n-1} + H_2O \rightarrow (n/6)C_6H_{12}O_6$	$C_5H_{10}O_5$ obdobně
$RCHNH_2COOH$	$(-R_iCHNHCO-)n + (n-1)H_2O \rightarrow nR_iCHNH_2COOH$	
$RCOOH$	$(R_iCO)_3Gly + 3H_2O \rightarrow 3R_iCOOH + CH_2OHCHOHCH_2OH$	

Podle [14] i většina dalších zdrojů je hydrolyza považována za kritický krok celého procesu anaerobní digesce z hlediska reakční kinetiky, méně často bývá zaměňována s methanogenezí nebo bývá její omezující vliv podmiňován zvýšeným množstvím těžko hydrolyzovatelných látek (obvykle na bázi ligninu) v odpadu.

Nízkomolekulární produkty hydrolyzy jsou substrátem následující fáze anaerobní digesce.

6.1.2. ACIDOGENEZE

V acidogenní fázi (kyselém kvašení), která je již výhradně anaerobní, pokračuje rozklad uhlíkatých štěpů produkovaných hydrolytickými bakteriemi. Monosacharidy a aminokyseliny podstupují fermentaci za vzniku nižších mastných kyselin (octové, propionové, máselné a mléčné), oxidu uhličitého a vodíku a současně vznikají některé vedlejší produkty jako ethanol, methanol nebo amoniak. Vyšší mastné kyseliny naproti tomu podstupují proces anaerobní oxidace (a zkrácení řetězce), který je silně ovlivněn množstvím vodíku v prostředí (viz acetogenezi). Acidogeneze monosacharidů a aminokyselin vykazuje podstatně menší závislost na koncentraci H_2 , v důsledku čehož je v prostředí skládek rozkladnou reakcí s největším výtěžkem [15].

Monosacharidy (hexózy a pentózy) jsou rozkládány širokou škálou bakteriálních druhů, přičemž není jednoznačně dáno, který z šesti základních reakčních mechanismů bude využit. Dle [15] jde o následující reakce:

Tabulka 12: Reakční mechanismy acidogeneze hexóz		
Produkt reakce	Mechanismus	Poznámka
k. octová	$C_6H_{12}O_6 + 2H_2O \rightarrow 2CH_3COOH + 2CO_2 + 4H_2$	inhibice H_2
k. propionová	$C_6H_{12}O_6 + 2H_2 \rightarrow 2CH_3CH_2COOH + 2H_2O$	
k. octová, propionová	$3C_6H_{12}O_6 \rightarrow 4CH_3CH_2COOH + 2CH_3COOH + 2CO_2 + 2H_2O$	
k. máselná	$C_6H_{12}O_6 \rightarrow CH_3CH_2CH_2COOH + 2CO_2 + 2H_2$	inhibice H_2
k. mléčná	$C_6H_{12}O_6 \rightarrow 2CH_3CHOHCOOH$	
Ethanol	$C_6H_{12}O_6 \rightarrow 2CH_3CH_2OH + 2CO_2$	nízké pH

Pro dvacet aminokyselin existuje více než dvacet různých reakčních mechanismů jejich přeměny na nižší mastné kyseliny. Reakční schémata jsou známá, přesahují však rámec této práce a lze je nalézt např. v [15]. S určitou mírou zjednodušení lze rozdělit fermentaci aminokyselin na anaerobní oxidaci jednotlivých aminokyselin a elegantní párovou oxidačně-redukční reakci, při které je jedna aminokyselina redukována a druhá oxidována.

Přirozenými vedlejšími produkty acidogeneze aminokyselin jsou pak pro všechny společný amoniak a specificky síra v redukované formě a malé množství aromatických karboxylových kyselin (vyplývající z malého zastoupení fenylalaninu, tyrosinu a tryptofanu v bílkovinných materiálech).

V závislosti na podmínkách mohou tedy v acidogenní fázi vodík a oxid uhličitý jak vznikat, tak být spotřebovávány při přeměně všech produktů hydrolýzy na nižší mastné kyseliny a ethanol. Některé produkty acidogeneze jsou již přímo substrátem pro methanogenní fázi, ostatní postupují do fáze acetogenní.

Acidogeneze není limitujícím krokem rozkladného procesu, kinetika této reakce je substrátově závislá, tj. rychlost vzniku produktů závisí především na množství dostupného substrátu produkovaného hydrolytickými bakteriemi [1].

6.1.3. ACETOGENEZE

Přestože určitá část kyseliny octové (přibližně 20 % podle [16]) vzniká již ve fázi acidogeneze, je nutná přeměna zbývajících látek v procesu anaerobní digesce, tedy zejména nižších karboxylových kyselin, na acetát, vodík a oxid uhličitý, které jsou již přímými substráty methanogeneze. Do fáze acetogeneze bývá zahrnuta také přeměna vyšších mastných kyselin na acetát a procesy odbourávání síranů a dusičnanů desulfatačními a denitrifikačními organizmy, které mohou v závislosti na dalších podmínkách kyselinu octovou buď produkovat, nebo i spotřebovávat, což vede v krajním případě společně s toxickým vlivem produktů (H_2S a NH_3) k inhibici methanogeneze [1].

Štěpení mastných kyselin (shodně vyšších jako produktů hydrolýzy a nižších jako produktů acidogeneze) probíhá prostřednictvím bakterií druhů *Syntrophobacter wolinii*, *Syntrophomonas wolfei* a řady dalších, z důvodu inhibice jejich růstu vlastními metabolity (zejména extrémní citlivost na H_2) se však zatím podařilo izolovat pouze tyto dva druhy [17]. Dle téhož zdroje se fermentace uskutečňuje podle jednoho z následujících schémat:

Tabulka 13: Štěpení vyšších mastných kyselin na acetát

Produkt reakce	Mechanismus
Sudá délka řetězce	
k. octová	$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{COOH} + 2 \text{H}_2\text{O} \rightarrow 2\text{CH}_3\text{COOH} + 2\text{H}_2$
k. octová	$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{CH}_2\text{CH}_2\text{COOH} + 4 \text{H}_2\text{O} \rightarrow 3\text{CH}_3\text{COOH} + 4\text{H}_2$
k. octová	$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{CH}_2\text{CH}_2\text{CH}_2\text{CH}_2\text{COOH} + 6 \text{H}_2\text{O} \rightarrow 4\text{CH}_3\text{COOH} + 6\text{H}_2$
Lichá délka řetězce	
k. octová, propionová	$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{CH}_2\text{COOH} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_3\text{CH}_2\text{COOH} + \text{CH}_3\text{COOH} + 2\text{H}_2$
k. octová, propionová	$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{CH}_2\text{CH}_2\text{CH}_2\text{COOH} + 4 \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_3\text{CH}_2\text{COOH} + 2\text{CH}_3\text{COOH} + 4\text{H}_2$
Rozvětvený řetězec	
k. octová	$\text{CH}_3\text{CH}(\text{CH}_3)\text{CH}_2\text{CH}_2\text{CH}_2\text{COOH} + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_3\text{CH}(\text{CH}_3)\text{CH}_2\text{COOH} + \text{CH}_3\text{COOH} + 2\text{H}_2$

Acetogenní kultury jsou extrémně citlivé na zvýšený parciální tlak vodíku v prostředí a jejich činnost je tak přímo podmíněna symbiózou s vodík konzumujícími kulturami, kterými jsou zejména methanogeny. Výjimku tvoří pouze homoacetogenní kultury, které jsou právě spotřeby vodíku (a uhlíku v některé fázi, obvykle jako CO_2) k tvorbě kyseliny octové. Vznik acetátu pak probíhá podle následujícího mechanismu:

Tabulka 14: Homoacetogenní vznik acetátu z vodíku a oxidu uhličitého

Produkt reakce	Mechanismus
k. octová	$2\text{CO}_2 + 4\text{H}_2 \rightarrow \text{CH}_3\text{COOH} + 2\text{H}_2\text{O}$

Mezi homoacetogenní druhy bakterií lze řadit např. *Clostridium aceticum*, *Acetobacterium woodii*, *Clostridium thermoaceticum* a další [17].

Také acetogenezi lze považovat za substrátově závislý děj, který neovlivňuje podstatně výslednou rychlost produkce skládkového plynu.

6.1.4. METHANOGENEZE

Produkty předchozích kroků anaerobní digesce, tedy vodík, oxid uhličitý a kyselinu octovou zpracovávají dva druhy methanogenních organismů, klasifikované nově jako příslušníci říše *Archaea*, lišící se od bakterií. Substrátem acetotrofů je kyselina octová, hydrogenotrofy získávají energii z plynného vodíku a redukují uhlík, pocházející v prostředí skládky z oxidu uhličitého.

Tabulka 15: Vznik methanu acetotrofní a hydrogenotrofní cestou

Produkt reakce	Mechanismus
methan, voda	$\text{CO}_2 + 4\text{H}_2 \rightarrow \text{CH}_4 + 2\text{H}_2\text{O}$
methan, oxid uhličitý	$\text{CH}_3\text{COOH} \rightarrow \text{CH}_4 + \text{CO}_2$

Produktem methanogeneze je tedy voda, která z velké části zůstává obsažena v reakčním prostředí skládky a skládkový plyn s proměnným poměrem CH_4 a CO_2 . Produkce acetotrofů představuje přibližně 70 % celkového vývinu methanu, což přibližně odpovídá 40 % methanu ve výsledném plynu, množství ale kolísá v rozmezí od 0 % při poruchách, zavzdušnění apod. až po 60 % CH_4 v případě ideálně nastavených podmínek. Mimo uvedené substráty mohou methanogenní organismy metabolizovat při dosažení totožných produktů také některé jednoduché jednoduhlékaté sloučeniny jako methylamin, methanol či kyselinu mravenčí.

Ve skládkách se při tvorbě methanu uplatní archaeální druhy *Methanobacterium bryantii*, *Methanobacterium thermoautotrophicum*, *Methanobacterium mobile* a *Methanobacterium formicicum*,

rody *Methanobacterium*, *Methanobrevibacter*, *Methanocalculus*, *Methanococcoides*, *Methanococcus*, *Methanosarcina* a *Methanothermobacter* jsou však výrazně početnější a obsahují stovky jednotlivých druhů.

6.2. INHIBICE ANAEROBNÍ DIGESCE

Na procesy všech čtyř stupňů anaerobní digesce mohou působit specifické inhibitory, které zpomalují, případně mohou i zcela zastavit, produkci skládkového plynu kompetitivní inhibicí nebo svými toxickými vlastnostmi pro konkrétní druhy organismů.

Jedním z nejvýznamnějších a současně v prostředí skládek obvykle snadno dostupných inhibitorů jsou sloučeniny obsahující síru ve vyšších oxidačních stavech, zejména sírany pocházející ze stavebního odpadu. Atomy síry obsažené v těchto sloučeninách jsou intenzivně redukovány příslušnými druhy bakterií, které tak vstupují do kompetice o elektrony pocházející z molekul H_2 nebo mastných kyselin hned s několika skupinami organismů v procesu anaerobní digesce [15]. Důsledkem zvýšeného množství síranů v substrátu tak může být zpomalení acetogeneze i hydrogenotrofní methanogeneze.

Z těchto důvodů je vyhláškou 294/2005 Sb. o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu zakázáno ukládání odpadů na bázi sádky společně s BRKO a je třeba umísťovat takové (zejména stavební) odpady do jiného sektoru skládky.

Naopak vodík může působit také jako inhibitor na acetogenní bakterie, které jsou jeho přímými producenty. Po ustálení všech procesů anaerobní digesce uvnitř skládky dochází k produkci molekulárního vodíku acetogenními bakteriemi a jeho následné spotřebě hydrogenotrofními methanogenními bakteriemi. Protože jde o typické následné reakce, zůstává koncentrace vodíku ve skládce na nízké úrovni (parciální tlak pod 10 Pa) dané určitou dynamickou rovnováhou. Její narušení vlivem snížení aktivity hydrogenotrofních methanogenů (např. při překyselení skládky) pak může vyústit v inhibici acetogeneze vlastním produktem.

Významné může být toxické působení antibiotik, jejichž přítomnost nelze zejména v SKO spolehlivě vyloučit. Antibiotika bývají častým problémem při provozování BPS zemědělského původu, kde se vyskytují v exkrementech nebo částech těl chovaných zvířat, avšak i na skládkách mohou uplatňovat své inhibiční účinky. Dle [37] lze antibiotika rozdělit do tří základních skupin, přičemž nejslabší proces anaerobní digesce neovlivňují, prostřední skupina snižuje výtěžek působením na acetogenní bakterie odbourávající propionovou a máselnou kyselinu a zásadní skupina antibiotik obsahujících chlortetracyklin a chloramfenikol působí přímo na acetotrofní methanogenní bakterie.

Rozkladné procesy mohou být inhibovány také látkami, které sice nepůsobí toxicky ani kompetitivně na mikroorganismy, ale vazbou na příslušné živiny snižují biodostupnost materiálu pro bakterie. Takovými vlastnostmi jsou význačné především lignin blokující celulózu ve dřevitých materiálech a taniny navázané na bílkoviny [36].

Spektrum inhibitorů je podstatně širší a lze do něj zahrnout anorganické i organické sloučeniny těžkých kovů, působení oxidu uhličitého, rozmanitého spektra kyselin a dalších látek; podrobné studium inhibičních mechanismů však není předmětem této práce a lze je nalézt v uvedených pramenech.

7. PODROBNÉ SHRNUÍ STÁVAJÍCÍCH MODELŮ

V nedávné době byly publikovány podrobné analytické modely čtyřfázové anaerobní digesce, uvažující kinetiku všech chemických reakcí reprezentovaných materiálovými toky v procesu (viz schéma 10). Precizně zpracovaný model anaerobní digesce, založený na sedmi sadách diferenciálních rovnic přiřazených jednotlivým typům chemických reakcí lze nalézt např. v [15]. Takové modely lze doplnit inhibičními schématy, zahrnout vlivy teploty a dalších kritérií a získat tak velice komplexní matematické systémy.

Je však nutno uvážit, že všechny tyto modely pracují s vysoce idealizovaným procesem anaerobní digesce, nejčastěji pro využití v bioreaktorech nebo čištění odpadních vod, kde dochází k dokonalé homogenizaci reakční směsi a kde lze předem velice přesně (na základě průběžných laboratorních testů) determinovat složení a poměr jednotlivých složek odpadu (nebo vstupního materiálu obecně).

V oblasti modelování biodegradativních procesů na skládkách se setkáváme s přístupem právě opačným. Skládka jako bioreaktor je vysoce heterogenním prostředím, ve kterém vzniká řada reakčních center s odlišnými podmínkami (vlhkost, složení substrátu, parciální tlak vodíku, přítomnost mikroorganismů a další) danými druhem ukládaného odpadu, jeho rozložením, zhutněním apod. a nelze proto očekávat idealizované chování systému.

Modely anaerobní digesce na skládkách proto obvykle posuzují skládku z makroskopického hlediska a nezabývají se detailně jednotlivými procesy biodegradace. Téměř veškeré funkční modely využívají pouze poměrně jednoduchý analytický aparát vycházející z podmínek, jejichž splnění lze předpokládat i v nehomogenním prostředí skládky, a snaží se jej využít v souladu s empiricky zjištěným chováním systému. Tímto předpokladem je u většiny níže uvedených používaných modelů již zmíněný kritický krok ve sledu chemických reakcí, reprezentovaný reakční kinetikou prvního řádu. Složitější modely opět pracují také s možností inhibice procesu na základě Monodovy inhibiční kinetiky.

Takový přístup samozřejmě nemůže poskytovat výsledky se stejnou přesností jakou nabízí predikce biodegradace v reaktorech bioplynových stanic, obvykle lze tvrdit (a shodují se na tom sami autoři matematických modelů), že postup, který dovede stanovit produkci plynu s přesností 50 % lze označit za dobrý a model s přesností okolo 30 % lze již považovat za výborný [1].

Pro snadnější orientaci budeme ve zbývajících částech kapitoly 7 a v kapitole 8 rozlišovat tři fáze provozu skládky a na ní probíhajících biodegradačních procesů:

- Prvotní fázi ukládání odpadu, kdy dochází k postupnému zavodnění a odstranění kyslíku z tělesa skládky označíme jako 0. fázi.
- Fázi rostoucí produkce methanu po skončení ukládání odpadu a ustálení reakčních podmínek označíme jako 1. fázi.
- Fázi poklesu produkce až do jejího konce jako 2. fázi.

Fáze jsou vymezeny časově, na reálné skládce, kam může být odpad ukládán i desítky let, ale bude docházet k jejich překryvu v jednotlivých částech skládky. Některé sektory tak již mohou být řadu let uzavřené a pouze *doplynovávat* v závěru 2. fáze a na jiné sektory těže skládky může být odpad teprve nově navážen. Přesto bývá na takových skládkách provozován jednotný odply-

ňovací systém, a proto je třeba v modelu s touto skutečností počítat a konstruovat jej jako multifázový [1].

7.1. PŘEHLED JEDNOTLIVÝCH MODELŮ

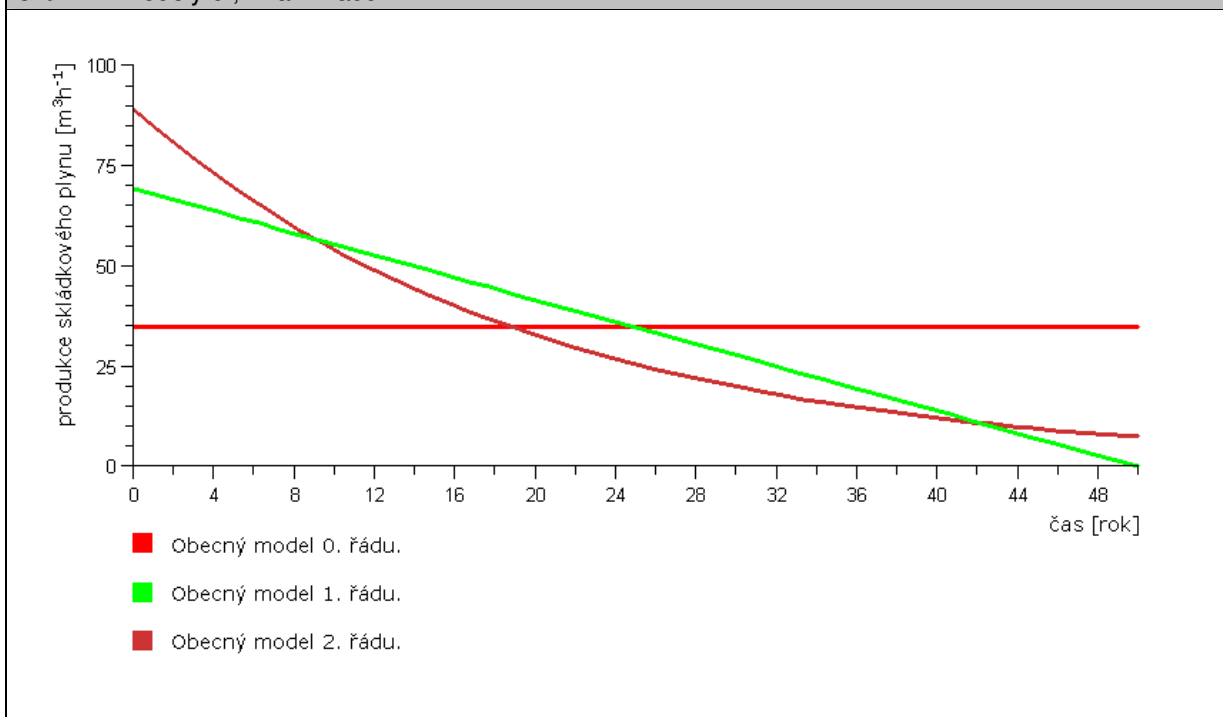
Srovnávací přehled jednotlivých modelů používaných v praxi byl podán v [1], proto se zde omezíme pouze na stručný výčet modelů a jejich charakteristik produkce methanu. Následující grafy odpovídají křivce produkce při demonstračních, vhodně zvolených parametrech, uvedených v tabulce 16 a při uložení veškerého odpadu v čase 0 bez dalšího následného skládkování: Nejjednodušším modelem, jehož využití v praxi je však značně omezené, je model 0. řádu, předpokládající konstantní vývin plynu z jednotkového množství odpadu. Produkce plynu po explicitně zadaném čase. Model 0. řádu je obecně určen rovnicí:

Tabulka 16: Demonstrativní parametry pro přehled modelů		
celková hmotnost odpadu	M	1 000 000 Mg
výtěžek methanu z 1 t odpadu	L_0	76 m ³ Mg ⁻¹
celková doba vývinu plynu	T	50 let

Další konstanty specifické pro jednotlivé modely byly zvoleny dle konkrétních modelů tak, aby byla křivka dobře porovnatelná s charakteristikami ostatních modelů.

$$Q = \frac{M \cdot L_0}{T} \quad (1)$$

Graf 17: Modely 0., 1. a 2. řádu.



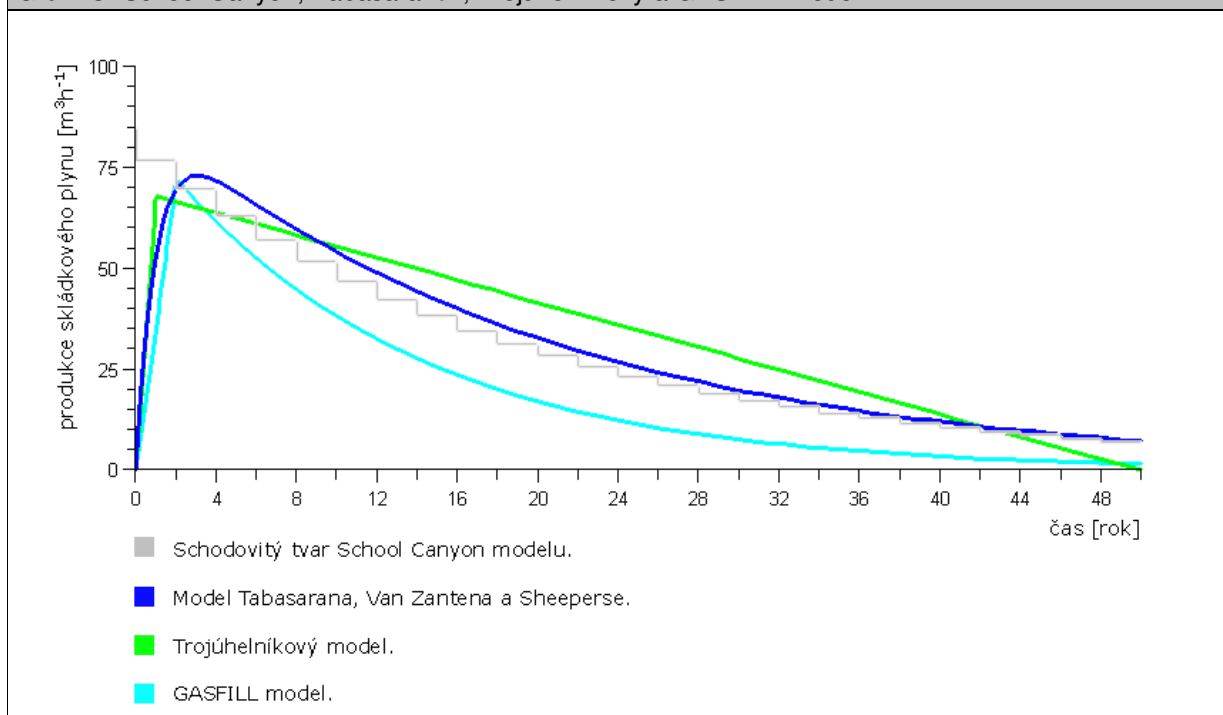
Naproti tomu model 1. řádu se jeví jako nejvhodnější pro aproximaci anaerobní digesce v tělese skládky a vychází z něj většina v současnosti používaných modelů. Rovnice produkce plynu odpovídá obecné rovnici chemické reakce 1. řádu:

$$Q = L_0 \cdot M \cdot k \cdot e^{-k \cdot t} \quad (2)$$

Z obecného modelu 1. řádu vychází také School Canyon model, model Tabasarana, Van Zantena a Scheeperse, Barlažův model i model vyvinutý v [1] a model LandGEM americké EPA, kterým jsou věnovány další podkapitoly.

Bližšími popisy ostatních modelů se práce nebude zabývat, podrobnosti lze nalézt v [1] a uvedených zdrojích.

Graf 18: School Canyon, Tabasaranův, Trojúhelníkový a GASFILL model



Poměrně dobrých výsledků dosahuje také model 2. řádu, založený na vztahu:

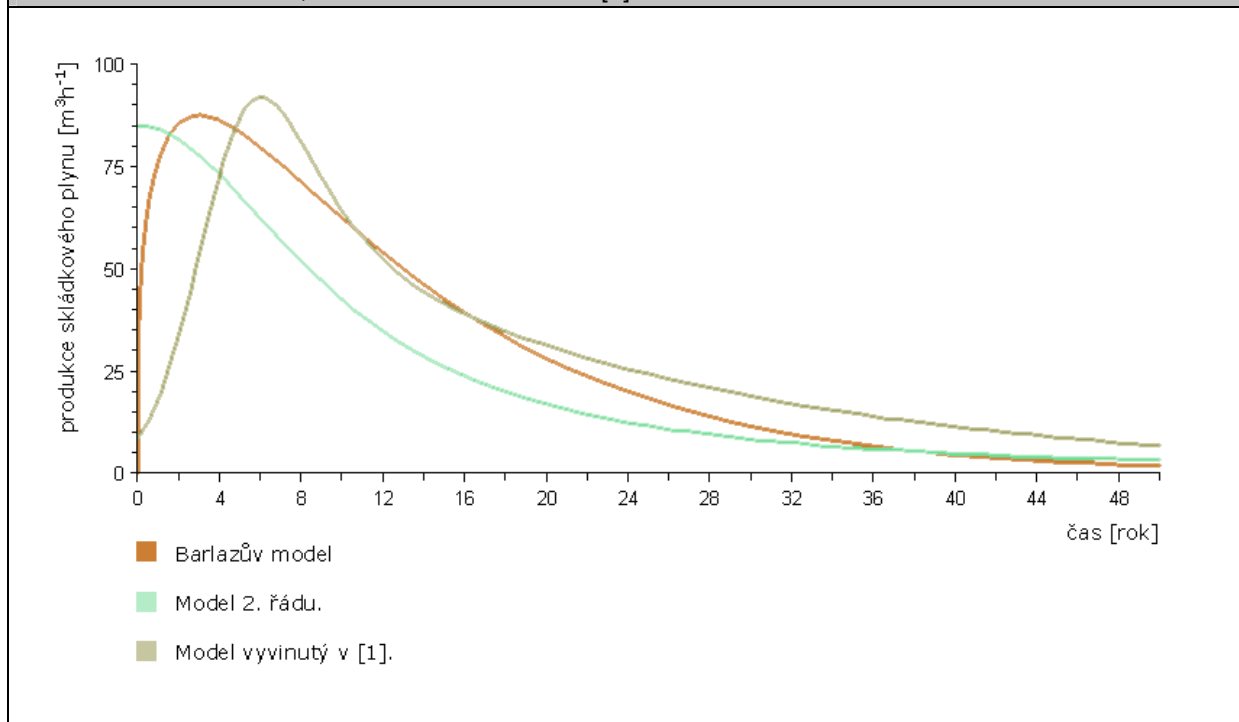
$$Q = \frac{M \cdot L_0}{k \cdot t^2} \quad (3)$$

V praxi jsou zřídka využívány i další modely založené na hyperbolických funkcích, chemické kinetice neceločíselného řádu a dalších, často ryze empirických vztazích [1].

Zdaleka nejširší uplatnění ze všech zmiňovaných modelů nachází model LandGEM, vyvinutý americkou US EPA, který je používán pro predikci vzniku skládkového plynu v USA. V roce 2008 bylo v USA vyprodukováno 253,6 Mt SKO a z tohoto množství bylo přibližně 55 % uloženo na skládky [18] (pro srovnání v EU bylo vyprodukováno 261,8 Mt a skládkováno 39 %), což je hodnota řádově vyšší než množství SKO ukládané v kterékoliv z evropských zemí. Navíc SKO v USA obsahuje významně vyšší podíl BRKO než v Evropě [20]. Je tedy zřejmé, že LandGEM model prošel v evropských podmínkách nedosažitelnou praxí a lze tak předpokládat, že se do něj

promítl dostatek empirických zkušeností s projektováním a provozem odplyňovacích systémů skládek.

Graf 19: Barlazův model, model 2. řádu a model z [1]



7.2. LANDGEM MODEL

Model LandGEM poskytuje, na rozdíl od většiny dříve zmiňovaných modelů, mimo vlastní matematický aparát také uživatelský interface s široce pojatou nabídkou zadávání vstupních parametrů. Ve většině případů však provozovatel skládky nemůže operovat se veškerými potřebnými daty a pro tvorbu modelu požaduje zadání předem získaných konstant. LandGEM nabízí dvě sady hodnot:

Nejprve tzv. *CAA Defaults* sadu založenou na prahových hodnotách *Clean Air Act*, základní zákonné úpravy ošetřující problematiku emisí v USA. Porovnáním získaných výstupů modelu se skutečností lze pak rozhodnout, do působnosti kterých dalších legislativních předpisů skládka spadá.

Druhou sadou je pak *Inventory Defaults*, obsahující implicitní hodnoty získané z dlouhodobých pozorování a měření emisí skládkových plynů EPA, která slouží ke stanovení reálných emisí ze skládky.

Obrázek 20: Rozhraní modelu Langem

USER INPUTS Landfill Name or Identifier: Skládka Adamov

1: PROVIDE LANDFILL CHARACTERISTICS

Landfill Open Year: 1985
 Landfill Closure Year: 2010
 Have Model Calculate Closure Year? ☒ Yes ☐ No
 Waste Design Capacity: megagrams

2: DETERMINE MODEL PARAMETERS

Methane Generation Rate, k (year^{-1}): CAA Conventional - 0.05
 Potential Methane Generation Capacity, L_0 (m^3/Mg): CAA Conventional - 170
 NMOC Concentration (ppmv as hexane): CAA - 4,000
 Methane Content (% by volume): User-specified - 55

3: SELECT GASES/POLLUTANTS

Gas / Pollutant #1: Total landfill gas
 Gas / Pollutant #2: Methane
 Gas / Pollutant #3: Carbon dioxide

4: ENTER WASTE ACCEPTANCE RATES

Input Units: Mg/year

Year	Input Units (Mg/year)	Calculated Units (short tons/year)
1985	2 000	2 200
1986	3 000	3 300
1987	3 000	3 300
1988	4 000	4 400
1989	10 000	11 000
1990	11 000	12 100
1991	8 000	8 800
1992	8 000	8 800
1993	6 000	6 600
1994	5 000	5 500
1995	5 000	5 500
1996	4 000	4 400
1997	3 000	3 300
1998	3 000	3 300
1999	3 000	3 300
2000	4 000	4 400
2001	4 000	4 400
2002	5 000	5 500
2003	5 000	5 500
2004	5 000	5 500
2005	6 000	6 600

Za zmínku stojí skutečnost, že přestože model nabízí také jednu z amerických soustav jednotek (tzv. *short* jednotky), implicitně pracuje s jednotkami soustavy SI.

Obrázek 21: Rozhraní modelu Langem

METHANE Landfill Name or Identifier: Skládka Adamov

First-Order Decomposition Rate Equation:
$$Q_{CH_4} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=0.1}^1 k L_0 \left(\frac{M_i}{10} \right) e^{-k t_{i,j}}$$

Where,

Q_{CH_4} = annual methane generation in the year of the calculation (m^3/year)
 i = 1-year time increment
 n = (year of the calculation) - (initial year of waste acceptance)
 j = 0.1-year time increment
 k = methane generation rate (year^{-1})
 L_0 = potential methane generation capacity (m^3/Mg)

M_i = mass of waste accepted in the i^{th} year (Mg)
 $t_{i,j}$ = age of the j^{th} section of waste mass M_i accepted in the i^{th} year (decimal years, e.g., 3.2 years)

Model Parameters from User Inputs:

$k = 0,050 \text{ year}^{-1}$
 $L_0 = 170 \text{ m}^3/\text{Mg}$

When Model Calculates Closure Year...

Final Non-Zero Acceptance Entered = 8 000 megagrams in 2009
 Waste Design Capacity = megagrams
 Closure Year (with 80-year limit) = 2010
 Actual Closure Year (without limit) = 2010
 Model Waste Acceptance Limit = 80 years

Tabulka 22: Polutanty v modelu LandGEM
1,1,1-Trichlorethan – HAP
1,1,2,2-Tetrachlorethan – HAP/VOC
1,1-Dichlorethan – HAP/VOC
1,1-Dichlorethen – HAP/VOC
1,2-Dichlorethan – HAP/VOC
1,2-Dichloropropan – HAP/VOC
2-Propanol – VOC
Aceton
Akrylonitril – HAP/VOC
Benzen – bez zneškodnění – HAP/VOC
Benzene – zneškodněn – HAP/VOC
Bromdichlormethan – VOC
Butan – VOC
Sírouhlík – HAP/VOC
Oxid uhelnatý
Tetrachlormethan – HAP/VOC
Carbonylsulfid – HAP/VOC
Chlorbenzen – HAP/VOC
Chlordifluormethan
Chlorethan – HAP/VOC
Chloroform – HAP/VOC
Chlormethan – VOC
Dichlorbenzen – (HAP jako para izomer/VOC)
Dichlordifluormethan
Dichlorfluormethan – VOC
Dichlormethan – HAP
Dimethylsulfid – VOC
Ethan
Ethanol – VOC
Ethylmerkaptan (ethanthiol) – VOC
Ethylbenzen – HAP/VOC
Ethylendibromid – HAP/VOC
Fluortrichlormethan – VOC
Hexan – HAP/VOC
Sírovodík
Rtuť (celkem) – HAP
Methylethylketon – HAP/VOC
Methylisobutylketon – HAP/VOC
Methylmerkaptan – VOC
Pentan – VOC
Tetrachloroethylen – HAP
Propane – VOC
t-1,2-Dichloroethene – VOC
Toluen – bez zneškodnění – HAP/VOC
Toluen – zneškodněn – HAP/VOC
Trichlorethen – HAP/VOC
Vinylchlorid – HAP/VOC
Xyleny – HAP/VOC

Přímo v prostředí pro zadávání dat je uvedena chemická rovnice 1. řádu, kterou model používá především pro výpočet výtěžku methanu, ale v drobně upravené variantě také pro stanovení koncentrace dalších (předem uživatelem navolených) škodlivin ve skládkovém plynu. Přímo v základní nabídce umožňuje stanovení množství skleníkového oxidu uhličitého a NMOC (nonmethan organic compound), dalších 48 polutantů, pro které jsou v modelu zadána implicitní data, shrnuje tabulka 23.

Model pracuje s obecnou rovnicí chemické reakce prvního řádu, pro určení vstupního množství odpadu využívá časový krok o délce jednoho roku (viz obr. 22). Roční návoz je následně rozdělen na deset stejných částí a výsledná produkce plynu je dána sumací deseti samostatných hodnot pro každý rok provozu skládky. Proč byla zvolena značně netradičně právě jedna desetina roku, není z dostupných informací zcela zřejmé.

Vlivem dělení agregovaných údajů o návozech odpadu v délce jednoho roku zde dochází zde také ke zjednodušení, které může být významné zejména u sezónních složek naváženého BRKO jako jsou odpady z údržby zahrad a produkce parků, jejichž zaznamenává v průběhu roku (zejména ve střeoevropských podmínkách) výkyvy o více než jeden řád [4], [5], [6]. U skládek s významným podílem takových odpadů (zejména posekaná tráva, listí, odřezky z větví, květín a ovoce), zvláště, podléhají-li rychlému rozkladu, se může toto zjednodušení výrazně projevit zejména u krátkodobých předpovědí množství vznikajícího skládkového plynu. Tyto nedostatky se, mimo jiné, pokouší odstranit model vyvinutý v kapitole 8.

Velice kladně lze hodnotit přístup americké EPA, coby autora i vlastníka LandGEM modelu. Jakožto americká státní organizace, umožňuje EPA přístup k modelu a jeho využití, včetně detailního popisu a návodu bez-

platně na svém webu [8], což značně přispívá k jeho rozšíření a použití nejen v USA. Celý model pracuje v důvěrně známém prostředí tabulkového procesoru Microsoft Excel a uživatelé tak mohou příslušná data jednoduše kopírovat z většiny databázových programů, ve kterých lze předpokládat evidenci odpadů na skládce.

7.3. ZKUŠENOSTI S VYUŽITÍM MODELŮ V ČR

Provoz odplyňovacích systémů skládek v ČR probíhá nejčastěji v režii výrobce odplyňovacího zařízení, resp. kogenerační bioplynové jednotky, který zajišťuje jeho provoz na základě smlouvy s provozovatelem skládky. Predikce množství vznikajícího skládkového plynu, potřebná pro projekci zařízení a výběr vhodné instalované jednotky, je tak ztížena nutností předávání údajů mezi více subjekty a je přímo úkolem výrobce, kterých v současnosti na českém trhu působí v podstatě 6 [22].

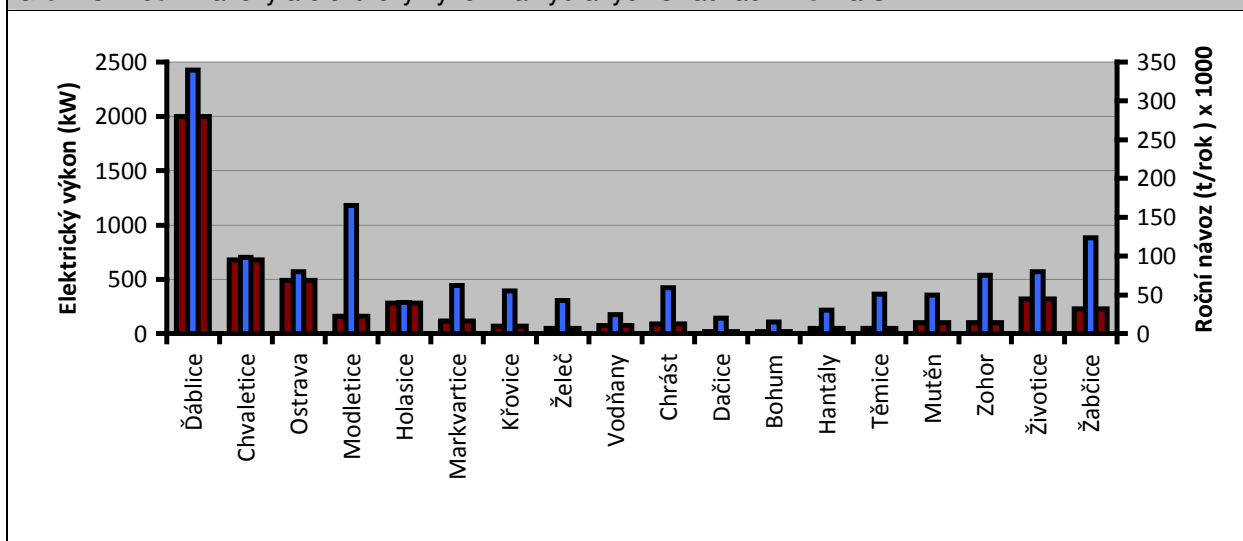
Součástí zadání práce bylo zhodnocení aktuálního stavu využití skládkového plynu v ČR, v rámci něhož byl proved průzkum metod predikce skládkového plynu u vedoucího výrobce a provozovatele českých odplyňovacích systémů, firmy TEDOM, s. r. o. z Výčap u Třebíče, který vyrobil přes tisíc kogeneračních jednotek pro 30 zemí světa.

Výběr vhodné kogenerační jednotky, odpovídající velikostí produkci skládkového plynu v dané lokalitě není prováděn na základě výsledků matematického modelu, ale naopak, vzhledem k dosavadním zkušenostem z provozu kogeneračních jednotek na skládkách, probíhá po provedení polního čerpacího testu, kterým je zjištěna produkce konkrétní skládky.

Tento na první pohled nevhodný přístup lze do jisté míry podložit údaji o kogeneračních zařízeních na skládkách provozovaných firmou TEDOM, s. r. o., doplněný o údaje z několika zařízení jiných provozovatelů na dalších skládkách, jež byla v rámci práce sledována.

Následující graf uvádí roční návozy na jednotlivé skládky v ČR a SR (údaje z roku 2007 resp. 2008) a produkci elektrické energie ze získaného bioplynu. Údaje jsou samozřejmě zatíženy určitými chybami plynoucími z nutnosti odstávek kogeneračního zařízení, rozdílnou mírou BRO v ukládání odpadu, jinou technologií odplynění a z ní plynoucí rozdílnou efektivitou takových systémů apod.

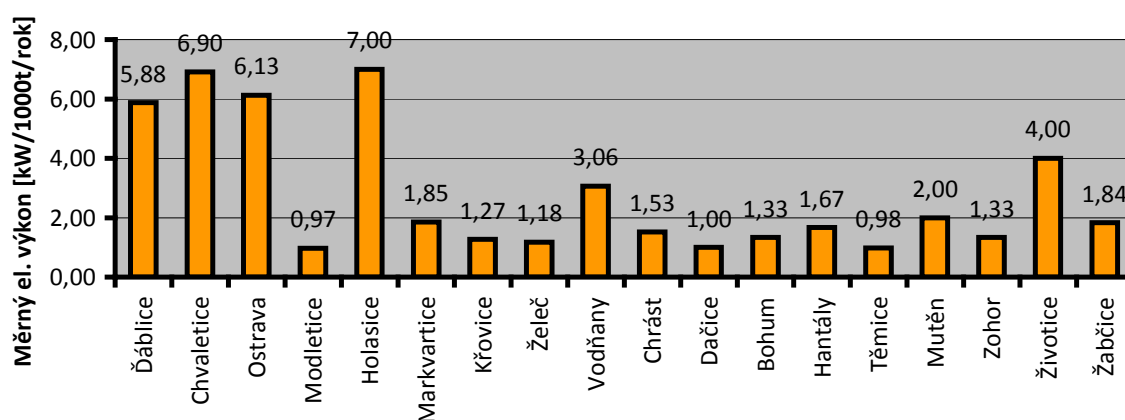
Graf 23: Roční návozy a elektrický výkon na vybraných skládkách v ČR a SR.



Zjevný je nepoměr mezi jednotlivými lokalitami, kdy zařízení instalovaná na skládkách o srovnatelné velikosti ročních návozů odpadu vykazují až několikanásobné rozdíly v produkci elektrické energie.

Názorně situaci shrnuje následující graf, který zviditelňuje poměr mezi veličinami shrnutými v předešlém grafu jako měrný elektrický výkon vztahený ku hmotnosti ukládaného odpadu. Přestože lze určité rozdíly v efektivitě systémů vysvětlit právě nevhodnou skladbou odpadu na některých skládkách, heterogenním uspořádáním ve skládkovém tělese, rozdílnou velikostí skládek či jejich nestejným stářím, jsou rozdíly přesahující sedminásobek hodnot srovnatelných skládek poměrně překvapivé.

Graf 24: Elektrický výkon na vybraných skládkách v ČR a SR.



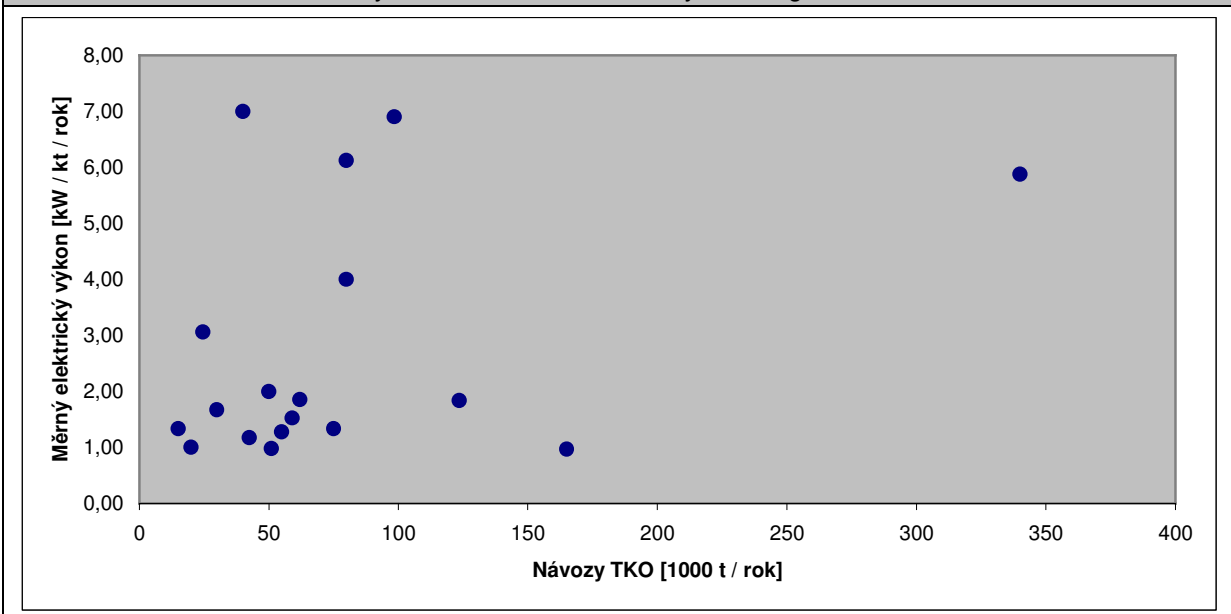
Snahou autora práce bylo, na základě dostupných agregovaných údajů o skládkách, nalézt určitou závislost výše měrného elektrického výkonu na parametrech odpadu a zařízení, vzhledem k rozsahu práce a finančním podmínkám však nebylo možné realizovat rozsáhlejší průzkum skládek.

Na základě informací získaných prostřednictvím osobních setkání s pracovníky skládek a firem zabývajících se využitím skládkového plynu bylo možné očekávat, že existuje závislost mezi velikostí skládky a efektivitou odplynění. Následující graf shrnuje rozptýlení jednotlivých zkoumaných skládek v souřadném systému, kde osa x představuje velikost ročních návozů na jednotlivé skládky a osa y reprezentuje měrný elektrický výkon.

Z grafu 25 je patrné, že neexistuje žádná jasně definovaná lineární ani nelineární závislost měrného výkonu na velikosti skládek a při znalosti pouze omezených údajů o jednotlivých skládkách nelze o vlivech na měrný výkon rozhodnout. Zřejmě mají na úroveň produkce methanu vliv jiné významné faktory než pouze velikost skládky a návozů, je však nutné konstatovat, že tyto údaje buď nebyly k dispozici autoru práce, častěji však nejsou vůbec stanovovány. Lze se pouze domnívat, že jde o veličiny typu distribuce odpadů a vlhkosti v tělese skládky, obsah příměsí inhibujících růst bakteriálních a archaeických společenstev a pH skládkového výluhu, která provozovatelé skládek až na výjimky nestanovují.

Tato skutečnost je jedním ze stěžejních závěrů diplomové práce, byť ji nelze označit v pravém slova smyslu za výsledek, který by významně přispěl k řešení situace v oblasti využití biodegradačních procesů na skládkách.

Graf 25: Poměr velikosti skládky a měrného elektrického výkonu kogenerace



8. TVORBA VLASTNÍHO MODELU

8.1. VÝCHODISKA

Již v předchozí práci na dané téma [1] bylo na základě úspěšnosti použití jednotlivých modelů biodegradačních procesů ve skládkách předpokládáno, že reakční kinetika celého procesu anaerobní digesce bude ovlivňována jedním kritickým dějem ve sledu reakcí popsanych v kapitole 7.

V uvedené práci bylo na základě zdroje [2] předpokládáno, že kritickým dějem anaerobní digesce na skládce je hydrolýza ukládaných organických látek, která tak určuje celkovou rychlost vývinu skládkového plynu. S touto skutečností operuje většina prací zabývajících se anaerobní digestí v prostředí bioreaktorů, případně trávení živých organismů (např. [14]), kde lze ovšem předpokládat podstatně homogennější prostředí a tedy optimální podmínky pro přístup vody k biodegradabilnímu materiálu. V tělese skládky je možné předpokládat stejně rychlý resp. pomalejší průběh hydrolýzy právě z důvodu nerovnoměrné a často omezené distribuce srážkové vody, proto lze očekávat, že i zde bude hydrolýza kritickým krokem celého procesu a tedy je možné využít kinetiky prvního řádu. Tento fakt potvrzuje nejen skutečnost, že většina úspěšných modelů pracuje právě na tomto principu, ale i skutečnost, že ve většině případů, kdy by byla kritickou jiná konkrétní fáze anaerobní digesce, obdržíme nakonec stejně teoreticky substrátově závislý děj s obdobnou reakční kinetikou..

Uvažujeme-li tedy základní kinetiku modelu jako chemickou reakci 1. řádu, je nutné ošetřit počáteční fázi vývinu plynu, kdy je odpad teprve uložen na skládku a výtěžek methanu plynule roste od počáteční velmi nízké hodnoty produkce, kterou substrát vykazoval ještě před uložením do tělesa skládky. Tato (dle našeho označení 0.) fáze bývá v řadě modelů opomíjena, což nevyhnutelně vede k nepřesnostem při predikci množství vznikajícího skládkového plynu. Ve [26] autor mimo jiné uvádí: „*Správné hodnocení okamžitého výkonu (modelování rychlosti vývoje plynu) musí zohledňovat ve výpočtu i rozklady probíhající již během ukládání*“.

V této fázi provozu, než se ustálí podmínky uvnitř skládky a dojde k plynulému rozběhu uvedených dějů, dochází k vyčerpání kyslíku ve skládce dobíhajícími aerobními procesy, ke vzrůstu vlhkosti substrátu na výslednou hladinu nutnou pro dostatečně účinnou hydrolýzu látek a zejména k růstu populace mikroorganismů, které se na rozkladných procesech podílí. Tyto procesy mohou v závislosti na skladbě odpadu a velikosti skládky trvat několik týdnů až měsíců [2], [21] a je proto poměrně podstatné uvažovat 0. fázi biodegradace také v matematickém modelu. Přesto bývá tato skutečnost v řadě modelů zcela opomíjena [8]. Průběhem aerobních procesů dochází také ke zvýšení teploty až na 35 °C.

Vliv nárůstu vlhkosti v důsledku pronikání srážkové vody (resp. recirkulovaného výluhu) lze pouze velice těžko modelovat z důvodu neexistence přesných údajů o vnitřní struktuře skládky; proto efekt zavodnění při konstrukci modelu pomineme, stejně jako nerovnoměrnost způsobenou různými rychlostmi spotřeby kyslíku v různých částech skládkového tělesa. Tyto skutečnosti jsou ovlivněny především strukturou odpadu (zejm. množstvím polyolefinických folií, které brání

volnému pohybu plynů i výluhu uvnitř skládky), jejíž modelování je však v současnosti v podstatě nemožné⁶.

8.2. SYSTÉMOVÁ ANALÝZA MODELU

Z hlediska systémové analýzy jakožto samostatného odvětví teorie matematického modelování lze velmi zjednodušeně postupovat při tvorbě matematického modelu za využití následujícího algoritmu, složeného ze sedmi základních kroků, jejichž respektování usnadní proces úspěšného vzniku a využití příslušného modelu [3].

1. Identifikace systému z hlediska matematického modelování.

- Rozhodnutí, zda se jedná o standardní systém (problém), již řešený a volba standardního modelu.
- Rozhodnutí, zda se jedná o nový, dosud neznámý systém, a zda použijeme upravený standardní model nebo vytvoříme model nový. K tomu je třeba zpravidla vytvořit tvůrčí odborný tým.
- Rozhodnutí, zda model bude statický, dynamický, dynamizovaný, deterministický, stochastický. Zda bude deskriptivní, nebo normativní. Zda systém bude modelován jedním modelem či více modely a jak budou vzájemně uspořádány (propojeny).

2. Konstrukce modelu systému.

- Prvky systému: elementární část systému při dané rozlišovací úrovni dále nedělitelná.
- Vazby: vzájemné závislosti mezi prvky (kauzální vztahy: příčina-následek, způsoby spojení mezi prvky, souvislosti mezi jevy, informační vazby, matematicky formulované vztahy atd.)
- Struktura systému
- Chování systému
- Okolí systému: množina prvků, které nejsou prvky systému, ale mají k němu významné vazby
- Organizace dat v systému: jejich struktura, způsobu uložení, vstup a výstup dat atd.
- Validita modelu systému: Ověření matematických předpokladů, stability, konzistence a konvergence řešení atd.

3. Výpočet řešení modelu.

- Volba algoritmu řešení.
- Výběr variant řešení.

4. Výběr užší skupiny dostatečně dobrých řešení.

- Výběr vhodných řešení se provádí v rámci algoritmu řešení.

⁶ V budoucnu lze očekávat povinnost provozovatelů skládek zaznamenávat uložení jednotlivých druhů odpadů v trojrozměrném modelu [24].

- Výběr vhodných řešení provádí specialista z oboru řešené problematiky.
 - Výběr vhodných řešení provádí skupina expertů.
5. Experimentování s vybraným řešením.
- What-if analýza, Goal seeking problém.
 - Scénáře.
6. Výběr optimálního řešení.
7. Implementace.
- Monitoring implementace.
 - Sledování zpětné vazby.
 - Úpravy modelu a nová implementace.

8.2.1. IDENTIFIKACE SYSTÉMU Z HLEDISKA MATEMATICKÉHO MODELOVÁNÍ

Problémem modelování biodegradace a vzniku skládkového plynu se zabývala práce [1], ve které byly poměrně úspěšně identifikovány některé závislosti a vazby mezi prvky modelu a proto lze v práci navržený model považovat za standardní model, z něhož budeme nadále vycházet.

Návrh nového modelu bude spočívat především v určení nedostatků standardního modelu a jejich odstranění pomocí matematických nástrojů.

Model biodegradace budeme považovat za deterministický, dynamický a deskriptivní.

8.2.2. KONSTRUKCE MODELU SYSTÉMU

Základní prvky konstrukce modelu jsou pevně dány zvoleným standardním modelem a doplněny novými prvky, vzešlými z odstranění nedostatků tohoto modelu a jeho rozšíření o další možnosti použití.

Pro matematické operace spojené s tvorbou modelu byl využit kanadský softwarový nástroj Maple 10 od firmy Waterloo Maple Inc., díky němuž bylo možné zvládnout složitější výpočty z oblasti kalkulu chemické kinetiky, zpracování velkých objemů dat a náročné dvou i trojrozměrné vizualizace matematických závislostí posuzovaných veličin. Následující text bude mimo popis samotného výpočtu věnován také postupu při tvorbě modelu v jazyku Maple, přesto je snahou autora, aby byl srozumitelný i bez znalosti tohoto prostředí.

Pro zjednodušení nepřehledných matematických vztahů bude ve zbývající části práce zavedeno jednotné označení matematických veličin dle následující tabulky 26, vycházející částečně z požadavků softwarového prostředí a také jím v plné míře respektované.

Tabulka 26: Veličiny použité při tvorbě vlastního modelu			
značka	název	Popis	jednotka
A	matice návozů odpadu na skládku	Matice návozů odpadu v tunách, řádky reprezentují měsíce, sloupce druhy odpadu.	-
B	relativní hmotnost biologicky rozložitelné složky odpadu	Udává podíl biologicky rozložitelné složky daného druhu odpadu dle katalogu odpadů.	1
H	okamžitá produkce skládkového plynu	Udává aktuální produkci methanu z daného množství odpadu uloženého najednou.	rok^{-1}
I	řádkový index matice A	Udává pořadí řádku v matici. $i = 1$ a $i = 2$ jsou vyhrazeny pro hodnoty L_0 a m .	1
J	sloupcový index matice A	Udává pořadí sloupce v matici.	1
J	okamžitá produkce skládkového plynu	Udává aktuální produkci methanu z daného množství odpadu ukládaného pod dobu T .	rok^{-1}
K	konečná relativní velikost populace hydrolytických bakterií	Počáteční velikost populace hydrolytických bakterií jako relativní bezrozměrná veličina.	1
L_0	výtěžek methanu z uloženého odpadu	Popisuje, jaký objem methanu je možné získat z hmotnostní jednotky odpadu.	m^3t^{-1}
m	rychlostní konstanta hydrolýzy	Reprezentuje rychlost rozkladu konkrétního druhu odpadu.	rok^{-1}
M	hmotnost odpadu	Celková hmotnost uloženého odpadu.	t
p	počáteční relativní velikost populace hydrolytických bakterií	Viz X_0 , se kterou je totožná.	1
Q	okamžitá produkce skládkového plynu	Udává aktuální produkci methanu z odpadů jejichž doba uložení, rychlost rozkladu a hmotnost jsou zadány maticí A .	$\text{m}^3\text{rok}^{-1}$
r	rychlostní konstanta růstu hydrolytických bakterií	konstanta růstu hydrolytických bakterií použití pro dosazení do logistické rovnice populačního růstu [1].	rok^{-1}
$radku$	počet řádků matice A	Označuje počet řádků matice, který je roven počtu měsíců ukládání odpadu + 2.	1
$RelativniVytezek1$	celková produkce skládkového plynu	Udává celkovou relativní produkci methanu od počátku skládkování při uložení veškerého odpadu najednou.	1
$RelativniVytezek2$	celková produkce skládkového plynu	Udává celkovou relativní produkci methanu od počátku skládkování při ukládání odpadu po dobu T .	1
S	aktuální množství dostupného substrátu (odpadu)	Dosud nezreagované množství substrátu anaerobní digesce.	t
S_0	počáteční množství substrátu (odpadu)	Celkové množství substrátu jako vstupní parametr modelu.	t
S_t	množství již spotřebovaného substrátu v čase t	Množství substrátu spotřebovaného při vzniku skládkového plynu.	t
$sloupcu$	počet sloupců matice A	Udává počet sloupců matice, které reprezentují jednotlivé druhy odpadu dle katalogu odpadů.	1
t	čas	Je základním kritériem pro určení aktuální i celkové produkce methanu.	rok
T	doba ukládání odpadu	Čas po který je odpad přivážen a ukládán na skládku, obvykle až desítky let.	rok

τ	poločas rozkladu	Reprezentuje rychlost rozkladu konkrétního druhu odpadu.	rok
u	tříčtvrtěčas rozkladu	Doba, za kterou se rozloží tři čtvrtiny hmotnosti odpadu.	rok
v	čas do rozložení 95 % odpadu	Doba, za kterou se rozloží 95 % odpadu.	rok
X	relativní velikost populace hydrolytických bakterií	Udává velikost populace v rozmezí od 0 do maximální velikosti, která ovlivní rychlost hydrolýzy.	1
X_0	počáteční relativní velikost populace hydrolytických bakterií	Totožná s p . Počáteční velikost populace hydrolytických bakterií jako relativní bezrozměrná veličina.	1

Dalšího zjednodušení zejména v grafech je dosaženo relativizací veličin produkce vzhledem k celkovému množství uloženého odpadu S_0 . Vzhledem k tomu, že tato veličina vystupuje ve vztazích vždy pouze jako lineární činitel, je možné ji pro názornost během odvození tvaru základní matematické závislosti považovat za rovnu 1, skutečnou hodnotu zjišťovaného parametru se posléze dozvíme vynásobením reálnou hodnotou celkové hmotnosti uloženého odpadu. Na tuto skutečnost bude v textu zřetelně poukázáno.

Zcela základním prvkem celého modelu je matematické vyjádření chemické kinetiky 1. řádu:

$$S = S_0 \cdot m \cdot e^{-m \cdot t} \quad (4)$$

kde S je množství dosud nespotřebovaného substrátu, S_0 je počáteční množství odpadu uloženého na skládku, m je rychlostní konstanta hydrolýzy a t je čas.

Jak bylo uvedeno v podkapitole 7.1, tento jednoduchý idealizovaný vztah zanedbává 0. fázi ukládání odpadu a anaerobizace skládky a předpokládá okamžitou produkci na maximální úrovni ihned po uložení odpadu na skládku. Je tedy třeba tyto nedostatky odstranit zahrnutím faktoru, který zohlední postupný úbytek kyslíku a zejména růst populace hydrolyzujících bakterií, které podmiňují úspěšný průběh hydrolýzy BRKO, coby prvního a esenciálního kroku anaerobní digesce.

V souladu s modelem vyvinutým v [1] lze pro tuto skutečnost využít modifikovaný vztah (4), prezentovaný v [2]:

$$S = S_0 \cdot e^{-m \cdot X \cdot t} \quad (5)$$

kde X je relativní velikost populace hydrolytických organismů v tělese skládky. Hodnotu X nastavíme posléze tak, aby při dosažení takové velikosti populace, kdy další zvyšování počtu jedinců již nepovede k urychlení hydrolýzy substrátu (tedy z chemického hlediska budou bakterie v nadbytku), platilo⁷:

$$X = 1 \quad (6)$$

naopak v případě, že by došlo k úhynu všech hydrolytických organismů ve skládce, nabude veličina hodnoty:

$$X = 0 \quad (7)$$

Pro výpočet úměry velikosti populace X na čase použijeme hned z několika důvodů, jmenovaných v [1], logistickou závislost danou diferenciální rovnicí:

⁷ Diskuze o tom, jaká velikost populace bakterií je maximální efektivní, nebyla provedena a údaje X , p a K byly zjištěny empiricky. Autor práce však připouští, že pro správnou funkci modelu je zapotřebí tyto hodnoty stanovit.

$$\frac{d X}{d t} = r \cdot X \cdot \frac{K - X}{K} \quad (8)$$

kde r je rychlostní konstanta růstu populace a K je maximální relativní velikost populace daná úživností prostředí. Zřejmě tedy vidíme, že přírůstek populace bakterií je tím vyšší, čím je ve skládce více jedinců, ale také čím větší je ještě podíl prostoru pro naplnění maximální úživnosti.

Jednoduchým zintegrováním vztahu pomocí funkce pro řešení diferenciálních rovnice *dsolve* získáváme tvar závislosti X na čase:

$$\text{rovnice} := \frac{d}{d t} X(t) = r \cdot X(t) \cdot \frac{K - X(t)}{K};$$

$$\text{podminka} := X(0) = X_0$$

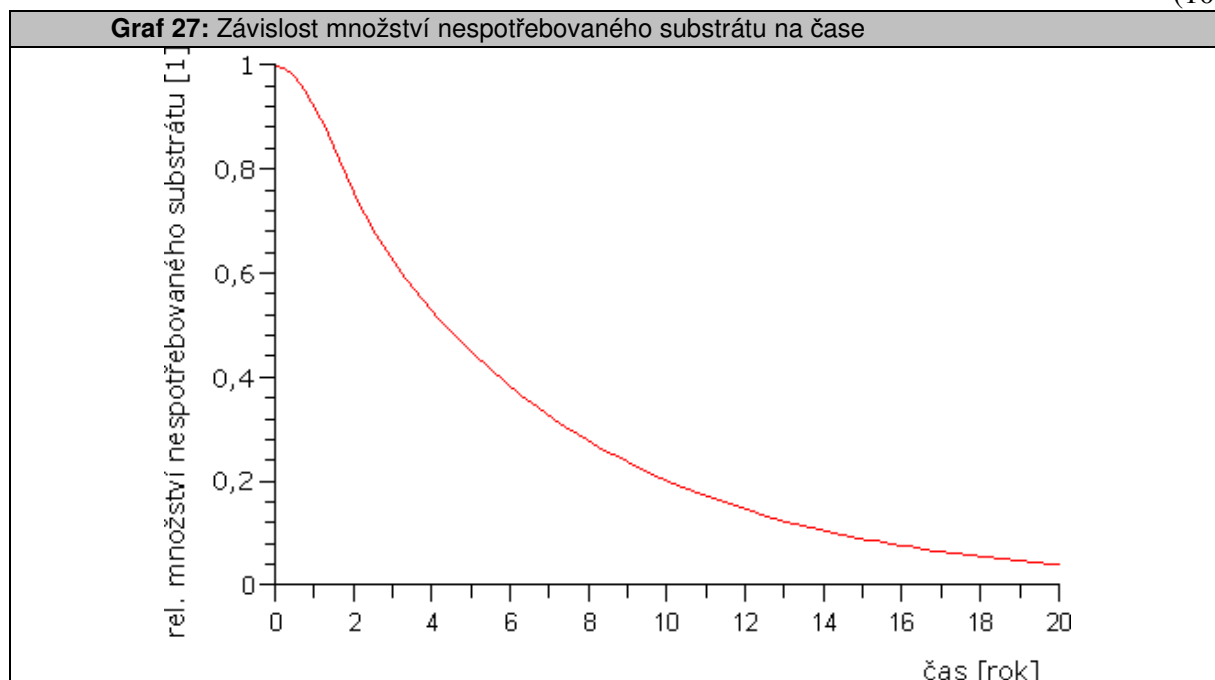
$$\text{dsolve}(\{\text{rovnice}, \text{podminka}\})$$

$$X(t) = \frac{X_0 K}{X_0 + e^{-r t} K - e^{-r t} X_0} \quad (9)$$

kde X_0 je počáteční velikost populace hydrolytických mikroorganismů v čase $t = 0$. Nadále budeme tuto hodnotu označovat pro přehlednost jako p .

Dosadíme-li takto získaný výraz zpět do (5), dostáváme již složitější vztah pro množství dosud nespotřebovaného substrátu S :

$$S = S_0 \cdot e^{-\frac{m \cdot t \cdot p \cdot K}{p - e^{-r \cdot t} \cdot K + e^{-r \cdot t} \cdot p}} \quad (10)$$



Naproti tomu množství již spotřebovaného substrátu S_t udává následující vztah a graf 27:

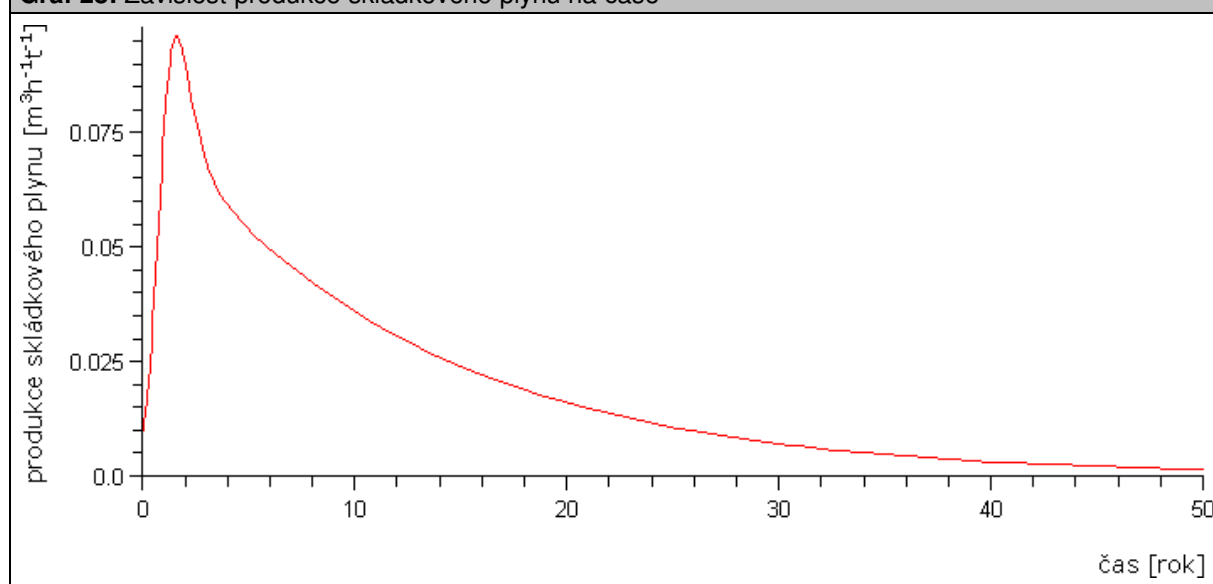
$$S_t = S_0 - \frac{m \cdot t \cdot p \cdot K}{-p - e^{-r \cdot t} \cdot K + e^{-r \cdot t} \cdot p} \quad (11)$$

Po zderivování tohoto vztahu v čase získáváme ústřední vztah celého modelu, kterým je závislost produkce skládkového plynu na čase:

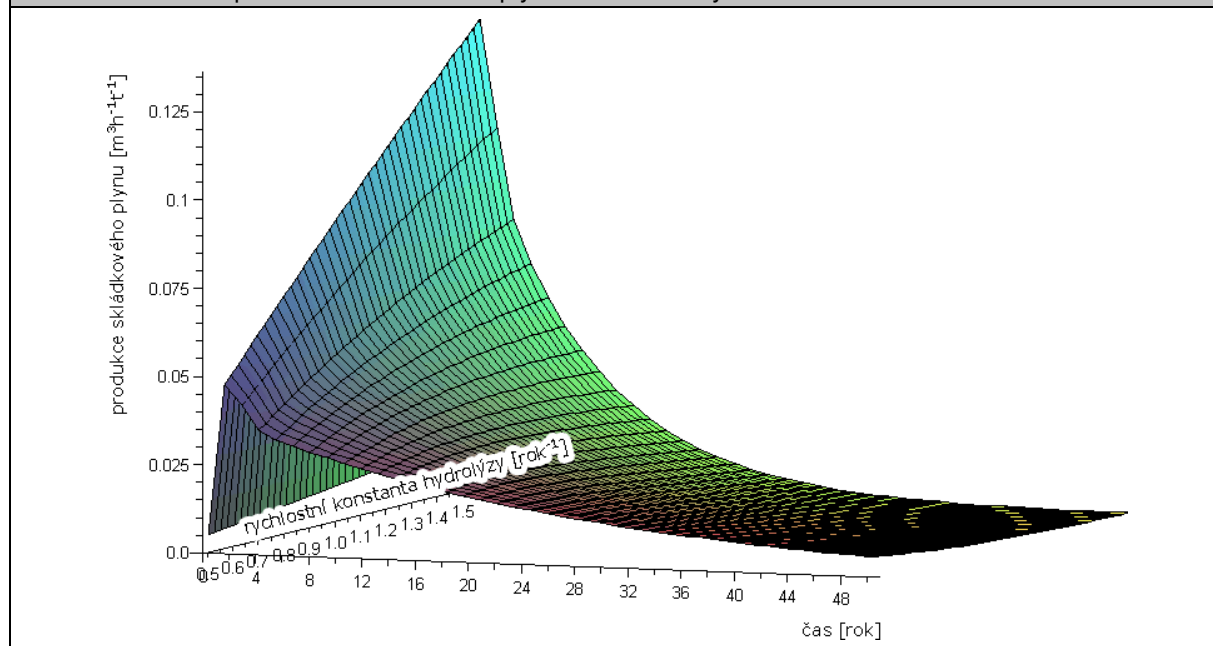
$$H = - \left(\frac{m p K}{-p - e^{-r t} K + e^{-r t} p} - \frac{m t p K (r e^{-r t} K - r e^{-r t} p)}{(-p - e^{-r t} K + e^{-r t} p)^2} \right) e^{\frac{m t p K}{-p - e^{-r t} K + e^{-r t} p}} \quad (12)$$

kde H je okamžitá relativní produkce skládkového plynu. Obecný tvar závislosti lze v souladu s grafem 19 při konstantní hodnotě m znázornit následovně:

Graf 28: Závislost produkce skládkového plynu na čase



Budeme-li mimo závislost aktuální produkce plynu na čase od uložení odpadu sledovat také závislost na rychlostní konstantě hydrolýzy m , která je parametrem rychlosti rozkladu konkrétního odpadu (např. pro dřevo bude rychlostní konstanta m výrazně nižší než pro travní seč nebo odpad ze zpracování masa), získáme okamžitou produkci H jako funkci dvou proměnných (t a m) a můžeme ji znázornit v trojrozměrném grafu následovně:

Graf 29: Závislost produkce skládkového plynu na čase t a rychlostní konstantě m 

V této fázi tvorby modelu je třeba provést následující úvahu. Uvedené závislosti platí všechny v případě, kdy je veškerý uvažovaný odpad uložen na skládku v jednom okamžiku, odpovídajícím času $t = 0$, což je samozřejmě příklad nereálný. Tato skutečnost byla v práci [1] opomenuta, což bylo největším systematickým nedostatkem navrhovaného modelu. Dobré výsledky při aplikaci modelu na reálnou skládku v Němčicích lze vysvětlit jednak nedostatečným souborem vstupních dat, jak bylo ostatně v [1] diskutováno a dále skuteností, že za určitých, speciálně zvolených podmínek, je tvar závislosti při uložení veškerého odpadu najednou velmi podobný případu, kdy je odpad ukládán na skládku po delší časový úsek T^8 .

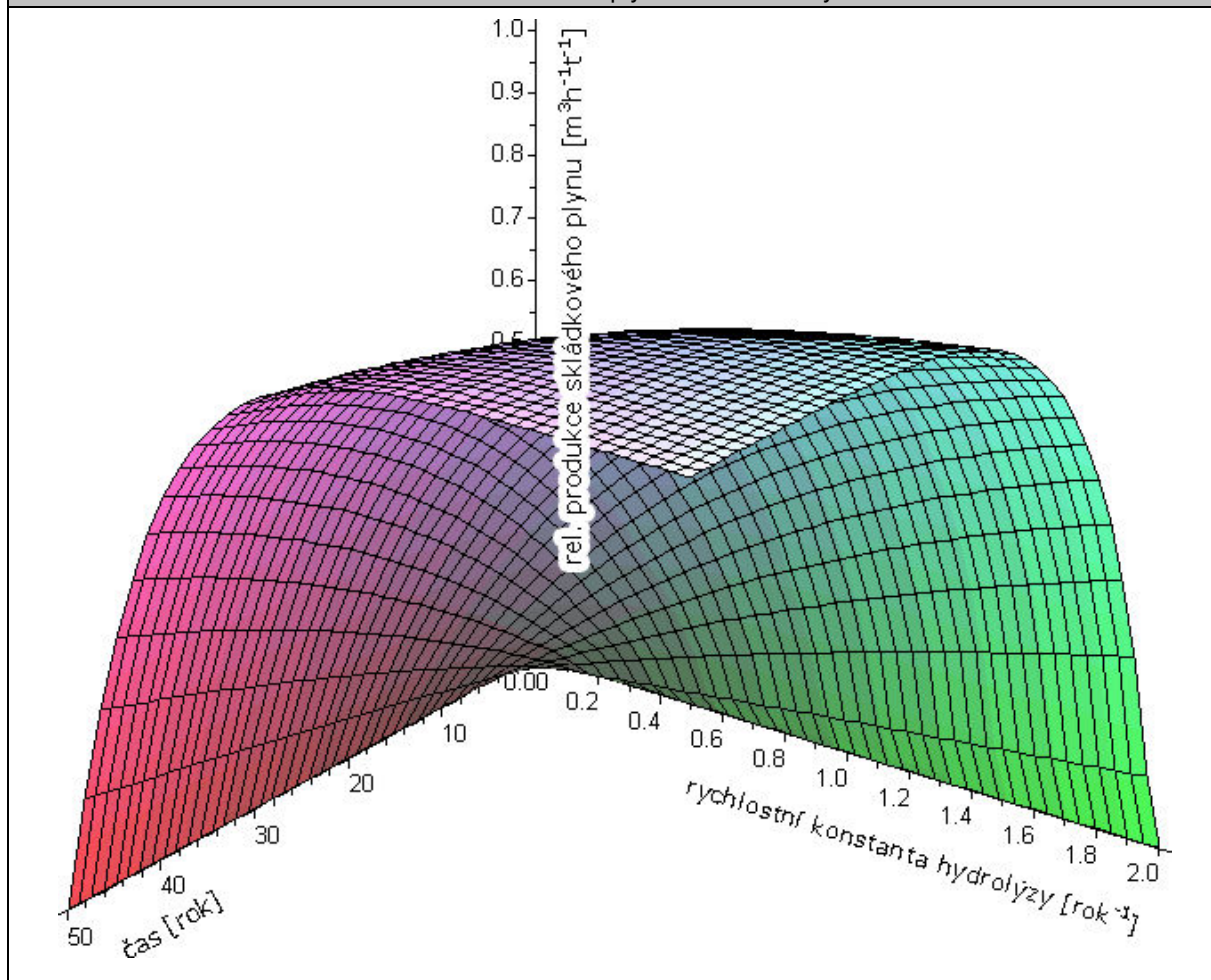
Dříve, než se budeme zabývat úpravou modelu tak, abychom odstranili tento nedostatek a získali model multifázový [1], je vhodné uvést výslednou závislost získanou integrací vztahu 12 v čase, tedy relativním množstvím skládkového plynu, které vznikne od počátku vývinu do času t .

Protože kalkulus následujících funkcí poskytuje příliš složitý tvar rovnic, není účelné jej nadále vyjadřovat v kompletní formě a budeme proto pracovat pouze s definovanou veličinou H jako funkcí času t a rychlostní konstanty hydrolyzy m . Integrujme tedy H v čase:

$$RelativniVytezek1 := (x, y) \rightarrow \int_0^x H(t, y) dt; \quad (13)$$

kde *RelativniVytezek1* je funkce závislosti celkového množství vzniklého skládkového plynu na čase t a rychlostní konstantě hydrolyzy m .

⁸ Tedy součet určitého množství funkcí H v různém čase poskytuje funkci podobnou funkci H .

Graf 30: Závislost vzniklého množství skládkového plynu na čase t a rychlostní konstantě m 

Protože jde o výpočet relativní výtěžnosti skládkového plynu, musí jít při integraci v čase od $t = 0$ do nekonečna o uvolnění veškerého uvažovaného skládkového plynu. Po zadání do programu Maple opravdu získáváme:

$$\text{RelativniVytezek1}(\infty, 2) = 1 \quad (14)$$

Nyní je již možné přejít ke změně jednorázového modelu na model multifázový, který bude uvažovat ukládání odpadu po určité, pevně danou dobu T . Odpad může být na skládku ukládán i několik desetiletí, přičemž pouze určitá část skládky se nachází v 0. fázi ukládání odpadu, zbývající části skládky již mohou být v 1. i 2. fázi. Produkce plynu je však pro celou skládku společná a proto ji lze sčítat.

Komplikovanější modely z předchozí kapitoly uvažovaly celkovou produkci jako součet několika dílčích produkcí s různým časem započetí vývinu plynu (např. americký LandGEM model uvažoval 10 návozu ročně se stejným množstvím uloženého odpadu). S využitím možností matematického softwaru však můžeme použít náročnější myšlenkovou konstrukci a uvažovat, že odpad je po dobu T ukládán na skládku plynule, což zřejmě lépe aproximuje stav, kdy je odpad navážen nejméně 5 dnů v týdnu po dobu několika hodin denně.

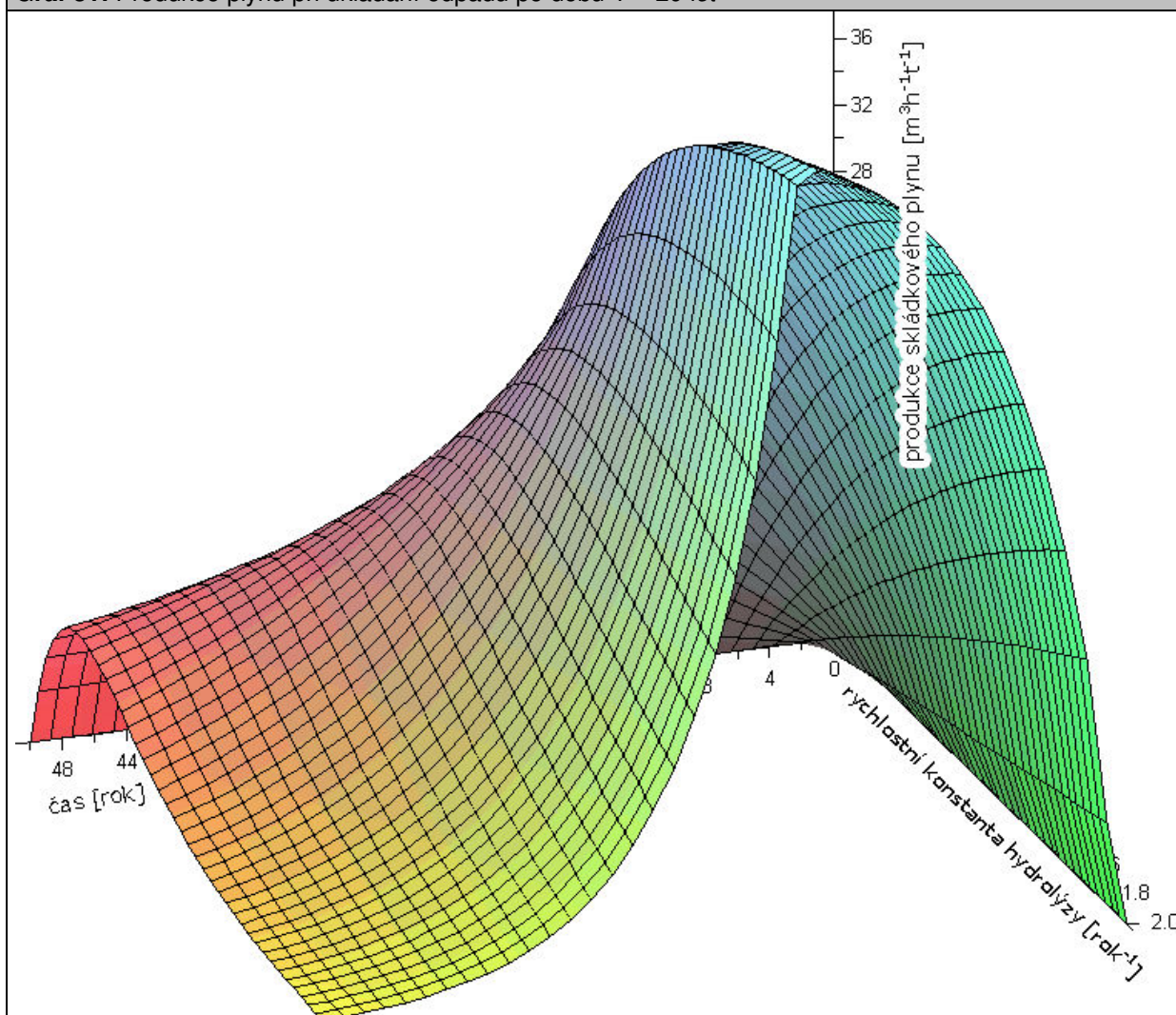
Z matematického hlediska to znamená zintegrovat funkci H v čase, za rozlišení doby T , po kterou je stále ukládán další odpad, a času, kdy $t > T$, a kdy už nedochází k navýšení množství odpadu a probíhá pouze produkce plynu z odpadu již uloženého.

V prostředí systému Maple vypadá zápis takové funkce J následovně:

$$J := \text{unapply} \left\{ \begin{array}{ll} \frac{1}{T} \int_0^t H(t, m) \, dt & t < T \\ \frac{1}{T} \int_{t-T}^t H(t, m) \, dt & t \geq T \end{array} \right. , t, m \quad (15)$$

Výsledná závislost pak poskytuje následující hyperplochu řešení:

Graf 31: Produkce plynu při ukládání odpadu po dobu $T = 20$ let

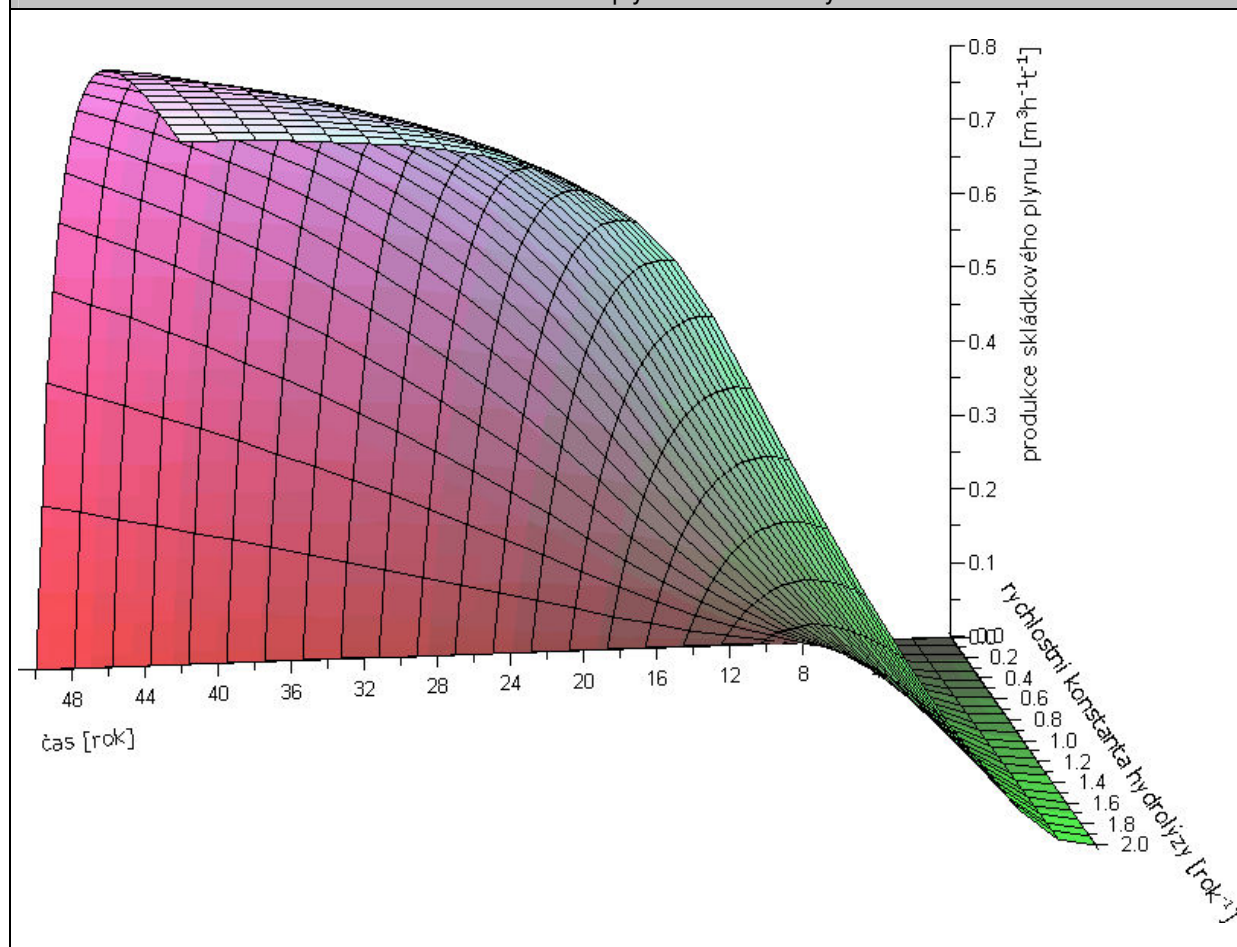


Stejně jako v předchozím případě funkcí H a $RelativniVytezek1$ zbývá i nyní integrací nalézt funkci $RelativniVytezek2$, která určí množství plynu vzniklého do okamžiku t :

$$RelativniVytezek2 := (x, m) \rightarrow \int_0^x J(t, m) dt \quad (16)$$

Opět jde o reálnou funkci dvou proměnných, závislou na čase t a velikosti rychlostní konstanty hydrolýzy m :

Graf 32: Závislost vzniklého množství skládkového plynu na čase t a rychlostní konstantě m



Graf 33 uzavírá sérii čtyř trojrozměrných grafů, které popisují celkovou závislost produkce skládkového plynu na čase t a rychlosti rozkladu jednotlivých odpadů, vyjádřené pomocí rychlostní konstanty m hydrolýzy, jako kritického děje z hlediska reakční kinetiky anaerobní digesce. Tyto dvě veličiny budou tedy jedinými charakteristikami, jež budeme předpokládat při zadávání vstupních údajů o skládce do modelu.

Ze zkušeností autora, získaných během delší doby věnované problematice skládkových plynů, jednoznačně vyplývá, že časové řady množství a složení odpadu jsou jedinými údaji, které lze za

současných podmínek na reálných skládkách v ČR získat. Tento stav však není způsoben neochotou provozovatelů skládek, která nicméně bývá často také vážnou překážkou, nýbrž faktem, že žádné další veličiny nemusí být a tedy ani nejsou monitorovány. Získání údajů o teplotě v různých oblastech skládky a jejím časovém vývoji, rozložení odpadu v tělese, pH skládkového výluhu, distribuci vody ve skládce a velikosti kolonií mikroorganismů by tak bylo možné jen za uvolnění finančních prostředků, které by tento náročný výzkum umožnily.

Při konstrukci modelu je tedy nutné chybějící údaje o neměřených veličinách nahradit srovnatelnými hodnotami získanými z dříve prováděných výzkumů, případně určit zpětně při kalibraci modelu na reálných datech o produkci skládkového plynu. Zejména o teplotě, vlhkosti a pH substrátu, kterým je BRKO, v procesu anaerobní digesce existuje poměrně široké spektrum znalostí dané vývojem metod na výrobu bioplynu v bioplynových stanicích. Přes určité odlišnosti v technologiích obou procesů lze považovat data z bioplynových stanic za poměrně relevantní.

Konkrétní vlivy teploty, kyselosti a obsahu vody v odpadu na rychlost růstu mikroorganismů a hydrolýzy celkem byly diskutovány v [1], na jejímž základě lze tvrdit, že matematický tvar všech tří závislostí je srovnatelný a veličiny tak lze agregovat do parametru r , tedy rychlostní konstanty růstu populace hydrolytických bakterií.

Tato hodnota není, stejně jako počáteční a koncová relativní velikost populace hydrolytických organismů p , autoru práce známa a příslušný údaj se ani nepodařilo najít v odborné literatuře. Je proto zapotřebí po vložení údajů o množství a skladbě odpadu do modelu provést regresi výsledných hodnot podle reálných informací o množství uvolněného skládkového plynu a obě hodnoty tak určit zpětně na základě empirického průzkumu. Pro použité modely byly nastaveny hodnoty:

$$\begin{aligned} r &= 2,0 \\ p &= 0,01 \\ K &= 0,08 \end{aligned} \quad (17)$$

které se jeví jako nejvhodnější při kalibraci modelu [1] na skládce v Němčicích. Vzhledem k nedostatkům standardního modelu a nepřesnosti této kalibrace však v sobě nesou parametry určitou chybu, jejíž odstranění je podmíněno průzkumem a diskuzí o hodnotách těchto veličin. Takový průzkum však naprosto vybočuje z rámce práce a současných možností autora, proto nezbývá než pro demonstrativní funkce modelu využít uvedené hodnoty.

V případě, že by se podařilo získat příslušná data z většího počtu skládek, bylo by možné na základě takto vzniklého statistického vzorku určit průměrnou hodnotu těchto dvou parametrů, která by později mohla sloužit jako referenční hodnota pro modelování v případných dalších lokalitách stejně, jako nabízí podobné referenční hodnoty většina dříve zmíněných modelů.

Další hodnoty, které je třeba pro úspěšné modelování znát, jsou relativní hmotnost biologicky rozložitelné složky v jednotlivých druzích odpadu dle katalogu odpadů označená b a výtěžek methanu z daného množství této složky označený L_0 . Zatímco parametr b se bude lišit mezi jednotlivými druhy odpadu (např. zřejmě v SKO bude menší zastoupení BRO než v odpadu z jídel a restaurací), parametr L_0 lze předpokládat pro všechny druhy odpadu zhruba ve stejné výši dané přímo stechiometrií chemických reakcí a srovnatelným zastoupením uhlíku v BRO. Celkovou očekávanou produkci methanu z daného množství odpadu pak zjistíme jako součin obou parametrů $b \cdot L_0$. Při demonstraci funkcí modelu byla využita hodnota [32]:

$$L_0 = 76 \text{ m}^3 \text{ t}^{-1} \quad (18)$$

kteřou využívá EPA ve svém LandGEM modelu [8]. Parametr lze při využití modelu snadno nastavit na jinou hodnotu (v literatuře jde zhruba o rozsah $54 \text{ m}^3 \text{t}^{-1}$ až $300 \text{ m}^3 \text{t}^{-1}$ i více v případě ideálních podmínek v reaktoru).

Označíme-li nyní hmotnost naváženého odpadu M , bude celkové množství plynu Q vzniklé z tohoto odpadu odpovídat hodnotě $M \cdot b \cdot L_0$.

Posledním stěžejním parametrem modelu je rychlostní konstanta hydrolýzy m , která zpracovává faktor rozdílné rychlosti rozkladu různých materiálů. Nejobvyklejším a nejnázornějším zahrnutím rychlosti hydrolýzy jako chemické reakce prvního řádu je zavedení doby označené jako poločas reakce τ , tedy časového úseku, za který se rozloží polovina molekul substrátu (a vznikne tak polovina celkového objemu methanu).

Koncept poločasu rozpadu je plně použitelný v případě chemické kinetiky prvního a pseudoprvního řádu, kdy je množství nespotřebovaného substrátu vyjádřeno klesající exponenciální křivkou. V případě použití vlastního modelu však dochází k obtížím s definicí, protože rychlost rozkladu se v průběhu času výrazně mění a definice poločasu rozkladu tak do jisté míry ztrácí svůj původní význam.

Zřejmě, budeme-li za poločas čas τ považovat dobu, ze kterou dojde k rozložení poloviny hmoty odpadu, nerozloží se za dobu 2τ tři čtvrtiny odpadu jako při rozkladu s kinetikou prvního řádu, ale více nebo méně v závislosti na čase τ .

Pro demonstraci nedokonalého využití konceptu poločasu rozkladu poslouží výpočet doby, za niž se rozloží tři čtvrtiny odpadu a srovnání s teoretickým „tříčtvrtěčasem“ takovým, jak je všeobecně při reakční kinetice chápán. V systému Maple lze z již definovaných funkcí obdržet požadovanou hodnotu pomocí zápisu:

$$\begin{aligned} m &:= \text{solve}(\text{RelativniVytezek1}(\tau, m) = 0.5, m); \\ fsolve(\text{RelativniVytezek1}(u, m) &= 0.75, u); \\ fsolve(\text{RelativniVytezek1}(v, m) &= 0.95, v); \end{aligned} \quad (19)$$

Namísto běžného příkazu *solve* pro řešení nediferenciálních rovnic musel být použit příkaz *fsolve*, který pro řešení používá numerické iterační metody, neboť výpočet vedl pro většinu hodnot poločasu rozpadu ke komplikovanému integrálu, který systém Maple bez dalších intervencí ze strany uživatele neumí obecně řešit. Pro potřeby následující přehledové tabulky však příkaz *fsolve* poskytuje údaje se zcela dostatečnou přesností.

Tabulka 33: Časová charakteristika rozkladu				
poločas rozkladu τ [rok]	tříčtvrtěčas rozkladu 2τ při kinetice 1. řádu [rok]	reálný tříčtvrtěčas rozkladu u [rok]	reálný čas do rozložení 95 % odpadu v [rok]	příslušná konstanta m [rok ⁻¹]
1,00	2,00	1,43	2,36	16,87
2,00	4,00	3,57	7,66	4,89
3,00	6,00	5,90	12,74	2,94
4,00	8,00	7,98	17,25	2,17
5,00	10,00	10,00	21,60	1,73
6,00	12,00	12,00	25,93	1,44
12,00	24,00	24,00	51,86	0,72
15,00	30,00	30,00	64,83	0,58

Z tabulky 33 zřejmě vyplývá, že pro poločasy rozkladu vyšší než 3 roky se odchylka doby rozkladu od reakční kinetiky 1. řádu pohybuje v řádu promilí. Jediný podstatný rozdíl je u odpadů s malým poločasem rozkladu jako jsou potraviny, odpady z květin, travní seče apod. Ani zde však nepřesahuje odchylka 20 %, což nás opravňuje k využití známých hodnot poločasů rozkladu různých odpadů při maximální chybě v řádu procent. Ostatně, jak již bylo zmíněno výše, žádné konkrétnější hodnoty neexistují a jejich laboratorní měření by bylo nejen finančně náročné, ale trvalo by řádově roky, tedy nebylo v možnostech autora práce.

Využitím systému Maple je díky integraci funkce *RelativníVýtežek1* určena ke každému poločasu rozkladu také rychlostní konstanta hydrolýzy m , která bude pro každý typ odpadu vstupním parametrem modelu.

Stanovení poločasů hydrolýzy jednotlivých druhů odpadu pravděpodobně nebylo dosud s dostatečnou přesností provedeno, z dostupných pramenů [26], [27] a s pomocí vlastního odhadu však lze získat přibližné hodnoty z tabulky 34:

Pro jednoduché demonstrativní použití vyvinutého modelu byla uvažována jako nejvhodnější forma zadávání údajů o návozech odpadů na skládku číselná matice, ve které řádky představují jednotlivé měsíce v období běžného provozu skládky a sloupce pak konkrétní druhy BRKO podle katalogu odpadů. První dva řádky neodpovídají měsícům, ale jsou vyhrazeny pro parametry odpadu b a m , tedy maximální výtěžek methanu z daného množství odpadu a rychlostní konstanta hydrolýzy jeho rozkladu. Předpokládaným vhodným softwarovým prostředím pro import dat je program Microsoft Excel, který umožňuje data zapsat přímo ve formátu tabulky vhodné pro import do prostředí Maple. Hmotnost ukládaného odpadu jednotlivých druhů se udává měsíčně v tunách.

Protože ve verzi 10 programu Maple není implementován přímý import maticových dat ve formátu xls, bylo nutné ještě uložit tabulku přímo prostřednic-

Tabulka 34: Poločasy hydrolýzy různých druhů odpadu	
Druh odpadu	τ [rok]
200101 Papír a lepenka	6
200108 BRO z kuchyní	1
200125 Jedlý olej a tuk	1
200138 Dřevo	15
200201 BRO ze zahrad	3
200110 Oděv	5
200111 Textilní materiál	6
200301 Směsný komunální odpad	4
200302 Odpad z tržišť	3
200303 Uliční smetky	3
200307 Objemný odpad	12

Obrázek 35: Zápis návozů ve formátu xls

	A	B	C	D	E	F	G
1	0,48	1,00	1,00	0,30	1,00		
2	2,17	2,94	16,87	1,73	0,58		
3	3725,41	741,01	272,10	4,62	14,31		
4	3398,39	768,92	297,47	4,97	17,67		
5	5072,53	755,33	192,73	5,24	12,37		
6	4231,17	667,13	326,16	5,56	17,55		
7	4098,71	1011,06	309,76	4,05	16,35		
8	5100,41	827,33	227,28	3,46	17,14		
9	5103,90	809,80	186,30	4,24	17,20		
10	5009,59	1010,59	209,45	5,66	12,77		
11	5114,95	766,35	313,51	4,56	17,35		
12	4365,14	1034,28	274,51	5,68	15,02		
13	3378,09	967,03	210,11	4,52	16,25		
14	4928,30	791,21	191,64	3,75	16,55		
15	3480,02	1088,05	282,58	3,99	14,64		
16	3917,97	869,12	256,83	3,98	15,44		
17	3882,12	1000,70	323,77	5,81	13,36		
18	4110,86	763,12	295,14	5,67	12,62		
19	3984,14	792,28	333,89	4,00	17,54		
20	4258,21	758,28	328,40	4,26	15,70		
21	3469,81	789,98	322,69	4,08	15,05		
22	5031,86	753,80	334,19	6,05	12,79		
23	4251,42	894,66	283,34	5,29	16,49		

tvím programu Microsoft Excel ve formátu txt s oddělovači a nahradit desetinnou čárku kanadskou desetinnou tečkou. Tato data je již možné načíst do matice následujícím příkazem:

$$A := \text{ImportMatrix}("Adresa.souboru"); \quad (20)$$

Matice A může obsahovat i několik tisíc jednotlivých údajů o návozech odpadu. Pro každou hodnotu je v modelu vytvořena vlastní křivka produkce plynu v závislosti na době uložení odpadu a jeho konstantě m a výsledná produkce methanu je součtem všech těchto parciálních funkcí.

Při použití modelové funkce J pro každé dílčí množství uloženého odpadu byla nastavena doba ukládání T jednotně na 1/12 roku, což odpovídá stavu, kdy byl odpad ukládán rovnoměrně po dobu jednoho měsíce, poměrně dobře aproximujícímu skutečnost. Tento časový interval je v souladu s údaji, které lze získat ze skládek a které jsou téměř vždy agregovány v měsíčních intervalech.

Při konstrukci součtové funkce Q aktuální produkce skládkového plynu, která je vyvrcholením práce na modelu, muselo být vzato v potaz několik skutečností:

- Funkce se rozpadne na dvě varianty: v čase před ukončením skládkování je nutné počítat po měsíci produkci od počátku skládkování až do okamžiku t , naopak po ukončení skládkování již není co počítat, protože další řádky matice neexistují. Toto bylo ošetřeno pomocí hodnoty $radku$, po jejímž dosažení (resp. $radku - 2$ kvůli dvěma prvním řádkům matice) je uvažována druhá varianta funkce.
- Pro sčítání jednotlivých funkcí J nelze použít příkaz sum běžně používaný v Maple, ale je nutné využít příkaz add s totožnou syntaxí, který však umožňuje počítat funkce.
- Aby byla produkce Q spojitá v čase, je nutné zajistit funkci příkazu add i mimo celočíselné hodnoty počtu měsíců. Toho lze dosáhnout použitím dolní celé části čísla t označené jako $\text{floor}(t)$.
- Výsledná produkce je tedy součinem relativní hodnoty funkce J , závislé na konstantě m a času t načtených z matice, hmotnosti uloženého odpadu načtené z matice a celkového možného výtěžku L_0 , načteného z prvního řádku matice.

Maticová funkce Q splňující tyto podmínky nabývá následujícího tvaru:

$$Q = t \rightarrow L_0 \begin{cases} add\left(add\left(A[1, j] * A[i + 2, j] * J\left(t + \frac{(1-i)}{12}, A[2, j]\right), j = 1 \dots sloupcu \right), i = 1 \dots \text{floor}\left(12 \cdot t\right) + 1 \right), & 12 \cdot t < radku - 2 \\ add\left(add\left(A[1, j] * A[i + 2, j] * J\left(t + \frac{(1-i)}{12}, A[2, j]\right), j = 1 \dots sloupcu \right), i = 1 \dots radku - 2 \right), & 12 \cdot t \geq radku - 2 \end{cases} \quad (21)$$

Po dosazení matice A do funkce Q získáváme reálnou funkci, která je definovaná na časovém úseku od nuly do nekonečna a poskytuje informaci o aktuální produkci skládkového plynu, což bylo cílem práce.

8.2.3. VÝPOČET ŘEŠENÍ MODELU

Proces výpočtu řešení začíná tvorbou matice ukládaných odpadů, vyexportování do formátu txt, spuštění modelu v prostředí Maple a zadání příslušného času jako parametru funkce Q . Např. produkci plynu 5 let od započetí skládkování lze snadno zjistit zadáním příkazu $Q(5)$.

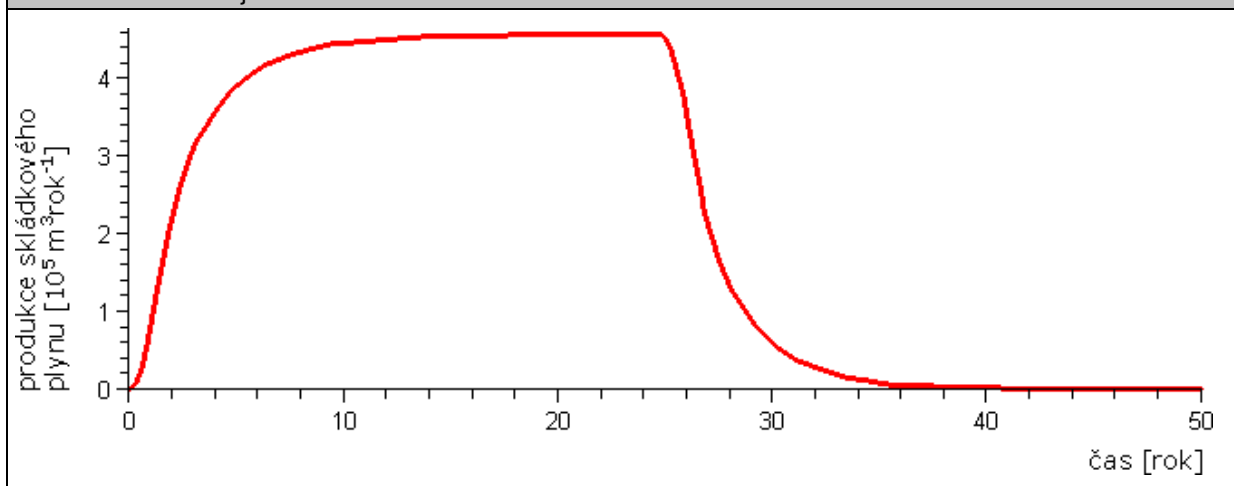
Pro demonstraci získaných výsledků byly zvoleny dvě mezní modelové situace. První předpokládá jednodruhovou skládku rychle se rozkládajícího odpadu (poločas rozkladu 2 roky) se stopro-

centním obsahem biologicky rozložitelné složky a délkou provozu 25 let. Na skládku je plynule ukládán odpad se stejnou intenzitou, představující v úhrnu 500 t měsíčně. Funkce Q je tedy součtem 300 totožných funkcí J s časem t od 0 let do 25 let a rychlostní konstantou hydrolýzy $m = 4,89 \text{ rok}^{-1}$. Hned v prvních letech skládkování produkce skládkového plynu velmi intenzivně roste a zanedlouho dochází k ustavení určité dynamické rovnováhy a produkce methanu se ustálí přibližně na hodnotě $450\,000 \text{ m}^3 \text{ rok}^{-1}$.

V okamžiku ukončení skládky dochází vzhledem k velmi krátkému poločasu rozkladu naopak k intenzivnímu poklesu produkce a během několika let klesne výtěžnost methanu o jeden řád. Za deset let od ukončení skládkování je výše produkce téměř zanedbatelná (méně než $1 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$).

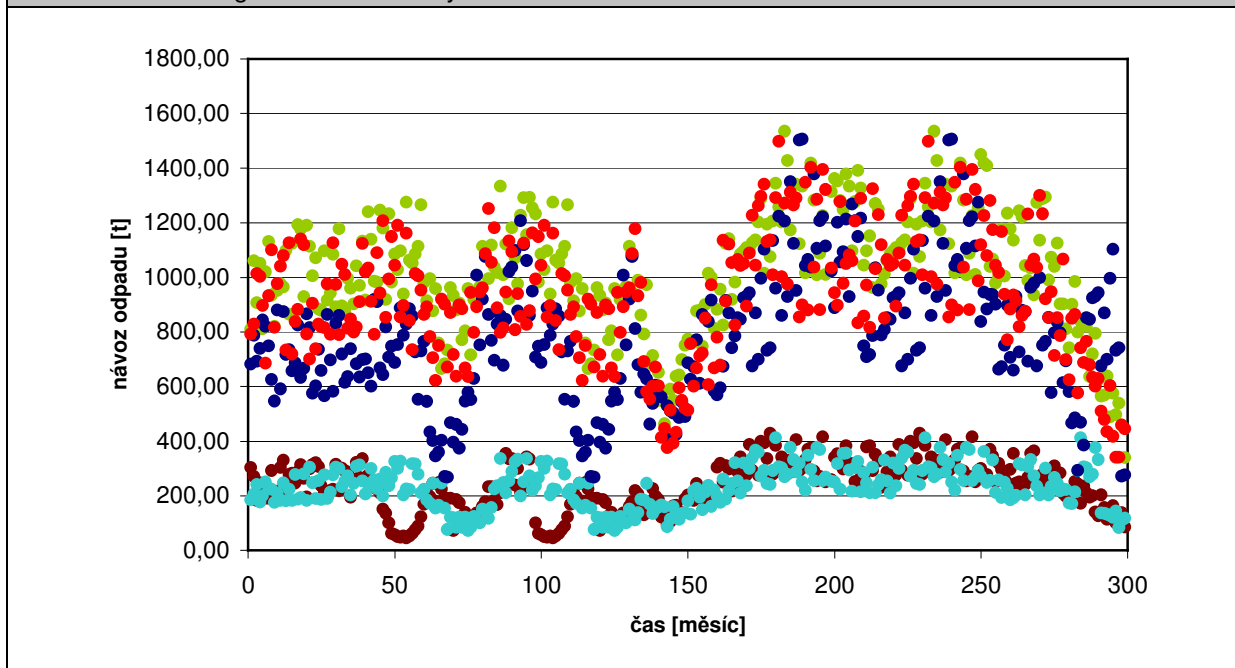
Tato idealizovaná situace demonstruje chování modelu v případě konstantního přísunu substrátu, který rychle reaguje a projevuje se tedy významně jen v letech bezprostředně po uložení na skládku. Z grafu 37 je dobře patrná konstantní fáze produkce odpovídající ustavení určité dynamické rovnováhy⁹ mezi zreagovaným substrátem a substrátem do otevřeného reakčního systému skládky nově ukládaným, která je reprezentovaná konstantní částí křivky funkce Q rovnoběžnou s osou t .

Graf 36: Modelová jednodruhová skládka



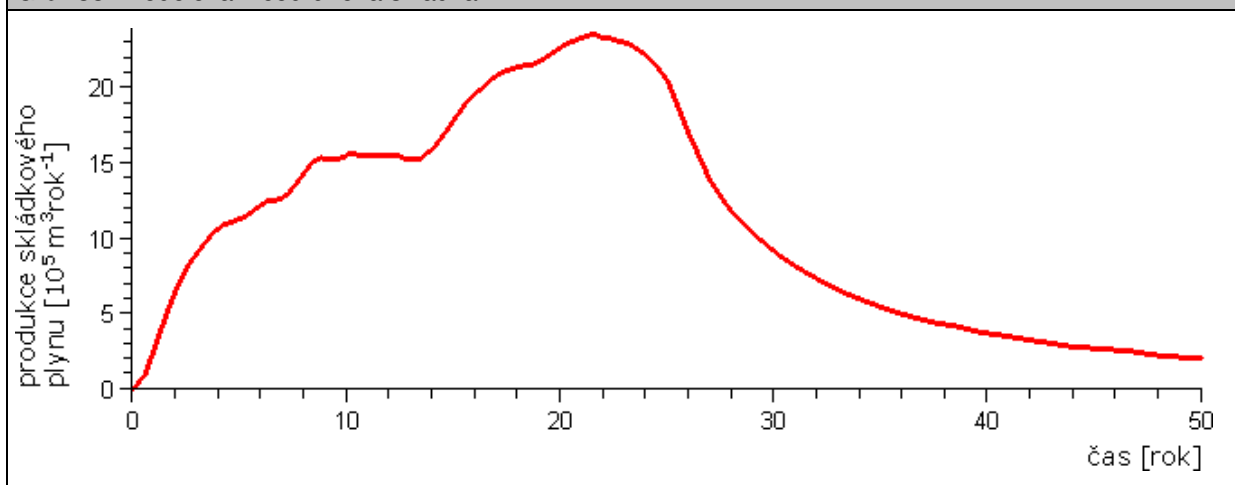
Druhá modelová situace naproti tomu předpokládá vícedruhovou skládku s pěti druhy odpadu s různým obsahem biologicky rozložitelné složky (od 30 % do 100 %), poločasy rozkladu od 1 roku do 15 let a návozy silně proměnnými v čase. Délka ukládání odpadu je rovněž 25 let. Výši návozu jednotlivých druhů odpadů shrnuje graf 37 (jednotlivé návozy byly vygenerovány jako součet konstantního množství, dlouhodobé a krátkodobé náhodné složky pomocí generátoru náhodných čísel v prostředí Microsoft Excel).

⁹ Zřejmě nejde o chemickou rovnováhu v pravém slova smyslu, neboť jde o dynamický děj s konstantním přísunem substrátu a odběrem produktu, v případě narušení jednoho z těchto dějů by se křivka produkce změnila.

Graf 37: Náhodně generované návozy na skládku

Funkce Q je tentokrát tvořena 1 500 funkcemi J s časem t od 0 do 25 let a rychlostní konstantou hydrolýzy m od $0,58 \text{ rok}^{-1}$ do $16,87 \text{ rok}^{-1}$. Na rozdíl od předchozího příkladu produkce roste pomaleji, v některých fázích dokonce dochází k lokálním poklesům produkce a zdánlivě nepravidelnému vývoji. Také po skončení skládkování je vlivem obsahu látek s podstatně delším poločasem rozkladu pokles produkce ztatečně pomalejší a ještě deset let po uzavření skládky dosahuje přes 25 % maxima.

Modelová situace tentokrát reprezentuje v realitě poměrně obvyklé kolísání velikosti návozů jednotlivých druhů odpadu, pro zvýšení názornosti však dosahuje poměr mezi jednotlivými návozy často pěti- i desetinasobku. Reálnou existenci takové skládky však nelze vyloučit, dokonce je možné tvrdit, že jde o pravděpodobnější stav než v prvním modelovém případě.

Graf 38: Modelová vícedruhová skládka

8.2.4. VÝBĚR UŽŠÍ SKUPINY DOSTATEČNĚ DOBRÝCH ŘEŠENÍ

Výběr užší skupiny řešení je u tohoto deterministického modelu dán především variací konstant p , K a r a teoretického celkového výtěžku methanu z odpadu L_0 , které lze po implementaci v reálném prostředí upravit tak, aby výsledky modelu v co největší míře odpovídaly reálným hodnotám naměřeným na skládce.

8.2.5. EXPERIMENTOVÁNÍ S VYBRANÝM ŘEŠENÍM A VÝBĚR OPTIMÁLNÍHO ŘEŠENÍ

Další experimentování bude spočívat právě v nastavování zmíněných konstant, dosažení ideálního stavu je však poměrně obtížně realizovatelné nebo přímo nemožné, neboť pro integrální funkci danou navíc součtem řady dílčích funkcí pomocí příkazu *add* nelze použít praktický příkaz *fit*, který umí proložit funkci zadanými body s minimální odchylkou a je tak zapotřebí časově náročného a do značné míry na zkušenosti uživatele závislého ladění zmíněných parametrů a ručního porovnávání výsledků. S přihlédnutím k výpočetnímu času aplikace Maple, který na současných počítačích dosahuje řádu vteřin až desítek vteřin jde o poměrně zdlouhavou činnost.

Jak bude zmíněno dále, pro podobnou činnost nebyl doposud autorem práce získán dostatečný soubor dat z některé reálné skládky, obsahující časové řady od počátku skládkování alespoň po dobu deseti let.

8.2.6. IMPLEMENTACE

Implementací vyvinutého modelu na dvojici reálných skládek v současných podmínkách ČR se zabývá kapitola 9.

9. IMPLEMENTACE MODELU NA SKLÁDKÁCH

9.1. SKLÁDKA S-OO ŽABČICE

První skládkou, na které bude demonstrována funkce vyvinutého modelu a srovnání se světově nepoužívanějším modelem LandGEM americké US EPA, je skládka komunálního odpadu neda-leko obce Žabčice v Jihomoravském kraji.

Skládka skupiny S-OO byla vybudována roku 1993 jednou z největších evropských společností zabývajících se nakládáním s odpady – .A.S.A. a (zejména komunální) odpady z města Brna a obcí v okolí jsou na ni ukládány od roku 1994 [29].

Obrázek 39: Těleso skládky v Žabčicích



Celková kapacita skládky činí je 1 300 000 m³. Vlastní skládkování začíná příjmem odpadu, dále je odpad ne tělese skládky rozhrnut a zhuťněn pojezdy kompaktoru, po nichž následuje překrytí materiálem pro technické zabezpečení skládky, provedení rekultivace a zajištění následné péče [30]. Průsakové vody jsou na skládce zachycovány do jímky o využitelném objemu 309 m³. Vody jsou recirkulovány zpět do tělesa skládky pro podporu methanogeneze a k zamezení prašnosti a úletu lehkých frakcí. Skládkový plyn je tvořen zejména metanem (ze získaných údajů vyplývá průměrný obsah methanu v letech 2005 až 2009 ve výši 56,5 % obj.) a oxidem uhličitým. Zatížení emisemi a pachem je vzhledem k umístění skládky a průběžně prováděné rekultivaci skládky nevýznamné [30].

Skládka se nachází v bývalém povrchovém lomu na štěrkopísek s půdorysem obdélníkového tvaru se značnou členitostí terénu (max. výškový rozdíl terénu cca 22 m). Přilehlý terén je mírně ukloněn od skládky směrem k severu. Nadmořská výška lokality je 193 m až 216 m.

Průměrný roční úhrn srážek se pohybuje okolo 553 mm a průměrný výpar okolo 460 mm. Průměrný počet letních dnů je 60 až 70, počet dnů se srážkami nad 1 mm 80 až 90 dnů v roce. Vzhledem k velikosti skládky je technicky a investičně neúnosné doplnit technické zázemí sklád-

ky vlastní čističkou průsakových vod, proto je využívána ČOV externí, která splňuje parametry pro příjem těchto vod.

Na skládce je instalován od roku 2005 systém pro jímání skládkového plynu, po uzavření a rekultivaci ucelené části skládky bude dokončena sběrná a svodná síť a jímáný skládkový plyn bude spalován v kogenerační jednotce [30].

Skládka splňuje kriteria BAT, je v souladu s normami, které jsou harmonizovány s předpisy EU.

9.1.1. VSTUPNÍ DATA MODELU

Stejně jako u ostatních kontaktovaných zařízení, i v případě skládky Žabčice je soubor získaných dat poměrně neucelený a samostatně využitelný jen s velkými obtížemi. Tato skutečnost je, patrně společně s nízkou účinností odplyňovacího zařízení, hlavním nedostatkem, kterým lze vysvětlit disproporci mezi předpovězenými a skutečně čerpanými množstvími methanu. Situaci ještě komplikuje fakt, že kogenerační stanici provozuje jiná osoba než samotnou skládku a bylo tedy nutné data čerpat ze dvou zdrojů. Data byla od provozovatelů získávána v průběhu dubna 2009.

Základním údajem jsou provozní data o množství ukládaného odpadu, která se však podařilo získat pouze za období od ledna 2006 do dubna 2009. Jako vstupní parametry modelů byly vybrány následující druhy odpadu, které se vyskytovaly na skládce v množství alespoň 1000 t ročně¹⁰:

- 02 03 04 Suroviny ze zemědělství, zahradnictví, rybářství, lesnictví, myslivosti nebo výroby a zpracování nevhodné ke spotřebě nebo zpracování
- 04 02 09 Impregnované tkaniny, elastomer, plastomer
- 19 12 08 Textil
- 20 01 08 Biologicky rozložitelný odpad z kuchyní a stravoven
- 20 02 01 Biologicky rozložitelný odpad ze zahrad a parků
- 20 03 01 Směsný komunální odpad
- 20 03 02 Odpad z tržišť
- 20 03 03 Uliční smetky
- 20 03 07 Objemný odpad

Obrázek 40: Kogenerační jednotka a transformátor na skládce v Žabčicích



¹⁰ Jde o významné skupiny BRO ukládané na skládku. Protože nejde pouze o BRKO, byly u prvních dvou jmenovaných druhů stanoveny konstanty rychlosti hydrolýzy m podle srovnatelných druhů BRKO. Mezi odpady výrazně dominuje druh 200301 Směsný komunální odpad.

- 20 03 99 Komunální odpady jinak blíže neurčené

Protože však ukládání odpadů probíhá již od roku 1994, byly zbývající údaje získány následující extrapolací metodou:

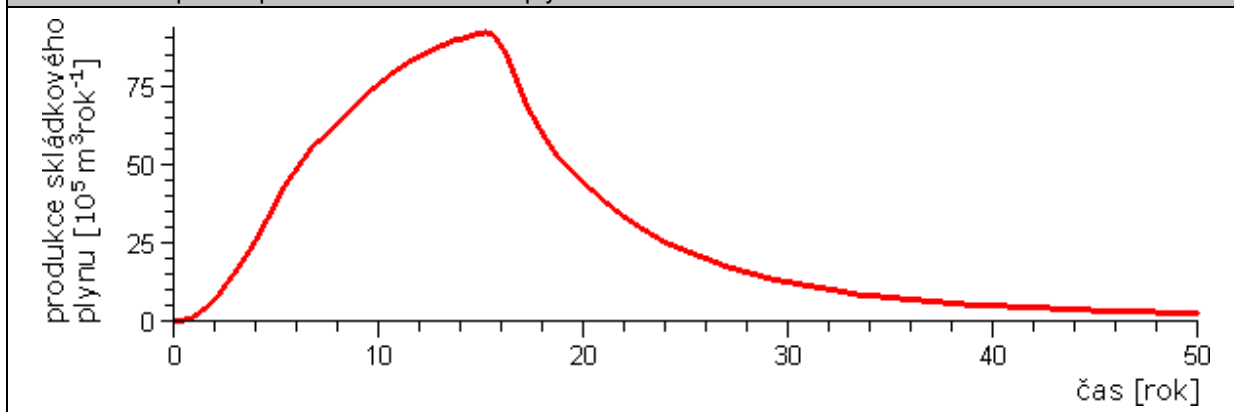
- Byla uvažována stejná struktura odpadů podle skupin katalogu odpadů i v předchozích letech, jako činil průměr let 2006 až 2009.
- Celkové množství ukládaného odpadu v jednotlivých letech bylo stanoveno úměrně celkovému množství vyprodukovaného KO v ČR za příslušný rok [31].
- U odpadů skupin 20 01 08, 20 02 01 a 20 03 02 byla předpokládána sezónní produkce pouze od dubna do října, přičemž v těchto dvou měsících byla poloviční oproti období květen až září. Ve zbývajících měsících byla uvažována jako nulová.
- U zbývajících skupin odpadů byla předpokládána konstantní měsíční produkce rovná jedné dvanáctině roční produkce.
- V prvních čtyřech letech provozu byl uvažován postupný nárůst množství ukládaného odpadu od nuly lineárně na extrapolovanou hodnotu.

Mimo data o množství odpadu uloženého v jednotlivých letech byla pro účely práce provozovatelem skládky poskytnuta také data o množství jímaného skládkového plynu, objemovém obsahu methanu v tomto plynu a výkonu elektrické energie na výstupu kogenerační jednotky.

9.1.2. VÝSLEDKY MODELOVÁNÍ

Při dodržení parametrů modelu uvedených v předchozí kapitole byla vložena matice měsíčních návozů pro deset druhů odpadu celkem na 183 měsíců. Funkce Q je tedy dána součtem 1 830 dílčích funkcí J a poskytuje následující graf očekávané produkce methanu¹¹:

Graf 41: Předpoklad produkce skládkového plynu na skládce Žabčice



¹¹ Na tomto místě je nutné si uvědomit, že graf odpovídá stavu, kdy skládkování skončilo 31. března 2009, což samozřejmě není pravda. Novější údaje však již nebyly zadávány a z hlediska porovnání dat z let 2005 až 2008 není vývoj v následujících letech podstatný.

9.1.3. SROVNÁNÍ VÝSLEDKŮ

Vstupní parametry vlastního modelu byly v nezměněné podobě zadány také do LandGEM modelu US EPA, který poskytuje údaje o roční produkci. Za účelem srovnání byly pomocí příkazu:

$$Q(12); Q(13); Q(14); Q(15); \quad (22)$$

zjištěny též hodnoty produkce vždy k 1. lednu daného roku z vlastního modelu a sečteny měsíční produkce příslušných let z dat poskytnutých provozovatelem. Výsledkem postupu je následující tabulka 43:

Tabulka 42: Srovnání modelové a reálné produkce methanu na skládce Žabčice			
Datum	Vlastní model [m ³ rok ⁻¹]	US EPA LandGEM [m ³ rok ⁻¹]	Skutečné měření [m ³ rok ⁻¹]
1. ledna 2006	3 810 794	4 158 459	260 764 ¹²
1. ledna 2007	3 936 325	4 473 626	795 698
1. ledna 2008	4 041 770	4 737 921	698 568
1. ledna 2009	4 103 671	4 972 959	681 544

Na první pohled je patrná signifikantní disproporce mezi předpokládaným a skutečně vzniklým množstvím skládkového plynu. Zatímco predikované množství z vlastního modelu je ve značné shodě s předpovědí amerického US EPA LandGEM modelu (a blíže realitě, byť stále velmi vzdálené), skutečné množství naměřené na vstupu do čerpací stanice odpovídá průměrně pouhým 18 % předpovídaného.

Obrázek 43: Povrchové odplynění skládky v Žabčicích



Tuto skutečnost lze vysvětlit především nízkou efektivitou jímacího zařízení ([11] uvádí, že se některá zařízení zachytí jen asi 20 % vzniklého methanu), rozdílnou hodnotou L_0 v evropských a amerických podmínkách a skutečností, že se pravděpodobně na produkci nepodílí veškerý odpad ukládaný od roku 1994 – autoru však nejsou známy konkrétní informace o lokalizaci odpadů

v rámci skládky a rozsahu odplynění. V době tvorby modelu bylo oprávněně předpokládáno, že odplyňovací systém zahrnuje skládku jako celek.

¹² Plyn byl jímán až od podzimu 2005.

9.2. SKLÁDKA S-OO RAPOTÍN

Druhý pokus o implementaci se týká vícedruhové skládky nebezpečných a ostatních odpadů v Rapotíně na Šumpersku. Skládky byla uvedena do provozu v roce 2002 a její celková kapacita činí 1 610 000 m³, z nichž bylo k 1. lednu 2009 vyčerpáno 680 000 m³. Celková předpokládaná doba životnosti skládky činí 20 let. Skládky je rozčleněna do 4. postupně budovaných etap, přičemž v 1. a 2. etapě již bylo ukončeno skládkování a těleso je zrekultivováno.

Obrázek 44: Ukládané BRKO jako součást SKO na skládce v Rapotíně



V zařízení je produkována průsaková voda ze skládky S-OO a S-NO, shromažďovaná v hlavní jímce průsakových vod, dále průsaková voda z jednodruhové skládky, shromažďovaná v samostatné jímce a splašková voda z provozní budovy, shromažďovaná v žumpě. Průsakové vody jsou recirkulovány na skládku, jejich přebytky odváženy spolu se splaškovou vodou na externí ČOV. K vypouštění odpadních vod ze zařízení do recipientu ani kanalizace nedochází a nejsou proto stanoveny žádné emisní limity.

Odplynění je řešeno u I., II. a III. etapy 14 průběžně taženými studnami, spojenými spodní plynovou drenáží, což je řešení v souladu s ČSN 83 8034, z hlediska ochrany ŽP je však paradoxně méně vhodné, neboť kompaktor při hutnění odpadu (které přispívá významně k snížení migrace plynu) v blízkosti studní nedociluje takového hutnícího účinku, jako u ostatních částí skládky. Na

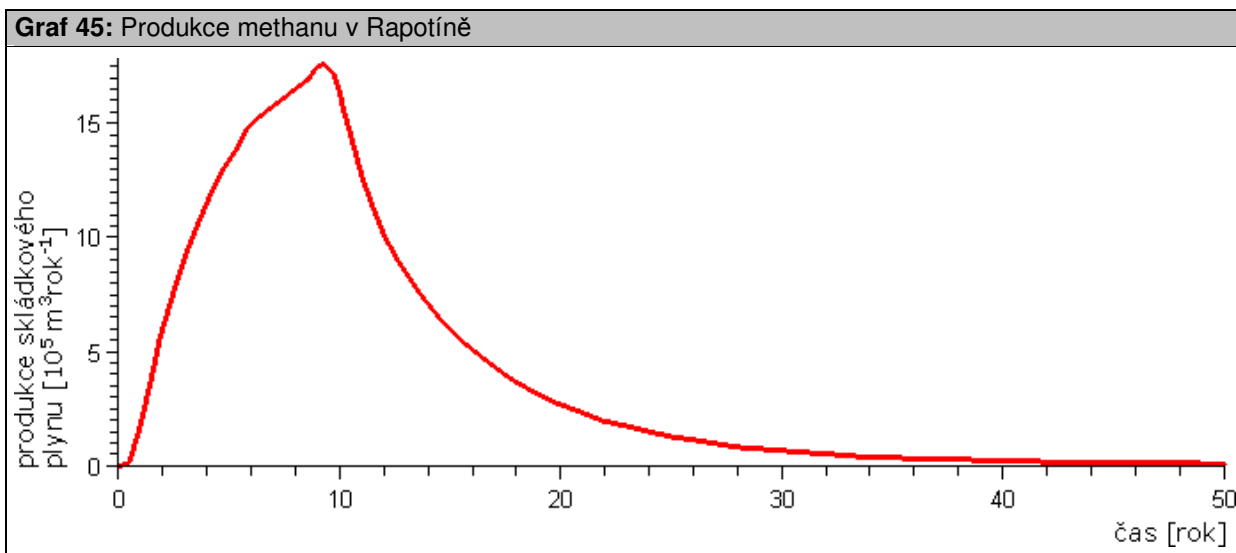
skládce je instalována kogenerační jednotka o elektrickém výkonu 270 kW a tepelném výkonu 400 kW [38].

9.3. VSTUPNÍ DATA MODELU

Jako vstup pro model byla provozovatelem poskytnuta data o návozech odpadu za rok 2008, nepodařilo se však zajistit starší údaje, proto byly stejně jako v minulém případě vygenerovány regresí podle produkce KO v ČR. Stěžejní biodegradabilní složkou je SKO (74,4 %), do modelu bylo ale zahrnuto dalších 14 biologicky rozložitelných druhů odpadu, které jsou na skládku ukládány.

Základním nedostatkem implementace je absence podrobných údajů o produkci skládkového plynu. Jediným, velice stručným údajem, je informace, že za rok 2008 bylo odsáto ze skládek v Rapotíně a Němčicích celkem 7 761 096 m³ methanu, z něhož bylo vyrobeno 1,828 GWh elektrické energie. Distribuce dodané energie mezi obě skládky je podle [39] dlouhodobě v poměru přibližně 5,8 % energie z Rapotína ku 94,2 % z Němčic, pročez lze předpokládat i obdobný poměr množství vzniklého methanu. Při přepočtu dle údajů z [39] tedy vychází hrubý odhad produkce v roce 2008 ve výši 466 000 m³ methanu a v roce 2006¹³ ve výši 210 000 m³ methanu. Překvapující je skutečnost, že při srovnatelné projektované kapacitě i zaplnění poskytuje skládka v Němčicích přibližně šestnáctkrát vyšší energetický výtěžek. Tento fakt však pouze potvrzuje skutečnost popsanou v podkapitole 7.3, totiž, že srovnatelné skládky se mohou svojí produkcí lišit o více než jeden řád v závislosti na ne zcela zřejmých parametrech.

Do produkce skládkového plynu byly započteny návozy odpadu od roku 2000 v distribuci v průběhu roku dle pořadí záznamů o návozech v provozní databázi. Výsledná závislost poskytla následující graf¹⁴:



¹³ Roky 2005 a 2007 ve statistikách [39] z neznámých důvodů chybí.

¹⁴ Stejně jako v případě skládky v Žabčicích je nutné si uvědomit, že graf odpovídá stavu, kdy skládkování skončilo 31. prosince 2008, což samozřejmě není pravda. Novější údaje však již nebyly zadávány a z hlediska porovnání dat z let 2005 až 2008 není vývoj v následujících letech podstatný.

Protože funkci Q nelze v prostředí Maple, jak již bylo uvedeno, integrovat, jsme schopni určit pouze okamžitou produkci, nikoliv její úhrn za rok 2008, údaje o okamžité produkci dle modelu uvádí tabulka 47:

Přímo z grafu je vidět, že v době mezi šestým a osmým rokem od počátku skládkování je nárůst produkce přibližně lineární, proto lze považovat za reprezentativní hodnotu vzniklou jako průměr produkce na začátku, uprostřed a na konci zkoumaného roku. Pro rok 2006 to je přibližně $1\,554\,000\text{ m}^3\text{rok}^{-1}$ a pro rok 2008 potom $1\,706\,000\text{ m}^3\text{rok}^{-1}$.

Tabulka 46: Okamžitá předpokládaná produkce methanu na skládce v Rapotíně

Datum	Produkce [$\text{m}^3\text{rok}^{-1}$]
1. ledna 2006	1 508 653
1. července 2006	1 553 265
1. ledna 2007	1 601 125
1. ledna 2008	1 666 664
1. července 2008	1 697 910
1. ledna 2009	1 754 530

Vycházela-li v případě skládky v Žabčicích efektivita jímání skládkového plynu přibližně 18 %, můžeme za srovnatelných podmínek tvrdit, že v Rapotíně jde o 14 % v roce 2006 a 27 % v roce 2008, přičemž podstatný rozdíl v průběhu dvou let je možné vysvětlit postupným rozběhem systému jímání a kogenerace v roce 2006.

9.4. INTERPRETACE VÝSLEDKŮ

Stejně jako v případě implementace modelu na skládku v Žabčicích, vychází výtěžky methanu na dolní hranici efektivit odplyňovacích zařízení, tj. okolo 20 % zachyceného plynu. Vzhledem k příliš stručným datům o skutečné produkci plynu však lze očekávat výraznou odchylku od hodnoty získané regresí a tedy značný rozptyl možných hodnot pro efektivitu zařízení.

10. ZÁVĚR

Téma **Matematické modelování biodegradačních procesů** jako námět pro tvorbu bakalářské a diplomové práce bylo zadáno v roce 2005, tedy 5 let před dohotovením tohoto textu. Během této doby došlo k řadě změn v oblasti skládkování a to především v legislativní a v podstatně menší míře také v technologické rovině. Intenzivně se rozvíjející obor kogenerace skládkových plynů se v průběhu času do značné míry ustálil a objevily se první příležitosti pro sběr dat o produkci plynu a tvorbu časových řad. Otázkou zůstává další rozvoj oboru, především ve spojitosti s pokračujícím omezováním skládkování biologicky rozložitelných odpadů. Provoz odplyňovacích zařízení je však na skládkách stále v počátcích, uvážíme-li, že očekávaná doba produkce skládkového plynu je v řádu desítek let.

Vzhledem k nevelkému množství zkušeností s modelováním produkce methanu v anaerobním prostředí na skládkách, které se liší od idealizovaného prostředí bioplynových stanic, bylo cílem práce [1] i tohoto textu, shrnout existující, zejména zahraniční modely biodegradace a pokusit se o vývoj a implementaci vlastního modelu. Zejména první uvedená práce obsahuje podrobné shrnutí jednotlivých modelů včetně základu jejich matematického aparátu a stručné diskuze o vhodnosti nebo nevhodnosti konkrétního řešení.

Na základě tohoto souboru zkušeností byla v [1] navržena základní myšlenka modelu, jejíž zpracování podle zásad matematického modelování a převedení do reálně použitelné formy včetně zapojení konkrétních softwarových nástrojů se stalo těžištěm této práce. Během tří let tak postupně vznikl algoritmus, který autor považuje za obecně použitelný pro predikci množství methanu vznikajícího na skládkách a současně značně flexibilní pro účely zahrnutí specifických podmínek na jednotlivých skládkách.

Určitým dluhem vzhledem k vyčerpání tématu matematického modelování biodegradace na skládkách zůstává implementace na dostatečně dlouhých a podrobných časových řadách údajů ze skládek, přičemž hlavními důvody tohoto stavu jsou zejména neexistence dostatečných údajů na straně provozovatelů skládek a poměrně krátké období od rozběhu systémů, které zatím neumožňuje zhodnocení prognóz v řádu roků.

Přes tyto nedostatky se práce v závěru pokouší o implementaci modelu na dvě reálné skládky různých provozovatelů se zajímavými výsledky. Nejen, že se daří sestavit odhady produkce odpovídající a přesto s mírným zlepšením oproti světově nejpoužívanějšímu americkému Land-GEM modelu, ale ve vzácné shodě jsou také poměry modelovaných a skutečně naměřených údajů, které se pohybují na hranici 20 % účinnosti. Tuto hodnotu samu o sobě však již zdaleka nelze nazvat uspokojivou, neboť podle citovaných zdrojů se může účinnost kvalitních systémů jímání plynu vyšplhat až na 70 %.

Na závěr nezbyvá než konstatovat, že další vývoj a zlepšení navrženého modelu je striktně podmíněno získáním kvalitních dat za delší časová období, což bude možné v nejbližších letech. Vzhledem k poměrně vysokému počtu zařízení v ČR se tak otevírá příležitost pro pokročilou kalibraci a dovedení modelu ke skutečně praktickému a efektivnímu využití v oblasti jímání skládkových plynů.

Zajímavou shodou náhod je fakt, že pouhých 7 dní před termínem odevzdání práce byl zveřejněn příspěvek předního českého odborníka na problematiku skládkových plynů Doc. Ing. Františka Straky, CSc. [26] shrnující ve velmi přístupné formě klíčová východiska i některé teze práce.

Přestože již nebylo z časových důvodů možné využít některé pasáže pro citace v práci, lze konstatovat, že se ve většině společných témat oba texty radikálně nerozcházejí a výsledky práce tedy byly odvozeny z velké části správně.

11. ZDROJE

- [1] KALINA, Jiří. *Matematické modelování biodegradativních procesů*. Brno, 2007. 45 s. Bakalářská práce. Masarykova univerzita.
 - [2] MILLER, Percival A., CLESCERI, Nicholas L. *Waste Sites as Biological Reactors: Characterization and Modelling*. [s.l.] : CRC Press LLC, 2003. 384 s. ISBN 1-56670-550-9.
 - [3] HŘEBÍČEK, Jiří, POSPÍŠIL Zdeněk, URBÁNEK Jaroslav: *Úvod do matematického modelování s využitím Maple*. Brno: CRM, 2010.
 - [4] HŘEBÍČEK, Jiří, KALINA, Jiří, TOMEK, Jan. *Projektování nakládání s bioodpady v obcích*. 1. Brno: Littera, 2010. 102 s. ISBN 978-80-85763-56-0.
 - [5] HŘEBÍČEK, Jiří; FRIEDMAN, Bedřich; HEJČ, Michal; HORSÁK, Zdeněk; CHUDÁREK, Tomáš; KALINA, Jiří; PILIAR, František. *Integrovaný systém nakládání s odpady na regionální úrovni*. 1. Brno: Littera, 2009. 202 s. ISBN 978-80-85763-54-6.
 - [6] *Příloha závěrečné zprávy za rok 2009 výzkumného projektu SP/2f1/132/08 Výzkum vlastností KO a optimalizace jejich využívání: Skladba domovního odpadu*. Praha: [s.n.], 2009. 47 s.
 - [7] *Česká informační agentura životního prostředí* [online]. 2010 [cit. 2010-03-24]. Informační systém odpadového hospodářství (ISOH). Dostupné z WWW: <<http://isoh.cenia.cz/groupisoh/>>.
 - [8] *United States Environmental Protection Agency* [online]. 2010 [cit. 2009-11-14]. LandGEM - Landfill Gas Emissions Model, Version 3.02. Dostupné z WWW: <<http://www.epa.gov/ttn/catc/dir1/landgem-v302.xls>>.
 - [9] TINTĚRA, Ladislav. *Kogenerace - použití zvláštních plynů, obnovitelné zdroje energie a ekonomická motivace (II)*. *tzb info* [online]. 9.1.2006, [cit. 2010-05-24]. Dostupný z WWW: <<http://www.tzb-info.cz/t.py?t=2&i=2986>>. ISSN 1801-4399.
 - [10] SCHNEIDER, Jiří. *Způsoby uzavírání skládek, skládkování tuhých odpadů, problémy skládkování, způsoby řízeného skládkování*. [s.l.]: [s.n.], 2008. 50 s. Dostupné z WWW: <http://www.pro-venkov.cz/download.php?file=upload/www.pro-venkov.cz/aktivity-projekty/_dir/4913/w-rekultivace-iii-skladky.pdf>.
 - [11] KŘENEK, Vladimír. *Energetické využití a zneškodňování odpadů*. [s.l.] : [s.n.].
 - [12] *Centrum pro hospodaření s odpady* [online]. 2009 [cit. 2009-05-24]. Seznam skládek v ČR, které jsou po 15.7.2009 v provozu a splňují nové požadavky na technické zabezpečení dle Směrnice Rady 1999/31/ES o skládkách odpadů (stav k 30.9.2009). Dostupné z WWW: <http://ceho.vuv.cz/CeHO/CeHO/Skladky_odpadu/Skladky_Plneni_tech_zabezpeceni_20090930.xls>.
 - [13] *Centrum pro hospodaření s odpady* [online]. 2009 [cit. 2010-03-03]. Mapa www stránek CeHO. Dostupné z WWW: <http://ceho.vuv.cz/CeHO/CeHO/Mapa_stranek/CeHO_Map_stranek.html>.
 - [14] CHYNOWETH, David P.; ISAACSON, Ron. *Anaerobic digestion of biomass*. Essex: Elsevier applied science publishers LTD, 1987. 281 s. ISBN 1-85166-069-0.
-

-
- [15] IWA Task Group for Mathematical Modelling of Anaerobic Wastewater Processes. *Anaerobic digestion model No. 1*. 1. [s. l.] : IWA Publishing, 2002. 80 s. ISBN 978-1-90022-278-5.
- [16] STIEG, Michael. *Untersuchungen einer Biogasanlage im Hinblick auf verbesserte Biogasproduktion durch Zusatzmittel*. Raumberg-Gumpenstein, 2006. 74 s. Diplomová práce. Höheren Bundeslehr – und Forschungsanstalt.
- [17] DIEKERT, Gabriele; WOHLFARTH, Gert. Metabolism of homoacetogens. *Antonie van Leeuwenhoek*. 1994, 66, s. 209-221. ISSN 0003-6072.
- [18] *Municipal Solid Waste Generation, Recycling, and Disposal in the United States: Facts and Figures for 2008*. Washington: United States Environmental Protection Agency, 2009. 14 s. Dostupné z WWW: <<http://www.epa.gov/wastes/nonhaz/municipal/pubs/msw2008rpt.pdf>>.
- [19] *Energetický regulační úřad* [online]. 2010 [cit. 2010-05-09]. Podíl skládkového plynu, stav k 1.4.2010. Dostupné z WWW: <http://www.eru.cz/user_data/files/licence/info_o_drzitelich/OZE/sklpln_01_04_2010.pdf>.
- [20] SHEFALI, Verma. *Anaerobic digestion of biodegradable organics in municipal solid wastes*. [s.l.] : Columbia University, 2002. 56 s.
- [21] KAFKA, Zdeněk. *Základy ochrany životního prostředí - část odpady*. Praha : Vysoká škola chemicko-technologická v Praze. 39 s.
- [22] *Department of Electrical Power Engineering* [online]. 2009 [cit. 2009-08-20]. Kogenerace, trigenerace . Dostupné z WWW: <<http://www.ueen.feec.vutbr.cz/cz/index.php/web-links/48-kogenerace-trigenerace>>.
- [23] *biom.cz* [online]. 2010 [cit. 2010-05-02]. Databáze subjektů. Dostupné z WWW: <<http://biom.cz/cz/produkty-a-sluzby/databaze-subjektu>>.
- [24] KOTOVICOVÁ, Jana. *Výzkum využití prevenčních nástrojů pro snížení zatížení regionu biodegradabilními odpady*. Brno, 2006. Habilitační práce. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita.
- [25] KARÁSKOVÁ, Jana. *Analýza a využití skládkového bioplynu*. Brno, 2009. 57 s. Diplomová práce. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně.
- [26] STRAKA, František: Využívání skládkového plynu. *Biom.cz* [online]. 2010-05-17 [cit. 2010-05-18]. Dostupné z WWW: <<http://biom.cz/cz/odborne-clanky/vyuzivani-skladkoveho-plynu>>. ISSN: 1801-2655.
- [27] INGERSON Ann, NODWIN Stephen C.: *Wood products and carbon storage (report)*. In: *Encyclopedia of Earth*. Eds. Cutler J. 2010-02-17 [cit. 2010-05-18]. Dostupné z WWW: <[http://www.eoearth.org/article/Wood_products_and_carbon_storage_\(report\)](http://www.eoearth.org/article/Wood_products_and_carbon_storage_(report))>.
- [28] WILLUMSEN, Hans. *Number and types of landfill gas plants worldwide*. Viborg : LFG Consult, 2004. 10 s. Dostupné z WWW: <http://deponigas.dk/uploads/media/Number_and_Types_of_LFG_Plants_Worldwide.pdf>.
- [29] ASA [online]. 2010 [cit. 2010-02-13]. Historie společnosti. Dostupné z WWW: <<http://www.asa-group.com/cs/Ceska-republika/Spolecnost/Historie.asa>>.
-

- [30] *Ministerstvo životního prostředí České republiky* [online]. 2003 [cit. 2010-05-24]. Stručné shrnutí údajů žádosti. Dostupné z WWW: <[http://www.mzp.cz/www/ippc.nsf/\\$pid/MZPAXF1RAZT2](http://www.mzp.cz/www/ippc.nsf/$pid/MZPAXF1RAZT2)>.
- [31] *Statistická ročenka životního prostředí 2007*. Praha : Ministerstvo životního prostředí, Český statistický úřad, Česká informační agentura životního prostředí, 2008. 583 s.
- [32] REINHART, Debra R.; FAOUR, Ayman A.; YOU, Huaxin. *First-Order Kinetic Gas Generation Model Parameters for Wet Landfills*. Washington : U.S. Environmental Protection Agency, 2005. 66 s. Dostupné z WWW: <<http://www.epa.gov/ORD/NRMRL/pubs/600r05072/600r05072.pdf>>. EPA-600/R-05/072.
- [33] ŠEFLOVÁ, Jitka, et al. *Návrh integrovaného systému nakládání s BRKO v Moravskoslezském kraji*. Praha: IREAS, Institut pro strukturální politiku, o.p.s., 2009. 183 s.
- [34] *Studie nakládání s biologicky rozložitelným odpadem v Olomouckém kraji*. Olomouc : Fite a. s., 2009. 74 s.
- [35] *TEDOM Stirling engine* [online]. 2010 [cit. 2010-01-11]. Stirlingův motor TEDOM. Dostupné z WWW: <<http://www.stirling.cz/stirlinguv-motor-tedom.html>>.
- [36] Vliv chemického složení fytohmoty na produkci bioplynu. *Biom.cz* [online]. [cit. 2009-05-24]. Dostupný z WWW: <<http://stary.biom.cz/publikace/bioplyn/08.html>>.
- [37] SANZ, J. L.; RODRÍGUEZ, N.; AMILS, R. The action of antibiotics on the anaerobic digestion process. In *Applied Microbiology and Biotechnology*. Heidelberg : Springer-Verlag, 1996. s. 587-592. ISSN 0175-7598.
- [38] *Vyjádření k žádosti společnosti SITA Moravia a.s. o vydání integrovaného povolení pro skládku odpadů Rapotín*. Praha : Agentura integrované prevence, Český ekologický ústav, 2003. 27 s.
- [39] *Energetický regulační úřad* [online]. 2010 [cit. 2010-04-19]. Přehled výroben spalujících biomasu, bioplyn a skládkový plyn (k 28. 2. 2007) . Dostupné z WWW: <http://www.eru.cz/user_data/files/statistika_elektro/rocní_zprava/2006/subjekty/141.htm>.

12. SEZNAM ZKRATEK

BAT	best available technology (nejlepší dostupná technika),
BO	biologický odpad,
BRO	biologicky rozložitelný odpad,
BRKO	biologicky rozložitelný komunální odpad,
BSK ₅	biologická spotřeba kyslíku během pěti dnů,
CAA	Clean Air Act (Úmluva o čistotě ovzduší),
ČOV	čistírna odpadních vod,
ČR	Česká republika,
ČSN	česká technická norma,
EMS	environmental management systém (systém environmentálního řízení),
EN	evropská norma,
EPA	Environmental Protection Agency (agentura ochrany životního prostředí),
ES	Evropské společenství,
EU	Evropská unie,
HAP	hazardous air pollutant (nebezpečný vzdušný polutant),
CHSK	chemická spotřeba kyslíku,
ISO	International Organization for Standardization (Mezinárodní organizace pro normalizaci),
KO	komunální odpad,
LFG	landfill gas (skládkový plyn),
MBÚ	mechanicko-biologická úprava,
NMOC	nonmethan organic compound (nemethanická organická sloučenina),
PE	polyethylen,
PEHD	polyetylen high-density (vysokohustotní polyethylen)
POH	plán odpadového hospodářství,
PVC	polyvinylchlorid,
SI	Le Système International d'Unités (mezinárodní soustava jednotek)
S-IO	skládka – inertní odpad,
SKO	směsný komunální odpad,
S-NO	skládka – nebezpečný odpad,
S-OO	skládka – ostatní odpad,

SR	Slovenská republika,
TNO	norma odpadového hospodářství,
US	United States (spojené státy),
USA	United States of America (Spojené státy americké),
VOC	volatile organic compound (těkavá organická sloučenina).

13. SEZNAM TABULEK, OBRÁZKŮ A GRAFŮ

Graf 1: Složení SKO.....	11
Tabulka 2: Skládkování BRO a jejich rozložitelná složka	12
Obrázek 3: Schéma odplyněné skládky odpadů	15
Tabulka 4: Zatřídění skládek z hlediska tvorby plynu.....	18
Graf 5: Počet skládek s instalovanou kogenerací.....	24
Graf 6: Celkový instalovaný výkon kogenerace v ČR.....	25
Obrázek 7: Mapa skládek v ČR	25
Tabulka 8: Počty odplyněných skládek a výkon zařízení v roce 2003	26
Graf 9: Nakládání s KO ve vybraných státech EU v roce 2008.....	27
Schéma 10: Anaerobní digesce	30
Tabulka 11: Reakční mechanismy hydrolýzy polysacharidů, bílkovin a tuků.....	31
Tabulka 12: Reakční mechanismy acidogeneze hexóz	32
Tabulka 13: Štěpení vyšších mastných kyselin na acetát	33
Tabulka 14: Homoacetogenní vznik acetátu z vodíku a oxidu uhličitého.....	33
Tabulka 15: Vznik methanu acetotrofní a hydrogenotrofní cestou	33
Tabulka 16: Demonstrativní parametry pro přehled modelů.....	36
Graf 17: Modely 0., 1. a 2. řádu.	36
Graf 18: School Canyon, Tabasaranův, Trojúhelníkový a GASFILL model	37
Graf 19: Barlazův model, model 2. řádu a model z [1].....	38
Obrázek 20: Rozhraní modelu Langem.....	39
Obrázek 21: Rozhraní modelu Langem.....	39
Tabulka 22: Polutanty v modelu LandGEM.....	40
Graf 23: Roční návozy a elektrický výkon na vybraných skládkách v ČR a SR.....	41
Graf 24: Elektrický výkon na vybraných skládkách v ČR a SR.	42
Graf 25: Poměr velikosti skládky a měrného elektrického výkonu kogenerace	43
Tabulka 26: Veličiny použité při tvorbě vlastního modelu	47
Graf 27: Závislost množství nespotřebovaného substrátu na čase	49
Graf 28: Závislost produkce skládkového plynu na čase	50
Graf 29: Závislost produkce skládkového plynu na čase t a rychlostní konstantě m	51
Graf 30: Závislost vzniklého množství skládkového plynu na čase t a rychlostní konstantě m ...	52
Graf 31: Produkce plynu při ukládání odpadu po dobu $T = 20$ let	53

Graf 32: Závislost vzniklého množství skládkového plynu na čase t a rychlostní konstantě m ...	54
Tabulka 33: Časová charakteristika rozkladu	56
Tabulka 34: Poločasy hydrolýzy různých druhů odpadu	57
Obrázek 35: Zápis návozů ve formátu xls	57
Graf 36: Modelová jednodruhová skládka	59
Graf 37: Náhodně generované návozy na skládku	60
Graf 38: Modelová vícedruhová skládka	60
Obrázek 39: Těleso skládky v Žabčicích	62
Obrázek 40: Kogenerační jednotka a transformátor na skládce v Žabčicích	63
Graf 41: Předpoklad produkce skládkového plynu na skládce Žabčice	64
Tabulka 42: Srovnání modelové a reálné produkce methanu na skládce Žabčice	65
Obrázek 43: Povrchové odplynění skládky v Žabčicích	65
Obrázek 44: Ukládané BRKO jako součást SKO na skládce v Rapotíně	66
Graf 45: Produkce methanu v Rapotíně	67
Tabulka 46: Okamžitá předpokládaná produkce methanu na skládce v Rapotíně	68