

Masarykova univerzita
Ekonomicko-správní fakulta

**Účinnost plateb za komunální odpad
– změna paradigmatu**

Habilitační práce

Jan Slavík
Brno, 2018

Abstrakt

Platby za komunální odpad patří k významným objektům vědeckého zájmu. Pod vlivem teoretických diskusí mezi zástupci neoklasické (environmentální) ekonomie a zástupci institucionální (behaviorální) ekonomie, ale i v důsledku některých praktických nedostatků se však role plateb za komunální odpad v environmentální politice státu, ale i lokální politice mění. Platby se stávají součástí širšího nástrojového mixu, který je doplňován o měkké nástroje, jež jsou založeny na behaviorální aspektech rozhodování domácností. Jejich součástí jsou i situační proměnné neboli infrastrukturální vybavenost obecních systémů nakládání s odpady a způsob, jak na ni reagují domácnosti v rozhodování o produkci smíšeného komunálního odpadu a třídění jeho využitelných složek. Cílem práce je proto vyhodnotit vliv plateb za komunální odpad a situačních proměnných na účinnost obecních systémů nakládání s odpady a zjistit, do jaké míry tyto aspekty rozhodování domácností ovlivňují nelegální způsoby nakládání s odpady. Práce dochází k závěru, že zatímco platby (zejména variabilního typu) ovlivňují zejména produkci smíšeného komunálního odpadu, pak situační proměnné jsou důležité zejména pro zvyšování účinnosti odděleného sběru. Platby tedy nejsou univerzálním nástrojem, který by zvyšoval účinnost celého systému nakládání s odpady v obci (*one size does not fit all*). Současně se potvrdilo, že variabilní typy plateb mohou být příčinou vzniku nelegálních způsobů nakládání s odpady, což může snižovat ochotu obcí k jejich implementaci.

Abstract

Payments for municipal waste (charges, and fees) are in the centre of the scientific attention. However, based on theoretical discussion between neoclassical (environmental) economics and institutional (behavioural) economics and as a consequence of some practical shortcomings the role of payments in the national environmental policy, and in local policy is changing. Payments are getting to be a part of broader instrument mix, which is supported by 'soft instruments' based on behavioural aspects of the decision making process of households. Behavioural aspects include situational variables that refer to the infrastructural equipment of municipal waste management systems and that are crucial for households deciding about the mixed municipal waste generation and about the waste separation. The goal of the habilitation is to evaluate how payments for municipal waste and situational variables influence the effectiveness of municipal waste management systems and how these variables influence the illegal waste treatment (e.g. fly tipping). The habilitation concludes that payments (especially unit-based) influence the mixed municipal waste generation, while situational variables are suitable for increasing the effectiveness of the separate collection. Therefore, payments are not a general instrument for increasing the effectiveness of the whole municipal waste management system ('one size does not fit all'). Furthermore, the analysis confirmed that unit-based payments should have an impact on illegal disposal of waste. This risk can be the reason why is the municipality not willing to implement these payments.

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem habilitační práci Účinnost plateb za komunální odpad – změna paradigmatu vypracoval samostatně a uvedl v ní všechny použité literární a jiné odborné zdroje v souladu s právními předpisy, vnitřními předpisy Masarykovy univerzity a vnitřními akty řízení Masarykovy univerzity a Ekonomicko-správní fakulty.

V Rybníšti, dne 1. října 2018

.....

Poděkování

Mé poděkování patří zejména mé ženě, bez jejíž neutuchající podpory a inspirace by tato práce nemohla vzniknout. Stejně díky patří i rodičům, kteří mi umožnili pravidelně unikat od rodičovských povinností a pracovat v klidném prostředí univerzity.

Velké díky patří kolegyni Kristýně Rybové nejen za dlouhodobou spolupráci, jejímž výsledkem je řada publikací v prestižních časopisech, ale i za možnost konzultace empirické části práce.

Poděkovat bych chtěl i Martině Vrbové a Petru Balnerovi za intenzivní diskuse, jejichž podstatou je střet vizionářského (a často idealistického) akademického světa s neúprosnou praxí odpadového hospodářství a za možnost pracovat na zajímavých projektech s využitím kvalitních datových zdrojů.

Obsah

Účinnost plateb za komunální odpad – změna paradigmatu

1.	Úvod.	11
2.	Recyklace – kritický diskurz	13
3.	Recyklace jako důsledek lidského jednání	19
3.1	Perspektiva zkoumání	19
3.2	Neoklasická ekonomie a selhání trhu	19
3.3	Environmentální regulace – hledání optima	21
3.4	Optimální míra recyklace	23
3.5	Internalizace externalit – vybrané otázky	24
3.6	Pigouviánská daň a nástroje poplatkového typu v praxi	26
3.7	Neoklasická ekonomie a změna přístupu	27
4.	Lidské jednání a nové přístupy k tvorbě motivací	31
4.1	Teorie plánovaného jednání a recyklační chování	32
4.1.1	Interní proměnné – morální normy	34
4.1.2	Interní proměnné – sociální normy	35
4.1.3	Interní proměnné – zvyky a environmentální hodnoty	36
4.1.4	Interní proměnné – Environmentální znalosti	38
4.1.5	Externí proměnné	40
4.1.6	Další (např. kontextuální) proměnné.	45
4.2	Recyklační chování ve výzkumu v ČR.	48
4.3	Informační a vzdělávací kampaně	50
5.	Lidské jednání, ekonomické pobídky a tzv. vytěsňovací efekt	55
6.	Lidské jednání a platby za komunální odpad	59
6.1	Funkce plateb za komunální odpad	59
6.2	Typy plateb za komunální odpad	61
6.3	Konstrukce plateb za komunální odpad	63
6.4	Variabilní platby a nákladová struktura	65
6.4.1	Struktura nákladů v obcích	66
6.4.2	Náklady obecního systému nakládání s odpady	68
6.4.3	Náklady systému v ČR – informační zdroje	69
6.5	Vícesložkové variabilní platby.	73
6.5.1	Vícesložkové variabilní platby – případové studie v ČR	74
6.5.2	Minimální objem sběrné nádoby.	75
6.5.3	Principy kalkulace variabilních plateb	77
6.5.4	Vnímání spravedlnosti plateb.	78
6.5.5	Implementace do praxe a optimální velikost platby	80
6.5.6	Nulová výše platby a jejich důsledky.	82
7.	Účinnost plateb za komunální odpad	85
7.1	Účinnost a vliv environmentálního aktivismu	85

7.2	Účinnost plateb za komunální odpad ve výzkumu ČR	87
7.3	Cenová elasticita	88
7.4	Kritika variabilních plateb	91
8.	Platby za komunální odpad v podmínkách ČR	95
8.1	Legislativní vymezení – současnost a budoucnost	95
8.1.1	Místní poplatek	95
8.1.2	Poplatek za komunální odpad	97
8.1.3	Úhrada	97
9.	Poplatky a demografický vývoj	99
9.1	Hlavní demografické trendy	99
9.2	Demografický vývoj – adaptace systému a plateb	102
10.	Faktory ovlivňující chování domácností – empirická analýza	105
10.1	Datový zdroj	107
10.2	Metoda	107
10.3	Výsledky.	108
10.3.1	Účinnost plateb za komunální odpad	108
10.3.2	Situační proměnné a jejich vliv na účinnost obecních systémů	111
10.3.3	Vliv různých systémů motivace na účinnost obecních systémů	113
10.3.4	Vliv typu platby a jiných motivací na nelegální způsoby nakládání s odpady	116
10.3.5	Situační proměnné a jejich vliv na vybrané druhy nákladů	118
10.4	Diskuse výsledků	119
10.5	Výsledky empirické analýzy – shrnutí	122
11.	Závěr	125
	Literatura	127

1. Úvod

V relativně nové, ale dynamicky se rozvíjející oblasti ekonomie odpadů (*'economics of waste'*) patří platby za komunální odpad k významným předmětům vědeckého zkoumání. V rámci environmentální regulace jde o jeden z nejčastěji navrhovaných nástrojů podpory odděleného sběru využitelných složek odpadu. V obecních systémech nakládání s komunálními odpady se jedná o jeden z klíčových předpokladů finančního zdraví rozpočtu obcí. Avšak i přes několik desítek let trvající výzkum a zájem odborné veřejnosti jde stále o fenomén, který budí kontroverze a nejistoty v případě praktické aplikace.

Hlavní nejistota ale nepramení z vnímání plateb za komunální odpad jako (do značné míry modifikované) ceny za spotřebu odpadových služeb. Kontroverzní jsou zejména různé přístupy k motivační funkci plateb (jakožto nástroje k vyššímu třídění využitelných složek komunálního odpadu), která je zástupci různých škol ekonomického myšlení vykládána odlišně. Konkrétně dochází k metodologickému konfliktu mezi zástupci neoklasické (environmentální) ekonomie, kteří chápou člověka jako *'homo oeconomicus'* a kteří předpokládají, že zavedení poplatků přímo ovlivní jednání původců (resp. producentů) odpadu (Dinan, 1993; Anderson, 2010; Tietenberg a Lewis, 2010) a zástupci institucionální a behaviorální ekonomie (jako např. T.B. Veblen, D. Kahneman, A. Tversky a V. Smith a jejich následovníci) (Fishbein a Ajzen, 1972; Ajzen a Albarracín, 2007). Ti tento vztah mezi platbami a chováním člověka zpochybňují a analyzují příčiny, za kterých platby jejich motivační funkci ztrácí. Lidé v tomto pojetí nejednají za všech okolností racionálně v podmínkách dokonalých informací a ve vakuu svého individualismu (Ajzen, 2011).

Zpochybňováním metodologických východisek neoklasické (environmentální) ekonomie se tedy relativizuje úloha plateb za komunální odpad, které ve světě *'homo oeconomicus'* představují vhodný nástroj, jak změnou relativních cen ovlivnit chování člověka. Akcentují se behaviorální aspekty a obecně institucionální podmínky rozhodování, jejichž pochopením a dílčími změnami je možné dosáhnout stejných cílů, ale prostřednictvím jiných než ekonomických nástrojů (např. Barr et al., 2005; Tonglet et al., 2004). Je však třeba zdůraznit, že popsáný metodologický rozpor se netýká cílů environmentální regulace v oblasti třídění a recyklace odpadů, ale pouze nástrojů, jak těchto cílů dosáhnout.

Jakkoli je pronikání behaviorálních aspektů do tvorby environmentální regulace (minimálně v zemích OECD) stále intenzivnější (viz OECD, 2017), pak platby za komunální odpad hrají na úrovni obcí stále velmi důležitou roli. Výzkum se proto zaměřuje nejen na hodnocení účinnosti těchto plateb (jaký typ plateb je nejúčinnější – paušální vs. variabilní, platba dle hmotnosti, objemu, frekvence svozu apod.), ale také na to, jak v platbě zohlednit nákladovou strukturu systému nakládání s odpady (Bilitewski, 2008; Le Bozec, 2008), jak zajistit, aby byly platby veřejností vnímány jako spravedlivé (a tím předcházet averznímu chování domácností) (Batllellé a Hanf, 2008) a jak platby mohou reflektovat demografické a socio-ekonomické trendy vývoje evropské společnosti (Dornbusch, 2011).

Hlavním **cílem práce** je vyhodnotit vliv různých motivací na účinnost systémů sběru a třídění komunálního odpadu v obcích České republiky. V této souvislosti byly formulovány následující dvě výzkumné otázky:

1. Jaký vliv mají platby za komunální odpad a technicko-organizační podmínky (tzv. situační proměnné) na účinnost obecních systémů nakládání s komunálním odpadem?
2. Jaký vliv mají různé formy motivací na nelegální způsoby nakládání s odpady?

Práce se rovněž zabývá návrhy, jakým směrem by se měly vydat obce v okamžiku, kdy se rozhodnou motivovat občany k vyššímu třídění odpadu a současně usilují o zachování nákladové vyváženosti celého systému.

Práce obsahuje kritickou reflexi stávající vědecké literatury a identifikuje teoreticko-metodologické přístupy, které lépe reflektují posun od prosté aplikace ekonomických nástrojů k zohlednění kontextuálních proměn

ných. Autor práce zde navazuje na své publikované články v zahraničních impaktovaných časopisech (Slavík a Pavel, 2013; Slavík et al., 2017; Slavík et al., 2018a). V empirické části zaměřené na hodnocení vlivu plateb na účinnost obecních systémů nakládání s komunálním odpadem v České republice byla použita detailní data za přibližně 6200 obcí. Data byla vyhodnocena s využitím regresního modelu založeného na metodě nejmenších čtverců (OLS) a t-testu nezávislých výběrů.

Unikátnost tohoto výzkumu v podmínkách České republiky spočívá nejen v objemu dat, které byly pro účely výzkumu použity (předmětem výzkumu bylo více než 98 % obcí v České republice), ale také v možnosti kvantifikovat v rámci tohoto souboru dat kvalitu a dostupnost sběrné sítě, kterou mají domácnosti k dispozici (hustota sběrné sítě, dostupnost sběrného dvora, vybavení domácností kompostéry, zavedení odděleného sběru bioodpadu, pytlový sběr). Jakkoli vědecká literatura – česká (např. Šauer et al., 2008; Slavík a Pavel, 2013; Struk a Soukopová, 2016; Slavík et al., 2018b, či Struk, 2017) i zahraniční (Sakai et al., 2008; Talalaj a Walery, 2015; či Rousta et al., 2015) – pracuje s hodnocením různých faktorů ovlivňujících výkon obecních systémů), pak tyto proměnné jsou často hodnoceny izolovaně. Pouze vybrané analýzy založené na meta-analýze dat (např. Miafodzyeva a Brandt, 2013) shrnují výsledky studií zabývajících se různými faktory ovlivňujícími rozhodování domácností. V podmínkách České republiky dosud chyběla komplexní analýza, která by uvedené proměnné hodnotila současně. Předložená práce je proto jedním z prvních pokusů, jak faktory ovlivňující výkonnost obecních systémů nakládání s komunálními odpady hodnotit komplexně.

Práce bude rozdělena do 3 bloků. V prvním bloku (kapitoly 2 až 5) je provedena kritická reflexe tradiční environmentální regulace založené na využití plateb (i v situaci, kdy k tomu nejsou vhodné ekonomické předpoklady). Druhý blok (kapitoly 6 až 9) se zaměřuje na hodnocení zkušeností s implementací poplatkových nástrojů do praxe, a to včetně hodnocení interakce mezi nastavením plateb za komunální odpad a vývojem socio-demografických charakteristik společnosti. Třetí blok (kapitola 10) obsahuje empirickou analýzu vlivu vybraných faktorů (platby za komunální odpad, či organizačně-technické podmínky) na výkon obecních systémů nakládání s odpady v České republice, vč. vlivu těchto faktorů na nelegální způsoby nakládání s odpady.

2. Recyklace – kritický diskurz

Platby za komunální odpad jsou neoddělitelně spjaty s obecními systémy nakládání s odpady, především však s tříděním odpadu a jeho následnou recyklací (materiálovým využitím). Platby jsou cestou, jak separací u zdroje zvýšit objem materiálů, které je možné materiálově využít. Separací těchto materiálů, neboli jejich odděleným sběrem od směsného komunálního odpadu, je možné dosáhnout i dalšího environmentálně žádoucího efektu – snížení množství odpadu ukládaného na skládky.

Politická podpora recyklace ve formě environmentální politiky zaměřené na zvyšování podílu recyklace komunálního odpadu stejně jako současné pojetí tzv. evropské recyklační společnosti (*recycling society*) (např. Euractiv, 2011) jsou výrazem přesvědčení, že recyklace je činností, která si v rámci celé řady další environmentálních témat zaslouží specifickou pozornost. Mezi klíčové argumenty ospravedlňující zásahy členských států Evropské unie do ekonomiky druhotných surovin a nakládání s odpady patří negativní externalita v důsledku odstraňování odpadu (ukládání odpadu na skládky, resp. energetického využití), nedostatečné kapacity na skládkování odpadu, plýtvání surovinami, ale i podpora zaměstnanosti, či úspora energie (van Beukering et al., 2014; EC, 2001). Recyklace je všeobecně považována za lék, který vyléčí choroby spojené s neschopností trhu zabránit plýtvání primárních surovinových zdrojů a produkci externalit.

S cílem podpořit recyklaci implementovala řada států Evropské unie v posledních zhruba 20 letech velké množství různých ekonomických nástrojů, jejichž smyslem je podpořit míru recyklace komunálního odpadu na úkor alternativních způsobů nakládání (ukládání na skládky, energetické využití, či spalování). Ke klíčovým nástrojům patří zejména daně a poplatky (např. Convery a McDonnell, 2003; Söderholm, 2011; van Beukering et al., 2014; Dubois a Eyckmans, 2014), zálohové systémy (Slavík, 2009b; Dubois a Eyckmans, 2014), obchodovatelná povolení (Matsueda a Nagase, 2012; Calaf-Forn et al., 2014) či dotace a subvence (van Beukering et al., 2014; Slavík et al., 2017).

Takto jednoznačná podpora recyklace (jež se však nesoustředí pouze na státy Evropské unie, ale v podstatě všechny vyspělé země světa), však není odbornou veřejností přijímána bez výhrad. Především z řad ekonomů (a zejména pak liberálních ekonomů) zaznívá kritika spočívající nejen v relativizaci výhodisek pro podporu recyklace, ale i zvolených nástrojů k jejímu vynucování (Cordato, 1995; Tierney, 1996; Benjamin, 2007). Kritika recyklace se soustřeďuje na ekonomické důsledky, které bezpodmínečná recyklace, resp. recyklace ‘za každou cenu’ s sebou nese (Porter, 2005).

Smyslem této kritiky není odmítnutí recyklace jako takové, ale hledání racionálních důvodů, které budou zárukou preference recyklace před ostatními způsoby nakládání s odpady v dlouhém období. Důvodů, které mluví pro recyklaci nikoli z pozice vnitřního přesvědčení nositelů environmentální politiky a zájmových skupin, ale z důvodů, které vyplývají z preference recyklace tržním alokačním mechanismem. Ten kritici spatřují jako nejúčinnější záruku toho, že bude recyklace preferována ekonomickými subjekty i bez pomoci státní regulace.

Kritika recyklace se nicméně neomezuje pouze na ekonomické důsledky. Baumol (1977) zpochybňuje i environmentální prospěšnost recyklace a uvádí, že by si recyklace zasloužila mnohem více pozornosti a bádání, než politického rozhodování založeného na předsudcích a emocích. Baumol (1997) mluví „o *auře neposkrvněné ctnosti, která obklopuje recyklaci*“ a která brání vidět i její negativní stránky. Jejich opomíjení v racionální vědecké a politické diskusi může být důsledkem toho, recyklace získala status náboženství (Ackerman, 1997). Náboženství, které je prosté racionálních důvodů, a naopak založené na víře, že třídít a recyklovat odpad je správné. Víra ve správnost ale není postačující zárukou, že recyklace je tou nejlepší volbou. Tam, kde víra není dosti silná, recyklace dlouhodobě neobstojí.

S odkazem na přístupy, které vnímají recyklaci jako lék na řešení problému s externalitami, Baumol (1977) upozorňuje, že není důvod předpokládat, že čistý mezní produkt recyklace musí být pozitivní. Podobně argumentuje i Benjamin (2007). Ten shrnul hlavní kritické reakce vůči recyklaci odpadu do osmi mýtů, které ovládají argumentaci ospravedlňující státní intervence do způsobů nakládání s odpady s akcentem na recyklaci odpadů. Benjamin (2007) se snaží tyto mýty vyvrátit, ale především se pokouší nahradit emoce věcnou diskusí o výhodách a nevýhodách recyklace. Recyklace není v pojetí Benjamina (2007), ale i Cordata (1995) reakcí na nedostatečné kapacity na ukládání odpadu na skládky, resp. na externality, které s tímto druhem nakládání s odpady souvisí, ale výrobní technologií, pro kterou platí stejné zákonitosti trhu, jako pro jakékoli jiné výrobní procesy.¹

Porter (2002) je si vědom ekonomických důsledků podpory recyklace v situaci, kdy (nejen) z ekonomického hlediska nedává recyklace smysl, a proto formuloval „dobré“ a „špatné“ důvody, proč recyklovat odpad. Za dobré důvody Porter (2002) považuje situace, kdy je:

- recyklace zdrojem druhotných surovin (roste-li poptávka po druhotných surovinách, pak roste i využití recyklace),
- recyklace alternativou k odstraňování odpadu (avšak pouze v okamžiku, kdy jsou externality plně internalizovány v ceně a recyklace je konkurenceschopnou variantou nakládání s odpady),
- recyklace řešením klesajících kapacit na odstranění odpadu (skládky).

Naopak špatnými důvody pro recyklaci je dle Portera (2002) představa, že:

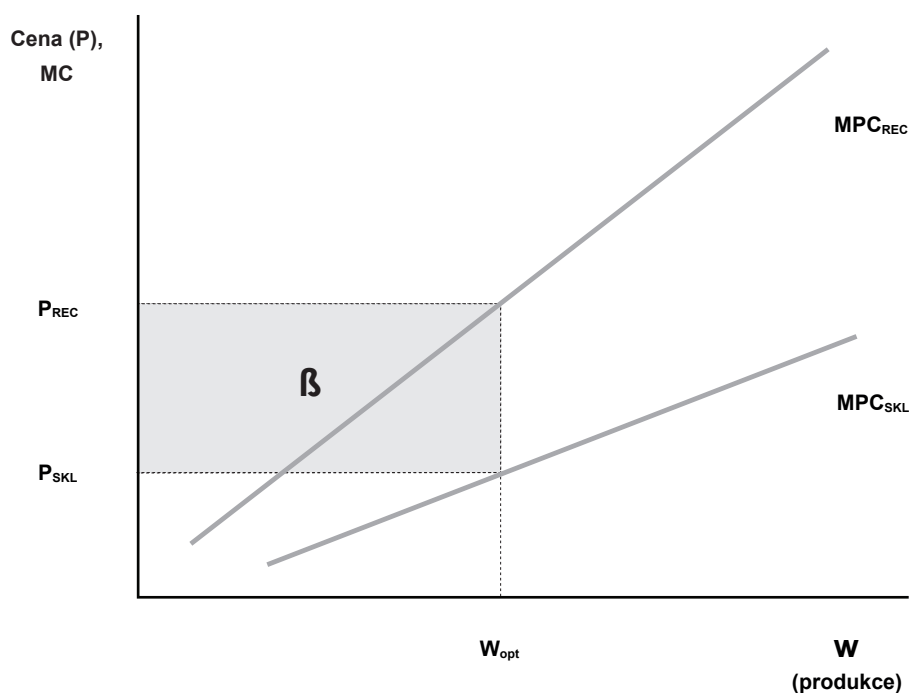
- recyklace je řešením budoucí katastrofy spočívající ve vyčerpání primárních surovinových zdrojů,
- recyklace vyvažuje politiky, které ze sociálních důvodů podporují těžbu primárních surovin,
- recyklace musí nutně nahradit skládky odpadů, neboť skládky jsou místo, kde život cenných surovin končí,
- recyklace šetří energii nebo že podporuje zaměstnanost.

Klíčovým argumentem proti podpoře recyklace za každou cenu (tedy i v okamžiku, kdy mezní soukromé náklady recyklace jsou vyšší, než náklady alternativních způsobů nakládání s odpady – např. skládkování)², je plýtvání zdrojů společnosti (lidských, finančních, environmentálních). Následující obrázek ukazuje, jaká je velikost společenské ztráty užitku (plocha β ohraničená přerušovanými čarami) v okamžiku podpory recyklace (mezní soukromé náklady – MPC_{REC}) před skládkováním odpadu (mezní soukromé náklady – MPC_{SKL}). Obrázek naznačuje rozdílné soukromé náklady vybraných variant nakládání při volbě specifického množství odpadu, jež je předmětem nakládání (W_{opt}). Tento obrázek pro zjednodušení nepracuje s velikostí společenských mezních nákladů, jejichž velikost je obtížné kvantifikovat. Snaha o kvantifikaci je však důležitým předpokladem pro internalizaci externích efektů, které jednotlivé způsoby nakládání s odpady generují (viz dále v textu).

1 Benjamin (2007) do značné míry reaguje na diskusí o smyslu recyklace odpadu, kterou zahájil Tierney (1996) svou kritikou recyklačního hnutí, kdy označil recyklaci za zbytečnost („recycling is garbage“) a na reakci, kterou v zápětí publikovali Denison a Ruston (1996). Ti svou reakci pojali formou demytizace omylů, kterých se kritici recyklace dopouští.

2 Analogicky by tomu bylo i v případě, kdy bychom o recyklaci hovořili jako o výrobním procesu, jehož produktem je druhotná surovina.

Obrázek 1: Potenciální společenské ztráty podpory recyklace

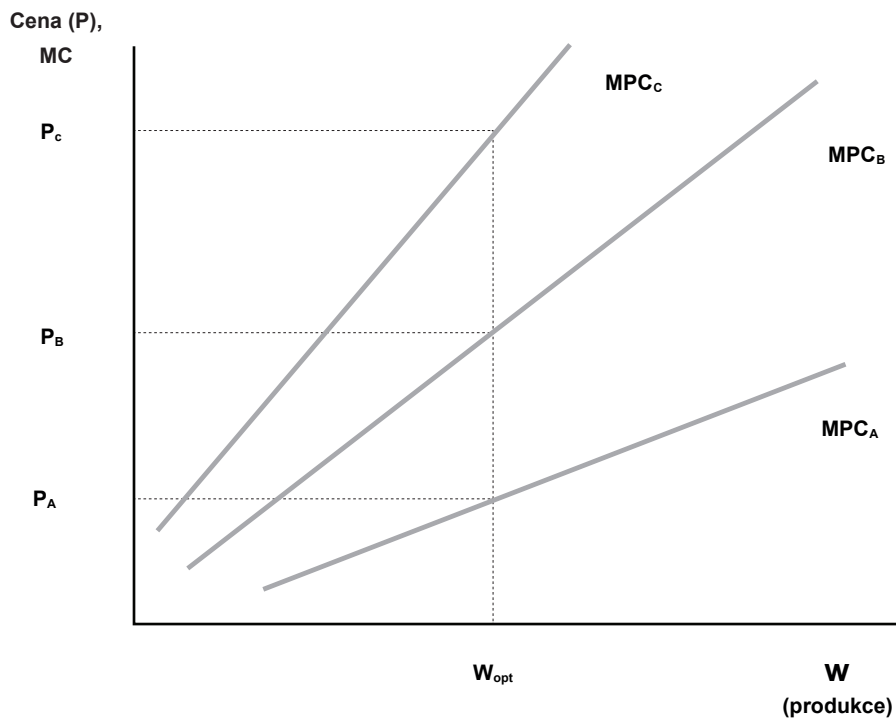


Zdroj: vlastní (s využitím aparátu Porter, 2002)

Tento obrázek však evokuje ještě jednu myšlenku, která souvisí s bezpodmínečnou podporou recyklace v současnosti. Porter (2002) totiž upozorňuje na to, že není-li recyklace smysluplná dnes, pak pokles zásob primárních surovin (jež jsou substitutem druhotných surovin vyrobených recyklací) může z recyklace učinit žádoucí způsob nakládání s odpady v budoucnu. Nicméně Porter (2002; 125) současně dodává, že: „skutečnost, že něco bude rozsáhle recyklováno v budoucnosti, však není důkazem, že to musí být recyklováno nyní“.

Dopad podpory recyklace na náklady společnosti je možné prezentovat i prostřednictvím komparace mezních soukromých nákladů recyklace mezi jednotlivými členskými zeměmi EU (modelově země A, B, C). Podpora recyklace může mít podobu stanovení tzv. recyklačních kvót, neboli povinnosti členských zemí EU zajistit určitou míru recyklace komunálních odpadů (nebo např. obalů a obalových odpadů). Vzhledem k odlišným hospodářsko-politickým podmínkám v jednotlivých členských zemích EU jsou náklady na zajištění recyklace odlišné – země A (MPC_A), země B (MPC_B), země C (MPC_C). Modelově předpokládáme, že nejnižší náklady recyklace (např. z důvodu úspor z rozsahu, většího odbytu druhotné suroviny apod.) jsou v zemi A, nejvyšší naopak v zemi C. Recyklační cíl je definován jako W_{opt} . Z obrázku je zřejmé, že splnění povinnosti je pro jednotlivé členské státy jinak drahé – nejdražší je zajištění recyklace z důvodu nejvyšších mezních soukromých nákladů v zemi C, nejlevnější v zemi A. Z těchto důvodů doporučuje Slavík (2009) přehodnotit evropské recyklační cíle nebo nahradit administrativní nástroj v podobě recyklačního cíle nástrojem ekonomickým, který umožňuje efektivnější dosažení cíle environmentální politiky.

Obrázek 2: Komparace mezních soukromých nákladů plnění recyklačních cílů



Zdroj: vlastní (s využitím aparátu Porter, 2002)

To, že recyklace nemusí být ze společenského hlediska neoptimálnější alternativou nakládání s odpady, potvrzuje na základě analýzy nákladů a užitků („cost-benefit analysis“) i Porter (2005), Pearce (2005), nebo Dijkgraaf a Vollebergh (2005). Porter (2005) však přiznává, že nákladově-užitkový test některé obce splňují, a to díky klesajícím nákladům na sběr a svoz vytříděných komodit v důsledku optimalizačních snah, resp. nahrazováním starých recyklačních technologií technologiemi moderními. Významným faktorem je rovněž rozvíjející se trh druhotných surovin, který na jedné straně tlačí na pokles jejich cen, které se tak stávají konkurenceschopnými primárním surovinám. Svou analýzu Porter (2005) uzavírá tím, že: „recyklace je dobrá, ale ne za každou cenu“ (p. 55).

Pearce (2005) kritizuje lpění Evropské unie na hierarchii nakládání s odpady, které je dle jeho názoru více věcí „environmentálního přesvědčení, než racionálního posouzení“ (p. 77). Hierarchie nakládání by podle Pearce (2005) neměla být příliš vzdálená hierarchii, která je výsledkem racionálního ekonomického hodnocení – jako taková by měla být flexibilní na změny podmínek (např. oprávněnost recyklace je závislá na druhu materiálu). Dijkgraaf a Vollebergh (2005) dodávají, že díky heterogenitě odpadu a lokálním specifickým není „one-size-fits-all“ řešení žádoucí.

Snaha zvýšit míru recyklace na společensky optimální výši vyvolává otázku, zda čím vyšší míra recyklace, tím lépe (neboli situace, kdy společensky optimální míra je 100 %), nebo zda se optimální míra recyklace nachází mezi 0–100 %. Je optimální mírou recyklace cíl Evropské unie definovaný směrnicí o odpadech („Waste Framework Directive“) připravit k recyklaci 50 % komunálního odpadu do roku 2020, resp. 70 % do roku 2030? Rasmussen a Vigsø (2005) uvádí, že pokud je měřítkem environmentální hledisko, pak ano, 100 % recyklace je potenciálním cílem politiky. Pokud je ale měřítkem společenské hledisko (užitky a náklady, které by taková míra recyklace vyvolala), pak nikoli. Vždy je třeba zvážit tzv. mezní náklady na snížení znečištění („marginal abatement costs“) a mezní společenský užitek, který má zvýšení recyklace o 1 %.

Snaha aplikovat ekonomické způsoby myšlení (více o povaze takového přístupu k nahlížení společenských problémů in Heyne, 1991) na recyklaci však naráží na odpor politické reprezentace na úrovni Evropské unie a národních států, resp. nevládních organizací (např. Slavík, 2009b), ale i na praktické problémy, které pramení z pozice, kterou si recyklace vybudovala v myšlení členů společnosti (Ackermann, 1997; Baumol, 1977). Principy fungování trhu velí přizpůsobit nabídku surovin určených k recyklaci (neregulované) poptávce po druhotných surovinách. Jak však upozorňuje Kozel (2009), pak nabídku materiálů určených k recyklaci vytváří obce, resp. občané prostřednictvím třídění využitelných složek a tuto nabídku nelze jednoduše zastavit tím, že budou občané vyzváni k přerušení třídění odpadu do doby, než poptávka po druhotných surovinách opět vzroste, nebo k omezení třídění jen na několik dní v týdnu.

Kozel (2009) tímto postřehem naráží na klíčový problém recyklace – dichotomii v regulaci nabídky a poptávky druhotných surovin vyrobených z materiálů díky recyklaci odpadů. Zatímco nabídka je díky politické podpoře recyklace předmětem regulace, poptávka odráží tržní preference výrobců a spotřebitelů. Jak naznačuje Porter (2002), či Slavík (2009a), pak ekonomické důsledky této dichotomie mohou být značné – v situaci jakékoli krize na trhu druhotných surovin (např. krize v letech 2008 – 2009) vede neutuchající politická podpora recyklace k destabilizaci celého systému odděleného sběru, zpracování a materiálového využití odpadů. Klesající cena druhotných surovin ohrožuje profinancování investic do celého systému nakládání s odpady z důvodu přebytečných kapacit zařízení, která jsou často financovaná z dotačních prostředků. V této situaci se platby za komunální odpad podporující třídění a recyklaci stávají nástrojem, který krizi na trhu druhotných surovin prohlubuje.

I přes dosud neukončenou odbornou diskusi o smysluplnosti recyklace je zřejmé, že recyklace odpadů je jednou z environmentálních priorit tvůrců evropské politiky ochrany životního prostředí. To se odráží i ve volbě nástrojů environmentální regulace, jejichž prostřednictvím mohou členské státy EU motivovat původce odpadů a domácnosti k vyšší recyklaci. V souvislosti s plněním cílů evropské regulace se předmětem zájmu staly i platby za komunální odpad (Eunomia, 2002), jejichž cílovou skupinou jsou zejména domácnosti, v omezené podobě i subjekty, které jsou napojené na obecní systémy nakládání s odpady (např. živnostníci).

3. Recyklace jako důsledek lidského jednání

3.1 Perspektiva zkoumání

Podstatou politiky ochrany životního prostředí (environmentální regulace), jejímž cílem je podpořit environmentálně šetrné způsoby nakládání s odpady (ve smyslu naplňování principů hierarchie nakládání s odpady)³, je změna podmínek rozhodování člověka o spotřebě přírodních zdrojů – např. změnou relativních cen jejich užití. Objektem environmentální regulace je tak člověk a jeho rozhodování. Jednoduchým měřítkem účinnosti environmentální regulace je proto to, do jaké míry přispěla regulace ke změně chování člověka, který je původcem znečištění životního prostředí.

Je-li však objektem environmentální regulace jednání člověka, pak je nutné vymezit metodologickou perspektivu jeho zkoumání. Z obecného hlediska je totiž lidské jednání předmětem zájmu celé řady společenských věd. Avšak zatímco *„ekonomie“* se zabývá jednáním jako takovým, *„psychologie“* se soustřeďuje na psychologické události, které jednání předchází (Mises, 2006), *„sociologie“* zkoumá roli skupinového jednání člověka (Hannigan, 2014) a např. *„etika“* analyzuje morálku a dobré mravy (Slavíková et al., 2012), resp. hodnotí volbu cílů a preferencí, které jsou v pozadí jednání, z normativního hlediska (zda jsou cíle „správné“, resp. jak by měly cíle vypadat).

Jakkoli se environmentální regulace inspiruje u všech uvedených vědeckých disciplín, hlavní perspektivou zkoumání této práce budou metodologická východiska ekonomie s dílčími přesahy do psychologie a behaviorálních aspektů rozhodování člověka o alokaci přírodních zdrojů. Hlavním důvodem je skutečnost, že ekonomické nástroje (vč. nástrojů poplatkového typu), jejichž smyslem je změnou cenového mechanismu zvyšovat mezní náklady environmentálně nežádoucího jednání subjektů (resp. mezní užitky plynoucí z environmentálně šetrného chování), jsou odrazem Pigouviánské ekonomiky, v níž jsou externí efekty lidské činnosti internalizovány prostřednictvím daní, či poplatků, resp. subvencí a dotací (Slavík et al., 2009).

Z odkazu na Pigouviánskou ekonomiku je patrné, že environmentální politika⁴ je postavena na doporučeních školy neoklasické (environmentální) ekonomie (Slavík, 2007; Slavíková et al., 2012). Tržní selhání, jež je příčinou vzniku environmentálních problémů, má za následek nadspotřebu statků životního prostředí v důsledku nulových cen a vznik vícenákladů za jejich užívání, které jsou přeneseny na třetí osobu nebo společnost jako celek (Frey et al., 1991; Tietenberg a Lewis, 2010). Využití ekonomických nástrojů je tak efektivní, účinnou a politicky přípustnou cestou, jak externí náklady internalizovat (Dinan, 1993; Vetter, 2013; Dubois a Eyckmans, 2014).

3.2 Neoklasická ekonomie a selhání trhu

Metodologická východiska neoklasické (environmentální) ekonomie popisují nejen principy lidského jednání a rozhodování, ale na jejich základě i příčiny environmentální regulace. Klíčovou roli přitom hraje neoklasická teorie selhání trhu (více viz Choe a Fraser, 1998; Kinnaman a Fullerton, 1999; OECD, 2000; Jílková et al., 2006; Slavík, 2007) a jeho náprava prostřednictvím implementace ekonomických nástrojů regulace (např. subvence, zálohy, obchodovatelná povolení, poplatek za ukládání odpadu na skládky, či poplatek za komunální odpad).

3 Jak již bylo uvedeno výše, pak hierarchii nakládání s odpady nelze považovat za dogma. Celá řada autorů zpochybňuje, že tato perspektiva pohledu na preferované způsoby nakládání s odpady je dostatečně účinná (Ewijk a Stegeman, 2016), nebo že slibuje vyšší účinnost v ochraně přírodních zdrojů a prevenci degradace životního prostředí (Gharfalkar et al., 2015).

4 Environmentální politika (neboli politika ochrany životního prostředí) je institucionalizovanou formou environmentální regulace (Slavíková et al., 2012).

Neoklasická (environmentální) ekonomie vychází z předpokladu, že trh je vhodným mechanismem pro alokaci zdrojů v ekonomice. Odráží-li ceny statků a služeb mezní náklady na jejich produkci a současně odpovídají meznímu užítku z jejich spotřeby, pak dochází k rovnováze na trhu statků a služeb, cena vede k jeho vyčištění a rovnováha má povahu Paretova optima (Bartmann, 1996). V oblasti nakládání s odpady to znamená, že za těchto předpokladů je trh schopný zajistit společensky optimální míru produkce odpadu (vč. komunálního), třídění a recyklace, resp. odstranění odpadu na skládkách či v zařízeních na energetické využití odpadu.

Tietenberg (1996) a Anderson (2010) však dokládají, že naplnění těchto předpokladů je ve skutečnosti velmi obtížné a v důsledku specifické povahy některých (tzv. veřejných) statků, nedokonalých informací (*imperfect information*) a externalit volný trh selhává. Důsledkem selhání trhu je dle Andersona (2010) nárůst produkce odpadů, lokalizace skládek daleko od center, která způsobuje přímé náklady resp. externí náklady spojené s přepravou odpadů na dlouhé vzdálenosti, kontaminace podzemních vod v důsledku ukládání odpadu na skládky, či toxicita popela pocházejícího ze zařízení na energetické využití odpadu.

Společným znakem těchto tržních selhání je povaha statků, jichž se selhání týká – statků: „u kterých ne všechny užítky a náklady s nimi spojené vstupují do kalkulací výrobců a spotřebitelů“ (Slavíková et al., 2012; 49). Zpravidla se nejedná o soukromé statky, které jsou efektivně alokovány trhem, ale o statky, které se vyznačují nerivalitou a nevylučitelností ze spotřeby (tzv. veřejné statky) (Špalek, 2011; Slavíková et al., 2012). Pokles hodnoty těchto statků (jako důsledek znečištění způsobené průsaky do podzemních vod, emisemi do ovzduší způsobené přepravou, nebo emisemi skládkového plynu) a jeho ocenění trhem, je komplikované, a proto cenová informace o těchto aspektech produkce odpadů nevchází do individuální kalkulace. Ta se následně odehrává na základě nedokonalých informací, čehož důsledkem je suboptimální míra recyklace, množství odpadu ukládaného na skládky, které vyvolávají intervence státu.

Průsaky do podzemních vod, emise do ovzduší způsobené přepravou, nebo emise skládkového plynu jsou typickými příklady tzv. negativních externalit, které způsobují tržní selhání (Bartmann, 1996; Anderson, 2010; Tietenberg, 1996; Tietenberg a Lewis, 2010)⁵. Externality jako nezamýšlený efekt interakce mezi lidmi ve společnosti (pozitivní, nebo negativní) jsou dle původního konceptu A. C. Pigoua výrazem rozdílu mezi soukromými užítky/náklady, které plynou ze spotřeby a výroby a užítky/náklady, jež vznikají společnosti jako celku. Externality nejsou internalizovány trhem, neboť výše uvedené statky a služby mají velmi často na trhu nulovou hodnotu. Protože účastníci trhu nedostávají úplnou informaci o nákladech a užtících spojených se spotřebou a výrobou statků a služeb, pak výsledkem tržní alokace je produkce většího množství statků a služeb generujících negativní externality, a naopak nižšího množství statků a služeb, jež jsou příčinou vzniku pozitivních externalit, než by odpovídalo společensky žádoucí alokaci. Jak uvádí Slavík (2007), pak tato nerovnováha je považována za projev selhání trhu, které je nutné napravit prostřednictvím intervence státu.

Touto intervencí je implementace tzv. Pigouviánské daně (*Pigouvian tax*), jejímž prostřednictvím jsou internalizovány externality na trhu. Aplikací Pigouviánské daně jsou původci negativní externality donuceni nést nejen soukromé náklady spotřeby a výroby⁶, ale i náklady externí (soukromé + externí náklady = společenské náklady). V důsledku této internalizace je předmětem spotřeby a výroby méně statků a služeb, které produkují negativní externality (Bartmann, 1996; Slavíková et al., 2012). Dosažení společensky optimální míry produkce statků a služeb je podmíněno stanovením optimální výše Pigouviánské daně. Ta by měla být stanovena ve výši externality neboli ve výši rozdílu mezi společenskými a soukromými náklady (Vítek, 1998).

5 Bližší informace k typologii externalit, povaze veřejného a soukromého řešení a příspěvku R. Coaseho je možné najít v Malý (1998), Ježek (1998), Vítek (1998), Slavík (2007), nebo Slavíková et al. (2012).

6 Obdobně je tomu v případě pozitivní externality, kdy jsou původcům externality internalizovány dodatečné (společenské) užítky plynoucí z jejich spotřeby a výroby prostřednictvím subvencí a dotací. Výsledkem této internalizace je vyšší spotřeba a výroba statků a služeb, které produkují pozitivní externalitu. V optimálním případě na společensky žádoucí úrovni.

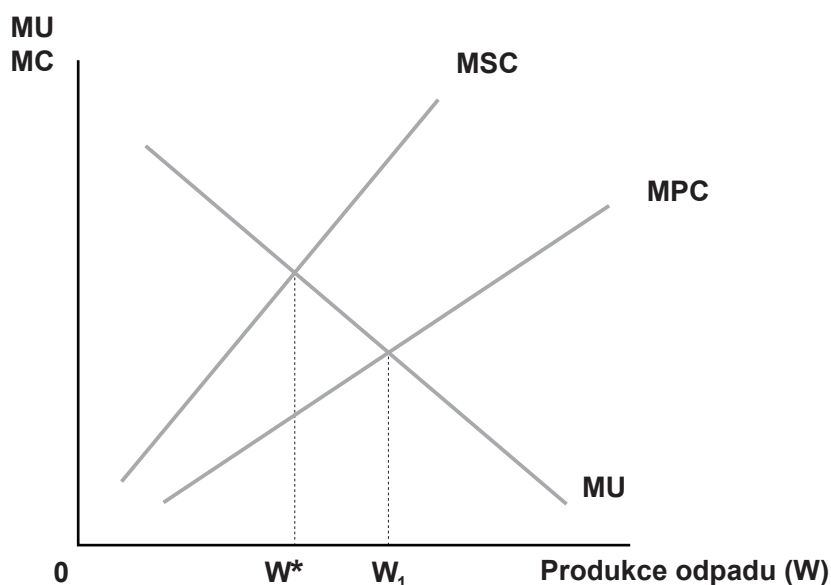
3.3 Environmentální regulace – hledání optima

Choe a Fraser (1998) potvrzují, že vládní intervence v odpadovém hospodářství jsou oprávněné, neboť řada nákladů (např. zápach, nemoci, degradace životního prostředí) souvisejících s produkcí odpadu a jeho odstraněním má externí povahu a decentralizované trhy je neumí plně internalizovat. Otázkou však je, prostřednictvím jakých nástrojů mohou vlády tuto selhání trhu napravit, protože: „nesprávně zvolené nástroje mohou ohrozit naplnění cílů správně koncipované politiky“ (Choe a Fraser, 1998; 271).

S cílem navrhnout optimální podobu vládních intervencí vyvinuli Kinnaman a Fullerton (1999) model, který definuje podmínky, za kterých lze dosáhnout efektivní alokace zdrojů i za přítomnosti externích nákladů způsobených odstraňováním odpadu. Optimální regulace ekonomického chování domácností je dle jejich názoru kombinací zdanění každé jednotky produkovaného komunálního odpadu, subvencí za jejich ochotu třídít komunální odpad a daní za odstranění odpadu, která je součástí ceny výrobku v okamžiku jeho nákupu. Ekonomické chování výrobců může být regulováno např. prostřednictvím daně na primární surovinové zdroje, či subvence za využívání druhotných surovin ve výrobě. Kinnaman a Fullerton (1999) na základě studia empirické literatury následně dokazují, že kombinace těchto dílčích politik může být využita pro účinnou podporu decentralizované ekonomiky pro dosažení efektivní alokace zdrojů.

Choe a Fraser (1998) zvolili obdobný přístup. Předpokládají, že v standardním ekonomickém modelu dochází k rovnováze na trhu v situaci, kdy se soukromé mezní náklady ekonomické činnosti rovnají soukromým mezním užitkům, které tato aktivita přináší.

Obrázek 3: Rovnovázný stav na trhu – hledání optimální míry produkce odpadu



Zdroj: Choe a Fraser (1998, s. 277)

Vycházíme-li z předpokladu, že odpady jsou vedlejším produktem spotřeby, pak rovnováhy na tomto trhu bude dosaženo tehdy, když se mezní užitek ze spotřeby (MU) bude rovnat mezním nákladům (MPC) spotřeby (mezní náklady se přitom skládají z ceny produktu, který je předmětem spotřeby a ceny služby, kterou je svoz a odstranění odpadu). Klíčovým předpokladem tohoto ekonomického modelu je to, že soukromé mezní náklady nezohledňují společenské náklady spotřeby, resp. svozu a odstranění odpadu. V takovém případě se liší mezní soukromé náklady (MPC) a mezní společenské náklady (MSC), přičemž rozdíl představují externality, které narušují tvorbu rovnovážného stavu na trhu. Obvyklá interpretace tohoto stavu environmentálními ekonomy je,

že v důsledku externalit, které nejsou zohledněny v rozhodování domácností o spotřebě produktů (vedlejším produktem spotřeby je vznik odpadu) a o poptávce po službě svozu a odstranění odpadu, je produkce většího množství odpadu, než by odpovídalo společensky optimální míře.

Společensky optimální míry produkce odpadu je dosaženo v bodě W^* , tedy v bodě, kdy se rovná mezní užitek ze spotřeby společenským mezním nákladům. Rovnovážná produkce odpadu na decentralizovaném trhu (bod W_1) je v takovém případě vyšší než produkce odpadů na regulovaném trhu. Environmentální ekonomie nabízí dva teoretické přístupy řešení nesouladu mezi soukromou a společensky optimální mírou produkce odpadu – Coaseho přístup založený na definici vlastnických práv a vyjednávání, nebo internalizace externalit zdaněním soukromé spotřeby statků, resp. služeb svozu a odstranění odpadu. Jak uvádí Choe a Fraser (1998), pak přístup založený na definici vlastnických práv k externalitám je nejen komplikovaný, ale v řadě případů prakticky neřešitelný. Nicméně i intervence státu v podobě internalizace externalit prostřednictvím zdanění soukromé spotřeby statků, resp. služeb svozu a odstranění odpadu naráží na celou řadu problémů, které snižují účinnost tohoto řešení.

Účinnost zdanění soukromé spotřeby závisí na tom, jak dalece se zdanění projeví v konečném zvýšení ceny pro spotřebitele (Choe a Fraser, 1998) a do jaké míry je výše sazby daně/poplatku optimální (Bartmann, 1996). Teprve zvýšení ceny a tím i zvýšení soukromých mezních nákladů povede ke zvýšení MPC a tím i ke snížení produkce odpadů. Stejně je tomu i v případě zdanění služeb svozu a odstranění odpadů. V případě, že se skutečně soukromé mezní náklady vyrovnají společenským mezním nákladům produkce odpadů, pak je možné považovat intervenci státu za účinnou ve snižování produkce odpadu na společensky optimální míru. Nicméně klíčovým předpokladem je, aby cena za spotřebu statků, resp. služeb svozu a odstranění odpadu zahrnovala nejen soukromé, ale i společenské mezní náklady.

Až do této chvíle model předpokládal, že odpad ze spotřeby je fixním podílem celkové spotřeby. Jak však Choe a Fraser (1998) upozorňují, tak domácnosti mají možnost snížit tento podíl opakovaným používáním výrobků, nebo kompostováním. Z pohledu ekonomického rozhodování tak budou domácnosti činit tehdy, když soukromé mezní náklady takového chování (vč. nákladů času, či vynaložených prostředků) budou nižší (nebo rovné) mezním užitkům, které takové chování přinese (např. nižší náklady na svoz a odstranění odpadu, užitky z opakovaného používání a kompostování apod.). Choe a Fraser (1998) však upozorňují, že mají-li domácnosti tuto možnost, pak uvalení daně na spotřebu statků či služeb nebude mít žádoucí účinek. Zvýšení daně na službu sběru a odstranění odpadu by vedlo k substituci legálního chování (nasmlouvání příslušné služby) nelegálními způsoby nakládání s odpady, které představují způsob, jak se vyhnout platbě za sběr a odstranění odpadu. Nejenže by takové zdanění nevedlo ke zvýšení soukromých mezních nákladů na úroveň společenských, ale současně by dále rostly společenské mezní náklady v důsledku nelegálního nakládání s odpady, čímž by se rozdíl mezi MPC a MSC ještě zvýšil.

Choe a Fraser (1998) dodávají, že v takovém případě se regulace dostává do poněkud svízelné situace. Příliš nízká cena za svoz a odstranění odpadu nebude motivovat domácnosti k hledání způsobů, jak množství odpadu snížit. A naopak: příliš vysoká cena naopak může vést k nelegálním způsobům nakládání s odpady. Vyvážení prevence vzniku odpadu, resp. minimalizace jeho vzniku a minimalizace nelegálních způsobů nakládání s odpady patří mezi klíčové výzvy regulace v odpadovém hospodářství. Choe a Fraser (1998) navrhují tento konflikt řešit zdaněním spotřeby statků, nicméně přiznávají, že tento nástroj má pouze nepřímý (a omezený) vliv na množství produkovaného odpadu, a proto nelze očekávat, že by bylo dosaženo optimální produkce odpadu W^* . Kombinace zdanění spotřeby statků a služby svozu a odstranění odpadu však představuje cestu, jak dosáhnout alespoň „*second-best*“ řešení (tedy nikoli bodu W^* , ale bodu, který se nachází mezi W^* a W_1).

Problém s hledáním optimální míry zdanění (nebo zpoplatnění) do značné míry řeší koncept 'standardu a ceny' (*'standard-price approach'*). Výhoda tohoto přístupu spočívá v tom, že míra zdanění není podrobena testu Paretovy efektivity, nýbrž se odvíjí od politicky definovaného cíle – standardu (Bartmann, 1996). Iterativním přizpůsobováním výše zdanění míře dosažení tohoto standardu je dosaženo výše zdanění, která se blíží optimální (Wiesmeth, 2012), nicméně dosažení skutečného optima je spíše náhodný jev (Bartmann, 1996).

3.4 Optimální míra recyklace

I optimální míra zdanění/zpoplatnění však vyžaduje znalost environmentálního cíle – standardu, kterého se má regulací dosáhnout. Ať již se jedná o společensky optimální míru produkce komunálního odpadu, míru recyklace, či míru ukládání komunálního odpadu na skládky. Otázkou však je, jak definovat společensky optimální míru na jedné straně a co je příčinou toho, že společensky optimální míry není prostřednictvím fungování spontánních tržních sil dosaženo.

Např. Ferrara a Missios (2014) vidí příčinu suboptimální míry recyklace v chování člověka. Pokud člověk v okamžiku spotřebního rozhodování (ve smyslu kolik toho spotřebuje, resp. jaké produkty zvolí mezi substitučními produkty, které se liší množstvím odpadu) ignoruje produkci odpadu jako vedlejšího (komplementárního) produktu spotřeby, pak má sklon k produkci většího množství odpadu, než je společensky optimální. Míra této „suboptimality“ přitom závisí na tom, do jaké míry platba za další jednotku odpadu zohledňuje soukromé a externí náklady sběru a odstranění této jednotky odpadu.

Je nasnadě, že v rámci systému paušálních plateb (viz kapitola 6.2) mají spotřebitelé pocit, že mezní náklady na spotřebovanou službu jsou rovné nule, a proto ignorují nejen externí náklady produkce jejich odpadu, ale také soukromé náklady. V rámci systému variabilních plateb spotřebitelé berou v potaz mezní soukromé náklady nakládání s jejich odpady, ale nezohledňují mezní externí náklady, dokud variabilní platba neinternalizuje mezní společenské náklady nakládání s odpady. Nicméně Ferrara a Missios (2014) dodávají, že i kdyby variabilní platba zohledňovala přímé i nepřímé náklady, pak to, že se spotřebitelé v rámci tohoto systému plateb uchylují k nelegálním způsobům nakládání, znemožní dosažení společenského optima.

Rovněž Hage et al. (2009) vidí příčinu nedostatečné míry recyklace v motivacích, kterým jsou lidé (domácnosti) vystaveni. Domácnosti nejsou kompenzovány za jejich úsilí třídít odpad neboli za činnost, která přispívá k produkci veřejného statku, jakým je vyšší kvalita životního prostředí⁷. Jak naznačuje teorie her pro nekooperativní chování, pak individuální sklon poskytovat takový statek bude pouze omezená. Navíc Andreoni (1988) dokládá, že i v případě altruistického chování bude příspěvek k poskytování takového veřejného statku ve velkých ekonomikách nedostatečný (in Hage et al., 2009).

Baumol (1977) prezentuje obecný ekonomický model trhu a roli recyklace. Autor považuje za samozřejmé, že v případě absence externalit by všeobecná rovnováha produkovala optimální množství recyklace tak, jako tomu je v případě jakékoli jiné ekonomické aktivity. Umělý tlak na prosazení recyklace na trhu by tak nutně vedl k poklesu společenského blahobytu. Volný trh by v takových podmínkách zcela zohledňoval relativní náklady a kvalitu primárních zdrojů a druhotných surovin. Baumol (1977) uznává, že v důsledku odstraňování odpadu vznikají externality, nicméně podotýká, že i recyklace je spojena s externími náklady, které by měly být brány v úvahu. Snížení externích nákladů odstraňování odpadu nemůže být dosaženo zvyšováním recyklace druhotných surovin.

7 Na druhou stranu Timlett a Williams (2008) došli k závěru, že ekonomické pobídky, které odměňují recyklaci, mají pouze omezený dopad na změnu chování. Pobídky mohou zvýšit výkon systému, ale nutným předpokladem je efektivní poskytování služeb.

Další pohled na optimální míru recyklace akcentuje perspektivu trhu druhotných surovin. Ackerman (1997) uvádí, že tržní ceny druhotných surovin neposkytují dostatečné pobídky k recyklaci, protože tvorba cen nezohledňuje externí užitky (jako jsou užitky plynoucí např. z prevence znečištění, ochrany lidského zdraví, úspory zdrojů, či nižšího skládkování odpadu). Anderson (2010) v této souvislosti dodává, že tržní hodnota druhotných surovin neobsahuje hodnotu vzdělání, formování správných návyků, či symbolická gesta. Seznamování dětí s fungováním procesu třídění a recyklace je současně učí o vzácnosti zdrojů, jež si přenáší i do ostatních částí života – např. ochoty investovat do dobrovolnické činnosti a ochrany životního prostředí.

Recyklace však není zdrojem pouze užitků, které nejsou internalizovány, ale i nákladů. Powell et al. (2002) sice potvrzují užitky, které jsou spojené s recyklací odpadu, nicméně současně upozorňují na externí (společenské) náklady recyklace, které souvisí se sběrem a svozem odpadu k recyklaci (dopady přepravy odpadu na zdraví a životní prostředí, dopady související s tříděním odpadu doma, resp. dopady na zdraví související s hlukem a zápachem, které mohou doprovázet třídění odpadu ve sběrných dvorech apod.). Baumol (1977) v této souvislosti uvádí, že recyklace používá zdroje k produkci statků a služeb, a proto není vždy jisté, že mezní čistý produkt musí být pozitivní.

Z uvedeného je patrné, že ekonomická teorie neposkytuje dostatečnou oporu v hledání optimální míry recyklace, která se mohla stát cílem environmentální regulace. Míra recyklace, kterou definuje Evropská komise cíl politiky oběhového hospodářství (65 % recyklace komunálního odpadu do roku 2030), je tak spíše politickým cílem, jehož naplňování má velmi významné ekonomické důsledky na lokální úrovni jednotlivých členských zemí EU.

3.5 Internalizace externalit – vybrané otázky

Jakkoli standardní ekonomie přijala externality jako příklad selhání trhu, pak Cordato (1992), nebo Slavík (2007) ukazují, že nekritické přijetí tohoto konceptu ignoruje celou řadu metodologických problémů, které jsou s teorií externalit spojené. Kritika přichází jak z řad zástupců Rakouské školy (např. Cordato, 1992), ale i dalších ekonomů, kteří zpochybňují nutnost intervencí státu do způsobu, jak jsou externality internalizovány trhem (Zimmermann, 2000). Jak však potvrzuje na příkladu ekologických daní Zimmermannová (2016), pak koncept Pigouviánské daně setrvává v pozadí environmentální regulace v oblasti ochrany životního prostředí, a to jak v rámci Evropské unie, tak v rámci zemí OECD.

Klíčovým aspektem implementace Pigouviánské daně je stanovení její výše a účinnost v dlouhém období. Dlouhodobá účinnost je přitom podmíněna především tím, zda výše Pigouviánské daně odpovídá výši mezní škody, kterou výroba způsobuje (Vetter, 2013). Paušální Pigouviánská daň, která zdaňuje znečištění firem na trhu, by však pro vyšší účinnost měla být kombinována s fixními platbami, nebo osvobozením od platby daně pro firmy, které vstupují na trh. Tento výsledek potvrzuje závěry analýzy Carlton a Loury (1980), kteří rovněž zpochybnili dlouhodobou účinnost Pigouviánské daně, je-li definována pouze jako paušální daň na jednotku pro firmy na trhu. Hlavním důvodem je skutečnost, že v krátkém období, ve kterém je struktura odvětví fixní, jednotková daň internalizuje externality do nákladů firmy, čímž je dosaženo společensky optimální míry produkce. Nicméně v dlouhém období se struktura odvětví mění a přizpůsobuje se optimální úrovni produkce na trhu. Není-li jednotková daň uvalena nejen na produkci firem v odvětví, ale i vstup na trh, pak dle Carlton a Loury (1980) takto definovaná jednotková daň tak nemůže být v dlouhém období účinná.

Knittel a Sandler (2013) upozorňují rovněž na skutečnost, že výše externality, která je důležitá pro stanovení výše Pigouviánské daně, je různá pro různé aktéry trhu a v takovém případě je přímé zdanění externality nemožné. Řešením je zdanění produktu, který je korelován s externalitou – např. v případě odpadového hospodářství zdanění produkovaného odpadu, nikoli skládkového plynu, či odpadních vod ze skládky. Pang a Shaw (2011) naopak tvrdí, že zdaněny by měly být emise a nikoli tzv. špinavé komodity, které jsou původcem znečištění. Hlavním argumentem je existence technologií, které je možné využít s cílem snížit emise, nebo jim zcela zabránit.

Diskuse o tom, co by se mělo stát předmětem zdanění – zda externalita, či produkt, jehož je externalita výsledkem, není uzavřena (Carlton a Loury, 1980). Porter (2002) potvrzuje, že: „*předmětem zdanění musí být proměnná, která je původcem externality a nikoli jiná proměnná, která s původní pouze hrubě koreluje nebo dokonce proměnná, která je z administrativního hlediska jednoduchá ke zdanění*“ (s. 14). Kromě toho Porter (2002) dodává, že Pigouviánská daň má i další slabé stránky:

1. Může být z politického hlediska považována za nespravedlivou a neúměrnou zátěž některých lidí;
2. Musí být vládou stanovena přesně ve výši škody, neboť nesprávně stanovená výše Pigouviánské daně nepovede k optimální výši znečištění.

V některých případech jsou zvažovány možnosti nahradit Pigouviánskou daň subwencemi na snížení znečištění (Porter, 2002; Pang a Shaw, 2011). Porter (2002) uvádí, že subvence na snížení znečištění (*abatement of pollution*) je obdobou Pigouviánské daně, protože každá jednotka znečištění znamená ztrátu jednotky subvence (tzv. náklady obětované příležitosti znečištění). Porter (2002) však připouští určitou míru asymetrie mezi Pigouviánskou daní a subvencí – zatímco daň způsobuje, že jsou na tom firmy hůře a odchází z odvětví, pak subvence mají za následek, že jsou na tom firmy lépe a naopak do odvětví přichází. To může mít za následek, že firmy vstupující na trh budou způsobovat více znečištění než firmy, které již na trhu jsou. Pang a Shaw (2011) dochází k závěru, že subvence na snížení znečištění nejen že snižují sociální benefity (blahobyt), ale jsou environmentálně škodlivé.

Nejen metodologické, ale i empirické problémy relativizují využitelnost konceptu externalit v praktické environmentální regulaci. Především jsou externality značně relativním konceptem – jakákoli lidská činnost s sebou přináší nezamýšlené náklady, či užítky, které nejsou internalizovány a záleží na vnímání externího pozorovatele a jeho hodnocení, zda bude příslušnou spotřebu a výrobu statků a služeb spojovat s pozitivními, či negativními externalitami. Bartmann (1996) upozorňuje na problém spojený s oceňováním (resp. monetarizováním) externalit, které je nutným předpokladem jejich internalizace prostřednictvím daní či subvencí/dotací. Zimmermann (2000) dodává, že neznalost společenských nákladů a užitků vede nositele environmentální politiky k pouhému odhadování polohy a sklonu křivek mezních nákladů a užitků, nikoli k jejich přesné definici. Morley (2012) diskutuje omezenost účinnosti environmentálních daní s ohledem na spotřebu přírodních statků. Na příkladu států EU a Norska došel k závěru, že environmentální daně sice snižují produkci znečištění, ale nemají vliv na spotřebu energie, jejíž výroba je příčinou externalit.

V oblasti odpadového hospodářství je třeba věnovat pozornost rovněž problému zastřenému a skrytému zdanění. V případě zastřenému zdanění Porter (2002) opakuje, že je třeba zdaňovat to, co způsobuje externalitu – např. littering. Daně na výrobky a současně subvence legálního odstraňování odpadu považuje Porter (2002) za komplikovaný způsob, jak littering snížit. Za nejjednodušší považuje přímé zdanění nelegálních způsobů nakládání s odpady. Příkladem skrytého zdanění je zálohový systém na nápojové obaly. Pokud spotřebitel odstraní zálohovaný nápojový obal pohozením na veřejném prostranství (littering), pak vzdáním se výplaty zálohy platí externí náklady litteringu. Jak dodává Porter (2002), pak hrozba ušlé zálohy se stává Pigouviánskou daní, a to ve výši mezních externích nákladů.

Internalizace externality formou implementace Pigouviánské daně však není jediným řešením externalit. Cordato (1992), Vítek (1998), či Slavíková et al. (2012) představují alternativní přístupy k řešení externalit – řešení, které spočívá na soukromoprávním principu soudních sporů, resp. řešení, které je založené na Coasiánském vyjednávání v prostředí vymezených vlastnických práv. Tyto přístupy jsou však na periférii zájmu environmentální regulace, jakkoli řešení lokálních odpadových problémů tohoto typu jsou empiricky testované – na příkladu vyjednávání o umístění zařízení na odstranění odpadu (Ambec a Kervinio, 2014), na příkladu distribuce neformálních práv mezi sběrači odpadu na Filipínách (Chua, 2017), či na příkladu vyjednávání mezi výrobcí, recyklátory a sběrači elektrického a elektronického odpadu (Araujo et al., 2017).

3.6 Pigouviánská daň a nástroje poplatkového typu v praxi

Koncept Pigouviánské daně (resp. subvence) se v praktické environmentální politice prosadil ve formě implementace tzv. ekonomických nástrojů regulace (*„market-based“*). Podstata těchto nástrojů spočívá v tom, že prostřednictvím mechanismu ceny mění subjektivní vnímání slastí a strastí, které člověku přináší daná činnost – např. produkce nebo třídění odpadu. Lidské rozhodování je aplikací ekonomických nástrojů vystaveno nové situaci – vyšší relativní ceně způsobů nakládání s odpady, které jsou ze společenského hlediska žádoucí, a naopak vyšší relativní ceně nežádoucích způsobů nakládání s odpady. Slavíková et al. (2012) definuje následující ekonomické nástroje, které byly aplikovány v oblasti regulace nakládání s odpady:

1. Daně a poplatky (např. poplatek za ukládání odpadu na skládky, poplatek za spalování odpadu, finanční rezerva na rekultivaci skládky, platby za komunální odpad)
2. Dotace a subvence (zejména dotační prostředky z národních a mezinárodních zdrojů – např. strukturální a kohezní politika EU)
3. Obchodovatelná povolení (např. LATS, nebo PRN ve Velké Británii)⁸
4. Zálohy neboli depositně-refundační systémy (např. zálohy na jednocestné nápojové obaly – PET, plechovky; zálohy na vratné obaly – sklo apod.)

Hlavním důvodem zájmu o ekonomické nástroje je jejich vyšší statická a dynamická efektivnost v porovnání s jinými (např. administrativními) nástroji (Barbe, 1994; OECD, 1996; Slavíková et al., 2012). Dle Dubois a Eyckmans (2014) odkazuje statická efektivnost na vlastnost nástroje, která umožňuje regulovaným subjektům hledat nákladově optimální cesty, jak naplnit záměr regulace, a to i v situacích, kdy mají odlišné náklady na třídění a recyklaci odpadů. Dynamická efektivnost oproti tomu sleduje schopnost nástroje generovat pobídky k inovacím do nových technologií v oblasti sběru, svozu a recyklace odpadu. Dubois a Eyckmans (2014) současně pracují i s kritériem alokační efektivnosti, která se soustřeďuje na to, zda daný nástroj regulace umožňuje dosáhnout takové alokace zdrojů v ekonomice, která maximalizuje blahobyt společnosti.⁹

Další výhodou ekonomických nástrojů je to, že generují neustálé pobídky ke zlepšování environmentální výkonnosti regulovaného subjektu, a to i tehdy, je-li dosaženo environmentálního cíle (Barbe, 1994; Clinch a Gooch, 2001). Ekonomické nástroje jsou rovněž spojovány s nižší byrokracií, protože jsou založené na automatismech fungování tržního mechanismu (OECD, 1996; Clinch a Gooch, 2001). K dalším výhodám ekonomických nástrojů patří dle Barbe (1994) i to, že generují příjmy do rozpočtu, z kterých je možné financovat aktivity spojené s úsporou zdrojů a naplňováním hierarchie nakládání s odpady.

Ekonomické nástroje se však na druhou stranu vyznačují některými vlastnostmi, které snižují jejich účinnost v praxi. OECD (1996) upozorňuje na možnost zneužívání monopolní síly regulovaných subjektů ke snižování produkce s cílem maximalizovat zisk. Případná daň ze znečištění by následně mohla vést k dalšímu snižování produkce až na společensky suboptimální úroveň. K dalším rizikům patří nejistota spojená s účinností ekonomických nástrojů. OECD (1996) ukazuje, že na rozdíl od administrativních nástrojů neposkytují ekonomické nástroje záruku, že dojde k naplnění environmentálních cílů. Zda k tomu dojde či nikoli je výsledkem individuální kalkulace regulovaného subjektu, která do značné míry závisí na mezních nákladech na zamezení znečištění. Jsou-li tyto mezní náklady vyšší než např. environmentální daň, pak nedojde ke snížení znečištění. Klíčovou roli proto hraje velikost ekonomického nástroje a to, do jaké míry odpovídá mezním nákladům na zamezení znečištění. V neposlední řadě OECD (1996) zmiňuje i otázku daňové zátěže, kterou je regulátor ochoten přenést

8 LATS je zkratka pro tzv. 'Landfill Allowance Trading Scheme' a PRN pro 'Packaging Recovery Notes'.

9 Další kritéria hodnocení nástrojů environmentální regulace popisuje Gysen et al. (2002) a jedná se např. o institucionální efektivnost, efektivnost cílové skupiny, efektivnost dopadu, či společenská efektivnost.

na regulované subjekty a domácnosti. Právě tento aspekt je příčinou neochoty implementovat ekonomické nástroje ve výši, která by splňovala předpoklad alokační efektivity (optimální výše Pigouviánské daně, která odpovídá výši mezní škodě) a upřednostňování politických kritérií (viz teorie veřejné volby).

Jak ukazují praktické zkušenosti s implementací Pigouviánských daní (např. ve formě ekonomických nástrojů/pobídek), pak jejich slabou stránkou je mimo jiné i to, že nepodporují dlouhodobé změny chování. Hornik et al. (1995) došel k závěru, že žádoucí změny chování trvají pouze do té doby, dokud působí ekonomické pobídky. Přestanou-li pobídky z různých důvodů fungovat (např. v důsledku rozhodnutí politické reprezentace obce, které je výsledkem snahy o plnění předvolebních slibů), pak se chování vrací na úroveň typickou před implementací ekonomických nástrojů/pobídek.

Změny ve vnímání slabých a silných stránek ekonomických nástrojů společně s pokračujícím výzkumem jiných (zejména neekonomických, či nemonetárních) typů motivace vedly nositele environmentální politiky ke změně akcentu v průběhu vývoje environmentální regulace. Hornik et al. (1995) identifikoval dvě fáze výzkumu faktorů ovlivňujících třídění odpadu. Pro první fázi (1970–1982) byl typický důraz na externí pobídky jako jsou monetární nástroje, které byly považovány za dostatečné pro formování recyklačního chování jednotlivců. Druhá fáze, která trvala až do počátku 90. let 20. století, byla naopak charakteristická snahou o aplikaci takových opatření, která budou mít dlouhodobého trvání – opatření, která kombinovala externí pobídky s interními jako jsou sociální a psychologické motivátory. Miafodzyeva a Brandt (2013) doplňují, že pro další vývoj od 90. let 20. století až do (více méně) současnosti je typický výzkum celé škály dalších faktorů, které ovlivňují recyklační chování domácností a které zahrnují socio-demografické faktory, technické a organizační faktory, socio-psychologické a další specifické faktory.

Brown a Johnstone (2014) současně ukazují, že výzkum teoretických souvislostí implementace Pigouviánských daní je pouze jednou stranou mince. Tou druhou je jejich využití v environmentální praxi. Brown a Johnstone (2014) dokládají, že implementaci Pigouviánských daní do praxe brání určitá míra rezistence, která pramení z ex-ante nedůvěry v jejich účinnost, a to nejen ze strany politické reprezentace, ale i ze strany domácností. Nicméně Brown a Johnstone (2014) potvrzují, že míra rezistence domácností vůči PAYT systémům (jako příkladu Pigouviánských daní) klesá v okamžiku, kdy dojde k jejich implementaci. Současně si ale kladou otázku, zda s vědomím rezistence domácností bude mít politická reprezentace sílu (a ochotu) prosadit systém PAYT, a to i přesto, že jsou se zavedením tohoto systému spojené zcela jednoznačné společenské užítky.

3.7 Neoklasická ekonomie a změna přístupu

Nejen nejistoty spojené s účinností Pigouviánské daně jako klíčového nástroje internalizace externalit vedou k hledání alternativních přístupů k doporučením neoklasické (environmentální) ekonomie. Tato škola ekonomického myšlení vychází z předpokladu dokonale konkurenčních trhů, teorie tržní rovnováhy (kdy trh v rovnováze je současně v tzv. Paretově optimu), teorie blahobytu, která hledá cesty, jak dosáhnout co nejvyššího blaha společnosti (Slavíková et al., 2012), resp. akcentuje utilitarismus, individualismus a racionalitu (Sirůček, 2002a; Sirůček et al., 2007). Na těchto metodologických pilířích je vystavěna představa o rozhodování člověka o alokaci statků životního prostředí, o selháních trhu a nutnosti jeho regulace.

Trnem v oku kritiků neoklasické (environmentální) ekonomie je především silný akcent na utilitarismus, individualismus a racionalitu. Utilitarismus spočívá v tom, že jednání člověka je determinováno přirozenou snahou maximalizovat slasti (resp. užitek) a minimalizovat strasti (resp. náklady) (Sirůček et al., 2007). Člověk tak vždy volí takovou alternativu jednání, která je charakteristická převahou subjektivně pocítovaných užitek nad náklady. Tato podstata lidského jednání platí univerzálně, a tedy i v případě rozhodování o tom, zda bude člověk tříditi odpady, či je spalovat v domácím topeništi.

Individualismus je odrazem skutečnosti, že člověk (nikoli společnost, či stát jako celek) formuluje cíle jednání, rozhoduje se a účelově jedná ve smyslu dosažení stanovených cílů (Slavíková et al., 2012; Mises, 2006). Individualismus je hlavním důvodem, proč je ekonomie životního prostředí antropocentrická – hodnota statků životního prostředí je výrazem subjektivního ocenění daného statku člověkem, nikoli objektivní hodnotou vznikající bez vůle člověka. Převědeme-li toto metodologické východisko do řeči aktivit v odpadovém hospodářství, pak např. třídění papíru není výrazem snahy chránit objektivní hodnotu lesa, ale subjektivní hodnotou, kterou člověk přisuzuje tomu, že vytříděný papír nekončí na skládkách, ale je předmětem recyklace a výroby druhotných surovin.

Z pohledu kritiků neoklasické (environmentální) ekonomie je nejproblematictější bodem racionalita jednání a chápání člověka jako „*homo oeconomicus*“. Slavíková et al. (2012) definuje racionalitu jednání jako situaci, kdy se člověk rozhoduje v daném místě a čase pro takovou alternativu chování, která mu přináší největší užitek. Za předpokladu nulových transakčních nákladů má člověk k dispozici dokonalé informace, které mu umožňují volit optimální alternativu jednání. Jak dodává Sirůček et al. (2007), pak vedle dokonalých informací předpokládá čistý model „*homo oeconomicus*“ uspořádané preference, volbu takových aktivit, které s ohledem na individuální zájmy maximalizují uspokojení, bezohledného logicky jednajícího jedince, které v každé situaci provádí užitkově-nákladovou kalkulaci a racionálního jedince, kdy racionalitou je myšleno racionální rozhodování v dlouhém období.

V takovém světě je přirozenou reakcí „*homo oeconomicus*“ na změnu relativních cen jednotlivých způsobů nakládání s odpady volba takového jednání, které minimalizuje náklady a naopak maximalizuje užitky. Zvýhodní-li se třídění odpadu v důsledku implementace variabilních poplatků za směsný komunální odpad, zálohových systémů nebo zavedením odměn za oddělený sběr vybraných materiálů (např. papír, plasty, sklo, nápojové kartony, či kovy), pak v důsledku racionálního rozhodnutí dojde ke zvýšení třídění bez ohledu na další potenciální změny okolností třídění (např. sociální tlak rodinných příslušníků apod.). Ekonomické nástroje se tak zdají být vhodným nástrojem environmentální politiky, protože jsou racionálně se rozhodujícím člověkem jednoduše pochopitelné a převoditelné do konkrétního rozhodnutí.

Právě „dokonalé“ informace a suverenita člověka v rozhodování jsou však některými ekonomy zpochybňovány, zejména pak ekonomy z řad zástupců institucionální (potažmo behaviorální) ekonomie – např. Vernonem L. Smithem, či Danielem Kahnemanem (Sirůček, 2002a; Sirůček, 2002b)¹⁰. Thaler (1980), resp. Tversky a Kahneman (1981) dospěli v rámci svého výzkumu k závěru, že modely lidského chování založené na racionalitě selhávají v reálném světě, v němž člověk nemá v okamžiku rozhodování dokonalé informace a který je plný nejistot. V takovém světě je racionalita jednání nahrazena tzv. omezenou racionalitou („*bounded rationality*“), která pramení z objektivních překážek v přístupu k informacím (např. z důvodu transakčních nákladů na jejich pořízení). Výsledkem jednání tak není dosažení optimálního rozhodnutí, ale rozhodnutí, které je adekvátní kvalitě informací (Slavíková et al., 2012).

Problém s uchopitelností konceptu „*homo oeconomicus*“ pro účely formulace konkrétní environmentální politiky tak vedly k prosazování nových konceptů, které tradiční model racionálně se rozhodujícího jedince dále rozvíjí a které zohledňují vývoj nových přístupů v ekonomické teorii. Je-li rozhodování „*homo oeconomicus*“ založené na utilitarismu, individualismu a racionalitě omezeno, pak bylo třeba hledat nové paradigma, které nahradí (nebo doplní) doporučení neoklasické ekonomie. Nejvýraznějšími příspěvky jsou doporučení ekonomů z řad neoinstitucionalistů, či postkeynesiánců (Sirůček, 2002a). Především neoinstitucionální ekonomové rozšiřují neoklasickou dimenzi zkoumání rozhodování člověka o rozměr institucí, vlastnictví, nedokonalých informací, transakčních nákladů, či omezené racionality, které mají vliv na rozhodování člověka (Sirůček et al., 2007). Klíčovou roli přitom hraje T.B. Veblen, který je zástupcem psychologického směru (ibid).

10 Zástupci nové institucionální ekonomie Heller a Vatn (2017) se v této souvislosti ptají, jak je možné vysvětlit vysoké míry participace veřejnosti na třídění odpadu, když jsou zpoplatněny prostřednictvím fixních plateb? Na tomto příkladě autoři dokumentují, že je třeba hledat jiné než ekonomické motivace, které ovlivňují rozhodování člověka. Akcent přitom kladou na instituce (konvence, normy a formálně sankcionovaná pravidla) a jejich interakci s jednáním člověka.

Právě zahrnutí psychologických faktorů do rozhodování jednotlivce, akcent omezené racionality, rozhodování v nejistotě, či ohled na časovou určenost rozhodování (rozhodování v současnosti vs. rozhodování v budoucnosti) je základem nového ekonomického směru, a sice tzv. behaviorální ekonomie, jejímiž hlavními představiteli byli D. Kahneman a A. Tversky. Tento vývoj reflektuje i environmentální politika. Studie OECD (2017) považuje omezenou účinnost doporučení neoklasické ekonomie za hlavní důvod, proč dochází k pronikání behaviorálních věd a především behaviorální ekonomie do způsobů, jak se utváří environmentální politika. Povaha pronikání behaviorálních aspektů do tvorby environmentální politiky má dle studie OECD (2017) následující povahu:

1. Diagnóza problému

Pochopení individuálních motivací a behaviorálních stimulantů, jež jsou příčinou vzniku environmentálních problémů, je klíčovým předpokladem pro formulaci účinných intervencí.

2. Design a implementace politiky

Znalost behaviorálních aspektů vzniku daného problému je základem pro design a implementaci politiky, která umožňuje předvídat změny v chování v důsledku působení nástrojů environmentální politiky. Ta může být založena na působení celé řady behaviorálních pobídek, vč. odměn a sankčních mechanismů.¹¹

3. Evaluace politiky

Behaviorální aspekty jsou důležité i v procesu evaluace účinnosti environmentální politiky – definice měřitelných indikátorů před samotnou implementací politiky umožňuje vyhodnotit, do jaké míry vedla intervence ke změně behaviorálních aspektů vzniku daného problému neboli do jaké míry je environmentální politika skutečně účinná.

Objektem pozornosti environmentální politiky je tak opět člověk, ale „*homo oeconomicus*“ je doplněn o psychologickou dimenzi rozhodování a instituce (formální, i neformální), které ovlivňují užitkovno-nákladovou kalkulaci. Ekonomické nástroje environmentální politiky tak přestávají být v centru zájmu a akcent je přesouván na další faktory, které mohou ovlivňovat rozhodování jednotlivce. V oblasti nakládání s odpady se hovoří o tzv. recyklačním chování („*recycling behavior*“), které je komplexním pohledem na lidské rozhodování o produkci a třídění komunálního odpadu.

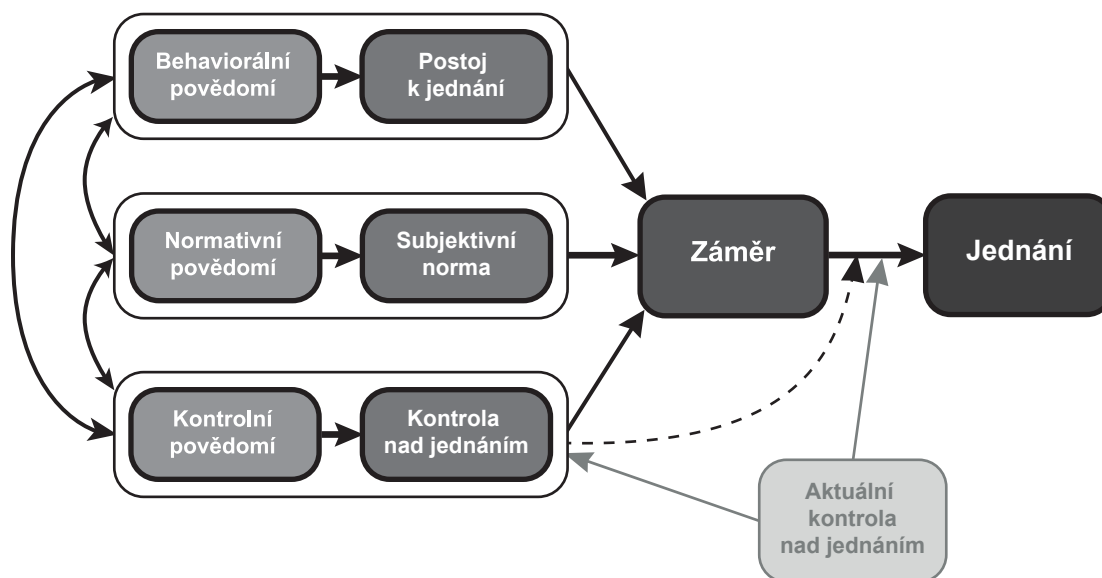
11 OECD (2017) definuje celkem sedm typů behaviorálních pobídek. Vedle odměn a sankčních mechanismů např. i využívání zjednodušených a jasně formulovaných informací (neboli informací, které jsou jednoznačně pochopitelné a které aktivují specifické hodnoty jednotlivce – např. co a proč třídit), změny fyzického prostředí (např. změna umístění a barvy sběrných nádob), používání sociálních norem a porovnávání se (např. tlak komunity na třídění odpadu), používání zpětné vazby (např. poděkování za příspěvek jednotlivce k recyklaci odpadu) apod. Kompletní seznamy typů behaviorálních pobídek viz OECD (2017; 25–26).

4. Lidské jednání a nové přístupy k tvorbě motivací

Kritika metodologických pilířů neoklasické (environmentální) ekonomie, zejména pak utilitarismu, individualismu, racionality rozhodování, ale i teorie blahobytu a nedostatečná (resp. omezená) účinnost ekonomických nástrojů založených na konceptu Pigouviánské daně na straně druhé vedli k formování nových přístupů v ekonomické teorii, ale i v praxi environmentální regulace. Centrem pozornosti se staly další (nemonetární) faktory, které ovlivňují rozhodování člověka o alokaci přírodních zdrojů. Psychologizace ekonomie v podobě narůstání významu psychologů a behaviorálních ekonomů je do značné míry klíčová pro tvorbu současné environmentální regulace. V tomto vývoji hraje klíčovou roli profesor psychologie Icek Ajzen a jeho teorie plánovaného, resp. odůvodněného jednání, které jsou aplikovány (mimo jiné i) na chování člověka v oblasti produkce a třídění odpadu.

Teorie plánovaného jednání je rozšířenou verzí teorie odůvodněného jednání (*theory of reasoned action*), jejímiž autory jsou Martin Fishbein a Icek Ajzen (Fishbein a Ajzen, 1972; 1975). Původní *teorie odůvodněného jednání* spočívá v tom, že identifikujeme-li konkrétní jednání člověka, pak lze současně definovat jeho prekurzory, které umožňují dané jednání předpovídat, vysvětlovat a tím pádem i modifikovat (Ajzen a Albarracín, 2007). Autoři přiznávají, že tato snaha by byla nereálná, předpokládáme-li, že každé jednání má celou řadu jedinečných prekurzorů. Z dlouholetého výzkumu obou autorů (např. Ajzen, 1991; Ajzen a Albarracín, 2007; Ajzen, 2015) však vyplývá, že jednání je naštěstí spojeno s pouze malým množstvím kauzálních faktorů, které umožňují vysvětlit a předpovídat většinu ze sociálního chování člověka. Tímto zjištěním se dostáváme k *teorii plánovaného chování* (TPB), která stojí na předpokladu, že lidské jednání je výsledkem působení následujících třech prekurzorů: 1) behaviorálního povědomí, 2) normativního povědomí a 3) kontrolního povědomí (viz následující obrázek).

Obrázek 4.: Teorie plánovaného jednání



zdroj: Ajzen (2006)

Behaviorální povědomí (*behavioral beliefs*) je povědomím o následcích daného jednání. Jedná se vlastně o určitou formu subjektivního očekávání, že dané jednání povede k předpokládaným výsledkům. Společně se subjektivně vnímanou hodnotou těchto výsledků determinuje behaviorální povědomí vytvářený postoj k jednání (*attitude toward the behavior*), a to ať již je hodnocen pozitivně, nebo negativně.

Normativní povědomí (*,normative beliefs'*) představuje to, jak člověk vnímá očekávání, která si o jeho chování vytváří jeho sociální prostředí (rodina, přátelé, ale i např. nejbližší spolupracovníci, lékaři, učitelé apod.). Toto povědomí společně s motivací člověka vyhovět těmto očekáváním vytváří tzv. subjektivní normy (*,subjective norms'*) chování, které tak mají povahu sociálního tlaku, kterému je vystaveno jednání člověka.

Kontrolní povědomí (*,control beliefs'*) jako další z prekurzorů jednání člověka představuje to, jak člověk vnímá vliv různých faktorů, které mohou usnadňovat nebo naopak bránit skutečnému jeho jednání. Toto povědomí společně s pocíťovanou váhou jednotlivých faktorů utváří vnímanou kontrolu nad jednáním (*,perceived behavioral control'*).

Všechny tyto prekurzory jednání neboli to, jaký má člověk postoj k danému jednání, subjektivně utvořené normy jednání a vnímaná kontrola jednání jsou základem pro tvorbu záměru (*,intention'*) jednat. Tento záměr je vlastně známkou připravenosti jednat a bezprostředním prekurzorem jednání (*,behavior'*). Jednání ve své podstatě pak není ničím jiným, než pozorovatelnou reakcí na danou situaci a výsledkem interakce výše uvedených prekurzorů. Je nasnadě, že čím vyšší je povědomí o následcích daného jednání (neboli čím pozitivnější je postoj), čím silnější jsou subjektivní normy chování a čím více je si člověk vědomý kontroly nad jeho chováním, tím více je člověk motivován jednat. Je-li člověk v takové situaci vybaven dostatečnými schopnostmi/znalostmi, dostatečným množstvím zdrojů a dalšími předpoklady pro dané jednání – tzv. aktuální mírou kontroly nad jednáním (*,actual behavioral control'*), pak lze předpokládat, že se člověk k danému jednání skutečně rozhodne.

Teorie plánovaného jednání současně přiznává, že jednání člověka není imunní vůči vlivu různých vnějších faktorů – pro jednání člověka je důležité i prostředí, v němž se rozhoduje. Ajzen a Albarracín (2007) zmiňují především různé *,dispozice'* jako jsou např. globální postoje, osobnostní rysy, sebevědomí, emoce, či inteligence, *,socio-demografické charakteristiky'* jako je věk, pohlaví, vzdělání, příjem, či víra a v neposlední řadě i *,informace'* v podobě osobních zkušeností, znalostí a expozice vlivu médiím. Tyto faktory ovlivňují nepřímo jednání člověka tím, že působí na behaviorální, normativní a kontrolní povědomí člověka. Ajzen a Albarracín (2007) se domnívají, že odpověď na otázku, zda mají tyto vnější faktory vliv na jednání člověka, je věcí empirickou. Teorie plánovaného jednání má v tomto smyslu dostatečný aparát nejen k výzkumu, zda vnější faktory ovlivňují dané chování, ale i k vysvětlování rozdílů v povědomí, postojích, subjektivních normách, vnímané kontroly nad jednáním a záměrech člověka vlivem různých vnějších faktorů.

Významným aspektem *teorie plánovaného jednání* je předpoklad, že utváření záměru konkrétního jednání je založeno na vědomém (racionálním) úsudku (Chen a Tung, 2010). Ajzen (2011) však upozorňuje, že právě onen vědomý úsudek a racionalita jsou velmi často zpochybňovány jinými autory, protože jsou dle jejich nároku opomíjeny vlivy nevědomých mentálních procesů a implicitních postojů. Uvedená kritika je velmi často založena na nepochopení původního konceptu a jeho práce s racionalitou. Ajzen (2011) potvrzuje, že TPB se soustředí na jednání, které je orientované na cíl a vedené vědomými samoregulačními procesy, avšak tento akcent TPB neznámá, že středem pozornosti je racionální člověk, který v procesu tvorby rozhodnutí hodnotí všechny dostupné a nezkrácené informace. Naopak. *„Tyto informace mohou být nesprávné, či nekompletní, mohou být založeny na chybných a iracionálních předpokladech, mohou být ovlivněny sobecným zájmem, strachem, zlobou a jinými emocemi, nicméně bez ohledu na to, jak si člověk vytvoří behaviorální, normativní a kontrolní povědomí, jejich postoj k jednání, subjektivní normy a vnímaná kontrola nad jednáním se utváří automaticky a konzistentně z jejich povědomí“* (Ajzen, 2011; 1116). Jednání člověka je tudíž i přes tyto neefektivnosti možné považovat za logické, nebo plánované (Ajzen, 2011).

4.1 Teorie plánovaného jednání a recyklační chování

Teorie plánovaného jednání je významným příspěvkem do analýzy jednání spotřebitelů v různých oblastech veřejného života. Trojanová (2016) implementovala TPB na kontraproduktivní chování lidí na pracovišti, Ajzen (2015) na rozhodování o spotřebě jídla (rozhodování o nákupu určitého produktu, různých značek toho

samého produktu, i nákupu velmi odlišných produktů), de Leeuw et al. (2015) na environmentální chování žáků středních škol, Conner a McMillan (1999) na užívání marihuany. Nicméně i přes tento široký záběr použití *teorie plánovaného jednání* je zřejmé, že v centru pozornosti stojí právě rozhodování domácností o odpadech (Knussen a Yule, 2008; Barr, 2007; Chen a Tung, 2010).

V odborné literatuře se v souvislosti s rozhodováním domácností o odpadech hovoří o tzv. recyklačním chování (*recycling behavior*). Tento termín je poněkud zavádějící, protože není ‚recyklací‘ odpadů v pravém slova smyslu¹². ‚Recyklační chování‘ je pojmem, který se obvykle používá v souvislosti s předcházením vzniku odpadu, opakovaným použitím výrobků a zejména odděleným sběrem využitelných složek odpadu. Zjednodušeně řečeno se jedná o jakékoli environmentálně šetrné nakládání s odpady, jejichž nositeli jsou domácnosti. Barr et al. (2005) v této souvislosti pracují s pojmem odpadové chování (*waste management behavior*), který lépe vystihuje podstatu náplně chování a do tohoto chování zahrnují opakované použití výrobků (*reuse of materials*), využívání charitativních obchodů, kompostování a ‚recyklaci‘, neboli oddělený sběr využitelných složek odpadu¹³.

Jakkoli se může zdát, že rozdíly mezi recyklačním a odpadovým chováním jsou pouze terminologickou hrou, pak Barr et al. (2005) a Corraliza a Berenguer (2000) ukazují, že vymezení rozdílů mezi těmito pojmy je s ohledem na tvorbu praktické odpadové politiky velmi důležité. Především je chování domácností nutné vnímat jako multidimensionální. Barr et al. (2005) dokládají, že odpadové chování je koncepčně nutné rozdělit na recyklační chování a chování, které vede k předcházení vzniku odpadů¹⁴. Každý z těchto typů chování ovlivňují jiné behaviorální faktory a je nutné k nim tudíž přistupovat odděleně. Především s ohledem na přesné zacílení politiky na lokální úrovni.

Aplikace *teorie plánovaného jednání* na recyklační chování domácností byla v minulosti předmětem celé řady odborných studií (Tonglet et al., 2004). Přístupy k faktorům, které ovlivňují recyklační chování domácností, se proto různí. Barr (2007) rozděluje tyto faktory na environmentální hodnoty, situační proměnné a psychologické faktory. Miafodzyeva a Brandt (2013) oproti tomu rozlišují individuální socio-demografické faktory, technicko-organizační proměnné, socio-psychologické proměnné a v neposlední řadě proměnné, které odráží specifika příslušné studie. Pro doplnění uvedme ještě členění faktorů dle Saphores a Nixon (2014), kteří rovněž využívají členění do tří skupin na externí proměnné (demografické, socio-economické charakteristiky), interní proměnné (postoje, povědomí, normy), a charakteristiky politiky a programů týkajících se odpadového hospodářství (např. náklady a pohodlí).

Z popisu faktorů, které ve svých studiích používá Barr (2007), Miafodzyeva a Brandt (2013) a Saphores a Nixon (2014) je patrné, že jednotlivé kategorie se sice věcně překrývají, ale podstata členění víceméně reflektuje vnitřní motivace (neboli interní proměnné) a stimulační, resp. vnější motivace (externí proměnné). Zvláštní skupinu pak představují nástroje a jiné vnější faktory, které jsou výsledkem snahy např. veřejné správy a samosprávy aktivně ovlivnit rozhodování jednotlivce o způsobech nakládání s odpady. Z tohoto důvodu bude k analýze faktorů ovlivňujících recyklační chování domácností použito členění dle Saphores a Nixon (2014), které tomuto vymezení odpovídá nejlépe.

12 Hovoří-li se v angličtině o ‚recycling‘ v souvislosti s chováním domácností (resp. spotřebitelů), pak se jedná převážně o oddělený sběr využitelných složek komunálního odpadu. Pokud se tento termín používá v souvislosti s nakládáním s odpady, pak se jedná o materiálové využití odpadu (recyklaci).

13 Barr et al. (2005) současně doplňují, že řadu aktivit spojených původně výhradně s odpady, je možné považovat za součást tzv. zelené spotřeby (*green consumerism*) (více v Mansvelt, 2011). Bruvoll a Nyborg (2002) dodávají, že intenzifikaci recyklačního chování je možné dosáhnout podporou individuálního vnímání sebe sama jako ‚zeleného spotřebitele‘.

14 Barr et al. (2005) považují za hlavní důvod frekvenci, s jakou domácnosti jednotlivé činnosti provozují. Zatímco recyklační chování je pravidelnou aktivitou domácností a stává se tak normativním chováním v dané komunitě lidí, pak předcházení vzniku, opakované použití výrobků a kompostování jsou spíše aktivitou nahodilou, bez normativních vlivů. Z analýz rovněž vyplývá, že rozdíly v obou typech chování jsou do značné míry determinovány socio-demografickými charakteristikami.

4.1.1 Interní proměnné – morální normy

Za interní proměnné lze považovat socio-psychologické faktory jako jsou environmentální postoje a morální normy, ale také environmentální znalosti a informace (Saphores a Nixon, 2014). Význam morálních norem na třídění odpadu potvrzují Bruvold et al. (2002), Barr et al. (2003), Meneses a Palacio (2005), Berglund (2006), Halvorsen (2008), Hage et al. (2009), či Miafodzyeva a Brandt (2013). Hopper a Nielsen (1991) považují třídění odpadu za formu altruistického jednání; morální závazek jednotlivce k environmentálně šetrnému jednání.

Morální normy jsou velmi často spojovány s ‚dobrým pocitem‘ (*warm-glow effect*), který v lidech vyvolává třídění odpadu (Bruvold et al., 2002; Halvorsen, 2008; Abbott et al., 2013). Halvorsen (2008) uvádí, že normy a ‚dobrý pocit‘ nelze oddělit – efekt ‚dobrého pocitu‘ vychází stejně tak z morálních, tak i sociálních norem. Tvůrce tohoto konceptu – Andreoni (1990) – definoval efekt ‚dobrého pocitu‘ jako uspokojení, které člověk pociťuje z určité činnosti nezávisle na tom, jaké výsledky bude daná činnost mít. Někteří autoři jsou toho názoru, že tento efekt má mnohem větší význam na účast veřejnosti na tříděném sběru, než mají externí proměnné typu povinnost třídít odpad nebo systém variabilních plateb (*unit-based fees*) (Kinnaman, 2006). Autor z toho dovozuje, že by programy podpory tříděného sběru měly být přehodnoceny a mnohem větší prostor by měl být věnován právě nástrojům, jak ovlivnit morální normy člověka (Kinnaman, 2006).

Porovnáme-li morální a sociální normy, pak Hage et al. (2009) dospěl k závěru, že morální normy ovlivňují recyklační chování domácností více než sociální normy. Především to platí v situacích, kdy není recyklační chování ‚viditelné‘, neboli tehdy, když není jednotlivec vystaven vnějšímu tlaku komunity, ve které žije (např. sousedů, přátel, kolegů v práci apod.). Jak uvádí Halvorsen (2010), pak to, jak je činnost jednotlivce nahlížena ostatními, vyvolává emocionální reakce – např. špatná reputace v komunitě zvyšuje pocity viny. Naopak platí, že očekává-li jednotlivec, že tříděním odpadu získá v dané komunitě respekt (sociální uznání¹⁵), pak roste ‚dobrý pocit‘ z této činnosti. Halvorsen (2010) dodává, že rovněž rostoucí sebeúcta, pozitivní hodnocení sebe sama a respekt od ostatních může výrazně zvýšit ‚dobrý pocit‘ z třídění odpadu a tím i účast veřejnosti na této činnosti.

Clark et al. (2003) popisuje ‚dobrý pocit‘ jako: „*uspokojení, které přesahuje užitky plynoucí z agregovaného poskytování veřejného statku prostřednictvím pro-environmentálního jednání*“ (s. 239). V rámci svého výzkumu Brekke et al. (2003) ztotožňují ‚dobrý pocit‘ s vnímáním sebe sama jako společensky odpovědného. Budování pozitivní image člověka (*self-image*) ze společensky odpovědného jednání je důležitým příspěvkem k vytváření ‚dobrého pocitu‘, jehož předmětem může být třídění odpadu. Brekke et al. (2007) ale varuje, že absence vnímané společenské odpovědnosti může vést ke ztrátě pozitivní image a tím i ‚dobrého pocitu‘ z třídění odpadu. Bruvold et al. (2002) současně tvrdí, že politika, která třídění odpadu považuje za morální odpovědnost člověka a nikoli odpovědnost veřejné správy, může být negativně vnímána těmi jednotlivci, kteří se považují za morálně odpovědné a tím budují svou pozitivní image. Tento závěr je dalším z mnoha varování před vytěšňováním intrinsických motivací vnějšími pobídkami (povinnostmi, příkazy, zákazy), kterými se veřejná správa snaží tlačit jednotlivce k třídění odpadu.

Existuje-li pozitivní vliv morálních norem na třídění odpadu, pak je otázkou, jakým způsobem toto zjištění transformovat do konkrétních opatření. Miafodzyeva a Brandt (2013) doporučují, aby se strategie podporující třídění odpadu soustředila na budování společenské image třídění jako užitečné, zábavné a důležité činnosti.

15 Blasch a Ohndorf (2015) hovoří o tom, že sociální uznání (*social approval*) je zdrojem soukromého užitku, který člověk pociťuje poskytuje-li veřejný statek (jímž může být třídění odpadu – pozn. autora). Sociální uznání má povahu nemateriální odměny, kterou člověk získá, pokud se přizpůsobí sociálním normám sdílených komunitou jednotlivců.

4.1.2 Interní proměnné – sociální normy

Význam sociálních norem oproti tomu roste tehdy, když jednání člověka ztrácí anonymitu a stává se zřejmějším pro okolní prostředí (Barr et al., 2003)¹⁶. Tlak vnějšího prostředí a jednání jednotlivců v souladu s tím, co považují za společensky žádoucí (tzv. *social desirability effect*), významným způsobem nahrazuje absenci morálních norem. Tento tlak může být umocněn aktivní činností zástupců veřejné správy, kteří volbou politických nástrojů a praktických opatření mohou vyslat signál, jaké chování jednotlivců je žádoucí. Typickým příkladem je snaha vybavit domácnosti sběrnými nádobami na třídění odpadu (Guagnano et al., 1995). Derksen a Gartrell (1993) rovněž potvrzují, že sociální kontext sám o sobě je dostatečný k vynucování žádoucího chování jednotlivců v třídění odpadu. Individuální postoje a morální normy oproti tomu nejsou schopné překonávat kontextuální bariéry k třídění odpadu (např. nedostatek sběrných nádob, či velkou vzdálenost k nádobám).

Vliv sociálních norem na překonávání kontextuálních bariér však není jednoznačný. Např. Hage et al. (2009) se domnívá, že v obecních systémech nakládání s odpady, jež se vyznačují horšími technicko – organizačními podmínkami pro třídění odpadu, naopak roste význam morálních norem. Především se jedná o situace, kdy člověk pociťuje jakékoli subjektivní bariéry k třídění odpadu (nedostatek prostoru k třídění v domácnosti, vzdálené nádoby na tříděný sběr, vzdálený sběrný dvůr apod.). Chen a Tung (2010) v této souvislosti dodávají, že právě morální normy mohou za to, že domácnosti budou třídít odpad i tehdy, kdy třídění odpadu není úplně pohodlné (*convenient*). Čím vyšší však bude subjektivně pociťovaná míra nepohodlí, tím více se naruší vztah mezi vnímanou kontrolou nad jednáním (*perceived behavioral control* – viz obrázek č. 4) a záměrem třídít odpad a tím menší bude ochota domácností třídít (Chen a Tung, 2010).

Rozpor ve vnímání vlivu sociálních norem na překonávání kontextuálních bariér lze interpretovat i tak, že to určité míry „nepohodlí“ (*inconvenience*) spojeného s tříděním odpadu řídí rozhodování člověka morální normy, ale přesáhne-li toto „nepohodlí“ určitou mez, pak pokračující třídění odpadu i v zhoršujících se technicko-organizačních podmínkách je možné pod tlakem sociálních norem. Tento závěr je důležitý pro adaptaci strategie podpory třídění odpadu v obci na objektivní technicko-organizační podmínky.

Sociální tlak, který je podstatou účinnosti sociálních norem, vytváří zejména sankce, jejichž prostřednictvím jsou normy chování vynucovány jinými (Hage et al., 2009). Právě sankce, resp. pocit viny (*feelings of guilt*) jsou významným faktorem, který v případě opravdu silných sociálních norem pozitivně ovlivňuje recyklační chování domácností (Halvorsen, 2010). Nicméně obava ze sankcí (ať již subjektivně vnímaná, nebo skutečná) není nutným předpokladem pro fungování sociálních norem. Thøgersen (2008) uvádí, že považuje-li člověk sociální normy za legitimní, pak i bez hrozby sankcí budou sociální normy účinné a člověk se nebude vyhýbat jejich působení. Abbott et al. (2013) dodává, že v takovém případě jsou sociální normy ‚internalizovány‘ v jednání člověka a jakýkoli externí sankční mechanismus není nutný. Jak navíc dokládá Benabou a Tirole (2006), pak tyto sankční mechanismy mohou mít naopak perverzní účinky na jednání člověka – pokud jsou intrinsické motivace vytěsňeny (*crowd-out*) externími, pak to může mít na jednání člověka opačné efekty než zamýšlené.

Míra vlivu sociálních norem na recyklační chování se liší rovněž podle stupně vývoje, ve kterém se nachází samotný systém třídění odpadu. Miliute-Plepiene et al. (2016) na příkladu Švédska a Litvy ukazují, že vliv sociálních norem (např. tlak přátel a rodiny) je klíčový především v rané fázi zavádění systému tříděného sběru odpadu (případ Litvy), zatímco s rostoucí zralostí tohoto systému vliv sociálních norem klesá (případ Švédska).

16 Míra anonymity se liší podle druhu zástavby – vysoká míra anonymity je typická pro zástavbu panelových a bytových domů, zatímco u rodinných domů míra anonymity klesá. S ohledem na vztah mezi sociálními a morálními normami je proto nutné v těchto typech zástavby aplikovat různé strategie podpory třídění odpadu. Zatímco v panelákové zástavbě je třeba akcentovat morální povinnost obyvatel třídít odpad, pak v zástavbě rodinných domů hraje důležitou roli sounáležitost k dané komunitě, odpovědnost k prostředí, ve kterém žijí a jejím obyvatelům (tzv. sociální tlak).

Vliv sociálních norem na třídění odpadu je do značné míry možné vysvětlit i prostřednictvím konceptu tzv. sociálního kapitálu (*social capital*). Jak uvádí Kurz et al. (2007), pak tento sociologický koncept do značné míry souvisí se smyslem pro komunitu (*sense of community*) a sousedskou soudržností (*neighbourhood cohesion*). Smysl pro komunitu vzniká dle Kurze et al. (2007) v případě:

1. členství neboli vědomím toho, že se člověk cítí být součástí určité skupiny lidí;
2. vlivu neboli vědomím toho, že určité skupině lidé na jednotlivci záleží a že tato skupina může ovlivňovat své členy;
3. začleňování neboli vědomím toho, že potřeby členů budou uspokojeny prostřednictvím zdrojů získaných členstvím v dané skupině;
4. sdílené emocionální propojení neboli povědomím o historii dané komunity.

Sousedská soudržnost zahrnuje různé stupně sociální interakce v sousedství (kauzální interakce, sociální podporu a sociální síť) a emocionální pouta, která rovněž existují v rámci sousedství. Kurz et al. (2007) potvrzuje, že smysl pro komunitu ovlivňuje pozitivně míru participace na třídění odpadu, a to ve stejné míře, jako participaci pozitivně ovlivňuje pozitivní sklon k třídění odpadu. Postoj jednotlivce k třídění odpadu je přitom kombinací úrovně obecného zájmu o otázky životního prostředí a míry, do jaké míry se cítí být součástí místní komunity lidí. Ewing (2001) tento závěr potvrzuje, když uvádí, že klíčovým faktorem pro rozhodnutí, zda vůbec třídít odpad, je přání ostatních členů domácnosti (ale i přátel, či sousedů) na jedné straně a přesvědčení, že třídění je dobré pro životní prostředí na straně druhé.

Nejsilnější sociální interakce se však odehrávají v rodině. Meneses a Palacio (2005), nebo Thomas a Sharp (2013) ve svém výzkumu ukazují, že sociální tlak vyvíjený některými členy domácnosti (zejména dětmi) na ostatní je významným prediktorem recyklačního chování. Vicente a Reis (2008) potvrdili, že jakkoli se nejedná o klíčový faktor vysvětlující recyklační chování domácností, pak přítomnost dětí v domácnosti je důležitá, neboť děti upozorňují ostatní členy domácnosti na význam třídění odpadu. Na druhou stranu autoři přiznávají, že investice do zvyšování povědomí dětí o třídění odpadu se ukáže teprve v budoucnosti, kdy se z dětí stanou občané odpovědní za zvyšování povědomí o třídění odpadu ve své vlastní domácnosti¹⁷. Avšak nejen děti, ale i názor a postoje ostatních členů domácnosti hrají při rozhodování o třídění odpadu důležitou roli.

Vliv komunity, resp. společenství lidí na rozhodování člověka o tom, zda bude, či nebude odpad třídít, je patrný i v situaci, kdy člověk subjektivně vnímá, že pro dané rozhodování nemá dostatečné informace. V takovém případě nahrazuje nedostatek informací koncept tzv. informačního vlivu společnosti (*informational social influence*). Brekke et al. (2007) dokládá, že pokud člověk cítí jakoukoli nejistotu ve využívání systému odděleného sběru, pak se spoléhá na to, že ostatní členové komunity mají lepší informace. Jednání podle vzoru chování ostatních členů komunity pomáhá překonat nejistotu a řešit tak problém s nedostatkem informací.

4.1.3 Interní proměnné – zvyky a environmentální hodnoty

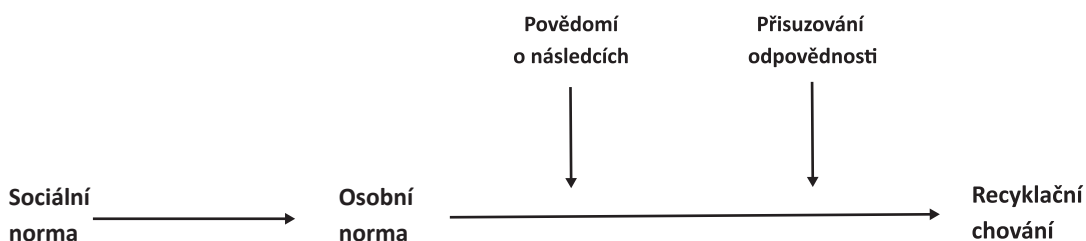
Důležitou součástí interních proměnných jsou i zvyky a návyky (*habits*). Knussen a Yule (2008) poukazují na význam vzorců chování, poloautomatických reakcí na určité výzvy a tzv. behaviorálních skriptů (*behavioral scripts*), které popisují stavy, kdy jednotlivec na určité opakující se situace reaguje stejným způsobem, aniž by činil vědomá rozhodnutí (srovnej s Duffy a Verges, 2009). Knussen a Yule (2008) uvádí příklad třídění nápojových obalů. Tomuto kroku předchází jejich vymývání, uskladnění a teprve následně dojde k jejich umístění do připravených sběrných nádob. Je-li třídění odpadu součástí vzorců chování, pak to zvyšuje ochotu domácností podílet se na této činnosti. Naopak Knussen a Yule (2008) upozorňují na to, že absence tohoto návyku je hlavním důvodem, proč domácnosti odpady netřídí, a to ani v případě, kdy jsou odstraněny všechny potenciální překážky k třídění.

17 Vicente a Reis (2008) své závěry dokládají i na zkušenosti se zaměřením komunikačních kampaní. Jak ukazují na příkladu Portugalska, pak většina komunikačních kampaní v televizi a rozhlasu zahrnovala právě děti, neboť právě ty jsou vnímány jako důležitý motivátor v rámci domácnosti.

Další z faktorů ovlivňujících recylační chování domácností popisuje Barr (2007) jako environmentální hodnoty (*environmental values*), neboli jaký je vztah člověka k jeho životnímu prostředí. Budování environmentálních hodnot však předpokládá, že člověk vnímá vztah mezi přírodou a kulturou, resp. životními prostředí a životem člověka (Barr, 2007). Obecně se má za to, že člověk s pozitivními environmentálními hodnotami má rovněž pozitivní vztah k třídění odpadu (např. Domina a Koch, 2002). do Valle et al. (2004) však došli k závěru, že recylační chování domácností není ovlivněno tím, jakou obecnou ideologickou pozici k environmentálním otázkám člověk zastává. Síla pro-environmentálních hodnot a jejich vliv na třídění odpadu do značné míry závisí na tom, do jaké míry jsou environmentální hodnoty součástí morálních norem člověka a do jaké míry se jedná o tlak sociálních norem.

Třídění odpadu je rovněž výsledkem určitých osobnostních rysů jako je např. sklon k altruismu. Barr (2007) uvádí, že třídění odpadu je výrazem altruistického chování člověka, které mu pomáhá překonávat bariéry, které člověk pocituje, rozhodne-li se odpadu třídit (čas, energie, náklady). Altruistické chování je založeno na přesvědčení, že třídění odpadu a jeho následná recyklace pomáhají chránit životní prostředí. To, že by třídění odpadu mělo být považováno za altruistické chování řízené normami potvrzují i Hopper a Nielsen (1991), přičemž toto chování popisuje následujícím modelem.

Obrázek 5: Model altruistického chování



Zdroj: Hopper a Nielsen (1991, s. 200)

Hopper a Nielsen (1991) dokládají, že: „*vnímané sociální normy ovlivnily recylační chování pouze prostřednictvím osobní normy a tato osobní norma byla přetavena v chování jedině v případě vysokého povědomí o následcích chování*“ (Hopper a Nielsen, 1991; 215). Ewing (2001) relativizuje úlohu altruismu, neboť má za to, že nejlépe vysvětlují rozdíly v úrovni třídění egoistické motivace a sociální normy (např. přání členů domácnosti, přátel, nebo sousedů), zatímco altruistické motivace hrají naopak zanedbatelnou roli. Pokud se však zaměříme na environmentální aktivity, které nejsou náročné z hlediska vynaložené energie (jednoduché rozhodování, zda třídit či nikoli), pak altruismus hraje stejně důležitou roli jako egoismus a subjektivní normy.

V souvislosti s osobnostními rysy upozorňují do Valle et al. (2004) na důležitý problém týkající se individuálního příspěvku k ochraně životního prostředí. Pokud člověk cítí, že je jeho příspěvek (např. prostřednictvím ochrany přírodních zdrojů v důsledku třídění odpadu) zanedbatelný s ohledem na velikost daného environmentálního problému, pak jeho motivace třídit odpad klesá. Pocit marginálního individuálního přínosu roste, pokud člověk má za to, že se ostatní třídění odpadu rovněž neúčastní (do Valle et al., 2004). Hornik et al. (1995) potvrzuje, že ti, kteří cítí, že jejich činnost může pomoci ke skutečné změně¹⁸, opravdu více třídí odpad než ti, kteří se domnívají, že jejich činnost neznamena žádnou změnu¹⁹.

18 Jedná se o jednotlivce, kteří jsou přesvědčeni, že výsledek jejich aktivity se odvíjí od toho, zda se o výsledek sami přičinili (*internal locus of control*).

19 V tomto případě mají autoři na mysli jednotlivce, kteří spoléhají na to, že se situace vyřeší sama nebo někým (nebo něčím – např. osudem) jiným (*external locus of control*).

4.1.4 Interní proměnné – Environmentální znalosti

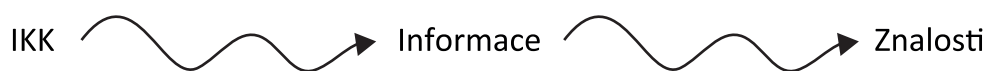
Součástí osobnosti člověka a jeho přístupu k environmentálním hodnotám na jedné straně a specificky k třídění odpadu na straně druhé jsou environmentální znalosti („*environmental knowledge*“). Barr (2007) rozlišuje dva základní typy znalostí:

- a) Abstraktní znalosti
- b) Instrumentální znalosti

Abstraktní znalosti představují obecné znalosti o životním prostředí, o příspěvku třídění a recyklace odpadu k ochraně životního prostředí, či povědomí o obecných environmentálních problémech. Instrumentální (někdy též konkrétní) znalosti oproti tomu představují znalosti o tom, co, kde a jak třídit. Z tohoto členění je patrné, že zatímco abstraktní znalosti jsou předpokladem pro altruistické rozhodování člověka o tom, proč třídit a jaký to má smysl, pak instrumentální znalosti pomáhají člověku třídit odpad správně. Jak uvádí Shaw et al. (2006), nebo Barr (2007) pak klíčovým předpokladem pro vyšší participaci veřejnosti na třídění odpadu je zejména instrumentální znalost. Alexander et al. (2008) potvrzuje, že bez korektních informací o třídění odpadu si lze jen těžko představit, že budou lidé na systému odděleného sběru participovat.

Znalosti vznikají příjmem informací; informace o třídění odpadu je přitom možné občanům předávat prostřednictvím různých informačních a komunikačních kanálů – např. vzdělávání a informačních (resp. komunikačních) kampaní. Právě tyto dva komunikační kanály (a vytvoření odpovídajícího systému sběru) považuje Garces et al. (2002) za klíčové, chce-li veřejná správa zvýšit úroveň znalostí mezi svými občany a tím i participaci veřejnosti na třídění sběru²⁰.

Obrázek 6: Informační a komunikační kanály a jejich vliv na tvorbu znalostí

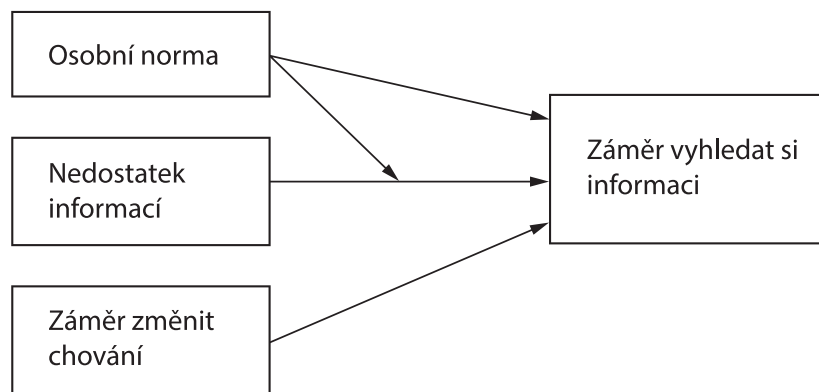


Poznámka: IKK = informační a komunikační kanály (např. vzdělávání, či kampaně)

Z pohledu vybavenosti domácností informacemi o třídění odpadu je klíčové nejen to, kdo a jaké informace poskytuje (obvykle veřejná správa, ale i další subjekty jako vzdělávací instituce, nevládní organizace, osoby z blízkého okolí apod.), ale také to, zda příjemce aktivně informace hledá, umí je zpracovat, ale také s nimi pracovat. Von Borgstede a Andersson (2010) hovoří o tzv. informačním chování („*information behavior*“) a přichází s modelem, který popisuje záměr vyhledávat si informace o třídění odpadu („*model of information seeking intention*“). Autoři se snaží testovat hypotézu, že nedostatek informací stejně jako osobní (morální) normy a záměr změnit své chování mohou predikovat záměr jednotlivce vyhledávat si informaci o třídění odpadu.

20 Na druhou stranu autoři přiznávají, že i přes objektivní důležitost znalostí a vysokou účinnost informačních kampaní resp. vzdělávání, je zřejmé, že se veřejné komunikační strategie potýkají s celou řadou problémů, které je třeba vyřešit. Garces et al. (2002) zmiňují především omezené finanční zdroje na environmentální vzdělávání na úrovni obcí, resp. jejich nestabilitu a neschopnost zaručit dlouhodobé financování. Současně však poukazují na problém s koordinací informačních kampaní na různých úrovních veřejné správy, resp. v různých částech obce. Právě absence dlouhodobého financování může být velmi problematická, protože jak ukazuje Woodard et al. (2005), pak aby nedošlo k poklesu míry třídění odpadu, pak je třeba zajistit, aby informační kampaně byly trvalé.

Obrázek 7: Hypotetický model záměru vyhledávat si informace



Zdroj: von Borgstede a Andersson (2010, s. 2789)

Autoři na základě své analýzy dospěli k závěru, že nedostatek informací vedl k jejich aktivnímu vyhledávání pouze těmi, kteří cítili jako osobní povinnost (morální norma) odpad třídit. Tzn., že klíčovým předpokladem pro vyhledávání informací o třídění odpadu je existence určité morální výbavy. Lidé, kteří mají neutrální nebo negativní postoj k třídění odpadu, nevnímají, že nemají dostatek informací nebo naopak se cítí být dobře informováni, ale jsou z různých důvodů nedůvěřiví k nutnosti odpad třídit. Von Borgstede a Andersson (2010) na základě těchto výsledků doporučují strukturovat informace podle povahy cílové skupiny tak, aby klíčové informace zasáhly ty, jež mají neutrální nebo negativní postoj k environmentálním otázkám, resp. ty, kteří nemají dostatek informací (Starr a Nicolson, 2015).

Snaha strukturovat informace o třídění odpadu podle povahy a potřeb cílové skupiny je pro účinnost informačních kampaní velmi důležitá (Ghani et al., 2013). Bernstad (2014) je přesvědčený, že pozornost věnovaná v rámci informačních kampaní povaze cílové skupiny je důležitější než snaha zvyšovat znalosti rozšiřováním detailních informací napříč celou společností. Lakhan (2014) uvádí, že by se měl překonat přístup, který označuje za: „*one size fits all*“, neboli stejný pro všechny, resp. všechny situace, a naopak akcentovat přístup, který zohledňuje individuální charakteristiky cílové skupiny a toho, čeho chci kampaní dosáhnout. Jen takové přístupy považuje autor za skutečně účinné. Valle et al. (2004) dodávají, že případná nedorozumění, která snižují účinnost opatření podporujících oddělený sběr, mohou být odstraněna pouze tehdy, když specifické situace procesu třídění budou popsány s využitím specifických informací.

Jak již bylo uvedeno výše, pak klíčovou cílovou skupinou informačních a vzdělávacích aktivit, a to jak z hlediska krátkodobého vlivu, tak i dlouhodobého dopadu, jsou děti. Chen a Tung (2010) považují děti za velmi silný motor změn v domácnosti. Meneses a Palacio (2005) však rozšiřují škálu cílových skupin i na ostatní členy domácnosti podle toho, jakou roli v domácnosti mají. Autoři rozdělují role v domácnosti na: a) toho, kdo ovlivňuje ostatní (*influencer*'), b) toho, kdo iniciuje akci (*initiator*'), c) toho, kdo rozhoduje (*decision maker*'), d) toho, kdo je odpovědný za přepravu odpadu na místo sběru (*vendor*'), e) toho, kdo přemlouvá ostatní k činnosti (*persuader*'), f) toho, kdo vytváří pravidla týkající se skladování, třídění a přípravy odpadu k recyklaci a kdo tato pravidla vynucuje (*enforcer*'), g) toho, kdo odmítá mít s odpady cokoli společného (*rejecter*'). Každá z těchto rolí vyžaduje jiný přístup a jiný typ informací, které jsou součástí informačních kampaní a jiných politik, jejichž smyslem je podpořit tříděný sběr²¹, a proto by tvorbě informační kampaně měl předcházet sociologický průzkum, který tyto role identifikuje, popíše a navrhne odpovídající strategii.

21 Meneses a Palacio (2005) např. uvádí, že u těch, kteří odmítají třídit odpady z podstaty věci, by měla být akcentována informace o ekologických škodách, která vzbudí u této cílové skupiny zájem o informace. U toho, kdo vytváří pravidla a vynucuje jejich dodržování, hrají dominantní roli sociální normy, a proto by se u této cílové skupiny měla akcentovat společenská odpovědnost. V neposlední řadě u těch členů domácnosti, kteří odpady nosí do míst sběru, je klíčové pohodlí a komfort spojený s tříděním odpadu, a proto snižování dochozí vzdálenosti, resp. jakákoli jiná opatření, která snižují náročnost (časovou, fyzickou apod.) tříděného sběru, by měla být v centru pozornosti.

Znalosti (především instrumentální povahy) jsou důležitým předpokladem pro aktivní zapojení veřejnosti do třídění odpadu (Hornik et al., 1995; McDonald a Oates, 2003; Chen a Tung, 2010). Absence znalostí je velmi často uváděna jako hlavní překážka v třídění odpadu (Ewing, 2001; McDonald a Oates, 2003; Alexander et al., 2016). McDonald a Oates (2003) uvádí, že právě úroveň znalostí (a nikoli rozdíl v postoji) je to, co odlišuje ty, kteří odpady třídí a ty, kdo se třídění vyhýbají. Abbott et al. (2013) a Miliute-Plepiene et al. (2016) v této souvislosti uvádí, že informační kampaň by se měla soustředit na tzv. názorové vůdce (*„opinion-leaders“*), kteří ovlivňují svými postoji a chování své nejbližší okolí (zejména se to týká názorových vůdců, kteří jsou vzorem pro formování chování notorických netříděčů neboli těch, kdo odmítají třídit odpad).

Není pochyb o tom, že vzdělávací systém, který zvyšuje environmentální povědomí veřejnosti a znalosti, je důležitým předpokladem pro účinné zapojení veřejnosti do systému odděleného sběru odpadu (Meneses a Palacio, 2005)²². Vzdělávání jako cesta, jak vybavit domácnosti abstraktní a instrumentální znalostí, však nemusí být formalizované. Von Borgstede a Anderson (2010) došli k závěru, že úroveň vzdělání není signifikantním faktorem a absence formálního vzdělání tak není překážkou v hledání informací o třídění odpadu. Vzdělávání lidí a korektní informace o třídění odpadu jsou přitom klíčovými především ve chvíli, kdy dochází ke změně systému odděleného sběru nebo k implementaci systémů nových (Shaw et al., 2006; Timlett a Williams, 2009). Jak však dodává Miafodyzeva a Brandt (2013), pak způsoby, jak budou lidé informováni, záleží do značné míry na velikosti nákladů.

4.1.5 Externí proměnné

Externí proměnné ovlivňující recyklační chování zastupují *demografické proměnné* jako je věk, či pohlaví na jedné straně, nebo národnost na straně druhé a dále pak *socio-ekonomické proměnné* jako je průměrná velikost domácnosti, dosažený stupeň vzdělání, důchod, ale i kupní síla, nebo způsob vytápění. Nejedná se tak o postojové faktory, ale faktory, které ovlivňují participaci veřejnosti na odděleném sběru jako důsledek vnějších (nebehaviorálních) vlivů. Studium těchto proměnných je důležité především s ohledem na společenské změny, ke kterým dochází nejen v České republice, ale celé Evropě a z důvodu nutnosti se na tyto změny adaptovat. Burcin a Kučera (2010) upozorňují především na pokračující stárnutí populace, klesající porodnost a úmrtnost, rostoucí dobu dožití, nárůst jednočlenných domácností, migraci (především z periferních regionů do center). Všechny tyto společenské procesy mají socio-ekonomické důsledky, které se projeví i ve změně potřeb a nároků na odpadové hospodářství v obcích.

I. Demografické proměnné

Z výzkumných příspěvků vyplývá, že nejsledovanější demografickou proměnnou vysvětlující recyklační chování domácností, je věk jejich členů. Z dostupných výsledků je však patrné, že vliv věku na recyklační chování není jednoznačný. Pozitivní vliv ve svých studiích potvrzují např. McDonald a Ball (1998), Barr et al. (2005), Meneses a Palacio (2005), Hage et al. (2009), De Feo a De Gisi (2010), Saphores a Nixon (2014). Naopak jako nevýznamný považuje věk při vysvětlování recyklačního chování domácností Hornik et al. (1995), Schultz et al. (1995), do Valle et al. (2004), nebo Hage a Söderholm (2008), Ghani et al. (2013), nebo Miliute-Plepiene et al. (2016).

22 V tento okamžik je však třeba připustit, že nikoli všichni autoři došli k závěru, že vzdělání má jednoznačně pozitivní vliv na třídění odpadu. De Feo a de Gisi (2010), nebo Sidique et al. (2010) dospěli k závěru, že vliv vzdělání na recyklační chování domácností není signifikantní. V takovém případě autoři považují jiné faktory za významnější ve vysvětlení ochoty lidí třídit odpad. Timlett a Williams (2008) jsou navíc toho názoru, že je komplikované vyhodnotit účinnost vzdělání a informací na třídění odpadu, protože téměř nikdy nepůsobí tyto faktory izolovaně, nýbrž pouze jako součást dalších (např. infrastrukturálních) opatření.

Saphores a Nixon (2014) došli k závěru, že věk je signifikantní proměnnou, ale současně dodávají, že míra recyklace u dospělých mladšího věku (18–29 let) a Afro-američanů je menší než u ostatních dospělých. Typickým třídačem odpadu je dle Barr et al. (2005) starší člověk, který má svůj vlastní domov, volí strany zelených nebo liberální demokraty a je členem nějaké komunitní skupiny. Naopak anti-environmentalistou je většinou mladší muž s nižšími příjmy, s nižším formálním vzděláním, méně zapojený do života komunity, ve které žije a který je politicky neaktivní. Do Valle et al. (2004), nebo Meneses a Palacio (2005) rovněž přiznávají věku význam ve vysvětlování recyklačního chování domácností, avšak současně uvádí, že tím, jak se třídění odpadu stává společenskou normou, míra vlivu věku klesá.

De Feo a Polito (2015) a Sidique et al. (2010) sledují míru návštěvnosti sběrných dvorů, resp. kontejnerových stání v rámci donáškových systémů v závislosti na věku a dalších demografických proměnných. Sidique et al. (2010) uvádí, že věk pozitivně ovlivňuje míru využívání míst sběru odpadu – autoři proto doporučují lokalizovat sběrné nádoby v rámci donáškových způsobů sběru do míst, kde žijí starší domácnosti s vyššími příjmy (naopak dokládají, že pohlaví není v tomto smyslu významnou proměnnou). Saphores et al. (2006) rovněž dokládají, že lidé středního věku (36–65 let) jsou v mnohem vyšší míře ochotni navštěvovat sběrná místa k odkládání elektrodopadu, a to i přesto, že se jedná většinou o lidi, kteří pracují na plný úvazek a mají rodiny.

V některých analýzách se sleduje nikoli vliv věku na míru třídění odpadu, ale vliv věku na produkci komunálního odpadu. Sterner a Bartelings (1999) dospěli k závěru, že starší lidé produkují méně odpadu, což vysvětlují skromným životním stylem. Naopak mladí lidé produkují více odpadu a jsou více ochotni platit za služby spojené se sběrem a svozem odpadu. Lebersorger a Beigl (2011) své šetření uzavřeli tak, že mezi věkem a produkcí komunálního odpadu existuje pouze velmi slabý (ale spíše žádný) vztah. Největší vliv na produkci komunálního odpadu má podle autorů velikost domácnosti, příjmy z obecní daně a podíl budov s vytápěním na pevná paliva. McDonald a Ball (1998) potvrzují vyšší účast lidí starších 60 let na donáškovém systému sběru plastů ve Švédsku.

De Feo a de Gisi (2010) se snaží vyhodnotit úroveň environmentálních znalostí vzhledem k věku a úrovni vzdělání respondentů a na základě výsledků navrhnout specifickou vzdělávací kampaň, která by se zaměřila na jednotlivé skupiny obyvatelstva, a to podle věku a vzdělání. Autoři dospěli k závěru, že nejnižší úroveň povědomí vykazují nejmladší, a naopak nejstarší obyvatelé, kteří jsou však na druhou stranu nejvíce spokojeni se systémem odděleného sběru. Špínu a nečistoty na silnicích považují za hlavní bariéru účasti na donáškovém systému sběru všechny věkové skupiny, jakkoli nejsilnější byla u nejmladších respondentů, kteří na silnicích tráví více času.

Věk hraje velmi důležitou roli pro možnost přesného zacílení informační kampaně na specifické věkové skupiny lidí, kteří vykazují averzi vůči třídění odpadu. S ohledem na předchozí závěry o tom, že věk pozitivně ovlivňuje třídění odpadu se Meneses a Palacio (2005) možná překvapivě domnívají, že jakékoli marketingové aktivity by se měly soustředit na věkovou skupinu lidí ve středním věku (46–60 let), a zejména těch se základním vzděláním. Právě tato skupina podle autorů pociťuje s ohledem na svůj životní styl a pohodlí největší bariéry k třídění odpadu.

V kapitole 4.1.4 bylo uvedeno, že každý člen domácnosti má ve vztahu k třídění odpadu určitou roli (Meneses a Palacio, 2005) a navržená komunikační strategie by měla tyto role respektovat a přizpůsobit jim obsah a podobu poskytované informace. Podle jejich výzkumu je tím, kdo obvykle přemlouvá ostatní členy k domácnosti k činnosti („persuader“) většinou žena mezi 31–45 roky. Tím, kdo obvykle rozhoduje („*decision maker*“), je žena mezi 46–60 roky s vysokoškolským vzděláním. Pravidla vytváří a vynucuje („*enforcer*“) v rodině většinou mladší žena mezi 31–45 roky s vyšším stupněm vzdělání. Socio-demografický profil toho, kdo je v domácnosti odpovědný za přepravu odpadu na místo, autoři na základě výzkumu nebyli schopni identifikovat.

Ghani et al. (2013) analyzují faktory, které ovlivňují míru participace veřejnosti na odděleném sběru zbytků potravin a dochází k závěru, že věk (ale ani pohlaví, zaměstnanost a vzdělání) nejsou významné proměnné. Miliute-Plepiene et al. (2016) rovněž potvrzuje, že ani v Litvě věk, pohlaví, ale ani vzdělání nemají vliv na recyklační chování domácností, avšak s jedinou výjimkou – starší muži s nižšími příjmy více třídí kovové odpady.

I v případě pohlaví nejsou závěry vědeckých studií jednoznačné. Zatímco Hornik et al. (1995), Hage a Söderholm (2009), Hage et al. (2009), Sidique et al. (2010), de Feo a de Gisi (2010), Ghani et al. (2013), Saphores a Nixon (2014), či Miliute-Plepiene et al. (2016) došli k závěru, že pohlaví není významnou proměnnou vysvětlující míru třídění odpadu, pak Barr et al. (2003), Meneses a Palacio (2005), Saphores et al. (2006) naopak potvrzují, že pohlaví je důležitým faktorem, který ovlivňuje ochotu lidí třídít odpad.

Saphores et al. (2006) došli k závěru, že pohlaví, ale také vzdělání, dostupnost odvozového způsobu sběru pro tradiční materiály, vzdálenost ke kontejnerovým stáním v rámci odvozového způsobu sběru a environmentální přesvědčení jsou klíčovými faktory, které vysvětlují ochotu lidí využívat sběrná místa na elektroodpad. S ohledem na druh pohlaví jsou to především ženy, které ve vyšší míře navštěvují tato zařízení (politickým vyznáním demokratky). I Meneses a Palacio (2005) potvrzují, že jsou to především ženy, kdo nesou největší břemeno spojené s tříděním odpadu v domácnosti. Barr et al. (2005) uvádí, že mezi antienvironmentalisty jsou především muži.

I v případě pohlaví je možné využít rozdělení rolí každého člena domácnosti ve vztahu k třídění odpadu dle Meneses a Palacio (2005). V případě pohlaví autoři uvádí, že ženy v mnohem vyšší míře než muži hrají v domácnosti roli toho, kdo ovlivňuje ostatní (*„influencer“*), toho, kdo iniciuje akci (*„initiator“*), toho, kdo obvykle rozhoduje (*„decision maker“*), toho, kdo obvykle přemlouvá ostatní členy k domácnosti k činnosti (*„persuader“*), i toho, kdo vytváří a vynucuje pravidla (*„enforcer“*). Naopak není rozdíl mezi mužem a ženou, jde-li o roli toho, kdo je v domácnosti odpovědný za přepravu odpadu na místo sběru (*„vendor“*) a toho, kdo odmítá mít s odpady cokoli společného (*„rejecter“*).

Vztáhneme-li vliv pohlaví nikoli k třídění odpadu, ale k jeho produkci, pak zajímavé výsledky poskytuje Talalaj a Walery (2015). Autoři dospěli k závěru, že vyšší podíl žen v obci má za následek vyšší produkci komunálního odpadu. Za hlavní důvod považují vyšší pozornost, kterou ženy věnují svému vzhledu. Daskalopoulos et al. (1998) dodávají, že produkci odpadu ovlivňují i měnící se spotřební zvyklosti – v případě žen je to častější nákup produktů prostřednictvím katalogového nákupu a donášky zboží do domu, které jsou spojeny s větším množstvím (především obalového) odpadu.

Informace týkající se role členů domácnosti podle pohlaví je možné opět využít při koncipování informačních kampaní. Z výsledků zahraničních studií je možné vyvodit, že jiné informace budou motivovat ženy, jako hlavní nositele třídění odpadu v domácnosti, a jiné muže, kteří obvykle plní v domácnosti jiné role.

II. Socio-ekonomické proměnné

Velikost domácnosti patří mezi proměnné, kterým je věnována velká pozornost. Předmětem zájmu je vztah mezi průměrnou velikostí domácnosti a průměrnou produkcí komunálního odpadu na obyvatele. Řada studií potvrzuje, že s rostoucím počtem členů domácnosti klesá průměrná produkce komunálního odpadu na osobu (např. Dennison et al., 1996; Johnstone a Labonne, 2004; Beigl et al., 2008; Benítez et al., 2008; Miller et al., 2009; Lebersorger a Beigl, 2011). Johnstone a Labonne (2004) uvádí, že tento vztah je pochopitelný, protože např. potraviny – jídlo a nápoje – jsou prodávány v obalech, které jsou dimenzované pro větší rodiny. Kromě potravin mají členové domácnosti možnost sdílet některé další spotřební produkty (např. noviny, či časopisy, kosmetika apod.). Na druhou stranu ne všichni autoři potvrzují, že je tento vztah signifikantní. Např. Sterner a Bartelings (1999) sice rovněž došli k závěru, že průměrné množství odpadu roste s počtem členů domácnosti, ale tento vztah nepovažují za signifikantní.

Dennison et al. (1996) uvádí, že produkce komunálního odpadu na osobu (kg/os.) v 3členných, resp. 6 a více-členných domácnostech jsou na úrovni 60 %, resp. 42 % produkce komunálního odpadu v jednočlenné domácnosti. Autoři současně poukazují na důležité implikace uvedeného vztahu pro očekávanou produkci komunálního odpadu, neboť lze očekávat nárůst počtu jednočlenných domácností (resp. poklesu průměrné velikosti domácnosti) – vyšší počet menších domácností (většinou se jedná o rodiny mladých lidí do 26 let, nebo naopak

rodiny důchodců) bude produkovat stejně, nebo spíše více odpadu, než pokud by celková populace v dané obci zůstala stejná. Znalost vývoje průměrného počtu členů v domácnosti a produkce komunálního odpadu umožňuje obcím plánovat změny v logistice a vybavení domácností sběrnými nádobami na směsný komunální odpad a využitelné složky.

Další z analyzovaných proměnných je důchod. I v tomto případě však platí, že neexistuje shoda nad tím, do jaké míry výše důchodu ovlivňuje míru třídění odpadu na jedné straně, či velikost produkce komunálního odpadu na straně druhé. Na pozitivní vztah mezi důchodem a tříděním dopadu upozorňuje např. Domina a Koch (2002), Berglund (2006), Martin et al. (2006), Kurz et al. (2007), Hoffmeister a Gellenbeck (2009), Gellynck et al. (2011). Oproti tomu řada autorů dospěla k závěru, že vliv důchodu není signifikantní (např. Hornik et al., 1995; Saphores et al., 2006; Hage et al., 2009; Saphores a Nixon, 2014).

Berglund (2006) v rámci svého výzkumu porovnává ochotu domácnosti platit za to, že nebude muset věnovat hodinu času aktivitám spojeným s tříděním odpadu (vč. vymývání) s jejím čistým příjmem. Výsledky analýzy ukazují, že příjem domácnosti se pozitivně koreluje s ochotou platit, což autor vysvětluje menším rozpočtovým omezením bohatších lidí oproti lidem s nižšími příjmy a možností platit více za odpadové služby. Lidé s vyššími příjmy (ale také s vyšším vzděláním) pak podle autora mají vyšší náklady obětované příležitosti času (*opportunity costs*), což má za následek, že jsou ochotni více zaplatit za to, že nebudou muset vykonávat jakoukoli činnost spojenou s tříděním odpadu. Autor dochází k závěru, že průměrná ochota domácnosti platit za to, že někdo jiný vykoná činnost spojenou s tříděním odpadu, je významně nižší než její čistý příjem. Tyto výsledky demonstrují význam jiných (např. morálních) norem, které snižují náklady, které lidé spojují s tříděním odpadu.

Na příkladu třídění plastových obalů došli Hage a Söderholm (2008) k závěru, že důchod (který je korelovan s úrovní vzdělání) není statisticky signifikantní proměnná pro vysvětlení míry tříděného sběru. Autoři dodávají, že domácnosti s vyššími příjmy nemusí být nutně více ochotny platit za třídění plastových obalů – klíčový je vztah mezi náklady obětovanými příležitostmi času (čím vyšší důchod, tím vyšší náklady obětované příležitosti času a tím menší ochota věnovat čas třídění odpadu) a důchodovým efektem (čím vyšší důchod, tím vyšší ochota utrácet za spotřebu statků, či služeb, jejichž podstatou je snaha zkvalitnit životní prostředí – např. třídění odpadu)²³. Převáželi důchodový efekt, pak s růstem důchodu se bude zvyšovat i ochota domácností participovat na třídění plastových obalů.

Martin et al. (2006) potvrzují, že třídění odpadu se účastní především domácnosti z vyšších sociálních skupin s vyššími příjmy. Naopak ti, kteří odmítají třídění odpadu, jsou z rodin s nižšími příjmy, dětmi a horšími podmínkami pro třídění odpadu v domácnosti (prostor pro skladování sběrných nádob). Kurz et al. (2007) rovněž uvádí, že třídění odpadu se účastní domácnosti z oblastí s vyššími příjmy, avšak autoři neumí vysvětlit, proč tomu tak je. Výsledky nepotvrdily, že by vysvětlením mohl být více pro-environmentální postoj obyvatel v oblastech s vyššími příjmy, nebo vyšší smysl pro komunitu.

I v případě důchodu se někteří autoři věnují nikoli třídění odpadu, ale produkci směsného komunálního odpadu. Gellynck et al. (2011) zkoumali faktory, které ovlivní schopnost vlámského regionu v Belgii dosáhnout cíle 150 kg směsného komunálního odpadu/obyv.*rok. Autoři došli k závěru, že čím vyšší důchod domácností (přepočteno na obyvatele), tím nižší je šance, že obec tohoto cíle dosáhne. Naopak, nárůst nákladů na svaz směsného komunálního odpadu, změna frekvence svozu z 1x týdně na 1x14 dnů, či zavedení odvozového sběru organického odpadu tuto šanci zvyšuje.

23 Kromě toho Gellynck et al. (2011) dokládá, že produkce odpadů je spojena s pozitivní důchodovou elasticitou – tzn., s růstem důchodu roste produkce odpadu (na příkladu Belgie autoři uvádí, že průměrný nárůst důchodu domácnosti o 1.000 EUR ročně zvýší produkci směsného komunálního odpadu o 1,822 kg/obyv. Tzn., že s růstem důchodu člověk na jedné straně produkuje více odpadu, ale současně je ochoten věnovat více času na třídění odpadu.

Rybová et al. (2017) upozorňuje, že data o důchodu na úrovni obcí nejsou v řadě případech dostupná, a proto někteří autoři substituují důchod mírou nezaměstnanosti. Např. Keser et al. (2012) vychází z předpokladu, že v regionech s vyšší nezaměstnaností mají nižší průměrný důchod, neboť ztráta příjmů a tím i nižší kupní síla vede k poklesu spotřeby. Pokles příjmů v důsledku nezaměstnanosti má za následek pokles produkce smíšeného komunálního odpadu.

Jak již bylo uvedeno výše, pak důchod jako jedna z klíčových socio-ekonomických proměnných je korelován s úrovní vzdělání (Hage a Söderholm, 2008). Empirické výsledky potvrzují, že čím vyšší je úroveň vzdělání, tím vyšší je důchod. Jakkoli je možné potvrdit, že úroveň vzdělání je velmi významnou proměnnou, která vysvětluje míru třídění odpadu, pak výsledky současně ukazují, že tento vztah není zcela jednoznačný. Schultz et al. (1995), Saphores et al. (2006), Hage et al. (2009), de Feo a de Gisi (2010), Keser et al. (2012), či Hage a Söderholm (2008) potvrzují, že úroveň vzdělání pozitivně ovlivňuje míru participace veřejnosti na třídění odpadu. Naopak Hornik et al. (1995), do Valle et al. (2004), Berglund (2006), či Meneses a Palacio (2005) došli k závěru, že úroveň vzdělání není jako proměnná statisticky signifikantní. Schultz et al. (1995) vysvětluje rozdíly ve výsledcích především rozdílnou škálou úrovně vzdělání, kterou autoři ve svých analýzách popisují. Čím větší je škála úrovně vzdělání, tím lépe vzdělání vysvětluje míru třídění odpadu.

Opět je však třeba odlišit studie, které sledují závislost mezi úrovní vzdělání a mírou třídění odpadu, resp. úrovní vzdělání a produkcí komunálního odpadu. Např. Sterner a Bartelings (1999) uvádí, že lidé s nižším vzděláním produkují více odpadu a jsou více ochotni platit za svoz odpadu. Keser et al. (2012) oproti tomu došel k závěru, že čím větší je podíl lidí s vyšším vzděláním v populaci, tím vyšší je produkce smíšeného komunálního odpadu, a to z důvodu vyššího životního standardu.

Úroveň vzdělání může ovlivnit i senzitivitu lidí k environmentálním problémům. Meneses a Palacio (2005) vychází z předpokladu, že vyšší úroveň vzdělání zvyšuje schopnost jednotlivce porozumět environmentálním problémům. Závěry jejich analýzy však ukazují, že nemohou potvrdit předpoklad, že členové domácnosti s vyšší úrovní vzdělání nesou větší břemeno spojené s tříděním odpadu než členové domácnosti s nižším stupněm vzdělání. Oproti tomu De Feo a de Gisi (2010) uvádí, že vyšší úroveň vzdělání automaticky neznamená vyšší úroveň environmentálního povědomí (vč. vyšší ochoty akceptovat existenci některých zařízení na nakládání s odpady – např. zařízení na energetické využití odpadů).

Opět je možné se odrazit od rolí, které má každý člen domácnosti ve vztahu k třídění odpadu (Meneses a Palacio, 2005). Autoři dospěli k závěru, že úroveň vzdělání nemá vliv na přijímání role toho, kdo ovlivňuje ostatní (*influencer*) a toho, kdo je v domácnosti odpovědný za přepravu odpadu na místo sběru (*vendor*). Statisticky významný je vliv vzdělání na roli toho, kdo obvykle přemlouvá ostatní členy k domácnosti k činnosti (*persuader*) a toho, kdo odmítá mít s odpady cokoli společného (*rejecter*). Zatímco *persuader* má obvykle vysokoškolské vzdělání, pak *rejecter* má pouze základní, nikoli střední vzdělání.

Vliv vzdělání na roli toho, kdo iniciuje akci (*initiator*), toho, kdo obvykle rozhoduje (*decision maker*) a toho, kdo vytváří a vynucuje pravidla (*enforcer*) je statisticky významný, ale pouze nepatrně. Autoři uvádí, že představitelé všech těchto rolí nemají střední vzdělání, přičemž *decision-maker* má vysokoškolské vzdělání.

V textu byly uvedeny klíčové socio-ekonomické proměnné, které vysvětlují míru třídění odpadu. V literatuře jsou však analyzovány i další faktory, které mohou třídění odpadu ovlivnit – např. podíl cest s asfaltovým povrchem ve venkovských oblastech (Keser et al., 2012), podíl lidí zaměstnaných v zemědělství (Lebersorger a Beigl, 2011), podíl domů vytápěných pevnými palivy (Dennison et al, 1996; Lebersorger a Beigl, 2011), hustota osídlení (Johnstone a Labonne, 2004; Mazzanti et al., 2008), způsob zástavby (Barr et al., 2003; Martin et al., 2006; Hage a Söderholm, 2008; Hage et al., 2009).

Např. Keser et al. (2012) došel k závěru, že s nárůstem podílu cest s asfaltovým povrchem ve venkovských oblastech roste i produkce smíšeného komunálního odpadu. Tento závěr autoři vysvětlují tím, že lepší cesty umožňují lepší svoz odpadu, či vyšší frekvence svozu, což vede k většímu množství sváženého odpadu. Leber-

sorger a Beigl (2011) uvádí, že v oblastech s vyšším podílem lidí zaměstnaných v zemědělství je nižší produkce komunálního odpadu. Vysvětlením může být přirozeně vyšší míra třídění a využívání organických zbytků. Autoři současně potvrdili, že domácnosti, které mají kotle na pevná paliva, produkují méně komunálního odpadu, protože mají možnost v kotlích spalovat odpady. Na druhou stranu Dennison et al. (1996) dospěli k odlišným výsledkům – vyšší podíl domácností s kotli na pevná paliva vede k vyšší produkci komunálního odpadu, a to z důvodu vyšší produkce popela.

Mazzanti et al. (2008) hodnotí vliv hustoty osídlení na produkci komunálního odpadu a dospívá k závěru, že hustota osídlení pozitivně ovlivňuje produkci odpadů. „*Zdá se, že úspory z rozsahu v odpadovém hospodářství nevyváží stejné efekty na straně produkce odpadu*“ (s.11). Vyšší produkce komunálního odpadu je tak typická především pro regiony s vyšší hustotou osídlení (Johnstone a Labonne, 2004). Způsob zástavby je další proměnnou, která má významný dopad na třídění odpadu. Výsledky analýz ukazují, že lidé žijící v zástavbě rodinných domů třídí více než lidé, kteří žijí v zástavbě bytových domů (Hage et al., 2009). Hlavním důvodem jsou lepší podmínky pro skladování odpadu (více prostoru – např. garáž) (Barr et al., 2003; Hage a Söderholm, 2008; Hage et al., 2009).

4.1.6 Další (např. kontextuální) proměnné

Reakcí zástupců veřejné správy na povinnost zvýšit množství recyklace komunálního odpadu prostřednictvím vyšší participace veřejnosti na odděleném sběru je (zejména v posledních letech) snaha zvýšit uživatelskou přívětivost systémů odděleného sběru (např. odvozové způsoby sběru místo donáškových, vyšší frekvence mobilních svozů objemného a nebezpečného odpadu, sběrné dvory atd.) a odstranit bariéry, které brání vyšší participaci veřejnosti na odděleném sběru. Orientace veřejné správy na tento typ tzv. kontextuálních proměnných je racionálním rozhodnutím, neboť na rozdíl od interních proměnných (jako jsou sociální a morální normy, zvyky a návyky) jsou tyto proměnné jednoduše (či jednodušeji) ovlivnitelné přímým rozhodnutím. Vytvoření uživatelsky přátelských systémů odděleného sběru je efektivní a účinnou cestou, jak minimalizovat bariéry, které lidé pocítují v přístupu k třídění odpadu (Saphores a Nixon, 2014). Hlavní roli přitom hrají náklady obětované příležitosti, neboť třídění odpadu je činnost, která klade nároky na čas, jež by mohly domácnosti vynaložit na jiné činnosti. Do Valle et al. (2004) dokládá, že občané vždy hodnotí úsilí, které je třeba vynaložit na třídění odpadu a užitky (monetární, nemonetární), které mu třídění odpadu přináší. Uživatelsky přátelské systémy sběru odpadu, které minimalizují časové nároky na tříděný sběr, snižují náklady obětované příležitosti a tím zvyšují ochotu třídit odpad.

Organizace způsobů sběru

Jak uvádí Shaw et al. (2006), pak předpokladem pro účast člověka na třídění odpadu je: a) povědomí o tom, jaká zařízení (resp. jakou infrastrukturu) může využít a b) jednoduché a pohodlné používání vybavení k třídění odpadu. Subjektivně vnímané pohodlí a komfort (*convenience*) systémů odděleného sběru jsou do značné míry ovlivněné blízkostí sběrných nádob v rámci donáškových, ale i odvozových systémů sběru. Jak výstižně popisují González-Torre a Adenso-Díaz (2005), pak lidé rozhodně nevítají, když musí trávit volný čas donáškou odpadů do sběrných nádob (především pak těch odpadů, které mají nadměrnou velikost). Naopak, čím blíže jsou sběrné nádoby místu bydliště, tím lépe, neboť čím více roste vzdálenost sběrných nádob od domova, tím méně lidí tyto nádoby využívá (Sidique et al., 2010). Z hlediska organizace systémů odděleného sběru jsou tak obecně preferovány odvozové systémy před donáškovými, resp. snižování průměrné dochozí vzdálenosti ke sběrným nádobám v donáškových systémech (Domina a Koch, 2002; Saphores a Nixon, 2014). Starr a Nicolson (2015) poněkud relativizují tyto závěry a doporučení, neboť dokládají, že odvozové způsoby sběru sice zvyšují míru recyklace, ovšem pouze pokud jsou doprovázeny systémy variabilních plateb.

I přes tyto výhrady se většina autorů shoduje, že vzdálenost ke sběrným nádobám významně ovlivňuje ochotu lidí třídit (Domina a Koch, 2002; Hage et al., 2009; Ando a Gosselin, 2005; Mueller, 2013). Tuto závislost dokládá Struk (2017) i v podmínkách České republiky, když potvrzuje, že čím menší úsilí musí lidé vynaložit na oddělený sběr odpadu, tím vyšší je míra třídění. V případě odděleného sběru papíru a plastů navíc odvozové systémy vedou k lepším výsledkům v míře třídění než systémy donáškové. Ando a Gosselin (2005) uvádí, že míra recyklace by vzrostla o 66 %, pokud donáškové způsoby sběru budou nahrazeny odvozovým způsobem. Jenkins et al. (2003) potvrzuje významný pozitivní efekt na nárůst pravděpodobnosti třídění, dojde-li k náhradě donáškového způsobu sběru odvozovým, a to pro skleněné a plastové lahve, hliník, ale i zahradní odpad. Folz (1991) zjistil, že zatímco míra participace veřejnosti na třídění odpadu v odvozových systémech sběru dosahuje 49 %, pak v případě donáškových systémů je to pouze 25 %.

Zavádění odvozových způsobů sběru je důležité i s ohledem na působení morálních a sociálních norem na jednání jednotlivce. Hage et al. (2009) jsou toho názoru, že zaváděním odvozových způsobů sběru klesá význam morálních norem. To mimo jiné implikuje závěr, že vytvoření vhodných podmínek pro třídění odpadu je důležitým předpokladem pro participaci veřejnosti na odděleném sběru, a to i v situaci, kdy nejsou ve společnosti dostatečně vyvinuté morální a sociální normy. A naopak – je-li společnost vybavena morálními a sociálními normami, pak budou občané ochotni třídit odpad i v situacích, kdy k této činnosti nebudou vytvořeny ideální podmínky.

González-Torre a Adenso-Díaz (2005) navíc dokládají, že čím blíže jsou sběrné nádoby umístěné domovu, tím více materiálových frakcí jsou lidé ochotni třídit. Jako příklad uvádí Domina a Koch (2002) oddělený sběr textilu, jehož výtěžnost roste, roste-li uživatelská přívětivost systému sběru (vč. dochozí vzdálenosti). Rousta et al. (2015) upozorňují ještě na jeden důležitý aspekt, který odlišuje odvozové a donáškové systémy sběru – míru znečištění odděleně sbíraných materiálů. Autoři došli k závěru, že čím nižší je donášková vzdálenost ke sběrné nádobě, tím nižší je míra znečištění obsahu sběru nádob.

Rousta et al. (2015) uvádí, že pokles vzdálenosti ke kontejnerovým stáním v rámci donáškového způsobu sběru z 2 km na 50 m snižuje množství nečistot v tříděném sběru obalů a novin z 2,23 na 1,61 kg/domácnost a týden. Umístění sběrných nádob blíže k domovu tak snižuje množství nečistot až o 30 % (Rousta et al., 2015; 29). Autoři však rovněž dodávají, že získají-li občané obce dodatečné znalosti o tom, jak sběrné nádoby na kontejnerových stáních využívat, pak míra znečištění bude dále klesat. Informace o třídění odpadu by měla být především viditelná a srozumitelná – tzn. nejlépe taková, aby jí měl uživatel neustále na očích (každý den), především v okamžiku třídění (např. nálepka na sběrné nádobě). Klíčovou roli hraje také design nálepky a podoba informace – z toho důvodu by měly nálepky obsahovat minimum textu a obrázky, které poskytují informaci o tom, co a jak třídit.

Lokalizace sběrných nádob je tedy důležitým faktorem, který ovlivňuje míru participaci veřejnosti na tříděném sběru. Pokud však není možné snižovat dochozí vzdálenost ke sběrným nádobám (např. z důvodu husté zástavby, absence obecních pozemků, nebo omezené přístupnosti nádob svozové technice), pak je možné se soustředit na jiný aspekt třídění odpadu. Speirs a Tucker (2001) uvádí, že zhruba 22 % občanů vychází z domu jen a pouze za účelem třídění odpadu. Právě tato skupina lidí má velkou motivaci, aby cest ke stanovištím se sběrnými nádobami bylo co nejméně. Proto Mattson Petersen a Berg (2004) doporučují, aby se stanoviště se sběrnými nádobami soustředily do míst přirozeného pohybu občanů obce (např. místní obchody, obecní úřad, školy/školky, autobusové zastávky, vlaková nádraží apod.), nebo do blízkosti silnice tak, aby byly nádoby dostupné motoristům. Respektování této zásady minimalizuje cesty z domu, které lidé podnikají jen kvůli třídění odpadu a tím i zvyšuje míru participace občanů na odděleném sběru.

Kromě vzdálenosti ke sběrným nádobám ovlivňuje míru participace veřejnosti na třídění odpadu rovněž dostupnost sběrných nádob (s ohledem na přepravu odpadu, silniční provoz, bezpečnost²⁴ apod.) (Derksen a Gattrell, 1993; Domina a Koch, 2002; González-Torre a Adenso-Díaz, 2005) a prostor pro skladování odpadu v domácnosti (Ando a Gosselin, 2005; Bernstad et al., 2013). Právě velké nároky na prostor určený ke skladování

odpadu v domácnosti považují González-Torre a Adenso-Díaz (2005) za hlavní důvod, proč lidé odpady netřídí. Rovněž Bernstad et al. (2013) na příkladu třídění zbytků potravin potvrzují, že praktické uspořádání v domácnosti (prostor pro potřebné vybavení k třídění odpadu – např. specifické nádoby/pytle) je klíčové pro rozhodnutí o třídění, resp. netřídění tohoto druhu odpadu. Z tohoto důvodu není překvapivé, že subjektivně vnímané překážky v třídění odpadu, které souvisí s prostorem vhodným ke skladování odpadu, se liší mezi domácnostmi, které žijí v rodinných domech a domácnostmi, které žijí v bytových domech (např. panelové domy) (Alexander et al., 2016)²⁵. Ani dostatek prostoru pro skladování odpadu v domácnosti však není zárukou vyšší participace na odděleném sběru. Ochotu třídít odpady ovlivňují rovněž potenciální rizika spojená se skladováním odpadu v domácnosti (např. rozbité sklo, ostré plechovky), jímž mohou být vystaveny děti.

Jak již bylo uvedeno výše, pak subjektivně vnímané pohodlí a komfort spojené s tříděním odpadu do značné míry ovlivňuje i vynaložené úsilí (např. čas) (Garces et al., 2002; Jenkins et al., 2003; Hage a Söderholm, 2008), ale i náklady (Ewing, 2001; Jenkins et al., 2003; Kalinowski et al., 2006). Neméně významným faktorem jsou ale i frekvence svozu (např. Hornik et al., 1995; Wilson a Williams, 2007; Ghani et al., 2013), nevhodné technické vybavení systémů odděleného sběru, čistota sběrných míst, problémy s manipulací, nebo design lokalit s umístěnými sběrnými nádobami (Miafodzzyeva a Brandt, 2013), nebo naprostá absence potřebné infrastruktury (Timlett a Williams, 2009). Nejen pohodlí a komfort systémů odděleného sběru, ale především atraktivita těchto systémů a využívání SMART přístupů, které reagují na měnící se nároky uživatelů a technologické inovace jsou zásadní ve snaze zvýšit participaci veřejnosti na třídění využitelných složek komunálního odpadu (Miafodzzyeva a Brandt, 2013).

Vynaložené úsilí (čas, energie) na třídění odpadu je předmětem analýzy autorů Bruvoll et al. (2002). Na základě výzkumu více než 1.000 respondentů v Norsku dochází k následujícím závěrům. Průměrná domácnost stráví čištěním vytríděných odpadů (např. omýváním), rozkládáním odpadu na využitelné složky, tříděním, nošením na kontejnerová stání, nebo přepravou do sběrných dvorů 44 hodin/rok. Současně na tuto činnost vynaloží energii 48 kWh a spotřebuje 1,6 m³ vody, což představuje (v případě spotřeby energie) dodatečné náklady ve výši 2,7 \$/domácnost ročně.

Zajímavým příspěvkem do studia faktorů, které ovlivňují ochotu a sklon lidí třídít odpady, je výzkum, který provedli Duffy a Verges (2009). Ti se snažili vyhodnotit, zda vybavení sběrných nádob specializovaným víkem (s otvorem, a bez otvoru) může být účinnou pobídkou k třídění odpadu. Studium chování uživatelů sběrných nádob došli autoři k závěru, že: „něco, co je vlastně ničím – díra – může dramaticky zvýšit environmentálně odpovědné jednání“ (Duffy a Verges, 2009; 747).

Autoři si tento výsledek vysvětlují na jedné straně tím, že si lidé postupně vyvinou automatické návyky – nádoby bez specializovaného víka pro směsný komunální odpad, nádoby se specializovaným víkem pro využitelné složky. To však má současně za následek, že pokud člověk vidí nádobu na využitelný odpad, která nemá specializované víko, pak mohou využitelné složky z důvodu nejistoty odhodit do nádoby na směsný komunální odpad. Druhým vysvětlením, které autoři nabízí, jsou sociální normy. Specializovaná víka připomínají člověku existenci určitých sociálních norem, kterým musí vyhovět (nahlížení na třídění odpadu jako na společensky žádoucí praxi).

24 De Feo a de Gisi (2010) uvádí, že špína na silnicích je hlavním nedostatkem a bariérou ve využívání donáškových systémů sběru (především v okolí laviček a odpadkových košů). Tuto bariéru akcentují především nejmladší obyvatelé, kteří tráví venku více času.

25 Jakkoli to přímo nesouvisí s behaviorálními faktory ovlivňujícími míru třídění odpadu, pak Hong a Adams (1999) dokládají, že americké domácnosti, které disponují garáží (dostatečným prostorem pro ukládání odpadu), poptávají méně odpadových služeb (především svozu odpadu).

Je tedy zřejmé, že bez ohledu na to, jakého je původu (zda se jedná o měřitelnou vlastnost systému odděleného sběru jako je vzdálenost od sběrné nádoby, čas strávený odděleným sběrem, či náklady vynaložené domácnostmi, nebo o subjektivně vnímané aspekty třídění jako je image, či čistota sběrných míst) je pohodlí a komfort spojený s tříděním odpadu významným faktorem, který ovlivňuje míru participace veřejnosti na odděleném sběru. Naopak jakákoli subjektivně vnímaná neefektivnost systému odděleného sběru (nedostatečný počet sběrných nádob, nebo frekvence svozu, které mají za následek přeplněné nádoby, popř. umístění sběrných nádob, které nerespektuje způsob městské zástavby a potřeby občanů) bude mít za následek pokles ochoty na něm participovat (Garces et al., 2002; Chen a Tung, 2010).

Jakkoli však tento závěr může evokovat doporučení pro obce zvyšovat pohodlí a komfort obecních systémů odděleného sběru, pak Hage et al. (2009) upozorňuje, že zavádění takových systémů je potřeba podrobit zkoušce efektivnosti vynaložených nákladů. Užitek plynoucí z vyšší úrovně odděleného sběru a z nižších nákladů času obyvatel v důsledku kratších dochozích vzdáleností je třeba porovnat s náklady, které vznikají provozovatelům těchto systémů. Intenzifikace odděleného sběru, zavádění odvozových systémů sběru, či implementace SMART opatření do praxe zvýší provozní náklady systému. Stejně tak je třeba vyhodnotit čisté environmentální efekty změn, které nastanou v důsledku změny přepravních módů ve veřejné a soukromé dopravě (Hage et al., 2009). Alexander et al. (2008) rovněž dokládají, že nejúčinnější způsoby sběru z pohledu recyklace (odvozový způsob sběru) jsou ty nejdražší a „*trade-off*“ mezi účinností vybraných řešení na lokální úrovni a skutečnou potřebou jsou nezbytnou součástí úvah.

Dalším problémem je skutečnost, že ani uživatelsky přátelské systémy odděleného sběru nejsou dostatečnou zárukou, že budou odpad třídit všichni, komu jsou tyto systémy dostupné. Knussen a Yule (2008) vyjadřují obavu, že na jedince se silnými „antirecyklačními“ návyky a jejich rozhodování nemají tyto systémy žádný vliv. „*Nebude-li možné třídit odpady s minimálními náklady, pak hrozí riziko, že řada lidí bude ignorovat nebo zcela odmítat jakékoli proenvironmentální hodnoty proto, aby nebyli vystaveni zkušenosti s nesouladem mezi hodnotami a jednáním*“ (Knussen a Yule, 2008; 699).

4.2 Recyklační chování ve výzkumu v ČR

Jakkoli je pravdou, že výzkum environmentálního (resp. recyklačního) chování a faktorů, které jej ovlivňují, je v podmínkách ČR stále ještě v počátcích, pak je možné identifikovat několik výzkumných pracovišť, která se tomuto specifickému výzkumu věnují. Jedná se na jedné straně o společnost Markent, s.r.o., která provádí periodický výzkum chování domácností pro autorizovanou obalovou společnost EKO-KOM, a.s., dále pak IEEP, Institut pro ekonomickou a ekologickou politiku při UJEP v Ústí nad Labem a v neposlední řadě i Katedra veřejné ekonomie na Ekonomicko-správní fakultě Masarykovy univerzity v Brně. Tato pracoviště publikovala v posledních 3 letech následující odborné práce na uvedené téma:

- Soukopová, J., Struk, M., Hřebíček, J. 2016. Population age structure and the cost of municipal waste collection. A case study from the Czech Republic. *Journal of Environmental Management*. Vol. 203, No. 2, pp. 655–663
- Struk, M., Soukopová, J. 2016. Age structure and municipal waste generation and recycling – New challenge for the circular economy. 4th International Conference on Sustainable Solid Waste Management, 23rd – 25th June 2016 Limassol, Cyprus
- Rybová, K., Slavík, J. 2016a. Can demographic characteristics explain intermunicipal differences in production of municipal waste? In: Špalková, D., Matějová, L. (eds.) *Proceeding of the 20th international conference Current trends in public sector research 2016*. Brno: Masaryk University, 2016. pp. 375 – 382. ISSN 2336 – 1239. ISBN 978-80-210-8082-9.
- Rybová, K., Slavík, J. 2016b. Smart cities and ageing population – Implications for waste management in the Czech Republic. In: Koukol, M. (ed.). *SMART Cities Symposium Prague (SCSP)*, 2016. ISBN 978-1-5090-1116-2

- Rybová, K. 2017. Ageing population of cities – Implications for circular economy in the Czech Republic, In: Růžička J. (ed.). SMART Cities Symposium Prague (SCSP), 2017. ISBN 978-1-5386-3825-5
- Rybová, K., Slavík, J., Burcin, B., Soukopová, J., Kučera, T., Černíková, A. 2018a. Socio-demographic determinants of municipal waste generation: Case study of the Czech Republic. *Journal of Material Cycles and Waste Management*. Vol. 20, No. 3, pp. 1884–1891.
- Slavík, J., Remr, J., Vejchodská, E. 2018. Relevance of selected measures in transition to a circular economy: the case of the Czech Republic. *Detritus*. Vol. 1, No. 1, pp. 144–154
- Rybová, K., Burcin, B., Slavík, J. 2018b. Spatial and non-spatial analysis of socio-demographic aspects influencing municipal solid waste generation in the Czech Republic. *Detritus*. Vol. 1, No., 1, pp. 3–7.

Soukopová et al. (2016) sledovala závislost výdajů obcí na nakládání s komunálními odpady na věkové strukturu obyvatel obcí, a to pro rok 2011 a 2014²⁶. Výsledky Soukopová et al. (2016) pro rok 2011 potvrzují, že výdaje obcí rostou s rostoucím věkem obyvatel, a to až do věkové skupiny 60–64 let, kde dosahují výdaje svého maxima. Pro následující věkové skupiny výdaje opět klesají. Za hlavní důvod signifikantně vyšších výdajů v této věkové skupině autoři nepovažují věk sám o sobě, ale skutečnost, že v této věkové skupině odchází lidé do důchodu. Toto období charakterizují jako čas, ve kterém lidé produkují více odpadu, a to z důvodu rekonstrukce domova, nahrazováním věcí z vybavení domácnosti, tříděním a vyřazováním součástí bydlení, které se nahromadily v přechodném čase.

Pro rok 2014 data ukazují, že se vrchol výdajů na nakládání s komunálními odpady přesunul do věkové skupiny 65–69 let, a to z důvodu rostoucího věku odchodu do důchodu a z toho důvodu, že lidé zůstávají v zaměstnání i tehdy, kdy tento věk překročili. Na základě výsledků Soukopová et al. (2016) doporučují adaptaci poplatkové politiky obcí tak, aby poplatky více zohledňovaly věk poplatníka (v principu systém obdobný tzv. PAYT systému) a orientaci informačních kampaní na podporu prevence vzniku odpadu a jeho odděleného sběru na ty věkové skupiny obyvatel, které produkují více odpadu (neboli věkové skupiny, které se blíží věku odchodu do důchodu). Naopak věkové skupiny obyvatel do 14 let jsou považovány za věkové skupiny, které produkují nejméně odpadu.

V jistém ohledu tyto výsledky potvrzuje i Struk a Soukopová (2016), kteří na datech z let 2011 a 2013 sledují závislost věkové struktury obyvatel obcí v České republice a produkce komunálního odpadu na jedné straně, resp. míry jeho třídění na straně druhé. Výsledky jejich analýzy dokládají, že nejlepší výsledky v produkci komunálního odpadu a třídění dosahují mladí lidé (20–29 let), zatímco nejvyšší produkce komunálního odpadu a nejnižšího třídění dosahují věkové skupiny 50–79 let. Právě na tyto věkové skupiny by se podle Struk a Soukopová (2016) měli soustředit zástupci obcí, neboť je u nich nejvyšší potenciál na zlepšení.

I další studie v podmínkách České republiky analyzují vliv socio-demografických proměnných chování domácností, zejména na produkci komunálních odpadů (Rybová a Slavík, 2016a; Rybová a Slavík, 2016b; Rybová, 2017; Rybová et al., 2018). Společným znakem těchto studií je závěr, že socio-demografické faktory vysvětlují pouze velmi nízkou část variability produkce komunálních odpadů v ČR. Jinými slovy řečeno mají socio-demografické proměnné pouze zanedbatelný vliv na chování domácností v oblasti produkce komunálního odpadu a je třeba se zaměřit na jiné faktory, které chování domácností ovlivňují (např. situační proměnné, psychologické proměnné apod.). Jak naznačují Rybová a Slavík (2016a), pak tyto výsledky jsou překvapivé, neboť jiné studie (např. Benítez et al., 2008; Lebersorger a Beigl, 2011) naopak potvrzují, že socio-demografické proměnné hrají velmi významnou roli ve vysvětlování produkce komunálního odpadu.

26 Výdaje obcí na nakládání s komunálními odpady jsou definovány velmi široce – jako výdaje na sběr, svoz a odstranění komunálního odpadu. Tyto výdaje tak nezahrnují nakládání s využitelnými složkami komunálního odpadu a jejich následné využití, stejně jako jakékoli kapitálové výdaje a investice na pořízení dlouhodobého majetku (např. svozová technika, zařízení na nakládání s odpady apod.).

Rybová a Slavík (2016a) uvádí, že statisticky signifikantní proměnné jsou pouze průměrná velikost domácnosti (čím větší průměrná velikost domácnosti, tím nižší průměrná produkce komunálního odpadu na člena domácnosti), procento vysokoškolsky vzdělaných lidí (čím větší je podíl těchto lidí v obci, tím vyšší produkce odpadu) a pohlaví. Závěr o průměrné velikosti domácnosti je v souladu se závěry studie Beigl et al. (2008), Johnstone a Labonne (2004), či Lebersorger a Beigl (2011) a není překvapivý, neboť sdílení spotřebního zboží v domácnosti vede k nižší produkci odpadů z obalů, potravin apod. Překvapivý je naopak závěr týkající se závislosti produkce komunálního odpadu na vzdělání. Hage a Söderholm (2008) uvádí, že v důsledku vysokých nákladů obětované příležitosti času klesá ochota věnovat se časově náročným aktivitám vč. třídění odpadu, ale současně působí důchodový efekt, kdy jsou vysokopříjmové domácnosti ochotné věnovat více času luxusnímu statku, jimž je třídění odpadu. Výsledky studie Rybová a Slavík (2016a) tak korespondují se závěry Hage a Söderholm (2008) v případě, kdy efekt nákladů obětovaných příležitosti převáží důchodový efekt.

Studie Rybová a Slavík (2016b) navazuje na předchozí výzkum v ČR a potvrzuje vliv vzdělání na produkci komunálního odpadu. Současně však tato studie zkoumá roli míry nezaměstnanosti na produkci komunálního odpadu. Výsledky naznačují, že s rostoucí mírou nezaměstnanosti roste produkce komunálního odpadu. V souladu s Benítez et al. (2008) vysvětlují Rybová a Slavík (2016b) tento výsledek sociální deprivací a frustrací nezaměstnaných lidí, resp. jejich rezignací na environmentálně žádoucí chování – např. třídění odpadu. Přidanou hodnotou studie Rybová a Slavík (2016b) je formulace doporučení pro tzv. adaptační politiku obcí, která by řešila budoucí socio-demografické změny české společnosti.

V neposlední řadě je třeba zmínit studii Rybová et al. (2018), která se zabývá prostorovou dimenzí vztahu mezi produkcí komunálního odpadu a socio-demografickými proměnnými. Vzhledem k vysokým územním rozdílům mezi regiony ČR je otázkou, zda v případě některých (např. periferních) regionů je vztah mezi produkcí komunálního odpadu a socio-demografickými proměnnými silnější, či nikoli. S využitím geograficky vážené regrese došli autoři k závěru, že socio-demografické proměnné mají vliv na produkci komunálního odpadu a tento vliv je determinován územím. Jakkoli jsou regiony, kde tento vztah není silný a adaptační politika na socio-demografické změny není prioritou, pak lze identifikovat území, kde adaptační politika a plánování odpadového hospodářství je velmi žádoucí.

Faktory ovlivňujícími chování českých domácností nad rámec socio-demografických proměnných v oblasti nakládání s odpady se zabývala i studie Slavík et al. (2018). Hlavním cílem této studie bylo vyhodnotit faktory, které ovlivňují chování lidí, kteří se staví k třídění odpadu negativně. Právě přesvědčení této skupiny populace České republiky, jež dlouhodobě odmítá jakékoli aktivity, které souvisí s tříděním odpadu, je cestou, jak zvýšit procento recyklace odpadu. Hlavní pozornost byla věnována vlivu sociálních norem a sociálního prostředí, které determinuje rozhodování domácností. Slavík et al. (2018) došli k závěru, že klíčovými faktory rozhodování cílové skupiny je povědomí o třídění odpadu (ve smyslu obecných, nikoli instrumentálních znalostí) a sociální prostředí. Naopak vliv sociální kontroly není ve vysvětlení chování nevýznamný. Výsledky této studie poukazují na význam měkkých opatření, jejichž cílem je změnit chování domácností v ČR – zejména v podobě informačních a komunikačních kampaní. Ty by se přitom měly soustředit na informace o obecných benefitech třídění, o systému odpadového hospodářství jako takovém a nákladech, které s tříděním odpadu souvisí.

4.3 Informační a vzdělávací kampaně

Znalost behaviorálních a socio-ekonomických faktorů a jejich vlivu na třídění se odráží mimo jiné i v nastavení informačních a komunikačních kampaní (*promotion and education campaigns, P&E*). Ty jsou nástrojem, který je hojně využíván pro podporu třídění a recyklace nejen v České republice, ale celosvětově. Úspěch závisí především na: a) typu komunikované informace, b) obsahu komunikace, c) zvolené formě komunikace a její přizpůsobení povaze cílové skupiny (kampaň musí být přizpůsobena povaze obyvatel – jejím zvykům, zkušenostem apod.), d) načasování komunikace (Remr a Slavík, 2016).

Garces et al. (2002), Mee et al. (2004) a Sidique et al. (2009) potvrzují, že P&E jsou vedle vzdělávání považovány za důležitý nástroj v rukách veřejné správy, jehož prostřednictvím je možné zvyšovat participaci veřejnosti na tříděném sběru. Nicméně jak uvádí Ghani et al. (2013), pak navrhnout design těchto kampaní tak, aby vytvořily pozitivní přístup k třídění odpadu, není jednoduché. Kromě přizpůsobení kampaně potřebám cílové skupiny autoři navrhuji, aby jakékoli kampaně a marketingové akce akcentovaly pozitivní vnímání a postoje k třídění odpadu, a to vč. negativních postojů k těm, kteří odpady netřídí (tlak sociálních norem). Bernstad (2014) je navíc přesvědčený, že pro účinnou P&E kampaň je klíčové vzbudit pozornost cílové skupiny a nikoli objem (v řadě případů) detailních informací o třídění odpadu.

Klíčovými prvky komunikace jsou tak zejména obsah a pak i znalost cílové skupiny. Remr a Slavík (2016) uvádí, že obsah komunikace by měl pro zajištění vysoké účinnosti respektovat následující pravidla:

1. V rámci komunikace podávat informace tak, aby byly pro cílovou skupinu srozumitelné (“vyprávět příběhy”),
2. V rámci komunikace volit jednoduchá a zřetelná sdělení tak, aby nedocházelo ke ztrátě obsahu dané zprávy,
3. V rámci komunikace volit spolehlivé a kvalitní informace a posilovat tak důvěryhodnost nositele informace.

Remr a Slavík (2016; 82) rovněž upozorňují na to, že nositelé komunikačních aktivit musí mít plné povědomí o obsahu sdělení tak, aby nepodávali „rozporuplná, či nekonzistentní sdělení, (jež) mohou zásadním a nevratným způsobem poškodit efekt komunikačních aktivit“.

Obsah P&E kampaní je závislý nejen na povaze komunikované informace, ale i na povaze cílové skupiny, které je informace komunikována. Jak upozorňuje Slavík et al. (2018), pak zacílení P&E kampaní je velmi komplikované, protože cílová skupina (zejména ti, kteří odmítají třídít odpad), je značně heterogenní. Z výzkumu provedeného v podmínkách České republiky vyplývá, že je rozdíl, je-li informace komunikována těm, kteří již odpady třídí, nebo těm, kteří třídít odmítají. Zatímco skupina třídíčů poptává zejména informace instrumentální povahy (co, kde a jak třídít, resp. co se stane s materiály, které se vytrídí), pak ti, kteří odmítají třídít, preferují informace obecné povahy (benefity třídění odpadu, náklady třídění a informace o systému nakládání s odpady ve městě jako takové). De Feo a de Gisi (2010) však v této souvislosti dodávají, že bez instrumentálních informací není možná participace veřejnosti na odděleném sběru a vzniká informační bariéra, která brání dalšímu rozšíření třídění.

Z hlediska způsobu komunikace je důležité, aby bylo informování nahrazeno, resp. doplněno o část komunikace, která si klade za cíl přesvědčit cílovou skupinu o tom, že daná aktivita (např. třídění) je pro ni užitečná a prospěšná (Remr a Slavík, 2016). Autoři v této souvislosti zdůrazňují, že nestačí informace předávat a věřit, že v případě potřeby lidé vyvinou vlastní iniciativu, aby si dohledali dodatečné informace. Naopak předané informace je nutné cílové skupině opakovat, utvrzovat a prohlubovat tak, aby nebylo pochybností o prospěšnosti komunikované aktivity.

Miafodzyeva a Brandt (2013) upozorňují, že zvolená metoda P&E, její obsah a v neposlední řadě i rozsah vždy závisí na nákladech, které má nositel kampaně k dispozici. Právě omezenost finančních prostředků má podle Garces et al. (2002) za následek, že síla P&E kampaní není tak velká, aby byly kampaně skutečně účinné a měnily chování cílové skupiny. Současně Garces et al. (2002) dodává, že nestabilita finančních prostředků pro financování P&E kampaní vede absenci dlouhodobých programů rozvoje třídění odpadu.

Na druhou stranu je třeba přiznat, že např. Lakhan (2014) došel studiem závislosti mezi výdaji na tyto kampaně (v přepočtu na domácnost) a mírou recyklace k závěru, že neexistuje signifikantní závislost mezi těmito proměnnými. P&E kampaně nemohou být účinným nástrojem, pokud není systém odděleného sběru vybaven adekvátní infrastrukturou. Vybavení systému infrastrukturou, jejichž smyslem je snížit náročnost třídění odpadu (např. implementace donáškových způsobů sběru), je tak předpokladem dalšího rozvoje systému třídění (Chen a Tung, 2010). V případě, že je systém dostatečně vybaven, pak další nárůst míry třídění je možný realizací informační kampaně (Hage et al., 2009).

Miliute-Plepiene et al. (2016) v případě informačních kampaní diskutují závislost jejich obsahu na vyspělosti systému odděleného sběru. Na příkladu rozdílů mezi Švédskem a Litvou dokládají, že v raných fázích vývoje systémů třídění odpadu by se kampaně podporující oddělený sběr měly soustředit na osoby blízké domácnosti

(přátelé, sousedé, další blízcí apod.) a současně na to, aby třídění odpadu bylo dostatečně viditelné tak, aby mohla být zapojena sociální kontrola. Sidique et al. (2010) potvrzují, že kampaně zaměřené na zvyšování sociálního tlaku na lidi v komunitě (např. prostřednictvím dětí, nebo dalších členů) jsou účinnější než kampaně zaměřené na obecnou ochranu životního prostředí.

Stejně jako Miliute-Plepiene et al. (2016), pak i Lakhan (2014) došel k závěru, že kampaně mají největší účinnost tehdy, když je nízká úroveň povědomí o třídění na jedné straně, nebo došlo k implementaci třídění teprve nedávno. Typ P&E kampaně tudíž závisí na lokálních podmínkách a jejich specifických, tzn. neexistuje univerzální přístup k jejich tvorbě („one site does not fit all“). Remr a Slavík (2016) v této souvislosti uvádí, že nejen lokální podmínky, ale i povaha a specifika vybraných opatření na podporu třídění odpadu rozhodují nejen o typu P&E kampaně, ale i dílčí komunikační aktivity.

Otázkou je, jakou podobu by měla mít úspěšná a účinná informační kampaň. Lakhan (2014) považuje za klíčové následující typy P&E kampaně:

- Brožury a letáky,
- Reklama v médiích (radio, webové stránky, televize),
- Kontaktní kampaně formou „od dveří ke dveřím“ („door-to-door“),
- Značení výrobků,
- Reklama na sběrných nádobách

Dai et al. (2015) na příkladu třídění zbytků potravin analyzoval kontaktní kampaně, které spočívaly v ústním předávání informací („door-to-door“). Autoři dospěli k závěru, že tento typ kampaně byl úspěšný, neboť zvýšil procento vytříděných zbytků potravin z 45,2 % na 57,7 %. Za klíčové prvky kampaně přitom považují akcent na sociální normy, emoce a efekt různých pobídek. Naopak za nejméně účinné považují v rámci kampaní důraz na znalosti, schopnosti, povědomí o environmentálních důsledcích činnosti apod. Účinnost tohoto typu kampaně potvrzuje v podmínkách Polska i Grodzinska-Jurczak et al. (2006) a současně akcentují pozitivní roli domovních poradců z řad studentů z místních škol. Výhodou tohoto typu kontaktní kampaně jsou environmentální benefity na jedné straně a vzdělání domovních poradců na straně druhé, jakkoli se jednalo o dobrovolníky. Autoři však akcentují, že pro udržení dlouhodobé účinnosti je třeba pravidelného opakování kampaně, a to i s využitím dalších komunikačních kanálů (např. letáky, reklama v místním časopise, setkání s občany apod.).

Kontaktní typ kampaně však není přijímán zcela jednoznačně. Někteří autoři (např. Timlett a Williams, 2008; Alexander et al., 2008; či Bernstad et al., 2013) mají vůči tomuto typu kampaně výhrady, a to z následujících důvodů:

- a. jedná se o nákladnou techniku intervence s ohledem na dosažené výsledky („value for money“);
- b. životnost (resp. udržitelnost) efektů je krátká, neboť i přes počáteční nárůst míry třídění tyto pozitivní efekty postupně mizí (míra třídění v čase klesá);
- c. dosah kampaní je relativně malý (může být osloveno pouze omezené množství domácností)²⁷;
- d. kampaň musí doprovázet další opatření (např. pohodlí a komfort třídění odpadu v externích podmínkách, ale i v domácnosti), jinak jejich účinnost klesá;
- e. tento typ kampaně může být funkční především v zástavbě s vysokou mírou anonymity (bytové domy, panelová sídliště);
- f. tento typ kampaně nefunguje v oblastech, které jsou relativně úspěšné již před začátkem kampaně (míra participace > 60 %).

27 Read (1999) rovněž upozorňuje na některé praktické problémy s realizací tohoto typu kampaně, jako je např. „syndrom prodejce“, kdy domácnosti nechtějí hovořit z členy výzkumného týmu z obavy, že se jedná o domovní prodej, neochota participovat z důvodu nedostatku času (odkázání výzkumníka na jiný čas), snaha respondenta zahltnout výzkumníka seznamem problémů, žádostí a potřeb, které by měl výzkumník na místě vyřešit, ale neochota spolupracovat v důsledku zklamání, že tím, kdo je navštívil, není zástupce policie, přítel/přítelkyně, nebo známý, který přišel na čaj (Read, 1999; 244).

Kromě této (ústní) formy P&E kampaně uvádí Bernstad et al. (2013) i další komunikační strategie – kromě dalších ústních forem (telefonický rozhovor, akce pro večenost, veřejná setkání, kulaté stoly, semináře, či výstavy), i písemnou formu, nebo využití masmédií. Lakhan (2014) dodává ještě značení výrobků a reklamy na sběrných nádobách jako možné komunikační kanály informací týkajících se třídění odpadu. Vicente a Reis (2008) považují přímé komunikační prostředky (letáky, osobní návštěvy apod.) za účinnější, než nepřímé (masmédiá). Výzkum faktorů ovlivňujících oddělený sběr zbytků potravin ve Švédsku však ukázal, že v porovnání s instalací potřebného vybavení domácnosti k třídění tohoto druhu odpadu jsou letáky (písemná forma komunikace) neúčinné ve zvyšování míry třídění a množství vytríděného odpadu (Bernstad, 2014). Za hlavní důvody neúčinnosti, které mohou být inspirací pro vytváření letáků, autorka považuje:

- znalosti příjemce písemné informace byly přeceněné (k pochopení obsahu letáku byly nutné obecné znalosti o dalším nakládání s odděleně sebraným odpadem – např. využití odpadu pro produkci bioplynu a jeho použití v dopravě);
- jazykové problémy – etnická různorodost vedla k problémům pochopení napsané informace (pro účely dalších kampaní bylo doporučeno používání více barev a symbolů);
- chybné načasování kampaně – kampaň před prázdninami byla vyhodnocena jako chyba, neboť lidé mění své návyky, což zkresluje výsledky;
- nejednoznačná informace v letáku – z letáku nebylo patrné, zda je cílem minimalizace odpadu, nebo jeho třídění, což mohli respondenti považovat za matoucí (a protiřečící si).

Důležitou součástí kampaně je podle Kalinowski et al. (2006) slogan, který je dostatečně silný, aby se člověk identifikoval s tříděním odpadu. Příkladem takového sloganu je např.: „Obec XYZ recykluje!“, který podle autorů buduje pocit hrdosti a kamarádství v dané činnosti. Valle et al. (2004) potvrzuje akcent na morální a sociální normy v rámci kampaní, který může mít podobu podpory pocitu hrdosti na účast na tříděném sběru na jedné straně a pocitu společenské odpovědnosti na straně druhé. Klíčové je, aby byl slogan (příp. logo) jednoznačně identifikovatelný a existovala jasná spojitost ke komunikované aktivitě (Remr a Slavík, 2016). Výhodou je, pokud slogan, či logo komunikuje známá (důvěryhodná) osobnost, což zvyšuje dosah a účinnost kampaně (ibid).

Otázkou však zůstává, jaký typ P&E kampaně je nejúčinnější. Obecným pravidlem je, že nejúčinnější strategií je volit tzv. komunikační mix, který kombinuje různé komunikační kanály v závislosti na povaze komunikované informace a charakteru cílové skupiny (Remr a Slavík, 2016). Např. Mee et al. (2004) došli k závěru, že nejúčinnějším typem komunikace jsou noviny. Současně ale dodávají, že nejvyužívanějším typem kampaně jsou letáky, noviny a osobní dopisy, které obvykle patří rovněž k nejlevnějším komunikačním kanálům. Internet byl sice v době výzkumu rovněž využívaným kanálem, nicméně i přes vybavenost domácností internetem byla pouze zanedbatelná část domácností, která tento typ komunikačního kanálu skutečně využívala. V současné době hraje internet významnou roli v rámci komunikačního mixu, nicméně internet plní i celou řadu dalších funkcí než pouze informační. Stále významnější je i komunikační funkce, vzdělávací funkce, entertainment apod. Internet (resp. webové stránky) propojují občana se zástupci obce, resp. provozovatele odpadových služeb (kontaktní osoba, „horká linka“ apod.) (Remr a Slavík, 2016).

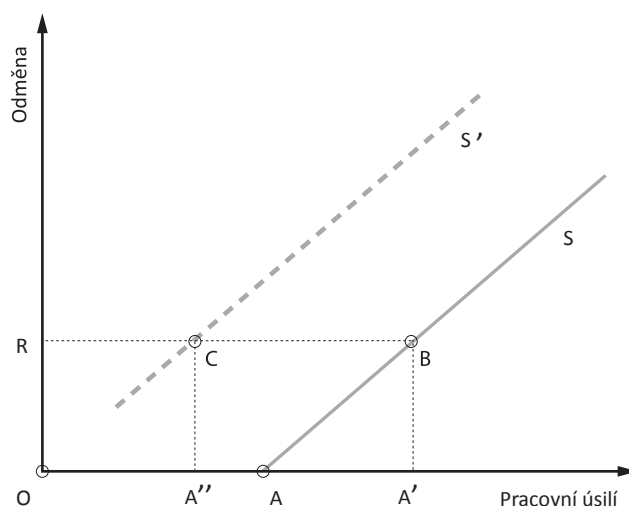
5. Lidské jednání, ekonomické pobídky a tzv. vytěšňovací efekt

Jak je patrné z předchozích kapitol, pak lidské jednání je z podstaty neoklasického konceptu ‚*homo oeconomicus*‘ založeno na subjektivní komparaci nákladů a užiteků. Změnou relativních cen v důsledku působení ekonomických nástrojů dochází ke změně subjektivního vnímání poměru mezi náklady a užitek a tím i ke změnám rozhodnutí. Ekonomické nástroje vstupují přirozeně do kalkulace nákladů a užiteků; jsou cílovou skupinou regulace jednoduše pochopitelné, neboť vysílají srozumitelné informace, které člověk zná z běžného rozhodování o nákupu statků a služeb. V důsledku metodologické diskuse o funkčnosti neoklasické ekonomie však environmentální politika začíná pracovat s behaviorálními koncepty lidského rozhodování, které kladou velký důraz na psychologii a její průnik do ekonomie. Environmentální politika tak stojí před dilematem, jaký typ nástrojů regulace zvolit – zda ekonomické nástroje, nebo nástroje, které akcentují roli morálních a sociálních norem, socio-demografických nebo situačních proměnných. Hybridním řešením je aplikace tzv. nástrojového mixu, který oba typy nástrojů kombinují.

Používání nástrojového mixu v praxi však naráží celou řadu problémů, které musí environmentální politika reflektovat. Na jedné straně může dojít k synergickým efektům, kdy se aplikací různých nástrojů multiplikuje jejich environmentální účinnost, na straně druhé však je třeba počítat i s tím, že účinek jednoho nástroje omezuje účinnost nástroje jiného (např. Calaf-Forn et al., 2014), nebo jej zcela vytěšňuje. Motivace k třídění odpadu se skládá jak z behaviorálních faktorů (intrinsické), tak z externích motivátorů typ plateb za komunální odpad (extrinsické), přičemž jedny mohou vytěšňovat druhé. Vliv externích motivací (např. ve formě poplatků) na změnu chování totiž není jednoznačný. Zamýšlený efekt poplatků relativizuje tzv. vytěšňovací efekt (*‘crowding-out effect’*). Frey (1994) definuje vytěšňovací efekt následujícím způsobem: *“pocituje-li člověk vnitřní uspokojení, chová-li se altruisticky nebo plní-li občanskou povinnost, pak jakákoli platba za takové chování snižuje možnost člověka užívat si svých altruistických pocitů”*. Vnější motivace v podobě finanční odměny tak vytěšňuje vnitřní motivace, které mají podobu dobrého pocitu z daného chování.

Koncept vytěšňovacího efektu představuje příklad střetu mezi metodickými východisky ekonomie a psychologie. Jak dokládá Frey (2012), pak na jedné straně stojí efekt relativních cen (*‘relative price effect’*), který vnímá cenu (resp. peněžní nebo jiné hmotné odměny, či hrozbu pokutou) jako externí proměnnou, která ovlivňuje způsob, jak se lidé rozhodují. V intencích tohoto ekonomického konceptu, čím vyšší je odměna za danou činnost, tím vyšší intenzity práce a jejího objemu je dosaženo (Frey, 2017). Na straně druhé stojí psychologie, která akcentuje intrinsické motivace a jejich vliv na rozhodování člověka. Frey (2017) tvrdí, že standardní ekonomie přehlídí interakci mezi intrinsickými a extrinsickými motivacemi.

Obrázek 8: Dopad cenového a vytěšňovacího efektu na pracovní úsilí



Zdroj: Frey (2012, s. 3)

Frey (2012) popisuje fungování vytěšňovacího efektu na příkladu závislosti pracovního úsilí na výši odměny. Obrázek znázorňuje nabídkovou křivku S , která je založená na předpokladu, že s nárůstem odměny roste pracovní úsilí (efekt relativní ceny). Zvýšení odměny z O na R povede ke zvýšení pracovního úsilí z A na A' (bod B na nabídkové křivce S). Vytěšňovací efekt však povede k tomu, že část práce motivovaná jiným způsobem než prostřednictvím ceny nebude při stejné výši odměny realizována, což je znázorněno posunem nabídkové křivky vlevo (nabídková křivka S'). Zvýšení odměny z O na R tak vede k vyššímu pracovnímu úsilí, ale znázorněného nikoli bodem B , ale bodem C na nabídkové křivce S' . Obrázek znázorňuje situaci, kdy je vytěšňovací efekt silnější než cenový efekt, takže zvýšení odměny z O na R redukuje pracovní úsilí z A na A'' . Dojde-li k úplnému vytěšnění intrinsických motivací, pak zvýšení odměny povede k nárůstu pracovního úsilí (pohybuje se podél nabídkové křivky S').

Představený koncept dokládá, že regulativní nástroje ve formě externích pobídek neintenzifikují působení intrinsických motivací v podobě morálních a sociálních norem, ale jak upozorňuje Porter (2002), tyto vnitřní motivace naopak „vytěšňují“. Tento efekt není překvapivý, pokud přijmeme předpoklad, že přirozeností člověka je odmítat a vymezovat se vůči příliš vysoké míře regulace a kontroly (Kalinowski et al., 2006). Averze vůči regulaci má pak za následek, že regulativní přístupy k vynucování třídění odpadu a recyklace nemohou fungovat tak, jak bylo zamýšleno. Příliš vysoká míra regulace (v podobě různých nástrojů a pobídek měnících rozhodování jednotlivce) tlumí intrinsické motivace a vede k vytěšnění morálních norem a závazků.

Problému vytěšňovacího efektu se věnuje celá řada autorů, kteří se shodují v nutnosti včlenit působení efektu vytěšnění do úvah o motivačních účincích vybraných nástrojů ekonomické regulace. Brekke et al. (2003; 1982) se ztotožňují se závěry, které publikoval Frey (1997) a potvrzují, že ekonomické motivace a pobídky snižují morálně motivované chování. Zejména tehdy, jsou-li peněžní odměny vnímány spíše jako forma kontroly než jako uznání, pak redukuje morální motivace. K těmto averzním efektům přitom dochází i tehdy, když peněžní odměna přesouvá odpovědnost za poskytování veřejného statku z jednotlivce na vládní úroveň (Brekke et al., 2003)!

Deci (1971) na základě terénních šetření dospěl k závěru, že nejenže externí motivace v podobě peněžní odměny snižují intrinsické motivace, ale že snížení těchto vnitřních motivací není dočasné, nýbrž trvalé. Naopak, externí motivace ve formě verbálního povzbuzování nebo pozitivní zpětné vazby posilují intrinsické motivace. Deci (1971) tento výsledek přisuzuje negativní konotaci, která je spojená s penězi a jejich využíváním v naší kultuře. Peníze pak mají za následek, že intrinsické motivace jsou nahrazeny očekáváním peněžní odměny. Jako významné se naopak zdá uznání komunity, ve které člověk žije a ve které se rozhoduje, neboť zvyšuje sílu intrinsických motivací.

S využitím meta-analýzy Deci et al. (1999) potvrzují výše uvedené závěry a dodávají, že i v případě, kdy jsou hmotné odměny pouze indikátorem dobrého výkonu, pak snižují intrinsické motivace. Externí motivace totiž snižují odpovědnost člověka za motivování a regulování sebe sama (*'self-regulation'*) a naopak vedou ke spoléhání se na vnější podněty a motivace. Krátkodobě mohou externí motivace fungovat, ale jak dle Deci et al. (1999) ukazují zkušenosti z různých oblastí společenského života (rodina, škola, sportovní tým apod.), pak v dlouhém období je vliv těchto motivací na chování spíše negativní.

Frey a Oberholzer-Gee (1997) sledují sílu vytěšňovacího efektu na fenoménu NIMBY efektu ve Švýcarsku (*'not in my backyard'*). Studium ochoty akceptovat uložště jaderného odpadu s kompenzací a bez kompenzace potvrdilo existenci vytěšňovacího efektu, nicméně diskutují i jiná vysvětlení pro dosažené výsledky – strategické chování (*'strategic behavior'*), které však v případě uvedeného příkladu odmítají a signální efekt (*'signaling'*). V tomto případě mohou lidé vnímat kompenzaci jako důkaz, že je příslušné zařízení nebezpečnější, než předpokládali, a tudíž mají nižší ochotu akceptovat dané zařízení ve svém okolí. Nicméně i toto vysvětlení Frey a Oberholzer-Gee (1997) na základě dodatečného šetření odmítají. Kompenzace je příčinou vytěšnění intrinsických motivací; diskutována je především občanská odpovědnost.

Jedním z příkladů chování, které může být výsledkem vnější motivace, je spolupráce mezi lidmi. Fehr a Rockenbach (2003) analyzují, do jaké míry externí ekonomické motivace typu odměn nebo sankcí ovlivňují míru této spolupráce. Z jejich výsledků vyplývá, že sankce, jejichž smyslem je odradit lidi od nekooperativního jednání,

vytěsňují altruistické důvody spolupráce. Na druhou stranu však Fehr a Rockenbach (2003) přiznávají, že jsou-li sankce motivovány altruisticky ve smyslu snahy zvýšit užitky plynoucí ze spolupráce, pak mají pozitivní vliv na kooperativní chování. Ekonomické pobídky tudíž mohou mít pozitivní efekty na spolupráci, ale mají-li povahu sankcí a jsou-li asociovány se sobeckými a chamtivými záměry, pak mají negativní dopady na altruisticky motivovanou spolupráci.

Barile et al. (2015) sledují vliv různých typů externích motivací na ochotu lidí třídit odpad. Autoři dospěli k závěru, že při tvorbě politiky zacílené na zvýšení prosociálního chování neexistuje jediné správné řešení (*one size does not fit all*). Dle jejich názoru je chyba si myslet, že je možné nadesignovat politiku podle známých stereotypů chování jednotlivců. Naopak je třeba zohlednit celou škálu chování jednotlivců od *'homo oeconomicus'* (které závisí na instrumentálních motivacích) k jednotlivcům, jejichž chování je zcela závislé na intrinsických motivacích. Komplexnost prostředí vyžaduje zohlednit i roli intrinsických motivací, resp. vytěšňovacího efektu a vyvarovat se přílišných zjednodušení, které plynou z přejímání řešení jednoduchých problémů do řešení komplexních problémů (Frey, 2012).

Účinnost některých typů motivací je navíc do značné míry závislá na velikosti environmentální morálky – u skupin jednotlivců s vyšší environmentální morálkou je lepším nástrojem pro zvýšení ochoty třídit odpad slovní pobídka (*'nudge'*), u skupiny s nižší environmentální morálkou je účinnějším nástrojem pobídka, která je ale založena na hrozbě pokuty (*'shove'*) (Barile et al., 2015). Jiný aspekt vnáší do diskuse i Frey (2012; 3–4), když uvádí, že z pohledu psychologie vytěsňují externí pobídky intrinsické motivace tehdy, když se člověk cítí být těmito pobídkami ovládán. Pocit narušené sebevědomí, resp. sebeurčení vedou k poklesu intrinsické motivace k dané činnosti. Naopak: externí pobídky mohou aktivizovat (*'crowd-in'*) intrinsické motivace, pokud jednatel cítí, že podporují jeho sebevědomí a svobodu rozhodování.

S vědomím toho, že motivace k třídění odpadu jsou v České republice utvářeny především působením intrinsických faktorů, představuje existence vytěšňovacího efektu riziko, že implementací poplatkových nástrojů budou intrinsické motivace vytěšněny externími motivacemi. Nicméně Ferrara a Missios (2012) ukazují, že tomu tak být nemusí. Výsledky jejich analýzy potvrzují, že variabilní platby (*'unit pricing systems'*) mají stejný efekt jako intrinsické motivace, zatímco povinné třídění (*'mandatory recycling'*) tyto motivace vytěsňují. Na druhou stranu výsledky rovněž naznačují, že je-li povinné třídění odpadu doplněno o zkvalitnění doplňkových služeb (např. náhrada donáškových systémů sběru sběrem odvozovým), pak je účinek vytěšňovacího efektu nižší. Zkvalitnění se však musí týkat všech využitelných složek, nejen těch, kterých se povinné třídění odpadu týká. Hlavním důvodem, proč mají variabilní platby stejný účinek jako intrinsické motivace, je to, že variabilní platby jsou považovány za spravedlivé a zvyšují environmentální užitek ze života v komunitě, ve které všichni třídí. Naopak povinné třídění odpadu snižuje užitek plynoucí z budování vlastního image a ze společenského uznání. Ferrara a Missios (2012) současně zjistili, že vytěšňovací efekt povinného třídění odpadu platí pro některé využitelné složky, ale ne pro všechny. Hlavním zdůvodněním se zdají být náklady třídění jednotlivých komodit – u komodit, jejichž třídění je pohodlnější, je síla vytěšňovacího efektu nižší.

Teorie vytěšňovacího efektu však není akceptována zcela jednoznačně. Kritiku si tato teorie vysloužila především z řad psychologů. Např. Eisenberg a Cameron (1996) došli na základě dlouhodobého výzkumu k závěru, že pokud člověk obdrží hmotnou odměnu za dokončení určitého úkolu, nebo za dosažení definovaných standardů kvality a následně je odměna odstraněna, pak člověk stráví danou aktivitu stejné množství času, jako tomu bylo před zavedením odměny. Jak navíc Eisenberg a Cameron (1996) dokládají, pak v případě slovní odměny (např. pochvaly) stráví člověk danou činností více času, než před jejím zavedením a současně člověk plní daný úkol raději, pokud je pochválen nebo pokud je hmotně odměněn za kvalitně odvedenou práci. Odměna má navíc pozitivní vliv na kreativitu – nejenže odměna zvyšuje obecně kreativitu daného člověka, ale i kreativitu při plnění úplně jiného úkolu. Eisenberg a Cameron (1996) proto došli k závěru, že pokud jsou odměny jako externí formy motivace používány správně, pak je možné dosáhnout žádoucích účinků na plnění úkolů a kreativitu člověka. Klíčovým předpokladem je opakované využívání odměny a to, aby předmětem odměny byly prvky jednání, které je možné se naučit (vč. originálního způsobu myšlení).

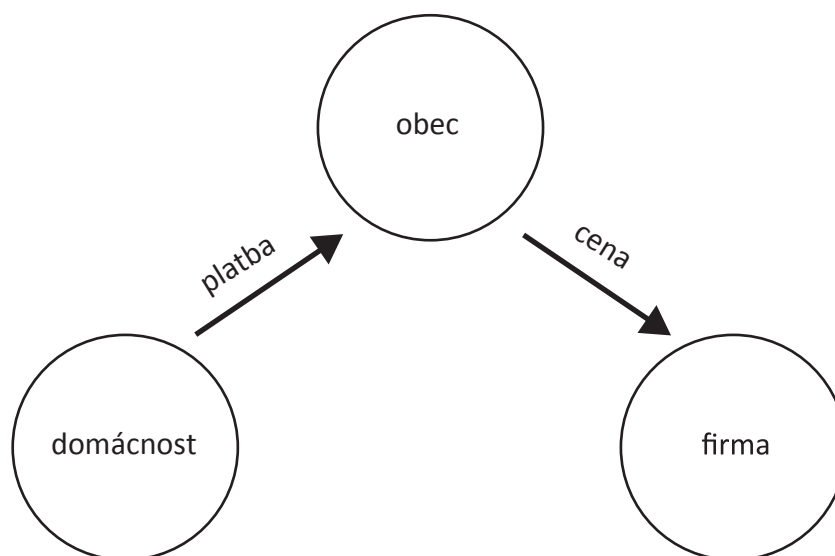
Jak však upozorňuje Nyborg a Rege (2001), pak má teorie vytěsňovacího efektu i praktické nedostatky. Ty spočívají v různé povaze vytěsňovacího efektu v případě různých nástrojů regulace. Autoři uvádí příklad dotací, které mohou být interpretovány jako signál, že vláda podporuje environmentální cítění člověka, ale současně je možné je interpretovat také tak, že vláda nevěří environmentálnímu povědomí člověka a využívá ekonomické pobídky jako typ nástroje, kterému lidé rozumí. Je nasnadě, že zatímco v prvním případě jsou vnitřní motivace aktivizovány (*crowd-in*), pak v druhém případě jsou vytěsňovány (*crowd-out*). Nyborg a Rege (2001) dodávají, že který z těchto efektů převáží, záleží na tom, jakým způsobem je daná regulace prezentována veřejnosti.

Implikace teorie vytěsňovacího efektu na otázku účinnosti poplatkových nástrojů, resp. externích nástrojů motivace tak do značné míry závisí na tom, do jaké míry jsou tyto nástroje vnímány člověkem jako forma kontroly (v takovém případě vytěsňují vnitřní motivace) a do jaké míry je člověk vnímá jako výraz uznání (v takovém případě aktivizují vnitřní motivace). Nyborg a Rege (2001) došli k závěru, že perspektiva vnímání záleží do značné míry na institucionálním kontextu.

6. Lidské jednání a platby za komunální odpad

I přes změnu přístupu k tvorbě motivací a silící tlak na prosazování behaviorálních konceptů lidského rozhodování zůstávají nástroje neoklasické (environmentální) ekonomie významnou součástí environmentální politiky. Neoklasický koncept homo oeconomicus založený na subjektivní komparaci nákladů a užiteků je základem pro pochopení fungování ekonomických nástrojů. Protože se jedná o nástroje, které pracují s cenovým mechanismem, jsou srozumitelné i objektům regulace. Změna relativních cen alternativních způsobů nakládání s odpady v důsledku aplikace ekonomického nástroje vede ke změně chování ve smyslu preference takových způsobů nakládání s odpady a k takové míře produkce odpadů, které jsou považovány společností za optimální. Jedním z těchto ekonomických nástrojů jsou i tzv. platby za komunální odpad (*payments, charges, fees*), jejichž plátcí jsou domácnosti, resp. fyzické osoby napojené na obecní systémy nakládání s odpady. Jedná se o platby, jejichž prostřednictvím domácnosti platí za spotřebu odpadových služeb. Většinou se přitom nejedná o přímou platbu mezi domácností a poskytovatelem odpadové služby, ale domácností a obcí, která garantuje jejich poskytování na území obce.

Obrázek 9: Finanční toky mezi domácností, obcí a poskytovatelem odpadové služby.



Zdroj: vlastní

Platby za komunální odpad tak neplní pouze roli pigouviánské daně, ale i modifikované ceny za veřejně poskytované služby (více v Slavík, 2012). Pro zajištění obou těchto klíčových rolí plateb za komunální odpad je důležité nejen jednoznačné vymezení funkce, ale i vhodná volba konstrukce.

6.1 Funkce plateb za komunální odpad

Platby za komunální odpad jsou součástí skupiny tzv. správních a uživatelských poplatků (Jílková, 2003). Pro tento typ platby je typické, že platbě předchází konkrétní plnění – např. spotřeba jasně definované služby. Vzhledem k tomuto vztahu mezi platbou a spotřebovanou službou nepřekvapí, že Čípková (2006) nazývá uživatelský poplatek tzv. modifikovanou cenou. Oproti tržní ceně však výše poplatku není důsledkem interakce nabídky a poptávky na trhu, nýbrž výsledkem politického rozhodování.

Z definice uživatelského poplatku vyplývá, že jakkoli není tento poplatek tržní cenou v pravém slova smyslu, nese znaky ceny za veřejně poskytovanou službu (více o rozdílu mezi veřejnou službou a veřejně poskytovanou službou in Slavík, 2012 či Špalek, 2011). Z pohledu environmentální politiky je však úloha poplatkových nástrojů jiná – poplatek je především nástrojem internalizace externalit. V takovém případě by měl být poplatek

dodatečnou platbou nad rámec tržní ceny ($P = MPC$, neboli cena ve výši mezních soukromých nákladů), jejímž smyslem je internalizovat externí náklady (MEC, neboli mezní externí náklady). Celková cena, která odráží výši společenských nákladů produkce příslušné služby (MSC), by tedy měla být součtem $MPC + MEC = MSC$. Z tohoto popisu je patrné, že dochází k terminologické dichotomii. Jakkoli se tedy v případě veřejně poskytovaných (např. odpadových) služeb hovoří o „poplatcích“, což evokuje představu, že by měly odrážet výši negativních externalit (a být tak nástrojem environmentální politiky), ve skutečnosti jsou cenou za poskytovanou službu, jakkoli cenou modifikovanou.

Důsledkem terminologické dichotomie je vyprázdnění podstaty ekonomických (resp. poplatkových) nástrojů a jejich roli v environmentální politice na národní, ale především na lokální úrovni. Tomuto trendu do značné míry napomáhá i používání paušálních plateb, které plní pouze fiskální, nikoli motivační či informační roli (viz níže v textu), jakkoli jsou stále nazývány „poplatky“.

Fiskální role (resp. funkce) plateb spočívá v tom, že platby jsou příjmem rozpočtu obce, které mají dle Jílkové (2003) nedaňovou povahu. Jejich hlavním smyslem je pokrýt náklady na poskytování příslušné služby, a to buď v plné, nebo alespoň v částečné výši. Vedle fiskální funkce, jejímž smyslem je generovat zdroje na financování nákladů na zabezpečení služby, mohou uživatelské poplatky plnit celou řadu dalších funkcí. Kromě klíčové funkce motivační uvádí Dienstbier (2006) i další typy funkcí. Např. se jedná o internalizační (internalizace externalit u původce znečištění), kompenzační (výnosy jsou použity na zmírnění nebo odstranění příčiny znečištění) či akumulační funkce (akumulace prostředků na financování aktivit v ochraně životního prostředí).

Motivační funkce spočívá v podpoře environmentálně a společensky žádoucího chování objektu regulace, jímž mohou být domácnosti nebo živnostníci. S ohledem na možný souběh fiskální a motivační funkce Jílková (2003) dodává, že teprve tzv. ekologizace plateb (viz také Gawel, 1994) v 90. letech 20. století měla za následek, že akcent na fiskální funkci byl doplněn tlakem na takovou konstrukci poplatků, která by motivovala domácnosti a živnostníky k ochraně životního prostředí a plnila tak roli pigouviánské daně. Uživatelské poplatky tak začaly hrát aktivní roli v environmentální politice.

Sdružení fiskální a motivační funkce uživatelských poplatků je jednou z klíčových silných stránek aplikace uživatelských poplatků v praxi, neboť poskytuje tzv. dvojí dividendu (double dividend). Na jedné straně jsou zdrojem financování veřejně poskytovaných služeb, na straně druhé umožňují dosahovat environmentálních cílů. Z praxe je zřejmé, že tento benefit je typický nejen pro platby v oblasti odpadového hospodářství, ale i vodního hospodářství (vodné, stočné, poplatek za vypouštění odpadních vod do vod povrchových).

Vedle fiskální a motivační funkce však Bird (2003) upozorňuje i na tzv. informační funkci uživatelských poplatků. Uživatelské poplatky poskytují informaci o tom, které služby by měly být poskytovány, v jakém množství a kvalitě, resp. komu. Slavík et al. (2009) mluví v souvislosti s informační funkcí o schopnosti plateb poskytovat signál o vzácnosti statků životního prostředí – rostoucí uživatelský poplatek signalizuje rostoucí vzácnost přírodních zdrojů (v oblasti odpadového hospodářství např. nedostatek kapacit na ukládání odpadu na skládky, v oblasti vodního hospodářství rostoucí znečištění povrchových vod a tím i vyšší náklady na jejich přečištění). Naopak klesající uživatelský poplatek nebo jeho nulová výše signalizují, že je uvedených přírodních zdrojů dostatek a uživatelé nemusí optimalizovat jeho spotřebu. Uživatelský poplatek poskytuje domácnosti a ostatním uživatelům informaci, kterou mohou využít v rámci individuální kalkulace o spotřebě přírodních zdrojů stejně, jako tak činí v případě tržních statků a služeb.

Jak již bylo uvedeno, uživatelské poplatky mohou být uvaleny na celou řadu služeb, které jsou obcemi poskytovány občanům a u kterých byl trh vyloučen z jejich alokace. K typickým příkladům takových služeb patří odpadové služby (např. sběr a svoz komunálního odpadu), poskytování vody (vodovody), resp. čištění odpadních vod (kanalizace), provozování městské hromadné dopravy, služby spojené s parkováním, poskytování veřejné zeleně, pohřební služby, služby spojené s turistikou apod. Rozhodnutí o veřejném poskytování těchto služeb však není výsledkem racionální volby, nýbrž spíše historické náhody či administrativní pohodlnosti (Bird, 2003).

Slavík (2012) dodává, že ke klíčovým argumentům pro veřejné poskytování vybraných služeb patří politické zájmy, ekonomické argumenty (úspory z rozsahu, zaměstnanost rezidentů, transakční náklady) či zájem o kvalitu poskytované služby. Nejinak je tomu i v případě odpadových služeb.

Slavík (2012), Baum a Cantner (2004) ukazují příklady veřejného a soukromého zajištění odpadových služeb. Zatímco veřejné zajištění je spojeno s tzv. konkurencí o trh, kdy veřejný poskytovatel (obec) vypisuje výběrové řízení na zajištění odpadových služeb externím dodavatelem (soukromý subjekt, jiný veřejný subjekt, nebo subjekty s kombinovanou formou vlastnictví) v celé obci (resp. městské části), soukromé zajištění je asociováno s tzv. konkurencí na trhu, kdy soukromý poskytovatel soutěží o zajištění odpadových služeb pro jednotlivé domácnosti v dané obci. V rámci tohoto zajištění dochází k tzv. liberalizaci trhu odpadových služeb. Tento typ zajištění je typický pro obce v USA, Polsku či Finsku (Baum a Cantner, 2004). Jak již bylo uvedeno, v případě veřejného zajištění je pro finanční toky typický vztah „domácnost → obec → firma“, naopak v případě soukromého zajištění není obec prostředníkem a platba (finanční tok) probíhá přímo mezi domácností a firmou.

Nejen rozhodnutí o veřejném poskytování vybraných služeb, ale také rozhodnutí o využití uživatelských poplatků je do značné míry výsledkem politických zájmů. Jsou-li vybírány uživatelské poplatky, pak součástí rozhodnutí musí být i to, jaká podoba, jaký typ platby nejlépe odpovídá politickým preferencím.

6.2 Typy plateb za komunální odpad

Jak vyplývá nejen z odborných studií (Gallenkemper et al., 1996; Menell, 2004; Bilitewski, 2008), ale i z empirických šetření (EC, 2002; IWM, 2003), platby mohou mít celou řadu podob. I přesto je však možné tyto platby rozdělit do tří základních skupin:

- a. místní daně,
- b. paušální platby (*„flat rate fees, fixed fees“*),
- c. variabilní platby (*„unit-based fees, variable fees“, Pay as you throw schemes – PAYT*).

Typickým znakem financování odpadových služeb prostřednictvím místních daní je absence vztahu mezi mírou jejich spotřeby a velikostí místní daně. Místní daně jsou tedy neekvivalentním typem platby (Jílková, 2003). K dalším charakteristickým rysům místních daní patří to, že se jedná o nárokovou (jejich platbě se nelze vyhnout) a současně o neúčelovou platbu (příjmy z místních daní nejsou použity na předem daný účel – např. na pokrytí nákladů na odpadové služby). Jak uvádí Bilitewski (2008), místní daň je obdobou daně z nemovitosti, neboť zpoplatnění se velmi často odvozuje od velikosti vlastnictví.

Z uvedených znaků jsou zřejmé výhody i nevýhody místních daní – výhodou je, že plní fiskální funkci (podílejí se na financování nákladů na odpadové služby) a rizika spojená se snahou se platbě vyhnout mají za následek nízký počet neplatičů. Současně je pro tento typ plateb typické, že administrativní náklady na daňovou správu jsou nižší, neboť místní daň sdružuje různé typy plateb, které by za jiných podmínek byly spravovány samostatně. Naopak nevýhodou místních daní je absence motivační funkce. Tím, že jsou místní daně neekvivalentní a neúčelové, neexistuje přímý vztah mezi spotřebou odpadových služeb a velikostí platby, a tedy ani motivace snižovat poptávku po odpadových službách (např. tím, že domácnost předchází vzniku odpadu, snižuje produkci smíšeného komunálního odpadu nebo více třídí). Na druhou stranu nejsou však domácnosti vystaveny perverzním pobídkám (*„perverse incentives“*)²⁸, které spočívají ve vyhledávání nelegálních způsobů nakládání s odpady.

28 Perverzní pobídky jsou pobídky, které nejsou v souladu s původním záměrem jejich tvůrce, resp. mohou být v přímém rozporu. Význam perverzních pobídek v oblasti environmentální regulace je patrný z Gibbs (2013), nebo Corrêa et al. (2014), nicméně detailní analýza jejich působení v odpadovém hospodářství zatím chybí.

Paušální platby jsou oproti tomu platbami, které jsou sice účelové (příjem z paušálních plateb slouží k financování odpadových služeb – buď částečně, nebo v plné míře), ale nenárokové (nevzniká nárok na platbu, v některých případech je možné se platbě vyhnout, pokud plátce může prokázat, že nespotřebává odpadové služby) a neekvivalentní (platba sice odráží samotnou spotřebu odpadových služeb, ale nikoli spotřebovaný objem). Paušální povaha plateb za komunální odpad vychází z toho, že je sice zpoplatněna určitá jednotka (např. trvale žijící obyvatel, sběrná nádoba, byt apod.), nicméně tato jednotka neodráží míru spotřeby odpadových služeb – v našem případě např. množství vyprodukovaného smíšeného komunálního odpadu, nebo produkci bioodpadu a dalších využitelných složek. Stejně jako v případě místních daní, i paušální platby trpí nedostatkem v naplňování motivační funkce plateb, nicméně současně nezvyšují riziko nelegálních způsobů nakládání s odpady. Výhodou rovněž je, že jsou-li nastaveny tak, aby respektovaly náklady na provoz odpadových služeb, pak naplňují fiskální funkci plateb.

Důvod, proč nemohou paušální platby plnit motivační funkci a být účinným nástrojem podpory třídění a recyklace, vysvětlují Choe a Fraser (1998). Ti uvádějí, že nárůst paušální platby poskytuje pobídku pouze přes důchodový efekt, nicméně protože jsou náklady na odpady jen nepatrnou částí rozpočtu domácnosti, důchodová elasticita odstraňování odpadu je nízká. Z tohoto důvodu doporučují zavedení plateb, které zohledňují mezní náklady domácnosti na odstranění odpadu – variabilních plateb. Nicméně ani toto řešení nepovažují Choe a Fraser (1998) za nejlepší (*„first-best solution“*), neboť tento druh plateb motivuje domácnosti k hledání nelegálních způsobů nakládání s odpady, které generují dodatečné náklady pro obce²⁹.

Variabilní platby patří k moderním způsobům zpoplatnění využívání odpadových služeb (Bilitewski, 2008). Oproti paušálním platbám se jedná o platby ekvivalentní, neboť platba odráží spotřebovaný objem odpadových služeb, jinak mají však tyto platby stejné vlastnosti jako paušální platby. Jednotkou zpoplatnění může být hmotnost komunálního odpadu (Kč/kg), velikost sběrné nádoby (Kč/l), počet sběrných nádob (Kč/ks), frekvence svozu sběrné nádoby (Kč/týdenní svoz) či zaplněnost sběrné nádoby (Kč/l). Výhodou variabilních plateb je plnění nejen motivační funkce, ale v případě respektování nákladů na provoz odpadových služeb mohou tyto platby plnit funkci fiskální. Batllell a Hanf (2008) uvádějí, že se jedná o platby spravedlivé, neboť výše platby odráží skutečnou produkci a nakládání s komunálním odpadem.

V praxi obcí po celém světě lze identifikovat všechny uvedené typy plateb. Obecně je však možné říci, že obce dávají před místní daní přednost paušálním i variabilním platbám za odpadové služby. Dewees (2002) považuje variabilní platby za optimální, protože nejlépe naplňují předpoklad maximalizace společenského blahobytu.

Rozdíl mezi paušálními a variabilními platbami je do značné míry dán i povahou individuální motivace. Jak uvádějí Heller a Vatn (2017), zatímco variabilní platby jsou založeny na motivaci člověka snižovat náklady, paušální platby kladou mnohem vyšší nároky na osobní hodnoty, normy a seberegulaci. Použití těchto typů plateb za komunální odpad tak do značné míry záleží i na sociodemografickém profilu obyvatelstva dané obce – velikosti nákladů obětovaných příležitostí času, který je třeba věnovat třídění odpadu, úrovni vzdělání, síle morálních a sociálních norem, situačních proměnných apod. Monetární motivace tak nefungují samy o sobě jako způsob, jak motivovat člověka k třídění odpadu, ale naopak jsou typem motivací, jejichž účinnost velmi úzce souvisí s behaviorálními aspekty rozhodování člověka o environmentálních aktivitách (včetně třídění odpadu).

29 Choe a Fraser (1998) v této souvislosti dodávají, že pokud jsou dodatečné náklady na vynucování legálních způsobů nakládání s odpady příliš vysoké, je možná efektivnější zaměřit se na produkci odpadu ve fázi výroby prostřednictvím environmentálních daní, které redukuje odpady u zdroje produkce. Porter (2002) doporučuje implementaci tzv. *advanced disposal fee*, která je uvalena na výrobce a její výhodou je, že nevytváří motivaci k nelegálnímu nakládání s odpady.

6.3 Konstrukce plateb za komunální odpad

Jakkoli studie OECD (2013) potvrzuje narůstající podíl měst a obcí ve vybraných zemích³⁰, jejichž poplatkové systémy jsou založeny na zpoplatnění jednotkové produkce odpadu (variabilní platby), stále ještě převažují obce, které zpoplatňují odpady paušální částkou. Z hlediska konstrukce paušálních plateb za komunální odpad je důležité, jaká jednotka podléhá zpoplatnění. Gallenkemper et al. (1996) nebo Miofsky a Souren (2010) definovali následující jednotky:

- počet osob/obyvatel (Kč/obyvatele),
- počet domácností (Kč/domácnost),
- velikost pozemku (Kč/m²)

Společným znakem těchto typů paušálních plateb je volba kritéria (jednotky) zpoplatnění. Velikost paušální platby roste lineárně s nárůstem počtu osob, obyvatel (např. s trvalým pobytem na území obce), domácností, resp. s velikostí pozemku. Absence vztahu mezi velikostí paušální platby a skutečným množstvím vyprodukovaného komunálního odpadu však nevytváří motivace k předcházení vzniku odpadu, k opakovanému použití či ke snižování jeho produkce a třídění. Batllellé a Hanf (2008) dokonce uvádějí, že v rámci tohoto systému plateb je chování těch, kteří odmítají tříditi odpad, skrytě subvencováno.

Odhlédne-li se od motivační funkce paušálních plateb za komunální odpad, jejich silnou stránkou naopak je, že v případě správného nastavení tento typ platby plní fiskální (nikoli však motivační či informační) funkci. Výhodou tohoto typu plateb jsou rovněž nízké administrativní náklady na jeho správu a nulové „*perverzní motivace*“ k nelegálním způsobům nakládání s odpady (littering, černé skládky, spalování v domácích topeništích apod.).

Oproti paušálním platbám zohledňují variabilní platby objem či hmotnost produkovaného komunálního odpadu. Jak shrnují Gallenkemper et al. (1996), Souren (2009) nebo Miofsky a Souren (2010), pak k používaným jednotkám zpoplatnění patří zejména:

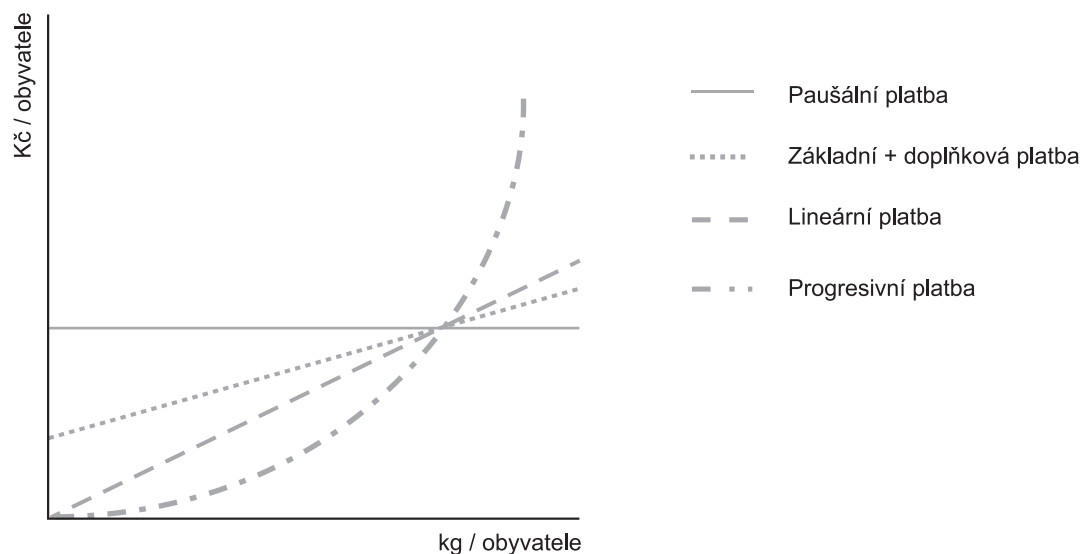
- počet sběrných nádob (Kč/ks),
- objem sběrných nádob (Kč/l nebo Kč/120 l),
- počet svozů (neboli frekvence svozu) (Kč/svoz),
- hmotnost komunálního odpadu (Kč/kg),
- objem vyprodukovaného odpadu (neboli zaplněnost sběrné nádoby) (Kč/l).

Z pohledu ekonomické teorie jsou variabilní platby cestou, jak donutit domácnosti internalizovat náklady, které generují produkcí komunálního odpadu a jeho následným odstraněním na skládce (Dunne et al., 2008). Domácnosti však nejsou penalizovány za to, že vyprodukují dodatečnou jednotku odpadu, ale jsou si vědomy toho, že čím více jednotek odpadu vyprodukují, tím více zaplatí (Skumatz, 2008). Batllellé a Hanf (2008) se domnívají, že díky tomu jsou náklady sběru a svozu odpadu spravedlivěji distribuovány mezi občany, přičemž pocit spravedlnosti napomáhá jejich lepšímu přijetí. Změnou způsobu zpoplatnění ve prospěch plateb závislých na objemu produkce odpadu navíc dochází ke změně konceptu vnímání recyklace (re-framing), a to směrem k pojetí, které vnímá recyklaci jako činnost založenou na kalkulaci soukromých nákladů a užitků (Thøgersen, 1994). Protože podobnou kalkulaci činí domácnosti v případě ostatních (zejména tržních) statků a služeb neustále, je pro ně fungování variabilních plateb srozumitelné, tudíž i pochopitelné.

Následující obrázek znázorňuje základní typy plateb za komunální odpad a zejména rozdíl mezi variabilními a paušálními platbami.

30 Největší podíl obcí s platbami za komunální odpad, které zohledňují objem nebo hmotnost odpadu, vykazují Jižní Korea, Švýcarsko a Japonsko (OECD, 2013).

Obrázek 10: Typy plateb za komunální odpad



Zdroj: Gallenkemper et al. (1996; s. 30)

Pro paušální platby je typické, že jejich výše je fixní bez ohledu na to, kolik komunálního odpadu domácnost vyprodukuje (proto se v grafickém vyjádření jedná o horizontální křivku). Oproti tomu variabilní platby zohledňují velikost produkce komunálního odpadu. Hlavní odlišností jednotlivých typů variabilních plateb je míra, v jaké je zpoplatněna každá dodatečná jednotka produkce komunálního odpadu. Zatímco v případě lineární platby je cena každé dodatečné jednotky stejná, v případě progresivní platby je každá další jednotka produkce komunálního odpadu dražší než předchozí.

Otázkou však je, jak velká by měla být případná progresivní sazba variabilní platby. Volba progresivní platby má zcela jednoznačný záměr – odradit domácnosti od nadměrné produkce komunálního odpadu. Nicméně v takovém případě nelze vyloučit negativní dopady takového zpoplatnění na vybrané domácnosti, zejména na mladé rodiny s dětmi a jednočlenné domácnosti. Le Bozec (2008) upozorňuje, že míra progresivní sazby je tak především politickou otázkou. Pokud se obec pro tento typ platby rozhodne, řešením jsou různé sociální programy, které tlumí dopad progresivního zpoplatnění na sociálně ohrožené typy domácností (např. refundace části zaplaceného poplatku, poskytování voucherů apod.).

Opakem progresivních variabilních plateb jsou platby degresivní, kdy naopak každá další jednotka produkce komunálního odpadu je levnější než jednotka předchozí. Tento způsob zpoplatnění je sice sociálně únosný, protože snižuje výdaje domácností, které na přechodnou dobu produkují vyšší než průměrné množství komunálního odpadu (např. mladé rodiny s dětmi³¹), nicméně neomezuje domácnosti, které produkují nadměrné množství komunálního odpadu bez zjevné příčiny. Takové domácnosti sice v absolutním vyjádření platí vyšší poplatky za komunální odpad, ale relativně je pro ně každá další jednotka produkce levnější. Tento signální efekt je nutné zohlednit při koncipování míry progresivní/degresivní plateb, aby naopak nedemotivoval domácnosti, které produkuji méně komunálního odpadu, předcházejí jeho vzniku a třídí jeho využitelné složky.

31 Hong a Adams (1999) potvrzují, že mladé rodiny s dětmi do 3 let věku produkují více odpadu a méně třídí, a tudíž objednávají větší objem sběrné nádoby a frekvenci svozu.

Společným znakem lineárního, progresivního i degresivního typu variabilních plateb je to, že domácnosti platí za odpady od okamžiku, kdy spotřebují vybranou jednotku služby (např. vyprodukují 1 kg komunálního odpadu, objednájí svoz jedné sběrné nádoby nebo zaplní 80 l ze 120 litrové sběrné nádoby). Tento způsob zpoplatnění naplňuje princip spravedlnosti (více in Batllelevel a Hanf, 2008), nicméně ohrožuje profinancování tzv. fixních nákladů, které organizace systému nakládání s odpady v obci generuje (Puig-Ventosa, 2008)³². Z tohoto důvodu musí typ variabilní platby (a zvolené tarify) respektovat nákladovou strukturou dané služby (Le Bozec, 2008).

Odpadové služby však nejsou jediným typem služeb, které jsou předmětem zpoplatnění dle množství. Porter (2002) upozorňuje, že tento typ zpoplatnění se týká všech veřejně poskytovaných služeb, u nichž je možné dosáhnout úspor z rozsahu (*economies of scale*) a u kterých je cílem dosáhnout efektivního zdanění ve vyšší mezních nákladů (např. plyn, energie či voda). Porter (2002) současně dodává, že nejsou-li odpadové služby zpoplatněny tímto způsobem, svědčí to o tom, že administrativní problémy jsou vyšší než užítky, které plynou z efektivního zdanění ve vyšší mezních nákladů.

6.4 Variabilní platby a nákladová struktura

Vztah mezi typem variabilní platby (jednotka zpoplatnění, konstrukce platby) a náklady obce na odpadové hospodářství (resp. jejich strukturou) je klíčový nejen s ohledem na plnění motivační funkce, ale zejména fiskální funkce plateb. Jak naznačují zkušenosti Německa, Španělska, či Francie (Bilitewski, 2008; Puig-Ventosa, 2008; Le Bozec, 2008), rozhodování o variabilní platbě není volbou mezi uvedenými funkcemi – buď, anebo – ale snahou dosáhnout již výše uvedené “dvojí dividendy” – platby za komunální odpad, která má motivační účinek a současně umožňuje profinancovat náklady obce na odpadové hospodářství.

S ohledem na podstatu odpadových služeb je třeba si uvědomit, že náklady na jejich poskytování mají dvojí povahu:

- a) fixní náklady (*fixed costs*), neboli náklady, které obce musí vynakládat bez ohledu na to, jaké množství odpadu občané vyprodukují nebo jaké množství služby poptávají a jejichž velikost se v krátkém období nemění; typicky se tedy jedná o náklady, na které nemá vliv chování domácností (Le Bozec, 2008);
- b) variabilní náklady (*variable costs*), neboli náklady, jejichž výše se odvíjí od množství služby, která je předmětem spotřeby; tyto náklady se mohou měnit i v krátkém období, a to např. i změnou chování domácností.

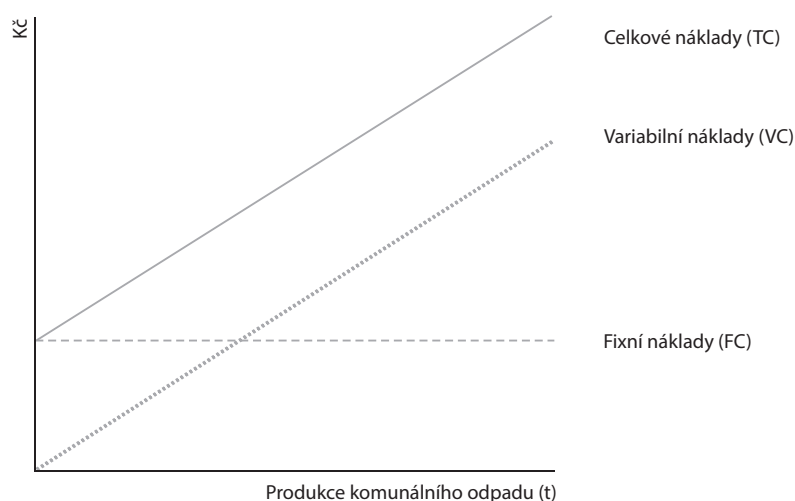
Fixní náklady mají podobu odpisů dlouhodobého majetku, nákladů na provoz či pronájem budov, strojů, svozové techniky, sběrných dvorů (energie, teplo), úklid stanovišť s odpadkovými koši, administrativní náklady (např. mzdové prostředky), náklady na odborné konzultace, náklady na další služby (telefony, internet) apod. V oblasti nakládání s odpady tyto náklady nezávisí na nějakém objektivním měřítku množství služby (množství vyprodukovaného komunálního odpadu, množství odpadu ukládaného na skládky, množství odděleně sebraných využitelných složek, množství odpadu z odpadkových košů apod.).

Variabilní náklady jsou oproti tomu náklady, které přímo souvisí s rozsahem poptávané služby, která dále závisí na produkci a způsobech nakládání s komunálními odpady. Jedná se tak např. o náklady na sběr a svoz směsného komunálního odpadu, resp. využitelných složek, náklady na infrastrukturu sběru (sběrné nádoby, pytle), náklady na mechanizaci (svoz, přeprava odpadu do koncových zařízení), náklady na obsluhu odpadkových košů, náklady na nakládání se směsným komunálním odpadem, využitelnými složkami, objemným a nebezpečným odpadem apod.

Členění nákladů na fixní a variabilní graficky znázorňuje následující obrázek.

32 Další informace o nákladové struktuře (variabilní a fixní náklady) budou předmětem následující kapitoly.

Obrázek 11: Fixní a variabilní náklady



Zdroj: Vlastní

Mají-li platby za komunální odpad plnit fiskální funkci, pak je nutné, aby plně financovaly náklady (fixní i variabilní) systému nakládání s odpady. U paušálních plateb nevzniká problém s jejich výpočtem (není-li jejich výpočet regulován zákonem³³) – celkové náklady systému jsou rozpočítány mezi uživatele systému (podle počtu obyvatel, domácností nebo velikosti pozemku). To, jestli se tak stane v plné výši, nebo bude na uživatele přesunuta pouze dílčí nákladová zátěž, je předmětem politického rozhodnutí.

V případě variabilních plateb je však nutné respektovat nákladovou strukturu obce tak, aby platby definované podle jednotky výkonu systému pokryly jak variabilní, tak fixní náklady nakládání s odpady. Pokud by se výpočet variabilních plateb odvíjel pouze od nákladů, které jsou vázány na výkon systému (variabilní náklady), hrozí riziko, že nebudou profinancovány fixní náklady systému (Puig-Ventosa, 2008; Skumatz, 2008), nebude naplněna fiskální funkce plateb a obec se dostane finančních problémů.

6.4.1 Struktura nákladů v obcích

Jakkoli není výzkum vztahu mezi strukturou nákladů a konstrukcí plateb za komunální odpad nový (viz např. Bili-tewski, 2008; Le Bozec, 2008; Puig-Ventosa, 2008), v podmínkách České republiky lze zaznamenat ojedinělé pokusy se touto otázkou zabývat (např. Slavík, 2014; Slavík, 2015b). Z tohoto pohledu je významným příspěvkem do této diskuse práce Gallenkemper et al. (1996), která hodnotí nákladovou strukturu v podmínkách německých obcí a současně doporučuje, jak by se měla odlišná struktura nákladů v jednotlivých obcích promítnout do kalkulace plateb za komunální odpad.

Především je zřejmé, že struktura nákladů na odpadové hospodářství se v jednotlivých obcích liší, a to i přesto, že poskytují občanům obdobné služby. Hlavním rozdílem je to, zda obec provozuje vlastní zařízení na nakládání s odpady, nebo si nakupuje služby externích provozovatelů. Pokud obec provozuje vlastní zařízení (skládky, kompostárny apod.), může dělit náklady na nakládání s odpady mezi fixní (zejména odpisy a provoz zařízení) a variabilní náklady. Jak ukazuje následující tabulka, která odráží německé zkušenosti obcí provozujících vlastní zařízení, většinu nákladů (až 85 %) tvoří fixní náklady (Gallenkemper et al., 1996).

33 Např. zákon č. 565/1990 Sb., o místních poplatcích definuje výpočet sazby poplatku, který se skládá z částky stanovené na základě skutečných nákladů obce v předchozím kalendářním roce na sběr a svoz netříděného komunálního odpadu.

Tabulka 1: Dělení celkových nákladů na nakládání s odpady

Fixní náklady (zhruba 85 %)	Variabilní náklad (zhruba 15 %)
z toho: <ul style="list-style-type: none"> – cca 30 % vozový park, správa a administrativa – cca 70 % provoz zařízení 	z toho: <ul style="list-style-type: none"> – cca 20 % frekvence svozu, přepravované množství odpadu atd. – cca 80 % náklady na využití a odstranění odpadu
při klesajícím množství odpadu: <ul style="list-style-type: none"> – konstantní roční náklady (Kč/rok) – rostoucí jednotkové náklady nakládání (Kč/t) 	při klesajícím množství odpadu: <ul style="list-style-type: none"> – konstantní jednotkové náklady nakládání (Kč/t) – klesající roční náklady (Kč/rok)

Zdroj: Gallenkemper et al. (1996; s. 25)

Z tabulky je patrný nejen výrazný podíl fixních nákladů, které musí obec pokrýt bez ohledu na to, kolik komunálních odpadů její občané produkují a jak s nimi nakládá (podíl využití a odstranění). Tabulka ale navíc poskytuje argumentaci, proč mají poskytovatelé odpadových služeb tendenci optimalizovat velikost svozové oblasti – aby sdílením odpadové infrastruktury (fixních nákladů) snižovali jednotkové náklady produkce (Asplund a Sandin, 1999) a současně realizovali výhody, které jim poskytují úspory z rozsahu (Bel a Fageda, 2006; Dijkgraaf a Gradus, 2007). Jednou z cest, jak mohou z těchto výhod čerpat i samotné obce, je meziobecní spolupráce (Bel a Fageda, 2006).

Odlíšná situace nastává v případě, kdy obec neprovozuje vlastní zařízení na nakládání s odpady a veškeré odpadové služby objednává na trhu od externích dodavatelů (ať již se jedná o veřejnoprávní subjekt, soukromou firmu nebo firmu v kombinovaném vlastnictví). V takovém případě je poměr mezi fixními a variabilními náklady opačný – jak ukazuje Slavík (2015a) na příkladu města Jablonec nad Nisou či Jihlavy, poměr variabilních a fixních nákladů činí 90:10, resp. 94:6.

V každém případě je poměr mezi fixními a variabilními náklady významný nejen ve vztahu „obec → občan“, ale i ve vztahu „obec → svozová společnost“ (Slavík, 2014). V prvním případě je poměr mezi fixními a variabilními náklady klíčový pro volbu adekvátní konstrukce platby za komunální odpad, ve druhém případě pro konstrukci ceny za odpadové služby. Zatímco v současné době je cena, kterou platí obce svozové společnosti, většinou cenou za sdružené služby (sběr včetně pronájmu sběrných nádob, svoz, odstranění/využití komunálního odpadu), pak snaha minimalizovat náklady obce na nakládání s odpady vede představitele obce ke snaze oddělit fixní část služby (sběr a svoz komunálního odpadu) od variabilní části (odstranění/využití komunálního odpadu). Znalost variabilní části ceny za odpadové služby umožňuje obci sledovat účinnost opatření na snižování produkce směsného komunálního odpadu, resp. zvýšení odděleného sběru na náklady systému nakládání s odpady. Čím účinnější tato opatření jsou, tím větších úspor obce dosahují.

6.4.2 Náklady obecního systému nakládání s odpady

V rámci obecního systému vzniká celá řada nákladů, jejichž prostřednictvím jsou zabezpečeny odpadové služby – od nákladů na sběr, svoz a přepravu komunálních odpadů, přes náklady na zpracování a využití odpadu až k nákladům na konečné odstranění komunálních odpadů. Miofsky a Souren (2010) uvádějí, že náklady na sběr, svoz a přepravu ke konečnému využití/odstranění odpadu (zejména personální náklady, náklady na pohonné hmoty a vozový park) představují 30–40 % celkových nákladů. Dle Baum et al. (1999), resp. Miofsky a Souren (2010) ovlivňuje velikost těchto nákladů:

- množství odpadu (směsného komunálního odpadu, využitelných složek včetně bioodpadu); v případě využitelných složek hraje důležitou roli i kvalita materiálu,
- náklady na sběr (vybavení systému nádobami a pytlí),
- počet osob zajišťujících svoz odpadu – řidič, resp. počet závozníků (počet osob se do značné míry odvíjí od typu svozové techniky – např. boční či zadní nakladač, nakladač s automatickou rukou), model pracovní doby, povaha služby (např. zda musí obsluha pro sběrné nádoby do domu nebo na pozemek vlastníka),
- počet, stáří a technické vybavení svozové techniky (automobily),
- délka svozové trasy v rámci obce/města a vzdálenost k třídící lince, resp. ke koncovému zařízení.

Náklady na sběr zahrnují zejména náklady: a) nádobového sběru, které obsahují náklady na pořízení sběrných nádob či jejich pronájem, servis (včetně čištění, opravy a výměny v případě poškození), vybavení čipy, čárovými kódy nebo popisky, b) pytlového sběru, které zahrnují náklady na pořízení pytlů, jejich distribuci, polepování (včetně čárového kódu). Je-li systém sběru vybaven evidencí sběrných nádob nebo vážením odpadu, pak důležitou nákladovou položkou jsou i náklady na hardware (počítače, nosiče dat, čtečky apod.) a software (programy, které vyhodnocují data, propojení s evidencí obyvatel apod.).

Významnou nákladovou položkou je logistika – svoz odpadu a jeho přeprava do zařízení na nakládání s odpady. Délka svozové trasy je odrazem typu zástavby (resp. její prostupnosti), lokalizace sběrných nádob, nádobové politiky (počet sběrných nádob v systému, jejich objem, typ výsypu apod.) a v neposlední řadě i frekvence svozu. Slavík a Rybová (2017) potvrzují, že optimalizace systému sběru a svozu využitelných složek (např. adaptací nádobové politiky a frekvence svozu na místní podmínky, jež povede k nižším nárokům na počet svozových aut, resp. pracovníků svozu) může významným způsobem snížit náklady systému nakládání s odpady. Využitím GIS systémů s cílem optimalizovat svozové trasy lze dále přispět k vyšší efektivnosti systému nakládání s odpady (Rada et al., 2013).

Význam lokalizace sběrných míst (*collection points* nebo *pick-up points*), jejich počtu, resp. počtu obyvatel, kteří jsou na každé sběrné místo napojeni, stejně jako frekvence svozu odpadu potvrzuje i Dijkgraaf a Gradus (2003). Vliv těchto faktorů na celkové náklady je důsledkem působení úspor z rozsahu (*economies of scale*) a hustotních efektů (*economies of density*), v jejichž důsledku je možné dosahovat klesajících jednotkových nákladů sběru a svozu odpadu (Domberger et al., 1986; Dijkgraaf a Gradus, 2003). Slavík a Rybová (2017) však vliv těchto faktorů na celkové náklady systému nakládání s odpady v podmínkách České republiky nepotvrdili.

Dalšími významnými nákladovými položkami jsou náklady na provoz zařízení na přetřídění, zpracování a využití odpadu, resp. investice do těchto zařízení. Velikost investičních a provozních nákladů ovlivňuje na jedné straně kapacita zařízení (čím větší kapacita, tím větší investiční náklady, resp. náklady na údržbu), na straně druhé vytížení kapacity (čím vyšší je vytížení kapacity, tím nižší jsou jednotkové provozní náklady zařízení) (Miofsky a Souren, 2010). Autoři dodávají, že mezi těmito faktory existuje *trade-off* – čím vyšší je kapacita zařízení, tím nižší jsou jednotkové provozní náklady, ale současně je tím vyšší riziko, že kapacita nebude vytížená. V takovém případě naopak roste tlak na vyšší jednotkové náklady.

V neposlední řadě hrají významnou roli i náklady na odstranění, resp. energetické využití odpadu. Jejich velikost závisí na počtu zařízení, která se nacházejí v dojezdové vzdálenosti obce, jejich kapacitě, resp. jejím vytížení (Miofsky a Souren, 2010).

Zatímco uvedené nákladové položky jsou variabilní částí nákladové struktury odpadového hospodářství obcí, náklady na správu a administrativu, konzultace a poradenství, informační a vzdělávací kampaně apod. představují fixní část nákladové struktury, která vstupuje do kalkulace vícesložkových variabilních plateb za komunální odpad (kapitola 6.5.1).

Kromě uvedených faktorů je možné identifikovat i celou řadu dalších (externích) faktorů, které ovlivňují náklady na odpadové hospodářství. Klíčovým faktorem je zejména intenzita konkurence – čím vyšší je intenzita konkurence, tím nižší jsou náklady a tím vyšší je efektivita poskytovaných služeb (Dijkgraaf a Gradus, 2007; Bel a Fageda, 2011; Simões et al., 2012a; Pavel a Slavík, 2018). Význam konkurence v podmínkách České republiky potvrzují Pavel a Slavík (2018) s tím, že pro zvýšení konkurence doporučují pravidelnou organizaci výběrových řízení, tlak na dodavatele služeb buď prostřednictvím jejich pravidelné výměny, nebo nasmlouváním více dodavatelů pro jednotlivé městské části. Případné problémy s konkurencí díky vysoké fragmentaci českého trhu odpadových služeb (důsledek více než 6 000 obcí) autoři doporučují řešit aplikací benchmarkingu služeb nebo meziobecní spoluprací.

Dalším faktorem, který ovlivňuje velikost nákladů na zajištění odpadových služeb, je způsob zajištění, resp. to, zda službu zajišťuje soukromý nebo veřejný subjekt. Dijkgraaf a Gradus (2003), ale i Simões et al. (2012b) potvrzují, že soukromé zajištění je efektivnější formou poskytování odpadových služeb, nicméně Dijkgraaf a Gradus (2008), resp. Simões a Marques (2012) upozorňují, že efektivita soukromého zajištění se v čase vytrácí. Někteří autoři dodávají (např. Bel a Fageda, 2011), že pro úsporu nákladů je mnohem důležitější intenzivní konkurence, nikoli to, kdo danou službu provozuje. Nacházejí-li se firmy na konkurenčním trhu, pak bez ohledu na vlastnickou strukturu budou tlačeny konkurencí k optimalizaci nákladů.

Významným ekonomickým faktorem, který ovlivňuje náklady poskytování odpadových služeb, jsou úspory z rozsahu. Čím větší je trh, který firma obsluhuje, tím vyšší jsou úspory z rozsahu a tím nižší jsou náklady na poskytování služby (Bel a Fageda, 2006; Dijkgraaf a Gradus, 2007). V případě soukromého zajištění je účinným nástrojem, jak těchto úspor dosáhnout, snaha spojovat sousední svazové oblasti a vytvářet tak homogenní regiony, které umožňují sdílet fixní náklady poskytovaných služeb (Pavel a Slavík, 2018). Veřejní poskytovatelé mají možnost využít meziobecní spolupráce, která rovněž umožňuje čerpat výhody úspor z rozsahu (Bel a Fageda, 2006; Dijkgraaf a Gradus, 2011).

Všechny tyto interní a externí faktory ovlivňují velikost fixních a variabilních nákladů na poskytování odpadových služeb a jsou tedy důležité pro kalkulaci variabilních plateb za komunální odpad. Ty musí být konstruovány tak, aby pokryly nejen variabilní náklady, které jsou závislé na rozsahu poptávky po odpadových službách, ale i fixní náklady, které vznikají bez ohledu na to, kolik odpadových služeb občané obce poptávají. Jsou-li variabilní platby pouze odrazem variabilních nákladů, existuje riziko, že nebudou prostřednictvím plateb pokryty fixní náklady systému.

6.4.3 Náklady systému v ČR – informační zdroje

Analýza detailní struktury nákladů na odpadové hospodářství v členění na fixní a variabilní náklady nebyla v podmínkách České republiky dosud učiněna. Informace o nákladech, resp. výdajích obecních systémů nakládání s odpady lze v současné době získat ze dvou zdrojů:

1. Autorizovaná obalová společnost EKO-KOM, a.s.
2. Informační portál MONITOR

Přehled o nákladech měst a obcí poskytuje především dotazník autorizované obalové společnosti EKO-KOM, a.s. (*Dotazník za rok 2017 o nakládání s komunálním odpadem v obci, se zaměřením na tříděný sběr*), který vyplňují obce, jež jsou zapojeny v systému EKO-KOM a mají uzavřenou smlouvu o zajištění zpětného odběru a využití odpadů z obalů. Údaje z těchto dotazníků jsou neveřejné, nicméně agregované výsledky jsou prezen-

továny zástupci společnosti EKO-KOM, a.s. na pravidelné odborné konferenci Odpady a obce. Výhodou dat sbíraných společností EKO-KOM, a. s. je vysoká míra spolehlivosti (data podléhají kontrole a následné korekci v případě, že jsou údaje uvedeny chybně), vysoký podíl obcí, které dotazník vyplní a doplnění údajů o nákladech dalšími kvalitativními a kvantitativními informacemi, které charakterizují obecní systémy nakládání s odpady. Nevýhodou tohoto informačního zdroje je zejména neveřejná povaha a nemožnost členit náklady ve větším detailu na variabilní a fixní.

Uvedený dotazník sleduje následující nákladové položky: a) náklady na sběr využitelných odpadů (v členění na tříděný sběr papíru, plastů, skla, nápojových kartonů a kovů), b) náklady na oddělený sběr biologických odpadů od občanů, c) náklady na oddělený sběr nebezpečných odpadů, d) náklady na oddělený sběr objemných odpadů, e) náklady na směsný komunální odpad, f) náklady na stavební odpad, g) náklady na využití sběrného dvora (provozuje-li jej jiná obec), h) náklady na koše na veřejných prostranstvích, i) náklady na úklid veřejných prostranství, j) náklady na černé skládky. Vývoj klíčových nákladových položek v letech 2009 až 2016 znázorňuje následující tabulka:

Tabulka 2: Vybrané náklady na hospodaření s odpady v obcích (v Kč/obyvatel/rok)

	Směsný odpad	Objemný odpad	Tříděný sběr	Sběrné dvory	Černé skládky	Bioodpady	Celkem
2009	521	52,6	132,3	86,2	11	80,7	849,3
2010	522	50,1	136,2	89,4	11,1	71,1	868,2
2011	525	47,9	145,2	98,3	9,9	72	912
2012	529,5	71,3	149	93,2	10	50,7	902,7
2013	531,3	71	149,1	80,0	6,7	49,6	889,7
2014	523,3	74,2	153,7	86,8	8,9	55,7	911,4
2015	518,3	62,3	153,2	105,5	7,9	66,6	870,5
2016	524,7	63,3	166,1	102,4	8,0	72,6	900,0

Zdroj: Balner a Vrbová (2017)

Náklady v této struktuře neumožňují členění nákladů na variabilní a fixní, protože z jednotlivých nákladových položek není zřejmá povaha výkonu. Pro nastavení vícesložkových plateb za komunální odpad tak nelze tento typ členění nákladů využít. Uvedené členění poskytuje pouze základní přehled o nákladech obecních systémů nakládání s odpady pro vybrané odpadové toky a může být použito pro účely hledání oblastí, na které se obec musí zaměřit, chce-li snížit celkové náklady systému. Z tabulky je patrné, že nejvýznamnějšími nákladovými položkami jsou náklady na nakládání se směsným komunálním odpadem, oddělený sběr využitelných složek (včetně bioodpadu) a sběrné dvory. Slavík a Rybová (2017) potvrzují, že opatření obce na snížení nákladů se musí soustředit na nakládání se směsným komunálním odpadem a snižování jeho produkce, resp. optimalizaci nádobového sběru využitelných složek (frekvence svozu, hustota sběrné sítě a volba objemu sběrných nádob, který vyhovuje místním podmínkám). Z analýzy Slavík a Rybová (2017) současně vyplývá, že variabilní platby za komunální odpad jsou vhodným nástrojem, jak snížit náklady obecního systému nakládání s odpady.

Z výsledků Balner a Vrbová (2017) je rovněž patrná značná variabilita nákladů v obcích České republiky. Autoři uvádějí, že průměrné celkové náklady obecních systémů nakládání s odpady dosahují 900 Kč ± 365 Kč/obyvatel a rok. Tato variabilita může být dána na jedné straně územní variabilitou produkce odpadů v kontextu vývoje socioemografických proměnných (Rybová et al., 2018), nebo může být důsledkem odlišné cenové politiky firem, které nakládají s odpady v jednotlivých regionech a dostupnosti zařízení na nakládání s odpady (Balner a Vrbová, 2017).

Variabilita nákladů je však patrná i u jednotlivých velikostních kategorií obcí. Jak naznačuje následující tabulka, nejvyšší náklady vykazují obce do 500 obyvatel a následně obce od 10 do 50 tis. obyvatel (neuvažujeme-li hlavní město Prahu). Vyšší náklady obcí do 500 obyvatel nejsou překvapením, protože tyto obce nemohou využívat výhod úspor z rozsahu a mají horší územní podmínky svozu odpadu, které generují vysoké logistické nároky (rozptýlená zástavba, nižší hustota osídlení, horší dostupnost vybraných částí obce – např. v zimních měsících, vzdálené koncové zařízení apod.). Na druhou stranu vyšší průměrné náklady systému obcí mezi 10 – 50 tis. obyvateli jsou překvapivé, protože obce v této velikostní skupině mají lepší podmínky k čerpání výhod úspor z rozsahu. Např. Stevens (1978) uvádí, že náklady klesají až do úrovně 20 tis. obyvatel, přičemž nižších úspor nákladů je dosahováno i tehdy, roste-li trh až na úroveň 50 tis. obyvatel³⁴.

Tabulka 3: Celkové náklady obcí v letech 2012 – 2016 dle velikostní kategorie (v Kč/obyvatel/rok)

Velikost obce	2012	2013	2014	2015	2016
do 500	915,4	852,6	900,5	953,3	916,4
501 – 1 000	870,7	829,8	860,8	851,6	858,0
1 001 – 4 000	852,5	816,7	836,8	828,0	854,1
4 001 – 10 000	894,5	912,2	906,7	868,0	884,4
10 001 – 20 000	971,7	964,7	982,0	914,0	969,7
20 001 – 50 000	941,1	912,6	953,9	869,9	940,5
50 001 – 100 000	899,0	934,8	985,0	900,9	898,7
100 001 – 1 mil.	761,6	740,3	741,3	743,9	791,8
nad 1 mil.	1001,9	996,2	1018,2	925,7	994,4
CELKEM ČR	902,7	889,7	911,4	870,5	900,0

Zdroj: Vrbová (2013), Vrbová (2014), Vrbová (2015), Vrbová (2016), Balner a Vrbová (2017)

Význam úspor z rozsahu na efektivitu systému nakládání s odpady v podmínkách České republiky potvrdili Soukopová et al. (2017), nicméně v případě obcí do 500 obyvatel je mnohem důležitějším faktorem ovlivňujícím efektivnost veřejné vlastnictví firmy, která obsluhuje obecní systém nakládání s odpady. Autoři současně dodávají, že právě tento aspekt je klíčovým argumentem pro spolupráci nejmenších obcí, u kterých nelze předpokládat možnost dosahovat úspor z rozsahu.

34 Význam optimální velikosti území s ohledem na možnost čerpání úspor z rozsahu však nelze přeceňovat. Simões a Marques (2012) došli k závěru, že neexistuje jednoznačná odpověď na otázku, jaká je optimální velikost svozové oblasti. Ta závisí na místních podmínkách a charakteristikách dané země. Účinky úspor z rozsahu na náklady se navíc vyčerpávají nejen v důsledku dalšího nárůstu populace, ale i produkce odpadů (Bel a Miralles, 2003; Simões a Marques, 2011).

Vedle periodického sledování nákladů obecních systémů nakládání s odpady autorizované obalové společnosti EKO-KOM, a.s. je dalším zdrojem informací o výdajích³⁵ v odpadovém hospodářství veřejně přístupný specializovaný informační portál MONITOR, který nahradil od 1. ledna 2014 informační systém ÚFIS³⁶ a který provozuje Ministerstvo financí ČR. Členění výdajů, které souvisí s nakládáním s odpady, vyplývá z vyhlášky Ministerstva financí č. 323/2002 Sb., o rozpočtové skladbě (ve znění pozdějších změn) (viz následující tabulka).

Tabulka 4: Výdaje dle odvětvového třídění rozpočtové skladby

Typ	Číslo	Název	Číslo	Název
Skupina	3	Služby pro obyvatelstvo	2	Průmyslová a ostatní odvětví hospodářství
Oddíl	37	Ochrana životního prostředí	21	Průmysl, stavebnictví, obchod a služby
Pododdíl	372	Nakládání s odpady	212	Ostatní odvětvové a oborové záležitosti v průmyslu a stavebnictví
Paragraf	3721	Sběr a svoz nebezpečných odpadů	2122	Sběr a zpracování druhotných surovin
	3722	Sběr a svoz komunálních odpadů		
	3723	Sběr a svoz ostatních odpadů (jiných než nebezpečných a komunálních)		
	3724	Využívání a zneškodňování nebezpečných odpadů		
	3725	Využívání a zneškodňování komunálních odpadů		
	3726	Využívání a zneškodňování ostatních odpadů		
	3727	Prevence vzniku odpadů		
	3728	Monitoring nakládání s odpady		
	3729	Ostatní nakládání s odpady		

Zdroj: Vyhláška Ministerstva financí č. 323/2002 Sb., o rozpočtové skladbě (ve znění pozdějších změn)

Soukopová (2016) uvádí, že sběr a zpracování druhotných surovin řadí Ministerstvo životního prostředí ČR, stejně jako Ministerstvo průmyslu a obchodu ČR k výdajům, které souvisí s nakládáním s odpady, protože zahrnuje výdaje obcí na provoz výkupen (sběren druhotných surovin) a jednorázové organizované zajištění sběru druhotných surovin, které organizují obce na svém území.

35 Odborná terminologie v odpadovém hospodářství pracuje s pojmy „náklady“ a „výdaje“ jako se slovy stejného významu, jakoli se z účetního hlediska o synonyma nejedná. Zatímco výdaje mají povahu skutečných peněžních toků, jež mají za následek úbytek finančních prostředků daného subjektu, náklady jsou hmotnými toky souvisejícími se spotřebou majetku, nicméně nemusí znamenat skutečný úbytek finančních prostředků.

36 Více informací o ÚFIS a MONITOR lze najít v Soukopová (2016).

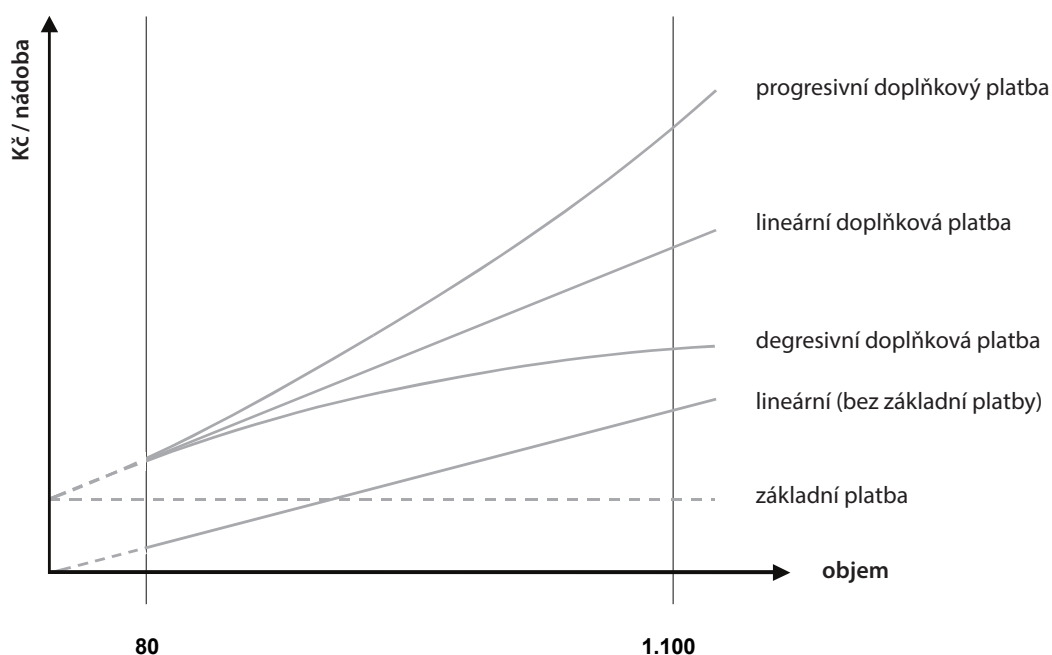
Jak je z členění patrné, ani tento způsob evidence není vhodný pro účely kalkulace plateb za komunální odpad, která by respektovala fixní a variabilní náklady systému. Soukopová (2016) rovněž upozorňuje na další slabé stránky dat, které pocházejí z tohoto informačního portálu. Je to na jedné straně absence některých významných výdajových kapitol, resp. jejich sdružení v kapitole ‚sběr a svoz ostatních odpadů‘ (využitelné složky komunálních odpadů, objemné odpady, odpadkové koše apod.) a na straně druhé zkrácení v důsledku chybného vykazování jednotlivých výdajů. Vysoká míra zobecnění a chybovost však snižují vypovídací schopnost dat a znesnadňují tak jejich využití pro formulaci cílených opatření v rámci obecních systémů nakládání s odpady.

6.5 Vícesložkové variabilní platby

Je sice zřejmé, že způsob vykazování nákladů, resp. výdajů v České republice neumožňuje členění nákladů na fixní a variabilní, nicméně na úrovni jednotlivých obcí je toto členění nejen možné, ale i žádoucí. Sledování nákladů obce v požadované struktuře je závislé na způsobu zajištění jednotlivých úkonů v odpadovém hospodářství (interní/veřejné vs. externí) a způsobu kalkulace cen za jednotlivé odpadové služby, která je součástí smlouvy mezi obcí a externí svozovou společností. Členění nákladů na fixní a variabilní je důležité především v okamžiku, kdy se obec rozhodne implementovat variabilní platby za komunální odpad.

Zkušenosti zahraničních obcí ukazují, že respektování nákladové struktury v okamžiku volby konstrukce variabilních plateb má pozitivní dopad nejen na plnění motivační, ale i fiskální funkce plateb (Gallenkemper et al., 1996; Bilitewski, 2008; Karagiannidis et al., 2008). Obava pramenící z toho, že obec prostřednictvím variabilních plateb nebude schopna profinancovat fixní náklady systému nakládání s odpady (Puig-Ventosa, 2008), vedla řadu obcí k implementaci tzv. vícesložkových plateb za komunální odpad. Tyto platby kombinují fixní (základní) složku, jejímž hlavním úkolem je generovat zdroje na pokrytí fixních nákladů systému a variabilní (doplňkovou) složku, jejímž smyslem je pokrýt variabilní náklady systému, které jsou závislé na výkonu (Miranda a Aldy, 1998; Puig-Ventosa, 2008; Le Bozec, 2008; Bilitewski, 2008; Karagiannidis et al., 2008; Reichenbach, 2008). Variabilní složka může mít progresivní, lineární a degresivní podobu (viz následující obrázek).

Obrázek 12: Jednotlivé složky variabilních plateb



Zdroj: Upraveno z Gallenkemper et al. (1996; s. 111)

Z hlediska motivační funkce vícesložkových plateb platí, že čím vyšší bude fixní (základní) složka platby, tím nižší bude její motivační účinek (Miranda et al., 1996; Puig-Ventosa, 2008). Karagiannidis et al. (2008) uvádějí, že systém zpoplatnění produkce komunálního odpadu bude úspěšný tehdy, když bude fixní složka platby co nejnižší. Teprve tehdy budou mít domácnosti dostatečnou motivaci zvyšovat své úsilí spojené s předcházením vzniku odpadu či tříděním jeho využitelných složek. Jak však dokládají příklady obcí s různou nákladovou strukturou, obce většinou nemají možnost ovlivnit poměr mezi fixními a variabilními náklady (pokud nemohou změnit způsob konstrukce ceny, kterou platí dodavatelům služby, nebo pokud se nemohou zbavit infrastruktury, jejíž provoz musí financovat).

S odkazem na Glachant (2004) upozorňuje Le Bozec (2008) na jinou souvislost v konstrukci variabilních plateb za komunální odpad. Čím větší motivační efekt platby mají, tím větší je pravděpodobnost tvorby perverzních motivací, a tedy i nelegálních způsobů nakládání s odpady. Le Bozec (2008) proto doporučuje, aby variabilní (doplňková) složka platby za komunální odpad byla nižší než mezní úsilí domácností o odklon odpadů do nelegálních způsobů nakládání. Vybalancování fixní a variabilní složky platby za komunální odpad je tedy klíčové pro schopnost plnit fiskální a motivační funkce plateb.

Batllevell a Hanf (2008) dodávají ještě jeden aspekt vztahu mezi fixní a variabilní složkou platby za komunální odpad – aspekt spravedlnosti. Vzhledem k tomu, že se domácnosti v různých oblastech obce podílejí na nákladech obce odlišným způsobem (např. domácnosti v odlehlých oblastech generují vyšší náklady na sběr a svoz než domácnosti žijící v centru), Batllevell a Hanf (2008) doporučují, aby variabilní složka platby za komunální odpad měla formu jednotkové ceny za množství vyprodukovaného odpadu a byla vázána na výkon, ale fixní složka by měla být odlišná pro různé typy domácností – např. podle druhu zástavby, lokalizace domu či bytu. Takový druh zpoplatnění považují Batllevell a Hanf (2008) za spravedlivý, neboť odráží skutečný podíl domácnosti na nákladech obce. Reichenbach (2008) dodává, že tento způsob zpoplatnění je nejen spravedlivý, ale že zaručuje dlouhodobou úspěšnost systému a jeho akceptaci veřejností.

6.5.1 Vícesložkové variabilní platby – případové studie v ČR

Zkušenosti obcí v České republice nenaznačují systematickou snahu o implementaci vícesložkových variabilních plateb za komunální odpad, které by zohledňovaly nákladovou strukturu (fixní a variabilní náklady). Pouze v rámci pilotních studií pro město Jablonec nad Nisou a Jihlava byly zkoumány možnosti, jak tento aspekt zohlednit při změně poplatkové politiky města (viz Slavík, 2014; Slavík, 2015b), aniž by však uvedená doporučení byla implementována do praxe. V obou případech bylo hlavním cílem navrhnout takové varianty poplatků, které budou plnit fiskální funkci, a to v mezích plateb za komunální odpad, které jsou definovány českou legislativou, tj.:

- a) místní poplatek (dle § 10b zákona č. 565/1990 Sb., o místních poplatcích),
- b) poplatek za komunální odpad (dle § 17a zákona č. 185/2001 Sb., o odpadech),
- c) úhrada (dle § 17 zákona č. 185/2001 Sb., o odpadech).

Velikost příslušné platby za komunální odpad byla počítána modelově pro různé objemy sběrných nádob a různé frekvence svozu v případě poplatku za komunální odpad (varianta, kdy výše poplatku závisí na objemu sběrné nádoby a frekvenci svozu a varianta, kdy je zpoplatněn svoz a hmotnost odpadu) a úhrady, resp. na obyvatele v případě místního poplatku. Pro následující srovnání bude použita typologická nádoba o objemu 120 litrů a s týdenní frekvencí svozu. Základem výpočtu bylo rozdělení jednotlivých nákladů systému nakládání s odpady v co největším detailu na fixní a variabilní náklady.

Tabulka 5: Komparace případových studií v ČR – Jablonec nad Nisou (2014) a Jihlava (2015)

	Jablonec nad Nisou	Jihlava
VN/FN	90/10	94/6
Místní poplatek	750 Kč/obyv.	730 Kč/obyv. (680 Kč/obyv.)*
Poplatek za komunální odpad (objem + frekvence)	Základní složka: 95 Kč	Základní složka: 125 Kč
	Doplňková složka: 3 570 Kč	Doplňková složka: 2 025 Kč
Poplatek za komunální odpad (hmotnost odpadu)	Základní složka: 75 Kč	Základní složka: 125 Kč
	Svoz: 52 Kč/svoz	Svoz: 8 Kč/svoz
	Hmotnost: 1,50 Kč/kg	Hmotnost: 3,25 Kč/kg
Úhrada	Základní složka: 350 Kč	
	Doplňková složka: 3 300 Kč	Doplňková složka: 2 150 Kč

* Skutečná velikost místního poplatku v době šetření (2015)

Zdroj: Slavík (2015a)

Z této tabulky je zřejmé, jak odlišné mohou být kalkulace jednotlivých druhů plateb za komunální odpad, liší-li se celkové náklady obecního systému nakládání s odpady (včetně poměru fixních a variabilních nákladů), množství sběrných nádob na směsný komunální odpad o různém objemu v systému města, preferovaná frekvence svozu či celková produkce směsného komunálního odpadu. Výsledná kalkulace je však v souladu s cílem pokrýt náklady systému z příjmů od uživatelů systému (zejména domácností, ale i živnostníků). Zajímavostí jsou odlišnosti v případě potenciální implementace poplatku za komunální odpad, který respektuje hmotnost produkovaného odpadu. Zejména pak odlišný poměr mezi variabilní (částka za svoz a hmotnost odpadu) a fixní složkou platby (základní složka) i v okamžiku, kdy se poměr mezi variabilními a fixními náklady mezi oběma městy příliš neliší. Tato odlišnost pramení z odlišné nádobové politiky (vybavenost systému nádobami s různým objemem, frekvence svozu apod.), či z rozdílného poměru mezi produkcí směsného komunálního odpadu a odděleným sběrem využitelného odpadu (účinnost třídění).

6.5.2 Minimální objem sběrné nádoby

Důležitým institutem, který doplňuje implementaci variabilních plateb za komunální odpad, je tzv. minimální objem sběrné nádoby. Tento institut má povahu minimálního standardu odpadových služeb, který si domácnosti musí objednat bez ohledu na to, kolik odpadu skutečně produkují. Jeho význam roste v situaci, kdy obce zavedou variabilní platby bez základní složky, která pokrývá fixní náklady. Je-li platba vázána na určitý výkon (velikost nádoby, frekvenci svozu, či hmotnost), mají některé domácnosti tendenci se platbě buď vyhýbat, nebo poptávat minimální možný objem služby, který však ve skutečnosti neodpovídá jejich skutečným potřebám. Zavedení institutu minimálního objemu sběrné nádoby je cestou, jak mohou obce tomuto chování předcházet a současně eliminovat negativní dopady na životní prostředí (snaha domácností minimalizovat nároky na placené odpadové služby prostřednictvím zakládání černých skládek, spalování odpadu v domácích topeništích či odkládání odpadu do odpadkových košů). Minimální objem sběrné nádoby může mít podobu, kterou naznačuje následující tabulka.

Tabulka 6: Minimální objem sběrné nádoby

	Minimální objem sběrné nádoby
Bytové domy	18 l/bytovou jednotku*den
Rodinné domy	3,5 l/poplatníka*den

Zdroj: Slavík (2014)

Příklady z praxe ukazují, že minimální objem sběrné nádoby je často definován jako 25 l/os./týden, popř. jsou používány i další modifikace v objemu či časové jednotce (dny, resp. týdny). Pokud příjmy ze zpoplatnění minimálního objemu sběrné nádoby pokrývají fixní náklady systému, pak se minimalizuje riziko dluhového financování obecních systémů nakládání s odpady.

Hong a Adams (1999) potvrzují, že je institut minimálního objemu sběrné nádoby účinným nástrojem prevence nelegálního nakládání s odpady. Autoři vycházejí z toho, že má-li domácnost objednaný svoz určitého objemu odpadu (v rámci českého systému by se mohlo jednat o sběrnou nádobu určitého objemu a frekvence svozu), má motivaci předcházet vzniku odpadu, třídít jej a kompostovat organickou složku, ale i využívat nelegální způsoby nakládání. Je-li však aplikován institut minimálního objemu sběrné nádoby³⁷, pak motivace k perverznímu chování není tak velká. Domácnosti musí mít objednanou minimální službu, kterou následně skutečně využívají. Na druhou stranu Hong a Adams (1999) přiznávají, že zavedení tohoto institutu snižuje motivaci k třídění odpadu. Třídění má totiž pro domácnost smysl teprve v okamžiku, kdy zaplní minimální objem sběrné nádoby. Do té doby se snaží využít objemu sběrné nádoby, který mají nasmlouvaný.

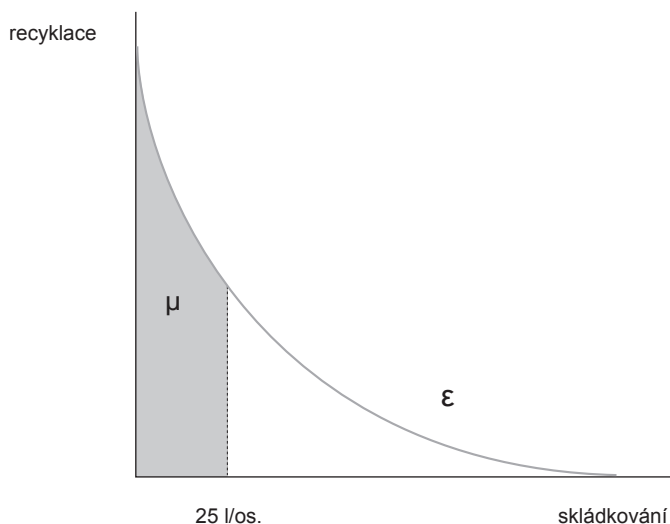
I v případě minimálního objemu sběrné nádoby je třeba dosáhnout rovnováhy mezi prevencí perverzního chování a motivací k třídění odpadu. Aby v případě domácností, které produkují méně komunálního odpadu, než odpovídá minimálnímu objemu sběrné nádoby, nedošlo k poklesu motivace třídít (např. Reschovsky a Stone, 1994), je třeba tento institut doplnit informační a komunikační kampaní, která vysvětlí důvody implementace uvedeného institutu a která bude motivovat domácnosti k třídění odpadu.

Následující obrázek znázorňuje situaci, z níž je patrný dopad institutu minimálního objemu sběrné nádoby na třídění a recyklaci odpadu. Předpokládejme dvoudimenzionální model, v němž se domácnost rozhoduje pouze mezi produkcí směsného komunálního odpadu, který je následně ukládán na skládky a tříděním využitelných složek, které jsou recyklovány. Odpad, který domácnost nevytřídí, bude uložen na skládku, a naopak odpad uložený na skládku nemůže být recyklován (tuto skutečnost reprezentuje indifferenční křivka ϵ). Je-li v tento okamžik zaveden institut minimálního objemu sběrné nádoby ve výši 25 l/os./týden, pak plocha pod indifferenční křivkou μ představuje množství odpadu, který nebude vytříděn a recyklován. Na druhou stranu se však rovněž jedná o odpad, který nebude předmětem nelegálního nakládání.

Institut minimálního objemu sběrné nádoby je tak spojen jak se silnými stránkami (krytí fixních nákladů systému, prevence perverzního chování), tak se slabými stránkami (nižší míra recyklace, a to především u domácností s nižší celkovou produkcí odpadu). Hong a Adams (1999) se však shodují, že se jedná o důležitý institut, jenž je nutnou součástí implementace vícesložkových variabilních plateb za komunální odpad.

37 Hong a Adams (1999) uvádějí příklad minimálního objemu sběrné nádoby ve výši 20 galonů, což je přibližně 80 li-trová nádoba.

Obrázek 13: Dopad institutu minimálního objemu sběrné nádoby na recyklaci



Zdroj: Vlastní

6.5.3 Principy kalkulace variabilních plateb

Důležitou součástí procesu implementace plateb je rovněž rozhodnutí, do jaké míry budou platby za komunální odpad naplňovat tzv. princip ekvivalence a nákladový princip (Corsten a Engelen, 1992; Miofsky a Souren, 2010). Nákladový princip odkazuje na plnění fiskální funkce plateb – pokrytí plně, nebo alespoň částečně náklady na poskytování odpadových služeb. Rozhodnutí o míře naplnění fiskální funkce plateb za komunální odpad je sice politické, nicméně v některých systémech (např. Německo) je nákladový princip součástí legislativních povinností měst a obcí. Ty např. vyžadují, aby příjmy z plateb za užívání příslušné služby nebyly vyšší, než jsou náklady na její poskytování na jedné straně (snaha zabránit tomu, aby veřejné služby byly provozovány za účelem dosažení zisku) a současně musí být platby nastaveny tak, aby plně pokryly náklady na její poskytování na straně druhé (Corsten a Engelen, 1992).

Kommunalabgabengesetz – KAG (neboli zákon o místních poplatcích) pro spolkovou zemi Severní Porýní-Vestfálsko v Německu definuje v § 6 pravidla pro kalkulaci uživatelských poplatků (*Benutzungsgebühren*). § 6 odst. 1 mimo jiné říká, že „rozpočtové příjmy z poplatků by neměly převyšovat předpokládané náklady zařízení a ... zpravidla by je měly plně pokrýt“. Pro výpočet poplatku je klíčové tzv. zúčtovací (kalkulační) období, na jehož konci je nutné zjistit, jaký je vztah mezi příjmy a náklady. V případech, že náklady převyšují příjmy, nebo naopak, když jsou náklady nižší než příjmy, je nutné tyto rozdíly v následujícím tříletém období vyrovnat. Dlouhodobě by tedy nemělo docházet k situacím, že jsou poplatky od občanů zdrojem zisku na jedné straně, nebo že obce dotují systémy nakládání s odpady z vlastních zdrojů.

Uvedený zákon tlačí obce k tomu, aby velikost poplatku odpovídala skutečným nákladům na provoz příslušných (např. odpadových) služeb (*Wirklichkeitsmaßstab*). Pokud je to komplikované nebo ekonomicky neproveditelné, může obec vyjít z pravděpodobných nákladů (*Wahrscheinlichkeitsmaßstab*), ty by se však neměly příliš lišit od skutečných nákladů. Zákon současně umožňuje obcím vybírat základní složku poplatku (*Grundgebühr*), resp. definovat minimální výši poplatku (*Mindestgebühr*), který odpovídá institutu minimálního objemu sběrné nádoby.

Povinnost obcí pokrýt veškeré náklady odpadového hospodářství z příjmů od uživatelů systému – tzn. domácností a živnostníků by podle Puig-Ventosa (2008) zvýšila ochotu obcí implementovat systémy PAYT. Uživatelé systému by se na jeho financování měli podílet ve výši jejich podílu na celkových nákladech obce na odpadové hospodářství. Ze zkušeností obcí z České republiky však vyplývá, že plnění nákladového principu není v centru

pozornosti. Balner a Vrbová (2017) potvrzují, že obce průměrně doplácí 31,7 % celkových nákladů systému z vlastních zdrojů (nejvíce pak 42,6 % ve velikostní skupině obcí 50–100 tis. obyvatel, nejméně naopak 18,6 % ve velikostní skupině obcí 500–1 000 obyvatel).

Druhým principem, který je třeba zmínit v souvislosti s implementací variabilních plateb, je princip ekvivalence (Corsten a Engelen, 1992; Miofsky a Souren, 2010). Tento princip je velmi úzce spojen s nákladovým principem, protože vyžaduje, aby uživatelé odpadových služeb platili za jejich spotřebu adekvátní cenu. Slavík (2009) uvádí, že hlavním smyslem tohoto principu je v rámci veřejného sektoru simulovat tržní prostředí, a to včetně kalkulace ceny, která by měla být výsledkem interakce nabídky a poptávky po příslušné službě.

Princip ekvivalence však současně znamená, že variabilní platba (resp. jednotková cena) nemusí být pro všechny uživatele systému stejná. Batllell a Hanf (2008) upozorňují na to, že je-li platba za komunální odpad odvozena od průměrných nákladů svozu odpadu, budou rezidenti určitých oblastí nutně subvencovat svoz odpadů v jiných oblastech. Týká se to zejména rozdílu mezi odlehlými oblastmi s nízkou hustotou osídlení a centry měst, kde je hustota osídlení vyšší. Protože jsou obecně odpadové služby v odlehlých oblastech nákladnější než v centrech (např. z důvodu úspor z rozsahu nebo hustotních efektů), pak by rezidenti těchto oblastí platili vyšší ceny za svoz komunálního odpadu než rezidenti center. Batllell a Hanf (2008) však ukazují, že tomu tak není a průměrné náklady jsou obvykle rovnoměrně distribuovány mezi všechny obyvatele obce. Tuto distribuci však považují za nespravedlivou, a to tím spíše, že v důsledku nerovnoměrné důchodové distribuce žijí v oblastech s nižší hustotou osídlení lidé s vyššími průměrnými důchody (Batllell a Hanf, 2008)³⁸.

Kalkulace plateb za komunální odpad (zejména pak variabilních) tak do značné míry odráží i snahu o variabilitu s cílem dosáhnout spravedlivé redistribuce nákladů mezi uživatele odpadových služeb. Řešením mohou být právě vícesložkové variabilní platby, v kterých fixní složka bude zohledňovat faktory, které ovlivňují výši nákladů na odpadové služby (např. druh zástavby, lokalizace zástavby, přístupnost – především v zimních měsících apod.) a variabilní složka jednotkové náklady na zajištění služby (Batllell a Hanf, 2008; Le Bozec, 2008).

6.5.4 Vnímání spravedlnosti plateb

V souvislosti s implementací variabilních plateb za komunální odpad je často diskutována otázka, do jaké míry je možné vnímat tento typ platby jako „*spravedlivý*“. Odpověď na tuto otázku do značné míry souvisí s dlouhodobou udržitelností tohoto typu platby v čase. Jedním z kritických ohlasů týkajících se účinnosti variabilních plateb je totiž jejich omezená účinnost v dlouhém období. Sakai et al. (2008) vyjádřil obavu, že variabilní platby jsou účinné pouze v krátkém období a po přechodném snížení produkce odpadů dochází k jeho postupnému nárůstu v čase a návratu na původní úroveň. Systém variabilních plateb proto musí být přizpůsoben místním podmínkám každé obce. Reichenbach (2008) uvádí, že dlouhodobá účinnost variabilních plateb a jejich akceptace veřejností je podmíněna vhodnou kombinací variabilní a fixní složky, resp. tím, zda jsou tyto platby vnímány domácnostmi jako spravedlivé.

Důvod, proč je subjektivní vnímání variabilních plateb veřejností důležité, blíže popisuje Thomson (1998). Ten uvádí, že politiky, které lidé považují za nespravedlivé, nemohou získat obecnou podporu. Jsou-li takové politiky i přesto uvedeny do praxe, devalvuje se tím důvěra veřejnosti v instituce, které tak učinily.

38 Batllell a Hanf (2008) současně dodávají, že ponese-li obyvatelé skutečné náklady na veřejné služby, které poptávají, bude to mít dopady i na lokalizaci bydlení – kvůli prohibitivním nákladům se sníží ochota lokalizovat bydlení do odlehlých oblastí, které jsou spojeny s horší dostupností a vyššími náklady na zajištění (nejen) odpadových služeb.

Vliv subjektivního vnímání spravedlnosti v souvislosti s veřejnými politikami v odpadovém hospodářství potvrzuje i studie MPI (2009). Stejně jako Heller a Vatn (2017) i MPI (2009) vychází z přesvědčení, že model racionálního rozhodování člověka naráží na limity, které jsou dány ohledem na vnímání okolního světa. Hnacím motorem rozhodování člověka není jen maximalizace osobního zájmu, ale i zájem o spravedlivá pravidla a výsledky tržní alokace. Dle studie MPI (2009) se člověk chová jako *“racionální moralista”* – lidské rozhodování je ovlivněno morálními preferencemi, ale současně je citlivé na vyvolané náklady.

Batllell a Hanf (2008) uvádějí, že čím více považuje veřejnost systém za spravedlivý, tím vyšší bude nejen míra akceptace systému, ale i míra participace. Spravedlnost má přitom dle Batllell a Hanf (2008) tři dimenze:

- rovnost příležitostí (*equality of opportunity*)
- rovnost v jednotkových nákladech (*equality of cost per unit*)
- sociální rovnost (*equity*)

Rovnost příležitostí znamená, že by měli mít všichni stejné šance/příležitosti ve využívání systému na dané úrovni. V praxi to znamená, že by měly mít všechny domácnosti přístup ke všem odpadovým službám, které obec poskytuje, a to např. bez ohledu na společenský status, místo trvalého bydliště nebo povahu nemovitosti (rodinné vs. bytové domy a panelové domy).

Rovnost v jednotkových nákladech vyžaduje, aby všichni hradili stejné jednotkové náklady služby, kterou spotřebovávají. Opět to v praxi vyžaduje, aby všichni obyvatelé platili stejné jednotkové náklady služby, a to bez ohledu na to, zda žijí v centru či na periferii, zda využívají týdenní nebo 14denní svoz odpadu apod. Protože však tyto faktory ovlivňují průměrné náklady odpadových služeb, Batllell a Hanf (2008) upozorňují, že rovnost v jednotkových nákladech může být naopak považována za nespravedlivou. Každá domácnost by měla čelit takovým jednotkovým nákladům, které v rámci systému generuje a které ve skutečnosti závisí na tom, v jaké lokalitě žijí a jaký typ služby využívají. Právě z těchto důvodů se Batllell a Hanf (2008) domnívají, že vícesložková variabilní platba má své opodstatnění, neboť fixní část platby může zohledňovat tyto rozdíly mezi domácnostmi, zatímco variabilní část platby bude respektovat rovnost v jednotkových nákladech.

Poslední dimenzí spravedlivých plateb je sociální rovnost. Ta vychází z přesvědčení, že by se mělo rozlišovat mezi uživateli systému, a to podle příslušnosti k určité sociální skupině a dle typu uživatele tak, aby byly minimalizovány negativní dopady systému variabilních plateb na určité domácnosti.

Uvedené pojetí spravedlivých variabilních plateb za komunální odpad je významným příspěvkem do diskuse o společenských dopadech těchto systémů a k snaze minimalizovat potenciální negativní dopady na vybrané domácnosti. Jsou-li variabilní platby vnímány jako spravedlivé, minimalizuje se riziko averzního chování domácností, které snižuje účinek variabilních plateb v praxi. Právě z tohoto důvodu by měla být veřejnost součástí procesu implementace variabilních plateb do praxe³⁹.

K zvýšení akceptace variabilních plateb veřejností rovněž přispěje, bude-li jejich implementace provázena vysvětlováním principu „znečišťovatel platí“ (*„polluter pays principle“*) (Puig-Ventosa, 2008) a budou-li mít domácnosti dostatečné možnosti třídění odpadu a domácího kompostování (Puig-Ventosa, 2008; Le Bozec, 2008). Nárůst povědomí o tom, že se každá domácnost produkcí komunálního odpadu podílí na znečištění životního prostředí, ale současně má celou řadu možností, jak produkci komunálních odpadů redukovat, je významným předpokladem pro vyšší účinnost systému PAYT (resp. jakýchkoli jiných systémů variabilního zpoplatnění produkce komunálního odpadu). Vhodným prostředkem pro zvýšení tohoto povědomí jsou informační a komunikační kampaně.

39 Pozitivní dopady účasti veřejnosti na rozhodování v oblasti odpadového hospodářství (public participation) a rovněž způsob práce s veřejností popisují Wiedemann a Femers (1993). Hlavním výsledkem jejich analýzy je návrh konceptu, jak řešit vzniklé konflikty tak, aby se zvýšila kvalita účasti veřejnosti na rozhodování.

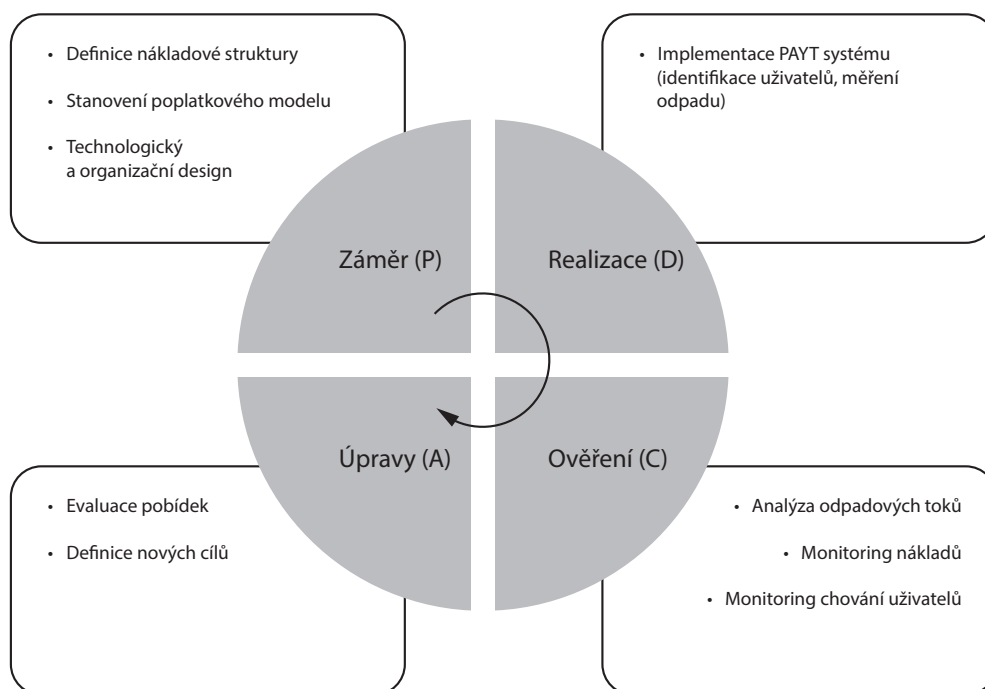
6.5.5 Implementace do praxe a optimální velikost platby

Rozhodnutí zástupců obce o zavedení systémů variabilních plateb není výsledkem racionálního porovnání nákladů a užiteků, resp. zhodnocení praktických aspektů implementace (typ platby, její konstrukce, vztah s náklady, subjektivní vnímání veřejností apod.), ale roli hraje celá řada dalších (např. politických) kritérií. Jak uvádějí Callan a Thomas (1999), pozitivní environmentální a ekonomické důsledky variabilních plateb nejsou rozhodující, důležitou úlohu v rozhodování hrají socioekonomické a demografické faktory (zejména velikost důchodu, hodnota nemovitostí, vzdělání, věk a povaha území), fiskální kapacita a politická kritéria⁴⁰.

Callan a Thomas (1999) potvrzují pozitivní vliv vzdělání na pravděpodobnost implementace variabilních plateb v obci (čím vzdělanější populace, tím vyšší pravděpodobnost implementace), resp. vliv stáří populace (nejmenší pravděpodobnost implementace je v obcích, jejichž obyvatelé jsou buď relativně mladí, nebo relativně staří). Pravděpodobnost implementace se rovněž snižuje ve venkovském prostoru, naopak v případě měst se pravděpodobnost zvyšuje. Fiskální kapacita (neboli množství finančních zdrojů, které má obec k dispozici pro financování nákladů spojených s novými programy – např. systém variabilních plateb) pozitivně ovlivňuje pravděpodobnost implementace variabilních plateb. Je zřejmé, že některé z faktorů, které ovlivňují rozhodování zástupců obcí o implementaci variabilních plateb, jsou mimo jejich kontrolu.

Účinná implementace variabilních plateb za komunální odpad navíc předpokládá vytvoření vhodných organizačních a technických podmínek (Elia et al., 2015). Metodický rámec pro design a management variabilních plateb je patrný z modelu tzv. Demingova cyklu (*Deming Cycle - PDCA*), který je možné aplikovat i na implementaci systému PAYT (viz následující obrázek) (Elia et al., 2015).

Obrázek 14: Demingův cyklus (PDCA) aplikovaný na systém PAYT



Zdroj: Elia et al. (2015; s. 194)

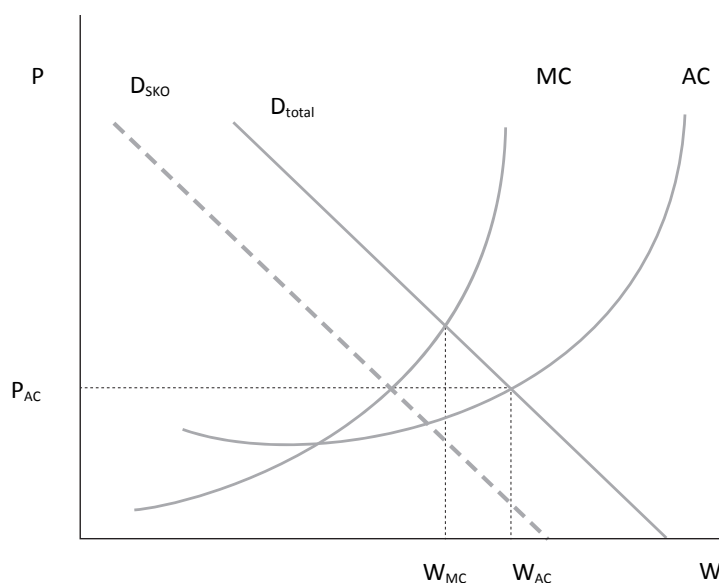
Pozn.: P – Plan („záměr“), D – Do („realizace“), C – Check („ověření“), A – Act („úpravy“)

40 Zajímavým výsledkem je vliv velikosti důchodu domácností v obcích. Callan a Thomas (1999) došli k závěru, že čím vyšší důchod domácností v dané obci, tím menší je ochota implementovat systém variabilních plateb, protože domácnosti s vyššími důchody jsou již zapojeny do aktivit, které spočívají v předcházení vzniku odpadu, resp. v třídění odpadu.

Podstatou tohoto modelu je snaha popsat průběh implementace variabilních plateb tak, aby se zvýšila jejich účinnost ve smyslu plnění zamýšlených cílů.

Součástí rozhodování o implementaci variabilních plateb je i rozhodnutí o jejich velikosti. Již bylo uvedeno, že by velikost variabilní platby měla respektovat nákladový princip a princip ekvivalence. Miranda et al. (1994) nabízejí širší souvislosti diskuse o tom, jak by měly být zpoplatněny odpadové služby. Oproti optimálnímu stavu, kdy se výše poplatku odvíjí od mezních nákladů, Miranda et al. (1994) poukazují na to, že většina obcí přistupuje k takovému zpoplatnění, které se odvíjí od průměrných jednotkových nákladů (celkové náklady jsou děleny množstvím poptávané služby – např. množstvím odpadu). Tento způsob zpoplatnění je sice lepší, než když domácnosti platí paušální platbu bez ohledu na množství poptávaných služeb, ale není tak efektivní, jak by tomu bylo v případě zpoplatnění dle mezních nákladů (viz následující obrázek).

Obrázek 15: Poptávka po odpadových službách při zpoplatnění dle průměrných nákladů (WAC) a mezních nákladů (WMC)



Zdroj: Miranda et al. (1994, s. 684)

Klíčovým aspektem zpoplatnění je vztah mezi mezními a průměrnými náklady odpadových služeb. Miranda et al. (1994) proto diskutují, jaké dopady má volba nákladů pro stanovení výše platby na úroveň produkce odpadů v situaci, kdy zástupci obce podcení nebo naopak nadhodnotí průměrné náklady na poskytování odpadových služeb. V prvním případě by to znamenalo, že zpoplatnění dle průměrných nákladů bude méně efektivní, neboť obec bude poskytovat úroveň odpadových služeb vpravo od W_{AC} . Když ale průměrné náklady naopak nadhodnotí, pak se úroveň poskytovaných služeb bude nacházet v nějakém bodě vlevo od W_{AC} , neboli blíže k optimální výši zpoplatnění na úrovni průměrných nákladů (MC). Pokud průměrné náklady nadhodnotí ještě více, budou odpadové služby poskytovány v rozsahu, který bude odpovídat bodu nalevo od W_{MC} . Jak však Miranda et al. (1994) podotýkají, pak v takovém případě by se jednalo o ekonomicky neefektivní rozsah poskytovaných služeb (neboli komunálního odpadu je produkováno méně, než je společensky přijatelné).

Pro naplňování environmentálních cílů v odpadovém hospodářství hraje úroveň zpoplatnění dle mezních nákladů (v optimálním případě společenských) důležitou roli. Zpoplatnění, které nerespektuje výši mezních nákladů, povede k suboptimální výši produkce komunálního odpadu. Limitním případem je přitom situace, kdy nejsou odpadové služby zpoplatněny vůbec a mezní náklady na produkci dodatečné jednotky odpadu jsou nulové.

6.5.6 Nulová výše platby a jejich důsledky

Charakteristickým znakem systému plateb za komunální odpad v České republice je vysoké zastoupení místního poplatku. Vrbová (2016) uvádí, že v roce 2015 mělo tento druh platby implementováno 76 % obcí, resp. v obcích s tímto typem platby žilo ve stejném roce 81 % obyvatel České republiky. Ze způsobu výpočtu je zřejmé, že se jedná o tzv. paušální platbu, neboť její velikost nezávisí na množství komunálního odpadu, které člověk vyprodukuje. Současně některé obce v České republice nezpłatňují produkci komunálního odpadu vůbec (v roce 2017 se jedná např. o statutární města Most a Teplice, od roku 2018 např. i o město Ústí nad Labem). Bez ohledu na to, zda člověk platí místní poplatek, nebo za službu svozu a odstranění neplatí vůbec, v obou případech jsou mezní soukromé náklady (MPC) na svoz a odstranění komunálního odpadu rovné nule (Porter, 2002).

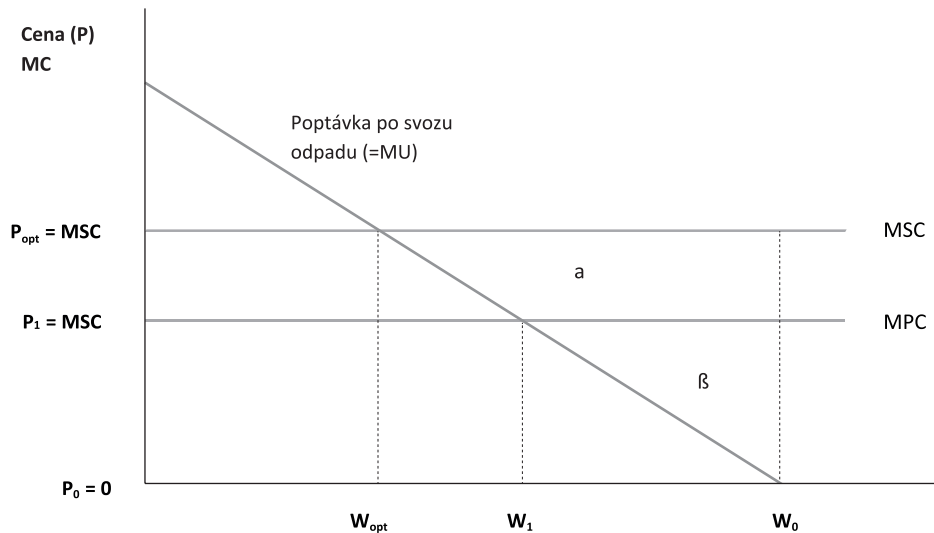
V reálném světě však mezní náklady na sběr, svoz, přepravu, skladování a odstranění komunálního odpadu nejsou nulové. Jsou to náklady, které hradí obce jako původce komunálního odpadu poskytovatelům jednotlivých odpadových služeb, ale které nejsou z různých důvodů (politických, administrativních, personálních a jiných) přeneseny na skutečné producenty komunálního odpadu – domácnosti a živnostníky, kteří jsou napojeni na systém města. Současně vznikají i mezní společenské náklady (MSC), které nevcházejí do kalkulace plateb za komunální odpad a nejsou tak internalizovány. Miranda a Aldy (1998) potvrzují, že čelí-li domácnosti nulové ceně za odpadové služby, nemají motivaci snižovat produkci odpadu a třídít jeho využitelné složky.

Porter (2002) uvádí, že nejsme-li schopni zpoplatnit produkci komunálního odpadu, vytváříme dva druhy selhání trhu. V první řadě tím, že nepokrývá-li platba mezní soukromé náklady, je produkce odpadu v podstatě subvencována, jakkoli se jedná o subvenci nezamýšlenou. Výsledkem však je nadměrná produkce komunálních odpadů. V druhé řadě tím, že pokud platba nepokrývá ani externí náklady (externality), přenášíme náklady sběru a odstranění na třetí osoby, čímž opět vedeme domácnosti k nadměrné produkci komunálního odpadu. Nejsou-li domácnosti vystaveny ani mezním společenským, ani mezním soukromým nákladům, produkuje nadměrné množství komunálního odpadu.

Důsledek nulového zpoplatnění produkce komunálního odpadu bude zřejmý z následujících grafů (více in Porter, 2002), které pro zjednodušení vycházejí z předpokladu konstantních mezních soukromých a společenských nákladů (horizontální přímký). Východí situací je nulová cena za svoz a odstranění komunálního odpadu (P_0). Pokud domácnosti neplatí za uvedenou službu, produkuje objem odpadu W_0 . Pokud však bude služba zpoplatněna na úroveň mezních soukromých nákladů ($P_1 = MPC$), domácnosti budou vystaveny tlaku na snížení produkce komunálního odpadu, protože jsou si vědomy toho, že čím více odpadu vyprodukují, tím více zaplatí. Kdyby však byly domácnosti zpoplatněny až do výše společenských nákladů ($P_{opt} = MSC$), pak by produkce odpadu dále poklesla na úroveň W_{opt} . Za optimální je tento objem produkce považován proto, že jsou v tento okamžik internalizovány všechny externality, které provázejí svoz a odstranění komunálního odpadu.

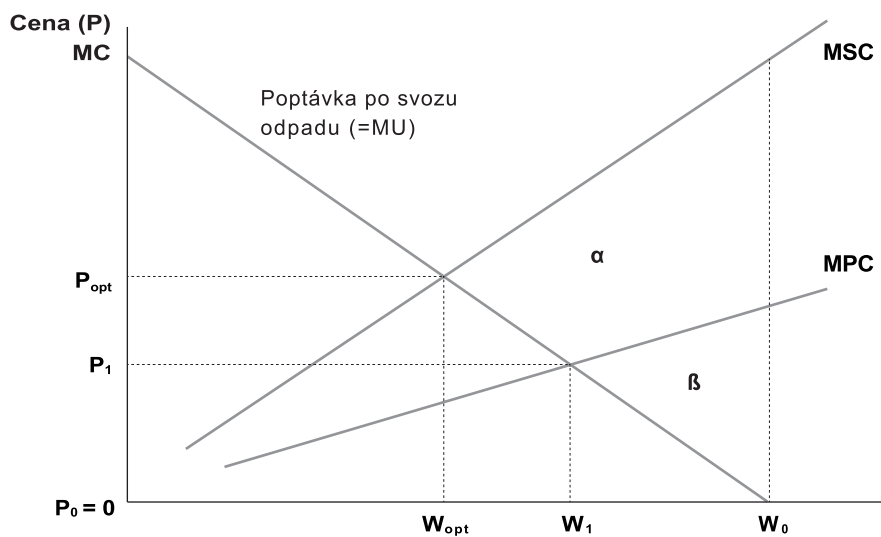
Porter (2002) dále upozorňuje na to, že je-li svoz a odstranění pro domácnosti zdarma, namísto zpoplatnění na úrovni P_{opt} , pak vzniká tzv. ztráta mrtvé váhy (*deadweight loss*) ve výši $a + \beta$, což jsou společenské ztráty v důsledku nulového zpoplatnění produkce odpadu (v grafu je to znázorněno jako rozdíl mezi MSC a ochotou platit za svoz a odstranění komunálního odpadu, MU). Jak uvádí Porter (2002), jakékoli nenulové zpoplatnění domácnosti snižuje ztrátu mrtvé váhy a tím i společenské ztráty.

Obrázek 16: Ztráta mrtvé váhy v důsledku nulového zpoplatnění



Zdroj: Porter (2002; s. 41)

Obrázek 17: Ztráta mrtvé váhy – rostoucí mezní náklady

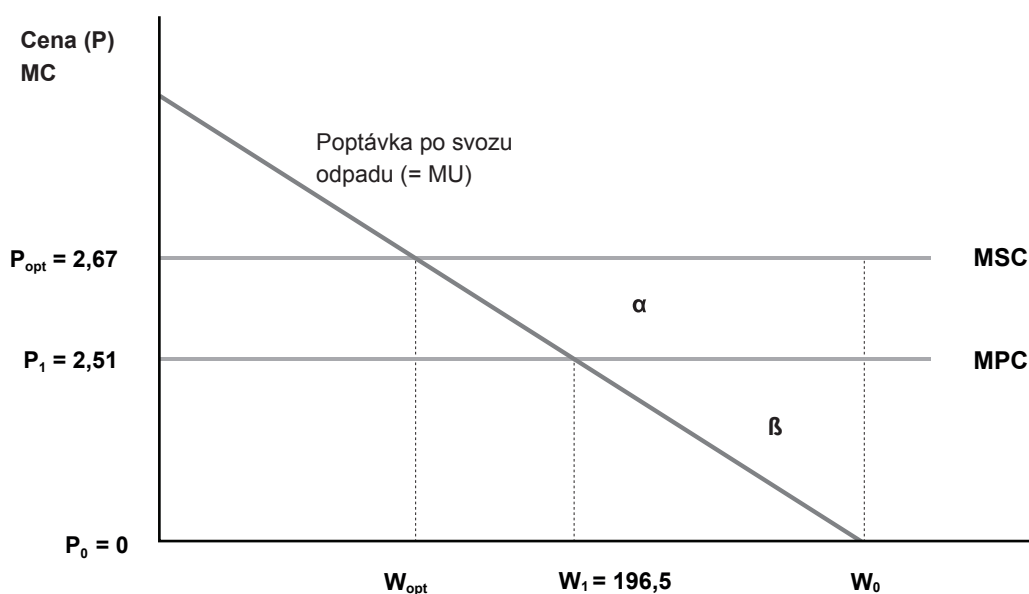


Zdroj: Vlastní (s využitím aparátu Porter, 2002)

Následující obrázek představuje aplikaci příkladu, který uvádí Porter (2002), na současné podmínky v České republice s cílem zjistit, jaké by byly společenské přínosy, kdyby byly domácnosti zpoplatněny ve výši skutečných nákladů na nakládání se směsným komunálním odpadem. Stejně jako Porter (2002) vychází příklad z předpokladu elasticity poptávky ve výši – 0,2 (sklon křivky MU), produkce směsného komunálního odpadu ve výši 196,5 kg/obyvatele a rok (W_1) (Balner a Vrbová, 2017) a skutečných nákladů na nakládání se směsným komunálním odpadem ve výši 524,7 Kč/obyvatele a rok (neboli 2,67 Kč/kg) (ibid). Příjmy od občanů ale dle

údajů Balner a Vrbová (2017) představovaly v roce 2016 pouze 492 Kč/obyvatele a rok, což je 93,9 % nákladů na směsný komunální odpad (2,51 Kč/kg). Znalost rovnice pro výpočet elasticity poptávky⁴¹ umožňuje vypočítat objem produkce směsného komunálního odpadu, pokud by domácnost byla zpoplatněna ve výši skutečných nákladů (W_{opt}). Optimální míra produkce směsného komunálního odpadu za daných předpokladů činí 194,1 kg/obyvatele a rok, což představuje pokles produkce směsného komunálního odpadu v důsledku efektivního zpoplatnění ve výši 2,4 kg/obyvatele a rok (neboli 24 000 tun v případě populace České republiky, která má 10 mil. obyvatel). Tento pokles by tak v daném modelovém případě vedl k celkové společenské úspoře ve výši přibližně 64 mil. Kč ročně⁴².

Obrázek 18: Společenské přínosy ze zpoplatnění ve výši skutečných nákladů – empirický příklad



Zdroj: Vlastní (s využitím aparátu Porter, 2002 a dat Vrbová a Balner, 2017)

41 Pozitivní dopady účasti veřejnosti na rozhodování v oblasti odpadového hospodářství (public participation) a rovněž způsob práce s veřejností popisují Wiedemann a Femers (1993). Hlavním výsledkem jejich analýzy je návrh konceptu, jak řešit vzniklé konflikty tak, aby se zvýšila kvalita účasti veřejnosti na rozhodování.

42 Tento modelový příklad současně umožňuje vypočítat, jaká by byla produkce směsného komunálního odpadu v případě nulového zpoplatnění (W_0). Vodítkem je opět rovnice cenové elasticity poptávky. Výsledek ukazuje, že ve zvoleném modelovém případě by v případě nulového zpoplatnění činila produkce směsného komunálního odpadu 294,75 kg/obyvatele a rok.

7. Účinnost plateb za komunální odpad

7.1 Účinnost a vliv environmentálního aktivismu

Jak potvrzuje Bel a Gradus (2016) na příkladu řady zemí světa, pod tlakem klesajících kapacit na ukládání odpadu na skládky a rostoucího environmentálního povědomí obyvatel roste počet obcí, které implementují variabilní platby za komunální odpad. Zájem o variabilní platby narůstá i proto, že se nelze spoléhat pouze na sociální normy jako měkká ('soft') opatření k podpoře recyklačního chování, ale je potřeba využívat i tvrdých ('hard') opatření typu mandatorní regulace a monetárních pobídek (Abbott et al., 2014). Klíčovým argumentem jejich implementace je však především jejich vysoká environmentální účinnost, a to nejen v krátkém, ale i dlouhém období. Dijkgraaf a Gradus (2009) dokládají, že pozitivní efekty variabilních plateb neklesají v čase, naopak účinky různých systémů variabilních plateb na objem odpadu jsou v čase stabilní⁴³.

Menell (2004) potvrzuje účinnost variabilních plateb ve snaze o vyšší třídění odpadu, a dokonce i v případě poklesu celkové produkce odpadů (i když tento výsledek je založen na datech malého vzorku pozorování). Miranda et al. (1996) a Miranda a Aldy (1998) rovněž dokládají účinnost variabilních plateb ve snaze zvýšit třídění a účast veřejnosti na odděleném sběru. Miranda a Aldy (1998) zaznamenali na základě devíti případových studií pokles množství komunálního odpadu ukládaného na skládky a odstraněného ve spalovnách odpadu, přičemž pokles tohoto množství byl tím vyšší, čím vyšší byly variabilní platby a nižší minimální objem sběrných nádob. Fullerton a Kinnaman (1994) dospěli k závěru, že aplikací variabilních plateb domácnosti snížily hmotnost odpadu o 14 %, objem odpadu o 37 % a zvýšily hmotnost vytríděných materiálů o 16 %.

Ferrara a Missios (2014) uvádějí, že variabilní platby založené na zpoplatnění objemu jsou účinné ve snižování produkce směsného komunálního odpadu, resp. zvyšování třídění a kvantitativní prevence vzniku odpadu (tzn. vědomá minimalizace odpadu při nákupu). Na druhou stranu však přiznávají, že domácnosti, které oceňují ekonomické pobídky, jsou méně ochotné třídít než ty domácnosti, které mají smysl pro občanskou povinnost více třídít. Z pohledu různých typů variabilních plateb Dijkgraaf a Gradus (2004) zjistili, že účinnějším systémem variabilních plateb jsou platby vázané na hmotnost odpadu a platby za pytel odpadu než systémy, v jejichž rámci jsou zpoplatněny frekvence svozu a objem sběrné nádoby.

Implementace variabilních plateb má vliv i na rozsah poskytovaných služeb. Miranda a Aldy (1998) dokládají, že implementací variabilních plateb a následnou vyšší tendencí obyvatel odpad třídít došlo k rozšíření odpadových služeb, které obce nabízejí svým občanům (včetně odděleného sběru bioodpadu). Je zřejmé, že doplňkové odpadové služby, které vytvářejí příležitosti pro občany odpady třídít, jsou nedílnou součástí procesu implementace variabilních plateb. Důležitou roli proto hraje ex ante adaptační politika obcí, jež vytvoří podmínky pro následný proces implementace variabilních plateb.

Kinnaman a Fullerton (1997) zkoumali efekt variabilních plateb a odvozového způsobu sběru odpadu (*curbside recycling program*) jako dvou alternativ, jak zvýšit třídění a snížit produkci komunálního odpadu. Autoři potvrdili negativní cenový efekt na produkci odpadu (čím vyšší platba, tím nižší produkce odpadu) a pozitivní křížový

43 Jak již však bylo uvedeno výše v textu, tento závěr je v rozporu s výsledky analýzy Hornik et al. (1995), kteří tvrdí, že efekt ekonomických nástrojů je pouze krátkodobý a v čase se ztrácí.

44 Jak Fullerton a Kinnaman (1997) upozorňují, volba obcí není na bázi: buď variabilní platby, nebo odvozový způsob sběru, ale že odvozový způsob sběru předchází úvahám o implementaci variabilních plateb. Konečné rozhodnutí o implementaci variabilních plateb závisí na poměru mezi společenskými náklady a užitky, které toto opatření generuje. Rozhodování obcí o uvedených variantách je tudíž endogenní.

cenový efekt na třídění (čím vyšší platba, tím vyšší míra třídění). Avšak v případě, že budou uvedené politiky endogenně závislé na rozhodování zástupců obce⁴⁴, pak se cenový efekt na produkci odpadu posílí, zatímco křížový efekt na třídění odpadu zcela zmizí.

Vztah mezi systémem variabilních plateb a odvozovým způsobem sběru potvrzuje i Bohara et al. (2007). Výzkumem ochoty platit (*willingness to pay*) za odvozový systém sběru došli Bohara et al. (2007) k závěru, že nejvíce ochotni platit za odvozový způsob sběru jsou ti obyvatelé obce, kteří mají nejvyšší sklon ke snižování objemu sběrné nádoby v rámci systému variabilních plateb. Bohara et al. (2007) proto doporučují, aby v rámci informačních a komunikačních kampaní obce akcentovaly potenciální úspory nákladů domácností v systémech, v kterých je odvozový způsob sběru kombinován s variabilními platbami. Domácnosti si však musí být vědomy toho, že v rámci odvozového způsobu sběru mohou snižovat objem sběrné nádoby a tím šetřit náklady. Callan a Thomas (1999, či Hong a Adams (1999) rovněž potvrdili, že implementace variabilních plateb a odvozových systémů sběru jdou ruku v ruce. Hong a Adams (1999) dodávají, že vztah mezi ochotou platit za odvozový způsob sběru a volbou objemu sběrné nádoby v rámci systému variabilních plateb vede k tomu, že domácnosti reagují na vyšší platby zvýšením třídění odpadu tak, aby snižovaly zpoplatněné množství produkováného odpadu⁴⁵.

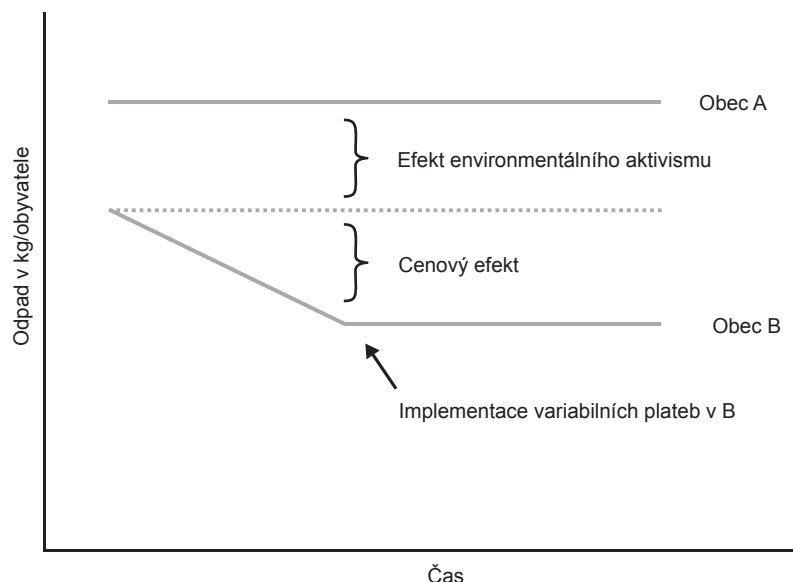
Brown a Johnstone (2014) poukazují na to, že i přes pozitivní environmentální (a společenské) efekty variabilních plateb (v tomto případě systémů PAYT) existuje počáteční nedůvěra domácností vůči těmto systémům, která brání jejich praktické implementaci. Tato nedůvěra je však pouze dočasná a mizí v okamžiku, kdy jsou tyto platby implementovány do praxe. Poté naopak podpora veřejnosti roste. Přesvědčit veřejnost je však velmi komplikované, což dle Brown a Johnstone (2014) vede k neochotě politické reprezentace tyto systémy plateb prosazovat. Povědomí politické reprezentace o ex ante nedůvěře domácností však umožňuje hledat cesty, jak tuto nejistotu snížit – např. poskytováním informací o dopadech daného opatření a jeho smyslu.

Ex ante nedůvěru veřejnosti vůči variabilním platbám v podmínkách Irska před jejich skutečným zavedením a následné přijetí plateb po jejich zavedení popisují i Dunne et al. (2008). Mnohem lépe jsou proto tyto platby přijímány v systémech, v kterých jsou platby „privatizované“, neboli když veřejnost platí přímo soukromému poskytovateli. V takovém případě (na rozdíl od veřejného poskytování) domácnosti vnímají platbu jako cenu za poskytovanou službu a jsou si vědomy toho, že nezaplatí-li, nemohou službu spotřebovat. Dunne et al. (2008) současně dokládají, že přijetí systému variabilních plateb pomáhají profesionální marketingové kampaně, dostupná infrastruktura k třídění odpadu, důvěra v místní vládu a ochota přizpůsobovat příslušný systém potřebám obyvatel, administrativní nenáročnost a postupná implementace s řadou upozornění a připomínek, podpora od komunitních skupin či jasné rozdělení odpovědností v systému (např. místní vláda vs. soukromý poskytovatel).

Rovněž Dijkgraaf a Gradus (2004) potvrzují vysokou účinnost variabilních plateb ve snižování produkce smíšeného komunálního odpadu a organické složky, stejně jako ve zvyšování třídění, nicméně upozorňují na efekt tzv. environmentálního aktivismu (*environmental activism*). Environmentální aktivismus je vyjádřením toho, že již v okamžiku implementace variabilních plateb může být produkce komunálního odpadu v těchto obcích nižší než v obcích s paušálními platbami. Důvodem je vyšší míra environmentálního povědomí v těchto obcích, která se následně projeví v tlaku na politickou reprezentaci tento typ platby zavést. Dijkgraaf a Gradus (2004) na příkladu Holandska potvrzují, že environmentální aktivismus je významným faktorem při vysvětlování rozdílu v produkci komunálního odpadu mezi obcemi s variabilními a paušálními typy plateb. Cenový efekt implementace variabilních plateb tak může být nadhodnocen v důsledku působení efektu environmentálního aktivismu. Tuto skutečnost potvrzuje i Linderhof et al. (2001) na příkladu obce Oostzaan, která implementovala jako první v Holandsku systém variabilních plateb dle hmotnosti odpadu. Pozitivní výsledky zavedení tohoto systému přisuzují mimo jiné i politické reprezentaci obce, která pochází z environmentálně orientované strany.

45 Tiller et al. (1997) rovněž zkoumali ochotu platit, a to za možnost využít stanovišť odděleného sběru v oblastech s nižší hustotou osídlení (v rámci donáškových způsobů sběru). Mezní ochotu domácnosti platit odhadli Tiller et al. (1997) na 4 dolary na domácnost a měsíc.

Obrázek 19: Environmentální aktivismus a cenový efekt



Zdroj: Dijkgraaf a Gradus (2004; s. 17)

Dijkgraaf a Gradus (2009) současně uvádějí, že efekt environmentálního aktivismu v průběhu let klesá, což znamená, že environmentálně uvědomělé obce implementují systémy variabilních plateb jako první. Jak však Dijkgraaf a Gradus (2009) dodávají, tento závěr je v rozporu s očekáváním, že obce s vyšší produkcí odpadu budou motivovány k implementaci variabilních plateb, protože jejich mezní náklady na snižování produkce odpadu jsou nižší.

Slabou stránkou hodnocení účinnosti variabilních plateb je skutečnost, že neexistuje jednoduchá informace o tom, jaká míra recyklace je optimální (resp. společensky žádoucí). Porter (2002) navíc dodává, že optimální míra recyklace je pro jednotlivé obce s různou hustotou osídlení a lokalizací vzhledem k umístění zařízení na nakládání s odpady odlišná. Tyto odlišnosti by měly být internalizovány v poplatku, který domácnosti platí za komunální odpad, a proto nemůže být velikost poplatku v různých obcích stejná (ibid; Batllellé a Hanf, 2008).

Nikoli všechny analýzy však potvrzují účinnost variabilních plateb. Jenkins et al. (2003) došli k závěru, že efekt *unit-based fees* na třídění odpadu je nejasný. Bauer a Miranda (1996) sice přiznávají, že variabilní platby mají pozitivní vliv na třídění odpadu, ale ne nutně na minimalizaci jeho objemu. Zatímco v menších obcích převládá v reakci na variabilní platby snaha o minimalizaci objemu, v městské zástavbě mají domácnosti větší tendenci třídít.

7.2 Účinnost plateb za komunální odpad ve výzkumu ČR

Výzkumem účinnosti plateb za komunální odpad v podmínkách České republiky se zabývají studie Šauer et al. (2008) nebo Slavík a Pavel (2013). Výzkum prezentovaný v Šauer et al. (2008) kombinuje šetření mezi obcemi (finální vzorek obcí činil 157) a v pražských domácnostech (finální vzorek činil 179 domácností). Z výsledků šetření vyplývá, že paušální platby skutečně nemotivují obyvatele obce k třídění odpadu a snižování produkce směsného komunálního odpadu. Implementace variabilních plateb má naopak za následek nárůst třídění a pokles produkce směsného komunálního odpadu. Na základě dat z roku 2001 Šauer et al. (2008) potvrdili, že v obcích s variabilními platbami vytrídí obyvatelé o 8 kg/obyv./rok více odpadu než v obcích s paušálními platbami.

Z výsledků šetření v pražských domácnostech vyplývá, že ochota domácností třídít odpad je závislá na povědomí o vhodných metodách třídění, technických podmínkách v domácnosti, vlastnictví kotle na pevná paliva, dostupnosti nádob na oddělený sběr v obci, subjektivním vnímáním podmínek pro tříděný sběr v místě bydliště, subjektivním hodnocením právních norem v ČR a jejich schopnosti podpořit třídění odpadu či generovat druhot-

né suroviny pro průmysl (Šauer et al., 2008). K zajímavým zjištěním patří skutečnost, že pro domácnosti není důležitá vzdálenost ke sběrným nádobám, ale to, zda jsou prázdné v okamžiku, kdy se rozhodnou je využít pro vlastní vytríděný odpad. Šauer et al. (2008) současně došli k závěru, že sklon domácnosti k třídění odpadu je převážně ovlivněn jinými než ekonomickými faktory. Za hlavní důvody považují autoři to, že jsou platby za komunální odpad nízké a že jsou často skryty v platbě za bydlení (např. v nájmu).

Slavík a Pavel (2013) potvrdili, že variabilní platby jsou účinnější ve snaze zvýšit třídění odpadu než paušální platby, nicméně přiznávají, že to může být do značné míry výsledkem environmentálního aktivismu. Analýza současně nepotvrdila, že by byla administrativní náročnost variabilních plateb (tzv. hospodárnost) vyšší než je tomu u paušálních plateb, tzn., že obce nemusí mít obavu z vyšší administrativní zátěže v případě, že se rozhodnou pro variabilní typ platby. Je však třeba dodat, že vedle obavy z vyšších administrativních nákladů hraje důležitou roli i obava, že v důsledku implementace variabilních plateb vzrostou náklady obce na odpadové hospodářství (např. v důsledku vyšších objemů vytríděných materiálů, jejichž sběr a svoz je dražší než sběr a svoz, resp. odstranění směsných komunálních odpadů). Výsledky Slavík a Rybová (2017) však ukazují, že i tato obava je lichá. Komparací obcí s variabilními a paušálními platbami došli autoři k závěru, že variabilní platby snižují průměrné celkové náklady systému, a to v důsledku poklesu nákladů na směsný komunální odpad. Variabilní platby sice generují vícenáklady na oddělený sběr využitelných složek, ale nárůst těchto nákladů je nižší než úspora nákladů na směsný komunální odpad.

7.3 Cenová elasticita

Pro hodnocení účinnosti variabilních plateb je důležitá tzv. cenová elasticita poptávky po odpadových službách. Cenová elasticita sleduje, o kolik procent se zvýší (resp. sníží) poptávka po odpadových službách v případě, že se sníží (resp. zvýší) jejich cena o 1 % (Slavík et al., 2009). V přeneseném významu lze cenovou elasticitu v podmínkách odpadového hospodářství interpretovat i následujícím způsobem: O kolik procent se sníží produkce odpadu, resp. zvýší třídění, zvýší-li se variabilní platba za komunální odpad o 1 %.

Bel a Gradus (2006) poukazují na to, že v rámci výzkumu elasticity poptávky se vyvinuly dva směry – jeden, který spočívá na mezisektorové analýze obcí (např. Hong a Adams, 1999; Podolsky a Spiegel, 1998; Dijkgraaf a Gradus, 2004) a druhý, který se zaměřuje na data z domácností (Fullerton a Kinnaman, 1994; Fullerton a Kinnaman, 1996; Linderhof et al., 2001). Zatímco individualizovaná data z domácností lépe odpovídají skutečné změně chování v důsledku aplikace cenových nástrojů a jsou tudíž přesnější, data z obcí odrážejí průměrné hodnoty produkce odpadu a variabilita dat se tudíž ztrácí.

Fullerton a Kinnaman (1994) pracovali s individuálními daty za domácnosti (celkem 75 domácností) a došli k závěru, že průměrný člen domácnosti snížil v důsledku implementace variabilní platby dle pytle či nádoby produkci směsného odpadu o 14 % jeho hmotnosti, o 37 % jeho objemu, zvýšil zaplněnost sběrné nádoby o 31,7 % a množství využitelných složek o 15,7 % jejich hmotnosti. Nicméně Fullerton a Kinnaman (1994) připouštějí, že 28 % z celkového poklesu produkce odpadu jde na vrub nelegálních způsobů nakládání s odpady (38 % redukce je důsledkem vyššího třídění odpadu, 34 % redukce je výsledkem vyššího kompostování, poklesu nákupu obalů v obchodech či vyššího využívání sběrných dvorů). Fullerton a Kinnaman (1994) zjistili, že 5,33 % domácností se uchýlilo k nějakému z nelegálních způsobů nakládání s odpady.

Podolsky a Spiegel (1998) zkoumali data ze 149 obcí a došli k závěru, že výsledná cenová elasticita je do značné míry ovlivněna nejen variabilními platbami, ale i provozováním odvozového systému sběru. Interakce mezi těmito dílčími politikami je do značné míry příčinou poklesu výdajů obecních rozpočtů na odpadové služby, nicméně vliv jiných politik na výslednou elasticitu poptávky je třeba zohlednit v rámci interpretace výsledků. Podolsky a Spiegel (1998) došli k závěru, že elasticita poptávky dosahuje -0,39.

Na základě metaanalýzy Bel a Gradus (2016) sice potvrzují, že cenová elasticita poptávky po odpadových službách je neelastická, ale současně dodávají, že elasticita je do značné míry závislá na tom, jak jsou tyto služby organizovány. Poptávka po odpadových službách je tím více elastická, je-li implementován systém variabilních plateb dle hmotnosti (*weight-based*) a současně je zpoplatněna i produkce bioodpadu. Cenová elasticita je rovněž vyšší pro variabilní platby dle hmotnosti než pro variabilní platby, u nichž se sazba odvíjí od objemu odpadu. Bel a Gradus (2016) pouze upozorňují, že variabilní platby dle hmotnosti jsou obvykle administrativně náročnější, a proto vícenáklady na administrativu mohou vyvážit pozitivní efekty takového systému.

Dijkgraaf a Gradus (2004) porovnali cenový efekt systému variabilních plateb dle hmotnosti, resp. variabilních plateb za pytel (*bag-based pricing system*), dle frekvence svozu a dle objemu odpadu a došli k závěru, že zavedením variabilních plateb dle hmotnosti došlo k poklesu celkové produkce komunálního odpadu o 38 %, poklesu množství kompostovatelného odpadu o 60 % a poklesu množství netříděného odpadu o 50 %. Současně došlo zavedením tohoto systému k nárůstu odděleného sběru papíru, skla a textilu o 21 %⁴⁶. Porovnatelných výsledků bylo dosaženo i v případě systému plateb za pytel, ovšem s tím, že v případě bezplatného nádobového sběru kompostovatelných odpadů došlo v důsledku zpoplatnění netříděného odpadu k nárůstu množství kompostovatelných odpadů o 36 %, zatímco v systémech, kde tento oddělený sběr byl zpoplatněn, došlo k poklesu produkce o 61 %. Dijkgraaf a Gradus (2004) uvádějí, že tento rozdíl vznikl v důsledku toho, že v systémech bezplatného nádobového sběru kompostovatelných odpadů začali obyvatelé v okamžiku zpoplatnění netříděného odpadu ukládat tento odpad do nádob na kompostovatelný odpad. Jednou z příčin tohoto perverzního chování je i to, že tyto nádoby byly v blízkosti domácností, zatímco v případě rozhodnutí odpad třídit by museli využívat infrastrukturu, která byla od domácností vzdálená. Z výsledků rovněž vyplývá, že cenový efekt variabilních plateb vázaných na frekvenci svozu a objem odpadu byl mnohem nižší.

Allers a Hoeben (2010) uvádějí, že největší cenový efekt pro netříděný odpad mají variabilní platby dle hmotnosti odpadu, neboť snižují množství netříděného odpadu o 39 %. Platby odvozené od množství pytlů, nebo od počtu a objemu sběrných nádob rovněž vedou k poklesu produkce netříděného odpadu, ale v menší míře (o 28, resp. 21 %). Jinak řečeno, systémy variabilních plateb dle hmotnosti jsou účinnější než systémy plateb, které jsou odvozeny od objemu odpadu. Allers a Hoeben (2010) dodávají, že variabilní platby odvozené od hmotnosti odpadu jsou účinné na snižování hmotnosti odpadu, na rozdíl od plateb odvozených od objemu odpadu, které jsou účinné na snižování objemu odpadu (i za cenu stlačování odpadu ve sběrné nádobě).

Pickin (2008) hodnotil na příkladu města Melbourne cenovou elasticitu poptávky v případě, kdy jednotková cena je odvozena od mezních společenských nákladů, a došel k závěru, že vztah mezi cenou dle mezních nákladů a množstvím odpadu je pouze velmi malý (-0,02). Za mnohem účinnější opatření než variabilní platby považuje tlak na snižování objemu sběrných nádob, což vede ke skutečnému poklesu množství odpadu.

Linderhof et al. (2001) sledovali s využitím dat ze všech domácností v holandské obci Oostzaan krátkodobou cenovou elasticitu pro kompostovatelný odpad (-1,10) a pro nerecyklovatelný odpad (-0,26). Zajímavým zjištěním bylo, že cenová elasticita v dlouhém období je o 30 % vyšší (-1,39 pro kompostovatelný odpad, -0,34 pro nerecyklovatelný odpad). Linderhof et al. (2001) tento výsledek interpretují tak, že vyšší dlouhodobá elasticita svědčí o přetrvání pozitivních environmentálních efektů variabilních plateb i v následujících letech po jejich zavedení. Allers a Hoeben (2010) oproti tomu došli k závěru, že zavedení variabilních plateb má sice malý, přesto signifikantní vliv na množství netříděného odpadu, přičemž krátkodobý efekt je vyšší než dlouhodobý (i když pouze nepatrně). Naopak v případě kompostovatelného odpadu neidentifikovali Allers a Hoeben (2010) žádný vliv variabilních plateb na jeho množství (resp. vliv může být tak krátkodobý, že se neodráží v ročních datech).

46 Environmentální aktivismus (viz výše) vede k nižší cenové elasticitě – o 0,13 v případě netříděného odpadu, o 0,10 v případě kompostovatelného odpadu a o 0,05 pro odděleně sbíraný odpad (Dijkgraaf a Gradus, 2004).

Allers a Hoeben (2010) rozlišují dva druhy elasticity, které do značné míry ovlivňují formulaci doporučení pro praktickou politiku. Z výsledků jejich šetření vyplývá, že cenová elasticita je v případě zavedení variabilních plateb pro netříděný odpad -0,32, zatímco pro kompostovatelný odpad -0,87. Tato elasticita je důležitá pro predikce množství odpadu v důsledku změny ceny v obcích, které již systémy variabilních plateb mají. V případě obcí, které teprve plánují systém variabilních plateb zavést, je klíčová tzv. bodová elasticita (*arc elasticity*), která sleduje vývoj v produkci odpadu v okamžiku zvýšení poplatku za odpad z 0 na průměrnou hodnotu obvyklé výše poplatku. V tomto případě Allers a Hoeben (2010) došli k závěru, že elasticita pro netříděný odpad činí -0,11 a pro kompostovatelný odpad -0,37.

Poznatky o cenové elasticitě poptávky mají v praktické politice obce široké využití. Znalost elasticity umožňuje odhadovat nárůst příjmů z vyššího prodeje druhotných surovin v důsledku třídění odpadu, úspory v důsledku nižšího množství odpadu ukládaného na skládky, zvýší se akceptace systému variabilních plateb veřejností, neboť lidé považují tento typ plateb za spravedlivý (Fullerton a Kinnaman, 1994).

Shrnutí různých cenových elasticit poptávky citovaných autorů obsahuje následující tabulka.

Tabulka 7: Elasticita poptávky v odborné literatuře

Autoři	Vstupní data	Druh platby	Cenová elasticita
Fullerton a Kinnaman (1996)	Charlottesville, Virginia 75 domácností	Platba za pytel/nádobu	-0,076
Podolsky a Spiegel (1998)	5 okresů New Jersey 149 obcí	Platba za pytel/nádobu	-0,39
Hong a Adams (1999)	Metropolitní oblast Portland 994 domácností	Platba za nádobu	-0,01
Linderhof et al. (2001)	Oostzaan, Holandsko 3 309 domácností	Platba dle hmotnosti	-1,10
Dijkgraaf a Gradus (2004)	Holandské obce 538 obcí	Platba dle hmotnosti	-0,47
Pickin (2007)	Melbourne 14 obcí	Platba dle objemu	-0,02
Allers a Hoeben (2010)	Holandsko 458 obcí	Platba podle hmotnosti	-0,32

Zdroj: Vlastní shrnutí za základě uvedených studií

7.4 Kritika variabilních plateb

Klasický koncept fungování poplatků za komunální odpad má fundamentální základ v teorii racionální volby (*rational choice theory*). Tato teorie vysvětluje jednání člověka jako jednání, které je výsledkem racionálního rozhodnutí. To však nemusí nutně směřovat k dosažení stanoveného cíle – rozhodující se člověk může dojít k závěru, že dané jednání nevede k zamýšlenému cíli (neboli jednání bylo chybné). Mises (2006) ale dodává, že jakkoli se člověk může ve svém úsudku, který vede k rozhodnutí jednat, mýlit (neboť „*lidský rozum není neomylný*“⁴⁷), pak jednání je vždy výsledkem rozumného uvažování.

Principy rozhodování založené na racionální volbě člověka se však staly předmětem kritiky z řad institucionálních ekonomů. Na základě východisek klasické institucionální ekonomie dospěli Heller a Vatn (2017) k závěru, že ekonomické pobídky (např. v podobě poplatků zohledňujících hmotnost odpadu) vedou nejen k rozvrácení motivace třídít odpad, ale zároveň i k vyššímu nelegálnímu nakládání s odpady. Dle jejich názoru hrají klíčovou roli naopak motivace, které jsou výsledkem působení morálních norem – přesvědčení, že třídít odpad je správné a že třídění odpadu přispívá k vnímání sebe sama jako odpovědné osoby.

Na základě empirického šetření Heller a Vatn (2017) uvádějí, že pouze polovina respondentů uvedla, že v důsledku ekonomických pobídek třídí více než před jejich zavedením. Druhá polovina respondentů uvedla, že třídí stejně jako před zavedením pobídek. Za hlavní příčinu tohoto výsledku považují Heller a Vatn (2017) sílu přesvědčení, že třídění odpadu je spíše výrazem vnitřní motivace než výsledkem externích pobídek. Síla přesvědčení je přitom důsledkem kontextu, v jehož rámci se člověk rozhoduje a také institucí, které jej obklopují. Klíčovým faktorem rozhodnutí třídít odpad je pak to, do jaké míry je norma třídění odpadu internalizována v chování člověka.

Tuto kritiku variabilních plateb, která má původ v povaze motivací (intrinsické vs. extrinsické), lze doplnit i o kritiku, která je založena na praktických problémech, jež jsou s tímto typem plateb spojeny a pramení z toho, jak se člověk vypořádává se změnou relativních cen. Porter (2002) definuje tři způsoby, jak se člověk může vypořádat se změnou relativních cen:

- omezením nákupů (spotřeby), které zvyšují produkci odpadu,
- odložením produkce odpadů do budoucna opakovaným používáním výrobků,
- nelegálními způsoby nakládání s odpady.

Problematické jsou především nelegální způsoby nakládání s odpady, nicméně Bauer a Miranda (1996) identifikovali i další problémy, jež se pojí s implementací variabilních plateb:

1. Účinnost v bytových domech (včetně panelových domů)
2. Administrativní vícenáklady
3. Dopad na znevýhodněné skupiny obyvatel

Jak potvrzují Fullerton a Kinnaman (1994), Bernstad (2014) či Hage a Söderholm (2008), perverzní motivace domácností vyvolané variabilními platbami zvyšují riziko nelegálních způsobů nakládání s odpady. Perverzní chování domácností způsobuje společenské náklady, jež jsou vyšší než náklady legálních způsobů nakládání s odpady, čímž snižuje společenské užitky spojené se systémem variabilních plateb. Dochází tak k ohrožení jinak efektivního systému variabilních plateb (Menell, 2004).

Možnost vzniku nelegálních způsobů nakládání s odpady jako důsledek implementace variabilních plateb nutí obce počítat nejen s vícenáklady na úklid černých skládek a na úklid města, ale i s nutností podpořit systém

47 Mises (2006; 19) přímo uvádí, že „*je fakt, že lidský rozum není neomylný a že člověk ve volbě a použití prostředků velmi často chybuje*“. Tato skutečnost však pouze svědčí o tom, že člověk dělá chyby, nikoli že není racionální ve svém rozhodování.

variabilních plateb kampaněmi na prevenci vzniku litteringu, implementací pokut za litteringové chování⁴⁸, ale např. i pravidelným mobilním svozem objemného odpadu (Bauer a Miranda, 1996). Jakákoli opatření, která zvýší uživatelskou přívětivost systému odděleného sběru v obci (např. využití sběrných dvorů včetně odměny za vytříděné komodity⁴⁹, lepší dostupnost sběrných nádob či vyšší frekvence svozu, aby nedocházelo k jejich přeplňování), snižují riziko perverzního chování domácností (Menell, 2004). K těmto opatřením patří i zálohování opakovaně použitelných, ale i jednocestných nápojových obalů (jako forma nepřímého zdanění v případě, kdy není obal vrácen do oběhu a je předmětem litteringu), protože jak dodává Fullerton a Kinnaman (1993), nelegální způsoby nakládání s odpady nelze zdanit přímo. Perverzní chování domácností lze snížit i tak, že sazba variabilní platby je nižší než mezní společenské náklady nelegálních způsobů odstraňování odpadu (Fullerton a Kinnaman, 1995).

Reschovsky a Stone (1994) rovněž sledovali, zda implementací variabilních plateb dochází k nelegálním způsobům nakládání s odpady (zejména spalování v domácích topeništích). Z výsledků jejich šetření (dotazování domácností) nevyplývá, že by k tomuto chování docházelo, nicméně autoři přiznávají, že nemohou vyloučit zkresení odpovědi samotnými respondenty. Současně dodávají, že účinným nástrojem prevence tohoto chování je institut tzv. minimálního počtu známek, resp. pytlů, které si domácnosti musí pořídit bez ohledu na skutečnou produkci odpadů (ve stejném smyslu lze hovořit o minimálním objemu sběrné nádoby – viz výše). Jakkoli nelze perverzní chování domácností (včetně prodeje těchto známek či pytlů jiným domácnostem) ani v tomto případě vyloučit, pak Reschovsky a Stone (1994) se domnívají, že tento institut může být jedním z možných z nástrojů prevence.

V případě složení odpadu, který je ukládán na černé skládky, hovoří Bauer a Miranda (1996) především o objemném odpadu. Tento druh odpadů identifikovala studie SMO (2011) i v podmínkách České republiky jako klíčový při zakládání černých skládek, nicméně velký podíl nelegálně ukládaného odpadu tvoří i živnostenský odpad, jakož i odpady z rozebírání automobilů. K trendům posledních let však patří nahrazování černých skládek ukládáním odpadů na stanoviště se sběrnými nádobami na oddělený sběr papíru, plastů a skla (zejména pak objemných odpadů, ale i vyřazených elektrických a elektronických zařízení) (SMO, 2011). Tato studie však připouští, že jednak místní poplatek, ale i rozšíření provozování sběrných dvorů a sběrných míst, resp. mobilní svozy do značné míry omezily nelegální způsoby nakládání s odpady, neboť domácnosti mají alternativní možnosti nakládání s odpady a současně místní poplatek nemotivuje domácnosti k perverznímu chování.

Perverzní chování však není nutným důsledkem implementace variabilních plateb. Linderhof et al. (2001) na příkladu obce Oostzaan dokládají, že problém nelegálního nakládání s odpady neexistuje a je spíše virtuální. Na jedné straně je to důsledek efektivního monitoringu, na straně druhé pokut za nelegální skládkování a v neposlední řadě i důsledek sociální kontroly. Zkušenosti německých obcí dokládají, že aktivní práce s veřejností před samotnou implementací variabilních plateb do praxe a v jejím průběhu redukuje averzní chování domácností (kontaktní osoba, tzv. horké linky, návštěvní doba obecního úřadu), zvyšuje ochotu veřejnosti participovat na těchto programech a garantuje jejich dlouhodobou účinnost. Jak uvádějí Slavík et al. (2009), výjimkou nejsou ani přechodná období, kdy souběžně funguje starý systém plateb a nový systém variabilních plateb. V rámci tohoto období mají domácnosti možnost se postupně adaptovat na nový systém.

48 V této souvislosti je však otázka, jak velká by měla pokuta být. Porter (2002) je přesvědčen o tom, že velikost není důležitá. Klíčová je vynutitelnost! Je-li očekávaná pravděpodobnost dopadení nízká, pak i v případě vysoké pokuty jsou očekávané soukromé náklady nelegálního nakládání s odpady nulové. Porter (2002) navíc dodává, že v demokratickém prostředí by velikost pokuty měla odpovídat závažnosti činu. V případě litteringu a dalších nelegálních způsobů nakládání s odpady tudíž nelze prohibitivně vysoké pokuty očekávat.

49 Timlett a Williams (2008) zmiňují možnost využít tzv. vouchery – poukázky na určitý typ služeb v obci jako odměnu za ochotu domácností třídít odpad a využívat infrastruktury obce. Typickým příkladem služeb, které mohou být v podobě vouchery nabízeny, jsou volnočasové aktivity v obci (poukázka na vstup na veřejné koupaliště, do parku, knihovny apod.), poukázka na nákup v místním obchodě apod. Tento nástroj byl úspěšně aplikován např. v Itálii (De Feo a Polito, 2015) nebo Velké Británii (Harder a Woodard, 2007).

Dalším problémovým bodem je implementace variabilních plateb v městské zástavbě, zejména pak v bytových domech. Bauer a Miranda (1996) uvádí, že v rámci této zástavby by měly implementaci provázet komplexní veřejné vzdělávací kampaně, které se zaměří cíleně na skupiny obyvatel, u kterých je větší riziko vzniku perverzních motivací (Bauer a Miranda, 1996). Obyvatelé obce musí vnímat, jaké mají varianty nakládání s odpady, resp. jak mohou snížit produkci směsného komunálního odpadu legální cestou (prevencí vzniku, opakovaným používáním, tříděním, využíváním mobilního svozu a sběrných dvorů apod.). Nutnost doprovodit implementaci variabilních plateb vzdělávací kampaní potvrzuje i Miranda et al. (1996).

Hlavním důvodem, proč variabilní platby v bytových domech včetně zástavby panelových domů nemohou fungovat (resp. jejich účinnost je omezená), je vysoká míra anonymity a absence sociální kontroly tak, jako je tomu v případě komunit typických pro venkovskou zástavbu (Bauer a Miranda, 1996). Bernstad (2014) uvádí, že vysoká míra anonymity typická pro tento typ zástavby je důsledkem absence jednoznačné identifikace původce odpadu⁵⁰ (situace, kdy má každá domácnost k dispozici vlastní sběrnou nádobu, je sice teoreticky možná, ale v praxi z různých, zejména prostorových důvodů neuskutečnitelná). Yau (2010) hovoří v této souvislosti o motivaci členů takové komunity (obyvatelé bytových domů) chovat se jako černý pasažér. Řešením jsou jiné typy finančních motivací (než variabilní platby), které zvyšují ochotu domácností třídit odpad – např. odměny, hotovostní kupóny, potraviny apod.

Miranda et al. (1996) rovněž vnímají problém s aplikací variabilních plateb v daném typu zástavby, nicméně současně upozorňuje na možná technologická řešení, jak i v rámci této zástavby problém účinně řešit. Pokud však takové řešení neexistuje, variantou je vyjmout tento typ zástavby ze systému variabilních plateb. Menell (2004) zmiňuje elektronické systémy, jež jsou součástí nádobového sběru a které umožňují přístup pouze vlastníkům osobní karty (tzv. *air-lock* systémy). Jsou-li tyto sběrné nádoby doplněny o vážení odpadu, pak je hlavní překážka pro fungování variabilních plateb v zástavbě bytových domů, a sice anonymita, odstraněna.

Gallenkemper et al. (1996) poukazují na tři technická řešení aplikace variabilních plateb v tomto typu zástavby. Prvním řešením jsou velkoobjemové kontejnery, které obsahují segmenty uzavíratelných nádob přístupné jen příslušné domácnosti. Druhou možností je velkoobjemový kontejner se vstupem, který eviduje množství (hmotnost, či objem) odpadu. V tomto případě obdrží každá domácnost čip nebo magnetickou kartu, jejímž prostřednictvím získá přístup a na kterou se ukládají data o množství (resp. objemu) odpadu, který domácnost do nádoby vložila. Třetím způsobem jsou stanoviště s kontejnery, které umožňují vážit odpad a automatické vyměňování nádob. I tento způsob je spojen s přístupem prostřednictvím čipu nebo magnetické karty, které plní evidenční funkci.

Jakkoli se jedná o možné přístupy k řešení variabilních plateb v zástavbě bytových domů, Gallenkemper et al. (1996) přiznávají, že se jedná o systémy, které nejsou nijak rozšířené. Současně jsou zatím využívány pouze pro směsný komunální odpad a vyznačují se celou řadou nedostatků, které je třeba technicky vyřešit⁵¹. Problém s anonymitou tato technická řešení sice do značné míry řeší, ale v případě, že domácnost vhodí do nádoby odpad, který do ní nepatří, nelze zpětně zjistit, která domácnost je původcem. To je problematické především v situacích, kdy se domácnosti zbavují zpoplatněného směsného komunálního odpadu ukládaného do sběrných nádob na využitelné složky, nebo naopak, když využitelné složky končí ve sběrných nádobách na směsný komunální odpad. Gallenkemper et al. (1996) poukazují na to, že toto chování lze minimalizovat pouze prostřednictvím poradenské činnosti a práce s veřejností. Protože se však jedná o oblasti s menší sociální kontrolou, je těžké vyhodnotit dopad těchto aktivit.

50 Menell (2004) nazývá tento vztah *one-to-one*, neboli "jeden na jednoho" a jeho absenci v případě bytových domů považuje za hlavní důvod, proč je obtížné monitorovat individuální chování domácností, a tím i implementovat variabilní platby.

51 Zde je třeba dodat, že jakkoli Gallenkemper et al. (1996) popisují realitu konce 90. let minulého století, pak ani v současné době nejsou uvedené problémy technicky vyřešeny. Lze předpokládat, že hlavním důvodem jsou vysoké vícenásobky na zavedení popisovaných systémů, kterým neodpovídají benefity.

Dalším problémovým bodem implementace variabilních plateb mohou být dle Bauer a Miranda (1996) administrativní vícenálklady, nicméně analýza autorů došla k závěru, že variabilní platby mají na administrativní náklady systému minimální vliv. Miranda et al. (1996) dodávají, že neexistuje jednoznačná odpověď na otázku, zda variabilní platby zvyšují či snižují náklady na odpadové služby, včetně nákladů administrativních. Oproti tomu Slavík a Pavel (2013) došli k závěru, že neexistují signifikantní rozdíly v administrativní náročnosti různých typů plateb, Slavík a Rybová (2017) dokonce uvádějí, že systémy s variabilními platbami generují nižší celkové náklady než systémy, které jsou postaveny na fixních platbách.

V neposlední řadě Bauer a Miranda (1996) upozorňují, že variabilní platby mohou negativně ovlivňovat sociálně znevýhodněné skupiny obyvatel. Tento typ domácností nevnímá dostatečně výhody variabilních plateb (možnosti šetřit výdaje z rozpočtu domácnosti v případě třídění odpadu), takže je nutné doplnit komplex služeb o tzv. asistenční služby na jedné straně a o vzdělávací aktivity na straně druhé. Miranda et al. (1996) v této souvislosti doporučuje, aby platby byly regresivní. Negativní dopad na nízkopříjmové domácnosti by tímto opatřením byl tlumen. Miranda et al. (1996) však přiznává, že toto opatření je v rozporu s očekáváním veřejnosti, aby byla distribuce plateb spravedlivá – tzn., aby ti, kteří produkuje více odpadu, také více platili.

Jedním z negativních dopadů systémů variabilních plateb může být i tzv. odpadový turismus (*„waste tourism“* nebo *„garbage tourism“*). V některých případech se motivace snížit produkci smíšeného komunálního odpadu v důsledku variabilních plateb projevuje v přepravě zpoplatněných odpadů do sousedních obcí. Domácnosti tak využívají dojíždění za prací, do školy, nebo za volnočasovými aktivitami k přepravě odpadů na místa, kde nedochází k jejich zpoplatnění. Allers a Hoebe (2010) uvádějí jako příčinu odpadového turismu rozdíly v poplatcích mezi jednotlivými obcemi, nicméně na základě dat ze 458 holandských obcí hypotézu o existenci odpadového turismu nepotvrdili. I Dijkgraaf a Gradus (2004) došli k závěru, že variabilní platby nemají vliv na vznik tohoto fenoménu.

V souvislosti s implementací variabilních plateb je třeba přiznat, že neexistuje jednotné doporučení, které by bylo univerzálně použitelné pro všechny obce. Ferrara (2008) uvádí, že znalost proměnných, které ovlivňují domácnosti v jejich rozhodování o produkci odpadu a jeho třídění, dává tvůrcům politiky možnost dělat mnohem více informovaných rozhodnutí o tom, kde a kdy implementovat příslušnou politiku. Např. záleží-li na postoji k třídění, má smysl investovat do vzdělávání domácností o environmentálních dopadech produkce odpadů a recyklace. Pokud mají domácnosti žijící v bytových domech sklon třídít méně než domácnosti, které žijí v rodinných domech, pak implementaci systému třídění jednotně pro celou obec nelze doporučit. Pokud domácnosti důchodců mají sklon více třídít, protože mají nižší náklady obětované příležitosti času, pak opatření věnovaná snížení časové náročnosti třídění jsou vítána. Hraje-li roli věk, protože má negativní vliv na odstraňování odpadu, ale pozitivní vliv na třídění odpadu, pak systémy třídění (jako protiklad k variabilním platbám) jsou lepším řešením v obcích s vyšším podílem starších lidí. Třídí-li vlastníci domů/bytů více, pak variabilní platby (na rozdíl od systémů třídění) budou účinnější v obcích s vyššími nájmami. Má-li hustota osídlení negativní vliv na třídění, poskytují variabilní platby lepší pobídky pro environmentálně odpovědné chování v OH v obcích s vyšší hustotou.

8. Platby za komunální odpad v podmínkách ČR

8.1 Legislativní vymezení – současnost a budoucnost

Poplatková politika obcí v odpadovém hospodářství prošla v průběhu 20. století, ale i v následných desetiletích až do současnosti dynamickým vývojem (Slavík et al., 2009). Významnou roli v tomto vývoji hrají právní normy, které vymezují pravidla fungování jednotlivých druhů plateb a jejich následná implementace v obecně závazných vyhláškách, které upřesňují ustanovení příslušného zákona. Současné právní prostředí v České republice definuje následující tři typy plateb za komunální odpad:

1. Místní poplatek (dle § 10b zákona č. 565/1990 Sb., o místních poplatcích)
2. Poplatek za komunální odpad (dle § 17a zákona č. 185/2001 Sb., o odpadech)
3. Úhradu (dle § 17 zákona č. 185/2001 Sb., o odpadech)

8.1.1 Místní poplatek

Z právní definice místního poplatku vyplývá, že se jedná o tzv. paušální platbu za komunální odpad (platba dle trvalého pobytu nebo dle vlastnictví stavby určené k individuální rekreaci, bytu nebo rodinného domu; sazba poplatku je určena na osobu, a to složením paušální částky 250 Kč na osobu a částky v maximální výši 750 Kč na osobu, která se odvíjí od skutečných nákladů obce na sběr a svoz netříděného komunálního odpadu). Způsob výpočtu sazby poplatku naznačuje snahu naplnit fiskální funkci platby⁵², nicméně z konstrukce platby je současně zřejmé, že tento typ platby nemá schopnost plnit motivační funkci plateb, resp. pouze nepřímo přes náklady na sběr a svoz netříděného komunálního odpadu⁵³.

Absenci motivační funkce místního poplatku se snaží některé obce nahradit implementací systému tzv. úlev/slev. Jak uvádí studie IURMO (2016), tyto úlevy jsou obvykle přiznány občanům, kteří:

- předcházejí vzniku odpadů,
- snižují počet sběrných nádob,
- preferují nižší objemy sběrných nádob nebo nižší frekvenci svozu,
- třídí využitelné složky komunálního odpadu (papír, plasty, sklo, nápojové kartony, kovy, elektroodpad, bioodpad),
- využívají doplňkové služby v odpadovém hospodářství (např. sběrný dvůr, pytlový sběr apod.).

Velikost úlevy se odvíjí od objektivně definovaného výkonu – přechod ke sběrné nádobě s nižším objemem (např. přechod od 120 l → 80 l nádobě) nebo přechod k nižší frekvenci svozu (např. od týdenního svozu → 14dennímu svozu), vyšší množství produkce (většinou hmotnost) vytříděných materiálů, počet pytlů s vytříděnými materiály, počet návštěv ve sběrném dvoře apod. Domácnosti mají možnost vytřídít definované komodity a v závislosti na jejich hmotnosti inkasovat úlevu z platby místního poplatku. V následující tabulce jsou shrnuty zkušenosti vybraných obcí s úlevami, které jsou závislé na hmotnosti vytříděných materiálů.

52 Maximální výše sazby místního poplatku (1 000 Kč) je vyšší, než jsou průměrné náklady měst a obcí na odpadové hospodářství v roce 2016 (900 Kč/obyv./rok) (Balner a Vrbová, 2017). Autoři nicméně dodávají, že průměrné náklady na provoz odpadového hospodářství mají značnou variabilitu v jednotlivých obcích a nejsou výjimkou obce, které mají průměrné náklady vyšší, než je maximální přípustná výše místního poplatku. V takovém případě může být fiskální funkce platby narušena.

53 Motivační funkci plní místní poplatky pouze za předpokladu, že náklady na sběr a svoz netříděného komunálního odpadu jsou vyšší než náklady odděleného sběru využitelných složek; třídí-li v takovém případě domácnosti odpad, pak svou činností přispívají ke snižování nákladů na sběr a svoz netříděného komunálního odpadu, což vede k nižšímu vyměřovacímu základu výpočtu sazby místního poplatku (za předpokladu stabilní výše poplatníků).

Tabulka 8: Úlevové programy v obcích s místním poplatkem

	Papír (1 kg)	PET láhve (1 kg)	Plasty (1 kg)	Nápojové kartony (1 kg)	Kovy (1 kg)
Lysá nad Labem	2,00 Kč	2,00 Kč	2,00 Kč	-	-
Lomnice nad Popelkou	1,00 Kč	-	2,00 Kč	2,00 Kč	-
Nový Bor	0,40 Kč	-	1,50 Kč	-	-
Nymburk	0,80 Kč	-	3,00 Kč	3,00 Kč	-
Turnov	1,50 Kč	-	4,50 Kč	4,50 Kč	4,50 Kč

Zdroj: OZV 1/2016 o místních poplatcích (město Lysá nad Labem), OZV 1/2017 o místním poplatku za provoz systému shromažďování, sběru, přepravy, třídění, využívání a odstraňování komunálních odpadů (město Lomnice nad Popelkou), OZV 7/2017 o místním poplatku za provoz systému shromažďování, sběru, přepravy, třídění, využívání a odstraňování komunálních odpadů (město Nový Bor), OZV 8/2017 o místním poplatku za provoz systému shromažďování, sběru, přepravy, třídění, využívání a odstraňování komunálních odpadů (město Nymburk), OZV 3/2015 o místním poplatku za provoz systému shromažďování, sběru, přepravy, třídění, využívání a odstraňování komunálních odpadů (město Turnov)

Tento přehled obcí s úlevovými programy v systému místních poplatků jistě není vyčerpávající. V České republice lze možné identifikovat i další obce, které implementovaly podobné úlevové programy, jakkoli mohou obsahovat dílčí modifikace (např. obec Malé Žernoseky nebo Velký Šenov definují výši úlevy dle počtu pytlů vytríděných materiálů, město Mladá Boleslav definuje oproti tomu úlevy ve formě bodů dle hmotnosti vytríděných materiálů). Celková výše úlevy se následně odečítá od celkové výše místního poplatku s tím, že v některých případech obce definují, jaké maximální výše úlevy mohou občané dosáhnout. V některých obcích to může být úleva ve výši, která odpovídá velikosti místního poplatku, ve většině obcí je však definována maximální výše úlevy (např. 50 % z celkové výše místního poplatku). Jakkoli jsou úlevové systémy variantou systémů místních poplatků (ale doplněných o motivační složku), pak studie IURMO (2016) upozorňuje, že volbě úlevového systému by měla předcházet podrobná analýza nákladů a užitků, které úlevový systém generuje celému systému nakládání s komunálními odpady v obci.

Ze zkušeností obcí v České republice vyplývá, že systémy místních poplatků jsou spojeny se specifickými výhodami a nevýhodami. Jak shrnuje Slavík (2014), k výhodám systému patří ve vztahu k občanům obce jednoznačné vymezení poplatku a poplatníka, srozumitelný výpočet platby či absence tvorby perverzních motivací k nelegálním způsobům nakládání s odpady. Z pohledu obce patří výhodám zejména dobrá vymahatelnost, nízký počet neplatičů, možnost propojit systém s evidencí obyvatel, nižší administrativní náklady na správu nebo možnost predikce příjmů od občanů. Naopak k nevýhodám systému patří omezení horní hranice (především v obcích, kde průměrné náklady na občana převyšují maximální možnou sazbu poplatku), absence motivace k oddělenému sběru využitelných složek (není-li zaveden komplementární úlevový program), krátkodobý nárůst produkce směsného komunálního odpadu či omezení poplatníků na občany s trvalým pobytem, resp. vlastníky nemovitostí určených k individuální rekreaci (Slavík, 2014).

I přes uvedené nevýhody systému místního poplatku Vrbová (2016) uvádí, že tento typ zpoplatnění je v České republice nejčastější volbou měst a obcí. Data za rok 2015 potvrdila, že místní poplatek implementovalo 76 % obcí, zatímco poplatek za komunální odpad pouze 21 % obcí. Pouze 3 % obcí využívají úhradového systému, a to buď smlouvy mezi občanem a obcí (2,1 %) nebo občanem a svazovou firmou (0,8 %). Přepočítají-li se data podle podílu obyvatel v obcích s daným systémem platby, pak 81 % obyvatel žije v obci, která má implementovaný místní poplatek (Vrbová, 2016).

8.1.2 Poplatek za komunální odpad

Poplatek za komunální odpad je svou konstrukcí typem variabilní platby. Poplatníkem je fyzická osoba, při jejíž činnosti vzniká komunální odpad, přičemž konstrukce platby sice respektuje předpokládané oprávněné náklady obce na nakládání s komunálním odpadem, ale ty jsou následně na poplatníky rozpočítány podle počtu a objemu sběrných nádob, resp. podle počtu uživatelů bytů s ohledem na úroveň třídění. Obce tak mají možnost stanovit velikost poplatku podle skutečných výkonů každého poplatníka, a to v závislosti na tom, jakým způsobem s komunálním odpadem nakládá.

Slavík (2014) uvádí, že výhodou tohoto systému je vysoká variabilita nastavení konstrukce poplatku (objem sběrné nádoby, frekvence svozu, objem zaplněné nádoby, hmotnost), absence horní hranice pro výpočet poplatku, nižší náklady správy, vymahatelnost, vztah ke skutečným nákladům systému či možnost propojení s cenou, kterou platí obec svozové společnosti za poskytnuté služby⁵⁴. Nevýhodou mohou být vícenáklady spojené s vymáháním platby, či tvorba perverzních motivací s cílem se platbě vyhýbat nebo ji minimalizovat na úroveň, která neodpovídá skutečným potřebám poplatníka.

Jak uvádí Vrbová (2016), tento typ platby využívají především menší obce do 4 tis. obyvatel. Je to dáno zejména vyšší mírou sociální kontroly v obci a vzhledem k velikosti obce i nízkými náklady na administraci systému. Současně umožňuje tento systém plateb uložit platbu i rekreantům, kteří v obci produkují odpad, s ohledem na skutečný počet rekreantů využívajících rekreační objekty (resp. s ohledem na skutečné výkony, které produkují komunálních odpadů vyvolávají).

8.1.3 Úhrada

Nejméně využívaným systémem plateb za komunální odpad v České republice je systém úhrad⁵⁵ dle § 17 zákona č. 185/2001 Sb., o odpadech. Tento systém plateb nejlépe odpovídá „ceně“ za službu, kterou občané obce poptávají – svoz odpadu, resp. doplňkové služby, které obec nabízí (oddělený sběr využitelných složek, provoz sběrného dvora/místa apod.), neboť se jedná o smluvní platbu. Smlouvu uzavírá poplatník s obcí s tím, že smlouva musí být písemná a musí obsahovat výši úhrady.

Výhodou této platby je možnost obce definovat výši úhrady dle skutečných nákladů obce na nakládání s odpady (fiskální funkce), ale i s cílem plnit environmentální cíle (motivační funkce). K dalším výhodám patří relativně vysoká míra variability, nenáročná organizace systému, aplikovatelnost i na živnostníky a srozumitelnost pro občany (Slavík, 2014). Naopak mezi slabé stránky patří vyšší administrativní zátěž, součinnost poplatníků při uzavírání smlouvy, riziko vzniku perverzních motivací či problematická aplikovatelnost v zástavbě bytových domů a sídlišť (ibid).

Současná právní úprava umožňuje obcím v České republice volit systém plateb, který nejlépe odpovídá potřebám obce a historické zkušenosti s různými systémy plateb. Nicméně, jak je patrné z přípravy nového zákona o odpadech, systém plateb by se měl v nové právní úpravě změnit s cílem tento systém zjednodušit (viz IURMO, 2016). Hlavní změnu by měl přinést nový druh poplatku, a sice tzv. poplatek za odkládání komunálního odpadu

54 Cenu, kterou platí obec svozové společnosti, je možné bez větších problémů přepočítat na poplatky za komunální odpad, které platí obyvatelé obce (ovšem je-li cena za svoz komunálního odpadu vázána rovněž na výkon systému – objem a počet sběrných nádob, hmotnost odpadu apod.).

55 Celý název této platby zní úhrada za shromažďování, sběr, přepravu, třídění, využívání a odstraňování komunálních odpadů.

z nemovité věci. Jedná se o variabilní typ platby, který zohledňuje množství produkovaného odpadu (hmotnost či objem), resp. objem sběrné nádoby, do které je odpad ukládán. Základ poplatku přitom vychází z hmotnosti komunálního odpadu (tzv. hmotnostní základ), objemu komunálního odpadu (objemový základ) a objednané kapacity sběrných prostředků (kapacitní základ). Zákon by měl rovněž definovat maximální hodnotu dílčího základu, a sice 6 Kč/kg u hmotnostního základu, resp. 1 Kč/l u objemového a kapacitního základu. Do jaké míry však budou navržené typy plateb prosazeny do praxe, bude zřejmé teprve po přijetí nového zákona o odpadech.

9. Poplatky a demografický vývoj

Problém plateb za komunální odpad je třeba vnést i do širších společenských souvislostí, neboť vývoj jejich použití neprobíhá ve společenském vakuu, ale je ovlivněn některými socio-demografickými faktory, které determinují využití plateb v praxi. Jak uvádí Rybová a Slavík (2016a), nebo Rybová (2018), ke klíčovými společenským změnám, které mohou ovlivňovat volbu různých typů plateb za komunální odpad patří zejména stárnutí populace, rostoucí počet domácností (resp. rostoucí počet jednočlenných domácností) či regionálně závislá úroveň vzdělání. Dornbusch (2011) v této souvislosti potvrzuje, že tento vývoj se projeví ve: a) vyšších nárocích na kvalitu poskytovaných služeb v souvislosti s nárůstem průměrné délky života na jedné straně a změnou kvality bydlení na straně druhé, b) změně nároků na svoz odpadů v důsledku klesající průměrné velikosti domácnosti a poklesu počtu obyvatel ve vybraných regionech České republiky.

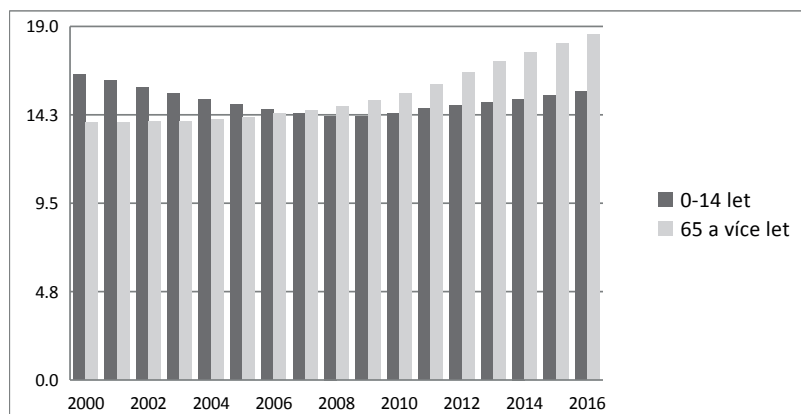
9.1 Hlavní demografické trendy

Klíčovou roli však hraje proces stárnutí populace. Pro tento vývoj je charakteristický předpokládaný nárůst naděje dožití do roku 2050, a to pro všechny varianty prognózy (v případě mužů zvýšení o 6,8 roku, v případě žen zvýšení o 5,9 roku). Největší podíl na tomto nárůstu budou mít lidé z věkové skupiny 70–79 let, resp. 80+ let. Přirozenou změnu (počet živě narozených vs. počet zemřelých) bude částečně vyvažovat migrace, nicméně do roku 2050 lze očekávat pokles celkového počtu obyvatel na 8,066 mil. (v nízké variantě), resp. na 9,439 mil. (ve střední variantě). Pouze ve vysoké variantě lze očekávat mírný nárůst počtu obyvatel na 10,83 mil. (ČSÚ, 2004).

Rybová (2018) upozorňuje na to, že stárnutí může mít dvojitou podobu – buď se jedná o stárnutí ze spodu věkové pyramidy (*fertility dominated ageing*), které spočívá v pomalejším růstu počtu obyvatel v mladších věkových kategoriích a stárnutí shora věkové pyramidy (*mortality dominated ageing*), které popisuje nižší míru úmrtnosti ve vyšších věkových kategoriích. Rybová (2018) přitom dodává, že v České republice dochází k oběma podobám stárnutí, což má dopad na celkový význam stárnutí populace v rámci současného vývoje společnosti.

Proces stárnutí lze s využitím dat Českého statistického úřadu ČR doložit vývojem podílu obyvatel ve vybraných věkových skupinách v České republice (rovněž in Rybová, 2018). Z obrázku je patrný nárůst podílu obyvatel v postproduktivním věku (65+) na úkor skupiny obyvatel v produktivním věku (15–64 let). Nárůst podílu obyvatel ve věku 65+ je mírně vyvažován nárůstem podílu obyvatel ve věkové skupině 0–14 let, který začal v letech 2008–2009. Tento trend však není typický pouze pro Českou republiku, ale i pro další státy Evropské unie (např. Německo) (Hauser, 2007; Hoffmeister, 2011). Rostoucí zastoupení vyšších věkových skupin ve společnosti má přitom nejen národohospodářské důsledky, ale i důsledky na lokální systémy nakládání s komunálními odpady.

Obrázek 20: Podíl obyvatel dle vybraných věkových skupin v letech 2000–2016 (v %)



Zdroj: ČSÚ (2017a)

Jak již bylo uvedeno výše, věk ovlivňuje nejen recyklační chování domácností (De Feo a De Gisi, 2010; Saphores a Nixon, 2014), ale i produkci komunálního odpadu (Sterner a Bartelings, 1999; Lebersorger a Beigl, 2011). Výsledky analýz naznačují (některé studie nezjistily signifikantní vztah mezi věkem a těmito proměnnými), že s rostoucím věkem roste ochota věnovat se třídění odpadu, včetně využívání příslušné infrastruktury, jako jsou sběrné dvory apod. (Hage et al., 2009; Saphores et al., 2006) a současně klesá míra produkce komunálního odpadu (Sterner a Bartelings, 1999). Tato zjištění mohou obce promítnout do způsobu nastavení obecního systému nakládání s komunálními odpady, včetně nádobové politiky, lokalizace sběrných nádob apod.

Stárnutí populace se projevuje i v nárůstu počtu jednočlenných domácností. Tento typ domácností je charakteristický vysokou jednotkovou produkcí komunálního odpadu, protože řada typů spotřebovávaných statků není sdílena dalšími členy domácnosti (Dennison et al., 1996). Následující tabulka ukazuje vývoj počtu hospodařících domácností, resp. vývoj počtu jednočlenných domácností. Z této tabulky je zřejmý nárůst počtu jednočlenných domácností ve sledovaném období, přičemž se kromě domácnosti důchodců může jednat i o domácnosti samostatně žijících mladých lidí ve věku 18–35 let⁵⁶. Věk jednočlenných domácností je přitom velmi důležitý pro tvorbu očekávání týkajících se spotřeby odpadových služeb, jejich kvality a rozsahu. Hlavním rozdílem je složení spotřebního koše na jedné straně, který je rozhodující z hlediska množství a složení produkovaného komunálního odpadu, a rozsah poptávaných odpadových služeb na straně druhé. Poptávka po kompletním servisu (viz dále) je totiž typická hlavně pro domácnosti důchodců kvůli fyzické náročnosti nakládání s některými druhy odpadů (např. objemné odpady, nebezpečné odpady apod.).

Tabulka 9: Domácnosti podle výsledků sčítání lidu v letech 1961–2011 (v tisících)

Rok sčítání	Hospodařící domácnosti	Domácnosti jednotlivců
1961	3 035	515
1970	3 365	669
1980	3 791	939
1991	3 984	1 090
2001	4 216	1 276
2011 ¹⁾	4 375	1 422

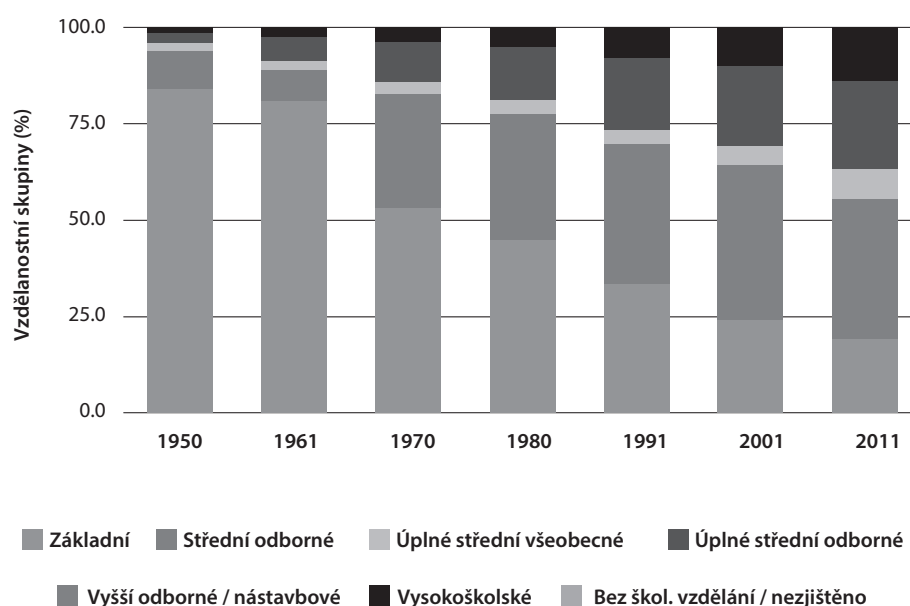
Zdroj: ČSÚ (2017b)

Studie zabývající se hodnocením vlivu velikosti domácnosti na produkci komunálního odpadu dospívají k jednoznačnému závěru – s nárůstem počtu členů domácnosti klesá jednotková produkce komunálního odpadu (např. Benítez et al., 2008; Beigl et al., 2008; Lebersorger a Beigl, 2011). Dennison et al. (1996) dodávají, že jednotková produkce komunálního odpadu u vícečlenných domácností je na významně nižší úrovni než produkce jednočlenných domácností, z čehož dle jeho názoru vyplývá, že rostoucí počet menších domácností povede buď ke stejné, nebo spíše k vyšší produkci komunálního odpadu v obci. Vliv tohoto vývoje na logistiku, nádobovou politiku a poplatkovou politiku je z tohoto pohledu zřejmý.

56 Kvapilová Bartošová a Fučík (2017) dokládají, že v případě mladých jednočlenných domácností se jedná o přestupní stanici k párovému soužití a nikoli domácnosti “kariéristů orientovaných na výkon”, jak je obecně předpokládáno.

K dalším společenským trendům patří postupná změna ve struktuře dosažené úrovně vzdělání. Ta je přitom důležitá nejen s ohledem na míru produkce komunálního odpadu, ale i pro rozhodování o způsobu komunikace s veřejností – jaký typ informace zvolit (obecné vs. instrumentální), jak komunikovat platby za komunální odpad (hlavní nástroj, doplňkový), a proto se odráží i ve způsobu, jakou strategii obce volí v poplatkové politice. Následující obrázek mapuje vývoj obyvatelstva v letech 1950 až 2011 dle nejvyššího ukončeného vzdělání (rovněž in Rybová, 2018). Z tohoto vývoje je patrný pokles podílu obyvatel se základním vzděláním, a naopak nárůst podílu obyvatel se středním, resp. vysokoškolským vzděláním. Jakkoli nejsou závěry o vlivu úrovně vzdělání na míru produkce komunálního odpadu v mezinárodní literatuře jednoznačné⁵⁷, v podmínkách České republiky Rybová a Slavík (2016a) dokládají, že čím vyšší je procento vysokoškolsky vzdělaných lidí v obci, tím vyšší je produkce komunálního odpadu. Predikce vývoje vzdělanostní struktury je tak důležitá nejen s ohledem na odhad budoucího vývoje produkce komunálního odpadu, ale i vytižení kapacit na nakládání s odpady. Nákladové tlaky, které tento vývoj vyvolává, se promítají i do poplatkové politiky měst a obcí.

Obrázek 21: Obyvatelstvo dle nejvyššího ukončeného vzdělávání v letech 1950–2011 (%)



Zdroj: ČSÚ (2017c)

Nad rámec demografického vývoje je pro systémy nakládání s komunálním odpadem důležitý i vývoj socioekonomických charakteristik společnosti. Slavík a Rybová (2011) řadí k důležitým socioekonomickým trendům vývoje i lokální, resp. regionální migraci, změnu kvality bydlení (přechod z bytových do rodinných domů) a proces suburbanizace, které mají vliv na organizaci svozu komunálního odpadu a vytižení zařízení na nakládání s odpady, a tím i na poplatkovou politiku obcí. Uvedené trendy se do poplatkové politiky měst a obcí přelévají přes nákladové tlaky, které vyvolávají.

57 Zatímco Keser et al. (2012) došli k závěru, že čím vyšší je úroveň dosaženého vzdělání, tím vyšší je z důvodu vyšší životní úrovně i produkce komunálního odpadu, Sterner a Bartelings (1999) naopak uvádějí, že lidé s nižším vzděláním produkují více komunálního odpadu. Klíčová je tedy síla důchodového efektu.

58 Stárnutí se však netýká pouze obyvatel měst a obcí, ale i obsluhy svozu odpadu (Dornbusch, 2011; UBA, 2017). V tomto případě je obvyklou reakcí provozovatele odpadových služeb fluktuace zaměstnanců mezi jednotlivými pracovními pozicemi ve firmě podle fyzické náročnosti a přefázení pracovníků vyššího věku na pracovní méně náročné pozice.

S rostoucí průměrnou délkou života přirozeně rostou rovněž nároky na kvalitu a rozsah odpadových služeb – úbytek fyzických sil stárnoucí populace generuje poptávku po tzv. komplexním servisu (Dornbusch, 2011), kdy pracovníci svozu odpadu zajišťují⁵⁸, aby byly sběrné nádoby přepraveny od domu ke kraji ulice, kde probíhá svoz odpadu. Současně roste tlak na to, aby donáškové systémy sběru byly nahrazeny odvozovým způsobem, který je spojen s nižšími nároky na fyzickou sílu. Součástí komplexního servisu je i možnost mobilního svozu odpadů (zejména objemných, či nebezpečných) po telefonickém nebo elektronickém objednání, jež doplňuje (z pohledu stárnoucí populace spíše nahrazuje) službu, kterou poskytují sběrné dvory. Poskytování komplexních služeb je však spojeno s vyššími nároky na pracovní sílu, která zabezpečuje svoz odpadů, což vede ke zvýšení personálních nákladů. Vyšší personální náklady následně tlačí na nárůst plateb za komunální odpad.

Neméně významným trendem, který zvyšuje tlak na nárůst plateb za komunální odpad, je již výše uvedený nárůst počtu jednočlenných domácností (resp. pokles průměrné velikosti domácnosti) a pokles počtu obyvatel v některých regionech Evropy a České republiky⁵⁹. Oba tyto trendy vedou k nižšímu vytížení dostupné infrastruktury (sběrné nádoby, vozový park, zařízení na nakládání s odpady) a tím i k nárůstu jednotkových nákladů na provoz celého systému nakládání s odpady. Nižší vytížení infrastruktury je spojeno i s problémem profinancování fixních nákladů systému a jejich rozpočítání do plateb za komunální odpad (Bauer et al., 2015; Buchert et al., 2017; UBA, 2017).

Nižší vytížení infrastruktury obecních systémů nakládání s odpady v důsledku demografického vývoje je možné očekávat i v důsledku poklesu produkce směšného komunálního odpadu. Lauruschkus et al. (2009), ale i Dornbusch (2011) upozorňují na negativní dopady nižší produkce směšného komunálního odpadu na stabilitu konstrukce plateb za komunální odpad a na nutnost hledat cesty, jak přizpůsobit konstrukci plateb novým trendům vývoje společnosti. Buchert et al. (2017) dodávají, že nejen změna konstrukce plateb, ale prodloužení frekvence svozu komunálního odpadu a využívání tzv. sousedských sběrných nádob (*Nachbarschaftstonne*) představují opatření, jak tlak na zvýšení plateb za komunální odpad minimalizovat.

9.2 Demografický vývoj – adaptace systému a plateb

Adaptace obecních systémů nakládání s komunálním odpadem má obvykle dvojí povahu: buď se jedná o implementaci adaptačních opatření, která si kladou za cíl minimalizovat nákladové tlaky, které se přenášejí na platby za komunální odpad, nebo se jedná o adaptaci plateb za komunální odpad (resp. jejich konstrukce) na změnu demografických a socioekonomických charakteristik společnosti. První skupina adaptačních opatření se soustřeďuje na optimalizaci systému sběru a svozu komunálního odpadu, které povede k vyšší nákladové efektivitě nakládání s odpady. Dle Dornbusche (2011) se jedná zejména o následující opatření:

1. Opatření zaměřená na sběr komunálního odpadu

- a) zavádění nových druhů sběrných nádob do praxe (např. komorové nádoby na více druhů odpadu);
- b) používání tzv. sousedských sběrných nádob (sběrnou nádobu sdílí více rodin a dělí se tak o platbu za komunální odpad);
- c) zahuštění sběrné sítě (neboli minimalizace docházkové vzdálenosti) v rámci donáškových způsobů sběru včetně změny lokalizace sběrných nádob;
- d) poskytování komplexního servisu;

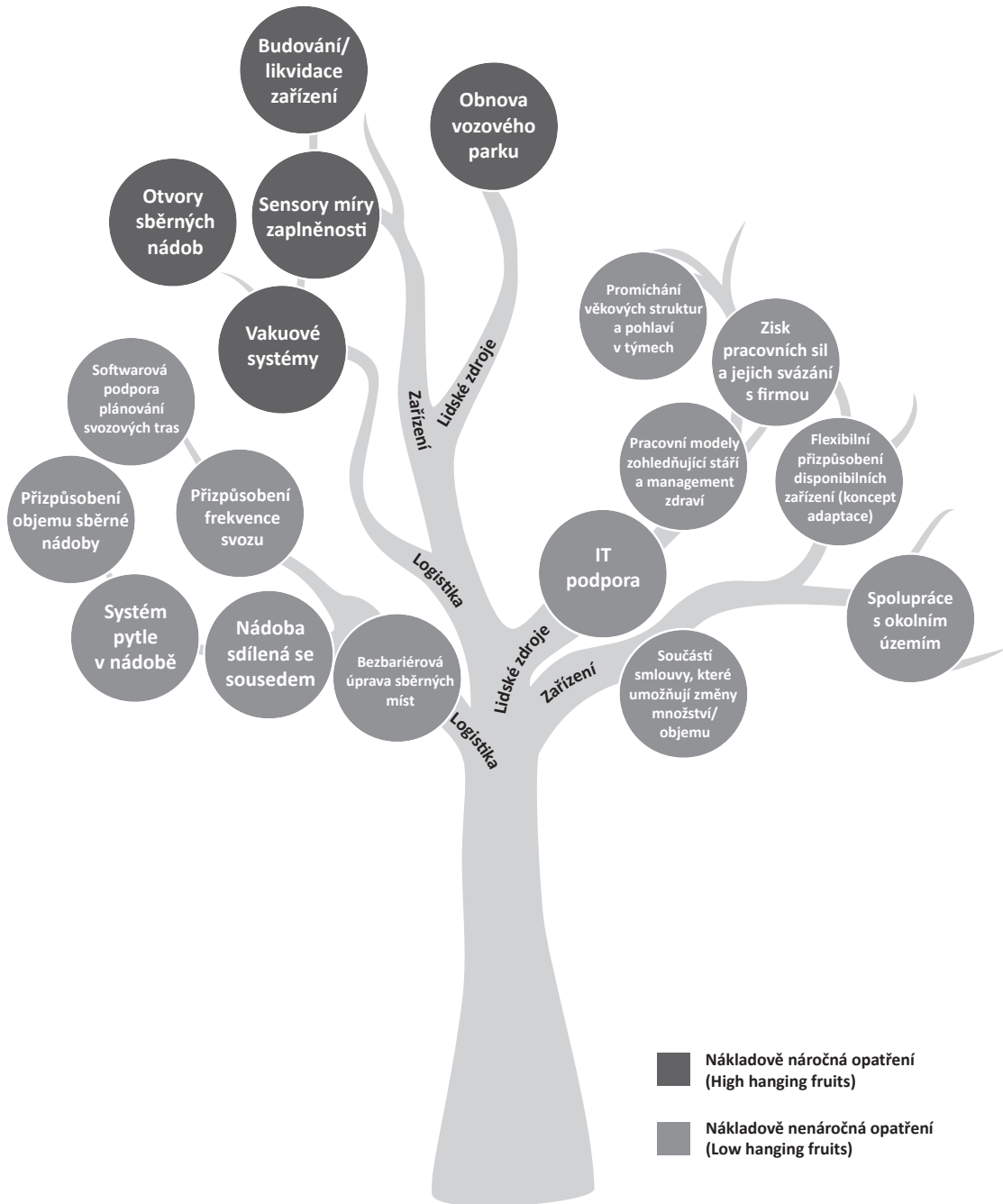
59 Jak ukazuje Slavík (2012) na datech z let 2007 a 2011, jedná se zejména o periferní (velmi často příhraniční) regiony České republiky, pro které je typický odliv obyvatel a jejich stěhování do regionálních center (např. příhraniční regiony Karlovarského, Jihočeského, Zlínského, Moravskoslezského, Olomouckého a Královéhradeckého kraje).

2. Opatření zaměřená na svoz komunálního odpadu

- prodlužování frekvence svozu komunálního odpadu;
- optimalizace svozových tras;
- využívání alternativní svozové techniky (např. vícekomorová svozová vozidla);
- plánování personálního zabezpečení svozu (s ohledem na věkovou strukturu obsluhy).

Následující obrázek dělí uvedená (a další) opatření podle jejich nákladové náročnosti na nákladově intenzivní opatření (*high hanging fruits*) a opatření nákladově nenáročná (*low hanging fruits*), a to podle typu činnosti (logistika, personál, zařízení na nakládání s odpady).

Obrázek 22: Nákladově náročná a nenáročná opatření řešení demografických změn



Zdroj: (2017; s. 42)

V případě adaptace plateb za komunální odpad (resp. jejich konstrukce) se jedná o snahu přizpůsobit způsob kalkulace plateb měnícím se podmínkám sběru a svozu komunálního odpadu tak, aby konstrukce plateb byla schopna absorbovat nákladové tlaky. Buchert et al. (2017) potvrzují, že vhodnou konstrukcí plateb, kdy základní platba pokryje fixní náklady systému (s tím, že se může jednat až o 50 % z celkové výše platby) a doplňková platba se bude odvíjet od množství komunálního odpadu, resp. od objemu poptávaných odpadových služeb, lze čelit riziku vysokých jednotkových fixních nákladů a jejich vlivu na nárůst plateb za komunální odpad. Opodstatněnost vícesložkových plateb dokládají i Batllellé a Hanf (2008), kteří jsou přesvědčeni, že by základní část platby měla zohledňovat socioekonomické rozdíly mezi domácnostmi (včetně lokalizace jejich bydlení) a doplňková platba by měla respektovat rovnost v jednotkových nákladech. Pouze v případě takové konstrukce plateb za komunální odpad lze dosáhnout toho, že každá domácnost bude čelit takové platbě, která bude reflektovat skutečný rozsah a kvalitu poptávaných odpadových služeb a která bude současně respektovat rozdílný společenský status domácnosti.

Demografický vývoj společnosti v České republice je výzvou nejen v oblasti sociální politiky státu, ale i v oblasti udržitelnosti technické infrastruktury včetně odpadového hospodářství. Adaptace obecních systémů nakládání s odpady na měnící se společenské podmínky, ale také přizpůsobení poplatkové politiky tak, aby odrážela klíčové vývojové trendy (zejména stárnutí populace, rostoucí počet domácností a změnu vzdělanostní úrovně), patří mezi uvedenými výzvami k těm nejdůležitějším. Včasná adaptace minimalizuje nákladové tlaky, které společenské změny vyvolají.

10. Faktory ovlivňující chování domácností – empirická analýza

Jak bylo uvedeno v předcházejících kapitolách, nejen poplatkové systémy, ale i celá řada dalších faktorů ovlivňuje chování domácností, jejich ochotu třídít využitelné složky komunálního odpadu a snižovat množství směsného komunálního odpadu. Jakkoli existuje celá řada zahraničních autorů, kteří se analýze těchto faktorů systematicky věnují, v podmínkách České republiky se jedná zatím o dílčí analýzy, které se soustředí na hodnocení poplatkových systémů (Šauer et al., 2008; Slavík a Pavel, 2013), sociodemografických faktorů (Struk a Soukopová, 2016; Rybová et al., 2018a), behaviorálních faktorů (Slavík et al., 2018), situačních proměnných (Struk, 2017), či územních specifik (Rybová et al., 2018b). Pokusy o komplexní analýzu, která by analyzovala význam všech uvedených faktorů v podmínkách České republiky, zatím naráží na omezenou dostupnost robustních primárních, ale i sekundárních dat. Další potenciální problém spočívá ve zvolené úrovni pozorování – zda jednotkou analýzy zvolit obec jako původce komunálního odpadu, nebo domácnost (resp. fyzickou osobu). Zatímco pro hodnocení sociodemografických faktorů, poplatkových systémů, situačních proměnných či územních specifik je klíčová úroveň územních samospráv – obcí, pak pro hodnocení behaviorálních faktorů je rozhodující úroveň domácností.

Cílem předložené empirické analýzy je vyhodnotit vliv poplatkových systémů a situačních proměnných na účinnost obecních systémů nakládání s komunálními odpady⁶⁰. Jedná se tedy o hodnocení externích nástrojů motivace na jedné straně (variabilních a paušálních plateb za komunální odpad) a systémových opatření, jež ovlivňují chování domácností změnou infrastrukturních podmínek, za kterých se domácnosti rozhodují o třídění využitelných složek a produkci směsného komunálního odpadu na straně druhé.

Z pohledu praktické politiky na obecní úrovni je důležitá pozornost, kterou analýza věnuje hierarchii významnosti jednotlivých faktorů. Rozhoduje-li obec na základě vnějších tlaků (legislativních, ekonomických či tlaku obyvatel) o opatřeních ke zvýšení odděleného sběru využitelných složek komunálního odpadu či snížení produkce směsného komunálního odpadu, jaká opatření jsou prioritní? Systémová opatření, která přizpůsobují obecní systémy nakládání s odpady potřebám obyvatel obce, nebo poplatkové systémy, které mají povahu externích (vnějších) nástrojů motivace?⁶¹

Protože však obce musí v procesu implementace zvažovat i ekonomickou realitu, pak důležitou součástí analýzy je i vliv jednotlivých opatření na specifické nákladové položky v rozpočtu obce (např. náklady na černé skládky či odpadkové koše v obci). Cílem je zjistit, zda implementací uvedených opatření nedojde ke zvýšení nákladů, které souvisí s nelegálními způsoby nakládání s komunálními odpady – jinak řečeno, zda zavedení poplatkových nástrojů do praxe nevede ke vzniku perverzního chování domácností, které vyvolává náklady na zamezení.

K hlavním výzkumným otázkám proto patří:

1. Jaký vliv mají platby za komunální odpad a technicko-organizační podmínky (tzv. situační proměnné) na účinnost obecních systémů nakládání s komunálním odpadem?
2. Jaký vliv mají různé formy motivací na nelegální způsoby nakládání s odpady?

Pro účely analýzy byly jako vysvětlované proměnné, které jsou indikátorem účinnosti obecních systémů, zvoleny produkce směsného komunálního odpadu (SKO) v kg/obyv./rok a výtěžnost odděleného sběru využitelných složek komunálního odpadu (TS) v kg/obyv./rok. Za vysvětlující proměnné (kombinace kardinálních a binárních proměnných), které mají povahu vybraných charakteristik obecních systémů nakládání s odpady, byly vybrány:

60 Předběžné výsledky této analýzy byly prezentovány in Slavík et al. (2018).

61 Ve své postati se však může jednat i o celou řadu dalších opatření, která mají povahu nástrojů vnější motivace - ať již se jedná o slevy z platby poplatku, odměny za třídění nebo vouchery (Timlett a Williams, 2008; De Feo a Polito, 2015; či Harder a Woodard, 2007).

- typ a velikost platby za komunální odpad (místní poplatek, poplatek za komunální odpad, úhrada)⁶²,
- hustota sběrné sítě (počet obyvatel/sběrné hnízdo⁶³),
- zavedení sběru bioodpadu (ano/ne),
- vybavení domácností kompostéry (ano/ne),
- vybavení obce sběrným dvorem (ano/ne),
- zavedení pytlového sběru (ano/ne).

Vysvětlované proměnné mají povahu kvantitativních charakteristik obecních systémů nakládání s komunálními odpady, na jejichž základě je vyhodnocována účinnost těchto systémů a které jsou podkladem pro kvantitativní komparaci mezi jednotlivými obcemi dle velikostních skupin (např. Vrbová, 2013, 2014, 2016; Vrbová, Balner, 2017). Volba výtěžnosti odděleného sběru využitelných složek je s ohledem na dostupné zahraniční analýzy unikátní, protože zahraniční obecní statistiky většinou tento indikátor systematicky nesledují. V předložené analýze představuje výtěžnost odděleného sběru proměnnou, která sleduje množství odděleně sebraného papíru, plastů a skla (bez kovů). Kovy nebyly do analýzy zařazeny proto, že jejich systematický sběr v obcích započal až v důsledku vyhlášky č. 321/2014 Sb., o rozsahu a způsobu zajištění odděleného soustředování složek komunálních odpadů a systémy odděleného sběru (prostřednictvím nádob, či pytlů) nejsou zatím dostatečně rozvinuté. Současně se velký podíl kovů sbírá prostřednictvím výkupu mimo obecní systém nakládání s odpady.

Volba vysvětlovaných proměnných pro hodnocení účinnosti vybraných charakteristik obecních systémů nakládání s odpady je v souladu s přístupem celé řady autorů, kteří se touto problematikou rovněž zabývají. Daskalopoulos et al. (1998), Sterner a Bartelings (1999), Johnstone a Labonne (2004), Benítez et al. (2008), Gellynck et al. (2011), Lebersorger a Beigl (2011), Keser et al. (2012), Talalaj a Walery (2015) volí jako vysvětlovanou proměnnou produkci komunálního odpadu v přepočtu na obyvatele a rok, zatímco využitelnými složkami komunálního odpadu (ovšem vždy pouze vybranými materiály – množství odděleně sebraného materiálu v přepočtu na obyvatele a rok) se zabývají Bandara et al. (2007), či Hage a Söderholm (2008).

Vysvětlující proměnné byly vybrány tak, aby odrážely způsob zpoplatnění domácností na jedné straně (poplatkové systémy) a infrastrukturální vybavení obecních systémů nakládání s komunálními odpady na straně druhé (situační proměnné – např. hustota sběrné sítě, sběr bioodpadu apod.). Situační proměnné charakterizují uživatelskou přívětivost obecních systémů, resp. pohodlí a komfort, které pociťují obyvatelé obce v situacích, kdy produkují smíšený komunální odpad nebo se rozhodnou vytrždit jeho využitelné složky. Jak potvrzují Domina a Koch (2002), Sidique et al. (2010), či Saphores a Nixon (2014), pak čím blíže mají domácnosti ke sběrným nádobám, tím větší je jejich ochota odpady třídit a tím nižší je míra znečištění obsahu sběrných nádob (Rousta et al., 2015). Protože ochotu třídit ovlivňuje i frekvence svozu (např. Ghani et al., 2013), vybavení systémů odděleného sběru, lokalizace sběrných míst a jejich čistota (Miafodzyeva a Brandt, 2013) či samotná existence potřebné infrastruktury (Timlett a Williams, 2009), pak mezi situační proměnné byly vybrány i proměnné, které tyto aspekty obecních systémů charakterizují (sběr bioodpadu, vlastnictví kompostérů, sběrný dvůr v obci či pytlový sběr). Všechny tyto proměnné představují způsob, jak mohou domácnosti snížit produkci smíšeného komunálního odpadu, resp. jak mohou přispět ke zvýšení odděleného sběru využitelných složek komunálního odpadu.

Hlavní přidanou hodnotou této empirické analýzy je především objem a povaha dat, které jsou předmětem vyhodnocení. Soubor dat autorizované obalové společnosti je unikátní nejen v objemu, ale především v tom, jak detailně sledují vybrané charakteristiky obecních systémů nakládání s komunálními odpady. Další přidanou hodnotou této analýzy je komparace poplatkových systémů a situačních proměnných. Komparace těchto dvou faktorů nebyla dosud v podmínkách České republiky předmětem šetření, situačními proměnnými se zabýval Struk (2017).

62 Jednotlivé kategorie plateb odpovídají platbám, které definuje zákon č. 185/2001 Sb., o odpadech (poplatek za komunální odpad a úhrada), resp. zákon č. 565/1990 Sb., o místních poplatcích (místní poplatek).

63 Sběrné hnízdo je stanoviště kontejnerů na oddělený sběr využitelných složek komunálního odpadu v rámci tzv. donáškových systémů, které se obvykle skládá ze sběrných nádob na papír, plasty a sklo (čiré, barevné, nebo smíšené), v poslední době případně i na nápojové kartony, kovy apod.

10.1 Datový zdroj

Analýza vznikla na základě spolupráce s autorizovanou obalovou společností EKO-KOM, a.s. (AOS EKO-KOM), která poskytla vybraná data pro rok 2016 z dotazníku *O nakládání s komunálním odpadem*, a z *Výkazu o celkovém množství a druzích komunálního odpadu*. Města a obce zapojené do systému EKO-KOM⁶⁴ mají povinnost vyplnit a jednou ročně (nejpozději do 28. 2. následujícího roku) zaslat vyplněný dotazník autorizované obalové společnosti EKO-KOM, a.s. za účelem vedení roční evidence. Výkaz vyplňují a zasílají AOS EKO-KOM města a obce čtvrtletně.

Pro účely analýzy byla z *Dotazníku* využita data týkající se situačních proměnných a typu poplatkového systému (včetně velikosti platby)⁶⁵. *Výkaz* byl zdrojem dat pro vysvětlované proměnné – produkci smíšeného komunálního odpadu a výtěžnost odděleného sběru využitelných složek. Do analýzy vstoupilo celkem 6 141 obcí (počet obcí se může lišit v závislosti na konkrétním roce analýzy), a to v následujícím členění dle typu platby za komunální odpad.

Tabulka 10: Počet obcí dle typu poplatkového systému

Typ poplatku	Počet obcí
Místní poplatek	4 031
Poplatek za komunální odpad	946
Úhrada	431
Nejsou data	733
Celkem	6 141

Zdroj: EKO-KOM (2018)

Jak je z tabulky patrné, převážná většina obcí v České republice volí jako způsob zpoplatnění obyvatel místní poplatek. Tato volba odráží výhody, které obce v souvislosti s tímto typem platby pocítují (viz kapitola 8). V rámci analýzy tento typ platby zastupuje tzv. paušální platby, které nejsou vázány na výkon (neboli nezohledňují skutečnou produkci smíšeného komunálního odpadu, nebo míru odděleného sběru využitelných složek). Poplatek za komunální odpad, resp. úhrada zastupují naopak tzv. variabilní platby, které odrážejí skutečný způsob nakládání s komunálními odpady. Toto členění je důležité pro možnost porovnat, do jaké míry jsou jednotlivé typy plateb skutečně motivační ve smyslu snižování produkce smíšeného komunálního odpadu, resp. zvyšování míry třídění využitelných složek, tzn. do jaké míry jednotlivé typy plateb plní svou motivační funkci.

10.2 Metoda

Stejně jako v Slavík a Rybová (2017) byly pro analýzu použity dvě základní statistické metody: mnohonásobný lineární regresní model založený na metodě nejmenších čtverců (OLS) a t-test pro nezávislé výběry. Důležitým vzorem inspirace zvolených metod byly i práce Šauer et al. (2008), Pickin (2008) či Park a Lah (2015), které se rovněž věnují hodnocení vlivu různých proměnných (zejména typu plateb za komunální odpad) na účinnost obecních systémů nakládání s odpady.

64 Systém EKO-KOM funguje na základě zákona č. 477/2001 Sb., o obalech a jeho hlavním úkolem je plnit povinnost zpětného odběru a využití odpadů z obalů. Tento systém propojuje osoby, které uvádějí na trh nebo do oběhu obaly (obalový průmysl), města a obce, které zajišťují oddělený sběr využitelných složek komunálních odpadů (včetně obalové složky) a provozovatele zařízení na využití odpadů (Grolmus, 2018).

65 Od roku 2015 je součástí dotazníku i část, která se věnuje motivačním systémům. Města a obce mohou uvést, zda je součástí jejich obecního systému nakládání s komunálními odpady systém slev na poplatek, finanční odměna či jakýkoli jiný motivační systém.

Pro analýzu vztahu mezi závisle proměnnou Y a nezávisle proměnnými X_1, X_2, \dots, X_k byla použita mnohonásobná regrese, jejíž funkci můžeme zapsat:

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \beta_3 X_3 + \dots + \beta_k X_k + \varepsilon,$$

kde Y je závisle proměnná,

X_1, X_2, \dots, X_k jsou vysvětlující proměnné,

β_0 je absolutní člen,

β_1, \dots, β_k jsou lineární regresní koeficienty,

ε představuje náhodnou složku (Hendl, 2012, s. 390).

Jak upozorňují Zvára a Štěpán (1997) a Neter et al. (1996), data, na která je lineární regresní model aplikován, by měla splňovat následující podmínky:

1. Regresní vztah mezi proměnnými Y a X má lineární charakter
2. Pro celý rozsah uvažovaných x má chybová složka ε konstantní rozptyl (tzv. homoskedascita)
3. Normalita náhodných chyb
4. Nezávislost náhodné složky (autokorelace).

Linearita vztahu byla testována vizuálně na základě grafu zobrazujícího standardizované predikované hodnoty a standardizovaná rezidua. Pro testování homoskedascity byl využit Glejserův test. Normalita reziduí byla ověřena graficky (s pomocí histogramu standardizovaných regresních reziduí a tzv. P-P grafu) a také s pomocí Kolmogorov-Smirnovova testu (Lebersorger, Beigl, 2011). Vzhledem k velikosti studovaného datového souboru je možné, že statistické testy velmi snadno zamítnou hypotézu o normalitě rozdělení i při poměrně malé odchylce od předpokládaného rozdělení (Holčík, Komenda et al., 2015), proto byl zvolen postup jejich kombinace s grafickým posouzením. Nezávislost náhodné složky byla testována s pomocí Durbin-Watsonova koeficientu autokorelace reziduí.

Koeficient může nabývat hodnot v intervalu 0 až 4. V případě, že jsou rezidua málo korelovaná, hodnota koeficientu se pohybuje kolem 2. Hodnoty menší než 2 značí kladnou korelaci a hodnoty vyšší než 2 korelaci zápornou (Holčík, Komenda et al., 2015). Regresní modely jsou hodnoceny na základě koeficientu determinace R^2 , který odpovídá části variability proměnné Y , která je vysvětlena použitými prediktory X_1, X_2, \dots, X_k (Hendl, 2012). Pro porovnání průměrů zvolených kvantitativních parametrů v závislosti na použitém způsobu zpoplatnění byly použity t-testy pro dva nezávislé soubory. Pro jednoduchost byla testována hypotéza, že se průměry v obou výběrech neliší a rozdíl mezi nimi je tedy roven 0. Všechny výpočty byly provedeny v programu IBM SPSS Statistics 20.

10.3 Výsledky

10.3.1 Účinnost plateb za komunální odpad

Jak potvrzuje celá řada jak zahraničních (např. Fullerton a Kinnaman, 1994; Menell, 2004; Dijkgraaf a Gradus, 2004; Ferrara a Missios, 2014; Bel a Gradus, 2016), tak českých analýz (Šauer et al., 2008; Slavík a Pavel, 2013; Slavík a Rybová, 2017), pak variabilní typy plateb jsou účinným nástrojem snižování produkce směšného komunálního odpadu a zvyšování odděleného sběru využitelných složek. Hlavním důvodem je schopnost variabilních plateb motivovat prostřednictvím cenového mechanismu domácnosti k environmentálně žádoucím způsobům nakládání s odpady.

Analýza založená na datech AOS EKO-KOM, a.s. je postavena na komparaci dvou nezávislých souborů dat za obce, které mají implementovány paušální platby (místní poplatek) a obce, které zavedly variabilní typy plateb (poplatek za komunální odpad a úhrada). Hlavním důvodem syntézy těchto dvou typů variabilních plateb je relativně malý počet obcí ve vzorku v porovnání s počtem obcí, které implementovaly místní poplatek, a tudíž i riziko zkreslení výsledků. Pro hodnocení statistické významnosti byl použit t-test dvou nezávislých souborů. Výsledky analýzy shrnuje následující tabulka.

Tabulka 11: Vztah typu platby a produkce SKO a výtěžnosti TS

Druh odpadu	Průměrná produkce		Statistická významnost
	Místní poplatek	Poplatek za KO nebo úhrada	
Výtěžnost TS bez kovů [kg/ob.]	42,024	44,875	***
Výtěžnost papíru [kg/ob.]	12,476	13,082	*
Výtěžnost plastu [kg/ob.]	15,048	16,237	***
Výtěžnost skla [kg/ob.]	14,085	15,137	***
Produkce SKO [kg/ob.]	226,754	178,689	***
Počet obcí	4031	1377	

*** pro hladinu významnosti 1 %, * pro hladinu významnosti 10 %.

Zdroj: Vlastní výpočet

Z výsledků je patrné, že existuje statisticky významný rozdíl (na 1 % hladině významnosti) v celkové výtěžnosti odděleného sběru využitelných složek komunálního odpadu, výtěžnosti plastů a skla a produkci směsného komunálního odpadu mezi obcemi, které implementovaly paušální typ platby, a obcemi, které zavedly variabilní platby za komunální odpad. Na 10 % hladině významnosti je tento rozdíl zřejmý i v případě výtěžnosti papíru. Tyto výsledky naznačují, že variabilní platby skutečně motivují domácnosti k nižší produkci směsného komunálního odpadu (např. volbou nižší frekvence svozu nebo volbou sběrných nádob o menším objemu) a současně k vyššímu třídění využitelných složek.

Uvedenou analýzu lze provést i pro obce v závislosti na velikostní kategorii tak, aby bylo možné vyhodnotit vliv velikosti obce na míru motivace. Především u menších obcí, které se obvykle vyznačují nižší mírou anonymity, lze očekávat vyšší účinek variabilních plateb, než je tomu v případě větších obcí. Miranda (1996) uvádí, že variabilní platby v menších obcích vedou k minimalizaci objemu, zatímco ve velkých obcích a městech k vyššímu oddělenému sběru využitelných složek. S ohledem na počet obcí ve vzorku obcí s variabilními a paušálními platbami byly jednotlivé obce rozděleny do tří velikostních kategorií: a) 0–2.999 obyvatel, b) 3 000–9 999 obyvatel, c) 10 000 a více obyvatel. Počty obcí v jednotlivých velikostních kategoriích jsou patrné z následující tabulky.

Tabulka 12: Struktura obcí dle velikostních kategorií a typu platby

Typ platby	Počet obcí dle počtu obyvatel			Celkem
	0 – 2 999	3 000 – 9 999	10 000 a více	
Místní poplatek	3 666	259	106	4 031
Poplatek za komunální odpad	897	40	9	946
Smluvní úhrada	408	11	12	431
Nejsou data	717	12	4	733
Celkem	5 688	322	131	6 141

Zdroj: Vlastní výpočet

Výsledky analýzy pro obce v jednotlivých velikostních kategoriích ukazuje následující tabulka.

Tabulka 13: Vztah typu platby a produkce SKO a výtěžnosti TS dle velikostních kategorií obcí

Typ platby	Průměrná produkce dle druhu odpadu					Počet obcí
	Výtěžnost TS bez kovů [kg/ob.]	Výtěžnost papíru [kg/ob.]	Výtěžnost plastu [kg/ob.]	Výtěžnost skla [kg/ob.]	Produkce SKO [kg/ob.]	
Velikostní kategorie 0–2 999 obyvatel						
Místní poplatek	41,592	11,609	15,283	14,281	228,820	3 666
Poplatek za KO nebo smluvní úhrada	44,526	12,601	16,307	15,200	178,740	1 305
Statistická významnost	***	***	***	***	***	
Velikostní kategorie 3 000–9 999 obyvatel						
Místní poplatek	45,468	19,184	13,297	12,580	213,401	259
Poplatek za KO nebo smluvní úhrada	53,427	21,737	16,427	14,818	180,531	51
Statistická významnost	**	**	**	**	**	
Velikostní kategorie 10 000 a více obyvatel						
Místní poplatek	48,548	26,071	11,193	10,975	187,913	106
Poplatek za KO nebo smluvní úhrada	45,795	21,914	11,381	12,005	170,990	21
Statistická významnost		*			*	

*** pro hladinu významnosti 1 %, ** pro hladinu významnosti 5 %, * pro hladinu významnosti 10 %

Zdroj: Vlastní výpočet

Výsledky potvrzují, že největší rozdíly v produkci směsného komunálního odpadu a výtěžnosti odděleného sběru (celkem, resp. pro jednotlivé využitelné složky) mezi obcemi s variabilními a paušálními platbami vykazují obce ve velikostní kategorii do 2 999 obyvatel. Je to dáno mimo jiné i velikostí analyzovaného vzorku obcí, neboť s ohledem na sídelní strukturu typickou pro Českou republiku je v této skupině zastoupeno nejvíce obcí. Statisticky významných rozdílů na 1 % hladině významnosti je v této velikostní kategorii dosaženo u všech sledovaných proměnných. I v tomto případě se tak potvrdilo, že obce s variabilními platbami vykazují vyšší výtěžnost odděleného sběru a nižší produkci směsného komunálního odpadu než obce, které implementovaly paušální platbu.

Obdobných výsledků bylo dosaženo i pro velikostní kategorii obcí od 3 000 – 9 999 obyvatel, avšak s tím, že vzhledem k nižšímu počtu obcí ve sledovaném vzorku je statisticky významných rozdílů dosaženo na 5 % hladině významnosti. Statisticky významné rozdíly vykazují všechny sledované proměnné. V poslední velikostní skupině obcí bylo statisticky významných rozdílů na 10 % hladině významnosti dosaženo pro produkci směsného komunálního odpadu a výtěžnost papíru, v případě ostatních proměnných nejsou rozdíly statisticky významné. Zajímavé je, že oproti předpokladům vykazují obce s místními poplatky v této velikostní skupině vyšší celkovou výtěžnost a výtěžnost papíru.

Z výsledků nicméně vyplývá, že obce s variabilními platbami vykazují vyšší míru výtěžnosti odděleného sběru využitelných složek a nižší produkci směsného komunálního odpadu než obce, které implementovaly paušální platbu v podobě místního poplatku. Lze tedy říci, že variabilní platby naplňují svou motivační funkci, a to bez ohledu na velikost obce.

10.3.2 Situační proměnné a jejich vliv na účinnost obecních systémů

Otázkou však zůstává, zda (případně jak) se uvedené výsledky změní, nebudou-li poplatkové systémy uvažovány samostatně, ale ve skupině dalších (situačních) proměnných. Jak již bylo uvedeno, vedle poplatkových systémů představují situační proměnné (neboli technicko-organizační podmínky nakládání s odpady v obci) velmi důležitý faktor, který ovlivňuje účinnost obecních systémů. Situační proměnné v rámci této analýzy reprezentuje hustota sběrné sítě⁶⁶, vybavení obecního systému kompostéry a sběrnými dvory, zavedení odděleného sběru bioodpadu a v neposlední řadě i pytlový sběr využitelných složek. Kromě těchto proměnných byly však do analýzy zahrnuty i velikost a typ platby za komunální odpad. Analýza je založena na mnohonásobné lineární regresi mezi vysvětlovanou proměnnou a vysvětlujícími proměnnými, kdy vysvětlovanou proměnnou byla výtěžnost odděleného sběru a produkce směsného komunálního odpadu. Výsledky pro obě vysvětlované proměnné jsou patrné z následujících tabulek. Vzhledem k tomu, že výši poplatků můžeme posoudit pouze v případě poplatku za KO a místního poplatku, lze vliv výše poplatku na produkci odpadu kvantifikovat pouze pro tyto dvě skupiny obcí. Následující výsledky tudíž odrážejí varianty, kdy velikost platby není součástí vysvětlujících proměnných.

66 Hustota sběrné sítě představuje proměnnou, která se počítá jako poměr mezi počtem obyvatel a počtem sběrných hnízd (skutečných, nikoli přepočtených podle počtu sběrných nádob připadajících na sběrné místo).

Tabulka 14: Regresní analýza pro výtěžnost odděleného sběru

Vysvětlující proměnné	Nestandardizované koeficienty	Směrodatná odchylka	Standardizované koeficienty	t	Signifikance	
Konstanta	36,829	1,582		23,276	0,000	
Typ poplatku	1,997	0,633	0,075	3,153	0,002	
Hustota SS [ob./skutečné hnízdo]	-0,018	0,003	-0,178	-7,179	0,000	
Pytlový sběr	2,557	1,279	0,048	1,999	0,046	
Sběrný dvůr	4,670	1,608	0,071	2,904	0,004	
Bioodpad	2,787	1,264	0,052	2,205	0,028	
Kompostéry	-0,094	1,055	-0,002	-0,089	0,929	
R						0,192
R²						0,037
N						6 141

Zdroj: Vlastní výpočet

Výsledky pro výtěžnost odděleného sběru potvrzují statisticky významný vliv hustoty sběrné sítě, typ platby za komunální odpad, existence sběrného dvora a třídění bioodpadu. Ostatní proměnné nejsou statisticky významné. Hodnoty standardizovaných koeficientů β umožňují seřadit proměnné dle významu od nejdůležitější proměnné k nejméně významné. Z tohoto pohledu výtěžnost odděleného sběru ovlivňuje na prvním místě hustota sběrné sítě, následně typ platby, vybavení systému sběrným dvorem a v neposlední řadě i zavedení odděleného sběru bioodpadu. Jelikož však regresní model vysvětluje pouze 3,7 % variability v datovém souboru ($R^2 = 0,037$), není možné tento výsledek přeceňovat. Naopak se ukazuje, že výtěžnost odděleného sběru ovlivňují i jiné faktory, které nejsou součástí regresního modelu (např. behaviorální proměnné – sociální či morální normy; sociodemografické, nebo socio-ekonomické proměnné apod.).

Obdobných výsledků bylo dosaženo i v případě, kdy byla jako vysvětlovaná proměnná zvolena produkce směsného komunálního odpadu. Jak ukazuje následující tabulka, ke statisticky významným proměnným patří typ platby za komunální odpad, hustota sběrné sítě, pytlový sběr, vybavení systému obce sběrným dvorem a domácností kompostéry. Ostatní proměnné nejsou statisticky významné. Seřadíme-li s využitím hodnot standardizovaných koeficientů β statisticky významné proměnné, pak nejvýznamnější proměnnou je typ platby za komunální odpad, dále pak vybavenost systému obce sběrným dvorem, zavedení pytlového sběru, vybavení domácností kompostéry a v neposlední řadě i hustota sběrné sítě. Tento model vysvětluje 4,4 % variability v datovém souboru ($R^2 = 0,044$), což je sice více než v předchozím modelu, ale stále nelze význam uvedených faktorů vzhledem k velikosti vysvětlené variability přeceňovat.

Tabulka 15: Regresní analýza pro produkci SKO

Vysvětlující proměnné	Nestandardizované koeficienty	Směrodatná odchylka	Standardizované koeficienty	t	Signifikance
Konstanta	270,251	7,916		34,142	0,000
Typ poplatku	-22,699	3,168	-0,169	-7,164	0,000
Hustota SS [obyv./skutečné hnízdo]	-0,025	0,013	-0,048	-1,963	0,050
Pytlový sběr	-13,513	6,399	-0,051	-2,112	0,035
Sběrný dvůr	-20,937	8,046	-0,063	-2,602	0,009
Bioodpad	-10,685	6,323	-0,040	-1,690	0,091
Kompostéry	-11,038	5,276	-0,050	-2,092	0,037
R					0,209
R ²					0,044
N					6 141

Zdroj: Vlastní výpočet

10.3.3 Vliv různých systémů motivace na účinnost obecních systémů

Nedílnou součástí *Dotazníku EKO-KOM* je od roku 2015 i část, která se věnuje motivačním systémům na podporu tříděného sběru. V rámci dotazníku mohou obce volit z následujících forem motivace:

- sleva na poplatek za snížení množství směsného komunálního odpadu,
- sleva na poplatek za zvýšení množství tříděného sběru,
- sleva na poplatek za odevzdání odpadu na sběrném dvoře,
- finanční či jiná odměna za zvýšení množství tříděného sběru,
- finanční či jiná odměna za odevzdání odpadu na sběrném dvoře,
- jiný motivační systém,
- žádný motivační systém.

Jedním z cílů analýzy bylo proto vyhodnotit, zda přítomnost motivačního prvku v obecním systému vede ke zvýšení výtěžnosti odděleného sběru využitelných složek, resp. k poklesu produkce směsného komunálního odpadu. Počty obcí, které uvádějí systémy s motivací a bez motivace (v závislosti na typu platby za komunální odpad), znázorňuje následující tabulka.

Tabulka 16: Rozložení motivačních systémů dle typu platby

Typ poplatku	Bez motivace		S motivací		Celkem
	Počet obcí	Podíl (%)	Počet obcí	Podíl (%)	
Místní poplatek	3 499	86,8	532	13,2	4 031
Poplatek za komunální odpad	777	82,1	169	17,9	946
Smluvní úhrada	342	79,4	89	20,6	431
Nejsou data	699	95,4	34	4,6	733
Celkem	5 317	86,6	824	13,4	6 141

Zdroj: Vlastní výpočty

Analýza účinnosti motivačních systémů byla nejdříve provedena bez ohledu na typ platby; obce byly členěny pouze na obce, které vykázaly jakýkoli typ motivačního systému a obce, které motivační systém nevykázaly. Pro zhodnocení rozdílů mezi soubory byl opět použit dvouvýběrový t-test. Výsledky potvrzují, že obce s motivačními systémy mají na 1 % hladině významnosti vyšší výtěžnost odděleného sběru a nižší produkci směsného komunálního odpadu, přičemž kromě výtěžnosti skla jsou tyto rozdíly statisticky významné.

Tabulka 17: Vztah motivačního systému a produkce SKO, resp. výtěžnosti TS

Druh odpadu	Průměrná produkce		Statistická významnost
	Bez motivace	S motivací	
Výtěžnost TS bez kovů [kg/ob.]	41,733	47,124	***
Výtěžnost papíru [kg/ob.]	11,865	15,492	***
Výtěžnost plastu [kg/ob.]	15,125	16,590	***
Výtěžnost skla [kg/ob.]	14,350	14,530	
Produkce SKO [kg/ob.]	216,679	200,733	***
Počet obcí	5 317	824	

*** pro hladinu významnosti 1 %

Zdroj: Vlastní výpočty

Protože v posledních letech stále více obcí se systémy místního poplatku zavádí doplňkové systémy motivace, které mají nahradit absenci finanční motivace, jež by vyplývala z povahy konstrukce platby (IURMO, 2016), analýza se zaměřila na účinnost těchto motivačních systémů v systému místního poplatku. Výsledky i v tomto případě potvrzují vyšší výtěžnost odděleného sběru a nižší produkci směsného komunálního odpadu v obcích s místními poplatky, které v minulosti implementovaly jakýkoli doplňkový motivační systém.

Tabulka 18: Vztah motivace a produkce SKO a výtěžnosti TS pro obce s místním poplatkem

Druh odpadu	Průměrná produkce		Statistická významnost
	Bez motivace	S motivací	
Výtěžnost TS bez kovů [kg/ob.]	41,238	47,194	***
Výtěžnost papíru [kg/ob.]	11,959	15,875	***
Výtěžnost plastu [kg/ob.]	14,805	16,644	***
Výtěžnost skla [kg/ob.]	14,073	14,165	
Produkce SKO [kg/ob.]	229,293	210,053	***
Počet obcí	3 499	532	

*** pro hladinu významnosti 1 %

Zdroj: Vlastní výpočty

I přesto, že v současné době pouze zhruba 13 % z celkového počtu obcí uvádí, že má zavedený nějaký systém motivace, z výsledků jednoznačně vyplývá, že motivační systémy vedou k vyšší účinnosti obecních systémů nakládání s komunálními odpady v podobě vyšší výtěžnosti odděleného sběru využitelných složek a nižší produkce směsného komunálního odpadu. Tyto výsledky naznačují relativně vysokou citlivost domácností na různé typy motivací, které obce implementují do svého systému.

Z hlediska tvorby motivačních systémů je však rovněž otázkou, zda hraje roli i povaha motivačního systému. Pro zjednodušení předpokládejme, že motivační systém má povahu "slevy", nebo "odměny". Cílem této dílčí analýzy je zjistit, zda je z psychologického hlediska účinnější implementace opatření, které má povahu odměny (domácnost "něco" získává), nebo slevy (domácnost "nic" neztrácí). Jak naznačuje následující tabulka, pak vzhledem k nízkému počtu obcí, které uvádějí systém odměn, není vliv povahy motivačního systému na výtěžnost využitelných složek a produkci směsného komunálního odpadu statisticky významný. Jedinou výjimkou je rozdíl ve výtěžnosti plastů, a to na 10 % hladině významnosti.

Tabulka 19: Vztah typu motivace a produkce SKO a výtěžnosti TS

Druh odpadu	Průměrná produkce		Statistická významnost
	Odměny	Slevy	
Výtěžnost TS bez kovů [kg/ob.]	45,469	51,470	
Výtěžnost papíru [kg/ob.]	16,200	18,120	
Výtěžnost plastu [kg/ob.]	15,125	17,756	*
Výtěžnost skla [kg/ob.]	13,671	14,956	
Produkce SKO [kg/ob.]	199,165	202,941	
Počet obcí	65	246	

* pro hladinu významnosti 10 %

Zdroj: Vlastní výpočty

10.3.4 Vliv typu platby a jiných motivací na nelegální způsoby nakládání s odpady

Jak potvrzují studie Menell (2004), Hage a Söderholm (2008) či Bernstad (2014), pak jedním z rizik implementace variabilních plateb za komunální odpad je vznik perverzního chování domácností a volba nelegálních způsobů nakládání s odpady. V podmínkách České republiky lze míru takového chování měřit např. velikostí nákladů, které obce vykazují v souvislosti s odstraňováním černých skládek nebo nakládáním s odpady z odpadkových košů (v tomto případě se jedná o situaci, kdy se domácnost v důsledku implementace variabilních plateb zbavuje části odpadu tak, že jej ukládá do odpadkových košů na veřejném prostranství).

Pro účely analýzy byly z výše uvedených důvodů sloučeny obce s variabilními platbami (poplatek za komunální odpad a úhrada) do jedné skupiny. Druhou skupinou jsou obce, které implementovaly místní poplatek. Cílem analýzy bylo zjistit, zda obce s místním poplatkem vykazují nižší náklady na odstranění černých skládek a na odpadkové koše než obce, které mají variabilní typy platby. Výsledky jsou zřejmé z následující tabulky.

Tabulka 20: Vztah druhu poplatku a nákladů na černé skládky a koše

Náklady	Průměrné náklady		Statistická významnost
	Místní poplatek	Poplatek za KO nebo smluvní úhrada	
Černé skládky [Kč/ob.]	2,26	5,15	*
Koše [Kč/ob.]	8,42	8,73	
Počet obcí	4 011	1 355	

* pro hladinu významnosti 10 %

Zdroj: Vlastní výpočty

Z výsledků je patrné, že na 10 % hladině významnosti lze identifikovat rozdíl ve velikosti nákladů na odstranění černých skládek mezi jednotlivými skupinami obcí – obce s místním poplatkem vykazují nižší náklady na tento typ nelegálního nakládání s odpady. Tento výsledek potvrzuje obavu, že variabilní typy plateb mohou vést k nelegálním způsobům nakládání s odpady, avšak tento závěr platí pouze pro černé skládky, nikoli pro odkládání odpadu do odpadkových košů.

Stejná analýza založená na t-testech byla provedena pro jednotlivé velikostní kategorie obcí s cílem zjistit, zda existuje vztah mezi velikostí obce a mírou nelegálních způsobů nakládání s odpady v důsledku implementace variabilních plateb. Jak naznačují výsledky pro velikostní kategorii obcí do 3 000 obyvatel, pak i v tomto případě je na 10 % hladině významnosti možné potvrdit, že obce s variabilními platbami vykazují vyšší náklady na odstranění černých skládek (nikoli však na odpadkové koše). Výsledky pro ostatní velikostní kategorie obcí však již statisticky významné nejsou.

Tabulka 21: Vztah druhu poplatku a nákladů na černé skládky a koše, obce do 3 000 obyvatel

Náklady	Průměrné náklady		Statistická významnost
	Místní poplatek	Poplatek za KO nebo smluvní úhrada	
Černé skládky [Kč/ob.]	1,94	5,03	*
Koše [Kč/ob.]	5,92	7,12	
Počet obcí	3 647	1 283	

* pro hladinu významnosti 10 %

Zdroj: Vlastní výpočty

Neméně důležitou otázkou analýzy však je, zda i jiné motivační systémy (nejen poplatkový systém) mohou mít vliv na míru využívání nelegálních způsobů nakládání s odpady, resp. náklady, které vznikají obcím v souvislosti s tímto chováním domácností. Pro účely hodnocení byly použity t-testy, kdy byly zvoleny dva nezávislé soubory – obce s motivačním systémem a obce bez motivačního systému.

Tabulka 22: Vztah motivačních systémů a nákladů na černé skládky a koše, všechny druhy poplatku s motivací

Náklady	Průměrné náklady		Statistická významnost
	Motivace	Bez motivace	
Černé skládky [Kč/ob.]	7,92	2,27	**
Koše [Kč/ob.]	12,36	7,83	***
Počet obcí	818	4 756	

*** pro hladinu významnosti 1 %, ** pro hladinu významnosti 5 %

Zdroj: Vlastní výpočty

Výsledky ukázaly, že na 1 % hladině významnosti má existence motivačního systému statisticky významný vliv nejen na černé skládky (5 % hladina významnosti), tak na náklady na odpadkové koše, neboť obce s motivačním systémem vykazují v průměru vyšší náklady na černé skládky a odpadkové koše než obce bez motivace.

Tuto analýzu je možné ještě rozšířit rozlišením obcí, které mají variabilní typy plateb a platby paušální. Jak je zřejmé z následující tabulky, obce s variabilními typy plateb, které zavedly doplňkový motivační systém, vykazují vyšší náklady na černé skládky (10 % hladina významnosti) a odpadkové koše (5 % hladina významnosti) než obce s variabilními platbami, které motivační systém implementovaný nemají. Tento výsledek potvrzuje, že motivační systémy s sebou nesou riziko vzniku perverzního chování domácností, které se v tomto případě promítá do vyšších nákladů na černé skládky a odpadkové koše.

Tabulka 23: Vztah motivačních systémů a nákladů na černé skládky a koše, poplatků za KO a smluvní úhrada

Náklady	Průměrné náklady		Statistická významnost
	Motivace	Bez motivace	
Černé skládky [Kč/ob.]	16,40	2,54	*
Koše [Kč/ob.]	14,11	7,49	**
Počet obcí	255	1 100	

** pro hladinu významnosti 5 %, * pro hladinu významnosti 10 %

Zdroj: Vlastní výpočet

Pro doplnění ještě uvedme výsledky pro případ obcí, které implementovaly motivační systém v prostředí místních poplatků za komunální odpad. I v tomto případě se potvrdilo, že motivační systém zvyšuje riziko vzniku nelegálních způsobů nakládání s odpady. Obce s místními poplatky, které implementovaly doplňkový motivační systém, vykazují vyšší náklady na odpadkové koše (výsledek je statisticky významný na 1 % hladině významnosti), ale i vyšší náklady na černé skládky (výsledek je statisticky významný na 5 % hladině významnosti).

10.3.5 Situační proměnné a jejich vliv na vybrané druhy nákladů

Jedním z dalších cílů analýzy bylo ověřit, zda zvyšování kvality a dostupnosti sběrné sítě, resp. zlepšování technicko-organizačních podmínek obecních systémů nakládání s komunálními odpady povede k prevenci vzniku nelegálních způsobů nakládání s odpady. V intencích dostupných dat bylo cílem analýzy zjistit, zda vybavení obecních systémů nakládání s komunálními odpady odděleným sběrem bioodpadu, vybavení domácností kompostéry, vybudování sběrného dvora, doplnění nádobového systému sběru o pytlový sběr, zahušťování sběrné sítě povede ke snížení motivace k nelegálním způsobům nakládání s odpady. I v tomto případě je toto chování měřeno velikostí nákladů, které musí obce vynakládat na odstranění černých skládek. Výsledky jsou patrné z následující tabulky. Do analýzy byly zahrnuty pouze obce, které uvádějí nenulové náklady na černé skládky, u obcí s nulovými náklady nelze určit, zda skutečně žádné náklady nemají nebo zda náklady na černé skládky řadí k jiným nákladovým položkám.

Tabulka 24: Regresní analýza pro náklady na černé skládky

Vysvětlující proměnné	Nestandardizované koeficienty	Směrodatná odchylka	Standardizované koeficienty	t	Signifikance
Konstanta	126,573	30,389		4,165	0,000
Hustota SS [obyv./skutečné hnízdo]	0,004	0,022	0,015	0,163	0,871
Pytlový sběr	-24,249	16,899	-0,126	-1,435	0,154
Druh poplatku	-2,847	9,811	-0,024	-0,290	0,772
Sběrný dvůr	-18,985	18,194	-0,091	-1,043	0,299
Bioodpad	-92,221	27,569	-0,281	-3,345	0,001
Kompostéry	8,900	15,794	0,048	0,564	0,574
R					0,339
R ²					0,115
N					810

Zdroj: Vlastní výpočty

Jak vyplývá z výsledků regresního modelu, ze sledovaných proměnných je statisticky významný pouze oddělený sběr bioodpadu. Vybrané proměnné vysvětlovaly pouze 11,5 % variability mezi obcemi ($R^2 = 0,115$). Tyto výsledky naznačují, že míru, v jaké domácnosti využívají nelegálních způsobů nakládání s odpady, ovlivňuje zejména to, zda mají možnost třídit bioodpad. Pokud tomu tak je, snižuje se míra využívání nelegálních způsobů nakládání s odpady.

10.4 Diskuse výsledků

Výsledky analýzy potvrzují statisticky významný rozdíl v produkci směsného komunálního odpadu a výtěžnosti odděleného sběru využitelných složek komunálního odpadu v obcích, které implementovaly variabilní (poplatek za komunální odpad, úhrada) a paušální platby (místní poplatek). Vyšší účinnost variabilních plateb je v souladu s výsledky zahraničních analýz (např. Menell, 2004; Dijkgraaf a Gradus, 2004; Ferrara a Missios, 2014). Do jaké míry je však vyšší účinnost variabilních plateb výsledkem prevence vzniku odpadu (např. Ferrara a Missios, 2014) a do jaké míry důsledkem změny spotřebních návyků či změny odpadového chování obecně, však není možné z dostupných dat zjistit. Stejně tak data neumožňují vyhodnotit, zda jsou efekty variabilních plateb dlouhodobé (Dijkgraaf a Gradus, 2009), či zda nejsou výsledky zkresleny existencí environmentálního aktivismu (Dijkgraaf a Gradus, 2004).

I přes uvedenou nejistotu v interpretaci závěrů výsledky naznačují, že prostředí variabilních plateb chování domácností určitým způsobem mění. Nejsou-li zohledněny ostatní odpadové toky v obcích⁶⁷, pak je z výsledků patrné, že obce s motivačními platbami produkují v průměru o téměř 50 kg/obyv./rok odpadu méně než obce s paušálními platbami. Tento rozdíl v celkové produkci může signalizovat vyšší environmentální aktivismus domácností, vyšší prevenci vzniku odpadu či přesouvání odpadu do odpadových toků, které nejsou předmětem analýzy, v obcích s variabilními platbami. Na straně druhé mohou být však vysvětlením i nelegální způsoby

67 Zde jsou uvažovány pouze odpadové a materiálové toky, které jsou předmětem analýzy – tzn. směsný komunální odpad, papír, plasty a sklo. Součástí analýzy nejsou ostatní druhy odpadů, jako je např. bioodpad, objemný odpad, nebezpečný odpad apod.

nakládání s odpady (např. spalování v domácích topeništích, černé skládky, ukládání odpadu do odpadkových košů na veřejném prostranství apod.), odpadový turismus atp. Miranda (1996) v této souvislosti potvrzuje, že variabilní platby sice motivují k vyššímu třídění odpadu, méně však k minimalizaci jeho objemu.

Výsledky z komparace účinnosti variabilních a paušálních plateb současně neovlivňuje velikost obce, jakkoli by účinnost variabilních plateb ve větších obcích mohla omezovat vyšší míra anonymity, a tudíž i nižší sociální kontrola. Jak ve velikostní kategorii obcí do 2 999 obyvatel (na 1 % hladině významnosti), tak ve velikostní kategorii 3 000–9 999 obyvatel, resp. 10 000 obyvatel a více (na 5 % hladině významnosti) se potvrdila nižší produkce smíšeného komunálního odpadu v obcích s variabilní platbami a vyšší výtěžnost vybraných materiálů. Oproti předpokladům se však ukázalo, že ve velikostní kategorii obcí nad 10 tis. obyvatel vykazují obce vyšší celkovou výtěžnost a výtěžnost papíru. Tento výsledek může být důsledkem lepší infrastrukturální vybavenosti určené pro oddělený sběr využitelných složek ve větších obcích, která vede k vyšším výtěžnostem (lepší dostupnost nádob, lepší informovanost, sběrné dvory/místa, výkupny apod.). V případě vyšší výtěžnosti papíru může být rozdíl důsledkem omezené možnosti spalování papíru v domácích topeništích v případě domácností ve větších městech s typickou zástavbou bytových domů (např. sídliště).

Jsou-li platby za komunální odpad uvažovány jako jedna z proměnných, která vysvětluje účinnost obecního systému nakládání s odpady, pak se i přes nízkou vysvětlenou variabilitu v datovém souboru ($R^2 = 0,037$)⁶⁸ ukazuje, že výtěžnost odděleného sběru využitelných složek v mnohem větší míře ovlivňují situační proměnné (tzn. míra subjektivně pocíťovaného pohodlí jako dostupnost sběrných nádob, možnost třídít bioodpad, nebo dostupnost sběrného dvora), než způsob zpoplatnění produkce odpadu. Nicméně výsledky současně naznačují, že výtěžnost odděleného sběru ovlivňují i jiné proměnné, které nejsou součástí regresního modelu, ale které mohou chování domácností vysvětlit lépe (např. sociální a morální normy, či sociodemografické proměnné). Jak však uzavírají Rybová a Slavík (2016a), Rybová a Slavík (2016b), Rybová (2017), nebo Rybová et al. (2018), pak ani sociodemografické proměnné nevysvětlují rozdíly v účinnosti obecních systémů nakládání s odpady lépe.

Statisticky signifikantní výsledky nicméně potvrzují, že je-li cílem obce zvýšit participaci obyvatel na odděleném sběru využitelných složek komunálního odpadu, vyšší prioritu by měla mít opatření, jejichž smyslem je zahustit sběrnou síť, a teprve následně mohou obce podpořit oddělený sběr zavedením variabilních plateb za komunální odpad, provozováním sběrného dvora/místa, zavedením odděleného sběru bioodpadu a pytlového sběru využitelných složek. Závěry o významnosti technicko-organizačních podmínek pro oddělený sběr potvrzují závěry jiných studií, které uvádějí, že čím jednodušší a pohodlnější je vybavení určené pro oddělený sběr, tím vyšší je participace veřejnosti (Shaw et al., 2006), čím nižší je dochozí vzdálenost ke sběrným nádobám, tím větší je ochota se účastnit odděleného sběru (Sidique et al., 2010), popř. nahradí-li donáškové způsoby sběru odvozo-
vý způsob, tím vyšší je míra třídění odpadu (Ando a Gosselin, 2005; Saphores a Nixon, 2014).

Platby za komunální odpad oproti tomu hrají velmi důležitou roli v případě, že je cílem obce snížit produkci smíšeného komunálního odpadu. V případě této vysvětlované proměnné jsou platby významnějším faktorem než situační proměnné, jakkoli i v tomto případě je vysvětlená variabilita nízká ($R^2 = 0,044$). Chtějí-li obce motivovat domácnosti k nižší produkci smíšeného komunálního odpadu (např. z důvodu snahy o nižší náklady na odstranění komunálního odpadu), jsou variabilní typy plateb cestou, jak toho dosáhnout.

Výsledky regresní analýzy naznačují velmi důležitou skutečnost. Výtěžnost odděleného sběru a produkce smíšeného komunálního odpadu nelze vnímat jako "spojité nádoby" (Slavík et al., 2018). Zatímco podpora odděleného sběru využitelných složek je postavena především na zlepšení kvality a dostupnosti sběrné sítě, pak snížení produkce smíšeného komunálního odpadu je možné primárně implementací variabilních plateb za komunální odpad. Uvedená opatření sice mají synergetické efekty, nicméně jejich účinnost je omezena výlučně na

68 Rybová et al. (2018) diskutují nízký koeficient determinace s ohledem na velikost vzorku a dokládají, že nízký stupeň vysvětlené variability není v případě velkých vzorků dat výjimkou.

splnění cíle, který stojí v pozadí obecní politiky nakládání s odpady. Tento závěr potvrzuje varování některých autorů, že neexistuje jedno správné řešení (jeden nejlepší nástroj), které by vyřešilo všechny cíle obce – tzv. one size does not fit all (Lakhan, 2014; Barile et al., 2015).

Vedle plateb za komunální odpad mohou obce využívat i jiné motivační systémy, které buď doplňují systém místního poplatku, nebo fungují nezávisle na typu platby (např. systém slev a úlev, finančních a jiných odměn apod.). Analýza potvrdila, že implementace motivačního systému založeného především na finančním prospěchu vede k vyšší účinnosti obecního systému nakládání s odpady, přičemž tyto výsledky jsou statisticky signifikantní. Tento závěr platí bez ohledu na typ platby, kterou obec implementovala, nicméně stejných výsledků bylo dosaženo i v případě motivačních systémů v obcích, které mají implementované místní poplatky. Tyto výsledky potvrzují závěry analýzy Barile et al. (2015) o účinnosti pobídek k třídění odpadu v rámci skupin obyvatel s vysokou úrovní environmentální morálky. S ohledem na zkušenosti z České republiky (např. Slavík, 2009) lze očekávat vysokou citlivost určité skupiny obyvatel na tyto motivační systémy. Jedná se o nejen o obyvatele, kteří mají vysokou úroveň environmentálních hodnot (Domina a Koch, 2002), ale naopak i obyvatele, kteří se obvykle k třídění odpadu staví rezervovaně (Porter, 2002).

Součástí analýzy byla i snaha vyhodnotit, zda účinnost motivačního systému závisí na tom, zda se jedná o slevu nebo odměnu. Hlavním smyslem této analýzy bylo poskytnout obcím doporučení, jaká je citlivost veřejnosti na jednotlivé typy motivačního systému a jak tomu přizpůsobit komunikační kampaň. Statisticky signifikantního rozdílu (na 10 % hladině významnosti) ve smyslu vyšší účinnosti slev bylo dosaženo pouze v případě výtěžnosti plastů⁶⁹. Jinak jsou s ohledem na reálný dopad na rozpočet domácnosti slevy a odměny rovnocenné, jde tedy především o to, jakým způsobem tyto nástroje podpory třídění vnímají domácnosti (neboli jak v nich tyto nástroje rezonují). Jak uvádí Bernstad (2014), pro komunikaci s veřejností je klíčové vzbudit pozornost, nikoli samotná podstata a objem informací. Výsledky analýzy z důvodu nízkého počtu obcí, které uvádějí typ motivace, bohužel neumožňují učinit jednoznačný závěr. Vyšší vypovídací schopnosti analýzy dopadů jednotlivých typů motivací na chování domácností lze dosáhnout např. tím, že se kvantitativní šetření na úrovni obcí nahradí sociologickým šetřením na úrovni domácností.

Jakkoli jsou platby za komunální odpad, ale i jiné typy finančních motivací a situační proměnné v podmínkách České republiky významnými faktory, které ovlivňují účinnost obecních systémů nakládání s odpady, mohou především variabilní platby snižovat pozitivní environmentální efekty z jejich implementace. Heller a Vatn (2017) varují před externími pobídkami (zejména ekonomické povahy), a to nejen kvůli možnosti rozvrácení interních motivací k třídění odpadu, ale i kvůli riziku nelegálních způsobů nakládání s odpady. Před nimi varují i Hage a Söderholm (2008), či Bernstad (2014), nicméně Linderhof et al. (2001) nebo Reschovsky a Stone (1994) naopak tvrdí, že se nelegálních způsobů nakládání s odpady v důsledku působení variabilních plateb není nutné bát. Z představených výsledků pro Českou republiku vyplývá, že jakkoli pouze na 10 % hladině významnosti, i přesto lze potvrdit hypotézu o tom, že variabilní typy plateb generují perverzní motivace k zakládání černých skládek, nikoli však ke zneužívání odpadkových košů na veřejném prostranství. Tento výsledek může být důsledkem vyšší sociální kontroly v případě odkládání odpadu do odpadkových košů, a naopak vyšší anonymity v případě zakládání černé skládky. Hrozba zakládání černých skládek je signálem, že by implementaci variabilních plateb měla doprovázet informační a komunikační kampaň, která by se měla především zaměřit na notorické netříděče (Slavík et al., 2018), měla by povzbuzovat tlak komunity na řádné nakládání s odpady (Sidique et al., 2010) a měla by být trvalá (Linderhof et al., 2001; Grodzinska-Jurczak et al., 2006).

Zajímavým výsledkem je vliv ostatních motivačních systémů na nelegální způsoby nakládání s odpady. Výsledky analýzy potvrdily, že implementuje-li obec motivační systém, zvyšují se náklady na černé skládky a nakládání s odpady z odpadkových košů. Tento výsledek signalizuje, že jsou-li domácnosti motivovány k vyššímu třídění využitelných složek nebo snižování produkce směsného komunálního odpadu, mají sklony uniknout vyšší plat-

69 Tento výsledek může být vysvětlen tím, že systém slev uplatňovaný v rámci místních poplatků je založen především na odděleném sběru plastů jako symbolu pro třídění odpadu.

bě nebo naopak realizovat slevu či dosáhnout odměny i za cenu nelegálních způsobů nakládání s odpady (např. k zakládání černých skládek). Současně může docházet k případům, kdy jsou odpadkové koše zdrojem využitelných složek na jedné straně (přehrabování košů vede k vícenákladům na úklid), nebo úložištěm směsného komunálního odpadu na straně druhé (vícenáklady na odstranění). V obou případech však perverzní motivace vedou k zneužívání odpadkových košů k ukládání odpadu z domácností.

K prevenci nelegálních způsobů nakládání s odpady řada obcí přistoupila zvyšováním kvality příslušné infrastruktury (zahušťováním sběrné sítě, zaváděním odděleného sběru bioodpadu, ať již s využitím sběrných nádob nebo pytlů, provozem sběrných dvorů/míst a přizpůsobením otevíracích hodin potřebám veřejnosti nebo vybavením domácností kompostéry). Mají-li domácnosti k dispozici dostatečné alternativy k nakládání s odpady, pak ztrácejí motivaci vyhledávat nelegální způsoby nakládání s odpady. Výsledky analýzy však naznačují, že v podmínkách České republiky nemají situační proměnné na nelegální způsoby nakládání s odpady takový vliv, resp. tyto proměnné vysvětlují pouze 11,5 % variability. Jedinou statisticky významnou proměnnou je oddělený sběr bioodpadu. Z výsledků tak vyplývá, že oddělený sběr bioodpadu je do značné míry prevencí nelegálních způsobů nakládání s odpady. S ohledem na statistickou nevýznamnost dalších situačních proměnných by tento výsledek mohl rovněž znamenat, že nelegální způsoby nakládání s odpady jsou důsledkem ekonomických motivací (platby, odměny, slevy), nikoli podmínek, v kterých dochází k nakládání s odpady. Stranou v tento okamžik zůstávají behaviorální faktory rozhodování domácností, které se mohou na averzním chování domácností rovněž podílet (morální a sociální normy, environmentální hodnoty a zvyky) (McDonald a Oates, 2003).

10.5 Výsledky empirické analýzy – shrnutí

Výsledky empirické analýzy potvrzují, že variabilní platby mohou být velmi účinným nástrojem v dosahování environmentálních cílů na obecní úrovni. Ať již se jedná o zvyšování výtěžnosti odděleného sběru využitelných složek, nebo snižování produkce směsného komunálního odpadu, který musí být následně odstraněn na skládce či energeticky využit. Na druhou stranu nelze účinek těchto nástrojů environmentální regulace přeceňovat, protože zvolené regresní modely vysvětlují pouze nepatrnou část variability v datovém souboru. Výsledky naopak naznačují, že mimo model existují jiné proměnné, které mohou účinnost obecních systémů velmi významně ovlivnit. Zkušenosti z odborné literatury naznačují, že by jimi mohly být behaviorální proměnné (např. morální a sociální normy) (Slavík et al., 2017) či sociodemografické proměnné (Rybová et al., 2018a), nebo územní aspekty (Rybová et al., 2018b).

Obdobně rezervovaný závěr platí i o situačních proměnných. Jakkoli citované zahraniční studie potvrzují, že situační proměnné významným způsobem ovlivňují účinnost obecních systémů nakládání s komunálními odpady, výsledky této analýzy tyto závěry pro podmínky České republiky relativizují. S vědomím nízkého koeficientu determinace výsledky naznačují, že situační proměnné mají vliv na výtěžnost odděleného sběru spíše než povaha poplatkového systému, nicméně pro produkci směsného komunálního odpadu je důležitý právě typ platby za komunální odpad.

Výsledky rovněž potvrzují, že implementuje-li obec jakýkoli motivační systém (bez ohledu na povahu poplatkového systému), dosahuje lepších výsledků v třídění využitelných složek a produkci směsného komunálního odpadu než obce, které motivační systémy nemají. Nehraje přitom roli, zda se jedná o motivační systém založený na slevě z platby, nebo odměně za třídění, nebo využití sběrného dvora.

Relevantní otázkou spojenou s implementací poplatkových či jiných motivačních systémů, resp. opatření, které zvyšují kvalitu a dostupnost sběrné sítě, je to, do jaké míry tato opatření ovlivňují pravděpodobnost vzniku nelegálních způsobů nakládání s komunálními odpady. Z výsledků analýzy vyplývá, že zavedení variabilních

plateb či jiných motivačních prvků systému může vést k vyšším nákladům na odstranění černých skládek, resp. k vyšším nákladům na odpadkové koše. Současně se ukázalo, že situační proměnné, které zvyšují kvalitu a dostupnost sběrné sítě, nemají vliv na míru nelegálního nakládání s komunálními odpady (s výjimkou odděleného sběru bioodpadu). Z výsledků nelze tedy potvrdit, že obec bude úspěšná, snaží-li se zvyšováním komfortu třídění odpadu vzniku černých skládek předcházet.

11. Závěr

Není pochyb o tom, že jak z pohledu obecní praxe, tak z pohledu společenských věd jsou platby za komunální odpad přetrvávajícím fenoménem environmentální regulace v odpadovém hospodářství. Avšak stejně jako se vyvíjí ekonomické myšlení, vyvíjí se i role, kterou hrají platby za komunální odpad v regulaci ekonomického chování domácností. Vývoj v posledním desetiletí naznačuje, že platby přestávají být středobodem zájmu nositelů environmentální politiky a zástupců veřejné správy v oblasti nakládání s odpady a stávají se “pouze” nedílnou součástí širšího nástrojového mixu. Této změně napomáhá i celá řada teoretických a praktických problémů, které s fungováním plateb za komunální odpad souvisí. Ať již se jedná o nevyjasněnou funkci plateb v komunální politice, nelegální způsoby nakládání s odpady jako důsledek implementace variabilních plateb, problémy s implementací v zástavbě s vysokou mírou anonymity nebo vytěšňovací efekt, který snižuje jejich účinnost.

Slábnoucí vliv neoklasické (environmentální) ekonomie, která stojí v pozadí fungování ekonomických nástrojů environmentální regulace, a naopak rostoucí význam nových škol ekonomického myšlení (především institucionální a behaviorální ekonomie) vedou k prosazování alternativních nástrojů, jejichž smyslem je motivovat domácnosti k environmentálně šetrnému chování. Jedná se o měkké nástroje regulace, které nejsou postaveny na změně relativních cen jednotlivých možností nakládání s komunálními odpady, ale spíše na podněcování k určitému chování, informování a působení na sociální a morální normy.

Na druhou stranu ani tyto nástroje nejsou zárukou úplné změny recyklačního chování domácností. Jejich účinnost je do značné míry závislá na sociodemografickém profilu domácnosti (věk, sociální status, důchod, vzdělání, členství v sociální komunitě, míra environmentálního povědomí, míra altruismu apod.), neboli na skutečnostech, které jsou většinou mimo kontrolu zástupců místní samosprávy. To však činí z měkkých nástrojů nejistý prvek environmentální regulace, neboť nelze předvídat jejich skutečný dopad.

Platby za komunální odpad jsou tak stále součástí obecních systémů nakládání s odpady. Z dostupných analýz jednoznačně vyplývá, že variabilní (nikoli paušální) typy plateb jsou účinným nástrojem, jehož implementace vede k poklesu produkce směsného komunálního odpadu na jedné straně a vyššímu třídění na straně druhé. Navíc, volbou vhodné konstrukce variabilních plateb mohou obce získat tzv. dvojí dividendu – splní cíle environmentální regulace a současně pokryjí náklady, které generuje provoz odpadových služeb v obci. Dostupné informace o cenové elasticitě poptávky potvrzují vysokou míru účinku variabilních plateb na produkci směsného komunálního odpadu a míru třídění využitelných složek, jakkoli se tento účinek pro vybrané případové studie liší.

Platby za komunální odpad jsou předmětem zájmu vědců od 70. let 20. století, avšak dosud chybí komplexní analýza, která by vyhodnotila účinnost tohoto nástroje environmentální regulace na produkci směsného komunálního odpadu, resp. výtěžnost odděleného sběru využitelných složek po boku ostatních faktorů (zejména pak behaviorálních, situačních a sociodemografických). Empirická analýza představená v této práci se proto soustředí na hodnocení vlivu plateb za komunální odpad a situačních proměnných (hustota sběrné sítě, vybavenost obecních systémů nakládání s odpady potřebnou infrastrukturou – např. sběrné dvory, sběr bioodpadu, kompostéry pro domácnosti či pytlový sběr) na účinnost obecních systémů nakládání s komunálním odpadem. Současně sleduje i vliv různých forem motivace na nelegální způsoby nakládání s odpady, které jsou známkou perverzního chování domácností.

Z výsledků je patrná určitá dichotomie v účinnosti zvolených motivací: Produkci směsného komunálního odpadu ovlivňují platby za komunální odpad, význam situačních proměnných je nižší (hustota sběrné sítě, pytlový sběr, vybavení domácností kompostéry či přítomnost sběrného dvora/místa). Výtěžnost odděleného sběru využitelných složek naopak více ovlivňuje hustota sběrné sítě, teprve potom platby za komunální odpad a ostatní situační proměnné (pytlový sběr, přítomnost sběrného dvora/místa, oddělený sběr bioodpadu). Platby za

komunální odpad (zejména pak platby variabilního typu) jsou tak sice účinným nástrojem regulace, nicméně se nejedná o nástroj univerzálně použitelný pro sledování všech environmentálních cílů – produkce smíšeného komunálního odpadu a výtěžnost odděleného sběru nejsou spojité nádoby.

Výsledky současně potvrzují riziko spojené s implementací variabilních plateb za komunální odpad týkající se nelegálních způsobů nakládání s odpady (zejména tvorba černých skládek). Perverzní motivace domácností, které vznikají v důsledku působení cenového mechanismu, zvyšují náklady obcí na černé skládky, a to bez ohledu na velikost obce. Zavedení jakékoli jiné motivace založené na cenovém mechanismu (odměny/slevy) mají naopak negativní dopady na náklady na odpadkové koše a na černé skládky. Vliv situačních proměnných na nelegální způsoby nakládání s odpady byl potvrzen pouze v případě odděleného sběru bioodpadu, což je možné interpretovat tak, že nelegální způsoby nakládání s odpady jsou vyvolány zejména jinými než situačními proměnnými (např. behaviorální faktory). Nicméně však platí, že nelegálním způsobům nakládání s odpady lze předcházet, implementuje-li obec oddělený sběr bioodpadu.

Předložená práce se snaží zmapovat vývoj ekonomického myšlení v oblasti využití poplatkových systémů jako nástroje regulace nakládání s komunálními odpady, naznačuje postupnou změnu paradigmatu, která nastala minimálně na úrovni výzkumu na konci 20. století a která trvá dodnes. Práce představuje pozici poplatkových nástrojů v současné diskusi o motivacích v odpadovém hospodářství a naznačuje budoucí směr vývoje. Ten akcentuje zejména behaviorální aspekty rozhodování domácností a jejich koexistenci s poplatkovými systémy. Budoucí výzkum se proto bude soustředit na to, jak má vypadat nástrojový mix, aby dokázal zasáhnout všechny typy domácností bez ohledu na jejich velikost, sociální status, vzdělání, důchod apod.

Literatura

- Ackerman, F. 1997. *Why do we recycle: markets, values, and public policy*. Washington: Island Press. ISBN 1-55963-504-5
- Abbott, A., Nandeibam, S., O'Shea, L. 2013. Recycling: Social norms and warm-glow revisited. *Ecological Economics*. Vol. 90, pp. 10-18. ISSN 0921-8009
- Abbott, A., Nandeibam, S., O'Shea, L. 2014. Is there a social norm to recycle? In: Kinnaman, T.C., Takeuchi, K. (ed.) *Handbook on Waste Management*. Cheltenham: Edward Elgar. ISBN 978-0-85793-685-1
- Ajzen, I. 1991. The theory of planned behavior. *Organizational behavior and human decision processes*. Vol. 50, No. 2, pp. 179–211. ISSN 0749-5978
- Ajzen, I. 2006. Theory of Planned Behavior Diagram [on-line]. [cit. 27.9.2018]. Dostupné z: <http://people.umass.edu/aizen/tpb.diag.html#null-link>
- Ajzen, I., Albarracín, D. 2007. Predicting and changing behavior: a reasoned action approach. In: Ajzen, I., Albarracín, D., Hornik, R. (ed.). *Prediction and change of health behavior: applying the reasoned action approach*. London: Lawrence Erlbaum Associates Publishers. ISBN 978-0-8058-5926-3
- Ajzen, I. 2011. The theory of planned behavior: Reactions and reflections. *Psychology and Health*. Vol. 26, No. 9, pp. 1113–1127. ISSN 1476-8321
- Ajzen, I. 2015. Consumer attitudes and behavior: The theory of planned behavior applied to food consumption decisions. *Rivista di Economia Agraria*. Vol. 70, No. 2, pp. 121–138. ISSN 0035-6190
- Alexander, C., Smaje, C., Timlett, R., Williams, I. 2008. Improving social technologies for recycling. *Waste and Resource Management*, vol. WR0, pp. 1-14. ISSN 1747-6534
- Allers, M.A., Hoeben, C. 2010. Effects of unit-based garbage pricing: A differences-in-differences approach. *Environmental and Resource Economics*. Vol. 45, No. 3, pp. 405-428. ISSN 1573-1502
- Ambec, S., Kervinio, Y. 2014. Cooperative decision-making for the provision of locally undesirable facility [on-line]. [cit. 27.9.2018]. Dostupné z: https://www.tse-fr.eu/sites/default/files/medias/doc/wp/env/wp_tse_480.pdf
- Anderson, D.A. 2010. *Environmental economics and natural resource management*. New York: Routledge. ISBN 0-203-85555-8
- Ando, A.W., Gosselin, Y. 2005. Recycling in multifamily dwellings: Does convenience matter? *Economic Inquiry*. Vol. 43, No. 2, pp. 426-438. ISSN 1465-7295
- Andreoni, J. 1988. Privately provided public goods in a large economy: the limits of altruism. *Journal of Public Economics*. Vol. 35, No. 1, pp. 57-73. ISSN 0047-2727
- Andreoni, J. 1990. Impure altruism and donation to public goods: a theory of warm-glow giving. *The Economic Journal*. Vol. 100, No. 401, pp. 464-477. ISSN 1468-0297
- Araujo, M.V., Silva Marins, F.A., Santos, M.A., de Oliveira, U.R., Muniz Júnior, J. 2017. Game theory applied in the management of electric and electronic equipment waste in Brazil [on-line]. *Advances in Recycling & Waste Management*. [cit. 27.9.2018]. ISSN 2475-7675. Dostupné z: <https://www.omicsonline.org/open-access/game-theory-applied-in-the-management-of-electric-and-electronic-equipment-waste-in-brazil-2475-7675-1000125.php?aid=88733&view=mobile>
- Asplund, M., Sandin, R. 1999. The number of firms and production capacity in relation to market size. *The Journal of Industrial Economics*. Vol. 47, No. 1, pp. 69–85. ISSN 1467-6451
- Balner, P., Vrbová, M. 2017. Ekonomika odpadového hospodářství v obcích ČR – aktualizace údajů za rok 2016. In: Sborník příspěvků z konference ‚Odpady a obce 2017‘, Hradec Králové, 14.- 15. června 2017.

- Bandara, N.J., Hettiaratchi, J.P.A., Wirasinghe, S.C., Pilapiiya, S. 2007. Relation of waste generation and composition to socio-economic factors: a case study. *Environmental Monitoring and Assessment*. Vol. 135, No. 1–3, pp. 31-39. ISSN 1573-2959
- Barbe, J.-P. 1994. Economic instruments in environmental policy: Lessons from OECD experience and their relevance to developing economies [on-line]. [cit. 27.9.2018]. Technical Paper No. 92, Dostupné z: <https://www.oecd-ilibrary.org/docserver/754416133402.pdf?expires=1523354822&id=id&accname=guest&checksum=3DCF01BBB01E7E4EF85E0251609FCB27>
- Barile, L., Cullis, J., Jones, P. 2015. Will one size fit all? Incentives designed to nurture prosocial behavior. *Journal of Behavioral and Experimental Economics*. Vol. 57, pp. 9-16. ISSN 2214-8043
- Barr, S., Ford, N.J., Gilg, A. 2003. Attitudes towards recycling household waste in Exeter, Devon: quantitative and qualitative approaches. *Local Environment*. Vol. 8, No. 4, pp. 407-21. ISSN 1469-6711
- Barr, S., Gilg, A., Ford, D. 2005. Defining the multi-dimensional aspects of household waste management: A study of reported behavior in Devon. *Resources, Conservation and Recycling*. Vol. 45, pp. 172 - 192. ISSN 0921-3449
- Barr, S. 2007. Factors influencing environmental attitudes and behaviors: A U.K. case study of household waste management. *Environment and Behavior*. Vol. 39, No. 4, pp. 435 – 473. ISSN 0013-9165
- Bartmann, H. 1996. *Umweltökonomie – ökologische Ökonomie*. Berlin, Köln: Kohlhammer. ISBN 3-17-013765-4
- Batllell, M., Hanf, K. 2008. The fairness of PAYT systems: Some guidelines for decision-makers. *Waste Management*. Vol. 28, pp. 2793-2800. ISBN 0956-053X
- Bauer, S., Miranda, M.L. 1996. The urban performance of unit pricing: An analysis of variable rates for residential garbage collection in urban areas [on-line]. [cit. 27.9.2018]. Dostupné z: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2017-09/documents/ee-0304-1.pdf>
- Barbe, J.-P. 1994. Economic instruments in environmental policy: Lessons from OECD experience and their relevance to developing economies [on-line]. [cit. 27.9.2018]. Technical Paper No. 92, Dostupné z: <https://www.oecd-ilibrary.org/docserver/754416133402.pdf?expires=1523354822&id=id&accname=guest&checksum=3DCF01BBB01E7E4EF85E0251609FCB27>
- Barile, L., Cullis, J., Jones, P. 2015. Will one size fit all? Incentives designed to nurture prosocial behavior. *Journal of Behavioral and Experimental Economics*. Vol. 57, pp. 9-16. ISSN 2214-8043
- Barr, S., Ford, N.J., Gilg, A. 2003. Attitudes towards recycling household waste in Exeter, Devon: quantitative and qualitative approaches. *Local Environment*. Vol. 8, No. 4, pp. 407-21. ISSN 1469-6711
- Barr, S., Gilg, A., Ford, D. 2005. Defining the multi-dimensional aspects of household waste management: A study of reported behavior in Devon. *Resources, Conservation and Recycling*. Vol. 45, pp. 172 - 192. ISSN 0921-3449
- Barr, S. 2007. Factors influencing environmental attitudes and behaviors: A U.K. case study of household waste management. *Environment and Behavior*. Vol. 39, No. 4, pp. 435 – 473. ISSN 0013-9165
- Bartmann, H. 1996. *Umweltökonomie – ökologische Ökonomie*. Berlin, Köln: Kohlhammer. ISBN 3-17-013765-4
- Batllell, M., Hanf, K. 2008. The fairness of PAYT systems: Some guidelines for decision-makers. *Waste Management*. Vol. 28, pp. 2793-2800. ISBN 0956-053X
- Bauer, S., Miranda, M.L. 1996. *The urban performance of unit pricing: An analysis of variable rates for residential garbage collection in urban areas* [on-line]. [cit. 27.9.2018]. Dostupné z: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2017-09/documents/ee-0304-1.pdf>
- Bauer, H., Büchner, Ch., Gründel, O. (Eds.). 2015. *Demographischer Wandel: Herausforderungen für die Kommunen*. Potsdam: Universitätsverlag Potsdam. ISBN 978-3-86956-323-7.

- Baum, H.-G., Cantner, J., Wagner, J.M. 1999. *Betriebswirtschaftliche Optimierung in der kommunalen Abfallwirtschaft – Abschlussbericht*. Bayerisches Institut für Abfall- und Umweltforschung. Dresden: Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft. [on-line]. [cit. 27.9.2018]. Dostupné z: <http://docplayer.org/14093138-Betriebswirtschaftliche-optimierung-in-der-kommunalen-abfallwirtschaft-abschlussbericht.html>
- Baum, H.-G., Cantner, J. 2004. *Liberalisierung der Siedlungsabfallwirtschaft – Eine Analyse theoriebasierter sowie praxisbezogener Liberalisierungskonzeptionen*. BlfA-Texte Nr. 27, ISSN 0944-5935.
- Baumol, W.J. 1977. On recycling as a moot environmental issue. *Journal of Environmental Economics and Management*. Vol. 4, No. 1, pp. 83-87. ISSN 0095-0696
- Beigl, P., Lebersorger, S., Salhofer, S. 2008. Modelling municipal solid waste generation: A review. *Waste Management*. Vol. 28, No. 1, pp. 200-214. ISBN 0956-053X
- Bel, G., Miralles, A. 2003. Factors influencing privatization of urban solid waste collection: Some evidence from Spain. *Urban Studies*. Vol. 40, No. 7., pp. 1323-1334. ISSN 0042-0980
- Bel, G., Fageda, X. 2006. Between privatization and intermunicipal cooperation: small municipalities, scale economies and transaction costs. *Urban Public Economics Review*. Vol. 6, pp. 13-31. ISSN 1697-6223
- Bel, G., Fageda, X. 2011. Big guys eat big cakes: Firm size and contracting in urban and rural areas. *International Public Management Journal*. Vol. 14, No. 1, pp. 4-26. ISSN 1559-3169
- Bel, G., Gradus, R. 2016. Effects of unit-based pricing on household waste collection demand: A meta-regression analysis. *Resource and Energy Economics*. Vol. 44, pp. 169-182. ISSN 0928-7655
- Benabou, R., Tirole, J. 2006. Incentives and prosocial behavior. *The American Economic Review*. Vol. 96, No. 5., pp. 1652-1678. ISSN 0002-8282
- Benítez, S.O., Lozano-Olvera, G., Morelos, R.A., de Vega, C.A. 2008. Mathematical modeling to predict residential solid waste generation. *Waste Management*. Vol. 28, S7-S13. ISSN 0956-053X
- Benjamin, D. K. 2007. Osm mýtů o recyklaci, PERC Policy Series č. PS 28, in: Čamrová, L. (ed.): *Ekonomie a životní prostředí – nepřátelé, či spojenci?* Praha: Alfa Publishing a Liberální institut, ISBN 978-80-86851-69-3
- Berglund, C. 2006. The assessment of households' recycling costs: The role of personal motives. *Ecological Economics*. Vol. 56, pp. 560-569. ISSN 0921-8009
- Bernstad, A., la Cour Jansen, J., Aspegren, A. 2013. Door-stepping as a strategy for improved food waste recycling behaviour – Evaluation of full-scale experiment. *Resources, Conservation and Recycling*. Vol. 73, pp. 94-103. ISSN 0921-3449
- Bernstad, A. 2014. Household food waste separation behavior and the importance of convenience. *Waste Management*. Vol. 34, pp. 1317-1323. ISSN 0956-053X
- van Beukering, P., Kuik, O., Oosterhuis, F. 2014. The economics of recycling. In: Worrell, E., Reuter, M.A. (ed). *Handbook of recycling*. Elsevier. ISBN 978-0-12-396459-5
- Bilitewski, B. 2008. From traditional to modern fee systems. *Waste Management*. Vol. 28, pp. 2760-2766. ISSN 0956-053X
- Bird, R.M. 2003. *User charges in local government finance* [on-line]. [cit. 27.9.2018]. Worldbank. Dostupné z: <http://www1.worldbank.org/publicsector/decentralization/June2003Seminar/Bird2.pdf>
- Blasch, J., Ohndorf, M. 2015. Altruism, moral norms and social approval: Joint determinants of individual offset behavior. *Ecological Economics*. Vol. 116, pp. 251-260. ISSN 0921-8009
- Bohara, A.K., Caplan, A.J., Grijalva, T. 2007. The effect of experience and quantity-based pricing on the valuation of a curbside recycling program. *Ecological Economics*. Vol. 64, pp. 433-443. ISSN 0921-8009
- von Borgstede, Ch., Andersson, K. 2010. Environmental information – explanatory factors for information behavior. *Sustainability*. Vol. 2, pp. 2785-2798. ISSN 2071-1050

- Brekke, K.A., Kverndokk, S., Nyborg, K. 2003. An economic model of moral motivation. *Journal of Public Economics*. Vol. 87, pp. 1967-1983. ISSN 0047-2727
- Brekke, K.A., Kipperberg, G. and Nyborg, K. 2007. *Reluctant recyclers: social interaction in responsibility ascription* [on-line]. Memorandum No. 16/2007. Department of Economics, University of Oslo. [cit. 27.9.2018]. Dostupné z: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.549.6136&rep=rep1&type=pdf>
- Brown, Z.S., Johnstone, N. 2014. Better the devil you throw: Experience and support for pay-as-you-throw waste charges. *Environmental Science & Policy*. Vol. 38, pp. 132-142. ISSN 1462-9011
- Bruvoll, A., Halvorsen, B., Nyborg, K. 2002. Households' recycling efforts. *Resources, Conservation and Recycling*. Vol. 36, No. 4, pp. 337-354. ISSN 0921-3449
- Bruvoll, A., Nyborg, K. 2002. *On the value of households recycling efforts* [on-line]. Discussion Papers No. 316. Statistics Norway, Research Department. March 2002. [cit. 27.9.2018]. Dostupné z: <https://www.ssb.no/a/publikasjoner/pdf/DP/dp316.pdf>
- Buchert, M., Bleher, D., Dehoust, G., Gsell, M., Hay, D., Keimeyer, F., Kießling, L. 2017. Demografischer Wandel und Auswirkungen auf die Abfallwirtschaft - Ermittlung der Auswirkungen des demographischen Wandels auf Abfallanfall, Logistik und Behandlung und Erarbeitung von ressourcenschonenden Handlungsansätzen. Darmstadt, Berlin: Öko-Institut e.V., Deutsches Institut für Urbanistik, GmbH.
- Burcin, B., Kučera, T. 2010. Prognóza populačního vývoje České republiky na období 2008 – 2070. Textová část [on-line]. [cit. 3.8.2017]. Dostupné z: http://www.mpsv.cz/files/clanky/8842/Prognóza_2010.pdf
- Calaf-Forn, M., Roca, J., Puig-Ventosa, I. 2014. Cap and trade schemes on waste management: A case study of the Landfill Allowance Trading Scheme (LATS) in England. *Waste Management*. Vol. 34, pp. 919-928. ISSN 0956-053X
- Callan, S.J., Thomas, J.M. 1999. Adopting a unit pricing system for municipal solid waste: Policy and socio-economic determinants. *Environmental and Resource Economics*. Vol. 14, pp. 503-518. ISSN 1573-1502
- Carlton, D.W., Loury, G.C. 1980. The limitation of Pigouvian taxes as a long-run remedy for externalities. *The Quarterly Journal of Economics*. Vol. 95, No. 3, pp. 559-566. ISSN 1531-4650
- Clark, F.C., Kotchen, M.J., Moore, M.R. 2003. Internal and external influences on pro-environmental behavior: Participation in a green electricity program. *Journal of Environmental Psychology*. Vol. 23, pp. 237-246. ISSN 0272-4944
- Clinch, J.P., Gooch, M. 2001. *An inquiry into the use of economic instruments in environmental policy*. University College Dublin. ESRS 01/11
- Conner, M., McMillan, B. 1999. Interaction effects in the theory of planned behavior: Studying cannabis use. *British Journal of Social Psychology*. Vol. 38, No. 2, pp. 195 – 222. ISSN 2044-8309
- Convery, F., McDonnell, S. 2003. *Applying environmental products taxes and levies - lessons from the experience with the Irish plastic bag levy*. Environmental Studies Research Series Working Papers. ESRS 03/01.
- Cordato, R. 1992. *Welfare economics and externalities in an open ended universe: A modern Austrian perspective*. Boston: Kluwer Academic Press. ISBN 978-1-4757-2147-8
- Cordato, R. 1995. Don't recycle: Throw it away! [on-line]. *The Free Market*. Vol. 13, No. 12. [cit. 27.9.2018]. Dostupné z: <https://mises.org/library/dont-recycle-throw-it-away>
- Corrêa, M.A.A., Kahn, J.R., Freitas, C.E.C. 2014. Perverse incentives in fishery management: The case of the defeso in the Brazilian Amazon. *Ecological Economics*. Vol. 106, pp. 186-194. ISSN 0921-8009
- Corraliza, J.A., Berenguer, J. 2000. Environmental values, beliefs, and actions: A situational approach. *Environment and Behavior*. Vol. 32, No. 6, pp. 832 – 848. ISSN 0013-9165
- Corsten, R., Engelen, W. 1993. *Kommunale Gebühren und Beiträge im Umweltschutz*. Berlin: Umweltbundesamt. Texte 17/93.

- Čípková, J. 2006. *Poplatky jako příjmy obecních rozpočtů*. Diplomová práce. Masarykova univerzita Brno. Ekonomicko-správní fakulta.
- ČSÚ. 2004. Populační prognóza ČR do roku 2050. <<https://www.czso.cz/csu/czso/populacni-prognoza-cr-do-r2050-n-g9kah2fe2x>>, <5.6.2018>
- ČSÚ. 2017a. Obyvatelstvo podle hlavních věkových skupin a pohlaví v letech 1920–2016 (stav k 1.7.). Demografická příručka 2016.
- ČSÚ. 2017b. Domácnosti podle výsledků sčítání lidu v letech 1961–2011 (v tisících). Demografická příručka 2016.
- ČSÚ. 2017c. Nejvyšší ukončené vzdělání obyvatel ve věku 15 a více let podle výsledků sčítání lidu v letech 1950–2011. Demografická příručka 2016.
- Dai, Y.C., Gordon, M.P.R., Ye, J.Y., Xu, D.Y., Lin, Z.Y., Robinson, N.K.L., Woodard, R. 2015. Why doorstepping can increase household waste recycling. *Resources, Conservation and Recycling*. Vol. 102, pp. 9-19. ISSN 0921-3449
- Daskalopoulos, E., Badr, O., Probert, S.D. 1998. Municipal solid waste: a prediction methodology for the generation rate and composition in the European Union countries and the United States of America. *Resources, Conservation and Recycling*. Vol. 24, pp. 155-166. ISSN 0921-3449
- Deci, E.L. 1971. Effects of externally mediated rewards on intrinsic motivation. *Journal of Personality and Social Psychology*. Vol. 18, No. 1, pp. 105-115. ISSN 1939-1315
- Deci, E.L., Koestner, R., Ryan, R.M. 1999. A meta-analytic review of experiments examining the effects of extrinsic rewards on intrinsic motivation. *Psychological Bulletin*. Vol. 125, No. 6, pp. 627-668. ISSN 1939-1455
- De Feo, G., De Gisi, S. 2010. Public opinion and awareness towards MSW and separate collection programmes: A sociological procedure for selecting areas and citizens with a low level of knowledge. *Waste Management*. Vol. 30, pp. 958-976. ISSN 0956-053X
- De Feo, G., Polito, A.R. 2015. Using economic benefits for recycling in a separate collection centre managed as a „reverse supermarket“: A sociological survey. *Waste Management*. Vol. 38, pp. 12-21. ISSN 0956-053X
- De Leeuw, A., Valois, P., Ajzen, I., Schmidt, P. 2015. Using the theory of planned behavior to identify key beliefs underlying pro-environmental behavior in high-school students: Implications for educational interventions. *Journal of Environmental Psychology*. Vol. 42, pp. 128 – 138. ISSN 0272-4944
- Denison, R.A., Ruston, J.F. 1996. Debunking the myths of the „Anti-Recyclers [on-line]. EDF Letter, Vol. 27, No. 5. [cit. 27.9.2018]. Dostupné z: https://www.edf.org/sites/default/files/174_Sep96.pdf
- Dennison, G.J., Dodd, V.A., Whelan, B. 1996. A socio-economic based survey of household waste characteristics in the city of Dublin, Ireland – II. Waste Quantities. *Resources, Conservation and Recycling*. Vol. 17, pp. 145-257. ISSN 0921-3449
- Derksen, L., Gartrell, J. 1993. The social context of recycling. *American Sociological Review*. Vol. 58, No. 3, pp. 434-442. ISSN 0003-1224
- Deweese, D.N. 2002. Pricing municipal services: The economics of user fees. *Canadian Tax Journal*. Vol. 50, No.2, pp. 586-599. ISSN 0008-5111
- Dienstbier, F. 2006. *Ekonomické nástroje ochrany životního prostředí – otázky právní*. Disertační práce. Masarykova univerzita Brno. Právnická fakulta.
- Dijkgraaf, E., Vollebergh, H.R.J. 2005. Literature review of social costs and benefits of waste disposal and recycling [on-line]. In: EAI. Rethinking the waste hierarchy. Environmental Assessment Institute. March 2005. [cit. 27.9.2018]. Dostupné z: https://www.dors.dk/files/media/graphics/Synkron-Library/Publikationer/IMV/2005/waste_hierarchy.pdf

- Dijkgraaf, E., Gradus, R.H.J.M. 2003. Cost savings of contracting out refuse collection. *Empirica*. Vol. 30, pp. 149-161. ISSN 1573-6911
- Dijkgraaf, E., Gradus, R.H.J.M. 2004. Cost savings in unit-based pricing of household waste: The case of the Netherlands. *Resource and Energy Economics*. Vol. 26, No. 4, pp. 353-361. ISSN 0928-7655
- Dijkgraaf, E., Gradus, R.H.J.M. 2007. Collusion in the Dutch waste collection market. *Local Government Studies*. Vol. 33, No. 4, pp. 573-588. ISSN 1743-9388
- Dijkgraaf, E., Gradus, R.H.J.M. 2008. Institutional developments in the Dutch waste collection market. *Environment and Planning C: Politics and Space*. Vol. 26, No. 1, pp. 110-126. ISSN 2399-6544
- Dijkgraaf, E., Gradus, R. 2009. Environmental activism and dynamics of unit-based pricing systems. *Resource and Energy Economics*. Vol. 31, pp. 13-23. ISSN 0928-7655
- Dijkgraaf, E., Gradus, R. 2011. *Efficiency effects of privatising refuse collection: Be careful and alternatives present* [on-line]. Tinbergen Institute Discussion Paper. TI 2011-156/3 [cit. 27.9.2018]. Dostupné z: <https://papers.tinbergen.nl/11156.pdf>
- Dinan, T.M. 1993. Economic efficiency effects of alternative policies for reducing waste disposal. *Journal of Environmental Economics and Management*. Vol. 25, No. 3, pp. 242-256. ISSN 0095-0696
- Domberger, S., Meadowcroft, S., Thomson, D. 1986. Competitive tendering and efficiency: The case of refuse collection. *Fiscal Studies*. Vol. 7, pp. 69-87. ISSN 1475-5890
- Domina, T., Koch, K. 2002. Convenience and frequency of recycling: Implications for including textiles in curbside recycling programs. *Environment and Behavior*. Vol. 34, No. 2, pp. 216-238. ISSN 0013-9165
- Dornbusch, H.J. 2011. *Perspektiven für die Logistik und Stadtreinigung*, In: Flamme et al. (Eds.) 12. Münsteraner Abfallwirtschaftstage, LASU, Fachhochschule Münster. ISBN 978-3-9811142-2-5.
- Dubois, M., Eyckmans, J. 2014. Economic instruments. In: Worrell, E., Reuter, M.A. (ed). *Handbook of recycling*. Elsevier. ISBN 978-0-12-396459-5
- Duffy, S., Verges, M. 2009. It matters a hole lot: Perceptual affordances of waste containers influence recycling compliance. *Environment and Behavior*. Vol. 41, No. 5, pp. 741-749. ISSN 0013-9165
- Dunne, L., Convery, F.J., Gallagher, L. 2008. An investigation into waste charges in Ireland, with emphasis on public acceptability. *Waste Management*. Vol. 28, pp. 2826-2834. ISSN 0956-053X
- EC. 2001. *Employment effects of waste management policies*. Final Report – January 2001. Project J314/EC Waste. [on-line]. [cit. 27.9.2018]. Dostupné z: http://ec.europa.eu/environment/enveco/waste/pdf/waste_management_employment.pdf
- EC. 2002. *Financing and incentive schemes for municipal waste management* [on-line]. Eunomia. Directorate General Environment, European Commission. [cit. 27.9.2018]. Dostupné z: http://ec.europa.eu/environment/waste/studies/pdf/financingmunicipalwaste_management.pdf
- Eisenberg, R., Cameron, J. 1996. Detrimental effects of reward. Reality or myth? *American Psychologist*. Vol. 51, No. 11, pp. 1153-1166. ISSN 1935-990X
- EKO-KOM. 2018. *Dotazník 'O nakládání s komunálním odpadem' a 'Výkaz o celkovém množství a druzích komunálního odpadu'*. Praha: EKO-KOM, a.s.
- Elia, V., Gnoni, M.G., Tornese, F. 2015. Designing Pay-As-You-Throw schemes in municipal waste management services: A holistic approach. *Waste Management*. Vol. 44, pp. 188-195. ISSN 0956-053X
- Eunomia. 2002. *Financing and incentive schemes for municipal waste management. Case studies* [on-line]. Final report to Directorate General Environment. European Commission. [cit. 27.9.2018]. Dostupné z: http://ec.europa.eu/environment/waste/studies/pdf/financingmunicipalwaste_management.pdf

- Euractiv. 2011. Resource efficiency: Towards a circular economy? Special Report [on-line]. [cit. 27.9.2018]. Dostupné z: http://en.euractiv.eu/wp-content/uploads/sites/2/special-report/sr_recycling_102011_1-1.pdf
- van Ewijk, S., Stegeman, J.A. 2016. Limitations of the waste hierarchy for achieving absolute reductions on material throughput. *Journal of Cleaner Production*. Vol. 132, pp. 122-128. ISSN 0959-6526
- Ewing, G. 2001. Altruistic, egoistic, and normative effects on curbside recycling. *Environment and Behavior*. Vol. 33, No. 6, pp. 733-764. ISSN 0013-9165
- Fehr, E., Rockenbach, B. 2003. Detrimental effects of sanctions on human altruism. *Nature*. Vol. 422, pp. 137-140. ISSN 1476-4687
- Ferrara, I. 2008. Waste generation and recycling. *OECD Journal: General Papers*. Vol. 2008, Is. 2, pp. 19-58. ISSN 1995-283X
- Ferrara, I., Missios, P. 2012. Does waste management policy crowd out social and moral motives for recycling [on-line]. [cit. 27.9.2018]. Dostupné z: <http://economics.ryerson.ca/workingpapers/wp031.pdf>
- Ferrara, I., Missios, P. 2014. Household waste management: waste generation, recycling, and waste prevention. In: Kinnaman, T.C., Takeushi, K. (ed.) *Handbook on Waste Management*. Cheltenham: Edward Elgar. ISBN 978-0-85793-685-1
- Fishbein, M., Ajzen, I. 1972. Attitudes and opinions. *Annual review of psychology*. Vol. 23, No. 1, pp. 487 – 544. ISSN 0066-4308
- Fishbein, M., Ajzen, I. 1975. *Belief, attitude, intention, and behavior: An introduction to theory and research*. Reading, MA: Addison-Wesley. ISBN 0-201-02089-0
- Folz, D.H. 1991. Recycling program design, management, and participation: A national survey of municipal experience. *Public Administration Review*. Vol. 51, No. 3, pp. 222-231. ISSN 1540-6210
- Frey, R.L., Staehelin-Witt, E., Blöchliger, H. 1991. *Mit Ökonomie zur Ökologie: Analyse und Lösungen des Umweltproblems aus ökonomischer Sicht*. Basel und Frankfurt am Main: Verlag Helbing & Lichtenhahn. ISBN 978-3-7190-1202-1
- Frey, B.S. 1994. How intrinsic motivation is crowded out and in. *Rationality and Society*. Vol. 6, No. 3, pp. 334-352. ISSN 1043-4631
- Frey, B.S. 1997. *Not just for the money: An economic theory of personal motivation*. Cheltenham, Brookfield: Edward Elgar Publishing. ISBN 1-85898-509-9
- Frey, B.S., Oberholzer-Gee, F. 1997. The cost of price incentives: An empirical analysis of motivation crowding-out. *The American Economic Review*. Vol. 87, No. 4, pp. 746-755. ISSN 0002-8282
- Frey, B.S. 2012. Crowding effects on intrinsic motivation. *Renewal*. pp. 91-98. ISSN 0279-0300
- Frey, B.S. 2017. The relative price effect explains behavior. In: Frey, B.S., Iselin, D. (eds.) *Economic ideas you should forget*. Cham: Springer. ISBN 978-3-319-47457-1
- Fullerton, D., Kinnaman, T.C. 1993. Garbage, recycling, and illicit burning or dumping [on-line]. Working Paper No. 4374. National Bureau of Economic Research. [cit. 27.9.2018]. Dostupné z: <http://www.nber.org/papers/w4374.pdf>
- Fullerton, D., Kinnaman, T.C. 1994. Household demand for garbage and recycling collection with the start of a price per bag [on-line]. Working Paper No. 4670. National Bureau of Economic Research. [cit. 27.9.2018]. Dostupné z: <http://www.nber.org/papers/w4670.pdf>
- Fullerton, D., Kinnaman, T. 1995. Garbage, recycling, and illicit burning or dumping. *Journal of Environmental Economics and Management*. Vol. 29, pp. 78-91. ISSN 0095-0696
- Fullerton, D., Kinnaman, T.C. 1996. Household responses to pricing garbage by the bag. *The American Economic Review*. Vol. 86, No. 4, pp. 971-984. ISSN 0002-8282

- Gallenkemper, B., Gellenbeck, K., Dornbusch, H.-J. 1996. *Gebührensyste me und Abfuhrhythmen in der kommunalen Abfallwirtschaft: Erfahrungen und Handlungsempfehlungen*. Berlin: Erich Schmidt Verlag. ISBN 978-3-503-03948-7
- Garces, C., Lafuente, A., Pedraja, M., Rivera, P. 2002. Urban waste recycling behavior: Antecedents of participation in a selective collection program. *Environmental Management*. Vol. 30, No. 3, pp. 378-390. ISSN 1432-1009
- Gawel, E. 1994. Kommunale Gebühren auf dem Prüfstand. *Wirtschaftsdienst*. Vol. 74, No. 9, pp. 469-474. ISSN 1613-978X
- Gellynck, X., Jacobsen, R., Verhelst, P. 2011. Identifying the key factors in increasing recycling and reducing residual household waste: A case study of the Flemish region of Belgium. *Journal of Environmental Management*. Vol. 92, No. 10, pp. 2683-2690. ISSN 0301-4797
- Ghani, W.A.W.A.K, Rusli, I.F., Biak, D.R.A., Idris, A. 2013. An application of the theory of planned behaviour to study the influencing factors of participation in source separation of food waste. *Waste Management*. Vol. 33, pp. 1276-1281. ISSN 0956-053X
- Gharfalkar, M., Court, R., Campbell, C., Ali, Z., Hillier, G. 2015. Analysis of waste hierarchy in the European waste directive 2008/98/EC. *Waste Management*. Vol. 39, pp. 305-313. ISSN 0956-053X
- Gibbs, M.T. 2013. Environmental perverse incentives in coastal monitoring. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 73, No. 1, pp. 7-10. ISSN 025-326X
- Glachant, M. 2004. La politique nationale efficace de tarification du service des déchets ménagers en présence de politiques municipales hétérogènes, CERNA, Ecole des mines de Paris, France.
- González-Torre, P.L., Adenso-Díaz, B. 2005. Influence of distance on the motivation and frequency of household recycling. *Waste Management*. Vol. 25, No. 1, pp. 15-23. ISSN 0956-053X
- Grodzinska-Jurczak, M., Tomal, P., Tarabula-Fiertak, M., Nieszporek, K., Read, A.D. 2006. Effects of an educational campaign on public environmental attitudes and behaviour in Poland. *Resources, Conservation and Recycling*. Vol. 46, pp. 182-197. ISSN 0921-3449
- Grolmus, L. 2018. Každý obyvatel ČR vytrídil v roce 2017 do barevných kontejnerů v průměru 47 kg odpadu! Sborník z konference ‚Odpady a obce‘, Hradec Králové, 13. - 14. června 2018
- Guagnano, G.A., Stern, P.C., Dietz, T. 1995. Influences on Attitude-Behavior Relationships: A natural experiment with curbside recycling. *Environment and Behavior*. Vol. 27, No. 5, pp. 699-718. ISSN 0013-9165
- Gysen J., Bachus, K., Bruyninckx, H. 2002. *Evaluating the effectiveness of environmental policy: An analysis of conceptual and methodological issues*. European Evaluation Society Conference. Seville. October 10-12, 2002.
- Hage, O., Söderholm, P. 2008. An econometric analysis of regional differences in households waste collection: The case of plastic packaging waste in Sweden. *Waste Management*. Vol. 28, pp. 1720-1731. ISSN 0956-053X
- Hage, O., Söderholm, P., Berglund, Ch. 2009. Norms and economic motivation in households recycling: Empirical evidence from Sweden. *Resources, Conservation, and Recycling*. Vol. 53, pp. 155-165. ISSN 0921-3449
- Halvorsen, B. 2008. Effects of norms and opportunity cost of time on household recycling. *Land Economics*. Vol. 84, No. 3, pp. 501-516. ISSN 1543-8325
- Halvorsen, B. 2010. *Effects of norms and policy incentives on household recycling: An international comparison* [on-line]. Discussion Papers No. 627, Statistics Norway, Research Department. [cit. 27.9.2018]. Dostupné z: <https://www.ssb.no/a/publikasjoner/pdf/DP/dp627.pdf>
- Hannigan, J. A. 2014. *Environmental sociology*. Milton Park: Routledge. ISBN 978-0-415-35512-4
- Harder, M.K., Woodard, R. 2007. Systematic studies of shop and leisure voucher incentives for household recycling. *Resources, Conservation and Recycling*. Vol. 51, pp. 732-753. ISSN 0921-3449

- Hauser, H. 2007. *Logistik der Abfallwirtschaft – Veränderungen durch demographischen Wandel?* In: workshop des Umweltbundesamtes „Demographischer Wandel – Eine Herausforderung für die Abfallwirtschaft?“, Dessau, 14. November 2007
- Heller, M.H., Vatn, A. 2017. The divisive and disruptive effects of weight-based waste fee. *Ecological Economics*. Vol. 131, pp. 275-285. ISSN 0921-8009
- Hendl, J. 2012. *Přehled statistických metod: Analýza a metaanalýza dat*. Praha: Portál. ISBN 978-80262-0200-4.
- Heyne, P. 1991. *Ekonomický styl myšlení*. Praha: Liberální institut. ISBN 80-7079-781-9
- Hoffmeister, J., Gellenbeck, K. 2009. Einfluss demographischer und wirtschaftlicher Faktoren auf die Abfallmengenentwicklung in Berlin – Abschlussdokumentation für die Berliner Stadtreinigungsbetriebe. Prognos AG/INFA GmbH. 17.7.2009.
- Hoffmeister, J. 2011. *Auswirkungen der soziodemographischen Entwicklung der Regionen und des neuen KrWG auf die künftige Mengenentwicklung und Kapazitätsauslastung*, In: Flamme et al. (Eds.). 12. Münsteraner Abfallwirtschaftstage, LASU, Fachhochschule Münster
- Hong, S., Adams, R.M. 1999. Household responses to price incentives for recycling: Some further evidence. *Land Economics*. Vol. 75, No. 4, pp. 505-514. ISSN 1543-8325
- Hopper, J.H., Nielsen, J.M. 1991. Recycling as altruistic behavior. Normative and behavioural strategies to expand participation in a community recycling program. *Environment and Behavior*. Vol. 23, No. 2, pp. 195-220. ISSN 0013-9165
- Holčík, J., Komenda, M. (eds.) et al. 2015. *Matematická biologie: e-learningová učebnice [online]*. 1. vydání. Brno: Masarykova univerzita, 2015. ISBN 978-80-210-8095-9. Dostupné z www: <http://portal.matematickabiologie.cz/>.
- Hornik, J., Cherian, J., Madansky, M., Narayana, Ch. 1995. Determinants of recycling behavior: A synthesis of research results. *The Journal of Socio-Economics*. Vol. 24, No. 1, pp. 105-127. ISSN 1053-5357
- Chen, M.F., Tung, P.J. 2010. The moderating effect of perceived lack of facilities on consumers' recycling intentions. *Environment and Behavior*. Vol. 42, No. 6. pp. 824 – 844. ISSN 0013-9165
- Choe, Ch., Fraser, I. 1998. The economics of household waste management: a review. *The Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*. Vol. 42, No. 3, pp. 269-302. ISSN 1467-8489
- Chua, M.H. 2017. A Coasian perspective on informal rights assignment among waste pickers in the Philippines. *Urban Studies*. Vol. 54, No. 13, pp. 3071-3084. ISSN 0042-0980
- IURMO. 2016. Systém plateb za komunální odpad a zavedení motivačních prvků v oblasti poplatků za komunální odpad v městě Brně. Odborná studie. Praha: Institut pro udržitelný rozvoj měst a obcí, o.p.s.
- IWM. 2003. Waste collection: To charge or not to charge? A final report to IWM (EB), Chartered Institution of Waste Management Environmental Body
- Jenkins, R.R., Martinez, S.A., Palmer, K., Podolsky, M.J. 2003. The determinants of household recycling: a material-specific analysis of recycling program features and unit pricing. *Journal of Environmental Economics and Management*. Vol. 45, pp. 294-318. ISSN 0095-0696
- Ježek, P. 1998. Externality, problémy a jejich neřešení. In: Malý (ed.). *Externality a možnosti jejich řešení*. Sborník referátů z teoretického semináře. Brno: Masarykova univerzita. ISBN 80-210-1884-4
- Jílková, J. 2003. *Daně, dotace a obchodovatelná povolení: nástroje ochrany ovzduší a klimatu*. Praha: IREAS. ISBN 80-86684-04-0
- Jílková, J., Pavel, J., Vitek, L., Slavík, J. 2006. *Poplatky k ochraně životního prostředí a jejich efektivnosti*. Praha: Eurolex Bohemia. ISBN 80-7379-002-5

Johnstone, N., Labonne, J. 2004. Generation of household solid waste in OECD countries: An empirical analysis using macroeconomic data. *Land Economics*. Vol. 80, No. 4, pp. 529-538. ISSN 1543-8325

Kalinowski, C.M., Lynne, G.D., Johnson, B. 2006. Recycling as a reflection of balanced self-interest: A test of the metaeconomics approach. *Environment and Behavior*. Vol. 38, No. 3, pp. 333-355. ISSN 0013-9165

Karagiannidis, A., Xirogiannopoulou, A., Tchobanoglous, G. 2008. Full cost accounting as a tool for the financial assessment of Pay-As-You-Throw schemes: A case study for the Panorama municipality, Greece. *Waste Management*. Vol. 28, pp. 2801-2808. ISSN 0956-053X

Keser, S., Duzgun, S., Aksoy, A. 2012. Application of spatial and non-spatial data analysis in determination of the factors that impact municipal solid waste generation rates in Turkey. *Waste Management*. Vol. 32, pp. 359-371. ISSN 0956-053X

Kinnaman, T.C., Fullerton, D. 1994. How a fee per-unit garbage affects aggregate recycling in a model with heterogeneous households [on-line]. Working Paper No. 4905. National Bureau of Economic Research. [cit. 27.9.2018]. Dostupné z: <http://www.nber.org/papers/w4905.pdf>

Kinnaman, T.C., Fullerton, D. 1997. Garbage and recycling in communities with curbside recycling and unit-based pricing [on-line]. Working Paper No. 6021. National Bureau of Economic Research. [cit. 27.9.2018]. Dostupné z: <http://www.nber.org/papers/w6021.pdf>

Kinnaman, T.C., Fullerton, D. 1999. The economics of residential solid waste management [on-line]. Working Paper No. 7326. National Bureau of Economic Research. [cit. 27.9.2018]. Dostupné z: <http://www.nber.org/papers/w7326.pdf>

Kinnaman, T.C. 2006. Policy watch: Examining the justification for residential recycling. *Journal of Economic Perspectives*. Vol. 20, No. 4, pp. 219-232. ISSN 0895-3309

Knittel, Ch.R., Sandler, R. 2013. The welfare impact of indirect Pigouvian taxation: Evidence from transportation [on-line]. NBER Working Paper No. 18849. [cit. 27.9.2018]. Dostupné z: <http://www.nber.org/papers/w18849.pdf>

Knussen, Ch., Yule, F. 2008. „I'm not in the habit of recycling“: The role of habitual behavior in the disposal of household waste. *Environment and Behavior*. Vol. 40, No. 5, pp. 683-702. ISSN 0013-9165

Kozel, Z. 2009. Nesmíme připustit demotivaci občanů. *Odpady*. Vol. 19, No. 1, pp. 19-20. ISSN 1210-4922

Kurz, T., Linden, M., Sheehy, N. 2007. Attitudinal and community influences on participation in new curbside recycling initiatives in Northern Ireland. *Environment and Behavior*. Vol. 39, No. 3, pp. 367-391. ISSN 0013-9165

Kvapilová Bartošová, M., Fučík, P. 2017. Jednočlenné domácnosti mladých lidí v České republice. *Sociální studia*. No. 2, pp. 49-72. ISSN 1803-6104

Lakhan, C. 2014. Exploring the relationship between municipal promotion and education investments and recycling rate performance in Ontario, Canada. *Resources, Conservation, and Recycling*. Vol. 92, pp. 222-229. ISSN 0921-3449

Lauruschkus, F., Lutterbach, A., Temme, T. 2009. Vergleich der Zukunftsfähigkeit von Abfallgebührenmodellen im Kontext von demographischem Wandel und sinkenden Mengen. *Müll und Abfall*. No. 10, pp. 507-511. ISSN 0027-2957

Lebersorger, S., Beigl, P. 2011. Municipal solid waste generation in municipalities: Quantifying impacts of household structure, commercial waste and domestic fuel. *Waste Management*. Vol. 31, pp. 1907-1915. ISSN 0956-053X

Le Bozec, A. 2008. The implementation of PAYT system under the condition of financial balance in France. *Waste Management*. Vol. 28, pp. 2786-2792. ISSN 0956-053X

- Linderhof, V., Kooreman, P., Allers, M., Wiersma, D. 2001. Weight-based pricing in the collection of household waste: the Oostzaan case. *Resource and Energy Economics*. Vol. 23, pp. 359-371. ISSN 0928-7655
- Malý, I. 1998. Externality – omezení pro veřejné řešení. In: Malý (ed.). *Externality a možnosti jejich řešení*. Sborník referátů z teoretického semináře. Brno: Masarykova univerzita. ISBN 80-210-1884-4
- Mansvelt, J. (ed.) 2011. *Green consumerism: An A-to-Z guide*. SAGE Publications. The SAGE reference series on green society: toward a sustainable future. ISBN 978-1-4129-9685-3
- Martin, M., Williams, I.D., Clark, M. 2006. Social, cultural and structural influences on household waste recycling: A case study. *Resources, Conservation, and Recycling*. Vol. 48, pp. 357-395. ISSN 0921-3449
- Matsueda, N., Nagase, Y. 2012. An economic analysis of the Packaging waste Recovery Note System in the UK. *Resource and Energy Economics*. Vol. 34, pp. 669-679. ISSN 0928-7655
- Mazzanti, M., Montini, A., Zoboli, R. 2008. Municipal waste generation and socioeconomic drivers: Evidence from comparing northern and southern Italy. *The Journal of Environment & Development*. Vol. 17, No. 1, pp. 51-69 ISSN 1552-5465
- McDonald, S., Ball, R. 1998. Public participation in plastics recycling schemes. *Resources, Conservation, and Recycling*. Vol. 22, pp. 123-141
- McDonald, S., Oates, C. 2003. Reasons for non-participation in kerbside recycling scheme. *Resources, Conservation and Recycling*. Vol. 39, pp. 369-385. ISSN 0921-3449
- Mee, N., Clewes, D., Phillips, P.S., Read, A.D. 2004. Effective implementation of marketing communications strategy for kerbside recycling: a case study from Rushcliffe, UK. *Resources, Conservation, and Recycling*. Vol. 42, pp. 1-26. ISSN 0921-3449
- Menell, P.S. 2004. *An economic assessment of market-based approaches to regulating the municipal solid waste stream* [on-line]. UC Berkeley Public Law Research Paper No. 588541. [cit. 27.9.2018]. Dostupné z: https://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract_id=588541
- Meneses, G.D., Palacio, A.B. 2005. Recycling behavior: A multidimensional approach. *Environment and Behavior*. Vol. 37, No. 6, pp. 837-860. ISSN 0013-9165
- Miafodzyeva, S., Brandt, N. 2013. Recycling behaviour among householders: Synthesizing determinants via a meta-analysis. *Waste and Biomass Valorization*. Vol. 4, pp. 221 – 235. ISSN 1877-265X
- Miller, I., Lauzon, A., Wattle, B., Ritter, M., Hood, J. 2009. Determinants of municipal solid waste generation and recycling in western New York communities. *Journal of Solid Waste Technology and Management*. Vol. 35, No. 4, pp. 209–236. ISSN 1088-1697
- Miliute-Plepiene, J., Hage, O., Plepys, A., Reipas, A. 2016. What motivates households recycling behaviour in recycling schemes of different maturity? Lessons from Lithuania and Sweden. *Resources, Conservation, and Recycling*. Vol. 113, pp. 40-52. ISSN 0921-3449
- Miofsky, D., Souren, R. 2010. *Einflussfaktoren auf die Höhe der Hausmüllgebühren* [on-line]. Ilmenauer Schriften zur Betriebswirtschaftslehre. 2/2010. [cit. 27.9.2018]. Dostupné z: <https://d-nb.info/1014137632/34>
- Miranda, M.L., Everett, J.W., Blume, D., Roy, B.A. 1994. Market-based incentives and residential municipal solid waste. *Journal of Policy Analysis and Management*. Vol. 13, No. 4, pp. 681-698. ISSN 1520-6688
- Miranda, M.L., Bauer, S.D., Aldy, J.E. 1996. Unit pricing programs for residential municipal solid waste: An assessment of the literature [on-line]. Environmental Protection Agency (EPA). [cit. 27.9.2018]. Dostupné z: <https://pdfs.semanticscholar.org/e115/37b9f3ff907712d22933866500c56e889867.pdf>
- Miranda, M.L., Aldy, J.E. 1998. Unit pricing of residential municipal solid waste: lessons from nine case study communities. *Journal of Environmental Management*. Vol. 52, pp. 79-93. ISSN 0301-4797
- Mises, L. 2006. *Lidské jednání: pojednání o ekonomii*. Praha: Liberální institut. ISBN 80-86389-45-6

- Morley, B. 2012. Empirical evidence on the effectiveness of environmental taxes. *Applied Economics Letters*. Vol. 19, No. 18, pp. 1817-1820. ISSN 1466-4291
- MPI. 2009. *Waste management and fairness* [on-line]. Max Planck Institute for Research on Collective Goods [cit. 27.9.2018]. Dostupné z: <https://www.coll.mpg.de/text/waste-management-and-fairness>
- Mueller, W. 2013. The effectiveness of recycling policy options: Waste diversion or just diversions? *Waste Management*. Vol. 33, pp. 508-518. ISSN 0956-053X
- Neter, J., Kutner, M. H., Nachtsheim, Ch. J., Wasserman, W. 1996. *Applied Linear Statistical Models*, Chicago: McGraw-Hill ISBN 978-0256117363
- Nyborg, K., Rege, M. 2001. *Does public policy crowd out private contributions to public goods* [on-line]. Discussion Papers No. 300, Statistics Norway, Research Department. [cit. 27.9.2018]. Dostupné z: <https://www.ssb.no/a/publikasjoner/pdf/DP/dp300.pdf>
- OECD. 1996. *Evaluating the efficiency and effectiveness of economic instruments in environmental policy*. Paris: OECD. Group on Economic and Environmental Policy Integration.
- OECD. 2000. *Addressing the economics of waste*. Paris: OECD. ISBN 92-64-10618-9
- OECD. 2013. *Greening household behaviour: Overview from the 2011 Survey*. OECD Studies on Environmental Policy and Household Behaviour. OECD Publishing. ISBN 978-92-64-21464-4
- OECD. 2017. *Tackling environmental problems with the help of behavioural insights*. Paris: OECD Publishing. ISBN 978-92-64-27386-3
- Pang, A., Shaw, D. 2011. Optimal emission tax with pre-existing distortions. *Environmental Economics and Policy Studies*. Vol. 13, No. 2, pp. 79-88. ISSN 1867-383X
- Park, S., Lah, T.J. 2015. Analyzing the success of the volume-based waste fee system in South Korea. *Waste Management*. Vol. 43, pp. 533-538. ISSN 0956-053X
- Pavel, J., Slavík, J. 2018. The relationship between competition and efficiency of waste-collection services in the Czech Republic. *Local Government Studies*. Vol. 44, No. 2, pp. 275-296. ISSN 1743-9388
- Pearce, D. 2005. Does European Union waste policy pass a cost-benefit test? [on-line]. In: EAI. Rethinking the waste hierarchy. Environmental Assessment Institute. March 2005. [cit. 27.9.2018]. Dostupné z: https://www.dors.dk/files/media/graphics/Synkron-Library/Publikationer/IMV/2005/waste_hierarchy.pdf
- Pickin, J. 2008. Unit pricing of household garbage in Melbourne: improving welfare, reducing garbage, or neither? *Waste Management & Research*. Vol. 26, No. 6, pp. 508-514. ISSN 1096-3669
- Podolsky, M.J., Spiegel, M. 1998. *Municipal waste disposal: Unit pricing and recycling opportunities*. *Public Works Management & Policy*. Vol. 3, No. 1, pp. 27-39. ISSN 1552-7549
- Porter, R.C. 2002. *The economics of waste*. Washington: Resources for the Future. ISBN 1-891853-42-2
- Porter, R.C. 2005. Benefit-cost analysis and the waste hierarchy – US experience [on-line]. In: EAI. Rethinking the waste hierarchy. Environmental Assessment Institute. March 2005. [cit. 27.9.2018]. Dostupné z: https://www.dors.dk/files/media/graphics/Synkron-Library/Publikationer/IMV/2005/waste_hierarchy.pdf
- Powell, J., Turner, K., Peters, M., Strobl, B. 2002. Economics of waste. In: Bisson, K., Proops, J. (ed.). *Waste in ecological economics*. Cheltenham, Northampton: Edward Elgar Publishing. ISBN 1-84064-648-9
- Puig-Ventosa, I. 2008. Charging systems and PAYT experiences for waste management in Spain. *Waste Management*. Vol. 28, pp. 2767-2771. ISSN 0956-053X
- Rada, E.C., Ragazzi, M., Fedrizzi, P. 2013. Web-GIS oriented systems viability for municipal solid waste selective collection optimization in developed and transient economies. *Waste Management*. Vol. 33, pp. 785-792. ISSN 0956-053X

- Rasmussen, C., Vigsø, D. 2005. Rethinking the waste hierarchy? [on-line]. In: EAI. Rethinking the waste hierarchy. Environmental Assessment Institute. March 2005. [cit. 27.9.2018]. Dostupné z: https://www.dors.dk/files/media/graphics/Synkron-Library/Publikationer/IMV/2005/waste_hierarchy.pdf
- Read, A.D. 1999. „A weekly doorstep recycling collection, I had no idea we could!“ Overcoming the local barriers to participation. *Resources, Conservation and Recycling*. Vol. 26, pp. 217-249. ISSN 0921-3449
- Reichenbach, J. 2008. Status and prospects of pay-as-you-throw in Europe - A review of pilot research and implementation studies. *Waste Management*. Vol. 28, pp. 2809-2814. ISSN 0956-053X
- Remr, J., Slavík, J. 2016. Komunikace a propagace systému nakládání s odpady v Brně. In: IURMO. *Systém plateb za komunální odpad a zavedení motivačních prvků v oblasti poplatků za komunální odpad ve městě Brně*. Praha: Institut pro udržitelný rozvoj měst a obcí.
- Reschovsky, J.D., Stone, S.E. 1994. Market incentives to encourage household waste recycling: Paying for what you throw away. *Journal of Policy Analysis and Management*. Vol. 13, No. 1, pp. 120-139. ISSN 1520-6688
- Rousta, K., Bolton, K., Lundin, M., Dahlén, L. 2015. Quantitative assessment of distance to collection point and improved sorting information on source separation of household waste. *Waste Management*. Vol. 40, pp. 22-30. ISSN 0956-053X
- Rybová, K., Slavík, J. 2016a. Can demographic characteristics explain intermunicipal differences in production of municipal waste? In: Špalková, D., Matějová, L. (eds.) *Proceeding of the 20th international conference Current trends in public sector research 2016*. Brno: Masaryk University, 2016. pp. 375 – 382. ISSN 2336 – 1239. ISBN 978-80-210-8082-9.
- Rybová, K., Slavík, J. 2016b. Smart cities and ageing population - Implications for waste management in the Czech Republic. In: Koukol, M. (ed.). *SMART Cities Symposium Prague (SCSP)*, 2016. ISBN 978-1-5090-1116-2
- Rybová, K. 2017. Ageing population of cities – Implications for circular economy in the Czech Republic, In: Růžička J. (ed.). *SMART Cities Symposium Prague (SCSP)*, 2017. ISBN 978-1-5386-3825-5
- Rybová, K., Slavík, J., Burcin, B., Soukopová, J., Kučera, T., Černíková, A. 2018a. Socio-demographic determinants of municipal waste generation: Case study of the Czech Republic. *Journal of Material Cycles and Waste Management*. Vol. 20, No. 3, pp.1884-1891. ISSN 0956-053X
- Rybová, K., Burcin, B., Slavík, J. 2018b. Spatial and non-spatial analysis of socio-demographic aspects influencing municipal solid waste generation in the Czech Republic. *Detritus*. Vol. 1, No., 1, pp. 3-7. ISSN 2611-4135
- Rybová, K. 2018. Vliv demografických změn na echnickou infrastrukturu obcí v České republice. Disertační práce. Univerzita Karlova v Praze. Přírodovědecká fakulta.
- Sakai, S., Ikematsu, T., Hirai, Y., Yoshida, H. 2008. Unit-charging programs for municipal solid waste in Japan. *Waste Management*. Vol. 28, 2815-2825. ISSN 0956-053X
- Saphores, J.D., Nixon, H., Ogundeitan, O.A., Shapiro, A.A. 2006. Household willingness to recycle electronic waste – An application to California. *Environment and Behavior*. Vol. 38, No. 2, pp. 183-208. ISSN 0013-9165
- Saphores, J.D., Nixon, H. 2014. How effective are current household recycling policies? Results from a national survey of U.S. households. *Resources, Conservation and Recycling*. Vol. 92, pp. 1-10. ISSN 0921-3449
- Shaw, P.J., Lyas, J.K., Hudson, M.D. 2006. Quantitative analysis of recyclable materials composition: Tools to support decision making in kerbside recycling. *Resources, Conservation, and Recycling*. Vol. 48, pp. 263-279. ISSN 0921-3449
- Schultz, P.W., Oskamp, S., Mainieri, T. 1995. Who recycles and when? A review of personal and situational factors. *Journal of Environmental Psychology*. Vol. 15, pp. 105-121. ISSN 0272-4944
- Sidique, S.F., Lupi, F., Joshi, S.V. 2010. The effects of behavior and attitudes on drop-off recycling activities. *Resources, Conservation, and Recycling*. Vol. 54, pp. 163-170. ISSN 0921-3449

- Simões, P., Marques, R.C. 2011. How does the operational environment affect utility performance? A parametric study on the waste sector. *Resources, Conservation, and Recycling*. Vol. 55, No. 7, pp. 695-702. ISSN 0921-3449
- Simões, P., Marques, R.C. 2012. On the economic performance of the waste sector. A literature review. *Journal of Environmental Management*. Vol. 106, pp. 40-47. ISSN 0301-4797
- Simões, P., Carvalho, P., Marques, R.C. 2012a. Performance assessment of refuse collection services using robust efficiency measures. *Resources, Conservation, and Recycling*. Vol. 67, pp. 56-66. ISSN 0921-3449
- Simões, P., Cruz, N.F., Marques, R.C. 2012b. The performance of private partners in the waste sector. *Journal of Cleaner Production*. Vol. 29-30, pp. 214-221. ISSN 0959-6526
- Sirůček, P. 2002a. Pojetí člověka a racionality v ekonomických teoriích. *Marathon*. Vol. 6, No. 3, pp. 4-20. ISSN 1211-8591
- Sirůček, P. 2002b. Homo oeconomicus, ekonomické cykly, ekonomická rovnováha etc. (několik postřehů, úvah, námětů a inspirací). *Marathon*. Vol. 6, zvláštní číslo, pp. 29-36. ISSN 1211-8591
- Sirůček, P. a kol. 2007. *Hospodářské dějiny a ekonomické teorie (vývoj – současnost – výhledy)*. Slaný: Melantrium. ISBN 978-80-86175-53-9
- Skumatz, L. A. 2008. Pay as you throw in the US: Implementation, impacts, and experience. *Waste Management*. 28, pp. 2778-2785. ISSN 0956-053X
- Slavík, J. 2007. Neoklasická ekonomie a ochrana životního prostředí. *Politická ekonomie*. Vol. 55, No. 4, pp. 526-538. ISSN 2336-8225
- Slavík, J. 2009. Vyčerpateľnosť surovínových zdrojů, recyklace a krize na trhu druhotných surovin. *Acta Oeconomica Pragensia*. Vol. 6, No. 6, pp. 37-51. ISSN 1804-2112
- Slavík, J. (ed) 2009. *Poplatkové systémy v obcích: rizika a příležitosti pro odpadové hospodářství*. Praha: Institut pro ekonomickou a ekologickou politiku (IEEP). ISBN 978-80-86684-59-8
- Slavík, J. 2009. *Efektivnost záloh na jednocestné nápojové obaly v hospodářské praxi České republiky*. Disertační práce. Praha: Vysoká škola ekonomická. Národohospodářská fakulta.
- Slavík, J., Rybová, K. 2011. Vliv demografických změn na odpadové hospodářství měst a obcí v ČR. In: EKO-KOM. Sborník z konference ‚Odpady a obce: Hospodaření s komunálními odpady‘, Hradec Králové 15.–16.6.2011.
- Slavík, J. 2012. *Privatizace odpadových služeb ve městech a obcích - vybrané problémy*. Praha: Alfa Nakladatelství. ISBN 978-80-87197-56-1
- Slavík, J., Pavel, J. 2013. Do variable charges really increase the effectiveness and economy of waste management? A case study of the Czech Republic. *Resources, Conservation and Recycling*. Vol. 70, pp. 68-77. ISSN 0921-3449
- Slavík, J. 2014. Návrhy variant poplatkového systému v Jablonci nad Nisou. In: EKO-KOM. Optimalizace hospodaření s komunálními odpady včetně jejich obalové složky ve statutárním městě Jablonec nad Nisou. Optimalizační studie. Město Jablonec nad Nisou.
- Slavík, J. 2015a. Čím pro nás mohou být zahraniční poplatkové systémy zajímavé – v dobrém i ve zlém. In: EKO-KOM. Sborník z konference ‚Odpady a obce: Hospodaření s komunálními odpady‘, Hradec Králové 10. – 11.6.2015.
- Slavík, J. 2015b. Vyhodnocení způsobu zpoplatnění obyvatel. In: EKO-KOM. Optimalizace hospodaření s komunálními odpady včetně jejich obalové složky ve městě Jihlava. Optimalizační studie. Město Jihlava.
- Slavík, J., Rybová, K. 2017. The costs of municipal waste and separate collection. Efficient measures how to cut them down. In: Matějová, L. (eds.) *Proceeding of the 21st international conference Current trends in public sector research 2017*. Brno: Masaryk University, 2017. pp. 371 – 378. ISSN 2336-1239. ISBN 978-80-210-8448-3.

- Slavík, J., Potluka, O., Rybová, K. 2017. Subsidies in waste management: Effective instruments or cul-de-sac of European structure policies? *Waste Management*. Vol. 65, pp. 1-2. ISSN 0956-053X
- Slavík, J., Remr, J., Vejchodská, E. 2018a. Relevance of selected measures in transition to a circular economy: the case of the Czech Republic. *Detritus*. Vol. 1, No. 1, pp. 144-154. ISSN 2611-4135
- Slavík, J., Lukáč, D., Hradilová, L., Zákravská, L. 2018b. Faktory ovlivňující motivaci občanů třídít - vybrané výsledky pro ČR. In: EKO-KOM. Sborník z konference ‚Odpady a obce: Hospodaření s komunálními odpady‘, Hradec Králové 13. – 14.6.2018.
- Slavíková, L., Vejchodská, E., Slavík, J. 2012. *Ekonomie životního prostředí – teorie a politika*. Praha: Alfa Publishing. ISBN 978-80-87197-45-5
- SMO. 2011. Aktualizace strategie rozvoje nakládání s odpady v obcích a městech ČR – analytická část. Odborný dokument Svazu měst a obcí České republiky a Asociace krajů České republiky.
- Söderholm, P. 2011. Taxing virgin natural resources: Lessons from aggregates taxation in Europe. *Resources, Conservation and Recycling*. Vol. 55, 911-922. ISSN 0921-3449
- Soukopová, J. 2016. *Efektivnost výdajů obcí na nakládání s odpady – vybrané faktory*. Habilitační práce. Masarykova univerzita Brno. Ekonomicko-správní fakulta.
- Soukopová, J., Struk, M., Hřebíček, J. 2016. Population age structure and the cost of municipal waste collection. A case study from the Czech Republic. *Journal of Environmental Management*. Vol. 203, No. 2, pp. 655-663. ISSN 0301-4797
- Soukopová, J., Klimovský, D., Ochrana, F. 2017. Key Factors for Public Utility Efficiency and Effectiveness: Waste Management Services in the Czech Republic. *Ekonomický časopis*. Vol. 65, No. 2, pp. 143-157. ISSN 0013-3035
- Souren, R. 2009. *Hausmüllgebühren in Deutschland: Deskriptive Auswertung von Abfallgebührensatzungen und erste Ergebnisse einer Ursachenanalyse* [on-line]. Ilmenauer Schriften zur Betriebswirtschaftslehre. 9/2009. [cit. 27.9.2018]. Dostupné z: <https://d-nb.info/1014134978/34>
- Speirs, D., Tucker, P. 2001. A profile of recyclers making special trips to recycle. *Journal of Environmental Management*. Vol. 62, No. 2., pp. 201-220. ISSN 0301-4797
- Starr, J., Nicolson, C. 2015. Patterns in trash: Factors driving municipal recycling in Massachusetts. *Resources, Conservation, and Recycling*. Vol. 99, pp. 7-18. ISSN 0921-3449
- Sterner, T., Bartelings, H. 1999. Household waste management in a Swedish municipality: Determinants of waste disposal, recycling and composting. *Environmental and Resource Economics*. Vol. 13, pp. 473-491. ISSN 1573-1502
- Stevens, B.J. 1978. Scale, market structure, and the cost of refuse collection. *The Review of Economics and Statistics*. Vol. 60, No. 3, pp. 438-448. ISSN 1530-9142
- Struk, M., Soukopová, J. 2016. Age structure and municipal waste generation and recycling – New challenge for the circular economy. 4th International Conference on Sustainable Solid Waste Management, 23rd - 25th June 2016 Limassol, Cyprus
- Struk, M. 2017. Distance and incentives matter: The separation of recyclable municipal waste. *Resources, Conservation, and Recycling*. Vol.122, pp. 155-162. ISSN 0921-3449
- Šauer, P., Pařízková, L., Hadrabová, A. 2008. Charging systems for municipal solid waste: Experience from the Czech Republic. *Waste Management*. Vol. 28, pp. 2772-2777. ISSN 0956-053X
- Špalek, J. 2011. *Veřejné statky: teorie a experiment*. Praha: C.H.Beck. ISBN 978-80-7400-353-0
- Talalaj, I.A., Walery, M. 2015. The effect of gender and age structure on municipal waste generation in Poland. *Waste Management*. Vol. 40, pp. 3-8. ISSN 0956-053X

- Thaler, R. 1980. Toward a positive theory of consumer choice. *Journal of Economic Behavior & Organisation*. Vol. 1, No. 1, pp. 39-60. ISSN 167-2681
- Thøgersen, J. 1994. Monetary incentives and environmental concern. Effects of a differentiated garbage fee. *Journal of Consumer Policy*. Vol. 17, pp. 407-442. ISSN 1573-0700
- Thøgersen, J. 2008. Social norms and cooperation in real-life social dilemmas. *Journal of Economic Psychology*. Vol. 29, pp. 458-472. ISSN 0167-4870
- Thomas, Ch., Sharp, V. 2013. Understanding the normalisation of recycling behaviour and its implications for other pro-environmental behaviours: a review of social norms and recycling. *Resources, Conservation and Recycling*. Vol. 79, pp. 11-20. ISSN 0921-3449
- Thomson, M. 1998. Waste and fairness. *Social Research*. Vol. 65, No. 1, Garbage (Spring 1998), pp. 55-73. ISSN 0037-783X
- Tierney, J. 1996. Recycling is garbage [on-line]. New York Times. 30. June 1996. [cit. 27.9.2018]. Dostupné z: <http://web.williams.edu/HistSci/curriculum/101/garbage.html>
- Tietenberg, T. 1996. *Environmental and natural resource economics*. New York: HarperCollins College Publishers. ISBN 978-0-673994721
- Tietenberg, T., Lewis, L. 2010. *Environmental Economics and Policy*. Boston: Pearson Education Inc. ISBN 978-0-321599490
- Tiller, K.H., Jakus, P.M., Park, W.M. 1997. Household willingness to pay for dropoff recycling. *Journal of Agricultural and Resource Economics*. Vol. 22, No. 2, pp. 310-320. ISSN 2414-584X
- Timlett, R.E., Williams, I.D. 2008. Public participation and recycling performance in England: A comparison of tools for behaviour change. *Resources, Conservation, and Recycling*. Vol. 52, pp. 622-634. ISSN 0921-3449
- Tonglet, M., Phillips, P.S., Read, A.D. 2004. Using the Theory of Planned Behaviour to investigate the determinants of recycling behaviour: a case study from Brixworth, UK. *Resources, Conservation, and Recycling*. Vol. 41, pp. 191 - 214. ISSN 0921-3449
- Trojanová, M. 2016. *Teorie plánovaného chování a kontraproduktivní chování na pracovišti*. Diplomová práce. Univerzita Karlova. Pedagogická fakulta.
- Tversky, A., Kahneman, D. 1981. The framing of decisions and the psychology of choice. *Science*. Vol. 211. pp. 453-458. ISSN 1095-9203
- UBA. 2017. *Leitfaden: Auswirkungen des demographischen Wandels auf die kommunale Abfallwirtschaft*. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. ISSN 2363-832X.
- do Valle, P.O., Reis, E., Menezes, J., Rebelo, E. 2004. Behavioral determinants of household recycling participation: The Portuguese case. *Environment and Behavior*. Vol. 36, No. 4, pp. 505-540. ISSN 0013-9165
- Vetter, H. 2013. *Environmental taxes in the long run* [on-line]. Discussion Paper. Economics, Open-Assessment E-Journal. [cit. 27.9.2018]. Dostupné z: <http://www.economics-ejournal.org/economics/discussionpapers/2013-29/file>
- Vicente, P., Reis, E. 2008. Factors influencing households' participation in recycling. *Waste Management & Research*. Vol. 26, No. 2, pp. 140 - 146. ISSN 1096-3669
- Vítek, L. 1998. Ronald H. Coase: Společenské náklady, teorie externalit a jejich řešení. In: Malý (ed.). *Externality a možnosti jejich řešení*. Sborník referátů z teoretického semináře. Brno: Masarykova univerzita. ISBN 80-210-1884-4
- Vrbová, M. 2013. Ekonomika odpadového hospodářství v obcích ČR – aktualizace údajů za rok 2012. In: EKO-KOM. Sborník z konference „Odpady a obce“, Hradec Králové, 12.–13. června 2013

- Vrbová, M. 2014. Ekonomika odpadového hospodářství v obcích ČR – aktualizace údajů za rok 2013. In: EKO-KOM. Sborník z konference ‚Odpady a obce‘, Hradec Králové, 11. – 12. června 2014
- Vrbová, M. 2015. Ekonomika odpadového hospodářství v obcích ČR – aktualizace údajů za rok 2014. In: EKO-KOM. Sborník z konference ‚Odpady a obce‘, Hradec Králové, 10. – 11. června 2015
- Vrbová, M. 2016. Ekonomika odpadového hospodářství v obcích ČR – aktualizace údajů za rok 2015. In: EKO-KOM. Sborník z konference ‚Odpady a obce‘, Hradec Králové, 15. – 16. června 2016
- Vrbová, M., Balner, P. 2017. Ekonomika odpadového hospodářství v obcích ČR – aktualizace údajů za rok 2016. In: EKO-KOM. Sborník z konference ‚Odpady a obce‘, Hradec Králové, 14. - 15. června 2017
- Wertz, K.L. 1976. Economic factors influencing households' production of refuse. *Journal of Environmental Economics and Management*. Vol. 2, No. 4, pp. 263-272. ISSN 0095-0696
- Wiedemann, P.M., Femers, S. 1993. Public participation in waste management decision making: Analysis and management conflicts. *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 33, No. 3, pp. 355-368. ISSN 0304-3894
- Wiesmeth, H. 2012. *Environmental economics: Theory and Policy in Equilibrium*. Berlin, Heidelberg: Springer Verlag. ISBN 978-3-642-24513-8
- Woodard, R., Bench, M., Harder, M.K. 2005. The development of a UK kerbside scheme using known practice. *Journal of Environmental Management*. Vol. 75, pp. 115-127. ISSN 0301-4797
- Zimmermann, K.W. 2000. Internalisierung als Nirwana-Kriterium der Umweltpolitik. In: Bizer, K., Linscheidt, B., Truger, A. (Hrsg.) *Staatshandeln im Umweltschutz. Perspektiven einer institutionellen Umweltökonomik*. Berlin: Duncker&Humblot. s. 21-42. ISBN 3-428-10083-5.
- Zimmermannová, J. 2016. *Ekologické zdanění a modelování jeho dopadů*. Praha: Wolters Kluwer. ISBN 978-80-7552-062-3.
- Yau, Y. 2010. Domestic waste recycling, collective action and economic incentive: The case in Hong Kong. *Waste Management*. Vol. 30, pp. 2440-2447. ISSN 0956-053X
- Zvára, K., Štěpán, J. 1997. *Pravděpodobnost a matematická statistika*. Praha: Matfyzpress. ISBN 978-80-7378-218-4