

**Univerzita Karlova v Praze**  
**Přírodovědecká fakulta**

Studijní program: Geologie  
Studijní obor: Hospodaření s přírodními zdroji



**Eliška Pospíšilová**

Využití a environmentální stabilita škvár ze spalování TKO při stavbě vozovek  
Usage and environmental stability of MSWI bottom ash in road construction

Typ závěrečné práce  
Bakalářská

Vedoucí bakalářské práce/Školitel: doc. RNDr. Vojtěch Ettler, Ph.D.

Praha 2011

**Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracoval/a samostatně a že jsem uvedl/a všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, 31.8.2011

Podpis

## ABSTRAKT

Tato práce shrnuje poznatky o nejvhodnějších úpravách škváry, jako je karbonatace či elektrokinetická remediace za účelem snížení vyluhovatelnosti kontaminantů. Proces karbonatace má nízké investiční náklady a je vhodný jako první stupeň úpravy škváry. Při tomto procesu dochází k přeměnám primárních fází ve škváře a tím ke stabilizaci pH škváry. Při procesu elektrokinetické sanace dojde k úbytku Cu ve výluhu o 13-49%, Zn o 2-30% a Cr o 15-50%. Dále tato práce pojednává o druhotném využití škváry ve stavebnictví. Jednou z možností je přidavek škváry do betonu jako náhrady přírodního kameniva. Samostatně lze škváru využít v podkladové vrstvě silnice či chodníku, čímž dojde k úspoře drceného kameniva díky podobným fyzikálním vlastnostem. Zároveň je směs škváry a portlandského cementu svými fyzikálními a mechanickými vlastnostmi podobná lehkému betonu, který je velmi vyhledávaným stavebním materiálem.

## SUMMARY

This bachelor thesis is a compilation of scientific and technical literature focused on treatments of municipal solid waste incinerator (MSWI) bottom ash such as carbonation or electro-kinetic remediation for the purpose of the decrease of the contaminant leachability. The carbonation the cheapest solution and is generally used as a first stage of MSWI bottom ash treatment. The second part of the thesis deals with possible applications of MSWI bottom ash for the construction purposes. Addition of bottom ash to the concrete is used as the alternative of natural purposes. Addition of bottom ash to the concrete is used as the alternative of natural gravel. Due to similar physical properties with crushed aggregate, bottom ash is also commonly used as a subbase of roads or pavement in numerous countries. Mixed bottom ash with the Portland cement can also find some applications as a light concrete with similar physical and mechanical properties.

## PODĚKOVÁNÍ

Děkuji mému školiteli doc. RNDr. Vojtěchu Ettlerovi, Ph.D. za konzultace a důkladnou korekci mé bakalářské práce.

# OBSAH

OBSAH.....	ii
1. ÚVOD.....	1
2. SPALOVNA TKO.....	1
3. ŠKVÁRA.....	3
3.1 Mineralogické složení škváry.....	3
3.2 Prvkové složení škváry.....	4
3.3 Procesy úpravy škváry.....	4
3.3.1 Proces karbonatace (zvětrávání) škváry.....	6
3.3.2 Elektrokinetická sanace .....	8
3.3.3 Elektrodialytická sanace (EDR).....	9
3.3.4 Přidání sorbentů.....	9
4. VYUŽITÍ ŠKVÁRY VE STAVEBNICTVÍ.....	9
4.1 Zkoumané parametry pro využití škváry.....	9
4.1.1. Odolnost proti opotřebení.....	9
4.1.2. Test soudržnosti.....	9
4.2 Lehký beton.....	10
4.3 Směs škváry a popílku.....	10
4.4 Stavba silnic.....	10
4.4.1 Testovací vozovka v Umeå v severním Švédsku.....	10
4.4.2 Testovací vozovka v Ydernæs v Dánsku.....	11
4.5 Omezení znovuvyužití škváry ve stavebnictví v různých zemích.....	11
5. ENVIRONMENTÁLNÍ STABILITA ŠKVÁR.....	12
5.1 Výsledky in situ experimentu.....	12
5.1.1 In situ experiment po 2 letech expozice škváry ve vozovce.....	12
5.1.2 In situ experiment po 20 letech expozice škváry ve vozovce.....	12
5.2 Ekologická systémová analýza.....	12
5.3 Výsledky vyluhovatelnosti prvků in situ versus laboratorní zkoušky.....	13
5.4 Rozdíl vyluhovatelnosti prvků mezi škvárou a štěrkem.....	13
7. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY.....	16

## 1. ÚVOD

Přibývající množství odpadu je problematika globálního charakteru. Pouze v ČR vzniká cca 400 kg tuhého komunálního odpadu na osobu a rok (což je cca 3 309 667 tun celkem). Vývoj produkce odpadů v ČR zobrazuje tabulka 1, nárůst produkce odpadů ve světě je na obrázku 1. S tímto souvisí i nutnost řešení problematiky nedostatku prostoru na skládkách, kam byl odpad dlouhodobě ukládán. Pro odstraňování odpadu se v mnohých zemích začala využívat metoda spalování. Její výhodou je snížení původní hmotnosti na 25%, původního objemu na 10% (Izquierdo et al., 2008; Ginés et al., 2009; Qiao et al., 2008a; Qiao et al., 2008b; Piantone et al., 2004; Arickx et al., 2006; www.sako.cz). Při spalování vznikají sekundární produkty jako například škvára a ta může mít široké využití ve stavitelství jako sekundární stavební materiál ve výstavbě silnic, nebo jako surovina pro keramický průmysl (Chimenes et al., 1999; Ecke et al., 2006).

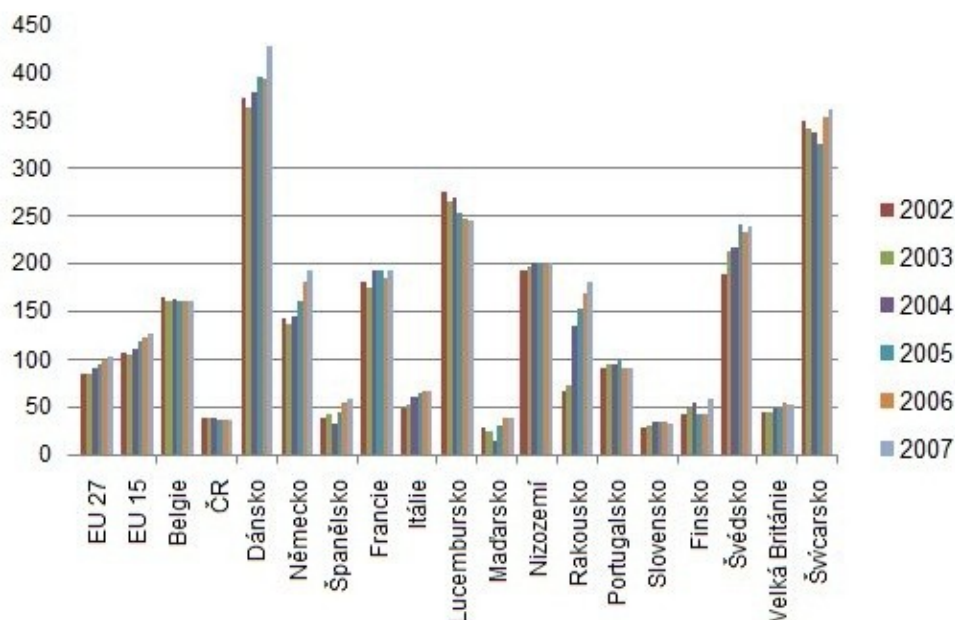
Tato bakalářská práce se zabývá škvárou, především jejím druhotným uplatněním a enviromentální stabilitou. Významné je zejména její chemické a mineralogické složení a pochody které jsou nutné pro její úpravu za účelem enviromentální stabilizace. Cílem je zároveň vysvětlit pochody při procesu zrání škváry a popsat možnosti a enviromentální rizika spojená s využitím škváry v různých technologických aplikacích, zejména ve stavebnictví.

## 2. SPALOVNA TKO

Spalovna je technologický provoz sloužící k odstranění odpadu, jeho energetickému využití a zároveň představuje úsporu neobnovitelných zdrojů (obr. 2). V tabulce 2 jsou uvedené odpady, které je možné zpracovávat ve spalovně. Jedná se převážně o odpady z výroby, zpracování a distribuce z různých průmyslových odvětvích.

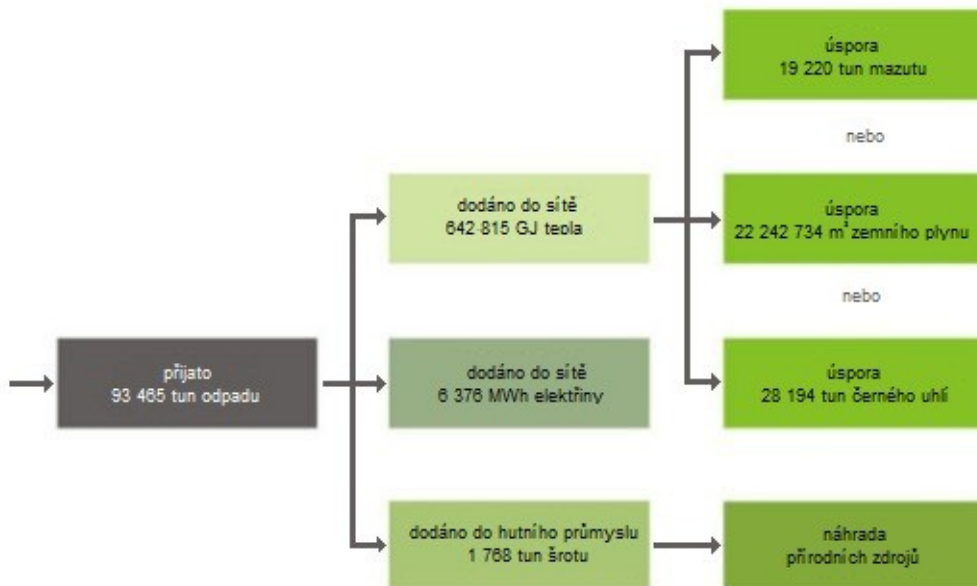
Tab. 1 Nárůst produkce komunálního odpadu v ČR v letech 2005-2009 (ČSÚ, 2010).

	2005	2006	2007	2008	2009
Produkce komunálních odpadů celkem (t)	2 953 679	3 038 702	3 024 781	3 175 934	3 309 667

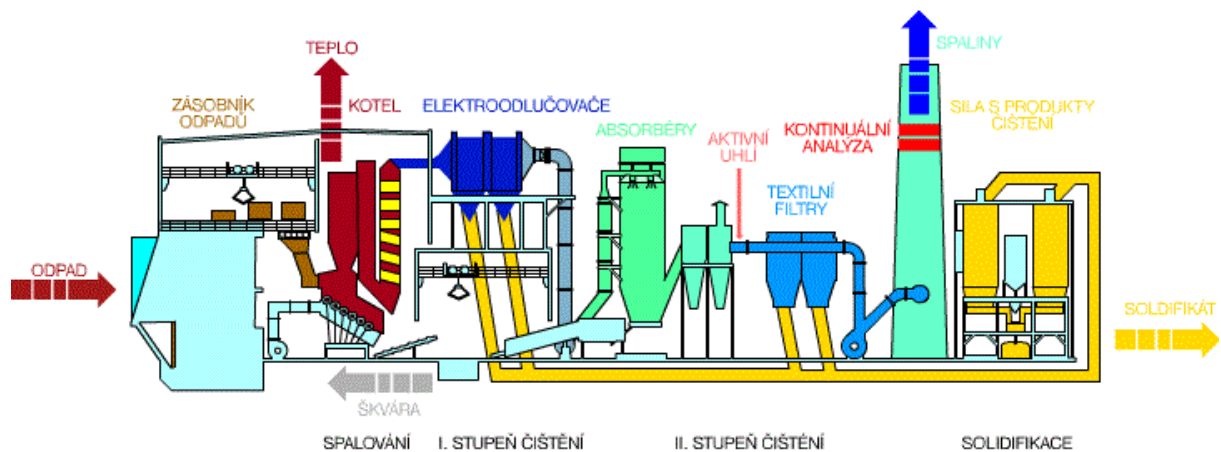


Obr. 1 Vývoj produkce odpadu ve světě v letech 2002-2007 (<http://spalovna.info/ekologie-jak-to-resi-jinde.html>).

Spalovna se skládá z několika technologických celků z nichž je důležité zmínit především zásobník odpadu, kotel a bunkr na ukládání škváry (obr. 3). První částí je zásobník odpadu, ve které se odpad uskladňuje a poté je jeřábem nakládán do kotle. Klíčovým provozem je kotelná, kde dochází k samotnému spalování odpadu. Skládá se z několika částí, kterými jsou: rošt, hydraulická stanice a topeniště. V ohništi je teplota 950°C – 1100°C, což je teplota, při níž nastává termicko-oxidační rozklad odpadu. Spaliny, které při této fázi vzniknou, jsou postupně ochlazovány až na 200°C. To je výchozí teplota spalin z kotle. Vzniklý popílek je fyzikálně-chemicky upravován pro odstranění jeho nebezpečných vlastností. Je nejčastěji promýván vodou pro odstranění rozpustných solí a extrahovatelných těžkých kovů, a následně vyluhován v kyselém prostředí (pH 3,5) při zvýšené teplotě (65°C). V závěrečné fázi procesu je popílek promyt vodou, a přidán do bunkru, ve kterém je uložena struska (škvára). Poléťavý popílek je odlučován elektroodlučovači a odváděn do sila popílku. Škvára je ochlazena ve vodní lázni a následně uložena v bunkru škváry, kdy je po cestě ještě promývána vodou, aby byla zcela zbavena rozpustných solí. Pomocí drapáku je škvára přesunuta do násypky a následně po transportním pásu k magnetickému separátoru, kde dochází k oddělení železného šrotu ([www.termizo.cz](http://www.termizo.cz)).



Obr. 2 Schéma úspory neobnovitelných zdrojů v případě spalování odpadů ([www.termizo.cz](http://www.termizo.cz)).



Obr. 3 Schéma Liberecké spalovny Termizo (Šebestová, 2006).

Tab. 2 Seznam odpadů přijímaných do spalovny Termizo v Liberci ( <a href="http://www.termizo.cz">www.termizo.cz</a> ).	
02 01	odpady ze zemědělství, zahradnictví, lesnictví, myslivosti, rybářství
02 02	odpady z výroby a zpracování masa, ryb a jiných potravin živočišného původu
02 03	odpady z výroby a ze zpracování ovoce, zeleniny, obilovin, jedlých olejů, kaka, kávy, a tabáku; odpady z konzervářského a tabákového průmyslu, z výroby droždí a kvasničného extraktu, z přípravy a kvašení melasy
02 05	odpady z mlékárenského průmyslu
02 06	odpady z pekáren a výroby cukrovinek
02 07	odpady z výroby alkoholických a nealkoholických nápojů (s výjimkou kávy, čaje a kaka)
03 01	odpady ze zpracování dřeva a výroby desek a nábytku
03 03	odpady z výroby a zpracování celulózy, papíru a lepenky
04 01	odpady z kožedělného a kožešnického průmyslu
04 02	odpady z textilního průmyslu
07 02	odpady z výroby, zpracování, distribuce a používání plastů, syntetického kaučuku a syntetických vláken
07 05	odpady z výroby, zpracování, distribuce a používání farmaceutických výrobků
08 01	odpady z výroby, zpracování, distribuce, používání a odstraňování barev a laků
08 03	odpady z výroby, zpracování, distribuce, používání tiskařských barev
08 04	odpady z výroby, zpracování, distribuce a používání lepidel a těsnících materiálů (včetně vodotěsnících výrobků)
09 01	odpady z fotografického průmyslu
12 01	odpady z tváření a z fyzikální a mechanické povrchové úpravy kovů a plastů
15 01	obaly (včetně odděleně sbíraného komunálního obalového odpadu)
15 02	absorpční činidla, filtrační materiály, čisticí tkaniny a ochranné oděvy
16 01	vyřazená vozidla (autovraky) z různých druhů dopravy (včetně stavebních strojů) a odpady z demontáže těchto vozidel a z jejich údržby
16 02	odpady z elektrického a elektronického zařízení
17 02	dřevo, sklo a plasty
17 04	kovy (včetně jejich slitin)
17 06	izolační materiály s obsahem azbestu
17 09	jiné stavební a demoliční odpady
18 01	odpady z porodnické péče, z diagnostiky, z léčení nebo prevence nemocí lidí
18 02	odpady z výzkumu, diagnostiky, léčení a prevence nemoci zvířat
19 08	odpady z čistění odpadních vod jinde neuvedené
19 09	odpady z výroby vody pro spotřebu lidí nebo vody pro průmyslové účely
19 12	odpady z úpravy odpadů jinde neuvedené (např. třídění, drcení, lisování, peletizace)
20 01	složky z odděleného sběru (kromě odpadů uvedených v podskupině 15 01)
20 02	odpady ze zahrad a parků (včetně hřbitovního odpadu)
20 03	ostatní komunální odpady

### 3. ŠKVÁRA

Škvára je nejvýznamnější vedlejší produkt spalovacího procesu, protože tvoří až 80 % jeho obsahu. Jedná se o heterogenní inertní materiál, ve kterém se nacházejí pozůstatky skla, kovů, keramiky a nespálených organických látek (Traina et al., 2007; Ginés et al., 2009; Qiao et al., 2008b; Yongjie et al., 2009; Wiles, 1996).

#### 3.1 Mineralogické složení škváry

Složení škváry je velice heterogenní a závisí na složení vstupního odpadu. Část tvoří žáruvzdorné zbytky původního odpadu, mezi něž patří kovy, kamenné úlomky a minerální fáze (Piantone et al., 2004). Tyto fragmenty mají vysokou teplotu tání, které v peci není dosaženo, proto vycházejí buď nezměněné, nebo částečně natavené. Obsahují fragmenty živce a křemene, dále se v nich můžou

vyskytovat další minerály z geologického prostředí, jako je např. pyroxen, biotit a olivín. Druhou část škváry tvoří tzv. taveninové produkty, které mohou tvořit až 80 hm. % obsahu. Skládají se zejména ze dvou druhů skla. Některá skla pocházejí z původních skleněných stěpů v odpadech. Sklo izotropní může obsahovat též krystalické silikátové fáze krystalizující při ochlazení taveniny, anizotropní sklo obsahuje navíc ještě malé částice kovu (Bayuseno a Schmahl, 2010; Eusden et al., 1999). Analýza škváry provedená Fortezou et al. (2004) ukázala, že frakce o velikosti 25 – 250  $\mu\text{m}$  se ve škváře prakticky nevyskytuje. Oproti tomu částice větší než 3  $\mu\text{m}$  jsou vhodné pro skládkování, nebo opětovné použití pro stavební účely, a tvoří až 70 hm. % škváry. Frakce menší než 1  $\mu\text{m}$  obsahuje prach z roštové pece a popel. Tato frakce je zastoupena podílem 3 hm. % a jedná se o frakci ve které se vyskytují v největší míře rizikové kovy, např. Cd, Pb a Zn (Forteza et al., 2004).

Křemen spolu s magnetitem ( $\text{Fe}_3\text{O}_4$ ), korundem ( $\text{Al}_2\text{O}_3$ ) a anhydridem ( $\text{CaSO}_4$ ) tvoří více než 3 hm. % škváry. Dalšími hojně se vyskytujícími fázemi jsou melilit  $[(\text{Ca},\text{Na})_2(\text{Mg},\text{Fe},\text{Al},\text{Si})_3\text{O}_7]$ , plagioklasy, K - živce, spinely, wollastonit ( $\text{CaSiO}_3$ ) a kalcit ( $\text{CaCO}_3$ ) (Bayuseno a Schmahl, 2010, Eusden et al., 1999). Průměrné zastoupení zde mají nemagnetické krystalické fáze: anhydrit ( $\text{CaSO}_4$ ), augit  $[(\text{Ca},\text{Mg},\text{Fe},\text{Al})_2(\text{Si},\text{Al})_2\text{O}_6]$ , kalcit ( $\text{CaCO}_3$ ), korund ( $\text{Al}_2\text{O}_3$ ), diopsid ( $\text{CaMgSi}_2\text{O}_6$ ), melilit  $[(\text{Ca},\text{Na})_2(\text{Mg},\text{Fe},\text{Al},\text{Si})_3\text{O}_7]$ , markasit ( $\text{FeS}_2$ ), plagioklas  $[(\text{Ca},\text{Na})(\text{Al},\text{Si})_4\text{O}_8]$ , křemen ( $\text{SiO}_2$ ), a karbid křemíku ( $\text{SiC}$ ). Některé minerální fáze, např. oxid hořečnatý ( $\text{MgO}$ ) a markasit ( $\text{FeS}_2$ ) vykazovaly velice nízký % obsah, či v některých vzorcích nebyly nalezeny vůbec jak ukazuje studie Bayuseno a Schmahl (2010). Je to způsobeno již zmiňovanou značnou heterogenitou vstupního odpadu. Stejně tak baryt ( $\text{BaSO}_4$ ) nebyl nalezen ve všech vzorcích, a do odpadu se dostal pravděpodobně s malířskými barvami (Bayuseno a Schmahl, 2010).

### 3.2 Prvkové složení škváry

Prvkové složení škváry z průmyslové oblasti Ruhr v Německu, stanovili Bayuseno a Schmahl (2010) pomocí RTG fluorescence. Vzorky byly odebrány ze 3 spaloven, z nichž 2 mají kapacitu 8 t/hod., jedna 16 t/hod. Průměrné hodnoty ze 3 vzorků jejich analýzy jsou uvedeny v tabulce 3.

Chemickou analýzu škváry provedl i Wiles (1996), který odebral vzorky ze spaloven ve Spojených státech, kde v roce 1993 bylo v provozu 125 spaloven. Majoritní prvky jsou Si, Fe, Ca, Al, Na, K a C. Minoritní prvky, s obsahem mezi 1 000 mg/kg až 10 000 mg/kg jsou Mg, Ti, Cl, Mn, Ba, Zn, Cu, Pb a Cr. Stopové prvky jsou obsaženy v množství menším než 1000 mg/kg a jedná se o Sn, Sb, V, Mo, As, Se, Sr, Ni, Co, Ce, Ag, Hg, B, Br, F a I (Tab. 4).

Forteza et al. (2004) provedli chemickou analýzu škváry ve Španělsku, ze spalovny v oblasti Palma de Mallorca. V množství vyšším než 1 hm. % se vyskytovala S (sulfátová), Si, Al, Ca, Fe, K, Mg a Na. Oproti tomu oxidy a NaCl jsou zde v množství 93,4 hm. % celkové hmotnosti. Kompletní výsledky jejich chemické analýzy jsou uvedeny v tabulce 5.

### 3.3 Procesy úpravy škváry

Čerstvá škvára obsahuje prvky, které při vyšších koncentracích mohou představovat riziko pro životní prostředí při jejich vyluhování. Mezní hodnoty koncentrací ve vyluhu má legislativně stanoveny každý stát a je nutné je dodržet v případě, chceme-li využít škváru jako surovinu. Studie Arickx et al. (2006) posoudila vyluhování rizikových prvků ze škváry s mezními hodnotami platnými v Belgii a ukázalo se, že nejvíce limity překračuje Cu (limit vyluhovatelnosti 7 mg/kg škváry), přičemž Zn a Pb (limit vyluhovatelnosti 0,5 až 3 mg/kg škváry) jsou na druhém místě v míře rizikovitosti. Výsledky této studie ukázaly, že je nutné chemicky upravit škváru tak, aby bylo možné ji sekundárně využít. Možností, jak upravit škváru a tedy snížit vyluhovatelnost rizikových prvků, je několik: (1) separace je oddělení nejjemnější frakce, ve které jsou fragmenty s velikostí menší než 1 mm, a to z důvodu největší koncentrace kovů v této frakci; (2) magnetická separace, pomocí které odstraníme kovy; (3) procesy zvětrávání; (4) stabilizace pomocí sorbentů; (5) vitifikace (zatavení do skla).



Tab. 3 Výsledky chemické analýzy ze škváry v Německu (Bayuseno a Schmahl, 2010).

Prvek	Obsah % (hm.)	Prvek	ppm	Prvek	ppm	Prvek	ppm
Si	22,4	As	21	F	439	Sc	22
Ti	0,8	Ba	3920	Gd	2	Sm	5
Al	6,4	Cd	14	Hf	42	Sn	42
Fe	8,9	Ce	51	Mo	99	Sr	403
Ca	9,7	Cl	3202	Nb	2	Tb	3
Mg	1,5	Co	67	Nd	16	V	76
Mn	0,1	Cr	1158	Ni	356	Y	79
K	0,9	Cs	14	Pb	1022	Yb	5
Na	3,3	Cu	7743	Pr	5	Zn	7732
P	0,4	Dy	3	Rb	32	Zr	310
		Er	2	S	4950		
		Eu	1	Sb	70		

Tab. 4 Výsledek chemické analýzy provedené ve Spojených státech v roce 1993 (Wiles, 1996).

Prvek	Obsah ve škváře (mg/kg)	Prvek	Obsah ve škváře (mg/kg)
Ag	0,29 – 37	Mo	2,5 – 280
Al	22 000 – 73 000	N	110 - 900
As	0,12 – 190	Na	2 900 – 42 000
B	38 – 310	Ni	7 – 4 300
Ba	400 – 3 000	O	400 000 – 500 000
C	10 000 – 60 000	P	1 400 – 6 400
Ca	37 000 – 120 000	Pb	98 - 14 000
Cd	0,3 – 71	S	1 000 – 5 000
Cl	800 – 4 200	Sb	10 – 430
Co	6 – 350	Se	0,05 – 10
Cr	23 – 3 200	Si	91 000 – 310 000
Cu	190 – 8 200	Sn	2 – 380
Fe	4 100 – 150 000	Sr	85 – 1 000
Hg	0,02 – 7.8	Ti	2 600 – 9 500
K	750 – 16 000	V	20 – 120
Mg	400 – 26 000	Zn	610 – 7 800
Mn	83 – 2400		

Tab. 5 Chemická analýza z oblasti Palma de Mallorca ve Španělsku (Forteza et al., 2004).

Prvek	Obsah %(hm.)	Prvek	Obsah %(hm.)
Cl	0,23%	Mg	1,3%
S	1,1%	Mn	280 mg/kg
Si	45%	Na	8,6%
Al	2,9%	Ni	180 mg/kg
As	13 mg/kg	Pb	2 700 mg/kg
Ca	13%	Sn	960 mg/kg
Cd	3 mg/kg	Zn	600 mg/kg
Cr	900 mg/kg		
Cu	500 mg/kg		
Fe	2,7%		
Hg	2,6 mg/kg		
K	1,1%		

Škvára je metastabilní produkt, který snadno podléhá chemickým změnám, ke kterým dochází právě při zvětrávání. Vlivem těchto chemických změn dochází k přeměnám primárních fází a vzniku novotvořených minerálů (Bayuseno a Schmahl, 2010). Změna v procentuálním zastoupení fází při zvětrávacím procesu je uvedena v tabulce 6. Sádrovec ( $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ), ettringit [ $\text{Ca}_6\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3(\text{OH})_{12} \cdot 32\text{H}_2\text{O}$ ], kalcit a hydroxidy (ferrihydrit a gibbsit) jsou novotvořené produkty, které jsou považovány za hlavní minerály určující mobilitu a vyluhování kovů (Piantone et al., 2004). Dominantu novotvořených fází tvoří hydrokalumit [ $\text{Ca}_2\text{Al}(\text{OH})_6[\text{Cl}_{1-x}(\text{OH})_x] \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ] a ettringit. V menší míře se ve škváře vyskytuje zeolit, chabazit [ $\text{Ca}_2(\text{Al}_4\text{Si}_8\text{O}_{24}) \cdot 13\text{H}_2\text{O}$ ], tobermorit [ $\text{Ca}_5\text{Si}_6\text{O}_{16}(\text{OH})_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ ] a rosenhahnit [ $\text{Ca}_3\text{Si}_3\text{O}_8(\text{OH})_2$ ] (Bayuseno a Schmahl, 2010). Ettringit je stabilní pouze do hodnoty pH 11 (Piantone et al., 2004), poté dochází k částečnému rozpouštění a vzniku sádrovce. Zbývá část ettringitu reaguje s chloridovými ionty a tvoří hydrokalumit (Bayuseno a Schmahl, 2010).

Kalcit ( $\text{CaCO}_3$ ) je velmi rozšířenou fází ve zvětralé škváře. K jeho vzniku dochází při karbonataci vápna [ $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ]. Anhydrit, který patří mezi hojně zastoupené minerální fáze, pochází buď ze zbytkového anhydritu, nebo vznikl za vysokých teplot dehydratací sádry (Piantone et al., 2004).

Tab. 6 Mineralogické složení čerstvé škváry a škváry po úpravě, s- zastoupením daných minerálních fází (Bayuseno a Schmahl, 2010).

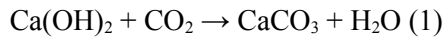
Minerální fáze	Čerstvá škvára (hm.%)	Upravená škvára (hm.%)	Minerální fáze	Čerstvá škvára (hm.%)	Upravená škvára (hm.%)
Amorfni a neznámé fáze	33,5	30,8	Wüstit	0,8	0,2
Křemen	31,4	9,4	Hliník	0,3	-
Korund	4,5	4,4	Alunit	0,6	0,7
Magnetit	4,2	1,8	Baryt	0,4	0,2
Hydrokalumit	0,8	15,4	Chabazit	-	0,8
Ettringit	0,6	6,5	Kovelín	-	0,8
Muskovit/illit	2,3	2,8	Cristobalit	0,4	0,3
Amfibol	1,3	3,7	Gibbsit	-	0,4
Kalcit	0,5	4,7	Hercynit	0,8	0,8
Anhydrit	3,2	1,7	Goethit	-	0,6
Melilit	2,7	2,1	Periklas	-	0,5
Diopsid	2,7	1,4	Uhlíčitan draselný	1,2	2,1
Augit	2,0	1,1	Rosenhahnit	-	1,5
Chalkocit	2,0	-	Rutil	0,8	0,9
Plagioklas	1,1	1,7	Křemík	-	0,3
Hematit	1,9	1,8	Tobermorit	-	0,6

Sekundární weddellit [ $\text{Ca}(\text{C}_2\text{O}_4) \cdot 2(\text{H}_2\text{O})$ ] vzniká srážením  $\text{Ca}^{2+}$  iontů a kyseliny šťavelové, která se zde vyskytuje jako zbytková organická sloučenina. Nejlépe krystalizuje v průběhu zrání škváry a jde o velmi stabilní sloučeninu. Vzácně se ve zralé škváře vyskytují silikáty zeolitové skupiny (Piantone et al., 2004).

### 3.3.1 Proces karbonatace (zvětrávání) škváry

Zvětrávání škváry je nejpoužívanější metoda pro úpravu škváry a to zejména díky nízkým investičním a provozním nákladům v porovnání s jinými metodami. Tento proces vede k chemické stabilitě a snížení uvolňování těžkých kovů, které jsou přítomny ve škváře. Zahrnuje procesy oxidace, neutralizace pH, rozpouštění, srážení a sorpce, které probíhají poté, co je škvára uložena v otevřených skladech (Arickx et al., 2006).

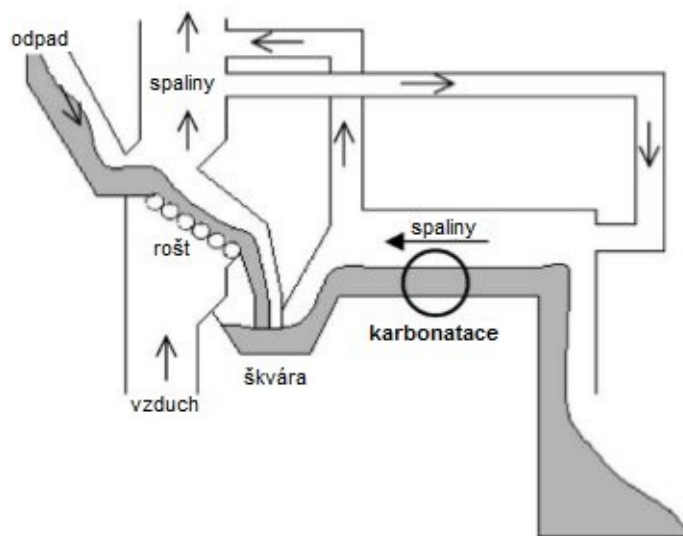
Karbonatace je proces podmíněný zvětráváním. Dochází k němu za působení vlhkosti a  $\text{CO}_2$ . Karbonatace snižuje alkalinitu prostředí za současného vysrážení vápence. Rychlost tohoto procesu je závislá na vlhkosti okolního prostředí, teplotě a množství  $\text{CO}_2$ . Tento proces může probíhat přirozeně nebo lze karbonataci technologicky urychlit. Následující chemická rovnice (1) představuje základní proces karbonatace (Arickx et al., 2006).



Přirozené zvětrávání škváry trvá přibližně 90 dnů od uložení škváry na haldy v otevřených skladech. Za tuto dobu dochází k přeměnám primárních fází a stabilizaci pH škváry. Tím je umožněno následně škváru použít jako druhotný stavební materiál (Arickx et al., 2006). Za dobu 1-3 měsíce po uložení škváry v otevřených skladech dojde k nejvýznamnějším změnám v chemismu (Chimenos et al., 2000).

#### Krátkodobá řízená karbonatace

Zvětrávání škváry můžeme urychlit za použití plynu s vyšším obsahem  $\text{CO}_2$  než je jeho koncentrace v běžném vzduchu. Ve studii Arickx et al. (2006) bylo navrženo používání  $\text{CO}_2$  z plynů vzniklých při hoření ve spalovnách TKO. Způsoby, jakými zavést  $\text{CO}_2$  do škváry bylo realizováno několik: vedení plynu s vyšším obsahem  $\text{CO}_2$  pomocí pohybujícího se pásu na kterém je transportována škvára (obr. 3), nebo zavedení tohoto plynu pomocí trubek do haldy škváry (Arickx et al., 2006). Karbonataci ovlivňují parametry jako tloušťka vrstvy škváry, rychlost pohybu pásu a obsah  $\text{CO}_2$  ve spalinách. Při krátkodobé karbonataci je nejdůležitějším faktorem pH (Chimenos et al., 2000). Výhodou procesu zrychlené karbonatace je, že dojde ke karbonataci celé haldy a ne pouze svrchní vrstvy, jak je tomu při karbonataci přirozené.



Obr. 4 Znárodnění využití spalin při řízené karbonataci (Arickx et al., 2006).

#### Mobilita olova a zinku

Při řízené karbonataci dochází během prvních několika hodin k rychlému poklesu vyluhovatelnosti Pb a Zn až pod mezní hodnoty (0,5 až 3 mg/kg) (Arickx et al., 2006). Je to způsobeno zejména snížením pH v důsledku karbonatace a vazba těchto prvků do novotvořeného kalcitu. Koncentrace Pb klesá rychleji než hodnoty pH za stejné období (Chimenos et al., 2000).

#### Mobilita mědi

Koncentrace mědi při řízené karbonataci klesá velice pomalu. Pravděpodobně je to způsobeno tím, že měď snadno vytváří komplexy s rozpuštěnou organickou hmotou a vznikají tak organokovové komplexy (Chimenos et al., 2000). K nejvýraznějšímu snížení dojde během 24 hodin řízené karbonatace, další výrazný pokles je během následujících 4 týdnů. Limit vyluhovatelnosti 7 mg/kg tak velmi často není respektován (Chimenos et al., 2000).

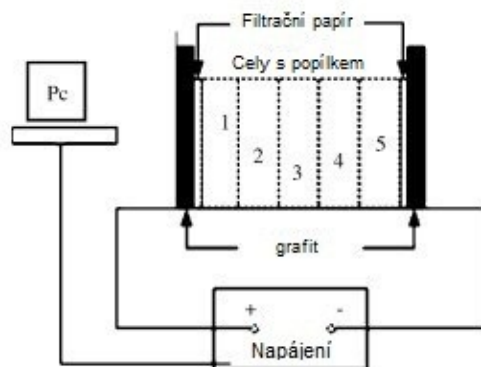
### Mobilita dalších kontaminantů

U Ni a Cr dojde k dodržení mezních hodnot během prvních hodin po začátku řízené karbonatace. Pokles pH a zároveň i tvorba karbonátů mají za následek pokles vyluhovatelnosti Ni. Cr vytváří chroman (oxyaniont), má kontrastní vyluhovatelnost oproti kationtům jako Ni (Chimenes et al., 2000).

### 3.3.2 Elektrokinetická sanace

Elektrokinetická sanace je proces, který je používán pro odstranění převážně Pb, Cu, Zn, Cd a chloridů obsažených ve škvárách a je také v literatuře nazýván elektrochemická dekontaminace.

Princip této metody je založen na nízkonapětovém stejnosměrném proudu v řádu mA/cm<sup>2</sup>. Tento proud prochází mezi dvěma grafitovými elektrodami, čímž dochází k odstranění nečistot ze škváry následujícím způsobem: anexová membrána (AEM) umožňuje průchod pouze aniontům a je umístěna mezi škvárou a roztokem elektrolytu v prostoru anody. Kationtová membrána (CEM) je umístěna mezi škvárou a elektrolytem na straně katody a zabraňuje OH-iontům koncentrovat se v půdě. Nízká úroveň proudu způsobuje fyzikálně-chemické změny ve škváře, čímž dochází k produkci iontů v anodickém prostoru a následnou dekontaminaci kontaminantů z povrchu škváry. Schéma popisovaného zařízení je na obrázku 5. Hlavními mechanismy působení v tomto procesu jsou elektromigrační mechanismus a elektroosmóza. Tato technologie čištění škváry zaznamenala v posledních letech značný pokrok. Testována byla již v USA a Nizozemí. Na konci sanace je na povrchu elektrod vysrážena modrá sůl (pravděpodobně azurit, či jiný minerál obsahující měď). Nyní je tento proces používán i k dekontaminaci půdy (Traina et al., 2007).



Obr. 5 Přístroj používaný na elektrokinetickou dekontaminaci (Traina et al., 2007).

Po úpravě škváry tímto procesem dochází ke snížení Pb, Cu, Zn, Cd ve výluhu o 31% až 83%. Lepší výsledky jsou zaznamenány u chloridů. Hmotnostní bilance rizikových kovů, prováděné po každém experimentu, ukazují úbytek o: 13-49% u Cu, 2-30% u Zn, 50-15% u Cr. Ve studii Traina et al. (2007) byla zpozorována migrace Cu k oběma elektrodám, avšak v mnohem větší míře k anodě. Migrace Zn byla podobná Cu, zatímco Cd a Pb migrují ke katodě.

Tab. 7 Procentuální pokles polutantů v pevné matici škváry při použití elektrokinetické sanace (Traina et al., 2007).

Polutant (ppm)	Čerstvá škvára	Škvára po sanaci	Zlepšení (%)
Pb	0,16	0,11	31,25
Zn	0,69	0,32	52,98
Cu	1,2	0,27	76,99
Cr	1,19	0,1	50
Cd	0,18	0,1	44,2
Cl	348	60	82,76

### 3.3.3 Elektrodialytická sanace (EDR)

Tato metoda byla vyvinuta teprve nedávno na Technické univerzitě v Dánsku a je technologicky odlišná od elektrokinetické sanace. Princip je založený na umístění elektrod v oddělených nádobách kde jsou roztoky elektrolytů v oběhu a těžké kovy se soustředí na konci sanace (Traina et al., 2007).

### 3.3.4 Přidání sorbentů

Traina et al. (2007) provedli studii úpravy škváry pomocí sorbentů, které byly přimíchány do škváry. Přidání těchto komponentů vede ke zvýšení sorpční kapacity a zároveň snížení hodnoty pH škváry. Sorpční kapacita je zvýšena přidáním Fe-Al (hydr)oxidů, které jsou důležité při odstraňování prvků (převážně Cu a Mo) ze škváry. Cílem je snížit hodnotu pH z původní pH 10-11 na pH 7-8, což umožní simultánní adsorpci Cu a Mo na novotvořené oxidy. Hodnota pH 8-9 je dostatečná pro snížení vyluhovatelnost Cu, ale pro Mo je nutné zajistit hodnotu pH 7-8, za účelem omezení migrace do okolního prostředí. Tato metoda není finančně nákladná a proto by mohla být dobře začleněna do standardních procesů prováděných ve spalovnách po uložení škváry v haldách.

Comans et al. (2000) ve své studii použili pro úpravu škváry sorbenty, které mají schopnost vytvořit komplexy s mědí či molybdenem a snížit tím jejich koncentrace při vyluhování. Struska z výroby oceli byla použita jako levná alternativa, protože obsahuje vysoký obsah sorbentů, zejména Fe-Al (hydr)oxidů. Sorpce kontaminantů na povrchy hydroxidů je důležitý vazebný mechanismus. Proces vazby kontaminantů je silně závislý na hodnotě pH. Neutrální hodnoty zvýhodňují vazbu kationtů (např.  $\text{Cu}^{2+}$ ) a naopak nízké hodnoty pH zvýhodňují vazbu aniontů (oxyaniontů) (např.  $\text{MoO}_4^{2-}$ ). Jako další pevné sorbenty byly použity minerální fáze apatit  $[\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{F},\text{Cl},\text{OH})]$  a alofan  $[\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot (\text{SiO}_2)_{1,3-2} \cdot (\text{H}_2\text{O})_{2,5-3}]$ , které mají vysokou sorpční afinitu pro kovy a oxyanionty. A jako složka pro zachování neutrální hodnoty pH byl přidán  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  (Comans et al., 2000).

## 4. VYUŽITÍ ŠKVÁRY VE STAVEBNICTVÍ

Pro využití škváry v technologických aplikacích byly provedeny studie zaměřené na stanovení fyzikálních (vlhkost, hustota, krystalinita) a inženýrských vlastností (distribuce velikosti částic, mechanická odolnost proti oděru a nárazu,...) a chemické charakteristiky škváry. Podle výsledků studie Forteza et al. (2004) je možné škváru využít jako materiál pro násypy a podkladovou vrstvu pro skládky či jako vynikající materiál pro náhradu drceného kamene v podkladové vrstvě komunikace. Zároveň ale tato studie ukazuje, že škvára není příliš vhodná k použití ve šterko-cementových podkladech kvůli nízké odolnosti materiálu proti oděru. Ke zlepšení těchto vlastností by mohlo dojít přidáním přírodního kamene, který by zvýšil mechanickou odolnost směsi (Forteza et al., 2004).

Bylo prokázáno, že škvára má velmi podobné inženýrské vlastnosti jako přírodní drcený kámen (Shih et al., 2011). V Dánsku ředitelství silnic navrhlo, aby byla škvára z TKO využita jako náhrada drceného kameniva do podkladové vrstvy silnic, kde není příliš velká dopravní zatíženost, dále na parkovištích, či pro vyplnění nábřeží a protihlukových stěn (Birgisdottir et al., 2006)

### 4.1 Zkoumané parametry pro využití škváry

#### 4.1.1. Odolnost proti opotřebení

Tato vlastnost je vyjadřována koeficientem LAC (Los Angeles Coefficient), který udává procentuální ztrátu hmotnosti v důsledku opotřebení. Zjišťuje se tak, že škvára se vloží do kovového válce, ve kterém jsou přítomné ocelové kuličky. Válec rotuje a kuličky ji „opotřebovávají“. Pro škváru je koeficient  $\text{LAC}=45$ , což ukazuje, že 45% hmotnosti škváry bylo rozdrceno a poničeno ocelovými kuličkami. Jedná se tedy o relativně malou odolnost v porovnání s dalšími stavebními materiály (Forteza et al., 2004).

#### 4.1.2. Test soudržnosti

Proctor test určuje vztah mezi obsahem vlhkosti a kapacitou zhutnění kamene. Výsledkem je maximální dosažená hustota. Tento test se provádí s materiálem, který projde sítí s oky o velikosti 20 mm. Spolu s materiálem vychází konečná maximální hustota škváry na  $1,8 \text{ g/cm}^3$ , a optimální vlhkost na 12,03% (Forteza et al., 2004).

## 4.2 Lehký beton

Nejvyužívanějším materiálem ve stavebnictví je lehký beton. Jedná se o beton, který má po vysušení (105°C) objemovou hmotnost v rozmezí 800 až 2 000 kg/m<sup>3</sup> (www.ebeton.cz). Tento typ betonu je oblíbený pro svou nízkou hmotnost, a schopnost zvukové a tepelné izolace. Navíc je šetrný k životnímu prostředí a výrobky z tohoto materiálu jsou dobře transportovatelné a materiál je zároveň odolný proti ohni. Směsí, která má podobné vlastnosti jako lehké betony (vysoká pórovitost, nízkou hustota a relativně vysoká pevnost), je střední velikostní frakce škváry (14-40 mm) a portlandského cementu, v poměru 80:20. Střední velikostní frakce škváry je vybrána z toho důvodu, že nižší frakce obsahuje ve větší míře kovy a jiné rizikové látky. Po tepelném zpracování dojde k produkci CaCO<sub>3</sub> a novotvořených fází a snížení obsahu organického uhlíku. Škvára obsahuje zbytkový hliník, který reaguje s hydroxidovými ionty (v prostředí vysokého pH) a dochází ke vzniku vodíku. Ten vytváří bublinky čímž dojde ke zvýšení pórovitosti, která je požadována u lehkých betonů. Výsledná hustota je menší než 1,8 g/cm<sup>3</sup>, pevnost v tlaku je 10 MPa, pevnost v tlaku s nízkým obsahem vody směsi (w / s = 0,15) s tahu vyšší než 20 MPa (Quiao et al., 2008).

## 4.3 Směs škváry a popílku

Popílek obsahuje větší množství kovů než škvára, ale zároveň je jemnozrnější. Právě nízká hodnota zrnitosti je požadována u některých výrobních směsí. Bylo zjištěno, že smícháme-li škváru s popílkem, dojde k nižšímu vyluhování kovů a dalších nebezpečných látek, než při technologickém použití samotného popílku (Ginése et al., 2009).

Ve studii Ginése et al. (2009) bylo zjištěno, že směs škváry a popílku v poměru 95/5 a 90/10 vykazuje nejlepší výsledky ve zkoušce pevnosti (nad 15 MPa) a zároveň nejnižší koncentrace kovů ve vyluhu. Vzhledem k těmto výsledkům autoři došli k závěru, že tyto směsi jsou nejvíce vhodné pro použití v betonu, který nebude použit ke konstrukcím, tedy takzvanému nekonstrukčnímu betonu. Tento beton se používá například ke stávám vozovek, či do betonových prefabrikátů, převažně dlaždic, betonových desek nebo betonových zátaras (Ginése et al., 2009).

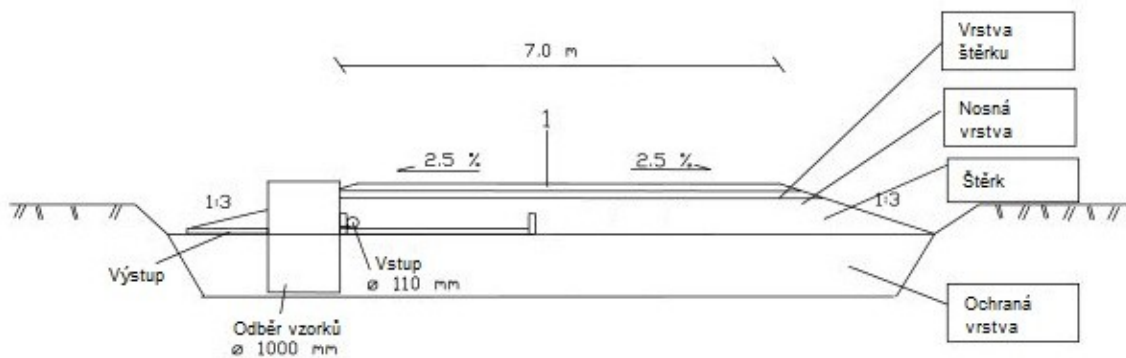
## 4.4 Stavba silnic

### 4.4.1 Testovací vozovka v Umeå v severním Švédsku

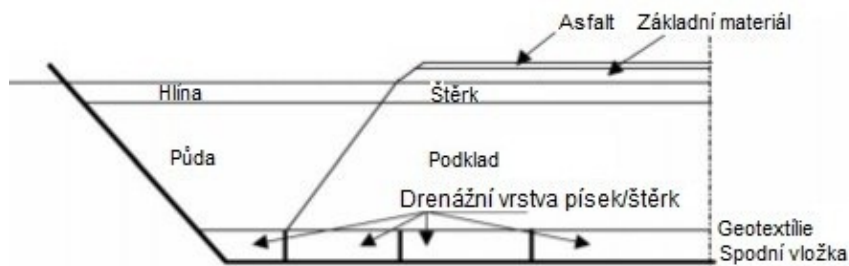
Lind et al. (2008) prováděli studii nedaleko města Umeå v severním Švédsku. Analýza škváry aplikované *in situ* do vozovky byla provedena v období října 2001 až června 2004. Testovací vozovka (obr. 5) o délce 240 m, a šířce 70 m, je rozdělena do několika sekcí. Část se škvárou byla testovací část vozovky, a část s aplikací přírodního drceného kameniva sloužila jako referenční lokalita. Silnice byla postavena ve svrchní části rašeliniště, kde z důvodu výstavby byla odstraněna vrstva rašeliny (cca 0,5 m mocná). Podloží je tvořeno prachovitými částicemi do hloubky přibližně dvou metrů. Na podloží nasedá ochranná vrstva tvořená pískem a nad ní vrstva škváry (vrstva o mocnosti 0,43 m). Ve škváře byly umístěny lysimetry pro odběr vzorků. Vrstvu škváry zakrývá nosná vrstva o mocnosti 150 mm tvořená hrubozrným štěrkem (v rozmezí velikosti 0-32 mm). Svrchní plocha vozovky je tvořena tzv. šotolinovým povrchem, což je jemnozrný štěrk, o velikosti 0-16 mm. Výsledky analýzy z této studie jsou uvedeny v kapitole 5.4.

### 4.4.2 Testovací vozovka v Ydernæs v Dánsku

Studii, pro vyhodnocení dopadu a rizik spojených se znovuvyužitím škváry v silničním stavitelství, v Dánsku provedli Hjelm et al. (2007). Testování bylo uskutečněno v Ydernæs, nedaleko města Næstved, a obr. 6a znázorňuje uspořádání vrstev testovací vozovky. Obr. 6b pak ukazuje mocnosti vrstev v této experimentální vozovce.



Obr. 5 Testovací vozovka postavená ve městě Umeå v severním Švédsku, se znázorněním posloupnosti vrstev (Lind et al., 2008).



Obr. 6a. Testovací vozovka postavená nedaleko města Næstved v Dánsku se znázorněním jednotlivých vrstev (Hjelmar et al., 2007).



Obr. 6b. Testovací vozovka z Dánska, se znázorněním mocností jednotlivých vrstev (Hjelmar et al., 2007).

#### 4.5 Omezení znovuvyužití škváry ve stavebnictví v různých zemích

Ve Francii pro možné znovuvyužití škváry při silničním stavitelství musí aplikační oblasti chodníku či vozovky být vzdáleny minimálně 30 m od vodních zdrojů. V Německu je povolena aplikace chodníku či silnice 1 m nad hladinou podzemní vody. Pro využití v Japonsku je omezeno množství škváry na 10 kg/m<sup>2</sup> a směs může být maximálně v poměru 90:10 přírodního kamene a škváry. Dánské omezení je určeno podle rozlohy naplánované zástavby daného území. Je-li tato plocha menší než 1 km<sup>2</sup>, pak mocnost vrstvy musí být menší než 2 m. Při rozloze dané plochy větší než 2 km<sup>2</sup>, je maximální povolená mocnost škvárové vrstvy 0,3 m. Pro aplikace směsi se škvárou v Nizozemsku je poměr škvára:přírodní agregát:doplňkové plnivo stanoven na 0,5:0,5:0,1 a mocnost vrstvy z této směsi maximálně 25-30 cm. (Shih et al., 2011).

## 5. ENVIRONMENTÁLNÍ STABILITA ŠKVÁR

Škvára je po ošetření a následném skladování po dobu alespoň 30 dní vedena v Evropském katalogu odpadů jako inertní odpad, a proto může být volně uložena na skládku, či znovuvyužita při silniční výstavbě jako náhrada šterku či drceného kameniva. Oproti přírodním stavebním materiálům obsahuje vyšší koncentrace kovů a solí. Navíc průsakové vody působí jako možné transportní medium pro tyto kontaminanty a ty mohou následně ohrozit nejen životní prostředí v okolí silnice či stavby, kde byla škvára použita (Aberg et al., 2006). Čím déle je škvára uložena v základní vrstvě silnice, tím více může docházet k vyluhování a transportu rizikových látek do prostředí. Aberg et al. (2006) ve svém výzkumu pomocí loužících testů dokázali, že za dobu 2 let je většina sledovaných prvků zadržována v prvních metrech od základů silnice a nedochází ani k malému průniku znečišťujících látek do podzemní vody. Avšak prodloužíme-li kontakt těchto látek s půdou, dojde k významnějšímu transportu látek transportními médii. Během 20 let téměř 94% rizikových látek může migrovat až do spodních vod (hloubka 20 metrů), s výjimkou Cd a Pb, které mají nižší transportní rychlost a neproniknou až do této hloubky (Shih et al., 2011). Vyluhování kovů a solí ze škváry je ovlivněno zejména parametry jako: pH, L/S (poměr kapalná fáze:pevná fáze), časem a klimatické poměry. Největší roli pak hrají faktory jako pH a L/S. Pro určení závažnosti vyplavování těchto látek a jejich dopadů na životní prostředí v okolí škváry je zapotřebí provést laboratorní testy a testy *in situ* a porovnat je s výsledky stejných testů provedených s běžně používaným materiálem, například šterkem (Aberg et al., 2010).

### 5.1 Výsledky *in situ* experimentu

#### 5.1.1 *In situ* experiment po 2 letech expozice škváry ve vozovce

Aberg et al. (2006) ve své studii zkoumali vlastnosti a vyluhování škváry přímo v prostředí na zkušební vozovce která byla rozdělena do 4 úseků. Ve 2 úsecích silnice tvořila vrstva škváry, či šterku a dále plnivo, které bylo překryto asfaltovým materiálem. Mocnost šterku i škváry byla v tomto experimentu identická (0,4 m). První sledování provedli autoři po dvou letech expozice. Zjistili, že časový úsek dvou let je příliš krátký pro vyluhování látek do podzemních vod (Shih et al., 2011).

#### 5.1.2 *In situ* experiment po 20 letech expozice škváry ve vozovce

Jak zjistili Aberg et al. (2006), za časové období 20 let dojde k postupnému transportu kovů do podzemní vody, kde může představovat environmentální riziko pro člověka. Transportní mechanismy pro zečišťující látky jsou zejména advekce, disperze, sorpce, biodegradace (Aberg et al., 2006).

### 5.2 Ekologická systémová analýza

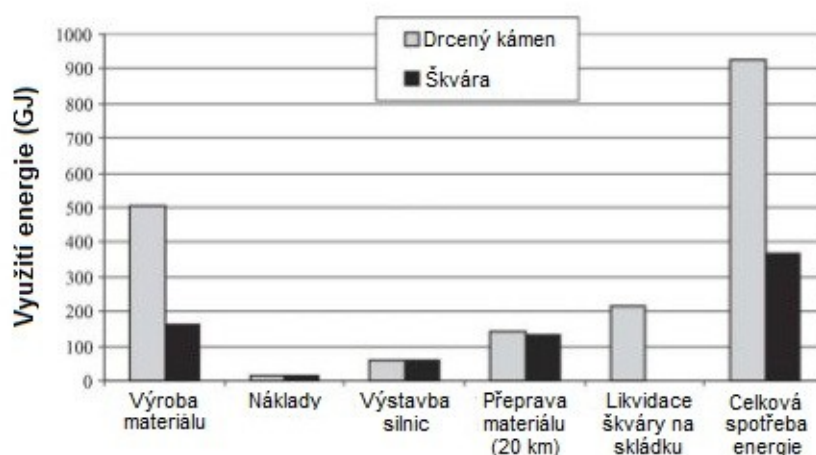
Ekologická systémová analýza (ESA) poskytuje nástroj pro strategické posuzování životního prostředí (SEA), který je nezbytný pro strategické rozhodování. Podle Rotha a Eklunda (2003) jsou loužící testy pouze první úroveň ochrany životního prostředí při posuzování využití alternativních materiálů. Chceme-li podrobněji prozkoumat výhody a nevýhody alternativních materiálů oproti tradičním stavebním materiálům, je zapotřebí analýzou obsáhnout celý životní cyklus stavby (Life Cycle Assessment), od získávání kamene (materiálu), přes jeho drcení a přípravu, dopravu až k životnosti dané komunikace. Malá pozornost je věnována dopadům na využívání přírodních zdrojů, emisím, které nepocházejí ze silničního materiálu a energetické náročnosti dopravy. Ve Švédsku Olsson et al. (2006) provedli studii s ohledem na životní cyklus dané komunikace ve které byly vytvořeny 2 scénáře. V prvním byl použit jako podklad silniční vrstvy drcený kámen, ve druhém scénáři byl drcený kámen nahrazen škvárou. V každém z těchto případů byl v základní vrstvě použit drcený kámen. Tloušťka základní vrstvy byla stanovena na 465 mm, a 80 a 150 mm pro podkladovou vrstvu z alternativy 1 nebo 2 (obr. 7). V této studii byly hodnoceny zejména následující aspekty: využití přírodních zdrojů (přírodní kamenivo a energie), emise do ovzduší (SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, CO, CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, VOC, N<sub>2</sub>O) a emise do vody (CHSK, N-tot, As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb a Zn) (Olsson et al., 2006).





Obr. 7 Znázornění vrstvení a mocnosti jednotlivých vrstev při použití škváry a při použití drcené žuly (Olsson et al., 2006).

Výsledky této studie ukázaly, že využití škváry místo drceného kamene v podkladové vrstvě by představovalo úsporu ve spotřebě energie a množství vyprodukovaných emisí. Využití škváry je energeticky šetrnější v případě dopravy (oproti drcenému kamenivu), až do dopravní vzdálenosti cca 140 km. Na obr. 8, který se týká spotřeby energie, můžeme vidět dva velké rozdíly. První je způsoben využíváním paliv a elektřiny k získání drcené horniny, druhý naopak škvárou v důsledku jejího skládkování. Na druhou stranu, využití škváry vzbuzuje obavy kvůli vyluhování některých kovů (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb a Zn). Parametry, kterými můžeme ovlivnit tyto výsledky jsou dopravní vzdálenosti pro transport materiálu a podmínky způsobující vyluhování kontaminantů (Olsson et al., 2006)



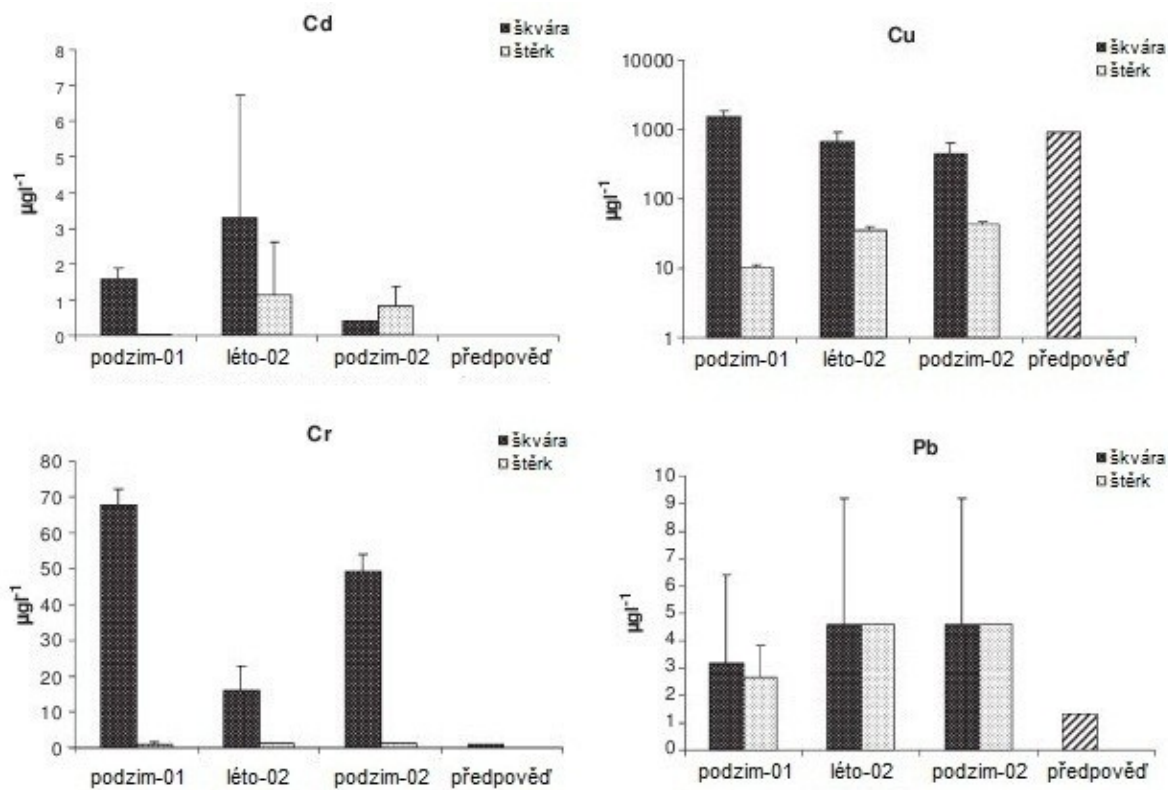
Obr. 8 Rozdíly ve spotřebě energie, použijeme li na výstavbu drcený přírodní kámen, a v případě použití škváry (Olsson et al., 2006).

### 5.3 Výsledky vyluhovatelnosti prvků *in situ* versus laboratorní zkoušky

Vyluhovatelnost prvků v laboratoři se často liší od reálné vyluhovatelnosti stejných prvků *in situ*. Rozdílné hodnoty vyluhovatelnosti pro některé prvky jsou způsobeny odlišnými podmínkami při testech v laboratoři a *in situ*. Škvára při experimentech *in situ* je vystavena obdobím sucha a dešťů, a dále u ní dochází k mechanickému namáhání částic a také je vystavena velmi nízkým teplotám v zimním období, kdy dochází k narušení struktury zrn. Při testování v laboratoři jsou všechny částice škváry, v důsledku promíchávání, neustále ve styku s loužícím médiem, k čemuž v přírodním prostředí nedochází (Lind et al., 2008).

#### 5.4 Rozdíl vyluhovatelnosti prvků mezi škvárou a štěrku

Lind et al. (2008) provedli studii s primárním cílem posoudit dlouhodobý vývoj koncentrací ze škváry v závislosti na poměru L/S. Porovnali výsledky škváry získané v *in situ* experimentu s výsledky aplikace přírodního materiálu (štěrku) v prostředí laboratoře (obr. 9). Předpověď vyluhovatelnosti všech prvků *in situ* byla značně podhodnocena, kromě mědi. U chromu je zřejmé, že ve výluhu ze škváry jsou jeho koncentrace několikanásobně vyšší, než u výluhů ze štěrku.



Obr. 9 Rozdíl v koncentracích jednotlivých prvků ve výluhu, ze škváry či štěrku, za časové období 2 roky (Lind et al., 2008).

## 6. ZÁVĚR

Mineralogické složení škváry je heterogenní a závisí na složení komunálního odpadu vstupujícího do spalovny. Až 70 hm. % škváry tvoří částice větší než 3 mm. Tato frakce má podobné fyzikální a mechanické vlastnosti jako přírodní kamenivo a zároveň velmi nízký obsah kovů. Proto je nejvhodnější pro znovuvyužití ve stavebnictví jako náhrada drceného přírodního kamene. Smícháme-li škváru s popílkem, vznikne tzv. nekonstrukční beton, využívaný ke stavbám vozovek, či do betonových prefabrikátů. Při smíchání škváry s portlandským cementem v poměru 80:20 vznikne směs s objemovou hmotností  $1.8 \text{ g/cm}^3$ , která může být použita jako náhrada lehkého betonu. Prozatím byla škvára ve stavebnictví využita pouze k výstavbě silnic pro experimenty *in situ*. Aktivnímu využívání škváry jako druhotné suroviny zabraňují rizika spojená s kovy, především Cd, Cu a Pb. Jejich koncentrace ve výluhu jsou nižší, projde-li škvára úpravou v podobě karbonatace či elektrokinetické dekontaminace. Přidáme-li navíc do škváry sorbenty, dojde k navázání těchto rizikových prvků a tedy i ke stabilizaci škváry. Výsledky různých studií mají pozitivní výsledky stabilizace.

## 7. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

- Åberg A., Kumpiene J., Ecke H., 2006. Evaluation and prediction of emissions from a road built with bottom ash from municipal solid waste incineration (MSWI). *Science of the Total Environment*, 355: 1-12.
- Arickx S., Van Gerven T., Vandecasteele C., 2006. Accelerated carbonation for treatment of MSWI bottom ash. *Journal of Hazardous Materials*, B137: 235-243
- Bayuseno A.P., Schmahl W.W., 2010. Understanding the chemical and mineralogical properties of the inorganic portion of MSWI bottom ash. *Waste Management*, 30: 1509–1520
- Birgisdóttir H., Pihl K.A., Bhandar G., Hauschild M.Z., Christensen T.H., 2006. Environmental assessment of roads constructed with and without bottom ash from municipal solid waste incinerator. *Transportation Research Part D*, 11: 358-368
- Comans R.N.J., Meima J.A., Geelhoed P.A., 2000. Reduction of contaminant leaching from MSWI bottom ash by addition of sorbing components. *Waste Management*, 20: 125-133
- Ecke H., Åberg A., 2006. Quantification of the effects of environmental leaching factors on emissions from bottom ash in road construction. *Science of the Total Environment*, 362: 42-49
- Eusden J.D., Eighmy T.T., Hockert K., Holland E., Marsella K., 1999. Petrogenesis of municipal solid waste combustion bottom ash. *Applied Geochemistry*, 14: 1073-1091
- Flyhammar P., Bendz D., 2006. Leaching of different elements from subbase layers of alternative aggregates in pavement constructions. *Journal of Hazardous Materials*, B137: 603-611
- Forteza R., Far M., Seguí C., Cerdá V., 2004. Characterization of bottom ash in municipal solid waste incinerators for its use in road base. *Waste Management*, 24: 899-909
- Ginés O., Chimenos J.M., Vizcarro A., Formosa J., Rosell J.R., 2009. Combined use of MSWI bottom ash and fly ash as aggregate in concrete formulation: Environmental and mechanical considerations. *Journal of Hazardous Materials*, 169: 643-650
- Hjelmar O., Holm J., Crillesen K., 2007. Utilisation of MSWI bottom ash as sub-base in road construction: First results a large-scale test site. *Journal of Hazardous Materials*, A139: 471-480
- Chimenos J.M., Segarra M., Fernandez M.A., Espiell F., 1999. Characterization of the bottom ash in municipal solid waste incinerator. *Journal of Hazardous Materials*, A64: 211–222
- Chimenos J.M., Fernández A.I., Nadal R., Espiell F., 2000. Short-term natural weathering of MSWI bottom ash. *Journal of Hazardous Materials*, B79: 287-299
- Izquierdo M., Querol X., Josa A., Vazquez E., López-Soler A., 2008. Comparison between laboratory and field leachability of MSWI bottom ash as a road material. *Science of the Total Environment*, 389: 10-19
- Lidelöw S., Lagerkvist A., 2007. Evaluation of leachate emission from crushed rock and solid waste incineration bottom ash used in road construction. *Waste Management*, 27: 1356-1365

Lind B.B., Norrman J., Larsson L.B., Ohlsson S.Å., Bristav H., 2008. Geochemical anomalies from bottom ash in road construction - Comparison of the leaching potential between an ash road and the surroundings. *Waste Management*, 28: 170-180

Olsson S., Kärman E., Gustafsson J.P., 2006. Environmental system analysis of the use of bottom ash from incineration of municipal waste for road construction. *Resources, Conservation and Recycling*, 48: 26-40

Piantone P., Bodé nan F., Chatelet-Snidaro L., 2004. Mineralogical study of secondary mineral phases from weathered MSWI bottom ash: implications for the modelling and trapping of heavy metals. *Applied Geochemistry*, 19: 1891-1904

Qiao X.C., Ng B.R., Tyrer M., Poon C.S., Cheeseman C.R., 2008a. Production of lightweight concrete using incinerator bottom ash. *Construction and Building Materials*, 22: 473-480

Qiao X.C., Tyrer M., Poon C.S., Cheeseman C.R., 2008b. Novel cementitious materials produced from incinerator bottom ash. *Resources, Conservation and Recycling*, 52: 496-510

Roth L., Eklund M., 2003. Environmental evaluation of reuse of by-products as road construction materials in Sweden. *Waste Management*, 23: 107-116

Shih H-CH., Ma H.W., 2011. Assessing the health risk of reuse of bottom ash in road paving. *Chemosphere*, 82: 1556-1562

Traina G., Morselli L., Adorno G.P., 2007. Electrokinetic remediation of bottom ash from municipal solid waste incinerator. *Electrochimica Acta*, 52: 3380-3385

Yongjie X., Haobo H., Shujing Z., Jin Z., 2009. Utilization of municipal solid waste incineration ash in stone mastic asphalt mixture: Pavement performance and environmental impact. *Construction and Building Materials*, 23: 989-996

Wiles C.C., 1996. Municipal solid waste combustion ash: State-of-the-knowledge. *Journal of Hazardous Materials*, 47: 325-344

Šebestová J., 2006, Mineralogie škvár ze spaloven TKO. MS bakalářská práce, Ústav geochemie, mineralogie a nerostných zdrojů PřF UK, Praha, 6 str., obr 2.

[www.czso.cz](http://www.czso.cz) (Český statistický úřad, ročenka 2010), 5.8.2011

<http://www.sako.cz/spalovna/ucel>, 15.5.2011

<http://www.termizo.cz>, 12.2.2011

<http://spalovna.info/ekologie-jak-to-resi-jinde.html>, 12.2.2011

<http://www.ebeton.cz/notions/3970/lehky-beton>, 10.8.2011