



## ANÁLISE DA LIXIVIAÇÃO DE METAIS PESADOS EM ARGAMASSAS PRODUZIDAS COM AGREGADOS RECICLADOS

**Cecília Ogliari Schaefer (1); Janaíde Cavalcante Rocha (2); Malik Cheriaf (3)**

- (1) Departamento de Engenharia Civil – Laboratório de Valorização de Resíduos e Materiais – Universidade Federal de Santa Catarina, Brasil – e-mail: cissa.og@gmail.com
- (2) Departamento de Engenharia Civil – Laboratório de Valorização de Resíduos e Materiais – Universidade Federal de Santa Catarina, Brasil – e-mail: janaide@ecv.ufsc.br
- (3) Departamento de Engenharia Civil – Laboratório de Valorização de Resíduos e Materiais – Universidade Federal de Santa Catarina, Brasil – e-mail: malik@infohab.org.br

### RESUMO

Os resíduos de construção e de demolição (RCD) podem ser processados e utilizados como agregados reciclados, inclusive já existem no Brasil normas técnicas para utilização desses materiais em pavimentação e concreto não estrutural. Entretanto, a utilização desses produtos reciclados deve abordar uma análise com enfoque ambiental, principalmente em relação à lixiviação de elementos que possam ser nocivos ao meio ambiente e à saúde humana, como é o caso dos metais pesados. O presente artigo tem por objetivo verificar a lixiviação de metais pesados de argamassas produzidas com agregados miúdos reciclados, bem como sua difusão. Para isto, foram produzidas argamassas com agregados reciclados fracionados em seis faixas granulométricas (mm): 2,4; 1,2; 0,6; 0,3; 0,15 e inferior a 0,15. Após 28 dias de cura as amostras foram dispostas em tanque e cobertas com lixiviante (água deionizada acidificada), mantidas nessas condições durante 64 dias, divididos em 8 etapas de renovação do lixiviante, sendo: 6 horas, 1 dia, 2 dias e 6 horas, 4, 9, 16, 36 e 64 dias. O extrato coletado em cada uma das etapas foi filtrado e a concentração de metais foi analisada utilizando-se fluorescência de raios-X. Os resultados obtidos indicam que: metais pesados lixiviam de argamassas produzidas com agregados reciclados em todas as faixas granulométricas avaliadas; a lixiviação de metais pesados em argamassas é controlada pelo processo de difusão; cada metal pesado tem lixiviabilidade diferente e os metais pesados que lixiviaram mais foram Cu e Zn.

Palavras-chave: lixiviação; metais pesados; difusão.

### ABSTRACT

The wastes from construction and demolition (CDW) can be processed and used as recycled aggregates, already existing in Brazil technical standards for its utilization in paving and in non-structural concrete. However, the utilization of these recycled products must address an analysis with an environmental focus, mainly considering the leaching of elements that could be hazardous to the environment and to human health, such as heavy metals. This paper aims to verify the leaching of heavy metals from mortars produced with recycled aggregates, as well as their diffusion. For this purpose, mortars specimens were produced with fractioned recycled aggregates in six different grain sizes (mm): 2,4; 1,2; 0,6; 0,3; 0,15 and smaller than 0,15. After 28 days of cure, the samples were disposed in tanks and covered with leaching liquid (deionized acidified water), and kept in these conditions during 64 days, these being divided in 8 stages of water renewal: 6 hours, 1 day, 2 days and 6 hours, 4, 9, 16, 36 and 64 days. The extracts collected in each of the stages were filtered and the metals concentrations were analyzed using X-ray fluorescence. The results obtained indicate that: heavy metals leach from mortars produced with recycled aggregates in all grain sizes analyzed; the heavy metals leaching in mortars is controlled by the diffusion process; each heavy metal has a different leachability and the heavy metals which leached most were Cu and Zn.

Keywords: leaching; heavy metals; diffusion.

## **1 INTRODUÇÃO**

### **1.1 Resíduos da construção e demolição e os metais pesados**

No Brasil até a publicação da resolução número 307 do CONAMA, existia uma generalização da classificação dos RCD em resíduos inertes. De fato, as pesquisas conduzidas com agregados reciclados de RCD não tiveram por escopo a avaliação ambiental, principalmente a lixiviação de elementos nocivos ao meio ambiente e à saúde humana.

Townsend . (2004) comentam que os RCD são em sua maior parte inerte, porém em estudo realizado na Flórida por esses pesquisadores com finos reciclados provenientes do processamento de RCD, foram encontrados altos níveis de metais pesados. Esses metais pesados podem afetar a qualidade do produto reciclado e provocar danos ambientais. Basicamente os produtos provenientes do processamento RCD podem ser contaminados com metais pesados de três modos: (1) através do solo onde as pilhas de resíduos ficam dispostas; (2) por pequenos pedaços de materiais perigosos presentes nos resíduos da construção e (3) da lixiviação de materiais perigosos misturados aos resíduos.

Os metais pesados quando incorporados em materiais cimentícios podem afetar algumas propriedades, provocando em alguns casos efeitos deletérios na resistência e durabilidade de sistemas aglomerantes e estes efeitos são maximizados com o aumento de sua concentração (MINOCHA ; 2003, TREZZA e FERRAIUELO, 2002, STEPHAN 1999). Na forma de óxidos os metais podem afetar a hidratação do cimento e o tempo de pega, a resistência à compressão decresce nas primeiras idades (MURAT e SORRENTINO, 1996; OLMO , 2001).

### **1.2 Lixiviação**

Segundo a NBR 10005 (2004), lixiviação é o processo para a determinação da capacidade de liberação de substâncias orgânicas e inorgânicas através da dissolução em meio extrator. Van der Sloot (1998) comenta que a lixiviação fornece subsídios para o gerenciamento de resíduos gerados em grande escala em processo industrial e também sobre a decisão de disposição desses materiais. Townsend . (2003) enumeram os seguintes objetivos do ensaio de lixiviação: a) avaliar o risco potencial de contaminação de lençol de água subterrâneo e através do contato humano; b) classificar resíduos em perigosos ou não; c) avaliar o potencial de lixiviação de poluentes provenientes de resíduos sob determinadas condições ambientais; d) fornecer um extrato representativo do lixiviado produzido por um resíduo em campo; e) identificar o apropriado gerenciamento de resíduos.

Vários fatores afetam a liberação de poluentes através da lixiviação. Um fator dominante é o estado do material, o qual define o fenômeno que governa a lixiviação. Materiais granulares lixiviam contaminantes pela percolação de água, já no caso de materiais monolíticos a lixiviação é controlada pela difusão (HARTLÉN, 1996). Fatores físicos também são importantes, dentre eles: tamanho da partícula, tempo de contato, relação líquido/sólido (L/S), porosidade, sortividade, temperatura. Ainda parâmetros biológicos como pH, potencial de oxidação-redução, complexação, conteúdo de carbono orgânico, alcalinidade, entre outros (VAN DER SLOOT, 1998; TOWNSEND ., 2003).

Em materiais monolíticos utiliza-se o ensaio de tanque – , este que tem como finalidade avaliar o potencial de lixiviação, ao longo do tempo, de matrizes em que resíduos são incorporados. O ensaio é executado conforme recomendações da norma holandesa NEN 7345. Os resultados obtidos nesse ensaio são expressos em mg/m<sup>2</sup>. A vantagem do uso do ensaio de tanque reside no fato de se poder avaliar a cinética de liberação dos metais pesados em meio líquido e também verificar sua difusividade através de modelos baseados na Lei de Fick.

## **2 OBJETIVO**

O objetivo deste artigo é avaliar a lixiviação e difusão de metais pesados a partir de argamassas produzidas com agregados reciclados de RCD.

### 3 METODOLOGIA

#### 3.1 Materiais

Foram utilizados agregados miúdo reciclados, provenientes do beneficiamento de resíduos da construção e demolição, coletados em duas centrais de reciclagem, denominados SBC e URM. Na amostragem dos agregados reciclados foram formadas amostras parciais obtidas no topo, meio e base das pilhas. Na pilha de agregado miúdo, inserida na central de beneficiamento, uma camada de aproximadamente 30 cm foi retirada e as amostras então foram coletadas. Buscou-se sistematizar pontos de amostragem em três coordenadas espaciais a partir de três planos ortogonais entre si. Cabe ressaltar, que o material foi coletado logo após o processamento dos RCD evitando exposição das pilhas a intempéries.

Os agregados miúdos reciclados foram separados a seco nas frações retidas nas seguintes peneiras de abertura de malha (em mm): 2,4; 1,2; 0,60; 0,30; 0,15 e inferior a 0,15.

Na Tabela 1 pode-se visualizar a composição química do cimento Portland utilizado.

**Tabela 1 – Composição química do cimento utilizado (em %)**

Óxidos Totais CPI-S		Elementos Minoritários	
SiO <sub>2</sub>	18,398	MnO	0,045
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	4,513	Cr <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,027
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	3,045	CuO	0,011
Na <sub>2</sub> O	0,07	NiO	0,013
K <sub>2</sub> O	0,918	CdO	0,012
CaO	61,507	ZnO	0,021
TiO <sub>2</sub>	–	As <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,003
SO <sub>3</sub>	3,098	Ag <sub>2</sub> O	0,008

#### 3.2 Preparação das argamassas

Para a produção das argamassas foram utilizados agregados miúdos reciclados, SBC e URM, fracionados em seis faixas granulométricas: 2,40; 1,20; 0,60; 0,30; 0,15 e <0,15mm. O intuito do fracionamento dos agregados reciclados foi verificar em qual faixa granulométrica ocorreria maior ou menor concentração de metais pesados.

As relações água/cimento utilizadas variaram em função da granulometria dos agregados miúdos utilizados, sendo maiores nas argamassas pertencentes à menores faixas granulométricas, conforme Tabela 2. Para cada argamassa confeccionada com agregados reciclados, elaborou-se uma outra, de mesma relação água/cimento, constituída de uma areia de grãos equivalentes (areia normalizada do IPT). Utilizou-se como parâmetro o valor de  $200 \pm 10$ mm obtido na mesa de abatimento (flow table). Foram utilizados corpos-de-prova prismáticos (40x40x160mm). As argamassas foram desmoldadas após 24 horas, em seguida foram envolvidas por filme plástico e mantidas no período de cura de 28 dias em temperatura de  $20 \pm 2^\circ\text{C}$ .

**Tabela 2 – Relação água/cimento utilizada nas argamassas**

Amostra	a/c	Amostra	a/c
SBC 2,4	0,74	URM 2,4	0,74
SBC 1,2	0,70	URM 1,2	0,70
SBC 0,6	0,75	URM 0,6	0,75
SBC 0,3	0,85	URM 0,3	0,85
SBC 0,15	1,00	URM 0,15	1,00
SBC <0,15	1,20	URM <0,15	1,20

### 3.3 Ensaio de lixiviação

A norma NEN 7345 foi utilizada para determinar o mecanismo de lixiviação dos metais pesados das argamassas. O ensaio procura simular a lixiviação de componentes inorgânicos de materiais monolíticos em função de um período de tempo de 64 dias. Amostras prismáticas foram dispostas em tanque e cobertas por lixiviante, sendo água acidificada com  $\text{HNO}_3$  (pH próximo a 4). O volume de lixiviante utilizado foi igual a 5 vezes a área geométrica da amostra. O ensaio foi dividido em oito etapas, sendo 0,6; 1,0; 2,25; 4; 9; 16; 32 e 64 dias.

De cada um dos oito extratos coletados se formavam dois, um para a medida do pH e condutividade elétrica e o outro para a análise química. Para a análise química utilizou-se fluorescência de raios-X. Foram considerados os seguintes metais pesados: As, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Se e Zn.

A lixiviação dos metais pesados em  $\text{mg/m}^2$  é dada pela seguinte expressão (EIGHMY , 1997):

$$= \frac{\cdot}{1000.} \quad \text{eq. 1}$$

onde,  $\cdot$  é a liberação do elemento por unidade de área no período  $i$  ( $\text{mg/m}^2$ );  $\cdot$  é a concentração do elemento no período ( $\text{mg/L}$ );  $\cdot$  é o volume do lixiviante ( $\text{L}$ ) e  $\cdot$  é área superficial do material monolítico.

## 4 ANÁLISE DE RESULTADOS

### Caracterização dos agregados miúdos reciclados

Os agregados miúdos reciclados SBC e URM mostraram composição química semelhantes. Os elementos principais, em forma de óxidos totais, são silíca ( $\text{SiO}_2$ ), alumina ( $\text{Al}_2\text{O}_3$ ), cálcio ( $\text{CaO}$ ) e ferro ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ). Na Figura 1 estão representados os constituintes majoritários dos agregados reciclados, sendo os agregados reciclados URM representados pela linha preta descontínua. Os constituintes principais se repetem em todas as amostras e faixas granulométricas estudadas. Esses constituintes majoritários também foram identificados por Ângulo (2005) em estudo com agregados reciclados de RCD.

Os elementos  $\text{SiO}_2$  e  $\text{CaO}$  são responsáveis por mais de 50% da constituição dos agregados reciclados. Considerando também  $\text{Al}_2\text{O}_3$  e  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  tais compostos representam 90% da composição do material. Bianchini (2005) em estudo com agregados reciclados fracionados obtiveram percentuais semelhantes. Ocorre maior teor de  $\text{SiO}_2$  nas frações mais finas do agregado reciclado, esse perfil se inverte em relação ao  $\text{CaO}$  nas amostras SBC, possuindo maior concentração nas faixas granulométricas 2,4 e 1,2 mm, mantendo-se praticamente constante nas demais. Nas amostras, o teor de  $\text{Al}_2\text{O}_3$  e  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  não mostrou grande variação nas distintas faixas granulométricas avaliadas, resultados que são convergentes aos de Bianchini (2005).

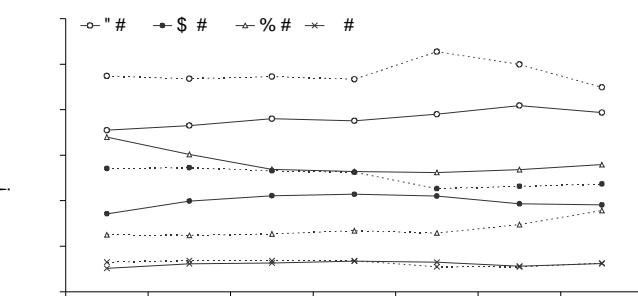
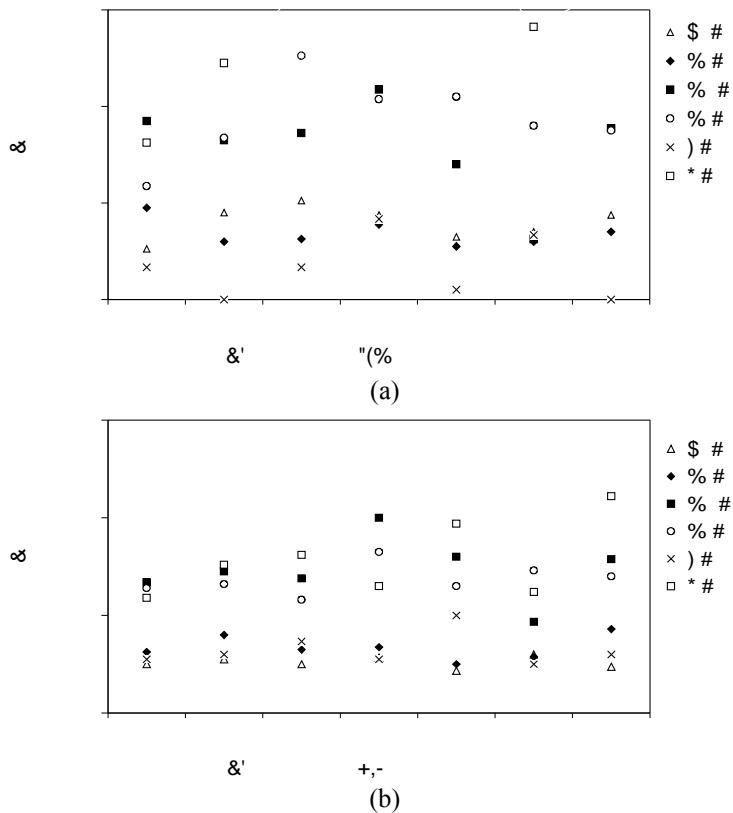


Figura 1 - Constituintes majoritários dos agregados miúdos reciclados fracionados

É constatada a presença de elementos tais como **As, Cd, Cr, Cu, Ni, Ti e Zn**, denominados elementos traços. Desses elementos, com exceção do **Ti**, aqueles que mostraram maiores teores foram **Zn, Cr e**

**Cu.** Entretanto, esses teores foram abaixo de 0,03% apresentando pouca variação em função da faixa granulométrica do agregado reciclado. O Ti mostrou teor em torno de 1 a 1,5%.

Bianchini . (2005) comentam que os metais concentram-se principalmente nas frações mais finas, pois permanecem presos por minerais argilosos que são mais abundantes nas frações inferiores a 0,075mm. Entretanto, na Figura 2 verifica-se que no estudo com o agregado reciclado em seu estado natural não ocorreu uma tendência clara em relação às frações granulométricas.



**Figura 2 - Teor dos metais pesados nas distintas faixas granulométricas. (a) Amostras SBC e (b) Amostras URM.**

## 4.2 Ensaio de lixiviação das argamassas

### 4.2.1 pH e condutividade elétrica

Os resultados de pH e condutividade elétrica obtidos ao longo das oito etapas do ensaio de lixiviação nas argamassas estão apresentados na Tabela 3. Pode-se observar que os valores de pH foram muito mais altos que o valor inicial do lixiviante com pH próximo a 4. Essa situação ocorre em função da alcalinidade natural dos materiais cimentícios, alterando significativamente o pH inicial do lixiviante utilizado. Principalmente, em função da hidratação do cimento e formação da portlandita, o que torna o meio alcalino.

Em geral, observa-se a ocorrência de um sutil decréscimo do pH com o avanço do tempo de ensaio, dados convergentes aos relatados por Malviya e Chaudhary (2006) e Van Gerven . (2004). Argamassas consistem em grande parte por material silicoso, desta forma o conteúdo de  $\text{Ca(OH)}_2$  é baixo, ocorrendo rapidamente a exaustão dos componentes alcalinos lixiviáveis (VAN GERVEN ., 2004).

**Tabela 3 – pH e condutividade elétrica (mS/cm) do extrato lixiviado durante o ensaio de difusividade**

Amostra/Etapa	1		2		3		4		5		6		7		8	
	pH	CE														
SBC 2,4	10,99	2020	10,92	2060	11,09	1748	11,40	1366	11,19	1410	11,01	1507	10,95	784	10,05	318
SBC 1,2	11,26	2470	11,44	2130	11,61	2150	10,99	1641	11,18	2090	10,94	1207	11,00	684	11,64	1450
SBC 0,6	11,43	2250	11,48	2070	11,12	2080	11,05	1645	11,12	1681	11,03	1154	10,91	531	11,21	1735
SBC 0,3	11,25	1938	11,36	1802	11,03	1728	11,06	1648	11,06	1360	10,9	848	10,93	512	10,84	729
SBC 0,15	11,15	1650	11,43	1811	11,08	1879	11,05	1631	11,06	1710	10,86	818	11,21	752	11,18	1482
SBC <0,15	11,06	1073	11,44	1014	11,14	853	10,89	1298	11,49	1158	11,45	1729	11,47	2640	11,00	1600
URM 2,4	11,37	2110	11,41	1970	11,27	1643	11,08	1701	11,35	1915	11,61	1571	11,23	860	10,78	1051
URM 1,2	11,43	2900	11,48	2290	11,64	2400	11,28	1944	11,22	2330	11,08	1659	11,23	951	11,62	1543
URM 0,6	11,50	2260	11,53	1966	11,08	1876	11,15	1759	11,10	1578	11,01	1121	10,69	340	10,92	828
URM 0,3	11,35	1963	11,46	1654	11,04	1696	11,11	1503	11,10	1357	10,89	871	10,57	337	9,81	248
URM 0,15	11,40	1824	11,45	1742	11,09	1874	11,13	1663	11,06	1359	10,63	522	10,77	330	9,83	220
URM <0,15	10,98	1262	11,45	1257	11,11	1180	10,73	704	10,87	1016	10,83	568	10,50	275	10,17	269

Nas amostras analisadas o pH manteve-se em torno de 11, com um pequeno declínio em função do aumento da relação água cimento nas amostras com finos reciclados. Em relação à granulometria do agregado reciclado utilizado não foi verificada variação significativa nos valores de pH e condutividade elétrica.

Como ocorreu pouca variação nos valores de pH dentre todas as amostras, pode-se considerar que todos estiveram expostos às mesmas condições de lixiviante. Cabe salientar que o pH do sistema influencia a lixiviação, fixação e especiação dos metais na matriz cimentícia (MALVIYA e CHAUDHARY, 2006).

A condutividade elétrica decresceu em função do avanço do tempo de ensaio, o que pode indicar maior mobilidade das espécies iônicas nas primeiras horas (Tabela 3). Esse decréscimo da condutividade elétrica foi também observado por Van Gerven (2004).

#### 4.2.2 Lixiviação dos metais pesados das argamassas

Por definição, metais pesados são elementos químicos que apresentam número atômico superior a 22. Desta forma, consideram-se neste artigo os seguintes metais pesados: As, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Se e Zn. A Tabela 4 apresenta os resultados da lixiviação acumulada dos metais pesados após 64 dias de ensaio de lixiviação.

Verifica-se que ocorreu maior liberação de cobre (Cu) e zinco (Zn) em relação aos demais metais pesados avaliados. A cinética de liberação desses elementos pode ser visualizada nas Figuras 3 e 4. Observa-se que a maior parte da extração do Zn e Cu ocorreram nas quatro primeiras etapas do ensaio. Isso pode ser verificado através da inclinação das curvas apresentadas nos gráficos. Não houve grande variação na liberação desses elementos em função da granulometria dos agregados reciclados utilizados na produção das argamassas. Somente a amostra SBC 1,20 mostrou menor lixiviação de Cu em relação às demais amostras (Figura 4).

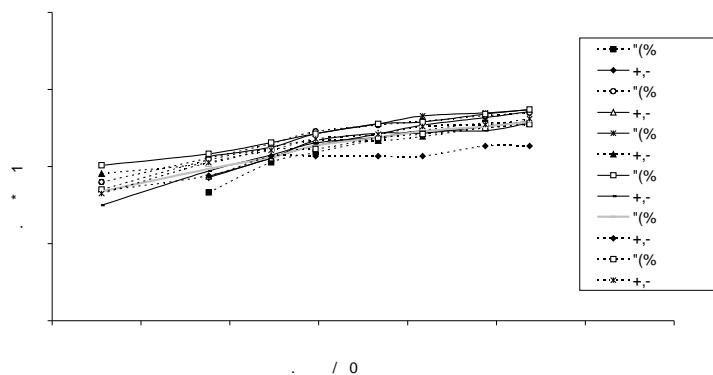
O Zn é um metal anfotérico, desta forma, em faixas de pH entre 9 e 11 sua lixiviação é menor (MALVIYA e CHAUDHARY, 2006). Mesmo estando as amostras analisadas nessa faixa de pH, a lixiviação do Zn foi alta em relação aos demais, sendo superada somente pelo Cu.

Malviya e Chaudhary (2006) comentam que nesses valores de pH ocorre a formação de hidróxido de zinco ( $Zn(OH)_2$ ) e hidróxidos complexos tais como  $Zn(OH)_4^{2-}$  e  $Zn(OH)_5^{3-}$ , que podem ficar adsorvidos na superfície do C-S-H. Essa adsorção poderia acarretar uma menor lixiviabilidade do Zn. O cobre, devido à alcalinidade da matriz cimentícia existe como fase hidratada, hidróxido e componentes combinados ao cálcio.

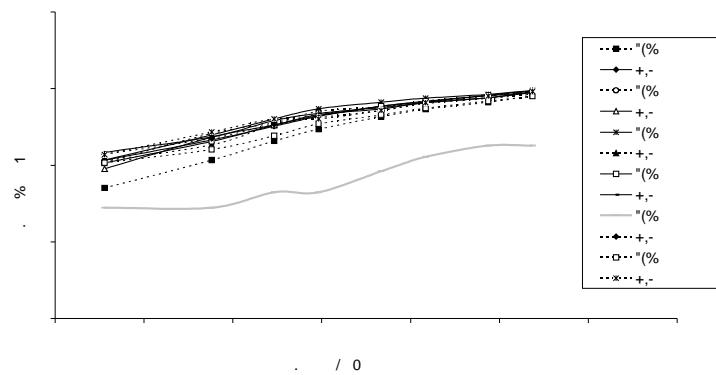
**Tabela 4 – Lixiviação acumulada dos metais pesados ( $\text{mg/m}^2$ )**

Amostra	As	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Se	Zn
SBC 2,4	960,889	2723,156	3164,044	7969,067	4056,889	1982,311	2867,822	3523,644
SBC 1,2	1808,133	3647,733	1602,578	8130,711	1749,822	880,222	1709,422	3792,356
SBC 0,6	1477,422	4190,489	3787,822	8882,489	3035,778	1010,000	2220,667	5488,044
SBC 0,3	1605,733	3566,533	3137,822	9526,933	2507,111	2095,422	2642,311	5448,711
SBC 0,15	1408,533	3239,378	2428,089	9212,089	3284,133	2291,156	3202,400	4996,711
SBC <0,15	1186,844	3371,733	4049,733	8029,111	3371,689	2277,956	2167,644	3674,489
URM 2,4	1446,578	5705,067	2985,778	9235,378	2959,244	1817,556	1159,778	4170,356
URM 1,2	2002,044	4103,556	5602,578	8446,222	1498,800	1722,444	1962,356	1844,711
URM 0,6	2301,867	3335,289	2583,733	8923,822	3132,133	2150,756	3581,600	3679,778
URM 0,3	2562,800	3793,422	2460,978	9298,889	3718,533	2226,133	3433,911	3608,933
URM 0,15	1737,111	3675,422	1454,444	9113,467	3476,933	2710,667	1744,044	3849,556
URM <0,15	1593,778	1123,378	5039,511	9350,622	859,600	2276,444	3366,711	5155,689

Um fato importante que ocorreu durante o ensaio de lixiviação foi a precipitação nas paredes do tanque utilizado para o ensaio ou então na superfície do lixiviante. A presença desses precipitados podem ter influenciado nos resultados já que não foram considerados na análise do extrato lixiviado e também podem ter influenciado na lixiviação de íons nas renovações posteriores do lixiviante. Quando o lixiviante é renovado, o material precipitado na superfície do tanque pode dissolver e causar um menor gradiente de concentração entre a água nos poros da argamassa e o lixiviante reduzindo a mobilidade iônica (VAN GERVEN 2004).

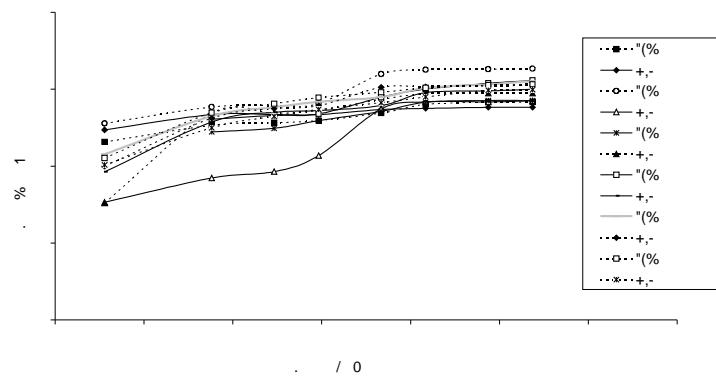


**Figura 3 - Lixiviação acumulada do Zn ao longo dos 64 dias de ensaio nas argamassas**



**Figura 4 - Lixiviação acumulada do Cu ao longo dos 64 dias de ensaio nas argamassas**

A Figura 5 mostra a lixiviação acumulada do cálcio (Ca) em função do avanço do tempo de ensaio. Ocorreu grande liberação de Ca, principalmente nas cinco primeiras etapas do ensaio de lixiviação. Isto devido à dissolução do hidróxido de cálcio, já que ocorre uma reativação da hidratação do cimento quando as argamassas são submersas na água (lixiviante). Essa dissolução ocorreu com maior velocidade nas etapas iniciais do ensaio.



**Figura 5 - Lixiviação acumulada do Ca ao longo dos 64 dias de ensaio nas argamassas**

Segundo Lima, L. A. (1999) a NEN 7345 classifica os materiais em duas categorias, essas que consideram a lixiviação acumulada dos metais obtida através do ensaio de tanque ao longo dos 64 dias. As categorias são as seguintes: 1 – materiais que apresentam lixiviação acumulada com valores inferiores a U1. Não apresentam nenhuma restrição em relação à sua utilização; 2 – materiais que apresentam valores de lixiviação acumulada superior aos limites U2. Esses materiais possuem sua aplicação restrita. Aqueles materiais que possuem valores entre U1 e U2 podem ser utilizados, porém devem ser extraídos os contaminantes que superam o limite U1. Na Tabela 5 estão apresentados os limites fornecidos para cada categoria.

**Tabela 5 – Limites NEN 7345**

Metal	U1 (mg/m <sup>2</sup> )	U2 (mg/m <sup>2</sup> )
As	40	300
Cd	1	7,5
Cr	150	950
Cu	50	350
Mn	NC	NC
Ni	50	350
Se	1,5	9,5
Zn	200	1500

De forma geral, todos os metais pesados liberados pelas argamassas mostraram concentrações superiores aos limites estabelecidos em norma. Poderiam ser classificadas como materiais de uso restritivo.

#### 4.2.3 Difusão

A complexidade dos fenômenos de difusão de íons conduz à proposição de numerosas teorias e fórmulas empíricas apoiadas sobre a Lei de Fick. No caso dos metais pesados avaliados no ensaio de lixiviação das argamassas, a difusão Fickiana ocorre através do movimento aleatório de íons, sendo comandada pela diferença no potencial químico entre o sólido e o lixiviante (EIGHMY 1997). Como o lixiviante é constantemente renovado durante o ensaio de lixiviação, a difusão pode ser simplificada, podendo-se assumir como zero a concentração na interface sólido-líquido (MALVIYA e CHAUDHRARY, 2006). O coeficiente de difusão pode então ser obtido pela seguinte equação:

$$= \frac{\rho \cdot d^2}{4 (\max.)^2} \quad \text{eq. 2}$$

onde  $B_t$  é a liberação do elemento no tempo ( $\text{mg/m}^2$ );  $U_{\max}$  é a máxima concentração lixiviada do elemento monolítico ( $\text{mg/Kg}$ );  $d$  é a densidade do material monolítico ( $\text{Kg/m}^3$ ) e  $t$  o tempo de imersão do material monolítico na água (s).

Alguns pesquisadores em avaliação da difusividade consideram como elementos inertes Cl, Na e K, assumindo que sua interação com a matriz cimentícia é mínima (VAN GERVEN .., 2004; MALVIYA e CHAUDHARY, 2006; SANI .., 2005). Neste estudo considerou-se o Cl para verificação do mecanismo que governa a lixiviação. Assume-se para os demais elementos lixiviados o mecanismo de lixiviação obtido para o cloro, considerando sua livre mobilidade dentro da matriz de cimento. Segundo Malviya e Chaudhary (2006), para a avaliação do mecanismo que governa a lixiviação verifica-se o coeficiente angular obtido pela regressão linear entre a função logarítmica do constituinte considerado inerte e o logaritmo do tempo. Se o coeficiente angular for superior a 0,65 o mecanismo é de dissolução (DS); nos valores inferiores a 0,35 o mecanismo é por lavagem superficial (LS). Já, o mecanismo de lixiviação se dá por difusão para valores situados entre os dois valores anteriores ( $0,35 < DF < 0,65$ ). Na Tabela 6 pode-se observar que o mecanismo que governa a lixiviação de íons nas argamassas é a difusão iônica (DF).

**Tabela 6 - Difusividade dos metais pesados ( $\text{m}^2/\text{s}$ )**

SBC	<0,15	0,15	0,3	0,6	1,2	2,4
<b>As</b>	1,93E-11	2,00E-11	2,56E-11	2,56E-11	3,68E-11	3,59E-11
<b>Cd</b>	6,20E-12	2,71E-11	2,28E-11	1,67E-11	7,21E-12	1,20E-11
<b>Cr</b>	1,54E-11	ND	2,56E-11	2,41E-11	3,23E-11	2,56E-11
<b>Cu</b>	2,56E-11	1,43E-11	1,35E-11	7,56E-12	8,33E-12	1,72E-11
<b>Mn</b>	2,56E-11	6,97E-12	2,56E-11	1,41E-11	ND	2,56E-11
<b>Ni</b>	1,72E-11	2,71E-11	4,37E-12	ND	1,50E-11	2,56E-11
<b>Se</b>	1,08E-11	2,71E-11	2,36E-11	2,26E-11	3,78E-12	6,11E-12
<b>Zn</b>	3,47E-11	6,68E-12	6,16E-12	1,14E-11	1,52E-11	1,21E-11
	DS	DF	DF	DF	DF	LS
URM	<0,15	0,15	0,3	0,6	1,2	2,4
<b>As</b>	1,07E-11	1,72E-11	6,64E-12	ND	3,49E-12	2,50E-11
<b>Cd</b>	2,56E-11	3,05E-12	6,30E-12	5,77E-12	5,44E-12	4,60E-12
<b>Cr</b>	2,56E-11	ND	2,33E-12	ND	1,05E-11	3,59E-11
<b>Cu</b>	1,34E-11	2,56E-11	1,36E-11	1,99E-11	1,23E-11	1,64E-11
<b>Mn</b>	ND	8,81E-12	3,17E-12	9,85E-12	ND	1,36E-11
<b>Ni</b>	ND	2,47E-11	ND	5,00E-12	2,50E-11	2,50E-11
<b>Se</b>	1,81E-11	4,08E-12	2,29E-12	1,29E-11	1,09E-11	8,07E-12
<b>Zn</b>	2,37E-11	9,63E-12	6,63E-12	2,56E-11	2,37E-11	ND
	DF	DF	DF	DF	DF	LS

ND significa não determinado

Os resultados permitem concluir que:

O lixiviante utilizado torna-se alcalino logo no primeiro contato das amostras de argamassa. Permanecendo o pH em torno de 11 até o final do ensaio para todas as amostras. Não ocorreu variação significativa do pH em função da granulometria do agregado reciclado utilizado. Isso devido principalmente à capacidade tampão das amostras.

A condutividade elétrica decresceu em função do avanço do tempo de ensaio, demonstrando uma maior mobilidade iônica nas primeiras horas.

Metais pesados tais como As, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Se e Zn lixiviam das argamassas em concentrações significativas, especialmente Cu e Zn.

Ocorreu grande liberação de cálcio das amostras, isso é atribuído à dissolução desses íons em função da hidratação do cimento.

Verifica-se que o mecanismo que governa a lixiviação de íons das argamassas é a difusão e a difusividade iônica decresceu com o avanço do tempo do ensaio

## 5 REFERÊNCIAS

ANGULO, S. C. **Caracterização de agregados de resíduos de construção e demolição reciclados e a influência de suas características no comportamento de concretos.** Tese de doutorado. Escola Politécnica da USP. Departamento de Engenharia de Construção Civil. São Paulo, 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 10005 - **Lixiviação de resíduos** – Procedimento para obtenção de extrato lixiviado. Rio de Janeiro, 2004.

BIANCHINI, G; MARROCCHINO,E; TASSINARI, R; VACCARO, C. Recycling of construction and demolition waste materials: a chemical–mineralogical appraisal. **Waste Management**, volume 25, pages 149–159, 2005.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução n. 307 de 5 julho de 2002. Estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão de resíduos da construção civil. **Diário Oficial da União**, Brasília, 17 jul. 2002. Sec. 1, p. 95-96.

EIGHMY, T. T.; CRIMI, D.; WHITEHEAD, I. E.; ZHANG, X.; GRESS, L. D. **The influence of monolith physical properties and integrity on diffusional behavior of asphaltic pavements constructed with MSW combustion bottom ash.** In: WASCON 97, Houthem St. Gerlach, The Netherlands, 4-6 June 1997.

HARTLÉN, J. Environmental consequences of using residues. **Waste Management**, vol 16, pages 1-6, 1996.

LIMA, L. A. **Hormigones com escorias de horno electrico como áridos: propiedades, durabilidad y comportamiento ambiental.** Catalunya – Espanha, 1999. Tese - Escola Técnica Superior D'enginyers de camins, canals I ports, 1999.

MALVIYA, R.; CHAUDHARY, R. Leaching behavior and immobilization of heavy metals in solidified/stabilized products. **Journal of Hazardous Materials**, B137, pages 207-217, 2006.

MINOCHA, A.K.; JAIN, N.; VERMA C.L. Effect of inorganic materials on the solidification of heavy metal sludge. **Cement and Concrete Research**, volume 33 pages 1695–1701, 2003.

MURAT M.; SORRENTINO F. Effect of large additions of Cd, Pb, Cr, Zn, to cement raw meal on the composition and the properties of the clinker and the cement. **Cement and Concrete Research**, Vol. 26, pages 377-385,1996.

NNI, NEN 7345, Determination of Leaching From Monolithic Construction Materials and Waste Materials by Means of a Diffusion Test, NNI, Amsterdam, 1995.

OLMO, F.; CHACON, E. IRABIEN, A. Influence of lead, zinc, iron (III) and chromium (III) oxides on the setting time and strength development of Portland cement. **Cement and Concrete Research**, volume 31, pages 1213–1219, 2001.

SANI, D.; MORICONI, G.; CORINALDESI V. Leaching and mechanical behaviour of concrete manufactured with recycled aggregates. **Waste Management**, pages 177-182, 2005.

SINGH, T. S.; PANT, K.K. Solidification/stabilization of arsenic containing solid wastes using portland cement, fly ash and polymeric materials. **Journal of Hazardous Materials**, B131, pages 29–36, 2006.

STEPHAN, D.; MALLMANN, R.; KNÖFEL D.; HÄRDTL R. High intakes of Cr, Ni, and Zn in clinker - Part II: Influence on the hydration properties. **Cement and Concrete Research**, volume 29, pages 1959–1967,1999.

TOWNSEND, T.; JANG, Y-CH.; TOLAYMAT, T. **Leaching Tests for Evaluating Risk in Solid Waste Management Decision Making.** Florida Center for Solid and Hazardous Waste Management. Report No. 03-01. Gainesville, FL, USA. 2003.

TOWNSEND, T.; TOLAYMAT, T.; LEO, K.; JAMBECK, J. Heavy metals in recovered fines from construction and demolition debris recycling facilities in Florida. **Science of the Total Environment**, pages 1-11, 2004.

TREZZA M.A; FERRAIUELO, M.F. Hydration study of limestone blended cement in the presence of hazardous wastes containing Cr(VI). **Cement and Concrete Research**, volume 33, pages 1039–1045, 2003.

VAN DER SLOOT, H. A. Quick techniques for evaluating the leaching properties of waste materials: their relation to decisions on utilization and disposal. **Elsevier Science**, volume 17, n 5, 1998.

VAN GERVEN, T.; VAN BAELEN, D.; DUTRÉ, V.; VANDECASSELE, C. Influence of carbonation and carbonation methods on leaching of metals from mortars. **Cement and Concrete Research**, volume 34, pages 149-156, 2004.

## **6 AGRADECIMENTOS**

Os autores agradecem a FINEP Programa Habitare, pela viabilidade financeira da pesquisa, ao CNPq pela bolsa e as centrais de processamento. Agradecemos também ao laboratório ValoREs (Valorização de Resíduos e Materiais) da Universidade Federal de Santa Catarina pela infra-estrutura para a realização dos ensaios.