



Exacta

ISSN: 1678-5428

exacta@uninove.br

Universidade Nove de Julho

Brasil

Ogliari Schaefer, Cecília; Cavalcante Rocha, Janaíde; Cheriaf, Malik
Estudo do comportamento de lixiviação de argamassas produzidas com agregados reciclados
Exacta, vol. 5, núm. 2, julho-dezembro, 2007, pp. 243-252
Universidade Nove de Julho
São Paulo, Brasil

Disponível em: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=81050205>

- ▶ Como citar este artigo
- ▶ Número completo
- ▶ Mais artigos
- ▶ Home da revista no Redalyc

redalyc.org

Sistema de Informação Científica

Rede de Revistas Científicas da América Latina, Caribe , Espanha e Portugal
Projeto acadêmico sem fins lucrativos desenvolvido no âmbito da iniciativa Acesso Aberto

Estudo do comportamento de lixiviação de argamassas produzidas com agregados reciclados

Cecília Ogliari Schaefer
 Mestre em Engenharia Civil – UFSC
 Florianópolis – SC [Brasil]
cissa.og@gmail.com

Janaíde Cavalcante Rocha
 Doutor em Engenharia Civil – UFSC
 Florianópolis – SC [Brasil]
janaide@ecv.ufsc.br

Malik Cherif
 Doutor em Engenharia Civil – UFSC
 Florianópolis – SC [Brasil]
malik@infohab.org.br

Os resíduos de construção e demolição (RCDs) são constituídos, em grande parte, por materiais de construção; entretanto, podem conter substâncias perigosas, tais como metais pesados. Tentando minimizar o volume dos RCDs a ser disposto em aterros sanitários, há tendência ao seu beneficiamento como agregados reciclados para utilização em materiais. Dessa forma, é imprescindível examinar os agregados, verificando o possível risco de contaminação ambiental e a interferência dos contaminantes em suas características. No estudo, utilizaram-se agregados reciclados para produzir argamassas, que foram curadas por 28 dias e, posteriormente, encaminhadas ao ensaio de tanque, conforme NEN 7345. Os resultados mostram que metais pesados são lixiviados das argamassas produzidas com agregados reciclados em altas concentrações. Embora as concentrações obtidas em 24 horas sejam inferiores aos limites recomendados pela NBR 10004 (2004), são muito superiores aos preconizados pela diretiva europeia 98/83/EC sobre qualidade de água para consumo humano.

Palavras-chave: .



1 Introdução

Conforme a resolução 307 do Conselho Nacional do Meio Ambiente, afirma Conama (2002), os resíduos da construção civil podem ser definidos como aqueles provenientes de construções, reformas, reparos e demolições de obras de construção civil e dos resultantes da preparação e escavação de terrenos. São RCDs os tijolos, blocos cerâmicos, concreto em geral, solos, rochas, metais, resinas, colas, tintas, madeiras e compensados, forros, argamassa, gesso, telhas, pavimento asfáltico, vidros, plásticos, tubulações, fiação elétrica etc.

Tem-se evidenciado o potencial de emprego dos agregados reciclados de RCD na produção do concreto, para a construção sustentável. (LEVY e HELENE, 2004).

O emprego de agregados de forma atóxica torna-se um desafio considerando-se as diferentes fontes de RCD que dão origem aos agregados reciclados. Vários estudos têm sido desenvolvidos para avaliação da qualidade desse tipo de material e dos danos que possa causar ao meio ambiente. Na Flórida, foram encontrados altos níveis de metais pesados em agregados reciclados provenientes do beneficiamento dos RCDs. Esses metais pesados podem afetar a qualidade do produto reciclado e provocar danos ambientais, como contaminação de lençol freático e do solo por lixiviação (TOWNSEND et al., 2004).

Segundo Trankler et al. (1996), geralmente os RCDs são heterogêneos e constituídos, em grande parte, de materiais de construção, e também de pequena quantidade de substâncias perigosas. É importante compreender o comportamento de lixiviação dos resíduos para avaliação apropriada de sua utilização em materiais para construção, tratamento e reciclagem adequados, eliminação dos resíduos e eventual remediação de solos contaminados (VAN DER SLOOT, 1996).

Os metais pesados podem ter alguma propriedade alterada quando incorporados a materiais cimentícios e, normalmente, provocam efeitos deletérios na resistência e durabilidade de sistemas aglomerantes, sendo esses efeitos maximizados com o aumento de sua concentração (MINOCHA et al., 2003). Elevadas concentrações de Cromo (Cr), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) no clínquer de cimento podem causar mudanças nas propriedades de hidratação. O Cr acelera a hidratação e também o tempo de pega; o Ni não afeta a hidratação, porém retarda ligeiramente o tempo de pega. Com o metal cromo (Cr) também pode ocorrer a substituição do Al por Cr (III) ou então do SO_4^{2-} por CrO_4^{2-} , na fase etringita. Cimentos com adição calcária incorporam parcialmente o cromo pela formação da etringita. O Zn promove retardamento na hidratação do cimento e no tempo de pega, conforme ressaltam Stephan et al. (1998), Trezaa e Ferraiulo (2003). Na forma de óxido, o Zn prejudica a resistência da fase aluminato de cálcio di-hidratado, retarda fortemente o tempo de pega, e a resistência à compressão decresce nas primeiras idades (MURAT e SORRENTINO, 1999; OLMO et al., 2001). O Cadmo (Cd) forma um precipitado na superfície do C-S-H e dentro dos poros da matriz de cimento, afetando o mecanismo de lixiviação (HALIM et al., 2004). Quando se apresenta na forma de hidróxido – Cd(OH)_2^- , pode ser encapsulado na matriz de C-S-H ou nos cristais de Ca(OH)_2 .

Neste trabalho, avaliou-se o potencial de lixiviação de metais pesados em argamassas produzidas com agregados reciclados provenientes do beneficiamento de resíduos de construção e demolição (RCD). A investigação foi feita com base na análise quali-quantitativa, em diferentes frações que compõem os agregados reciclados miúdos, e na análise do comportamento do potencial de liberação em argamassa.

2 Procedimento experimental

2.1 Materiais

As amostras de agregados miúdos reciclados, provenientes do beneficiamento de RCD, foram coletadas em duas centrais de reciclagem. Para amostragem dos agregados reciclados, utilizou-se espectrômetro portátil na identificação dos metais nas pilhas de agregados reciclados inseridas nas centrais de beneficiamento. Vale ressaltar que, em todas as pilhas, foram detectados metais pesados por meio do equipamento portátil.

Conforme Townsend et al. (2004), os produtos provenientes do processamento dos RCDs podem ser contaminados por metais pesados de três modos: (1) pelo solo onde as pilhas de resíduos ficam dispostas; (2) por pequenos pedaços de materiais perigosos nos resíduos da construção, e (3) pela lixiviação de materiais perigosos misturados aos resíduos.

Em laboratório, os agregados miúdos reciclados foram separados a seco, por peneiramento, nas seguintes faixas granulométricas (mm): 2,4; 1,2; 0,60; 0,30; 0,15; 0,075, e inferior a 0,075.

Para cada fração do agregado reciclado, foi realizado ensaio de lixiviação, utilizando-se solução de extração com ácido acético, pH em $2,88 \pm 0,05$, conforme recomendações da NBR 10005 (2004). A solução de extração é adicionada ao agregado reciclado, mantendo-se relação líquido/sólido 20:1. Essa mistura é disposta em frasco extrator e agitada durante 18 ± 2 horas, à temperatura próxima a 25°C , em agitador rotativo de 30 ± 2 rpm (SLP TCLP). Encerrado o período de agitação, a amostra é filtrada com auxílio de bomba a vácuo, utilizando-se papel filtro analítico Whatman 40 de 8 µm, lavado com solução de HNO_3 , de concentração 1,0 N. Após lixiviação, é determinado o

pH do extrato lixiviado e são identificados os contaminantes com o espectrômetro de fluorescência de raios X por energia dispersiva (EDX 700HS, Shimadzu).

As argamassas foram produzidas com cimento Portland comum, tipo CPI-S, agregado normal (REF) e dois tipos de agregados reciclados fracionados, aqui denominados em função de serem oriundos de duas centrais de processamentos: SBC, de São Bernardo do Campo (SP) e URM, de Campinas (SP). Os agregados foram utilizados na produção das argamassas nas seguintes frações (mm): 2,4; 1,2; 0,60; 0,30; 0,15 e inferior a 0,15. A relação água/cimento utilizada variou de acordo com a faixa granulométrica do agregado usado em cada argamassa e o traço manteve-se 1:3 (cimento: agregado). Foram utilizadas as seguintes relações água/cimento: 0,74; 0,70; 0,75; 0,85; 1,0 e 1,20 para as argamassas confeccionadas com agregados nas dimensões 2,4; 1,2; 0,60; 0,30; 0,15, e inferior a 0,15 mm, respectivamente. Na tabela 1, a composição química do cimento é apresentada. Na tabela seguinte, encontram-se os resultados das concentrações médias (mg/L) dos metais pesados lixiviados dos agregados reciclados fracionados, provenientes de duas centrais de beneficiamento, SBC e URM.

Tabela 1: Composição química do cimento utilizado (em %)

Óxidos totais CPI-S	Elementos minoritários
SiO_2	18,398
Al_2O_3	4,513
Fe_2O_3	3,045
Na_2O	0,07
K_2O	0,918
CaO	61,507
TiO_2	-
SO_3	3,098

Fonte: Os autores.



Tabela 2: Concentração média de metais lixiviados nas frações granulométricas (mg/L)

SBC																					
Φ	2,4 mm			1,2 mm			0,6 mm			0,3 mm			0,15 mm			0,075 mm			<0,075 mm		
E.	f'	Média	S.D.	f'	Média	S.D.	f'	Média	S.D.	f'	Média	S.D.									
As	4/1	6,747	ND	4/4	6,628	1,144	4/3	6,383	2,539	4/3	7,114	3,432	4/0	ND	ND	4/3	7,478	5,660	4/2	4,759	1,149
Cd	4/2	11,725	7,458	4/2	15,380	3,277	4/2	10,362	0,800	4/1	22,273	ND	4/2	16,392	0,000	4/2	12,079	7,952	4/3	11,352	3,448
Cu	4/4	18,151	6,252	4/4	17,414	4,475	4/4	20,613	4,618	4/4	21,315	7,769	4/4	19,200	0,161	4/4	13,142	5,839	4/4	11,473	6,056
Cr	4/4	18,594	8,770	4/1	12,645	ND	4/2	14,503	0,269	4/2	19,348	6,826	4/1	19,658	0,000	4/2	19,618	6,579	4/3	12,782	1,649
Mn	4/2	11,904	0,278	4/1	13,654	ND	4/1	10,368	ND	4/3	15,529	5,531	4/3	17,928	4,249	4/1	11,164	ND	4/2	19,075	14,922
Ni	4/3	13,180	2,689	4/2	8,706	0,107	4/2	6,646	0,262	4/2	5,404	0,076	4/3	10,210	2,729	4/1	6,484	ND	4/3	11,807	0,155
Se	4/4	8,657	1,504	4/0	ND	ND	4/3	6,792	0,404	4/4	7,052	2,189	4/3	5,404	0,138	4/0	ND	ND	4/0	ND	ND
Zn	4/3	10,842	1,122	4/2	17,769	3,913	4/4	15,550	2,892	4/4	7,366	2,256	4/3	10,237	0,090	4/2	8,213	5,199	4/2	8,060	2,467
URM																					
Φ	2,4 mm			1,2 mm			0,6 mm			0,3 mm			0,15 mm			0,075 mm			<0,075 mm		
E.	f'	Média	S.D.	f'	Média	S.D.	f'	Média	S.D.	f'	Média	S.D.									
As	5/0	ND	ND	5/5	8,447	3,620	5/2	5,448	1,594	5/1	6,326	ND	5/2	8,870	5,018	5/3	6,314	2,251	5/3	6,947	0,693
Cd	5/4	16,563	3,493	5/5	18,012	6,847	5/5	10,479	3,448	5/3	20,712	4,864	5/5	15,762	8,348	5/4	13,988	4,813	5/4	10,943	3,768
Cu	5/5	21,339	4,936	5/5	20,487	3,432	5/5	16,701	7,085	5/5	21,028	2,629	5/5	20,590	5,622	5/5	19,868	6,538	5/5	22,611	4,744
Cr	5/3	20,862	4,418	5/3	12,002	0,532	5/3	12,215	1,246	5/3	25,953	5,512	5/3	12,489	0,541	5/4	16,796	5,772	5/4	18,212	5,480
Mn	5/4	20,439	7,537	5/2	20,311	5,176	5/2	15,834	1,522	5/4	20,635	10,567	5/3	14,900	0,795	5/3	14,065	3,939	5/5	15,134	6,497
Ni	5/4	8,968	3,662	5/4	6,458	0,633	5/1	9,779	ND	5/1	12,263	ND	5/2	7,797	1,154	5/4	11,598	2,632	5/3	12,019	3,876
Se	5/3	11,973	0,277	5/2	8,489	0,523	5/3	6,787	1,239	5/4	8,245	3,543	5/3	9,137	4,007	5/1	3,471	ND	5/4	5,126	1,728
Zn	5/5	12,004	4,631	5/4	13,110	5,808	5/5	12,394	5,886	5/4	16,914	4,377	5/4	13,897	6,016	5/4	13,552	6,573	5/5	11,370	4,191

E.: Elemento; S.D.: desvio-padrão; f': freqüência; ND: não determinado.

Fonte: Os autores.

2.2 Métodos

Segundo Van Der Sloot (1998), a lixiviação em materiais monolíticos, como nas argamassas, é essencialmente governada pelo processo de difusão. Dessa forma, o ensaio que melhor pode avaliar a lixiviação nessas condições é o de tanque, definido pela NEN 7345 (1995).

Para as seis faixas granulométricas de agregado, foram moldadas argamassas em corpos-de-prova prismáticos de dimensões 40x40x160 mm. Após 24 horas, as amostras foram retiradas dos moldes e protegidas com filmes parafinados (Parafilm) e papel alumínio, para evitar a ação da umidade e carbonatação. As amostras foram, então, curadas em câmara climatizada, à temperatura de $20 \pm 2^\circ\text{C}$, durante 28 dias. Após esse período de cura, as amostras foram desprote-

gidas, imersas em tanque e cobertas com água deionizada acidificada (pH inicial próximo a 4), mantendo-se a relação líquido/sólido igual a 5. As amostras foram, então, conservadas em condições estáticas ao longo de 64 dias de ensaio. Essa fase foi dividida em oito etapas, nas quais houve renovação da água do tanque nos seguintes períodos: 6 horas, 1 dia, 2 dias e 6 horas, 4, 9, 16, 36 e 64 dias. Em cada etapa, foram monitorados o pH, a condutividade elétrica e a concentração de elementos lixiviados. O extrato coletado em cada etapa foi filtrado em membrana de 45 μm , e a concentração de metais, analisada por meio de espectrômetro de fluorescência de raios X por energia dispersiva. Os resultados apresentados referem-se aos seguintes metais pesados: As, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Se e Zn.

3 Resultados e discussão

3.1 pH e condutividade

No ensaio de tanque, os valores de pH variaram de acordo com a faixa granulométrica do agregado com que a argamassa foi produzida e o intervalo de renovação do lixiviante, conforme mostrado na figura 1. Os valores de pH foram alcalinos, permanecendo entre 9 e 12. Um fator que pode contribuir para a alcalinidade dos extractos lixiviados é o volume de água limitado no tanque. No meio ambiente, as condições diferem das propostas no ensaio de tanque, uma vez que o volume de água é ilimitado, induzindo a diferentes condições de lixiviação, conforme o valor de pH (MARION et al., 2004).

Maiores valores de pH foram obtidos nas primeiras horas de ensaio. Ocorreu queda no valor de pH em decorrência do avanço do período de ensaio, resultante da exaustão do $\text{Ca}(\text{OH})_2$ das argamassas. Esse decréscimo no pH foi também observado por Van Gerven et al. (2004). Argamassas são compostas, em grande parte, de material silicoso; por isso, o conteúdo de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ é baixo, ocorrendo rápida exaustão dos componentes alcalinos lixiviáveis.

Havia expectativa de que os valores de pH nas argamassas de referência (REF) fossem maiores, uma vez que aquelas com agregados reciclados consomem mais $\text{Ca}(\text{OH})_2$, reduzindo a quantidade de íons hidroxilas e, consequentemente, indicando valores menores de pH. Isso não foi verificado nas amostras analisadas; os valores de pH das argamassas com agregados reciclados e agregado normal foram semelhantes.

Analizando-se os valores de pH atingidos durante o ensaio em função das frações granulométricas (Figura 1), observa-se que foram observadas as mesmas curvas de tendência, ou seja, a granulometria do agregado não afetou a variação de pH observada nas argamassas. Entretanto, observa-se que os menores valores de pH foram obtidos pelas arga-

massas URM. As argamassas de referência (REF), nas quais se utilizou agregado normal mostraram comportamento semelhante àquelas com agregados reciclados, tanto para as amostras SBC e URM, ou seja, é a pasta que rege a variação do pH.

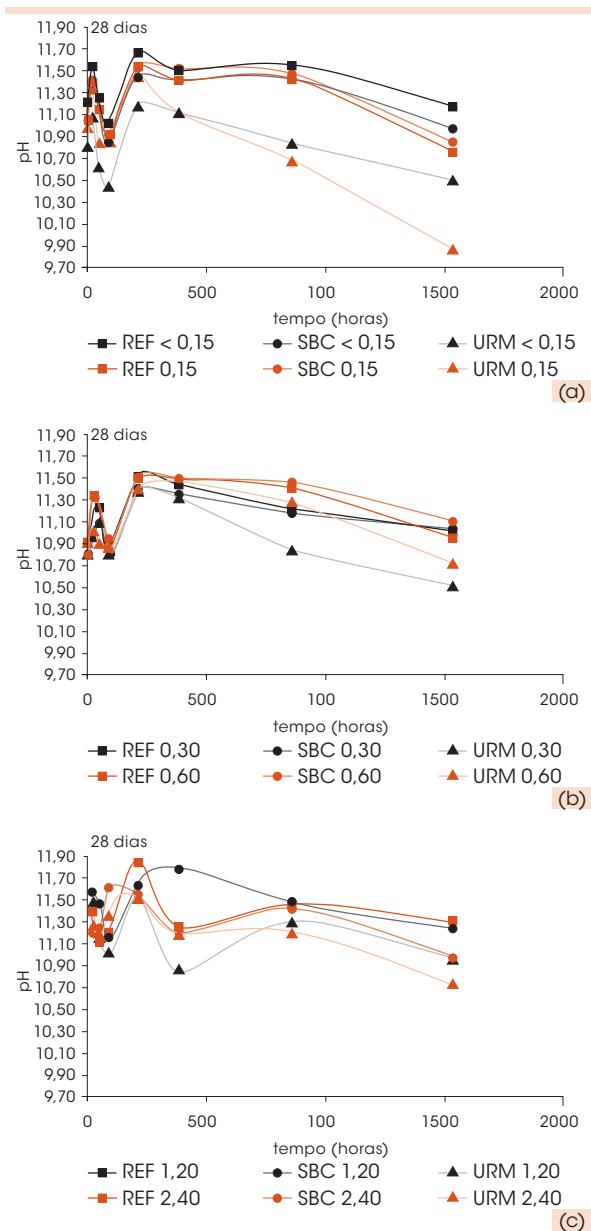


Figura 1: Variação do pH em função do tempo

(a) argamassas REF, SBC e URM com agregados nas dimensões 0,15, e inferior a 0,15 mm;
 (b) argamassas REF, SBC e URM com agregados nas dimensões de 0,30 e 0,60 mm;
 (c) argamassas REF, SBC e URM com agregados nas dimensões de 1,20 e 2,40 mm.

Fonte: Os autores.



A condutividade elétrica variou em função da amostra e do avanço do período de ensaio. Os valores mantiveram-se entre 0,5 e 2 $\mu\text{S}/\text{cm}$; algumas amostras tiveram variações nos valores de condutividade em, aproximadamente, 800 horas de ensaio. Esses valores variaram mais nas etapas iniciais do ensaio, indicando que esse foi o período em que mais íons foram liberados para o lixiviante.

3.2 Variação da lixiviação dos metais pesados ao longo do tempo

Na figura 2, são apresentados os resultados da lixiviação acumulada das argamassas ao longo dos 64 dias de ensaio. Os metais que mostraram maiores concentrações lixiviadas acumuladas nas argamassas foram Cd, Cr e Cu.

Não se verificou tendência à lixiviação no que se refere à concentração e à faixa granulométrica do agregado com que a argamassa foi produzida nem diferença significativa entre as argamassas com agregados reciclados (SBC e URM) e a de referência (REF).

O metal que apresentou maior liberação nas argamassas por meio do ensaio de tanque foi o Cu; sua concentração liberada foi muito superior à dos demais metais pesados, pois os valores mantiveram-se entre 6500 e 11500 mg/m^2 . Além disso, ocorreu grande variação na concentração liberada do Cr. Por outro lado, as concentrações variaram em razão da faixa granulométrica.

Nesse sentido, o Zn também apresentou valores significativos de concentração liberada, 5500 mg/m^2 . Esse metal também foi detectado em maiores concentrações por Asavapisit et al. (2005), em estudo com pastas de cinza pulverizada.

Dos oito metais pesados selecionados, o As apresentou as menores faixas de concentração, reservando-se as maiores para o metal Ni, nas argamassas <0,15 e 0,15mm, com valores superiores a 2000 mg/m^2 .

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

O comparativo entre a concentração de metais pesados, em 24 horas, e os parâmetros fornecidos da qualidade da água para consumo humano têm sido usados para interpretação dos resultados dos ensaios de lixiviação para avaliar os riscos de contaminação decorrentes da lixiviação de metais pesados dos materiais cimentícios.

Dessa forma, são apresentados, na tabela 3, os resultados da concentração lixiviada (mg/L) de metais pesados em 24 horas, nas seis diferentes argamassas produzidas com três tipos de agregados, sendo um deles o normal (REF). Os resultados foram obtidos, considerando-se a quantidade total lixiviada, acumulada de cada metal ao longo das oito etapas do ensaio de tanque, e dividindo pelo período total do ensaio (64 dias). Pode-se também visualizar os parâmetros fornecidos pela NBR 10004 e pela diretiva europeia 98/83/EC – *The quality of water intended for human consumption*. Os parâmetros fornecidos pela diretiva europeia são muito mais rigorosos que os recomendados pela norma brasileira. Assim, todos os metais pesados analisados ultrapassaram os limites quando comparados à diretiva 98/83/EC. Em relação aos limites da NBR 10004, somente o Cd apresentou concentração superior. O Se mostrou concentração superior à norma brasileira em algumas amostras, nas frações 1,20 e 2,40 mm.

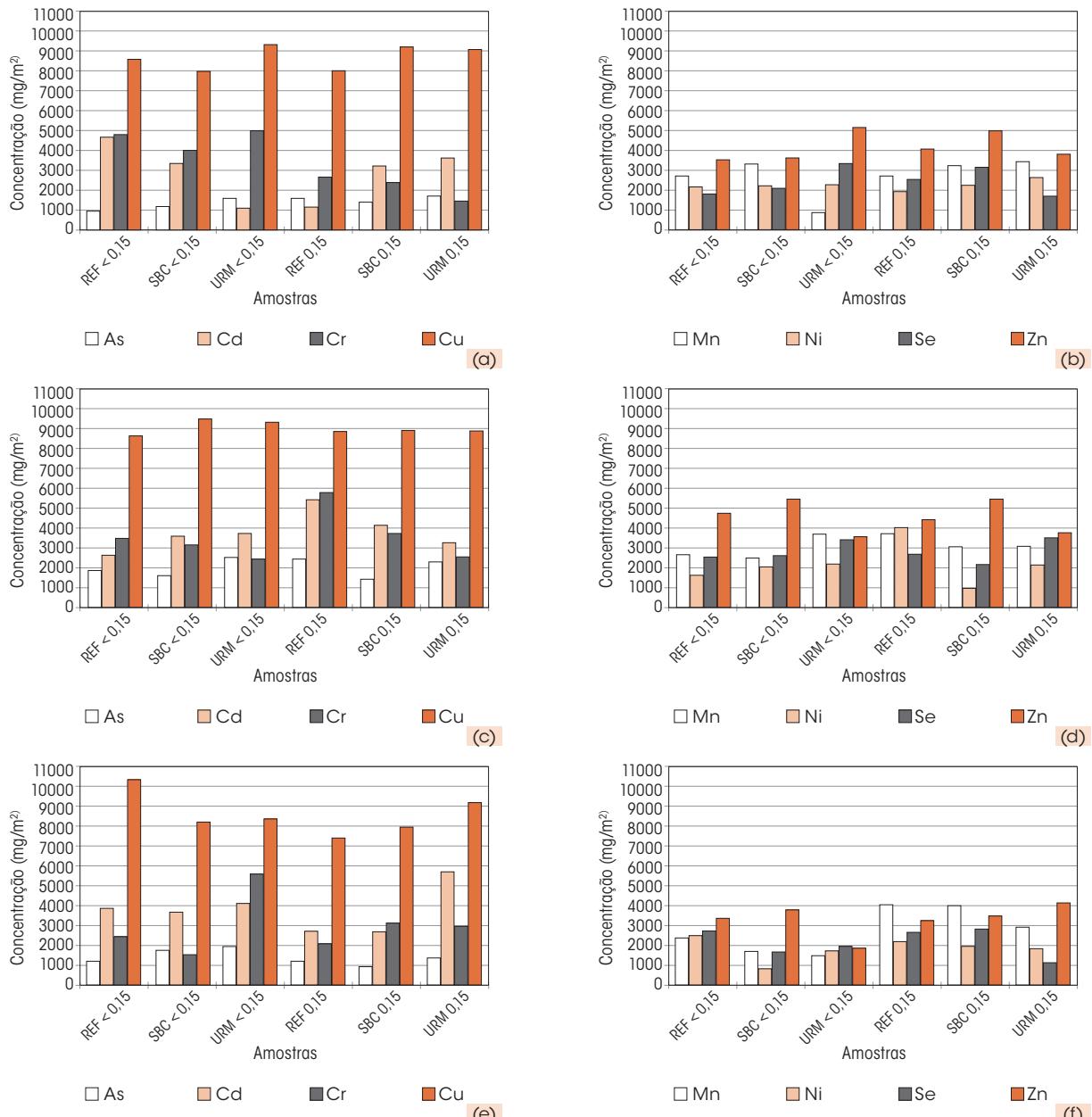


Figura 2: Concentração acumulada lixiviada ao longo dos 64 dias de ensaio nas argamassas (mg/m^2)

(a) e (b) liberação de metais pesados nas argamassas REF, SBC e URM com agregados nas dimensões 0, 15 e < 0,15 mm
 (c) e (d) liberação de metais pesados nas argamassas REF, SBC e URM com agregados nas dimensões 0, 30 e 0,60 mm
 (e) e (f) liberação de metais pesados nas argamassas REF, SBC e URM com agregados nas dimensões 1,20 e 2,40 mm

Fonte: Os autores.

4 Considerações finais

A utilização do espectrômetro portátil permitiu verificar que metais pesados são detectados

ainda nas pilhas inseridas nas centrais de beneficiamento de resíduos da construção e demolição.

Os ensaios de lixiviação, executados nos agregados reciclados provenientes do beneficia-



Tabela 3: Concentração dos metais pesados em 24 horas versus parâmetros recomendados pela NBR 10004 e 98/83EC (mg/L)

REF	<0,15	0,15	0,30	0,60	1,20	2,40	NBR 10004	98/83/EC
As	0,338	0,568	0,664	0,869	0,437	0,449	1,00	0,01
Cd	1,659	0,421	0,932	1,905	1,361	0,974	0,50	0,005
Cr	1,685	0,937	1,212	2,052	0,856	0,736	5,00	0,05
Cu	3,042	2,822	3,033	3,121	3,622	2,622	NC	2,00
Mn	0,978	0,947	0,926	1,314	0,837	1,435	NC	0,05
Ni	0,791	0,696	0,572	1,377	0,883	0,771	NC	0,02
Se	0,638	0,912	0,904	0,936	0,957	0,926	1,00	0,01
Zn	1,242	1,425	1,678	1,563	1,183	1,157	NC	NC
SBC	<0,15	0,15	0,30	0,60	1,20	2,40		
As	0,417	0,495	0,565	0,519	0,636	0,338	1,00	0,01
Cd	1,185	1,139	1,254	1,473	1,282	0,957	0,50	0,005
Cr	1,424	0,854	1,103	1,332	0,563	1,112	5,00	0,05
Cu	2,823	3,239	3,349	3,123	2,858	2,802	NC	2,00
Mn	1,185	1,155	0,881	1,067	0,615	1,426	NC	0,05
Ni	0,801	0,805	0,737	0,355	0,309	0,697	NC	0,02
Se	0,762	1,126	0,929	0,781	0,601	1,008	1,00	0,01
Zn	1,292	1,757	1,916	1,929	1,333	1,239	NC	NC
URM	<0,15	0,15	0,30	0,60	1,20	2,40		
As	0,560	0,611	0,901	0,809	0,704	0,509	1,00	0,01
Cd	0,395	1,292	1,334	1,173	1,443	2,006	0,50	0,005
Cr	1,772	0,511	0,865	0,908	1,970	1,050	5,00	0,05
Cu	3,287	3,204	3,269	3,137	2,969	3,247	NC	2,00
Mn	0,302	1,222	1,307	1,101	0,527	1,040	NC	0,05
Ni	0,800	0,953	0,783	0,756	0,606	0,639	NC	0,02
Se	1,184	0,613	1,207	1,259	0,690	0,408	1,00	0,01
Zn	1,813	1,353	1,269	1,294	0,649	1,466	NC	NC

NC: não consta.

Fonte: Os autores.

mento de RCD, indicam seu potencial de liberação de metais pesados.

O ensaio de tanque, executado em argamasas geradas com agregados reciclados, produz extratos lixiviados alcalinos, com valores de pH entre 9 e 12. O comportamento do pH em razão do tempo mostra altos valores nas primeiras horas de ensaio; posterior declínio em torno de 300 horas; aumento nos valores de pH e consequente queda, até o final do ensaio. Não se verificou relação direta entre pH e concentração lixiviada dos metais pesados.

Metais pesados como As, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Se e Zn lixiviam as argamasas produzidas com agregados reciclados. As maiores concentrações acumuladas foram encontradas para o Cu, Zn e Cd. Não ocorreu tendência à lixiviação entre concentração dos metais pesados e faixa granulométrica do agregado com que a argamassa foi produzida.

Nenhum valor de concentração lixiviada pelo período de 24 horas ultrapassa os limites recomendados pela NBR 10004. Quando os mesmos resultados são comparados aos limites da diretiva europeia 98/83/EC, verifica-se que todos os valores são superiores aos recomendados. Os resultados indicam que há necessidade de incorporar uma avaliação ambiental (lixiviação de metais pesados) como parâmetro de controle de qualidade dos agregados reciclados.

Novos estudos e procedimentos de avaliação devem contemplar a avaliação do desempenho do clínquer e a cinética de liberação dos metais pesados ao longo do tempo, permitindo avaliação da fixação de metais na matriz cimentícia e previsão de liberação ao final da vida útil do material. Tais procedimentos vão além da análise da concentração máxima permitida para qualidade da água destinada ao consumo humano.

Study of the lixiviation behavior of mortars produced with recycled aggregates

Construction and demolition waste is constituted, in great part, by construction materials; however, it may contain dangerous substances, such as heavy metals. In order to reduce the CDW volume to be disposed in landfills, there is a certain tendency to manufacture it as recycled aggregates to be used in materials. Thus, it is indispensable to investigate the recycled aggregates verifying the possible risk of environmental contamination and the contaminants

interference in its characteristics. In this study, mortars were produced using fractionated recycled aggregates. The mortars were cured for 28 days and then taken to tank test, according to NEN 7345. The results show that heavy metals are leached from mortars produced with recycled aggregates in high concentrations. In the period of 24h, the concentrations obtained were lower than the recommended limits by NBR 10004 (2004), but much higher than the limits defined by the European.

Key words: Lixiviation. Heavy metals. Recycled aggregates.

Referências

- ASAVAPISIT, S.; NAKSRICHUM, S.; IIARNWAJANAWONG, N. Strength, leachability and microstruture characteristics of cement-based solidified plating sludge. *Cement and Concrete Research*, p. 1042-1049, 2005.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR-10004 – *Resíduos Sólidos – Classificação*, Rio de Janeiro: ABNT, 2004.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução n. 307 de 5 julho de 2002. Estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para gestão de resíduos da construção civil. *Diário Oficial da União*, Brasília, 17 jul. 2002. sec. 1, p. 95-96.
- EEC Council Directive 98/83/EC of 3rd November 1998. On the quality of Water Intended for Human Consumption, Off J. L330./05/12/98.
- HALIM, C.E.; AMAL, R; BEYDOUN, D.; SCOTT, J.A.; LOW, G. Implications of the structure of cementitious wastes containing Pb(II), Cd(II), As(V), and Cr(VI) on the leaching of metals. *Cement and Concrete Research*, v. 34, p. 1093–1102, 2004.
- LEVY, S.M. e HELENE, P. Durability of recycled aggregates concrete: a safe way to sustainable development. *Cement and Concrete Research*, v. 34, Issue 11, nov. 2004, p. 1975–1980.
- MARION, A.M; DE LAÈVE, M.; GRAUW, A. Study of the leaching behaviour of paving concretes: quantification of heavy metals content in leachates issued form tank test using demineralized water. *Cement and Concrete Research*, p. 951–957, 2005.
- MINOCHA, A.K.; JAIN, N.; VERMA, C.L. Effect of inorganic materials on the solidification of heavy metal sludge. *Cement and Concrete Research*, v. 33 p. 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*, v. 26, p. 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*, v. 31, p. 1213–1219, 2001.
- QIJUN YU; NAGATAKI, S.; JINMEI LIN; SAEKI, T.; HISADA, M. The leach ability of heavy metal in hardened fly ash cement and cement-solidified fly ash. *Cement and Concrete Research*, p. 1056–1063, 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, p. 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*, v. 29, p. 1959–1967, 1999.
- 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*, p. 1–11, 2004.
- TRANKLER, J.O.V.; WALKER, I.; DOHMANN, M. Environmental impact of demolition waste – an overview on 10 years of research an experience. *Waste Management*, v. 16, p. 21–26, 1996.
- 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, p. 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*, v. 17, n. 5, 1998.

_____ ; COMANS, R.N.J.; HJELMAR, O. Similarities in the leaching behaviour of trace contaminants from waste, stabilized waste, construction materials and soils. *The science of the Total Environment*, v. 178, p. 111-126, 1996.

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

Recebido em 26 set. 2007 / aprovado em 6 nov. 2007

Para referenciar este texto

SCHAEFER, C. O.; ROCHA, J. C.; CHERIAF, M. Estudo do comportamento de lixiviação de argamassas produzidas com agregados reciclados. *Exacta*, São Paulo, v. 5, n. 2, p. 243-252, jul./dez. 2007.