

II-074 – AVALIAÇÃO DA REDUÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA REFRATÁRIA E TOXICIDADE EM LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO MEDIANTE O USO COMBINADO DE CLORETO FÉRRICO COM CARVÃO ATIVADO EM PÓ

Fábio Campos⁽¹⁾

Biólogo, Mestre em Engenharia Civil-Área: Engenharia Hidráulica e Sanitária pela Escola Politécnica da USP, doutorando em Saúde Pública – Área: Saúde Ambiental pela Faculdade de Saúde Pública da USP.

Rodrigo de Freitas Bueno

Biólogo e Engenheiro Ambiental, Mestre em Saúde Pública – Área: Saúde Ambiental pela Faculdade de Saúde Pública da USP, Doutorando em Engenharia Civil – Área: Engenharia Hidráulica e Ambiental na Escola Politécnica da USP.

Roque Passos Piveli

Engenheiro Civil e Mestre em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos da USP, Doutor em Engenharia Civil-Área: Engenharia Hidráulica e Sanitária pela Escola Politécnica da USP, Professor Associado do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Escola Politécnica da USP.

Sueli Ivone Borrelly

Bióloga, Mestre e Doutora em Tecnologia Nuclear pela Universidade de São Paulo. Atualmente é tecnologista da Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN).

Endereço⁽¹⁾: Rua Kalil Mikail, 92 – Parque Paulistano/São Paulo, Brasil – CEP: 08080-440 – Fone (011)3091-5444 – e-mail: fcampos@usp.br

RESUMO

O objetivo desse estudo foi avaliar o uso combinado de Carvão Ativado em Pó (CAP) com coagulante (cloreto férrico) na remoção de compostos orgânicos recalcitrantes presentes no lixiviado de aterro sanitário, assim como a redução de sua toxicidade.

Os resultados demonstraram que a aplicação de CAP como pós tratamento a processo de coagulação/floculação mostra-se mais vantajosa do que quando dosado em conjunto ao coagulante. Foram obtidos, para dosagem de 0,6gFe/L e 4gCAP/L, valores de remoção em torno de 95% para compostos orgânicos recalcitrantes, expressos em termos de Carbono Orgânico Dissolvido (COD); de 99,9% para cor e turbidez; bem como redução total da toxicidade aguda.

PALAVRAS-CHAVE: Adsorção, Carvão ativado em pó, Matéria Orgânica, Lixiviado e Toxicidade.

1. INTRODUÇÃO

Atualmente, a geração e o manejo dos resíduos sólidos urbanos (RSU) têm tomado boa parte da atenção dos governantes e da sociedade dado seu potencial de crescimento e de degradação ambiental, principalmente em função do aumento da população e da geração de bens de consumo atrelado a esse fenômeno. Percebe-se uma tendência mundial em se empregar Aterros Sanitários no sistema de gestão de RSU, por tratar-se de alternativa mais viável tanto do ponto de vista econômico, como na adequada destinação final do lixo (Renou et al, 2007). Aterros Sanitários constituem um processo para disposição final de resíduos sólidos no solo, fundamentado em critérios de engenharia e normas operacionais específicas, permitindo seu confinamento seguro em termos de controle de poluição ambiental e proteção à saúde pública (Bocchiglieri, 2005). Entretanto, a geração de lixiviados contaminados permanece como uma inevitável consequência do uso de tal tecnologia (Souto e Povinelli, 2006; Wiszniewski et al, 2005).

Lixiviados de aterro sanitário, também conhecidos por chorume, são definidos como efluentes líquidos gerados como resultado da percolação de água de chuva através dos resíduos sólidos dispostos em aterros sanitários, bem como da umidade natural desses resíduos. Tais efluentes podem conter uma grande quantidade de matéria orgânica (biodegradáveis e não biodegradáveis – refratários), onde os compostos húmicos constituem um importante grupo, assim como os compostos nitrogenados, metais pesados e sais inorgânicos (Renou et al, 2007; Moravia et al, 2006; Wiszniewski et al, 2005; Çeçen e Çakiroglu, 2001; QASIM e CHIANG, 1994). A presença desses constituintes no lixiviado, atrelado a inexistência de engenharias de controle na maioria dos aterros, combinado com o fato de que muitos aterros inadvertidamente podem ter

recebido no passado, ou atualmente, resíduos perigosos e industriais, acabam por gerar a liberação de substâncias potencialmente tóxicas, as quais poderão infiltrar pelo solo até atingirem águas subterrâneas ou escoar para águas superficiais.

A tarefa de planejar e projetar uma instalação de tratamento de lixo de aterros sanitários exige o conhecimento da concepção de aterros, quantidade e qualidade do lixo gerado, o grau de tratamento necessário, e métodos de disposição final do efluente e de resíduos (QASIM e CHIANG, 1994). Contudo, devido às características típicas desse lixo, alguns problemas são inerentes ao tratamento desse efluente, tais como: presença de compostos orgânicos recalcitrantes; altas concentrações de compostos amoniacais; influência de fatores climáticos e hidrológicos; idade do aterro; dentre outros. Diante desse quadro, algumas alternativas são propostas com finalidade de estabilizar esse chorume e melhor dispô-lo na natureza.

Processos físico-químicos são indicados no tratamento de lixiviados estabilizados, onde a presença de compostos orgânicos refratários torna-se elevada em função da idade avançada da célula geradora, tornando o tratamento biológico insatisfatório. Dentre as alternativas de tratamento físico-químico, destaca-se o uso de coagulantes e a aplicação de Carvão Ativado em Pó (CAP). A literatura apresenta diversos trabalhos referentes ao uso dessas tecnologias, Silva (2011) tratando lixiviado estabilizado com a adição de 400mg/L de Fe^{+3} juntamente com 2 mg/L de polímero em pH 4,0, conseguiu reduções da ordem de 98% para Cor e 80% para COD. Wiszniowski et al (2006) apud Amokrane e colaboradores (1997) indicam a remoção de DQO e COD na ordem de 10 a 25% em lixiviados novos, e de 50 a 60% em lixiviados estabilizados, mediante o uso de coagulantes. Tatsi (2003) cita os mesmos pesquisadores, no qual se obtém eficiências de remoção de DQO em cerca de 75% em lixiviados estabilizados, contra remoção de 25 a 38% em lixiviados novos. Kurniawan et al (2005) citam, também, trabalho do grupo de pesquisa de Tatsi, tratando lixiviado estabilizado proveniente do Aterro de Thessaloniki – Grécia, onde através de ajustes de pH e com adição de 1.5g/L de FeCl_3 , obtiveram taxa de remoção de 80% de DQO. Wiszniowski et al (2006) comentam que a aplicação de adsorção em carvão permite a remoção de 50 a 70% de DQO e N-NH_4^+ . Kurniawan et al (2005) apresentam resultados de remoção da ordem de 90% para DQO, reforçando sua aplicabilidade, sobretudo, na redução de compostos orgânicos refratários (não biodegradáveis).

O objetivo geral do estudo foi avaliar a ação conjunta de coagulante (cloreto férrico) e do CAP, visando à otimização dos processos físico-químicos de coagulação e floculação, seguido de sedimentação e filtração, bem como de adsorção no tratamento de lixiviado de aterro sanitário estabilizado, especialmente pela remoção de compostos orgânicos recalcitrantes expressos em termos de Carbono Orgânico Dissolvido (COD), e da toxicidade aguda do efluente final.

Durante o estudo, foi avaliado o efeito da variação do pH sobre o coagulante bem como a ação adsorvente de diferentes dosagens do CAP quando aplicado conjuntamente a diferentes dosagens de coagulante e quando aplicado ao sobrenadante após a etapa de coagulação/floculação.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Características do lixiviado de aterro sanitário

O lixiviado utilizado na pesquisa foi coletado junto a Estação Elevatória do Piqueri – SABESP, sendo proveniente do Aterro Sanitário sítio de São João, localizado em São Paulo, o qual, dado seu tempo de operação, por volta de 22 anos, pode ser considerado estabilizado.

Foram coletados 80L de amostra e acondicionadas num único tanque a fim de garantir a homogeneidade de suas características ao longo dos ensaios.

2.2 Processos de Coagulação/Floculação

Os ensaios foram realizados mediante o uso de um equipamento de *Jar Test* convencional equipado com 6 jarros, com volume de 500 mL de amostra. O procedimento experimental consistiu em três etapas:

- Coagulação: mistura rápida, a 180 rpm por 6 minutos;
- Floculação: mistura lenta a 50 rpm por 15 minutos;
- Sedimentação: sem mistura por 1 hora.

Após o período de sedimentação, o sobrenadante era retirado com auxílio de uma pipeta de 100 mL e transferido para um béquer, onde foram efetuadas as análises químicas (amostra decantada) para, em seguida, ser filtrado em papel de filtro de 20 micras e novamente analisado o filtrado (amostra filtrada).

Os experimentos foram conduzidos com variação de pH (de 3 a 9) em diferentes dosagens de coagulante (cloreto férrico – de 0,2 a 0,8 gFe/L), sendo utilizado HCl ou NaOH para ajustes de pH.

2.3 Experimento de Adsorção

Os experimentos de adsorção foram realizados em *Jar Test* com adição de CAP conjunta e subsequentemente ao processo físico-químico. Em ambas as situações, variou-se a dosagem de CAP de 2 a 12 g/L e de coagulante (cloreto férrico) de 0,2 a 0,8 gFe/L, com tempo de contato de 3 horas a 150 rpm em pH pré-definido, seguidos de 1 hora de sedimentação. O sobrenadante gerado foi filtrado em papel de filtro de 20 micras e submetido às análises, exames e ensaios laboratoriais. A fim de estudar o equilíbrio e afinidade entre o CAP e os compostos presentes no lixiviado, foram feitos ensaios para determinação da isoterma de adsorção, variando a dosagem de CAP de 0,5 a 3 g/L num tempo de contato de 5 dias, bem como a avaliação do comportamento cinético do sistema.

2.4 Métodos Analíticos

As principais variáveis monitoradas ao longo do estudo foram: pH, Cor, Turbidez, Condutividade elétrica e carbono orgânico dissolvido (COD). Os métodos analíticos foram empregados de acordo com o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21th Edition (APHA, 2005).

2.5 Teste de Toxicidade

Com o intuito de avaliar a eficiência na redução da toxicidade do lixiviado antes e após o tratamento, foram realizados testes com o sistema Microtox, o qual se baseia no uso da bactéria de origem marinha, *Vibrio fischeri*.

A resposta do teste é expressa pela CE50 que pode ser convertida em Unidade Tóxica (UT, UT = 100/CE50).

3. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

3.1 Caracterização do Lixiviado de Aterro Sanitário

A fim de avaliar a eficiência do tratamento, foi feita a caracterização do lixiviado utilizado ao longo do estudo. Na Tabela 1 são apresentados os valores obtidos.

Tabela 1 – Caracterização do Lixiviado de Aterro Sanitário

Parâmetros	Concentração
Carbono Orgânico Dissolvido (COD) – mgC/L	363
Demanda Química de Oxigênio (DQO) – mgO ₂ /L	1733
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) – mgO ₂ /L	502
Nitrogênio Total Kjeldahl (NKT) – mgN/L	1960
Nitrogênio Amoniacal – mgN-NH ₄ ⁺ /L	1680
Sólidos em Suspensão Totais (SST) – mg/L	1400
Cor Aparente – UC	12500
Turbidez – UT	1278
Condutividade elétrica – mS/cm ²	20,5
pH	8,5
Toxicidade – UT	8,8

A baixa relação DBO/DQO (0,28) e o pH em torno de 8,5, permitem definir o lixiviado utilizado no estudo como Estabilizado, com predominância de compostos orgânicos refratários, sobretudo substâncias húmicas e fúlvicas advindas do processo de estabilização natural. Esse fenômeno ocorre nas células do aterro ao longo do tempo, o que torna o tratamento físico-químico o mais indicado.

3.2 Ensaios de Tratabilidade

3.2.1 Processos de Coagulação/Floculação – Cloreto Férrico

A fim de investigar a influência do pH na eficiência do uso apenas do coagulante Cloreto Férrico, foram realizados ensaios de *Jar Test* variando a dosagem do coagulante de 0,2 a 0,8gFe/L na faixa de pH de 3 a 9. Foram coletadas e analisadas amostras de água decantada e filtrada.

Os resultados obtidos em meio ácido demonstraram claramente a melhor eficiência do processo de coagulação/floculação na faixa de pH entre 3 e 5 tanto em termos de redução de COD, Cor ou Turbidez. Não se observou uma variação significativa nos valores das amostras decantadas e filtradas para os parâmetros Cor e Turbidez.

Nas Tabelas 2, 3 e 4 são apresentados os resultados obtidos nessa etapa.

Tabela 2 – Resultados obtidos nos ensaios de *Jar Test* variando a dosagem de coagulante em diferentes pH (Amostras Decantadas)

pH	Turbidez (UT)				Cor (UC)			
	0,2gFe/L	0,4gFe/L	0,6gFe/L	0,8gFe/L	0,2gFe/L	0,4gFe/L	0,6gFe/L	0,8gFe/L
3	20,9	19,2	8,6	3,9	620	520	260	248
4	38,2	27,6	5,6	3,1	680	660	250	108
5	51,5	48,6	17,4	5,9	1120	940	320	158
7	198	202	171	35,1	3070	3180	1050	1010
8	40	23,5	18	17	2250	1770	1500	1260
9	113	97	65	17	2740	2050	1610	1540

Tabela 3 – Resultados obtidos nos ensaios de *Jar Test* variando a dosagem de coagulante em diferentes pH (Amostras Filtradas)

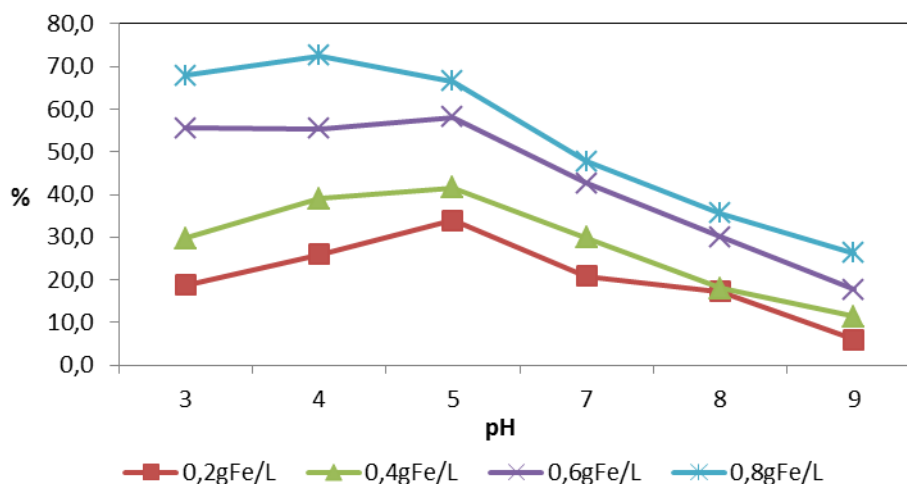
pH	Turbidez (UT)				Cor (UC)			
	0,2gFe/L	0,4gFe/L	0,6gFe/L	0,8gFe/L	0,2gFe/L	0,4gFe/L	0,6gFe/L	0,8gFe/L
3	20	16	5	2	510	500	220	226
4	36	25	3	1	650	605	223	81
5	46	47	15	3	950	650	260	118
7	190	200	150	31	3000	3100	1000	940
8	37	20	17	15	1900	1660	1400	1200
9	105	90	61	15	2550	1940	1580	1500

Tabela 4 – Resultados de COD obtidos nos ensaios de *Jar Test* variando a dosagem de coagulante em diferentes pH

pH	COD (mgC/L)			
	0,2gFe/L	0,4gFe/L	0,6gFe/L	0,8gFe/L
3	295	254,9	161,4	116,7
4	268,6	221,2	162,1	99,5
5	239,7	212,2	151,9	121,3
7	287,5	254,6	208,1	189,6
8	300,4	297,6	254,2	234,1
9	341	322	299	268

Admitindo-se que os compostos refratários podem ser quantificados indiretamente por meio da análise de COD. Na Figura 1 são apresentadas as eficiências do tratamento obtidas.

Figura 1 – Eficiência de remoção de COD em função do pH



Como se pode observar, a faixa de pH entre 4 a 5 apresentou a melhor eficiência na remoção de COD, alcançando valores da ordem de 70%; de acordo com Li e colaboradores (2010) isso se deve ao fato de que as espécies formadas pela hidrólise do coagulante em meio ácido formam cátions polinucleares que apresentam uma maior afinidade aos compostos coloidais com carga negativa presentes na amostra, bem como em função do comportamento das substâncias húmicas, as quais mantêm-se solúveis em meio alcalino (apud Silva, 2011). Em relação ao comportamento do coagulante, buscando uma melhor relação custo-benefício, não se observa um ganho considerável de remoção de COD a partir da dosagem de 0,6 gFe/L.

Como era de se esperar, percebe-se um aumento na Condutividade elétrica, devido às altas concentrações de coagulante empregadas nos testes. A tabela a seguir apresenta os resultados obtidos.

Tabela 5 – Resultados de Condutividade elétrica obtidos nos ensaios de Jar Test variando a dosagem de coagulante em diferentes pH

pH	Condutividade elétrica mS/cm ²			
	0,2gFe/L	0,4gFe/L	0,6gFe/L	0,8gFe/L
3	38,4	36,1	36,7	41,5
4	36,9	37,2	38,8	37,8
5	34,7	35,4	34	36,8
7	26,2	26,4	22,5	20
8	21,2	19,2	19,1	19,7
9	22,9	20,6	18,8	20

3.2.2 Processos de Adsorção

3.2.2.1 Emprego de CAP em conjunto ao Coagulante

Com o intuito de avaliar a eficiência do tratamento empregando o uso combinado de CAP e Cloreto Férrico, foram feitos ensaios de Jar Test, mantendo-se o pH fixo na faixa de 4,5 a 5,5 e variando a dosagem de coagulante de 0,2 a 0,8 gFe/L e de CAP de 2 a 12 g/L.

Nas Tabelas 6 e 7 são apresentados os resultados obtidos nos parâmetros Cor e Turbidez

Tabela 6 - Resultados obtidos nos ensaios de Jar Test com o uso combinado de Cloreto Férrico e CAP

gFe/L	Variação de Cor (UC) e Turbidez (NTU)											
	2gCAP/L		4gCAP/L		6gCAP/L		8gCAP/L		10gCAP/L		12gCAP/L	
	Cor	Turb	Cor	Turb	Cor	Turb	Cor	Turb	Cor	Turb	Cor	Turb
0,2	930	78.6	808	69.4	702	55	230	18.3	205	17.1	175	16.2
0,4	300	22.4	222	16.4	189	11.1	61	4.9	75	9.1	112	8.9
0,6	90	4.3	59	4.5	17	1.7	36	2.6	26	2.3	34	3.9
0,8	122	7.8	35	3	16	2	45	3	41	4	29	3

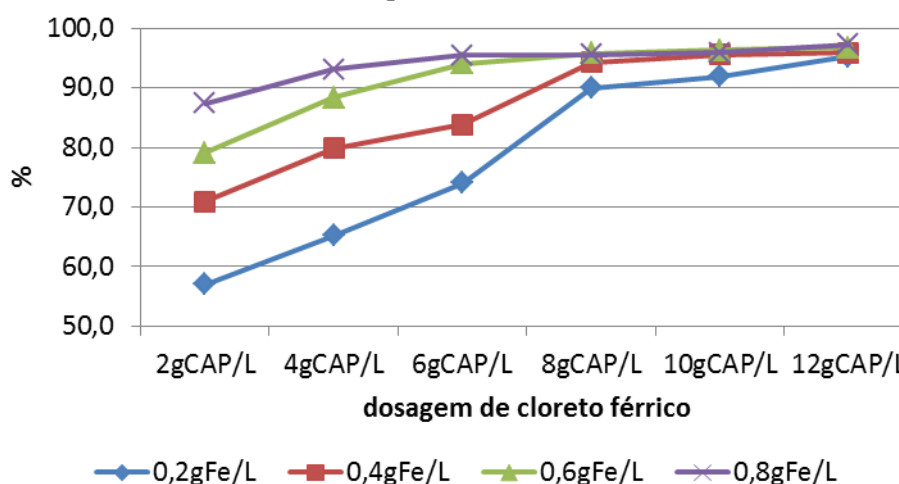
Tabela 7 - Resultados de COD obtidos nos ensaios de Jar Test

gFe/L	Variação de COD - mgC/L					
	2gCAP/L	4gCAP/L	6gCAP/L	8gCAP/L	10gCAP/L	12gCAP/L
0,2	156	126	94	37	30	17
0,4	106	73	59	21	16	15
0,6	76	42	22	15	14	12
0,8	46	25	16	16	15	10

Como se pode observar, os resultados obtidos com o uso combinado de CAP e coagulante conferem melhores resultados quando comparados com o uso apenas do cloreto férrico no que concerne a remoção de Cor, Turbidez e COD.

Na Figura 2 são apresentadas as eficiências de remoção de COD obtida nos ensaios.

Figura 2 –Eficiência de remoção de COD em função da variação da aplicação conjunta de coagulante-CAP, em pH na faixa de 4,5 a 5,5



De acordo com o gráfico pode-se admitir que, levando-se em conta a relação custo-benefício, a dosagem de coagulante de 0,6 gFe/L combinada com 8gCAP/L foi a que se obteve os melhores resultados, com eficiência de remoção de 99,7% para cor; 99,8% para turbidez e 95,6% para COD.

No que diz respeito ao parâmetro Condutividade elétrica, novamente não se obteve um bom resultado final, em função das altas dosagens de coagulantes aplicadas aos testes, como se pode observar na Tabela 8.

Tabela 8 – Resultados de Condutividade elétrica obtidos nos ensaios de Jar Test

	Variação da Condutividade elétrica (filtrado) - mS/cm ²					
gFe/L	2gCAP/L	4gCAP/L	6gCAP/L	8gCAP/L	10gCAP/L	12gCAP/L
0,2	34,5	37,5	35	36,7	35,5	35,3
0,4	36	37,7	34,2	36,4	34,8	34,2
0,6	25,7	34,5	34,7	34,1	34,1	32,7
0,8	36	32,2	31	34,2	33,9	30,9

3.2.2.2 Emprego de CAP subsequente ao Coagulante (pós-tratamento)

A fim de avaliar a eficiência no emprego de CAP após a etapa de coagulação-floculação apenas ao sobrenadante, foram realizados ensaios em aparelhos de Jar Test variando a concentração de coagulante de 0,2 a 0,8 gFe/L na faixa de pH 4,5-5,5; em seguida, o sobrenadante gerado em cada jarro foi retirado com auxílio de pipeta e tratado com dosagens de CAP de 2 a 12 gCAP/L. Os parâmetros operacionais mantiveram-se os mesmos dos ensaios anteriores.

Nas Tabelas 9 e 10 são apresentados os resultados obtidos de Cor, Turbidez e COD.

Tabela 9 - Resultados obtidos nos ensaios de Jar Test mediante aplicação de CAP ao sobrenadante do processo físico-químico

	Variação de Cor (UC) e Turbidez (NTU)											
gFe/L	2gCAP/L		4gCAP/L		6gCAP/L		8gCAP/L		10gCAP/L		12gCAP/L	
	Cor	Turb	Cor	Turb	Cor	Turb	Cor	Turb	Cor	Turb	Cor	Turb
0,2	505	6	162	5	84	3	284	2	121	2	84	2
0,4	429	6	51	3,2	11	1	187	1	49	0,3	9	0,3
0,6	107	2	16	0,2	14	0,3	18	0,2	13	0,4	15	0,4
0,8	20	0,3	15	0,3	16	0,5	17	0,3	13	0,5	16	0,6

Tabela 10 - Resultados de COD obtidos nos ensaios de Jar Test

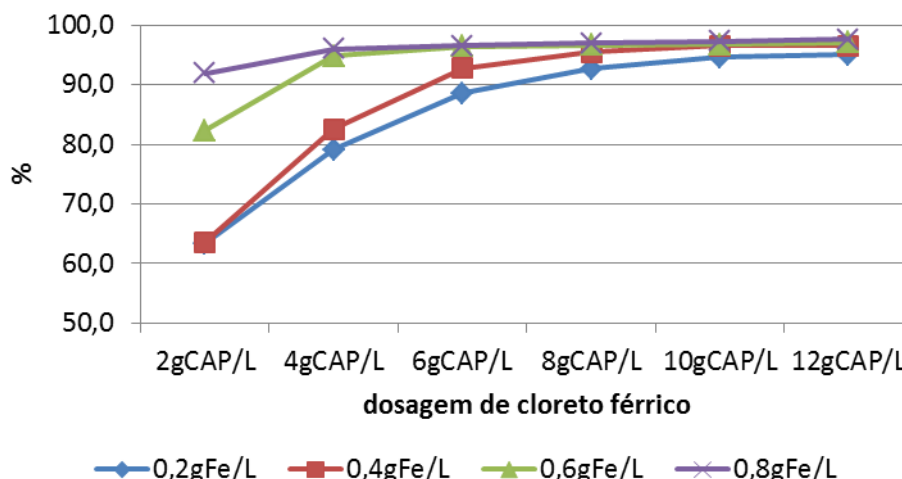
	Variação de COD (dissolvido) - mgC/L					
gFe/L	2gCAP/L	4gCAP/L	6gCAP/L	8gCAP/L	10gCAP/L	12gCAP/L
0,2	133	76	41	27	20	18
0,4	132	63	27	17	13	13
0,6	64	19	13	12	12	11
0,8	29	15	13	11	10	9

Pode-se perceber uma considerável melhora nos resultados apresentados nesses ensaios quando comparados com os obtidos mediante a aplicação conjunta de coagulante/CAP.

Tal fato se deve, muito provavelmente, em função da remoção inicial de sólidos promovida pelo processo de coagulação-floculação, produzir um sobrenadante com características facilitadoras para a interação entre poluente-CAP, bem como pela diminuição da interferência produzida pela presença dos íons ferro advindos do coagulante, uma vez que se observa uma forte interação entre esses e o CAP (Li et al, 2010).

Na Figura 3 são lançados em gráfico os resultados de eficiência de remoção de COD obtidos nos ensaios.

Figura 3 – Eficiência de remoção de COD em função da variação da aplicação de CAP ao sobrenadante gerado no processo de coagulação/floculação, em pH na faixa de 4,5 a 5,5



De acordo com o gráfico, pode-se admitir que a partir da dosagem de coagulante de 0,6 gFe/L combinada com 4 gCAP/L não se observa incrementos significativos de remoção de COD, o que permite inferir que tal combinação foi a que produziu os melhores resultados, com eficiência de remoção de 99,9% para Cor; 99,9% para Turbidez e 94,8% para COD.

A aplicação de CAP ao sobrenadante advindo do processo de coagulação-floculação demonstra, portanto, para esses ensaios uma redução de 50% no emprego de CAP quando comparado ao uso conjunto com o coagulante, o que confirma a tese de que essa configuração diminui a interferência promovida pela competição entre os íons ferro com o poluente aos sítios de adsorção.

No que diz respeito à Condutividade elétrica, observou-se o mesmo fenômeno já descrito nos demais ensaios. A Tabela 11 apresenta os resultados.

Tabela 11 – Resultados de Condutividade elétrica obtidos nos ensaios de Jar Test.

gFe/L	Variação da Condutividade elétrica (filtrado) - mS/cm ²					
	2gCAP/L	4gCAP/L	6gCAP/L	8gCAP/L	10gCAP/L	12gCAP/L
0,2	42,2	43,1	42,7	43,4	39,6	43,7
0,4	43,8	41,8	42	42,2	41,4	41,6
0,6	42,5	42	42,6	42,7	42,5	42,5
0,8	40,4	40,4	40,2	40,5	40,3	40,6

3.2.2.3 Isoterma de Adsorção

Com o intuito de se obter informações acerca do equilíbrio observado entre adsorvato (COD) e o CAP, foram feitos ensaios para se determinar a Isoterma de Adsorção.

Isoterma de adsorção representa a quantidade de um determinado soluto adsorvido por uma superfície adsorvente, em função da concentração de equilíbrio do soluto (Tagliaferro et al, 2011).

Para tanto, procedeu-se na realização de ensaios de bancada com dosagens variadas de coagulante e de CAP. Primeiramente, em dois jarros de *Jar Test*, foram acondicionados o volume de 1L de lixiviado, os quais foram submetidos ao tratamento de coagulação-floculação dentro dos mesmos parâmetros operacionais já mencionados, com dosagens de coagulante de 0,4gFe/L e de 0,6gFe/L; seus sobrenadantes foram retirados e filtrados em 20 micras. Na Tabela 12 são apresentados os valores obtidos ao término dessa etapa para cada dosagem.

Tabela 13 – Resultados iniciais obtidos nos ensaios para determinação da Isoterma de Adsorção

Condições iniciais - Sobrenadante				
Doasagens	pH	Cor (UC)	Turbidez (NTU)	COD (mgC/L)
0,4gFe/L	5,4	444	20,7	148,6
0,6gFe/L	5,1	123	4,1	108,2

Em seguida, foram transferidas alíquotas de 100 mL de cada sobrenadante para erlenmeyers, e adicionado em cada um, dosagens de CAP de: 0,5; 1,0; 1,5; 2,0; 2,5 e 3,0 gCAP/L, para que, posteriormente, fossem tampados e mantidos em agitação por 5 dias a 150rpm.

Ao término do período, o conteúdo de cada erly foi devidamente filtrado em 20 micras e analisado. Na Tabela 13 são apresentados os valores obtidos.

Tabela 14 – Resultados finais obtidos nos ensaios para determinação da Isoterma de Adsorção

erly	CAP	COD (mgC/L)		COR (UC)		TURBIDEZ (NTU)	
	g/L	0,4gFe/L	0,6gFe/L	0,4gFe/L	0,6gFe/L	0,4gFe/L	0,6gFe/L
1	0,5	105	83	313	71	17	1
2	1	91	55	308	40	18	1
3	1,5	74	37	276	20	18	1
4	2	55	26	101	19	5	1
5	2,5	38	22	53	22	2	1
6	3	25	19	22	22	1	1

Com os resultados iniciais e finais de COD para cada ensaio, foi possível aplicar o modelo empírico proposto por Freundlich, a fim de avaliar e prever as condições de equilíbrio entre COD e CAP.

A expressão proposta por Freundlich é representada pelas equações:

$$q_e = K_{ad} * C_e^{1/n}$$

ou:

$$\log q_e = \log K_{ad} + 1/n \log C_e$$

Em que:

q_e : Quantidade do adsorvato por unidade de adsorvente (mg/g)

C_e : Concentração do adsorvato no equilíbrio (mg/L)

K_{ad} e n : Coeficientes a serem determinados empiricamente. K_{ad} está relacionado à capacidade de adsorção do adsorvato pelo adsorvente, enquanto n depende das características da adsorção.

A Figura 4 representa o comportamento ocorrido em cada ensaio e a Tabela 15 as constantes obtidas após a aplicação do modelo de Freundlich.

Figura 4 – Isoterma de Adsorção

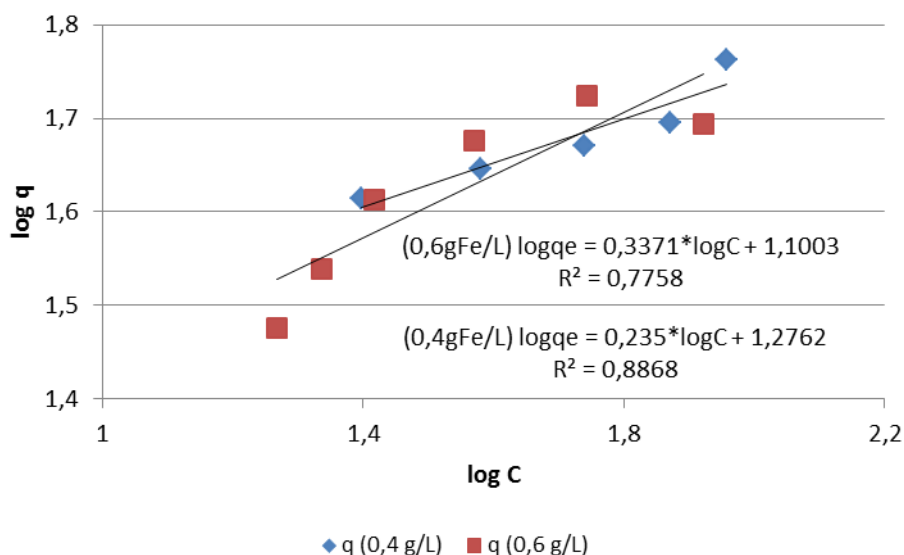


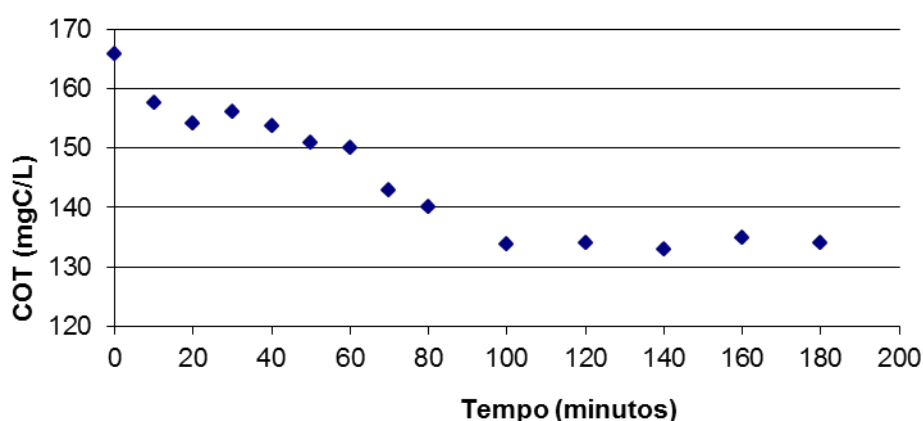
Tabela 14 – Constantes de Equilíbrio do COD no CAP

Dosagem de Coagulante	k	1/n	R ²
0,4gFe/L	1,1003	0,3371	0,78
0,6gFe/L	1,2762	0,235	0,89

A análise do gráfico e dos resultados das constantes obtidas em cada ensaio demonstra que os comportamentos para as duas condições estudadas resultaram semelhantes, do que se conclui que a capacidade de adsorção do COD pelo CAP independe da dosagem de coagulante.

Para investigar o tempo mínimo de contato exigido para a máxima remoção do adsorvato pelo CAP, foi realizado um novo ensaio com dosagem de 0,4 gFe/L seguido de aplicação de 4 gCAP/L ao sobrenadante. Foram feitas retiradas de alíquotas de 10 em 10 minutos, filtradas e determinado o COD. Na Figura 5 são lançados em gráfico os resultados obtidos.

Figura 5 – Comportamento cinético da adsorção de COD no CAP



O resultado mostra que o equilíbrio pode ser obtido praticamente por volta de 90 minutos. Este resultado é interessante, pois, mesmo os maiores tempos demandando maiores volumes de tanques para a ocorrência da adsorção. A redução nos custos operacionais permitirá breve retorno do investimento.

3.3 Toxicidade

Os ensaios de toxicidade foram realizados utilizando o equipamento Microbics M500 – Toxicity Analyzer, empregando o kit Microtox®, que se baseia no uso de bactérias marinhas *Vibrio fischeri*.

Na Tabela 15 são apresentados os resultados de Toxicidade Aguda, obtidos tanto para o lixiviado bruto, como para os efluentes gerados em cada ensaio nas melhores condições obtidas.

Tabela 15 – Resultados de Toxicidade Aguda

Ensaio	CE(50)	Intervalo de confiança	UT
Lixiviado Bruto	11,4	4,32-30,05	8,8
Coagulante (0,6gFe/L)	42,2	23,16-76,89	2,36
Coagulante conjunto ao CAP (0,6gFe/L+8gCAP/L)	(*)	-	-
CAP subsequente ao Coagulante (0,6gFe/L+4gCAP/L)	(*)	-	-

(*) valores de toxicidade não detectados

A avaliação dos resultados demonstra que o uso isolado de coagulante reduz em 73% a toxicidade do lixiviado bruto, mas que a aplicação do CAP garante a remoção total dos compostos causadores de toxicidade, em qualquer que seja a configuração.

4. CONCLUSÃO

Ao término desse trabalho, pode-se concluir que:

- O uso combinado de coagulante e Carvão Ativado em Pó demonstra ser um método promissor para tratamento de lixiviados de aterro sanitários estabilizados no que diz respeito à remoção de COD, Cor e Turbidez;
- Em cada configuração se deve buscar as dosagens de CAP e coagulante que levem a uma melhor relação custo-benefício;
- A faixa de pH ácida demonstrou ser adequada para a ação do coagulante cloreto férrico sobre o lixiviado;
- A aplicação de CAP como pós-tratamento do processo de coagulação-floculação mostrou-se mais vantajosa do que quando dosado em conjunto ao coagulante;
- O tempo de adsorção mostrou-se ser um parâmetro fundamental para a otimização do processo;
- O uso de CAP mostrou-se altamente eficiente na redução da toxicidade aguda do lixiviado de aterro sanitário.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABNT NBR 14411:3, **Ecotoxicologia aquática – toxicidade aguda – determinação do efeito inibitório de amostras de água sobre a emissão de luz de *Vibrio fischeri* (ensaio de bactéria luminescente)**. Parte 3- Método utilizando bactérias liofilizadas, 2006.
2. APHA/AWWA/WEF, 2005, **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 21^a Edição, Washington DC.
3. BOCCHIGLIERI, M. M., 2005, **A Influência do Recebimento de Chorume dos Aterros Sanitários da Região Metropolitana de São Paulo nas Estações de Tratamento de Esgotos do Sistema Integrado**. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Saúde Pública da USP. São Paulo.
4. KURNIAWAN, T. A.; WAI-HUNG LO; YS CHAN, G., 2005, **Physico-Chemical Treatments for Removal of Recalcitrant Contaminants from Landfill Leachate** – Journal of Hazardous Materials, ELSEVIER, páginas 80 a 100.

5. LI, W.; HUA, T.; ZHOU, Q.; ZHANG, S.; LI, F., 2010, **Treatment of Stabilized Landfill Leachate by the Combined Process of Coagulation/Flocculation and Powder Activated Carbon Adsorption** – Journal of DESALINATION, páginas 56 a 62.
6. MARANÔN, E.; CASTRILLO, L.; FERNANDEZ-NAVA, Y.; FERNANDEZ-MENDES, A.; FERNANDEZ-SÁNCHEZ, A., 2008, **Coagulation-Flocculation as a Pretreatment Process at a Landfill Leachate Nitrification-Denitrification Plant**, Journal of Hazardous Materials, ELSEVIER.
7. McBEAN, E.A. et al., 1995, **Solid Waste Landfill Engineering and Design**. Prentice Hall, New Jersey.
8. MAIA, L.S.; 2012, **Uso De Carvão Ativado em Pó no Tratamento Biológico de Lixiviado de Aterro de Resíduos** – Dissertação de Mestrado apresentado a Escola de Química, da Universidade Federal do Rio de Janeiro
9. QASIM, S.R; CHIANG, W., 1994 **Sanitary Landfill Leachate – Generation, Control and Treatment**, Technomic publication, Pensilvânia, EUA.
10. RENOU, S; GIVAUDAN, J.G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P., 2007, **Landfill Leachate Treatment: Review and Opportunity**, Journal of Hazardous Materials, ELSEVIER, 468 - 493p.
11. SILVA, R.C.A., 2011, **Pós-Tratamento de Sistema Biológico Aeróbio em Batelada de Lixiviado de Aterro Sanitário Através de Processos Físico-Químicos**, Dissertação apresentada na Escola Politécnica da USP.
12. SOUTO, G.D.B.; POVINELLI, J., 2005, **Características do Lixiviado de Aterros Sanitários no Brasil**, 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.
13. Tagliaferro, G.V.; Pereira, P.H.F.; Rodrigues, L.A.; Silva, M.L.C.P.; 2011, **Adsorção de Chumbo, Cádmio e Prata em Óxido de Níobio (v) Hidratado Preparado pelo Método da Precipitação em Solução Homogênea**, Química Nova, vol. 34, número. 1, páginas 101 a 105.
14. WISZNIOWSK, J.; ROBERT, D.; SURMACZ-GORSKA, J.; MIKSCH, K.; WEBER, J.V., 2005, **Landfill Leachate Treatment Methods: A Review**, Environ Chem Lett, páginas 51 a 61.