

# Confecção de blocos cerâmicos com incorporação de biomassa contaminada por cobre

## Confection of ceramic bricks with biomass contaminated by copper incorporation

Sonia Barbosa de Lima<sup>1(\*)</sup>  
Débora Cristina de Souza<sup>2</sup>  
Felipe Pereira de Albuquerque<sup>3</sup>

### Resumo

A fitorremediação por macrófitas aquáticas é uma técnica que vem sendo largamente estudada e tem mostrado resultados bastante satisfatórios. Esse processo gera, entretanto, grande quantidade de biomassa. Essa biomassa, quando contaminada por metais pesados, não pode ser descartada no meio ambiente. Assim, este trabalho analisou a viabilidade de reaproveitamento de biomassa de *Pontederia parviflora* na confecção de blocos cerâmicos. Para tanto, uma solução com concentração de 1.000 mg/L de cobre foi tratada por *P. parviflora*, por um período de 5 dias. As concentrações de cobre foram determinadas antes e após o período de tratamento. Corpos de prova de massa argilosa foram confeccionados com 5% e 10% de biomassa vegetal contaminada. A qualidade dos blocos foram analisadas conforme os principais testes descritos na literatura. O índice de remoção de cobre da solução, ao final do experimento, foi superior a 96% e o aumento da concentração desse metal na biomassa vegetal superou os 1.200%. Os resultados experimentais dos parâmetros analisados foram totalmente satisfeitos para todos os corpos de prova (CP) confeccionados com adição de 5% e, para a maioria dos CP que continham 10% foram satisfatórios, conforme determinações do IPT (1985), NBR 7170 (ABNT, 1983) e NBR 7171 (ABNT, 1992). Assim, afirma-se que o fitotratamento de efluentes contaminados com cobre por *P. parviflora* e o reaproveitamento de sua biomassa na confecção de blocos cerâmicos são viáveis.

**Palavras-chave:** fitotratamento; *Pontederia parviflora*; bioacumulação; reaproveitamento.

- 
- 1 Dra.; Química; Professora da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, UTFPR, *Campus* Campo Mourão; Endereço: Rodovia BR-369, km 0,5, Saída para Cascavel, Caixa Postal, 271, CEP: 87301-005, Campo Mourão, Paraná, Brasil; E-mail: barbosadelimas@gmail.com (\*) Autora para correspondência
  - 2 Dra.; Bióloga; Professora da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, UTFPR, *Campus* Campo Mourão; Endereço: Rodovia BR-369, km 0,5, Saída para Cascavel, Caixa Postal, 271, CEP: 87301-005, Campo Mourão, Paraná, Brasil; E-mail: dcsouza@utfpr.edu.br
  - 3 Engenheiro Ambiental; Endereço: Rodovia BR-369, km 0,5, Saída para Cascavel, Caixa Postal, 271, CEP: 87301-005, *Campus* Campo Mourão, Paraná, Brasil; E-mail: f.albuquerque@ymail.com

Recebido para publicação em 05/06/2013 e aceito em 16/10/2014

## Abstract

Phytoremediation by aquatic macrophytes is a technique that has been widely studied and has shown satisfactory results. This process generates, however, a large amount of biomass. This biomass when contaminated by heavy metals cannot be disposed in the environment. Therefore, this study examined the feasibility of reuse of the biomass *Pontederia parviflora* in the production of ceramic blocks. To this end, a solution with a concentration of 1,000 mg/L of copper was treated with *P. parviflora* for a period of 5 days. Copper concentrations were determined before and after the treatment period. Specimens of clayey masses were produced with 5% and 10% of contaminated biomass. The quality of the blocks was analyzed according to the main tests described in the literature. The copper removal rate of the solution at the end of the experiment was over 96% and the concentration of this metal in the biomass exceeded 1,200%. The experimental results of the parameters analyzed were fully satisfied for all specimens (CP) prepared with addition of 5% and for most CP containing 10% were satisfactory, according to IPT determinations (1985), NBR 7170 (ABNT, 1983) and NBR 7171 (ABNT, 1992). Thus, it is concluded that the fitotreatment of effluents contaminated with copper by *P. parviflora* and the reuse of their biomass in the production of ceramic blocks are viable.

**Key words:** phytotreatment; *Pontederia parviflora*; bioaccumulation; reuse.

## Introdução

A tendência ao aumento de cargas poluidoras oriundas de atividades antrópicas aliadas à falta de condições adequadas de saneamento básico acarreta diversos problemas ambientais e de saúde pública, como a contaminação de mananciais e proliferação de doenças de veiculação hídrica (LAMEGO; VIDAL, 2007). Nesse contexto, as atividades industriais figuram como as principais causadoras da poluição por metais nos solos e nos recursos hídricos, causando grandes impactos, principalmente no metabolismo dos ecossistemas (COBBET; GOLDSBROUGH, 2002). A quantidade

e a concentração dos despejos variam amplamente dependendo dos processos de fabricação empregados e dos métodos de controle dos efluentes (BRAILE; CAVALCANTI, 1993).

A descarga de efluentes líquidos pode causar variações nas características físico-químicas dos corpos hídricos tais como pH, temperatura, composição e concentração de cada um dos componentes químicos, como nutrientes e metais pesados, por exemplo, trazendo drásticas consequências para os seres vivos que dependem direta ou indiretamente do corpo de água (BRAGA et al., 2002). Contaminação por metais pesados representam um grande problema entre vários poluentes que são

descarregados no ambiente aquático, uma vez que estes não são biodegradáveis e são cumulativos nas cadeias alimentares.

As plantas possuem diferentes capacidades de suportar esse excesso de metais e utilizam mecanismos celulares para reduzir seus efeitos. Dentre esses, pode-se destacar a atuação de enzimas celulares inibidoras de substâncias como a histidina (NAKAZAWA et al., 2004), quelação dos íons metálicos pela ação de fitoquelatinas (RAUSER, 1995), aminoácidos (KRÄMER et al., 1996) e organoácidos (LEE et al., 1977).

Plantas com capacidade de acumular e suportar grandes concentrações de metais em suas raízes são chamadas de hiperacumuladores. Essas plantas são capazes de acumular nos tecidos concentrações de cobalto (Co), cobre (Cu), cromo (Cr), chumbo (Pb) ou níquel (Ni) por até 0,1% de massa seca, enquanto que zinco (Zn) ou manganês (Mn) alcançam até 1% (BAKER; BROOKS, 1989).

O cobre (Cu), entretanto é, dentre esses poluentes, um micronutriente essencial para muitas atividades metabólicas, mas que se torna extremamente tóxico em altas concentrações (BALASSA et al., 2010).

A fitorremediação torna-se uma potencial ferramenta para a descontaminação ambiental. Segundo Salt et al. (1998), fitorremediação é uma técnica de descontaminação que utiliza plantas para remover poluentes do ambiente ou para transformá-los em formas menos perigosas para os seres vivos. A aplicação dessa técnica tem menor impacto ambiental e menores custos de instalação e manutenção quando comparados com métodos físico-químicos. Essa técnica pode ser utilizada no solo e em águas contaminadas com metais, componentes orgânicos, elementos químicos

radioativos, petróleo, hidrocarbonetos, pesticidas, explosivos e subprodutos industriais tóxicos (CUNNINGHAM et al., 1996).

Algumas espécies de plantas aquáticas são conhecidas por sua alta capacidade de absorção de metais e de compostos orgânicos, destacando-se *Eichhornia crassipes*, *Salvinia herzogii* e *Pistia stratiotes*. As reações que esses metais provocam no organismo da planta são variadas e podem resultar em níveis distintos de inibição de crescimento e produção de biomassa (ODJEGBA; FASIDI, 2004). A capacidade de resistir e absorver metais é diferente para cada espécie e para cada tipo de metal ou grupo de metais. Em sistemas de fitotratamento operantes, após a estabilidade, entretanto, se produz grande quantidade de biomassa, que deve ser retirada mediante cortes periódicos para que o sistema seja capaz de seguir absorvendo os nutrientes (GONZALES; BEASCOECHEA, 2005), resultando, assim, um resíduo sólido que pode ser aproveitado com técnicas alternativas (HENRY-SILVA; CAMARGO, 2006).

No caso específico de efluentes contendo metais, após as plantas acumularem estes em seus tecidos, devem ser incinerados ou depositados em aterros adequados, causando impacto ambiental negativo. Alternativamente, as fibras podem ser utilizadas na produção de fibras e móveis ou aplicadas na construção civil, na produção de blocos cerâmicos e argamassa (TAVARES, 2009; BALASSA et al., 2010).

Atualmente existe um grande interesse mercadológico na área de reciclagem, pois praticamente, todo tipo de processo gera algum tipo de resíduo, conseqüentemente, novos processos de tratamento, incorporação e inertização desses resíduos (BALATON et al., 2002).

De acordo com Oliveira et al. (2007), o setor de construção civil é excelente para incorporar resíduos, pois pode aceitar grandes quantidades de materiais, sendo a técnica de encapsulamento de resíduos em artefatos de construção civil uma das mais promissoras. A utilização de resíduos na fabricação de cerâmica faz com que ocorra uma redução no consumo de matérias primas naturais (TALLINI JÚNIOR et al., 2007).

O reaproveitamento de resíduos sólidos por meio de sua incorporação em formulações cerâmicas para obtenção de tijolos, revestimentos e porcelanas, vem ganhando mais destaque devido à possibilidade de aproveitamento de grandes quantidades de resíduos e pelos excelentes resultados técnicos que vêm sendo apresentados na literatura (MENEZES et al., 2007).

Vários trabalhos vêm sendo desenvolvidos no sentido de se avaliar a viabilidade de incorporação dos mais diversos resíduos na fabricação de blocos cerâmicos. Entre eles, resíduos de estações de tratamento de água e esgoto (OLIVEIRA et al., 2006; ARAÚJO, 2008) e de biomassa proveniente de processos de fitotratamento (ALBUQUERQUE et al., 2011b), todos mostraram-se adequados a este fim.

Sabendo-se que metais pesados são bioacumulativos, que efluentes que os contêm podem trazer malefícios a toda a cadeia trófica e que a indústria cerâmica tem grande potencial para incorporação e inertização dos mais variados resíduos, o presente trabalho tem por objetivo a apresentação de uma alternativa de tratamento para efluentes contaminados por cobre com a utilização da macrófita aquática *Pontederia parviflora* Alexander e reaproveitamento de sua biomassa na confecção de blocos cerâmicos.

## **Materiais e Métodos**

Inicialmente, trinta indivíduos de *Pontederia parviflora* foram plantados em recipientes com cerca de 200L de capacidade nos quais foi adicionado cerca de 40L de uma solução com concentração de íons cobre (II) de aproximadamente 1.000mg/L. O procedimento acima descrito foi realizado em duplicata e o tempo de detenção foi de cinco dias, baseado nos dados apresentados por Souza et al. (2009).

Para avaliar a capacidade de fitorremediação de *P. parviflora* foram efetuadas análises de íons cobre (II) em amostras da solução e das plantas antes e após o período de tratamento. As análises foram realizadas por espectrofotometria de absorção atômica. Para essas análises, foram seguidas as especificações e procedimentos do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (EATON et al., 2005).

As plantas utilizadas na absorção de metais foram secadas em estufa de circulação de ar a 60 °C durante 24 h. Após a secagem processou-se a moagem em moinho de facas e, então, o material obtido foi levado a uma peneira granulométrica de 100 mesh (com abertura de 0,150mm).

A argila utilizada foi doada por uma indústria cerâmica do município de Cândido de Abreu (PR) e coletada na etapa imediatamente anterior à extrusão (processo no qual a argila é forçada através de uma matriz, adquirindo forma pré-determinada).

A argila foi secada de forma análoga e, então, moída em moinho para solos. O produto desta etapa também foi peneirado em peneira granulométrica com abertura de 100 mesh.

Todas as massas argilosas, assim como o testemunho, foram preparadas

com a adição correspondente de biomassa vegetal e argila seca, e, em seguida, para que a consistência da massa argilosa fosse passível de ser manipulada, 16% de umidade foi adicionada em todas as massas argilosas com o auxílio de um borrifador. A umidade utilizada foi calculada pela Equação 1, baseado no trabalho desenvolvido por Camargo et al. (2009).

$$M \text{ amostra} \times 16\% \text{ de água} / 100\% \text{ (Kg)} \quad (1)$$

Em que: M amostra corresponde à massa de material seca (Kg).

As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos a fim de não perder a umidade durante o procedimento experimental. Os corpos de prova foram confeccionados adicionando-se cerca de 20g de amostra em um molde metálico cilíndrico com diâmetro interno de 20mm e, então, submetidos a uma força de compressão de aproximadamente 2500N, aplicada por uma

prensa hidráulica EMIC DL30000F. Como produto final, obtiveram-se corpos de prova com o diâmetro do molde e com cerca de 40 mm de comprimento (Fotografia 1).

Os corpos de prova recém-prensados foram pesados e medidos e, então, postos para secar, primeiramente ao ar livre por 24h e, posteriormente, em estufa de circulação de ar a temperatura de 110 °C por mais 24h. Suas medidas de peso e massa foram novamente aferidas.

Na sequência, os corpos de prova foram queimados em forno elétrico de laboratório à temperatura de 750 °C com taxa de aquecimento de 4 °C/min, tempo de patamar de 3h e resfriamento realizado por convecção natural.

Após este processo, uma vez mais os corpos de prova foram pesados e medidos. Dessa forma, foi possível determinar as propriedades físicas: massa específica

Fotografia 1 – Corpo de prova recém-prensado



Fonte: Autora (2013).

aparente, retração linear após secagem, perda ao fogo e retração linear de queima pelas equações 2, 3, 4 e 5, respectivamente. O teste para a determinação da absorção de água e para a determinação da resistividade à compressão dos blocos cerâmicos foram realizados conforme as determinações da norma técnica NBR 15270-3 (ABNT, 2005).

As medidas dos corpos de prova cerâmicos foram realizadas antes e após a sinterização (processo através do qual, após tratamento térmico, cria-se uma alteração na estrutura microscópica do elemento, obtendo uma peça sólida coerente) com o auxílio de um paquímetro e uma balança analítica com precisão de 2 casas decimais.

$$\rho = Mqs / \left( \frac{Dq^2 \cdot \pi \cdot Cq}{4} \right) \quad (g/cm^3) \quad (2)$$

$$RL_{seca} = [(Cv - Cs) / Cs] \times 100 \quad (\%) \quad (3)$$

$$PF = [(Ms - Mqs) / Mqs] \times 100 \quad (\%) \quad (4)$$

$$RL = [(Cv - Cq) / Cq] \times 100 \quad (\%) \quad (5)$$

Em que:

Ms: massa do corpo de prova seco – pós-estufa (g);

Mqs: massa do corpo de prova pós-queima em forno elétrico (g);

Dq: diâmetro do corpo de prova pós-queima (mm);

Cv: comprimento do corpo de prova verde (mm);

Cs: comprimento do corpo de prova seco – pós-estufa (mm);

Cq: comprimento do corpo de prova pós-queima (mm).

Os resultados obtidos foram analisados com auxílio do programa BioEstat 5.0, para se determinar se a média dos valores

encontrados nos corpos de prova com incremento de biomassa vegetal eram estatisticamente diferentes daquela encontrada no testemunho. De acordo com a distribuição dos dados, foi utilizado o teste t, quando estes eram paramétricos, e o teste de Mann-Whitney, para aqueles que apresentavam distribuição não paramétrica. O nível de decisão alfa para todos os testes foi de 0,05. Os testes estatísticos seguiram as premissas de acordo com Ayres et al. (2007).

## Resultados e Discussão

A redução da concentração de Cobre (II) na solução, ao término do experimento (5º dia) e sua acumulação no tecido vegetal apresentou resultado bastante considerável (de 1029 mg/L para 38,80 mg/L, na solução), representando uma redução superior a 96%, enquanto o aumento da concentração do metal no tecido vegetal das macrófitas superou os 1.200% (de 38,04 mg/Kg para 484,80 mg/Kg), indicando o alto grau de acumulação de *P. parviflora*.

Os resultados obtidos confirmam os encontrados por Souza et al. (2009) e por Balassa et al. (2010), que também analisaram o potencial de acumulação de cobre por *P. parviflora* e classificaram a macrófita como hiperacumuladora devido à sua propriedade de sobreviver e acumular em seus tecidos altas concentrações de cobre.

Ao longo do período experimental observou-se, ainda, que manchas escuras apareciam nas folhas das plantas (Fotografia 2). Tal alteração na coloração das folhas é sinal de redução da capacidade de absorção de outros nutrientes, sendo que a persistência do tempo de exposição ao metal poderia levar à morte dos indivíduos (SOUZA et

al., 2009). Metais pesados causam estresse, provocando alterações fisiológicas nas plantas e até mesmo reduções extremas de seu vigor (MAZEN, 2004).

Essas alterações estão associadas aos mecanismos celulares para defesa do organismo como: exclusão celular dos metais, absorção dos metais em estruturas celulares específicas, como vacúolos, síntese dos metais por enzimas que causam estresse da planta devido ao consumo de energia com produção de substâncias muitas vezes inúteis ou até mesmo tóxicas (LOLKEMA et al., 1986; TURNER; MARSHALL, 1972; COX et al., 2006).

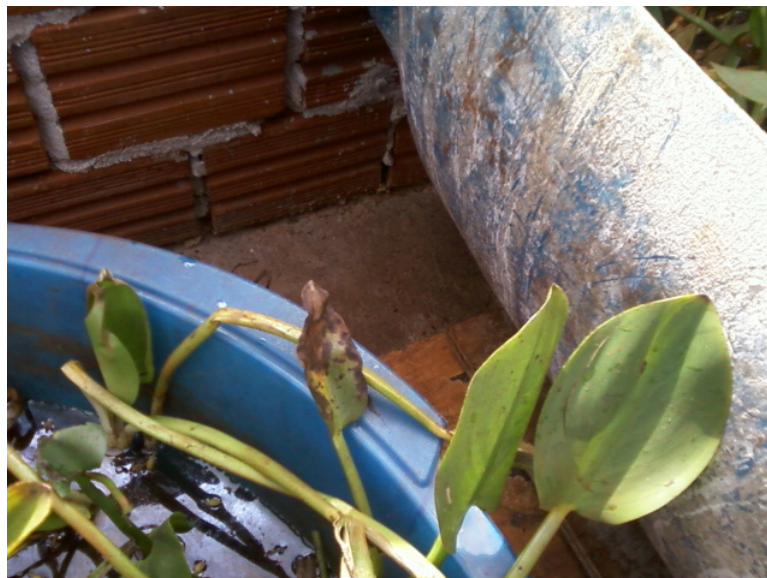
Com relação aos corpos de prova, o teste da retração linear após secagem para todos os espécimes testados, independentemente da incorporação ou não de biomassa seca em sua formulação, manteve-se inferior a 1% (Gráfico 1). O p-valor bilateral encontrado através do teste T para os dados obtidos para o testemunho e os corpos de prova (CP)

sinterizados com 5% de resíduo foi de 0,3998 e o valor de T foi de 0,8794; ou seja, a retração linear nos blocos com 5% de *P. parviflora* não é, estatisticamente, alterada quando incorporamos essa quantidade de biomassa seca à massa argilosa para fabricação dos corpos de prova.

Quando os dados analisados foram do testemunho e dos CP que continham 10% de resíduo, o p-valor bilateral encontrado através do teste de Mann-Whitney foi de 0,4712 e o valor de U foi de 13,50; comprovando, como no caso anterior, que a retração linear, após secagem, também não é estatisticamente afetada pela adição dessa quantidade de resíduo nos CP.

Holanda et al. (2002) recomendam que o valor da retração linear após secagem para cerâmica vermelha não ultrapasse o patamar de 7,96%. Dessa forma, todos os CP testados atenderam a essa recomendação.

Fotografia 2 – Recipiente preenchido com a solução de cobre e com *P. Parviflora*, que mostra manchas escuras em suas folhas



Fonte: Autora (2013).

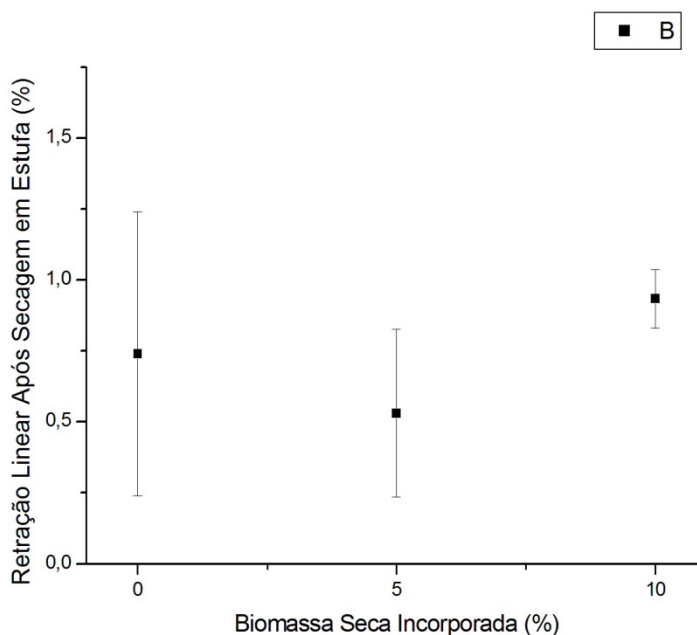
Quando o parâmetro analisado foi a retração linear de queima, não foi possível observar qualquer tendência ao acréscimo ou decréscimo com a incorporação de biomassa seca nos corpos de prova (Gráfico 2). O p-valor bilateral apresentado pelo teste T no comparativo entre o testemunho e os corpos de prova, acrescidos de 5% de biomassa vegetal seca em sua composição, foi de 0,2828, enquanto o valor de T foi de 1,1350, e o mesmo parâmetro apresentado pelo teste de Mann-Whitney no comparativo entre o testemunho e os blocos cerâmicos com adição de 10% de resíduo foi de 0,0782, com U igual a 7,00. Tais valores, estatisticamente, não nos permitem afirmar que há diferença

nos valores de retração linear observados nos blocos com ou sem adição de biomassa vegetal em sua composição.

Segundo o Instituto de Pesquisas Tecnológicas de São Paulo (IPT) (1985), a faixa de contração dos blocos cerâmicos deve ser inferior a 6%. Nos testes realizados, todos os corpos de prova testados mostraram conformidade com esta determinação.

A perda ao fogo dos corpos de prova mostrou tendência clara para o aumento conforme se aumentava a quantidade de biomassa vegetal incorporada em suas formulações (Gráfico 3). Aplicando-se o teste T no comparativo entre o testemunho e os blocos, com incremento de 5% de biomassa seca, assim como com incremento de 10% deste

Gráfico 1 - Retração linear após secagem do testemunho e dos corpos de prova sinterizados em 5% e 10% de biomassa seca



Fonte: Autora (2013).

Nota: B = Valores médios de retração linear após secagem e seus respectivos desvios padrões (n=6).



resíduo, encontramos, em ambos, p-valor bilateral inferior a 0,0001; o valor de T, para o primeiro caso, é de -61,1846 e, para o segundo caso, de -97,6369, o que comprova, estatisticamente, que a perda ao fogo é maior nos blocos cerâmicos com incorporação de biomassa vegetal.

O comportamento observado já era esperado devido ao fato de haver uma maior quantidade de matéria orgânica nos corpos de prova com incorporação de biomassa vegetal, que é volatilizada durante a queima.

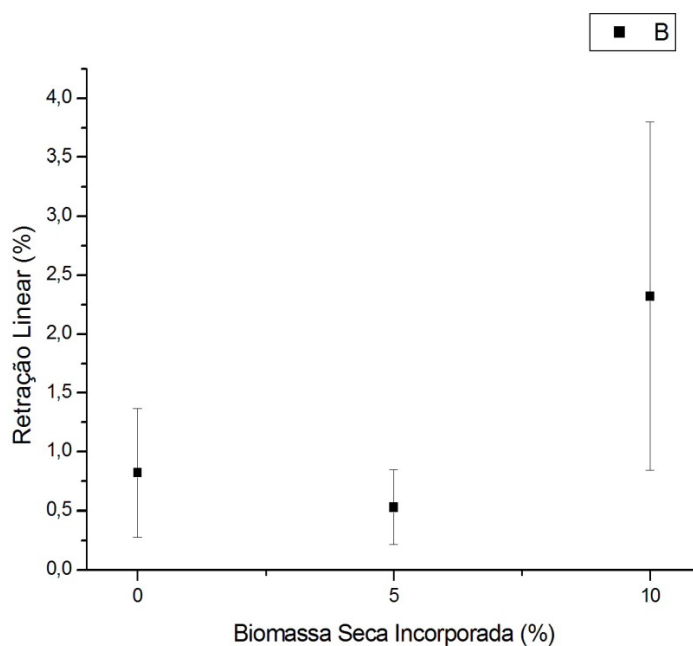
O IPT (1985) recomenda que a perda ao fogo para blocos cerâmicos deve ser de, no máximo, 10%; assim, somente os corpos de prova sinterizados com 10% de resíduo não atenderam a esse critério. Nota-se, ainda, que este é um parâmetro importante para verificar

a qualidade de um bloco cerâmico quanto ao grau de sinterização atingido pelo material durante a incineração.

A absorção de água também reflete o grau de sinterização alcançado pelo material durante a incineração. Esse fator é outro parâmetro muito importante para que possamos determinar se o bloco cerâmico é de boa qualidade, pois está relacionado com a resistência que estes terão frente a ataques químicos e físicos do ambiente.

Notou-se que a absorção de água é tanto maior quanto maior o incremento de biomassa seca incorporado à massa cerâmica (Gráfico 4). Isso se deve, muito provavelmente, à formação de vazios que são gerados quando da eliminação da matéria orgânica durante a incineração dos blocos.

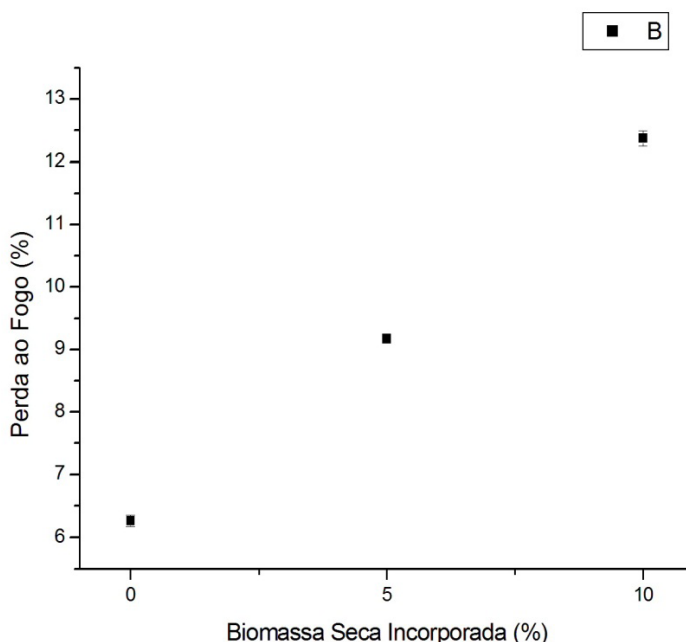
Gráfico 2 – Retração linear de queima do testemunho e dos corpos de prova sinterizados em 5% e 10% de biomassa seca



Fonte: Autora (2013).

Nota: B = Valores médios de retração linear de queima e seus respectivos desvios padrões (n=6).

Gráfico 3 – Perda ao fogo do testemunho e dos corpos de prova sinterizados em 5% e 10% de biomassa seca



Fonte: Autora (2013).

Nota: B = Valores médios de perda ao fogo e seus respectivos desvios padrões (n=6).

Essa teoria é corroborada pelo fato de que a perda ao fogo também foi tanto maior quanto maior o incremento de biomassa.

O teste estatístico de Mann-Whitney para ambas as comparações do testemunho com os corpos de prova acrescidos de 5% e 10% de biomassa vegetal apresentaram p-valor bilateral de 0,0020; já o valor de U, também para ambos, foi nulo, o que mostra, estatisticamente, que há diferença na absorção de água do testemunho com relação aos corpos de prova acrescidos do resíduo.

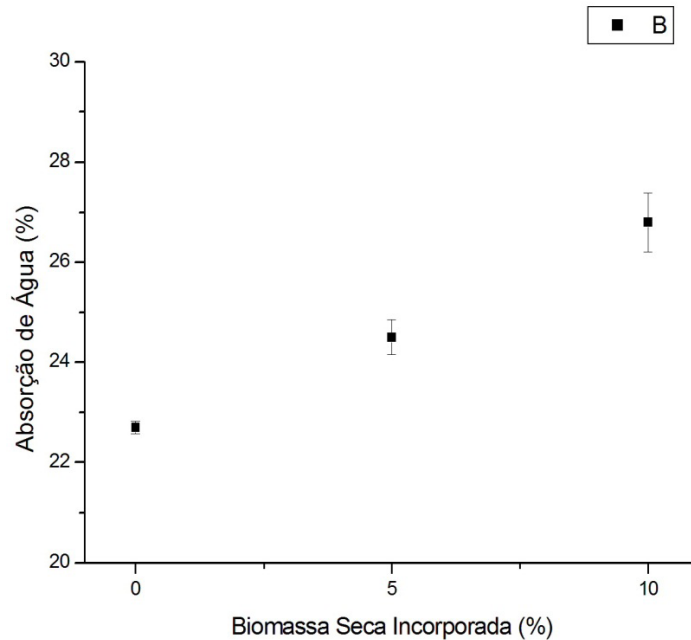
A ABNT (2005) considera que, para a fabricação de tijolos e blocos cerâmicos maciços, a absorção de água deve estar em um patamar entre 8 e 22%. Nenhum dos CP testados satisfaz este parâmetro. Entretanto, para tijolos furados, a NBR 7171 (ABNT,

1992) estipula que a absorção de água pode atingir até os 25%. Dessa forma, estariam conforme, além do testemunho, os corpos de prova com adição de 5% de biomassa vegetal.

Os valores encontrados, entretanto, não desclassificam a utilização de nenhuma porcentagem de incorporação de biomassa vegetal na produção dos blocos cerâmicos, pois os valores de absorção de água são diminuídos quando se aumenta a temperatura de queima dos blocos cerâmicos (MENEZES et al., 2002; SOUZA, 2003). Dessa forma, novos testes haveriam de ser realizados para que se pudesse avaliar, em temperaturas de queima superiores, se os blocos cerâmicos satisfariam a esse importante teste de qualidade.

Observa-se, ainda que, em outros estudos realizados por Albuquerque et al.

Gráfico 4 – Absorção de água do testemunho e dos corpos de prova sinterizados em 5% e 10% de biomassa seca



Fonte: Autora (2013).

Nota: B = Valores médios de massa específica aparente e seus respectivos desvios padrões (n=6).

(2011b), os quais avaliaram a incorporação de biomassa vegetal em massas argilosas para produção dos blocos cerâmicos prismáticos, os valores de absorção de água para todos os corpos de prova testados, inclusive para aqueles que continham 10% de resíduo em sua composição, mantiveram-se inferiores a 22%, sendo que a temperatura de queima dos CP foi a mesma utilizada no presente trabalho. Isso pode indicar que formatos diferentes e o modo de fabricação dos blocos cerâmicos também podem interferir nesse parâmetro.

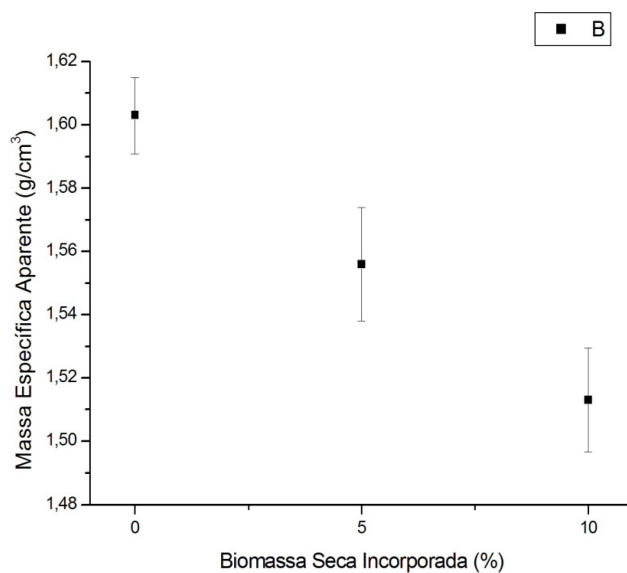
Para a massa específica aparente, temos que seus valores acompanham as propriedades de absorção de água e porosidade, uma vez que, com a adição do resíduo, há aumento da porosidade, da absorção e, conseqüentemente, queda da massa específica aparente (MELLO, 2006).

Tal comportamento pode ser nitidamente observado com o decaimento no valor da massa específica aparente em razão da maior quantidade de resíduo incorporado aos corpos de prova (Gráfico 5).

Em termos estatísticos, o p-valor encontrado através do teste T para a comparação do testemunho com os corpos de prova com 5% e 10% de biomassa vegetal é de, respectivamente, 0,0003 ( $T=5,3904$ ) e inferior a 0,0001 ( $T=11,0892$ ); o que comprova que a massa específica aparente é alterada com a adição do resíduo.

Quanto à resistência à compressão, a NBR 7170 (ABNT, 1983), diz que, para um tijolo maciço para alvenaria, esta deve ser superior a 1,5MPa para que este seja classificado na categoria A, para a categoria B, a exigência de resistividade à compressão é de 2,5MPa e, para a categoria C, de 4,0MPa.

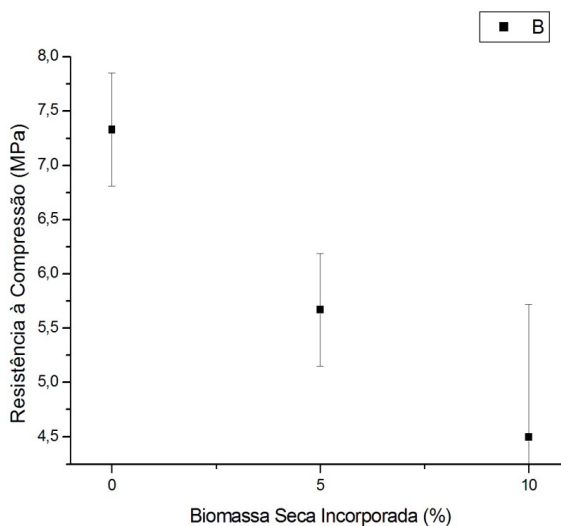
Gráfico 5 – Massa específica aparente do testemunho e dos corpos de prova sinterizados em 5% e 10% de biomassa seca



Fonte: Autora (2013).

Nota: B = Valores médios de massa específica aparente e seus respectivos desvios padrões (n=6).

Gráfico 6 - Resistência à compressão do testemunho e dos corpos de prova sinterizados em 5% e 10% de biomassa seca



Fonte: Autora (2013).

Nota: B = Resistência à compressão média e seus respectivos desvios padrões (n=6).

Assim, como demonstrado pelo gráfico 6, os valores de resistividade à compressão permitem que todos os corpos de prova testados, inclusive aqueles com 10% de adição de biomassa vegetal à sua massa argilosa, sejam enquadrados na categoria C, a mais restritiva. Dessa forma, todos os corpos de prova testados atenderam ao preconizado na norma técnica.

Estatisticamente, o p-valor bilateral encontrado através do teste t na comparação entre o testemunho e os blocos sinterizados com 5% de biomassa vegetal foi de 0,0002 ( $t=5,5902$ ); enquanto que esse parâmetro no comparativo do testemunho com os blocos sinterizados com 10% de biomassa vegetal é de 0,0004 ( $t=5,2215$ ). Tais valores nos permitem afirmar que, estatisticamente, a resistência à compressão dos blocos cerâmicos é alterada quando se incorpora à massa argilosa, biomassa vegetal, e esta se torna tanto menor, quanto maior a porcentagem de biomassa incrementada.

## Conclusão

Conforme abordado no presente trabalho, ocorrem diversos casos de sucesso no uso de macrófitas aquáticas para a remoção de cobre de efluentes contaminados. O uso dessas plantas para a descontaminação de águas que apresentavam altas concentrações

## Referências

ALBUQUERQUE, F. P.; LIMA, S. B.; SOUZA, D. C. Qualidade de blocos cerâmicos produzidos com incremento de biomassa seca de *Commelina nudiflora*. In: SEMINÁRIO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA E TECNOLÓGICA DA UTFPR, 16.; 2011a, Ponta Grossa. **Anais eletrônicos...** Ponta Grossa: UTFPR, 2011a. 1 CD-ROM.

ALBUQUERQUE, F. P.; LIMA, S. B.; SOUZA, D. C.; OLIVEIRA, D. L. A. Incorporação de biomassa vegetal na produção de blocos cerâmicos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 26., 2011b, Porto Alegre. **Anais eletrônicos...** Porto Alegre: ABES, 2011b. 1 PEN-DRIVE.

de cobre, também foi bem sucedido no experimento realizado com a *P. parviflora*.

A redução desse metal na solução foi superior a 96% na solução estudada, enquanto a concentração do mesmo componente passou de 38,04 mg/Kg no tecido vegetal analisado antes do experimento para 484,80mg/Kg, após o quinto dia de tratamento, representando um acréscimo superior a 1200%. O potencial de remoção de cobre por *P. parviflora* em efluentes contaminados por este metal e a característica de hiperacumulação da macrófita estudada ficam, então, comprovados.

A incorporação da biomassa vegetal, oriunda dos processos de fitotratamento, em blocos cerâmicos, mostrou-se viável. Todos os testes de qualidade descritos pela literatura foram satisfeitos nos CP fabricados com incremento de 5% de biomassa seca e a maioria dos resultados foram satisfatórios para os CP que continham 10% de biomassa vegetal. Este é, portanto, um método bastante eficaz, econômico e ambientalmente correto de se inertizar o cobre removido das águas residuárias.

## Apoio

Fundação Araucária – Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico do Paraná.

ARAÚJO, F. S. D. **Influência do lodo de ETE na massa para fabricação de cerâmica vermelha**. 2008. 76 f. Dissertação (Mestrado em Ciências e Engenharia) - Centro de Ciências Exatas e da Terra, Programa de Pós-graduação em Ciências e Engenharia de Materiais, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2008.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15270-3**: componentes cerâmicos – parte 3: blocos cerâmicos para alvenaria estrutural e de vedação – métodos de ensaio. Rio de Janeiro, 2005.

\_\_\_\_\_. **NBR 7170**: tijolo maciço para alvenaria. Rio de Janeiro, 1983.

\_\_\_\_\_. **NBR 7171**: bloco cerâmico para alvenaria. Rio de Janeiro, 1992.

AYRES, M.; AYRES JÚNIOR, M.; AYRES, D. L.; SANTOS, A. A. S. **BioEstat aplicações estatísticas nas áreas das ciências Bio-Médicas**. 5. ed. Belém, 2007. Disponível em: <<http://www.mamiraua.org.br/downloads/>>. Acesso em: 10 jan. 2012.

BAKER, A. J. M.; BROOKS, R. R. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements: a review of their distribution, ecology and phytochemistry. **Biorecovery**, Washington, v.1, n.1, p.81-126, 1989.

BALASSA, G. C.; SOUZA, D. C.; LIMA, S. B. Evaluation of the potencial of *Pontederia parviflora* Alexander in the absorption of copper (Cu) and its effects on tissues. **Acta Scientiarum**, Maringá, v.32, n.3, p.311-316, 2010.

BALATON, V. T.; GONÇALVES, P. S.; FERRER, L. M. Incorporação de resíduos sólidos galvânicos em massas de cerâmica vermelha. **Cerâmica Industrial**, São Paulo, v.7, n.6, p.42-44, 2002.

BIOESTAT. Versão 5.0. Brasil: Instituto Mamiraua, 2007. Disponível em: <<http://www.mamiraua.org.br/downloads/>>. Acesso em: 10 jan. 2012.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; BARROS, M. T. L.; SPENCER, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução à engenharia ambiental**. São Paulo: Prentice Hall, 2002.

BRAILE, P. M.; CAVALCANTI, J. E. W. A. **Manual de tratamento de águas residuárias industriais**. São Paulo: Cetesb, 1993.

CAMARGO, P. P.; SEDOSKI, M. C.; BRAGA, S. R. O. Q.; OLIVEIRA, D. L. A. Incremento de resíduos da indústria de açúcar e álcool em massas argilosas. **OLAM – Ciência & Tecnologia**, Rio Claro, v.2, n.especial, p.66-89, 2009.

COBBETT, C.; GOLDSBROUGH, P. Phytochelatin and metallothioneins: roles in heavy metal detoxification and homeostasis. **Annual Review of Plant Biology**, Palo Alto, v. 53, p.159-182, 2002.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. **Diário Oficial [da] União**. Brasília, DF, 18 mar. 2005. Seção 1, p. 58-63.

COX, R. M.; THURMAN, D. A.; BETT, M. Some properties of the soluble acid phosphatases of roots of zinc-tolerant and non-tolerant clones of *Anthoxanthum odoratum*. **New Phytologist**, Oak Ridge, v.77, n.3, p.547-552, 2006.

CUNNINGHAM, S. D.; ANDERSON, T. A.; SCHWAB, A. P.; HSU, F. C. Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants. **Advances in Agronomy**, New York, v.56, n.4, p. 55-114, 1996.

EATON, A. D.; CLESCERI, L. S.; RICE, E. W.; GREENBERG, A. B. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21st ed. Washington: American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, 2005.

GONZÁLEZ, J. F.; BEASCOECHEA, E. M.; MUÑOZ, J. M.; MORA, M. D. C. F. **Manual de fitodepuración. Filtros de macrófitas em flotación**. 1 ed. Madrid: Edita, 2005.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Composição química de macrófitas aquáticas flutuantes utilizadas no tratamento de efluentes de aquicultura. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 24, n.1, p. 21-28, 2006.

HOLANDA, J. N. F.; VIEIRA, C. M. F. Análise da situação atual e perspectivas de crescimento do setor de cerâmica vermelha estrutural de Campos dos Goytacazes-RJ. **Mundo Cerâmico**, São Paulo, n. 82, p. 29-31, 2002.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DE SÃO PAULO – IPT. **Ensaio de argila visando à utilização em cerâmica vermelha**. São Paulo: IPT, 1985.

KRÄMER, U.; COTTER-HOWELLS, J. T.; CHARNOCK, J. M.; BARKER, A. J. M.; SMITH, J. A. C. Free histidine as a metal chelator in plants that accumulate nickel. **Nature**, Washington, n. 379, p. 635-638, 1996.

LAMEGO, F. P.; VIDAL, R. A. Fitorremediação: plantas como agentes de despoluição? **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v. 17, n. 1, p. 9-18, 2007.

LEE, J.; REEVES, R. D.; BOOKS, R.; JAFFRE, T. Isolation and identification of acitrate-complex of nickel-accumulating plants. **Phytochemistry**, London, n.16, p.1503-1505, 1977.

LOLKEMA, P. C.; DOORNHOF, M.; ERNST, W. H. O. Interaction between a copper tolerant and a sensitive population of *Silenecubalus*. **Physiologia Plantarum**, Helsinki, v. 67, n.4, p.654-658, 1986.

MAZEN, A. M. A. Accumulation of four metals in tissues of *Corchoru solitorius* and possible mechanisms of heir tolerance. **Biologia Plantarum**, Praga, v.48, n.2, p.267-272, 2004.

MELLO, R. M. **Utilização do resíduo proveniente do acabamento e manufatura de mármore e granitos como matéria-prima em cerâmica vermelha**. 2006, 69f. Dissertação (Mestrado em Ciências na Área de Tecnologia Nuclear – Aplicações Materiais) – Programa de Pós-graduação em Ciências na Área de Tecnologia Nuclear, IPEN/USP – Instituto de

Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo, 2006. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/85/85134/tde04062007164950/publico/RobertaMMello.pdf>>. Acesso em: 19 jan. 2012.

MENEZES, R. R. et al. Uso de rejeitos de granitos como matérias-primas cerâmicas. **Cerâmica**, São Paulo, v.48, n.306, 2002. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0366-9132002000200008&script=sci\\_arttext](http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0366-9132002000200008&script=sci_arttext)>. Acesso em: 30 dez. 2011.

MENEZES, R. R.; ALMEIDA, R. R.; SANTANA, L. N. L.; FERREIRA, H. S.; NEVES, Gelmires A. Utilização do resíduo do beneficiamento do caulim na produção de blocos e telhas cerâmicos. **Revista Matéria**, v.12, n.1, p.226- 236, 2007.

NAKAZAWA, R.; KAMEDA, Y.; ITO, T.; OGITA, Y.; MICHIHATA, R.; TAKENAGA, H. Selection and characterization of nickel-tolerant tobacco cells. **Biologia Plantarum**, Praga, n.48, v.4, p.497-502, 2004.

ODJEGBA, V. J.; FASIDI, I. O. Accumulation of trace elements by *Pistia stratiotes*: implications for phytoremediation. **Ecotoxicology**, v.13, n.7, p.637-646, 2004.

OLIVEIRA, E. M. S.; SAMPAIO, V. G.; HOLANDA, J. N. F. Incorporação de resíduo de ETAs em cerâmica vermelha. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA E CIÊNCIA DOS MATERIAIS, 17., 2006, Foz do Iguaçu, 2006. **Anais eletrônicos...** Foz do Iguaçu: 2006. 1 CD-ROM.

OLIVEIRA, L. T.; SILVA, J. B.; IDE, C. N. Avaliação das propriedades físicas de corpos de prova com a adição de lodo de reciclo de Cromo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CERÂMICA, 51., 2007, Salvador, 2007. **Anais eletrônicos...** Salvador: 2007. 1 CD-ROM.

RAUSER, W. E. Phytochelatins and related peptides: structure, biosynthesis and function. **Plant Physiology**, Stanford, v. 109, n.4, p.1141-1149, 1995.

SALT, D. E.; SMITH, R. D.; RASKIN I. Phytoremediation, Annual Review of Plant Physiology. **Plant Molecular Biology**, v. 49, n. 1, p. 643-668, 1998.

SCHULTZ, D. R.; PONTE, M. J. J. S.; PONTE, H. A. Recuperação de chumbo, cobre e níquel de efluentes industriais utilizando reator de leito particulado. In: ECOTECNOLOGIA, 2003, Curitiba. **Anais eletrônicos...** Curitiba, 2003. Disponível em: <<http://www.gea.ufpr.br/Trabalhos/Congressos/Ecotecnologica2003-SchultzPontePonte.pdf>>. Acesso: 16 mar. 2012.

SOUZA, D. C.; RIBEIRO, R. LIMA, S. B.; CARVALHO, K. Q.; SILVA, J. R. Tolerância e hiperacumulação de cobre em *Pontederia parviflora* Alexander. **OLAM – Ciência & Tecnologia**, Rio Claro, v.2, n.especial, p.329-343, 2009.

SOUZA, G. P. et al. Comportamento de sinterização de massas argilosas contendo resíduo proveniente do setor petrolífero. **Cerâmica**, São Paulo, v. 49, n. 311, 2003. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0366-69132003000300004&script=sci\\_arttext](http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0366-69132003000300004&script=sci_arttext)>. Acesso em: 30 dez. 2011.



TALLINI JÚNIOR, V.M.; MYMRINE. V.; RIBEIRO R. A. C.; PONTE, H. A. Reciclagem de resíduos industriais em materiais cerâmicos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CERÂMICA, 51., 2007, Salvador. **Anais eletrônicos...** Salvador, 2007. 1 CD-ROM.

TAVARES, S. R. L. **Fitorremediação em solo e água de áreas contaminadas por metais pesados provenientes da disposição de resíduos perigosos.** 2009, 371 f. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Civil) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil – Universidade Federal do Rio de Janeiro/COPPE, Rio de Janeiro, 2009. Disponível em: <<http://www.getres.ufrj.br/pdf/Tese%20Silvio%20Completa.pdf>>. Acesso em: 15 mar. 2012.

TURNER, R. G.; MARSHALL, C. The accumulation of zinc by subcellular fractions of roots of *Agrostis tenuis* Sibth. in relation to zinc tolerance. **New Phytologist**, Oak Ridge, v.71, n. 4, p. 671-676, 1972.