

PROPOSTA DE UM ÍNDICE DE RISCO ECOLÓGICO PARA DISPOSIÇÃO SUSTENTÁVEL DE SEDIMENTOS DE DRAGAGEM EM LATOSSOLOS E CHERNOSSOLOS

Ricardo CESAR¹; Ana Paula RODRIGUES²; Edison BIDONE²; Zuleica CASTILHOS^{2,3}; Helena POLIVANOV⁴; Tácio de CAMPOS⁵

- (1) Universidade Federal do Rio de Janeiro, UFRJ. Instituto de Geociências. Departamento de Geografia. Laboratório de Ecologia e Ecotoxicologia de Solos (LECOTOX). Rio de Janeiro, RJ.
(2) Universidade Federal Fluminense, UFF. Instituto de Química. Departamento de Geoquímica. Niterói, RJ.
(3) Centro de Tecnologia Mineral, CETEM/MCTI. Laboratório de Especificação de Mercúrio Ambiental (LEMA). Rio de Janeiro, RJ.
(4) Universidade Federal do Rio de Janeiro, UFRJ. Instituto de Geociências. Departamento de Geologia. Rio de Janeiro, RJ.
(5) Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, PUC-Rio. Departamento de Engenharia Civil. Laboratório de Geotecnia e Meio Ambiente. Rio de Janeiro, RJ. Endereço eletrônico: ricardogc.geo@gmail.com.

Introdução
Materiais e Métodos
 Amostragem e características do sedimento dragado e dos solos
 Bioensaios e avaliação da ecotoxicidade
 Construção do índice de risco ecológico
Resultados e discussão
Conclusões
Agradecimentos
Referências bibliográficas

RESUMO - O presente trabalho trata da construção e aplicação de um índice de risco ecológico visando à estimativa numérica dos efeitos tóxicos à biota associados à disposição de sedimentos de dragagem (oriundos do Canal do Cunha, Bacia da Baía de Guanabara, RJ) em Latossolos e Chernossolos. Para tanto, dados de bioensaios laboratoriais com o emprego de organismos terrestres (minhocas, colêmbolos, enquitreídos e alface) e aquáticos (cladóceros e algas clorofíceas) foram compilados da literatura. As doses de sedimento aplicadas ao solo variaram entre 0% (solo puro) e 33%. Os indicadores ecotoxicológicos e o tipo de bioensaio empregado foram ranqueados conforme sua relevância ecológica. Os efeitos que comprometem à existência da espécie (morte, germinação e imobilidade) receberam peso 3, enquanto os efeitos associados à perpetuação da espécie (reprodução) receberam peso 2. Aos demais efeitos (comportamento de fuga, alimentação e perda de biomassa), foi atribuído peso 1. Os bioensaios foram ranqueados conforme a noção de sustentabilidade. Dessa forma, aos ensaios agudos e crônicos foram atribuídos pesos de valores 1 e 2, respectivamente. Os resultados indicam que os riscos em Chernossolo são maiores do que em Latossolo. Porém, quando o ensaio de reprodução com colêmbolos é excluído da análise, os riscos em Latossolo são maiores. Tal fato decorre das vias de exposição dos colêmbolos aos contaminantes e da abundância de argilominerais expansivos em Chernossolo capazes de promover o sequestro geoquímico de contaminantes catiônicos, visto que tais animais estão geralmente menos vulneráveis à contaminação da água intersticial do solo quando comparados a anelídeos edáficos ou plantas. Os resultados ainda possibilitaram a indicação de limiares de doses de segurança ecológica a serem aplicadas aos solos, conforme a categorização a seguir: (i) < 1,25% = Risco Baixo ou inexistente; (ii) 2,5-10% = Risco Mediano I; (iii) 10-20% = Risco Mediano II; e (iv) > 20% = Risco Alto.

Palavras-chave: Bioensaios, sedimentos dragados, solos, risco ecológico, contaminação.

ABSTRACT - This paper consists of the construction and application of an ecological risk index for numerical estimation of toxic effects associated with disposal of dredged sediments (from Cunha channel, Guanabara Bay, RJ) in ferralsol and chernosol. Data from laboratorial bioassays using terrestrial (earthworms, springtails, enchytraeids and lettuce) and aquatic (aquatic microcrustaceans and algae) were obtained from published articles. The doses of sediments applied to soil varied between 0% (pure soil) and 33%. Ecotoxicological indicators and the type of bioassay were ranked (weighted) according to their ecological relevance. Effects that compromise the existence of the specie (mortality, germination and immobility) received weight 3, while effects associated with perpetuation of the specie (reproduction) received weight 2. The other effects (avoidance behavior, feeding inhibition and biomass loss) received weight 1. The bioassays were ranked according to the sustainability concept. Thus, acute and chronic assays received weight 1 and 2, respectively. The results revealed that the risks in chernosol are higher than in ferralsol. When the reproduction assay with springtails is excluded from the analysis, the risks in ferralsol are higher. This might be explained by the exposure routes of the springtails to contaminants and the abundance of expansive clay minerals (with high ability to adsorb cationic contaminants) in chernosol, since those organisms are generally less exposed to the interstitial soil water compared to earthworms or plants. Furthermore, ranges of safe ecological doses of sediment to be applied to the studied soils were defined according to the following classification: (i) < 1.25% = low or inexistent risk level; (ii) 2.5-10% = Intermediary risk level I; (iii) 10-20% = Intermediary risk level II; and (iv) > 20% = high risk level.

Key-words: bioassays, dredged sediments, soil, ecological risk, contamination.

INTRODUÇÃO

A disposição de sedimentos de dragagem sobre sistemas terrestres tem despertado a atenção da comunidade científica, devido à presença de agentes tóxicos nesses materiais e aos seus danos potenciais à biota (Ho *et al.* 2002; Munns *et al.* 2002; Vašíčková *et al.* 2013; Cesar *et al.* 2014a). Neste contexto, a presença de patógenos, metais pesados, hidrocarbonetos de petróleo, fármacos, hormônios, dentre outros contaminantes, é frequentemente reportada para aqueles materiais (Ho *et al.* 2002; Machado *et al.* 2011; Cesar *et al.* 2014b). Uma vez dispostos sobre o solo, esses contaminantes podem comprometer a saúde da biota edáfica, estimular a transferência de contaminantes ao longo da cadeia trófica terrestre e impactar importantes serviços do ecossistema, incluindo as atividades agrícolas e a susceptibilidade dos solos à erosão.

A mobilidade espaço-temporal, a biodisponibilidade e a toxicidade de contaminantes em ecossistemas terrestres são frequentemente condicionadas às propriedades do substrato pedológico, tais como pH, Eh, textura, matéria orgânica, salinidade, condutividade elétrica, mineralogia das argilas, oxi-hidróxidos de ferro e alumínio, dentre outras (Roulet e Lucotte, 1995; Van Gestel *et al.* 2011; Cesar *et al.* 2014c). O entendimento desses processos é crucial à determinação de doses críticas de contaminantes à biota terrestre e, conseqüentemente, ao estabelecimento de metas de remediação e de gestão de riscos ambientais em sítios perigosos. Neste contexto, a execução de bioensaios, complementada pelos resultados de análises químicas, é de suma importância à análise integrada do risco ecotoxicológico, incluindo a definição de doses críticas de resíduos que, do ponto de vista ecológico, possam ser seguramente dispostos sobre os solos. Por outro lado, a Resolução 454 da CONAMA (2012), que regulamenta a disposição de sedimentos dragados no Brasil, está baseada em padrões gerados para regiões temperadas e, portanto, não levam em consideração as especificidades dos solos e ecossistemas tropicais brasileiros.

Uma avaliação de risco ecológico deve, por excelência, contemplar a execução de

bioensaios com organismos de distintas complexidades biológicas e de diferentes níveis tróficos, de forma a prognosticar a ocorrência de efeitos adversos para distintos compartimentos do ecossistema (Rodrigues *et al.* 2011). Para a avaliação de risco em ecossistemas de solo, minhocas (*Eisenia andrei*, *Eisenia foetida*), colêmbolos (*Folsomia candida*), enquitreídeos (*Enchytraeus crypticus*) e hortaliças (*Lactuca sativa*) são comumente utilizados como organismos-teste em bioensaios (Straalen *et al.* 2005; Natal-da-Luz *et al.* 2009; Cesar *et al.* 2014b). Em cenários em que solos contaminados possam ser lixiviados e/ou erodidos em direção a sistemas fluviais vizinhos, cladóceros (*Daphnia similis*, *Daphnia magna*) e algas clorofíceas (*Pseudokirchneriella subcaptata*) são também empregados na avaliação do risco ecológico associado às comunidades aquáticas circunvizinhas (Selivanovskaya e Latypova, 2003; Cesar *et al.* 2015c).

Índices de risco ambiental consistem em abordagens quantitativas e integradoras de dados ambientais, capazes de subsidiar, de forma mais efetiva, a tomada de decisão em medidas de saúde pública e de controle da poluição ambiental, incluindo a hierarquização de áreas críticas para remediação, gestão de custos ambientais e a indicação de receptores ecológicos a serem prioritariamente protegidos. Contudo, propostas de índices para quantificação do risco ecológico (associado a contaminações) em solos tropicais ainda são escassas na literatura, principalmente no que se refere à saúde da fauna edáfica tropical. Em parte, isto se deve à dificuldade de se integrar, numericamente, indicadores ecotoxicológicos (mortalidade, perda de biomassa, reprodução, comportamento de fuga, imobilidade, germinação, entre outros) obtidos a partir de bioensaios laboratoriais, e à escassez de trabalhos envolvendo o uso de testes ecotoxicológicos com organismos de fauna edáfica em solos tropicais.

O presente trabalho consiste em uma proposta preliminar de um índice de risco ecológico associado à disposição de sedimentos de dragagem (oriundos da Baía de Guanabara-RJ) em latossolos e chernossolos, utilizando

dados de bioensaios agudos e crônicos com distintos organismos terrestres e aquáticos. As principais hipóteses de trabalho são: (i) a modelagem e estimativa numérica do risco podem ser obtidas a partir da integração e ranqueamento de indicadores ecotoxicológicos;

e (ii) as propriedades dos solos estudados desempenham papel importante na ecotoxicidade dos contaminantes presentes em sedimentos de dragagem, em cenários de disposição terrestre.

MATERIAIS E MÉTODOS

Amostragem e características do sedimento dragado e dos solos

O sedimento dragado foi obtido no Canal do Cunha, na bacia da baía de Guanabara (RJ), amplamente conhecida pela contaminação por esgoto doméstico, metais pesados e hidrocarbonetos de petróleo (Machado *et al.* 2002; Azevedo *et al.* 2004; Cesar *et al.* 2014a). Em dezembro de 2010, amostras de sedimento superficial foram coletadas em três pontos distintos ao longo do Canal do Cunha, de forma a gerar uma única amostra composta, conforme indicam Cesar *et al.* (2014b). O sedimento foi amostrado com o auxílio de uma draga inox do

tipo *van veen*, sendo então armazenado em sacos plásticos. Em laboratório, os sedimentos foram secos à temperatura ambiente, desagregados e misturados, de forma a gerar uma amostra composta (Cesar *et al.* 2014a; Cesar *et al.* 2014b). Após esta etapa, o material foi peneirado a 1,7mm, homogeneizado e moído em moinho de barras. As concentrações de metais nesta amostra composta estão descritas na Tabela 1, cujos dados foram compilados de Cesar *et al.* (2014a). Com exceção do níquel, todos os metais estudados excedem as concentrações estipuladas pela legislação brasileira (Tabela 1).

Tabela 1. Concentrações totais de metais e comparação com os valores orientadores da Resolução 454 (CONAMA, 212) para disposição terrestre de sedimentos dragados.

| Metal | Concentração (mg/kg) | Valores orientadores (mg/kg) | |
|-------|----------------------|------------------------------|----------------------|
| | | Nível 1 ^a | Nível 2 ^b |
| Hg | 1,08 | 0,3 | 1,0 |
| Cu | 92,0 | 34 | 270 |
| Zn | 329 | 150 | 410 |
| Pb | 124 | 46,7 | 218 |
| Ni | 20,3 | 20,9 | 51,6 |
| Cr | 94,5 | 81 | 370 |

Fonte: Adaptado de Cesar *et al.* (2014a). ^a – baixa probabilidade de efeitos adversos à biota; e ^b – alta probabilidade de efeitos adversos à biota (CONAMA 2004).

A fim de investigar a interação desse sedimento com solos de características distintas, Latossolos e Chernossolos (horizonte B) foram amostrados. A escolha do horizonte B decorre da simulação de um cenário em que o sedimento dragado pudesse ser aproveitado como um regenerador de áreas degradadas, especialmente em ambientes em que o horizonte A tenha sido removido como, por exemplo, por manejo inadequado do solo em áreas agrícolas, por questões geotécnicas ou áreas em que o horizonte A tenha sido removido durante a lavra de minérios.

Algumas características físicas e químicas destes solos estão descritas na Tabela 2 (Cesar

et al. 2014a). O Chernossolo apresenta abundância de argilominerais expansivos [ilita (2%), interestratificado ilita-esmectita (4%) e vermiculita (73%)] em sua fração argila (Cesar *et al.* 2014a; Cesar *et al.* 2008), alta capacidade de troca catiônica (CTC), alta fertilidade natural e valores mais básicos de pH (Tabela 2). O Latossolo consiste em um material mais ácido, contém altas concentrações de ferro total, é de mineralogia essencialmente caulínica (79%) (além da presença de goethita (8%) e gibbsita (13%)) (Cesar *et al.* 2014a; Alaminio *et al.* 2007; Cesar *et al.* 2008), apresenta teores muito baixos de nutrientes (baixa fertilidade) e altas concentrações de alumínio (Tabela 2).

Tabela 2. Textura e propriedades químicas do Latossolo e Chernossolo utilizados em bioensaios. CTC = capacidade de troca catiônica.

| Parâmetros | | Latossolo | Chernossolo |
|--|-----------------------------------|-----------|-------------|
| Textura (%, n = 3) | Argila | 58 | 24 |
| | Silte | 6 | 35 |
| | Areia | 36 | 41 |
| pH (n = 3) | H ₂ O | 4,2 | 6,2 |
| | KCl | 3,6 | 4,1 |
| Complexo sortivo (cmol _c /dm ³ , n = 3) | Mg ⁺² Ca ⁺² | 0,2 | 40,5 |
| | K ⁺ | 0,02 | 0,03 |
| | Na ⁺ | 0,03 | 1,44 |
| | CTC | 2,3 | 48,3 |
| Concentração total (%, n = 3) | Al | 26,4 | 18,9 |
| | Fe | 11,3 | 7,9 |
| Matéria orgânica (%, n = 3) | - | 0,22 | 0,34 |

Fonte: Adaptado de Cesar *et al.* (2014a).

Bioensaios e avaliação da ecotoxicidade

A avaliação da ecotoxicidade foi baseada na execução de bioensaios agudos e crônicos utilizando *Eisenia andrei*, *Folsomia candida*, *Enchytraeus crypticus*, *Lactuca sativa*, *Daphnia similis* e *Pseudokirchneriella subcaptata*. O procedimento de execução dos bioensaios foi baseado em protocolos padrões (ABNT, ASTM, ISO e OECD) e os resultados estão publicados em periódicos nacionais e internacionais (Tabela 3). É importante destacar que os dados utilizados para calibrar a modelagem numérica do risco foram

compilados desses referidos trabalhos, que avaliaram o potencial tóxico de uma mesma amostra de sedimento (dragado do Canal do Cunha, RJ) quando misturada às mesmas amostras de Latossolo e Chernossolo (visando a simulação da disposição terrestre do sedimento dragado). O gradiente de dose de sedimento dragado aplicado ao solo (i.e., as proporções de mistura solo:sedimento) variou entre 0% (isto é, solo puro) e 33%, conforme o objetivo do teste. Para maiores detalhes, consulte os artigos indicados na Tabela 3.

Tabela 3. Relação dos artigos utilizados para compilação de dados de bioensaios com organismos aquáticos e de solo, visando à avaliação da disposição do sedimento dragado em Latossolos e Chernossolos.

| Autores | Organismos-teste | Tipo de teste |
|--------------------------------|--|---|
| Cesar <i>et al.</i> (2014a) | <i>E. andrei</i> | - Ensaio de fuga com <i>E. andrei</i> ; - Ensaio agudo com <i>E. andrei</i> . |
| Cesar <i>et al.</i> (2014b) | <i>E. andrei</i> e <i>L. sativa</i> | - Ensaio de bioacumulação com <i>E. andrei</i> ; - Ensaio agudo de germinação com <i>L. sativa</i> . |
| Cesar <i>et al.</i> (2015a) | <i>F. candida</i> e <i>E. crypticus</i> | - Ensaio de fuga com <i>F. candida</i> ; - Ensaio crônico de reprodução com <i>F. candida</i> e <i>E. crypticus</i> . |
| Cesar <i>et al.</i> (2015b) | <i>E. andrei</i> , <i>F. candida</i> , e <i>E. crypticus</i> | - Ensaio de fuga com <i>E. andrei</i> e <i>F. candida</i> ; - Ensaio crônico de reprodução com <i>E. andrei</i> , <i>F. candida</i> e <i>E. crypticus</i> ; - Ensaio de inibição da alimentação com <i>F. candida</i> . |
| Cesar <i>et al.</i> (2015c) | <i>E. andrei</i> , <i>D. similis</i> e <i>P. Subcaptata</i> | - Ensaio agudo com papel de contato com <i>E. andrei</i> ; - Ensaio agudo com <i>D. similis</i> ; - Ensaio crônico de reprodução com <i>P. subcaptata</i> . |

Construção do índice de risco ecológico

A construção do índice de risco ecológico teve como objetivo a definição de limiares de doses ecologicamente sustentáveis de sedimento dragado que pudessem ser aplicadas aos solos estudados. Para a construção do índice, os *endpoints* (mortalidade, imobilidade, germinação, fuga, biomassa, alimentação e

reprodução) foram ranqueados conforme sua relevância ecológica. Sendo assim, foi atribuído um peso maior (de valor 3) para efeitos que comprometessem a existência da espécie, tais como a morte, germinação e imobilidade. Efeitos que comprometem a perpetuação da espécie (como a reprodução) receberam peso secundário (de valor 2). Os demais efeitos,

como fuga, alimentação e biomassa, receberam peso 1.

De modo similar aos *enpoints*, os bioensaios também foram ranqueados. Para tanto, considerou-se a noção de sustentabilidade, isto é, a garantia da manutenção das comunidades biológicas para as gerações futuras. Neste sentido, aos ensaios crônicos (isto é, ensaios de reprodução) foi atribuído um peso 2, já que tratam dos efeitos da exposição a longo prazo. Os ensaios agudos (incluindo os testes de comportamento de fuga, de germinação e de inibição da alimentação), receberam peso 1.

Inicialmente, foram tabelados os efeitos medidos para cada uma das principais doses testadas. Quando a ocorrência de efeito era significativamente diferente do controle (isto é, dose 0%), este era documentado na tabela com o valor de um (1). Quando não havia efeito significativo em relação ao controle, este era documentado na tabela como zero (0). A partir dessa tabela inicial, outra tabela foi confeccionada considerando os pesos atribuídos aos tipos de *endpoints* e de ensaios. Ao final,

foi construída uma média ponderada, como base nos pesos atribuídos, gerando um valor integrado de risco, variando de zero a um (1), para cada dose de sedimento aplicada ao solo.

Inicialmente, o índice foi aplicado aos dados obtidos em ensaios utilizando solos artificiais acrescidos de sedimento dragado (informações disponíveis em Cesar *et al.* 2015b), com o intuito de avaliar sua aplicabilidade e sensibilidade para caracterização das doses de sedimento aplicadas ao solo. A composição do solo artificial segue as recomendações de Garcia (2004): 70% de areia de quartzo, 20% de caulim e 10% do pó da fibra de casca de coco. Posteriormente, foram calculados os riscos utilizando os dados de Latossolos e de Chernossolos tratados com o sedimento dragado (dados descritos em Cesar *et al.* 2014a; Cesar *et al.* 2014b; Cesar *et al.* 2015a; Cesar *et al.* 2015c). A partir desses resultados, foi criada uma escala numérica de risco ecológico, visando à categorização das doses de sedimento dragado aplicadas ao solo.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Conforme ressaltado na metodologia deste estudo, a caracterização do risco ecológico esteve fundamentada no ranqueamento (isto é, pesos atribuídos) aos tipos de bioensaios (agudo/comportamental e crônico) e de *endpoints*. Os valores obtidos com esta modelagem, apresentados nas Tabelas 4, 5 e 6, indicam: (i) os valores de *scores* (isto é, somatório da ocorrência de efeitos com base nos pesos atribuídos); (ii) somatório dos pesos considerados na análise; e (iii) o risco associado à dose de sedimento aplicada no solo (isto é, a razão entre o somatório dos *scores* pelo somatório dos pesos atribuídos), com valores variando entre zero (0) e uma (1) unidade.

A Tabela 4 apresenta uma modelagem preliminar dos riscos utilizando os dados obtidos em solos artificiais. Sendo assim, foi possível verificar uma tendência de aumento do risco potencial com o incremento de sedimento no solo. Até a dose de 2,5%, os riscos permanecem menores ou iguais a 0,16 unidades. Entre as doses de 5 e 20%, ocorre um incremento substancial do risco potencial. De

2,5% para 5%, o risco potencial praticamente dobra. De 20 para 33,3%, ocorre o maior incremento do acréscimo de risco: 0,39 unidades.

Esta modelagem preliminar demonstrou ser possível ranquear com sucesso os bioensaios e seus respectivos *endpoints*, confirmando a primeira hipótese de trabalho. *A priori*, os resultados apontam para um crescimento substancial do risco para as duas maiores concentrações testadas (20 e 33,30%), em comparação às mais baixas doses testadas, as quais contam com valores intermediários de risco.

As Tabelas 5 e 6 apresentam a modelagem numérica dos riscos em Latossolos e Chernossolos, respectivamente, considerando todos os bioensaios. Foi possível observar, para ambas as classes de solo, uma correlação positiva entre o incremento dos valores de *scores* e o aumento de dose (isto é, quanto maior a dose, maior a ocorrência de efeitos - a exemplo do observado em solos artificiais).

Tabela 4. Quantificação do risco total com base no ranqueamento dos tipos de ensaios e respectivos *endpoints* avaliados: solo artificial tratado com distintas doses de sedimento dragado.

| Doses (%) | <i>E. andrei</i> | | | <i>F. candida</i> | | | | <i>E. crypticus</i> | | Σ_{scores} | Σ_{pesos} | Risco Total |
|-----------|------------------|----------------|------------|-------------------|-------------------|---------------|------------|---------------------|------------|--------------------------|-------------------------|-------------|
| | Agudo (x 1) | Crônico (x 2) | | Comp. (x 1) | Comp. (x 1) | Crônico (x 2) | | Crônico (x 2) | | | | |
| | Morte (x 3) | Biomass. (x 1) | Rep. (x 2) | Fuga (x 1) | Alimentação (x 1) | Morte (x 3) | Rep. (x 2) | Morte (x 3) | Rep. (x 2) | | | |
| 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 31 | 0,00 |
| 1,25 | 0 | 0 | 4 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 31 | 0,16 |
| 2,5 | 0 | 0 | 4 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 31 | 0,16 |
| 5 | 0 | 0 | 4 | 1 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 9 | 31 | 0,29 |
| 6,66 | 0 | 0 | 4 | 1 | 0 | 0 | 4 | 0 | | 9 | 27 | 0,33 |
| 10 | 0 | 0 | 4 | 1 | 0 | 0 | 4 | 0 | 4 | 13 | 31 | 0,42 |
| 13,32 | 0 | 0 | 4 | 1 | 0 | 0 | 4 | 0 | 4 | 13 | 31 | 0,42 |
| 19,98 | 3 | 0 | 4 | 1 | 0 | 0 | 4 | 0 | 4 | 16 | 31 | 0,52 |
| 20 | 3 | 2 | 4 | 1 | 1 | 0 | 4 | 0 | 4 | 19 | 31 | 0,61 |
| 33,3 | 3 | | 4 | 1 | 1 | | 4 | | 4 | 17 | 17 | 1,00 |

Notas: Biomass = Biomassa; Comp. = Comportamento; Rep. = Reprodução; Germ. = Germinação; Imob. = Imobilidade. Em Cinza = *endpoints* não avaliados; Entre parênteses encontram-se os pesos atribuídos aos ensaios e *endpoints*.

De modo semelhante ao constatado em solos artificiais, em Latossolo foi possível verificar valores relativamente baixos de risco para as doses de 0; 1,25; 2,5 e 5% (com valor máximo de 0,13 unidades para a dose de 5%). As duas maiores doses (20 e 33,3%) apresentaram os mais elevados valores de risco. Os incrementos mais expressivos no acréscimo de risco ocorrem: (i) de 6,66 para 10%: onde o risco passa de 0,13 para 0,31 unidades, isto é, quase triplica; (ii) de 10 para 13,32%: com um incremento de 0,20 unidades de risco, isto é, aumento de 20%; e (iii) de 20 para 33,3%: com um incremento de 0,18 unidades de risco, isto é, aumento de 18%.

Em Chernossolo, as doses 0; 1,25; e 2,5 apresentaram valores relativamente menores de risco (com valor máximo de 0,25 unidades para dose de 2,5%). Novamente, as duas maiores doses testadas (20 e 32,90%) apresentaram os maiores valores de risco. Os incrementos mais expressivos de risco ocorrem: (i) 2,5 para 5%: onde o risco passa de 0,25 para 0,40 unidades, isto é, quase dobra; (ii) de 13,16 para 19,74%: com incremento de 0,20 unidades de risco, isto é, aumento de 20%; e (iii) de 20 para 32,9%: com um incremento de 0,18 unidades de risco, isto é, aumento de 18%.

Os resultados dos bioensaios, descritos em Cesar *et al.* (2014a; 2014b; 2015a; 2015c),

indicaram níveis menores de toxicidade para as mistura de Chernossolo, devido sobretudo à presença de argilominerais expansivos capazes de promover o sequestro geoquímico de cátions metálicos, tornando-os menos biodisponíveis para a solução do solo. Por outro lado, de forma geral, os valores de risco obtidos para as misturas de Chernossolo foram maiores se comparados aos tratamentos de Latossolo (Tabela 5 e 6). A fim de elucidar este fato, as Tabelas 7 e 8 apresentam e detalham uma nova modelagem numérica dos riscos, excluindo os dados obtidos com ensaios crônicos de reprodução utilizando colêmbolos (*Folsomia candida*).

Tabela 9 apresenta uma comparação entre os valores de risco considerando todos os bioensaios (isto é, dados apresentados nas Tabelas 5 e 6) e excluindo os dados do ensaio de reprodução com colêmbolos (isto é, dados apresentados nas Tabelas 7 e 8). Ao excluir os dados referentes ao ensaio de reprodução com *F. candida*, é possível observar que, de fato, este ensaio contribui de maneira bastante efetiva para o incremento dos riscos em Chernossolo. Neste sentido, quando este ensaio é retirado da análise, os riscos em Latossolo são maiores quando comparado aos valores de risco em Chernossolo (Tabela 9).

Tabela 5. Quantificação do risco total com base no ranqueamento dos tipos de ensaios e respectivos *endpoints* avaliados: latossolo tratado com distintas doses de sedimento dragado.

| Doses (%) | <i>E. andrei</i> | | | | <i>F. candida</i> | | | <i>E. crypticus</i> | | <i>L. sativa</i> | <i>D. similis</i> | <i>P. subcaptata</i> | Σ_{scores} | Σ_{pesos} | Risco Total |
|-----------|------------------|----------------|------------------|-------------|-------------------|---------------|------------|---------------------|------------|------------------|-------------------|----------------------|-------------------|------------------|-------------|
| | Agudo (x 1) | | Agudo (PC) (x 1) | Comp. (x 1) | Comp. (x 1) | Crônico (x 2) | | Crônico (x 2) | | Agudo (x 1) | Agudo (x 1) | Crônico (x 2) | | | |
| | Morte (x 3) | Biomass. (x 1) | Morte (x 3) | Fuga (x 1) | Fuga (x 1) | Morte (x 3) | Rep. (x 2) | Morte (x 3) | Rep. (x 2) | Germ. (x 3) | Imob. (x 3) | Reprod. (x 2) | | | |
| 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 39 | 0,00 |
| 1,25 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 | 0 | 0 | | | | 0 | 28 | 0,00 |
| 2,5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | | 1 | 29 | 0,03 |
| 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | | | 4 | 32 | 0,13 |
| 6,66 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | | 3 | 3 | 4 | 11 | 35 | 0,31 |
| 10 | | 0 | | | 1 | 0 | 0 | 0 | 4 | 3 | 3 | 4 | 15 | 32 | 0,47 |
| 13,32 | 3 | 0 | 3 | 1 | 1 | | 0 | 0 | 4 | 3 | 3 | 4 | 22 | 33 | 0,67 |
| 19,98 | 3 | 0 | 3 | 1 | 1 | | 0 | 0 | 4 | 3 | 3 | 4 | 22 | 33 | 0,67 |
| 20 | 3 | 0 | 3 | 1 | 1 | 6 | 4 | 0 | 4 | 3 | 3 | 4 | 32 | 39 | 0,82 |
| 33,3 | 3 | | 3 | 1 | 1 | 6 | 4 | | 4 | 3 | 3 | 4 | 32 | 32 | 1,00 |

Notas: PC = Papel de contato; Biomass = Biomassa; Comp. = Comportamento; Rep. = Reprodução; Germ. = Germinação; Imob. = Imobilidade. Em Cinza = *endpoints* não avaliados; Entre parênteses encontram-se os pesos atribuídos aos ensaios e *endpoints*.

Tabela 6. Quantificação do risco total com base no ranqueamento dos tipos de ensaios e respectivos *endpoints* avaliados: chernossolo tratado com distintas doses de sedimento dragado.

| Doses (%) | <i>E. andrei</i> | | | | <i>F. candida</i> | | | <i>E. crypticus</i> | | <i>L. sativa</i> | <i>D. similis</i> | <i>P. subcaptata</i> | Σ_{scores} | Σ_{pesos} | Risco Total |
|-----------|------------------|----------------|------------------|-------------|-------------------|---------------|------------|---------------------|------------|------------------|-------------------|----------------------|-------------------|------------------|-------------|
| | Agudo (x 1) | | Agudo (PC) (x 1) | Comp. (x 1) | Comp. (x 1) | Crônico (x 2) | | Crônico (x 2) | | Agudo (x 1) | Agudo (x 1) | Crônico (x 2) | | | |
| | Morte (x 3) | Biomass. (x 1) | Morte (x 3) | Fuga (x 1) | Fuga (x 1) | Morte (x 3) | Rep. (x 2) | Morte (x 3) | Rep. (x 2) | Germ. (x 3) | Imob. (x 3) | Reprod. (x 2) | | | |
| 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 39 | 0,00 |
| 1,25 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | | 0 | 0 | | 0 | | 0 | 19 | 0,00 |
| 2,5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 6 | | 0 | 0 | | 0 | | 7 | 28 | 0,25 |
| 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 6 | 4 | 0 | 0 | 3 | 0 | | 14 | 35 | 0,40 |
| 6,58 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 6 | 4 | 0 | 0 | 3 | 0 | 4 | 18 | 39 | 0,46 |
| 10 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 6 | 4 | 0 | 0 | 3 | | 4 | 18 | 36 | 0,50 |
| 13,16 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 6 | 4 | 0 | 0 | 3 | 3 | 4 | 21 | 39 | 0,54 |
| 19,74 | 3 | 1 | 3 | 1 | 1 | 6 | 4 | 0 | 0 | 3 | 3 | 4 | 29 | 39 | 0,74 |
| 20 | 3 | | 3 | 1 | 1 | 6 | 4 | 0 | 4 | 3 | 3 | 4 | 32 | 38 | 0,84 |
| 32,9 | 3 | | 3 | 1 | 1 | 6 | 4 | | 4 | 3 | 3 | 4 | 32 | 32 | 1,00 |

Notas: PC = Papel de contato; Biomass = Biomassa; Comp. = Comportamento; Rep. = Reprodução; Germ. = Germinação; Imob. = Imobilidade. Em cinza = *endpoints* não avaliados; Entre parênteses encontram-se os pesos atribuídos aos ensaios e *endpoints*.

Tabela 7. Quantificação do risco total excluindo os dados do ensaio crônico de reprodução com colêmbolos (*Folsomia candida*): Latossolo tratado com distintas doses de sedimento dragado.

| Doses (%) | <i>E. andrei</i> | | | | <i>F. candida</i> | <i>E. crypticus</i> | | <i>L. sativa</i> | <i>D. similis</i> | <i>P. subcaptata</i> | Σ_{scores} | Σ_{pesos} | Risco Total |
|-----------|------------------|----------------|------------------|-------------|-------------------|---------------------|------------|------------------|-------------------|----------------------|-------------------|------------------|-------------|
| | Agudo (x 1) | | Agudo (PC) (x 1) | Comp. (x 1) | Comp. (x 1) | Crônico (x 2) | | Agudo (x 1) | Agudo (x 1) | Crônico (x 2) | | | |
| | Morte (x 3) | Biomass. (x 1) | Morte (x 3) | Fuga (x 1) | Fuga (x 1) | Morte (x 3) | Rep. (x 2) | Germ. (x 3) | Imob. (x 3) | Reprod. (x 2) | | | |
| 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 29 | 0,00 |
| 1,25 | 0 | 0 | 0 | 0 | | 0 | 0 | | | | 0 | 18 | 0,00 |
| 2,5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | | | | 1 | 19 | 0,05 |
| 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 3 | | | 4 | 12 | 0,33 |
| 6,66 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | | 3 | 3 | 4 | 11 | 25 | 0,44 |
| 10 | | 0 | | | 1 | 0 | 4 | 3 | 3 | 4 | 15 | 22 | 0,68 |
| 13,32 | 3 | 0 | 3 | 1 | 1 | 0 | 4 | 3 | 3 | 4 | 22 | 29 | 0,76 |
| 19,98 | 3 | 0 | 3 | 1 | 1 | 0 | 4 | 3 | 3 | 4 | 22 | 29 | 0,76 |
| 20 | 3 | 0 | 3 | 1 | 1 | 0 | 4 | 3 | 3 | 4 | 22 | 29 | 0,76 |
| 33,3 | 3 | | 3 | 1 | 1 | | 4 | 3 | 3 | 4 | 22 | 22 | 1,00 |

Notas: PC = Papel de contato; Biomass = Biomassa; Comp. = Comportamento; Rep. = Reprodução; Germ. = Germinação; Imob. = Imobilidade. Em Cinza = *endpoints* não avaliados; Entre parênteses encontram-se os pesos atribuídos aos ensaios e *endpoints*.

Tabela 8. Quantificação do risco total excluindo os dados do ensaio crônico de reprodução com colêmbolos (*Folsomia candida*): Chernossolo tratado com distintas doses de sedimento dragado.

| Doses (%) | <i>E. andrei</i> | | | <i>F. candida</i> | <i>E. crypticus</i> | | <i>L. sativa</i> | <i>D. similis</i> | <i>P. subcaptata</i> | Σ_{scores} | Σ_{pesos} | Risco Total | |
|-----------|------------------|----------------|------------------|-------------------|---------------------|---------------|------------------|-------------------|----------------------|-------------------|------------------|-------------|---------------|
| | Agudo (x 1) | | Agudo (PC) (x 1) | Comp. (x 1) | Comp. (x 1) | Crônico (x 2) | | Agudo (x 1) | Agudo (x 1) | | | | Crônico (x 2) |
| | Morte (x 3) | Biomass. (x 1) | Morte (x 3) | Fuga (x 1) | Fuga (x 1) | Morte (x 3) | Rep. (x 2) | Germ. (x 3) | Imob. (x 3) | | | | Rep. (x 2) |
| 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 29 | 0,00 | |
| 1,25 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 19 | 0,00 | |
| 2,5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 22 | 0,05 | |
| 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 3 | 0 | 4 | 25 | 0,16 | |
| 6,58 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 3 | 0 | 4 | 29 | 0,28 | |
| 10 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 3 | 0 | 4 | 26 | 0,31 | |
| 13,16 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 3 | 3 | 4 | 29 | 0,38 | |
| 19,74 | 3 | 1 | 3 | 1 | 1 | 0 | 0 | 3 | 3 | 4 | 29 | 0,66 | |
| 20 | 3 | 0 | 3 | 1 | 1 | 0 | 4 | 3 | 3 | 4 | 18 | 0,67 | |
| 32,9 | 3 | 0 | 3 | 1 | 1 | 0 | 4 | 3 | 3 | 4 | 22 | 1,00 | |

Notas: PC = Papel de contato; Biomass = Biomassa; Comp. = Comportamento; Rep. = Reprodução; Germ. = Germinação; Imob. = Imobilidade. Em cinza = *endpoints* não avaliados; Entre parênteses encontram-se os pesos atribuídos aos ensaios e *endpoints*.

A referida constatação parece estar atrelada ao fato de que os colêmbolos buscam, em geral, regiões mais secas do solo (se comparados a anelídeos edáficos, por exemplo) e, dessa forma, estão menos vulneráveis à presença de contaminantes na água intersticial (a qual, de forma geral, tende a ser menos contaminada em Chernossolo, devido à abundância de argilominerais expansivos de elevada CTC, conforme indicaram Cesar *et al.* (2015a). Além disso, vale também destacar que os colêmbolos se alimentam de microorganismos e, dessa forma, alterações na diversidade e abundância de comunidades microbiológicas do solo podem afetar efetivamente a reprodução desses animais. Neste sentido, tendo em vista a alta fertilidade e disponibilidade de nutrientes em Chernossolo (Tabela 1), é válido supor a ocorrência de comunidades naturais de microorganismos com maior estabilidade ecológica frente à atuação de patógenos oportunistas oriundos do esgoto (fato que poderia afetar a disponibilidade de alimentos para os colêmbolos). Outro fator importante a ser ressaltado consiste no fato de que os colêmbolos são capazes de fazer mudas e eliminar parte dos agentes tóxicos incorporados via exposição dérmica (diretamente associada à concentração de contaminantes na água intersticial).

Tendo em vista a constatação de uma correlação positiva entre o incremento de risco e a adição de sedimento no solo (Tabela 9), a Tabela 10 foi construída visando o

estabelecimento de limiares de doses sustentáveis de aplicação de sedimento dragado no solo, bem como a caracterização do seu risco ecológico potencial. Para tanto, determinou-se os primeiro e terceiro quartis dos valores de *scores* encontrados para cada dose e, dessa forma, foi possível fragmentar e sugerir intervalos de doses potencialmente tóxicas (Tabela 10). Sendo assim, foi criada uma escala de risco potencial, descrita na Tabela 10: (i) < 1,25% = Risco Baixo ou inexistente; (ii) Entre 2,5-10% = Risco Mediano I; (iii) Entre 10-20% = Risco Mediano II; e (iv) > 20% = Risco Alto.

A escala numérica de risco definida neste trabalho (Tabela 10) possibilita a caracterização do risco ecológico de acordo com a faixa de dosagem de sedimento no solo, e pode subsidiar a gestão de riscos ambientais em cenários de disposição terrestre de materiais dragados em consonância com as propriedades dos solos estudados. Neste sentido, o estabelecimento de uma bateria de bioensaios mais sensíveis à presença de contaminações associadas à disposição de sedimentos dragados (de origens diversas) em distintas classes de solos tropicais consiste ainda em um grande desafio. No caso do presente trabalho, os organismos mais sensíveis foram *L. sativa*, *D. similis* e *P. subcaptata*. Ainda, os critérios utilizados para confecção desta escala numérica de risco (incluindo os critérios de ranqueamento dos *endpoints* e dos tipos de bioensaios) podem também ser estendidos a outras tipologias de resíduos sólidos que apresentam risco potencial

associado a contaminações em cenários de disposição terrestre.

É importante ressaltar que o índice apresentado neste trabalho está baseado na ausência ou ocorrência significativa de efeitos adversos aos organismos-teste, e não leva em consideração a intensidade do efeito observado. A construção de abordagens quantitativas que visem avaliar a severidade dos efeitos em organismos-teste é também outro grande desafio, sobretudo em ecossistemas tropicais.

Na literatura brasileira, a maior parte das proposições de índices de risco ecológico, além de serem escassas, está fortemente voltada à

avaliação da saúde de ecossistemas aquáticos, a exemplo do trabalho executado por Rodrigues (2010) com a ictiofauna de sistemas costeiros do RJ, com foco na contaminação por mercúrio. Fiori et al. (2013) ainda avançam ao propor a adequação de um índice de risco, idealizado para sistemas lacustres temperados, às condições de estuários tropicais, integrando indicadores biogeoquímicos e ecotoxicológicos. Contudo, essas contribuições ainda permanecem focadas em organismos aquáticos, em detrimento à saúde da biota do solo, especialmente a fauna edáfica.

Tabela 9. Comparação dos valores de riscos totais para as misturas solo artificial:dragado, Latossolo:dragado e Chernossolo:dragado, considerando e excluindo os dados dos ensaios crônicos de reprodução com colêmbolos em solos reais.

| Doses (%) | Risco considerando todos os bioensaios | | | Risco excluindo o ensaio crônico de reprodução com colêmbolos | |
|--|--|-----------|-------------|---|-------------|
| | Solo Artificial | Latossolo | Chernossolo | Latossolo | Chernossolo |
| 0 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| 1,25 | 0,16 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| 2,5 | 0,16 | 0,03 | 0,25 | 0,05 | 0,05 |
| 5 | 0,29 | 0,13 | 0,40 | 0,33 | 0,16 |
| 6,66 ^{LT} ou 6,58 ^{CH} | 0,33 | 0,31 | 0,46 | 0,44 | 0,28 |
| 10 | 0,42 | 0,47 | 0,50 | 0,68 | 0,31 |
| 13,32 ^{LT} ou 13,16 ^{CH} | 0,42 | 0,67 | 0,54 | 0,76 | 0,38 |
| 19,98 ^{LT} ou 19,74 ^{CH} | 0,52 | 0,67 | 0,74 | 0,76 | 0,66 |
| 20 | 0,61 | 0,82 | 0,84 | 0,76 | 0,67 |
| 33,3 ^{LT} ou 32,90 ^{CH} | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 |

Notas: LT = dose aplicada em Latossolo; CH = Dose aplicada em Chernossolo.

Tabela 10. Estimativa numérica e caracterização do risco ecotoxicológico potencial associado à disposição de sedimentos de dragagem em Latossolos e Chernossolos, considerando todos os bioensaios.

| Dose (%) | Intervalo de Dose (%) | Latossolo | Chernossolo | Caracterização do Risco |
|--|-----------------------|-----------|-------------|---|
| 0 | < 1,25 | 0,00 | 0,00 | <u>Risco Baixo ou Inexistente</u> : baixa probabilidade de efeitos adversos à biota. |
| 1,25 | | 0,00 | 0,00 | |
| 2,5 | 2,5 - 10 | 0,03 | 0,25 | <u>Risco Mediano I</u> : recomendam-se estudos visando o detalhamento da toxicidade potencial. |
| 5 | | 0,13 | 0,40 | |
| 6,66 ^{LT} ou 6,58 ^{CH} | | 0,31 | 0,46 | |
| 10 | 10 - 20 | 0,47 | 0,50 | <u>Risco Mediano II</u> : requer fortemente estudos visando o detalhamento da toxicidade potencial. |
| 13,32 ^{LT} ou 13,16 ^{CH} | | 0,67 | 0,54 | |
| 19,98 ^{LT} ou 19,74 ^{CH} | | 0,67 | 0,74 | |
| 20 | > 20 | 0,82 | 0,84 | <u>Risco Alto</u> : elevada probabilidade de efeitos adversos à biota. |
| 33,3 ^{LT} ou 32,90 ^{CH} | | 1,00 | 1,00 | |

Notas: LT = dose aplicada em Latossolo; CH = Dose aplicada em Chernossolo

CONCLUSÕES

A construção do índice de risco ecológico demonstrou ser possível ranquear com sucesso alguns indicadores ecotoxicológicos (*endpoints*) comumente monitorados em bioensaios, tornando possível a estimativa numérica de risco. Este tipo de informação é imprescindível a qualquer tipo de planejamento ou tomada de decisão em termos de gestão de riscos ambientais e uso sustentável do território, incluindo o zoneamento de risco ecológico e o estabelecimento de metais e custos ambientais visando à recuperação de áreas degradadas.

Os dados apresentados ainda sugerem que as propriedades do substrato pedológico

desempenham papel crucial no risco ecológico associado à disposição terrestre de sedimentos dragados. Neste sentido, ressalta-se a necessidade de execução de bioensaios com sedimentos de origens diversas (p. ex., sedimentos portuários, ou contaminados por esgoto doméstico ou atividades industriais) e diferentes classes de solos tropicais. A geração de tais dados permitirá o estabelecimento de valores orientadores de qualidade ambiental capazes de refletir as características dos solos e ecossistemas tropicais brasileiros, abarcando as variações espaciais da geologia, pedologia, climatologia, hidrologia, geomorfologia e informações relacionadas ao bioma.

AGRADECIMENTOS

Os autores gostariam de agradecer ao apoio financeiro do CNPq e da CAPES, através de concessão de bolsa a Ricardo Cesar (Doutorado/CNPq) e a Ana Paula Rodrigues (PNPD-CAPES). Sem estes suportes financeiros, este trabalho não teria sido realizado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ALAMINO, R. C. J.; POLIVANOV H.; CAMPOS T. M. P. C.; SILVA V. H. G.; SANTOS L. V.; MENDES J. C. Biodisponibilidade de cádmio em Latossolo acrescido de lodo de esgoto. **Anuário do Instituto de Geociências (UFRJ)**, v. 30, n. 2, p. 45-54, 2007.
2. AZEVEDO, L. A.; BRUNNING, I. M.; MOREIRA, I. Hydrocarbon contamination in mussels from Guanabara Bay. **Marine Pollution Bulletin**, v. 49, n. 11-12, p. 1120-1122, 2004.
3. CESAR, R. G.; EGLER, S. G.; ALAMINO, R.; POLIVANOV, H.; SILVA, R. C.; CASTILHOS, Z. C.; ARAUJO, P. C. Avaliação do potencial tóxico de latossolos e chernossolos acrescidos de lodo de esgoto utilizando bioensaios com oligoquetas da espécie *Eisenia andrei*. **Anuário do Instituto de Geociências (UFRJ)**, v. 31, p. 53-60, 2008.
4. CESAR, R. G.; NATAL-DA-LUZ, T.; SOUSA, J. P. F.; COLONESE, J.; BIDONE, E. D.; CASTILHOS, Z. C.; EGLER, S. G.; POLIVANOV, H. Disposal of dredged sediments in tropical soils: ecotoxicological effects on earthworms. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 186, p. 1487-1497, 2014a.
5. CESAR, R. G.; COLONESE, J.P.; BIDONE, E.D.; CASTILHOS, Z.C.; EGLER, S. G.; POLIVANOV, H. Disposição de sedimentos de dragagem em solos tropicais: avaliação da ecotoxicidade com base em bioensaios com alface e de bioacumulação de metais com oligoquetas edáficos. **Geochimica Brasiliensis**, v. 28, p. 79-88, 2014b.
6. CESAR, R. G.; NATAL-DA-LUZ, T.; BIDONE E. D.; CASTILHOS, Z.; POLIVANOV, H.; SOUSA, J. P. Disposal of dredged sediments in tropical soils: ecotoxicological evaluation based on bioassays with springtails and enchytraeids. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, p. 2916-2924, 2015a.
7. Cesar, R. G.; Natal-Da-Luz, T.; Silva, F.; Bidone E. D.; Castilhos, Z.; Polivanov, H.; Sousa, J. P. Ecotoxicological assessment of a dredged sediment using three species of soil invertebrates. **Ecotoxicology**, v. 24, p. 414-423, 2015b.
8. CESAR, R. G.; COLONESE, J. P.; BIDONE, E. D.; CASTILHOS, Z. C.; EGLER, S. G.; POLIVANOV, H. Disposição continental de sedimentos de dragagem em solos tropicais: avaliação do risco ecológico de metais baseada em bioensaios com organismos aquáticos e edáficos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, *in press*, 2015c.
9. CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução 454. 2012. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=693>>. Acesso em 19 Set. 2013.
10. FIORI, C., RODRIGUES, A. P., SANTELLI, R., CORDEIRO, R., CARVALHEIRA, R., ARAUJO, P., CASTILHOS, Z., BIDONE, E. Ecological risk index for aquatic pollution control: a case study of coastal water bodies from the Rio de Janeiro State, southeastern Brazil. **Geochimica Brasiliensis**, v.27(1): 24-36, 2013
11. GARCIA, M. (2004) Effects of pesticides on soil fauna: Development of ecotoxicology test methods for tropical regions. In: P.L.G Vlek, et al. (Eds.). Ecology and Development Series, v. 19, Cuvillier Verlag Gottingen, 282 p.
12. HO, K. T., BURGESS, R. M.; PELLETIER, M. C.; SERBST, J. R.; RYBA, S. A.; CANTWELL, M. G.; KUHN, A.; RACZELOWSKI, P. An overview of toxicant identification in sediments and dredged materials. **Marine Pollution Bulletin**, v. 44, p. 286-293, 2002.
13. MACHADO, W.; SILVA-FILHO, E. V.; OLIVEIRA, R. R.; LACERDA, L. D. Trace metal retention in mangrove ecosystems in Guanabara Bay, SE Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 44, p. 1277-1280, 2002.
14. MACHADO, W.; RODRIGUES, A. P. C.; BIDONE, E. D.; SELLA, S. M.; SANTELLI, R. E. Evaluation of Cu potential bioavailability changes upon coastal sediment resuspension: an example on how to improve the assessment of

- sediment dredging environmental risks. **Environmental Science and Pollution Research**, v.18, p. 1033-1036, 2011
15. MUNNS, W. R.; BERRY, W. J.; DEWITT, W. T. Toxicity testing, risk assessment, and options for dredged material management. **Marine Pollution Bulletin**, v. 44, p. 294–302, 2002.
16. NATAL-DA-LUZ, T.; TIDONA, S.; JESUS, B.; MORAIS, P. V.; SOUSA, J. P. The use of sewage sludge as soil amendment: The need for an ecotoxicological evaluation. **Journal of Soils and Sediments**, v. 9, p. 246–260, 2009.
17. RODRIGUES, A. P.; CASTILHOS, Z. C.; CESAR, R. G.; ALMOSNY, N. R. P.; LINDE-ARIAS, A. R.; BIDONE, E. D. Avaliação de risco ecológico: conceitos básicos, metodologia e estudo de caso. 1. ed. Rio de Janeiro: CETEM: Estudos e Documentos, 2011. v. 1. 78p .
18. RODRIGUES, A. P. 2010. Biomarcadores para avaliação de risco ecológico de mercúrio em peixes: sistema costeiro do Estado do Rio de Janeiro e bioensaios. Tese (Doutorado em Geoquímica). Universidade Federal Fluminense, UFF.
19. ROULET, M. & LUCOTTE, M. Geochemistry of mercury in pristine and flooded ferrallitic soils of a tropical rain forest in French Guiana, South America. **Water Air and Soil Pollution**, v.80, p.1079-1085, 1995.
20. SELIVANOVSKAYA, S. Y. & LATYPOVA, V. Z. The use of bioassays for evaluating the toxicity of sewage sludge and sewage sludge-amended soil. **Journal of Soils and Sediments**, v. 3, n. 2, p. 85-92, 2003.
21. STRAALEN, N. M.; DONKER, M. H.; VIJVER, M. G.; GESTEL, C. A. M. Bioavailability of contaminants estimated from uptake rates into soil invertebrates. **Environmental Pollution**, v. 136, p. 409-417, 2005
22. VAŠIČKOVÁ, J.; KALÁBOVÁ, T.; KOMPRDOVÁ, K.; PRIESSNITZ, J.; DYMÁK, M.; LÁNA, J.; ŠKULCOVÁ, L.; ŠINDELÁŘOVÁ, L.; SÁŇKA, M.; ČUPR, P.; VÁCHA, R.; HOFMAN, J. Comparison of approaches towards ecotoxicity evaluation for the application of dredged sediment on soil. **Journal of Soils and Sediments**, v. 13, p. 906–915, 2013.

Manuscrito recebido em: 19 de Dezembro de 2014

Revisado e Aceito em: 27 de Abril de 2015