

Aplicabilidade de Sedimentos Estuarinos em Plantações: Um Instrumento de Gerenciamento Ambiental para os Portos

André Luiz Pio dos Santos

 **Atena**
Editora

Ano 2020

Aplicabilidade de Sedimentos Estuarinos em Plantações: Um Instrumento de Gerenciamento Ambiental para os Portos

André Luiz Pio dos Santos

Atena
Editora

Ano 2020

Editora Chefe

Profª Drª Antonella Carvalho de Oliveira

Assistentes Editoriais

Natalia Oliveira

Bruno Oliveira

Flávia Roberta Barão

Bibliotecário

Maurício Amormino Júnior

Projeto Gráfico e Diagramação

Natália Sandrini de Azevedo

Camila Alves de Cremona

Karine de Lima Wisniewski

Luiza Alves Batista

Maria Alice Pinheiro

Imagens da Capa

Shutterstock

Edição de Arte

Luiza Alves Batista

Revisão

Os Autores

2020 by Atena Editora

Copyright © Atena Editora

Copyright do Texto © 2020 Os autores

Copyright da Edição © 2020 Atena Editora

Direitos para esta edição cedidos à Atena Editora pelos autores.



Todo o conteúdo deste livro está licenciado sob uma Licença de Atribuição *Creative Commons*. Atribuição 4.0 Internacional (CC BY 4.0).

O conteúdo dos artigos e seus dados em sua forma, correção e confiabilidade são de responsabilidade exclusiva dos autores, inclusive não representam necessariamente a posição oficial da Atena Editora. Permitido o *download* da obra e o compartilhamento desde que sejam atribuídos créditos aos autores, mas sem a possibilidade de alterá-la de nenhuma forma ou utilizá-la para fins comerciais.

A Atena Editora não se responsabiliza por eventuais mudanças ocorridas nos endereços convencionais ou eletrônicos citados nesta obra.

Todos os manuscritos foram previamente submetidos à avaliação cega pelos pares, membros do Conselho Editorial desta Editora, tendo sido aprovados para a publicação.

Conselho Editorial

Ciências Humanas e Sociais Aplicadas

Prof. Dr. Álvaro Augusto de Borba Barreto – Universidade Federal de Pelotas

Prof. Dr. Alexandre Jose Schumacher – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Mato Grosso

Prof. Dr. Américo Junior Nunes da Silva – Universidade do Estado da Bahia

Prof. Dr. Antonio Carlos Frasson – Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Prof. Dr. Antonio Gasparetto Júnior – Instituto Federal do Sudeste de Minas Gerais

Prof. Dr. Antonio Isidro-Filho – Universidade de Brasília

Prof. Dr. Carlos Antonio de Souza Moraes – Universidade Federal Fluminense

Profª Drª Cristina Gaio – Universidade de Lisboa

Prof. Dr. Deyvison de Lima Oliveira – Universidade Federal de Rondônia
Prof. Dr. Edvaldo Antunes de Farias – Universidade Estácio de Sá
Prof. Dr. Elson Ferreira Costa – Universidade do Estado do Pará
Prof. Dr. Eloi Martins Senhora – Universidade Federal de Roraima
Prof. Dr. Gustavo Henrique Cepolini Ferreira – Universidade Estadual de Montes Claros
Profª Drª Ivone Goulart Lopes – Istituto Internazionele delle Figlie de Maria Ausiliatrice
Prof. Dr. Jadson Correia de Oliveira – Universidade Católica do Salvador
Prof. Dr. Julio Candido de Meirelles Junior – Universidade Federal Fluminense
Profª Drª Lina Maria Gonçalves – Universidade Federal do Tocantins
Prof. Dr. Luis Ricardo Fernandes da Costa – Universidade Estadual de Montes Claros
Profª Drª Natiéli Piovesan – Instituto Federal do Rio Grande do Norte
Prof. Dr. Marcelo Pereira da Silva – Pontifícia Universidade Católica de Campinas
Profª Drª Maria Luzia da Silva Santana – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul
Profª Drª Paola Andressa Scortegagna – Universidade Estadual de Ponta Grossa
Profª Drª Rita de Cássia da Silva Oliveira – Universidade Estadual de Ponta Grossa
Prof. Dr. Rui Maia Diamantino – Universidade Salvador
Prof. Dr. Urandi João Rodrigues Junior – Universidade Federal do Oeste do Pará
Profª Drª Vanessa Bordin Viera – Universidade Federal de Campina Grande
Prof. Dr. William Cleber Domingues Silva – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Prof. Dr. Willian Douglas Guilherme – Universidade Federal do Tocantins

Ciências Agrárias e Multidisciplinar

Prof. Dr. Alexandre Igor Azevedo Pereira – Instituto Federal Goiano
Profª Drª Carla Cristina Bauermann Brasil – Universidade Federal de Santa Maria
Prof. Dr. Antonio Pasqualetto – Pontifícia Universidade Católica de Goiás
Prof. Dr. Cleberton Correia Santos – Universidade Federal da Grande Dourados
Profª Drª Daiane Garabeli Trojan – Universidade Norte do Paraná
Profª Drª Diocléa Almeida Seabra Silva – Universidade Federal Rural da Amazônia
Prof. Dr. Écio Souza Diniz – Universidade Federal de Viçosa
Prof. Dr. Fábio Steiner – Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul
Prof. Dr. Fágner Cavalcante Patrocínio dos Santos – Universidade Federal do Ceará
Profª Drª Girlene Santos de Souza – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia
Prof. Dr. Jael Soares Batista – Universidade Federal Rural do Semi-Árido
Prof. Dr. Júlio César Ribeiro – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Profª Drª Lina Raquel Santos Araújo – Universidade Estadual do Ceará
Prof. Dr. Pedro Manuel Villa – Universidade Federal de Viçosa
Profª Drª Raissa Rachel Salustriano da Silva Matos – Universidade Federal do Maranhão
Prof. Dr. Ronilson Freitas de Souza – Universidade do Estado do Pará
Profª Drª Talita de Santos Matos – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Prof. Dr. Tiago da Silva Teófilo – Universidade Federal Rural do Semi-Árido
Prof. Dr. Valdemar Antonio Paffaro Junior – Universidade Federal de Alfenas

Ciências Biológicas e da Saúde

Prof. Dr. André Ribeiro da Silva – Universidade de Brasília
Profª Drª Anelise Levay Murari – Universidade Federal de Pelotas
Prof. Dr. Benedito Rodrigues da Silva Neto – Universidade Federal de Goiás
Prof. Dr. Douglas Siqueira de Almeida Chaves -Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro

Prof. Dr. Edson da Silva – Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri
Prof^a Dr^a Eleuza Rodrigues Machado – Faculdade Anhanguera de Brasília
Prof^a Dr^a Elane Schwinden Prudêncio – Universidade Federal de Santa Catarina
Prof^a Dr^a Eysler Gonçalves Maia Brasil – Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro-Brasileira
Prof. Dr. Ferlando Lima Santos – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia
Prof^a Dr^a Gabriela Vieira do Amaral – Universidade de Vassouras
Prof. Dr. Gianfábio Pimentel Franco – Universidade Federal de Santa Maria
Prof. Dr. Helio Franklin Rodrigues de Almeida – Universidade Federal de Rondônia
Prof^a Dr^a Iara Lúcia Tescarollo – Universidade São Francisco
Prof. Dr. Igor Luiz Vieira de Lima Santos – Universidade Federal de Campina Grande
Prof. Dr. Jesus Rodrigues Lemos – Universidade Federal do Piauí
Prof. Dr. Jônatas de França Barros – Universidade Federal do Rio Grande do Norte
Prof. Dr. José Max Barbosa de Oliveira Junior – Universidade Federal do Oeste do Pará
Prof. Dr. Luís Paulo Souza e Souza – Universidade Federal do Amazonas
Prof^a Dr^a Magnólia de Araújo Campos – Universidade Federal de Campina Grande
Prof. Dr. Marcus Fernando da Silva Praxedes – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia
Prof^a Dr^a Mylena Andréa Oliveira Torres – Universidade Ceuma
Prof^a Dr^a Natiéli Piovesan – Instituto Federal do Rio Grande do Norte
Prof. Dr. Paulo Inada – Universidade Estadual de Maringá
Prof^a Dr^a Regiane Luz Carvalho – Centro Universitário das Faculdades Associadas de Ensino
Prof^a Dr^a Renata Mendes de Freitas – Universidade Federal de Juiz de Fora
Prof^a Dr^a Vanessa Lima Gonçalves – Universidade Estadual de Ponta Grossa
Prof^a Dr^a Vanessa Bordin Viera – Universidade Federal de Campina Grande

Ciências Exatas e da Terra e Engenharias

Prof. Dr. Adélio Alcino Sampaio Castro Machado – Universidade do Porto
Prof. Dr. Alexandre Leite dos Santos Silva – Universidade Federal do Piauí
Prof. Dr. Carlos Eduardo Sanches de Andrade – Universidade Federal de Goiás
Prof^a Dr^a Carmen Lúcia Voigt – Universidade Norte do Paraná
Prof. Dr. Douglas Gonçalves da Silva – Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia
Prof. Dr. Eloi Rufato Junior – Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Prof. Dr. Fabrício Menezes Ramos – Instituto Federal do Pará
Prof^a Dra. Jéssica Verger Nardeli – Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho
Prof. Dr. Juliano Carlo Rufino de Freitas – Universidade Federal de Campina Grande
Prof^a Dr^a Luciana do Nascimento Mendes – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte
Prof. Dr. Marcelo Marques – Universidade Estadual de Maringá
Prof^a Dr^a Neiva Maria de Almeida – Universidade Federal da Paraíba
Prof^a Dr^a Natiéli Piovesan – Instituto Federal do Rio Grande do Norte
Prof. Dr. Takeshy Tachizawa – Faculdade de Campo Limpo Paulista

Linguística, Letras e Artes

Prof^a Dr^a Adriana Demite Stephani – Universidade Federal do Tocantins
Prof^a Dr^a Angeli Rose do Nascimento – Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro
Prof^a Dr^a Carolina Fernandes da Silva Mandaji – Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Prof^a Dr^a Denise Rocha – Universidade Federal do Ceará

Prof. Dr. Fabiano Tadeu Grazioli – Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões
Prof. Dr. Gilmei Fleck – Universidade Estadual do Oeste do Paraná
Profª Drª Keyla Christina Almeida Portela – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Mato Grosso
Profª Drª Miranilde Oliveira Neves – Instituto de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará
Profª Drª Sandra Regina Gardacho Pietrobon – Universidade Estadual do Centro-Oeste
Profª Drª Sheila Marta Carregosa Rocha – Universidade do Estado da Bahia

Conselho Técnico Científico

Prof. Me. Abrãao Carvalho Nogueira – Universidade Federal do Espírito Santo
Prof. Me. Adalberto Zorzo – Centro Estadual de Educação Tecnológica Paula Souza
Prof. Me. Adalto Moreira Braz – Universidade Federal de Goiás
Prof. Dr. Adaylson Wagner Sousa de Vasconcelos – Ordem dos Advogados do Brasil/Seccional Paraíba
Prof. Dr. Adilson Tadeu Basquerote Silva – Universidade para o Desenvolvimento do Alto Vale do Itajaí
Prof. Me. Alexsandro Teixeira Ribeiro – Centro Universitário Internacional
Prof. Me. André Flávio Gonçalves Silva – Universidade Federal do Maranhão
Profª Ma. Anne Karynne da Silva Barbosa – Universidade Federal do Maranhão
Profª Drª Andreza Lopes – Instituto de Pesquisa e Desenvolvimento Acadêmico
Profª Drª Andrezza Miguel da Silva – Faculdade da Amazônia
Prof. Dr. Antonio Hot Pereira de Faria – Polícia Militar de Minas Gerais
Prof. Me. Armando Dias Duarte – Universidade Federal de Pernambuco
Profª Ma. Bianca Camargo Martins – UniCesumar
Profª Ma. Carolina Shimomura Nanya – Universidade Federal de São Carlos
Prof. Me. Carlos Antônio dos Santos – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Prof. Ma. Cláudia de Araújo Marques – Faculdade de Música do Espírito Santo
Profª Drª Cláudia Taís Siqueira Cagliari – Centro Universitário Dinâmica das Cataratas
Prof. Me. Daniel da Silva Miranda – Universidade Federal do Pará
Profª Ma. Daniela da Silva Rodrigues – Universidade de Brasília
Profª Ma. Daniela Remião de Macedo – Universidade de Lisboa
Profª Ma. Dayane de Melo Barros – Universidade Federal de Pernambuco
Prof. Me. Douglas Santos Mezacas – Universidade Estadual de Goiás
Prof. Me. Edevaldo de Castro Monteiro – Embrapa Agrobiologia
Prof. Me. Eduardo Gomes de Oliveira – Faculdades Unificadas Doctum de Cataguases
Prof. Me. Eduardo Henrique Ferreira – Faculdade Pitágoras de Londrina
Prof. Dr. Edwaldo Costa – Marinha do Brasil
Prof. Me. Eliel Constantino da Silva – Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita
Prof. Me. Ernane Rosa Martins – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Goiás
Prof. Me. Eivaldo de Sousa Costa Junior – Prefeitura Municipal de São João do Piauí
Profª Ma. Fabiana Coelho Couto Rocha Corrêa – Centro Universitário Estácio Juiz de Fora
Prof. Dr. Fabiano Lemos Pereira – Prefeitura Municipal de Macaé
Prof. Me. Felipe da Costa Negrão – Universidade Federal do Amazonas
Profª Drª Germana Ponce de Leon Ramírez – Centro Universitário Adventista de São Paulo
Prof. Me. Gevair Campos – Instituto Mineiro de Agropecuária
Prof. Dr. Guilherme Renato Gomes – Universidade Norte do Paraná
Prof. Me. Gustavo Krahl – Universidade do Oeste de Santa Catarina
Prof. Me. Helton Rangel Coutinho Junior – Tribunal de Justiça do Estado do Rio de Janeiro
Profª Ma. Isabelle Cerqueira Sousa – Universidade de Fortaleza

Profª Ma. Jaqueline Oliveira Rezende – Universidade Federal de Uberlândia
Prof. Me. Javier Antonio Albornoz – University of Miami and Miami Dade College
Prof. Me. Jhonatan da Silva Lima – Universidade Federal do Pará
Prof. Dr. José Carlos da Silva Mendes – Instituto de Psicologia Cognitiva, Desenvolvimento Humano e Social
Prof. Me. Jose Elyton Batista dos Santos – Universidade Federal de Sergipe
Prof. Me. José Luiz Leonardo de Araujo Pimenta – Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria Uruguay
Prof. Me. José Messias Ribeiro Júnior – Instituto Federal de Educação Tecnológica de Pernambuco
Profª Drª Juliana Santana de Curcio – Universidade Federal de Goiás
Profª Ma. Juliana Thaisa Rodrigues Pacheco – Universidade Estadual de Ponta Grossa
Profª Drª Kamilly Souza do Vale – Núcleo de Pesquisas Fenomenológicas/UFGA
Prof. Dr. Kárpio Márcio de Siqueira – Universidade do Estado da Bahia
Profª Drª Karina de Araújo Dias – Prefeitura Municipal de Florianópolis
Prof. Dr. Lázaro Castro Silva Nascimento – Laboratório de Fenomenologia & Subjetividade/UFPR
Prof. Me. Leonardo Tullio – Universidade Estadual de Ponta Grossa
Profª Ma. Lilian Coelho de Freitas – Instituto Federal do Pará
Profª Ma. Liliani Aparecida Sereno Fontes de Medeiros – Consórcio CEDERJ
Profª Drª Lívia do Carmo Silva – Universidade Federal de Goiás
Prof. Me. Lucio Marques Vieira Souza – Secretaria de Estado da Educação, do Esporte e da Cultura de Sergipe
Prof. Me. Luis Henrique Almeida Castro – Universidade Federal da Grande Dourados
Prof. Dr. Luan Vinicius Bernardelli – Universidade Estadual do Paraná
Prof. Dr. Michel da Costa – Universidade Metropolitana de Santos
Prof. Dr. Marcelo Máximo Purificação – Fundação Integrada Municipal de Ensino Superior
Prof. Me. Marcos Aurelio Alves e Silva – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de São Paulo
Profª Ma. Maria Elanny Damasceno Silva – Universidade Federal do Ceará
Profª Ma. Marileila Marques Toledo – Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri
Prof. Me. Ricardo Sérgio da Silva – Universidade Federal de Pernambuco
Prof. Me. Rafael Henrique Silva – Hospital Universitário da Universidade Federal da Grande Dourados
Profª Ma. Renata Luciane Polsaque Young Blood – UniSecal
Prof. Me. Sebastião André Barbosa Junior – Universidade Federal Rural de Pernambuco
Profª Ma. Silene Ribeiro Miranda Barbosa – Consultoria Brasileira de Ensino, Pesquisa e Extensão
Profª Ma. Solange Aparecida de Souza Monteiro – Instituto Federal de São Paulo
Prof. Me. Tallys Newton Fernandes de Matos – Faculdade Regional Jaguaribana
Profª Ma. Thatianny Jasmine Castro Martins de Carvalho – Universidade Federal do Piauí
Prof. Me. Tiago Silvio Dedoné – Colégio ECEL Positivo
Prof. Dr. Welleson Feitosa Gazel – Universidade Paulista

Aplicabilidade de sedimentos estuarinos em plantações: um instrumento de gerenciamento ambiental para os portos

Editora Chefe: Profª Drª Antonella Carvalho de Oliveira

Bibliotecário: Maurício Amormino Júnior

Diagramação: Maria Alice Pinheiro

Edição de Arte: Luiza Alves Batista

Revisão: O Autor

Autor: André Luiz Pio dos Santos

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) (eDOC BRASIL, Belo Horizonte/MG)

S237a Santos, André Luiz Pio dos.
Aplicabilidade de sedimentos estuarinos em plantações [recurso eletrônico] : um instrumento de gerenciamento ambiental para os portos / André Luiz Pio dos Santos. – Ponta Grossa, PR: Atena, 2020.

Formato: PDF

Requisitos de sistema: Adobe Acrobat Reader.

Modo de acesso: World Wide Web.

Inclui bibliografia

ISBN 978-65-5706-231-9

DOI 10.22533/at.ed.3319201908

1. Agricultura. 2. Ciclagem de nutrientes. 3. Dragagem.
4. Sedimentos estuarinos. I. Título.

CDD 630

Elaborado por Maurício Amormino Júnior – CRB6/2422

Atena Editora

Ponta Grossa – Paraná – Brasil

Telefone: +55 (42) 3323-5493

www.atenaeditora.com.br

contato@atenaeditora.com.br

SUMÁRIO

RESUMO.....	1
ABSTRACT.....	2
INTRODUÇÃO	3
DELIMITAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	12
ESTADO DA ARTE	37
MATERIAS E MÉTODOS	47
RESULTADOS E DISCUSSÕES	61
CONCLUSÃO	112
RECOMENDAÇÕES.....	114
REFERÊNCIAS.....	115
ANEXOS	140
SOBRE O AUTOR	144

SANTOS, A. L. P. dos. **Aplicabilidade de sedimentos estuarinos em plantações: um instrumento de gerenciamento ambiental para os portos**. Orientador: D. Sc. José Antônio Baptista Neto. Tese (Doutorado em Ciências) – PPGDOT/IGEO/UFF. Niterói, 2017.

No mundo inteiro, os estuários estão perdendo a capacidade de navegação devido à deposição gradual dos sedimentos carregados pelos cursos d'água, ocasionando o assoreamento do sistema aquático e dificultando a passagem das embarcações. A manutenção desses canais de navegação que acessa os portos organizados por meio de operações de dragagem e posterior despejo dos rejeitos em áreas bota-fora constitui atividade onerosa para os portos e altamente impactante para o meio ambiente. Uma alternativa plausível e capaz de apresentar resultados positivos seria aplicar em áreas escassas de nutrientes esses sedimentos quando dragados, os quais poderiam substituir total ou parcialmente os fertilizantes convencionais, de modo a repor as perdas nutricionais dos solos. Visando avaliar essa forma de disposição do material em terra, analisaram-se os sedimentos depositados na Enseada de Jurujuba e no Porto de Niterói (RJ), quanto aos riscos potenciais ao meio ambiente e à saúde pública, tais como: classificação do resíduo, níveis de fertilidade, concentrações de metais pesados, conteúdo de agrotóxicos, presença de organismos patogênicos, identificação de derivados de petróleo e salinidade. Os resultados foram comparados com normas de referência de modo a diagnosticar a potencialidade do emprego desse material como “fertilizante mineralizado” para cultivo de espécies vegetais, se a legislação vigente assim o permitir. As análises inferidas mostraram-se preliminarmente promissoras quanto à utilização desses materiais clásticos como fonte de fertilizante para a finalidade a que se destina; o que, certamente, contribuirá para minimizar o problema de descarte de sedimentos dragados em corpos d'água, reduzindo drasticamente as implicações ambientais da disposição inadequada no ambiente; fornecendo, assim, uma oportunidade conjunta de atender às necessidades de dragagem bem como de reabilitação das áreas costeiras.

PALAVRAS-CHAVE: fertilizante, dragagem, agricultura, ciclagem de nutrientes, sedimentos estuarinos.

SANTOS, A. L. P. dos. **Applicability Estuarine Sediments in Plantations: An Environmental Management Tool for Ports**. Advisor: D. Sc. José Antônio Baptista Neto. Thesis (PhD in Sciences) – PPGDOT / IGEO / UFF. Niterói, 2017.

In all world the estuaries are losing their navigation capacity due to the gradual deposition of sediments carried by waterways, causing the silting of the aquatic system and making it difficult for ships to pass vessels. The maintenance of these navigation channels that access ports organized through dredging operations and subsequent dumping of these wastes in boot-off areas constitute a costly activity for ports and highly impacting the environment. A plausible and positive alternative would be to apply these sediments when dredged in nutrient-deficient areas, which could replace totally or partially the conventional fertilizers, to restore the nutritional losses of the soils. To evaluate this form of disposition of the material on land, the sediments deposited at the Jurujuba Sound and Harbour of Niterói (RJ) were analyzed for their potential risks to the environment and public health, such as: classification of waste, levels of fertility, heavy metal concentrations, pesticide content, presence of pathogenic organisms, identification of hydrocarbons derivatives and salinity. The results were compared with reference standards to predict the potential of using this material as a “mineralized fertilizer” for cultivation of plant species, if the legislation in force so permits. The inferred analyzes have shown preliminary promise as to the use of these clastic materials as source of fertilizer for the purpose for which it is intended; which will certainly contribute to minimizing the problem of dredged sediment discharges into water bodies, drastically reducing the environmental implications of their inadequate disposal in the environment. Thus, providing a joint opportunity to meet the dredging needs as well as the rehabilitation of coastal areas.

KEYWORDS: Fertilizer. Dredging. Agriculture. Nutrient cycling. Estuarine sediments.

Boa parte dos estuários apresenta elevadas concentrações de sedimentos finos que se depositam nas margens, canais e bacias portuárias existentes; provocando obstrução (RAMOS, 2013, CARVALHO, 2008; CAMACHO, 2012). Trata-se de um problema que afeta a utilização portuária e requer medidas de mitigação, proteção e prevenção (ALVES, 2009; LAMEIRO, 2008, FERREIRA, 2016, TIAN et al., 2017).

A sedimentação nessas vias de acesso não é o único problema que ocorre ao longo das áreas marginais, as quais estão sempre associadas à erosão costeira. Essa sedimentação, considerada como quase incontrolável em várias partes do mundo, está diminuindo, temporária ou definitivamente, a circulação das embarcações em portos e hidrovias (WEINSTEIN; WEISHAR, 2002; PONÇANO, 1985; COSTA, 2005; SILVEIRA, 2016; AMAR et al, 2017).

Esse acúmulo de sedimentos vem inviabilizando as atividades de transporte e logística de embarcações de grande porte, já que 80% do comércio global são escoados pelas vias marítimas e manuseados por portos em todo o mundo (UNCTAD, 2015) – FIGURA 1. A perda de navegação nas zonas portuárias, atrelada ao progressivo aumento do calado dos navios, vieram ampliar as exigências no que se refere à estabilidade dos canais de navegação e profundidade (LAMEIRO, 2008; PONÇANO, 1985; PEREIRA, 2013; BARROS, 2013; PITARELLO et al., 2017).

Para otimizar as transações comerciais marítimas, são necessários investimentos no desassoreamento dessas áreas, que são dimensionadas de acordo com a quantidade de material a ser removido (SIMÕES, 2009). Nesse caso, a dragagem é realizada com o objetivo de aprofundamento e manutenção das vias de navegação, além de propor realocações ambientalmente adequadas desses rejeitos quando removidos do fundo da massa aquática (MANAP; VOULVOULS, 2014; PEREIRA, 2013; COSTA, 2016; PITARELLO et al., 2017).

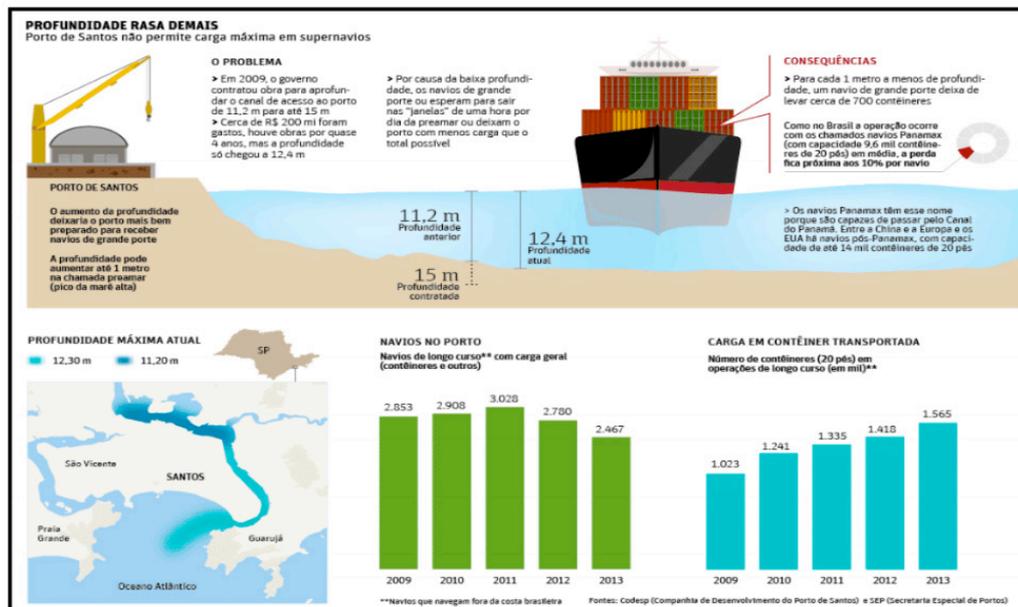


Figura 1: Assoreamento versus logística portuária no Porto de Santos, SP.

Fonte: CODESP (2015)

Somente 11 dos principais portos brasileiros receberam investimentos em modernização, projetando-se aumento da cota batimétrica, conforme Tabela 1.

Portos	Cota 2009 (m)	Cota projetada (m)	Dragagem (m³ mil)	Derrocagem (m³ mil)
Rio Grande/RS	14,00	16,20	16.000	0
Santos/SP	12,80	15,00	9.135	33
S.F. do Sul/SC	11,00	14,00	3.200	72
Itajaí/SC	11,00	12,00	3.060	0
R. Janeiro/RJ	10,0/13,3	13,5/15,5	3.500	0
Vitória/ES	11,40	12,50	610	2
Itaguaí/RJ	14,5/17,1	17,50	4.900	0
Fortaleza/CE	11,50	14,00	4.200	2
Suape/PE	15,00	19,00	11.000	0
Aratu/BA	12,00	15,00	3.300	54
Recife/PE	9,20	11,50	1.855	0
Total (dragagem + derrocagem)			60.760	163

Tabela 1 – Projeção de aumento de cota dos portos brasileiros

Fonte: SIMÕES (2009)

Os portos também enfrentam pressões ambientais crescentes de derramamentos de óleo, água de lastro, lixo, pintura de navio, emissões de gases de efeito estufa e outros poluentes (CHIFFOLEAU *et al.*, 2005; LIU *et al.*, 2003; MANSON, 1990; CANELLAS *et al.*, 1999; MANZUR, 1997; GOMES; BARIZON, 2014; COSTA, 1993; MOLINO, 2003; MILLWARD; MORRIS; TAPPIN, 1998), como se vê na Figura 2.

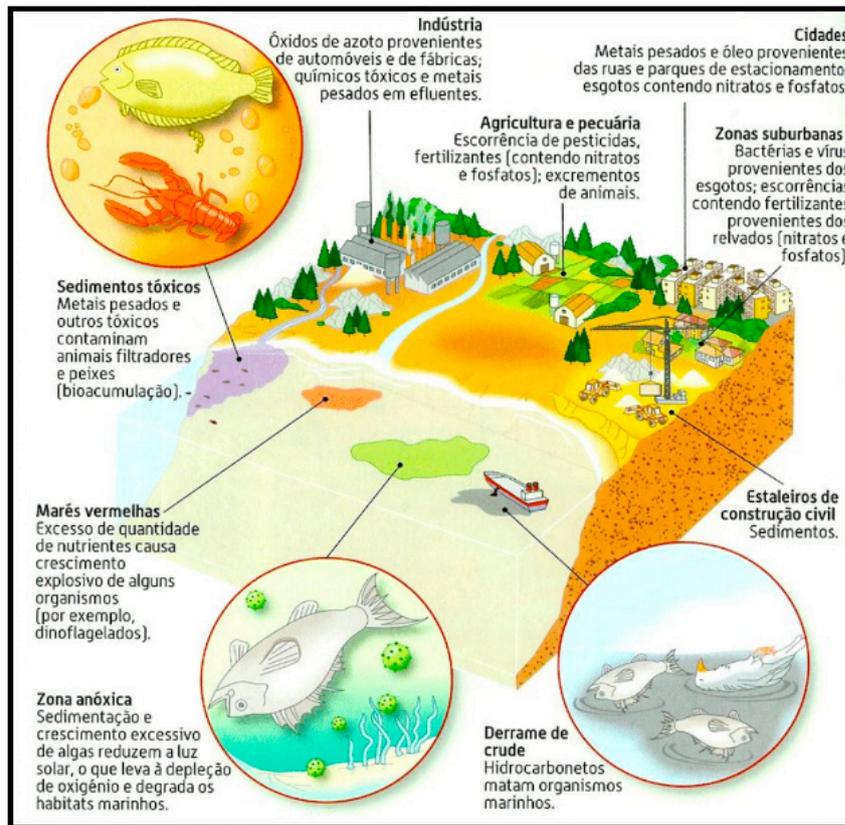


Figura 2 – Fontes de contaminação nos ecossistemas aquáticos

Fonte: BIOLUGAR (2016).

Somente as emissões de gases de efeito estufa nos portos mundiais foram estimadas em 18, 0,4, 0,2 e 0,3 milhões de toneladas de CO_2 , NO_x , SO_x e material particulado (suspensão no ar com tamanho menor que 10 μm), respectivamente em 2011 (UNCTAD, 2015), devido à prevalência (95%) de embarcações alimentadas por motores a diesel (KING; RITCHEY, 2002).

Além das emissões gasosas, as descargas de água de lastro, óleo e outros resíduos de navios e instalações portuárias contaminam água e sedimentos em torno de portos e vias navegáveis, resultando em potenciais riscos ecológicos para a biota nos ecossistemas costeiros (TAYLOR, 2015; FERREIRA, 2016; KAYA et al., 2018).

Diversos estudos apontam que a contaminação das vias portuárias é proveniente da grande carga poluidora decorrente do crescimento urbano, da expansão das atividades industriais nas proximidades dos corpos d'água e do crescimento da agricultura, com a utilização de fertilizantes e agrotóxicos.

Essa entrada contínua de contaminantes nas águas dos Portos, fazem com que os sedimentos subaquáticos apresentem acumulação de diversas substâncias, dentre eles, os nutrientes essenciais à biota (DRING, 1982), como P e N, podendo causar eutrofização da massa aquática, deteriorando assim, a qualidade ambiental da água (MORIARTY, 1983; REYNOLDSON; DAY, 1993; BRAY; BATES; LAND, 1997; AMADO FILHO *et al.*, 2004). Como resultado, tem-se um sedimento rico em nutrientes e um solo extremamente empobrecido

nos elementos vitais à agricultura (FONSECA *et al.* 1993; FONSECA, 1995; FONSECA; BARRIGA; FYFE, 1998; FONSECA *et al.*, 2000; SANTOS, 2004, 2007; POWERS; TANK; ROBERTSON, 2015, TWINCH; BREEN, 1982).

Nessa ótica, os sedimentos transportados pelos rios e depositados nos portos não representam apenas o assoreamento da zona portuária, vez que também podem desempenhar papel importante na fertilização de terrenos para a agricultura dado o caráter eutrófico (SANTOS, 2004; FONSECA, 1995; 2002), alimentação de praias (COSTA, 2005; LAMEIRO, 2008; RODRIGUES, 2016), exploração de minerais pesados (FRIHY *et al.*, 2015), produção de geopolímeros (BIGNO, 2008), dentre outros.

A dragagem do material depositado constitui a única saída factível à “reabilitação” da zona portuária (RYDING, 1982), além de ser considerada a única forma possível de manutenção das profundidades dos canais e reservatórios (FONSECA, 1998; 2002; WILBER; CLARKE, 2010). Neste caso, a remoção dos sedimentos depositados permitirá a revitalização dos portos que sofrem atualmente a influência dessa sedimentação (ALBERS, 2010; COSTA, 2016; RODRIGUES, 2016), recuperando-lhes a capacidade inicial de navegabilidade.

O maior inconveniente, no entanto, refere-se ao custo do método, cerca de US\$ 1,00 dólar por m³ por sedimento retirado (CESAR NETO, 1988), e disponibilidade de áreas extras para servirem de bota-fora para disposição do material retirado (PEREIRA, 2013). A manutenção desses canais de navegação que acessam os portos organizados por meio das operações de dragagens, e posterior despejo de rejeitos, constitui atividade onerosa para os portos e altamente impactante para o meio ambiente (PEREIRA, 2013; WILBER; CLARKE, 2010; SIHAM *et al.*, 2008).

Os sedimentos dragados do canal de manutenção que resultaram de aprofundamento dos canais de navegação dos portos ainda são considerados um “resíduo”, o qual é disposto numa área designada sem nenhum tipo de reciclagem ou uso benéfico (FRIHY *et al.*, 2015; SIGUA *et al.*, 2003; SHEELAN *et al.*, 2010) – (Figura 03). A disposição incorreta de resíduos sólidos poderá significar desperdício ou, se bem empregado, poderá tornar-se uma nova fonte rentável para o homem (CARR; MUNN, 2001; SANTOS, 2004; SIGUA, 2009; HEINRICH *et al.*, 2015).

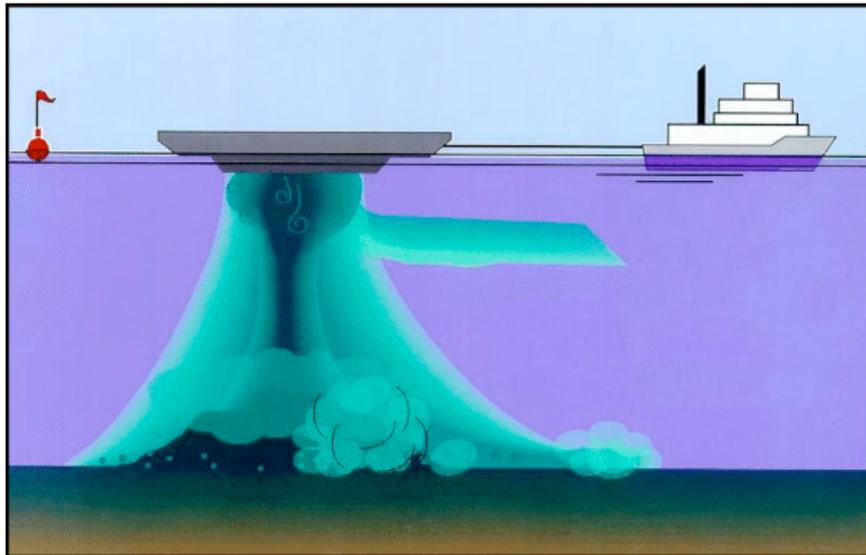


Figura 3: Disposição de Material Dragado no mar e Dispersão da Pluma.

Fonte: Pereira (2013).

Por outro lado, a descoberta da agricultura e o aperfeiçoamento da técnica de irrigação tornaram o homem sedentário e fizeram surgir às margens de alguns grandes rios, como o Nilo, o Eufrates e o Indo, as primeiras grandes civilizações; permitindo ao homem, combater a constante remoção dos nutrientes do solo, devido às práticas agrícolas, por meio da reposição exaustiva desses elementos com a aplicação crescente de fertilizantes (MALAVOLTA, 1994; AMARAL SOBRINHO et al., 1992; BERTIOL; CAMARGO, 2000) – Figura 4.

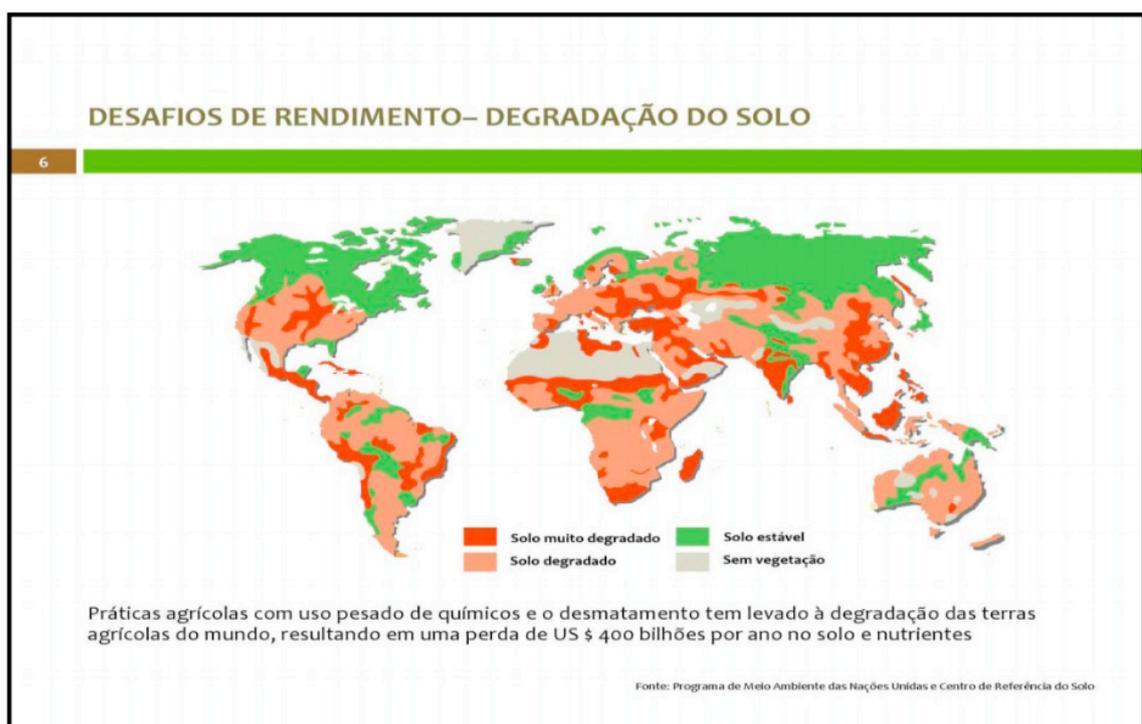


Figura 4: Degradação do Solo em diversas áreas do mundo

Fonte: PNUD (2016)

Solos cultivados são limitantes para a produção de alimentos e biocombustíveis, pois os cultivos seguidos tendem a diminuir a fertilidade (Figura 4):

Nos trópicos, onde a pressão populacional é maior, a expansão agrícola dependerá essencialmente do cultivo de solos “velhos” (solos que ficaram muito tempo expostos à ação das chuvas e do sol, sendo conseqüentemente mais pobres em nutrientes), ácidos, de baixa fertilidade nutricional ou com problemas de déficit hídrico (RONQUIN, 2010) – Figura 5.

Para melhorar a fertilidade destes solos, fazem-se geralmente uso de fertilizantes convencionais (DHLIWAYO, 1999) e/ou de fontes alternativas de nutrientes, incluindo esterco, rochas e minerais, disponíveis nas proximidades das áreas de aplicações por razões econômicas e ambientais (HILDEBRAND; SCHACK-KIRCHNER, 2000).



Figura 5: Exemplo típico de solo degradado em nosso País

Fonte: Autor

Um desses fertilizantes “alternativos” colocados no solo poderiam ser os sedimentos acumulados e depositados no fundo das zonas portuárias, já que são oriundos dos processos de erodibilidade das bacias de drenagem e da degradação natural dos solos do entorno do sistema continental (OSPAR, 1998; LONDON DUMPING CONVENTION, 1972).

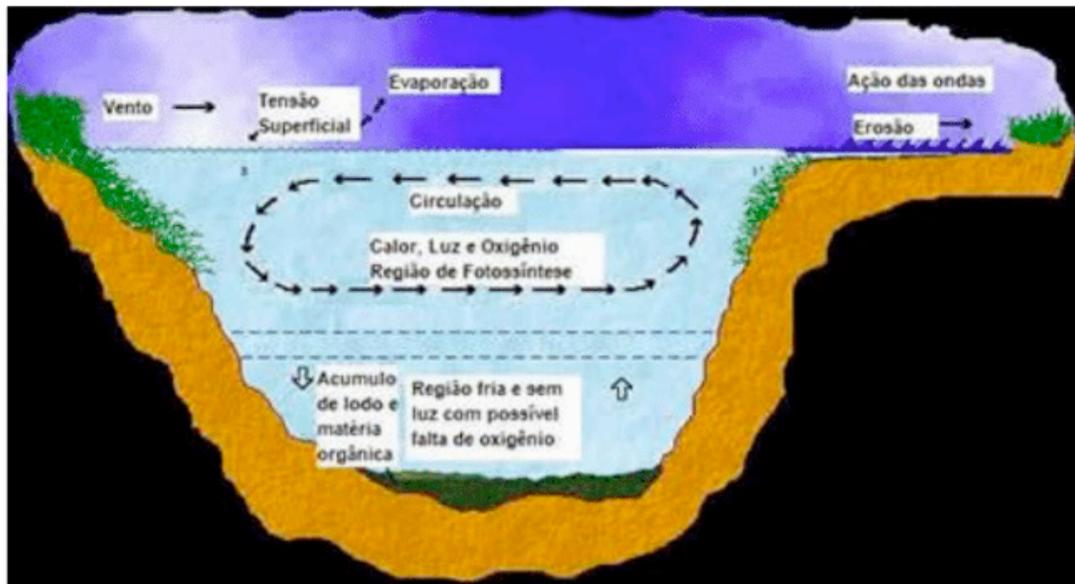


Figura 6: Exemplo típico de sedimento eutrófico acumulado no fundo das massas aquáticas.

Fonte: Esteves (1998).

Reforça-se, assim, a oferta de alimentos para humanos, animais e a produção de biodiesel. Ou seja, do ponto de vista das Ciências Ambientais, esses materiais poderiam ser (re)aproveitados para manejo de solos, visando a sua conservação, ao garantir de alguma forma o sucesso de um empreendimento agropastoril (SANTOS, 2004; FONSECA *et al.*, 1993) ou matriz energética (PETROBRAS, 2014).

Ao se investir na (re)aplicação do material assoreante na superfície do solo, estar-se-ia minimizando a ação erosiva das chuvas e conseqüentemente reduzindo as taxas de perdas do epípedon, pois o sistema estaria sendo realimentado novamente pelos constituintes perdidos no passado, como a massa sólida e os nutrientes (CANELLAS *et al.*, 1999).

Para testar essa possibilidade, uma experimentação em casa de vegetação com sedimentos extraídos da Enseada de Jurujuba e Porto de Niterói foi realizada.

OBJETIVOS

Testar o emprego de sedimentos estuarinos como adubo mineralizado para solos de baixa fertilidade como alternativa capaz de agregar valor ao resíduo dragado no processo de revitalização dos Portos, bem como contribuir para a mitigação do impacto ambiental causado pela atividade em zonas costeiras, de modo a beneficiar o meio ambiente e conseqüentemente a sociedade. Desse modo, o presente estudo visa fornecer subsídios de (re)acomodação de resíduos sólidos em plantações e/ou florestas como medidas de manejo e reutilização desses materiais.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Realizar ensaios experimentais com substrato salinizado e dessalinizado;
- Empregar outros resíduos sólidos para sintetizar um adubo mineralizado que suporte o cultivo e/ou desenvolvimento de espécime vegetal;
- Sintetizar um adubo capaz de aumentar o pH do substrato recém-criado de modo a corrigir a acidez potencial do material quando dragado;
- Diagnosticar a qualidade ambiental dos sedimentos depositados no Porto de Niterói e seus arredores (Enseada de Jurujuba) com a Legislação Vigente;
- Proporcionar um destino adequado ao material extraído do Porto de Niterói e da Enseada de Jurujuba, de modo a eliminar e/ou mitigar o uso de bota-foras em mar aberto ou aterros sanitários.

JUSTIFICATIVA

A atividade econômica de muitos portos no mundo é dificultada pelo fenômeno natural de acumulação de sedimentos em rios e estuários. Em outras palavras, a dragagem tornou-se uma necessidade em virtude das instalações realizadas pelo homem ao construir portos organizados. No entanto, o armazenamento dos sedimentos dragados é um problema para os gestores portuários. Até alguns anos atrás, sedimentos de dragagem contaminados eram alocados em instalações de disposição confinada.

Os órgãos ambientais brasileiros requerem a valorização dos sedimentos dragados, e este será um desafio tecnológico para o presente. Atualmente, os sedimentos dragados muitas vezes não são valorizados devido seu alto teor de contaminantes. A solução mais utilizada e de baixo custo é a disposição dos sedimentos em mar aberto, o que também levanta preocupações ambientais que poderiam, eventualmente, ser aliviadas se se pudessem considerar esses sedimentos como uma nova fonte de materiais para uso múltiplo (ALVES, 2009).

Isso contribuiria significativamente para a redução da poluição marinha e, assim, daria aos gestores dos portos brasileiros a oportunidade de fazer parte do desenvolvimento sustentável. Estima-se que mais de 300 milhões de metros cúbicos de sedimentos são dragados anualmente. Embora algumas vias navegáveis sejam localizadas próximas a áreas altamente industrializadas ou em cenários urbanos, a maior parte do material dragado necessita descontaminação.

A ausência de políticas públicas para os problemas relacionados aos rejeitos de dragagem, a falta de informações sistematizadas sobre o assunto e a pouca articulação entre os agentes envolvidos na captura dos resíduos são obstáculos a seu aproveitamento de maneira ecologicamente sustentável. O potencial de aplicação do material sedimentar (clástico) em plantações é muito grande, em função das seguintes razões:

(1) poderão servir como adubo mineralizado para produção de biocombustíveis (cana de açúcar), cultivo de espécies ornamentais, plantio de oleaginosas para fins não alimentares e/ou regeneração de florestas;

(2) se utilizados para emprego na produção de combustíveis biológicos, poderão trazer efeitos benéficos para o meio ambiente, uma vez que as plantas absorvem CO₂ (para realização de fotossíntese);

(3) servirão para reintegração como solo propriamente “dito” em regiões do Estado onde se apresentam escassos ou que já foram perdidos por processos erosivos contribuindo para um desenvolvimento econômico-sustentável ao permitirem a reposição da fertilidade antes perdida;

DELIMITAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A região estudada está inserida na Baía da Guanabara e sua geologia é descrita, de forma detalhada, por AMADOR (1997). A caracterização da área inclui um breve relato de sua evolução mais recente para o entendimento da dinâmica e dos processos atuantes. A análise é complementada por dados levantados no campo e/ou obtidos por meio de consulta a estudos disponíveis sobre a região e áreas vizinhas.

A bacia contribuinte para a Baía da Guanabara possui área total de drenagem de aproximadamente 4.600 km² e é constituída por uma suíte variada de corpos litológicos. São rochas gnáissicas e graníticas de idade pré-cambriana; rochas alcalinas cenozoicas; depósitos continentais cenozoicos das formações pré-Macacu, Macacu e Caceribu; sedimentos holocênicos fluviais, coluviais, marinhos e fluviomarinhos.

GEOLOGIA

As rochas representam o registro de uma história que remonta à existência de uma extensa plataforma continental, a Plataforma Sul-Americana, que se estendia por todo o território brasileiro e evoluiu por meio de sucessivos ciclos orogênicos até alcançar estabilidade (FERRARI, 1989). Percorre os momentos de intensa atividade tectônica no Mesozoico, quando o continente sul-americano, Brasil inserido, se separa da África, cujo afastamento ainda está a ocorrer. Percebe-se, a partir dessa abertura, um período de manifestação de deslocamento gravimétrico de grandes blocos falhados e basculados, produzindo escalonamento de áreas elevadas e rebaixadas.

As áreas elevadas, posteriormente modeladas pela erosão, levaram à formação das serras do Mar e Mantiqueira e dos maciços litorâneos, enquanto as áreas rebaixadas constituíram as bacias sedimentares cenozoicas e, entre outros, o Gráben da Guanabara, depressão tafrogênica que engloba a Baixada Fluminense.

A ruptura continental e abertura do Atlântico Sul proporcionaram, ainda, a ocorrência de processos reunidos no denominado Evento Sul-Atlântico, assinalado pelo vulcanismo basáltico eo-cretáceo da Região Sul do país e por manifestações alcalinas, que originou os maciços alcalinos de Rio Bonito, Tanguá, Mendanha, Madureira, Tinguá, Itaúna, Gericinó, entre outros.

Portanto, fica demonstrado o vínculo genético entre as depressões tectônicas – parcialmente ocupadas por bacias sedimentares – e regiões montanhosas soerguidas por falhas, com o notável acidente topográfico do Sudeste do Brasil representado pela Serra do Mar (ALMEIDA, 1976).

A essa feição, que se desenvolve entre as cidades de Curitiba (PR) e Barra de São João (RJ), é conhecida como Rift Continental do Sudeste do Brasil, no qual se insere, em termos morfogenéticos, o Rift da Guanabara, região deprimida e alongada, de direção leste-nordeste, com extensão de aproximadamente 200 km, estendendo-se entre o Morro de São João e a Baía de Sepetiba, do qual fazem parte o Recôncavo da Guanabara e parte da baía, formando a assim a denominada Baixada Fluminense.

Está, portanto, preparado o cenário para a sucessão dos eventos e elementos que, gradualmente, foram responsáveis pelas formas atuais do relevo e pelas características do meio físico que impõem as condicionantes e limitantes para a ocupação e uso do solo.

A história geológica recente do planeta tem se caracterizado por fases de alternância de padrões climáticos. Períodos glaciais, marcados pelo avanço de geleiras nas altas latitudes e climas mais secos e frios nas zonas intertropicais, correspondem, também, a regressões marinhas, ou seja, ao recuo relativo da linha de costa. Nos períodos interglaciais, marcados pelo recuo das geleiras nas altas latitudes, acompanhados de clima mais quente e úmido nas áreas intertropicais, ocorrem as transgressões marinhas ou avanço da linha de costa.

Entre 20.000 e 18.000 anos A.P. (Antes do Presente), o nível do mar encontrava-se a cerca de 110 a 130 metros abaixo do atual. O clima seco, com chuvas concentradas e vegetação rarefeita, condicionou a aceleração dos processos erosivos nas escarpas, gerando feições de relevo tais como o Pão de Açúcar, pontais e paredões, típicos da paisagem da Baía.

Nessa época, a linha de costa encontrava-se a dezenas de quilômetros em direção ao oceano, expondo boa parte da plataforma marítima e todas as atuais ilhas, porções mais elevadas do maciço litorâneo. O nível do mar, então, começou a subir e, entre 8.000 e 10.000 A.P., estabilizou-se numa cota entre 40 e 50 metros abaixo do atual nível. A Baía da Guanabara, nesta fase, constituía-se num estuário, que atingia as proximidades da Ponte Rio-Niterói.

Há cerca de 7.000 anos, o nível do mar atingiu o nível atual. No entanto, com as temperaturas se elevando até atingir o último ótimo climático, a transgressão marinha prosseguiu e, entre 6.000 e 5.000 anos A.P., foi atingido o máximo transgressivo, com o nível do mar em uma posição entre 3 e 4 metros acima do nível atual.

Nesta fase, a antiga bacia é totalmente afogada, atingindo o pé da Serra do Mar e os maciços litorâneos. Posições atualmente situadas a mais de 30 km do litoral eram alcançadas pelas águas do mar, ocupando a baía uma área de 800 km², o dobro da superfície atual. Oscilações do nível do mar continuaram a ocorrer, sendo que, somente

há cerca de 3.000 anos A.P., é atingida uma posição próxima da atual.

Desse modo, a configuração atual da área pode ser entendida como resultado de intensos e diferenciados processos de sedimentação e erosão, em função das variações eustáticas que ocorreram ao longo do Quaternário, resultando em complexos depósitos sedimentares no Recôncavo da Guanabara.

As condições de relevo e solos regionais foram moldadas no período Terciário e Quaternário. As características gerais estão associadas aos eventos deposicionais do Terciário, representados pelas colinas existentes. As variações glacio-eustáticas do Quaternário foram responsáveis pela deposição das planícies fluvio-marinhas, sobre as quais os rios existentes se instalaram – e pela dissecação dos depósitos terciários anteriores.

Nos contatos entre a serra e a baixada, desenvolveram-se depósitos alúvio-coluvionares extensos e rampas de colúvio, posteriormente retrabalhados pelos processos fluviais. Essa história geológica foi recentemente transformada pela ocupação humana, representada pela retificação dos rios, retirada de vegetação e urbanização desordenada.

GEOMORFOLOGIA

Atualmente, a modelagem do relevo da área é feita por processos antrópicos (colocação de aterros, lançamento de lixo, urbanização, cortes, escavações), processos pluviais (arraste de sedimentos, voçorocamento, assoreamento) e processos fluviais (deposição, transporte e erosão fluvial).

Em nível regional, identifica-se claramente a existência de um todo integrado, formado pela serra do mar, baixadas e Baía da Guanabara. Esse sistema apresenta uma coerência interna, com trânsito de sedimentos desde os pontos mais altos da Serra até a Baía da Guanabara. Por outro lado, as zonas litorâneas da Baía e seus rios meandранtes são os níveis de base dos processos erosivos locais, com as alterações sofridas no passado recente, como a retificação de rios.

Os processos geodinâmicos de denudação predominam, com ocorrência de processos de escorregamento rápido, arraste de partículas por fluxos difusos, escorregamentos translacionais e corridas de detritos. Esse compartimento exporta sedimentos para as áreas a jusante (colinas/planícies, baixadas e daí para a Baía da Guanabara).

O compartimento colinas/planícies intercolinas situa-se entre os contrafortes da Serra do Mar e as planícies de maré da Baía da Guanabara. Caracteriza-se pela presença de colinas ou sistemas de colinas, interdigitadas por planícies de origem fluvio-marinha, mas com dinâmica atual apenas fluvial.

Os processos predominantes são os denudacionais, com a ocorrência de processos de carreamento pluvial de sedimentos, movimentos de massa lentos e escorregamentos

rotacionais. Esses materiais são sucessivamente remobilizados pelos processos de carreamento pluvial até as calhas principais.

As planícies intercolinas apresentam morfologia caracterizada por terrenos de declive suave, mas não planos, em direção às linhas de drenagem principais. Essas planícies são formadas por depósitos alúvio-colúviais intercalados com depósitos fluviais de cheias.

Dentro desse compartimento ocorre um processo de carreamento de sedimentos das colinas para as planícies, por sucessivas remobilizações, e daí para as calhas dos rios, também por remobilização. Por outro lado, essas planícies também retêm sedimentos vindos de montante em eventos pluviais extremos, atuando como armadilha de sedimentos. A ocupação das planícies tende a alterar o processo, havendo trânsito mais rápido de sedimentos, causando forte assoreamento a jusante.

A morfologia do compartimento caracteriza-se pelo baixo declive, com leve caimento para as calhas dos rios, sendo comuns as estruturas típicas de planícies de inundação. As planícies apresentam dois principais componentes, o leito maior do rio (sujeito a inundações periódicas) e a planície de inundação (sujeita a inundações em eventos de maior magnitude).

As porções distais das planícies apresentam dois sistemas de processos geomorfológicos. O primeiro de entrada de sedimentos das áreas adjacentes de colinas/planícies intercolinas, basicamente um processo de remobilização pluvial dos sedimentos, e um acréscimo de sedimentos provenientes das calhas dos rios em eventos pluviais extremos.

Esses compartimentos também funcionam como moderadores dos fluxos de sedimentos. As partes mais proximais dos compartimentos apresentam o mesmo duplo processo, mas com maior participação dos processos fluviais de extravasamento de canais. Os rios que cortam as planícies apresentam alto grau de antropização, tendo sofrido retificações ao longo dos últimos 60 anos. Em geral, apresentam perfil de escavação das planícies, com problemas de erosão ao longo da calha.

O compartimento das “planícies flúvio-marinhas” se insere entre o litoral da Baía da Guanabara e o limite das planícies dominadas por processos fluviais. Sua topografia é plana, sendo formada por sedimentos finos de origem fluvial (de montante) e marinha associada à entrada de águas em função da subida das marés. Os processos presentes nesse compartimento são basicamente deposicionais.

O compartimento “áreas urbanas” apresenta várias morfologias distintas, como colinas, planícies e baixadas. Porém, o traço comum é a alta taxa de urbanização, que determina a ocorrência de processos comuns, basicamente associados ao carreamento de sólidos em eventos pluviais e deposição temporária em terrenos mais baixos ou redes de drenagem artificiais.

Os sedimentos assim depositados são rapidamente remobilizados nas chuvas posteriores, causando assoreamento das calhas naturais. Por outro lado, essa zona urbana

é grande produtora de sedimentos, devido à exposição de solo e ao aporte de material antrópico, como lixo e entulho.

O compartimento definido como “porção interna da Baía da Guanabara” é formado pelo setor noroeste da Baía, trecho situado entre o Porto de Niterói e a Enseada de Jurujuba. Este compartimento se caracteriza como um litoral de baixa energia e águas rasas. A paisagem do compartimento é formada por um espelho de água com poucas ondas e águas rasas com baixa carga de sedimentos.

Os processos predominantes são deposicionais, com aporte de sedimentos e materiais antrópicos dos rios. Existe também aporte de sedimentos finos de áreas vizinhas em função da circulação da água. Num processo que tende a mobilizar partículas muito finas e materiais antrópicos, em função da energia muito baixa.

ASPECTOS HIDRODINÂMICOS E SEDIMENTOLÓGICOS

Do ponto de vista do trânsito de sedimentos, existe movimentação desde as áreas serranas (basicamente dominadas por processos erosivos), para as calhas e planícies dos setores intermediários, com *output* na Baía da Guanabara. Durante o processo ocorrem sucessivas deposições de partículas grosseiras, havendo apenas *output* de finos na Baía da Guanabara.

Esse processo geral está sendo modificado pelo desmatamento de encostas e ocupação das baixadas. Em função desses fatores, ocorre aumento da carga de partículas da região serrana, bem como menor capacidade de retenção nas áreas de planície, com maior assoreamento nos trechos distais do sistema e na Baía da Guanabara.

Um segundo sistema se desenvolve paralelamente, e de modo integrado, a esse primeiro. Trata-se da mobilização e carreamento de sedimentos em áreas de colinas, com deposição nas áreas de planícies intercolinas, posteriormente remobilizados para as áreas de planícies fluviais e daí para a calha dos rios.

Esse processo, também responsável pela estabilidade de movimentação de sedimentos, vem sendo modificado com a urbanização das áreas de planície e colinas, aumentando em muito a geração de sedimentos para as áreas a jusante.

Para geração do mapa batimétrico, utilizou-se o programa *freeware* (Gridpak), desenvolvido pelo Institute of Marine and Coastal Sciences da Rutgers University (<http://ahab.rutgers.edu/pub/gridpak>). A grade final gerada para a Baía da Guanabara possui dimensão horizontal máxima de 186 x 169 pontos e 10 níveis na vertical, com resolução média zonal de 100 m e longitudinal de 150 m (Figura 7).

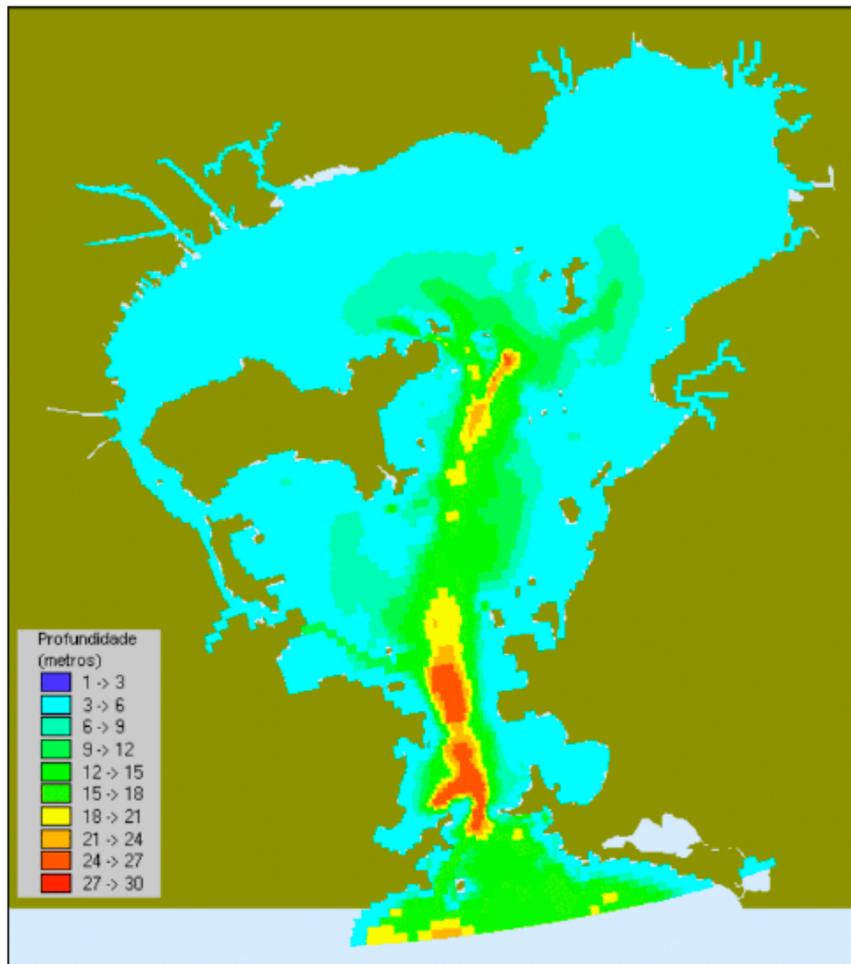


Figura 7 – Batimetria da Baía de Guanabara/RJ.

Obs.: cotas batimétricas obtidas das cartas náuticas da DHN

Fonte: DHN (2016)

DRENAGEM FLUVIAL PARA A BAÍA DE GUANABARA/RJ

A área de contribuição fluvial para a Baía de Guanabara está inserida na Vertente Atlântica da Serra do Mar – Bacia 59 pela codificação do antigo Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica (DNAEE) – e compreende integral ou parcialmente o território de 16 municípios fluminenses, com área de drenagem continental de 4.066 km².

Conhecida como Região Hidrográfica da Baía de Guanabara (RHBG), é subdividida em 39 bacias hidrográficas e regiões de contribuição direta de pequenos cursos d'água, segundo a Deliberação nº 804 da Comissão Estadual de Controle Ambiental (CECA), donde se destacam as bacias dos rios Guaxindiba, Emboaçú, Caceribu, Guapiaçu-Macacu, Roncador, Suruí, Estrela, Iguaçú, São João de Meriti, Irajá, Canal do Cunha e Canal do Mangue, ordenando-se em sentido anti-horário, de oeste para leste (Figura 8, Tabela 02).

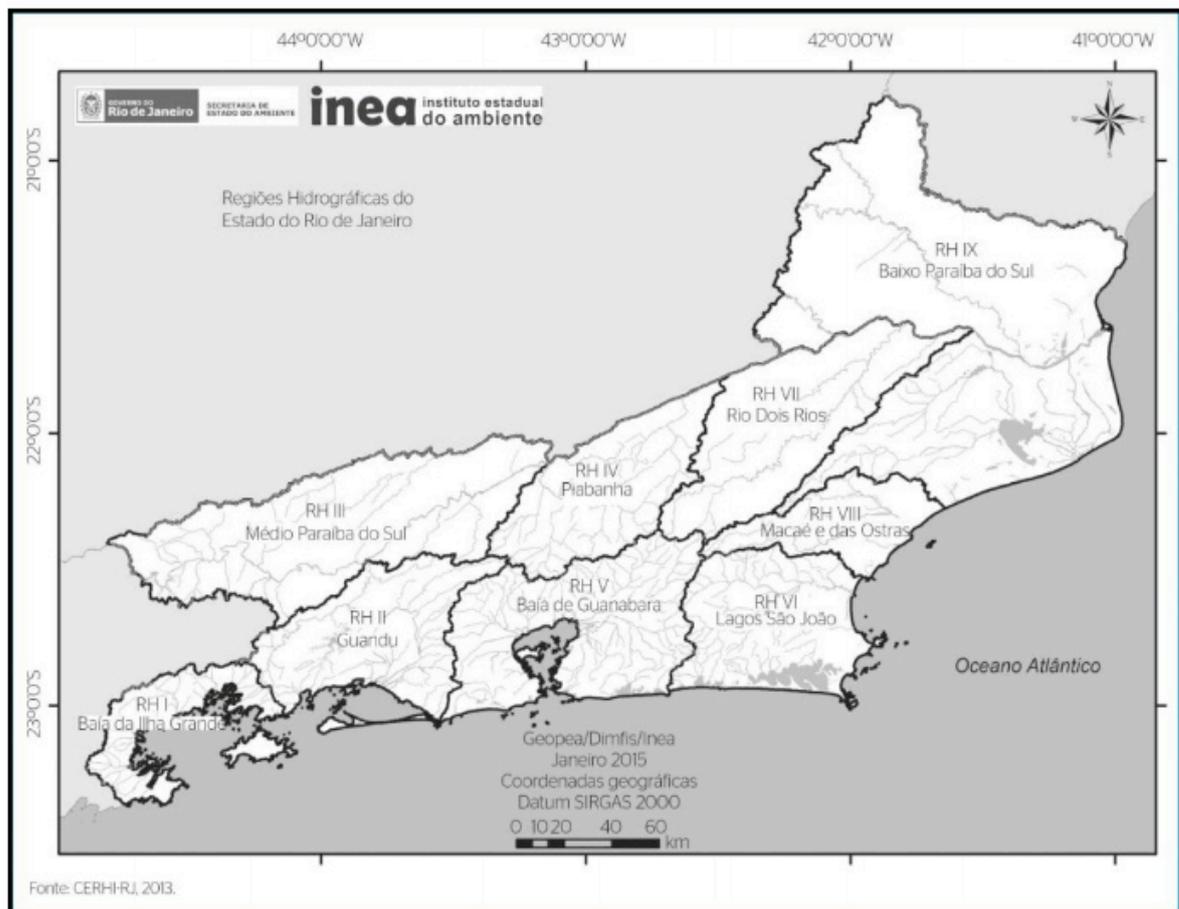


Figura 8 – Divisão Hidrográfica da RHBG.

Fonte: CERH-RJ (2013).

Com população que ultrapassa 10 milhões de habitantes e por ser um dos cartões-postais do Brasil e do Rio de Janeiro no exterior, a RHBG já foi foco de muitos estudos, tanto de cunho acadêmico quanto executivo, donde deve ser destacado o Plano Diretor de Recursos Hídricos da Região Hidrográfica da Baía de Guanabara – PDRH-BG apresentado à comunidade pela Fundação Estadual do Ambiente (FEEMA) e pela Fundação Superintendência Estadual de Rios e Lagoas (SERLA) em 2006.

A RHBG está limitada ao norte pela linha de cumeada da Serra do Mar, com altitudes que ultrapassam os 2.000 metros em alguns trechos, fazendo a divisão com a Bacia do Rio Paraíba do Sul (Bacia 58 pelo DNAEE), de onde fluem os contribuintes com maior vazão. Estes rios afluem à Baía de Guanabara na parte norte, ou seja, mais afastada da região de abertura para o mar (IPIECA, 1996).

Código	Nome	Área (km²)
5312	Canal do Mangue	44,61
5314	Canal do Cunha	63,09
5316	Irajá	17,44
5318	São João de Meriti	167,07
5332	Iguaçu	699,40
5336	Estrela	349,85
5352	Suruí	75,17
5356	Roncador	111,25
5372	Guapi-Macacu	1.250,78
5376	Caceribu	822,38
5378	Guaxindiba	142,72
5392	Imboaçu	29,09
Total		3.772,84

Tabela 2 – Principais contribuintes para a Baía de Guanabara (RJ).

Fonte: PDRH-BG (2006)

Estes rios, entre os quais se encontra o Rio Estrela, têm muitas semelhanças nas características hidrográficas. O alto curso é caracterizado por declividade bastante acentuada, o que faz com que as águas precipitadas atinjam a parte baixa da bacia de forma rápida e com alta velocidade. Como praticamente inexistente o curso médio, não há amortecimento da vazão antes que alcance o baixo curso, caracterizado pela morfologia de baixada, com curso sinuoso, baixas velocidades e forte influência de maré.

Esses fatores morfológicos, associados ao generoso índice pluviométrico da Serra do Mar, fazem com que o trecho de baixada sofra frequentes alagamentos, em especial no período de verão, quando ocorrem as chuvas de maior intensidade, tendo sido a maior delas vista na estação pluviográfica do Posto Garrafão, na pista de subida para Teresópolis, em 03 de dezembro de 1981, quando foi registrada uma chuva com mais de 280 mm em apenas 12 horas. O evento provocou diversos deslizamentos e a interrupção da pista da BR-116, com várias vítimas fatais. Os contribuintes da Baía de Guanabara que deságuam mais próximos da embocadura com o Oceano Atlântico têm a nascente nos maciços costeiros e a maior parte dos cursos em região urbana.

LOCALIZAÇÃO DA BAÍA DE GUANABARA – RJ

A Baía da Guanabara está localizada entre os paralelos de 22°24' e 22°57' de latitude Sul e os meridianos de 42°33' e 43°19' W (Figura 9). Possui forma irregular, alongando-se no sentido dos meridianos e estreitando-se no sentido dos paralelos (AMADOR, 1997).

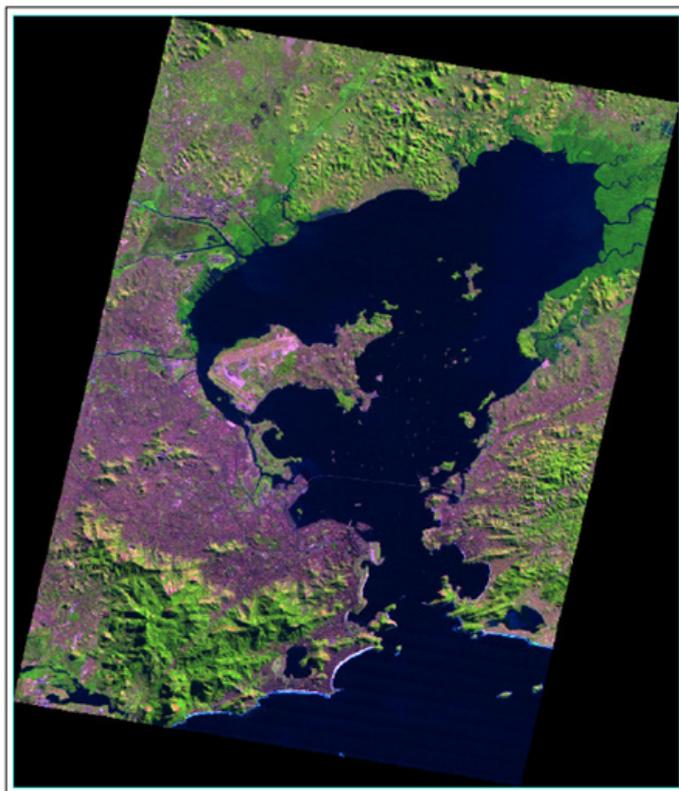


Figura 9 – Localização da Baía de Guanabara, RJ – Brasil

Fonte: AMADOR (1997)

É considerada a segunda maior baía em extensão do litoral brasileiro, com área de aproximadamente 380 km². As profundidades médias são de 3 metros na área do fundo, de 8,3 metros na altura da Ponte Presidente Costa e Silva (Ponte Rio-Niterói) e de 17 metros no canal de entrada da barra (KJERFVE *et al.*, 1997), e as marés da Baía de Guanabara são classificadas como semidiurnas, com período de cerca de 12,5 horas cada uma (COSTA, 1998).

Em função da localização geográfica, a bacia da Baía de Guanabara está inteiramente compreendida na área intertropical e, em decorrência, possui clima quente e chuvoso tipicamente tropical (AMADOR, 1997). Sua bacia de drenagem possui área de 4.000 km² e espelho d'água de aproximadamente 350 km², integrada pelos municípios de Duque de Caxias, São João de Meriti, Belford Roxo, Nilópolis, São Gonçalo, Magé, Guapimirim, Itaboraí, Tanguá e parte do município do Rio de Janeiro, Niterói, Nova Iguaçu, Cachoeiras de Macacu, Rio Bonito e Petrópolis (CRUZ *et al.*, 1998).

A região do entorno abriga cerca de 10 milhões de habitantes, o equivalente a 80% da população do Estado do Rio de Janeiro, incluindo-se 52 km² de superfície de ilhas remanescentes, um perímetro de 131 km, com volume estimado em 2 x 10⁹ m³ de água, resultado de um processo de assoreamento e aterros acelerado nos tempos recentes (AMADOR, 1997). As direções das correntes seguem, predominantemente, o alinhamento do canal central da baía e dos canais secundários. É através desse canal que o mar penetra na baía, garantindo a renovação das águas (AMADOR, 1997).

Segundo levantamento efetuado por Soares-Gomes *et al.* (2016), a temperatura da água superficial da baía oscila entre 23°C, na entrada da baía, e valores acima de 27°C na área do fundo. Já a salinidade das águas superficiais oscila entre 29S e 34S na estação seca (maio a setembro) e na estação chuvosa (outubro a abril) de 14S a 30S.

O crescimento econômico e demográfico da região na década de 1990, atrelado à necessidade de exploração e produção de petróleo no Estado do Rio de Janeiro, permitiu o início do processo de degradação da Baía de Guanabara somado à ausência de programas que garantissem a sustentabilidade ambiental e a qualidade de vida das populações (DIAS, 2013).

Já foram lançadas na Baía de Guanabara (BG) mais de 400 toneladas/dia de esgoto doméstico com pouco ou nenhum tratamento; de despejos industriais das 6 mil indústrias poluidoras, que lançam 64 toneladas/dia de óleos e metais pesados, como chumbo, zinco, mercúrio e cromo, e fenóis; aproximadamente 7 toneladas/dia de óleo das refinarias, dos terminais de petróleo e também dos postos de gasolina, que jogam o resto de combustível na rede pluvial – todo tipo de sujeira (poluição mista) fica concentrada na área que vai do Centro ao limite de Caxias com Magé, com ponto crítico no Canal do Cunha (entre Ramos e Ilha do Fundão) (MONTEIRO, 2008).

Do ponto de vista de saúde pública, o estudo de sanidade dos sedimentos da BG é de extrema importância, por conter agentes biológicos ou resíduos químicos tóxicos que poderão alcançar o homem direta ou indiretamente, afetando-lhe a saúde (ROUQUAYROL, 1986).

Visando reverter o crescente processo de poluição das águas da baía, principalmente no que diz respeito aos elevados graus de concentração de óleo e graxa, carga orgânica e metais pesados, o governo do Estado do Rio de Janeiro implantou o Programa de Despoluição da Baía de Guanabara (PDBG). Na realidade, tratava-se de um conjunto de ações que deveriam ser realizadas de forma integrada, tendo como principal finalidade resgatar as condições ambientais da Região Metropolitana do Rio de Janeiro.

Como resultado do sucesso do programa, esperava-se obter uma significativa melhoria na qualidade de vida da população do Estado e da balneabilidade das praias do interior da baía, recuperação da pesca comercial que serve de fonte de renda para quem depende dessa atividade, redução de surtos de doenças de veiculação hídrica e do processo de assoreamento da calha dos rios e fundo da baía em função do depósito de resíduos sólidos (CAVALCANTI, 1999).

Foram criadas cinco frentes de trabalho de forma a facilitar o cumprimento do cronograma adotado no PDBG: Saneamento (abastecimento de água e esgotamento sanitário), que representa cerca de 70% do total investido no programa, de forma a suprir os serviços sanitários adequados à população da bacia da BG; Resíduos Sólidos, que se destinam a dar forma adequada ao lixo coletado; Macro drenagem; Projetos Ambientais Complementares, para os quais existe necessidade de atenção não menos importante na

execução do programa, ou seja, Projeto de Controle de Poluição Industrial, Monitoramento Ambiental, Educação Ambiental e Reforço Institucional e Mapeamento Digital, que iria atualizar e retificar os cadastros imobiliários.

O recurso total gasto na execução do programa foi de US\$ 793 milhões, dos quais US\$ 350 milhões financiados pelo Banco Interamericano de Desenvolvimento (BID), US\$ 237 milhões pela agência de fomento japonesa The Overseas Economic Cooperation Fund (OECE) e US\$ 206 milhões pelo governo do Estado (SILVA, 2001).

Apesar de ser um dos sistemas costeiros para o qual existe o maior número de informações no Brasil, o PDBG permitiu que a Baía de Guanabara se tornasse um ecossistema aquático amplamente estudado quanto à qualidade ambiental (CARREIRA *et al.*, 2002; XAVIER DE BRITO *et al.*, 2002; AZEVEDO; BRUNING; MOREIRA, 2004; BAPTISTA NETO *et al.*, 2006; SILVA, AZEVEDO; AQUINO NETO, 2007; VIEIRA *et al.*, 2007; MARANHO *et al.*, 2009, 2010; SOARES-GOMES *et al.*, 2010; 2016).

Pesquisadores como Carvalheira, Bidone e Castilhos (2010) avaliaram o Índice de Risco Ecológico Potencial (IREP) e o Grau de Contaminação (GC) para diferenciar setores da BG e projetar modificações na qualidade dos sedimentos em função das melhorias da qualidade da água previstas no PDBG, com ênfase na contribuição relativa do Hg na formação desses indicadores.

Outros, como Abreu *et al.* (2016), preferiram empregar diversos índices de avaliação de risco para sedimentos de superfície da BG, revelando falsos-positivos para testes de toxicidade para amônia. Assim, em alguns casos, a aplicação de abordagens gerais de SQGs (Índice de Geoacumulação) poderá não refletir particularidades de cada ambiente da baía.

Provavelmente as evidências propostas por Abreu *et al.* (2016) sejam geradas basicamente pela complexidade do sistema estuarino, que possui um padrão de circulação de água diversificado e com múltiplas fontes de contaminantes distribuídas irregularmente pela bacia de drenagem (FARIAS, 2006).

Cesar *et al.* (2015) realizaram bioensaios visando avaliar a ecotoxicidade potencial associada à disposição continental de sedimentos de dragagem da BG em solos tropicais, com base na determinação de metais e na execução de bioensaios agudos com microcrustáceos aquáticos (*Daphnia similis*) e oligoquetas terrestres (*Eisenia andrei*), além de ensaios crônicos com algas clorofíceas (*Pseudokirchneriella subcapata*).

Neste caso, os efeitos ecotoxicológicos decorrentes da disposição de resíduos sólidos sobre solos têm sido frequentemente reportados pela literatura científica, incluindo resíduos de mineração (CASTILHOS *et al.*, 2010; CESAR *et al.*, 2013); lodo de esgoto doméstico (SELIVANOVSKAYA; LATYPOVA, 2003; NATAL-DA-LUZ *et al.*, 2009; CESAR *et al.*, 2012); e, mais recentemente, sedimentos de dragagem (CESAR *et al.*, 2014; VASICKOVA *et al.*, 2013).

Outros preferem direcionar os estudos para a bioacumulação de metais pesados, como o Hg em determinadas espécies de organismos aquáticos, como aqueles coordenados por Ansari *et al.*, 2016. Os resultados obtidos indicam, por exemplo, que *B. caissarum* poderia ser uma espécie de biomonitoramento adequado para contaminação por mercúrio na área de estudo e poderia ser usada como espécie complementar para estudos de monitoramento. No entanto, são necessárias pesquisas adicionais para avaliar como as condições ambientais e outras variáveis afetam as concentrações de Hg em *B. caissarum*.

Há ainda aqueles como Amador (1997), que preferiram investigar a geomorfologia e fisiografia da BG levando em conta a dinâmica e evolução ao longo do tempo. Em extenso trabalho, observa-se sua visão sobre a evolução da baía a partir de pontos geológicos e da ocupação urbano-industrial. Suas análises se basearam em mapas antigos e cartas náuticas, mapeamento por rádio-carbono, registros sísmicos de 3,5 kHz e, sobretudo, de dados arqueológicos.

Ferrari (2001), por exemplo, descreve o desenvolvimento do Gráben Guanabara onde a BG está inserida, de modo a definir as contribuições de sedimentos na bacia de drenagem para o estuário. Jica (1994), Kjerfve *et al.* (1997), Eichler *et al.* (2000) e Filippo e Figueiredo (2012) avaliaram a influência hidrodinâmica por meio do estudo de correntes, circulação, ação das marés, chuvas sazonais e parâmetros físico-químicos.

Outros como Dias e Quaresma (1996) preferiram detalhar a morfologia da baía e descrevem a distribuição granulométrica dos sedimentos de fundo do estuário. Pereira *et al.* (2007) relatam a faciologia sedimentar e de metais pesados no material clástico depositado.

Pesquisadores como Cordeiro *et al.* (2012) realizaram a caracterização geoquímica dos sedimentos, enquanto outros, como Vilela, Figueira e Baptista Neto (2007) e Vilela *et al.* (2007), estudaram a evolução da BG durante o Holoceno com base em foraminíferos, empregando datação por ^{14}C .

Barth *et al.* (2004; 2006) preferiram estudar a evolução da baía com base em evidências palinológicas e datação por ^{14}C . Godoy *et al.* (1998a, 1998b) preferiram utilizar ^{210}Pb de modo a determinar a taxa média de acúmulo de sedimentos na baía nos últimos 100 anos.

O preenchimento sedimentar da BG revelou três fases distintas de deposição, interpretadas no registro sísmico como fluvial – indicada por uma superfície bastante irregular relacionada à migração lateral dos canais, estuarina subatual (afogamento do paleossistema fluvial), suavizando a morfologia irregular, e estuarina atual (descida do nível relativo do mar), sobre o embasamento cristalino (MARINO, 2011).

Estudos recentes realizado por datações radiométricas por Figueiredo Jr. *et al.* (2014) revelaram que a história sedimentar da BG nos últimos 500 anos foi progressivamente aumentada pelas atividade antrópica, marcada por variações nas taxas de acumulação de clásticos, classificando-se em temporais, a primeira compreendida entre 6.000 e 4.300 anos atrás (rápida), a segunda entre 4.300 e 2.000 anos atrás (lenta) e a terceira entre 2.00

e 500 anos atrás (rápida).

A taxa de sedimentação encontrada por esses autores revelou constante aumento desde 1922 (0,14 cm/ano), duplicando nos últimos 5 anos de 0,60 cm/ano para 1,25 cm/ano (FIGUEIREDO JR. *et al.*, 2014). Tais resultados se mostram bem diferentes daqueles atribuídos por Amador (1980), com base em evidências comparativas de cartas náuticas de diversos períodos históricos.

Outros como Pereira (2013) e Lagedo (2014), preferiram estudar as transformações que o descarte de material dragado causam no assoalho marinho, tanto em relação à cobertura sedimentar e sua composição quanto a modificações no relevo submarino e óbito de espécies *in situ*. De modo geral, esses estudos destacam o caráter transitório do estuário em termos geológicos, pois representaria apenas 1% da história da plataforma continental.

Em linha transversa, pesquisadores como SHEN *et al.*, (2017) afirmam que existe uma clara necessidade de quantificar o modo como as operações portuárias de carregamento, descarga e armazenamento de cargas, manuseio de resíduos e atividades de manutenção influenciam na qualidade dos sedimentos nos portos e seus arredores.

QUALIDADE AMBIENTAL DOS SEDIMENTOS - BG

Para a caracterização dos sedimentos da Baía de Guanabara foi utilizada uma abordagem metodológica por meio de levantamento de dados secundários (pretéritos), que incluíram a etapa de coleta de sedimentos e análises químicas para caracterização da qualidade ambiental destes materiais.

- Caracterização regional

A caracterização regional foi baseada nos principais trabalhos sobre metais pesados (ALEVATO; REBELO, 1981; PFEIFFER *et al.*, 1982; HAEKEL *et al.*, 1985; REBELLO *et al.*, 1986; VAN DER BERG; REBELLO, 1986; CARVALHO; LACERDA, 1992; MAYR; PARANHOS, 2000; PERRIN *et al.*, 1997), e em especial nos trabalhos da FEEMA (1998); além de alguns estudos sobre compostos orgânicos (FEEMA, 1998; HAMACKER, 1996; LIMA, 1996). Assim como ocorrido com os estudos sobre a qualidade de água da Baía de Guanabara, o acidente de 2000 (Figura 10) gerou diversas revisões, sínteses e conclusões sobre a qualidade de sedimento da baía (PARANHOS; XIMENEZ, 2000; PETROBRAS, 2000; SECT, 2000) até dos dias atuais.

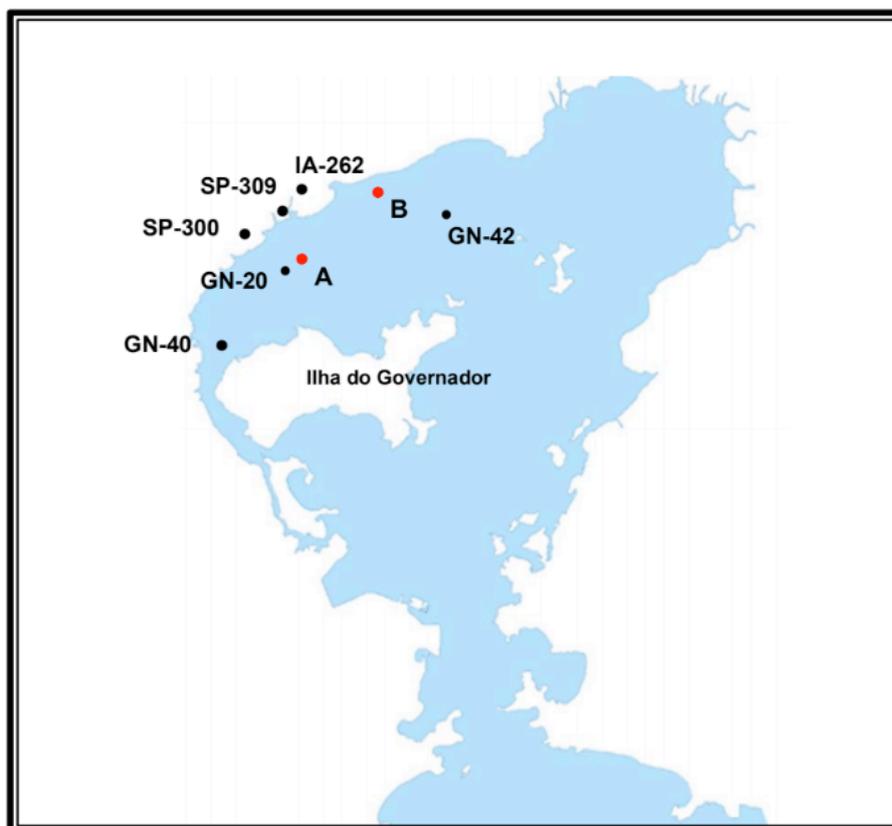


Figura 10 – Localização aproximada dos pontos de coleta pela antiga FEEMA

Fonte: FEEMA (1998)

De acordo com estudos realizados na última década, foi detectada na Baía de Guanabara taxa de sedimentação maior que 2 cm/ano (AMADOR, 1997; GODOY *et al.*, 1998a).

É uma taxa considerada alta pela comunidade científica. Os sedimentos da baía vêm acumulando quantidades significativas de substâncias, como nutrientes, metais pesados, hidrocarbonetos e micropoluentes orgânicos. Tal fato é uma resposta às alterações sofridas na qualidade das águas.

Os sedimentos são ricos em matéria orgânica, anóxicos e altamente redutores. É, portanto, reconhecido o risco que traz a prolongada liberação para a água dessas substâncias armazenadas nos sedimentos, mesmo que muito tempo após a redução das cargas poluidoras.

As concentrações de metais pesados nos sedimentos superficiais da baía são maiores na região oeste, próximo à desembocadura dos rios São João de Meriti, Sarapuí e Iguaçu. À medida que se caminha em direção ao canal central, as concentrações de metais decrescem.

Na região oeste, são observadas algumas das maiores concentrações de metais pesados no sedimento como cobre e cromo (ambos provenientes da REDUC). No entanto, os metais que apresentam concentrações em níveis mais críticos são cádmio, ferro e zinco (SECT, 2000).

Os dados da literatura sugerem que somente na região próxima à APA de Guapimirim os sedimentos não estavam contaminados com produtos de petróleo, enquanto nas demais regiões do fundo da baía (norte e noroeste) predominam a contaminação por compostos antropogênicos (SECT, 2000).

Os dados disponíveis na literatura também mostram substancial aumento de hidrocarbonetos poliaromáticos (HPAs) nos sedimentos, principalmente a partir da década de 1960. As regiões mais contaminadas investigadas são em frente à foz do rio Iguaçu e nas proximidades da Ilha d'Água.

Os estudos de geocronologia do sedimento indicaram decréscimo do fluxo de HPAs após 1985, atribuído à melhoria dos procedimentos operacionais no desembarque e transporte de petróleo. Porém, de forma geral, a contaminação química nos sedimentos da Baía de Guanabara vem aumentando.

Sendo, portanto, considerada um reservatório de substâncias e produtos químicos, e qualquer empreendimento que perturbe os sedimentos de fundo deve ter os impactos cuidadosamente avaliados (Figura 9). Além dos padrões descritos para a baía como um todo, é importante destacar as características de qualidade dos sedimentos na região. Alguns estudos apresentam estações de coleta próximas à região industrial.

Para concentração de metais pesados nos sedimentos foram coletados dados publicados pela FEEMA (1998). Os resultados relativos à concentração de hidrocarbonetos foram obtidos do trabalho de Lima (1996). A Tabela 3 apresenta as concentrações de metais nos sedimentos identificados nas estações da FEEMA, e a Tabela 4 traz os valores obtidos para metais pesados na fração fina (<200 mesh) pela FEEMA (1998).

Estação	Ar	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Cd	Hg	Pb
IA-262	2400	500	38000	50	1300	500	2	0.5	90
SP-300	250	180	17000	150	70	200	2	0.3	50
SP-309	2500	300	30000	15	800	800	2	0.5	80
GN-20	58	425	22500	5.5	340	138	1	0.18	45
GN-40	135	400	24000	18	625	210	2	1.5	70
GN-42	60	560	25000	15	65	90	1	0.35	50

Tabela 3 – Concentração de metais no sedimento ($\mu\text{g/g}$)

Fonte: FEEMA (1998)

Parâmetros	GN-26	GN-42	GN-20
Cádmio ($\mu\text{g/g}$)	5	1	2
Cromo ($\mu\text{g/g}$)	50	60	65
Cobre ($\mu\text{g/g}$)	200	65	280
Ferro ($\mu\text{g/g}$)	21000	25000	19000
Zinco ($\mu\text{g/g}$)	140	90	140

Tabela 4 – Valores obtidos para totalidade de metais pesados na fração fina (<200 mesh)

Fonte: FEEMA (1998)

O estudo realizado em 1996 sobre os teores de hidrocarbonetos nos sedimentos (LIMA, 1996) apresenta a variação na concentração de HPAs nos intervalos de tempo determinados pela datação dos testemunhos pelo método do Pb-210 (Tabela 5). Segundo o estudo, os indicativos de introdução de HPAs nos sedimentos apontam para fonte petrogênica.

Estação (prof. em cm)	Período	Tempo (anos)	HPA totais ($\mu\text{g/g}$)	HPA totais ($\mu\text{g/cm ano}$)
0-20	1986-1995	9	12.25	0.308
20-31	1967-1986	19	2.70	0.058
50-58	1854-1888	34	0.2	0.003
0-15	1983-1995	12	2.2	0.055
15-25	1975-1983	8	0.6	0.034
25-35	1968-1975	7	0.3	0.019
35-48	1920-1968	48	0.1	<0.001

Tabela 5 – Teores de HPAs em testemunhos na Baía da Guanabara, RJ.

Fonte: LIMA (1996)

De modo geral há poucos trabalhos sobre contaminação e comportamento dos constituintes do óleo na Baía de Guanabara. A FEEMA publicou (Tabela 5) em 1998 dados para benzo[a]pireno (BaP) para sedimentos da baía, obtidos nas estações padrão de coleta para verificação de qualidade da água.

As concentrações variaram entre $3 \mu\text{g kg}^{-1}$ e $730 \mu\text{g kg}^{-1}$, apresentando os maiores valores nas áreas de influência da REDUC, do Porto do Rio de Janeiro, dos estaleiros e na enseada de Botafogo. Na costa leste, observam-se valores elevados nas proximidades da foz do rio Imboaçú, região de pequenos e médios estaleiros, e na enseada de Icaraí.

O nível de impacto por exposição da biota bêntica a essas concentrações pode ser estimado pelos limites adotados pela NOAA (BUCHMAN, 1999). Japenga *et al.* (1988),

ao determinarem as concentrações de HPAs em perfil de testemunho coletado próximo à Ilha de Paquetá, encontraram concentrações máximas para amostras subsuperficiais do sedimento.

A variação de benzo[a]pireno/fenantreno com a profundidade parece indicar que o benzo[a]pireno menos polar apresenta maior capacidade de acumulação no sedimento do que o fenantreno, que é mais polar.

Hamacher (1996) realizou determinações de n-alcenos e HPAs em 7 amostras de sedimentos superficiais coletadas na Baía de Guanabara (nas mesmas estações onde estudou amostras de água). Os resultados estão resumidos na Tabela 6.

Estação de Coleta	Profundidade (m)	C _{org} %p/p	Σ Alcanos (μg.g ⁻¹)	Σ _{HPA} (μg.g ⁻¹)
1	1,70	5,60	119,92	61,79
2	2,00	3,30	47,32	6,92
3	6,00	5,98	50,18	13,22
4	2,20	7,65	123,70	17,50
5	3,00	7,53	180,54	42,21
6	3,00	6,95	188,96	38,23
7	6,00	6,67	215,12	72,94

Tabela 6 – Dados de carbono orgânico (C_{org}) e de hidrocarbonetos alifáticos (Σ_{alcanos}) e aromáticos (Σ_{HPA}) de amostras superficiais de sedimento da Baía de Guanabara

Nota: amostras coletadas em novembro de 1994.

Fonte: HAMACHER (1996)

De acordo com o relatório do Consórcio de Universidades, que estudou as implicações ambientais das atividades da REDUC (2000), o sedimento anóxico é rico em sulfetos, e a matéria orgânica da Baía de Guanabara contém fração substancial de metais na forma de sulfetos, que são pouco solúveis ou associados ao particulado orgânico, sendo essa uma característica de ambientes nos quais os elementos são provenientes de ação antrópica.

Cumprе mencionar, entretanto, que a complexa dinâmica sedimentar na desembocadura dos rios que deságuam nessa região resulta, em função das marés e do regime pluviométrico, em constante ressuspensão e redistribuição dos sedimentos. Assim, é muito difícil definir a origem exata dos contaminantes presentes nessas áreas, principalmente pela grande quantidade de fontes associada ao pequeno volume de observações.

Além do material terrígeno transportado pelos rios para a Baía de Guanabara, uma grande carga de sólidos de origem antrópica contribui para a degradação da qualidade desse ambiente. O material, geralmente de origem industrial, quando submetido ao baixo hidrodinamismo do fundo da baía, precipita-se associado aos terrígenos.

A região mais afetada, corresponde à área norte da Ilha do Governador, sendo que

a carga de metais pode depositar-se em um raio de até 8 km a partir da desembocadura dos rios. São várias as fontes de contaminação da baía: a poluição por óleo é estimada em 9,5 t.dia⁻¹; a descarga orgânica atinge 465 t.dia⁻¹ (da qual apenas 68 t recebem algum tipo de tratamento); os despejos industriais são responsáveis por 25% da poluição orgânica e 100% da poluição por substâncias tóxicas; e 7.000 ton.dia⁻¹ de lixo são depositados em aterros sanitários, vários deles localizados às margens da baía (FEEMA, 1990).

Vale ressaltar que, desde os primeiros estudos realizados na Baía de Guanabara, foram propostas divisões do espelho d'água em áreas mais ou menos homogêneas. As diferentes propostas levaram em conta características geomorfológicas, físicas, químicas e, mais recentemente, hidrobiológicas. O mais recente estudo propõe a divisão da baía em cinco áreas (Figura 10), de acordo com as condições químicas das águas e grau de poluição, associados a respostas biológicas (MAYR *et al.*, 1989).

Atualmente, estudos em várias áreas do conhecimento são desenvolvidos pela comunidade acadêmica e por diversos setores do governo e da iniciativa privada, ligados aos inúmeros empreendimentos que serão implantados para a execução de projetos no estuário.

Por essas razões, o conhecimento sobre a baía e sua bacia de drenagem aumentou muito nos últimos anos, vindo confirmar, cada vez mais, a assertiva na decisão da restauração. Os dados apresentados a seguir sumarizam os estudos estatísticos realizados pela FEEMA e em pontos localizados nas proximidades de indústrias petroquímicas (Tabela 7).

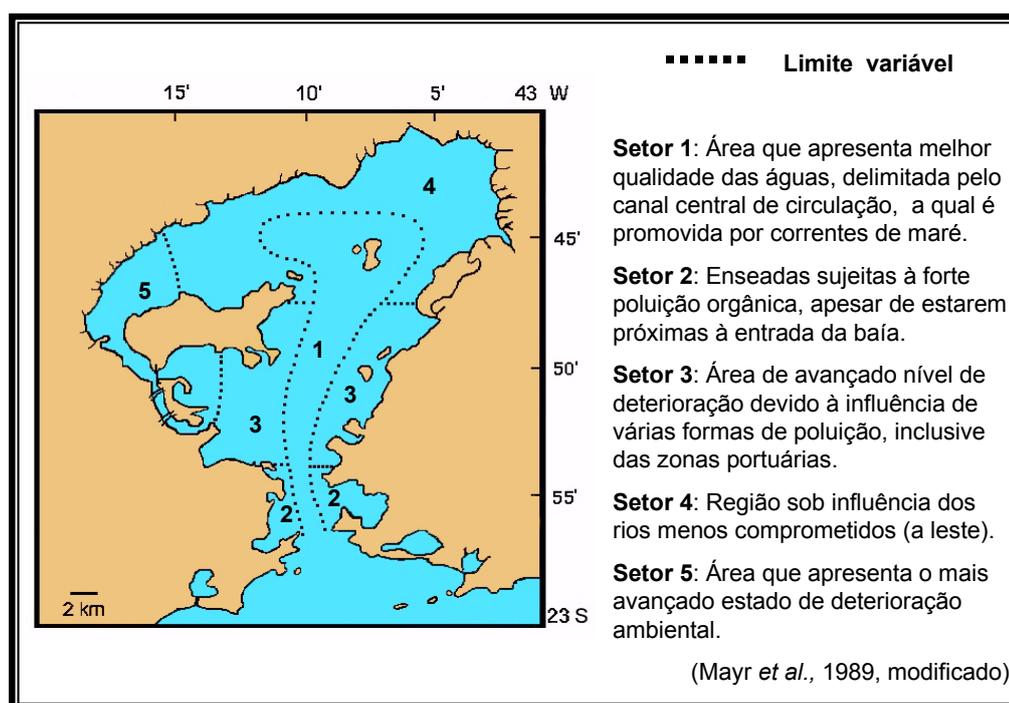


Figura 11 – Caracterização hidrobiológica da Baía de Guanabara (RJ).

Fonte: MAYR *et al.* (1989)

Os dados foram publicados em 1998 e referem-se ao período entre 1990 a 1997. As estações de coletas estão localizadas na Figura 12, apresentada na próxima seção. A Figura 11 mostra a variação de diversos parâmetros físico-químicos e biológicos determinados em pontos selecionados da baía, entre 1981 e 1990 pela FEEMA.

Avaliando as respostas ambientais dos sedimentos de superfície a múltiplas atividades nos pontos de coleta pela FEEMA (1990-1997), será possível identificar inúmeros poluentes que fornecerão uma resposta orientada para os gestores da BG e efetivamente mitigar os riscos ambientais das inúmeras atividades que a circundam. Essa abordagem é especialmente importante em países como o Brasil, que detem grandes portos em rápido crescimento, mas nenhum protocolo disponível para gerenciamento ambiental destes portos.

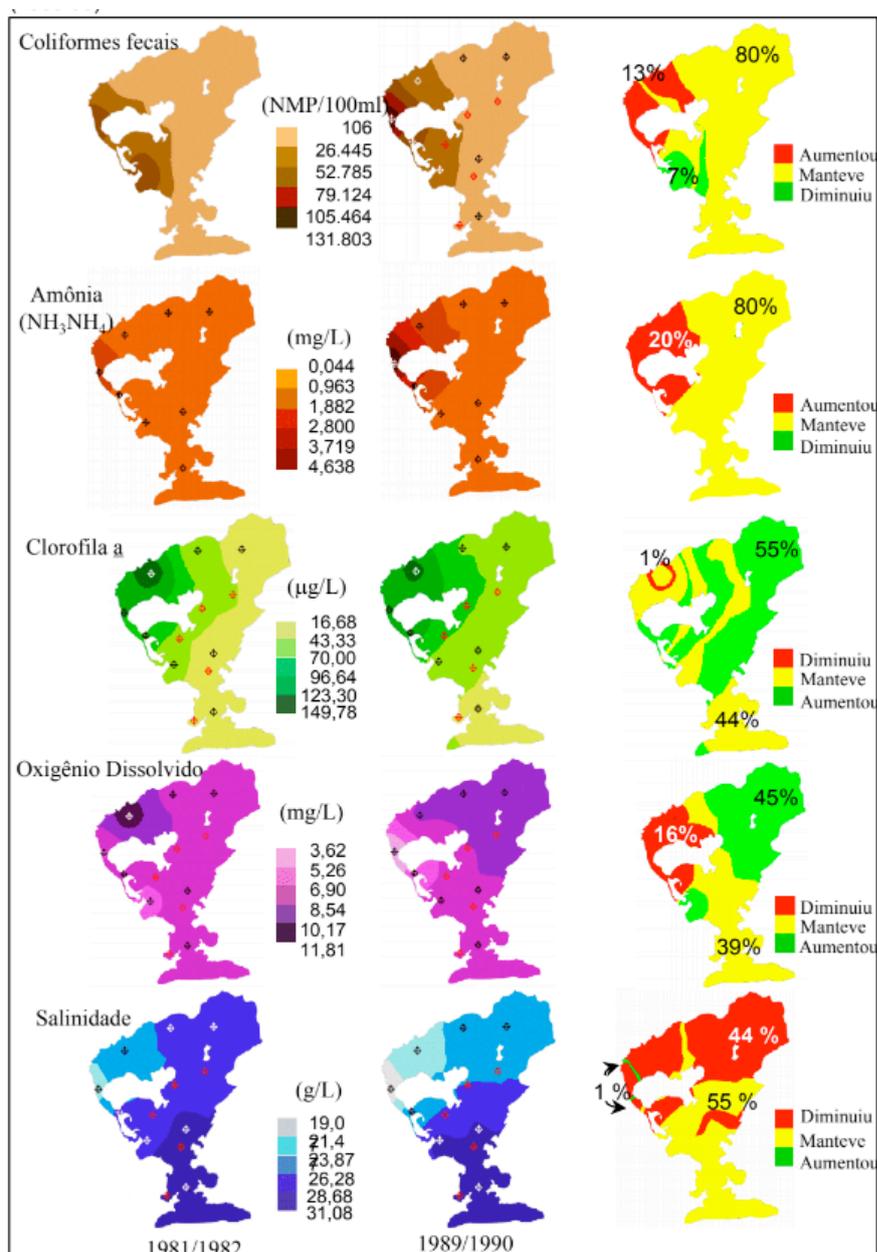


Figura 12 – Isolinhas representando valores médios no início (1981/82) e no final da década (1989/90)

Obs.: cruzamento de áreas e estimativa de alterações no período (FEEMA, 1998)

Fonte: MAYR *et al.* (1989).

Cabe destacar a inexistência de dados sobre a concentração de metais pesados nas águas.

Parâmetros	GN-26			GN-42			GN-20		
	Mín	Med	Máx	Mín	Med	Máx	Mín	Med	Máx
Salinidade	21,4	29,3	33,6	15,3	26,9	35,2	9,6	23,3	29,6
Oxigênio dissolvido (mg/L)	4,4	8,4	14,1	2,6	11	17,3	0,6	6,6	16,6
Nitrogênio total (mg/L)	0,3	1	10	0,6	2	27	1,2	3,5	58
Fósforo total (mg/L)	0,05	0,1	0,5	0,07	0,15	3,5	0,08	0,4	10
Transparência (m)	0,5	1,1	2,2	0,1	0,7	1,7	0,1	0,5	1,6
Clorofila a (mg/L)	0,1	21	102	0,1	53	219	1	68	214

Tabela 7 – Dados estatísticos baseados em monitoramento entre 1990 e 1997

Legenda: Min = mínimo; Med = mediana; Máx = máximo.

Fonte: FEEMA (1998)

Em contrapartida, um estudo realizado por Baptista Neto et al., (2005) revelou que a deposição de sedimentos no Porto de Niterói e na Enseada de Jurujuba são amplamente influenciada por atividades navais, onde recebem diversos contaminantes por fontes naturais e antropogênicas, o que torna a composição dos sedimentos muito variável (Tabela 7.1).

Localização	Pb (ppm)	Zn (ppm)	Cu (ppm)	Cr (ppm)	Ni (ppm)	Fe (ppm)	Mn (ppm)
Porto de Niterói	45–120 84	115–850 299	35–1450 241	75–230 116	30–110 63	18500–5500 26900	105–405 160
Enseada de Jurujuba	5–123 61	15–337 158	5–213 51	10–223 89	15–79 48	1000–21250 12573	10–414 182
Background	15–40 24.4	212.2–132 58.4	6.3–17.5 9	30–49 40.5	11–49 27	13750–29750 21775	50–200 117
Solos de Niterói	11–110 33	41–537 94	18–84 41	24–116 77	14–70 40	5250–55375 28586	7.5–787 273
Rocha augita-gnaiss	30	54	28	15	78	22652	354
Lagoa de Piratininga	47	28	11	—	—	—	—
Lagoa de Itaipú	24	44	19	—	—	—	—
Média de Folhelhos	20	95	45	90	68	47000	850
Média de Arenitos	7	16	10	35	2	9800	50

Tabela 7.1 - Concentrações de metais pesados na área de estudo (mínimo-máximo) e (média), em comparação com os valores da literatura

Fonte: BAPTISTA NETO et al., (2005) – adaptado.

Visando fornecer subsídios para medidas de manejo e recuperação desse sistema costeiro, definiu-se como área de estudo a Enseada de Jurujuba e o Porto de Niterói, ambos situados na Baía de Guanabara/RJ - (Figura 13).

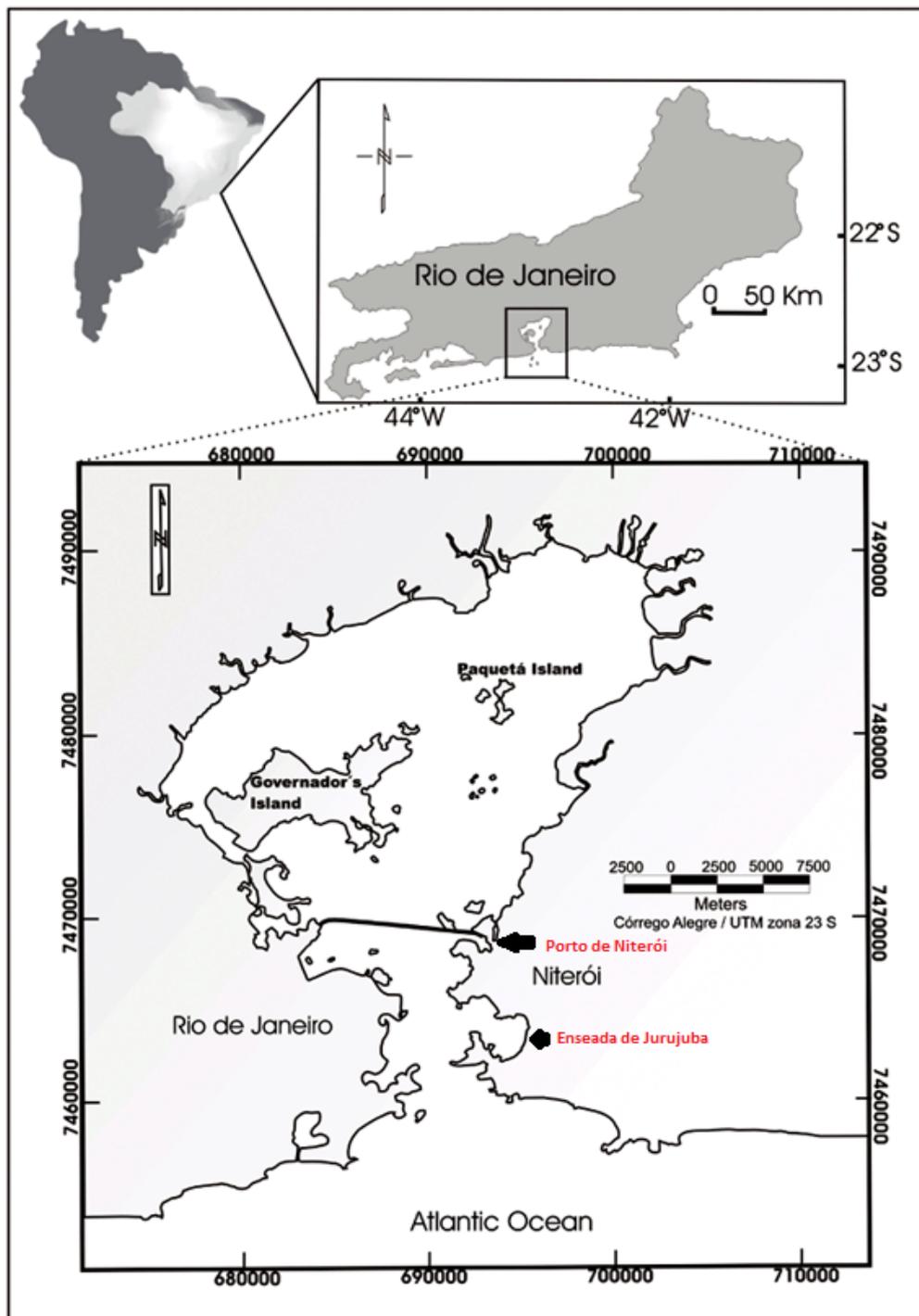


Figura 13 – Áreas de estudo: Porto de Niterói e Enseada de Jurujuba/RJ

Fonte: QUARESMA ET AL., (2000)

Porto de Niterói – (RJ)

Contemplou-se como área piloto a zona portuária de Niterói, por se tratar de empreendimento que apresenta sérios problemas de assoreamento e por servir de rota

de navios e embarcações que irão atuar diretamente na prospecção do pré-sal, sendo estratégica a revitalização da área para a logística e escoamento de produtos. Pode-se dizer que o Porto de Niterói (Figura 13) hoje possui profundidade média de 7,5 metros inviabilizando que o píer receba encomendas tanto de reparos quanto de construção de embarcações.

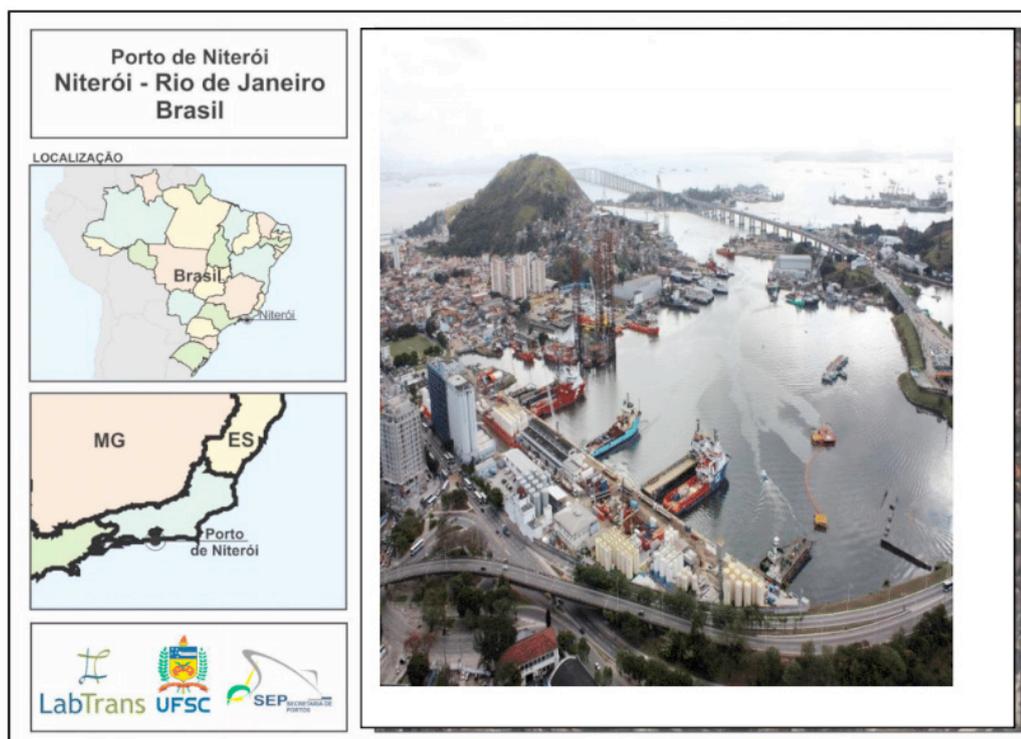


Figura 14 – Localização do Porto de Niterói, estuário da Baía de Guanabara (RJ)

Fonte: GUIA DE NITERÓI (2016)

Como a obra de dragagem, está prestes a acontecer, será possível a passagem de embarcações com calado de até 11 metros, atendendo aos navios de grande porte que atuam na exploração do pré-sal e ao mesmo tempo permitindo estudar a viabilidade de empregar os sedimentos quando dragados na fertilização de solos degradados ou com baixa fertilidade química.

A Cia DOCAS/RJ, informou que já foram retirados no porto mais de 200 mil metros cúbicos de lama, de um total de 400 mil cúbicos removidos para se chegar à profundidade de oito metros no passado. Com a nova revitalização do porto, esta profundidade será retificada em mais de 3,0 metros.

Atualmente, a paisagem foi consideravelmente modificada pelas atividades antrópicas (Figura 14). A planície de sedimentação colúvio-alúvio-marinha é formada por sedimentos quaternários, argilo-arenosos, associados a ambientes redutores. São formados pela deposição de materiais terrígenos levados pela drenagem até as depressões da Baía de Guanabara, formando terrenos inundáveis com baixa capacidade de carga e inadequados à urbanização (RICCOMINI, 1989).

Nas baixadas, associados às planícies de sedimentação, encontram-se solos orgânicos distróficos e gleis húmicos e pouco húmicos, álicos e salinos (RUELLAN, 1944). Há também campos hidrófilos de várzea, com pequenos fragmentos de vegetação de mangue.

Baptista Neto *et al.* (2005) verificaram que os sedimentos lamosos do Porto de Niterói (fração < 63 μm) são ricos em matéria orgânica na Baía e formam um importante substrato geoquímico para os metais pesados lançados neste ecossistema. No entanto, esta poluição é decorrente das atividades nos estaleiros, associada ao esgoto, que exterminou praticamente todos os organismos que viviam na região.

Segundo estes pesquisadores, os níveis naturais de concentração de metais, medidos em ppm, são: 20 para chumbo, 95 para zinco, 45 para cobre, 90 para cromo e 68 para níquel. Os estudos conduzidos por estes pesquisadores revelaram na região portuária os níveis de Chumbo variaram de 45 -120 (ppm), zinco de 115 - 850 (ppm), Cobre de 35 – 1450 (ppm), Cromo de 75 - 230 (ppm) e níquel de 30 - 110 (ppm), Fe de 18500 – 5500 (ppm) e Mn de 105 – 405 (ppm).

VILELA *et al.*, (2004) por sua vez pesquisou as concentrações e os efeitos de alguns metais pesados na assembleia de foraminíferos bentônicos no Porto de Niterói e concluiu que estes organismos podem representar um importante biomarcador para avaliação de impactos ambientais em uma região costeira. Isto ocorre porque os estaleiros usam tintas e soldas que acabam deixando metais na água e que muitas das vezes, são adsorvidos nos sedimentos. Atualmente, os parques industriais estão se modernizando e cada vez mais despejam quantidades de materiais tóxicos no meio ambiente.

Enseada de Jurujuba – (RJ)

A Enseada de Jurujuba (Figura 15) foi definida como área piloto por fazer parte do Programa da Prefeitura de Niterói intitulado Enseada Limpa, que tem como objetivo a recuperação do ecossistema da região e a garantia da volta da balneabilidade das praias.

Neste projeto foram criadas caixas para contenção da areia que chega à foz dos rios que deságuam na enseada, cuja maior função é reter sedimentos e permitir que a prefeitura retire os resíduos de forma mecânica e não manual (como ocorre hoje), reduzindo a 78%, o lançamento de efluentes que chegam a Jurujuba.

Com isso, poder-se-ia dar um destino adequado aos materiais recém-coletados pelo órgão municipal de modo a agregar valor econômico, materiais estes que certamente seriam descartados em aterros ou no mar aberto.

Pode-se dizer que a Enseada de Jurujuba está localizada na porção inferior do sudeste da Baía de Guanabara, SE-Brasil (Lat. 22°55'S e Long. 43°07'O) (BAPTISTA NETO, 1993; SAMPAIO, 2003). Tem superfície de água de 9 km², profundidade média de 3,3 m e volume de água de 30 x 10⁶ m³.

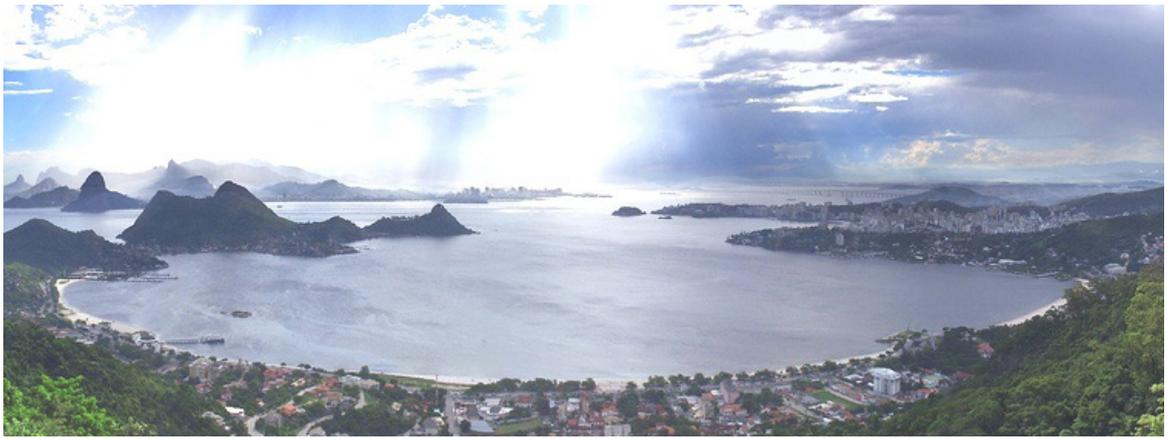


Figura 15 – Enseada de Jurujuba, Baía de Guanabara/RJ

Fonte: PROJETO ÁGUAS LIMPAS (2016)

As fácies sedimentares deste sistema aquático são divididas em quatro domínios sedimentológicos distintos (BAPTISTA NETO; SMITH; MCALLISTER, 1999; 2000), sendo que os sedimentos mais finos, como argila e silte, se distribuem em áreas com baixa hidrodinâmica na enseada, diferente do que ocorre na porção mais externa, onde se encontram sedimentos arenosos que indicam hidrodinâmica intensa das ondas de maré (BAPTISTA NETO, 1993) e surgimento de bolas de lama em pontos isolados da enseada (BAPTISTA NETO; SILVA, 1996).

Há inúmeros trabalhos que buscam reconstituir as oscilações quaternárias de nível marinho da enseada. Essas variações no nível do mar têm sido deduzidas por critérios múltiplos, dentre eles: registro de conteúdo fossilífero (BARRETO *et al.*, 2015; BARTH *et al.*, 2011), datações relativas e/ou absolutas através dos métodos C_{14} e Th/U, feições continentais submersas (BAPTISTA NETO *et al.*, 2013) e reliquias (BAPTISTA NETO; SILVA, 1997), mapeamento geofísico do fundo (LAGEDO, 2014), dentre outras.

Outros se preocupam em investigar a degradação ambiental que se instalou ali. De fato, a literatura aponta que o registro sedimentar da enseada apresenta alto teor de matéria orgânica e esteróis na camada superior, corroborando a acumulação recente de esgotos (BAPTISTA NETO; SMITH; MCALLISTER, 1999) e de matéria orgânica fitoplanctônica, como consequência do processo de eutrofização do sistema (FONSECA, 2004). A entrada de esgoto na enseada apresenta forte contribuição de matéria orgânica, conforme evidenciado pelos marcadores colesterol, dinosterol e parcialmente, também, por brassicasterol (SANTOS; CARREIRA; KNOPPERS, 2008; SILVA *et al.*, 2012).

A literatura informa também fontes difusas de menor importância na região, especialmente na imediação de Jurujuba, embora não haja informações sobre a magnitude, mas há trabalhos que avaliam os níveis tróficos da área (CARVALHO AGUIAR; ABUCHACRA; BAPTISTA NETO, 2013), não somente por meio da coluna de água, mas também pela composição da matéria orgânica sedimentar (SILVA *et al.*, 2012) e atividade

estrogênica das águas que circundam a enseada (NASCIMENTO, 2012; 2016).

Segundo Baptista Neto, Smith e Mcallister (1999), as características oceanográficas da Enseada de Jurujuba a torna favorável à acumulação de excesso de matéria orgânica que chega dos rios Cachoeira e Icaraí e de outros vários canais pequenos em torno da área. Os resultados revelaram efeitos indiscutíveis da eutrofização, como hipoxia em águas de fundo e florescimento de fitoplâncton na superfície. Estudo realizado por Mattos (2015) revelou que o sedimento da Enseada de Jurujuba apresenta alta concentração de COT e elevadas frações de silte, que possivelmente favoreceram o processo de degradação da M.O. por redução de sulfato.

Alguns metais são introduzidos também por via difusa através do esgotamento doméstico, mostrando importante enriquecimento de Zn, Cu, Cr, Ni e Pb (cobre e zinco, por exemplo), mas existem outras atividades às margens da enseada (CARVALHO AGUIAR; ABUCHACRA; BAPTISTA NETO, 2013), como reparo e construção de embarcações (Pb por exemplo), que contribuem para a contaminação das águas e sedimentos (BAPTISTA NETO *et al.*, 2005; ABUCHACRA *et al.*, 2015), sem mencionar os efeitos do descarte de partes ou mesmo de embarcações completas, observado em várias áreas do espelho d'água.

A anoxia dos sedimentos diminui o potencial de toxicidade dos metais, vez que formam sulfetos pouco solúveis, mas proporciona aumento da meia vida de muitos compostos orgânicos xenobióticos, incluindo hidrocarbonetos poliaromáticos (CARREIRA *et al.*, 2002).

Não há estudo sobre evidências epidemiológicas massivas de que doenças entéricas e respiratórias possam ser causadas pelo banho em águas marinhas da Enseada de Jurujuba, que possa estar contaminada com microrganismos patogênicos, ou seja, pela exposição a fontes de esgoto doméstico (WHO, 1998; KAY *et al.*, 1994; PRUSS, 1998), somada a atividade estrogênica nas águas circundantes (NASCIMENTO, 2012; 2016).

A enseada, por manter marina e atracadouro de embarcações, está se tornando um sítio preocupante, vez que a circulação é menos eficiente que nas áreas abertas da baía. Nestes sítios podem ser obtidos pescados que podem estar contaminados com substâncias carcinogênicas e, portanto, impróprias para consumo.

DEFINIÇÃO DE DRAGAGEM

Estudiosos como Herbich (1975), Montgomery (1984), Shankland (1931) definem a retirada de sedimentos como um processo que remove os materiais clásticos do leito dos rios e do mar, principalmente para auxiliar a navegação, tendo sido usada pela primeira vez a mais de um milhão de anos pelos povos que viviam às margens dos Rios Tigre e do Eufrates, para aprofundar os canais marítimos.

A London Dumping Convention (1972) considera que essas substâncias não passam de “resíduos” e as classificam como “rejeitos de dragagens”, por possuir quantidades consideráveis de arsênio, zinco, cobre, fluoretos e pesticidas além de significativos compostos orgânicos halogenados, plásticos, mercúrio, cádmio, petróleo, óleos, substâncias radioativas e outras produzidas para a guerra química e biológica.

Em 2005, Alfredini (2005) aprimorou a definição acrescentando que tais extrações devam ser aplicadas a sedimentos, solos ou rochas submersos em água (mar, rios, estuários), desde que não constituam bem mineral (GOES FILHO, 2004) nem apresente outros constituintes, como matéria orgânica e outros tipos de material como madeira, metais, vidros (CASTIGLIA, 2006; MONTEIRO, 2008).

A engenharia agrônoma prefere definir estes rejeitos de dragagens como *Technosols*, já que podem ser sintetizados a partir de resíduos e empregados subsequentemente na regeneração de solos degradados ou poluídos. Desse modo, não são considerados resíduos mas produto de valor agregado (MACÍA *et al.*, 2014). O termo *Technosols* faz referência a solos cujas propriedades e pedogênese são dominadas fortemente pela influência humana.

IMPACTOS DECORRENTES DAS DRAGAGENS

Os principais impactos adversos causados pela implantação dos portos são: alteração da linha de costa (OLIVEIRA *et al.*, 2005) e do padrão hidrológico e dinâmica sedimentar (NASER, 2011), destruição ou alteração de áreas naturais costeiras (habitats, ecossistemas) – (ERFTEMEIJER *et al.*, 2012; MOSTAFA, 2012; CRUZ-MOTTA; COLLINS, 2004), supressão de vegetação, como modificação no regime e alteração no fundo dos

corpos d'água, poluição da água, solo, subsolo e ar (JENSEN; MOGENSEN, 2000).

Já a operação portuária, por sua vez, provoca alteração da qualidade da água, poluição do ar por emissão de gases e partículas sólidas, perturbações diversas devido ao trânsito de veículos pesados em ambientes urbanos, geração de odores, alteração da paisagem e de ruídos em ambientes urbanos, distúrbios na fauna e flora, interação com outras atividades (pesca, turismo, aquicultura, recreação etc.), atração de vetores de doenças (ratos, pombos etc.), introdução de espécies exóticas, entre outros (QUINTIERE, 2010; KOEHLER; ASMUS, 2010).

Para *experts* no assunto, os principais impactos potenciais referem-se à própria remoção física, o soterramento *in situ* da vegetação (seja na área de retirada, seja de descarte do material), efeitos no aumento da turbidez e sedimentação. Para vegetais marinhos (ERFTMEIJER *et al.*, 2012a, 2012b), concluíram que o limiar crítico para a turvação e sedimentação, bem como a duração em que as plantas marinhas pode sobreviver a períodos de alta turvação ou sedimentação excessiva varia muito entre espécies.

Em outras palavras, a dragagem e despejo do material dragado podem levar a redução temporária da transparência da água e aumento da concentração de material em suspensão e das taxas de sedimentação. No caso de sedimentos com elevado teor de matéria orgânica, a dragagem e a ressuspensão sedimentar também podem causar efeitos sobre a qualidade da água pela liberação de contaminantes (FENG *et al.*, 1998), aumento da concentração de nutrientes e redução do oxigênio dissolvido na coluna de água (ERFTMEIJER; LEWIS, 2006).

Revisão de 45 estudos de casos em escala mundial revelou que houve perda total de 21.023 hectares de vegetação marinha devido à dragagem, culminando assim na escala de impacto que a dragagem ocasiona na flora marinha (ERFTMEIJER; LEWIS, 2006). Nos últimos anos, foi determinado controle mais rigoroso na forma de regulamentos restritos nos processos de remoção de sedimentos em ambientes marinhos. O desenvolvimento de novas técnicas de dragagem ambiental ajudou a evitar ou minimizar os impactos negativos sobre plantas marinhas.

Neste caso, a dragagem tem se mostrado um processo que amplifica o teor de contaminantes na coluna de água quando conduzida em áreas altamente poluídas, com grande potencial de prejudicar os ecossistemas aquáticos (GROOTE *et al.*, 1998). Por outro lado, quando realizada em áreas de baixa contaminação, tem demonstrado poucos efeitos tóxicos (GROOTE *et al.*, 1998; OTTO, 1996; SU, 2002).

Almeida (2008) também relatou a possibilidade de acidentes de dutos e cabos submarinos, que podem depositar derrames de óleo nos sedimentos, o que contaminaria o material dragado, cuja a disposição em local inadequado poderia gerar impactos negativos ao meio ambiente.

Percebe-se que a mudança de cenário atual pode ser vista com o desenvolvimento de conceitos básicos, como: ação preventiva, melhor tecnologia disponível e restauração

ambiental. Mais ainda, essas ideias têm reflexos no gerenciamento da zona portuária e costeira, suscitando maior atenção ao plano de contingência, derramamento de óleo, tráfego de embarcações e, principalmente, preservação do sistema estuarino.

No Brasil, já foram detectados problemas decorrentes da disposição inadequada em ambientes costeiros do material dragado do oceano pelo surgimento de peixes com tumores (CASARINI; GOMES; TOMÁS, 1997; ABESSA, 2002).

Infelizmente, em nosso país, a disposição oceânica ainda vem sendo praticada em virtude das concessões dos órgãos ambientais (PEREIRA, 2013), embora haja grande pressão da comunidade científica em ceifá-la pelos prejuízos imensuráveis causados à biota marinha.

DRAGAGEM NO CENÁRIO ATUAL

Hoje em dia, a dragagem vêm se modernizando, e passou a incluir a extração de sedimentos para a construção e implantação de indústrias nas margens de rios e estuários, Lei nº 11.610 (BRASIL, 2007). Com isso, a remoção de sedimentos não só determinava a expansão do cais, mas também a proteção das zonas costeiras de modo a recuperação de terras. Esse fato desencadeou uma melhoria ambiental na forma de prevenção de inundações, remediação de contaminação, e proteção nas obras de infra-estrutura, tais como: os cabos e tubulações submarinas (BLAZQUEZ; ADAMS; KEILLOR, 2001, GURFINKEL; SHEPSIS, 1993; OROSZ; BIERBAUER, 1994; SHEEHAN; HARRINGTON; MURPHY, 2010).

Nos últimos anos, a crescente necessidade de realizar extensa dragagem de manutenção se deve aos navios, que cresceram em tamanho e número devido ao aumento das atividades comerciais marítimas. Em outras palavras, a dragagem foi necessária para construir ou ampliar cais, portos e caldo, podendo-se citar a realizada no rio Escalda (que nasce na França) e outra como parte de expansão do Canal do Panamá (KRIZNER, 2010; SCHEXNAYDER, 2010).

Avanços significativos foram obtidos em equipamentos de dragagem, técnicas operacionais e métodos de eliminação de sedimentos contaminados. Orientações preliminares estão disponíveis para a seleção de dragas e técnicas operacionais para minimizar a ressuspensão dos sedimentos contaminados durante a operação de dragagem. Isso é importante, uma vez que os resultados da investigação indicaram que a maioria dos contaminantes sempre está ligada às partículas de tamanho de argila (METHA; PARTHENIADES, 1975; KRONE, 1978) e de sólidos orgânicos encontrados nos estuários (CARVALHEIRA, 2012; CASTRO; PERINA; FILLMANN, *et al.*, 2012).

Além disso, há uma demanda emergente para dragagem nos países em desenvolvimento devido ao crescimento do comércio globalizado com a Índia; estimada para se tornar o maior país a realizar remoção de sedimentos, levando-se em conta o grande

número de projetos de extração de sedimentos subaquáticos já planejados (GEORGE, 2011; THACKER, 2007).

Com a demanda crescente, torna-se mais crítico compreender os impactos ambientais da dragagem, cuja magnitude varia de acordo com o número de fatores, um dos quais é a característica do sedimento. Os sedimentos são considerados um habitat importante nos ecossistemas aquáticos, tanto para flora como fauna aquática (ERFTMEIJER *et al.*, 2012; NITTROUER *et al.*, 2007).

Estudos científicos mostram que a dragagem pode, portanto, afetar negativamente por perturbar sedimentos e liberar contaminantes na coluna de água (TUREKIAN; STEELE; THORPE, 2010; ZÖCKLER; LYSENKO, 2000). No entanto, a dragagem é a considerada a melhor técnica para revitalização da zona portuária, sendo o maior problema o custo operacional da atividade, que é cobrada por m³ removido.

Na maioria dos Portos dos EUA, os sedimentos estão poluídos por uma mistura de multi-contaminantes (metais, PAHs, PCBs, DDT, clordano e dieldrin, etc.), além de apresentarem 29% das amostras de sedimentos tóxicas para anfípodes (*Rhepoxynius arbronius* ou *Eohaustorius estuarius*) e 79% tóxicos para embriões de gastrópodes marinhos (*Halotis rufescens*) (ANDERSON *et al.*, 2001).

Uma pesquisa intensiva sobre a poluição dos sedimentos realizada no Porto de Sydney na Austrália analisaram 404 amostras para metais, 140 amostras para DDT, PCB e seus metabólitos e 124 amostras para HAPs (BIRCH; TAYLOR, 2002). A toxicidade das amostras destes sedimentos diferiram do número de excedentes de contaminantes de acordo com as medianas de alcance de efeito (ERMs) para as diretrizes de qualidade do sedimento definidos pela Administração Nacional Oceânica e Atmosférica dos Estados Unidos (NOAA).

SPROVIERI *et al.* (2007) descobriram que os sedimentos de superfície do Porto de Nápoles (Itália) estavam contaminados com metais (enriquecimento em N₃), PAHs (dominados por 3-5 anéis) e PCBs (dominados por tetra e penta-clorobifenilas e alto nível de toxidez). Além de metais, HAPs e PCBs, estes autores observaram também que os sedimentos em dois portos do Ártico; Hammerfest na Noruega e Sisimiut na Groenlândia estão contaminados.

PEDERSEN *et al.* (2015) identificou que o tributilestanho (um biocida anti-incrustação) estava contaminando dois portos por fontes pontuais, pelos antigos estaleiros da região em até 1800 vezes mais do que os locais não poluídos. Esses estudos sugerem que é necessária uma avaliação baseada no espectro de contaminantes para prognosticar a qualidade ambiental dos sedimentos portuários em vez de fazê-lo de forma isolada, como aqueles realizados no Porto de Bari, Itália (MALI *et al.*, 2016).

No Porto de Trípoli (Líbano), 15 locais associados a diferentes operações ou atividades portuárias foram amostrados para poluentes orgânicos persistentes (PCB, HAP e 18 Me-HAP), mas a variação nos poluentes não foi fortemente ligado a atividades específicas nos

arredores do Porto (MERHABY et al., 2015).

O objetivo principal deste estudo foi identificar um espectro (ou inventário) de contaminantes em sedimentos superficiais de acordo com diretrizes de qualidade de sedimentos da China (SHEN et al., 2017) e EUA (LONG et al., 2006), de modo a revelar relações da atividade portuária com o espectro de contaminantes sedimentares no Porto Ningbo, na China. Os SQGs empregados neste estudo são da Administração Oceânica Nacional da China (NOAC) para a qualidade dos sedimentos marinhos (GB18668-2002) e a Administração Nacional Oceânica e Atmosférica dos Estados Unidos (NOAA) para a qualidade dos sedimentos. Este estudo avaliou o risco químico de sedimentos superficiais usando o espectro de contaminantes (metais e contaminantes orgânicos) seguindo limiares destes dois SQGs.

DISPOSIÇÃO DO MATERIAL DRAGADO

Existe grande variedade de alternativas de (re)utilização, e as inovações no aproveitamento do material dragado são ilimitadas, já que mais de 1.300 alternativas foram documentadas somente na América do Norte (USEPA, 1992). Segundo a Convenção de OSPAR (1998), podem-se definir três classes de (re)utilização primordiais: obras de engenharia; uso na agricultura, aquicultura e horticultura; e reparação de danos ambientais.

Normas internacionais (OSLO, 1972; LONDON DUMPING CONVENTION, 1972; OSPAR, 1998) e nacionais, como a CONAMA nº 414 (2012), CETESB (2014), Inea DZ-1845.R-3 (RIO DE JANEIRO, 2002) estão regulamentando a disposição de rejeitos de dragagem de maneira mais pormenorizada, e um dos efeitos disso é o estímulo que os engenheiros oceânicos vêm recebendo para usar adequadamente os materiais dragados, que normalmente são considerados sem valor econômico.

Alternativas para disposição dos resíduos de dragagem propostas pela legislação brasileira (INEA, IBAMA) permitem a disposição em “áreas oceânicas” ou alocação “em terra”. Nos Estados Unidos e Europa, a disposição oceânica foi proibida pelo Ocean Dumping Ban Act de 1988 e, desde 1992, vem sendo substituída no uso agrícola ao longo dos anos, impossibilitando-se disposições oceânicas de biossólidos (OCEAN DUMPING ACT, 2010).

Essa interrupção em mar foi devido a acordo internacional homologado em 1999 pela maioria dos países membros das Nações Unidas, em virtude das pressões exercidas por organizações não governamentais (ONGs) como Greenpeace e Friends of the Earth para o encerramento dessa prática.

Neste contexto, a disposição em terra do material dragado é vista como solução mais aceitável ao apresentar remediação em locais com acelerada fase de assoreamento dos corpos hídricos, por possibilitar a (re)utilização dos sedimentos assoreantes como fonte de

matéria-prima. Atualmente, existe exigência de estudos com foco em sustentabilidade a longo prazo e emprego de tecnologias de fitorremediação.

Estudos realizados por Hartley *et al.* (2011) com plantio de culturas lenhosas em sedimentos contaminados, evidenciaram que rejeitos de dragagens fornecem respostas tanto positiva como efeitos negativos em termos de reparação do meio. A atividade biológica do solo tinha melhorado consideravelmente, como os números de minhoca e os grupos de microartrópodes presentes.

Outros, como Mattei *et al.* (2016), concluíram que sedimentos marinhos tratados com fitorremediação podem ser um poderoso substrato adequado para o cultivo de plantas ornamentais e a (re)utilização pela indústria paisagística pode ser uma gestão sustentável se valorizada.

Cesar *et al.* (2015) realizaram ensaios ecotoxicológicos visando chegar a uma adequação de valores de referência para rejeitos de dragagem em solos tropicais no Brasil, já que os parâmetros utilizados para disposição de sedimentos dragados e análise qualitativa do solo foram predefinidos para regiões temperadas, não refletindo a realidade do país.

Weinstein e Weishar (2002), analisando as zonas úmidas costeiras dos EUA, concluíram que áreas anteriormente utilizadas para agricultura estão sendo restauradas pelo despejo do material dragado, visualizando assim a oportunidade de reabilitação das zonas costeiras, perdidas por processos erosivos.

Há dados de pesquisa que empregam sedimentos dragados no plantio de culturas energéticas como opção de remediação (por serem rico em nutrientes), quando são considerados inadequados para a agricultura e obras públicas, dado o elevado teor de contaminantes. Sendo assim, testes foram realizados por Vervaeke *et al.* (2001) para avaliar o crescimento de salgueiros no substrato dragado, revelando resultados animadores e eficazes.

Sigua *et al.* (2003; 2009) e Sigua, Holtkamp e Coleman (2004) concluíram que o uso de sedimentos de dragagem pode ser bastante útil como substrato alternativo para a produção de forragens e gramíneas perenes, destinado a alimentação animal, se não proporcionarem efeitos nocivos sobre a qualidade do solo e da forragem.

Capra *et al.* (2015) avaliaram o potencial de uso benéfico de sedimentos dragados como estratégia de reconstrução de solos mediterrânicos afetados pela perda de horizontes superficiais, desencadeados por processos de erosão e atividades antrópicas, obtendo resultados promissores para a reconstrução do epípedon anteriormente perdido.

Bondi *et al.* (2016) estudaram o desempenho bioquímico de solos degradados e recuperados por adição de materiais dragados de lagos (LDM). Os resultados mostraram que os materiais clásticos (rejeitos de dragagens) podem melhorar a funcionalidade bioquímica de solos extremamente degradados.

Novak e Trapp (2005) investigaram a viabilidade de utilização do lodo depositado em portos e sua disposição em terra para produção vegetal. Em ensaio de campo, analisou-se o crescimento de 38 espécies de plantas mais ou menos tolerantes ao sal em sedimentos de baixa e alta concentrações, contaminados com TBT; a cevada foi ideal: a espécie cresceu muito bem, apesar da salinidade dos sedimentos dragados (média de $13\mu\text{Sm}^{-1}$), teve efeito significativamente positivo na remoção TBT, e não mostrou absorção mensurável de TBT ou outros contaminantes para o produto coletado, sendo cultura de rendimento bem estabelecida na agricultura europeia.

A partir desse enfoque, percebe-se que sedimentos de fundo poderão ser empregados para fertilizar áreas se demonstrarem bons níveis de nutrientes, de modo a corrigir as deficiências dos solos, sendo considerada solução factível para esses materiais se a legislação assim permitir.

Com essa opção, podem-se reduzir os custos da operação e ainda melhorar os solos de maneira a não poluir o meio ambiente com baixo custo, já que se utiliza resíduo de um processo (remoção) que deve ser realizado periodicamente. Para isso, devem-se estudar também as características dos solos, para determinar a fertilidade e a necessidade de corretivos, e as características dos resíduos sólidos, para determinar se se adaptam a esse tipo de utilização ou não.

Já outros estudiosos preferem utilizar os materiais de textura fina presente nos sedimentos dragados (argilas) para imobilizar contaminantes (caso dos metais pesados), aliado à técnica de calcinação para ativar o caráter pozolânico desses materiais de modo a servir como percursores no processo de clinkerização dos cimentos convencionais (DANG; KAMALI-BERNARD; PRINCE, 2013; CHIKOUCHE; GHORBEL; BIBI, 2016,), como o que está sendo realizado com os sedimentos dragados do Porto da Antuérpia (SNELLINGS *et al.*, 2016) e no Porto de Dunkirk na França (AMAR *et al.*, 2017). Outros preferem re(criar) cimentos antigos por meio de ativação alcalina pelo processo de “geopolimerização” (DAVIDOVITZ, 1994).

Detzner *et al.* (2007) pesquisaram o silte presente nos sedimentos removidos durante as dragagens do Porto de Hamburgo, na Alemanha, e notaram que, após passar por um processo de separação e desidratação, a faixa granulométrica poderia ser utilizada como material selante em locais onde seriam depositados os sedimentos contaminados no processo de dragagem; já que o silte bem separado e desidratado possui coeficiente de permeabilidade baixo, o que permite a utilização como material selante para confinamento de rejeitos altamente contaminados.

Há diversos estudos em andamento sobre as mais diversas áreas que contemplam alternativa a esses materiais clásticos. Atualmente, a utilização dos sedimentos de dragagem como matéria-prima tem sido explorada para a produção de tijolos (HAMER; KARIUS, 2002; LAFHAJ *et al.*, 2008; SAMARA; LAFHAJ; CHAPISEAU, 2009), agregados leves (CHEN *et al.*, 2012; LIAO; HUANG; CHEN, 2013), materiais de base para construção

de estradas e rodovias (SIHAM *et al.*, 2008 e ZENTAR *et al.*, 2008), clinker para cimentos Portland (AOUAD *et al.*, 2012) e como materiais de carga para cimentos convencionais (BECKSTROM *et al.*, 2014) e construções de diques (CANTRÉ; SAATHOFF, 2013).

Taneez, Marmier e Hurel (2016) estudaram alternativas de estabilizar sedimentos poluídos de dragagem marinho com rejeitos de mineração. A incorporação de tecnologia de tratamento multifásico (resíduo de gesso + resíduo de bauxita + rejeitos de dragagem) para neutralizar multicontaminantes (metais pesados) revelou a imobilização de diversos poluentes. O estudo é uma abordagem eficaz para gerenciar grandes quantidades de sedimentos dragados simultaneamente com os rejeitos industriais (bauxita).

Em suma, o material dragado é uma riqueza como fonte de recursos naturais e, se for descartado em vez de (re)utilizado, uma valiosa agregação econômica pode estar sendo perdida, principalmente agora com o Programa de Aceleração e Desenvolvimento promovido pela Nova Lei de Revitalização dos Portos brasileiros (JACCOUD; MAGRINNI, 2014), que já extraiu ao longo da costa mais de 78 mil toneladas de sedimentos subaquáticos.

FERTILIZANTES E ADUBOS

A técnica de adubar a terra é uma prática agrícola que consiste no fornecimento de fertilizantes aos solos, de modo a recuperar ou conservar a fertilidade, suprimindo, assim, a carência de nutrientes e proporcionando o pleno desenvolvimento das culturas vegetais (NAGAI; KISHIMOTO, 2008).

A história da adubação teve início na China, na região do Rio Amarelo, 8 mil anos antes de Cristo. Os chineses fabricavam adubos com resíduo vegetal ou animal, húmus dos rios e esterco humano (DIAS, 2005). No Egito, por volta de 600 anos a.C., a civilização se aproveitava das cheias do rio Nilo, quando se depositava nas margens uma camada de húmus com 20 m de profundidade, 15 km de largura e 800 km de extensão, para cultivar cevada, trigo e lentilha (MAZOYER; ROUDART, 2001).

Os povos da região andina também eram grandes agricultores que conheciam técnicas sofisticadas de adubação ao empregar no plantio o guano, material rico em fosfato de cálcio, ureia e sulfato de sódio e potássio, resultante de uma mistura de fezes e restos de aves marinhas encontrados no litoral do oceano Pacífico (DIAS, 2005).

A adubação começou a ser tratada como negócio na Idade Média, na região compreendida entre a França, Bélgica e Holanda, conhecida como Flandres (DIAS, 2005). A prática da adubação espalhou-se rapidamente pelo continente, onde cinza e esterco eram utilizados como fontes de nutrientes para a produção de culturas. Já na civilização romana, relatos indicam a existência de avaliação comparativa de formas de fertilizantes, especialmente orgânicos, para melhorar a produção das plantas (RUSSEL; WILLIAMS, 1977).

Contudo, o conceito moderno de fertilidade do solo foi iniciado por Justus Von Liebig em 1840, que se preocupou em pesquisar quais nutrientes as plantas precisavam, onde poderiam obtê-los e quais práticas agrícolas poderiam fornecê-los (DIAS, 2005). A partir de então, os processos de desenvolvimento e produção de fertilizantes iniciaram-se a fim de melhorar a oferta de nutrientes às plantas.

Os elementos químicos presentes nos fertilizantes são divididos em macronutrientes primários (nitrogênio, fósforo, potássio) e secundários (cálcio, magnésio e enxofre) e micronutrientes (boro, cloro, cobre, ferro, manganês, molibdênio, zinco, sódio, silício e cobalto) (MALAVOLTA, 1994; COTTENIE, 1980).

No Brasil, a forma mais comum de aplicação de fertilizantes é através de misturas de matérias-primas a fim de fornecer o balanço nutricional recomendado para cada lavoura e área específica. De fato, com a promulgação da Lei nº 6.894/1980 (BRASIL, 1980), os fertilizantes foram definidos como “(...) substâncias minerais ou orgânicas, naturais ou sintéticas, fornecedoras de um ou mais nutrientes as plantas, quando adicionadas ao solo, visam suprir elementos essenciais ao desenvolvimento vegetal”.

A fim de estabelecer os limites de concentrações máximas admitidas para agentes fitotóxicos, patogênicos ao homem, animais e plantas, metais pesados tóxicos, pragas e ervas daninhas permitidos, editou-se a Instrução Normativa nº 027 (BRASIL, 2006) conforme Anexos I, II, III, IV e V.

Foi com base nessa legislação que os sedimentos pesquisados foram tratados como “substâncias organominerais”, por conter substâncias que serão (re)aproveitadas por possuir diversos resíduos orgânicos e inorgânicos, oriundos de lodo de esgoto, efluentes domésticos e industriais, que serão processados, estabilizados e devolvidos ao solo na forma de nutrientes. Com isso, espera-se reduzir o impacto ambiental da atividade portuária e ao mesmo tempo elevar os índices de produtividade dos solos por meio da técnica de adubação.

CORRETIVOS

Corretivos são materiais aptos a corrigir uma ou mais características desfavoráveis do solo (RAIJ, 1991). Alcarde (2006) define corretivos como sendo um produto capaz de neutralizar (diminuir ou eliminar) a acidez dos solos e ainda repor nutrientes vegetais ao epípedon, principalmente cálcio e magnésio.

Os produtos considerados corretivos da acidez dos solos são os que contêm como constituinte neutralizante carbonatos, óxidos, hidróxidos ou silicatos de cálcio e/ou de magnésio. Os corretivos de acidez são de natureza física sólida, na forma de pó (MALAVOLTA, 1994).

Grande parte dos solos brasileiros são ácidos, com baixas concentrações de cálcio

e magnésio, com níveis elevados de alumínio trocável e baixa disponibilidade de fósforo, prejudicando a absorção dos nutrientes pelas plantas e aumentando os custos da fertilização (QUAGGIO, 2000).

A acidez de um solo é devida à presença de H^+ livres, gerados por componentes ácidos presentes no solo (ácidos orgânicos, fertilizantes nitrogenados etc.). A neutralização da acidez consiste em neutralizar os H^+ , o que é feito pelo ânion OH^- ; por isso, os corretivos de acidez devem ter componentes básicos para gerar OH^- , promovendo a neutralização (ANGHINONI; NOLLA, 2004).

A incorporação de calcário no solo é chamada calagem. Além de corrigir a acidez do solo, fornece cálcio (CaO) e magnésio (MgO), neutraliza o efeito fitotóxico do alumínio e do manganês e potencializa o efeito dos fertilizantes. A calagem é considerada uma das práticas que mais contribui para o aumento da eficiência dos adubos e, conseqüentemente, da produtividade e rentabilidade (BOHNEN, 2000).

MATERIAS E MÉTODOS

A escolha do tipo e do número de amostra a ser retirada no ambiente terrestre é extremamente questionável. Se, por um lado, a literatura internacional aponta que não há concordância entre autores quanto ao tamanho da área a amostrar e o número de amostras necessárias para estimar parâmetros de um solo (CHITOLINA, 1982), há variações bastante significativas também quando se converge a mesma amostragem para os sedimentos (CONAMA, 2012).

Pesquisadores como Barker e Steyn (1956) acreditam que em áreas pequenas, equivalentes a 100 m², são necessárias ao menos 100 unidades amostrais para representação satisfatória dos teores de N, P e K de um solo. Outros como Leo (1983), citado por Peck e Melsted (1973), calculam que são necessárias entre 2 e 500 unidades amostrais para obter uma amostra representativa. Para condições brasileiras, Raij *et al.* (1997) recomendam a coleta de 20 unidades para compor uma amostra.

Já com relação ao material a ser dragado no fundo de rios e lagos, o órgão ambiental brasileiro determinou o número de amostras em função do volume de material a ser dragado (CONAMA, 2012). Ou seja, para uma área que seja extraído 25 mil m³ de material sedimentar, o número de amostras pode ser no mínimo de 3 para ser considerado representativo.

Observou-se também que tanto em solos (GUARCIONI *et al.*, 2006) quanto em sedimentos (CONAMA 414, 2012), a amostragem, comumente empregada para representar a área delimitada é definida por “amostra composta”. Vale ressaltar que cada amostra é formada pela mistura homogênea de um número predefinido de “unidades amostrais ou amostras simples” de pequeno volume (ROZANE *et al.*, 2011).

Sendo assim, diante das divergências entre pesquisadores sobre o assunto, o número de estações foi ajustado de acordo com a magnitude de sedimento a ser coletado, tomando-se como parâmetro a London Convention de 1972 (Tabela 8). (CONAMA, 2012).

A estimativa inicial de volume a ser retirado para diagnóstico ambiental ficou em torno de 0,10 m³ (aproximadamente 100 kg). Como a quantidade de sedimento recolhido em cada área de estudo é extremamente baixo, optou-se em definir uma única estação para cada local de amostragem como representativo do espaço amostral com base na Conama 454/2012 – (Tabela 8).

Volume a ser dragado (m ³)	Número de estações
Até 25.000	3
Entre 25.000 e 100.000	4 a 6
Entre 100.001 e 500.000	7 a 15
Entre 500.001 e 2.000.000	16 a 30
Acima de 2.000.001	10 extras por 1 milhão de m ³ ou fração

Tabela 8 – Número de estações de amostragem representativa, as coletas referendadas versus volume de material dragado

Fonte: LONDON DUMPING CONVENTION (1972)

Para alcançar esse objetivo, analisaram-se os sedimentos superficiais de duas áreas da Baía de Guanabara, de modo a avaliar a qualidade ambiental. As amostras superficiais foram aquelas que estavam situadas no topo da interface sedimento/água (depósitos quaternários).

Os estudos começaram *in situ* (no local), com posterior exame laboratorial (*ex situ*) e, finalmente, realização de ensaios experimentais em casa de vegetação.

LOCAIS DE AMOSTRAGEM

A quantidade de pontos e indicação de sua localização foi definida de acordo com as diretrizes estabelecidas pela Resolução CONAMA nº 414 (2012) e DZ 1845 R-3 da FEEMA.

Foram consideradas 02 estações para coleta dos sedimentos, com base nas especificações técnicas acima, e georreferenciadas suas localizações (Tabela 09).

a) Ponto de coleta na Enseada de Jurujuba: PA 01

b) Ponto de coleta nas delimitações do Porto de Niterói: PA-02.

Estação	Coordenadas UTM	
	N	E
PA-01	7462905.94408	693885.29577
PA-02	7468875.57925	693270.318794

Tabela 9 – Localização dos pontos de amostragem

Nota: o *datum* utilizado em ambas as estações foi o SAD 69.

Fonte: Autor

Em Campo

A) Estação de coleta de sedimentos na Enseada de Jurujuba/RJ: PA 01 - (Figura 16)



Figura 16 – Local de retirada de sedimentos na Enseada de Jurujuba, RJ

Fonte: GOOGLE EARTH (2016)

B) Estação de coleta de sedimentos no Porto de Niterói/ RJ: PA 02 - (Figura 17).



Figura 17 – Local de retirada de sedimentos no Porto de Niterói, RJ

Fonte: GOOGLE EARTH (2016)

A metodologia empregada seguiu as orientações de coleta e acondicionamento dos sedimentos conforme estabelecido por Filizola, Gomes e Souza (2006) e Nogueira e Souza (2005).

O trabalho de campo foi realizado nos meses de julho e agosto de 2014, quando foi utilizada uma embarcação marítima adequada para esse tipo de coleta do Departamento de Geologia (LAGEMAR) da Universidade Federal Fluminense. As amostras superficiais foram extraídas por meio de um busca-fundo do tipo Van Veen,¹ que coleta em média 5,0 kg de sedimento.

Para o posicionamento da embarcação foi utilizado um GPS, pertencente ao Departamento do LAGEMAR. Nesta etapa foram coletadas 5 amostras simples (*subamostras*) dentro de cada área de estudo, que foram misturadas para perfazerem uma amostra composta como representativa de cada local amostrado.

Em média, uma subamostra perfazia 5,0 kg de material retirado de cada área pesquisada e refere-se aos primeiros 30 cm de sedimentos depositados na interface água/sedimento. Em cada estação foram extraídos cerca de 50 kg de sedimento superficial.

EM LABORATÓRIO

Foram encaminhados 2,5 kg de sedimentos de cada local amostrado para o laboratório contratado. O preparo das amostras em laboratório envolveu as seguintes etapas: homogeneização, secagem em estufa a 40°C até peso constante, pulverização em almofariz e pistilo de ágata e estocagem em frascos de vidro.

Para a determinação dos metais na fração fina, o sedimento foi previamente seco e pulverizado em almofariz de ágata, peneirado em malha de nylon 0,062 mm. Após o preparo, as amostras foram acondicionadas em frascos de vidro com tampa de Teflon®. Todas as análises de caracterização física, química e microbiológica foram realizadas pelo Laboratório da BIOAGRI em Piracicaba/SP.

Ensaio Físicos

Análises Granulométricas

A análise granulométrica de partículas sólidas compreendeu a determinação do tamanho dos grãos, bem como a frequência com que ocorrem em determinada classe ou faixa de tamanho.

¹ “Amostrador Van Veen é um coletor utilizado para extrair amostras pouco perturbadas em fundos moles ou levemente duros em qualquer profundidade. Consiste de duas mandíbulas de garra ligadas por uma mola. Durante a descida, as alavancas encontram-se bloqueadas e afastadas e as mandíbulas abertas. Ao tocar o leito, o mecanismo de bloqueio é liberado e ao puxar o pegador pelo cabo, as mandíbulas se fecham. Durante a subida, as mandíbulas seguram a amostra e previnem que amostra seja lavada para fora” (HIDROMARES, 2016).

Os ensaios seguiram os procedimentos da ISO 13320 Particle Size Analysis – Laser Diffraction Methods. Com os resultados obtidos no ensaio, foi possível determinar a distribuição granulométrica, por ser a textura uma das propriedades mais importantes, já que determina a taxa de penetração de água e facilita o arejamento, considerado de vital importância para o crescimento vegetal (DONAHUE; MILLER; SCHICKLUNA, 1983; SANTOS, 1991; FONSECA *et al.*, 1993).

Ensaio Químicos

Caracterização e Classificação de Resíduos

Preliminarmente foram realizados os testes definidos pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), as quais tratam, respectivamente, da amostragem, lixiviação, solubilização e classificação de resíduos sólidos por meio da NBR n.º. 10.004/04, complementadas pela NBR n.º. 10.006/04, NBR n.º. 10.007/04 e NBR 10.005/04.

Os resultados alcançados nesta etapa foram cruciais para o prosseguimento da pesquisa, haja vista que ensaios positivos para caracterizá-los como “perigosos” – (Classe I) inviabilizaria o seu emprego no cultivo de espécies vegetais.

Avaliação da Fertilidade

Os procedimentos experimentais para análise da fertilidade seguiram as recomendações sugeridas por Raij (1991) para avaliar o estado nutricional dos sedimentos. Estas consistiram em avaliar: pH (1:2,5) em CaCl_2 ; concentrações de cálcio e magnésio ($\text{Ca}^{++} + \text{Mg}^{++}$), potássio (K^+), sódio (Na^+), alumínio (Al^{+++}), hidrogênio (H^+), Nitrogênio Total (N) – (Método Kjeldahl); conteúdo de matéria orgânica (método colorimétrico); teor de macronutrientes (fósforo, potássio, cálcio e magnésio) – (Método Mehlich 1) e quantidade de micronutrientes (Zn, Fe, Mn, Cu e B) – método DTPA; além da condutividade elétrica (CE).

Em função dessas determinações foi calculada a capacidade de troca catiônica (CTC), a percentagem de saturação por base (V) e de sódio trocável (PST). Já os teores de sulfetos e sulfatos foram referendados pela EPA 9030 (preparo) e posteriormente analisados pelo método descrito pela EPA 9034 e EPA 300.0, respectivamente.

Pesquisa de Metais Pesados e Pesticidas

O método empregado para avaliação da fração total dos metais pesados envolveu a técnica de ICP-OES (EPA 6010C) para arsênio, cádmio, cobre, níquel, chumbo e (EPA 245.5) para mercúrio. O método para extração dos agrotóxicos foi o EPA 3550C, utilizado para extrair compostos voláteis e semivoláteis. A padronização interna foi feita

pelo método 3500C (técnica de surrogate). As análises foram efetuadas por cromatografia gasosa acoplada à espectrometria de massas (GC/MS), técnica que permitiu a separação, identificação e quantificação dos analitos. As substâncias inferidas foram aquelas constantes na Resolução Conama nº454 (2012). Os elementos analisados foram validados simultaneamente com amostras de referências certificadas (CAS).

Identificação de Derivados de Hidrocarbonetos

A determinação qualitativa e quantitativa dos hidrocarbonetos obedeceu à metodologia da United States Environmental Protection Agency (USEPA) 8270D, da série EPA SW-846, para os compostos hidrocarbonetos policíclicos, aromáticos e HPAs. Os analitos foram validados simultaneamente com amostras de referências certificadas (CAS). As substâncias inferidas referem-se aquelas definidas na Resolução CONAMA nº 454 (2012).

ENSAIOS MICROBIOLÓGICOS

Pesquisa de Patógenos

As análises microbiológicas foram inferidas conforme estabelecido pela USEPA nº 40 CFR Part 503 – Appendix B, Federal Register, 19/Feb/1993, que define quais organismos devem ser quantificados para qualificá-los para uso na agricultura, que são: coliformes termotolerantes, ovos viáveis de helmintos, Salmonella, vírus e protozoários.

A quantidade mínima de material coletado para análise foi de 1,0g (peso úmido). A detecção de ovos de helmintos consistiu na concentração das partículas em suspensão por meio de sedimentação com auxílio de centrífuga e posterior flutuação dos ovos com adição de solução de sulfato de zinco a 33% para possibilitar a flutuação de estruturas parasitárias (OMS, 1992; WHO, 1992; LEVENTHAL; CHEADLE, 2000).

As amostras foram analisadas qualitativa e quantitativamente pela observação em câmara de Sedgwick-Rafter no microscópio óptico comum. A análise qualitativa foi realizada pela identificação dos ovos de helmintos, de acordo com o formato e o tamanho, por meio de auxílio do Atlas de Parasitologia e chaves de classificação (OMS, 1992).

As análises de coliformes totais, coliformes termotolerantes, *Escherichia Coli*, enterovírus e salmonella seguiram as orientações contidas no Standard Methods for the Examination of Water; Wastewater, EPA. Na determinação dos coliformes, foi empregada a formulação comercial Colilert (YANKO, 1987).

Os vírus entéricos pesquisados referem-se preferencialmente ao gênero enterovírus: poliovírus, echovírus, coxsackievírus. Os resultados foram expressos em NMP (número

mais provável), que permite calcular o número de um microrganismo específico numa amostra de água utilizando tabelas de probabilidade.

Por este método, são realizadas diluições decimais da amostra e inoculadas em uma série de tubos contendo meio líquido seletivo. Os tubos são positivos quando têm crescimento e/ou produção de gás de fermentação. A densidade bacteriana é determinada pela combinação de resultados positivos e negativos na tabela designada de NMP.

ENSAIOS EXPERIMENTAIS

A escolha de espécies vegetais é crucial para o plantio de plantas em sedimentos estuarinos, particularmente aqueles que apresentam algum grau de contaminação. Há poucos estudos de campo à longo prazos encontrados na literatura. Os efeitos à curto prazo e os efeitos recalcitrantes nos ecossistemas são observados em pesquisas à longo prazo, devido à degradação e estabilização de muitos poluentes.

A espécie contemplada para esta pesquisa foi o girassol (*Helianthus annuus L.*) – Figura 18, já que é cultivado em todos os continentes por ser uma oleaginosa que apresenta características agrônômicas muito importantes devido ao crescimento rápido, grande resistência à seca, a temperaturas baixas e ao calor (LEITE et al., 2005). Assim, mostra grande adaptabilidade a diferentes condições climáticas.



Figura 18 – *Helianthus annuus* (girassol)

Fonte: Autor

Para compor o substrato de plantio, produziu-se uma mistura heterogênea de sedimentos com distintas proporções de rejeitos de quartzo (indústrias de silício), rejeitos de rocha ornamental (granito), resíduo de construção civil (gesso) e cinzas de ostracoides (mexilhões e ostras). Apenas se fixou a proporção de 40% para sedimentos em detrimento aos demais resíduos, por se esta a proporção considerada adequada segundo a literatura (MACÍA *et al.*, 2016). A caracterização química de cada rejeito utilizado no experimento se encontra disposto nos Anexos 1, 2, 3 e 4.

Preparo dos Sedimentos

Os ensaios experimentais foram realizados em vasos de polietileno (Figura 19), que apresentam as mesmas dimensões e forma cilíndrico-cônica, com 19 cm (altura) x 17 cm (diâmetro inferior) x 26 cm (diâmetro superior), tendo volume útil de 7.200cm³.

Cada ponto de amostragem passou pelos 7 tratamentos designados, perfazendo ao todo um total de 14 exemplares. Não houve réplicas dos plantios para cada tratamento mencionado anteriormente por falta de recursos financeiros. Tomaram-se como referência os ensaios com sedimentos sem nenhuma adição de elemento (resíduos e/ou material de carga) – tratamento 7. Os volumes apresentados por cada vaso experimental estão descritos na Tabela 10.



Figura 19 – Vaso de polietileno utilizado no cultivo das espécies vegetais

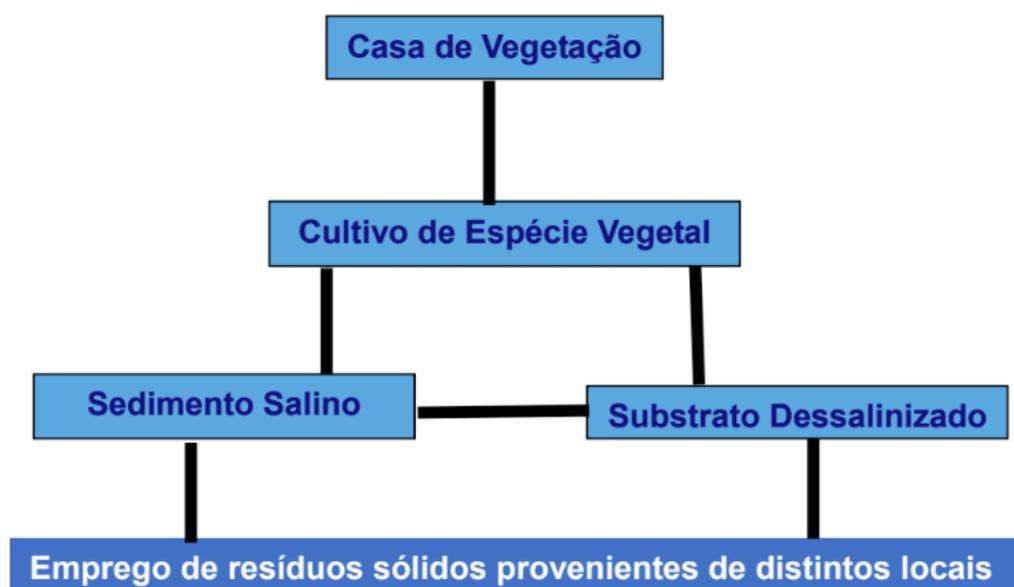
Fonte: Autor

Substância	Sedimento	Sílica	Granito	Gesso	Carapaças
Tratamento 1	2880 cm ³	1440 cm ³	2880 cm ³	00 cm ³	00 cm ³
Tratamento 2	2880 cm ³	1440 cm ³	1440 cm ³	00 cm ³	1440 cm ³
Tratamento 3	2880 cm ³	720 cm ³	720 cm ³	00 cm ³	2880 cm ³
Tratamento 4	2880 cm ³	1440 cm ³	1440 cm ³	1440 cm ³	00 cm ³
Tratamento 5	2880 cm ³	720 cm ³	720 cm ³	2160 cm ³	720 cm ³
Tratamento 6	2880 cm ³	720 cm ³	720 cm ³	1440 cm ³	1440 cm ³
Tratamento 7	7200 cm ³	00 cm ³	00 cm ³	00 cm ³	00 cm ³

Tabela 10 – Quantidade de cada resíduo presente nos ensaios experimentais

Fonte: Autor

O tratamento com o cultivo de *girassol* passou pelos seguintes controles (Fluxograma 1).



Fluxograma 1: Etapas do processo experimental empregado.

Estes testes foram assim divididos porque em nosso País há regiões como o Polígono das Secas, que apresentam grande déficit hídrico, solos extremamente salinos e pobres nutricionalmente. O propósito a que se propõe permitirá averiguar se há perdas significativas destes sais apenas com a irrigação do substrato.

Caso não hajam decréscimos importantes destes sais nos sedimentos, será possível utilizá-los em locais onde a salinização já é uma condição natural do solo para plantio de plantas resistentes a este atributo, como por exemplo, a produção de salgueiros para extração de madeira ou para o plantio de tamareiras que são extremamente adaptáveis a solos salinos, dentre outras.

Há muitos açudes, barragens e até mesmo Portos no Nordeste Brasileiro com sedimentos salobros/salinos e grande parte destes sedimentos poderiam ser extraídos

e empregados para fertilização de áreas já comprometidas por este fator, tirando assim, uma vantagem de sua disposição no ambiente. Visando alcançar este objetivo, realizou-se alguns testes experimentais:

(A) Sem emprego de técnica de lixiviação – neste processo, os sedimentos foram testados em estado natural, sem passar por processo de desidratação. A principal finalidade é averiguar se ocorreu rebaixamento considerável dos teores de Na presente nesses materiais, sem emprego da técnica de lixiviação. Para alcançar esta etapa, os sedimentos foram tratados apenas com solução aquosa de água desmineralizada. Os processos de lavagem do sedimento foram realizados com as seguintes situações:

- (1) sedimento + sílica (resíduo de quartzo) + granito (resíduo de nefelina-sienito);
- (2) sedimento + sílica + granito + carapaça (resíduos de malacocultura);
- (3) sedimento + sílica + granito + gesso (resíduo de drywall) + carapaça; e
- (7) sedimento sem nenhum tratamento (puro).

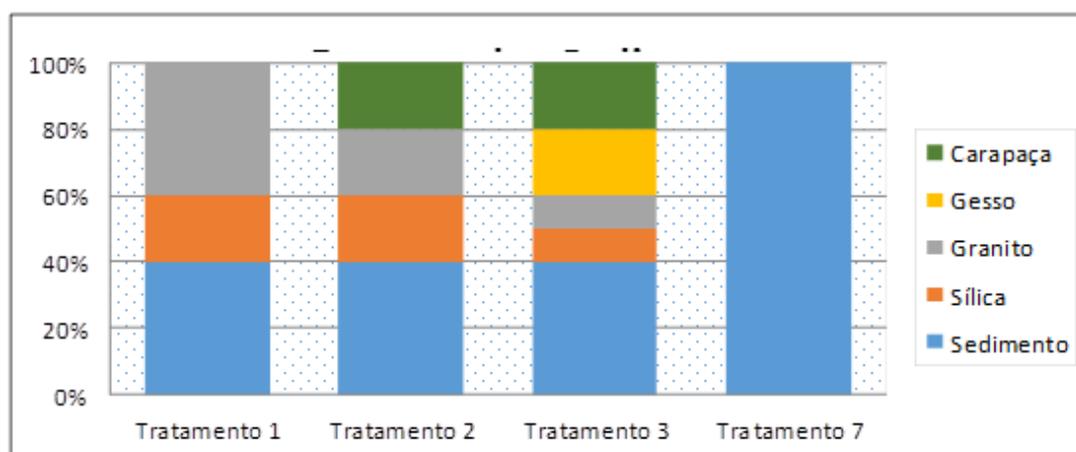


Gráfico 1 – Tratamentos realizados para formação do substrato sem lavagem (lixiviação).

Fonte: Autor

Os testes experimentais com emprego da técnica de lavagem dos sedimentos foram realizados, de modo a observar, se haverá uma queda significativa nos teores de sais solúveis, como Cl e Na, na solução do sedimento, tendo em vista que a maior parte das espécies vegetais se desenvolvem perfeitamente em concentrações inferiores a $3,0 \text{ dSm}^{-1}$, não restringindo assim, seu emprego apenas em áreas já comprometidas por este problema. Deste modo, iniciamos estes testes com:

(B) Emprego de técnica de lixiviação – é a técnica mais prática de eliminar sais dos sedimentos. Consiste em fazer passar, através do perfil do sedimento, certa quantidade de água, que, por sua vez, arrasta os sais solúveis. Esta técnica foi realizada com duas finalidades: 1) reduzir a alta salinidade inicial do sedimento até níveis toleráveis pelas culturas, (lavagem de recuperação) e 2) impedir a salinização de solos irrigados não

afetados por este atributo (lavagem de manutenção).

Visando acelerar o processo de remoção de sais, adicionou-se propositalmente gesso ao substrato, cujo principal objetivo é intensificar a redução dos níveis de Na na solução, dado o caráter salino do material coletado.

Por meio da lavagem do sedimento, aliado ao CaSO_4 (gesso), é perfeitamente possível translocar o sódio da solução pelo cálcio e, conseqüentemente, reduzir os teores deste elemento na solução e no sedimento. O sulfato de cálcio monohidratado (gesso), foi utilizado com dupla finalidade: a) aumentar os teores de Ca no sedimento e b) realizar a substituição isomórfica do Na no sedimento que é carregado pela água no processo de lixiviação destes materiais assoreantes.

O Ca e Na foram controlados nos experimentos propostos porque o intuito era identificar se o Na estava sendo lixiviado, e os resultados seriam visualizados no efluente analisado, pois a água utilizada era livre de sais. E se o Na estava sendo carregado, seus níveis deveriam aumentar no efluente e os níveis de cálcio no efluente deveria diminuir. Isso ocasionaria um enriquecimento de ions Ca no sedimento, e aumentaria o processo de calagem quando acondicionado ao solo, pois reduzirá o pH ácido de nossos solos, que são velhos e ácidos. A técnica de lavagem do sedimento ocorreu em casa de vegetação a partir das seguintes situações:

- (4) sedimento + sílica (rejeitos de quartzo) + granito + gesso (resíduo de drywall);
- (5) sedimento + sílica + granito + gesso + cinzas de ostracoides (carapaças);
- (6) sedimento + sílica + granito (nefelina-sienito) + gesso + carapaças; e
- (7) sedimento sem controle implantado (puro).

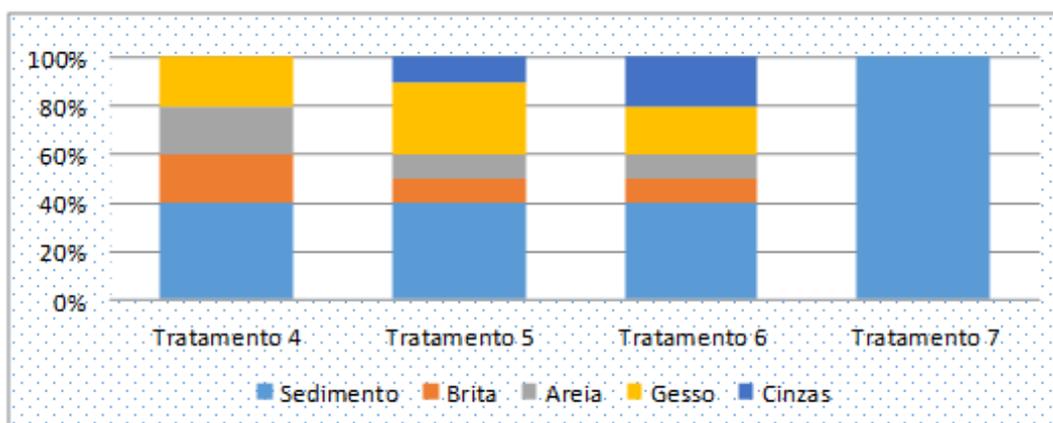


Gráfico 2 – Tratamentos realizados com técnica de lixiviação para formação do substrato

Fonte: Autor

Conservação e Lavagem dos Sedimentos

A retirada de sedimentos estuarinos foi feita em meio aquoso (água salobra), o qual apresenta alto teor de umidade. Visando à conservação, os sedimentos foram acondicionados em câmara fria sem congelamento no Laboratório de Ecotoxicologia da Petrobras/Cenpes/AMA até posterior uso evitando a desidratação do material. Tal prática é de vital importância, pois impede o processo de amadurecimento do material sedimentar (desidratação e dessalinização) definidos por Bohemen (2005). Estes foram utilizados *in natura* (Figura 20).



Figura 20 – Acondicionamento e conservação dos sedimentos em câmara fria

Obs.: Laboratório de Ecotoxicologia do CENPES

Fonte: Autor

A partir do dia 24/04/2016 até o dia 22/06/2016, os sedimentos destinados exclusivamente a ensaios de lixiviação foram previamente submetidos à lavagem por 60 dias consecutivos, visando reduzir os teores de sais, de modo que todos os espécimes fossem plantados simultaneamente. A técnica empregada foi a lavagem intermitente, pois, segundo Pizarro (1985), essa prática é mais recomendada, por permitir lixiviação mais eficiente, embora requiera mais tempo.

Em vez de cobrir a superfície do sedimento com 10 cm de água deionizada, procedeu-se à mistura de todo o material clástico, deixando-o decantar por 24 horas nos vasos experimentais. Os vasos experimentais possuem vários furos pequenos na parte inferior e mantiveram-se hermeticamente fechados para evitar o escoamento da água do interior, sendo, portanto, liberado o tampão da parte inferior do vaso após o período de repouso (24hs), e estes funcionaram como uma espécie de “dreno”. A água utilizada para a lavagem

dos sedimentos era deionizada (isenta de minerais).

Plantio das Sementes (*Helianthus annuus L.*)

Entre a realização dos tratamentos divulgados anteriormente e a plantação das espécies vegetais decorreu um período de 48 horas, de modo a possibilitar um rearranjo das partículas dos vários componentes e, conseqüentemente, uma boa estruturação da matriz.

O plantio das sementes se deu em 25/06/2016. Foram semeadas em cada vaso experimental duas sementes, de forma a garantir que pelo menos um exemplar por unidade de ensaio pudesse germinar. Cada semente foi disposta a uma profundidade de 1,5 cm, sendo coberta com o próprio substrato (sedimento) e molhada imediatamente com água deionizada de condutividade elétrica (CE) 0,0 dSm⁻¹.

Não houve emprego de estufa, nem controle de temperatura, de luminosidade e de umidade. O cultivo se deu numa área externa com radiação solar direta sobre os espécimes em uma pequena casa de vegetação cedida por um pequeno empreendedor no ramo de plantas ornamentais do Distrito de Guapimirim, RJ para prosseguimento da pesquisa.

Concluído o plantio das sementes, procedeu-se à irrigação dos exemplares a partir do dia seguinte, sempre no início da manhã (8hs) e no final da tarde (17hs), com água desmineralizada, evitando-se o excesso de irrigação para não ocorrer drenagem.

As primeiras germinações começaram por volta da 4^a semana após o plantio. Durante o período do ensaio foram registrados semanalmente, em todas as plantas, vários parâmetros de crescimento e produtividade, bem como eventuais sintomas de deficiência ou presença de clorose, manchas nas folhas, enrugamento de folhas, raquitismo e má formação de flores. Os parâmetros observados foram aqueles delimitados por Leite *et al.* (2005), como segue:

- (1) Medida do caule (cms).
- (2) Aspecto geral da planta: verde/amarela, vigorosa/debilitada, folhas largas e abundantes/folhas estreitas e escassas.
- (3) Tempo decorrido para a primeira florescência (nº de dias).
- (4) Números de botões na primeira floração (nºs por unidade de planta).
- (5) Comprimento do caule até a primeira floração (cms/dia).

Em períodos chuvosos, os vasos experimentais contendo os espécimes de girassóis foram recolhidos a uma área coberta de modo a evitar o contato direto com águas pluviais. O ensaio experimental durou 5 meses, finalizando-se em 23/11/2016.

Análise dos dados

A sistemática adotada foi dividida em caracterização química, física, microbiológica e ensaios experimentais: 1) classificação dos sedimentos segundo os critérios da NBR 10.004/04, avaliação do estado nutricional dos materiais clásticos, presença de organismos patogênicos, pesquisa de agroquímicos, teores de derivados de petróleo, conteúdo de metais pesados, níveis de salinidade; e 2) ensaios de fertilidade sem estufa, mediante o estudo comparativo de crescimento de uma espécie vegetal (oleaginosa), de modo a qualificar o desenvolvimento e produtividade da espécie selecionada (girassol).

RESULTADOS E DISCUSSÕES

PARTE ANALÍTICA

Classificação dos Sedimentos – NBR 10.004/04

Os sedimentos das áreas pesquisadas da Baía de Guanabara foram classificados como Classe IIA – (resíduo não inerte), pois apresentaram alguns parâmetros do extrato solubilizado (Al, Na e Cl) acima dos valores permitidos (Tabela 11) pelo Anexo G da NBR 10.004/04. Essa classificação também foi utilizada para amostragem do material dragado do rio Tietê (LIMA, 2008).

Parâmetro	Enseada de Jurujuba	Porto de Niterói	Limites da NBR 10.004/04
pH em água	5,16	7,77	2.0 – 12.5
Umidade	25,4%	31,7%	-----
Chumbo	<0.010 mg/L	0.210 mg/L	1.0 mg/L
Cromo Total	<0.010 mg/L	<0.010 mg/L	5.0 mg/L
Cloretos	2.650 mg/L	2.387 mg/L	250.0 mg/L
Detergentes	0.420 mg/L	0.460 mg/L	0.5 mg/L
Sulfatos	179.0 mg/L	210.0 mg/L	250.0 mg/L
Alumínio	0.619 mg/L	0.478 mg/L	0.2 mg/L
Zinco	< 0.010 mg/L	0.360 mg/L	5.0 mg/L
Sódio	1.510 mg/L	1.395 mg/L	200.0 mg/L
Manganês	<0.010 mg/L	0.040 mg/L	0.1 mg/L
Ferro	0.147 mg/L	0.196 mg/L	0.3 mg/L
Cobre	< 0.050 mg/L	0.110 mg/L	2.0 mg/L
Mercúrio	0,000075 mg/L	0,00008mg/L	0,1mg/L

Tabela 11 – Caracterização físico-química dos sedimentos subaquáticos

Nota: caracterização feita com base no **Anexo G** (extrato solubilizado).

Fonte: Autor

Em contrapartida, no extrato lixiviado (Tabela 12), não houve valores que pudessem ultrapassar os limites máximos contidos no Anexo F para parâmetros orgânicos e inorgânicos da NBR 10.004/04.

Parâmetro	Enseada de Jurujuba	Porto de Niterói	Limite da NBR 10.004
Fluoreto	0,2	0,2	150,0
Bário	0,0599	0,0575	70,0
Mercúrio	< 0,00008	< 0,00008	0,1
Cádmio	< 0,001	< 0,001	0,5
Arsênio	< 0,01	< 0,01	1,0
Cromo	< 0,01	< 0,01	5,0
Chumbo	< 0,01	< 0,01	1,0

Tabela 12 – Resultados do extrato lixiviado para parâmetros inorgânicos (mg/kg)

Notas: 1) parâmetros inorgânicos pesquisados nos sedimentos com base no **Anexo F**.

Fonte: Autor

Parâmetro (massa bruta)	Unidade	Porto de Niterói	Enseada de Jurujuba	Limite NBR 10.004/04
pH em água (1:1)	----	7,77	5,16	2,0 – 12,5
Sulfeto (H ₂ S)	mg/kg	< 2,0	< 4,0	500
Percentagem de sólidos	% p/p	61,7	25,4	-----
Cianeto (HCN)	mg/kg	< 2,0	0,9	250,0

Tabela 13 – Resultados da massa bruta (mg/kg)

Fonte: Autor

Com relação à massa bruta (Tabela 13), todos os parâmetros inferidos estavam dentro dos limites permitidos pela norma em epígrafe (NBR 10.004/04). Desse modo, não se verificou nenhum impeditivo para uso desses materiais clásticos para a finalidade a que se propõem.

Análise Textural dos Sedimentos

Estudo realizado pelo CENPES (2016) revelou que a qualidade ambiental dos sedimentos da Baía de Guanabara poderia ser modificada se houvesse um controle e remoção da entrada de material orgânico, principalmente no extremo norte, onde a salinidade é geralmente baixa e a circulação da água é restrita ou limitada.

Em todo caso, este parâmetro serviu para determinar a proporção relativa das frações argila, silte ou areia no sedimento, que foram diferenciados entre si pelo tamanho das partículas (granulometria). A textura foi determinada no laboratório da Bioagri.

Os resultados analíticos demonstraram que os sedimentos pesquisados são compostos predominantemente por frações ora siltosas, ora arenosas. A avaliação visual

identificou cores que variaram entre o cinza-escuro e o cinza-claro, tonalidades indicativas de ambientes redutores.

As análises texturais revelaram que na Enseada de Jurujuba há uma textura de silte arenoso, formada por 805 g kg⁻¹ de silte, 171 g kg⁻¹ de areia muito fina e 24 g kg⁻¹ de areia fina (Gráfico 3).



Gráfico 3 – Análise granulométrica dos sedimentos da Enseada de Jurujuba

Fonte: autor

A predominância da fração síltica nesses sedimentos pode ser devida à floculação e deposição de argila. Provavelmente o teor de argila foi mascarado pelo NaCl contido na água do estuário, que floculou essa fração diminuta de argila e determinou a sedimentação de partículas maiores, que foram superestimadas como suposto silte pelo laboratório. Há fortes indícios que isso deve ter acontecido, já que não foi evidenciada a presença da fração argila em ambos os locais pesquisados.

No Porto de Niterói, as feições texturais apresentavam valores em torno de 563 g kg⁻¹ de areia e 437 g kg⁻¹ de silte, sem valores expressivos da fração argila (Gráfico 4).



Gráfico 4 – Caracterização textural dos sedimentos do Porto de Niterói, RJ

Fonte: autor

Para Amador (1992), os sedimentos areno-sílticos estão relacionados a areias de um sistema fluvial afogado pela última grande transgressão marinha e que foram retrabalhados pelas atuais condições hidrodinâmicas.

Além disso, a granulometria de areia siltosa pode estar relacionada ao atracamento contínuo de embarcações e à baixa profundidade da área, em decorrência do assoreamento da zona portuária. De modo geral, a fração de areia pode ser considerada como mineral de comportamento químico inerte ou que adsorve quantidades insignificantes de M.O. (Tabela 13.1).

Do ponto de vista químico, a incorporação desses sedimentos finos ao solo poderá ser bastante vantajosa, por constituir frações que apresentam os maiores teores de elementos nutritivos (Tabela 13.1), tidos como essenciais aos vegetais, que se encontram adsorvidos na matéria orgânica, e aos argilominerais (FONSECA, 2002), além de influência das frações (areia, silte e argila) em algumas propriedades e comportamento dos solos.

Propriedades/comportamentos	Areia	Silte	Argila
Capacidade de retenção água	Baixa	Média/Alta	Alta
Aeração	Boa	Média	Pobre
Taxa de drenagem	Alta	Lenta a média	Muito Lenta
Teor de MO	Baixo	Médio/alto	Alto a Médio
Decomposição MO	Rápida	Média	Lenta
Resistência a mudança de pH	Baixa	Média	Alta
Potencial de expansão e contração	Muito Baixo	Baixo	Alta
Potencial de lixiviação de poluentes	Alto	Médio	Baixo
Capacidade de armazenamento de nutrientes	Baixa	Média	Alta

Susceptibilidade a erosão hídrica	Baixa	Alta	Muito Alta
Capacidade de cultivo após chuva	Boa	Média	Baixa

Tabela 13.1 – Propriedades e comportamento das frações dos solos

Fonte: BRADY (1989)

Isso também foi observado por Fonseca *et al.* (1993), em que a fração arenosa apresenta baixos teores de elementos assimiláveis pelos vegetais, a ponto de fazer com que a capacidade dessa fração seja extremamente reduzida ou praticamente nula quimicamente.

Por outro lado, os percentuais das frações “areia” são vitais para melhor aeração e percolação da água, sendo desejáveis em muitos solos em proporções adequadas. Quando aliadas a texturas mais finas, como siltosas e argilosas, essas texturas proporcionam qualidades extremamente desejáveis em muitos solos, visto que a maioria dos solos considerados “férteis” apresentam texturas que variam de franco-argiloso-arenoso a franco-arenoso.

E são essas frações finas dos sedimentos clásticos que apresentam grupos funcionais de substâncias húmicas, óxidos de Fe, Mn e Al, minerais de argila (especialmente caulinita), que levam à formação de complexos estáveis (*inner-sphere*).

Tais complexos ficam imobilizados na camada superficial do solo, contribuindo sobremaneira na redução de absorção de metais pesados pelas plantas (BLUME; BRUMMER, 1991).

Fertilidade dos Sedimentos

Pode-se dizer que a fertilidade do sedimento é a capacidade deste em fornecer nutrientes, em quantidade e proporção adequadas para o desenvolvimento e produtividade dos vegetais, na ausência de elementos indesejados (metais pesados, patógenos, herbicidas), além de diagnosticar problemas de toxidez de alguns elementos ou excesso de sais (Tabela 14).

O complexo sortivo corresponde às bases trocáveis de importância ao desenvolvimento das plantas cultivadas, além da acidez do solo e da capacidade de troca catiônica. É por meio de seus teores que se qualificam os solos no que diz respeito à fertilidade natural (alta, média ou baixa), bem como se identificam as práticas de manejo adequadas.

É fundamental, por outro lado, analisar o conteúdo total de bases, pois os solos são divididos de acordo com a saturação por bases: “solos eutróficos” (férteis) possuem $V \% \geq 50\%$; solos distróficos (pouco férteis) = $V \% < 50\%$. Neste caso, a soma das bases será, definida como $S = Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^{+}$, desde que todos os nutrientes estejam expressos na mesma unidade. A Capacidade de Troca Catiônica - (CTC) efetiva, corresponde à CTC

que o solo pode alcançar em pH 7,0. A CTC potencial é chamada também de valor “T”.

$$T = CTC_{\text{Potencial}} = S + (H + AI) \text{ trocável}$$

A saturação de bases (V%) corresponde ao percentual da CTC_{potencial} que é ocupada pelos cátions básicos (Ca⁺², Mg⁺², K⁺).

$$\text{Valor V (\%)} = S / CTC_{\text{Potencial}} \times 100$$

Os resultados analíticos referentes aos níveis nutricionais dos sedimentos da Enseada de Jurujuba e do Porto de Niterói encontram-se dispostos na Tabela 14 e discutidos abaixo, como segue.

Parâmetros	Unidade	Limite de Interpretação			EJ	PN
		Baixos	Médios	Altos		
pH em CaCl ₂	-----	4,5 – 5,4	5 a 6	>6	7,8	7,7
Matéria Orgânica	g dm ⁻³	<15	15 a 30	>30	53,0	55,0
P resina	mg dm ⁻³	0 – 20	21,0 – 40,0	>40	135	159
K trocável	mmolc dm ⁻³	0,0 – 0,7	1,6 – 3,0	>6	28,0	15,2
Al trocável	mmolc/ dm ⁻³	<5	5 a 10	>10	0,0	0,0
Ca + Mg trocáveis	mmolc dm ⁻³	<20	20 a 40	>40	189	102
H + Al trocáveis	mmolc dm ⁻³	<50	50 a 150	>150	60	10,0
Mg trocável	mmolc dm ⁻³	<7,0	7,0 a 18	>18	100	65,0
Zinco	mg dm ⁻³	<1	1 a 2	>2	211	319,0
Manganês	mg dm ⁻³	<6	6 a 12	>12	184	141,0
Ferro	mg dm ⁻³	<20	20 a 45	>45	21500	26100
Nitrogênio	g dm ⁻³	< 0,2	0,2 – 2,5	>5,0	31,0	16,0
Boro	mg dm ⁻³	<50	50 a 70	>70	99,7	155,0
Cobre	mg dm ⁻³	<6	6 a 15	>15	160	214,0
Soma de bases	mmolc dm ⁻³	<5	5 a 15	>15	217	117,0
CTC	V (%)	<15	15 a 35	>35	78	92
Sulfatos	mg dm ⁻³	n.a	n.a	n.a	2820	2960
Sulfetos	mg dm ⁻³	n.a	n.a	n.a	<3,0	<3,0

Tabela 14 – Avaliação da fertilidade química dos sedimentos e comparação com limites de interpretações para solos

Nota: (EJ) = Enseada de Jurujuba; (PN) = Porto de Niterói

Fonte: SOBRAL; MACEDO; SANTOS (2007)

Pela avaliação do estado nutricional destes sedimentos, percebe-se que são materiais com caráter eutrófico (férteis), pois apresentam uma saturação de bases V (%) maior que 50. Este parâmetro é um indicador da disponibilidade relativa dos nutrientes para as plantas (FONSECA, 2002). O pH do sedimento pode ser medido em suspensão aquosa ou de solução de cloreto de cálcio 0,01 mol L⁻¹. O pH em cloreto de cálcio é, em média, 0,6

unidade menor do que o pH em água, embora as diferenças individuais sejam bastante variáveis.

No entanto, para corrigir a acidez do solo, deve-se utilizar um elemento que libere ânion e forme um ácido fraco com o hidrogênio e ainda forneça cálcio ou cálcio e magnésio para a planta. Os materiais empregados na correção da acidez do solo tropical são encontrados na natureza em forma de rocha (calcários), que é moída e peneirada para ser aplicada ao solo. O calcário aplicado ao solo forma os íons Ca^{2+} , Mg^{2+} e HCO_3^- (solubilização e dissociação).

Este último reage com a água formando íons hidroxila (OH^-), água e dióxido de carbono (CO_2). As hidroxilas reagem com os íons Al^{3+} e H^+ adsorvidos formando hidróxido de alumínio insolúvel (etapa de neutralização) e água (etapa de imobilização do alumínio tóxico), liberando as cargas antes ocupadas por esses elementos. Tais cargas são, então, ocupadas pelos íons Ca^{2+} e Mg^{2+} (MALAVOLTA, 1994): a) solubilização e dissociação do calcário, b) neutralização de ácidos no solo e c) insolubilização do alumínio tóxico trocável no solo.

Portanto, após a aplicação do calcário ocorre a neutralização do alumínio trocável, aumentando a saturação por bases (V%). Com a neutralização de parte do hidrogênio adsorvido, ocorre elevação do pH do solo. Para ocorrer a reação do calcário, este deve ser bem misturado ao substrato, ficando em contato com todas as partículas. O solo deve estar úmido para solubilizar o calcário.

A calagem proporcionará inúmeros benefícios, como aumento do pH e até melhoria de propriedades físicas de alguns solos, neutralização do alumínio e manganês tóxicos, aumento dos teores de cálcio e magnésio, aumento da disponibilidade de fósforo e molibdênio e aumento da atividade de microrganismos.

O pH auferido em cloreto de cálcio é um valor mais preciso que o auferido em água, pois este último é bastante afetado por pequenas quantidades de sais presentes no solo (SCHOFIELD, 1947). Os resultados analíticos do pH em cloreto de cálcio variaram de 7,7 a 7,8 nos locais amostrados. A interpretação adotada para valores de pH em CaCl_2 é apresentada na Tabela 15.

Acidez	pH em solução de CaCl_2
Acidez Muito Alta	< 4,3
Acidez Alta	4,4 – 5,0
Acidez Média	5,1 – 5,5
Acidez Baixa	5,6 – 6,0
Acidez Muito baixa	6,1 – 7,0
Neutro	7,0
Alcalino	> 7,0
Enseada de Jurujuba	7,8
Porto de Niterói	7,7

Tabela 15 – Limites de interpretação de classes para a acidez do solo.

Fonte: TOMÉ JÚNIOR (1997)

Ora, um dos fatores limitantes ao desenvolvimento das culturas é a acidez do solo. Os solos brasileiros são, em geral, ácidos e com baixa disponibilidade de nutrientes necessários ao maior rendimento das lavouras. Para reverter esse processo, ou minimizar os efeitos, o homem emprega, exaustivamente, a técnica de calagem visando corrigir essa condição. Ao empregar esses materiais como condicionante do solo, será perfeitamente possível elevar o pH de solos ácidos com adição de sedimentos clásticos (pH $\text{CaCl}_2 = 7,7$ a 7,8) em proporções adequadas.

A acidez agrônômica desses sedimentos pode ser medida em solução de cloreto de cálcio, conforme representado na Tabela 15. Nota-se com clareza solar que não houve variação significativa desse atributo em ambas as áreas estudadas com base neste parâmetro – pH = 7,7 a 7,8.

Embora essa acidez seja considerada inadequada por Alvarez *et al.* (1999) para os materiais clásticos em estudo (Tabela 16), percebe-se que o que está com caráter básico é o sedimento analisado e não o solo. Vale ressaltar que para elevar e/ou corrigir o pH de um solo, para o cultivo de vegetais, usa-se calcário (CaCO_3), cujo pH está na faixa de 6,0 a 6,2.

Solos brasileiros são na maioria ácidos, apresentam pH baixo, necessitando ser corrigido a percentuais adequados ao desenvolvimento das culturas. A aplicação desse material irá modificar tal atributo, elevando o pH da mistura solo + sedimento a níveis mais aptos à absorção de nutrientes pelas plantas.

Classificação agrônômica				
Inadequado				Inadequado
Muito Baixo	Baixo	Bom	Alto	Muito Alto
< 4,5	4,5 – 5,4	5,5 – 6,0	6,1 -7,0	> 7,0

Tabela 16 – Classes de interpretação para a acidez agrônômica de solo utilizados como orientadores deste atributo para materiais inconsolidados

Fonte: ALVAREZ *et al.* (1999)

Em outras palavras, a acidez agrônômica relatada por Alvarez *et al.* (1999) é aquela que pode interferir na qualidade das plantações, já que, em geral, as plantas preferem a faixa de pH neutro (de 6,0 a 6,8), na qual a maioria dos nutrientes permanecem disponíveis às raízes.

Além disso, foi determinado também o pH em suspensão água-sedimento quando realizados ensaios de caracterização desses sedimentos segundo a Norma 10.004/04. Os resultados obtidos para o potencial hidrogeniônico em H_2O variaram de 5,16 a 7,77 (Tabela 11) nos locais amostrados, revelando que esses materiais apresentam oscilações de acidez química de “média” a “fraca alcalinidade”, segundo os critérios de recomendação

adotados por Alvarez *et al.* (1999) - (Tabela 17).

Classificação Química - (pH)						
Acidez Muito Elevada	Acidez Elevada	Acidez média	Acidez fraca	Neutra	Acalinidade fraca	Alcalinidade elevada
4,5	4,5 a 5,0	5,1 a 6,0	6,1 a 6,9	7,0	7,1 a 7,8	7,8

Tabela 17 – Classes de interpretação para a acidez ativa do solo tomados como orientadores para os sedimentos

Fonte: ALVAREZ *et al.* (1999)

Dados de literatura apontam que a faixa de pH desejável para crescimento ideal da planta varia entre as plantações. Outros revelam que algumas crescem melhor na faixa 6,0 a 7,0, enquanto outras crescem bem em condições levemente ácidas. No entanto, as plantas têm dificuldade de viver em solos com reação inferior a 4,0 ou superior a 9,0. Em todo caso, os valores de pH obtidos indicam que os sedimentos clásticos podem corrigir um dos principais “atributos” dos solos, que é a “acidez potencial”, podendo também promover melhora do pH do solo, contribuir para melhoria da acidez potencial e, conseqüentemente, do alumínio trocável.

Além disso, os sedimentos de fundo nada mais são que lodo (GUERRA; CUNHA, 2000), sendo perfeitamente aplicáveis a estes a Resolução Conama nº 357 (2006). Ao considerar tal assertiva, pode-se estabelecer que esses sedimentos devem apresentar pH próximo aos obtidos em lodo de ETEs que apresenta amplitude entre 5,0 e 9,0 para fins agrícolas.

De fato, a Resolução Conama nº 375 (2006) determina que a faixa considerada ideal para empregar lodo de esgoto para fins agrícolas deve apresentar pH em água situados entre 5,0 e 9,0. Na ótica dessa Resolução, os sedimentos pesquisados encontram-se dentro da amplitude aferida pela respectiva norma, não impedindo de serem manejados para a finalidade a que se destinam. Nessa nova condição, esses “resíduos sólidos” atendem à legislação brasileira para o parâmetro em questão e se “adequam” perfeitamente à finalidade a que se propõem.

Embora, um dos maiores problemas da utilização de sedimentos dragados como solos ou aditivos reside na toxicidade que o alumínio e outros metais pesados poderão provocar, devido à grande solubilidade ante valores de pH tão baixos. No entanto, sabe-se que o grau de toxicidade depende do tipo de planta a utilizar (BOHN; MCNEAL; O’CONNOR, 1985; SPOSITO, 1989; SPARKS, 1995).

O Al, elemento que ocorre de forma generalizada em solos ácidos, é o principal fator de acidez do solo a prejudicar as culturas. Tais solos são caracterizados por baixas

concentrações de Ca e de Mg, elementos diretamente envolvidos no desenvolvimento das raízes, e por teores elevados de Al trocável e baixa disponibilidade de P na camada arável.

Os resultados “nulos” encontrados para o Al trocável nos sedimentos da Enseada de Jurujuba e Porto de Niterói (Tabela 14) refletem a condição anóxica do material, que impede que seja oxidado a formas solúveis. Sua ausência é forte indicativo de não prejudicialidade as plantas, ao considerar os limites de interpretação definidos por Osaki (1991) para solos do Estado de São Paulo (Tabela 18).

Classificação	m (%)
Saturação por Alumínio	
Muito Baixo (não prejudicial)	< 5,0
Baixo (pouco prejudicial)	5,0 – 10,0
Médio (medianamente prejudicial)	10,1 – 20,0
Alto (prejudicial)	20,1 – 45,0
Muito Alto (extremamente prejudicial)	> 45,0

Tabela 18 – Limites de Interpretação de saturação de alumínio em solos e valores tomados como parâmetros para avaliação deste elemento

Fonte: OSAKI (1991)

Pelos resultados obtidos com base exclusivamente no pH (acidez potencial e/ou ativa), não foi evidenciado nenhum impedimento que pudesse repelir ou descartar o uso de clásticos para fertilização dos solos, devendo ser analisados com cautela os demais parâmetros expostos a seguir.

b) Nitrogênio – a matéria orgânica (MO) é o principal reservatório de N no sedimento e, da sua transformação em N mineral, resultam as formas disponíveis para as plantas ao permitir o rápido crescimento da população microbológica essencial à decomposição dos compostos orgânicos (BEAR, 1964; TISDALE; NELSON, 1975; DONAHUE; MILLER; SCHICKLUNA, 1983; SANTOS, 1991). Sua presença nos solos é da maior importância para o desenvolvimento vegetal, sendo que um adequado teor está associado a um crescimento vegetativo vigoroso e a uma boa coloração esverdeada (TISDALE; NELSON, 1975).

Pode-se dizer que o nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) nos rios e estuários é representado por três espécies principais: amônio (NH_4^{4+}), nitrito (NO_2^{-}) e nitrato (NO_3^{-}), sendo que o nitrato é a forma mais estável e abundante. O nitrogênio orgânico dissolvido é dominante em rios tropicais e subárticos. A origem dessas formas inorgânicas e orgânicas é resultante do fluxo terrestre, de aportes antropogênicos e da produção biológica (nitrogênio particulado) no sistema aquático (MELO, 1998).

Os resultados de nitrogênio total presente nestes materiais oscilaram entre 31 g/dm³ e 16 g/dm³. Dados disponíveis na literatura de modo geral relatam que um bom solo deve possuir teor de nitrogênio de 15 g/dm³ a 25 g/dm³ para garantir produção agrícola considerada “satisfatória”.

Comparando os valores de N total obtido neste estudo (Tabela 19) com dados de literatura (BRADY, 1989; BEAR, 1964; CETESB, 2014; CONAMA n° 454, 2012), observa-se que este elemento estar presente em níveis elevados neste sedimento subaquático, os quais devem estar associados à presença de matéria orgânica depositada nos sedimentos de fundo ou, provavelmente, devido à influência da matéria orgânica marinha, oriunda de organismos biológicos, os quais possuem maiores concentrações de nitrogênio que carbono na composição.

Parâmetro	Brady (1989)	Bear (1964)	Conama 454 (2012)	Cetesb, 2014
Elemento	Intervalo	Intervalo	Intervalo	Intervalo
Nitrogênio total	0,2 a 5,0	0,2 a 2,5	0 a 4,8	n.a

Tabela 19 – Concentrações naturais em solos e aparentemente não prejudiciais às plantas (g/dm³)

Fonte: autor

Os altos valores encontrados no estuário da Baía de Guanabara podem estar relacionados à compostos de nitrogênio orgânico na forma particulada e dissolvida, resultantes da morte de organismos animais e vegetais, os quais são rapidamente decompostos em nitrogênio amoniacal por várias espécies de bactérias proteolíticas, decompositoras de matéria orgânica (AMINOT *et al.*, 1983).

Embora os valores obtidos nesta pesquisa estejam acima dos limites aceitáveis para um solo de boa qualidade, cabe lembrar que apenas uma parcela, inferior a 1%, se apresenta sob a forma prontamente disponível para os vegetais (BEAR, 1964), e os valores de N contido em biossólidos urbanos utilizados na agricultura são superiores ao apresentado por este estudo em muitas regiões como SP, PR e DF.

Um bom exemplo são os teores de biossólidos produzidos pela CAESB, que apresenta $53,5 \pm 6,3$ g/dm³ de N (SILVA; RESCK; SHARMA, 1999) e são empregados no plantio de culturas; o que, sem dúvida, não impede a utilização de rejeitos de fundo para suprir a necessidade nutricional do solo.

Experimentos de laboratório realizados por Kessel (1977) revelaram que 95% do nitrato acrescentado ao sedimento são eliminados sob a forma de nitrogênio elementar (N₂). Com base na análise dos dados de N total obtido neste estudo, percebe-se que os valores de N estão acima do permitido pela Conama n° 414 (2012). No entanto, ao considerar a Conama n° 375 (2006) para uso e manejo desses sedimentos para fins agrícolas, com base apenas nas análises químicas de N, não se verifica qualquer impeditivo.

De fato, a Conama 375/2006 estabelece que se deva quantificar apenas o teor de N_{disp}. No caso específico deste estudo, utilizou-se o método de Kjeldahl (nitrogênio Kjeldahl = nitrogênio orgânico total + nitrogênio amoniacal). Segundo a Conama 375 (2006), não há

valor máximo ou mínimo para este parâmetro como condição de utilização na agricultura, porém, valores de concentração para o nitrogênio total foram determinados em amostras em condições originais, na Embrapa Meio Ambiente em Jaguariúna, SP em duas ETEs no Estado de São Paulo (Tabela 20).

Parâmetro	Tratamento de Esgoto de França	Estação de Barueri
Nitrogênio _{total}	21,0 – 49,7 – 42,1	56,4 – 67,5 - 68,2

Tabela 20 - Valores de N de três lotes dos lodos de esgotos das estações localizadas no estado de São Paulo entre 1999-2000

Obs.: valores expressos em g/dm³

Fonte: BETTIOL (2004); FERNANDES *et al.* (2004)

Nota-se que os valores de lodos encontrados em ETE paulista são superiores aos encontrados neste estudo e são empregados para fertilização de solos com baixo estado nutricional. Observa-se que a literatura nacional possui algumas importantes contribuições, porém é deficiente quanto à normatização de valores orientadores para o N total (Conama n° 375/2006), de modo a controlar a aplicação de lodo de esgoto na agricultura com base neste parâmetro (N).

De qualquer forma, esses resultados se assemelham aos valores encontrados em lodo de esgoto utilizado para fins agrícolas, seja para produção vegetal, seja para recomposição de áreas degradadas, mostrando-se adequados a finalidade a que se propõe.

c) Enxofre – deve ser repostado continuamente em regiões úmidas, principalmente em áreas agrícolas, devido à perda excessiva desse elemento por processos erosivos.

Apesar de não se dispor no Brasil de informações suficientes para recomendações de doses de enxofre (LOPES; GUILHERME, 1992), algumas plantas, como das famílias das leguminosas, brássicas e liliáceas, só expressam o potencial genético em termos de produtividade e qualidade quando a disponibilidade desse nutriente for alta, sendo então estabelecido um teor crítico de 10 mg dm⁻³, enquanto para as demais espécies esse valor se reduz a 5mg dm⁻³ (RHEINHEIMER *et al.*, 2005). Por outro lado, há pesquisadores que consideram valores adequados quando estiverem entre 10 dm³ e 20mg dm³ e excelentes acima de 20 mg dm³.

Devido às condições redutoras dos sedimentos, o enxofre analisado se referiu à fração denominada de sulfato, por ser predominante neste tipo de ambiente e ser esta a forma extraída do solo pelas plantas.

Embora as concentrações de enxofre tenham aumentado consideravelmente nos últimos anos em ambientes lacustres, neste estuário, o enxofre pode ser apontado como possível fator limitante na produção do sistema – S-SO₄ = 2960 - 2820 mg dm⁻³ (Tabela 14), fato que também ocorre nos lagos George e Vitória, ambos localizados no continente

africano (BEAUCHAMP, 1953).

Os níveis de sulfetos nos sedimentos mostraram-se menores que 3 mg dm^{-3} , ou seja, completamente baixos se comparados com a forma biodisponível – S-SO_4^{-2} (Tabela 14). Isso ocorre porque o Fe tem facilidade de reação com o sulfeto proveniente do ácido sulfídrico (H_2S), gerado em condições anóxicas. O que certamente é uma vantagem, pois limita ainda mais a concentração de Fe reativo na solução do sedimento.

O CENPES (2016) realizou um trabalho de tecnologia de imagens na avaliação e mapeamento bem sucedido para identificar tipo de sedimento, áreas anóxicas e de hipoxias que são recorrentes em alguns locais do estuário e observou a presença e distribuição de bactérias oxidantes de enxofre nos sedimentos.

A ocorrência elevada de sulfatos nos sedimentos (Tabela 14) relaciona-se principalmente à presença de surfactantes provenientes de detergentes descartados em grande quantidade no esgoto doméstico. Os níveis de sulfatos permitem utilização imediata pelas culturas, tendo em vista que estão na forma prontamente disponível, se comparada com o emprego de gesso; que possui solubilidade lenta.

Não há regulamentação de valores orientadores para o elemento enxofre na Conama nº 375 (2006), nº 420 (2009) e nº 414 (2012) e Cetesb (2014). No entanto, a Conama nº 375 (2006) determina “apenas” quantificar este elemento na forma total para fins agrônômicos. Com base em dados de literatura brasileira, foi possível medir a amplitude de variação do enxofre total presente em duas ETEs paulistas, representada na Tabela 21.

Parâmetro	Tratamento de Esgoto de França	Estação de Barueri
Enxofre total	13.400 – 10.800 – 17.100	16.300 – 13.300 – 15.700

Tabela 21 – Valores de $\text{S}_{(\text{total})}$ de três lotes dos lodos de esgotos das Estações localizadas no estado de São Paulo entre os anos de 1999 e 2000

Obs.: valores expressos em g/dm^3 .

Fonte: BETTIOL (2004); FERNANDES *et al.* (2004)

Embora a forma do S analisado neste estuário se refira à forma biodisponível quando comparada a sua forma total, este se mostra 4 vezes menor do que os valores encontrados em estação de tratamento de biossólidos (Tabela 21).

De qualquer forma, estes resultados não podem predizer se no Porto de Niterói e na Enseada de Jurujuba a totalidade deste elemento supera ou não os valores encontrados nas ETEs da Tabela 21, devendo ser estudada sua forma total para tomada de decisão.

Este resultado, de maneira geral, não inviabilizou o uso dos materiais inconsolidados para acomodação em terra, haja vista não haver impedimentos legais que restrinjam o seu uso, tomando como base este elemento (S). Vale ressaltar que no âmbito de fertilidade

para solos, estes se encontram em valores extremamente elevados, revelando o seu caráter trófico.

d) Matéria orgânica (MO) – Estudos realizados por MENDONÇA-FILHO *et al.* (2014) revelaram que os valores de COT na BG variaram de 0.04 a 6.1% indicando o alto grau de preservação desta substância (MO). O resultado da investigação mostrou também que ocorre a predominância de matéria orgânica amorfa (MOA) sobre palinomorfos e fitoclastos.

Pode-se dizer que a MO nas estações de coleta, oscilaram entre 53 g/dm³ e 55 g/dm³, o que já era esperado, tendo em vista o grande aporte de material orgânico que chega por meio do esgoto lançado nos corpos d'água da Baía.

Não há regulamentação de valores orientadores para a MO na Conama n° 375 (2006), Conama n° 420 (2009) e Cetesb (2014). No entanto, a Conama n° 375 (2006) determina quantificar este elemento para fins agrônômicos, e a Conama n° 414 (2012), o faz em referência ao teor de COT, não devendo este ultrapassar o limiar de 10%.

Em todo caso, para estimar os teores de MO do solo, primeiramente se deve determinar o teor de carbono orgânico. Para amostras de solo, Pribyl (2010) sugere um fator de conversão de 1,9, afirmando ser mais preciso que o fator “Van Bermanelen”, de 1,724, comumente utilizado para estimar o teor de carbono em solos a partir da MO. No caso em apreço, fez-se o sentido contrário, pois já se dispõe dos valores de MO, conforme a expressão a seguir:

$$MO = COT \times 1,900$$

$$MO = COT \times 1,724$$

Abaixo, seguem os resultados de COT determinados pelos métodos descritos acima e submetidos à comparação com os valores atribuídos pela Conama n°414 (2012) - (Tabela 22).

Parâmetro	MO	COT	Limiar COT
Enseada de Jurujuba	53g/dm ³	30,74 - 27,89 g/dm ³	100 g/dm ³
Porto de Niterói	55g/dm ³	31,90 - 28,94 g/dm ³	100g/dm ³

Tabela 22 – Valores de COT obtidos pela conversão da matéria orgânica pelos fatores citados acima e limites de interpretação segundo a Conama 414 (2012)

Obs.: O COT refere-se às conversões efetuadas por cada método referendado anteriormente.

Fonte: Autor

Os limites de COT não ultrapassaram as amplitudes definida pela norma em destaque (CONAMA 414, 2012). Sua presença no solo e sedimento é primordial por afetar diretamente as características físicas (retenção de umidade, arejamento, infiltração de água, penetração

radicular entre outros), químicas (aumento na capacidade de retenção de nutrientes e disponibilidade, especialmente o nitrogênio (N), e diminuição da toxidez de Al) e biológicas (quantidade e qualidade da biomassa microbiana do solo) (NEAL; SPOSITO, 1986).

Dados relatados por Cabezas (2011) revelaram que um acréscimo de 1,5 % de MO, sem aplicação de fertilizante, aumenta o potencial produtivo em 3.562 kg/ha para grãos de milho. Portanto, aumentar o teor de MO que demanda práticas de manejo adequadas em forma permanente é o desafio de todo produtor que queira ter controle e redução de custos de produção. O que faz dos resíduos mineralizados um poderoso adubo misto (matriz mineral + substrato orgânico) a ser aglutinado em áreas de plantio se manejado de maneira correta.

Além disso, devido à predominância da fração fina, os compostos orgânicos se ligam à fração granulométrica, onde podem formar complexos solúveis com metais pesados. Os complexos assim formados impedem que ocorram reações com os grupos funcionais presentes nos componentes inorgânicos dos solos (YAMADA; IMAIUMI; SANO, 1984).

É provável também que os resíduos de natureza inorgânica presentes nesses materiais, tais como silicatos, óxidos e hidróxidos de Fe e Mn, contribuam para o aumento da retenção de metais pesados com o tempo de aplicação, reduzindo assim o risco de contaminação do solo por esses materiais, conforme demonstrado por Manzur (1997) e Oliveira (1995) em lodo de esgoto quando incorporado ao epípedon.

Em todo caso, os dados analíticos para a MO nas estações de estudo apontam que embora a MO esteja em níveis altos, estes valores não impedem que os sedimentos possam ser manejados para as aplicações sugeridas nesta pesquisa.

e) Fósforo – segundo Gunatilaka *et al.* (1988), apenas uma pequena proporção do fósforo que entra no estuário (15% a 18%) se acumula nos sedimentos, dependendo esse valor da morfologia e natureza química do sistema. Os mecanismos mais comuns que envolvem a transferência do fósforo dissolvido da água para o sedimento são de natureza química, física e biológica, tais como: (i) adsorção nas partículas coloidais dos sedimentos; (ii) precipitação com óxidos e hidróxidos de ferro, alumínio e cálcio; e (iii) substituição isomórfica (GUNATILAKA *et al.*, 1988; HENRIQUES, 1989; ABRAMS; JARRELL, 1992). Os teores de fósforo variaram nestes sedimentos de 135 mg/dm³ a 155 mg/dm³.

Os resultados encontrados em sedimentos superficiais da Enseada de Jurujuba e Porto de Niterói são considerados “altos” – 135 mg/dm³ a 159 mg/dm³ (Tabela 14) – segundo Sobral; Macedo; Santos (2007) e Alvarez *et al.* (1999), quando comparados a valores de referência para solos em geral. Isso acontece porque o fósforo sob a forma particulada geralmente fica retido por adsorção ou fixação no interior da estrutura de partículas de dimensão coloidal (minerais argilosos, óxidos e hidróxidos de Fe e Al), sedimentando-se associado a essas partículas. É devido a essa ligação a partículas de granulometria fina que se verifica aumento proporcional dos teores desse elemento com o aumento da fração silto-argilosa dos sedimentos.

Os valores de P atribuído às áreas em estudo foram analisados com base na fertilidade que o material precisa ter para nutrir o solo caso seja empregado para esta finalidade. Com base nos dados analíticos e limites de interpretações, percebeu-se que em ambas as áreas estes se situavam em níveis elevados (SOBRAL; MACEDO; SANTOS, 2007; Alvarez *et al.*, 1999), caracterizando seu estado trófico para aplicações em áreas com desbalanços nutricionais.

A forma analisada refere-se apenas à forma prontamente disponível, sendo que a resolução Conama n° 414 (2012) determina que seja avaliado o fósforo na totalidade e não apenas a forma lábil e/ou trocável.

A Resolução Conama n° 414 (2012) determina que esse elemento não deve ultrapassar valores de 2.000 mg/dm³ para disposição em terra. As demais resoluções, como Conama n° 420 (2009) e Cetesb (2014), foram omissas quanto a este parâmetro. Já a Conama n° 375 (2006) apenas orienta que, caso sejam empregados tais materiais para fins agrícolas, este elemento seja quantificado e monitorado conforme sugerido pelo órgão ambiental.

Portanto, a diversificação de fontes e de mecanismos de transferência da coluna de água para os sedimentos, associada à existência de condições químicas e biológicas necessárias à produção autóctone de fósforo no interior do estuário, conduz a uma grande diversidade de formas desse elemento. A distribuição relativa dessas formas se divide fundamentalmente em três grandes grupos: formas inorgânicas particuladas, orgânicas particuladas e dissolvidas, o que depende de numerosos fatores inerentes à dinâmica do meio.

Embora uma pequena proporção do fósforo possa ainda manter-se em fase solúvel nos sedimentos sob a forma de íons ortofosfatos ($H_2PO_4^-$ e HPO_4^{2-}), constituindo estas as formas mais prontamente disponíveis para as plantas (BOLAN, 1991; SANTOS, 1991) no caso de os sedimentos serem aproveitados para uso agrícola.

Estudo efetuado por Henriques (1989) sobre a composição fracionada do fósforo sedimentar reconheceu como fração dominante aquela ligada ao ferro e ao alumínio, a qual representa entre 40% e 60% do fósforo total.

Das diferentes formas de fósforo retidas nos sedimentos, apenas o fósforo inorgânico solúvel sob a forma de íons ortofosfatos é diretamente disponível e assimilável pelas plantas aquáticas, sendo os elevados teores os principais responsáveis pela eutrofização das massas aquáticas (KLAPWIJK; KROON; MEIJER, 1982).

Nos solos, é também essa forma de fósforo que as plantas terrestres mais prontamente assimilam (BEAR, 1964; KAMPRATH; WATSON, 1980; SANTOS, 1991), sendo sua concentração uma medida do grau de fertilidade. A concentração de íons na solução do solo é, porém, muito reduzida, sendo por essa razão que na maioria das produções agrícolas é necessário recorrer a sua utilização em forma de fertilizantes. Em termos de assimilabilidade, a segunda fração mais disponível corresponde ao fósforo adsorvido na fase sólida (VAN ECK, 1982).

Isso torna esses materiais um excelente fertilizante mineralizado para as plantas, pois o fósforo é pouco móvel no solo, não sofrendo com a percolação, e as perdas são desprezíveis. Sua saída na camada arável se deve à erosão, estando preso à matéria orgânica e partículas coloidais.

f) Potássio – de acordo com a diferente possibilidade de ser absorvido pelas plantas, o potássio que existe nos solos e nos sedimentos pode ser subdividido em quatro formas: (1) potássio na estrutura dos minerais (forma não permutável), (2) potássio fixado em minerais de argila (forma lentamente permutável), (3) potássio adsorvido em coloides minerais e orgânicos (forma rapidamente permutável) e (4) potássio em solução (SANTOS, 1991; SIMARD; KIMPE; ZIZKA, 1992).

Este último constitui a forma mais prontamente disponível para a absorção, encontrando-se geralmente nos solos em concentrações muito baixas (GAMA, 1981; SANTOS, 1991). Como não possui retenção química, caso não seja imediatamente assimilado é facilmente arrastado pelas águas, sendo posteriormente reabastecido nos solos por meio de fertilizantes potássicos.

O potássio adsorvido nos coloides (minerais e orgânicos) faz parte das principais bases de troca, podendo ser facilmente solubilizado por permuta com outros cátions existentes em solução ou ser diretamente absorvido pelas plantas através de fenômenos de troca catiônica (SANTOS, 1991). É por essa razão que esse elemento é facilmente permutável, sendo seu teor muito importante em termos de fertilidade.

Todas as formas de potássio são suscetíveis de se transformar em outras, embora com velocidades de reação diferentes, existindo certo equilíbrio dinâmico entre elas (GAMA, 1981; SANTOS, 1991). O potássio adsorvido nos coloides minerais e orgânicos como cátion de troca é uma das principais formas absorvíveis pelas plantas, principalmente por difusão do K^+ através da solução por permuta com outros cátions a partir dos locais de troca (DONAHUE; MILLER; SCHICKLUNA, 1983).

Os valores obtidos para este elemento referem-se à forma permutável, cujos valores variam de 15 $mmol_c dm^{-3}$ a 28 $mmol_c dm^{-3}$ nos sedimentos, sendo considerados “altos” segundo recomendações atribuídas por Sobral, Macedo e Santos (2007) e Alvarez *et al.* (1999). No entanto, os valores desse elemento são considerados médios para generalidade dos solos se estiverem situados entre 50 ppm e 100 ppm, segundo Bear (1964) e Santos (1991) para sua forma total.

g) Micronutrientes (Cu, Fe, Mn, Zn e B) – os micronutrientes analisados se dividiram em dois grupos, os catiônicos, como Cu, Fe, Mn e Zn, que são de natureza metálica e estão presentes nos sedimentos na forma de óxidos, hidróxidos e sais, sendo insolúveis em valores alto de pH; e o aniônico, como o B, que não é um metal. Embora sejam exigidos em menores quantidades, são tão importantes para a nutrição e o crescimento das plantas quanto os macronutrientes (McBRIDGE, 1995).

Qualquer um dos elementos incluídos nos micronutrientes acima são facilmente

solubilizados sob as condições existentes à superfície terrestre, o que os faz designar como elementos móveis, em contraste com outros elementos metálicos como o Hg, Au ou Pb (FONSECA, 2012).

No entanto, para a aplicação destes materiais assoreantes na agricultura, devem ser levadas em consideração as concentrações de metais nesses sedimentos, as concentrações máximas de metais em solos agrícolas e as cargas cumulativas máxima de metais em solos pela aplicação dos substratos.

Sendo assim, seus valores foram orientados com os limites de interpretação elucidados por Kabata-Pendias e Pendias (2000), segundo a Tabela 23.

Substâncias inorgânicas	Lodo de esgoto	Fertilizante fosfatado	Fertilizante nitrogenado	Enseada de Jurujuba (valor obtido)	Porto de Niterói (valor obtido)
Boro	15 – 1000	5 – 115	6,0	99,7	155
Ferro	42.224	n.d.	n.d	21.500	26.100
Manganês	60 – 3.900	40 – 2.000	----	184	141
Cobre	50 – 3.300	1 – 300	1 – 15	160	214
Zinco	700 – 49.000	50 – 1.450	1 – 42	211	319

Tabela 23 – Concentração de micronutrientes presentes em insumos e subprodutos utilizados na agricultura (mg/kg)

Fonte: KABATA-PENDIAS; PENDIAS (2000)

Somado a isso, alguns desses elementos estão em níveis adequados para a globalidade dos solos (Tabela 24), tais como Fe e Mn, e outros, como Cu, B e Zn superaram os patamares por um ou mais autores, segundo dados revisados de literatura existente. O boro, por exemplo, apresenta concentrações em média inferiores a 99 ppm, muito aquém da amplitude média considerada para a generalidade dos solos (0,4 - 1,0 ppm, segundo SANTOS, 1991), e, no entanto, é utilizado para fins agrícolas quando presente em insumos desta natureza (Tabela 23).

Parâmetro	Solos em geral	Bohn; Mcneal; O'Connor (1985)	Bear (1964)	Brady (1989)	Sítios	
Elementos	Valores Típicos	Intervalo	Intervalo	Intervalo	Enseada de Jurujuba	Porto de Niterói
Zinco	50	50 – 60	50 – 60	10 – 300	211	319
Boro	10		15 – 100	2 – 100	99,7	155
Manganês	850	500 – 800	500 – 800	20 – 4.000	187	141
Cobre	10	15 – 40	-----	2 – 100	160	214
Ferro	25.000	-----	20.000 – 40.000	10 ⁴ – 10 ⁵	21.500	26.100

Tabela 24 – Concentrações naturais e aparentemente não prejudiciais ao solo (mg/kg)

Fonte: autor

Pela análise realizada, observa-se que os “sedimentos subaquáticos” apresentam constituintes inorgânicos em níveis bem abaixo de alguns fertilizantes e insumos empregados para fins agrônômicos, sendo os materiais assoreantes um bom orientador de qualidade ambiental.

Deve-se observar que o Fe e o Mn podem apresentar concentrações consideradas tóxicas se estiverem acima dos teores de 1.000 ppm e 500 ppm, respectivamente, na forma solúvel (DONAHUE; MILLER; SCHICKLUNA, 1983). Estes limites não foram atingidos quando caracterizado o resíduo (Tabela 12), mostrando versatilidade para uso em terra. Como não foram aferidos os teores desta forma nos sedimentos subaquáticos, não há como prever se estão acima deste intervalo, vez que foram analisados apenas sua forma total.

Contudo, com a mudança das condições redox (reduzida) para a forma (oxidante), certamente haverá conversões de algumas formas destes Mn e Fe para formas não prejudiciais, atenuando assim os efeitos tóxicos a níveis aceitáveis.

h) Conteúdo de sais – a maioria das plantas superiores e tolerantes ao sal (halófitas) podem sobreviver à salinidade, que por vezes ultrapassa a da água do mar – cerca de 55 mS cm⁻¹ (NOVAK; TRAPP, 2005). Os teores de sais elevados em ambientes salobros/salinos são resultantes da presença de íons como potássio (K⁺), magnésio (Mg²⁺), cálcio (Ca²⁺), cloreto (Cl⁻), sulfato (SO₄²⁻), carbonato (CO₃²⁻), bicarbonato (HCO₃⁻) e sódio (Na⁺) presentes na solução dos resíduos, podendo ocasionar “salinização” da camada arável (RICHARDS, 1954).

Dados analíticos, mostram que sedimentos estuarinos das áreas estudadas apresentaram valores de condutividade elétrica (CE) elevados, com amplitudes que variaram de 13,0 dSm⁻¹ a 16 dSm⁻¹ aproximadamente (Tabela 25).

Parâmetro	Limites de Interpretação			Estações	
	Baixo	Médio	Alto	PA 01	PA 02
Salinidade					
CE (dS/m)	< 0,2	0,2 -0,5	>0,5	15,98	13,35

Tabela 25 – Limites de referência para avaliação dos níveis de fertilidade dos sedimentos

Fonte: RICHARDS (1954)

No entanto, se forem empregados condicionadores químicos como CaSO₄.2H₂O (gesso), pode-se corrigir essa condição satisfatoriamente. Os resíduos de gesso podem ser reciclados e reutilizados em outras atividades, como corretores de solos agrícolas (CARR; MUNN, 2001), aditivos para compostagem de resíduos sólidos e no tratamento de lodo de estações de tratamento de água e esgoto (JOHN; CINCOTTO, 2003; SANTOS, 2012; COSTA, 2012; MELO; SILVA; DIAS, 2008a).

Existe enorme carência de estudos relacionados à (re)utilização de tais resíduos no que diz respeito à correção de solos salino-sódicos e sódicos (COSTA, 2012). Somado a isso, cresce a preocupação com o descarte dos resíduos de gesso e da necessidade de tecnologias viáveis que possibilitem a (re)utilização do resíduo em atividades rentáveis.

Um bom exemplo foi a redução da CE de dois solos salino-sódicos de 22,40 dS m⁻¹ e 20,20 dS m⁻¹ do Nordeste Brasileiro para valores máximos de 2,18 dS m⁻¹ a 3,16 dS m⁻¹ (MELO *et al.*, 2008b) com utilização de gesso como corretivo associado a aplicação de lâminas de lixiviação, os quais tiveram o teor de sais extremamente reduzido (SANTOS, 2012).

Esse efeito se deve à aplicação do gesso, que ocasiona a diminuição da dupla camada difusa e substituição do sódio trocável pelo cálcio, que floclula as argilas dispersas, melhorando a condutividade hidráulica e, em consequência, a lixiviação dos sais solúveis.

Resultados semelhantes foram conseguidos com aplicação de “gesso” oriundo da construção civil (resíduos descartáveis) que baixaram não só esse atributo, como também elevaram o pH da camada arável. O que constitui alternativa para a recuperação química e física dos sedimentos coletados, consequentemente reafirmando a adequabilidade para uso em solos com baixa fertilidade química.

O que torna esse material num ótimo condicionante para solos degradados, principalmente em locais de clima semi-árido, onde é comum a ocorrência de solos com elevadas concentrações de sais (GHARAIBEH; ELTAIF; SHUNNAR, 2009), sendo que alguns se apresentam salinizados independente da ação do homem, ou seja, são salinos por natureza.

Portanto, os resíduos podem ser utilizados para as finalidades a que se destinam desde que misturados a resíduos de gesso (JOHN; CINCOTTO, 2003), de modo a reduzir a salinização a níveis adequados à plantação de culturas.

Deve-se tomar cuidado com plantas muito sensíveis à salinidade ao absorver água do solo juntamente com os sais, permitindo que não haja toxidez na planta por excesso de sal absorvido, o que certamente discriminaria a classificação do substrato (resíduo de dragagem) como caráter salino ($4 < \text{dS m}^{-1} < 7$), sálico ($\text{dS m}^{-1} > 7$) e não salino, que seriam substratos que não compreenderiam as denominações acima.

É interessante também adicionar outro tipo de material como fonte de Ca ao sedimento salobro/salino, vez que a técnica de lixiviação irá sacrificar parte deste elemento (Ca) na substituição isomórfica do Na presente na solução do sedimento. Desse modo, utilizou-se como material suplementar, resíduos de carapaças carbonáticas descartadas de mariscos e ostras para enriquecer o substrato com nova fonte de cálcio. Os resultados analíticos destes valores estão dispostos na parte experimental desta pesquisa.

i) Complexo sortivo (Al, H, K, Ca e Mg) – os sedimentos subaquáticos apresentaram-se isentos de Al trocável, o que faz com que os materiais de fundo sejam um bom corretivo para os solos brasileiros, haja vista que boa parte dos solos do país apresentam quantidades

expressivas de Al trocável, limitando o uso da terra, devido à toxidez que esse elemento apresenta para as plantas, destacando-se aqueles sob vegetação de cerrado. Com relação ao potássio, pode-se dizer que o método utilizado avaliou apenas as formas de K, como a trocável, refletindo uma medida parcial da disponibilidade do nutriente (GRIMME; NEMETH, 1979) no sedimento.

No entanto, comparando com os limites de interpretação sugeridos por Alvarez *et al.* (1999) e Sobral, Macedo e Santos (2007), este elemento está em níveis adequados para manejo em solos em geral (Tabela 14). Dependendo da cultura utilizada, poderá ser requerida adição de concentrações maiores deste elemento ao solo.

Ca e Mg também foram medidos nas formas permutáveis nas amostras pesquisadas, as quais revelaram teores destes elementos em quantidades elevadas (Tabela 14). Caso os valores dessas formas estivessem inadequados, poderiam ser empregados em solos de regiões áridas, que geralmente apresentam altos teores de Ca, compensando, assim, a deficiência desse elemento no substrato recém-implantado ao epípedon (MELLO *et al.*, 1983).

A capacidade de troca de cátions (CTC) a pH 7,0 é calculada em função da soma de bases (S) mais H+Al. Pela análise dos dados em ambas as áreas, pode-se inferir que esses materiais têm natureza “eutrófica”, pois possuem um “V” maior que 50%, ou seja, são providos de alta saturação de bases na superfície. O sódio (Na) não foi medido nesta etapa da pesquisa, dada a quantidade expressiva apresentada nos sedimentos inferidos (Tabela 25), sendo estimado por meio da CE.

Pesquisa de Agrotóxicos

Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs)

Os POPs são compostos orgânicos que, em graus variados, resistem à degradação fotolítica, biológica e química. Muitas vezes são derivados halogenados, caracterizados pela baixa solubilidade em água e alta solubilidade lipídica, levando à bioacumulação em tecidos adiposos. Também são semi-voláteis, o que lhes permite ser transportados por longas distâncias na atmosfera antes que a deposição ocorra (RITTER *et al.*, 1995).

Embora possam existir muitas formas diferentes de POPs, naturais e antrópicos, os que são conhecidos pelas características de persistência e bioacumulação incluem aqueles da primeira geração de inseticidas organoclorados como dieldrin, DDT, clordano e toxaphene, e vários produtos químicos industriais ou subprodutos incluindo bifenilas policloradas (PCB), dibenzo-p-dioxinas policloradas (dioxinas) e dibenzo-p-furanos (furanos) (RITTER *et al.*, 1995).

Devido à alta persistência e semi-volatilidade, entre outras características, os POPs são onipresentes, sendo encontrados até em regiões onde nunca foram utilizados, incluindo

regiões remotas como oceanos abertos, Antártida, Ártico e em alguns desertos, onde não existem fontes locais significativas (RITTER *et al.*, 1995).

Os POPs têm sido relacionados a efeitos adversos à saúde humana e de animais tais como câncer, danos ao sistema nervoso, distúrbios reprodutivos e falência do sistema imune (RISSATO *et al.*, 2006).

Em 22 de maio de 2001, governantes de vários países do mundo se reuniram na Suíça e adotaram um tratado internacional, a Convenção de Estocolmo sobre Poluentes Orgânicos Persistentes, com o objetivo de restringir e futuramente eliminar sua produção, uso, descarte e armazenamento.

Doze POPs foram alvos do tratado, que estabeleceu a redução e eventual eliminação, dos pesticidas aldrin, chlordane, DDT, dieldrin, endrin, heptachlor, hexachlorobenzene, mirex, e toxaphene; produtos químicos industriais como hexaclorobenzeno (HCB, em inglês) e bifenilas policloradas (PCBs, em inglês); e os subprodutos industriais dibenzo-p-dioxinas policloradas e dibenzofuranos policlorados (PCDDs e PCDF, respectivamente).

Mais recentemente, em 2009, nove outros compostos foram acrescentados à lista de POPs: chlordecone, lindano, hexabromobifenil, pentaclorobenzeno, alfa hexaclorociclohexano, beta hexaclorociclohexano, perfluorooctane sulfonic acid, seus sais e perfluorooctane sulfonyl fluoride (PFOS), tetrabromodiphenyl ether and pentabromodiphenylether (commercial pentabromodiphenyl ether), hexabromodiphenyl ether and heptabromodiphenyl ether (commercial octabromdiphenyl ether), segundo a Stockholm Convention (UNIDO, 2016).

Pesticidas

Os pesticidas são usados pelos seres humanos desde o início da atividade agrícola, quando eram empregadas substâncias inorgânicas como enxofre, arsênio, mercúrio e chumbo; mas foi em 1939, com a descoberta da ação inseticida do DDT (diclorodifeniltricloroetano) por Paul Müller, que o controle de pestes se tornou amplamente utilizado em todo o mundo. Inicialmente bastante usado para controle de vetores biológicos, o conhecimento de seus efeitos tóxicos causou grande repercussão principalmente após a publicação do livro “Primavera Silenciosa” (CARSON, 1962).

Atualmente, devido aos possíveis riscos à saúde humana e ao meio ambiente, existem regulamentos rígidos para o registro e uso de pesticidas em todo o mundo; no entanto os pesticidas ainda são indispensáveis para proteção da população mundial de doenças e da fome, havendo estimativa de que um terço da safra do planeta seria perdida sem sua aplicação (TADEO, 2008).

Existem diversas classes de pesticidas, tais como organoclorados (Figura 21), organofosfatados, carbamatos e inseticidas inorgânicos. Na classe dos organoclorados, embora existam outras classificações (SANTOS; PATNAIK, 2007), os inseticidas são

caracterizados por três tipos de compostos (TADEO, 2008): análogos do DDT, isômeros do hexaclorobenzeno (BHC) e ciclodienos (derivados do hexaclorociclopentadieno).

O DDT é um dos mais persistentes de todos os inseticidas devido à insolubilidade em água e baixa pressão de vapor. O DDT tem amplo espectro de atividade sobre diferentes famílias de insetos e organismos relacionados. Isômeros do BHC são ativos contra grande variedade de pestes. Ciclodienos são efetivos onde a ação de contato e longa persistência são requeridas.

Devido ao amplo espectro de ação inseticida, esses compostos foram usados para controle de pestes de insetos de frutas, vegetais e algodão, como inseticidas de solo, e para tratamento de sementes. Devido à persistência e toxicidade, a maioria dos compostos organoclorados foi banido ou teve o uso como pesticida restringido (TADEO, 2008).

A primeira lei brasileira restringindo o uso de pesticidas foi atribuída a portaria nº 329/MA, de 02/07/1985, que proibiu o uso, comercialização e distribuição dos produtos agrotóxicos organoclorados destinados à pecuária em todo o território nacional, incluindo os pesticidas aldrin, HCA, DDT, endrin, heptacloro, lindano e endossulfan.

As principais características que governam o comportamento dos pesticidas no sedimento são aquelas ligadas à associação com a matriz (alta hidrofobicidade e elevado coeficiente de partição octanol/água: Kow) e a persistência ambiental. A extensão da sorção tende a ser inversamente proporcional à solubilidade e diretamente proporcional ao Kow.

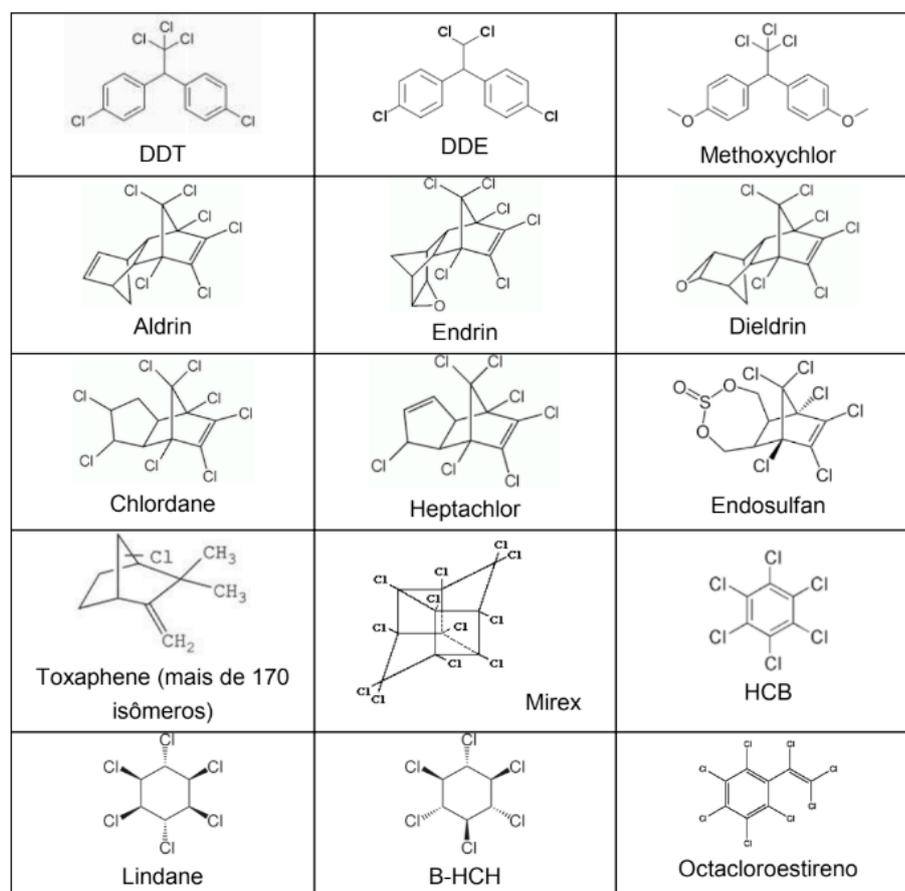


Figura 21 – Exemplos de pesticidas organoclorados

Fonte: Fórmulas estruturais dos principais compostos segundo a International Union of Pure and Applied Chemistry – (IUPAC) e United States Environmental Protection Agency – (USEPA)

(A) Bifenilas policloradas (PCBs)

Bifenilas policloradas (Figura 22) são uma classe de compostos organoclorados que resulta da reação do grupo bifenila com o cloro anidro em presença de catalisador (PENTEADO *et al.*, 2001). As substituições de átomos de cloro nos anéis das bifenilas podem variar de 1 a 10 átomos, sendo possível obter 209 estruturas, denominadas congêneres, que diferem entre si pelo número e posição dos átomos de cloro na molécula.

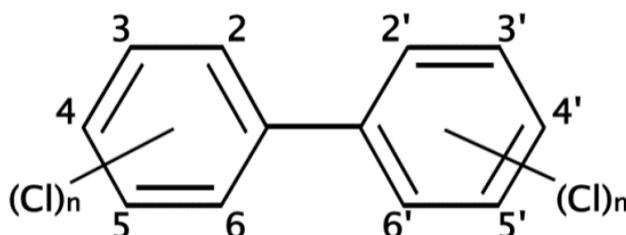


Figura 22 – Estrutura molecular de uma bifenila policlorada

Fonte: ALCÂNTARA; ALMEIDA; GUILARDUCCI (2011)

Em contraste com as PCDDs, que inicialmente foram produzidas como subprodutos de processos antropogênicos, os PCBs foram produzidos intencionalmente e vendidos comercialmente para diversos usos industriais em: transformadores, capacitores, papéis para copiadoras, tinta para impressoras, fluidos hidráulicos, e numerosas outras aplicações (JOHNSON *et al.*, 2005).

Iniciando-se em 1929, a produção comercial de PCBs foi realizada por inúmeras companhias ao redor do mundo, sendo a principal delas a norte-americana Companhia Química Monsanto, estimada ser responsável por cerca de metade da produção mundial de PCBs, vendidos com o nome comercial de Aroclor.

Deve-se ressaltar que produtos comerciais, tais como o Aroclor, não são feitos com apenas um PCB, mas com uma mistura complexa de muitos congêneres (JOHNSON *et al.*, 2005). O grande uso dos PCBs na indústria deveu-se às propriedades físico-químicas, tais como alto ponto de ebulição e baixa inflamabilidade, pouca solubilidade em água e baixa pressão de vapor.

As mesmas características que os tornaram tão interessantes para o uso industrial colocaram os PCBs na categoria de POPs (JOHNSON *et al.*, 2005), pois não são facilmente química nem biologicamente degradados. Dos 209 congêneres de PCB, 13 apresentam toxicidade, como as dioxinas. Sua persistência no ambiente é correspondente ao grau de cloração, sendo que sua meia-vida pode variar de 10 dias a um ano e meio, segundo a Convenção de Estocolmo (UNIDO, 2016).

No Brasil não há registros de que se tenham sido produzidos PCBs. Os produtos aqui utilizados foram importados principalmente dos Estados Unidos e da Alemanha, sendo que, em 29 de janeiro de 1981, a Portaria Interministerial 19 determinou restrições ao uso.

A portaria estabelece a proibição da fabricação, comercialização e uso de PCBs em todo o território nacional, permitindo, entretanto, que os equipamentos já instalados continuem em funcionamento até sua substituição integral ou a troca do fluido dielétrico por produto isento de PCBs.

A portaria proíbe o descarte de PCBs ou produtos contaminados em cursos d'água, exposição de equipamentos contendo PCBs a intempéries, além de regulamentar o local de instalação dos equipamentos que contenham PCBs que ainda estejam funcionando (PENTEADO *et al.*, 2001).

Os pesticidas podem ser constituídos por substâncias inorgânicas, como enxofre, mercúrio, flúor etc. Como esses pesticidas possuem toxicidade muito elevada, foram substituídos pelos pesticidas orgânicos sintéticos, classificados em clorados ou organoclorados, piretrinas, fosforados, clorofosforados e carbamatos.

Pesticidas clorados como DDT, BHC, Aldrin, Lindano apresentam efeito residual longo. A maioria dos compostos são hidrofóbicos, mas apresentam alta solubilidade em hidrocarbonetos e gorduras. Os pesticidas organoclorados possuem baixa toxicidade aguda, porém têm problemas de toxicidade crônica devido à capacidade de acumulação ao longo da cadeia alimentar e em tecidos biológicos – em testes com ratos foi observado o desenvolvimento de tumores malignos no fígado.

Atualmente, o uso dos organoclorados é proibido ou restrito devido à baixa taxa de degradação no meio ambiente. Como dito anteriormente, os agroquímicos constituem uma vasta classe de substâncias que têm sido utilizadas por muitas décadas pelo setor agrícola visando combater diversas pragas que atacam as diferentes culturas.

A legislação referente aos pesticidas colocados no mercado encontra-se descrita na Lei dos Agrotóxicos, nº 7.802 (BRASIL, 1989) e foi ratificada pelo Decreto nº 4.074 (BRASIL, 2002), com o objetivo de assegurar a homologação de agroquímicos utilizados na agricultura, regulamentar e (re)avaliar os pesticidas existentes e autorizar novos analitos, de modo a reduzir os riscos dessas substâncias.

Apesar das vantagens e benefícios, sua aplicação contínua em plantações tem levado à liberação desses compostos para os ecossistemas aquáticos, tornando-se uma crescente preocupação da comunidade científica. Contudo, apesar de todos os esforços para a resolução dessa problemática, a ausência de informação relativa à classificação toxicológica e risco de segurança ainda é bastante frequente.

Estudos realizados no Clear Lake, na Califórnia demonstraram que a acumulação de pesticidas nos tecidos não tem como única fonte a existência de compostos na água e solo, mas também se dá ao longo da cadeia alimentar. Quanto maior o posicionamento do indivíduo na cadeia trófica, maior será a acumulação. Verificou-se que o plâncton acumula 250 vezes o DDD, peixes 12.000, pequenas aves que consomem os peixes 80.000 e aves no topo da cadeia aquática 100.000.

Os indivíduos sobreviventes toleram maiores quantidades de pesticidas, o que

permite acumulações em elevadas proporções sem causar a morte, sendo transmitidos ao longo da cadeia trófica até ao homem (MIRALLES, 2002). Os pesticidas tendem a ser adsorvidos por partículas em suspensão e são retidos no fundo de sistemas aquáticos por sedimentação, conforme já registrado por diversos pesquisadores ao inferir sobre os sedimentos subaquáticos da Baía de Guanabara (MENICONI *et al.*, 2012).

A persistência, toxicidade e bioacumulação desses compostos tornam seu controle fundamental, quer para a saúde pública, quer para a fauna e flora local (OSPAR, 1998). Desse modo, procurou-se avaliar os níveis de acumulação desses elementos ou de compostos indesejados que pudessem inviabilizar o emprego destes rejeitos de fundo como insumo agrícola. Os resultados obtidos estão expressos na Tabela 26.

Comparando os dados analíticos obtidos neste estudo no Σ PCBs, percebe-se que os resultados enquadram os sedimentos da Enseada de Jurujuba e Porto de Niterói na classe 02 (Portaria 1450/2007, Anexo 5), reconhecendo estes resíduos como materiais com algum grau de contaminação vestigiária.

Em todo caso, a identificação de agroquímicos nos sedimentos subaquáticos permite avaliar a viabilidade de uso em plantações, desde que se enquadrem nos parâmetros definidos pela legislação vigente. A maior dificuldade é o monitoramento ambiental do destino dessas substâncias no solo, dificultado por problemas associados à complexidade da mistura.

Observa-se que todos os agroquímicos pesquisados nos sedimentos de fundo se mantiveram abaixo dos valores críticos estabelecidos pelas agências ambientais (CONAMA, 414/2012; CETESB, 2014).

Substância	Unidade	CAS	Conama 454 (2012) Nível ⁽¹⁾	Conama 454 (2012) Nível ⁽²⁾	Enseada de Jurujuba	Porto de Niterói
Tributilestanho	$\mu\text{g}/\text{kg}^{-1}$	-----	100	1000	< 3	< 2
HCH Alfa	$\mu\text{g}/\text{kg}^{-1}$	319-84-6	0,32	0,99	< 0,25	< 0,18
HCH Beta	$\mu\text{g}/\text{kg}^{-1}$	319-85-7	0,32	0,99	< 0,25	< 0,18
HCH Delta	$\mu\text{g}/\text{kg}^{-1}$	319-86-8	0,32	0,99	< 0,25	< 0,81
Lindano	$\mu\text{g}/\text{kg}^{-1}$	58-89-9	0,32	0,99	< 0,25	< 0,81
Substância	Unidade	CAS	Conama 454 (2012) Nível ⁽¹⁾	Conama 454 (2012) Nível ⁽²⁾	Enseada de Jurujuba	Porto de Niterói
Cis Clordano	$\mu\text{g}/\text{kg}^{-1}$	5103-71-9	2,26	4,79	< 0,81	< 0,61
Trans Clordano	$\mu\text{g}/\text{kg}^{-1}$	5103-74-2	2,26	4,79	< 0,81	< 0,61
DDD (isômeros)	$\mu\text{g}/\text{kg}^{-1}$	72-54-8	1,22	7,81	< 0,41	< 0,31
DDE (isômeros)	$\mu\text{g}/\text{kg}^{-1}$	72-55-9	2,07	374	< 0,41	< 0,31
DDT (isômeros)	$\mu\text{g}/\text{kg}^{-1}$	50-29-3	1,19	4,77	< 0,41	< 0,31
Dieldrin	$\mu\text{g}/\text{kg}^{-1}$	60-57-1	0,71	4,3	< 0,49	< 0,37
Endrin	$\mu\text{g}/\text{kg}^{-1}$	72-20-8	2,67	62,4	< 0,49	< 0,37
Σ PCBs	$\mu\text{g}/\text{kg}^{-1}$	----	22,7	180	< 5,7	< 4,3

Tabela 26 - Concentrações de pesticidas nas amostras subaquáticas da Baía de Guanabara, RJ

Nota: com base na legislação ambiental brasileira para sedimento salobro⁽¹⁾/salino⁽²⁾.

Fonte: CONAMA nº 454 (2012)

Alguns pesquisadores relatam que valores de 0,005 mg/kg de pesticidas podem ser encontrados em áreas situadas longe da indústria e não utilizadas para agricultura, como também podem ser encontrados milhares de mg/kg em áreas próximas a refinarias ou instalações (HARVEY, 1998; WOLSKA; NAMIESNIK, 2002).

No entanto, esses resultados devem ser vistos com bastante cautela, pois há dados também na literatura que revelam que os PCBs, apresentam altos valores na Baía de Guanabara (COELHO; MENICONI, 2014), sendo comparáveis à de regiões como o estuário do Rio Hudson (FENG *et al.*, 1998), cuja parte superior é considerada uma das mais contaminadas por PCBs dos Estados Unidos (FENG *et al.*, 1998), seguido pelo Houston Ship Channel (RIFAI *et al.*, 2008) - Tabela 27.

A afinidade dos pesticidas por adsorção à matéria mineral suspensa e coloide orgânico é importante para entender sua mobilidade nos corpos d'água. Os resultados obtidos nas áreas de estudo não sofreram interferência de contaminação por agrotóxicos nem atingiram níveis que pudessem inviabilizar o emprego como substrato para cultivo de espécimes vegetais (Tabela 26.1).

Local (país)	Σ DDTs (ng g ⁻¹ peso seco)	Σ HCHs (ng g ⁻¹ peso seco)	Σ PCBs (ng g ⁻¹ peso seco)	Referência
Baía de Guanabara (BR)	< LD – 36,3	< LD – 0,51	Σ_{209} PCBs 0,204 – 1640	Coelho; Meniconni, 2014
Baía de Guanabara (BR)	~13 *	n.a.	Σ_6 PCBs 25	Japenga <i>et al.</i> 1988
Estuário de Santos (BR)	0,10 – 15,6	< LD – 0,89	Σ_{30} PCBs 0,05 – 254	Bicego <i>et al.</i> 2006
Baía de Guaratuba (BR)	< LD – 0,49	n.a.	Σ_{51} PCBs nd – 6,06	Combi <i>et al.</i> 2013a
Estuário de Paranaguá (BR)	n.a.	n.a.	Σ_{51} PCBs nd – 6,65	Combi <i>et al.</i> 2013b
Estuário Rio Hudson (EUA)	n.a.	n.a.	Σ_{15} PCBs 80 – 1410	Feng <i>et al.</i> 1998
Houston Ship Channel (EUA)	n.a.	n.a.	Σ_{209} PCBs 4,18 – 4601	Howell <i>et al.</i> 2008
Casco Bay, Maine (EUA)	0,0 – 455,5	n.a.	Σ_{18+2} PCBs 0,3 – 148	Wade, Sweet e Klein, 2008
Sea Lots (Trinidad e Tobago)	6,1 – 29	0,7 – 1,8	Σ_{136} PCBs 62 – 601	Mohammed <i>et al.</i> 2011
Mediterranean basin Cortiou outfall (França)	0,7 – 114,3	0,1 – 31,4	Σ_7 PCBs 11,5 – 751,5	Syakti <i>et al.</i> 2012
Lago Qarun (Egito)	< LD – 5,88	0,13 – 62,6	Σ_{29} PCBs 1,48 – 137,2	Barakat; Khairy; Aukaily, 2013
Lago Baiyangdian (China)	2,2 – 3,1	9,8 – 12,8	Σ_{14} PCBs 2,3 – 7,6	Hu <i>et al.</i> 2010
Rio Fu (China)	1,3 – 51,3	4,7 – 978,6	Σ_{14} PCBs 4,2 – 197,8	Hu <i>et al.</i> 2010
Delta Rio Pearl (China)	2,6 – 1629	< LD – 17,0	Σ_{120} PCBs 11 – 486	Mai <i>et al.</i> 2002

Tabela 26.1 – Comparação entre concentrações de DDT, HCH e PCB em sedimentos da Baía de Guanabara com outras áreas do mundo.

Nota: < LD = menor que o limite de detecção; n.a. = não analisado

Fonte: Autor

Isso pode sugerir que os sedimentos superficiais da microbacia que integram e deságuam no entorno do Porto de Niterói e Enseada de Jurujuba não receberam descargas de produtos agroquímicos ou estes estão abaixo do limite de detecção do instrumento.

Identificação de Hidrocarbonetos e Derivados de Petróleo

Sedimentos de estuários e de sistemas costeiros marinhos localizados próximos a centros urbanos e industriais são os maiores depositários de hidrocarbonetos poliaromáticos (HPAs) (EDOKPAYI *et al.*, 2016). Estes compostos podem ser remobilizados para a coluna d'água, onde serão oxidados fotoquimicamente. Entretanto, persistem nos sedimentos e excedem 1.000 vezes ou mais a concentração encontrada na água, que é menor que 1mg/L, em áreas não sujeitas a poluição antropogênica (CRAPEZ, 2000).

De acordo com este autor, devido à grande afinidade de HPAs pela matéria orgânica particulada, a ação fotoquímica e a oxidação bacteriana são reduzidas no sedimento, sendo que sua quantificação serve como indicador da taxa de contaminação do ambiente marinho.

Os hidrocarbonetos constituem a maior parte do petróleo, sendo que seu efeito sobre a fauna e a flora depende em grande parte da composição química, que é muito variável. Hidrocarbonetos saturados de elevados e baixos pontos de ebulição e hidrocarbonetos aromáticos estão presentes nos diversos tipos de óleo cru com características químicas, biológicas e toxicológicas bastante semelhantes (MCNAUGHTON; WOLF; LARRY, 1984, TIAN *et al.*, 2017, KAYA *et al.*, 2018).

Efeitos subletais podem resultar da acumulação gradual de substâncias em níveis que causam efeitos biológicos nos organismos ou do contínuo estresse exercido pelos poluentes. A concentração relativa de hidrocarbonetos poliaromáticos (HPAs) no ecossistema aquático é elevada em sedimentos, média na biota aquática e baixa na coluna de água (TUVIKENE, 1995).

Muitos dos HPAs são produzidos durante a combustão incompleta, a altas temperaturas, de carvão, petróleo, gás, madeira e outras substâncias orgânicas e, desse modo, emitidos para o meio ambiente (LOPES; ANDRADE, 1996). Somente alguns HPAs são utilizados comercialmente, entre os quais o naftaleno (inseticida e repelente) e o fenantreno (intermediário nas sínteses de inseticidas e resinas) (INTERNATIONAL PROGRAMME ON CHEMICAL SAFETY, 1998). Alguns desses contaminantes, como os hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HPAs), podem associar-se às partículas dos sedimentos, causando deterioração gradual ou imediata da qualidade dos ambientes aquáticos (PITARELLO *et al.*, 2017).

Ao alcançarem os corpos de água, por exemplo, por processos de lixiviação dos solos, lavagem de vegetação e escoamento superficial de águas de chuva, ocorre a adsorção dos hidrocarbonetos à matéria orgânica suspensa e dissolvida na coluna de água, que,

após precipitação, acumulam-se nos sedimentos (ZAGATTO; BECK.; GOBATTO, 2006; FROEHNER *et al*, 2010).

Na Baía de Guanabara, há relatos que HPAs de origem “petrogênica” vêm poluindo os sedimentos subaquáticos desde a década de 1950 (LIMA, 1996). São compostos que podem ser remobilizados para a coluna d’água, onde serão oxidados fotoquimicamente. As enseadas, onde se encontram marinas e atracadouros de embarcações, são sítios preocupantes, vez que a circulação é menos eficiente que nas áreas abertas da baía.

Como as áreas escolhidas estão inseridas na zona portuária e de sítio náutico, torna-se imperioso avaliar a qualidade ambiental desses sedimentos inconsolidados, de modo a prever a viabilidade de uso do material como condicionante ou substrato para o solo. Resultados obtidos indicam a prevalência de HPAs de alto peso molecular em todas as amostras (Tabela 27). As concentrações totais de HAP nas amostras de sedimento de todos os locais de amostragem situaram na faixa de 25,0 mg/kg a 29,50 mg/kg.

Substância	CAS	CONAMA Nível ⁽¹⁾	CONAMA Nível ⁽²⁾	Enseada Jurujuba	Porto de Niterói
Benzo(a)antraceno	56-55-3	280	690	2,1	2,52
Benzo(a)pireno	50-32-8	230	760	1,5	2,77
Criseno	218-01-9	300	850	2,0	3,23
Dibenzo(a,h)antraceno	53-70-3	43	140	< 0,81	< 0,61
Acenafteno	83-32-9	16	500	< 0,81	< 0,61
Acenaftileno	208-96-8	44	640	< 0,81	0,84
Antraceno	120-12-7	85,3	1100	1,1	0,61
Fenantraceno	85-01-8	240	1500	2,7	1,28
Fluoranteno	206-44-0	600	5100	6,7	5,32
Fluoreno	86-73-7	19	540	< 0,81	< 0,61
2-Metilnaftaleno	91-57-6	70	670	< 0,81	< 0,61
Naftaleno	91-20-3	160	2100	< 0,81	< 0,61
Pireno	120-00-0	665	2600	6,3	5,39
Σ de HPAs	-----	4000	----	25,0	29,5

Tabela 27 – Determinação dos teores de HPA presentes nas amostras subaquáticas dos sedimentos superficiais da Baía de Guanabara ($\mu\text{g kg}^{-1}$)

Nota: Comparação com os valores recomendados pela Resolução Conama nº 454 (2012) para ambiente salobro⁽¹⁾/salino⁽²⁾.

Fonte: CONAMA nº 454 (2012)

Pesquisadores como Kennicutt II. *et al.* (1994) definem o limiar de 4,0 ppm (4.000 ng.g^{-1}) de HPA no sedimento para que essas substâncias possam ocasionar algum prejuízo aos organismos. Embora alguns HPAs não foram detectados pelo instrumento de medição, o somatório destas substâncias ficou em níveis baixos, sem causar efeito biológico em seres vivos (CONAMA, 2012).

Comparando-se os resultados deste estudo com dados obtidos em pesquisas semelhantes em diversas partes do mundo, nota-se que os maiores teores de HPAs são encontrados no Egito (6338 ng.g^{-1}), Itália (12561 ng.g^{-1}) e nos EUA (21000 ng.g^{-1}), segundo a Tabela 28.

Áreas (sítios)	HPAs (ng.g ⁻¹) variação	Nº de amostras	Referências
Egyptian, Mediterranean Coast	88 – 6338	31	Nemr <i>et al.</i>, 2007
Kyeonggi Bay, Korea	9.1 – 1400 – 9,7	24	Kim <i>et al.</i>, 1999
Casco Bay, USA	16 – 21000	23	Kennicutt <i>et al.</i>, 1994
Washington Coast, USA	29 – 460	13	Prahl; Carpenter, 1983
Baltic Sea	720 – 1900	15	Witt (1995)
Western Mediterrant Sea	180 – 3200	31	Lipiatou; Saliot (1991)
Safx Area, Tunisia	1121 – 5217	18	Louati <i>et al.</i> (2004)
Gulf of Naples, Southern Italy	92 – 12561	15	Romano <i>et al.</i> (2004)
Beijing, China	14 – 4238	47	Ma <i>et al.</i> (2013)
Baía de Guanabara, Brasil	25,0 – 29,5	02	Este estudo

Tabela 28 – Concentrações de HPA presente em sedimentos de outros países

Obs.: valores expressos em peso seco.

Fonte: Autor

Existem vários dados de somatório de HPAs encontrados nos sedimentos inconsolidados que atestam a adequabilidade de sua disposição em terra (Anexo 5), dado o ligeiro grau de contaminação que apresentam. Ainda mais quando há estudos na literatura que apontam o uso de plantas para remoção de compostos tóxicos em ecossistemas estuarinos (NOVAK; TRAPP, 2005; CARVALHO *et al.*, 2010), o que, por sua vez, reforça o uso da fitorremediação para estes sedimentos.

Conteúdo de Metais Pesados

Estudos realizados na Enseada de Jurujuba por Baptista Neto, Smith e Mcallister (2000) e Baptista Neto (1996) e Baptista Neto *et al.* (2013; 2005) no Porto de Niterói identificaram altas concentrações de Pb, Zn, Cu, Cr e Ni (Tabela 29) nos sedimentos de fundo destas regiões. Isso ocorre porque a maior parte dos metais de origem continental é retida em estuários pela adsorção ao material particulado em suspensão e subsequente sedimentação (BEWERS; YEATS, 1989).

Localização (sítio)	Metais (mg dm ³)								Referência
	Zn	Cd	Cr	Cu	Pb	Hg	Ni	As	
Porto de Niterói (Brasil)	850	---	230	1450	120	----	110	---	Baptista Neto <i>et al.</i> (2005)
	319	< 0,1	45,8	214	82,2	1,15	18,1	5,67	Este estudo
Enseada de Jurujuba (Brasil)	337	---	223	213	123	---	79	---	Baptista Neto, Smith e Mcallister (2000)
	211	< 1,0	49,3	160	67,9	1,71	19,3	< 1,0	Este estudo
	279 – 261	---	77 – 66	78 – 75	85 – 83,8	----	63 – 67	----	Baptista Neto <i>et al.</i> , 2013
Porto de Waterford (Irlanda)	75	0.15	38	6.8	22	0.02	16	6.6	Sheehan, Harrington e Murphy (2010)
Canal Navicelli em Pisa (Itália)	349	21	56	90	62	----	73	----	Doni <i>et al.</i> (2013)
Porto de Toulon (França)	2.068 – 2.343	---	48 – 58	1.098 – 1.053	---	7 – 70	28 – 31	85 – 99	Bedell <i>et al.</i> (2013)
Porto de Rades (Tunísia)	10.15	0.73	7.73	1.26	41.18	---	11.23	---	Said <i>et al.</i> (2015)
Porto de Livorno (Itália)	267 –	1.24	45.1	53.8 –	56.1 –	---	65.1 –	---	Mattei <i>et al.</i> (2016)
	298	– 1.50	– 47.8	61.8	58.7	---	68.2	----	

Tabela 29 – Concentração de metais pesados em sedimentos portuários de alguns países.

Resultados expressos em peso seco

Fonte: Autor

No presente estudo, os valores de Hg (1,15 mg dm⁻³ a 1,71 mg dm⁻³) mantiveram-se elevados e os teores de Zn (211 mg dm⁻³ a 319 mg dm⁻³) oscilaram em alguns locais com valores acima dos limites estabelecidos pela Conama nº 454 (2012), devendo ser interpretados com cautela.

No entanto, Tsutiya (1999) afirma que a concentração de metais pesados nas plantas não é aumentada pela frequência de aplicação dos biossólidos nos solos. Observou-se que as concentrações de metais pesados nas plantas são maiores em solos sem uso de biossólido, que reduz a disponibilidade do metal para as plantas.

Além disso, a maioria dos fertilizantes fosfáticos salientado por Malavolta (1994) na Tabela 30 apresentam teores de alguns elementos aquém dos limites pré-estabelecidos pela (CETESB, 2014) e/ou CONAMA nº 420 (2006) para uso em solos de modo geral, e no entanto, são comercializados para fins agrícolas.

Isso pode ser observado nas Tabelas 30 e 31, onde se visualizou a presença de diversas impurezas além dos teores-limite permitidos em diversos corretivos e adubos adicionados em solos. Percebe-se assim, que as concentrações de metais presente nestes sedimentos satisfazem às exigências da legislação internacional e brasileira (CONAMA nº 420, 2006; CONAMA, nº 375, 2006) quando comparados a diferentes fertilizantes e corretivos, independentes da origem utilizados na agricultura.

Produto	B	Co	Cu	Fe	Mn	Mo	Ni	Zn		Cd	Cr	Hg	
Sulfato de Amônio	45	3	12	---	26	1,1	---	5	--	---	---	--	--
Ureia	74	3	< 1	---	26	3,4	---	2	--	---	---	---	---
Fosfato Diamônico	100	11	7	---	235	11	---	122	---	---	---	---	---
Fosfato Monoamônico	----	----	----	----	----	---	----	----	---	< 0,03	---	---	---
R.F. Araxá (MG)	---	----	72	29.590	3.915	---	117	740	---	6,7	1,9	---	36
R.F. Catalão (GO)	---	23	30	---	449	---	26	40	2	< 2	14	<0,050	36
R.F. Jacupiranga (SP)	---	---	----	----	----	----	---	---	---	< 0,03	----	----	---
R.F. Patos (MG)	---	22	30	---	529	---	26	82	2	< 2	26	0,26	30
R.F. Tapira (MG)	----	21	13	---	328	---	14	22	2	2	4	< 0,05	28
Superfosfato Simples Jacupiranga (SP)	----	----	----	----	----	----	----	---	---	< 0,003	---	---	---
Superfosfato triplo	---	----	----	6.565	300	---	24	810	---	4,4	0,9	---	18
Termofosfato Yoorin	---	---	44	38.410	2.220	---	3.300	374	---	3,1	10	---	65
Cloreto de Potássio	204	9	17	---	32	1,4	---	26	---	---	---	---	---

Tabela 30 – Teor de micronutrientes e metais pesados em adubos comercializados no Brasil(mg/dm³)

Fonte: MALAVOLTA (1994) Nota: R.F. = Rocha Fosfática

Uma explicação possível para este fato está na regulamentação USEPA (1996), que permite limites mais elevados de acumulação de metais em solos agrícolas tratados com adubos alternativos baseado na capacidade de esses resíduos inorgânicos reterem elementos tóxicos (MCBRIDE, 1995).

Comparando os resultados analíticos deste estudo com os limites permitidos na Comunidade Europeia, nota-se que somente o Hg e Cu estão acima dos índices estabelecidos pelos países do bloco (Tabela 31), porém dentro dos limites “recomendados” para uso na agricultura (Tabela 32 e 33).

Na Comunidade Europeia (CE) em geral e individualmente na Alemanha, França, Inglaterra, Itália, Escócia, Áustria, Canadá, Espanha, Dinamarca, Finlândia, Noruega, Suécia, Nova Zelândia e Estados Unidos, recomendam-se as concentrações máximas permissíveis de metais em solos agrícolas para aplicação de biossólidos, conforme apresentado na Tabela 31.

País	Concentração máxima de metais										
	Arsênio	Cádmio	Cobalto	Cromo	Cobre	Mercúrio	Molibdênio	Níquel	Chumbo	Selênio	Zinco
C.E.	-	20/40	-	-	1000/ 1750	16/25	-	300/ 400	750/ 1200	-	2500/ 4000
Bélgica	-	10	20	500	500	10	-	100	300	25	2000
Dinamarca	-	8	-	-	-	6	-	50	400	-	-
Inglaterra	-	-	-	-	-	-	-	-	1000	-	-
Alemanha	-	20	-	1200	1200	25	-	200	1200	-	3000
França	-	20	-	2000	1000	10	-	200	800	100	3000
Grécia	-	40	-	-	1750	25	-	400	1200	-	4000
Itália	-	10	-	750	1000	10	-	200	500	-	3000
Holanda	10	5	-	500	600	5	-	100	500	-	2000
Finlândia	-	30	100	1000	3000	25	-	500	1200	-	5000
Noruega	-	10	20	200	1500	7	-	100	300	-	3000
Suécia	-	4	-	150	600	5	-	100	200	-	1500
Escócia	150	20	-	800	1000	7,5	25	250	800	40	2500
Suíça	-	30	100	1000	1000	10	20	200	1000	-	1000
Áustria	-	10	100	500	500	10	20	100	500	-	2000
Canadá	75	20	150	-	-	5	20	180	500	14	1850
Estados Unidos	75	85	-	-	4300	57	75	420	840	100	7500
São Paulo	75	85	-	-	4300	57	75	420	840	100	7500

Tabela 31 – Concentrações máximas permissíveis de metais em biossólido para uso agrícola (mg/kg)

Fonte: adaptado de TSUTIYA (1999)

Nota-se grande divergência entre esses países quanto ao tipo e concentração máxima aceitável de metais no solo. Os Estados Unidos permitem as maiores concentrações de metais em solos agrícolas, exceto quanto ao chumbo; já Nova Zelândia e a CE admitem valores superiores aos americanos.

Pesquisas analíticas da composição dos contaminantes orgânicos no lodo de esgoto têm indicado presença de centenas de substâncias orgânicas que são resíduos de origem sintética e produtos de decomposição.

Na Polônia, por exemplo, a produção de lodo de esgoto chega a cerca de 3 milhões de toneladas por ano. Esse material contém em média 5.712 mg/kg de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HPAs), sendo que os HPAs de 4 anéis na molécula correspondem a 60% do total.

A identificação para o monitoramento ambiental do destino dessas substâncias de forma rotineira é dificultada por problemas associados à complexidade da mistura. A dificuldade analítica, devido ao número de substâncias presentes, muitas vezes em pequenas quantidades, exige técnicas altamente sensíveis para detecção. Desse modo, os dados alcançados foram confrontados com valores orientadores para os lodos gerados para aplicação agrícola (CONAMA nº 375, 2006).

Substâncias inorgânicas	Concentração máxima permitida no lodo de esgoto ou produto derivado (mg/kg, base seca)
Arsênio	41
Bário	1300
Cádmio	20
Chumbo	300
Cobre	1000
Crômio	1000
Mercúrio	16
Molibdênio	50
Níquel	420
Selênio	100
Zinco	2500

Tabela 32 – Valores orientadores para destinação de lodos na agricultura

Fonte: CONAMA nº 375 (2006)

No estado de São Paulo são utilizados como parâmetro os limites estabelecidos pela legislação americana para aplicação de biossólidos em solos oriundos de suas ETEs (Tabela 33). Comparando os dados analíticos das estações de estudo deste sistema estuarino com os limites impostos pelo Anexo 5, podem-se enquadrar esses materiais na Classe 03, por conter algum grau de contaminação, levando-se em conta a forma total em que os metais se encontram. No entanto, ao considerar apenas a forma biodisponível, estes rejeitos poderiam ser enquadrados na Classe 01 do Anexo 5. Neste caso, tanto a Classe 01 como a Classe 03 não impedem que materiais assoreantes sejam manejados para uso em terra (Anexo 5).

Metal	Concentração Permitida	Concentração Recomendada	USEPA	UE	Enseada de Jurujuba	Porto de Niterói
Arsênio	75	41	20,5	-	≤1,0	5,67
Cádmio	85	20	39	1-3	≤1,0	≤ 0,1
Cromo	3.000	1.200	1530	≤150	49,3	45,8
Cobre	4.300	1.000	1500	≤140	160	214
Chumbo	840	300	300	≤300	67,9	82,2
Mercúrio	57	16	17	≤1,5	1,71	1,15
Níquel	420	300	420	≤75	19,3	18,1
Zinco	7.500	2.500	2800	≤300	211	319

Tabela 33 – Limites de concentrações de elementos potencialmente tóxicos e valores permitidos em lodo de esgoto de natureza urbana empregado na agricultura (peso seco e mg dm⁻³)

Nota: Comparação com valores obtidos na Enseada de Jurujuba (RJ) e Porto de Niterói (RJ).

Fonte: MOREIRA; SIQUEIRA (2006). UE = União Europeia

No entanto, comparando-se os dados analíticos deste estudo com os valores permitidos pela Resolução Conama nº 375 (2006), conforme elucidado na Tabela 32, nota-se com clareza solar que esses materiais satisfazem as exigências dos regulamentos para

acomodação em solos, já que considerados impróprios para uso agrícola se estiverem em magnitude superior a 1.000 mg dm⁻³ (Cu) e 2.500 mg dm⁻³ (Zn), 16 mg dm⁻³ (Hg), indicando potencial promissor para a finalidade a que se destina.

Pode-se observar também que os valores de metais obtidos nesta pesquisa estão em conformidade com as concentrações permitidas e recomendadas na literatura existente (Tabela 33), reafirmando mais uma vez a possibilidade de aglutiná-los como substrato para solos de baixa fertilidade.

Embora seja mais recente e adequada às condições do ambiente degradado, a Resolução Conama n° 454 (2012) se mostra efetivamente mais rígida ao minimizar a amplitude dos limites estabelecidos para acondicionamento de materiais alternativos em solos em geral. Seria interessante compilar uma padronização entre as resoluções ambientais levando em consideração o meio edáfico (solo) por que esses resíduos serão dispostos no ambiente.

Devido às concentrações de Hg e Zn estarem em valores aquém de algumas resoluções (ex. CONAMA n° 454, 2012) e terem sido analisadas na forma total (Hg^o e Zn^o) nos sedimentos, os dados foram confrontados com resultados analíticos obtidos no extrato lixiviado/solubilizado que caracterizou esses resíduos como Classe II.

Naquele teste, as concentrações de Hg e Zn tiveram amplitude de 0,00075 mg/L a 0,0008 mg/L e ≤0,01 mg/L a 0,01mg/L respectivamente. Tais resultados estão intimamente ligados às grandes cargas de esgoto doméstico lançadas na Baía de Guanabara, que resultam num ambiente parcialmente redutor e em altas taxas de sedimentação, que mantêm os metais fortemente ligados ao sedimento sob forma não disponível para incorporação biológica (JESUS *et al.*, 2004).

Desse modo, embora as concentrações totais desses elementos estejam superiores ao permitido pelo órgão ambiental (CONAMA n° 454, 2012), não podem ser utilizadas como fator preponderante de exclusão do material para a finalidade a que se destina, já que a forma prontamente disponível ao agente biológico se encontra em níveis muito baixos, devendo, contudo, realizar-se extração sequencial para tomada de decisão.

O mesmo fato ocorreu com Cu, que possui magnitudes inaceitáveis para acomodação agrícola quando comparado ao valor considerado satisfatório pela Comunidade Europeia, mas que possuem resultados favoráveis no teste solubilizado/lixiviado (≤ 0,05/0,005 mg/L), o que coloca esses materiais em níveis adequados para uso em terra. Torna-se necessário um consenso e uniformização de valores para as resoluções vigentes, Conama n° 420 (2006), n° 375 (2006) e n° 454 (2012), de modo a erradicar as discrepâncias assinaladas.

De qualquer forma, os resultados até agora indicam bom potencial agrônômico dos materiais assoreantes, já que encerram na composição substâncias que também são encontradas em outros fertilizantes agrícolas, frequentemente em quantidades expressivas de impurezas, como, por exemplo, metais pesados (AMARAL SOBRINHO *et al.*, 1992; NÚÑEZ *et al.*, 1999).

Os metais pesados são mais estáveis em solos com pH maior que 6,5, e, nessas condições, verifica-se redução da disponibilidade destes elementos para as plantas. Além disso, a adição suplementar de Ca no sedimento aumentará o pH do substrato, o que certamente auxiliará na imobilização de metais no solo.

ANÁLISE MICROBIOLÓGICA

A crescente utilização de resíduos na agricultura levou à preocupações sobre o potencial de contaminação dos solos e da água subterrânea. E sendo a Baía de Guanabara um estuário que recebe continuamente quantidades expressivas de esgoto sem nenhum tratamento, foi feita a identificação dos potenciais riscos de transmissão de doenças para a população humana via rejeitos de dragagens.

Neste aspecto, identificaram-se nas amostras os indicadores bacteriológicos e agentes patogênicos definidos pela Conama nº 375 (2006). Após quantificação, os sedimentos pesquisados foram classificados conforme a Tabela 35, sobre os quais discorre-se a seguir.

a) Coliformes termotolerantes – bactérias coliformes capazes de fermentar a lactose a 44-45°C. Na maioria das águas, o gênero predominante é *Escherichia*, mas também *Citrobacter*, *Klebsiella* e *Enterobacter* são consideradas termotolerantes.

Em geral, as populações de coliformes termotolerantes são compostas predominantemente por *Escherichia coli*, espécie que ocorre em grandes quantidades em fezes humanas e de animais, esgotos e águas com contaminação fecal recente. São considerados indicadores de desinfecção.

b) Ovos viáveis de helmintos – helmintos incluem tanto vermes de vida livre quanto parasitas. São representados por membros dos grupos *Nematoda* e *Plathyhelminthes*, infectando humanos e animais em todo o mundo. Para a maioria dos helmintos, a água de consumo humano não é rota de transmissão significativa (exceto *Dracunculus medinensis* e *Fasciola* spp.).

Outras parasitoses podem ser transmitidas pelo contato com a água (esquistossomose) ou associadas ao uso de águas residuárias não tratadas na agricultura (*Ascaris*, *Trichuris*, *Strongylus*). Os métodos analíticos sobre águas (brutas e residuárias), lodo e composto, em geral, enfocam a determinação da viabilidade de ovos de *Ascaris* (USEPA, 2003). Esses helmintos intestinais são patógenos de animais domésticos e humanos, contaminando o ambiente pela disposição direta de fezes humanas ou animais e por meio do lançamento de esgotos ou águas residuárias em corpos hídricos.

c) Salmonellas – o gênero *Salmonella* (família Enterobacteriaceae) é constituído por bacilos móveis, gram negativos, que não fermentam a lactose, embora a maioria produza sulfato de hidrogênio ou gás a partir da fermentação de carboidratos.

A *Salmonella* está amplamente distribuída no ambiente, mas algumas espécies têm

grande especificidade de hospedeiros. Um grande número de serotipos, incluindo *S. typhimurium* e *S. enteritidis*, infectam humanos e também uma ampla gama de animais, incluindo cavalos, gado, porcos, ovelhas, aves e até mesmo répteis.

Tipicamente, esses patógenos entram em sistemas hídricos através da contaminação fecal proveniente de despejos de esgoto doméstico, de animais domésticos e silvestres. A contaminação tem sido detectada também em ampla gama de alimentos e leite. Organismos do gênero *Salmonella* se disseminam pela via fecal-oral. Infecções com sorotipos não-tifóides são associadas principalmente com o contato pessoa-pessoa, consumo de uma série de alimentos contaminados e exposição a animais. Já infecções por espécies tifóides são associadas ao consumo de água e alimentos contaminados, sendo a disseminação por contato pessoa-pessoa incomum.

d) Vírus entéricos – constituem organismos que infectam o trato gastrointestinal humano, sendo transmitidos predominantemente pela via fecal-oral. Incluem enterovírus, astrovírus, adenovírus entéricos, ortoreovírus, rotavírus, calicivírus e os vírus da hepatite A. Diferem em estrutura, composição, ácidos nucleicos e morfologia e também quanto aos números e frequência com que são excretados, sobrevivência no ambiente e resistência aos processos de tratamento da água. A sobrevivência de bactérias fecais, em ambientes aquáticos, e sua sensibilidade ao tratamento e aos processos de desinfecção, diferem substancialmente daquela dos vírus entéricos, tornando-os valiosos no monitoramento da qualidade da água.

Vírus entéricos são excretados ao redor do mundo com tal frequência e quantidade que muitos estão presentes universalmente em quantidades substanciais em águas residuárias. A presença de vírus entéricos na água de consumo indica a presença potencial de outros vírus, além de ser evidência conclusiva de contaminação fecal e de fornecer evidências de problemas no tratamento da água e em processos de desinfecção. Dados da literatura mostram que a concentração de vírus no lodo de esgoto bruto pode variar de 10^2 (lodo digerido) a 10^4 (lodo primário) por grama de peso seco (GERBA; GRAMOS; NWACHUKU, 2002).

A sobrevivência dos vírus entéricos no solo depende primariamente da temperatura e umidade. Trabalhos têm sido publicados sobre risco ocupacional, bem como risco de ingestão direta ou indireta por alimentos ou água contaminados por biossólidos (GERBA; GRAMOS; NWACHUKU, 2002; TANNER *et al*, 2008).

Ou seja, para que o uso do material dragado possa ser feito com segurança, é preciso promover sua identificação e, caso seja necessário, assegurar a desinfecção antes do reuso. Para tanto foram feitas identificações de microrganismos investigados em lodos de esgotos utilizados para fins agrônômicos conforme elucidados na Tabela 34.

Patógenos	Unidade	Limite Quantificação	Enseada Jurujuba	Porto Niterói	Método
Coliformes Termotolerantes	NMP/gST	< 14	<14	38	EPA/625/R-92/2013:2003 – Appendix F
Coliformes Totais	NMP/gST	0,8	n.a	600	POP PA 040 – rev. 07
Escherichia Coli	NMP/gST	0,8	n.a	n.a	EPA 821-R-02-023. Set 2002
Salmonella	P/A em 10g de MS	n.a	n.a	n.a	EPA/625/R-92/2013 – Appendix F e G
Protozoários	Ovo/g de ST	< 0,25	ausente	ausente	Standart Methods for the Examination of Water;
Enterovírus	UFF ou ST	<0,25	ausente	ausente	Wastewater, 22nd, 2012.

Tabela 34 – Principais agentes patogênicos encontrados em lodo de esgotos e que foram utilizados como indicadores da qualidade ambiental do sedimento subaquático da Baía de Guanabara (RJ)

Nota: ST = Sólidos Totais; NMP = número mais provável; UFF = unidade formadora de foco; UFP = unidade formadora de placa.

Fonte: Autor

Não foram detectados protozoários, vírus, enterovírus, *Escherichia Coli* e *Salmonella* nos resíduos subaquáticos. Provavelmente a ausência desses microrganismos em sedimentos de água salobra/salina se deva em virtude da mudança de ambiente de água doce, o que inviabilizaria a sobrevivência de bactérias, protozoários e enterovírus pela competição e predação dos microrganismos do próprio estuário, principalmente os protozoários de vida livre, considerados importantes predadores de coliformes, como comprovado por estudos de Andraus *et al.* (1997).

Somado a isso, vírus, helmintos e protozoários não se reproduzem fora do organismo hospedeiro. Portanto, uma vez inativados, não são capazes de crescer novamente (PINTO *et al.*, 1999). O artigo 11 da Resolução Conama nº 375 (2006) determina que os lotes do lodo de esgoto a serem aplicados no solo devem respeitar os limites máximos de concentração de patógenos como coliformes termotolerantes, *Salmonella spp*, ovos viáveis de helmintos e enterovírus. Tais limites também são utilizados para classificar o lodo em duas classes, A e B.

A partir de agosto de 2011, o uso agrícola de lodos Classe B passou a ser proibido no país, o que levou ao decréscimo na quase totalidade do uso do lodo como fertilizante, já que muitos produtores rurais passaram a optar por fertilizantes comerciais. Os resultados analíticos desta pesquisa demonstraram que indivíduos termotolerantes estão abaixo dos limites permitidos pela Resolução Conama nº 375 (2006), podendo ser classificados como de Classe A (Tabela 35).

Quanto aos coliformes totais, não há valores recomendados pela legislação brasileira, sugerindo-se apenas um indicativo da qualidade e do nível de contaminação dos sedimentos (TURCO, 1994; HASSEN *et al.*, 2001). A Itália limita a densidade de *Salmonellas* a 1.000

MS (massa seca), enquanto a Suíça limita coliformes fecais a 100 NMP/g (ROGALLA, 1998).

Tipo de lodo de esgoto ou produto derivado	Microrganismos	Concentração
A	Coliformes termotolerantes Ovos viáveis de helmintos Salmonella Vírus	<10 ³ NMP/g de ST <0,25 ovo/g de ST Ausência em 10 g de ST <0,25 UFP ou UFF/g de ST
B	Coliformes termotolerantes Ovos viáveis de helmintos	<10 ⁶ NMP/g ST <10 ovos/g de ST

Tabela 35 – Classes de lodo de esgoto segundo a quantificação de patogênicos

Fonte: Resolução CONAMA nº 375 (2006).

Diversos autores divergem sobre a presença, ausência ou tempo de sobrevivência desses microrganismos presentes no lodo, tendo em vista que grande número de fatores ambientais que influenciam os dados, que variam nas diferentes composições do solo.

Além disso, em países em desenvolvimento como o Brasil, a utilização do lodo de esgoto ainda é questionada devido à má qualidade, ou até mesmo inexistência, de infraestruturas de saneamento básico e elevados índices de parasitismo da população. O principal empecilho para a aplicação do lodo de esgoto no país tem sido a carga de organismos patogênicos presentes, como bactérias, protozoários, vírus, leveduras, fungos e helmintos

Considerando os resultados obtidos e dados de literatura, pode-se concluir que os sedimentos clásticos do Porto de Niterói e da Enseada de Jurujuba apresentam baixas concentrações ou ausência de parasitas patogênicos. Dessa forma, esse material dragado não precisa ser submetido a outros processos de higienização, caso se tenha como meta a sua aplicação sobre o solo.

Do ponto de vista de sanidade, não há nenhum impedimento ou restrições para a acomodação em terra. A disposição oceânica, certamente deve ser aplicada em “última instância”, onde não há possibilidades de uso ecoeficiente desses “materiais assoreantes” para o ecossistema e sociedade como um todo. Embora alguns estudiosos aleguem ser necessário desenvolver e padronizar metodologias para a detecção, enumeração e avaliação da viabilidade de patógenos em biossólidos (SIDHU; TOZE, 2009).

No entanto, sedimentos com valores expressivos de ovos de helmintos devem ser armazenados por mais de 2 anos para completa inativações, já que estão entre os patógenos mais resistentes (POMPEO *et al.*, 2016). Há de ressaltar ainda que os sedimentos estuarinos necessitam ser investigados quanto à ocorrência de produtos farmacêuticos e substâncias derivadas da higiene pessoal (PPCPs) na composição (NASCIMENTO, 2012, 2016).

Os PPCPs são uma variedade diversificada de contaminantes não regulados que

não tinham sido estudados em pesquisas anteriores em sedimentos estuarinos, mas que provavelmente estarão presentes nos materiais subaquáticos. Isso ocorre porque existe escassez de informações sobre essas substâncias no ambiente.

PARTE EXPERIMENTAL

Os ensaios foram conduzidos em casa de vegetação localizada na Rodovia Rio-Teresópolis no Distrito de Guapimirim (RJ). O substrato formado com o sedimento seguiu ao máximo as indicações para solos propensos a uma excelente produção deste espécime, que deve apresentar textura média, ser profundos, com boa drenagem, razoável fertilidade e pH variando de moderadamente ácido a neutro, superior a 5,2 (determinação em CaCl₂) e livre de agentes patogênicos (LEITE et al., 2005). Para alcançar este objetivo, empregou-se:

- (1) Rejeitos de rocha silicática oriunda do processo de mineração de granitos, a qual apresenta composição química disposta no Anexo 1. Esta apenas foi adicionada como material de carga para melhorar a textura e garantir aeração eficaz do substrato sedimentar recém-criado (Tecnosolo);
- (2) Carapaças carbonáticas descartada pela indústria de maricultura (mariscos e ostras), que apresenta quantidades consideráveis de CaCO₃ como fonte de Ca. Quando moída e incinerada, foi empregada como corretivo e material suplementar nos sedimentos em estudo (TENÓRIO *et al.*, 2014). A composição química deste resíduo está disposta no Anexo 2;
- (3) Rejeitos de lascas de quartzo proveniente da indústria de silício, que passou por um processo de trituração até obter a granulometria de areia grossa. A caracterização química deste material encontra-se disposta no Anexo 3, e;
- (4) Resíduo de gesso oriundo de empresas fornecedoras de drywall (“paredes de gesso”), que foi moído até tamanho diminuto e serviu como elemento essencial para deslocar o sódio dos sedimentos quando empregado o processo lixiviativo. Sua caracterização química está disposta no Anexo 4.

O início dos ensaios experimentais ocorreu em junho/2016, e boa parte dos girassóis apresentava as seguintes condições (Figuras 23, 24, 25 e 26), como segue:

- (1) nenhuma germinação, sem desenvolvimento e ausência de florescimento;
- (2) sem germinação, sem desenvolvimento e sem florescimento;
- (3) discreta germinação, mal desenvolvimento e sem florescer;
- (4) germinação tardia, mal desenvolvidos e baixa florescência;
- (5) boa germinação, adequado desenvolvimento e florescência;
- (6) excelente germinação, significativo desenvolvimento e florescência; e
- (7) não houve germinação, desenvolvimento e floração.

1) Nenhuma germinação, sem desenvolvimento e ausência de florescimento



Figura 23 – Experimentos sem sucesso -plantio de sementes diretamente no sedimento sem qualquer tipo de adição de resíduo e sem processo lixiviativo. Foi tomado como referência conforme tratamento 1, 2 e 7. Não houve germinação, desenvolvimento ou qualquer tipo de floração.

Fonte: Autor

4) Germinação tardia, mal desenvolvido e baixa florescência



Figura 24 – Experimento com algum grau de comprometimento - ensaio experimental em substrato lixiviado conforme tratamento 4. Em ambas as amostragens, os espécimes alcançaram alturas que variaram de 22 a 28 cm em 04 meses. Verificou-se germinação tardia, baixo desenvolvimento foliar, inexpressivo quantitativo de flores (1 a 2) botões florescidos no máximo.

Fonte: Autor

5) Boa germinação, adequado desenvolvimento e florescência



Figura 25 – Experimento satisfatório - ensaio experimental em substrato lixiviado conforme tratamento 5. Em ambos os sedimentos, os espécimes alcançaram alturas que variaram de 32 a 36 cm em 04 meses. Observou-se significativo desenvolvimento foliar, porém baixo desenvolvimento de flores combatões amadurecidos.

Fonte: acervo do autor

6) Excelente germinação, significativo desenvolvimento e florescência.



Figura 26 – Experimento bem-sucedido - ensaio experimental em substrato lixiviado conforme tratamento 6. Em ambas as amostragens, os espécimes alcançaram alturas que variaram de 42 a 48 cm em 04 meses. Verificou-se acelerado desenvolvimento foliar, grande quantitativo de flores (5 a 8) botões florescidos.

Fonte: Autor

Dados de literatura informam que o solo mais favorável para crescimento desta espécie vegetal é chernozem e terra roxa com reação neutra ou ligeiramente alcalino da solução do solo (pH 7,0 - 7,2), argiloso ou textura areno-argilosa (Figura 27), condição esta que pode ser bem parecida com os experimentos 5 e 6.



Figura 27 – Etapas de germinação de girassol em terra roxa

Fonte: Dreamstime

Por ser um espécime que no decurso do tempo passou por longa evolução, adquirindo propriedades para suportar flutuações no clima e no processo de crescimento, apresentamos uma comparação desta cultura com algumas características botânicas (Tabela 36).

Atributo	Unidade (tempo)	Amplitude de variação	Experimento 04		Experimento 05		Experimento 06	
			PN	EJ	PN	EJ	PN	EJ
Ciclo Vegetativo	Dias	90 – 130	60	75	95	120	144	147
Florescimento	Dias	50 – 65	60	65	45	47	32	38
Altura da Planta	cms	120 – 180	40	56	100	124	136	156
Diâmetro do Caule	mm	10 – 80	6	7	25	22	47	68
Largura das folhas	cms	5 – 55	6	9	15	19	24	39
Cumprimento das folhas	cms	10 – 50	7	8	16	22	23	36
Quantidade de folhas	n ^{os}	20 – 40	12	16	28	35	36	53

Tabela 36 – Características botânicas e agrônômicas do girassol cultivado no substrato e comparação com dados de literatura

Obs.: PN = Porto de Niterói e EJ = Enseada de Jurujuba

Fonte: LEITE *et al.* (2005).

Ao longo de todo o experimento, não foram monitorados os parâmetros biológicos

(população microbiana total, presença de invertebrados e atividade de desidrogenase), sendo impossível inferir se houve melhoria das condições físico-químicas de microrganismos. Não houve avaliação visando confirmar se ocorreu alguma diminuição nas concentrações de contaminantes orgânicos e inorgânicos nos tratamentos realizados.

Porém, dados de literatura de Novak e Trapp (2005) revelaram que sedimentos contaminados apresentam baixa toxicidade para as plantas, mesmo estando presente em níveis elevados nos solos. Se essa informação estiver realmente correta, tudo indica que o uso de materiais clásticos não será obstáculo para a produção vegetal.

A Tabela 36, acima, evidenciou que todas as características botânicas e agrônômicas do experimento 4 estavam com algum grau de comprometimento se fosse empregada a mistura recém-criada, culminando com o perecimento prematuro da cultura selecionada (girassol). No entanto, os experimentos 5 e 6 mostraram-se bastante promissores, revelando que as proporções de materiais clásticos conseguiram sustentar os espécimes cultivados, chegando a situar-se dentro da média agrônômica sugerida para o girassol (LEITE *et al.*, 2005).

Além disso, dados de literatura revelam que, mesmo contaminado o substrato por micropoluentes, os espécimes vegetais cultivados conseguem remover essas substâncias nos sedimentos portuários utilizados como substrato para cultivo de vegetais. Um estudo desenvolvido por Novak e Trapp (2005), mostraram que à medida que avançava o crescimento das plantas ocorria diminuição nos teores de TBT nos rejeitos de dragagem. Isso provavelmente é devido à degradação sofrida pelo TBT sob a vegetação influenciada pelo oxigênio.

No caso particular do girassol, os ensaios experimentais 1, 2, 3 e 7 – Tabelas: 37, 38, 39 e 40 (Enseada de Jurujuba) e 41, 42, 43 e 44 (Porto de Niterói) – não obtiveram êxito, porque a salinidade apresentada pelo sistema ainda estava elevada, com níveis de sais nos sedimentos superiores a $10,0 \text{ dSm}^{-1}$. Um estudo realizado com água salina por JÚNIOR (2010) considerou como limite de desenvolvimento da planta concentrações inferiores a $4,3 \text{ dSm}^{-1}$. Um outro estudo realizado pelo CENPES (2015) utilizando águas com salinidade de $1,3 \text{ dSm}^{-1}$ indicaram considerável comprometimento no rendimento da cultura, com resultados insatisfatórios, corroborando as assertivas de JÚNIOR (2010).

	Atributo					
	Período	Tempo	C.E	PST	Ca ²⁺	Na ⁺
		Dias	dSm ⁻¹	%	cmol _c dm ⁻³	
Sem lavagem	Antes	-	15,98	62,86	0,89	6,05
	Após	30	14,78	61,25	0,75	5,86
		60	13,56	60,96	0,44	5,08
		90	13,15	59,19	0,32	4,72
		120	12,98	58,98	0,25	4,57
		180	12,36	57,86	0,18	4,36

Tabela 37 – Parâmetros identificados na caracterização do sedimento sem uso de processo lixiviativo e sem adição de outros resíduos no substrato da Enseada de Jurujuba (Experimento 7, referência)

Fonte: Autor

	Atributo					
	Período	Tempo	C.E	PST	Ca ²⁺	Na ⁺
		Dias	dSm ⁻¹	%	cmol _c dm ⁻³	
Sem lavagem	Antes	-	15,98	62,86	0,89	6,05
	Após	30	14,85	60,25	0,65	5,81
		60	14,26	58,35	0,46	5,57
		90	13,97	53,79	0,32	5,02
		120	13,01	51,42	0,21	4,91
		180	12,03	50,32	0,05	4,76

Tabela 38 – Parâmetros identificados na caracterização do sedimento sem uso de processo lixiviativo e com aplicação de outros materiais ao substrato da Enseada de Jurujuba (Experimento 1)

Fonte: Autor

	Atributo					
	Período	Tempo	C.E	PST	Ca ²⁺	Na ⁺
		Dias	dSm ⁻¹	%	cmol _c dm ⁻³	
Sem lavagem	Antes	-	15,98	62,86	0,89	6,05
	Após	30	14,16	60,79	1,37	5,04
		60	13,33	53,96	1,96	4,69
		90	12,93	51,82	2,57	3,92
		120	10,78	48,74	1,91	2,27
		180	10,04	45,48	1,18	1,79

Tabela 39 – Parâmetros identificados na caracterização do sedimento sem processo lixiviativo com adição de resíduos no substrato da Enseada de Jurujuba (Experimento 2)

Fonte: Autor

	Atributo					
	Período	Tempo	C.E	PST	Ca ²⁺	Na ⁺
		Dias	dSm ⁻¹	%	cmol _c dm ⁻³	
Sem Lavagem	Antes	-	15,98	62,86	0,89	6,05
	Após	30	14,95	57,83	1,17	4,17
		60	13,65	52,15	2,55	3,64
		90	12,63	46,76	3,93	2,13
		120	11,37	43,48	4,64	1,77
		180	10,09	40,63	3,19	0,86

Tabela 40 – Parâmetros identificados na caracterização do sedimento sem uso de processo lixiviativo e com aplicação de outros rejeitos ao substrato da Enseada de Jurujuba (Experimento 3)

Fonte: Autor

	Atributo					
	Período	Tempo	C.E	PST	Ca ²⁺	Na ⁺
		Dias	dSm ⁻¹	%	cmol _e dm ⁻³	
Sem lavagem	Antes	-	13,35	53,29	0,37	5,39
	Após	30	13,08	52,85	0,30	5,08
		60	12,70	52,16	0,25	4,84
		90	12,09	51,69	0,19	4,32
		120	11,86	51,28	0,10	4,07
		180	11,12	50,04	0,04	3,98

Tabela 41 – Parâmetros identificados na caracterização do sedimento sem uso de processo lixiviativo e sem emprego de outros resíduos no substrato do Porto de Niterói (Experimento 7 - referência)

Fonte: Autor

	Atributo					
	Período	Tempo	C.E	PST	Ca ²⁺	Na ⁺
		Dias	dSm ⁻¹	%	cmol _e dm ⁻³	
Sem lavagem	Antes	-	13,35	53,29	0,37	5,39
	Após	30	13,01	53,25	0,29	5,00
		60	12,90	53,06	0,22	4,54
		90	12,27	52,80	0,17	4,10
		120	11,98	52,76	0,13	3,97
		180	11,06	52,23	0,06	3,58

Tabela 42 – Parâmetros identificados na caracterização do sedimento sem uso de processo lixiviativo com emprego de outros resíduos misturados ao substrato da Porto de Niterói (Experimento 1)

Fonte: Autor

	Atributo					
	Período	Tempo	C.E	PST	Ca ²⁺	Na ⁺
		Dias	dSm ⁻¹	%	cmol _e dm ⁻³	
Sem lavagem	Antes	-	13,35	53,29	0,37	5,39
	Após	30	13,06	52,35	1,69	5,08
		60	12,64	51,76	2,52	4,64
		90	12,17	50,92	2,02	4,32
		120	11,58	49,78	1,87	3,37
		180	10,86	49,28	1,28	3,11

Tabela 43 - Parâmetros identificados na caracterização do sedimento sem uso de processo lixiviativo com aplicação de outros materiais no substrato do Porto de Niterói (Experimento 2)

Fonte: Autor

	Atributo					
	Período	Tempo	C.E	PST	Ca ²⁺	Na ⁺
		Dias	dSm ⁻¹	%	cmol _e dm ⁻³	
Sem lavagem	Antes	-	13,35	53,29	0,37	5,39
	Após	30	12,46	52,05	3,69	4,31
		60	11,91	51,66	4,77	3,96
		90	10,17	50,10	5,64	3,34
		120	9,78	49,78	4,29	2,47
		180	8,86	48,34	3,42	1,95

Tabela 44 – Parâmetros identificados na caracterização do sedimento sem uso de processo lixiviativo no substrato do Porto de Niterói (Experimento 3)

Fonte: Autor

Os resultados já eram esperados para os experimentos 1, 2, 3 e 7 sem emprego de lavagem, vez que a primeira tentativa de empregar o material dragado como solo foi avaliada no pretérito e os resultados não foram animadores (MACÍA *et al.*, 2016). Os testes

de fitotoxicidade revelaram que nenhuma das espécies estudadas foi capaz de germinar. Resultado que pode ser atribuído à alta salinidade do material dragado.

Sabe-se que a salinidade é um processo cada vez mais importante de degradação da terra (WICHERN *et al.*, 2006) e causa efeitos adversos tanto na prevenção quanto na redução do crescimento das culturas. Conseqüentemente, o ponto de partida para a elaboração do Technosol foi a dessalinização do sedimento dragado (BARROS, 2009). Contudo, estudo realizado por Freitas (2016) revelou que a adição da matéria orgânica em solos reduz o efeito negativo da salinidade sobre a atividade dos microrganismos independente da concentração de sais.

Provavelmente no ensaio 3 houve má desenvolvimento devido ao elevado conteúdo de cloreto presente no substrato, fato que inviabilizou o florescimento e crescimento adequado da planta, uma vez que são espécies sensíveis, não tolerando concentrações na solução superiores a 120 ppm. A literatura preconiza que quantidades elevadas de íons como sódio, cloreto e boro na solução do solo podem levar ao acúmulo dos mesmos nas plantas e causar toxidez, reduzindo o rendimento de culturas sensíveis.

Os ensaios experimentais que apresentaram resultados positivos foram 5 e 6, dispostos na Figura 25 e 26; certamente o cultivo desta oleaginosa poderá ser manejado para a produção de biodiesel ou até mesmo para ornamentação ou reflorestamento de áreas degradadas.

Os resultados das Tabelas 45, 46, 47 e 48 revelam que após a aplicação do gesso no substrato sedimentar houve queda da salinidade apresentada pelo resíduo subaquático. Verificou-se também que a incorporação de gesso seguido da lavagem contínua exerceu efeitos positivos ao possibilitar condições mais adequadas ao crescimento dos girassóis (COSTA, 2012).

Autores como Santos (2012), Sertão (2005), Santos e Hernandez (1997) observaram que o gesso contribui significativamente para o aumento foliar e produção da matéria seca das folhas, caules e capítulos de todos os cultivos de girassóis. Sendo assim, o aspecto viçoso das folhas e caules dos ensaios 5 e 6 podem ser atribuídos ao gesso empregado no substrato criado.

	Atributo					
	Período	Tempo	C.E	PST	Ca ²⁺	Na ⁺
		Dias	dSm ⁻¹	%	cmol _e dm ⁻³	
Com lavagem	Antes	-	15,98	62,86	0,89	6,05
	Após	30	9,16	50,25	3,69	4,38
		60	3,10	37,96	5,52	3,54
		90	2,17	20,10	6,02	2,32
		120	1,78	8,78	4,87	1,97
		180	0,86	2,28	2,28	0,78

Tabela 45 – Parâmetros identificados na caracterização do sedimento antes e depois da aplicação do gesso seguido de processo lixiviativo no substrato da Enseada de Jurujuba (Experimento 5)

Fonte: Autor

Com lavagem	Período	Atributo				
		Tempo	C.E	PST	Ca ²⁺	Na ⁺
		Dias	dSm ⁻¹	%	cmol _e dm ⁻³	
Antes	-	13,35	53,29	0,37	5,39	
	30	7,39	42,54	2,95	3,86	
Após	60	2,67	31,97	4,76	2,69	
	90	1,36	22,63	5,88	1,07	
	120	0,92	10,65	3,57	0,65	
	180	0,75	5,35	1,94	0,21	

Tabela 46 – Parâmetros identificados na caracterização do sedimento antes e depois da aplicação do gesso seguido de processo lixiviativo no substrato do Porto de Niterói (Experimento 5)

Fonte: Autor

Com lavagem	Período	Atributo				
		Tempo	C.E	PST	Ca ²⁺	Na ⁺
		Dias	dSm ⁻¹	%	cmol _e dm ⁻³	
Antes	-	15,98	62,86	0,89	6,05	
	30	8,87	40,74	4,69	4,09	
Após	60	5,85	28,75	5,91	3,54	
	90	3,65	20,65	7,62	1,72	
	120	1,63	9,12	3,97	1,06	
	180	0,56	4,02	1,88	0,51	

Tabela 47 – Parâmetros identificados na caracterização do sedimento antes e depois da aplicação do gesso seguido de processo lixiviativo no substrato da Enseada de Jurujuba (Experimento 6)

Fonte: Autor

Com lavagem	Período	Atributo				
		Tempo	C.E	PST	Ca ²⁺	Na ⁺
		Dias	dSm ⁻¹	%	cmol _e dm ⁻³	
Antes	-	13,35	53,29	0,37	5,39	
	30	7,39	38,54	2,95	3,07	
Após	60	5,67	31,97	4,76	2,19	
	90	3,36	25,63	5,88	1,00	
	120	1,12	12,65	3,27	0,59	
	180	0,34	3,35	1,04	0,18	

Tabela 48 – Parâmetros identificados na caracterização do sedimento antes e depois da aplicação do gesso seguido de processo lixiviativo no substrato do Porto de Niterói (Experimento 6)

Fonte: Autor

Embora a literatura afirme que sedimentos de dragagem são materiais inadequados para aplicação como adubo na agricultura e na horticultura (LUYSSAERT *et al.* 2001), no entanto, podem atender às exigências de cultivo de plantas ornamentais ou até mesmo servir como substrato para plantio de culturas que produzam biocombustíveis.

O emprego de sedimentos de dragagens para cultivo de plantas para fins não alimentares e tolerantes ao sal certamente poderá ser um método adequado para agregar valor ao resíduo gerado (produção vegetal) e mitigar o uso de bota-foras. Os ensaios experimentais 4 (Tabelas 49 e 50 - Figura 24) evidenciaram germinação tardia (65 dias) porém com florescimento discreto, demonstrando que a mistura substrato + resíduo estava oferecendo singela melhoria no sistema implantado para o cultivo da espécie.

Com lavagem	Atributo					
	Período	Tempo	C.E	PST	Ca ²⁺	Na ⁺
		Dias	dSm ⁻¹	%	cmol _e dm ⁻³	
Antes	-	15,98	62,86	0,89	6,05	
	Após	30	12,08	60,25	0,70	5,21
		60	10,73	58,18	0,61	4,74
		90	9,43	56,17	0,43	4,12
		120	8,21	53,39	0,36	3,89
		180	7,40	51,08	0,30	3,06

Tabela 49 – Parâmetros identificados na caracterização do sedimento e uso de processo lixiviativo com aplicação de outros materiais no substrato – Enseada de Jurujuba (Experimento 4)

Fonte: Autor

Com lavagem	Atributo					
	Período	Tempo	C.E	PST	Ca ²⁺	Na ⁺
		Dias	dSm ⁻¹	%	cmol _e dm ⁻³	
Antes	-	13,35	53,29	0,37	5,39	
	Após	30	11,06	51,75	0,29	5,10
		60	10,34	50,86	0,21	4,63
		90	9,87	48,10	0,17	4,07
		120	8,05	47,68	0,10	3,69
		180	7,06	46,74	0,05	3,15

Tabela 50 – Parâmetros identificados na caracterização do sedimento e uso de processo lixiviativo no substrato – Porto de Niterói (Experimento 4)

Fonte: Autor

Provavelmente no experimento 4, os teores de sais na solução do sedimento fizeram com que aumentassem as forças de retenção por efeito osmótico de água na planta. O aumento da pressão osmótica no girassol provocado pela salinidade atingiu um nível tal que a planta não teve forças de sucção suficiente para superá-la e, conseqüentemente a planta não conseguiu absorver água do meio, mesmo com o substrato aparentemente úmido.

Certamente o experimento 4 alcançou o fenômeno de seca fisiológica com o passar dos meses. Portanto, ao lidar de modo adequado com o problema referente ao tipo e quantidade de substrato a ser adicionado ao solo (gráficos 5, 6, 7 e 8), é provável que se recupere a potencialidade de solos de áreas degradadas ou impróprias para uso sustentável.

Tudo indica que as aplicações do resíduo clástico suprirão o raizame vegetal por causa da mobilidade de certos elementos, além de promover a retenção de alguns metalóides nos horizontes superficiais e seu posterior lixiviamento.

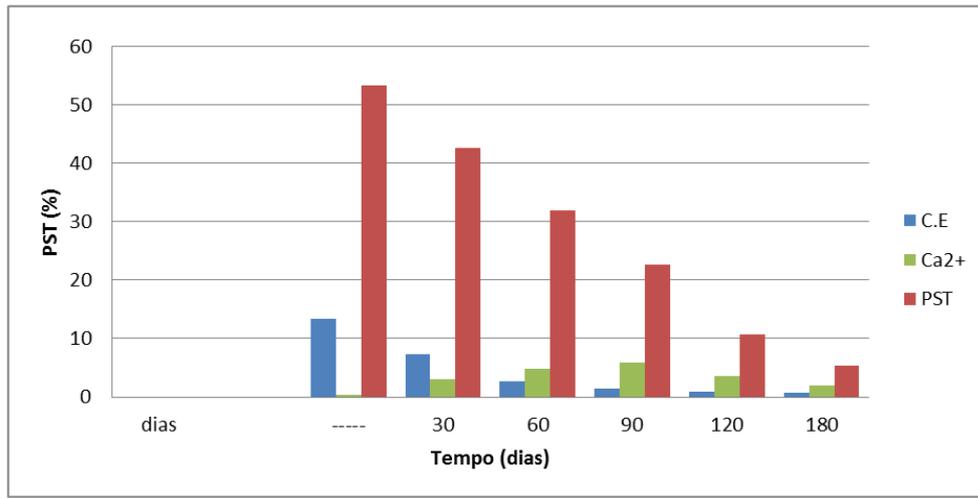


Gráfico 5 – Valores de condutividade elétrica antes e depois da aplicação de gesso com resíduo de conchas carbonáticas em sedimentos do Porto de Niterói (Experimento 5)

Fonte: Autor

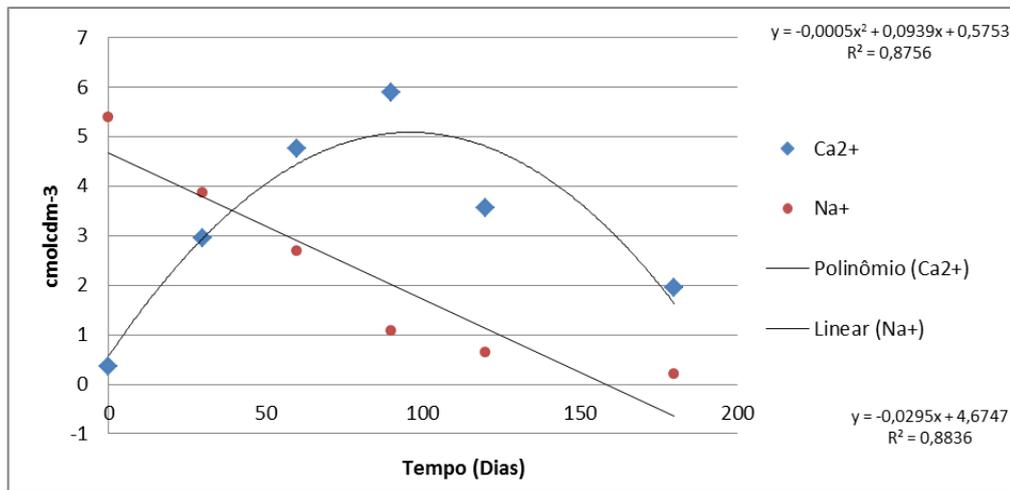


Gráfico 6 – Sedimento salino tratado com gesso de construção civil e cinzas de ostracoides por técnica de lixiviação (Porto de Niterói) – experimento 5

Fonte: Autor

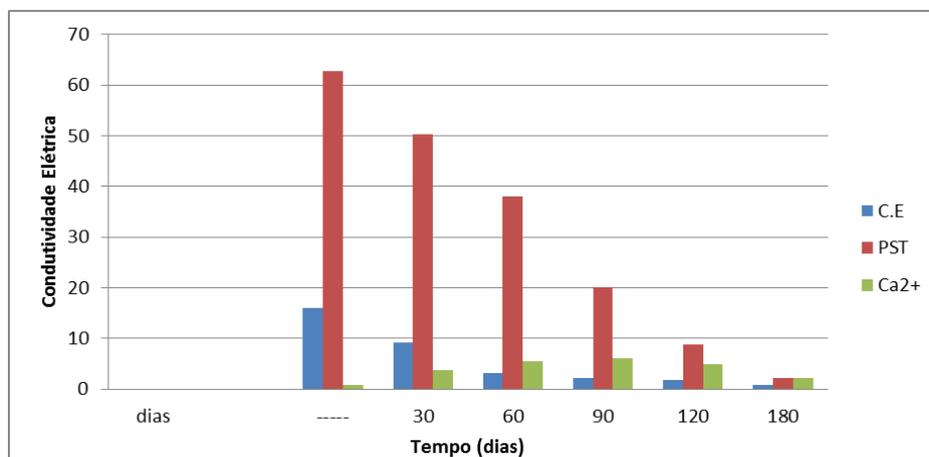


Gráfico 7 – Valores de condutividade elétrica antes e depois da aplicação de gesso com resíduo de conchas carbonáticas em sedimentos da Enseada de Jurujuba (Experimento 5)

Fonte: Autor

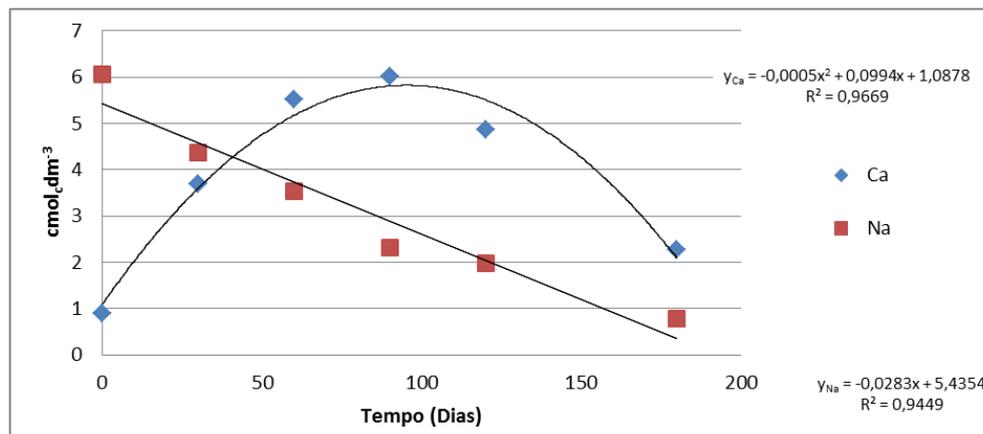


Gráfico 8 – Sedimento salino tratado com gesso de construção civil e cinzas de ostracoides por técnica de lixiviação – Enseada de Jurujuba (experimento 5)

Fonte: autor

Observa-se que com o passar do tempo a lixiviação proporciona redução nos percentuais de sódio trocável (TAVARES FILHO, 2010) e ligeiro aumento na disponibilização de cálcio, ocasionada pela substituição isomórfica do Na pelo Ca, que foi carreado pela água percolada no substrato sedimentar, acompanhada de uma dispersão “discreta” com indícios de uma significativa linearidade (tendência) sobre a variabilidade associada.

Com suporte nas análises químicas realizadas, pode-se afirmar que se trata de sedimentos afetados por excesso de sais. Apresentam CE maior que 4 dSm^{-1} , pH menor que 8,5 e PST maior que 15%, podendo ser elevados à categoria de “sedimentos salino-solódicos”.

Conforme demonstrado neste estudo, os sedimentos subaquáticos quando dragados podem tornar-se num substrato fértil com disponibilidade para o crescimento das plantas se tratados adequadamente (VERVAEKE *et al.*, 2001; VASICKOVA *et al.*, 2013; MACÍA *et al.*, 2014; PITARELLO *et al.*, 2016).

A utilização de sedimentos estuarinos como substrato para cultura de espécies vegetais mostrou-se bastante promissora se manejada simultaneamente com processos lixiviativos. É perfeitamente possível recuperar sedimentos salinos dragados, com redução significativa dos teores de sais até que reúnam condições de constituírem um solo não salino-solódico ou adubo artificialmente criado para que sejam manejados no ambiente terrestre.

O aproveitamento de sedimentos salinos/salobros desponta como alternativa de grande viabilidade técnica do ponto de vista ambiental, tendo em vista que a valoração dos rejeitos de dragagem faz desaparecer o indesejável bota-fora, embora se dependa de outros fatores para a implantação, tais como existência do processo industrial pertinente em locais próximos da fonte extratora do sedimento, além de parcerias com empresas, considerando as viabilidades técnicas e econômicas.

A presença de metais pesados, derivados de petróleo e organismos patogênicos não retira a possibilidade de utilização desses materiais como adubo e/ou corretivo para solos de baixa aptidão agrícola, já que esses micropoluentes também são encontrados em outros fertilizantes (ex.: ETE) empregados na agricultura, e os valores obtidos nas áreas de estudo se enquadram dentro dos limites previstos pela legislação vigente (Conama 375, 2006).

Formam substratos promissores à nutrição vegetal quando misturados a outros resíduos em proporções adequadas, assemelhando-se a solos naturais por apresentar níveis significativos de minerais, matéria orgânica, atividade biológica, água e ar – constituintes estes que definem um solo. Em outras palavras, pode-se dizer que tais substratos nada mais são que um corpo natural da superfície do estuário passível de interferência humana que encerra matéria orgânica e outros constituintes capazes de suportar ou cultivar espécimes vegetais, o que condiz perfeitamente com as características descritas para um “solo natural”, determinando assim seu emprego como *Technosols*.

A avaliação dos sedimentos superficiais da Enseada de Jurujuba e Porto de Niterói revelou uma alternativa ou potencialidade de aproveitamento de clásticos na área de Ciências do Solo ou Ciências Ambientais; já que os teores totais de metais pesados, e outros micropoluentes, não atingiram níveis críticos estabelecidos pela legislação (ex.

CONAMA nº 375, 2006) e estão distribuídos em formas químicas não biodisponíveis para absorção pelas plantas.

Os resultados apresentados são provenientes de passivos ambientais que podem constituir importantes fontes de nutrientes para as plantas ou pode atuar como condicionadores dos solos, dado o efeito alcalinizante. Quando misturados entre si e em proporções adequadas, poderão tornar-se num poderoso substrato fértil para o cultivo de plantas, cuja utilização pode ser interessante tanto econômica quanto ambientalmente.

O crescimento, desenvolvimento e floração satisfatória de girassóis nos sedimentos tratados com resíduos de gesso e cinzas de ostracoides após à lixiviação do substrato (ex.: ensaios 5 e 6) indicaram claramente a potencialidade dos rejeitos de dragagem. O elevado crescimento foliar aliado ao rápido desenvolvimento alcançado pela planta e as características dos sedimentos aproximaram-se aos de um solo fértil, revelando a eficiência e o sucesso desta tecnologia para recuperação de sedimentos estuarinos, podendo ser manejados com eficácia para a produção de biodiesel e outras finalidades.

O uso de sedimentos salobros em solos salinos degradados representa uma oportunidade de desenvolvimento de plantas adaptadas a esta condição quando fertilizados, e poderá até servir como fonte rentável para a região.

RECOMENDAÇÕES

Para melhor avaliação do emprego de sedimentos estuarinos em solos, recomenda-se avaliar a absorção de elementos indesejáveis, (caso dos metais pesados, pesticidas e derivados de petróleo) em caules, folhas, sementes e raízes.

É aconselhável realizar um prognóstico sobre os efeitos da utilização de resíduos de cinzas carbonáticas oriundas da maricultura (ostracoides e mariscos) e do gesso provenientes da construção civil na produção de matéria seca das espécies cultiváveis de girassóis.

Importante caracterizar a atividade biológica de microrganismos (ex.: presença de minhocas, fungos e outros invertebrados) no substrato (sedimento) utilizado como cultivo de espécies vegetais.

Recomenda-se investigar a ocorrência de produtos farmacêuticos e de produtos de higiene pessoal (PPCPs) em sedimentos dragados por meio de ensaios ecotoxicológicos.

Deve ser realizada criteriosa avaliação de risco em sedimentos dragados para a produção não alimentar de espécies vegetais diante da escassez de solos de boa qualidade para atender a essa finalidade.

É preciso que os gestores ambientais avaliem a potencialidade das indústrias locais em absorver esses passivos ambientais, levando-se em consideração a logística. Além disso, é necessário aprimorar tecnologias industriais de modo que a incorporação de resíduos não gere impactos negativos, permitindo assim agregar não só lucro à empresa como também melhorar o ambiente, tornando-se, assim, uma ramificação da cadeia produtiva.

- ABESSA, D. M. S. **Avaliação da qualidade de sedimentos do sistema estuarino de Santos, SP, Brasil.** Tese de Doutorado – Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo. 290 p., 2002.
- ABRAMS, M. M.; JARRELL, W. M. Bioavailability index for phosphorus using ion exchange resin impregnated membranes, **Soil Sci. Soc. Am. J.** 56(5): 1532-7, 1992.
- ABREU, I. M., CORDEIRO, R. C., SOARES-GOMES, A., ABESSA, D. M. S, MARANHO, L. A., SANTELLI, R. E. Ecological risk evaluation of sediment metals in a tropical Eutrophic Bay, Guanabara Bay, Southeast Atlantic. **Marine Pollution Bulletin.** 109: 435–445, 2016.
- ABUCHACRA, P. F. F. et al. Assessment of bioavailability and potential toxicity of Cu, Zn and Pb, a case study in Jurujuba Sound, Rio de Janeiro, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 100, p. 414-425, 2015.
- ALBERS, Peter. **Motion control in offshore and dredging.** Dordrecht: Springer, 2010. Disponível em <<http://rd.springer.com/book/10.1007%2F978-90-481-8803-1>> Acesso em: 18 abr. 2016.
- ALCARDE, J. C. Corretivos da acidez dos solos: Características e interpretações técnicas. 2 ed. São Paulo, ANDA, (**Boletim Técnico, 6**). 26p, 1992.
- ALEXANDRE, M. R.; HUANG, Y.; MADUREIRA, L.A.S. Avaliação de Compostos Orgânicos em Sedimentos Superficiais da Baía de Babilonga, Santa Catarina, Brasil. **Geochimica Brasiliensis**, 20(2)208-218, 2006.
- ALEVATO, S.J.; REBELO, A.L. Determination of zinc in sea-water by anodic stripping voltametry. **Talanta**, v. 28, p. 909-913. 1981.
- ALFREDINI, P. Obras e Gestão de Portos e Costas, São Paulo 2005. Editora Blucher, 688p.
- ALMEIDA, J. R. Gestão ambiental para o desenvolvimento sustentável. Rio de Janeiro: **Thex**, 2008.
- ALVAREZ, V. V. H. et al. Interpretação dos resultados das análises de solo. In: RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ, V. V. H. (Eds.). **Recomendação para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais.**, 5 Aproximação. Viçosa: Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais, pp.: 25-32, 1999.
- ALVES, V. C. Aspectos Ambientais da Área de Disposição dos Sedimentos do Sistema de Dragagem do Porto de Imbituba, (SC). (**Monografia de Graduação**). Departamento de Engenharia Ambiental. UNESC. 2009.
- AMADOR, E. S. Sedimentação da Baía de Guanabara – distribuição espacial do assoreamento. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, 1980.
- AMADOR, E. S. Sedimentos de fundo da Baía de Guanabara – uma síntese. **Anais III Congr. Assoc. Brasil. Est. Quaternário.** p. 199-224, 1992.
- AMADOR, E.S., PONZI, V. R. A. Estratigrafia e sedimentação dos depósitos flúvio-marinhos da orla da Baía

- da Guanabara. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 46, n. 3-4, p. 693, 1974.
- AMADOR, E.S. Baía de Guanabara e Ecossistemas Periféricos: Homem e Natureza. Reptoarte Gráfica e Editora Ltda, 539 pp, 1997.
- AMADO-FILHO, G. M. A., CREED, J. C., ANDRADE, L. R.; PFEIFFER, W. C. Metal accumulation by *Halodule wrightii* populations. **Aquatic Botany** 80, 241–251, 2004.
- AMAR, M., BENZERZOUR, M., ABRIAK, N., MAMINDY-PAJANY, Y. Study of the pozzolanic activity of a dredged sediment from Dunkirk harbour. **Powder Technology**. Volume 320, pp.: 748-764. 2017.
- AMARAL SOBRINHO, N. B.; COSTA, L.; OLIVEIRA, C.; VELLOSO, A. C. X. Metais pesados em alguns fertilizantes e corretivos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 16: 271 – 276, 1992.
- ANDRAUS, S.; BORGES, J. C.; MEDEIROS, M. L. B.; TOLEDO, E. B. S. **Sobrevivência de bactérias entéricas do lodo de esgoto, em solo agrícola**. Curitiba: Companhia de Saneamento do Paraná. p. :66-70, 1997.
- ANDERSON, B.S., HUNT, J.W., PHILLIPS, B.M., FAIREY, R., ROBERTS, C.A., OAKDEN, J.M., PUCKETT, H.M., STEPHESON, M., TJEERDEMA, R.S., LONG, E.R., WILSON, C.J., LYONS, J.M. Sediment quality in Los Angeles Harbor, USA: a triad assessment. **Environ. Toxicol. Chem.** (20): 359–370, 2001.
- ANGHINONI, I.; NOLLA, A. Métodos Utilizados para Correção da Acidez do Solo no Brasil. Faculdade de Agronomia. UFRS. **Revista Ciências Exatas e Naturais**, vol 6, nº 1, jun. 2004.
- ANSARI, N. R., FERNANDEZ, M.A, BRITO JR., J. L., VIDAL, L. G., COSTA, E. S.A., MALM, O. Assessing mercury contamination in a tropical coastal system using the mussel *Perna perna* and the sea anemone *Bunodosoma caissarum*. **Environmental Monitoring and Assessment**, December 2016, 188:679.
- AOUAD, G., LABOUDIGUE, A., GINEYS, N., ABRIAK, N. E., Dredged sediments used as novel supply of raw material to produce Portland cement clinker. **Cem. Concr. Compos.** 34, 788–793, 2012. <<http://dx.doi.org/10.1016/j.cemconcomp.2012.02.008>>.
- ARGONZ, R. Purificação de Rejeitos de Lascas de Quartzito das Indústrias de Silício. UNICAMP. **(Tese de Doutorado)**. Campinas, SP. 115p. 2001.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT.). **NBR 10004**: Classificação de Resíduos Sólidos. Rio de Janeiro, 2004a.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT.)._____. **NBR 10005**: Procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004b.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT.)._____. **NBR 10007**: Amostragem de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004c.
- AYERS, R.S.; WESTCOT, D.W. A qualidade de água na agricultura. 2.ed. Campina Grande: UFPB, FAO, **Estudos Irrigação e Drenagem**, 29 revisado. 153p,1999.
- AZEVEDO, L. A., BRUNING, I. M. R. A., MOREIRA, I., Hydrocarbon contamination in mussels from Guanabara Bay. **Mar. Pollut. Bull.** 49, 1120–1122, 2004.
- BAPTISTA NETO, J. A. Sedimentologia e Geomorfologia da Enseada de Jurujuba (Baía de Guanabara) – Niterói/ RJ. **(Dissertação de Mestrado)**. Programa de Pós-Graduação em Geologia e Geofísica Marinha. UFF, Niterói, 131p, 1993.
- BAPTISTA NETO, J.A. et al. Sísmica de alta frequência e o padrão de distribuição de sedimentos na Enseada de Jurujuba - (Baía de Guanabara) – RJ/Brasil. **Revista Brasileira de Geofísica**, 14 (1): 51-57, 1996.

- BAPTISTA NETO, J.A. & SILVA, M.A.M. Caracterização dos sedimentos de fundo e dinâmica sedimentar da Enseada de Jurujuba (Baía de Guanabara) – Niterói/RJ. **Revista Pesquisas**, 23 (12): 7-16, 1996.
- BAPTISTA NETO, J. A. & SILVA, M. A. M. Ocorrência e origem de bolas de lama nas praias do fundo da Enseada de Jurujuba, Niterói/RJ. Resumo expandido. VI **Cong. ABEQUA**, Curitiba, pp. 38-39, 1997.
- BAPTISTA NETO, J. A. et al. Sedimentological evidence of human impact on a nearshore environment Jurujuba Sound, Rio de Janeiro State, Brazil. *Applied Geography* (**Sevenoaks**), Inglaterra, v. 19, p. 153-177, 1999.
- BAPTISTA NETO, J. A. et al. Heavy metal concentrations in surface sediments in a nearshore environment, Jurujuba Sound, Southeast Brazil. **Environmental Pollution** (1987), Holanda, v. 109, p. 1-9, 2000.
- BAPTISTA NETO, J. A.; SILVA, M.A. M. Occurrence and origin of mud balls along the beaches of Jurujuba Sound (Guanabara Bay) – Niterói-RJ. **Boletim Paranaense de Geociências**, 2001.
- BAPTISTA NETO, J. A. et al. Concentration and bioavailability of heavy metals in sediments from Niterói Harbour (Guanabara Bay/ S.E. Brazil). **J. Coast. Res.** 21 (4), 811-17, 2005.
- BAPTISTA NETO, J. A. et al. Spatial distribution of heavy metals in surficial sediments from Guanabara Bay: Rio de Janeiro, Brazil. **Environ. Geol.** 49, 1051–1063, 2006.
- BAPTISTA NETO, J. A. et al. Nearshore sedimentation as a record of landuse change and erosion: Jurujuba Sound, Niterói, SE Brazil. **Ocean; Coastal Management**, v. 77, p. 31-39, 2013.
- BARAKAT, A. O.; KHAIRY, M.; AUKAILY, I. Persistent organochlorine pesticide and PCB residues in surface sediments of Lake Qarun, a protected area of Egypt. **Chemosphere** 90 (9), 2467-2476, 2013.
- BARKER, W. F.; STEYN, W. J. A. Erros in the Sampling of Soils for Chemical Analysis. **S. Afr. Sci.**, 48, 169-174, 1956.
- BARRETO, C. F. et al. Palynological studies of late Holocene Jurujuba Sound sediments (Guanabara Bay, Rio de Janeiro, southeast Brasil). **CATENA**, vol. 126, march 2015, 20-27, 2015.
- BARROS, C. F. S. Procedimentos para Classificação de Portos Organizados Brasileiros. (**Dissertação de Mestrado**). Departamento de Engenharia Civil e Ambiental. Universidade de Brasília, DF. 2013.
- BARROS, M. F. C.; BEBÉ, F. V.; SANTOS, T. O. S.; CAMPOS, M. C. C. *Influência da aplicação de gesso para correção de um solo salino-sódico cultivado com feijão caupi*. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, 1519-5228. Vol. 9. Nº 1. 1º Sem. 2009. Disponível em:<<http://eduep.uepb.edu.br/rbct/sumarios/pdf/feijaocaupi.pdf>>
- BARTH, O. M., BARRETO, C. F., COELHO, L. G., LUZ, C.F.P. Pollen record and paleoenvironment of a 4210 years BP old sediment in the Bay of Guanabara, Rio de Janeiro. **An. Acad. Bras.Cienc.** 76 (3), 549–551, 2004.
- BARTH, O. M., SÃO-THIAGO, L.E.U., BARROS, M.A. Paleoenvironment interpretation of a 1760 years BP old sediment in a mangrove area of the Bay of Guanabara, using pollen analysis. **An. Acad. Bras. Cienc.** 78 (2), 227–229, 2006.
- BARTH, O. M.; BARRETO, C. F. ; VILELA, C. G. ; BAPTISTA NETO, J. A. Pollen Analysis Revealing the Paleoenvironment of a 3520 years B.P. old Sediment in the Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Anuário do Instituto de Geociências** (UFRJ. Impreso), v. 34, p. 8-12, 2011.
- BEAR, F. **Chemistry of the Soil**. 2nd Edition. International Student Editions, 520 pp., 1964

BEAUCHAMP, R.S.A. **Sulfate in African Inland waters**. Nature, 171: 769-771p., 1953

BECKSTROM, B. D. et al. A. Thermal treatment for reclamation and beneficial use of contaminated sediments. **Proceedings of the 33rd International Conference on Thermal Treatment Technologies; Hazardous Waste Combustors**, pp. 1–14. 2014.

BEDELL, J. P., BAZIN, C., SARRAZIN, B., PERRODIN, Y. Assessment of the Phytotoxicity of Seaport Sediments in the Framework of a Quarry-Deposit Scenario: Germination Tests of Sediments Aged Artificially by Column Leaching. **Arch. Environmental Contamination Toxicological** (2013) 65:1-13, 2013.

BERTIOL, W.; CAMARGO, O. A. Impacto Ambiental do Uso Agrícola do Lodo de Esgoto. **Embrapa Meio Ambiente**. Jaguariúna, SP. 312p. 2000.

BÍCEGO, M. C. et al. Assessment of contamination by polychlorinated biphenyls and aliphatic and aromatic hydrocarbons in sediments of the Santos and São Vicente Estuary System, São Paulo, Brazil. **Marine Pollution Bulletin** 52 (12), 1804-16, 2006.

BIGNO, I. C. Geopolímeros à Base de Resíduos Agrícolas e Agroindustriais. (**Tese de Doutorado**). Instituto Militar de Engenharia (IME). Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Materiais, Rio de Janeiro. 2008.

BLAZQUEZ, C.; ADAMS, T.; KEILLOR, P. Optimization of mechanical dredging operations for sediment remediation. **Journal Water w Port Coast Ocean Eng**, 127, pp. 299–307, 2001.

BLUME, H.P.; BRUMMER, G. Prediction of heavy metal behavior in soil by means of simple field tests. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, San Diego, v.22, pp.: 164-174, 1991.

BOHEMEN, H. Ecological engineering: bridging between ecology and civil engineering, Rijkswaterstaat, Delft Technical University. Netherlands: Uitgeverij Aeneas BV; 2005.

BOHN, H.; McNEAL, B.; O'CONNOR, G. **Soil Chemistry**. Second Edition, John Wiley; Sons, 1985, 341 pp.

BOHNEN, H. Acidez do solo: Origem e correção. In: KAMINSKI, J. (Coord.). Uso de corretivos da acidez do solo no plantio direto. Pelotas: Núcleo Regional Sul, pp. 9-19. (**Boletim Técnico, 4**), 2000.

BOLAN, N. S. A critical review on the role of mycorrhizal fungi in the uptake of phosphorus by plants. Plant and Soil 134, **Kluwer Academic Publishers**, , pp. 189-207, 1991.

BONDI, G. et al.. Biochemical performance of degraded soil recovered by lake-dredged materials (LDM) as pedotechnomaterials. **Journal of Soils and Sediments**, , Volume 16, issue 7, pp 1871-1888, 2016.

BUCHMAN, M.F. NOAA screening quick reference tables: NOAA HAZMAT Report 99-1. Seattle: **Coastal Protection and Restoration Division**, p.12,1999.

BRADY, N. C. **Natureza e propriedades dos solos**. Rio de Janeiro: Livraria Freitas Bastos. 878p, 1989.

BRASIL. **Instrução Normativa nº 27 de 05 de junho de 2006**. Secretaria de Defesa Agropecuária. Dispõe sobre a importação ou comercialização, para produção, de fertilizantes, corretivos, inoculantes e biofertilizantes. Disponível em <<https://www.diariodasleis.com.br/busca/exibelink.php?numlink=211215>>.

BRASIL. **Lei nº 11.610 de 12 de dezembro de 2007**. Institui o Programa Nacional de Dragagem Portuária e Hidroviária. Disponível em http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/Lei/L11610.htm. Acesso em: jan. 2015.

BRASIL. **Lei nº 6.894 de 16 de dezembro de 1980**. Dispõe sobre a inspeção e fiscalização da produção e do comércio de fertilizantes, corretivos, inoculantes, estimulantes ou biofertilizantes, destinados à agricultura, e

dá outras providências. Disponível no endereço eletrônico http://www.agricultura.pr.gov.br/arquivos/File/PDF/lei_6894_80.pdf. Acesso em: jan. 2016.

BRASIL. **Lei nº 7.802 de 11 de julho de 1989**. Dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins, e dá outras providências.

BRAY, R.N., BATES, A.D., LAND, J.M., **Dredging, a Handbook for Engineers**, John Wiley; Son, Inc. Second Edition, New York, USA, 434 p., 1997.

CABEZAS, W. A. R. L. Matéria orgânica de solo: agente determinante da eficiência de fertilizantes nitrogenados. **Pesquisa; Tecnologia**, Brasília, v.8, p.23, 2011.

CAMACHO, L. R. N. Avaliação da qualidade de um córrego urbano com relação as espécies metálicas e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos. Dissertação (**Mestrado em Química**) – UFSCar, SP, 2012.

COMPANHIA DOCAS DO RIO DE JANEIRO – CDRJ. (2002). **Estudo de Impacto Ambiental – EIA: Projeto de Dragagem do Canal de Acesso das Bacias de Evolução dos Terminais do Porto do Rio de Janeiro e de Niterói**. Rio de Janeiro, 2002.

CANELLAS, L. P. et al. Adsorção de cobre e cádmio em ácidos húmicos extraídos de resíduos orgânicos de origem urbana. **Circular Rural**, 29., pp.: 21-6, 1999.

CANTRÉ, S.; SAATHOFF, F. Investigation of Dredged Materials in Combination with Geosynthetics Used in Dike Construction. 11th INTERNATIONAL CONFERENCE ON MODERN BUILDING MATERIALS, STRUCTURES AND TECHNIQUES, MBMST 2013. **Procedia Engineering** 57: 213 – 221, 2013.

CAPRA, G. F. et al. A. Lake-dredged material (LDM) in pedotechnique for the restoration of Mediterranean soils affected by erosion/entisolization processes. **Journal of Soils and Sediments**. Volume 15, Issue 1 pp 32-46, 2015.

CARR, J.; MUNN, D. Agricultural disposal method of construction site gypsum wallboard waste. **Journal of Construction Education**, Pullman, v. 6, n. 1, p. 28-33, 2001.

CARREIRA, R.S. et al. Changes in the sedimentary organic carbon pool of a fertilized tropical estuary, Guanabara Bay, Brazil: an elemental, isotopic and molecular marked approach. *Mar. Chem.* 79, 207–27, 2002.

CARVALHEIRA, R.G. Contaminação por mercúrio e metais de despoluição da Baía de Guanabara, Rio de Janeiro-RJ: Prognóstico de Bioacumulação em peixes e do recurso pesqueiro. (**Dissertação de Mestrado**). Programa de Pós-Graduação em Geoquímica Ambiental, UFF, 2012.

CARVALHO AGUIAR, V. M.; ABUCHACRA, P. F. F., BAPTISTA NETO, J. A., Biogeochemistry of Jurujuba Sound concerning phosphorus dynamics, Rio de Janeiro, Brazil. **Journal of Coastal Research**, Special Issue No. 65, 2013.

CARVALHO, D. G.; BAPTISTA NETO, J. A. Microplastic pollution in the beaches and bottom sediments of Guanabara Bay-Southeast Brazil. In: ECSA55 Unbounded boundaries and shifting baselines, 2015, Londres. *Estuaries and coastal seas in a rapidly changing world*. Londres: **Elsevier**, 2015. v. 1. p. 23.

CARVALHO, C. E.; LACERDA, L. D. Heavy metals in the Guanabara Bay biota: Why such low concentrations? **Ciência e Cultura**, vol. 44, n. 2/3, p. 184-186. 1992.

CARVALHO, N.O. **Hidrossedimentologia Prática**. Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais CPRM/ Centrais Elétricas Brasileiras – ELETROBRÁS. 2. ed. Rio de Janeiro, 2008.

CARVALHO, P. N. et al. Ability of salt marsh plants for TBT remediation in sediments. **Environmental Science and Pollution Research**, 17, 6, 1279-1286, 2010.

CASARINI, L. M., GOMES, U. L., TOMÁS, A.R.G. Would be Santos harbour dredged material dumping a reason of teratogeny on Raja agassizi?. **Anais.. VII CONGRESSO LATINO-AMERICANO SOBRE CIÊNCIAS DO MAR – COLACMAR**, 126 1997, Santos. São Paulo. **Proceedings**, 152-152, 1997.

CASTIGLIA, M. C. C. P. **Disposição subaquática de rejeitos de dragagem**: o Caso do Complexo Lagunar de Jacarepaguá. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Coordenação dos Programas de Pós-graduação de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2006. Disponível em: <http://www.wp.coc.ufrj.br/teses/mestrado/inter/2006/Teses/CASTIGLIA_MCCP_06_t_M_int.pdf>. Acesso em 28 dez. 2016.

CASTILHOS, Z. C. et al. Metodologia para o monitoramento da qualidade das águas da Bacia Carbonífera Sul Catarinense: ferramenta para gestão em poluição ambiental. 1 ed. Rio de Janeiro: CETEM, 105 p, 2010.

CASTRO, I. B., PERINA, F. C., FILLMANN, G. Organotin contamination in South American coastal areas. **Environmental Monitoring and Assessment** 184, 1781-99, 2012.

CAVALCANTI, Y. T. Diagnóstico da percepção ambiental e da estruturação do sistema de gestão ambiental das principais indústrias impactantes da Baía de Guanabara. Dissertação (**Mestrado em Saúde Pública**) – Fiocruz, Escola Nacional de Saúde Pública, Rio de Janeiro, 80p. 1999.

CENPES (2016). Avaliação da Tecnologia de Imagem de Perfil de Sedimento (SPI): Estudo de caso da Baía de Guanabara, Brasil. RT MA 007/2016. **Relatório Parcial**. Rio de Janeiro, 264 páginas.

CESAR NETO, J.C. Política dos Recursos Hídricos: Instrumento de Mudança. Pioneira: Novos Umbrais/Edusp, 1988.

CESAR, R. et al. Disposal of dredged sediments in tropical soils: ecotoxicological evaluation based on bioassays with springtails and enchytraeids. **Environmental Science and Pollution Research**, , Volume 22, Issue 4, pp 2916-2924, 2015.

CESAR, R. et al. Disposição continental de sedimentos de dragagem em solos tropicais: avaliação do risco ecológico de metais baseada em bioensaios com organismos aquáticos e edáficos. **Eng Sanit Ambient**. v. 20, nº.2 , 181-189, 2015.

CESAR, R. et al. Influence of the properties of tropical soils in the toxicity and bioavailability of heavy metals in sewage sludge-amended lands. **Environmental Earth Sciences**, v. 66, n. 8, p. 2281-2292, 2012.

CESAR, R. et al. Disposal of dredged sediments in tropical soils: ecotoxicological effects on earthworms. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 186, n. 3, p. 1487-1497, 2013.

CETESB. Dispõe sobre a aprovação dos Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo, em substituição aos Valores Orientadores de 2005, e dá outras providências. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, Poder Executivo, São Paulo, v. 124, nº. 36, 21 fev. 2014. Seção 1, p. 53 [acesso em 01 dez 2016]. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/11/2014/12/DD-045-2015-C.pdf>>. Acesso em Jan. 2016.

CHEN, H. J. et al. Producing synthetic lightweight aggregates from reservoir sediments. **Constr. Build. Mater.** 28, 387–94, 2012.

CHIFFOLEAU, J.F. et al. Trace metal distribution, partition and fluxes in the Seine estuary (France) in low discharge regime. **Marine Chemistry** 47, 145-158, 1994.

CHIKOUCHE, M. A; GHORBEL, E.; BIBI, M. The possibility of using dredging sludge in manufacturing cements: Optimization of heat treatment cycle and ratio replacement. **Construction and Building Materials**, 106, pp.: 330–341, 2016.

CHITOLINA, J. C. Contribuição de alguns fatores nos resultados da análise química de terra e seus efeitos nas recomendações de adubação e calagem. Tese (**Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas**) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba. São Paulo, 1982.

COELHO, C. H.; MENICONI, M. F. G. POP's em sedimentos da Baía de Guanabara: Avaliação inédita de 209 Congêneres de PCB's e 30 Pesticidas. **Relatório Técnico Parcial**. PETROBRAS/CENPES/AMA. RT AMA 022/2014. Rio de Janeiro, RJ., 2014

COMBI, T. et al. Sources and Temporal Patterns of Polychlorinated Biphenyls Around a Large South American Grain-Shipping Port (Paranaguá Estuarine System, Brazil). **Archives of environmental contamination and toxicology** 64 (4), 573-82, 2013b.

COMBI, T. et al. Spatial distribution and historical input of polychlorinated biphenyls (PCBs) and organochlorine pesticides (OCPs) in sediments from a subtropical estuary (Guaratuba Bay, SW Atlantic). **Marine Pollution Bulletin** 70 (1–2), 247-52, 2013a.

CONAMA. **Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006**. Definição de critérios e procedimentos para uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e produtos derivados. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=506>>. Acesso em 01 dez 2016.

CONAMA. **Resolução nº 414, de 01 de novembro de 2012**. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=693>>. Acesso em 01 dez 2016.

CONAMA. **Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009**. Dispõe sobre Critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>>. Acesso em 23 jan 2015.

CORDEIRO, R. C. et al. Caracterização Geoquímica do Sedimento. Baía de Guanabara, Síntese do Conhecimento Ambiental. **Ambiente e Influência Antrópica** vol. 1. ISBN: 978-85-99891-10-0, pp. 81-95, 2012.

COSTA, N. H. D. B. P. Operacionalização de políticas de gestão de sedimentos a norte do Porto de Leixões. Departamento de Engenharia Civil (**Dissertação de Mestrado**), Universidade do Porto, Portugal, 2016.

COSTA, A. L. R. **O Assoreamento das albufeiras hidroeléctricas e a erosão das Praias**. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola de Ciências da Universidade do Minho. Portugal. 2005.

COSTA, H. Distribuição vertical dos organismos sésseis em painéis na Baía de Guanabara, RJ-Brasil, 1993.

COSTA, H. **Uma avaliação crítica da qualidade das águas costeiras do estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Fundação de Estudos do Mar, 261 pp, 1998.

COSTA, J. D. **Doses de gesso e biofertilizantes na redução da salinidade de um solo salino-sódico e crescimento inicial do girassol**. Monografia (Graduação em Ciências Agrárias) – Licenciatura em Ciências Agrárias, UEPB., 37p, 2012.

COSTA, N. B. **Análise da viabilidade econômica do uso do lodo de esgoto como material de cobertura de aterro sanitário**. Monografia (Graduação em Engenharia) – Engenharia Sanitária e Ambiental, UFSC. Florianópolis: UFSC/CTC/ENS, 105 f, 2012.

COTTENIE, A. Soil and plant testing as a basis of fertilizer recommendations. *Soil Resources, Management*

and Conservation Service Land and Water Development Division. **FAO Soils Bulletin 38/2**, Food and Agriculture Organization of the United Nations, pp. 7-93, 1980.

CRAPEZ, M. A.C. Efeitos dos hidrocarbonetos de petróleo na biota marinha. In: Moraes, R.B.C., Crapez, M.A.C., Pfeiffer, W., Farina, M., Bainy, A.C.D., Teixeira, V.L. (eds). **Efeitos de poluentes em organismos marinhos**. Ed. Villepress, São Paulo, pp. 253-267, 2000.

CRUZ, C.B.M. et al. Carga antrópica da bacia hidrográfica da Baía de Guanabara, **Anais XI SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO**. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. INPE, Santos, SP. pp.: 99-109, 1998.

CRUZ-MOTTA, J. J.; COLLINS, J. Impacts of dredged material disposal on a tropical soft-bottom benthic assemblage. **Mar Pollut Bull**, 48 pp. 270–280, 2004.

DALCOLMO, M. T. Bloco Baía de Guanabara, folhas Itaboraí, Baía de Guanabara, Maricá e Saquarema – Relatório Final. Niterói:GEOMITEC; **DRM**,1982.

DANG, T. A.; KAMALI-BERNARD, S.; PRINCE, W. A. (2013). Design of new blended cement based on marine dredged sediment. **Constr. Build. Mater.** 41, 602–611. Disponível em <<http://dx.doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2012.11.088>>. Acesso em JANEIRO 2017.

DAVIDOVITZ, J. Properties of geopolymer cements. In: **First international conference of alkaline cements and concretes**, Kiev; p. 131–49, 1994.

DETZNER, H. D. et al. Overview on treatment and disposal options. **Sustainable Management of Sediment Resources**, Volume 2, Pages 59–67. Sediment and Dredged Material Treatment, 2007.

DHLIWAYO, D. Evaluation of the Agronomic Potential and Effectiveness of Zimbabwe (Dorowa) Phosphate Rock – Based on Phosphate Fertilizer Materials. **PhD thesis**, University of Zimbabwe, 248p. 1999.

DIAS, G.T.M., QUARESMA, V. S. Baía de Guanabara, RJ — Distribuição dos sedimentos de fundo. **Anais do XXXIX CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA**, (3), pp. 469–471, 1996.

DIAS, J. C. Raízes da Fertilidade. São Paulo: Calandra Editorial, 2005.

DIAS, L. M.O. Despoluição da Baía de Guanabara: razões econômicas impeditivas e razões econômicas incentivadoras para sua despoluição. Departamento de Economia (**Monografia de Graduação**). Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, PUC-RJ. 2013.

DONAHUE, R.L.; MILLER, R.W.; SCHICKLUNA, J.C. Soils. An introduction to soils and plant growth. 5th Edition. Englewood Cliffs, New Jersey: J. Miller/Prentice-Hall Inc., 667 pp. 1983.

DONI, S., MACCI, C., PERUZZI, E., IANNELLI, R., CECCANTI, B., MASCIANDARO, G. Decontamination and functional reclamation of dredged brackish sediments. **Biodegradation**, (2013) 24: 499-512, 2013.

DRING, M.J. **The biology of marine plants**. Cambridge: Cambridge University Press, 199 pp. 1982.

DUCKSON, P.; PROVIS, J. L.; LUKEY, G. C.; Deventer van, J. S. J. The role of inorganic polymer technology in the development of green concrete. **Cem Concr Res**, 37, pp. 1590–1597, 2007.

EDOKPAYI, J. N. et al. Determination and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in rivers, sediments and wastewater effluents in Vhembe district, South Africa. **Int. Journal Environ Res Pub. Health**. April 13 (4) 387-399, 2016.

EICHLER, B. et al. Resultados preliminares da estrutura de velocidade de corrente na entrada da Baía de Guanabara ao longo de um ciclo de maré **Anais da XIII SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA OCEANO**, Itajaí, SC, pp. 467–469, 2000.

EPA. **Method 8270D**. Gas chromatography/mass spectrometry for semi volatile organics capillary column technique. Laboratory manual. Environmental Protection Agency, 62p. 1996. Disponível em: <<https://www.epa.gov/homeland-securityresearch/epa-m>>. Acesso em jan. 2017.

ERFTMEIJER, P. L. A. et al. Environmental impacts of dredging and other sediment disturbances on corals: A review. **Marine Pollution Bulletin**, Volume 64, Issue 9, , Pages 1737–1765, 2012.

ERFTMEIJER et al. (2012b) Effect of suspended sediment on fertilization success in the scleractinian coral *Pectinia lactuca*. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**. ; 92:741–745, 2012b.

ERFTMEIJER, P. L. A.; LEWIS, R. R. (2006). Environmental impacts of dredging on seagrasses: A review. **Marine Pollution Bulletin** 52 1553–1572, 2006.

FARIAS, C. O. **Avaliação da degradação de óleo em sedimentos de manguezal**: Estudo de Caso, Baía de Guanabara, RJ. Tese (Doutorado em Química) – PUC/RJ, 2006.

FEEMA – Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente. **Projeto de recuperação gradual do ecossistema da Baía de Guanabara**. Rio de Janeiro, 1990.

FEEMA – Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente. **Relatório técnico sobre a Baía de Guanabara**. 1996. 240 p.

FEEMA – Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente. **Qualidade de Água da Baía de Guanabara 1990/1997**. Rio de Janeiro: PDBG-Programas Ambientais Complementares, 1998. 100 p.

FENG, H. et al. Distribution of heavy metal and PCB contaminants in the sediments of an urban estuary: The Hudson River. **Marine Environmental Research** 45 (1), 69-88, 1998.

FERNANDES, F.R. C.; LUZ, A. B.; CASTILHOS, Z. C. (Eds.). **Argilominerais para o Brasil**. Rio de Janeiro: CETEM/MCT. 2010.

FERRARI, A. L. **Evolução tectônica do gráben da Guanabara**. Tese (Doutorado em Geociências) – Instituto de Geociências, USP, São Paulo. 412p, 2001.

FERRARI, A. L. O Rift da Guanabara (RJ) na sua porção Centro-Occidental. In: I Simpósio de Geologia do Sudeste, 1989, Rio de Janeiro. In: SIMPÓSIO DE GEOLOGIA DO SUDESTE, 1989, Rio de Janeiro. **Boletim de resumos**. Rio de Janeiro: **Sociedade Brasileira de Geologia**, v. 1. p. 126-127, 1989.

FERREIRA, A. N. Efeitos da dragagem sobre a qualidade da água e estrutura da assembleia fitoplanctônica em dois ambientes costeiros tropicais da Baía de Todos os Santos, Brasil. Programa de Pós-Graduação em Geologia (**Tese de Doutorado**). 2016.

FIGUEIREDO JR., A. G. et al. Linked variations in sediment accumulation rates and sea-level in Guanabara Bay, Brazil, over the last 6000 years. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology** 415 (2014) 83–90, 2014.

FIGUEIREDO JR., A.G., FERNANDEZ, G. B. Caracterização geológica e física. Baía de Guanabara. Síntese do conhecimento ambiental. **Ambiente e Influência Antrópica** vol. 1. Rio de Janeiro: Ipsis, ISBN: 978-85-99891-10-0, pp. 21–40, 2012.

FILIPPO, A. M., FIGUEIREDO Jr., A. G., Caracterização Hidrodinâmica. In: Gráfica e (Ed.), Baía de Guanabara, Síntese do Conhecimento Ambiental. **Ambiente e Influência Antrópica** vol.1. Gráfica e Editora Ipsis. ISBN: 978-85-99891-10-0, pp. 43–57, 2012.

FILIZOLA, H. F., GOMES, M. A. F., SOUZA, M. D. Manual de procedimentos de coleta de amostras em áreas agrícolas para análise da qualidade ambiental: solo, água e sedimentos. Jaguariúna: SP. **Embrapa Meio Ambiente**, 169p, 2006.

FONSECA, E. M. Estudo da interação entre atividade bacteriana, metais pesados e matéria orgânica nos sedimentos da Baía de Guanabara. **Dissertação de Mestrado**. Programa de Pós-Graduação em Geologia e Geofísica Marinha, UFF. Niterói, 2004.

FONSECA, R. M. F. As Albufeiras como Estações de Trânsito na Sedimentação. Estudo Geológico sobre a Reutilização de Sedimentos de Sistemas Portugueses e Brasileiros. (**Tese de Doutorado**). Universidade de Évora. Portugal., 648p. 2002.

FONSECA, R. M. F.; BARRIGA, F. J. A. S.; TAZAKI, K. Land Erosion and Associated Evolution of Clay Minerals Assemblages from Soils to Artificial Lakes in Two Distinct Climate Regimes in Portugal and Brazil. **Clay Minerals** 42: 161-179. 2007.

FONSECA, R. M. F.; BARRIGA, F. J. S. A.; FYFE, W. S.– A possible solution for the 21st century to reverse the negative impact of dams in the environment. A geological study of sediments from Portuguese and Brazilian reservoirs. Abstract. **31st International Geological Congress**, Rio de Janeiro. (2000a)

FONSECA, R. M. F.; BARRIGA, F. J. S. A.; FYFE, W. S.– Reversing desertification by using dam reservoir sediments as agriculture soils. **Episodes**, Vol.21, n^o4, pp. 218- 224, 1998.

FONSECA, R.M.F.; BARRIGA, F.J.S.A.; FYFE, W.– Suitability for agricultural use of sediments from the Maranhão reservoir. In: Fragoso, M.A.C. and Van Beusichem, M.L. (Eds.) – **Optimization and Plant Nutrition**, Kluwer Academic Publishers, Netherland, pp. 665-671, 1993.

FONSECA, R. M. F. - A Natureza dos sedimentos da albufeira do Maranhão: estudo da sua qualidade para uso agrícola. **Dissertação de Mestrado**. Departamento de Pós-Graduação em Geologia. Universidade de Évora, Portugal.189 pp., 1995.

FONSECA, R.M.F.; BARRIGA, F.J.S.A., FYFE, W. S., TAZAKI,K.; GOMES, A.– A geological study of bottom sediments from Passo Real and Capingüi reservoirs, Rio Grande do Sul, Brazil. Abstract. **31st International Geological Congress**, Rio de Janeiro., 2000b.

FRANÇA, S. C. A.; SAMPAIO, J. A. Obtenção de Feldspato à partir de Finos de Pedreira de Nefelina-Sienito e Utilização Como Insumo para Indústria Cerâmica. **XIX ENTMME**. Recife, Pernambuco, pp.: 651-6, 2002.

FREITAS, F. C. M. Atividade Microbiana em função da salinidade do solo (**Mestrado em Ecologia e Conservação**). UFERSA, RN. 54p, 2016.

FREITAS, J. J. G. Caracterização Química de Rejeitos Segregados de Serragem de Rochas Ornamentais do Espírito Santo. Programa de Pós-Graduação em Química. **Dissertação de Mestrado**. UFES, Vitória. 2008.

FRIHY, O. et al. Recycling of Coastal Dredged Sediments from the Northern Nile Delta, Egypt, for Heavy Minerals Exploitation. **Marine Georesources; Geotechnology**, 33: 408–418. 2015.

FROEHNER, S. et al. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in marine sediments and their potential toxic effects. **Environmental Monitoring and Assessment** 168, 205-213, 2010.

GABARDO, I. T; MENICONI, M. F. G; Falcão, L.V; Vital, N.A. A.; Pereira, R.C.L. Hydrocarbon and ecotoxicity in seawater and sediment samples of Guanabara Bay after the oil spill in January 2000. **2001 International Oil spill Conference**, 941- 950, 2000.

GALVÃO, A. Distribuição Superficial de Sedimentos e Arranjo Sismoestratigráfico NE da Baía de Guanabara. (**Dissertação de Mestrado**). Departamento de Geologia e Geofísica Marinha. Niterói, RJ. 2014.

GAMA, M. V. Caracterização do potássio do solo (uma revisão bibliográfica). *Pedologia* 16(2), **Estação**

Agronômica Nacional, Oeiras, pp. 153-171, 1981.

GARDNER, H. **Plastics Additives Handbook**. 5^a Ed. Zurich. Hanser Zweifel, 2000.

GEORGE, C. Obstacles and opportunities. **Dredging and port construction**, pp. 26–29, January 2011.

GERBA, C. P.; GRAMOS, D. M.; NWACHUKU, N. **Comparative inactivation of enterovirus and adenovirus 2 by UV light**. *J. Appl. Microbiol.*, 68(10): 5167-5169. 2002.

GHARAIBEH, M. A., ELTAIF, N. I.; SHUNNAR, O. F. Leaching and reclamation of calcareous saline-sodic soil by moderately saline and moderate-SAR water using gypsum and calcium chloride. **Journal of Plant Nutrition Soil Science**, Temuco, v. 172, n. 5, p. 713-719, 2009.

GODOY, J. M. et al. A study of Guanabara Bay sedimentation rates. **J. Radioanal. Nucl. Chem.** 227 (1–2), 157–160 (Elsevier), 1998a.

GODOY, J. M. et al. An alternative method for the determination of excess ²¹⁰Pb in sediments. **Radiat. Prot. Dosim.** 75, 111–115, 1998b.

GOES FILHO, H. A. Dragagem e gestão dos sedimentos. Dissertação (**Mestrado em Engenharia Civil**) – Coordenação dos Programas de Pós-Graduação de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE/UFRJ. Rio de Janeiro, 2004.

GOMES, M. A. F.; BARIZON, R. R. M. Panorama da Contaminação Ambiental por Agrotóxicos e Nitrato de Origem Agrícola no Brasil: Cenário 1992-2011. **Série Documentos 98**. EMBRAPA Meio Ambiente. Jaguariúna, SP. 2014.

GRIMME, H.; NEMETH, K. The evaluation of soil K status by means of soil testing. **Proceedings... CONGRESS OF THE INTERNATIONAL POTASH INSTITUTE**, 11., 1978, Bern. **International Potash Institute**, pp.99-108. 1979.

GROOTE, J. D. et al. Environmental monitoring of dredging operations in the Belgian nearshore zone. **Terra Aqua**, 70 pp. 21–25. 1998.

GUARCIONI, M.A.; ALVAREZ, V. V. H.; NOVAIS, R. F.; CANTARUTTI, R. B.; LEITE, H. G.; FREIRE, F. M. Definição da dimensão do indivíduo solo e determinação do número de amostras simples necessário à sua representação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 30, n. 6, p. 943-954, 2006.

GUERRA, A. J. T.; CUNHA, E. S. B. (Org.). **Geomorfologia e Meio Ambiente**. 3. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2000. p. 337-79, 2000.

GUNATILAKA, A. et al. Biological availability of sediment phosphorus. **Arch. Hydrobiol. Beih.**, vol. 30, pp. 93-8, 1988.

GURFINKEL, A. H.; SHEPSIS, V. Waste free dredging of waterways – uses dredged material for fabricating useful building prods. e.g. moulded bricks onto light wt. aggregate. 1993.

HAEKEL, W. et al. Cd, Pb, Cu, Cr and Hg in waters and sediments of the Guanabara Bay estuary. **GKSS – Forschungszentrum Geesthacht GMBH**. GKSS 85/E/21, p. 18. 1985.

HAMACHER, C., BRITO, A. P. X., BRUENING, I., WAGENER, A. L. R.; MOREIRA, I. The determination of PAHs by UV-fluorescence spectroscopy in water of Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil, **Revista Brasileira de Oceanografia**, 48, 167-170. 2000.

HAMER, K.; KARIUS, V. Brick production with dredged harbour sediments. An industrial-scale experiment. **Waste Manag.** 22, 521–530, 2002. Disponível em [http://dx.doi.org/10.1016/S0956-053X\(01\)00048-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0956-053X(01)00048-4)..

- HAMESTER, M. R. R. Caracterização do Carbonato de Cálcio Obtido de Casca de Mariscos e Incorporação em Polipropileno. **Dissertação de Mestrado**. Sociedade Educacional de Santa Catarina. Instituto Superior Tupy. 67 páginas, 2010.
- HARTLEY, W. et al. Planting woody crops on dredged contaminated sediment provides both positive and negative effects in terms of remediation. **Env. Poll.** 159, 3416-3424, 2011.
- HARVEY, R. Environmental Chemistry of PAHs in PAHs and Related Compounds. Chemistry, Springer-Verlag: Berlin-Heidelberg, Germany, 1998.
- HASSEN, A., BELGUITH, K., JEDIDI, N., CHERIF, M., BOUDABOUS, A. Microbial characterization during compositing of municipal solid waste. **Proceedings of International Symposium on Environmental Pollution Control and Waste Management & Research**. 7-10. Tunis (EPCOWM'2002), p.357-368. 2002.
- HEINRICH, A. B. et al. Gerenciamento de Sedimentos do Desassoreamento do Rio Belém na Área Urbana de Curitiba: Um estudo de Caso. **Revista Brasileira de Ciência do Solos**. 39: 626-636. 2015.
- HENRIQUES, M.J.B. **Loadings and mass balances of nitrogen and phosphorous in Maranhão reservoir**. Dissertação. Mestrado em apresentada no Âmbito das Provas de Acesso à Categoria de Investigador Auxiliar no Instituto Nacional de Investigação das Pescas (INIPE), Lisboa, 160 pp. 1989.
- HERBICH, J. B. Coastal and deep ocean dredging. Gulf Publishing Company, Texas, 1975.
- HILDEBRAND, E.E; SCHACK-KIRCHNER, H. Initial effects of lime and rock powder application on soil nutrient chemistry in a dystic Cambisol – results of model experiments. **Nutr Cycl Agroecosyst** 56:69-78. 2000.
- HIDROMARES. Pegador tipo Van Veen. Disponível em <<http://hidromares.com.br/equipamentos/-tipo-van-veen-hydro-bios/>>. Acesso em 13 nov. 2016.
- HOWELL, N. L. et al. Concentrations of polychlorinated biphenyls (PCBs) in water, sediment, and aquatic biota in the Houston Ship Channel, Texas. **Chemosphere**, Volume 70, Issue 4, pp.: 593-606, 2008.
- HU, G. et al. Organochlorine compounds and polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediment from Baiyangdian Lake, North China: Concentrations, sources profiles and potential risk. **Journal of Environmental Sciences** 22 (2), 176-183, 2010.
- IPIECA. Biological impacts of oil pollution: Rocky Shores. IPIECA Report (7): 1-21, 1996.
- JACCOUD, C.; MAGRINI, A. Regulation of solid waste management at Brazilian ports: Analysis and proposals for Brazil in light of the European experience. **Marine Pollution Bulletin**, Volume 79, Issues 1–2, , Pages 245–253, 2014.
- JAPENGA, J.; WAGENAAR, W. J.; SALOMONS, W.; LACERDA, L. D., PATCHINEELAM, S.R., LEITÃO FILHO, C.M., Organic micropollutants in the Rio de Janeiro coastal region, Brazil. **Science of The Total Environment** 75 (2-3), 249-259. 1988.
- JENSEN, A.; MOGENSEN, B. Effects, ecology and economy. Environmental aspects of dredging – Guide No. 6. **International Association of Dredging Companies (IADC) and Central Dredging Association (CEDA)**; 2000.
- JICA. The Study on recuperation of the Guanabara Bay Ecosystem. **Japan International Cooperation Agency**. V 2, 1994.
- JOHN, V. M.; CINCOTTO, M. A. **Reciclar para construir: alternativas de gestão do resíduo de gesso**. São

Paulo: EDUSP/PCC, 2003.

JOHNSON, G.W., QUENSEN, J. F., CHIARENZELLI, J. R., HAMILTON, M. C. 10 - Polychlorinated Biphenyls, In: Ph.D. ROBERT D. MORRISON AND BRIAN L. MURPHY, Editor(s), **Environmental Forensics**, Academic Press, Burlington, pp.: 187-225. 2005.

JUNAKOVA, N.; BALINTOVA, M. Assessment of nutrient concentration in reservoir bottom sediments. *Procedia Engineering* 42, pp.: 165-170. **20th International Congress of Chemical and Process Engineering CHISA**, 2012, 25 – 29 August 2012, Prague, Czech Republic. Elsevier.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils; plants**. CRC Press, Boca Raton, USA. 3^a ed. 413p. 2000.

KAMPRATH, E.J.; WATSON, M.E. Conventional soil and tissue tests for assessing the phosphorus status of soils. In: Khasawneh, F.E.; Sample, E.C.; Kamprath, E. J. The role of Phosphorus in Agriculture. **American Society of Agronomic Crop Science Society of America**, Madison, Wisconsin, USA, pp. 433-469, 1980.

KAY, D. ET AL. Predicting likelihood of gastro-enteritis from sea bathing: results from randomized exposure, *Lancet* 344, 905-909, 1994.

KAYA, D., IMAMOGLU, I., SANIN, F. D., SOWERS, K. R. A comparative evaluation of anaerobic dechlorination of PCB-118 and Aroclor 1254 in sediment microcosms from three PCB-impacted environments. **Journal of Hazardous Materials**, V. 341 (5) 328-335, 2018.

KENNICUTT II, M. C. et al. Sediment contaminants in Casco Bay, Maine: inventories, source and potential for biological impact. **Environment Science Technology**, v. 28, n. 1, p. 1-15, 1994.

KESSEL, J. F. Factors affecting the denitrification rate in two water-sediment systems. **Prog. War. Tech**, 8: 155-60, 1977.

KIM, G. B. et al. Distribution and sources of PAHs in Kyeonggi Bay, Korea. **Marine Pollution Bulletin**, v.38, p.7-15, 1999.

KING, J., RITCHEY, I. Marine propulsion: the transport technology of the 21st century. **Ingenia** (12): 6–14. 2002.

KJERFVE, B. et al. Oceanographic characteristics of an impacted coastal bay: Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brazil. **Cont. Shelf Res.** 17(13):1609-1643, 1997.

KLAPWIJK, S.P., KROON, J.M.W.; MEIJER, M.L. Available phosphorus in lake sediments in the Netherlands. **Hydrobiologia** 92, Dr W. Junk Publishers, The Hague, pp. 491-500, 1982.

KOEHLER, P. H. W.; ASMUS, M. L. Gestão ambiental integrada em portos organizados: uma análise baseada no caso do porto de Rio Grande, RS – Brasil. **Revista da Gestão Costeira Integrada** 10(2):53-67, 2010.

KRIZNER, K. Manufacturers make their move. *World Trade*, 23, p.16. 2010.

KRONE, R. B. Aggregation of suspended particles in estuaries. In *Estuarine Transport Process*, ed. B. J. Kjerfve, pp.: 177- 179, Columbia University of Soul. 1978.

LADEIRA, W. G. Caracterização dos quartzitos da Formação Taboões, presentes na área da mina da ERG Mineração, São Joaquim de Bicas, MG, para usos industriais. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas (**Dissertação de Mestrado**), UFMG, 2014.

LAFHAJ, Z. et al. Polluted river sediments from the North region of France: treatment with Novosol process and valorization in clay bricks. **Constr. Build. Mater.** 22, 755–762, 2008. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2007.01.023>>. Acesso em JANEIRO 2017.

- LAGEDO, F. B. Imageamento através da utilização de sonar de varredura lateral em regiões de bota-fora na Baía de Guanabara. **Monografia de Graduação**. Instituto de Geociências, UFF. 2014.
- LAMEIRO, L. F. Sedimentação em albufeiras e estudo da possibilidade de utilização dos sedimentos em alimentação artificial de praias. Dissertação (**Mestrado em Engenharia**) – Departamento de Engenharia Civil. Universidade do Porto, Portugal. 2008.
- LEITE, R. M. V.B.C.; BRIGHENTI, A. M.; CASTRO, C. de. (Ed.). **Girassol no Brasil**. Londrina: **Embrapa** Soja, 641p. 2005.
- LEVENTHAL, R.; CHEADLE, R. **Parasitologia médica: Texto e Atlas**. 5 ed. São Paulo: Editora Premier, 2000.
- LIAO, Y. C.; HUANG, C. Y.; CHEN, Y. M. Lightweight aggregates from water reservoir sediment with added sodium hydroxide. **Construction and Building Materials**, Volume 46, pp. 79–85, 2013.
- LIMA, A. L. C. **Geocronologia de hidrocarbonetos poliaromáticos (PAHs)** – estudo de caso: Baía de Guanabara. Rio de Janeiro, 1996. 106 f. Dissertação (Mestrado em Química) – Departamento de Química, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1996.
- LIMA, L. R. S. Dragagem, transporte e disposição de sedimentos de leito de Rio. Estudo de caso: calha do Rio Tietê. (**Dissertação de Mestrado**). Programa de Engenharia Hidráulica e Saneamento, SP. USP, 2008.
- LIPIATOU, E.; SALIOT, A. Fluxes and transport of anthropogenic and natural polycyclic aromatic hydrocarbons in the western Mediterranean Sea. **Marine Chemistry**, 32(1):51-71, 1991.
- LIU, S. M. et al. Nutrients in the Changjiang and its tributaries, **Biogeochemistry**, 62, 1–18, 2003a.
- LONDON DUMPING CONVENTION. Convention on the prevention of marine pollution by dumping of wastes and other matter. **International Maritime Organization**, 1972.
- LOPES, A.S.; GUILHERME, L.R.G. Solos sob cerrado: manejo da fertilidade para a produção agropecuária. São Paulo, ANDA, 60p. (**Boletim Técnico**, 5). 1992.
- LOPES, W. A.; ANDRADE, J. B. Fontes, formação, reatividade e quantificação de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) na atmosfera. **Química Nova**, v. 19, p. 497, 1996.
- LOUATI, A. et al. Hydrocarbon contamination of coastal sediments from the Sfax area (Tunisia) Mediterranean Sea. **Marine Pollution Bulletin**, 42, 445–452, 2001.
- LUYSSAERT, S., MERTENS, J., VERVAEKE, P. Vos B., LUST, N. Preliminary results of afforestation of brackish sludge mounds. **Ecological Engineering** 16, 567–572. (2001).
- MA, L. L. et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the surface soils from outskirts of Beijing, China. **Chemosphere**, 58, 1355-63, 2005.
- MACÍÁ, P. et al. Technosols as a novel valorization strategy for an ecological management of dredged marine sediments. **Ecological Engineering**, Volume 67, Pages 182–189, 2014.
- MAI, B. X. et al. Chlorinated and polycyclic aromatic hydrocarbons in riverine and estuarine sediments from Pearl River Delta, China. **Environmental Pollution** 117 (3), 457-474, 2002.
- MALAVOLTA, E. **Fertilizantes e seu impacto ambiental: micronutrientes e metais pesados, mitos, mistificação e fatos**. São Paulo: Produquímica, 153p. 1994.

MALI, M., DELL'ANNA, M.M., MASTRORILLI, P., DAMIANI, L., UNGARO, N., GREDILLA, A., VALLEJUELOC, F., Identification of hot spots within harbour sediments through a new cumulative hazard index. Case study: port of Bari, Italy. **Ecol. Indic.** 60, 548–556, 2016.

MANAP, N.; VOULVOULIS, N. Risk-based decision-making framework for the selection of sediment dredging option. **Science of The Total Environment**, Volume 496., 607–623. 2014.

MANZUR, N. Níquel, chumbo, zinco e cobre em solos que receberam composto de resíduos sólidos urbanos. Viçosa., Universidade Federal de Viçosa. **Tese de Doutorado**, 129p. 1997.

MARANHO, L. A. et al. Sediment toxicity assessment of Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **J. Coast. Res.** 56 (SI), 851-5, 2009.

MARINO, I. K. **Caracterização do Registro Sedimentar Quaternário da Baía de Guanabara**. Monografia (Graduação em Geofísica Marinha) – Departamento de Geofísica Marinha, UFF. 84p. 2011.

MATOS, C. R. L. Biogeoquímica de águas intersticiais e estimativa de fluxos de nutrientes na interface água-sedimento em áreas costeiras do estado do Rio de Janeiro. (**Dissertação de Mestrado**). Programa de Pós-Graduação em Geoquímica Ambiental, UFF, Niterói, 2015.

MATTEI, P. et al. Use of phytoremediated sediments dredged in maritime port as plant nursery growing media **Journal of Environmental Management**, pp 1-8, 2016.

MAYR, L. M.; PARANHOS, R. Baía de Guanabara - Qualidade das Águas. Gestão Sustentável da Baía de Guanabara - **Seminário Internacional -Centro Internacional de Desenvolvimento Sustentável** - Escola Brasileira de Administração Pública - Fundação Getúlio Vargas. 2000.

MAYR, L. M.; TENEBBAUM, D. R.; VILLAC, M. C.; PARANHOS, R.; NOGUEIRA, C. R.; MICHEL, J. Assessment and Recommendations for the Spill Cleanup of Guanabara Bay, Brazil. **Spill Science; Technology Bulletin**, 6 (1): 89-96. 2000.

MAZOYER, M.; ROUDART, L. **História das agriculturas do mundo: do Neolítico à crise contemporânea**. Lisboa: Instituto Piaget, 2001.

MCBRIDGE, M. B. Toxic metals accumulation from agricultural use of sludge: are USEPA regulations protective. **Journal Environmental Quality**, 24: 05-18, 1995.

MCNAUGHTON, S. J.; WOLF, S. J.; LARRY, L. **Ecologia General**. Barcelona: Omega, p. 500– 528, 1984.

MELLO, F. et al. **Fertilidade do solo**. 4. ed. Piracicaba: ESALQ, 400p. 1983.

MELO, L. C. A.; SILVA, C. A.; DIAS, C. A. Caracterização da matriz orgânica de resíduos de origens diversas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.101-110, 2008a.

MELO, O. T. Comportamento biogeoquímico de nutrientes no estuário do Rio Bacanga – Ilha de São Luis. Belém, Programa de Pós-Graduação em geoquímica e Petrologia, UFPA, **Dissertação de Mestrado**, 118p. 1998.

MELO, R. M. et al. Correção de solos salino-sódicos pela aplicação de gesso mineral. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, v.12, n.4, p.376–380, 2008b.

MENDONÇA-FILHO, et al., Caracterização organocomposicional dos sedimentos de fundo da Baía de Gunabara – RJ. **Anais...II Congresso sobre Planejamento e Gestão das Zonas Costeiras dos Países de Expressão Portuguesa**, 5 páginas, 2014.

MENICONI, M.F.G. et al. **Baía de Guanabara – Síntese do Conhecimento Ambiental: ambiente e influência antrópica**, volume 1. PETROBRAS, CENPES, Rio de Janeiro, 2012.

- METHA, A. J.; PARTHENIADES, E. An investigation of the deposition properties of flocculated fine sediments. **Journal Hydraulic Research**, IARH, v. 12(4): 361-381, 1975.
- MERHABY, D., NET, S., HALWANI, J., OUDDANE, B., Organic pollution in surficial sediments of Tripoli harbor, Lebanon. **Mar. Pollut. Bull.** 93, 284–293. 2015.
- MILLWARD, G. E.; MORRIS, A.W.; TAPPIN, A. D. Trace metals at two sites in the southern North Sea: Results from a sediment resuspension study. **Continental Shelf Research**, 18, 1381-1400, 1998.
- MIRALLES, J. Ecologia-Manual de Sensibilização Ambiental, Ministério de Ambiente, Portugal, 2002.
- MOHAMMED, A. et al. Polychlorinated biphenyls (PCBs) and organochlorine pesticides (OCPs) in harbor sediments from Sea Lots, Port-of-Spain, Trinidad and Tobago. **Marine Pollution Bulletin** 62 (6), 1324-1332, 2011.
- MOLINO, B. Environmental Protection in Processes of Reservoir Restoration and Use of *Sediments*. **UNESCO/ICCORES Workshop**: From watershed slopes to costal areas: sedimentation processes at different scales, 3-5 de Dezembro de 2003, Session 3, Paper 2, Veneza, Itália. 2003.
- MONTEIRO, M. T. **Fitorremediação de rejeito contaminado proveniente do Canal do Fundão, na Baía de Guanabara-RJ**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – UFRJ/COPPE, 317p. 2008.
- MONTGOMERY, R. L. Dredging and dredged material disposal techniques for contaminated sediments. **Proceedings of the Annual Conference** — North American Lake Management Society, 1p. 586 (Conference). 1984.
- MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. Microbiologia e bioquímica do solo. 2.ed. Lavras, Universidade Federal de Lavras,. 729p, 2006.
- MORIARTY, F. **Ecotoxicology: the study of pollutants in ecosystems**. London, Academic Press. 280p, 1983.
- MOSTAFA, Y. EL S. Environmental impacts of dredging and land reclamation at Abu Qir Bay, Egypt. **Ain Shams Engineering Journal**, Volume 3, Issue 1, pp. 1–15, 2012.
- NAGAI, K; KISHIMOTO, A. **Manejo do solo e adubação**: equilíbrio nutricional, melhoramento do solo, saúde da planta. Guatapará: IPTDA: JATAK, 71 p. 2008.
- NASCIMENTO, M. T. L. Análise das atividades estrogênicas nas águas da enseada de jurujuba – Baía de Guanabara. **Dissertação de Mestrado**. Departamento de Geologia e Geofísica Marinha. Niterói, RJ., 2012.
- NASCIMENTO, M. T. L. Avaliação da presença de micropoluentes, atividade estrogênica e toxicidade na água da Baía de Guanabara. **Tese de Doutorado**. Programa de Pós-Graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra. Niterói, RJ. 2016.
- NASER, H. Effects of reclamation on macrobenthic assemblages in the coastline of the Arabian Gulf: a microcosm experimental approach. **Mar Pollut Bull**, 62), pp. 520–524, 2011.
- 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.
- NEAL, R. H.; SPOSITO, G. Effects of soluble organic matter and sewage sludge amendments on cadmium sorption by soils at low cadmium concentration. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.142, p.164-172, 1986.

- NEMR, A. E. et al. The distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments along the Egyptian Mediterranean coast. **Environ Monit Assess**, 124:343–359. 2007.
- NITERÓI.COM. 2016. Guia de Niterói. Disponível em <<http://www.guiadeniteroi.com/bairros-da-zona-norte-podem-se-tornar-distritos-industriais-de-niteroi/>>. Acesso em 12 set. 2016
- NITTROUER, C. A. et al. Writing a Rosetta stone: insights into continental margin sedimentary processes and strata. **Special Publication number 37 of International Association of Sedimentologists**, pp. 1–38. 2007.
- NOGUEIRA, A. R. A., SOUZA, G. B. Manual de Laboratórios: Solo, Água, Nutrição Vegetal, Nutrição Animal e Alimentos. São Carlos: **Embrapa Pecuária Sudeste**, 313p. 2005.
- NOVAK, J.; TRAPP, S. Growth of Plants on TBT-Contaminated Harbour Sludge and Effect on TBT Removal. **Environmental Science and Pollution Research**, , Volume 12, Issue 6, pp 332–341. 2005.
- NÚÑEZ, J. E. V. et al. Conseqüências de diferentes sistemas de preparo do solo sobre a contaminação de solos, sedimentos e água por metais pesados. **R. Bras. Ci. Solo**, 23: 981-90, 1999.
- OCEAN DUMPING ACT. A Summary of the Law. **Congressional Research Service**, 2010.
- OLIVEIRA, F. C. **Metais pesados e formas nitrogenadas em solos tratados com lodo de esgoto**. Dissertação (Mestrado em Agricultura) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba/SP. 90p. 1995.
- OLIVEIRA, S.C., DIAS, J.A., CATALÃO, J. Evolução da linha de costa no Algarve: variação recente das taxas de recuo de médio prazo no troço costeiro do Forte Novo-Garrão. In **Actas do III Congresso sobre Planeamento e Gestão das Zonas Costeiras dos Países de Expressão Portuguesa**. Centro de Desenvolvimento Sustentável das Zonas Costeiras (MICOA). Maputo, Moçambique, 2005.
- ORLANDO JUNIOR, A. E.; GERALDO, L. M. L. Avaliação Piloto do Reúso de Água Produzida do Campo de Fazenda Belém (UO-RNCE) com Fins a Irrigação de Espécies Oleíferas/Ornamentais e Caracterização/Monitoramento do solo, do subsolo e da Água Subterrânea Associados à Esta Atividade. **Relatório Técnico**. Centro de Pesquisas e Desenvolvimento Leopoldo A. Miguez de Mello, CENPES. (CENPES/PDEDS/TTRA), 99p. 2015.
- ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE LA SALUD (OMS). **Métodos básicos de laboratorio en parasitología medica**. Genebra, 1992.
- OROSZ, L.; BIERBAUER, A. Extraction and processing of sandy aggregate – to form dry and/or wet concrete mixes, 1994.
- OSLO. Convention for the Prevention of Marine Pollution by Dumping from Ships and Aircraft. February 15, 1972. Disponível em <<http://sedac.ciesin.org/entri/texts/marine.pollution.dumping.ships.aircraft.1972.html>>. Acesso em JANEIRO 2017.
- OSPAR. Guidelines for the Guidelines for the Management of Dredged Material. Convention for the protection of the marine environment of the North East Atlantic. Portugal. 111 pp. 1998.
- OSAKI, F. **Calagem e adubação**. Campinas: Instituto Brasileiro de Ensino Agrícola, 503 p. 1991.
- OTTO, D. M. E. Impaired inducibility of xenobiotic and antioxidant responses in rainbow trout exposed to polychlorinated biphenyl contaminated sediments in the St. Lawrence River. **Chemosphere**, 33 p. 2021-30. 1996.
- PARANHOS, R.; XIMENEZ, M. S. Verão negro no litoral carioca. **Ciência Hoje**, v. 27, n. 160, p. 48-49. 2000.

- PATNAIK, P. **A comprehensive guide to the hazardous properties of chemical substances**. 3ed. 2007.
- PECK, R.; MELSTED, S. W. Field sampling for soil testing. In: WALSH, L. M.; BEATON, J. D. (Ed.). Soil testing and plant analysis. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 37, n. 1, p. 67-73, 1973.
- PENTEADO, J.C.P.; VAZ, J. M. O Legado das Bifenilas Policloradas - (PCBs). **Química Nova.**, v.24, n.3, p.390-398, 2001.
- PEREIRA, E. et al. The contribution of heavy metal pollution derived from highway runoff to Guanabara Bay sediments — Rio de Janeiro/Brazil. **An. Acad. Bras. Cienc.** 79 (4), 739–750, 2007.
- PEREIRA, T. G. Abordagem multi-metodológica sobre o despejo de sedimentos de dragagem em área de descarte oceânico – plataforma adjacente à Baía de Guanabara. Programa de Pós-Graduação em Geologia Marinha. (**Tese de Doutorado**). Departamento de Geologia e Geofísica Marinha. 282p. 2013.
- PERRIN, G. et al. A five-year study on the heavy-metal pollution of Guanabara Bay sediments (Rio de Janeiro, Brazil) and evaluation of the metal bioavailability by means of geochemical speciation. **Wat. Res.**, v. 31, p. 3017-3028. 1997.
- PETRAKIS, G. H., MOTOKI, A., SICHEL, S. E., ZUCCO, L. L., AIRES, J. R., MELLO, S. L. M. Geologia de Jazidas de Brita e Areia Artificial de Qualidade Especial: Exemplos do Álcali Sienito de Nova Iguaçu, RJ e Riolito de Nova Prata, RS. São Paulo, UNESP, **Geociências**, v. 29, n. 1, p. 21-32, 2010.
- PETROBRAS. **Caracterização preliminar do impacto do vazamento acidental de óleo ocorrido em 18/01/2000 na Baía de Guanabara**. p. 58. 2000.
- PFEIFFER, W.C. et al. Chromium in water, suspended particles, sediments and biota in the Irajá River estuary. **Environ. Poll. (Series B)**, v. 3, p. 193-199. 1982.
- PINTO, M. et al. Determining oxidative and non-oxidative genotoxic effects driver by estuarine sediment contaminants on a human hepatoma cell line. **Science of the total Environmental**, 478, pp: 25-35, 2014.
- PINTO, A.B.; PIEROTTI, R.; CANALE, G.; REALI, D. Characterization of "faecal streptococci" as indicator of fecal pollution and distribution in the environment. **Letters in Applied Microbiology**, Oxford, v.29, p. 258-263, 1999.
- PITARELLO, M., BUSATO, J. G., CARLETTI, P., DOBBSS, L.B. Possible developments for *ex situ* phytoremediation of contaminated sediments, in tropical and subtropical regions – Review. **Chemosphere**, Volume 182,pp.: 707-719, 2017.
- PIZARRO, F. **Drenaje agrícola y recuperación de suelos salinos**. Madrid: Española. 521p., 1985.
- POMPEO, R. P. et al. Influence of Long-Term Storage Operating Conditions on the Reduction of Viable *Ascaris* Eggs in Sewage Sludge for Agricultural Reuse. **Water, Air,; Soil Pollution.**, 227:144. 2016.
- PONÇANO, W. L. **Sedimentação Atual Aplicada à Portos no Brasil**. Instituto de Geociências. Tese (Doutorado em Geologia) – Universidade de São Paulo. São Paulo. 290p. 1985.
- Portaria n.º 1450/2007. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Diário da República, 1.ª série — n.º 217 — 12 de Novembro de 2007, p. 8372-8382. Portugal.
- POWERS, S. M.; TANK, J. L.; ROBERTSON, D. M. Control of Nitrogen and Phosphorus Transport by Reservoirs in Agricultural Landscapes. **Biogeochemistry**. 124:417-439. 2015.
- PRAHL, F. G.; CARPENTER, R. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH)-phase associations in Whashington

coastal sediment. **Geochimica et Cosmochemica Acta**, v.47, pp.: 1013-1023, 1983.

PRESOTTO, R. A. Efeito da salinidade do fluido de perfuração de poços de petróleo no cultivo de girassol. (**Dissertação de Mestrado**). Departamento de Solos, UFRRJ. 2014.

PRIBYL, D.W. (A critical review of the conventional SOC to SOM conversion factor. **Geoderma**, Amsterdam, v. 156, nº 1, p. 75-83. 2010.

PRUSS, A., Review of epidemiological studies on health effects from exposure to recreational waters, **International Journal of Epidemiology**. 27, 1-9, 1998.

QUAGGIO, J. A. Acidez e calagem em solos tropicais. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas, SP. 2000.

QUARESMA V. S.; DIAS G. T. M; BAPTISTA NETO, J. A. Caracterização da ocorrência de padrões de sonar de varredura lateral e sísmica de alta frequência (3,5 e 7,0 kHz) na porção sul da Baía de Guanabara – RJ. **Revista Brasileira de Geofísica**, 18(2): 201-214, 2000.

QUINTIERE, M. Passivos Ambientais – o risco nosso de cada dia. Rio de Janeiro: Publit, 403p. 2010.

RAIJ, Van B et al. (ed.). *Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo*. Campinas: Instituto Agrônomo/Fundação IAC, 285p. (**Boletim Técnico**, 100). 1997.

RAIJ, Van B. **Fertilidade do Solo e Adubação**. São Paulo, Piracicaba. Ed. Potafos. 343p. 1991.

RAMOS, S. S. C. **Efeito da salinidade sobre a velocidade de queda de sedimentos finos de uma bacia portuária**: caso Marina do Parque das Nações. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Departamento de Engenharia Civil. Universidade do Porto. Portugal. 2013.

REBELLO, A.L. et al. The fate of heavy metals in a estuarine tropical system. **Mar. Chem.**, v. 18, p. 215-225. 1986.

REYNOLDSON, T. B.; DAY, K.E. **Freshwater sediments**: In CALLOW, P. Ed. Handbook of ecotoxicology. Sheffield, Blackwell Science.p. 83-100, 1993.

RHEINHEIMER, D. S. et al. Resposta de culturas à aplicação de enxofre e a teores de sulfato num solo de textura arenosa sob plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.35, p.562-569, 2005.

RICCOMINI, Cláudio. **O Rift Continental do sudeste do Brasil**.. (Tese de Doutorado) – Instituto de Geociências, USP, São Paulo, 256p, 1989.

RICHARDS, L. A. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. Washington, DC: USDA, 1954.

RIFAI, H. S., HOWELL, N. L., SUAREZ, M. P., KOENIG, L., Concentrations of polychlorinated biphenyls (PCBs) in water, sediment, and aquatic biota in the Houston Ship Channel, Texas, **Chemosphere**, Volume 70, Issue 4, , Pages 593-606, 2008.

RISSATO, S. R., GALHIANE, M. S., XIMENES, V.F., ANDRADE, R. M. B., TALAMONI, J.L.B, LIBÂNIO, M., ALMEIDA, M. V., APON, B.M., CAVALARI, A. A. Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in soil and water samples in the Northeastern part of São Paulo State, Brazil. **Chemosphere**. 65, 1949-1958, 2006.

RITTER, K.R.L. SOLOMON, J., FORGET, M., STEMEROFF, C. O'Leary. An Assessment Report on: DDT- Aldrin-Dieldrin-Endrin-Chlordane Heptachlor-Hexachlorobenzene Mirex-Toxaphene Polychlorinated Biphenyls Dioxins and Furans. IOMC, 1995 <<http://www.chem.unep.ch/pops/indxhtml/asses0.html#TOC>> (acessado em agosto 2015).

- RIO DE JANEIRO - (Governo do Estado). Instituto Estadual do Ambiente (INEA). Institui a **DZ-1845.R-3** – Diretriz para o licenciamento ambiental de dragagem e disposição final do material dragado, RJ, 2002.
- RODRIGUES, L. A. A. Gestão de sedimentos na zona costeira – alimentações artificiais. Departamento de Engenharia Civil (**Dissertação de Mestrado**). Universidade de Aveiro, Portugal, 2010.
- ROGALLA, F. Produção, caracterização e processo de bioossólidos. **Anais... I SEMINÁRIO SOBRE GERENCIAMENTO DE BIOSSÓLIDOS DO MERCOSUL**, Curitiba, PR. 1998.
- ROMANO, E. et al. Marine sediment contamination of an industrial site at port of Bagnoli, Gulf of Naples, Southern Italy. **Marine Pollution Bulletin**, 49, 487–495, 2004.
- RONQUIM, C. C. Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais. **Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA**, Embrapa Monitoramento por Satélite e Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. 2010.
- ROUQUAYROL, M. Z. **Epidemiologia**. Saúde. Rio de Janeiro: Medsi, 1986.
- ROZANE, D.E. et al. Dimensionamento do Número de Amostras para Avaliação da Fertilidade do Solo. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 32, nº 1, p. 111-118, jan/mar, 2011.
- RUELLAN, F. Evolução geomorfológica da Baía da Guanabara e das regiões vizinhas. **Revista Brasileira de Geografia**, v.4, p. 445-508, 1944.
- RUSSEL, D.; WILLIAMS, G. History of chemical fertilizers development. **Soil Science Society of America Journal**, 41:260-265. 1977.
- RYDING, S.O. Lake Trehorningen Restoration Project. Changes in water quality after sediment dredging. **Hydrobiologia** 92, Dr W. Junk Publishers, The Hague, pp. 549-558. 1982.
- SAID, I. et al., Reuse of Tunisian marine sediments in paving blocks: factory scale experiment. **Journal of Cleaner Production** 102, 66-77. 2015.
- SAMARA, M.; LAFHAJ, Z.; CHAPISEAU, C. Valorization of stabilized river sediments in fired clay bricks: factory scale experiment. **Journal Hazard. Materials**. 163, 701–710, 2009. Disponível em <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.07.153>>.
- SAMPAIO, M. **Estudo de circulação hidrodinâmica 3D e trocas de massas d'água da Baía de Guanabara – RJ**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – COPPE/UFRJ, 213p. 2003.
- SANTOS, A. L. P dos. **Caracterização composicional dos sedimentos de fundo do reservatório de Santana (RJ)**. Um Estudo sobre sua aplicação em áreas agrícolas. Dissertação (**Mestrado em Geologia**). IGEO/UFRJ, 207p. 2004.
- SANTOS, V.M.R. et al., Compostos Organofosforados pentavalentes: histórico, métodos sintéticos de preparação e aplicações como inseticidas e agentes antitumorais. **Química Nova**. São Paulo, v.30, nº1, p 159-170, 2007.
- SANTOS, E. S., CARREIRA, R.S., KNOPPERS, B. A. Sedimentary sterols as indicators of environmental conditions in Southeastern Guanabara Bay, Brazil. **Earth and Environmental Sciences**. USP. 2008.
- SANTOS, J. Q. **Fertilização. Fundamentos da Utilização dos Adubos e Correctivos**. Eds. F. Castro. Publicações Europa-América Lda, 414 pp. 1991.
- SANTOS, M. A. dos. **Recuperação de solos salino sódico por fitorremediação com *Atriplex numulária***

ou aplicação de gesso. Dissertação (Mestrado em Ciências do Solo) – Programa de Pós-Graduação em Agronomia, UFRPE. 96p. 2012.

SANTOS, R. V.; HERNANDEZ, F.F.F. Recuperação dos solos afetados por sais. In: GHEYI, H.R.; QUEIROZ, J.E.; MEDEIROS, J.M. (eds.). **Manejo e Controle da salinidade na agricultura irrigada.** Campina Grande: UFPB-SBEA, Cap. 10, p.319-361. 1997.

SCHEXNAYDER, C. J. Panama Canal project revs up with new award. *ENR*, 265 p. 1. (2010).

SCHOFIELD, R. K. A ratio law governing the equilibrium of cations in the soil solution. In: **International Congress of Pure and Applied Chemistry.** Proceedings, v. 3, p. 257–261, 1947.

SECRETARIA DE ESTADO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA – SECT. **Consórcio de Universidades – REDUC/DTSE.** Relatório Final, 610p. 2000.

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.

SERTÃO, M. A. J. **Uso de corretivos e cultivo do capim urocloa em solos degradados de Semiárido.** Dissertação (Mestrado em Zootecnia) – Centro de Saúde e Tecnologia Rural. Universidade Federal de Campina Grande. 2005. Disponível em:<http://www.cstr.ufcg.edu.br/zootecnia/dissertacoes/m_auxiliadora_dissert.pdf>.

SHANKLAND, E. C. Dredging of harbours and rivers Glasgow: Brown, Son and Ferguson, limited, nautical. 1931.

SHEN, Y.; BING, H., JUN, M., YONGSHANG, C., XIUPING, X., JINGBO, G., XINQIN, H., XIANGRONG, X., YUXIN, S. Surface sediment quality relative to port activities: A contaminant-spectrum assessment. **Science of the Environmental.** 342-350. 2017.

SHEEHAN, C.; HARRINGTON, J.; MURPHY, J. D. An environmental and economic assessment of topsoil production from dredge material. **Resour Conserv Recycl**, 55 pp. 209–220. 2010.

SIDHU, J. P. S.; S. G. TOZE Human pathogens and their indicators in biosolids: a literature review. **Environmental International**, 35, pp.: 187-201, 2009.

SIGUA, G. C. et al. Land Application of Lake-Dredged Materials for Bahiagrass Establishment in the Subtropical Beef Pasture. **Journal of Soils and Sediments**, Volume 3, Issue 2, pp 93-99. 2003.

SIGUA, G. C. Recycling biosolids and lake-dredged materials to pasture-based animal agriculture: alternative nutrient sources for forage productivity and sustainability. A review. **Agronomy for Sustainable Development** , Volume 29, Issue 1, pp 143-160. 2009.

SIGUA, G. C.; HOLTKAMP, M. L.; COLEMAN, S. W. Assessing the efficacy of dredged materials from lake panasoffkee, Flórida: Implication to environment and agriculture part 1: **Soil and environmental quality aspect.**, Volume 11, Issue 5, pp 321-326. 2004

SIHAM, K. *et al.* Marine dredged sediments as new materials resource for road construction. **Waste Manag.** 28, 919–28, 2008. Disponível em <<http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2007.03.027>>.

SIMOES, M. H. Sistematização do Aspectos Ambientais de Dragagens Portuárias Marítimas no Brasil. (**Dissertação de Mestrado**). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica. Universidade de São Paulo, SP. 2009.

SILVA, A. B. Gestão Ambiental na indústria: uma avaliação do comportamento dos setores químico e petroquímico com relação aos passivos ambientais e os problemas causados em torno da Baía de

Guanabara. (**Dissertação de Mestrado**) Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública. FIOCRUZ/ENSP, RJ. 118 p. 2001.

SILVA, D. Resíduo Sólido da Malacocultura: Caracterização e Potencialidade de Utilização de Conchas de Ostras (*Crassostrea gigas*) e Mexilhão (*Perna perna*). **Dissertação de Mestrado**. UESC. 2007.

SILVA, F. S. et al. Matéria orgânica particulada e atividade bacteriana nos sedimentos da Baía de Guanabara. 2012. **Revista Brasileira de Geociências**, v.42, nº 2. ISSN 0375-7536.

SILVA, J. E., RESCK, D. V. S., SHARMA, R. D. Uso potencial do lodo de esgoto de Brasília na produção de milho. **Anais...** CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 27., 1999. Brasília, DF. Embrapa Cerrados, 1999.

SILVA, T. F., AZEVEDO, D. A., AQUINO NETO, F. R.. Polycyclic aromatic hydrocarbons in fishes and sediments from the Guanabara Bay, Brazil. **Environ. Forensic** 8, 257–264, 2007.

SILVEIRA, A. E. F. Índice de risco para gestão de dragagem em ambientes costeiros: estudo de caso da Baía de Guanabara. (**Dissertação de Mestrado**). Programa de Pós-Graduação em Geoquímica, Niterói. Rio de Janeiro, Brasil. 2016.

SIMARD, R.R.; DE KIMPE, C.R.; ZIZKA– Release of potassium and magnesium from soil fraction and its kinetics. **Soil Sci. Soc. Am. J.** 56 (5): 1421-1428. 1992.

SMITH, B. J.; McALLISTER, J. J.; SILVA, M. A. M. Fontes e transporte de metais pesados para enseada de jurujuba (Baía de Guanabara) – RJ, Brasil. **Revista Tamoios**, ano II, nº 2, 11-21, 2005.

SNELLINGS, R. et al. Properties and pozzolanic reactivity of flash calcined dredging sediments. **Clay Science** 129 35–39. 2016.

Stockholm Convention. Disponível em <<http://chm.pops.int/Convention/ThePOPs/The12InitialPOPs/tabid/296/Default.aspx>> Acess em 12 ago. 2016)

SOARES-GOMES, A. et al. An environmental overview of Guanabara Bay, Rio de Janeiro. **Regional Studies in Marine Science**, 2016. Disponível em: <[http:// dx.doi.org/10.1016/j.rsma.2016.01.009](http://dx.doi.org/10.1016/j.rsma.2016.01.009)>. Acesso em 06 jan. 2016.

SOARES-GOMES, A. et al. Changes and variations of polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations in fish, barnacles and crabs following an oil spill in a mangrove of Guanabara Bay, Southeast Brazil. **Mar. Pollut. Bull.** 60, 1359–63, 2010.

SOBRAL, L. F.; MACEDO, L. C. B.; SANTOS, R. C. Fundamentos da análise de solo para fins de recomendação de fertilizantes. In: SOBRAL, L. F.; VIÉGAS, P. R. A.; SIQUEIRA, O. J. W.; ANJOS, J. L.; BARRETOS, M. C. V.; GOMES, J. B. V., eds. **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes no Estado de Sergipe**. Aracaju, Embrapa Tabuleiros Costeiros, 251p. 2007.

SPARKS, D. L. **Environmental soil chemistry**. Academic Press Inc. San Diego, California, 267 pp. 1995.

SPROVIERI, M., FEO, M.L., PREVEDELLO, L., MANTA, D.S., SAMMARTINO, S., TAMBURRINO, S., MARSELLA, E., 2007. Heavy metals, polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls in surface sediments of the Naples harbour (Southern Italy). **Chemosphere** 67, 998–1009, 2007.

SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. University Press, New York, Oxford, 277 pp., 1989.

SU, S. Potential long-term ecological impacts caused by disturbance of contaminated sediments: a case study. **Environ Manage**, 29 pp. 234–249. 2002.

- SYAKTI, A. D. et al. Distribution of organochlorine pesticides (OCs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in marine sediments directly exposed to wastewater from Cortiou, Marseille. **Environmental Science and Pollution Research** 19 (5), 1524-35, 2012.
- TADEO, J. L. **Analysis of Pesticides in Food and Environmental Samples**. CRC Press, 384 p. 2008.
- TAYLOR, M. P., Atmospherically deposited trace metals from bulk mineral concentrate port operations. **Sci. Total Environ.** 515, 143–152, 2015.
- TANEEZ, M.; MARMIER, N.; HUREL, C. Use of neutralized industrial residue to stabilize trace elements (Cu, Cd, Zn, As, Mo, and Cr) in marine dredged sediment from South-East of France. **Chemosphere**, Volume 150, pp.: 116–122, 2016.
- TANNER, B. D. et al. Estimated Occupational Risk from Bioaerosols Generated during Land Application of Class B Biosolids. **J. Environ. Qual.** (37): 2311-21, 2008.
- TAVARES FILHO, A. N. *Níveis da necessidade de gesso sobre as características físico-químicas e na correção de solos salino-sódicos do perímetro irrigado de Ibimirim-PE*. Dissertação (**Mestrado em Engenharia Agrícola**) – Universidade Federal Rural de Pernambuco. Departamento de Tecnologia Rural. Recife. 2010. Disponível em:<<http://www.pgea.ufrpe.br/downloads/dissertacoes/AntonioNovais.pdf>>.
- THACKER, S. Dredging projects. **Int Finan law Rev**, 26, p.59, 2007.
- TENÓRIO, H. C. L.; MOTTA, P. M. S.; GONÇALVES, L. B.; MARINHO, A. A. Reaproveitamento de Conchas de Mariscos e Resíduos da Construção Civil em Alagoas (SE). **Ciências Exatas e Tecnológicas**. Maceió, v.1, nº 1, pp.:61-71. 2014.
- TIAN, Y., BOULANGÉ-LECOMTE, C., BENAMAR, A., GIUSTI-PETRUCCIANI, N., DUFLOT, A., OLIVIER, S., FREDERICK, C., FORGET-LERAY, J., PORTET-KOLTALO, F. Application of a crustacean bioassay to evaluate a multi-contaminated (metal, PAH, PCB) harbor sediment before and after electrokinetic remediation using eco-friendly enhancing agents. **Science of the Total Environment**, Volume 607-608, (31) 944-953, 2017.
- TISDALE, S.; NELSON, W. **Soil fertility and fertilizers**. Macmillan Publishing Co., N. Y., Inc., 1975.
- TSUTIYA, M.T. Metais Pesados: O principal fator limitante para uso agrícola de biossólidos das estações de tratamento de esgotos. **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 20**, 1999b. Rio de Janeiro, RJ. Anais....Rio de Janeiro: ABES, p, 753-761, 1999.
- TURCO, F. R. Coliform bacteria. In: WEEAVER et al. **Methods of soils**, part 2. Microbiological and biochemical properts. Madison, Wis., USA, 1121p. 1994.
- TUREKIAN, K. K.; STEELE, J. H.; THORPE, S. A. A derivative encyclopedia of ocean sciences. **Clim Oceans**, 1 pp. 1–647, 2010.
- TURNER, R. L. K. Integrating natural and socio-economic science in coastal management, **Jornal of Marien Systems**, 25, pp. 447 – 460, 2000.
- TUVIKENE, A. Responses of fish to polycyclic aromatic hidrocarbons (PAHs). **Ann. Zool. Fennici.**, 32: 295-309, 1995.
- TWINCH A.J.; BREEN, C.M. Vertical Statification in sediments from a young oligotrophic South African impoundment: Implications in phosphorus cycling – **Hydrobiologia** 92. Dr W. Junk Publishers, The Hague, pp. 395-404, 1982.
- UNCTAD - United Nations Conference on Trade and Development. Review of maritime transport. **UNCTAD/RMT/2015** (New York and Geneva). 2015.

- USEPA. Evaluating Environmental Effects of Dredged Material – Management Alternatives: a Technical Framework. United States Environmental Protection Agency EPA 842-B-92-008, Office of Water (4504F), Washington, 79p. 1992.
- VAN ECK, G.T.M. Forms of phosphorus in particulate matter from the Hollands Diep/Haringuliet, the Netherlands. **Hydrobiologia** 92, Dr W. Junk Publishers, The Hague, pp. 665-81, 1982.
- VAN DER BERG, G.; REBELLO, A. L. Organic-copper interactions in Guanabara Bay, Brazil: an eletrochemical study of copper complexation by dissolved organic material on a tropical bay. **Science Total Environ.**, v. 58, p. 37-45. 1986.
- VAŠÍČKOVÁ, J. et al. Comparison of approaches towards ecotoxicity evaluation for the application of dredged sediment on soil. **Journal of Soils and Sediments**, v.13, n. 5, p. 906-15, 2013.
- VERVAEKE, P. V. et al. Dredged sediment as a substrate for biomass production of willow trees established using the SALIMAT technique. **Biomass and Bioenergy** 21 81–90. 2001.
- VIEIRA, R. P. et al. Archaeal communities in a tropical estuarine ecosystem: Guanabara Bay, Brazil. **Microb. Ecol.** 54, 460-68, 2007.
- VILELA, C.G. et al. An assessment of stress levels by the use of A/E index in cores in the Guanabara bay, Rio de Janeiro. **Anuário do Instituto de Geociências** 29 (1). Universidade Federal do Rio de Janeiro, pp. 308-9, 2006.
- VILELA, C. G.; BATISTA, D. S.; BAPTISTA NETO, J. A.; CRAPEZ, M.A.C; MCALLISTER, J.J. Benthonic Foraminifera distribution in a high polluted sediment from Niterói Harbour (Guanabara Bay), Rio de Janeiro, Brazil. **Anais...** Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro, v. 76, n. 1, p. 161-171, 2004.
- VILELA, C.G., FIGUEIRA, B.O., BAPTISTA NETO, J.A. Ecology and paleoecology in Guanabara Bay, Rio de Janeiro, during the last 6000 years based in benthic foraminifera assemblage variations. Ismar de Souza Carvalho e outros. (Org.) **Paleontologia: cenários de vida**. Interciência, Rio de Janeiro, pp. 345–361, 2007.
- VITAL, A. F. M. et al. *Comportamento de atributos químicos de um solo salino sódico tratado com gesso e fósforo*. **Rev. Bras. Eng. Agric. Ambient.** Vol. 9 nº 1 Jan./Mar. 2005. Campina Grande. Disponível:<http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1415-43662005000100005>.
- WADE, T. L.; SWEET, S. T.; KLEIN, A. G. Assessment of sediment contamination in Casco Bay, Maine, USA. **Environmental Pollution** 1 52 (3), 505-521, 2008.
- WEINSTEIN, M. P.; WEISHAR, L. L. Beneficial use of dredged material to enhance the restoration trajectories of formerly diked lands. **Ecological Engineering**, 19. 187-201. 2002.
- WICHERN, J. et. al. Impact of salinity on soil microbial communities and the decomposition of maize in acidic soils. **Geoderma**, v. 137, p. 100-108, 2006.
- WHO, Draft Guidelines for Safe Recreational-Water Environments: Coastal and Fresh Waters, Geneva. **World Health Organization** (EOS/DRAFT, 98.14), Genebra, 207p. 1998.
- WILBER D., CLARKE, D. Dredging activities and the potential impacts of sediment resuspension and sedimentation on oyster reefs. **Research Article**. p. 1-9, 2010.
- WITT, G. Polycyclic aromatic hydrocarbons in water and sediment of the Baltic Sea. **Marine Pollution Bulletin** 31, 237 – 248. 1995.
- WOLSKA, L.; NAMIESNIK, J. Distribution of Pollutants in the Oder River System. Pt. 2: Organic Pollutants in Bottom Sediments, **Pol. J. Environ. Studies**,11, 663-8, 2002.

XAVIER DE BRITO, A. P. et al. Chlorinated pesticides in mussels from Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Mar. Pollut. Bull.** 44, 79–81, 2002.

YAMADA, R.; IMAIUMI, M.; SANO, K. Behaviour of heavy metals in soil treated successively with sewage sludge (I). **Res. Bull. Aichi-Ken Agric. Res. Centre**, 16:228-238, 1984.

YANKO, W.A. **Occurrence of pathogens in distribution and marketing municipal sludge**. EPA 600/1-87-014, 1987.

ZAGATTO, A. M.; BECK, W. R.; GOBATTO, C. A. Validity of the Running Anaerobic Sprint Test for Assessing Anaerobic Power and Predicting ShortDistance Performances. **The Journal of Strength and Conditioning Research**, Philadelphia, v. 23, n. 6, p. 1820-1827, 2009.

ZENTAR, R.; Dubois, V.; Abriak, N. E. Mechanical behaviour and environmental impacts of a test road built with marine dredged sediments. **Resour. Conserv. Recycl.** 52, 947–954, 2008. Disponível em <<http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2008.02.002>>. Acesso em 03 jun. 2017.

ZOCKLER, C.; LYSENKO, I. *Water birds on the edge*. Cambridge, UK: World Conservation Monitoring Centre, 2000.

ANEXO 1 – CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DE REJEITOS DE ROCHAS SILICÁTICAS

Composto (% em peso)	SiO ₂ %	SO ₃ %	Al ₂ O ₃ %	Fe ₂ O ₃ %	MnO %	MgO %	CaO %	Na ₂ O %	K ₂ O %	P ₂ O ₅ %	Total
Resultados	58,55	1,43	23,50	3,45	--	0,74	2,65	6,97	5,64	---	

Tabela 1: Composição Química da Rocha Nefelina-Sienito – (Pedreira Vigné, RJ)

Fonte: FRANÇA; SAMPAIO (2002)



Os rejeitos foram coletados no entorno da mina desativada e em locais específicos. Após peneiramento, selecionou as frações consideradas ideais conforme foto ilustrativa. Segundo Petrakis *et al.*, (2010) e França e Sampaio (2002), estas rochas não contêm quartzo e são enriquecidas em feldspatos, tendo sido empregadas como material de carga sem reação álcali-silica no substrato recém-criado.

Lascas de Sílica (% em peso)	SiO ₂ %	TiO ₂ %	Al ₂ O ₃ %	Fe ₂ O ₃ %	MnO %	MgO %	CaO %	Na ₂ O %	K ₂ O %	P ₂ O ₅ %	Total
Mínimo	83,5	0,02	0,43	1,09	0,01	<0,1	0,01	<0,1	0,06	<0,01	
Máximo	97,9	0,38	6,28	5,47	0,04	0,46	0,02	<0,1	1,7	0,024	

Tabela 2: Composição Química dos Rejeitos de lascas de Sílica (ERG Mineração, MG).

Fonte: LADEIRA (2014)



As lascas de quartzitos foram cedidas pela ERG Mineração, localizada em São Joaquim de Bicas – MG. Segundo Arzong (2001), os rejeitos de sílica correspondem a 15% da produção de quartzo. No entanto, estes materiais foram utilizados para funcionarem como *filler*, após desfragmentação em tamanhos relativos a brita nº 3.

ANEXO 2 – CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DE REJEITOS DE CARAPAÇA DE MEXILHÕES E OSTRAS

Cinzas de Ostras (% em peso)	SiO ₂ %	TiO ₂ %	Al ₂ O ₃ %	Fe ₂ O ₃ %	MnO %	MgO %	CaO %	Na ₂ O %	K ₂ O %	P ₂ O ₅ %	Total
Amostra Bruta	0,91	0,03	0,42	0,05	N.D	0,68	48,3	0,98	0,07	0,15	
Amostra Calcificada	0,70	0,02	0,30	0,03	N.D	0,73	50,0	1,17	0,06	0,16	

Tabela 3: Faixa de amplitude dos principais óxidos presente em cinzas de ostras

Fonte: SILVA (2007)

Cinzas de Mexilhões (% em peso)	SiO ₂ %	TiO ₂ %	Al ₂ O ₃ %	Fe ₂ O ₃ %	MnO %	MgO %	CaO %	Na ₂ O %	K ₂ O %	P ₂ O ₅ %	Total
Amostra Bruta	0,35	0,02	0,18	N.D	N.D	0,22	47,9	0,82	0,02	0,04	
Amostra Calcificada	0,22	0,01	0,12	N.D	N.D	0,31	50,9	0,85	N.D	0,28	

Tabela 4: Faixa de amplitude dos principais óxidos presente em cinzas de mexilhões

Fonte: SILVA (2007)



A esquerda, diversas conchas carbonáticas e a direita cinzas das carapaças. As cinzas foram cedidas pela Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI). Segundo Silva (2007), os mexilhões são formados por 92% de Calcita e 08% de Aragonita, enquanto as carapaças de ostras são sintetizadas em 100% de calcita.

ANEXO 3 – CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DE SEDIMENTOS SUBAQUÁTICOS

Sedimentos Marinhos (% em peso)	SiO ₂ %	TiO ₂ %	Al ₂ O ₃ %	Fe ₂ O ₃ %	MnO %	MgO %	CaO %	Na ₂ O %	K ₂ O %	P ₂ O ₅ %	Total
Mínimo	52,59	0,29	13,56	20,47	0,27	0,23	2,69	5,29	4,55	0,07	
Máximo	49,99	0,55	11,71	23,47	0,25	1,25	3,28	3,23	4,87	0,28	

Tabela 5: Faixa de amplitude dos principais óxidos presente em sedimentos subaquáticos.

Fonte: Este estudo



Sedimentos acondicionados em câmara fria do Laboratório de Ecotoxicologia Ambiental do CENPES para preservação de úmida até sua completa utilização nos ensaios experimentais.

ANEXO 4 – CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DE RESÍDUOS DA INDÚSTRIA DE GESSO

Rejeitos de Gesso (% peso)	SiO ₂ %	TiO ₂ %	Al ₂ O ₃ %	Fe ₂ O ₃ %	MnO %	MgO %	CaO %	Na ₂ O %	K ₂ O %	SO ₃ %	Total
Demolição	0,62	N.D	0,34	0,10	N.D	0,49	32,39	N.D	N.D	48,89	
Placas Drywall	1,02	N.D	0,10	0,11	N.D	0,00	31,88	N.D	N.D	47,89	

Tabela 6: Principais Óxidos Presente em Rejeitos de Gesso (demolição e drywall) oriundos da Construção Civil

Fonte: NOGUEIRA; SOUZA (2015)



Da esquerda para a direita temos blocos de gesso descartados da construção civil e a direita o resultado da moagem destes resíduos que foi incorporado ao substrato sedimentar.

ANEXO 5—CLASSIFICAÇÃO DE MATERIAIS DRAGADOS DE ACORDO COM O GRAU DE CONTAMINAÇÃO: METAIS EXPRESSOS EM (MG/KG) E COMPOSTOS ORGÂNICOS ($\mu\text{g}/\text{kg}$) E RESPECTIVOS NÍVEIS DE AÇÃO (PORTARIA N.º 1450/2007, DE 12 DE NOVEMBRO, PORTUGAL)

Parâmetro	Limites		Níveis de Perigo				
	Limite de detecção	Limite de quantificação	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Classe 5
UNIDADES	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Arsênio (As)	0,02	0,2	< 20	20 - 50	50 - 100	100 - 500	> 500
Cádmio (Cd)	0,005	0,05	< 1	1 - 3	3 - 5	5 - 10	> 10
Cromo (Cr)	0,05	0,5	< 50	50 - 100	100 - 400	400 - 1000	> 1000
Cobre (Cu)	0,05	0,10	< 35	35 - 150	150 - 300	300 - 500	> 500
Mercúrio (Hg)	0,001	0,05	< 0,5	0,5 - 1,5	1,5 - 3,0	3,0 - 10	> 10
Chumbo (Pb)	0,05	0,50	< 50	50 - 150	150 - 500	500 - 1000	> 1000
Níquel (Ni)	0,05	0,50	< 30	30 - 75	75 - 125	125 - 250	> 250
Zinco (Zn)	0,05	0,10	< 100	100 - 600	600 - 1500	1500 - 5000	> 5000
UNIDADES	$\mu\text{g}/\text{kg}$	$\mu\text{g}/\text{kg}$	$\mu\text{g}/\text{kg}$	$\mu\text{g}/\text{kg}$	$\mu\text{g}/\text{kg}$	$\mu\text{g}/\text{kg}$	$\mu\text{g}/\text{kg}$
PAHs total	0,001	0,01	< 5	5 - 25	285 - 100	100 - 300	> 300
Compostos Bifenílicos Policlorados (PCBs total)	0,001	0,01	< 300	300 - 2000	2000 - 6000	6000 - 20000	> 20000
Hexaclorobenzeno (HCB)	0,001	0,01	< 0,5	0,5 - 2,5	2,5 - 10	10 - 50	> 50
NÍVEIS DE AÇÃO			Material Limpo – pode ser depositado no meio aquático ou reposto em locais sujeitos a erosão ou utilizado para alimentação de praias sem normas restritivas.	Material Dragado com Contaminação Vestigiária – pode ser imerso no meio aquático tendo em atenção as características do meio receptor e o uso legítimo do mesmo.	Material Dragado Ligeiramente Contaminado – pode ser utilizado para terraplanagem ou no caso de imersão necessita de estudo aprofundado do local de deposição e monitorização posterior do mesmo.	Material Dragado Contaminado – deposição em terra, em local impermeabilizado, com recomendação de posterior cobertura de solos impermeáveis.	Material Muito Contaminado – idealmente não deverá ser dragado e, em caso imperativo, deverão os dragados ser encaminhados para tratamento prévio e ou deposição em aterro de resíduos devidamente autorizado, sendo proibida sua imersão.

SOBRE O AUTOR

ANDRÉ LUIZ PIO DOS SANTOS - Possui Graduação em Geologia pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ), Mestrado em Geologia de Engenharia e Ambiental pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ) e Doutorado em Biogeoquímica pela Universidade Federal Fluminense (UFF). Atualmente desenvolve atividades ligadas ao licenciamento ambiental de empreendimentos públicos, acompanhamento de obras impactantes na qualidade ambiental, fiscalização de atividades potencialmente poluidoras, gestão de processos de destinação final de resíduos sólidos, acompanhamento de estudos hidrogeológicos e demais atividades de monitoramento de passivos ambientais (solos, ar e água), participação em consultoria em legislação ambiental e auxílio no planejamento ambiental estratégico no âmbito municipal, estadual e federal.

Aplicabilidade de Sedimentos Estuarinos em Plantações: Um Instrumento de Gerenciamento Ambiental para os Portos

www.atenaeditora.com.br 

contato@atenaeditora.com.br 

[@atenaeditora](https://www.instagram.com/atenaeditora) 

www.facebook.com/atenaeditora.com.br 

 **Atena**
Editora

Ano 2020

Aplicabilidade de Sedimentos Estuarinos em Plantações: Um Instrumento de Gerenciamento Ambiental para os Portos

www.atenaeditora.com.br 

contato@atenaeditora.com.br 

[@atenaeditora](https://www.instagram.com/atenaeditora) 

www.facebook.com/atenaeditora.com.br 

 **Atena**
Editora

Ano 2020