

AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO DE ÁGUA E SOLO CONTAMINADOS POR PETRÓLEO EM AMBIENTE COSTEIRO

Filipe Viezzer da Silva¹ & Cristina Cardoso Nunes² & Henry Xavier Corseuil³ &
Patrícia Kazue Uda⁴*

Resumo – A Avaliação de Risco Ecológico (ARE) é uma importante ferramenta de gerenciamento de áreas contaminadas, determinando a probabilidade de ocorrência de um efeito adverso em populações, comunidades ou ecossistemas expostos a substâncias químicas. Apesar de sua importância, no Brasil, a ARE é incipiente. Os ecossistemas costeiros são importantes recursos naturais, apresentando alta biodiversidade, com função de ciclagem de nutrientes e fornecimento de abrigo e alimento para espécies aquáticas. Assim, o objetivo deste trabalho é apresentar uma ARE de triagem para uma área com água e solo contaminado por petróleo em um ambiente costeiro, próximo a um rio e a um manguezal. A metodologia utilizada foi a da Agência de Proteção Ambiental dos EUA (USEPA), estruturada em quatro etapas: formulação do problema, avaliação da toxicidade, avaliação da exposição e quantificação do risco. O resultado da ARE indicou presença de risco potencial às comunidades aquáticas do rio e do manguezal e aos organismos do solo e plantas, devido à presença de metais e HPAs na água subterrânea e no solo. A metodologia de ARE de triagem da USEPA possui aplicação simples e possibilita uma estimativa conservadora do risco, tendo potencial de utilização para conservação dos recursos hídricos de ambientes costeiros.

Palavras-Chave – Avaliação de risco ecológico, ambiente costeiro, contaminação.

ECOLOGICAL RISK ASSESSMENT OF PETROLEUM-CONTAMINATED WATER AND SOIL IN A COASTAL ENVIRONMENT

Abstract – Ecological Risk Assessment (ERA) is an important tool on the management of contaminated sites, evaluating the likelihood of adverse effects on populations, communities or ecosystems exposed to chemicals. In spite of its importance, ARE is incipient in Brazil. Coastal ecosystems are important natural resources, presenting high biodiversity, supporting nutrient cycling and provisioning shelter and food for aquatic species. Thus, the objective of this paper is to present an ERA of a petroleum-contaminated water and soil site in a coastal environment near a river and a mangrove ecosystem. The U.S. Environmental Protection Agency (USEPA) methodology is used. This approach is composed of four steps: problem formulation, toxicity assessment, exposure assessment and risk quantification. The ERA results indicated the presence of potential risks to the river and mangrove aquatic communities, soil organisms and plants, due to the presence of metals and PAHs in groundwater and soil. USEPA's screening level ERA methodology has a simple approach and allows for a conservative risk evaluation, with an application potential for conservation of coastal environments water resources.

Keywords – Ecological risk assessment, coastal environment, contamination.

¹ Mestrando do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), e-mail: filipe.viezzer@ufsc.br

² Pesquisadora do Núcleo Ressaca de Pesquisa em Meio Ambiente da UFSC, e-mail: c.nunes@ufsc.br

³ Professor do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC, e-mail: henry.corseuil@ufsc.br

⁴ Professora do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC, e-mail: patricia.kazue@ufsc.br

INTRODUÇÃO

Áreas contaminadas são locais onde a presença de substâncias químicas podem causar efeitos negativos à saúde humana ou ao meio ambiente. As atividades antrópicas, principalmente as industriais, vêm emitindo poluentes químicos que se concentram na água e solo, aumentando a níveis críticos a degradação de seus serviços ecossistêmicos e de sua biodiversidade. Diante deste cenário, diversos países têm criado políticas públicas para proteger a água e o solo, garantindo o fornecimento de importantes serviços ecossistêmicos como, o armazenamento de água subterrânea, a ciclagem dos nutrientes e abrigo e reprodução de espécies aquáticas.

As primeiras políticas de gerenciamento de áreas contaminadas surgiram nos EUA e na Holanda, a partir da década de 70, representando o conjunto de ações responsável por identificar, caracterizar e controlar ou reduzir os riscos à população e ao meio ambiente (Brandon, 2013). No Brasil, a primeira diretriz nacional sobre gerenciamento de áreas contaminadas, a resolução CONAMA nº 420, foi publicada em 2009.

Dentre estas ações de gerenciamento, a Avaliação de Risco Ecológico (ARE) é o processo de determinação da probabilidade de ocorrência de um efeito adverso em organismos, populações, comunidades ou ecossistemas expostos a substâncias químicas, podendo ser aplicada na análise qualitativa de recursos hídricos. As abordagens desenvolvidas nos EUA e na Holanda para AREs são reconhecidas mundialmente e têm influenciado a criação de protocolos nacionais em diversos países. Segundo Jensen e Pederson (2006), os protocolos de ARE mais desenvolvidos, utilizam uma abordagem em níveis ou *tiers*, com aumento progressivo da complexidade das análises, dos requisitos de tempo, de esforço e de custo. As abordagens empregam tipicamente dois níveis: 1) a avaliação de risco de triagem ou de *screening*, que realiza uma avaliação rápida e conservadora utilizando dados limitados; e 2) a avaliação de risco definitiva ou específica do local, que pode utilizar múltiplas linhas de evidência e levantamentos de campo adicionais para estimar o risco e reduzir as incertezas.

No Brasil, a aplicação da ARE ainda é incipiente. Atualmente, existem poucos estudos aplicados no território brasileiro e não há uma norma ou legislação nacional que regulamente sua implementação. A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) está elaborando uma norma nacional com o objetivo de normatizar ARE no Brasil. Além disso, recentemente, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo aprovou a decisão de diretoria nº 38/2017, a qual define requerimentos gerais para AREs, com atuação legal em âmbito estadual.

O litoral brasileiro apresenta uma grande variedade de ecossistemas, como mangues, lagoas, marismas e estuários, e também abriga os maiores remanescentes do bioma Mata Atlântica. Estes ecossistemas costeiros caracterizam-se pela alta biodiversidade, presença de espécies endêmicas, são importantes para a fixação do solo costeiro, ciclagem de nutrientes e fornecimento de abrigo e alimento para muitas espécies aquáticas (Diegues, 1999). Já o bioma Mata Atlântica, possui importância mundial, apresentando um dos mais elevados graus de biodiversidade e taxas de endemismo, com sua flora e fauna incluindo de 1 a 8% do total de espécies mundiais (Myers *et al.*, 2000).

Os ecossistemas costeiros, assim como a Mata Atlântica, têm sido extensivamente afetados pela poluição oriunda de atividades industriais. A maioria das indústrias pesadas do setor petroquímico está localizada em estuários e baías ao longo da costa, devido à sua dependência do abastecimento marítimo de petróleo e porque as bacias marinhas são a principal fonte de produção de petróleo brasileiro (Diegues, 1999). Assim, a contaminação por hidrocarbonetos, característica desse setor, é um reconhecido fator de degradação da água e do solo, especialmente em áreas abrigadas de ecossistemas litorâneos sensíveis (MMA, 2000).

Diante do quadro exposto, o objetivo deste artigo é apresentar uma avaliação de risco ecológico de triagem para uma área contaminada por petróleo em um ambiente costeiro, próximo a um rio e um ecossistema de manguezal.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

A área de estudo é uma área contaminada, em área industrial não edificada de uma refinaria de petróleo, com solo coberto por vegetação secundária densa e situada em um polo industrial petroquímico do litoral brasileiro. Por motivo de sigilo empresarial, não serão apresentados neste trabalho detalhes de localização e denominação do empreendimento em questão. As características físicas, hidrogeológicas e químicas foram retiradas de relatórios de investigações realizadas na área e constituem um exemplo para aplicação desta ferramenta, ainda incipiente no Brasil.

A área contaminada possui 27 ha e tem no seu entorno, a norte e a noroeste, a área operacional (edificada) da refinaria, a oeste e a sudoeste, um rio e uma Área de Proteção Ambiental (APA), respectivamente. Ao sul da área contaminada, localiza-se uma Área de Preservação Permanente (APP) de manguezal (Figura 1). A APP de manguezal e o rio são os recursos ecológicos mais importante nas proximidades da área contaminada.

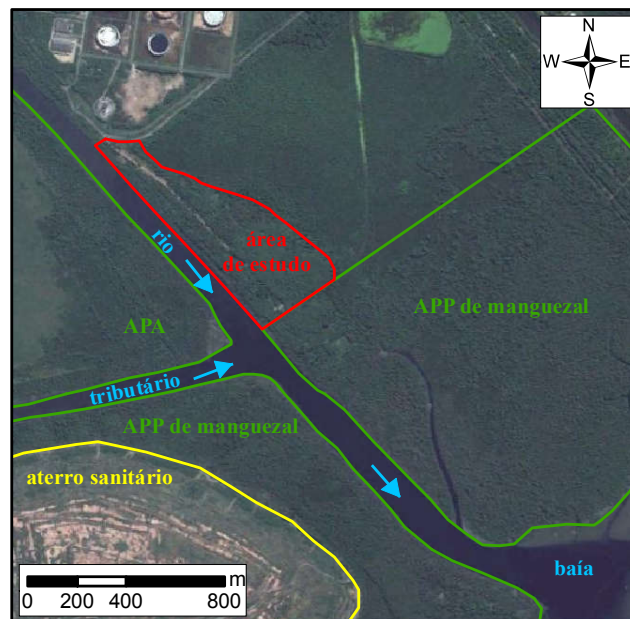


Figura 1 – localização da área estudo e principais recursos ecológicos de entorno.

A hidrogeologia da área é caracterizada pela presença de um aquífero subsuperficial granular livre, com nível de água próximo à superfície (1,0 a 2,0 m), onde se destaca a influência dos corpos hídricos superficiais do entorno: o rio e a baía. O fluxo predominante da água subterrânea varia entre o quadrante oeste e sul, no sentido de descarga no rio e na área de manguezal. A região de estudo encontra-se em um ambiente estuarino, onde o nível d'água dos corpos hídricos sofrem influência do regime de marés.

Historicamente, a área de estudo serviu para dispor resíduos sólidos e oleosos provenientes de vazamentos acidentais de petróleo. Além disso, a área foi utilizada para o acúmulo de resíduos armazenados em tambores, gerados no processo produtivo da refinaria, como parafinas e catalisadores.

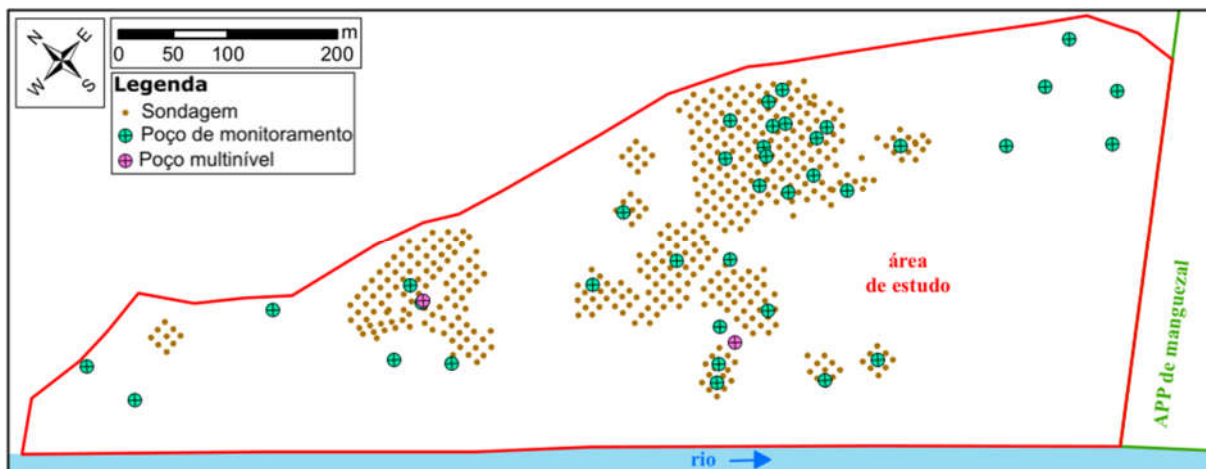
As investigações da área contaminada iniciaram em 2003, onde foram verificados resíduos oleosos em fase livre na água subterrânea e no solo. Em seguida, foi iniciada a remoção da fase livre na água subterrânea, sendo completamente removida e constatada a ausência de risco à saúde humana entre 2009. Em 2010 iniciaram-se os estudos para remoção da fase livre presente no solo e, em 2013, foi definido o plano de remediação para remoção dos resíduos em fase livre no solo.

Métodos

A avaliação de risco preliminar, apresentada neste artigo, segue a abordagem estabelecida pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) para gerenciamento de áreas contaminadas do programa *Superfund* (USEPA, 1997). Segundo Perrodin *et al.* (2011), esta estrutura é amplamente reconhecida como referência em ARE e tem sido revisada e adaptada para a aplicação em áreas contaminadas em diversos países (e.g. Canadá, França, Reino Unido). Esta abordagem é baseada na linha de evidência química e estruturada em quatro etapas principais: i) formulação do problema, ii) avaliação da toxicidade, iii) avaliação da exposição e iv) quantificação do risco.

i) Formulação do problema: esta etapa consiste na definição do escopo do estudo. Os dados disponíveis e a descrição detalhada da área devem ser integrados para construir o modelo conceitual do sítio. Para tanto, requer-se identificar as potenciais fontes de contaminação, os contaminantes de interesse, as vias de exposição, que representam como o contaminante entra em contato com o receptor, e os receptores, que representam espécies, comunidades, processos ecológicos, etc (USEPA, 1998).

Para identificação dos contaminantes de interesse, foram utilizados resultados de análises químicas de amostras do solo superficial e da água subterrânea, correspondentes a campanhas de investigação detalhada (jan.-mar./2011) e complementar (jan.-mar./2012) realizadas na área. Foi analisado um total de 127 substâncias químicas (metais, compostos orgânicos voláteis e semivoláteis) em 318 amostras de solo superficial e 41 amostras de água subterrânea. A distribuição espacial das sondagens e dos poços de monitoramento utilizados para coleta de amostras de solo e água subterrânea representam os locais da área de estudo com histórico de contaminação, conforme apresentado na Figura 2. Os contaminantes selecionados para a avaliação, foram aqueles que apresentaram frequência de detecção maior ou igual a 5%, considerando o total de amostras analisadas (USEPA, 1989).



A identificação das vias de exposição e dos receptores potenciais foi realizada em função dos serviços ecossistêmicos esperados tanto para o uso do solo industrial, onde se localiza a área contaminada, como para os usos do solo de rio e manguezal, localizados no entorno da área contaminada e sujeitos a possíveis contaminações pela migração da água subterrânea da área contaminada.

A qualidade do solo em áreas industriais deve garantir o fornecimento de serviços ecossistêmicos de regulação hídrica, estrutura e fornecimento de água subterrânea rasa. Tais serviços dependem principalmente da presença de invertebrados, microrganismos e plantas do solo, ente outros fatores físico-químicos (BREURE, 2004). Os principais receptores na área de solo

contaminado são as plantas, a comunidade dos microrganismos e invertebrados. A principal via de exposição, considerada para o uso industrial, é o solo.

Os contaminantes presentes na água subterrânea podem afetar negativamente o ecossistema aquático superficial, caso descarreguem para as águas do rio e do manguezal. Assim, os receptores potenciais ameaçados pela água subterrânea contaminada são a comunidade aquática dos corpos hídricos do rio e do manguezal. Neste caso, assumiu-se como via de exposição, a água superficial desses corpos hídricos. Ainda, foi considerada como salina a água do manguezal e doce, a do rio.

ii) Avaliação da toxicidade: nesta etapa são selecionados valores toxicológicos de referência para organismos receptores aquáticos e/ou do solo, para serem utilizados na etapa de quantificação do risco. Para cada via de exposição identificada e para cada contaminante potencial, um valor toxicológico referência de triagem (*screening*) deve ser definido utilizando revisão de literatura. Estes valores devem, prioritariamente, representar uma Concentração de Efeito Não Observado (CENO) no desenvolvimento, reprodução e sobrevivência de indivíduos/organismos para exposições de longo prazo (crônicas) (USEPA, 2015). Neste trabalho, foram adotados valores de prevenção ou de concentração máxima permitida de contaminantes, estabelecidos em resoluções nacionais, como valores toxicológicos de triagem. Um valor de prevenção é a concentração de valor limite de determinada substância no solo, tal que ele seja capaz de sustentar as suas funções principais. No caso de não haver valor toxicológico de triagem de um contaminante específico em legislação nacional, foi utilizado um valor toxicológico de triagem estabelecido por USEPA (2015).

Para a via de exposição solo, foram adotados os valores de prevenção da resolução CONAMA 420/2009, os quais são baseados em fitotoxicidade e avaliação de risco ecológico, e valores de referência baseados nos níveis ecológicos de triagem do solo apresentados por USEPA (2015). Os valores de referência de USEPA (2015) têm como base o risco ecológico e são indicados para ARE de nível de triagem.

Para a via de exposição de água superficial, foram adotados valores de máxima concentração de parâmetros de qualidade para águas doces da classe 1, conforme a resolução CONAMA 357/2005, em função de esta classe objetivar a proteção das comunidades aquáticas, e valores de triagem de águas doces para efeitos crônicos, apresentados em USEPA (2015). Visto a inexistência de valores toxicológicos de referência nacionais baseados em risco, foram utilizados os valores segundo CONAMA (2005) para avaliar o risco em comunidades aquáticas de corpos hídricos superficiais, apesar de esses parâmetros também visarem ao abastecimento humano, contato primário e irrigação.

iii) Avaliação da exposição: nesta etapa é estimado um valor de concentração de cada contaminante de interesse que os receptores terão contato nos meios ambientais de exposição (solo e água superficial). Foi considerada a hipótese conservadora de 100% de biodisponibilidade dos contaminantes. Foi utilizada a maior concentração dos contaminantes de interesse, identificados nas análises químicas das amostras de solo e água superficial da área contaminada, como concentração de exposição, garantindo que nenhum dano potencial fosse desconsiderado.

iv) Quantificação do risco: nesta etapa, no nível de triagem, a quantificação é calculada através da integração dos dados de estimativas das concentrações de exposição e dos valores toxicológicos de triagem, pela abordagem do Quociente de Perigo (QP), conforme USEPA (1997):

$$QP = \frac{CE}{VR} \quad (1)$$

onde CE é a concentração de exposição do contaminante na área de estudo (e.g. mg.L^{-1} , mg.kg^{-1}); e VR é o valor toxicológico de referência (em unidade compatível com CE).

Um valor de $QP \leq 1$, indica que é improvável que o contaminante possa causar efeito ecológico adverso, ou seja, ausência de risco potencial, enquanto que um $QP > 1$ indica risco potencial aos receptores ecológicos, sendo recomendada que este contaminante e rota de exposição seja investigado em detalhe na avaliação de risco ecológico específica do local.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados do cálculo do quociente de perigo do solo indicam a presença de risco ecológico potencial para todos os contaminantes de interesse avaliados (Tabela 1), pois as substâncias químicas, citados a seguir, apresentam $QP > 1$: antimônio, arsênio bário, chumbo, cobre, cromo, manganês, níquel, zinco, antraceno, benzo(a)antraceno, benzo(b)fluoranteno, benzo(k)fluoranteno, benzo[g,h,i]perileno, criseno, fenantreno, indeno[1,2,3-cd]pireno, naftaleno e pireno. A substância química ferro, apesar de ter sido detectado em todas as amostragens de solo, não foi analisado, pois não possui valor de referência nas bibliografias utilizadas, CONAMA (2009) e USEPA (2015).

Os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs), identificados como contaminantes de interesse, são tipicamente encontrados em áreas impactadas por petróleo (MMA, 2000) e apresentam QPs altos, com destaque para o benzo(a)antraceno (2.120,0), o benzo(a)pireno (480,8), o antraceno (410,3), o benzo(k)fluoranteno (139,5) e o benzo[g,h,i]perileno (114,0). A ocorrência dos HPAs acima do limite de detecção, representada pela frequência de detecção, varia entre 5,9% (naftaleno) e 35,1% (pireno) o que pode indicar que a distribuição espacial dos contaminantes de interesse na área de estudo seja limitada.

Os metais pesados Cu, Pb e Zn, identificados como contaminantes na área de estudo, também são indicativos de poluição por petróleo (Grujic *et al.*, 2004). Os metais que apresentaram os maiores QPs foram o Pb (230,8), o Sb (46,5) e o Hg (12,7). Os demais, apresentaram QP entre 2,8 e 9,4.

Tabela 1 – Comparação dos contaminantes de interesse em solo com os valores de referência de solo.

Contaminante	Freq. de detecção (%)	Máxima conc. Detectada (mg.kg ⁻¹)	Valor de referência (mg.kg ⁻¹)	Quociente de perigo (QP)
Antimônio (Sb)	12,3	93	2,0 ⁽¹⁾	46,5
Arsênio (As)	76,1	96	15,0 ⁽¹⁾	6,4
Bário (Ba)	100	419	150 ⁽¹⁾	2,8
Chumbo (Pb)	100	2.769	72 ⁽¹⁾	230,8
Cobre (Cu)	97,8	250	60 ⁽¹⁾	4,2
Cromo (Cr)	99,7	407	75 ⁽¹⁾	5,4
Ferro (Fe)	100	246.282	-	-
Manganês (Mn)	100	2.073,3	220 ⁽²⁾	9,4
Mercúrio (Hg)	7,2	6,37	0,5 ⁽¹⁾	12,7
Níquel (Ni)	94,7	196	30 ⁽¹⁾	6,3
Zinco (Zn)	100	910	300 ⁽¹⁾	3,0
Antraceno	5,9	16	0,039 ⁽¹⁾	410,3
Benzo(a)antraceno	33,2	53	0,025 ⁽¹⁾	2.120,0
Benzo(a)pireno	24,4	25	0,052 ⁽¹⁾	480,8
Benzo(b)fluoranteno	17,7	94	1,1 ⁽²⁾	85,5
Benzo(k)fluoranteno	14,0	53	0,38 ⁽¹⁾	139,5
Benzo[g,h,i]perileno	22,9	65	0,57 ⁽¹⁾	114,0
Criseno	29,9	78	8,1 ⁽¹⁾	9,6
Fenantreno	19,9	101	3,3 ⁽¹⁾	30,6
Fluoranteno	17,7	22	1,1 ⁽²⁾	20,0
Indeno[1,2,3-cd]pireno	10,0	2,7	0,031 ⁽¹⁾	87,1
Naftaleno	5,9	5,8	0,12 ⁽¹⁾	48,3
Pireno	35,1	68	1,1 ⁽²⁾	61,8

⁽¹⁾ Valores de prevenção para solo (CONAMA, 2005); e

⁽²⁾ Somatório dos HPAs de alto peso molecular - níveis ecológicos de triagem do solo (USEPA, 2015).

Os resultados do cálculo de quociente de perigo da água subterrânea contaminada (Tabela 2), comparados com os valores de referência de águas doces, apresentam risco potencial para todos os contaminantes de interesse, com exceção do naftaleno. Este apresenta $QP < 1$ (0,1), sendo improvável que cause efeito ecológico adverso no ambiente aquático de água doce. Já em comparação com os valores de referência para águas salinas, os únicos contaminantes que não apresentam risco ecológico potencial são o boro, o naftaleno e o 2-metilnaftaleno, todos com $QP = 0,3$. Assim, as substâncias que apresentam risco ecológico potencial para as comunidades aquáticas do rio e do manguezal são: bário, boro (água doce), chumbo, cobre, cromo, ferro, manganês, níquel, vanádio, zinco, 1-metilnaftaleno e 2-metilnaftaleno (água doce).

Foi identificado um variedade menor de HPAs nas amostras de água subterrânea em relação ao solo, além de uma menor frequência de detecção, sendo de 9,8% (naftaleno) e de 17,1% (1- e 2-metilnaftaleno). Os QPs indicativos de risco potencial também apresentaram valores menores, como 11,4 e 4,5, para o 1-metilnaftaleno e para o 2-metilnaftaleno (água doce), respectivamente. Isso pode ter ocorrido dadas as intervenções anteriormente realizadas para remoção de resíduos oleosos em fase livre em água subterrânea.

Para os metais, foram identificados contaminantes de interesse em água subterrânea que não foram detectados no solo, como boro e vanádio, sendo, este último, constituinte comum do petróleo (Grujic *et al.*, 2004). Com exceção do Cu e Cr, os demais metais apresentaram frequência de detecção acima 68,3%. Alguns metais apresentam quocientes de perigo bastante elevados, como o Fe (2.303,3), o Mn (527,0), o Pb (106,1) e o Zn (38,8 e 77,6). Os demais metais, que apresentam risco ecológico potencial, tem seus QPs entre 2,7 (V em água doce) e 33,5 (Ni).

Tabela 2 – Comparação dos contaminantes de interesse em água subterrânea com valores de referência de água doce e salina.

Contaminante	Freq. de detecção (%)	Máx. conc. detectada ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	Valor de referência Água doce ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	Quociente de perigo (QP)	Valor de referência Água salina ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	Quociente de perigo (QP)
Bário (Ba)	80,5	2.810	700 ⁽¹⁾	4,0	1.000 ⁽³⁾	2,8
Boro (Bo)	100	1.429	500 ⁽¹⁾	2,9	5.000 ⁽³⁾	0,3
Chumbo (Pb)	78,0	1.061	10 ⁽¹⁾	106,1	10 ⁽³⁾	106,1
Cobre (Cu)	40,0	140	9,0 ⁽¹⁾	15,6	5,0 ⁽³⁾	28,0
Cromo (Cr)	12,2	279	50 ⁽¹⁾	5,6	50 ⁽³⁾	5,6
Ferro (Fe)	100	691.000	300 ⁽¹⁾	2.303,3	300 ⁽³⁾	2.303,3
Manganês (Mn)	100	52.700	100 ⁽¹⁾	527,0	100 ⁽³⁾	527,0
Níquel (Ni)	90,2	837	25 ⁽¹⁾	33,5	25 ⁽³⁾	33,5
Vanádio (V)	68,3	266	100 ⁽¹⁾	2,7	20 ⁽⁴⁾	13,3
Zinco (Zn)	95,1	6.980	180 ⁽¹⁾	38,8	90 ⁽³⁾	77,6
Naftaleno	9,8	3,2	21 ⁽²⁾	0,1	12 ⁽⁴⁾	0,3
1-Metilnaftaleno	17,1	24	2,1 ⁽²⁾	11,4	2,1 ⁽⁴⁾	11,4
2-Metilnaftaleno	17,1	21	4,7 ⁽²⁾	4,5	72 ⁽⁴⁾	0,3

⁽¹⁾ Padrões de qualidade para águas doces classe 1 (CONAMA, 2005);

⁽²⁾ Valores de triagem da água doce – efeito crônico (USEPA, 2015);

⁽³⁾ Padrões de qualidade para águas salinas classe 1 (CONAMA, 2005); e

⁽⁴⁾ Valores de triagem da água salina – efeito crônico (USEPA, 2015).

Segundo Campo (2010), a fração de argila de solo tropicais é constituída basicamente por argilominerais, como óxidos de ferro (hematita, goethita e maghemita), óxidos de manganês, etc. Assim, a presença de ferro e manganês em solo e água subterrânea pode ser natural, não apresentando risco real aos receptores.

CONCLUSÕES

A avaliação de risco ecológico de triagem identificou contaminantes típicos de área impactada por petróleo, como metais e HPAs, e verificou a presença de risco potencial para os receptores em solo. Para as comunidades aquáticas do rio e do manguezal, foi identificado risco ecológico potencial, dada a hipótese de descarga de contaminantes via água subterrânea. Diante desse cenário, recomenda-se que a ARE siga para o nível de investigação específica do local, abrangendo uma análise mais detalhada da distribuição espacial, da toxicidade e do potencial de transporte e biodisponibilidade dos contaminantes de interesse em solo e água subterrânea que apresentaram risco potencial.

A metodologia de avaliação de risco de nível de triagem utilizada no estudo possui aplicação simples e possibilita uma estimativa conservadora do potencial de efeitos ecológicos adversos dos contaminantes em águas superficiais e em solo. Além disso, essa etapa inicial de ARE possibilita a eliminação das substâncias que não apresentam risco potencial da avaliação de nível mais detalhado, otimizando recursos e tempo no gerenciamento da área contaminada.

Por fim, a avaliação de risco ecológico tem potencial de utilização para conservação dos aspectos ecológicos dos recursos hídricos de ambientes costeiros, mas necessita de valores de referência nacionais, específicos para ARE de ambientes aquáticos.

REFERÊNCIAS

- BRANDON, E. (2013). *Global Approaches to Site Contamination Law*. Springer, Dordrecht, 378 p.
- CAMPOS, M.C.C. (2010). Atributos dos solos e riscos de lixiviação de metais pesados em solos tropicais. *Ambiência*, v. 6, n. 3, pp. 547-565.
- CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE (2005). *Resolução nº 357, de 17 de março de 2005*. Diário Oficial da União nº 053, de 18/03/2005, pp. 58-63.
- CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE (2009). *Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009*. Diário Oficial da União nº 249, de 30/12/2009, pp. 81-84.
- DIEGUES, A.C. (1999). Human populations and coastal wetlands: conservation and management in Brazil. *Ocean & Coastal Management* 42 (1999), pp. 187-210.
- GRUJIC, S.; RSITIC, M.; LAUSEVIC, M. (2004). Heavy metals petroleum-contaminated surface soils in Serbia. *Annali di Chimica*, vol. 94, n. 12, pp. 961-970.
- JENSEN, J.; PEDERSON, M. B. (2006). Ecological Risk Assessment of Contaminated Land. In: WARE, G. W. (Ed.). *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. vol. 186. Springer, New York.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (2000). Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade das zonas costeira e marinha. MMA Brasília-DF, 72 p.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, p. 853–858, 2000.
- PERRODIN, Y.; BOILLOT, C.; DONGUY, G.; EMMANUEL, E. (2011). Ecological risk assessment of urban and industrial systems: A review. *Science of the Total Environment*, v. 409, pp. 5162-5176.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1989). *Risk Assessment Guidance for Superfund: Human Health Evaluation Manual*. USEPA Washington-DC, 291 p.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1997). *Ecological Risk Assessment Guidance for Superfund (ERAGS): Process for Designing and Conducting Ecological Risk Assessments*. USEPA Edison-NJ, 239 p.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (2015). *Supplemental Guidance to ERAGS: Region 4, Ecological Risk Assessment*. USEPA Region IV Atlanta-GA, 80 p.