

**<sup>40</sup>K COMO BIOINDICADOR DE POLUIÇÃO DO RIO CAPIBARIBE EM RECIFE-PE**C. M. SILVA<sup>1,2\*</sup>, E. V. HONORATO<sup>3</sup>, C. A. SILVA FILHO<sup>3</sup> e P. B. SILVEIRA<sup>3</sup><sup>1</sup>Mestrado em Gestão do Desenvolvimento Local Sustentável-Universidade de Pernambuco-FCAP<sup>2</sup>Escola Politécnica da Universidade de Pernambuco-POLI-UPE<sup>3</sup>Centro Regional de Ciências Nucleares do Nordeste-CRCN/NE  
cleomacio@hotmail.com\*

Artigo submetido em fevereiro/2015 e aceito em abril/2016

DOI: 10.15628/holos.2016.2728

**RESUMO**

O objetivo do presente trabalho foi determinar a concentração de <sup>40</sup>K em peixes do rio Capibaribe na cidade de Recife, com a finalidade de usar este radionuclídeo como bioindicador do processo de eutrofização. Para tanto, coletou-se amostras de peixes carapeba (*Diapterus Rhombeus*), camurim (*Centropomus spp.*), bagre (*Ictalurus punctatus*) e dourado (*Salminus maxillosus*). Para determinar as concentrações de <sup>40</sup>K nas espécies de peixes utilizou-se a técnica de espectrometria gama. As concentrações médias deste radionuclídeo nas

amostras de peixe carapeba, camurim, bagre e dourado foram de 515±76, 530±87, 503±40 e 660±48 Bq.kg<sup>-1</sup> de massa úmida, respectivamente. Os resultados obtidos indicaram concentrações elevadas de <sup>40</sup>K nas amostras de peixes analisadas, sugerindo assim que, grandes quantidades de potássio foram carregadas para o interior do rio Capibaribe, provocando o aumento do processo de poluição. Finalmente, a presença de <sup>40</sup>K em peixes pode ser utilizada como bioindicador do processo de poluição de ambientes aquáticos.

**PALAVRAS-CHAVE:** potássio, contaminação, água.**<sup>40</sup>K AS CAPIBARIBE RIVER POLLUTION BIOINDICATOR IN RECIFE****ABSTRACT**

The aim of this study was to determine the concentration of <sup>40</sup>K in river fish Capibaribe in Recife, in order to use this radionuclide as bioindicator of eutrophication process. Therefore, collected samples of fish carapeba (*Diapterus rhombeus*) camurim (*Centropomus spp.*), bagre (*Ictalurus punctatus*) and dourado (*Salminus maxillosus*). To determine the concentration of <sup>40</sup>K in the fish species we used the technique of gamma spectrometry. The mean concentrations of this radionuclide in fish samples

carapeba, camurim, bagre and dourado were 515 ± 76, 530 ± 87, 503 ± 40 and 660 ± 48 Bq.kg<sup>-1</sup> wet weight, respectively. The results indicated high concentrations of <sup>40</sup>K in samples of fish analyzed, thus suggesting that large amounts of potassium were transported into the river Capibaribe, causing an increase in the pollution process. Finally, the presence in fish of <sup>40</sup>K can be used as a bioindicator of pollution process of aquatic environments.

**KEYWORDS:** potassium, contamination, water.

## 1 INTRODUÇÃO

O Capibaribe, principal rio do Recife, tem 38 espécies de peixes, dentre as quais, encontram-se carapeba (*Diapterus Rhombeus*), camorim (*Centropomus spp.*), bagre (*Ictalurus punctatus*) e dourado (*Salminus maxillosus*). O rio Capibaribe é responsável pelo abastecimento de várias cidades de Pernambuco, porém, o baixo rio Capibaribe, que banha o município de Recife, foi classificado como de qualidade “muito poluída” e seu estuário como apresentando “alta ação antrópica”. O rio Capibaribe, que tem o monitoramento da qualidade de suas águas realizado pela Companhia Pernambucana de Recursos Hídricos (CPRH), apresenta-se poluído em todas as Unidades de Análise, devido, principalmente, às elevadas concentrações de amônia, fósforo e coliformes termotolerantes. As concentrações de oxigênio dissolvido (OD) iguais a zero e a elevada demanda biológica de oxigênio (DBO), observada a jusante dos centros urbanos e indústrias, evidenciam o lançamento de esgotos domésticos e efluentes industriais acima da capacidade de autodepuração do rio [1].

No que diz respeito à biodiversidade aquática, a bacia do rio Capibaribe apresenta predominância de organismos planctônicos e bentônicos, peixes e macrófitas. E, assim como nos ambientes terrestres da Bacia, o quadro de intervenção antrópica tem causado sérios danos à biota, sendo principalmente advinda da degradação de entorno de rios e riachos, com retirada de vegetação ciliar, lançamento de efluentes e esgotos domésticos, e deposição inadequada de resíduos sólidos, além de outros, como resultado, um problema bastante comum nesses ambientes: a eutrofização, que se traduz pelo aumento de nutrientes à água, notadamente o fósforo e o nitrogênio advindos de práticas agrícolas e atividades industriais, fazendo com que haja a proliferação excessiva de algas-fitoplancton e macrófitas, trazendo assim, sérios efeitos como a redução da disponibilidade de oxigênio na água [1].

Atualmente, O rio Capibaribe em Recife encontra-se eutrofizado, variando de eutrófico a hipereutrófico. A abundância das espécies do rio Capibaribe aumenta em direção à foz, provavelmente, devido à interferência do mar, melhorando a qualidade ambiental do habitat. Apesar de ser um rio afetado por ações antrópicas, o mesmo apresenta uma considerável diversidade de peixes. Entretanto, esta diversidade se dá em decorrência da predominância de espécies indicadoras de ambientes degradados.

Todos os seres vivos precisam de nutrientes específicos para sobreviver. Normalmente, a natureza faz um bom trabalho de fornecer apenas a quantidade certa de nutrientes, pois, tanto, o excesso como a falta podem causar grandes problemas. Isto é especialmente verdadeiro em ecossistemas aquáticos, pois, eles são bastante dinâmicos. Quando poucos nutrientes estão presentes, a água é denominada oligotrófica. Faz sentido que, quando não há alimentação suficiente disponível para a variedade de organismos que vivem em um ambiente aquático, surgirão problemas graves. No entanto, também podem surgir problemas quando o sistema aquático tem um excesso de nutrientes. Quando isso acontece temos eutrofização. Um fluxo de eutróficos no rio ou lago ocorre quando muitos nutrientes, como nitrogênio e fósforo estão presentes, geralmente como resultado de escoamento da terra circundante. As algas, plâncton e outros micro-organismos se multiplicam devido ao excesso desses nutrientes. Geralmente, quando um lago, rio ou outro sistema aquático torna-se eutrófico pode ocorrer graves efeitos negativos sobre outros organismos como peixes, aves e até mesmo pessoas. A eutrofização é na maioria das

vezes o resultado da atividade humana. A adubação de terras agrícolas com fertilizantes fosfatados (que são ricos em nitrogênio e fósforo) é a principal via causadora de eutrofização de ambientes aquáticos. Devido à ação das chuvas, o nitrogênio e o fósforo são carreados do solo para o interior dos corpos d'água e alimentam as algas e plâncton que se multiplicam desordenadamente. A eutrofização pode causar graves efeitos em longo prazo. O efeito mais notável da eutrofização é a proliferação de algas. Quando isto ocorre, o córrego, rio, lago ou oceano torna-se coberta de algas, que normalmente é de coloração verde brilhante. Essas algas bloqueiam a entrada da luz solar no ambiente aquático, evitando assim a realização da fotossíntese, que é um processo vital no fornecimento de oxigênio da água para os animais [1].

O potássio é um elemento essencial para os seres vivos, sendo distribuído uniformemente no corpo humano, nas plantas e nos animais. O potássio natural é composto por uma mistura de três isótopos:  $^{39}\text{K}$ ,  $^{40}\text{K}$  e  $^{41}\text{K}$ . Apenas o  $^{40}\text{K}$  é radioativo e ocorre numa proporção de 0,0118% em relação à massa total do potássio. O  $^{40}\text{K}$  é um radionuclídeo primordial emissor de partícula beta de energia de aproximadamente 1,3 MeV (89,3%), formando neste tipo de decaimento, o elemento  $^{40}\text{Ca}$ . O  $^{40}\text{K}$  decai também pelo processo de captura eletrônica, emitindo um raio gama com energia de 1,461 MeV (10,7%) e formando o  $^{40}\text{Ar}$ . O  $^{40}\text{K}$  apresenta meia-vida física e meia-vida biológica de  $1,28 \times 10^9$  anos e 30 dias, respectivamente. O  $^{40}\text{K}$  é responsável por 98% da emissão de radiação gama dos radionuclídeos primordiais presentes na crosta terrestre [2].

Os rios têm sido tradicionalmente utilizados como recursos de água para consumo humano e irrigação, como também, infelizmente, vias de despejos de resíduos urbanos, agrícolas e industriais. A ocorrência natural de  $^{40}\text{K}$  em rios é decorrente do intemperismo de rochas ígneas e metamórficas (Ramasamy et al., 2014) [3]. Por outro lado, resíduos industriais, agrícolas e urbanos disponibilizam grandes quantidades de  $^{40}\text{K}$  para os rios (Palomo et al., 2010 [4]; Saç et al., 2012 [5]; Agbalagba et al., 2013 [6]). O  $^{40}\text{K}$  possui alta solubilidade e mobilidade em ambiente aquático. O conhecimento das atividades e distribuições deste radionuclídeo é de grande interesse, pois, fornece informações úteis no monitoramento de contaminações ambientais (Yii et al., 2009) [7]. Devido às ocorrências naturais e antropomórficas, os rios transportam quantidades elevadas de  $^{40}\text{K}$  que se depositam nos sedimentos. Assim, devido à ação dos consumidores primários, este elemento chega até aos peixes. Os peixes são considerados excelentes bioindicadores da presença de  $^{40}\text{K}$  (Görür et al., 2012) [8]. Devido à sua abundância no meio ambiente e nos organismos vivos, o  $^{40}\text{K}$  pode ser facilmente utilizado como bioindicador do processo de poluição de ambientes aquáticos. Além disto, o  $^{40}\text{K}$  é de fácil determinação pela técnica de espectrometria gama, inclusive, não sendo necessária a destruição da amostra, nem a obtenção de equilíbrio radioativo. Sendo assim, dentro deste contexto, o objetivo do presente trabalho foi determinar a concentração de  $^{40}\text{K}$  em peixes do rio Capibaribe na cidade de Recife, com a finalidade de usar este radionuclídeo como bioindicador do processo de poluição aquática.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 Critérios de seleção das amostras

O contato com a Colônia de pescadores do centro do Recife foi o primeiro critério metodológico para a realização do trabalho, pois as amostras de peixes não foram escolhidas aleatoriamente, mas visando a sua importância dentro da cadeia alimentar do rio Capibaribe

Baseados nos objetivos do trabalho e nas informações fornecidas pelos pescadores, amostras de peixes carapeba (*Diapterus Rhombeus*), camurim (*Centropomus spp.*), bagre (*Ictalurus punctatus*) e dourado (*Salminus maxillosus*) foram coletadas no mês de março de 2014, . Foram coletados animais vivos de cada espécie, pesando aproximadamente, 1,5 kg de massa úmida, sendo as seguintes quantidades: 03 bagres, 03 camurins, 04 carapebas e 01 dourado, totalizando 11 peixes. Não foi possível coletar maior quantidade de peixe, pois, devido à poluição do rio, esses animais estão se tornando muito caros no trecho que inclui o Centro do Recife, próximo ao Cais de Santa Rita. O carapeba ainda é abundante no rio Capibaribe, onde se alimenta principalmente de algas e pequenos animais invertebrados. Devido aos seus hábitos alimentares, este peixe é um elo importante na transferência secundária de  $^{40}\text{K}$  para a cadeia alimentar, pois, este peixe é um dos alimentos preferidos dos peixes camurim e dourado. O peixe dourado é chamado pelos pescadores de “Rei do Rio”, por ser a espécie que se encontra no topo da cadeia alimentar. O peixe bagre possui hábitos de vida noturnos, vivendo próximos ao fundo de águas escuras e pouco profundas. São, na sua maioria, predadores que se alimentam principalmente de outros peixes, artrópodes e vermes. Sendo assim, o critério de amostragem teve como finalidade verificar a transferência de K-40 na cadeia alimentar considerando o mecanismo presa-predador

## 2.2 Procedimentos de coleta e determinação do $^{40}\text{K}$

Para a determinação do  $^{40}\text{K}$  foi utilizada a técnica da espectrometria gama. Inicialmente, foram coletadas amostras de peixes vivos oriundos do Rio Capibaribe no Recife, na principal colônia de pescadores localizada no Cais de Santa Rita, no Centro da cidade. Após a coleta, os peixes foram imediatamente congelados. Após a refrigeração, os peixes foram inviscerados e retirada a pele. A carne foi liofilizada e depois macerada. A amostra obtida foi homogeneizada, e em seguida, foram retiradas 20 g e colocadas em recipientes de polietileno. Depois desta etapa, os recipientes de polietileno contendo as amostras foram levados para o equipamento de espectrometria gama para obter as contagens da radiação gama do  $^{40}\text{K}$ . O sistema de medidas era composto por um detector de germânio hiperpuro (HPGe), marca Canberra® do tipo BeGe (Broad Energy Germanium), com 4,54 cm de diâmetro externo e volume ativo de 41,1 cm<sup>3</sup> . O detector apresenta uma resolução de 1,77 keV (largura do pico a meia altura) para a energia de 1,332 keV do  $^{60}\text{Co}$ , eficiência relativa intrínseca de 27,7% e está acoplado a um pré-amplificador modelo 2002 CSL MCA (multichannel analyzer) com 8.192 canais e software Genie®-2000 Canberra®. A tensão de operação da fotomultiplicadora foi ajustada para 3.000 V. Para reduzir os efeitos da interferência do BG, o detector estava envolvido por uma blindagem de Pb com baixa radiação de fundo de aproximadamente 6,5 cm de espessura e uma superfície interna delgada constituída de latão (liga de Cu e Zn). Para calcular as atividades específicas do  $^{40}\text{K}$  utilizou-se a Equação 1 [9].

$$A = \frac{C}{\varepsilon \times t \times \gamma \times m} \quad (1)$$

Onde: A é a atividade determinada para o radionuclídeo em consideração (Bq.kg<sup>-1</sup>); C é a área total líquida do pico do radionuclídeo na energia considerada (contagens);  $\varepsilon$  é a eficiência de contagem para a energia específica considerada ( $\varepsilon \leq 1$ ); t é o tempo de contagem (s);  $\gamma$  é a abundância gama do radionuclídeo em consideração ( $\gamma \leq 1$ ); e m é a massa da amostra (kg). A eficiência de contagem foi calculada utilizando a Equação 2 [9].

$$\varepsilon_E = \frac{N_{Ei}}{A_{Eip} \times t \times \gamma_d \times V_p} \quad (2)$$

Onde:  $\varepsilon_E$  é a eficiência de contagem, calculada usando a curva de eficiência do padrão;  $N_{Ei}$  é a área líquida de cada fotopico, calculada experimentalmente em contagens;  $A_{Eip}$  é a atividade específica gama atual do padrão;  $t$  o tempo de contagem (s);  $\gamma_d$  a abundância gama do padrão para a energia em consideração e  $V_p$  o volume do padrão (ml).

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1 Calibração do detector para análise do $^{40}\text{K}$

Nos procedimentos de calibração do detector prepararam-se amostras padrões. Para obtenção da curva de calibração do sistema de medidas, (energia versus canal) foram utilizadas as principais emissões gamas do padrão de  $^{152}\text{Eu}$ , conforme contido no documento técnico TECDOC-619 [9]. A curva de calibração usando o  $^{152}\text{Eu}$  encontra-se apresentada na Figura 1. O padrão de  $^{152}\text{Eu}$  foi certificado pelo Instituto de Radioproteção e Dosimetria (IRD). Observa-se na Figura 1 excelente correlação linear, com  $R = 1,0$ . Isto sugere que o sistema de medidas apresenta excelente estabilidade de medição.

#### 3.2 Eficiência de contagem do padrão de $^{152}\text{Eu}$

Para os cálculos das eficiências de contagens foram estabelecidos alguns critérios que permitiram obter maior confiabilidade dos resultados, são eles: quantidade de amostra utilizada na análise, utilização de padrões certificados (devidamente adequados para as faixas de energias em estudo), diluição dos padrões diretamente em matrizes com densidades aproximadamente iguais às densidades das amostras analisadas, padronização da geometria dos recipientes, padronização da geometria de contagem (posicionamento no detector) e o tempo de contagem. A obtenção da curva de eficiência é um dos principais procedimentos em análise de amostras por espectrometria gama. A Figura 2 apresenta a curva de eficiência obtida experimentalmente com o padrão de  $^{152}\text{Eu}$  para determinar as concentrações de  $^{40}\text{K}$  nas amostras de peixe.

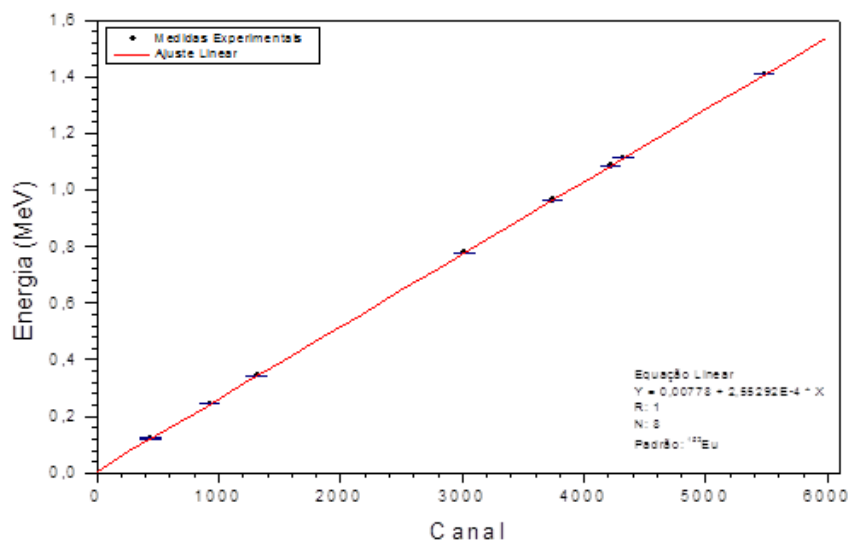


Figura 1: Curva de calibração para o HPGe utilizando fotopicos do  $^{152}\text{Eu}$ .

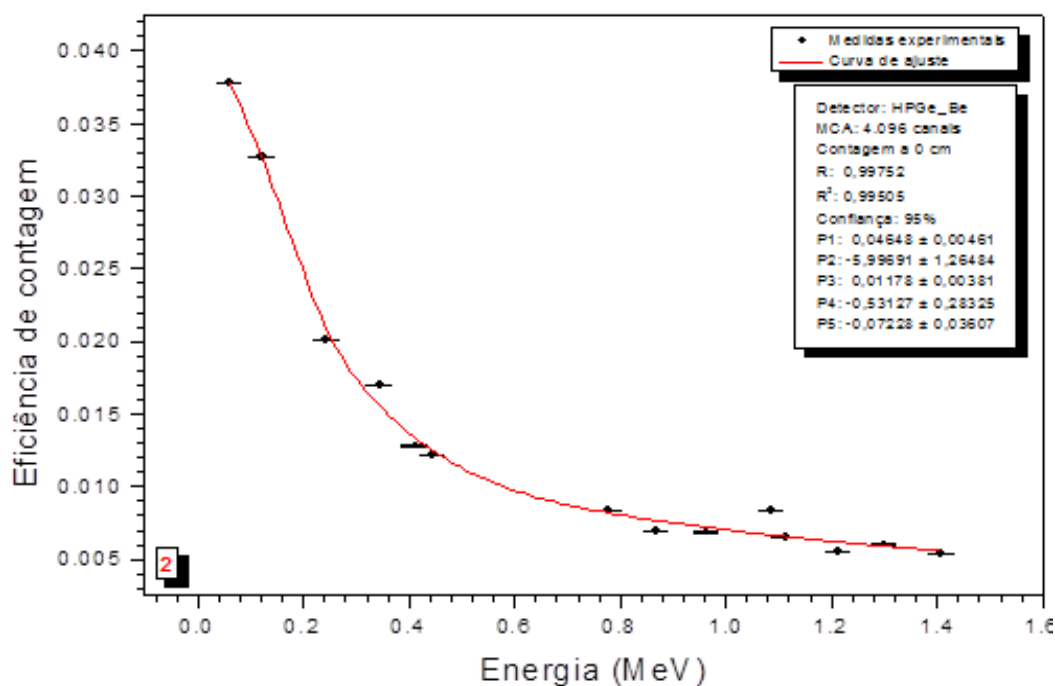


Figura 2: Curva de eficiência com padrão de  $^{152}\text{Eu}$ .

### 3.3 Concentração de $^{40}\text{K}$ nas amostras de peixe

As concentrações de  $^{40}\text{K}$  nas amostras de peixe do rio Capibaribe foram determinadas em triplicatas e as médias encontram-se apresentadas na Tabela 1. No cálculo do desvio padrão das concentrações considerou-se um erro de 5% adotado na análise radioquímica das amostras, de acordo com um Programa Nacional de Intercomparação do Instituto de Radioproteção e Dosimetria [10]. O limite de detecção calculado no presente estudo foi de  $29 \text{ Bq.kg}^{-1}$ .

Os parâmetros físico-químicos são geralmente utilizados para avaliar a qualidade da água de um rio. Entretanto, nem sempre, o uso de tais parâmetros é suficiente para retratar a realidade de um ambiente aquático, necessitando assim de indicadores biológicos. Segundo Araújo [14], os peixes são eficientes indicadores biológicos do meio ambiente poluído. A poluição do ambiente aquático natural depende da disponibilidade de cerca de dezenove nutrientes, entre eles, carbono, hidrogênio, oxigênio, enxofre, potássio, cálcio, magnésio, nitrogênio, fósforo, molibdênio e outros.

Como o potássio é um dos elementos presentes no processo de poluição aquática, podemos avaliar a sua presença na cadeia alimentar pela quantidade de  $^{40}\text{K}$  existente num determinado meio aquático. Na verdade, o  $^{40}\text{K}$  é um biomarcador do potássio no meio ambiente. Estudos realizados por Carvalho [11] mostrou que as concentrações de  $^{40}\text{K}$  permanecem aproximadamente constantes no tecido muscular dos peixes, em decorrência do controle homeostático da concentração do íon  $\text{K}^+$  nos tecidos desses animais. Isto mostra que os peixes são realmente bons incorporadores de  $^{40}\text{K}$ .

Tabela 1: Concentração média de  $^{40}\text{K}$  nas amostras de peixe do rio Capibaribe.

Tipo de amostra	Concentração de $^{40}\text{K}$ (Bq.kg <sup>-1</sup> na matéria úmida)
Bagre	510 ± 39
Bagre	540 ± 40
Bagre	460 ± 36
Camurim	490 ± 38
Camurim	630 ± 46
Camurim	470 ± 38
Carapeba	580 ± 44
Carapeba	460 ± 37
Carapeba	440 ± 36
Carapeba	580 ± 44
Dourado	660 ± 48

A Tabela 1 mostra que as concentrações de  $^{40}\text{K}$  variaram para as diferentes espécies de peixe. Porém, as concentrações possuem a mesma ordem de grandeza, indicando assim, a inexistência de valores anômalos no conjunto de dados analisados. Verifica-se na Tabela 1, que as concentrações de  $^{40}\text{K}$  variaram até para a mesma espécie de peixe, como pode ser observado nas amostras de bagre, camurim e carapeba. Isto sugere que a distribuição de potássio na cadeia alimentar do rio Capibaribe não é uniforme para as diferentes espécies de peixes analisados. Certamente, a variabilidade dos valores de concentração apresentados na Tabela 1 dependeu dos hábitos alimentares de cada espécie de peixe.

O bagre, segundo Rotta [12], é um peixe onívoro que se alimenta de itens de origem animal e vegetal, possuindo assim, uma dieta mista e estruturas pouco especializadas. Frequentemente consomem pequenos invertebrados, plantas e frutos. Entretanto, a maioria dos peixes é pouco especializada nos seus hábitos alimentares, isto é, são generalistas, uma condição necessária para ingerir, digerir e absorver os diferentes tipos de alimentos, explorando uma grande diversidade de itens alimentares disponíveis, naturais ou industrializados. Mesmo quando ingerem um único tipo de alimento, os peixes podem substituí-lo por outro totalmente diferente quando o primeiro se torna indisponível, ou podem mudar de hábito alimentar ao longo da vida, sendo esta adaptação mais eficiente em peixes onívoros do que em carnívoros. Durante o desenvolvimento larval dos peixes, tanto nas espécies herbívoras como nas carnívoras, elas passam por uma mudança no hábito alimentar, que inicialmente é planctônico, alimentando-se primeiramente de fitoplâncton, depois de zooplâncton e posteriormente, se especializando na ingestão de organismos animais ou vegetais [12].

O camurim é um peixe carnívoro voraz, alimentando-se de pequenos peixes e crustáceos, especialmente camarões e caranguejos, territorialista e mora nas margens dos manguezais. Se o local tem bastante comida ele não precisa migrar para outro lugar. Os peixes carnívoros ingerem, sobretudo, itens de origem animal, alimentam-se de invertebrados de maior tamanho e outros peixes, podendo se especializar em algum tipo em particular. Essas preferências podem mudar com a disponibilidade sazonal dos alimentos [12].

O carapeba é um peixe herbívoro. Ele é encontrado em água salobra, lagoas e mangues. Alimenta-se principalmente de algas e pequenos invertebrados. Segundo Rotta [12], os peixes herbívoros ingerem itens de origem vegetal. A maioria alimenta-se de poucas espécies de plantas e, frequentemente, possuem estruturas de mastigação especializadas, obtendo o máximo valor nutricional através da completa trituração do alimento.

O dourado é um peixe carnívoro muito agressivo e alimenta-se de pequenos peixes. No rio Capibaribe, o dourado alimenta-se principalmente de carapeba. De acordo com Rotta [12], os peixes carnívoros ingerem, sobretudo, itens de origem animal e alimentam-se de invertebrados de maior tamanho e outros peixes, podendo se especializar em algum tipo em particular. Essas preferências podem mudar com a disponibilidade sazonal dos alimentos.

Como as espécies de peixes mostradas na Tabela 1 têm hábitos alimentares diversificados, certamente, a concentração de  $^{40}\text{K}$  variou entre cada espécie, e até mesmo dentro da mesma espécie. As diversidades de hábitos alimentares dificultam encontrar a causa principal da incorporação de  $^{40}\text{K}$  nas espécies de peixes estudadas no presente trabalho.

A literatura científica mundial é bastante carente de estudos sobre a presença de  $^{40}\text{K}$  em peixes de rio água doce. Até a presente data, não foram encontradas na literatura mundial pesquisas que abordassem estudos sobre a utilização do  $^{40}\text{K}$  como biomarcador do processo de poluição em ambiente aquático. Além disso, existem poucos estudos sobre a presença de  $^{40}\text{K}$  em peixe de rio. Entretanto, estudos realizados por Tahir et al. [13] avaliaram concentrações de  $^{40}\text{K}$  em peixe dos rios do Paquistão, variando de 15 a 90  $\text{Bq.kg}^{-1}$  na matéria úmida. Tais valores são uma ordem de grandeza menor do que os valores apresentados na Tabela 1. O valor máximo de 90  $\text{Bq.kg}^{-1}$  é quase cinco vezes menor do que o menor valor apresentado na Tabela 1. Em outro estudo realizado nos rios de Hong Kong, Yu et al. [14], determinaram-se concentrações de  $^{40}\text{K}$  variando de 0,01 a 0,2  $\text{Bq.kg}^{-1}$  na matéria úmida. Tais valores podem ser considerados desprezíveis quando comparados com aqueles apresentados na Tabela 1. Asokan e Hameed (1992) [15] determinaram concentração de  $^{40}\text{K}$  em peixes do sistema formado pelo rio Cauvery, em Tiruchirapalli, Índia, cujo valor máximo foi de 113  $\text{Bq.kg}^{-1}$  na matéria úmida. Este valor é quase quatro vezes menor do que o menor valor apresentado na Tabela 1. Oakes et al. [16] realizaram pesquisas para verificar o transporte de radionuclídeos naturais e artificiais no rio Clinch, no Tennessee, devido o lançamento de efluentes líquidos oriundos do *Oak Ridge National Laboratory*. Amostras de peixes coletadas neste rio apresentaram concentrações de  $^{40}\text{K}$  variando de 19,2 a 96,2  $\text{Bq.kg}^{-1}$  na matéria úmida. Neste caso, observa-se que o valor máximo é uma ordem de grandeza menor do que os valores apresentados na Tabela 1. Kolehmainen [17] realizou estudos no *White Oak Lake* localizado próximo ao *Oak Ridge National Laboratory*, e determinou concentração máxima de  $^{40}\text{K}$  em peixes de 85,1  $\text{Bq.kg}^{-1}$  na matéria úmida. Este valor é aproximadamente, cinco vezes menor do que o menor valor apresentado na Tabela 1. Em outro estudo realizado por Hull e Ash [18] no rio Peconic, em Nova Iorque, determinaram-se concentração de  $^{40}\text{K}$  em peixes variando de 48,1 a 88,8  $\text{Bq.kg}^{-1}$  na matéria úmida. Neste caso, observa-se que o valor máximo é aproximadamente, cinco vezes menor do que o menor valor apresentado na Tabela 1. Estudos realizados por Elliot et al. [19] em lagos do Canadá determinaram concentração de  $^{40}\text{K}$  em peixes variando de 44,4 a 244,57  $\text{Bq.kg}^{-1}$  na matéria úmida. Neste caso, o valor máximo é aproximadamente, duas vezes menor do que o menor valor apresentado na Tabela 1. Numa região selecionada no Oeste da Polônia, 20 anos depois do acidente de Chernobyl, Królak e Karwowska [20] determinaram concentração de  $^{40}\text{K}$  em peixes dos rios desta região, cuja média foi de 75,83  $\text{Bq.kg}^{-1}$  na matéria úmida. Este valor é uma ordem de grandeza menor do que aqueles apresentados na Tabela 1.

Em relação aos valores apresentados na Tabela 1, pode-se afirmar que eles são considerados elevados quando comparados com os valores apresentados na atual literatura científica mundial. Isto sugere que existem fontes que disponibilizam sistematicamente potássio



para o interior do rio Capibaribe. Assim, dentro deste contexto, o processo de eutrofização transfere concentrações elevadas de  $^{40}\text{K}$  para a cadeia alimentar do rio Capibaribe. Segundo Nóbrega [1], a qualidade da água do rio Capibaribe encontra-se na condição eutrónica a hipereutrónica, limitando consideravelmente o seu uso. O sedimento também se encontra bastante impactado. Dentre as principais cidades que margeiam o rio Capibaribe, Recife é a que mais contribui para a sua degradação. Também, de acordo com Nóbrega [1], o estuário do rio Capibaribe fica localizado inteiramente na zona urbana da cidade do Recife. O estuário está recebendo diariamente descargas industriais e de origem doméstica, o que, certamente, tem comprometido cada vez mais a qualidade das águas, sedimentos e organismos do estuário do rio Capibaribe. Segundo Palomo et al. [4], Saç et al. [5] e Agbalagba et al. [6] resíduos industriais, agrícolas e urbanos disponibilizam quantidades elevadas de  $^{40}\text{K}$  para os rios. Tudo isto confirma que as concentrações de  $^{40}\text{K}$  nas espécies de peixes mostradas na Tabela 1 foram oriundas de ambiente aquático que sofreu o processo de poluição. Assim, as concentrações de  $^{40}\text{K}$  em peixes podem ser utilizadas como bioindicadores do processo de poluição aquática.

#### 4 CONCLUSÕES

As concentrações de  $^{40}\text{K}$  nos peixes bagre, camurim, carapeba e dourado variaram na mesma ordem de grandeza. A variação das concentrações de  $^{40}\text{K}$  foi verificada também dentro de uma mesma espécie de peixe. Das espécies estudadas, o peixe dourado apresentou a maior concentração de  $^{40}\text{K}$ .

As concentrações de  $^{40}\text{K}$  nas amostras de bagre, camurim, carapeba e dourado oriundos do rio Capibaribe em Recife, foram consideradas anômalas quando comparadas com os valores encontrados na literatura científica mundial especializada.

Os níveis elevados de  $^{40}\text{K}$  nas amostras de peixes bagre, camurim, carapeba e dourado indicaram processo avançado de poluição nas águas do rio Capibaribe na cidade do Recife. A presença de  $^{40}\text{K}$  em peixes pode ser utilizada como bioindicador do processo de poluição de ambientes aquáticos.

#### 5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. NÓBREGA, A.S.C. Fontes de contaminação no estuário do rio Capibaribe, Pernambuco. Monografia. Universidade Federal de Pernambuco—UFPE-Centro de Ciências Biológicas – CCB. Recife, PE, 2011. 57 p.
2. EISENBUD, M., GESELL T. Environmental Radioactivity: from natural, industrial, and military sources. New York: Academic Press, 1997. 656 p.
3. RAMASAMY, V., PARAMASIVAM, K., SURESH, G., JOSE, M.T. Function of minerals in the natural radioactivity level of Vaigai River sediments, Tamilnadu, India – Spectroscopical approach. Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy 117(3):340-350, 2014.
4. PALOMO, M., PEÑALVER. A., AGUILAR. C., BORRULL, F. Radioactivity evaluation of Ebro river water and sludge treated in a potable water treatment plant located in the South of Catalonia (Spain). Applied Radiation and Isotopes 68(3), 474-480, 2010.

5. SAÇ, M.M., ORTABUK, F., KUMRU, M.N, İÇHEDEF, M., SERT, Ş. Determination of radioactivity and heavy metals of Bakırçay river in Western Turkey. *Applied Radiation and Isotopes* 70(10), 2494-2499, 2012.
6. AGBALAGBA, E.O., ONONUGBO, C.P. Activity concentration and radiological impact assessment of  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$  and  $^{40}\text{K}$  in drinking waters from (OML) 30, 58 and 61 oil fields and host communities in Niger Delta region of Nigeria. *Journal of Environmental Radioactivity* 116:197-200, 2013.
7. YII, M.W, ZAHARUDIN, A.I, ABDUL-KADIR, I. Distribution of naturally occurring radionuclides activity concentration in East Malaysian marine sediment. *Applied Radiation and Isotopes* 67: 630-635, 2009.
8. GÖRÜR, F.K, KESER, R., AKÇAY, N., DIZMAN, S. Radioactivity and heavy metal concentrations of some commercial fish species consumed in the Black Sea Region of Turkey. *Chemosphere* 87(4):356-361, 2012.
9. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY (IAEA). X ray and gamma-ray standards for detector calibration. IAEA publication, technical report: TECDOC 619, INSS 1011-4289, Vienna, 1991. 157p.
10. INSTITUTO DE RADIOPROTEÇÃO E DOSIMETRIA (IRD). Manual de procedimentos técnicos do Departamento de Proteção Radiológica Ambiental. Rio de Janeiro, IRD/CNEN, 1983.
11. CARVALHO F.P. A radioatividade no ambiente, radionuclidos de origem natural e artificial. Instituto Tecnológico e Nuclear. Departamento de Protecção Radiológica e Segurança Nuclear, 2000.
12. ROTTA, M.A. Aspectos gerais da fisiologia e estrutura do sistema digestivo dos peixes relacionados à piscicultura. Documentos 53, Edições Embrapa, 2003.
13. TAHIR S.N, ALAAMER, A.S, KHAN M.Z. Radiometric analysis of samples of domestic fish species and radiological implications. *Health Physics* 98(5):741-744, 2010.
14. YU, K.N, MAO, S.Y, YOUNG, E.C.M, STOKES. M.J. A study of radioactivities in six types of fish consumed in Hong Kong. *Applied Radiation and Isotopes* 48(4): 515–519, 1997.
15. ASOKAN, R., HAMEED, S.P.S. Distribution of natural radionuclide  $^{40}\text{K}$  in biotic and abiotic components of the Cauvery river system, Tiruchirapalli, India. *Journal of Bioscience* 17(4): 491-427, 1992.
16. OAKES, T.W., EASTERLY, C.E, SHANK, K.E. Radionuclide accumulations in clinch river fish. Health Physics Division Oak Ridge National Laboratory Oak Ridge, Tennessee 37830.
17. KOLEHMAINEN, S, E. The Balances of  $^{137}\text{Cs}$ , Stable Cesium and Potassium of Bluegill (*Lepomis Macrochirus Raf.*) and Other Fish in White Oak Lake. *Health Physics* 23(3):273-382, 1972.
18. HULL, A.P., ASH, J.A. Environmental Monitoring Report. Brookhaven National Laboratory Upton, New York 11973. Safety and Environmental Protection Division. BNL 21320, 1976.
19. ELLIOTT, S., EM., BURNS-FLETT, C., HESSLEIN, R.H., BRUNSKILL, G, J., LUTZ, A. Cesium -137, Radium -226, Potassium-40 and Selected Stable Elements in Fish Populations from Great Slave Lake (NW.T.), Louis Lake (Saskatchewan), Lake Winnipeg (Manitoba), and Experimental Lakes Area (Northwestern Ontario). Canadian data report of fisheries aquatics sciences nº 293, 1981.
20. KRÓLAK, E., KARWOWSKA, J. Potassium-40 and Cesium-137 in the surface layers of arable soils and food supplies. *Polish Journal of Environmental Study* 19(3): 599-604, 2010.