AUTARQUIA ASSOCIADA À UNIVERSIDADE
DE SÃO PAULO

ACÚMULO E ELIMINAÇÃO DE Cs-137 PELA ALGA
Gracilaria caudata E PEIXE *Abudefduf saxatilis*.
MODELO COMPARTIMENTAL

SANDRA REGINA MATTIOLO-MARCHESE

Dissertação apresentada como parte
dos requisitos para obtenção do Grau
de Mestre em Ciências na Área de
Tecnologia Nuclear.

Orientadora:
Dra. Ieda Irma Lamas Cunha

São Paulo
1998

**ACÚMULO E ELIMINAÇÃO DE Cs-137 PELA
ALGA *Gracilaria caudata* E PEIXE *Abudefduf saxatilis*.
MODELO COMPARTIMENTAL.**

SANDRA REGINA MATTIOLO-MARCHESE

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do grau de Mestre em Ciências na Área de Tecnologia Nuclear.

Orientadora:
Dra. Ieda Irma Lamas Cunha

São Paulo
1998

A meus pais,

Tereza e Milton por terem me ensinado, através de seus exemplos, a ter
perseverança para alcançar meus objetivos

A meus irmãos,

Fátima e Amilton,

Ao Maurício, meu esposo, pelo seu amor e incentivo,
e a minha filha Isabella, razão maior da minha vida.

"Jamais considere seus estudos como uma obrigação, mas como uma oportunidade invejável (...) para aprender a conhecer a influência libertadora da beleza do reino do espírito, para seu próprio prazer pessoal e para proveito da comunidade à qual seu futuro trabalho pertencer".

Mensagem de Einstein a estudantes de Princeton, EUA

AGRADECIMENTOS

À Dra. IEDA IRMA LAMAS CUNHA, que com sua paciência e amizade se dispôs, antes de tudo, a me iniciar como pesquisadora e me orientar nesse trabalho;

Ao Dr. CARLOS HENRIQUE DE MESQUITA, pelo inestimável apoio durante a elaboração do modelo compartimental, cálculo de dose e preciosos comentários;

Ao Contra-Almirante(EN) IVAN DE AQUINO VIANA, Diretor do Centro Tecnológico da Marinha em São Paulo - CTMSP, pela oportunidade que me foi concedida para o término deste trabalho;

Ao Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares - IPEN, na pessoa do seu Superintendente Dr. CLÁUDIO RODRIGUES, em especial à Supervisão de Radioquímica e à Coordenadoria de Aplicações de Engenharia e na Indústria;

Ao Vice-Almirante (EN-Rrm) OTHON LUIZ PINHEIRO DA SILVA, pelo incentivo e oportunidade de ingressar na vida científica;

Ao Centro de Biologia Marinha da Universidade de São Paulo - CEBIMar, na pessoa do seu Diretor o Prof. Dr. JOSÉ CARLOS DE FREITAS e da Bióloga VALÉRIA FLORA HADEL, e a todos os seus funcionários, pelo carinho, amizade e pelo uso de suas instalações e equipamentos;

Ao Departamento de Botânica da Universidade de São Paulo - LAM, na pessoa da Dra. ESTELA PLASTINO, pela solicitude na obtenção e cultivo da alga Gracilaria caudata;

A minha irmã FÁTIMA pelo incentivo, amizade e revisão do português;

À ELAINE, pela valiosa ajuda e amizade;

À Dra. NÉLIDA LÚCIA DEL MASTRO pelo incentivo;

Ao RUBENS pela ajuda nos cálculos;

Aos bibliotecários do IPEN em especial à MARIA TEREZA ZAVITOSKI e DORALICE DE LIMA XAVIER, e a bibliotecária do CTMSP, MARIA EUPHRASIA MARTINS pela presteza;

Aos professores do Instituto Oceanográfico da USP Prof^a ELISABETH AIDAR, Prof^a AIRTON SANTO TARARAM e Prof^a LUIZ ROBERTO TOMMASI, pelos valiosos comentários;

Às amigas do Instituto Oceanográfico da USP, EMÍLIA, SILVIA e SATIE, pela amizade, incentivo e opiniões valiosas;

À SUSY pelo incentivo e principalmente amizade e carinho sempre demonstrados;

A "você" que estava passando na hora errada (para mim, a certa!) me ajudando a carregar os galões (100 litros!) de água do mar; e

A todos os demais que de alguma maneira colaboraram para a realização deste trabalho

meus sinceros agradecimentos.

Em especial,

aos pequeninos seres, que sem poder de decisão, foram utilizados neste trabalho...

Artigo I - Todas as pessoas que pratiquem a experimentação biológica devem tomar consciência de que o animal é dotado de sensibilidade, de memória e que sofre sem poder escapar à dor" (Princípios Éticos na Experimentação Animal - Colégio Brasileiro de Experimentação Animal - COBEA)

ACÚMULO E ELIMINAÇÃO DE Cs-137 PELA ALGA *Gracilaria caudata* E PEIXE *Abudefduf saxatilis*. MODELO COMPARTIMENTAL.

Sandra Regina Mattiolo Marchese

RESUMO

O cézio-137 (^{137}Cs) é um radionuclídeo crítico do ponto de vista radioecológico por apresentar meia-vida física longa (30 anos), um alto rendimento de fissão e ser um análogo químico do sódio e potássio, elementos fundamentais para os seres vivos, presentes em grandes concentrações em todas as células. Este trabalho teve como objetivo estudar o acúmulo e eliminação do ^{137}Cs pela alga *Gracilaria caudata* e peixe *Abudefduf saxatilis*, a partir da água do mar contaminada com esse radionuclídeo e obter as constantes de transferência do ^{137}Cs da água para os respectivos organismos. O Fator de Concentração encontrado para o peixe foi de $5,6 \pm 0,2$ e para a alga de $13,0 \pm 0,6$. Com 7 e 22 dias, o peixe e a alga, respectivamente eliminaram a metade da quantidade do radionuclídeo acumulado. Para o peixe, também foi verificada a sua eficiência de ingestão para o ^{137}Cs , a partir do alimento contaminado, sendo que o peixe assimilou apenas 47,6% do ^{137}Cs presente no alimento e, com 4 dias já havia eliminado mais da metade da radioatividade ingerida. Foi proposto um modelo tri-compartimental para explicar a distribuição do ^{137}Cs nos compartimentos (água - alga e água - peixe). Os dados obtidos nos experimentos de acúmulo e eliminação do ^{137}Cs foram aplicados no Programa AnaComp, que permite a análise compartimental, quantificando através das constantes de transferência (k) a distribuição do ^{137}Cs da água do mar para os organismos e vice-versa. O Programa AnaComp também permitiu calcular a dose que o homem receberia com o consumo do peixe contaminado com o referido radionuclídeo. Foram verificados os níveis de ^{137}Cs , proveniente do fenômeno fallout, em amostras ambientais, da região de São Sebastião, litoral norte do Estado de São Paulo, onde está localizado o Centro de Biologia Marinha da Universidade de São Paulo - CEBIMar - USP.

Cs-137 ACCUMULATION AND ELIMINATION BY *Gracilaria caudata* ALGA AND *Abudefduf saxatilis* FISH. COMPARTIMENTAL ANALYSIS.

Sandra Regina Mattiolo Marchese

ABSTRACT

From the ecological point of view, ^{137}Cs is a critical radionuclide because its physical half-life is long (30 years), and it has a high fission yield. Besides, it presents similar characteristics to sodium and potassium, fundamental elements for the living organisms, in great concentration in all cells. This work has as aim to study the ^{137}Cs accumulation and elimination by the alga *Gracilaria caudata* and by the fish *Abudefduf saxatilis* as well as to obtain the transfer constants of the ^{137}Cs from the water into the organisms. The concentration factor found for the fish was 5.6 ± 0.2 and for the alga, 13.0 ± 0.6 . With 7 and 22 days, the fish and alga respectively had already eliminated half of the accumulated radionuclide. The ^{137}Cs ingestion efficiency by the fish was also studied and it was verified that the fish assimilated only 47.6 % of the cesium content in the food; and within of 4 days it had eliminated more than half of ingested cesium. A compartmental model was proposed to explain the distribution of cesium in the compartments (water - alga and water - fish). Data obtained from the experiments of ^{137}Cs accumulation and elimination were applied in the AnaComp Program. This program permits the compartmental analysis, and quantifies the cesium distribution from the sea-water to the organisms, and vice versa, through the transfer constants (k). The AnaComp Program also allowed to calculate the dose that one would receive by the consumption of fish contaminated by cesium. Levels of ^{137}Cs from the global fallout in environmental samples, from São Sebastião, northern coast of São Paulo, (where the "Centro de Biologia Marinha da Universidade de São Paulo - CEBIMar - USP" is located), were verified.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	01
1.1	Comportamento dos radionuclídeos no meio marinho.....	04
1.2	Fator de Concentração (FC), Fator de Eliminação (FE) e meia-vida biológica.....	06
1.3	Emprego dos traçadores radioativos para determinar o FC, o FE e meia-vida biológica.....	08
1.4	Análise Compartmental.....	10
1.5	Objetivos Gerais.....	13
2	MATERIAIS E MÉTODOS.....	15
2.1	Definição das espécies a serem estudadas.....	15
2.1.1	Características gerais da <i>Gracilaria caudata</i>	16
2.1.2	Características gerais do <i>Abudefduf saxatilis</i>	17
2.2	Reagentes.....	18
2.3	Materiais de laboratório e equipamentos.....	18
2.4	Preparo do traçador radioativo de ^{137}Cs	20
2.4.1	Equipamento de Proteção Individual.....	20
2.5	Preparo da água do mar.....	20
2.6	Cultivo da <i>Gracilaria caudata</i> e Sistema de Exposição.....	21
2.7	Cultivo do <i>Abudefduf saxatilis</i>	21
2.8	Experimentos de acúmulo e eliminação de ^{137}Cs na alga <i>Gracilaria caudata</i>	22
2.9	Experimentos de acúmulo e eliminação de ^{137}Cs no peixe <i>Abudefduf saxatilis</i>	24

2.10 Experimentos de eficiência de ingestão (EI) do peixe <i>Abudefduf saxatilis</i> , a partir do alimento contaminado com ^{137}Cs	25
2.11 Cálculo do FC, FE e EI, a partir da água e alimento contaminados.....	27
2.12 Análise de Amostras Ambientais.....	28
2.12.1 Região de Coleta.....	28
2.12.2 Processamento e análise das amostras.....	29
3 RESULTADOS.....	31
3.1 Experimentos de acúmulo e eliminação de ^{137}Cs	31
3.2 Proposição de um modelo de distribuição do ^{137}Cs	37
3.3 Aplicação do Programa AnaComp para cálculo dos coeficientes transferência.....	39
3.3.1 Sistema água ↔ alga.....	39
3.3.2 Sistema água ↔ peixe.....	42
3.4 Aplicação do Programa AnaComp para o cálculo de dose.....	45
3.5 Análise de ^{137}Cs em Amostras Ambientais	47
4 DISCUSSÃO.....	48
5 CONCLUSÕES.....	57
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	59
ANEXO "1".....	67

LISTA DE TABELAS

3.1	Acúmulo de ^{137}Cs pela <i>Gracilaria caudata</i> , a partir da água do mar.....	31
3.2	FC de ^{137}Cs pela <i>Gracilaria caudata</i> , em função do tempo	32
3.3	Eliminação de ^{137}Cs pela <i>Gracilaria caudata</i> , em função do tempo	33
3.4	Acúmulo de ^{137}Cs pelo <i>Abudefduf saxatilis</i> , a partir da água do mar.....	34
3.5	FC de ^{137}Cs pelo <i>Abudefduf saxatilis</i> , em função do tempo	35
3.6	Eliminação de ^{137}Cs pelo <i>Abudefduf saxatilis</i> , em função do tempo	36
3.7	Eliminação de ^{137}Cs pelo <i>Abudefduf saxatilis</i> , em função do tempo, a partir do alimento contaminado.....	37
3.8	Contagens de ^{137}Cs (valores experimentais e calculados pelo Programa AnaComp) — no experimento de acúmulo do ^{137}Cs pela alga.....	40
3.9	Eliminação de ^{137}Cs pela <i>Gracilaria caudata</i> (valores experimentais e calculados pelo Programa AnaComp), em função do tempo.....	41
3.10	Contagens de ^{137}Cs pelo peixe <i>Abudefduf saxatilis</i> (valores experimentais e calculados pelo Programa AnaComp).....	43
3.11	Eliminação de ^{137}Cs pelo peixe <i>Abudefduf saxatilis</i> (valores experimentais e calculados pelo Programa AnaComp).....	44
3.12	Níveis de ^{137}Cs em amostras ambientais da Região de São Sebastião-Litoral Norte do Estado de São Paulo.....	47

1 INTRODUÇÃO

A humanidade e o meio ambiente sempre estiveram sujeitos à radiação, sendo continuamente expostos à radiação cósmica e aos radionuclídeos presentes no solo, alimentos, água e ar.

A maioria dos raios cósmicos tem origem no espaço interestelar, tendo alguns sido formados durante o processo de explosão solar. Os raios cósmicos irradiam a Terra e interagem com a atmosfera produzindo partículas e materiais radioativos, como os radionuclídeos cosmogênicos (^3H , ^{14}C e ^7Be).

Dos radionuclídeos presentes no solo, podemos citar o ^{40}K , ^{87}Rb e os originários do decaimento das séries radioativas naturais do ^{238}U , ^{235}U e ^{232}Th . Estes radionuclídeos são chamados de primordiais e foram originados durante o processo de formação do universo. A radiação terrestre varia ao redor do mundo, dependendo da concentração dos materiais radioativos na crosta terrestre.

Aproximadamente 2/3 da dose equivalente efetiva recebida pelo homem pelas fontes naturais é proveniente de substâncias radioativas que se encontram no ar que respiramos, nos alimentos que ingerimos e na água que bebemos (JACOMINO E MADUAR, 1992).

O radônio(^{222}Rn), um gás invisível, insípido e inodoro, pertencente à cadeia de decaimento do ^{238}U , é uma das fontes mais importantes de radiação natural que flui da terra. Os seus produtos de decaimento ^{210}Pb e ^{210}Po contribuem com cerca de $\frac{3}{4}$ da dose equivalente efetiva anual recebida pelo homem, decorrente das fontes terrestres, e com aproximadamente metade da dose recebida em virtude de todas as fontes naturais. Esses radionuclídeos introduzem-se no organismo fundamentalmente com o alimento, e ambos concentram-se principalmente nos peixes e mariscos.

Na Austrália, uma região rica em urânio, as pessoas recebem doses 75 vezes maiores que os valores normais, por consumirem carne de ovinos e cangurus, que se alimentam de líquens com alta concentração destes radionuclídeos (UNSCEAR, 1988).

Nas últimas décadas, o homem tem produzido artificialmente vários radionuclídeos e tem aprendido a utilizar a energia do átomo para os mais variados fins: medicina, agricultura, produção de energia elétrica e armas militares.

Os elementos de origem antropogênica começaram a poluir o meio ambiente, após a 2ª Guerra Mundial, em consequência de testes nucleares, e mais tarde, através de efluentes de rejeitos radioativos gerados nas unidades de reprocessamento do combustível nuclear, deposição de rejeitos radioativos e acidentes nucleares.

Apesar da possibilidade de contaminação do meio ambiente, o crescimento na demanda mundial de energia levou o homem a avaliar todas as fontes energéticas, incluindo a nuclear, que é uma alternativa viável quando comparada com outras fontes de energia, quanto à segurança, confiabilidade, economia e mesmo em relação ao impacto ambiental. Por exemplo, a fissão de 0,5 kg de ^{235}U produz a mesma quantidade de energia que se obtém queimando 3 milhões de toneladas de carvão e ameniza problemas ambientais causados pela chuva ácida e efeito estufa. O navio mercante americano Savannah, com propulsão nuclear, entrou em serviço em 1962 e numa série de viagens de apresentação ao redor do mundo, percorreu 160.000 km, queimando apenas 16 kg de ^{235}U (GAINES, 1989).

Porém, como as outras fontes energéticas, a energia nuclear também acarreta problemas ambientais, relacionados com a produção e a deposição de rejeitos radioativos.

As centrais nucleares constituem-se em apenas uma das etapas do ciclo do combustível. Este inicia-se com a extração, tratamento e purificação do minério de urânio, enriquecimento para o isótopo fissil - ^{235}U - fabricação e reprocessamento do elemento combustível. Quando este já foi usado no núcleo do reator, é reprocessado para a recuperação do material fissil (^{235}U e

²³⁹Pu) e retirada dos produtos de fissão formados na queima do combustível, gerando os rejeitos radioativos.

As descargas de efluentes das centrais nucleares, reatores nucleares e usinas de reprocessamento, variam geograficamente e com o tempo, de acordo com o número de instalações nucleares existentes, o período de operação e o nível de radiação dos efluentes.

No relatório UNSCEAR (1988), encontra-se uma estimativa da quantidade de radionuclídeos liberados no meio marinho, pelos reatores nucleares para produção de energia elétrica e usinas de reprocessamento de combustível nuclear. No caso do ¹³⁷Cs, a liberação pelas usinas nucleares de reprocessamento é de 9 a $5 \cdot 10^3$ TBq, respectivamente.

As descargas de efluentes provenientes de usinas de reprocessamento vêm diminuindo. No Reino Unido, região de Sellafield, foram de 2,7 PBq em 1980-81, 1,6 PBq em 1982-83 e 0,38PBq em 1984-85. Em Cap de La Hague, França, o ¹³⁷Cs liberado foi de 0,039 PBq em 1980-82 e 0,027PBq de 1983-85.

No passado, os rejeitos radioativos sólidos e líquidos eram depositados em grande escala nos oceanos. Os Estados Unidos, nos anos de 1946 a 1957, utilizaram o Oceano Pacífico, e o Reino Unido o Oceano Atlântico. Os materiais eram depositados em containers, prevenindo a perda de radionuclídeos para o meio aquático, por um tempo razoável, até o seu decaimento parcial. Este tipo de armazenamento foi utilizado até o ano de 1982. A quantidade total de material radioativo armazenado sob esta forma é de 60 PBq.

Outras fontes de contaminação radioativa são os testes e acidentes nucleares. Os principais acidentes nucleares ocorreram em Windscale (U.K em 1957), Chelyabinsk (URSS em 1957), Three Mile Island (USA em 1979) e Chernobyl (URSS em 1986). A deposição do ¹³⁷Cs nos oceanos devido ao acidente de Chernobyl foi de 4,7 PBq.

Os testes nucleares alcançaram seus pontos culminantes durante o período de 1954 a 1958, quando foram feitas as explosões pelos Estados Unidos, URSS e Reino Unido; e entre 1961 e 1962, pelos Estados Unidos e a URSS.

Com a explosão de armas nucleares ou acidentes nucleares, o homem fica exposto à radiação pela formação de fragmentos radioativos (produtos de fissão), que são dispersos na atmosfera e se depositam sobre a terra dando origem ao fenômeno denominado “fallout”.

A precipitação radioativa contém mais de 200 tipos diferentes de radionuclídeos, no entanto, apenas alguns irão contribuir significativamente para a exposição do homem à radiação, dentre eles, o ^{131}I , ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{95}Zr e ^{239}Pu . Esses três primeiros, possuem importantes constituinte biológico análogo, a saber, iodo, potássio e cálcio, respectivamente.

1.1 Comportamento dos radionuclídeos no meio marinho

O ecossistema marinho, em especial, desperta grande interesse, principalmente porque no planeta Terra, os oceanos cobrem aproximadamente 70% da superfície terrestre (ODUM, 1988).

Devido as suas próprias características, o homem ao longo dos tempos vem explorando e utilizando os recursos dos ecossistemas aquáticos para diversos fins, e juntamente com esta exploração cresce a necessidade do conhecimento deste ambiente.

Nas últimas décadas surgiram numerosas substâncias como: antibióticos, plásticos, pesticidas, fertilizantes, radionuclídeos, etc., algumas das quais perigosas para a saúde humana e para o ambiente. Estas substâncias produzidas pelo Homem têm sido lançadas continuamente nos ecossistemas aquáticos, podendo ser transportadas e transformadas no ambiente (BERTOLETTI, 1992 e SABLJIC, 1991).

O fato de praticamente todos os compartimentos do ambiente conterem traços de radionuclídeos naturais e artificiais, estimulou o estudo do comportamento dos radionuclídeos nos ecossistemas importantes para o homem.

O ambiente marinho tem sido considerado um vazadouro natural, sendo que muitos elementos provenientes da atividade humana têm se aproximado ou até mesmo excedido os níveis naturais. O excesso de alguns elementos, como o chumbo, dióxido de carbono e alguns radionuclídeos, podem ser detectados até mesmo em mar aberto (GESAMP, 1980).

Os radionuclídeos quando introduzidos na água são dispersos, diluídos, redistribuídos e finalmente acumulados em compartimentos específicos do ambiente. De uma forma geral, a distribuição dos radionuclídeos no meio ambiente é influenciada por um conjunto de fatores físicos, químicos, biológicos, hidrológicos, meteorológicos e oceanográficos. A Figura 1.1 mostra os processos que afetam a distribuição dos radionuclídeos na biota marinha.

Figura 1.1 - Distribuição dos radionuclídeos na biota marinha (VTT Energy, 1994).

Dentre os radionuclídeos artificiais, o ^{137}Cs é um dos produtos de fissão de grande importância radioecológica, por possuir meia-vida física de 30 anos, alto rendimento de fissão e ter comportamento químico semelhante ao sódio e potássio, importantes constituintes biológicos, que são o sexto e o sétimo elementos em abundância na crosta terrestre, respectivamente. A maior fonte de sódio é o sal, cloreto de sódio - NaCl , ou sal marinho, sal-gema. O potássio ocorre como cloreto de potássio - KCl , na água do mar ou como cartalita $\text{KCl} \cdot \text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, em depósitos minerais (LEE, 1980).

É estimado que do ^{137}Cs existente na água do mar, 23% está como partícula em suspensão, 7% em estado coloidal e cerca de 70% em estado iônico (BOLEA, 1978). O cézio acumula-se nos organismos por adsorção, absorção ou ingestão. Na cadeia alimentar sua concentração aumenta com o nível trófico.

Como mencionado por WILLIAMS E SWANSON (1958) e WILLIAMS (1960) foi definida uma taxa metabólica cézio-potássio nas células vivas, que é interrompida somente com a morte. As células vivas acumulam potássio e excluem sódio, mas como o potássio pode ser substituído pelo cézio, tem-se também, a sua participação nesse processo. Nesta conexão, tem-se 1 pCi de cézio por grama de potássio. Apesar desses elementos serem igualmente assimilados, a meia vida biológica do cézio excede à do potássio de um fator de 2 a 5.

1.2 Fator de Concentração (FC), Fator de Eliminação (FE) e meia-vida biológica

A partir do momento em que os radionuclídeos são acumulados pela biota ou transferidos através da cadeia alimentar, é importante quantificar esses processos para prever riscos do consumo dos organismos marinhos. Isto envolve a identificação dos caminhos, as espécies bioindicadoras da poluição e a extensão do acúmulo em diferentes níveis tróficos.

A razão entre a concentração do radionuclídeo no organismo e a concentração do mesmo na água é conhecida como Fator de Concentração (FC) e é um parâmetro usado para verificar a capacidade que o referido organismo tem de concentrar o radionuclídeo a partir da água ou sedimento (POLIKARPOV, 1966).

Os organismos estão em equilíbrio dinâmico com o meio, com constantes trocas metabólicas com a água. O ^{137}Cs , juntamente com o nuclídeo estável correspondente (potássio) também participa destas trocas, resultando uma alta concentração do radionuclídeo nos organismos marinhos.

Os mecanismos de transferência de radionuclídeos pela cadeia alimentar também são relevantes. A eficiência do acúmulo do radionuclídeo diretamente da água ou através da cadeia alimentar depende do tipo de organismo e do radionuclídeo.

Dentre as espécies que ocorrem em uma determinada região, aquela que mais concentrar uma determinada substância, no caso um radionuclídeo, é chamada de indicador biológico ou bioindicador.

Uma vez acumulado pela biota, a eliminação do radionuclídeo irá depender do seu decaimento físico e da troca com os átomos estáveis do meio marinho, caracterizando assim o Fator de Eliminação (FE). O tempo em que o organismo elimina, por processos biológicos, a metade da concentração inicial do radionuclídeo é denominado meia-vida biológica. Podemos dizer que, para os radionuclídeos com meia-vida física curta, este é o processo mais importante, e a meia-vida biológica curta torna-se mais importante, quando a meia-vida física é longa. No caso do ^{137}Cs (meia-vida física de 30 anos) o processo de eliminação pelo organismo é de suma importância (POLIKARPOV, 1966).

Os parâmetros FC e FE dependem principalmente das interações entre o organismo e a água do mar.

1.3 Emprego dos traçadores radioativos para determinar o FC, o FE e meia-vida biológica

Os traçadores radioativos têm sido amplamente utilizados em ensaios biológicos, para determinar os indicadores biológicos de substâncias tóxicas e o fator de concentração (FC) de radionuclídeos nos diferentes níveis tróficos. Diversos organismos têm contribuído para essa finalidade, como peixes, crustáceos, moluscos, equinodermos, etc. O uso desta técnica vem aumentando nossos conhecimentos das águas oceânicas e dos seres vivos que habitam esses ecossistemas.

GUIMARÃES E PENNA-FRANCA (1985) realizaram experimentos de laboratório para determinar o fator de concentração das algas *Sargassum filipendula*, *Padina vickersiae* e *Acanthophora spicifera* para o ^{137}Cs e outros radionuclídeos a partir da água contaminada.

Os experimentos foram feitos em aquários de vidro com 12 litros de água do mar e 1 cm de sedimento. A água foi contaminada com os radionuclídeos, sendo que a concentração utilizada variou de 185 a 925 MBq/L. Porções das algas foram periodicamente removidas do aquário, lavadas com água do mar livre de traçador, colocadas em béqueres com 40 mL de água e monitoradas por espectrometria gama, para avaliar o FC, retornando em seguida ao aquário para continuar o experimento. Quando as algas atingiram um aparente equilíbrio de acúmulo, foram transferidas para um aquário com água do mar livre de traçador e monitoradas periodicamente para se determinar o FE.

O equilíbrio de acúmulo para o ^{137}Cs foi atingido depois de 16 dias para a alga *Acanthophora spicifera* e 24 dias para as outras espécies. Os valores encontrados de FC foram 43 ± 18 , 62 ± 31 e 52 ± 44 para *Sargassum*, *Padina* e *Acanthophora*, respectivamente, com as correspondentes meia-vida biológica 18,1; 14 e 14,2 dias.

GOUVEA *et al.* (1985a) estudaram a cinética de acúmulo e eliminação de ^{137}Cs , ^{131}I , ^{133}Ba , ^{51}Cr , ^{60}Co e ^{65}Zn em *Bunodosoma caissarum* (anêmona), determinando para quais radionuclídeos esse organismo seria um indicador biológico de contaminação radioativa.

Os organismos foram colocadas em aquários com água do mar, sob aeração permanente e temperatura de 20 a 25°C. A concentração dos traçadores radioativos utilizados variou de 5,55-9,25 KBq/L para o cézio, iodo, cobalto e bário, para o crômio de 29,6 a 37KBq/L e zinco de 3,7KBq/L.

Periodicamente foi efetuada a contagem dos radionuclídeos por espectrometria gama no organismo, devolvendo-o em seguida ao seu respectivo aquário. O experimento durou 24h, quando foi atingido o equilíbrio aparente. A seguir, os espécimes foram colocados em aquários, com água do mar livre de traçador, para verificar a eliminação dos radionuclídeos.

Os valores de FC obtidos foram de 20,0 (crômio III); 14,5 (zinco); 8,6 (crômio VI); 5,8 (cobalto); 3,8 (césio); 1,2 (iodo); 1,0 (bário); e os valores mais altos de meia-vida biológica foram registrados para o zinco (823,0d) e crômioVI (784,0d). O zinco-65 e o crômio-51, possui meia-vida física de 244,4 d e 27,7 d respectivamente.

Os autores verificaram que a espécie *Bunodosoma caissarum* pode ser aplicada como indicador da contaminação radioativa para o Cr, Zn e Co devido aos elevados fatores de concentração.

GOUVEA *et al.* (1985b) também fizeram o mesmo estudo com o molusco *Perna perna*, que é muito consumido pela população.

A metodologia e os radionuclídeos estudados foram os mesmos descritos no trabalho acima. Os valores de FC encontrados para o tecido mole, foram 31,2 (zinco); 7,4 (crômio III); 3,9 (cobalto); 3,9 (crômio VI); 3,5 (césio); 0,5 (iodo) e 0,2(bário).O zinco apresentou o maior valor, relativo ao tecido mole, sugerindo uma predominância de zinco neste tecido sobre a concha. Este elemento existe em muitas enzimas e hormônios nas células.

GUARY E FOWLER (1990) realizaram experimentos com o crustáceo *Carcinus maenas* para verificar os mecanismos metabólicos de absorção e eliminação dos nuclídeos transurânicos ^{237}Pu e ^{241}Am a partir da água contaminada.

Os experimentos foram realizados em aquários com água do mar marcada com os radionuclídeos. Os animais foram monitorados periodicamente por espectrometria gama, até o 8º dia, quando o experimento foi interrompido. Posteriormente, os crustáceos foram colocados em aquários, com água do mar livre de traçador, para verificar a eliminação dos radionuclídeos e calcular a meia vida-biológica.

Os valores de FC encontrados foram de 145 e 75 para o ^{241}Am e ^{237}Pu , respectivamente. A eliminação foi relativamente rápida. A meia-vida biológica foi de 55 dias para o plutônio e 45 dias para o amerício (a meia-vida física destes elementos são: 45,3 dias para o ^{237}Pu e 432,2 anos para o ^{241}Am).

Além da absorção dos radionuclídeos através da água do mar, os autores determinaram a eficiência de ingestão através do alimento contaminado. Foram determinadas a fração de ingestão que foi assimilada após uma refeição marcada com os diferentes radionuclídeos e a curva de excreção desta alimentação. Utilizou-se como alimento, mexilhão, *Artemia* sp ou minhoca, que foram marcados com o radioisótopo e ministrados ao crustáceo.

Foi constatado que apenas 65% da radioatividade presente no alimento foi efetivamente ingerida pelo crustáceo, a remanescente foi dispersa na água, quando o alimento foi mastigado e ingerido.

1.4 Análise Compartmental

O conhecimento do comportamento e a distribuição dos radionuclídeos nos organismos, são de suma importância para entender como estes elementos distribuem-se no ecossistema.

A técnica da análise compartimental pode ser definida como um modelo para definir quantitativamente um fármaco, desde sua administração até o momento em que é liberado do organismo, em função do tempo. Um compartimento é um volume real de distribuição potencial de qualquer substância (ARAÚJO, 1995).

Pode-se descrever a Análise Compartimental como a representação de um modelo que estima a distribuição quantitativa de uma substância em diferentes compartimentos em função do tempo (MURPHY, 1992 e SEYDEL *et al.*, 1992).

A metodologia de modelagem envolve a postulação de um modelo, ou seja, um esquema que represente a distribuição do radionuclídeo entre os compartimentos, a transformação dos dados, que descrevem este modelo em parâmetros, o teste de modelos alternativos e a programação de novos experimentos.

O modelo do qual se parte é sempre uma hipótese. As equações matemáticas e os modelos são utilizados para descrever os resultados experimentais e obter constantes de transferência (k), que indicam as taxas de absorção e eliminação. Se houver concordância entre os parâmetros determinados experimentalmente e o modelo escolhido, pode-se considerar como válida a hipótese de partida (MURPHY, 1992).

Nos experimentos de acúmulo e eliminação do radionuclídeo por um organismo marinho, a curva pode assumir a forma de simples exponencial (Equação 1.1) ou de uma série de exponenciais (Equação 1.2).

$$C(t) = C_1 \cdot e^{-\lambda_1 t} \quad (\text{Equação 1.1})$$

$$C(t) = \sum_{i=1}^n C_i \cdot e^{-\lambda_i t} \quad (\text{Equação 1.2})$$

Nestas equações, que descrevem a variação da concentração do radionuclídeo nos organismos em função do tempo: $C(t)$ é a concentração no tempo t ; C_i são as concentrações extrapoladas sobre o eixo das ordenadas, na curva concentração versus tempo, para cada componente exponencial da curva (concentração no tempo zero); as constantes λ_i , representadas pela inclinação de cada componente da curva, são constantes de velocidades híbridas, uma vez que representam uma combinação dos processos de distribuição, difusão e eliminação do compartimento central, determinadas pelas constantes de velocidade de transferência (k).

A análise das curvas experimentais pode ser feita utilizando-se programas de computador adequados, alimentados, basicamente, com os dados experimentais das diferentes amostragens efetuadas nos compartimentos, em função do tempo, após a introdução do organismo na água com traçador.

A análise compartimental tem sido amplamente utilizada em diversas áreas. O estudo da cinética de radiofármacos tem sido a base de diagnósticos em Medicina Nuclear.

ARAÚJO (1995) elaborou um modelo compartimental e delineou um experimento para observar a distribuição biológica dos compostos diaminoditiólicos para marcação com ^{99m}Tc (L, L-EC- ^{99m}Tc), no sangue, corpo inteiro, urina, fezes, fígado e cérebros de camundongos. Ao aplicar o Programa AnaComp (MESQUITA, 1991) aos dados de distribuição biológica, realizados em camundongos, pode definir os locais de biotransformação, as vias de transporte hepato-biliar e renal, as constantes de transferência (k) e simular os modelos propostos.

NOLAN *et al.* (1990) utilizaram o peixe *Serranus scriba* para determinar o fator de concentração para o ^{134}Cs , ^{60}Co e ^{85}Sr , a partir da água e alimento contaminados, a eficiência de ingestão do predador e aplicaram um modelo compartimental para quantificar o processo de transferência dos radionuclídeos.

Os valores de FC e FE obtidos nessas duas vias de transferência, em função do tempo, foram aplicados em um modelo proposto com três compartimentos, para estimar as taxas de acúmulo e eliminação dos radionuclídeos nos diferentes compartimentos.

O radionuclídeo é transferido da água para a presa e predador nas taxas $k_{0,1}$ e $k_{0,2}$, respectivamente. Essas espécies eliminam a radioatividade acumulada nas taxas de $k_{1,0}$ e $k_{2,0}$. O predador acumula radioatividade a partir da presa à taxa de $k_{1,2}$. A radioatividade do predador no tempo (t) é equivalente a soma dos vetores água e alimento.

Os autores concluíram que com os dados experimentais de laboratório e a aplicação de modelos, é possível estabelecer as vias de transferências dos radionuclídeos através de cadeias alimentares e o tempo necessário para se atingir as condições de equilíbrio no acúmulo e eliminação da radioatividade.

1.5 Objetivos Gerais

O presente trabalho tem como objetivo estudar a transferência de ^{137}Cs em organismos marinhos, quantificando as taxas de acúmulo e eliminação do radionuclídeo. A escolha dos organismos foi feita a partir de dados de pesquisa em um ecossistema marinho bastante estudado, sendo definidos a alga *Gracilaria caudata* e o peixe *Abudefduf saxatilis*.

Enfatiza-se os principais objetivos específicos:

a) determinar para a alga *Gracilaria caudata*, o Fator de Concentração (FC), o Fator de Eliminação (FE) e a meia-vida biológica pela contaminação com ^{137}Cs , ou seja o quanto a alga acumula e elimina de ^{137}Cs a partir da água do mar em função do tempo;

b) determinar para o peixe *Abudefduf saxatilis* o Fator de Concentração (FC), o Fator de Eliminação (FE) e a meia-vida biológica pela contaminação com ^{137}Cs , ou seja, o quanto o peixe acumula e elimina de ^{137}Cs a partir da água do mar em função do tempo;

c) determinar para o peixe *Abudefduf saxatilis* a Eficiência de Ingestão (EI) e o Fator de Eliminação (FE) após a ingestão de alimento marcado com ^{137}Cs ;

d) propor um modelo de transferência do ^{137}Cs nos compartimentos estudados e avaliar o modelo;

e) utilizando o programa AnaComp, aplicar os dados obtidos nos experimentos de FC e FE para estimar as constantes de transferência (k) do radionuclídeo entre os compartimentos e estimar a dose que o homem receberia caso consumisse peixe contaminado com ^{137}Cs ;

f) verificar os níveis de ^{137}Cs em amostras marinhas (água, sedimento, alga, molusco, peixe) da região de São Sebastião, onde está localizado o CEBIMar-USP.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

A área escolhida como base para os estudos foi o litoral norte do Estado de São Paulo, São Sebastião, onde fica o Centro de Biologia Marinha, da Universidade de São Paulo - CEBIMar.

As espécies escolhidas foram cultivadas e/ou criadas em laboratório para determinar os parâmetros FC, FE e a meia-vida biológica, a partir da água do mar contaminada com ^{137}Cs . Para o peixe também foi determinada a Eficiência de Ingestão - EI através do alimento marcado com ^{137}Cs .

Os resultados obtidos nestes experimentos foram aplicados no programa AnaComp - Análise Compartmental, que forneceu as constantes de transferência (k) do radionuclídeo de um compartimento a outro e estimou a dose que o homem receberia em caso de ingestão de peixe contaminado com ^{137}Cs .

Em outra etapa do trabalho, foi feita a determinação dos níveis de ^{137}Cs em amostras marinhas da região próxima ao CEBIMar, avaliando o ^{137}Cs proveniente do fenômeno de "fallout".

2.1 Definição das espécies a serem estudadas

Na escolha dos organismos usados nos experimentos de laboratório, alguns fatores foram levados em consideração, como a abundância dos organismos no litoral, tamanho, facilidade de coleta, adaptabilidade às condições de laboratório, importância econômica, etc. Baseando-se nestes fatores, definiu-se: a alga *Gracilaria caudata* e o peixe *Abudefduf saxatilis*.

2.1.1 Características gerais da *Gracilaria caudata*

Dentre as algas marinhas de importância econômica que ocorrem no litoral do Brasil, destaca-se o gênero *Gracilaria* sp, considerado o recurso brasileiro mais importante para a produção de ágar, sendo atualmente o único gênero utilizado para obtenção do ficocolóide no país (OLIVEIRA 1981a), OLIVEIRA 1981b) e OLIVEIRA 1980c)). O Gênero *Gracilaria* conta com mais de 150 espécies, sendo que a maioria delas se concentra nas regiões tropicais, observando-se um rápido declínio desse número com o aumento da latitude (BIRD E McLACHLAN, 1982). A Figura 2.1 mostra a alga *Gracilaria caudata*.

Figura 2.1 - Alga *Gracilaria caudata* (PLASTINO, 1985)

O ágar é um complexo polissacarídeo extraído de agarócitos das Rhodophyceae . Em geral as algas que produzem ágar são *Gelidium*, *Gracilaria*, *Acanthopeltis*, *Ceramium*, *Pterocladia*. É um substituto da gelatina para fazer emulsões, géis em cosméticos, produção de encapsulados medicinais, base de molde para impressão dental, para cultura de bactérias, laxantes, etc.

A manutenção da vida nas algas dá-se em princípio, da mesma forma que nas espécies superiores: absorvem, incorporam ou assimilam substâncias do exterior, respiram e finalmente

têm que desprender uma série de substâncias que são “desassimiladas”. Trata-se, pois, de uma troca incessante de substâncias químicas, troca essa que se chama metabolismo.

Evidências de um mecanismo ativo de troca iônica entre as plantas marinhas e o mar têm sido observadas em estudos de cinética de absorção/excreção de íons. A taxa de absorção dos íons aumenta muitas vezes em proporção direta às concentrações externas, mas os níveis gradualmente diminuem e tornam-se saturados em concentrações muito altas (DRING, 1992).

2.1.2 Características gerais do *Abudefduf saxatilis*

Este peixe pertence à família Pomacentridae, vive próximo a fundos de rocha e corais, da costa a ilhas oceânicas, em territórios bem definidos onde buscam alimento. É um dos peixes com os mais variados hábitos alimentares, ingerindo: algas bentônicas, copépodes, tunicados pelágicos, peixes pequenos, larvas de vários invertebrados. Reproduzem-se por todo o ano, com picos no verão. Os jovens formam grandes cardumes na meia-água e superfície e os menores acompanham detritos na tona. Esta espécie é tida como circuntropical, ocorre em todo o Atlântico, Ocidental de Massachusetts (EUA) ao Uruguai. São encontrados em águas costeiras de pouca profundidade, em regiões de pedras e recifes (MENEZES E FIGUEIREDO, 1985 e FILHO, 1992). A Figura 2.2 representa o peixe *Abudefduf saxatilis*.

Figura 2.2 - Peixe *Abudefduf saxatilis* (FILHO, 1992).

Os peixes são dotados de órgãos respiratórios localizados, as brânquias que realizam trocas gasosas entre o ambiente externo e o sangue (D'ANCONA, 1970).

A câmara branquial é coberta pelo opérculo que se abre somente na margem posterior deste. As brânquias contraem-se forçando a água através das aberturas operculares. A água penetra pela boca e sai pelo opérculo banhando as brânquias (STORER, 1986).

A digestão se efetua mediante sucos secretados por glândulas e vertidos na luz do aparelho digestivo, de onde são absorvidos pelas células da parede intestinal, transformando os alimentos. As substâncias alimentícias, depois de absorvidas pelas células superficiais ou pela parede intestinal, são transmitidas por estas aos líquidos orgânicos que impregnam os tecidos ou cavidades internas (D'ANCONA, 1970).

2.2 Reagentes

- ácido clorídrico P.A;
- carregador de cério - 10mgCs/mL, preparado a partir do sal de cloreto de cério dissolvido em água;
- molibdato de amônio P.A.;
- nitrato de amônio P.A.;
- fosfato de amônio P.A.;
- ácido nítrico P.A.

2.3 Materiais de laboratório e equipamentos

Além dos equipamentos mais utilizados em laboratório, como balança analítica, centrífuga, chapa de aquecimento, estufa para secagem, bomba de vácuo, agitador mecânico, entre outros, também foram utilizados os seguintes materiais e equipamentos:

- micropropulsor P250 - submerso, marca Platax - Ind. e Com. de Equip. para Aquários Ltda - 242 L/h - acoplado ao filtro biológico para proporcionar aumento do potencial redox e do equilíbrio de bactérias.
- luxímetro da ICEL - LD-500
- lâmpadas fluorescentes “Super Luz do Dia” - General Electric - 40 W
- redinhas tipo coador - tela 100% de polietileno e cabo 100% polipropileno
- compressor de ar, marca Betta
- termostato para controle de temperatura em aquários, Rebello & Ferreira Ltda. 100V e 50W
- aquários de vidro com capacidade para 50L, providos de filtro biológico
- kits de aquarismo para testes de pH, nitrito, amônia.
- papel de filtro nr 589² - 15cm- Carl Scheicher & Schüll - Germany, filtração rápida
- espectrômetro de raios gama, constituído de um detetor de Germânio hiperpuro, tipo Pop-Top da EG & ORTEC, modelo Gem 60210, ligado a um microcomputador, tipo IBM-PC, e eletrônica associada
- detetor de NaI tipo planar e eletrônica associada.
- liofilizador - Freeze Dry System - LABCONCO, modelo - LYPH - LOCK12 da Faculdade de Farmácia da USP
- baldes de 50L e 100L

2.4 Preparo do traçador radioativo de ^{137}Cs

O traçador de ^{137}Cs utilizado nos experimentos foi preparado pelo Laboratório de Metrologia de Radionuclídeos do IPEN, em uma solução de HCl 3M, livre de carregador, com atividade de 130 kBq/mL, sendo diluído até a atividade desejada conforme o experimento.

2.4.1 Equipamento de Proteção Individual

Para o manuseio do traçador de ^{137}Cs e durante os experimentos foi utilizado luvas plásticas descartáveis e dosímetro do tipo filme, colocado na altura do peito, que era aferido mensalmente para verificação das doses recebidas. Estas doses não ultrapassaram a permitida para o trabalhador da área nuclear, recomendada pelo ICRP.

2.5 Preparo da água do mar

A água utilizada nos experimentos foi coletada no CEBIMar-USP, em São Sebastião que possui salinidade em torno de 34 ‰.

Esta água foi filtrada, aquecida por 30 minutos em estufa a 120°C. Neste trabalho, por água do mar esterilizada, deve-se entender a água que passou por este procedimento.

O pH das águas dos aquários manteve-se entre 6 e 7 (papel Universalin-Dika - pH 0-14 Merck) e foi mantida a salinidade da água coletada com água destilada.

2.6 Cultivo da *Gracilaria caudata* e Sistema de Exposição

A alga utilizada nesses experimentos é originária da Praia Dura - costão direito - Ubatuba - São Paulo, por E. M. Plastino do Laboratório de Algas Marinhas do Instituto de Biociências da USP. A alga está na fase gametófito feminino, é um material isolado unialgal, pertencente ao Banco de Germoplasma de Gracilariaceae do Laboratório de Ficologia (LAM) e Herbário do Departamento de Botânica da USP. A espécie utilizada foi *Gracilaria caudata* J. Agardt (Gracilariaceae, Rodophyta).

Optou-se pela utilização de uma alga isolada para não haver a possibilidade de contaminantes (epífitas) que poderiam interferir nos resultados, apesar da espécie ser encontrada na região escolhida para o estudo.

A alga foi cultivada no LAM até atingir massa adequada para a realização dos experimentos. Uma vez por semana a água e o meio de cultura “Von Stoch” preparado segundo EDWARDS, 1970 foram renovados por aproximadamente um mês. Após este período, a alga foi transferida ao laboratório do IPEN, onde permaneceu por mais uma semana em aclimatização antes do início dos experimentos.

O local do experimento foi iluminado por lâmpadas fluorescente “Super Luz do Dia”, GE-40W com fotoperíodo 8 horas/16 horas (claro/escuro). A iluminância foi medida por meio de um luxímetro estabelecendo-se em torno de 3800 lux.

2.7 Cultivo do *Abudefduf saxatilis*

Os peixes foram capturados em São Sebastião, no litoral norte do Estado de São Paulo, por um pescador idôneo, no comprimento de 1,5 a 2,0 cm e aclimatizados por 7 dias em um aquário de 50L, provido com filtro biológico e aeração constante por meio de um compressor de ar. Os peixes foram alimentados três vezes por semana, com uma ração comercial tipo

flocos da marca TETRA MARINE e com *Artemia* sp. A iluminação, o fotoperíodo e a iluminância foram similares ao cultivo da alga.

Os experimentos para avaliar o grau de concentração de agentes químicos em um certo período de tempo pode variar quanto ao sistema de exposição em : estático - sem renovação do meio, semi-estático - com renovação periódica do meio ou de fluxo contínuo.

O sistema de exposição dos experimentos de FC adotado neste trabalho foi o estático - sem renovação do meio.

A intervalos regulares, amostras de água e de organismos devem ser coletadas para acompanhar a assimilação da substância pelo organismo teste até a sua acumulação máxima, que é atingida no estado de equilíbrio. Após esta fase, os organismos devem ser transferidos para uma água de boa qualidade, isenta de produto teste, para avaliação do grau de depuração de substância teste acumulada. A partir destes dados são calculados o fator de concentração no estado de equilíbrio e as constantes de assimilação e depuração do agente químico em estudo (BRASIL, 1988).

2.8 Experimentos de acúmulo e eliminação de ^{137}Cs na alga *Gracilaria caudata*

Os experimentos foram realizados em uma caixa de cimento-amianto nas dimensões de 64x64x20cm, pintada com tinta epóxi.

Dentro da caixa foram colocados dois béqueres com capacidade de 4L, com tampa de acrílico transparente tendo um orifício para entrada de tubo de plástico para aeração. Nestes béqueres foram adicionados 2L de água do mar esterilizada e enriquecida com o mesmo meio de cultura utilizado no LAM.

A alga foi dividida em 8 amostras com massas de aproximadamente 0,15 g para facilitar a amostragem; estas porções foram separadas em béqueres de 100 mL. Assim, em cada béquer de 4L ficaram 4 béqueres de 100 mL com quatro amostras de alga, (Figura 2.3), recobertos por 2L de água contaminada com o céσιο.

Figura 2.3 - Arranjo experimental utilizado nos ensaios biológicos da alga

Antes de introduzir as algas nos respectivos béqueres de 4L foi adicionado o traçador de ^{137}Cs com atividade de 10^6 Bq , esperando-se 48 h para uma possível adsorção de ^{137}Cs na parede do béquer. A água foi submetida, então, à aeração (e circulação), através do tubo plástico que foi acoplado a um compressor de ar.

A temperatura durante o experimento variou de 16-20°C, sendo monitorada por um termômetro colocado dentro de um béquer com água destilada ao lado dos béqueres experimentais e os dados de iluminação, o fotoperíodo e a iluminância foram iguais aos dados mencionados no item 2.5.

Em outro béquer de 4 L foram colocados 0,6g de alga em 2L de água do mar esterilizada e enriquecida com o mesmo meio de cultura, livre de traçador, para controle visual das condições da alga.

A amostras de alga e a água foram monitoradas periodicamente após o início do experimento, medindo-se a atividade de ^{137}Cs como descrito a seguir:

- cada amostra de alga foi retirada do béquer por meio de uma pinça e um pincel macio, enxaguada com água do mar esterilizada, colocada em uma placa de petri com papel absorvente, transferida para um pote plástico com 50 mL de água do mar esterilizada, pesada, e a atividade de ^{137}Cs medida em um detetor de Germânio por 2 minutos. Posteriormente, a alga foi devolvida ao béquer experimental. Neste mesmo tempo, foram retiradas 2 alíquotas de 50 mL da água, contando-se também por 2 minutos. O processo de contagem da alga e da água do mar foi efetuado até atingir-se o equilíbrio de acúmulo. Estas contagens foram utilizadas para determinar o FC da alga a partir da água contaminada.

Quando a concentração de ^{137}Cs na alga atingiu um equilíbrio aparente, a alga foi colocada em béquer com 2 L de água do mar esterilizada e enriquecida com meio de cultura, livre de traçador. Procedeu-se à contagem da alga, de modo similar ao empregado para determinar FC. Com estas contagens foram determinados os parâmetros FE e a meia-vida biológica.

2.9 Experimentos de acúmulo e eliminação de ^{137}Cs no peixe *Abudefduf saxatilis*

Os experimentos de concentração foram realizados utilizando-se 2L de água do mar, filtrada em um funil de vidro, com lã de vidro em dois 2 béqueres com capacidade para 4L, tampados com uma placa de acrílico transparente, com orifício para entrada do tubo de plástico para aeração. Em cada béquer, foram colocados 2 peixes de 1,5 a 2,0 cm de comprimento, com aproximadamente 0,6g.

O experimento foi realizado no LARELI - Laboratório Radioecológico do Litoral, pertencente à COPESP - Coordenadoria para Projetos Especiais, que possuía um sistema de ar condicionado, com temperatura de $21^{\circ} \pm 2^{\circ}\text{C}$. Os dados de iluminação, fotoperíodo e a iluminância foram similares ao descrito no item 2.5.

O traçador de ^{137}Cs foi adicionado à água do mar, com atividade específica de 10^7 Bq, esperando-se 48h para a introdução dos peixes. A alimentação dos peixes durante o experimento foi realizada fora do béquer teste, em uma água livre de traçador, três vezes por semana e logo após a alimentação retornavam aos béqueres. Por sifonagem, os excretas dos peixes foram retirados para não ocorrer a degradação da água.

Para verificar o acúmulo da radioatividade nos peixes, periodicamente, esses foram retirados do béquer por uma rede (tipo coador), lavados com uma pisseta contendo água do mar filtrada, colocados em potes plástico com 25 mL de água do mar, pesados, e a atividade determinada em detector de NaI tipo planar, conectado a um monocanal, por 5 minutos. Neste mesmo tempo uma alíquota de 25 mL de água do mar foi retirada dos béqueres para contagem.

Este procedimento foi repetido até observar-se um equilíbrio de acúmulo do radionuclídeo pelo peixe. A seguir, os peixes foram colocados em béqueres com 2L de água do mar filtrada, livre de traçador, para a verificação da eliminação do radionuclídeo acumulado. Com as contagens obtidas determinou-se os parâmetros FE e a meia-vida biológica.

2.10 Experimento da eficiência de ingestão (EI) do peixe *Abudefduf saxatilis*, a partir do alimento contaminado com ^{137}Cs

No plano inicial deste trabalho, a alga, após atingir um equilíbrio de acúmulo no experimento de concentração de ^{137}Cs a partir da água do mar, seria oferecida ao sargento para o cálculo da eficiência de ingestão. Mas, pode-se observar, através de experimentos preliminares, que o peixe não consumiu toda a alga oferecida, dificultando os cálculos. Por isso, optou-se pela ração comercial marcada com traçador de ^{137}Cs .

O alimento oferecido aos peixes foi uma ração seca “Doro Min”, marca Tetra^R (constituída principalmente de farinha de algas marinhas, peixe e soja, lecitina de soja, óleo de soja degomado caulim, etc.). A Figura 2.4 mostra a ração utilizada no experimento de EI.

Figura 2.4 - Alimento utilizado no experimento de EI.

Para o cálculo da quantidade de alimento a ser administrada aos peixes, baseou-se nos dados de NOLAN *et.al.* (1990), que relata: no ambiente natural, um predador consome diariamente o equivalente a 10% do seu peso úmido em quatro refeições (cada refeição equivale a 2,5% do corpo do predador).

A média de peso dos peixes foi de 8,7g, ou seja, 0,2 g de alimento por refeição. Levando-se em consideração o cálculo acima e após observar a quantidade de ração que os peixes comiam em 5 minutos, utilizou-se 0,1 g da ração para cada peixe.

Foram utilizados três peixes de 7 a 11g de peso. Cinco porções de 0,1 g de ração foram marcadas com traçador de ^{137}Cs (13 kBq). Cada peixe foi colocado em um béquer com 500mL de água do mar esterilizada e alimentado com uma porção de alimento marcado. As duas porções de ração restantes foram, individualmente, homogeneizadas em um pote plástico com 150mL de água do mar para verificar a atividade inicial de ^{137}Cs no alimento antes do peixe comer.

Imediatamente após a ingestão de todo alimento, os peixes foram colocados em potes plásticos com 150mL de água do mar, pesados e a atividade de ^{137}Cs contada em detetor de Ge.

Calculou-se a eficiência de ingestão - EI dos peixes, pela razão da atividade de ^{137}Cs ingerida pelo peixe e a atividade inicial do alimento marcado. Após a ingestão do alimento marcado, os peixes foram monitorados periodicamente por espectrometria gama, como acima descrito, para calcular o FE do radionuclídeo pelo peixe.

2.11 Cálculo do Fator de Concentração (FC), Fator de Eliminação (FE) e Eficiência de Ingestão (EI), a partir da água e alimento contaminados

A partir das contagens de ^{137}Cs detectadas para os organismos em função do tempo, foram calculados os valores de FC, FE e EI usando as seguintes equações:

$$\text{FC}_{\text{alga}} = \frac{\text{AAL}(\text{cps} / \text{g})}{\text{AAG}(\text{cps} / \text{mL})} \quad (\text{Equação 2.1})$$

$$\text{FC}_{\text{peixe}} = \frac{\text{AP}(\text{cpm} / \text{g})}{\text{AAG}(\text{cpm} / \text{mL})} \quad (\text{Equação 2.2})$$

$$\text{FE}_{\text{alga}} = \frac{\text{AAL}(\text{cps})}{\text{AALeq}(\text{cps})} \times 100 \quad (\text{Equação 2.3})$$

$$\text{FE}_{\text{peixe}} = \frac{\text{AP}(\text{cpm})}{\text{APeq}(\text{cpm})} \times 100 \quad (\text{Equação 2.4})$$

$$\text{EI}_{\text{peixe}} = \frac{\text{APi}(\text{cps})}{\text{APm}(\text{cps})} \times 100 \quad (\text{Equação 2.5})$$

FC - Fator de Concentração

AAG - atividade na água

FE- Fator de Eliminação

APeq - atividade no peixe no equilíbrio

APi - atividade no peixe após ingestão do alimento marcado

AA- atividade total no alimento antes da ingestão pelo peixe

AAL - atividade na alga

AP- atividade no peixe

AALeq - atividade na alga no equilíbrio

EI - Eficiência de Ingestão

2.12 Análise de Amostras Ambientais

2.12.1 Região de Coleta

A região escolhida para as atividades de campo foi o litoral norte do Estado de São Paulo, na Praia do Segredo, situada na margem continental do Canal de São Sebastião, 5 km ao sul do porto do Município de São Sebastião ($23^{\circ}48'S$; $45^{\circ}23'W$) (Figura 2.5).

Figura 2.5 - Local de coleta das amostras ambientais (JASKOW, 1990)

A área é propícia a trabalhos de campo, devido à infra-estrutura oferecida pelo Centro de Biologia Marinha da USP (CEBIMar) e à pouca interferência humana, uma vez que a pesca e coleta de organismos são proibidas, por integrar uma “Área sob Proteção Especial”, como mencionado na Resolução SMA de 10fev1987 (BRASIL, 1987).

As amostras ambientais coletadas foram: água-do-mar, areia de praia e sedimento de fundo e amostras biológicas: peixe, alga e molusco, sendo realizadas duas coletas, a primeira em 1995 e a segunda em 1996.

Foram coletados 100 L de água do mar no CEBIMar; 300g de areia de praia na Praia do Segredo, e 300g de sedimento de fundo na Praia do Segredo a 7 metros de profundidade.

No próprio CEBIMar foram coletados 300g(sem a concha) do mexilhão (*Perna perna*), acondicionados em saco plástico e congelados. Para o transporte até o IPEN, a amostra foi colocada em um isopor com gelo seco.

Na Praia do Araçá foi coletada a alga *Ulva* sp, acondicionada em saco plástico e congelada. Também foi transportada em isopor com gelo seco.

Foram coletados aproximadamente 1kg de cada peixe: parati (*Mugil curema*), corvina (*Micropogonias furnieri*), pescada (Familia Sciaenidae) e bicuda (*Sphyrna guachancho*), obtidos em uma peixaria no próprio município de São Sebastião.

2.12.2 Processamento e análise das amostras

As amostras foram processadas e analisadas, conforme abaixo descrito, seguindo as metodologias de análise já implantadas na Supervisão de Radioquímica do IPEN, por CUNHA *et al* (1997), CUNHA e FIGUEIRA (1995) e CUNHA e FABRA (1993).

água do mar

Foi realizada análise radioquímica nos 100 L de água do mar, empregando o método da pré-concentração do ^{137}Cs , utilizando o reagente fosfomolibdato de amônio - AMP (IAEA, 1970) e posterior contagem do radionuclídeo em detetor de Germânio - Ge.

areia de praia e sedimento de fundo

As amostras foram secas em estufa a 120°C, moídas em cadinho de porcelana, homogeneizadas, passadas em peneira de malha de 0.149mm e colocadas em potes plásticos para contagem em detetor de Ge.

alga - *Ulva* sp

A amostra foi descongelada em temperatura ambiente, seca em estufa a 120°C até a secagem total, moída, homogeneizada em cadinho de porcelana, passada em peneira de 0,149mm, colocada em potes plásticos e contada em detetor de Ge.

mexilhão - *Perna perna*

A amostra foi descongelada em temperatura ambiente, colocada em estufa a uma temperatura de 120°C até a secagem total. Após a secagem, foi calcinada em mufla a 450°C, homogeneizada e colocada em pote plástico para contagem em detetor de Ge.

Peixes

Cada amostra de peixe foi descongelada em temperatura ambiente, limpa (retirou-se as vísceras, escama, cabeça, calda do peixe), cortada em filés, como é habitual em nosso consumo, colocada em estufa a 120 °C até a secagem completa, calcinada em mufla a 450°C, colocada em pote plástico e contada em detetor de Ge.

As amostras de peixe após a secagem em estufa a 120 °C, foram liofilizadas.

3 RESULTADOS

3.1 Experimentos de Acúmulo e Eliminação de ^{137}Cs

A Tabela 3.1 indica as contagens de ^{137}Cs na água (cps/mL) e alga (cps/g) em função do tempo, durante o experimento de acúmulo deste radionuclídeo pela alga. Com esses dados foram determinados os valores médios dos fatores de concentração (FC) que estão expressos na Tabela 3.2.

Tabela 3.1 Acúmulo de ^{137}Cs pela *Gracilaria caudata*, a partir da água do mar

tempo (h)	Béquer 1		Béquer 2	
	cps/mL de água	cps/g de alga	cps/mL de água	cps/g de alga
5	11,78	11,2	11,84	12,19
12	11,70	20,67	11,72	17,70
24	11,65	20,98	11,76	23,22
48	11,65	31,85	11,66	29,28
96	11,70	37,99	11,48	34,92
144	11,63	70,17	11,71	71,44
192	11,69	84,57	11,72	104,36
288	11,65	139,63	11,65	166,77
336	11,65	146,29	11,64	155,82

Tabela 3.2 - FC de ^{137}Cs pela *Gracilaria caudata*, em função do tempo

Fator de Concentração (FC)	t (h)
$1,0 \pm 0,1$	5
$1,6 \pm 0,2$	12
$2,0 \pm 0,1$	24
$2,6 \pm 0,2$	48
$3,2 \pm 0,2$	96
$6,1 \pm 0,1$	144
$8,1 \pm 1,2$	192
$13,2 \pm 1,7$	288
$13,0 \pm 0,6$	336

Os resultados mostram que a alga absorve o radionuclídeo a partir da água, até atingir um aparente equilíbrio de acúmulo com 336 horas (14 dias) de experimento. O FC encontrado no equilíbrio foi de $13,0 \pm 0,6$. Após atingir o equilíbrio de acúmulo, iniciou-se o experimento de eliminação do ^{137}Cs pela alga.

A Tabela 3.3 mostra a eliminação do ^{137}Cs pela alga com o decorrer do tempo. Observa-se que, por volta de 528 horas (22º dia de experimento), a alga já havia eliminado cerca de 50% do radionuclídeo acumulado. Após este tempo, a taxa de eliminação foi mais lenta. A Figura 3.1.A apresenta esta eliminação e a meia-vida biológica, calculada pela equação da reta, foi de $686,3 \pm 0,2$ h. Porém, a equação da reta apresenta um coeficiente de correlação de 0,8997. Descartando-se os três últimos pontos desta reta, que apresentam uma taxa de eliminação diferente dos pontos iniciais, obtém-se um melhor ajuste da reta ($R^2 = 0,9729$) (Figura 3.1.B), sendo a meia-vida biológica de $520,7 \pm 0,8$ h.

Tabela 3.3 - Eliminação de ^{137}Cs pela *Gracilaria caudata*, em função do tempo (h)

% Eliminação	% Retenção	t (h)
-	100	0
5,78	$94,2 \pm 4,7$	96
24,7	$75,4 \pm 9,4$	192
29,5	$70,5 \pm 5,3$	288
36,1	$63,9 \pm 5,1$	360
43,6	$56,4 \pm 3,8$	456
49,1	$50,9 \pm 2,6$	528
49,1	$50,9 \pm 1,3$	624
55,2	$44,9 \pm 2,3$	696
54,8	$45,2 \pm 3,5$	864

A)

B)

Figuras 3.1.A e 3.1.B - Eliminação de ^{137}Cs pela *Gracilaria caudata*

Na Tabela 3.4 estão indicadas as contagens de ^{137}Cs na água (cpm/ml) e peixe (cpm/g), em função do tempo, no experimento de acúmulo deste radionuclídeo pelo peixe, a partir da água do mar contaminada. Com estes dados foram calculados os valores de FC.

Tabela 3.4 - Acúmulo de ^{137}Cs pelo *Abudefduf saxatilis*, a partir da água do mar

tempo (h)	Béquer 1		Béquer 2	
	cpm/mL de água	cpm/g de peixe	cpm/mL de água	cpm/g de peixe
3	1028,3	149,7	1024,2	158,2
5	1032,0	140,2	1031,7	139,9
7	1023,6	246,9	1018,8	224,5
24	1041,9	906,2	1040,9	701,4
48	1039,2	1822,7	1032,2	1817,5
96	1031,1	3143,0	1024,2	3004,7
144	1019,5	3475,7	981,4	3267,0
192	963,7	4379,7	962,0	4158,6
200	965,6	4573,0	961,6	4318,2
224	902,7	5019,4	946,9	4661,9
264	911,6	5046,4	879,3	5038,3

Na Tabela 3.5 estão indicados os valores médios dos fatores de concentração de ^{137}Cs pelo peixe, em função do tempo.

Tabela 3.5 - FC de ^{137}Cs pelo *Abdefduf saxatilis*, em função do tempo

Fator de Concentração (FC)	t (h)
$0,15 \pm 0,05$	3
$0,23 \pm 0,07$	7
$0,78 \pm 0,13$	24
$1,76 \pm 0,04$	48
$3,00 \pm 0,10$	96
$3,37 \pm 0,12$	144
$4,44 \pm 0,17$	192
$4,62 \pm 0,16$	200
$5,25 \pm 0,42$	224
$5,63 \pm 0,21$	264

Pode-se observar que os peixes incorporaram o radionuclídeo até atingir um aparente equilíbrio de acúmulo, com 264 horas de experimento (11º dia). O FC encontrado no equilíbrio foi $5,63 \pm 0,21$. Quando o peixe atingiu um equilíbrio de acúmulo iniciou-se o experimento de eliminação.

Na Tabela 3.6 estão indicados os resultados obtidos nos experimentos de eliminação de ^{137}Cs pelo peixe. Verifica-se que, com 184 horas (7º dia), o peixe eliminou mais da metade do ^{137}Cs incorporado. A Figura 3.2 representa esta eliminação que ocorreu de maneira uniforme ao longo do tempo. A meia-vida biológica calculada pela equação da reta foi de $187,5 \pm 0,5$ h.

Tabela 3.6 - Eliminação de ^{137}Cs pelo *Abudefduf saxatilis*, em função do tempo

% Eliminação	% Retenção	t (h)
-	100	0
10,6	$89,4 \pm 3,3$	16
21,4	$78,6 \pm 7,1$	40
25,0	$74,9 \pm 9,7$	64
42,1	$57,9 \pm 6,7$	112
46,8	$53,2 \pm 6,1$	160
55,6	$44,5 \pm 4,9$	184
62,8	$37,2 \pm 2,9$	232
69,1	$30,9 \pm 3,4$	264

Figura 3.2 - Eliminação de ^{137}Cs pelo *Abudefduf saxatilis*

No experimento para determinar a eficiência de ingestão apresentada pelo peixe, no processo de assimilação do ^{137}Cs presente no alimento, pode-se observar que $47,6 \pm 0,1\%$ da radioatividade presente no alimento foi assimilada e o restante foi perdido para a água quando o alimento foi mastigado pelo peixe.

A Tabela 3.7 mostra os valores de porcentagem de retenção do ^{137}Cs pelo peixe, a partir do alimento contaminado. Com 96 horas de experimento (4º dia), o peixe já havia eliminado 61% da radioatividade ingerida, via contaminação pelo alimento.

Tabela 3.7 - Eliminação de ^{137}Cs pelo peixe *Abudefduf saxatilis*, em função do tempo, a partir do alimento contaminado

% Eliminação	% retenção	t (h)
-	100	0
61,38	$38,6 \pm 4,9$	96
65,69	$34,3 \pm 2,2$	192
73,68	$26,3 \pm 0,4$	312

Comparando-se os dados da Tabela 3.6 com os da Tabela 3.7, verifica-se que a taxa com que o peixe elimina a radioatividade retida depende da via de contaminação, sendo maior quando a incorporação ocorre pelo alimento contaminado. No caso de assimilação de ^{137}Cs , pelo alimento, o peixe eliminou mais de 60% da radioatividade em 96 horas. Para a assimilação via água do mar, para que o peixe elimine esta mesma quantidade, foram necessárias mais de 180 horas.

3.2 Proposição de um modelo de distribuição do ^{137}Cs

Com base nas características químicas e biológicas do ^{137}Cs , que podem influir no acúmulo e eliminação deste radionuclídeo nos compartimentos estudados (água, alga e peixe) foi proposto um modelo com três compartimentos para explicar a distribuição do ^{137}Cs , conforme indicado na Figura 3.3. Os círculos representam os compartimentos e os triângulos, os dados ou amostragens.

Figura 3.3 - Modelos de distribuição: acúmulo(A) e eliminação(B) de Cs pela alga/peixe. O comp. 1 representa a água, o comp. 2 a alga/peixe e o comp. 3 a adsorção do Cs no béquer

3.3 Aplicação do Programa AnaComp para cálculo dos coeficientes de transferência

A partir do modelo de distribuição proposto para o ^{137}Cs indicado na Figura 3.3 foi efetuado, por meio do Programa AnaComp, o cálculo dos coeficientes de transferência (k) do radionuclídeo entre os compartimentos.

O programa AnaComp foi inicialmente alimentado com os dados obtidos nos experimentos de acúmulo do ^{137}Cs , indicados nas Tabelas 3.1 e 3.4. Os dados de entrada referem-se às contagens de ^{137}Cs na alga(cps/g) ou peixe (cpm/g) e contagens da água (cps/mL), em função do tempo. A seguir, o programa AnaComp foi novamente alimentado com os dados obtidos nos experimentos de eliminação do cézio pela alga ou peixe em função do tempo, indicados nas Tabelas 3.3 e 3.6.

Para a introdução dos dados, assumiu-se que no tempo zero, 100% do radionuclídeo encontrava-se na água (compartimento 1), e a partir do equilíbrio de acúmulo do ^{137}Cs , ao iniciar-se o experimento de eliminação, 100% do radionuclídeo encontrava-se na alga ou peixe.

As constantes de transferência são indicadas por k_{ij} , e os índices referem-se à transferência do ^{137}Cs do compartimento i para o compartimento j . Os valores de k_{ij} foram inicialmente estimados em faixas e, após cada tentativa de ajuste, foram aprimorados. As constantes de transferência foram determinadas pelo método dos mínimos quadrados não-lineares.

3.3.1 Sistema água → alga

O Programa AnaComp ajustou os dados experimentais das Tabelas 3.1 e 3.3, fornecendo o sistema de equações exponenciais (f_i), indicado nas equações 3.1, 3.2 e 3.3, em que f_1 , f_2 e f_3 representam a função de distribuição do ^{137}Cs , nos compartimentos água, alga e “adsorção”, respectivamente:

$$f1 = 99,2 e^{-3,6 \times 10^{-5} t} + 0,8 e^{-1,9 \times 10^{-3} t} \quad \text{Equação 3.1}$$

$$f2 = 0,78 e^{-3,6 \times 10^{-5} t} - 0,78 e^{-1,9 \times 10^{-3} t} \quad \text{Equação 3.2}$$

$$f3 = 99,98 [1 - e^{-3,6 \times 10^{-5} t}] + 0,015 [1 - e^{-1,9 \times 10^{-3} t}] \quad \text{Equação 3.3}$$

As constantes de transferência (k_{ij}) determinadas foram:

$$k(1,2) = (0,0000147 \pm 0,0000081) \text{ h}^{-1}$$

$$k(2,1) = (0,001907 \pm 0,00000058) \text{ h}^{-1}$$

$$k(1,3) = (0,0000362 \pm 0,000093) \text{ h}^{-1}$$

A Tabela 3.8 e a Figura 3.4 apresentam as contagens obtidas nos experimentos de acúmulo de ^{137}Cs pela alga em função do tempo e as calculadas pelo programa AnaComp.

Tabela 3.8 - Contagens de ^{137}Cs (valores experimentais e calculados pelo Programa AnaComp) no experimento de acúmulo do ^{137}Cs pela alga

t (h)	COMPARTIMENTO 1 água (cps em 2000mL)		COMPARTIMENTO 2 alga (cps em 0,6g)	
	experimental	AnaComp	experimental	AnaComp
0	23560,0	23576,0	0	0
5	23560,0	23569,9	6,7	1,7
12	23400,0	23561,6	12,4	4,1
24	23300,0	23547,3	12,6	8,2
48	23300,0	23519,0	19,1	16,0
96	23400,0	23463,6	22,8	30,5
144	23260,0	23409,6	42,1	43,7
192	23380,0	23356,8	50,7	55,7
288	23300,0	23254,8	83,8	76,5
336	23300,0	23205,3	87,8	85,6

Figura 3.4 - Distribuição do ^{137}Cs no sistema água - alga, ao longo do tempo

Na Tabela 3.9 tem-se as porcentagens de ^{137}Cs , obtidas no experimento de eliminação deste radionuclídeo pela alga, em função do tempo, e as calculadas pelo programa AnaComp.

Tabela 3.9 - Eliminação de ^{137}Cs pela *Gracilaria caudata* (valores experimentais e calculados pelo Programa AnaComp), em função do tempo

t (h)	experimental	AnaComp
0	100	100
96	94,2	87,7
192	75,4	77,4
288	70,5	68,8
360	63,9	63,2
456	56,4	56,9
528	50,9	52,8
624	50,9	48,1
696	44,9	45,1
864	45,2	39,5

Pode-se observar, pelos dados apresentados nas Tabelas 3.8 e 3.9, que até as primeiras 96 horas, o acúmulo de ^{137}Cs pela alga é pequena, portanto, essas contagens tem um erro relativamente grande. Podemos observar também que após estas 96 horas, houve concordância dos dados obtidos experimentalmente com os calculados pelo Programa AnaComp.

3.3.2 Sistema água → peixe

Para o experimento de acúmulo e eliminação de ^{137}Cs pelo peixe, o programa AnaComp ajustou os dados experimentais das Tabelas 3.4 e 3.6, fornecendo o sistema de equações exponenciais (fi), indicado nas equações 3.4, 3.5 e 3.6.

$$f1 = 99,9 e^{-1,99 \times 10^{-4} t} + 0,095 e^{-4,66 \times 10^{-3} t} \quad \text{Equação 3.4}$$

$$f2 = 0,091 e^{-1,99 \times 10^{-4} t} - 0,091 e^{-4,66 \times 10^{-3} t} \quad \text{Equação 3.5}$$

$$f3 = 99,9 [1 - e^{-1,99 \times 10^{-4} t}] + 0,004 [1 - e^{-4,66 \times 10^{-3} t}] \quad \text{Equação 3.6}$$

As constantes de transferência (k_{ij}) determinadas foram:

$$k(1,2) = (0,0000041 \pm 0,000057) \text{ h}^{-1}$$

$$k(2,1) = (0,0045824 \pm 0,0000001) \text{ h}^{-1}$$

$$k(1,3) = (0,0002 \pm 0,0022) \text{ h}^{-1}$$

A Tabela 3.10 e a Figura 3.5 apresentam as contagens obtidas nos experimentos de acúmulo deste radionuclídeo pelo peixe, em função do tempo, e as calculadas pelo programa AnaComp.

Tabela 3.10 - Contagens de ^{137}Cs acumuladas pelo *Abudefduf saxatilis* (valores experimentais e calculados pelo programa AnaComp)

t (h)	COMPARTIMENTO 1 água (cps em 2000mL)		COMPARTIMENTO 2 peixe (cps em 0,23g)	
	experimental	AnaComp	experimental	AnaComp
0	2056600,0	2056600,0	0	0
3	2056600,0	2055341,0	34,4	25,1
5	2064000,0	2054502,0	32,2	41,7
7	2047000,0	2053664,0	56,8	58,0
24	2083800,0	2046561,0	208,4	191,0
48	2078400,0	2036592,0	419,2	360,9
96	2062200,0	2016850,0	722,9	645,8
144	2039000,0	1997358,0	799,4	870,2
192	1927400,0	1978100,0	1007,3	1046,1
200	1931200,0	1974912,0	1051,8	1071,4
224	1805400,0	1965386,0	1154,5	1141,4
264	1823200,0	1949627,0	1160,7	1240,0

Figura 3.5 - Distribuição do ^{137}Cs no sistema água - peixe, ao longo do tempo

Na Tabela 3.11 tem-se as porcentagens de ^{137}Cs no peixe, obtidas no experimento de eliminação deste radionuclídeo e as calculadas pelo programa AnaComp, em função do tempo.

Tabela 3.11 - Eliminação de ^{137}Cs pelo peixe *Abudefduf saxatilis* (valores experimentais e calculados pelo programa AnaComp)

t (h)	experimental	AnaComp
0	100	100
16	89,4	92,7
40	78,6	82,8
64	74,9	73,9
112	57,9	59,0
160	53,2	47,2
184	44,5	42,3
232	37,2	34,0
264	30,9	29,4

Pela análise dos dados apresentados nas Tabelas 3.10 e 3.11, conclui-se que os valores experimentais são concordantes com os obtidos no Programa AnaComp.

Neste trabalho, os valores de FC encontrados para a alga *Gracilaria caudata* foram de $13,0 \pm 0,6$ (experimental) e 12,29 (AnaComp), mostrando que o modelo se ajustou aos dados experimentais. A meia-vida biológica calculada pelo AnaComp foi de 495,9h ou 21 dias e a experimental foi de $520,8 \pm 0,8$ h ou 21,7 dias.

Comparando o FC de $5,6 \pm 0,2$ achado experimentalmente para o peixe *Abudefduf saxatilis* com o calculado pelo programa AnaComp de 5,53, pode-se verificar que o modelo se ajustou aos dados experimentais. O programa também estimou que a meia-vida biológica do ^{137}Cs para o peixe foi de 146h ou 6,1 dias e o obtido experimentalmente foi de $187,5 \pm 0,5$ h ou 7,8 dias, valores esses concordantes.

A aplicação dos resultados obtidos nos experimentos de acúmulo e eliminação de ^{137}Cs no Programa AnaComp, possibilitou obter os coeficientes de transferência do cézio nos compartimentos estudados.

O coeficiente de transferência $k_{1,2}$, calculado pelo Programa AnaComp, para o sistema água-alga foi de $0,0000147 \text{ h}^{-1}$, indicando que 0,00147% da atividade de ^{137}Cs existente na água é transferida para a alga, por hora.

No experimento de acúmulo de ^{137}Cs pelo peixe, o Programa AnaComp calculou a taxa de transferência $k_{1,2}$ de $0,0000041 \text{ h}^{-1}$ ou 0,00041 % da atividade existente na água foi transferida para o peixe por hora.

O coeficiente de eliminação $k_{2,1}$ da alga foi de $0,0019 \text{ h}^{-1}$, ou seja 0,19 % de cézio é eliminado pela alga por hora, e para o peixe $0,0046 \text{ h}^{-1}$ ou 0,46% de eliminação por hora. Pode-se observar que as taxas de eliminação são maiores que as taxas de acúmulo.

3.4 Aplicação do Programa AnaComp para o cálculo de dose

O Programa AnaComp também foi utilizado para calcular a dose de radiação recebida pelo homem, a partir do consumo de peixe contaminado com ^{137}Cs . Para este cálculo foi assumido que:

- o nível de ^{137}Cs em peixes, da região do acidente nuclear de Chernobyl (Swedish Bothnian Sea), no período de maio a julho de 1986, era de 1000 Bq/kg de peixe (NOTTER, 1990); e
- o consumo anual de peixe no Brasil, per capita, é de 4,0 kg (RUIVO, 1996)

Com estes dados e levando-se em conta as informações sobre metabolismo do cézio pelo homem apresentadas nos relatórios ICRP 30, 1978 e ICRP 53, 1987, o AnaComp

calculou que o homem receberia uma dose equivalente efetiva de 0,017 mGy e a probabilidade da incidência de câncer devido a esta dose seria de $4,3 \times 10^{-7}(\%)$.

A Figura 3.6 mostra a distribuição do ^{137}Cs no homem e as constantes de transferência (k). No Anexo 1 tem-se a distribuição da dose nos diferentes órgãos.

Figura 3.6 - Distribuição do ^{137}Cs no corpo humano, após a ingestão de peixe contaminado

3.5 Análise de ^{137}Cs em Amostras Ambientais

A Tabela 3.12 mostra os teores de ^{137}Cs obtidos nas amostras ambientais coletadas na região de São Sebastião.

Tabela 3.12 - Níveis de ^{137}Cs em amostras ambientais da Região de São Sebastião - Litoral norte do Estado de São Paulo

AMOSTRAS	NOME VULGAR	ATIVIDADE
Março/1995		
água do mar	-	$(2,59 \pm 0,34) \text{ Bq/m}^3$
areia de praia	-	$(1,11 \pm 0,09) \text{ Bq/kg}$
sedimento de fundo	-	$(1,37 \pm 0,06) \text{ Bq/kg}$
Ulva sp	-	$(4,32 \pm 0,48) \text{ Bq/kg}$
<i>Perna perna</i>	mexilhão	$(0,19 \pm 0,02) \text{ Bq/kg}$
<i>Mugil curema</i>	parati	$(0,05 \pm 0,01) \text{ Bq/kg}$
<i>Micropogonias furnieri</i>	corvina	$(0,11 \pm 0,07) \text{ Bq/kg}$
Junho/1996		
água do mar	-	$(1,55 \pm 0,16) \text{ Bq/m}^3$
areia de praia	-	$(0,79 \pm 0,09) \text{ Bq/kg}$
sedimento de fundo	-	$(1,20 \pm 0,11) \text{ Bq/kg}$
Ulva sp	-	$(1,58 \pm 0,15) \text{ Bq/kg}$
<i>Perna perna</i>	mexilhão	$(0,22 \pm 0,05) \text{ Bq/kg}$
<i>Micropogonias furnieri</i>	corvina	$(0,08 \pm 0,01) \text{ Bq/kg}$
Familia Sciaenidae	pescada	$(0,28 \pm 0,02) \text{ Bq/kg}$
<i>Sphyræna guachancho</i>	bicuda	$(0,21 \pm 0,03) \text{ Bq/kg}$

As amostras brasileiras não estão isentas de radioatividade, e os valores obtidos são valores típicos de “fallout”, provenientes de explosões nucleares que contaminam o meio ambiente, após os processos de dispersão e transporte dos radionuclídeos do hemisfério norte para o hemisfério sul.

4 DISCUSSÃO

Os traçadores radioativos têm sido amplamente utilizados no campo da radioecologia, como por exemplo, para determinar taxas de transferência e definir bioindicadores. Isto se deve à facilidade de detecção dos traçadores radioativos por um método instrumental, sem que haja necessidade da dissolução da amostra, ou seja, o sacrifício dos organismos. Além disso, o organismo, após um rápido tempo de contagem no detetor (alguns minutos), é devolvido ao sistema, para a continuação dos experimentos.

A medida dos traçadores é feita geralmente através da contagem de raios gama, beta ou alfa, que pode ser realizada imediatamente após a introdução do traçador no sistema a ser estudado. Em suma, os traçadores radioativos apresentam vantagens em relação à análise dos elementos estáveis por outros métodos químicos, pela rapidez, sensibilidade e facilidade de detecção.

Neste trabalho foi utilizado traçador de ^{137}Cs para determinar os fatores de concentração (FC) e eliminação (FE) deste radionuclídeo em organismos marinhos, obtendo assim dados importantes para a caracterização de bioindicadores e a realização de prognósticos de contaminação radioativa.

O FC é mencionado como sendo um parâmetro importante e, em alguns casos único, na aplicação de modelos matemáticos para estimar a transferência de um radionuclídeo ao longo de cadeias alimentares. No Relatório Técnico da Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA), 1982, é apresentado um modelo básico para calcular o transporte de radionuclídeos em cadeias alimentares aquáticas, que se baseia em um único parâmetro, o FC.

NG *et al.* (1995) propõem um modelo compartimental para calcular a concentração de ^{137}Cs nas correntes oceânicas, no caso de um hipotético acidente nuclear, no Sul da China, baseando-se nos valores de FC apresentados pelos organismos, peixe, crustáceo e molusco, que são os três produtos marinhos mais consumidos pela população.

Pode-se verificar, pelos resultados obtidos nos experimentos de acúmulo de ^{137}Cs pela alga *Gracilaria caudata* (Tabelas 3.1 e 3.2), que o acúmulo da radioatividade ocorre ao longo do tempo, até atingir um equilíbrio aparente em 12 dias, com um FC de $13,0 \pm 0,6$. Como mencionado no Capítulo 1, as algas absorvem, incorporam substâncias do exterior para sua manutenção, sendo que o radionuclídeo é absorvido juntamente com outros elementos essenciais, ou então ocorre a sua assimilação por um processo de troca de íons, devido às características químicas do césio serem similares às do potássio.

Alguns autores sugerem outros mecanismos possíveis para o acúmulo de ^{137}Cs pela alga, como a adsorção na parede externa do talo ou folha algal, principalmente, quando estas possuem mucilagem (IAEA, 1985); a retenção de césio é altamente influenciada pela luz e pela presença de oxigênio do meio (GUTKNECHT, 1970; KYLIN, 1970); a concentração de césio se dá pela formação de complexos de césio com produtos intermediários da fotossíntese (SCOTT, 1954); o acúmulo de césio pela *Gracilaria* sp é proporcional a concentração externa de césio (GUTKNECHT, 1965).

As algas sendo produtores primários e a base de muitas cadeias alimentares, desempenham um papel importante na ciclagem de núclídeos nos oceanos, pois podem retirar os radionuclídeos diretamente da água do mar. Estes radionuclídeos concentrados passam para outros níveis da cadeia alimentar, podendo chegar até o homem pelo consumo direto da alga, como ocorre em muitos países Ocidentais, ou pela utilização de matérias primas extraídas das algas, como o ágar, a carragenana, que são utilizados nas indústrias de alimentos, cosméticos e farmacêutica.

Neste trabalho, o ^{137}Cs foi transferido para a alga atingindo um equilíbrio de acúmulo em 12 dias. Dados de literatura mostram que o ^{137}Cs é rapidamente concentrado pelos animais e plantas marinhas, e que o equilíbrio é alcançado em poucos dias a duas semanas (CHIPMAN, 1960).

Os resultados experimentais de acúmulo de ^{137}Cs pelo peixe *Abudefduf saxatilis* mostraram (Tabelas 3.4 e 3.5) que este concentra o radionuclídeo ao longo do tempo até atingir em 11 dias um aparente equilíbrio de acúmulo, com um FC de $5,63 \pm 0,21$.

Não foram encontrados dados similares na literatura para comparação com a mesma espécie de peixe estudada, bem como os gêneros que constituem a Família Pomacentridae.

O acúmulo de ^{137}Cs presente na água do mar, pelo peixe, pode ser explicado pelo mecanismo de respiração dos peixes, que é realizado pelas brânquias, onde através da entrada de água do mar ocorrem trocas gasosas entre a água e o sangue.

O *A. saxatilis* (sargento) é um dos peixes que representam a fauna costeira brasileira. PETTI (Comunicação pessoal) realizou estudos para verificar o conteúdo estomacal deste peixe, constatando que possui um dos mais variados hábitos alimentares: algas bentônicas, copépodes, tunicados pelágicos, peixes pequenos, larvas de vários invertebrados, sendo, porém, predominante as algas. Em virtude disto, o sargento é um importante elo na cadeia trófica marinha para os cálculos de transferência de radionuclídeos.

Cabe dizer que os peixes constituem importante fonte proteica da dieta humana, sendo consumidos crus, cozidos, como farináceos, etc. FILHO (1992), menciona que o sargento quando frito pode ser saboroso, mas não possui importância comercial, sendo consumido principalmente por caiçaras.

Os resultados obtidos no experimento de Eficiência de Ingestão (EI), ou seja, o quanto do alimento é realmente assimilado pelo peixe, são importantes em cálculos de transferência de radionuclídeos ao longo da cadeia alimentar, uma vez que se pode verificar que a presa, no caso a ração marcada com ^{137}Cs , não foi totalmente assimilada. O experimento realizado com o sargento mostrou que 47,6% do ^{137}Cs que estava presente no alimento foi realmente assimilado e o restante perdido na água.

GUARY e FOWLER (1990), ao realizarem experimentos com o traçador de ^{237}Np para verificar a EI com os crustáceos *Carcinus maenas* e *Cancer pagurus*, verificaram que esta foi de 65%.

Comparando-se os dados da eliminação de ^{137}Cs pelo peixe, quando o radionuclídeo foi assimilado via água (Tabela 3.3) e via alimento (Tabela 3.7), verificou-se que a eliminação do ^{137}Cs é mais rápida quando a via de contaminação é o alimento.

Tal resultado pode estar associado à diferença do modo de assimilação do ^{137}Cs pelo peixe. Quando este ocorre via água, o radionuclídeo é distribuído por toda parte do corpo, se fixando principalmente nos músculos. Quando o peixe ingere o alimento contaminado com ^{137}Cs , este entra diretamente na via digestiva, sendo parte absorvido pelas células da parede intestinal e transmitido pelos líquidos orgânicos e a outra é excretada rapidamente.

Para explicar a transferência do ^{137}Cs da água do mar para a alga e o peixe, utilizando-se a Análise Compartmental, inicialmente foi proposto um modelo bi-compartmental (água/alga ou água/peixe), porém, como não ocorreu o ajuste dos dados experimentais aos dados calculados pelo Programa AnaComp, substituiu-se o modelo por um tri-compartmental (Figura 3.3), ocorrendo assim ajuste dos dados. Foi proposto para um melhor ajuste dos dados, que uma pequena quantidade de ^{137}Cs foi aderida ao béquer experimental. Este terceiro compartimento foi denominado de compartimento de "adsorção". Apesar do cézio ser um radionuclídeo característico da coluna de água, uma pequena quantidade pode ser concentrada no sedimento. Fazendo uma analogia, o compartimento "adsorção" proposto no modelo hipotético, pode ser associado com a retenção do ^{137}Cs no sedimento do ambiente marinho.

Como sugerido por vários autores, para equilibrar a concentração de ^{137}Cs no béquer experimental, esperou-se 48 h (após a adição do traçador) para introdução dos organismos no béquer experimental, mas, pode-se observar, que esta adsorção ocorreu durante todo o experimento.

NOTTER, 1990, relata níveis de ^{137}Cs em peixes da região do acidente de Chernobyl, de 1000Bq/kg, que foi utilizado no Programa AnaComp para calcular a dose a partir da ingestão de peixe. O valor apresentado no capítulo 3 foi de 0,017 mGy, que comparada com valores permitidos, não apresenta riscos ao consumidor. O relatório do ICRP 60, 1990, recomenda que, para um trabalhador da área nuclear, a dose acumulada durante um ano de trabalho não deve ultrapassar a 50mGy (5rad).

O Programa AnaComp ao calcular a dose também apresenta uma comparação com o valor sugerido pela American Cancer Society para a incidência de câncer devido à dose ocupacional que é de 0,0025 %/mGy, e para a ingestão do peixe contaminado da região de Chernobyl, o AnaComp calculou o valor de $4,3 \times 10^{-7}(\%)$ de probabilidade para a incidência de câncer.

A importância de se obter as taxas de transferência de uma substância poluente no meio ambiente, seja ela radioativa ou não, é que estas fornecem informações científicas importantes que devem constar na elaboração de uma legislação que proteja os organismos, o ecossistema e a própria saúde humana. Os resultados experimentais obtidos nesta dissertação permitem avaliar os possíveis impactos ambientais desfavoráveis em caso de acidentes nucleares ou liberação de radionuclídeos por usinas nucleares ou unidades de reprocessamento de combustível.

Os coeficientes de transferência (k) são muito úteis para prognósticos de contaminação radioativa, sendo utilizados para efetuar previsões quanto à quantidade de radionuclídeo transferido da água para os organismos, em caso de acidentes nucleares ou no controle de liberação de material radioativo por centrais nucleares e, também permitem fazer simulações nos dados de laboratório, extrapolando o comportamento do radionuclídeo em tempos experimentais maiores que os realizados. Espera-se com este conjunto de resultados ter mostrado a importância da aplicação do Programa AnaComp em dados cinéticos.

As análises realizadas nas amostras ambientais da região de São Sebastião, mostram que as amostras brasileiras não estão isentas de ^{137}Cs e que estes valores tendem a diminuir uma vez

que se tem reduzido o número de artefatos nucleares detonados na atmosfera, a partir da década de 80.

Comparando os dados obtidos em amostras ambientais brasileiras com valores do hemisfério norte, pode-se verificar que os níveis brasileiros encontrados são valores de “fallout”.

Análises realizadas em amostras brasileiras por CUNHA *et al.* (1997, 1995 e 1993) mostraram que o nível do ^{137}Cs em água do mar varia de 0,5 a 2,2 Bq/m³, ao longo de toda a costa brasileira e em peixes de 0,1 a 0,4 Bq/kg.

Em Relatórios da Comunidade dos Estados Europeus - CEC, 1990 e IAEA /GESAMP, 1989, tem-se que os níveis de ^{137}Cs em água do mar no período de 1980 a 1985, variaram de 0,3 a 4,0 Bq/m³ no Oceano Pacífico e foram de 3,0 Bq/m³ no Oceano Índico. No Oceano Atlântico este valor variou de 2,4 (Central), 2,9 (Norte) e 7,6 Bq/m³ no Ártico.

Nas áreas influenciadas por usinas de reprocessamento de combustível e pelo acidente de Chernobyl, as concentrações de ^{137}Cs são mais altas. No Mar Mediterrâneo (5,4 Bq/m³), no Mar Negro (52 Bq/m³), Mar da Irlanda (55 Bq/m³), Estreito Dinamarquês (73 Bq/m³) e Mar Báltico (125 Bq/m³).

Para os países Europeus, as concentrações de ^{137}Cs em amostras de peixes variam de 0,1 a 13,0 Bq/kg, os mais altos valores foram encontrados nos Mares da Irlanda e do Báltico.

As concentrações de ^{137}Cs em amostras brasileiras de sedimentos variam de 0,4 a 1,8 Bq/kg. Em outras regiões do mundo, os valores encontrados foram: China (14 Bq/kg), Reino Unido (0,2 a 408 Bq/kg), Mar da Irlanda (7,7 a 179 Bq/kg), Pacífico Central (40 Bq/kg), Síria (0,75 a 1,2 Bq/kg) e Mar Negro (124 Bq/kg) (CUNHA, 1997).

BOLOGA, 1994 relata valores de ^{137}Cs em amostras ambientais do Mar Negro, em 1987: água do mar (0,13 Bq/L), macrófitas (4,6 Bq/kg), moluscos (3,2 Bq/kg) e peixe (11,0 Bq/kg). O mesmo autor menciona os níveis para as mesmas matrizes no ano de 1992: água do

mar (0,06 Bq/L), macrófitas (1,4 Bq/kg), moluscos (1,2 Bq/kg) e peixe (3,5 Bq/kg). Vale ressaltar que a análise efetuada em 1987 foi um ano após o acidente de Chernobyl e que cinco anos após, os valores tiveram um decréscimo considerável.

Neste trabalho foram analisadas as amostras ambientais da região de São Sebastião e a partir dos níveis encontrados para ^{137}Cs em amostras de água do mar, alga e peixes da região (Tabela 3.12) foram calculados os valores de FC, conforme indicado no item 2.7. Os valores obtidos para a alga foram de 1668 ± 284 (1ª coleta) e 1019 ± 142 (2ª coleta), e para os peixes foram: parati ($19,3 \pm 4,6$), corvina (43 ± 27 e $51,6 \pm 8,4$), pescada ($180,6 \pm 22,7$) e bicuda ($135,5 \pm 23,9$).

Esses valores são concordantes com os obtidos por NOTTER, 1990 e STEELE, 1990.

NOTTER, 1990, analisou amostras de água, peixes e algas do mar da Suécia, encontrando valores de FC de 400 para as algas e 294 para os peixes.

STEELE, 1990, baseando-se nos níveis de ^{137}Cs encontrados para a água do mar e peixes do Mar do Norte, calculou os seguintes valores de FC: bacalhau (92), hadoque (58), linguado (39) e pescada (150).

BITTEL E LACOURLY, 1968 verificaram que o FC para o césio em moluscos varia de 8 a 10 experimentalmente e de 3 a 8 quando medido "in situ". O Relatório da IAEA (1982) cita que a dificuldade de aproximar os valores do FC obtidos experimentalmente aos valores de FC ambientais estaria relacionada à uma dificuldade de simulação das condições ambientais.

No Relatório Técnico da IAEA (1985) o valor de FC, para césio em peixes, varia de 10 a 300 e é baseado primariamente nas análises de ^{137}Cs em peixes e água do mar. Os valores variam para diferentes espécies e ambientes e a dependência em relação ao tamanho do organismo é evidente.

O acúmulo de radionuclídeo por organismos marinhos é influenciado por diversos fatores que alteram o valor do FC, e este quando obtido em experimentos de laboratório pode apresentar valores diferentes dos obtidos "in situ". Segundo POLIKARPOV (1966), o fator de concentração encontrado experimentalmente em algas vermelhas de diferentes gêneros, pode variar de 1 a 50 e em análises de amostras ambientais esse fator varia de 16 a 22.

Dados experimentais estão sujeitos a múltiplas imprecisões, como erros instrumentais, medidas insuficientes, o stress que o organismo sofre, os diferentes estágios de vida da população e às variações significativas, que podem ocorrer nas condições ambientais, tais como, variações na temperatura, salinidade, turbidez devido à ação de ventos, correntes marítimas, chuvas, etc.

Além disso, os organismos no meio ambiente marinho, podem ter uma taxa de crescimento diferente das condições de laboratório, o que induz a uma diferente forma de assimilação do radionuclídeo.

No Relatório Técnico da IAEA (1985) é mencionado que as taxas de acúmulo e eliminação são afetadas pelo tamanho e taxas metabólicas do organismo, temperatura, luz (no caso das algas), salinidade, etc., e que a concentração de alguns elementos ou radionuclídeos (principalmente na água costeira) varia em um curto período de tempo. Portanto, é esperado que haja diferenças reais entre alguns valores de FC, mesmo para organismos da mesma espécie, e que a faixa de valores reflitam flutuações nas condições ambientais de uma área. E essa variação é decorrente das diferenças nas condições ambientais, ou pelo modo como as medidas foram feitas.

- o - o - o -

Prognósticos ambientais vêm sendo cada vez mais realizados, uma vez que a preocupação com o meio ambiente vem crescendo nas últimas décadas. Recentemente, com a evolução de normas de garantia da qualidade para requisitos de gestão ambiental, através de consolidação de norma específica (International Organization for Standardization - ISO série

14000) estes coeficientes podem ser utilizados. Cabe ressaltar que cada região possui um ambiente bastante peculiar e que experimentos devem ser feitos no intuito de obter dados específicos.

A técnica dos traçadores radioativos mostrou-se eficiente na obtenção de resultados de acúmulo e eliminação de radionuclídeos e abre novos horizontes para aplicação em diversos campos de pesquisa, voltados ao meio ambiente, fornecendo dados importantes como a definição dos bioindicadores de poluição ambiental, na determinação dos fatores de bioconcentração e meia-vida biológica, como também, na quantificação das taxas de transferência de radionuclídeos de um compartimento ao outro.

A facilidade de detecção dos traçadores radioativos torna possível a realização dos bioensaios e a atuação conjunta de pesquisadores do IPEN e do Instituto Oceanográfico para definir e caracterizar cadeias tróficas.

Outro aspecto importante é que, decorrente da complexidade do tema, os objetivos do presente trabalho só foram alcançados por tratar-se de um projeto multidisciplinar, que contou com a atuação de profissionais de diversas áreas (Biologia, Química, Oceanografia e Física).

Face aos resultados positivos alcançados neste trabalho, no que concerne ao uso dos traçadores em ensaios biológicos e a aplicação do Programa AnaComp aos dados experimentais, espera-se poder dar continuidade a essa linha de pesquisa, visando aperfeiçoar os estudos aqui descritos para novos poluentes e organismos, contando com o envolvimento de pesquisadores de outras instituições que estejam também interessados em desenvolver projetos na área ambiental. Frente a complexidade do ambiente marinho e seus principais fatores intervenientes, somente com um projeto integrado será possível atingir tais metas.

5 CONCLUSÕES

Para as condições experimentais apresentadas neste trabalho, concluímos que:

a) o Fator de Concentração (FC) encontrado para a alga *Gracilaria caudata* foi de $13,0 \pm 0,6$ em 336 h (14 dias). Observou-se que por volta de 528 horas (22 dias) a alga já havia eliminado mais da metade da atividade de ^{137}Cs acumulada, a partir da água do mar. A meia-vida biológica calculada pela equação da reta foi de $520,7 \pm 0,8$ h (21,6 dias);

b) o Fator de Concentração (FC) encontrado para o peixe *Abudefduf saxatilis* foi de $5,63 \pm 0,21$ em 264 h (11 dias). Observou-se que por volta de 184 horas (7,6 dias) o peixe já havia eliminado mais da metade da atividade de ^{137}Cs acumulada, a partir da água do mar. A meia-vida biológica calculada pela equação da reta foi de $187,5 \pm 0,5$ h (7,8 dias);

c) a Eficiência de Ingestão (EI) do peixe *Abudefduf saxatilis*, a partir do alimento marcado com ^{137}Cs , foi de $47,6 \pm 0,1$ % (este valor foi realmente assimilado e o restante foi perdido na água quando o peixe mastigou o alimento). Com 96 h (4 dias) o peixe já havia eliminado 61% da atividade de ^{137}Cs acumulada, a partir do alimento marcado;

d) o modelo proposto: tri-compartimental (água/alga/adsorção ou água/peixe/adsorção) foi suficiente para explicar o experimento e aplicar os resultados no Programa AnaComp;

e) a aplicação dos resultados obtidos nos experimentos de acúmulo e eliminação de ^{137}Cs no Programa AnaComp, possibilitou obter os coeficientes de transferência (k) do ^{137}Cs nos compartimentos estudados: o coeficiente de transferência $k_{1,2}$, calculado pelo Programa AnaComp, para o sistema água-alga foi de $0,0000147 \text{ h}^{-1}$, indicando que 0,00147% da atividade de ^{137}Cs existente na água é transferida para a alga, por hora. No experimento de acúmulo de ^{137}Cs pelo peixe, o Programa AnaComp calculou a taxa de transferência $k_{1,2}$ de $0,0000041 \text{ h}^{-1}$ ou 0,00041 % da atividade existente na água foi transferida para o peixe por hora. O coeficiente de eliminação $k_{2,1}$ da alga foi de $0,0019 \text{ h}^{-1}$, ou seja 0,19 % de césio é eliminado pela alga por hora, e para o peixe $0,0046 \text{ h}^{-1}$ ou 0,46% de eliminação por hora.

f) a dose equivalente efetiva, calculada pelo Programa AnaComp, no caso de ingestão de peixe contaminado com 1000 Bq/kg de ^{137}Cs foi de 0,017 mGy, bem inferior à dose permitida pelo ICRP que é de 50mGy, para trabalhador da área nuclear; e

g) as análises realizadas nas amostras ambientais da região de São Sebastião, mostraram que as amostras brasileiras não estão isentas de radioatividade, e os valores obtidos são típicos de “fallout”, proveniente de explosões nucleares que contaminaram o meio ambiente, após os processos de dispersão e transporte dos radionuclídeos do hemisfério norte para o hemisfério sul.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ARAÚJO, E. B. de. **Conjuntos de reativos liofilizados de compostos diaminoditiólicos para marcação com tecnécio-99m. Estudo farmacocinético e elaboração de modelos compartimentalizados dos respectivos complexos.** São Paulo: 1995. Tese (Doutorado) - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares.
- BERTOLETTI, E. **Ensaio biológico com organismos aquáticos e sua aplicação no controle da poluição.** Série Didática. Apostila CETESB. 50p + Anexos, 1992 *apud*: MELO, S.L.R. **Testes de Toxicidade com sedimentos marinhos: adequação de metodologia para o anfípodo escavador *Tiburonella viscana*.** São Carlos: 1993. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos.
- BIRD, C.J.; McLACHLAN, J. **Some underutilized taxonomic criteria in *Gracilaria* (Rhodophyta, Gigartinales).** Botanica mar., Hamburg, 25: 557-562. 1982 *apud*: PLASTINO, E. M. **As espécies de *Gracilaria* (Rhodophyta, Gigartinales) da praia Dura, Ubatuba, SP - Aspectos biológicos e fenologia.** São Paulo: 1985. Dissertação (Mestrado) - ICB da Universidade de São Paulo.
- BITTEL, R.; LACOURLY, G. Discussion sur le concept de facteur de concentration entre les organismes marins et l'eau en vue de l'interprétation des mesures. **Rev. Intern. Oceanogr. Med.** v. 11, p. 107-128, 1968.
- BOLEA, M.T.E. **Impacto ambiental de centrales nucleares.** Madrid: CIFCA, 1978.
- BOLOGA, A. Radioecological research of the Black Sea: Report from Romania. IAEA Bull, v. 2, Viena: 1994
- BRASIL, Secretaria Especial do Meio Ambiente. **Manual de testes para avaliação da ecotoxicidade de agentes químicos.** Brasília, 1988.

BRASIL. Leis, decretos, etc. Resolução SMA de 10Fev1987. **Diário Oficial**, 12Fev, p. 15.1987

CHIPMAN, W.A. Biological aspects of disposal of radioactive wastes in marine environments.
In: Disposal of Radioactive Wastes, v. 2. Intern. Atomic Energy Agency, Viena, p.3-15
apud: POLIKARPOV, G.G. Radioecology of Aquatic Organisms. Reinhold Book Division
- New York, 1966. p. 63.

CUNHA, I.I.L; FABRA, E.L. Levels of Cs-137 in seawater and fish from the Brazilian Coast.
The Science of the Total Environment, v. 139, n.431, 1993.

CUNHA, I.I.L; FIGUEIRA, R.C.L. Cesium Radioactivity Data in Brazil. *Fresenius Environmental Bulletin*, v.4, n. 19, 1995.

CUNHA, I.I.L; FIGUEIRA, R.C.L; SAITO, R.T. Application of Radiochemical Methods and Dispersion Model in the Study of Environmental Pollution in Brazil. *In: Asia Pacific Symposium on Radiochemistry*, Kumamoto, Japão: 1997. (APSORC-97)

D'ANCONA, H. **Tratado de Zoologia**. Barcelona: Labor, v. 1 e 2, 1970.

DRING, M.J. **The Biology of Marine Plants**. Cambrige: University Press. 1992.

EDWARDS, P. **Illustrated guide to the seaweeds and sea grasses in the vicinity of Porto Aransas, Texas**. Contr. Mar. Sc. Austin, 1970 *apud: PLASTINO, E. M. As espécies de Gracilaria(Rhodophyta, Gigartinales) da praia Dura, Ubatuba, SP - Aspectos biológicos e fenologia*. São Paulo: 1985. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo.

FILHO, A.C. **Peixes: costa brasileira**. São Paulo: Marca d'água, 1992.

GAINES, M. J. **Energia Atômica**. São Paulo: Melhoramentos, 1989 (Série Prisma).

- GESAMP. IMCO/FAO/UNESCO/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution. **Monitoring biological variables related to marine pollution**. REP. Stud. GESAMP, 11, 22 p. 1980. *apud*: MELO, S.L.R. **Testes de Toxicidade com sedimentos marinhos: adequação de metodologia para o anfípodo escavador *Tiburonella viscana***. São Carlos: 1993. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos.
- GOUVEA, R. C. S.; SANTOS, P. L; GOUVEA, V.A. a) *Perna perna* (Linnaeus, 1758): Bioindicador da poluição radioativa marinha. **Rev. Brasil. Biol.** v. 45, n.4, p. 433-438, 1985.
- GOUVEA, R. C. S.; SANTOS, P. L; GOUVEA, V.A. b) Contaminação radioativa de *Bunodosoma caissarum* corréa, 1964 (Cnidaria, Actinidae) sob condições controladas. **Rev. Brasil. Biol** v.45, n. 1e 2, p. 101-104, 1985.
- GUARY J. C.; FOWLER, S.W. Experimental study of the transfer of transuranium nuclides in marine decapod crustaceans. **Mar. Ecol. - Prog. Ser.**, vol. 60, p. 253-270, 1990.
- GUIMARÃES, J.R.D.; PENNA-FRANCA, E. ^{137}Cs , ^{60}Co and ^{125}I Bioaccumulation by Seaweeds from the Angra dos Reis Nuclear Power Plant Region. **Mar. Environ. Res.** v. 16, p. 77-93, 1985.
- GUTKNECHT, J. Uptake and retention of cesium 137 and zinc 65 by seaweeds. **Lim. and Ocean.** v.4, p. 58-66 *apud*: Zattera A. and Bernhard, M. The role of algae in cycling of radionuclides. **Rev. Intern. Oceanogr. Méd.** v. 20, p. 29-51, 1970.
- GUTKNECHT, J. Uptake and retention of Cesium 137 and zinc 65 by seaweeds. **Lim. and Ocean.**, v. 4, p.58-66, 1965 *apud*: Zattera A. and Bernhard, M. The role of algae in cycling of radionuclides. **Rev. Intern. Oceanogr. Méd.** v. 20, p. 29-51, 1970.
- INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY - IAEA - **Reference Methods for Marine Radioactivity Studies**. Viena, 1970 (Technical Report Series nº 118).

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY - IAEA. **Generic Models and Parameters for Assessing the Environmental Transfer of Radionuclides from Routine Releases.** Viena, 1982 (Safety series, nr. 57).

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY - IAEA. **Sediment k_d s and Concentration Factors for Radionuclides in the Marine Environment.** Vienna, 1985. (Technical Reports Series no. 247).

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY - IAEA. **State of the Marine Environment GESAMP.** Report and studies n. 39, Viena, 1989.

INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION - ICRP. **Limits for Intakes of Radionuclides by Workers.** Pergamon Press, July, 1978 (ICRP - 30).

INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION - ICRP. **Radiation Dose to Patients from Radiopharmaceuticals.** Pergamon Press, March, 1987 (ICRP - 53).

INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION - ICRP. **1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection.** Pergamon Press, Novembro, 1990 (ICRP - 60).

JACOMINO, V. M. F.; MADUAR, M.F. **Monitoração Ambiental das imediações de instalações nucleares.** São Paulo: Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, fev. 1992 (Publicação IPEN 363).

JASKOW, A. **Aspectos do ocmportamento de *Acmaea subrugosa* (GASTROPODA: PROSOBRANCHIA) na Praia do Segredo, São Sebastião (SP-BRASIL).** São Paulo: 1990. Dissertação (Mestrado) - IO da Universidade de São Paulo.

- KYLIN, A. Uptake and loss of Na, rb and Cs in relation to an active mechanism for extrusion of Na in Scenedesmus. **Plant physiology**, v.41, p.570-584 *apud*: Zattera A. and Bernhard, M. The role of algae in cycling of radionuclides. **Rev. Intern. Oceanogr. Méd.** v. 20, p. 29-51, 1970.
- LEE, J.D. **Química Inorgânica: um novo texto conciso**. São Paulo: Edgard Blücher, 1980.
- MENEZES, N. A.; FIGUEIREDO, J. L. **Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil**. São Paulo: Museu de Zoologia, v. 4 (Teleostei), 1985.
- MESQUITA, C.H. **Modelo para determinação da absorção de substâncias radioativas - Aplicação em radiodosimetria e nutrição**. São Paulo, IPEN/CNEN-USP, 1991. (Tese de Doutorado)
- MURPHY, C.A. **Manual de Radiofarmacocinética**. México: Instituto Nacional de la Nutrición Salvador Zubirán, Departamento de Medicina Nuclear, 1992.
- NG, K.P.; YU, K.N.; YOUNG, E.C.M. Transport of Radionuclides along Marine Foodchain. **Nuclear Science and Techniques**, v.6, n.4, p.204-211, Nov., 1995.
- NOLAN, C.V; FOWLER, S.W.; TEYSSIE, J.L.; BULUT, M.; CRUZ-RODRIGUEZ, O. Modelling Cesium, Cobalt & Strontium Accumulation in Painted Comber , *Serranus scriba*. **Rapp. Comm. Int. Mer. Médit**, v. 32, n.1, 1990.
- NOTTER, M. Cesium-137 in biota from the Bothnian sea after the Chernobyl accident. National Environmental protection Agency, Solna (Sweden), p. 57, 1990.
- ODUM, E.P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara, 1988.
- OLIVEIRA F. E.C. b) **Algas marinhas: da exploração aleatória ao cultivo racional**. Anais do II Congresso Brasileiro de Engenharia de Pesca, Recife. 1981 *apud*: PLASTINO, E. M. As

espécies de Gracilaria(Rhodophyta, Gigartinales) da praia Dura, Ubatuba, SP - Aspectos biológicos e fenologia. São Paulo: 1985. Dissertação (Mestrado) - ICB da Universidade de São Paulo.

OLIVEIRA, F. E. C. c) **Marine phycology and exploitation of seaweeds in South America.** *In:* INTERNATIONAL SEAWEED SYMPOSIUM, 10º Göteborg, Proc...Edited by T. Levring, Berlin, Walter de Gruyter & Co. 1980 *apud:* PLASTINO, E. M. **As espécies de Gracilaria(Rhodophyta, Gigartinales) da praia Dura, Ubatuba, SP - Aspectos biológicos e fenologia.** São Paulo: 1985. Dissertação (Mestrado) - ICB da Universidade de São Paulo.

OLIVEIRA, F. E.C. a) **A exploração de algas marinhas no Brasil: situação atual e perspectivas futuras.** Phycol. lat.-amer., Vaduz, 1:5-18.1981 *apud:* PLASTINO, E. M. **As espécies de Gracilaria(Rhodophyta, Gigartinales) da praia Dura, Ubatuba, SP - Aspectos biológicos e fenologia.** São Paulo: 1985. Dissertação (Mestrado) - ICB da Universidade de São Paulo.

PETTI, M.A.V. Comunicação pessoal.

PLASTINO, E. M. **As espécies de Gracilaria(Rhodophyta, Gigartinales) da praia Dura, Ubatuba, SP - Aspectos biológicos e fenologia.** São Paulo: 1985. Dissertação (Mestrado) - ICB da Universidade de São Paulo.

POLIKARPOV, G. G. **Radioecology of Aquatic Organisms.** Amsterdam: North-Holland, 1966.

RUIVO, U.E. Forum metropolitano da baixada santista traça diretrizes para o desenvolvimento da pesca e da aquicultura. **Higiene Alimentar**, v. 10, n. 45, Set/Out 1996.

SABLJIC, A. Chemical topology and ecotoxicology. *Sci. total Environment*, 109/110:197-220. 1991 *Apud* MELO, S. L.R. de. **Testes de toxicidade com sedimentos marinhos:**

- adquação de metodologia para o anfípodo escavador *Tiburonella viscana*.** São Carlos: 1993. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos.
- SCOTT, R. A study of cesium accumulation by marine algae. *In: Radioisotope Conference*, 1954. Vo. I. Academic Press Inc., New York, 1954. *apud: POLIKARPOV, G. G. Radioecology of Aquatic Organisms*. North-Holland Publishing Co. - Amsterdam, 1966.
- SEYDEL, J.K.; VELASCO, M.A.; COATS, E.A.; CORDES, H.P.; KUNG, B.Ç; WIESE, M. **The importance of drug-membrane interaction in drug research and development.** Quant. Struct.-Act. Relat., 11:205-10, 1992 *apud: Conjuntos de reativos liofilizados de compostos diaminoditiólicos para marcação com tecnécio-99m. Estudo farmacocinético e elaboração de modelos compartimentalizados dos respectivos complexos.* São Paulo: 1995. Tese (Doutorado) - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares.
- STEELE, A.K. Derived concentration factors for caesium-137 in edible species of North Sea fish. *Marine Pollution Bulletin*. v. 21, n.12, p. 591-594, Dec. 1990.
- STORER, T. I. **Zoologia Geral**. 6. ed. São Paulo: Nacional, 1986.
- UNITED NATIONS SCIENTIFIC COMMITTEE ON EFFECTS OF ATOMIC RADIATION - UNSCEAR. **Sources, effects and risks of ionizing radiations**. New York, 1988.
- VTT ENERGY. **Consequences of radioactive deposition on aquatic environments**. Technical research centre of Finland, Espoo, 1994.
- WILLIAMS, L.G. Uptake of caesium-136 by cells and detritus of *Euglena* and *Chlorella*. **Limnol. Oceanogr.** v. 5, n.3, p. 301-311, 1960 *apud: POLIKARPOV, G.G. Radioecology of Aquatic Organisms*. Reinhold Book Division - New York, 1966. p. 63.

AnaComp versao 4 (mai/97)

CESIUM-137

REF:ICRP 53 PG 34

Radionuclideo= Cs-137 Phantom= Adulto

MIRDose para 0.00 MBq (0.11 μ Ci)

ORGAO ALVO	DOSE EQUIVALENTE NO TECIDO		PESO w Dosimet	DOSE EQUIVALENTE EFETIVA	
	mGy {D50a}	rad		mGy {wD50a}	rad
Adrenais	0.01270	0.00127			
Cerebro	0.01270	0.00127	0.06000	0.00076	0.000076
Mamas	0.01270	0.00127	0.15000	0.00191	0.000191
V.Biliar	0.01270	0.00127			
I.G.Inf	0.02258	0.00226	0.06000	0.00135	0.000135
I.Delgad	0.01456	0.00146	0.06000	0.00087	0.000087
Estomago	0.01346	0.00135	0.06000	0.00081	0.000081
I.G.Sup	0.01609	0.00161	0.06000	0.00097	0.000097
Coracao	0.01270	0.00127			
Rins	0.01270	0.00127			
Figado	0.01270	0.00127			
Pulmoes	0.01270	0.00127	0.12000	0.00152	0.000152
Musculo	0.01270	0.00127			
Ovarios	0.01270	0.00127	0.25000	0.00318	0.000318
Pancreas	0.01270	0.00127			
MedulaOs	0.01567	0.00157	0.12000	0.00188	0.000188
Ossosupe	0.01217	0.00122	0.03000	0.00037	0.000037
Pele	0.01270	0.00127			
Baco	0.01270	0.00127			
Testicul	0.01270	0.00127	0.25000	0.00318	0.000318
Timo	0.01270	0.00127			
Tiroide	0.01270	0.00127	0.03000	0.00038	0.000038
Bexiga	0.01270	0.00127			
Utero	0.01270	0.00127			
Corpo Todo	0.01275	0.00128	1.0	Σ 0.01717	Σ 0.001717

Dados da American Cancer Society sugerem
que a incidencia de Cancer devido a dose
ocupacional e' de: 0.0025(%) / mGy
No presente caso P = 0.0000004293(%)

Para um trabalhador da area nuclear
a dose acumulada durante um ano de
de trabalho NAO deve ultrapassar
50 mGray $\equiv$ 5 rad