

第 VII 報. 核分裂生成物 (Fission Products) の 海藻への転移に関する研究*

齊藤 要・鮫島 宗雄

Studies on the Contamination of Marine Algae by Fission Products

Kaname SAITŌ · Muneo SAMESHIMA

緒 言

1954 年 ビキニ環礁で行われた原水爆実験は我が国の水産業に多大の損害を与えたが、アメリカは 1956 年にも又同環礁附近で約十回にわたり原水爆実験を行った。その人類に及ぼす影響は世界の関心を集め種々論議検討されているが、特に汚染が著しいと考えられる北赤道海流域は我が国の主要漁場である事よりそれが水産物並びに水産業に及ぼす影響については無視し得ないものがある。

このような見地より魚介類の放射能汚染に関しては我が国でも数多くの研究^{1),2),3),4)}が発表されており、著者等も既に前報⁵⁾に於て鹿児島県に水揚げされた放射能汚染魚について若干の結果を報告した。ところで藻類特に海藻類の汚染に関する研究は極めて少い。Boss 氏⁶⁾は各種淡水産生物の核分裂生成物による汚染を比較検討し、糸状藻類への吸収が最も大きく植物プランクトンがこれに次ぎ、魚の場合は汚染藻類を餌料とする魚種に多くの放射能を検出したと述べている。このように藻類は魚介類に比し直接食用としての利用度は少いにしても放射性物質が海藻を通して魚体へ転移する可能性は極めて大きいし、又原子力の平和利用の発展に伴つて当然生ずる核分裂物質を含む廃棄物による沿岸生物の汚染問題等を考えると、海藻類の放射能汚染対策に関する研究もゆるがせに出来ない。又一方放射性同位元素による海藻の栄養生理に関する研究も極めて興味深い分野である。

本報ではかような観点に基づく基礎実験として、核分裂物質の海藻類への転移並びに除去其他について検討した結果を報告する。

実 験 の 部

放射能汚染海水の調製： 東洋濾紙 No. 2 で濾過した海水を直径 30 cm, 3l 容ガラス製水槽に 1,500 cc とり、これに fission products (F. P. と略す)……Oak Ridge 製 Batch No. 24, $1.58 \pm 5\%$ mc/cc, Assay 22-9-1955, 4.3 N HNO₃ 溶液……を大略 mc/500,000/cc 及び mc/1,000,000/cc の濃度になるように加え、前者を強汚染海水、後者を弱汚染海水として使用した。汚染海水の持つ放射能強度については各実験の項に記載する。

放射能測定法： 海藻試料は水道水で附着する培養海水を洗い去り濾紙にて水切り後、約 80°C の電熱乾燥を行い粉末となしその 100 mg をステンレス製試料皿にとり、又培養海水は駒込ペットで 0.5 cc を同じく試料皿にとり赤外線ランプにて照射乾燥後測定した。

* 本報は昭和 31 年 4 月、日本水産学会(水産物に対する放射線の影響に関するシンポジウム)にて発表。

計測は科研製 Model 32 GM 計数器（マイカの厚さ 2.9 mg/cm²）を使用して 5 分～15 分間行い、自然計数を差引いた net cpm として表示した。なお測定距離は海藻試料ではマイカ窓から 75 mm、海水試料は 15 mm であるが、β線吸収率測定の場合は全て 25 mm、天然産海藻の持つ count の測定には 15 mm の距離で行った。

供試海藻： いづれも 1955 年 12 月～1956 年 3 月に鹿児島市鴨池海岸で採集したものであるが、その種類は次の如くである。

緑藻類	ア ナ ア オ サ	<i>Ulva pertusa</i>
	ヒ ト エ グ サ	<i>Monostroma nididum</i>
	ア オ ノ リ	<i>Enteromorpha intestinalis</i>
褐藻類	セイヨウハバノリ	<i>Ilea Fascia Fries</i>
	カ ヤ モ ノ リ	<i>Scitosiphon lomentarius</i>
	ヒ ジ キ	<i>Hijikia fusiforme</i>
	ウ ミ ウ チ ワ	<i>Padina arborescens</i>
	ヤ ツ マ タ モ ク	<i>Sargassum patens</i>
	フ タ エ モ ク	<i>Sargassum duplicatum</i>
	イ ソ モ ク	<i>Sargassum hemiphyllus</i>
紅藻類	オオオゴノリ	<i>Gracilaris gigas</i>
	カ バ ノ リ	<i>Gracilaris Textorii</i>
	オ キ ツ ノ リ	<i>Gymnogongrus fravelli</i>
	フ ク ロ フ ノ リ	<i>Glacopertis furcata</i>
	エツキツカサノリ	<i>Callimene stipitata</i>
	ツクシアマノリ	<i>Porphyra suborbiculata</i>
	アサクサノリ	<i>Porphyra tenera</i>

実験結果及び考察

天然海藻の放射能強度

天然のカリウム中には放射性同位元素 K⁴⁰ の存在が知られているが、海藻中には特にカリウム含量多くその資源として注目されている種類があるので、実験に先立ち天然産海藻の持つ放射能強度について比較検討した。

海藻は乾燥粉末として 1g をステンレス製試料皿にとり計測したが、この結果は Table 1 の如く褐藻類のヤツマタモク、紅藻類のオゴノリ等に比較的 count 高く、緑藻類に少い様な傾向が認められ、中には 10 cpm/g 以上を示すものがある。これらの count と試料の K 含量との相関関係の有無はなお検討中である。以上の理由で海藻を試料とする場合は通常 background の外に海藻自体の持つ count を考慮する必要がある。しかし次記の各実験で考慮すべき供試海藻自体の count は本報告の測定条件、即ち試料の量及び計測距離に於ては Table 1 に示す数値の約 1/50 程度である。

F. P. によるアナアオサの汚染

環境水が F. P. で汚染された場合及び汚染された海藻を再び未だ汚染されない正常海水に戻した場合の放射能強度の変化を、アナアオサを試料とし二、三の条件下で検討した。

Table 1. Radioactivity of several species of marine algae.

Species	cpm/g. of dried matter
緑藻類 <i>Chlorophyceae</i>	
アナアオサ <i>Ulva pertusa</i>	4 ± 2
ヒトエグサ <i>Monostroma nididum</i>	6 ± 7
アオノリ <i>Enteromorpha intestinalis</i>	3 ± 2
褐藻類 <i>Phaeophyceae</i>	
セイヨウハバノリ <i>Ilea Facia Fries</i>	7 ± 2
カヤモノリ <i>Scytosiphon lomentarius</i>	7 ± 2
ヒジキ <i>Hijikia fusiforme</i>	3 ± 2
ウミウチワ <i>Padina arborescens</i>	4 ± 3
ヤツマタモク <i>Sargassum patens</i>	10 ± 3
紅藻類 <i>Rhodophyceae</i>	
オオオゴノリ <i>Gracilaria gigas</i>	11 ± 3
カバノリ <i>Gracilaria Textorii</i>	7 ± 3
オキツノリ <i>Gymnogongrus fravelli</i>	9 ± 2
フクロフノリ <i>Glacopeltis furcata</i>	5 ± 2
エツキツカサノリ <i>Callimene stipitat</i>	7 ± 3
ツクシアマノリ <i>Porphyra suborbiculata</i>	7 ± 2
KCI (cpm/500mg.-K)	78 ± 5

培養条件: アナアオサは採集後濾紙にて水切りし 40 g づつの 6 群に分け, その 2 群を 1 組として次の 3 区分に分けた.

- 1) そのまゝ処理を加えない区分
 - 2) 2% formalin 含有海水に 5 分間 漬け細胞を固定した後, 正常海水で充分洗滌した区分
 - 3) コンクリート床上面にて直射日光に 約 10 時間当て乾燥枯死させた区分
- 2) 及び 3) 区分は原藻の生活機能を失わせ, 藻体表面の状態を変化させたもので, 1) に対する対照である.

F. P. 汚染海水は強弱 3 個づつ調製し各区分のアナアオサを 1 群づつ入れた. 汚染海水中の培養は 24 時間, 水温 10°~15°C で, 開始後 12 時間までは 1 時間ごとにガラス棒で海水を攪拌し藻体が汚染海水に均等にふれる様にした. 24 時間経過後正常海水で充分洗滌し 2,000cc の正常海水を入れた水槽に移し, 以後は 1 日に 2 回新しい海水と交換し所定時間ごとに各試料の放射能強度を測定した. 測定は汚染海水に培養中は藻体及び環境水の両者について, 正常海水に培養中は藻体についてのみ行つた. 以上の条件で数回の実験を試みたが何れもほぼ同様の結果が得られ, その代表的な例は Fig. 1 及び Fig. 2 に示す通りである.

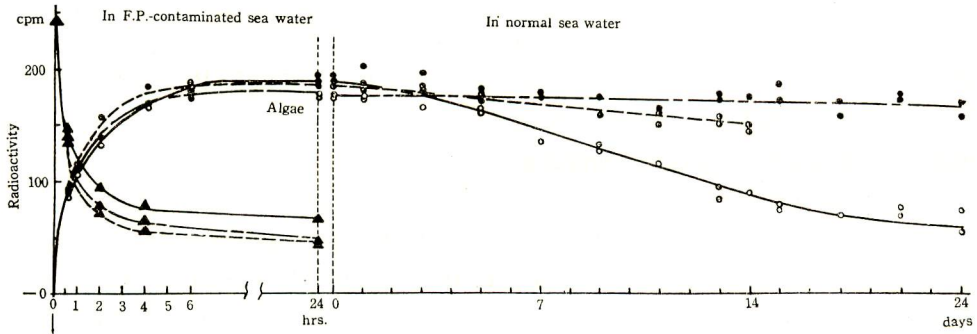


Fig. 1. Count-variation of *Ulva pertusa* cultured in the F.P.-contaminated and normal sea water. — 1 (at 10°~15°C.)

— Algae with vitality
 - - - Algae lost vitality by exposure to sunlight
 . . . // // // by being immersed in formalin
 ▲ Radioactivity of cultured sea water

In case of algae the standard of measuring cpm. was par 100 mg. of dried matter by distance of 1.5 cm. and in case of sea water it was per 1 cc. water by distance of 7.5 cm. These standards are applicable in Fig. 1, 2, 3, and 4 and Table 3.

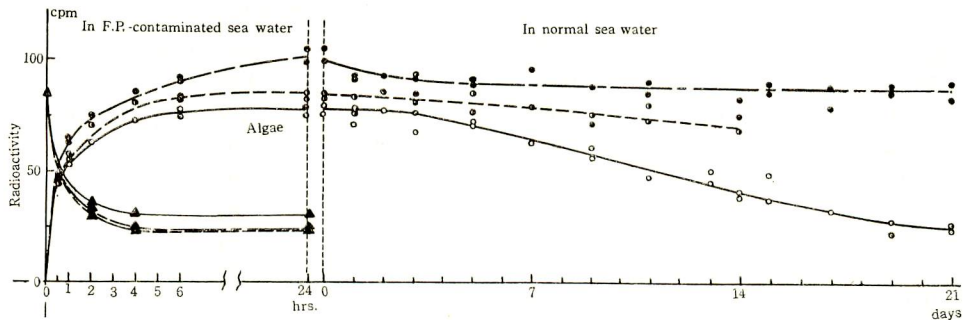


Fig. 2. Count-variation of *Ulva pertusa* cultured in the F.P.-contaminated and normal sea water. — 2. (at 10°~15°C.)

大略の傾向を述べると、243 cpm/cc の放射能を持つ強汚染海水 1,500cc 中に 40g のアナアオサを培養した場合、放射性物質は急速に藻体へ轉移し 4 時間後には殆んど最高に達し、24 時間培養後藻体に轉移した放射能は最初培養液中に存在した全放射能の約 75% にも及んだ。一方 83 cpm/cc の弱汚染海水に於ても放射性物質の轉移は速かて 6 時間後には平衡状態となり、24 時間後には全放射能の約 58% が藻体へ移る結果となつた。これと同時に生活機能を失つた藻体による対照実験でも生活原藻と同じ傾向で轉移したが、24 時間後藻体へ轉移した放射能は強汚染、弱汚染海水それぞれ約 80% 及び約 60% となり生活原藻よりやゝ強く汚染されるという予想外の結果を得た。一方正常海水に移した場合、生活原藻からは 1, 2, 3 週間後にそれぞれ約 25, 50, 70% の放射能が失われるのに対し、生活機能を失つた藻体からの減少は殆んど認められない結果となつている。

このように本実験条件下に於けるアナアオサは F.P. によつて汚染された環境水中で容易に汚染され、しかも環境水単位量当りの試料の重量より考えると魚介類より汚染度が高くしかも

速かに汚染が行われるようである。その上、一度汚染されるとその放射能は容易に転移しない傾向も認められる。(魚介類の汚染については後に報告する)なお放射能汚染海水の量に対する海藻量と汚染度の関係についても検討する予定であるが、何れにしても F. P. による海藻の放射能汚染はかなり重要視すべき問題と思われる。

汚染した培養海水並びに藻体の β 線吸収率

前述の如く F. P. 汚染海水中ではアナアオサは生活力の有無にかかわらずかなり汚染されるのであるが、この場合の汚染は藻体の生活現象に伴う F. P. 構成元素の選択的な生理的吸収によると考えるより、むしろ生活力とは無関係な F. P. と藻体成分間の物理化学的吸着現象に起因する事が予想される。これらの汚染機構については目下検討中であるが、次に予備実験として行つた各試料の β 線吸収率測定の結果について述べる。

前項と同条件の F. P. 強汚染海水で培養中に、アナアオサの生活原藻及び生活機能を失つた藻体に転移した放射性物質、並びに培養海水中に残る放射性物質について β 線吸収率を求めた結果は Table 2 の如くである。

Table 2. β -ray absorption rate of F. P.-contaminated sea water and *Ulva pertusa* cultured in it for 72 hrs. (Estimated radioactivity %)

Thickness of Al-absorber (mg./cm ² .)	Before culture	After culture			
		Normal algae		Algae fixed by formalin	
	Sea water	Algae	Sea water	Algae	Sea water
0	100	100	100	100	100
1.9	92	92	92	92	96
4.8	83	88	88	96	93
10.7	75	81	88	85	93
18.0	67	77	80	84	85
41.0	58	74	72	72	56
110.0	52	53	52	56	33
245.0	18	28	16	30	7
540.0	9	13	12	6	11
1350.0	1	1	0	3	1

* Algae lost vitality by being immersed in formalin solution.

培養開始前の海水即ち F. P. の稀釈液中の放射性元素の殆んどが β 崩壊を行う元素より成立つていてと考えられるが、72時間培養後の海水及び藻体共にはほぼ同様の β 線吸収率を示している。勿論この結果のみでアナアオサの F. P. を構成する放射性物質に対する選択吸収性の有無を論ずる事は困難であつて、もしこの F. P. に含まれる放射性元素が一種であれば、この結果より選択吸収性無しと言えるが、二種以上含む場合は、たとえ選択吸収されていても各元素の β 線エネルギーに差が無ければ判定はむづかしい。しかしアナアオサは生活機能の有無にかかわらず同程度の速度及び強さで放射能汚染を受け、更に β 線吸収率についても殆んど同じ結果を得た事から、少くともこの場合の初期汚染は主として F. P. と藻体成分間の物理化学的吸着現象に起因する可能性は充分考えられる。

各種海藻間に於ける放射能汚染度の比較

次に海藻の種類によつてこの轉移状態に相違があるか否かを、アナアオサと外観上の形態の類似した紅藻類のアサクサノリ、褐藻類のセイヨウハバノリを用いて比較実験した。

培養は弱汚染海水 (113 cpm/cc) 3,000cc を調製し、3種のアサノリを各 20g 入れ水温 10°~15°C で3日間培養し、0, 12, 24, 48, 72時間後に計測を行った。ついで汚染海藻を正常海水に移し毎日海水を交換して3日間培養し、放射能強度の変化を測定して Fig. 3 に示す結果を得た。

この実験では3種共大体同じ傾向の放射能轉移を示したが、セイヨウハバノリは最も強く汚染され又正常海水中での放射能減少も少いようであり、アサクサノリの汚染度はアナアオサより大で正常海水中での減少率も大であった。しかし三者とも短時間で強く汚染され、又一度汚染されたものは正常海水に移しても容易に放射能強度の弱くならない点は共通であつた。著者等の経験によれば F. P. による各種海藻の汚染度には藻体の粘質物量並びにその質的な性質と、次に述べる藻体表面の幾何学的性質が特に関係するようであるが、これらに就ては目下検討中である。

藻体各部位による放射能汚染度の相違

アナアオサの如き海藻とは異なり外観上明らかに葉部、茎部、根部等に區別し得る形態を持つ海藻を、F. P. 汚染海水中に培養した場合に於ける藻体各部位の放射能汚染度を比較検討した。

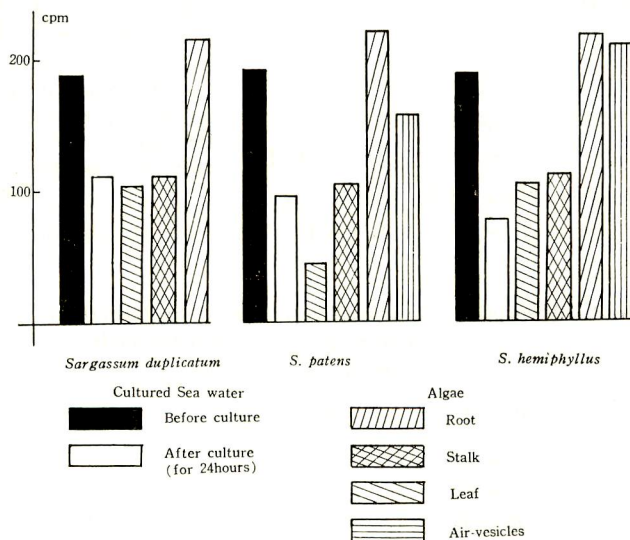


Fig. 4. Variation of contamination proportionally shifted the part of the algae (cultured at 10°~15°C.)

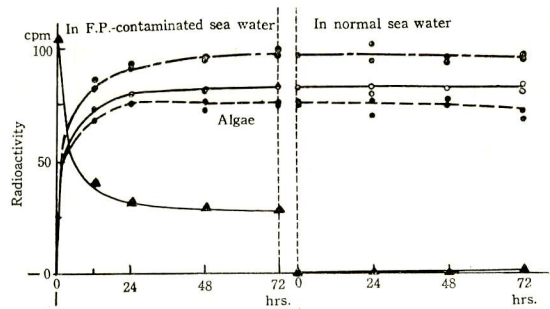


Fig. 3. Count-variation of several species of algae cultured in F. P.-contaminated and normal sea water. (at 10°~15°C.)

- *Ulva pertusa*
- - - *Ilea Fascia Fries*
- · · *Porphyra tenera*
- ▲ Radioactivity of cultured sea water

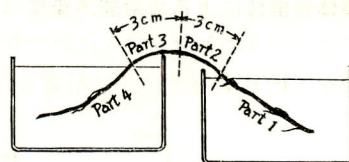
供試海藻は褐藻類のヤツマタモク、フタエモク、イソモクの3種で各々30gを予め調製した3個の強汚染海水槽に入れ、水温10°~15°Cで24時間の培養を行った。培養開始前の海水のcount及び24時間後の海水及び藻体各部のcountはFig. 4の如くで、藻体各部位によりかなり相違のある事が観察された。

3種の海藻間にはcountに多少の差はあつても全体を通じて葉部、気胞部が強く、基部、根部が弱く汚染されている。これは計測の際乾燥粉末として100mgを単位としているので、茎や根部に比し、重量に対して体表面積の広い葉や茎部に多くの放射性物質が吸着されたものと考えられる。この傾向は海藻の種間にも見られる。即ち重量に対して表面積の広い順に並べるとイソモク、ヤツマタモク、フタエモクとなるが、培養後の海水の放射能強度を比較すると培養前は3種共ほぼ同一であつたものがフタエモク、ヤツマタモク、イソモクの水槽の順となり、先に挙げた表面積順の逆となる。即ち表面積の大なる海藻程多くの放射性物質を吸着する傾向のある事は確かと思われる。

F. P. の藻体内での移動に関する予備実験

F. P. に対する海藻の吸収生理又は体内に於ける移動の有無を更に別の方法で検討すべく次の実験を行った。前項と同じ放射能強度に調製した培養海水を水槽にみだしFig. 5の如く正常海水をみだした水槽と並べ、両水槽間にオオオゴノリを掛けわたした。この時正常海水の液面は汚染海面よりやや高目とし、藻体の空気にふれる部分の乾燥を防ぐためこの部分は濾紙でおい、濾紙の一端を汚染海水に漬ける事なく他の一端を正常海水にひたした。この様にして所定時間後この細長い藻体をFig. 5の如く4個に切断し、各部分のcountを測定すれば海藻に吸収されたF. P. の藻体内に於ける移動の有無を観察出来るわけであるが、各部分のcountの時間的変化はTable 3の如くである。

放射能汚染はPart 1に強く現れ放射性物質は殆んど他の部分に移動していない。Part 2に示すcountは汚染海水が藻体表面にcreepingした事が考えられるので、環境水がF. P. に汚染された場合海藻はその体表面に多量の放射性物質を急速に吸着するが、本実験条件下では藻体内での移動は殆んど行われぬものと考えられる。尚この種の検討には藻体の成長点等を考慮しなければならないが、何れにしても海藻のF. P. に対する挙動は陸上植物の吸収、排泄生理とはかなり異なる事が予測される。この点については S^{35} 、 Cl^{36} 等を使用し体成分の形成機構と関連づけてなお検討する予定である。



Part 4 immersed in normal sea water.
Part 1 immersed in F. P.-contaminated sea water, having the radioactivity of 198 cpm/cc..
Species of sample : *Gracilaria gigas*.

Fig. 5

Table 3. Absorption of radioactive materials by *Gracilaria gigas* and their transferring state within the body. (cpm/100 mg. dried matter)

Culture hours	Part 1	Part 2	Part 3	Part 4
30 min.	51~ 59	3~ 5	1~3	0~2
1 hr.	77~ 83	7.5~10	3~4	2~2
2 "	90~ 95	43~46	2.5~3.5	2~3
24 "	98~110	45~52	2.5~3	1~2
48 "	100~103	47~50	2~3	0~1

要 約

1) 天然性放射性元素 K^{40} を比較的多く含有すると思われる各種海藻類の放射能強度を測定した結果、褐藻類のホンダワラ類、紅藻類のオゴノリ等が比較的高く一般に緑藻類は低い値を示した。

2) 海藻は Fission Product により汚染された環境水中で容易に汚染され、しかも環境水の単位量当りの試料重量より考えると魚介類より汚染度は高くしかも速に行われるようである。例えば 243 cpm/cc の放射能強度を持つ海水 1,500 cc 中に 40 g のアナアオサを投入した場合、藻体への放射能轉移は 4 時間後には殆んど平衡状態になり 24 時間後には培養海水に存在した全放射能の約 75 % が轉移する。生活機能を失った藻体は生活海藻に比し汚染度が高くその約 80 % が轉移した。

3) 一度 Fission Product に汚染された藻体の放射能は容易に轉移しない。188cpm/100mg 乾物、程度に汚染されたアナアオサは正常海水中で 1 週間後に約 25 %、2 週間後に約 50 %、3 週間でようやく約 70 % の放射能が除かれたに過ぎない。しかし生活機能を失った藻体では更に轉移し難く 3 週間後にも減少の傾向が現れなかつた。

4) Fission Product による各種海藻間の放射能轉移の強弱を比較した結果、外観上形態の類似したアサクサノリ、セイヨウハバノリ、アナアオサ間ではセイヨウハバノリ、アサクサノリ、アナアオサの順に強く汚染され、その汚染度は体表粘質物の量並びにその質的な性質とも関係のある事が予測された。

5) 外観上の形態が分化したイソモク、ヤツマタモク、フタエモクの藻体単位重量当りの汚染は、藻体各部別には葉、気胞、莖、根部の順となり、海藻の種類にはイソモク、ヤツマタモク、フタエモクの順で、この汚染度の強弱は藻体の単位重量当りの表面積に略々比例的であつた。

6) オゴノリの藻体の一部を Fission Product による汚染海水に浸漬しておけば、その部分は強く汚染されるが、本実験条件下では該物質の、浸漬しない部分への移動は認められなかつた。

以上の各種実験結果より考え Fission Product による海藻の汚染にはかなり重要視すべき問題があると思われる。又その汚染の強弱は海藻の種類による生理的特性と言うよりは、むしろ藻体の単位重量当りの表面積並びに体表粘質物の量及び質的性質に関係あるものと推察される。更に生活機能の有無にかかわらずその汚染強度及び速度がほぼ同程度である事並びに前記の実験結果より考えて、本実験条件下に於ける生藻の汚染特に初期汚染は Fission Product を構成する放射性物質の生理的選択吸収というより、主として該物質の藻体成分による物理化学的吸着現象と考えるのが妥当のようである。

終りに本報は昭和 30 年度 文部省総合科学研究費（水産物に関する放射化学的研究）による業績の一部で、御支援を賜つた当局並びに同研究班委員長、東京大学教授森高次郎先生に深謝の意を表す。

Résumé

1) Noticing on the algae, it was considered that algae contained little amount of natural radioactive isotopes, the authors measured radioactivity in the various species of algae.

2) Algae, immersed in the sea water containing fission products (F. P.), are remarkably contaminated by the radioactivity. For example, the immersion of 40 g. of *Ulva pertusa* into 1,500 cc. sea water contaminated with F. P. (possessing of the radioactivity 243 cpm/cc.) enabled the contamination to be equilibrated with the algae within 4 hours; and after 24 hours, it enabled about 75% of the total radioactivity in the sea water to be transferred into the algae. But in cases of the died algae, being far more contaminated than the living one, about 80% was transferred.

3) After the algae being transferred into the clear uncontaminated sea water it was not until 3 weeks passed that about 70% of the radioactivity was removed from the F. P.-contaminated algae. This tendency was so remarkable in cases of died algae that no decreasing tendency could be brought forth even by the lapse of more than 3 weeks.

4) Generally, the contamination of algae by F. P. was found to be stronger and quicker than fishes. And it was difficult to remove the radioactivity of the algae (this tendency was very remarkable in the died algae). And this suggested precautional problem of radioactivity contamination by F. P. in the fostering of such useful algae as laver.

5) The contamination density by radioactivity over such a seeming morphologically developed algae as *Sargassum hemiphyllum*, *S. patens* and *S. duplicatum*; observed from the constitutional order of the body, lies at leaves, air-vesicles, stalks and roots; successively; and from the order of species, lies in *hemiphyllum*, *patens* and *duplicatum*. This strength of the contamination varies proportionally with the surface dimension per weight of algae.

6) A part of the body of *Gracilaris gigas*, immersed in the sea water containing F. P. was contaminated strongly; but in this case, the radioactive element were absorbed into the algae leaving the uncontaminated parts untouched.

文 献

- 1) 佐伯誠道, 岡野真治, 森高次郎: 日本誌, **20**, 902, (1955).
- 2) 天野慶之, 山田金次郎, 尾藤方通, 高瀬 明, 田中昭二: 日本誌, **20**, 907, (1955).
- 3) 山田金次郎, 戸沢晴巳, 天野慶之, 高瀬 明: 日本誌, **20**, 916, 921, (1955).
- 4) 佐伯誠道, 森高次郎: 日本誌, **21**, 945, (1956).
- 5) 齊藤 要, 鮫島宗雄: 本誌, **4**, 124, (1955).
- 6) 三宅泰雄, 田島英三: *Radio Isotopes*, **3**, (2) 8, (1954).