

緊急時モニタリングからみた漁場環境と海産魚介類の10年

鈴木翔太郎*・榎本昌宏・守岡良晃*・島村信也*・神山享一**・渡辺 透

10 years after the nuclear disaster: Temporal changes of radiocesium of fishing grounds and marine products revealed by the monitoring data

Shotaro SUZUKI, Masahiro ENOMOTO, Yoshiaki MORIOKA, Shinya SHIMAMURA,
Kyoichi KAMIYAMA and Toru WATANABE

ま え が き

2011年3月11日に発生した東日本大震災に関連して発生した東京電力福島第一原子力発電所(Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant, FDNPP)の事故により放射性セシウムや放射性ヨウ素、放射性ストロンチウムなどの放射性物質が流出した。特に、比較的半減期の長いセシウム134(物理学的半減期2.06年)とセシウム137(物理学的半減期30.2年)は、事故直後にそれぞれ3-6PBqが直接海洋に流出したと考えられ¹⁾、海洋環境だけでなく²⁻⁶⁾、そこに生息する海産魚介類にも影響を与えた^{7,8)}。

緊急時モニタリング(または緊急時環境放射線モニタリング、以下、モニタリング検査)は、原子力災害による環境放射線の状況に関する情報収集や防護措置の判断材料の提供と、住民等と環境への放射線の影響の評価材料の提供を目的とし⁹⁾、事故直後から環境や食品等を対象として実施されており、海産魚介類を含む食品については、食品衛生法に基づく基準値(2021年12月現在、セシウム134とセシウム137の合算値が100Bq/kg)を超過した場合の出荷制限等措置の検討に用いられるなど公的な検査として位置付けられている。また、モニタリング検査は、事故直後から定期的実施していることから、行政的な措置の検討に用いられるだけでなく、漁場環境や海産魚介類への影響や経時変化の把握のため多くの研究で使用されてきた^{8,10-21)}。

2021年3月でFDNPPの事故から10年を迎え、漁場環境及び海産魚介類中の放射性セシウム濃度は、事故直後と比較して大きく低下したことは数多くの研究で明らかとなっているものの^{10,22,23)}、事故後5年を越える比較的長期的な放射性物質の低下傾向を報告した研究は限られており^{21,23-25)}、特に、漁場環境と海産魚介類中の放射性セシウム濃度が長期にわたりどのように低下してきたかについてはよくわかっていない。ここでは、海面漁業に関連した項目である海水、海底土及び海産魚介類のモニタリング検査の結果から、福島県沿岸域における漁場環境と海産魚介類中の放射性セシウム濃度の推移について報告し、既往研究を踏まえつつ結果の解釈や事故後から10年経過して顕在化してきた新たな視点についてまとめるとともに、モニタリング検査と福島県の沿岸漁業のこれからを考察する。

* 福島県水産資源研究所

** 福島県内水面水産試験場

材料および方法

はじめに

本報告では、福島県が実施するモニタリング検査のうち、海面漁業に関連する海水、海底土、海産魚介類の結果を用いた。海水と海底土の検査結果は福島県危機管理部放射線監視室のホームページ²⁶⁾で月ごとに公表され、海産魚介類の検査結果は、福島県農林水産部環境保全農業課のホームページ²⁷⁾等でそれぞれ週ごとに公表されている。本報告では事故直後から2021年9月末にかけて公表された検査結果を用いて解析を行った。モニタリング検査の詳細は以下のとおりである。

モニタリング検査（海水）

1) **検体採取** 福島県内の港湾・漁港13地点、磯根漁場12地点、浅海漁場20地点、松川浦（福島県北部に位置する潟湖）3地点の合計最大48地点（図1、表1）において、2011年5月から2021年6月（2021年9月末公表分まで）にかけて月ごとに、調査船等により採水器を用いて海水を2L採水した（図2、表1）。原則毎月検体を採取したが、浅海漁場の水深10, 20 m地点は2012年3月まで、浅海漁場の水深7 m地点の底層水サンプルは2018年3月まで、磯根漁場は2013年9月までのみ実施した（表1）。2021年9月末現在では港湾・漁港13地点、浅海漁場7地点で採取を行っている。なお、48地点のほか、重要港湾（相馬港2号ふ頭及び小名浜港4号ふ頭、大剣ふ頭）でも採取しているが、ここでは海面漁業に直接関連する港湾・漁港及び漁場に関して報告する。

2) **検体処理及び分析** 福島県水産海洋研究センター（旧福島県水産試験場）及び福島県水産資源研究所（旧福島県水産試験場相馬支場）にて沈殿により大きなゴミを取り除き、別の容器に移した後、福島県環境創造センター（旧福島県原子力センター）に移送し、同センターのゲルマニウム半導体検出器によって放射性物質を測定した。放射性セシウムの検出下限値は、測定条件等により変動するものの約1 Bq/Lとなっている²⁸⁾。

モニタリング検査（海底土）

1) **検体採取** 浅海漁場39地点、松川浦3地点の合計42地点（図1、表1）において、2011年5月から2021年6月（2021年9月末公表分まで）にかけて月ごとに、調査船等により採泥器を用いて表層（1-3 cm程度）の海底土を採取した（図2）。海水と同様に原則毎月検体を採取しているが、海底土の場合、磯部沖の水深30, 50, 100 m地点、原町沖の水深30, 50 m地点、FDNPP沖の水深130 m地点、久之浜沖の水深50, 100 m地点、江名沖の水深50, 100 m地点の各地点は年2回の採取とした（表1）。

2) **検体処理及び分析** 福島県水産海洋研究センター及び福島県水産資源研究所の実験室において吸引ろ過により脱水を行い、プラスチック容器（U-8容器）へ約100 g程度移し、海水と同様に福島県環境創造センターへ移送し、同センターのゲルマニウム半導体検出器によって放射性物質を測定した。放射性セシウムの検出下限値は、検体の状態や測定条件等により変動するものの、約10 Bq/kg程度となっている²⁸⁾。なお、海底土の検体を別途乾燥させ、乾土率（含水率）を算出し、乾重量あたりの放射性セシウム濃度として結果を公表している。

モニタリング検査（海産魚介類）

1) **検体採取** 海産魚介類の検体は、調査船や漁船等により福島県沿岸域（図3）において、2011年4月から2021年9月（2021年9月末公表分まで）にかけて底びき網やさし網、船びき網、釣り、かごなど多様な漁法で採取した。

2) **検体の処理及び分析** 採取した海産魚介類の検体は、福島県水産海洋研究センター及び福島県水産資源研究所にて、全長や体長、体重など測定した後、検体の可食部をミンチ状にし、福島県農業総合センターに移送し、同センターのゲルマニウム半導体検出器により放射性物質の測定を

実施した²⁹⁾ (図 4)。通常 1 検体 2,000 秒で測定していることから、放射性セシウムの検出下限値は約 7-8 Bq/kg 程度 (^{134}Cs 平均 8.3 Bq/kg; ^{137}Cs 平均 7.4 Bq/kg) であり、検体ごとに大きく変動することはない。なお、検体採取や分析などは、原子力災害対策本部が策定する「検査計画、出荷制限等の品目・区域の設定・解除の考え方」³⁰⁾に基づき、福島県農林水産部が策定する「農林水産物を対象とした緊急時環境放射線モニタリング実施方針」³¹⁾や「品目別試料採取基準」³²⁾に沿って実施されている。

解析

海水、海底土、海産魚介類の放射性物質濃度の 10 年間の推移を把握するにあたり、本報告では、比較的半減期の長いセシウム 134 (^{134}Cs) とセシウム 137 (^{137}Cs) に着目して解析を行った。ホームページ等では各核種それぞれの値も公表されているものの、食品衛生法に基づく基準値が放射性セシウム (^{134}Cs と ^{137}Cs) で設定 (100 Bq/kg, 2021 年 9 月末現在) されていることから、特にことわりがない限り、海水、海底土、海産魚介類すべてにおいて ^{134}Cs と ^{137}Cs の合計値 (以下, rCs) により解析を行った。なお、どちらか一方が検出下限値未満であった場合は、検出された核種のみを rCs の値として採用した (^{134}Cs は ^{137}Cs より物理学的半減期が短いため、一般に原発事故から時間が経つにつれて ^{134}Cs が先に検出下限値となる。この場合、検出された ^{137}Cs の値を rCs として採用した。)

また、本報告では、検体採取位置の比較を行うため、FDNPP を境にした南/北と水深 50 m を境にした沿岸/沖合の計 4 つの区域 (北部沿岸, 北部沖合, 南部沿岸, 南部沖合、以下、NC, NO, SC, SO) と松川浦 (ML) に分割して、10 年間の rCs 濃度の推移を海水、海底土、海産魚介類について把握した (図 5)。なお、海底土の検体のうち FDNPP 沖 28.9 km 地点を 1F と略し、別に扱った (表 1)。

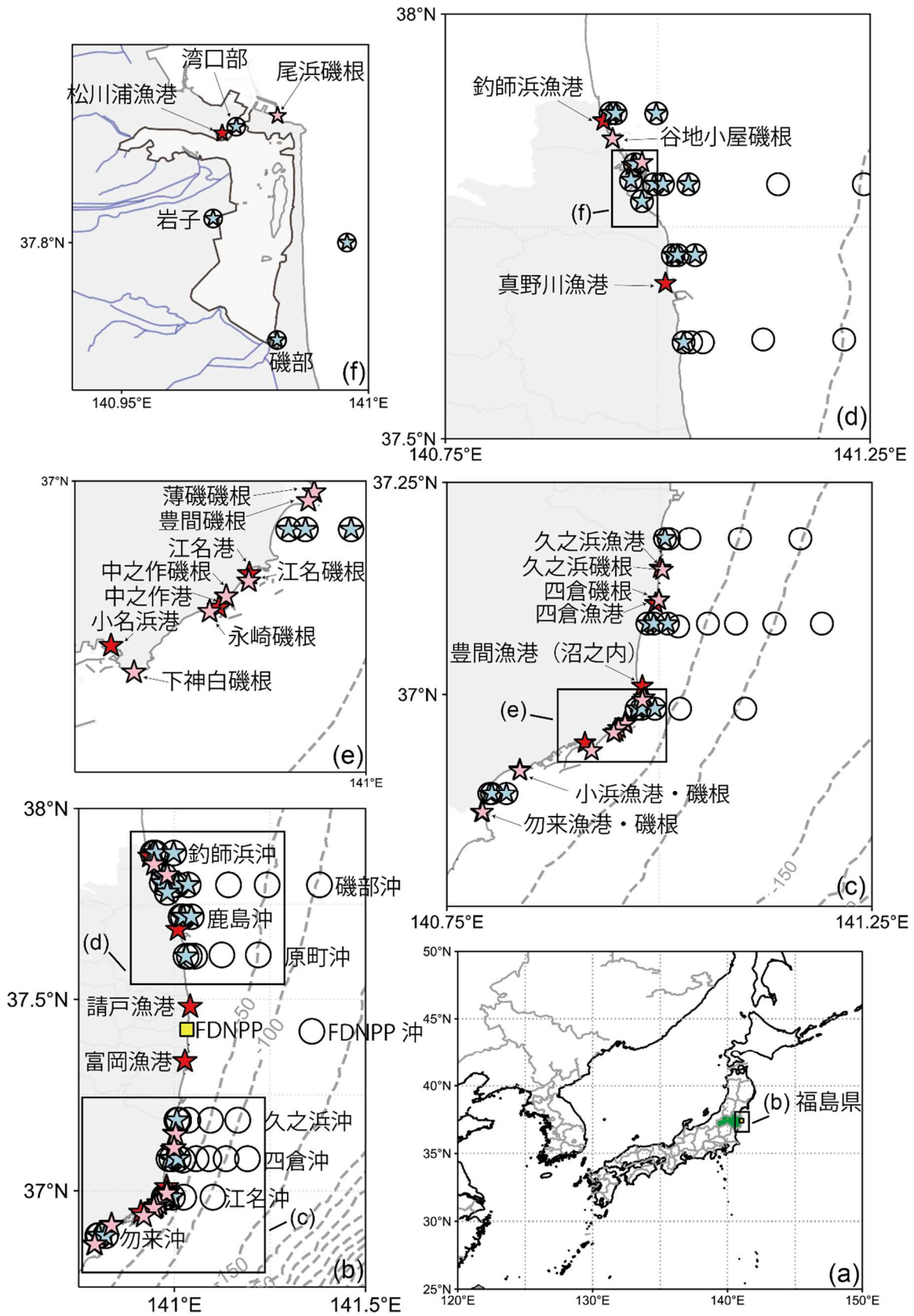


図1 海水・海底土採取地点図 (a)日本地図、(b)福島県沖地図、(c)福島県沖南部拡大地図、(d)福島県北部拡大地図、(e)福島県南部江名周辺地図、(f)松川浦周辺地図 (青線は河川を示す)
 海水：☆ (★沿岸漁場および松川浦、★港湾・漁港、★磯根漁場)、海底土：○

表1 海水・海底土モニタリングの検体採取地点

市町村	場所	海水	堆積物	採水水深 [m]	採泥水深 [m]	頻度	初期採取 ^{*1}	区域	Latitude [deg]	Longitude [deg]	
港湾・漁港	新地町 釣師浜漁港	○		2		毎月	○	NC			
	相馬市 松川浦漁港	○		2		毎月	○	NC			
	南相馬市 真野川漁港	○		8		毎月		NC			
	浪江町 請戸漁港	○		1.5		毎月		NC			
	富岡町 富岡漁港	○		2		毎月		SC			
	いわき市	久之浜漁港	○		3		毎月	○	SC		
		四倉漁港	○		3		毎月	○	SC		
		豊間漁港 (沼之内)	○		2		毎月	○	SC		
		江名港	○		3		毎月	○	SC		
		中之作港	○		2		毎月	○	SC		
小名浜港		○		5		毎月	○	SC			
小浜漁港		○		2		毎月	○	SC			
勿来漁港	○		2		毎月	○	SC				
磯根漁場 ^{*1}	新地町 新地町谷地小屋磯根漁場	○		表層		毎月		NC	37.853	140.947	
	相馬市 相馬市尾浜磯根漁場	○		表層		毎月		NC	37.826	140.982	
	いわき市	久之浜磯根漁場	○		表層		毎月	○	SC	37.146	141.004
		四倉磯根漁場	○		表層		毎月	○	SC	37.111	140.999
		薄磯磯根漁場	○		表層		毎月	○	SC	36.996	140.982
		豊間磯根漁場	○		表層		毎月	○	SC	36.993	140.980
		江名磯根漁場	○		表層		毎月	○	SC	36.965	140.960
		中之作磯根漁場	○		表層		毎月	○	SC	36.960	140.952
		永崎磯根漁場	○		表層		毎月	○	SC	36.955	140.946
		小名浜下神白磯根漁場	○		表層		毎月	○	SC	36.934	140.920
小浜磯根漁場	○		表層		毎月		SC	36.910	140.836		
勿来磯根漁場	○		表層		毎月		SC	36.861	140.792		
浅海漁場	新地町	釣師浜沖 1.5 km	○	○	表層, 7 ^{*2}	7	毎月	○	NC	37.883	140.945
		釣師浜沖 2 km	○	○	表層 ^{*3, 10^{*3}}	10	毎月	○	NC	37.883	140.951
		釣師浜沖 6 km	○	○	表層 ^{*3, 20^{*3}}	20	毎月	○	NC	37.883	140.998
	相馬市	磯部沖 0.8 km	○	○	表層, 7 ^{*2}	7	毎月		NC	37.800	140.996
		磯部沖 1.8 km	○	○	表層 ^{*3, 10^{*3}}	10	毎月		NC	37.800	141.006
		磯部沖 4.5 km	○	○	表層 ^{*3, 20^{*3}}	20	毎月		NC	37.800	141.036
		磯部沖 9 km		○		30	年2回		NC	37.800	141.142
		磯部沖 22.6 km		○		50	年2回		NO	37.800	141.243
		磯部沖 34.8 km		○		100	年2回		NO	37.800	141.380
		南相馬市	鹿島沖 0.6 km	○	○	表層, 7 ^{*2}	7	毎月		NC	37.717
	鹿島沖 2.6 km		○	○	表層 ^{*3, 10^{*3}}	10	毎月		NC	37.717	141.023
	鹿島沖 3 km		○	○	表層 ^{*3, 20^{*3}}	20	毎月		NC	37.717	141.044
	原町沖 0.7 km		○	○	表層, 7 ^{*2}	7	毎月		NC	37.613	141.031
	原町沖 1.5 km			○		10	毎月		NC	37.613	141.039
	原町沖 2.6 km			○		20	毎月		NC	37.613	141.053
	原町沖 9.3 km			○		30	年2回		NC	37.617	141.124
	原町沖 17.8 km			○		50	年2回		NO	37.617	141.220
	大熊町	FDNPP沖 28.9 km		○		130	年2回		1F	37.417	141.360
	いわき市	久之浜沖 0.5 km	○	○	表層, 7 ^{*2}	7	毎月		SC	37.183	141.007
		久之浜沖 0.9 km		○		10	毎月		SC	37.183	141.011
		久之浜沖 3 km		○		20	毎月		SC	37.183	141.035
		久之浜沖 8.3 km		○		50	年2回		SO	37.183	141.095
		久之浜沖 14.6 km		○		100	年2回		SO	37.183	141.166
		四倉沖 0.5 km	○	○	表層, 7 ^{*2}	7	毎月	◎	SC	37.083	140.986
		四倉沖 1 km	○	○	表層 ^{*3, 10^{*3}}	10	毎月	◎	SC	37.083	140.993
		四倉沖 1.7 km	○	○	表層 ^{*3, 20^{*3}}	20	毎月	◎	SC	37.083	141.010
		四倉沖 3.7 km		○		30	毎月		SC	37.080	141.022
		四倉沖 6.5 km		○		50	毎月		SO	37.083	141.057
四倉沖 10 km			○		75	毎月		SO	37.083	141.090	
四倉沖 13.6 km			○		100	毎月		SO	37.083	141.135	
四倉沖 20.2 km			○		125	毎月		SO	37.083	141.191	
江名沖 0.5 km		○	○	表層, 7 ^{*2}	7	毎月	◎	SC	36.983	140.973	
江名沖 1 km		○	○	表層 ^{*3, 10^{*3}}	10	毎月	◎	SC	36.983	140.979	
江名沖 2.6 km		○	○	表層 ^{*3, 20^{*3}}	20	毎月	◎	SC	36.983	140.995	
江名沖 4.8 km			○		50	年2回		SO	36.983	141.024	
江名沖 11.8 km		○		100	年2回		SO	36.983	141.101		
勿来沖 0.5 km	○	○	表層, 7 ^{*2}	7	毎月	◎	SC	36.883	140.800		
勿来沖 0.8 km	○	○	表層 ^{*3, 10^{*3}}	10	毎月	◎	SC	36.883	140.803		
勿来沖 5 km	○	○	表層 ^{*3, 20^{*3}}	20	毎月	◎	SC	36.883	140.820		
松川浦 相馬市	湾口部	○	○	表層		毎月	○	ML	37.823	140.973	
	岩子	○	○	表層		毎月	○	ML	37.805	140.969	
	磯部	○	○	表層		毎月	○	ML	37.780	140.982	

*1 2013(H25)年9月まで実施

*2 2018(H30)年3月まで実施

*3 2012(H24)年3月まで実施

*4 事故直後に検体採取を実施した採取地点 (○海水のみ、◎海水と海底土)

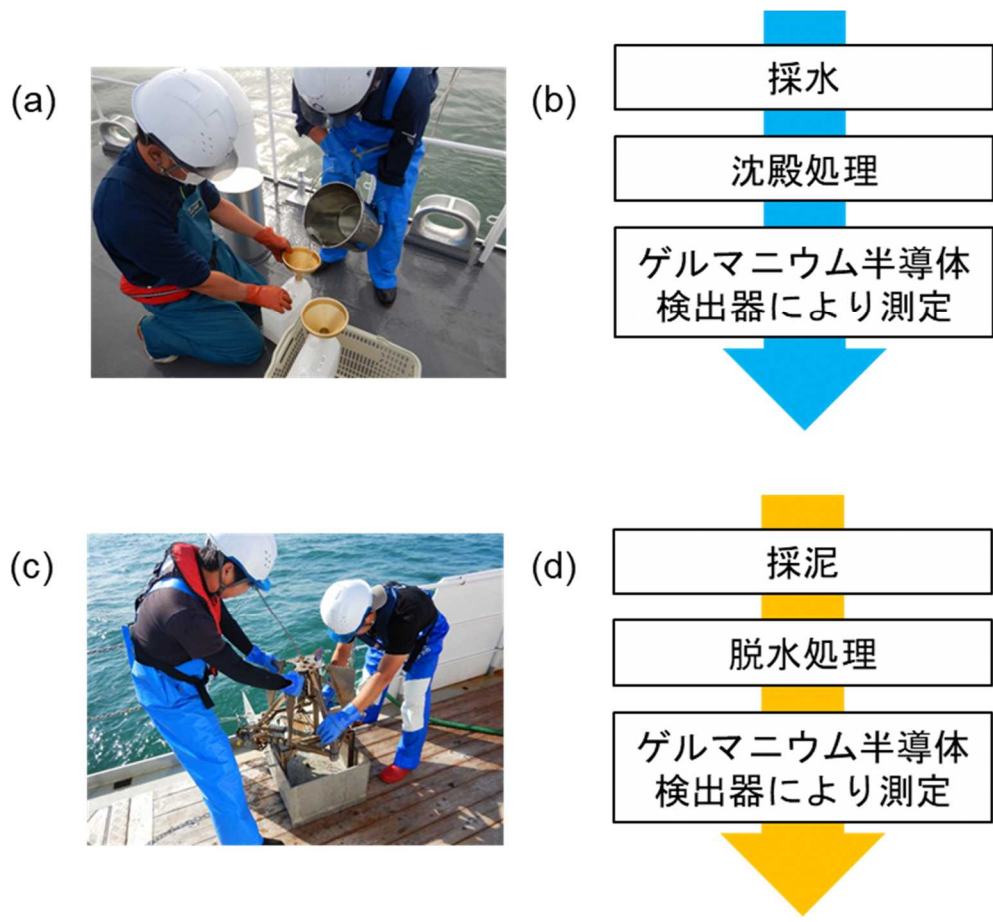


図2 (a)採水の様子、(b)モニタリング検査（海水）のフロー、(c)採泥の様子、(d)モニタリング検査（海底土）のフロー

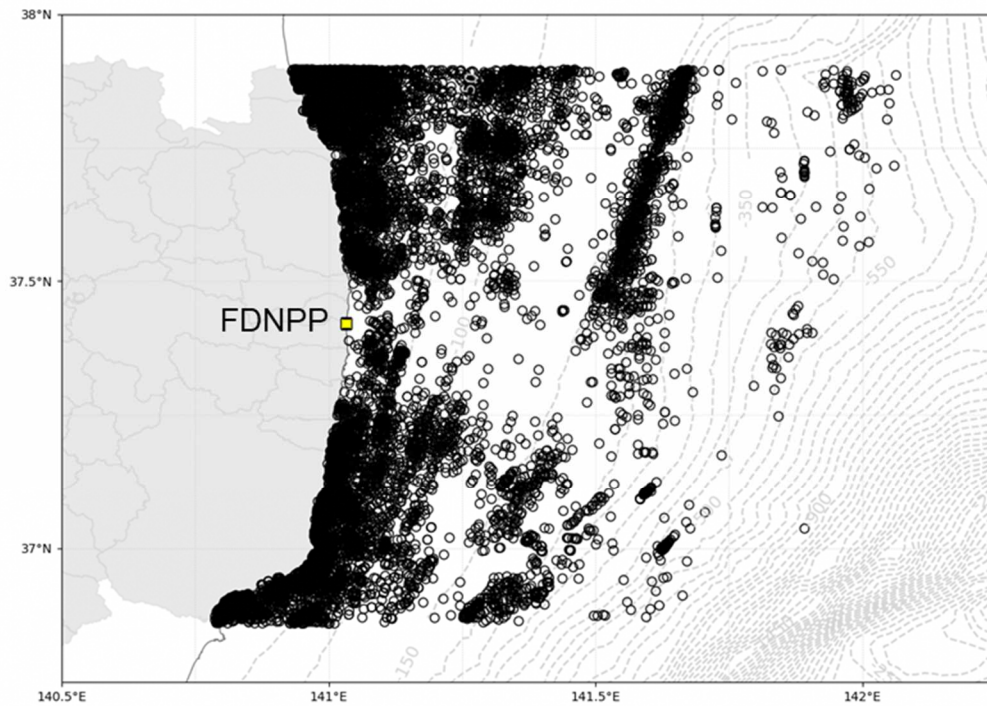


図3 海産魚介類における検体採取地点（○検体採取地点）

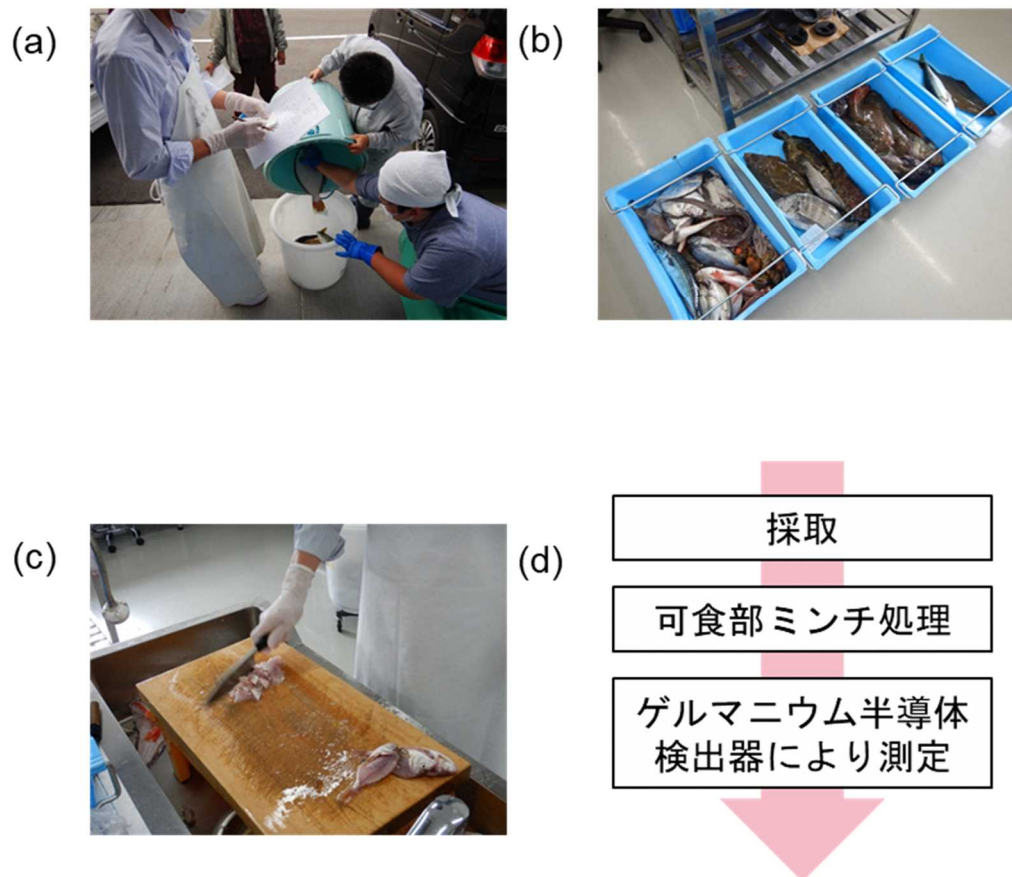


図4 モニタリング検査（魚介類）における(a)検体の受け取り、(b)検体の整理、(c)可食部のミンチ処理の様子、(d)フロー

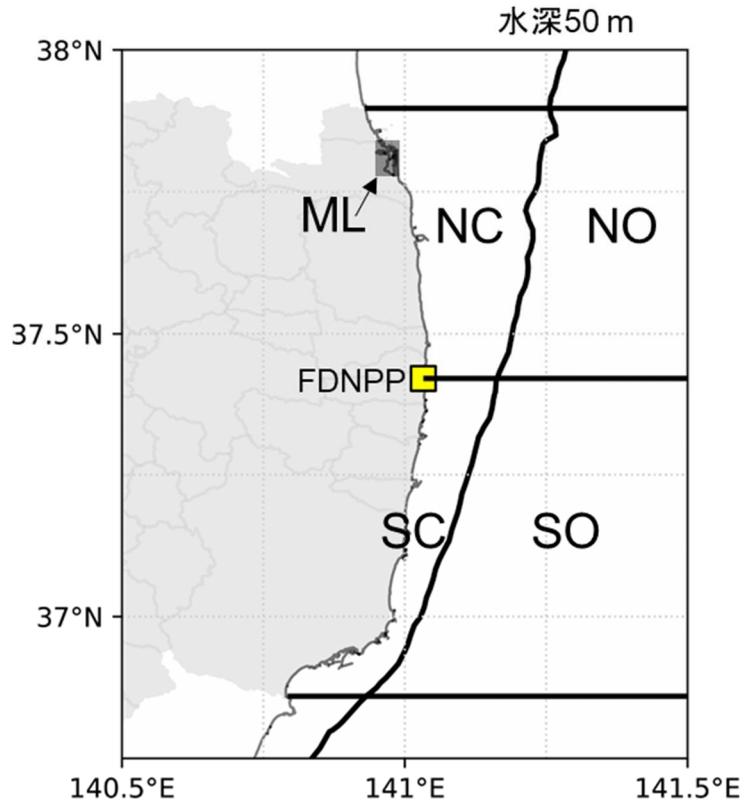


図5 福島県沿岸域の区域分け

結 果

海水

海水のモニタリング検査では、2011年5月から2021年6月までに合計3,743検体が得られた。rCs濃度は検出下限値（約1 Bq/L）から32.9 Bq/Lの間で推移した（図6）。

事故直後は2011年5月16日に久之浜磯根漁場から25.8 Bq/Lが検出されるなど2011年5月から6月にかけて10 Bq/Lを超える濃度が検出された。また、事故から約1年後の2012年3月7日に江名沖0.5 km地点で採取された表層の海水から32.9 Bq/Lが検出されるなど事故から1年程度はrCsが海水から検出され続けた（図6）。その後、海水中のrCs濃度は速やかに低下し、2012年3月16日に四倉漁港から採取された検体から0.78 Bq/Lが検出されて以降、3,028検体すべて検出下限値未満となった（図6）。

モニタリング検査における海水の採取地点はすべて50 m以浅であるため、北部沿岸（NC）と南部沿岸（SC）及び松川浦（ML）に分けて比較したところ、SCが、NCやMLと比較して事故直後から高い濃度のrCsが検出され、比較的長く検出され続けた（図6）。

海底土

海底土のモニタリング検査では、2011年5月から2021年6月までに合計4,185検体が得られた。rCs濃度は検出下限値未満（およそ10 Bq/kg-dry）から9,271 Bq/kg-dryの間で推移した（図7）。

事故後1年から2年にかけては1,000 Bq/kg-dryを超過していたが、経時的にrCs濃度は低下し、事故から10年経過するまでに検出下限値未満から100 Bq/kg-dry程度の範囲となった（図7）。

海底土のモニタリング検査では、水深50 m以深でも採取していることから（図1、表1）、FDNPPを境にした南/北と水深50 mを境にした沿岸/沖合の計4つの区域（NC, NO, SC, SO）と、松川浦（ML）及びFDNPP沖28.9 km地点（1F）で比較すると、事故直後から北部（NC, NO）より南部

(SC, SO) で rCs 濃度が高く、その傾向は事故から 10 年経過しても続いた (図 7c)。SO では、ほかの測点より比較的高く、事故後 10 年では SC よりも高い検体もみられた (図 7c)。ML は、ほかの区域 (NC, NO, SC, SO) より比較的高い値がみられた (図 7)。

海産魚介類

2011 年 4 月から 2021 年 9 月までに 240 魚種 (246 品目)、合計 69,139 検体が得られた。rCs 濃度は検出下限値未満 (^{134}Cs 平均 8.3 Bq/kg; ^{137}Cs 平均 7.4 Bq/kg) から 14,400 Bq/kg の間で推移した (図 8)。

事故後 1 年から 2 年にかけては、食品衛生法に基づく基準値 100 Bq/kg を超過する検体だけでなく、その 10 倍の 1,000 Bq/kg を超過するものもみられた。事故から 10 年が経過するまでに rCs 濃度は低下し、検出下限値未満であった検体の月間の割合も 2011 年 4 月の検査では 0%であったが、徐々に増加し、2015 年 8 月以降では 90%以上、2018 年 6 月以降は 99%以上の検体が検出下限値未満となり、直近の 2021 年 9 月の検査では 99.5%の検体が検出下限値未満であった (図 9)。

海水や海底土とは異なり海産魚介類の検体は、基本的に福島県沿岸漁業の対象となる範囲で、極沿岸部から最深部では水深 500 m を超える地点まで検体が採取された (図 3)。海産魚介類でも FDNPP を境にした南/北と水深 50 m を境にした沿岸/沖合の計 4 つの区域 (NC, NO, SC, SO) と松川浦 (ML) に分けて解析すると、事故直後から南部の沿岸域 SC でほかの区域より高い rCs 濃度の検体が得られた (図 8b)。しかし、事故から 9 年経過し、99%以上の検体が検出下限値となる状況下において、モニタリング検査結果で区域間の明瞭な差は確認されていない (図 8c)。

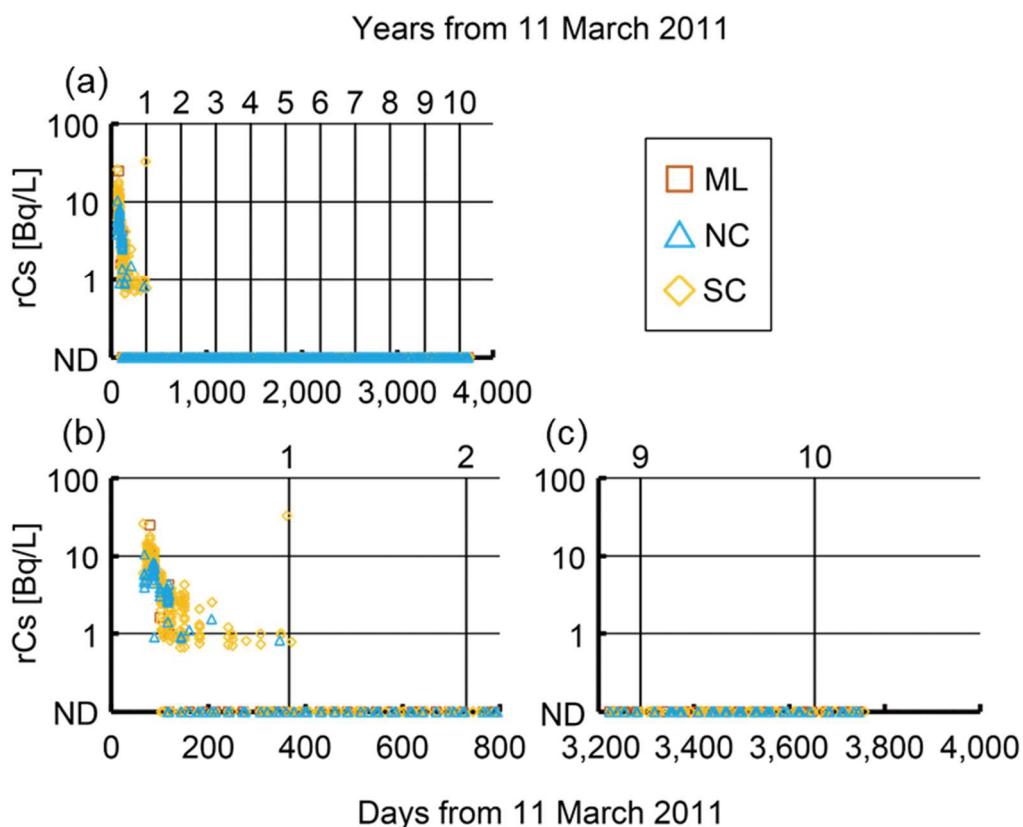


図 6 福島県沿岸域のモニタリング検査による海水中の放射性セシウム (rCs) 濃度の推移。2011 年 3 月 11 日から (a) 全期間、(b) 800 日まで、(c) 3,200 日以降。縦軸上の ND は検出下限値を示す (以下の図も同じ)
ML、NC、SC はそれぞれ松川浦、北部沿岸、南部沿岸で採取された検体を指す (図 5)

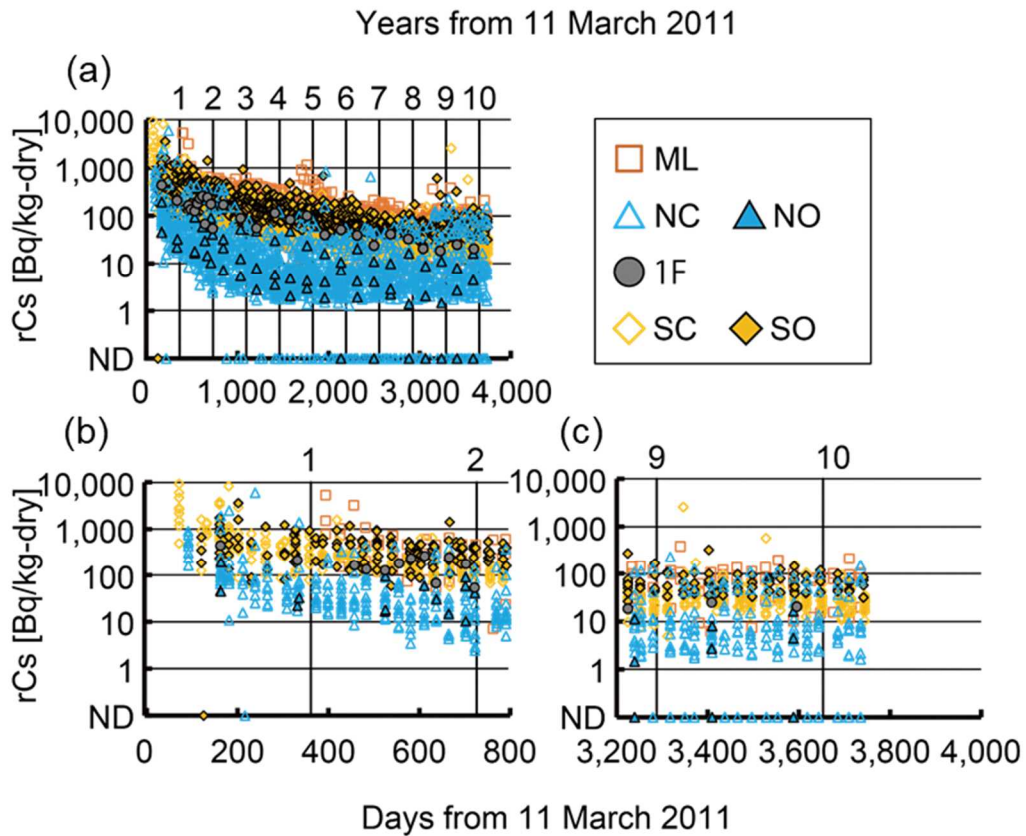


図7 福島県沿岸域のモニタリング検査による海底土中の放射性セシウム (rCs) 濃度の推移。2011年3月11日から(a)全期間、(b)800日まで、(c)3,200日以降。ML、NC、NO、1F、SC、SOはそれぞれ松川浦、北部沿岸、北部沖合、FDNPP沖28.9 km地点、南部沿岸、南部沖合で採取された検体を指す(図5)

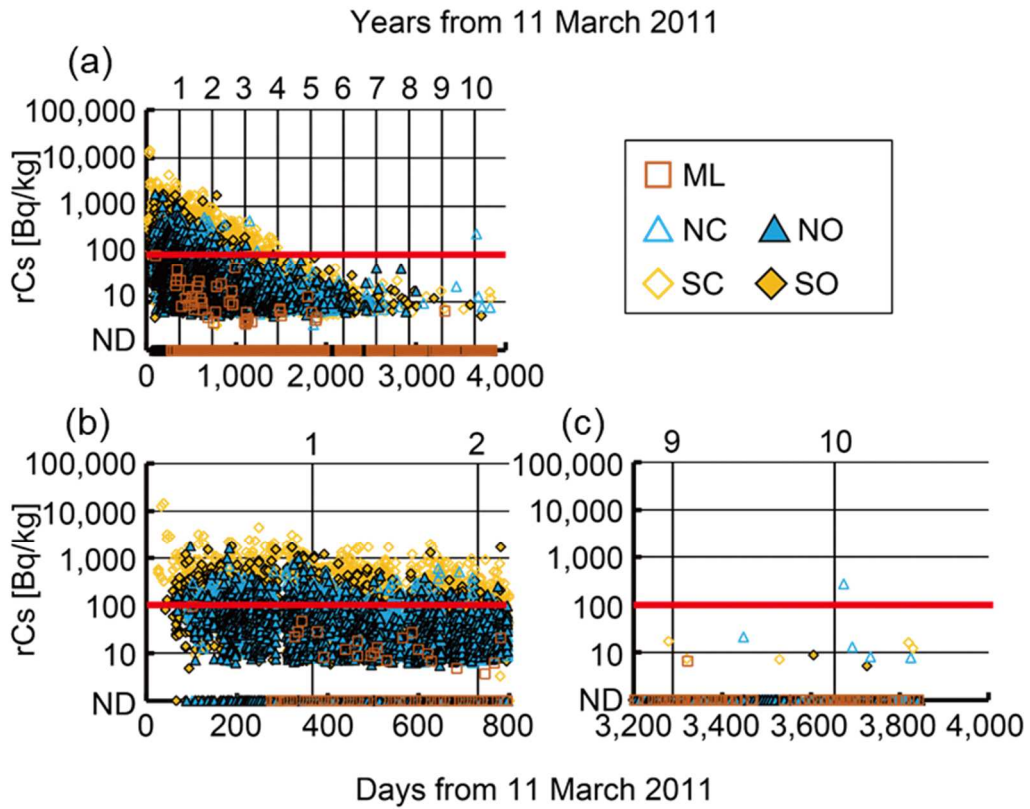


図8 福島県沿岸域のモニタリング検査による海産魚介類中の放射性セシウム（rCs）濃度の推移。2011年3月11日から(a)全期間、(b)800日まで、(c)3,200日以降。
赤線は食品衛生法に基づく基準値 100 Bq/kg
ML、NC、NO、SC、SO はそれぞれ松川浦、北部沿岸、北部沖合、南部沿岸、南部沖合で採取された検体を指す（図5）

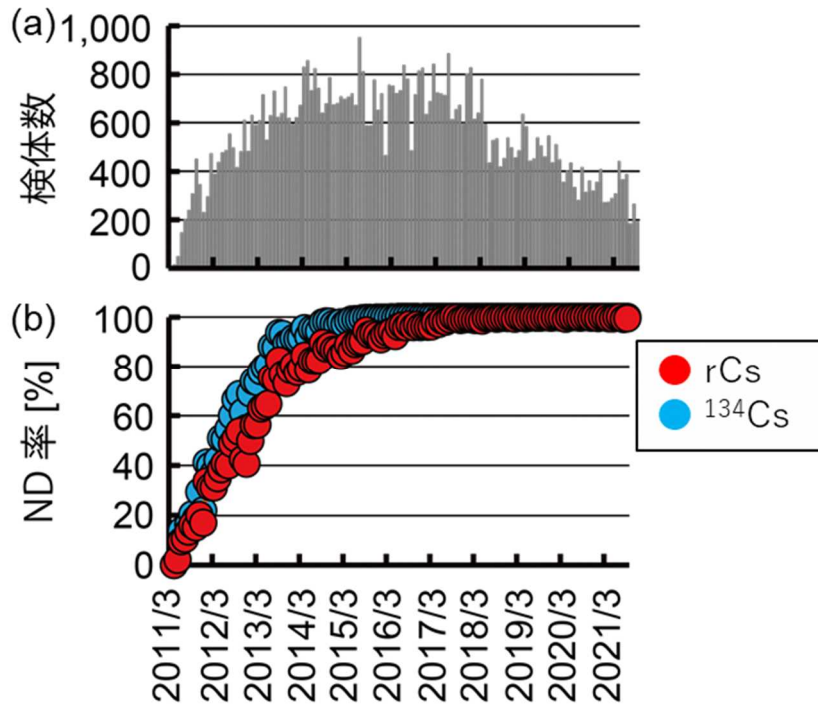


図9 福島県沿岸域のモニタリング検査による海産魚介類の(a)月間の検体数と(b)rCsと¹³⁴Cs濃度の検出下限値未満だった割合

考 察

海水

2011年5月から実施したモニタリング検査による福島県沿岸域における海水中のrCs*濃度は最大32.9 Bq/Lであったものの、事故後1年かけて拡散等により速やかに低下し、2012年3月から検出下限値未満となっている(図6)。福島第一原子力発電所(FDNPP)の事故により発生した海洋へのrCsの流出は、2011年4月の漏洩によるものが最多と考えられており、FDNPP付近では10,000 Bq/Lを超える¹³⁷Cs濃度が検出された⁷⁾。モニタリング検査は2011年5月より実施されたが、当初の採取地点は、FDNPPから離れている新地町、相馬市、いわき市の各地点(表1)であり、ある程度希釈された海水を採取したため、FDNPP近傍の海水より比較的低い値(数十 Bq/L)であったと考えられる。

採取位置で比較すると、FDNPPから南側の測点(南部沿岸、SC)で比較的高いrCs濃度が検出された。これは流出したrCsが海流の影響によりFDNPPから沿岸に沿って南側へ流れ、その後拡散したためと考えられ、既往研究における表層海水中の¹³⁷Csの分布のシミュレーションでも同様の結果が得られている³³⁾。SCで高い傾向は海水だけでなく海底土や海産魚介類でもみられてお

*方法の解析で記したとおり、食品衛生法に基づく基準値は放射性セシウム(¹³⁴Csと¹³⁷Cs)で設定(100 Bq/kg, 2021年9月末現在)されていることから、本稿では放射性セシウム濃度を、¹³⁴Csと¹³⁷Csの合計値(以下、rCs)の結果で示した。加えて、¹³⁴Csと¹³⁷Csは、セシウム(Cs)の放射性同位体で、それぞれの半減期は大きく異なることから、考察内における既往研究等の記述は必要な個所において核種別に明記したが、環境や生体内では¹³⁴Csと¹³⁷Csはおおよそ同じ挙動を示すことから一般化した記述についてはrCsを用いた。

り（図 7, 8）、この現象が福島県沿岸域の事故直後の rCs 濃度の分布の特徴を位置づけたと考えられる。

なお、モニタリング検査においては、2012 年 3 月から検出下限値未満となっているが、低濃度まで測定した研究によると、SC に区分されるいわき市小名浜の沿岸海水中の ^{137}Cs 濃度は 2015 年には 0.01 Bq/L 程度まで低下し²²⁾、 ^{137}Cs 濃度は事故前の 0.0011-0.0022 Bq/L のレベル⁵⁾に近づいている。

海底土

2011 年 5 月から実施したモニタリング検査による福島県沿岸域の海底土中の rCs 濃度は 2011 年 5 月 26 日に四倉沖 1.7 km 地点で最大 9,271 Bq/kg-dry が検出されたものの、その後は、海水と同様に低下傾向を示した（図 7）。海底土中の rCs の低下は海底土中の攪拌と海水への再懸濁、沖合等への拡散の 3 つのプロセスによるものと考えられ、沖合でより低下傾向は小さいことが、 ^{137}Cs の観測・分析によって示されている²³⁾。

一般に、海底土中の rCs 濃度は、事故直後に直接流出した rCs の影響を受けたと考えられる^{3,6)}。そのため、事故直後、高濃度の rCs が海流により南部に移送された影響により、海底土中の rCs 濃度も FDNPP より南部で高い傾向がみられたと考えられる。また、海底土中の ^{137}Cs 濃度は海底土の粒度が細かいほど濃度が高い傾向も報告されている⁹⁾。福島県沿岸域の底質は FDNPP の北部より南部で粒度が細かく、シルト含有率も高い³⁴⁾ことから、本研究で事故直後から FDNPP より南部で rCs 濃度が高い傾向を示しているのは、粒度など底質の影響もあったと考えられる^{6,35)}。これらの影響によって、南部では、事故から 10 年経過しても検出下限値未満となる検体がみられず、およそ 10 Bq/kg-dry 以上の比較的高い濃度が維持されているものとみられる。

海底土中の rCs 濃度の推移の特徴として、松川浦（ML）の rCs 濃度が沿岸域よりも高い傾向であった（図 7）。松川浦は福島県沿岸北部に位置する湾口部の幅がわずか 100 m 程度の半閉鎖性の潟湖であり、湾奥部には宇多川、日下石川、梅川など複数の河川が流入している（図 1c）。2012 年から 2013 年にわたる調査では、湾口部よりも湾奥部の方で ^{137}Cs 濃度が高く³⁶⁾、NaI(Tl)シンチレーションスペクトロメーターによる調査においても湾奥部で ^{137}Cs 濃度が高いことが観測されている³⁷⁾。その要因の一つとして、湾奥部はシルト含有率が 20%を超える³⁸⁾ため、rCs の濃度が高いと考えられる。また、湾奥部は湾口部に比べて外海との交換が起こりにくいことも要因の一つと考えられる。しかしながら、松川浦に流入する河川の影響や潮汐等による海水の影響については不明であり、今後の調査研究が待たれる。

海産魚介類

海産魚介類の rCs 濃度は、2011 年 4 月 18 日にいわき市久之浜沖で採取されたコウナゴから 14,400 Bq/kg が検出されたのをはじめ、2 年程度は 1,000 Bq/kg を超える検体が確認されたものの、経時的に低下し、2015 年 8 月以降には 90%以上の検体で検出下限値未満となった。また、食品衛生法に基づく基準値 100 Bq/g を超過する検体は、2015 年 4 月以降、2021 年 4 月に基準値を超過したクロソイが採取されるまで確認されなかった（図 8）。

海産魚介類の rCs 濃度が低下する要因は、主に、①rCs の物理学的減少、②海産魚介類の代謝による排出、③個体の成長（増重による希釈）、④底生食物網から受ける影響の減少、⑤回遊による分散、⑥海産魚介類の世代交代による個体群の入れ替わりの 6 つのプロセスが考えられる³⁹⁾。①は ^{134}Cs と ^{137}Cs の崩壊による低下である。特に、 ^{134}Cs と ^{137}Cs の半減期はそれぞれ 2.06 年と 30.2 年であり、 ^{134}Cs は ^{137}Cs に比べて速やかに減少する。実際、海産魚介類中の ^{134}Cs の検出下限値未満の月間の割合は rCs の割合と比較して高かった（図 9b）。②と③は主に個体に着目したプロセスである。海洋環境は魚体に比べ浸透圧が高く、魚体内へのカリウムなどのイオンの流入と魚体外へ水分の流出が受動的に生じてしまうため、海産魚は水分の摂取とイオンの排出を能動的に行う

ことで環境に順応している。一般的にセシウムは魚体内でカリウムと同じ挙動を示すことが知られており、イオンを能動的に排出する際にセシウムも魚体外へ排出される⁴⁰⁾。また、継続的に新たな rCs の取り込みがないと仮定した場合、成長に伴う個体の体重の増加により体重当たりの rCs (rCs 濃度) は低下する。一部の魚種では、体長と rCs 濃度⁴¹⁾や体重と ¹³⁷Cs の濃縮係数⁴²⁾に正の相関がみられている。これは、小型魚(若齢魚)は、大型魚(高齢魚)よりはやく増重するため、小型魚で rCs 濃度が低下しやすいことが要因の一つと考えられている⁴¹⁾。④-⑥は主に海産魚介類の生態や生活史に関連するプロセスである。一般に、海産魚介類の rCs の蓄積過程は上記のような海水からの流入の他、餌生物からの取り込みによっても起こる。カレイ類などの底魚類は、サケなどの浮魚類に比べて rCs 濃度が高く、rCs 濃度の低下も遅い⁸⁾。これは、カレイ類の餌となるゴカイなどの底生生物を交えた底生食物網を介した rCs の蓄積が要因の一つと考えられている⁴³⁾。その一方で、こうした底生生物の ¹³⁷Cs 濃度も事故直後から低下傾向を示し⁴⁴⁾、底生食物網を介した蓄積の影響は時間とともに減少した。回遊による海産魚介類の rCs の低下傾向の特徴は、事故直後 FDNPP から流出された rCs の影響を受けた個体の回遊による分散と、逆に影響を受けていない個体の来遊によりみかけ上の rCs 濃度が低下することが挙げられる。例えば、事故直後にみられた検出下限値未満の検体はこれが一つの要因と考えられる(図 8)。また、事故後生まれの個体は事故前生まれの個体に比べて rCs 濃度が低いことも報告されている⁴⁵⁾。回遊でも世代交代でも、基本的には事故直後、環境に流出した高濃度の rCs の影響を直接受けていない個体が増えることにより福島県沿岸の海産魚介類の rCs 濃度はみかけ上低下していく。全体として、これら①-⑥それぞれの複合的なプロセスにより海産魚介類の rCs 濃度が低下したものと考えられる。

海産魚介類の検体の採取位置に着目すると、南部沿岸を中心に rCs 濃度が 1,000 Bq/kg を超過する検体が 2 年程度確認された(図 8)ことから、海産魚介類は、海底土と同様、事故直後に南側沿岸に広がった高濃度の rCs を含む海水の影響を受けたと考えられる。既往研究では、特に FDNPP の南部近傍で、高い rCs 濃度が検出されていることが報告されている^{8,10,11)}。対して、沖合では南部沿岸で採取された検体より rCs 濃度が低い傾向がみられ(図 8)、高濃度の海水の影響を受けなかったものとみられる。実際に、沖合(NO・SO)で採取された検体のうち、沖合を主な生息域とする魚種(アオメエソやサメガレイ、キアンコウなど)は ¹³⁷Cs の影響は小さく、沿岸も利用する魚種(ヒラメやアイナメ、マコガレイなど)は比較的高い濃度を示していた報告もある⁴⁶⁾。松川浦(ML)では、rCs 濃度が 100 Bq/kg を超過する検体は確認されておらず⁴⁷⁾、他の沿岸域に比べて高い rCs 濃度の検体が少なかった(図 8)。松川浦は前述の通り半閉鎖的な潟湖であり、漁業の対象はヒトエグサ(アオノリ)やアサリに限られている。海藻類や二枚貝を含む軟体類の rCs 濃度はカレイ類などの底魚類に比べて速やかに低下しており⁸⁾、松川浦における海産魚介類への影響は限定的であったと考えられる。

事故後 10 年経過して顕在化してきた新たな視点

事故から 10 年経過し、これまでみてきたように事故直後から rCs 濃度は低下傾向がみられているが、長期的なモニタリング検査により新たな視点が顕在化してきた。

図 7 に示すように、海底土中の rCs 濃度は事故直後 2 年間(図 7b)と事故後 9 年以降(図 7c)の推移をみると低下の鈍化が確認できる。事故前の福島県沿岸域の rCs 濃度が数 Bq/kg-dry 程度であることを考えると²⁴⁾、事故前よりも高い水準で rCs 濃度が維持されている。この要因として、近年の大規模降雨と関連した河川を介した陸域から海底土への ¹³⁷Cs の供給の影響が考えられる⁴⁸⁾。この影響は、海底土だけでなく海水においてもみられ、河川を介した陸域由来と考えられる懸濁態 ¹³⁷Cs が海水中で溶脱することにより海水中の溶存態 ¹³⁷Cs 濃度が増加することも報告されている⁴⁹⁾。河川を介した陸域の影響などは、漁場環境中の rCs 濃度が大きく低下したからこそ新たに確認されてきた現象である。

海産魚介類の rCs 濃度も同様であり、モニタリング検査では 2018 年 6 月から 99%以上が検出下限値未満となっているが、検出下限値未満の濃度の rCs を測定した既往研究によれば、2016 年の底魚類（アイナメ、ババガレイ、ヒラメ、マガレイ、マコガレイ、ヤナギムシガレイ、シロメバル）で ^{137}Cs 濃度が平均 1.00-2.46 Bq/kg 程度の値が検出されており³⁹⁾、事故前の ^{137}Cs 濃度 0.1 Bq/kg 程度の水準と比べても高い状況となっている。また、福島県が行った試験研究においても、2018 年に採集された底魚類（アイナメ、ババガレイ、ヒラメ、マコガレイ、ヤナギムシガレイ、シロメバル、マダラ）の ^{137}Cs 濃度は平均 0.71 Bq/kg 程度の水準であり⁵⁰⁾、事故前の水準に近づいてきたものの高い水準となっている。一般に、均質的な環境において、海産魚介類中の ^{137}Cs 濃度は海水中の ^{137}Cs 濃度の 100 倍程度（濃縮係数⁵¹⁾）とされているが、事故後は濃縮係数が 100 を超える状況が続いている²⁵⁾。これは陸域からの影響など環境中における時空間的な rCs 濃度の変動による rCs の不均質性と、各魚種で海水や餌から受ける rCs の影響が異なること²⁵⁾が要因の一つとして考えられる。

また、別の視点として異常値を持つ検体の存在があげられる。例えば、99%以上の検体が検出下限値未満である一方で、2021 年 4 月 1 日に鹿島沖で採取されたクロソイから 270 Bq/kg という高い rCs 濃度が検出された（図 8、図 10）。前述のとおり、一般的に、海産魚介類の ^{137}Cs 濃度は海水中の ^{137}Cs の 100 倍程度になると考えられており、海水のモニタリング検査で 1 Bq/L を超える状況ではない中で（図 6）、このような 100 Bq/kg を超える検体が得られたことは現在の漁場環境中では考えにくい。一方、FDNPP 港湾内では、2021 年においても 100 Bq/kg を超える魚介類がこれまで採取されており⁵²⁾、その影響が危惧されている^{10,53)}。モニタリング検査では、2021 年 4 月 1 日から 2021 年 9 月 15 日までの間にクロソイ 261 検体について検査を実施しているが、rCs 濃度は 3 検体で 13, 16, 7.7 Bq/kg が検出された以外すべて検出下限値未満であり、この間に 100 Bq/kg を超過する検体はなかった（図 10）。検出された 3 検体については、これまで述べてきたような陸域からの影響など rCs の環境中での不均質性などが要因と考えられる。また、クロソイは他の海産魚介類に比べて高い濃縮係数を示す²⁵⁾ほか、主に沿岸域の藻場や岩礁域等を生息場所とし、固着性（Site fidelity）を持つことから⁵⁴⁾、沿岸域における rCs の不均質な環境下の影響を受けやすいと魚種と考えられる。なお、2022 年 1 月 26 日のスクリーニング検査（後述）において、クロソイから rCs 濃度 1,400 Bq/kg が検出された。モニタリング検査では、2013 年 4 月 30 日にアイナメで rCs 濃度 1,700 Bq/kg が検出されて以降、1,000 Bq/kg を超える検体は確認されていない（図 8）。出荷制限の指示[†]など漁業の操業に影響を及ぼすことから、蓄積メカニズムなど異常値を示す原因の究明が急がれる。

モニタリング検査と福島県の漁業

福島県の沿岸漁業は、事故直後から本格的な操業の自粛を余儀なくされ、2012 年 6 月からはモニタリング検査により安全が確認された魚種から小規模な操業と試験的に販売を実施する試験的な操業（いわゆる試験操業）に限られてきた⁵⁵⁾。モニタリング検査の対象魚種は、福島県農林水産部が策定する「農林水産物を対象とした緊急時環境放射線モニタリング実施方針」により「本県で生産・採取される農林水産物のうち、出荷・販売に供されるもの等を対象とする」³¹⁾とされ、モニタリング検査は、主要な漁業対象魚種だけでなく、事故前から漁獲量が少なかった魚種も含め、出荷・販売されるすべての魚種を対象に実施してきた（図 11）。モニタリング検査により安全が確認された魚種が増えたことにあわせて操業対象魚種も増えてきており⁵⁶⁾、2021 年 4 月の段階で 200 種を超える魚種が対象となっている。さらに、本稿でも示したように、モニタリング検査により比較的沖合域で採取された魚介類の rCs 濃度が低かったことから、操業海域も水深 150 m

[†] 2022 年 2 月 8 日に国からクロソイの 3 回目の出荷制限が指示された。

以深から段階的に沿岸に向けて拡大し^{56,57)}、2021年12月末現在でFDNPPから半径10km圏外での操業が実施されている。

モニタリング検査で、食品衛生法に基づく基準値を超過したrCsが検出され、地域的な広がり認められる場合は、原子力災害対策特別措置法に基づき原子力災害対策本部から出荷制限が指示される。モニタリング検査の結果は、福島県が水産物の出荷制限指示の解除を原子力災害対策本部へ申請する際の根拠として用いており、出荷制限指示解除を検討するための情報となっている⁵⁸⁾。通算44種に対して出荷制限が指示され、モニタリング検査により安定的に基準値を下回ったと確認された魚種から順々に出荷制限指示が解除される。また、このような体制に加えて、福島県漁業協同組合連合会は、独自に出荷方針⁵⁹⁾を定めており、出荷対象の基準を50Bq/kgと食品衛生法に基づく基準値より厳しい自主基準で運用し、モニタリング検査やスクリーニング検査で50Bq/kgを超過した場合は独自に出荷自粛の措置をとる体制をとっている。スクリーニング検査は、流通業者や消費者の安心性を確保するために、出荷方針に基づき福島県漁業協同組合連合会と各漁協が産地市場等において販売日毎に行っている検査である^{55,59)}。出荷方針など安全性の担保や出荷に関する意思決定は、国、県、漁業関係団体、仲買業者代表、大学や研究機関の専門家、大手量販店など各分野の専門家を委員とした組織で実施され⁵⁵⁻⁵⁷⁾、関係会議における議論に、モニタリング検査結果が活用されている。このように、モニタリング検査は福島県で漁獲される海産魚介類の安全性を担保する基盤として利用されている。

福島県の沿岸漁業では、モニタリング検査の結果に基づいて、海産魚介類の安全性を確認しながら対象魚種や漁法、漁場を徐々に拡大し操業が行われてきた。しかしながら、事故から10年経過しても水揚量が事故前と比べて2割程度しか回復していない(図12)。その要因は、試験的な操業が対象魚種や漁法、漁場に制限のある枠組みであったこと⁶⁰⁾や、漁場環境中や海産魚介類のrCs濃度が低下してきた中でFDNPP港湾内の影響が懸念されてきたこと⁵⁶⁾のほか、本格的な操業を自粛している間に仲買業者や周辺地域の加工業者の減少し、他県産に代替されてしまったなど流通構造が変化したこと⁶¹⁾によるものなどが考えられる⁵⁶⁾。

また、風評の問題も無視できない。アンケート調査によると福島県産を積極的に避けている人の割合は年々減少しているものの2019年においても福島県民で9.3%、福島県民以外で15.3%という結果も得られており⁶²⁾、漁業復興に向けてはこれら大きな課題が残っている。福島県の沿岸漁業は、2021年4月から試験的な操業を終え、課題解決を進め段階的に水揚量・流通量の拡大を目指すフェーズに入った⁶³⁾。ALPS処理水の問題の影響も懸念される中で、今後モニタリング検査に関する検査体制や結果等の情報発信はますます重要になるものと考えられ、課題解決の基盤となる継続的なモニタリング検査の実施が福島県の漁業復興に結びつくものと期待される。

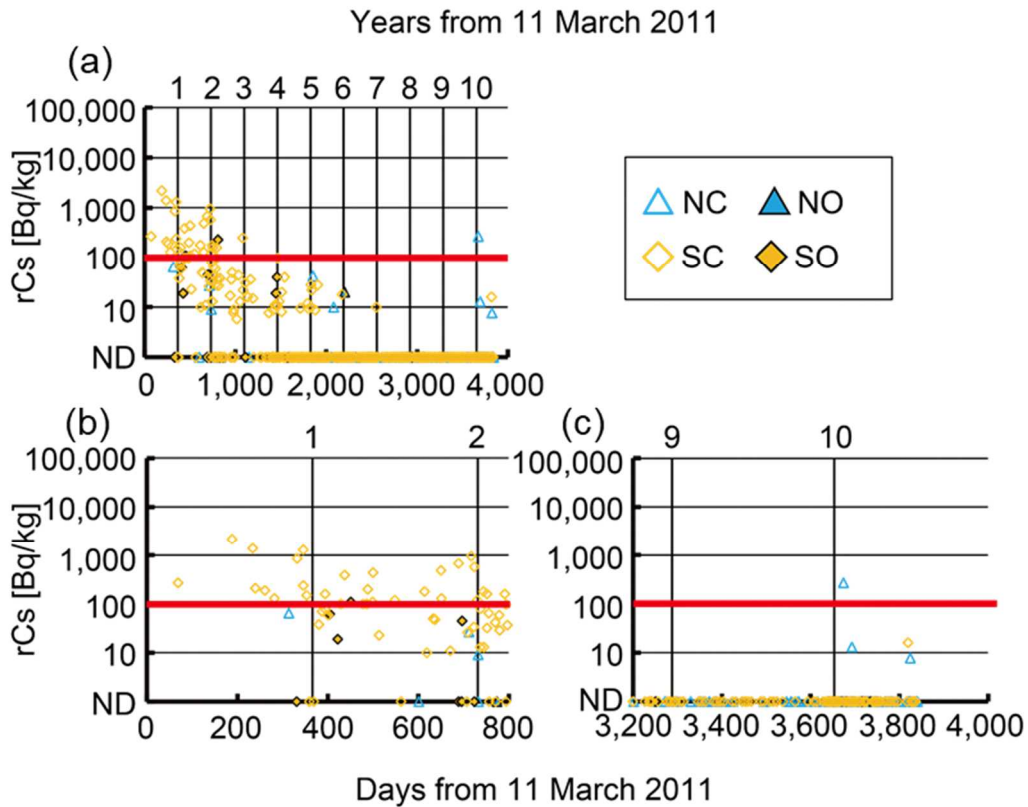


図 10 福島県沿岸域のモニタリング検査によるクロソイの放射性セシウム（rCs）濃度の推移。
 2011年3月11日から(a)全期間、(b)800日まで、(c)3,200日以降。
 赤線は食品衛生法に基づく基準値 100 Bq/kg

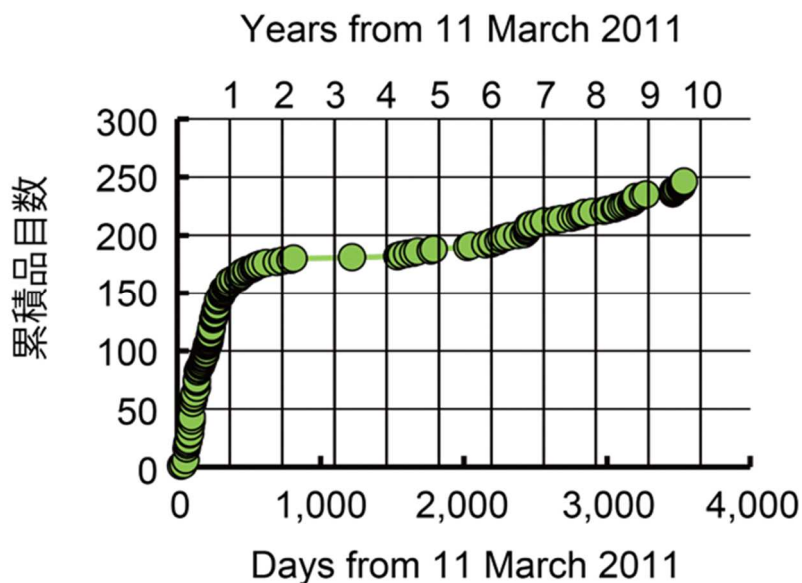


図 11 海産魚介類におけるモニタリング検査の累積品目数
 (サケなど1魚種で筋肉や卵巣など別品目として検査している場合や、
 マアナゴとノレソレ（アナゴの仔魚）も同一魚種で別品目としている
 場合があるためここでは品目数を示す)

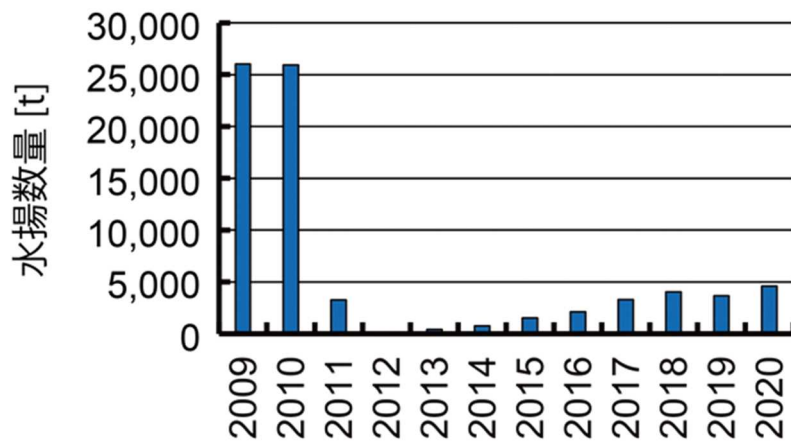


図 12 福島県沿岸漁業の年間水揚数量

謝 辞

モニタリング検査は公的な検査と位置付けられているものの、検査計画の策定、検体の採取、検体の処理、検体の輸送、検体の測定、結果のとりまとめ、結果の公表など数多くの場面で関係者の皆様のご支援・ご協力がなければ事故直後から今まで継続することができなかった。モニタリング検査に関係してきた皆様に感謝の意を表す。特に、漁業関係者の皆様には、海産魚介類の検体の採取などモニタリング検査の円滑な実施に多大なご支援・ご協力をいただいた。ここに感謝の意を表す。

また、本稿を執筆するにあたり多くのご助言をいただいた福島大学環境放射能研究所の和田敏裕准教授に感謝の意を表す。加えて、モニタリング検査の結果の解釈や今後の見通しについて、これまで多くの研究者や関係者の皆様と議論させていただいた。そこで得られた知見がなければ本稿を執筆することができなかった。あわせて感謝の意を表す。

要 約

1. 福島県が実施した海水・海底土・海産魚介類のセシウム-134 (^{134}Cs) およびセシウム-137 (^{137}Cs) のモニタリング検査結果をまとめた。
2. 海水・海底土・海産魚介類について、2021年9月末公表分までに、それぞれ3,743検体、4,185検体、69,139検体分のデータが蓄積され、それぞれ解析を行った。
3. 海水中の ^{134}Cs 濃度と ^{137}Cs 濃度の合算した放射性セシウム濃度 (rCs濃度) は、事故直後に最大32.9 Bq/Lとなったものの、速やかに低下し、2012年3月以降すべて検出下限値未満 (約1 Bq/L 未満) となった。
4. 海底土中のrCs濃度は事故直後に9,271 Bq/kg-dryとなったものの、海水同様低下傾向を示し、検出下限値未満 (約10 Bq/kg 未満) から100 Bq/kg-dry程度まで低下した。
5. 海産魚介類のrCs濃度は事故直後に最大で14,400 Bq/kgが確認されたものの、2018年6月以降は99%以上が検出下限値未満 (^{134}Cs 平均8.3 Bq/kg; ^{137}Cs 平均7.4 Bq/kg) の水準まで低下した。
6. 海水や海底土のrCs濃度の低下はrCsの拡散や攪拌によるものと考えられ、海産魚介類のrCs濃度は、環境中のrCs濃度の低下とrCsの排出、成長、回遊や世代交代などによる生理・生態

学的な特性により低下したものと考えられる。

7. 10年間におよびモニタリング検査により、海底土中の rCs 濃度の低下の鈍化やごくまれにみられる海産魚介類の異常値を持つ検体の存在が、環境中の rCs 濃度が十分に低下してきたことによって顕在化してきた。
8. モニタリング検査は、事故後本格的な操業を自粛している福島県沿岸漁業の操業拡大の検討など福島県で漁獲される海産魚介類の安全性を担保する基盤として利用されてきた。
9. 事故から10年経過したものの、風評、ALPS 処理水など様々な問題が福島県の水産業を取り巻いており、モニタリング検査に関する検査体制や検査結果等の情報発信が課題解決の基盤となると考えられる。

文 献

- 1) Aoyama M., Tsumune D., Inomata Y., Tateda Y.: Mass balance and latest fluxes of radiocesium derived from the Fukushima accident in the western North Pacific Ocean and coastal regions of Japan. *J. Environ. Radioact.* 217, 106206 (2020)
- 2) Kaeriyama H., Ambe D., Shimizu Y., Fujimoto K., Ono T., Yonezaki S., Kato Y., Matsunaga H., Minami H., Nakatsuka S., Watanabe T.: Direct observation of ^{134}Cs and ^{137}Cs in surface seawater in the western and central North Pacific after the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident. *Biogeosciences* 10, 4287–4295 (2013)
- 3) Kusakabe M., Oikawa S., Takata H., Misonoo J.: Spatiotemporal distributions of Fukushima-derived radionuclides in nearby marine surface sediments. *Biogeosciences* 10, 5019–5030 (2013)
- 4) Tsumune D., Tsubono T., Aoyama M., Uematsu M., Misumi K., Maeda Y., Yoshida Y., Hayami H.: One-year, regional-scale simulation of ^{137}Cs radioactivity in the ocean following the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. *Biogeosciences* 10, 5601e5617 (2013)
- 5) Oikawa S., Takata H., Watabe T., Misonoo J., Kusakabe M.: Distribution of the Fukushima-derived radionuclides in seawater in the Pacific off the coast of Miyagi, Fukushima, and Ibaraki Prefectures, Japan. *Biogeosciences*, 10, 5031–5047 (2013)
- 6) Ambe D., Kaeriyama H., Shigenobu Y., Fujimoto K., Ono T., Sawada H., Saito H., Miki S., Setou T., Morita T., Watanabe T.: Five-minute resolved spatial distribution of radiocesium in sea sediment derived from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. *J. Environ. Radioact.* 138, 264–275 (2014)
- 7) Buesseler K., Aoyama M., Fukasawa M.: Impacts of the Fukushima Nuclear Power Plants on marine radioactivity. *Environ. Sci. Technol.* 45 (23), 9931e9935 (2011)
- 8) Wada T., Nemoto Y., Shimamura S., Fujita T., Mizuno T., Sohtome T., Kamiyama K., Morita T., Igarashi S.: Effects of the nuclear disaster on marine products in Fukushima. *J. Environ. Radioact.* 124, 246–254 (2013)
- 9) 福島県: 福島県緊急時モニタリング計画、
<https://www.pref.fukushima.lg.jp/uploaded/attachment/259232.pdf>, (参照 2021-11-30)
- 10) Wada T., Fujita T., Nemoto Y., Shimamura S., Mizuno T., Sohtome T., Kamiyama K., Narita K., Watanabe M., Hatta N., Ogata Y., Morita T., Igarashi S.: Effects of the nuclear disaster on marine products in Fukushima: an update after five years. *J. Environ. Radioact.* 164, 312–324 (2016)
- 11) 根本芳春・早乙女忠弘・佐藤美智男・藤田恒雄・神山享一・島村信也: 福島県海域における海産魚介類への放射性物質の影響、*福島水試研報*、16、63-89 (2013).
- 12) 渡邊亮太・島村信也・藤田恒雄: 福島県沿岸域における海底土壌中放射性セシウムの分布状

- 況と経時変化、福島水試研報、17、7-19 (2016)
- 13) 守岡良晃・佐久間徹・島村信也・水野拓治・榎本昌宏・佐藤美智男：福島県海域におけるヒラメの放射性セシウムの推移、福島水試研報、17、28-36 (2016)
 - 14) 早乙女忠弘・岩崎高資・根本芳春・池川正人・青野辰雄・水野拓治：福島県産イカナゴにおける放射性セシウム濃度の経年変化、福島水試研報、17、37-46 (2016)
 - 15) 鈴木聡・山田学・佐久間徹：福島県沿岸における底魚 3 種の放射性セシウム濃度の経時変化と体サイズおよび年級との関係、福島水試研報、17、47-55 (2016)
 - 16) 山田学・早乙女忠弘・成田薫・池川正人・神山享一：福島県海域におけるイシカワシラウオの放射性セシウム濃度の経年変化、福島水試研報、17、56-59 (2016)
 - 17) 山田学・水野拓治・早乙女忠弘・伊藤貴之・佐久間徹：魚の移動が海域別の魚の放射性セシウム濃度を攪乱する影響について、福島水試研報、17、60-65 (2016)
 - 18) 佐久間徹：福島県海域におけるコモンカスベの放射性セシウム濃度の推移、福島水試研報、17、66-73 (2016)
 - 19) 佐久間徹：福島県海域におけるマダラの放射性セシウム濃度の推移、福島水試研報、17、74-78 (2016)
 - 20) 藤田恒雄・神山享一：基準値を上回る放射性セシウムが記録されたユメカサゴについて（短報）、福島水試研報、17、101-105 (2016)
 - 21) 森下大悟・根本芳春・松本陽・和田敏裕・難波謙二：福島県海域における海産魚介類の放射性セシウム濃度、福島水試研報、18、37-45 (2018)
 - 22) Kaeriyama, H.: Oceanic dispersion of Fukushima-derived radioactive cesium: a review. *Fish. Oceanogr.* 26, 99–113 (2017)
 - 23) Otsuka, S.: Processes affecting long-term changes in ^{137}Cs concentration in surface sediments off Fukushima. *J. Oceanogr.* 73, 559–570 (2017)
 - 24) Kusakabe M., & Takata H.: Temporal trends of ^{137}Cs concentration in seawaters and bottom sediments in coastal waters around Japan: implications for the K_d concept in the dynamic marine environment. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 323(1), 567-580 (2020)
 - 25) Takata H., Johansen M. P., Kusakabe M., Ikenoue T., Yokota M., and Takaku H.: A 30-year record reveals re-equilibration rates of ^{137}Cs in marine biota after the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident: Concentration ratios in pre-and post-event conditions, *Sci. Tot. Environ.*, 675, 694–704 (2019)
 - 26) 福島県危機管理部放射線監視室：<https://www.pref.fukushima.lg.jp/sec/16025d/> (参照 2021-11-30)
 - 27) 福島県農林水産部環境保全農業課：<https://www.pref.fukushima.lg.jp/sec/36021d/> (参照 2021-11-30)
 - 28) 福島県危機管理部放射線監視室・福島県環境創造センター・福島県農林水産部水産課・福島県土木部港湾課：福島県環境放射線モニタリング（港湾・海面漁場）調査結果について、https://www.pref.fukushima.lg.jp/sec_file/monitoring/k-1/kaisui210601-210623.pdf (参照 2021-11-30)
 - 29) 荒川市郎・平子喜一：東京電力福島第一原子力発電所の事故に伴う原子力災害に対する福島県農業総合センターの取り組み、福島県農業総合センター研究報告（特集号）、1-5 (2014)
 - 30) 厚生労働省：食品中の放射性物質に関する「検査計画、出荷制限等の品目・区域の設定・解除の考え方」の改正、https://www.mhlw.go.jp/stf/newpage_17551.html (参照 2022-2-1)
 - 31) 福島県農林水産部：農林水産物を対象とした緊急時環境放射線モニタリング実施方針、

- https://www.pref.fukushima.lg.jp/uploaded/life/559661_1522752_misc.pdf (参照 2021-11-30)
- 32) 福島県農林水産部：品目別試料採取基準、
https://www.pref.fukushima.lg.jp/uploaded/life/559661_1522755_misc.pdf (参照 2021-11-30)
 - 33) Tsumune D., Tsubono T., Aoyama M., Hirose K.: Distribution of oceanic ¹³⁷Cs from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant simulated numerically by a regional ocean model. *J. Environ. Radioact.* 111, 100–108 (2012)
 - 34) 青柳和義・五十嵐敏：福島県沿岸域の粒度組成について、福島水試研報、8、69-81 (1999)
 - 35) Matsumoto A., Myouse H., Arakawa H., Higuchi K., Hirakawa N., Morioka Y., Mizuno T.: The effects of sediment transport on temporal variation in radiocesium concentrations in very shallow water off the southern coast of Fukushima, Japan. *J. Environ. Radioact.* 184–185, 6–13 (2018)
 - 36) Kambayashi S., Zhang J., Narita H.: Spatial assessment of radiocaesium in the largest lagoon in Fukushima after the TEPCO Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Station accident. *Mar. Pollut. Bull.* 122, 344–352 (2017)
 - 37) Higuchi K., Arakawa H., Matsumoto A., Narita K., Morioka Y.: Radiocesium concentrations in shallow water sediments (Matsukawa-ura Lagoon, Fukushima, Japan) from a compact NaI (TI) scintillation spectrometer. *Applied Radiation and Isotopes*, 109797 (2021)
 - 38) Matsumoto A., Narita K., Fujita T., Sato T., Matsumoto I., Wada T.: Temporal change of eelgrass *Zostera marina* bed in Matsukawa-ura lagoon, Fukushima prefecture. *La mer* 56:11–20 (2018)
 - 39) Wada T., Konoplev A., Wakiyama Y., Watanabe K., Furuta Y., Morishita D., Kawata G., Nanba K.: Strong contrast of cesium radioactivity between marine and freshwater fish in Fukushima. *J. Environ. Radioact.* 204, 132–142 (2019)
 - 40) 渡邊壮一・金子豊二：水生動物における放射性物質の取り込みと排出、「水圏の放射能汚染 福島の水産業復興をめざして」（黒倉寿編）、恒星社厚生閣、東京、54-80 頁 (2015)
 - 41) Fujimoto K., Miki S., Morita T.: Contamination levels of radioactive cesium in fat greenling caught at the main port of the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant. In: Nakata K., Sugisaki H. (Eds.), *Impacts of the Fukushima Nuclear Accident on Fish and Fishing Ground*. Springer, Tokyo, pp. 177-184 (2015)
 - 42) Kasamatsu F., Ishikawa Y.: Natural variation of radionuclide ¹³⁷Cs concentration in marine organisms with special reference to the effect of food habits and trophic level. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 160, 109-112 (1997)
 - 43) Wang C., Baumann Z., Madigan D.J., Fisher N.S.: Contaminated marine sediments as a source of cesium radioisotopes for benthic fauna near Fukushima. *Environ. Sci. Technol.* 50, 10448–10455 (2016)
 - 44) Sohtome T., Wada T., Mizuno T., Nemoto Y., Igarashi S., Nishimune A., Aono T., Ito Y., Kanda J., Ishimaru T.: Radiological impact of TEPCO's Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident on invertebrates in the coastal benthic food web. *J. Environ. Radioact.* 138, 106–115 (2014)
 - 45) Kurita Y., Shigenobu Y., Sakuma T., Ito S.I.: Radiocesium contamination histories of Japanese flounder (*Paralichthys olivaceus*) after the 2011 Fukushima nuclear power plant accident. In: Nakata K., Sugisaki H. (Eds.), *Impacts of the Fukushima Nuclear Accident on Fish and Fishing Ground*. Springer, Tokyo, pp. 139-151 (2015)
 - 46) 鈴木翔太郎・天野洋典・松本陽・神山享一：海産魚介類の放射性セシウムの減少傾向とその特徴（全体的な傾向の把握）、令和元年度福島県水産海洋研究センター事業報告書、72-74、(2019)

- 47) 成田薫・神山享一・和田敏裕・岩崎高資：福島県松川浦における水生生物の放射性セシウム濃度、福島水試研報、17、1-6、(2016)
- 48) 鈴木翔太郎・榎本昌宏・天野洋典・守岡良晃・神山享一：海底土の放射性セシウム濃度の経時的な変化と局所的な分布、令和2年度福島県水産海洋研究センター事業報告書、76-80、(2020)
- 49) Takata H., Aono T., Aoyama M., Inoue M., Kaeriyama H., Suzuki S., Tsuruta T., Wada T., Wakiyama Y.: Suspended particle-water interactions increase dissolved ¹³⁷Cs activities in the nearshore seawater during typhoon Hagibis. *Environ. Sci. Technol.*, 54(17):10678–10687 (2020)
- 50) 天野洋典・鈴木翔太郎：福島県沿岸域における底魚類の放射性セシウム濃度の低下傾向、東北底魚研究、40、88-92 (2020)
- 51) IAEA (International Atomic Energy Agency): Sediment Distribution Coefficients and Concentration Factors for Biota in the Marine Environment; Technical Reports Series No. 422, IAEA, Vienna (2004)
- 52) 東京電力ホールディングス株式会社・福島第一廃炉推進カンパニー：魚介類の各種分析結果〈福島第一原子力発電所港湾内〉、
https://www.tepco.co.jp/decommission/data/analysis/pdf_csv/2021/3q/fish01_210729-j.pdf
(参照 2021-12-22)
- 53) Shigenobu Y., Fujimoto K., Ambe D., Kaeriyama M., Ono T., Morinaga K., Nakata K., Morita T., Watanabe T.: Radiocesium contamination of greenlings (*Hexagrammos otakii*) off the coast of Fukushima. *Sci. Rep.* 4, 6851 (2014)
- 54) Kuroda M., Tatsu Y., Ueda Y., Shirakawa H., Minami K., Miyashita K., Tomiyasu M.: Site Fidelity and Return Trips of Visually and Olfactorily Inhibited Black Rockfish (*Sebastes Schlegelii*) Individuals Tracked by Acoustic Telemetry. *Journal of Marine Science and Technology*, 29(2), 10 (2021)
- 55) 根本芳春・吉田哲也・藤田恒雄・渋谷武久：福島県における試験操業の取り組み、福島水試研報、18、23-36 (2018)
- 56) Wada T., Nemoto Y., Fujita T., Kawata G., Kamiyama K., Sohtome T., Narita K., Watanabe M., Shimamura S., Enomoto M., Suzuki S., Amano Y., Morishita D., Matsumoto A., Morioka Y., Tomiya A., Sato T., Niizeki K., Iwasaki T., Sato M., Mizuno T., Nanba K.: Cesium Radioactivity in Marine and Freshwater Products and Its Relation to the Restoration of Fisheries in Fukushima: A Decade Review In: Nanba et al. (Eds.), Behavior of Radionuclides in the Environment III. Springer (*in press*)
- 57) Morita T., Ambe D., Miki S., Kaeriyama H., Shigenobu Y.: Impacts of the Fukushima nuclear accident on fishery products and fishing industry. In: Fukumoto M (Ed) Low-dose radiation effects on animals and ecosystems. Springer, Tokyo, pp 31–42 (2020)
- 58) 厚生労働省：これまでの出荷制限等の解除、
<https://www.mhlw.go.jp/stf/kinkyu/2r9852000001ddg2.html> (参照 2021-11-30)
- 59) 福島県漁業協同組合連合会：試験操業対象種の出荷方針、
<http://www.fsgyoren.jf-net.ne.jp/sono/buhin/syukkahousin20191126.pdf> (参照 2021-11-30)
- 60) Yagi N.: Impact of the nuclear power plant accident and the start of trial operations in Fukushima fisheries. In: Nakanishi T.M., Tanoi K. (eds) Agricultural implications of the Fukushima nuclear accident. Springer, Tokyo, pp 217–228 (2016)
- 61) 関谷直也：東京電力福島第一原子力発電所事故後の水産業と汚染水に関する現状の課題、学術の動向、24(7)、732-743 (2019)
- 62) 関谷直也：風評被害の実態と対策、「福島復興知学講義」(秋光信佳・溝口勝編)、東京大学出版会、東京、51-74 頁 (2021)

- 63) 福島県漁業協同組合連合会：福島県の漁業について、<http://www.fsgyoren.jf-net.ne.jp/>
(参照 2021-12-27)