

2022 年度日仏海洋学会賞

自然災害や人為的インパクトが 東北の沿岸環境に及ぼす影響に関する研究

奥村 裕

The effects of natural disasters and anthropogenic impacts on the coastal environment of Tohoku, Japan

Yutaka OKUMURA

1. はじめに

三陸沖は世界三大漁場（水産庁，2009）に含まれており，沿岸も生産性が高いことが知られている。FAO の報告でも Area61 とされる北西太平洋は生産性が最も高いと報告されている（ただし，Area61 は日本海なども含むかなり広い海域を指す，CSIRKE, 2005）。今まで，環境維持や漁場管理の観点から，三陸沿岸を中心に内分泌かく乱物質や津波が沿岸環境に及ぼす影響を調べてきた。本稿ではその概要について紹介する。

2. 内分泌かく乱物質の沿岸環境や生物への影響

例えばナホトカの重油流出事故など，有害と考えられる化学物質が環境中に流出すれば水生生物に及ぼす影響が危惧される（小山ほか，1998）。そのため，化学物質の毒性を調べる試験が行われている（奥村，1998，奥村，2002）。一般的に，生物

影響として植物プランクトンに対する生長阻害や（OKUMURA et al., 2001, OKUMURA et al., 2003a），動物プランクトン（堀・山田，2002）や魚類（角埜・小山，2002）に対する遊泳阻害や致死などが考えられる。一方，内分泌かく乱物質と呼ばれる化学物質はインボセックスを引き起こすなど（堀口，1998）今までとは異なる生物影響が明らかとなった。2000 年ごろにはごみの焼却灰を起源とした内分泌かく乱物質が問題となり（関沢，1998），沿岸への影響を調べることになった。

2.1 内分泌かく乱物質の環境中濃度と海洋生物への蓄積

物質名についての具体的な説明は除くが，今回対象とした化学物質は PCDDs, PCDFs, Co-PCBs の 3 種類で，それぞれ 75, 135, 13 種類の異性体があり，異性体により毒性や蓄積性が大きく異なることが知られている（酒井，1998，宮田，1998）。海水と底泥，魚介類について濃度を調べたところ（OKUMURA, et al., 2003b），PCDDs, PCDFs, Co-PCBs の濃度は ng~pg (g の $1/10^9$ - $1/10^{12}$) の範囲にあった。環境試料の中でも海水と底泥で濃度は大きく異なるが，全体の約 60% を PCDDs が占めていた。優占していた PCDDs 異性体は 1368TCDD + 1379TCDD（以後 1368

水産研究・教育機構 水産資源研究所 水産資源研究センター 社会・生態系システム部／水産技術研究所 環境・応用部門 沿岸生態システム部 〒985-0001 宮城県塩釜市新浜町 3-27-5

Fisheries Resources Institute / Fisheries Technology Institute, National Research and Development Agency, Japan Fisheries Research and Education Agency, 3-27-5 Shinjima, Shioyama, Miyagi 985-0001, Japan

TCDDs とする) と OCDD で、それぞれ 50% 弱、約 30%、合計して 80% 強であった。一方、毒性が高いと考えられる PCDDs 異性体の 2378TCDD は検出限界以下であった。1368TCDDs と OCDD は農薬の不純物が起源と考えられている。農薬は過去に田畑で使われていたことから、陸上から沿岸に流入し環境試料の濃度組成が高くなったと推察した。魚介類の濃度組成は環境試料とは異なり、また生物種によっても異なった。魚類では、環境試料に比べ 1368TCDDs の占める割合が高くなる傾向にあり、一方 OCDD の割合は減少傾向にあった。PCDDs は異性体により蓄積特性も異なるとされる。2378TCDD の構造は細長く細胞内に入りやすく蓄積性が高いのに対し、OCDD は他の異性体に比べ大きいいため細胞内に入りにくく蓄積しにくい (山田, 1997)、1368TCDDs は細胞内に入りやすいが排出も早い (OKUMURA et al. 2004a)。環境試料と魚類で濃度組成が異なったのは異性体による蓄積特性の違いが反映されたと考えた。また、食物連鎖が高くなるにつれ PCDDs よりも CO-PCBs の割合が増える傾向にあり、PCDDs と CO-PCBs でも蓄積性が異なることが推察された。

東北沿岸で調査をしたところ、大都市圏とは主な発生源が異なり過去に使用された農薬の不純物の割合が高かった。1368TCDDs や OCDD は毒性がない (あるいは確定されていない) か、2378TCDD に比べ極めて低い。そのため、今回調べた内分泌かく乱物質の沿岸環境への影響は少ないと考えた。

2.2 内分泌かく乱物質の長期変動

不純物として 1368TCDDs を含んでいた農薬の CNP と、OCDD を不純物として含んでいた農薬の PCP はいずれも 1970 年代に出荷量が最大となり、その後減少し 1990 年代に農薬登録が失効となった。沿岸における長期変動を明らかにするため、柱状泥を採取し、 ^{210}Pb と ^{137}Cs から堆積年代を推定し、堆積年代ごとに濃度を調べた (OKUMURA et al., 2005)。2002 年に採取した柱状泥は下層 (過去) から上層 (現在) にかけて ^{137}Cs

のピークが 2 つ観察された。一つは大気核実験が盛んだった 1960 年代のピークと 1987 年のチェルノブイリ事故によるピークであった (後に、震災影響を把握するため同じ海域で柱状泥を採取したが、 ^{137}Cs による 2 つのピークが観察されず、津波により少なくとも 1950 年以降の海底泥は流されたことが分かった)。一方、1368TCDDs と OCDD のピークは 1985-1990 年の堆積泥から観察され、その後減少傾向にあった (OKUMURA et al., 2004b)。陸上における出荷量のピークが 1970 年代であったことから、10 年以上のタイムラグがあることが分かった。1368TCDDs や OCDD は難水溶性であり、通常粒子に吸着していると考えられる。そのため、雨が降り河川流量が増えると、河川水中の懸濁粒子量が増加し、1368TCDDs や OCDD の濃度も高くなった (OKUMURA et al., 2008)。通常、粒子とともに川底などに堆積している 1368TCDDs や OCDD が降雨時に沿岸に流入し、河川水量の少ないときは流入量も少ないため、河川がボトルネックとなってタイムラグが生じたと推察した。

2.3 陸上から沿岸における動態

陸上～沿岸における動態を推測したところ、全投入量の 50% 強が陸上に残存しており、沿岸への流入量は 1% にも満たず、残りは消失したと推察した (OKUMURA et al., 2013)。また、沿岸への流入量を 100% とすると 80% は湾外に流出し、生物への蓄積は 1% にも満たないと推察した。多くが陸上に残存し、湾へ流入したほとんどが湾外へ流出してしまうため、今回調査した内分泌かく乱物質の魚介類への影響は少ないと推察した。

3. 東日本大震災が東北沿岸へ及ぼした影響

津波により沿岸における養殖施設や船舶は多くが消失あるいは流出した。津波による沿岸環境の変化が無給餌養殖などに及ぼす影響が危惧された。震災後、麻痺性貝毒が問題となり (増田ほか, 2014, 石川ほか, 2015)、発生要因が麻痺性貝毒原因プランクトンの底泥からの巻き上がりであることが明らかになった (KAMIYAMA et al., 2014)。貝毒

原因プランクトンについては流動予測 (寛 et al., 2020) や、毒化しやすい貝の垂下水深を調べる研究 (WATANABE et al., 2019) などが行われた。また、沿岸環境 (原ほか, 2018, 金子ほか, 2019) やマガキの適正養殖量を把握する (OKUMURA and HARA, 2020) 研究なども行われた。ここでは、水質・底質環境や植物プランクトンの群集組成を中心に調査結果を湾ごとに紹介する。

3.1 松島湾

湾口が狭く閉鎖性が高いこともあり、湾外に比べ観察された津波は低かった (OTA et al., 2019)。ただし、他の海域と同様に津波により海底はかく乱された (IRIZUKI et al., 2019)。津波による海底地形の変化を調べたところ、湾口は削られ水深が深くなり、湾奥は逆に土砂が堆積し浅くなっていた (奥村・増田, 2019)。粒径分布は、湾口で粒子が粗く、湾奥で細かくなっていた。津波の海底への影響は場所により異なっていた。ただし、松島湾全体で観察された海底かく乱は、CODなどを低下させたと報告されており (太田ほか, 2017)、海底環境は良くなったと考えられた。

下水道浄化センターは沿岸に立地することが多く、津波により機能低下や停止する処理場も多かった (OKUMURA et al., 2021a)。松島湾そばの浄化センターも被災したため、富栄養化による環境悪化が懸念された。震災後、浄化センターから排出された処理水は高度処理ができなかったため、懸濁態窒素とアンモニア態窒素の増加が確認された。同様に処理水中のリン濃度も震災後に増加した。窒素、リン濃度が震災前の状態に戻ったのは、それぞれ2013年夏ごろ、2012年冬ごろであった。

松島湾における処理水などの影響を把握するため、窒素・リンの海水濃度を経時的に調べた。震災後、下水道浄化センターからの窒素・リンの排出量が増加したが、松島湾海水への影響は少なかった。理由として、運河を通じて処理水量の約4割しか松島湾に流入しないこと (残りの6割は仙台湾へ)、処理水量より松島湾に流入する河川水量、仙台湾から流入する海水量の方が圧倒的に多く、また、処理水よりも河川水、仙台湾海水の

窒素・リン濃度が低く希釈されたためと推察した。

3.2 女川湾

女川発電所の温排水調査が震災前から行われており、重金属など震災前後を比較するための環境データも充実している。津波による底泥の堆積状況を把握するため、約20cmの柱状コアを採取し、1cmごとに層切した (OKUMURA et al., 2020)。約20cmより長いコアを取ることができなかったのは、粒径分布が下層ほど粗くなったのが原因である。堆積深度別のクロロフィル色素や¹³⁷Csの検出状態から、採取した柱状泥は震災後の堆積層と推察され、女川湾では震災後に少なくとも約20cm堆積したことが分かった。

また、炭素・窒素安定同位体比から、堆積泥の多くは海起源で別の海底から運ばれた可能性が推察された。陸起源の泥が一部混ざっていたが、地盤沈下により陸上泥が流入したと推察した。

次世代シーケンサーで葉緑体のPsbA遺伝子を対象に微細藻を解析するためのプロトコールを作成し (OKUMURA and KAGA, 2017)、堆積層を調べたところ、多くの層で珪藻が優占していた (OKUMURA et al., 2020)。東北沿岸では一般的に珪藻が優占することから、底泥を見る限り震災後も女川湾では微細藻の群集組成に大きな変化はなかったと考えた。また、一部の堆積層からは陸上植物も観察され、津波の引き波により、流され堆積したものと推察した。

観測点や観測年により変動はあるが、震災後の重金属 (Fe, Mn, As, Cr, Cu, Pb, As, Cd) 濃度は震災前と大きな違いはなく、金属の各種基準値と比較しても、問題となる濃度は検出されなかった。変化が少なかったのは女川周辺が工業地帯でなく、元々重金属が陸上に多くないことが要因と推察した。

3.3 長面浦

長面浦は新北上川河口にある潟湖で、河口にあった砂浜が津波により流されたことにより、長面浦の湾口は形状が大きく変化した。より閉鎖性の高い海域における津波影響を把握するため、柱

状試料の解析を行った (OKUMURA et al., 2021b)。堆積深度別のクロロフィル色素や ^{137}Cs , ^{14}C -AMSの解析から、震災後に約70-90cm堆積したことが分かった。一方、湾奥で採取した柱状泥の約110-140cm深は1400年代の堆積層と考えられた。享徳地震が1454年に報告されていることから、この時の津波堆積層と推察した。2011年の東日本大震災は、869年の貞観地震の津波から約1000年ぶりと考えられていたが、柱状泥の調査より間にも大津波があったことが明らかとなった。

次世代シーケンサーで18SrRNA遺伝子を調べたところ、深度により優占種の変動はあったが渦鞭毛藻と珪藻が優占していた。長面浦は潟湖とかなり閉鎖性が高く、1400年代と現在で出現種に大きな違いが見られなかったと推察した。

4. 今後

ある大学の研究室を訪問した時、試料を保存するために大学の冷凍庫以外にも民間の冷凍庫を借りている理由を聞いたところ、「今は問題になっていないかもしれない、あるいは今は分析できないかもしれない、でも試料がなければ将来問題となった時に分析すらできない」と伺った。内分泌かく乱物質も津波影響もまさにその通りで、問題となる以前のデータや試料がないと肝心の前後比較ができない。一方で、古生物や古環境の研究手法である柱状試料の解析は過去に遡ることができる。また、いろいろ制約はあるが、海底に堆積した微生物の細胞外遺伝子は数万年前まで解析可能と考えられている。両者を組み合わせることで、中長期的な環境変動に対する微生物の遷移を把握できると考えており、今後もライフワークとして掘り下げていきたいと考えている。

謝辞

修士課程を終えていなければ、研究をしていない可能性もあり、当時の指導教官である東京海洋大学の森永勤先生、荒川久幸先生に感謝いたします。内分泌かく乱物質の研究では、瀬戸内海区水産研究所(当時)の山田久博士、東北区水産研究所(当時)の鈴木敏之博士に論文作成のご指導を

いただきました。また京都大学の山下洋先生には学位論文の作成を通じ、包括的な研究の進め方についてご指導いただきました。震災に関する研究では、東北大学(当時)の原素之先生、宮城県水産総合研究センターの増田義男博士、並びに水産研究・教育機構、宮城県水産技術総合センターや岩手県水産技術センターの方々には調査を通じ多大なるご協力をいただきました。皆様にこの場を借りて深くお礼申し上げます。また、本選考に関わって下さいました選考委員の先生方に感謝申し上げます。

研究の一部は科研費(課題番号:18H03414)により行われた。

引用文献

- CSIRKE, J. (2005): A.1 Global production and state of marine fishery resources. <https://www.fao.org/3/y5852e/Y5852E02.htm>.
- 原素之, 奥村裕, 伊藤絹子, 金子健司, 笈茂穂, 横山寿. (2018): 宮城県長面浦における持続的なカキ養殖生産のための環境調査. 日本水産学会誌, **84**, 1054-1057.
- 堀英夫, 山田久. (2002): II-3. 海産動物プランクトン遊泳阻害試験法. 瀬戸内海区水産研究所調査研究叢書, **2**, 51-55.
- 堀口敏宏. (1998): 環境ホルモンの生態系への影響. In: 日本化学会 (ed.): ダイオキシン類と環境ホルモン. 東京化学同人, 東京都, 103-131.
- IRIZUKI, T., O. FUJIWARA, K. YOSHIOKA, A. SUZUKI, Y. TANAKA, M. NAGAO, S. KAWAGATA, S. KAWANO and O. NISHIMURA. (2019): Geochemical and micropaleontological impacts caused by the 2011 Tohoku-oki tsunami in Matsushima Bay, north-eastern Japan. *Mar. Geol.*, **407**, 261-274.
- 石川哲郎, 日下啓作, 押野明夫, 西谷豪, 神山孝史. (2015): 東日本大震災後の宮城県気仙沼湾における *Alexandrium* 属の栄養細胞とシストの分布パターンおよび二枚貝類の毒化. 日水誌, **81**, 256-266.
- 笈茂穂, 神山孝史, 奥村裕, 山口峰生. (2020): 近年の麻痺性貝毒原因プランクトンの発生拡大を巡る問題と研究の課題 *Alexandrium* 属シストの分布とモデルによる栄養細胞輸送シミュレーション.

- 月間海洋, 594, 197-199.
- 角埜彰, 小山次朗. (2002): II - 4. 海産魚類急性毒性試験法. 瀬戸内海区水産研究所調査研究叢書, 2, 57-61.
- KAMIYAMA, T., H. YAMAUCHI, S. NAGAI and M. YAMAGUCHI. (2014): Differences in abundance and distribution of *Alexandrium* cysts in Sendai Bay, northern Japan, before and after the tsunami caused by the Great East Japan Earthquake. *J. Oceanogr.*, 70, 185-195.
- 金子健司, 奥村裕, 原素之. (2019): 宮城県長面浦における栄養塩の供給経路と高濃度のクロロフィル a の維持機構. *水産海洋研究*, 83, 171-180.
- 小山次朗, 角埜彰, 奥村裕. (1998): 流出油の海洋生物に対する毒性. *月刊海洋*, 30, 622-633.
- 増田義男, 奥村裕, 太田裕達. (2014): 宮城県中南部海域における長期モニタリング調査 (1993年-2013年) による貝毒原因プランクトンの変遷. *宮城水産研報*, 14, 41-56.
- 宮田秀明. (1998): よくわかるダイオキシン汚染: 人体と環境を破壊する猛毒化学物質. 合同出版株式会社, 東京都.
- 奥村裕. (1998): 溶解助剤として難水溶性有害化学物質の水生生物に対する毒性試験で使用可能な有機溶剤, 界面活性剤の種類と許容濃度. *中央水産研究所研究報告*, 11, 113-134.
- OKUMURA, Y., J. KOYAMA, H. TAKAKU and H. SATOH. (2001): Influence of organic solvents on the growth of marine microalgae. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 41, 123-128.
- 奥村裕. (2002): II - 2. 海産植物プランクトン急性毒性 (成長毒性) 試験法. 瀬戸内海区水産研究所調査研究叢書, 2, 45-50.
- OKUMURA, Y., J. KOYAMA and S. UNO. (2003a): The relationship between logPow and molecular weight of polycyclic aromatic hydrocarbons and EC50 values of marine microalgae. *La Mer*, 41, 182-191.
- OKUMURA, Y., Y. YAMASHITA and S. ISAGAWA. (2003b): Sources of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins (PCDDs), polychlorinated dibenzofurans (PCDFs), and coplanar polychlorinated biphenyls (Co-PCBs), and their bioaccumulation through the marine food web in Sendai Bay, Japan. *J. Environ. Monit.*, 5, 610-618.
- OKUMURA, Y., Y. YAMASHITA and S. ISAGAWA. (2004a): Concentrations of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins, dibenzofurans, non-ortho polychlorinated biphenyls, and mono-ortho polychlorinated biphenyls in Japanese flounder, with reference to the relationship between body length and concentration. *J. Environ. Monit.*, 6, 201-208.
- OKUMURA, Y., Y. YAMASHITA, Y. KOHNO and H. NAGASAKA. (2004b): Historical trends of PCDD/Fs and CO-PCBs in a sediment core collected in Sendai Bay, Japan. *Water Res.*, 38, 3511-3522.
- OKUMURA, Y., H. NAGASAKA, Y. KOHNO, T. KAMIYAMA, T. SUZUKI and Y. YAMASHITA. (2005): Sedimentation rate of dioxins from the mid-1980s to 2002 in a sediment core collected off Ishinomaki in Sendai Bay, Japan. *La Mer*, 43, 33-42.
- OKUMURA, Y., Y. KOHNO and Y. YAMASHITA. (2008): Dioxin concentrations and estimation of sources in four major rivers in Miyagi Prefecture, Japan. *Fresenius Environ. Bull.*, 17, 173-181.
- OKUMURA, Y., S. KAKEHI and Y. YAMASHITA. (2013): Mass balance of dioxins derived from pesticides in Sendai Bay, Japan. *Japan Agric. Res. Q.*, 47, 115-126.
- OKUMURA, Y. and S. KAGA. (2017): Retrospective analysis of phytoplankton assemblages on the Iwate coast before and after the 2011 tsunami using cryopreserved DNA samples. *Fish. Oceanogr.*, 26, 234-250.
- 奥村裕, 増田義男. (2019): 震災津波が松島湾の海底環境等に及ぼした影響. *アクアネット*, 22, 32-35.
- OKUMURA, Y. and M. HARA. (2020): Post-tsunami Oyster Feeding Environment in Nagatsuraura Bay for Three Years. In: *Evolution of Marine Coastal Ecosystems under the Pressure of Global Changes*. Springer International Publishing, Cham, 173-184.
- OKUMURA, Y., K. KANEKO, H. OTA, H. NAGASAKA and M. HARA. (2020): Analysis of environmental and microbiological changes in Onagawa Bay immediately after the tsunami of the Great East Japan Earthquake based on sediment cores. *Mar. Pollut. Bull.*, 157, 111235.
- OKUMURA, Y., Y. MASUDA, N. SUZUKI, S. KAKEHI and M.

- HARA. (2021a): Temporal changes in the nutrient status of Matsushima Bay after a wastewater plant was destroyed by a tsunami on 11 March 2011. *Fish. Sci.*, **87**, 845-859.
- OKUMURA, Y., H. MATSUOKA, H. ARAKAWA, F. TOKANAI, A. SUZUKI, T. IRIZUKI, H. KAJITA and M. HARA. (2021b): The influence and impact of tsunamis on the microorganism assembly of Nagatsura-Ura Lagoon, Miyagi, northeastern Japan. *Fish. Sci.*, **87**, 121-130.
- 太田裕達, 鈴木矩晃, 雁部総明. (2017): 松島湾における東日本大震災前後の底質環境について. *宮城水産研報*, **17**, 35-41.
- OTA, Y., A. SUZUKI, K. YAMAOKA, M. NAGAO, Y. TANAKA, T. IRIZUKI, O. FUJIWARA, K. YOSHIOKA, S. KAWAGATA, S. KAWANO and O. NISHIMURA. (2019): Sediments of Matsushima Bay, Northeastern Japan: Insights Gained From 5 Years of Sedimentological Analysis Following the 2011 Tohoku Earthquake-Tsunami. *Geochemistry, Geophys. Geosystems*, **20**, 3913-3927.
- 酒井伸一. (1998): ダイオキシン類のはなし. 日刊工業新聞社, 東京都.
- 関沢純. (1998): ダイオキシン類と環境ホルモン. In: 日本化学会 (ed.): *ダイオキシン類と環境ホルモン*. 東京化学同人, 東京都, 1-30.
- 水産庁. (2009): 第2節 我が国の魚食文化を支えてきた漁業・漁村. In: *平成21年度水産白書全文*. 17-27.
- 山田久. (1997): 水生生物によるポリ塩化ダイオキシンとジベンゾフランの生物濃縮. *中央水産研究所研究報告*, **9**, 139-161.
- WATANABE, R., M. KANAMORI, H. YOSHIDA, Y. OKUMURA, H. UCHIDA, R. MATSUSHIMA, H. OIKAWA and T. SUZUKI. (2019): Development of ultra-performance liquid chromatography with post-column fluorescent derivatization for the rapid detection of saxitoxin analogues and analysis of bivalve monitoring samples. *Toxins (Basel)*, **11**, 573.

受理：2022年12月12日