

海洋を含む化学物質の全球動態モデルの構築

Multimedia modelling of chemical substances in the global environment

河合 徹^{1*}・鈴木 規之¹・半藤 逸樹²

Toru KAWAI^{1*}, Noriyuki SUZUKI¹ and Itsuki C. HANDOH²

¹ 独立行政法人 国立環境研究所

² 大学共同利用機関法人 人間文化研究機構 総合地球環境学研究所

¹ National Institute for Environmental Studies

² Research Institute for Humanity and Nature

摘 要

広域多媒体に渡って輸送され、高い生物濃縮性と毒性をもつ化学汚染物質の一つに残留性有機汚染物質 (POPs) が挙げられる。筆者らは POPs の環境中における動態を地球規模で推定する数値モデル (FATE) の開発を行っている。本報では、FATE より得られた結果を用いて、代表的な工業起源の POPs であるポリ塩化ビフェニル類 (PCBs) の海洋における動態を概説した。具体的には、まず、PCBs の海洋におけるホットスポットとこの発生源の推定結果を示した。次に、PCBs の海洋内部における全球収支の推定結果を示し、物理学的プロセスと生物学的プロセスが PCBs の深海輸送に担う役割について論じた。さらに、POPs の海洋水産資源 (中-高次消費者) への曝露量を推定し、人為的要因 (漁業) による輸送量を地球規模で推定するための方法論を述べた。

キーワード：海洋汚染，残留性有機汚染物質，生物濃縮，多媒体モデル

Key words：marine pollution, persistent organic pollutants (POPs), bioaccumulation, multimedia model

1. はじめに

人間活動の変化はさまざまな地球環境問題(地球温暖化，化学物質汚染，生物多様性の損失，海洋酸性化，土地利用の変化，オゾン層の破壊，大気エアロゾル負荷の変化，淡水利用の変化，窒素・リンサイクルの変化)を引き起こしているが，このうち，「化学物質汚染」はこの定量的な理解が最も遅れている項目の一つである¹⁾。多様な有害物質のうち，広域に渡って輸送され，かつ高い生物濃縮性と毒性をもつ物質による環境汚染は国際社会における関心が特に高い。このような物質の代表的なものには残留性有機汚染物質(POPs; Persistent organic pollutants)，水銀等の重金属類，及び放射性物質が挙げられる。このうち，本稿では POPs を取り上げる。

POPs の環境中における動態を推定する多媒体モデルの開発はこれまでに広く行われている。この多くは潜在的に存在する多数の候補物質のスクリーニング評価を行うのに適した，計算コストの小さい BOX モデルや解像度の粗い区画タイプのモデルである²⁾。一方，近年，気候モデルより得られた風速等の物理データを用いて空間輸送を高い時空間解像

度で計算するモデルの開発も進められてきている³⁾。ただし，これらモデルの多くは既存の大気質モデルや大気の GCM (General Circulation Model, 大気循環モデル) をベースに開発が進められている。このため，大気と比較して，海洋や陸域のモデリングは遅れている。また，植生を除く生物への移行まで多媒体モデルで取り扱っているのはごく少数のシンプルなモデルに限られている。

そこで，筆者らは海洋における物理輸送と生物への移行まで考慮し，大気-海洋-陸域-生物圏に渡って POPs の動態を推定する全球多媒体モデル (FATE; Finely-Advanced Transboundary Environmental Model) の開発を進めている⁴⁾。本稿では，まず FATE の概要を述べる (2 章)。次に，代表的な工業起源の POPs であるポリ塩化ビフェニル類 (PCBs; Polychlorinated biphenyls) を取り上げ，比較的研究の遅れている海洋における動態を概説する。具体的には FATE により得られた PCBs の汚染実態 (分布) とこの発生源 (3 章)，及び全球収支 (4 章) の結果を示す。さらに，FATE を用いて海洋水産資源 (中-高次消費者) へのばく露予測を行う手法について述べる (5 章)。

受付：2014 年 4 月 30 日，受理：2014 年 12 月 18 日

* 〒305-8506 茨城県つくば市小野川 16-2, e-mail: kawai.toru@nies.go.jp

2. 全球多媒体モデルの構築

2.1 概要

FATEはPOPs及びこの候補となる有機物質の環境中における動態を推定する全球多媒体モデルである。考慮されている環境媒体は大気(対流圏)、海洋(0~5,500 m)、土壌(表層と深層土壌)、植生(5分類)、及び氷圏(万年雪と季節雪氷面)の5媒体であり、これらの媒体間又は媒体内部における生物地球化学的な物質循環が計算される。図1(左)には空間輸送に関連する内部プロセスの概要が示されている。大気と海洋では、気候モデルより得られた物理データ(風速、流速、温度等)を用いて、移流と乱流拡散による3次元の輸送が計算される。空間解像度は大気と海洋で、それぞれ、 $2.5^{\circ} \times 2.5^{\circ} \times 20$ 層と $1.0^{\circ} \times 1.0^{\circ} \times 50$ 層である。植生-土壌では、落葉、分子拡散、及び浸透による鉛直1次元の輸送が計算され、媒体(大気-海陸面)間では、乾性・湿性沈着による大気から海陸面への輸送とガス状のPOPsの分子・乱流拡散による双方向の輸送が計算される。これらのプロセスで用いられている移流スキーム、境界層モデル、沈着モデル等の詳細は関連文献⁴⁾に記されている。さらに、海洋内部では生物学的プロセスによって駆動される鉛直1次元の輸送が考慮され(2.2節)、全媒体における分解と大気と土壌内部における相分配も考慮されている。

2.2 海洋における生物移行のモデリング

前節(2.1)で記したように、FATEでは、大気-海洋結合化学輸送モデルを土台とし、POPsの代表的な多媒体のプロセスが計算される。このうち、海洋における物理輸送と生物への移行まで取り扱っているところが本モデルの特徴である。本節では、以降に示す結果に関連する、海洋低次消費者への生物移

行のモデリングについて具体的に説明する。

光合成によって有光層で生成された有機物はデトリタスの沈降により有光層以深へと除去され、その後、沈降の過程において一部が再石灰化によって無機物へと変換され、残りが堆積物に到達して埋没する(図1(右))。有機物へと取り込まれたPOPsは、このような生物学的プロセス(生物ポンプ)によって鉛直方向に輸送される。低次消費者の回転時間は早く、これは定量的に無視できない大きさになりうる(4章)。FATEでは粒子状の有機物(POM; Particulate organic matter)を低次消費者(植物プランクトンと動物プランクトン)の指標とし、有機炭素-水分分配係数(K_{oc})を用いてPOPsのPOMへの分配を計算している。また、POMが再石灰化される際には、これに取り込まれたPOPsは溶存態として水中に戻るという仮定をおいている。

ここで、POMの海水中濃度(バイオマス)と海洋内部における炭素循環(フラックス)の情報が必要となる。これらは衛星データベースの経験モデルを統合することによって推定することができる。具体的には、海洋表層におけるPOM濃度は、これが特定波長の反射成分と高い相関があることを利用して推定し⁵⁾、海洋内部における炭素循環は、POMの有光層からの除去率、フラックスプロファイル、及び堆積物への埋没効率に関する経験モデルを統合することによって推定できる⁶⁾。これらの経験モデルで用いられている基礎生産量を推定する生産モデルにはCbPM(carbon-based production model)⁷⁾を用いている。

以上に記したように、FATEでは物質に固有のモデルパラメーターである K_{oc} と衛星データより得られる情報のみを用いて低次消費者への生物移行を計算している。より高次の消費者へのばく露量を推定

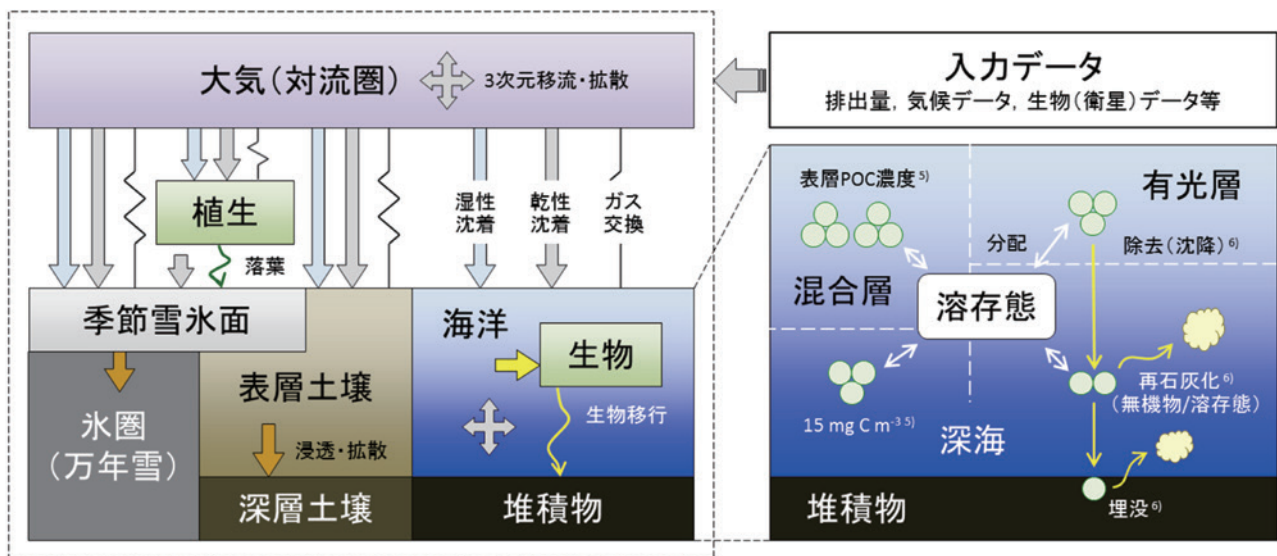


図1 全球多媒体モデルFATE (Finely-Advanced Transboundary Environmental Model) の概念図。左の図には、考慮されている環境媒体と空間輸送を記述する内部プロセスが示されている。右の図には、海洋低次消費者(粒子状有機炭素, POC; Particulate organic carbon)への分配と生物ポンプにともなう海洋内部の炭素循環が示されている。

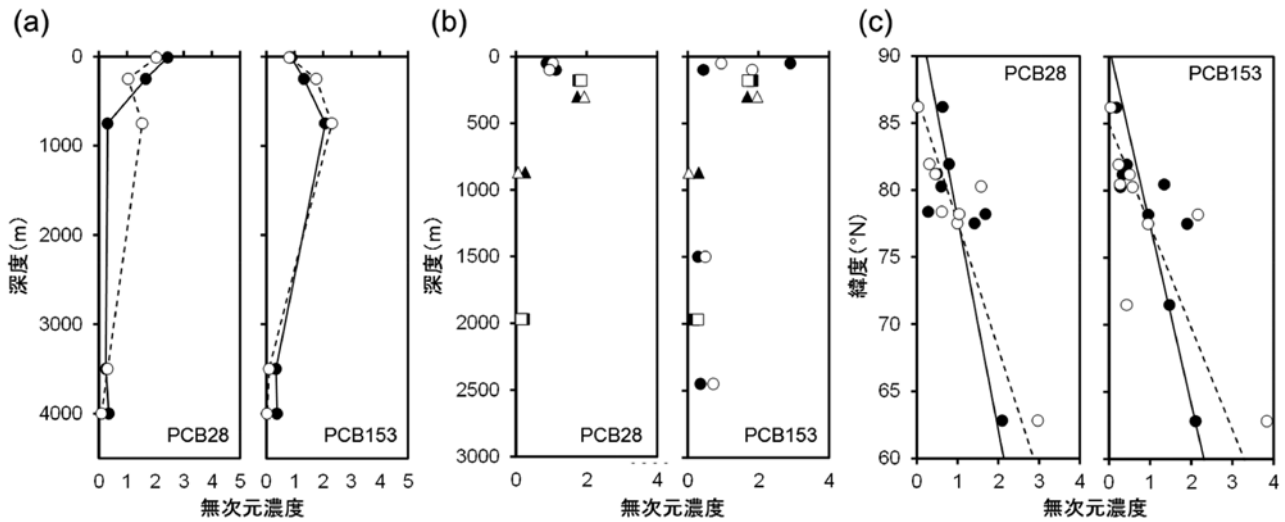


図2 海洋におけるPCB28とPCB153の(a)溶存態濃度と(b)POC中濃度の深度分布, 及び(c)表層における溶存態とPOC中濃度の緯度分布の検証結果.
結果は全て無次元濃度であり, 黒と白のプロットはそれぞれ実測値とモデル推定値を表している. (b)におけるプロットの種類の違いは測定場所の違いを表している.

する手法は5章に記す。

2.3 解析条件

本稿では, 対照的な物理化学特性をもつPCBsの同族種2種(PCB28, PCB153)を取り上げる。これらの2物質に対し, 環境媒体中の初期濃度を0とし, 過去約80年間(1930年~2007年)のシミュレーションを行った。3章以降は2007年の結果のみ取り上げる。全球の入力データとしては, 排出量, 土地利用, 気候データ(風速, 流速, 温度, 降雨量等), 衛星(生物)データ, 大気中の水酸基濃度, 及び土壌中の有機炭素含有量を用いる。排出量にはBreivikらによるインヴェントリ⁸⁾を用い, 気候データには, 大気と海洋でそれぞれ, NCEP(National Center for Environmental Prediction, 米国国立環境予測センター)/NCAR(National Center for Atmospheric Research, 米国大気研究センター) reanalysis 1⁹⁾とGFDL(Geophysical Fluid Dynamics Laboratory, 米国地球流体力学研究所) ODA(Ocean Data Assimilation experiments)¹⁰⁾を用いた。これらの気候データはともに再解析データである。衛星データには海色センサSeaWiFS(Sea-Viewing Wide Field-of-View Sensor)より得られたデータ¹¹⁾を用いた。物理化学特性等の物質固有のモデルパラメーターの詳細は関連文献^{4), 12)}に記されている。

2.4 モデル検証

海洋におけるPCB28とPCB153の溶存態濃度とPOM中濃度に対しては, モデル検証を行っている。ただし, 外洋における実測データは非常に少なく, 検証に用いることができるデータは限られている。本稿では, 北大西洋外洋で測定された溶存態濃度¹³⁾とPOM中濃度¹⁴⁾の深度分布, 及び北大西洋-北極海で測定された溶存態とPOM中濃度の緯度分布¹⁵⁾のデータを用いて検証を行った(図2)。測定場

表1 モデル検証に用いた実測データの測定場所の緯度と経度, 測定深度, 及び測定期間の一覧。

| 緯度, 経度 | 深度(m) | 期間(年/月) |
|-----------------------------------|--|---------------------|
| 溶存態濃度の深度分布(図2(a)) ¹³⁾ | | |
| 46.1-47.3°N, 19.3-20.1°W | 10, 250, 750, 3500, 4000 | 1986/5-6, 1987/6 |
| POC中濃度の深度分布(図2(b)) ¹⁴⁾ | | |
| 63.7-68.2°N, 6.2-33.0°W | 50, 100, 180, 300, 870, 1500, 1970, 2450 | 1993/6 |
| 溶存態, POC中濃度の緯度分布 ¹⁵⁾ | | |
| 62.1-88.5°N, 2.5-154.4°W | 8 | 2001/6-8 |

所や時期の詳細は表1にまとめられている。ここで, 入力データとして用いたPCBsの排出量には約2桁に及ぶ不確実性がある⁸⁾。このため, 排出量シナリオを調整することにより濃度の絶対値自体はそろえることができる。本稿では, 恣意的に調整することが難しい空間(深度, 緯度)分布に対し無次元濃度(平均値に対する比率)を用いて検証を行った。

比較できる先行研究はないが, 溶存態とPOM中濃度の深度分布, 緯度分布ともに, おおむねトレンドを良く再現できている。ただし, 中深海におけるPCB28の溶存態濃度はFATEによる推定結果が実測値をやや過大評価している。

3. 海洋のホットスポットと発生源の推定

本章では, 海洋におけるPCB28とPCB153の含有量の空間分布と発生源を推定した結果を示して考察する。化学物質の発生源を推定する, 所謂ソース-レセプター解析は排出量削減に資する課題であ

り、多様な化学物質を対象として広く研究されている³⁾。しかしながら、この多くは大気輸送のみを取り扱った解析であり、多媒体での検討が求められるPOPsの海洋における研究は行われていない。

数値モデルを用いて発生源を推定する手法には大別して2種類の方法がある。すなわち、粒子を直接追跡するラグランジェ型のモデルを用いる方法(後方流跡線解析)と、細分化されたグリッドにおける物質収支を計算するオイラー型のモデル(多媒体モデル)を用いる方法である。前者は濃度の実測値を用いて解析を行えるが、多媒体での解析が難しいため、POPs等の多媒体物質を取り扱う研究では制約が大きい。一方後者は、観測値を用いないため、推定精度が多媒体モデルでの濃度予測の精度に依存するが、排出量に変動を与えることにより、比較的容易に発生源寄与率を推定できる(排出量感度法)³⁾。本稿では後者の手法を用いた。

図3は、PCB28とPCB153の海表面から海底まで積算した含有量の空間分布(図3左)とこの発生源(図3右)を推定した結果である。ソースとレセプターには図中に示している8地域と7大洋を設定した。これらの地域と海域の詳細は関連文献^{4), 12)}に記載されている。

PCB28とPCB153は、ともに地球規模で輸送されているが、この度合は大きく異なっている。PCB153はPCB28に比べてより広く輸送されているのが分かる。また、相対的に濃度の高くなる海域(ホット

スポット)にも定性的な違いがみられる。PCB28は北極海等の北半球高緯度海域で濃度が高くなる傾向があるが、一方、PCB153は北半球の中緯度海域での濃度が高くなる傾向がみられる。排出量の地理分布に大差がないため、これは物質固有の物理化学特性(分配係数や半減期等)の相違によってのみ生じていると考えられる。化学物質の長距離輸送特性(LRTP; Long-range transport potential)は複雑な多媒体プロセスの結果として決定される⁴⁾わけだが、海洋における半減期がPCB28(5,500時間)とPCB153(55,000時間)で10倍異なる¹⁶⁾ことを考えると理解できる結果である。

発生源の推定結果もPCB28とPCB153で明確に異なっている。LRTPが相対的に小さいPCB28の結果では、近傍の発生源からの寄与がPCB153に比べて総じて大きい。また、インド洋を除く南半球の海洋では、アフリカ、ラテンアメリカ、及びオセアニアからの寄与が支配的になっている。これらの地域からの排出量が全球排出量に占める割合が小さいことを考えると、この結果は、半球間の輸送が半球内の輸送に比べてはるかに小さいということを表している。日本が属する東/東南アジアの結果を見ると、偏西風と貿易風によって運ばれていく北太平洋とインド洋への寄与が比較的大きい。一方、極域(北極海)の汚染に対する寄与は北アメリカやヨーロッパに比べるとはるかに小さい。

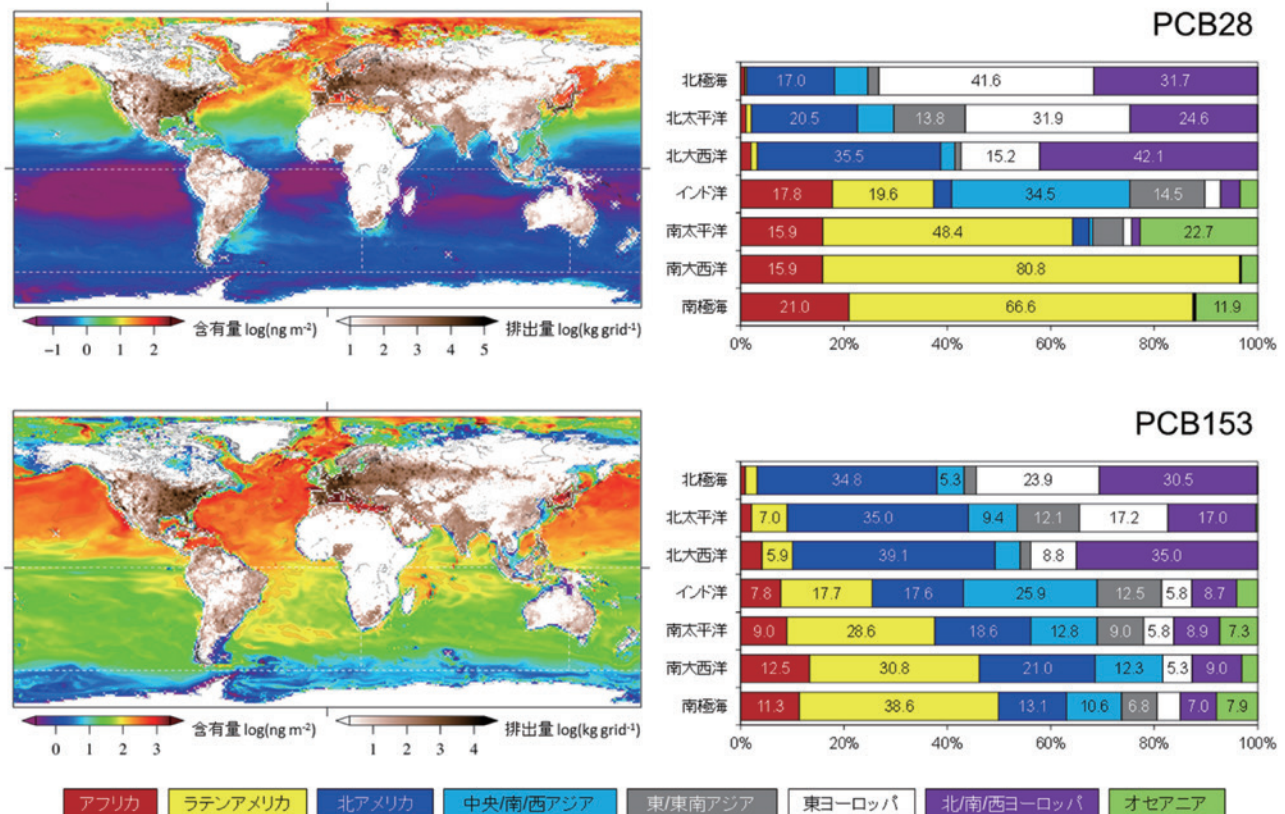


図3 海洋におけるPCB28とPCB153の鉛直積算含有量(左)と発生源寄与率(右)の推定結果(2007年)。レセプターに設定した7大洋の境界(点線)と1930年~2007年の積算排出量があわせて記されている。

4. 海洋における全球物質収支—低次消費者の役割

3章では海洋における PCB28 と PCB153 の鉛直積算含有量の空間分布の結果を示した。一方、海洋内部では顕著な鉛直濃度分布が存在する。本章では、全球の物質収支の推定結果を示し、表層と深海における含有量の比率と深海輸送のメカニズムについて考察する。

海洋における残留性が強く有機物に取り込まれやすい性質をもつ化学物質は、時間スケールの長い海洋大循環(深層水の形成等)¹⁷⁾と回転時間の早い低次消費者のデトリタスの沈降¹⁸⁾により表層以深へと輸送される。このため、深海は POPs の最終シンク場所になっている可能性がある^{16) - 19)}。FATE では海洋における物理輸送と生物(低次消費者)への移行が考慮されているため、この定量的な議論を行うことができる。

図4は大気と海洋における PCB28 と PCB153 の全球収支の推定結果である。図中には大気から海洋への正味の年間輸送量に対する含有量と各フラックスの比率が示されている。深海における含有量と深海へ輸送されるメカニズムは両物質で大きく異なっている。海洋における半減期がより長く、また有機物により取り込まれやすい(K_{oc} のより小さい)性質をもつ PCB153 は過去に排出されたものの相当量が、現在、有光層以深に蓄積されている。これは大気-海洋間の年間フラックスの20倍以上にも及んでおり、大気中の含有量や PCB28 の深海における含有量に比べるとはるかに大きい。

深海へ輸送されるメカニズムを見てみると、 K_{oc} が比較的小さい PCB28 では物理学的プロセス(移流拡散)が卓越しているのに対し、PCB153 では生物学的プロセス(生物ポンプ)がより重要な役割を担っている。また、PCB153 の結果では、ガス交換フラックスが海洋から大気へ向かう方向となっており、海洋が大気中 PCB153 のソースへと移行してきているのも興味深い結果である。

5. 海洋水産資源へのばく露予測の試み

POPs のように生物濃縮性の強い化学物質は、海洋の低次消費者に取り込まれた後、食物連鎖によって魚類や海生哺乳類等の中-高次消費者へと蓄積し、これらの生物への健康影響を引き起こす一因となる²⁰⁾。さらに、この一部は漁業によって陸域へと運ばれ、人類を含めた陸域の生物へとばく露する。POPs のモデル研究では、このような化学物質の海洋水産資源へのばく露と、人間活動にともなう循環を地球規模で推定する試みはなされていない。この背景には、中-高次消費者の生態系構造(バイオマスや栄養構造)を地球規模で推定することが困難であることや、低次から高次消費者への生物濃縮に関する理解が遅れていることが挙げられる。ただし海洋においては、衛星データを用いて中-高次消費者の生態系構造を推定する手法が開発されており、また、生物濃縮に関する知見も蓄積されてきている。筆者らは、FATE とこれらの先行研究を統合することにより、海洋水産資源(魚類)への POPs のばく露量を計算し²⁰⁾、さらに、水産統計データを用いて陸域への輸送量を推定することを試みている。本章ではこの方法論について述べる。各サブモデルの詳細については後述する引用文献^{21), 22)}を参照されたい。

図5は本手法の概要を示したフローチャートである。2章に記したように、FATE では、低次消費者の指標となる POM 中の POPs 濃度が推定される。この結果から、順次、生物濃縮モデルを用いて各栄養段階にある魚類個体中の濃度、中-高次生態系モデルより得られる情報を用いて魚類個体群(すなわち全魚類)中の含有量を推定する。さらに、この結果と水産統計データを用いて漁業による陸域への輸送量をオフラインで計算する。

栄養段階(又はサイズクラス)別の魚類個体中の POPs 濃度は *TMF*(trophic magnification factor, 栄養濃縮係数)²¹⁾を用いたシンプルなモデル式より推



図4 大気と海洋における PCB28(左)と PCB153(右)の全球収支の推定結果(2007年)。含有量とフラックス(矢印)は大気から海洋への正味の年間フラックスに対する比率で表している。

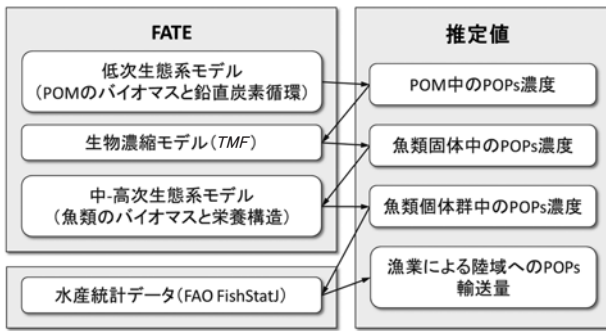


図5 FATEを用いたPOPsの海洋中—高次消費者へのばく露予測手法の模式図。

定する。

$$\log_{10} C_F(i) = \log_{10} TMF(i - TL_{POM}) - \log_{10} C_{POM}$$

ここに、 $C_F(i)$ は栄養段階*i*にある魚類中POPsの脂質換算濃度、 C_{POM} はPOM中POPsの脂質換算濃度、 TL_{POM} はPOMの栄養段階である。 $C_F(i)$ より湿重量換算濃度を推定し、栄養段階別の魚類の存在量を掛け合わせれば全魚類中のPOPs含有量を推定できる。ただし、存在量等の中—高次消費者の生態系構造を地球規模で推定するモデル研究は極めて少なく、筆者らはJenningsら²²⁾による衛星データベースの生態系モデルを用いている。このモデルでは衛星データより推定可能な基礎生産量と海表面温度のみを用いて、マクロ生態系理論に基づくシンプルなモデリングにより、シミュレーションに必要な、各栄養段階にある硬骨魚類と軟骨魚類のバイオマスが推定される。水産統計データにはFAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 国際連合食糧農業機関)のFishStatJ²³⁾を用い、魚種はISSCAAP (International Standard Statistical Classification of Aquatic Animals and Plants)²⁴⁾に基づいて分類している。FishStatJでは245か国、26の主要漁業海域、2119魚種別の詳細な年間水産統計データが利用可能である。

以上に記した手法を用いれば、多媒体モデルを用いて海洋水産資源中のPOPsの総含有量と、漁業による陸域生態系への潜在的なばく露量まで地球規模で推定することができる。これはPOPsのモデル研究では初めての試みであるが、シミュレーションに用いるパラメーターには現状で非常に大きな不確実性がある。また、地球規模でモデル検証を行うための魚類中濃度の実測値も不足している。このため、具体的な推定結果についてはさらに検討を進めたい。

主要なモデルパラメーターであるTMFには特に大きな不確実性がある。また、魚類中POPsの推定に対する感度も非常に大きい。近年、海洋におけるTMFの推定が行われてきているが^{21), 25)}、地球規模

のデータベースは依然不足している。TMFは、本来、海洋生物の生態(温度依存する代謝効率や物質の生体内変化の有無)や生態系(食物網構造)の特性等に依存し、時空間的に変動する²⁶⁾。より高精度な推定を行うためには、パラメーター推定の精緻化と不確実性の評価が必要である。

6. おわりに

筆者らが開発しているPOPsの全球多媒体モデルFATEの概要を述べ、FATEを用いて、比較的研究の遅れているPCBsの海洋における動態を論じた。本稿で示したように、残留性と生物濃縮性がともに強い(典型的なPOPsの性質をもつ)PCB153は、生物学的なプロセスが主要な役割を担って深海へと輸送される。この結果、深海には、海洋表層や大気と比べてはるかに多量のPCB153が蓄積されている可能性があることが示された。これらの結果は、多媒体モデルにおいて、生物への移行を考慮することが、POPsの海洋における動態を論じるうえで不可欠であることを示している。また、PCBs同族種間においても、海洋におけるホットスポットやこの発生源には相当な違いがあることが示された。

本稿ではPCBsの同族体2種類のみを取り上げて結果を示したが、排出から海洋生物へのばく露、さらに漁業による陸域への輸送に至るまでの一連のモデリングは他の化学物質や重金属類にも応用することができる。ただしこの際、物質固有の入力データとなる排出量、環境プロセス、及びモデルパラメーター(物理化学特性や生物濃縮に関するパラメーター)の検討を進める必要がある。5章で記したように、中—高次消費者へのばく露予測については、今のところ課題が残されており、今後重点的に検討を行うべき項目である。また、外洋における実測データも不足しており、十分な検証を行うためのデータベースの構築が不可欠である。

謝 辞

本研究は日本学術振興会(JSPS; Japan Society for the Promotion of Science)グローバルCOEプログラム(化学物質の環境化学教育研究拠点、愛媛大学)、及びJSPS科学研究費補助金若手研究B(No. 21710033, No. 25871087, No. 24710037)による資金的な援助を受けた。モデル計算は国立環境研究所のスーパーコンピュータ(NEC SX-8R/128M16, SX-9/A)を用いて実施した。また、国立環境研究所の櫻井健郎主任研究員と今泉圭隆主任研究員、及び熊本県立大学の小林淳助教より有益な助言を頂いた。ここに謝意を表す。

引用文献

- 1) Rockström, J., W. Steffen, K. Noone, Å. Persson, F. S. Chapin III, E. F. Lambin, T. M. Lenton, M. Scheffer, C. Folke, H. J. Schellnhuber, B. Nykvist, C. A. de Wit, T. Hughes, S. van der Leeuw, H. Rodhe, S. Sörlin, P. K. Snyder, R. Costanza, U. Svedin, M. Falkenmark, L. Karlberg, R. W. Corell, V. J. Fabry, J. Hansen, B. Walker, D. Liverman, K. Richardson, P. Crutzen and J. A. Foley (2009) A safe operating space for humanity. *Nature*, 461, 472-475.
- 2) Fenner, K., M. Scheringer, M. MacLeod, M. Matthies, T. McKone, M. Stroebe, A. Beyer, M. Bonnell, A. C. Le Gall, J. Klasmeier, D. Mackay, D. ven de Meent, D. Pennington, B. Scharenberg, N. Suzuki and F. Wania (2005) Comparing estimates of Persistence and Long-Range Transport Potential among Multimedia Models. *Environmental Science and Technology*, 39, 1932-1942.
- 3) Task Force on Hemispheric Transport of Air Pollution (2010) Global and regional modeling of POPs. In: Dutchak, S. and A. Zuber Eds., *Hemispheric Transport of Air Pollution 2010*. Part C: Persistent organic pollutants, Air Pollution Studies No. 19, 127-166, United Nations Economic Commission for Europe, New York and Geneva.
- 4) Kawai, T., K. Jagiello, A. Sosnowska, K. Odziomek, A. Gajewicz, I. C. Handoh, T. Puzyn and N. Suzuki (2014) A New Metric for Long-Range Transport Potential of Chemicals. *Environmental Science and Technology*, 48, 3245-3252.
- 5) Stramska, M. (2009) Particulate organic carbon in the global ocean derived from SeaWiFS ocean color. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 56, 1459-1470.
- 6) Dunne, J. P., J. L. Sarmiento and A. Gnanadesikan (2007) A synthesis of global particle export from the surface ocean and cycling through the ocean interior and on the seafloor. *Global Biogeochemical Cycles*, 21, GB4006.
- 7) Westberry, T., M. J. Behrenfeld, D. A. Siegel and E. Boss (2008) Carbon-based primary productivity modeling with vertically resolved photoacclimation. *Global Biogeochemical Cycles*, 22, GB2024.
- 8) Breivik, K., A. Sweetman, J. M. Pacyna and K. C. Jones (2007) Towards a global historical emission inventory for selected PCB congeners – a mass balance approach: 3. An update. *Science of The Total Environment*, 377, 296-307.
- 9) Kalnay, E., M. Kanamitsu, R. Kistler, W. Collins, D. Deaven, L. Gandin, M. Iredell, S. Saha, G. White, J. Woollen, Y. Zhu, A. Leetmaa, R. Reynolds, M. Chelliah, W. Ebisuzaki, W. Higgins, J. Janowiak, K. C. Mo, C. Ropelewski, J. Wang, R. Jenne and D. Joseph (1996) The NCEP/NCAR 40-Year Reanalysis Project. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 77, 437-471.
- 10) Zhang, S., M. J. Harrison, A. Rosati and A. Wittenberg (2007) System Design and Evaluation of Coupled Ensemble Data Assimilation for Global Oceanic Climate Studies. *Monthly Weather Review*, 135, 3541-3564.
- 11) NASA Goddard Space Flight Center, SeaWiFS Project. <<http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/SeaWiFS/>>
- 12) Kawai, T., N. Suzuki and I. C. Handoh (2012) Assessing a global source-receptor relationship of polychlorinated biphenyls using the Finely-Advanced Transboundary Environmental model (FATE). *Organohalogen Compounds*, 74, 371-374.
- 13) Schulz, D. E., G. Petrick and J. C. Duinker (1988) Chlorinated biphenyls in North Atlantic surface and deep water. *Marine Pollution Bulletin*, 19, 526-531.
- 14) Schulz-Bull, D. E., G. Petrick, R. Bruhn and J. C. Duinker (1998) Chlorobiphenyls (PCB) and PAHs in water masses of the northern North Atlantic. *Marine Chemistry*, 61, 101-114.
- 15) Sobek A. and Ö. and Gustafsson (2004) Latitudinal Fractionation of Polychlorinated Biphenyls in Surface Seawater along a 62°N-89°N Transect from the Southern Norwegian Sea to the North Pole Area. *Environmental Science and Technology*, 38, 2746-2751.
- 16) Wania, F. and G. L. Daly (2002) Estimating the contribution of degradation in air and deposition to the deep sea to the global loss of PCBs. *Atmospheric Environment*, 36, 5581-5593.
- 17) Lohmann, R., E. Jurado, M. E. Q. Pilson and J. Dachs (2006) Oceanic deep water formation as a sink of persistent organic pollutants. *Geophysical Research Letters*, 33, L12607.
- 18) Dachs, J., R. Lohmann, W. A. Ockenden, L. Méjanelle, S. J. Eisenreich and K. C. Jones (2002) Oceanic Biogeochemical Controls on Global Dynamics of Persistent Organic Pollutants. *Environmental Science and Technology*, 36, 4229-4237.
- 19) Axelman, J. and Ö. Gustafsson (2002) Global sinks of PCBs: A critical assessment of the vapor-phase hydroxy radical sink emphasizing field diagnostics and model assumptions. *Global Biogeochemical Cycles*, 16, 58-1-58-13.
- 20) Handoh I. C. and T. Kawai (2014) Modelling exposure of oceanic higher trophic-level consumers to polychlorinated biphenyls: pollution 'hotspots' in relation to mass mortality events of marine mammals. *Marine Pollution Bulletin*, 85, 824-830.

- 21) Toyoshima, S., T. Isobe, K. Ramu, H. Miyasaka, K. Omori, S. Takahashi, S. Nishida and S. Tanabe (2009) Organochlorines and Brominated Flame Retardants in Deep-Sea Ecosystem of Sagami Bay. *In: Obayashi, Y., T. Isobe, A. Subramanian, S. Suzuki and S. Tanabe eds., Interdisciplinary Studies on Environmental Chemistry – Environmental Research in Asia*, 83-90.
- 22) Jennings, S., F. Mélin, J. L. Blanchard, R. M. Forster, N. K. Dulvy, R. W. Wilson (2008) Global-scale predictions of community and ecosystem properties from simple ecological theory. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 275, 1375-1383.
- 23) Food and Agriculture Organization of the United Nations Fisheries and Aquaculture Department, Statistics and Information Service FishStat J: Universal software for fishery statistical time series. Copyright 2011.
- 24) Garibaldi, L. and S. Busilacchi (2002) ASFIS (Aquatic Sciences and Fisheries Information System) List of Species for Fishery Statistics Purposes. *ASFIS Reference Series*, 15, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- 25) Kelly, B. C., M. G. Ikonomou, J. D. Blair, A. E. Morin and F. A. P. C. Gobas (2007) Food Web – Specific Biomagnification of Persistent Organic Pollutants. *Science*, 317, 236-239.
- 26) Borgå, K., K. A. Kidd, D. C. G. Muir, O. Berglund, J. M. Conder, F. A. P. C. Gobas, J. Kucklick, O. Malm and D. E. Powell (2011) Trophic magnification factors: Considerations of ecology, ecosystems, and study design. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 8, 64-84.



河合 徹

Toru KAWAI

国立環境研究所環境リスク研究センターの特別研究員。水文気象学及び環境化学を専門としている。2001年から2007年までの7年間、東京工業大学神田学教授の指導のもと、屋外に大規模模型都市を作成して気象観測を行った。都市のエネルギー収支の研究や気象モデルにおける陸面モデルの開発を行い学位を取得した。その後、愛媛大学グローバルCOE研究員として、化学物質の環境動態モデルの開発を開始し現在に至る。POPsの研究ではモデル研究者は少数派である。微力ながら環境化学の分野におけるモデル研究を盛り上げていければ幸いである。



鈴木 規之

Noriyuki SUZUKI

国立環境研究所環境リスク研究センター副センター長。環境工学・環境化学からリスク評価・管理手法までに関心をもって研究を行っている。1990年代に東京大学工学部で水道水中の変異原性物質の研究を行い、当時国内未検出だったMXの同定を行ったことが出発点になった。その後ダイオキシンの環境分析と動態解析の研究を開始し、金沢工業大学助教授を経て2000年に国立環境研究所地域環境研究グループ総合研究官に着任して、GIS多媒体モデルG-CIEMSの開発に取り組んだ。動態解析とリスク評価・管理の概念論、方法論に引き続き取り組んでいきたい。



半藤 逸樹

Itsuki C. HANDOH

総合地球環境学研究所(地球研)特任准教授。アプリ「環境観でつながる世界」の共同開発者。2000年連合王国イースト・アングリア大学大学院環境科学研究科博士課程修了(Ph.D.)。専門は地球システム科学。数理モデリング手法を駆使して異分野の研究者と学際研究に取り組み、さまざまな地球環境問題のステークホルダーと協働して超学際研究を共創している。2008年より化学汚染の研究に着手。2013年人間文化研究奨励賞を受賞。現在は、地球研未来設計FS(予備研究)「環境問題認識システムの開発と新しい地球環境観の形成-「化学的不均衡」を乗り越えるために」の責任者を務める。