東京湾における海底への堆積を考慮した 過去50年間のダイオキシン濃度解析

中村 倫明¹・鷺見 浩一²・小田 晃³・武村 武⁴・落合 実⁵

¹ 正会員 日本大学助教 生産工学部土木工学科 (〒275-8575 千葉県習志野市泉町 1-2-1)
E-mail: nakamura.tomoaki@nihon-u.ac.jp

² 正会員 日本大学教授 生産工学部土木工学科 (〒275-8575 千葉県習志野市泉町 1-2-1)

³ 正会員 日本大学教授 生産工学部土木工学科 (〒275-8575 千葉県習志野市泉町 1-2-1)

⁴ 正会員 日本大学准教授 生産工学部環境安全工学科 (〒275-8575 千葉県習志野市泉町 1-2-1)

⁵ 正会員 日本大学教授 生産工学部土木工学科 (〒275-8575 千葉県習志野市泉町 1-2-1)

本文は東京湾を対象として、河川から負荷されたダイオキシン類について、Hybrid box model を用いて算出した流動場に吸着・脱着、無機化やスキャベンジングの作用を考慮した海水層(溶存態、小粒子及び大粒子吸着態)と溶出、埋没、生物擾乱を考慮した海底層(境界層(海水層と粒子層)、生物擾乱層、拡散層の3層)のカップリングによるモデル展開を図った。

モデルにより海底堆積層の濃度分布を算出し、既往の現地観測結果との比較することにより過去50年間のダイオキシン類量を推定した。その結果、濃度解析による拡散分布、海底土堆積濃度とも観測値と類似した傾向を示し、仮定したダイオキシン類量の信憑性が確認された。

Key Words : deposited dioxins, Tokyo Bay, hybrid box model, bottom sediment layers, diffusion analysis

1. はじめに

ダイオキシン類は1990年代以降の規制等により自然界への排出量は減少している。しかしながら長い年月の間に河川等を経由して海底土に蓄積されたものが食物連鎖を経て様々な魚介類の体内から検出され大きな課題として指摘されている¹⁾。現在の東京湾におけるダイオキシン類の調査は国や沿岸自治体等によって継続的に行われているが、湾全体としての負荷、濃度分布特性が十分に把握されておらず、特に過去数十年に亘って膨大であったダイオキシン類の流入量についての検討は2000年に実施された大規模調査のうち、海底土の堆積量からの検討^{2),3),4)}に大きく依存している。

ダイオキシン類の物質移行の研究として、Personらは⁵⁾、Norwegian Greenland Fjordsを対象としてPDDD/Fの運命予測を行っている。モデルは20個のボックスによるBox Modelを採用し、ボックス間の物質収支を検討した結果、深海の海底では物質の埋没が卓越し、浅海の海底では再浮遊の現象が卓越することを見出している。山崎・中村⁶⁾は、堆積物中に蓄積された化学物質の鉛直分布を求めるために、表層混合層と堆積物直上の再懸濁層を考慮した鉛直1次元モデルを構築し、宍道湖・中海水系に

適用した。その解析の結果、混合層および再懸濁層が物質の濃度分布を決定する上で重要な役割を果たしていることを報告した。小林ら⁷⁾は東京湾に含まれるダイオキシン類の濃度について化学物質運命予測モデル(FATE3D)を適用して求めている。このモデルでは粒子状物質と溶解性物質との相互関係を考慮して、海水層の濃度を潮汐作用を基にした1年間の時系列計算を実施している。その結果、ダイオキシン類濃度について現地観測結果との比較からモデルの妥当性を示している。また、この論文の中で東京湾に流入する主要な6河川(江戸川、中川、荒川、隅田川、多摩川、鶴見川)についてダイオキシン類の実測調査を行い、その結果から2004年における6河川から東京湾へのダイオキシン類輸送量を推定している。しかしながらこの論文では、海水層と海底とのダイオキシン類の交換過程は考慮されていない。

そこで、本研究では海底土中に3層を設定することにより、海底土の移行過程を含む湾内のダイオキシン類の濃度予測が可能な数理モデル(海水層と堆積モデル)を構築・使用して、過去50年間のダイオキシン類の排出量を基にした河川からの流入負荷量を仮定して計算を実施し、海底土のコアサンプルによる実測値との比較から過去の流入負荷量の推定を試みた。

2. 東京湾海底中のダイオキシン類の調査

河川から流入するダイオキシン類は、それ自体が疎水性の物質で浮遊物質に吸着しやすいことに加えて、東京湾内を移流・拡散する間、湾口部からの流出、海底への沈降により湾内水中の現存量が少なく、濃度は低い。また、過去のダイオキシン類流入負荷量の検討を行うには、海底に堆積されたダイオキシン類を十分に把握しておく必要がある。そこで、本研究では2000年に実施されたダイオキシン類調査について整理を行った。

(1) 2000年の東京湾全域ダイオキシン類調査

図-1に水産庁、国土交通省、海上保安庁が実施した表層泥中のダイオキシン類濃度を示す^{2),3),4)}。東京湾横断道路より湾奥、千葉港(市原)沖において20~50pg-TEQ/g程度の濃度で値が高いことが示されている。理由として湾奥部では東京湾に流入する主要河川が存在していること、千葉(市原)沖においては過去に大規模な汚染があったこと^{8),9),10)}が要因と考えられる。また、湾奥から湾口に向かって濃度が低くなっており、富津岬周辺では1オーダー程度の濃度低減がある。3省庁による調査データは概ね一致しているものの差が生じている部分もあり、値の単純比較は困難であることも読み取ることが出来る。

(2) 公共用水域による10年間のダイオキシン類

図-2に公共用水域データ^{11),12),13)}から2000~2009年の10年間の年平均値を求め、描画した底質におけるダイオキシン類濃度の水平分布を示す。これによれば、湾奥部では約30~80pg-TEQ/gであり、富津岬から湾口に向けて1pg-TEQ/gのオーダーまで下がっている。また、湾奥の中央及び千葉港(市原)沖においては79pg-TEQ/g濃度が高くなっている。この傾向は上述の2000年での観測とほぼ一致していることから、この10年におけるダイオキシン類濃度分布の変化は小さいことが分かった。

3. 東京湾内水の流動解析

本研究では東京湾を緯度・経度ともに2.5分、鉛直方向8層の格子に分割し、地形・水深・河川流量などの現地データを組み込んだボックスモデルを用いて、水温・塩分の年間平均値を基に交換流量の年間平均値を求めた。

水質予測を行う場合、湾内の物質収支を正確に評価する必要がある。このため、各ボックス間の流量保存が完全に成り立っている流動場の使用が絶対条件となる。本研究で採用したHybrid-box modelによる流動解析結果は、各ボックス間の流量保存を精度よく満足するものである

図-1 東京湾海底土ダイオキシン類濃度 (3省庁)

図-2 東京湾海底土ダイオキシン類濃度 (公共用水域)

^{14),15)}。第1層(0~5m)の流動解析結果を図-3に示す。この結果より、湾奥部では反時計回りの循環流が見られ、東京湾奥部の河口から大量流入により南下する流れが卓越している。第3層(15~25m)以深(図-4)では湾口より湾奥へ向かう流れが卓越している。東京湾の平均流については、明確な定見は無いが、既往の知見^{16),17)}から以下の知見が得られている。①秋、冬は時計回りの還流が認められるが、夏は明確ではない。②湾内西岸沿いの表層で幅の狭い南下流が存在する。③表層は流出

図-3 東京湾表層 (0-5m) における年間平均流速(計算結果)

図-4 東京湾第3層 (15-25m) における年間平均流速(計算結果)

下層は流入するいわゆる密度流的循環流が見られる。本研究の流動計算は年間平均値として平均流成分を求めたものであるが、上記の知見を満たす結果が得られたと考えられる。最終的な流動モデルの評価は拡散計算結果から判断するものとし、得られた結果をもとにダイオキシン類の拡散解析を行った。

4. ダイオキシン類濃度解析モデル

(1) モデル概要

東京湾に流入したダイオキシン類は難溶解性物質であり、大型の粒子に吸着したダイオキシン類は下層へと輸送される。そこで、海水中のダイオキシン類を溶存態

濃度、小粒子および大粒子吸着態濃度に区分けし、吸着 k_1 と脱着 k_2 によって交換が起こるものとした。吸着速度 k_1 は、深さ 10m における $k_1 = K_d \times P_s \times k_1$ (K_d : 分配係数) の関係¹⁸⁾から $K_d (= 155.15)$ を求め、SS 分布に基づく P_s の換算値からボックスごとに設定した。

海底堆積層は OECD_NEA モデル¹⁹⁾を参考に境界層、生物攪乱層、拡散層の三層に分け、さらに境界層では海水最下層と海底土の表面で砂等の粒子が存在する粒子層の2つに分けたモデルを設定した。境界層を海水層と海底層の接合部として海底への吸着 K_1 、海底から海水への溶出 K_2 として設定している。モデルの概念図を図-5に、ダイオキシン類拡散方程式は以下に示す。

・溶存しているダイオキシン類濃度 C_{di} (海水層)

$$V_i \frac{dC_{di}}{dt} = R_{cd} - \sum_{j=1}^n W_{ij} C_{di} + \sum_{j=1}^n W_{ji} C_{dj} + \sum_{j=1}^n (A_{ji} K_z \frac{C_{dj} - C_{di}}{L_{ij}}) - V_i k_1 C_{di} + V_i k_1 C_{si} + V_i \gamma (C_{li} + C_{si}) \quad (1)$$

・小粒子に吸着したダイオキシン類濃度 C_{si} (海水層および Interface layer)

$$V_i \frac{dC_{si}}{dt} = - \sum_{j=1}^n W_{ij} C_{si} + \sum_{j=1}^n W_{ji} C_{sj} + \sum_{j=1}^n (A_{ji} K_z \frac{C_{sj} - C_{si}}{L_{ij}}) + V_i k_1 C_{di} - V_i k_1 C_{si} + V_i r_1 C_{li} - V_i r_1 C_{si} + V_i \gamma C_{si} + R_{cs} \quad (2)$$

・大粒子に吸着したダイオキシン類濃度 C_{li} (海水層および Interface layer)

$$V_i \frac{dC_{li}}{dt} = -V_i r_1 C_{li} + V_i r_1 C_{si} - V_i \gamma C_{li} + A_{ui} V_{down} C_{lu} - A_{il} V_{down} C_{li} \quad (3)$$

・溶存しているダイオキシン類濃度 C_{di} (Interface layer 海水層, 最下層)

$$V_i \frac{dC_{di}}{dt} = - \sum_{j=1}^n W_{ij} C_{di} + \sum_{j=1}^n W_{ji} C_{dj} + \sum_{j=1}^n (A_{ji} K_z \frac{C_{dj} - C_{di}}{L_{ij}}) - V_i k_1 C_{di} + V_i k_1 C_{si} + V_i \gamma (C_{li} + C_{si}) - V_i K_1 C_{di} + V_{PL} K_2 C_{PL} - V_i \lambda_{d1,3} C_{di} + V_{BL} \lambda_{d3,1} C_{BL} \quad (4)$$

図-5 ダイオキシン類濃度解析モデル概念図

・P層ダイオキシン類濃度 C_{pi} (Particle layer)

$$V_{Pi} \frac{dC_{Pi}}{dt} = -V_{Pi} K_2 C_{Pi} + V_{di} K_1 C_{di} - V_{Pi} \lambda_{s2,3} C_{Pi} + V_{BL} \lambda_{b3,2} C_{BL} - V_{Pi} \lambda_{b2,3} C_{Pi} \quad (5)$$

・B層ダイオキシン類濃度 C_{Bi} (Bioturbated Layer)

$$V_{Bi} \frac{dC_{Bi}}{dt} = V_{u} \lambda_{d1,3} C_{di} - V_{Bi} \lambda_{d3,1} C_{Bi} + V_{Pu} \lambda_{s2,3} C_{Pu} + V_{Pu} \lambda_{b2,3} C_{Pu} - V_{Bi} \lambda_{b3,2} C_{Bi} - V_{Bi} \lambda_{s3,4} C_{Bi} + V_{DL} \lambda_{d4,3} C_{DL} - V_{Bi} \lambda_{d3,4} C_{Bi} \quad (6)$$

・D層ダイオキシン類濃度 C_{Di} (Diffusive Layer)

$$V_{Di} \frac{dC_{Di}}{dt} = -V_{Di} \lambda_{s4} C_{Di} + V_{Bu} \lambda_{s3,4} C_{Bu} + V_{Bu} \lambda_{d3,4} C_{Bu} - V_{Di} \lambda_{d4,3} C_{Di} \quad (7)$$

ここで, n : ボックスの数, R_{cd} : ダイオキシン類流入量 (g-TEQ/s), C_{di} : 溶存態ダイオキシン類濃度 (g-TEQ /m³), V_i : ボックスの体積, A_{ij} : ボックス i と j の接触面積 (m²), K_z : 拡散係数, L_{ij} : ボックス i と j の平均距離 (m), C_{si} : 小粒子吸着態ダイオキシン類濃度 (g-TEQ /m³), k_l : ダイオキシン類の小粒子への吸着速度 (1/s), k_d : ダイオキシン類の小粒子からの脱着速度 (1/s), γ : 粒子の無機化 (分解) 速度 (1/s), r_1 : 小粒子の凝集速度 (1/s), r_1 : 大粒子の崩壊速度 (1/s), C_{lu} : 上層の大粒子吸着態濃度, $i R_{cs}$: ダイオキシン類の河川からの流入量 (g-TEQ/s), V_{down} : 沈降速度 (m/s), K_1 : ダイオキシン類の溶存態から粒子層への吸着率 (1/s), K_2 : ダイオキシン類の溶存態から粒子層への溶出率 (1/s), $\lambda_{d1,3}$, $\lambda_{d3,1}$: 海水境界層, 生物攪乱層間の拡散移動率 (1/s), C_{Pi} : 粒子層のダイオキシン類濃度 (g-TEQ/m³), $\lambda_{s2,3}$: 粒子層から生物攪乱層への埋没率 (1/s), $\lambda_{b2,3}$, $\lambda_{b3,2}$: 粒子層, 生物攪乱層間の攪乱移動率 (1/s), C_{Bi} : 生物攪乱層のダイオキシン類濃度 (g-TEQ/m³), $\lambda_{s3,4}$: 粒子層から生物攪乱層への埋没率 (1/s), $\lambda_{s3,4}$: 生物攪乱層から拡散層への埋没率 (1/s), $\lambda_{d3,4}$, $\lambda_{d4,3}$: 生物攪乱層, 拡散層間の拡散移動率 (1/s), C_{Di} : 拡散層のダイオキシン類濃度 (g-TEQ/m³), λ_{s4} : 生物攪乱層から拡散層へ埋没率 (1/s), $\lambda_{d4,3}$: 拡散層における埋没率 (1/s), $\lambda_{d3,4}$, $\lambda_{d4,3}$: 生物攪乱層, 拡散層間の拡散移動率 (1/s) を表す。

(2) 拡散計算の諸条件

拡散計算に用いた諸条件を表-1 に示す。海水中の SS 濃度は大粒子濃度と小粒子濃度の和であると仮定し, Clegg ら¹⁸⁾が報告している水深別存在比と, 鷲見²⁰⁾によって観測された東京湾全域における各層の SS データを使用して各層ごとに算出を行った。OECD/NEA の報告¹⁹⁾によると, 外洋域での大粒子と小粒子の境界域として 30 ~ 50 μ m 程度としているが沿岸域における値は示していない。そこで, 東京湾という内湾であることを考慮して, 大粒子と小粒子の境界値を 50 μ m とした。これから鷲見

¹⁶⁾による SS 濃度を大粒子, 小粒子に大別すると, 大粒子が 92.1%, 小粒子が 7.9% となり, ストークスの式より沈降速度は 20m/day となることからこの計算を Case1, パラメータとして比較するため 10m/day を Case2 とした。

海底土中の堆積率は, 過去の研究事例⁴⁾により 1cm/year を用いたケース (Case1,2), OECD_NEA の値を用いたケース (Case3) を実施した。

(3) ダイオキシン類流入量の推定

図-6 に日本全国におけるダイオキシン類の環境放出量を示す²¹⁾。これによれば, 1960 年ころから放出量は急激に増加し, 1970 年にはピークに達し 55,000g-TEQ/年を超えている。その後, 減少へと転じ, 小林ら⁷⁾がダイオキシン流入量を推定した 2004 年頃には相当量低い値となっている。本研究では, 過去 50 年間のダイオキシン類を推定することを目的としていること, ダイオキシン類の放出のほとんどが人工由来であることから, 図-6 で得た放出量に総務省データ²²⁾から算出した日本の総人口に対する関東地方の人口割合 (50 年平均で 29.8%) を乗じて, 東京湾に流入するダイオキシン類量を推定した。この時, 2004 年の小林ら⁷⁾の値を基準として 50 年間の値を補正し, 主要 6 河川の溶存態, 小粒子吸着態への流入量を設定した。図-7 にダイオキシン類の 50 年間の負荷量推定を示す。

表-1 拡散計算の諸条件

項目	Case1	Case2	Case3
懸濁物質濃度	鷲見(2007)を基に空間的に設定		
沈降速度	20m/day	10m/day	20m/day
海水-海底間の吸着	7.38×10 ⁻³ [1/s]		
拡散係数	水平: 30.0[m ² /s], 鉛直: 0.0001[m ² /s]		
堆積率	1cm/year		0.1mm/year
Kd 値	155.1496[m ³ /kg](OECD_NEA ¹⁹⁾ を参考)		
海水-海底間の脱着	3.17×10 ⁻⁴ [1/s]		
計算期間	50 年間

図-6 ダイオキシン類の環境排出量変遷²¹⁾

図-7 ダイオキシン類の負荷量の推定値 (50 年間)

5. ダイオキシン類濃度拡散

(1) Case1 濃度拡散結果

図-8 に計算開始から 40 年目のダイオキシン類の海底土表層濃度計算結果 (Case1) と 2000 年の実測値 (水産庁) を示す。この図から、湾奥から富津岬までの湾中央におけるダイオキシン類の濃度計算結果が 27.0~10.8pg-TEQ/g, 湾中央から湾口で 10.8~0.1pg-TEQ/g となっており、東京湾全域では湾中央までで 1/10, 湾口で 1/100 程度の希釈効果がみられる。計算結果は海底表層 (1mm) のものであり、数 10cm のコアサンプルである実測値と層の厚みが異なるが、オーダーとして類似傾向が確認できる。分布形状は、湾奥で千葉県側の濃度が低く、隅田川から湾奥中央部の濃度が高くなっている。千葉県側では過去に不法投棄^{8),9),10)}などが指摘されており、実測値と乖離が生じている。図-9 に海上保安庁が 2000 年に実施した海底土のコアサンプリングによるダイオキシン類の現地調査による鉛直濃度分布および計算結果による値 (補間値) を示す。これによると計算値と実測値は良く類似しており、特に、海底土の堆積は過去のダイオキシン類負荷が強く影響しており、本研究で仮定した 50 年分の負荷量は、現実性が高いことを示している。

(2) Case2, Case3 濃度拡散結果

図-10 に計算開始から 40 年目のダイオキシン類の海底土表層濃度計算結果 (Case2) と 2000 年の実測値 (水産庁) を示す。この図から、沈降速度の違いにより水平方向への拡散に差が生じるがその影響は小さく、沈降速度はパラメータとして感度は小さいことが確認された。紙面の都合から掲載できないが、OECD_NEA の堆積率を参照した Case3 は P 層でのダイオキシン類の値が湾全域で 100~300 pg-TEQ/g と実測と大きく差異が生じた。なお、海水下層の層厚が粗いこともあり海水濃度は大きな違いは見られなかった。

図-8 P 層における計算結果及び実測値(Case1)

図-9 40 年後の P 層における計算結果及び実測値

図-10 P 層における計算結果及び実測値(Case2)

6. おわりに

本研究では、ダイオキシン類の全移行過程を考慮したモデルを構築し、過去50年間のダイオキシン類に対し濃度解析を行った。計算結果は実測値との比較から、特に海底堆積層における鉛直方向への再現性が高いことが確認された。海水中では、湾奥における千葉県側の濃度が計算値では低いことが課題としてあげられる。これには、千葉県側の河川を考慮していないこと、千葉港沖での不法投棄^{8),9),10)}が影響していると推察される。海水中の大粒子の沈降速度については、SS観測値の流径別加積曲線から小粒子、大粒子の判別を行い大粒子の沈降速度を20m/dayとしたが、10m/dayとの差は小さかった。これは、主要河川が流入する東京湾湾奥の平均水深は15m程度しかないことが要因と考えられる。海底における埋没率については、モデルの参考としているOECD_NEA¹⁹⁾の値より、東京湾における既往の知見⁴⁾による値の方が良い傾向を示した。OECD_NEA¹⁹⁾では水深100m以上の深海を想定しており、モデル概念の適用は可能であるが、パラメータについては適用する海域ごとに検討する必要があることが分かった。

参考文献

- 1) 齋藤満里子：ダイオキシン類による環境汚染問題の現状3，文化学園大学紀要．服装学・造形学研究，Vol.43，pp.105-111，2012．
- 2) Hosomi, M., T. Matsuo, S. Dobashi, S. Katou and H. Abe: Survey of dioxins in Tokyo Bay bottom sediment, Marine Pollution bulletin 47, p. 68-73, 2003.
- 3) 海洋生物環境研究所：平成12年度ダイオキシン類等漁業影響調査 魚介類中のコプラナーPCB削減方策検討・解明事業報告書（水産庁委託），2001．
- 4) 清水潤子，山尾理，野坂琢磨，野口賢一，峯正之，松本敬三，大市一芳，堤一尚，宮本哲司，池田善郎：東京湾海底堆積物中におけるPOP s（残留性有機汚染物質）濃度分布の特徴について，海洋情報部研究報告，41，p.35-49，2005．
- 5) Persson, N. J., Cousins, I. T., Molvær, J., Broman, D., Næs, K., Modeling the long-term fate of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and furans (PCDD/Fs) in the Grenland Fjords, Norway. Science of the Total Environment, pp.188-202, 2006.
- 6) 山崎智弘，中村由行：表層混合層と再懸濁層を考慮した化学物質の堆積物中鉛直分布モデル，海岸工学論文集，51，pp976-980，2004．
- 7) Kobayashi, N. , T. Eriguchi, K. Nakata, S. Masunaga, F. Horiguchi, and J. Nakanishi: Application of a 3-D chemical fate prediction model (FATE3D) to predict dioxin concentrations in the Tokyo Bay, Estuarine, Coastal and Shelf Science 70, p. 621- 632, 2006.
- 8) 吉澤正：市原港を汚染したダイオキシン類発生源の東京湾へ与えた影響，千葉県環境研究センター年報，第4号，pp190-195，2006．
- 9) 吉澤正：東京湾底質中のダイオキシン類分布2期限，水環境学会誌，29，pp463-468，2006．
- 10) Uchiyama, M. , Arai, M. , Masunaga S. , Fingerprinting Localized Dioxin Concentration Ichihara Anchorage Case, Environ, Sci. Technol. , 41 pp3864-3870, 2007.
- 11) 東京都：公共用水域及び地下水の水質測定
- 12) 千葉県：公共用水域及び地下水の水質測定
- 13) 神奈川県：公共用水域及び地下水の水質測定
- 14) Wada, A. :Flow analysis of the Arctic Ocean with a complicated density field, Journal of Hydraulic Research, 40, pp303-319, 2002.
- 15) Wada, A. , Ochiai, M. , Takano, T. , :Marine contamination in the Arctic Ocean, Journal of Hydraulic Research, 42, pp115-130, 2004.
- 16) 和田明：海洋環境水理学，丸善，2007．
- 17) 東京湾 人と自然のかかわりの再生，東京湾海洋環境研究委員会，恒星社厚生閣，2011．
- 18) Clegg, S. L. and M. Whitfield: A generalized model for the scavenging of trace metals in the open sea, II Torium scavenging, Deep Sea Research, 37, No. 5, pp806-832, 1991.
- 19) OECD/NEA: Review of the continued suitability of the dumping site for radioactive waste in the North-East Atlantic, 1985.
- 20) 鷺見栄一：懸濁粒子の粒径分布と現地測定（1）非生物粒子と生物態粒子の測定，海洋と生物，173，pp627-635，2007．
- 21) 塩ビ工業・環境協会，激減したダイオキシン類ー環境放出の実態と暴露の動向ー，http://www.vec.gr.jp/kankyo/kankyo2_2.html
- 22) 総務省 統計局；人口推計，長期時系列データ <http://www.stat.go.jp/data/jinsui/index2.htm#suikei>

(2017.2.2 受付)

ESTIMATION OF DIOXIN FLUX DURING THE PAST 50 YEARS IN TOKYO BAY USING THE NUMERICAL MODEL

Tomoaki NAKAMURA, Hirokazu SUMI, Akira ODA,
Takeshi TAKEMURA and Minoru OCHIAI

Object of this study is to predict distribution of dioxins deposited on the bottom of Tokyo Bay by means of a 3-dimensional flow model (a Hybrid Box Model) linked with a diffusion model. On the basis of the load fluxes from rivers during 50 years, the distribution of concentration in seawater and mass of dioxins sedimentation to the bottom of the bay were calculated by the models. Results were compared to the published observation data in order to examine applicability of the used models. Estimated dioxins concentrations in the sediment show good agreement with the observed data.