

## 第6章 ヒト及び野生生物における特定の潜在的 EDCs 曝露

### 6.1 緒言

EDCs 曝露と健康影響との因果関係の評価において、信頼性のある曝露データの入手は極めて重大な構成要素である。前章では、野生生物及びヒトにおける潜在的 EDCs 影響による最先端科学的知見を吟味した。本章では、いくつかの例証的な野生生物及びヒトのケーススタディを用いて、特に EDCs に関連する曝露問題、分析手法、方法論に重点を置いて述べる。しかし、潜在的 EDCs 曝露について発表されている全データの評価を意図したものではない。ヒト及び野生生物の EDCs 曝露の強度や型についての知見は限定されている。現在、入手可能な曝露情報は、主にヨーロッパと北米での残留性有機汚染物質類 (POPs) の濃度に関する情報に限られている。発展途上国での曝露に関する情報や低残留性 EDCs に関する情報は限られている。POPs は、POPs 未使用地域をも含め、世界中に運ばれている。気候の温暖な場所から寒冷地にまで POPs が相当な再分布をしているおそれがある (de March ら、1998)。POPs の多くが既に製造中止されているが何十年間も環境に残留しており、いくつかの工程から非意図的に生産され続ける可能性がある。本章では、大量のデータを収集、評価した。付属資料 I は、そのまとめである。だが、このようなデータの大部分が、特に EDCs 曝露と有害健康影響との相関性を評価するために作成されたものではない。少数の事例においてのみ、そのような相関性が明確化されている (第4、5、7章参照)。

曝露研究は、種々条件下での化学物質との接触の特性と程度の判定を目的とし、外部測定 (大気、水、食物中の濃度) 及び内部測定 (血液、尿、母乳中の濃度) を含んでいる。曝露研究の一般的な方法としては、間接的手法と直接的手法、環境中濃度や組織中濃度の測定、質問票、個人用監視機器、バイオマーカー、数学的モデルなどがある (Paustenbach、2000、IPCS、2000)。化学物質の発生源、挙動、移動及び特定の媒体や生物種における化学物質の変換や分解に対し、何らかの知識が必要となる。曝露を受ける個体数を算定する以外にも、曝露の強度、持続性、頻度の評価が重視される。包括的な曝露研究は、費用がかさみ、しばしば予算や倫理上の問題に制約される。従って、優先度を設定し、目的を明確に定義せねばならない。曝露評価に着手する理由としては、疫学的調査研究やフィールド調査研究、現状と方向性についての判断、リスク評価分析やリスク管理目的などがある。

本文書では、EDCs を「内分泌攪乱化学物質とは、無処置の生物やその子孫や (部分) 個体群の内分泌系の機能を変化させ、その結果として有害健康影響を発生させる外因性物質」と定義している。多様な化学物質には、天然及び合成ホルモン類、植物エストロゲン類、農薬、種々化成品及びその副生成物などがある。この膨大な多様性ゆえ、「典型的な」EDC

を定義することは不可能であり、どの化学物質をどの媒体や生体組織において測定すべきかは、個々の事例毎に慎重に評価すべきである。更に EDCs は、多様な化学構造に加え、多様な物理化学的性質をもっている。残留性かつ親油性であって脂肪組織に取り込まれ乳汁中に分泌されるものもあれば、親水性かつ易分解性であって、ごく短期間しか存在しないが発生の極めて重要な時期に存在する可能性があるものもある。複雑な混合物のあるもの（下水処理場排水や工場廃水など）は、「ホルモン活性」成分を含有しているが、特定化学物質の全容は十分には解明されていない。普遍的に存在する天然ホルモンや植物エストロゲンについては、このような天然 EDCs が環境中 EDCs よりも強活性である可能性があるため、分析上困難な問題をもたらしている。

一般に EDCs の曝露調査研究は、他の毒性化学物質の場合と類似している。だが、ホルモン活性が報告されている化学物質の多様性、曝露の時期と継続、現在入手できる EDCs 曝露情報の一般的不足などの課題については、特に重視する必要がある。

野生生物及びヒトにおける EDCs 曝露評価を複雑にしている最重要問題として、生物の発達段階に連動した曝露の濃度、時期、継続が挙げられる（第 2 章参照）。内分泌系プログラミングが進行中の発達期特定枠内における曝露は、不可逆的变化を生じさせる。対照的に、「ノンプログラミング」期間での曝露は、顕著な影響や検出可能の影響を引き起こすことはない（第 3 章参照）。野生生物の場合、発達の重要期間としては、子宮内曝露や卵内曝露、ライフサイクル上の異なったステージでの曝露、強い季節的要素をもつ生殖サイクル上の異なったステージでの曝露などの可能性がある。異なったライフステージが、異なった環境中で発生する可能性があり（例えば、ある種の昆虫では、卵は水環境中で成育するが、成体は陸生である）。ひいては異なった曝露を受ける可能性がある。ある野生生物種では、高脂肪母乳（アザラシでは 70%を超える）中で生物濃縮された EDCs に曝露する児動物は、後のライフステージで受けるよりも遥かに高い体重 kg 当濃度の汚染化学物質を授乳期間に摂取する。哺乳類、鳥類、魚類の胎児期及びそれに相当する時期における EDCs 曝露は、特に重要なものであることは明白である（第 4 章と第 5 章を参照）。例えば、PCDDs/PCDFs 及びダイオキシン様 PCBs は、五大湖の魚食性鳥類集団（Bowerman ら、1995、Helander ら、1999、Tillitt ら、1989、1992）の生殖障害や催奇影響、バルチックアザラシ（Bergman、1999a）の生殖異常やと免疫異常と相関性を示した。銀化期間のアトランティックサーモン（Faichild ら、1999）の NP 曝露は、有害影響を発生させることがある。魚類において感受性が高いのは「ひれ」の発達期であり、レチノイン酸曝露により大きな影響を受ける可能性がある（Vandersea ら、1998）。レチノイン酸は脊椎動物の催奇性化学物質として知られている他（La Clair ら、1998）、カエルの変態に重要であることも知られている。PCBs がレチノイン酸活性を阻害することが報告されており（Burkhart ら、1998）、PCBs は、こ

のメカニズムを介して影響を発現している可能性がある (Vandersea ら、1998)。

ヒトでは、曝露年齢 (すなわち、特定の発育段階) も、潜在的 EDCs 影響を評価する上で極めて重要である (第 5 章)。胎児時、新生児期、幼児期、思春期は、潜在的に EDCs 影響を受けやすい極めて重要な発達期に相当しているようである。例えば、脳発育期における EDCs 曝露は不可逆的影響をもたらす可能性があるが、十分に分化した脳への同じ曝露は検出されるような影響を残さない可能性がある。PCBs 曝露が子供の神経行動学的機能に及ぼす影響は、曝露が出生前と出生後のいずれに発生するかによって左右されることが強く示されている (Jacobson、2001)。認められる影響の重篤度及び類型は、PCB 曝露の用量と期間によって左右される。最近、Longnecker ら (2001) は、DDT 子宮内曝露が未熟児誕生と相関性を示すのに対し、出生後曝露が子供の成育に何ら検出可能な影響を及ぼさないことを示している。野生生物及びヒトへの EDCs 負荷を適切に評価するためには、極めて重要な発達期における曝露データを収集せねばならない。これは、困難だが不可欠な作業であり、将来的な EDC の追跡調査や曝露評価研究を設定する上で大きな意味を帯びている。

地球規模 POPs 曝露の強度と経時変化に関しては入手可能なデータもある。しかし、データは、しばしば違った方式で収集、分析、報告されており、データ群の比較や新規データの評価を困難なものにしている。概して、塩素化された特定 POPs (PCBs など) の環境中濃度や組織中濃度は、いくつかの国々においては、このような化学物質に対する法的禁止・暫時規制措置に伴って減少しているが (UNEP、2001)、多くの国々においては依然として懸念対象のままであり、将来動向については予断を許さない。塩素化物質とは対照的に、ある特定のポリ臭素化物質 (PBDEs など) 濃度には増加がうかがえる (Meironyté ら、1999)。UNEP は、POPs を対象とした国際条約の一環として、潜在的 EDCs を対象とした追加的地域監視プログラムを開始中である (UNEP、2001)。

EDCs 曝露データのほとんどは、比較的高濃度曝露した成人集団を対象としている。子供と妊婦を対象とした曝露監視プログラムを開始中の国々もあるが、多様なライフステージにおける低濃度曝露に関するデータは極めて入手困難である (Needham と Sexton、2000、Noren と Meironyté、2000)。残留性が比較的小さい EDCs (フタル酸エステル類、アルキルフェノール類など) に関する情報については、TBT の負荷と曝露が詳細に評価されているが、それ以外は極めて入手困難である。すなわち、世界の種々地域で起こる EDCs 曝露は、いつ、どこで、どのようにして、誰に対して起こるのか? ヒト及び野生生物の曝露には発展途上国と先進工業国とに、どのような類似性があるのか? どのような集団及び群が最も有害性を被りやすいのか? という疑問が残されている。このような疑問に対し適切に返答するためには、EDCs の曝露と影響を対象とした、地球規模的、協調的、連携的な監視調査

計画が早急に必要とされる。

## 6.2 曝露に関する全般的問題

既に述べた通り、EDCs を対象とした曝露問題と方法論は、他の化学物質と全般的に類似している。本項では、曝露に関する全般的問題、すなわち曝露源、環境中挙動、種々媒体での曝露経路、生体有効利用率、生物と薬物動態学、体内用量について要約する。(図 6.1 参照)。

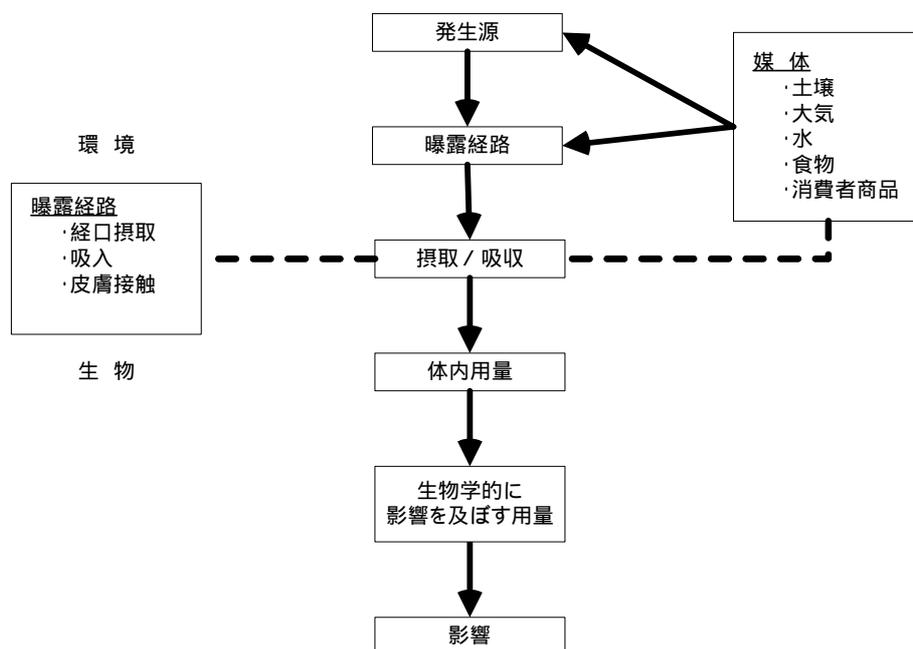


図 6.1 曝露及び影響の経路

### 6.2.1 曝露源

ホルモン活性をもつことが示される広範な化学物質が、以前から注目されてきた。環境中に意図的に放出される EDCs (農薬など) もあるが、環境汚染化学物質の放出のほとんどは、非意図的である。化学物質の非意図的放出は、化学物質のライフサイクルの一部あるいは全体を通して起こり得る (製造、使用、廃棄など)。「ダイオキシン様」化学物質 (PCDDs/PCDFs など) は、種々製造、燃焼過程における副生成物として非意図的に発生する (Fara, 1999、Tobin, 1986)。埋立地からの溶出と下水汚泥経由の分散も曝露源となっている (Daughton ら, 1999)。植物エストロゲンや菌エストロゲンなどの天然 EDCs は、ヒト及び野生生物の食餌中に含まれる重要成分となっている場合があるが、このような天然 EDCs への曝露は、地球規模で発生している。イソフラボノイド系の植物エストロゲンは、大豆、マメ

科植物に見出されるが、穀物及び多くの果実・野菜においてはリグナン成分であり、クローバーやアルファルファにおいてはクメスタン成分となっている。これらはすべて、ヒト体内半減期が比較的短く、代謝物が排泄物中に見出される。植物エストロジェンは、パルプ工場排水中にも検出され、特定の魚種に対し生殖影響を及ぼしている（第4章参照）。天然EDCs曝露の程度は、生物種、個体、地域によって劇的な差がある可能性がある。

## 6.2.2 曝露経路

EDCsがもつ物理化学的特性の多様さは、これら化学物質が環境中において、ヒト及び野生生物の曝露経路に負荷を与えながら、多様な経路で挙動し、分解することを意味している。分解過程を促進する非生物的要因として主要なものは、昇温、日照増加、好気性状態である。したがって、分解速度は、地球上のより温暖で日照量が多い地域では早いと予想され得る。他の過程（加水分解、酸化、ラジカル反応、光化学反応など）も、環境中において化学物質を変換する可能性がある。対して、潜在的EDCs（POPsなど）のいくつかは、環境中において易分解性ではなく、何らかの環境媒体（底質など）中に蓄積したり、本来の発生源から遠距離を移動したりする。

曝露は、大気、水、土壌、底質、食物、製品を経由して起きる可能性がある。次いで化学物質は、摂取、吸入、皮膚接触（鯉経由も含む）によって細胞膜を通過して生物に取り込まれ、更には血流中に吸収される可能性がある（Crosby, 1998）。種々曝露経路の関与度は、生物種やライフステージによって多様であるが、以下に要約する。

**6.2.2.1 大気.** あらゆる化学物質の大気中濃度は、その物質に固有な揮発性及び水、植物、土壌に接触した際の相対的な揮発性に依存している。気象学的条件（温度、風速、湿度など）は、大気中濃度に影響を与えるため、地域規模や地球規模で曝露評価を行う際には考慮せねばならない。また、低揮発性化学物質は、大気中に粒子状物質としても存在する可能性がある。既知EDCsのほとんどが半揮発性化学物質であるが、半揮発性化学物質は、大気中粒子状物質に強く結合し、そのために潜在的な経血流吸収と経消化管摂取に影響を及ぼす可能性がある。陸圏では広葉、針葉、草地、土壌に蓄積する大気中EDCs（Jonesら、1994）、水圏では食物連鎖に組み込まれて蓄積する大気中EDCsもある（Stapletonら、2001）。EDCsの大気中濃度及び粒子状物質・気相分配は、長距離移動され得るかどうかに係わり、海圏、陸水圏、陸圏を経由した曝露に間接的に影響する。大気経由曝露上潜在的な重要性をもつEDCsとしては、残留性が高いハロゲン性化学物質（リンデンなど）、非ハロゲン性の単・複・多環系芳香族炭化水素、フェノール、フタル酸エステル類などの低分子量化学物質である。大気由来EDCの吸収量を求めるには、実験データやモデル試算が必要

となる。大気中濃度、呼吸速度、吸収率が既知の場合には、ヒト吸入量の測定や計算が可能となる (Paustenbach, 2000)。潜在的 EDCs の多くは、国々の大気監視計画の一環として常時監視されているが、野生生物やヒトの EDCs 曝露評価のために特別にデータ採取されることは稀である。

**6.2.2.2 水.** 水は、膨大な数の水棲生物種（魚類、水生無脊椎動物など）にとっては環境媒体であると同時に、ヒト及び陸棲生物種によって摂取されている。これまでに農薬、化成品、天然ホルモンが表層水において種々検出されている。化学物質は、水に溶解したり、粒子状物質に結合したりする可能性がある。水棲生物種においては、鰓經由での直接的接触や摂食に伴って化学物質の取り込みが起きる可能性がある。半残留性及び残留性有機化学物質の生物濃縮は、鰓表面が重要な役割を果たしており、体脂肪・環境水の分配平衡に依存する (MacKay と Fraser, 2000)。NPs (Larsson ら、1999、Lye ら、1999、Wahlberg ら、1990)、ハロゲン化フェノール (Asplund ら、1999)、エチニルエストラジオール (Larsson ら、1999) を環境水からの濃縮することが魚介類について示されている。

ヒト EDCs 曝露において飲料水は、異常な汚染が発生しない限り主要曝露経路ではないが、潜在的曝露源となっている。先進工業国において飲料水は、混入微生物、浮遊粒子状物質、有害化学物質類（農薬、芳香族炭化水素など）を除去するための処理が常に行われている。浄水処理工程において汚染化学物質が新たに混入してしまっている例がある (IPCS, 1999)。発展途上国において飲料水は、普通は処理が行われず、人工及び天然化学物質に汚染されている場合が多い。水由来汚染物質の吸収量算出にはモデル入手が可能である (IPCS, 2000)。飲料水は、残留性かつ親油性化学物質の主要曝露源とは見なされていない (Liem ら、2000)。

**6.2.2.3 土壌.** 潜在的 EDCs (PCBs、ダイオキシン類、PBDEs など) は、世界の種々地域の土壌や下水汚泥から膨大な数検出されている (Lega ら、1997、Hale、2001、Kocan ら、2001、Stevens ら、2001)。土壌に密着して生息する野生生物（ミミズ、カタツムリ、昆虫など）にとっては、土壌が主要曝露源となる可能性がある。このような生物は、ある種の鳥類や陸生動物にとって食物連鎖の一部となっている。農場の家畜は、放牧を通じて汚染土壌に曝露し、結果的にこの食物連鎖を経由してヒト曝露を増長する可能性がある。

**6.2.2.4 底質.** ライフサイクルの全体もしくは一部を底質中または底質と密着して生息する野生生物にとって、底質が曝露経路となっている可能性がある。水中に懸濁する粒子物質に分配される化学物質もあり、そのような粒子状懸濁物質は、底質中に沈降、蓄積する。親油性化学物質と結合している可能性がある大気中粒子状物質が継続的に降下し再沈降することも、この経路を経由した曝露を増加させる。ヨーロッパ河口域の底質中

PCDDs/PCDFs、PCBs、数種類の臭素系難燃剤について、データが得られている (Sellström ら、1999a、van Zeil、1997、Olsson ら、2000c)。エストロゲン及びアンドロゲン性ステロイド類と同様に (Thomas ら、2001)、アルキルエトキシレートや NPs のような低残留性化学物質の底質中での存在も報告されている (Benett ら、1998、Lye ら、1999)。本経路によるヒト曝露は低く、水底棲息生物を摂食した場合に限られる。

**6.2.2.5 食物.** 摂食経路の EDCs 及び潜在的 EDCs の摂取は、ヒト及びほとんどの野生生物の主要曝露経路であると普通みなされており、体内残留や生物濃縮につながる可能性がある。曝露において食事曝露が占める割合は、食物嗜好性、食物連鎖上の位置、摂取食物の種類・量による関数として変動する。残留性かつ親油性の有機汚染化学物質は、食物連鎖上位の生物種に体内残留するが多い。魚食性の鳥類や海洋哺乳類は、餌となる魚類や環境水と比較して遥かに高濃度の POPs を生物濃縮していることが判明している。時として、その濃度が数百倍から数百万倍にまで上昇する場合もある (SEPA、2001)。例えば、バルト海のハイロアザラシでは、脂肪組織中総 DDT・PCB 濃度は、主な餌であるニシンより平均して 100 倍の高値であった (Bignert ら、1998c)。北極圏における海洋食物網の末端に位置するシロクマでは、スカンジナビア人女性よりも 100 倍高い総 PCB 濃度となっている。このような上位捕食者での高濃度 PCB 濃度は、極めて限定された PCB 同族体の生物濃縮によるものである。

一般に、海洋哺乳類、肉・魚食性鳥類、捕食性魚類では、陸棲野生生物や食物連鎖下位の野生生物よりも高い POPs 濃度となっている (Jansson ら、1993)。生殖障害、催奇性、卵殻薄弱化のような影響が観察されているのは、このような野生生物においてである (第 4 章参照)。ある種の野生生物において母乳脂肪中 EDCs に曝露する児動物は、授乳期において後のライフステージよりもはるかに高濃度の汚染化学物質を体重 kg 当たり摂取している可能性がある。ヒトは、植物性の食物と動物性の食物の双方を摂取する傾向がある。また、食物の選択が集団文化と地理的場所によって様々であるため、潜在的 EDCs 曝露には大きな個人差が生じることになる。汚染された生物種を食物として依存するヒトには、高濃度の POPs が残留していることが示されている (Borrell ら、1993、Hansen ら、1998、Lindström ら、1999)。カナダ北部とグリーンランド原住民のイヌイト族、フェロー諸島出身の女性などの集団において最高 POPs 濃度が見出されている (Ayotte ら、1997、Hansen ら、1998)。同様に、汚染地域由来の高脂肪魚類の大量摂食者では、残留性かつ親油性化学物質の体内残留が高いことが示されている (Jacobsen ら、1996、Svenson ら、1991、1995)。幼児にとって母乳は、成長や発達において感受性の高い期間に重なる上、主要 EDCs 曝露源となっている可能性がある。人工乳や離乳食中の EDCs 濃度については、ほとんど知られていない。

ヒトの食物を経由した化学物質曝露は、陰膳方式での食品化学分析によって直接的に、マーケットバスケット調査、一日摂取量調査（食事日誌、食物回数質問表など）によって間接的に評価することが可能である。一日摂取量調査は、国家規模での食糧供給の安全性を確保するために、多年にわたり多くの国々で実施されてきた（FAO/WHO、1995）。食物経由 EDCs 曝露を推定する方法は、限定的条件においてのみ適用される。食習慣は、国及び準集団によって大きく異なるからである。

ヒトの残留性かつ親油性化学物質への曝露は、比較的良好に調査研究されている。10 カ国における PCDDs/PCDFs、ダイオキシン様 PCBs の食物摂取に関する大規模評価が、欧州連合から最近出版された（SCOOP、2000）。その他の調査研究（Darnerud ら、2000）からは、先進工業国では乳製品、食肉、魚介、魚介加工品が主要 EDCs 曝露源となっており、食品項目の原産地（バルト海産魚類など）や曝露状況（オランダ産牛乳など）（Liem ら、2000）によってその比重が左右されることが示されている。

**6.2.2.6 消費剤.** ヒトにとって、広範な消費剤（洗剤、手回り品、化粧品、園芸用化学剤など）が、吸入、摂食、皮膚接触を経由する曝露経路の機会を与えている。特に懸念されるのは、幼児が玩具や輪形おしゃぶりを噛むことによるフタル酸エステル類への潜在的経口曝露である（Steiner ら、1999）。

### 6.2.3 インテイクとアップテイク

インテイクは、口からの吸入や摂食による曝露経路によるものである。一方、アップテイクは、皮膚との接触によるものである。細胞膜を通過する能動輸送が存在しない場合、化学物質の吸収は、濃度勾配と細胞膜透過力によって決まる。分子量約 1,000 Da 以下の化学物質は、生物膜を通過して輸送され、生物側に供給され得ることが示されている（El Dareer ら、1987）。環境中の潜在的 EDCs のほとんどは、200~600 Da の範囲の分子量をもつ。生物側に供給される場合、体内用量は、吸収あるいはアップテイクが行われる部位近傍の媒体（通常は血液）中の濃度に近い。EDCs がもつ特異的結合性、あるいは特定の細胞・組織中の EDCs 代謝物のために、局所的には体内用量が更に大きく高濃度である場合もある。なぜなら、ホルモン輸送タンパク質や細胞受容体に結合する EDCs も存在するからである（Lans ら、1993、Lund ら、1988、Brouwer ら、1998、Poellinger、2000）。能動輸送メカニズムも、EDCs 吸収にの一端を担っている可能性がある（Tsuji と Tomai、1996）。

#### 6.2.4 体内用量と薬物動態学

体内用量とは、代謝、輸送、貯蔵、排出され得る化学物質吸収量である。体内用量を測定する上での主媒体は、血液、母乳、脂肪・脂肪組織、筋肉組織である。これらはすべて野生生物から入手可能であるが、母乳以外は、破壊的試料採取を必要とする。このことは、試料採取の際、特に現実的な課題となっている。ヒトでの血液や母乳は、比較的得やすい試料ではあるが、倫理的かつ社会的な配慮を念頭に置かねばならない。半減期が短い化学物質の内部用量データを得ることは、組織中で定常濃度に達していない限り、困難である。容易に代謝され特定の代謝物を生成する化学物質の場合、排泄物中の代謝物濃度から曝露を見積る方法もある。曝露の状態及び化学物質の代謝・輸送、貯蔵、排出の経時的变化は、試料採取時に重要な意味をもつ。体内用量を測定することには、曝露が発生していることの実証、全曝露経路の統合、体内曝露源からの供給（脂溶性 EDCs の再代謝など）も考慮されること等、多くの利点がある。しかし、曝露源及び曝露経路に関する情報の欠落、前述の試料採取時期に関する課題、比較されるべき背景データの全般的欠落など、限界もある

化学物質の薬物動態学は、曝露を決定する上で主要な役割を果たしている（van Birgelen と van den Berg、2000）。EDCs は、その化学物質そのものの活性、あるいは代謝物による活性によって、ホルモン活性を発現する（第 4、5 章参照）。PCBs のような残留性かつ親油性化学物質は、残留性代謝物とフェノール型低残留性代謝物とを生成する可能性がある（Letcher ら、2000）。DDT 由来の DDE（Metcalfe、1973）、DDE 由来のメチルスルフォニル-DDE（Lund ら、1988）、PCB 由来のポリクロロビフェニロール類（OH-PCBs）（Letcher ら、2000、Sundström ら、1976）のように、いくつかの芳香族化学物質については、ホルモン活性な代謝物を生成することが知られている。多数の PBDEs から OH-PBDEs（Örn と Klasson Wehler、1998）、アルキルフェノールエトキシレートから APs（Sharpe ら、1995、Nimrod と Benson、1996）への生物変換も可能である。EDCs 及びそれら代謝物は、あらゆる生体異物に共通な経路とメカニズムによって生物体内を輸送される。胎盤、更には血液脳関門をも通過しての化学物質の取り込みは、極めて重要であって、化学物質の構造と極性の影響を受ける。例えば、フェノール性化学物質は、中性化学物質よりも容易に胎児へ移動するようである（Sauer、2000、Meironyté Guvenius、2002）。脂肪以外の組織における特定 EDCs の選択的貯蔵には、肝臓（PCDD/PCDF その他のダイオキシン様化学物質）（Birnbaum と Tuomisto、2000）、肺（PCBs、メチルスルフォン）（Brandt ら、1985、Lund ら、1985）、フェノール性化学物質の血液中への貯留（Bergman ら、1994、Sandau ら、2000、Sjödén ら、2000）、DDE-メチルスルフォンの副腎皮質への結合（Lund ら、1988）などがある。

### 6.3 ケーススタディ

本項では、世界各地から特定の潜在的 EDCs に関して入手される曝露情報の範囲と型を解説するため、野生生物及びヒトを対象にしたケーススタディのいくつかについて要約する。結論を支持するデータを附属資料 I にまとめ、ここでは、結論の概要のみを論ずる。

#### 6.3.1 野生生物の曝露

曝露経路と影響を受ける生物種の多様性、残留性 EDCs の食物連鎖による生物濃縮の重要性を解説するために、以下のケーススタディを選択した。環境中濃度、生体内濃度、また入手可能な場合は経時的傾向について、曝露情報を概説した。

**6.3.1.1 残留性かつ親油性の EDCs.** 前述の通り、入手可能な包括的データセットのほとんどが、DDT や PCBs などの特定 POPs に対象を限定している。ここでは、異なった生態系を代表する、世界の以下の 3 地点について得られた曝露データを選び、概説した。

- 1) 閉鎖性海域であるバルト海
- 2) 淡水湖沼系である米国の五大湖
- 3) 比較的過酷かつ隔絶された環境である北極

これらの地域において環境負荷となっている残留性 EDCs、影響が調査研究されている生物種について、例を表 6.1 に示した。

表 6.1 世界の3地方の野生生物における残留性 EDCs 例

	バルト海	五大湖 (米国)	北極
環境	封鎖性海域、低希釈浄化効果、 強塩分、温暖気候	連結した淡水湖、温暖気候	劇的な季節差、年間のほとんど氷に覆われる北極海と湖沼
化学物質	DDT、PCBs、HCB、HCHs、PCDDs、 PCDFs、PBDEs、	DDT、PCBs、PCDDs、PCDFs、PBDEs	DDT、PCBs、(OH-PCBs 含)、 PCDDs、PCDFs
発生源	排水域内の高度産業圏	一部沿岸の高度産業圏	周辺の高度産業圏、いくつかの汚染物質の長距離移動
影響を受ける生物種例			
魚類	サケ	レイクトラウト、チヌークサーモン	ホッキョクイワナ
鳥類	オジロワシ、ウミガラス、ウミスズメ	セグロカモメ、アジサシ、ウ	シロカモメ、ウミガラス、ツノメドリ、オジロワシ
哺乳類	ハイイロアザラシ、カワウソ、ミンク	ミンク	ミンク、カワウソ、ホッキョクグマ、ワモンアザラシ

### 6.3.1.1.1 バルト海

**環境：**バルト海は、その排水域に高度産業圏が存在するため、最も深刻な DDT、PCBs 汚染を受けてきた海域の1つである。この生態系は、明瞭な季節変化がある温帯に位置する。北部では、数カ月、氷で表面が覆われることが普通である。一方、南部では、氷が張ることは稀である。水は黒色に見える。すなわち、潮流の移動は、南部では数 cm、北部では感知できない。バルト海は閉鎖性海域であるため、北大西洋からの清浄な水の交換による希釈過程は、ほとんど起きていない。しかも、バルト海内の海水循環は、下層で高く表層水で低い濃度をもつ強度の塩分躍層のために、減弱されている。表層水温は、他のほとんどの海域よりも季節変動性が大きい。バルト海に生息する生物種は、比較的少ない。生物群は、海洋種（ニシン、タラ、アザラシなど）の他、淡水種（スズキ、カワマスなど）から構成される。食物連鎖上位者にとってニシンは、重要な食物品目であり、ニシンが海洋鳥類や哺乳類（同様にヒト）の生物濃縮に果たす役割は、バルト海生態系で見出される有害影響の一部を説明する。

内分泌を經由していると思われる有害影響が、バルト海の多くの生物種において認められている。例えば、低生存率卵を産む雌サケの増加 (Johansson と Ahlberg、1994)、オジロワシ (Stjernberg ら、1990、Helander ら、1998、1999b、Odsjö ら、1977)、ウミスズメ (Andersson ら、1988)、ウミガラス (Bignert ら、1995) における繁殖力低下と卵殻薄弱化、海洋哺乳

類における免疫障害及び生殖障害（Bergman ら、1998、Simms と Roos、2001）などがある

**濃度データ**：代表的バルト海産生物種の各体内部位における種々EDC 化学物質濃度を付属資料 I（表 1～10）にまとめて示す。ニシンとサケは、ヒトなど食物連鎖の上位捕食者にとって重要な食品目であるので、膨大なデータが得られている。これらのまとめ表には、異なった調査研究を比較する際に避けられない問題点が浮き彫りになっている。具体的にいくつか挙げると、試料採取が年間の異なった時期に行われ、生物がライフサイクル上異なったライフステージで採取され、試料が異なった方法によって収集・分析され、結果が異なった形式によって分析・報告されている。このようなデータを多少とも比較し易くするため、表中データを脂肪重量当換算  $\mu\text{g/g}$  で表示する。そのためには、生体部位及び生物種の脂肪含量を推定する必要があった。DDT 及び PCBs 濃度は、1960 年代から 1970 年代にかけて採取されたオジロワシの卵において最も高かった。この DDT 及び PCBs 濃度は、1980 年代から 1990 年代にかけて低下してはいるが、食物連鎖の下位生物との比較では依然として高濃度のままである。図 6.2 及び 6.3 に、食物連鎖上のいくつかの段階に位置する生物種を対象に 1969 年から 1972 年及び 1988 年から 1998 年の総 PCB 及び DDT 濃度をまとめて示す。

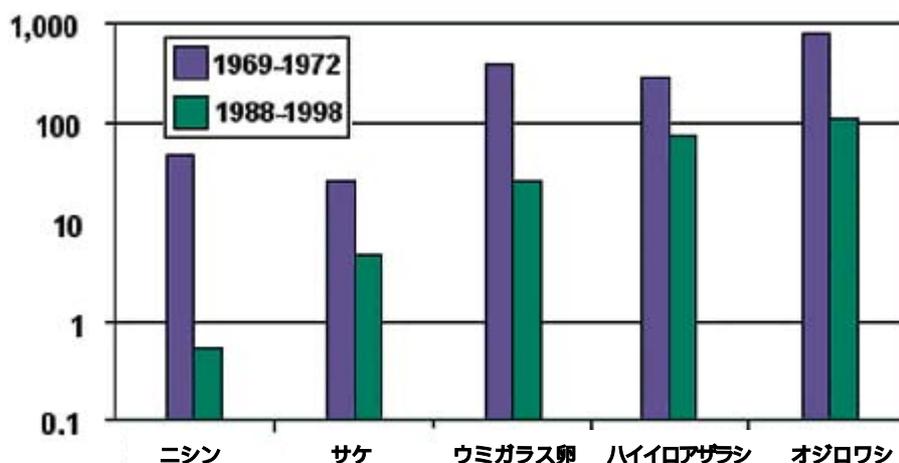


図 6.2 1965～1972 年、1988～1998 年に採取された試料の内、いくつかのバルト海産生物種中の総 DDT ( $\mu\text{g/g}$  脂肪重量) 典型濃度（詳細は付属資料 I、表 1 参照）。濃度はすべて対数表示。

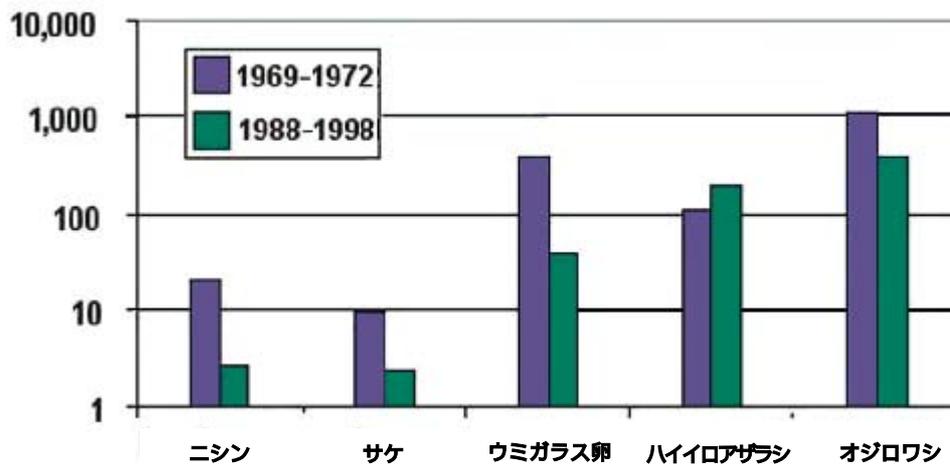


図 6.3 1965～1972 年、1988～1998 年に採取された試料の内、いくつかのバルト海産生物種中の総 PCB ( $\mu\text{g/g}$  脂肪重量) 典型濃度 (詳細は付属資料 I、表 2 参照)。濃度はすべて対数表示。

**経時的傾向：**バルト海的环境監視的調査研究では、陸棲生物相、淡水産生物相、海産生物相など、数多くの生物種が対象とされてきた (Bignert ら、1998a)。興味深いことに、陸上、淡水、海水環境のいずれにおいても、測定される化学物質の経年変化は、極めて類似していた (Bignert ら、1998b、1998c、Olsson ら、1997、1998)。だが、過去 10 年間のバルト海産ウミガラス卵やニシンにおいて、DDE や HCH 濃度が減少しているにもかかわらず、ダイオキシン類には有意な減少が認められていない (Olsson ら、2002)。

経時的傾向については、付属資料 I (図 1～7) にまとめて示す。ウミガラス卵中総 PCB 濃度は、1969 年の脂肪中濃度  $300 \mu\text{g/g}$  付近から 1999 年の脂肪中濃度  $30 \mu\text{g/g}$  付近にまで減少した。同様の傾向が、ウミガラス卵中 DDTs、HCBs、PCDDs/PCDFs の TEQs にも示された (付属資料 I 参照)。PBDEs とクロルデン類以外の濃度は、1970 年代前半から減少している (Bignert ら、1998a、de Wit ら、1994、Odsjö ら、1997)。 $\alpha$ -HCH 及び  $\gamma$ -HCH (リンデン) の経時的傾向も同様に、ニシンで測定されている通り、減少している。1974 年から 1989 年にかけて環境中トキサフェン濃度が減少していることも報告されている (Wideqvist ら、1993)。PBDEs の経時的傾向は、様子が違っている。ウミガラス卵中 PBDEs 濃度は、1970 年代後半から 1980 年代後半にかけて増加し、その後減少している (Kierkegaard ら、1999、Moilanen ら、1982、Sellström ら、1999b)。

これまで述べたような OCs 濃度減少に引き続き、オジロワシの繁殖能回復 (Helander ら、1999)、ウミガラスの卵殻薄弱化改善 (Bignert ら、1995) カワウソ (Roos ら、2001)、ミ