

# DDT 管理のための生態リスク・ベネフィット解析について

中丸麻由子<sup>1,2</sup>・巖佐 庸<sup>1,3</sup>・岡 敏弘<sup>1,4</sup>・中西準子<sup>1,5</sup>

- 1．科学技術振興事業団 CREST
- 2．静岡大学工学部、〒432-8561 浜松市城北 3-5-1
- 3．九州大学大学院理学研究院、〒812-8581 福岡市東区箱崎 6-10-1
- 4．福井県立大学大学院経済・経営学研究科、〒910-1195 福井県吉田郡松岡町兼定島4-1-1
- 5．横浜国立大学環境科学研究センター、〒240-8501 横浜市保土ヶ谷区常盤台 79-7

## 要旨

DDT の生態リスク・ベネフィット解析の最近の結果を報告する。昨年はセグロカモメを例に DDT の絶滅リスク評価手法を確立したが、この方法を用いて猛禽類であるハイタカのリスク評価を行った。DDTs ( DDT 派生物質の総濃度 ) からの被害をもっとも受けた鳥類はセグロカモメのような水鳥と猛禽類である。猛禽類の場合は卵殻薄化による繁殖率減少が多く報告されており、保全生態学的にも猛禽類での評価は必要である。その中でもデータが十分揃っているハイタカについてリスク当量による生態リスク評価を行った。セグロカモメの時と同様にカノニカルモデルをもとに計算した。すると結果は集団サイズが 100 - 500 羽の場合、卵中 DDTs 濃度が 11.9 ppm の時 23 - 34 % ほど生息地の環境収容力が減少する絶滅リスクと等価になった。さらにマラリア予防のための政策として DDT 使用から薬剤入り蚊帳へ変更したときの費用を求めて生態リスク・ベネフィット解析を行った。しかし計算にはかなり多数の仮定を必要とする。この長所・欠点について議論する。

## 1. はじめに

化学物質管理に関する政策決定の際に参考となるデータや指標の一つとしてリスク・ベネフィット ( B / R ) 解析がある。欧米では実際の政策決定に参考にされるようになった ( 岡、1999 )。本報告では DDT 管理のためのリスク・ベネフィット解析について最近の成果を報告する。

DDT は生物濃縮を起こすために生態系を崩壊させる。しかし、今なお大きな社会問題になっているマラリア予防のためには使用せざるを得ない状況にある。そのためマラリアが社会問題になっている熱帯諸国とそうでない国の間で利害対立がある。リスク・ベネフィット解析はこのような生態リスクや社会経済的なコストとの間のトレードオフを考慮できる点で非常に有用である。

## リスク・ベネフィット解析

リスク・ベネフィット ( B / R ) 解析ではそれぞれの政策を採用したときのリスクの増加分 ( R ) とコストの増加分 ( B ) をはかる。すると、それぞれの政策での一単位のリスク量当たりのコストが求まり、費用のかからない政策を選ぶことが出来る。この時リスクやコストとしてどのような量を測るのが明確にしておく必要がある。

DDT の代替政策としては、例えば生物濃縮を起こしにくい有機リン系殺虫剤がある。しかし急性毒性のために人間の健康被害が生じる。ワクチンの価格は DDT と比べかなり割高であり、しかも直ぐに耐性

が出来てしまう。ピレスロイド系殺虫剤（合成除虫菊）は人体にも生態系にも悪影響がきわめて少ないと言われており最近では安価になってきている。特にピレスロイド入り蚊帳の効果については沢山の報告がある。例えば Ikeshoji & Bakotee (1996) によると、ソロモン諸島では、ピレスロイド入り蚊帳を使用する前（1993年）と後（1995年）にかけてマalaria罹患率が44.4%ほど減少した。

本研究では、ある特定地域でDDT使用からピレスロイド入り蚊帳に変更したときの生態リスク・ベネフィット解析を行う。生態リスクのエンドポイントを生物集団の絶滅とすると、DDT使用から蚊帳に変更したときのある生物集団の絶滅リスクの変化量を  $R$  とする。コストについては、マalaria予防手段をDDTからピレスロイド入り蚊帳に変更したときの費用の増加分を計算する。

## 2, 絶滅リスク評価

DDTs（DDT派生物質の総濃度）の生物濃縮によって著しく影響を受けたのは、食物網の頂点にいる鳥類である。特に、水鳥や猛禽類では個体数減少が報告された。例えばイギリスのハヤブサやハイタカなど猛禽類の卵殻薄化である（e.g. Newton 1986）。アメリカ合衆国ニューヨーク州ロングアイランドでの DDTs の生物濃縮のデータでは、食物網の頂点はセグロカモメなどの水鳥であった。五大湖では DDTs やPCB等の濃度や、様々な水鳥や猛禽類についての繁殖率や生存率についてデータがとられている（Gilman et al., 1977）。

前年のワークショップでは、ロングアイランドのセグロカモメを例にDDTの生物濃縮による絶滅リスク評価について発表した（Nakamaru et al., 2000; 中丸等, 2001）。

しかしセグロカモメは個体数が多い上に増加しつつあり、害鳥として見なされている。そのためにリスク評価の例としてはともかく、保全生物学の観点からは関心が持たれない。その点猛禽類でのDDTの絶滅リスク評価をすることは、保全の意味からも重要である。そこでイギリス東部に生息するハイタカを例に絶滅リスクを計算する。この時セグロカモメの時と同様な計算手順をとるが、セグロカモメのリスク評価方法と異なる点もある。例えば、DDTs と繁殖率の関係データについては同じ水鳥であるアメリカガモのデータを使うなどセグロカモメ以外のデータも使用したが、ハイタカの場合はすべてハイタカのデータを用いている。

イギリスのハイタカの場合、DDT使用が広まったことが原因で1947年に卵殻薄化が始まった。ハイタカの個体数は1957 - 1963年に減少した。イギリス西部では半以下に減少し、東部では絶滅しかけた集団もあった。Newton (1986) や Newton (1995) によると aldrin や dieldrin を農薬として使用し始めたのが原因であるという。aldrin や dieldrin の派生物質であるHEODによって成鳥の生存率が下がったのが個体数減少の原因とされている。1962年にaldrin や dieldrinの使用規制が始めると個体数回復し始めた。Newtonらによるとハイタカの個体数が回復している時には、DDEによって繁殖率が低下してもハイタカの個体数は減少しなかったことから、DDEによって個体数減少は起きていないと言う。また、PCBもまた個体数減少を引き起こさないとしている。

しかしながら DDE によって個体数が顕著には減少しなかったとしても、集団の絶滅リスク上昇には寄与しているはずである。たとえば、セグロカモメのリスク評価では（Nakamaru et al., 2000; 中丸等, 2001）ニューヨーク州ロングアイランドの環境中濃度に暴露されても集団増殖率は正であったために直ぐに絶滅する状況ではなかった。しかし DDE 暴露による出産率低下は、平均絶滅時間を大幅に短縮させていることがわかった。これと同様のことがハイタカにもいえるだろう。

生態リスクの評価にあたってはDDEによる卵殻薄化の程度や、巣立ちヒナ数の減少量だけでも十分ではないかと思うかも知れない。しかし、リスク/ベネフィット解析を用いて政策選択をする際には、それ

らの害がどういう程度リスクなのかをより明確に示し単一の量として表現することが必要である。そのため DDTs の悪影響を絶滅リスクという指標で表すことにする。さらに、絶滅リスクと等価になる生息地減少量（リスク当量）に換算するとダメージの度合いがより明確になる。

## 2 - 1 , 絶滅リスクの計算方法

基本的にはセグロカモメと同様、Hakoyama & Iwasa (2000a) のカノニカルモデルから導出した積分公式（同じ要旨中の巖佐ら（2001）の式 1 , 2）から平均絶滅時間を推定する。カノニカルモデルには、内的自然増加率 ( $r$ )、環境収容力 ( $K_0$ )、環境変動 ( $CV$ )、DDTs による生存率減少量 ( $a$ ) の 4 つのパラメータがあり、ハイタカに関する既存データからこれらを推定する。

カノニカルモデルより、集団が DDT に暴露されると内的自然増加率だけではなく環境収容力も減少する。よって、平均絶滅時間を求める際には、積分公式の内的自然増加率には  $r-a$ 、環境収容力には  $K_0(r-a)/r$  を代入する必要がある（巖佐ら（2001）の式 3）。

### 内的自然増加率 ( $r$ )

内的自然増加率は低密度集団の増加率である。イギリス東部では HEOD、DDTs などの化学物質によって個体数が激減していたが規制を始めると回復しはじめた。この時の野外観測データを下に、内的自然増加率を求める。4カ所についてそれぞれ求めたが、観測場所によって増加率に若干差がある。内的自然増加率が高く見積もられる（年当たり 0.45）のは、移住源になる集団が直ぐそばにあるために移住してくる個体数までも数に入っているためである。そこで移住源がそばにある集団についてのデータは外した。すると、年当たりの増加率は約 0.4 となった。この値をアメリカ合衆国ニューイングランドのセグロカモメ集団の年増加率（0.0462）と比べると約 9 - 10 倍となる（表 1）。

### DDTs による生存率の低下分 ( $\alpha$ )

以下の 2 式（Newton, 1986）から卵中 DDE 濃度とクラッチ毎の成長したヒナの減少率が求まる。

$$[\text{shell index}] = 1.81 - 0.31 \times \log[\text{DDE}] \quad (1)$$

$$\begin{aligned} \text{\%reduction in number of} \\ \text{youngs raised per clutch} \end{aligned} = 160.7 - 113.7 \times [\text{shell index}] \quad (2)$$

（ただし、式（1）は卵中 DDE 濃度 [DDE] が 4 - 10 ppm の範囲で使用）

式 (1, 2) やメスの年齢とメス当たりのヒナの数の関係 (Newton & Rothery, 1997) や、各年齢の生存率 (Newton & Rothery, 1997) を年齢構成行列モデルに代入すると、DDTs に暴露されたときの内的自然増加率を求めることが出来る。

寿命はメスの場合 10 年であるので、平均世代時間は 2.6 年となる。DDTs に暴露されていないとき、世代当たりの内的自然増加率 ( $r_0$ ) は  $1.04 (= 0.4 \times 2.6)$  となる。これはセグロカモメ (0.372/世代) の約 3 倍に当たる（表 1）。

以上の方法により、卵中 DDE 濃度と内的自然増加率の関係が求まる。得られたデータを下に直線回帰をすると以下のようなになる（図 1）。

$$r_g = 1.04 - 0.020[DDE]$$

( 3 )

この式より化学物質による生存率の減少分は、 $\alpha = 0.020[DDE]$ となる。

### 環境変動 (CV) および環境収容力 ( $K_0$ )

1972-1984年のイギリス Eskdaleのクラッチ数、巣数の時系列が観測されている。CV = 0.00643 であり、変動係数は非常に小さく安定した集団である。しかしこの値は近くの集団から移住してきた個体数も入っている。また、Pimmら (1988) によると、野外集団で CV の値が低い場合はこの値は使わず、一般的な値を使用した方がよいという。そこでセグロカモメの時と同様に今回も一般的な値である CV=0.2 を使用した。

セグロカモメとの値を比較するためにも、環境収容力 ( $K_0$ ) もセグロカモメと同じ値を用いた ( $K_0 = 50, 100, 250$ )。本報告での環境収容力はメスの数とする。

### 2 - 2 , ハイタカの絶滅リスクの結果

図 2 には環境変動 (CV) と平均絶滅時間の関係、図 3 には DDTs に暴露されたときの平均絶滅時間の対数値の減少量を示している。Hakoyama et al. (2000b)の変換公式 (巖佐ら (2001) の式 3) を用いて図 3 と同じリスク量になる生息地破壊の減少率に換算すると、図 4 になる。

セグロカモメとの比較のために、Long Island の海水中濃度と同じ DDTs 濃度でのリスク当量を示す。卵中濃度に換算すると 11.9 ppm になる。この場合ハイタカの絶滅リスクは、 $K_0 = 250$  では 34.0% だけ生息地 (環境収容力) が減少し、 $K_0 = 100$  では 29.2%、 $K_0 = 50$  では 23.9% ほど減少するリスクと等価である (表 1)。

### 2 - 3 , 考察

セグロカモメでも同様に積分公式 (巖佐ら (2001) の式 2) から求めた平均絶滅時間を用いてリスク当量を導出した所、1960年代のロングアイランドの環境中濃度に暴露された場合のリスク当量は表 1 の通りであった。

今回得られたハイタカのリスク量と比較すると、ハイタカの方がリスク量がわずかに大きい、ほぼ同じ程度の数値として表現されていることがわかる。

Hakoyama et al. (2000b) のリスク当量への変換公式では、化学物質暴露の影響を生息地の環境収容力低下に換算して示す。その結果、( 1 ) 環境収容力が大きいほど、( 2 ) 環境変動が小さいほど ( 3 ) 内的自然増加率が大きいほど、つまり、より安定した長い存続時間をもつ集団の方が、化学物質暴露のリスク量が相対的により大きく見積られる傾向がある。しかしこの方法では生息地減少量に換算するため、どのくらいのダメージを受けるのか直観的に分かりやすくなる。このリスク量は化学物質からの影響だけではなく、病気の蔓延や生息地分断、遺伝的劣化など内的自然増加率と環境収容力の両方を同時に減少させる問題に対しても使用可能である。この生息地減少への換算をすると面的開発とも比較可能になり、いままで別々に捉えられてきた環境問題を一つの指標で扱うことが可能になる。また、化学物質によって被害を被った場合どのくらい土地の補償をすればよいのかという法律問題にも対処可能である ( J. Giesy, personal comm. ) 。

### 3, 生態リスク・ベネフィット解析

ここではDDTのリスク・ベネフィット( B/ R)解析方法について説明する。

リスクの変化量( R)は、

$$R = [\text{DDTsによる絶滅リスク}] - [\text{ピレスロイド入り蚊帳による絶滅リスク}]$$

とする。ピレスロイドは水生生物には影響があるという報告はあるが( Mittal et al, 1991)、その他の生物には影響があるという報告はない。そこでピレスロイドによる生物の絶滅リスクはないと仮定する。

DDTを規制したとしても半減期が長いために環境中には残留している。そこで、以下のようなリスク変化量を考える必要がある。

$$R = [\text{DDTs 規制前の絶滅リスク}] - [\text{DDTs 規制後の絶滅リスク}]$$

規制前の濃度は現在でも DDT を使用している地域の DDTs 濃度とし、規制後の DDTs 濃度はアメリカなどの規制後の DDTs 濃度推移データを用いる。レイクトラウトやセグロカモメなどの体内中濃度の時間推移データより逆算して、環境中濃度を推定する( e.g. 西川、1999; Giesy & Snyder, 1998 )。

実際には対象とする集団には複数の生物種が存在する。すべての生物について DDT の絶滅リスクを測るのはデータ不足などのために不可能である。そこでまずは単純化し、食物網の頂点である鳥類のみを考え、猛禽類はすべてハイタカ、水鳥はすべてセグロカモメの結果を用いてリスク評価を行う。種の違いについては系統樹を用いて重み付けを行う( 岡, 1999 ; Mindell, 1997 )。

コストの変化量を、DDTから蚊帳へ変えたときの一人当たり一年当たりの費用の増加分として以下のように求めた。

まず薬剤入れ蚊帳の価格は、蚊帳の価格に薬剤処理費を加えたものとして、費用を試算する。

蚊帳の価格はカメルーンの場合 2 人分の蚊帳の価格は US\$23.3/枚となる( Brinkmann & Brinkmann, 1995 )。これを 3 年使用すると一年当たり一人の蚊帳の費用は US\$ 3.87/人/年 となる。

カメルーンでは詳細では蚊帳の薬剤処理にまつわる費用についての詳細なレポートがない。一方、ソロモン諸島では蚊帳の薬剤処理にまつわる費用は US\$ 0.63/人/年と計算されている( Kere & Kere, 1992 )。そこでアフリカでの蚊帳の費用を計算する時に、蚊帳そのものはカメルーンの場合の値段にし、薬剤処理についてはソロモン諸島での費用を用いる。すると、薬剤入り蚊帳の一人当たり年間にかかる費用は、US\$ 4.50/人/年と試算される。

ソロモン諸島のデータより DDT の単価が US\$ 5.90 /kg の場合の DDT の総費用( DDT の単価 + 輸送代 + 散布のための人件費などを合わせたもの ) は US\$ 4.37/人/年となる。 DDT の単価は US\$ 3.00 /kg から US\$ 8.00 /kg とばらついている。この間を一様分布していると仮定する。これらのデータより、単価が US\$ 3.00 /kg では総費用は US\$ 3.44/人/年、単価が US\$ 8.00 /kg では総費用は US\$ 5.04/人/年と推定する。すると薬剤入り蚊帳の費用を US\$ 4.50/人/年として、DDT から薬剤入り蚊帳に変えたときの費用の増分を  $((4.50 - 5.04) + (4.50 - 3.44)) / 2 = \text{US\$ } 0.26/\text{人/年}$  と見積もることが出来る。

アフリカのある地域に着目して DDT から蚊帳に切り替えたと仮定すると、その地域での費用の増分は、  $B = [\text{その地域の人口}] \times \text{US\$}0.26$  となる。

### 4, まとめ

以上のように計算すると DDT の生態リスクベネフィット解析が可能になる。しかし様々な問題点がある。

まず生態リスクに用いたカノニカルモデルは変数が4つしかない簡単なモデルである。しかしこの4変数ですら推定するために十分なデータが揃っていることはあまりない。今回の対象種であるハイタカはデータが揃っていたが、これはかなり希な例である。他の種でリスク評価をする際にはセグロカモメの時のように他の鳥のデータを使用しなければならないだろう。そのため絶滅リスク量の信頼性は高くない。

DDTの代替政策として薬剤入り蚊帳を想定した。この時全員が蚊帳を使うと仮定して費用の増加分を計算をしている。しかし実際は蚊帳は暑くて寝苦しいというのもありなかなか普及していない。例えばDDTと薬剤入り蚊帳の両方を使用するという政策の方が現実的かも知れない。

また、ある地域内でのDDTによる生態リスク評価と費用を計算するのだが、実際はDDTは環境中を移動する。

このように生態リスク・ベネフィット解析結果の信頼度が低い中、今回試算されるリスク・ベネフィット値をどう捉えていけばよいのだろうか。薬剤入り蚊帳以外の代替品でもリスク・ベネフィット解析を行い B/Rの低い政策を選ぶとしても、この値がDDT管理にどこまで役に立つのだろうか。信頼性のある結果を出すためにデータが揃うまで待つというのでは化学物質の管理を考えていく上では時期を外してしまうかも知れない。

今までは化学物質の生態リスク・ベネフィット解析方法すら確立しておらず、このプロジェクトでの役割はそれを確立させることであった。今後は得られた結果をどう解釈していくのが課題になるだろう。

## 5 , 引用文献

- Brinkmann U, Brinkmann A. (1995) Economic aspects of the use of impregnated mosquito nets for malaria control. *Bulletin of the World Health Organization* 73: 651-658.
- Gilman AP, Fox GA, Peakall DB, Teeple SM, Carroll TR, Haymes GT. (1977) Reproductive parameters and egg contaminant levels of Great Lakes herring gulls, *J. Wildl. Manage.* 41: 458-468.
- Hakoyama H, Iwasa Y. 2000. Extinction Risk of a Density-Dependent Population Estimated from a Time Series of Population Size. *J Theor Biol.*, 204: 337-359
- Hakoyama, H., Y. Iwasa, and J. Nakanishi. 2000. Comparing risk factors for population extinction. *Journal of Theoretical Biology* 204: 327-336.
- Ikeshoji T. & Bakotee B. (1996) Effects and usages of permethrin-treated mosquito nets in the malaria control program in Honiara and the environs. *Med. Entomol. Zool.* 47: 331-337.
- 巖佐 庸・箱山洋・中丸麻由子・中西準子. (2001) The proceedings of the third international workshop on risk evaluation and management of chemicals, In The 4th international workshop on risk evaluation and management of chemicals, Yokohama National University, Yokohama, January 30 - 31, 2001. (in press)
- Kere JF, Kere NK, (1992) Bed-net or spraying? Cost analyses of malaria control in the Solomon islands, *Health Policy and Planning* 7: 382-386.
- Mittal PK, Adak T, Sharma VP (1991) Acute toxicity of certain organochlorine, organophosphorus, synthetic pyrethroid and microbial insecticides to the mosquito fish *Gambusia affinis* (baird and girard), *Indian Journal of Malariology*, 28, Sep. 167-170.
- Mindell DD. (edit). (1997) *Avian Molecular evolution and systematics*. Academic Press.
- Nakamaru M, Iwasa Y, Nakanishi J. (2000) "Ecological Risk of DDT - A Case of Biological Concentration of Herring Gull in Long Island". The proceedings of the third international workshop on risk evaluation and management of chemicals, 155-162pp. In The third international workshop on risk evaluation and management of chemicals, Yokohama National University, Yokohama, January 27 - 28, 2000.
- 中丸麻由子・巖佐 庸・中西準子, 2001年、「DDTの生態リスク評価：生物濃縮がもたらすセグロカモメ集団の絶滅リスクの試算」、『環境科学会誌』Vol. 14 (1)、(印刷中)
- Newton I. (1986) *The Sparrowhawk*. Poyser, Carlton
- Newton I. (1988) "Age and Reproduction in the Sparrowhawk". In *Reproductive Success*. ed. T. H. Clutton-Brock. University of Chicago Press.
- Newton I. (1989) *Lifetime Reproduction in Birds*. Academic Press.

- Newton I, Wyllie I. (1992) Recovery of a sparrowhawk population in relation to declining pesticide contamination. J. Applied Ecology 29: 476-484.
- Newton I. (1995) The contribution of some recent research on birds to ecological understanding. J. Anim. Ecol. 64: 675-696.
- Newton I, Rothery (1997) Senescence and reproductive value in sparrowhawk. Ecology 78: 1000-1008.
- 西川洋三 (1999) 環境ホルモン問題は、何が問題なのか (その6) - 環境汚染と野生動物の異常一、アロマチックス、51: (9, 10) 35-47.
- 岡敏弘 (1999) 環境政策論、岩波書店、東京
- Perrins CM, Leberton JD, Hiron GJM. (1991) Bird Population Studies, Oxford UP.
- Pimm SL, Jones HL, Diamond J. (1988) On the risk of Extinction. Am Nat 132: 757-785.

表 1 : セグロカモメとハイタカの等リスク生息地減少量について。

	セグロカモメ			ハイタカ		
	50	100	250	50	100	250
世代当たりの内的自然増率 (r)	0.372			1.04		
環境変動 (CV)	0.2			0.2		
環境収容力 ( $K_0$ )	50	100	250	50	100	250
等リスク生息地減少量 (卵中 DDTs = 11.9 ppm)	13.5%	19.5%	26.4%	23.9%	29.2%	34.0%

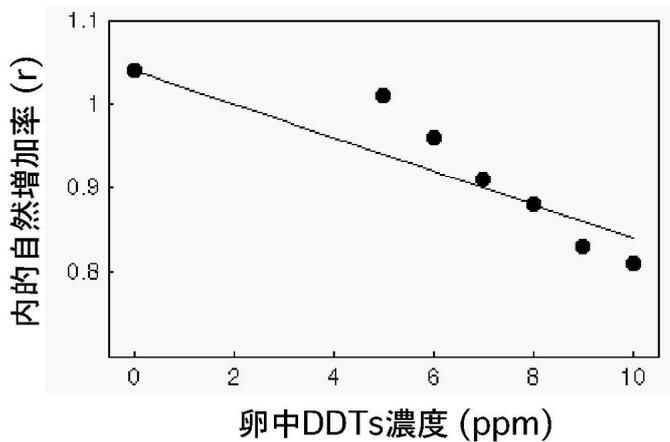


図1 卵中DDTs濃度と内的自然増加率の関係

横軸は卵中DDTs濃度 (ppm)、縦軸は世代当たりの内的自然増加率を示す。黒丸はデータから求めた値であり、点線はこのデータの回帰直線である。

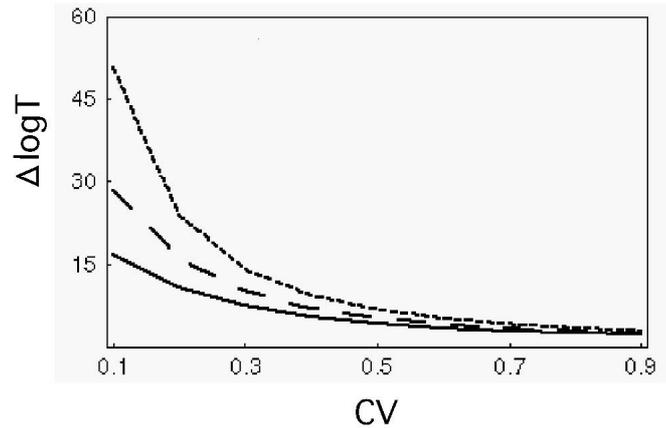


図2 環境変動 (CV) と平均絶滅時間の関係

横軸は環境変動 (CV)、縦軸は平均絶滅時間の対数値を示す。小点線は  $K_0=250$ 、大点線は  $K_0=100$ 、実線は  $K_0=50$  を示す。

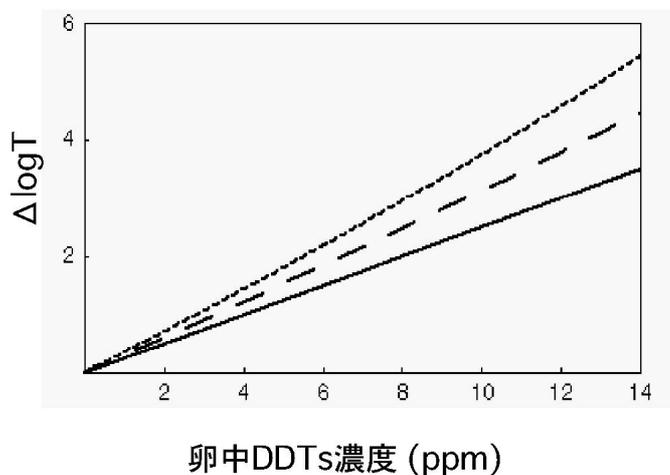


図3 卵中DDTs濃度と平均絶滅時間の対数変化量の関係

横軸はDDTs濃度、縦軸はDDTsに暴露による平均絶滅時間減少量を示す。平均絶滅時間の対数値の変化量となる。小点線は  $K_0=250$ 、大点線は  $K_0=100$ 、実線は  $K_0=50$  を示す。

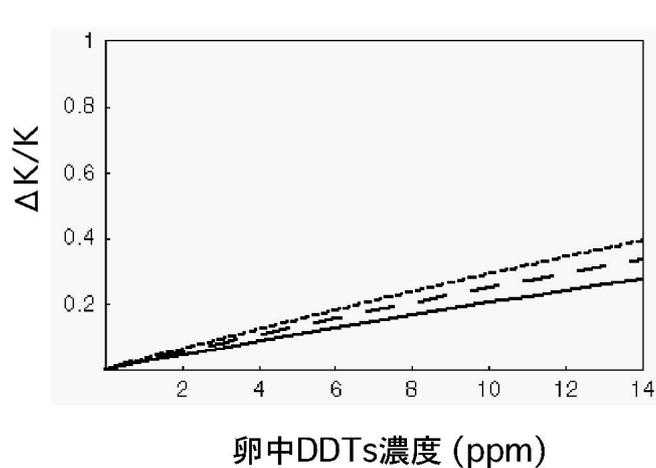


図4 卵中DDTs濃度と絶滅リスクと等価な生息地減少率について

横軸はDDTs濃度、縦軸は図3と等価になる生息地減少率を示す。小点線は  $K_0=250$ 、大点線は  $K_0=100$ 、実線は  $K_0=50$  を示す。