

# DDTの生態リスク評価：ロングアイランドのセグロカモメの生態濃縮を例に Ecological Risk of DDT - A Case of Biological Concentration of Herring Gull in Long Island.

中丸麻由子<sup>1</sup>、巖佐 庸<sup>1</sup>、中西準子<sup>2</sup>

1. 九州大学大学院理学研究科、科学技術振興事業団 CREST、  
〒812-8581 福岡市東区箱崎 6-10-1

2. 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

化学毒性物質に暴露されている野生集団の絶滅リスクの新しい推定方法を提案する。例としてDDT (*p, p'*-Dichlorodiphenyltrichloroethane) とその派生物質 (総称してΣDDT) に暴露されていたニューヨーク州ロングアイランドのセグロカモメ (*Larus Argentatus*) の絶滅リスクを計算する。セグロカモメは食物網の頂点なので生態濃縮を起こして高濃度のΣDDTが体内に蓄積されていた。カノニカルモデルから期待存続時間を推定する。内的自然増加率  $r$  は急速に増殖している集団の倍加時間から推定する。環境変動の強さ  $\sigma_e$  は集団サイズ変動から求める。生態濃縮係数やΣDDTの暴露による出産率の低下を考慮した年齢構成行列モデルをもとにして、さまざまな環境中ΣDDT濃度でのセグロカモメの期待存続時間の減少を推定した。「リスク当量」を、ある化学物質による暴露量について、期待存続時間の減少分と同じ効果をもたらす生息地の減少分と定義する。リスク当量は生態リスク評価や化学毒性管理においてとても有用である。

## 1. はじめに

DDT (*p, p'*-Dichlorodiphenyltrichloroethane) は1938年にミュラーによって合成された。急性毒性がなかったために、有用な殺虫剤として世界中で使われてきた。一方で、野生生物に被害を与えていた。

DDTの半減期は約100年と長いために環境中に残留し、食物網を通して生物濃縮を引き起こした。例えば、ニューヨーク州のロングアイランドでは水中ΣDDT濃度は0.00005 ppmであるが、プランクトン中では0.04 ppm、魚類では0.17 - 2.07 ppm、鳥中には1.07 - 75.5 ppm含まれていた (Woodwell *et al.*, 1967)。鳥の卵殻の薄化や鳥の集団サイズの減少が生じた (Newton, 1979)。

ラットではDDTによるガンが引き起こされる。しかし、人間ではDDT暴露と発ガン率との関係は統計的に有意でない。最近、内分泌攪乱物質としてのはたらきをもつことが分かった。例えば、五大湖にすむセグロカモメは雌同士で番ったり、子育てをしないと報告されて、このような異常行動はΣDDTの影響であると疑われている (Colborn *et al.*, 1996)。ΣDDTによって雄性器の雌化も報告されている。これは、*p, p'*-DDTがアンチアンドロジェンとして働き、*o, p'*-DDTがエストロジェンとして作用するからである。生態系を崩壊するという理由でDDTは先進国では禁止されている。アメリカ合衆国では1972年に使用が禁止された。日本では第二次世界大戦後にシラミを駆除するために頭に撒かれていたほどであるが、1969年に製造禁止になり、1971年に禁止された。

一方で東南アジアや南アジア、南アメリカやアフリカなど多くの発展途上国ではマラリアが重大な問題になっている。これらの地域ではマラリアを媒介するハマダラカに対して効果的な殺虫剤として使用されている。1990年代では300万人がマラリアにかかり、100万人以上が死亡しており（ほとんど子供）、その90%以上がサハラ砂漠以南のアフリカで起きている。

スリランカの例はいかに DDT が効果的であることを示している。1934 - 35 年ではスリランカの人口は 6,000,000 人であり、そのうち 1,500,000 人がマラリア患者であった。7ヶ月間に 100,000 人の患者がマラリアで亡くなった。1945 年にマラリア根絶キャンペーンを行い、1946 年までにスリランカ全土に DDT を散布した。その結果、子供の死亡率は 1000 人あたり 141 人だったのが 87 人に減少し、大人の死亡率は 15.5 人から 6.5 人までに減少した。国民死亡率は 1000 人あたり 22.7 人だったのが 12.6 人に減少した。1948 年に始まった根絶キャンペーンの時は 2,800,000 人も患者がいたが、1963 年には 17 人に減少した。しかし、1964 年に DDT の使用禁止すると、1968 年には患者数がキャンペーン以前と同じレベルになり、2,800,000 人になった。スリランカは代替化学物質であるパラチオンを使い始めた。これは環境中に残留しない。しかし、パラチオンは急性毒性があり、散布従事者の多くは急性毒性により死亡した。こういう事故は DDT では起きない。DDT はマラリアをコントロールする上で効果的な殺虫剤であり、マラリアが重大な健康問題になっている発展途上国で使われ続けている。

DDT のリスク評価は、人間の健康リスクと生態系へのリスクとの間のトレードオフが問題になる例として、とても分かりやすい例である。

この論文では、集団の絶滅リスクに関して、鳥集団に DDT が暴露の生態リスクを評価する。Hakoyama & Iwasa (2000) や Iwasa *et al.* (2000) では毒性化学物質による絶滅リスクや化学物質の管理を評価する方法を今まで開発してきた。詳しくは直前の章で説明する。

## 2. 生態リスク評価

DDT は生態濃縮で有名である。鳥は食物網の頂点にいるので、鳥の体内中 DDT 濃度は水中よりも  $10^{5-6}$  倍になる。生態濃縮の効果は、モデルの上では、単純に生態濃縮係数 (BCF) を使って表現する。これは、生物中の化学物質の濃度 ( $C_b$ ) を環境中の化学物質の濃度 ( $C_e$ ) で割った値である。

化学物質に暴露されて内的自然増加率が減少することによって、集団の絶滅はすぐには生じないとしても、個体数が低いレベルに抑えられ、その結果、期待存続時間が短縮される。集団絶滅のリスクを引き起こす毒性化学物質の暴露の効果の評価するために、Hakoyama & Iwasa (in review) は環境確率性のある密度依存性集団モデルを基礎にして期待存続時間を評価する方法を開発している。また Hakoyama *et al.* (2000) は低濃度で化学毒性物質に暴露されることで引き起こされた絶滅リスクを、生息地の損失に変換するという公式を開発した (前章で説明)。以下ではこの方法を用いて解析する。

### 3. 生態リスクの計算

アメリカ合衆国、ニューヨーク州、ロングアイランドに生息するセグロカモメを例に挙げた。理由は(1) ΣDDTに暴露された鳥のデータが手に入りやすい。(2) 鳥の生態濃縮係数が大きい。(3) (魚や昆虫と比べて) 鳥の集団サイズは小さいので、期待存続時間は短く、ΣDDTに暴露された効果が存続時間に現れやすい。(4) セグロカモメのような水鳥や猛禽類は食物網の頂点なのでΣDDTの影響がわかりやすい。またセグロカモメに関するΣDDTデータは手に入りやすい。

#### 3. 1. 内的自然増加率 ( $r$ )

内的自然増加率  $r$  は、急激に増加している小集団の増加率から求める。密度が高くなった集団の増加率は使えないことに注目しておこう。Kadles & Drury (1968) はアメリカ合衆国ニューイングランドの新しいコロニーについて、倍加時間を15年と示している。倍加時間は、集団サイズが2倍になる期間を示し、これから年あたりの内的自然増加率を求めることができる。

#### 3. 2. 環境変動 ( $\sigma_e$ )

集団サイズの変動の大きさは環境変動の強さ ( $\sigma_e$ ) に関係している。Hakoyama & Iwasa (in review) によると、

$$CV^2 = \sigma_e^2 / 2r, \quad (1)$$

変動係数CVは個体数の標準偏差を平均値で割ったものである。 $r$  は世代あたりの内的自然増加率を表す。CVは0.2 - 0.8というPimm *et al.* (1988)の野外調査の結果からCVを推定できる。またKadles & Drury (1968)のセグロカモメの大まかな時系列データからCVは0.02 - 0.15となるがこれは通常の個体数の変動にくらべてかなり小さな値である。

#### 3. 3. 環境収容力 ( $K$ )

セグロカモメの環境収容力については様々な値でリスクを計算した。環境収容力 ( $K$ ) はΣDDTに暴露されていない集団の雌の数と定義する。

#### 3. 4. DDTに暴露された集団の増加率の減少 ( $\alpha$ )

Iwasa *et al.* (2000)の式(4)では $\alpha$ の影響が示してある。この節では生態濃縮係数と卵の生存率へのΣDDTへの効果を用いて、ΣDDTに暴露された集団の内的自然増加率の減少 ( $\alpha$ ) を推定する。

##### 3. 4. 1. 生態濃縮係数 (BCF)

まずはじめに式(1)にロングアイランドのデータを代入する。Woodwell *et al.* (1967)では、水中のΣDDT濃度 ( $C_e$ ) 0.00005 ppm、セグロカモメの体内濃度 ( $C_b$ ) は11.9 ppmであるので、BCFは $2.38 \times 10^5$ になる。

##### 3. 4. 2. 齢構成行列モデル

世代あたりの増加率の減少を評価するために、密度依存の効果がはたらかず急激に増殖

している集団を考える。そして、そのような集団が  $\Sigma$ DDT に暴露されたときの内的自然増加率の低下を求める。  $\Sigma$ DDT は繁殖率に影響するが成鳥の生存率には影響しない。これらの影響を集団増加率としてまとめるために年齢構成行列モデルを使う。成鳥の生存率は Kadles & Drury (1968) のデータを用い、巣立ちした後の生存率は  $\Sigma$ DDT の影響を受けないと仮定する。従って、 $a-1$  歳から  $a$  歳までの年間生存率を  $p_a$  として Kadles & Drury (1968) のデータを用いた。

繁殖率は集団サイズが飽和している際に観測される値よりも高くなければならない。なぜならば、飽和していると密度依存の影響を受けてしまうからである。Chabrzyk & Coulson (1976) は  $a$  歳の雌が産んだ巣立ちヒナ数のデータを示している。その集団は密度が高くて平衡に達していたと考えられるので、これらの値はかなり低い。

もし集団密度が低いならば、繁殖率はそれよりもずっと高いはずである。繁殖率の母親の年齢への依存性は Chabrzyk & Coulson (1976) と同じと仮定する。  $f(a)$  を  $a$  歳雌の繁殖率 (次のセンサス時まで生き残った雌のヒナの数) とすると、

$$f(a) = \begin{cases} 0 & (0 \leq a \leq 4) \\ M \times 0.51/0.99 \approx 0.52M & (a = 5) \\ M \times 0.71/0.99 \approx 0.72M & (a = 6) \\ M & (a \geq 7) \end{cases}$$

内的自然増加率  $r$  は次のオイラー・ロトカ方程式を満たす解である。

$$1 = \sum_{a=0}^w e^{-(a+1)r^*} \cdot f(a) \cdot l_a \quad (2)$$

$l_a$  は 0 歳から  $a$  歳までの生存率 ( $= p_1 \times \dots \times p_a$ ) である。最長寿命 ( $w$ ) を 30 年と仮定する (Samuels & Ladino, 1983/84)。先ほど求めた内的自然増加率 ( $r^* = 0.0462$ ) に合う繁殖率を求めるために式 (2) を計算すると、 $M = 2.27$  になる。これはニューイングランドの集団のように低密度で急速に増えているときには、飽和した集団にくらべて繁殖率が 2.27 倍と推定されることを示している。

### 3. 4. 3. 体内中の $\Sigma$ DDT 濃度によって引き起こされた繁殖率の減少

次に、 $\Sigma$ DDT による内的自然増加率の減少を計算する。1 以下の値である  $C$  という変数を定義する。これは、 $\Sigma$ DDT によって繁殖率が受ける悪影響を示し、 $f(a)$  に  $C$  をかける。

残念ながらセグロカモメの  $C$  のデータは手に入らなかったので、アメリカガモのデータを使う (Beyer et al., 1996)。このデータは卵の孵化後 3 週間後までに生き残った割合と卵中  $\Sigma$ DDT 濃度との関係を示している。この値にはセグロカモメの異常行動や卵殻の薄化の効果も入っている。Beyer et al. (1996) を用いて、 $\Sigma$ DDT 濃度が 0 ppm の時を  $C = 1$  と置くと、

$$C = \begin{cases} 1 & 0 \text{ ppm} \\ 23/38 \approx 0.61 & 46 \text{ ppm} \\ 9/38 \approx 0.24 & 144 \text{ ppm} \end{cases} \quad (3)$$

式(2)に式(3)を代入すると、 $\Sigma$ DDT の影響を受けている年あたりの内的自然増加率を求める

ことができる。

Hakoyama & Iwasa のカノニカルモデルは人口学的確率性を含んでいるので、世代あたりの内的自然増加率に直す必要がある。そのために平均世代時間 ( $T_g$ ) を計算する必要がある。求めると  $T_g = 8.05$  である。これを年当たりの内的自然増加率にかけると、世代あたりの内的自然増加率になる。簡単のために成鳥体内中の濃度は卵の濃度と等しいと仮定する。式(1)から  $C_b = BCF/C_e$  なので、 $C_e$  と世代あたりの内的自然増加率 ( $r$ ) の関係を求めることができる。

卵中 $\Sigma$ DDT 濃度 0 ppm	$r^* = 0.372$	
卵中 $\Sigma$ DDT 濃度 46 ppm	$r = -0.0236$	(4)
卵中 $\Sigma$ DDT 濃度 144 ppm	$r = -0.550$	

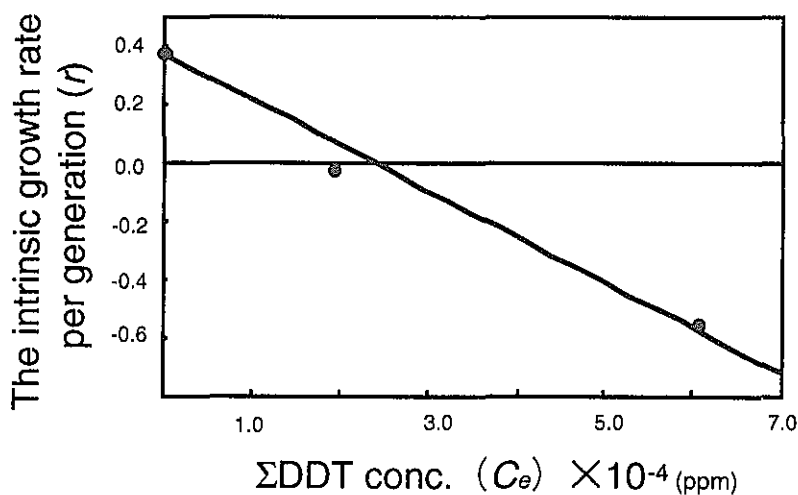


図1 環境中 $\Sigma$ DDT濃度 ( $C_e$ ) と世代あたりの内的自然増加率 ( $r$ ) の関係。実線は式(5)を表し、黒丸は式(4)を示している。

線型回帰すると、

$$r(C_e) = -1.57 \times 10^3 \times C_e + 0.372 \quad (5)$$

図1はこの式を示している。ロングアイランドの水中 $\Sigma$ DDT濃度は0.00005 ppmなので、世代あたりの内的自然増加率は0.294になる。

#### 4. 期待存続時間の減少として表す絶滅リスク

##### 4. 1. $\Sigma$ DDTの暴露がないときの期待存続時間

Iwasa *et al.* (2000) の式(2)より期待存続時間を求めることができる。Hakoyama & Iwasa は次のような回帰式を求めた。

$$\begin{aligned} \log T = & -\log\left(\frac{r}{0.1}\right) \\ & + \left(1.12073\left(\frac{0.1\sigma_e^2}{r}\right)^{0.318121} - 0.0267559\right) \log\left(\frac{rK}{0.1}\right)^{\left(-9.70471\left(\frac{0.1\sigma_e^2}{r}\right)^{0.176337} + 8.07769\right)} \\ & + \left(-1.93776\left(\frac{0.1\sigma_e^2}{r}\right)^{0.113793} + 2.56977\right) \end{aligned} \quad (10)$$

ただし、 $10^{-4}r \leq \sigma_e^2 \leq r$ 、 $1/r \leq K \leq 100/r$ である。

期待存続時間を計算するために、 $CV = 0.02, 0.2, 0.5$ 、 $K = 50, 100, 250$ を用いた。図2はΣDDTの影響がないときのセグロカモメの期待存続時間を示す。

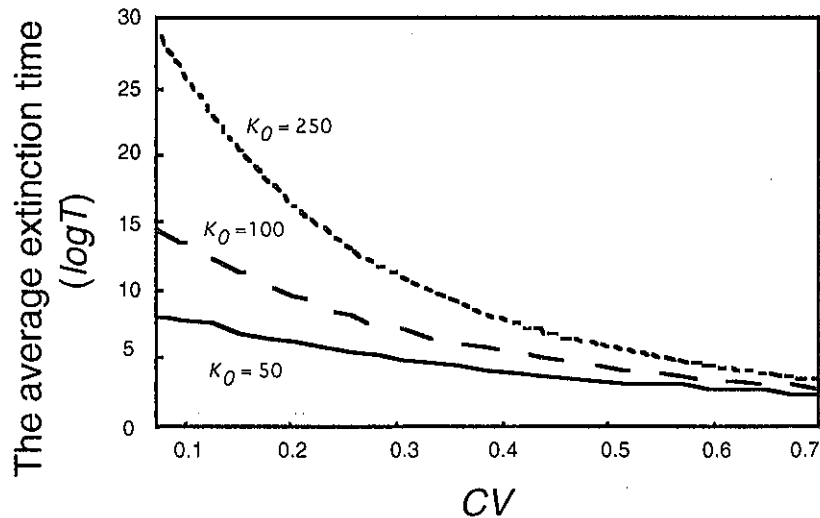


図2 ΣDDTの暴露がないときのセグロカモメの期待存続時間

#### 4. 2. 絶滅時間の減少と同じリスクをもたらす生息地の当量損失

期待存続時間の減少あるいは期待存続時間の対数値の減少量、逆数の減少量は、化学毒性物質を引き起こすリスクを表現するにはあまり有用ではない。Hakoyama *et al.* (in review) は期待存続時間の減少と同じリスクの生息地損失量を計算した。

$$\Delta \log T \approx \frac{1}{CV^2} \Delta \log K \quad (11)$$

図3は初期生息地サイズ ( $K_0$ ) が大きいと生息地損失が大きくなることを示している。ロングアイランドでは、減少率は  $CV = 0.2$  の時、 $K_0 = 50$  ならば15%、 $K_0 = 100$  ならば23%、 $K_0 = 250$  ならば34%である ( $K_0$  は雌の個体数を示す)。これらの結果によって、初期生息地 ( $K_0$ ) が2倍になっても、生息地の損失は2倍以下になることを示している。

このような「リスク当量」概念は、絶滅リスクを表現し定量的に管理するにあたって有用であろう。

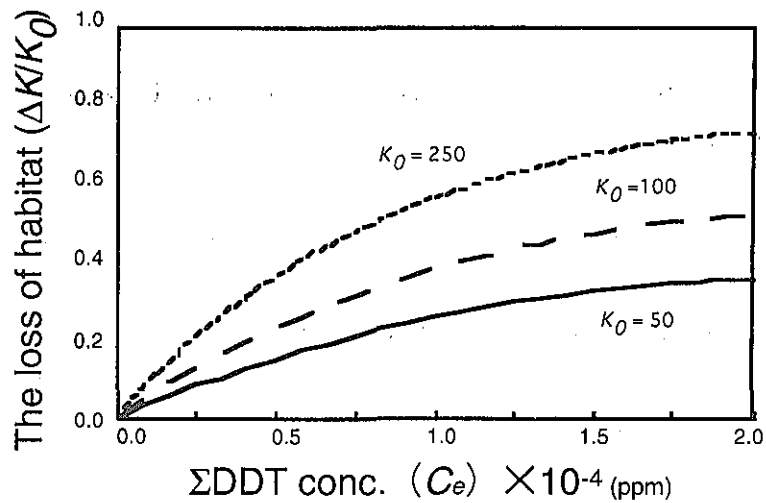


図3 環境中 ΣDDT 濃度 ( $C_e$ ) と同じだけの絶滅リスクをもたらす生息地損失割合 ( $\Delta K/K_0$ )。

## 5. 引用文献

- Beyer, W.N., Heinz, G.H. & Redmon-Norwood, A.W. Environmental contaminants in wildlife - interpreting tissue concentrations. Setac Sp. Pub. Ser., Lesis Pub. (1996)
- Chabrzyk, G. & Coulson, J. C. J. Anim. Ecol., 45; 187-203. (1976)
- Colborn, T., Dumanoski, D. & Myers, J.P. Our Stolen future. Spieler Agency, NY. (1996)
- Hakoyama, H. & Iwasa, Y. J Theor. Biol., (in review)
- Hakoyama, H., Iwasa, Y. & Nakanishi J. J Theor. Biol., (in review) (2000)
- Iwasa, Y., Hakoyama, H., Nakamaru, M., and Nakanishi, J. Popul. Ecol. (in press) (2000)
- Kadles, J. A. & Drury, W. H. Ecology 49; 644-676. (1968)
- Newton, I. Population Ecology of Raptors, T & AD Poyser. (Chapter 14) (1979)
- Pimm, S. L., Jones, H. L. & Diamond, J. Am. Nat. 132; 757-785. (1988)
- Samuels, W. B. & Ladino, A. Ecol. Modelling 21; 63-84. (1983/84)
- Woodwell, G. M., Wurster, Jr., C. F. & Isaacson, P. A. Science 156;821-824. (1967)