

# ヤマトシジミにおける放射性物質摂取の生物学的影響

## The biological impacts of ingested radioactive materials on the pale grass blue butterfly

野原千代<sup>1</sup>、檜山充樹<sup>1</sup>、平良渉<sup>1</sup>、棚原朗<sup>2</sup>、大瀧丈二<sup>1</sup>

<sup>1</sup>琉球大学理学部 海洋自然科学科 分子生理学 BCPH Unit、  
<sup>2</sup>琉球大学機器分析支援センター

### 概要

福島第一原子力発電所の事故により、膨大な量の放射性物質が環境に放出された。しかしながら、それらが生物に及ぼす影響については、ほとんど調査されていない。そこで我々はヤマトシジミ(*Zizeeria maha*)を用いて、放射性セシウム摂取線量と死亡率、および異常率との関係を定量的に評価した。日本国内で最も汚染が低い地域である沖縄からの幼虫に、汚染区域で採集した食草を与えたところ、セシウム摂取線量に対応して、死亡率と異常率が低線量域において急激に上昇した。この線量反応関係は、べき関数モデルに最も適合し、そこから示される半致死線量と半異常線量は、幼虫 1 個体に対し 1.9 と 0.76 Bq、体重 1 kg 当たり 54000 と 22000 Bq であった。幼虫期を通じて摂取された放射性セシウムに対する蛹内の放射性セシウム残留率、および、食物内のセシウム放射活性濃度に対する蛹内の放射性セシウム蓄積率は、いずれもセシウム摂取レベルが最も低い場合に、最も高い値を示した。我々は、少なくともこの蝶にとっては、汚染された食物を食べる危険性は実在し、また、汚染区域に棲息するいくつかの他の生物に対しても危険性があるだろうと結論付ける。

### はじめに

福島第一原子力発電所(NPP)の崩壊により環境中に放出された人工放射性核種の調査は、しばしば汚染区域の環境サンプルや、土壌、森林の腐葉土を用いて行われている<sup>1-3</sup>。また、野生生物や家畜の体内、農作物中に蓄積された放射性核種に対する記録も行われている<sup>4-11</sup>。しかし、野生生物の健康や病に対する汚染物質の生物学的影響については、十分な調査が行われていない。

野外調査から、昆虫個体数、特に蝶の数が減少していることが分かった<sup>12,13</sup>。これは汚染が蝶にとって致命的な影響力を持つことを示唆している。別の研究からは虫癭形成アブラムシにおける形態異常が高い率で発生していることが明らかにされている<sup>14</sup>。これらの研究結果と一致するように、我々は汚染区域のヤマトシジミ(*Zizeeria maha*)が、恐らく福島第一原子力発電所から放出された人工的放射性核種による生理的、遺伝的な影響を受けていることを証明した<sup>15,16</sup>。一連の研究を通じて、我々は独自の標準飼育法<sup>17</sup>のもとで、食物中(つまり、食草の葉、カタバミ)<sup>15,16</sup>の放射性セシウムのレベルに相関して蝶の生存率が低下することを明らかにした。この実験では、食草は異なる汚染レベルを示す5地区から採取され(宇部、広野、福島、飯舘平野部、飯舘山岳部)(Table 1)、研究室内で

最も汚染レベルが低いと思われる沖縄<sup>15</sup>の野外から採集された雌の幼虫に与えられた。しかしながら、幼虫が食べた食草量、人工放射性セシウム摂取線量の測定は行われていない。更に、蛹の中に保持、蓄積された放射線量についても調べられていない。

今回の研究では、幼虫が生存期間に摂取した放射性セシウム量を定量化した。これらのデータにシンプルな数学モデルを当てはめ、放射性セシウム摂取による 50% 死亡率および 50% 異常率が得られた。更に、どれくらいの放射性セシウムが蛹の中に保持、蓄積されたか計量した。最後に、汚染区域に生息する蝶、それ以外の生物が汚染された食物から受けうるリスクについて議論した。

## 結果

### 摂取線量の定量化

まず初めに、我々は幼虫期に幼虫が消費した食草の重量を調査した(Fig.1)。幼虫 5 個体から得た食物消費曲線は、大部分が S 字曲線(シグモイド関数)に適合した:消費量 100%に達する約 4 日前に、消費量が劇的に増加していた。総消費量については、個体間でばらつきがあった;我々が記録した各幼虫が食べた食草の総量は、0.304、0.342、0.391、0.318、0.279 g(平均±SD = 0.327 ± 0.038 g;  $n = 5$ )である(Fig. 1)。しかしながら、これらの食物消費曲線の形状は相互に非常に類似していることから、消費された葉の重量を数値化するために我々が用いた餌を与える方法は、幼虫の成長パターンを大幅には妨げていないといえる。蛹化後 24 時間以内に、5 個体全蛹の重量を記録した:蛹重量 0.023、0.033、0.035、0.026g(平均±SD = 0.029 ± 0.004;  $n = 5$ )。標準飼育法のもと、対照地区である宇部の葉を与えた蛹(平均±SD = 0.035 ± 0.005 g;  $n = 154$ )と比較すると、これら 5 個体の蛹は小さかった。この違いが生じたのは、上記した飼育条件による幼虫へのストレスが主な原因であろう。しかし、この飼育条件は消費された葉量を測定するために必要であった。毎日、一回につき食草の一枚の葉片だけを与え、毎日交換し、各幼虫は空気を通さない小さな容器に入れられていた(実験方法参照)。標準飼育状況下にて平均的な幼虫が摂取した葉の重量を、標準条件下の平均蛹重量 0.035 g を基準に比例計算したところ、幼虫一匹に当たり 0.389 g であった。

5 地区の食草サンプルから検出された<sup>137</sup>Cs と<sup>134</sup>Cs の合計放射線量を用いて<sup>15</sup>、我々は幼虫期を通して幼虫が摂取した放射性セシウムの蓄積量を計算した:0.00038(宇部)、0.58(広野)、2.8(福島)、3.3(飯館平野部)、16(飯館山岳部)Bq(Table 1)。この実験では、幼虫は放射性物質の混入した葉を食べる前に、ほんのわずかではあるが放射性物質の混入が無い葉も食べている(5 個体平均で、消費食草総重量の 2.8%)。蓄積放射線量は、このことを考慮して算出された。幼虫 1 個体における、一日当たりの平均摂取線量も併せて計算した。孵化後 6 日目から放射性物質が混入した葉を与え、消費量が 100%に達するまで、更なる 12 日間を要した(Table 1)。

### 摂取線量と、死亡率、異常率

宇部 ( $n = 154$ )、広野 ( $n = 85$ )、福島 ( $n = 108$ )、飯館平野部 ( $n = 100$ )、飯館山岳部 ( $n = 103$ ) の 5 グループの死亡率と異常率(Table 1)に関連して、次に我々は摂取されたセシウム線量と死亡率、異常率との間に考えられる関係性について調べた(Fig. 2)。死亡率、異常率ともに、摂取し

たセシウム線量が低線量のときに急激に上昇し、その後、約 3 Bq に達するまで上昇した。それ以上の摂取線量では、特記するような変化は見られなかった。数学モデルを求めるにあたり、飯館山岳部グループのプロットは横ばい状態だったため、我々はこのグループを一時的に除外することにした。実際、飯館山岳部のデータも含んで検証してみたが、検証したどのモデルに対しても適合度が下がった(データ非表示)。残りのプロットはべき関数に概ね良く適合した: 対死亡率、 $y = 42x^{0.28}$  または  $Y = 0.28 (\pm 0.01)X + 1.6 (\pm 0.03)$ 、対数尺度  $R^2 = 0.9945$ 、RMSE (二乗平均平方根誤差) = 0.047、 $F = 3.6 \times 10^2$ 、 $df = 3$  (この後、他の検証したモデルもすべて)、 $p = 0.0027$ 。対異常率、 $y = 54x^{0.28}$  または  $Y = 0.28 (\pm 0.002)X + 1.7 (\pm 0.003)$ 、対数尺度  $R^2 = 0.9999$ 、RMSE = 0.0068、 $F = 1.73 \times 10^4$ 、 $p < 0.0001$ 。

上記のべき関数と、シンプルな線型モデルとの比較も行った。飯館山岳部のデータを除いた 4 データポイントを使用して得られた死亡率は、 $y = 16x + 13$ 、 $R^2 = 0.9236$ 、RMSE = 9.1、 $F = 24$ 、 $p = 0.039$  であった。同様に 4 データポイントを使用して得られた異常率は、 $y = 18x + 20$ 、 $R^2 = 0.8527$ 、RMSE = 15、 $F = 12$ 、 $p = 0.077$  であった。これらの結果から、べき関数に比べると、シンプルな線型モデルはあまり良く適合しないことが分かる。同じように、対数モデルも検証したところ、死亡率では  $y = 5.9 \ln(x) + 49$ 、 $R^2 = 0.8806$ 、RMSE = 11、 $F = 15$ 、 $p = 0.062$ 、異常率では  $y = 7.3 \ln(x) + 61$ 、 $R^2 = 0.9420$ 、RMSE = 9.5、 $F = 33$ 、 $p = 0.029$  という値が得られた。対数モデルは線型モデルよりも適合するようだが、べき関数モデルに比べるとまだ劣っていた。我々は、他の主要モデルも検証したが、いずれもべき関数モデルほど合致するものはなかった(実験方法参照)。

従って、べき関数方程式を用いて、幼虫 1 個体に対する半致死線量 1.9 ( $\pm 0.02$ ) Bq と半異常線量 0.76 ( $\pm 0.02$ ) Bq が算出された( $y = 50$ )。標準条件下での平均蛹重量(0.035 g)を用いると、体重 1kg 当たりに対するセシウムの半致死線量は  $5.4 (\pm 0.06) \times 10^4$  Bq/kg、半異常線量は  $2.2 (\pm 0.06) \times 10^4$  Bq/kg となった。同じように、幼虫が 12 日間放射性物質の混入した葉を食べたと仮定し、半致死線量率、半異常線量率に達するのに、幼虫 1 個体が一日で摂取するセシウム線量を計算したところ、半致死線量率に対しては一日 0.16 ( $\pm 0.002$ ) Bq/蛹/日、半異常線量率に対しては 0.063 ( $\pm 0.002$ ) Bq/蛹/日となった。これらを体重比に換算すると、体重 1 kg に対する一日の線量は、対半致死率で  $4.6 (\pm 0.06) \times 10^3$  Bq/体重 kg/日、対半異常率で  $1.8 (\pm 0.06) \times 10^3$  Bq/体重 kg/日となる。

幼虫がその生涯を通じて、絶え間なく放射性物質の混入した葉を食べると仮定し、半致死線量および半異常線量に達する葉の臨界汚染レベルを算出した。これらの臨界濃度は、単純に幼虫が一生涯に食べる葉の総量 0.389 g を半致死線量、半異常線量で割ることで算出した。一生涯で半致死線量に達するための汚染濃度は、葉 1 kg 当たり  $4.9 (\pm 0.05) \times 10^3$  Bq/葉 kg、半異常線量に対しては、 $2.0 (\pm 0.05) \times 10^3$  Bq/葉 kg となった。

## 蛹内の放射性セシウム

蛹の体内にどれくらいの放射性セシウムが残留したかを調べるために、我々の標準飼育下で羽化せずに死亡した蛹から、放射性セシウムを計測した(Table 2)。蛹 1 個体あたりに残っていた  $^{137}\text{Cs}$  と  $^{134}\text{C}$  の加算セシウム量は、広野の蛹(0.58 Bq)の摂取線量の方が、福島の子(2.8 Bq)より少ないにも関わらず、広野の葉(1.32 mBq)を食べた蛹のほうが、福島の葉(1.03 mBq)を食べた蛹よりも高い値を示した。更に、飯館平野部の蛹は最も高い残留放射線量を示し(2.36mBq)、この値は広野と福

島の蛹の約二倍にもあたる。驚くべきことに、飯館山岳部の蛹は、対照の宇部サンプルを除き、検証されたすべての蛹の中で最も低い放射線量(0.61 mBq)を示した(Table 2)。

蛹 1 個体あたりの放射性セシウムと、死亡率および異常率について、考え得る関係性を散布図に基づき検証した(Fig. 3)。散布パターンは Fig. 2 に現した摂取線量パターンとは異なっていた。

上記で議論したように、もし蛹の中の放射性セシウムが摂取したセシウム線量を直線的に反映しているならば、広野の蛹は測定値よりも低い値が示されるはずであり、飯館山岳部の蛹は測定値よりも高い値を示すはずである。予測していた直線関係からの逸脱は、摂取した放射性セシウムに対する生物の反応が、非直線的なものであることを示している。仮に、宇部サンプルにはセシウムによる影響が皆無だとして、線型モデルに当てはめてみると、死亡率は  $R^2 = 0.56$ ,  $p = 0.15$ 、異常率は  $R^2 = 0.41$ ,  $p = 0.24$  となる。示された  $R^2$  値が低く、 $p$  値も高いことから、これらのデータの明確な解釈は不可能である。

蛹体内に残留し、蓄積された放射性セシウムの総量を算定するために、幼虫期を通じて幼虫が摂取したセシウム線量(Bq)に対する、蛹に残留した放射性セシウムのパーセンテージ(Bq)、および、食草のセシウム線量(Bq/kg)に対する蛹に蓄積された放射性セシウム量(Bq/kg)のパーセンテージを計算した(Table 2)。対照の宇部サンプルを除いて、残留率と蓄積率、どちらも、放射性物質の混入した葉の摂取量が最も低い広野の蛹が、最も高い値となった(各々、0.23% and 2.6%)(Table 2)。

## 考察

この論文で我々が重点的に取り組んだことは、福島第一原子力発電所事故で放出された放射性セシウムを含んだ物質を、体内に摂取した際に起こり得る生物学的影響についてである。4 地区(広野、福島、飯館平野部、飯館山岳部)のセシウム摂取量は、対照地区の宇部よりもかなり高い値を示し、先の研究で明らかに有害な生物的影響が検出できたのも驚くには値しない<sup>15,16</sup>。しかし、我々の結果が自然放射線や他の原発事故の研究と直に比較されるべきものかどうかは分からない。我々は、蛹内に残留した検出可能な放射性セシウム量を測定したが、残留セシウムは、変態に影響する可能性があり、形態異常や死をもたらすかもしれない<sup>16</sup>。しかしながら、注目すべきは、蛹内のセシウム放射能濃度が、蛹の生理的、遺伝的損傷の度合いに比例するわけではない、ということである。蛹内の放射性セシウム濃度が食草に含まれていた濃度よりもかなり低かったことから、生態学的な食物連鎖の一つを担っているこの蝶の生産者-消費者システム内では、生物濃縮は起こらなかったことが明らかになった。

放射性物質の摂取量に対する死亡率、異常率の変化は直線的でないことが分かった。むしろ、死亡率と異常率は低線量時に特に急激に上昇した。加えて、これ以下なら生物学的反応がでない、という閾値も無いようである。これらの結果は閾値の無い線型モデル(LNT)と一致する。このモデルは比較的幅広く低線量被曝に受け入れられているもので<sup>18,19</sup>、我々のシステムにおいても閾値は検出されなかった。しかし、我々のシステムに対して線型モデルが不適合であったことから、我々の結果も LNT モデルに一致しないようである。より厳密には、線量反応関係データがべき関数に適合するということは、福島第一原子力発電所からの人工セシウムが比較的 low レベルであっても、いくつかの蝶個体群にとっては、かなり有害になり得るということである。ただし、今回の実験系では、この比較的「低レベル」とい

われる線量が、LNTモデルの安全な適応範囲内に当てはまるものかどうか不明である。

それでも、我々は今回得られた半致死線量と半異常線量は非常に高い値だと確信している。更に、半致死線量と半異常線量の臨界濃度は、葉 1 kg あたりに対して、それぞれ  $4.9 (\pm 0.05) \times 10^3$  Bq/kg、 $2.0 (\pm 0.05) \times 10^3$  Bq/kg という結果となり、これらも自然界の放射線レベルと比較するとかなり高い値である。これらの結果から、一般的にヤマトシジミは内部被曝に抵抗力を持っていると言えるだろう。更に低い線量レベルでも生物学的影響が見られるかどうかは、今後の調査課題とする。

我々の結果と人間への関連性は不確定のままであり、今後も不確定のままだろう。何故ならば、人間に対して制御された実験を行うことは不可能だからだ。ただ、まるで何事もなかったように人々が暮らす福島市や、いくらかの人々が帰還している広野町から放射性物質が混入していた葉を採取したということは、留意すべきである。更に、我々の結果は、チェルノブイリ事故後に西ドイツ<sup>20</sup>とアメリカ合衆国<sup>21</sup>でみられた、幼児死亡率の急激な上昇という人間に対する結果とも一致している。グールドとスターングラス(1989)<sup>21</sup>は、チェルノブイリ事故後にみられた突然の乳幼児死亡率の上昇は、放射性ヨウ素摂取に起因するのではないかと推測した。彼らは線量反応関係にべき関数モデルではなく対数関数モデルを使ったが、どちらのモデルでも低線量で非直線的な上昇を見せる点は同じである。本実験で得られた半致死線量と半異常線量が意味することは、この先、人間を含む他の生物に対する放射線被曝の影響を議論する際に、大きな影響をあたえるだろう。

広野の葉は検査された葉の中では最も汚染レベルが低かったにもかかわらず、広野の蛹からは、他の蛹よりも高い放射性セシウムが検出された。興味深いことに、飯館山岳部は葉の汚染レベルが最も高かったが、その葉を食べた蛹からは最も低いセシウム量が観察された。今回のサンプル間では比較的汚染レベルの低い葉を食べた広野の蛹が、最も高い放射性セシウムの残留値・蓄積値を示した。可能性の一つとして、幼虫の消化管にある上皮細胞が高度に汚染された飯館山岳部の葉を食べた際に損傷を受け、放射性セシウムの吸収を阻害したということが考えられる。または、あまりにも高線量なセシウムに対しては消化管が効率的に排泄しようとし、結果的にセシウム吸収量が制限されたのかもしれない。消化管の損傷に起因する、体重や翅サイズの系統的な減少は飯館山岳部グループからは検出されなかった<sup>15</sup>ため、後者のほうが、可能性が高いといえる。実際、もしセシウムが食草の葉の表面に付着した微小粒子<sup>22</sup>として摂取されたのなら、より後者の可能性は高くなる。飯館山岳部グループとは対照的に、広野の葉を食べた幼虫は効率的に放射性セシウムを吸収したように思われる。このシナリオから、低線量での死亡率と異常率の急上昇だけでなく、高線量での死亡率と異常率の飽和状態も説明できる。死亡や異常に関連するターゲット、例えば損傷を受けた際に、突然の致死または異常な影響を引き起こす機能遺的な遺伝子が、すべて攻撃されつくしたために、死亡率と異常率が飽和したのかもしれない。このような遺伝子の数は限られていることから、更に遺伝子が攻撃されたとしても、死亡率や異常率の上昇には関係してこないであろう。

内部被曝が幼虫に与えた生物学的影響は、人工セシウムが $\gamma$ 線だけでなく $\beta$ 線<sup>23</sup>も放っている事実を考慮すると、比較的高いものであったといえる。加えて、放射性プルームは微小粒子<sup>22</sup>として摂取されている可能性もあることから、放射能に関係なく、免疫反応(または他の生理的反応)を引き起こし、結果的に病理を引き起こすのかもしれない。また、セシウム以外の福島第一原子力発電所からの放射性物質(非放射性物質であっても)が蝶の死亡率、異常率に加担していることもあり得る。

さまざまな生物を対象として、内部被曝の生物学的影響を調べた研究は僅かしか存在しないが<sup>24</sup>、

そこから分かることは、種によって放射線被曝に対する感受性が異なるということである<sup>25</sup>。我々は、この感受性は、遺伝条件、環境条件が異なれば、単一の種内であっても幅広く変化すると推測している。今回の内部被曝実験では、多くの個体が死亡するような放射線量条件下でも、普通に生き延びる個体もいることが観察された。それゆえ、死亡率と異常率が100%に達することは一度も無く、単一種のなかでも個々の感受性が異なることは明らかであった。このような種内での差は、人間にも他の生物にも同様にあり得ることから、「安全被曝レベル」として単一の閾値を設定する際には、対象となるシステムが持つ他の関連情報とともに、信頼区間を明示する必要がある。

最近、牡牛の睾丸には放射性セシウムの影響はなかったという研究論文が出された<sup>26</sup>。しかし、その研究で調査された牛はたったの二頭で、そこから結論を出すのは時期尚早である。

更に、精子形態については、たった数個の精核と精子先体のイメージだけで正常だと示され、調べられた生殖細胞の数については何の記述もされていなかった。一般的にネガティブデータはとりわけ慎重に扱われるべきである。なぜなら、帰無仮説を証明するには、実験系の慎重な定義と、多くのサンプル数が必須だからである<sup>27,28</sup>。

結論として、放射性セシウムによる内部被曝のリスクを認めることは重要である。少なくとも、ヤマトジミにとっては重要であり、また、人間を含む、高度汚染区域に生息する他の生物に対しても同様のことがいえるだろう。近い将来、本研究の結果を確認、発展させるための、低線量に関する研究が更に必要とされる。

## 実験方法

### 内部被曝実験

先に記述されているように<sup>15,16</sup>、卵を孵化させるため、沖縄本島の野外で採集された6体の雌と6体の雄は、300 mm四方の正方形容器に6-10日間収容された。この期間、死亡した成虫は生きた成虫と入れ替えられ、成虫数が変化しないように維持された。得られた卵、幼虫、蛹は、実験室内で標準条件<sup>16</sup>のもとで飼育された。幼虫期初期では、沖縄でとれた餌(つまり、放射性物質の混入が無い食草の葉、カタバミ *Oxalis corniculata*)を幼虫に与え、孵化から6日目まで5つのグループに分けられた。よって、これらのグループにいる個体たちは遺伝的に同一である。孵化から6日目以降、それぞれの幼虫グループに対し、5地区から集められた餌一種が与えられた(宇部、広野、福島、飯館平野部、飯館山岳部)。山口県宇部から採集した汚染されていない葉を幼虫の1グループに与えた。この幼虫グループは内部被曝実験の対照群として扱われた。

### 食餌消費量の定量化

上述したとおり、卵は沖縄の野外で捕獲した雌から得た。また、幼虫5個体は無作為に選ばれ、環境温度下(およそ27°C)で、葉が乾かないように密封型スクリューキャップが付いた遠心分離器用プラスチックカラムチューブ(直径10 mm、高さ50 mm)内で、別々に飼育された。それぞれの幼虫が食べた草の量は毎日測定された。幼虫に与える前に、茎からはずした葉1枚の重さを測り、さらに、イメージスキャナーで画像を撮り、その面積をImageJ 1.44p ソフトウェアで計測した(U. S. National Institutes of Health, Bethesda, Maryland, USA, <http://imagej.nih.gov/ij/>, 1997-2012)。給餌1回につきその計測済みの葉を1枚ずつ与えた。その葉が食べられた後、残った部分は新しい葉と取り換えられた。残った葉の面積は毎日計測し、元

の葉と残った葉の面積比をもとに残された葉の重さを算出した。これらの方法により、日ごとに消費された葉の重さは、新鮮な葉の重さであることが保証された。

## 放射線量の測定と計算

サンプル葉に混入するセシウム放射線量 ( $^{137}\text{Cs}$  と  $^{134}\text{Cs}$ ) は、以前説明<sup>15</sup>したように、灰にしたのち、重厚な鉛でシールドされ、ゲルマニウム半導体放射線ウェルタイプ探知機カンペラ GCW-4023 (Meriden, CT, USA) を用いて計測された。Hiyama *et al.* (2012) の補足資料 Table 8 で紹介した<sup>15</sup>、2011 年 12 月 26 日に計測された葉のセシウム放射線値を用いて、我々は幼虫により消費された線量値を再計算した (便宜上、測定日は 2011 年 7 月 22 日に固定した)。2011 年 3 月 15 日の福島第一原子力発電所の爆発時に放出された  $^{137}\text{Cs}$  と  $^{134}\text{Cs}$  の活動比を 1:1 と仮定した。広野の  $^{134}\text{Cs}$  値、 $5.38(\pm 0.06) \times 10^2$  は、元の論文に記述違いがあったため、訂正した。蛹については、同じ測定器がセシウム活動 ( $^{137}\text{Cs}$  のみ) の測定に使用された。このウェルタイプ測定器は、試料を容器に入れることができるので、小さな試料に対して最大級の効率を与えてくれる。測定に先立ち、死亡した蛹は数ヶ月間、空気乾燥され、プラスチックのカラム容器に入れられていた (直径 14 mm)。測定器は NBL パウダースタンド (New Brunswick Laboratory U.S. Department of Energy Argonne, IL, USA) に従って校正された。測定はエラースコアが 10% 以下になるまで行われた。蛹から信頼できる放射性レベルのシグナルを得るために、実際には数日間にわたり測定が行われたが、便宜上、ここでは 2014 年 2 月 15 日に一斉に計測が行われたこととした。各蛹の放射能摂取の計算については、2011 年 3 月 15 日の爆発で放出された  $^{137}\text{Cs}$  と  $^{134}\text{Cs}$  が 1:1 の活性比で放出され、さらに、すべての葉が 2012 年 7 月 22 日に同時に摂取されたと仮定する。 $^{134}\text{Cs}$  活性も、便宜上、2011 年 7 月 22 日の摂取時での  $^{134}\text{Cs} : ^{137}\text{Cs}$  活性比を基に計算された。

## 死亡率と異常率

すべての成長段階を含んだ飼育個体総数に対し、死亡個体数をパーセンテージ化したものを死亡率と定義した。よって、死亡率に含まれない個体は、羽化した成虫のみである。一方、ここでの異常率は、厳密には総異常率と言うべきである。この率は、すべての飼育された個体数に対し、成長段階で死亡した個体、および形態異常をもつ羽化した成虫数を加えてパーセンテージ化した。よって、いかなる形態異常も見られなかった正常な成虫のみが異常率から除かれている。相関分析はマイクロソフトエクセル (2013) と JSTAT13.0 (2012) (横浜、日本) を用いて行われた。

## 数学モデリング

初めに、我々はマイクロソフトエクセルに内蔵された数学関数適合機能を用いて、その中でもっとも適合する曲線を模索した。直線、指数、対数、多項式、累乗関数モデルを含む、利用可能なモデルのすべてを検証した。 $R^2$  Values が最も一致し、生物学的に根拠のあるモデルを、最も適切なモデルとした。この方法で得られた方程式を基に、 $y = 50(\%)$  として、半死亡率線量と半異常率線量をマニュアルで計算した。加えて、モデル分析ソフトウェア JMP 11.0.0 (2013) (SAS Institute, Cary, NC, USA) を使用し、線形モデル、非線形モデルの検証も行った。シンプルな数学的方程式で、最も高い  $R^2$  値、最も低い RMSE、もしくは、最も低い情報量基準をもつ方程式、例えば AIC、BIC、MDL など、が妥当であると判断した。線形モデル (対数スケールのべき関数を含む) と非線形モデル (対数、平方根、二次式、多項式、ロジスティック、指数関数を含む) も検討した。これらのモデルと適合させたところ、べき関数モデルに次いで、ロジスティック 4P モデルも高い  $R^2$  値を示した (死亡率では  $R^2 = 0.9972$ , BIC = 19.93; 異常率では  $R^2 = 0.9997$ , BIC = 12.31)。しかし、方程式の複雑さと、比較的高い BIC 値を示したため、今後の分析にこの方程式を使用することは避けた。モデルや計算に関する数値は標準誤差 (SE) とともに本文に記した。

## 図の説明

### 図 1. 幼虫 5 個体の葉の累積消費量の時間変化

それぞれの曲線が個々の幼虫を示している。孵化した幼虫が確認された日を Day1とした。

### 図 2. 放射性セシウム摂取量に対する、幼虫 1 個体あたりの死亡率(a)と異常率(b)

差し込み図は4区域からのプロット。べき関数(赤点線)を適合させた。

### 図 3. 蛹内のセシウム線量と死亡率(a)、異常率(b)の関係

宇部サンプルのセシウム放射線量は0とみなした。

翻訳: 金野秀香

本論文は、2014年5月15日に *Scientific Reports* から出版された「The biological impacts of ingested radioactive materials on the pale grass blue butterfly」の日本語訳版です。図表や引用文献リスト等は英語原文より参照してください。英語原文は <http://www.nature.com/srep/2014/140515/srep04946/full/srep04946.html> で読めます。

本論文に関して、ご質問やご意見などがありましたら、大瀧研究室(yamatoshijimi.net@gmail.com)までよろしく申し上げます。