

第 232 回雑誌会

(Oct. 21, 2015)

(1) Impacts of anthropogenic activity on the ecology of class 1 integrons and integron-associated genes in the environment

Gaze, W. H., Zhang, L., Abdousslam, N. A., Hawkey, P. M., Calvo-Bado, L., Royle, J., Brown, H., Davis, S., Kay, P., Boxall, A. B. and Wellington, E. M.
The ISME Journal, **5**, 1253-61 (2011).

Reviewed by M. Nishiyama

水平伝播は、異なる細菌属間で薬剤耐性遺伝子を拡散させる原因である。中でも、クラス1インテグロンは、抗生物質、ならびに合成洗剤や殺虫剤に含まれる第四級アンモニウム化合物 (QAC) に対する耐性遺伝子を運ぶ遺伝要素である。しかしながら、人為的活動によって発生する薬剤耐性菌の、環境に与える影響はあまり知られていない。そこで本研究では、環境中におけるクラス1インテグロン、ならびに関連するQAC耐性遺伝子の存在実態を調査した。試料は、QACの排水が流入する土壌、下水消化汚泥、抗生物質を投与している豚糞尿、抗生物質やQACによる汚染のない土壌（非汚染土壌）の4つとした。また、石灰を添加後、脱水消化汚泥を混合した非汚染土壌から以下の経日後に試料を採取した：初日、1、12、24ヶ月後。各試料からDNAを抽出した後、リアルタイムPCR法によって、16S rRNA遺伝子、クラス1インテグロン (*intI1*)、ならびに関連するQAC耐性遺伝子 (*qacE*, *qacEΔ1*, *qacG*, および*qacH*) を測定した。なお、試料中における各遺伝子保有細菌の存在割合は、16S rRNA遺伝子数に対する各ターゲット遺伝子数として評価した。

*intI1*の存在割合は、下水消化汚泥と豚糞尿でそれぞれ1.01%, 0.21%であり、非汚染土壌(0.0036%)と比較して有意に高かった。また、QACの排水が流入する土壌での存在割合は0.65%であり、クラス1インテグロンは人間活動の影響によって増加すると考えられた。QAC耐性遺伝子の存在割合を測定した結果、QACの排水が流入する土壌における*qacE*の存在割合は、全試料の中で最も高かった(0.44%)。その他のQAC耐性遺伝子についてみると、*qacG*と*qacH*はQACの汚染土壌と下水消化汚泥からそれぞれ検出されたのに対し、豚糞尿と汚染無土壌からは検出されなかった。このことから、QAC耐性遺伝子の存在割合は、抗生物質やQACが存在する環境下で増加することが明らかとなった。次に、脱水消化汚泥を含有した土壌をモニタリングした結果、初日と比較すると、1ヶ月後の*intI1*と*qacE*の存在割合はそれぞれ減少した。*(intI1 : 0.56%から0.36%, qacE : 0.50%から0.12%)*。その一方で、*intI1*と*qacE*ともに24ヶ月後においても0.01%存在した。以上のことから、クラス1インテグロンや関連するQAC耐性遺伝子は、人間活動の影響によって環境中に排出され、適切に処理した下水消化汚泥を加えた土壌においても長期間生残することが明らかとなった。

(2) Cadmium and copper accumulation and toxicity in the macroalga *Gracilaria tenuistipitata*

Huang, X., Ke, C. and Wang, W.-X.

Aquatic Biology, **11**(1), 17-26 (2010).

Reviewed by S. Hirayama

中国の海南省に広く分布する紅藻 *Gracilaria tenuistipitata* は、養殖アワビの主要な飼料となるため、商業的な価値が高い。しかしながら、海南省の海岸堆積物中では、カドミウム (Cd) と銅 (Cu) による汚染が深刻化している。そのため、金属汚染された *G. tenuistipitata* を飼料とすることによって、養殖アワビへの間接的な影響が危惧される。そこで本研究では、異なる環境条件において、Cd と Cu の *G. tenuistipitata* への蓄積量ならびに *G. tenuistipitata* に対する両金属の毒性を調査した。試験は、Cd と Cu とともに 0, 10, 50, および 200 $\mu\text{g/L}$ の 4 濃度区に設定した金属溶液に、藻体を 2 週間暴露して実施した。両金属の *G. tenuistipitata* への蓄積量は、試験後の藻体を溶解し、原子吸光分光法で分析した。海藻に対する両金属の毒性は、生長率、脂質過酸化反応、およびエネルギー貯蔵量の 3 つのエンドポイントで評価した。生長率は、生体重の変化から算出した。脂質過酸化反応は、反応の副産物であるマロンジアルデヒド (MDA) 量から評価した。エネルギー貯蔵量は、炭水化物、脂質、およびタンパク質のエネルギー量の合計値とした。なお、すべての金属暴露試験は、水温 18, 23, 28°C, 塩分 20, 26, 33 psu の各 3 つの環境条件で実施した。

両金属の藻体への蓄積量を分析した結果、Cd と Cu のいずれの場合も、水温の上昇ならびに塩分の低下に伴って、蓄積量は増加した。次に、生長率を算出した結果、すべての環境条件において、両金属ともに濃度の増加に伴って、生長率は低下した。特に、高水温条件において金属による生長率の著しい低下が認められ、水温 28°C のとき、Cd と Cu の 200 $\mu\text{g/L}$ での生長率は、0 $\mu\text{g/L}$ における生長率から、それぞれ 83 と 80% に低下した。生長率と同様に、エネルギー貯蔵量をエンドポイントとした場合にも、高水温条件において金属の影響によってエネルギー貯蔵量は低下した。このことから、水温は、*G. tenuistipitata* への金属の蓄積と毒性を支配する重要な環境要因であることが示唆された。両金属の藻体への蓄積量と 3 つのエンドポイントの相関関係を調査したところ、Cd の蓄積量は、生長率との間のみについて相関関係が認められた ($r^2=0.604$)。これに対して、Cu の蓄積量は、すべてのエンドポイントとの間に相関関係が認められた：生長率, $r^2=0.669$; MDA, $r^2=0.747$; エネルギー貯蔵量, $r^2=0.616$ 。このことから、*G. tenuistipitata* への銅の蓄積量を測定することで、*G. tenuistipitata* に対する銅の簡易的な毒性評価も可能となる。