

エコバイオ・ブロック (EBB) の水質浄化機能 に関する基礎的研究

A FUNDAMENTAL STUDY ON WATER QUALITY PURIFICATION
BY ECOBIO - BLOCK

松永信博¹・徳永貴久²・増田壮佑³

Nobuhiro MATSUNAGA, Takahisa TOKUNAGA, Sousuke MASUDA

矢野真一郎⁴・押川英夫⁵・藤田和夫⁶

Shinichiro YANO, Hideo OSHIKAWA, Kazuo FUJITA

古賀雅之⁷・岩下智明⁸・原田敦彦⁹

Masayuki KOGA, Toshiaki IWASHITA, Atsuhiko HARADA

¹正会員 工博 九州大学大学院 総合理工学研究院教授 (〒816-8580 福岡県春日市春日公園6-1)

²正会員 博(工) 佐賀大学 低平地研究センター講師 (〒840-8502 佐賀市本庄町1)

³非会員 九州大学大学院 総合理工学府 (〒816-8580 福岡県春日市春日公園6-1)

⁴正会員 工博 九州大学大学院 工学研究院助教授 (〒812-8581 福岡県福岡市東区箱崎6-10-1)

⁵正会員 博(工) 九州大学大学院 工学研究院助手 (〒812-8581 福岡県福岡市東区箱崎6-10-1)

⁶正会員 九州大学大学院 工学研究院 (〒812-8581 福岡県福岡市東区箱崎6-10-1)

⁷非会員 コヨウ 株式会社 (〒835-0006 福岡県山門郡瀬高町大字坂田169)

⁸非会員 株式会社 ビッグバイオ (〒862-0962 熊本県熊本市田迎6丁目11-55)

⁹非会員 NPO法人 河川環境基金 (〒816-0063 福岡県福岡市博多区金隈1丁目28-45)

Laboratory experiments were carried out on water quality purification of EBB (EcoBio-Block), which is a porous concrete block including *Bacillus subtilis* natto group. The abilities of EBB for the mineralization of organic matter and the nitrification of ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$) were tested and compared with those of common porous concrete blocks. The mineralization of organic matter was suppressed when the water temperature is low, and the generation of $\text{NH}_4\text{-N}$ was kept low. Therefore, the nitrification by EBB was also suppressed. As the water temperature became high, the generation speed of dissolved inorganic nitrogen (DIN) by EBB increased outstandingly. The nitrification speed took the maximum value when the water temperature was 15°C . The experimental results revealed that EBB has the very high abilities for the mineralization of organic matter and the nitrification of $\text{NH}_4\text{-N}$ though they depend strongly on the water temperature.

Key Words : EcoBio-Block, water quality purification, laboratory experiments

1. はじめに

現在, 沿岸域, 河川, 湖沼など様々な水域で, 水質環境の悪化が顕在化している. 特に, 人間活動による有機物の流入の増加は水域の富栄養化を引き起こし, 深刻な水質汚濁を引き起こしている. 有機物や栄養塩の過剰な負荷に起因する水環境悪化を根本的に防ぐには, 水域に流入する負荷量を押さえることが急務であるが¹⁾, 下水道整備や高次排水処理には莫大な費用と時間がかかり,

十分な整備がなされるには至っていない²⁾. このような状況下では, 水質改善対策が並行して行われることが必須であり, 水質改善のための技術開発が望まれる^{3), 4)}. 特に, 生態系の物質循環システムを有効に利用し, 栄養塩や有機物を系外へ除去する技術開発が強く求められている⁵⁾.

著者らは, 納豆菌群の中でもアルカリ性に極めて強い耐性をもつ有用微生物群を抽出・培養し, それを多孔型コンクリートブロック内に封入することに成功した. そのブロックはエコバイオ・ブロック (EBB) と呼ばれ,

これまで熱帯魚観賞用水槽等の小規模な水質浄化に利用されてきた。本研究は、EBBを河川、湖沼、閉鎖性海域など広い水域に応用し、水質改善を目指したプロジェクトの第一段階として行われたものである。本研究の目的は、室内実験を通してEBBの基本性能である水質浄化能力を明らかにし、その実水域への応用可能性を検討することである。

2. 供試体の比較実験

(1) EBBの概要

著者らは、自然の土壤中に生息する納豆菌群 (*Bacillus subtilis natto* group) から特定の微生物を抽出し組み合わせ、水質浄化に有効な耐アルカリ性を備えた微生物群の培養に成功し、この有用微生物群をポーラス状骨材、セメント、水と混合することにより、有用微生物群を封入したポーラスコンクリートブロックを開発した⁶⁾。その水質浄化機能のメカニズムは未だ不明な点はあるものの、EBB中の有用微生物群（以下、EBB菌と呼ぶ）が、他の種々の菌と互いに補完しあう関係を保つことで単菌では得られない自然浄化能力を有していることが期待されている。代表的なEBBを図-1に示す。形状は、直径90mm、高さ80mmの中空円筒状である。EBB菌およびEBBの特徴を以下に示す。

- EBB菌はpH3～11程度までの範囲で生存できるため、セメントペースト中への封入が可能である。
- EBB菌の有効な増殖可能温度帯は10～65℃であることから、環境条件が日変動や季節変動により激しく変化する自然界においても水質浄化機能を発揮することが十分期待できる。
- EBBはポーラス構造のコンクリートブロックであり、浄化対象となる水との接触面積が非常に大きい事に加え、封入されたEBB菌が直径10～100 μ mの無数の穴を通じて水中の有機物を取り込むことができる。このため、高い水質浄化能力が期待できる。

(2) 実験方法

試料水は九州大学筑紫キャンパス内の池から採取されたもので、一昼夜曝気して実験に用いられた。水表面からの再曝気を防ぐため、実験にはフランビンを使用した。試料水約100mlとEBB 5gを入れたフランビンを12本用意し、密閉した。それらを恒温器（三洋電機バイオメディカ株式会社 NIR-253）の中に静置し、水温を設定温度に保った。植物プランクトンの光合成を抑えるために暗条件とした。EBB菌による水質浄化能力を評価するため、実験開始から8時間毎にフランビンを2本ずつ恒温器から取り出し、溶存酸素（DO）濃度および栄養塩（アンモニア態窒素、亜硝酸態窒素、硝酸態窒素、リン酸態リ

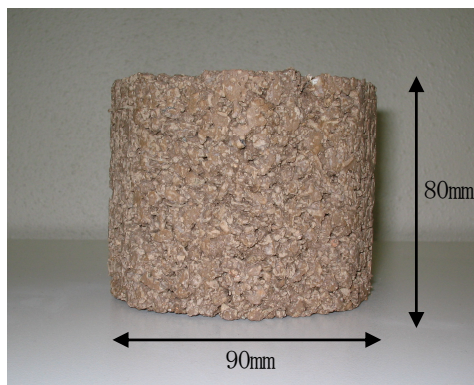


図-1 EcoBio-Block

ン）の濃度を定量した。全実験時間は48時間（2日間）であった。

DO濃度はウィンクラー法によって分析された。アンモニア態窒素、亜硝酸態窒素、硝酸態窒素およびリン酸態リンの分析は、ガラス繊維濾紙（Whatman GF/F）で濾過後の濾液が用いられた。栄養塩は、それぞれサリチル酸法、ジアゾ法、カドミウム還元法およびアスコルビン酸法に従って分析された。分析装置にはセントラル科学DR-2010を用いた。実験開始時におけるChl. a濃度およびPheo. 濃度は、試料水500mlをガラス繊維濾紙（Whatman GF/F）で吸引濾過した後、濾紙を90%アセトン溶液に入れ、得られた抽出液をLorenzenの方法に従って分析した。生物化学的酸素要求量（BOD）は、有機物量の指標の1つである。今回は5日間値であるBOD₅によって有機物量を評価した。

供試体の比較実験を行うため、試料水と菌体なしのポーラスブロックを入れたフランビンを12本、試料水と市販のコンクリートブロックを入れたフランビン12本、試料水のみを入れたフランビン12本（リファレンス）を用意し、密閉し、恒温器内に静置した。8時間ごとに2本ずつ取り出し、上記と同様の水質分析を行った。表-1に示すように、設定水温を10～35℃まで6段階に変化させ、これら一連の実験を行った。

(3) 水質の時間変化

富栄養化した水を試料水として用いるため、池の水の採取は2004年8月～9月にかけて行われた。表-1に試料水の初期の水質を示す。Chl. a濃度およびPheo. 濃度については、おおよそ50～130 μ g/l、0～30 μ g/lの値を示しており、BOD₅は、5～8mg/lであった。従って、初期の試料水には、植物プランクトンが多量に存在していたことがわかる。また、溶存態無機窒素は、全体的に低い値を示している。これは、試料水採取時には池で植物プランクトンが増殖し、すでにDINが吸収されていたためと考えられる。一方、リン酸態リンについては、かなり高い値を示しており、リンが過剰な状態にあったことがわかる。

図-2(a)～(f)に、水温10℃における水質の時間変化を示す。DO濃度は、いずれのブロックにおいてもほとん

表-1 実験開始時における試料水の水質

設定水温[°C]	Chl.a[μ g/l]	Pheo.[μ g/l]	BOD ₅ [mg/l]	NH ₄ -N[mg/l]	NO ₂ -N[mg/l]	NO ₃ -N[mg/l]	PO ₄ -P[mg/l]
10	53	26	5.6	0.04	0.006	0.05	0.60
15	24	5.1	4.4	0.05	0.006	0.03	0.75
20	130	32	5.5	0.30	0.009	0.2	0.45
25	55	24	7.9	0.08	0.004	0.04	0.57
30	110	11	5.1	0.07	0.004	0.03	0.07
35	55	0.0	6.7	0.10	0.006	0.04	0.53

ど変化していない。アンモニア態窒素濃度もまた、いずれのブロックにおいて変化していない。しかし、亜硝酸態窒素濃度および硝酸態窒素濃度の値は、EBBにおいてのみ大きくなっており、時間の経過とともに緩やかに増加していることがわかる。アンモニア態窒素濃度、亜硝酸態窒素濃度および硝酸態窒素濃度の和であるDIN濃度は増加傾向にある。この傾向は、硝酸態窒素濃度の時間変化を反映したものである。これらの結果から、水温10°CにおいてもEBBは有機物の分解能力および硝化能力において他のブロックよりも勝っていることがわかる。EBBにおいてアンモニア態窒素濃度の変化が小さいにもかかわらず、亜硝酸態窒素濃度および硝酸態窒素濃度が上昇している理由は、以下のように考えられる。つまり、この場合、水温が10°Cと低いため有機物の分解活性は低く、アンモニア態窒素はあまり生成されない。しかし、EBB菌がもつ高い硝化能力のため、アンモニア態窒素のほとんどが硝化されることになる。ここで、EBBによるリン酸態リン濃度が他のブロックよりも大きくならない理由については、基本的に水中のリン酸態リン濃度が高く、有機物分解による違いが明瞭に現れなかったためと思われる。

図-3(a)～(f)に、水温30°Cにおける水質の時間変化を示す。DO濃度は、いずれの場合も時間の経過とともに減少している。実験開始から48時間後において最もDO濃度が減少したのはEBBおよび菌体なしのポーラスブロックであったが、アンモニア態窒素濃度、亜硝酸態窒素濃度および硝酸態窒素濃度が大きく増加しているのはEBBのケースであった。ポーラスブロック、コンクリートブロックおよびリファレンスに関しては、亜硝酸態窒素濃度および硝酸態窒素濃度に変化が見られない。EBBにおいてアンモニア態窒素、亜硝酸態窒素および硝酸態窒素の濃度が大きく増加した理由は、EBBによる有機物分解速度の増加と硝化速度の増加によるためと考えられる。リン酸態リン濃度はどのケースにおいても時間的に増加傾向にあるが、供試体による違いは認められない。この理由として、前述したように試料水中のリン酸態リン濃度は高く、有機物の分解による変化が明瞭に現れなかったためと思われる。

3. EBBの水質浄化性能試験

(1) 実験方法

試料水にEBBを加えた場合と試料水のみの場合の2つのケースに対して実験を行った。実験方法は供試体の比較実験とほぼ同様であった。ただし、フランビンそれぞれの場合に対し36本ずつ用意し、実験開始から8時間毎にDO濃度分析用に3本、栄養塩分析用に3本の計6本ずつを恒温器から取り出した。信頼性の高いDO濃度および栄養塩濃度の値を得るために3本の値を平均した。表-2に示すように設定水温を5～45°Cまで5段階に変化させ、一連の実験を行った。全実験時間は48時間（2日間）であった。

(2) 水質の時間変化

表-2に実験初期の水質と設定水温を示す。試料水は2004年9月～10月にかけて採取された。Chl. a濃度およびPheo. 濃度については、おおそ15～85 μ g/l、0～6 μ g/lの値を示しており、BOD₅の値は3～7mg/lであった。水質浄化性能試験で用いた試料水は、供試体の比較実験において用いた試料水同様、九大キャンパス内の池から採取したもので、植物プランクトンが多量に存在し、栄養塩が枯渇している状態にあった。

水温25°CにおけるEBBによる水質の時間変化を図-4(a)～(f)に示す。図中において、EBBによるDO濃度の時間変化は●印で、〈試料水のみ〉のDO濃度から〈試料水+EBB〉のDO濃度を差し引いたものを○印で示している。つまり、○印で示されたデータは、EBBの有機物分解による酸素消費を意味している。栄養塩に関するデータは、〈試料水+EBB〉の栄養塩濃度から〈試料水のみ〉の栄養塩濃度を差し引いたもので、EBBによる栄養塩の生成を意味している。プロットされたデータは3本の測定の平均値であり、縦線は最大値および最小値を表している。DO濃度は時間の経過とともに減少しており、EBBが有機物分解と硝化を行ってDOを消費していることがわかる。実験開始から48時間で、EBBはDOを1.4mg/l消費している。アンモニア態窒素濃度は時間の経過とともに増加している。亜硝酸態窒素濃度および硝酸態窒素濃度は実験開始から24時間後に減少しているものの、全時間にわたって見ると、増加傾向にある。DIN濃度も全時間にわたって増加傾向

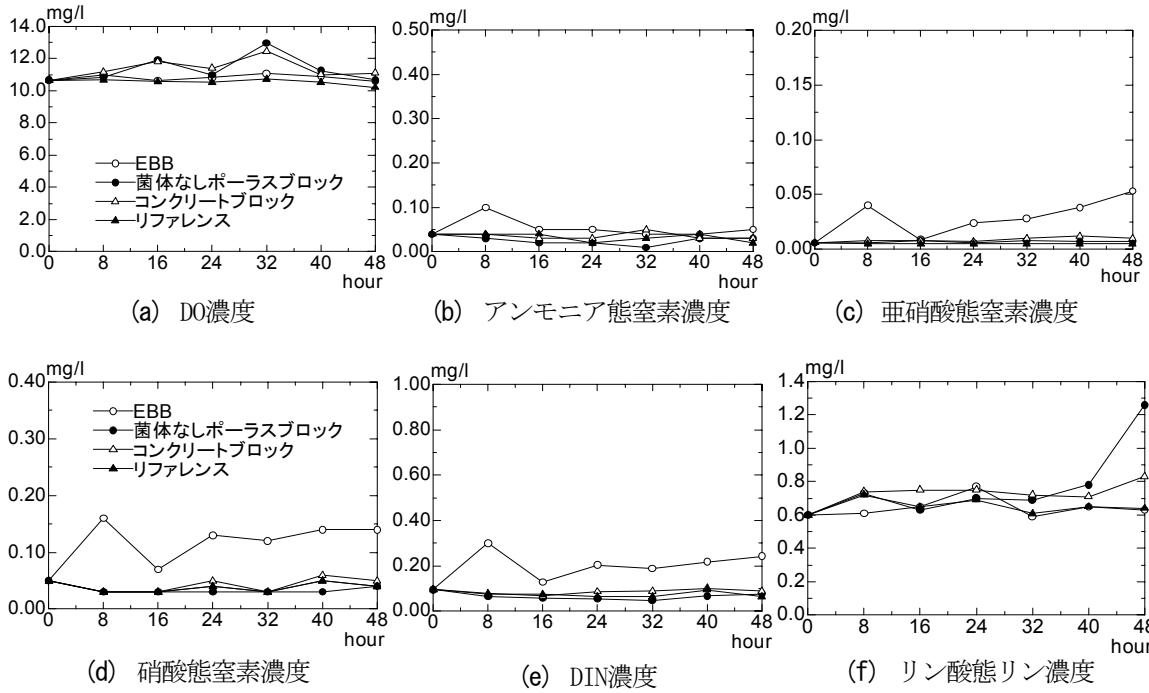


図-2 水質の時間変化 (水温10°C)

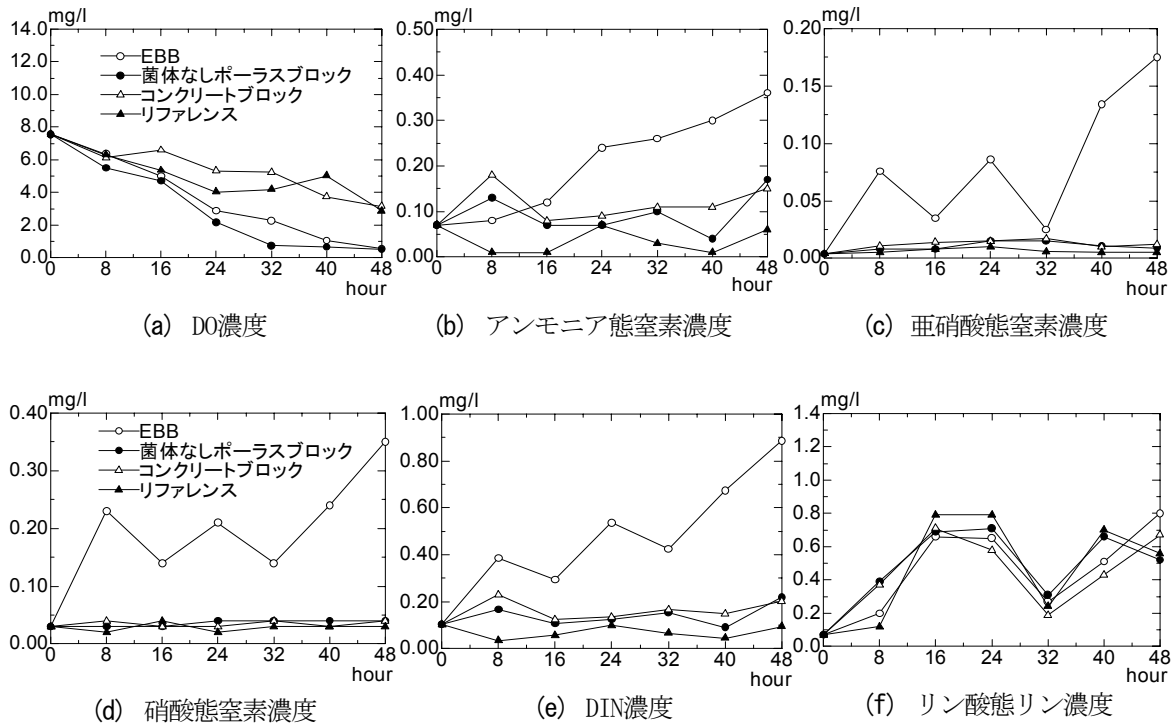


図-3 水質の時間変化 (水温30°C)

表-2 実験開始時における試料水の水質

設定水温[°C]	Chl.a- μ g/l	Pheo.[μ g/l]	BOD ₅ [mg/l]	NH ₄ -N[mg/l]	NO ₂ -N[mg/l]	NO ₃ -N[mg/l]	PO ₄ -P[mg/l]
5	85	1.4	6.6	0.04	0.002	0.02	0.19
15	63	0.32	5.9	0.02	0.003	0.04	0.38
25	47	0.0	3.7	0.06	0.004	0.03	0.15
35	64	0.0	7.2	0.08	0.004	0.03	0.32
45	18	5.9	5.2	0.09	0.007	0.05	0.21

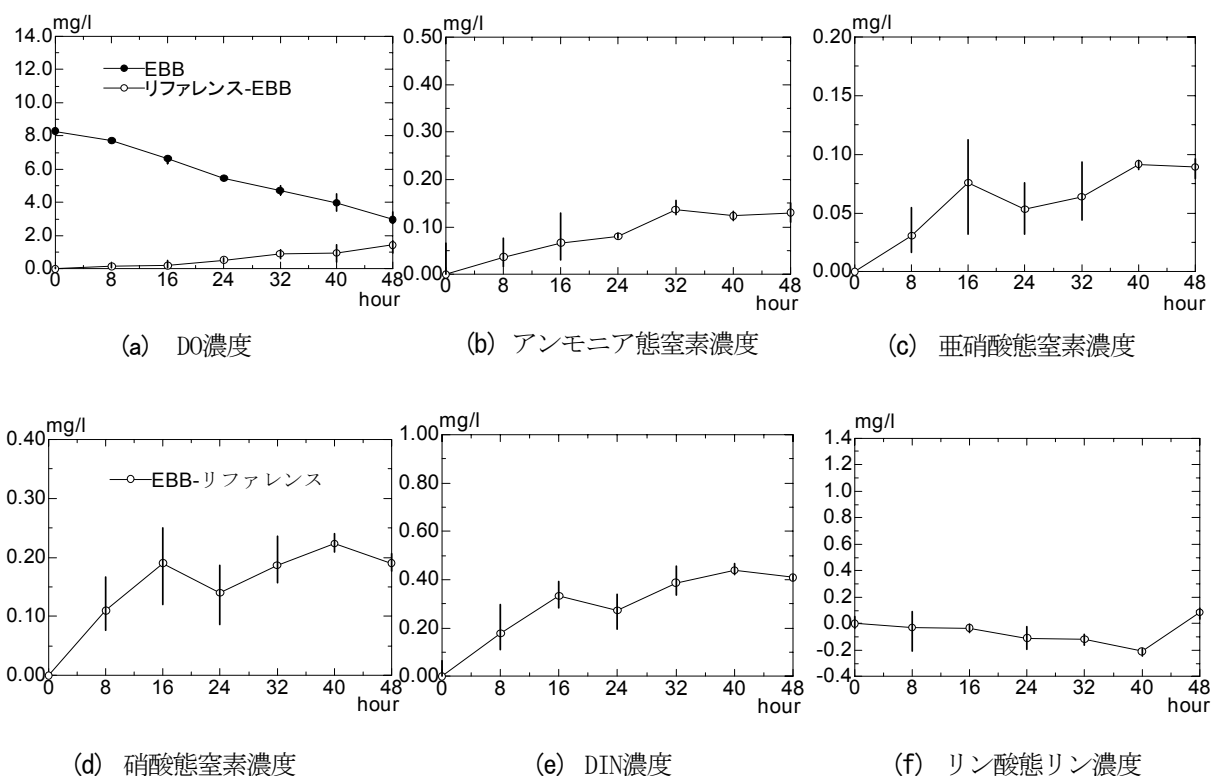


図-4 リファレンスの値を差し引くことにより求められた EBBによる実質的な水質浄化特性 (水温25°C)

となっている。アンモニア態窒素濃度、亜硝酸態窒素濃度、硝酸態窒素濃度の増加率が時間とともに減少する理由として、DO濃度の減少に伴って有機物分解を行う好気性微生物の活性も低下することに加え、EBB菌による硝化の活性も弱まり、亜硝酸態窒素濃度および硝酸態窒素濃度の上昇が抑制されたためと考えられる。

(3) EBBの有機物分解能力と硝化能力の水温依存性

DIN濃度、亜硝酸態窒素濃度、硝酸態窒素濃度は、図-4で示したように実験開始から16時間の間で直線的に増加する。この状況においてはDO濃度も十分高いため、EBBの有機物分解能力と硝化能力を見積もる上で妥当であると考え、実験開始から16時間までのデータに対し線形近似を行い、EBBによるDIN生成速度および硝化速度を求めた。有機物の分解能力および硝化能力の水温依存性

を示したものが、図-5および図-6である。図中の実線は、データに基づいて評価した適合曲線である。EBBによるDIN生成速度は水温の上昇とともに増加している。一方、硝化速度は15°Cあたりまで急激に増加するがそれ以降は減少している。一般的に、湖沼、および海域における硝化速度はそれぞれ数10～数100 μ g N/1/day、数 μ g N/1/day程度⁷⁾であることが知られており、EBBによる硝化速度はかなり大きいことがわかる。

4. おわりに

供試体の比較実験により、EBBの有機物分解能力と硝化能力を確認した。また、EBBの水質浄化性能試験よりそれらを定量化し、水温依存性を評価した。得られた結

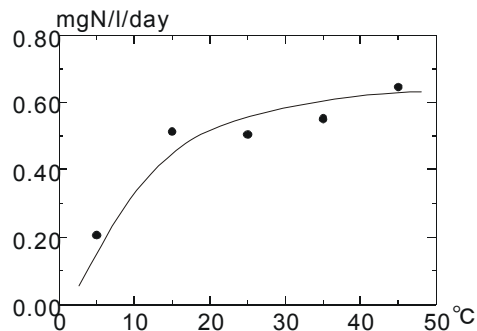


図-5 DIN生成速度の水温依存性

果は以下の通りである。

- 1) 菌体なしのポーラスブロックや市販のコンクリートブロックに比べるとEBBによる有機物の分解速度や硝化速度は著しく大きい。
- 2) 低水温においては、有機物の分解活性が低いために、有機物分解速度がEBBの硝化速度に追いつかないが、水温が高くなるにつれEBBによる有機物分解速度も硝化速度も並行して高まる。
- 3) EBBによるDIN生成速度は水温の上昇とともに増加する。一方、硝化速度は15°Cあたりまで急激に増加するがそれ以降は減少する傾向にある。

以上の結果から、有機物汚染が著しい湖沼や河川、アンモニア態窒素の生成速度が大きい富栄養化海域、硝化過程と脱窒過程が密接に結びついている干潟底泥⁸⁾および硝化作用の低下が報告されている有明海湾奥部⁹⁾においては、EBBの水質浄化機能が十分発揮されると推察される。今後は、河川や干潟等におけるEBBによる水質浄化機能の現地調査を行う予定である。

謝辞：本研究は、平成17年度建設技術研究開発助成制度の助成（代表者 松永信博）を受けて行われた。また、室内実験および水質分析を行うにあたり宗孝士氏および小林美保氏に多大なる協力を受けた。ここに記して感謝の意を表します。

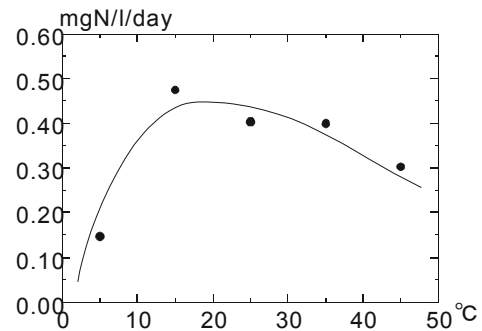


図-6 硝化速度の水温依存性

参考文献

- 1) 柳哲雄：貧酸素水塊の生成・維持・変動・消滅機構と化学・生物的影響，海の研究，13（5），pp. 451-460, 2004.
- 2) 須藤隆一：環境修復のための生態工学，講談社，pp. 42, 2000.
- 3) 小松利光ら：底面粗度を用いた海域の水質改善技術の実用化へのアプローチ，水工学論文集，第44巻，pp. 957-962, 2000.
- 4) 池田佳子，荒木佐知子，鷲谷いづみ：浚渫ヘドロを利用した水辺の植生復元の可能性の検討，保全生態学研究，Vol. 4，pp. 21-31, 1999.
- 5) 羽田好孝：アオサの除去による浜名湖の水質浄化対策，水産学シリーズ 水産業における水圏環境保全と修復機能，恒星社厚生閣，pp. 106-118, 2002.
- 6) <http://www.eco-bio-block.jp>
- 7) 吉田陽一：汚濁物質の無機化および硝化・脱窒，水産学シリーズ 水域の自浄作用と浄化，恒星社厚生閣，pp. 22-35, 1979.
- 8) 栗原康編：河口・沿岸域の生態学とエコテクノロジー，東海大学出版会，pp. 335, 1988.
- 9) 滝川清，田中健路，外村隆臣，西岡律恵，青山千春：有明海の過去25年間ににおける海域環境の変動特性，海岸工学論文集，第50巻，pp. 1001-1005, 2003.

(2005. 9. 30受付)