岩盤備蓄基地における水封水質の調査・解析

バクテリアスライムとスケールの形成条件

帆秋利洋・高畑 陽・瀧 寛則・高原誠吉*1

Keywords: oil storage cavern, water curtain system, bacteria slime, scale, groundwater 原油岩盤備蓄,水封システム,スライムバクテリア,スケール,地下水

1. はじめに

石油の国家備蓄基地は,地上タンク5ヶ所,貯蔵船 2ヶ所,岩盤地下タンク3ヶ所が有り,合計3,979万kLも の石油が常時国内に備蓄されている.そのなかで地下 備蓄基地は,岩手県久慈市,愛媛県越智郡菊間町,お よび鹿児島県串木野市に建設されている.これらは, 地下数十mの岩盤に設けられた大規模タンク内に,数百 万kL単位の石油を備蓄するための施設である.

筆者等は平成9年度より岩盤備蓄基地における水封水 の目詰まり要因に関する調査研究を継続実施してい る.とくに,目詰まりをもたらす可能性として,バク テリアスライムの発生ならびに無機物によるスケール 形成について一連の調査と検証を実施してきた.な お,現状の水封システムは工業用水を連続供給する手 法が一般的であるが,慢性的水不足の対策として将来 的には水封水の循環利用が考えられる.そこで,循環 利用する際の問題点を明確にすることに視点をおいて 本調査を実施した.

本稿では,これらの結果について報告するととも に,水封水を循環利用する際の留意点について提案する.

2. 岩盤備蓄における水封システムの概要

水封システムとは,図-1に示すように岩盤タンク内 に貯蔵した石油の漏洩を防止するために,工業用水を 用いてタンクを水封するシステムである.ここで,岩 盤亀裂内に目詰まりが生じると圧力維持が出来なくな り,新たな亀裂を通じて揮発性の石油成分が漏洩する 可能性が指摘されている.本技術は,もともとノル

*1 大成サービス(株)計測エンジニアリング業務部



図-1 岩盤備蓄基地の水封水システムの概要 Water curtain system for oil storage cavern in rock

ウェーで1978年に開発・適用された事例がある¹⁾.そこ では,2基の岩盤タンクが並列に建設され,それぞれ異 なった石油製品を貯蔵している.この際,貯蔵物の充 填量の違いによる水頭差で石油製品が漏洩して異なっ た石油製品のコンタミネーションを防止するために, ウォーターカーテン(水封)方式によって個々のタンクを 遮る機能を持たせている.

3. 目詰まりをもたらす原因

ノルウェーの岩盤備蓄基地では,スライムバクテリ アによる亀裂内閉塞の可能性について調査された事例 がある^{1),2),3)}.ここでの水封水中に存在するそれらの微 生物数は10⁴ cells/g程度である.一方,場所によっては スライム状の粘着物質が存在しており,そのスライム には,従属栄養細菌が5x10⁵ cells/g,石油分解菌が7x10⁷ cells/g存在していることを明らかにしている.なお,ス ライム状物質はバクテリアが分泌した有機性ポリマー で形成されていた.本研究事例では,微生物の同定等 を詳しくは行っていないが,スライムを形成している のは,石油分解菌であろうと結論づけている.また, これらの現象は,石油製品を貯蔵しているタンク内壁 の石油と水封水が接触する場所に発生し,その結果と してスライムによる目詰まりを生じさせるため,水封 機能の低下を徐々にもたらすことを指摘している.

以上のように,バクテリアによる目詰まりは岩盤備 蓄における水封機能の低下を導くため,バクテリアの 増殖を防止する必要がある.スライム形成とその促進 に関連する要因としては,微生物が増殖するに際して 呼吸に必要な水中の溶存酸素や鉄分,硫黄分など,お よび微生物の増殖に必須の有機物や増殖した微生物そ のものの死骸と考えられる.地下水や海水を含んだ水 封水中に有機物や窒素,2価鉄,硫黄,硫黄酸化物等が 含まれる際には,それらを消費して増殖する微生物の 繁殖が促されるため,スライムバクテリアが形成され やすくなる.岩盤内の間隙に一端スライムバクテリア が形成されると,それらは成長を続け最終的には亀裂 内水路を閉塞する可能性がある.

スライムバクテリアの形成は,スケール形成とも関 連があると考えられる^{4), 5), 6)}.スライムバクテリアは, 細菌細胞の外周に,莢膜(capsule)と呼ばれる厚い外層を 形成する.莢膜には,粘質がルーズに細胞に付着して いるケースやその大部分が培養液中に放出されるケー スがある.なお,莢膜物質としては,多糖類,ペプチ ド,蛋白質,リポ多糖質などが挙げられる.すなわ ち,スライムの周囲に結晶性のスケールが沈着しつ つ,粘着物質と無機化合物の複合体が肥大化してい き,最終的には水路を塞いでしまう結果をもたらすも のと考えられる.

一般的に地下水では,鉄系のスケールが問題になる ケースが多い.地下水中の鉄は,地下の花崗岩,砂礫 岩,赤鉄鉱,黄鉄鉱,褐鉄鉱などの岩石と土壌に含ま れている鉄化合物が地下水中に含まれている炭酸ガス (CO₂)と反応して溶出する.溶出する鉄化合物は,土壌 中の有機物によって還元されたFeOやFeSの形態である 場合が多い.通常の場合,鉄はFe²⁺として存在している と考えられるが,水中の溶存酸素によってFe³⁺へと酸化 されるため,大部分は沈積するものと考えられる.さ らに,岩盤タンク内は吹き付けコンクリートでライニ ングしているため,セメント成分が溶出することに よってスケール形成することも考えられる. 一方,海水中には各種微量金属やSO42をはじめとした各種イオンが豊富に溶け込んでおり,海水の混入は 微生物の増殖を促進させたり,スケール形成を促進させるものと考えられる.

4. バクテリアスライムの形成要因

バクテリアスライムは,潜在微生物の増殖に依存す るため,その増殖条件について把握することが必要で ある.備蓄基地周辺水を採取して水質解析した結果, 沿岸域という地理的特性から最大で20%の海水が地下 水へ混入していることが明らかとなっている.海水に は微生物の増殖に必須な栄養塩類や微量ミネラルが含 まれているため,地下水への混入によって微生物の増 殖を促進させる可能性がある.一方,貯蔵物である石 油を分解して増殖する微生物は環境中に広く分布して いる.水封水はタンク内充填物である石油と接触した 後にタンク底水に集まるため,タンク底水中には石油 成分を含んだ水が滞水するものと思われる.そこで, 備蓄基地のタンク底水を試料として潜在微生物の増殖 特性について評価した結果を図-2に示す.水封水に海



図-2 海水添加(A)および原油添加(B)によるタンク内微生物 の増殖促進特性 Characteristics of growth enhancement of indigenous bacteria by addition of sea water (A) and of crude oil (B)



図-3 基地周辺水の潜在微生物数と原油添加時の増殖能 Viable cell densities in the environmental water which collected from surrounding the oil storage cavern and their growth abilities in the crude oil containing the waters

水が混入した場合(A)ならびに貯留している石油がタン ク底水に溶存した場合(B)を想定して試験管での培養実 験を行ったところ,いずれの条件においても,潜在微 生物の増殖が助長され,10倍~50倍高い微生物濃度で あった.なお,周辺水について潜在微生物の原油存在 下での増殖促進効果について調べた結果を図-3に示 す.本結果より,工業用水と地下水では潜在微生物の 増殖が見られなかった(黄色).一方,タンク底水と海水 および原油スラッジ水では,時間の経過と共に潜在微 生物の増殖が確認された(青色).それぞれの周辺水に含 まれる有機物濃度(COD_M)は,工業用水2.3ppm,タンク 底水38.7ppm,海水12.3ppm,地下水6.5ppm,原油ス ラッジ水10.8ppmであり,潜在微生物の増殖能は有機物 濃度に依存しているものと推察された.さらに,これ らの増殖量は原油添加によって10倍~1,000倍に増加 し,とくに海水においてその傾向が顕著であったこと から海水中には多くの石油分解菌が潜在しているもの と考えられた.潜在微生物は石油を炭素源・エネル ギー源として増殖する従属栄養細菌であることが想定 されたため,潜在微生物の種類とその性質について調 べた.タンク底水および周辺地下水に棲息する潜在微 生物を分離培養後に微生物同定システム(BIOLOG)によ り同定した結果を表-1に示す.また,さまざまな環境 から単離された石油分解能を有した微生物の報告事例 を表-2に示す.これらの表を対比すると,タンク底水 および周辺地下水にはPseudomonas fluorescensや

表-1 タンク底水と地下水中に棲息する微生物の同定結果 Result of identified bacteria in the bottom water of oil storage cavern and in the surrounding groundwater

試料	同定結果		
9/19底水	Pseudomonas fluorescens		
	Pasteurella pneumotropica/haemolytica		
	Sphingomonas paucimobilis		
	Acinetobacter baumanii		
	Acinetobacter calcoacet		
	Pseudomonas aeruginosa		
	Pasteurella pneumotropica/haemolytica		
地下水	Corynebacterium pseudodiphtheriticum		
	Pseudomonas fluorescens		
	Pscudomonas putida		
	Acinetobacter radioresistens		
	Pseudomonas aeruginosa		

表-2 同定された菌株の石油分解に関する報告事例

Characteristics of petroleum degradation ability of identified species in this study

菌の種類	炭化水素の種類	特記事項	出典
Pseudomonas fluorescens	芳香族炭化水素、ベンゼン、 トルエン等	石油汚染水域より分離、NO3 ⁻ を使用してペンゼン等を分解	7)
Pseudomonas aeruginosa	n-アルカン、原油	バイオサーファクタント(ラムノリ ピッド)産生	8)
Pseudomonas, Alcaligenes,	ガソリン	海浜汚染域での調査、分離した	0)
Nocardia, Micrococcus		211株のうち Pseudomonas が 87%	»)
Pseudomonas fluorescens	多環芳香族成分、ナフタレン、 フェナンスレン、アントラセン等	高濃度石油汚染土より分離	10)
Pscudomonas putida	トルエン、ペンプエート	トルエン汚染土より単離、低温で の分解能力有り	11)
Pseudomonas putida,			100
Burkholderia cepacia, B. pickettii	ベンセン、トルエン、p-キシレン	リアクター内でスライムを形成し 地下水中のBTXを98%分解	12)
Acinetobacter sp. A3	原油	120hr後に原油の70%を分解	13)
Sphing omonas capsulata	トルエン、ナフタレン芳香族化合物	深海底泥より単離	14)
Sphingomonas paucimobilis	芳香族化合物	ニュージーランド、米国で単離	15)

Sphingomonas paucimobilisなどの石油分解能を有した微 生物が多数棲息していることが分かる.とくに,表-2 に示したようにPseudomonas aeruginosaは細胞外にラム ノリピッドという糖脂質を生産することが知られてお り粘着作用をもたらす可能性が高い^{4).8)}.以上の結果よ リ,備蓄基地周辺には潜在的に石油を炭素源・エネル ギー源として増殖可能な微生物が多数棲息し,これら は海水の混入によってその増殖能が促進されることが 明らかになった.従って,タンク底水中への石油と海 水の混入は,潜在微生物の増殖を促進させ,ひいては バクテリアスライムの発生に結びつくものと考えられ る.

5. スケールの形成要因

5.1 備蓄基地における水封水の性状

スケール形成による目詰まりの状態を評価する手法 として,水質の飽和指数という概念がある.これは, 次式によって求められた飽和指数(LI)値により,評価す る方法である.

LI = pH - pHs

ここに、

LI : 飽和指数

pH : 試料の実際のpH

pHs : その試料の飽和pH

飽和pHとは,炭酸カルシウムがその試料に溶解しき れない飽和溶解度に達したときのpHであり,以下の式 により求められる.

 $pHs = 8.22 + \frac{682}{t+156} - \frac{100}{TDS+450} - log 10 CH - log 10 MA$

ここに、

- *pHs*:炭酸カルシウムが飽和するpH *t* :温度 (°C)
- *TDS* : 全溶解固形物 (mg/l)
- MA:アルカリ度(mg-CaCO₃/I)または、
 - 0.7 × 電気伝導度 (µ S/cm)で代用
- CH:カルシウム硬度(mg-CaCO₃/I)または、
 0.8 × 全硬度 (mg-CaCO₃/I)で代用

ちなみに,LI 0以下では安定した状態であり,LI=0.5 が普通のスケール,LI=1が激しいスケール,LI 2は非 常に激しいスケールを形成するものとしている.

表-3 各試料の飽和指数の比較 Comparison of saturated index of various water samples

森 武	pН	MA (MgCaCO ₃ /l)	CH (MgCaCO ₉ /I)	TDS (mg/l)	t (°C)	pHs	LI
工業用水	7 02	42	45	139	2.0	8 65	-1 63
地下水	6.72	237	143	482	20	7.46	-0.74
海水	8.02	102	1,093	30,590	20	7.04	0.98
タンク底水 A	9.96	48	425	1,247	20	7.73	2.23
タンク底水 B	7.38	80	2,383	5,327	20	6.80	0.58

ここで,基地の周辺水について飽和指数を求めた結 果を表-3に示す.工業用水や地下水,タンク底水BはLI 値から判断してスケールの問題がない水質レベルと言 える.これに対して、海水やとくにタンク底水Aは, LI=2.23でありスケール形成の可能性が非常に高いこと が分かる.ここで、タンク底水Aは自然かん養量が充分 であるという理由から工業用水を水封水として供給し ていないという特徴を有する.

5.2 水封水のアルカリ化の原因

表-3に示したように水封水の供給を絶っているタン ク底水AはpH=9.96とアルカリ性状を示し,飽和指数か ら判断してもスケール形成が生じる状態であることが 推察される.一方,水封水を供給しているタンク底水B のpHは7.4と中性を示している.ここで,タンク底水A のアルカリ化の原因については,以下のように考察す る.

岩盤タンクはモルタルでライニングされているため,モルタル中のセメント[主成分:酸化カルシウム (CaO)]の水和反応で生成した水酸化カルシウム{Ca(OH) ,}は,炭酸ガスと接触することで,

$$Ca(OH)_2 + CO_2 \quad CaCO_3 \quad + H_2O \tag{1}$$

炭酸カルシウムとなり水に不溶の沈殿物を生じる.こ こで,水は中性化されさらに,

$$CaCO_3 + CO_2 + H_2O \qquad Ca(HCO_3)_2$$
(2)

重炭酸カルシウムとなって安定化する.従って,(1)式 以降の反応が進むためには炭酸ガスが必要となってく る.従って,タンク底水のアルカリ化は,水中に溶け 込むCO2不足によって1)式以降の反応が停滞することに 起因しているものと考えられる.

そこで,アルカリ化したタンク底水Aを用いてエア



写真-1 アルカリ化したタンク底水のエアレーションによるpH 変化の確認実験状況

Experimental vews of pH changing on CO_2 supply by aeration of alkaline bottom water



図-4 アルカリ化したタンク底水のエアレーションによる pH 変化 Effect of pH on CO₂ supply by aeration of alkaline bottom

water

レーションした際のpH変化について調査した.実験状況を写真-1に,その結果を図-4に示す.比較対照系として用いたタンク底水B(pHが中性)の場合は若干のpH上昇が見られた.これに対し,タンク底水Aの初期pHは



図-5 アルカリ化したタンク底水を工業用水で希釈した際の pH変化 Effect of pH on dillution by industrial water of alkaline bottom water

10.6を示していたが,エアレーション時間と共にその数 値は減少し,150分後にはpH=8.2まで低下した.また, 溶存酸素(DO)と酸化還元電位(ORP)は上昇した.本結 果より,空気中に含まれるCO₂(約0.035%)の供給,すな わち空気が充分溶存した水封水の供給によってアルカ リ性塩を含んだタンク底水が中和されることが検証さ れた.

同様に,現地の工業用水でタンク底水Aを希釈した際のpH変化について調べた結果を図-5に示す。比較対照系として,脱炭酸ガスを目的として強制脱気した蒸留水で希釈した場合は,pHの低下が緩やかに生じた.これに対し,工業用水で希釈した場合はpHの中和作用が急激に生じた.すなわち,CO₂を含む工業用水が水封水として供給され続ければ,タンク底水のpH上昇は回避できることが検証された.これを化学量論的に試算すると,以下のようである.

20°CでのCO₂の水への溶解度は,0.88 ml-CO₂/ml であ り,1Lの水溶液に880 mlのCO₂が溶け込むことになる. 気体の1molは22.4Lであるので,

 $(0.88L - CO_{2}/L) \div 2.24L/mol = 0.04 \text{ mol} - CO_{2}/L$

に相当する.

ここで,タンク底水Bは,タンク底水Aよりカルシウ ム濃度として約100mg/L高く,カルシウムは40g/mol で あるので,

 $0.1 \text{ g} - \text{Ca/L} \div 40 \text{ g} - \text{Ca/mol} = 0.0025 \text{ mol/L}$

に相当するカルシウム量がイオン化されていることに

なる.タンクのライニングよりカルシウムとして溶出 してくる形態は,水和反応した水酸化カルシウムと仮 定すると,(1)式より,1モルの水酸化カルシウムを炭 酸カルシウムにするためには,1モルのCO₂が必要であ る.従って,100mg/Lの水酸化カルシウムを炭酸カルシ ウムにするためには,0.0025 mol/Lの溶存CO₂が必要と なる.これは,

 $0.0025 \text{ mol/L} \div 0.04 \text{ mol/L} = 0.0625$

すなわち,アルカリ分溶出量に対して,CO2飽和状態の 水封水が0.0625倍量必要であることになる.

一方,カルシウムイオンとして水中に溶解する(2)式の反応が成立するために必要なCO₂は,同様に0.0625倍量(880 mL/L × 0.0625 = 55mL-CO₂/L)が必要である.

従って,100mg-Ca/Lのカルシウム溶出分を水中で安 定なカルシウムイオンとするためには,CO₂飽和状態の 水封水で0.0625×2=0.125倍量希釈することが必要であ る.図-5の結果と対比すると,希釈率12.5%(0.125倍)で pH低下曲線が平衡状態になっており,本試算結果と合 致することが分かる.以上の結果より,タンク底水の アルカリ化現象は地下水の溶存炭酸ガス不足であるこ とが証明された.

5.3 スケールの形成条件の確認実験

スケール形成に及ぼすpHの影響について,タンク底 水Bを用い,1NNaOHでpH調整させた際のスケール形 成量の変化について調べた結果を図-6に示す.本結果 より,pH 10条件下でスケール形成が著しいことが分 かる.また,スケール形成に及ぼす地下水への海水混 入率の影響について検討した結果を図-7に示す。使用



図-6 pH変動とスケール形成の関係 (タンク底水B使用) Relationship between pH and scale formation using neutral bottom water



図-7 海水の地下水への混入率とスケール形成の関係 Relationship between sea water contamination ratio and scale formation in the groundwater

元素イオン	化学反応式	スケール沈着物	形成条件
鉄	$Fe^{3+} + 3OH \rightarrow Fe(OH)_3$	Fe(OH) 3	高pH
	$2Fe(HCO_3)_2 + 1/2O_2 + H_2O \rightarrow Fe_2O_3 \cdot 3H_2O + 4CO_2$	$Fe_2O_3\cdot 3H_2O$	
	$2\mathrm{Fe}^{3+}$ + $3\mathrm{S}^{-2-}$ \rightarrow $\mathrm{Fe}_{-2}\mathrm{S}_{3}$	Fe_2S_3	嫌気、アルカリで安気
	$Fe^{2+} + S^{2-} \rightarrow FeS$	FeS	嫌気
	$FeO + CO_2 \rightarrow FeCO_3$	FeCO ₃	
	$FeCO_3 + CO_2 + H_2O \rightarrow Fe(HCO_3)_2$	Fe(HCO ₃) ₂	
	$\text{FeS} + 2\text{CO}_2 + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Fe}(\text{HCO}_3)_2 + \text{H}_2\text{S}$	Fe(HCO ₃) ₂	
カルシウム	$Ca(HCO_3)_2 + 2OH \rightarrow CaCO_3 + CO_3^{2-} + 2H_2O$	CaCO₃	高pH、高温
	$CaCO_3 + 2H^+ \rightarrow Ca^{2+} + H_2O + CO_2$		
	$Ca(HCO_3)_2 + SiO_2 \rightarrow CaSiO_3 + 2CO_2 + H_2O$	CaSiO 3	
	$\operatorname{Ca}^{2+} + \operatorname{SO}_{4}^{2-} \rightarrow \operatorname{CaSO}_{4}$	CaSO ₄	
マグネシウム	$Mg(HCO_3)_2 + SiO_2 \rightarrow MgSiO_3 + 2CO_2 + H_2O$	MgSiO 3	
	$Mg^{2+} + 2OH \rightarrow Mg(OH)_2$	Mg(OH)₂	高pH

表-4 スケール形成反応の例 An example of scale formation reaction



写真-2 形成されたスケールの電子顕微鏡(SEM)像 Scanning electron microphotographs of scale which was formed in sea water (left photographs) and in groundwater (right photographs)

した地下水と海水は現地より採水したものを使用した.本結果より,20%以上の海水混入率でスケール形成が確認された.なお、これらの実験で形成されたスケールの電子顕微鏡像を写真-2に示す.海水由来と地下水由来のスケールは,形状が異なっていることが分かる.

表-4にスケールを形成する反応の一例を示す.鉄分 をはじめ,カルシウムやマグネシウムがスケール形成 を行う主要無機物であることが分かる.現地の地下水 中および海水中に含まれるこれらの無機元素は、鉄分



図-10 pH上昇に伴うコア内圧力上昇の関係 Relationship between pH and pressure increase due to scale formation in the core

がそれぞれ14.3ppmと0.1ppm、カルシウムイオンがそれ ぞれ49.8ppmと428ppm、マグネシウムイオンがそれぞ れ10.2ppmと1,315ppmと高濃度であることから,水封水 のアルカリ化や海水の混入といった条件が整えばス ケール形成が促進されることが理解できる.

5.4 スケール形成による目詰まりの確認実験

水封水のアルカリ条件下でのスケール形成による岩 盤内目詰まりの状態を把握するため,図-9に示したコ ア実験装置を用いて検証した.コア内には4号珪砂を充 填(内容積138cm3,空隙率31.9%)し,海水が3%混入し た場合(工業用水2.9ml/min,海水0.1ml/min)の条件に 設定して実験を行った.送液用のガラス瓶中の海水の pHを1N NaOHを用いて1時間おきに約0.1ずつ上昇さ



図-9 スケール形成による岩盤内目詰まりの検証実験装置の概要 Apparatus of the core clogged experiment by scale fomation

せ,その際の圧力上昇についてモニタリングした.図-10に示したように,pHを段階的に上昇させた場合, pH=10.5より徐々にコア内の圧力上昇が生じ,pH=10.9 で急激な圧力上昇が観察された.これは,図-6の結果 とも対応しており,アルカリ条件下でスケールが形成 され,その結果として透水性が低下したものと思われ る.従って,海水が混入した水封水がアルカリ条件に なると岩盤亀裂中における透水性障害をもたらすこと が証明された.

6. まとめ

今回の一連の調査・実験により岩盤内での水封水の 目詰まり要因を確認する事ができた.この結果を踏ま えて,水封水を循環再利用する際の留意点として以下 の項目が考えられた.岩盤地下タンク内に浸透した水 封水はタンク底水として地上へ回収される。その排水 は水質浄化することで水封水としての再利用が可能と なるが、

1) 有機物の混入はバクテリアの増殖を促すため,タン ク底水を水封水として再利用する際には,有機物を除 去した後に利用することが望ましい.

2) 海水の混入は,スライムバクテリアとスケール形成 の双方にとって不利となるため,循環利用する際には 水質浄化した後にRO(逆浸透膜)等で脱塩したタンク底 水を再利用することが望ましい.

3) 水封水の供給を停止すると,トンネル内ライニング 材よりアルカリ成分が溶出してタンク底水がアルカリ 化する.また,高アルカリの水封水はスケールの形成 が促進されるため,岩盤亀裂中での透水性障害を生じ る可能性が高い.従って,空気曝気等で炭酸ガスを供 給してpHを中和した後に再利用することが望ましい.

参考文献

- T.F. Barbo and S.W. Danielsen, Bacterial impairment of water curtain between oil storage caverns in rock, NOTEBY Norsk Teknisk Byggekontroll A/S (Partners of Norconsult A/S), Oslo, Norway, pp.245-250, 1995.
- D.K. Jain, S. Stroes-Gascoyne, M. Providenti, C. Tanner, and I. Cord, Characterization of microbial communities in deep groungwater from granitic rock, Can. J. Microbiol., Vol.43, pp.272-283, 1997.
- S. Ekendahl, J. Arlinger, F. Stahl, and K. Pedersen, Characterization of attached bacterial populations in deep granitic groundwater from the Stripa research mine by 16S rRNA gene sequencing and scanning electron microscopy,

Microbiol., Vol.140, pp.1575-1583, 1994.

- S. Grobe, J. Wingender, and HG Truper, Characterization of mucoid Pseudomonas aeruginosa strains isolated from technical water systems, J. Appl. Bacteriol., Vol.79, pp.94-102, 1995.
- R. Kurane, and H. Matsuyama, Production of a bioflocculant by mixed culture, Biosci. Biotechnol. Biochem., Vol.58, pp.1589-1594, 1994.
- P. Stoodley, D. deBeer, H.M. Lappin-Scott, Influence of electric fields and pH on biofilm structure as related to the bioelectric effect, Antimicrob. Agents Chemother., Vol.41, pp.1876-1879, 1997.
- M.D. Mikesell, J.J. Kukor, R.H. Olsen, Metabolic diversity of aromatic hydrocarbon-degrading bacteria from a petroleumcontaminated aquifer, Biodegradation, Vol.4, pp.249-259, 1993.
- R.M. Patel, A.J. Desai, Surface-active properties of rhamnolipids from Psedomonas aeruginosa GS3, J. Basic Microbiol., Vol.37, pp.281-286, 1997.
- H.F. Ridgway, J. Safarik, D. Phipps, P. Carl, and D. Clark, Identification and catabolic activity of well-derived gasolinedegrading bacteria from a contaminated aquifer, Appl. Environ. Microbiol., Vol.56, pp.3565-3575, 1990.
- 10) J.M. Foght, and D.M. Westlake, Transposon and spontaneous deletion mutants of plasmid-borne genes encoding polycyclic aromatic hydrocarbon degradation by a strain of Pseudomonas fluorescens, Biodegradation, Vol.7, pp.353-366, 1996.
- 11) P.A. Chablain, G. Philippe, A. Groboillot, N. Truffaut, and J.H. Guespin-Michel, Isolation of a soil psychrotrophic toluene-degrading Pseudomonas strain: influence of temperature on the growth characteristics on different substrates, Res. Microbiol., Vol.148, pp.153-161, 1997.
- 12) A. Massol-Deya, R. Weller, L. Rios-Hernandez, J.Z. Zhou, R.F. Hickey, and J.M. Tiedje, Succession and convergence of biofilm communities in fixed-film reactors treating aromatic hydrocarbons in groundwater, Appl. Environ. Microbiol., Vol.63, pp.270-276, 1997.
- K.G. Hanson, A. Nigam, M. Kapadia, and A.J. Desai, Bioremediation of crude oil contamination with Acinetobacter sp. A3, Curr. Microbiol., Vol.35, pp.191-193, 1997.
- 14) J.K. Fredrickson, D.L. Balkwill, G.R. Drake, et al., Aromaticdegrading Sphingomonas isolates from the deep subsurface, Appl. Environ. Microbiol., Vol.61, pp.1917-1922, 1995.
- 15) G. Lloyd-Jones, and P.C. Lau, Glutathione S-transferaseencoding gene as a potential probe for environmental bacterial isolates capable of degrading polycyclic aromatic hydrocarbons, Appl. Environ. Microbiol., Vol.63, pp.3286-3290, 1997.