SZENT ISTVÁN EGYETEM
KÖRNYEZETTUDOMÁNYI DOKTORI ISKOLA

MIKROBIÁLIS FOLYAMATOK TERVEZETT RADIOAKTÍV HULLADÉKTÁROLÓ KÖRNYEZETÉBEN

Doktori értekezés tézisei

Készítette: dr. Farkas Gyöngyi

Budapest-Gödöllő
2003

A doktori iskola

megnevezése: Szent István Egyetem Környezettudományi Doktori Iskola

tudományága:Környezettudomány

vezetője: Dr. Menyhért Zoltán
az MTA doktora
SZIE, Mezőgazdasági és Környezettudományi Kar,
Ökológiai Mezőgazdasági Tanszék

Témavezető: Prof. Dr. Kecskés Mihály
az MTA doktora

…….. ……
Az iskolavezető jóváhagyása A témavezető jóváhagyása

A MUNKA ELŐZMÉNYEI, A KITŰZÖTT CÉLOK

A fejlett iparral rendelkező országokban az energiatermelés jelentős részét a nukleáris energia adja, Franciaországban 78 %-át, Japánban 29,35 %-át, Németországban 29,82 %-át, USA-ban 18,59 % és Oroszországban 12,82 %-át. A nukleáris ipar fejlődésével a nukleáris hulladéktárolás problémája és annak megoldása is felmerül ill. egyre fontosabbá válik (NAZINA et al. 2000, AARKROG 2001).

A fejlett nukleáris iparral rendelkező országokban 15-20 éve széleskörű kutatási programokat indítottak el, hogy tisztázzák a radioaktív hulladéktárolók tervezésénél a fizikai, kémiai és mikrobiológiai folyamatok jelentőségét. A Nemzetközi Atomenergia Ügynökség (IAEA) besorolása szerint aktivitás alapján megkülönböztetünk nagy aktivitású:> 10^{14} Bq/m^3, közepes aktivitású: 10^{10}-10^{14} Bq/m^3, kis aktivitású:<10^{10} Bq/m^3 radioaktív hulladékot. Figyelembe véve, hogy a nukleáris hulladéktárolók biztonságát ezer években mérik, a lassan kialakuló mikrobiális korrózió következményeit (radionuklidok szabaddá válása) is figyelembe kell venni a tervezésnél. Ezer év múlva kisebb, mint egy százaléka marad a radioaktivitásnak és 100 000 év szükséges, hogy a maradék radionuklidok is ártalmatlanná váljanak az emberi szervezet számára. A kutatások kiterjedtek nemcsak a nagy aktivitású radioaktív hulladékok (HLW), mint az atomerőművek kiégett fűtőelemei tárolásának vizsgálatára, hanem a közepes (ILW) és kis (LLW) aktivitású radioaktív hulladékok, mint pl. ioncserélő gyanták és laboratóriumi hulladékok tárolásának vizsgálatára is.

Mindegyik ország elfogadta azt a biztonsági elvet, hogy a nukleáris hulladékokat többszörös védőgáttal kell ellátni, és megfelelő geológiai képződményben kell elhelyezni. A geológiai képződmény vizsgálata nagyon fontos részét képezi a felméréseknek. A számításba jöhető kőzetek főleg gránit, agyag, só és egyéb üledékes kőzetek.

Magyarországon a radioaktív hulladék nagy része a Paksi Atomerőműből származik. Hazánkban a kiégett fűtőelemek átmeneti tárolása az atomerőmű területén történik. Először a kiégett fűtőelemek 5 évre egy pihentető medencébe kerülnek, majd kb. 40-50 éves átmeneti száraz tárolás következik szintén az erőmű területén.1992-ben Nemzeti Programot hirdettek kis- és közepes szintű radioaktív hulladéklerakó létesítésére ill. megfelelő terület keresésére a nagy aktivitású nukleáris hulladéklerakó számára. 1994-ben 3 terület előzetes vizsgálata kezdődött meg. Nagy aktivitású hulladék lerakóhelyként a Nyugat-Mecsekben található 150 km² területű Bodai Aleurolit Formáció vagyis permi agyagkő jöhetne számításba. A Mecseki Ércbányászati Vállalat és a Mecsekurán Rt. javaslatára történt a Bodai Aleurolit vizsgálata. A tömör vízzáró kőzet több mint 1000 m mélységben van, a kőzet vastagsága 700-900 m. A mecseki uránbánya egy permi homokkő képződményben található, közel a Bodai Aleurolit Formációhoz. Az uránbányászat 40 éve alatt sok tapasztalat és ismeret gyűlt össze a terület vízrajzáról és a kőzetek szerkezetéről. A bánya vezetősége kísérleti vágatok hajtásával tette lehetővé az agyagkő vizsgálatát, ugyanis korábban a permi agyagkövet a bánya nem érintette.

A Bodai Aleurolit Formáció vizsgálatába 1997-ben kapcsolódtunk be. Három alkalommal végeztünk vizsgálatokat ill. gyűjtöttünk mintákat mikrobiológiai vizsgálatokhoz.

Célkitűzéseink :

- A helyi mikrobiota összetételének felmérése, a leendő lerakóhely megépítése előtti alapállapotban.
- Baktériumtörzsek izolálása, az izolátumok sugárérzékenységének meghatározása.
- A legfontosabb mikrobiológiai folyamatok kimutatása.
- A helyi mikrobiota befolyásának felmérése a nukleáris hulladéktároló hosszú távú megbízhatóságára.

ANYAG ÉS MÓDSZER

Mintavétel

Mikrobiológiai mintavételezést végeztünk a Mecseki Ércbányászati Vállalat α kutatóvágatában három alkalommal, 1997. és 1998. októbere között.

Mintákat vettünk a talajvízből mintavevők segítségével, a levegőből, az aleurolit kőzet felszínéről, a kőzetből, és az úgynevezett technikai vízből. Minden mintának meghatároztuk az aerob és anaerob mezofil és termofil összcsíraszámát. Izoláltuk a mikro és makromorfológiailag különböző telepeket.

Aerob baktériumok spóráztatása

A baktériumokat Potato Dextrose Agar felületére szélesztettük és kilenc napig 37 °C-on inkubáltuk. A spórákat steril desztillált vízzel összegyűjtöttük, háromszor mostuk, 80 °C-on 15 percig hőkezeltük, ismét mostuk háromszor, majd reszuszpendáltuk desztillált vízben, hogy 10^7 spóra/cm^3-t kapjunk (TALLENTIRE és KHAN 1975).

Anaerob baktériumok spóráztatása

Az R. C. M. táplevesben elszaporított baktériumokat lecentrifugáltuk és spóráztató oldatban tenyésztettük 30 °C-on 14 napig. A mosás és centrifugálás az aerob baktériumokéval megegyezően történt.

Gáztermelés vizsgálata

<u>Aerob törzsek gáztermelése</u>

Durham csövet tartalmazó 10 cm^3 Brillantzöld-laktóz-epe levesbe oltottunk 0,1 cm^3 inokulumot (az izolátumok 18 órás Nutrient Broth-on nőtt tenyészetéből). Inkubálás: 32 °C, 4 nap. A Durham-csőben a buborék jelzi a gáztermelést.

Anaerob törzsek gáztermelése

CO_2- ill. H_2- termelést R. C. M. levesben vizsgáltuk, amelybe Durham-csövet tettünk. 4 napos inkubálás után anaerob körülmények között NaOH szemcse adásával döntöttük el, hogy a kapott gáz CO_2 vagy H_2.

Az anaerob baktériumtörzsek CH_4-termelését *Ruhland féle táptalajon* vizsgáltuk (Durham-csővel kiegészítve).

Nitrátredukció és denitrifikáció

A vízmintákból az izolátumok nitrátredukciójának kimutatását Durham-csővel kiegészített *nitrátlevesben* végeztük egy hét 35 ºC-on történő inkubálás után.

Nitritreagens, nitrátreagens, illetve Nessler-reagens segítségével döntöttük el, hogy történt-e nitrátredukció, illetve denitrifikáció.

Szervessav-termelés mérése

Az izolátumok szervessav-termelését (ecetsav, citromsav, oxálsav) Boehringer-Mannheim teszttel mértük.

Fémionokkal szembeni rezisztencia vizsgálata

Az aerob izolátumokat minimál táplevesben (OPCA) történő tenyésztés után minimál agarlemezekre kentük ki. Az agarlemezből előzőleg steril dugófúróval 6 lyukat vágtunk ki Petri csészénként. Az agarlyukakba adagoltuk a különböző fémoldatokat (Cd, Cr, Pb). Inkubálás után meghatároztuk azt a koncentrációt (MIC), ami gátolja a baktérium szaporodását (gátlási gyűrű a lyuk körül).

Bioszorpció/bioakkumuláció vizsgálata

Az aerob, ill. anaerob izolátumok 24 órás, ill. 7 napos biomasszájával végeztük a kísérleteket 100 cm^3 oldattérfogatban. A tenyésztés után a biomasszát centrifugálással választottuk el a tápoldattól, steril bidesztillált vízzel mostuk, majd különböző toxikusfém oldatot (Cd, Cr) adtunk a baktérium

szuszpenzióhoz. Kétórás rázatás után centrifugálással (6500 ford./perc, 15 perc) választottuk el a fémtartalmú oldatot a sejtektől. A felülúszó fémkoncentrációját atomabszorpciós spektrofotométerrel (Varian AA-7) határoztuk meg. A biomassza által akkumulált fémmennyiséget az adszorpciós folyamat előtti és utáni fémkoncentrációk különbségéből számoltuk ki.

Sugárrezisztencia vizsgálata

A baktériumok sugárérzékenységének (D_{10} érték) meghatározásánál a besugárzást ^{60}Co SZOVATOM RH-γ-30 készülékben végeztük, 2,0167-2,0475 kGy/óra dózisteljesítmény intervallumban (ALPER és GILLIS 1960).

Biofilm kialakulásának vizsgálata

A bodai agyagkőből 10x10 mm-es csiszolt lapocskákon követtük nyomon a biofilm kialakulását. A vizsgált mikroorganizmus a K/5 jelű izolátum volt. Az inkubálás kezdetekor, 2 hét múlva és 2,5 hónap múlva vizsgáltuk a biofilm kialakulását atomerő mikroszkóppal (Nanoscope III, Digital Instruments), a Központi Kémiai Kutató Intézetben (TELEGDI et al. 1998).

Alkalmazott táptalajok

Nutrient Broth No. 2 (Oxoid CM 67) aerob baktériumok izolálására, tenyésztésére.

Nutrient Agar (Oxoid CM 3) aerob baktériumok izolálására, tenyésztésére.

API tápközeg (Merck) szulfátredukáló baktériumok kimutatására.

Szulfitagar kénhidrogéntermelő baktériumok kimutatására.

Hugh-Leifson tápközeg savtermelő baktérium kimutatására.

Brillantzöld-laktóz-epe leves (E.E.Broth) (Merck) aerob izolátumok gáztermelésének kimutatására.

Potato-Dextrose Agar (Oxoid CM 139) aerob baktériumok spóráztatására.

Reinforced Clostridial Medium (R.C.M., Oxoid CM 151) anaerob baktériumok tenyésztésére és spóráztatására.

Ruhland-féle táptalaj metán termelés kimutatására.

Króm-azurol agar szideroforgtermelés kimutatására.

Minimál tápleves és tápagar (OPCA) fémionokkal szembeni rezisztencia vizsgálatakor tenyésztőközeg.

EREDMÉNYEK

1. A Bodai Aleurolit Formáció mikrobiológiai vizsgálata során a levegő, víz, technikai víz, kőzet és felületi minták mezofil baktérium csíraszámai: a levegőminták átlagos aerob csíraszáma 3,5/cm^2, az anaerob csíraszám 0,9/ cm^2. A vízminták csíraszáma 0,39-1,2 x 10^5 /cm^3 (aerob), ill. 0,36- 3,9 x 10^3/cm^3 (anaerob) volt a mintavétel helyétől és a víz hőfokától és redox-potenciáljától függően. A technikai vízmintáknál mind az aerob és anaerob csíraszám 10^5-10^6/cm^3 nagyságrendű volt. Kőzetmintáknál az aerob csíraszám 10^2-10^5/g ill. az anaerob csíraszám 10^1-10^3/g közt változott. A fúrások vízmintáiban a termofil aerob baktériumok száma 0-2,4 x 10^2/cm^3, a termofil anaerob baktériumok száma 0,43-4,6 x 10^4/cm^3-nek adódott.
2. A vízmintákból izolált anaerob törzseknél N_2 (2,2%), és NH_3 (6%) valamint H_2 (2,2 %) termelését mutattuk ki. A vízmintákból izolált aerob törzseknél is tapasztaltunk N_2- és NH_3-termelést (2,4% illetve 3,6%). A technikai vízből izolált törzseknél N_2-termelést (1,5 %) mutattunk ki. Az anaerob, CO_2 termelő törzsek közül 3 (2,2%) származott technikai vízből. A felületi mintákból származó 2 aerob és 3 anaerob izolátum mutatott intenzív CO_2-termelést (a törzsek 1, ill. 2,2 %-a). A kőzetmintákból származó 3 anaerob izolátum termelt H_2-t (2,2 %). A levegőből származó

anaerob izolátumok közül 2 (1,5 %) termelt CO_2-ot. Metántermelést nem sikerült kimutatnunk.

3. A savtermelők aránya a levegőmintáknál volt a legnagyobb, 63 % ill. 54 % (aerob ill. anaerob), a legkisebb a kőzetmintáknál (13, ill. 14 %). Kvantitatív vizsgálat során az izolátumok által termelt citromsavat (0,04-9,2 mg/l), ecetsavat (0,11-25,5 mg/l), oxálsavat (0,7-39,9 mg/l) mutattunk ki.
4. Az aerob izolátumok 20 %-a bizonyult sziderofor termelőnek. Az anaerob törzsek sziderofor termelést nem mutattak.
5. Spóraképzőnek bizonyult az aerob törzsek 50,6 %-a, az anaerob törzsek 59,4 %-a.
6. A vegetatív baktériumok sugárérzékenységét tekintve az aerob izolátumok tizedelődózis (D_{10}) értékei: 0,11-0,57 kGy, az anaerob izolátumoké: 0,22-0,40 kGy volt. Az aerob spórásoké 0,80-2,44 kGy közt változott, és a legrezisztensebbek az anaerob spórás baktériumok voltak 1,86-4,93 kGy értékekkel.
7. Az aerob törzseknél 650 mg/l (12,5 mM) Cr jelenlétében a törzsek 5,8 %-a még képes volt szaporodásra, Pb esetén 400 mg/l (1,93 mM) mellett az izolátumok 93,7 %-a még szaporodott. Az anaerob törzseknél 200 mg/l (3,8 mM) krómmal szemben rezisztens volt a törzsek 86,1 %-a, 200 mg/l (0,96 mM) ólommal szemben rezisztens volt 81,6%. 200 mg/l (1,77 mM) kadmiummal szemben rezisztenciát mutatott a törzsek 73,5 %-a. A fémmel szembeni rezisztencia indukálhatóságát a V 4/5 izolátummal mutattuk be.
8. Az izolátumok bioszorpcióját/bioakkumulációját vizsgálva azt kaptuk, hogy Cr esetén a fémfelvétel az aerob, ill. anaerob izolátumoknál 0,55-1,87 ill. 0,23-2,37 (felvett fém mg/biomassza mg) között változott, kadmiumnál 0,70-1,45 ill. 0,03-3,62 (felvett fém mg/biomassza mg) volt. A törzsek egy részénél a Cd-, másoknál a Cr-bioszorpció volt a nagyobb. A deszorbeáló szerek közül kadmiumnál a salétromsav, nátrium-citrát, és

az EDTA volt hatékony. Króm esetében az előbbi szerek mellett a Na_2CO_3 is. A két fém felvétele bioszorpció és komplexképző ágensekkel nagyrészt lemosható a sejtekről.

9. Kísérleti rendszerben, aleurolit felszínén két és fél hónapig nyomon követtük a biofilm képződését, ugyanebből a kőzetből nyert izolátummal. A rétegvízzel érintkező kőzetek felszínén a baktériumok biofilm formában koncentrálódhatnak, mivel azok jobb tápanyagforrást biztosítanak, mint maga a víz.

ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

A Bodai Aleurolit Formáció mint lehetséges radioaktív hulladék-lerakóhely mikrobiológiai vizsgálatával hazánkban elsőként foglalkoztunk:

1. Adatokat kaptunk a vizsgált terület baktériumközösségeinek összetételére. Meghatároztuk az aerob és anaerob, spóraképző és spórát nem képző, sziderofortermelő, gázképző törzsek arányát.
2. Sikerült kimutatni olyan mikrobiológiai folyamatokat, amelyek a mechanikai, fizikai, kémiai, geológiai tényezők mellett befolyásolják a radioaktív hulladéktároló biztonságos üzemeltetését.
3. Izoláltunk nagy bioszorpciós kapacitású baktériumtörzseket, amelyek képesek a radionuklidokat immobilizálni, megkötni.
4. Kimutattunk olyan törzseket, amelyek szervessav-termelésükkel mobilizálják a radionuklidokat, sziderofortermelőket, amelyek immobilizálhatják azokat és olyanokat, amelyek gáztermelésükkel (szén-dioxid, hidrogén, nitrogén) megváltoztatják az eredeti környezeti feltételeket. Izoláltunk szulfát-redukáló, kénhidrogén-termelő baktériumokat, amelyek a felelősek lehetnek a direkt mikrobiológiai korrózióért.

5. Extrém sugárrezisztens törzset nem találtunk, azonban a baktériumok sugárérzékenysége meglehetősen széles spektrumú, ami jelentős biodiverzitást mutat az adott környezetben.
6. Kísérleti rendszerben a kőzetből izolált baktériumok biofilmképzését mutattuk ki az aleurolit felszínén. A biofilmek is fontos szerepet játszhatnak a radionuklidok immobilizációjában.

KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

A radioaktív tárolóhelyeknél a rétegvizek fontos szerepet játszhatnak a radionuklidok baktériumok általi transzportjában. A talajvizek gyakran nagy mennyiségben tartalmaznak oldott gázokat. Ezek a gázok a víz kémiai egyensúlyának megteremtésében vesznek részt, ezáltal hatással vannak a baktériumok aktivitására. A fúrások vízmintáiban nitrogént, hidrogént, héliumot, argont, szén-dioxidot, metánt és oxigént mutattunk ki.

Vizsgálatainkban a szakirodalmi adatokhoz hasonló nagyságrendű csíraszámokat kaptunk, ill. szulfátredukáló, kénhidrogén-termelő, valamint nitrátredukáló és denitrifikáló baktériumokat mutattunk ki.

A kutatóvágat különböző helyeiről származó minták közül a technikai vízminták aerob, ill. anaerob csíraszámai voltak a legnagyobbak (10^5 - 10^6/cm^3). A rétegvíz-minták csíraszáma nagyon változatos képet mutatott, a mintavétel helyétől és a víz hőfokától függően: mezofil aerob összcsíraszám 0,3-1,2 x 10^5/cm^3, mezofil anaerob összcsíraszám 0,3-3,9 x 10^3/cm^3, termofil aerob összcsíraszám 0,3-1,1x10^3/cm^3, termofil anaerob összcsíraszám pedig 7,3-4,6x10^4/cm^3. A csíraszám a hőfok mellett a vízminták redoxpotenciáljától is függött, -118 -233 mV esetén a mezofil aerob csíraszám csak 5-20/cm^3, az anaerob csíraszám viszont 5,8-2,2x10^4/cm^3 volt. A Mecseki Ércbányászati Vállalat laboratóriumában vizsgált vízminták pH értéke átlagosan 8,3 körül volt. Sőt a kőzet-pórusvíz rendszer pufferkapacitása olyan jelentősnek bizonyult,

hogy még nagy koncentrációban adagolt vegyszerekkel sem lehetett tartósan módosítani a pH-t. Ez a tartomány főleg az alkalofil baktériumoknak kedvez. A kőzetminták mezofil aerob és anaerob csíraszáma 10^2 -10^5/g között változott.

A levegőminták aerob csíraszáma 3,5/cm^2, az anaerob csíraszám pedig 0,9/cm^2 volt. Vizsgálatainkban a szakirodalmi adatokhoz hasonló nagyságrendű csíraszámokat kaptunk, és szulfátredukáló, kénhidrogéntermelő, valamint nitrátredukáló és denitrifikáló baktériumokat tudtunk kimutatni. A szulfátredukáló baktériumok különösen érdekesek a hulladék tárolásánál, mivel az anaerob korróziós folyamatokban fontos szerepük van. A 67 minta közül csak négy mintában találtunk szulfátredukáló baktériumot (1 felületi, 2 fúrás és 1 technikai víz mintában).

A mintákban az aerob és anaerob baktérium izolátumoknak, több mint a fele spóraképző volt, ami nagyfokú rezisztenciát jelent a környezeti viszonyok változásával szemben. Sugárérzékenységet tekintve az aerob izolátumok D_{10} értéke: 0,8-2,44, az anaeroboknál a legrezisztensebb törzs D_{10} értéke: 4,93 kGy volt. Extrém sugár rezisztens baktériumot, mint pl. *Deinococcus radiophilus,* nem találtunk. A vegetatív baktériumok közül nem volt szignifikáns különbség az aerob és anaerob izolátumok között és a minimum és maximum értékek sem tértek el nagymértékben az átlagtól. A mi vizsgálatainkban a legrezisztensebb baktériumokat a fúrások víz mintáiból izoláltunk (D_{10}:1,86-4,93 kGy).

Az ionizáló sugárzással szemben rezisztens baktériumok kimutatása, illetve izolálá-sa azért is fontos, mert ezek a baktériumok hatékonyan vehetnek részt a radio-nukliddal kontaminált talajok remediációjában és a nukleáris ipar különböző területein ˙(bioszorpció, bioprecipitáció, bioszenzorok).

A CO_2-ot ill.N_2-t, H_2-t termelő törzseket, ill. a sziderofortermelőket, valamint a savtermelő törzsek nagy arányát feltétlenül figyelembe kell venni a mikrobiális korrózió kialakulásánál.

Toxikusfémekkel szemben a törzsek nagyfokú rezisztenciát mutattak, ez a rezisztencia indukálható, vagyis „megszokják” a törzsek a nehézfémek (így külön-

böző radionuklidok) jelenlétét is. Ezt a jelenséget sikerült kimutatnunk a V 4/5 izolátummal ólom esetén.

Bioszorpciós kísérleteinkben az aerob izolátumok Cd felvétele: 0,7-1,5 (mg fém/ mg szárazsúly) Cr felvétele: 055-1,87(mg fém/mg szárazsúly), az anaerob izolátumoknál a Cd ill.Cr felvétel 0,03-3,6, ill. 0,23-2,37 (mg fém/mg szárazsúly) volt.

A deszorpciós szerek közül a Na-karbonát, Na-citrát és EDTA volt hatékony. Ez is arra utal, hogy a két vizsgált fém a baktérium sejtfalának lipopolisza-charidjaihoz vagy külső membrán fehérjékhez kapcsolódnak. Vízzel nem volt kimosható egyik fém sem.

Azok a szilárd felületek, amelyek talajvízzel állnak kapcsolatban a baktériumoknak jobb tápanyagforrást biztosítanak, mint maga a víz. Ezért a baktériumok könnyen kitapadhatnak. Ez e folyamat reverzibilis. Azonban a baktériumok elkezdenek extracelluláris polimereket termelni, a kitapadás irreverzibilis lesz, elszaporodnak és biofilmet képeznek.

Mivel a mikrobák és az extracelluláris polimerek a radionuklidokat meg tudják kötni, a biofilmek addig rögzítik a radionuklidokat, míg a biofilm egyensúlyát meg nem zavarja a tápanyagok változása. A geoszférában tehát a radionuklid migrációt a mikrobák általi felvétel csökkentheti, ha tápanyagban szegény környezetben a baktérium biofilm formájában koncentrálódik. Laboratóriumi körülmények között mi is ki tudtunk mutatni biofilm képződést aleurolit felszínén, ugyanebből a kőzetből származó izolátummal. Következő lépése a munkánknak a biofilm által felvett fémek szorpciójának tanulmányozása, ill. a biofilm forma sugárérzékenységének tanulmányozása. Utóbbi vizsgálatokat már elkezdtük.

Összefoglalva megállapítható, hogy vizsgálataink során sikerült kimutatni mindazon mikrobiológiai folyamatokat, amelyek a mechanikai, fizikai, kémiai, geológiai tényezők mellett befolyásolhatják a nukleáris hulladéktároló hosszú távú biztonságos üzemeltetését. Ez magába foglalja azokat a tényezőket, amelyek megváltoztatják az eredeti környezeti feltételeket. Erre utalnak azoknak a tör-

zseknek a jelenléte, ahol gáztermelést (CO_2, H_2, N_2) és savtermelést tapasztaltunk. Hasonlóan sikerült viszonylag nagy számban kimutatni olyan mikrobákat, amelyek képesek befolyásolni a radionuklidok mobilitását (sziderofortermelők, bioszorpció, bioakkumuláció). Ugyancsak számolni kell azokkal a tényezőkkel, amelyek felelősek lehetnek egy direkt mikrobiológiai korrózióért (H_2S és savtermelő mikroorganizmusok).

Hazánkban a nagy aktivitású radioaktív hulladékok mellett a kis és közepes aktivitású hulladékok tárolásának illetve mikrobiológiai vizsgálatának problémája is megoldásra vár. Ezekben az esetekben magának a hulladékanyagnak, valamint a beágyazó anyagoknak (cement, bitumen) és fém-konténerek (vas) biodegradációját is vizsgálni kell.

Szükséges lesz megvizsgálni, hogy a jelenlévő mikroflóra hogyan tudja megtámadni vagy felhasználni azokat a beágyazó vagy „csomagolóanyagokat" amelyek elhelyezésre kerülnek, mivel most még nem ismeretes a pufferanyagok, illetve a konténerek anyagának összetétele. Ugyancsak a hosszú távú MIC (Microbial Induced Corrosion) becsléséhez feltétlenül szükséges felmérni a rendelkezésre álló tápanyagforrások mennyiségét és minőségét (C, N, S, P) ahhoz, hogy támpontot adjon annak kiszámításához, hogy egyetlen mikroorganizmus felépítéséhez ($C_{160}H_{280}O_{80}N_{30}P_2S$) milyen lehetőségek állnak rendelkezésre.

Ez azt jelenti, hogy egy megbízható komplex modell elkészítéséhez, hasonlóan a nyugati tapasztalatokhoz hosszú távú kutatásokra van szükség. Reméljük, hogy a hazai energiaipar és környezetvédelem felismeri a mikrobiális korrózió jelentőségét és fontosságát és további anyagi forrásokat biztosít a munka folytatására, mindenekelőtt egy modell elkészítéséhez.

AZ ÉRTEKEZÉS TÉMAKÖRÉHEZ KAPCSOLÓDÓ PUBLIKÁCIÓK

KÜLFÖLDI IMPAKT FAKTOROS FOLYÓIRATOKBAN MEGJELENT TUDOMÁNYOS KÖZLEMÉNYEK

Farkas, Gy., L. G. Gazsó, G. Diósi (2000): Characterization of subterranean bacteria in the Hungarian Upper Permian Siltstone (Aleurolite) Formation. Canadian Journal of Microbiology. **46:** 559-564.

Farkas, Gy., L. G. Gazsó, G. Diósi (2002): Radiosensitivity of subterranean bacteria in the Hungarian Upper Permian Siltstone Formation. Journal of Environmental Radioactivity. **61:** 233 -239.

Diósi, G., Telegdi, J., **Farkas, Gy.**, Gazsó, L. G., Bokori, E. (2003): Corrosion influenced by biofilms during wet nuclear waste storage.

International Biodeterioration and Biodegradation. **51:** 151-156.

NEM IMPAKT FAKTOROS HAZAI ANGOL NYELVŰ TUDOMÁNYOS KÖZLEMÉNYEK

Diósi, G., Gazsó, L. G., **Farkas, Gy.** (2000): Study of microorganisms and biofilm development in connection with nuclear waste management.

Acta Microbiologica et Immunologica Hungarica. **47:** 359.

HAZAI MAGYAR NYELVŰ TUDOMÁNYOS KÖZLEMÉNYEK

Farkas Gy., Diósi G., Gazsó L., Telegdi J., Bokori E. (2003): Tervezett radioaktív hulladéktárolók környezeti biztonságának vizsgálata mikrobiológiai szempontokból.

I. Biokorrózióban szerepet játszó mikroorganizmusok tanulmányozása a Bodai Aleurolit Formációban. Egészségtudomány. **47:** 58-70.

Diósi G., **Farkas Gy.**, Gazsó L., Telegdi J., Bokori E. (2003): Tervezett radioaktív hulladéktárolók környezeti biztonságának vizsgálata mikrobiológiai szempontokból.
II. Biofilmek korróziós hatása radioaktív hulladéktárolókban. Egészségtudomány. **47:** 200-209.

TUDOMÁNYOS RENDEZVÉNYEKEN TARTOTT ELŐADÁSOK ÖSSZEFOGLALÓI

Gazsó, L. G., **Farkas, Gy.** (1998): Investigation of subterranean bacteria in the nuclear waste repository. Euroconference. Bacterial-Metal/Radionuclide Interaction: Basic Research and Bioremediation. Rossendorf, Germany, December 2-4 1988. pp. 42.

Farkas Gy., Gazsó L. G., Diósi G. (1999): Biokorrózióban szerepet játszó mikroorganizmusok tanulmányozása a Bodai Aleurolit Formációban. A Magyar Biofizikai Társaság **XIX.** Vándorgyűlése, Kecskemét, 1999. augusztus 25-28.

Farkas, Gy., Gazsó, L. G., Telegdi, J., Diósi, G. (2000): Diversity and biofilm formation of subterranean bacteria in radioactive waste repository. EU COST 520 **III**. Workshop, Budapest, 31 May-3 June 2000

Diósi, G., Gazsó, L. G., **Farkas, Gy.** (2000): Study of biofilm development in connection with nuclear waste management. **2nd** Euroconference on Bacterial Metal/Radionuclide inactivation: Basic Research and Bioremediation, Drezda,30 August –1 September 2000. pp. 37.

Diósi G., Gazsó L. G., **Farkas Gy.**, Telegdi, J. (2001): Biofilmek korróziós hatá-sa nukleáris hulladéktárolókban. Magyar Biofizikai Társaság **XX.** Kong-resszusa, Budapest, 2001. július 5-7. pp. 20.

Diósi, G., Gazsó, L. G., **Farkas, Gy.**, Telegdi J., Kálmán, E. (2001): Biocorrosive effect of the bacteria isolated from an interim storage of spent

nuclear fuel. International Conference on Biofouling and Materials, Frankfurt am Main, Germany.10-13 June 2001. pp. 5.

Diósi G., Gazsó L. G., **Farkas Gy.,** Telegdi J. (2001): Baktériumok nukleáris hulladéktárolók anyagára gyakorolt korróziós hatása. Magyar Mikrobiológiai Társaság Nagygyűlése, Balatonfüred, 2001. október 10-12. pp. 35.

Gazsó L., **Farkas, Gy.**, Diósi, G. (2002): Microbial Processes in Radioactive Waste Repository. International Conference on Radioactivity in the Environment. Monaco, 1-5 September 2002. pp. 296-299.

Farkas Gy., Gazsó L. G., Diósi G., Kónyi J., Bokori E. (2002): Higanydús környezetből izolált higanyrezisztens baktériumok vizsgálata. Magyar Mikrobiológiai Társaság Nagygyűlése, Balatonfüred, 2002. október 8-10. pp. 40.

Diósi G., **Farkas Gy.,** Gazsó L. G. (2002): Bakteriális biofilmek sugárérzékenysége. Magyar Mikrobiológiai Társaság Nagygyűlése, Balatonfüred, 2002. október 8-10. pp. 26.

TUDOMÁNYOS RENDEZVÉNYEKEN BEMUTATOTT POSZTEREK ÖSSZEFOGLALÓI

Farkas Gy., Gazsó L. G., Bokori E. (1998): Mikrobiológiai korróziós folyamatok tanulmányozása a Bodai Aleurolit Formációban. A Magyar Mikrobiológiai Társaság Nagygyűlése, Miskolc, 1998. augusztus 24-26. pp. 26.

Farkas Gy., Gazsó L. G., Diósi G. (2000): Biokorrózióban szerepet játszó mikroorganizmusok tanulmányozása a Bodai Aleurolit Formációban. A Magyar Mikrobiológiai Társaság Nagygyűlése, Keszthely, 2000. augusztus 24-26. pp. 32.

Diósi G., Gazsó L. G., **Farkas Gy.** (2000): Nukleáris hulladéktárolókban képződő biofilmek vizsgálata. A Magyar Mikrobiológiai Társaság Nagygyűlése, Keszthely, 2000. augusztus 24-26. pp. 26.

TUDOMÁNYOS RENDEZVÉNYEKEN MEGTARTOTT ELŐADÁSOK

Farkas Gy., Gazsó L. G. (1998): Bitumen biodegradációja radioaktív hulladéktárolókban. Műanyagok és kompozitok a korrózióvédelemben. Sopron, 1998. május 13-15.

Gazsó, L. G., **Farkas, Gy.** (1998): Investigation of subterranean bacteria in the nuclear waste repository. Euroconference. Bacterial-Metal/Radionuclide Interaction: Basic Research and Bioremediation. Rossendorf, Germany, 2-4 December 1998.

Farkas Gy., Gazsó L. G., Diósi G. (1999): Biokorrózióban szerepet játszó mikroorganizmusok tanulmányozása a Bodai Aleurolit Formációban. Magyar Biofizikai Társaság **XIX.** Vándorgyűlése, Kecskemét, 1999. augusztus 25-28.

Farkas, Gy., L. G. Gazsó, J. Telegdi, G. Diósi (2000): Diversity and biofilm formation of subterranean bacteria in radioactive waste repository. EU COST 520 **III**. Workshop, Budapest, 31 May- 3 June 2000.

Diósi, G., Gazsó, L. G., **Farkas, Gy.** (2000): Study of biofilm development in connection with nuclear waste management. **2nd** Euroconference on Bacterial Metal/Radionuclide inactivation: Basic Research and Bioremediation, Drezda,Germany.30 August-1 September 2000.

Diósi G., Gazsó L. G., **Farkas Gy.**, Telegdi J. (2001): Biofilmek korróziós hatása nukleáris hulladéktárolókban. Magyar Biofizikai Társaság **XX.** Kongresszusa, Budapest, 2001. július 5-7.

Diósi, G., Gazsó, L. G., **Farkas, Gy.**, Telegdi, J., Kálmán, E. (2001): Biocorrosive effect of the bacteria isolated from an interim storage of spent nuclear fuel. International Conference on Biofouling and Materials, Frankfurt am Main, Germany,10-13 June 2001.

Diósi G., Gazsó L. G., **Farkas Gy.,** Telegdi J. (2001): Baktériumok nukleáris hulladéktárolók anyagára gyakorolt korróziós hatása. Magyar Mikrobiológiai Társaság Nagygyűlése, Balatonfüred, 2001. október 10-12.

Gazsó, L., **Farkas, Gy.**, Diósi, G. (2002): Microbial Processes in Radioactive Waste Repository. International Conference on Radioactivity in the Environment. Monaco, 1-5 September 2002.

Farkas Gy., Gazsó L. G., Diósi G., Kónyi J., Bokori E. (2002): Higanydús környezetből izolált higanyrezisztens baktériumok vizsgálata. Magyar Mikrobiológiai Társaság Nagygyűlése, Balatonfüred, 2002. október 8-10.

Diósi G., **Farkas Gy.,** Gazsó L. G. (2002): Bakteriális biofilmek sugárérzékenysége. Magyar Mikrobiológiai Társaság Nagygyűlése, Balatonfüred, 2002. október 8-10.

TUDOMÁNYOS RENDEZVÉNYEKEN BEMUTATOTT POSZTEREK

Farkas Gy., Gazsó L. G., Bokori E. (1998): Mikrobiológiai korróziós folyamatok tanulmányozása a Bodai Aleurolit Formációban. A Magyar Mikrobiológiai Társaság Nagygyűlése, Miskolc, 1998. augusztus 24-26.

Farkas Gy., Gazsó L. G., Diósi G. (2000): Biokorrózióban szerepet játszó mikroorganizmusok tanulmányozása a Bodai Aleurolit Formációban. A Magyar Mikrobiológiai Társaság Nagygyűlése, Keszthely, 2000. augusztus 24-26.

Diósi G., Gazsó L**.** G**., Farkas Gy**.(2000): Nukleáris hulladéktárolókban képződő biofilmek vizsgálata. Magyar Mikrobiológiai Társaság Nagygyűlése, Keszthely, 2000. augusztus 24-26.

IRODALOM

AARKROG, A. (2001): Manmade radioactivity. In: Radioecology, radioactivity & eco-systems. Van der Stricht, E. and Kirchmann (eds.) Liege, Belgium. pp. 55-78.

ALPER, T. and Gillies, N. E. (1960): Restoration of *Escherichia coli* strain B after irradiation its dependence on suboptimal growth condition. *J. Gen. Microb.*, 18: 461-472.

NAZINA, T. N., Kosareva I. M., Davidov A. S., Tourova, T. P., Novikova, E. V., Khafizov, R. R. and Poltaraus A. B. (2000): Physicochemical and microbiological characteristics of groundwater from observation wells of a deep radioactive liquid waste repository. *Microbiology*, 69: 89-95. (Translated from Mikrobiologiya, 69: 105-112).

TALLENTIRE, A., and Khan, A. A. (1975): Test of the validity of a model relating frequency of contaminated items and increasing radiation dose. Radiosterilization of medical products 1974. Proceedings of the symposium on ionizing radiation for sterilization of medical products and biological tissues held by the International Atomic Energy Agency at Bombay, 9-13 December 1974. 3-14.p.

TELEGDI, J., Keresztes Zs., Pálinkás, G.,Kálmán, E., and Sand, W. (1998): Microbially influenced corrosion visualized by atomic force microscopy. *Appl. Phys*. A 66: 639-642.