

1. はじめに

高エネルギー加速器研究機構（高エネ研）では、高エネルギー陽子加速器の運転に伴い、電磁石、ビームダンプ、シールドコンクリート等の加速器構築物が放射化するだけでなく、ビームライントンネル内空気中や電磁石等の冷却水中に、一次あるいは二次粒子（主として中性子）による核破砕反応、熱中性子捕獲反応等により種々の放射性核種が生成する。中でもトリチウムは、主として核破砕反応で生成するが、高速中性子による生成断面積が大きく、また全ての安定同位体から生成するため、その生成量は長半減期核種の中では最も多い。

放射化した電磁石、ビームダンプ、シールドコンクリート等の加速器構築物は、管理区域から持ち出されることはなく、従って加速器構築物中に生成した放射性核種が、環境中に放出されることはほとんどない。一方放射化した空気や冷却水は、短半減期核種消滅後、フィルター、イオン交換樹脂等で生成した長半減期核種を除去し、トンネル内空気は大気中に放出され、また冷却水は他の排水で希釈されRI排水として公共下水道に放流される。しかしトリチウムは、空気中ではHTO又はHT、冷却水中ではHTOとして存在するため、フィルターやイオン交換樹脂では除去することができず、法及び本機構の管理基準値（排水については法の1/20）以下ではあるが環境中に放出される。

陽子加速器建屋においては、ビームラインのシールド及び床コンクリートが放射化するだけでなく、床下土壌もわずかに放射化し、生成した放射性核種の一部は地下水中へ溶出すると考えられる。特にトリチウムは、土壌中に生成し地下水中へ溶出するだけでなく、床下に滞留する地下水中にも酸素と高速中性子の核破砕反応により直接生成し、その化学形がHTOであるため、地下水とともに移動し、管理区域外へ流失することも考えられる。

このため高エネ研では、20年以上にわたり高エネ研一般区域及び周辺地域の湖水、河川水、地下水中の放射能濃度、特にトリチウム濃度を測定し、周辺の環境汚染がないことを確認している。

また1999年から昨年まで運転されていたニュートリノビームラインの建設にあたっては、文部科学省よりビームライン周辺の土壌及び地下水の放射化に対する安全評価が求められたが、当時世界的にも評価法がないため、高エネ研放射線科学センターで評価法を構築し安全性について評価した。

高エネルギー陽子加速器における放射化の機構、放射化の評価方法、環境への影響等について高エネルギー加速器研究機構陽子加速器施設における現状とJ-PARCでの取り組みについて講義する。

2. 陽子加速器施設における放射化の機構

原子炉施設における放射化は、主に熱中性子捕獲反応による中性子過剰核の生成に起因するが、加速器施設の場合放射化の機構は、加速粒子の種類やエネルギーに依存し複雑である。加速エネルギーが100MeV以上の加速器における放射化は、一次ビームと二次放射線によるものがある。二次放射線の発生機構として、陽子等のハドロン加速器ではハドロンカスケード、電子加速器では電磁カスケードが挙げられる。以下陽子加速器におけるハドロンカスケードについて説明する。

陽子加速器の場合、加速エネルギーが、数MeVを超えると、標的となる原子核と入射陽子とで形成される複合核を経た粒子放出反応により放射性核種が生成される。加速エネルギーがさらに高く100MeV以上になると、粒子のドブロイ波長が原子核の核子間距離に匹敵するようになり核破砕反応が起こりはじめる。核

破碎反応では、まず加速粒子の入射によって起こる原子核内のハドロンカスケード（核内カスケード）により多粒子放出が起こる。引き続き、十分に高い励起エネルギーを持つ残留核から粒子の蒸発が起こり、同時に、軽核を放出する断片反応や、重核の場合は核分裂反応も進行する。核内カスケードにより放出された高エネルギー核子は、さらに他の原子核と衝突しカスケードを起こす(核外カスケード)。その結果、加速粒子と標的核とで形成される複合核から ^3H に至るすべての質量数の放射性核種が生成される¹⁾。

高エネルギー荷電粒子の飛程は、例えば12 GeV陽子の場合でも金属中で数十cmのため、一次及び二次荷電粒子による放射化はビームラインに沿った領域でしか起こらない。しかし、一次ビームは収束され線束が大きいので、ビームライン構成機器である電磁石等の放射能濃度は非常に高く、表面の線量率も高くなる。なお電子加速器において放射化を引き起こす、電磁カスケードによる光核反応は広い領域にわたって起こるため、放射化物中の放射能濃度は荷電粒子による場合に比べ小さく、同一出力の粒子加速器と比べると1/100程度かあるいはそれ以下である。

一方加速器周辺機器、遮蔽壁や床、空気等の放射化は、主としてハドロンカスケードで発生する二次粒子によって引き起こされる。中でも中性子は、物質との相互作用が小さく透過力が大きいので、広い範囲にわたって放射化を引き起こすが、一次ビームに比べ線束が小さいため、放射能濃度は一次粒子による放射化に比べ低くなる。

二次中性子のエネルギーと収率は、それぞれ加速エネルギーとビーム損失に比例するため、高エネルギー、大強度加速器になるほど中性子による放射化が重要になる。

3. 加速器構成機器の放射化

イオン源からビームダンプまでビーム損失することなく加速器を運転することができれば、実験用標的及びビームダンプ周辺以外の加速器構成機器は放射化しない。しかしながら現実的にそのような運転は不可能であり、高エネ研のニュートリノビームラインの場合12 GeV陽子加速器からの取り出しも含めると約20%の一次陽子ビームが失われる。図1に運転停止2週間後のEP1ビームライン室の電磁石等の表面線量率を、放射化検出器による運転中の中性子フルエンスの測定結果と共に示す。 ^{198}Au の放射能濃度は、熱中性子フルエンスを表し、 $10^6 \text{ Bq/g} = 3 \times 10^6 \text{ n/cm}^2$ 、また ^{24}Na の放射能濃度は、速中性子フルエンスを表し、 $10^3 \text{ Bq/g} = 10^6 \text{ n/cm}^2$ である。二次粒子発生用標的はもちろんのこと各電磁石も放射化され、表面線量率が mSv/h のオーダーであるのは、一次ビームのビーム損失により放射化されるためである。

電磁石が、 10 mSv/h を超えて放射化されると、運転停止時にビームラインに立ち入っての作業は不可能となる。従ってJ-PARCではビーム出力は高エネ研陽子加速器の100倍を超えるが、加速器のビーム損失は、高エネ研の加速器と同程度に押さえるよう設計されている。しかしながら固体標的でのビーム損失は、ビーム出力に比例するため、高エネ研陽子加速器の100倍以上になり、当然周辺の線量率も100倍以上になる。従って高放射化が起こる標的等のメンテナンスは、遠隔操作で行う等被ばく低減化を考えた構造となっている。

図2にEP1ビームライン室で最も放射化する電磁石の一つである電磁石Q12及び電磁石BS1の表面線量率の減衰の様子を示す。運転停止1.5時間後に比べ表面線量率は、約2日で1/2、約1週間で1/4に減衰するが、1/8にまで減衰するには約1ヶ月の期間が必要

となる。電磁石中に生成する放射性核種は様々であり、時間が経つほど長半減期核種の割合が増え、線量率の減衰に時間を要する。運転停止時のメンテナンスは、これらのことも考慮し計画する必要がある。

4. 高エネルギー陽子加速器 トンネル内空気の放射化

高エネルギー陽子加速器の運転に伴い、一次あるいは二次粒子により加速器室内の空気中には様々な放射性核種が生成される²⁻⁴⁾。これらは放射性エアロゾルあるいはガスとして存在する。放射性核種の発生源として、(1)空気中の原子から生成されるものと、(2)二次粒子生成用標的も含め加速器構成機器から発生するものに分けられる。空気中の原子を起源とするものについては、N、O、Arの核破砕反応、熱中性子捕獲反応等により生成する³H(半減期12.3年)、⁷Be(半減期53日)、¹¹C(半減期20分)、¹³N(半減期10分)、¹⁵O(半減期2分)、⁴¹Ar(半減期1.8時間)等があり、また加速器構成機器を起源とするものとしては、Mn、Coの同位体をはじめとする金属元素の放射性核種が主でありこれらはエアロゾルとして存在し、排気の際にはフィルターで除去される。これら放射性核種の濃度は、空気を起源とするものの方が高い。空気から生成した短半減期核種は、ガスとして存在するがトンネル内で崩壊するか、あるいは一部放出されても大気中で拡散、崩壊するため環境中へ与える影響は小さいといえる。また長半減期核種の内⁷Beは、放射性エアロゾルとなって存在するため、排気の際はフィルターで除去されるが、トリチウムは、HTO及びHTの化学形で存在するためフィルターで除去されず、大気中へ放出される。

表1に、化学形別に捕集、測定した高エネ研12GeV陽子加速器施設EP1及びEP2ビームライン室内空気中トリチウム濃度を、高エ

ネ研の環境大気中の濃度と合わせて示す。環境大気中のトリチウム濃度は、HTO、HT、CTH₃とも日本の環境大気の数値としては、平均的な値である。HTOとHTを合算したトリチウム濃度を比べると、EP1及びEP2トンネル内空気とも、環境大気に比べ10³倍以上高い値を示している。ところが、化学形別に比べると、HTO濃度は、EP1トンネル、EP2トンネルとも大差はないが、HT濃度は、EP1トンネル空気中の方がEP2トンネル内空気中に比べ10倍以上高い。HTO濃度とHT濃度の比をとると、環境大気が、HTO/HT=2であるのに対し、EP1トンネル内空気中の比は、1.3と環境大気とほぼ同じであるが、EP2トンネル空気中の比は約50と非常に大きく、ほとんどがHTOとして存在しており、大気圏内核爆発実験が行われる以前の大気中トリチウムの比とほぼ同じである。運転中の排気形態及び採取場所の関係で、EP2トンネル内空気中のトリチウム濃度の比は、生成直後の値を反映しているが、EP1空気中のトリチウム濃度の比は、生成後数日後の値となっている。またビーム強度等からはEP1トンネル空気中のトリチウム濃度の方がEP2に比べ約10倍高いと予想される。このことより、加速器トンネル内で生成したトリチウムは、生成直後は、大部分がHTOの化学形で存在しているが、時間とともに壁等に付着し、HTO濃度が減少し、HTO/HTの比が1に近づいていくと考えられる。トンネル内空気中トリチウム濃度から、他の加速器も含めた高エネ研全体のトリチウム排出量は、年間約300MBqと評価される。

J-PARCの放射線安全設計においては、モンテカルロシミュレーションコードによる評価と並行し、高エネ研陽子加速器施設での測定値を用いたスケーリングによりトンネル内空気中放射性同位元素濃度を評価している。また加速器運転中トンネル内空気は、高放射線場にさらされるため、オゾンやNO_xが生成し⁵⁾、電磁石等の腐食の原因となる。高エネ研陽子加速

器程度の出力だと総大きな問題ではないが、J-PARCでは問題となり、特に高放射線場においては、空気をHe等のガスで置換する等の対策が考えられている。

5. 高エネルギー陽子加速器 冷却水の放射化

陽子加速器運転中電磁石等の冷却水中には、一次あるいは二次粒子による水分子の酸素との核破砕反応により、長半減期核種の ^3H 及び ^7Be や種々の短半減期核種が生成する。また冷却水配管との核破砕反応や熱中性子捕獲反応により生成した長半減期核種の ^7Be 、 ^{22}Na 、 ^{54}Mn 、 ^{59}Fe 、 ^{56}Co 、 ^{57}Co 、 ^{58}Co 、 ^{60}Co 、 ^{65}Zn 等の核種も極一部冷却水中へ溶出する。これらの長半減期核種の内 ^3H 以外の核種は、冷却水回路中に設置されたイオン交換樹脂で除去されるため、環境中へ放出されることはないが、トリチウムは、 HTO の化学形で存在するためイオン交換樹脂で除去されず、公共下水道中へ放流される。

加速器運転中トリチウム濃度は、運転とともに上昇する。上昇速度は、運転時間、ビーム強度、運転モード等に依存するが、年間数 Bq/cm^3 に達するため、適時測定を行い、手洗い水等の他のRI排水で希釈されることを考慮し、 $6\sim 10\text{Bq}/\text{cm}^3$ を目処に長期の加速器停止時に冷却水の交換を行っている。交換した冷却水は、RI廃水処理施設に送られトリチウム濃度が法及び高エネ研の管理目標値($3\text{Bq}/\text{cm}^3$)以下であることを確認し、公共下水道に放流される。冷却水量は、冷却水システムにより異なるが概ね $10\sim 30\text{m}^3$ であり、一度の交換で $50\sim 70\%$ 交換される。冷却水中のトリチウム濃度と交換水量から評価すると、多めに評価して最大年間約 1GBq のトリチウム(平均濃度： $0.5\text{Bq}/\text{cm}^3$)が公共下水道へ放流される。

また高エネ研には、電磁石冷却水とは別に中性子源及びニュートリノ標的冷却水が設置されている。これらの冷却水中では、生成核種は電磁石冷却水と同じであるが、一次ビームにさらされるため放射能濃度は遙かに高い。表2にイオン交換樹脂で処理する前のニュートリノターゲット冷却水中放射能濃度を示す。金属イオンは電磁石冷却水同様イオン交換樹脂で除去できるが、トリチウムは除去できないため、冷却水交換後の処理については、十分な希釈後放流する等電磁石冷却水とは別の取り扱いを行っているが、水量が少ないため、トリチウムの総量としては、電磁石冷却水よりも少ない。

J-PARCの放射線安全設計においては、空气中放射能濃度の評価と同様に、モンテカルロシミュレーションコードによる評価と並行し、高エネ研陽子加速器施設での測定値を用いたスケーリングにより放射性同位元素濃度を評価している。またその取り扱いは、電磁石等の冷却水は基本的に高エネ研の場合と同じであるが、標的関係の冷却水は、放射化の程度が高エネ研の場合よりはるかに大きく、個別に対応が検討されている。

6. 高エネルギー陽子加速器 シールドコンクリートの放射化

高エネルギー陽子加速器実験施設である東カウンターホールの平面図を、図3に示す。東カウンターホールでは、陽子加速器運転開始以来約30年間素粒子原子核実験が行われており、ホール内にある 12GeV 陽子が輸送されるEP2ビームラインシールドコンクリートは、運転中高エネルギーの一次及び二次粒子や熱中性子にさらされており、放射化している。

図4に、図3に示す2カ所(point A及びpoint C)のシールドコンクリート中の主な核種の放射能濃度(EP2ビームラインの運転停止日に半減期補正した値)深度分布⁶⁾を示す。A点は、

EP2-Bラインの電磁石と電磁石の間であり、ビーム損失は主として線状損失であり、ビームライン運転中の中性子線束は、ビームライン室の中では平均的な場所である。一方C点は、Cライン上に設置された二次粒子発生用固体（白金）標的の真横の地点で、Cライン運転中約30%の陽子が固体標的で失われるため中性子線束は、EP2ビームライン室の中ではかなり高い場所である。A点の試料は、運転停止後3ヶ月、C点の試料は運転停止後15ヶ月後の試料である。各ラインとも陽子ビーム強度は、 $2.5 \sim 5 \times 10^{11}$ 陽子/秒で運転されていた。

シールドコンクリート中には、 ^3H 、 ^7Be 、 ^{22}Na 、 ^{46}Sc 、 ^{51}Cr 、 ^{54}Mn 、 ^{56}Co 、 ^{57}Co 、 ^{59}Fe 、 ^{60}Co 、 ^{65}Zn 、 ^{134}Cs 、 ^{152}Eu 及び ^{154}Eu の生成が認められた。図4に示したのはこのうち放射能濃度が高い5核種である。C点では、放射能濃度は、約 1000Bq/g である。主として熱中性子捕獲反応で生成する ^{60}Co 及び ^{152}Eu の放射能濃度は、他の加速器施設でも見られるように、壁面から約20cm内側で最大となっている。普通コンクリート中で最も放射能濃度が高いのは ^3H であるが、重コンクリートでは鉄の含有量が多い（35～50%）ため、 ^{54}Mn の放射能濃度の方が ^3H より高くなっている。これらシールドコンクリート中の放射能は、シールドが固定されている限りは管理区域から環境中にでることはない。

7. 高エネルギー陽子加速器実験施設床下土壌及び地下水の放射化

東カウンターホールは、ホール内のEP2ビームライン室のシールドコンクリートのみならず、EP2ビームライン室の床下土壌も、加速器運転に伴い発生する中性子による核破砕反応や熱中性子捕獲反応により、僅かに放射化している。また床下に滞留する地下水も、酸素と高速中性子との核破砕反応で地下水中に直接生成する ^3H

や ^7Be のみならず、土壌中に生成した放射性核種の一部が地下水へ溶出することにより放射化している。

東カウンターホール床下の地下水面及び帯水層、井戸と地下水の関係等を模式的に示した断面図を図5に示す。東カウンターホール周辺は舗装されており雨水の染み込みは少ない。地下水面は、床下約1mの深さにある。床下約3mには第一帯水層が、約7mには第二帯水層が存在している。東カウンターホールは周辺より約2m低い窪地に建設されており地下水位の上昇による浸水を防ぐため、地下水汲み上げ用井戸が設置されている。井戸は、床下80～140cmの範囲の地下水が染み出す構造になっているため、カウンターホールの地下水位は、常に80cm以深である。

7. 1 ビームライン室床下土壌中の放射能濃度及び深度分布

土壌中の珪素、酸素以外の主な構成元素の化学分析結果を表3に示す。EP2ビームライン室床下土壌中に存在が確認された主な核種（検出限界は、核種によって異なるが概ね $1 \times 10^{-3}\text{Bq/g}$ 、ただし ^3H の検出限界は、 $5 \times 10^{-2}\text{Bq/g}$ ）は、濃度が高い順に ^3H 、 ^{22}Na 、 ^{54}Mn 、 ^{152}Eu 及び ^{60}Co であり、B点、D点とも同じであった。なお運転停止後から測定まで約3ヶ月から9ヶ月経過しているため、短半減期核種は減衰しているものと思われる。測定された主な核種のうち前三核種は、主として高速中性子による核破砕反応で、後二核種は熱中性子捕獲反応で生成したものである。また浅い土壌からは、 ^7Be 、 ^{46}Sc 、 ^{134}Cs 、 ^{154}Eu も微量観測された。これら微量測定された核種の内、特に ^7Be に関しては、加速器の運転停止後約3ヶ月以上経過してから測定しているため低い値になっているが、運転停止直後では半減期から考えて ^{22}Na より高濃度である。

図6に、B点及びD点における床コンクリート及び床下土壌中の、 ^3H 以外の主な核種の放射能濃度の深度分布⁷⁾を示す。放射能濃度は、すべて運転停止日に半減期補正した値である。最も放射能濃度が高い、土壌最上部の γ 線放出核種の総放射能濃度は、B点で約 0.4 Bq/g 、D点で約 0.1 Bq/g と、自然放射能濃度(主として ^{40}K : $0.3\sim 0.4\text{ Bq/g}$)に比べ、低いか精々同程度である。しかしながら次節で述べる ^3H の放射能濃度を加えるとB点、D点とも約 1 Bq/g であり、自然放射能に比べ3~4倍高濃度になっている。

B点、D点ともコンクリートと土壌で放射能濃度の深度分布が不連続であり、床下数十cmから150cmあたりの土壌中の放射能濃度が低くなっている。特にD点でこの傾向が著しい。しかしながら表3に示す様に、主なコンクリート構成要素と土壌構成要素には、Alでは約3倍のばらつきがあるが、Na、Mn及びFe成分に大差はない。一方放射能濃度が低下している深さが、汲み上げ井戸で汲み上げる地下水の水位と一致(床下80~140cm)していることから、床下100cm前後の深さの土壌中に生成した放射性核種の一部が、地下水中へ溶出し横方向へ流出したためと思われる。D点の方がB点より放射能濃度の低下の割合が大きいのには、運転停止からの時間が長いため、溶出した放射性核種の量が多いことで説明できる。

放射能濃度の深度分布の傾向は、床下1m前後の深さ部分を除くと、B点は線状損失を仮定したMoyerモデル(高エネルギー加速器施設でよく使われる中性子線量評価モデル)で近似できるが、D点は点状損失を仮定したMoyerモデルでは近似できない。これは、Cラインの固体標的での点状損失以外のラインからの線上損失に起因する成分があること、及びCラインが、試料採取の15ヶ月前から運転されておらず、放射性核種の溶出量が多く、溶出した放射性核種が地下水とともに移動したためである。

7. 2 ビームライン室床下土壌中の ^3H 濃度及び深度分布

D点における床コンクリート中の ^3H 濃度の深度分布、土壌及び間隙水中別に測定した床下土壌中の ^3H 濃度の深度分布を、図7に示す。地下水面(深度約80cm)より浅いところでは、土壌中の ^3H 濃度は間隙水中の濃度とほぼ同程度であり、深度とともに減少しており、図6に示した ^{22}Na 、 ^{60}Co 等の核種と同じ傾向を示している。一方地下水面以深では、間隙水中の ^3H 濃度の方が土壌中の濃度より数倍高く、土壌中に生成した ^3H が地下水へ溶出していることがわかる。また乾燥土壌中の ^3H 濃度は、図6に示した核種と同様の深度分布を示しているが、地下水面以深では間隙水中の ^3H 濃度は、帯水層まで深度によらず一定の値になっており、その濃度は、次節で示す地下水中の ^3H 濃度とほぼ一致している。

7. 3 加速器施設周辺の地下水中の放射能濃度

B点及びD点で土壌採取時にコア抜きした穴に染み出してきた地下水、東カウンターホールに隣接して設置された地下水汲み上げ用井戸(Wel1-1)及び東カウンターホールに隣接して設置された水位観測用井戸(Wel1-2)中の放射能濃度を表4に示す。地下水汲み上げ用井戸は、床下80~140cmの深さの地下水が染み出してくる構造になっている。コア抜きした穴に染み出した地下水の水位は、B及びD点とも床下約80cmであった。地下水中の放射能濃度を地下水面近辺の土壌中の放射能濃度と比較すると、 ^{22}Na で2~4%、 ^{54}Mn で約1%であり、土壌から地下水中へ溶出していることがわかる。また ^{60}Co 、 ^{152}Eu 等土壌から検出された他の核種は地下水中からは検出されなかったが、検出効率を考慮してもそれらの

核種の放射能濃度は、土壤中の濃度の1%あるいはそれ以下と見積もられ、 ^3H 以外の核種の中では、 ^{22}Na の溶出割合が高いという溶出実験結果⁵⁾と一致している。また ^{54}Mn ではあまり差はみられないが、 ^{22}Na では運転停止からの時間が長いC点の溶出割合がB点に比べ高く、床下80～140cmの土壤中の放射能濃度の減少が大きいことと一致している。

地下水汲み上げ用井戸（Well-1）に染み出してきた地下水からも、わずかではあるが ^3H 及び ^{22}Na が検出されている。ここで汲み上げられた地下水は、本機構南西部にあるPF調整池を経て他の雨水とともに放流されるため、近年毎月一回の割合で測定を行っている。測定結果を図8に示す。放射能濃度はほぼ一定しておりその値は、文部科学省が示す敷地境界における地下水中（高エネ研の管理基準では管理区域境界）の放射能濃度の基準値（飲料水としたときの実効線量が $10\mu\text{Sv}/\text{年}$ 以下、放射能濃度では、 ^3H ： $0.6\text{Bq}/\text{cm}^3$ 、 ^{22}Na ： $0.003\text{Bq}/\text{cm}^3$ 以下）を十分下回っている。なお9章で述べるが、これら若干の放射能を含む地下水はPF調整池で十分希釈されるため、調整池の池水中の ^3H レベルは環境レベルであり、 ^{22}Na 等の加速器で生成する放射能は検出されていない。

また水位観測用井戸（Well-1）で採水した第一帯水層の地下水からも環境レベルの約10倍の濃度の ^3H が検出されているが、他の加速器起源の放射性核種は検出されていない。 ^3H も、地下水が一般区域へ流出するに従い拡散希釈され、9章で述べるように、本機構の一般区域及び周辺河川水等のレベルは、環境レベルである。

8 ニュートリノ崩壊領域周辺 土壤及び地下水中の放射能濃度

8.1 土壤及び地下水中の 放射能濃度の基準

今まで述べてきた東カウンターホールは、高エネ研12GeV陽子加速器施設に最初に建設されたの実験室であり、建設当時は床下土壤及び地下水の放射化は考慮されていなかった。ニュートリノ振動実験のために1999年より昨年秋まで運転されていた（総陽子数： 1×10^{20} 個）12GeV陽子加速器ニュートリノビームラインの崩壊領域は、地下に建設されているため、コンクリート壁外側の土壤が僅かに放射化し、土壤中に生成した放射性核種の一部が、地下水へ溶出することが考えられ、1998年の放射線申請時に文部科学省よりその評価が求められた。しかしながら当時世界的にそのような評価法がないため、放射線科学センターでは、EP2ビームラインで行った土壤放射化実験、放射性核種の溶出率測定実験等の結果と、モンテカルロ計算コードMARS⁹⁾を用いた中性子フラックスの計算を基に土壤中に生成する放射性核種の放射能濃度及び生成した放射性核種の地下水への溶出による地下水中の放射能濃度を評価した。評価結果は、5年間運転後（総陽子数： 2×10^{20} 個）の土壤の放射化は、最大で $1.7\text{Bq}/\text{g}$ 、地下水に関しては、管理区域境界で実効線量が最大で $6.7\mu\text{Sv}/\text{年}$ （ ^{22}Na の寄与が80%）となり、文部科学省が示した安全基準（土壤：放射能濃度 $74\text{Bq}/\text{g}$ 以下、地下水：飲料水とした場合の実効線量が $10\mu\text{Sv}/\text{年}$ 以下）を満足したため、運転が許可された¹⁰⁾。上記の評価結果を検証するとともに周辺環境を担保するため、放射線科学センターでは、崩壊領域に土壤中放射能濃度監視用井戸5本（約40m間隔）及び地下水中放射能濃度監視用井戸15本を設置し、運転開始以降、土壤及び地下水中の放射能を測定してき

た。このような評価及びその検証は世界初の試みである。

8. 2 評価結果と測定値の比較

土壌中からは、運転時間の増加と共に検出される核種も増え、10核種が検出されたが、これらの核種は全て生成が予想された核種である。図9に各土壌中放射能監視用井戸における中性子フルエンスを示す¹¹⁾が、計算値及び測定値の形は非常に良く一致しておりかつMARSの計算値が約1.5倍測定値を上回っていることから、本評価法による中性子フルエンスが、安全側にかつ適切に評価できていることがわかる。図10及び11に²²Naと総放射能の運転開始以降の濃度変化を評価値とともに示す。総放射能は半減期が1月未満の核種も含むため、放射能濃度は測定前の運転状態に依存する。²²Na放射能は、当然のことながら運転時間の増加とともに増加してきているが、増加速度は、評価値の6～7割である。図中央での放射能の減少は、2001年度のスーパーカミオカンデ故障に伴う1年半の運転停止期間中の放射能の減衰によるものである。このように本評価法は、土壌中に生成する放射性核種の濃度評価において十分安全側にたった適切な評価方法であるといえる。なお土壌中放射能濃度の測定誤差は、核種及び試料による違いはあるが、概ね5～30%である。図12に運転終了時に測定した主な核種及び総放射能を示す。図中に点線で示した予想値は、放射能濃度が最大となると予想された井戸5における予想放射能濃度である。各井戸での生成放射能濃度を比べると井戸5が最大となっているが、井戸5をはじめ全ての井戸でこの予想値を下回っている。

地下水からは、現在まで加速器起源の放射性同位核種は検出されておらず、³H濃度も環境水のレベルである。本評価法は、地下水についての十分安全側にたった評価法といえるが、やや

安全側にたちすぎており、流速、地下水中での放射性核種の拡散、土壌から地下水への溶出等についての評価の精度を上げることが課題である。

J-PARCにおいても当然土壌及び地下水の放射化の評価は必要であり、基本的に高エネ研で用いた評価法を用いている。J-PARCにおけるビーム強度は、高エネ研の陽子加速器に比べ100倍以上である。従ってその分遮へい体も厚く作られ、土壌及び地下水の放射化は高エネ研と同程度に押さえられるよう設計されている。

9 高エネ研環境水中の放射性核種濃度

今まで述べたように高エネルギー加速器研究機構では、加速器運転に伴い、ビームライン内空気中や電磁石等の冷却水中に、トリチウムをはじめ様々な核種が生成する。トリチウム以外の核種は、イオン交換樹脂やフィルターで除去されるが、トリチウムは、最終的には障害防止法に比べ十分安全側にたった本機構の管理基準（法の規制値の1/20）以下の濃度であることを確認し、トンネル内空気は大気中に放出され、また冷却水は公共下水道に放流される。また極低レベルではあるが、陽子加速器周辺の土壌中にもトリチウムが生成している。

これらの状況を考慮し高エネルギー加速器研究機構放射線科学センターでは、周辺地域を含めた環境保全の観点から、加速器施設から放出されたトリチウム等が、周辺環境においてどのようなレベルにあるかを把握するため、またそのレベルが自然界のトリチウム濃度と有意な差がないことを確認するため、本機構敷地内の一般区域に環境水観測用井戸を設置し、1983年以後定期的に本機構敷地内地下水及び周辺河川水等のトリチウム濃度を、低バックグroud液体シンチレーション検出器を用いて測定して

いる。また1990年以降は、本機構敷地内地下水及び周辺河川水等に含まれる γ 線放出核種についても同様に定期的に採水し、その放射能濃度を測定している。

さらに1996年から98年にかけて、機構内の地下水の流速、流れ方向を調査するため、47本の水位観測用井戸を放射線管理区域を含む機構敷地内に設置した。1998年以降は、これらの井戸も利用し地下水中の放射能濃度を測定している。

9. 1 管理区域内地下水中のトリチウム濃度

管理区域内に設置した水位観測用井戸で採水した地下水中のトリチウム濃度を図13に示す。測定は年1回行っている。北カウンターホール南側の井戸（井戸17）を除き、いずれも環境水に比べ数倍から約一桁高い濃度のトリチウムが検出された。これは、ビームライン床下土壌や床下に滞留する地下水中に生成したトリチウムが、希釈されながら管理区域境界へ拡散していることを示唆している。現在のところ8章でも述べた管理区域内地下水の基準値 0.6 Bq/cm^3 に比べると約二桁低い濃度であるが、今後とも濃度を監視していくことが、高エネルギー陽子加速器周辺では重要である。特にJ-PARCの様な大強度高エネルギー陽子加速器では、地下水中のトリチウム濃度を監視することが、加速器周辺の環境放射能問題の観点から考えて、最も重要な問題の一つとなる。

9. 2 機構内地下水及び周辺環境水中のトリチウム測定結果

1995年以降の本機構周辺環境水中のトリチウム濃度の経年変化を、図14に示す。本機構の測定システムにおける検出限界は、 $3.7 \times 10^{-4} \text{ Bq/cm}^3$ であり、測定値が検出限界

を下回った場合は、全てトリチウム濃度を $3.7 \times 10^{-4} \text{ Bq/cm}^3$ として評価している。

本機構内一般区域の地下水及び周辺環境水中のトリチウム濃度は、概ね $0.4 \sim 1 \times 10^{-3} \text{ Bq/cm}^3$ であり、すべての試料水中のトリチウム濃度は、日本の環境水の標準的なトリチウム濃度である。また近年はほぼ一定の値になっているが、1983年の測定開始以降のトリチウム濃度の見かけ上の半減期は約7年であり、この点からも本機構内及び周辺環境水中のトリチウム濃度は、日本の環境水の標準的なパターン¹²⁻¹³⁾を示している。これらの結果から、本機構周辺環境水中トリチウム濃度に対する本機構の高エネルギー陽子加速器運転に伴う影響は認められないといえる。また本機構内一般区域内地下水及び周辺環境水中から天然放射性同位元素（U系列、Th系列及び ^{40}K ）以外の放射性同位元素が検出されたことはなく、本機構の高エネルギー陽子加速器周辺で生成した放射能による本機構周辺環境への影響は認められない。

10 まとめ

高エネルギー加速器研究機構では、高エネルギー陽子加速器の運転に伴い、電磁石、ビームダンプ、シールドコンクリート等の加速器構築物が放射化するだけでなく、ビームライントンネル内空气中、電磁石等の冷却水中、床下土壌中及び床下に滞留する地下水中に、主として中性子による核破砕反応によりトリチウムをはじめとする様々な放射性核種が生成する。生成したトリチウムは、法及び本機構の管理基準以下の濃度ではあるが、環境大気、公共下水道中に放出される。また床下土壌及び地下水中に生成したトリチウムは、拡散、希釈されながら地下水とともにHTOとして管理区域境界へ向かい移動する

現在のところ、本機構一般区域及び周辺環境中の地下水等の測定結果からは、環境大気及び

公共下水道へ放出されたトリチウムの環境へ与える影響は、無視できるレベルといえる。また加速器ビームライン室床下土壌及び地下水中に生成したトリチウムをはじめとする放射性核種も、地下水とともに移動はしているもののまだ管理区域内に留まっている。しかしJ-PARCにおける大強度陽子加速器のビーム強度は、現在の高エネ研の陽子加速器に比べ遙かに大きい。加速器が大型化するに伴い、地下水の放射化も含め加速器周辺環境中のトリチウム濃度を監視することは、今後一層重要となる。

参考文献

- 1) 遠藤 章、沖 雄一、三浦太一、神田征夫、近藤健次郎、日本原子力学会誌、Vol. 39, No. 3 (1997)
- 2) K. Kondo, H. Muramatsu, Y. Kanda S. Takahara, Int. J. Appl. Radiat. Isot., 35, 939 (1984).
- 3) H. Muramatsu, K. Kondo and Y. Kanda, Appl. Radiat. Isot., 39 (1988) 413-419.
- 4) T. Miura, Y. Oki, T. Suzuki, M. Numajiri, K. Kondo and Y. Kanda, Appl. Radiat. Isot., 50 (1993) 499-504.
- 5) Y. Kanda, T. Miura and H. Nakashima,

Radi. Phys. Chem., 73 (2005) 213-217.

6) T. Miura, S. Takahara, S. Ishihama, N. Ohtsuka and T. Kunifuda, J. Nucl. Sci. Tech., Supplement 1 (2000) 183-186.

7) T. Miura, K. Bessho, S. Ishihama, and N. Ohtsuka, J. Radioanal. Nucl. Chem., 255 (2003) 543-546.

8) Y. Oki, M. Numajiri, T. Suzuki, Y. Kanda, T. Miura and K. Kondo, Proc. on 1996 SERNIA Symposium on Environmental Radioactive Nuclides Impact in Asia, Taipei, ROC, (1996) 225.

9) N. V. Mokhov, "The MARS Code System User's Guide, Version 13 (95)" Femilab Fn-628 (1995).

10) 三浦太一他、 α ニュートリノビームライン施設の概要とその放射線安全対策 α KEK Internal 98-11 (1999).

11) T. Miura, T. Suzuki, M. Numajiri and S. Ishihama, KEK Proceedings 2002-7 (2002) 279-286.

12) 三浦太一、高原伸一、穂積憲一、KEK Internal, 98-11 (1999).

13) 文部省科学研究費補助金研究成果報告書、トリチウム資料集・1988、放射能調査研究報告書(平成7年度)、放射線医学総合研究所、1996年等

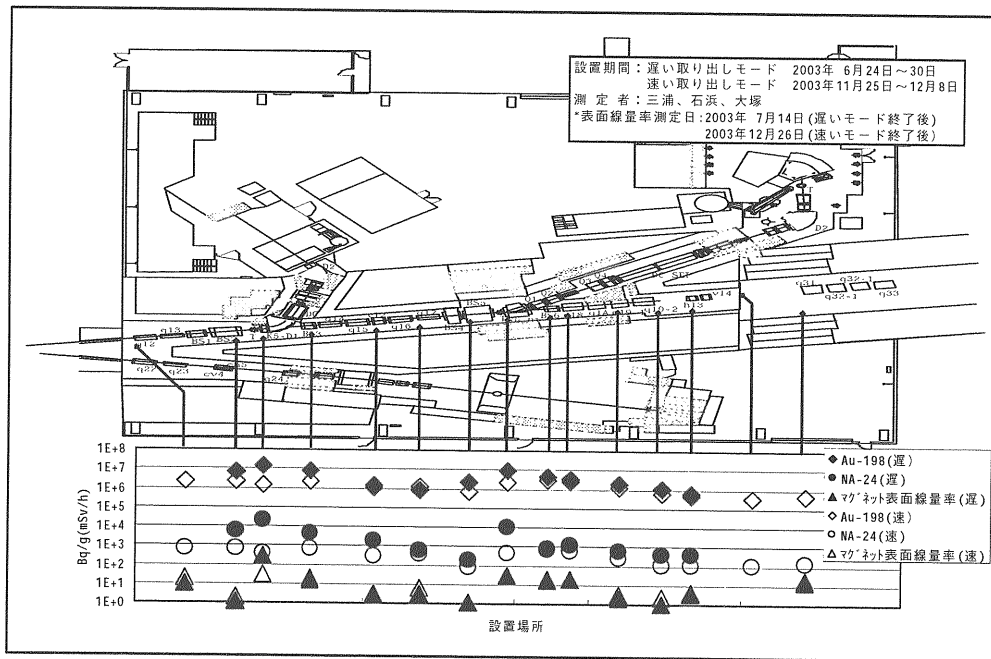


図1 EP1ビームライン室内電磁石の表面線量率と中性子フルエンス

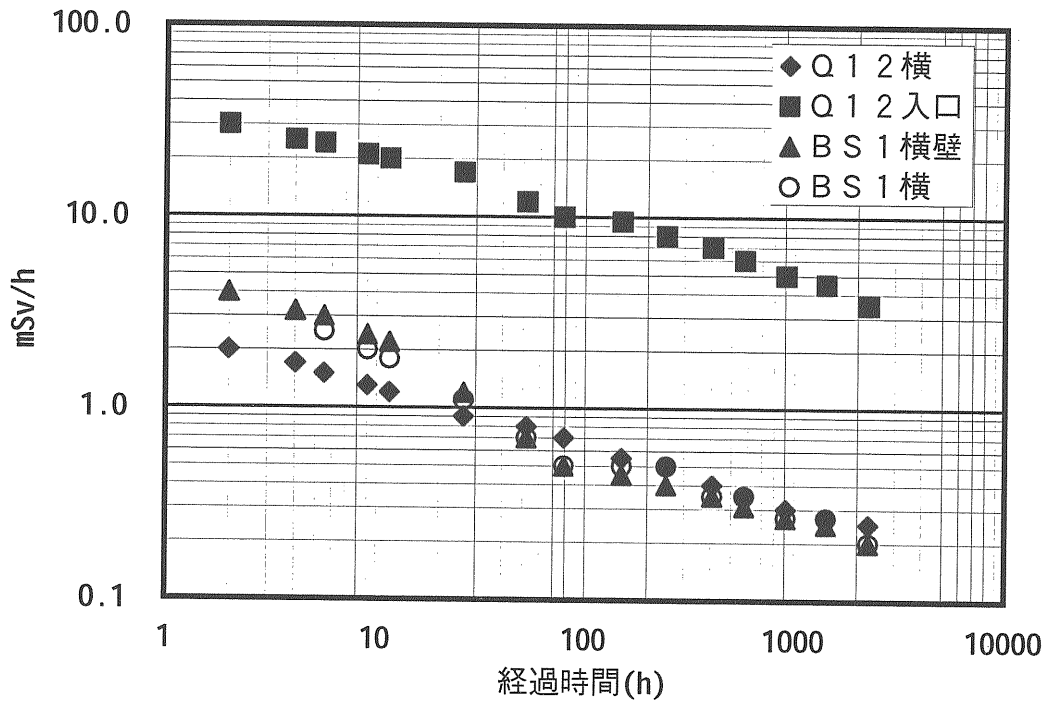


図2 EP1ビームライン室電磁石の表面線量率減衰

表1 EP1及びEP2ビームライン室内空气中の化学形別トリチウム濃度

	HTO Bq/m ³	HT Bq/m ³	CH ₃ T Bq/m ³	HTO/HT
EP1 ビームライン室	146	113	-----	1.3
EP2 ビームライン室	384	7.82	-----	49
高エネ研大気中	8.6×10^{-2}	4.3×10^{-2}	1.3×10^{-2}	2.0

表2 ニュートリノビームラインターゲット冷却水中放射能濃度

検出核種	エネルギー (keV)	半減期	放射能濃度 (Bq/cm ³)	機構内放流基準 (Bq/cm ³)
H - 3	18.6	12.3 y	9.62E+02	3.00E+00
Be - 7	477.61	53.3 d	1.47E+02	1.50E+00
Na - 22	1274.53	2.6 y	1.68E+00	1.50E-02
Sc - 46	889.25	83.8 d	3.19E-01	3.00E-02
Mn - 54	834.83	312.1 d	7.85E-01	5.00E-02
Co - 56	846.81	77.2 d	5.56E-01	1.50E-02
Co - 57	121.06	271.7 d	9.45E-01	2.00E-01
Co - 58	810.79	70.9 d	2.63E+00	5.00E-02
Fe - 59	1099.25	44.5 d	1.19E-01	2.00E-02
Co - 60	1173.24	5.3 y	6.96E-02	1.00E-02
Zn - 65	1115.62	244.3 d	8.42E-01	1.00E-02
Se - 75	264.66	119.8 d	4.66E-01	1.50E-02
Rb - 83	520.46	86.2 d	7.33E+00	2.50E-02
Rb - 84	881.69	32.8 d	7.85E-01	1.50E-02
Y - 88	1836.08	106.7 d	5.06E+00	3.50E-02
Zr - 88	392.90	83.4 d	1.57E+00	1.00E-01
Tc - 95m	204.11	61.0 d	2.84E-01	1.00E-01
Rh - 101	127.21	3.2 y	1.13E-01	1.00E-01
Rh - 102m	475.06	2.9 y	3.61E-01	2.00E-02

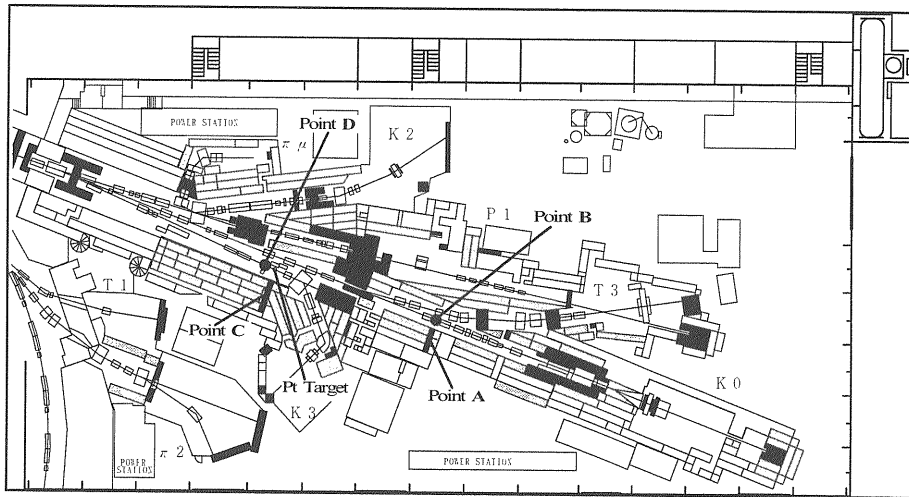


図3 東カウンターホール放射化コンクリート試料採取場所

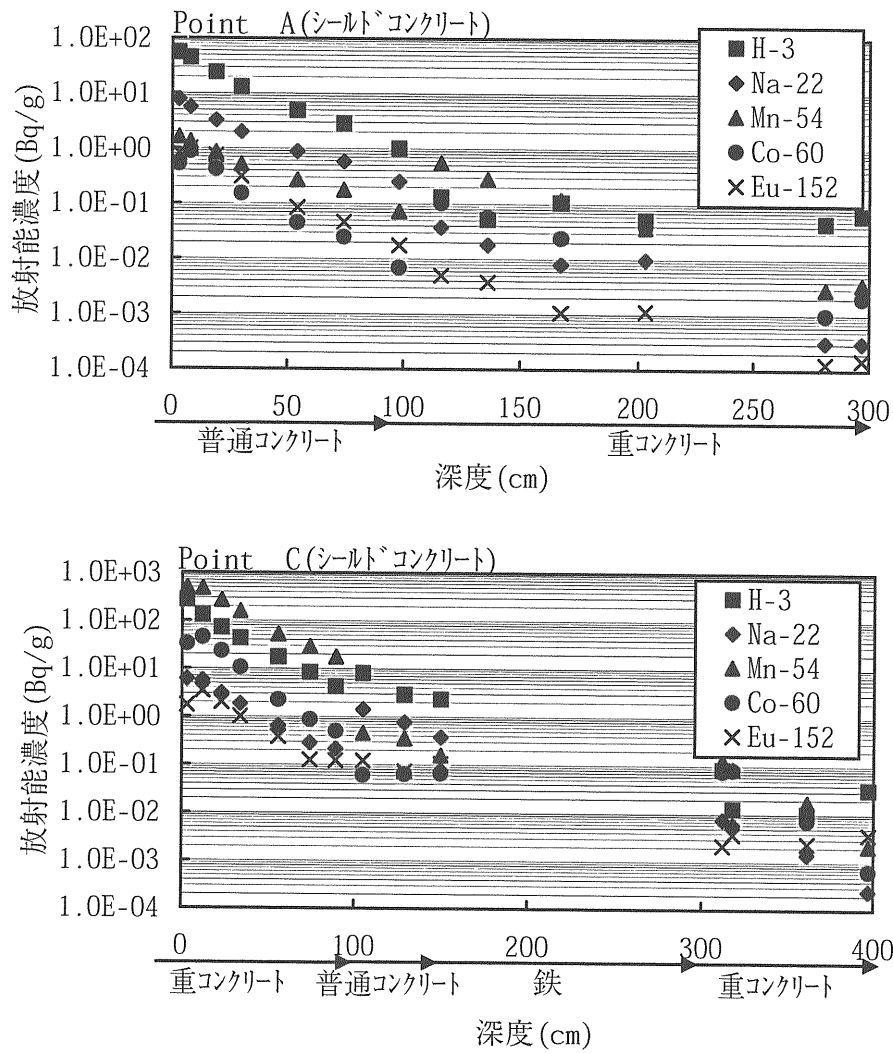


図4 主な核種のシールドコンクリート中放射能濃度深度分布

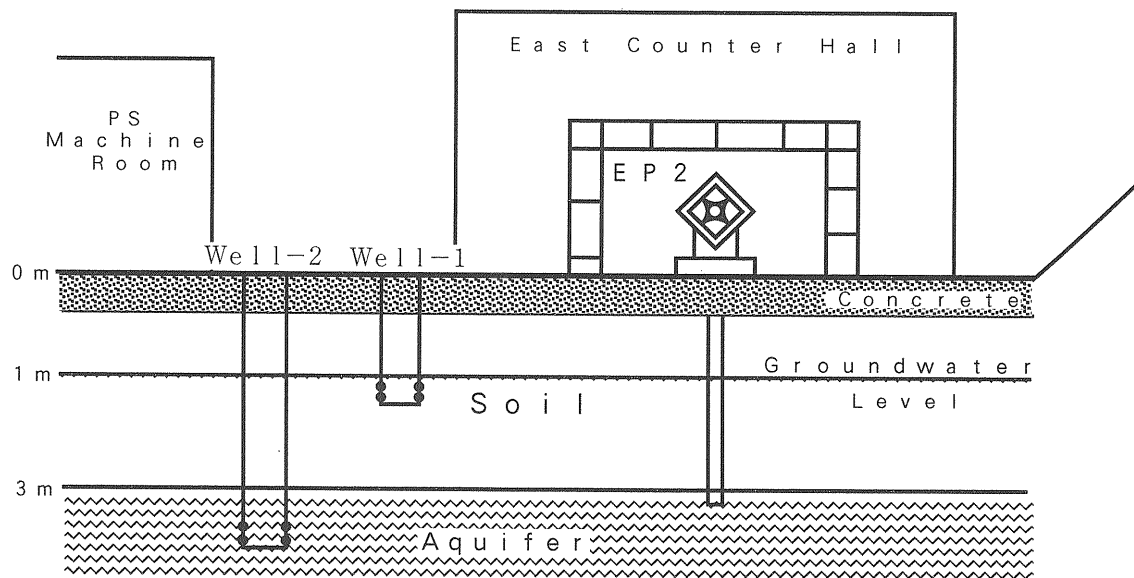


図5 東カウンターホール断面図

表3 コンクリート及び土壌中の化学組成 (W%)

Sample (depth)	Na	Al	Mn	Fe
Point-B				
B-Concrete	1.64	6.28	0.05	2.32
Soil(75cm)	0.85	10.9	0.03	2.74
Soil(96cm)	1.26	19.8	0.06	2.40
Soil(110cm)	0.62	16.1	0.03	2.56
Soil(158cm)	1.03	18.2	0.04	2.36
Soil(202cm)	1.50	13.9	0.06	2.72
Soil(251cm)	1.46	17.3	0.06	2.54
Point-D				
D-Concrete	1.56	6.52	0.06	2.43
Soil(174cm)	1.07	8.67	0.04	2.91
Soil(196cm)	0.96	7.86	0.11	6.39
Soil(216cm)	0.94	17.1	0.03	2.21
Soil(240cm)	0.94	7.49	0.04	2.13
Soil(260cm)	1.12	18.0	0.05	3.59

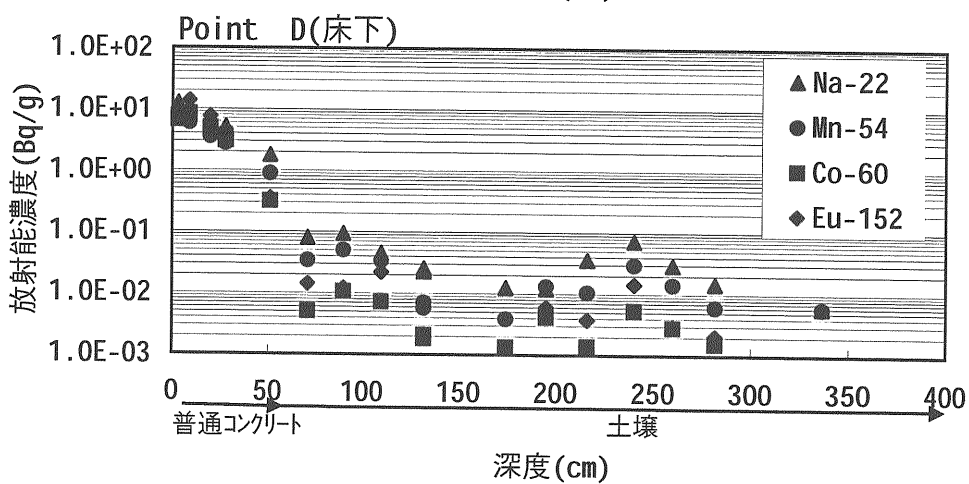
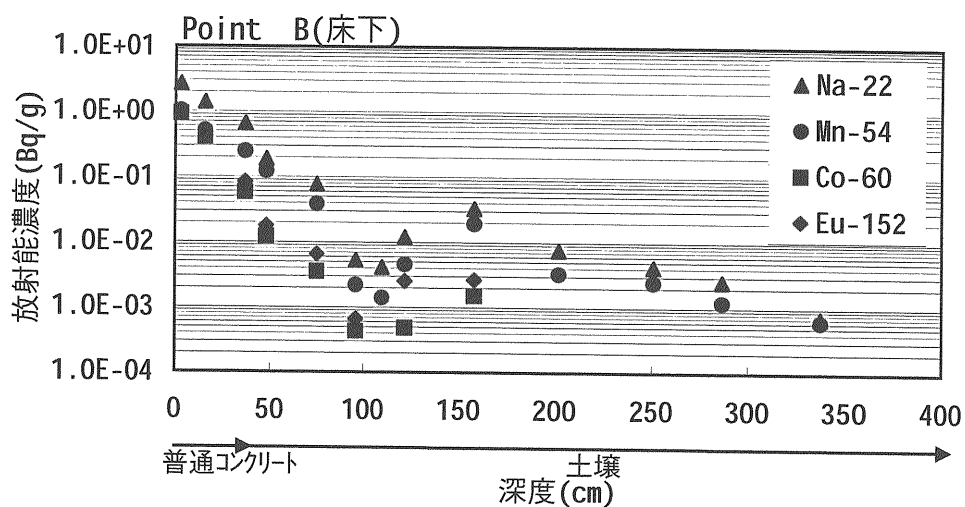


図6 主な核種の床コンクリート及び床下土壌中の放射能濃度深度分布

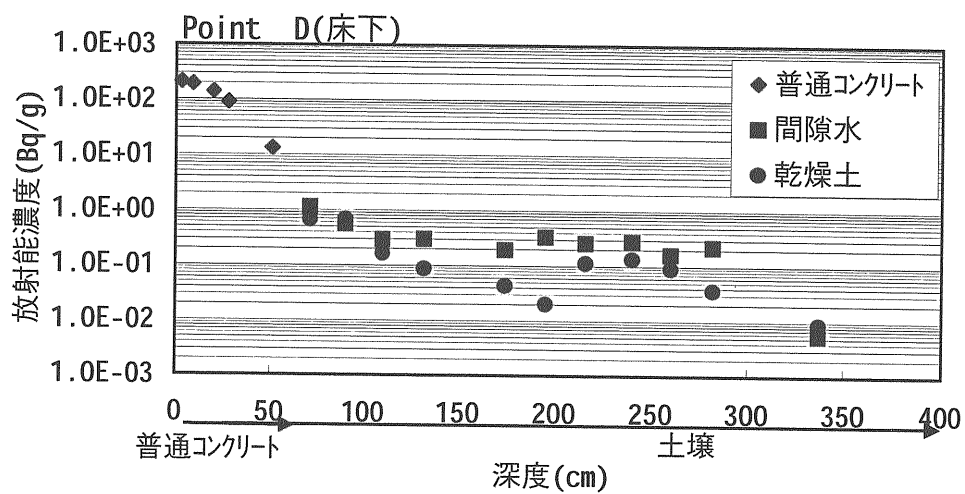


図7 床下土壌及び間隙水中のトリチウム濃度分布

表4 東カウンターホール周辺地下水中の放射能濃度

Sample	^3H	^{22}Na	^{54}Mn
Point-B	1.1×10^{-1}	7.8×10^{-4}	1.3×10^{-4}
Point-D	4.3×10^{-1}	3.5×10^{-3}	2.4×10^{-4}
Well-1	1.5×10^{-2}	1.5×10^{-4}	検出限界
Well-2	9.6×10^{-3}	検出限界	検出限界

※検出限界 (^{22}Na : $1 \times 10^{-4} \text{Bq/cm}^3$, ^{54}Mn : $5 \times 10^{-5} \text{Bq/cm}^3$)

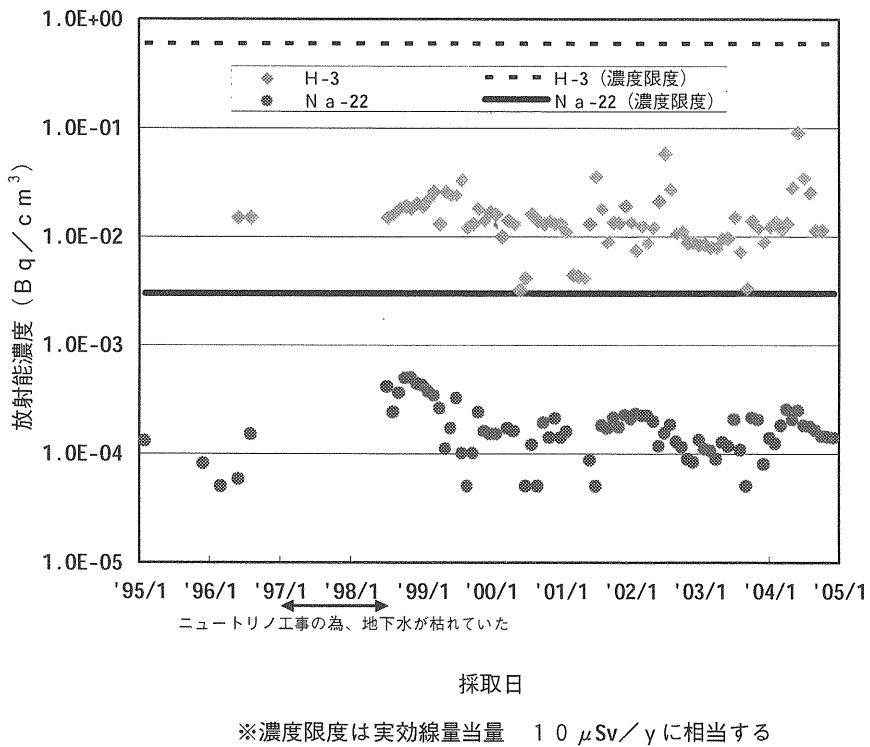


図8 東カウンターホール周辺地下水中の放射能変化

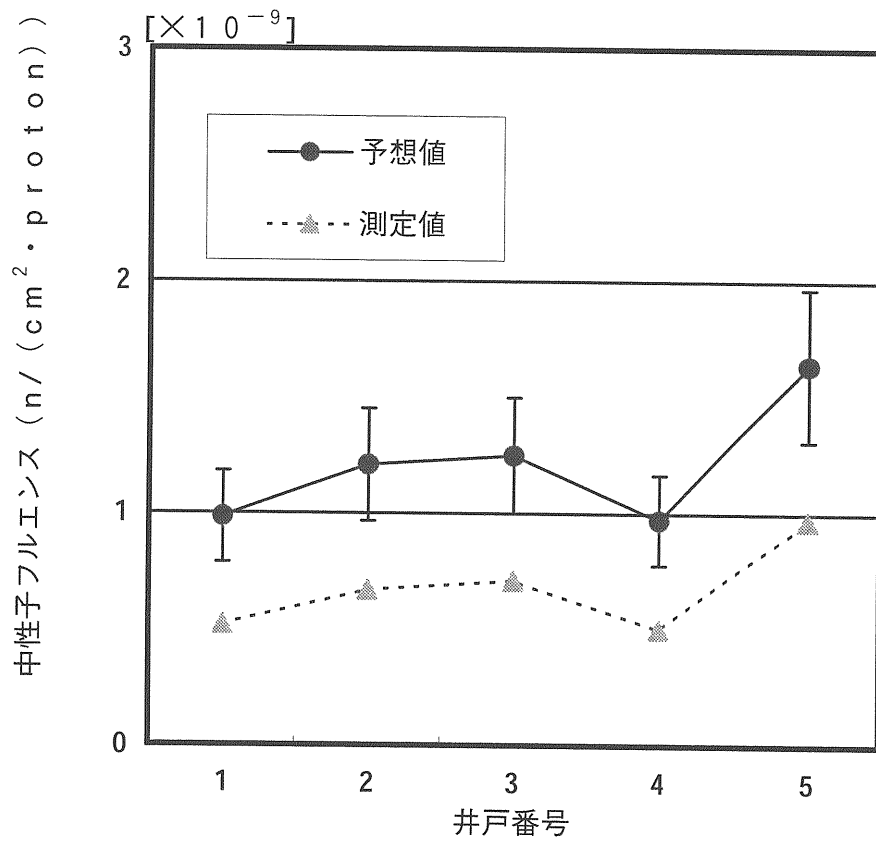


図9 土壤観測用井戸における中性子フルエンス

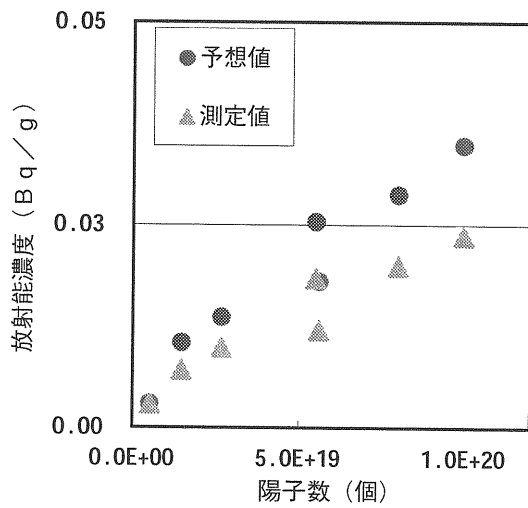


図10 土壤中の²²Na放射能濃度

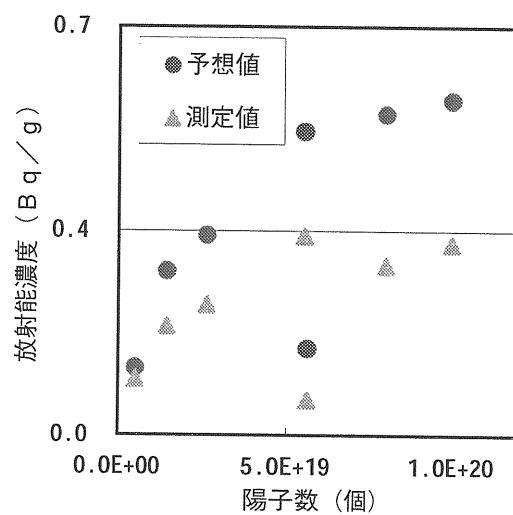
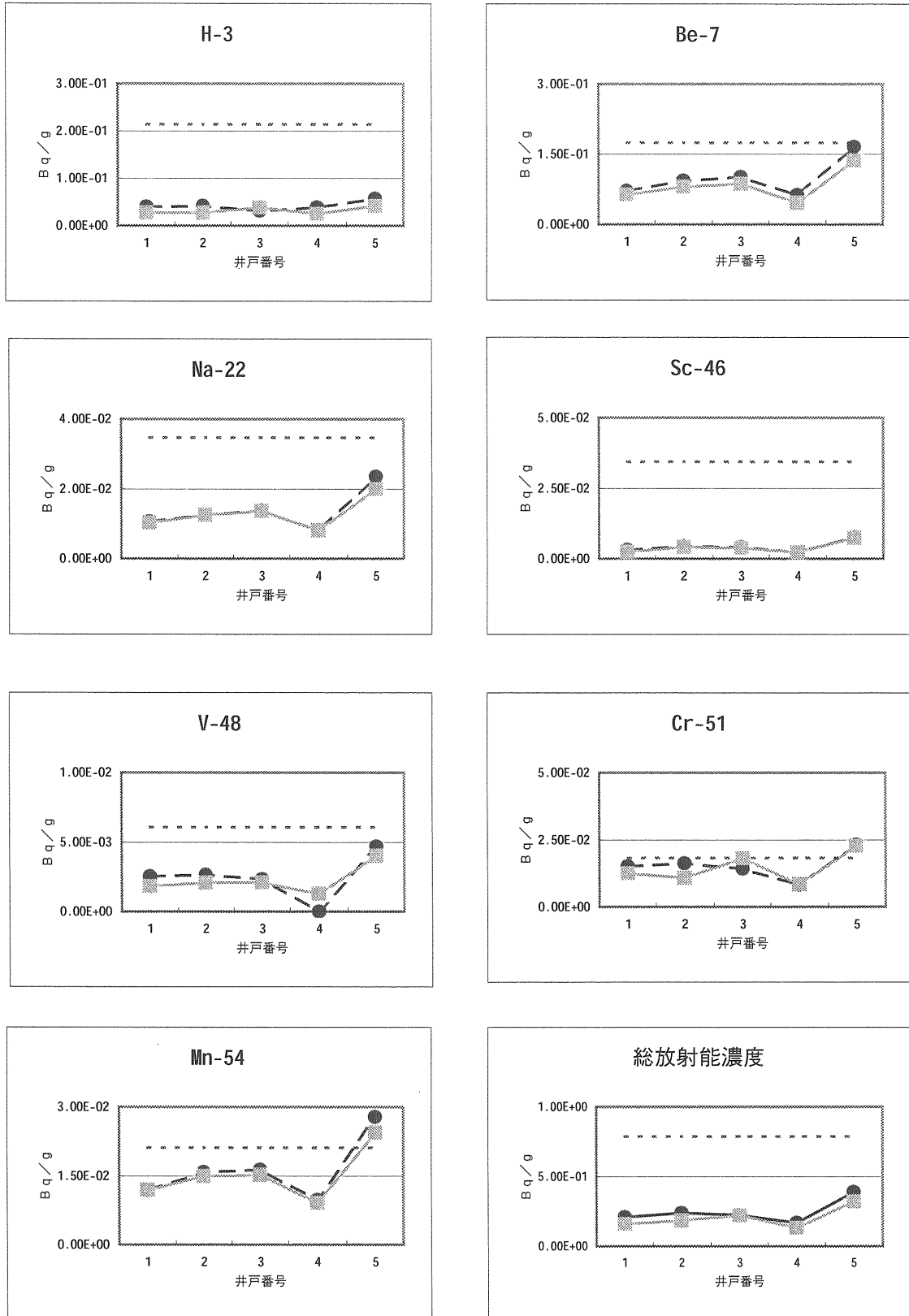


図11 土壤中の総放射能濃度



● 崩壊領域表面から3.5cm
 ■ 崩壊領域表面から8cm
 ----- 放射能濃度が最大となる井戸番号⑤における予想値

図12 ニュートリノ崩壊領域周辺土壤中放射能濃度

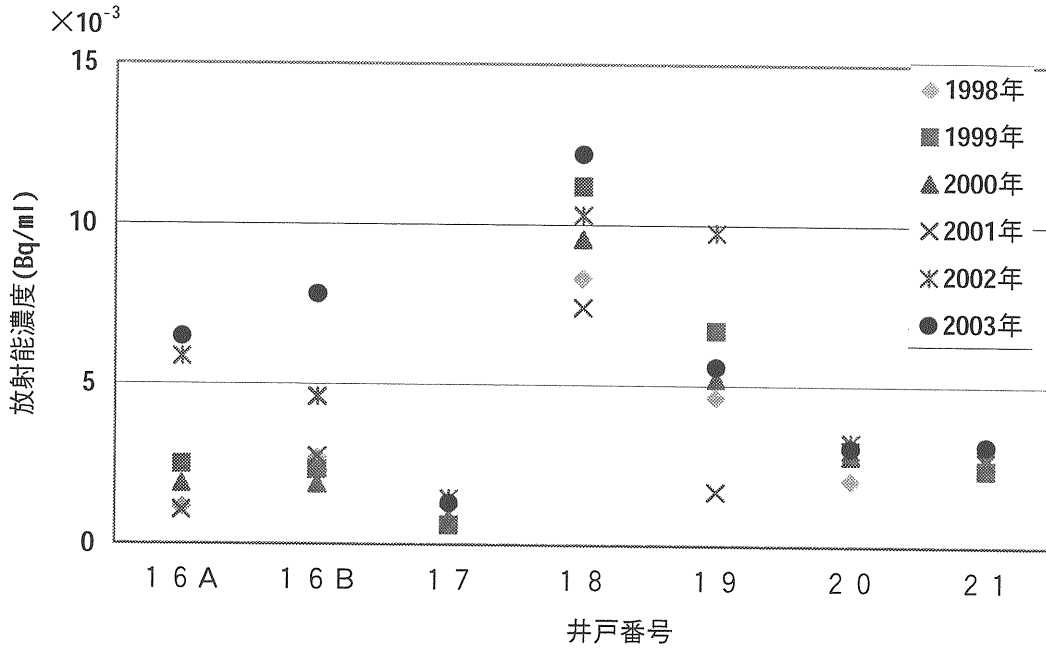


図 1 3 管理区域内地下水中のトリチウム放射能濃度

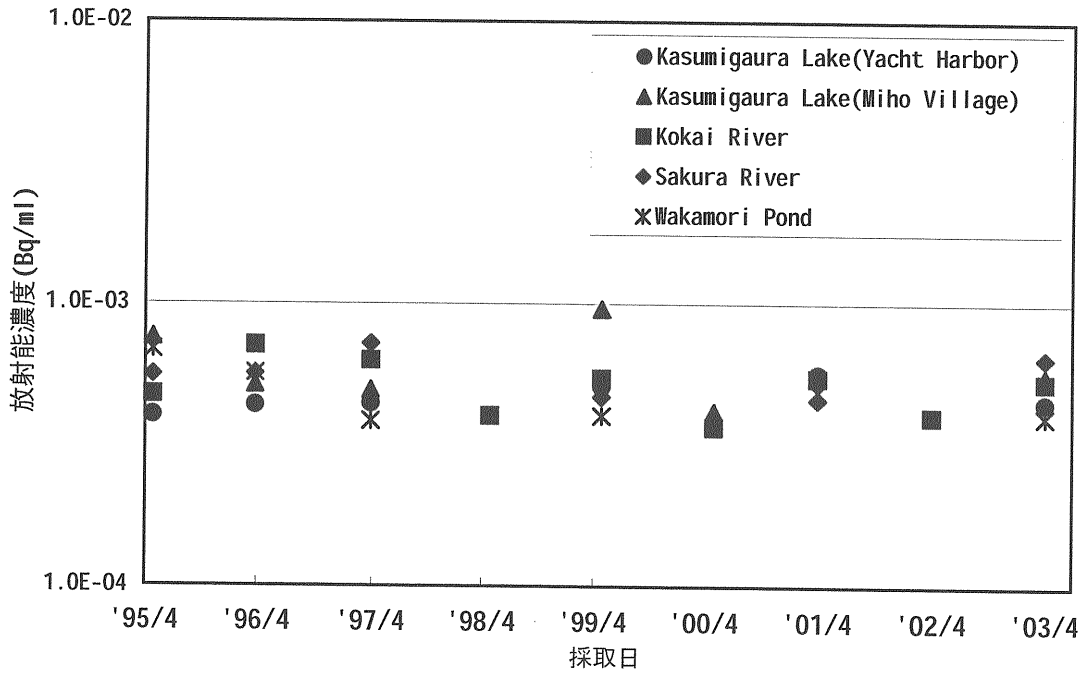


図 1 4 機構外環境水中のトリチウム放射能濃度