

東海低レベル放射性廃棄物埋設事業所

第二種廃棄物埋設事業許可申請

第二種廃棄物埋設施設の位置、構造

及び設備の基準に関する規則

第十三条（ピット処分又はトレンチ処分

に係る廃棄物埋設地）第 1 項

第三号及び第四号への適合性について

2024 年 10 月

日本原子力発電株式会社

目 次

1	はじめに	1
2	廃棄物埋設施設の安全機能について	9
3	第二種埋設許可基準規則への適合のための設計方針	10
4	第二種埋設許可基準規則への適合性説明	11
4. 1	評価方法	11
4. 2	廃止措置の開始後の評価	12
4. 2. 1	自然事象シナリオ	13
4. 2. 2	人為事象シナリオ	105
5	参考文献	114

補足説明資料 1 地質環境等の状態設定

補足説明資料 2 生活環境の状態設定

補足説明資料 3 廃棄物埋設地の状態設定（影響事象分析）

補足説明資料 4 廃棄物埋設地の状態設定（状態変化の評価）

補足説明資料 5 線量評価パラメータ

補足説明資料 6 線量評価結果（経年変化グラフ）

1 はじめに

本資料は、東海低レベル放射性廃棄物埋設事業所 第二種廃棄物埋設事業許可申請について、「第二種廃棄物埋設施設の位置、構造及び設備の基準に関する規則」（以下「第二種埋設許可基準規則」という。）第十三条第1項第三号及び第四号並びに「第二種廃棄物埋設施設の位置、構造及び設備の基準に関する規則の解釈」（以下「第二種埋設許可基準解釈」という。）第13条第7項及び第8項への適合性を説明するものである。

第二種埋設許可基準規則第十三条第1項第三号及び第四号並びに第二種埋設許可基準解釈第13条第7項及び第8項の要求事項を第1表に示す。

第1表 第二種埋設許可基準規則及び第二種埋設許可基準解釈の要求事項 (1/7)

第二種埋設許可基準規則	第二種埋設許可基準解釈
<p>(ピット処分又はトレンチ処分に係る廃棄物埋設地)</p> <p>第十三条 ピット処分又はトレンチ処分に係る廃棄物埋設地は、次の各号に掲げる要件を満たすものでなければならない。</p> <p>三 埋設する放射性廃棄物に含まれる放射性物質（ウラン二三四、ウラン二三五及びウラン二三八に限る。）について、その総放射エネルギーをメガベクレル単位で表した数値を当該放射性廃棄物、人工バリア、土砂その他の廃棄物埋設地に埋設し、又は設置する物の重量をトン単位で表した数値で除して得た値が一を超えず、かつ、当該廃棄物埋設地内における当該放射性物質の分布がおおむね均一であること。</p>	<p>第13条 (ピット処分又はトレンチ処分に係る廃棄物埋設地)</p> <p>7 第1項第3号の「廃棄物埋設地内における当該放射性物質の分布がおおむね均一」とは、廃棄物埋設地内を体積が同程度である複数の区域に区分した場合にそのいずれにおいても、ウラン（ウラン二三四、ウラン二三五及びウラン二三八に限る。）の放射能濃度が10メガベクレル毎トンを超えないことをいう。</p>

第1表 第二種埋設許可基準規則及び第二種埋設許可基準解釈の要求事項 (2/7)

第二種埋設許可基準規則	第二種埋設許可基準解釈
<p>四 前条第一項第五号及び第六号に定めるものであること。</p>	<p>8 第1項第4号に規定する「前条第一項」「第六号に定めるものであること」とは、設計時点における知見に基づき、廃棄物埋設地の基本設計について、次に掲げる各シナリオに基づき、埋設した放射性廃棄物が廃止措置の開始後に公衆に及ぼす影響を評価した結果、それぞれの基準を満たすものであることをいう。</p> <p>これらの評価は、廃棄物埋設施設の敷地及びその周辺に係る過去の記録や、現地調査等の最新の科学的・技術的知見に基づき行うこと。</p> <p>一 自然事象シナリオ</p> <p>自然現象による放射性物質の廃棄物埋設地からの漏出、天然バリア中の移動、河川等への移動及び現在の廃棄物埋設地周辺の人々の生活様式等を考慮したシナリオ</p>

第1表 第二種埋設許可基準規則及び第二種埋設許可基準解釈の要求事項 (3/7)

第二種埋設許可基準規則	第二種埋設許可基準解釈
	<p>(廃棄物埋設地の掘削を伴うものを除く。)に基づき評価される公衆の受ける線量が、イの最も厳しいシナリオによる評価において300マイクロシーベルト/年を超えず、ロの最も可能性が高いシナリオによる評価において10マイクロシーベルト/年を超えないこと。この際、同一の事業所内に複数の廃棄物埋設地の設置が予定される場合は、これらいずれの廃棄物埋設地においても、埋設した放射性廃棄物に含まれる主要な放射性物質が廃棄物埋設地の外へ移動するものとして、線量の評価を行うこと。評価の対象とする期間は廃止措置の開始後1000年が経過するまでの期間とすること。なお、当該期間以降において公衆の受ける線量が著しく高くないことを確認すること。</p>

第1表 第二種埋設許可基準規則及び第二種埋設許可基準解釈の要求事項 (4/7)

第二種埋設許可基準規則	第二種埋設許可基準解釈
	<p>イ 最も厳しいシナリオ</p> <p>被ばくに至る経路は、放射性廃棄物に含まれる主要な放射性物質が廃棄物埋設地の外へ移動し、更に天然バリア中を移動して生活環境に至るまでの経路及び生活環境において公衆が被ばくするまでの主要な放射性物質の経路について、科学的に合理的な範囲において最も厳しいものを選定し、人工バリア及び天然バリアの状態に係るパラメータは、科学的に合理的な範囲における組み合わせのうち最も厳しい設定とする。</p> <p>ロ 最も可能性が高いシナリオ</p> <p>被ばくに至る経路は、放射性廃棄物に含まれる主要な放射性物質が廃棄物埋設地の外へ移動し、更に天然バリア中を移動して生活環境に至るまでの経路及び生</p>

第1表 第二種埋設許可基準規則及び第二種埋設許可基準解釈の要求事項 (5/7)

第二種埋設許可基準規則	第二種埋設許可基準解釈
	<p>活環境において公衆が被ばくするまでの主要な放射性物質の経路について、最も可能性が高いものを選定し、人工バリア及び天然バリアの状態に係るパラメータは、最も可能性が高い設定とする。ただし、被ばくに至る経路の選定並びに人工バリア及び天然バリアの状態に係るパラメータの設定について、より保守的なものとするを妨げない。</p> <p>二 人為事象シナリオ</p> <p>廃止措置の終了直後における廃棄物埋設地の掘削を伴う土地利用を考慮したシナリオに基づき、評価される公衆（廃棄物埋設地の掘削を行う者及び掘削された廃棄物埋設地の土地利用を行う者に限る。）の受ける線量が、ピット処分にあつては1ミリシーベルト／年、トレンチ処</p>

第1表 第二種埋設許可基準規則及び第二種埋設許可基準解釈の要求事項 (6/7)

第二種埋設許可基準規則	第二種埋設許可基準解釈
	<p>分にあつては300マイクロシーベルト/年をそれぞれ超えないこと。ただし、外周仕切設備等と同等の掘削抵抗性を有する設備を設置したトレンチ処分にあつては1ミリシーベルト/年を超えないこと。このシナリオにおける被ばくに至る経路は、現在の廃棄物埋設地周辺における一般的な地下利用を含む土地利用を考慮した現実的なものを選定することとし、廃止措置の終了までの間における廃棄物埋設地からの放射性物質の漏出はないものとする。掘削された廃棄物埋設地の土地利用を行う者の評価においては、廃止措置の終了後における天然バリアの状態及び人工バリアのうち掘削されていない部分の状態に係るパラメータは最も可能性が高い設定とし、現在の廃棄物埋設地周辺の人々の生活様式等を考慮する。ただ</p>

第1表 第二種埋設許可基準規則及び第二種埋設許可基準解釈の要求事項 (7/7)

第二種埋設許可基準規則	第二種埋設許可基準解釈
	<p>し、被ばくに至る経路の選定並びに天然バリアの状態及び人工バリアのうち掘削されていない部分の状態に係るパラメータの設定について、より保守的なものとすることを妨げない。第2項が適用される場合には、本シナリオによる評価は要しない。</p>

2 廃棄物埋設施設の安全機能について

第二種埋設許可基準規則第二条第2項第一号によって、「安全機能」とは、廃棄物埋設施設の安全性を確保するために必要な機能であって、その機能の喪失により公衆又は従事者に放射線障害を及ぼすおそれがあるものをいう。」とされている。

廃棄物埋設施設（以下「本施設」という。）の安全機能は、廃棄物埋設地の外への放射性物質の漏出を低減する機能（以下「漏出低減機能」という。）及び遮蔽機能であり、これらの安全機能を有する施設は、漏出低減機能を有するものが側部低透水性覆土、低透水性覆土、遮水シート及び表面遮水であり、また、遮蔽機能を有するものが中間覆土である。

本施設に必要となる安全機能を維持する期間は、埋設する放射性廃棄物の受入れの開始から廃止措置の開始までとする。廃止措置の開始後は、漏出低減機能及び遮蔽機能を期待できるように設計する。

3 第二種埋設許可基準規則への適合のための設計方針

廃止措置の開始後の評価においては、ICRP (1998)⁽¹⁾に基づいて、自然過程を考慮する自然事象シナリオ及び人間侵入を考慮する人為事象シナリオについて、本施設に起因して発生すると想定される公衆の受ける線量を評価し、廃棄物埋設地の保全に関する措置を必要としない状態に移行する見通しがあることを確認する。

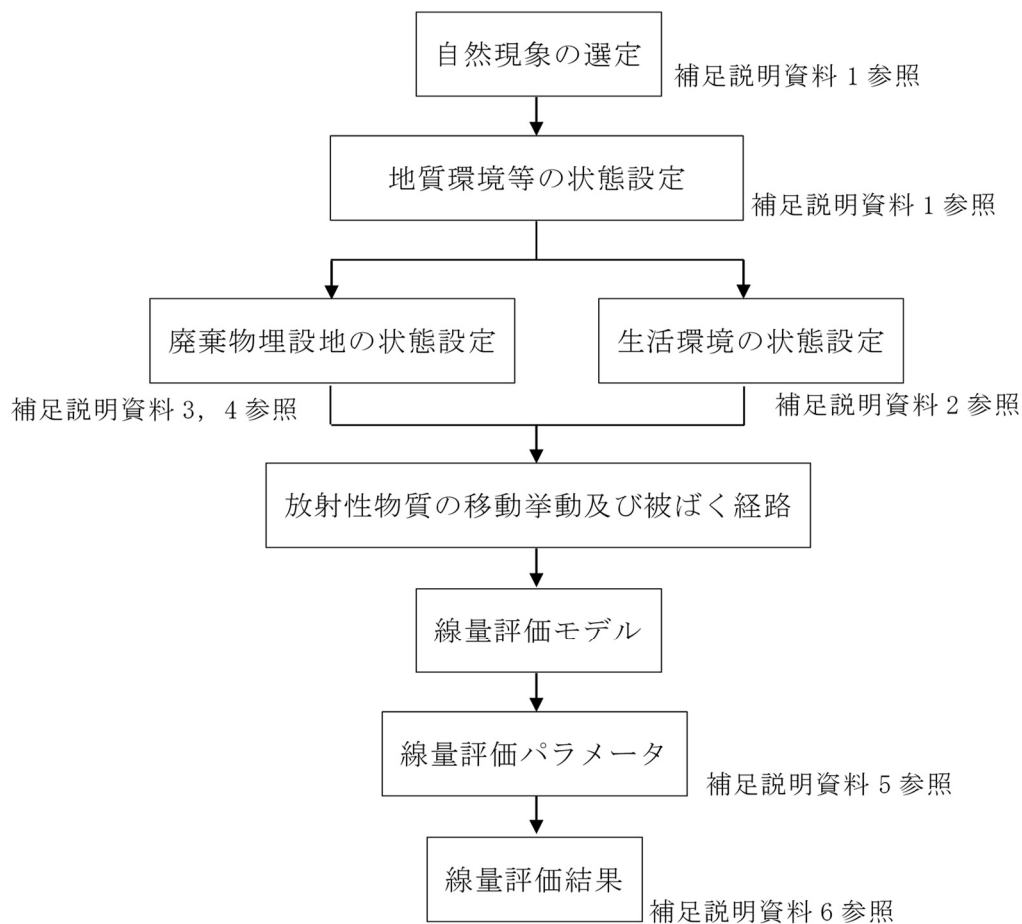
具体的には、公衆が被ばくするまでの主要な放射性物質の経路について最も可能性が高いものを選定し、人工バリア及び天然バリアの状態に係るパラメータは最も可能性が高い設定とする自然事象シナリオ（以下「最も可能性が高い自然事象シナリオ」という。）で評価される公衆の受ける線量が $10 \mu\text{Sv}/\text{y}$ を超えないこと、公衆が被ばくするまでの主要な放射性物質の経路について科学的に合理的な範囲において最も厳しいものを選定し、人工バリア及び天然バリアの状態に係るパラメータは、科学的に合理的な範囲における組み合わせのうち最も厳しい設定とする自然事象シナリオ（以下「最も厳しい自然事象シナリオ」という。）で評価される公衆の受ける線量が $300 \mu\text{Sv}/\text{y}$ を超えないこと、自然事象シナリオ以外の廃棄物埋設地の掘削を伴う土地利用を考慮したシナリオ（以下「人為事象シナリオ」という。）で評価される公衆（廃棄物埋設地の掘削を行う者及び掘削された廃棄物埋設地の土地利用を行う者に限る。）の受ける線量が $300 \mu\text{Sv}/\text{y}$ を超えないことを確認する。

4 第二種埋設許可基準規則への適合性説明

第二種埋設許可基準規則(ピット処分又はトレンチ処分に係る廃棄物埋設地)第十三条第1項第三号及び第四号に対する適合性について確認した結果を以下にまとめる。

4.1 評価方法

公衆の受ける線量の評価は、第二種埋設許可基準規則及び第二種埋設許可基準解釈に基づいて行う。検討フローを第1図に示す。



第1図 検討フロー

4. 2 廃止措置の開始後の評価

廃棄物埋設地の保全に関する措置を必要としない状態に移行する見通しがあることを確認するため、最も可能性が高い自然事象シナリオで評価される公衆の受ける線量が $10 \mu\text{Sv}/\text{y}$ を超えないこと、最も厳しい自然事象シナリオで評価される公衆の受ける線量が $300 \mu\text{Sv}/\text{y}$ を超えないこと及び人為事象シナリオで評価される公衆の受ける線量が $300 \mu\text{Sv}/\text{y}$ を超えないことを確認する。

評価の対象とする期間は、廃止措置の開始後 1,000 年を越え、評価する線量の最大値が出現するまでの期間とする。ただし、線量評価の最大値の出現が廃止措置の開始後 1,000 年を超えない場合にあっては、評価する核種の全ての線量の最大値が出現するまでの期間（最短で廃止措置の開始後 1,000 年）又は 1 万年程度までの期間のいずれか短い期間とすることを考慮して、廃止措置の開始後 1 万年程度までとする。

また、廃棄物埋設地等の状態の設定を行う将来の期間は、廃止措置の開始後 1,000 年が経過するまでの期間とし、線量評価においては、覆土完了時点において廃棄物埋設地及びその周辺環境は 1,000 年後の状態になるものとし、その状態が継続するものとする。廃棄物埋設地に設置した人工バリアの状態は、経過年数に応じた状態設定を行う。

評価に当たっては、地盤、地質、水理及び社会環境に関する廃棄物埋設地の敷地及びその周辺に係る過去の記録や現地調査等の最新の科学的・技術的知見に基づき、人工バリア及び天然バリアの状態の変化、被ばく経路等に影響を与える自然現象及び土地利用による人間活動を考慮して、人工バリア及び天然バリアの状態の変化に関する要素を体系的に収集・分析し、評価すべきシナリオを設定する。

4. 2. 1 自然事象シナリオ

自然事象シナリオでは、以下に示す自然事象による廃棄物埋設地からの放射性物質の移動及び公衆の受ける線量を評価する。

廃棄物埋設地に埋設する放射性廃棄物に含まれる放射性物質は、埋設トレンチに浸透する雨水等が地下水を介して、人の活動する領域に到達し、放射性物質を含んだ水及び土地を利用した様々な生産活動、生産物の摂取等の人間活動により、公衆が被ばくすることが想定される。人が活動する領域のうち、放射性物質が到達する領域で、一般的な水の利用と土地の利用が想定される範囲における人間活動の状況を生活環境という。

廃止措置の開始後の公衆の受ける線量の評価に当たっては、自然現象による変化を考慮した本施設の敷地及びその周辺（以下「敷地周辺」という。）の将来の地質環境、気象環境及び水理環境（以下「地質環境等」という。）の状態、廃棄物埋設地の状態及び公衆の生活環境の状態を設定する。将来の地質環境等については、プレート運動、気候変動等による敷地周辺の環境を設定する。

将来の廃棄物埋設地の状態については、廃棄物埋設地における人工バリア及び天然バリアを構成する材料（以下「バリア材料」という。）の物理的・化学的性質（以下「物性」という。）の自然現象による変化を考慮して、人工バリア及び天然バリアが有する放射性物質の移動抑制機能（以下「バリア機能」という。）の状態を設定する。バリア材料については、廃止措置の開始後に想定される本施設の環境状態を踏まえ、線量評価においてバリア機能として考慮するものを対象としており、放射性物質の移動経路における天然バリアとして、本施設周辺の地盤を含めている。バリア機能の状態の設定に当たっては、バリア材料の物性に影響する可能性のある事象を抽出・選定し、分析した結果を説明する。

将来の公衆の生活環境については、I C R P (1998)⁽¹⁾及びI C R P (2006)

(2) の考え方を参考に、廃棄物埋設地に起因して被ばくを受けると合理的に想定される集団を代表する個人（以下「評価対象個人」という。）及び評価対象個人の時間の過ごし方等の人間活動の程度（以下「生活様式」という。）を設定する。

ここで、地質環境等と将来の廃棄物埋設地の状態に関しては、自然現象であることから、過去の記録や現地調査等の最新の科学的・技術的知見に基づき合理的に設定する。将来の公衆の生活環境の状態に関しては、ICRP（1998）⁽¹⁾を踏まえて、現在の生活様式が将来も継続すると仮定する。

最も可能性が高い自然事象シナリオは、平均的な被ばくを受けると想定される評価対象個人の線量が低く抑えられていることを確認するため、科学的に合理的と考えられる範囲の廃棄物埋設地の人工バリアや天然バリアの状態及び生活環境における被ばくに至る経路の組合せのうち、最も可能性が高いと考えられる線量評価パラメータを用いて評価する。本シナリオの評価に当たって、地質環境等は、公衆の受ける線量が現実的な値となるように、データの不確かさ（変動幅）を踏まえて、気温、降水量等を現実的（平均値等の代表性が高い値）に設定する。

将来の廃棄物埋設地の状態も同様に、公衆の受ける線量が現実的な値となるようにデータの不確かさ（変動幅）を踏まえて、バリア材料の物性である低透水性及び収着性を定量的に示すものとして透水係数、収着分配係数等を現実的（平均値等の代表性が高い値）に設定する。

生活様式については、現在の生活様式を考えて現実的でもっともらしい仮定に基づいて設定する。また、人間活動に係る線量評価パラメータ設定は、統計等に基づき現実的な値を設定するものとし、当該線量評価パラメータを統計等に基づいて設定することが困難な場合は、当該線量評価パラメータの特性を踏まえて現実的と考えられる値を用いることを原則とする。

最も厳しい自然事象シナリオは、最大の被ばくを受けると想定される評価対象個人の線量であっても、著しい被ばくを受けないことを確認するため、科学的に合理的と考えられる範囲の廃棄物埋設地の人工バリアと天然バリアの状態及び生活環境における被ばくに至る経路の組合せのうち、最も厳しい線量評価パラメータを用いて評価する。本シナリオの評価に当たって、地質環境等は、公衆の受ける線量が大きく厳しくなるようにデータの不確かさ（変動幅）を踏まえて、気温、降水量等を保守的に設定する。将来の廃棄物埋設地の状態も同様に、公衆の受ける線量が大きく厳しくなるようにデータの不確かさ（変動幅）を踏まえて、バリア材料の物性である低透水性及び収着性を定量的に示すものとして透水係数、収着分配係数等を保守的に設定する。将来の公衆の生活様式については、現在の生活様式を考慮して合理的に保守的でもっともらしい仮定に基づいて設定する。また、人間活動に係る線量評価パラメータ設定は、統計等に基づき保守的な値を設定するものとし、当該線量評価パラメータを統計等に基づいて設定することが困難な場合は、線量が最も厳しくなる保守的な値を用いる。

（１）地質環境等の状態設定

廃棄物埋設地の地下の環境は、自然現象の影響を受け難いことから、地上に比べ安定である。しかし、長期的な観点で見ると、プレート運動及び気候変動に関する自然現象によって、廃棄物埋設地を取り巻く地質環境等は有意に変化することが予測される。このため、地質環境等の状態設定として、自然現象による変化を考慮して、敷地周辺の将来の地質環境等の状態を設定する。

地質環境等の状態設定に係る長期変動事象について、「プレート運動に起因する事象」、「気候変動に起因する事象」及び「プレート運動と気候変動の

両者に起因する事象」に区分する⁽³⁾。区分した各事象については、プレート運動や気候変動が過去から現在までの変動傾向とその要因が今後も継続するとみなし、それらを外挿して状態設定を行う。

a. プレート運動に起因する事象

日本周辺には、大陸プレートであるユーラシアプレート及び北米プレート並びに海洋プレートであるフィリピン海プレート及び太平洋プレートがあり、大陸プレートの下に海洋プレートが沈み込んでいる。廃棄物埋設地は北米プレートに位置し、東側から太平洋プレートが沈み込むことで、おおむね東西方向の圧縮の力が生じている。

将来の日本列島周辺のプレート運動については、今後数十万年から数百万年程度継続すると考えられる^{(3)~(6)}。したがって、状態設定においては、現在のプレート運動が継続するものとして設定する。

プレート運動に起因する事象には「地震」、「津波」及び「隆起・沈降」があげられる。

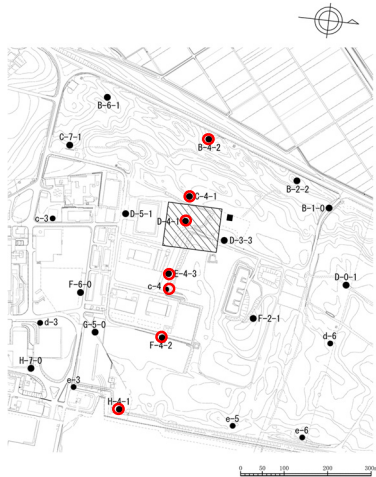
(a) 地震

地震によって建物等に被害が発生するのは震度 5 弱（1996 年以前は震度 V）程度以上であるとされている⁽⁷⁾。敷地周辺で震度 5 弱（震度 V）程度以上であったと推定される地震は、1895 年霞ヶ浦付近の地震、1923 年関東大地震、1930 年那珂川下流域の地震、1938 年塩屋崎沖の地震、1938 年鹿島灘の地震、1938 年福島県東方沖地震、2011 年東北地方太平洋沖地震の本震及び同日 15 時 15 分に発生した余震、818 年関東諸国の地震、1677 年磐城・常陸・安房・上総・下総の地震、1896 年鹿島灘の地震及び 1921 年茨城県龍ヶ崎付近の地震である。

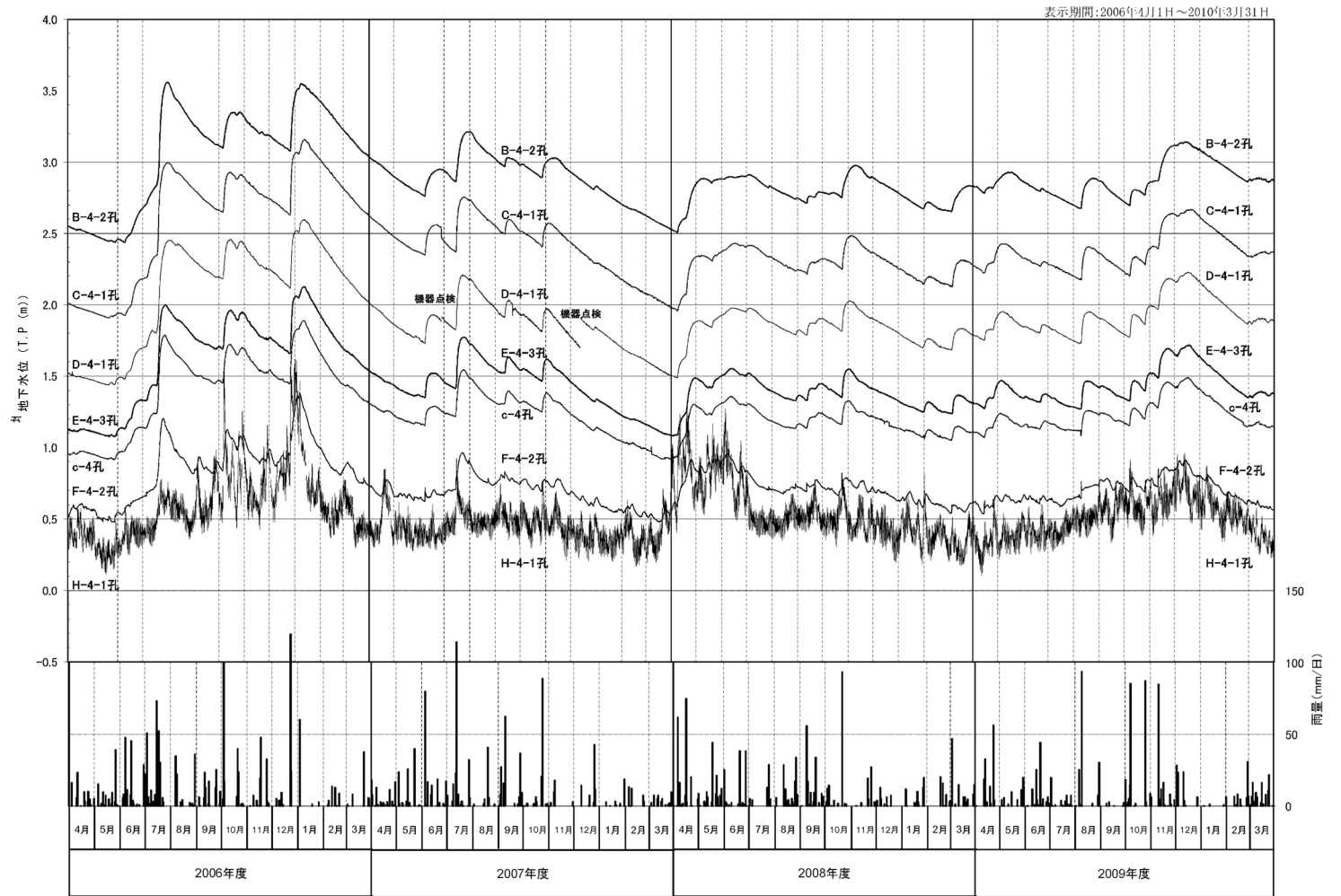
放射性廃棄物内に微小な空隙が残存する場合には、地震によって生じる応力及び振動により埋設した放射性廃棄物が含まれる部分（以下「廃

棄物層」という。)が沈下することで廃棄物埋設地に陥没が生じ、側部低透水性覆土,低透水性覆土及び遮水シートの低透水性に影響する可能性があるため,廃棄物埋設地の状態設定において地震の力学的影響を考慮する。

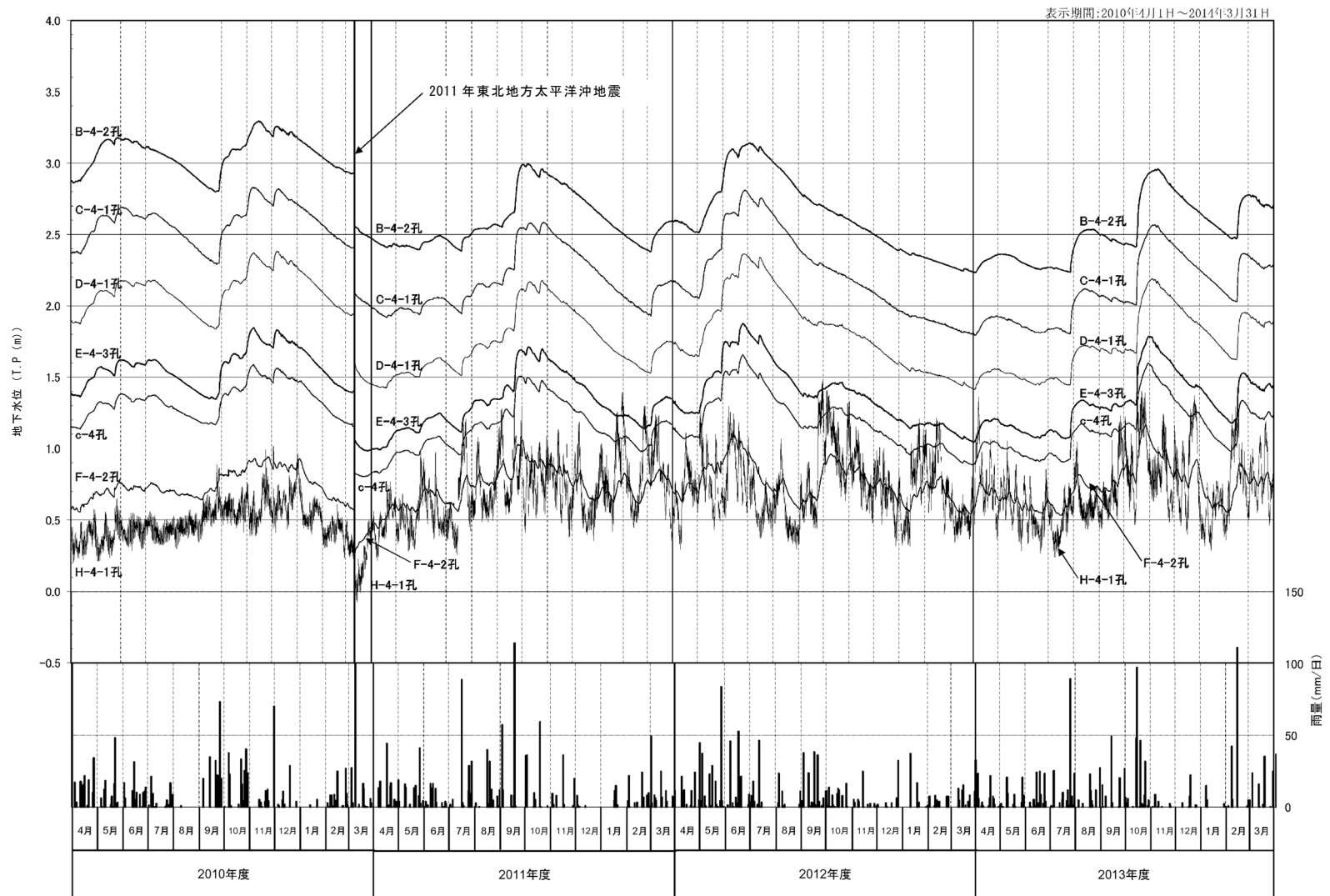
震度 5 弱程度以上の地震時において,敷地内の観測孔で地下水位の変動が確認されている(第 2 図参照)。観測結果によると,2011 年東北地方太平洋沖地震では地下水位の変動は小さく,季節変動に内包される程度であった。また,廃棄物埋設地の底面レベル(T.P. +4.0 m)を上回る水位は観測されていない。したがって,地震活動による水理的影響は小さく,一時的なものであることから,地震の水理的影響は考慮しない。



地下水観測孔のうち
経時変化を表示した孔

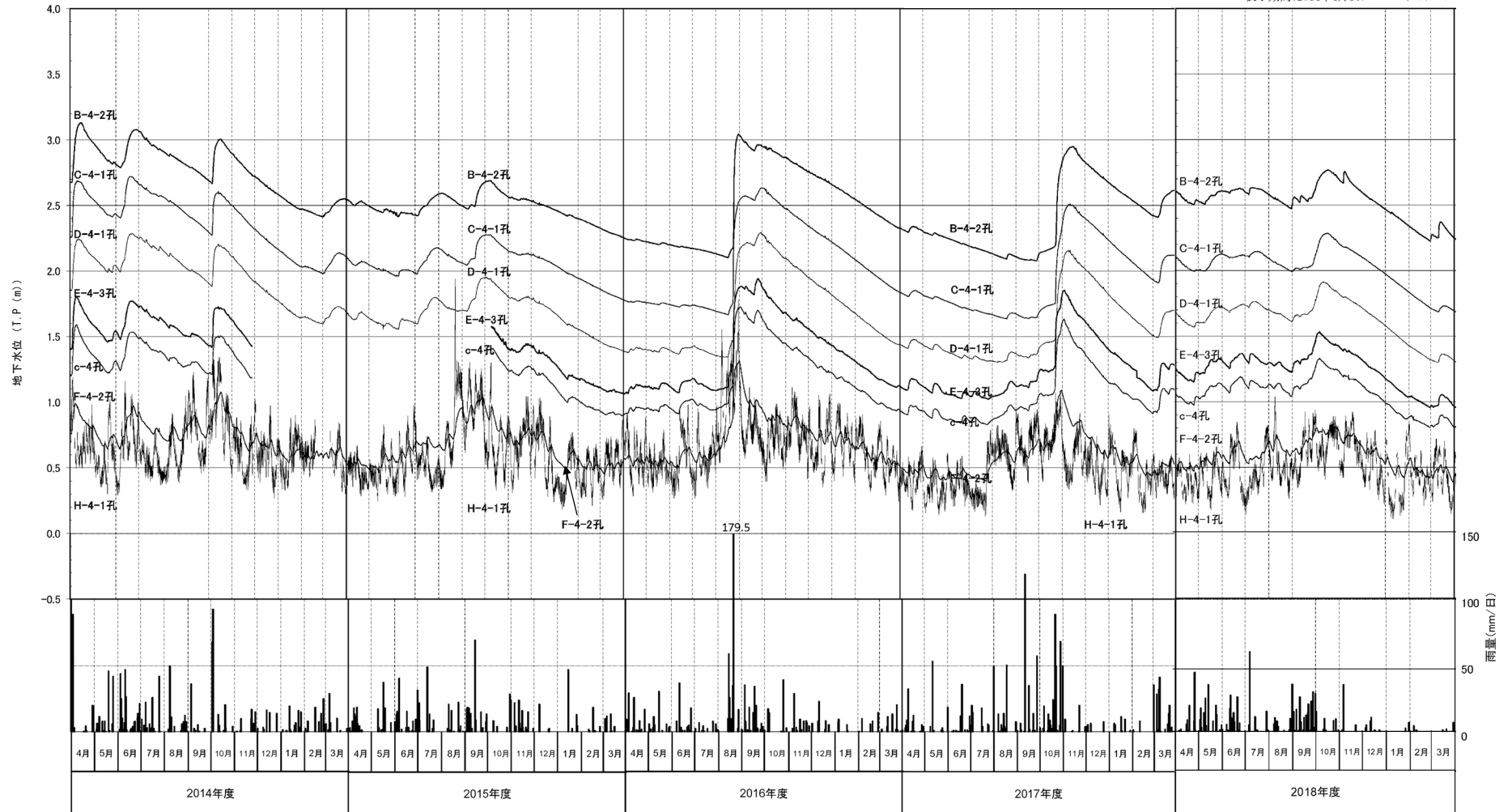


第2図 地下水位観測結果 (1/3)



第2図 地下水水位観測結果 (2/3)

表示期間:2014年4月1日~2019年3月31日



20

第2図 地下水位観測結果 (3/3)

(b) 津波

廃棄物埋設地は T.P. 約+8 m にあり津波により冠水することはない。また、海及び河川から取水する設備もない。ただし、津波によって、海水が廃棄物埋設地周辺に流入することで、地下水の化学特性に一時的に影響する可能性があるため、廃棄物埋設地の状態設定において津波の化学的影響を考慮する。

(c) 隆起・沈降

隆起・沈降は廃棄物埋設地を直接損傷させることはないが、隆起・沈降により、河川の河口での海水準が変化し、河川における表流水による侵食(以下「河食」という。)の侵食基準面が変化することにより、河食に影響する可能性があることから、将来の隆起・沈降量を設定する。

敷地周辺には、過去約 30 万年間に形成された複数の海成段丘面が分布することから、少なくとも同期間において大局的には隆起域と考えられる。したがって、敷地周辺では将来も隆起運動が継続すると想定し、状態設定として隆起量を設定する。

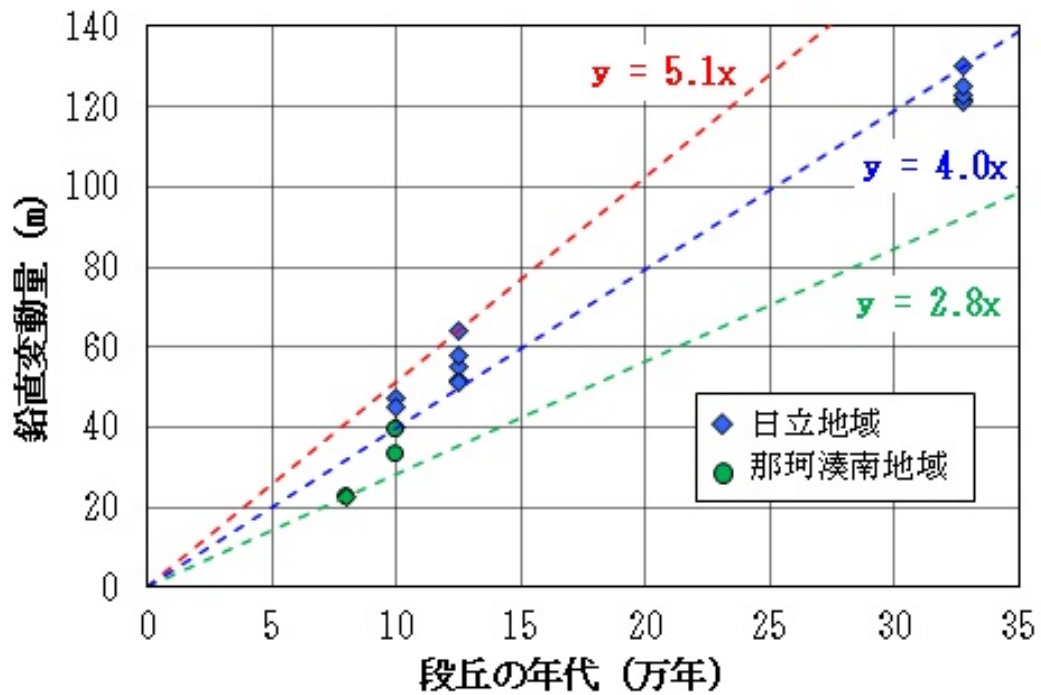
小池・町田 (2001)⁽⁸⁾ から、敷地周辺 (日立地域～那珂湊南地域) の段丘面旧汀線高度のデータに基づく過去約 30 万年間の敷地周辺の隆起量を第 3 図に示す。

最も可能性が高い設定においては、敷地周辺における段丘面の標高と年代から推定される隆起速度の平均値から計算すると 4.0 m/万年であることから、1,000 年後の隆起量は、0.40 m とする。

敷地周辺の隆起速度は、2.8 m/万年～5.1 m/万年の範囲となるため、敷地周辺の隆起速度のばらつきを考慮し、隆起速度が最も大きい 5.1 m/万年を用いて保守的に 5.5 m/万年を最も厳しい設定とする。

このため、1,000 年後の隆起量は、0.55 m とする。

隆起・沈降の状態設定結果を第 2 表に示す。



第3図 日本の海成段丘アトラスから算出した隆起量

第2表 隆起・沈降の状態設定結果

ケース	モデル化時期	隆起量 (m)
最も可能性が高い設定	1,000 年後	0.40
最も厳しい設定	1,000 年後	0.55

b. 気候変動に起因する事象

気候変動は、数十万年前から現在まで約 8 万年周期から約 12 万年周期で氷期と間氷期を繰り返していることから^{(9), (10)}、大局的には将来もこの周期の気候変動を繰り返すと考えられる。過去の気候変動の傾向から、今後氷期へ向かうと考えられることから^{(11)~(13)}、将来は寒冷化すると予測される。

一方で、人間活動に伴う温室効果ガス排出により、温暖化が進行する可能性があるとする報告や、現在の温室効果ガス濃度を基準として、炭素循環のメカニズムを仮定した気候シミュレーションにより、将来 5 万年程度は温暖期が継続する可能性があるとする報告もある^{(9), (14)~(19)}。

以上より気候変動に起因する事象に係る長期変動事象の状態設定については、過去の気候変動と同様に現在から寒冷化に向かう場合（以下「寒冷化ケース」という。）と温暖期が数万年程度継続する場合（以下「温暖期継続ケース」という。）の 2 ケースに大別し、これらの 2 ケースについて、それぞれ「気温」、「降水量」、「地下水流動」、「蒸発散量」、「かん養量」及び「海水準変動」を考慮する。

(a) 気温

気温変化は廃棄物埋設地を直接損傷させることはないが、気温の変化に伴い降水量、地下水流動及び蒸発散量に影響する可能性があることから、将来の気温を設定する。

気温の状態設定結果を第 3 表に示す。

将来の気温変化については、南極氷床コアの水素同位体比を用いた過去の気温の推定に関する知見^{(9), (14)}及び人間活動による温室効果ガス濃度を考慮した気温変動予測結果に基づいて設定する。

i. 寒冷化ケースにおける気温設定

寒冷化ケースにおいては、氷期最盛期の年平均気温から求めた気温変動割合を用いて将来の気温を設定する。

氷期最盛期に至るまでの気温変化については、過去約 45 万年間の連続的なデータが取得されている南極氷床コアの水素同位体比⁽⁹⁾に基づいて整理された年平均気温の変化量の変動グラフを用いて設定する。

将来の気温の変動曲線を第 4 図に示す。第 4 図から、最も可能性が高い設定では約 8 万年後に氷期最盛期になると想定する。また、最も厳しい設定では約 6 万年後に氷期最盛期になると想定する。

吉田他 (2011)⁽²⁰⁾ 及び松末他 (2000)⁽²¹⁾ に基づき、廃棄物埋設地が亜寒帯針葉樹林群集と冷温帯～亜寒帯針葉樹林群集の境界付近であると想定し、亜寒帯針葉樹林群集と冷温帯～亜寒帯針葉樹林群集の閾値である暖かさの指数 46 (月・°C) を用いて最終氷期最盛期の年平均気温を推定すると、3.6°Cであった(第 5 図参照)。このことから、将来の寒冷化ケースの年平均気温の最も可能性が高い設定は 4°C とする。

将来の氷期最盛期の年平均気温の最も厳しい設定は、松末他 (2000)⁽²¹⁾ における現在と過去の氷河期の気温差の最大値が約 13°Cであったことから、敷地周辺における 1991 年～2020 年の年平均気温の最低値である 13°C から現在と過去の氷期の気温差の最大値 13°C を低下させると 0°C となる。しかし、氷期最盛期は主な評価対象期間より 1 年以上先であること、降水量の状態設定においては気温と降水量の相関関係の不確かさを考慮することから、ここでは最も可能性が高い設定の気温である 4°C と設定する。

上記の現在及び氷期最盛期の気温並びに気温の変動曲線を踏まえ、

最も可能性が高い設定及び最も厳しい設定において、寒冷化ケースにおける 1,000 年後の気温を 13°C と設定する。

ii. 温暖期継続ケースにおける気温設定

温暖期継続ケースにおいては、初期に人間活動により温度が上昇し、その後一定となり、温暖期がその後継続すると想定する。

核燃料サイクル開発機構 (1999) ⁽²²⁾ では、日本海側及び中日本気候区の例で 6,000 年前頃には、+2°C~+3°C に達したとされている。また、IPCC (2021) ⁽¹⁷⁾ にて、「温室効果ガスの抑制のための気候政策を導入するが、2030 年までの各国の自国決定貢献 (NDC) の排出量の上限とするシナリオ (SSP2-4.5)」では、最良推定値が 2.7°C である。よって、過去 30 年間の敷地周辺の年平均気温である 14°C に、気温の上昇値として保守的に 3°C を加えた 17°C を最も可能性が高い設定とする。

また、最も厳しい設定においては、かん養量の観点から保守的となるよう、気温変動の不確かさと気温と降水量の相関性の不確かさを踏まえて設定する。

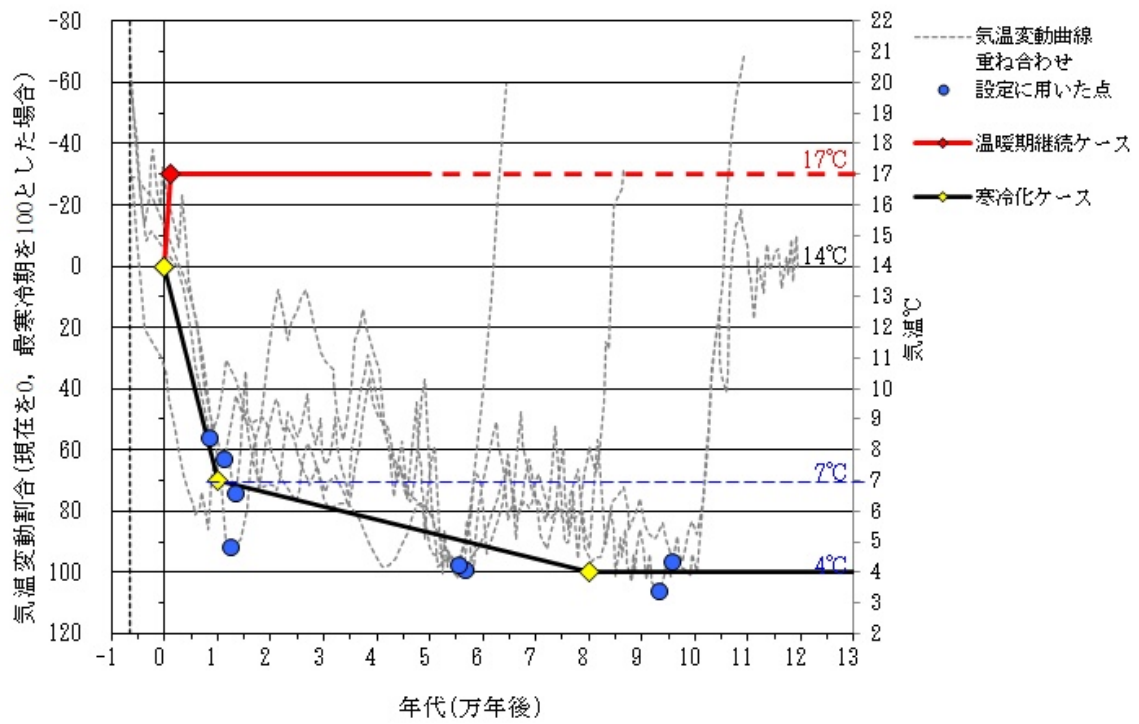
気温変動の不確かさを考慮する場合、「温室効果ガスの抑制のための気候政策を導入するが、2030 年までの各国の自国決定貢献 (NDC) の排出量の上限とするシナリオ (SSP2-4.5)」(IPCC (2021) ⁽¹⁷⁾) において最高値が 3.5°C であるため、1,000 年後の気温の上昇値を保守的に 4°C とし、過去 30 年間の水戸地方気象台の年平均気温である 14°C に気温上昇 4°C を加えると 18°C となる。

しかし、降水量の設定で後述するように、気温と降水量の相関性の不確かさを考慮した方がかん養量は多くなる。このため、気温の状態設定においては、気温変動の不確かさは考慮せず、最も可能性が高い

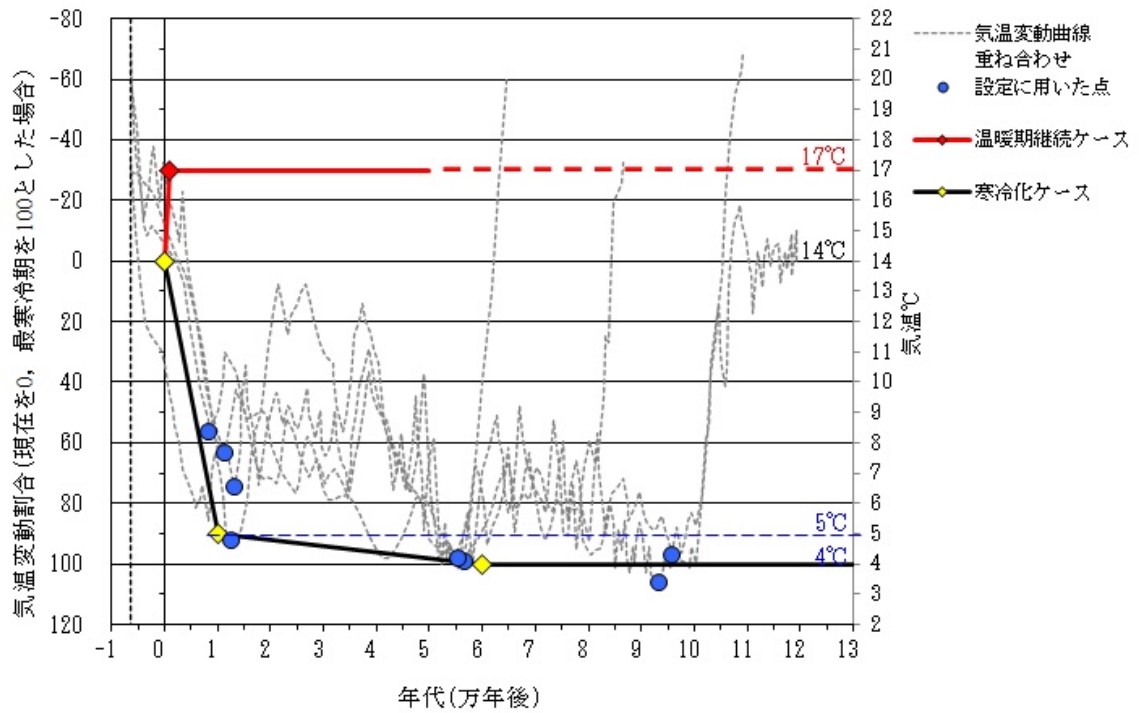
設定と同様に 17℃とする。

第 3 表 気温の状態設定結果

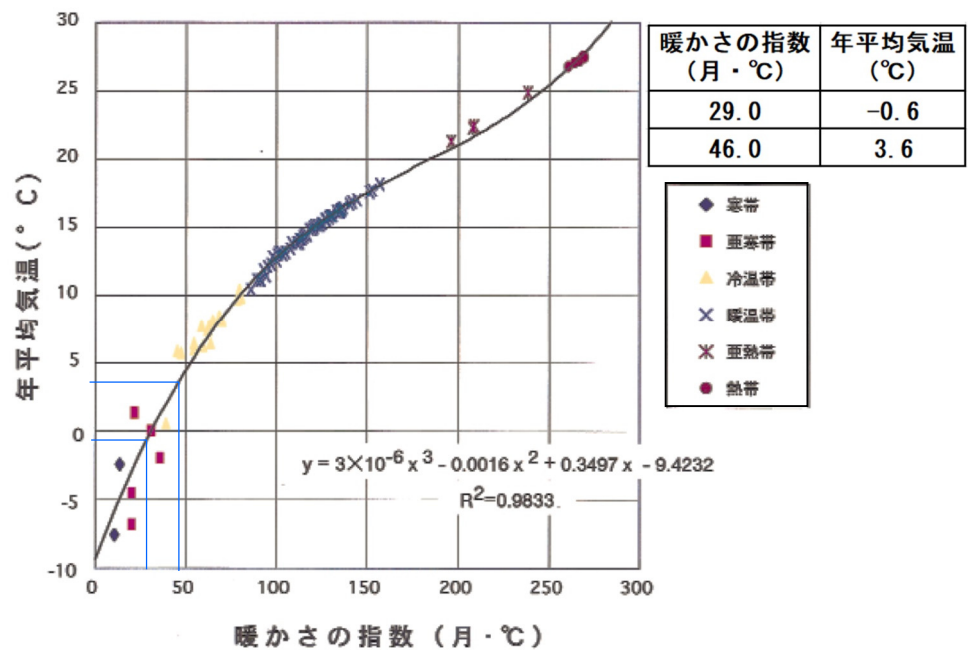
ケース		モデル化時期	気温 (°C)
寒冷化ケース	最も可能性が高い設定	1,000 年後	13
	最も厳しい設定	1,000 年後	13
温暖期継続ケース	最も可能性が高い設定	1,000 年後	17
	最も厳しい設定	1,000 年後	17



第4図 将来の気温の変動曲線 (1/2) (最も可能性が高い設定)



第4図 将来の気温の変動曲線 (2/2) (最も厳しい設定)



松末他 (2000) ⁽²¹⁾ に加筆

第 5 図 暖かさの指標と年平均気温の関係

(b) 降水量

降水量の変化は廃棄物埋設地を直接損傷させることはないが、降水量の変化により、地下水流動及びかん養量に影響する可能性があることから、将来の降水量を設定する。

降水量の状態設定結果を第4表に示す。

気温と降水量との関係には、正の相関がある⁽²³⁾。また、地形等の気候因子も降水量と相関がある。したがって、敷地周辺と地形等が類似した地点のデータを用いることで、その影響を除けば、気温と降水量との相関関係が求められる。そこで、将来の降水量の設定に当たっては、敷地周辺と気候因子が類似する地点の気温と降水量の関係に基づき、将来の気温に対応する降水量を設定する。将来の気温は、「(a) 気温」で設定した気温を用いる。

敷地周辺の水戸地方気象台と気候因子が類似する地点の現在の気温と降水量の関係を求める。

気候因子が類似する地点の判断に使用した項目は以下のとおりである。

- ・東日本の太平洋側からオホーツク海側に位置すること。
- ・アリソフの気候区分が寒帯～温帯であること。
- ・陸度（半径 50 km 円内の陸域の占める割合）が 1/10～9/10 であること。
- ・開放度（半径 15 km 円内で対象地点より標高が 200 m 以上高い範囲を除く角度）が 240°～360° であること。

上記条件で抽出された 41 地点の年平均気温と年降水量を整理したものを第5表に示す。また、41 地点の年平均気温と降水量の関係を指数回帰式で表したものを第6図に示す。

最も可能性が高い設定においては、第 6 図の中央の近似曲線の指数回帰式を用いて降水量を設定する。

最も厳しい設定においては、気温と降水量の関係のばらつきを考慮し、寒冷化ケースにおいては希釈水量が少なくなるように、気温と降水量の下限値（第 6 図の下側の近似曲線）の指数回帰式を、また、温暖期継続ケースではかん養量が多くなるように気温と降水量の上限値（第 6 図の上側の近似曲線）の指数回帰式を、それぞれ用いて設定する。

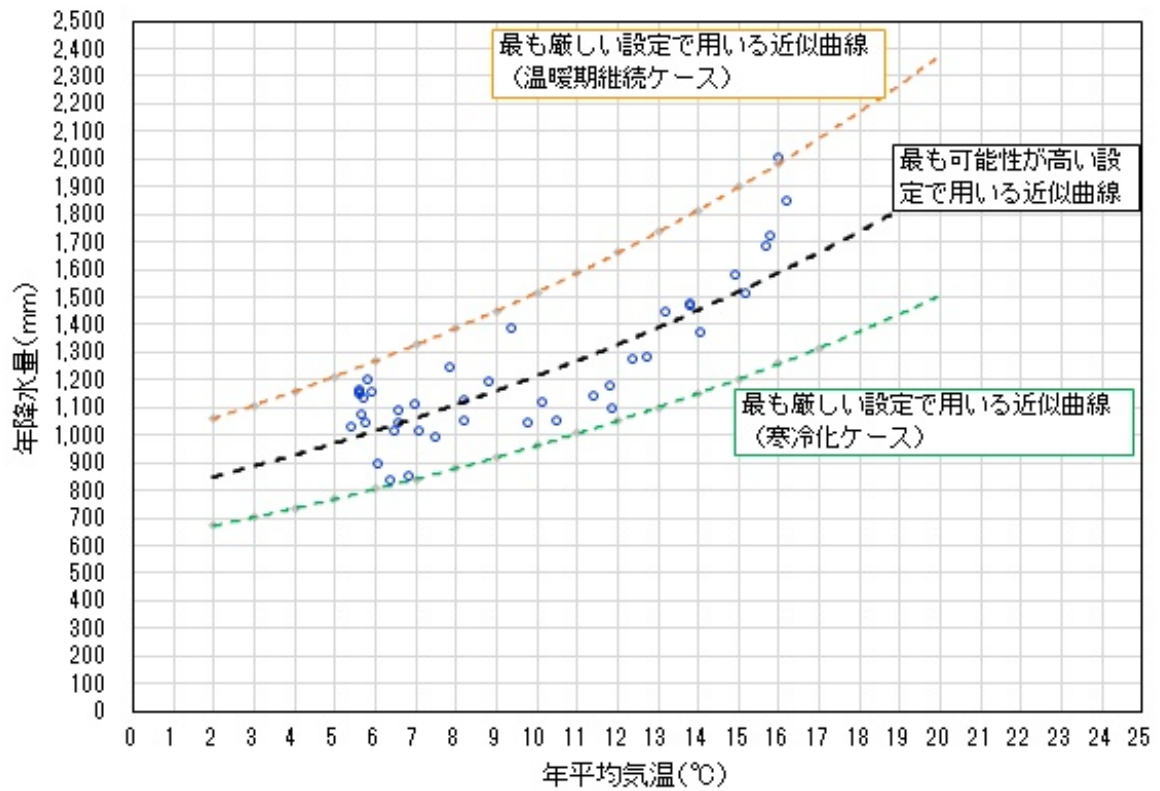
第 4 表 降水量の状態設定結果

ケース		モデル化時期	気温 (°C)	降水量 (mm/y)
寒冷化ケース	最も可能性が高い設定	1,000 年後	13 [*]	1,410
	最も厳しい設定	1,000 年後	13 [*]	1,110
温暖期継続ケース	最も可能性が高い設定	1,000 年後	17	1,660
	最も厳しい設定	1,000 年後	17	2,080

※：寒冷化ケースにおける降水量の算出において、最も可能性が高い設定及び最も厳しい設定の気温は、それぞれ 13.3°C 及び 13.1°C を用いる。

第5表 敷地周辺と類似する気候因子を持つ地点の気温と降水量

	地点	年平均気温(°C)	年降水量(mm/y)
1	北海道 宗谷岬	6.4	827.8
2	北海道 稚内	7.0	1109.2
3	北海道 網走	6.9	844.2
4	北海道 標津	5.6	1148.0
5	北海道 別海	6.0	1148.4
6	北海道 根室	6.6	1040.4
7	北海道 厚床	5.7	1158.8
8	北海道 榑町	5.8	1035.2
9	北海道 太田	5.9	1195.2
10	北海道 白糠	5.8	1124.8
11	北海道 釧路	6.6	1080.1
12	北海道 池田	6.1	890.9
13	北海道 浦幌	6.5	1005.9
14	北海道 糠内	5.4	1022.9
15	北海道 大津	5.7	1066.2
16	北海道 大樹	5.6	1146.0
17	北海道 苫小牧	7.9	1239.2
18	北海道 鷓川	7.1	1010.6
19	北海道 室蘭	8.9	1188.9
20	北海道 日高門別	7.6	983.7
21	北海道 静内	8.3	1043.3
22	北海道 浦河	8.2	1118.3
23	青森県 六ヶ所	9.4	1383.3
24	青森県 三沢	10.2	1110.2
25	青森県 十和田	9.8	1038.0
26	青森県 八戸	10.5	1045.1
27	宮城県 鹿島台	11.4	1134.5
28	宮城県 石巻	11.9	1091.3
29	宮城県 塩釜	11.8	1175.0
30	宮城県 仙台	12.8	1276.7
31	宮城県 亘理	12.4	1272.2
32	福島県 小名浜	13.8	1461.2
33	茨城県 北茨城	13.2	1444.3
34	茨城県 水戸	14.1	1367.7
35	茨城県 鉾田	13.8	1468.5
36	茨城県 鹿嶋	14.9	1576.6
37	千葉県 銚子	15.8	1712.4
38	千葉県 横芝光	15.2	1509.4
39	千葉県 茂原	15.7	1682.4
40	千葉県 勝浦	16.0	1999.2
41	千葉県 館山	16.2	1845.9



第6図 敷地周辺と類似する気候因子を持つ地点の
気温と降水量の関係

(c) 地下水流動

地下水流動は廃棄物埋設地を直接損傷させることはないが、地下水流動の変化に伴い地下水流速に影響する可能性がある。地下水流速は、廃棄物埋設地から漏出した放射性物質の地下水での希釈水量に関係し、希釈水量は被ばく線量評価に影響する。このため、将来の地下水位、動水勾配及び地下水流速を設定する。地下水位が動水勾配の設定に用いられ、動水勾配から地下水流速を設定する。

i. 地下水位、動水勾配及び地下水流速の設定に関する考え方

廃棄物埋設地付近には砂丘砂層が分布しており、廃棄物埋設地は砂丘砂層中に設置される。廃棄物埋設地の周辺を流動する地下水は、敷地の西側に分布する台地から流動してくる地下水と敷地内の降水のかん養が主な供給源となっている。廃棄物埋設地周辺の地下水は、主に難透水層（A c 層）上部にある不圧帯水層（d u 層、A g 2 層）中を西側から東側の海域へ向かって流動していると考えられる。廃棄物埋設地の地下水位は、いずれも廃棄物埋設地底面レベルを上回ったことはない。1,000 年後の将来の地形は現状とほぼ同様と考えられるため、将来においても廃棄物埋設地周辺の地下水は、西側から東側の海域へ向かって流動していると考えられる。

廃棄物埋設地周辺の地下水位観測の結果に基づき、動水勾配及び地下水流速を評価する。

将来の地下水位、動水勾配及び地下水流速の設定においては、降水量に応じて地下水位が変動し、動水勾配及び地下水流速に影響を与えられ、と考えられる。このため、将来の地下水位、動水勾配及び地下水流速は以下の方法により設定する。

ii. 地下水位、動水勾配及び地下水流速の設定

地下水位、動水勾配及び地下水流速は希釈水量に関連しており、降水量が少ない方が希釈水量も少なくなるため保守的となる。したがって、地下水位、動水勾配及び地下水流速の設定値は寒冷化ケースを状態設定の対象とする。

① 地下水位

過去の記録に基づき、12ヶ月間の降水量と廃棄物埋設地直下の平均地下水位の相関式を設定する。将来の廃棄物埋設地の地下水位は、設定した相関に基づき、「(b) 降水量」で設定した降水量を用いて設定する。

② 動水勾配

廃棄物埋設地直下の平均地下水位と、廃棄物埋設地の上流と下流の地下水位から算出した年平均動水勾配の相関を設定する。将来の動水勾配は、設定した相関に基づき、「① 地下水位」で設定した将来の地下水位を用いて設定する。

③ 地下水流速

将来の地下水流速は、「② 動水勾配」にて算出した動水勾配に、廃棄物埋設地近傍で行った揚水試験で得られた透水係数を用いて、ダルシー流速を算出することで設定する。

地下水位、動水勾配及び地下水流速の状態設定結果を第6表に示す。

第6表 地下水位，動水勾配及び地下水流速の状態設定結果

ケース		モデル 化時期	気温 (°C)	降水量 (mm)	地下水位 (T.P. m)	動水勾配 (-)	地下水 流速 (m/y)
ス	最も可能性が高い 設定	1,000 年後	13	1,410	+1.8	4.77×10^{-3}	49
	最も厳しい 設定	1,000 年後	13	1,110	+1.6	4.12×10^{-3}	42

(d) 蒸発散量

蒸発散量は、かん養量の設定に必要なため設定する。

i. 蒸発散量の設定に関する考え方

「(b) 降水量」に示す敷地周辺と気候因子が類似した 41 地点の年平均気温から可能蒸発散量を計算し、実蒸発散量と可能蒸発散量の比 0.6 を用いて、41 地点の年平均気温と蒸発散量の関係を得た（第 7 図参照）。ここで、蒸発散量の計算に使用する気温は、「第 4 表 気温の状態設定結果」の状態設定値から設定する。ここで用いる 41 地点の年平均気温は、「(b) 降水量」の状態設定と同様に、1991 年～2020 年の気象データの年平均気温である。

41 地点の年平均気温と蒸発散量の関係は、ソーンズウェイト法⁽²⁴⁾を用いて可能蒸発散量を算出し、上記で求めた実蒸発散量と可能蒸発散量の比 0.6 を考慮した蒸発散量を用いて作成する（第 7 表及び第 7 図参照）。

将来の蒸発散量は、この関係から、最も可能性が高い設定又は最も厳しい設定の気温を用いて設定する。

ii. 蒸発散量の設定

かん養量が多くなると廃棄物埋設地からの放射性物質の漏出量が増加するため、かん養量が多くなるように温暖期継続ケースの状態設定を行う。

・最も可能性が高い設定

温暖期継続ケースの将来の蒸発散量は、第 7 図に示す関係及び最も可能性が高い設定における温暖期継続ケースの気温の状態設定値（17℃）から、1,000 年後に 530 mm/y と設定する。

・最も厳しい設定

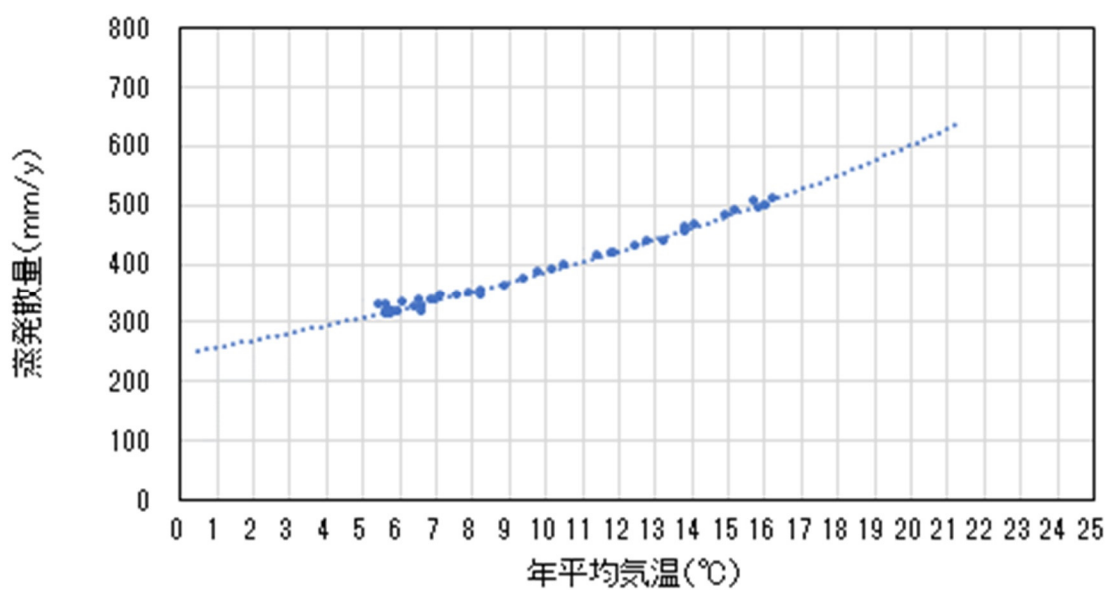
温暖期継続ケースの将来の蒸発散量は、後述するかん養量の状態設定において保守的にかん養量が多くなるように、気温と降水量の相関関係の不確かさ（第6図参照）を考慮して、降水量が多くなる設定とする。このため、気温の設定は不確かさを見込まず、最も可能性が高い設定における温暖期継続ケースの気温の状態設定値（17℃）を用いる。よって、温暖期継続ケースの将来の蒸発散量は、最も可能性が高い設定と同様に1,000年後に530 mm/yと設定する。

蒸発散量の状態設定結果を第8表に示す。

第7表 敷地周辺と類似する気候因子を持つ地点の
気象データに基づく年平均気温と蒸発散量の設定

	地点	年平均気温(°C)	年降水量(mm/y)	可能蒸発散量(mm/y)	蒸発散量(mm/y) [※]
1	北海道 宗谷岬	6.4	827.8	543.1	325.9
2	北海道 稚内	7.0	1109.2	561.2	336.7
3	北海道 網走	6.9	844.2	564.2	338.5
4	北海道 標津	5.6	1148.0	530.3	318.2
5	北海道 別海	6.0	1148.4	529.4	317.7
6	北海道 根室	6.6	1040.4	529.9	318.0
7	北海道 厚床	5.7	1158.8	521.5	312.9
8	北海道 榑町	5.8	1035.2	520.0	312.0
9	北海道 太田	5.9	1195.2	528.0	316.8
10	北海道 白糠	5.8	1124.8	527.5	316.5
11	北海道 釧路	6.6	1080.1	543.2	325.9
12	北海道 池田	6.1	890.9	559.7	335.8
13	北海道 浦幌	6.5	1005.9	563.0	337.8
14	北海道 糠内	5.4	1022.9	552.6	331.6
15	北海道 大津	5.7	1066.2	534.1	320.5
16	北海道 大樹	5.6	1146.0	549.0	329.4
17	北海道 苫小牧	7.9	1239.2	582.2	349.3
18	北海道 鷓川	7.1	1010.6	577.3	346.4
19	北海道 室蘭	8.9	1188.9	601.5	360.9
20	北海道 日高門別	7.6	983.7	580.1	348.1
21	北海道 静内	8.3	1043.3	592.4	355.4
22	北海道 浦河	8.2	1118.3	579.7	347.8
23	青森県 六ヶ所	9.4	1383.3	621.3	372.8
24	青森県 三沢	10.2	1110.2	649.8	389.9
25	青森県 十和田	9.8	1038.0	642.9	385.7
26	青森県 八戸	10.5	1045.1	660.8	396.5
27	宮城県 鹿島台	11.4	1134.5	689.4	413.6
28	宮城県 石巻	11.9	1091.3	699.0	419.4
29	宮城県 塩釜	11.8	1175.0	698.1	418.9
30	宮城県 仙台	12.8	1276.7	733.1	439.9
31	宮城県 亘理	12.4	1272.2	717.6	430.6
32	福島県 小名浜	13.8	1461.2	756.1	453.6
33	茨城県 北茨城	13.2	1444.3	732.9	439.7
34	茨城県 水戸	14.1	1367.7	779.5	467.7
35	茨城県 鉾田	13.8	1468.5	768.9	461.3
36	茨城県 鹿嶋	14.9	1576.6	802.2	481.3
37	千葉県 銚子	15.8	1712.4	823.8	494.3
38	千葉県 横芝光	15.2	1509.4	821.6	493.0
39	千葉県 茂原	15.7	1682.4	842.9	505.8
40	千葉県 勝浦	16.0	1999.2	834.2	500.5
41	千葉県 館山	16.2	1845.9	853.7	512.2

※蒸発散量＝可能蒸発散量×0.6（可能蒸発散量の小数点第二位以下の値の影響により、計算結果が一致しない場合がある。）



第7図 敷地周辺と類似する気候因子を持つ地点の気温と蒸発散量の関係

第8表 蒸発散量の状態設定結果

ケース		モデル化時期	気温 (°C)	降水量 (mm/y)	蒸発散量 (mm/y)
温暖期継続 ケース	最も可能性が 高い設定	1,000年後	17	1,660	530
	最も厳しい 設定	1,000年後	17	2,080	530

(e) かん養量

かん養量の変化は廃棄物埋設地を直接損傷させることはないが、かん養量が増加すると廃棄物埋設地への浸透水量の変化に伴い廃棄物埋設地からの放射性物質の漏出量に影響する可能性があることから、将来のかん養量を設定する。なお、廃棄物埋設地のかん養量に相当する年間浸透水量については、線量評価パラメータの設定において、蒸発散量及び表面流出率を考慮して別途設定する。

i. かん養量の設定に関する考え方

かん養量は次式にて設定する。

$$\text{かん養量 (mm)} = \text{降水量 (mm)} - \text{蒸発散量 (mm)} - \text{表面流出量 (mm)}$$

ここで、降水量は、「第4表 降水量の状態設定結果」で設定した値を用いる。蒸発散量は、「第8表 蒸発散量の状態設定結果」で設定した値を用いる。表面流出量は、降水量に流出係数(0.50)を乗じて算出する。

ii. かん養量の状態設定

「(5) 線量評価モデル」で設定する年間浸透水量については、かん養量が多くなると廃棄物埋設地からの放射性物質の漏出量が増加するため、かん養量が多くなるように温暖期継続ケースの状態設定を行う。

・最も可能性が高い設定

温暖期継続ケースにおける将来のかん養量は、最も可能性が高い設定における温暖期継続ケースの降水量の状態設定値から、1,000年後に300 mm/yと設定する。

・最も厳しい設定

温暖期継続ケースにおける将来のかん養量は、最も厳しい設定に

における温暖期継続ケースの降水量の状態設定値から、1,000年後に
510 mm/y と設定する。

かん養量の状態設定結果を第9表に示す。

第9表 かん養量の状態設定結果

ケース		モデル化 時期	気温 (°C)	降水量 (mm/y)	蒸発散量 (mm/y)	かん養量 (mm/y)
ス 温暖期継続 ケ	最も可能性 が高い設定	1,000 年後	17	1,660	530	300
	最も厳しい 設定	1,000 年後	17	2,080	530	510

(f) 海水準変動

海水準変動は、廃棄物埋設地を直接損傷させることはないが、海水準変動が生じると、敷地周辺における河川及び海の分布域が変化し、将来の人の生活環境及び生活様式に影響を及ぼすことが想定される。また、海水準変動により侵食基準面が変化することにより、河食に影響する可能性があることから、海水準の変動量を設定する。

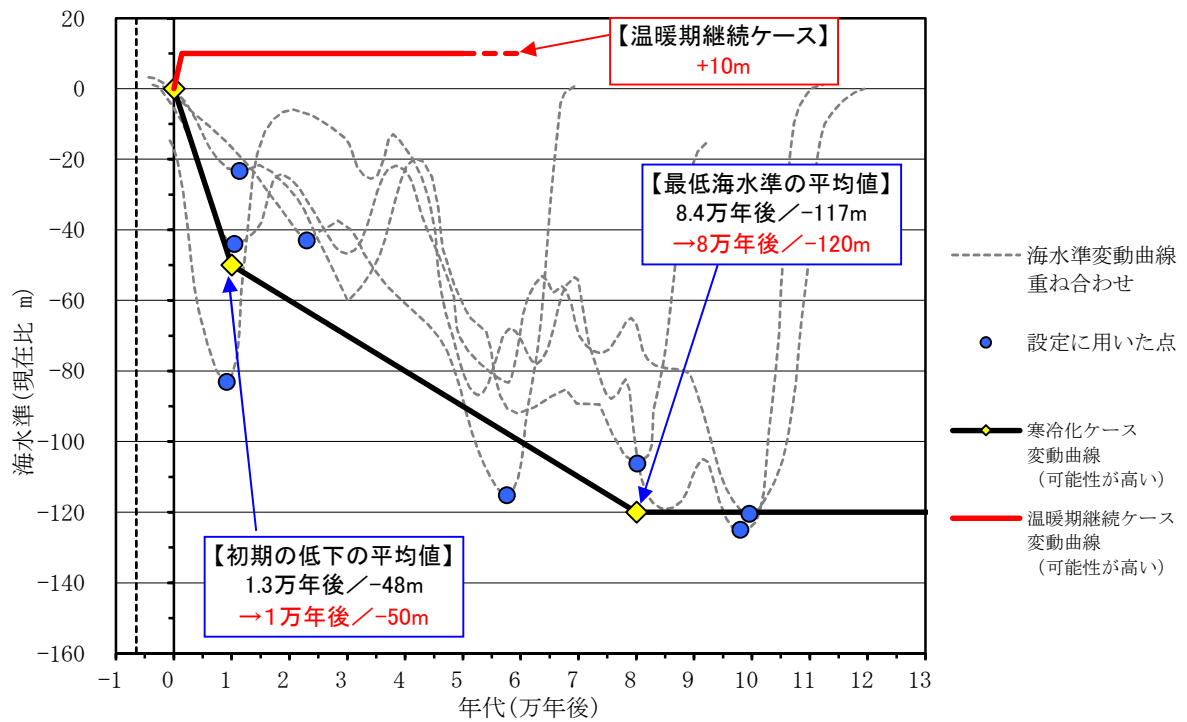
海水準は低下量が大きく、低下時期が早いほど、侵食基準面が変化することによる河食への影響の観点から保守的な設定となるため、海水準が低下する寒冷化ケースを状態設定の対象とする。

世界的な海水準変動は、気候変動に伴う大陸氷床の拡大・縮小に伴って生じる現象と考えられており、過去の海水準変動は気候変動と同様に、約 8 万年周期から約 12 万年周期で低海水準期と高海水準期を繰り返している⁽²⁵⁾。

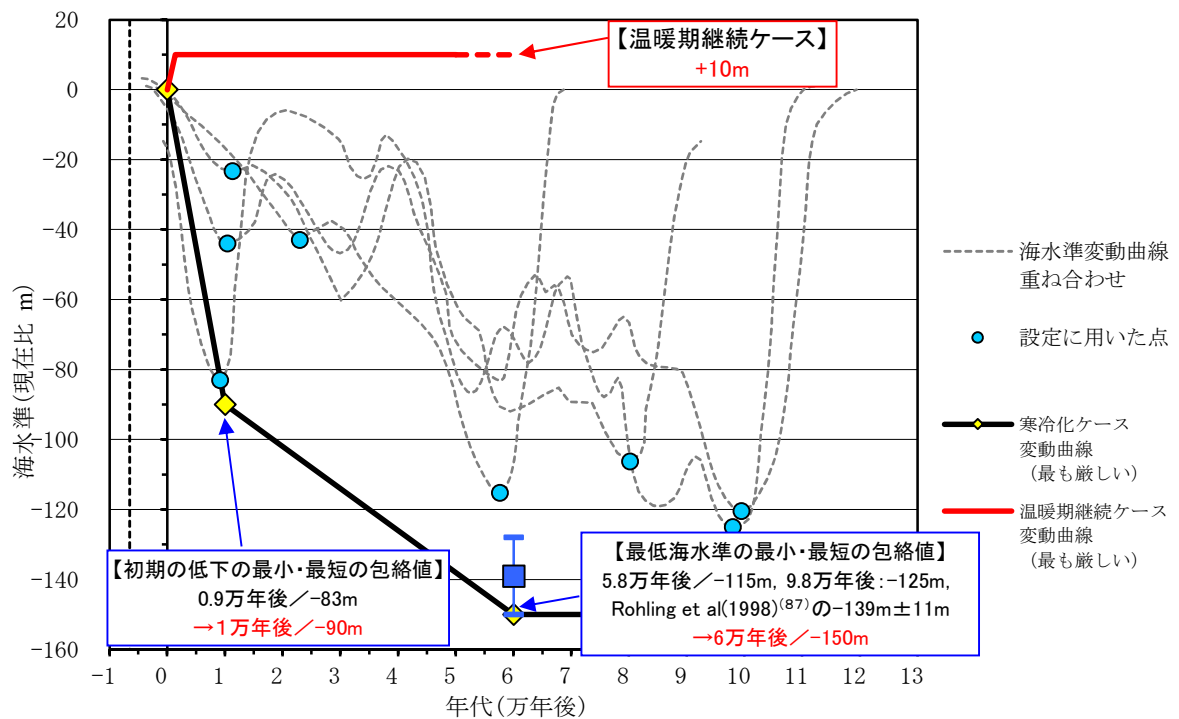
したがって、海水準変動の長期変動状態の設定のうち、寒冷化ケースにおける将来の氷期最盛期に至るまでの海水準変動は、気温変動と同様に、過去約 45 万年間の低海水準期と高海水準期の平均値及び変動幅を考慮して設定する。

第 8 図に将来の海水準の変動曲線（最も可能性が高い設定）及び将来の海水準の変動曲線（最も厳しい設定）を示す。

海水準変動の状態設定結果を第 10 表に示す。



第8図 将来の海水準変動曲線 (1/2) (最も可能性が高い設定)



第8図 将来の海水準変動曲線 (2/2) (最も厳しい設定)

第 10 表 海水準変動の状態設定結果

ケース		モデル化時期	海水準 (現在比 : m)
寒冷化ケース	最も可能性が高い設定	1,000 年後	-5.0
	最も厳しい設定	1,000 年後	-9.0

c. プレート運動と気候変動の両者に起因する事象

プレート運動と気候変動の両者に起因する事象は、「侵食」がある。

(a) 侵食

侵食作用が継続することによる廃棄物埋設地の侵食に伴う放射性廃棄物の地表接近並びに海水及び河川水による影響の可能性がある。

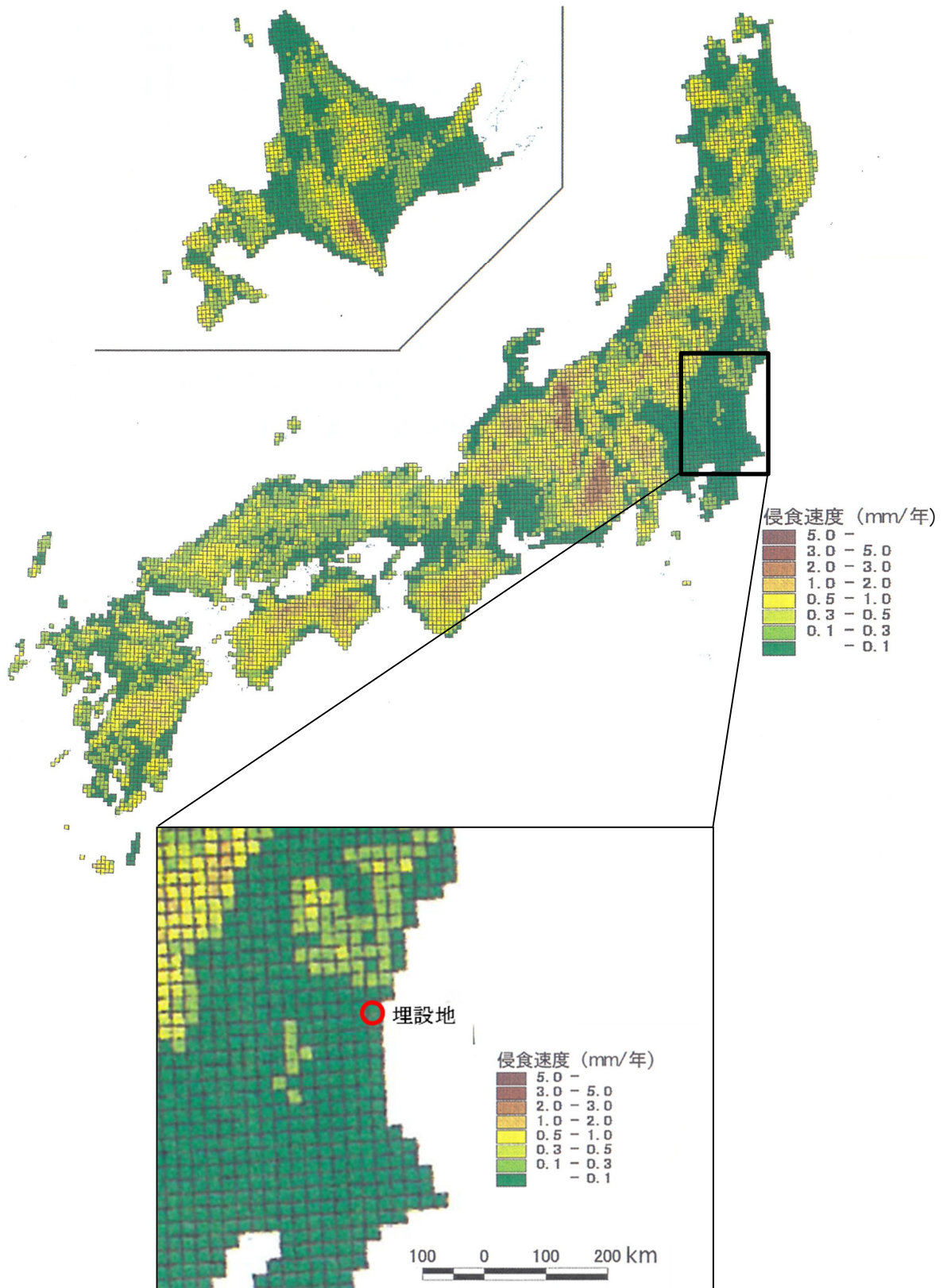
核燃料サイクル開発機構（1999）⁽²²⁾によれば、侵食は雨食、河食、氷食、風食、沿岸部における沿岸流と波浪等による侵食（以下「海食」という。）に区分される。また、流出土砂量から推定される河川流域の侵食速度のように、ある広がりをもつ地域全体の平均的な削剥量（以下「面的侵食」という。）としてとらえられる場合と、河川の下刻のように流路が選択的に掘り下げられる場合（線的侵食）がある。これらを踏まえて、廃棄物埋設地に影響を及ぼす可能性のある侵食作用について整理する。

廃棄物埋設地に影響を及ぼす可能性のある侵食は、敷地周辺の面的侵食、河食、海食及び廃棄物埋設地の侵食が想定される。

i. 敷地周辺の面的侵食

藤原他（1999）⁽²⁷⁾によれば、敷地周辺の面的侵食による侵食速度は0.1 mm/年以下とされており（第9図参照）、1,000年後の状態設定において放射性廃棄物の地表接近への影響は小さく、廃棄物埋設地に大きな影響を及ぼさないと想定される。

以上より、敷地周辺の面的侵食は考慮しない。



核燃料サイクル開発機構 (1999) ⁽²²⁾ にて引用されている

藤原他 (1999) ⁽²⁷⁾ に加筆

第9図 基準高度分散量から計算した全国の侵食速度の分布

ii. 河食

廃棄物埋設地の北側約 1.2 km には久慈川が西から東へ流れており、この久慈川の河食による影響を検討する。

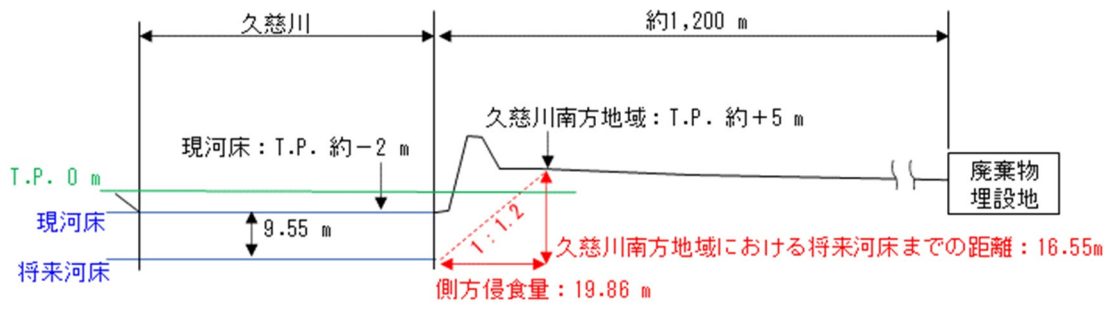
将来、寒冷化により海水準が低下した場合、それに伴い現在の久慈川の位置において、河川の下方侵食（下刻）及び側方侵食が想定される。

下方侵食は相対海水準低下に伴い侵食基準面が低下するため、海水準の低下量分だけ下方侵食が進行すると想定される。

側方侵食については、久慈川の下方侵食に伴い、河川端から切土に対するのり面勾配で側方侵食が進行すると想定される。久慈川の下流付近の地層は粘性土、砂質シルト、シルト質細砂、細砂が互層となっている。久慈川の下流付近の地層に相当する土質である粘性土、砂質土、砂について、切土に対する標準のり面勾配は、日本道路協会(2009)⁽²⁸⁾より 1:0.8~1:1.5 程度であることから、平均的なのり面勾配として 1:1.2 で側方侵食による斜面が形成されると設定する。

1,000 年後の状態設定において、海水準低下量の最も厳しい設定は -9.0 m（第 10 表参照）であり、また、隆起・沈降を考慮した侵食基準面の低下は 0.55 m であるため、久慈川の下方侵食量は 9.55 m となる。側方侵食の範囲は、下方侵食 9.55 m におけるのり面勾配 1:1.2 の斜面が地形面と交差する地点までであり、側方侵食量は 20 m 程度となる（第 10 図参照）。久慈川から廃棄物埋設地までは約 1,200 m あるため、20 m 程度の側方侵食を考慮しても廃棄物埋設地まで河食は到達せず、埋設した放射性廃棄物への河川水の影響はない。

以上より、河食は考慮しない。



第10図 1,000年後の状態設定における久慈川の河食（イメージ図）

iii. 海食

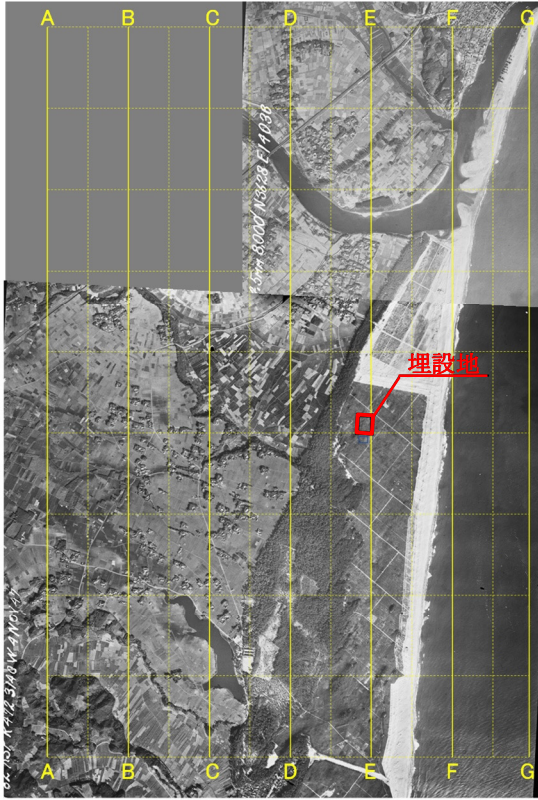
廃棄物埋設地の東側約 0.4 km に海岸があるため、海食による影響を検討する。

廃棄物埋設地の東方の汀線付近においては、消波ブロックが設置され、さらに陸側は護岸になっており、侵食防止が施されている。

空中写真より、1947 年（昭和 22 年）から 2021 年（令和 3 年）までの 74 年間に於いて、廃棄物埋設地の東方の海岸線は大きく変化していない（第 11 図参照）。また、地形図より、1960 年（昭和 35 年）から 2021 年（令和 3 年）までの約 60 年間に於いて、廃棄物埋設地の東方の海岸線は大きく変化していない（第 12 図参照）。久慈川河口の南側付近には砂浜の堆積が見られるものの、地形図及び航空写真より廃棄物埋設地の東方の海岸線への影響はない。

茨城県（2016）⁽²⁹⁾によれば、茨城沿岸では河川からの土砂供給の減少や沿岸開発に伴う大規模構造物の設置による沿岸漂砂の不均衡などの要因で侵食傾向にあるとされている。また、茨城沿岸で発生している侵食は、ダムなどによる河川からの土砂供給の減少、過去の砂利採取、大規模構造物の遮蔽域への砂の移動、沿岸漂砂の遮断、港内浚渫等のメカニズムが原因と考えられている。東海村の海岸は、長期的な汀線の後退傾向（1 m/年程度以上）を示す区間外であり（第 13 図参照）、また、一般公共海岸区域（海岸保全区域外）となっており、海岸保全施設の整備計画はされていない。

以上より、過去（60 年～70 年前）から現在において廃棄物埋設地東方の海岸線は海食による影響がなく、埋設した放射性廃棄物への将来の海水の影響は想定されないことから、海食は考慮しない。

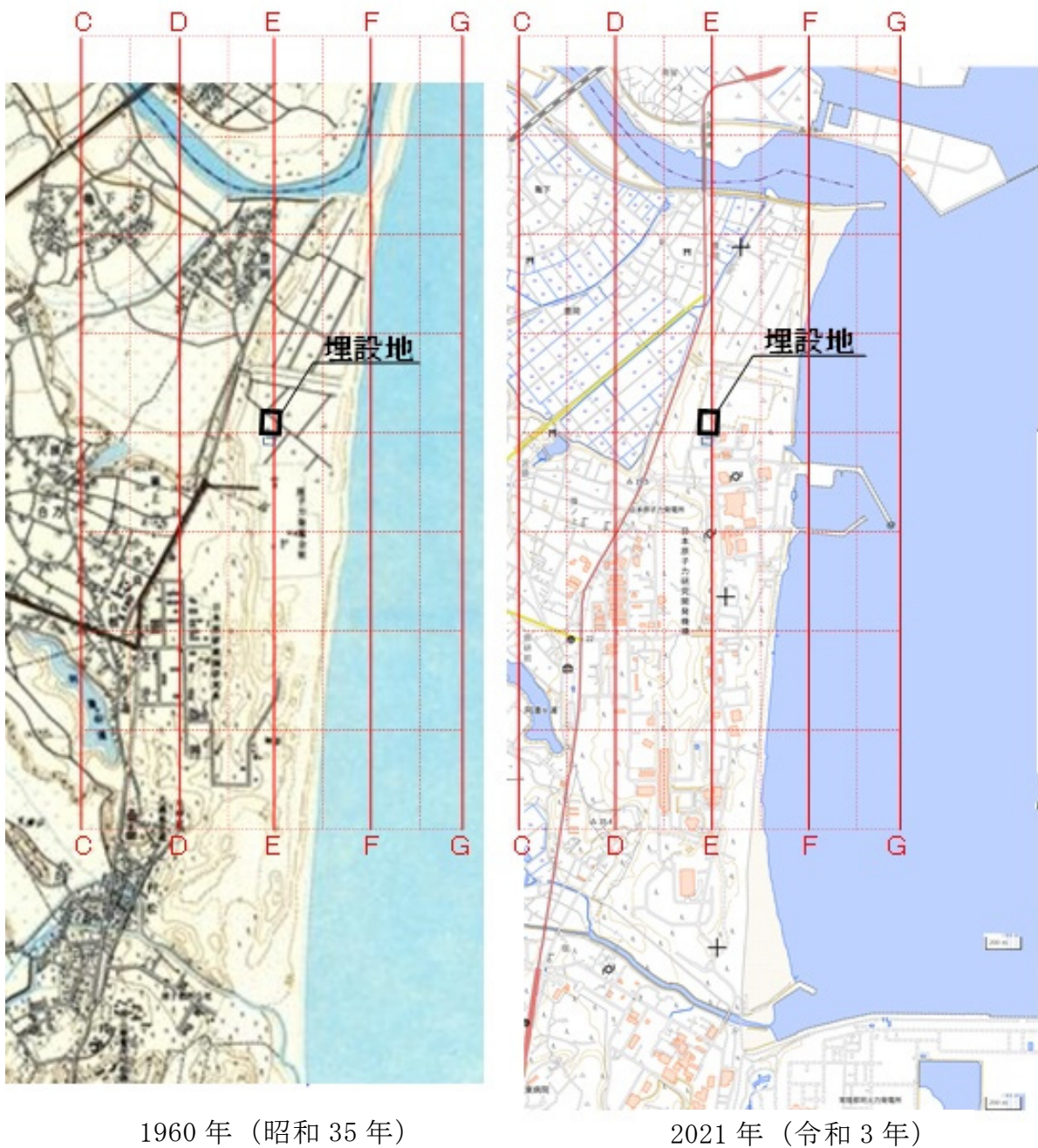


1947 (S22) 年 3 月 25 日撮影
 (USA-R472-29, USA-R472-57 を編集)



2021 (R3) 年 1 月 14 日撮影
 (CKT20206-C2-8, CKT20206-C3-8 を編集)

第 11 図 空中写真による廃棄物埋設地の東方の海岸線の比較



第 12 図 国土地理院地形図による廃棄物埋設地の東方の海岸線の比較



茨城県 (2016) ⁽²⁹⁾ に加筆

第 13 図 長期的に汀線後退する海岸

iv. 廃棄物埋設地の侵食

廃棄物埋設地においては雨水等による侵食の影響を検討する。

侵食は主に面状侵食, リル侵食, ガリ侵食に分類される^{(30), (31)}。

面状侵食は, 雨滴が地表面に直接落下する際に地表の土粒子が剥離し, 地表層を薄く一様に流れる表面流水により, 地表面全体が均一に侵食されるものである。リル侵食は, 降水量が地表面の浸透能力を上回った場合に流水が発生し, 水が流れる部分が集中して斜面を洗掘するものである。ガリ侵食は, リル侵食によって形成された洗掘部分の流量が増え, 複数のリルが集約されて大きなガリに発展するものである。

面状侵食, リル侵食及びガリ侵食により低透水性覆土及び遮水シートの低透水性に影響する可能性があるため, 廃棄物埋設地の状態設定において侵食の力学的影響を考慮する。

d. その他の事象

その他の事象には, 「地すべり」, 「コロイド」及び「有機物」がある。

(a) 地すべり

地すべりにより低透水性覆土及び遮水シートの低透水性に影響する可能性があるため, 廃棄物埋設地の状態設定において地すべりの力学的影響を考慮する。

(b) コロイド

コロイドの生成により廃棄物埋設地の周辺の地盤 (d u 層) の収着性に影響する可能性があるため, 廃棄物埋設地の状態設定においてコロイドの化学的影響を考慮する。

(c) 有機物

有機物により廃棄物埋設地の周辺の地盤（d u 層）の収着性に影響する可能性があるため、廃棄物埋設地の状態設定において有機物の化学的影響を考慮する。

(2) 廃棄物埋設地の状態設定

廃止措置の開始後の評価においては、廃棄物埋設地におけるバリア材料の物性への自然現象による変化を考慮したバリア機能に着目し、廃棄物埋設地の状態を設定する。なお、バリア材料については、廃止措置の開始後に想定される本施設の状態を踏まえ、線量評価においてバリア機能として考慮するものを対象としており、放射性物質の移動経路における天然バリアとして、本施設周辺の地盤を含めている。

廃止措置の開始後は、人工バリアである側部低透水性覆土、低透水性覆土及び遮水シートにより、放射性廃棄物を埋設した埋設トレンチ内への雨水等による水の浸入を抑制する。また、天然バリアである本施設周辺の地盤（d u層及び帯水層）による放射性物質の収着によって、廃棄物埋設地から漏出した放射性物質の移動を抑制する。

このため、バリア材料の物性は、側部低透水性覆土、低透水性覆土及び遮水シートの低透水性、本施設周辺の地盤（d u層及び帯水層）の収着性に着目する（第11表参照）。

廃棄物埋設地の状態を設定するに当たっては、覆土完了時点を初期状態とし、長期の状態において、バリア材料の物性に影響する可能性のある事象を抽出し、それら影響事象を考慮して行う。また、地質環境等の状態設定において影響を考慮するとした長期変動事象を考慮する。

なお、遮蔽機能は、覆土が侵食されて遮蔽厚さが薄くなる時期は数万年後であり、その時点では遮蔽機能を必要としないことから、覆土の長期的な遮蔽機能の状態は変わらないものとする。

第 11 表 バリア材料の物性

バリア材料		物性	物性の内容
人工 バリア	側部低透水性覆土, 低透水性覆土及び遮水シート	低透水性	埋設トレンチ内への雨水等の浸入を抑制することによって, 廃棄物埋設地からの放射性物質の移動を抑制させる。
天然 バリア	本施設周辺の地盤 (du層及び帯水層)	収着性	放射性物質の収着によって, 廃棄物埋設地から漏出した放射性物質の移動を抑制させる。

a. 着目するバリア材料の物性

廃棄物埋設地の低透水性は、主に側部低透水性覆土及び低透水性覆土の間隙率及び密度に対する物理的性質及び力学条件に依存するとともに、遮水シートに対する物理的性質及び力学条件並びに化学的性質及び化学条件に依存する。

廃棄物埋設地の収着性は、主に本施設周辺の地盤（d u層及び帯水層）の間隙水の水質に対する化学的性質及び化学条件に依存する。

b. 影響事象の抽出・分析（熱－水理－力学－化学）

バリア材料の物性に影響する可能性のある事象については、網羅的・包括的に検討・整理し、事象を抽出した上で、その影響を、熱、水理、力学及び化学の観点で整理し、分析する。

影響事象の抽出においては、放射性廃棄物、廃棄物埋設地及び本施設周辺の地盤などの地質環境条件について国内及び海外でこれまで検討整理されたF E Pリストからスクリーニングを行い、考慮すべき影響事象を抽出し、本施設のF E Pリストとして整理した。本施設のF E Pリストは、埋設する放射性廃棄物、本施設の設備及び特徴を考慮し、廃棄物安全小委員会報告書⁽³²⁾のF E Pリスト、O E C D / N E Aの国際F E Pリスト⁽³³⁾及びI A E A－I S A MのF E Pリスト⁽³⁴⁾にて整理された廃棄物及び埋設施設に関連するF E Pリストを参考にするとともに、「(1)地質環境等の状態設定」において「廃棄物埋設施設の状態設定において考慮する」とした自然現象を含めて整理した。

影響事象分析においては、熱(T)、水理(H)、力学(M)及び化学(C)の観点からマトリクス形式の表を整理し、影響元（自然現象を含む。）の特性及びそこで生じる事象並びにプロセスによって、対象とするバリア材料の物性に影響を与える可能性について分析を行った。

影響事象分析の結果は、以下に示すとおりである。

(a) 熱

低透水性及び収着性に与える熱的影響事象としては、気温変化による地表環境の温度変化があげられる⁽³⁵⁾。

廃棄物層の熱特性は、含まれる放射性物質の量が少ないため、放射性廃棄物の熱発生は極めて小さい。最終覆土（低透水性覆土及び遮水シートを除く）及び植生は発熱しない。

また、放射性廃棄物の周囲に存在する充填砂や中間覆土、最終覆土は発熱しない。

気温の変化に伴う地下水の温度の変動範囲はバリア材料の物性に影響を与えるものではなく、また、本施設周辺の地盤は発熱しないため、年間の気温の変化以上に地盤の温度は変化しないと考えられる。したがって、低透水性及び収着性に与える熱的影響事象はない。

(b) 水理

側部低透水性覆土及び低透水性覆土の低透水性に与える水理的影響事象として、側部低透水性覆土及び低透水性覆土のベントナイト混合土の飽和・不飽和の繰り返しによる乾湿の影響が考えられる。

i. ベントナイト混合土の乾湿

雨水等によってベントナイト混合土（側部低透水性覆土及び低透水性覆土）に水が浸透する。その際、天候変化に伴う飽和・不飽和の繰り返しによる乾湿の影響によって、ベントナイト粒子が分離することで低透水性に影響を与える可能性がある。

本施設におけるベントナイト混合土は、最終覆土の下層に配置され、最終覆土の上部を植生で覆うことで天候等による乾燥の影響を受けにくい環境にあることから、乾燥に起因する亀裂や大孔隙が生じるよ

うな可能性は低く、急激な乾湿の繰り返しも想定されないことから、人工バリアの低透水性への影響は小さいと考えられる。

以上より、ベントナイト混合土の乾湿は影響事象として考慮しない。

(c) 力学

低透水性に与える力学的影響事象として、埋設した放射性廃棄物に含まれる金属の腐食に起因する膨張変形やガス発生の影響、ベントナイト混合土に雨水等が浸透することによる膨潤（ベントナイト混合土の膨潤）の影響の可能性が考えられる。

自然現象では、地震による振動及び応力によって、放射性廃棄物内に生じた微小な空隙から、埋設した放射性廃棄物の形状が変化することで、廃棄物層の沈下による陥没の影響の可能性が考えられる⁽³⁵⁾。また、地すべり及び侵食が発生することで、廃棄物埋設地の損壊による影響の可能性が考えられる。

i. 廃棄物層（金属類及び鉄箱）の金属腐食による膨張変形及びガス発生

① 金属腐食による膨張変形

放射性廃棄物には、容器である鉄箱を含め金属が含まれており、金属周辺の環境条件に依存した電気化学反応によって金属が腐食し、腐食生成物が生成されることで、体積膨張が生じることが想定される（以下「金属の腐食膨張」という。）。金属の腐食膨張は、力学的影響として側部低透水性覆土、低透水性覆土及び遮水シートを変形させることで低透水性に影響を与える可能性がある。

埋設トレンチ1区画での腐食膨張量を評価した結果、側部低透水性覆土、低透水性覆土及び遮水シートに作用する変形量は軽微であり、人工バリアの低透水性に影響はない。

以上より、金属腐食による膨張変形は影響事象として考慮しない。

② 金属腐食によるガス発生

金属腐食によるガス発生が、人工バリアの低透水性に影響を与える可能性がある。

埋設トレンチ内の環境条件では、酸素消費型の好気性条件の腐食環境と考えられるため、炭素鋼の腐食に伴う水素ガスの発生は考えられない。また、アルミニウムは埋設量が少ないだけでなく、アルカリ環境下に暴露されるリスクを低減するため、コンクリート類の放射性廃棄物と一緒に埋設しないよう埋設管理を行うことから、アルミニウムの腐食に伴う水素ガスの発生も考えられない。

埋設トレンチ内は、上部を遮水シート及び低透水性覆土、側部を側部低透水性覆土に覆われ、地下水面より上に位置するため、内部は不飽和状態が維持される。このため、仮にガスが発生した場合でも下部の通気層から抜けるものと考えられるため、ガス圧が上昇を続ける可能性は低い。したがって、金属腐食によるガス発生に伴う、人工バリアの低透水性への影響はない。

以上より、金属腐食によるガス発生は影響事象として考慮しない。

ii. ベントナイト混合土の膨潤

ベントナイト混合土の膨潤が自身の低透水性に影響を与える可能性がある。

雨水等によってベントナイト混合土に水が浸透し、ベントナイト混合土が吸水膨潤する。ベントナイト混合土の上部には排水層、フィルタ層、保護土層（下層）、保護土層（上層）を施工するため、これらの上載荷重により、吸水膨潤の影響は軽微であり、人工バリアの低透水性に影響はない。

以上より、ベントナイト混合土の膨潤は影響事象として考慮しない。

iii. 地震による廃棄物層の沈下（陥没現象）

地震による振動及び応力によって、鉄箱内の砂充填のみかけ密度が上昇し、放射性廃棄物内に微小な空隙が生じる可能性がある。微小な空隙が生じると、埋設した放射性廃棄物の形状が変化することで、廃棄物層の沈下による陥没が生じ、人工バリアの低透水性に影響する可能性がある。

このため、地震による廃棄物層の沈下（陥没現象）を影響事象として考慮する。詳細は、「d. 各物理的・化学的性質の長期的な状態変化の評価」で説明する。

iv. 地すべり

廃棄物埋設地では、豪雨時の降雨は排水層により排水されることから、廃棄物埋設地が飽和状態となることはない。しかし、仮に飽和状態を想定した場合、廃棄物埋設地及び周辺盛土の安定性が低下することで地すべりが発生し、バリア機能である側部低透水性覆土、低透水性覆土及び遮水シートの低透水性に影響を与える可能性がある。

このため、保守的に廃棄物埋設地の地表面まで地下水位が上昇した条件を設定し、廃棄物埋設地が安定性を有することを確認した。その結果、廃棄物埋設地の地表面まで水位が上昇した場合でも安定であるため、豪雨時に廃棄物埋設地及びその周辺盛土が損壊することはなく、人工バリアの低透水性に影響はない。

以上より、地すべりは影響事象として考慮しない。

v. 侵食

最終覆土の表面は植生により保護され侵食は抑制されるが、長期的に降雨による侵食が発生し、側部低透水性覆土、低透水性覆土及び遮

水シートの低透水性に影響を与える可能性がある。

植生を敷設した保護土層における侵食量について、I A E A (2020)⁽³⁶⁾に基づき評価した結果、保護土層（上層）に占める年間侵食体積割合は軽微である。このため、長期的な侵食を想定しても、保護土層が喪失することはなく、侵食による人工バリアの低透水性に影響はない。

以上より、侵食は影響事象として考慮しない。

(d) 化学

低透水性に与える化学的影響事象としては、ベントナイト混合土と浸透水の反応の影響によるモンモリロナイト溶出（ベントナイト混合土と浸透水の反応）の影響、遮水シートの劣化の可能性が考えられる。

また、収着性に与える化学的影響事象としては、放射性廃棄物と雨水等による浸透水との反応によるコンクリート類の溶脱及び廃棄物層の金属腐食（放射性廃棄物と浸透水の反応）、バリア材料に共通で、コロイドの生成、有機物（錯体形成含む）の影響、微生物の影響の可能性が考えられる。

自然現象では、一時的ではあるが、津波による本施設周辺の地盤（d u層及び帯水層）への海水の浸透による影響の可能性が考えられる。

i. 放射性廃棄物と浸透水の反応

① コンクリート類の溶脱

雨水等の浸透水がコンクリート類の放射性廃棄物との接触によってカルシウム成分が溶脱し、浸透水のpHや酸化還元環境が変化することで、本施設周辺の地盤（d u層）の収着性に影響を与える可能性がある。

本施設周辺の地盤（d u層）については、収着性を評価するため

の土砂等の収着分配係数の取得試験において、放射性廃棄物と浸透水との反応による影響を想定した水酸化カルシウム水溶液を用いて試験を行い、試験結果に基づき線量評価パラメータを設定することによって、コンクリート類の溶脱(放射性廃棄物と浸透水の反応)を影響事象として考慮する。

② 廃棄物層の金属腐食

埋設トレンチ内の酸化還元環境は、金属腐食によって還元的となることが想定され、収着性に影響を与える可能性がある。

還元雰囲気下の収着分配係数は、酸化雰囲気下と比較して大きな値となる傾向があることから⁽³⁷⁾、還元雰囲気下における核種の収着分配係数に影響を与えるような金属腐食の影響はないと考える。

以上より、廃棄物層の金属腐食は影響事象として考慮しない。

ii. モンモリロナイト溶出(ベントナイト混合土と浸透水の反応)

雨水等の浸透水がコンクリート類の放射性廃棄物と接触することで、カルシウム成分が溶脱し、浸透水のpHが変化することによって、高アルカリ性の間隙水が発生する。これにより、ベントナイト混合土中のモンモリロナイトが溶出し、側部低透水性覆土及び低透水性覆土の低透水性に影響する可能性がある。

低透水性覆土は、埋設した放射性廃棄物より上部に位置するためコンクリート類の放射性廃棄物から溶脱した成分を含む浸透水の影響を受けない。また、側部低透水性覆土は、充填砂により埋設した放射性廃棄物と離隔が取られるため、コンクリート類の放射性廃棄物から溶脱した成分を含む浸透水の影響を受けない。

以上より、モンモリロナイト溶出(ベントナイト混合土と浸透水の反応)は影響事象として考慮しない。

iii. バリア材料中でのコロイド生成

金属類の放射性廃棄物, コンクリートブロックに含まれる鉄筋及び鉄箱を起源として, 金属腐食に伴って鉄酸化物及び鉄水酸化物コロイドが生成することによって, 放射性物質の移動挙動が変化することで, 収着性に影響を与える可能性がある。また, 側部低透水性覆土及び低透水性覆土に用いるベントナイト系材料中のモンモリロナイト成分等を起源として, 雨水等の浸透水との反応によってベントナイトコロイドを生成することで, 放射性物質の移動挙動が変化し, 収着性に影響を与える可能性がある。

収着性に関連する地下水移行において被ばく線量寄与の大きい放射性物質のうちH-3, C 1-36は, 収着性を期待できないため収着分配係数を0としている。また, C-14は保守的に収着分配係数を0と設定することで収着性を期待していない。したがって, 金属腐食によるコロイド及びベントナイトコロイドの影響は, これらの放射性物質の移動挙動において, 被ばく線量評価を低減する側に影響するものである。

以上より, コロイドの生成は影響事象として考慮しない。

iv. バリア材料中の有機物 (錯体形成含む)

放射性廃棄物に含まれる有機物は, 主にプラスチックシートに用いるポリエチレン等であり, 有機物のアルカリ分解反応によって, 放射性物質を捕捉する分解物が生成されることが考えられる。有機物及びその分解生成物が浸透水中に存在する場合には, 放射性物質と錯体を形成し, 放射性物質の収着の低減により移動を促進することで, 収着性に影響することが考えられる⁽³⁸⁾。

収着性に関連する地下水移行において被ばく線量寄与の大きい放

放射性物質のうちH-3, C 1-36 は, 収着性を期待できないため収着分配係数を 0 としている。また, C-14 は保守的に収着分配係数を 0 と設定することで収着性を期待していない。

有機物の影響が大きいものとして挙げられるものは, 主に遷移元素及び α 核種であるが, これらの放射性物質は被ばく線量寄与が非常に小さい。

以上より, バリア材料中の有機物(錯体形成含む)は影響事象として考慮しない。

v. バリア材料中の微生物

廃棄物埋設地近傍に存在する微生物の活動によって, 廃棄物埋設地内及び周辺地盤において, 有機物が無機化し, 収着性が低下することが考えられる。

無機化によって影響を受けるC-14の収着性については, 保守的に収着分配係数を 0 と設定しており微生物の影響を考慮しても収着性は変わらない。

以上より, バリア材料中の微生物は影響事象として考慮しない。

vi. 遮水シートの劣化

遮水シートは, 最終覆土中に含まれる酸素や浸透水中に含まれる溶存酸素との化学反応により酸化劣化し, 低透水性に影響を与える可能性がある。

このため, 遮水シートの劣化の状態を評価し, 線量評価パラメータを設定することによって, 遮水シートの劣化を影響事象として考慮する。

vii. 津波

津波によって, 海水が廃棄物埋設地周辺に流入することで, 一時的

ではあるが、本施設周辺の地盤（d u層及び帯水層）の水質の変化によって収着性に影響する可能性がある。

本施設周辺の地盤（d u層及び帯水層）については、収着性を評価するための土砂等の収着分配係数の取得試験において、海水による影響を想定して、人工海水を用いて試験を行い、試験結果に基づき線量評価パラメータを設定することによって、津波を影響事象として考慮する。

c. 廃棄物埋設地の初期状態の設定

線量の評価においては最終覆土完了時点を初期状態とし、各部材の初期状態は、第 12 表から第 14 表に示す埋設する放射性廃棄物の仕様、埋設トレンチの寸法及び覆土の主な仕様に基づき、各状態設定の評価においてそれぞれ設定する。

状態設定の評価に用いる廃棄物埋設地の材料仕様は、設計において期待する性能を満たすことができる候補材料から設定する。施工時点において材料仕様が変更になることも予想されるが、期待性能を満たす材料を適切に設定する。

第 12 表 埋設する放射性廃棄物の仕様

放射性廃棄物	金属類	コンクリート類	
		コンクリート ガラ	コンクリート ブロック
容器等	鉄箱		プラスチックシート
容器等の材質	炭素鋼		ポリエチレン等
容器等の寸法 (m)	約 1.4×約 1.4×約 0.9		約 0.7×約 0.9×約 0.9

第 13 表 埋設トレンチの寸法

埋設トレンチ	放射性廃棄物の底面が T.P. 約 +4 m となるように掘り下げて設置
区画数	西側 18 区画，東側 24 区画
区画寸法 (1 区画)	約 8 m×約 15 m
放射性廃棄物定置段数	3 段

第 14 表 覆土の主な仕様

名称		主な仕様	
覆土	最終覆土	保護土層（上層）	<ul style="list-style-type: none"> 材料：粘性土又は火山灰質粘性土 厚さ^{※1}：0.3 m 以上
		保護土層（下層）	<ul style="list-style-type: none"> 材料：砂質土 厚さ^{※1}：0.15 m 以上
		フィルタ層	<ul style="list-style-type: none"> 材料：クラッシャーラン 厚さ^{※1}：0.3 m 以上
		排水層	<ul style="list-style-type: none"> 材料：単粒度碎石 厚さ^{※1}：0.3 m 以上
		遮水シート	<ul style="list-style-type: none"> 材料：高密度ポリエチレン（HDPE）^{※2} 厚さ^{※1}：1.5 mm 以上
		低透水性覆土	<ul style="list-style-type: none"> 材料：ベントナイト混合土 透水係数^{※1}：1.0×10^{-10} m/s 以下 厚さ^{※1, ※3}：1 m 以上
		基礎材	<ul style="list-style-type: none"> 材料：粒度調整碎石 厚さ^{※1}：0.3 m 以上
	側部低透水性覆土	<ul style="list-style-type: none"> 材料：ベントナイト混合土 透水係数^{※1}：1.0×10^{-10} m/s 以下 厚さ^{※1}：0.8 m 以上 	
	中間覆土	<ul style="list-style-type: none"> 材料：砂質土 厚さ^{※1}：0.5 m 以上（最上段）、0.2 m 以上（最上段を除く） 密度：1,300 kg/m³ 以上 	
	充填砂	<ul style="list-style-type: none"> 材料：砂質土（流動性を期待できるもの） 	

※1：施工時点の値

※2：高摩擦タイプとする

※3：埋設トレンチ上部の厚さ

d. 各物理的・化学的性質の長期的な状態変化の評価

「b. 影響事象の抽出・分析（熱－水理－力学－化学）」に基づき、側部低透水性覆土、低透水性覆土及び遮水シートの低透水性に係るバリア材料の物性の長期的な変化を評価する。評価に当たっては、F E Pにより抽出した影響事象ごとに適切に不確かさを考慮する。

(a) 地震による廃棄物層の沈下（陥没現象）

地震による振動及び応力によって、鉄箱内の充填砂の見かけ密度が上昇し、放射性廃棄物内に微小な空隙が発生し、放射性廃棄物の形状が変化することで廃棄物層に沈下（陥没現象）が生じる。

鉄箱内に生じる可能性がある空隙で発生する陥没量は、0.02 mとなる。放射性廃棄物は中間覆土を間において3段で埋設する計画であることから、廃棄物層の陥没量は放射性廃棄物を3段分で算定し、0.06 mとなる。

したがって、廃棄物層に生じる可能性のある陥没量を0.06 mと設定する。

陥没現象によりベントナイト混合土の密度変化が生じることで、低透水性に影響を及ぼす可能性があるため、個別要素法 (Distinct Element Method) を用いたシミュレーションによる力学的影響評価によって確認する。

陥没に起因する影響において、側部低透水性覆土及び低透水性覆土の低透水性への影響評価をした。陥没事象で力学的変形が生じることによる低透水性覆土の透水係数への影響は、せん断ひずみが発生している箇所が生じると考えられるが、低透水性覆土でせん断ひずみが発生する箇所は局所的であることから、ベントナイト混合土の破断や厚さの大きな変化は発生せず、密度低下が生じていないことから、低透水性への影響

はないと考えられる。また、側部低透水性覆土の透水係数への影響は、低透水性覆土と側部低透水性覆土の隅角部及び側部低透水性覆土の密度低下がほとんど生じていないことから、低透水性への影響はないと考えられる。このため、低透水性の設定において、側部低透水性覆土及び低透水性覆土の低透水性には影響がない。ただし、最も厳しい状態の設定における低透水性覆土の透水係数については、限定的ではあるものの、せん断ひずみが発生している箇所があることを考慮する。

遮水シートの低透水性への影響については、陥没現象による遮水シートの引張ひずみより、遮水シートに作用する引張応力を評価した結果、引張応力許容値以下であることから、遮水シートが破断することはない。したがって、陥没現象による遮水シートの低透水性への影響ない。なお、引張応力許容値は、遮水シート（自主）規格解説⁽³⁹⁾に示されている高弾性タイプの素材強度（厚さ換算）を用いた。

e. 着目したバリア材料の物性の状態変化の設定

「b. 影響事象の抽出・分析（熱－水理－力学－化学）」、「c. 廃棄物埋設地の初期状態の設定」及び「d. 各物理的・化学的性質の長期的な状態変化の評価」の結果に基づき、廃棄物埋設地の低透水性の長期的な状態変化を設定する。

(a) 低透水性

側部低透水性覆土及び低透水性覆土の低透水性は、力学的影響（地震による廃棄物層の沈下（陥没現象））によってベントナイト混合土の密度変化が生じることで、影響する可能性があるため、力学的影響評価によって確認する。また、遮水シートの低透水性は、力学的影響（地震による廃棄物層の沈下（陥没現象））によって遮水シートが破断することで、影響する可能性があるため、力学的影響評価によって確認する。

廃棄物層で生じる可能性がある陥没量は0.06 mであり、力学的影響評価からベントナイト混合土の破断や厚さの大きな変化は発生しないため、最も可能性が高い設定では透水係数は変わらない設定とする。

最も厳しい設定では、低透水性覆土で局所的にせん断ひずみが発生し、密度低下が生じる可能性があることを考慮して、透水係数を設定する。

低透水性覆土の透水係数は、最も可能性が高い状態において、 1.0×10^{-10} m/s から増加しないものとして設定する。ただし、最も厳しい状態においては、限定的な範囲であるものの、せん断ひずみが発生している箇所があることから、その範囲における透水係数の増加が 1.0×10^{-10} m/s から 1.2×10^{-10} m/s であることを踏まえ、保守的に 2.0×10^{-10} m/s と設定する。

側部低透水性覆土の透水係数については、ベントナイト混合土の密度低下はほとんど生じていないことから、透水性への影響は生じないと考

え、 1.0×10^{-10} m/s と設定する。

陥没現象の影響における透水係数の設定を第 15 表に示す。

第 15 表 陥没現象の影響における透水係数の設定

対象	透水係数 (m/s)	
	最も可能性が高い状態	最も厳しい状態
低透水性覆土	1.0×10^{-10}	2.0×10^{-10}
側部低透水性覆土		1.0×10^{-10}

(3) 生活環境の状態設定

「生活環境の状態設定」では、様々な人間活動によって生じる被ばく経路（被ばくをもたらす人間活動）を設定するに当たって、廃止措置の開始後の将来の敷地及びその周辺の地質環境等の状態並びに現在の敷地及びその周辺の社会環境から被ばくが生じると考えられる人間活動（水利用及び土地利用）を設定する。さらに、東海村の就労形態を考慮して評価対象個人を設定する。

廃止措置の開始後の将来の敷地及びその周辺で活動する人間の生活環境は、地質環境等の変化による影響を受けることが考えられるため、その前提として、気温、降水量、地下水流動、地形の状態変化等を考慮する（「(1) 地質環境等の状態設定」参照）。

生活環境の構成要素のうち、廃止措置の開始後の将来の人間の生活様式については、これを将来の不確かさを考慮して予測することは困難であるため、現世代の人間の生活様式に関する情報を基に、敷地及びその周辺の社会環境又は我が国で一般的とされる生活様式を前提とする。

また、最も可能性が高い自然事象シナリオ及び最も厳しい自然事象シナリオで考慮する人間活動は、ICRP (1998)⁽¹⁾、ICRP (2006)⁽²⁾を参考に合理性、持続可能性及び均一性を持つ一般的な人間活動を想定する。

さらに、最も厳しい自然事象シナリオでは、最も可能性が高い自然事象シナリオで考慮する人間活動に加えて、最も厳しい状況を想定した人間活動についても考慮する。

また、最も可能性が高い自然事象シナリオ及び最も厳しい自然事象シナリオで考慮すべき合理性、持続可能性及び均一性を持たず、一般的に生じるとは考えられない人間活動については、人為事象シナリオで考慮する。生活習慣及び食習慣については、最も可能性が高い自然事象シナリオ及び最も厳し

い自然事象シナリオと共通とする。

なお、全てのシナリオにおいて、放射性物質としての特性に着目した意図的な行為は含めない。

a. 生活環境に影響を及ぼす敷地及びその周辺における地質環境等の変化

「(1) 地質環境等の状態設定」に基づき、生活環境に影響を及ぼすと考えられる敷地及びその周辺における地質環境等の変化を以下に整理する。

- ・現在から廃止措置の開始直後までの敷地及びその周辺の地形は、約 50 年という期間の短さから、現状とほぼ同様であると考えられる。よって、廃棄物埋設地に起因した放射性物質を含む地下水は海に流入する。
- ・気候変動によって、平均気温が変化することに伴い、敷地及びその周辺で生産される農産物の種類が変化することが考えられるが、「(1) 地質環境等の状態設定 b. 気候変動に起因する事象 (a) 気温」に示すとおり、1,000 年後の将来の気温の変化は大きくないことから、生産される農産物の種類は現在の敷地周辺で収穫される農産物を想定する。
- ・隆起運動及び海水準変動により侵食基準面が変化し、河食に影響するが、隆起量及び海水準低下量は小さいため、影響を無視できる。
- ・海水準変動による河川及び海の分布域への影響が考えられるが海水準変動量は小さいため、影響を無視できる。
- ・降水量、地下水流動、蒸発散量及びかん養量の変化は、廃棄物埋設地からの放射性物質の漏出に影響するが、生活様式への影響はない。
- ・侵食としては敷地周辺の面的侵食、海食及び河食並びに廃棄物埋設地の侵食が考えられる。侵食による廃棄物埋設地への影響が考えられるが、生活様式への影響はない。

b. 敷地及びその周辺における地質環境等及び社会環境の状態を踏まえた人間活動の設定

「a. 生活環境に影響を及ぼす敷地及びその周辺における地質環境等の変化」に示す敷地及びその周辺の地質環境等の変化及び過去から現在までの敷地周辺の社会環境の状態を踏まえ、放射性物質が移動する範囲ごとに人間活動を以下のとおり設定する。

(a) 水利用

廃棄物埋設地から漏出する放射性物質が地下水を介して移動し、その周辺における人間活動に伴って被ばくする可能性があるため、その利用に伴う人間活動を考慮する。

本施設周辺には河川等の地表水はなく、雨水等は土壤に浸透し地下水となる。地下水は、本施設西側から海に向かって一様に流れることから、本施設東側以外に流れる可能性は極めて小さい。また、地下水が流出するのは海であり、海水を生活用水等に利用することは考えられない。

東海村には漁業経営体及び漁業従事者はほぼ存在しない状況だが、沿岸海域では沿岸漁業が行われている。沿岸漁業で漁獲された漁獲物は、東海村周辺の漁港に水揚げされて市場に出回っている。よって、東海村沿岸海域で沿岸漁業が行われ、水揚げされた海産物の摂取を想定することが現実的かつ合理的な仮定である。

本施設を設置する東海村の利水状況としては、水道の普及率がほぼ100%⁽⁴⁰⁾であり、専らこれを生活用水に利用している。水道以外（上水道、簡易水道及び専用水道以外）を生活用水に利用している世帯もあるが、その割合は0.2%となっている。また、廃棄物埋設地は海岸からの飛砂を防ぐために設けられた保安林よりも海側に設置を予定しており、将来においてその土地に井戸を設置して利用する可能性はさらに低

いと考える。これらの事より、最新の統計等、地形情報に基づくと、生活用水は、水道水を利用することが現実的かつ合理的な仮定であり、放射性物質を含む地下水の飲用水への利用は想定されない。ただし、水道水以外を生活用水に利用する世帯が現在も一定数認められることから、将来も井戸を設置して飲用水として利用することを想定し、評価では、最も厳しい人間活動として、廃棄物埋設地から漏出した放射性物質を含む地下水を飲用水として利用する場合を考慮する。

また、事業所境界よりさらに西側では、地表水を用いた灌漑用水が整備されていることから、新たに地下水を灌漑用水として利用する可能性が極めて小さい。加えて、本施設直下の地下水は施設西側から海に向かって一様に流れる。これらの事から、既に整備された灌漑用水（放射性物質を含まない。）を用いて灌漑農業が行われることが現実的かつ合理的な仮定である。ただし、廃棄物埋設地から漏出した放射性物質が施設西側に流れ、事業所境界より西側において地下水を灌漑用水に利用されることを仮に想定し、評価では、最も厳しい人間活動として、廃棄物埋設地から漏出した放射性物質を含む地下水を灌漑用水として利用する場合を考慮する。

なお、東海村においては、畜産業に従事する者として肉用牛の飼育家が1戸まで減少しており、かつ、酪農、養豚、養鶏（採卵含む。）は行われていないことから⁽⁴¹⁾、廃棄物埋設地から漏出した放射性物質を含む地下水を畜産用水に利用する人間活動は想定しない。

以上より、水利用に関しては、東海村沿岸の海産物の摂取、漁業に伴う海面活動及び漁網整備を想定し、最も厳しい人間活動として、地下水の飲用水としての利用及び地下水を利用した灌漑農作業並びに灌漑農産物の摂取を想定する。

(b) 土地利用

廃棄物埋設地に埋設した放射性廃棄物から漏出する放射性物質が地下水を介して移動した先で、汚染した土壌が掘削され、生活環境に放射性物質が移動することにより被ばくを受ける可能性があるため、放射性物質が地下水を介して移動した先での土地利用に伴う人間活動を考慮する。

地下の掘削を伴う土地利用の一つに構造物の建設がある。国土交通省(2020)⁽⁴²⁾によれば、東海村においては、「居住専用住宅」、「農林水産業用建築物」、「製造業用建築物」、「電気・ガス・熱供給・水道業用建築物」、「運輸業用建築物」、「卸売業、小売業用建築物」、「不動産業用建築物」、「教育、学習支援業用建築物」、「医療、福祉用建築物」、「その他のサービス業用建築物」及び「公務用建築物」の建築物着工実績がある。加えて、廃棄物埋設地は市街化区域の用途地域のうち、工業専用地域に位置し、周辺は市街化調整区域となっているため、工場及び住宅の建設等に利用される可能性がある。

現状の東海村では、地下数階を有するような大規模な構造物はほとんど見られず、面積利用率では、3 m以深の掘削を行う頻度は1%未満である。また、当社施設を除外し、東海村における住宅及び工場等の一般的な施設に着目した場合には、7 m以深の掘削を行う施設は存在しない。

以上のことから、敷地及び周辺の社会環境を考慮しても、大規模な構造物の建設は土地利用の代表的な事例ではない。

そのため、自然事象シナリオでは、代表的な事例として一般的な住宅の建設及びそれに伴って発生する掘削土壌上での居住を想定する。

このほかに地下を掘削する目的として、井戸の掘削及び地下資源の開発(ボーリングを含む)があげられる。井戸については「(a) 水利用」

に示すように、水道の普及率がほぼ 100%⁽⁴⁰⁾ であり、専らこれを生活用水に利用しているが、水道以外を生活用水に利用している世帯もあることを考慮し、最も厳しい人間活動として考慮する。一方、地下資源の開発については、廃棄物埋設地及びその近傍において採掘規模の石炭、鉱石等の天然資源は認められていないため、このような土地利用を考慮する必要はない。さらに、地下の掘削を伴わない土地利用としては、農産物の生産が考えられるが、廃棄物埋設地は保安林より海側の砂丘砂層に設置することになるため、農業利用の可能性が極めて小さいことから考慮しない。

以上より、土地利用に関しては、汚染した土壌を掘削して利用する人間活動として、住宅の建設作業、掘削土壌上での居住及び居住に伴う家庭菜園で生産される農産物の摂取を考慮する。

なお、廃棄物埋設地における地下数階を有する建物の建設作業等の大規模な掘削行為によって生じる被ばく及び当該掘削後の土地利用に伴う被ばくは、一般的に生じるとは考えられないため、人為事象シナリオにおいて考慮する。

(c) 水利用及び土地利用によって得られる各種生産物

「(a) 水利用」及び「(b) 土地利用」に示す水や土地の利用によって得られる生産物の種類を海産物及び農産物と設定する。

海産物については、東海村沿岸に生息する代表的な海産物とする。

農産物については、現在の敷地周辺で収穫される農産物を想定し、地下水の灌漑利用により生産される米（以下「灌漑農産物」という。）及び汚染した土壌の掘削混合土壌での居住に伴う家庭菜園で生産される野菜とする。

c. 評価対象個人の設定

「b. 敷地及びその周辺における地質環境等及び社会環境の状態を踏まえた人間活動の設定」に示す人間活動に基づき、自然事象シナリオにおいては、被ばく経路に様々な個人の生活様式に係る場合には、それらの重ね合わせを考慮し、評価対象個人を設定する。

評価対象個人は、生活様式の特徴を表した個人で、年間を通して被ばくする可能性がある個人を代表として設定する。また、敷地及びその周辺又は我が国で現在認められる一般的な生活様式をもつ個人とし、比較的高い被ばくを受ける集団を代表する成人とする。

ただし、生産物の摂取においては、市場の流通の状況を適切に考慮する。生活様式として同時に存在することの合理性がないものは、重ね合わせを考慮しない。

生活様式は、現在認められる就労形態ごとに異なると考えられる。就労形態によって、様々な生産活動が行われる可能性があるが、評価の観点からは放射性物質が移動する水又は土壌に接触する生産活動に従事する就労者を対象とすることが合理的である。そのため、評価対象個人の設定に当たっては、就労形態に応じた生産活動及び生産物の摂取を考慮する。また、放射性物質は、その移動特性及び放射線影響が種類ごとに異なることから、評価対象個人を複数の集団から設定する。

現在の敷地及びその周辺の社会環境・産業活動において、被ばくの可能性がある就労形態は、第1次産業としては、漁業及び農業が代表的であり、第2次産業では、建設業が代表的である。第3次産業及びその他の業種については、労働作業に伴う被ばくの可能性が低く、居住する人を想定することで代表できると考えられる。

最新の統計⁽⁴³⁾に基づくと、東海村の産業別就業者数の約7割を第3

次産業が占めている。第3次産業については居住する人を想定することで代表できると考えられることから、最も可能性が高い自然事象シナリオにおいては、評価対象個人を居住者とする。居住者は掘削土壌上に居住する人を対象とし、家庭菜園により生産される農産物及び市場に流通した食品を摂取すると想定する。

最も厳しい自然事象シナリオにおいては、評価対象個人を漁業従事者、農業従事者、建設業従事者及び居住者とする。ただし、年間を通じて摂取する全ての食品が、廃棄物埋設地起源の放射性物質を含む生産品とすることは現在の市場の流通状況を考慮すると基本的に想定されない。このため、それぞれの就労者が生産活動により得られる食品を自家消費すると想定し、その他については市場から購入すると想定する。

市場に流通する食品のうち、海産物及び灌漑農産物は、廃棄物埋設地に起因する放射性物質を含むそれらの食品が市場希釈係数に応じて含まれるものとする。

なお、東海村においては、畜産業に従事する者として肉用牛の飼育家が1戸まで減少しており、かつ、酪農、養豚、養鶏（採卵含む。）は行われていないことから⁽⁴¹⁾、評価対象個人としては考慮しない。

このような状況を考慮して、生活様式の異なる就労形態の分類に応じて、最も厳しい自然事象シナリオの評価対象個人を以下のとおり設定する。

(a) 漁業従事者

東海村には、漁港及び漁業経営体がないため、漁業従事者は、東海村周辺地域に居住し、東海村沿岸で漁業に従事する人を対象として、放射性物質を含む海産物を自家消費することを想定する。その他は、一般的な市場に流通した食品を摂取すると想定する。

(b) 農業従事者

農業従事者は、掘削土壌上に居住する人を対象として、放射性物質を含む灌漑農産物については自家消費すると想定し、その他は一般的な市場に流通した食品を摂取すると想定する。

なお、放射性物質を含む地下水を灌漑に利用する灌漑作業を想定する。

また、井戸を設置し、放射性物質を含む地下水を飲用水として利用することを想定する。

(c) 建設業従事者

建設業従事者は、掘削土壌上に居住する人を対象として、一般的な市場に流通した食品を摂取すると想定する。また、放射性物質が、地下水で移動した先での一般的な住宅の建設作業を行うことを想定する。加えて、井戸を設置し、放射性物質を含む地下水を飲用水として利用することを想定する。

(d) 居住者

居住者は、掘削土壌上に居住する人を対象として、家庭菜園により生産される農産物及び一般的な市場に流通した食品を摂取すると想定する。また、井戸を設置し、放射性物質を含む地下水を飲用水として利用することを想定する。

(4) 放射性物質の移動挙動及び被ばく経路

廃棄物埋設地の底面は、地下水に接することがない高さとするところから、埋設した放射性廃棄物は地下水と常時接することはない。そのため、埋設した放射性廃棄物に含まれる放射性物質は、地表から浸透した雨水等の浸透水を介して地下水に移動する。

放射性廃棄物は、容器等に収納又はこん包した状態で埋設するため、地表から浸透した雨水等の浸透水によって放射性物質が容易に漏出することはないが、容器等による廃棄物埋設地の外への放射性物質の漏出を低減する機能は考慮しないものとする。

廃棄物埋設地内の土砂の間隙中に漏出した放射性物質は、廃棄物埋設地内の土砂の収着性に応じて間隙水中に溶出するものとする。

廃棄物埋設地内の間隙水に溶出した放射性物質は、地下水に漏出し、地下水と接した土砂の間隙水中を移動し、海に流入する。

地下水の流入した海域で得られる海産物及び地下水を利用して生産された農産物には、それぞれ海産物への濃縮係数及び農産物への移行係数に応じて放射性物質が移動する。よって、それらの海産物及び農産物の摂取を含む水の利用によって公衆の被ばくが生じるものとする。

また、廃棄物埋設地に埋設した放射性廃棄物から漏出する放射性物質の移動は、基本的に地下水を介して生じる。漏出した放射性物質は地下水中の土壌の間隙水中を移動するため、放射性物質が収着し、土壌中に放射性物質が残存するものとして、廃棄物埋設地から移動した先の土地の利用によって公衆の被ばくが生じるものとする。

以上の放射性物質の移動挙動を踏まえ、「(1) 地質環境等の状態設定」、
「(2) 廃棄物埋設地の状態設定」及び「(3) 生活環境の状態設定」で設定した状態設定の基で、海の利用、地下水の利用及び土地の利用を対象として、

明らかに線量が小さいもの及び他の被ばく経路で代表されるものを除外した以下の被ばく経路を設定し，評価対象個人の線量を評価する。

なお，最も可能性が高い自然事象シナリオでは，評価対象個人として居住者を対象とするため，漁業に伴う海面作業，漁業に伴う漁網整備及び住宅の建設作業による被ばくを考慮しない。また，地下水を利用して生産される灌漑農産物の摂取，地下水を利用した灌漑農作業による被ばく及び井戸水の飲用に伴う内部被ばくは，最も厳しい自然事象シナリオでのみ考慮する。

- ・ 海産物の摂取に伴う内部被ばく
- ・ 掘削土壌上での居住に伴う外部被ばく及び内部被ばく
- ・ 居住者の家庭菜園により生産する農産物の摂取に伴う内部被ばく
- ・ 漁業に伴う海面活動による外部被ばく
- ・ 漁業に伴う漁網整備による外部被ばく
- ・ 地下水を利用して生産される灌漑農産物の摂取に伴う内部被ばく
- ・ 地下水を利用した灌漑農作業に伴う外部被ばく及び内部被ばく
- ・ 住宅の建設作業に伴う外部被ばく及び内部被ばく
- ・ 井戸水の飲用に伴う内部被ばく

(5) 線量評価モデル

線量評価モデルは、廃棄物埋設地の状態や現象の特徴を適切に、かつ、簡潔に表現でき、被ばく線量が保守的になるように考慮する。

線量評価モデルの不確かさについては、線量評価パラメータを保守的に設定することで考慮する。

a. 線量評価モデル設定の考え方

線量評価モデルの設定の考え方を以下に示す。

(a) 埋設トレンチの評価モデルの設定

i. 埋設トレンチの寸法

廃棄物埋設地は、西側埋設トレンチ（18区画）と東側埋設トレンチ（24区画）に分かれており、その間に車両用の通路を設ける計画であるが、線量評価モデルにおける廃棄物層の大きさは、西側埋設トレンチ及び東側埋設トレンチの合計の大きさとする。

ii. 容器等の考慮及び浸透水中への溶出

埋設する放射性廃棄物は放射性物質の飛散防止の観点から容器等に収納又はこん包された状態で埋設区画内に埋設を行うが、埋設後は容器等に代わって、覆土により放射性物質の飛散を防止する。

そのため、評価においては、容器等を考慮せずに、最終覆土上面から浸透した雨水等の浸透水と埋設した放射性廃棄物が直接接触するものと仮定する。

埋設する放射性廃棄物は放射化又は放射性物質によって汚染された金属類及びコンクリート類であり、汚染された放射性廃棄物は浸透水に接することで容易に浸透水中に溶出することが考えられる。一方、放射化された放射性廃棄物については、浸透水に接したとしても浸透水中に溶出するまでにある程度の時間を要すると考えられる。このよ

うに、放射性物質の性状により溶出率が変わり、その程度を設定することは難しいことから、放射性廃棄物の性状にかかわらず、浸透水中に瞬時に溶出すると仮定する。

iii. 廃棄物層内の移動モデル

廃棄物層は地下水面より上に設置する計画であり、最終覆土上面から浸透した浸透水は、廃棄物層を浸透し、帯水層まで不飽和状態で一様に上から下に流れることとなる。よって、移動モデルとしては、廃棄物層内の土砂に対する飽和度を考慮した鉛直1次元の移流・拡散モデルを用いて評価する。なお、3次元的に拡がる放射性物質の移動経路の不確かさに関しては、1次元的に移動するものとする。

iv. 廃棄物層から帯水層までの移動モデル

廃棄物層の底面から帯水層（地下水面）までには、不飽和となる砂層があるため、廃棄物層と同様に鉛直1次元の移流・拡散モデルを用いて評価する。

(b) 帯水層の評価モデルの設定

地下水が流れる帯水層については、T.P. 約 0 m 以深に難透水層（A c 層）が分布していることから、難透水層上面を底面とした帯水層が形成されると想定する。実際の帯水層は厚くなる部分があると考えられるが、海まで一様の帯水層厚さであると仮定する。

また、帯水層に流れる地下水の流速は、将来の降水量を用いて設定した動水勾配と廃棄物埋設地近傍で実施した揚水試験により算出した砂丘砂層（d u 層）の透水係数を用いてダルシー流速を求め、海まで流速一定と想定する。なお、海に近づくにつれて動水勾配は小さくなり、地下水流速は遅くなることが考えられるが、地下水流速が早い上流側の地下水流速が海まで一定であると仮定する。

b. 線量評価モデルの設定

線量評価モデルとして、評価の対象となる領域における放射性物質の移動に関する線量評価モデル及び被ばく経路に対応した線量を計算するための生活環境における被ばくに関する線量評価モデルを以下に示す。

(a) 放射性物質の移動に関する線量評価モデル

i. 廃棄物埋設地内の放射性物質の移動

廃棄物埋設地内に浸透した雨水等の浸透水が埋設した放射性廃棄物に接触することにより、放射性廃棄物中の放射性物質が浸透水中に溶出する。浸透水と廃棄物埋設地内の土砂との間に分配平衡が成立すると仮定し、鉛直の1次元方向（以下「 z 方向」という。）に一定速度で流れていると仮定し、 z 方向の分散係数においては、分散を考慮せず分子拡散係数のみで設定する。

廃棄物埋設地内の放射性核種 i の濃度を (1) 式から (5) 式を用いて計算する。

なお、 $z=0$ は廃棄物層上面を表す。

$$A_D(t, i) = S_D * V_D * C_D(H_D, t, i) - S_D * \varepsilon_D * \theta_D * D_z \left. \frac{\partial C_D(z, t, i)}{\partial z} \right|_{z=H_D} \dots (1)$$

$$R_D(i) * \frac{\partial C_D(z, t, i)}{\partial t} = P_D * \varepsilon_D * \theta_D * D_z * \frac{\partial^2 C_D(z, t, i)}{\partial z^2} - V_D * \frac{\partial C_D(z, t, i)}{\partial z} - R_D(i) * \lambda(i) * C_D(z, t, i) \dots (2)$$

$$R_D(i) = P_D * (\varepsilon_D * \theta_D + (1 - \varepsilon_D) * \rho_D * Kd_D(i)) \dots (3)$$

$$C_D(z, 0, i) = \frac{A_W(i)}{S_D * H_D * R_D(i)} \quad \dots (4)$$

$$D_Z = D \quad \dots (5)$$

- $A_D(t, i)$: 時間 t における放射性核種 i の年間漏出量 (Bq/y)
 S_D : 廃棄物埋設地平面積 (m^2)
 V_D : 年間浸透水量 ($m^3 / (m^2 \cdot y)$)
 $C_D(z, t, i)$: 時間 t における廃棄物埋設地内の位置 z での放射性核種 i の間隙水中濃度 (Bq/ m^3)
 H_D : 廃棄物層深さ (m)
 ε_D : 廃棄物埋設地内の充填砂／中間覆土の間隙率 (－)
 θ_D : 廃棄物埋設地内の飽和度 (－)
 D_Z : z 方向の分散係数 (m^2 / y)
 $R_D(i)$: 廃棄物埋設地内の放射性核種 i の平均収着係数 (－)
 $\lambda(i)$: 放射性核種 i の崩壊定数 ($1 / y$) ; $= \ln 2 / T_{1/2}(i)$
 $T_{1/2}(i)$: 放射性核種 i の半減期 (y)
 $A_W(i)$: 放射性廃棄物受入れ時の放射性核種 i の放射エネルギー (Bq)
 P_D : 廃棄物埋設地内の充填砂／中間覆土の体積割合 (－)
 ρ_D : 廃棄物埋設地内の充填砂／中間覆土の粒子密度 (kg / m^3)
 $K_{dD}(i)$: 廃棄物埋設地内の充填砂／中間覆土の放射性核種 i の収着分配係数 (m^3 / kg)
 D : 分子拡散係数 (m^2 / y)

ii. 通気層中の放射性物質の移動

通気層中の放射性物質の移動は、廃棄物埋設地内の移動と同様に z 方向に一定速度で流れていると仮定する。

通気層中の放射性核種 i の濃度は (6) 式から (10) 式を用いて計算する。

$$S_D * V_D * C_U(H_D, t, i) - S_D * \varepsilon_U * \theta_U * D_Z \left. \frac{\partial C_U(z, t, i)}{\partial z} \right|_{z=H_D} = A_D(t, i) \quad \dots (6)$$

$$A_U(t, i) = S_D * V_D * C_U(H_D + H_U, t, i) - S_D * \varepsilon_U * \theta_U * D_Z \left. \frac{\partial C_U(z, t, i)}{\partial z} \right|_{z=H_D+H_U} \quad \dots (7)$$

$$R_U(i) * \frac{\partial C_U(z, t, i)}{\partial t} = \varepsilon_U * \theta_U * D_Z * \frac{\partial^2 C_U(z, t, i)}{\partial z^2} - V_D * \frac{\partial C_U(z, t, i)}{\partial z} - R_U(i) * \lambda(i) * C_U(z, t, i) \quad (H_D \leq z \leq H_D + H_U) \quad \dots (8)$$

$$R_U(i) = \varepsilon_U * \theta_U + (1 - \varepsilon_U) * \rho_U * Kd_U(i) \quad \dots (9)$$

$$C_U(H_D, t, i) = C_D(H_D, t, i) \quad \dots (10)$$

$C_U(z, t, i)$: 時間 t における通気層内の位置 z での放射性核種 i の間隙水中濃度 (Bq/m³)

ε_U : 通気層土壌の間隙率 (—)

θ_U : 通気層飽和度 (—)

- $A_U(t,i)$: 時間 t における放射性核種 i の通気層から帯水層への年間移動量 (Bq/y)
- H_U : 通気層高さ (m)
- $R_U(i)$: 通気層内の放射性核種 i の平均収着係数 (-)
- ρ_U : 通気層土壌の粒子密度 (kg/m³)
- $K_{dU}(i)$: 通気層土壌における放射性核種 i の収着分配係数 (m³/kg)

iii. 帯水層中の放射性物質の移動

廃棄物埋設地から漏出した放射性物質は、通気層を移動し、本施設直下の帯水層に流入する。放射性物質は、帯水層内の土壌に収着及び脱着されながら地下水中を下流側へ移動していく。

帯水層に流れ込む面積は廃棄物埋設地の平面積と同一とし、帯水層の厚さは一定、土壌の間隙率及び密度は一様と仮定する。また、地下水の流向は東西方向に一様であり、東西方向の1次元（以下「 x 方向」とする。）の方向にのみ一定速度で流れていると仮定する。 x 方向の分散係数においては、分散を考慮せず分子拡散係数のみで設定する。

帯水層中の放射性物質の移動を(11)式から(14)式を用いて計算する。

$$R_{GW}(i) * \frac{\partial C_{GW}(x, t, i)}{\partial t} = \varepsilon_{GW} * D_x * \frac{\partial^2 C_{GW}(x, t, i)}{\partial x^2} - V_{GW} * \frac{\partial C_{GW}(x, t, i)}{\partial x} - R_{GW}(i) * \lambda(i) * C_{GW}(x, t, i) + \frac{A_{GW}(x, t, i)}{L_D * W_D * H_{GW}} \dots (11)$$

$$R_{GW}(i) = \varepsilon_{GW} + (1 - \varepsilon_{GW}) * \rho_{GW} * Kd_{GW}(i) \quad \dots (12)$$

$$A_{GW}(x, t, i) = \begin{cases} A_U(t, i) & (-L_D \leq x \leq 0) \\ 0 & (x < -L_D, 0 < x) \end{cases} \quad \dots (13)$$

$$D_x = D \quad \dots (14)$$

$C_{GW}(x, t, i)$: 時間 t における位置 x での地下水中の放射性核種 i の濃度 (Bq/m³)

$R_{GW}(i)$: 帯水層内の放射性核種 i の平均収着係数 (—)

ε_{GW} : 帯水層土壌の間隙率 (—)

D_x : x 方向の分散係数 (m²/y)

V_{GW} : 地下水流速 (m/y)

$A_{GW}(x, t, i)$: 時間 t における位置 x での帯水層への放射性核種 i の年間流入量 (Bq/y)

L_D : 廃棄物埋設地の長さ (m)

W_D : 廃棄物埋設地の幅 (m)

H_{GW} : 帯水層の厚さ (m)

ρ_{GW} : 帯水層土壌の粒子密度 (kg/m³)

$Kd_{GW}(i)$: 帯水層土壌における放射性核種 i の収着分配係数 (m³/kg)

iv. 海水中の放射性物質の濃度

放射性物質は、帯水層から地下水を經由して海に移動する。

海水中の放射性核種 i の濃度は、(15) 式及び (16) 式を用いて計算

する。

$$A_{SW}(t, i) = W_D * H_{GW} * V_{GW} * C_{GW}(X_{SW}, t, i) - W_D * H_{GW} * \varepsilon_{GW} * D_x * \left. \frac{\partial C_{GW}(x, t, i)}{\partial x} \right|_{x=X_{SW}} \dots (15)$$

$$C_{SW}(t, i) = \frac{A_{SW}(t, i)}{V_{SW}} \dots (16)$$

$A_{SW}(t, i)$: 時間 t における放射性核種 i の海への年間移動量
(Bq/y)

X_{SW} : 廃棄物埋設地下流端から海までの距離 (m)

$C_{SW}(t, i)$: 時間 t における海水中の放射性核種 i の濃度 (Bq/m³)

V_{SW} : 評価海域の海水交換水量 (m³/y)

v. 灌漑土壤中の放射性物質の濃度

国道 245 号より西側では、灌漑用水が整備されており、新たに地下水を灌漑用水として利用する可能性は極めて小さい。加えて、本施設直下の地下水は本施設西側から海に向かって一様に流れる。これらのことから、現実的かつ合理的な仮定に基づけば評価は不要であるが、仮に廃棄物埋設地から漏出した放射性物質が本施設西側に移動し、国道 245 号より西側において地下水を灌漑用水に利用されていることを想定した評価を実施する。評価においては、前述する廃棄物埋設地から海までの移動の評価式を用いて灌漑農業を実施する地点までの移動を評価する。

地下水を利用する灌漑土壤中の放射性核種 i の濃度は (17) 式から

(19) 式を用いて計算する。

$$\frac{dC_F(t, i)}{dt} = \frac{F_F(t, i)/S_F}{(1 - \varepsilon_F) * \rho_F * \varphi_F} - \lambda_E(i) * C_F(t, i) \quad \dots (17)$$

$$F_F(t, i) = S_{GW} * V_{GW} * C_{GW}(X_F, t, i) - S_{GW} * \varepsilon_{GW} * D_x * \left. \frac{\partial C_{GW}(x, t, i)}{\partial x} \right|_{x=X_F} \quad \dots (18)$$

$$\lambda_E(i) = \lambda(i) + \frac{V_F}{\varphi_F * \{\varepsilon_F + (1 - \varepsilon_F) * \rho_F * Kd_F(i)\}} \quad \dots (19)$$

$C_F(t, i)$: 時間 t における灌漑土壌中の放射性核種 i の濃度
(Bq/kg)

$F_F(t, i)$: 時間 t における灌漑土壌への放射性核種 i の移動量
(Bq/y)

S_F : 水田面積 (m²)

ε_F : 灌漑土壌の間隙率 (—)

ρ_F : 灌漑土壌の粒子密度 (kg/m³)

φ_F : 灌漑土壌の実効土壌深さ (m)

$\lambda_E(i)$: 灌漑土壌中における放射性核種 i の実効減衰係数
(1/y)

S_{GW} : 帯水層断面面積 (m²) ; = $W_D \times H_{GW}$

X_F : 廃棄物埋設地下流端から水田までの距離 (m)

$Kd_F(i)$: 灌漑土壌の放射性核種 i の収着分配係数 (m³/kg)

V_F : 灌漑土壌への灌漑水量 (m³ / (m² · y))

vi. 地下水移行後の土壌中の放射性物質の濃度

地下水移行後の土壌中の放射性核種 i の濃度は、(20) 式を用いて計算する。

$$C_S(t, i) = C_{GW}(X_S, t, i) * \left(K_{GW}(i) + \frac{\varepsilon_{GW}}{(1 - \varepsilon_{GW}) * \rho_{GW}} \right) * P_C \quad \dots (20)$$

$C_S(t, i)$: 時間 t における地下水移行先の土壌中の放射性核種 i の濃度 (Bq/kg)

X_S : 廃棄物埋設地下流端から地下水移行先の土壌までの距離 (m)

P_C : 掘削土壌の希釈係数 (—)

(b) 生活環境における被ばくに関する評価モデル

i. 海産物の摂取に伴う内部被ばく

海産物の摂取により内部被ばくする場合の線量は、(21) 式を用いて計算する。

$$D_{SWING}(t, i) = \sum_m C_{SW}(t, i) * R_{SW}(m, i) * Q_{SW}(m) * G_{SW}(m) * D_{CFING}(i) \quad \dots (21)$$

$D_{SWING}(t, i)$: 時間 t における海産物摂取に伴う放射性核種 i による内部被ばく線量 (Sv/y)

$R_{SW}(m, i)$: 放射性核種 i の海産物 m への濃縮係数 (m^3/kg)

$Q_{SW}(m)$: 海産物 m の年間摂取量 (kg/y)

$G_{SW}(m)$: 評価海域における海産物 m の市場係数 (—)

$D_{CFING}(i)$: 放射性核種 i の経口摂取内部被ばく線量換算係数

(Sv/Bq)

ii. 漁業に伴う海面活動による外部被ばく

海上で漁業などを行う際の海水面から外部被ばくする場合の線量は、(22) 式及び (23) 式を用いて計算する。

$$H_B(t, i) = D_{SWCFEXT}(i) * C_{SW}(t, i) \quad \dots (22)$$

$$D_{BEXT}(t, i) = H_B(t, i) * T_B \quad \dots (23)$$

$H_B(t, i)$: 時間 t における海水面からの放射性核種 i の実効線量率
(Sv/h)

$D_{SWCFEXT}(i)$: 海面及び漁網からの外部被ばく線量換算係数
((Sv/h) / (Bq/kg))

$D_{BEXT}(t, i)$: 時間 t における海水面からの放射性核種 i による外部被ばく線量 (Sv/y)

T_B : 海域における漁業の年間実働時間 (h/y)

iii. 漁業に伴う漁網整備による外部被ばく

放射性物質が移動した海域で使用する漁網に付着した放射性物質からの外部被ばくする場合の線量は、(24) 式及び (25) 式を用いて計算する。

$$H_{NET}(t, i) = D_{SWCFEXT}(i) * C_{SW}(t, i) * CF \quad \dots (24)$$

$$D_{NETEXT}(t, i) = H_{NET}(t, i) * T_{NET} \quad \dots (25)$$

$H_{NET}(t,i)$: 時間 t における漁網からの放射性核種 i の実効線量率
(Sv/h)

CF : 放射性物質の海水から漁網への移行比
((Bq/kg) / (Bq/m³))

$D_{NETEXT}(t,i)$: 時間 t における漁網からの放射性核種 i による外部被ばく線量 (Sv/y)

T_{NET} : 漁網整備の年間実働時間 (h/y)

iv. 地下水を利用して生産される灌漑農産物の摂取に伴う内部被ばく
地下水を利用して生産される灌漑農産物の摂取により内部被ばく
する場合の線量は、(26) 式及び (27) 式を用いて計算する。

$$C_{FI}(t,i) = R_F(i) * P_F * C_F(t,i) \quad \dots (26)$$

$$D_{FING}(t,i) = C_{FI}(t,i) * Q_F * G_F * D_{CFING}(i) \quad \dots (27)$$

$C_{FI}(t,i)$: 時間 t における灌漑農産物中の放射性核種 i の濃度
(Bq/kg)

$R_F(i)$: 土壌から灌漑農産物への放射性核種 i の移行係数
((Bq/kg-wet 農産物) / (Bq/kg-dry 土壌))

P_F : 灌漑農産物の根からの放射性核種の吸収割合 (—)

$D_{FING}(t,i)$: 時間 t における灌漑農産物の摂取に伴う放射性核種 i
による内部被ばく線量 (Sv/y)

Q_F : 灌漑農産物の年間摂取量 (kg/y)

G_F : 灌漑農産物の市場係数 (—)

v. 地下水を利用した灌漑農作業に伴う外部被ばく及び内部被ばく

地下水を利用する灌漑農作業による地表土壌からの外部被ばく及び放射性物質を含む地表土壌のダストの吸入摂取により内部被ばくする場合の線量は、地下水中の放射性物質の濃度、土壌への残留割合から求めた土壌中の放射性物質の濃度に基づき、(28) 式及び (29) 式を用いて計算する。

$$D_{FAEXT}(t, i) = C_F(t, i) * S_{FA} * T_{FA} * D_{CFEXT}(i) \quad \dots (28)$$

$$D_{FAINH}(t, i) = C_F(t, i) * F_{FA} * G_{FA} * B_{FA} * T_{FA} * D_{CFINH}(i) \quad \dots (29)$$

$D_{FAEXT}(t, i)$: 時間 t における灌漑土壌からの放射性核種 i による外部被ばく線量 (Sv/y)

S_{FA} : 灌漑作業時における放射性核種の遮蔽係数 (—)

T_{FA} : 年間の灌漑作業時間 (h/y)

$D_{CFEXT}(i)$: 放射性核種 i の外部被ばく線量換算係数
((Sv/h) / (Bq/kg))

$D_{FAINH}(t, i)$: 時間 t における灌漑土壌の粉じん吸入に伴う放射性核種 i による内部被ばく線量 (Sv/y)

F_{FA} : 灌漑作業時の空气中粉じん濃度 (kg/m³)

G_{FA} : 空气中粉じんの灌漑土壌からの粉じんの割合 (—)

B_{FA} : 灌漑作業者の呼吸量 (m³/h)

$D_{CFINH}(i)$: 放射性核種 i の吸入内部被ばく線量換算係数 (Sv/Bq)

vi. 住宅の建設作業に伴う外部被ばく及び内部被ばく

地下水移行先の土壌での建設作業により外部被ばく及び内部被ばくする場合の線量は、地下水移行先の土壌中の放射性物質の濃度に基づき、(30)式及び(31)式を用いて計算する。

$$D_{CEXT}(t, i) = C_S(t, i) * S_C * T_C * D_{CFEXT}(i) \quad \dots (30)$$

$$D_{CINH}(t, i) = C_S(t, i) * F_C * G_C * B_C * T_C * D_{CFINH}(i) \quad \dots (31)$$

$D_{CEXT}(t, i)$: 時間 t における作業時の放射性核種 i による外部被ばく線量 (Sv/y)

S_C : 作業時における放射性核種の遮蔽係数 (—)

T_C : 年間作業時間 (h/y)

$D_{CINH}(t, i)$: 時間 t における作業時の吸入に伴う放射性核種 i による内部被ばく線量 (Sv/y)

F_C : 作業時の空气中粉じん濃度 (kg/m³)

G_C : 空气中粉じんのうち掘削土壌からの粉じんの割合 (—)

B_C : 作業者の呼吸量 (m³/h)

vii. 掘削土壌上での居住に伴う外部被ばく及び内部被ばく

地下水移行先の土壌の掘削混合土上での居住により屋外において外部被ばく及び内部被ばくする場合の線量並びに居住により屋内において内部被ばくする場合の線量は、それぞれ土壌中の放射性物質の濃度に基づき、(32)式及び(33)式を用いて計算する。

$$D_{LEXT}(t, i) = C_S(t, i) * S_L * T_L * D_{CFEXT}(i) \quad \dots (32)$$

$$D_{LINH}(t, i) = C_S(t, i) * F_L * G_L * B_L * T_L * D_{CFINH}(i) \quad \dots (33)$$

$D_{LEXT}(t, i)$: 時間 t における居住時の放射性核種 i による外部被ばく線量 (Sv/y)

S_L : 居住時における放射性核種の遮蔽係数 (—)

T_L : 年間居住時間 (h/y)

$D_{LINH}(t, i)$: 時間 t における居住時の吸入に伴う放射性核種 i による内部被ばく線量 (Sv/y)

F_L : 居住時の空气中粉じん濃度 (kg/m³)

G_L : 空气中粉じんの土壌からの粉じんの割合 (—)

B_L : 居住者の呼吸量 (m³/h)

viii. 居住者の家庭菜園により生産する農産物の摂取に伴う内部被ばく

地下水移行先の土壌の掘削混合土上での家庭菜園により生産する農産物の摂取によって内部被ばくする場合の線量は(34)式及び(35)式を用いて計算する。

$$C_{LF}(k, t, i) = R_{LF}(k, i) * P_{LF}(k) * C_S(t, i) \quad \dots (34)$$

$$D_{LFING}(t, i) = \sum_k C_{LF}(k, t, i) * Q_{LF}(k) * G_{LF}(k) * D_{CFING}(i) \quad \dots (35)$$

$C_{LF}(k, t, i)$: 時間 t における家庭菜園農産物 k 中の放射性核種 i の濃度 (Bq/kg)

$R_{LF}(k, i)$: 土壌から家庭菜園農産物 k への放射性核種 i の移行係

数 ((Bq/kg-wet 農産物) / (Bq/kg-dry 土壌))

$P_{LF}(k)$: 家庭菜園農産物 k の根からの放射性核種の吸収割合
(-)

$D_{LFING}(t,i)$: 時間 t における家庭菜園農産物の摂取に伴う放射性核種 i による内部被ばく線量 (Sv/y)

$Q_{LF}(k)$: 家庭菜園農産物 k の年間摂取量 (kg/y)

$G_{LF}(k)$: 家庭菜園農産物 k の市場係数 (-)

ix. 井戸水の飲用に伴う内部被ばく

地下水移行により放射性物質が海まで移動する過程で、井戸を設置し、帯水層から水をくみ上げて飲用することにより内部被ばくする場合の線量は、(36) 式及び (37) 式を用いて計算する。

$$C_{WW}(t,i) = R_{WW} * C_{GW}(X_{WW}, t, i) \quad \dots (36)$$

$$D_{WWING}(t,i) = C_{WW}(t,i) * Q_{WW} * G_{WW} * D_{CFING}(i) \quad \dots (37)$$

$C_{WW}(t,i)$: 時間 t における井戸水中の放射性核種 i の濃度
(Bq/m³)

R_{WW} : 井戸水への放射性核種を含む地下水の混合割合 (-)

X_{WW} : 廃棄物埋設地下流端から井戸までの距離 (m)

$D_{WWING}(t,i)$: 時間 t における井戸水の飲用摂取に伴う放射性核種 i による内部被ばく線量 (Sv/y)

Q_{WW} : 年間飲料水摂取量 (m³/y)

G_{WW} : 年間飲料水中の井戸水からの飲料水の割合 (-)

(6) 線量評価パラメータ

廃止措置の開始後の評価に用いる線量評価パラメータは、処分システムに基づき設定する線量評価パラメータと生活環境に基づき設定する線量評価パラメータに大別できる。

処分システムに基づき設定する線量評価パラメータは、人工バリア及び天然バリアに期待する機能を評価において適切に反映するための線量評価パラメータと廃棄物埋設地の位置（生活環境までの距離）及び形状等の線量評価パラメータとなる。本線量評価パラメータは、埋設した放射性廃棄物から漏出した放射性物質が生活環境まで移動する経路のうち、廃棄物埋設地及び周辺の地質環境等の状態を踏まえて設定する線量評価パラメータであり、その設定において、実測値等に基づいて科学的に合理的な範囲を定めたいうで設定するもの、科学的に合理的な範囲が定められないことから、想定しうる最大の範囲を考慮して最も保守的となる値に設定するもの、施設設計等の内容及び根拠となる文献等に基づき値を設定するものに分類できる。

また、生活環境に基づき設定する線量評価パラメータは、現在の本施設周辺の生活環境に基づき値を設定する線量評価パラメータとなる。本線量評価パラメータは、生活様式等により設定するものに分類できる。なお、将来の人間の生活様式等を予測することは困難であるため、現世代の人間の生活様式に関する情報を基に、敷地周辺の社会環境又はわが国で現在一般的とされる生活様式等を前提とする。

生活環境に基づき設定する線量評価パラメータには、科学的に合理的な範囲の設定が行えないことから、想定しうる最大の範囲を考慮して最も保守的となる値に設定するものが含まれる。それらの線量評価パラメータの扱いについては、処分システムに基づき設定する線量評価パラメータのうち、科学的に合理的な範囲の設定が行えないことから、想定しうる最大の範囲を考慮

して最も保守的となる値に設定するものと同様の分類として扱う。

以上を踏まえ、線量評価パラメータは、4種類に分類を行う。

自然事象シナリオにおける線量評価パラメータの設定に当たって、放射性物質の生活環境への移動挙動に関しては、「(1) 地質環境等の状態設定」及び「(2) 廃棄物埋設地の状態設定」での設定に基づいて線量評価パラメータを設定する。また、生活環境における公衆の被ばくに係る線量評価パラメータに関しては「(3) 生活環境の状態設定」の設定に基づいて線量評価パラメータを設定する。

科学的に合理的な範囲で設定する線量評価パラメータのうち、被ばく線量への線量感度が大きい線量評価パラメータ又は設定値の不確かさが大きい線量評価パラメータである「廃棄物埋設地内の充填砂／中間覆土の放射性核種*i*の収着分配係数」、「通気層土壌における放射性核種*i*の収着分配係数」、「帯水層の厚さ」、「帯水層土壌における放射性核種*i*の収着分配係数」及び「地下水流速」については適切な保守性を考慮し、最も可能性が高い自然事象シナリオと最も厳しい自然事象シナリオとで異なる設定とする。それ以外の線量評価パラメータについては最も可能性が高い自然事象シナリオと最も厳しい自然事象シナリオで共通の値とする。

また、設計等の内容及び根拠となる文献等に基づき値を設定する線量評価パラメータのうち、「年間浸透水量」については、「(2) 廃棄物埋設地の状態設定」に基づき、最も可能性が高い自然事象シナリオと最も厳しい自然事象シナリオとで異なる設定とする。

各線量評価パラメータの詳細は「東海低レベル放射性廃棄物埋設事業所 第二種廃棄物埋設事業許可申請 第二種廃棄物埋設施設の位置、構造及び設備の基準に関する規則第十三条（ピット処分又はトレンチ処分に係る廃棄物埋設地）第1項第三号及び第四号への適合性について 線量評価パラ

メータ」を参照。

(7) 線量評価結果

廃止措置の開始後の評価における最も可能性が高い自然事象シナリオの線量の評価結果を第 16 表に示す。評価対象個人の最大線量は約 $5.7 \times 10^{-2} \mu\text{Sv}/\text{y}$ であり、第二種埋設許可基準解釈に示されている線量の $10 \mu\text{Sv}/\text{y}$ を超えない。

廃止措置の開始後の評価における最も厳しい自然事象シナリオの線量の評価結果を第 17 表に示す。評価対象個人の最大線量は約 $5.3 \times 10^1 \mu\text{Sv}/\text{y}$ であり、第二種埋設許可基準解釈に示されている線量の $300 \mu\text{Sv}/\text{y}$ を超えない。

第 16 表 廃止措置の開始後の評価における最も可能性が高い

自然事象シナリオの線量の評価結果

評価対象個人	被ばく線量の最大値 ($\mu\text{Sv}/\text{y}$)	被ばく線量が最大となる 覆土の完了後の経過時間 (y)
居住者	約 5.7×10^{-2}	約 50

第 17 表 廃止措置の開始後の評価における最も厳しい

自然事象シナリオの線量の評価結果

評価対象個人	被ばく線量の最大値 ($\mu\text{Sv}/\text{y}$)	被ばく線量が最大となる 覆土の完了後の経過時間 (y)
漁業従事者	約 1.6×10^{-1}	約 78
農業従事者	約 5.3×10^1	約 74
建設業従事者	約 4.8×10^1	約 73
居住者	約 4.8×10^1	約 73

4. 2. 2 人為事象シナリオ

人為事象シナリオは、廃棄物埋設地の掘削による放射性物質の廃棄物埋設地からの漏出、天然バリア中の移動及び当該掘削後の土地利用を考慮して、典型的なもっともらしい様式化された人間侵入を考慮し、侵入者の受ける線量及びその他の公衆の受ける線量を評価する。

人為事象シナリオでは、敷地周辺の一般的な土地利用では生じるとは考えられない廃棄物埋設地のバリア機能の損傷をもたらす人間活動を対象とし、廃棄物埋設地の大規模な掘削を行う建設業従事者及び掘削後の土地利用を行う居住者が受ける線量を評価する。

居住者の受ける線量の評価に当たって、廃棄物埋設地のうち掘削による擾乱を受ける範囲の状態設定は、低透水性の喪失を考慮するものとし、それ以外の状態設定は、人為事象シナリオが発生の可能性の小さい仮想的なシナリオであることから、過度な保守性を避けるため、最も可能性が高い自然事象シナリオと同様とする。

(1) 地質環境等の状態設定

a. 建設業従事者

建設業従事者の建設作業によって受ける線量の評価においては、地質環境等の状態は影響しない。

b. 居住者

大規模掘削後の土地利用及び水利用に伴う居住者の受ける線量の評価においては、発生の可能性が小さい仮想的なシナリオであることから、過度な保守性を避けるため、地質環境等の状態は最も可能性が高い自然事象シナリオと同様とする。

(2) 廃棄物埋設地の状態設定

a. 建設業従事者

建設業従事者の評価においては、掘削深度の予測が困難であることから、大規模な掘削として、掘削される土壌に含まれる放射性物質の量が多く、保守的となるよう廃棄物埋設地底部まで掘削されるものと想定する。また、廃棄物埋設地内の放射性物質の残存量を現実的に設定することが困難であることから、保守的となるよう掘削が生じるまでの期間に放射性物質の漏出が生じないものと想定し、減衰のみを考慮する。

b. 居住者

居住者の評価においては、大規模な掘削に伴い、側部低透水性覆土、低透水性覆土及び遮水シートの低透水性が喪失した状態を設定する。また、建設業従事者の評価と同様に、掘削による擾乱を受けるまでの期間に放射性物質の漏出が生じないものと想定し、減衰のみを考慮する。

(3) 生活環境の状態設定

廃棄物埋設地における地下数階を有する建物の建設作業等の大規模な掘削行為（保守的に廃棄物埋設地底面までの掘削）及び当該掘削後の土地利用を伴う人間活動は、一般的に生じるとは考えられないため、人為事象シナリオにおいて考慮する。よって、侵入者として廃棄物埋設地の大規模な掘削を行う建設業従事者とその他公衆として掘削後の土地利用を行う居住者を線量評価の対象とし、その生活環境を以下のとおり設定する。

a. 建設業従事者

建設業従事者は、自然事象シナリオと同様に、放射性物質を含む土壌に接近する掘削作業を想定する。ただし、自然事象シナリオで考慮するその他の人間活動による被ばくは考慮しない。

よって、廃棄物埋設地の掘削土壌以外に居住する人を対象として、廃棄物埋設地に起因する放射性物質を含まない食品を摂取すると想定する。

b. 居住者

居住者については、廃棄物埋設地の大規模な掘削後の土地利用として、掘削に伴う低透水性の喪失後の廃棄物埋設地からの放射性物質の地下水への移動によって生じる被ばくに関する人間活動（最も可能性が高い自然事象シナリオの水利用と同様）も考慮する。

よって、居住者は、大規模な掘削後の廃棄物埋設地に居住する人を対象として、家庭菜園により生産される農産物及び一般的な市場に流通した食品を摂取すると想定する。

なお、埋設した放射性廃棄物（金属類又はコンクリート類）が混合された土壌上での土地利用となるため、土地利用の際には客土を施工することを想定する。

(4) 放射性物質の移動挙動及び被ばく経路

廃棄物埋設地の大規模な掘削に伴い、放射性物質は、廃棄物埋設地内の土砂、覆土及び周辺土壌と混合した土壌に移動する。また、大規模な掘削による擾乱を受けた後の地下水による海への放射性物質の移動は、最も可能性が高い自然事象シナリオと同様とする。

これらの放射性物質の移動挙動を踏まえ、人為事象シナリオの線量評価の対象とする被ばく経路を以下のとおり設定する。

a. 建設業従事者

- ・ 廃棄物埋設地底面までを掘削する建設作業に伴う外部被ばく及び内部被ばく

b. 居住者

- ・ 廃棄物埋設地底面までを掘削した混合土壌の上での居住に伴う外部被ばく
- ・ 廃棄物埋設地底面までを掘削した混合土壌の上での家庭菜園により生産される農産物の摂取に伴う内部被ばく
- ・ 廃棄物埋設地底面までの掘削作業による低透水性の喪失後の廃棄物埋設地から漏出する放射性物質が移動した海での海産物の摂取に伴う内部被ばく

(5) 線量評価モデル

人為事象シナリオにおける評価モデルとして、評価の対象となる領域における放射性物質の移動に関する線量評価モデル及び被ばく経路に対応した線量を計算するための生活環境における被ばくに関する線量評価モデルを以下に示す。

a. 放射性物質の移動に関する線量評価モデル

(a) 建設作業における土壌中の放射性物質濃度

廃棄物埋設地底面までを掘削する建物の建設作業において、掘削された埋設区画を含む土壌中の放射性核種 i の濃度は、(38) 式を用いて計算する。

なお、土壌中の放射性核種 i の濃度の計算において、建設作業が生じるまでの期間に廃棄物埋設地からの放射性物質の漏出は考慮しない。

$$C_{SH}(t, i) = P_{CH} * \frac{A_{WH}(i) * \exp(-\lambda(i) * t)}{S_{DH} * H_D * \rho_{DH}} \quad \dots (38)$$

$C_{SH}(t, i)$: 時間 t における対象領域の掘削土壌中の放射性核種 i の濃度 (Bq/kg)

P_{CH} : 廃棄物埋設地底面までを掘削する場合の対象領域の掘削土壌の希釈係数 (—)

$A_{WH}(i)$: 対象領域の廃棄物受入れ時の放射性核種 i の放射エネルギー (Bq)

S_{DH} : 対象領域の平面積 (m^2)

ρ_{DH} : 対象領域の廃棄物層の見かけ密度 (kg/m^3)

(b) 建設作業後の廃棄物埋設地からの地下水による放射性物質の移動

i. 廃棄物埋設地内の放射性物質の移動

廃棄物埋設地から漏出する放射性物質の量は、(1)式から(5)式を用いて計算する。

ii. 通気層中の放射性物質の移動

通気層から帯水層への年間移動量は(6)式から(10)式を用いて計算する。

iii. 帯水層中の放射性物質の移動

帯水層中の放射性物質の移動は、(11)式から(14)式を用いて計算する。

iv. 海水中の放射性物質の濃度

海水中の放射性物質の濃度は、(15)式及び(16)式を用いて計算する。

b. 生活環境における被ばくに関する評価モデル

i. 廃棄物埋設地底面までを掘削する建設作業に伴う外部被ばく及び内部被ばく

廃棄物埋設地底面までを掘削する建設作業により外部被ばく及び内部被ばくする場合の線量は、それぞれ(30)式及び(31)式を用いて計算する。

ただし、掘削土壌中の放射性核種の濃度は(38)式で算出した濃度に置き換える。

ii. 廃棄物埋設地底面までを掘削した混合土壌の上での居住に伴う外部被ばく

廃棄物埋設地底面までを掘削した混合土壌の上で居住により外部被ばくする場合の線量は(32)式を用いて計算する。

ただし、掘削土壌中の放射性核種の濃度は(38)式で算出した濃度

に置き換える。

- iii. 廃棄物埋設地底面までを掘削した混合土壌の上での家庭菜園により生産される農産物の摂取に伴う内部被ばく

廃棄物埋設地底面までを掘削した混合土壌の上で家庭菜園により生産される農産物の摂取により内部被ばくする場合の線量は、(34)式及び(35)式を用いて計算する。

ただし、掘削土壌中の放射性核種の濃度は(38)式で算出した濃度に置き換える。

- iv. 廃棄物埋設地底面までの掘削作業による低透水性の喪失後の廃棄物埋設地からの漏出する放射性物質が移動する海での海産物の摂取による内部被ばく

海産物の摂取により内部被ばくする場合の線量は(21)式を用いて計算する。

(6) 線量評価パラメータ

人為事象シナリオは、発生の可能性の小さい仮想的なシナリオであることから、過度な保守性を避けるため、最も可能性が高い自然事象シナリオと同じ設定とすることを基本とする。ただし、廃棄物埋設地底面までを掘削する建設作業に伴う外部被ばく及び内部被ばくの評価に用いる線量評価パラメータは、最も厳しい自然事象シナリオの住宅の建設作業に伴う外部被ばく及び内部被ばくの評価に用いた線量評価パラメータと同じ設定とする。また、廃棄物埋設地底面までの掘削作業による低透水性の喪失後の廃棄物埋設地からの漏出する放射性物質が移動する海での海産物の摂取による内部被ばくの評価において、廃棄物埋設地からの放射性物質の漏出が開始する時期については、覆土の完了後 50 年と設定する。

各線量評価パラメータの詳細は「東海低レベル放射性廃棄物埋設事業所第二種廃棄物埋設事業許可申請 第二種廃棄物埋設施設の位置、構造及び設備の基準に関する規則第十三条(ピット処分又はトレンチ処分に係る廃棄物埋設地) 第 1 項第三号及び第四号への適合性について 線量評価パラメータ」を参照。

(7) 線量評価結果

廃止措置の開始後の評価における人為事象シナリオの線量の評価結果を第 18 表に示す。

廃棄物埋設地底面までを掘削する建設作業による建設業従事者の線量は、 $2.8 \times 10^1 \mu\text{Sv}/\text{y}$ である。

また、廃棄物埋設地底面までを掘削した混合土壌の上での居住者の被ばく線量は $2.0 \times 10^1 \mu\text{Sv}/\text{y}$ であり、第二種埋設許可基準解釈に示されている線量の $300 \mu\text{Sv}/\text{y}$ を超えない。

第 18 表 廃止措置の開始後の評価における人為事象シナリオ
の線量の評価結果

評価対象個人	被ばく線量の最大値 ($\mu\text{Sv}/\text{y}$)	被ばく線量が最大となる 覆土の完了後の経過時間 (y)
建設業従事者	約 2.8×10^1	約 50
居住者	約 2.0×10^1	約 50

5 参考文献

- (1) International Commission on Radiological Protection(1998):Radiation protection recommendations as applied to the disposal of long-lived solid radioactive waste, I C R P Publication 81
- (2) International Commission on Radiological Protection(2006):Assessing Dose of the Representative Person for the Purpose of the Radiation Protection of the Public and The Optimisation of Radiological Protecrtion: Broadening the Process, I C R P Publication 101
- (3) 社団法人 土木学会 エネルギー委員会 低レベル放射性廃棄物の余裕深度処分に関する研究小委員会 (2008) : 余裕深度処分の安全評価における地下水シナリオに用いる核種移行評価パラメータ設定の考え方
- (4) 高橋雅紀 (2004) : 日本列島の E-W 短縮テクトニクスの原因とその開始時期, 日本地震学会 2004 年秋季大会講演予稿集, B048
- (5) 吉田武義, 中島淳一, 長谷川昭, 佐藤比呂志, 長橋良隆, 木村純一, 田中明子, Prima, O. D. A., 大口健志 (2005) : 後期新生代, 東北本州弧における火成活動史と地殻・マントル構造, 第四紀研究
- (6) 産業技術総合研究所 (2012) : 地質・気候関連事象の時間スケールに対する不確実性の検討, 独立行政法人産業技術総合研究所 深部地質環境研究コア
- (7) 気象庁・消防庁 (2009) : 震度に関する検討会報告書, 平成 21 年 3 月
- (8) 小池一之, 町田洋編 (2001) : 日本の海成段丘アトラス, 東京大学出版会
- (9) E P I C A community members (2004) : Eight glacial cycles from an Antarctic ice core, NATURE, 429, No.6992
- (10) Rohde (2005) : Global Warming Art Project.
- (11) 増田耕一 (1993) : 氷期, 間氷期サイクルと地球の軌道要素 ; 安成哲三編 :

- 大気，雪氷相互作用，気象研究ノート 177，日本気象学会
- (12) 丸山茂徳，生駒大洋，玄田英典（2007）：地球寒冷化がやってくる．日本地質学会学術大会講演要旨 114
- (13) Abe-Ouchi, A., Saito, F., Kawamura, K., Blatter, H. (2013): Insolation-driven 100000-year glacial cycles and hysteresis of ice-sheet volume, *Nature*, Vol.500, No.7461
- (14) W.F. ラディマン（2005）：農耕文明が温暖化を招いた？，日経サイエンス，2005 年 6 月号
- (15) I P C C（2007）：Climate Change 2007:The Physical Science Basis, AR4, WG I, Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.（気象庁訳，2008）
- (16) I P C C（2013）：Climate Change 2013:The Physical Science Basis (Technical Summary), AR5, WG I, Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA（気象庁訳，2015）.
- (17) I P C C（2021）：Climate Change 2021:The Physical Science Basis (SPM_Summary for Policymakers), AR6, WG I, Cambridge University Press（気象庁訳，2021）.
- (18) A N D R A（2005）：Dossier 2005 Argile, Tome Phenomenological evolution of a geological repository, Report Series, Chatenay Malabry, France
- (19) Ganopolski, A., Winkelmann, R., Schellnhuder, H.J. (2016): Critical insolation-CO2 relation for diagnosing past and future glacial inception, *Nature*, Vol.529, No.7585
- (20) 吉田明弘，鈴木三男，金 憲爽，大井信三，中島 礼，工藤雄一郎，安藤寿男，西本豊弘（2011）：茨城県花室川堆積物の花粉，木材化石からみた最

- 終氷期の環境変遷と絶滅種ヒメハリゲヤキの古生態, 植生史研究, Vol. 20,
No. 1
- (21) 松末和之, 藤原治, 末吉哲雄 (2000) : 日本列島における最終氷期最寒冷期の気候. サイクル機構技報 No.6
- (22) 核燃料サイクル開発機構 (1999) : わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性—地層処分研究開発第2次取りまとめ— 分冊1 わが国の地質環境, JNC TN1400 99-21.
- (23) 登坂博行 (2006) : 地圏の水環境科学, 東京大学出版会
- (24) Thornthwaite, C.W. (1948) : An approach toward a rational classification of climate, Geographical Review. Vol.38, No.1
- (25) Labeyrie, L., Cole, J., Alverson, K., Stocker, T. (2003) : The History of Climate Dynamics in the Late Quaternary. Alverson, K. D., Bradley, R. S., Pedersen, T. F. 編: Paleoclimate, Global Change and the Future, Global Change— I G B P Series 3, Springer-Verlag Berlin Heidelberg
- (26) E. J. Rohling, M. Fenton, F. J. Jorissen, P. Bertrand, G. Ganssen, J. P. Caulet (1998) : Magnitudes of sea-level lowstands of the past 500,000 years
- (27) 藤原治, 三箇智二, 大森博雄 (1999) : 日本列島における侵食速度の分布, サイクル機構技報 No.5
- (28) 日本道路協会 (2009) : 道路土工 切土工・斜面安定工指針 (平成21年度版)
- (29) 茨城県 (2016) : 茨城沿岸海岸保全基本計画 (平成28年3月)
- (30) 国立研究開発法人 国際農林水産業研究センター (2001) : サヘル地域砂漠化防止対策技術集 5. 農地保全技術マニュアル
- (31) 独立行政法人 緑資源機構 (2004) : 農地・土壌侵食防止対策技術マニュアル

ル（平成16年3月）

- (32) 総合資源エネルギー調査会原子力安全・保安部会（2003）：廃棄物安全小委員会報告書－高レベル放射性廃棄物処分の安全規制に係る基盤確保に向けて－
- (33) Nuclear Energy Agency（2019）：International Features, Events and Processes（I F E P）List for the Deep Geological Disposal of Radioactive Waste
- (34) International Atomic Energy Agency（2004）：Safety Assessment Methodologies for Near Surface Disposal Facilities: Results of a coordinated research project
- (35) 一般社団法人 日本原子力学会（2018）：日本原子力学会標準 浅地中処分の安全評価手法：2016
- (36) I A E A（2020）：IAEA-TECDOC-1927, Environmental Transfer of Radionuclides in Japan following the Accident at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant
- (37) Erich Wieland, Luc R. Van Loon(2003): Cementitious Near-Field Sorption Data Base for Performance Assessment of an ILW Repository in Opalinus Clay, PSI Bericht Nr. 03-06
- (38) 電気事業連合会 核燃料サイクル開発機構（2005）：TRU廃棄物処分技術検討書－第2次TRU廃棄物処分研究開発取りまとめ－根拠資料集分冊3 F E P
- (39) 日本遮水工協会：遮水シート（自主）規格解説
- (40) 茨城県政策企画部水政課（2024）：令和4年度 茨城県の水道
- (41) 東海村（2022）：東海村統計データ集 令和3年版
- (42) 国土交通省（2020）：建築着工統計調査報告，令和元年計，市区町村別，

茨城県東海村

(43) 総務省統計局 (2022) : 令和 2 年国勢調査, 就業状態等基本集計, 茨城県
東海村

以 上