

茨城県神栖市における汚染メカニズム解明のための調査

高濃度汚染対策等報告書（案）（抄）

平成 25 年 11 月

環 境 省
国内における毒ガス弾等に関する総合調査検討会

茨城県神栖市における汚染メカニズム解明のための調査 高濃度汚染対策等報告書

～ ・ ～ 目 次 ～ ・ ～

第1章 汚染メカニズム解明及び高濃度汚染対策の概要	1-1	3.3.7 揚水及び注水の現場実証試験	3-59
1.1 要約	1-1	3.3.8 現場実証試験を踏まえた揚水注水量の妥当性の検証	3-64
1.2 高濃度汚染対策に至るまでの経緯	1-3	第4章 高濃度汚染対策の計画	4-1
1.2.1 汚染の発覚	1-3	4.1 高濃度汚染対策実施の背景	4-1
1.2.2 汚染源探索等の調査	1-3	4.1.1 現状の整理	4-1
1.2.3 汚染源の発見と除去	1-12	4.1.2 神栖地区の地下水利用	4-1
1.2.4 地下水汚染シミュレーション等による汚染メカニズムの解明	1-17	4.2 高濃度汚染対策の前提条件の整理、対策技術の選定及び水処理方法	4-2
1.3 高濃度汚染対策	1-22	4.2.1 前提条件の整理	4-2
1.3.1 高濃度汚染対策の実施に至る経緯	1-22	4.2.2 対策技術の選定	4-2
1.3.2 高濃度汚染対策手法検討のための揚水可能量等の調査	1-22	4.2.3 水処理方法の選定	4-2
1.3.3 高濃度汚染対策の計画	1-23	4.2.4 対策範囲の検討	4-3
1.3.4 高濃度汚染対策の実施	1-25	4.3 高濃度汚染対策の揚水等の条件設定	4-5
1.3.5 高濃度汚染対策による効果	1-28	4.3.1 高濃度汚染対策における揚水・注水の概要	4-5
1.3.6 高濃度汚染対策終了後の地下水汚染状況の予測	1-28	4.3.2 揚水井戸の選定	4-5
1.3.7 今後のモニタリングのあり方	1-28	4.3.3 揚水量の検討	4-6
第2章 調査・検討方法等	2-1	4.3.4 注水量の検討	4-12
2.1 本報告書における調査等の流れ	2-1	4.4 高濃度汚染対策の目標	4-12
2.2 検討体制	2-1	4.5 高濃度汚染対策におけるモニタリングの計画	4-13
2.2.1 検討員	2-1	4.5.1 モニタリング孔の新設	4-13
2.2.2 その他	2-1	4.5.2 高濃度汚染対策におけるモニタリング	4-13
第3章 現地調査結果	3-1	第5章 高濃度汚染対策の実施	5-1
3.1 地形地質概要	3-1	5.1 DPAA 地下水処理施設の概要	5-1
3.1.1 神栖地域の水理地形概要	3-1	5.1.1 DPAA 地下水処理施設の概要	5-1
3.1.2 地質構成	3-2	5.1.2 DPAA 地下水処理施設の整備	5-4
3.1.3 地下水の流動	3-3	5.2 運転概要	5-5
3.2 ボーリング調査	3-4	5.3 DPAA 地下水処理施設稼働実績	5-6
3.3 掘削調査地点における高濃度汚染対策検討のための揚水等の調査	3-32	5.3.1 施設稼働日数	5-6
3.3.1 調査項目と調査の流れ	3-32	5.3.2 施設稼働内容	5-6
3.3.2 表層浸透試験	3-32	5.4 現状復旧	5-8
3.3.3 1次元浸透解析	3-38	5.4.1 DPAA 地下水処理施設の解体	5-8
3.3.4 揚水試験及び揚水注水併用試験	3-41	5.4.2 土壌汚染状況調査	5-9
3.3.5 室内土質試験及びカラム試験	3-48	5.4.3 現状復旧	5-16
3.3.6 シミュレーションによる適正揚水・注水量及び井戸配置検討	3-53		

第6章 高濃度汚染対策による効果	6-1
6.1 高濃度汚染対策による効果	6-1
6.1.1 高濃度汚染対策におけるヒ素除去量と除去率	6-1
6.1.2 当初2年間の対策における地下水モニタリング結果(2009年1月～2011年3月)	6-4
6.1.3 3年目の対策における地下水モニタリング結果(2011年4月～2012年3月)	6-9
6.1.4 高濃度汚染対策後における地下水モニタリング結果(2012年4月～2013年5月)	6-12
6.1.5 高濃度汚染対策の効果	6-29
6.2 A地区における高濃度汚染対策の効果検証と対策後の濃度低下予測	6-32
6.2.1 目的	6-32
6.2.2 解析の流れ	6-32
6.2.3 A地区高濃度汚染対策シミュレーションモデルの構築	6-32
6.2.4 高濃度汚染対策2年(2009年4月～2011年3月)の効果検証解析	6-42
6.2.5 高濃度汚染対策後の濃度低下予測解析	6-48
6.3 高濃度汚染対策による神栖地区全体の地下水汚染状況の予測	6-56
6.3.1 目的	6-56
6.3.2 水文データ収集・整理	6-56
6.3.3 広域地下水汚染シミュレーションモデルの構築	6-62
6.3.4 解析条件	6-70
6.3.5 現況再現解析結果	6-74
6.3.6 予測解析結果	6-90
6.4 今後のモニタリングのあり方	6-104
6.4.1 飲用自粛範囲の変遷	6-104
6.4.2 今後のモニタリングのあり方	6-104
参考資料1 東日本大震災による高濃度汚染対策への影響	参考 1-1
1.1 2011年3月11日の地震による現場の被害状況について	参考 1-1
1.2 神栖市周辺での地震動	参考 1-8
1.3 液状化に伴う周辺への影響について	参考 1-10
1.4 東日本大震災による汚染地下水への影響	参考 1-18
参考資料2 土壌分析・地下水モニタリング結果	参考 2-1
2.1 地下水位測定結果	参考 2-1
2.2 土壌及び地下水の採取・分析法	参考 2-48
2.3 土壌分析結果	参考 2-49
2.4 地下水分析結果	参考 2-64
参考資料3 神栖地区におけるDPAAによる地下水汚染問題にかかる主な経過	参考 3-1

第1章. 汚染メカニズム解明及び高濃度汚染対策の概要

1.1. 要約

2003年(平成15年)3月、茨城県神栖町(当時)において、通常自然界には存在しない、旧軍の化学兵器に使用された物質の原料物質でもある有機ヒ素化合物(ジフェニルアルシ酸。(以下、「DPAA」という。))による地下水汚染が発覚した。環境省では、国の閣議了解に基づき茨城県及び神栖町の協力を得ながら、汚染メカニズムの解明のため、地歴調査、ボーリング調査、地下水・土壌調査を進めてきた。これらの調査を踏まえ、当初汚染が発覚した飲用井戸(以下「A井戸」という。)の南東90m地点付近に汚染源が存在する可能性が高いとして掘削調査を行った結果、高濃度のDPAAを含むコンクリート様の塊が発見された。コンクリート様の塊には木片、コンクリートガラ、金属片に加え、飲用空き缶も含まれており、1993年以降に投棄されたものであることが判明した。また、継続的に実施している地下水モニタリングや数値解析(シミュレーション)による地下水汚染状況の再現等により、この塊が神栖地区全体の汚染源である可能性が高いことが示された。発見されたコンクリート様の塊は、その後、周辺の汚染土壌とともに全て現場から撤去され焼却処理された。

しかしながら、コンクリート様の塊を撤去した後においても、A井戸付近やコンクリート様の塊を掘削除去するため土留め矢板を打設した範囲(以下「掘削調査地点」という。)の地下水からは、10~30mg-As/L程度(ヒ素濃度として地下水環境基準の1000~3000倍)の高濃度のDPAAが検出される状況にあった。このため、その後も高濃度の汚染地下水が残存し、汚染拡大の原因となりうることから、2009~2011年度の3年間、高濃度汚染対策事業を行った。

実施した高濃度汚染対策は、掘削調査地点及びA井戸周辺(以下「A地区」という。)に設けた揚水井戸から、掘削調査地点では水道水の注水も併用しながら1日当たり最大約300m³程度の汚染地下水を揚水し、地下水処理施設(以下「DPAA地下水処理施設」という。)にて有機ヒ素化合物を除去して、処理後の地下水を下水道に放流するというものである。(図1.1.1、図1.1.2)。



図 1.1.1 高濃度汚染対策施設全景

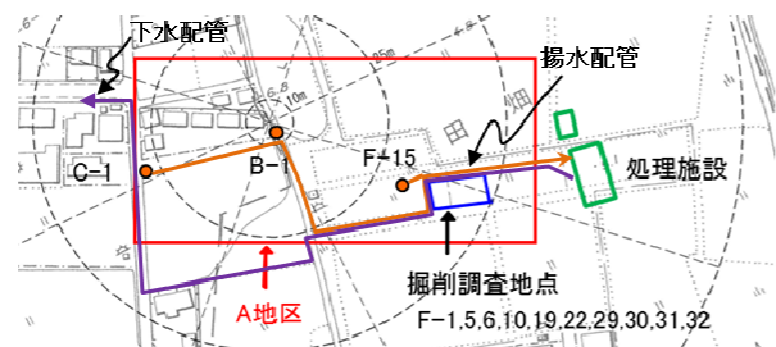


図 1.1.2 高濃度汚染対策事業における井戸、処理施設等の配置図

本対策の目標は、2年間の揚水処理によってA井戸周辺の地下水中に残存する有機ヒ素化合物の約90%を除去するというものであった。2009~2010年度の2年間の対策により、有機ヒ素化合物の除去量に関する目標は概ね達成したと判断されたが、掘削調査地点内の地下水については、その周辺と比べるとDPAA濃度が高い状況にあった。このため、さらに2011年度の1年間を費やし、掘削調査地点を中心に揚水処理を行ってできる限り多くの有機ヒ素化合物の除去に努めた。

高濃度汚染対策によって高濃度の汚染地下水が除去・処理されるのに伴い、DPAA地下水処理施設原水槽の総ヒ素濃度及び月毎の総ヒ素除去量は減少した(図1.1.3)。高濃度汚染対策により揚水した汚染地下水量は約195,000m³となり(図1.1.4)、除去したヒ素量は、概ね2年が経過した2011年3月末で約163kg、高濃度汚染対策終了時の2012年3月末時点で約180kgとなった。この180kgのうち、DPPA等の有機ヒ素化合物は約159kg分(ヒ素換算値)に相当するものと算定された。一方、高濃度汚染対策の開始時にA井戸付近に残存していた有機ヒ素化合物は、数値解析の結果から約160kg(ヒ素換算値)と推定され、対策による有機ヒ素化合物の除去率は2年経過時点で約90%、約3年経過時点で約99%と算出された。

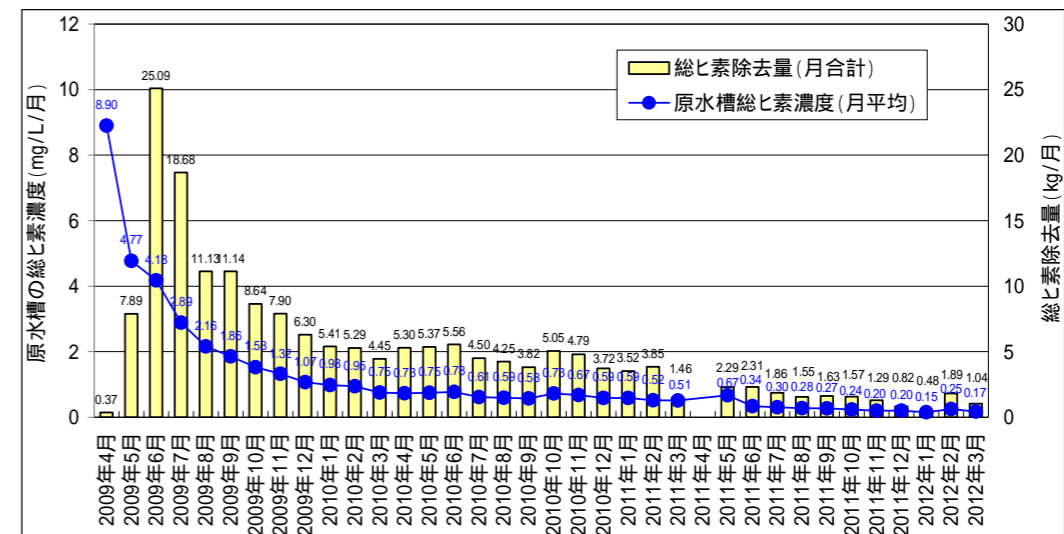


図 1.1.3 月毎の総ヒ素除去量と原水槽の総ヒ素濃度推移

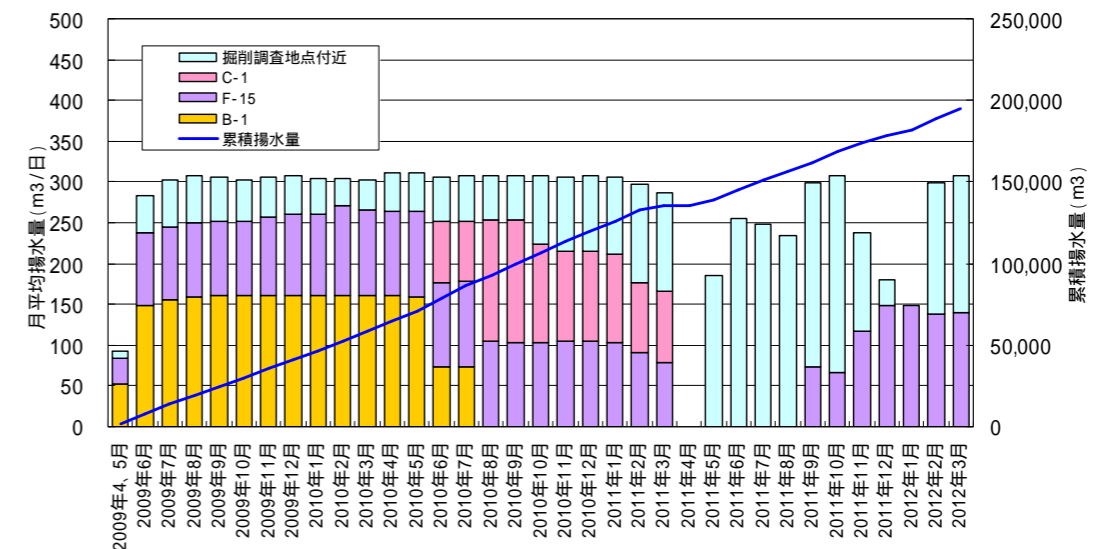


図 1.1.4 高濃度汚染対策における汚染地下水の揚水量の推移

高濃度汚染対策の実施により、A地区の地下水汚染状況は大きく改善された。高濃度汚染対策の開始前に3地点で認められた10mg-As/L以上の地下水汚染は高濃度汚染対策の終了後にはゼロとなり、28地点で認められた1mg-As/L以上の汚染も2地点にまで減少した。さらに高濃度汚染対策の終了後の地下水汚染状況を数値解析により予測すると、A地区のDPAA濃度（ヒ素換算値）が地下水環境基準（0.01mg/L）以下になるのは約22年後と予測され、高濃度汚染対策を講じなかった場合と比較して、その期間が約半以下にまで短縮されるという結果が得られた（図1.1.5）。

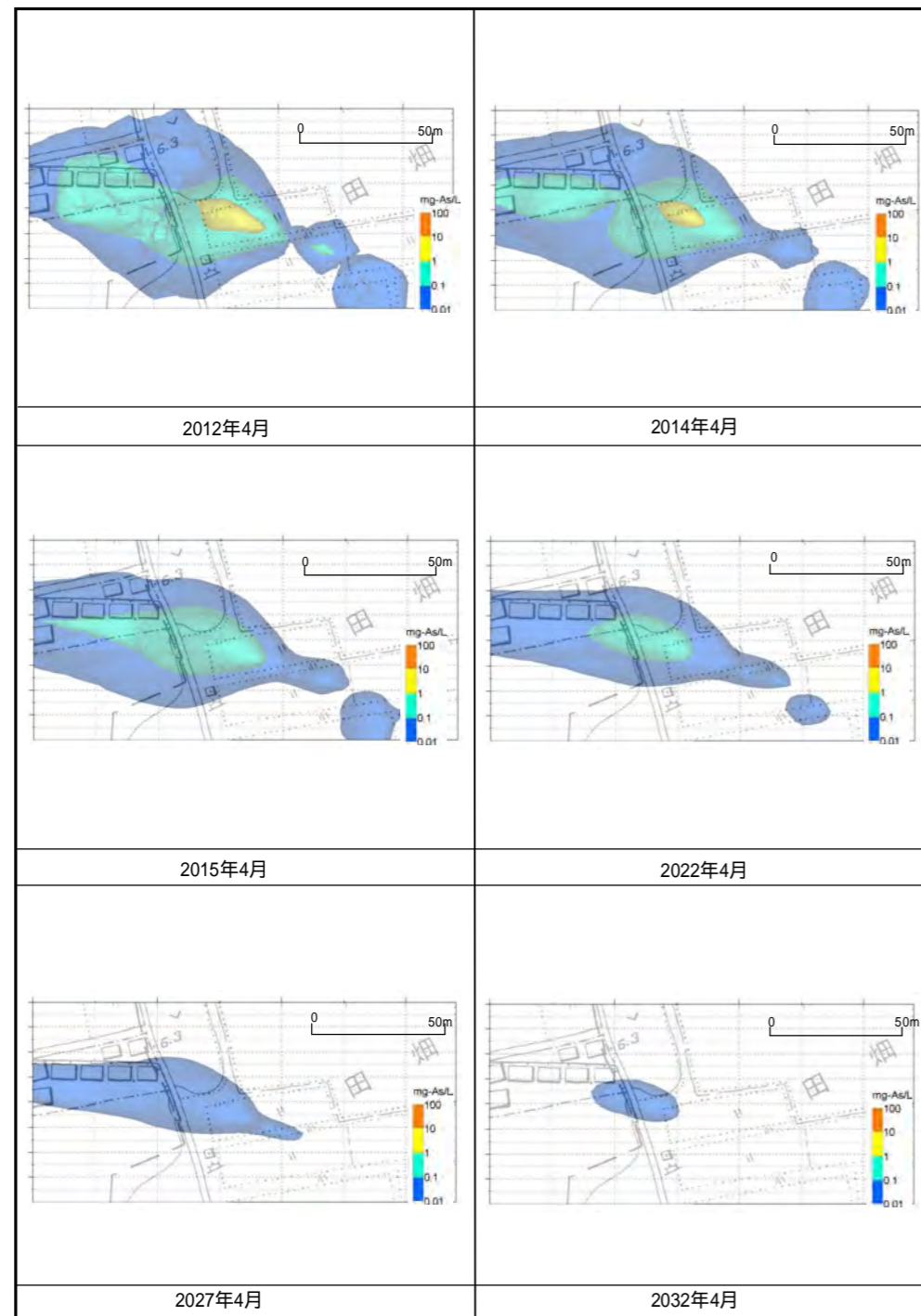


図 1.1.5 A井戸周辺を対象とした地下水汚染シミュレーションの結果図
（各地点の深度方向の最大濃度を平面上にコンター図化したもの）

さらにA井戸から常陸利根川に向かう汚染源の下流域では、高濃度汚染対策の終了から20年後以降に地下水汚染範囲が減少傾向に転じ、30年後にかけて地下水汚染範囲は急激に減少すると予測された（図1.1.6）。また、高濃度汚染対策の開始前から実施している地下水モニタリングの結果、A井戸の下流方向において新たな汚染源を示唆するような濃度変化は見られず、A井戸南東90mで発見されたコンクリート様の塊が地域全体の唯一の汚染源と考えられた。しかしながら、汚染源の撤去、そして高濃度の汚染地下水を除去した現在も、当該地域では、未だ地下水汚染が解消するには至っていない。このため、引き続き地下水モニタリングを継続するとともに、汚染の状況を踏まえてモニタリング及び飲用自粛要請範囲の見直しを適切に実施していく必要がある。

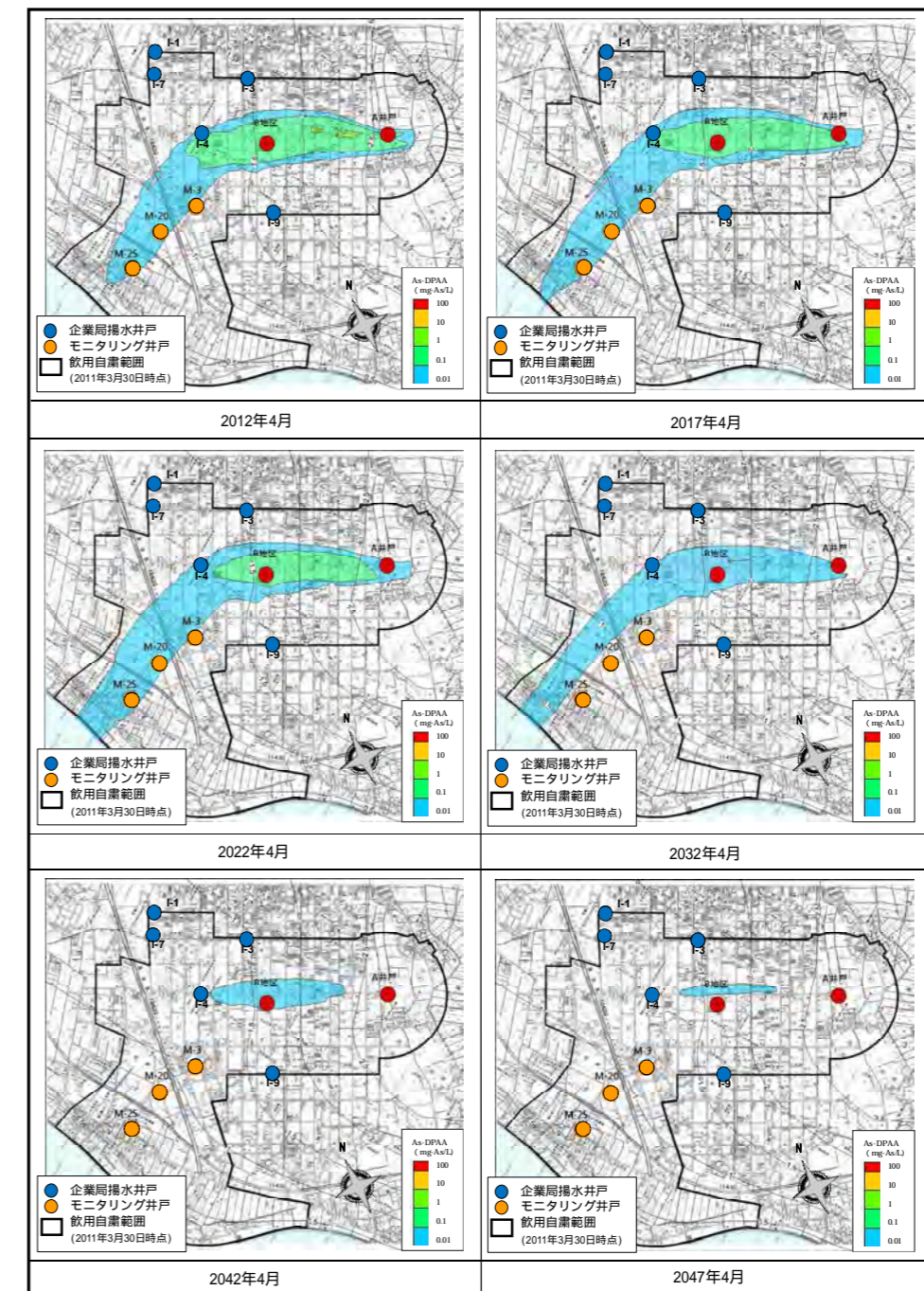


図 1.1.6 神栖地区汚染全域を対象とした地下水汚染シミュレーションの結果図
（地下水汚染濃度コンター図：深度30m）

1.2. 高濃度汚染対策に至るまでの経緯

1.2.1. 汚染の発覚

2003年3月17日、茨城県神栖町（当時）の集合住宅の居住者が、筑波大学付属病院の医師の書状を持って潮来保健所を訪れた。その書状は、医師が同じ集合住宅の数家族で神経症状が生じていたことを不審に思ったことから、飲用水の汚染の可能性があるため水質検査を依頼するというものであった。保健所が住民の使用していた井戸（A井戸）の水質検査を行ったところ、環境基準(0.01mg/L)の450倍に当たる4.5mg/Lのヒ素が検出された。

これを受け、茨城県は健康危機管理委員会を、神栖町は地下水汚染対策本部をそれぞれ設置し、A井戸から半径500m内の約340箇所の井戸の水質検査を行った。2003年4月3日、A井戸から西に約1kmの地点の複数の井戸（以下「B地区」という。）からも環境基準の18～43倍にあたる0.18～0.43mg/Lのヒ素が検出されたため、同様にB地区から半径500m内の約400箇所の井戸の水質検査を行った。

茨城県がこのヒ素の分析を進めた結果、このヒ素は通常自然界には存在しない、旧軍の化学兵器に使用された物質の原料物質でもある有機ヒ素化合物（ジフェニルアルシン酸。以下「DPAA」という）であることが判明した。

2003年6月6日、政府は、神栖町の有機ヒ素化合物汚染等への緊急対応として、健康被害に係る緊急措置とともに有機ヒ素化合物汚染メカニズム解明、昭和48年に行われた「旧軍毒ガス弾等の全国調査」のフォローアップ調査の実施などについての閣議了解を行った。

これを受け環境省は、茨城県、神栖市等の協力を得ながら、汚染メカニズム解明のため、地歴・DPAA等の情報収集調査、A井戸及びB地区を中心としたボーリング調査、地下水・土壌調査を行った。さらに、地下水汚染状況及びその拡がりを監視するためのモニタリング調査を実施するとともに、A井戸とB地区を中心とするおよそ半径500mの範囲内をABトラックと称し、その範囲内については飲用井戸水の安全確保のため、地下水の飲用自粛の要請を行った。

1.2.2. 汚染源探索等の調査

(1) 第1段階（2003年5月～2003年7月）

環境省は、汚染源がA井戸の極近傍かつ浅い位置にあると想定し、A井戸を含む10m四方程度の範囲内を2.5mメッシュに切り、深度15mまで25箇所(No.1～No.25)のボーリングによる土壌汚染調査を行った。調査に際し、地中に毒ガス弾等が存在することも考えられたため、ボーリング掘削は埋土層を対象に1m毎に垂直磁気探査を行いながら進められた。

調査の結果、土壌からは0.01～0.1mg-As/wet-kg（土壌湿重量当）程度のDPAAしか検出されず汚染源の特定には至らなかった。25箇所の内、7箇所のボーリング孔（No.1、2、8、11、13、14、25）は、地下水の採取ができるように観測孔として残置し、地下水の分析も行ったがDPAAは検出されなかった。そのため、A井戸で再度連続揚水を行って分析したところ、5m³程度の地下水を連続揚水したところで1.6mg-As/LのDPAAが検出された（図1.2.1）。なお、金属物等の異物は確認されなかった。

(2) 第2段階（2003年8月～2003年9月）

深度15mまでには低濃度の土壌汚染しか確認されなかったが、地下水の連続揚水で1.6mg-As/Lの地下水汚染が確認されたため、引き続き汚染源は近傍に存在すると想定し、既設孔（No.7、11、13、14、20、24、25）をより深く深度20～30mまで再掘削するとともに、A井戸の北側約1.5mの地点でNo.26ボーリングを追加掘削した。

調査の結果、深度20～30mの土壌中から0.05～0.07mg-As/wet-kg程度のDPAAが検出され、汚染が予想より深く広い範囲に存在することが示唆された（図1.2.2）。

(3) 第3段階（2003年9月～2003年10月）

より深く広い範囲に想定された地下水汚染範囲の外縁を把握するため、A井戸から50～200m程度離れた6箇所（No.27、28、29、30、31、32）において、不透水層のある深度30m以深までのボーリング調査と垂直磁気探査を実施した。

調査の結果、A井戸から50m程度西側に離れたNo.27で、深度20mより深いところの地下水から高濃度（4～5mg-As/L）のDPAAが検出された。これにより、汚染はA井戸近傍の浅い位置の汚染と、より広範囲における深い位置の汚染とに着目することとなった（図1.2.3）。

(4) 第4段階前半（2003年10月～2003年12月）

A井戸周辺の地下水の汚染範囲と汚染源の絞込みのため、A井戸を中心とした10m、25m、100m、200mの同心円上に、不透水層までの21箇所のボーリング調査（No.33～53）と垂直磁気探査を行った。また、B地区の深さ方向の汚染範囲の把握のため、No.54において不透水層までボーリング調査を実施した。

調査の結果、A井戸から南東及び南西にそれぞれ約10m（No.37とNo.39）、南東に約75m離れた（No.46）計3箇所の深さ10～25mの地下水から6～18mg-As/Lの高濃度のDPAAが検出された。B地区のNo.54では、深度24.5mの土壌から0.13mg-As/wet-kgのDPAAが、深度30mの地下水から最大で0.11mg-As/LのDPAAが検出された（図1.2.4）。

(5) 第4段階後半（2003年12月～2004年1月）

A井戸周辺の地下水汚染範囲の把握と汚染源の更なる絞込みのため、A井戸周辺で、6～18mg-As/LのDPAAが検出された3箇所（No.37、39、46）を中心に不透水層まで23箇所のボーリング調査（No.68～90）と既存観測井戸2箇所の再削孔（No.6、8）を行った。さらに、B地区の地下水の汚染範囲の把握と汚染源の絞り込みのため、B地区でボーリング調査を行った地点（No.54）を中心とした同心円上に不透水層まで11箇所（No.57～67）のボーリング調査を行うとともに、A井戸からB地区の中間（以下、「AB間」という。）の2箇所（No.55、56）において不透水層までボーリング調査を行った。

調査の結果、A井戸から南東90mの位置で行ったNo.83地点の深度6mの地下水から32.9mg-As/LのDPAAが検出された。また、A井戸を中心とした半径10m以内のボーリング孔からそれぞれ19.6mg-As/L（No.39）、13.3mg-As/L（No.72）のDPAAが検出された。B地区のボーリング調査では、No.54を中心とした同心円上の北側で行った5箇所のボーリングで、深さ15mより深い位置の地下水から0.001～0.024mg-As/LのDPAAが検出された。AB間で行ったボーリングでは、地下水から最大で0.06mg-As/L（No.55）のDPAAが検出さ

れた(図1.2.5)。なお、最も高濃度のDPAAが検出されたNo.83では、深度10mまでが埋土層であり過去に人為的な改変が加えられた可能性が高いことから、汚染源調査の一環として掘削調査を行うこととした。

直上の深度25~30m付近に透水性の高い砂礫層が分布しており、これが汚染地下水の経路となってA井戸からB地区へ汚染地下水を移動させている可能性が示唆された。

(6) 第5段階(2004年2月~2004年3月)

A井戸から南東90m地点(No.83)付近での掘削調査の対象範囲を決定するため、当該地点の周辺で深さ10mのボーリング調査を67箇所実施した(No.91~123、No.125~154、No.183~186)。加えてNo.124として不透水層までの掘削を行った。なお、並行して実施した地権者等への聞き取り調査により、当該地点は、1981~1983年に砂利採取のため掘削され、さらに1993~1994年には1m程度掘り下げシートを敷設し、いけすとして利用された履歴があることが判明した。高濃度の汚染が確認されたNo.83はいけす範囲内であったことから、67箇所のボーリングは、いけすの形状を勘案して、メッシュ状に実施した。また、A井戸近傍についても、No.37、No.39の近傍で不透水層までのボーリング調査を8箇所実施した(No.155~161、182)。B地区内については、最も高い濃度を検出したNo.54を中心に、半径50mの範囲で不透水層までのボーリング調査を12箇所実施した(No.162~173)。AB間では、汚染状況及び地下水流向を把握するため、8箇所のボーリング調査を実施した(No.174~181)。

これらの調査の結果、A井戸南東90m地点(No.83)付近で行った67箇所のボーリング範囲のうち、No.83の南側の土壌から高い濃度のDPAAが検出され、最大はNo.123の埋土層中の土壌で1714mg-As/wet-kgであった。No.123の土壌中のDPAA濃度が極めて高濃度であったため、その近傍で深さ4mまでの簡易土壌サンプリング(No.508~515)を行ったところ、数~466mg-As/wet-kgのDPAAが確認されたが、高濃度のDPAAが検出されたのは総じて深さ5m程度内であった。

地下水の分析結果では、No.109の深さ8mから129mg/Lの総ヒ素が検出され、A井戸とNo.83との中間に位置するNo.182からは深さ30mで0.18mg/Lの総ヒ素が検出された。また、A井戸から10m付近のボーリング孔(No.157~160)では深さ30m付近の地下水から0.02~2.5mg-As/LのDPAAが、さらにA井戸の西側のNo.155からは25mより深い位置で4~7mg/Lの総ヒ素が検出されたが、No.155近傍のNo.156では0.03mg/L以下の総ヒ素の検出であった。B地区では、最も濃度の高いNo.54から北西方向25m地点のNo.170の深さ15mの地下水から0.47mg/L、南東方向に25m地点のNo.163の深さ30mの地下水から0.27mg/Lの総ヒ素が検出された。AB間では、A井戸より300m北西に位置するNo.180、No.181の深さ30mの地下水からそれぞれ0.16mg/L、0.12mg/Lの総ヒ素が検出され、これらよりも西に位置するNo.174、No.177の深さ30mの地下水からはそれぞれ0.03mg/L、0.16mg/Lの総ヒ素が検出された。なおAB間の南側のNo.175、178、179ではDPAAは検出されなかった(図1.2.6)。

(7) AB間での地下水汚染状況確認及び水理地質特性把握のための調査

第5段階までに行った汚染源等の探索調査及び地下水位の測定の結果より、ABトラック内の地下水はA井戸からB地区へ流下していることが確認された。しかし、A井戸とB地区間における地下水汚染は、断続的な分布を示すデータしかなかったため、汚染地下水の連続性の有無を確認するとともに、地下水汚染シミュレーションのために必要な地盤の透水性等の物性を把握するため、No.187~No.200までのボーリングを実施した(図1.2.7)。

調査の結果、A井戸とB地区間の地下水汚染は、完全につながる形ではないものの、概ね帯状に分布していることが確認された。また透水試験等の結果、概ね深度30m付近に存在する粘性土層(難透水層)の

図1.2.1 汚染源掘削等調査位置図（第1段階（2003.5.29～2003.7.29）【A井戸周辺：No.1～No.25】）

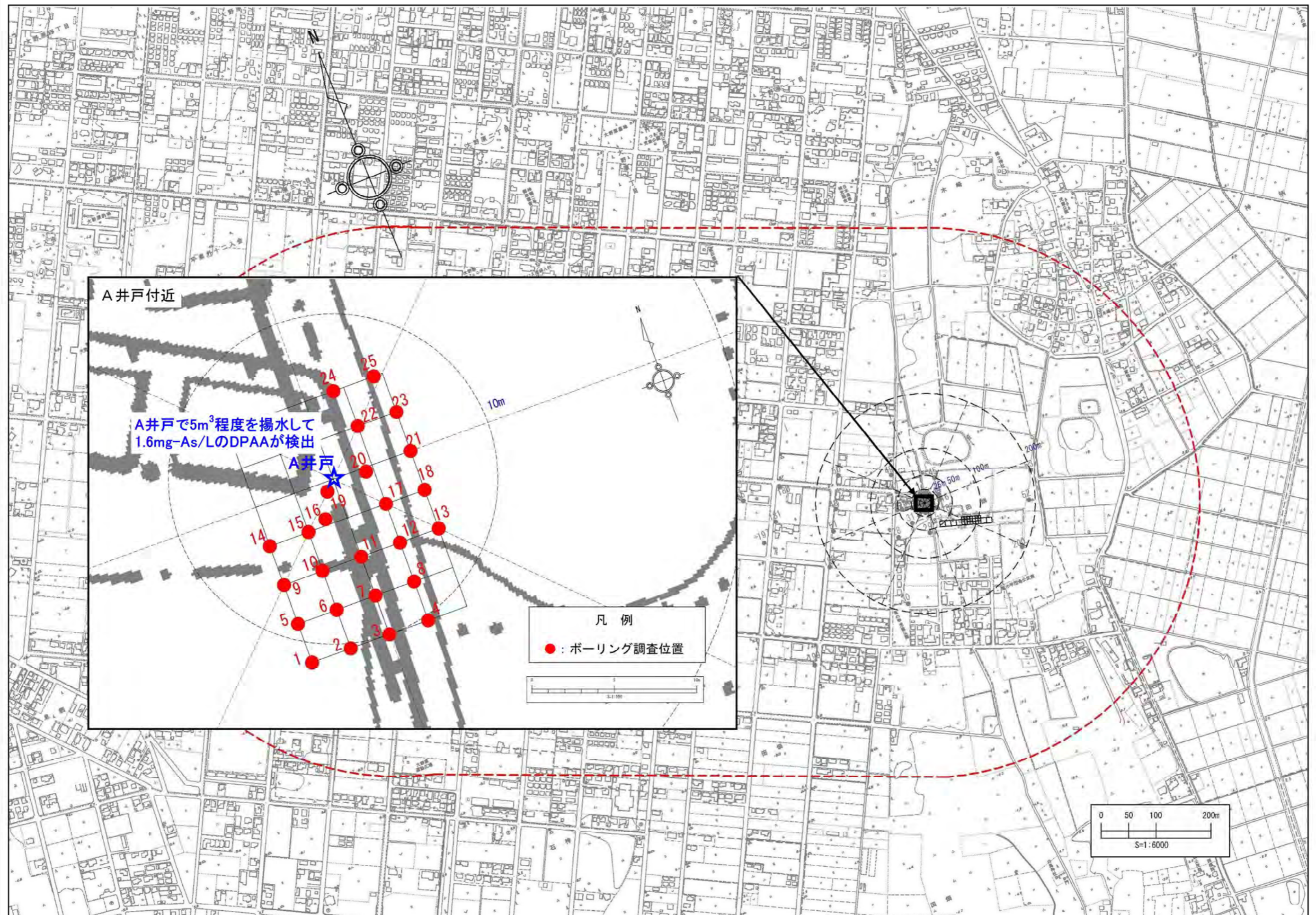


図1.2.2 汚染源掘削等調査位置図（第2段階(2003.8.1~2003.9.12)【A井戸周辺：No.7、11、13、14、20、24、25、26】）

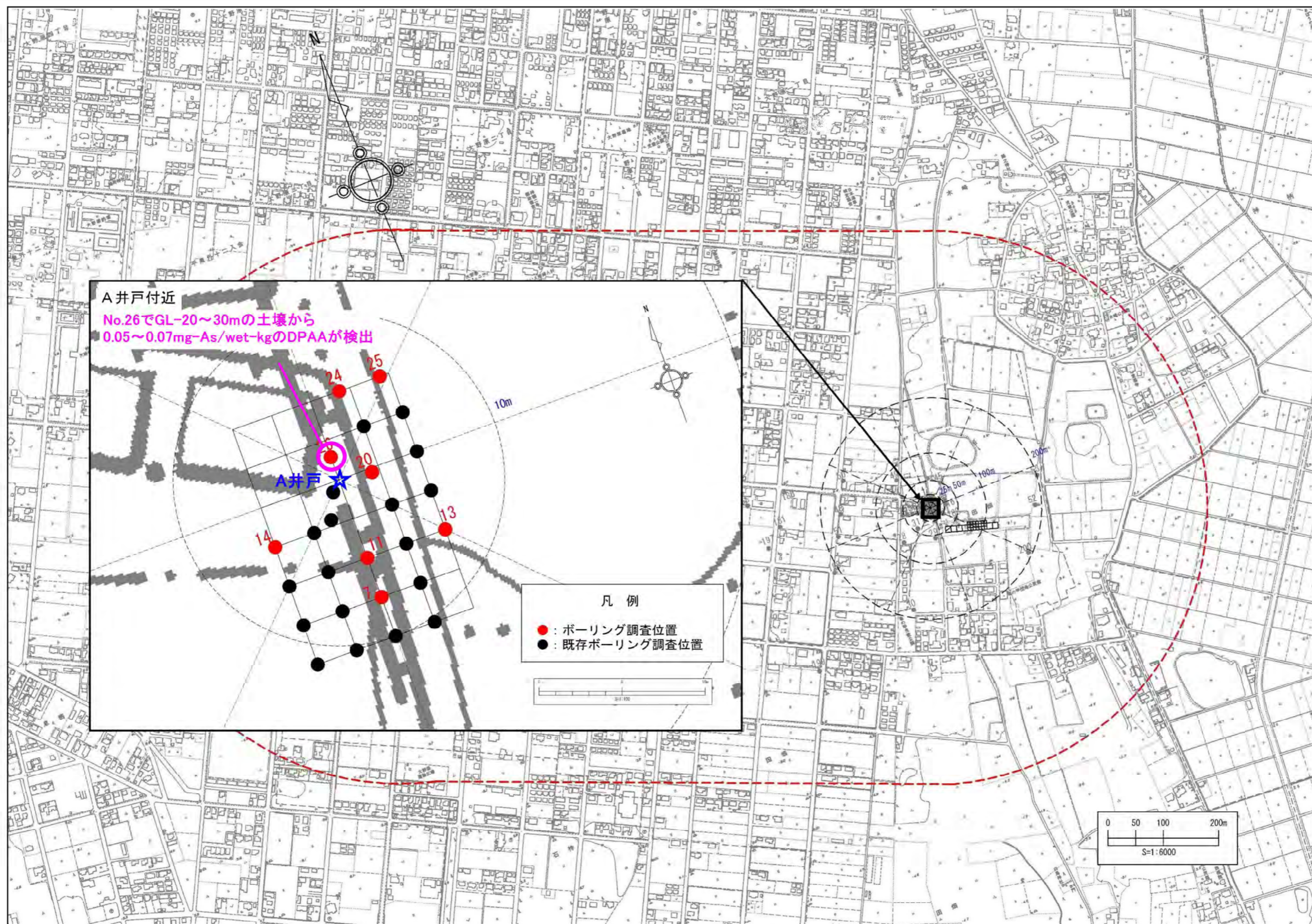


図1.2.3 汚染源掘削等調査位置図（第3段階(2003.9.16~2003.10.17)【A井戸周辺：No.27、28、29、30、31、32】）

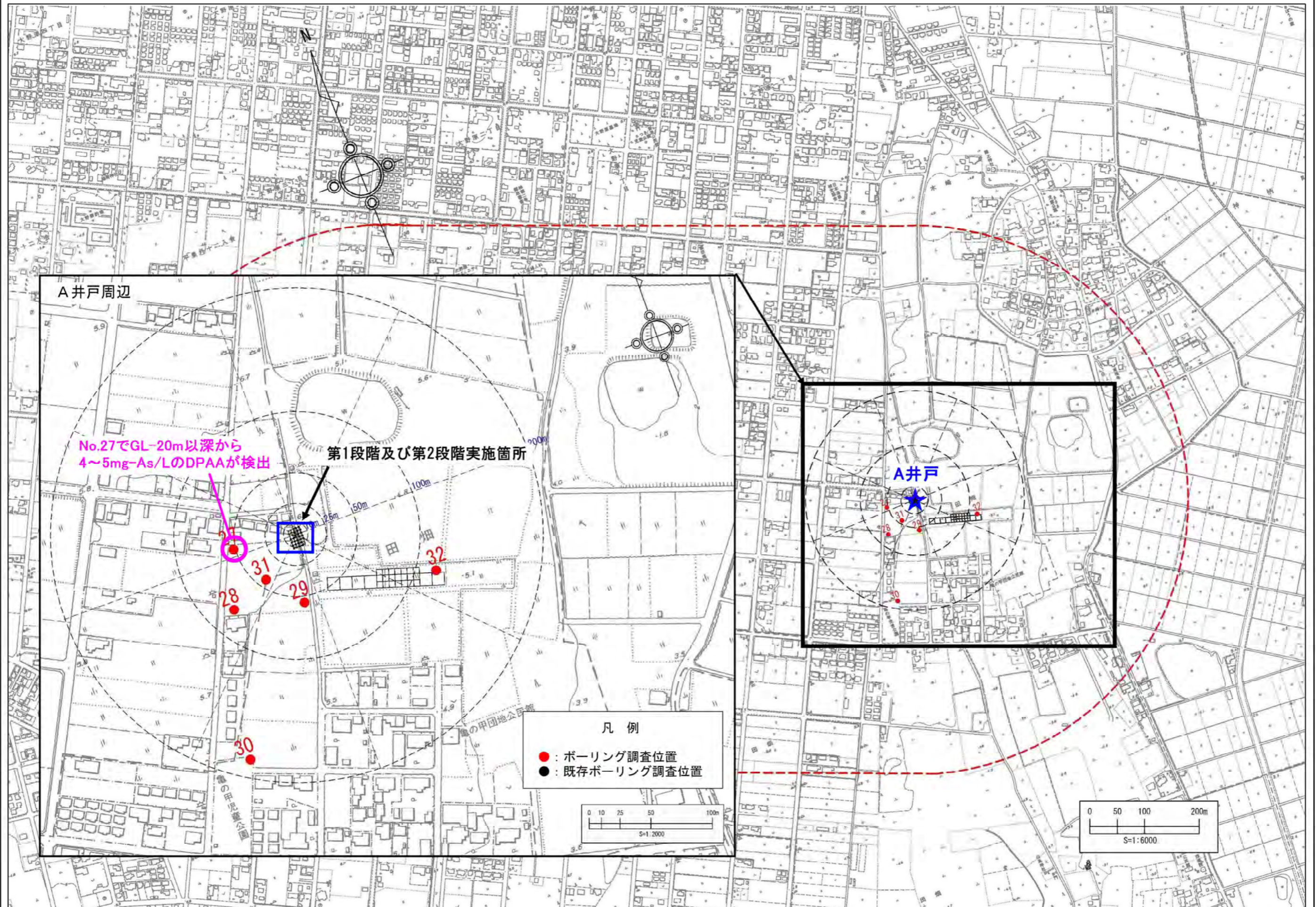


図1.2.4 汚染源掘削等調査位置図（第4段階前半(2003.10.20~2003.12.10)【A井戸周辺：No.33~53、B地区：No.54】）

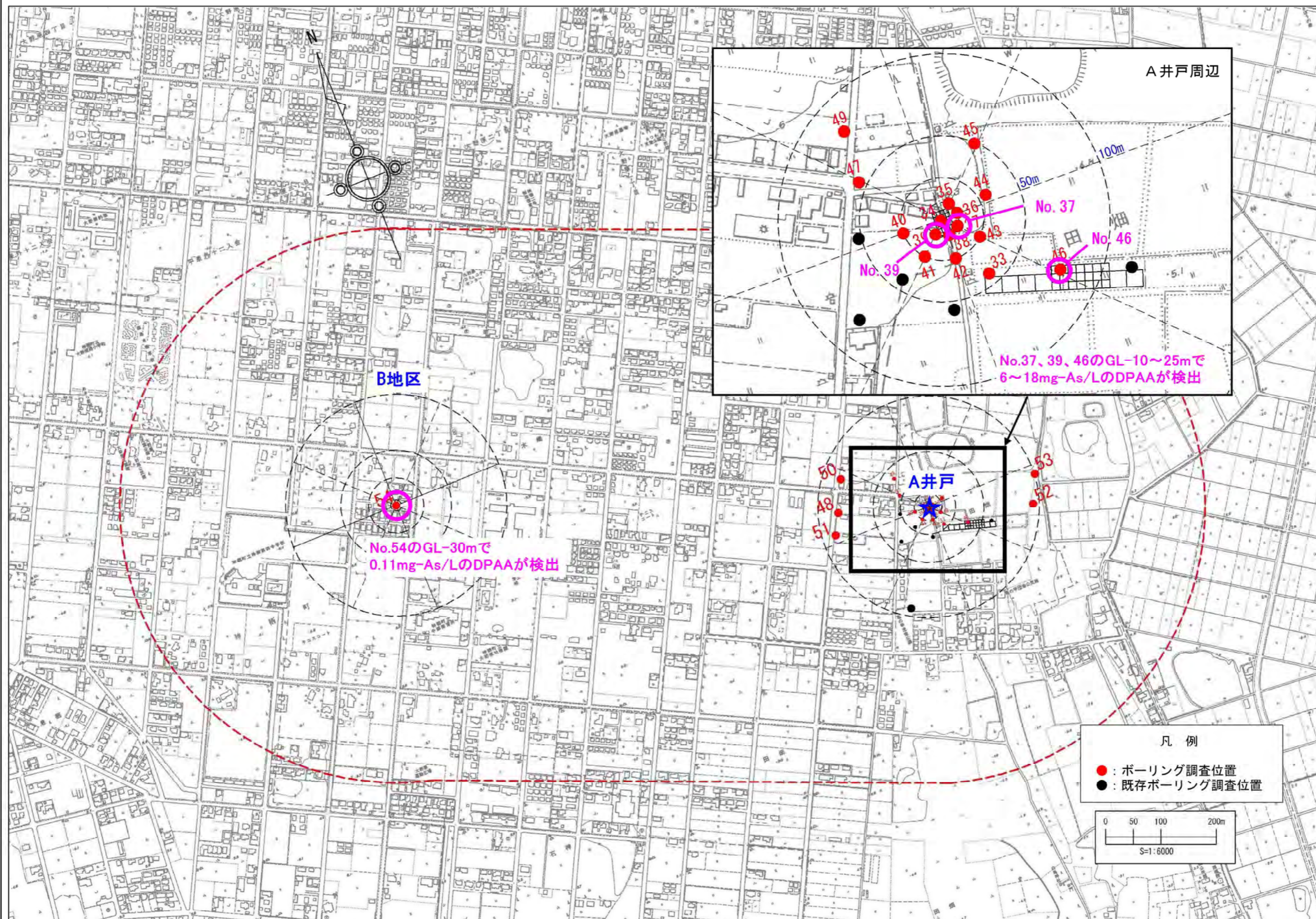


図1.2.5 汚染源掘削等調査位置図（第4段階後半(2003.12.16~2004.1.23)

【A井戸周辺：No. 68~90、B地区：No. 57~67、AB間：No. 55、56】

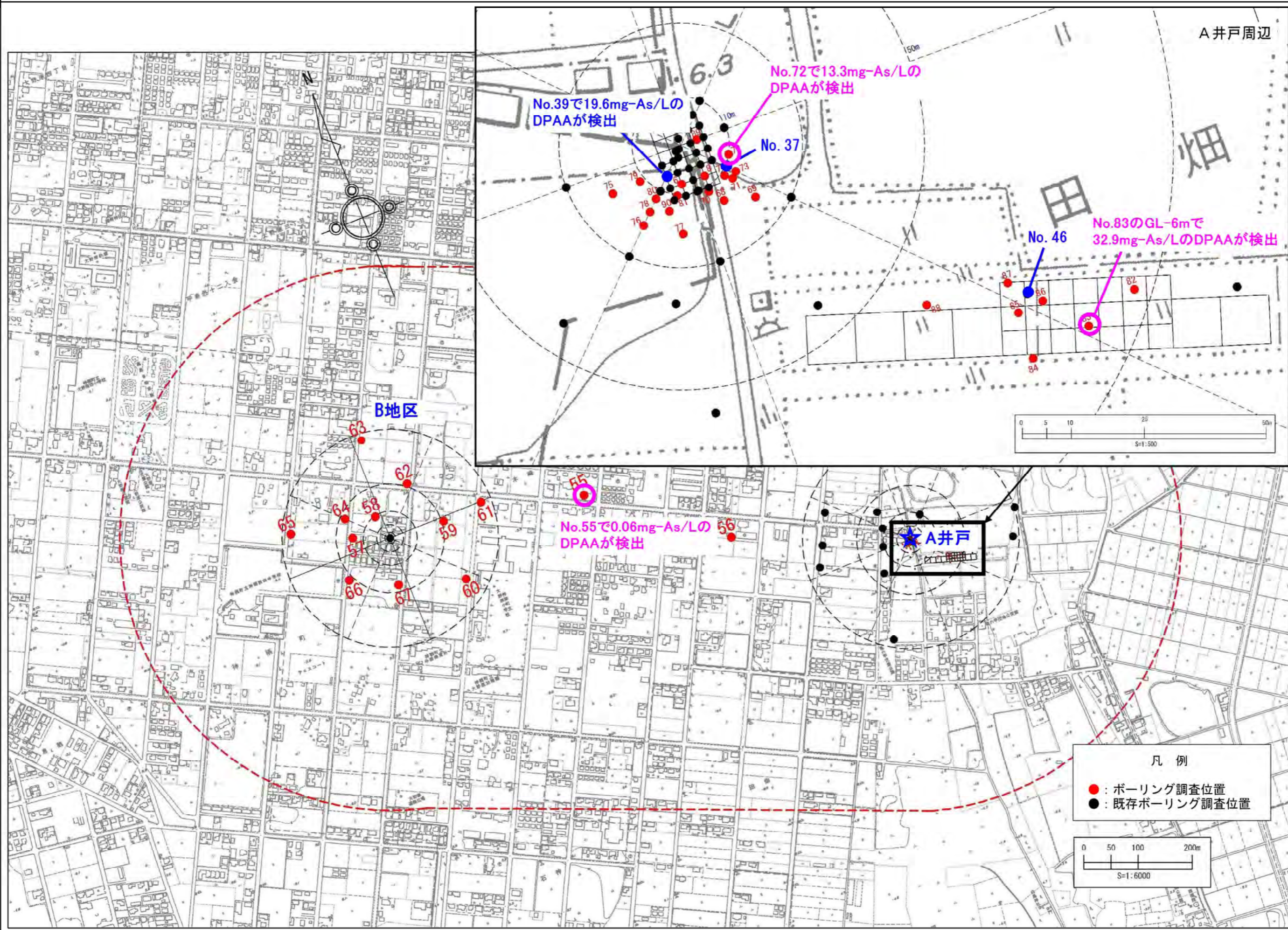


図1.2.6 汚染源掘削等調査位置図（第5段階（2004.2.25～2004.3.23）

【掘削調査地区内：No. 91～154、No. 183～186、A井戸周辺：No. 155～161、B地区：No. 162～173、AB間：No. 174～181】

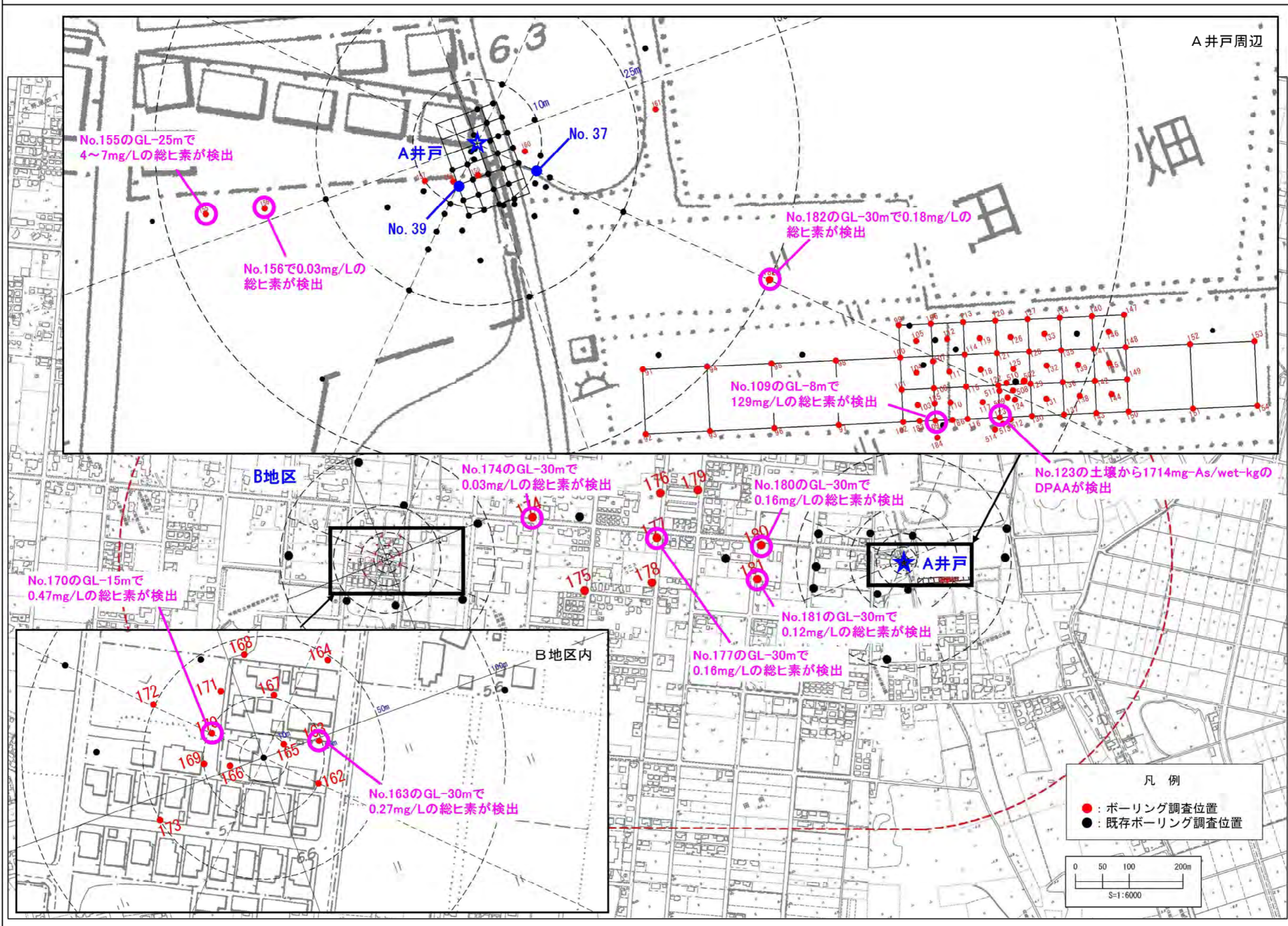
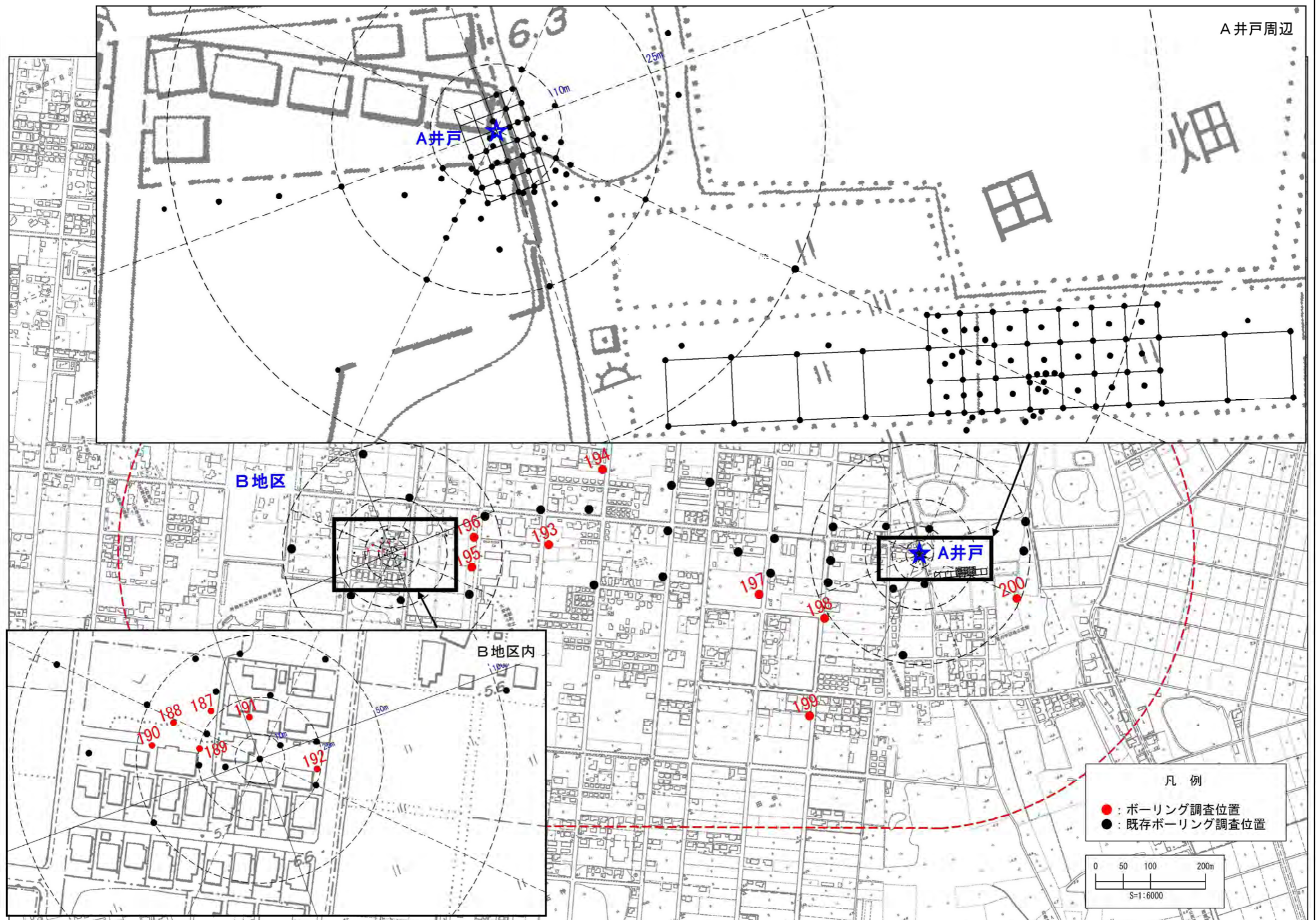


図1.2.7 汚染源掘削等調査位置図（AB間での汚染範囲把握、地下水流向、透水性把握のための追加調査
 【A井戸周辺：No. 200、B地区：No. 187～192、AB間：No. 193～199】）



1.2.3. 汚染源の発見と除去

(1) 汚染源掘削調査の概要

最も高濃度の土壌汚染が確認された No. 123 地点を含む東西 24m × 南北 12m × 深さ 4m の範囲内において、汚染源掘削調査を実施した。同調査に際して、周辺土砂の崩壊防止のため深さ 11m まで土留め矢板を設置するとともに、毒ガス関連成分が発生する可能性も考えられたため、二重のテントを設置し、テント内を負圧に管理して作業を行い、テント内の空気は排気除染装置を通して浄化するなど、安全対策に万全を期することとした。

図 1.2.8 は、汚染源掘削調査の施設概要図と全景写真である。

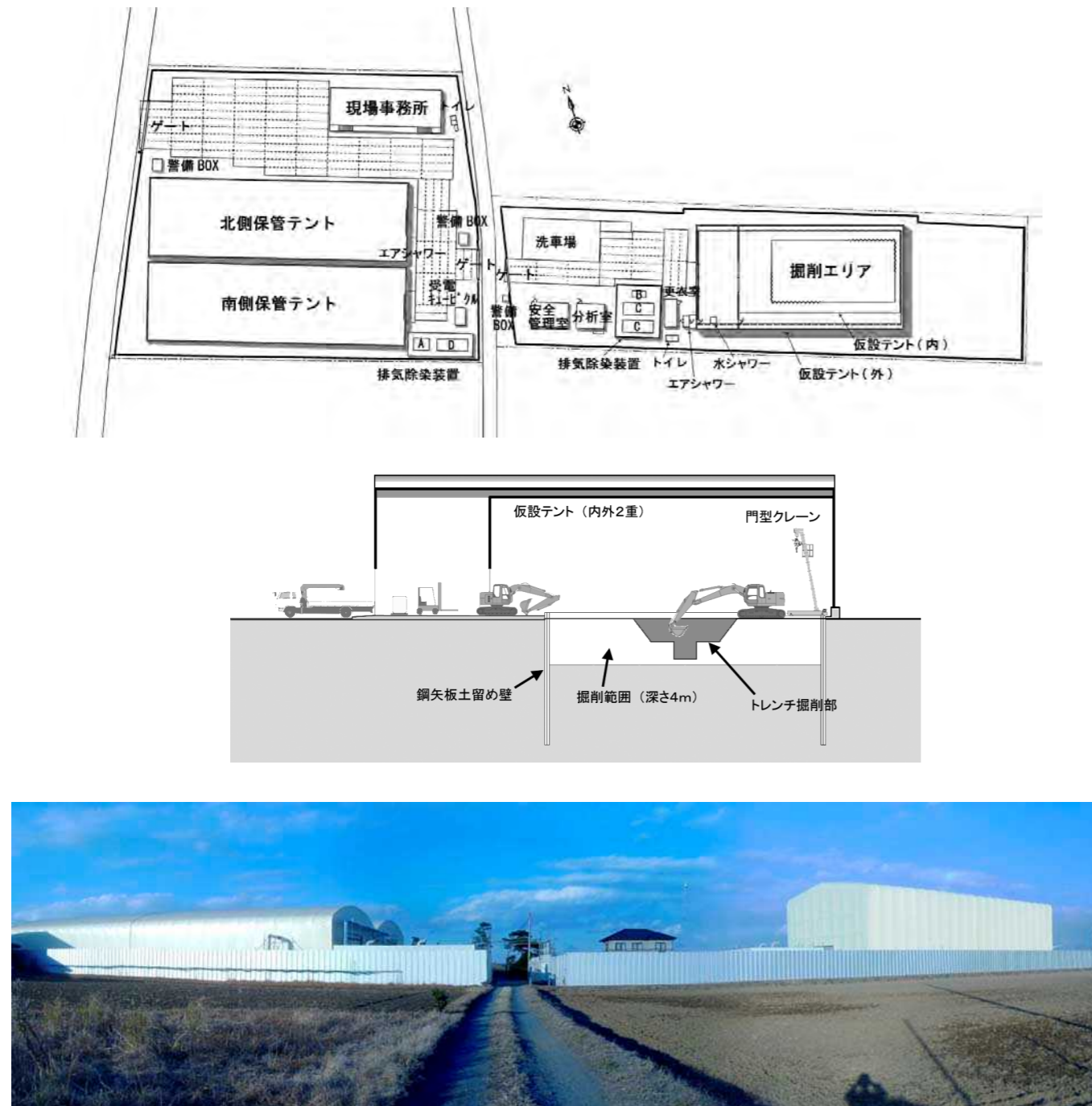


図 1.2.8 掘削調査地点付近の平面図、模式断面図及び全景写真

掘削に際し、地中に毒ガス弾等が存在する可能性もあったため、水平磁気探査とレーダー探査を地表面に対して行うとともに、掘削は以下の手順で実施した。

表層より深さ 4m まで、深さ 0.5m ずつ 8 層に分けて掘削した。

本掘削に先行し、汚染源が存在する可能性が高い南北 2m × 東西 2m × 深さ 3.5m について、深さ 0.5m ずつ 7 層に分けてトレンチ掘削を行った。

深さ 1.0m、2.0m、3.0m、4.0m においてレーダー探査及び金属探査を行うとともに、深さ 0.5m ずつの新たな掘削面に対してガス検知を実施した。

掘削した土壌は、約 100mm 以上の大型物を篩い分けし、土壌以外のもの（プラスチック片、金属くず等）の混入がある場合には目視にて選別した上で、フレコンバックに詰めた。

(2) コンクリート様の塊の発見と除去

汚染源掘削調査は 2004 年 12 月 24 日より開始した。2005 年 1 月 7 日、先行して掘削したトレンチ部の深さ 2.1m にてコンクリート様の塊が発見された。さらに掘削を進めた結果、掘削調査地点内において合計 3 つの大きなコンクリート様の塊が発見され（図 1.2.9）、これらの大きな塊の付近からは、同じ地層内において多くの小塊、小片も発見された。



図 1.2.9 汚染源掘削調査により発見されたコンクリート様の塊（2005 年 1 月 27 日）

このコンクリート様の塊の分析を進めたところ、最大で 4900mg-As/kg の DPAA が検出された。掘削土壌中には、コンクリート様の塊のほかに木片、コンクリートガラ、金属片、飲料水の空き缶等が多数含まれていた。さらにコンクリート様の塊の中からも飲料水の空き缶が発見され、そのうちの一つは、製造年月日が特定できるもので、1993 年 6 月 28 日製造のものであった（図 1.2.10）。また、コンクリート様の塊周辺土壌からも多数の飲料用空き缶が発見され、その最新製造年月は 1993 年 10 月であった。

また、コンクリート様の塊の中からは、DPAA は高濃度で検出されたものの、ジフェニルクロロアルシン、ジフェニルシアノアルシン、マスタード及びブレイサイト等の毒ガス成分及び関連物質は全く検出されなかった（表 1.2.1）



製造年月日 1993(平成5)年6月28日

図 1.2.10 コンクリート様の塊中から発見された飲料用缶

表 1.2.1 化学剤関連化合物分析結果

試料名		-3-1コア 上部60cm 上	-3-1コア 上部60cm 中	-3-1コア 上部60cm 下	-2-1コア GL-2.75m 小塊	-2-1コア GL-3.48m付近 粘土混じり砂	塊 -A-11	塊 -A-15	塊 -A-21	塊 -A-2	定量下限	
含有量	マスタードガス	mg/wet-kg	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.05	
	マスタードジスルフィド	"	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.05	
	ルイサイト1、クロロビニル亜アルソ ン酸及びルイサイトオキシド	mg-As/wet-kg	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.04 ²	
	ルイサイト2	"	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.03	
	ジフェニルクロロアルシン	"	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.3	
	ジフェニルシリアルシン	"	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.1	
	ビス(ジフェニルアルシン)オキシド	"	ND	ND	ND	ND	15	ND	ND	0.05	0.03	
	ジフェニルアルシン酸	"	1800	3400	4800	2000	310	770	360	230	890	0.03
	フェニルアルソン酸	"	190	180	150	130	9.2	46	42	120	200	0.04
	トリフェニルアルシン	"	8.3	6.6	6.3	0.54	0.49	4.5	0.79	2.0	8.8	0.02
	ジフェニルアルシン化合物 ¹	"	1600	2800	3500	1800	330	710	340	220	780	0.03
	フェニルアルソン化合物 ¹	"	160	170	140	160	9.0	54	42	120	210	0.04
	含水率	%	18.0	17.2	17.5	12.9	20.2	19.4	18.9	18.7	17.7	-
	総ヒ素	mg/kg	2,700	3,800	4,300	1,600	770	-	-	-	-	-
	溶出量	ジフェニルクロロアルシン	mg-As/L	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.008
ジフェニルシリアルシン		"	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.0009	
ビス(ジフェニルアルシン)オキシド		"	ND	ND	ND	ND	0.030	ND	ND	0.001	0.002	
ジフェニルアルシン酸		"	200	330	480	220	32	90	38	21	87	
フェニルアルソン酸		"	17	14	15	14	0.73	4.6	3.9	11	22	
ジフェニルアルシン化合物 ¹		"	140	210	290	170	23	92	39	22	94	
フェニルアルソン化合物 ¹		"	19	18	18	17	1.2	4.9	3.7	8.7	22	
pH		-	11.6 (at18.5)	11.5 (at18.5)	11.5 (at19.5)	11.0 (at21.0)	7.9 (at22.0)	10.4 (at24.5)	10.2 (at24.5)	11.3 (at24.5)	11.4 (at24.5)	-
総ヒ素	mg/L	210	350	420	180	31	-	-	-	-		

¹ チオール誘導体化合物として
² 定量下限はルイサイト1とした場合の値

その後、2005年2月22日からはコンクリート様の塊の除去を開始し、2005年4月6日からはコンクリート様の塊の下部の土壌について、地下水の水抜き作業を行いつつ、深さ4mまで掘削除去した(図1.2.11の左上及び右上写真)。

また、2005年7月、先の調査で発見されたコンクリート様の塊が、西側においては土留め矢板の外側にまで広がっている可能性があったため、土留め矢板の西端外側3mの位置まで東西3m×南北12mの範囲について追加の掘削調査を実施した(図1.2.11の左下写真)。

調査の結果、西端部で発見されていたコンクリート様の塊と連続する形で同様の塊が確認され、また、この塊より北側のさらに深いところからも別のコンクリート様の塊が確認された(図1.2.12)。

これらの発見されたコンクリートの塊は、周辺土壌とともにフレコンバックに納められ、処理までの間、

保管テントに仮置きされた(図1.2.11の右下写真)。

環境省は、一連の調査の結果及び当該時点までに実施したA井戸の汚染メカニズム解明のための地下水汚染シミュレーションの結果をまとめ、2005年6月に「茨城県神栖町における汚染メカニズム解明のための調査 中間報告書」(以下「汚染メカニズム中間報告書」という。)を、また、2005年9月に、「茨城県神栖町における汚染メカニズム解明のための調査 中間報告書 追補版」を公表した。汚染メカニズム中間報告書では、A井戸南東90m地点で発見されたコンクリート様の塊がA井戸等の地下水汚染源である可能性が高く、また、コンクリート様の塊は1993年6月以降に何者かに投棄された可能性が高いとしており、同追補版では、DPAAs約290kg(ヒ素換算値)が約87トンのコンクリートのようなものに混ぜられて投棄された可能性が高いとしている。茨城県警では、このコンクリート様の塊を不法投棄した者について捜査を行ったが、現時点で不法投棄した者は特定されていない。



2005年2月25日(水中から塊除去)



2005年4月6日(塊下部をGL-4mまで掘削)



2005年7月11日 西端外側部の掘削



掘削土壌保管状況

図 1.2.11 汚染源掘削調査の作業状況写真

図1.2.12 コンクリート様の塊の分布状況



塊IVの一部



塊I (南側上より見る)



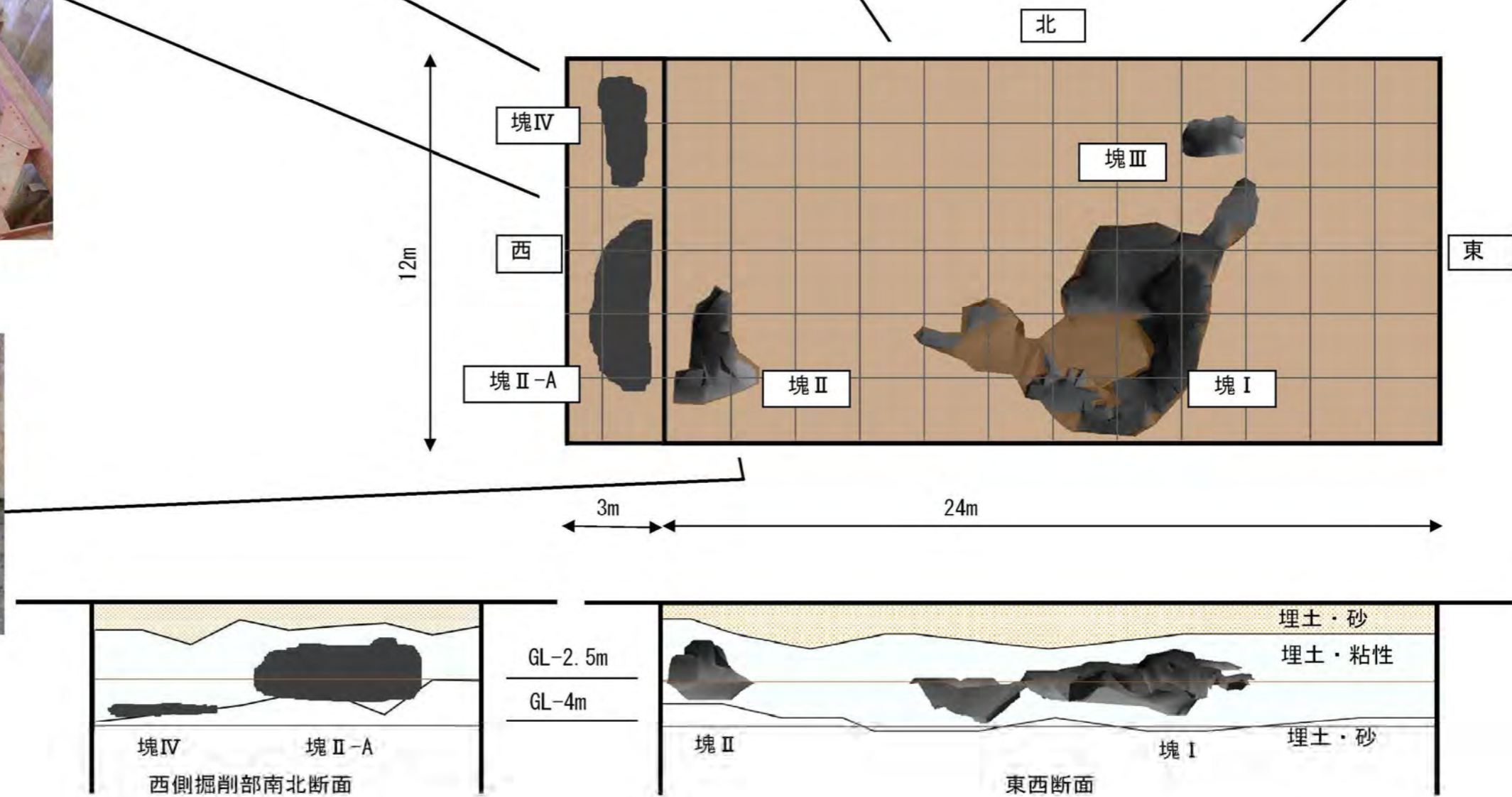
塊III
深さ1.5~2mに存在



塊II-A (塊IIと連続する形で出現)



塊II (東側より見る)



(3) コンクリート様の塊及び汚染土壌等の処理

汚染源掘削調査により発生したコンクリート様の塊及び汚染土壌等については、鹿島共同再資源化センター株式会社（以下「センター」という。）において焼却処理された。

センターにおいて焼却処理を実施するに当たり、DPAA等の分解（無機化）廃棄物との混焼による燃焼への影響及び処理時の安全性を確認する必要があったことから、事前に同処理形式の実証設備による実証試験を行った。実証試験は、室内試験（ラボテスト）、実験炉実験（ベンチスケールテスト）、実証炉実験（パイロットスケールテスト）と規模を変えて3段階で行われた。

その結果は、「茨城県神栖市における有機ヒ素化合物汚染土壌等の焼却処理に関する実証実験報告書（2006年2月）」にまとめられ公表されており、『センターにおける汚染土壌等の焼却処理は技術的に可能と判断できる。ただし、汚染土壌等の混焼率は、概ね3～4%を上限として、現状の操業条件が阻害されないように適切に条件を設定する必要がある。このため、実処理に際しては、現状の操業における変動に対して混焼率を柔軟に変化させて対応することが望ましい。』と評価されている。

さらに、この評価結果を踏まえ、実処理に先立ちセンターの設備において汚染土壌等の処理に係る確認運転を行い、汚染土壌等の混焼率と燃焼状態の関係、排ガス中のヒ素の性状、主灰・飛灰におけるヒ素の性状等の確認・評価を行った。確認運転の結果は以下のとおりである。

1) 混焼率と燃焼状態

- ・ 混焼率（廃棄物と混焼する汚染土壌等の割合）を2～2.5%及び3～4%と変化させたが、キルンの燃焼温度は850～1,100 であり、通常操業時（850～1,100 ）と比べて顕著な変化は見られず、排ガス量の顕著な変化も見られなかった。
- ・ 一酸化炭素（CO）濃度は、どの状況においても大きく変動したり上昇する傾向は見られなかった。
- ・ 二次燃焼炉の温度はどの状況においても通常操業時（900～1,150 ）と同程度であった。
- ・ 主灰の熱しゃく減量は、どの状況においても維持管理基準値（10%）以下であった。
- ・ 排ガス中のダイオキシン類の濃度についても通常操業時と同程度であった。

2) 排ガス中のヒ素の性状

- ・ 排ガス中の有機ヒ素化合物濃度は、バグフィルタ（以下「BF」という。）の前後、煙突入口のいずれの箇所も不検出（ $<0.001\text{mg}/\text{m}^3$ ）であり、焼却処理により有機ヒ素化合物は確実に無機化された。
- ・ 排ガス中の総ヒ素は、BF 前での測定では、粒子状として $0.062\sim 0.68\text{mg}/\text{Nm}^3$ 、ガス状として $0.002\sim 0.008\text{mg}/\text{Nm}^3$ 検出されたが、排ガスの集じん後であるBF 後及び煙突入口では、ガス状及び粒子状のいずれも不検出（ $<0.001\text{mg}/\text{m}^3$ ）となり、ヒ素はBF で確実に捕集され、大気中への排出は無いことが確認された。

3) 主灰及び飛灰におけるヒ素の性状

- ・ 主灰及び飛灰の有機ヒ素化合物の含有量は、全ての検体で不検出（ $<0.02\text{mg-As}/\text{kg}$ ）となり、焼却処理により有機ヒ素化合物は確実に無機化された。
- ・ 主灰及び飛灰（薬剤処理物）の総ヒ素の溶出量は、全ての試料で不検出（ $<0.005\text{mg}/\text{L}$ ）であった。

これを受け、2006年12月1日より本格処理を開始した。なお、掘削現場からセンターまでコンクリート様の塊及び汚染土壌等を運搬する必要があったことから、飛散防止のため密閉容器に移し替えるとともに、センターでの処理期間が概ね2年間と試算されたため、掘削現場からセンター近くに設けた保管場所に一時仮置きし、順次保管場所からセンターに搬入することとされた（図1.2.13）。

に、センターでの処理期間が概ね2年間と試算されたため、掘削現場からセンター近くに設けた保管場所に一時仮置きし、順次保管場所からセンターに搬入することとされた（図1.2.13）。



図 1.2.13 掘削現場、保管場所及び鹿島共同再資源化センターまでの搬入ルート

センターにおける焼却処理量は、表1.2.2に示すとおりで合計約2162tとなった。処理方法は、密閉容器に充填された汚染土壌等を、センターが通常受け入れている廃棄物（一般廃棄物・産業廃棄物）と混焼処理するもので、混焼率は3～4%とされた。図1.2.14はセンター全景及び焼却炉、図1.2.15はセンターにおける処理フローを示す。

表 1.2.2 焼却処理対象物と処理量

汚染物の種類	処理量 (t)
汚染土壌	2,033
コンクリート様の塊及び粗大物	115
汚染米	14
合計	2,162

2004年度に茨城県が調査を行ったところ、ABトラック等の地下水汚染の見つかった地域において農業用水に地下水を用いて生産された米からDPAAが検出された。この米については、県により食用としての販売自粛措置が取られ、その後、コンクリート様の塊及び汚染土壌等とともに焼却処理された。



図 1.2.14 センター全景写真（左）及び焼却炉（右）

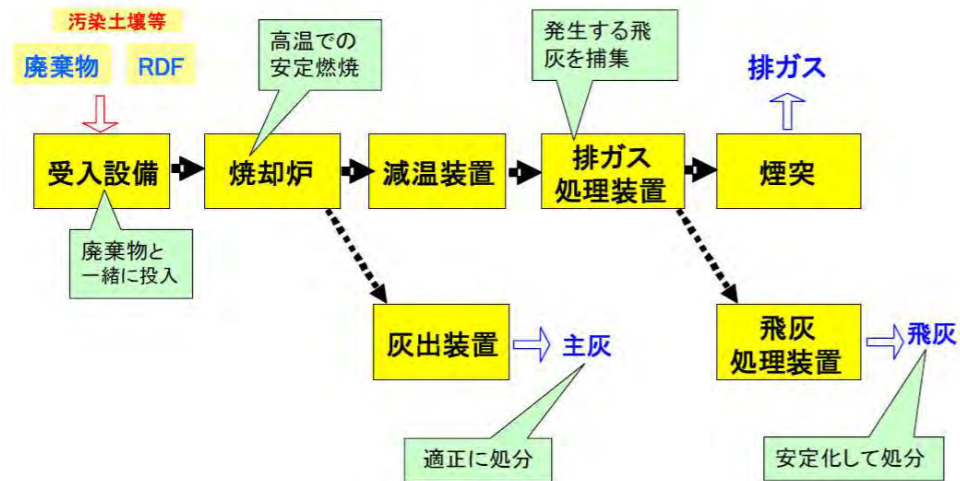


図 1.2.15 センターにおける汚染土壌等の焼却処理フロー

RDF：「Refuse Derived Fuel」の略称でゴミ固形化燃料とも言う。生ゴミ・廃プラスチック、古紙などの可燃性のごみを、粉碎・乾燥したのちに生石灰を混合して、圧縮・固化したもの

焼却処理は、2007年12月25日まで実施され、その後、焼却施設に処理の影響が残っていないことを最終的に確認するためのモニタリングが実施された。

焼却処理においては、当該処理の全期間を通じ、焼却施設の燃焼温度等に大きな変化はなく、通常の操業と同様の処理を行うことができた。また、施設に係るモニタリング結果については、排ガス、主灰及び飛灰の全ての検体において有機ヒ素化合物は不検出であり、汚染土壌等に含まれていた有機ヒ素化合物は無機化されたことが確認された。さらに、排ガス中の総ヒ素含有量、主灰及び飛灰からの総ヒ素の溶出量も全ての検体で不検出であった。センターの周辺の環境についても、汚染土壌等の処理前から処理終了後まで環境モニタリングを実施し、その結果、いずれの調査においても、周辺環境の大気（粉じん）及び土壌から有機ヒ素化合物は検出されなかった。

以上から、茨城県神栖市における有機ヒ素化合物による汚染土壌等の処理等の作業は、適切に終了したことが確認された。

1.2.4. 地下水汚染シミュレーション等による汚染メカニズムの解明

(1) 神栖地域の水理地質概要

神栖市は茨城県の南端部に位置し、低平な低地が広がっている。図 1.2.16 は神栖地区の地形と AB トラックの位置関係図、図 1.2.17 は地下水流向に沿った地質断面図(図 1.2.16 の X-X' 断面)である。AB トラックは、砂州性低台地の中央に位置し、中心付近の標高は 5m から 7m と、周辺の常陸利根川等付近と比較すると数 m 高い。ボーリング結果等から推定される神栖市の地盤構成は、図 1.2.17 に示すとおり、おおむね表層から、埋土層(B)、沖積砂層(As)、沖積砂礫層(Ag)、第一洪積砂層(Ds1)、第一洪積砂礫層(Dg1)、第二洪積砂層(Ds2)、第二洪積砂礫層(Dg2)、洪積粘土層(Dc)となっている。

付近一帯では、1960 年代から現在に至るまで、良質な砂利が採取されることから、概ね深度 10m までを対象にコンクリート骨材用の砂利採取が行われている。砂利採取によって生じたくぼ地は、粗粒分を抜き取った掘削土と近傍で採取された山砂で埋め戻されており、埋土層(B)の透水性は自然地盤より低い。自由地下水面はこの埋土層の深度 2~4m 付近にある。

また、沖積砂層、沖積砂礫層、洪積砂層及び洪積砂礫層の分布は複雑で、単層ごとの連続性の把握は難しい。その中でも、透水性が非常に高く主な地下水流動層を形成する第二洪積砂礫層(Dg2)は、AB トラック内では深度 30m 付近に分布し、その層厚は 1m から 10m である。図 1.2.18 はボーリング調査から推定される第二洪積砂礫層(Dg2)の下限コンター図と層厚図であるが、AB トラックの南側は下限標高が高くなり、AB トラック南側にはこの層は存在しない。その下位には洪積粘土層(Dc)があり、シルト質砂や粘土からなる難透水層が連続して分布している。

また、この地域では、浅層地盤は透水性の高い砂層や砂礫層で形成されており、農業用水や生活用水として地下水が広く利用されてきた。河川水を水源とする上水道が整備されているが、依然とし飲用以外の用途には地下水を併用している家庭も多い。また、AB トラックの北西には茨城県企業局の工業用の揚水井戸が 10 本存在し(図 1.2.16 赤丸) 総量として概ね 3000m³/日程度の地下水が汲み上げられている。

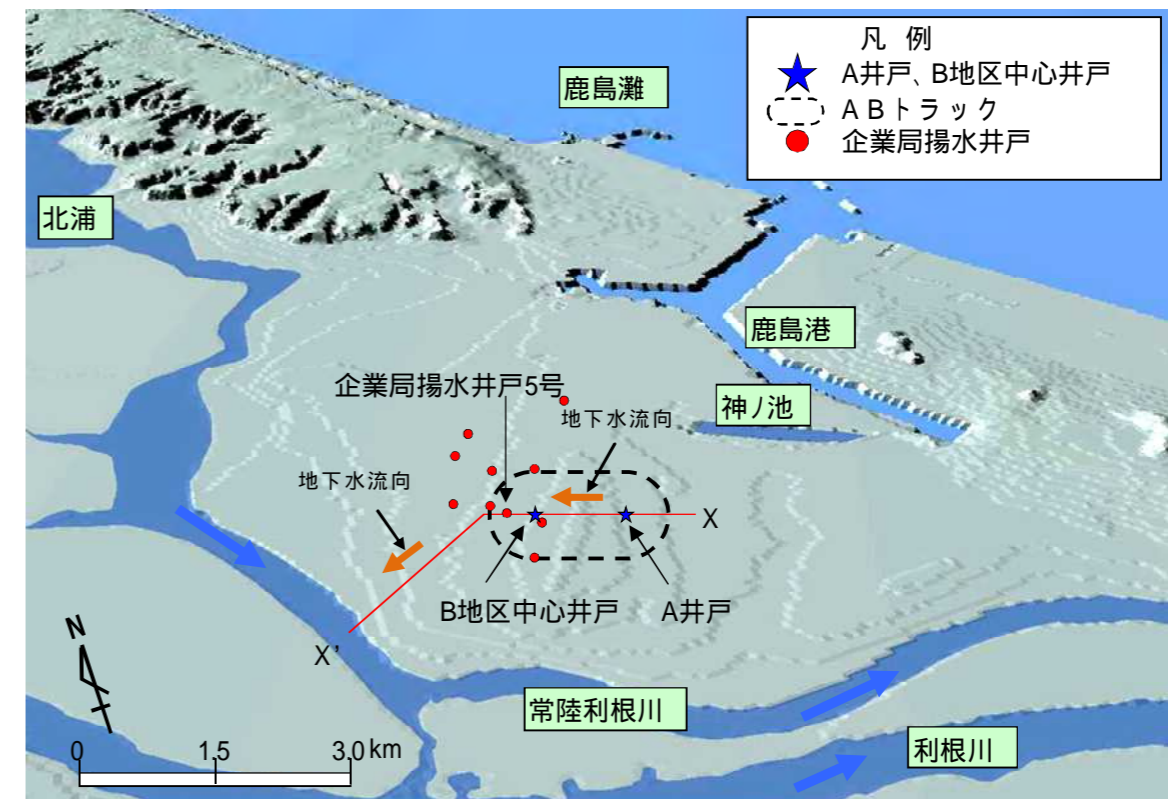


図 1.2.16 神栖市周辺の地形鳥瞰図(国土地理院発行 数値地図 50m メッシュ(標高))より作成)

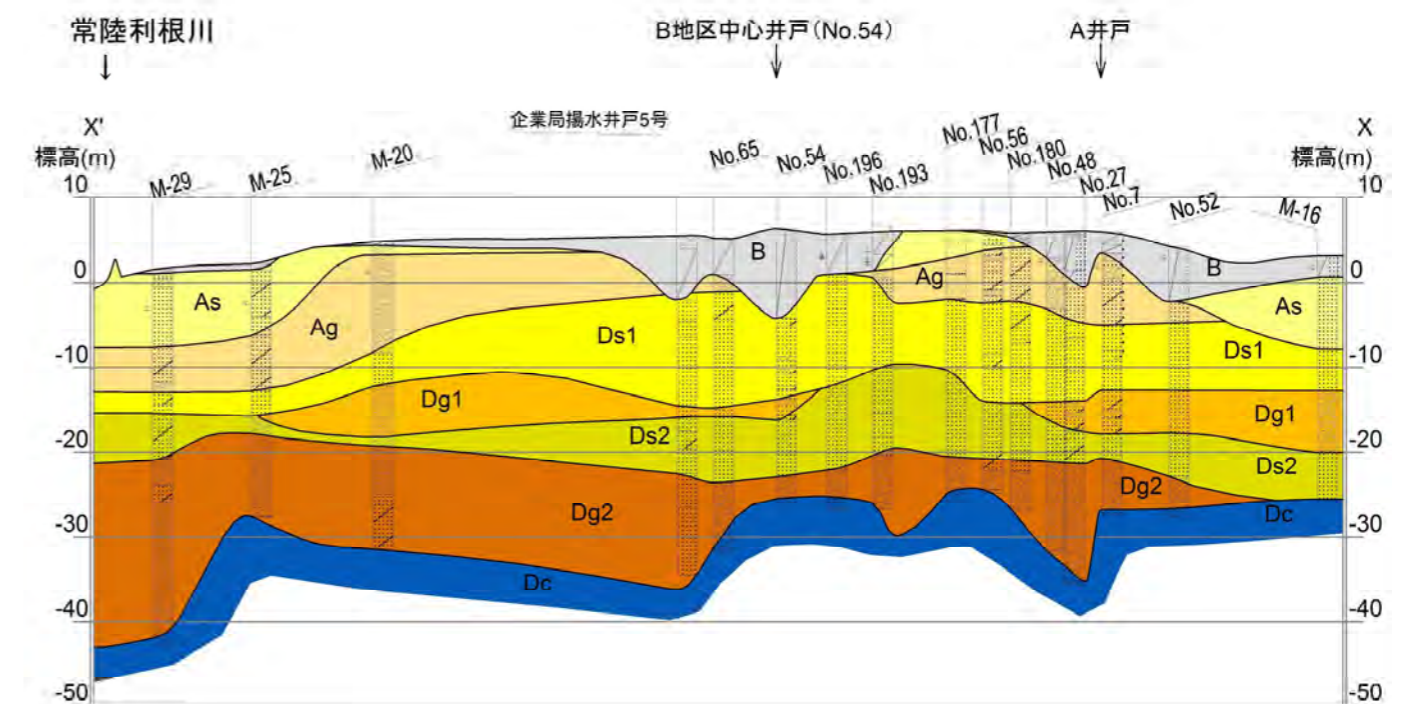


図 1.2.17 地下水流向に沿った地質断面図(ボーリング調査結果より作成)

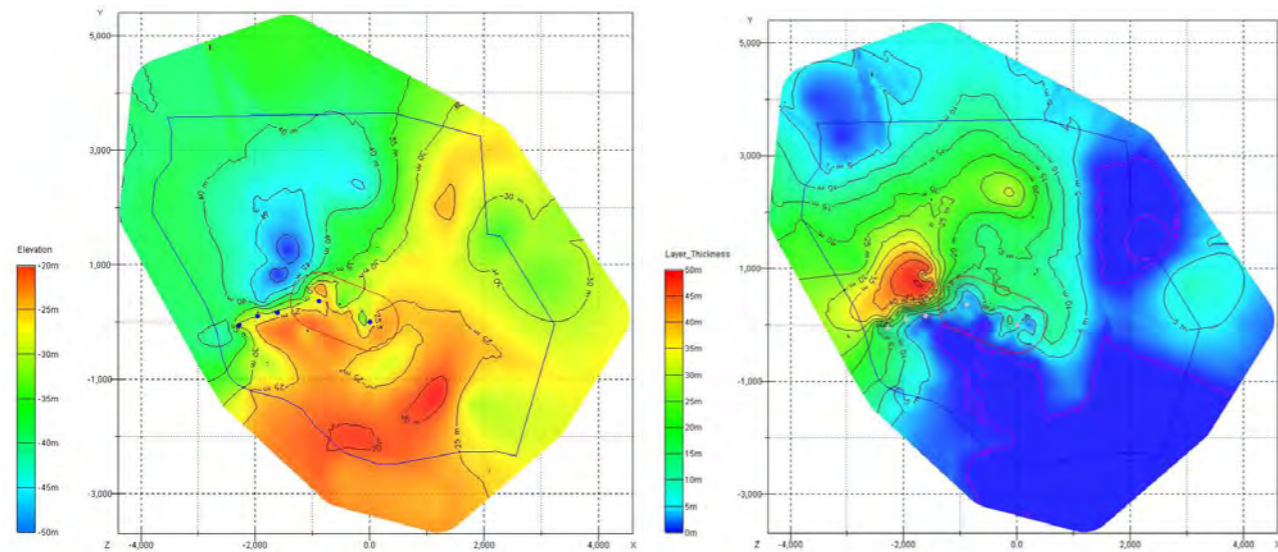


図 1.2.18 神栖地区における第二洪積砂礫層(Dg2)の下限コンター図(左)と層厚図(右)

定期的な地下水位観測及び汚染メカニズム中間報告書に示した広域地下水シミュレーションの結果、ABトラック付近の地下水は、大局的にはA井戸からB地区、そして常陸利根川に向かって流下していることが確認された。

また、同シミュレーションにおいて、地下水汚染発覚前の企業局揚水井戸の稼働条件を想定した場合と、仮に企業局揚水井戸の稼働がなかったと仮定した場合の地下水流向を予測して比較したところ、当該井戸が稼働していた結果として、地下水汚染発覚前はA井戸からB地区に向かう地下水流れが卓越していたことが推測され、少なからず企業局揚水井戸が地下水流動に影響を与えていたことが示唆された(図 1.2.19)。

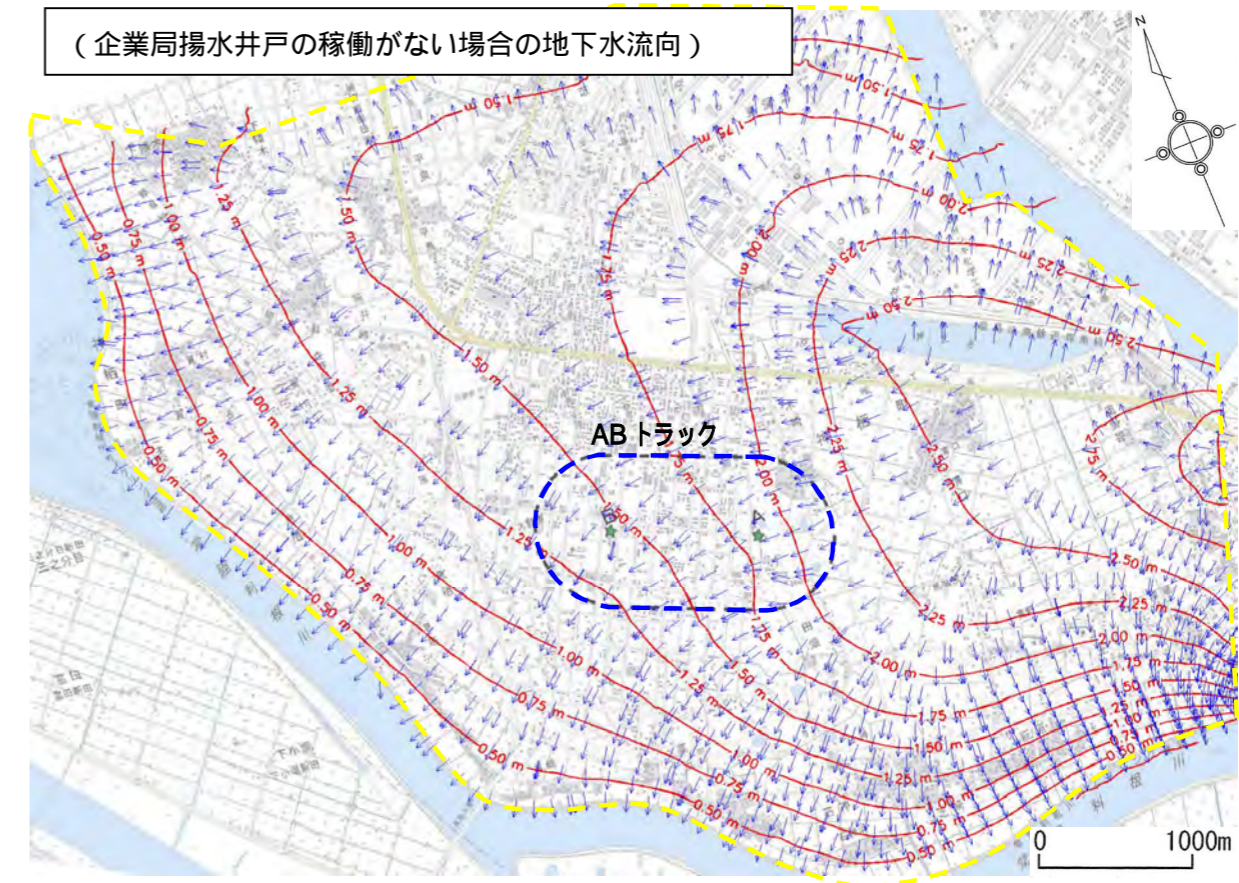
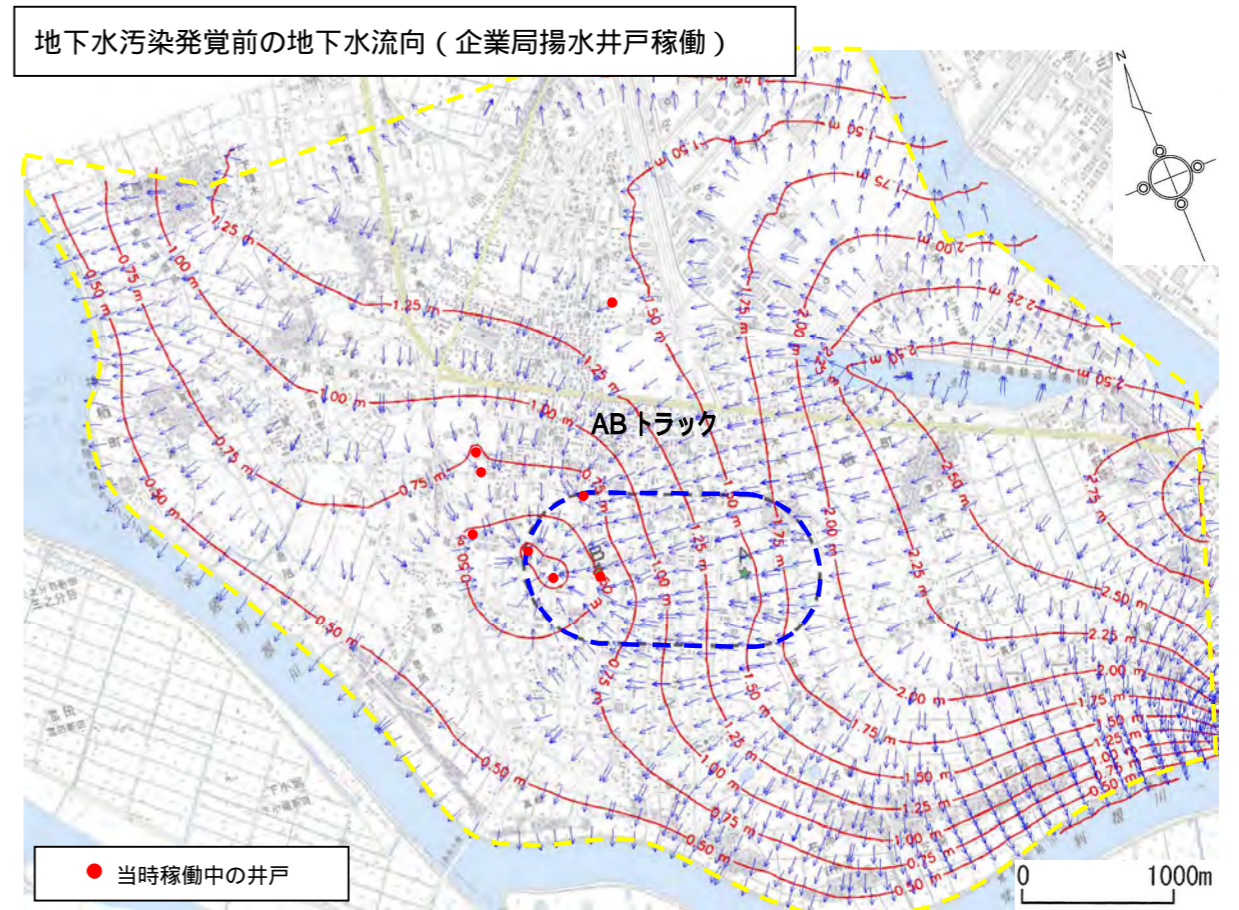


図 1.2.19 企業局揚水井戸稼働有無による地下水流向の違い

(2) 地下水汚染シミュレーション等による汚染メカニズムの解明調査のフロー

汚染源の除去以後も、地下水中の汚染濃度の変化を解析するため、汚染メカニズム解明調査を継続して実施した。具体的には、地歴等の情報収集調査を追加的に実施するとともに、地下水モニタリングを継続し、地下水汚染シミュレーションについては対象範囲をABトラック全域まで拡大して実施するなどの調査を行った。

これらの結果については、2007年6月に「茨城県神栖市における汚染メカニズム解明のための調査 地下水汚染シミュレーション等報告書」（以下「シミュレーション等報告書」という。）として公表されている。

汚染メカニズム解析においては、シミュレーションに必要な物性を把握するための揚水試験等を行った上で、当時の地下水汚染の範囲やコンピュータの性能などを考慮してモデルを構築し、A井戸付近、ABトラック全体及びB地区を対象にした3つのシミュレーションを実施した。

図1.2.20は、汚染メカニズム解明調査のフローである。

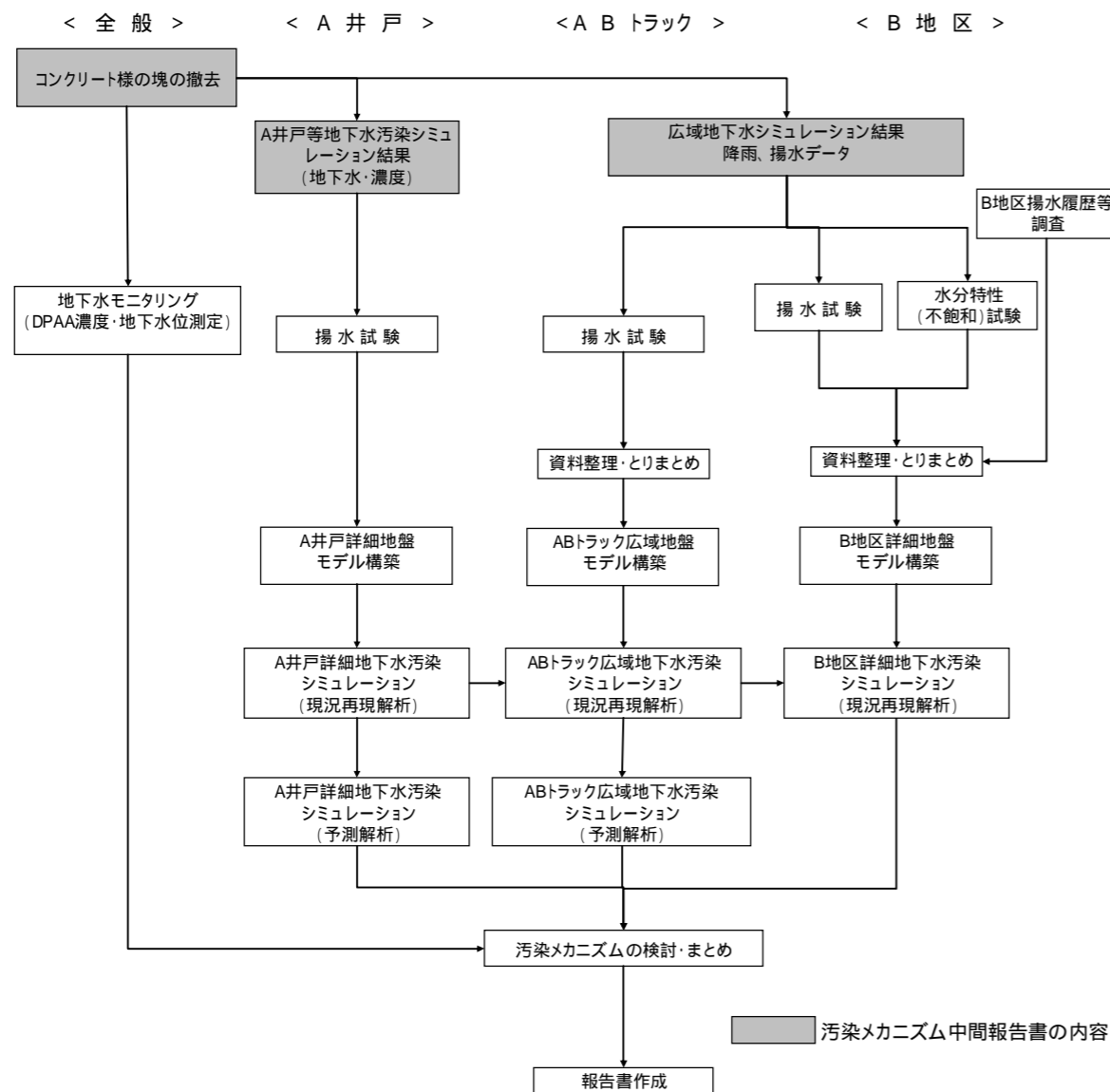


図1.2.20 汚染メカニズムの解明調査のフロー

(3) A井戸詳細地下水汚染シミュレーション

A井戸近傍の地下水汚染メカニズムを解明するため、特にA井戸の揚水による深層部の地下水流向等の変化を精度よく反映できるようにモデルを構築しシミュレーションを行った。コンクリート様の塊で実施した溶出試験において3200mg-As/Lという結果が得られていたことから、本シミュレーションでは、コンクリート様の塊からのDPAA溶出濃度を、3200mg-As/Lよりも高いものと低いものの3ケース(1000、3200、10000mg-As/L)を設定し、この3ケースを比較することで、当初の汚染源溶出濃度である3200mg-As/Lの妥当性を検証した(図1.2.21)。さらに、DPAA濃度が、時間の経過やコンクリート様の塊からの溶出が進むに従って低下していく条件下でも、現況の地下水汚染状況が再現できるかどうかについて検討を行った。なお、シミュレーションにおける地下水汚染発生時期は、コンクリート様の塊周辺土壌から発見された最新の飲料用空き缶の製造年月である1993年10月とした。

シミュレーション結果をまとめると、以下のとおりである。図1.2.22は、現況再現解析結果から想定されるA井戸周辺の汚染メカニズム模式図である。

コンクリート様の塊から溶出したDPAAを高濃度に含む水は、周辺の地下水よりも密度が大きいため降下浸透する。その後、深度25~30mに分布する透水性の良い砂礫層に達した時点で水平方向に流れの方向を変え、速い流速でA井戸直近を通過し西方へ流れていく。

汚染源掘削調査によりコンクリート様の塊(汚染源)を撤去した効果により、深度30m付近では徐々に高濃度の汚染ブルームが減少する傾向となる。

A井戸の汚染は、A井戸の揚水に伴って、浅層部を主体に広がってきた汚染地下水と、で述べた深層部を主体に広がってきたより高濃度の汚染地下水とが併せて吸い込まれることによって引き起こされていることが示唆される。

投棄された直後のコンクリート様の塊からのDPAA溶出濃度は、現況の地下水汚染状況を再現するには3200mg-As/Lと考えるのが妥当である。

コンクリート様の塊を除去し、その後地下水等の対策を行わない場合を想定すると、地下水汚染範囲は時間の経過とともに徐々に小さくなる傾向となり、特に深度30m付近においては、汚染されていない地下水の希釈効果により濃度の減少が早い。掘削調査地点及びA井戸付近においては、地下水中のDPAA濃度が概ね0.01mg-As/L以下になるのは、2007年を基準とすると約60年後の2067年と試算される。

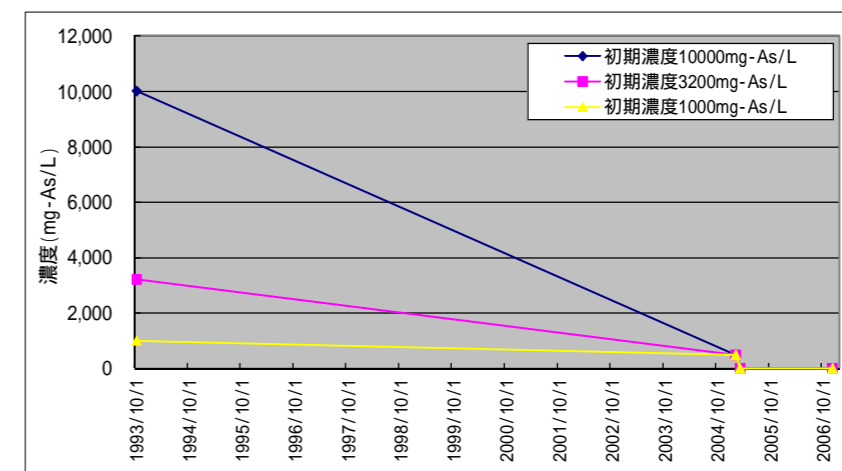


図1.2.21 A井戸詳細地下水汚染シミュレーションにおける汚染源の濃度設定

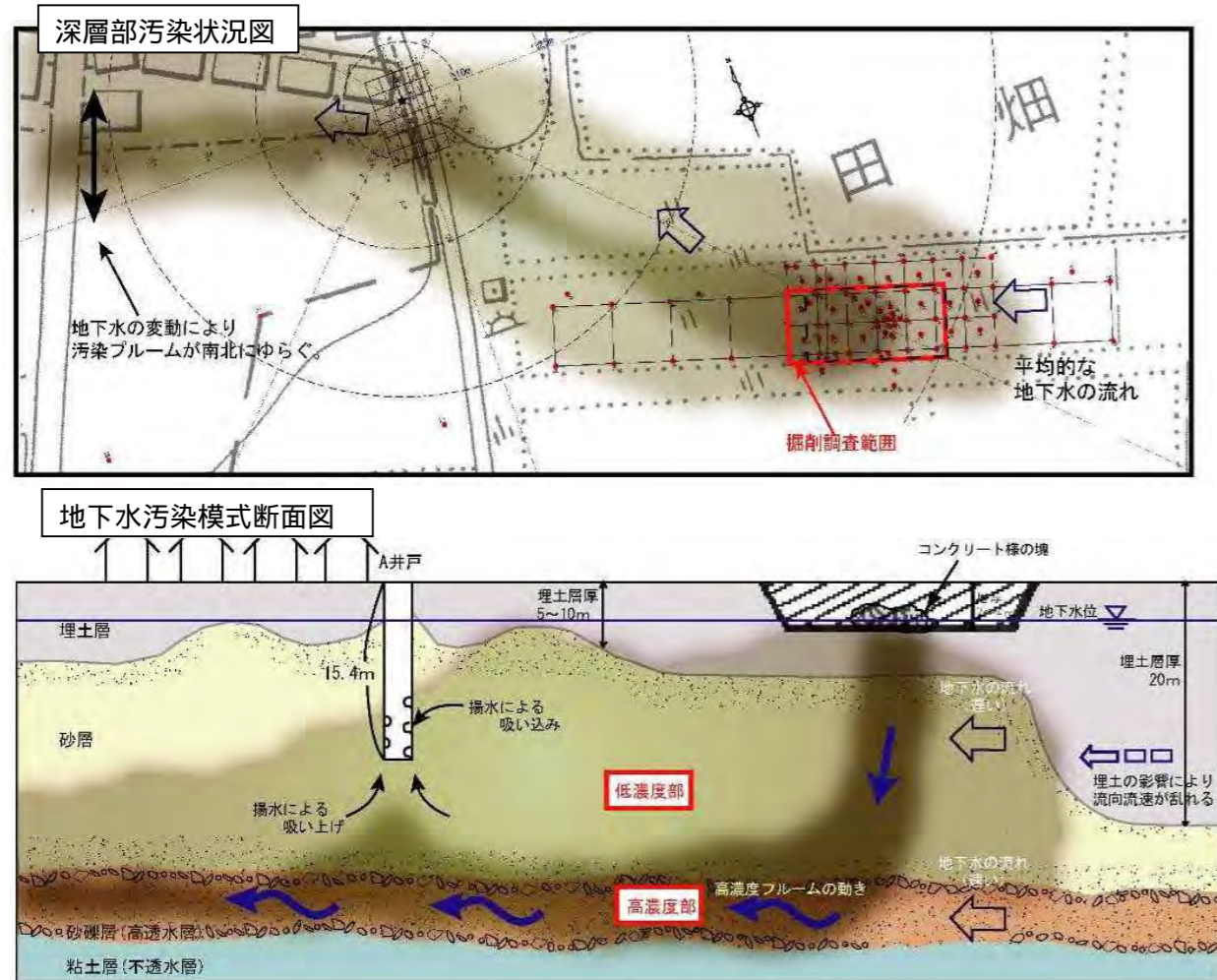


図 1.2.22 A 井戸周辺の汚染メカニズム

(4) ABトラック広域地下水汚染シミュレーション

コンクリート様の塊から溶出し、その直下の流速の速い砂礫層に達した DPAA を含む汚染地下水が、B 地区及び AB トラック南西地域で確認されている地下水汚染の汚染源となりうるかについて、降雨条件、企業局井戸の揚水状況の変化、及び汚染メカニズム中間報告書の広域地下水シミュレーションで得られた地下水位条件等を考慮して地下水汚染のシミュレーションを行った。

シミュレーション結果をまとめると、以下のとおりである。図 1.2.23 は、現況再現解析結果から想定される AB トラックを含む広域範囲における深層部地下水汚染状況図である。

DPAA を含む汚染地下水は、1996 年 1 月頃にコンクリート様の塊直下の流速の速い砂礫層に到達してから、汚染地下水は移流拡散により B 地区方向へ進み、約 2 年後の 1998 年 1 月頃に B 地区の深度 30m に 0.01 mg-As/L の汚染が到達する。

汚染地下水は、さらに周辺の企業局揚水井戸の揚水の影響を受け西に向かう。汚染地下水は、2003 年 9 月までは AB トラック内の企業局揚水井戸が稼働していたことから AB トラック内にとどまっていたが、2003 年 9 月以後、同井戸の揚水が停止したことから、さらに西方に向かい AB トラックの南西地域に到達する。

及びの結果より、B 地区及び AB トラック南西地域で確認されている深層部（深度 30m）の地下水

汚染の汚染源は、A 井戸南東 90m 地点で発見されたコンクリート様の塊である可能性が示唆される。コンクリート様の塊を除去し、その後地下水等の対策を行わない場合を想定すると、2027 年までは、地下水の汚染範囲は地下水流動方向に対しやや側方へ広がるものの以後は緩やかに汚染範囲が縮小する。

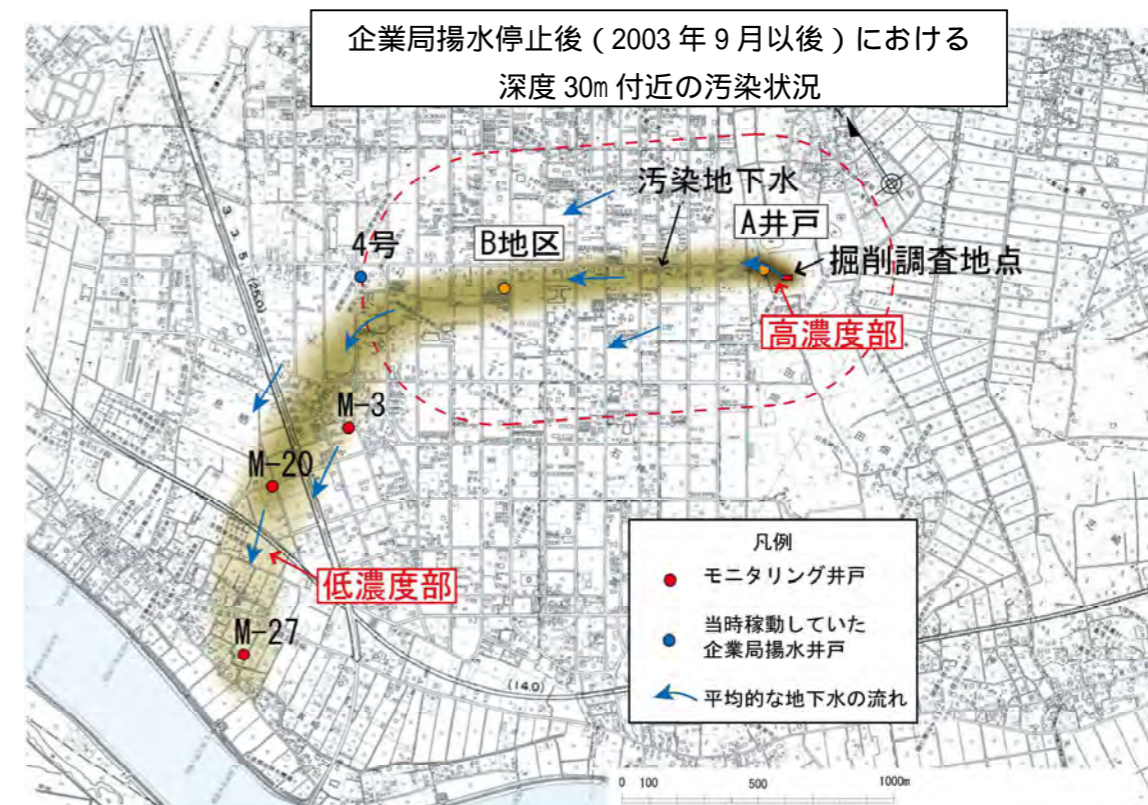
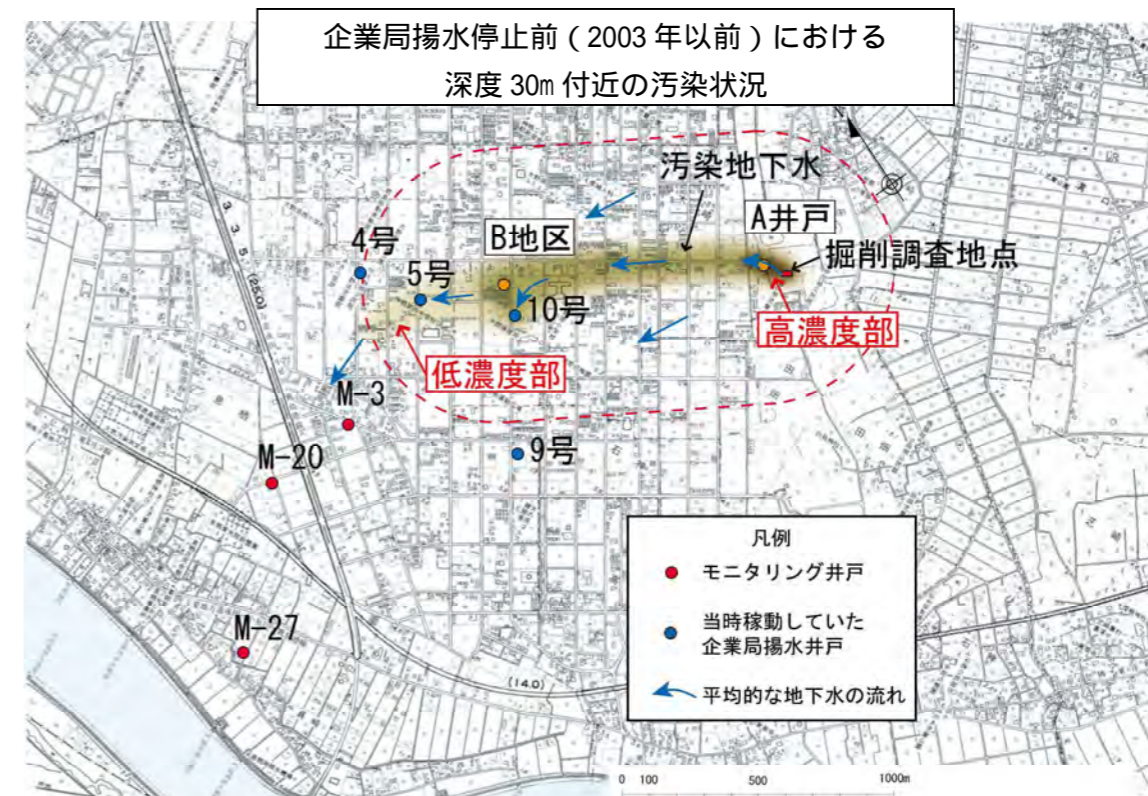


図 1.2.23 AB トラックを含む広域範囲における深層部地下水汚染状況図（企業局揚水停止前後の状況）

(5) B地区詳細地下水汚染シミュレーション

B地区詳細汚染地下水シミュレーションは、B地区中心部の東部に位置する農業用井戸からの揚水等が浅層部の地下水汚染に影響しうるのかを検証することを目的に実施した。

シミュレーション結果をまとめると、以下のとおりであり、B地区付近の表層に別の高濃度の汚染源がなくとも、A井戸付近から移動してきた汚染地下水がB地区全体の地下水汚染源になりうるということが検証された。図1.2.24は、現況再現解析結果から想定されるB地区の汚染メカニズム模式図である。

A井戸方向の深度25～30m付近から移動してきた汚染地下水は、深層部を主体にB地区中心方向へと拡がる。

B地区の東側にある農業用井戸（深さ20m）は、汚染地下水の流れの中心に位置し、かつ揚水量も多いことから、深層部の地下水を吸い上げることで周辺の浅層部にまで汚染地下水を上昇させる。

農業用井戸から汲み上げた汚染地下水を、2001年から2004年にかけてB地区の東部にある水田全面に湛水させたことにより、灌漑期間中（4月～9月）は、汚染地下水の地表からの浸透に伴い水田部地下水のDPAA濃度は高くなり、B地区中心方向へ濃度を低下させながら拡散する。浅層部における汚染地下水の濃度は灌漑期間からやや時間遅れを持って上昇し、2001年以降このパターンを繰り返す。

以上のことより、B地区の浅層部で検出された汚染は、過去に行われた農業用井戸による汚染地下水の揚水や揚水した汚染地下水の水田への涵養（浸透）などの水利用等の影響であったことが示唆される。

(6) コンクリート様の塊以外の汚染源の可能性

地下水汚染シミュレーションで地下水汚染状況を再現した結果からは、A井戸周辺、B地区、ABトラック南西地域等で確認されている地下水汚染については、いずれもA井戸南東90m地点で発見されたコンクリート様の塊が汚染源であると考えられた。また、地下水モニタリングの状況からは、B地区やABトラック南西地域においては、A井戸周辺や掘削調査地点周辺で確認されているレベルの高濃度の地下水汚染は確認されていない。

他方、旧軍関連施設及び旧軍毒ガス兵器に関して情報収集調査を行ったところ、終戦時、現神栖市内において、旧軍がくしゃみ剤やそれに関連する毒ガス兵器（あか弾・あか筒）を大量に保有していたとの情報やこれらの製造に係る旧軍施設等の情報は確認されなかった。このため、神栖市の事案については、旧軍毒ガス兵器（あか弾・あか筒）の廃棄・遺棄行為によるものではないと判断される。また、旧内閣中央航空研究所についても情報収集調査を行ったが、A井戸近傍における終戦後の旧内閣中央航空研究所からの木箱の搬送に係る証言情報であるものの、木箱の中身は毒性のない液体であったとのことであり、常温では結晶状の固体であるくしゃみ剤やDPAAには該当しないことから、くしゃみ剤やそれに関連する毒ガス兵器（あか弾・あか筒）とは関係ないと判断される。

上記より、B地区やABトラック南西地域には、A井戸南東90m地点において1993年6月以降に投棄されたと推定されるコンクリート様の塊と異なる汚染源が存在する可能性は低いと考えられる。また、コンクリート様の塊に含まれていたDPAAは、神栖市内にかつて存在していた旧軍部隊等において製造・保有されていたものではないと考えられる。

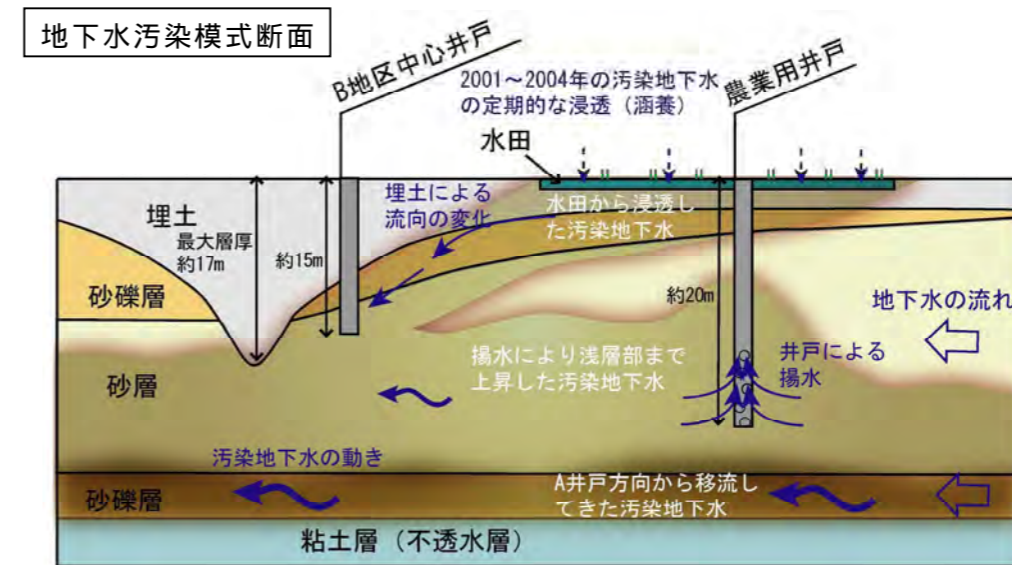
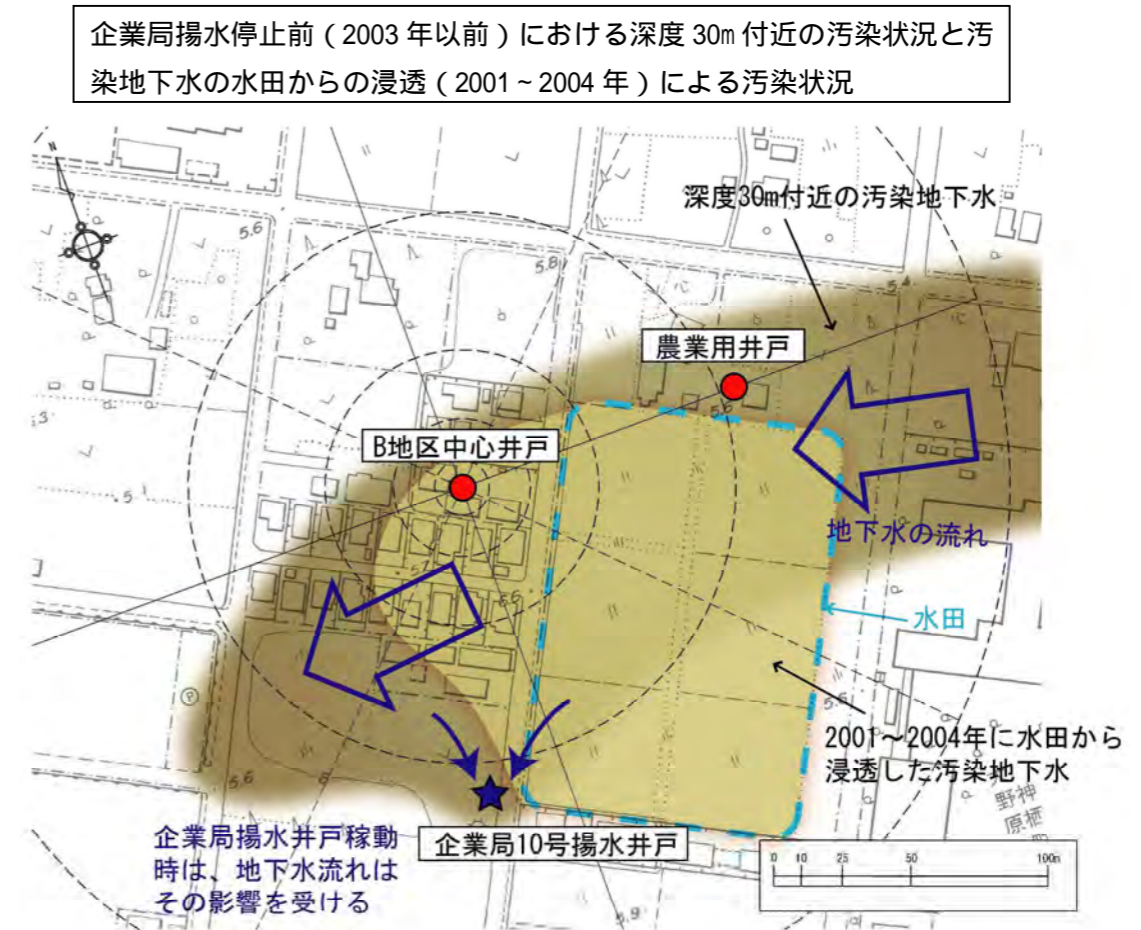


図1.2.24 B地区の汚染メカニズム

1.3. 高濃度汚染対策

1.3.1. 高濃度汚染対策の実施に至る経緯

2003年3月に、茨城県神栖町（当時）で発覚したDPAAによる地下水汚染については、何者かが地中に投棄したDPAAを含むコンクリート様の塊が汚染源であることが判明した。発見されたコンクリート様の塊は、その後、周辺の汚染土壌とともに全て現場から除去され焼却処理されたが、それらを除去した後においても、A井戸付近や掘削調査地点の地下水からは依然として高濃度のDPAAが検出される状況にあった。高濃度の汚染地下水が残存することは、汚染拡大の原因にもなりうることから、高濃度汚染対策を実施することとされた。

高濃度汚染対策の実施に先立ち、環境省では平成17年度有機ヒ素化合物等に汚染された土壌及び地下水の浄化技術に関する調査研究業務を実施した。その結果、当該地の水理条件においては揚水浄化技術が最も適切と判断された。

1.3.2. 高濃度汚染対策手法検討のための揚水可能量等の調査

(1) 調査の目的

高濃度汚染対策の手法を検討するに当たり、掘削調査地点の表層には付近と比較して高濃度の汚染が残存していたこと、さらには掘削調査地点の深さ4m程度までは、粘性土を主体とした埋戻し土であったことから、効果的な対策のためには、ある程度の流速を強制的に発生させる揚水と注水の併用や、地下水面上位に存在するDPAAの除去を目的とした地表部からの水の浸透を組み合わせた対策が有効と考えられた。

このことを踏まえ、環境省は、2007～2008年にかけて掘削調査地点における高濃度汚染対策の具体的な方法の検討のための基礎資料を得ることを目的とした調査を実施した。

(2) 調査の概要

調査は以下の4項目を行った。

- 表層土壌の透水性を把握するための表層浸透試験及び1次元浸透解析
- 適正揚水量及び注水量を把握するための揚水試験及び揚水注水併用試験
- 土壌のDPAA脱着特性を把握するためのカラム試験
- 実対策規模の揚水量及び注水量を検討するための数値解析と現場実証試験

(3) 透水性

表層浸透試験は、掘削調査地点内の粘性土と砂質土の2箇所の埋土の透水性を把握するために実施した。結果は表1.3.1に示すとおりで、粘性土の透水係数は $2.19 \sim 5.48 \times 10^{-4}$ cm/s、砂質土のそれは $7.95 \times 10^{-3} \sim 3.08 \times 10^{-2}$ cm/sとなり、砂質土が粘性土よりも100倍近く透水係数が高いことが判明した。

表 1.3.1 表層浸透試験に基づく透水係数一覧

地点名	イベント	R [cm]	r [cm]	L [cm]	平衡水位 [水位標高m]	h1 [水位標高m]	h2 [水位標高m]	h1 [cm]	h2 [cm]	t2-t1 [分]	K:透水係数 [cm/sec]
P1 (粘性土)		96	48	50	3.15	2.56	2.67	59	48	265	2.19E-04
					3.08	2.56	2.67	52	41	260	2.57E-04
					2.75	2.56	2.66	19	9	425	4.93E-04
					2.78	2.56	2.67	22	11	355	5.48E-04
P2 (砂質土)					3.34	2.97	3.13	37	21	20	7.95E-03
					3.14	2.94	3.03	20	11	15	1.12E-02
					3.22	2.99	3.15	23	7	20	1.67E-02
					3.12	2.97	3.07	15	5	10	3.08E-02
		3.20	2.87	3.01	33	19	15	1.03E-02			

イベント：注水のこと
R：ケーシングパイプの内径
r：透水部の半径
L：透水部の長さ
h1：t1時における平衡水位との水頭差
h2：t2時における平衡水位との水頭差
平衡水位：各イベントでの最高水位

(4) 揚水量及び注水量

揚水量と注水量については、3段階の調査を行った。第1段階は段階揚水試験により限界揚水量を、第2段階は限界揚水量での揚水を行いながらの段階注水試験により限界注水量を求めた。第3段階は、第2段階で求めた限界揚水量で揚水を行いながらの限界注水量において、24時間連続揚水及び注水試験により、安定的に揚水・注水できるか、さらには周辺観測井戸で異常な地下水位の変動がないかを確認した。

第1段階及び第2段階の調査結果は、表1.3.2に示すとおりで第1段階の限界揚水量は5.7L/min、第2段階の限界注水量(揚水併用)は2.5L/minとなった。さらにこの流量条件下で24時間連続運転を実施したが、周辺観測孔において異常な水位上昇、水位低下を示す井戸は確認されず、この流量条件であれば揚水・注水できると判断された。

表 1.3.2 段階揚水試験及び段階揚水注水併用試験結果

項目	対象孔	限界揚水量 (L/min)	限界注水量 (L/min)	備考
段階揚水試験	F-17	5.7		
段階揚水注水併用試験	F-16(注水) F-5(揚水)		2.5	限界注水量はF-5にて5.7L/minの揚水を行いながらの値

(5) 土壌のDPAAの脱着特性

土壌のDPAAの脱着特性を把握するため、現場の汚染土壌を用いカラム試験を実施した。カラム試験は流速条件を3つに分けて実施した。

結果は、表1.3.3に示すとおりで、高流速条件下(RUN1)では遅延は発生しなかったが、中～低流速条件下(RUN2、RUN3)では1.7～1.9の遅延係数が得られた。

表 1.3.3 土壌の DPAA 脱着特性試験結果

系列	土壌試料名	平均流量 (ml/min)	流速(cm/min)		断面積 (cm ²)	有効間 隙率	透水係数 (cm/sec)	遅延 係数	総ヒ素含有量 (mg/kg)		除去率
			ダレ流速	実流速					初期	最後	
RUN1	F16GL-2.5~3.3m	10.7	0.28	0.84	38.465	0.33	1.9E-03	0.9 ¹	5.9	5.1	0.14
RUN2	F16GL-2.5~3.3m	1.11	0.029	0.10	38.465	0.29	1.5E-03	1.9	5.9	17	-1.88 ²
RUN3	F18GL-2.5~3.3m	0.14	0.0036	0.013	38.465	0.29	3.9E-04	1.7	5.8	5.3	0.09

1: 遅延係数は、非吸着の NaCl とヒ素の濃度半減時点の通水量より算出し、理論上「1」は以上となるが、高流速条件下 (RUN1) では、試験上の誤差により 0.9 となった。

2: 初期値と通水後の最後の分析の対象とした試料の濃度に差があり、最後の分析を行った試料の濃度が初期よりも高かったため除去率がマイナスとなった。

(6) 現場実証試験による掘削調査地点内における適正揚水量及び注水量の確認

前述の揚水注水併用試験結果に基づき、数値解析にて掘削調査地点における適正な揚水量及び注水量を検討した上で現場実証試験を行った。検討に際し、F-16 での限界注水量が 2.5L/min と極めて少なかったことから、雨水や注水による浸透効果を促進させるため、深さ 2.0~2.5m に層厚 0.5m の砕石を敷設した。敷設した砕石は、砕石 4020 (粒度範囲 20~40mm) である。

数値解析の結果、揚水量 60m³/日、注水量 50m³/日程度であれば異常な地下水位の変動はないと予測されたため、現場実証試験にて確認を行った。結果は、表 1.3.4 に示すとおり、24 時間連続試験により、42m³/日程度の注水量が確認されたが、周辺の観測孔での地下水位に著しい上昇は見られず、注水可能量としてはさらに余力があると考えられた。各井戸の揚水量は、試験時の井戸の水位低下量から考えてほぼ最大量と考えられたが、揚水井戸を増やし総揚水量を増やすことで、総注水量も増やすことが可能と考えられた。

表 1.3.4 掘削調査地点における連続揚水注水現場実証試験結果一覧

試験内容	井戸名	時間	単位揚水・注水量 (L/分)	時間毎の揚水・注水量 (L)	各孔の揚水・注水総量 (L)	試験全体での揚水・注水総量 (L)	揚水・注水量 (m ³ /日)	
注水	F-20, F-21	29日14:00~15:20	100 (50L/min × 2孔)	8000	31680	45440	41.9	
		29日15:20~30日16:00	16 (8L/min × 2孔)	23680				
	F-16, F-17 F-18, F-19	29日14:00~15:20	24 (6L/min × 4孔)	1920	13760			
		29日15:20~30日16:00	8 (2L/min × 4孔)	11840				
揚水	F-6	29日14:20~17:00		6	19320	53493	50.0	
		29日17:00~30日8:30		12				11160
		30日8:30~10:00		20				1800
		30日10:00~16:00		15				5400
	F-22	29日14:20~17:00		6	960			4713
		29日17:00~30日8:30		3.6	3348			
		30日8:30~10:00		0.9	81			
		30日10:00~16:00		0.9	324			
	F-1	29日14:20~17:00		6	960			18204
		29日17:00~30日8:30		10.8	10044			
		30日8:30~10:00		20	1800			
		30日10:00~16:00		15	5400			
F-5	29日14:20~17:00		6	960	11256			
	29日17:00~30日8:30		7.2	6696				
	30日8:30~10:00		8	720				
	30日10:00~16:00		8	2880				

1.3.3. 高濃度汚染対策の計画

(1) 対策の方針

神栖地区の DPAA による地下水汚染は、1993 年に始まったと考えられ、汚染地下水は B 地区、さらには常陸利根川方向へ広がっていた。このように広域に広がった地下水汚染を浄化 (対策) する場合、その全範囲を対象とすることは技術的に難しいため、効果的な対策を検討する必要があった。

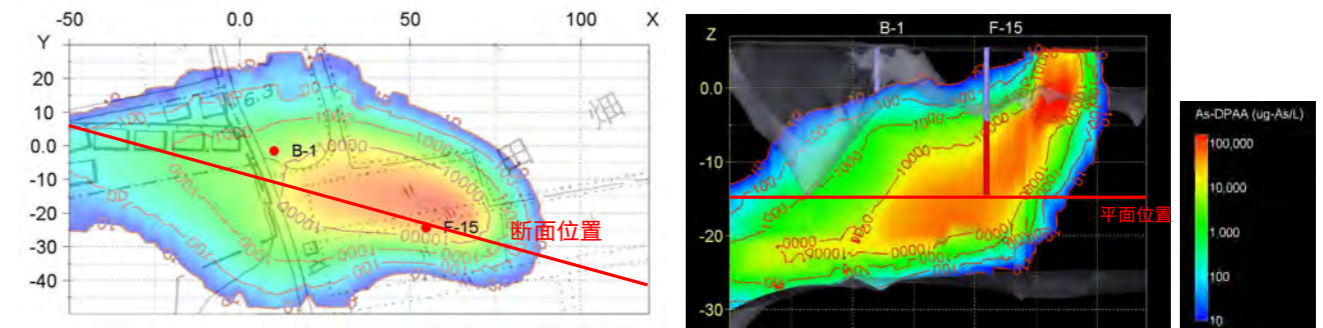
A 井戸周辺の地下水汚染は、高濃度汚染対策の開始前では 10~30mg-As/L と極めて高濃度であったため、本対策による汚染されていない地域への新たな地下水汚染の拡散を防止する必要があった。

そのため、高濃度汚染対策は、汚染源である掘削調査地点及び高濃度汚染地下水が残存する A 井戸付近 (A 地区) を対象とし、汚染源域での汚染地下水の揚水を行うことで、下流域への高濃度汚染地下水の流出を抑制するものとした。

(2) 対策前に存在していた DPAA 量の推計

高濃度汚染対策の検討に必要な対策前に残存していた DPAA 量は、シミュレーション等報告書における A 井戸詳細地下水シミュレーションの予測解析結果より算出した。

対策開始時点 (2009 年 4 月 29 日) の DPAA の汚染分布は、図 1.3.1 に示すとおりで、A 地区に残存する DPAA 量は 161.26kg (ヒ素換算値) と計算された。ここで、A 地区は、図 1.3.1 の平面図に示す範囲とした。



汚染濃度コンター (平面: GL - 20m) 汚染濃度コンター (断面)

図 1.3.1 高濃度汚染対策開始時点 (2009 年 4 月 29 日) の汚染分布図

(3) 対策の基本条件の検討

高濃度汚染対策の実施に先立ち、地下水汚染シミュレーションモデルを用いて、以下の条件を仮定し、汚染地下水の揚水による対策効果の予測を行った。

揚水する井戸は、できるだけ効率的な対策とするため、A 井戸の直近で高濃度汚染地下水が残存し、かつ水理定数取得のために設置した B-1 井戸、汚染源があった掘削調査地点、そして高濃度の汚染が残存すると予測された掘削調査地点と A 井戸の中間地点 (F-15 井戸) の 3 箇所を想定する。井戸からの揚水量は、対象地域で設置可能なプラント規模、そして汚染メカニズム中間報告書に示した B-1 井戸での揚水試験結果等 (限界揚水量 288m³/日) を参考にし、1 日当たり 300m³ とする。コンクリート様の塊があった土留め矢板内は、コンクリート様の塊撤去以後も、特に深度 10m 付近

が高濃度に汚染されていたため、事前に実施した現場実証試験結果に基づき、より効果的な対策となるように表層から注水すると同時に深部から揚水し、掘削調査地点内に地下水を浸透させることで対策効率を高めることとする。

注水に際し、目詰まり等により注水量の減少が想定されるため、土留め矢板内の表層部の深さ 2.0～2.5m の間に、高透水層となる碎石層を設けることとする（図 1.3.2）。

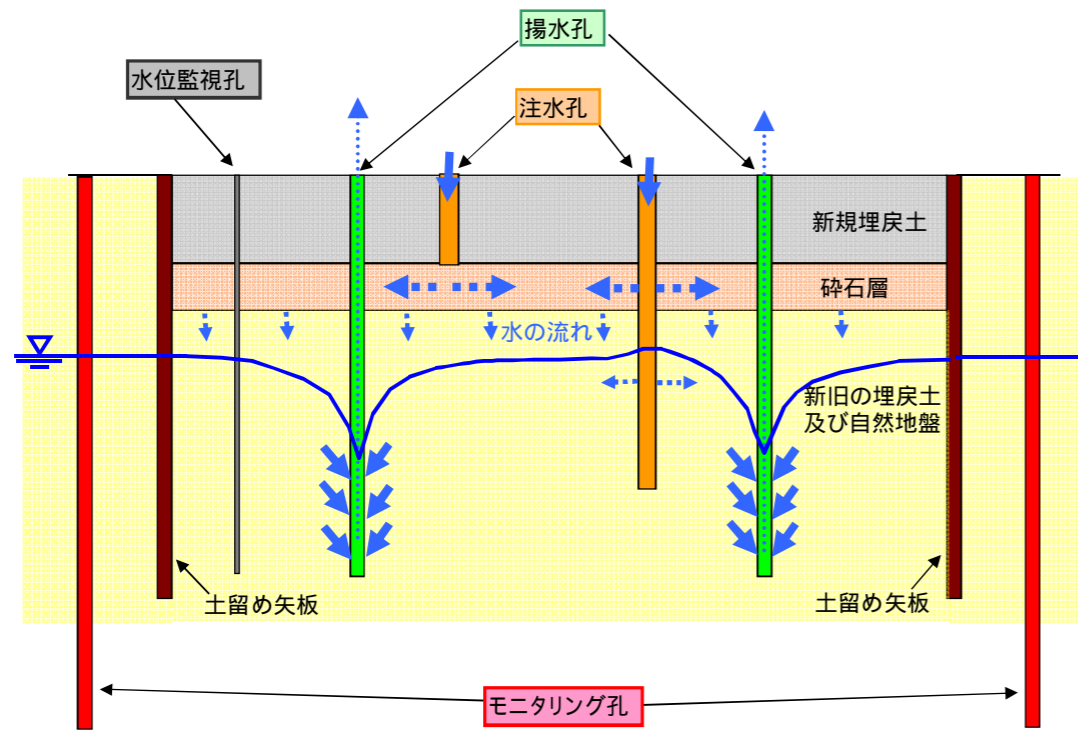


図 1.3.2 高濃度汚染対策における掘削調査地点部の揚水と注水の概念図

上記を踏まえ、シミュレーションにより高濃度汚染対策の効果を予測したところ、2年間の対策を行うことで A 井戸周辺の DPAA の 90% 以上が除去されると試算された。

なお、シミュレーション等報告書では、投棄された DPAA 量を 562kg-As、残存している DPAA 量が地下水中に 114kg-As、土壌中に 73kg-As、計 187kg-As と試算しているが（表 1.3.5）シミュレーションにより算出された A 地区に残存する DPAA 量 161.26kg-As は、概ね整合している値となっている。

表 1.3.5 シミュレーション等報告書に示された DPAA 総量の推計値

区分		試算量（ヒ素換算値）	
		重量	試算対象
地下水	地下水中に溶出した量	114kg	DPAA
	土壌中に残留している吸着量	73kg	DPAA
土壌	撤去した土壌中の量	311kg	総ヒ素
	撤去したコンクリート様の塊の量	63kg	総ヒ素
合計		562kg	

(4) 対策の目標

シミュレーションにより、2年間の対策により 90% 以上の DPAA が除去されると試算されたことから、高濃度汚染対策の目標は、「高濃度汚染地下水への対策として、汚染地下水の処理施設を設置し、有機ヒ素化合物の除去処理を行う。この対策では、今後2年間の処理を実施することにより、A 井戸周辺に残存する有機ヒ素化合物の約 90% を除去することを目指す。」と定められた。

(5) 水処理方式

揚水した汚染地下水の処理は、平成 17 年度有機ヒ素化合物等に汚染された土壌及び地下水の浄化技術に関する調査研究業務において示された技術のうち、比較的効率が良く、費用対効果に優れた「粉末活性炭吸着 + 凝集沈殿処理」とした。表 1.3.6 は、DPAA 地下水処理施設の概要である。処理した水のヒ素の排出管理基準値を有機ヒ素化合物として 0.01mg-As/L 以下、総ヒ素として 0.01mg-As/L 以下とし、有機ヒ素化合物については月 2 回頻度で、総ヒ素については毎日モニタリングした。処理水は、貯留槽に貯留し、貯留槽の総ヒ素濃度が 0.01mg/L 以下を満足することを確認したうえで、下水道に放流することとした。

表 1.3.6 DPAA 地下水処理施設の処理概要

要件	処理仕様
処理方式	
処理能力	300m ³ /日 (平均 12.5m ³ /h × 24h/日の連続処理)
処理性能	<ul style="list-style-type: none"> 有機ヒ素化合物濃度：0.001mg-As/L 未満 総ヒ素濃度：0.005mg/L 未満
ヒ素の排出管理基準値	<ul style="list-style-type: none"> 有機ヒ素化合物濃度：0.01mg-As/L 以下 (頻度：月 2 回) 総ヒ素濃度：0.01mg/L 以下 (頻度：毎日)
処理水放流方式	<ul style="list-style-type: none"> 貯留槽に処理水を貯留し、総ヒ素に関する排出管理基準値 (0.01mg/L 以下) を満足することを確認した上で下水道放流する。 なお、貯留槽の総ヒ素濃度が排出管理基準値を超過した場合は、地下水の揚水を中止し、貯留槽の処理水を再処理する。

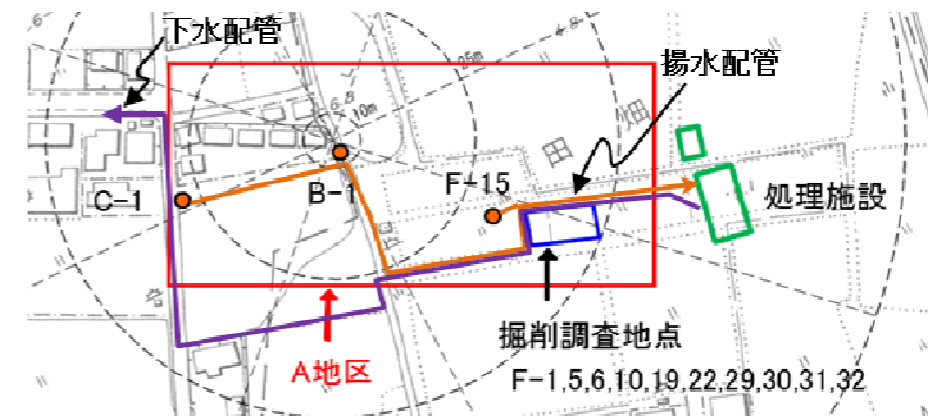


図 1.3.4 高濃度汚染対策施設等の配置図

本対策の目標は、2年間の揚水処理により、A井戸周辺に残存する有機ヒ素化合物 (DPAA 等) の約 90% を除去することであった。2009 年～2010 年度の2年間の対策により、有機ヒ素化合物の除去量に関する目標は概ね達成されたが、掘削調査地点内の地下水については、依然としてその周辺と比べ DPAA 濃度が高い状況であったため、引き続き 2011 年度も、掘削調査地点を中心として揚水処理を行い、できる限り多くの有機ヒ素化合物の除去に努めた。

1.3.4. 高濃度汚染対策の実施

(1) 高濃度汚染対策の概要

高濃度汚染対策は、環境省が茨城県に委託して実施された。本対策は、A 地区に設けた複数の揚水井戸から 1 日当たり合計最大約 300m³ の汚染地下水を汲み上げ、掘削調査地点付近に設けた DPAA 地下水処理施設にて有機ヒ素化合物を除去するものである。なお、掘削調査地点では、表層部の汚染の程度が高かったことから、2009 年度の1年間は表層から水道水を注水することで、その直下に存在する DPAA の除去促進を図った。図 1.3.3 は高濃度汚染対策施設の全景、図 1.3.4 は高濃度汚染対策施設等の配置図である。



図 1.3.3 高濃度汚染対策施設の全景

(2) 地下水揚水処理の実績

1) DPAA 地下水処理施設の運転状況

表 1.3.7 は、高濃度汚染対策に係る DPAA 地下水処理施設の運転概要である。

表 1.3.7 高濃度汚染対策の運転概要

2009年4月30日～	予備運転（日稼動約8時間）
6月1日～	週5日24時間運転開始 （揚水量 300 m ³ /日、注水量 50 m ³ /日）
8月1日～	揚水量増加（310 m ³ /日）
2010年4月2日～	週6日24時間運転開始、掘削調査地点内の注水停止 以後、揚水量及び揚水井戸を適宜変更しつつ継続。
2011年3月11日～	東日本大震災に伴い運転停止
5月9日～	予備運転（日稼動8時間）
5月16日～	週6日24時間運転再開、掘削調査地点内から集中的に揚水 （揚水量約 250 m ³ /日～約 300 m ³ /日）
11月14日～	掘削調査地点内の揚水を停止（F-15 井戸は稼働） （揚水量約 150 m ³ /日）
2012年1月10日～ 1月25日	掘削調査地点山留め矢板撤去工事
2012年2月2日～	掘削調査地点付近井戸から揚水再開 （揚水量約 300 m ³ /日）
3月27日	揚水処理終了

2) 汚染地下水の揚水量

本対策により揚水した汚染地下水量は、3年経過した2011年度末時点で約195,000m³となった。対策当初は、A井戸直近のDPAA濃度が高かったことから、B-1井戸をはじめ、F-15井戸、掘削調査地点内の複数の井戸から揚水処理を行ったが、その後はより効果的な運転となるよう、A井戸の下流に位置するC-1井戸を追加して揚水するなど、対策と並行して実施したモニタリングの結果等を踏まえ、揚水する井戸等を変更しながら対策を実施した。

図 1.3.5 は、高濃度汚染対策における井戸毎の汚染地下水の揚水量の推移である。

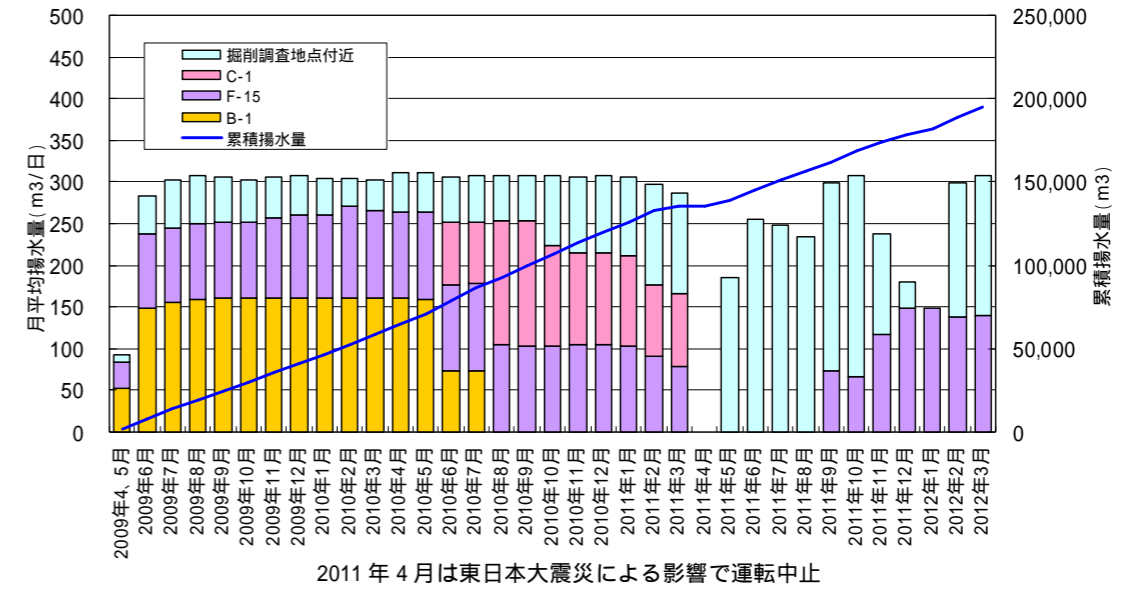


図 1.3.5 高濃度汚染対策における井戸毎の汚染地下水の揚水量の推移

3) ヒ素除去量と原水槽の総ヒ素濃度の推移

高濃度汚染対策による総ヒ素除去量は、対策開始後概ね2年が経過した2011年3月末で累計約163kg、高濃度汚染対策終了時の2012年3月末時点で累計約180kg（うち、DPAA等の有機ヒ素化合物は約159kg（ヒ素換算値））となった。総ヒ素除去量は、高濃度汚染対策当初は約25kg/月であったが、高濃度汚染対策の経過とともに減少し、2012年3月には1.04kg/月まで減少した（図 1.3.6）。

また、複数の井戸から揚水した汚染地下水を集約した原水槽の総ヒ素濃度も、高濃度汚染対策当初は8.9mg/Lであったが、2012年3月は0.17mg/Lとなり、当初の約2%にまで低下した。

なお、高濃度汚染対策の開始時にA地区に残存していた有機ヒ素化合物は約160kg-Asと推定されることから、対策による有機ヒ素化合物の除去率は、2年経過時点で約90%、約3年経過時点で約99%と算定される。

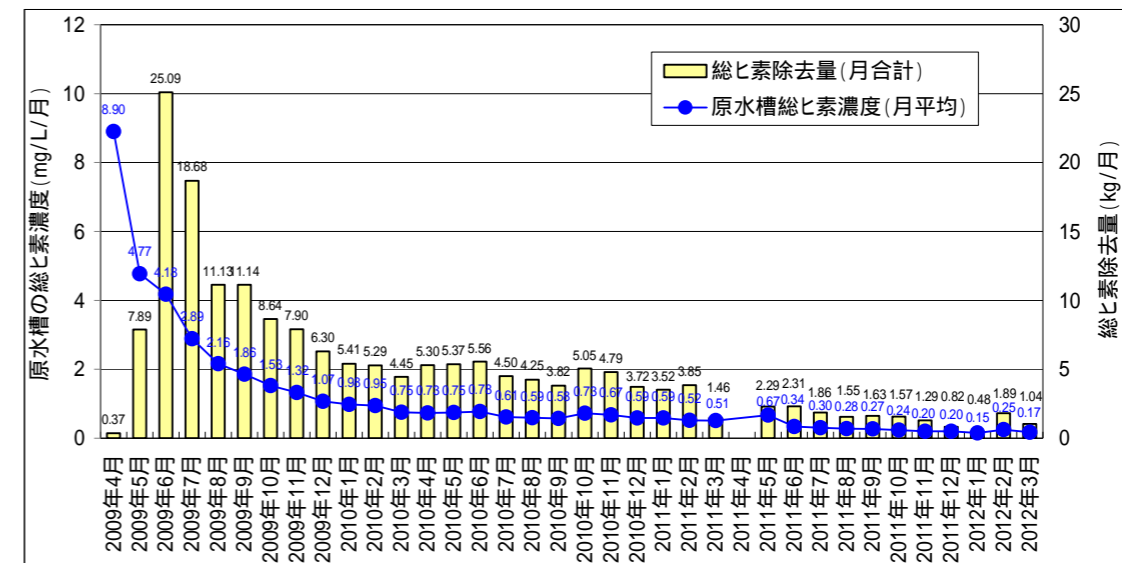


図 1.3.6 原水槽の総ヒ素濃度と総ヒ素除去量の推移

4) 現状復旧

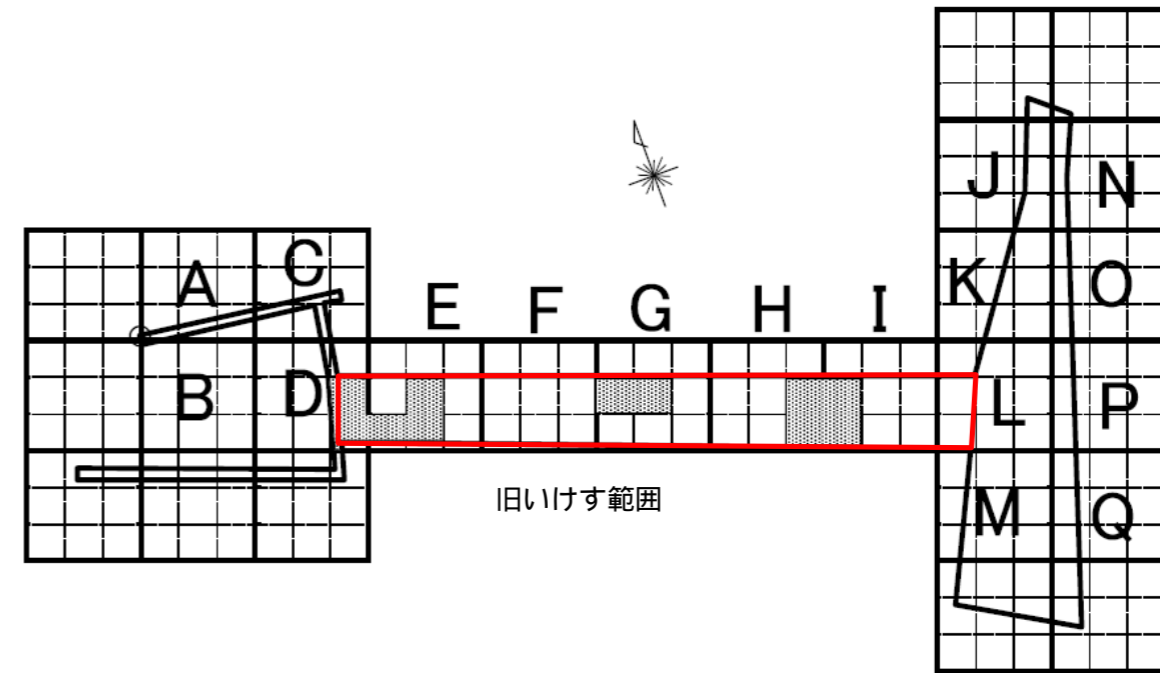
高濃度汚染対策終了後、DPAA 地下水処理施設、揚水配管、及び不要となった井戸については撤去するとともに、東日本大震災等によって生じた凹凸を整地することとした（図 1.3.8）。DPAA 地下水処理施設の撤去工事に際し、土地の形質変更の規模が 3000m² を超えるため、土壤汚染対策法第 4 条に基づく申請を行うとともに土壤汚染状況調査を行った。土壤汚染状況調査は同法に基づく「土壤汚染のおそれの区分の分類」に従い、掘削等を行う揚水配管直下、地下水処理棟、管理棟、作業場等を対象に行った。調査の結果、ヒ素及びその化合物の土壤含有量は、すべて土壤含有量基準値 150mg/kg 以下であった。しかし、ヒ素及びその化合物の土壤溶出量は、揚水配管の下で 5 試料、地表付近（0.5m まで）で 8 試料、の合計 13 試料（11 区画）で土壤溶出量基準値 0.01mg/L を超過した。最大値は 0.058mg/L であり、基準不適合となった区画は、図 1.3.7 の D～I の直線上の区画に限定して分布していた。


これらの区画を含む D～L の区画のうち、図 1.3.7 に赤枠で示した範囲については、1991 年から 1992 年までいけすとして利用されていたことが当時の航空写真から判明している。また、汚染メカニズム中間報告書では、土地所有者等の証言情報やコンクリート様の塊から発見された空き缶の製造年月から、いけす埋戻し時又はこれに近接する時期にコンクリート様の塊が投棄されたとしている。

土壤溶出量が 11 区画で基準不適合となったものの、対象地周辺は、地下水の飲用自粛範囲となっており、これらの区画は、土壤汚染対策法第 11 条第 1 項に基づく形質変更時要届出区域 に指定された（図 1.3.7）。

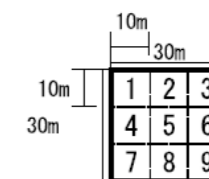
土壤汚染状況調査において、基準不適合となった区画は、1991～1992 年にいけすとして利用されていた範囲（以下「旧いけす範囲」という。）内に限られること、さらに、これら土壤溶出量基準を超過した区画は、配管の有無に関わらず存在すること、土壤溶出量基準を超過しないまでも、ヒ素が検出される区画は旧いけす範囲全体に及んでいることから、土壤溶出量基準の超過は揚水配管からの漏水等に起因するものではなく、高濃度汚染対策の実施との関連性はないものと考えられる。

形質変更時要届出区域とは、土壤汚染対策法第 2 条第 1 項で指定される特定有害物質により汚染されているが、土壤汚染による摂取経路がなく健康被害が生ずるおそれがない区域のことで、土壤を掘削、用途を変えるなど、土地の形質変更をする際に、届出が必要となる区画である。



※ : 区域指定の範囲 : 1,035.4m²

※メッシュ番号の枝番号は、右図のとおり



※調査対象地の敷地境界の北端を起点として、東西方向及び南北方向に10m間隔で引いた線を、更に起点を支点として右に20° 00' 回転させ調査対象地を区画した。

図 1.3.7 形質変更時要届出区域の範囲図（茨城県報に加筆）



図 1.3.8 高濃度汚染対策終了後の掘削調査地点部における整地状況（左図：敷均し状況、右図：完了状況）

1.3.5. 高濃度汚染対策による効果

2009年4月からの高濃度汚染対策の実施により、A地区の地下水汚染状況は大きく改善された。A地区においては、地下水汚染の状況を把握するため、高濃度汚染対策開始前に47地点の井戸で深さ10m、20m、30mから地下水を採水して計142検体のDPAAの分析を行った。また、その後は、地下水の濃度変化の推移を確認しつつ、より効果的な対策を行うべく揚水井戸の変更等も行うために月1回の頻度でDPAAの分析を行った。その結果、高濃度汚染対策開始前、A井戸周辺の2検体及び掘削調査地点付近の1検体の計3検体で10mg-As/L以上の汚染が、28検体で1mg-As/L以上の汚染が確認された一方で、高濃度汚染対策終了直前の2012年2月時点では、53地点の井戸から同様に得られた140検体において、10mg-As/L以上の汚染箇所は1検体も確認されず、1mg-As/L以上の汚染は2検体のみとなった(表1.3.8)。

特に2011年度は、掘削調査地点及び掘削調査地点近くのF-15井戸からの揚水のみを行い、その下流域であるB-1井戸、C-1井戸からの揚水は実施しなかったが、どの地点においても、高濃度汚染対策前のように高濃度の汚染が恒常的に観測される状況にはなく、最大で2mg-As/L程度までの濃度上昇が一過的に見られる程度となった。

表 1.3.8 高濃度汚染対策開始前後における濃度別データ数の比較

	対策開始前 (2009年2月)		対策開始3年後 (2012年2月)	
	データ数	データ総数に対する割合	データ数	データ総数に対する割合
10mg-As/L以上	3	2.1%	0	0.0%
1mg-As/L以上	28	19.7%	2	1.4%
0.1mg-As/L以上	59	41.5%	20	14.3%
0.01mg-As/L以上	77	54.2%	50	35.7%
0.01mg-As/L未満	65	45.8%	90	64.3%
データ総数	142		140	

1.3.6. 高濃度汚染対策終了後の地下水汚染状況の予測

(1) A地区

A地区高濃度汚染対策シミュレーションにより地下水汚染状況の予測を行ったところ、高濃度汚染対策を講じなかった場合には、自然減衰による濃度低下が期待されるもののA地区の有機ヒ素化合物の濃度が地下水環境基準(0.01mg/L)以下になるのは、高濃度汚染対策終了から約50年後の2062年と予測された。一方、高濃度汚染対策実施による効果を同シミュレーションに反映させると、A地区の有機ヒ素化合物の濃度が地下水環境基準以下になるのは高濃度汚染対策終了から約22年後の2034年と予測され、地下水環境基準以下となる期間が約半分にまで短縮されるという結果となった。なお、シミュレーション等報告書では、A井戸周辺が地下水環境基準以下となるのは約60年後と予測しており、同シミュレーションとの約10年の違いは、予測開始時点の約5年のずれに加え、予測結果の算出間隔の違いによるものである。

同シミュレーションでは、高濃度汚染対策終了から10年後の時点で、1mg-As/Lを超える汚染はA地区から消滅し、1mg-As/L以下の地下水汚染が細長いブルーム状に残る程度となると予測され、また、さらに10年後の2032年においては、0.1mg-As/L以下の地下水汚染が局所的に残存するのみと予測された(図1.3.10)。

(2) B地区及びABトラック南西地域

B地区では2013年冬季、最大で0.02mg-As/L程度の地下水汚染が確認されている。また、ABトラック南西地域では、汚染地下水の流れに伴って2006年頃から、M-20井戸で約0.3mg-As/L程度のDPAAが検出されるようになったのははじめ、さらに地下水の流れの下流である常陸利根川に近い地域においてもDPAAが検出され始めており、一部では濃度が上昇した後現在も横ばい傾向が続いているモニタリング井戸も存在する状況となっている。

高濃度汚染対策の効果を反映させ、新たにモデル範囲を広げ、特に対策後の状況を高精度に予測するために実施した広域地下水汚染シミュレーションでは、B地区等の下流域において急激な地下水汚染範囲の変化はないが、高濃度汚染対策終了後10年間は、常陸利根川付近において、地下水の流れに沿った形でわずかながら地下水汚染が拡大することが予測される。このわずかな地下水汚染拡大は、すでにA地区から下流に流れ出てしまったDPAAが地下水の流れに沿って広がっていくことによるものであるが、飲用自粛範囲を大きく越えての地下水汚染の拡大はないものと予測される。また、高濃度汚染対策により上流からのDPAAの供給量が減少することで、2022年から2032年間に地下水汚染範囲が減少傾向に転じ、さらに2042年にかけて地下水汚染範囲は急激に減少し、最終的にはA井戸とB地区の間に細長いブルーム状の地下水汚染が残る程度となるものと予測される(図1.3.9、図1.3.11)。

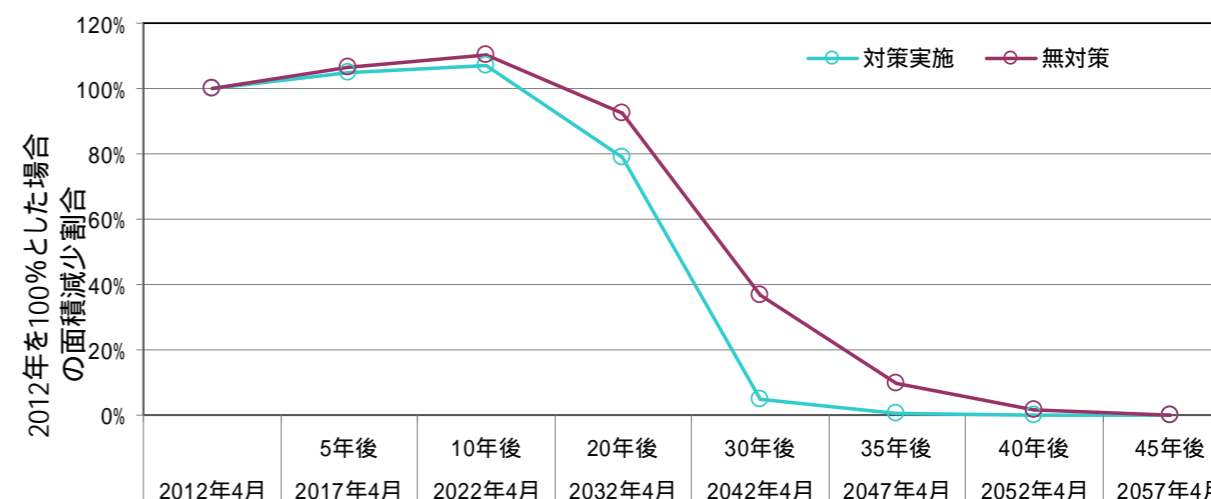


図 1.3.9 神栖地区全域の0.01mg-As/L以上の地下水汚染面積の推移 (深度30m)

1.3.7. 今後のモニタリングのあり方

高濃度汚染対策終了後も、対策による濃度低減効果を確認し、神栖地区の地下水汚染状況を把握するための地下水モニタリングが必要である。地下水モニタリングは、これまでに地下水汚染が確認された地域全域を対象に、高濃度汚染対策が終了してから2年間の2013年度までは、対策実施中と同様に、年4回のDPAAモニタリングを実施するとともに、A地区については年12回の総ヒ素モニタリングを実施するものとする。

その後も、ABトラック内及びABトラック南西地域では、当分の間、地下水汚染が残存すると想定されることから、引き続き十分な地下水モニタリングを行うとともに、地下水汚染の状況を踏まえて地下水モニタリング及び飲用自粛要請範囲の見直しを適切に実施していく必要がある。

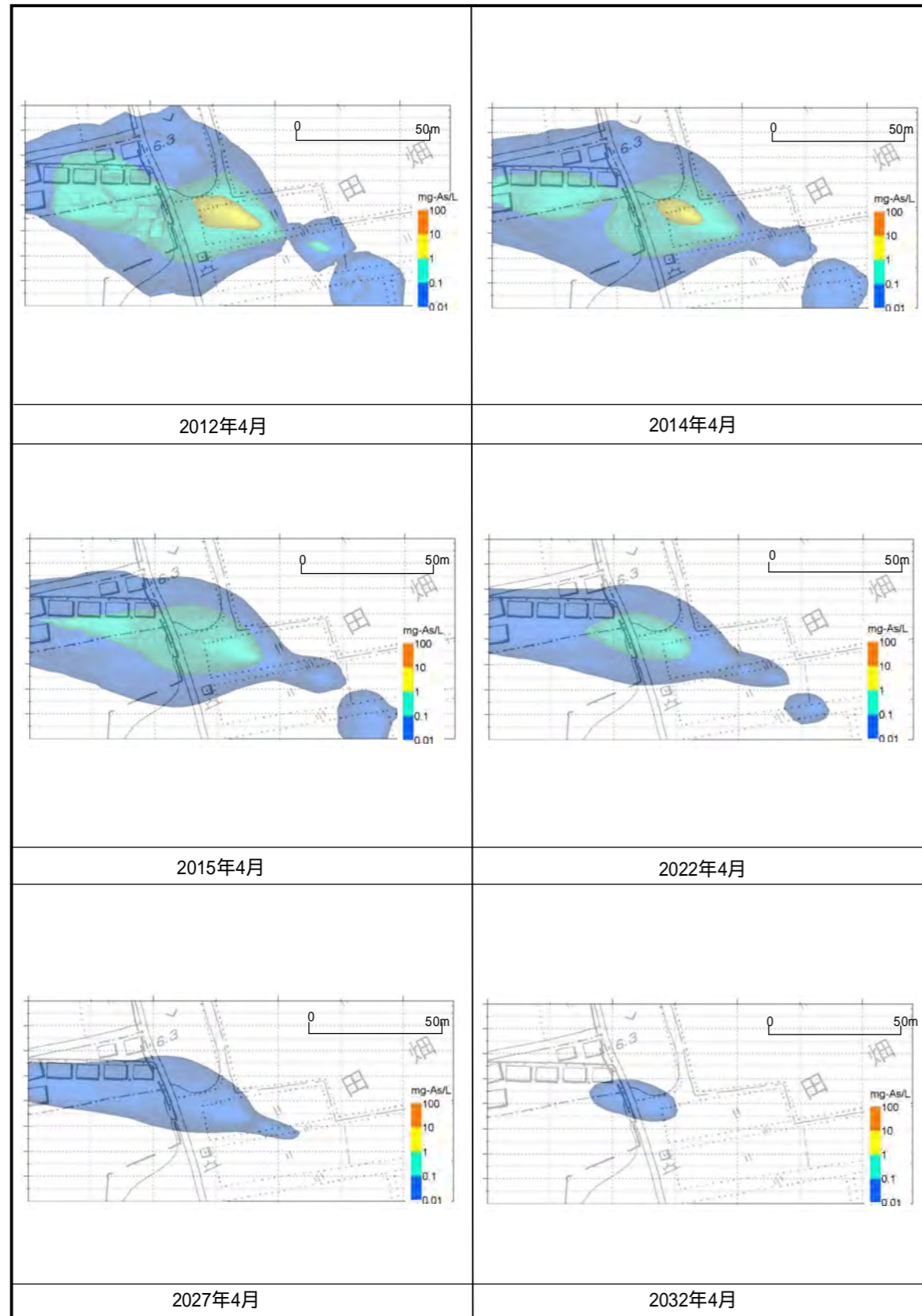


図 1.3.10 A井戸周辺を対象とした地下水汚染シミュレーションの結果図
(各地点の深度方向の最大濃度を平面上にコンター図化したもの)

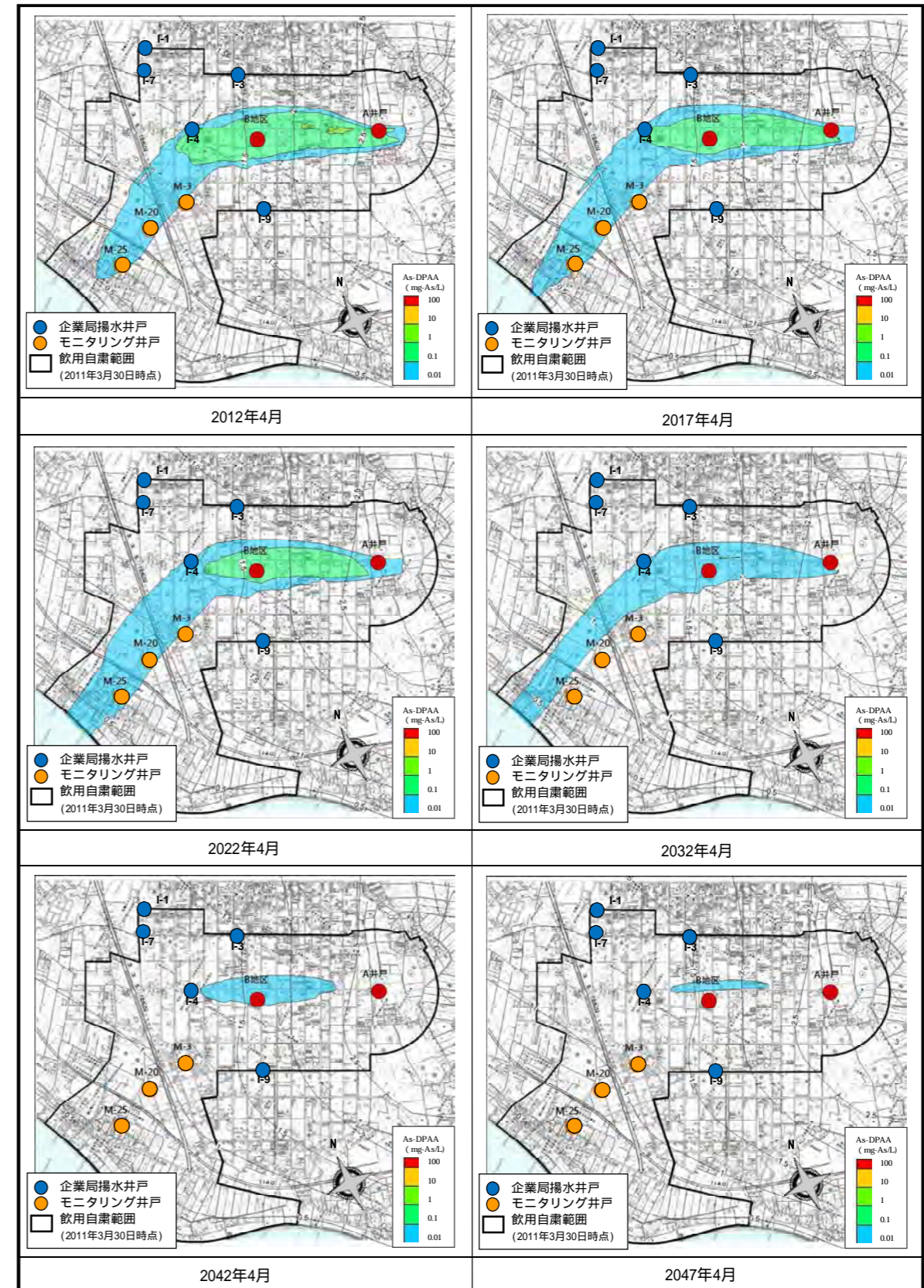


図 1.3.11 神栖地区汚染全域を対象とした地下水汚染シミュレーションの結果図
(地下水汚染濃度コンター図：深度 30m)