



Miljø- og
Fødevareministeriet
Naturstyrelsen

Mikrobiologisk risikovurdering af øgede temperaturer i grundvandet ved ATES (Aquifer Thermal Energy Storage)

2016

Titel: Mikrobiologisk risikovurdering af øgede temperaturer i grundvandet ved ATES (Aquifer Thermal Energy Storage)

Forfattere:

Institut for Vand og Miljøteknologi, Danmarks Tekniske Universitet:
Marta Munk Tønder
Sarah Christine Boesgaard Christensen
Sille Lyster Larsen
Hans-Jørgen Albrechtsen

Krüger A/S:
Rasmus Boe-Hansen

Enopsol ApS:
Stig Niemi Sørensen

Udgiver:

Naturstyrelsen
Haraldsgade 53
2100 København Ø

www.nst.dk

År:

2016

ISBN nr.

978-87-7175-564-0

Ansvarsfraskrivelse:

Naturstyrelsen offentliggør rapporter inden for vandteknologi, medfinansieret af Miljøministeriet. Offentliggørelsen betyder, at Naturstyrelsen finder indholdet af væsentlig betydning for en bredere kreds. Naturstyrelsen deler dog ikke nødvendigvis de synspunkter, der kommer til udtryk i rapporterne.

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	6
Summary	7
1. Indledning	8
1.1 Baggrund	8
1.2 ATES-teknologi	8
1.3 Problemstilling – mikrobiologisk miljø	10
1.4 Formål	10
2. Litteraturbaggrund	11
2.1 ATES.....	11
2.2 Mikrobiologi i grundvand.....	12
3. ATES-anlæg ved Gartneriet Hjortebjerg	13
3.1 Princip og systemopbygning	13
3.2 Tidligere anlægsdrift.....	15
3.3 Grundvandsmagasin.....	15
4. Metoder anvendt ved undersøgelser af ATES ved Gartneriet Hjortebjerg	16
4.1 Teknisk hygiejnisk anlægsgennemgang	16
4.2 Analyser samt valg af indikatororganismer og patogene bakterier	16
4.3 Driftsforudsætninger	18
4.4 Prøvetagningsprocedure.....	20
4.4.1 Prøvetagning – Undersøgelse af mikrobiologisk stabilitet	22
4.4.2 Prøvetagning – Effekt af varmelagring	22
5. Resultater	24
5.1 Teknisk hygiejnisk vurdering ved anlægsgennemgang.....	24
5.2 Undersøgelse af mikrobiologisk stabilitet	26
5.3 Effekt af varmelagring	27
5.3.1 Drift under varmelagringsforsøg.....	27
5.3.2 Fysisk-kemiske parametre.....	30
5.3.3 Mikrobiel aktivitet (ATP) og totaltællinger (DAPI).....	32
5.3.4 Kimtalsbestemmelser (HPC)	33
5.3.5 Potentielle patogener og indikatororganismer	35
6. Diskussion	37
6.1 Risikovurdering ved teknisk hygiejnisk anlægsgennemgang	37
6.2 Varmelagringsforsøg ved Gartneriet Hjortebjerg.....	37
6.2.1 Fysisk-kemiske forhold.....	37
6.2.2 Generelle mikrobiologiske populationer.....	37
6.2.3 Indikatororganismer og patogener	39
6.2.4 Opsummering og kommentarer	39
6.3 Anbefalinger	40
7. Konklusion	43

Litteratur	45
Bilag 1 – Temperatur- og flowforløb før og under forsøgsperiode.....	49
Bilag 2 – Boringsrapporter	55
Bilag 3 – Analyser.....	59
Bilag 4 – Anlægshåndtering og udførelse af prøvetagning	64
Bilag 5 – Teknisk hygiejnisk anlægsgennemgang.....	68
Bilag 6 – ATP-data	72

Forord

Denne rapport er udarbejdet på baggrund af projektet ”Ressourceeffektivisering af anlæg til opvarmning og/eller køling af bygninger mv. med brug af grundvand”, der er gennemført med tilskud fra Miljøministeriet, 2016. Projektet er udført af DTU Miljø – Institut for Vand og miljøteknologi, Enopsol ApS og Krüger A/S.

Projektgruppe: *Institut for Vand og Miljøteknologi, Danmarks Tekniske Universitet*

Marta Munk Tønder
Sarah Christine Boesgaard Christensen
Sille Lyster Larsen
Hans-Jørgen Albrechtsen

Enopsol ApS
Stig Niemi Sørensen (Projektleder)

Krüger A/S
Rasmus Boe-Hansen

Følgegruppe: Naturstyrelsen
Miljøstyrelsen
Nordfyns Kommune
Dansk vand- og spildevandsforening
Foreningen af Vandværker i Danmark
Kommunernes Landsforening
Bogense Forsyningsselskab
Embedslæge
VandCenter Syd
Ejer af Gartneriet Hjortebjerg
GEUS

Sammenfatning

ATES (Aquifer Thermal Energy Storage) anvendes i dag indenfor flere sektorer i Danmark og anses for at være en miljøvenlig teknologi, da den er baseret på ikke-fossil energi og udnytter, at grundvand i Danmark har lave temperaturer, samt at grundvandsmagasiner kan lagre termisk energi. Princippet bag ATES er at anvende koldt grundvand til køleformål og at lagre overskudsvarmen (termisk energi) ved at pumpe det opvarmede grundvand tilbage i grundvandsmagasinet, for senere at genindvinde det til varmeformål. Ved varmelagring under ATES-drift må man i dag i Danmark injicere opvarmet grundvand med en månedlig gennemsnitstemperatur på 20 °C og med maksimum på op til 25 °C. ATES-teknologien kan dog effektiviseres ved at hæve disse temperaturgrænser, og det er foreslået at hæve temperaturgrænserne til henholdsvis 30 og 35 °C. En forøgelse af temperaturen vil påvirke grundvandsmagasinerne, der anvendes til ATES, og kan potentielt medføre ændringer af den mikrobiologiske flora i grundvandsmagasiner, da levedygtigheden af mikroorganismer er temperaturafhængig.

Formålet med dette projekt var derfor at undersøge, om højere temperaturer for ATES er miljø- og sundhedsmæssigt forsvarligt. Ved et ATES-anlæg ved Gartneriet Hjortebjerg blev der i undersøgelsen lagret opvarmet grundvand ved op til 35 °C med en gennemsnitstemperatur på 30 °C over 112 dage. Indledningsvis blev dansk og international litteratur gennemgået, og det tekniske anlæg blev gennemgået teknisk-hygienisk med efterfølgende risikovurdering. Grundvand blev analyseret for relevante mikrobiologiske parametre ved både dyrkningsbaserede og ikke-dyrkningsbaserede metoder. Der blev udtaget vandprøver fra anlæggets grundvandsboringer samt fra det tekniske system mellem dets boringer. Mikrobiologiske analyser blev udført både før og under lagring af opvarmet grundvand.

I grundvand udtaget fra det varmepåvirkede grundvandsmagasin faldt det totale bakterieantal som følge af varmelagring, mens kimtallet (baseret på dyrkning på flere forskellige substrater) steg. Disse populationer, der påvises ved kimtalsbestemmelse, udgør en lille andel af det totale antal bakterier, men indikerer en ændret sammensætning af den mikrobiologiske population i det varmepåvirkede grundvandsmagasin. I PE-røret, hvor opvarmet vand blev transporteret inden lagring i grundvandsmagasinet, steg både kimtal og mikrobielt ATP under opvarmningen, hvilket kunne skyldes, at rørmaterialet påvirkede bakterieforekomsten ved opvarmning.

Der blev ikke påvist forekomst af de undersøgte indikatororganismer (*E. coli*/total coliforme bakterier og Enterokokker) eller potentielle patogener (*Clostridium perfringens*, *Aeromonas* sp. og *Legionella* sp.) (dyrkningsbaseret) over grænseværdierne, og heller ingen øget forekomst som følge af opvarmning og varmelagring. Der blev på intet tidspunkt påvist dyrkbare *Legionella* i undersøgelsen, og det har derfor ikke været muligt at undersøge påvirkningen på *Legionella* i ATES-systemer. Den teknisk-hygieniske gennemgang af ATES-anlægget viste, at den væsentligste risiko var risikoen for utætheder mellem proces- og grundvandskreds. Risikoen blev ikke vurderet til at stige ved ændring af driftstemperatur.

I dette projekt, som tog udgangspunkt i en enkelt undersøgelse udført i et sandet grundvandsmagasin ved ATES-anlægget ved Gartneriet Hjortebjerg, blev der påvist en mindre ændring af den mikrobiologiske sammensætning som følge af varmelagring i grundvandsmagasinet ved op til 35 °C gennem en periode på ca. fire måneder. Derimod blev der ikke påvist nogen ændring i forekomsten af patogene bakterier, og dermed ikke påvist en sundhedsmæssig risiko. Det er dog ikke ensbetydende med, at sundhedsmæssige risici kan udelukkes, da andre grundvandsmagasiner kan indeholde andre grupper af bakterier og et andet næringsindhold, som understøtter vækst af patogene bakterier. Observationerne er imidlertid sammenlignelige med tidligere studier, hvor ændringer i den mikrobiologiske flora er observeret, mens forekomst af patogene bakterier ikke er øget.

Summary

ATES (Aquifer Thermal Energy Storage) is currently used in several sectors in Denmark and is considered to be an environmentally friendly technology. ATES is based on non-fossil energy, and is exploiting the fact that groundwater in Denmark has low temperatures and that aquifers can store thermal energy. The principle behind ATES is to use cold groundwater for cooling purposes and to store excess heat (thermal energy) by pumping the heated groundwater back into the aquifer. Later, this energy can be recovered for heating purposes. During ATES operation in Denmark regulations allow re-injection of heated groundwater with an average monthly temperature of 20 °C and a maximum of 25 °C. The ATES technology can increase its efficiency if the temperature limits are raised, and it is therefore proposed to raise the temperature limits to 30 and 35 °C. An increase in temperature will affect groundwater aquifers used for ATES, and may change the microbial population in aquifers, since different bacteria species respond different to different temperatures.

The purpose of this project was to examine whether higher temperatures during ATES usage impose a risk to the environment or human health. Over a period of 112 days, heated groundwater with an average temperature of 30 °C and a maximum of 35 °C was stored at the ATES plant at Hjortebjerg Greenhouse. Danish and international literature was reviewed initially, and the technical plant was evaluated according to a technical-hygienic risk assessment. Groundwater was analyzed for relevant microbiological parameters using both culture-based and non-culture-based methods. Water samples were taken from the plant's groundwater wells and from the technical system between the cold and warm water well. Microbiological analyses were performed before and during storage of heated groundwater.

In groundwater samples collected from the heat affected aquifer the total number of bacteria decreased as a result of heat storage, while the heterotrophic bacterial count (based on cultivation on several different substrates) increased. The populations detected by plate count represent only a small fraction of the total number of bacteria, but indicated a change in the composition of the microbial population in the heat-affected aquifer. During heating, bacterial counts and microbial ATP both increased in the polyethylene (PE) pipe used to transport water from the heat exchanger to the warm water well. This could be due to the pipe material affecting the bacteria level during heating.

The presence of indicator organisms (*E. coli*/total coliforms and Enterococci) or potential pathogens (*Clostridium perfringens*, *Aeromonas* sp. and *Legionella* sp.) (culture-based) was below threshold values throughout the entire study, and no increase was observed due to heating and heat storage. There was no evidence of cultivable *Legionella*, and therefore it was not possible to examine the effect of *Legionella* in ATES systems. The technical-hygienic evaluation of the ATES system showed that the most significant risk in relation to the plant was the risk of a leak between the process and groundwater circuit. However, increasing the operating temperatures would not have an impact on this risk.

This project, based on a single study of the sandy aquifer at the ATES plant at Hjortebjerg Greenhouse, identified minor changes in the microbiological composition of the aquifer due to heat storage in the aquifer at up to 35 °C during app. four months. There was no evidence of any changes in the presence of pathogenic bacteria, and potential health risks of elevated operating temperatures in an ATES plant were not be shown. This does not exclude potential human health risks, as other aquifers may contain other groups of bacteria and have a different nutrient content, allowing presence of pathogenic bacteria. However, the observations are comparable to previous studies, where changes in the microbial flora were observed, while pathogenic bacteria were not detected.

1. Indledning

1.1 Baggrund

Der har gennem de senere år været øget fokus på at energieffektivisere teknologier og produkter såvel nationalt som globalt. Det tilstræbes at gøre samfundet mindre afhængigt af fossile brændstoffer og dermed reducere udledningen af drivhusgasser. Ydermere er der potentielt økonomiske fordele ved at energieffektivisere.

En af de teknologier, der allerede anvendes, er grundvandskøle- og varmeanlæg, også kendt som ATES (Aquifer Thermal Energy Storage). ATES udnytter, at grundvand i Danmark har lave temperaturer, og at grundvandsmagasiner kan lagre varme og kulde over lange tidsrum med beskedne tab. Koldt grundvand indvindes og benyttes til køling og overskudsvarmen injiceres og lagres i grundvandsmagasiner. Lagret varme kan herved genindvindes til senere brug vha. varmepumper.

ATES anvendes i dag i Danmark indenfor flere sektorer; industri, gartneri, hospitaler, lufthavne, store bygninger, fjernvarme, fjernkøling (Sørensen, 2016a). I udlandet anvendes ATES i Tyskland, Norge, Holland, Sverige, Belgien, Frankrig, Schweiz, USA, Canada, Tyrkiet, Spanien og Kina. De første anlæg er rapporteret idriftsat i Kina i 1950'erne. I Danmark blev de første større anlæg etableret i 1990'erne (Sørensen, 2016a; Sørensen, 2016b). Holland er verdensførende med mere end 1000 anlæg, mens Sverige har ca. 70 anlæg og Danmark har ca. 40 større anlæg (Sørensen, 2016a).

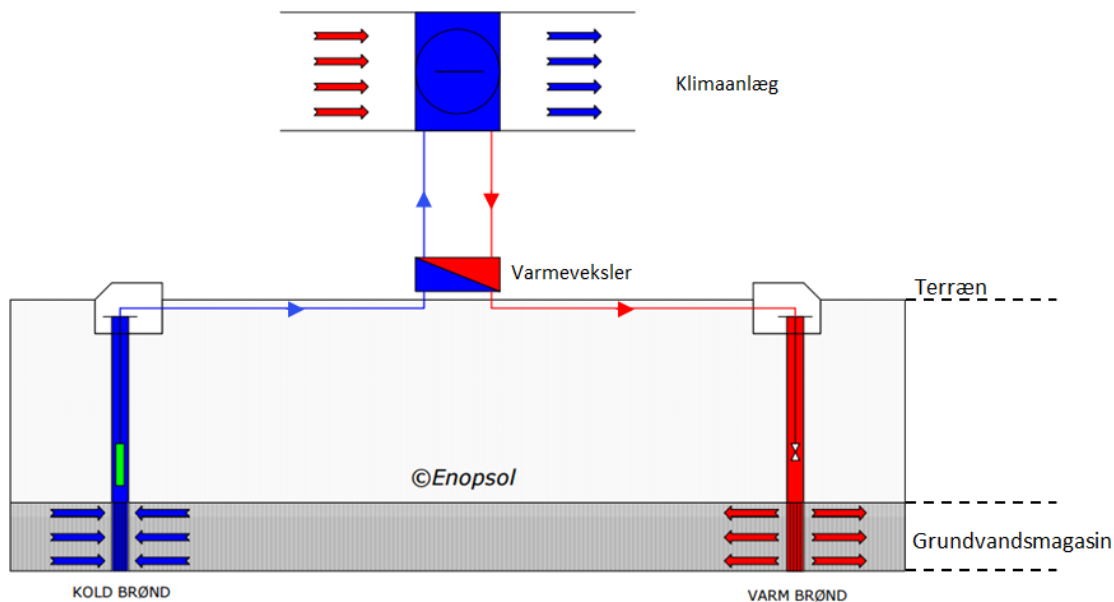
For at gøre teknologien mere effektiv er det foreslået at ændre temperaturbegrænsningerne for ATES-drift i Danmark. På nuværende tidspunkt må man i Danmark injicere opvarmet grundvand med en månedlig gennemsnitstemperatur på maksimum 20 °C med maksimum udsving op til 25 °C i forbindelse med drift af ATES-anlæg (MST, 2006). Hvis disse injektionstemperaturer øges med 10 °C, kan energieffektiviteten (Coefficient of Performance = COP) af grundvandspumpning i ATES-anlæg forbedres fra COP=85 til COP=162, med udgangspunkt i en antaget grundvandstemperatur på 9 °C. COP fordobles næsten og herved reduceres energiforbruget til opvarmning og køling (Enopsol ApS, pers. komm.). Anlægsmaterialer og anlægsomkostninger samt behovet for grundvandscirkulation kan ligeledes reduceres, da man kan nøjes med at håndtere et mindre grundvandsvolumen for at lagre tilsvarende varmemængder eller kan lagre større varmemængder med tilsvarende grundvandsvolumener. Herved kan ATES-teknologien gøres mere konkurrencedygtig.

1.2 ATES-teknologi

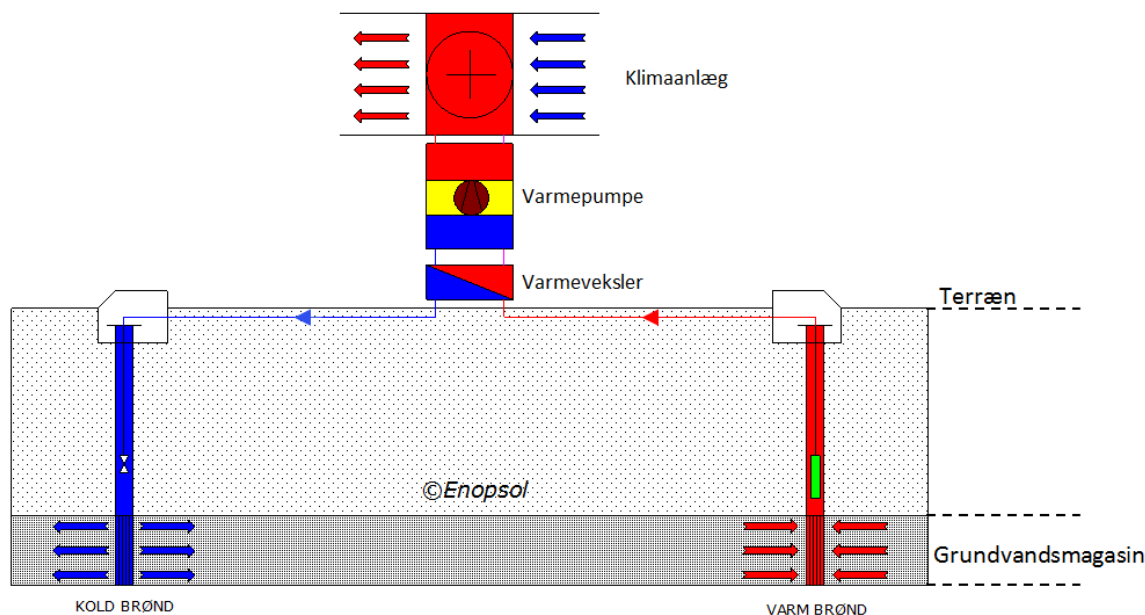
ATES kan fx anvendes, hvor der er et behov for bygningskøling og -opvarmning. I sommerhalvåret overføres overskudsvarme fra bygningen via en varmeveksler til oppumpet grundvand, og grundvandet injiceres til det samme grundvandsmagasin, hvorfra det blev indvundet (Figur 1). Varmen lagres i grundvandsmagasinet's grus-, sand- eller kalkstruktur (Figur 1). Ved behov for opvarmning i vinterhalvåret vendes pumperetningen for grundvandscirkulationen og grundvand indvindes fra den opvarmede del af grundvandsmagasinet, og varmen ekstraheres via varmeveksleren (Figur 2). Herefter injiceres det afkølede grundvand tilbage i grundvandsmagasinet (Figur 2) (Enopsol ApS, 2009). Det skal bemærkes, at ATES-systemer er åbne under jorden i modsætning til BTES (Borehole Thermal Energy Systems), hvor kølevandet under jorden løber i et lukket rørsystem (Hartog et al., 2013). Et ATES-system er altså lukket over terræn og kun åbent i grundvandsmagasinet for injektion og indvinding af grundvand.

Den mest simple udformning af et ATES-anlæg består af to grundvandsboringer, en til indvinding og en til injektion af grundvand. De to boringer er placeret i samme grundvandsmagasin og forbundet af et lukket

rørsystem over grundvandsmagasinet med en varmeveksler. Den ene boring ("kold boring") benyttes til indvinding af koldt grundvand i sommerhalvåret, og injektion af afkølet grundvand i vinterhalvåret (Figur 1 og Figur 2). I den anden boring ("varm boring") injiceres og lagres opvarmet grundvand i sommerhalvåret, og i vinterhalvåret genindvindes varmt grundvand fra denne (Figur 1 og Figur 2). Da grundvandet indvindes fra én boring og injiceres i den anden, forbruges der ikke noget grundvand, men der foregår en lokal flytning.



Figur 1. Principtegning af ATES-drift om sommeren.



Figur 2. Principtegning af ATES-drift om vinteren.

Dansk lovgivning for ATES-drift kræver, at afløbstemperaturen af det injicerede opvarmede grundvand ikke må være over 25 °C, mens den månedlige gennemsnitstemperatur ikke må overstige 20 °C (MFVM, 2015a). Derudover gælder: "Ved afledning fra varmeindvindingsanlæg til nedslivningsanlæg eller via boring til grundvandsmagasinet må afløbstemperaturen ikke være under 2 grader C gennemsnitligt over en måned." (MFVM, 2015a). I forhold til indvinding til vandforsynings- eller grundvandskøleanlæg, må

vandet ikke påvirkes med over +0,5 °C (MFVM, 2015a). I Danmark er der ikke defineret nogen minimumsafstande for ATES-anlæg til fx drikkevandsboringer (MFVM, 2015a). Enopsol ApS (pers. komm.) har ved deres seneste to projekter udført beregninger efter retningslinjerne i BNBO (Boringsnære Beskyttelsesområder) (MIM, 2007; MIM, 2013).

1.3 Problemstilling – mikrobiologisk miljø

Mikroorganismer er tilpassede bestemte temperaturområder, som favoriserer deres vækst (i kombination med andre miljøfaktorer som vandkemi og næring). Ved at ændre temperaturen i et system kan den mikrobiologiske sammensætning derfor ændres. Det er nødvendigt at undersøge, om injektion af grundvand med højere temperatur, end de nuværende grænser foreskriver, kan medføre uønskede mikrobiologiske konsekvenser, såsom bedre vækstbetingelser for humanpatogene mikroorganismer eller opportunistiske patogener i og omkring ATES-anlæg. Opportunistiske patogener er organismer, der bliver patogener, når deres vært (fx et menneske) er i en svækket tilstand. Nogle patogener og opportunistiske patogener kan findes som en del af den naturlige population i jorden. Derudover vil det være problematisk, hvis uønskede mikroorganismer spredes yderligere med grundvandet til grundvandsmagasiner, hvor der indvindes fx drikkevand eller vand til vandingsanlæg. Dette er særligt en vigtig problemstilling i Danmark, hvor man næsten udelukkende benytter grundvand som drikkevandsressource, som normalt ikke desinficeres (NST, 2016a; NST, 2016b).

1.4 Formål

Projektet havde til formål at undersøge, hvorvidt en hævnning af de øvre temperaturgrænser for ATES-drift er miljø- og sundhedsmæssigt forsvarlig. I undersøgelsen blev der i en enkelt opvarmningsperiode på 112 dage injiceret grundvand på 30 °C i gennemsnit og med maksima på 35 °C, altså 10 °C højere end de nugældende regler. Undersøgelsen blev foretaget ved et ATES-anlæg tilhørende Gartneriet Hjorteberg på Fyn og blev udført før og under lagring af opvarmet grundvand. Grundvand blev analyseret for relevante mikrobiologiske parametre, og analyserne blev suppleret med litteraturundersøgelser og en teknisk anlægsgennemgang.

- International og dansk litteratur om ATES med hensyn til mikrobiologi, herunder patogener, og lovgivning blev gennemgået for at vurdere, hvilke parametre der skulle undersøges.
- En teknisk hygiejnisk gennemgang af ATES-anlægget ved Gartneriet Hjorteberg blev foretaget for at vurdere anlægskomponenter med henblik på identificering af potentielle risikofaktorer i forhold til det lokale grundvandsmagasin.
- Inden lagring af opvarmet grundvand blev startet, blev en række mikrobiologiske parametre analyseret i grundvandsprøver fra ATES-anlægget ved Gartneriet Hjorteberg for at vurdere, om den mikrobiologiske flora i og omkring anlægget lå på et stabilt niveau inden varmelagringsforsøget startede.
- Kemiske analyser af grundvandsprøver fra anlæggets boringer blev udført inden opvarmning af grundvand startede, for at vurdere grundvandskemien i grundvandsmagasinet, som blev benyttet til varmelagring. Derudover blev der under varmelagring målt enkelte fysisk-kemiske parametre, for at vurdere, om der skete en ændring, når grundvandsmagasinet blev opvarmet.
- Før og under varmelagring blev grundvandsprøver analyseret for både generelle mikrobiologiske parametre og specifikke bakteriegrupper og –arter, deriblandt patogener. Dette var for at analysere, om der var en målbar effekt på disse parametre som følge af ATES-drift op til 35 °C.
- Grundvandsprøver blev udtaget både fra anlæggets kolde og varme boring, og da kold boring ikke havde været udsat for øgede vandtemperaturer, kunne denne anvendes som reference for ikke-opvarmet grundvand. Prøver fra varm boring skulle belyse, hvordan den mikrobiologiske population blev påvirket i et opvarmet grundvandsmagasin.
- Der blev udtaget grundvandsprøver før og efter varmeveksleren, samt umiddelbart før grundvandet blev injiceret i grundvandsmagasinet, for at vurdere om anlæggets rørmaterialer (plast) påvirkede mikrobiologien.

2. Litteraturbaggrund

Dansk og international litteratur vedrørende mikrobiologi og ATES-drift er blevet gennemgået for at give et overblik over den eksisterende viden på området samt for at identificere mikrobiologiske parametre, som er relevante i forbindelse med ATES-drift. Derfor beskrives også mikrobiologi i forbindelse med grundvand kort.

2.1 ATES

I et litteraturstudie fra 1988 blev det vurderet, at ATES-drift potentielt kan påvirke vækst, overlevelse og andre mikrobielle aktiviteter for mikroorganismer i grundvandsmiljøer, deriblandt medføre øget overlevelse af *Legionella* bakterier, samt skade miljøet (Hicks and Stewart, 1988). På baggrund af dette studie igangsatte det Internationale Energi Agentur (International Energy Agency – IEA) et forskningsprogram omfattende flere lande og forskellige ATES-anlæg, som bl.a. skulle belyse disse risici (Winters, 1992). Dette studie observerede ikke uønskede miljøpåvirkninger eller smittefarlig sygdomsoverførsel som følge af ATES-drift (Winters, 1992) men anbefalede, at man fortsat skal være opmærksom på potentielle mikrobiologiske problemer relateret til ATES. Et studie fra 1991 konkluderede, bl.a. på baggrund af observationer af vækst og/eller overlevelse af *Legionella* arter (både kliniske isolater og naturligt forekomne arter) podet i drikkevand og grundvand, samt *Legionella* arters evne til overleve i ledningsnet ved 30-50 °C, at *Legionella* kan udgøre en risiko ved ATES (Montandon og Antonietti, 1991). Briemann et al. (2009) observerede, at opvarmning af grundvand medførte ændring i et grundvandsmagasins mikrobiologiske sammensætning (diversitet). Bonte et al. (2013) fandt også en betydelig ændring i diversiteten, når temperaturen blev ændret fra 25 til 60 °C, bl.a. med en øget forekomst af termofile bakterier ved temperaturer >45 °C. I et hollandsk studie, hvor forskellige ATES-anlæg blev undersøgt ved drift op til 39 °C, blev der dog ikke fundet nogen sammenhæng mellem ændring i grundvandets temperatur og mikrobiologiske sammensætning eller indikeret risici for forhøjede patogenkoncentrationer (Hartog et al., 2013).

I Holland har to høj-temperatur-ATES (HT-ATES) projekter været udført hvor vand >80 °C blev lagret, men begge disse projekter lukkede (Drijver et al., 2012). Gennem 1980'erne var der mange tekniske problemer med HT-ATES, men løsninger på disse udfordringer er dog fundet (Drijver et al., 2012). Samtidig peger Drijver et al. (2012) på, at der mangler viden om HT-ATES påvirkning på grundvandets mikrobiologi.

Udover potentialet for forekomsten af patogene bakterier under øgede grundvandstemperaturer gør Hähnlein et al. (2013) opmærksom på, at flere forskellige typer af mikroorganismer i grundvandet er med til at rense vandet, og at denne egenskab evt. påvirkes ved ændrede grundvandstemperaturer.

I en dansk rapport fra 2000, Vandplan Sjælland Samarbejdet (2000), er ATES-systemers påvirkning af patogene mikroorganismer vurderet ud fra litteratur. Vandplan Sjælland Samarbejdet (2000) anbefaler, at ATES-systemer ikke opererer med temperaturer ≥ 25 °C, bl.a. begrundet med, at den patogene bakterie *Legionella pneumophila* kan udgøre en sundhedsrisiko ved temperaturer fra 25 til 45 °C. Denne øvre temperaturgrænse på 25 °C svarer til den nuværende lovgivning i Danmark. Selvom ATES anvendes i mange lande på verdensplan, er det kun få lande (Østrig, Danmark, Frankrig, Tyskland, Storbritannien, Liechtenstein, Holland og Schweiz), som i 2010 havde lovmæssige eller anbefalede øvre og/eller nedre temperaturgrænser for ATES-drift i den øvre undergrund (<400 m dybde) (Hähnlein et al., 2010). Nogle af disse lande har angivet temperaturgrænser ud fra den lokale grundvandstemperatur, så denne kun må

variere med et givent antal temperaturgrader (Hähnlein et al., 2010). De fastsatte eller anbefalede maksimum temperaturer er enten 20 eller 25 °C, og indikeres at være erfaringsbaserede, mens et videnskabeligt, teknisk eller praktisk grundlag ikke er tydeligt (Hähnlein et al., 2010). I senere studier indikeres ligeledes, at der er mangelfuld viden omkring de langtidsvarende miljømæssige konsekvenser i den øvre undergrund (<400 m dybde) (Hähnlein et al., 2013), samt behov for yderligere forskning af grundvandspåvirkningen ved brug geotermiske systemer (Bonte et al., 2011). Holland har dog, ligesom Danmark, fastsat den maksimale temperaturgrænse på 25 °C pga. bekymring for vækst af patogene bakterier ved højere temperaturer (Jensen et al., 2000; Vandplan Sjælland Samarbejdet, 2000). I den hollandske provins, Syd-Holland, er den maksimale temperaturgrænse for ATES undtagelsesvis 30 °C, men det er dog ikke gældende for øvre grundvandsmagasiner (van Beck and Godschalk, 2013).

2.2 Mikrobiologi i grundvand

Der er mikroorganismer til stede i grundvandsmagasiner og de fleste underjordiske miljøer. Selvom grundvandsmagasiner er næringsfattige (oligotrofe), er der stor variation af mikroorganismerne som fx vira, bakterier, arkæer og protozoer. Den største andel af grundvandsmikroorganismer er bakterier og kan findes i koncentrationer på 10^5 - 10^7 celler/g sediment. Mikroorganismer kan, under oligotrofe eller stressede forhold, anvende forskellige overlevelsesstrategier, fx ved at ændre fysiske celleegenskaber, der kan gøre dem mere modstandsdygtige overfor fx ugunstige temperaturer. Endvidere forekommer langt størstedelen af mikroorganismerne i grundvandsmagasinerne på overfladen af sedimentpartiklerne (Griebler and Lueders, 2009).

Nogle mikroorganismer anses for at være egentlige grundvandsmikroorganismer, men der findes ingen klar definition af denne gruppe (Griebler and Lueders, 2009), fx er bakterieslægten *Legionella*, som inkluderer den patogene *Legionella pneumophila*, antaget for at være naturligt forekomne i både overfladevand og underjordiske miljøer (Krauss and Griebler, 2011; Steinert et al., 2002). Blandt mikroorganismer, som anses for fremmede for grundvandsmiljøer, og som har været detekteret i grundvand, kan bl.a. nævnes patogene tarm-vira, -bakterier og -protozoer, der stammede fra varmblodede dyrs fækalier (Krauss and Griebler, 2011; Charles et al., 2009).

Udover at mikroorganismer, inkl. patogener, er i stand til at overleve i grundvandsmagasiner, der potentielt anvendes til drikkevand, er de ligeledes i stand til at migrere i jord- og grundvandsmiljøer, hvilket kan forøge risikoen for en mikrobiel forurening. I litteraturen sammenfattes migrationsafstande for mikroorganismer (vira, bakterier og protozoer) i sand- og grusholdige grundvandssystemer til at være 1-3000 m (Krauss and Griebler, 2011; Robertson and Edberg, 1997).

3. ATES-anlæg ved Gartneriet Hjortebjerg

ATES-anlægget ved Gartneriet Hjortebjerg på Fyn blev valgt til dette studie, da det ved den oprindelige tilladelse i 2008 fik dispensation til at køre ved forhøjede temperaturer.

3.1 Princip og systemopbygning

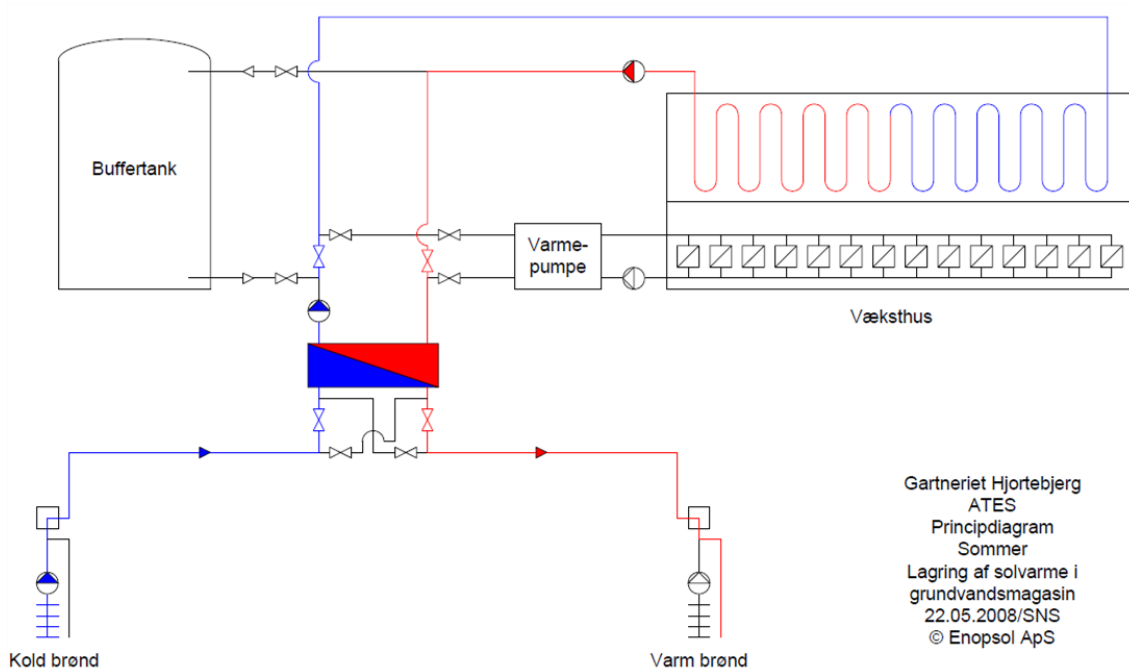
ATES-anlægget ved Gartneriet Hjortebjerg blev etableret i 2009 og idriftsat i 2010. ATES-anlægget har til formål at levere indirekte køling og opvarmning af gartneriets drivhuse ved hjælp af varmeveksling med bygningens centrale vandssystem. Køling og opvarmning sker ved varmeveksling med grundvand, der indvindes og ledes tilbage i det primære grundvandsmagasin via filtersatte borer. Anlægget består af en ”kold” boring med DGU nr. 136.1382 og en ”varm” boring med DGU nr. 136.1312.

Om sommeren pumpes det ca. 11 °C kolde grundvand fra kold boring (Figur 3) gennem et 25 m langt PE-rør (polyethylen) (Figur 5) til varmeveksleren (VV) placeret i et særskilt maskinrum. I varmeveksleren overføres varme til grundvandet fra gartneriets interne kølevandssystem (procesvandkreds), som herved afkøles (Figur 3). Grundvandet opvarmes ved varmevekslingen og ledes tilbage via den varme boring til grundvandsmagasinet, hvor varmen lagres (Figur 3). Grundvand transporteres fra varmeveksler til varm boring gennem et 330 m langt PE-rør (Figur 5). Det afkølede interne procesvand pumpes fra varmeveksleren gennem et særligt ekstraktionsanlæg, hvor varme fra luften i gartneriets væksthuse overføres til procesvandkredsen, som herved opvarmes og pumpes tilbage til varmeveksleren (Figur 3).

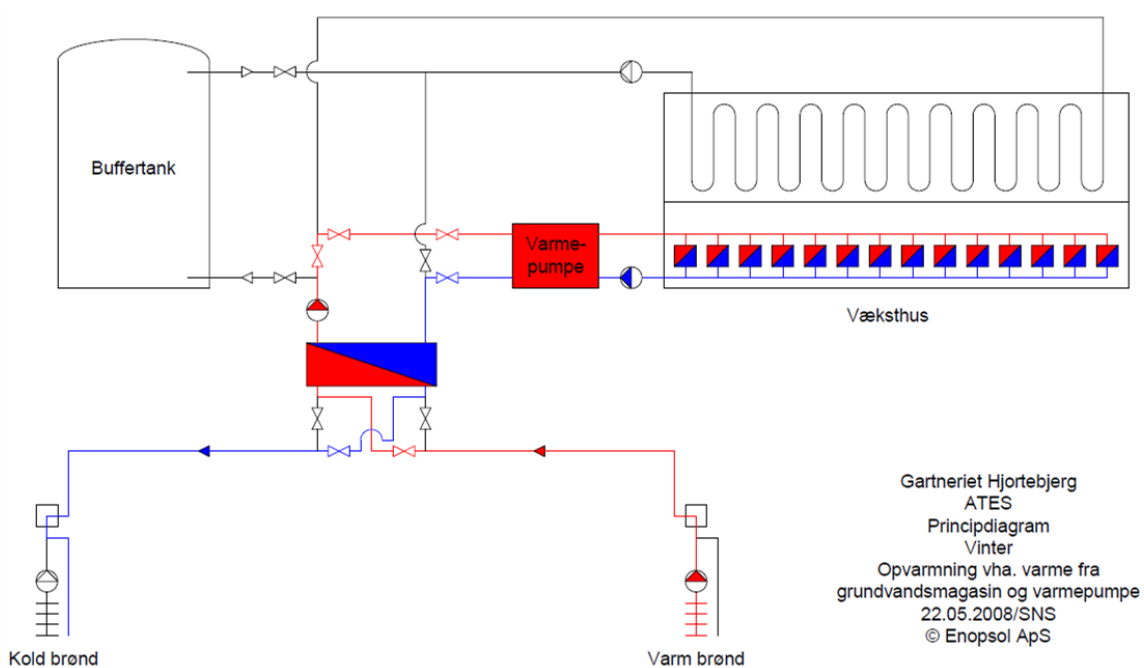
Om vinteren vendes flowretningen, og der pumpes opvarmet grundvand fra varm boring (Figur 4) til varmeveksleren. Temperaturen af det opvarmede grundvand vil i begyndelsen af vintersæsonen være tæt på injektionstemperaturen ved afslutningen af sommersæsonen, men falde jævnt indtil varmen, der er lagret omkring den varme boring, er genindvundet. Varmetabet ved lagringen er typisk 15-25% (S.N. Sørensen, Enopsol ApS, pers. komm.). I varmeveksleren overføres varme fra grundvandet til gartneriets interne opvarmningssystem ved hjælp af en varmepumpe (Figur 4). Grundvandet afkøles ved varmevekslingen og ledes tilbage via den kolde boring til grundvandsmagasinet (Figur 4), hvor der i princippet også kan lagres kulde, hvis grundvandet ved varmevekslingen afkøles til temperaturer under grundvandets naturlige temperatur.

Det samlede energisystem er opbygget således, at der kan leveres køling og opvarmning til gartneriet året rundt blot ved at ændre pumperetningen for grundvandet. Hele den oppumpede grundvandsmængde ledes retur til grundvandsmagasinet, og der er således ikke noget forbrug af grundvand. ATES-anlægget er opbygget som et selvstændigt lukket system uden opblanding af grundvand og internt procesvand.

Den aktuelle køleydelse varierer afhængigt af driftsbetingelserne (flow og temperatur for grundvand og procesvand). Anlægget er udlagt til en maksimal grundvandsindvinding og returledning på 50 m³/time ved en maksimal afledningstemperatur på 25 °C, dog maksimalt 20 °C i gennemsnit over en måned. Den installerede varmeveksler kan eksempelvis ved et flow på 50 m³/time på grundvandssiden give en køleeffekt på 870 kW ved opvarmning af grundvandet fra 10 til 25 °C.

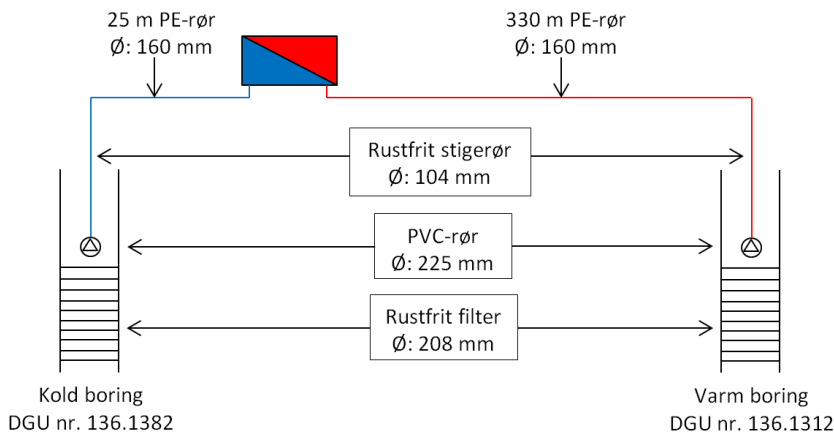


Figur 3. Diagram over ATES-anlæg ved Gartneriet Hjortebjerg under varmeeekstraktion fra væksthuse og varmlagring i grundvandsmagasin (Enopsol ApS, 2016).



Figur 4. Diagram over ATES-anlæg ved Gartneriet Hjortebjerg under varmegenindvinding fra grundvandsmagasin og opvarmning af væksthuse (Enopsol ApS, 2016).

Under denne undersøgelse blev varmen til opvarmning af grundvand ikke ekstraheret fra væksthuset, men leveret af gartneriets kraftvarmeværk. Dette skyldtes, at lagring af opvarmet grundvand til 30/35 °C ikke kunne startes op til sommerhalvåret 2014 pga. manglende dispensation til dette. Dispensation blev først fornyet 31-07-2014, hvorfor det først var muligt at starte forsøg med varmelagring i efteråret 2014. Derfor ville en tilstrækkelig varmemængde ikke kunne ekstraheres fra væksthuset ved akkumulering af solvarme.



Figur 5. Diagram over grundvandskredsen for ATES-anlægget ved Gartneriet Hjortebjerg.

3.2 Tidligere anlægsdrift

I 2010 blev ATES-anlægget ved Gartneriet Hjortebjerg sat i drift af Enopsol ApS. Anlægget har dog ikke været i drift siden efteråret 2012 (Sørensen, 2016a), da gartneriet kom i økonomiske vanskeligheder med efterfølgende rekonstruktion. I 2010, havde ATES-anlægget ved Gartneriet Hjortebjerg dispensation til at injicere grundvand ved månedligt gennemsnit på 30 °C og med maksima på 35 °C. Der har derfor tidligere været lagret varme i den varme boring ved øgede vandtemperaturer. Temperatur- og flowdata for drift i 2011 og 2012 (Bilag 1, FigurB1-1 og Figur B1-2), leveret af Enopsol ApS, viser, at køling af væksthuse med koldt grundvand og lagring af opvarmet grundvand overvejende har foregået fra maj til oktober i disse år. Varmegenindvinding og opvarmning af væksthuse har overvejende foregået fra ca. november 2011 til april 2012 (Bilag 1, FigurB1-1). Dog har der været en periode i foråret og sommeren 2012, hvor driften ofte skiftede mellem varmelagring og –genindvinding (Bilag 1, FigurB1-1). Temperaturen af grundvand indvundet fra og injiceret i kold boring har i 2011 og 2012 varieret fra ca. 5 til 15 °C, mens temperaturen af grundvand indvundet fra og injiceret i varm boring overvejende har varieret fra ca. 10 til 20 °C (Bilag 1, Figur B1-2). Det lagrede grundvand har ikke i 2011 og 2012 været oppe på den maksimale tilladte injektionstemperatur på 25 °C.

3.3 Grundvandsmagasin

ATES-anlæggets to borer er filtersat i et sandholdigt grundvandsmagasin. Ud fra anlæggets borer og borer i Gartneriet Hjortebjergs omegn blev tykkelsen af sandlaget vurderet til overvejende at være ca. 25 m, beliggende fra ca. 20 til 45 m.u.t. (meter under terræn) (Tønder, 2014). Dette sandlag er overvejende omgivet af lerholdige lag over og under grundvandsmagasinet (Tønder, 2014). Kold og varm boring er filtersat i henholdsvis 22-34 m.u.t. og 25-43 m.u.t. (Bilag 2). Ifølge en forundersøgelse af grundvandsmagasinet, foretaget af Enopsol ApS, er det lokale grundvandsspejl estimeret til ca. 8 m.u.t., med en hydraulisk gradient på ca. 1,5‰ (Enopsol ApS, 2008).

Egenskaber for sandmagasiner er tidligere estimeret ud fra litteratur, med henblik på modellering af termisk transport i grundvandsmagasinet ved Gartneriet Hjortebjerg (Tønder, 2014). Volumetrisk varmekapacitet og porøsitet for sandmagasiner, er estimeret i Tabel 1. Metoden for beregning af varmekapacitet i sandmagasiner er vist i Sørensen (1991) samt i Vandplan Sjælland Samarbejdet (2000).

Tabel 1. Estimerede egenskaber for sandmagasin ud fra litteratur (Tønder, 2014).

Porøsitet i sandmagasin [%]	30
Volumetrisk varmekapacitet for vand [MJ/m ³ /K]	4,2
Volumetrisk varmekapacitet for sand [MJ/m ³ /K]	1,8
Volumetrisk varmekapacitet for vandmættet sand [MJ/m ³ /K]	2,5

4. Metoder anvendt ved undersøgelser af ATES ved Gartneriet Hjorteberg

Der blev udtaget grundvandsprøver fra ATES-anlægget ved Gartneriet Hjorteberg. Prøver blev udtaget både før og under lagring af opvarmet grundvand (4 måneder), og analyseret for relevante mikrobiologiske parametre. Disse analyser blev suppleret af en teknisk hygiejnisk anlægsgennemgang samt måling af udvalgte fysisk-kemiske parametre.

Indledningsvist blev der udført et stabilitetsforsøg, hvor grundvandsprøver fra ATES-anlægget blev analyseret for at vurdere, om den mikrobiologiske flora var stabil, inden opvarmet grundvand blev lagret.

4.1 Teknisk hygiejnisk anlægsgennemgang

Som en del af den samlede risikovurdering af en hævnings af temperaturgrænserne ved ATES-drift, blev der foretaget en teknisk hygiejnisk anlægsgennemgang for at udpege potentielle risikofaktorer i forhold til det lokale grundvandsmagasin. Vurderingen blev gennemført som en kvalitativ risikoscreening med udgangspunkt i en vurdering af fejlrate og konsekvens. ATES-anlægget ved Gartneriet Hjorteberg blev gennemgået den 13-10-2014, hvor anlæggets grundvandskreds, borings- og pumpeinstallationer, varmeveksler og procesvandkreds blev tilset.

4.2 Analyser samt valg af indikatororganismer og patogene bakterier

Der blev analyseret generelle mikrobiologiske parametre for at beskrive den totale mikrobielle population samt subpopulationer, og specifikke parametre, såsom bakterielle fækale indikatorer og potentielle humane patogener, som trives ved legemstemperatur (37 °C).

De udvalgte parametre beskrives nedenfor.

Mikrobiel aktivitet

Adenosin Trifosfat (ATP) er et energibærende molekyle, der findes i alle levende celler. Måling af ATP er således en ikke-selektiv hurtigmetode, som bestemmer al celleaktivitet, men som ikke direkte kan omsættes til bakterieantal. I princippet måles kun aktive celler, men ATP kan frigøres til vandfasen ved celledød og høj celleaktivitet, hvorfor der skelnes mellem total ATP (ufiltreret) og frit ATP (filtreret). Både total- og frit ATP blev målt, og mikrobielt ATP blev beregnet som differencen imellem de to, da dette er det cellulære ATP (Vang et al., 2014). En mere omfattende metodebeskrivelse ses i Bilag 3.

Direkte mikroskoptællinger – totaltællinger

Ved direkte mikroskoptællinger tælles fluorescerende celler vha. et fluorescensmikroskop efter farvning med 4',6-diamidino-2-phenylindole (DAPI). DAPI binder sig til dobbeltstrenget DNA, og farver både levende og døde celler, hvorfor det totale antal mikrobielle celler kan tælles. Denne metode er ligesom måling af ATP en ikke-selektiv hurtigmetode. En mere omfattende metodebeskrivelse ses i Bilag 3.

Kimtalsbestemmelser (Heterotrophic Plate Count)

Kimtallet angiver antal bakterier, der er i stand til at danne en koloni på et vækstmedie som fx gærekstrakt agar (PCA) eller R2A agar. R2A agar er et næringsfattigt substrat tilpasset bakterier fra næringsfattige miljøer, og da der anvendes længere inkubationstid, tillader denne metode en større andel af bakterierne at danne kolonier. Da ikke alle levende bakterier kan vokse på organiske vækstmedier, er det generelt kun en lille andel af de levende bakterier, der måles ved kimtalsbestemmelse. Forhøjede kimtal kan indikere forureninger, men forhøjede kimtal forekommer også ved ændrede driftsforhold, hvor næring eller bakterier fra biofilm eller drikkevandssediment frigives. Kimtal³⁷ bruges til at kvantificere bakterier, der kan vokse ved legemstemperatur og dermed potentielt være sygdomsfremkaldende. I denne undersøgelse var det også relevant at undersøge kimtal³⁰, da 30 °C var den gennemsnitlige grundvandstemperatur ved varmelagring.

I denne undersøgelse blev der derfor målt kimtal ved fire forskellige inkubationstemperaturer på to forskellige medier.

- Kimtal 20: Dybdeudsæd i R2A agar, inkuberet ved 20 °C i 14 døgn (Reasoner and Geldreich, 1985)
- Kimtal 22: Dybdeudsæd i PCA, inkuberet ved 22 °C i 3 døgn (DS/EN ISO 6222)
- Kimtal 30: Dybdeudsæd i PCA, inkuberet ved 30 °C i 3 døgn (Modificeret ud fra DS/EN ISO 6222)
- Kimtal 37: Dybdeudsæd i PCA, inkuberet ved 37 °C i 2 døgn (DS/EN ISO 6222)

Total coliforme og E. coli

E. coli og total coliforme bakterier anvendes som indikatorbakterier for forurening af drikkevand. Coliforme bakterier findes i dyrs og menneskers tarmsystem og forekommer derfor i fækale forureninger, men inkluderer imidlertid også flere forskellige bakterieslægter, der forekommer naturligt i jord og overfladevand. Coliforme bakterier er således ikke en entydig indikator for fækal forurening, hvorimod *E. coli* udelukkende findes i dyrs og menneskers tarmsystem og derfor indikerer fækal forurening (Edberg et al., 2000).

Total coliforme og *E. coli* blev i denne undersøgelse målt ved Colilert18[®]-metoden, hvor prøver blev inkuberet ved 36±2 °C i 18 timer (ISO 9308-2:2012).

Enterokokker

Enterokokker (bakterier af slægten *Enterococcus*) findes i tarmsystemet hos dyr og mennesker. Enterokokker anvendes derfor som indikator for fækal forurening, når kvalitet af både badevand og drikkevand analyseres. Enterokokker er generelt mere resistente i stressede miljøer end fx *E. coli* (NST, 2013).

Enterokokker blev undersøgt ved membranfiltreringsmetoden, hvor prøver blev inkuberet på Slanetz-Bartley agar ved 36±2 °C i 2 døgn, og formodede enterokok-kolonier blev inkuberet yderligere på bile-aesculin agar ved 44±0,5 °C i 2 timer (DS/EN ISO 7899-2).

Pseudomonas aeruginosa

Jordbakterien *Pseudomonas aeruginosa* er en opportunistisk patogen som er vandbåren (Banning et al., 2003) og kan findes i jord og vandmiljøer. Derudover anvendes *P. aeruginosa* som indikator i forbindelse med emballeret drikkevand (Fødevaredirektoratet, 2003).

P. aeruginosa blev i denne undersøgelse målt ved Pseudalert[®]-metoden, hvor prøver blev inkuberet ved 38±0,5 °C i et døgn ifølge producentens protokol.

Clostridium perfringens

Clostridium perfringens er en patogen jordbakterie, der også findes i tarmsystemet hos mange dyr og mennesker (Madigan et al., 2009). *C. perfringens* anvendes som indikator for forurening i både distribueret og emballeret drikkevand (MFVM, 2015b; Fødevaredirektoratet, 2003).

C. perfringens blev undersøgt ved membranfiltreringsmetode (m-CP), hvor prøver blev inkuberet anaerobt på m-CP agar ved 44±1 °C i 21±3 timer, og formodede *C. perfringens*-kolonier blev konfirmeret vha. ammoniumhydroxid (EC, 1998).

Aeromonas sp.

Aeromonas findes i vandmiljøer og er tidligere isoleret fra grundvand. Slægten inkluderer patogene arter (Borchardt et al., 2003).

Aeromonas blev i denne undersøgelse målt ved membranfiltreringsmetode, hvor prøver blev inkuberet på *Aeromonas*-agar (LAB167) ved 37 °C i 21±3 timer, og formodede *Aeromonas*-kolonier blev konfirmeret vha. TSI (Triple Sugar Iron) ifølge producents protokol.

Legionella sp.

Bakterieslægten *Legionella* er særligt relevant i denne undersøgelse, da *Legionella*-vækst flere gange har været et identificeret problem i forbindelse med varmtvandssystemer, og flere *Legionella* arter er patogene (SBMI, 2009; Krøjgaard, 2011). *Legionella* findes naturligt i vandmiljøer og har også været isoleret fra både grundvand og biofilm i borerer (US EPA, 2001; Riffard et al., 2001).

Legionella blev analyseret ved pladespredning på GVPC agar, der blev inkuberet ved 37±1 °C i 10 døgn, og formodede *Legionella*-kolonier blev inkuberet yderligere ved 37 °C i mindst 2 døgn på BCYE- og TSA-agar (blodagar) (DS 3029:2001).

Prøvevolumener på op til 1 liter blev anvendt til analyse for indikatororganismer og potentielle patogener for at øge sensitiviteten, hvilket er større end de prøvevolumener, der normalt anvendes ved vandkvalitetsanalyser (100 ml), på nær for *Legionella*. En liste over alle anvendte prøvevolumener under varmelagringsforsøg til mikrobiologiske analyser ses i Bilag 3, Tabel B3-4.

Udover mikrobiologiske analyser blev der udført enkelte fysisk-kemiske analyser (Tabel 2). Inden varmelagringsringen blev startet, blev der udtaget prøver fra både kold og varm boring, som blev analyseret for at vurdere den generelle grundvandskemi i det lokale grundvandsmagasin. Disse kemiske analyser blev udført af eksternt laboratorium, ALS Denmark. Både før og under varmelagring blev enkelte fysisk-kemiske parametre derudover målt vha. en flowcelle.

Tabel 2. Undersøgte parametre ved grundvandskemisk analyse samt flowcelleanalyser. Prøver til grundvandskemisk analyse blev analyseret af eksternt laboratorium (ALS Denmark), og anvendte metoder er angivet i Bilag 2, Tabel B3-2. Flowcelleanalyser blev udført af DTU Miljø.

Grundvandskemi	Flowcelleanalyser
Ledningsevne, pH, NH ₄ ⁺ , NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻ , F ⁻ , total Fe, total Mn, SO ₄ ²⁻ , O ₂ , NVOC, total P, Cl ⁻	Ledningsevne, pH, O ₂

4.3 Driftsforudsætninger

Inden prøvetagning blev anlæg, inkl. borerer og varmeveksler, rensed og renpumpet, da det ikke havde været i drift i over et år. Rengøring og rensning af anlæg blev indledt med renpumpning af borerer og gennemskylning af hele anlægget. Efterfølgende blev der anvendt rengørings- og desinfektionsmidler (CARELA® BIOforte og PLUS) til rensning af anlæg. De anvendte produkter indeholder saltsyre, phosphorsyre og hydrogenperoxid. Afslutningsvis blev der foretaget endnu en renpumpning af anlæg. Umiddelbart efter renpumpningen blev anlægget indstillet til at køre kontinuert med en fast lav flowrate på ca. 4-6 m³/time fra kold til varm boring dog uden opvarmning. Under denne driftstilstand blev der udtaget prøver til stabilitetsforsøg. Anlægget var i kontinuert drift for at undgå stillestående grundvand i anlæggets installationer op til og under forsøg.

Inden prøvetagning til varmelagringsforsøg blev flowraten sat op til ca. 13-14 m³/time, svarende til driften under varmelagring. Dette skete den 19-09-2014, ca. halvanden måned efter renpumpning, og tre dage inden første prøvetagning under varmelagringsforsøgene (22-09-2014), så evt. påvirkninger fra en flowændring ikke havde nogen effekt på prøvetagning.

Varmelagringsforsøget blev udført gennem efteråret 2014 og vinteren 2014/2015, hvorfor varmeeekstraktion fra væksthuse ikke var muligt. For at opnå tilstrækkelig grundvandsopvarmning under forsøgsperioden, blev varmen til varmeveksleren genereret af gartneriets kraftvarmeværk.

Den 30-09-2014 blev ATES-anlæggets varmeveksler sat i funktion, så det kolde (ca. 11 °C) grundvand, oppumpet fra kold boring, blev varmet op til maksimalt 35 °C under passagen af varmeveksleren, inden vandet blev injiceret i den varme boring, hvor varmen blev lagret. Inden 30-09-2014 var grundvandstemperaturen ved både kold og varm boring ca. 11 °C. Gennem hele varmelagringsperioden varierede flowraten i forhold til varmetilførsel ved varmeveksleren, da varmetilførslen ikke var konstant. Temperaturen af injiceret grundvand i varm boring varierede derfor også. Anlægget blev styret, så temperaturen af injiceret grundvand i den varme boring, fra 30-09-2014 til 20-01-2015, nåede en gennemsnitstemperatur på 30 °C med maxima på 35 °C. Gennemsnitstemperaturen er vægtet for både injiceret temperatur og volumen.

Den 20-01-2015 blev de sidste prøver udtaget til varmelagringsforsøget, og injektion af opvarmet grundvand i den varme boring blev stoppet. ATES-anlægget var i kontinuerlig drift fra 05-08-2014 til 20-01-2015 med flowretning fra kold til varm boring, mens koldt grundvand blev opvarmet og lagret fra 30-09-2014 til 20-01-2015. Der var dog utilsigtet driftstop fra 28-08-2014 til 03-09-2014, hvor der derfor var stillestående grundvand i anlægget i ca. 6 dage. Derudover blev der oppumpet grundvand fra varm boring ved de syv prøvetagninger. Her varede oppumpningen ca. 1-2 timer.

I Bilag 4 ses en mere omfattende beskrivelse af rensning, renpumpning og prøvetagningsprocedure ved Gartneriet Hjortebjerg.

Oversigt over begivenheder og flowforhold optil og under forsøg ses i Tabel 3 og Tabel 4.

Tabel 3. Begivenheder ved ATES-anlægget ved Gartneriet Hjortebjerg optil og under forsøg.

Dato	Begivenhed
24-07-2014 – 05-08-2014	Rensning og renpumpning af ATES-anlæg
18-08-2014 – 09-09-2014	Tre prøvetagninger til stabilitetsforsøg
28-08-2014 – 03-09-2014	Utilsigtet driftstop
22-09-2014	Prøvetagning til varmelagringsforsøg før opvarmning af grundvand startes
30-09-2014	Opvarmning og lagring af opvarmet grundvand startes
05-11-2014 – 20-01-2015	Tre prøvetagninger til varmelagringsforsøg under lagring af opvarmet grundvand

Tabel 4. Flowforhold optil og under forsøg ved ATES-anlægget ved Gartneriet Hjortebjerg.

Dato	Flowforhold
24-07-2014 – 05-08-2014	Skiftende flowretninger og flowhastigheder
05-08-2014 – 19-09-2014	Flowretning går fra kold til varm boring med flowrate på ca. 4-6 m ³ /t
19-09-2014 – 30-09-2014	Flowretning går fortsat fra kold til varm boring mens flowrate opjusteres til ca. 13-14 m ³ /t
30-09-2014 – 20-01-2014	Flowretning går fortsat fra kold til varm boring mens flowrate varierer fra ca. 1-30 m ³ /t

Et monitoreringsanlæg var etableret ved ATES-anlægget, så flowrate, temperatur og termisk energi kontinuert blev målt og registreret. Monitoreringsanlægget kom i funktion 19-09-2014, så der var dataopsamling under hele varmelagringsforsøget, på nær ved enkelte kortere driftsstop af monitoreringsanlægget.

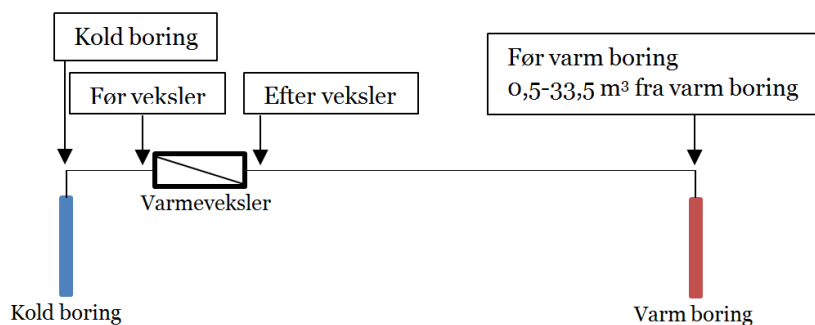
4.4 Prøvetagningsprocedure

Alle prøver blev udtaget fra ATES-anlæggets grundvandskreds (Figur 6 og Tabel 5). Der blev ikke udtaget og analyseret prøver fra procesvandskredsen, da denne er en lukket kreds, som ikke kommer i kontakt med grundvandet. Der var fire udtag på grundvandskredsen (Figur 6), hvor der fra alle blev udtaget grundvandsprøver. Et udtag var placeret i toppen af den kolde boring, to andre på hver side af varmeveksleren og et fjerde i toppen af den varme boring. Under alle prøvetagninger ved den kolde boring, samt ved udtag umiddelbart før og efter veksler, var flowretningen i anlægget fra kold til varm boring. Når der blev udtaget prøver fra toppen af den varme boring, var flowretningen først fra kold mod varm boring. Således blev der udtaget vandprøver umiddelbart før vandet fra kold boring blev injiceret i den varme boring. Herefter blev flowet ændret, så der blev pumpet grundvand op fra den varme boring, og prøver udtaget her (stadig varm boring) var grundvand fra den varme boring og det omkringliggende grundvandsmagasin.

Tabel 5. Beskrivelse af målesteder anvendt til prøvetagning under forsøg ved Gartneriet Hjortebjerg fra 18-08-2014 til 20-01-2014.

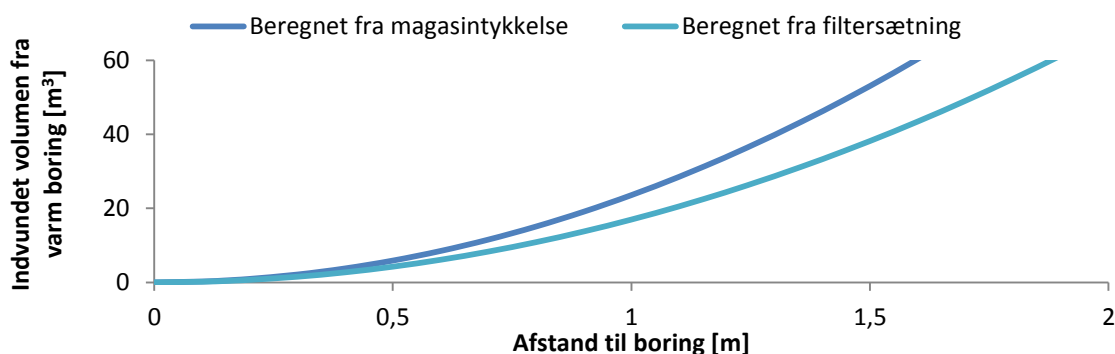
Målested	Beskrivelse	Flowretning
Kold boring	Grundvand udtaget fra vandhane placeret i toppen af kold boring. Dette vand har ikke været gennem ATES-installationen men kom direkte fra det grundvandsmagasin, som ikke blev udsat for varmepåvirkning.	
Før veksler	Grundvand udtaget fra vandhane placeret umiddelbart før varmeveksleren. Grundvandet kom fra den kolde boring og havde været igennem den del af ATES-installationen, som løb fra den kolde boring til varmeveksleren.	Vand blev pumpet op fra kold boring og løb mod varm boring.
Efter veksler	Grundvand udtaget fra vandhane placeret umiddelbart efter varmeveksleren. Grundvandet kom fra den kolde boring og havde været igennem den del af ATES-installationen, som løb fra den kolde boring og gennem varmeveksleren.	
Før varm boring	Grundvand udtaget fra vandhane placeret i toppen af varm boring, altså ved afgang til varm boring. Grundvandet kom fra den kolde boring og havde været igennem hele ATES-installationen fra den kolde boring, gennem varmeveksleren og til den varme boring.	
0,5-33,5 m³ fra varm boring	Grundvand udtaget fra vandhane placeret i toppen af varm boring. Grundvandet kom direkte fra grundvandsmagasinet omkring den varme boring, som var varmepåvirket, når der blev lagret opvarmet grundvand	Vand blev pumpet op fra varm boring og løb mod kold boring.

Der blev udtaget ni prøver på forskellige tidspunkter fra den varme boring (Tabel 6 og Tabel 7). Før 30-09-2014 blev grundvand, oppumpet fra varm boring, ledt tilbage gennem systemet til kold boring, og efter 30-09-2014 blev det bortledt. Beskrivelse af de anvendte udtag og målesteder ses i Figur 6 og Tabel 5.



Figur 6. Simple tegning af grundvandskredsen på ATES-anlægget ved Gartneriet Hjørtbjerg. Pilene indikerer anlæggets fire udtag (vandhaner), hvorfra der blev udtaget prøver. Over pilene ses navngivning af de anvendte målesteder.

Ved hver prøvetagning var flowretningen uændret, fra kold til varm boring, mens prøve fra kold boring, før veksler, efter veksler og før varm boring blev udtaget. Umiddelbart herefter blev flowretningen ændret, så der blev pumpet grundvand op fra varm boring, hvor ni forskellige prøver blev udtaget efter oppumpning af ca. 0,5-33,5 m³. Umiddelbart efter udtagelse af disse ni prøver blev flowretning vendt tilbage til at gå fra kold til varm boring.



Figur 7. Simple analytisk beregning af estimeret afstand til varm boring for prøver udtaget fra grundvandsmagasin. Afstand til boring er beregnet både ud fra grundvandsmagasinets tykkelse (25 m) og filtersætningen (18 m) i boringen, samt antagelse om cylinderform.

En estimering af hvilken afstand fra den varme boring i grundvandsmagasinet en vandprøve repræsenterer, når den er udtaget efter oppumpning af et givet volumen, kan beregnes ved en simple analytisk estimering af den hydrauliske radius (cylinderform antages). Dette er gjort både ud fra boringens filtersætning (18 m) og grundvandsmagasinets tykkelse (ca. 25 m) samt en antaget porøsitet på 30% (Figur 7). Beregnet ud fra grundvandsmagasinets tykkelse (det antages at være et spændt grundvandsmagasin) er grundvand til prøver fra varm boring kommet fra en afstand af ca. 0-1,2 m fra boringen, mens denne afstand er ca. 0-1,4 m når afstand estimeres ud fra højden af filteret (Figur 7). Dette er baseret på prøveudtagning fra varm boring efter oppumpning af 0-33,5 m³ (Figur 7).

4.4.1 Prøvetagning – Undersøgelse af mikrobiologisk stabilitet

For at undersøge stabiliteten af den mikrobielle population efter rensning af ATES-anlæg blev der udført mikrobiologiske analyser. Der blev udtaget prøver 13 dage efter rensning af anlæg (18-08-2014), samt 17 (22-08-2014) og 35 dage efter (09-09-2014), da der var utilsigtet driftstop af anlægget fra den 28-08-2014 til 03-09-2014. En oversigt over de mikrobiologiske analyser udført i denne periode ses i Tabel 6.

Tabel 6. Mikrobiologiske analyser udført i mikrobiologisk stabilitetsforsøg fra 18-08-2014 til 09-09-2014.

Målested	Analyser
Kold boring	ATP, Kimalt 20 og 22
Før veksler	ATP, Kimalt 20 og 22
Efter veksler	ATP, Kimalt 20 og 22
Før varm boring	ATP, Kimalt 20 og 22
0,5 m ³ fra varm boring	ATP
1 m ³ fra varm boring	ATP, Kimalt 20 og 22
1,5 m ³ fra varm boring	ATP
3,5 m ³ fra varm boring	ATP, Kimalt 20 og 22
5,5 m ³ fra varm boring	ATP
10,5 m ³ fra varm boring	ATP
15,5 m ³ fra varm boring	ATP
23,5 m ³ fra varm boring	ATP
33,5 m ³ fra varm boring	ATP, Kimalt 20 og 22

Ved prøveudtagning fra varm boring blev volumen af det oppumpede grundvand estimeret af Enopsol Aps ud fra hvor mange hertz, grundvandspumpen kørte med. Dette er ikke monitoreret, da ATES-anlæggets monitoreringsanlæg var ude af drift indtil 19-09-2014.

4.4.2 Prøvetagning – Effekt af varmelagring

For at undersøge effekten af lagring af opvarmet grundvand blev der udtaget prøver 4 gange i løbet af ca. 4 måneder. Den første prøvetagning blev foretaget 22-09-2014, 8 dage før lagring af opvarmet grundvand startede, og den repræsenterer den "naturlige" mikrobielle grundvandspopulation ved ATES-anlægget inden varmepåvirkning. Derudover blev der udtaget prøver til kemiske analyser for at vurdere den lokale grundvandskemi.

Den 05-11-2014, 36 dage efter varmelagring blev startet, blev anden prøvetagning foretaget, da det forventedes, at potentielle effekter af varmelagring på dette tidspunkt var målbare, samt at gennemsnitstemperaturen for det opvarmede lagrede vand var nået 30 °C. Der blev udtaget prøver igen 01-12-2014, 62 dage efter varmelagring var startet og fjerde og sidste gang 20-01-2015, 112 dage efter varmelagringen startede.

Opvarmning og lagring af opvarmet grundvand ved den varme boring stoppede umiddelbart efter sidste prøvetagning 20-01-2014, 112 dage efter varmelagring startede.

Mikrobiologiske og fysisk-kemiske analyser udført fra 22-09-2014 til 20-01-2015 ses i Tabel 7.

Tabel 7. Mikrobiologiske og fysisk-kemiske analyser udført under varmelagringsforsøg fra d. 22-09-2014 til 20-01-2015. *Grundvandskemi er kun målt 22-09-2014.

Målested	Mikrobiologiske analyser	Fysisk-kemiske analyser
Kold boring	ATP, DAPI, Kimtal 20, 22, 30 og 37, Coliforme/ <i>E. coli</i> , Enterokokker, <i>P. aeruginosa</i> , <i>C. perfringens</i> , <i>Aeromonas</i> , <i>Legionella</i>	Ledningsevne, pH, O ₂ , grundvandskemi*
Før veksler	ATP	
Efter veksler	ATP, DAPI, Kimtal 20, 22, 30 og 37, Coliforme/ <i>E. coli</i> , Enterokokker, <i>P. aeruginosa</i> , <i>C. perfringens</i> , <i>Aeromonas</i> , <i>Legionella</i>	Ledningsevne, pH, O ₂
Før varm boring	ATP, DAPI, Kimtal 20, 22, 30 og 37, Coliforme/ <i>E. coli</i> , Enterokokker, <i>P. aeruginosa</i> , <i>C. perfringens</i> , <i>Aeromonas</i> , <i>Legionella</i>	Ledningsevne, pH, O ₂
0,9 m³ fra varm boring	ATP	
1,3 m³ fra varm boring	ATP, DAPI, Kimtal 20, 22, 30 og 37, Coliforme/ <i>E. coli</i> , Enterokokker, <i>P. aeruginosa</i> , <i>C. perfringens</i> , <i>Aeromonas</i> , <i>Legionella</i>	Ledningsevne, pH, O ₂ , grundvandskemi*
7,8 m³ fra varm boring	ATP	
20,7 m³ fra varm boring	ATP	
22,3 m³ fra varm boring	ATP	
25,1 m³ fra varm boring	ATP	
26,6 m³ fra varm boring	ATP	
29,8 m³ fra varm boring	ATP	
31,1 m³ fra varm boring	ATP, DAPI, Kimtal 20, 22, 30 og 37, Coliforme/ <i>E. coli</i> , Enterokokker, <i>P. aeruginosa</i> , <i>C. perfringens</i> , <i>Aeromonas</i> , <i>Legionella</i>	Ledningsevne, pH, O ₂ , grundvandskemi*

Ved prøvetagning fra varm boring blev volumen af det oppumpede grundvand målt vha. ATES-anlæggets flowmåler eller et tilkøbt vandur.

Til denne undersøgelse blev det overvejet at udføre dataindsamling fra flere end et anlæg, men det var meget vanskeligt at opnå dispensation fra temperaturkravene i gældende BEK 1716 (MFVM, 2015a), idet bekendtgørelsen ikke indeholder hjemmel til at dispensere fra de fastsatte temperaturkrav, og kun meget få af de eksisterende anlæg er indrettet til at kunne operere ved højere temperaturer. Miljøministeriet havde dog i juni 2008 givet Nordfyns Kommune bemyndigelse til at give Gartneriet Hjørtebjerg dispensation til injektion af 30/35 °C grundvand.

5. Resultater

I dette afsnit præsenteres resultater fra undersøgelserne, foretaget ved ATES-anlægget ved Gartneriet Hjortebjerg. Dette inkluderer anlægsgennemgang, mikrobiologiske stabilitetsforsøg, som blev udført før varmelagringsforsøg, samt undersøgelsen af effekt af opvarmning ved ATES-drift.

5.1 Teknisk hygiejnisk vurdering ved anlægsgennemgang

Den kvalitative vurdering af ATES-anlægget ved Gartneriet Hjortebjerg blev gennemført med udgangspunkt i en vurdering af fejlrate (Tabel 8) og konsekvens (Tabel 9) både før og efter opvarmning.

Tabel 8. Kategorier for fejlrate anvendt i risikovurdering.

Kategori	Fejlrate
F1	> 10 år/fejl
F2	1 – 10 år/fejl
F3	< 1 år/fejl

Tabel 9. Konsekvenskategorier anvendt i risikovurdering.

Kategori	Konsekvens		
	Grundvand	Vandforsyning	Økonomi
K1	Lokal forurening af kortere varighed	Marginal påvirkning	< 50.000 kr.
K2	Lokal forurening af længere varighed	Mindre påvirkning af ikke-kritiske parametre	50.000-500.000 kr.
K3	Udbredt forurening	Betydelig påvirkning	> 500.000 kr.

Med udgangspunkt i den tekniske hygiejniske gennemgang blev der udpeget følgende seks risikofaktorer, hvoraf nogle er beskrevet yderligere i Bilag 5:

R1. Kontaminering af grundvandet med mikroorganismer

Nedpumpning af vand til grundvandet kan medføre kontaminering med mikroorganismer, der transporteres med denne vandstrøm. Den mikrobielle kontaminering kan stamme fra overfladevand, som er trængt ind gennem utætte rør, eller være bakterier, der vokser i det tekniske system. Forøgelse af driftstemperaturen kan potentielt skabe forhold, der favoriserer vækst af specifikke bakterier, fx *Legionella*, der kan vokse ved 25-45 °C (Vandplan Sjælland Samarbejdet, 2000; Yee & Wadowsky, 1982; Wadowsky et al., 1985).

R2. Kontaminering af grundvand med olie/reensemidler etc.

Nedpumpning af vand til grundvandsmagasinet kan medføre, at olie/reensemidler fra de tekniske installationer, fx pumper, overføres via tilbageløbet til grundvandet.

R3. Kontaminering af grundvand som af følge af afsmitning fra materialer

Afsmitning fra materialer i kontakt med vandet kan medføre forurening af grundvandet (fx rør, pakninger m.m.). Installationerne vurderes dog at være udført ved brug af egnede materialer.

R4. Kontaminering af grundvand med vand fra varmtvandsystemet (procesvandkredsen)

Grundvands- og procesvandskreds er adskilt af en varmeveksler, der kan blive utæt. Derved muliggøres nedpumpning af vand fra procesvandkredsen til grundvandsmagasinet. Anlægget er indrettet med en flowvagt, der kontinuerligt overvåger anlægget for tryktab med henblik på at registrere, om anlægget taber vand fra procesvandkredsen til grundvandskredsen. I tilfælde af en sådan begivenhed stopper anlægget automatisk grundvandscirkulationen. Det er dog usikkert, om de driftsansvarlige i alle situationer vil opdage og reagere på utætheder, hvis anlæggets automatik svinger. Konsekvensen vil imidlertid være faldende ydelse af anlægget, som driftspersonalet vil reagere på. Risikoen vil være, at internt procesvand havner i grundvandsmagasinet, og skal oppumpes fra den berørte boring.

R5. Jernudfældning i anlægget

Jernudfældning vil forekomme, hvis det oppumpede grundvand iltes i anlægget. Dette kan fx ske ved utætheder i rørene eller ved lokal grundvandssænkning, der blotlægger filtret i boringen. Jernudfældning kan over tid forårsage tilstopninger, der kræver en omfattende rensning af anlægget.

R6. Fejlbetjening af anlægget. Bevidst eller ubevidst

Ved fejlbetjening kan anlæggets effektivitet reduceres. Konsekvensen af fejlbetjening vurderes at være overvejende økonomisk. Det er muligt ved en bevidst handling at pumpe kemikalier ned i grundvandet, men det vil næppe kunne foregå upåagtet i skadeligt omfang. Anlægget er sikret med lås og overvågning.

Vurderingen og kategoriseringen af de seks identificerede risikofaktorer er angivet i risikomatrixen i Tabel 10. I matrixen angiver den røde farve en uacceptabel risiko, den gule farve en væsentlig risiko og den grønne farve en acceptabel risiko.

Tabel 10. Risikomatrix med identificerede risikofaktorer for den tekniske del af ATES-anlægget ved Gartneriet Hjørtbjerg ved gældende temperaturgrænser. Den røde farve angiver en uacceptabel risiko, den gule farve en væsentlig risiko og den grønne farve en acceptabel risiko.

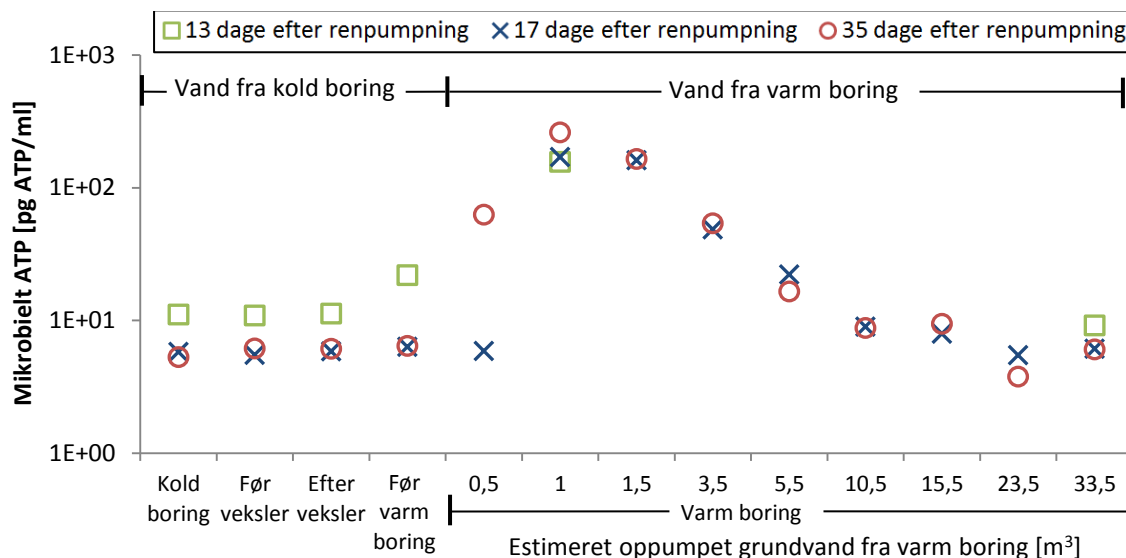
		Konsekvens		
		K1	K2	K3
Fejl-rate	F1	R2,R3,R6		
	F2	R1,R5	R4	
	F3			

Risikovurderingen viser, at risikofaktorer R1, R2, R3, R5 og R6 alle vurderes som acceptable risici. Risikofaktoren R4 (Kontaminering af grundvand med vand fra varmtvandsystemet (procesvandkreds)) vurderes dog at udgøre en væsentlig risiko, og det kan derfor være relevant at undersøge risikoreducerende tiltag. Det bemærkes, at øget driftstemperatur ikke vil ændre den viste vurdering og kategorisering for de identificerede risikofaktorer, på nær for R1, hvor øget driftstemperatur potentielt kan skabe mere gunstige forhold for patogener. Derudover vurderes det, mht. R1, R2 og R3, at installationer er udført efter vandforsyningsstandard og ved brug af egnede materialer.

5.2 Undersøgelse af mikrobiologisk stabilitet

For at undersøge den mikrobiologiske stabilitet efter oprensning og renpumpning af anlægget, blev der både målt vha. ikke-dyrkningsbaserede og dyrkningsbaserede metoder. Gennem denne indledende forsøgsdel var varmeveksleren ikke sat i funktion, og der blev derfor ikke lagret opvarmet grundvand i denne periode, og de undersøgte vandprøver havde derfor alle grundvandstemperatur.

Efter renpumpning af anlæg, 05-08-2014, var flowretningen fra kold boring til varm boring med en kontinuert lav flowrate på ca. 4-6 m³/time, dog med undtagelse af et enkelt driftstop fra 28-08-2014 til 03-09-2014.

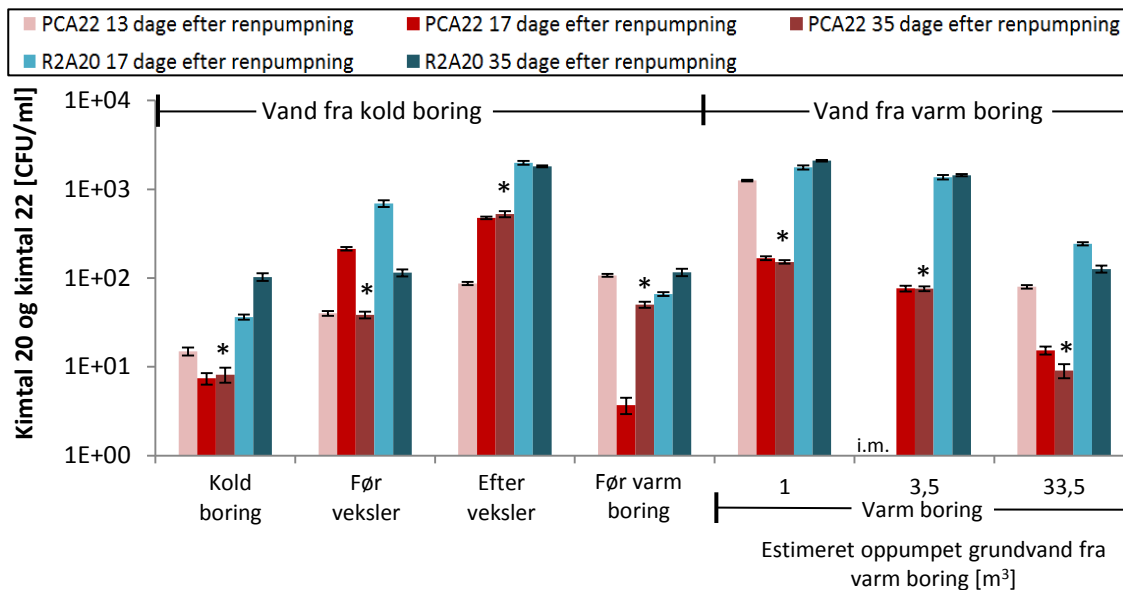


Figur 8. Koncentration af mikrobielt ATP i grundvandsprøver udtaget fra ATES-anlæg ved Gartneriet Hjørtebjerg under stabilitetsforsøg, fra 18-08-2014 til 09-09-2014. Alle prøver havde samme temperatur.

Koncentrationen af mikrobielt ATP (Figur 8) i perioden inden varmelagringsforsøg viste stort set samme forløb igennem anlægget for alle tre prøvetagningsrunder. Dette indikerer en stabil mikrobiel flora i og omkring ATES-anlægget efter rensning og renpumpning af anlægget. ATP-værdier var forholdsvis lave for ATES-anlægget ved kold boring, før varmeveksler, efter varmeveksler og før varm boring, hvor der blev målt 6-20 pg ATP/ml, mens vand fra den kolde boring blev pumpet op. Når flowretningen i anlægget blev vendt, og der blev pumpet ca. 1-1,5 m³ vand op fra den varme boring, steg ATP-koncentrationen til >100 pg ATP/ml for alle tre forsøgsdage. Dette kunne tyde på, at der ved ændring af flowretning løsriveres bakterier. Efter at have pumpet ca. 10 m³ op fra den varme boring stabiliserede ATP-niveauet sig igen til ca. 10 pg ATP/ml svarende til niveauet i det oppumpede vand fra kold boring.

Kimtal 22 varierede for hvert prøvested fra 13 til 17 dage efter renpumpningen, hvor det generelt steg eller faldt med en faktor 5 eller mere (Figur 9). Derimod, var kimtal 20 og kimtal 22 overvejende stabilt for hvert prøvested fra 17 til 35 dage efter renpumpning (Figur 9). Begge kimtalsbestemmelser indikerede, at der var flest heterotrofe bakterier i grundvandet udtaget før veksler, efter veksler, samt når der var oppumpet ca. 1 og 3,5 m³ fra varm boring (Figur 9). Dog blev de højeste kimtal målt efter veksler, på 90-500 CFU/ml (kimtal_{PCA,22C,3døgn}) og 1800-2000 CFU/ml (kimtal_{R2A,20C,14døgn}), og når der var pumpet 1 m³ vand op fra den varme boring, på ca. 150-1300 CFU/ml (kimtal_{PCA,22C,3døgn}) og 1800-2100 CFU/ml (kimtal_{R2A,20C,14døgn}) (Figur 9). Prøver udtaget kort tid (indenfor 1 time) efter at flowretningen blev vendt, ved 1 og 3,5 m³ fra varm boring, repræsenterer det grundvand, som befandt sig i den varme borings filter og lige omkring den. De højere koncentrationer her kunne derfor skyldes løsrivelse af bakterier i den varme boring. De højere koncentrationer før og efter veksler blev ikke observeret længere nedstrøms i systemet (prøver udtaget før varm boring), og kunne derfor skyldes lokal højere koncentration af biofilm i de to udtag omkring varmeveksleren, der var placeret indendørs, mens udtag ved kold og varm boring var

placeret i udendørs pumpestation (Bilag 5, Figur B5-1). Derudover var kimalt 20 generelt 5-10 gange højere end kimalt 22, hvilket afspejler forskellen i de to metoder; R2A agar har en substratsammensætning tilpasset næringsfattige miljøer, og der blev anvendt længere inkubationstider.



Figur 9. Bakterievækst i R2A agar ved 20 °C (kimalt_{R2A,20C,14 døg}) og i gærekstrakt agar ved 22 °C (kimalt_{PCA,22C,3 døg}) for grundvandsprøver inden opvarmning, fra 18-08-2014 til 09-09-2014. Alle prøver havde samme temperatur. * PCA22 35 dage efter renpumpning repræsenterer ikke kimalt ved 22 °C, da temperaturen i den anvendte inkubator steg til 33-37 °C. Ikke målt = i.m. Sorte fejllinjer angiver e.o.m. (error of mean).

Mikrobielt ATP og kimalt viste to forskellige tendenser. Mikrobielt ATP viste, at den højeste bakterieaktivitet fandtes efter flowretningen blev vendt, når der var oppumpet 1-1,5 m³ grundvand fra den varme boring. Derimod viste både kimalt 20 og kimalt 22, at koncentrationen af dyrkbare heterotrofe bakterier var højest i grundvand udtaget omkring varmeveksleren og i grundvandet oppumpet fra den varme boring, umiddelbart efter flowretningen blev vendt. ATP, som er et udtryk for den totale bakterieaktivitet, var stabil gennem systemet, fra kold boring og til før varm boring. Samtidig viste kimalt 20 og 22 højere koncentrationer omkring veksleren. Dette peger på, at der var en større andel af de dyrkbare heterotrofer i udtagene omkring veksleren, som lettere tilpassede sig vækstforholdene i PCA og R2A agar.

Det var ønsket at undersøge, om rensningen og renpumpning af ATES-anlægget havde en langvarig effekt på mikrobiologien i om omkring anlægget. Resultater for både ATP-målinger og kimaltsbestemmelser var tilstrækkelige reproducerbare for hvert prøvested 17 og 35 dage efter renpumpning. Det blev derfor vurderet, at den mikrobiologiske koncentration var stabil, og senere undersøgelser af opvarmning derfor ikke ville være påvirkede af rensning og renpumpning af anlægget.

5.3 Effekt af varmelagring

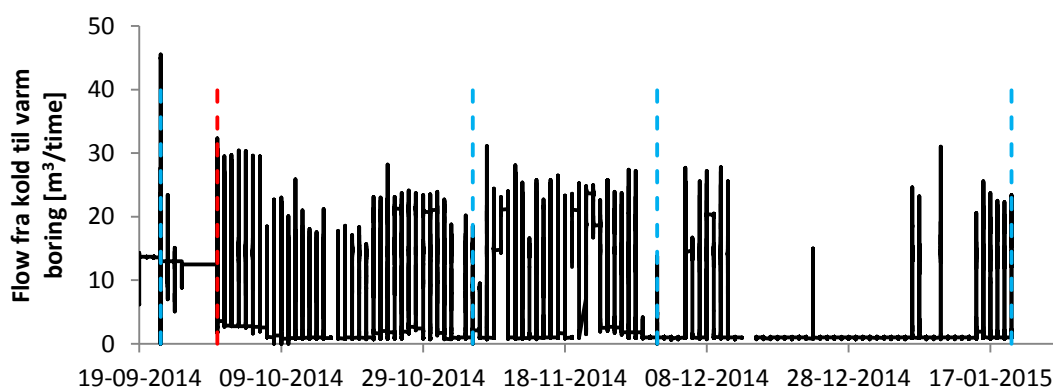
Gennem varmelagringsforsøgsperioden, 22-09-2014 til 20-01-2015, blev ATES-anlægget drevet, så det simulerede "almindelige" driftsforhold bedst muligt. Den 19-09-2014, 3 dage før første prøvetagning under varmelagringsforsøg, blev flowraten hævet til "almindeligt" driftsniveau. Varmeveksleren blev sat i funktion 30-09-2014, hvor opvarmning af koldt grundvand og varmelagring ved varm boring begyndte.

5.3.1 Drift under varmelagringsforsøg

Flowrate, temperatur og termisk energi blev monitoreret kontinuert og giver et overblik over driften af ATES-anlægget under varmelagringsforsøget (Figur 10, Figur 12 og Figur 14). Der var jævnlige udsving i både flowrate og varmelagringstemperaturer, da opvarmningstemperaturen af grundvand blev styret i forhold til temperaturen af procesvand (varme-/energikilde) ved hjælp flowraten. Flowraten varierede fra 1

til 20-30 m³/time, og fra d. 30-09-2014, hvor varmelagrings startede, steg flowet ca. en gang dagligt fra 1-4 til 20-30 m³/time, indtil d. 12-12-2014, hvorefter den faldt, da varmetilførslen faldt (Figur 10 og Figur 12). I Figur 12 ses samme tendenser for temperaturudsving som for flowrateudsving, da temperatur af vand injiceret i varm boring til varmelagring, ligeledes steg og faldt ca. en gang dagligt. I perioden fra 12-12-2014 til 04-01-2015 var der dog kun en enkelt stigning i flowraten (Figur 10). Når der ikke blev tilført varme via varmeveksleren, blev der holdt en lav flowrate (ned til 1 m³/time) for at undgå stillestående vand i systemet.

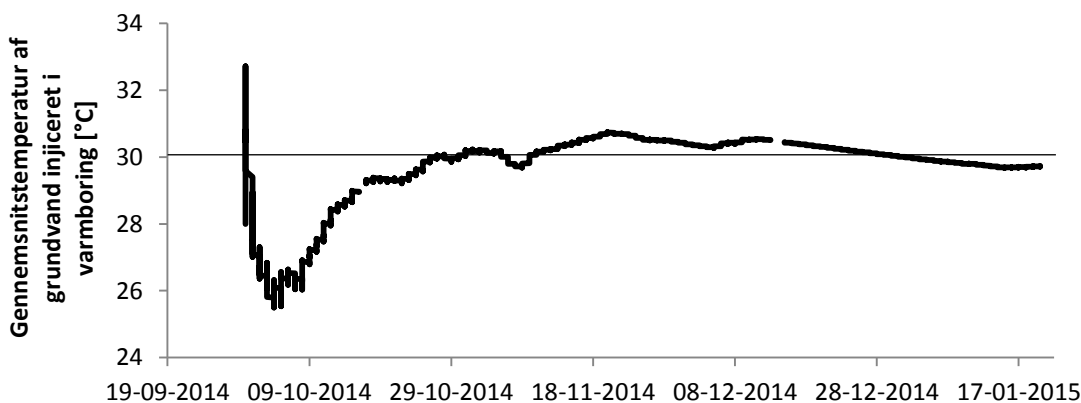
De observerede tendenser for flow og temperatur afspejler et "normalt" driftsmønster, som afhænger af varmetilførsel og temperaturkrav.



Figur 10. Flowrate fra kold til varm boring, målt fra 19-09-2014 til 20-01-2014. Blå stiplede streger markerer de dage, der blev udtaget prøver til varmelagringsforsøg. Den røde stiplede streger markerer den dag, lagring af opvarmet grundvand startede.

Under prøvetagninger, hvor flowretning var fra kold til varm boring, var flowraten 5-15 m³/time (Bilag 1, Figur B1-4, Figur B1-6, Figur B1-8 og Figur B1-10), mens flowraten steg til 45-55 m³/time, når der blev udtaget prøver fra varm boring (Bilag 1, Figur B1-4, Figur B1-6, Figur B1-8 og Figur B1-10). Flowraten ved udtagning af prøver fra varm boring blev 15-25 m³/time højere end de højeste flowrater under drift fra kold til varm boring (Figur 10).

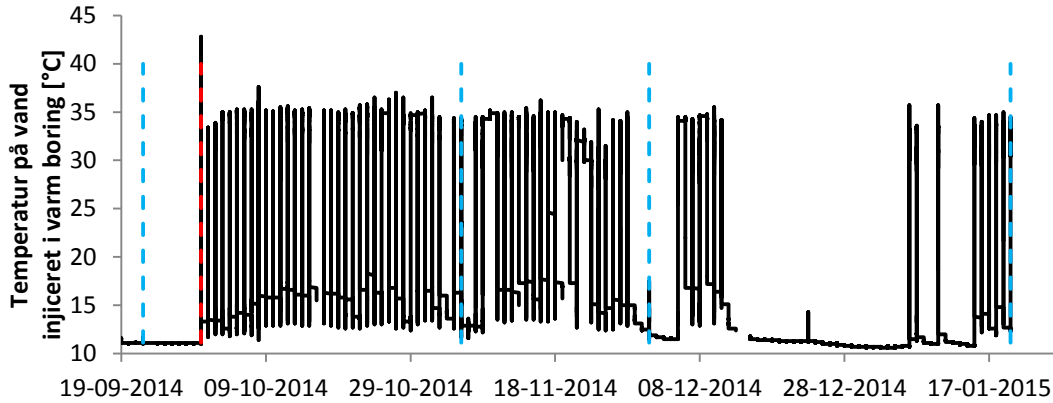
Den max. tilladte gennemsnitlige injicerede vandtemperatur var 30 °C. Figur 11 viser den volumetrisk beregnede gennemsnitstemperatur af grundvand injiceret i den varme boring under varmelagring. Dette blev beregnet ved en vægtning af volumener injiceret ved forskellige temperaturer. 25 dage efter varmelagrings startede (25-10-2014), var den gennemsnitlige injektionstemperatur på ca. 30 °C opnået (Figur 11). Herefter blev en gennemsnitstemperatur på ca. 30 °C opretholdt gennem resten af forsøgsperioden til 20-01-2015.



Figur 11. Volumetrisk beregnet gennemsnitstemperatur af grundvand injiceret i den varme boring under varmelagring.

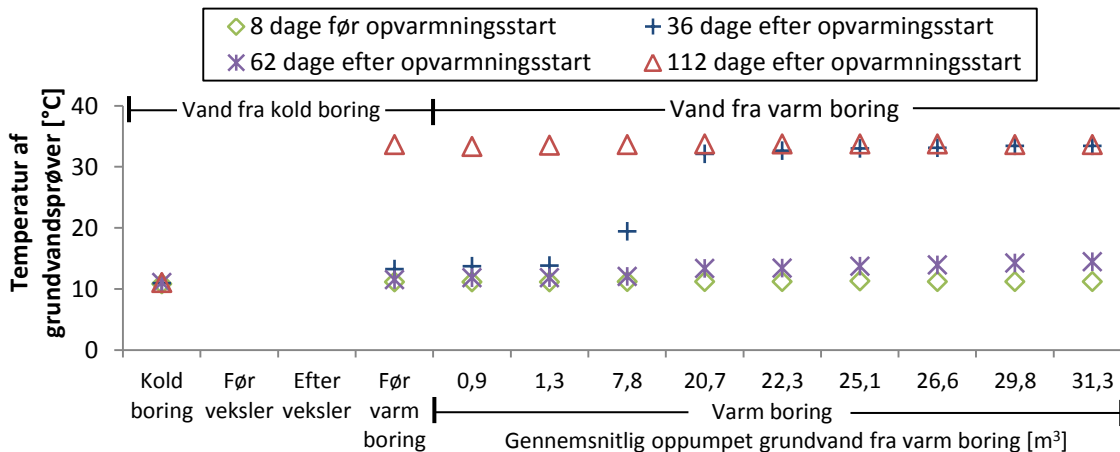
Procesvand var under varmetilførsel op til 43 °C, målt ved fremløb til varmeveksler i procesvandskredsen (Bilag 1, Figur B1-11). Temperaturen af grundvand oppumpet fra kold boring lå gennem hele forsøgsperioden forholdsvis stabilt på ca. 11 °C (Bilag 1, Figur B1-12).

Temperatur af grundvandet, som blev injiceret i den varme boring, havde minimum på 11 °C og overvejende maksimum på 35 °C (Figur 12).



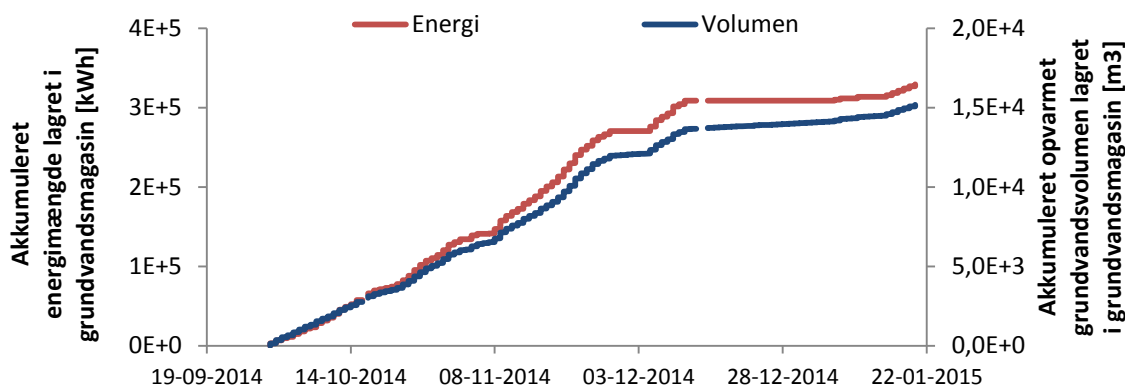
Figur 12. Temperatur af grundvand injiceret i varm boring før og under varmelagring. Blå stiplede streger markerer de dage, der blev udtaget prøver til varmelagringsforsøg. Den røde stiplede streger markerer den dag, lagring af opvarmet grundvand startede.

Både før og under opvarmning var prøver fra kold boring ca. 11 °C (Figur 13), da denne del af systemet ikke havde været varmpåvirket på noget tidspunkt. Temperaturen i prøver udtaget før varm boring og fra varm boring varierede mellem de fire prøvetagningsdage (Figur 13), da disse målesteder var afhængige af, hvornår den sidste varmetilførsel havde foregået, fordi varmetilførslen ikke var konstant (Figur 12).



Figur 13. Temperatur af grundvandsprøver udtaget ved Gartneriet Hjørtebjerg fra 22-09-2014 til 20-01-2015.

Den akkumulerede energi- og grundvandsmængde lagret under opvarmningsforsøget var $3,3 \cdot 10^5$ kWh på 112 dage (Figur 14). Dette blev lagret ved injektion af ca. $1,5 \cdot 10^4$ m³ opvarmet grundvand i grundvandsmagasinet.



Figur 14. Akkumuleret energi og grundvandsvolumen lagret ved opvarmningsforsøg ved ATES-anlægget ved Gartneriet Hjortebjerg fra 30-09-2014 til 20-01-2015.

Den resulterende termiske radius omkring den varme boring (cylinderform antages), det vil sige den afstand fra boringen hvor grundvandstemperaturen blev påvirket, kan estimeres ud fra en analytisk beregning (Vandplan Sjælland Samarbejdet, 2000), hvis injektionsvolumen, grundvandsmagasinet tykkelse (25 m), volumetriske varmekapacitet af vand (4,2 MJ/m³/K) og af grundvandsmagasinet (2,5 MJ/m³/K) estimeret ifølge Sørensen (1991) og Vandplan Sjælland Samarbejdet (2000)) er estimeret (Tønder, 2014).

$$\text{termisk radius} = \sqrt{\frac{1,5 \cdot 10^4 \text{ m}^3 \cdot 4,2 \frac{\text{MJ}}{\text{m}^3 \cdot \text{K}}}{25 \text{ m} \cdot \pi \cdot 2,5 \frac{\text{MJ}}{\text{m}^3 \cdot \text{K}}}} = 18 \text{ m}$$

Dette estimat indikerer, at grundvandstemperaturen blev påvirket i op til 18 m fra den varme boring. I denne estimering er der dog set bort fra det naturlige grundvandsflow og dispersionseffekter. Ydermere antager dette analytiske estimat, at varmeudbredelsen i grundvandsmagasinet ikke afhænger af den anvendte injektionstemperatur (temperatur af grundvand injiceret i varm boring), men af varmekapacitetsforholdet mellem grundvand og et vandmættet grundvandsmagasinet samt volumen af det injicerede vand og grundvandsmagasinet tykkelse.

Den hydrauliske radius estimeres ud fra grundvandsmagasinet tykkelse, porøsiteten og det injicerede vandvolumen (cylinderform antages).

$$\text{hydraulisk radius} = \sqrt{\frac{1,5 \cdot 10^4 \text{ m}^3}{25 \text{ m} \cdot \pi \cdot 0,3}} = 25 \text{ m}$$

Den hydrauliske radius er her estimeret til 25 m, hvilket er 7 m mere end den termiske radius. Dette skyldes, at noget af den termiske energi, som blev pumpet ned i grundvandsmagasinet, blev lagret i grundvandssedimentet.

5.3.2 Fysisk-kemiske parametre

For at få et indblik i grundvandskemi i grundvandsmagasinet omkring ATES-anlægget ved Hjortebjerg, blev der d. 22-09-2014, 8 dage før varmelagringsstartede, udtaget grundvandsprøver til kemiske analyser. Prøverne blev udtaget fra den kolde boring samt fra den varme boring, både når der var oppumpet 1,3, 20,7 og 31,3 m³ (Tabel 11).

Tabel 11. Kemiske analyser af grundvand udtaget fra ATES-anlægget ved Hjortebjerg 8 dage før opvarmning (22-09-2014). Målinger er foretaget af akkrediterede analyse laboratorier.

		Kold boring		Udtaget efter oppumpning af:		
			*	1,3 m ³ fra varm boring	20,7 m ³ fra varm boring *	31,3 m ³ fra varm boring
Ledningsevne	µS/cm	590	639	590	641	590
pH	pH	7,5	7,5	7,6	7,5	7,5
Ammonium, NH₄⁺	mg/l	0,036	0,07	0,027	0,05	0,027
Nitrit, NO₂⁻	mg/l	0,027	0,024	0,0061	0,010	0,027
Nitrat, NO₃⁻	mg/l	2,80	2,3	2,63	2,2	2,46
Fluorid, F⁻	mg/l	0,10	0,11	0,11	0,11	0,10
Total jern, Fe	mg/l	0,03	0,024	0,04	0,015	0,01
Total mangan, Mn	mg/l	0,35	0,33	0,35	0,32	0,32
Sulfat, SO₄²⁻	mg/l	96	98	95	98	96
Oxygen, O₂	mg/l	0,3	<0,2	0,7	<0,2	0,4
NVOC	mg/l	2,0	2,5	2,3	2,2	1,9
Total phosphor, P	mg/l	0,008	0,014	0,020	0,020	0,018
Chlorid, Cl⁻	mg/l	30	30	30	30	30

*: Prøver analyseret af DONSlab, øvrige er analyseret af ALS Denmark.

Den fysisk-kemiske vandkvalitet var forholdsvis ens for de fire målesteder (Tabel 11).

Grundvandsmagasinet vurderes at være anaerobt, omend kun svagt reduceret. De påviste spormængder af ilt skyldes formentlig blot analyseusikkerhed ved måling af iltfrit vand. Dette understøttes af tilstedeværelsen af NH₄⁺ og total Mn (der antages at være opløst mangan, og dermed Mn²⁺, pga. den anvendte prøvetagning). Koncentrationen af oxiderede ioner som NO₃⁻ og SO₄²⁻ viser, at grundvandet ikke er stærkt reduceret.

Ledningsevne, pH og ilt i grundvand blev målt vha. en flowcelle, både gennem systemet og over tid (Tabel 12). Ledningsevnen målt i felten var ved hver prøvetagningsrunde stabil gennem hele systemet, men steg gennem forsøgsperioden fra ca. 630 til ca. 660-670 µS/cm efter 62 dages opvarmning. Dette kan skyldes vandet oppumpe fra kold boring på forskellige tider repræsentere forskellige grundvand afhængigt af grundvandstransporten. Da variation i ledningsevne under forsøgsperioden også blev observeret i den kolde boring antages den ikke at være forårsaget af varmelagringen. pH var konstant (ca. 7) gennem hele målperioden for alle målesteder og forsøgsdage. Iltkoncentrationer, målt vha. en flowcelle i felten, viste anaerobe forhold.

Overvejende kan grundvandet ved Gartneriet Hjortebjerg karakteriseres som anaerobt og let reduceret, og grundvandet fra den kolde boring og fra den varme boring havde samme kemiske sammensætning. Dette indikerede, at systemet var tæt, både med hensyn til ilt- og vandindtrængen.

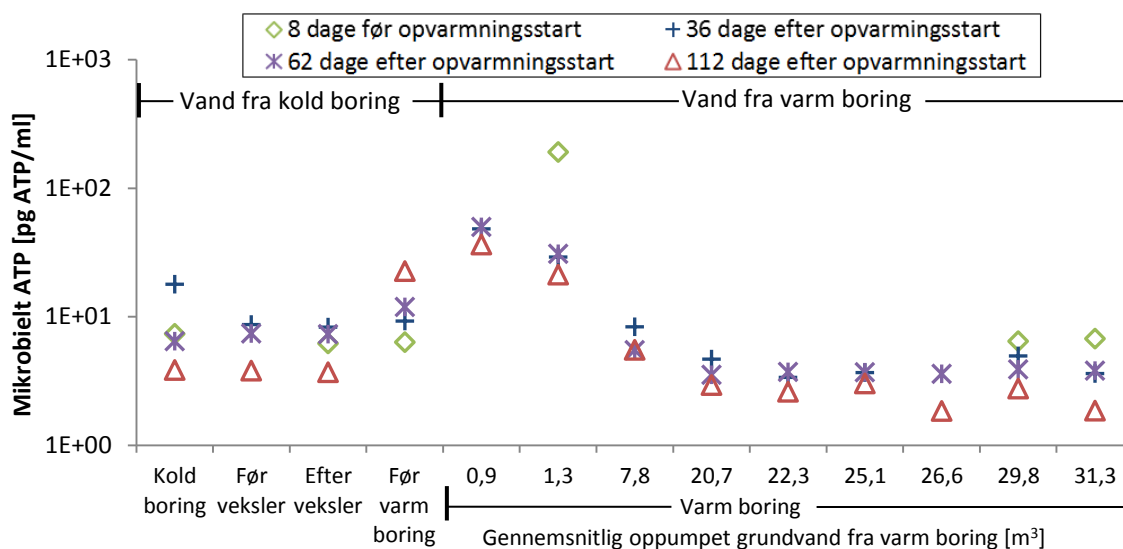
Tabel 12. Fysisk-kemiske parametre målt i grundvand fra ATES-anlægget ved Hjørtetbjerg i forsøgsperioden fra d. 22-09-2014 til d. 20-01-2015. Parametre er målt under feltarbejde vha. flowcelle. i.m. = Ikke målt.

* Vand blev udtaget i flasker og målt 4-5 timer herefter. Ved målinger havde vandet en temperatur på 18-19 °C.

	Antal dage før/efter opvarmningsstart	Kold boring	Efter veksler	Før varm boring	1,3 m ³ fra varm boring	31,1 m ³ fra varm boring
Lednings-evne [μS/cm]	8 dage før	631	631	633	631	631
	36 dage efter	648	648	649	653	644
	62 dage efter	666	664	664	i.m.	668
	112 dage efter	657	662	655	i.m.	665*
pH	8 dage før	6,9	7,1	7,1	7,1	7,3
	36 dage efter	7,2	7,2	7,2	7,2	7,1
	62 dage efter	7,2	7,1	7,2	i.m.	7,2
	112 dage efter	7,2	7,1	7,1	i.m.	7,2*
O₂ [mg/l]	8 dage før	0,64	0,53	0,53	0,49	0,46
	36 dage efter	0,51-0,58	0,53	0,52	0,43	0,38
	62 dage efter	0,30	0,13	0,08	i.m.	0,60
	112 dage efter	0,10	0,09	0,07	i.m.	0,52*

5.3.3 Mikrobiel aktivitet (ATP) og totaltællinger (DAPI)

Under varmelagringsforsøget var den totale mikrobielle aktivitet, målt som mikrobielt ATP, højest (op til 190 pg ATP/ml) i vand udtaget, når der var oppumpet ca. 1-1,5 m³ grundvand fra den varme boring (Figur 15). Mikrobielt ATP lå på et stabilt niveau, overvejende <10 pg ATP/ml, i vand fra den kolde boring, før veksler og efter veksler (Figur 15). Opvarmning gav anledning til en forhøjet mikrobiel aktivitet (10-20 pg ATP/ml) umiddelbart før nedpumpning i den varme boring. Dette kunne tyde på, at der var mikrobiel vækst i det 330 m lange PE-rør fra varmeveksleren til den varme boring, samt at denne forhøjede aktivitet påvirkede selve boringen.

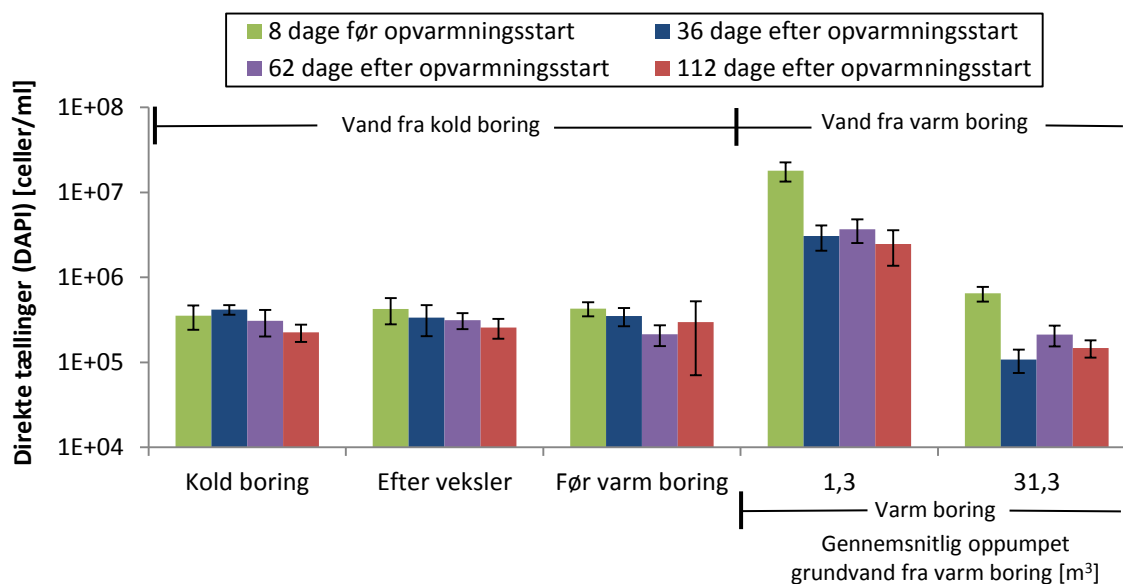


Figur 15. Koncentration af mikrobielt ATP i grundvandsprøver udtaget fra ATES-anlæg ved Hjørtetbjerg i forsøgsperioden fra 09-09-2014 til 20-01-2015.

Grundvand udtaget efter der var oppumpet $\geq 7,8$ m³ grundvand op fra den varme boring (svarende til en estimeret afstand fra boringen på 0,5-1 m (Figur 7)) havde samme lave og stabile ATP niveau på <10 pg ATP/ml som i det kolde vand (Figur 15), så påvirkningen i grundvandmagasinet var meget boringsnær.

Ydermere faldt ATP koncentrationen i vand udtaget fra den varme boring, efter der var oppumpet 25 m³, til værdier på 1,8-6,7 pg ATP/ml (Figur 15), hvilket betegnes som biostabil vand. Med biostabilitet menes, at der vil være meget begrænset bakterievækst (eftervækst) i vandet, og det er karakteriseret ved ATP koncentrationer < 10 pg/mL (van der Kooij og van der Wielen, 2013).

Den relative andel af frit ATP (Bilag 6, Figur B6-2), steg til 60-70 % af total ATP 36 dage efter varmelagringsstartede, hvilket kan indikere celledød (døde bakterier), hvorved ATP frigives. Dette sås, når der var pumpet mere end 20 m³ op fra den varme boring. Andelen af frit ATP for disse målesteder faldt til ca. 7-20% af total ATP sidst i forsøgsperioden (Bilag 6, Figur B6-2).



Figur 16. Totaltællinger (DAPI) i grundvandsprøver udtaget fra ATES-anlæg ved Gartneriet Hjørtetbjerg i forsøgsperioden fra 09-09-2014 til 20-01-2015. Sorte fejllinjer angiver standardafvigelse.

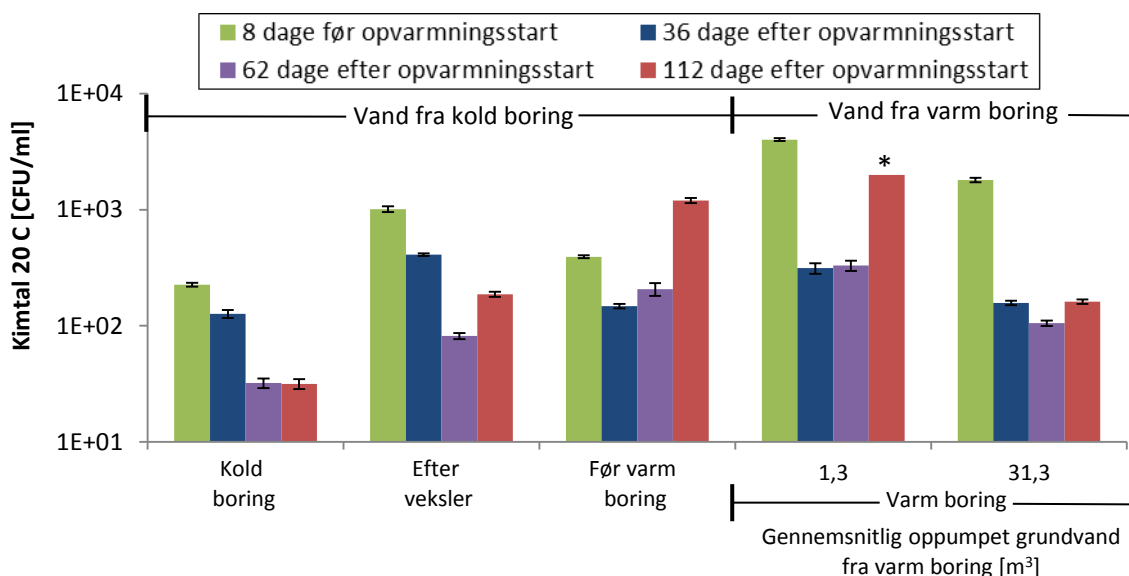
Direkte tælling af bakterier (totaltal) i grundvandsprøverne viste, at grundvand fra den kolde boring, efter veksler og før varm boring indeholdt $2,1 \cdot 10^5$ – $4,3 \cdot 10^5$ celler/ml gennem hele forsøgsperioden (Figur 16). Efter oppumpning af 1,3 m³ fra den varme boring var bakterieantallet noget forhøjet for alle prøvetagningsrunderne: $2,5 \cdot 10^6$ – $1,8 \cdot 10^7$ celler/ml (Figur 16). Når 31,3 m³ var oppumpet fra den varme boring (svarende til en estimeret afstand på 1,2-1,4 m fra varm boring (Figur 7)), faldt bakterieantallet til $1,1 \cdot 10^5$ – $6,5 \cdot 10^5$ celler/ml (Figur 16), svarende til koncentrationen – eller lavere – i vandet oppumpet fra den kolde boring. Der er således god overensstemmelse mellem totaltællingerne af bakterierne og den mikrobielle aktivitet, om end det totale antal bakterier ikke var forhøjet, som ATP, før nedpumpning i varm boring. Dette peger på, at de forhøjede værdier, efter flowretningen blev vendt, i højere grad er relateret til boringen eller filtersætningen omkring selve boringen end til opvarmningen, da der ikke var en stigning i totaltællingerne fra før opvarmning til opvarmning sluttede. Derimod ses et signifikant fald af totaltællingerne i grundvandet pumpet op fra den varme boring, fra 8 dage før til 36 dage efter varmelagringsstartede (Figur 16). Disse fald i det totale bakterietal i vandet fra den varme boring var altså både sammenfaldende med, at varmelagrings i grundvandsmagasinet blev påbegyndt, og frit ATP, som typisk stammer fra døde bakterier, steg.

5.3.4 Kimtalsbestemmelser (HPC)

Kimtalsbestemmelser ved 20, 22, 30 og 37 °C ses i Figur 17 og Figur 18.

Ved prøvetagningen 8 dage før opvarmning var kimtal 20 højere på alle prøvetagningssteder end de fleste af de efterfølgende målinger (Figur 17). Generelt viste de efterfølgende prøvetagninger, at kimtal 20 faldt med tiden i prøverne udtaget fra kold boring og efter veksler (Figur 17). Prøverne udtaget før varm boring

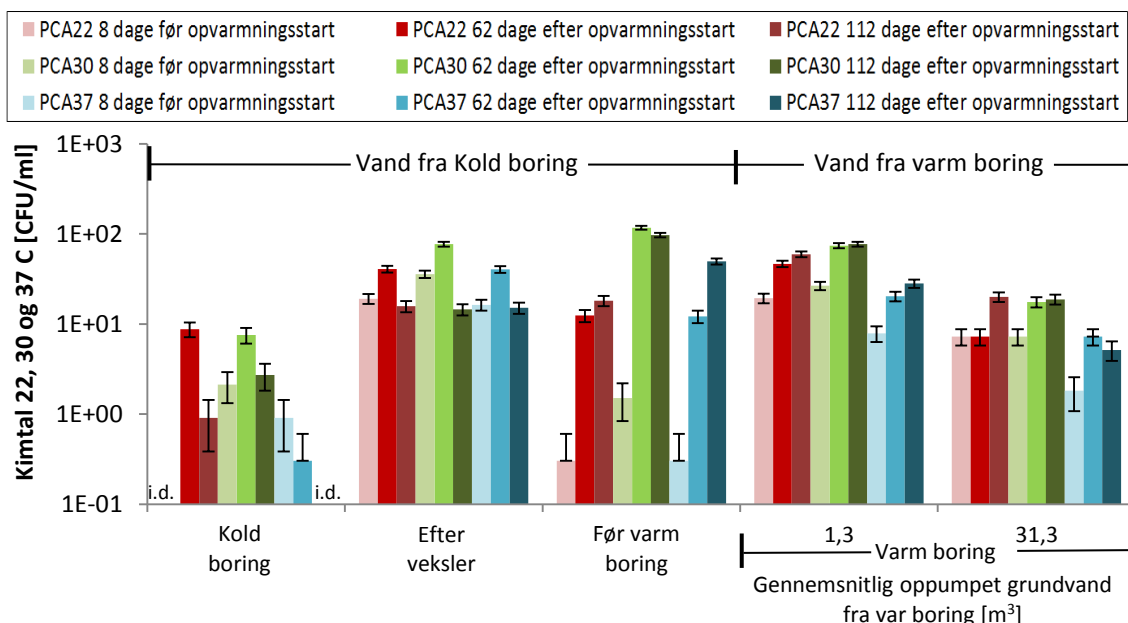
og efter oppumpning af 1,3 m³ havde de højeste kimtal (op til 4000 CFU/ml), og viste begge en stigende tendens efter start af opvarmningen (Figur 17). Prøver udtaget fra den varme boring under opvarmningen og efter oppumpning af 31,3 m³ havde lavere og mere stabile kimtal 20 (100-160 CFU/ml) – det vil sige på niveau med kimtal 20 i den kolde boring (30-230 CFU/ml) (Figur 17).



Figur 17. Bakterievækst i R2A agar ved 20 °C (kimtal 20) for grundvandsprøver udtaget fra ATES-anlæg ved Hjørtetbjerg i forsøgsperioden fra 22-09-2014 til 20-01-2015. Sorte fejllinjer angiver e.o.m. (error of mean).

* Kimtal 20 fra 20-01-2015 var højere end 2000 CFU/ml.

I alt blev der inkuberet ved tre temperaturer på PCA plader: 22, 30 og 37 °C (Figur 18). Der blev ikke observeret en væsentlig forskel i kimtallet som funktion af inkubationstemperaturen. Der er således ikke indikation af, at den mikrobielle population ændres, så der fremkommer flere bakterier ved inkubation ved



Figur 18. Bakterievækst i gærekstrakt agar (PCA) ved 22 °C (kimtal 22), 30 °C (kimtal 30) og 37 °C (kimtal 37) for grundvandsprøver udtaget fra ATES-anlæg ved Hjørtetbjerg i forsøgsperioden fra 22-09-2014 til 20-01-2015. Sorte fejllinjer angiver e.o.m. (error of mean). Ikke detekterbar = i. d., <0,1 CFU/ml.

30 og 37 °C, efter opvarmningen var startet. Prøverne udtaget før opvarmningen viste på den anden side heller ikke systematisk lavere kimaltal ved inkubation ved den højeste temperatur (37 °C) (Figur 18). Kimaltal bestemt på R2A var op til ca. 100 gange højere end kimaltal bestemt på PCA (Figur 18), hvilket dels skyldes, at R2A agar er mere egnet til grundvandsbakterier og dels, at R2A agar inkuberes længere tid (14 døgn i modsætning til 3 døgn). Generelt var kimaltallet ($k_{\text{imaltalPCA,22C,3døgn}}$, $k_{\text{imaltalPCA,30C,3døgn}}$ og $k_{\text{imaltalPCA,37C,2døgn}}$) lavest i prøver udtaget fra den kolde boring (<1 til <10 CFU/ml) (Figur 18). Otte dage inden opvarmning var kimaltallet højest i prøver udtaget efter veksler og fra varm boring, efter oppumpning af 1,3 m³ (Figur 18). Efter 112 dage med opvarmning var kimaltallet højest (op til 117 CFU/ml) i prøver udtaget før varm boring og fra varm boring, efter oppumpning af 1,3 m³ (Figur 18). Over tid, var kimaltallet relativt stabilt i prøverne efter veksler (15-77 CFU/ml), mens kimaltallet i de tre efterfølgende prøvetagningssteder – før varm boring, efter 1,3 m³ og 31,3 m³ oppumpning fra varm boring – steg med tiden i alle prøver og ved alle temperaturer, men mest markant i prøver før varm boring, hvor kimaltallet steg med op til mere end 40 gange (Figur 18). Dette kunne tyde på, at der foregik vækst af en subpopulation i PE-røret, fra varmeveksler til varm boring, som følge af opvarmningen. I prøver efter 31,3 m³ oppumpning var kimaltallet (2-20 CFU/ml) ikke helt så lavt som i prøverne fra den kolde boring, men forholdsvis tæt på grænseværdien for drikkevand (ved afgang ved vandværk 5 CFU/ml (37 °C) og 50 CFU/ml (22 °C) i flg. (MFVMM, 2015b)).

De største kimaltalsstigninger, for varmegåvirkede prøver opdyrket på PCA var overvejende fra 8 dage før til 62 efter opvarmningsstart, hvilket indikerer en øget heterotrof vækst som følge af opvarmning af grundvand (Figur 18).

Generelt for kimaltal, bestemt både på PCA og R2A agar, var koncentrationen inden opvarmning højere efter veksler end ved kold boring og før varm boring (Figur 17 og Figur 18). Dette indikerede, at der evt. var nogle lokale forhold i udtag efter veksler, som medførte højere koncentrationer af heterotrofe bakterier. Derudover steg kimaltal under opvarmning i prøver udtaget før varm boring og efter oppumpning af 1,3 m³ fra varm boring (Figur 17 og Figur 18).

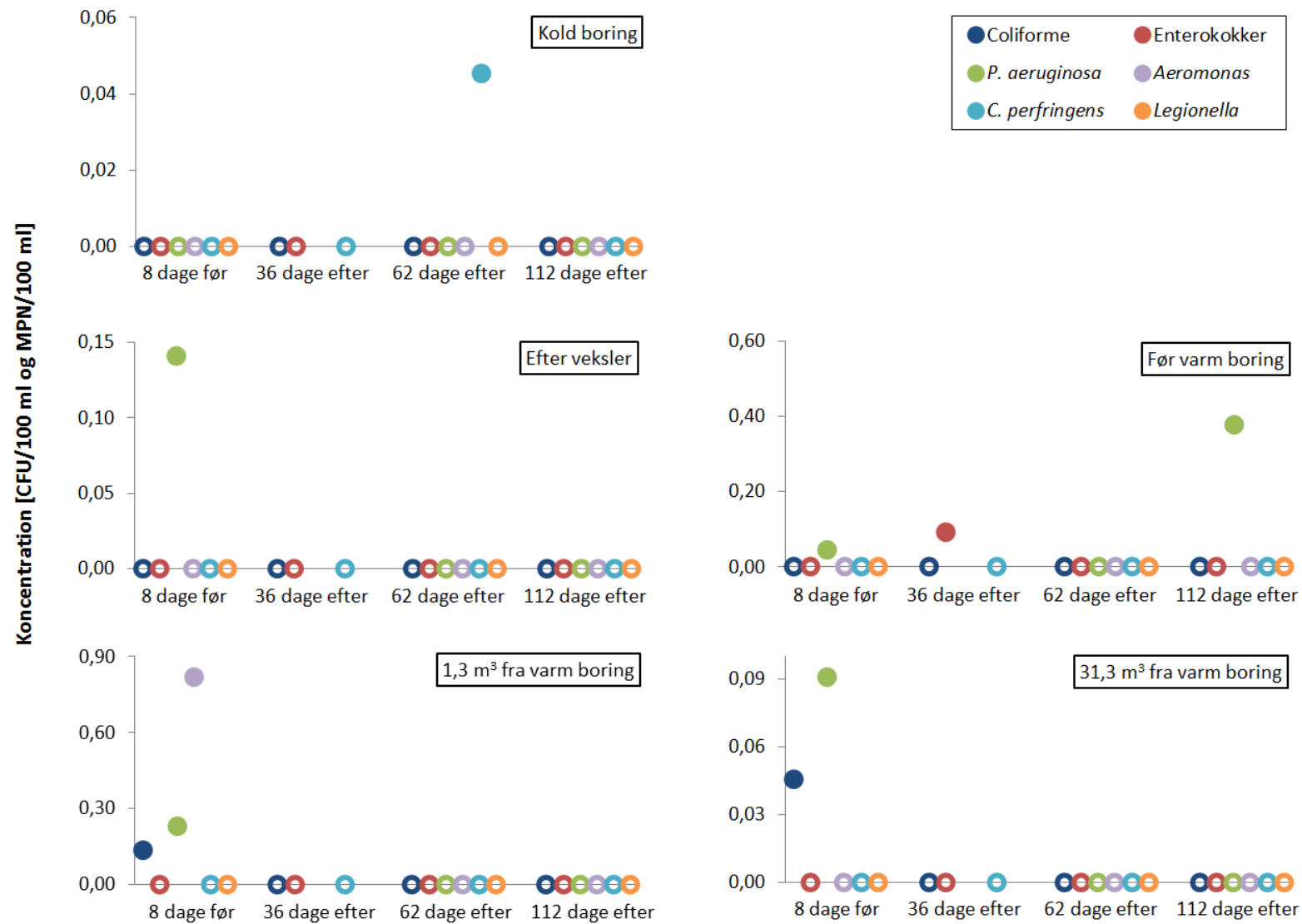
5.3.5 Potentielle patogener og indikator organismer

Alle seks potentielle patogener, der blev analyseret for under varmelagringsforsøget, blev med de anvendte metoder påvist i grundvandsprøverne undtagen *Legionella* (Figur 19). Påvisningerne var imidlertid alle ved meget lave koncentrationer, <1 CFU/100 ml og <1 MPN/100 ml (Figur 19). Det var muligt at måle så lave koncentrationer, fordi der blev analyseret prøvevolumener op til 1 liter (Bilag 3, Tabel B3-3). I grundvandet udtaget ved den kolde boring, blev der som det eneste påvist *C. perfringens* 62 dage efter varmelagringsstart (Figur 19). I grundvand udtaget efter veksler, før varm boring og fra varm boring blev der påvist coliforme bakterier, *Aeromonas* og *P. aeruginosa* før varmelagringsstart (Figur 19). Under varmelagringsstart blev påvist enterokokker og *P. aeruginosa* i vand udtaget før varm boring (Figur 19).

Overordnet var det før lagringen af opvarmet grundvand startede, at der blev påvist potentielle patogener i flest prøver. *P. aeruginosa* var den bakterie, som blev påvist flest gange (fem prøver), dog kun en enkelt gang efter varmelagringsstart. Coliforme bakterier og *Aeromonas* blev kun påvist før varmelagringsstart, mens enterokokker blev påvist under varmelagringsstart, og dette var kun en enkelt gang (Figur 19).

Der blev ikke påvist *E. coli*. *C. perfringens* blev påvist en enkelt gang under varmelagringsstart (Figur 19), men dette var ved den kolde boring, som ikke var udsat for øgede grundvandstemperaturer.

Da de undersøgte indikatororganismer og potentielle patogener overvejende blev påvist før varmelagringsstart, er der ikke noget der tyder på, at forhøjede grundvandstemperaturer under varmelagringsstart øger forekomst eller vækst af disse potentielle patogener.



Figur 19. Koncentration af udvalgte indikatorer og potentielle patogener i grundvandsprøver fra ATES-anlæg ved Gartneriet Hjortebjerg fra 8 dage før til 112 dage efter opvarmningsstart.

6. Diskussion

6.1 Risikovurdering ved teknisk hygiejnisk anlægsgennemgang

Ved den teknisk-hygiejniske anlægsgennemgang ved Gartneriet Hjørtbjerg blev der identificeret seks risikofaktorer for uønskede konsekvenser. Disse risici blev vurderet som acceptable risici, på nær risikofaktoren R4 (Kontaminering af grundvand med vand fra varmtvandssystemet (procesvandkreds)) (Tabel 10), som blev vurderet til at udgøre en væsentlig risiko pga. risiko for utætheder mellem proces- og grundvandskreds. En forøgelse af driftstemperaturen vil dog ikke påvirke vurderingen af R4. Derimod blev det vurderet, at en forøgelse af driftstemperaturen kan påvirke vurderingen af risikofaktor R1 (Kontaminering af grundvandet med mikroorganismer). R1 kan udgøre en større risiko ved en forøgelse af driftstemperaturen, da dette potentielt kan skabe forhold, der favoriserer vækst af specifikke bakterier, fx *Legionella*. Vandplan Sjælland Samarbejdet (2000) vurderede, at *Legionella* oftest findes i vandmiljøer ved 25-45 °C, og Yee og Wadowsky (1982) og Wadowsky et al. (1985) har påvist vækst af *Legionella* ved 25-42 °C. På baggrund af denne risikovurdering blev mikrobiologiske undersøgelser ved ATES-anlægget ved Gartneriet Hjørtbjerg gennemført.

6.2 Varmelagringsforsøg ved Gartneriet Hjørtbjerg

6.2.1 Fysisk-kemiske forhold

Det undersøgte ATES-anlæg ved Gartneriet Hjørtbjerg opvarmede og lagrede grundvand ved maksimum 35 °C med gennemsnit på 30 °C gennem en periode på knap fire måneder (112 dage). Det var muligt i størstedelen af denne periode at opretholde en gennemsnitstemperatur på 30 °C (Figur 11), med jævnlige temperaturudsving på op til 35 °C (Figur 12).

Det anvendte grundvandsmagasin var anaerobt og svagt reduceret. Iltkoncentrationen var så lav i ATES-anlægget og under hele varmelagringsperioden (Tabel 12), at det konkluderes, at anlægget var tæt og hindrede indtrængning af atmosfærisk luft, som påkrævet ifølge bekendtgørelse om varmeindvindingsanlæg og grundvandskøleanlæg (MFVM, 2015a).

Vurderet på baggrund af målingerne af ledningsevne, pH og ilt blev der ikke påvist nogen grundvandskemisk miljøpåvirkning som følge af varmelagring.

6.2.2 Generelle mikrobiologiske populationer

Boringsnært – <0,3 m fra varm boring (estimeret på baggrund af oppumpning af 1,3 m³)

De højeste koncentrationer for mikrobielt ATP, totaltællinger og kimal blev målt umiddelbart efter oppumpningen fra varm boring var startet (0,5-1,5 m³ fra varm boring dvs. i det vand, som havde stået lige i eller omkring boringens filter) på hver prøvetagningsdag. Dette blev observeret både før opvarmningen var påbegyndt (stabilitetsforsøget) (Figur 8; Figur 9) og under varmelagringsforsøget (Figur 15; Figur 16; Figur 17; Figur 18), og var mest udtalt for mikrobielt ATP og totaltællinger. Da de forhøjede værdier blev påvist både før og under opvarmning, tyder det på, at de højere bakteriantal var en effekt af forhold i selve boringen og af ændring af flow og flowretning, hvorved bakterier kan rives løs i eller omkring boringen, og ikke skyldtes opvarmningen. Efter oppumpning af 31-34 m³ fra varm boring (svarende til en estimeret afstand i grundvandsmagasinet på 1,2-1,4 m fra den varme boring) var koncentrationer af mikrobielt ATP og totaltællinger, både før og under opvarmning, på niveau med eller lavere end koncentrationer i kold boring (Figur 8; Figur 15; Figur 16). Dette understøtter, at de højere bakteriekoncentrationer ved varm boring skyldes meget boringsnære forhold.

De forhøjede koncentrationer af totalt bakterieantal (mikroskoptællinger) og mikrobielt ATP ved varm borings filter blev ikke forøget under lagring af grundvand ved 30 °C, men totaltællinger fra varm boring faldt som følge af, at varmlagringen startede (Figur 16). Derimod steg koncentrationen af heterotrofe bakterier (på PCA) i det boringsnære vand under varmelagring (Figur 18). Dette indikerer en mindre ændring i den mikrobielle population.

Grundvandsmagasinet – 1,2-1,4 m fra varm boring (estimeret på baggrund af oppumpning af 31,3 m³)

Efter oppumpning af 31,3 m³ (svarende til en estimeret afstand i grundvandsmagasinet på ca. 1,2-1,4 m fra boringen) fra varm boring faldt det totale antal bakterier, mens kimtallet (PCA) blev forøget efter varmelagringen startede (Figur 16; Figur 18). Da det totale antal bakterier (mikroskoptællinger) ikke steg som konsekvens af opvarmning, mens kimtallet steg, tyder det derfor på, at opvarmning og lagring af grundvand ved 30 °C ikke forårsagede vækst af den totale bakteriepopulation, men af enkelte subpopulationer. Det er forventligt, at en ændret grundvandstemperatur påvirker den mikrobielle populationssammensætning (Hähnlein, 2010; Vandplan Sjælland Samarbejdet, 2000), da forskellige bakterier har optimale vækstforhold ved forskellige temperaturer.

Tidligere undersøgelser (Vandplan Sjælland Samarbejdet, 2000) anfører, at temperaturændringer ved lavere temperaturer end <25 °C "ikke ville kunne forårsage uddøen af oprindelige mikroorganismer", og de nuværende temperaturgrænser (20/25 °C) for ATEs-drift i Danmark formentlig derfor ikke ville have en sådan effekt. På den anden side må en ændring af den naturlige grundvandstemperatur på 10-15 °C til 20-25 °C forventes at give forøgede vækstforhold for sub-populationer, der er tilpasset den højere temperatur.

Det undersøgte anlæg og grundvandsmagasin har tidligere lagret opvarmet grundvand ved op til 35 °C (2010) samt ved de gældende temperaturgrænser (20/25 °C) (2011 og 2012). Denne tidligere drift kunne være årsag til de ændringer i den varme boring (kimtals forøgelse), som vi så i denne undersøgelse, såvel som de observerede forskelle i kimtal i kold boring og varm boring før opvarmning (Figur 9).

Frit ATP (ATP fra ødelagte celler) steg betydeligt (Bilag 6, Figur B6-2) efter oppumpning af 31,3 m³ fra varm boring (ca. 1,2-1,4 m fra boringen) 36 dage efter varmelagringen startede, hvilket kunne tyde på, at en andel af bakterierne døde som følge af opvarmning.

Det skal bemærkes, at mikrobielle observationer baseret på vandanalyser kun repræsenterer den del af den mikrobielle population i grundvandsmagasinet, som befinder sig i vandfasen, men ikke den langt større andel, der er bundet til grundvandssedimentet (Holm et al., 1992).

Grundvand udtaget efter oppumpning af 31,3 m³ fra varm boring repræsenterede det yderligste målepunkt i det varmepåvirkede grundvandsmagasin i denne undersøgelse. Det kunne derfor ikke afklares, om den miljøpåvirkning, der blev observeret her, også ville kunne observeres længere ude i grundvandsmagasinet, fx 6 m fra den varme boring – men temperaturpåvirkningen vil under alle omstændigheder være mindre, når afstanden øges. Ved den anvendte prøvetagningsteknik var det kun praktisk muligt, på en prøvetagningsdag at oppumpe grundvand, som var indenfor få meter af boringen. I hele forsøgsperioden med varmelagring af 1,5·10⁴ m³ opvarmet vand på 112 dage, blev den varmepåvirkede radius omkring den varme boring (termisk radius ved antagelse om cylinderform omkring boringen) estimeret til ca. 18 m. Hvis hele denne termiske radius skulle have været undersøgt, skulle der have været installeret monitoreringsboringer, hvorfra prøver, som repræsenterer grundvand inden for den termiske radius, blev udtaget. Dette var dog ikke muligt inden for projektets rammer.

Ydermere skal det bemærkes, at det lagrede nedpumpede vand påvirkede et større grundvandsmagasin volumen end den lagrede varme. Den hydrauliske radius blev estimeret til ca. 25 m (baseret på en antagelse om cylinderform af det påvirkede grundvandslegeme) og er således større end den estimerede termiske radius på ca. 18 m. Dette skyldes, at det varme, nedpumpede vand afgiver varmen til grundvandssedimentet omkring boringen, men vandet spredes derefter yderligere i grundvandsmagasinet. Tilføres der med dette vand bakterier fra det tekniske anlæg – enten på grund af en forurening eller på

grund af vækst af bakterier, spredes de i et større volumen end det termisk påvirkede. Da der som regel er en naturlig horisontal (om end langsom) transport af grundvand, er det sandsynligt, at en del af det nedpumpede vand vil være transporteret så langt nedstrøms boringen, inden den oplagrede varme genindvindes, at dette vand ikke pumpes op igen, men spredes til grundvandsmagasinet nedstrøms boringen.

Teknisk system

Der var ingen signifikant ændring i det totale antal bakterier i det tekniske system (før veksler, efter veksler og før varm boring) som konsekvens af opvarmning og varmelagring (Figur 16). I vand udtaget før varm boring var kimtaltstigningerne størst (Figur 17; Figur 18), og dette målested var det eneste, hvor mikrobielt ATP steg under opvarmningen (Figur 15).

De stigende koncentrationer (kimal og ATP), som blev målt i vand før nedpumpning i varm boring, kunne være relateret til transporten af det opvarmede vand fra varmeveksleren gennem 330 m PE-rør (Ø: 160 mm). Bakterievækst i vand i kontakt med PE-rør er velkendt (fx Corfitzen et al., 2002; Van der Kooij et al., 2006; Ryssel et al., 2015) og forøges formentlig ved forhøjede temperaturer.

Før opvarmningen begyndte, både under stabilitetsforsøg og 8 dage før opvarmningsstart, var kimal i prøver udtaget omkring veksler overvejende højere end i prøver udtaget ved både kold og før varm boring (Figur 9; Figur 17; Figur 18). Forhøjede kimal omkring veksler kunne skyldes lokalt øget biofilm- og bakteriekoncentration i stillestående vand i rørene til de to prøvetagningsvandhaner, samt i hanerne, da der ikke blev observeret samme forhøjede kimal længere fremme i systemet (før varm boring) inden opvarmning. Prøvetagningsudtagene omkring varmeveksleren er placeret indendørs, hvor den omgivende lufttemperatur er mere stabil og generelt højere end ved de udendørs pumpestationer, hvor udtag ved varm og kold boring er placeret. Den forhøjede rumtemperatur kan være årsag til forskellen mellem bakteriekoncentrationen i de forskellige prøver.

6.2.3 Indikatororganismer og patogener

Der var flest positive prøver (7) for indikatororganismer og potentielle patogener, før opvarmningen startede (Figur 19). De målte koncentrationer lå under grænseværdier for drikkevand (MFVM, 2015b). Der er derfor ikke noget, der tyder på, at en øget driftstemperatur ved 30/35 °C fremmede overlevelse eller vækst af de undersøgte indikatororganismer eller potentielle patogener, som kunne udgøre en sundhedsmæssig risiko ved ATES-anlægget ved Gartneriet Hjørtbjerg. Det skal dog bemærkes, at det kun var en mindre gruppe af potentielle patogener og indikatororganismer, der blev analyseret for under varmelagringsforsøget og kun med dyrkbare metoder. Det vil være oplagt at supplere disse analyser med DNA-analyser af grundvandsprøverne i mere omfattende projekter.

Legionella blev ikke påvist på noget tidspunkt under varmelagringsforsøget (Figur 19). Da *Legionella* ikke blev påvist (ved dyrkningsbaserede metoder) i det undersøgte grundvand, kan det ikke vurderes om opvarmning og varmelagring ved 30/35 °C under ATES-drift, kan medføre forhøjede *Legionella*-koncentrationer i andre situationer. I tilfælde hvor *Legionella* er til stede, vil risikoen for øget *Legionella*-forekomst dog være større ved 30/35 °C end for 20/25 °C, da *Legionella* kræver 25-45 °C for at kunne vokse, men ikke forventes at vokse ved temperaturer under 25 °C (Yee & Wadowsky, 1982; Wadowsky et al., 1985). Derudover var procesvand til varmeveksleren var overvejende 10-45 °C varmt, hvilket medfører risiko for øget vækst af mesofile (20-45 °C) bakterier på varmevekslerens overflader. *Legionella* er ved tidligere tilfælde fundet problematisk i forbindelse med varmtvandsinstallationer (fx Krøjgaard, 2011). Det skal dog bemærkes, at *Legionella* bakterien er aerob, og derfor kræver ilt for at kunne vokse, så i lyset af at langt størstedelen af grundvandet er anaerobt (iltfrit) er risikoen for vækst af *Legionella* ved ATES-drift begrænset, under forudsætning af de tekniske systemer holdes tætte og ikke tillader iltindtrængen.

6.2.4 Opsummering og kommentarer

Undersøgelserne ved ATES-anlægget ved Gartneriet Hjørtbjerg viste ingen grundvandskemisk miljøpåvirkning, vurderet på baggrund enkelte parametre (ledningsevne, pH og ilt) som følge af

varmelagring. Inddragelse af et bredere spektrum af grundvandskemiske parametre kunne dog være hensigtsmæssigt. Der blev observeret en mindre ændring i grundvandets mikrobielle sammensætning ved de undersøgte temperaturer (30/35 °C), i og med at nogle kimtal steg under varmelagringen, mens det totale bakterietal forblev nogenlunde konstant. Varigheden af denne ændring er ikke afdækket, men var ikke forbigående under den 112-dage lange varmelagringsperiode. Der blev dog ikke påvist sundhedsmæssige risici. Dette er i overensstemmelse med tidligere studier, hvor mikrobielle ændringer er blevet indikeret (Brielman 2009; Bonte et al., 2011), men ingen gennemgåede studier har påvist øget forekomst af patogener ved undersøgelser af ATES-drift (ved forsøg op til 100 °C, hhv. op til 39 °C) (Winter, 1992; Hartog et al., 2013). Derudover konkluderer tidligere studier ligeledes, at der er behov for mere viden om grundvandspåvirkningen, samt de langtidsvarende miljømæssige påvirkninger ved drift af geotermiske systemer (Hähnlein et al., 2013; Bonte et al., 2011).

Denne undersøgelse tog udgangspunkt i et ATES-anlæg placeret i et sandet grundvandsmagasin. Mange ATES-anlæg anvender imidlertid kalkgrundvandsmagasiner til varmelagring (Sørensen, 2015), hvorfor det kan være relevant med tilsvarende undersøgelser for ATES-drift i kalkgrundvandsmagasiner. Ligeledes ville det have styrket undersøgelsen, hvis det havde været muligt at analysere mikrobiologien i og omkring ATES-anlægget, ikke kun under én varmelagringsperiode, men under mindst to perioder med både varmelagring og varmegenindvinding ved samme ATES-anlæg. Dette ville belyse, om de miljømæssige påvirkninger (ændring i mikrobiologisk sammensætning) observeret under denne undersøgelse ved Gartneriet Hjortebjerg ville være sammenlignelige med en senere varmelagringsperiode (ved 30/35 °C).

Under lagring af opvarmet grundvand ved Gartneriet Hjortebjerg, blev der lagret $1,5 \cdot 10^4$ m³ vand. Ved andre aktive ATES-anlæg i Danmark lagres der optil $2,5 \cdot 10^5$, $2,6 \cdot 10^5$, $7,5 \cdot 10^5$ og 10^6 m³/år ved henholdsvis Rambøll, Widex, Grundfos og CPH (Københavns Lufthavne) (Sørensen, 2015), hvilket er 10-100 gange større end det volumen, der blev lagret i dette studie. Derved påvirkes et større grundvandsmagasinvolumen. Påvirkning af et større grundvandsmagasinvolumen medfører større risiko for spredning af varmepåvirkede mikroorganismer.

Det termisk påvirkede område blev ikke afgrænset under undersøgelserne ved Gartneriet Hjortebjerg. En forøgelse af temperaturgrænserne vil dog betyde, at det termisk påvirkede område omkring en varm boring vil blive mindre, hvis den lagrede energimængde er den samme, da en given energimængde kan lagres vha. et mindre vandvolumen, når vandtemperaturen øges. Herved vil det være et mindre område, hvor grundvandsmagasinets mikrobiologi påvirkes af temperaturændringer. Til gengæld vil en forøgelse af temperaturgrænserne for ATES-drift potentielt medføre en udbredelse af teknologien, hvorved mange mindre områder af de danske grundvandsmagasiner kan påvirkes. Påvirkning af et mindre grundvandsvolumen vil dog ikke forebygge risiko for transport af uønsket bakterieforekomst via grundvand til nedstrøms grundvandsmagasiner, der benyttes til andre formål, i tilfælde af at en sådan forekomst opstår pga. varmelagring.

6.3 Anbefalinger

Risikovurderingen ved den teknisk hygiejniske gennemgang påpegede, at den største generelle risiko ved ATES drift er kontaminering af grundvand med vand fra procesvandssystemet (R4). Denne risiko forøges dog ikke ved en øgning af temperaturen, men understreger vigtigheden af høje krav til vedligeholdelse af de tekniske ATES systemer. I forbindelse med øgede temperaturer til 30/35 °C stiger risikoen for kontaminering af vandet med mikroorganismer (R1) for bakterier, der vokser ved temperaturer over 20/25 °C fx *Legionella*. Da vækst ikke alene er temperaturafhængig, men også er afhængig af fx næringsforhold, kan risikoen for vækst af uønskede mikroorganismer i systemet mindskes ved at optimere design og materialevalg i det tekniske system. Det kan eksempelvis være anvendelse af rørmaterialer, der er egnede til forhøjede temperaturer. Ligeledes bør blinde ender i systemet med stillestående vand undgås. Endelig er UV belysning af vandet inden nedpumpning til grundvandet en mulighed, der kan undersøges. Ved UV belysning skal man dog være opmærksom på en øget tilførsel af mikrobielt tilgængeligt organisk materiale i vandet, når døde bakterier nedbrydes. Tiltag af denne karakter vil medføre en væsentlig forøgelse af anlægsinvesteringen og løbende drifts- og vedligeholdelsesudgifter.

Der er en vigtig balance i forvaltningen af de danske grundvandsmagasiner, mellem at benytte grundvandsmagasiner til energilagring for at imødekomme behovet for fornybare energiresourcer samtidig med, at de udgør drikkevandsressourcen. Det kan være nødvendigt at gå på kompromis med grundvandskvaliteten i tilfælde, hvor mikrobiologiske uønskede effekter, (fx gode vækstforhold for *Legionella*) opstår som følge af ATES-drift med driftstemperaturer op til 35 °C. Hvis dette anses for at være acceptabelt, kan det overvejes, om ATES skal forvaltes forskelligt for forskellige typer af grundvandsmagasiner og i forskellige områder. Fx kan der være skærpede krav i områder med særlige drikkevandsinteresser (OSD) i forhold til fx byområder, hvor grundvandet i forvejen ikke er egnet til anvendelse som drikkevand.

Indførelse af minimumsafstande til fx drikkevandsboringer er kendt fra andre installationer som septictanke og nedsivningsanlæg, hvor risikoen for mikrobiel forurening af grundvand er langt større end ved ATES-drift. Her skal man imidlertid være opmærksom på, at nedsivningsanlæg er placeret i umættet zone, så mikroorganismene først skal transporteres gennem et umættet lag, hvor der er et betydeligt henfald af mikroorganismene, før de når grundvandet, og at forureningen i første omgang vil ske i de øverste grundvandslag – i modsætning til ATES-anlæg, hvor vandet injiceres direkte i grundvandszonen. Desuden tilstræbes det at begrænse denne forurenende teknologi, i modsætning til ATES der er en ny teknologi, der er under fremdrift. Indførelse af afstandskrav kunne imidlertid være med til at forebygge uønskede konsekvenser, hvilket benyttes i nogle andre lande, med anbefaling eller krav om minimumsafstande fx i forhold til drikkevandsboringer eller tilstødende ejendomme. I Tjekkiet og Grækenland er der lovmæssige krav til minimumsafstande på 5-20 m, mens der ikke er nationale krav til de maksimal injektionstemperatur (Hähnlein et al., 2010).

Den mikrobielle risiko for opformering af mikroorganismer, som følge ændrede vækstforhold – den øgede temperatur, forekommer i det tekniske system såvel som i grundvandsmagasinet med det opvarmede vand. Risikoen for opformering i grundvandsmagasinet på grund af øget temperatur er naturligvis begrænset til den termisk påvirkede zone, som har en betydelig mindre udbredelse end den hydraulisk påvirkede zone, men mikroorganismene kan spredes fra den opvarmede zone med vandet. Risikoen for det omgivende grundvand er dermed styret af spredningen af vandet. Det vil sige, at er ned- og oppumpningen styret, så det hydraulisk er låst til området omkring ATES-anlægget, er risikoen for det omgivende grundvandsmagasin begrænset, i modsætning til hvis der ikke oppumpes opvarmet vand. Risikoen ved ATES-drift, hvor grundvandet i høj grad recirkuleres med henblik på at opnå termisk balance, vurderes således at være betydeligt mindre, end hvis grundvandet kun benyttes til køling, eller hvis et anlæg stoppes efter sommerdrift.

Visse mikrobiologiske ændringer/-risici i grundvandet kan være acceptable, hvis det kun er få og små områder (boringsnære områder), der påvirkes. Derimod vil det være problematisk, hvis uønskede mikrobiologiske effekter opstår ved mange anlæg, så der opnås en udbredt ændring i grundvandets økosystemer. I denne undersøgelse, hvor der er mindre ændringer i sammensætningen af bakteriepopulationerne ved varmelagringsstemperaturer på 30/35 °C, er det uklart, hvilke konsekvenser dette har for grundvandets økosystem. Konsekvenser kunne være, at funktioner af grundvandsmagasinet mikrobiologiske flora påvirkes.

Da der er begrænset viden og erfaring om effekten af ATES-drift på grundvandsmagasiner ved forhøjede temperaturer, anbefales det, at der foretages yderligere undersøgelser, evt. i andre typer af grundvandsmagasiner (både mht. geologiske og hydrologiske forhold), ved store anlæg (større lagringsvolumen og evt. flere kolde og varme boringer) samt gennem flere varmelagringsperioder, for at belyse potentielle uønskede effekter, der kan opstå på kortere eller længere sigt. Dette kunne fx kræves som forudsætning for de første tilladelser til ATES-anlæg ved forhøjede temperaturer. Det ville være oplagt at udstede de første tilladelser til anlæg placeret udenfor OSD, og under omfattende monitorering, inden der foretages ændringer i nationalt gældende temperaturkrav til ATES-drift. Der bør således etableres måleprogrammer for mikrobiologiske parametre, så der monitoreres for den totale mikrobielle population, samt for ændringer i populationernes sammensætning (fx forskellige temperaturgrupper, inklusiv udvalgte

miljø-patogener, der først og fremmest forekommer ved højere temperaturer, fx *Legionella*). Traditionelt analyseres der vha. dyrkningsbaserede metoder, men da disse metoders relevans for grundvandsmiljøet og kendskabet til hvilke organismer, der bør undersøges for, er begrænset, anbefales det at inkludere molekylært baserede metoder. Dette kunne føre til identifikation af mere relevante måleparametre. Klassiske indikatororganismer bør inkluderes, hvis der er tale om drikkevandsinteresser

Er der tale om mindre anlæg kunne prøvetagningen ske på samme måde som i dette projekt: ved at reversere pumpningen ved nedpumpningsboringen og udtage prøver efter oppumpning af et volumen, så der kan udtages vandprøver, der repræsenterer grundvandsmagasinet i en relevant afstand fra boringen. Er der tale om større anlæg, hvor der i øvrigt stilles krav om etablering af monitoringsboringer nedstrøms anlægget, kunne prøverne udtages fra disse boringer.

7. Konklusion

Dette projekt har taget udgangspunkt i ATES-anlægget ved Gartneriet Hjortebjerg med lagring af grundvand med temperaturer op til 35 °C og en maksimum gennemsnitstemperatur på 30 °C. Undersøgelserne har vist følgende:

Generelle mikrobielle populationer

Boringsnært grundvand – <0,3 m fra varm boring (estimeret på baggrund af oppumpning af 1,3 m³)

- Der var ikke nogen grundvandskemisk miljøpåvirkning (baseret på ledningsevne, pH og ilt) som følge af varmelagring.
- En miljøpåvirkning blev observeret i det boringsnære grundvand som følge af varmelagring, da kimtalsbestemmelser og totaltællinger af bakterier indikerede en ændret sammensætning af den mikrobiologiske population.
- Det totale bakterietal faldt i det boringsnære grundvand som følge af varmelagringsstart, da totaltællinger var signifikant højere før varmelagringen startede.
- I det boringsnære grundvand blev den højeste mikrobielle koncentration målt umiddelbart efter ændring af flowretning, både før og under opvarmning og varmelagring. Dette indikerede, at de høje koncentrationer skyldes forhold i selve boringen eller hydrauliske effekter af pumpningen (ændring i flowhastighed eller flowretning).

Grundvandsmagasin – 1,2-1,4 m fra varm boring (estimeret på baggrund af oppumpning af 31,3 m³)

- Der var ikke nogen grundvandskemisk miljøpåvirkning (baseret på ledningsevne, pH og ilt) som følge af varmelagring.
- Som følge af varmelagringen, indikerede kimtalsbestemmelser og totaltællinger af bakterier en mindre ændring i sammensætningen af den mikrobiologiske population.
- Det totale bakterietal faldt i grundvandet 1,2-1,4 m fra den varme boring som følge af varmelagringsstart, da totaltællinger var signifikant højere før varmelagringen startede.

Tekniske system

- Stigende kimtal og mikrobielt ATP indikerede øgede bakteriekoncentrationer under opvarmning i PE-rør mellem varmeveksler og varm boring, hvilket pegede på, at rørmaterialet påvirkede bakterieforekomsten.
- Forhøjede kimtal i vand udtaget omkring varmeveksler inden start af varmelagring, pegede på en lokal forhøjet bakteriekoncentration i rør til prøvetagningshaner omkring varmeveksler.

Indikator organismer og patogener

- Der blev ikke påvist dyrkbare *Legionella* på noget tidspunkt ved undersøgelserne ved Gartneriet Hjortebjerg.
- Indikatororganismer og patogene bakterier blev ikke påvist i koncentrationer over grænseværdierne for drikkevand.
- Opvarmning og varmelagring forøgede ikke forekomsten af indikatororganismer og patogene bakterier.

I den konkrete undersøgelse i et sandet grundvandsmagasin ved Gartneriet Hjortebjerg blev der ikke påvist ændring af patogene bakterier, der kunne udgøre en sundhedsmæssig risiko som følge af ATES-drift ved forhøjede øvre temperaturgrænser (30/35 °C).

Andre grundvandsmagasiner kan imidlertid indeholde andre bakteriegrupper og andre næringsindhold. Ligeledes kunne andre metoder (fx ikke-dyrkbare) identificere bakterier, der ikke er analyseret for i denne

undersøgelse. Der er dog påvist en ændring i grundvandets mikrobiologiske sammensætning under varmelagring ved 30/35 °C, hvilket var forventeligt, da ændrede temperaturforhold altid vil ændre økosystemer. Teknisk gennemgang og risikovurdering påviste betydning af at være opmærksom på utætheder mellem proces- og grundvandskreds, samt at valg af rørmateriale har særlig betydning ved opvarmning.

Litteratur

- Banning, N., Toze, S. og Mee, B.J., 2003. *Persistence of biofilm-associated Escherichia coli and Pseudomonas aeruginosa in groundwater and treated effluent in a laboratory model system*. Microbiology (2003), 149, 47–55
- Bonte, M., Stuyfzand, P. J., Hulsmann, A., & van Beelen, P, 2011. *Underground Thermal Energy Storage: Environmental Risks and Policy Developments in the Netherlands and European Union*. Ecology and Society, 16(1), Article No.: 22.
- Bonte, M., Röling, W. F. M., Zaura, E., van der Wielen, P. W. J. J., Stuyfzand, P. J., & van Breukelen, B. M., 2013. *Impacts of shallow geothermal energy production on redox processes and microbial communities*. Environ. Sci. Technol., 47, 14476-14484.
- Borchardt, M.A., Stemper, M.E. og Stanridge, J.H., 2003. *Aeromonas Isolates from Human Diarrheic Stool and Groundwater Compared by Pulsed-Field Gel Electrophoresis*. Emerging Infectious Diseases (2003), 9(2), 224-228.
- Briemann, H., Griebler, C., Schmidt, S.L., Michel, R. og Lueders, T., 2009. *Effects of thermal energy discharge on shallow groundwater ecosystems*. FEMS Microbiol. Ecol. (2009), 68, 273-286.
- Charles, K. J., Shore, J., Shellwood, J., Laverick, M., Hart, A., & Pedley, S., 2009. *Assessment of the stability of human viruses and coliphage in groundwater by PCR and infectivity methods*. J. Appl. Microbiol., 106, 1827-1837.
- Corfitzen, C. B., Albrechtsen, H-J., Arvin, E., Jørgensen, C., & Boe-Hansen, R. (2002). *Afgivelse af organisk stof fra polymere materialer - mikrobiel vækst (Release of organic compounds from polymers - microbial growth, in Danish)*. Miljøstyrelsen, p. 1-154, Miljøprojekt nr. 718.
- Drijver, B., van Aarssen, M. og de Zwart, B., 2012. *High-temperature aquifer thermal energy storage (HT-ATES): sustainable and multi-usable*. IF Technology, Innostock 2012, The 12th International Conference on Energy Storage.
- EC, 1998. *COUNCIL DIRECTIVE 98/83/EC of 3 November 1998 on the quality of water intended for human consumption*. Official Journal of the European Communities, <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:1998:330:0032:0054:EN:PDF> (set 11-12-2015).
- Edberg, S. C., Rice, E. W., Karlin, R. J., & Allen, M. J., 2000. *Escherichia coli: the best biological drinking water indicator for public health protection*. J. Appl. Microbiol., 88, 106S-116S.
- Enopsol ApS, 2008. *Gartneriet Hjortebjerg – ATES – Forundersøgelse*.
- Enopsol ApS, 2009. *Grundvandsvarmepumper og –køling med grundvandsmagasiner som sæsonlager*, ELFORSK, 2007, http://vbn.aau.dk/files/17244144/ATES_rapport.pdf (10-03-2014).
- Enopsol ApS, 2016. *Gartneriet Hjortebjerg – på vej mod at blive Energiproducent*. <http://Enopsol.com/onewebmedia/Gartneriet%20Hjortebjerg.pdf> (set 11-3-2014).

- Fødevarerdirektoratet, 2003. *Bekendtgørelse om naturligt mineralvand, kildevand og emballeret drikkevand*. BEK nr 1015 af 10/12/2003.
- Griebler, C., & Lueders, T., 2009. *Microbial biodiversity in groundwater ecosystems*, *Freshwater Biology*, 54(4), 649-677.
- Hähnlein, S., Bayer, P. og Blum, P., 2010. *International legal status of the use of shallow geothermal energy*. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (2010), 14, 2611-2635.
- Hähnlein, S., Bayer, P., Ferguson, G. og Blum, P., 2013. *Sustainability and policy for the thermal use of shallow geothermal energy*. *Energy Policy* (2013), 59, 914-925.
- Hartog, N., Drijver, B., Dinkla, I. og Bonte, M., 2013. *Field assessment of the impacts of Aquifer Thermal Energy Storage (ATES) systems on chemical and microbial groundwater composition*. European Geothermal Congress (EGC) 2013
- Hicks, R.J. og Stewart, D.L., 1988. *Environmental Assessment of the Potential Effects of Aquifer Thermal Energy Storage Systems on Microorganisms in Groundwater*. Forberet til U.S. Department of Energy, Pacific Northwest Laboratory Richland, Washington.
- Holm, P.E., Nielsen, P.H., Albrechtsen, H.-J. og Christensen, T.H., 1992. *Importance of Unattached Bacteria and Bacteria Attached to Sediment in Determining Potentials for Degradation of Xenobiotic Organic Contaminants in an Aerobic Aquifer*. *Applied and Environmental Microbiology* (1992), 58 (9), 3020-3026.
- Jensen, T.F., Larsen, J.W., Balling, N. og Mahrt, J.K., 2000. *Grundvandskøling og kulde- og varmelagring*. Særtryk fra *Vandteknik* (2000), nr. 8.
- Krauss, S., & Griebler, C., 2011. *Pathogenic microorganisms and viruses in ground water*. Acatech Materialien, no. 6.
- Krøjgaard, L. H., 2011. *Legionella in habitations: detection and risk factors*. PhD-speciale, Danmarks Tekniske Universitet, Miljø Institut.
- Madigan, M. T., Martinko, J. M., Dunlap, P. V. & Clark, D. P. (2009). *Brock biology of microorganisms*. 12th edition, Pearson - Prentice Hall.
- MFVM, 2015a. *Bekendtgørelse om varmeindvindingsanlæg og grundvandskøleanlæg*. Miljø- og Fødevarerministeriet (MFVM), BEK nr. 1716 af 15/12/2015.
- MFVM, 2015b. *Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg*. Miljøministeriet (MFVM), BEK nr. 1310 af 25/11/2015.
- MIM, 2007. *Boringsnære beskyttelsesområder – BNBO*. Miljøministeriet (MIM), Vejledning fra Miljøstyrelsen Nr. 2 2007.
- MIM, 2013. *Præciseret vejledning om beregning af størrelsen på boringsnære beskyttelsesområder, BNBO*. Miljøministeriet (MIM), Naturstyrelsen, Klimatilpasning, vandsektor og grundvand, J.nr. NST-4604-00014.
- Montandon, P.-E. og Antonietti, C., 1991. *Survival of thermotolerant and potentially pathogen microorganism in conditions of an aquifer thermal energy*. Expert meeting la Chaux-de-Fonds, 27.-29. November 1991.

- NST, 2013. *Håndtering af overskridelser af de mikrobiologiske drikkevandsparametre, Vejledning*. Naturstyrelsen (NST) (2013).
- NST, 2016a. *Dugfriske fakta om det danske drikkevand*. Naturstyrelsen (NST), http://naturstyrelsen.dk/media/132682/faktaark_dansk.pdf (set 03-01-2016).
- NTS, 2016b. *Sådan fremstilles drikkevand*. Naturstyrelsen (NST), <http://naturstyrelsen.dk/vandmiljoe/vand-i-hverdagen/drikkevand/saadan-fremstilles-drikkevand/> (set 18-01-2016).
- Reasoner, D.J. og Geldreich, E.E., 1985. *A new medium for the enumeration and subculture of bacteria from potable water*. Appl. Env. Microbiol. 1985, 49, 1–7.
- Riffard, S., Douglass, S., Brooks, T., Springthorpe, S., Filion, L. G., & Sattar, S. A., 2001. *Occurrence of Legionella in groundwater: an ecological study*. Water Science and Technology, 43(12), 99-102.
- Robertson, J. B., and Edberg, S.C., 1997. *Natural Protection of Spring and Well Drinking Water Against Surface Microbial Contamination. I. Hydrogeological Parameters*. Critical Reviews in Microbiology, 23(2), 143-178.
- Ryssel, S.T., Arvin, E., Lützhøft, H-C. H., Olsson, M.E., Procházková, Z., Albrechtsen, H-J. (2015). *Degradation of specific aromatic compounds migrating from PEX pipes into drinking water*. Water Research, 81, p. 269-278, 10.1016/j.watres.2015.05.054.
- SBMI, 2009. *Legionellakontrol af varme brugsvand – Firkloverparken Vallensbæk Boligselskab afd.nr. 4903-8*. Skandinavisk Bio-Medicinsk Institut A/S (SBMI).
- Steinert, M., Hentschel, U., & Hacker, J., 2002. *Legionella pneumophila: an aquatic microbe goes astray*. FEMS Microbiology Reviews, 26, 149-162.
- Sørensen, S.N., 1991. *Etablering og drift af grundvandsbaserede varmepumpesystemer*. PhD-afhandling (1991), Danmarks Tekniske Universitet, Laboratoriet For Energiteknik.
- Sørensen, S.N., 2015. Personlig kommunikation 22. december, 2015, Enopsol ApS.
- Sørensen, S.N., 2016a. Personlig kommunikation 5. januar, 2016, Enopsol ApS.
- Sørensen, S.N., 2016b. Personlig kommunikation 7. januar, 2016, Enopsol ApS.
- Tønder, M. M., 2014. *Determining the impact of aquifer thermal energy storage on the distribution and viability of indigenous and introduced microorganisms*. Kandidatspeciale, Danmarks Tekniske Universitet, Miljø Institut.
- US EPA, 2001. *Legionella: Drinking Water Health Advisory*. United States Environmental Protection Agency (US EPA), http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/upload/2009_02_03_criteria_humanhealth_microbial_legionellaha.pdf (set 11-02-2014).
- van Beck, D. og Godschalk, B., 2013. *Regulative framework in The Netherlands*. IF Technology.
- van der Kooij, D., Baggelaar, P.K., Veenendaal, H.R., Moulin, L., Corfitzen, C.B., Albrechtsen, H.J., Holt, D., Hamsch, B., 2006. *Standardising the Biomass Production Potential Method for Determining the Microbial-growth Enhancement of Construction Products in Contact with Drinking Water*. Interlaboratory Testing, European Commission.

van der Kooij, D. og van der Wielen, P.W.J.J., 2013. *Microbial Growth in Drinking Water Supplies: Problems, Causes, Control and Research Needs*. IWA Publishing.

Vandplan Sjælland Samarbejdet, 2000. *Miljømæssige konsekvenser af akvifer kulde- og varmelagring*, HOH Vand & Miljø A/S (i dag Rambøll) og Geologisk Institut Århus Universitet.

Vang Ó.K., Corfitzen, C.B., Smith, C., & Albrechtsen, H-J., 2014. *Evaluation of ATP measurements to detect microbial ingress in drinking water by waste water and surface water*. *Water Research*, 64, p. 309-320. 10.1016/j.watres.2014.07.015.

Wadowsky, R. M., Wolford, R., McNamara, A. M., & Yee, R. B., 1985. *Effect of temperature, pH, and oxygen level on the multiplication of naturally occurring Legionella pneumophila in potable water*. *Applied and Environmental Microbiology*, 49(5), 1197-1205.

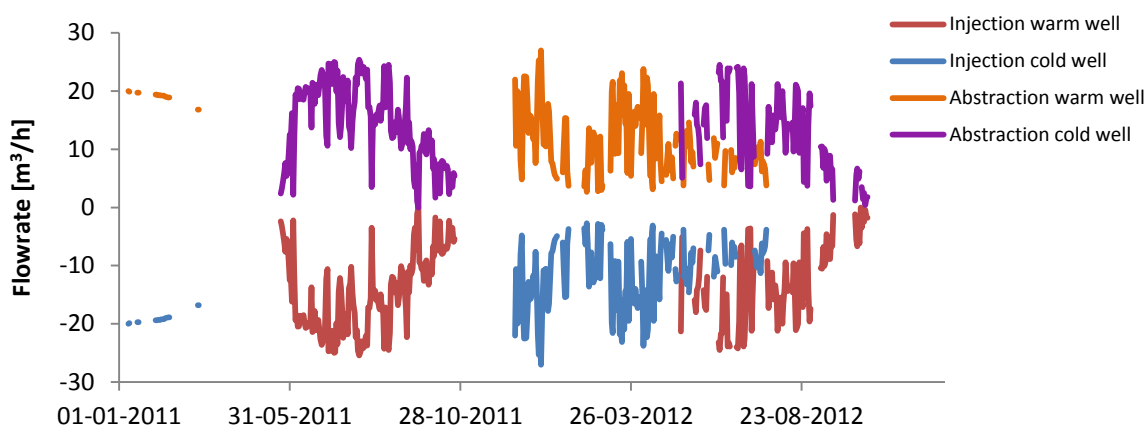
Winters, A. L., 1992. IEA, 1992. *Summary of research on microbiological processes – International Energy Agency, Subtask D final report*. Pacific Northwest Laboratory Energy Agency (IEA).

Yee, R. B., & Wadowsky, R. M., 1982. *Multiplication of Legionella pneumophila in unsterilized tap water*. *Applied and Environmental Microbiology*, 43(6), 1330-1334.

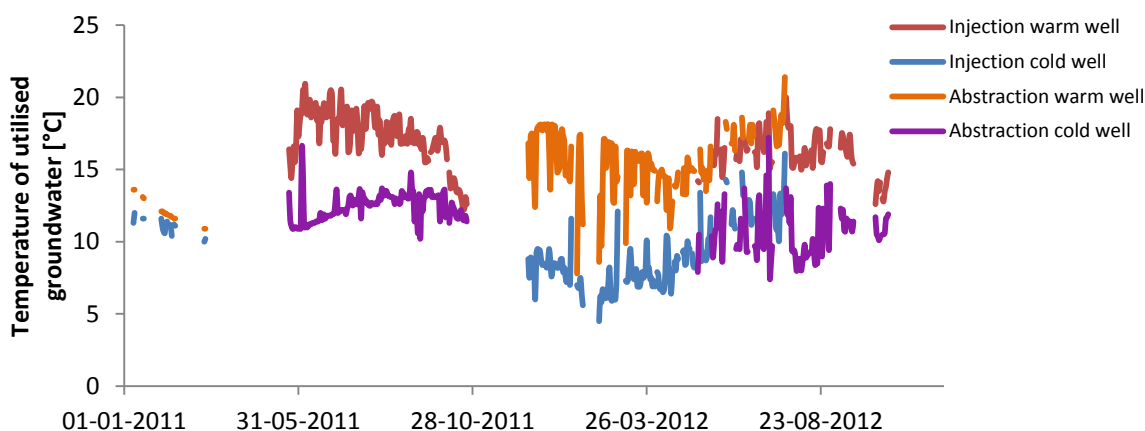
Bilag 1 – Temperatur- og flowforløb før og under forsøgsperiode

Dette bilag viser temperatur- og flowforløb af injiceret vand- og varmemængde før og under varmelagringsforsøget (22-09-2014 – 20-01-2015) på ATES-anlægget på Gartneriet Hjørtbjerg. Det var ikke muligt at lave dataopsamling under det indledende stabilitetsforsøg.

Forløb i 2011-2012

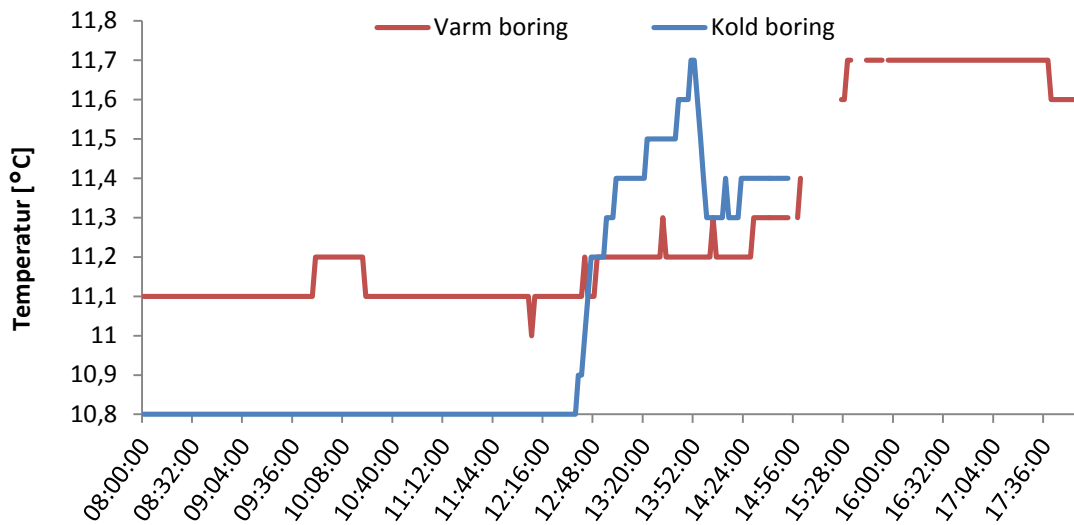


Figur B1-1 Injicering af opvarmet vand i varm boring (rød), injicering af afkølet vand i kold boring (blå), oppumpet vand fra varm boring (orange) og oppumpet vand fra kold boring (lilla) ved ATES anlægget på gartneriet Hjørtbjerg fra 2011 til 2012. Positiv flowrate indikerer oppumpning og en negativ flowrate indikerer injicering (Tønder, 2014).

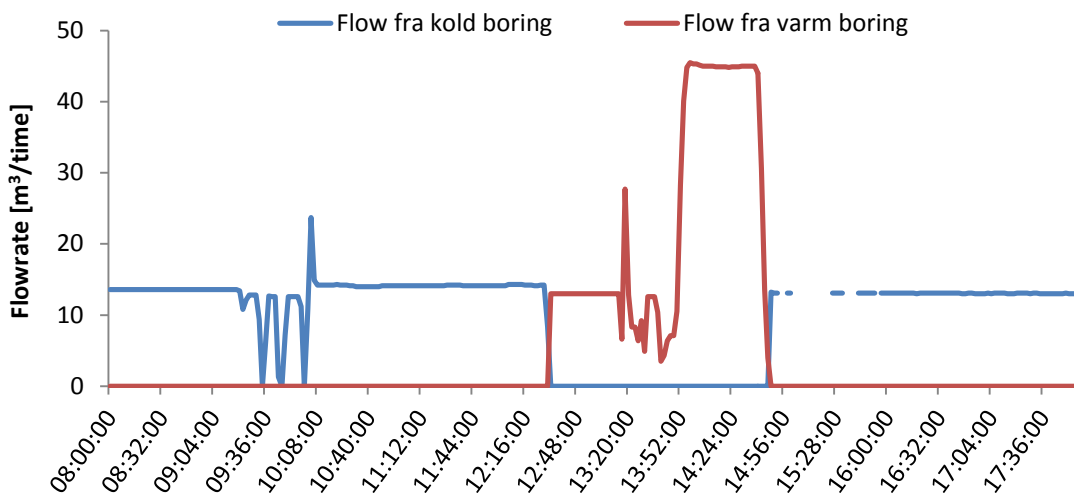


Figur B1-2 Temperatur af opvarmet vand injiceret i varm boring (rød), temperatur af afkølet vand injiceret i kold boring (blå), temperatur af oppumpet vand fra varm boring (orange) og temperatur af oppumpet vand fra kold boring (lilla) ved ATES anlægget på gartneriet Hjørtbjerg fra 2011 til 2012 (Tønder, 2014).

Forløb under prøvetagning 22-09-2014

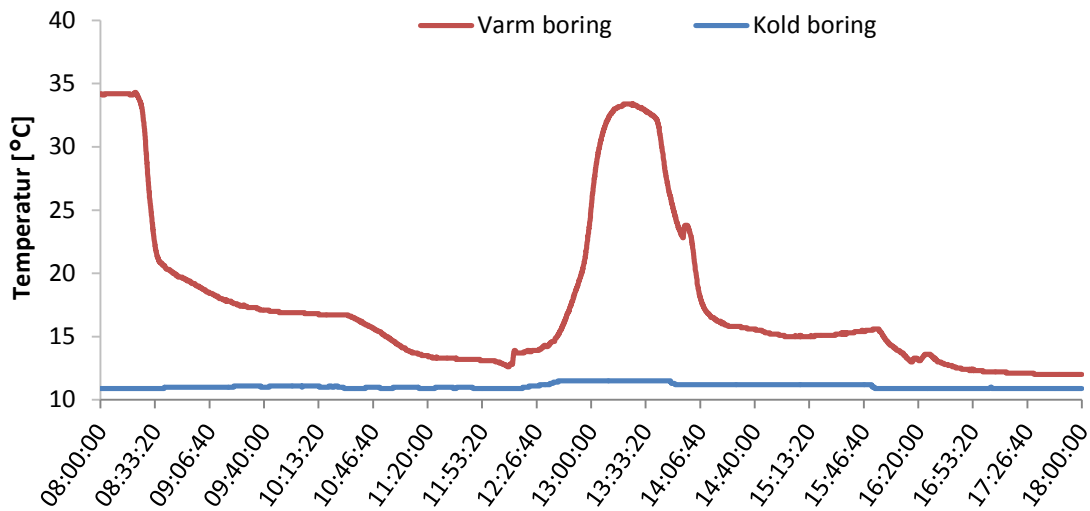


Figur B1-3 Prøvetagning 22-09-2014 startede kl. 10:31 og sluttede kl. 14:38. Temperaturer for varm (rød) og kold (blå) boring er målt i toppen af borerne.

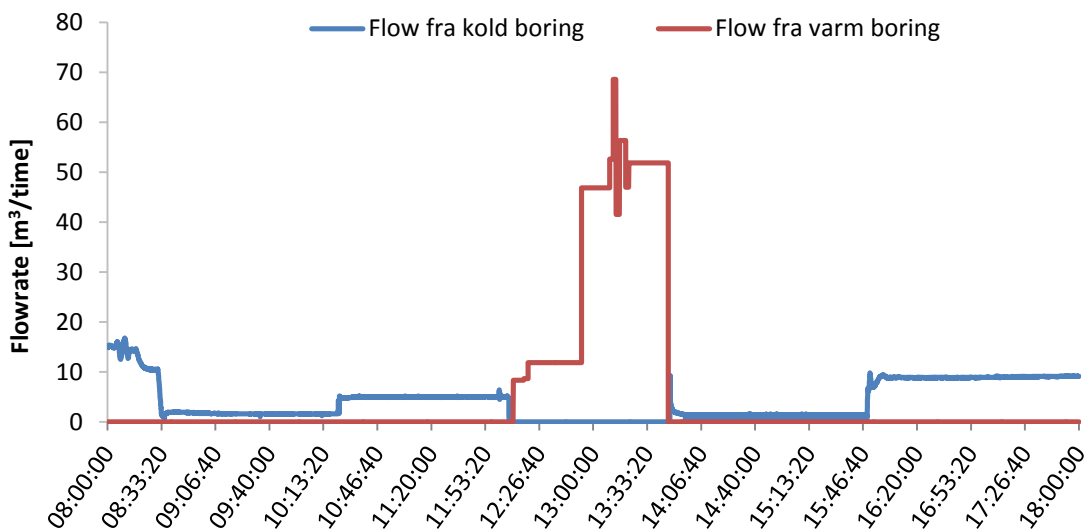


Figur B1-4 Prøvetagning 22-09-2014 startede kl. 10:31 og sluttede kl. 14:38. Flow fra kold mod varm boring (blå) og flow fra varm mod kold boring (rød) er målt af ATES-anlæggets flowmåler.

Forløb under prøvetagning 05-11-2014

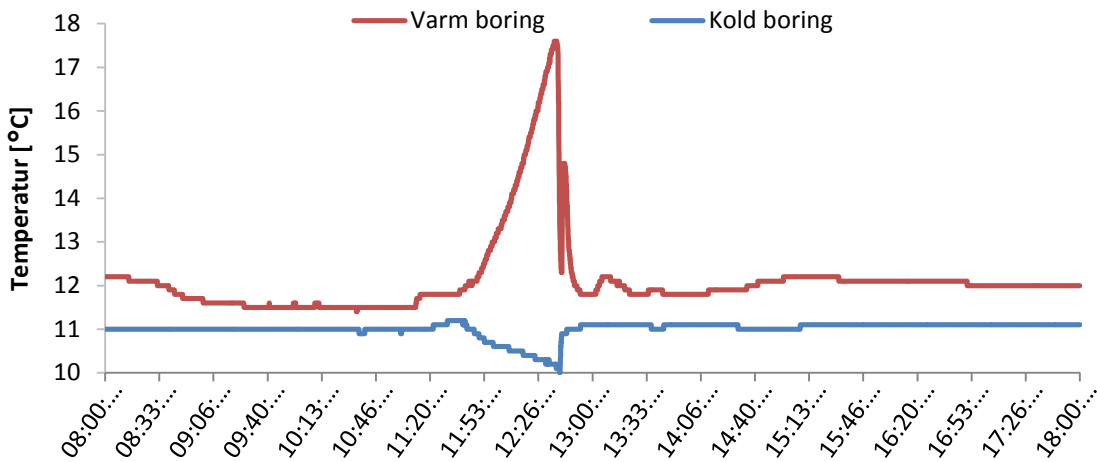


Figur B1-5 Prøvetagning 05-11-2014 startede kl. 10:23 og sluttede kl. 13:37. Temperaturer for varm (rød) og kold (blå) boring er målt i toppen af borerne.

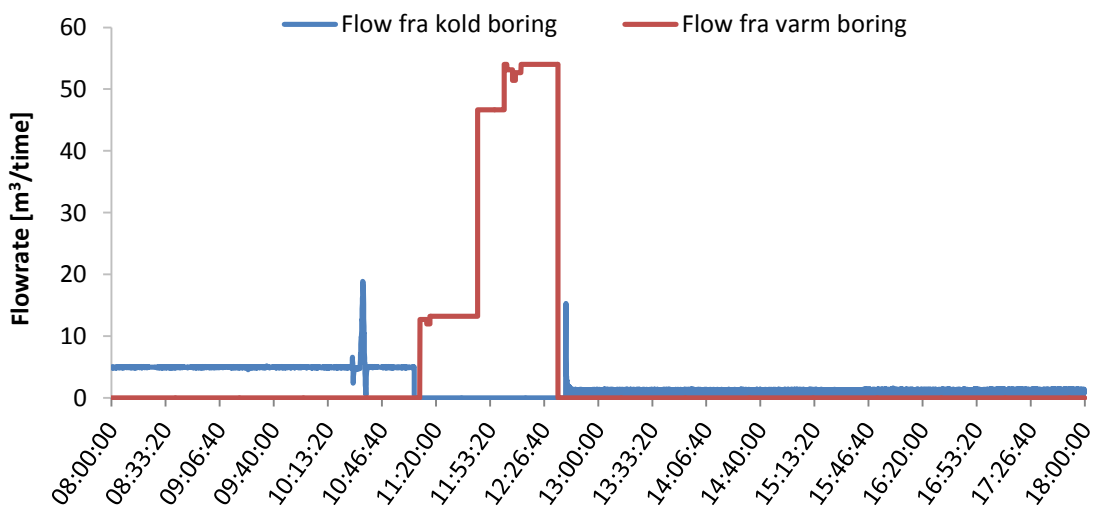


Figur B1-6 Prøvetagning 05-11-2014 startede kl. 10:23 og sluttede kl. 13:37. Flow fra kold mod varm boring (blå) er målt af ATES-anlæggets flowmåler og flow fra varm mod kold boring (rød) er målt vha. tilkoblet vandur.

Forløb under prøvetagning 01-12-2014

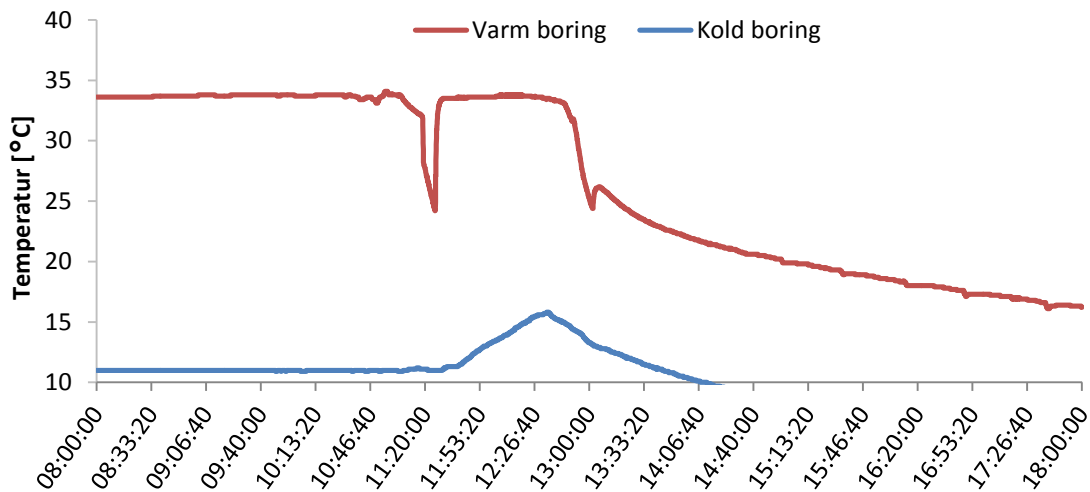


Figur B1-7 Prøvetagning 01-12-2014 startede kl. 09:25 og sluttede kl. 12:15. Temperaturer for varm (rød) og kold (blå) boring er målt i toppen af borerne.

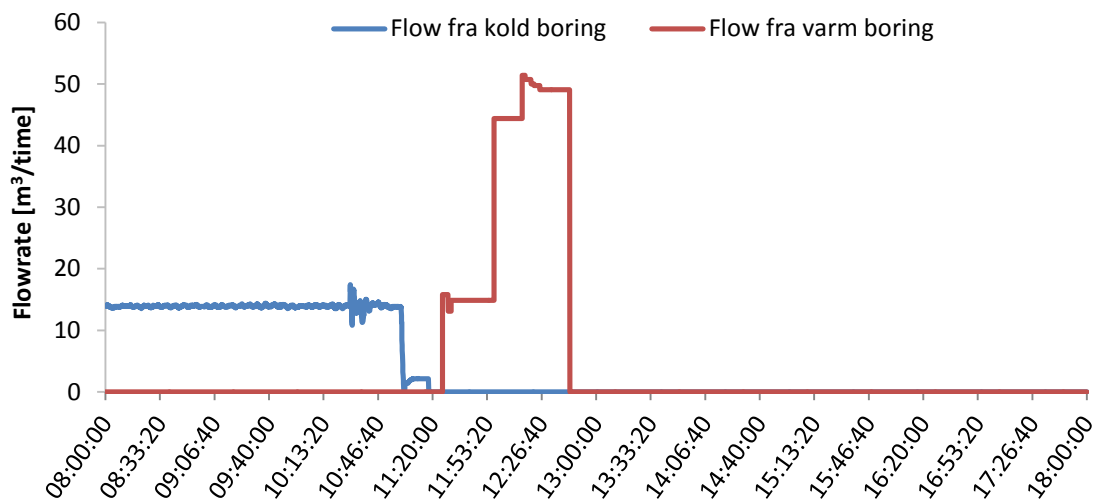


Figur B1-8 Prøvetagning 01-12-2014 startede kl. 09:25 og sluttede kl. 12:15. Flow fra kold mod varm boring (blå) er målt af ATES-anlæggets flowmåler og flow fra varm mod kold boring (rød) er målt vha. tilkoblet vandur.

Forløb under prøvetagning 20-01-2015



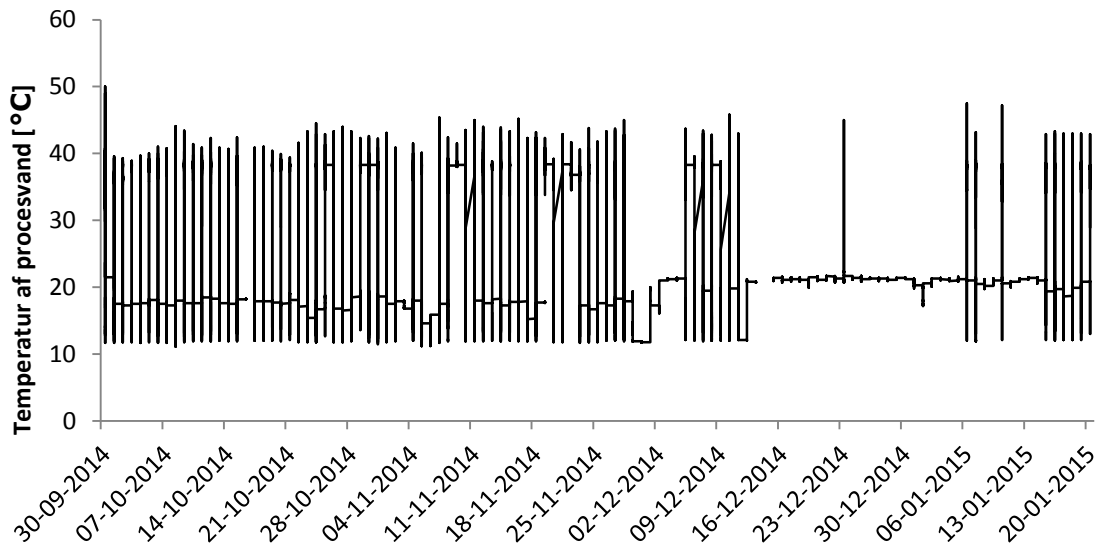
Figur B1-9 Prøvetagning 20-01-2015 startede kl. 09:36 og sluttede kl. 12:27. Temperaturer for varm (rød) og kold (blå) boring er målt i toppen af borerne.



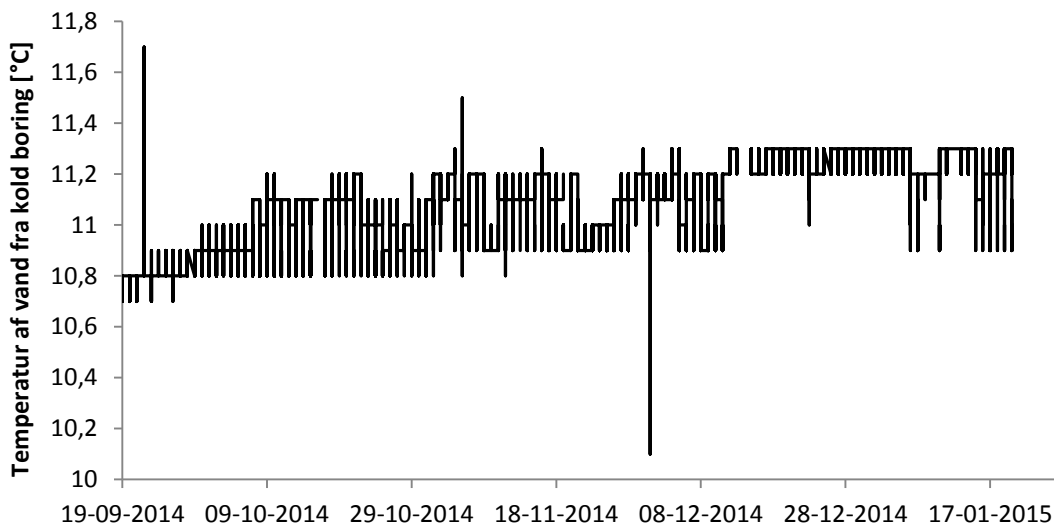
Figur B1-10 Prøvetagning 20-01-2015 startede kl. 09:36 og sluttede kl. 12:27. Flow fra kold mod varm boring (blå) er målt af ATES-anlæggets flowmåler og flow fra varm mod kold boring (rød) er målt vha. tilkoblet vandur.

Temperatur af procesvand og grundvand fra kold boring under varmelagringsforsøg.

Figur B1-11 viser temperaturforløb af procesvand, der løber til varmeveksleren under varmelagringsforsøget ved ATES-anlægget på Gartneriet Hjortebjerg. Figur B1-12 viser temperaturen af det grundvand som indvindes fra kold boring.



Figur B1-11 Temperatur af procesvand, der løber til varmeveksleren under varmelagringsforsøget, 30-09-2014 til 20-01-2015.



Figur B1-12 Temperatur af grundvand, der indvindes fra kold boring både før og under varmelagringsforsøget, 19-09-2014 til 20-01-2015.

Bilag 2 – Boringsrapporter

Dette bilag viser boringsrapporter for varm boring (DGU nr. 136.1312) og kold boring (DGU nr. 136.1382).



De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland

Udskrevet 11/10 2013 Side 1

BORERAPPORT

DGU arkivnr: 136. 1312

Borested : Hjortebjergvej 26
5471 Sønderø

Kommune : Nordfyns
Region : Syddanmark

Boringsdato : 23/6 2009

Boringsdybde : 46 meter

Terrænkote : 30.7 meter o. DNN

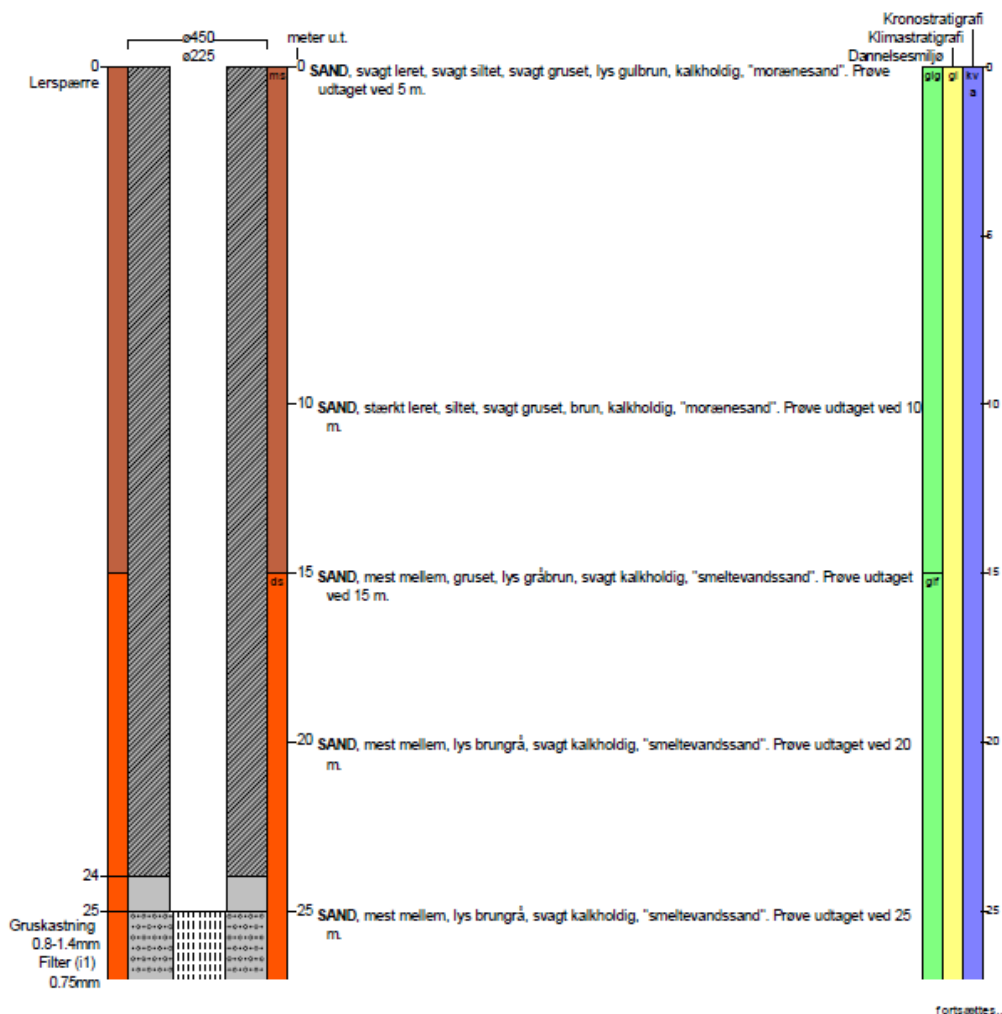
Brøndborer : SP-Brøndboring, Hammel
MOB-nr :
BB-journr :
BB-bornr : B2

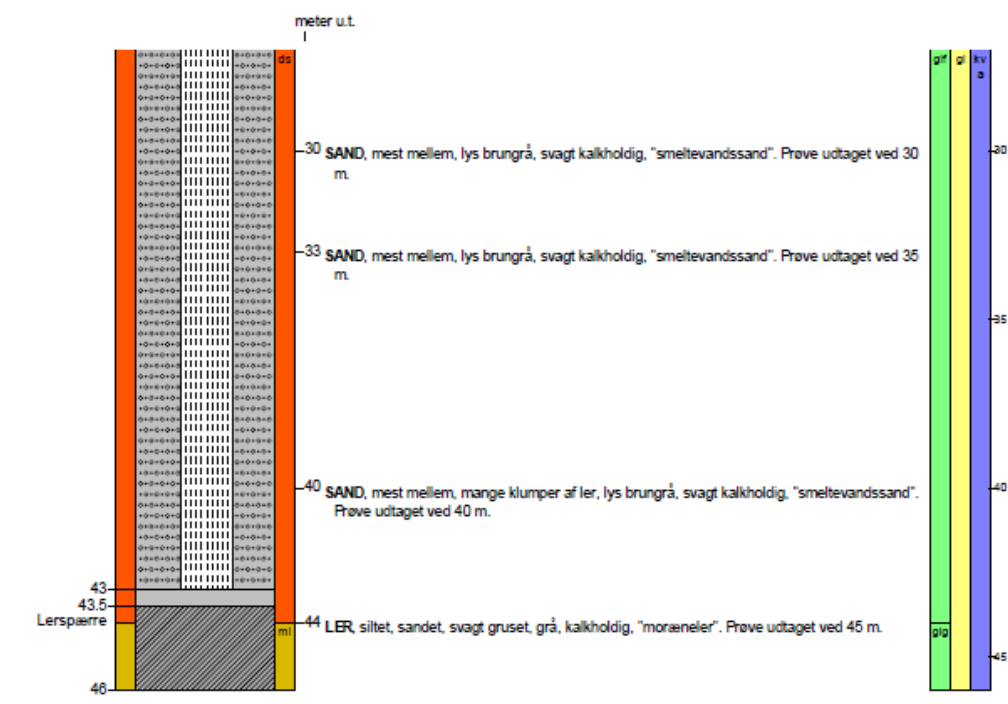
Prøver
- modtaget : 26/1 2011 antal : 9
- beskrevet : 2/10 2012 af : HJG
- antal gemt : 0

Formål : Industri/procesvand
Anvendelse :
Boremethode : Lufthæve

Kortblad : 1313IIINV
UTM-zone : 32
UTM-koord. : 568947, 6152786

Datum : WGS84
Koordinatkilde : Brøndborer
Koordinatmetode : GPS




Aflejringsmiljø - Alder (klima-, krono-, litho-, biostratigrafi)

meter u.t.	
0 - 15	glacigen - glacial - kvartær
15 - 44	glaciofluvial - glacial - kvartær
44 - 46	glacigen - glacial - kvartær

Figur B2-1 "Varm" boring, DGU nr. 136.1312.



BORERAPPORT

DGU arkivnr: 136. 1382

Borested : Hjortebjergvej 26
5471 Søndersø
erstatningsboring for 136.1311

Kommune : Nordfyns
Region : Syddanmark

Boringsdato : 29/3 2010

Boringsdybde : 40 meter

Terrænkote : 29.2 meter o. DNN

Brønborer : A. Højfeldt A/S

MOB-nr :

BB-journr :

BB-bornr :

Prøver

- modtaget : 21/6 2010 antal : 40

- beskrevet : 12/10 2011 af : SHB/ELL

- antal gemt : 0

Formål : Industri/procesvand

Anvendelse :

Boremethode : Lufthæve

Kortblad : 1313IIINV

UTM-zone : 32

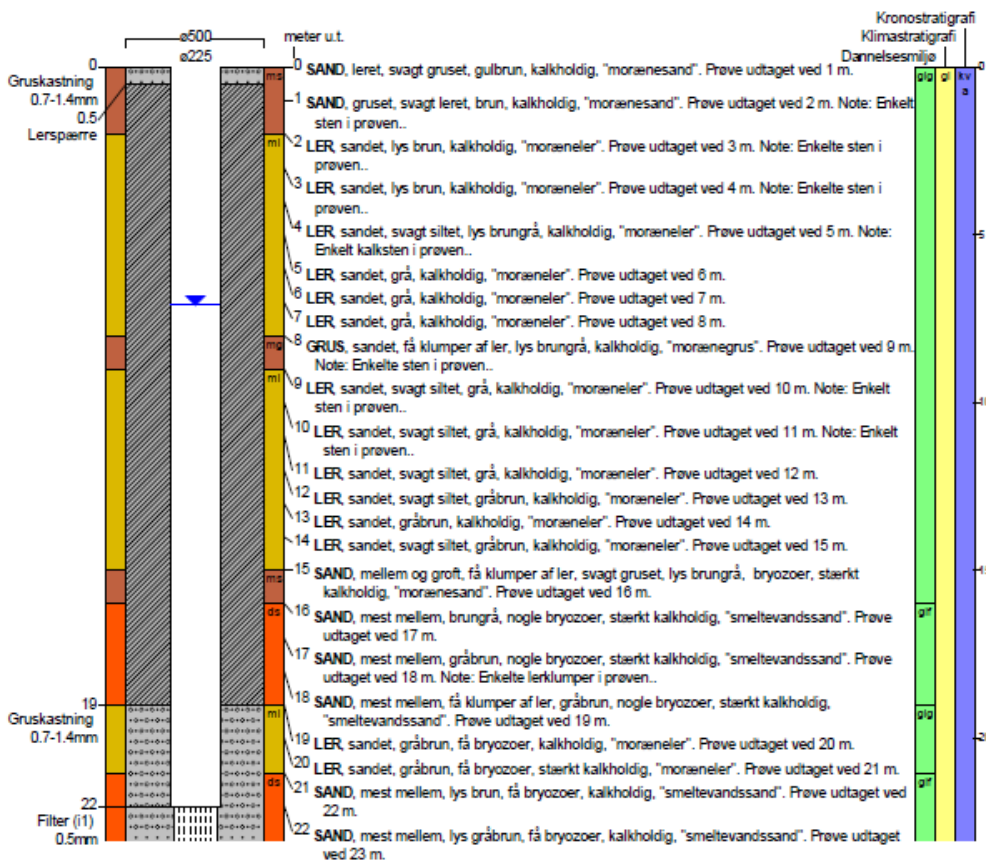
UTM-koord. : 568993, 6152487

Datum : WGS84

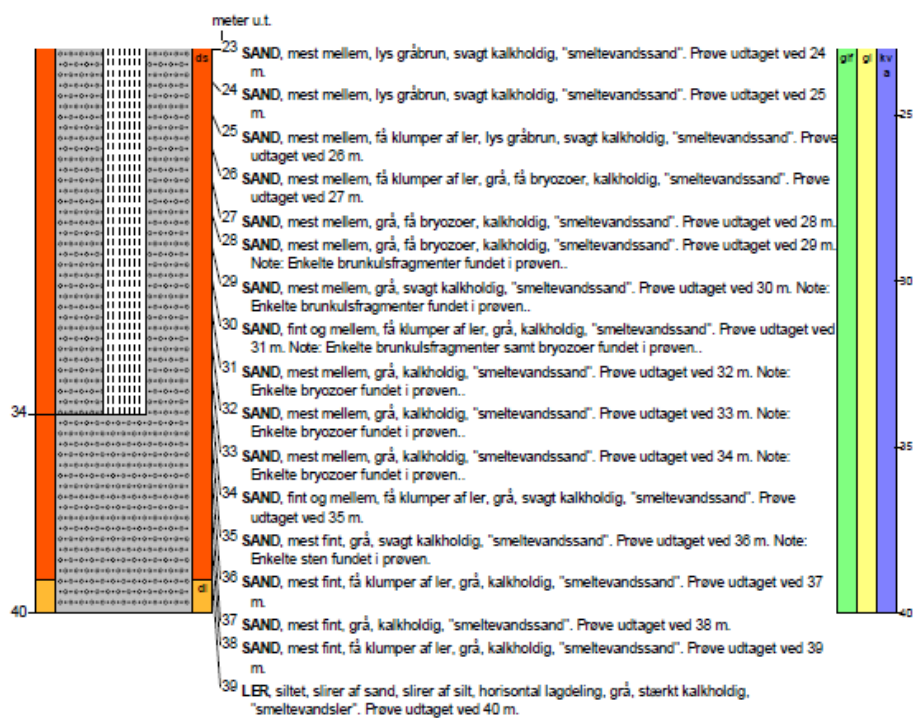
Koordinatkilde : Brønborer

Koordinatmetode : GPS

Indtag 1 (seneste)	Ro-vandstand	Pejledato	Ydelse	Sækning	Pumpetid
	7.1 meter u.t.	8/4 2010	50 m ³ /t	15.2 meter	24 time(r)



fortsættes..


Aflejringsmiljø - Alder (klima-, krono-, litho-, biostratigrafi)

meter u.t.	
0 - 16	glacigen - glacial - kvartær
16 - 19	glaciofluvial - glacial - kvartær
19 - 21	glacigen - glacial - kvartær
21 - 40	glaciofluvial - glacial - kvartær

Figur B2-2 "Kold" boring, DGU nr. 136.1382.

Bilag 3 – Analyser

Dette bilag beskriver analysemetoder benyttet undervejs i projektet.

Fysisk-kemiske analyser

Inden varmelagringen blev startet blev der udført følgende fysisk-kemiske analyser (Tabel B3-1 og Figur B3-1). ALS Denmark udførte de fysisk-kemiske analyser i forbindelse med forsøg inden varmelagring og DTU Miljø målte vha. flowcelle ledningsevne, pH og ilt ved samtlige prøvetagningsrunder før og efter varmelagring.

Tabel B3-1 Undersøgte parametre ved grundvandskemisk analyse samt flowcelleanalyser for vandprøver udtaget før varmelagring. Prøver til grundvandskemisk analyse blev analyseret af eksternt laboratorie (ALS Denmark). Flowcelleanalyser blev udført af DTU Miljø.

Metode	Parameter	Udført af:
Fysisk-kemiske analyser	Ledningsevne, pH, NH ₄ ⁺ , NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻ , F ⁻ , total Fe, total Mn, SO ₄ ²⁻ , O ₂ , NVOC, total P, Cl ⁻	ALS Denmark
Flowcelle	Ledningsevne, pH, O ₂	DTU Miljø

Parameter				Enhed	Metode
Ledningsevne	59	59	59	mS/m	DS/EN 27888
pH	7.5	7.6	7.5	pH	DS/EN ISO 10523
Ammonium, NH ₄ ⁺	0.036	0.027	0.027	mg/l	SM 17udg. 4500-NH3
Nitrit, NO ₂ ⁻	0.027	0.0061	0.027	mg/l	DS 222.MOD
Nitrat, NO ₃ ⁻	2.80	2.63	2.46	mg/l	DS 222+223.MOD
Fluorid, F ⁻	0.10	0.11	0.10	mg/l	DS 218.MOD
Sulfat, SO ₄ ²⁻	96	95	96	mg/l	SM17udg. 4500-SO4
Oxygen, opløst, O ₂	0.3	0.7	0.4	mg/l	DS 2205
NVOC	2.0	2.3	1.9	mg/l	DS/EN 1484:1997
Total phosphor, P	0.008	0.020	0.018	mg/l	DS/EN ISO 6878:2004
Chlorid, Cl ⁻	30	30	30	mg/l	DS/EN ISO 15682:2001
Jern, Fe	0.03	0.04	0.01	mg/l	ICP DS/EN ISO 11885
Mangan, Mn	0.35	0.35	0.32	mg/l	ICP DS/EN ISO 11885

Kommentar

*1 Ingen kommentar

Figur B3-1 Undersøgte parametre og metode ved grundvandskemisk analyse udført af ALS Denmark.

Mikrobiologiske analyser

Følgende mikrobiologiske analyser blev udført for hver prøvetagningsdag under varmelagringsforsøget af DTU Miljø eller af ALS Denmark (Tabel B3-2):

Tabel B3-2 Undersøgte parametre ved mikrobiologisk analyse udført af DTU Miljø eller ALS Denmark.

Parameter	Metode	Udført af:
Direkte mikroskoptællinger	DAPI	DTU Miljø
ATP	ATP (dobbelbestemmelse)	DTU Miljø
Kimtal 20 °C	Dybdeudsæd – R ₂ A (Reasoner and Geldrich, 1985)	DTU Miljø
Kimtal 22 °C	Dybdeudsæd – PCA (DS/EN ISO 6222)	ALS Denmark
Kimtal 30 °C	Dybdeudsæd – PCA (modificeret ud fra DS/EN ISO 6222)	ALS Denmark
Kimtal 37 °C	Dybdeudsæd – PCA (DS/EN ISO 6222)	ALS Denmark
Coliforme/ <i>E. coli</i>	Colilert18®, (Quanti-Tray 2000)	ALS Denmark
Enterokokker	Membran filtrering (DS/EN ISO 7899-2)	ALS Denmark
<i>Clostridium perfringens</i>	Membran filtrering – m-CP (EC, 1998)	ALS Denmark
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Pseudalert®, (Quanti-Tray 2000)	ALS Denmark
<i>Legionella sp.</i>	Pladespredning og membranfiltrering (DS 3029:2001)	ALS Denmark
<i>Aeromonas sp.</i>	Membran filtrering – Aeromonas Agar (Lab167)	ALS Denmark

For hver prøvetagningsrunde under varmelagringsforsøget blev der udtaget følgende mængder vand til analyse (Tabel B3-3):

Tabel B3-3 Prøveflasker og analyser til prøver. ”-” betyder at der ikke udtages vand til analyse.

Metode	Prøvevolumen [ml]
Direkte mikroskoptællinger	1-40
ATP	0,1
Kimtal 20 °C	3*0.1
	3*1
Kimtal 22 °C	3*0.1
	3*1
Kimtal 30 °C	3*0.1
	3*1
Kimtal 37 °C	3*0.1
	3*1
Coliforme/ <i>E. coli</i>	2*100
	2*1000
Enterokokker	2*100
	2*1000
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	2*100
	2*1000
<i>Aeromonas sp.</i>	2*100
	2*1000
<i>Clostridium perfringens</i>	2*100
	2*1000
<i>Legionella sp.</i>	2*1
	2*1000

ATP-analyser og direkte mikroskoptællinger

Metoder til bestemmelse af mikrobiel aktivitet (ATP) (Vang et al., 2014) og direkte mikroskoptællinger/totaltællinger (DAPI) er udviklet af DTU Miljø og er her beskrevet:

ATP:

The ATP is first extracted from the cells (destruction of the cells) by adding an extracting reagent. After a fixed extraction time, the sample is added a luciferine/luciferase reagent. After a short fixed delay time the light emission is measured over a fixed integration time and returned as a rlu-value.

As a first approach, it is advisable to follow the guidelines of the manufacturers of the specific reagent kit and photometer regarding volumes and time periods used for measurement. E.g. at E&R the ATP-measurement is preformed using Lumin(ATE)/Lumin(EX) reagent kit and an Advance Coupe photometer both from the company Celsis. For these the following measurement parameters are used:

Volumes:

Sample: 100 µL

Extraction reagent: 100 µL

Luciferine/luciferase reagent: 100 µL

Times:

Extraction time: 10 seconds

Delay time: 2 seconds

Integration time: 10 seconds

When using internal standard addition measurement, e.g. 20 µL of standard dilution is added to a parallel sample. The addition is performed after the addition of extraction reagent to avoid uptake of the added ATP by the active cells.

Der måles total ATP og frit ATP, og mikrobiel ATP beregnes som differencen. Standardafvigelserne på mikrobiel ATP er generelt <20 % af de målte ATP-værdier se Tabel B6-2.

DAPI:

1. Make all equipment ready before start. Check vacuum pump and bunsen burner. Sterilize tweezers and needles over the Bunsen burners before every use.
2. Rinse glass tower with ethanol in a beaker, burn it and let it cool down.
3. Place supporting filters on the filter holder with a tweezer. Add MilliQ water with a 20 ml syringe through a sterile filter to soak the filter with a 20 ml syringe and sterile filter. Connect to the vacuum. Remember to remove the vacuum tube before turning off vacuum.
4. You will have 40 ml of your drinking water sample (2 x 20 ml vials), add the fluorescence stain 100 µl DAPI (1 mg/mL) in each vial and let the samples incubate in dark for 5 minutes.
5. Place the filter (0.2 µm) on top of the support filters with the blank/dark surface up.
6. Add Tween (0.5 ml) on the filter with a 10 ml syringe through a sterile filter and connect the vacuum again.
7. Place the sterile tower on to the filtering surfaces. Use the clamp.
8. After incubation, transfer (by pipetting or pouring) the stained sample into the tower with the vacuum turned on. Don't dry out the filter. Remember to remove the vacuum tube before turning off vacuum.
9. Rinse the vial, tower and filter with MilliQ water with a 20 ml syringe through a sterile filter and once again connect to the vacuum.
10. Add 0.5 ml DAPCO with a 10 ml syringe through a sterile filter. Let it react for 20 sec. Connect to the vacuum.
11. Add a drop of immersion oil on a microscopic slide and place the filter upon the oil-drop with a tweezer.
12. Add a drop of immersion oil on the top of the filter and place a cover glass on the filter. Add a drop of immersion oil on top of the cover glass. The sample is now ready for microscopy.
13. The sample is now very sensitive to light and it should be examined immediately under the fluorescence microscope or be kept dark in aluminium foil.
14. Use a counting-grid (10 mm, 100 squares) in a 10x ocular, immersion objective 100x- Neofluor and tubus magnification 1x. for Olympus microscope. Use a counting-grid (10 mm, 100 squares) in a 10x ocular, immersion objective 100x for Zeiss microscope.
15. Do not turn on the UV light until it is needed to focus, as the fluorescence will bleach from illumination.
16. Count the bacterial cells in the microscope using a counting-grid (10 x 10 squares). The amount of bacteria per grid (10 x 10 squares) should be 15 to 80. In general, a minimum of 10 grids must be counted. If the amount of cells is lower count 20 grids on one filter. If more than 100 cells in one grid dilute your duplicate sample. All bacteria-shaped particles are counted: round or rod-shape.
17. Repeat the procedure for the sample duplicate and remember a blank between every 10 samples.
18. Calculation: DTU-ENV has two microscopes for DAPI use. Olympus BH-2 and a Zeiss Axioskop the magnification changer is only counted for Olympus microscope, therefore the calculation below is for working with Olympus. Zeiss can be used, but omit the magnification changer in the calculation.

Equipment:

Vacuum flask for filtrating

Vacuum pump

Filter tower of glass and filtration unit:

Microanalysis Filter Holder, 25 mm, fritted glass support (Milipore, Catalogue Number: XX1002500)

Glass microfiber filters GF/C 24mmØ (supporting filter) (Whatman Cat no. 1822024 VWR. 513-5224)

Membrane filter: Cyclopore black 0.2 µm 25 mm (Whatman, VWR. 514-8132)

1 x 20 ml sterile syringe

2 x 10 ml sterile syringe

Sterile needle (blue 0.60x30 mm. 23 Gx 11/4 ")

Sterile syringe filter (frisenette aps. Membrane: cellulose acetate. Pore size: 0.2 µm. filter diameter: 25 mm. Cat no. Ca250250S)

Microscopic slides (VWR. 631-1556)

Cover glass (VWR. 24x24 mm. 631-1571)

Tweezers

Timer

UV microscope (Olympus BH-2 / Zeiss Axioskop)

Bunsen burner

Bilag 4 – Anlægshåndtering og udførelse af prøvetagning

Dette bilag beskriver hvad der er blevet udført og hvordan, for at gennemføre de prøvetagninger og forsøg der blev foretaget i forbindelse med grundvandsopvarmningsprojektet ved Gartneriet Hjortebjerg på Fyn.

Rensning og renpumpning af anlæg, 24-07-2014 – 05-08-2014

Den anvendte procedure for rensning og renpumpning af anlæg og borerer er baseret på sædvanlig procedure for rensning og renpumpning af ATES-anlæg. Der er dog taget ekstra forholdsregler for at undgå unødige nedfald af fx kim da dette projekt fokuserer på mikrobiologiske parametre.

Kold og varm boring blev renpumpet og anlægget renses (desinficeret) og skyllet igennem før prøvetagninger, da anlægget stod stille i over et år inden projektets opstart. Anlægget blev sat i kontinuerlig drift med lavt flow efter rensning og renpumpning.

- **24-07-2014 til 28-07-2014:** Renpumpning af kold og varm boring (uden kemikalier), mens oppumpet vand blev bortledt. Derefter pumpedes fra kold boring gennem rørsystem samt varmeveksler og vandet blev bortledt. Flowretningen blev herefter vendt for at skylle varmeveksler igennem i begge flowretninger. Dette renpumpningstrin foregik ved en maksimal flowrate på ca. 55 m³/time. Efter varmeveksleren var skyllet igennem fra begge retninger blev den rengjort manuelt.
- **29-07-2014 til 01-08-2014:** Rensning af anlæg blev startet ved at pumpe en blanding af 90 L Carela Bioforte og 5 L Carela Plus ned i filteret på både kold og varm boring med en flowrate på ca. 3-5 m³/time. Denne blanding stod i begge borerer i 24 timer.
 - o Varm boring: I alt blev der pumpet 95 L Carela og ca. 3-5 m³/time vand ned i ca. 2 min, dvs. at der i alt blev pumpet ca. 0,23 m³ ned i varm boring som efterfølgende stod i 24 timer
 - o Kold boring: I alt blev der pumpet 95 L Carela og 0,3 m³ vandværksvand ned, dvs. at der i alt blev pumpet ca. 0,395 m³ ned i kold boring som efterfølgende stod i 24 timer
 - o Borererne har en diameter på 0,225 m og under antagelse af at rovandstandshøjden er ca. 35 m, vil der stå omkring 1,4 m³ vand i borererne ved ro-tilstand.

Herefter blev der pumpet fra kold til varm boring, gennem rørsystem og varmeveksler, i 5 min ved ca. 10 m³/time og så fra varm til kold boring ved samme flowrate i 5 min. Denne gennemskylning af anlægget i begge flowretninger foregik i fire timer.

Efter gennemskylningen blev der pumpet fra varm boring i en time ved maksimal flowrate på ca. 55 m³/time og vandet blev bortledt. Vandets renhed blev fulgt visuelt. Ved samme flowrate blev der pumpet fra kold boring gennem rørsystem samt varmeveksler i en time og vandet blev bortledt. Igen blev vandets renhed visuelt fulgt.

- **01-08-2014 kl. 14 til 05-08-2014 kl. 14:** Renpumpning af både kold og varm boring blev foretaget ved at pumpe fra begge borerer med en flowrate på ca. 40 m³/time i 4 døgn. Vandet blev bortledt. Der blev i alt pumpet ca. 3950 m³ vand fra begge borerer, hvilket svarer til et akvifervolumen på ca. 13·10³ m³, dvs. ca. 13 m-radius fra borererne, under antagelse af at porøsiteten er 30%.
- **05-08-2014 efter kl. 14:** Renpumpningen blev fortsat ved at der blev pumpet fra kold og varm boring hver for sig i en time og med en flowrate på maksimalt ca. 55 m³/time. Herefter blev anlægget færdigmonteret. Anlægget blev startet op og der blev pumpet grundvand fra kold boring, gennem rørsystem og varmeveksler, til varm boring og ned i grundvandsmagasinet ved en

flowrate på ca. 4 m³/time. Sådan blev anlægget kørt indtil der blev udtaget vandprøver første gang.

Undersøgelse af mikrobiologisk stabilitet, 18-08-2014 – 09-09-2014

Undersøgelse af mikrobiologisk stabilitet blev gennemført i periode 18-08-2014 til 09-09-2014. DTU Miljø stod for prøvetagning og Enopsol ApS stod for kontrol af flow undervejs i prøvetagningen:

- **18-08-2014:** 1. prøvetagning. Kegleventiler blev påmonteres på de fire udtag ved; kold boring, begge sider af varmeveksler og varm boring, for bedre at kontrollere flow. For at sikre at ventilerne var gennemskyllede, blev der åbnet op for de fire haner i ca. 10-40 min. inden første prøvetagning.
- **22-08-2014:** 2. prøvetagning
- **28-08-2014:** Der var problemer med strømfordelingsanlægget, hvilket medførte driftstop af anlægget omkring kl. 8
- **03-09-2014:** Strømforsyningen til anlægget kom i funktion igen, men CPU'en i monitoreringscomputeren/fjernstyringsanlæg (PLC) gik ned og anlægget blev derfor sat manuelt i gang for at undgå en længere periode med stillestående vand i anlægget. Anlægget blev sat i gang omkring kl. 15 med et flow på ca. 6 m³/time. Der var derfor stillestående grundvand i anlægget i seks dage
- **08-09-2014:** PLC'en kom i funktion igen
- **09-09-2014:** 3. prøvetagning. Der blev observeret sediment/udfældet jern i prøver udtaget ved oppumpning af 0,5-5,5 m³

Følgende procedure for prøvetagningen blev fulgt:

- Haneudmundinger blev afbrændt med gasbrænder og derefter blev hanerne åbnet for at lade vandet løbe i ca. 3-5 sek. Prøveflasker blev overfyldt med vand for at reducere mængden af ilt i prøven
- Prøve fra hane ved kold boring blev udtaget
- Prøve fra hane lige før varmeveksler blev udtaget
- Prøve fra hane lige efter varmeveksler blev udtaget
- Prøve fra hane før varm boring blev udtaget
- Flowretning blev vendt, så vandet løb fra varm boring mod kold boring med en flowrate på ca. 6 m³/time. Efter oppumpning af ca. 0,5, 1 og 1,5 m³ blev der udtaget prøver fra hane ved varm boring. Formålet var at udtage prøver af vandet lige omkring filteret i boringen
- Flowraten blev efterfølgende sat op til ca. 60 m³/time. Efter oppumpning af ca. 3,5, 5,5, 10,5 15,5, 23,5 og 33,5 m³ blev der udtaget prøver fra hane ved varm boring
- Flowretningen blev igen vendt så vandet løb fra kold boring til varm boring med en flowrate på ca. 6 m³/time
- Ca. 3 timer efter prøvetagning er slut blev de mikrobiologiske analyser igangsat i laboratoriet på DTU Miljø

Effekt af varmelagring, 22-09-2014 – 20-01-2015

Varmelagringsforsøgene bestod af fire prøvetagningsrunder i perioden 22-09-2014 til 20-01-2015, hvor den første runde var inden der blev injiceret opvarmet grundvand i den varme boring og de tre andre prøvetagningsrunder var efter varmelagring blev igangsat. DTU Miljø stod for prøvetagning og Enopsol stod for kontrol af flow undervejs i prøvetagningen:

- **19-09-2014:** Grundvandsflowet på anlægget blev sat op fra ca. 6 m³/time til 13,6 m³/time, da det blev vurderet at denne flowrate var sammenlignelig med en normal driftsflowrate anvendt under varmeinjektionsperioden. Flowet blev opjusteret tre dage inden første prøvetagningsrunde så eventuelle påvirkninger fra en flowændring ikke påvirkede analyserne
- **19-09-2014 - 22-09-2014:** PLC kom igen i funktion og anlægget blev styret automatisk

- **22-09-2014:** 1. prøvetagning. Der blev udtaget syv prøver til ATP-analyser, fem prøver til resterende mikrobiologiske analyser, tre prøver til kemisk analyser og der blev målt ilt, pH og ledningsevne
- **30-09-2014:** Procesvandssiden blev opvarmet og varmeveksleren blev sat i funktion så injektion af opvarmet grundvand i den varme boring blev påbegyndt
- **05-11-2014:** 2. prøvetagning. Varmeveksleren var i funktion. Der blev udtaget syv prøver til ATP-analyser, fem prøver til resterende mikrobiologiske analyser og der blev målt ilt, pH og ledningsevne. Flowretningen i anlægget gik fra kold til varm boring (siden 22-09-2014). Inden prøvetagningen blev startet, blev flowraten i anlægget sat op fra ca. 1,6 m³/time til ca. 5 m³/time for at opnå et tilstrækkeligt tryk på de vandhaner hvorfra prøverne blev udtaget
- **01-12-2014:** 3. prøvetagning. Der blev udtaget syv prøver til ATP-analyser, fem prøver til resterende mikrobiologiske analyser og der blev målt ilt, pH og ledningsevne.
- **20-01-2015:** 4. prøvetagning. Der blev udtaget syv prøver til ATP-analyser, fem prøver til resterende mikrobiologiske analyser og der blev målt ilt, pH og ledningsevne. Efterfølgende blev injektion af opvarmet grundvand i den varme boring stoppet

Følgende procedure for prøvetagningen blev fulgt:

- Til alle prøvetagningsrunder blev der forberedt glasprøveflasker til analyser som blev udført af DTU Miljø. Glasprøveflasker og tilhørende låg blev steriliseret ved syrevask efterfulgt af skylning med mille-Q-vand og til sidst glødning. Glasflasker blev glødet ved ca. 600 °C og låg ved minimum 140 °C i 7 timer. Sterile plasticprøveflasker blev leveret af ALS Denmark til analyser, som blev udført af ALS Denmark. Gasbrænder, flowcelle og tilhørende slanger blev medbragt
- Haneudmundinger blev afbrændt med gasbrænder og derefter blev hanerne åbnet for at lade vandet løbe i ca. 3-5 sek. Prøveflasker blev overfyldt med vand for at reducere mængden af ilt i prøven
- Slangen som forbinder hane til flowcelle blev rengjort inden felttur i 1% rodalon og blev efterfølgende skyllet med demineraliseret vand
- Prøve 1: Prøve fra hane ved kold boring blev taget til mikrobiologiske prøver, derefter kemiske prøver (kun 22-09-2014) og til sidst blev flowcelle med ilt-, pH- og ledningsevne-elektrode tilkoblet
- Prøve 2: Prøve fra hane lige før varmeveksler blev taget til ATP-analyse
- Prøve 3: Prøve fra hane lige efter varmeveksler blev taget til mikrobiologiske prøver og derefter blev flowcelle med ilt-, pH- og ledningsevne-elektrode tilkoblet
- Prøve 4: Prøve fra hane før varm boring blev taget til mikrobiologiske prøver og derefter blev flowcelle med ilt-, pH- og ledningsevne-elektrode tilkoblet
- Pumpe i kold boring blev stoppet for at ændre flowretning
- Pumpe i varm boring blev startet for at udtage grundvandsprøver fra den varme boring og i magasinet omkring. Grundvandet som blev pumpet op fra den varme boring blev bortledt via en brandslange, for at undgå at en evt. mikrobiologisk forurening omkring den varme boring ikke kontaminerer systemet opstrøms (ved kold boring, før veksler, efterveksler og før varm boring). Flowraten kunne ikke registres, da flowmåleren var placeret mellem kold boring og varmeveksler. Derfor tilsluttedes et vandur til brandslangen mens der blev pumpet fra varm boring, så det var muligt at registrere det oppumpede vandvolumen. Der blev pumpet ved ca. 8-12 m³/time
- 0,9 m³ fra varm boring: Prøve fra hane ved varm boring blev taget til ATP-analyse
- 1,3 m³ fra varm boring: Prøve fra hane ved varm boring blev taget til mikrobiologiske prøver, derefter kemiske prøver (kun 22-09-2014) og til sidst tilkobles flowcelle med ilt-, pH- og ledningsevne-elektrode
- 7,8 m³ fra varm boring: Prøve fra hane ved varm boring blev taget til ATP-analyse
- Flowraten blev sat op til ca. 40-70 m³/time
- 20,7 m³ fra varm boring: Prøve fra hane ved varm boring blev taget til ATP-analyse
- 22,3 m³ fra varm boring: Prøve fra hane ved varm boring blev taget til ATP-analyse
- 25,1 m³ fra varm boring: Prøve fra hane ved varm boring blev taget til ATP-analyse
- 26,6 m³ fra varm boring: Prøve fra hane ved varm boring blev taget til ATP-analyse
- 29,8 m³ fra varm boring: Prøve fra hane ved varm boring blev taget til ATP-analyse
- 31,3 m³ fra varm boring: Prøve fra hane ved varm boring blev taget til mikrobiologiske prøver, derefter kemiske prøver (kun 22-09-2014) og til sidst blev flowcelle med ilt-, pH- og ledningsevne-elektrode tilkoblet

- Efter endt prøvetagning blev flowretningen i anlægget vendt så vandet igen løb fra kold mod varm boring.

Bemærkninger til analyser og analyseresultater:

- **22-09-2014:** Ved udførsel af ATP-analyser blev der kun analyseret for frit-ATP for seks af prøverne (kold boring, efter veksler, før varm boring og 1,3, 29,8 og 31,3 m³ fra varm boring) og prøve efter oppumpning af 26,6 m³ fra varm boring blev sorteret fra pga. af reagens mangel.
- **05-11-2014:** Ved udførslen ATP-analyserne blev der ikke opnået et resultat for total ATP i prøve efter oppumpning af 26,6 m³ fra varm boring, da software ikke rapporterede data.
- **05-11-2014, 01-12-2014 og 20-01-2015:** Der blev observeret uorganiske partikler i vandet fra før varm boring.

Bilag 5 – Teknisk hygiejnisk anlægsgennemgang

Dette bilag gør rede for resultatet af Krügers teknisk hygiejniske gennemgang af køle-/varmeanlægget (ATES) ved Gartneriet Hjortebjerg gennemført 13-10-2014.

Ved den teknisk hygiejniske gennemgang blev der udpeget en række potentielle risikofaktorer der efterfølgende er blevet risikovurderet.

Vurderingen er gennemført som en kvalitativ risikoscreening med udgangspunkt i en vurdering af fejlrater og konsekvens.

Fejlraten er kategoriseret som angivet i tabel B5-1.

Tabel B5-1 Kategorier for fejlrater.

Kategori	Fejlrate
F1	> 10 år/fejl
F2	1 – 10 år/fejl
F3	< 1 år/fejl

På samme måde er de uønskede konsekvenser kategoriseret som angivet i tabel B5-2.

Tabel B5-2 Konsekvenskategorier.

Kategori	Konsekvens		
	Grundvand	Vandforsyning	Økonomi
K1	Lokal forurening af kortere varighed	Marginal påvirkning	< 50.000 kr
K2	Lokal forurening af længere varighed	Mindre påvirkning af ikke-kritiske parametre	50.000 – 500.000 kr
K3	Udbredt forurening	Betydelig påvirkning	> 500.000 kr

Risikofaktorer

Med udgangspunkt i den tekniske hygiejniske gennemgang har Krüger udpeget følgende 6 risikofaktorer.

- R1. Kontaminering af grundvandet med fremmede mikroorganismer
- R2. Kontaminering af grundvand med olie/rensemidler etc.
- R3. Kontaminering af grundvand som af følge af afsmitning fra materialer
- R4. Kontaminering af grundvand med vand fra varmtvandssystemet (sekundærsiden)
- R5. Jernudfældning i anlægget
- R6. Fejlbetjening af anlægget. Bevidst eller ubevidst

I det følgende gives en kort beskrivelse af de enkelte risikofaktorer og den tilhørende kategoriseringen ift. tabel B5-1 og B5-2.

R1. Kontaminering af grundvandet med fremmede mikroorganismer

Nedpumpning af vand til grundvandet kan medføre at kontaminering med mikroorganismer, der transporteres med denne vandstrøm. Mikroorganismene kan stamme fra overfladevand, der trænger gennem utætte rør eller være bakterier der vokser i det tekniske system.

Anlægget består af to pumpeinstallationer, der begge udført som ovenjordiske råvandsstationer (Figur B5-1). Begge installationer har prøvehaner og tætte kabelgennemføringer. Installationerne vurderes at være udført efter vandforsyningsstandard og som værende tekniske funktionelle.



Figur B5-1 Pumpestation.

Kategorisering: Fejlratekategori F2, Konsekvenskategori K1.
Kategoriseringen er uændret ved højere tilbageføringstemperatur.

R2. Kontaminering af grundvand med olie/reensemidler etc.

Nedpumpning af vand til akviferen kan medføre at olie/reensemidler fra de tekniske installationer fx pumper overføres via tilbageløbet til grundvandet.

Installationerne vurderes at være udført efter vandforsyningsstandard og som værende tekniske funktionelle.

Kategorisering: Fejlratekategori F1, Konsekvenskategori K1.
Kategoriseringen er uændret ved højere tilbageføringstemperatur.

R3. Kontaminering af grundvand som af følge af afsmitning fra materialer

Afsmitning fra materialer i kontakt med vandet kan medføre forurening af grundvandet (fx rør pakninger m.m.).

Installationerne vurderes at være udført ved brug af egnede materialer:

Kategorisering: Fejlratekategori F1, Konsekvenskategori K1.
Kategoriseringen er uændret ved højere tilbageføringstemperatur.

R4. Kontaminering af grundvand med vand fra varmtvandssystemet (sekundærsiden)

Primærsiden og sekundær varmekreds er adskilt af en varmeveksler (Figur B5-2), der kan være utæt. Derved muliggøres nedpumpning af vand fra sekundærsiden til akviferen. Anlægget er indrettet med en flowvagt med henblik på at overvåge om anlægget taber vand fra sekundærvarmekreds til primærvarmekreds. Det er dog usikkert om de driftsansvarlige i alle situationer vil opdage og reagerer på utætheder.

Vandet i sekundær varmekredsen er tilsat antiscalant for at modvirke korrosion. Sammensætningen af antiscalanten er ikke kendt, men vandet fra sekundærsiden er med sikkerhed ikke egnet som drikkevand. Sekundærsiden indeholder et betydeligt vandvolumen og det kan derfor påvirke sammensætningen af grundvandet lokalt.



Figur B5-2 Varmveksler.

Kategorisering: Fejlratekategori F2, Konsekvenskategori K2.
Kategoriseringen er uændret ved højere tilbageføringstemperatur.

R5. Jernudfældning i anlægget

Jernudfældning vil forekomme, hvis det oppumpede grundvand iltes i anlægget. Dette kan ske ved utætheder i rørene eller ved lokal grundvandssænkning der blottilægger filtret i boringen. Jernudfældning kan over tid forårsage tilstopninger, der kræver en omfattende rensning af anlægget.

Kategorisering: Fejlratekategori F2, Konsekvenskategori K1.
Kategoriseringen er uændret ved højere tilbageføringstemperatur.

R6. Fejlbetjening af anlægget (bevidst eller ubevidst)

Ved fejlbetjening kan anlæggets effektivitet reduceres. Konsekvensen af fejlbetjening vurderes at være overvejende økonomisk. Det er muligt ved en bevidst handling at pumpe kemikalier ned i grundvandet, men det vil næppe kunne foregå påagtigt i skadeligt omfang. Anlægget er sikret med lås og overvågning.

Kategorisering: Fejlratekategori F1, Konsekvenskategori K1.
Kategoriseringen er uændret ved højere tilbageføringstemperatur.

Risikovurdering

Risikovurdering anvender en risikomatrix som vist i Tabel B5-3. I matricen angiver den røde farve uacceptabel risiko, den gule farve væsentlig risiko og den grønne farve acceptabel risiko. Vurderingen af de 6 risikofaktorer er angivet i matricen.

Tabel B5-3 Matrix for risikovurdering.

		Konsekvens		
		K1	K2	K3
Fejlrate	F1	R2,R3,R6		
	F2	R1,R5	R4	
	F3			

Risikovurderingen viser at risikofaktor R1, R2, R3, R5 og R6 alle vurderes som værende acceptabel risiko.

Risikofaktoren R4. Kontaminering af grundvand med vand fra varmtvandssystemet (sekundærsiden) vurderes at udgøre en væsentlig risiko og det kan derfor være relevant at undersøge risikoreducerende tiltag.

Det bemærkes, at en øgning af tilbageføringstemperaturen ikke vil ændre den viste vurdering for nogle af de 6 risikofaktorer.

Bilag 6 – ATP-data

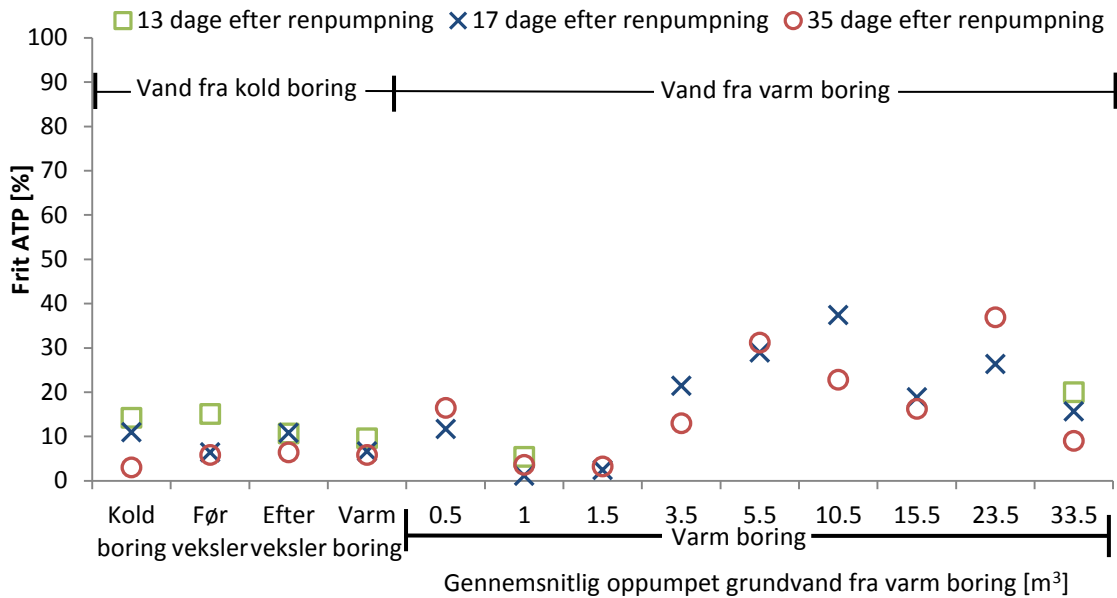
I dette bilag findes data for standardafvigelser for mikrobielt ATP, samt den relative mængde af frit ATP som blev målt i grundvandsprøverne. Disse data er opgivet for de prøver hvor det har været muligt at måle og/eller beregne.

Tabel B6-1 Standardafvigelser for mikrobielt ATP for mikrobiologisk stabilitetsforsøg, 18-08-2014 – 09-09-2014. Tallene angivet i "()" efter standardafvigelser er den procentvise afvigelse i forhold til den målte ATP-værdi.

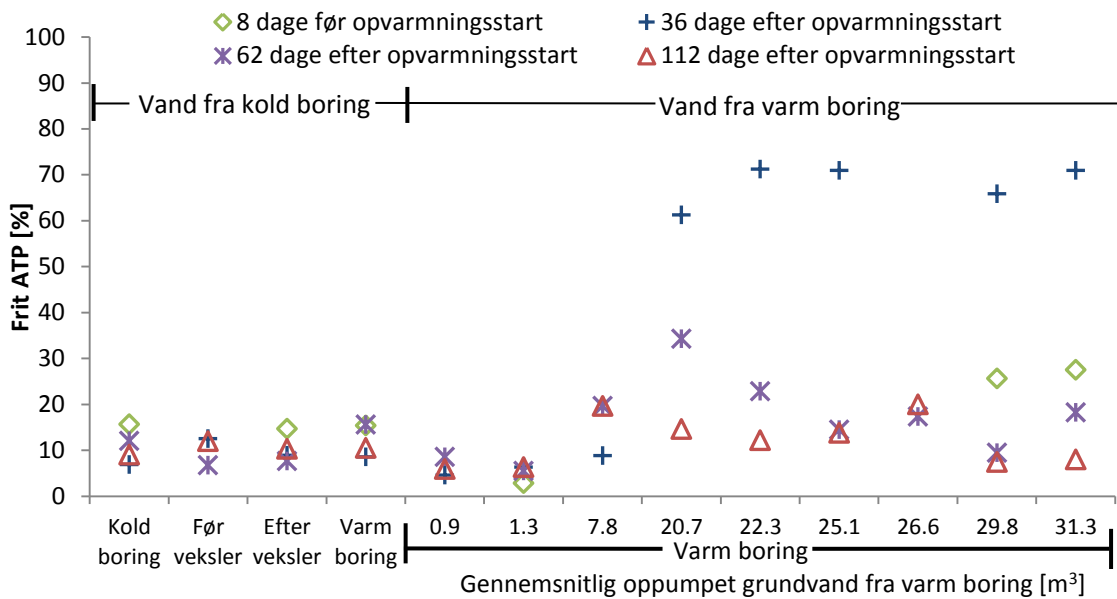
Standard deviation	13 dage efter renpumpning	17 dage efter renpumpning	35 dage efter renpumpning
Prøvested	[pg ATP/ml]	[pg ATP/ml]	[pg ATP/ml]
Kold boring	-	0,78 (14 %)	0,45 (8,6 %)
Før veksler	-	0,87 (16 %)	0,52 (8,4 %)
Efter veksler	-	0,77 (13 %)	0,52 (8,5 %)
Før varm boring	-	0,77 (12 %)	0,51 (7,9 %)
0,5 m ³ fra varm boring	-	0,86 (15 %)	2,45 (3,9 %)
1 m ³ fra varm boring	-	7,42 (4,4 %)	-
1,5 m ³ fra varm boring	-	9,06 (5,6 %)	4,37 (2,7 %)
3,5 m ³ fra varm boring	-	1,04 (2,1 %)	3,60 (6,7 %)
5,5 m ³ fra varm boring	-	5,04 (23 %)	2,78 (17 %)
10,5 m ³ fra varm boring	-	0,91 (10 %)	1,02 (12 %)
15,5 m ³ fra varm boring	-	0,87 (11 %)	0,82 (8,7 %)
23,5 m ³ fra varm boring	-	1,02 (19 %)	0,61 (16 %)
33,5 m ³ fra varm boring	-	0,88 (14 %)	0,56 (9,3 %)

Tabel B6-2 Standardafvigelser for mikrobielt ATP for varmelagringsforsøg, 22-09-14 – 20-01-2015. Tallene angivet i "()" efter standardafvigelser er den procentvise afvigelse i forhold til den målte ATP-værdi.

Standard deviation	8 dage før opvarmningsstart	36 dage efter opvarmningsstart	62 dage efter opvarmningsstart	112 dage efter opvarmningsstart
Prøvested	[pg ATP/ml]	[pg ATP/ml]	[pg ATP/ml]	[pg ATP/ml]
Kold boring	-	0,87 (4,9 %)	0,90 (14 %)	1,01 (26 %)
Før veksler	-	1,01 (12 %)	0,77 (10 %)	0,79 (21 %)
Efter veksler	-	0,78 (9,5 %)	0,75 (10 %)	0,64 (18 %)
Før varm boring	-	0,32 (3,5 %)	0,60 (5 %)	3,91 (17 %)
0,9 m ³ fra varm boring	-	2,09 (4,4 %)	1,51 (3 %)	2,34 (6,5 %)
1,3 m ³ fra varm boring	-	1,02 (3,5 %)	1,57 (5,1 %)	1,98 (9,3 %)
7,8 m ³ fra varm boring	-	1,57 (19 %)	0,69 (12 %)	1,44 (26 %)
20,7 m ³ fra varm boring	-	0,64 (14 %)	0,73 (21 %)	0,60 (21 %)
22,3 m ³ fra varm boring	-	0,71 (21 %)	0,56 (15 %)	0,53 (20 %)
25,1 m ³ fra varm boring	-	0,69 (19 %)	0,65 (18 %)	0,56 (18 %)
26,6 m ³ fra varm boring	-	-	0,63 (18 %)	0,54 (29 %)
29,8 m ³ fra varm boring	-	0,46 (9,3 %)	0,57 (15 %)	0,38 (14 %)
31,3 m ³ fra varm boring	-	0,48 (13 %)	0,76 (20 %)	0,24 (13 %)



Figur B6-1 Frit ATP i grundvandsprøver udtaget fra ATES-anlæg ved Gartneriet Hjortebjerg under stabilitetsforsøg, fra 18-08-2014 til 09-09-2014. Alle prøver havde samme temperatur.



Figur B6-2 Frit ATP i grundvandsprøver udtaget fra ATES-anlæg ved Hjortebjerg i forsøgsperioden fra 09-09-2014 til 20-01-2015.

Mikrobiologisk risikovurdering af øgede temperaturer i grundvandet ved ATES (Aquifer Thermal Energy Storage)

Naturstyrelsen
Haraldsgade 53
DK - 2100 København Ø
Tlf.: (+45) 72 54 30 00
www.nst.dk