



Miljø- og
Fødevareministeriet
Miljøstyrelsen

Vandløb påvirket af jordforurening

Tidslig variation i koncentration og vandføring

Miljøprojekt nr. 2050

November 2018



Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:

Sandra Roost, Orbicon A/S

Christine Bach, Orbicon A/S

Grégory Guillaume Lemaire, DTU Miljø

Anne Th. Sonne, DTU Miljø

Poul L. Bjerg, DTU Miljø

Gro Lilbæk, NIRAS

ISBN: 978-87-7038-005-8

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, som er finansieret af Miljøstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

Forord	4
Sammenfatning	5
Summary	11
1. Indledning	17
1.1 Baggrund	17
1.2 Formål	18
2. Konceptuel forståelsesmodel	20
2.1 Grundlag	20
2.2 Metode	20
2.3 Betydende faktorer	21
2.4 Den konceptuelle model	24
3. Vandløbsdata og forureningsflux	27
3.1 Vandføringsdata	27
3.2 Hydraulisk gradient	31
3.3 Forureningsflux	32
4. Erfaringer fra Grindsted Å	34
4.1 Grindsted by og Å – forurenede grunde	34
4.2 Fysiske forhold og vandføring i Grindsted Å	36
4.3 Potentialeforhold og grundvandsindsivning	38
4.4 Forureningsflux og opblanding i åen	40
4.5 Skæbne af grundvandsforureningen i Grindsted Å	43
5. Testlokaliteterne	46
5.1 Raadvad ved Mølleåen	46
5.2 Skjern ved Kirke Å	50
5.3 Lilleskovvej ved Brændholtafløbet	55
6. Resultater og databehandling	62
6.1 Vandføring og hydraulisk gradient	62
6.2 Koncentration og flux	75
6.3 Påvirkning fra dræn	85
7. Konklusion og anbefalinger	91
7.1 Konklusion	91
7.2 Anbefalinger	95
8. Referencer	99
Bilag A DTS til bestemmelse af indstrømningsområder i overfladevand	
Bilag B Seasonal variation of mixing distance and contaminant concentration in streams	
Bilag C Udvalgte resultater fra Lilleskovvej	

Forord

Denne rapport er resultatet af et projekt under Miljøstyrelsens Teknologiudviklingsprogram for jord- og grundvandsforurening. Region Hovedstaden er kontraktholder og er sammen med Region Midtjylland og Region Syddanmark medfinansierende af projektet. Projektet omhandler vandløb påvirket af en nærliggende jordforurening, herunder den tidlige variation i vandføring og koncentration af miljøfremmede stoffer fra lokaliteten i vandløbet.

Miljøstyrelsen har sammen med regionerne udarbejdet principper for regionernes screening af jordforureninger, der kan true overfladevand samt en tilhørende vejledning til den konceptuelle forståelse af screeningen og til bearbejdning af mere lokalitetsspecifikke data. Disse data bygger bl.a. på vandføringen og opblandet koncentration i vandløbet. I nærværende projekt er der over et år gennemført feltmålinger i 3 vandløb med henblik på at vurdere, hvor meget variationen i vandføringen betyder i forhold til de koncentrationer, som måles i vandløbene, samt hvor meget indflydelse selve forureningsfluxen fra lokaliteten, de fysiske forhold mv. har for de målte koncentrationer.

Målgruppen er professionelle aktører, som skal udføre vurderinger af, om der er en potentiel risiko for overfladevand fra en nærliggende forurennet lokalitet. Det vil sige regioner, rådgivende ingeniørfirmaer, kommuner m.fl.

Projektet er udført i samarbejde mellem de tre regioner, Miljøstyrelsen og DTU Miljø, som har udgjort projekt- og følgegruppen:

Jens Aabling, Miljøstyrelsen
Helle Overgaard, Region Hovedstaden
Anja Melvej, Region Midtjylland
Kristian Dragsbæk Raun, Region Syddanmark
Poul L. Bjerg, DTU Miljø
Sandra Roost, Orbicon A/S
Christine Bach, Orbicon A/S

Sammenfatning

Regionerne skal i henhold til Jordforureningsloven gennemføre en indsats på lokaliteter, som på grund af jordforurening udgør en risiko overfor nærliggende overfladevand. Miljøstyrelsen har udviklet et screeningsværktøj, som skal hjælpe regionerne med at identificere de lokaliteter, der udgør en potentiel risiko. Der er i 2015 igangsat et projekt, hvor resultaterne fra screeningsværktøjet blev testet i praksis. Dette projekt og flere andre projekter har bl.a. vist, at der henover en længere periode forekommer variation i de målte koncentrationer af miljøfremmede stoffer i vandløb, som ligger i nærheden af jordforureninger.

Der er derfor i nærværende projekt udvalgt tre vandløb, som ligger i nærheden af forurenede lokaliteter. Disse tre vandløb og lokaliteter er indgået i et års monitorering, som har bestået af udtagning af vandprøver fra vandløb og forureningsboringer samt vandføringsmålinger. Projektet er indledt med en udpegning af betydende faktorer, som kan anvendes til opstilling af en konceptuel model for vandløb og lokalitet. Derudover inddrages erfaringer fra undersøgelser ved Grindsted Å.

Hovedformålet med projektet er at vurdere, hvor meget vandføringen betyder i forhold til de koncentrationer, som måles i vandløbene, samt hvor stor indflydelse selve forureningsfluxen fra lokaliteten og de fysiske forhold har. Projektet har tre delformål:

- Opstilling af en generel konceptuel model med betydende faktorer for lokalitet og vandløb
- Monitorering i tre vandløb og lokaliteter med udførelse af feltmålinger over et år
- Bearbejdning af indsamlede data med henblik på at belyse, hvilke parametre, der har betydning for vurdering af den opblandede koncentration, herunder om det er variationen i vandføringen, forureningsfluxen og/eller andre betydende faktorer (tilløb, nedbør mm.).

Konceptuel model og betydende faktorer

Der er udpeget faktorer, der har betydning i forhold til forureningstransport fra lokaliteten til vandløbet samt de faktorer, som har indflydelse på vandføringen. De skal indgå i den konceptuelle model, som herefter kan danne grundlag for planlægning og gennemførelsen af en undersøgelse samt vurdering af den efterfølgende risiko fra lokaliteten over for det nærliggende vandløb.

Regnbetingede udløb vurderes både at kunne bidrage væsentligt til vandføringen i perioder med kraftig regn og have indflydelse på transport af forurening.

Tilstedeværelse af *rensningsanlæg og udledning af industrispildevand* vurderes ikke at have indflydelse på transporten af en forurening, medmindre dette sker langs ledningsnettet. Men som bidrag til vandføringen skal rensningsanlæg og industrispildevand indgå i den konceptuelle model.

Dræn skal indgå i den konceptuelle model i forhold til muligt bidrag til vandføringen og som potentiel transportvej for forureningen fra lokaliteten mod vandløbet.

Tilløb til vandløb, grøfter og lignende skal indgå i den konceptuelle model, såfremt de ligger opstrøms det område, hvor forureningsfanen forventes at sive ind i vandløbet og/eller i de tilfælde, hvor tilløbet bidrager væsentligt til vandføringen.

Ved opstilling af en konceptuel model, skal *fysiske faktorer* (såsom opstemning, sluser mm.) vurderes individuelt.

Erfaringer fra Grindsted Å

Grindsted Å er et typisk mellemstort til stort vandløb i den vestlige del af Danmark. Det er et grundvandsfødt vandløb. Der ligger to stærkt forurenede lokaliteter i nærheden af vandløbet. Det er Grindstedværket, der ligger 1.5 km nord for åen, og Grindsted gammel losseplads, som ligger 2 km syd for åen.

I Grindsted Å blev der observeret en stigning i vandstand og vandføring efter en periode med nedbør i oplandet. Vandføringen fortsatte dog med at falde markant fra juni til september hvert år, hvorimod vandstanden steg. Denne stigning viste sig at være sammenfaldende med en omfattende grødevækst i åen.

Indsivning af en forureningsfane blev lokaliseret vha. temperaturmålinger i vandløbsbunden kombineret med installering af piezometre. Herved var det muligt at kortlægge det hydrauliske potentiale i forskellige dybder (indsivningsmønsteret) samt vurdering af forureningsgraden vha. vandprøver fra piezometrene.

Ud fra vandprøvetagning i transekter på tværs af vandløbet blev zonen for fuld opblanding lokaliseret. Vandprøver herfra er efterfølgende anvendt til at beregne den samlede flux, som er opgjort til 1000 kg total PCE/år. Monitoringen i Grindsted Å viste, at det var vandføringen, som var afgørende for den opblandede koncentration, idet forureningsfluxen blev påvist til at være relativt konstant.

Betydningen af fortynding, nedbrydning og fordampning er endvidere undersøgt ved Grindsted. Monitoringen viste, at de flygtige stoffer langsomt fjernes fra vandløbet ved fordampning, mens de ikke-flygtige stoffer forbliver i vandløbet. For begge stofgrupper sker der en reduktion i koncentrationen pga. fortynding i vandløbet.

Testlokaliteterne

Der er udvalgt et type 3 vandløb på Sjælland (Mølleåen), et type 2 vandløb i Jylland (Kirkeå) og et type 3 vandløb på Fyn (Brændholtafløbet). I nærheden heraf ligger tre forurenede lokaliteter. De er udvalgt på grund af:

- Raadvad, Mølleåen:
 - Lokaliteten er en typisk industrigrund.
 - Ved lokaliteten er der betonkanter (observeret revner) og dræn, hvor forureningen formodes at strømme ind i åen.
 - Muligvis flere kildeområder.
 - Der er foretaget flere undersøgelser i Mølleåen (DTU) i forhold til forurening af overfladevand.
- Skjern, Kirkeå
 - Kirkeå formodes at være et grundvandsfødt vandløb, som minder meget om en mere simpel udgave af Grindsted Å.
 - Typisk forurenede lokalitet med klorerede opløsningsmidler som følge af et tidligere renseri.
 - Der er foretaget flere undersøgelser i Kirkeå i forhold til forurening af overfladevand.
- Lilleskovvej, Brændholtafløbet
 - Lokaliteten er en losseplads, hvor forureningen udgøres af BTEX og perkolat.
 - Der er mange dræn.
 - Lille sandsynlighed for påvirkning fra andre punktkilder.

Ved Raadvad blev der anvendt en eksisterende målestation, mens der i Skjern og ved Lilleskovvej blev opstillet nye målestationer. Der blev opstillet følgende monitoringsprogram:

- Raadvad:
 - Vandføringsmålinger ved Hovedløb og omløb hver måned (24 stk.)
 - Udtagning af 10 vandprøver i vandløb og 3 vandprøver fra boringer hver måned
 - Analyser for klorerede opløsningsmidler (156 stk.)
- Skjern:
 - Vandføringsmålinger ved stationen hver måned (12 stk.)
 - Udtagning af 10 vandprøver i vandløb og 2 vandprøver fra boringer hver måned
 - Analyser for klorerede opløsningsmidler (144 stk.)
- Lilleskovvej
 - Vandføringsmålinger ved stationen ca. hver anden måned (8 stk.) og i to dræn, når det var muligt (6 stk.)
 - Udtagning af 8 vandprøver i vandløb, 2 vandprøver fra boringer og 3-4 vandprøver fra drænhver måne
 - Analyser for barium, kulbrinter, BTEX og lossepladsperskolat (175 stk.)

Resultater

Hovedkonklusionerne på baggrund af databehandling efter 1 års monitoring ved tre vandløb og lokaliteter er vist i nedenstående:

Variation i vandføringen	• En øget vandføring kan give en øget vandstand. • En lavere vandføring har ikke samme indflydelse på vandstanden i vandløbene ved de tre lokaliteter. Ved Kirkeå er der tegn på, at grøde kan bevirke en øget vandstand. Derudover er vandstanden mere stabil ved Kirkeå, hvilket kan skyldes, at det er et grundvandsfødt vandløb. • Vandføringsmålinger i forbindelse med monitoringerne i de tre vandløb følger som udgangspunkt de døgnmidlede vandføringsmålinger fra målestationerne. Man skal dog være opmærksom, hvis der er stor spredning i vandføringsdataene inden for en bestemt periode. • En enkelt vandføringsmåling kan ikke stå alene. Den skal sammenlignes med døgnmidlede data fra en målestation for at få en indikation på, hvorvidt den målte koncentration i vandløbet på det pågældende tidspunkt er repræsentativ til vurdering af forureningsniveauet og dermed risikovurderingen.
Vandføring og medianminimumsvandføring	• På to af tre lokaliteter vurderes medianminimumsvandføringen, som anvendes til beregningerne i screeningsværktøjet at skulle reduceres, bl.a. ved at korrigere i forhold til oplandet. • Ved Raadvad er der betydende faktorer (opstemning og regulering), der gør, at her bør vælges en konservativ værdi for medianminimumsvandføringen. • Ved at ændre medianminimumsvandføringen i to vandløb, vil de døgnmidlede vandføringer i sommerperioden fortsat ligge under medianminimumsvandføringen.
Hydraulisk gradient mellem vandløb og boring	• Boringer placeret i umiddelbar nærhed af vandløbet kan anvendes til at vurdere gradienten mellem det terrænnære grundvand og vandløbet. • En positiv gradient kan indikere, at strømmingen af det terrænnære grundvand er mod vandløbet og dermed kan grundvandet bidrage med forurening, såfremt der er hydraulisk kontakt mellem grundvand

	og vandløb. • En negativ gradient viser, at vandspejlet for det terrænnære grundvand står lavere end vandspejlet i vandløbet. Dermed er der mindre sandsynlighed for udstrømning til vandløbet i dette område. • I Skjern var der store variationer hen over året i den hydrauliske gradient mellem den ene boring og Kirkeå. Der var tegn på hydraulisk kontakt mellem terrænnært grundvand og vandløb, hvilket kan være det, der afspejler variationen i gradienten hen over året. • I Raadvad var der ikke samme variation i den hydrauliske gradient. Den variation, som blev observeret i B202, skyldes sandsynligvis de geologiske forhold i boringen.
Variation i længden af blandingszonen	• Simulering af længden af blandingszonen på de tre lokaliteter viser, at der er en variation hen over året. • De simulerede længder af blandingszonen er i langt de fleste tilfælde længere end den beregningstekniske blandingszone på de tre lokaliteter.
Sammenhæng mellem vandføring og koncentration i vandløbet ved udsivning af forurening	• En lineær sammenhæng mellem koncentrationen ved fuld opblanding og vandføringen kan indikere en konstant tilførelse af forureningsmasse til vandløbet. Dette er vist dels ved Kirkeå og ved Brændholtfløbet, dog ikke for jern. • En ikke lineær sammenhæng kan skyldes andre bidrag med samme stoffer, f.eks. andre hot spot. Det kan også skyldes en "forstyrrelse" af de hydrauliske systemer ved tilløb eller lignende. Dette er vist ved Raadvad.
Forureningsflux ved fuld opblanding	• Der er ikke umiddelbart sammenhæng mellem forureningsflux i boringen og den estimerede forureningsflux i Mølleåen, hvilket kan skyldes, at den er en del af et større system, som er opstemmet og reguleret. Det vil sige et ikke naturligt system. • Der er en tendens til en sammenhæng mellem fluxen i Kirkeå og den hydrauliske gradient mellem B202 og vandløbet. Et fald i gradientforskellen over forår og sommer, giver et fald i fluxen for VC. Dette kan skyldes en periode med mindre infiltration/indsivning, hvorved udvaskning fra lokaliteten bliver mindre. • Variationen i fluxen i vandløbet er i høj grad styret af variationen i vandføringen i mindre vandløb, som påvirkes af nedbøren, f.eks. Brændholtfløbet • De udvalgte koncentrationer ved fuld opblanding, kan anvendes til at estimere fluxen.
Påvirkning fra dræn	• Et dræns påvirkning af et vandløb afhænger af forureningsfluxen (koncentration og vandføring) i drænet. Som oftest løber der meget lidt vand i drænet, sammenlignet med vandføringen i vandløbet, hvilket betyder at et dræns påvirkning af et vandløb stort set er negligabelt pga. fortynding. • På lokaliteterne Lilleskovvej og Skjern har det vist sig, at påvirkningen fra dræn er meget begrænset. I Skjern, hvor undersøgelser indikerer, at forureningen indstrømmer via grundvandet gennem vandløbsbunden, har drænet ingen betydning. På Lilleskovvej tyder det på, at dræn 3 kun påvirker vandløbet under ekstrem lav vandføring. Her vurderes det, at det primært er perko-latudsivningen fra brinken, der påvirker vandløbet.

Konklusion og anbefalinger

Projektet har vist en variation i vandføringen hen over året samt, at denne variation kan have indflydelse på den opblandede koncentration.

Generelt er vandføringerne lavest i sommerperioden, hvor en sammenligning med døgnmidlede vandføringer viser, at det er i denne periode, at der er mindst spredning af data inden for en måned. Dog skal man være opmærksom på perioder med kraftig nedbør ved vandløb, som påvirkes meget heraf, f.eks. lavvandede vandløb.

Vandprøver, som repræsenterer fuld opblanding kan anvendes til vurdere, hvorvidt vandløbet påvirkes af en konstant forureningsflux. En lineær sammenhæng mellem den opblandede koncentration og den reciprokke værdi af vandføringen kan indikere en konstant flux, og at det dermed hovedsageligt er vandføringen, som er afgørende for den opblandede koncentration i vandløbet. En ikke lineær sammenhæng kan skyldes fysiske faktorer (opstemning og tilløb fra omløbet), flere hot spot, naturlig nedbrydning mm.

De indsamlede vandføringsdata og vandkoncentrationer fra dræn ved Kirkeå og Brændholtafløbet tyder ikke på, at bidrag fra dræn har nogen betydning for variationen i den opblandede koncentration i vandløbene.

Sammen med konklusionerne i nærværende projekt og tidligere projekter omkring lokaliteter, som potentielt kan udgøre en risiko for nærliggende overfladevand, er der opstillet følgende anbefalinger:

- Bearbejdet screening:
 - Medianminimumsvandføringen i screeningsværktøjet bør så vidt muligt vurderes i forhold til nærliggende målestationer.
- Forarbejde forud for en undersøgelse:
 - Der skal udpeges faktorer, der har betydning for forureningstransport og for vandføring.
 - Der bør opstilles en konceptuel model, hvor de betydende faktorer inddrages.
- Feltundersøgelse:
 - Feltundersøgelsen kan bygges op i tre step
 1. Bidrag fra forurenede lokaliteter (Vandprøver i vandløb)
 2. Fuld opblanding (Transekt)
 3. Vurdering af flux (Gentagne prøvetagninger)
 - Vandprøvetagning skal ske i de perioder med lavest vandføring, hvilket typisk er i sommerperioden.
 - Det skal noteres, hvorvidt der under eller inden prøvetagningen har været ekstrem nedbør.
 - Det bør noteres, hvorvidt vandløbet har meget lille vandføring og tendens til at være tørlagt.
 - Vandprøvetagningen skal suppleres med en vandføringsmåling i vandløbet.
 - Ved tilstedeværelse af dræn, tilløb eller andet bør der udtages vandprøver direkte i drænet/tilløbet samt lige ved udløb til vandløbet samt vandføringsmåling i drænet.
- Bearbejdning af data efter feltundersøgelse:
 - Der skal indhentes data om døgnmidlede vandføringer, såfremt det er muligt. Det skal vurderes, hvorvidt den konkrete vandføringsmåling ligger under

eller over de døgnmidlede vandføringer samt om den er udført i en periode med stor spredning i de døgnmidlede data.

- På baggrund af de døgnmidlede vandføringer og den konkrete vandføring skal det vurderes, hvorvidt vandprøven er udtaget i en "worst case" situation.
- Vandprøver i transekt vurderes i forhold til fuld opblanding. Såfremt der er fuld opblanding skal det vurderes, om der er lineær sammenhæng mellem den opblandede koncentration og den reciprokke værdi for vandføringen. Er dette tilfældet, kan fluxen for stoffet bestemmes. Er det ikke tilfældet skal andre årsager til en ikke konstant flux kortlægges. Dette kræver flere målinger.
- Hvis der er dræn med mistanke om bidrag med miljøfremmede stoffer til det pågældende vandløb, kan en vandføringsmåling og en vandprøve fra drænet være med til at vurdere, hvorvidt drænet bidrager væsentligt til forureningen i vandløbet.

Summary

In reference to the Contaminated Soil Act are the Danish Regions perform an action on sites considered to pose a risk, due to soil contamination, towards nearby surface water bodies. The Danish Environmental Protection Agency has developed a screening tool to assist the Danish Regions in identifying contaminated sites that pose a potential risk. In 2015, a project was launched in order to perform practical tests of the screening tool. The results of the project and several other projects have shown that the measured concentration of substances foreign to the natural environment in streams adjacent to soil contamination will differ through a longer period.

Three streams adjacent to contaminated sites have therefore been selected for the current project. The three streams and sites have been monitored for a year, which includes water sampling from streams and contaminated wells and stream discharge measurements. The preliminary work was performed by identifying influencing parameters, which can be used for constructing a conceptual model of streams and sites. Experiences from site investigations at Grinsted Å are added.

The main objective of the project is to assess how great an influence the stream discharge have on the concentrations measured in the streams and how great an influence the actual contamination flux from the site and the physical parameters have. The project has three subsidiary objectives:

- Production of a general conceptual model with parameters influencing sites and streams.
- Monitoring three streams and sites including field investigations for a year
- Processing of collected data in order to enlighten which parameters that affects the assessment of the mixed concentration, and if it is the variation in stream discharge, contamination flux and/or other significant factors (inlets, precipitation etc.)

Conceptual model and significant parameters

Parameters that influences the contamination flux from the site to the stream and the parameters that affects the stream discharge have been identified. They are to be part of the conceptual model, which thereby will form the framework for organizing and implementing of site investigations and thus evaluation of the following risk from the site with respect to the nearby stream.

Streams restricted by precipitation is believed to contribute significantly to the stream discharge in periods of heavy precipitation and to be influencing the contamination flux.

The presence of *treatment plants and discharge of industrial wastewater* are not considered to have an impact on the transportation of contamination, unless this is occurring along pipes. But treatment plans and industrial wastewater have to be part of the conceptual model as a contribution to the stream discharge.

Drains have to be part of the conceptual model as possible contribution to the stream discharge and as potential transportation route of contamination from the site to the stream.

Inlets, ditches and the like must be included in the conceptual model, in case they are located upstream in the area where the contamination plume is expected to seep into the stream and/or in cases where the inlet contributes significantly to the stream discharge.

All physical parameters (like dams, canal locks etc.) must be evaluated individually during conceptual modelling.

Experiences from Grindsted Å

Grindsted Å is a typical medium to large stream in the western part of Denmark. The stream is groundwater bound. Two highly contaminated sites are located adjacent to the stream. It is Grindstedværket located 1.5 km north of the stream and old Grindsted landfill located 2 km south of the stream.

A rise in the watertable and stream discharge of Grindsted Å was observed after a period of precipitation in the catchment area. The stream discharge continued to decrease significantly from June to September every year, whereas the watertable increased. This increase turned out to coincide with comprehensive mussel growth in the stream.

Seepage from a contamination plume was localized using temperature measurements at the streambed combined with installing of piezometers. Hence, mapping of the hydraulic potential in various depths (seepage pattern) and evaluation of the degree of contamination using watersamples from piezometers was possible.

The zone of full mixing was localized from watersampling in transections across the stream. Wherefrom, watersamples were then used for calculating the flux of 1000 kg total PCE/year. Monitoring in Grindsted Å showed that the stream discharge was crucial for the mixed concentration, as the contamination flux was proven relatively constant.

Furthermore is the impact of dilution, degradation and evaporation investigated at Grindsted. The monitoring showed that volatile substances are removed slowly from the stream by evaporation, while non-volatile substances remain in the stream. Both substance groups are reduced in concentration in the stream due to dilution.

The test sites

A type 3 stream on Sjælland (Mølleåen), a type 2 stream in Jylland (Kirkeå) and a type 3 stream on Fyn (Brændholtafløbet) have been selected. Adjacent to the sites are three contaminated sites. They have been chosen due to:

- Raadvad, Mølleåen:
 - The location is a typical industrial site
 - There are concrete barriers (cracks observed) and drains at the site, where the contamination is believed to flow into the stream.
 - Possibly multiple hotspots
 - Several investigations related to surface contamination have been made in Mølleåen (DTU).
- Skjern, Kirkeå:
 - Kirkeå is believed to be a groundwater bound stream, which reminds a lot more of a simple version of Grindsted Å.
 - Typical contaminated site with chlorinated solvents from a former drycleaner.
 - Several investigations related to surface contamination have been made in Kirkeå.
- Lilleskovvej, Brændholtafløbet:
 - The site is a landfill, where the contamination is constituted by BTEX and leachate.
 - There are many drains.
 - Little probability of impact by other hotspots.

One preexisting monitoring station was used at Raadvad, while at Skjern and Lilleskovvej new monitoring stations were established. The following monitoring campaign was defined:

- Raadvad:
 - Stream discharge measurements at the mainstream fairway and stream circulation every month (24 pcs.)
 - Sampling of 10 water samples in streams and 3 water samples in wells every month
 - Analysis of chlorinated solvent (156 pcs.)
- Skjern:
 - Stream discharge measurements at the station every month (12 pcs.)
 - Sampling of 10 watersamples I streams and 2 watersamples in wells every month
 - Analysis of chlorinated solvents (144 pcs.)
- Lilleskovvej:
 - Stream discharge measurements c. every second month at the station (8 pcs.) and two in drains, when possible (6 pcs.)
 - Sampling of 8 water samples in streams, 2 water samples from wells and 3-4 water samples from drains every month
 - Analysis for barium, hydrocarbons, BTEX and landfill leachate (175 pcs.)

Results

The following shows the main conclusions based on dataprocessing after 1 year of monitoring at three streams and sites:

Variation in stream discharge	• An increased stream discharge can give an increased watertable. • A lower stream discharge do not have the same impact on the watertable in the streams at the three sites. At Kirkeå it indicates, that mush growth can result in a rising watertable. The watertable is furthermore steadier at Kirkeå, which could be due to the stream being groundwater bound. • Stream discharge measurements, from monitoring in the three streams, are basically following the daily mean discharge measurements from the measuring stations. However, attention has to be payed if there is a great spread in stream discharge data within a period. • One single stream discharge measurement cannot stand alone. It has to be compared with daily mean data from a monitoring station, in order to get an indication whether the measured concentration in the stream, at a given time, is representative for evaluation of the contamination level and thereby the risk assessment.
Stream discharge and medianminimum discharge	• It is evaluated that the medianminimum discharge used in the calculations at two out of three sites is to be reduced in the screening tool, among others, by adjustment in relation to the hinterland. • At Raadvad significant parameters (damming and regulation) exist, which causes the selection of a conservative value for the medianminimum discharge. • The daily mean discharge in summer time will remain under the medianminimum discharge by changing the medianminimum discharge in two streams.
Hydraulic gradient between stream and well	• Wells placed immediately adjacent to the stream can be used for assessing the gradient between the near surface groundwater and the stream. • A positive gradient can indicate that the discharge of the near surface groundwater is toward the stream and thereby, the groundwater contribution to the contamination, that is, if there is a hydraulic contact between

	groundwater and stream. • A negative gradient shows that the watertable of the near surface groundwater is lower than the watertable in the stream. Hence, there is a lower probability for discharge to the stream in this area. • There were great variations in the hydraulic gradient during the year between the one well and Kirkeå in Skjern. There were signs of hydraulic contact between near surface groundwater and stream, which could be what, is reflected in the gradient during the year. • The same variation in the hydraulic gradient did not show in Raadvad. The variation observed in B202, was probably caused by the geological setting in the well.
Variation of the length of the mixing zone	• Simulations of the length of the mixing zone on the three localities show that there are variations during the year. • The length of the mixing zone is in most cases longer than the calculated mixing zone at the three sites.
Relationship between stream discharge and concentration in the stream by seeping contamination	• A linear coherence between concentration at full mixing and stream discharge could indicate a constant addition of contamination mass to the stream. This is evident at both Kirkeå and Brændholtafløbet, not for Iron tough. • A non-linear coherence could be caused by another contribution with the same components, e.g. other hotspots. It could also be caused by a "disturbance" of the hydraulic systems by inlet or similar. This is shown at Raadvad.
Contamination flux at full mixing	• There are no apparent coherency between the contamination flux in the well and the estimated contamination flux i Mølleåen, which might be due to, that part of the stream being a part of a bigger system, which is dammed and regulated. I.e. it is not a naturel system. • There is a coherency trend between the flux in Kirkeå and the hydraulic gradient between B202 and the stream. A smaller difference of the gradient in spring and summer gives a reduced flux of VC. It might be caused by a period of less infiltration/seepage, whereby leaching from the sites becomes smaller. • The variation of the flux in the stream is highly controlled by the variation in stream discharge in minor streams, which is affected by precipitation, e.g. Brændholtafløbet. • The selected concentrations at full mixing can be used for estimating the flux.
Impact from drains	• The impact of a drain on a stream depends on the contamination flux (concentration and stream discharge) in the drain. The discharge in drains are often very small, compared to discharge in streams, which means that the impact of a drain on a stream is mostly negligible due to dilution. • It is showed at the sites Lilleskovvej and Skjern that the impact of drains are very limited. The drain is insignificant in Skjern, where the investigation indicates that the contamination enters the streambed through the groundwater. At Lilleskovvej it suggests, that drain 3 only affects the stream under extremely low stream discharge. Here, it is evaluated that the primary impact on the stream is from leachate-seepage from the brink.

Conclusions and recommendations

The project has shown a variation in stream discharge during the year and that this variation can have an influence on the mixed concentration.

The stream discharge is in general lowest in summertime, where a comparison of daily mean discharges shows that it is in this period, where the spreading of data within a month is smallest. However, one has to pay attention to periods of heavy precipitation at streams, which is highly affected by this, e.g. shallow streams.

Water samples, which represents full mixing, can be used in evaluating whether the stream is affected by a constant contamination flux. A linear coherency between the mixed concentration and the reciprocal value of stream discharge can indicate a constant flux and thus the main impact on the mixed concentration in the stream is the stream discharge. Physical parameters (damming and inlet from the stream circulations), several hotspots, nature degradation and more could cause a non-linear coherency.

The collected stream discharge data and water concentrations from drains at Kirkeå and Brændholtafløbet do not suggest that contributions from drains have any impact on the variation of the mixed concentration in the streams.

The following recommendations are listed along with the conclusion of present project and previous projects at sites, which potentially pose a risk for adjacent surface waterbodies:

- Processed screening:
 - Medianminimum discharge in the screening tool should be evaluated in relation to nearby measuring stations, if possible.
- Preliminary before an investigation:
 - Parameters influencing contamination transport and stream discharge should be identified.
 - A conceptual model including significant parameters should be constructed.
- The field investigation:
 - The field investigation can be designed in three steps
 1. Contribution from contaminated locality (water samples in streams)
 2. Full mixing (Transections)
 3. Evaluation of flux (repeating sampling)
 - Water sampling should be performed in times of lowest stream discharge, typically summertime.
 - It must be noted whether extreme precipitation has occurred under or before sampling.
 - It should be noted whether the stream discharge is very low and tends to be dry.
 - Water sampling should be supplemented by a stream discharge measurement.
 - Water sampling should be performed directly in the drain/inlet and right at the inlet to the stream along with discharge measurement in the drain, at the presence of drains, inlets or others.
- Data processing post field investigation:
 - Data on daily mean discharges must be gathered, if possible. It must be assessed whether the specific stream discharge measurement is above or below the daily mean discharge and whether it has been performed in a period with great spreading in the daily mean data.

- It must be evaluated based on daily mean discharges and specific stream discharge, whether the water sampling has been carried out in a “worst case” situation.
- Water samples from transects are assessed in relation to full mixing. It must be assessed whether there is a linear coherency between the mixed concentration and the reciprocal value for stream discharge, if there is full mixing. The flux of the substance can be determined, if this is the case. Other reasons for a non-constant flux must be mapped, if this is not the case. This requires several measuring campaigns.
- If there is a suspected contribution of environmentally foreign substances from a drain to the current stream, then it can be evaluate whether a drain contributes considerably to the contamination of the stream using a stream discharge measurement and a water sample from the drain.

1. Indledning

Flere undersøgelser har vist, at der henover en længere periode forekommer variation i de målte koncentrationer af miljøfremmede stoffer i vandløb, som er påvirket af jordforureninger. Den tidlige variation i vandføring kan sandsynligvis have indflydelse på, hvilke koncentrationer af miljøfremmede stoffer, der måles i vandløb. Derudover er det muligt, at der også er andre faktorer, som spiller ind i forhold til den opblandede koncentration i vandløbet såsom nedbør, forureningsflux, tilløb mv. Disse variationer og faktorer har dermed en betydning, når regionerne skal undersøge forurenede lokaliteters påvirkning af nærliggende vandløb, herunder hvordan prøvetagningerne gennemføres og hvornår, det er det optimale tidspunkt. Variationen i vandføring og den opblandede koncentration samt betydende faktorer er undersøgt i nærværende projekt.

Der er udvalgt tre vandløb i Danmark, som ligger i nærheden af forurenede lokaliteter. I disse vandløb og på en nærliggende lokalitet er der gennemført et års monitoring. Der er udtaget vandprøver fra vandløb samt borer, der dels er placeret på de forurenede lokaliteter og dels i nærheden af vandløbet, hvor en mulig forureningsfane forventes at sive ind i vandløbet. Samtidig med prøvetagningen, er der foretaget vandføringsmålinger.

Rapporten beskriver grundlaget for udvælgelse af lokaliteterne, herunder en konceptuel model for lokaliteten og vandløb, strategien for monitoring, databehandling, resultater og anbefalinger. Derudover inddrages erfaringer fra lignende undersøgelser ved Grindsted Å.

1.1 Baggrund

Regionerne skal i henhold til Jordforureningsloven gennemføre en indsats på lokaliteter, som på grund af jordforurening udgør en potentiel risiko overfor nærliggende overfladevand. Denne indsats koordineres med indsatsprogrammet i vandplanerne samt i naturplanerne, hvilket er fastlagt i Bek. nr. 1552 af 17/12/2013 "Bekendtgørelse om fastlæggelse af indsatsområder for den offentlige indsats over for forurenede jord". Regionerne skal udpege de lokaliteter, som vurderes at være potentielt overfladevandstruende. Resultaterne bliver herefter tilgængelige for vandplanernes basisanalyse samt tilstandsvurdering vedrørende vandplanerne og naturplanerne for 2021.

Miljøstyrelsen har udviklet et screeningsværktøj til at screene alle kortlagte lokaliteter for at identificere de potentielt overfladevandstruende forureninger. Værktøjet indeholder foruddefinerede standardparametre, som danner grundlaget for den første automatiske screening. Regionerne har mulighed for at gennemføre en bearbejdet screening på baggrund af lokalitetsspecifikke data såsom koncentrationer, vandføring mm.

Der blev i 2015 igangsat et projekt under Miljøstyrelsens Teknologiudviklingspulje (Miljøstyrelsen, 2016), hvor resultaterne fra den bearbejdede screening blev testet i praksis ved bl.a. udtagning af vandprøver i vandløb nær forurenede lokaliteter med klorerede opløsningsmidler suppleret med måling af den aktuelle vandføring. Det viste sig, at selv om vandføringsmålingerne blev gennemført i sommerperioden, lå målingerne flere steder langt fra de forventede medianminimumsvandføringer, som anvendes i screeningen. Projektet omfattede ikke evt. variation af den opblandede koncentration i vandløbet henover året, herunder hvilke faktorer der har indflydelse på denne variation.

1.2 Formål

Hovedformålet med projektet er at vurdere, hvor meget den tidlige variation i de målte koncentrationer i vandløb betyder for den efterfølgende risikovurdering. Derudover er formålet at vurdere, hvor meget vandføringen betyder i forhold til de koncentrationer, som måles i vandløbene, samt hvor stor indflydelse selve forureningsfluxen fra lokaliteten og de fysiske forhold har. Herigennem skal det være muligt at komme med anbefaling til tidspunkt og placering, når der skal udtages vandprøver i vandløb. Derudover skal der opstilles anbefalinger til vurdering af resultaterne, som kan anvendes i forbindelse med bearbejdede screeninger og risikovurderinger.

Projektet har tre delformål:

Delformål 1: Opstilling af en generel konceptuel model for lokalitet og vandløb, herunder udpegnung af betydende faktorer i forhold til forureningsspredning og opblanding i vandløbet.

Delformål 2: Monitoring i tre vandløb og lokaliteter med udførelse af feltmålinger over et år. Der udtages vandprøver fra vandløb og fra borerer placeret i nærheden af vandløbet og på lokaliteten, og der udføres vandføringsmålinger. Derudover er DTS (Distributed Temperature Sensing) testet som metode til at identificere områder med signifikant grundvandsindstrømning.

Delformål 3: Bearbejdning af indsamlede data med henblik på at belyse, hvilke parametre, der har betydning for vurdering af den opblandede koncentration, herunder om det er variationen i vandføringen, forureningsfluxen og/eller andre betydende faktorer (tilløb, nedbør mm.). Derudover skal de indsamlede data anvendes til simulering af længden af blandingszonen. På baggrund heraf udarbejdes anbefalinger til prøvetagning i forbindelse med feltundersøgelser samt input og anbefalinger til den efterfølgende risikovurdering.

I projektbeskrivelsen var der lagt op til, at der skulle opstilles scenarier, som beskriver hvilke forhold, der skal tages højde for, når en lokalitets potentielle risiko over for vandløb skal vurderes. Scenarierne skulle bl.a. omfatte størrelse af vandløbene og vandføringen, nærliggende vandindvinding, dræn/drænede arealer, tilløb fra spildevandsanlæg, grundvandsfødt eller ej, grøde, faktiske forhold såsom tilløb mv. Der er i projektet opstillet en generel konceptuel model, som beskriver betydende faktorer i forhold til spredning af forurening og i forhold til påvirkning af opblandingen i vandløbet (dræn, tilløb mm.). Der er på baggrund af den generelle konceptuelle model, opstillet en model for hver af de tre testlokaliteter, som viser, hvorledes den konkret kan anvendes.

I forbindelse med feltarbejdet blev der i projektbeskrivelsen lagt op til, at der skulle installeres fluxsamplere i bunden af vandløbene med henblik på at måle strømningsretningen og forureningsfluxen mod vandløbet. Denne aktivitet blev ikke gennemført, da erfaringer fra andre projekter viste, at der ikke ville kunne opnås de ønskede data for den indstrømmende flux.

Efter igangsættelse af nærværende projekt, blev der igangsat et sideløbende projekt, hvor formålet var at identificere og kvantificere grundvandsindstrømningen til overfladevand ved brug af temperatur som tracer. Der blev gennemført målinger med DTS (Distributed Temperature Sensing) og udført vertikale sediment-temperaturprofiler. Resultaterne er vedlagt i bilag A og indarbejdet i hovedrapporten.

Rapporten er bygget op således:

- Afsnit 2: Beskrivelse af betydende faktorer for spredning af forurening og opblanding i vandløb. Dette er samlet i en konceptuel model med en beskrivelse af, hvordan den skal anvendes.
- Afsnit 3: Her er der en kort beskrivelse af de metoder og data, der anvendes i forhold til bestemmelse af vandføringen.
- Afsnit 4: Udvalgte erfaringer fra undersøgelser ved Grindsted Å.
- Afsnit 5: Beskrivelse af de enkelte testlokaliteter, herunder tidligere undersøgelser, resultater fra DTS til bestemmelse af indstrømningsområder, målestationer, monitoringsprogram mv.
- Afsnit 6: Indeholder resultater og databehandling. Der er først set på de hydrauliske data omkring variation i vandføring, vandstand og hydraulisk gradient. Derefter er resultaterne fra vandprøverne udtaget i vandløbene og boringerne inddraget, herunder variation i den opblandede koncentration, forureningsflux, længde af blandingszone og påvirkning fra dræn/tilløb mv.
- Afsnit 7: Konklusion og anbefalinger til prøvetagning samt bearbejdet screening og risikovurdering.

2. Konceptuel forståelsesmodel

I afsnittet gennemgås og beskrives de faktorer, som kan have indflydelse på en forurenings-transport til et vandløb og de hydrauliske forhold i et vandløb. Det vil sige faktorer, som har indflydelse på den opblandede koncentration fra en forureningsfane, der siver ind i vandløbet.

2.1 Grundlag

Grundlaget for udarbejdelsen af den generelle konceptuelle model har været en gennemgang af tidligere undersøgte lokaliteter, som ligger i nærheden af vandløb (Miljøstyrelsen, 2016). Det er vurderet, hvad der har været betydende faktorer på de enkelte lokaliteter og deres betydning i forhold til den konceptuelle forståelse af opblandingen af forureningen i vandløbet.

Modellen skal i forbindelse med en undersøgelse opdateres efter de lokale forhold omkring en konkret lokalitet. Den kan indgå som en del af vurderingen af bidrag til vandløbet og efterfølgende risikovurdering. Modellen kan også anvendes i forbindelse med oplæg til forureningsundersøgelse i og omkring vandløbet.

Den konceptuelle model er afprøvet i forhold til de tre lokaliteter, som indgår i nærværende projekt. De tre lokaliteter repræsenterer forskellige betydende faktorer i modellen. Dette er nærmere beskrevet i afsnit 5.

2.2 Metode

Datamaterialet stammer fra en gennemgang af 28 vandløbsstrækninger, der har været besøgt og undersøgt i forbindelse med Miljøprojekt 1846 (Miljøstyrelsen, 2016). Undersøgelserne, i form af vandprøvetagning i vandløbene, er udført på de strækninger i vandløbene, hvor en indstrømning fra en eventuel forureningsfane forventes at kunne ske. De 28 undersøgte strækninger er i gennemsnit 850 meter, men varierer individuelt mellem 250 og 1.600 meter. Datamaterialet bygger primært på besigtigelser i forbindelse med prøvetagningen i vandløbene. Desuden er Miljøportalens oplysninger om placeringen af regnbetingede udløb (inkl. overløbsbygværker) og rensningsanlæg mm. samt luftfotografier anvendt.

Gennemgangen er foretaget med udgangspunkt i følgende:

Betydende faktorer for vandføringen:

- Mulige bidrag til vandføringen: Regnbetingede udløb, rensningsanlæg, dræn, indstrømning af grundvand mv.
- Fysiske forhold i vandløbet: Opstemninger, betonkanter, rørlægninger mv.

Betydende faktorer for forureningstransport:

- Mulige transportveje: Grundvand eller rørledninger (kloak, dræn mv.)

2.3 Betydende faktorer

I nedenstående afsnit er der foretaget en gennemgang af de faktorer, der har betydning i forhold til forureningstransport fra lokaliteten til vandløbet samt de faktorer, som har indflydelse på vandføringen. Nogle af faktorerne har indflydelse på begge dele, mens andre faktorer udelukkende bidrager til vandføringen. Bidrag til vandføringen kan på lokal skala (inden for få hundrede meter fra en forureningsfane eller punktkilde) være vigtige faktorer for opblandingen af forureningsfanen i vandløbet, idet de bidrager med "rent" vand til vandløbet.

2.3.1 Regnbetingede udløb

Regnbetingede udløb er udløb fra kloaksystemet som følge af regn. Der kan enten være tale om separate regnvandsudløb eller fælleskloakerede udløb. Ved separate regnvandsudløb er det afstrømning af regnvand fra befæstede arealer. Ved fælleskloakerede udløb er vandet en blanding af spildevand og afstrømmet regn fra befæstede arealer. Udledning fra fælleskloakerede udløb sker under kraftig nedbør, hvor kapaciteten af kloakledningen overskrides. En blanding af regnvand og spildevand ledes så via en brønd/overløbsbygværk eller et bassin videre til et vandløb. Udledning fra separate regnvandsudløb sker hver gang det regner, men vandet ledes som oftest via et regnvandsbassin, inden det ender i et vandløb. Der er omkring 20.000 regnbetingede udledningspunkter i Danmark, heraf er ca. 5.000 overløbsbygværker fra fælleskloakerede områder, mens de resterende er udledning af regnvand fra separatkloakerede områder.

Regnbetingede udløb er derfor en betydende faktor i forhold til bidrag til vandføringen, såfremt bidraget sker opstrøms en forventet indsivning af forurening til vandløbet. Bidraget bør tages med i den konceptuelle forståelse, når der vurderes på en vandføringsmåling og en opblandet koncentration. Det har stor betydning, hvis en vandføringsmåling og vandprøvetagning er udført under eller lige efter et kraftigt regnvejr. I byerne er forekomsten af regnbetingede udledninger større end i landområderne.

I visse tilfælde kan den samme rørføring både udgøre et betydende bidrag til vandføringen (når det regner) og fungere som transportvej for forurening. Ved gennemgangen af lokaliteter i Miljøprojekt 1846 (Miljøstyrelsen, 2016) ses det, at forureningstransporten i de fleste tilfælde sker via grundvandet, men at rørføringer kan være med til at kortslutte grundvandstransporten fra lokaliteten til vandløbet. Et eksempel herpå blev observeret ved en af de tidligere undersøgte lokaliteter (Håndværkerbyen i Greve), hvor forurennet grundvand fra lokaliteten blev ledt gennem et overløbsbygværk og ud i Olsbækken (Miljøstyrelsen, 2016).

Regnbetingede udløb

Regnbetingede udløb vurderes både at kunne bidrage væsentligt til vandføringen i perioder med kraftig regn og have indflydelse på transport af forurening.

2.3.2 Rensningsanlæg og industrispildevand

Bidrag fra rensningsanlæg er en mere kontrolleret udledning af spildevand end de regnbetingede udledninger. Udledningen af spildevand kan variere over døgnet. Derfor er kvantificeringen og omfanget af udledning fra et rensningsanlæg en vigtig faktor i forhold til bidraget til vandføringen. Hvorvidt rensningsanlæggets udledning bidrager til øget fortynding afhænger af om udledningen sker opstrøms eller nedstrøms forventet indsivning af forurening til et vandløb. Såfremt udledningen af rensset spildevand sker opstrøms, har afstanden sammenholdt med den udledte mængde en betydning. Denne betragtning bør indgå i den konceptuelle forståelse af betydende faktorer for vandføringen ved en konkret lokalitet.

På en lokalitet i Nordsjælland er vandføringen i Pøle Å ganske lille opstrøms udledningen fra et rensningsanlæg. Der udledes en signifikant mængde vand fra rensningsanlægget, der udgør mere end halvdelen af vandføringen i åen nedstrøms anlægget. Dette er således en bety-

dende faktor, når vandprøvetagning skal planlægges, og for den efterfølgende vurdering af den opblandede koncentration i åen (Miljøstyrelsen, 2016).

Der kan også være nærliggende virksomheder, som udleder spildevand eller brugsvand til et vandløb. Det er ofte kommunen, som ligger inde med oplysninger om renseanlæg og industrispildevand, da de er myndighed på tilsyn og udledningstilladelserne. På en lokalitet i Frederiksværk udledes kølevand fra Stålvalseværket (Pumpestationen Herman) til vandløbet. Denne udledning af rent vand gav en øget vandføring i vandløbet (Miljøstyrelsen, 2016).

Rensningsanlæg og industrispildevand

Tilstedeværelse af rensningsanlæg og udledning af industrispildevand vurderes ikke at have indflydelse på transporten af en forurening, medmindre dette sker langs ledningsnettet. Men som bidrag til vandføringen skal rensningsanlæg og industrispildevand indgå i den konceptuelle model.

2.3.3 Dræn

Drænrør indeholder regelmæssige perforeringer som gør, at overfladevand og grundvand trænger ind og ledes væk. Se også yderligere beskrivelse i Miljøprojekt 1658 (Miljøstyrelsen, 2015b). Dræning og dermed bidrag til vandløbet sker i større grad i våde perioder. Mens dræn i tørre perioder kan være tørlagte og ikke udgør en betydende faktor for vandføringen. Det bør om muligt undersøges, om et dræn i perioder er tørlagt eller bidrager med vand. Det har betydning i forhold til vurderingen af bl.a. en målt vandføring sammenholdt med vurderingen af den opblandede koncentration. Derudover bør beliggenheden af udløbet af drænet (opstrøms eller nedstrøms) i forhold til indsivning af forureningsfanen til vandløbet indgå i den konceptuelle forståelse. I landområder forekommer der markdræn, mens der i sandede områder i Jylland findes hele byområder, som er dræned.

Dræn som en mulig transportvej for en forurening afhænger af, om det ligger dybt nok til, at der kan ske en form for kontinuert afvanding af grundvand fra lokaliteten. Der kan også være tale om overfladenære dræn, som opsamler nedbør, og dermed ikke er i hydraulisk kontakt med en forurening (Miljøstyrelsen, 2015b).

På en lokalitet beliggende i Skjern, beskrevet i Miljøprojekt 1846 (Miljøstyrelsen, 2016), er der et dræn i brinken i nærheden af, hvor forureningsfanen siver ud i vandløbet. Gentagne vandprøvetagninger viste høje koncentrationer af klorerede opløsningsmidler nedenfor drænet (Miljøstyrelsen, 2016). Derfor kan dræn, såfremt de har kontakt til en forureningsfane, have indflydelse på transporten af forureningen til vandløbet.

Dræn

Dræn skal indgå i den konceptuelle model i forhold til muligt bidrag til vandføringen og som potentiel transportvej for forureningen fra lokaliteten mod vandløbet.

2.3.4 Grøfter og mindre vandløb

Mindre vandløb, bivandløb eller grøfter, som bidrager med vand, øger vandføringen på dele af vandløbsstrækningen. Derfor er placeringen af tilløb fra grøfter og mindre vandløb, op- eller nedstrøms, vigtig i den konceptuelle forståelse. Derudover kan størrelsen af vandføringen i det vandløb, hvor der sker tilløb, have en indflydelse på det samlede bidrag til opblandingen af forureningen.

I Miljøprojekt 1846 (Miljøstyrelsen, 2016) er der et eksempel fra Raadvad på, at tilløb har stor indflydelse på den opblandede koncentration omkring tilløbet. Der kan være turbulens i området ved tilløbet, hvilket kan gøre, at målingen af den opblandede koncentration ikke giver et retvisende billede i dette område. På lokaliteten i Raadvad er vandføringen i tilløbet op til 5 gange højere end i selve hovedvandløbet (Miljøstyrelsen, 2016).

Grøfter og mindre vandløb

Tilløb til vandløb, grøfter og lignende skal indgå i den konceptuelle model, såfremt de ligger opstrøms det område, hvor forureningsfanen forventes at sive ind i vandløbet og/eller i de tilfælde, hvor tilløbet bidrager væsentligt til vandføringen.

2.3.5 Akvakulturanlæg (dambrug)

Akvakulturanlæg (dambrug) har betydning for vandføringen i et vandløb. De fleste dambrug tager vand opstrøms i vandløbet for at udlede det nedstrøms anlægget. Derfor er beliggenheden af dambrug af stor betydning i forhold til nettoeffekten. Der har ikke været eksempler på dambrug i nærheden af de gennemgåede vandløb (Miljøstyrelsen, 2016).

Akvakulturanlæg (dambrug)

Beliggenheden af akvakulturanlæg kan være vigtig i forhold til vurdering af evt. påvirkning af vandføringen.

2.3.6 Fysiske forhold

Opstemninger, dæmninger, rørlægning mv. kan ændre på strømningsmønstret i vandløbet i perioder. Eksempler på fysiske forhold er ikke behandlet særskilt, da deres betydning for vandføringen er individuel. Der kan også være andre fysiske forhold såsom delvis rørlægning af vandløbet, som gør, at vandføringen i vandløbet kan være anderledes på denne strækning. Dette kan have indflydelse på planlægning af evt. feltarbejde.

På en lokalitet ved Mølleåen i Raadvad i Miljøprojekt 1846 (Miljøstyrelsen, 2016), ligger der en opstemmet sø umiddelbart opstrøms lokaliteten. Ved interview med Naturstyrelsen, som er ansvarlig for opstemningen, er det oplyst, at der yderst sjældent sker en regulering ved sluserne. Ved ekstreme regnhændelser sker der oftere det, at vandet løber over. Derfor er det vigtigt at få opdaterede informationer om disse forhold i forbindelse med målinger af vandføringen og vandprøvetagning i vandløbet.

Et andet eksempel er, at vandføringen i Arresøkanal ved en lokalitet i Frederiksværk er bestemt af slusen ved Arresødal. På den aktuelle strækning er der yderligere to opstemninger. En del af vandet fra Arresø Kanal ledes rundt om lokaliteten og løber sammen med Arrenakke Å inden det løber tilbage i Arresø Kanal. Her er der flere fysiske forhold, som skal tages med i den konceptuelle forståelse af vandføringen (Miljøstyrelsen, 2016).

Fysiske forhold

Ved opstilling af en konceptuel model, skal fysiske faktorer vurderes individuelt.

2.3.7 Grøde

Grøde i vandløbet, har en betydning for den resulterende vandføring i vandløbet. Grøden medfører typisk, at vandstanden i vandløbet stiger, da planterne forhindrer vandets frie passage. Dette er årsagen til, at der foretages grødeskæring for at undgå oversvømmelse af omkringliggende marker. Det er dog vanskeligt at inddrage grødes indflydelse på vandføringen. Det kræver, at der foreligger en QH-kurve (relation mellem vandføring og vandstand) for den pågældende vandløbsstrækning samt viden om arten af grøde, hvornår der grødeskæres mm. Sammenhængen mellem vandstand og vandføring er uddybet yderligere i afsnit 3.

Grøde

Tilstedeværelse af grøde inddrages ikke i den opstillede konceptuelle model, da indflydelsen er svær at kvantificere i forhold til de øvrige faktorer. Betydningen af grøde er videre bearbejdet i afsnit 3.

2.4 Den konceptuelle model

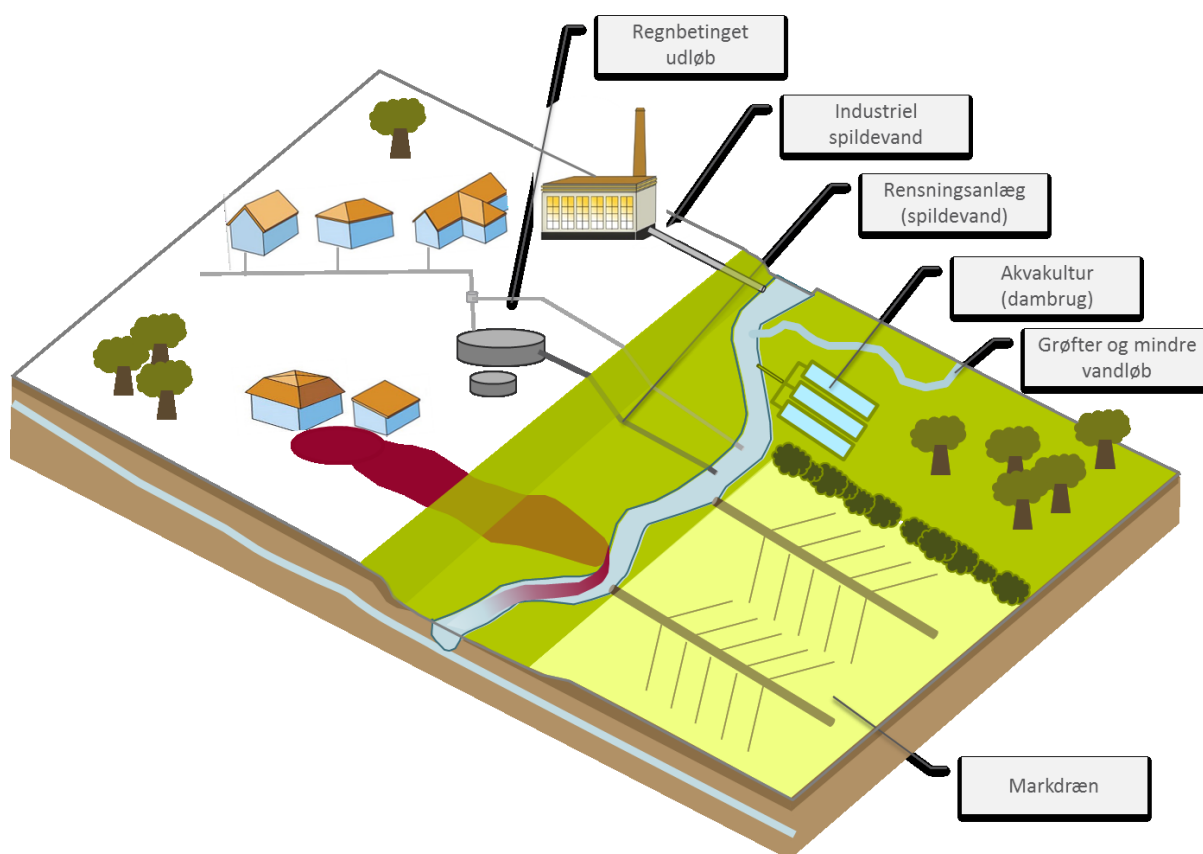
Den konceptuelle model tager udgangspunkt i faktorerne i området omkring formodet indsigning af forurening og nedstrøms herfor. Det er i dette område, at den opblandede koncentration skal vurderes. *Kvantificeringen* af de forskellige bidrag til vandføringen i et vandløb vil være stærkt afhængig af tidlige variationer. Nedbør varierer f.eks. henover hele året, mens f.eks. udledning af rensset spildevand fra et rensningsanlæg varierer stærkt hen over døgnet på grund af det døgnvariable vandforbrug og anlæggets procesforhold.

De geologiske forhold er ikke medtaget specifikt i den konceptuelle model. Det er forhold, som ofte allerede indgår i forbindelse med en forureningsundersøgelse på lokaliteten. Oplysningerne bør dog kobles med den konceptuelle model for at opnå en samlet forståelse af forureningstransporten til vandløbet og den risiko, som forureningen potentielt vil kunne udgøre.

I Tabel 2.1 er der foretaget en opsamling af de gennemgåede faktorer samt en angivelse af betydningen i forhold til forureningstransport og bidrag til vandføring. I Figur 2.1 er faktorerne illustreret sammen med angivelse af betydningen i forhold til forureningstransport og bidrag til vandføringen.

Tabel 2.1 Opsamling på betydende faktorer

Faktor	Betydning for forureningstransport	Betydning for vandføring
Regnbetingede udløb	Ja, hvis der er hydraulisk kontakt mellem dræn tilkoblet det regnbetingede udløb og forurenede terrænnært grundvand	Ja, i perioder med nedbør
Rensningsanlæg og industriudledning	Ingen	Ja, i perioder med udledning fra anlægene
Dræn	Ja, hvis der er hydraulisk kontakt mellem dræn og forurenede terrænnært grundvand	Ja, men afhængig af hvor ofte det er tørlagt samt vandmængden
Grøfter og mindre tilløb til vandløb	Som udgangspunkt ingen, såfremt det er en typisk lav grøft, hvor der ikke er hydraulisk kontakt til underliggende terrænnært grundvand	Ja, især når vandføringen i tilløbet er væsentlig i forhold til den vandføring, der måles i det aktuelle vandløb.
Akvakulturanlæg	Ingen	Ja, dog afhængig af placering i forhold til forventet indsigning af forureningsfane
Fysiske forhold i forhold til vandløb	I nogle tilfælde, f.eks. hvis forureningsfanen afskæres på grund af tørlagt vandløb	Ja, men kræver individuel vurdering
Grøde	Ingen	Vurderes individuelt på sagen, hvorvidt det skal medtages



Figur 2.1 Skitse af konceptuel model med betydende faktorer for forureningstransport og vandføring i forhold til en forurenet lokalitet, som ligger i nærheden af vandløb

2.4.1 Opbygning af den konceptuelle model

Den konceptuelle model med betydende faktorer, der kan have indflydelse på forureningstransport og vandføring, er tænkt som et støtteværktøj til forståelsen af betydende transportveje og bidrag, der kan gøre sig gældende for forureningstransporten og vandføringen. Det vil sige faktorer, man skal forholde sig til i en konkret sag, og hvad man eventuelt skal søge yderligere oplysninger omkring. Den konceptuelle model kan herefter danne grundlag for planlægning og gennemførelsen af en undersøgelse samt vurdering af den efterfølgende risiko fra lokaliteten over for det nærliggende vandløb.

Opbygning af den konceptuelle model kan gøres på følgende måde:

1. Tag udgangspunkt i eksisterende viden om lokaliteten, herunder geologiske forhold og potentielle strømningsveje mod vandløbet.
 - Hertil kan Miljøprojekt 1657 fra 2015 anvendes (Miljøstyrelsen, 2015b). Miljøprojektet indeholder bl.a. en beskrivelse af det skrivebordsarbejde, der kan gennemføres i forbindelse med vurdering af de geologiske og hydrogeologiske forhold samt mulige transportveje. Der er i rapporten anført, hvor de forskellige oplysninger kan findes.
 - Tabel 2.1 kan anvendes som tjekliste.
2. Vurder en mulig indsyvning af forurening til vandløbet og den potentielle blandingszone. Dette område bør tillægges en bufferzone og vil herefter være udgangspunktet for den del af vandløbet, som skal indgå i en evt. undersøgelse.
 - I Miljøprojekt 1846 (Miljøstyrelsen, 2016) er der dels gennemført indledende vandprøvetagning i vandløb samt efterfølgende mere detaljeret prøvetagning i

udvalgte vandløb og borerer ved vandløbet, med henblik på kortlægning af en mulig indsivningszone og et bud på en blandingszone.

3. Kortlæg betydende faktorer "ved skrivebordet":

- Der kan tages udgangspunkt i Tabel 2.1
- I Miljøprojekt 1657 (Miljøstyrelsen, 2015b) beskrives tilgangen til det indledende skrivebordsarbejde i forhold til lokaliteten og i forhold til vandløbet.
- Derudover fremgår det på Miljøportalen, hvor rensningsanlæg har udledning til et vandløb.
- Det er oftest kommunen, som ligger inde med oplysninger om placering af kloakledninger. Regnbetingede udledninger fremgår i de fleste tilfælde af Miljøportalen.

4. Kortlæg mulige bidrag til vandføringen ved besigtigelse inden for den planlagte strækning.

- I Miljøprojekt 1657 fra 2015 (Miljøstyrelsen, 2015b) er der udarbejdet et tilsynsskema og en huskeliste, som kan anvendes i forbindelse med besigtigelsen.
- Ved besigtigelsen vurderes også, hvorvidt overfladeafstrømning i forbindelse med kraftige regnhændelser kan have indflydelse på vandbalancen i vandløbet og dermed den opblandede koncentration. Dette vil typisk være gældende i byområder eller lavtliggende områder.

5. Vurder omfanget af de mulige bidrag på baggrund af besigtigelsen. Indhent evt. supplerende oplysninger om udledning fra rensningsanlæg mv. og opdater den konceptuelle model.

2.4.2 Eksempler på konceptuelle modeller

De konceptuelle modeller er skitseret for de tre lokaliteter, der indgår i nærværende projekt. Eksemplerne viser en opdateret tabel med de betydende faktorer samt en tilhørende konceptuel model (se afsnit 5). Der er taget udgangspunkt i det vidensniveau, der har været inden opstart af nærværende projekt.

3. Vandløbsdata og forureningsflux

Afsnittet omhandler teori og anvendte metoder bag de vandføringsdata, der er produceret i forbindelse med projektet samt data, som indgår i beregning af forureningsfluxen. Samtidig beskrives, hvordan data er behandlet til brug i projektet.

3.1 Vandføringsdata

Den tidlige variation af koncentrationer i et vandløb afhænger i stor grad af mængden af vand, der løber i det pågældende vandløb. Der er derfor på hver lokalitet enten opstillet en målestation i vandløbet, eller der er anvendt en eksisterende målestation for oplysninger om detaljerede vandføringsdata i samme periode, som der er foretaget monitorering af koncentrationer i vandløb og boringer på lokaliteterne.

En målestation måler vandstanden i vandløbet. Vandstandsdata overføres enten online via GSM/GPRS eller tages via datamedie ved tilsyn. Derudover udføres der typisk vandføringsmålinger ved målestationen en gang om måneden. Alle data, som er indsamlet i felten, importeres eller indtastes i systemet Hymer, som Orbicon ejer og administrerer. I Hymer foretages evt. korrektion af vandstandsdata, konstruktion af QH-kurver (relation mellem vandstand og vandføring) med henblik på beregning af en tidsserie for vandføringen osv. Dette er nærmere beskrevet i de efterfølgende afsnit.

3.1.1 Vandføringsmåling

Vandføringsmålingerne ved de tre lokaliteter er udført enten med vingeinstrument (propelstrømmåler) eller med akustisk doppler (ADCP) efter de nationale standarder fastsat af Fagdatacenter for Ferskvand (DCE) (DCE, 2011a; DCE, 2011b). Det beror på en konkret vurdering af måleforholdene, om der benyttes vingeinstrument eller akustisk doppler. Generelt benyttes vingeinstrument i mindre eller lavvandede vandløb, mens akustisk doppler benyttes i brede og dybe vandløb. Alle vandføringsmålinger udført i Mølleåen og i Brændholtafløbet er foretaget med et vingeinstrument, mens ca. halvdelen af vandføringsmålingerne i Kirkeå er udført med vingeinstrument og den anden halvdel med doppler. Der er benyttet vingeinstrumenter fra OTT (universalflygel og kleinflygel) samt doppler (Streampro) til vandføringsmålingerne, og alle er kalibreret efter anvisningerne.

De konkrete vandføringsmålinger er anvendt til beregning af en tidsserie for vandføringen (se afsnit 3.1.2). I den efterfølgende databehandling bliver den målte koncentration i vandløbet holdt op i mod den samtidige vandføringsmåling sammenholdt med den beregnede tidsserie (se afsnit 6). Derudover indgår de konkrete vandføringsmålinger i beregning af forureningsfluxen (se afsnit 3.3).

3.1.1.1 Måling med vingeinstrument

Ved brug af vingeinstrument foretages opmåling af profilet med målebånd samtidig med målingens gennemførelse. Dybden måles med stangen, hvor vingeinstrumentet sidder fast. I et regulært profil er strømningshastigheden mindst ved bunden og langs bredderne. For at opnå den mest nøjagtige måling af vandføringen, er det vigtigt at måle hastigheden i flere punkter i tværprofilet, der hvor der er store gradienter i hastigheden, f.eks. ved bunden og ved spring i dybden.

Ved brug af vingeinstrument omsættes vingens rotationshastighed til vandhastighed ud fra en kalibreringsformel:

$$V = a \cdot n + b$$

V er hastighed, **a** er en konstant bestemt af vingens hydrauliske stigning, **b** er en konstant bestemt af friktion i instrumentet og **n** er vingens rotationshastighed (omdr./sek.).

En vandføringsmåling med vingeinstrument består af samtidig opmåling af tværprofilets areal (**A**) og måling af vandets middelhastighed (**V**). Middelhastigheden fastsættes ved måling af hastighed i et antal punkter i profilet (vertikaler).

Vandføringen (**Q**) kan herefter fastlægges ved beregning eller grafisk ved summering af produkterne af hastighed og tilsvarende areal for en serie af observationer i tværprofilet, svarende til $Q = V A$. (Århus Universitet, 2003)



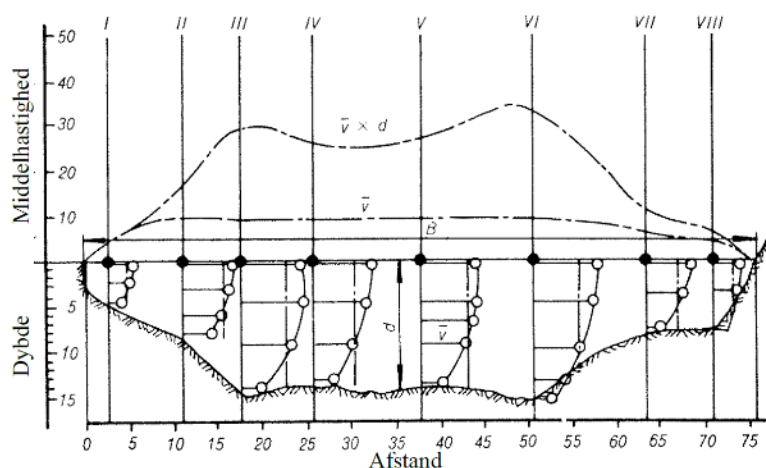
Figur 3.1 Billede af vingemåling. På billedet ses også målebånd til opmåling af vandløbsprofilet.

Kraftig vind kan påvirke hastigheden nær overfladen. Generelt kan det antages, at usikkerheden på en vingemåling, der er foretaget i henhold til anvisningerne, er omkring 5 %. Usikkerheden på vingemålinger er generelt større i helt små vandløb, hvor betydningen af gradienten ved bredderne og bunden er relativt stor. Målinger ved meget lave hastigheder medfører ligeledes forøget usikkerhed, og især omkring minimumhastigheden for instrumentets respons (starthastigheden), skal man være særlig påpasselig (Århus Universitet, 2003).

Inden udførelse af en vandføringsmåling fjernes evt. grøde omkring måleprofilet for at hastighedsfordelingen i vertikalerne bliver regulær. Inden vandføringsmålingen og efter en vandføringsmåling, registreres vandstanden ved måleprofilet. Såfremt forskellen på vandstanden før og efter vandføringsmålingen er større end 5%, er målingen for usikker.

Placering og antal af vertikaler og målepunkter i tværprofilet er af stor betydning for målingens nøjagtighed. Et utilstrækkeligt antal vertikaler og punkter, medfører, at hastighedsfordelingen ikke bliver fastlagt godt nok, og resultatet bliver for usikkert. Der findes nogle anbefalinger til antal vertikaler fastsat ud fra vandløbets bredde. Som udgangspunkt anvendes hastighedsfordelingsmetoden ved placering af målepunkter i hver vertikal.

Til beregning af vandføringen på basis af hastighedsmålinger i et tværprofil anvendes oftest metoden dybde-hastighed integrationsmetoden, der består af en grafisk integration af arealhastigheden over tværsnittet, baseret på hastighedskurven for hver vertikal, jf. Figur 3.2.



Figur 3.2 Beregning af vandføring fra vingemåling - dybde-hastighed integrationsmetoden (Århus Universitet, 2003).

3.1.1.2 Måling med doppler

En doppler er et ADCP-instrument. ADCP-instrumenter benytter lydbølger og dopplerprincippet til måling af vandføringen, og er monteret på en lille flåde, der føres fra den ene bred af vandløbet til den anden på tværs af vandløbet. Dopplerprincippet anvendes til at måle vandhastigheden i vandløbet. Hastigheden bestemmes ud fra det frekvensskift, som kan måles mellem en afsendt lyd og en reflekteret lyd, helt på samme måde som det skift man hører når et udrykningskøretøj med sirene passerer. De mange små partikler reflekterer lyden, og deres hastighed bestemmes ud fra frekvensskiftet. (Gordon, R. L. 1996), (Simpson, M. R. 2001)

ADCP instrumentet, som er brugt til vandføringsmålingen i Kirkeå er af typen RDI Streampro og udsender lydbølger med frekvensen 2 MHz i forskellige vinkler ned mod bunden, og måler på den baggrund vanddybder og vandhastigheder. Instrumentet er desuden udstyret med en såkaldt bottomtracking funktion, hvor instrumentet bruger lydbølgernes refleksion fra vandløbsbunden til at bestemme farten, hvormed instrumentet bevæger sig. Ved at kombinere disse hastighedsdata med bl.a. en startposition kan instrumentet afgøre hvor langt det har bevæget sig, og indsamler således selv alle data det skal bruge for at beregne en vandføring,

dvs. tværsnitsareal (dybder og bredde) og vandets hastighed.



Figur 3.3 Doppler til måling af vandføring.

3.1.2 Beregning af tidsserier

Ved at opstille en QH-kurve ud fra vandstandsmålinger og vandføringsmålinger, er det muligt at lave en tidsserie med vandføringen i vandløbet ved den pågældende målestation over året.

Sammenhængen mellem vandstand og vandføring udtrykkes ved:

$$Q = A(H - H_0)^n$$

Hvor **Q** er vandføringen, **A** en konstant, der blandt andet udtrykker vandløbets ruhed (bl.a. grøde), **H** er vandstanden, **H₀** er den vandstand, hvor vandføringen netop er nul og **n** er en parameter bestemt af vandløbets geometri (DMU, 1997). Denne metode er anvendt til at beregne en tidsserie for vandføringen i Kirkeå og Brændholtafløbet.

Såfremt der ikke foreligger vandstandsmålinger et sted, hvor der er foretaget vandføringsmålinger, er det muligt at lave en QQ-kurve. Vandføringerne ved en QQ-station beregnes ud fra en station med kontinuerlige vandføringsberegninger ud fra QH-metoderne. Der foretages en samtidig måling af vandføring i det vandløb, der ønskes beregnet og ved en station, hvor den kontinuerlige vandføring er beregnet. Der beregnes en lineær sammenhæng mellem de målte øjebliksvandføringer ved de to stationer med følgende formel.

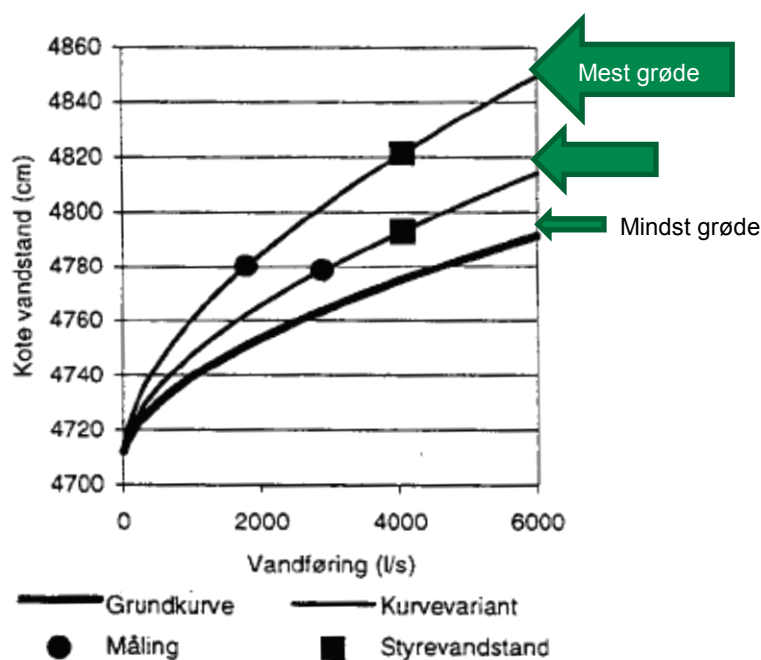
$$Q = b + a \cdot Q_{ref}$$

Q er vandføringen. **a** og **b** er konstanter, der beregnes ved lineær regression mellem de målte øjebliksvandføringer ved de to stationer. **Q_{ref}** er de beregnede øjebliksvandføringer ved referencestationen beregnet ved en QH-metode. (NJA, 2005).

Oprindeligt var det forventet, at QH-kurven ved den eksisterende målestation i Mølleåen kunne anvendes til at lave en QQ-kurve for hovedløbet og omløbet ved Raadvad. Men ved gennemgang af punktmålinger af vandføringer i hovedløbet og omløbet, sammenholdt med QH-kurven for Naturstyrelsens målestation, var korrelationen ikke god. Dette skyldes formodentlig, at der er sket regulering af opstemningen i måleperioden. I samme måleperiode har der været en diver installeret i hovedløbet ved lokaliteten, som har målt vandstanden i vandløbet. Derfor var det alligevel muligt at udarbejde en QH-kurve for målepunktet i hovedløbet. Ved brug af QH-kurven for hovedløbet, blev der udarbejdet en QQ-kurve for omløbet.

Der er for alle tidsserier foretaget en døgnmidling og en månedsmidling af dataene med henblik på at reducere antallet af datapunkter og dermed lette den efterfølgende databehandling.

Variationen i vandføringsevnen kan afhænge af grødetype og vækstbetingelser, da noget grøde har større påvirkning end andet pga. stivhed mm. Derfor konstrueres en grundkurve, ofte på baggrund af vandføringen om vinteren, når der kun er ganske lidt grøde i vandløbet (se Figur 3.4). Kurven beskriver sammenhængen mellem vandføring og vandstand i et grødefrit vandløb. Når der så vokser grøde i vandløbet, ændres sammenhængen mellem vandstanden og vandføringen. I Figur 3.4 er styrevandstanden vist. Det er den vandstand, der giver en bestemt QH-kurve (kurvevariant) under antagelse af, at parameteren A forandres og de øvrige parametre holdes konstante. Ved hjælp af styrekurven, kan man beskrive ændringen vandføringsevnen som følge af grødevekst. Dette kan anvendes, når man skal se på perioden mellem to vandføringsmålinger, herunder om en evt. forskel kan skyldes ændring i vandføringsevnen og dermed være en følge af grødevekst.



Figur 3.4 QH-kurver til bestemmelse af vandføringen i et vandløb og hvordan vandløbets vandføring afhænger af grødemængden i vandløbet (Modificeret fra DMU, 1997).

Vi har i nærværende projekt ikke vurderet betydningen af grødemængden i forhold til vandføringsmålinger og de målte koncentrationer i vandløbet. Ved Kirkeå og Brændholtafløbet er der i forbindelse med projektet opsat nye målestationer, mens målestationen i Mølleåen ikke kunne anvendes til at lave en QH-kurve for hovedløbet og omløbet ved lokaliteten. Der eksisterer således ikke data til at kunne foretage en vurdering af grødens betydning for resultaterne. Det vil sige, at der ikke foreligger QH-kurver med og uden grøde, som kan anvendes til at vurdere de konkrete vandføringsmålinger.

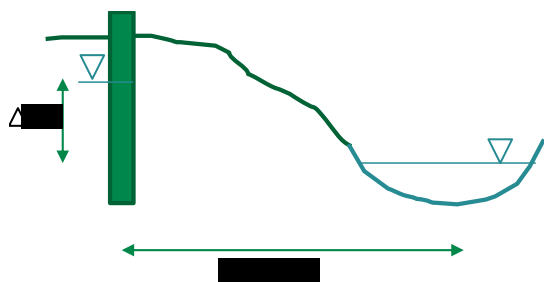
De beregnede tidsserier for vandføringen over et år i Mølleåen, Kirkeå og Brændholtafløbet er efterfølgende sammenlignet med variationen i vandstanden, vandføringer anvendt i screeningsværktøjet, den hydrauliske gradient og målte koncentrationer i vandløbene (se afsnit 6). Der er som udgangspunkt arbejdet videre med de døgnmidlede vandføringsdata.

3.2 Hydraulisk gradient

De hydrauliske gradientforhold mellem vandløbet og det terrænnære grundvand på den forurenede lokalitet kan sige noget om, hvorvidt der kan forventes ind- eller udstrømning af terrænnært grundvand til vandløbet.

Der er set på forskellen i koten for det terrænnære grundvand og vandstanden i vandløbet i forhold til afstanden mellem målepunkterne. Det vil sige afstanden mellem boringen og pejlepunktet ved målestationen. I Raadvad var der stor afstand fra boringerne til målestationen, og der blev derfor installeret en logger i et pejlerør i vandløbet.

Princippet er skitseret i nedenstående Figur 3.5, hvor en positiv værdi betyder, at der kan forekomme en tilstrømning mod vandløbet. Omvendt viser en negativ værdi, at der er en mulig udstrømning fra vandløbet til det omkringliggende terrænnære grundvand.



$$\text{Hydraulisk gradient} = \frac{Kote_{\text{Terrænnært grundvand}} - Kote_{\text{vandløb}}}{\text{Afstand}}$$

Figur 3.5 Den hydrauliske gradient er forskellen mellem koten i det terrænnære grundvand i boringen og koten i vandløbet delt med afstanden mellem de to målepunkter.

Der er i den efterfølgende databehandling set på variationen i den hydrauliske gradient hen over året, herunder om den er positiv eller negativ samt om der ses en stor variation eller denne er minimal. Til verificering af variationen i den hydrauliske gradient er variationen i vandstanden i vandløbet og vandspejlet i det terrænnære grundvand også inddraget i databehandlingen (se afsnit 6).

3.3 Forureningsflux

Den potentielle påvirkning af vandløbet fra en forureningskilde kan vurderes ved at beregne forureningsfluxen (J) i selve vandløbet. I den del af vandløbet, hvor der er fuld opblanding, kan forureningsfluxen beregnes på følgende måde:

$$C_{\text{opblandet}} = \frac{J}{Q} \Leftrightarrow J = C_{\text{opblandet}} * Q$$

J er forureningsfluxen, C er den målte koncentration i vandløbet og Q er vandføringen i vandløbet. Såfremt forureningsfluxen i vandløbet er konstant, vil der skulle være en lineær sammenhæng mellem koncentrationen i vandløbet og den reciprokke værdi af vandføringen ($C = J * 1/Q$).

Ligeledes kan den vertikale forureningsflux fra lokaliteten beregnes på følgende måde:

$$J_{\text{vertikal}} = C * A * I$$

J er den vertikale forureningsflux, C er koncentrationen i kildeområdet, A er arealet, hvorpå forureningen vurderes udbredt og I er infiltrationen i området. Det er valgt at regne på den vertikale flux og herefter antage, at der er en horisontal strømning i det terrænnære grundvand. Det forudsættes i beregningen, at den vertikale flux på lokaliteten afstrømmer til vandløbet og der ikke forekommer nedbrydning, sorption eller andre processer undervejs.

Forureningsfluxen er også anvendt i en massebetragtning i forhold til, hvorvidt der kan være et grundvandsrelateret bidrag til et vandløb ud over, hvad der er observeret fra dræn. Såfremt det antages, at forureningsbidraget udelukkende stammer fra drænet, vil forureningsfluxen i drænet være lig forureningsfluxen i vandløbet, dvs. $J_{\text{vandløb}} = J_{\text{dræn}}$. På baggrund heraf kan den opblandede koncentration i vandløbet beregnes på følgende måde:

$$J_{\text{vandløb}} = J_{\text{dræn}} \Leftrightarrow C_{\text{vandløb}} * Q_{\text{vandløb}} = C_{\text{dræn}} * Q_{\text{dræn}} \Leftrightarrow C_{\text{vandløb}} = \frac{C_{\text{dræn}} * Q_{\text{dræn}}}{Q_{\text{vandløb}}}$$

Herefter kan den beregnede koncentration sammenlignes med den målte koncentration. Såfremt den beregnede koncentration er mindre end den målte, kan det være udtryk for grundvandsrelateret bidrag og omvendt er den beregnede større end den målte, må den betydende del af forureningen kunne henføres til drænet.

Beregning af forureningsfluxen i vandløbet og fluxen fra lokaliteten er anvendt til at se, om der er en sammenhæng i variationen henover året. Fluxen i vandløbet er ligeledes sammenlignet med vandstanden i et af vandløbene. Derudover er fluxen fra dræn anvendt til en beregning af den opblandede koncentration i vandløbet og dermed en vurdering af om forureningen også kan være grundvandsrelateret eller udelukkende henføres til drænet. Databehandlingen er beskrevet i afsnit 6.

4. Erfaringer fra Grindsted Å

Dette afsnit indeholder en opsamling af udvalgte erfaringer fra undersøgelser ved Grindsted Å, hvor der vil være særlig fokus på en grundvandsindsivningszone tæt ved Lindevejbro i Grindsted by. Fokus er på indsivning af de flygtige opløsningsmidler; de klorerede ethener. Formålet med afsnittet er, på baggrund af erfaringerne fra Grindsted Å, at anskueliggøre afgørende faktorer, der kan påvirke de tidlige variationer i vandføring, forureningsflux og koncentrationerne af klorerede opløsningsmidler i Grindsted Å.

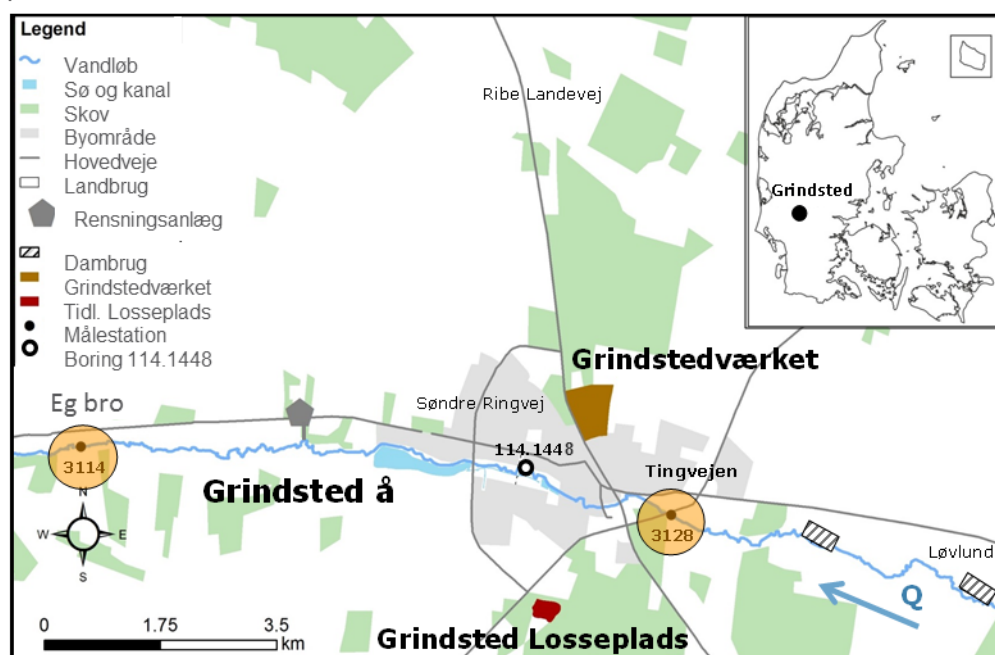
For en detaljeret beskrivelse af de benyttede metoder henvises der til (Miljøstyrelsen, 2014c). Afsnittet vil være fokuseret på selve vandløbet og medtager derfor ikke detaljerede forureningsundersøgelser samt modellering af grundvandsdynamik omkring vandløbet. Der henvises til (Rønde et al., 2017; Balbarini et al., 2017) for flere detaljer.

4.1 Grindsted by og Å – forurenede grunde

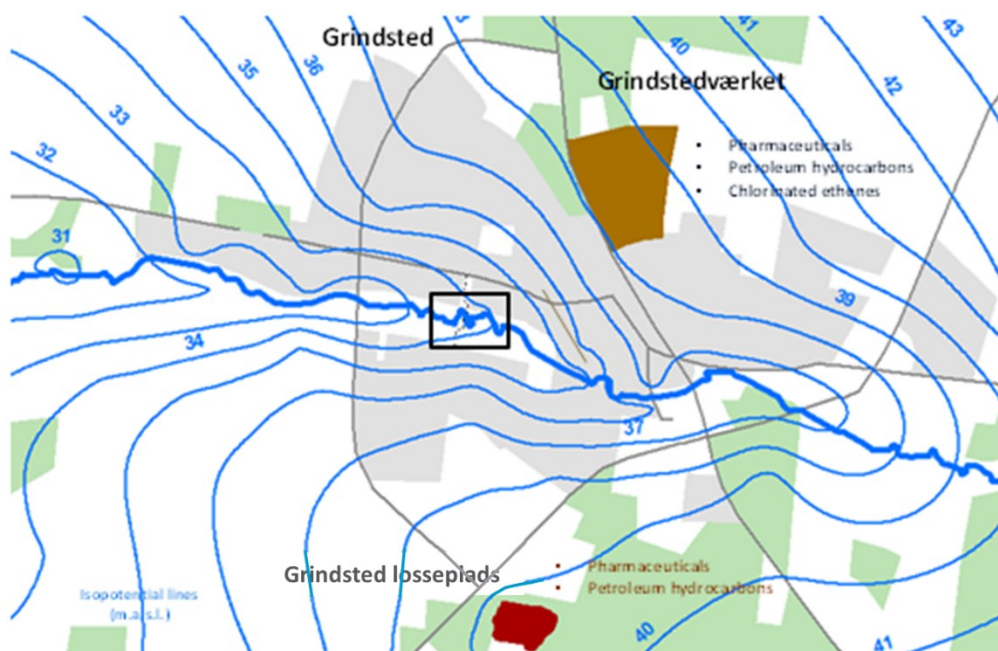
Grindsted Å er et typisk mellemstort til stort vandløb i den vestlige del af Danmark (Figur 4.1). Det er et grundvandsfødt vandløb, hvor både landbrugs- og bymæssige aktiviteter er repræsenteret i oplandet (Figur 4.1 og Figur 4.2). Den 16 km lange strækning af åen, som er undersøgt, har et opland på ca. 200 km².

To stærkt forurenede grunde er lokaliseret i området ved Grindsted: Grindstedværket, der ligger 1.5 km nord for åen, og Grindsted gammel losseplads, som ligger 2 km syd for åen (Figur 4.2). Begge punktkilder er karakteriseret ved at være forurenede af farmaceutiske stoffer (f.eks. sulfonamider, barbiturater) og benzinstoffer (benzen, toluen, ethylbenzen, m-/p- og o-xylener, naphthalen; BTEX). Forureningsfanen under Grindstedværket er yderligere karakteriseret ved også at indeholde høje koncentrationer af klorerede ethener. For flere detaljer se (Miljøstyrelsen, 2014c) og (Sonne et al., 2017).

Ifølge grundvandspotentialekort for området har begge forureningsfaner en vestlig retning ned mod åen (Figur 4.2). Den største potentielle risiko for påvirkning af Grindsted Å fra de to punktkilder er via en interaktion mellem grundvandet og vandløbet. Vores fokusområde i Grindsted Å i dette afsnit er vist på Figur 4.2, hvor der hovedsageligt sker udsivning fra Grindstedværket mod åen.

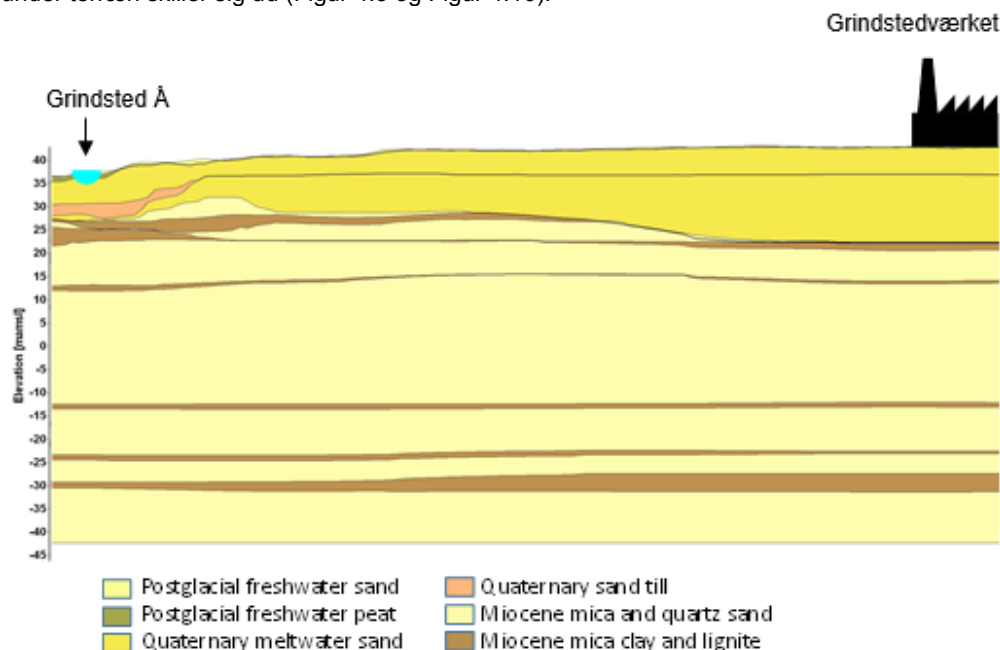


Figur 4.1 Arealanvendelse langs den undersøgte åstrækning (16 km) i Grindsted Å inkluderer Grindstedværket, Grindsted Gl. losseplads, rensningsanlæg samt to dambrug. Åens strømretning (Q) går fra højre mod venstre (blå pil) på figuren. Placeringen af to hydrometriske målestationer (31.28 og 31.14) er fremhævet med orange cirkler og boring 114.1448 med en sort cirkel. Modificeret figur fra Sonne et al. (2017)



Figur 4.2 Grundvandspotentialekort for området, hvor potentialelinjerne (blå) viser grundvandsspejlet meter over havets overflade (m a.s.l.). De karakteristiske miljøfremmede stofgrupper for de to forurenede grunde. Den sorte firkant viser vores fokus område for denne rapport. Modificeret figur fra Balbarini et al. (2017).

Geologien i oplandet er karakteriseret af sandede smeltevandsaflejringer. Grundvandsmagasinet er afgrænset af et tykt og regionalt lerlag ca. 80 meter under terræn (Figur 4.3; (Miljøstyrelsen, 2014c)). Geologien omkring vandløbet er dog karakteriseret ved mere varierende aflejringer i de øvre 15 m, hvor især et 5 meter tykt micale og brunkulslag fra 10-12 meters dybde under terræn skiller sig ud (Figur 4.3 og Figur 4.10).



Figur 4.3 Geologien under Grindsted Å og den nordlige del af nærområdet samt placeringen af Grindstedværket.

4.2 Fysiske forhold og vandføring i Grindsted Å

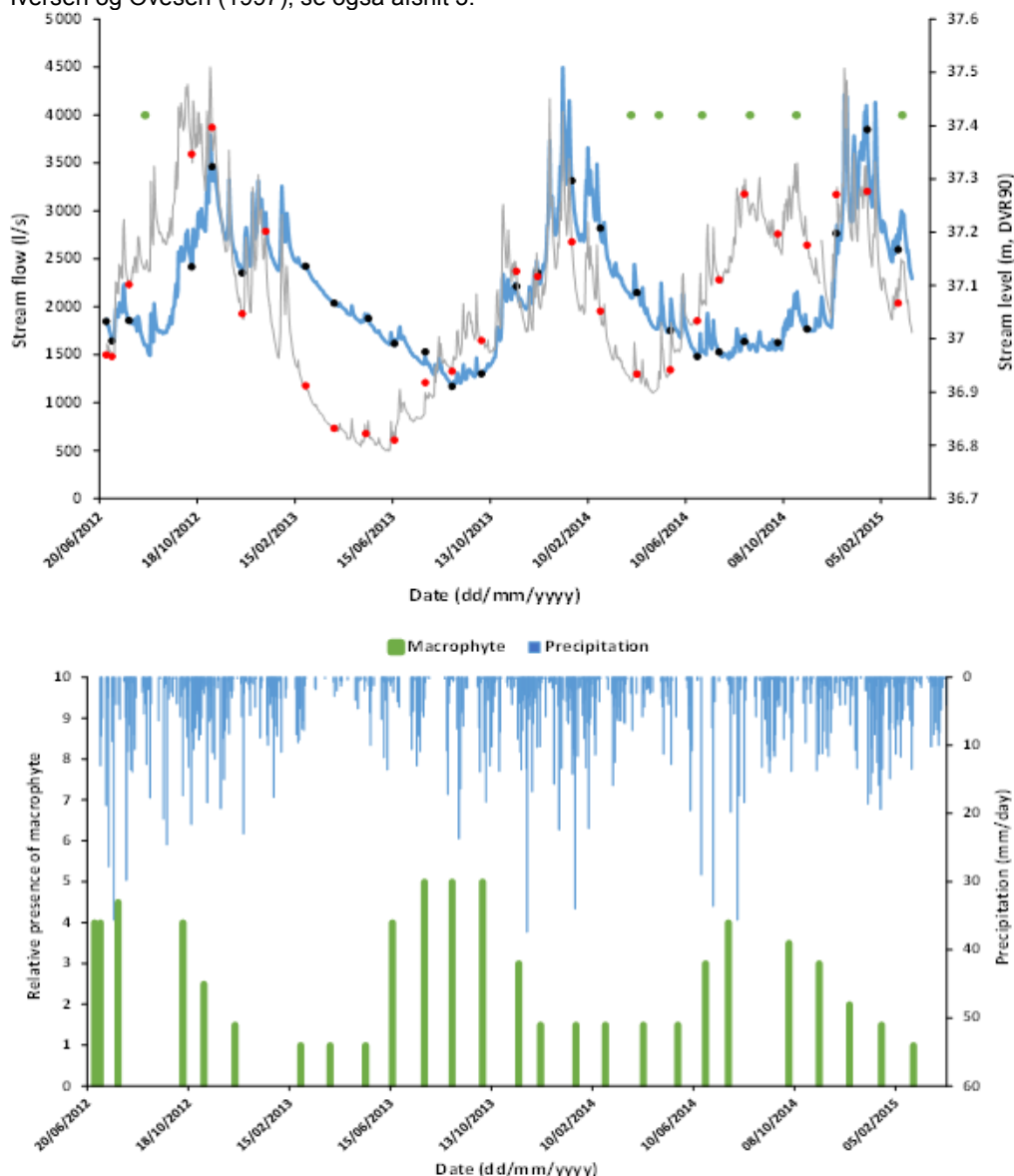
Den undersøgte åstrækning havde en vanddybde på 1-2,5 m og en bredde på 8-12 m i perioden fra juni 2012 til marts 2015. Generelt er åen naturlig slyngende ned igennem landskabet med få fysiske ændringer i fokusområdet over tiden. Dette er understøttet af flyfotos siden 1945 (Figur 4.4).



Figur 4.4 Flyfotos af Grindsted Å fra 1945 og 2017. Fotos stillet til rådighed af Region Syddanmark).

Variationer i vandføringen er monitoreret ved den centrale målestation (Tingvejen, station 31.28, Figur 4.1) i perioden fra juni 2012 til marts 2015 (Figur 4.5A). Det hydrografiske diagram for Grindsted Å viser, at vandføringen (Q) i perioden varierede mellem 1500-4100 l/s og vandstanden (h) varierede mellem 36.09-36.81 m (DVR90) (Sonne et al., 2017). 28 manuelle målinger blev i denne periode foretaget for at korrigere QH forholdet for grødevækst mv.

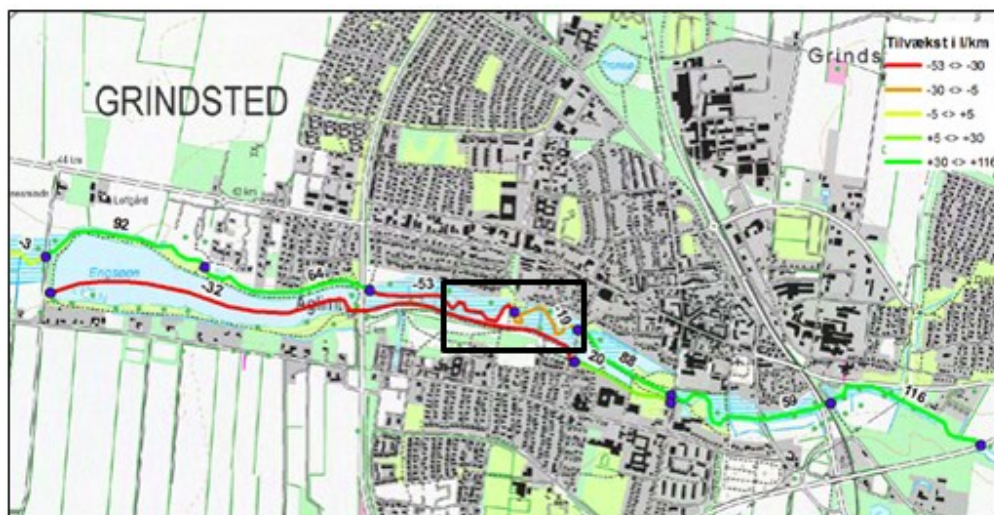
En stigning i vandstand og vandføring blev observeret efter en periode med nedbør eller snefald i oplandet (Figur 4.5A-B). Vandføringen fortsatte dog med at falde markant fra juni til september hvert år, hvorimod vandstanden steg. Denne stigning viste sig at være sammenfaldende med en omfattende grødevækst i åen (Figur 4.5B). En sammenhæng der skyldes, at den stigende grødevækst i åen over sommeren (juni-august) medførte en akkumulativ hastighedsnedsættelse og en "ophobning" af åvandet. Dette betød endvidere, at forholdet mellem h og Q ændrede sig signifikant igennem et år såvel som fra år til år afhængig af vejret og hyppigheden af grødeskæring i åen. Lignende observationer er blevet beskrevet for danske vandløb af Iversen og Ovesen (1997), se også afsnit 3.



Figur 4.5 A) Hydrografisk diagram for Grindsted Å i perioden fra juni 2012 til marts 2015 ved den centrale målestation 31.28 (Figur 4.1). Manuelle målinger af vandføring og vandstand er vist med hhv. sorte og røde prikker. B) viser den lokale nedbør (målt ved Billund Lufthavn) og den relative mængde af grøde (macrophyte) observeret i åen ved målestation 31.28 i den tilsvarende periode. Modificeret figur fra Sonne et al. (2017).

Synkronmålinger af vandføringen kan vise grundvandstilstrømningen (udveksling/tab) langs et vandløb. I sommeren 2012 blev der foretaget synkronmålinger ned langs Grindsted Å, samt alle til- og fraløb langs den undersøgte strækning (se Figur 4.6, Miljøstyrelsen, 2014c). Dette gav et samlet regionalt overblik over udveksling mellem grundvand og vandløbsvand.

Lokale målinger vha. temperaturmålinger i åbunden ned langs Grindsted Å gav et mere nuanceret billede af interaktionen mellem grundvandet og åen end synkronmålingerne (Miljøstyrelsen, 2014c; Rasmussen et al., 2016). Der blev identificeret tre betydende lokale indsivningszoner i fokusområdet som iflg. den regionale oversigt mistede vand til det omgivne grundvandsmagasin (se Figur 4.6). Dette er vigtigt at være opmærksom på ved forureningsundersøgelser, da der således kan ske en markant indsivning til en å i områder, hvor en mere regional undersøgelse viser udsivning fra åen.



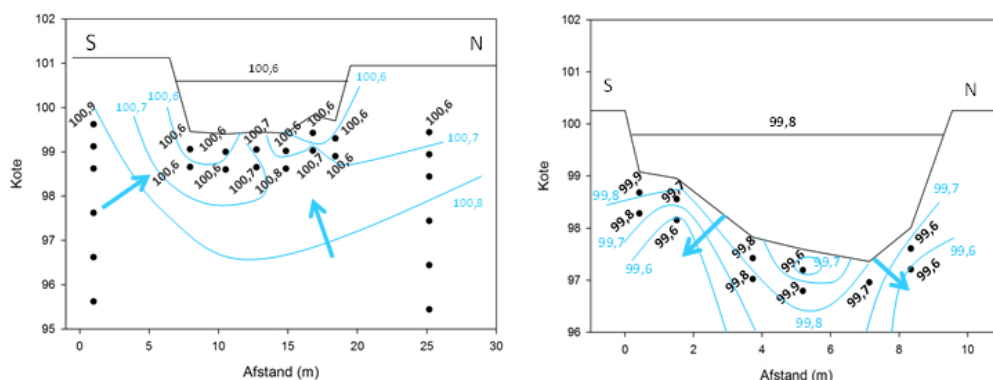
Figur 4.6 Medianminimum (l/km) i Grindsted Å udført i sommeren 2012. Medianminimum tilvæksten er for hver delstrækning mellem målepunkterne (blå punkter) angivet med tal på figuren. Grøn delstrækning indikerer tilstrømning af grundvand, gul at udvekslingen er nær nul og orange og rød at åen taber vand. Fokusområdet for denne rapport er vist med en sort rektangel.

Vandføringsmålinger

- Manuelle vandføringsmålinger er nødvendige for at kalibrere QH forholdet i et vandløb, da sammenhængen kan ændres markant i løbet af et år pga. af fx grødevækst i sommerhalvåret.
- Grundvandsudvekslingen (tilstrømningen, udstrømning) langs vandløbet kan lokaliseres vha. vandføringsmålinger:
 - Regionale forhold kan beskrives vha. synkronmålinger langs vandløbet med opmærksomhed på tilløb, om- og sideløb. Der kan forekomme en betydelig tidslig variation.
 - Lokale forhold vha. temperaturmålinger viser, at det regionale overblik ikke nødvendigvis fanger lokale ændringer i grundvandsindsivningen.

4.3 Potentialeforhold og grundvandsindsivning

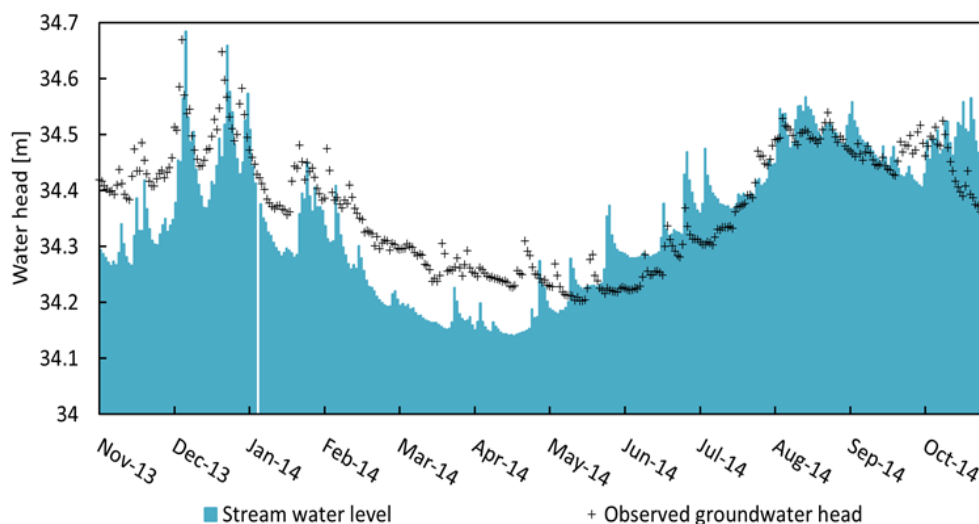
Interaktion mellem grundvand og vandløbet kan påvises vha. målinger af det hydrauliske potentiale i åbunden ved installering af piezometre til at angive de lokale strømningsforhold. Metoden udnytter, at trykgradienten er styrende for strømningsforholdene i overgangszonen (Miljøstyrelsen, 2014c). Metoden kan anvendes på forskellige detaljeniveauer, hvor enkelte piezometre kan identificere områder med f.eks. indstrømning, mens flere piezometre kan give et detaljeret lokalt indstrømningsmønster f.eks. på tværs af åen som illustreret på Figur 4.7 (Miljøstyrelsen, 2014c).



Figur 4.7 Isopotentialekort af to tværsnit af åbunden i Grindsted Å i fokusområdet (Figur 4.1), udregnet i forhold til et referencepunkt (100 m) på Lindevejbro. De blå linjer angiver potentialet, og de blå pile angiver strømningsretningen af grundvandet. Modificeret figur fra (Miljøstyrelsen, 2014c).

Monitering af det øvre grundvandsmagasin omkring Grindsted Å har desuden vist, at det er hydraulisk forbundet med vandløbet, så der nærmest er en synkron variation. Den tidlige variation i grundvandsspejlet i det øvre grundvandsmagasin og vandstanden i åen i perioden fra november 2013 til november 2014 er illustreret i Figur 4.8. Trykforskellen mellem grundvandet og åen er ganske begrænset, og den skifter tilsyneladende retning hen over året. Der er fx en tendens til en ændring i trykforskellen i sommerperioden, som kan skyldes høj vandstand i åen pga grøde i sommerperioden.

Vandstanden i åen blev estimeret på basis af antagelsen, at vandstanden faldt lineært mellem de to målestationer. Det var derfor ikke muligt at beregne en variation i den hydrauliske gradient over tid, da forskellen var for lille til at kunne modsvare beregningsmetodens usikkerhed. Grundvandsmagasinet under det lokale lerlag (10-12 meter under terræn, Figur 4.3) er artesisk og varierer ikke på samme måde i takt med vandstanden i åen (Frederiksen, 2017).



Figur 4.8 Simuleret vandstand i Grindsted Å versus observeret grundvandsspejl i den nærtliggende boring 114.1448 ca. 30 m fra åen i perioden fra november 2013 til oktober 2014. For beliggenhed af boringen se Figur 4.1. Modificeret figur fra Balbarini et al. (2017).

Rumlig ændring af indsivningszoner over tid har ligeledes været dokumenteret og kan være forårsaget af flere grunde:

- Strømningsretningen af grundvandet kan ændres ved indvinding af grundvand.
- Grundvandsspejlet kan stige og falde afhængigt af nedbør og snefald i oplandet (Weatherill et al., 2014).
- Fysiske ændringer af åens morfologi fx som en afsnøring af en bugtning i åen (Figur 4.9, Balbarini et al., 2017) samt omfanget af rodsystemet af undervandsvegetationen (makrofyter).



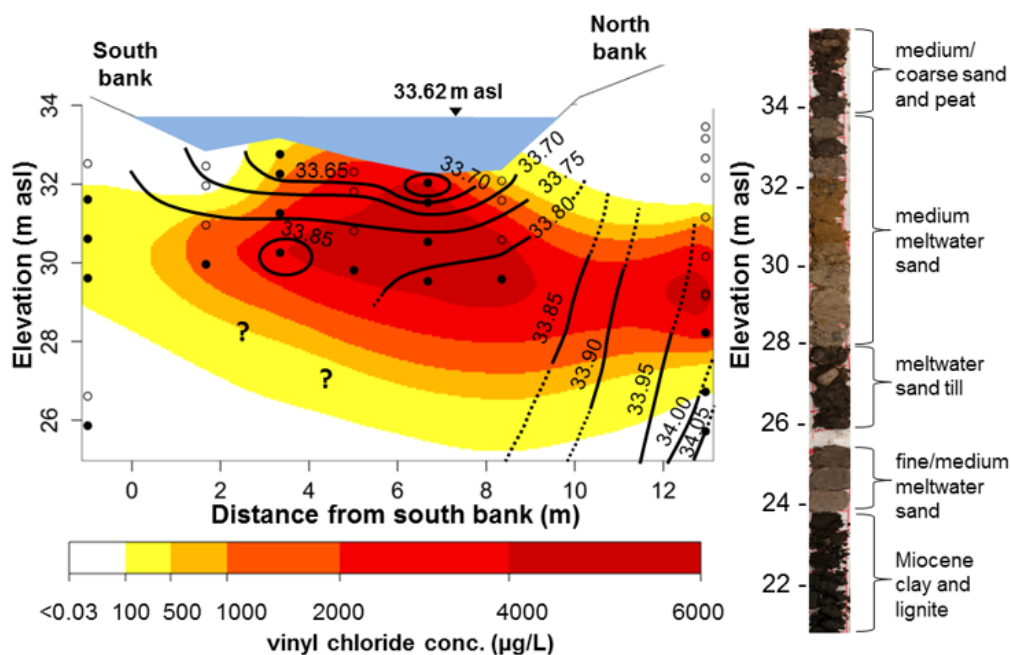
Figur 4.9 Fysiske ændringer i Grindsted Å over tid. Her vist for en afsnøring af en bugtning i åen i interesseområdet før og efter (rød cirkel). Flyfotos er nedtaget fra krak.dk.

Interaktion mellem grundvand og åen

- Lokale strømningsforhold kan påvises ved at måle trykforskelle mellem grundvand og åen vha. piezometre placeret i bunden af åen.
- Tidslig variation i gradientforholdet kan påvirke indsivningen af grundvandet afhængig af den lokale geologi.
- Rumlig ændring af indsivningszonerne over tid kan skyldes flere faktorer fx:
 - Indvinding af grundvand i nærområdet.
 - Nedbør og snefald i oplandet.
 - Fysisk ændring af åens morfologi.
 - Ændring i udbredelsen af makrofyternes rodsystem.

4.4 Forureningsflux og opblanding i åen

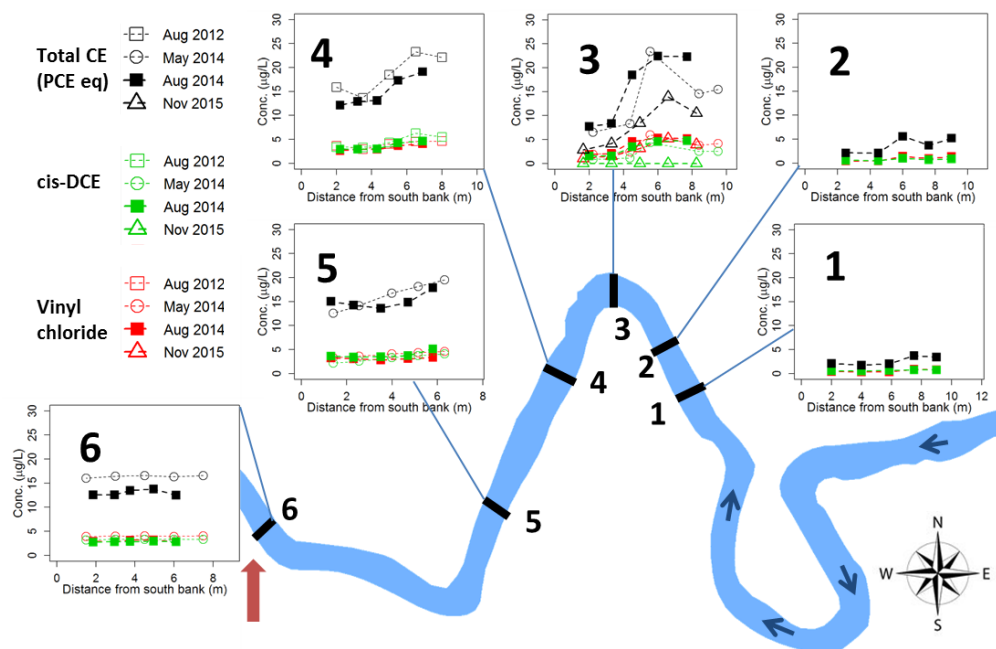
Indsivning af en forureningsfane kan lokaliseres vha. temperaturmålinger i vandløbsbunden kombineret med installering af piezometre. Dette muliggør kortlægning af det hydrauliske potentiale i forskellige dybder (indsivningsmønsteret) samt vurdering af forureningsgraden vha. vandprøver fra piezometrene (Miljøstyrelsen, 2014c; Rasmussen et al., 2016). Figur 4.10 viser et resultat af denne fremgangsmåde ved fokusområdet ved Grindsted Å (Figur 4.2; Rønne et al., 2017).



Figur 4.10 Indsivningen af vinylchlorid (farvet kontur) og det hydrauliske potentiale i meter (konturlinjer) til Grindsted Å. Placeringen af tværsnittet fremgår af Figur 4.11. Boreprofilen af en nærliggende boring (114.2507) er vist i højre side af figuren. Modificeret figur fra Rønde et al. (2017).

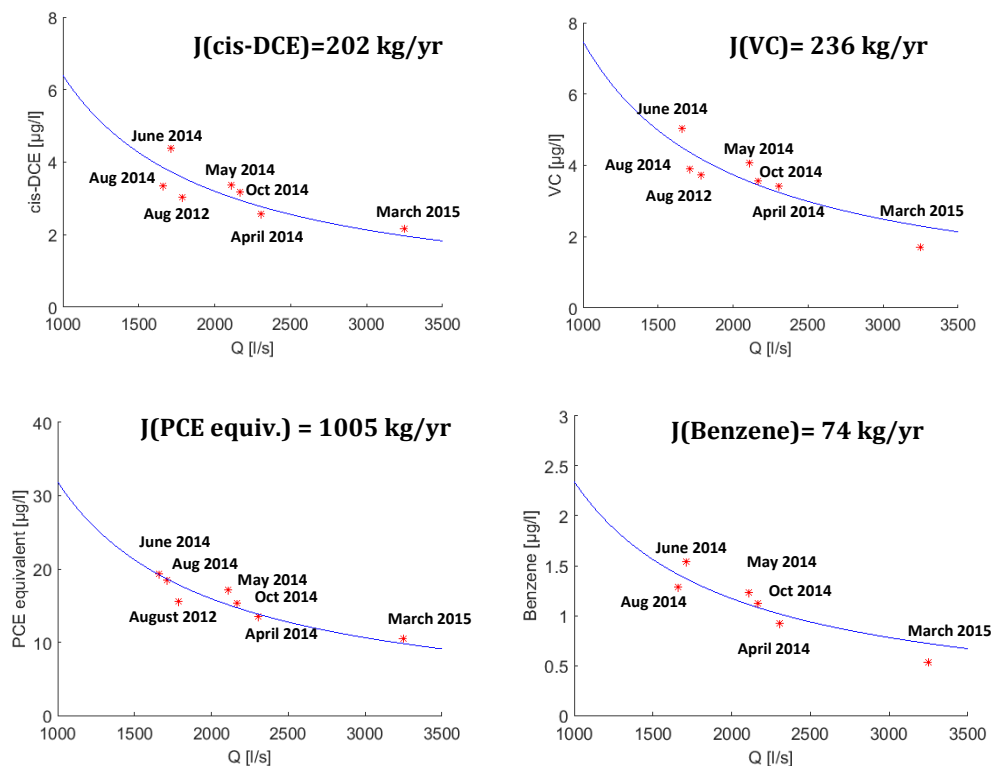
Opblandingen af grundvandsforureningen i åvandet nedstrøms indsivningszonen blev ligeledes undersøgt i Rønde et al. (2017). I seks tværsnit af åen blev koncentrationerne af de grundvandsfødte klorerede ethener: total CE, cis-DCE og vinylchlorid (VC) målt. Resultaterne er vist i Figur 4.11. Tværsnit 1 var placeret i starten af indsivningszonen og de resterende fordelt nedstrøms til fuld opblanding var opnået. Dette var en iterativ proces, da man ikke på forhånd kunne vide, hvor langt nedstrøms, man skulle være for at opnå fuld opblanding. Fuld opblanding var defineret som en variation i koncentrationen af forureningsstoffet på mindre end 5% på tværs af åen (Fischer et al., 1979). Fuldstændig opblanding var opnået ved tværsnit 6 ca. 150 m nedstrøms indsivningszonen (Figur 4.11).

For at kunne kvantificere punktkildeforurening fra forurenede grunde og evaluere deres størrelsesorden og betydning i et vandløbssystem kan forureningsfluxen beregnes i vandløbet som beskrevet i afsnit 3.3 ($J = Q \cdot C$). Ved at anvende denne formel, blev forureningsfluxen beregnet til ca. 1000 kg total PCE ækvivalenter/år (Figur 4.12, Rønde et al., 2017), mens forureningsfluxen fra de øvrige stoffer er vist på figuren.



Figur 4.11 Opblanding af forureningsfluxen i selve vandløbet i Grindsted Å. Åvandskoncentrationer for de klorerede ethener (cis-DCE, VC og total CE) er vist for seks tværsnit af åen (1-6). Vandprøverne er udtaget i midten af vandsøjlen. Rød pil viser punktet hvor grundvandsforureningen er fuldt opblandet i åvandet. Vandløbets strømningsretning er illustreret med pile i selve åen. Modificeret figur fra Rønde et al. (2017).

Monitoring af stofkoncentrationer i Grindsted Å viste, at det var vandføringen (Q), som var afgørende for åvandskoncentrationen (C_{mix}), idet forureningsfluxen i den indstrømmende forureningsfane blev påvist at være relativt konstant over tid (Figur 4.12). For flere detaljer se (Rønde et al., 2017).



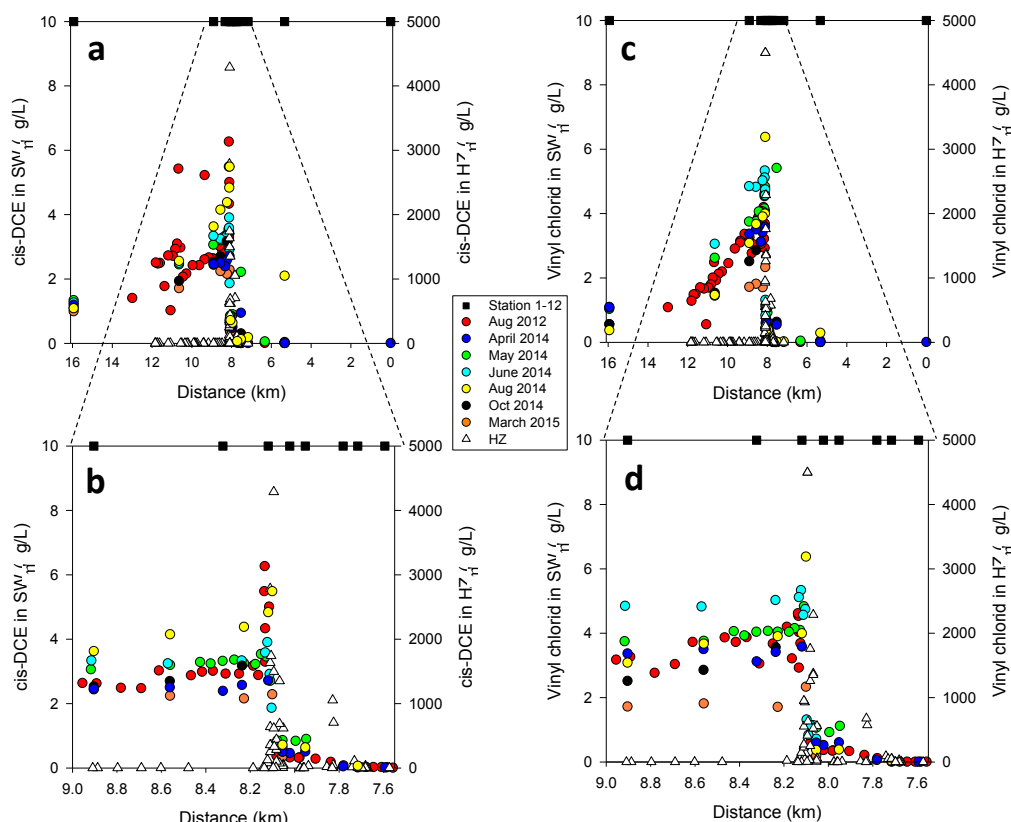
Figur 4.12 Forureningsflux (J) beregninger baseret på åvandskoncentrationer (µg/L) samt vandføring (Q, l/s) nedstrøms indsivningszonen, hvor fuldstændig opblanding er indtrådt i vandløbet. Fuldt opblandede koncentrationer af cis-DCE, VC, PCE ækvivalenter og benzen er præsenteret sammen med de tilsvarende vandføringsdata i Grindsted Å. De syv kampagner blev udført i perioden fra august 2012 til marts 2015. Den estimerede forureningsflux J er vist øverst for hver graf

Grundvandsforurening i vandløb og beregning af forureningsflux

- Karakterisering af indsivningszonen vha. piezometre og vandprøver under åbunden giver et indblik i indsivningsområdet og størrelsen af forureningsfluxen. Denne metode er dog tidskrævende/omfattende.
- Forureningsflux (J, kg/s) i selve åen kan estimeres ud fra to vandløbsparametre: vandføringen (Q, l/s), og koncentrationen efter fuldstændig opblanding af forureningen i vandløbet (C_{mix} , µg/l).
- Dette vurderes at være en meget nyttig metode til at identificere og kvantificere påvirkningen fra forurenede grunde og evaluere deres betydning i et vandløbssystem.
- Variationen i forureningsfluxen over tid var begrænset ved udsivningen til Grindsted Å i fokusområdet.

4.5 Skæbne af grundvandsforureningen i Grindsted Å

Monitering af både åvand og vand udtaget lige under åen fra august 2012 til marts 2015 viste, at grundvandsforureningen af åen er en kontinuerlig forureningskilde (Figur 4.13), da der over en tre-årig periode tid bliver fundet forurening i åen på alle årstider. Figuren viser også, at den største del af indsivningen sker over en kort strækning af åen.



Figur 4.13 Koncentrationer i åvand og vand lige under åen er vist for cis-DCE (a-b) og VC (c-d) i perioden fra august 2012 til marts 2015 i Grindsted Å fra Løvlund til Eg bro (Figur 4.1). De åbne symboler viser koncentrationen i åbunden (HZ), mens de farvede symboler viser koncentrationen i åvandet. De sorte symboler i toppen af figuren viser de målepunkter, som blev brugt til at vurdere skæbnen af forureningsstofferne i åen (tabel 4.1). Modificeret figur fra Sonne et al. (2017).

Betydningen af fortynding, nedbrydning og fordampning for skæbnen af grundvandsforureningen i selve vandløbet blev undersøgt over en 7 km lang åstrækning nedstrøms udsivningszonen (fra det punkt hvor fuldstændig opblanding var opnået, se Figur 4.11). Monitoringen over tid viste, at reduktionen i koncentrationen for de farmaceutiske stoffer, som sulfonamiderne (sulfanilamid, sulfaguanidin, sulfamethazin) kunne forklares alene ved fortynding. For cis-DCE, VC og benzen var koncentrationerne i gennemsnit 63% lavere, end hvad der kunne tilskrives fortynding (Tabel 4.1). De stærkt flygtige stoffer kan potentielt fjernes fra åvandet ved både fordampning og nedbrydning. Betydelig nedbrydning af stofferne i åen er dog ikke sandsynlig, da opholdstiden var under 20 timer på strækningen, og molandelen af de klorerede ethener var konstant over den undersøgte strækning. Reduktionen i koncentrationer kan derfor hovedsageligt tilskrives fortynding og fordampning fra åen.

I Grindsted Å er vandløbet 0,8-2 m dybt på den undersøgte strækning. På grund af den relativt store vanddybde går fordampningen forholdsvis langsomt, hvilket betyder, at forureningen kan måles langt nedstrøms fra indsivningsområdet (Figur 4.13). I et lille sjællandsk vandløb, Skensved Å, med en dybde på under 0,25 m er fordampningen langt mere betydende (Miljøstyrelsen, 2014b).

Tabel 4.1 Åvandskoncentrationer af udvalgte organiske miljøfremmede stoffer ved fuldstændig opblanding i vandløbet (Søndre Ringvej), 7 km nedstrøms (Eg bro) i Grindsted Å samt de forventede koncentrationer ved maximal fortynding (1.2) på denne åstrækning. Modificeret tabel fra (Sonne et al., 2017)

Stof	Dato	Søndre Ringvej (B) målt	Egbro (A) målt	Maksimal fortyndingsfaktor 1,2 (April 2014)	Tab eksklusiv fortynding	Bemærkning
		µg/L	µg/L	Forventet koncentration	%	
Cis-DCE	Aug 2012 (4.2 km)	2.63	1.41	2.19	35.7	
	April 2014	2.46	1.2	2.05	41.5	
	Maj 2014	3.07	1.34	2.56	47.6	
	Juni 2014	3.34	1.27	2.78	54.4	
	Aug 2014	3.63	1.09	3.03	64.0	
	Okt 2014	2.53	1.1	2.11	47.8	Fjernelse i % ikke forklaret ved fortynding
	Marts 2015	2.44	1	2.03	50.8	
VC	Aug 2012 (4.2 km)	3.27	1.09	2.73	60.0	
	April 2014	3.37	1.1	2.81	60.8	
	Maj 2014	3.75	1.04	3.13	66.7	
	Juni 2014	4.85	1.08	4.04	73.3	
	Aug 2014	3.09	0.38	2.58	85.2	
	Okt 2014	2.52	0.56	2.10	73.3	
	Marts 2015	1.72	0.56	1.43	60.9	
Benzen	April 2014	0.93	0.33	0.78	57.4	
	Maj 2014	1.13	0.44	0.94	53.3	
	Juni 2014	1.02	0.04	0.85	95.3	
	Aug 2014	0.88	0.04	0.73	94.5	
	Okt 2014	0.68	0.13	0.57	77.1	
	Marts 2015	<0.02	0.19			
Sulfanilamide	April 2014	2	1.7	1.67	-2.0	
Sulfaguanidine	April 2014	0.78	0.59	0.65	9.2	
Sulfamethazine	April 2014	0.64	<0.50	0.53	~ 0	..fortynding

Grundvandsforurening

- Grundvandsforurening fra Grindstedværket giver en kontinuert påvirkning af Grindsted Å.
- Vandløbets størrelse, vandføring samt de kemiske egenskaber af forureningsstofferne er afgørende for hastigheden af fjernelsen af de miljøfremmede stoffer via:
 - Fortynding
 - Nedbrydning
 - Fordampning
- Ved Grindsted Å fjernes de flygtige stoffer langsomt ved fordampning, mens de ikke-flygtige stoffer ikke fjernes. For begge stofgrupper sker der en reduktion i koncentrationen pga. fortynding i vandløbet. Der er ikke tydelige tegn på nedbrydning af stofferne langs den undersøgte strækning af åen.

5. Testlokaliteterne

Der er i projektet udvalgt tre testlokaliteter, som er beliggende i henholdsvis Region Hovedstaden, Region Midtjylland og Region Syddanmark. I projektet kaldes de:

- Raadvad ved Mølleåen (Region Hovedstaden)
- Skjern ved Kirke Å (Region Midtjylland)
- Lilleskovvej ved Brændholtafløbet (Region Syddanmark)

Nedenstående afsnit indeholder en beskrivelse af udvælgelsen af lokaliteterne, herunder sammenhæng med den konceptuelle model, beskrevet i afsnit 2, og hvorfor de er valgt ud. Derudover er der en kort beskrivelse af de gennemførte feltaktiviteter. På alle lokaliteter er der opstillet et monitoringsprogram, som indeholder vandprøvetagning i vandløbene og 2-3 boringer placeret i kildeområderne på de forurenede lokaliteter eller i fanen mod vandløbet. Dette er nærmere specificeret under de enkelte lokaliteter nedenfor.

5.1 Raadvad ved Mølleåen

Lokaliteten i Raadvad er en tidligere knivfabrik, som var en metalforarbejdningsvirksomhed (lokalitetsnr. 173-05036). Der er konstateret en kraftig forurening med klorerede opløsningsmidler, olie og metaller, og forureningerne er påvist flere steder på lokaliteten. I tidligere undersøgelser er der lokaliseret 2 væsentlige kildeområder på lokaliteten med klorerede opløsningsmidler (Miljøstyrelsen, 2016).

Lokaliteten er udvalgt til projektet fordi:

- Mølleåen er karakteriseret som et stort vandløb (type 3) i henhold til Vandplan II
- Lokaliteten er en typisk industrigrund, forurenet med klorerede opløsningsmidler.
- Ved lokaliteten formodes der at være flere kildeområder.
- Der er foretaget flere undersøgelser i Mølleåen (DTU Miljø) i forhold til forurening af overfladevand, herunder også sideløbende med nærværende projekt, hvor resultaterne kan bidrage til projektets formål.

Type 3 vandløb (stort vandløb) karakteriseres bl.a. ved at have et oplandsareal > 100 km², vandløbsbredde > 10 m og en medianminimumsvandføring på 200-8000 l/s (Miljøstyrelsen, 2004)

Beskrivelse af lokaliteten ved Mølleåen i Raadvad

Lokaliteten er beliggende ned til Mølleåen. Vest for lokaliteten ligger søen Rådvaddam, som er opstemmet. Fra Rådvaddam har Mølleåen to udløb, hovedløbet og omløbet. I hovedløbet er gennemstrømningen lille i det område, hvor forureningsfanen forventes at sive ud i vandløbet. Størstedelen af vandet løber i omløbet, som forbindes med hovedløbet øst for lokaliteten. Langs den første del af hovedløbet på lokaliteten er der en betonvæg med revner samt et dræn (se Figur 5.1). Det er under tidligere prøvetagninger observeret, at drænet var fyldt med okker, hvilket tyder på, at der i dette løber anaerobt grundvand. Der blev ikke observeret vandudstrømning fra drænet ved tidligere prøvetagninger (Miljøstyrelsen, 2016). Drænet fortsætter tilsyneladende ca. 10 meter mod nord ind under gårdspladsen mellem bygningerne. Dybden i den del af vandløbet, som ligger i nærheden af kildeområdet, er omkring 1-1,5 meter. Bredden af hovedløbet er ca. 4 m og bredden af omløbet er ca. 4 m (Miljøstyrelsen, 2016).



Figur 5.1 Dræn i betonvæk ved Raadvad

Lokaliteten er tidligere undersøgt i forhold til forurening af overfladevand (Miljøstyrelsen, 2016). I projektet blev der etableret borer på lokaliteten til lokalisering af forureningsfanen ned til vandløbet, hhv. boring B201-B204 til mellem 2,6 og 4,0 m u.t. I borerne er der truffet vandførende sandlag mellem 0,5 og 2,0 m u.t., der er underlejret af tørv til boringernes bund. Boringerne er filtersat i det terrænnære vandførende sandlag. I projektet blev der desuden udtaget vandprøver fra piezometre på tværs af vandløbet til verificering af en mulig udstrømning til vandløbet via det terrænnære grundvand. Forud for etablering af piezometre blev der foretaget temperaturmålinger i vandløbsbunden, hvor der forventedes at være en udsivning til vandløbet fra forureningsfanen. På baggrund af piezometre og vandprøver fra borer på lokaliteten, blev det i projektet vurderet, at udsivningen af forureningen sandsynligvis sker ved betonmuren, og/eller drænet, fremfor gennem udsivning af terrænnært grundvand til vandløbet gennem vandløbsbunden.

NIRAS har i forbindelse med nærværende projekt udført DTS-målinger til bestemmelse af indstrømningsområder i overfladevand med temperatur som tracer. Rapporten er vedlagt i bilag A, hvor beskrivelsen af metoden fremgår. DTS blev kombineret med vertikale temperaturprofiler og vandprøver fra 0,5 m under vandløbsbunden (piezometre). Målingerne blev udført to gange, hhv. i oktober 2016 og i slutningen af januar, starten af februar 2017. Temperaturforskellene under DTS-målingen var ikke signifikante, hvorfor alle tre index til identifikation af grundvandsindstrømning ikke blev opfyldt i hele vandløbet (se bilag A).

I DTS-undersøgelsen blev der vha. temperaturkabel identificeret flere steder i hovedløbs vandløbsbund og i venstre side af omløbet ge før sammenløb med hovedløbet, hvor der er indikation på grundvandsindsivning (se Figur 5.2). Temperaturprofiler i det øverste 0,5 m under vandløbs-



DTS er anvendt til identificering af område med signifikant grundvandsindstrømning. Der er dertil bestemt en indstrømmende grundvandsflux, samt en indstrømmende forureningsflux. Der analyseres efter tre index hhv. temperaturen på det koldeste tidspunkt, det varmeste og forskellen.

li-

bunden viser, at den største tilstrømning af grundvandsflux til vandløbet sker i hovedløbet.

På baggrund af DTS-målinger, udført i oktober 2016, blev der installeret 6 piezometre (Figur 5.2) i vandløbsbunden. Den højeste forureningsflux var i området med piezometer F1 med 6,9 g klorerede/år i oktober 2016 og 0,5 g klorerede/år i februar 2017. Generelt er forureningsfluxene lavere i februar 2017 end i oktober 2016. Der er ingen masseflux i F6. De udførte målinger indikerer, at områderne med indstrømning varierer over sæsonen i størrelse og placering.

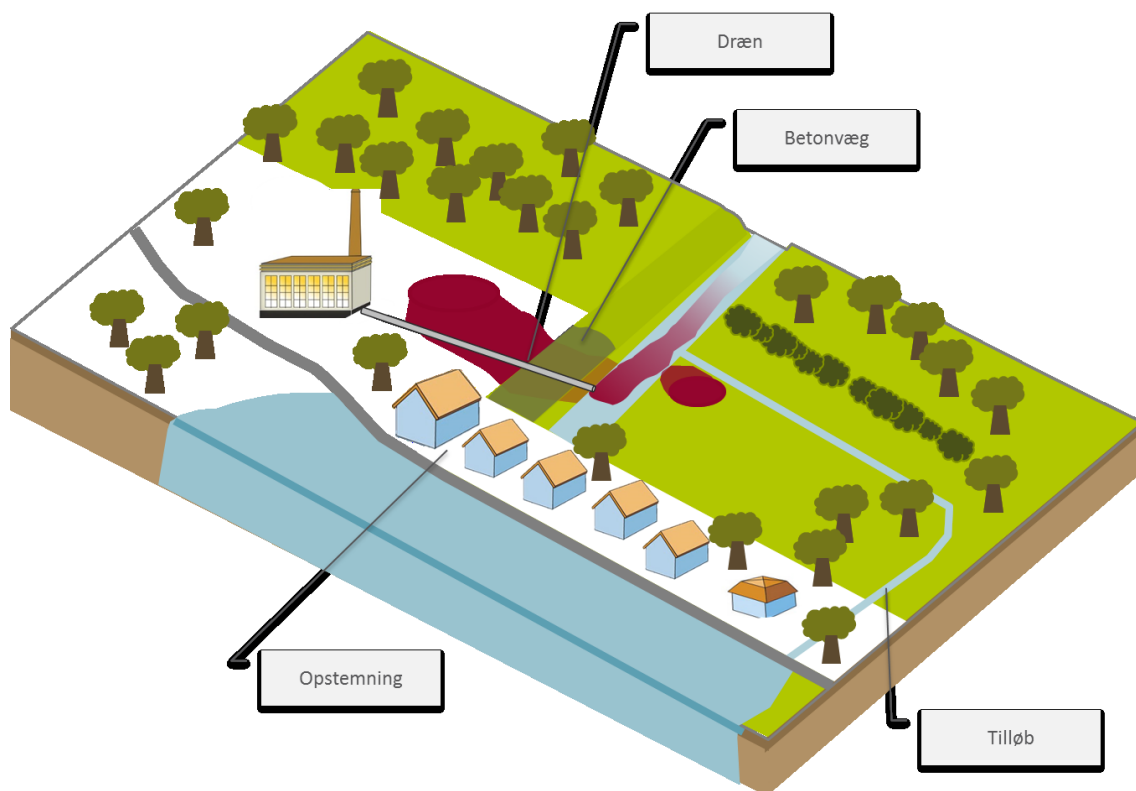
Konceptuel model, Mølleåen ved Raadvad

I Tabel 5.1 er listet mulige betydende faktorer for forureningstransport og bidrag til vandføring.

Tabel 5.1 Betydende faktorer for Raadvad. Baseret på oplysninger inden igangsætning af undersøgelser i nærværende projekt.

Faktor	Betydning for forurenings-transport	Betydning for bidrag til vandføring
Opstemning (fysiske forhold)	Nej	Ja, men kun i begrænset omfang, da der meget sjældent åbnes for sluserne
Betonvæg (fysiske forhold)	Ja, forureningsspredning til vandløb kan ske gennem revner i betonvæg, eller efter betonvæg	Nej
Dræn (afløb)	Ja, såfremt det ligger i niveau med terrænnært grundvand og dermed kontakt mellem forurening og vandløb	Nej, ganske lille vandføring herfra og i perioder tørlagt
Tilløb (omløb)	Nej	Ja, da vandføringen er væsentlig højere her end i selve vandløbet. Dermed stor indflydelse på opblanding af forurening

I Figur 5.3 er skitseret en konceptuel model for lokaliteten og de betydende faktorer i forhold til at vurdere forureningens potentielle risiko overfor vandløbet.



Figur 5.3 Konceptuel model for lokaliteten i Raadvad. Modellen er baseret på oplysninger inden igangsætning af undersøgelser i nærværende projekt.

Aktiviteter og monitoringsprogram, Mølleåen ved Raadvad

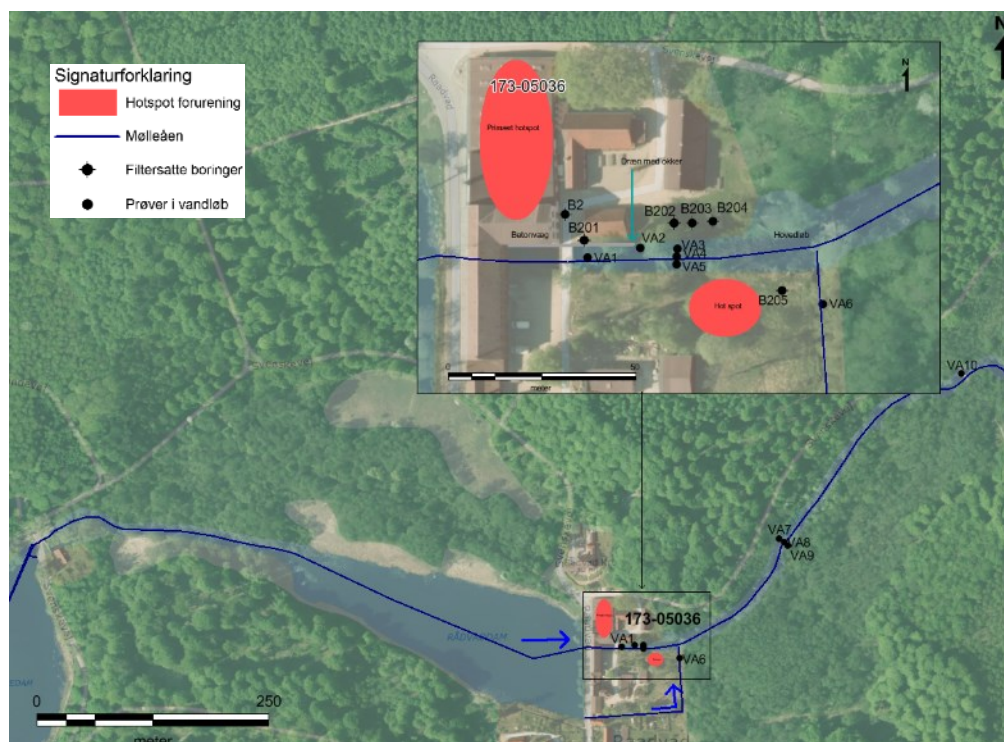
I Figur 5.4 ses lokaliteten, de 2 kildeområder med klorerede opløsningsmidler, betonvæg, dræn, placering af Radvaddam, hovedløb og omløbet i Mølleåen, samt monitoringspunkter i nærværende projekt.

Forinden opstart af vandprøvetagning i Raadvad, er der udført en boring B205 ved formodet kildeområde på sydsiden af hovedløbet. Boringen er ført til 4,0 m u.t. og filtersat 1,0-4,0 m u.t. i vandførende sandlag og i tørv og gytje.

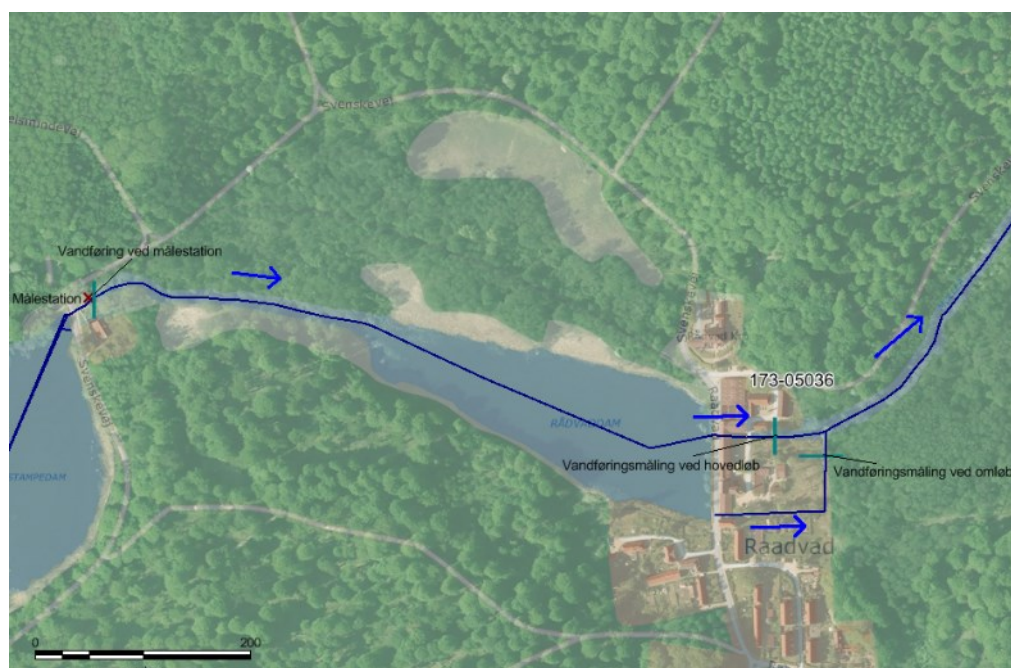
I nærværende projekt er der på baggrund af tidligere målinger i hovedløbet og omløbet, valgt at placere vandprøvetagningen i vandløbet som vist i Figur 5.4. Der er hver måned udtaget 10 vandprøver fordelt i vandløbet, samt udtaget vandprøver fra borerne B201, B202 og B205. Derudover er der opsat diverse i de tre førnævnte borer til registrering af grundvandsspejlets fluktuationer hen over året. Første vandprøvetagningsrunde er gennemført 20. juni 2016 og den sidste prøverunde er udført 16. maj 2017. Der er således udført 12 prøvetagningsrunder. Det er tilstræbt at udtage vandprøverne på nogenlunde samme tid på måneden. Det er valgt at udtage vandprøver i 2 tværprofiler i vandløbet, så den tidlige variation af opblandingszonen kan belyses.

I Raadvad er der ikke opstillet en målestation i vandløbet, da der ca. 700 meter opstrøms lokaliteten står en målestation, som er ejet og drevet af Naturstyrelsen (NST nr. 500051, Hymer nr. 50.10). I nedenstående Figur 5.5 ses placeringen af målestationen i forhold til lokaliteten.

I Mølleåen er der foretaget vandføringsmålinger hhv. ved målestationen, i hovedløbet i Mølleåen, hvor det formodes, at forureningsfanen indsviver til åen, samt i omløbet. Der er foretaget 12 vandføringsmålinger med vingemålinger (se afsnit 3) i hhv. hoved- og omløbet og tilsvarende målinger ved målestationen i perioden juni 2016 til maj 2017.



Figur 5.4 Situationsplan, der viser hvor i hovedløbet og omløbet, der er udtaget vandprøver. Der er derudover udtaget vandprøver fra boring B201, B202 og B205. Vandstanden er logget i alle tre borer i hele monitoringsperioden. Vanddybden i åen i nærheden af kildeområdet er omkring 1-1,5 meter.



Figur 5.5 Situationsplan med placering af målestation (rødt kryds), samt markering af steder på hovedløb og omløb, hvor der er foretaget vandføringsmålinger (grøn streg). De blå pile angiver, hvilken vej vandet strømmer i vandløb og omløb.

5.2 Skjern ved Kirke Å

På Bredgade 1-9 i Skjern lokalitetsnr. 669-90035, har der tidligere været et renseri i perioden 1939-ca. 1970, og autoværksted med detailsalg i perioden 1945-1962. Der er konstateret

forurening af jord og terrænnært grundvand med olieprodukter og klorerede opløsningsmidler (primært PCE) og nedbrydningsprodukter heraf. Der er identificeret to kildeområder i forhold til de klorerede opløsningsmidler på lokaliteten, hhv. hvor det tidligere renseri lå (kildeområde 1), og på den vestlige del af grunden, hvor der kan være bortskaffet renseriaffald (kildeområde 2).

Lokaliteten er udvalgt til projektet fordi:

- Kirkeå formodes at være et grundvandsfødt vandløb.
- Type 2 vandløb, dvs. mellemstort vandløb.
- Typisk forurenet lokalitet med klorerede opløsningsmidler som følge af et tidligere renseri.
- Der er foretaget flere undersøgelser i Kirkeå i forhold til forurening af overfladevand.

Beskrivelse af lokaliteten ved Kirkeå i Skjern

Lokaliteten grænser mod syd op til Kirkeå, som løber fra nord mod syd. Kirkeå er et type 2 vandløb i henhold til vandplanen. Vandløbets bredde varierer mellem 3,0-5,0 m (smallest før jernbanebroen), mens vanddybden varierer mellem 0,45 til 1,0 m, dybest ved VA1 og VA4. Der er langs vandløbet observeret flere regnbetingede udløb. Der er endvidere et dræn, som udløber til Kirkeå i formodet indsivningszone for grundvandsforureningen. Drænet er for det meste delvist vanddækket, og vandprøver er udtaget nedenfor drænets udløb. Det har ikke altid været muligt at se et udløb fra drænet. I nedenstående Figur 5.6 ses drænet.

Type 2 vandløb (mellem vandløb) karakteriseres bl.a. ved at have et oplandsareal 10 - 100 km², vandløbsbredde 2-10 m og en medianminimumsvandføring på 10-200 l/s (Miljøstyrelsen, 2004)



Figur 5.6 Dræn som har tilløb til Kirkeå (VA6)

På selve lokaliteten er der i 2012 udført borer til mellem 4,0 og 13 m u.t. I borerne er der truffet sandlag i varierende tykkelse og med indslag af tørv. Tørve- og sandlaget er vandførende fra ca. 2,0 m u.t. I enkelte borer er der truffet lerlag på op til 4,6 meters tykkelse, omkring 5-7 m u.t. Lokalt kan der i kraft af ler- og/eller tørvelag forekomme strømning i andre retninger, f.eks. ved lokalitetens nordøstlige hjørne, hvor resultaterne peger på en vis spredning mod nordøst. Forureningsspredningen er overvejende rettet mod syd mod Kirkeå, hvor både det terrænnære og primære grundvand strømmer mod. Grundvandsforureningen er ikke afgrænset mod vandløbet, idet der blev påvist høje koncentrationer af de klorerede nedbrydningsprodukter (cis-DCE og VC) i en boring nær åen. Der er udført borer syd for Kirkeå, hvor der ikke er påvist indhold af de klorerede opløsningsmidler eller nedbrydningsprodukter,

og hvor trykniveauet er højere end i boringerne, der er udført på lokaliteten. Det indikerer, at terrænnært grundvand, og dermed forurening, afdrænes til Kirkeå. (Region Midtjylland, 2012).

Lokaliteten er tidligere undersøgt i 2016 (Miljøstyrelsen, 2016). I projektet blev der etableret boringer på lokaliteten til lokalisering og afgrænsning af forureningsfanen ned til vandløbet, boringerne B201-B205. Boring B201 er etableret i kildeområdet, hvor de kraftigste indhold af klorerede opløsningsmidler blev påvist i 2012 (kildeområde 2), mens boringerne B202-B204 blev etableret langs brinken til Kirkeå. Boringerne er alle filtersat i det terrænnære vandførende sandlag. På baggrund af vandprøver fra boringerne, er der en indikation på, at forureningsfanen udsiver til vandløbet omkring boring B202 og boring B203, men at fanen er afgrænset af boringerne B204-B205. Til belysning af opblandingszonen blev der udtaget vandprøver i et transekt tre steder i vandløbet. Resultaterne fra vandprøverne viste, at den fuldstændige opblanding først var opnået 300 meter nedstrøms forventet indsivning af forureningen.

I projektet blev der ydermere udtaget vandprøver fra piezometre på tværs af vandløbet 2 steder til verificering af en mulig udstrømning til vandløbet via det terrænnære grundvand. Vandprøver fra 2 piezometre, placeret lige umiddelbart ud for B202, viste høje indhold af primært VC i vandløbsbunden, men der var ikke tegn på opadrettet gradient i piezometrene. I rapporten er det derfor konkluderet, at det er usikkert, hvorvidt der forekommer en diffus udsivning af den forurenede fane, gennem brinken i Kirkeå, og at selve transporten i grundvandet sker under vandløbet.

NIRAS har i forbindelse med nærværende projekt udført DTS-målinger til bestemmelse af indstrømningsområder i overfladevand, med temperatur som tracer. Rapporten er vedlagt i bilag A. En kort forklaring af arbejdet fremgår i afsnit 5.1. Målingerne er udført to gange, hhv. i oktober 2016 og i slutningen af januar/starten af februar 2017.

På baggrund af DTS-måling i oktober 2016 blev der ikke identificeret indikation på indstrømning af grundvand i vandløbet. I januar/februar 2017 blev der derimod på baggrund af DTS-målingen identificeret 3 mulige indstrømningsområder. Selvom der ikke blev identificeret indstrømningsområder i oktober 2016, blev der alligevel etableret 6 piezometre fordelt i vandløbet i det område, hvor det forventes at evt. forureningsfane kan indsy fra vandløbsbunden (se Figur 5.7).



Figur 5.7 Placering af piezometre F1-F6 i Kirkeå efter DTS-måling i oktober 2016. (kort stammer fra bilag A). Røde cirkler er indikation på grundvandsindstrømning

Der blev derudover foretaget måling af temperaturprofiler i den øverste 0,5 m under vandløbsbunden. I

oktober 2016 er temperaturprofilernes gradienter signifikant mindre end i januar/februar 2017. Forskellen i gradienterne indikerer, at Kirkeå er et dynamisk system, hvor indstrømning har en tidlig variation. Den højeste masseflux er i oktober 2016 opnået i området ved piezometer F2

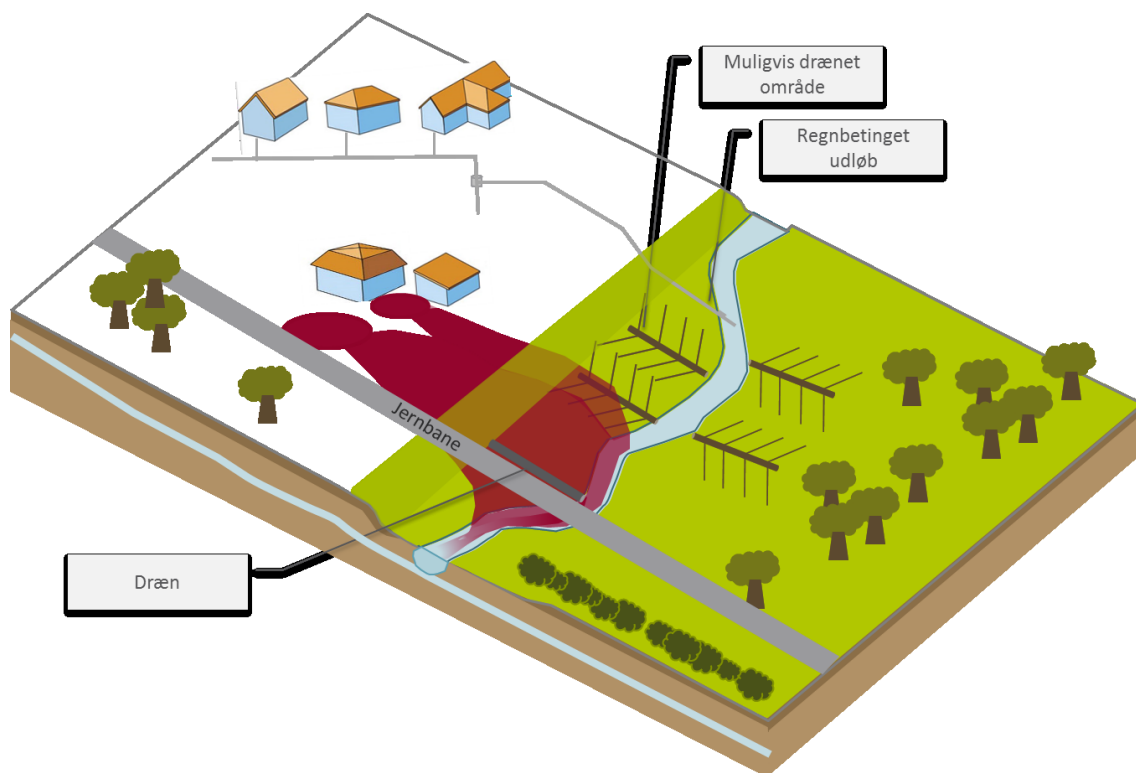
og F3 med henholdsvis 2,1 og 2,6 g/år. I februar 2017 er den højeste masseflux estimeret i F6 med 22,7 g/år. Den laveste masseflux opnås ved piezometer F4 med 0,1 g/år i både oktober 2016 og februar 2017. Generelt er massefluxene højere i februar 2017 end i oktober 2016.

Konceptuel model, Kirkeå i Skjern

I Tabel 5.2 er listet betydende faktorer fra den konceptuelle model forud for nærværende undersøgelse. I Figur 5.8 er skitseret en konceptuel model for lokaliteten og de betydende faktorer i forhold til at vurdere forureningens potentielle risiko overfor vandløbet.

Tabel 5.2 Betydende faktorer for Kirkeå. Baseret på oplysninger inden igangsætning af undersøgelser i nærværende projekt.

Faktor	Betydning for forureningstransport	Betydning for bidrag til vandføring
Regnbetingede udløb opstrøms det mulige område med indsivning af forurening til vandløbet	Nej	Ja, det kan have indflydelse på vandføringen og dermed opblandingen af forureningen
Regnbetingede udløb nedstrøms det mulige område med indsivning af forurening til vandløbet	Nej	Ja, det kan have indflydelse på vandføringen og dermed opblandingen af forureningen. Derudover kan udløb undervejs "forstyrre" opblandingen og afstanden til forventet fuld opblanding
Dræn	Ja, såfremt der er hydraulisk kontakt mellem dræn, lokalitet og vandløb	Ja, kan have indflydelse på vandføringen
Drænet område	Ja, men det har ikke været muligt at finde gamle drænkort	Nej, da der ikke er observeret tilløb fra markdræn el.lign. til vandløbet



Figur 5.8 Konceptuel model for lokalitet i Skjern og Kirkeå. Modellen er baseret på oplysninger inden igangsætning af undersøgelser i nærværende projekt.

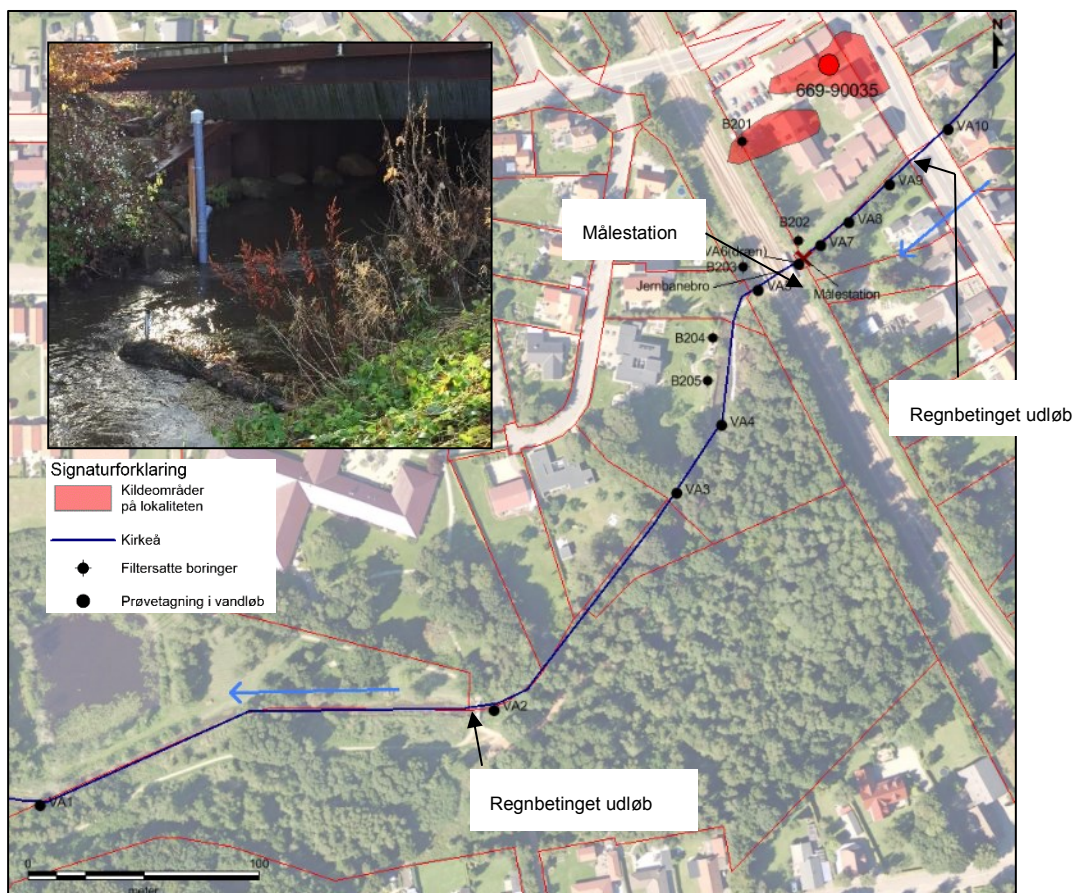
Aktiviteter og monitoringsprogram, Kirkeå i Skjern

I Figur 5.9 ses lokaliteten, de 2 kildeområder med klorerede opløsningsmidler, Kirkeå, jernbanebro, dræn (VA6), samt vandprøvetagningen i vandløbet.

I nærværende projekt er der på baggrund af tidligere målinger, foretaget i Kirkeå, valgt at placere vandprøvetagningen i vandløbet som vist i Figur 5.9. Der er hver måned udtaget 10 vandprøver fordelt i vandløbet, samt udtaget vandprøver fra borerne B201 og B202. Derudover er der opsat diverse i borerne B201 og B202 til registrering af grundvandsspejlets fluktuationer hen over året. Første vandprøvetagningsrunde er gennemført 18. november 2016 og den sidste prøverunde er udført 17. oktober 2017. Der er således udført 12 prøvetagningsrunder. Det er tilstræbt at udtage vandprøverne på nogenlunde samme tid på måneden.

Der er i juli måned 2016 etableret en målestation i Kirkeå (nr. 25.45). I Figur 5.9 ses placeringen af denne, samt et billede af målestationen. Målestationen er placeret, hvor forureningsfaren indsviger til Kirkeå.

Ved målestationen er vandstanden målt pr. halve time og der er samtidig udført vandføringsmåling 12 gange i samme periode ved stationen. Vandføringsmålingen er udført på den dag, hvor der er udtaget vandprøver i vandløb og fra dræn.



Figur 5.9 Situationsplan med placering af målestation i Kirkeå.

5.3 Lilleskovvej ved Brændholtafløbet

Lilleskovvej Losseplads er beliggende vest for Tommerup Stationsby på et tidligere lavtliggende vådområde i den sydvestlige del af Fyn. Arealet af pladsen er anslået til at være ca. 23.000 m² med en fyldmægtighed på 2-3 m. Affaldsmængden er skønnet til 45.000 m³. Lossepladsen er afdækket med råjord og henligger i dag som græsningsareal. Lossepladsen er i nord og vest afgrænset af Brændholtafløbet og ligger helt ned til vandløbet. Deponeringen af dagrenovation, jordfyld og haveaffald samt kemikalieaffald i form af malingaffald, kromslam og bejdseaffald startede i 1964 og sluttede i midten af 70'erne. Deponering af bl.a. dagrenovation og kemikalieaffald er sket på den sydvestlige del, mens den nordlige del er anvendt som fyldplads til ren jord. Der er gennemført flere undersøgelser på lossepladsen, der viser at de højeste koncentrationer af oliekomponenter er påvist i den sydvestlige del af lossepladsen (Miljøstyrelsen, 2014a).

Lokaliteten er udvalgt til projektet fordi:

- Lokaliteten er en losseplads, hvor forureningen udgøres af BTEX og perkolat.
- Type 1 vandløb, dvs. mindre vandløb med lav vandføring.
- Der er mange dræn.
- Lille sandsynlighed for påvirkning fra andre punktkilder.
- Der er tidligere undersøgelser på lokaliteten.

Type 1 vandløb (lille vandløb) karakteriseres bl.a. ved at have et oplandsareal < 10 km², vandløbsbredde < 2 m og en medianminimumsvandføring på 0-10 l/s (Miljøstyrelsen, 2004)

Beskrivelse af lokaliteten ved Brændholtafløbet ved Lilleskovvej i Tommerup

I den sydvestlige del af pladsen ned mod vandløbet under fyldet, er der truffet et ca. 1 m lag af tørv og planterester. Der er under tørv påvist et tykt lerlag, som tyder på at være et sammenhængende og vandstandsende lag gående fra den sydlige del til den nordlige del af lossepladsen langs Brændholtafløbet. På lossepladsen træffes et terrænnært grundvandsspejl i

det nedre fyldlag og øverste del af de intakte aflejringer. På baggrund af pejledata er det tidligere vurderet, at der findes et sammenhængende terrænnært vandspejl med strømning i nordlig til vestlig retning mod Brændholtafløbet. Ud fra undersøgelse udført i 2014 tyder det på, at de betydende transportveje af det terrænnære grundvand vil foregå i den nedre del af fyldet samt den øverste del af de intakte aflejringer bestående af ler blandet med planterester ned til ca. 1,5 m's dybde, hvor et sammenhængende og vandstandsende lerlag afgrænser den videre nedsivning. Ud fra boreprofilerne fra de eksisterende borer langs Brændholtafløbet samt niveauplaceringen af vandløbet, tyder det på, at det vandstandsende lerlag optræder umiddelbart under vandløbet på den undersøgte strækning ud for lossepladsgrunden (Miljøstyrelsen, 2014a).

Vandløbet er meget smalt, ca. op til 1-2 meter i bredden, og vandstanden i vandløbet er beskedent de fleste steder, mellem ca. 5 cm til 40 cm.

Langs lossepladsens udstrækning ved brinken til Brændholtafløbet er der observeret 3 rør fra lossepladssiden, der har direkte udløb til vandløbet. Rørene er benævnt dræn 1, dræn 2 og dræn 3. Derudover er der et mindre tilløb til vandløbet i den nordlige ende af lossepladsen, hvor endnu et dræn (dræn 4) fra lossepladsen har udløb til se Figur 5.9-5.12. I (Miljøstyrelsen, 2014a) er det vurderet, at dræn 3 afdræner fra under lossepladsen og dræn 2 afdræner i udkanten af lossepladsen, mens dræn 1 vurderes ikke at have kontakt med lossepladsen.



Figur 5.10 Dræn 2 på Lilleskovvej.



Figur 5.11 Dræn 3 på Lilleskovvej.



Figur 5.12 Dræn 4 på Lilleskovvej.



Figur 5.13 Udløb fra primært dræn 4 på Lilleskovvej.

Under vandprøvetagning i vandløbet er der observeret perkolatudsivning fra brinken på en større strækning, primært på den del af vandløbet, der grænser op til den sydvestlige del af lossepladsen. Perkolatudsivningen er især synlig på strækningen VA2-Dræn 3, samt et mindre udsnit mellem VA5 og VA6 (se Figur 5.13, 5.14 og 5.18).



Figur 5.14 Perkolatudsivning fra brink ved VA3 på Lilleskovvej.



Figur 5.15 Perkolatudsivning fra brink mellem VA5 og VA6 på Lilleskovvej.

I rapporten fra 2014 blev der foretaget temperaturmålinger, nedsat piezometre mv. til lokalisering af indsivningszoner af grundvand. Men det var ikke muligt at verificere hydraulisk kontakt mellem grundvand og vandløb. Der er dog indikation på, at der sker stoftilførsel fra det vandløbsnære grundvand. Da det ikke har været muligt at påvise en betydelig hydraulisk kontakt i

selve åbunden på den undersøgte strækning, vurderes tilførslen hovedsageligt at være sket via intern afstrømning fra brinken (Miljøstyrelsen, 2014a).

NIRAS har i forbindelse med nærværende projekt udført DTS-målinger til bestemmelse af indstrømningsområder i overfladevand, med temperatur som tracer. Rapporten er vedlagt i bilag A. En kort forklaring af arbejdet fremgår i afsnit 5.1. Målingerne er udført to gange, hhv. i oktober 2016 og i februar 2017.

Under måling med DTS i vandløb med lav vandstand, kan temperaturmålingen let påvirkes af f.eks. solen, eller lufttemperaturen. Derudover er temperaturmålingerne påvirket af vandet, der tilløber fra dræn. På baggrund af DTS-måling i oktober 2016 blev der ikke identificeret områder med indstrømning af grundvand i vandløbet. I februar 2017 er der på baggrund af DTS-målingen identificeret ét muligt indstrømningsområde. Der blev i oktober 2016 efter DTS-måling installeret



6 piezometre jævnt fordelt på hele vandløbsstrækningen (se Figur 5.16).

Figur 5.16 Placering af piezometre F1-F6 i Brændholtafløbet efter DTS-måling i oktober 2016. Kortet stammer fra bilag A.

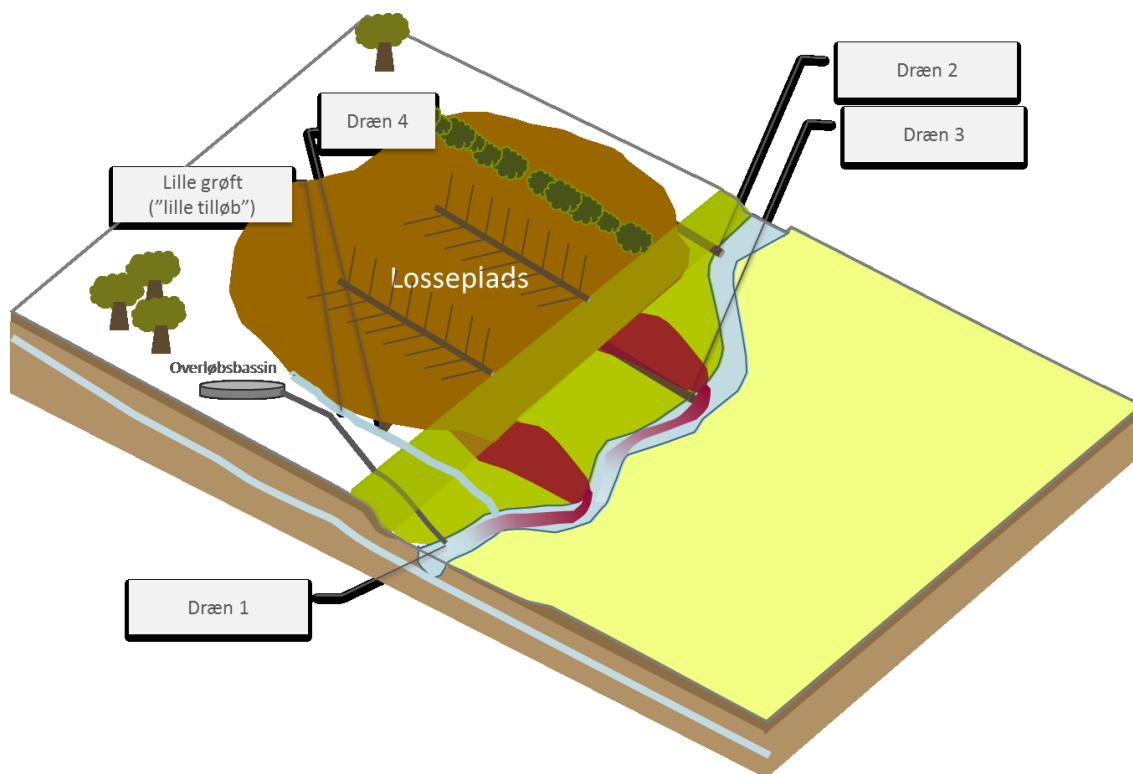
I oktober 2016 og februar 2017 blev der foretaget måling af temperaturprofiler i den øverste 0,5 m under vandløbsbunden. I oktober 2016 er der generelt estimeret de højeste vertikale grundvandsfluxe. Generelt var de vertikale grundvandsfluxe meget lave, hvilket er forventet som følge af den siltede geologi, der er observeret på lokaliteten.

Konceptuel model, Brændholtafløbet ved Lilleskovvej

I Tabel 5.3 fremgår de betydende faktorer fra den konceptuelle model. I Figur 5.17 er skitseret en konceptuel model for lokaliteten og de betydende faktorer i forhold til at vurdere forureningens potentielle risiko overfor vandløbet.

Tabel 5.3 Betydende faktorer for Lilleskovvej Losseplads. Baseret på oplysninger inden igangsætning af undersøgelser i nærværende projekt.

Faktor	Betydning for forureningstransport	Betydning for bidrag til vandføring
Dræn 1 fra overløbsbassin med høj vandføring (på niveau med vandløb)	Nej, da analyser af vandprøver fra dræn (perkolatparametre) ikke viste tegn på kontakt mellem dræn 1 og losseplads	Ja, stor betydning i forhold til opblanding nedstrøms på grund af høj vandføring i dræn 1
Dræn 2 (bl.a. tørlagt i august)	Ja, pga. kontakt til losseplads ud fra analyser for perkolatparametre. Dog mindre betydning end dræn 3, da dræn 2 i perioder er tørlagt	Mindre betydning, da det i perioder er tørlagt og vandføringen er begrænset
Dræn 3 med lille vandføring i forhold til vandløb	Ja, pga. kontakt til losseplads ud fra analyser for perkolatparametre.	Ja, en vis betydning i forhold til opblanding. Dog er vandføringen målt til at være en faktor ca. 20-40 gange mindre end i selve vandløbet
Dræn 4 med begrænset vandføring	Ja pga. kontakt til losseplads ud fra analyser for perkolatparametre.	Mindre betydning, da vandføringen er minimal
Lille grøft, som leder vand fra dræn 4 fra losseplads til vandløb	Ja, pga. hydraulisk kontakt	Ja i forhold til opblanding. Der er ikke på nuværende tidspunkt data for vandføringen



Figur 5.17 Konceptuel model for Lilleskovvej Losseplads og Brændholdtafløbet. Modellen er baseret på oplysninger inden igangsætning af undersøgelser i nærværende projekt.

Aktiviteter og monitoringsprogram, Brændholtafløbet ved Lilleskovvej

I Figur 5.11 ses lokaliteten, Brændholtafløbet, de fire dræn der har tilløb til vandløbet, boringer udført i tidligere undersøgelser og i nærværende projekt, samt vandprøvetagningen i vandløbet.

Der er forud for igangsættelsen af monitoringen etableret 4 boringer på lossepladsen. Boringerne er udført så tæt som muligt på vandløbet og er fordelt med tre boringer på den sydvestlige del af lossepladsen og én boring på den nordlige del af lossepladsen. Boringerne er benævnt B401-B404, og placeringen af disse ses på Figur 5.18. Boringerne er fortrinsvist etableret på den sydvestlige del af lossepladsen, da det er her der tidligere er påvist de højeste koncentrationer af oliekomponenter. Det er samtidig på den strækning, hvor der tydeligt ses udsivning af perkolat fra brinken ned til Brændholtafløbet. De geologiske forhold i boringerne viser et fyldlag fra ca. 1,5-2,8 m u.t. underlejret af vandførende sandlag til boringernes bund 4-5 m u.t. Fyldlaget består bl.a. af muld og sand med tegl, slagge og plast.

Boring B401 er pejlet til ca. 2,5 m u.t. (+52,82 DVR90), B402 til ca. 2,0 m u.t. (+54,17 DVR90), B403 til ca. 1,4 m u.t. (+ 54,28 DVR90) og B404 til ca. 2,5 m u.t. (+54,29 DVR90).

Den 11. november 2017 er der udtaget vandprøver i alle fire boringer og i en eksisterende boring B201 på lokaliteten. På baggrund af analyseresultaterne, blev det besluttet at benytte boring B401 og B402 til at repræsentere kildestyrken i det terrænnære grundvand på lossepladsen. De højeste koncentrationer blev påvist i B401 og B402, og boringerne er etableret tættest på vandløbet, hvor der er observeret udsivning af perkolat fra brinken til Brændholtafløbet.

I nærværende projekt er det på baggrund af tidligere målinger, foretaget i Brændholtafløbet, valgt at placere vandprøvetagningen i Brændholtafløbet som vist i Figur 5.18. Der er hver måned udtaget 11 vandprøver fordelt i vandløbet, samt udtaget vandprøver fra boringerne B401 og B402. Derudover er der opsat diverse i boringerne B401 og B402 til registrering af grundvandsspejlets fluktuationer hen over året. Første vandprøvetagningsrunde er gennemført 9. november 2016 og den sidste prøverunde er udført 11. oktober 2017. Der er således udført 12 prøvetagningsrunder. Der er først udtaget vandprøver i tilløb fra dræn 4 fra februar 2017. Det er tilstræbt at udtage vandprøverne på nogenlunde samme tid på måneden.

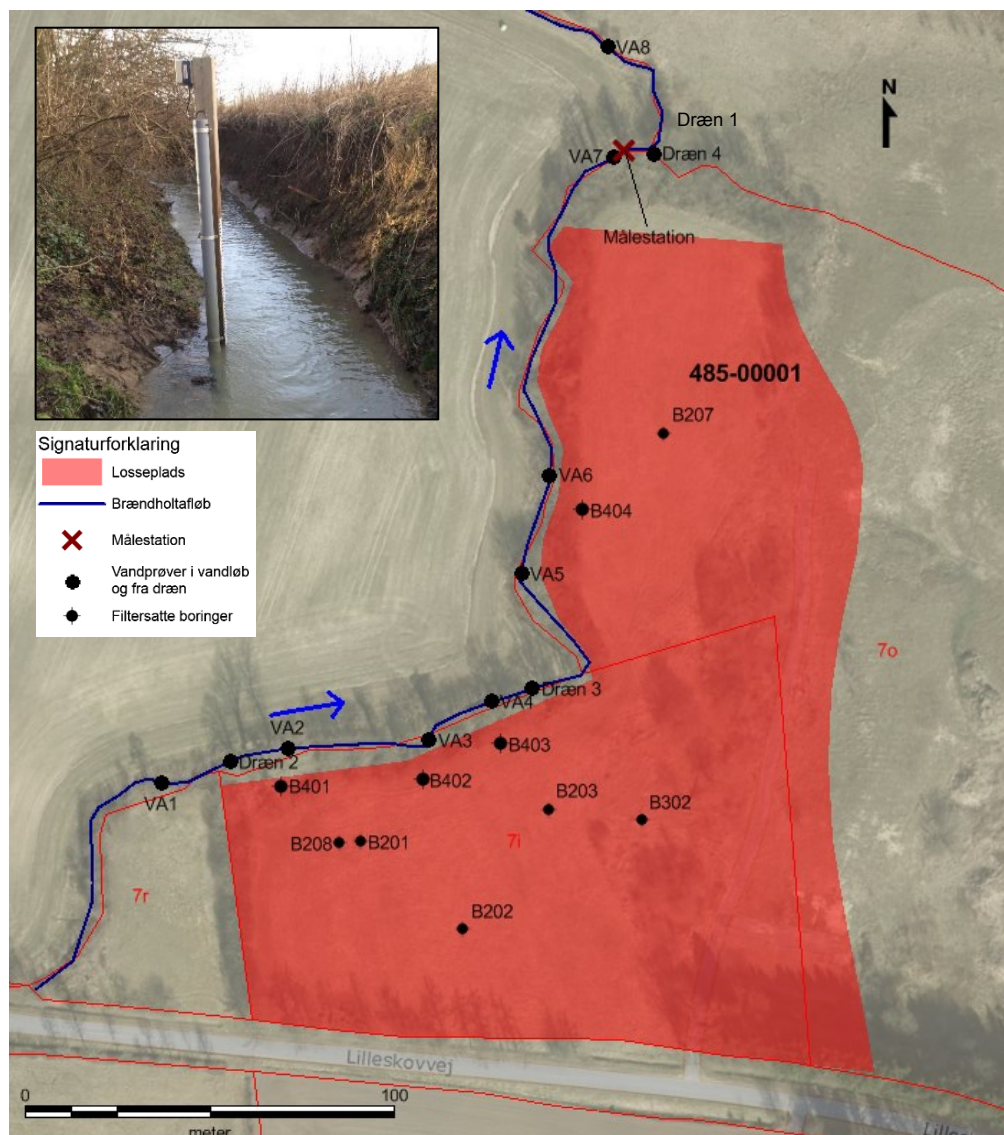
Der er udført vandføringsmåling fra dræn 2 og dræn 3 tre gange i måleperioden. Der blev i dræn 2 målt en vandføring mellem 0,007 og 0,09 l/s, mens der blev målt vandføring i dræn 3 på mellem 0,05 og 0,38 l/s.

På lokaliteten Lilleskovvej er der som nævnt ovenfor flere dræn, som har udløb til Brændholtafløbet. Dræn 2 og dræn 3 har udløb til åen over åens vandspejl, hvorfor vandprøven er udtaget direkte fra drænet. Dræn 4 har ikke direkte udløb til åen, men vurderes i størstedelen af perioden at være det primære udløb til åen i et tilløb. Vandprøven dræn 4 er udtaget lige før udløb til åen. Det sidste dræn (dræn 1) er nedsænket under vandløbets vandspejl, og der er ikke udtaget vandprøve i vandløbet ved det dræn.

Der er i juni måned 2016 etableret en målestation i Brændholtafløbet (nr. 46.18). I nedenstående figur ses placeringen af denne, samt et billede af målestationen. Det er valgt at placere målestationen i vandløbet nedstrøms lossepladsens udstrækning, da der på åstrækningen, hvor lossepladsen er udbredt, er observeret flere tilløb fra dræn.

Ved målestationen er der udført vandføringsmåling 8 gange i en periode på et år. Vandføringsmålingen er udført på den dag, hvor der er udtaget vandprøver i vandløb og fra dræn. Årsagen til, at der i Brændholtafløbet er udført 8 vandføringsmålinger, sammenlignet med 12 vandføringsmålinger på de to andre lokaliteter skyldes, at det første sted, der blev valgt til at

placere målestationen, var der meget lidt vand, hvilket krævede installation af et overløb. Der blev sidenhen, inden vandprøvetagningen, valgt et andet sted til målestationen og etableret det nødvendige overløb. På grund af disse merudgifter, blev det vurderet at 8 vandføringsmålinger var nok til at få bestemt en QH-kurve for denne del af Brændholtafløbet.



Figur 5.18 Situationsplan med placering af målestation i Brændholtafløbet (Rødt kryds), placering af dræn, boringer og vandprøvetagning (VA1-VA8, dræn 2, dræn 3, dræn 4). Blå pile angiver hvad vej vandet strømmer i vandløbet. Rød markering er udstrækningen af lossepladsen. Et billede af målestationen fremgår i figurens øverste venstre hjørne.

6. Resultater og databehandling

I afsnittet er der foretaget en opsamling på resultater og databehandling, der er gennemført på de tre lokaliteter og vandløb efter et års monitoring. Der er først foretaget en gennemgang af de målte vandføringer og de hydrauliske forhold på lokaliteten og i vandløbet. Herefter er der inddraget resultater af analyser i de vandprøver, som er udtaget i forbindelse med den gennemførte monitoring. I databehandlingen og vurderingen af resultaterne, er der inddraget erfaringer fra undersøgelserne ved Grindsted Å (se afsnit 4). Der er i bilag B foretaget en simulering af længden af blandingszonen på de tre lokaliteter med henblik på at se, om der forekommer en tidlig variation. Hertil er anvendt en analytisk model. Resultaterne er inddraget i afsnit 6.2.1.

Databehandlingen har dannet grundlag for en vurdering af:

- Hvordan varierer vandføringen hen over året, og hvordan hænger den sammen med medianminimumsvandføringen, som anvendes i screeningsværktøjet (afsnit 6.1.1 og 6.1.2)?
- Er der forskel i gradienten mellem vandløb og vandspejl i boringerne på lokaliteten hen over året (afsnit 6.1.3)?
- Hvor meget varierer den simulerede længde af opblandingszonen hen over et år i tre forskellige vandløb (afsnit 6.2.1)?
- Har variationen i vandføringen indflydelse på den opblandede koncentration i vandløbet (afsnit 6.2.2)?
- Er der variation i forureningsfluxen beregnet på baggrund af den opblandede koncentration i vandløbet, og er der en sammenhæng til f.eks. gradienten mod vandløbet eller vandstanden (afsnit 6.2.3)?
- Kan det på baggrund af massebalance og/eller koncentrationen af miljøfremmede stoffer i vandløbet ses, om der er påvirkning fra drænen (afsnit 6.3)?

Lokaliteten ved Raadvad er forurenet med klorerede opløsningsmidler (se afsnit 5.1). Databehandlingen for denne lokalitet fokuseres på de klorerede nedbrydningsprodukter cis-DCE og vinylchlorid (VC), da det er de stoffer, der er konstateret i vandprøverne fra vandløbet.

I databehandlingen i Skjern er der ligeledes valgt de 2 klorerede nedbrydningsprodukter cis-DCE og VC. Begge stoffer er påvist i grundvandet i boringerne, samt i vandprøver nedstrøms målestationen og i VA6 (drænen). Der er desuden påvist indhold af TCE og PCE i enkelte vandprøver, men da stofferne er påvist i så få vandprøver, kan de ikke bruges til databehandling ift. opblandingszone (se afsnit 5.2).

Der er analyseret for en række parametre i vandprøverne fra Brændholtafløbet og boringerne. I databehandlingen er det valgt at se på barium, da det er konstateret over kvalitetskravet i hele perioden samt xylener, som er de dominerende af BTEX'erne. Til at repræsentere lossepladssperkolat er der medtaget jern og ammonium+ammoniak (se afsnit 5.3).

6.1 Vandføring og hydraulisk gradient

Der er variation i vandføringen i et vandløb hen over året. I dette afsnit er der først foretaget en opsamling på variationen i vandføringen. Herefter er de målte vandføringsdata sammenlignet med medianminimumsvandføringen, som anvendes i screeningsværktøjet, og middelvandfø-

ringen for de tre vandløb. Endelig er der foretaget en vurdering af den hydrauliske gradient mellem det terrænnære grundvand og vandløbet. Der er således set på de hydrauliske forhold, mens de kemiske forhold er videre behandlet i afsnit 6.2.

6.1.1 Vandføring og årstidsvariation

I Tabel 6.1 er listet minimum og maksimum vandføring på de tre lokaliteter. Her ses store udsving i de tre vandløb. I Mølleåen er der en variation i vandføringen fra ca. 4-214 l/s i hovedløbet, svarende til en faktor 50. Vandføringen i Kirkeå varierer med en faktor 8. Brændholtafløbet er stort set tørlagt i nogle perioder, mens der i andre perioder måles en høj vandføring. Fælles for Kirkeå og Brændholtafløbet er, at den højeste vandføring er målt i september og den laveste er målt i juli.

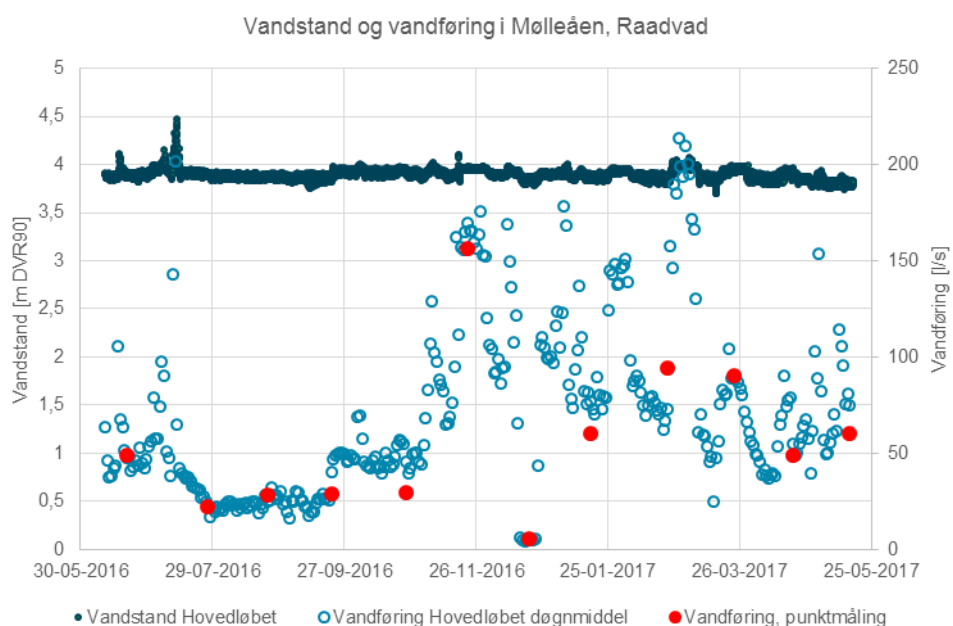
Tabel 6.1 Minimum og maksimumværdier for vandføringen og vandstanden ved de tre lokaliteter

	Mølleåen, Raadvad	Kirkeå, Skjern	Brændholtafløbet, Lilleskovvej
$Q_{\max}$, måned	214 l/s i februar	1590 l/s i februar	1091 l/s i september
$Q_{\min}$, måned	4,4 l/s i december	194 l/s i juli	0,01 l/s i juli
$H_{\max}$, måned	+ 4,5 DVR90 i juli	+ 2,4 DVR90 i september	+ 52,3 DVR90 september
$H_{\min}$, måned	+ 3,7 DVR90 marts	+ 1,9 DVR90 i juni	51,5 DVR90 i juni

I Grindsted blev der observeret en sammenhæng mellem variationen i vandstanden og vandføringen. En stigning i vandstand og vandføring blev observeret efter en periode med nedbør eller snefald i oplandet. Et fald i vandføringen, men stigning i vandstanden var sammenfaldende med en omfattende grødevækst i vandløbet (se afsnit 4.2). En tilsvarende sammenligning er foretaget i nedenstående afsnit for de tre testlokaliteter fra nærværende projekt.

Mølleåen, Raadvad

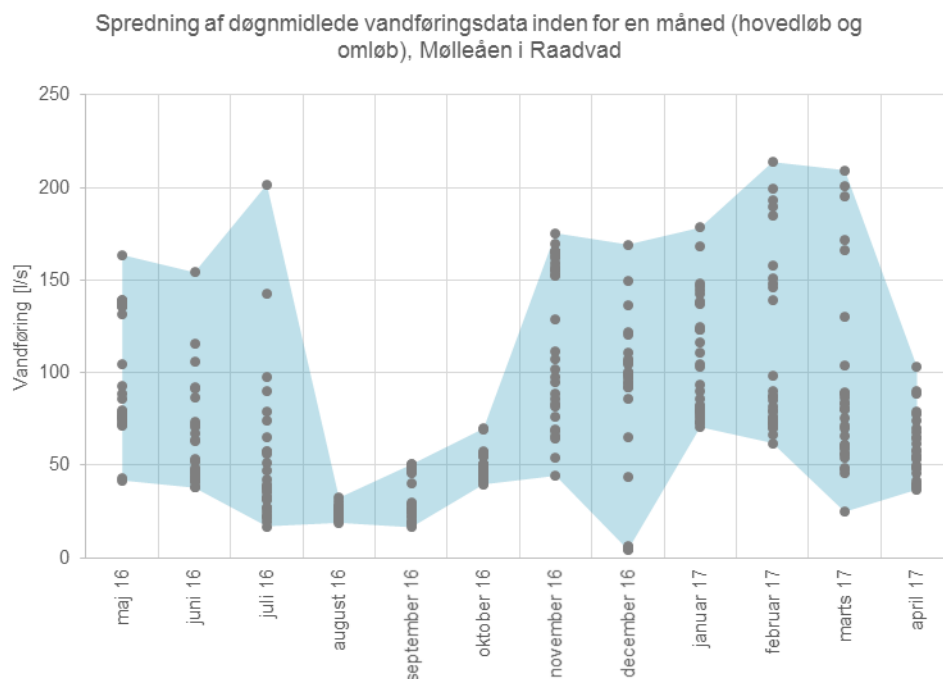
I Mølleåen ved Raadvad observeres ikke umiddelbart en tilsvarende sammenhæng mellem variationen i vandstanden og variationen i den døgnmidlede vandføring (se Figur 6.1). I figuren er kun medtaget vandføringen for hovedløbet, da vandstanden måles før tilløb fra omløbet.



Figur 6.1 Vandstand og døgnmidlet vandføring i Mølleå samt den målte vandføring i forbindelse med monitoreringen

Der er en stigning i vandstanden i juli måned, som kan hænge sammen med et skybrud på dette tidspunkt, som forårsagede overløb ved opstemningen. Ellers er vandstanden meget stabil, hvilket kan skyldes, at vandstanden reguleres i dæmningen opstrøms og størstedelen af vandet ledes via omløbet.

De konkrete vandføringsmålinger i Mølleåen i nærværende projekt følger de døgnmidlede vandføringer. Det betyder, at de målte koncentrationer i monitoreringen kan forventes at være repræsentative for de aktuelle opblandede koncentrationer i vandløbet, se afsnit 6.2. Der er dog i perioden fra november 2016 til februar 2017 observeret større variationer i de døgnmidlede vandføringsdata. Dette påvirker fortoleringen af forureningen og kan dermed give større usikkerhed i vurderingen af den opblandede koncentration på baggrund af f.eks. en enkelt måling i løbet af disse måneder.



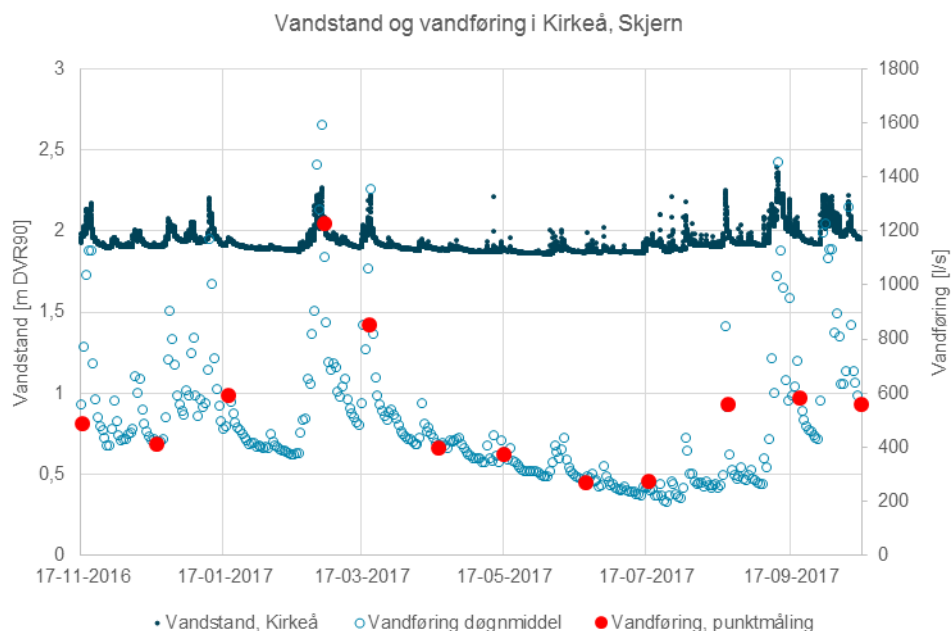
Figur 6.2 Spredning af vandføringsmålinger inden for en måned ved Mølleåen i Raadvad

Spredningen af de døgnmidlede vandføringsmålinger (sum for hovedløbet og omløbet) inden for hver måned er vist i Figur 6.2. Her fremgår det, at der i sommerperioden er en mindre spredning på de døgnmidlede vandføringer, hvilket betyder at en konkret vandføringsmåling i denne periode, har en større sandsynlighed for at ramme en gennemsnitlig værdi for måneden. Mens der er større spredning på vandføringerne i den resterende del af året, hvorved der også vil være større usikkerhed ved en konkret vandføringsmåling i forhold til en månedsmidlet vandføring.

Kirkeå, Skjern

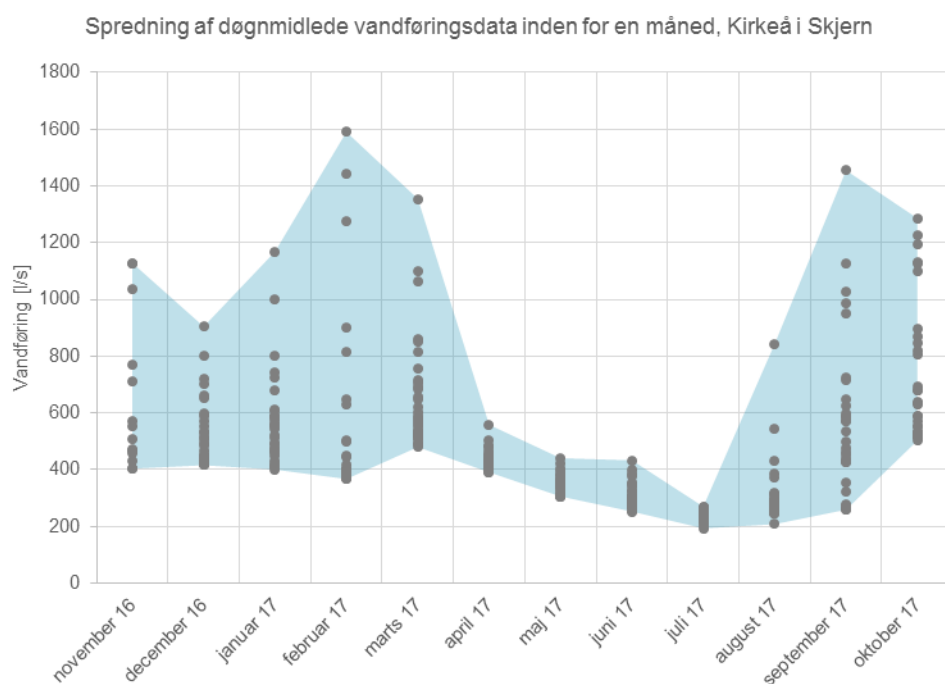
I Figur 6.3 er vist vandføringen og vandstanden i Kirkeå over et år. Det fremgår af figuren, at vandstanden i vandløbet stiger ved en øget vandføring, mens vandstanden har et stabilt niveau, såfremt der sker et fald i vandføringen. Dette kan hænge sammen med, at der er tale om et grundvandsfødt vandløb. Grøde i vandløb kan også have indflydelse på vandføringen i vandløbet, som erfaringer bl.a. også viser fra Grindsted (se afsnit 4). Grøden medfører typisk, at vandstanden i vandløbet stiger, da planterne forhindrer vandets frie passage. I Kirkeå, er der observeret grødeskæring omkring d. 18. juli 2017. Der var skåret grøde (delvis fjernelse) hele vejen ned gennem vandløbet undtagen ved VA1. I Figur 6.3 ses en stigning i vandføringen efter grødeskæringen i juli, dog uden det forventede fald i vandstanden.

I Figur 6.3 er også indsat de punktmålinger af vandføringen, der blev udført i forbindelse med monitoreringen i nærværende projekt. Ifølge figuren ses det, at der generelt er god overensstemmelse mellem de udførte vandføringsmålinger i forbindelse med monitoreringen og de døgnmidlede data. Dog er der i forbindelse med monitoreringen i februar målt en høj vandføring i forhold til de øvrige vandføringsmålinger i denne måned (se også bilag B, Figur 17). Det betyder, at den målte koncentration i vandprøverne sandsynligvis er lavere end ellers forventet i februar måned. Dette er nærmere beskrevet i afsnit 6.2.



Figur 6.3 Vandstand og døgnmidlet vandføring i Kirkeå samt den målte vandføring i forbindelse med monitoreringen

Spredningen af de døgnmidlede vandføringsmålinger inden for hver måned er vist i Figur 6.4.

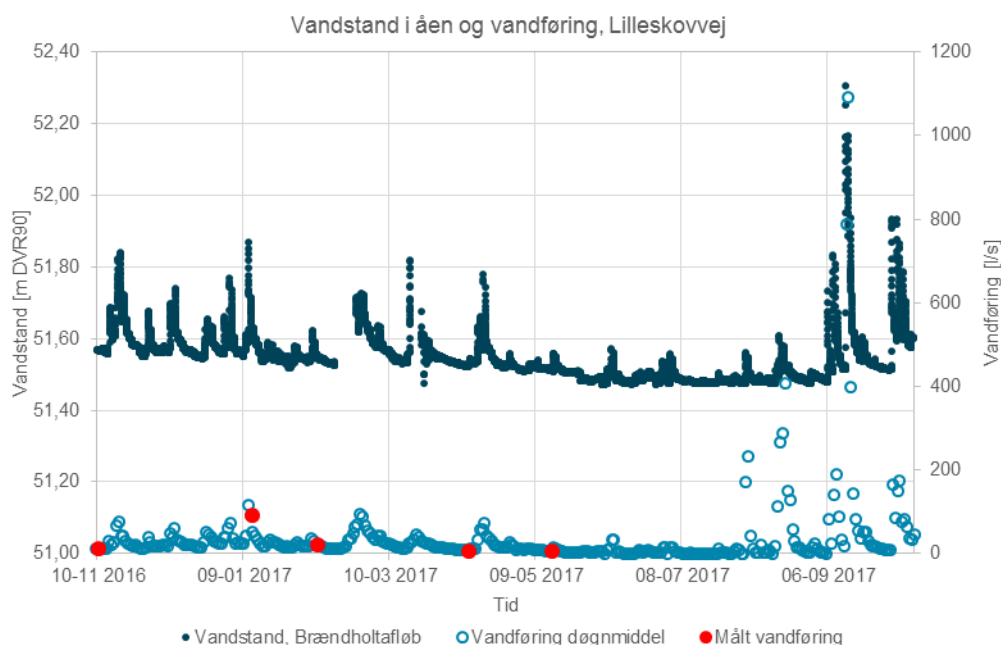


Figur 6.4 Spredning af vandføringsmålinger inden for en måned ved Kirkeå i Skjern

Det fremgår af Figur 6.4, at der i sommerperioden er en mindre spredning på de døgnmidlede vandføringer, hvilket betyder at en konkret vandføringsmåling i denne periode, har en større sandsynlighed for at ramme en gennemsnitlig værdi for måneden. Der er større spredning på vandføringerne i efterår og vinter, hvorved der også vil være større usikkerhed ved en konkret vandføringsmåling i forhold til en månedsmidlet vandføring.

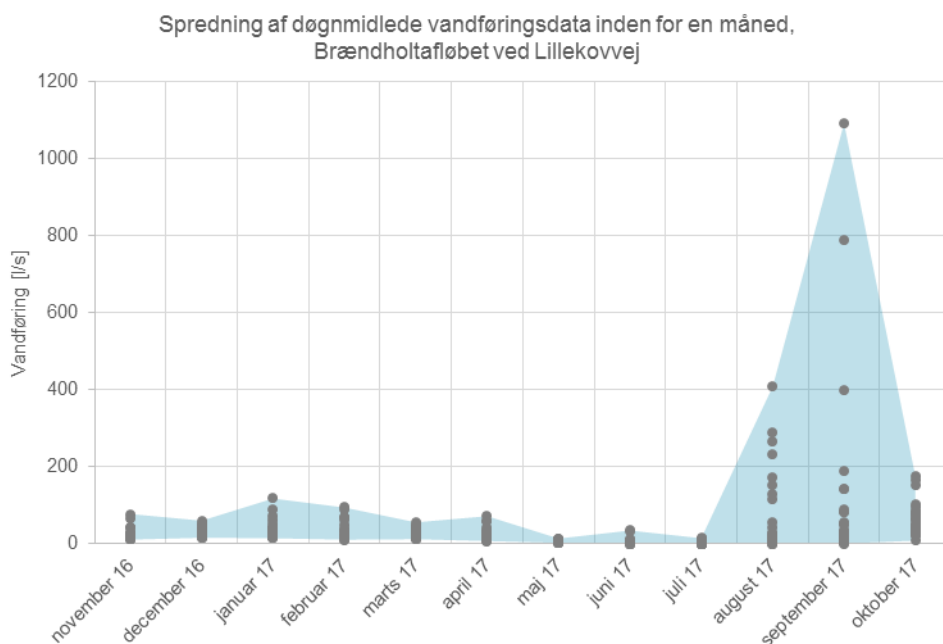
Brændholtafløbet, Lilleskovvej

På Lilleskovvej ses samme tendens som ved Kirkeå, med en stigning i vandstanden ved en øget vandføring i Brændholtafløbet (se Figur 6.5). Vandføringsmålingerne i Brændholtafløbet i forbindelse med monitoreringen i nærværende projekt ligger generelt i den lave ende i forhold til de døgnmidlede vandføringer fra målestationen. Det betyder, at de målte koncentrationer i projektet kan repræsentere et højere niveau, end der reelt kan forventes over en gennemsnitlig måned. Omkring august til oktober 2017 ses en variation i de døgnmidlede vandføringsdata samt en markant stigning i vandstanden, hvilket betyder at resultatet fra vandprøver i denne periode, kan være forbundet med en vis usikkerhed i forhold til en vurdering af forureningspåvirkningen i vandløbet. Dette er nærmere behandlet i afsnit 6.2.



Figur 6.5 Vandstand og døgnmidlet vandføring i Brændholtafløbet samt den målte vandføring i forbindelse med monitoreringen

I Figur 6.6 er vist spredningen af de døgnmidlede vandføringer inden for hver måned. Ligesom ved de to andre lokaliteter er spredningen mellem vandføringerne mindst i sommerperioden. Generelt ses der dog ikke samme store spredning mellem vandføringerne i den resterende del af året, som det var tilfældet ved Mølleåen og Kirkeå. Det er her kun august og september, som har en vis spredning mellem de døgnmidlede vandføringer. Dette kan hænge sammen med, at vandløbet ikke er særlig dybt og dermed påvirkes vandføringen mere af f.eks. kraftig nedbør.



Figur 6.6 Spredning af vandføringsmålinger inden for en måned ved Brændholtafløbet ved Lilleskovvej

Variation i vandføringen

- En øget vandføring kan give en øget vandstand (observeret på 2 af tre lokaliteter).
- En lavere vandføring har ikke samme indflydelse på vandstanden i vandløbene ved de tre lokaliteter. Dog er der ved Kirkeå tegn på, at grøde kan bevirke en øget vandstand. Derudover er vandstanden mere stabil ved Kirkeå, hvilket kan skyldes, at det er et grundvandsfødt vandløb.
- Vandføringsmålinger i forbindelse med monitoringerne i de tre vandløb følger som udgangspunkt de døgnmidlede vandføringsmålinger fra målestationerne. Man skal dog være opmærksom, hvis der er stor spredning i vandføringsdataene inden for en bestemt periode.
- En enkelt vandføringsmåling kan ikke stå alene. Den skal sammenlignes med døgnmidlede data fra en målestation for at få en indikation på, hvorvidt den målte koncentration i vandløbet på det pågældende tidspunkt er repræsentativt til vurdering af forureningsniveauet og dermed risikovurderingen.

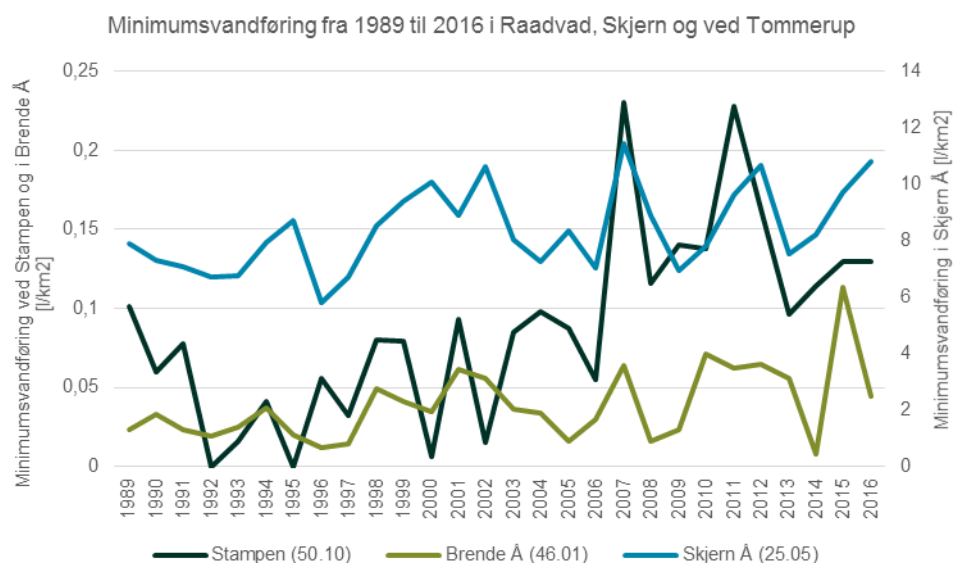
6.1.2 Medianminimumsvandføring ift. middelvandføring

I forbindelse med vurdering af en potentiel risiko fra en lokalitet, anvendes der i screeningsværktøjet en medianminimumsvandføring til beregning af opblandingen i et vandløb. Der er i dette afsnit foretaget en vurdering af medianminimumsvandføringen fra screeningsværktøjet for de tre lokaliteter i forhold til de døgnmidlede vandføringsmålinger i de tre vandløb samt et bud på en mere konkret medianminimumsværdi, hvor det er muligt.

Medianminimumsvandføringer er defineret på baggrund af en referenceperiode, hvor man finder medianværdien af de laveste vandføringer inden for denne periode. I perioder med lav vandføring forventes der nemlig som udgangspunkt også den laveste fortynding. I Figur 6.7 er vist den årlige minimumsvandføring i nærliggende hydrometriske målestationer for perioden 1989 til 2016 (Vandføringsdata fra 2017 foreligger ikke i skrivende stund). Målestationerne er dem, som ligger tættest vandløbene fra nærværende projekt, hvor der er de nødvendige data uden afbrydelser frem til 2016. Dataene er rå data inkl. bl.a. spildevandstillledning. Antages det, at variationen af tilledning af spildevand og eventuelle andre bidrag er no-

Medianminimumsvandføring defineres som medianen af årsminima for døgnmidlede vandføringer, og har en gentagelseshyppighed på 2 år. Over en lang periode vil årets laveste vandføring hvert andet år være lavere end medianminimum og hvert andet år højere.

genlunde konstant fra år til år, vil variationen i minimumsvandføringen være udtryk for, hvorvidt der er tale om et vådt eller tørt år og dermed påvirkning fra nedbør.



Figur 6.7 Minimumsvandføringen i nærliggende hydrometriske målestationer i perioden fra 1989-2016. Data stammer fra HYMER (Orbicons Hydrometridatabase). Stampen repræsenterer Raadvad, Skjern Å repræsenterer Kirke Å og Brende Å repræsenterer Brændholtafløbet

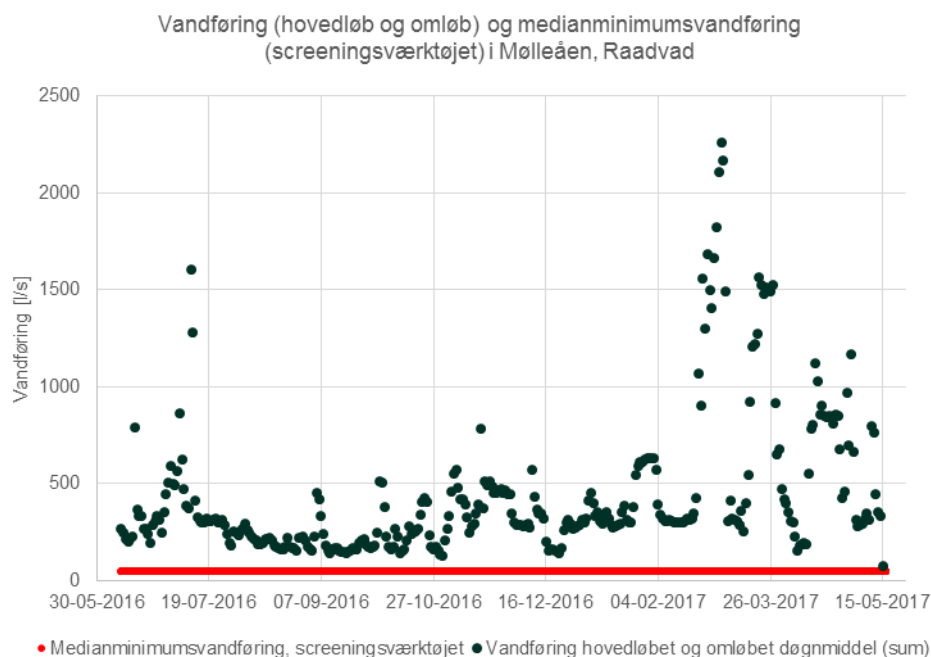
Det fremgår af Figur 6.7, at 2016 har været et af de mere våde år ved Stampen (Mølleåen) og Skjern Å (Kirke Å). Mens 2015 har været vådere ved Brende Å (Lilleskovvej) end i 2016, som ligger på niveau med årene før 2015. Tendensen generelt i Danmark er, at vandføringerne stiger i de danske vandløb, dog er den mest markant i vandløb med en større vandføring som f.eks. Skjern Å. Disse betragtninger medtages i den efterfølgende vurdering af medianminimumsvandføringerne i de tre vandløb.

Raadvad, Mølleåen

Ved Raadvad er der et tilløb (omløbet) med en højere vandføring, som strømmer ind i hovedløbet nedstrøms områder med forventet indsvivning af forurening, dvs. før der forventes at være fuld opblanding af forureningen (se Figur 5.4). Det har ikke været muligt at foretage vandføringsmålinger nedstrøms tilløbet på grund af adgangsforhold og stor vanddybde. Der er derfor foretaget en summering af de målte vandføringer i hhv. hovedløbet og omløbet.

De døgnmidlede vandføringsdata fra Mølleåen viser, at vandføringen i hele perioden ligger over den medianminimumsværdi, som anvendes i screeningsværktøjet (se Figur 6.8). Det betyder, at den opblandede koncentration, der beregnes i screeningsværktøjet, sandsynligvis er højere end de faktiske koncentrationer i Mølleåen.

Den medianminimumsvandføring, der anvendes i screeningsværktøjet er på 48 l/s og baseres på en referenceperiode fra 1971-1998 vedr. data fra Stampen (DMU, 2000). Anvendes en nyere referenceperiode fra 1986-2015 fås en medianminimumsværdi på 85 l/s ved Stampen (HYMER, Orbicons Hydrometridatabase). Selv den nyere medianminimumsværdi ligger under de vandføringer, der er observeret i perioden fra maj 2016 til maj 2017.



Figur 6.8 Døgnmidlede vandføringsdata i Mølleå for både hovedløb og omløb i forhold til medianminimumsvandføringen fra screeningsværktøjet.

Det skal bemærkes, at målestationen, Stampen, ligger før opstemningen, så medianminimumsvandføringen her er ikke nødvendigvis et udtryk for medianminimumsvandføringen i hovedløbet og omløbet. Men da der anvendes en medianminimumsvandføring, der er lavere end de faktiske målinger, kan denne betragtes som et konservativt bud.

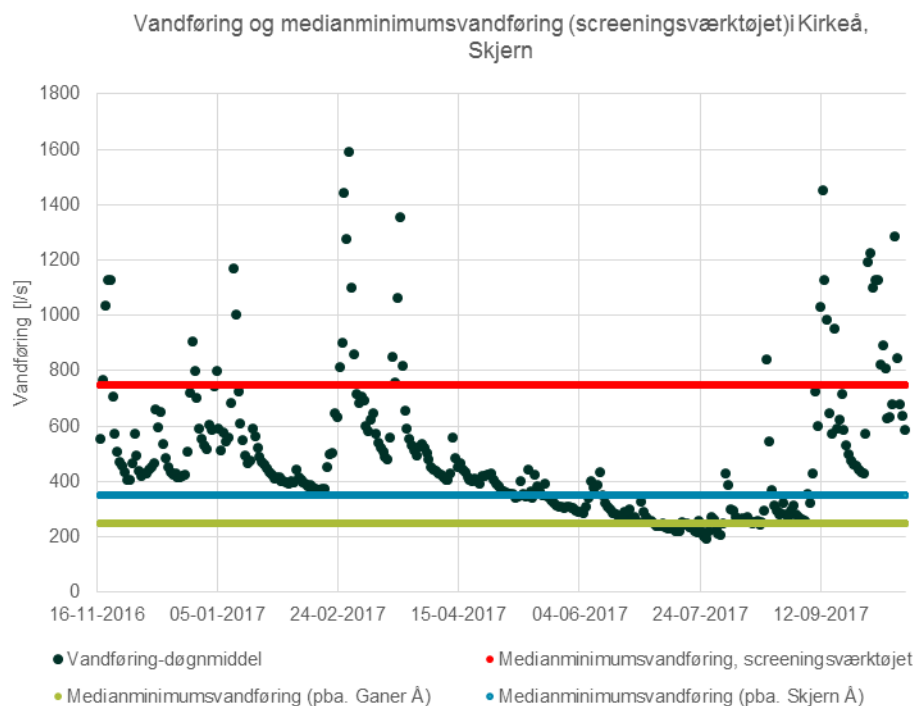
Forholdene ved Raadvad gør det vanskeligt at sammenligne med f.eks. minimumsvandføringerne tilbage i tiden i forhold til at vurdere, hvorvidt monitoringsperioden i nærværende projekt har været vådere end andre år. Dette skyldes, at Mølleåen er en del af et større system, hvor der bl.a. sker opstemning i forhold til, hvor meget vand der er i Furesøen opstrøms Raadvad. Påvirkningen, når der reguleres på opstemningen, er således større end f.eks. lokal nedbør omkring kilden.

Kirkeå, Skjern

Figur 6.9 viser de døgnmidlede vandføringsmålinger i Kirkeå i forhold til medianminimumsvandføringen fra screeningsværktøjet. I størstedelen af året ligger vandføringen under medianminimumsvandføringen fra screeningsværktøjet. Det betyder, at screeningsresultatet sandsynligvis beregner en lavere opblandet koncentration på grund af større fortynding, end der kan forventes at blive målt i vandløbet.

Der er i screeningsværktøjet anvendt en medianminimumsværdi på 750 l/s, som kommer fra den nærliggende Ganer Å. Denne er baseret på et oplandsareal på 125 m² og en referenceperiode fra 1971-2000. En målestation i nærheden af Kirkeå viser, at oplandet her er 42 km². Korrigeres medianminimumsvandføring fra Ganer Å i forhold hertil, fås en medianminimumsvandføring på 252 l/s. Medianminimumsvandføringen i Skjern Å (Alegård) viser en medianminimumsvandføring på 8.163 l/s og et oplandsareal på 1.055 km² (Referenceperiode: 1987-2016). Korrigeres dette igen i forhold til oplandet omkring Kirkeå fås en medianminimumsvandføring på ca. 325 l/s. Det betyder, at en mere retvisende medianminimumsvandføring i screeningsværktøjet bør ligge mellem 250-350 l/s. Anvendes dette interval for medianminimumsværdien, vil vandføringen i juni til august/september ligge under medianminimumsvand-

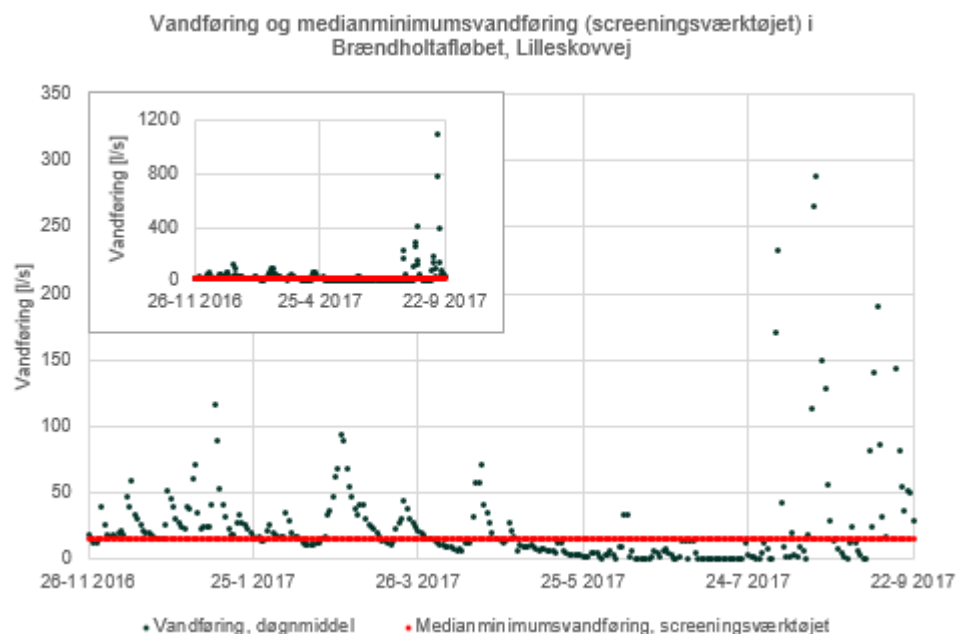
føringen, mens vandføringen i den resterende del af året, vil ligge over medianminimumsvandføringen (se Figur 6.9).



Figur 6.9 Døgnmidlede vandføringsdata i Kirkeå i forhold til medianminimumsvandføringen fra screeningsværktøjet samt korrigeret vandføring på baggrund af data fra Ganer Å og Skjern Å

Brændholtafløbet, Lilleskovvej

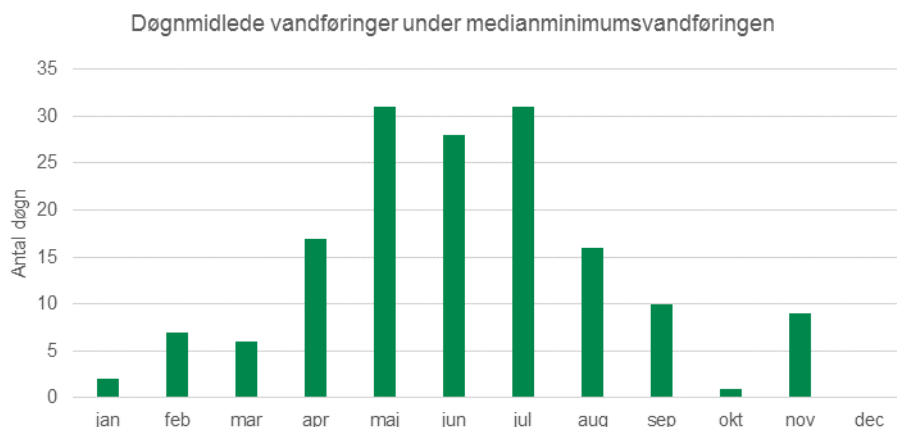
I Figur 6.10 er vist de døgnmidlede vandføringsdata sammenholdt med medianminimumsvandføringen fra screeningsværktøjet.



Figur 6.10 Døgnmidlede vandføringsdata i Brændholtafløbet i forhold til medianminimumsvandføringen fra screeningsværktøjet. Diagrammet i venstre hjørne indeholder alle data, mens vandføringer over 400 l/s er taget ud i det store diagram

I september er der enkelte vandføringsmålinger, som ligger over 400 l/s, disse er taget ud i det store diagram, så det er nemmere at se detaljerne i niveauet omkring medianminimumsvandføringen. Alle vandføringer er medtaget i det lille diagram til venstre (De høje vandføringer skyldes sandsynligvis nedbør, da vandløbet ikke er særlig dybt). På et år ligger lidt under halvdelen af de døgnmidlede vandføringsdata for Brændholtafløbet under medianminimumsvandføringen, som anvendes i screeningsværktøjet (se Figur 6.10).

Bortset fra december, er der mindst et døgn, hvor vandføringen er under medianminimumsvandføringen. Fordelingen af døgn, hvor vandføringen er under medianminimumsvandføringen er vist i Figur 6.11. I maj til august er det minimum halvdelen af måneden, hvor vandføringen ligger under medianminimumsvandføringen.



Figur 6.11 Antal døgn, hvor vandføringen i Brændholtafløbet er mindre end medianminimumsvandføringen på 15 l/s

Den nærmeste målestation, hvor der kan bestemmes en medianminimumsvandføring er ved Brende Å. Her er vandføringen 25 l/s for et opland på 71 km² (Referenceperiode: 1987-2016). Korrigeres denne vandføring med arealet på oplandet ved lossepladsen ved Lilleskovvej (2,72 km²), fås en medianminimumsvandføring på knap 1 l/s. En medianminimumsvandføring omkring 1 l/s er forbundet med stor usikkerhed, hvilket de døgnmidlede vandføringer også viser i perioder, hvor vandløbet er tørlagt (se Figur 6.10). I juni, juli og august er der 33 dage, hvor de døgnmidlede vandføringer er mindre end 1 l/s. Medianminimumsvandføringen i Brændholtafløbet bør reduceres, så den svarer mere til de faktiske forhold omkring Lilleskovvej.

I Tabel 6.2 er der for de tre vandløb foretaget en opsamling på medianminimumsvandføringerne, som ligger i screeningsværktøjet, og der er givet forslag til reviderede medianminimumsvandføringer. Derudover er tilføjet hvilke måneder den døgnmidlede vandføring er hhv. over og under de to medianminimumsvandføringer.

Ligger de døgnmidlede vandføringer under medianminimumsvandføringen, vil den estimerede opblandede koncentration i screeningsværktøjet med en vis sandsynlighed ligge under de koncentrationer, man kan forvente at måle i vandløbet. Mens en beregning af den opblandede koncentration i screeningsværktøjet, hvor de døgnmidlede vandføringer ligger over medianminimumsvandføringen vil give en lavere koncentration end der forventes målt i vandløbet.

Tabel 6.2 Oversigt over medianminimumsvandføring fra screeningsværktøjet og forslag til revideret medianminimumsvandføring. Rød angiver, at de døgnmidlede vandføringer ligger under medianminimumsvandføringen og grøn angiver, at de ligger over.

	Mølleåen, Raadvad (hovedløb og om- løb)	Kirkeå, Skjern	Brændholtafløbet, Lilleskovvej
Medianminimumsværdi fra screeningsværktøjet	48 l/s	750 l/s	15 l/s
Måneder over medianminimumsværdien	Januar, februar, marts, april, maj, juni, juli, august, september, oktober, november, december	-	December
Måneder under medianminimumsværdien	-	Januar, februar, marts, april, maj, juni, juli, august, september, oktober, november, december	Januar, februar, marts, april, maj, juni, juli, august, september, oktober, november
Forslag til revideret medianminimumsværdi	85 l/s	250-350 l/s	1-5 l/s
Måneder over middelværdien	Januar, februar, marts, april, maj, juni, juli, august, september, oktober, november, december	Januar, februar, marts, april, maj, september, oktober, november, december	Januar, februar, marts, april, maj, oktober, november, december
Måneder under middelværdien	-	Juni, juli, august, september	Maj, juni, juli, august, september

Det fremgår af Tabel 6.2, at ved at ændre medianminimumsværdien ved Kirkeå og Brændholtafløbet, reduceres antallet af måneder, hvor de døgnmidlede vandføringer ligger under medianminimumsvandføringen. Årsagen til at nogle måneder både står i grønt og rødt felt skyldes, at den foreslåede medianminimumsvandføring er angivet som interval. Det er ikke muligt at komme med et mere præcist bud på en medianminimumsvandføring, da dette kræver en længere måleperiode, typisk mere end 10 år.

Som tidligere nævnt vurderes medianminimumsvandføringen ved Raadvad ikke at skulle ændres, da opstemning og regulering har indflydelse på vandføringen. Dette betyder, at der her bør anvendes en meget konservativ medianminimumsvandføring. Dog er der i Tabel 6.2 indsat den nyere værdi for medianminimumsvandføringen ved Stampen.

Vandføring og medianminimumsvandføring

- På 2 af tre lokaliteter vurderes medianminimumsvandføringen at skulle reduceres, bl.a. ved at korrigere i forhold til oplandet.
- Ved Raadvad er der betydende faktorer (opstemning og regulering), der gør, at her bør vælges en konservativ værdi for medianminimumsvandføringen.
- Ved at ændre medianminimumsvandføringen i to vandløb, vil de døgnmidlede vandføringer i sommerperioden fortsat ligge under medianminimumsvandføringen.

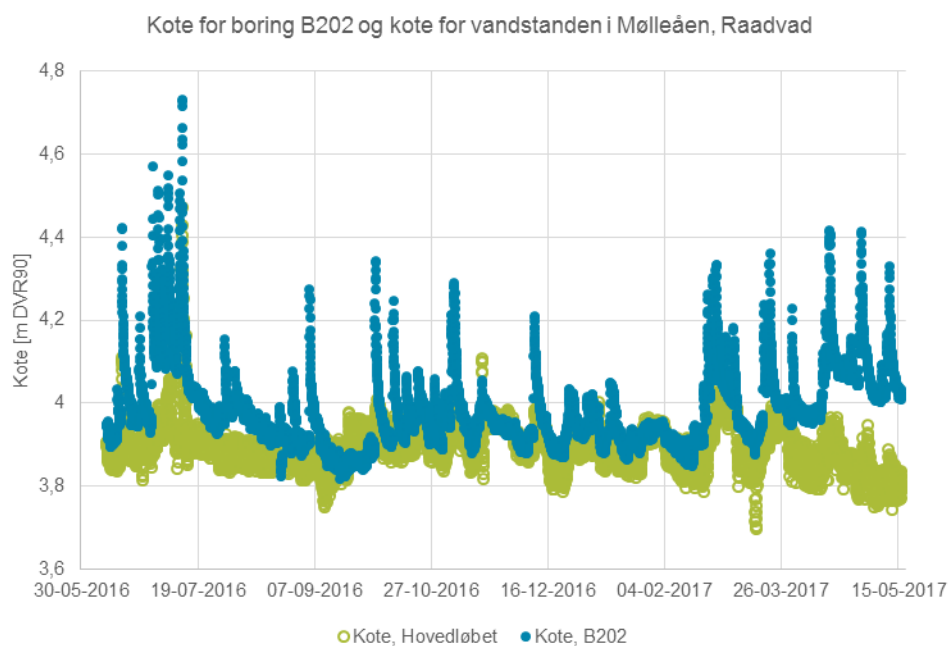
6.1.3 Hydraulisk gradient mellem vandløb og lokalitet (boring)

Der er i dette afsnit foretaget en opsamling på den hydrauliske gradient mellem vandløb og vandspejlet i nærliggende filtersatte boringer. Det er her forudsat, at der ikke er dræn eller

lignende i nærheden, som kan kortslutte transportvejen i det terrænnære grundvand. Der er andre betydende forhold, som skal tages med ved vurdering af om der kan ske indstrømning til et vandløb, såsom geologi. F.eks. er der ved Raadvad og Lilleskovvej stærke indikationer på, at der ikke sker en indstrømning gennem vandsløbsbunden, men at vandløbet tilføres stof via brinken i stedet. Dette er eftervist med DTS-målinger, estimering af grundvandsfluxe, samt piezometre på lokaliteterne (se bilag A) samt i (Miljøstyrelsen, 2014a).

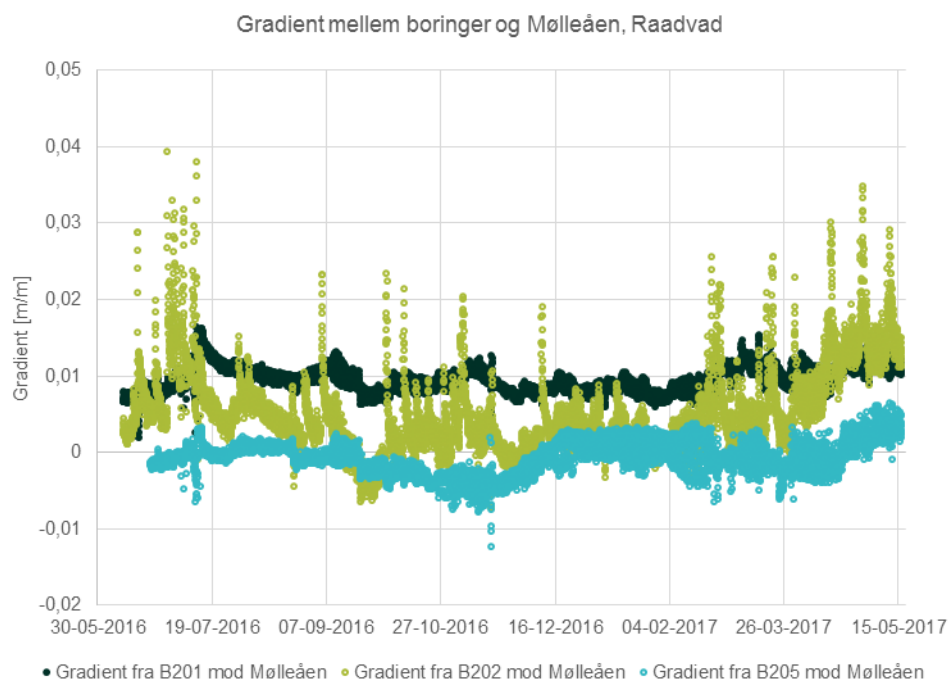
Mølleåen, Raadvad

I Figur 6.12 er vist et plot med koten for B202 og koten for vandspejlet i Mølleåen. Figuren viser ikke nogen sammenhæng i variationerne hen over året. I nogle perioder følger koten for det terrænnære grundvand koten for vandstanden i vandløbet, men der er markante peaks undervejs. Dette kan skyldes, at denne boring er filtersat i et tørvelag, som kan virke som en svamp i forhold til at holde på vandet.



Figur 6.12 Kote for det terrænnære grundvand i B202 sammen med koten for vandspejlet i Mølleåen.

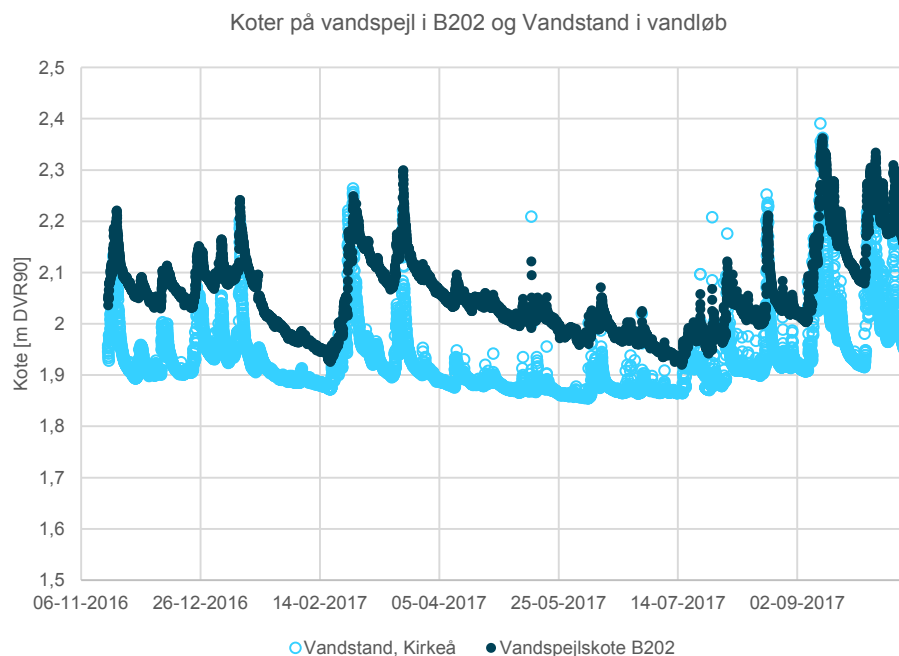
Den hydrauliske gradient ved Raadvad er vist i Figur 6.13. Her er der en positiv værdi for den hydrauliske gradient mellem B201 og Mølleåen samt til dels B202 og Mølleåen. Det vil sige, at der er tegn på strømning fra det terrænnære grundvand mod vandløbet. I perioden fra midt september og frem til starten af december er der en negativ værdi for den hydrauliske gradient mellem B205 og vandløbet. Mens gradienten mellem B205 og vandløbet ligger på nul resten af året, dvs. der er mindre sandsynlighed for indstrømning af grundvand ved B205.



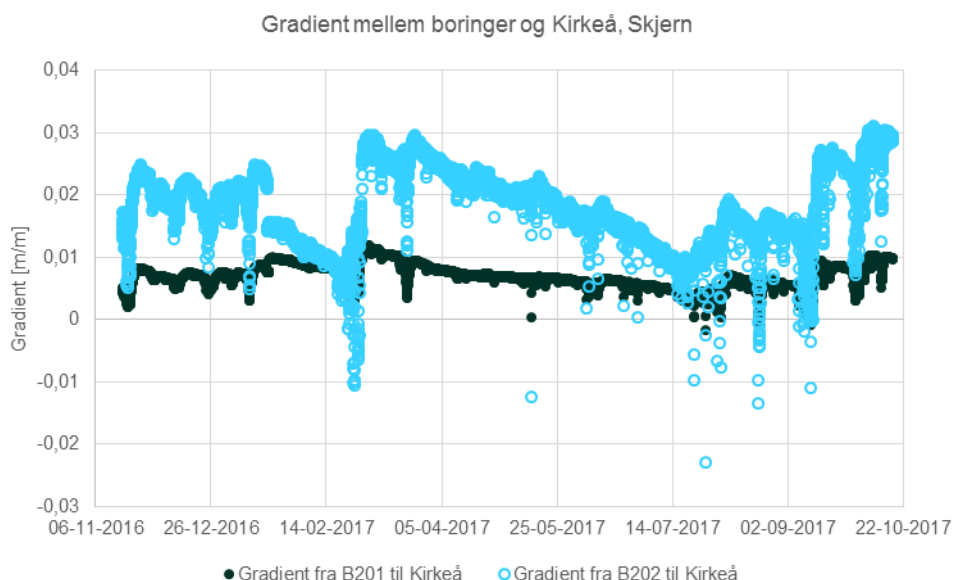
Figur 6.13 Hydraulisk gradient mellem hhv. B201, B202 og B205 og Mølleåen i Raadvad

Kirkeå, Skjern

Sammenlignes variationer i vandstanden for det terrænnære grundvand i B202 med vandspejlet i Kirkeå, følger de hinanden (se Figur 6.14). Der er således indikation på, at der er en kontakt mellem det terrænnære grundvand i B202 og vandløbet. Det samme billede ses også ved Grindsted Å, hvor monitoring af det øvre grundvandsmagasin omkring Grindsted Å har vist, at det er hydraulisk forbundet med vandløbet, så der nærmest er en synkron variation (se afsnit.4.3).



Figur 6.14 Koten for vandspejlet i det terrænnære grundvand og koten for vandspejlet i Kirkeå



Figur 6.15 Hydraulisk gradient mellem B201 og B202 mod Kirkeå i Skjern

Der er stort set en positiv værdi for den hydrauliske gradient fra begge boringer, B201 og B202, i hele monitoringsperioden. Det betyder, at der er indikation på en strømning af det forurenede grundvand ind i vandløbet. I B201 er variationen meget lille, mens der er større udsving i B202 (se Figur 6.15).

Brændholtafløbet, Lilleskovvej

Det har ikke været muligt at udregne gradienter mellem de filtersatte boringer ved Lilleskovvej og vandspejlet i Brændholtafløbet, da boringerne ligger for langt væk fra målestationen.

Hydraulisk gradient mellem vandløb og boring

- Boringer placeret i umiddelbar nærhed af vandløbet kan anvendes til at vurdere gradienten mellem det terrænnære grundvand og vandløbet.
- En positiv gradient kan indikere, at strømningen af det terrænnære grundvand er mod vandløbet og dermed kan bidrage med forurening, såfremt der er hydraulisk kontakt mellem grundvand og vandløb.
- En negativ gradient viser, at vandspejlet for det terrænnære grundvand står lavere end vandspejlet i vandløbet. Dermed er der mindre sandsynlighed for udstrømning til vandløbet i dette område.
- I Skjern var der store variationer hen over året i den hydrauliske gradient mellem den ene boring og Kirkeå. Der var tegn på hydraulisk kontakt mellem terrænnært grundvand og vandløb, hvilket kan være det, der afspejler variationen i gradienten hen over året.
- I Raadvad var der ikke samme variation i den hydrauliske gradient. Den variation, som blev observeret i B202, skyldes sandsynligvis de geologiske forhold i boringen.

6.2 Koncentration og flux

På baggrund af ovenstående vurderinger vedrørende de hydrauliske forhold, er der i de følgende afsnit inddraget resultater fra de vandprøver, der er udtaget dels i vandløbene og dels i nærliggende boringer. Der er foretaget en vurdering af, hvorvidt der er sammenhæng mellem målte koncentrationer og vandføringen samt en vurdering af variationen af fluxen hen over året. Der er taget udgangspunkter i de vandprøver, hvor der forventes at være sket en fuld opblanding af forureningen. Det har dog vist sig, at afstanden fra udsivning af en forurening til

der forekommer fuld opblanding også varierer hen over året. Derfor er der først foretaget en opsamling på variationen i længden af blandingszonen for at kunne udvælge de vandprøver, som repræsenterer fuld opblanding.

6.2.1 Variation i længden af blandingszonen

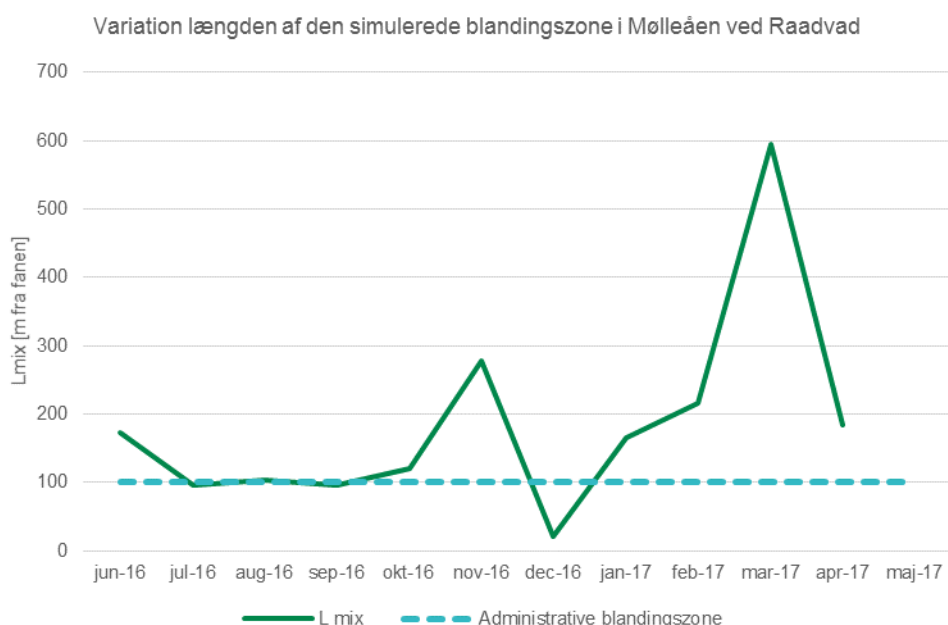
Dette afsnit omhandler variationen i længden af blandingszonen (se tekstboks) ved de tre lokaliteter. I bilag B er vedlagt en detaljeret databehandling, hvor der er foretaget en modellering af den tidsmæssige variation i blandingszonen i de tre vandløb.

Der er anvendt en analytisk model til simulering af længden af blandingszonen bl.a. på baggrund af de indsamlede data vedr. vandføringen i de tre vandløb i nærværende projekt (se bilag B, afsnit 2).

Mølleåen, Raadvad

De målte vandføringer i forbindelse med monitoringen ved Raadvad, er anvendt som input til modellen til simulering af længden af blandingszonen. Resultatet er vist i Figur 6.16 sammen med den beregningstekniske blandingszone, som anvendes i screeningsværktøjet (10 x vandløbsbredden). En mere detaljeret beskrivelse findes i bilag B, afsnit 3.

Blandingszonen: Det sted, hvor forureningsstofferne siver ud og fortyndes med overfladevandet hedder blandingszonen. I screeningsværktøjet skal Miljøkvalitetskravene være opfyldt ved blandingszonens afgrænsning jf. Miljøstyrelsens screeningsprincipper. Der er således fastsat beregningstekniske blandingszoner i screeningsværktøjet. (www.MST.dk)

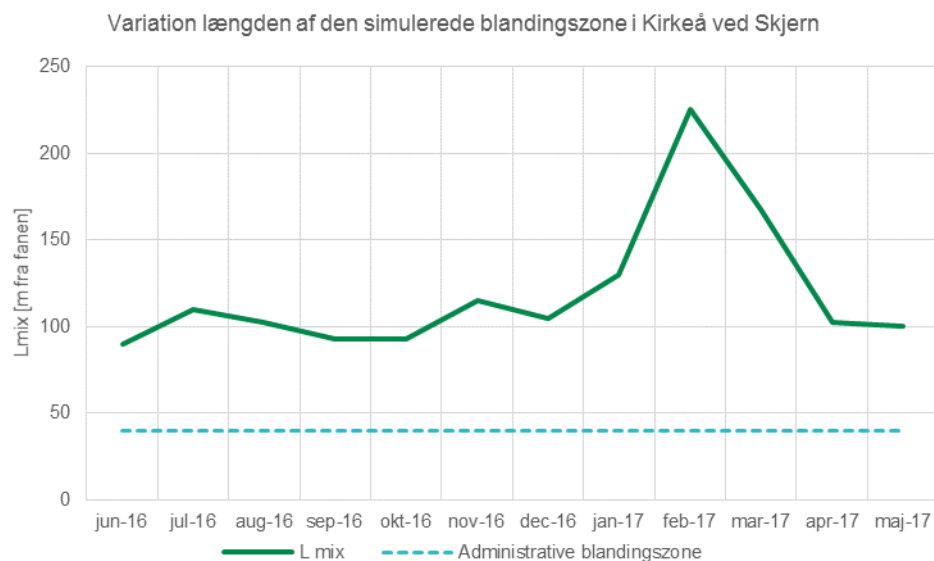


Figur 6.16 Beregnet variation i længden af blandingszonen, L_{mix} , på baggrund af målt vandføring (se Bilag B, afsnit 3).

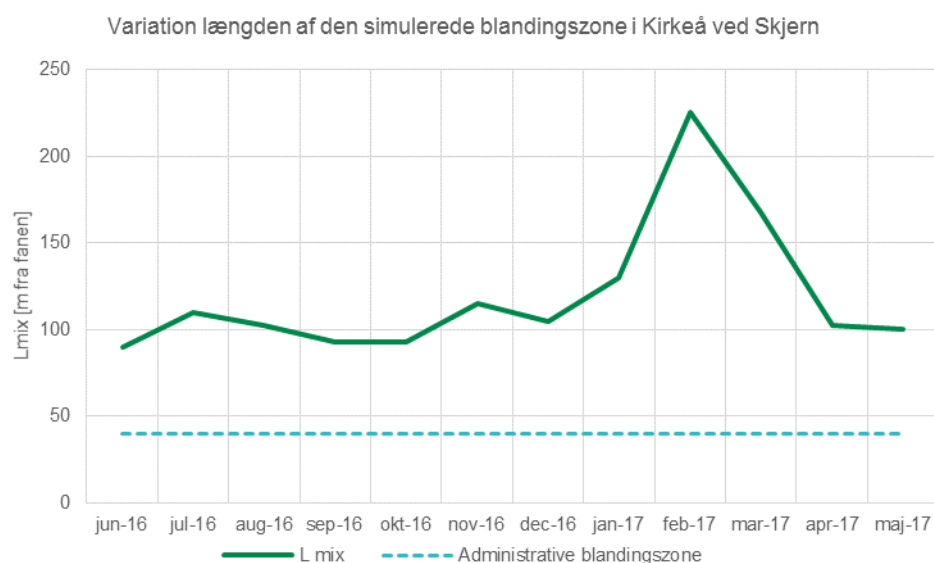
Det fremgår af Figur 6.16, at den simulerede længde af blandingszonen varierer mellem 104 og 594 m hen over størstedelen af året. Dog er længden af blandingszonen i december 2016 kun 22 m. Det vil sige, at i 11 af de 12 måneder er længden af blandingszonen længere end den beregningstekniske blandingszone. Simuleringerne viser en god korrelation mellem vandføringen og længden af blandingszonen, dvs. længden af blandingszonen stiger ved øget vandføring jf. afsnit 3 i Bilag B.

Kirkeå, Skjern

Simuleringen af længden af blandingszonen for Skjern viser, at den er længere end den beregningstekniske blandingszone i hele monitoringsperioden (se



Figur 6.17 og Bilag B, afsnit 4).

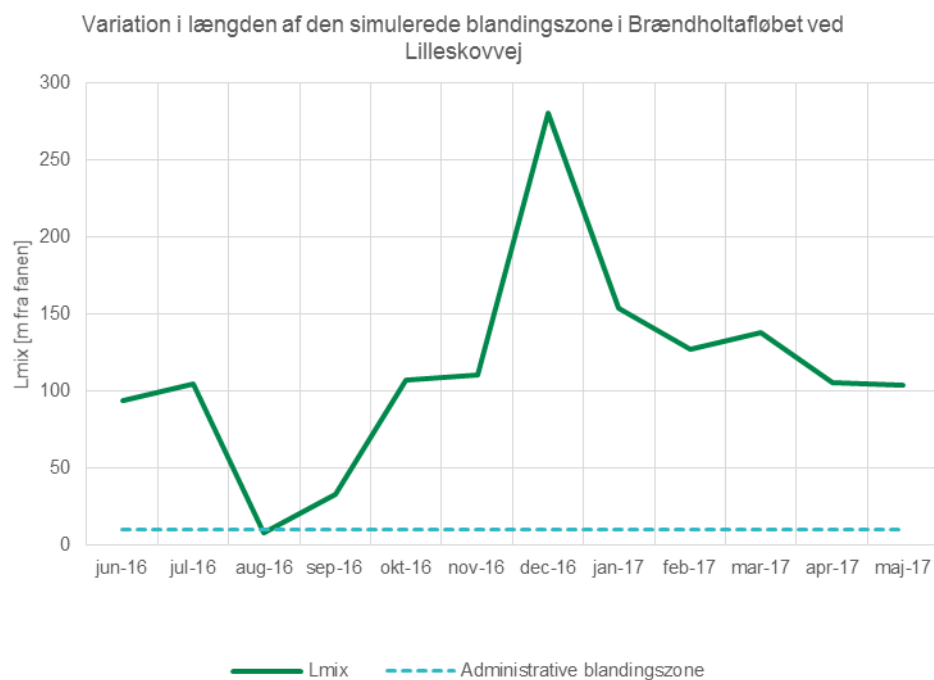


Figur 6.17 Beregnet variation i længden af blandingszonen, L_{mix} , på baggrund af målt vandføring i Kirkeå ved Skjern. Se Bilag B, afsnit 4.

I Skjern er den beregningstekniske blandingszone fastsat til 40 m, mens den simulerede blandingszone ligger mellem 100 og ca. 225 m (højest fra januar til marts) jf. afsnit 4 i Bilag B.

Brændholtafløbet, Lilleskovvej

Den simulerede længde af blandingszonen i Brændholtafløbet ved Lilleskovvej viser igen samme billede, som de to andre lokaliteter. Længden af blandingszonen varierer fra 8 m i august til 281 m i december. Den beregningstekniske blandingszone er fastsat til 10 m (se Figur 6.18 og Bilag B, afsnit 5).



Figur 6.18 Beregnet variation i længden af blandingszonen, L_{mix} , på baggrund af målt vandføring i Brændholtafløbet ved Lilleskovvej (Bilag B, afsnit 5).

Variation i længden af blandingszonen

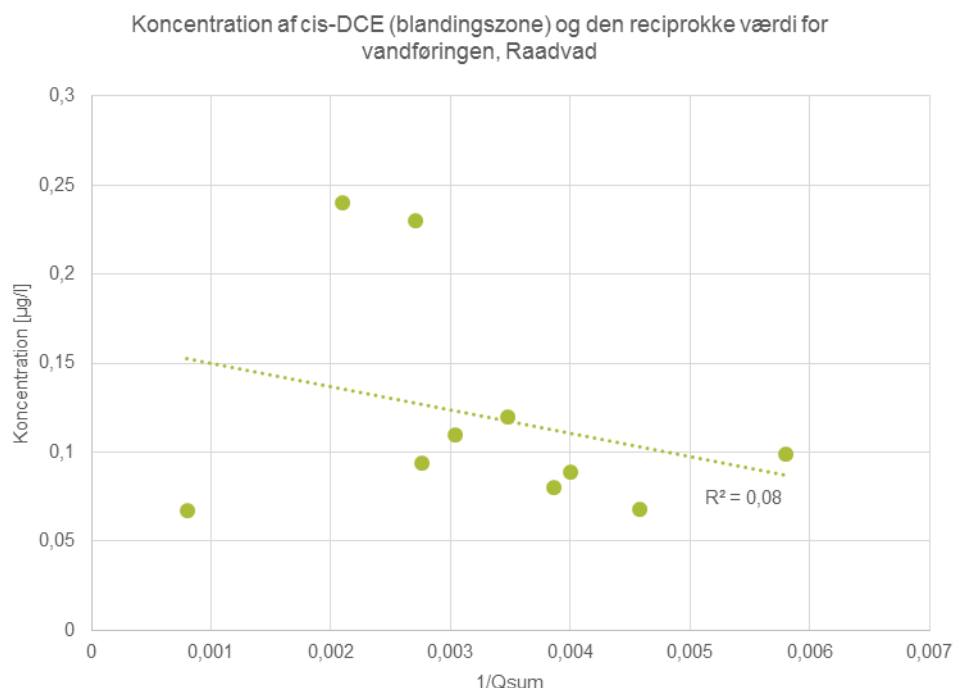
- Simulering af længden af blandingszonen på de tre lokaliteter viser, at der er en variation hen over året jf. Bilag B.
- De simulerede længder af blandingszonen er i langt de fleste tilfælde længere end den beregningstekniske blandingszone på de tre lokaliteter jf. Bilag B.

6.2.2 Variation i koncentrationen

I afsnittet behandles data vedrørende variationen i den målte koncentration i vandløbet. På baggrund af de simulerede længder af blandingszonen kan der udvælges faktiske feltmålinger, som repræsenterer randen af blandingszonen i den pågældende måned. Disse koncentrationer repræsenterer ifølge modelsimuleringen fuld opblanding og kan sammenlignes med det pågældende kvalitetskrav (se også Bilag B).

Mølleåen, Raadvad

I 2016 er der udført transekter på tværs af Mølleåen, hvor der er udtaget vandprøver på tværs af vandløbet (Miljøstyrelsen, 2016). Disse viste, at i området omkring VA7 var der tegn på fuld opblanding. Simuleringer på baggrund af vandføringsmålinger, viser som beskrevet i afsnit 6.2.1, variation henover året. De fleste måneder repræsenterer VA7 nogenlunde randen af blandingszonen, dog er blandingszonen i marts 2017 estimeret til næsten 600 m, hvormed VA10 er udvalgt til at repræsentere denne. Data for december er udeladt, da blandingszonen i denne måned vurderes at være underestimeret (se Figur 6.16 og Bilag B, afsnit 3). Sammenhængen mellem vandføring og koncentration er vist i Figur 6.19 med udgangspunkt i ($C = J \cdot 1/Q$) jf. afsnit 3.3.



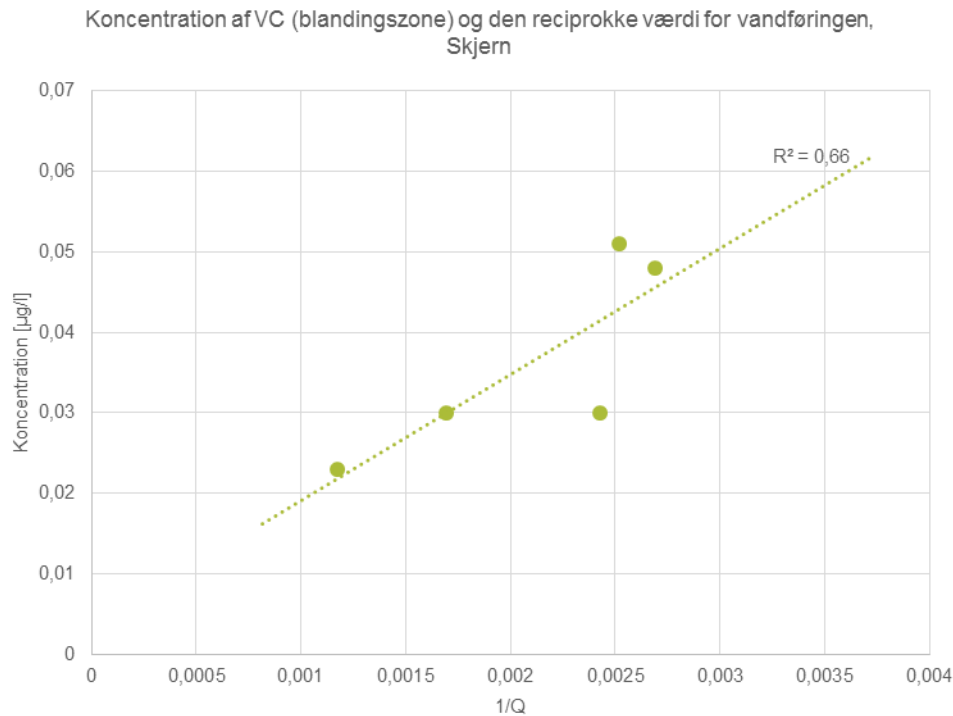
Figur 6.19 Koncentration af cis-DCE målt i Mølleåen ved forventet fuld opblanding ved de 12 monitoringsrunder

Figuren viser ikke en lineær sammenhæng, hvilket kan indikere, at fluxen ikke er konstant. Lignende tendens er vist for VC i bilag B. Dette kan skyldes, at der dels er et hot spot ca. 25-30 m før omløbet strømmes ind i hovedløbet samt et hot spot på hjørnet, hvor omløbet strømmer ind i hovedløbet jf. afsnit 3 i Bilag B (se også Figur 5.4). I afsnit 5.1 og bilag A fremgår det endvidere, at der er variation i grundvandsfluxen, hvor den estimerede grundvandsflux vurderes at være højere i oktober sammenlignet med februar. Den højeste grundvandsflux er estimeret ved piezometer F1. Her falder grundvandsfluxen fra 6,9 g/år i oktober til 0,5 g/år i februar for summen af klorerede opløsningsmidler. Variationen i fluxen er videre bearbejdet i afsnit 6.2.3.

Kirkeå, Skjern

I en undersøgelse fra 2016 blev der taget vandprøver i transekter på tværs af Kirkeå. Indholdet af bl.a. VC i vandprøver på tværs i nogle af transekterne, viste nogenlunde samme koncentrationer, bl.a. i området omkring VA2, som er udtaget ca. 330 m nedstrøms. Dette indikerer fuld opblanding af forureningen (Miljøstyrelsen, 2016). Simuleringerne af længden af blandingszonen i afsnit 6.2.1 og Bilag B viser, at længden af blandingszonen varierer mellem 90 og 225 m i perioden fra juni 2016 til maj 2017. Det er således vandprøverne VA3, VA4 og VA5, som er udtaget inden for denne afstand. I Figur 6.20 er indsat resultatet af den vandprøve, der er udtaget i den pågældende måned og som bedst repræsenterer afstanden til randen af blandingszonen sammenholdt med den reciproke værdi for vandføringen (se også afsnit 3.3).

Der er kun indsat 7 resultater fra vandprøver, hvilket skyldes at perioden med vandføringer, som er anvendt til simulering af længden af blandingszonen har været forskudt i forhold til vandprøvetagningen. Figur 6.20 viser en lineær tendens, hvilket kan indikere en konstant forureningsflux i Kirkeå. Samme tendens ses for cis-DCE i Bilag B, hvor der er estimeret en flux på ca. 270 g/år for VC og 280 g/år for cis-DCE. I Kirkeå tyder det således på, at variationen i den opblandede koncentration kun afhænger af vandføringen, dvs. jo højere vandføring jo lavere koncentration.

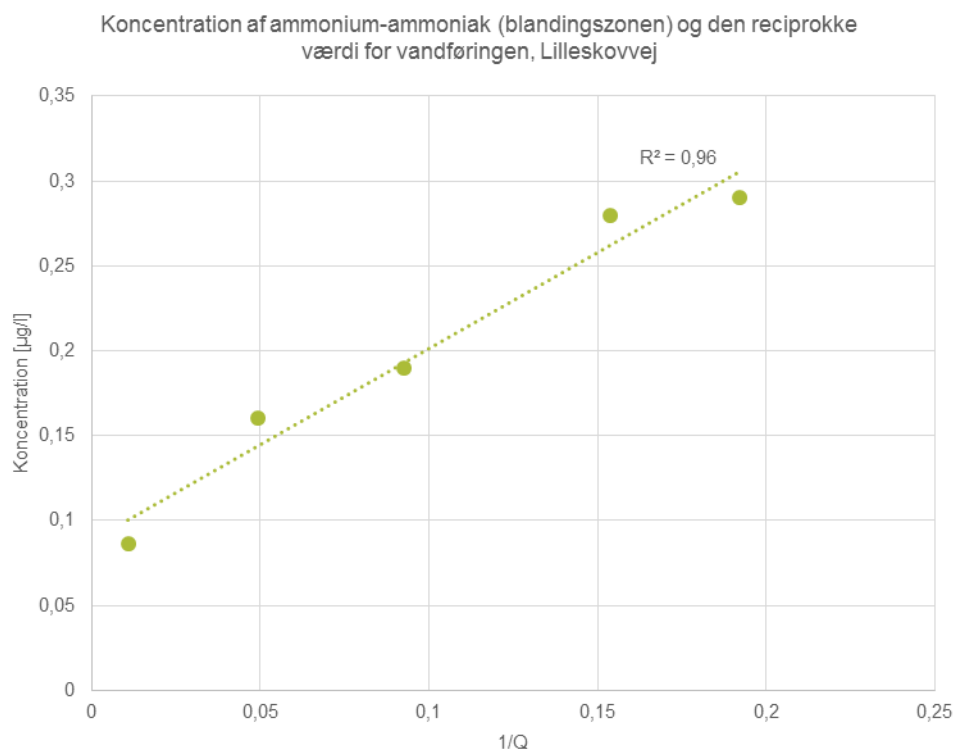


Figur 6.20 Koncentration af VC i randen af blandingszonen i Kirkeå i forhold til den reciproke målte vandføring i Kirkeå. Hældningen er lig forureningsfluxen, J ($C = J \cdot 1/Q$).

Brændholtafløbet, Lilleskovvej

Der er ikke udført transekter i Brændholtafløbet ved Lilleskovvej, som kan anvendes til at vurdere, hvor der er indikation på fuld opblanding. Der er derfor udelukkende taget udgangspunkt i den simulerede længde af blandingszonen, som beskrevet i afsnit 6.2.1 og Bilag B. I Figur 6.21 er vist indholdet af ammonium+ammoniak i den vandprøve, der er udtaget i den pågældende måned, og som bedst repræsenterer afstanden til randen af blandingszonen sammenholdt med den reciproke værdi for vandføringen (se også afsnit 3.3). Det er hovedsageligt vandprøverne, VA4 og VA5, der repræsenterer randen af blandingszonen. Der er kun indsat 5 resultater fra vandprøver, hvilket skyldes at perioden med vandføringer, som er anvendt til simulering af længden af blandingszonen har været forskudt i forhold til vandprøvetagningen. I Bilag B er vist lignende diagrammer for jern, xylener og barium.

Figur 6.21 viser en tydelig lineær sammenhæng mellem koncentrationen af ammonium+ammoniak og den reciproke værdi for vandføringen. Der er således tegn på, at fluxen med ammonium+ammoniak kan være konstant jf. afsnit 5 i Bilag B, hvor der er estimeret en flux for ammonium+ammoniak på 31,5 kg/år. For xylener ses en lineær tendens, som viser en forureningsflux på ca. 0,070 kg/år jf. bilag B. Mens der for barium kun ses en mindre lineær sammenhæng jf. Bilag B. Der ses ikke samme lineær tendens for jern, hvilket kan skyldes, at der også forekommer naturlige processer, hvor der indgår jernforbindelser, som dermed påvirker tilførslen af jern til vandløbet jf. Bilag B. Der konstateres allerede indhold af barium i VA1, som ligger opstrøms lossepladsen, så der er noget der tyder på en anden kilde hertil. Der er observeret mindre stigninger undervejs ned gennem vandløbet, så lossepladsen bidrager sandsynligvis også med barium. Diagrammer for disse stoffer er vist i bilag B.



Figur 6.21 Koncentration af ammonium+ammoniak i randen af blandingszonen i Brændholtafløbet i forhold til den reciproke målte vandføring i Brændholtafløbet. Hældningen er lig forureningsfluxen, J ($C = J \cdot 1/Q$).

Sammenhæng mellem vandføring og koncentration i vandløbet ved udsivning af forurening:

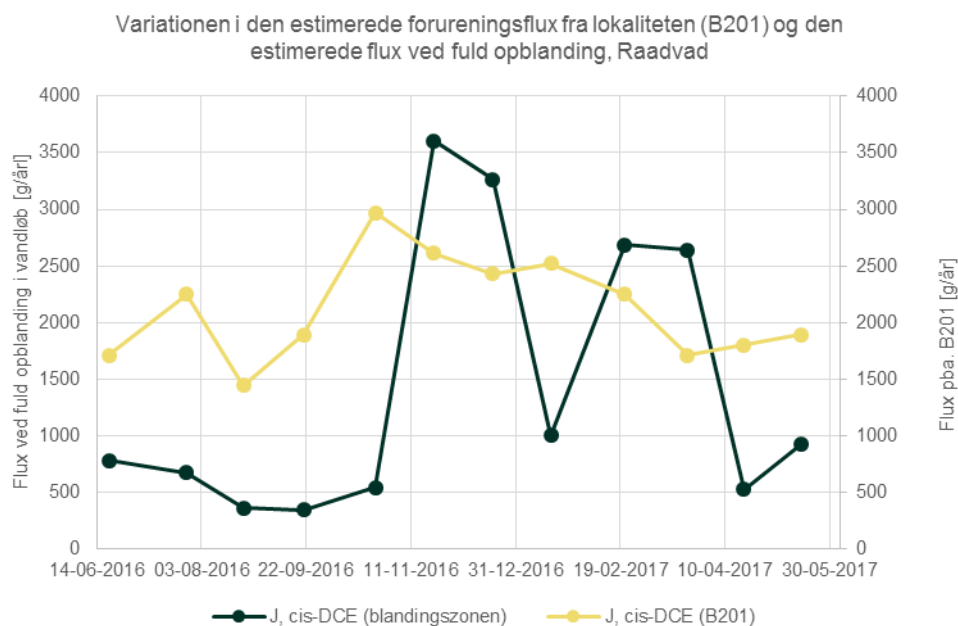
- En lineær sammenhæng mellem de valgte koncentrationer som repræsentant for koncentrationen ved fuld opblanding og den reciproke værdi for vandføringen kan indikere en konstant tilførelse af forureningsmasse til vandløbet. Dette er vist ved Kirkeå og ved Brændholtafløbet, dog ikke for jern.
- En ikke lineær sammenhæng kan skyldes andre bidrag med samme stoffer, f.eks. andre hot spot. Det kan også skyldes en "forstyrrelse" af de hydrauliske systemer ved tilløb eller lignende. Dette er vist ved Raadvad.

6.2.3 Variationen i flux

I afsnit 6.2.2 er der estimeret et bud på forureningsfluxen i vandløbet ved fuld opblanding. I dette afsnit er der set på, om der er en sammenhæng i den flux, der beregnes på baggrund af data fra vandløbet og data fra lokaliteten samt variationen af fluxen hen over året.

Mølleåen, Raadvad

I Figur 6.22 er vist den estimerede flux på baggrund af de vandkoncentrationer, der repræsenterer randen af blandingszonen (se afsnit 6.2.1 og 6.2.2) og vandføringen summeret for hovedløbet og omløbet. I figuren er ligeledes vist den estimerede flux på baggrund af de målte koncentrationer i B201, et kildeareal på 3000 m² og en konstant infiltration på 300 mm (Miljøstyrelsen, 2016). Forholdene omkring lokaliteten er nærmere beskrevet i afsnit 5.1.

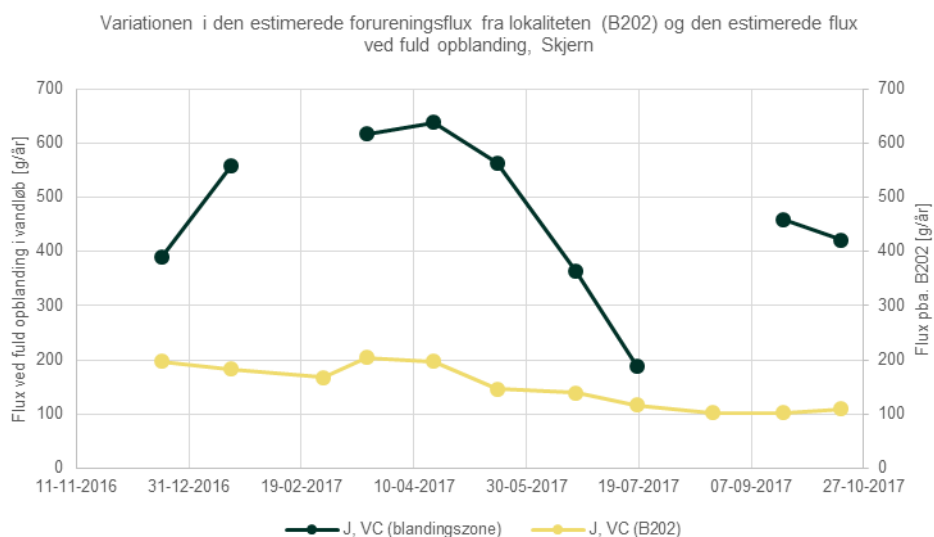


Figur 6.22 Variationen i forureningsfluxen, J, beregnet på baggrund af koncentration af cis-DCE i B201, et estimeret kildeområde på ca. 3000 m² og en infiltration på 300 mm i forhold til de målte koncentrationer ved randen af blandingszonen og Q for både hovedløb og omløb

I afsnit 6.2.2 blev der ikke påvist en lineær sammenhæng mellem koncentration og den reciprokke værdi for vandføringen, hvilket indikerer at der ikke sker tilførsel af en konstant forureningsflux til vandløbet. Dette bekræftes igen i Figur 6.22, hvor variationen i de beregnede fluxe ikke er ens. Der er som tidligere nævnt dels flere hotspots, som bidrager med en forureningsflux og der er et omløb med en høj vandføring, som bidrager til den samlede vandføring samt skaber turbulens og større opblanding ved tilløbet. Endelig er denne del af Mølleåen en del af et større system, hvor der opstrøms sker både opstemning og regulering.

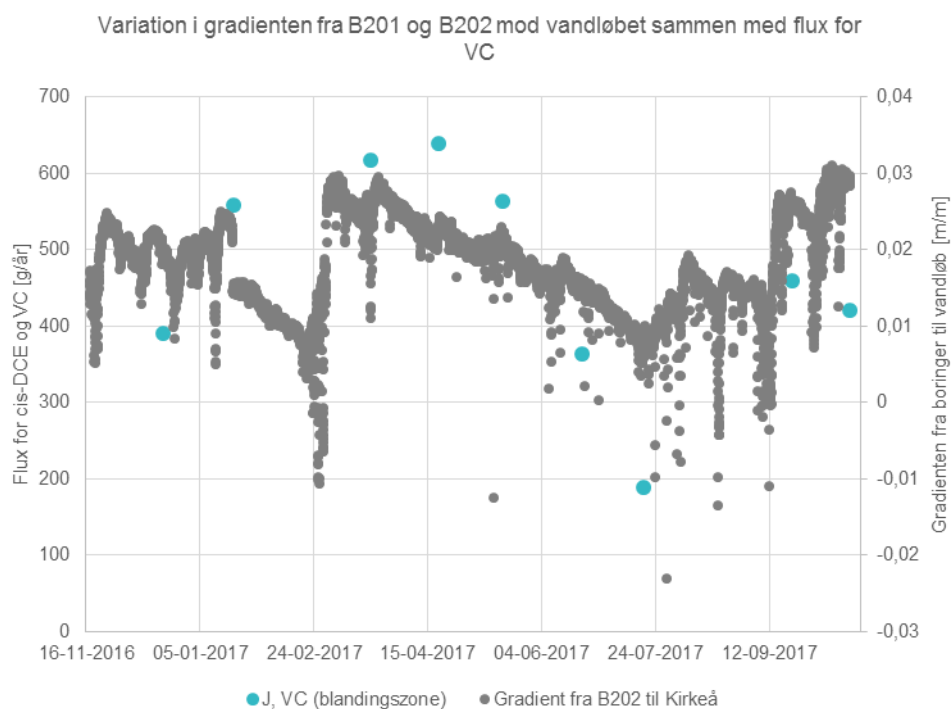
Kirkeå, Skjern

I Figur 6.23 er vist den estimerede flux på baggrund af de målte vandkoncentrationer og vandføringen sammenholdt med den estimerede flux på baggrund af de målte koncentrationer i B202, et kildeareal på 1352 m² og en konstant infiltration på 540 mm (Miljøstyrelsen 2016). Forholdene omkring lokaliteten er nærmere beskrevet i afsnit 5.2. Der er taget udgangspunkt i de vandprøver, der repræsenterer randen af blandingszonen, som er simuleret i afsnit 6.2.1. Simuleringerne er dog kun foretaget frem til maj 2017, hvorefter der er medtaget analyser fra vandprøve VA5, som nogenlunde repræsenterer randen af den simulerede blandingszone. Der er kun medtaget de fluxe, hvor der er konstateret indhold af VC over detektionsgrænsen.



Figur 6.23 Variationen i forureningsfluxen, J, beregnet på baggrund af koncentration af VC i B202, et estimeret kildeområde på ca. 1352 m² og en infiltration på 540 mm i forhold til de målte koncentrationer ved randen af blandingszonen og Q for Kirkeå

I Figur 6.24 er den hydrauliske gradient mellem vandspejlet i det terrænnære grundvand i B202 og vandspejlet i Kirkeå afbilledet sammen med fluxen for VC i vandløbet.



Figur 6.24 Forskellen i gradienten fra boring B202 og vandspejlet i Kirkeå i forhold til fluxen, J, for VC

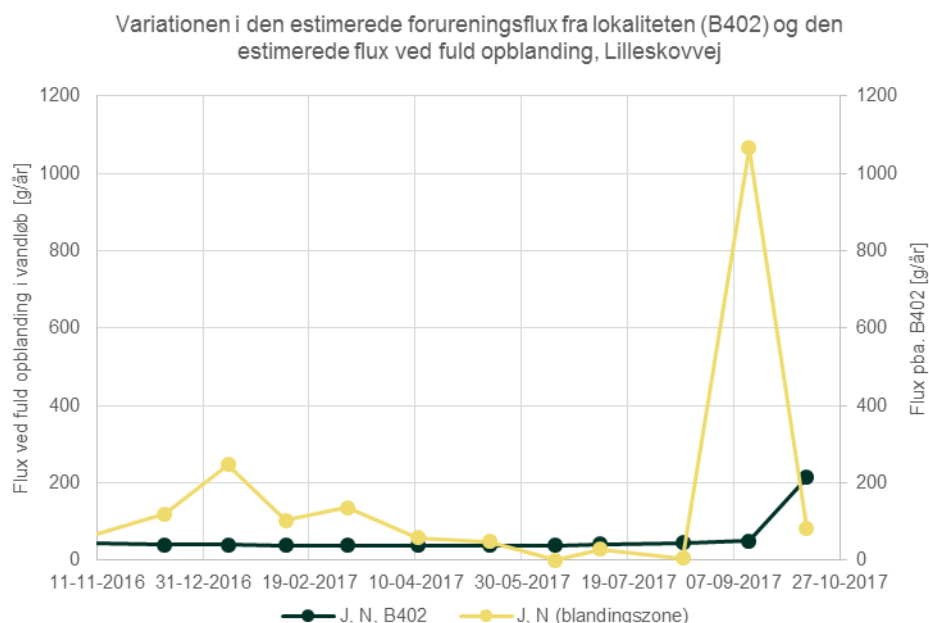
Som det blev beskrevet i afsnit 6.1.3 er der en sammenhæng i variationen i vandspejlet i boring B202 og vandspejlet i vandløbet, hvilket indikerer, at der er en kontakt herimellem. Fra marts til juli måned falder kurven for gradienten fra B202, hvilket betyder at forskellen mellem vandspejlet i boringen og vandspejlet i vandløbet bliver mindre. I samme periode sker der ligeledes et fald i fluxen i vandløbet. Så bortset fra de måneder, hvor der ikke konstateres

indhold af VC over detektionsgrænsen i vandprøverne, ses en tendens, hvor fluxen for VC følger gradientforskellen mellem B202 og vandløbet.

Brændholtafløbet, Lilleskovvej

Der er ikke udført transekter eller anden prøvetagning i Brændholtafløbet, som kan vise, hvor der kan forventes fuld opblanding af forureningen. Men der er ligesom ved vurderingen af variation i koncentration taget udgangspunkt i de simulerede længder af blandingszonen i afsnit 6.2.2. Simuleringerne er dog kun foretaget frem til maj 2017, hvorefter der er medtaget analyser fra vandprøve VA4, som hovedsageligt repræsenterer randen af den simulerede blandingszone. Forureningsfluxen er udregnet på baggrund af et areal på 23.000 m² og en infiltration på 300 mm (Miljøstyrelsen, 2016). Forholdene omkring lossepladsen på Lilleskovvej er nærmere beskrevet i afsnit 5.3.

Der er taget udgangspunkt i ammonium+ammoniak, da afsnit 6.1.1 viste, at der var tegn på en konstant massetilførelse til vandløbet. Figur 6.25 viser, at fluxen fra lossepladsen (B402) er rimelig konstant frem til oktober, hvor der observeres en kraftig stigning. For fluxen i vandløbet kommer peaket allerede i september. På det tidspunkt, hvor vandprøven er udtaget i vandløbet i september, var der meget kraftigt nedbør, hvor vandføringen blev målt til 1091 l/s. Stigningen i fluxen i vandløbet i september kan således være et udtryk for påvirkning fra den kraftige nedbør. Det er sandsynligt, at stigningen i fluxen fra B402 skyldes en forsinket nedsivning af nedbøren til det terrænnære grundvand i boringen. Denne høje flux i B402 ses dog ikke som en øget udvaskning til vandløbet, da den opblandede koncentration ikke ændrer sig i perioden fra september til november. Den er her meget lav, hvilket sandsynligvis skyldes den høje vandføring som følge af nedbør i denne periode.



Figur 6.25 Variationen i forureningsfluxen (J) beregnet på baggrund af koncentration af ammonium+ammoniak (N) i B402, et estimeret kildeområde på ca. 23.000 m² og en infiltration på 300 mm i forhold til de målte koncentrationer ved randen af blandingszonen og Q for Brændholtafløbet

Forureningsflux ved fuld opblanding

- Der er ikke umiddelbart sammenhæng mellem forureningsflux i boringen og den estimerede forureningsflux i Mølleåen, hvilket kan skyldes, at den er en del af et

større system, som er opstemmet og reguleret. Det vil sige et ikke naturligt system.

- Der er en tendens til en sammenhæng mellem fluxen i Kirkeå og den hydrauliske gradient mellem B202 og vandløbet. Et fald i gradientforskellen over forår og sommer, giver et fald i fluxen for VC. Dette kan skyldes en periode med mindre infiltration/indsivning, hvorved udvaskning fra lokaliteten bliver mindre.
- Variationen i fluxen i vandløbet er i høj grad styret af variationen i vandføringen i mindre vandløb, som påvirkes af nedbøren, f.eks. Brændholtafløbet
- De udvalgte koncentrationer, som repræsenterer koncentrationen ved fuld opblanding, kan anvendes til at estimere fluxen i vandløbet.

6.3 Påvirkning fra dræn

Afsnittet omhandler udledning af miljøfremmede stoffer via dræn, og om de har betydning for koncentrationen i vandløbet over året. Derudover er der set nærmere på, om der er en forskel i koncentrationerne i tilløbsvandet fra dræn og tilløb sammenholdt med koncentrationer i vandløbet hen over året. I nedenstående afsnit er der primært set på data fra Lilleskovvej ved Brændholtafløbet, da vandprøver er udtaget direkte fra dræn (se afsnit 5.3). Der er desuden set på Kirkeå i Skjern, hvor et dræn er lokaliseret i indsivningszonen til vandløbet (se afsnit 5.4).

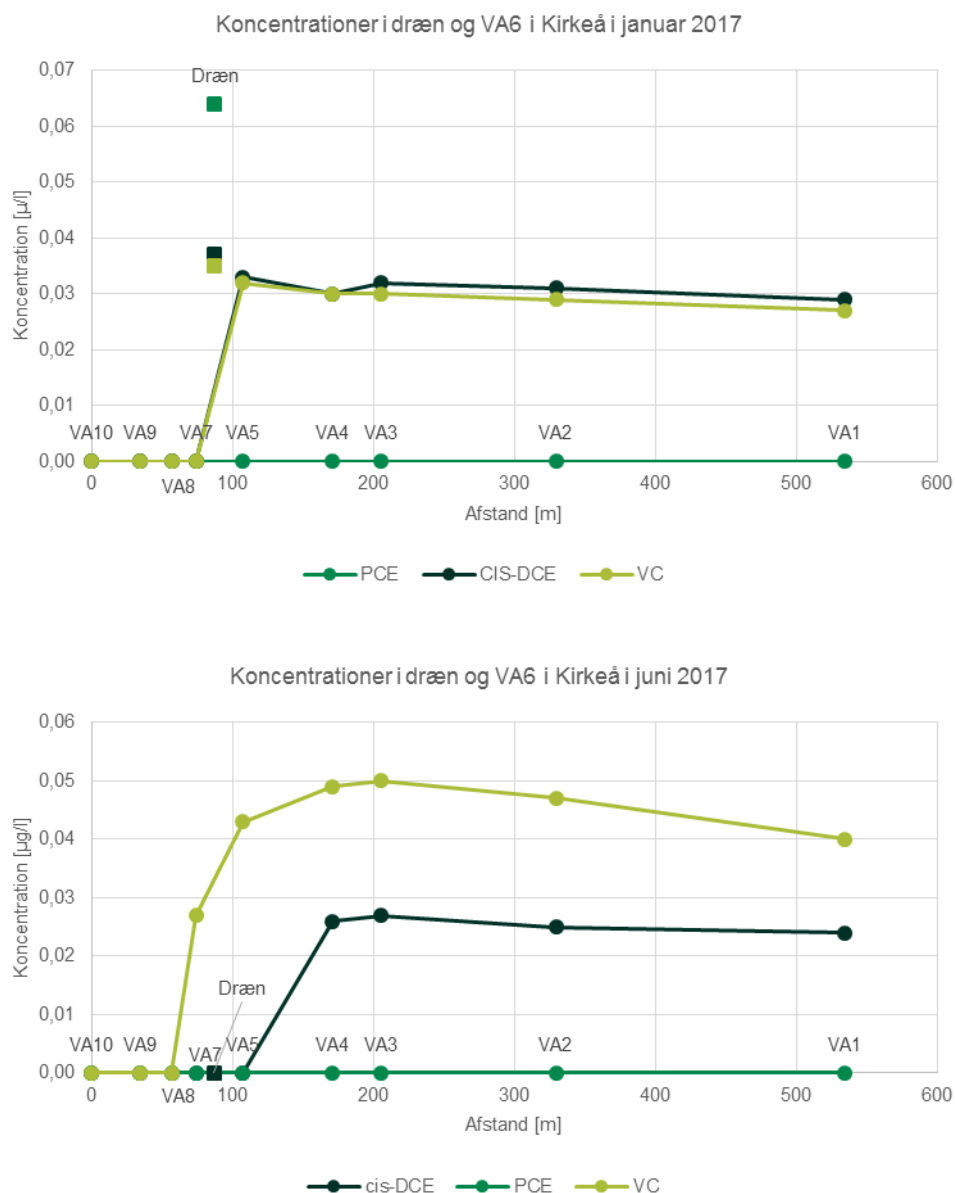
6.3.1 Variation i koncentration i vandprøver fra dræn

I det følgende gennemgås den tidlige variation af koncentrationerne i dræne ved Kirkeå i Skjern og i Brændholtafløbet ved Lilleskovvej. Det har ikke været muligt at udtage repræsentative vandprøver ved drænet i Raadvad. Beskrivelse af dræne ved Kirkeå og Brændholtafløbet ses i hhv. afsnit 5.2 og 5.3.

Kirkeå, Skjern

Drænet har udløb i en død zone, hvor vandet ikke strømmer som midt i vandløbet. Der er i tidligere undersøgelse målt et indhold af VC og cis-DCE på hhv. 0,16 og 0,13 µg/l i drænet (Miljøstyrelsen, 2016). Denne koncentration er ikke genfundet i nærværende projekt.

Der er observeret udløb fra drænet i størstedelen af målingerne over året, men det vurderes at være i meget begrænset mængde vand. I Figur 6.26 ses koncentrationen af PCE, cis-DCE og VC i vandløbet Kirkeå i Skjern i 2 udvalgte måneder. I Kirkeå detekteres et indhold af cis-DCE og/eller VC i vandløbet både når vandføringen er lav (268 l/s i juni 2017) og når vandføringen er dobbelt så stor (590 l/s i januar 2017). Der måles generelt højere koncentrationer i vandløbet, når vandføringen er lav sammenlignet med når vandføringen er større, hvilket skyldes fortynding. I juni 2017 konstateres der ikke indhold over detektionsgrænsen i drænet, mens der i januar 2017 konstateres indhold af både PCE, cis-DCE og VC. Tidligere undersøgelser med piezometre og temperaturmålinger konkluderer, at der sker en tilstrømning af forurenat grundvand til vandløbet via vandløbsbunden, ca. mellem VA5 og VA7. Resultaterne indikerer således, at vandet fra drænet, som løber ud i Kirkeå, ikke påvirker koncentrationen i vandløbet i forhold til indsivningen. Den målte koncentration med PCE i januar i drænet genfindes ikke i vandprøverne fra vandløbet, hvilket kan skyldes fortynding i vandløbet.

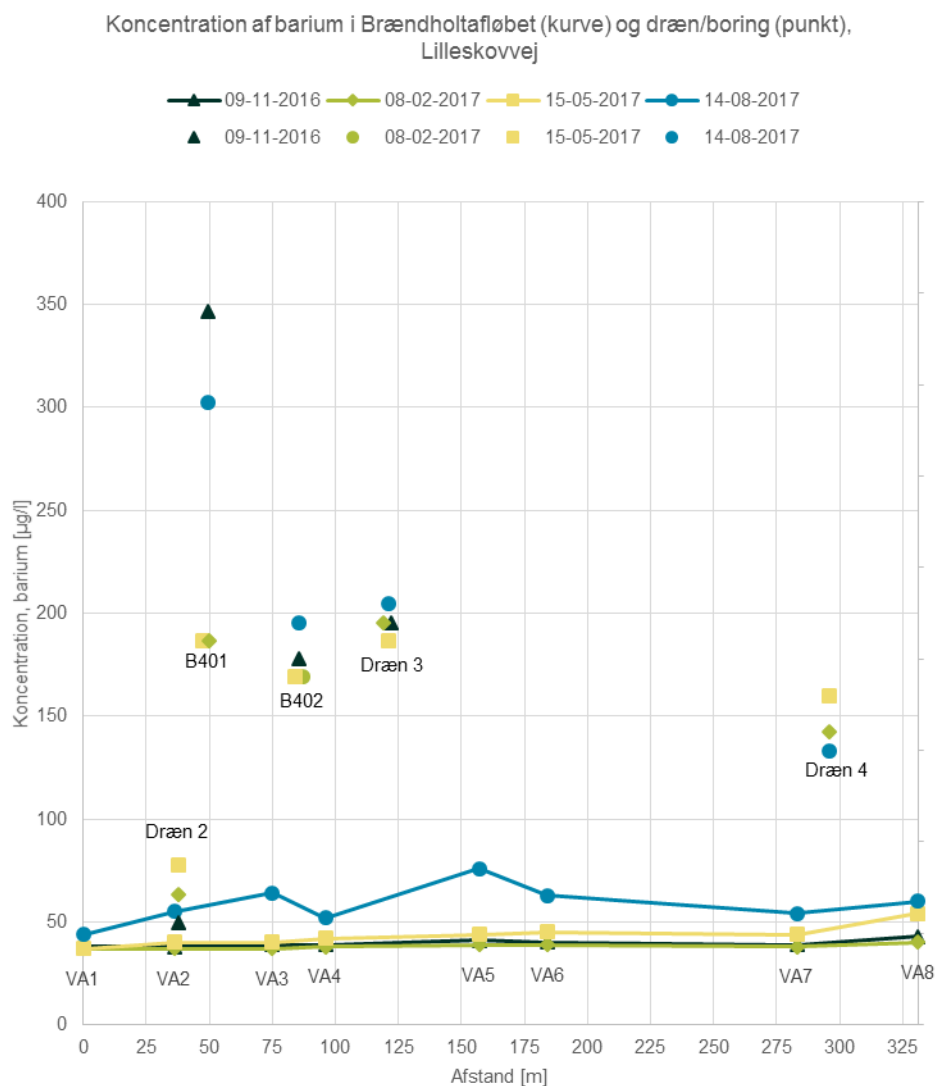


Figur 6.26 Koncentration af PCE, cis-DCE og VC målt i vandløbet Kirkeå og dræn (firkanter/punktmålinger)

Lilleskovvej, Brændholtafløbet

I bilag C er vedlagt resultater for de fire stoffer (ammonium+ammoniak, jern, sum xylener og barium), der gennem monitoringsperioden er påvist i VA1 (opstrøms lossepladsen), dræn 2, VA2, VA4, dræn3, VA5, dræn 4 og VA8. Figurene viser den tidlige variation for de fire stoffer.

Idet barium er det eneste stof, som synes at påvirke vandløbet via udløb fra dræn jf. Bilag C, er der set nærmere på stoffet i dette afsnit. På Figur 6.27 ses indholdet af barium i vandprøver udtaget fra dræn, i vandløbet og af grundvandet udtaget i boring B401 og B402 på lossepladsen. Der er dog for at gøre figuren overskuelig, udvalgt 4 måneder, som viser tendensen i koncentrationen af barium hen over året.



Figur 6.27 Koncentration af barium i vandprøver udtaget fra dræn og i vandløbet Brændholtafløbet ved Lilleskovvej, samt i grundvandsprøver fra boring B401 og B402 i udvalgte måneder. Der er ikke udtaget vandprøve fra dræn 2 i august og i dræn 4 i november.

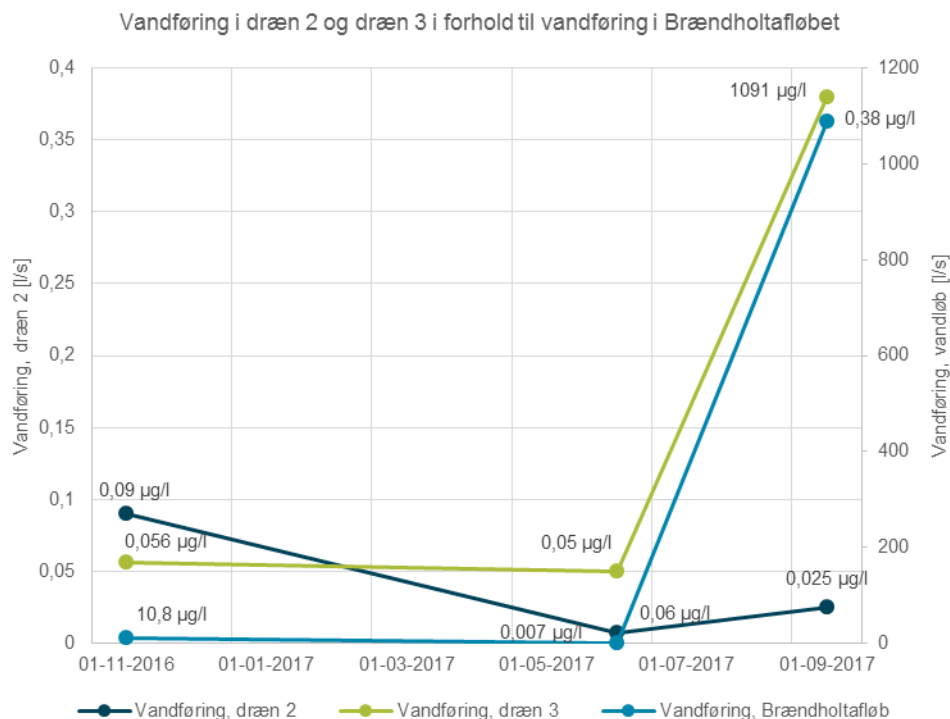
Barium i vandløbet opstrøms lossepladsen (VA1) ligger mellem 32 og 48 µg/l henover året, hvilket er meget højt. I sommerperioden (april-august 2017, repræsenteret ved august i Figur 6.27) ses en svag stigning i indholdet af barium nedstrøms VA1 i vandløbet, mens indholdet i vandløbet over efterår, vinter og forår er stort set den samme. Indholdet af barium i dræn 3 og 4 er betydeligt højere end indholdet i selve vandløbet. Dette er gennemgående for hele året. Det ses desuden, at indholdet af barium i grundvandsprøve fra boring B402 ligger på niveau med indholdet i dræn 3. Indholdet af barium i grundvandet i B401 har en stor spredning, hvor de laveste indhold ses i perioden fra den sene vinterperiode (januar) og hele foråret frem til juni (repræsenteret ved februar og maj i Figur 6.27). Det ses således, at vandløbet kan være påvirket af dræne i sommerhalvåret, hvor vandføringen er lavest. I vintermånederne ses ikke en påvirkning af vandløbet som følge af udløb fra dræn.

6.3.2 Vurdering af bidrag fra dræn

Til vurdering af evt. bidrag fra dræn med miljøfremmede stoffer til et vandløb, indgår vandføringen og den målte koncentration i drænet. Det er kun ved Brændholtafløbet, at det har været

muligt at måle vandføringen direkte i drænene. Derfor er det kun forholdene omkring Lille-skovvej, der er beskrevet i dette afsnit.

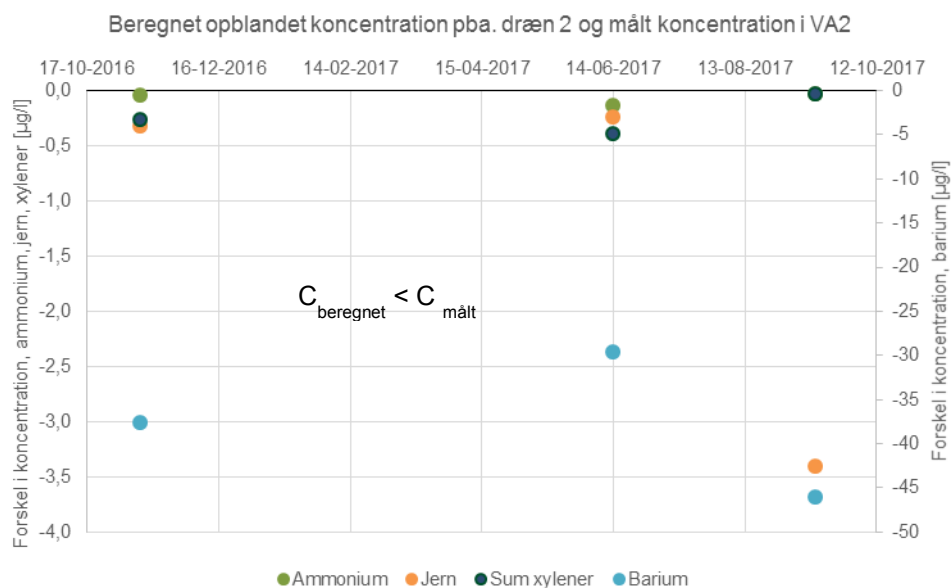
I forbindelse med monitoringsrunderne er vandføringen bl.a. målt i dræn 2 og dræn 3. Variationen i drænene er vist i Figur 6.28 sammen med vandføringen i selve Brændholtafløbet. Det er tidligere beskrevet, at vandføringen i vandløbet påvirkes af kraftig nedbør, som har været tilfældet i september 2017. Der ses ikke den samme påvirkning i vandføringen i dræn 2, mens det ser ud som om dræn 3 kan være påvirket af nedbør, da kurven har samme forløb som for vandføringen i vandløbet.



Figur 6.28 Målt vandføring i hhv. dræn 2, dræn 3 og Brændholtafløbet 10.11.2016, 14.06.2017 og 14.09.2017.

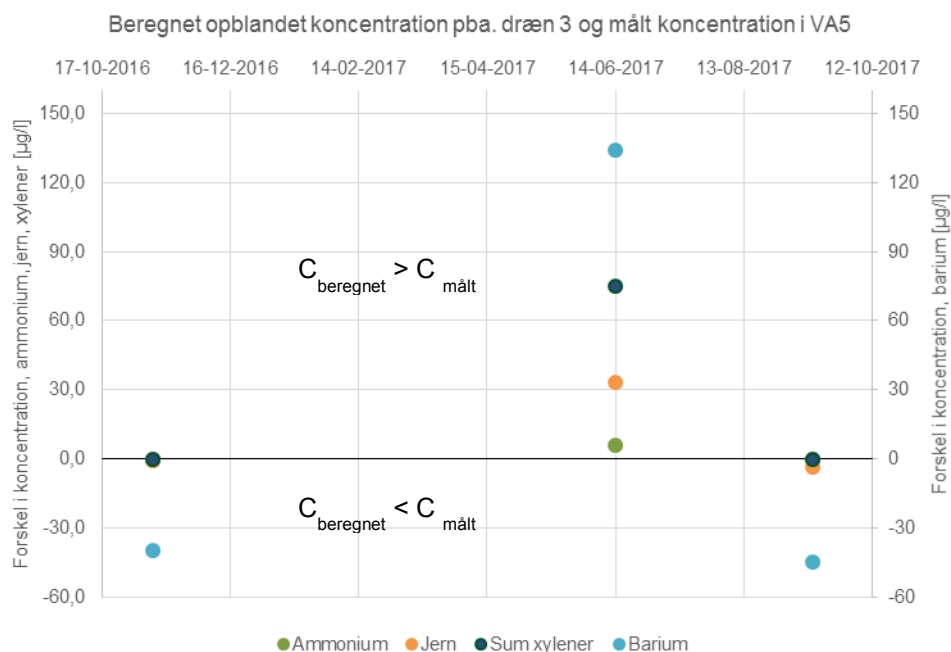
Hvis det antages, at forureningsbidraget udelukkende stammer fra dræn 2, vil forureningsfluxen i drænet være lig forureningsfluxen i vandløbet. På baggrund heraf kan den opblandede koncentration i vandløbet beregnes, som beskrevet i afsnit 3.3. Såfremt den beregnede koncentration er højere end den målte, er dette en indikation på, at forureningsbidraget hovedsageligt stammer fra drænet. Hvis den beregnede koncentration derimod er mindre end den målte koncentration i vandløbet, er dette en indikation på, at der tilføres en forureningsflux udover drænet, f.eks. gennem brinken eller grundvandsindtrængning.

I Figur 6.29 ses forskellen i den beregnede koncentration i forhold til den målte (situationsplan fremgår i Figur 5.18, afsnit 5.3). Ved dræn 2 er den beregnede koncentration sammenlignet med vandprøven fra vandløbet, VA2, ($C_{\text{beregnet}} - C_{\text{målt}}$). Figuren viser, at forskellen er negativ for alle stoffer på alle tre tidspunkter. En negativ værdi betyder, at den beregnede opblandede koncentration er mindre end den målte koncentration. Derfor tyder det på, at dræn 2 ikke påvirker vandløbet signifikant, selv ikke under ekstrem lav vandføring i vandløbet. Dette stemmer overens med Figur 6.28, hvor der heller ikke var indikation på, at dræn 2 bliver påvirket af nedbør.



Figur 6.29 Forskellen i beregnet opblandet koncentration i vandløbet på baggrund af forureningsflux fra dræn 2 og målt koncentration i VA2

På tilsvarende måde er der foretaget en beregning af den opblandede koncentration i vandløbet på baggrund af fluxen fra dræn 3. Denne er sammenlignet med de målte koncentrationer i VA5. På Figur 6.30 ses forskellen i den beregnede opblandede koncentration i vandløbet på baggrund af forureningsfluxen fra dræn 3 i forhold til den målte koncentration i VA5 (situationsplan fremgår i Figur 5.18, afsnit 5.3). Figuren viser positive værdier i juni, som betyder, at den beregnede opblandede koncentration er større end den målte koncentration i VA5. Der er således indikation på, at dræn 3 påvirker vandløbet signifikant under ekstrem lav vandføring d. 14. juni 2016 for alle stofferne. I de to andre måneder (november og december) er den beregnede koncentration lavere end den målte. Der kan således i disse perioder være tegn på, at der også kommer bidrag andre steder fra end drænet.



Figur 6.30 Forskellen i beregnet opblandet koncentration i vandløbet på baggrund af forureningsflux fra dræn 3 og i målt koncentration i VA5

Påvirkning fra dræn

- Et dræns påvirkning af et vandløb afhænger af forureningsfluxen (koncentration og vandføring) i drænet. Som oftest løber der meget lidt vand i dræn, sammenlignet med vandføringen i vandløbet, hvilket betyder at et dræns påvirkning af et vandløb stort set er negligeabelt pga. fortynding.
- På lokaliteterne Lilleskovvej og Skjern har det vist sig, at påvirkningen fra dræn er meget begrænset. I Skjern, hvor undersøgelser indikerer, at forureningen indstrømmer via grundvandet gennem vandløbsbunden, har drænet ingen betydning. På Lilleskovvej tyder det på, at dræn 3 kun påvirker vandløbet under ekstrem lav vandføring. Her vurderes det, at det primært er perkolatudsivningen fra brinken, der påvirker vandløbet.

7. Konklusion og anbefalinger

Der er i nærværende projekt set på variationen af de opblandede koncentrationer i vandløb hen over et år. Formålet med projektet har været at se på, hvor meget variationen i de målte koncentrationer i vandløb betyder for den efterfølgende vurdering af data, herunder hvornår og hvordan prøver udtages samt validering af data. Derudover har projektet set på, hvor meget vandføringen betyder i forhold til de koncentrationer, som måles i vandløbene, samt hvor stor indflydelse selve forureningsfluxen fra lokaliteten, de fysiske forhold mv. har.

Der er foretaget en gennemgang af betydende faktorer for forureningstransporten fra lokaliteten til vandløbet samt faktorer, som kan have indflydelse på opblandingen og dermed fortyndingen i vandløbet. Dette har resulteret i en konceptuel model, der kan være et udgangspunkt, når en lokalitets potentielle påvirkning af et nærliggende vandløb skal vurderes. Dette kan både være i forhold til planlægning af en undersøgelse og vurdering af risikoen. Modellen er anvendt på de tre lokaliteter i nærværende projekt (Delformål 1).

Der er udvalgt tre lokaliteter i projektet, hvor der er udtaget vandprøver og udført vandføringsmålinger over et år samt udført temperaturmålinger med DTS. I nedenstående Tabel 7.1 er der foretaget en opsamling for de tre lokaliteter (Delformål 2). Den gennemførte databehandling og nedenstående tabel danner udgangspunkt for anbefalingerne beskrevet i afsnit 7.2 (Delformål 3).

7.1 Konklusion

Tabel 7.1 viser, at der kan forekomme en stigning i vandstanden ved stigende vandføring. Dette er også observeret ved Grindsted Å jf. afsnit 4. Dog kan fysiske faktorer såsom opstemning ved Raadvad betyde, at man ikke kan se denne sammenhæng.

Generelt er vandføringerne lavest i sommerperioden. En sammenligning med døgnmidlede vandføringer viser, at det samtidig er i denne periode, at spredningen på data er mindst, hvilket betyder at variationen i vandføringen inden for en pågældende måned er lav. Dog skal man være opmærksom på perioder med kraftig nedbør, som kan påvirke vandføringen væsentligt i bl.a. lavvandede vandløb.

På baggrund af vandføringsmålingerne, udført i de tre vandløb, viser en modelsimulering variation i længden af blandingszonen hen over året. Den simulerede længde af blandingszonen er hovedsageligt længere end den fastsatte beregningstekniske blandingszone, som anvendes i screeningsværktøjet. Det betyder, at fuld opblanding af forurening sandsynligvis først optræder længere nedstrøms end antaget ved den beregningstekniske blandingszone.

Vandprøver, som repræsenterer fuld opblanding, kan anvendes til vurdere, hvorvidt vandløbet påvirkes af en konstant forureningsflux. Dette var tilfældet for klorerede opløsningsmidler i Kirkeå og ammoniak+ammonium og til dels xylener i Brændholtafløbet. På baggrund heraf er det muligt at bestemme forureningsfluxen for de pågældende stoffer. Ved Raadvad var der ikke en lineær sammenhæng, da der sandsynligvis er flere hot spots, som kan bidrage med forurening langs Mølleåen. I Brændholtafløbet var der ligeledes ikke tegn på en konstant flux med jern, hvilket kan skyldes naturlige processer i vandløbet.

Monitering af stofkoncentrationer i Grindsted Å viste, at det var vandføringen, som var afgørende for den opblandede koncentration i vandløbet, idet forureningsfluxen i den indstrømmende forureningsfane blev påvist at være relativt konstant over tid. På baggrund af opsum-

meringen i Tabel 7.1 ses det, at i Raadvad er det mere de fysiske faktorer (opstemning og tilløb fra omløbet), som har betydning for den opblandede koncentration. Ved Lilleskovvej tyder det på, at også er vandføringen, som har betydning for den opblandede koncentration, da denne især påvirkes af nedbøren. Det er kun ved Kirkeå i Skjern, at der ses en mulig sammenhæng mellem variationen i fluxen i vandløbet og fra lokaliteten, hvilket kan skyldes, at der her er en hydraulisk kontakt.

De indsamlede vandføringsdata og vandkoncentrationer fra drænen ved Kirkeå og Brændholtafløbet tyder ikke på, at bidrag fra drænen har nogen væsentlig betydning for variationen i den opblandede koncentration i vandløbene.

Tabel 7.1 Opsamling på lokaliteter og resultater

	Mølleåen. Raadvad	Kirkeå, Skjern	Brændholtafløbet, Lilleskovvej
Årsag til udvælgelse	Stort vandløb Typisk industrigrund. Der er betonkant med revner, drænen og opstemmet dam. Flere kildeområder. Flere undersøgelser, bl.a. med fokus på overfladevand	Mellem vandløb Grundvandsfødt vandløb, som kan minde om en mere simpel udgave af Grindsted Å Flere undersøgelser, bl.a. med fokus på overfladevand	Lille vandløb Meget lille vandføring. En del drænen. Lille sandsynlighed for påvirkning fra andre punktkilder
Forurenende aktivitet og stoffer	Knivfabrik Klorerede opløsningsmidler (fokus på cis-DCE og VC)	Tidligere renseri Klorerede opløsningsmidler (fokus på cis-DCE og VC)	Losseplads Lossepladssperkolat (fokus på ammonium+ammoniak og jern), BTEX (fokus på xylener) og barium
Betydende faktorer fra konceptuel model før igangsætning af nærværende projekt	<u>Forureningstransport:</u> Betonvæg med revner Drænen (afløb) Tilløb (omløb) <u>Bidrag til vandføring:</u> Opstemning ved dam Tilløb (omløb)	<u>Forureningstransport:</u> Drænen (afløb) Drænet område <u>Bidrag til vandføring:</u> Regnbetingede udløb op- og nedstrøms Drænen	<u>Forureningstransport:</u> Drænen 2, 3 og 4 Lille grøft <u>Bidrag til vandføring:</u> Drænen 1, 3 og 4 Drænen 2 mindre betydning Lille grøft
Resultater fra DTS	Indikation på grundvandsindsivning i hovedløbs bund og i venstre side af omløbet lige før sammenløb med hovedløbet. Områder med indstrømning varierer over sæsonen i størrelse og placering. Temperaturprofiler viser, at den største tilstrømning af grundvandsflux sker i hovedløbet. Grundvandsluxen er større i oktober end i februar. Gradienterne i piezometrene viser både opadrettet og nedadrettet gradienter, som varierer fra oktober og i februar.	Indikation på grundvandsindsivning tre steder, men kun i målingen i februar 2017. I oktober 2016 er temperaturprofilernes gradienter signifikant mindre end i januar/februar 2017, hvilket også betyder at forureningsfluxene generelt er større i februar 2017, idet koncentrationen i vandprøverne var nogenlunde samme størrelsesorden. Forskellen i gradienterne indikerer at Kirkeå er et dynamisk system, hvor indstrømning varierer tidsligt.	Indikation på grundvandsindsivning ét sted i vandløbet i måling udført i februar. Generelt er der på baggrund af temperaturprofiler estimeret meget lave vertikale grundvandsfluxe på hele vandløbsstrækningen, som vurderes at skyldes de siltede aflejringer i vandløbsbunden. Der blev ikke udtaget vandprøver fra alle piezometre pga. ringe tilstrømning i vandløbsbunden, hvilket betød at der kun blev bestemt massefluxe på den første del af vandløbsstrækningen.

	Mølleåen, Raadvad	Kirkeå, Skjern	Brændholtafløbet, Lilleskovvej
Moniteringsprogram	Moniteringsperiode: juni 2016 til maj 2017. Gennemført pr. måned: 3 vandføringsmålinger (vingemåling) ved hhv. ved eksisterende målestation, i hovedløbet og omløbet. 10 stk. vandprøver fra vandløb 3 stk. vandprøver fra borer. Vandprøver analyseret for klorerede opløsningsmidler	Moniteringsperiode: november 2016 til oktober 2017. Opstillet ny målestation Gennemført pr. måned: 1 vandføringsmåling (vingemåling og doppler). 10 stk. vandprøver fra vandløb 2 stk. vandprøver fra borer. Vandprøver analyseret for klorerede opløsningsmidler og nedbrydningsprodukter	Moniteringsperiode: november 2016 til oktober 2017. Opstillet ny målestation Gennemført pr. måned: 1 vandføringsmåling (vingemåling – i alt 8 stk. på et år). 11 stk. vandprøver fra vandløb 2 stk. vandprøver fra borer. Vandprøver analyseret for aromatiske kulbrinter, totalkulbrinter, perkolatparametre og barium.
Resultater:			
Variation i vandføring	Ingen tydelig sammenhæng mellem vandføring og vandstand, hvilket kan skyldes regulering af vandstand ved dammen. Vandføringen er lavest i juli til september 2016 og på det højeste fra november 2016 til februar 2017. Generelt følger vandføringsmålingerne fra monitoreringen de døgnmidlede vandføringer. Dog spredning i de døgnmidlede vandføringsdata i perioden november 2016 til februar 2017, som giver større usikkerhed i forhold til vurdering af forureningsniveauet for den pågældende måned på baggrund af en enkelt vandprøve.	Ved stigende vandføring er der også stigning i vandstand. Ved faldende vandføring i maj 2016 til august 2017 ses ikke tilsvarende fald i vandstanden, hvilket kan skyldes grødeskæring i denne periode. Forholdsvis god overensstemmelse mellem vandføringsmålinger i forbindelse med monitorering og døgnmidlede vandføringer. Dog er der en høj vandføringsmåling i forbindelse med monitorering i februar i forhold til de døgnmidlede vandføringer. En analyseret vandprøve på dette tidspunkt kan derfor have et lavere indhold end der ellers kan forventes i denne periode.	Ved stigende vandføring er der også stigning i vandstand. Generelt følger vandføringsmålingerne fra monitoreringen de døgnmidlede vandføringer. Dog ligger vandføringsmålingerne i forbindelse med monitoreringen i den lave ende i forhold til de døgnmidlede vandføringer. Omkring august til oktober 2017 ses stor variation i de døgnmidlede vandføringsdata samt en markant stigning i vandstanden. Det kan betyde usikkerhed i forhold til en vurdering af forureningsniveauet på baggrund af få vandprøver i denne periode.
Medianminimumsvandføring	De døgnmidlede vandføringer for summen af hovedløbet og omløbet ligger i hele monitoringsperioden over medianminimumsvandføringen. Denne del af Mølleåen er en del af et komplekst vandsystem, hvor der foregår opstemning og regulering. Lokal nedbør er derfor af mindre betydning. Det anbefales ikke at ændre på medianminimumsvandføringen.	De døgnmidlede vandføringer ligger i størstedelen af perioden under medianminimumsværdien fra screeningsværktøjet. Det vil sige at en beregnet opblandet koncentration på baggrund af medianminimumsvandføringen kan give lavere koncentrationer end der kan forventes i vandløbet. Medianminimumsvandføringen bør justeres i forhold til oplandet omkring Kirkeå, og dermed reduceres. Nærliggende målestationer kan anvendes til at vurdere, hvorvidt der er tale om et relativt vådt eller tørt år i forhold til de foregående.	Halvdelen af de døgnmidlede vandføringer ligger over/under medianminimumsværdien fra screeningsværktøjet. Der er markante udsving i vandføringen påvirkes af kraftig nedbør. Medianminimumsvandføringen bør korrigeres i forhold til oplandet ved Lilleskovvej og dermed reduceres.

	Mølleåen, Raadvad	Kirkeå, Skjern	Brændholtafløbet, Lilleskov-vej
Hydraulisk gradient	På den nordlige side af Mølleåen er der tegn på en tilstrømning af terrænnært grundvand til vandløbet. På den sydlige side er den hydrauliske gradient meget lille med en svag tendens til at niveauet i vandløbet står højere end det terrænnære grundvand i boringen.	Den hydrauliske gradient viser, at der sandsynligvis sker en strømning af det terrænnære grundvand mod vandløbet. Der er ligeledes tegn på hydraulisk kontakt.	Ikke vurderet
Variation i længde af blandingszone	Den simulerede længde af blandingszonen varierer mellem 104 og 594 m hen over størstedelen af året. I 11 af de 12 måneder er længden af blandingszonen længere end den beregningstekniske blandingszone. Den sidste måned (december) vurderes at være forbundet med en vis usikkerhed.	Den beregningstekniske blandingszone er fastsat til 40 m, mens den simulerede længde af blandingszonen ligger mellem 100 og ca. 225 m (højest fra januar til marts).	Den simulerede længde af blandingszonen varierer fra 10 m i august (på niveau med den beregningstekniske blandingszone) og op til 281 m i december.
Variation i koncentration	Der ses ingen sammenhæng mellem de målte koncentrationer i vandløbet ved fuld opblanding og vandføringen (dvs. ingen lineær sammenhæng mellem koncentration og den reciprokke værdi for vandføringen). Dette skyldes sandsynligvis, at der er flere hotspots, som kan bidrage med forurening samt at der er "forstyrrelser" omkring tilløbet fra omløbet.	For både cis-DCE og VC er der indikation på en lineær sammenhæng mellem de målte koncentrationer ved fuld opblanding og den reciprokke værdi af vandføringen. Dette viser, at der er tegn på en konstant forureningsflux til Kirkeå. Der på baggrund heraf beregnet en flux på ca. 270-280 g/år for hhv. VC og cis-DCE. Det tyder på, at den opblandede koncentration i Kirkeå hovedsageligt afhænger af vandføringen.	Der ses en tydelig lineær sammenhæng mellem den opblandede koncentration af ammonium+ammoniak i forhold til den reciprokke værdi for vandføringen samt til dels for xylenerne. Der er således indikation på en konstant forureningsflux. Der er estimeret en flux på 31,5 kg/år for ammonium+ammoniak og 0,07 kg/år for xylener. For jern ses ikke samme sammenhæng, hvilket bl.a. kan tilskrives naturlige processer i vandløbet. Det er usikkert, hvorvidt forureningsfluxen for barium er konstant, herunder hvorvidt der er flere kilder opstrøms lossepladsen.
Variation i flux	Der ses ingen tydelig sammenhæng mellem den beregnede flux fra lokaliteten og den beregnede flux ved fuld opblanding i vandløbet. Begrundelsen er den samme som ved variationen i koncentration	Der er en tendens til, at flux i vandløbet følger fluxen fra lokaliteten. Dette kan hænge sammen med, at der er hydraulisk kontakt med det terrænnære grundvand. Et fald i gradientforskellen over forår og sommer, giver et fald i fluxen for VC. Dette kan skyldes en periode med mindre infiltration/indsivning, hvorved udvaskning fra lokaliteten bliver mindre.	Fluxen i vandløbet følger vandføringen, som i høj grad er styret af nedbør. Fluxen i den nærliggende boring er også styret af infiltration som følge af nedbør, men der ses ikke en efterfølgende udvaskning til vandløbet ved en stigning i fluxen i boringen.

	Mølleåen, Raadvad	Kirkeå, Skjern	Brændholtafløbet, Lilleskovvej
Påvirkning fra dræn mm	Ikke vurderet	I Skjern, hvor undersøgelser indikerer, at forureningen indstrømmer via grundvandet gennem vandløbsbunden, har drænet ingen betydning for variationen af koncentrationen i vandløbet.	Der er prøvetaget direkte fra de 4 dræn og udført vandføringsmålinger i to dræn. Barium vurderes at være det eneste stof, som påvirker vandløbet via udløb fra dræn. Det tyder på, at dræn 3 kun påvirker vandløbet under ekstrem lav vandføring. Hermed vurderes det, at det primært er perkolatudsivningen fra brinken, der primært påvirker vandløbet.

7.2 anbefalinger

Projektet har vist en variation i vandføringen hen over året samt, at denne variation kan have indflydelse på den opblandede koncentration. Konklusionerne fra projektet kan dels anvendes i forbindelse med vurdering af en bearbejdet screening og dels ved feltarbejdet i forbindelse med en forureningsundersøgelse. Dette har ført til nedenstående anbefalinger, som er inddelt efter, hvor i processen vurdering af en lokalitets påvirkning af overfladevand indgår:

- Bearbejdet screening
- Forarbejde forud for en undersøgelse
- Feltundersøgelse
- Bearbejdning af data efter feltundersøgelse

7.2.1 Bearbejdet screening

I Miljøstyrelsen, 2016 blev det vurderet, at princippet om at regne med en massebevarelse af forureningen, således at hele fluxen fra kilden blandes op i vandløbet og dermed antages at være stationær, giver et konservativt bud på en potentiel risiko, hvilket er målet med screeningsværktøjet. Det vil sige, at i forbindelse med en bearbejdet screening tages der udgangspunkt i de koncentrationer, der er konstateret på lokaliteten, arealet af det forurenede område og infiltrationen med henblik på at estimere fluxen. I Miljøstyrelsen, 2015b er der en nærmere beskrivelse af, hvorledes disse parametre kan justeres i forbindelse med en bearbejdet screening.

Nærværende projekt har vist, at medianminimumsvandføringen bør vurderes i vandløbet nær den forurenede lokalitet. Dette kan gøres ved at se om der ligger en nærliggende målestation, hvor der er angivet en medianminimumsvandføring. Det skal være en målestation, som har været i drift i en årrække (typisk mere end 10 år) for, at der er tilstrækkelige data. Herefter bør det tjekkes, hvorvidt der skal ske en oplandskorrektur af vandføringen. Der er som regel altid opgivet et oplandsareal på alle målestationer, dvs. både dem med længere, sammenhængende tidsserier og dem med punkt- eller synkronmålinger. I Miljøstyrelsen (2015b) er der en nærmere beskrivelse af, hvordan man indhenter oplysninger om medianminimumsvandføringen, og hvorledes disse kan korrigeres i forhold til det relevante opland.

7.2.2 Forarbejde forud for en undersøgelse

Der er i 2015 udarbejdet en guide til indledende undersøgelser, hvor forarbejdet forud for en undersøgelse af en forurenede lokalitet i nærheden af overfladevand er beskrevet (Miljøstyrelsen, 2015b). I denne guide er der en detaljeret beskrivelse af de forhold, som bør afklares

omkring lokaliteten (geologi og hydrogeologi, terrænforhold samt kloak- og drænforhold). Derudover er en beskrivelse af, hvilke forhold der bør afklares omkring overfladevand (vandføring og dimensioner). Dette bør suppleres med de betydende faktorer, som er beskrevet i nærværende projekt sammen med opstilling af en konceptuel model (se afsnit 2.3 og 2.4). Eksempler på opstilling af konceptuel model og betydende faktorer er medtaget i afsnit 5, hvor dette er udført på de tre testlokaliteter i nærværende projekt.

7.2.3 Feltundersøgelse

Den første indledende undersøgelse bør bestå af prøvetagning i vandløbet sammen med en vandføringsmåling. I Miljøstyrelsen (2016) er der en kort metodebeskrivelse vedrørende prøvetagning i vandløb. I projektet fra 2016 er det ligeledes beskrevet, at udtagning af vandprøver ned gennem vandløbet kan give en indikation på, hvorvidt der er bidrag med miljøfremmede stoffer til vandløbet. Derudover kan transekter på tværs af vandløbet give indikationer på, hvor der er fuld opblanding af forureningen i vandløbet.

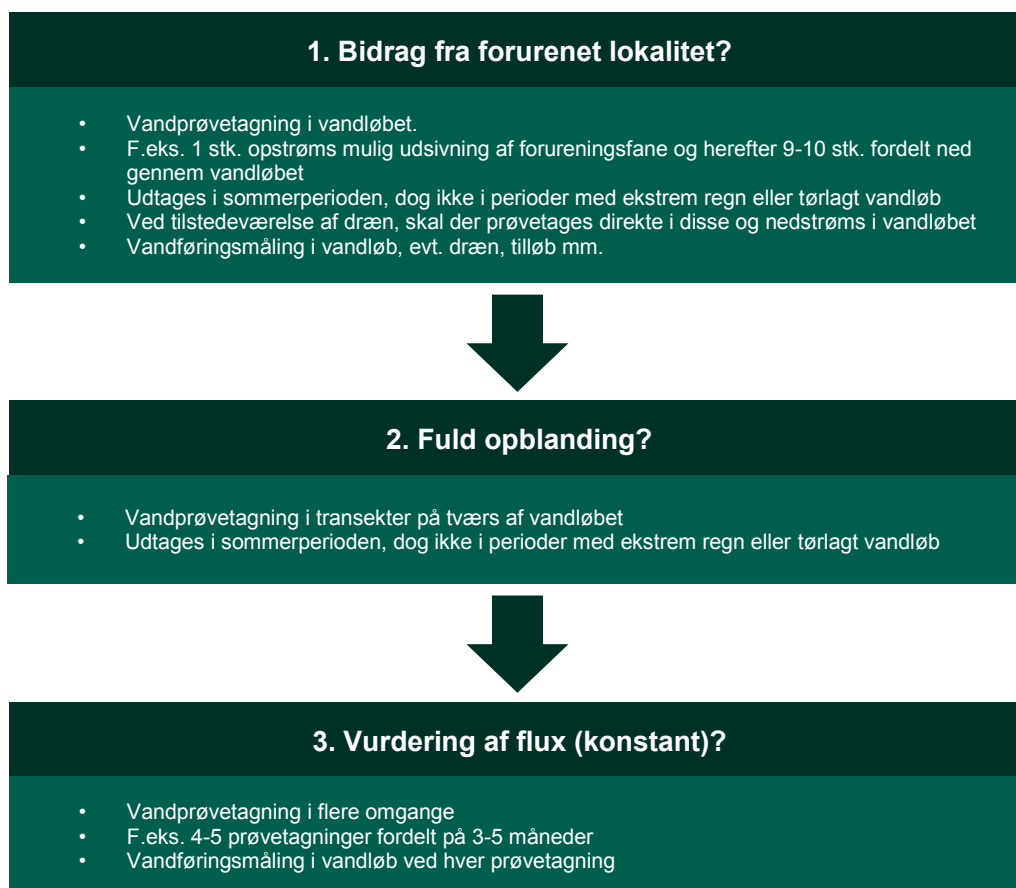
Nærværende projekt har vist, at:

- Vandprøvetagning skal ske i de perioder med lavest vandføring, hvilket typisk er i sommerperioden. I denne periode har det vist sig, at spredningen af de døgnmidlede data er lille. I den periode er der dermed større sandsynlighed for, at en konkret vandføringsmåling svarer til de døgnmidlede vandføringer inden for den prøvetagede måned. Dette er typisk fra ca. maj til august.
- Det skal i forbindelse med prøvetagningen noteres, hvilken nedbør der har været inden prøvetagningen og i perioden op til prøvetagningen.
- Ved tilstedeværelse af dræn, tilløb eller andet bør der udtages vandprøver direkte i drænet/tilløbet samt lige ved udløb til vandløbet, dvs. nedstrøms drænet.

Vandprøvetagningen skal suppleres med en vandføringsmåling i vandløbet. Her gælder det, at:

- Vandføringsmålingen kan udføres vingeinstrument (propelstrømmåler) eller med akustisk doppler (ADCP). Generelt benyttes vingeinstrument i mindre eller lavvandede vandløb, mens akustisk doppler benyttes i brede og dybe vandløb.
- Ved tilstedeværelse af dræn, tilløb eller andet, der bidrager med vand til vandføringen i vandløbet, bør der udføres vandføringsmålinger af disse, såfremt det er muligt.
- Det bør noteres, hvorvidt vandløbet har meget lille vandføring og tendens til at være tørlagt.

Feltarbejdet kan således bygges op i tre step:



Figur 7.1 Forslag til forløb af feltarbejdet ved en lokalitet i nærheden af vandløb

7.2.4 Bearbejdning af data efter feltundersøgelse

Efter feltarbejdet skal data bearbejdes. Vandføringsmålingen skal bruges til en vurdering af, hvorvidt de målte koncentrationer i vandprøverne fra vandløbet er repræsentative for den periode, hvor de er udtaget.

Vurdering af vandføringsdata

Der skal indhentes døgnmidlede vandføringer, såfremt det er muligt. Det kræver, at der ligger en repræsentativ målestation i nærheden. Hvis ikke den ligger i nærheden, kan QH-kurven fra målestationen anvendes til at lave en QQ-kurve for det aktuelle vandløb (se afsnit 3.1.2). De døgnmidlede vandføringer kan herefter sammenlignes med den konkrete vandføring:

- Såfremt den konkrete vandføringsmåling, ligger *under* de døgnmidlede vandføringer, er der en sandsynlighed for, at de analyserede vandprøver repræsenterer et *højere* forureningsniveau, end der kan forventes generelt for perioden.
- Såfremt den konkrete vandføringsmåling, ligger *over* de døgnmidlede vandføringer, er der en sandsynlighed for, at de analyserede vandprøver repræsenterer et *lavere* forureningsniveau end der kan forventes generelt for perioden.
- Er der en stor spredning i de døgnmidlede vandføringsdata, kan dette indikere, at den konkrete vandføringsmåling ikke repræsenterer et typisk niveau for vandføringen i den pågældende måned.

Vurdering af koncentration og flux

Efter gennemførelse af step 1 i Figur 7.1 vurderes den målte koncentration i vandløbet i forhold til vandføringsmålingen og andre feltobservationer, herunder dræn, tilløb og andre fysiske forhold. Derudover vurderes det, hvorvidt vandprøverne er udtaget i "worst case" situation på

baggrund af vurdering af vandføring, som beskrevet ovenfor. Det vil f.eks. sige, at hvis en konkret vandføringsmåling vurderes at ligge under det generelle niveau for den pågældende måned (de døgnmidlede data), kan den målte koncentration repræsentere et højere forureningsniveau i vandløbet.

Såfremt der er udtaget vandprøver i transekt (step 2 i Figur 7.1), skal det vurderes om der i et eller flere transekter er indikation på fuld opblanding – dvs. nogenlunde ens koncentrationer i vandprøverne i transektet på tværs af vandløbet.

Såfremt step 3 i Figur 7.1 er gennemført, skal det vurderes, hvorvidt der er en lineær sammenhæng mellem den målte koncentration og den reciprokke værdi for vandføringen, hvilket kan indikere konstant forureningsflux. En ikke-lineær sammenhæng skal vurderes i forhold til evt. andre bidrag (hot spot), "forstyrrelse" af det hydrauliske system ved tilløb eller lignende. Såfremt der ses en lineær sammenhæng, kan denne anvendes til at bestemme forureningsfluxen for det pågældende stof (se afsnit 6.2.2).

Hvis der er dræn med mistanke om bidrag med miljøfremmede stoffer til det pågældende vandløb, kan en vandføringsmåling og en vandprøve fra drænet være med til at vurdere, hvorvidt drænet bidrager væsentligt til forureningen i vandløbet (se afsnit 6.3). Dette kan både ske efter gennemførelse af step 1 og 3 i Figur 7.1.

Såfremt der foreligger tilstrækkelige data vedr. vandløbet (bredde, dybde og hældning), kan længden af blandingszonen beregnes på prøvetagningstidspunktet. Dette er nærmere beskrevet i Miljøstyrelsen, 2014b. Ved at sammenligne med vandprøver udtaget ved randen af den estimerede blandingszone, kan det vurderes, hvorvidt kvalitetskravene er overholdt i dette punkt. I Miljøstyrelsen (2016) er det beskrevet, hvorledes det med vandprøver kan kortlægges, hvor fanen siver ind i vandløbet. Dette område er afgørende for, hvor længden af blandingszonen måles fra. Hvis ikke det er muligt, foretages denne vurdering på baggrund af vandprøver i transekter udført i step 2 i Figur 7.1.

8. Referencer

Aisopou, A., Bjerg, P.L., Sonne, A.Th., Balbarini, N., Rosenberg, L., Binning, P.J., 2015. Dilution and volatilization of groundwater contaminant discharges in streams. *Journal of Contaminant Hydrology* 172, 71-83.

Balbarini, N., Boon, W.M., Nicolajsen, E., Nordbotten, J.M., Bjerg, P.L., Binning, P.J., 2017. A 3-D numerical model of the influence of meanders on groundwater discharge to a gaining stream in an unconfined sandy aquifer. *Journal of Hydrology* 552, 168-181.

DCE, 2011a: Teknisk anvisning B03: Vandføringsmåling med vingeinstrument, Ovesen 2011.

DCE, 2011b: Teknisk anvisning B04: Vandføringsmåling med akustisk Doppler instrument (ADCP), Poulsen & Ovesen 2011.

DMU, 1997: Faglig rapport fra DMU nr. 218 – Vandføringsevne i Danske vandløb

DMU, 2000: Afstrømningsforhold i danske vandløb, Faglig rapport fra DMU nr. 340, 2000

Gordon, R. L., 1996: Acoustic Doppler current profiler—Principles of operation: A practical primer. RD Instruments, San Diego, CA.

Iversen og Ovesen, 1997: Iversen, H.L. & Ovesen, N.B., 1997. Vandføringsevne i danske vandløb 1976-1995. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 218.

Frederiksen, 2017: Frederiksen, M., 2017. Conceptual Site Model and Simulation of a Multiple Contaminant Plume Discharging to Grindsted Stream. Kandidatspeciale, DTU Miljø.

Fischer et al, 1979: Fischer, H.B., List, E.J., Koh, R.C.Y., Imberger, J., Brooks, N.H., 1979. Mixing in Inland and Coastal Waters. Academic Press, San Diego.

Lemaire, G., 2017. Seasonal variation of contaminant discharge to stream and in-mixing effect. Kandidatspeciale, DTU Miljø.

Miljøstyrelsen, 2004: Basisanalyse del 1 - Karakterisering af vandforekomster og opgørelse af påvirkninger, vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 2.

Miljøstyrelsen, 2014a: Miljøstyrelsen. Risikovurdering af lossepladser påvirkning af overfladevand, bilag 5. Miljøprojekt nr. 1604. 2014.

Miljøstyrelsen, 2014b: Jordforureningers påvirkning af overfladevand, delprojekt 4. Vurdering af fortynding i vandløb ved påvirkning fra forurenede grunde. Miljøprojekt nr. 1572, 2014.

Miljøstyrelsen, 2014c: Risikovurdering af overfladevand, som er påvirket af punktkildeforurenede grundvand). Miljøstyrelsen, Miljøprojekt 1575, p. 176.

Miljøstyrelsen, 2015a: Screeningsprincip for jordforureninger, der kan true overfladevand og Vejledning til screening for jordforureninger, der kan true overfladevand, <http://mst.dk/virksomhed-myndighed/jord/screeningsprincip-for-jordforurening/>

Miljøstyrelsen, 2015b: Guide til indledende undersøgelser af jordforureninger, der udgør en potentiel risiko for overfladevand, Miljøprojekt 1658, 2015

Miljøstyrelsen, 2016: Jordforureningers påvirkning af overfladevand - test af screeningsværktøjet for overfladevand, Miljøprojekt 1846, 2016.

NJA, 2005: Teknik og miljø Nordjyllands Amt. Afstrømningsmålinger 2005.

Rasmussen, J.J., McKnight, U.S., Sonne, A.Th., Wiberg-Larsen, P., Bjerg, P.L., 2016. Legacy of a Chemical Factory Site: Contaminated Groundwater Impacts Stream Macroinvertebrates. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 70, 219-230.

Region Midtjylland, 2012: Region Midtjylland. Supplerende forureningsundersøgelse Bredgade 1-9, 6900 Skjern. Lokalitetsnr. 669-90035. August 2012.

Region Hovedstaden, 2012: Region Hovedstaden, Koncern Miljø. Videregående undersøgelser på Raadvad Knivfabrik, Raadvad 3-19 og 4-50, 2800 Kgs. Lyngby. Afslutningsrapport. Januar 2012.

Rønde, V., McKnight, U.S., Sonne, A.Th., Devlin, J.F., Bjerg, P.L., 2017. Contaminant mass discharge to streams: comparing direct groundwater velocity measurements and multi-level groundwater sampling with an in-stream approach. Journal of Contaminant Hydrology. 206, 43-54.

Simpson, M. R. 2001: Discharge Measurements Using a Broad-Band Acoustic Doppler Current Profiler. United States Geological Survey, Open-File Report 01-1.

Sonne et al., 2017: Sonne, A.Th., McKnight, U.S., Rønde, V., Bjerg, P.L., 2017. Assessing the chemical contamination dynamics in a mixed land use stream system. Water Research 125, 141-151.

Weatherill et al., 2014: Weatherill, J., Krause, S., Voyce, K., Drijfhout, F., Levy, A., Cassidy, N., 2014. Nested monitoring approaches to delineate groundwater trichloroethene discharge to a UK lowland stream at multiple spatial scales. J. Contam. Hydrol. 158, 38-54.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jconhyd.2013.12.001>.

Wiberg-Larsen og Kronvang, 2016: Wiberg-Larsen, P., Kronvang, B., 2016. Dansk Fysisk Indeks – DFI. TA-V05 (version 2.3). Tekniske anvisning fra Fagdatacenter for Ferskvand, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet, 36 s.

Århus Universitet, 2003: Teknisk anvisning for gennemførelse og beregning af vandføringsmålinger.

Bilag A. DTS-rapport

Indhold for Bilag A

A1.	Indledning	6
1.1	Lokaliteter	7
A2.	Metoder	8
2.1	Distributed temperature sensing (DTS)	8
2.2	Vertikale sediment-temperaturprofiler	11
2.3	Piezometre og vandprøver	13
A3.	Resultater	15
3.1	Mølleåen, Raadvad	15
3.1.1	DTS	16
3.1.2	Vertikale grundvandsflux	22
3.1.3	Masseflux	24
3.2	Kirke Å, Skjern	26
3.2.1	DTS	26
3.2.2	Vertikale grundvandsflux	32
3.2.3	Masseflux	35
3.3	Brændholtafløbet, Tommerup Stationsby	37
3.3.1	DTS	37
3.3.2	Vertikale grundvandsflux	43
3.3.3	Masseflux	45
A4.	Sammenfatning og konklusioner	47
4.1	Mølleåen, Raadvad	47
4.2	Kirke Å, Skjern	48
4.3	Brændholtafløbet, Tommerup St	48
4.4	Generelle konklusioner	48
A5.	Referencer	50
Bilag 1.	Analyserapporter	51
Bilag 1.1	Mølleåen, Raadvad	51
Bilag 1.2	Kirke Å, Skjern	53
Bilag 1.3	Brændholtafløbet, Tommerup St	55
Bilag 2.	DTS-plot	57
Bilag 2.1	Mølleåen, Raadvad	57
Bilag 2.2	Kirke Å, Skjern	60
Bilag 2.3	Brændholtafløbet, Tommerup St	64
Bilag 3.	Masseflux	72
Bilag 3.1	Mølleåen, Raadvad	72
Bilag 3.2	Kirke Å, Skjern	72
Bilag 3.3	Brændholtafløbet, Tommerup St.	73

A1.Indledning

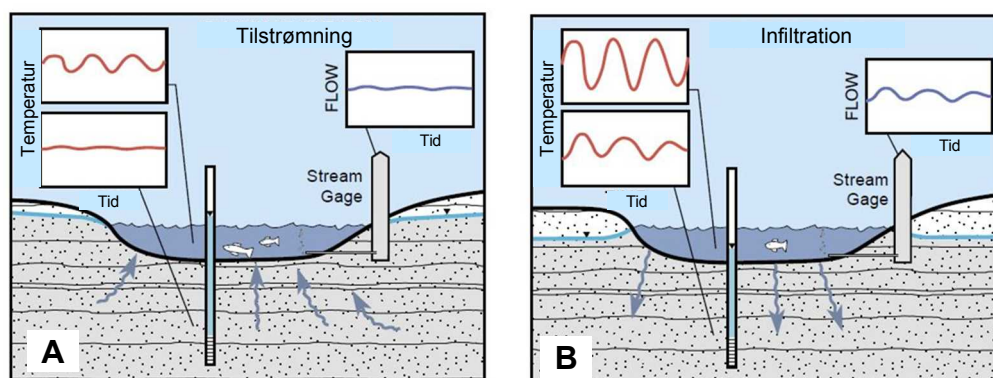
Tilstrømning af grundvand kan have stor betydning for overfladevandets sårbarhed overfor forurening fra punktkilder (Scanlon et al., 2002). Forureningsfluxen vil være afhængig af sammenfald mellem fanen fra en lokal punktkilde og zoner med stor grundvandsindstrømning (Miljøstyrelsen, 2014a). Identifikation af sådanne indstrømningszoner er derfor essentielt.

Grundvandstilstrømningen til overfladevand kan variere både rumligt og tidsligt. Den rumlige variation kan fx skyldes variationen i geologien nær vandløbet i kombination med grundvandets strømningsretning relativt hertil. Den tidslige variation kan skyldes fx sæsonvariationen i nedbørsmængde og intensitet samt fluktuationen i grundvandsniveauet.

Brug af temperatur som tracer er ingen ny ide. Allerede i starten af 1900-tallet blev det observeret, at der sker en overførsel af temperatur, når vand strømmer gennem porøse medier (Bouyoucos, 1915). Herved kan varme benyttes som en naturlig tracer til undersøgelse af interaktionen mellem grundvand og overfladevand (Lapham, 1989; USGS, 2008).

Fordelen ved at benytte temperatur som tracer er, at man udnytter naturlige forskelle i temperaturer (temperaturgradienter). Der er således ikke behov for at tilsætte tracer for at kunne vurdere strømningsforhold. Der er således heller ikke behov for kemisk analyse af prøver. Temperatur er en robust parameter, der er nem at måle og monitere (USGS, 2008).

Måling med 'distributed temperatur sensing' (DTS) og vertikale sediment-temperaturprofiler udnytter forskellen mellem grundvandets relativt konstante temperatur (8-10 °C) og overfladevandets sæsonpåvirkede temperatur. Ved tilstrømning af grundvand til overfladevand vil temperaturen af sedimentet om sommeren være relativt kold i forhold til temperaturen i vandsøjlen (USGS, 2008; Miljøstyrelsen, 2014a). Om vinteren vil temperaturen i sedimentet være relativt varm i forhold til temperaturen i vandsøjlen. Fluktuationen i sedimentets temperatur vil således være lille i forhold til fluktuationen i vandsøjlen (Figur 1A). Infiltrering af overfladevand vil resultere i mere ens temperaturer i sedimentet og vandsøjlen og dermed større fluktuationer i sedimentets temperatur (Figur 1B).



Figur 1. Konceptuel model for variationen i temperatur i henholdsvis overfladevand og sediment for områder med (A) tilstrømning af grundvand og (B) infiltration af overfladevand (modificeret fra USGS, 2008).

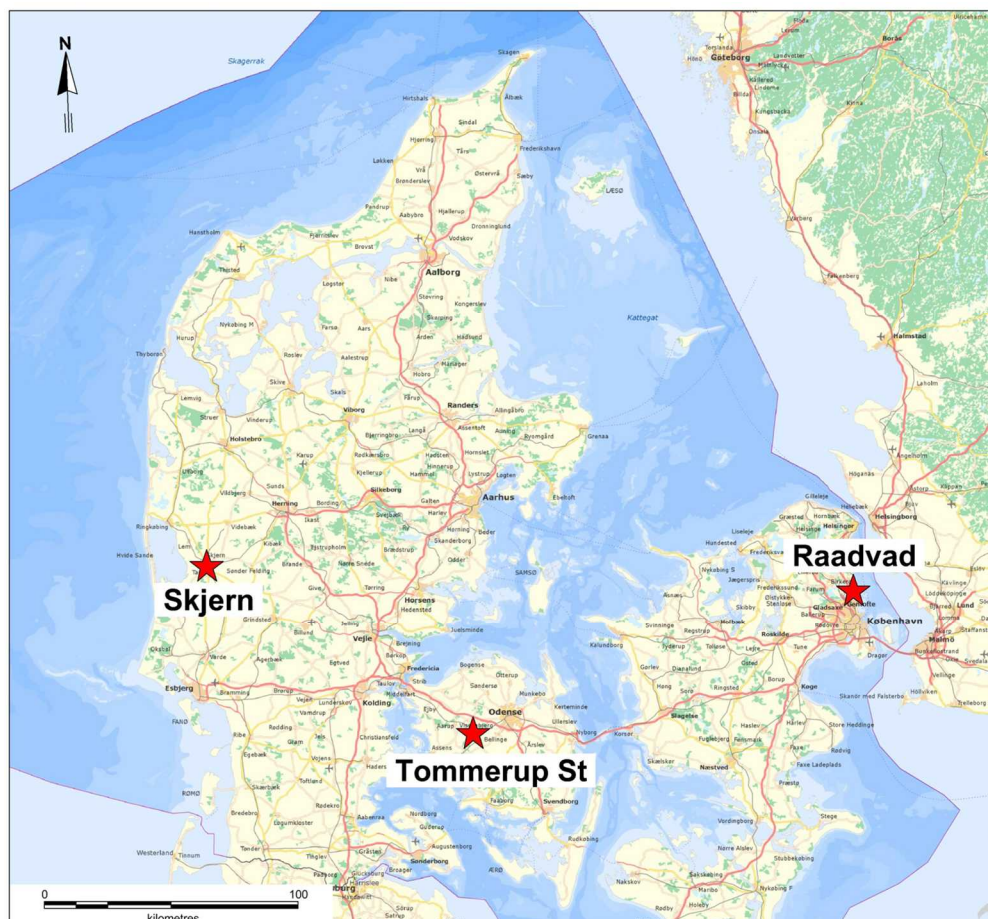
Formålet med nærværende undersøgelser var at identificere og kvantificere grundvandsindstrømningen til overfladevand ved brug af temperatur som naturlig tracer.

Undersøgelser blev udført på tre lokaliteter. På hver lokalitet blev DTS kombineret med vertikale temperaturprofiler i den øverste halve meter af sedimentet under vandløbets bund samt vandprøver fra 0,5 m under vandløbsbunden. DTS er således anvendt til identificering af områder med signifikant grundvandsindstrømning. Den indstrømmende grundvandsflux er estimeret ud fra de vertikale temperaturprofiler, og kombineret med kendskab til forureningens komposition kan den indstrømmende masseflux kvantificeres.

1.1 Lokalteter

Undersøgelserne blev udført i henholdsvis Mølleåen ved Raadvad, Kirke Å i Skjern og Brændholtafløbet i Lilleskov ved Tommerup Stationsby. Figur 2 viser lokaliteternes placering. Målingerne blev udført i henholdsvis oktober 2016 og januar/februar 2017.

Forureningen på lokaliteterne Raadvad (lokalitet nr. 173-005036) og Skjern (lokalitet nr. 669-90035) skyldes begge chlorerede opløsningsmidler og nedbrydningsprodukter heraf. I Raadvad oprinder forureningen fra metalforbearbejdningsindustri og i Skjern fra et renseri (Miljøstyrelsen 2016). I Brændholtafløbet oprinder forureningen fra Lilleskov Losseplads (lokalitet nr. 485-00001) som grænser op til vandløbet og består af BTEXN, kulbrinter samt perkolat (Miljøstyrelsen, 2014b).



Figur 2. Situationsplan med placeringen af de tre undersøgte lokaliteter: Mølleåen ved Raadvad, Kirke Å i Skjern og Brændholtafløbet ved Tommerup Stationsby.

A2. Metoder

Distributed temperatur sensing (DTS) blev udført på alle tre lokaliteter for at identificere områder med signifikant grundvandsindstrømning. Herefter blev vertikale sediment-temperaturprofiler udført i de identificerede områder til estimering af den indstrømmende grundvandsflux. Piezometre blev installeret i indstrømningsområderne således, at den kemiske komposition af grundvandet kunne bestemmes og en indstrømmende masseflux derved kan beregnes.

2.1 Distributed temperature sensing (DTS)

DTS er en metode, hvorved et fiber optisk kabel (lyslederkabel) bruges som sensor til at måle temperatur med stor præcision samt høj tidslig og rumlig opløsning (Selker et al., 2006). Metoden kan blandt andet anvendes til kortlægning af temperaturfordeling over store områder (km eller m^2 skala).

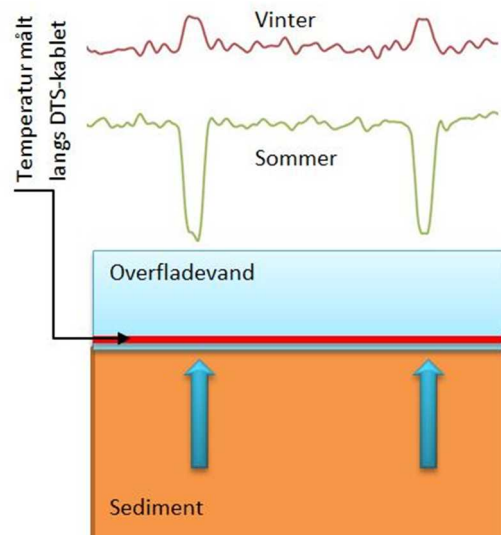
Måling af temperatur udføres ved at en lyspuls (laserlys) bliver sendt gennem det fiber optiske kabel, og når lyset rammer en urenhed i kablet reflekteres en del af lyset (Selker et al., 2006). Ved refleksionen sker tre typer spredning af lyset; Rayleigh, Brillouin og Raman spredning.

Rayleigh spredningen er elastisk, og af den grund returnerer denne spredning lyset med den samme bølgelængde. Brillouin og Raman spredning betegnes ikke-elastiske, hvilket betyder, at bølgelængden i det reflekterede lys er forskellig fra det udsendte. Det er denne forskel, der benyttes ved DTS-metoden. Positionen af en given måling bestemmes ud fra kendskab til lysets hastighed i kablet (Selker et al., 2006).

Afhængig af typen af det fiber optiske kabel og styrken af DTS-instrumentet kan temperaturer måles over en afstand på op til 30 km med en rumlig opløsning på ned til 12,5 cm og tidslig opløsning på 0,1 Hz (10 sekunder). Præcisionen af målingerne afhænger af frekvensen af målingerne. En midling af målinger over en længere periode sænker usikkerheden.

Kablet lægges ud langs bunden af vandløbet, parallelt med strømningsretningen. Planen for udlægget af kablet vil variere alt efter lokalitet (bredde på vandløb, distance og areal man vil undersøge, detaljeringsgrad, mv.). Det kan lægges ud som ét langt, kontinuert kabel og derved dække en stor distance, eller det kan lægges ud i loops (frem og tilbage i vandløbet) eller zig-zag for at dække et større areal.

Ved kontinuert at måle temperaturen ved sediment-vand grænsefladen langs bunden af et vandløb kan områder, hvor temperaturer er forskellige fra omgivelserne, kortlægges (Figur 3). Om sommeren/efteråret vil indstrømningsområder være indikeret af koldere temperaturer, mens de om vinteren vil være indikeret af varmere temperaturer.



Figur 3. Konceptuel model, der illustrerer udlæg af DTS-kablet langs bunden af vandløbet og temperaturmålinger henholdsvis vinter og sommer. De blå pile indikerer, hvor indstrømning om sommeren ses som en koldere temperatur (grøn graf) og om vinteren som en varmere temperatur (rød graf).

DTS-dataene analyseres ved at anvende tre indeks (Lowry et al, 2007):

- Temperaturen ved bunden af vandløbet på det koldeste tidspunkt
- Temperaturen ved bunden af vandløbet på det varmeste tidspunkt
- Forskellen i temperatur ved bunden af vandløbet mellem det koldeste og varmeste tidspunkt (amplitude)

Om vinteren, vil områder med stor grundvandsindstrømning vise varmere temperatur end de øvrige målepunkter både på det koldeste og varmeste tidspunkt (omvendt om sommeren). Dette medfører en lav amplitude i disse områder, idet den store grundvandsindstrømning vil bevirke, at lufttemperaturen ikke vil påvirke temperaturen ved vandløbets bund signifikant. Indstrømningsområder kan identificeres med størst sikkerhed, hvis disse tre indeks stemmer overens (dvs. indeks 1 og 2 viser varmeanomali og indeks 3 er lav).

Steder, hvor temperaturen viser en varmeanomali, men amplituden er høj (indeks 3), kan ikke med sikkerhed identificeres som et indstrømningsområde. Den høje amplitude kan eksempelvis skyldes sediment dækning på kablet (mere end 1 cm) eller en påvirkning fra lufttemperaturen, som følge af for eksempel lav vandstand og derved mulig indstråling fra solen. Årsagen kan imidlertid også skyldes, at fluxen er lav, så indstrømningen ikke påvirker temperaturen markant, men blot relativt i forhold til det omkringværende.

Nærværende undersøgelse

Ved nærværende undersøgelser er der på hver lokalitet udført to målerunder med DTS-systemet. Første målerunde blev udført primo oktober 2016, hvor temperaturgradienten mellem indstrømmende grundvand og overfladevand typisk er lille. Perioden op til undersøgelserne var imidlertid signifikant varmere (middeltemperaturen var 16-17 °C) end normalt for årstiden og gennemførslen af målingerne blev vurderet at være et forsøg værd. Under selve målingerne var middel-lufttemperaturen omkring 10 °C. Anden målerunde blev udført primo februar 2017, hvor luftens middeltemperatur var omkring 1-2 °C.

Det anvendte DTS-system består af et 1 km lang BruSense fiber optisk kabel koblet til en Agilent Distributed temperature system fra AP sensing (Figur 4A). Dette system benytter Raman spredningen af det reflekterede lys til beregning af temperaturen ved det enkelte målepunkt (1 m interval). Målinger blev udført med en frekvens på 30 sekunder og midlet over en 10 minutters periode. To-punkts kalibrering af DTS-systemet blev udført før måling blev påbegyndt (Figur 4B).



Figur 4. Udstyret til måling med DTS består af (A) et fiber optisk kabel (rødt kabel på tromle), et DTS-system med laser og computer (åben, grå boks) og strømforsyning (bilbatterier i aluminiumskassen). (B) Flamingotønder er benyttet til kalibrering af DTS-systemet inden opstart. (C) Ophæng af det fiber optisk kabel i luften over vandløbet som fikspunkt.

Udlægget af kablet varierede for hver lokalitet og beskrives i detaljer ved gennemgang af resultaterne (afsnit A3). For at kunne observere temperaturfordelingen på tværs af vandløbet, blev kablet generelt udlagt parallelt med vandløbenes strømningsretning og ført frem og tilbage i mindst to traceer. Typisk er kablet udlagt langs brinken, og hvor vandløbet er dybest. Kablet er stedvist fæstnet med pløkke for at sikre, at det ikke blev flyttet af vandets strømning.

Stedvist er 5-10 m af DTS-kablet fikseret i luften ovenfor vandløbet for at opnå et markeringspunkt (Figur 4C). Der er ingen markeringer på kablet, der viser de absolutte målepunkter og disse fikseringspunkter kan således benyttes ved datatolkning til identifikation af specifikke placeringer; fx ved enden af et måleområde, før kablet føres den modsatte vej.

2.2 Vertikale sediment-temperaturprofiler

Flere varmetransportprocesser påvirker den vertikale temperaturfordeling i sedimenterne under vandløbs bund (Anderson, 2006). De vigtigste er varmeledning, som følge af sedimentets ledningsevne, og varmekonvektion (eller -advektion), som er transport af varme ved grundvandets strømning.

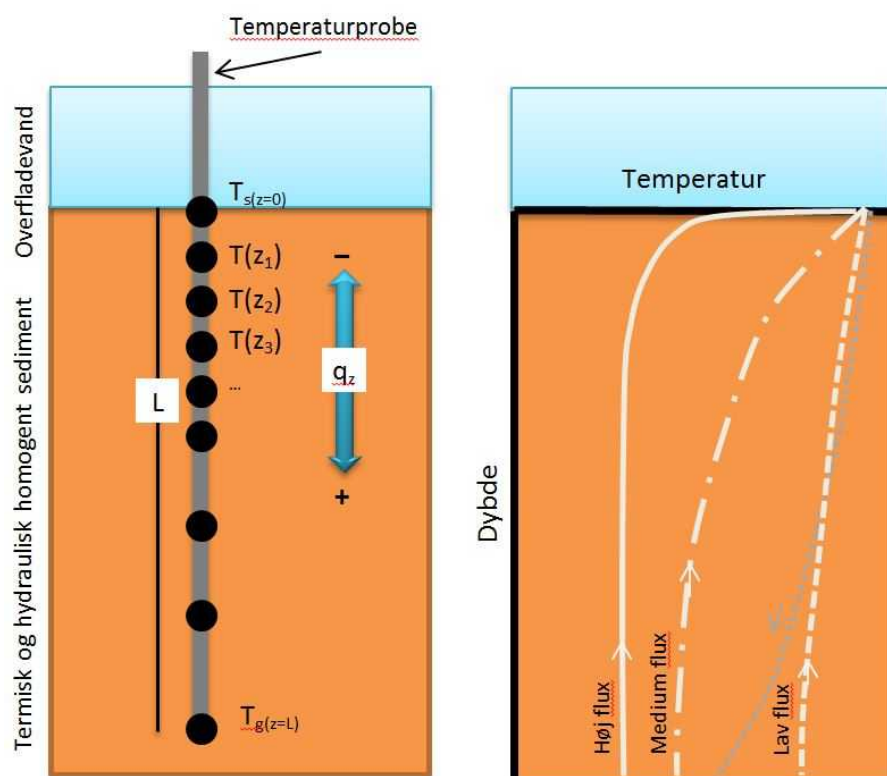
Den vertikale grundvandsflux (opad- eller nedadrettet) kan bestemmes ved at kende temperaturfordelingen i den øverste del af sedimentet under et vandløb (Figur 5). Ved antagelse af steady-state vertikal flux og ingen horisontal flux, samt homogene sedimentforhold (og derved ensartet termiske egenskaber), kan den vertikale grundvandsflux bestemmes på baggrund af temperaturprofilen fra bunden under vandløbet (Bredehoeft and Papadopoulos, 1965):

$$T(z) = T_s + (T_g - T_s) \frac{\exp\left[\frac{N_{pe}z}{L} - 1\right]}{\exp[N_{pe} - 1]}$$

hvor $T(z)$ er temperaturen målt i en specifik dybde under vandløbsbunden, z [m], T_s er overfladevandets temperatur [°C], T_g er grundvandets temperatur [°C] i dybde L [m] under vandløbsbunden, og N_{pe} er Peclet's tal, der viser relationen mellem varmekonvektion og varmeledning. Peclet's tal kan udregnes ved:

$$N_{pe} = \frac{q_z \rho_f c_f L}{K_e}$$

hvor q_z er den vertikale grundvandsstrømning [m/dag], ρ_f er densiteten af vand [kg/m³], c_f er den specifik varmekapacitet af vandet [J/kg°C] og K_e er den effektive termisk ledningsevne for sedimentet [J/ms°C].



Figur 5. Konceptuel model for måling af vertikalt sediment-temperaturprofil til modellering af den vertikale grundvandsflux. Kurverne til venstre viser eksempler på temperaturprofiler; konkave kurve viser indstrømning (opadrettet flux) og konvekse kurve viser udstrømning (nedadrettet gradient). Hældningen på kurven antyder størrelsen af fluxen.

Nærværende undersøgelse

Temperaturprofiler er i nærværende undersøgelser målt for de øverste 0,45 m under vandløbets bund med en Omega multipunkts thermocouple-probe (type T; $\pm 0,5$ °C) koblet til en Omega RDXL 12SD (Figur 6). Der er målt i 10 niveauer; 0, 5, 10, 15, 20, 25, 30, 35, 40 og 45 cm dybde.

Placeringen af profilerne er primært i områder, hvor DTS-målingerne viste temperatur anomalier, men mellemliggende punkter er medtaget for at vurdere variationen i den indstrømmende flux. Antallet af profiler varierer for hver lokalitet, som følge af bundforhold (sten, grus), der vanskeliggjorde installation af proben i bunden. Generelt er der udført ca 30 temperaturprofiler per lokalitet efter hver DTS-runde.

Ved modellering af den vertikale grundvandsflux angiver den dybeste måling T_g ; L er dybden af denne måling. Den effektive termiske ledningsevne (K_e) varierer for mættet sediment mellem 1,42 og 2,47 J/m·s·°C (Lapham, 1989; Anderson, 2006). For områder med sandet bundsediment er en værdi på 1,84 J/m·s·°C antaget (Jensen og Engesgaard, 2011), hvilket repræsenterer størstedelen af de her undersøgte punkter. Hvor siltet bundsediment er observeret (fx Brændholtafløbet) er en effektiv termisk ledningsevne på 1,42 J/m·s·°C anvendt. Temperaturen målt ved overgangen fra vandløb til bund er anvendt til overfladevandets temperatur (T_s).



Figur 6. Foto viser den installerede Omega multipunkts temperaturprobe til måling af vertikale sediment-temperaturprofiler i de øverste 0,45 m af sedimentet under vandløbet.

2.3 Piezometre og vandprøver

Trykgradienten mellem overfladevand og grundvand kan bestemmes i et punkt ved installation af et piezometer. I et område med grundvandsindstrømning vil vandstanden i piezometret stå højere end i overfladevandet (Figur 7). Gradienten vil således være opadrettet. Sker der en udstrømning fra overfladevandet til grundvandet, vil vandstanden i piezometret være lavere end i overfladevandet. Gradienten vil da være nedadrettet.

Nærværende undersøgelser

På hver af de tre lokaliteter blev der installeret seks piezometre efter første runde med DTS-måling (oktober 2016). Piezometrene består af 1,5 meter lange 5/4" galvaniseret stålør og 0,5 meter slidset PE-filtrør (Figur 7). Rørene er installeret manuelt med en pælehammer til en dybde af 0,5 m under vandløbets bund. Denne dybde vurderes at være under vandløbets hyporheic zone (opblandingszone i sedimentet tættest på vandløbet), og derfor repræsentere den grundvands komposition. Piezometrene er pejlet i forhold til vandløbet efter hver DTS-runde og gradient bestemt (opadrettet vs nedadrettet).

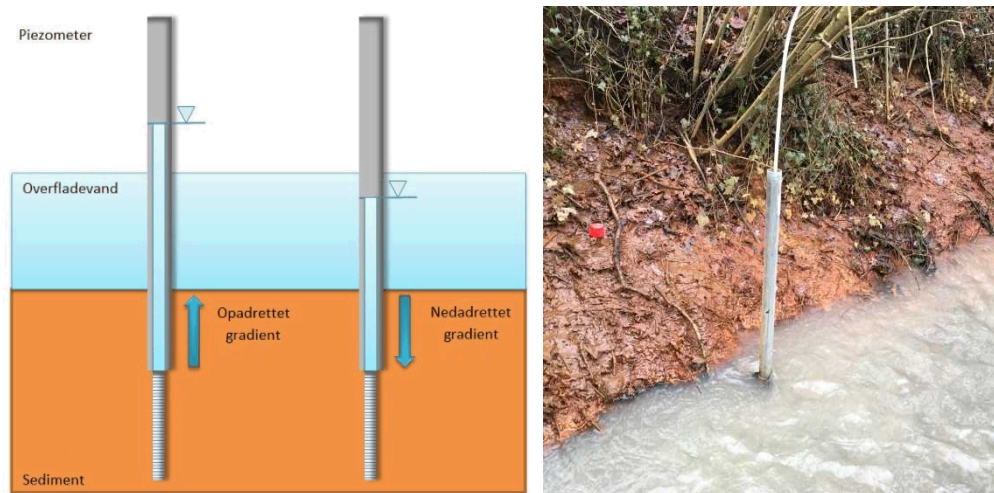
Vandprøver blev udtaget fra alle de piezometre, der gav vand. Prøver er udtaget ved mini-bailer på nye PE-slanger (Figur 7). Inden prøvetagning, er piezometrene renpumpet, hvad der svarer til minimum tre gange mængden af stående vand (eller til de er tømte), således at det prøvetagne vand repræsenterer uforstyrret vandkemi.

Derudover er der udtaget en vandprøve henholdsvis opstrøms og nedstrøms undersøgelsesområdet. Vandprøverne er udtaget midt i vandløbet til bedømmelse af, hvorvidt der kan observeres en påvirkning i vandløbets forureningskoncentrationer, som følge af de identificerede indstrømningsområder.

På lokaliteterne Mølleåen, Raadvad og Kirke Å, Skjern er prøverne analyseret for indhold af chlorerede opløsningsmidler og nedbrydningsprodukter heraf. I Brændholtafløbet, Tommerup

St. er prøverne analyseret for indhold af BTEXN, totalkulbrinter, og hvor prøvemængden tillod det, blev der også analyseret for barium og perkolat.

Alle prøver er sendt til akkrediteret kemisk analyse hos Eurofins A/S. Analyserapporter findes i Bilag 1.



Figur 7. Illustration af trykgradienten mellem grundvand og overfladevand i et piezometer. Vandstanden i piezometrene i forhold til overfladevandet viser om der er en opad- eller nedadrettet gradient. Foto til højre viser et installeret piezometer, der er gjort klar til vandprøvetagning med mini-bailer.

A3.Resultater

Undersøgelserne blev udført i perioderne 6. til 27. oktober 2016 og 31. januar til 10. februar 2017. En oversigt over, hvornår de enkelte undersøgelser blev udført på hver lokalitet findes i Tabel 1. Resultaterne præsenteres for hver af de tre lokaliteter i de følgende afsnit.

Tabel 1. Oversigt over udførte undersøgelser på de tre lokaliteter. Periode for udlæg af DTS-kablet (start- og sluttid), distancen (m) for hvert udlæg, samt udførelsesdato og antal for henholdsvis vertikale temperaturprofiler og vandprøver.

Lokalitet	DTS-periode	Distance (m)*	Vertikale temperatur-profiler (antal)	Udtagning af vandprøver (antal)
Mølleåen, Raadvad	6. okt. 2016 13:52 til	Vandløb: 28+54*	25. okt. 2016	25. okt. 2016
	7. okt. 2016 12:12	Totalt udlæg: 259	(32 stk)	(8 stk)
	Totalt: 22,3 timer			
	31. jan. 2017 15:07 til	Vandløb: 29+54	2. feb. 2017	2. feb. 2017
	2. feb. 2017 9:47	Totalt udlæg: 255	(29 stk)	(8 stk)
	Totalt: 42,7 timer			
Kirke Å, Skjern	13. okt. 2016 12:47 til	Vandløb: 210	27. okt. 2016	27. okt. 2016
	14. okt. 2016 11:37	Totalt udlæg: 630	(37 stk)	(8 stk)
	Totalt: 22,8 timer			
	7. feb. 2017 13:52 til	Vandløb: 187	7. feb. 2017	7. feb. 2017
	9. feb. 2017 15:22	Totalt udlæg: 560	(22 stk)	(8 stk)
	Totalt: 49,5 timer			
Brændholtafløbet, Tommerup St.	10. okt. 2016 16:27 til	Vandløb: 320	26. okt. 2016	26. okt. 2016
	11. okt. 2016 20:47	Totalt udlæg: 648	(30 stk)	(3 stk)
	Totalt: 28,3 timer			
	3. feb. 2017 14:32 til	Vandløb: 290	3. feb. 2017	3./6. feb. 2017
	6. feb. 2017 10:42	Totalt udlæg: 587	(30 stk)	(6 stk)
	Totalt: 68,2 timer			

* Distancen 'vandløb' refererer til strækningen af vandløbet, der er undersøgt; distancen 'totalt udlæg' referer til den totale længde, af det udlagte DTS-kabel.

3.1 Mølleåen, Raadvad

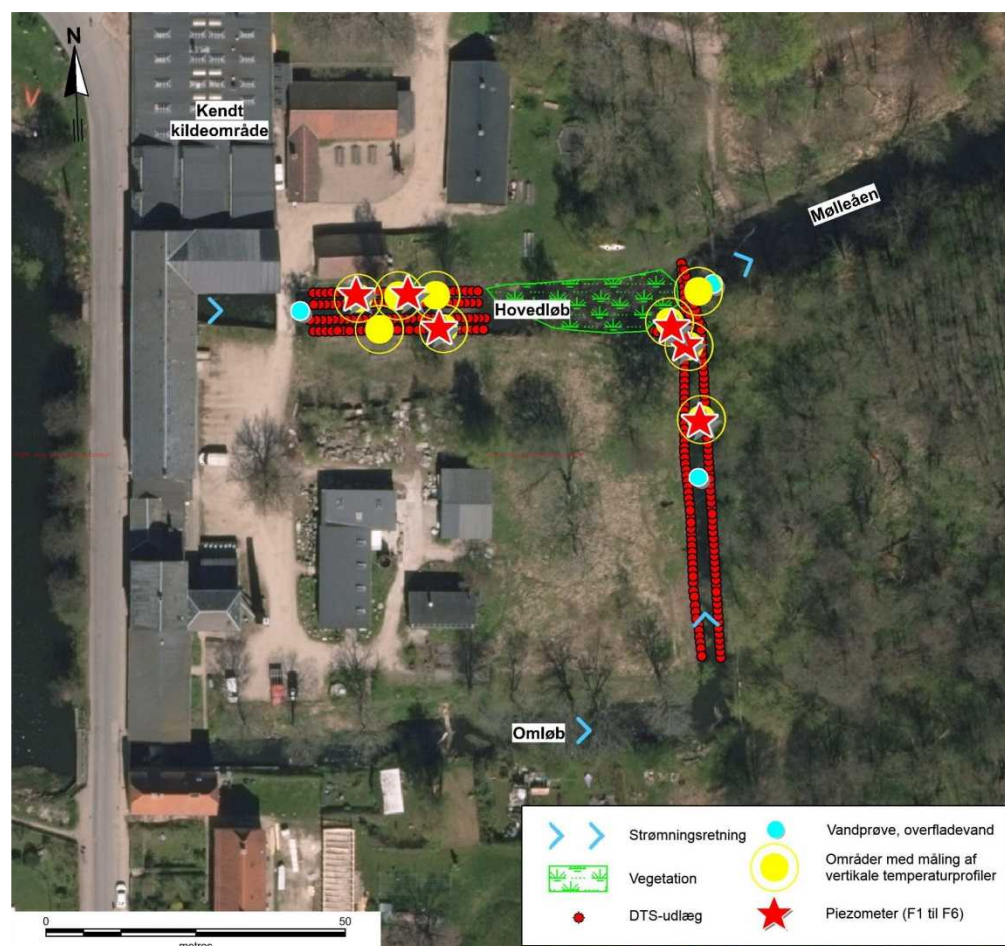
Lufttemperaturen varierede ved første runde af undersøgelserne (oktober 2016) mellem 5 og 13 °C (DMI, 2017) mens vandtemperaturen i Mølleåen, på den strækning, der blev undersøgt, i gennemsnit var 16,3 °C. Vertikale temperaturprofiler blev målt knap tre uger efter at DTS-målingerne blev udført. På dette tidspunkt var lufttemperaturen faldet til mellem 0 og 10 °C (DMI, 2017), og vandtemperaturen var på knap 10 °C. Der var ingen nedbør i dagene op til eller imens undersøgelserne fandt sted. Vanddybden i hovedløbet var 0,35 til 0,4 m, mens det i omløbet stedvist var 0,7 m.

Ved anden undersøgelsesrunde (februar 2017) var lufttemperaturen mellem -0,5 og 5 C. Vandtemperaturen var 6 °C. Der var lidt nedbør i dagene op til undersøgelsen, men ingen nedbør imens undersøgelserne fandt sted.

3.1.1 DTS

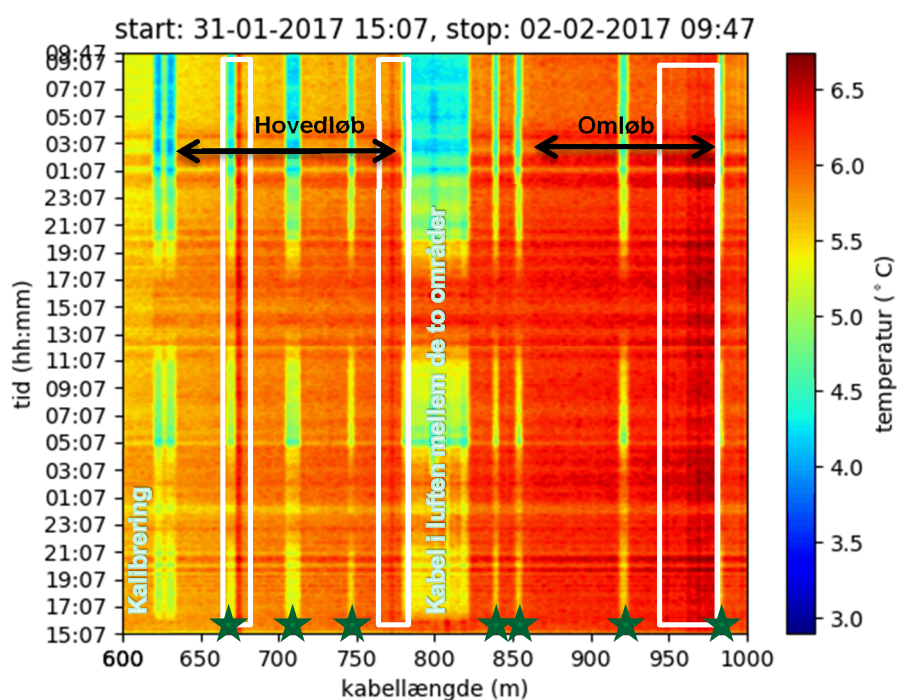
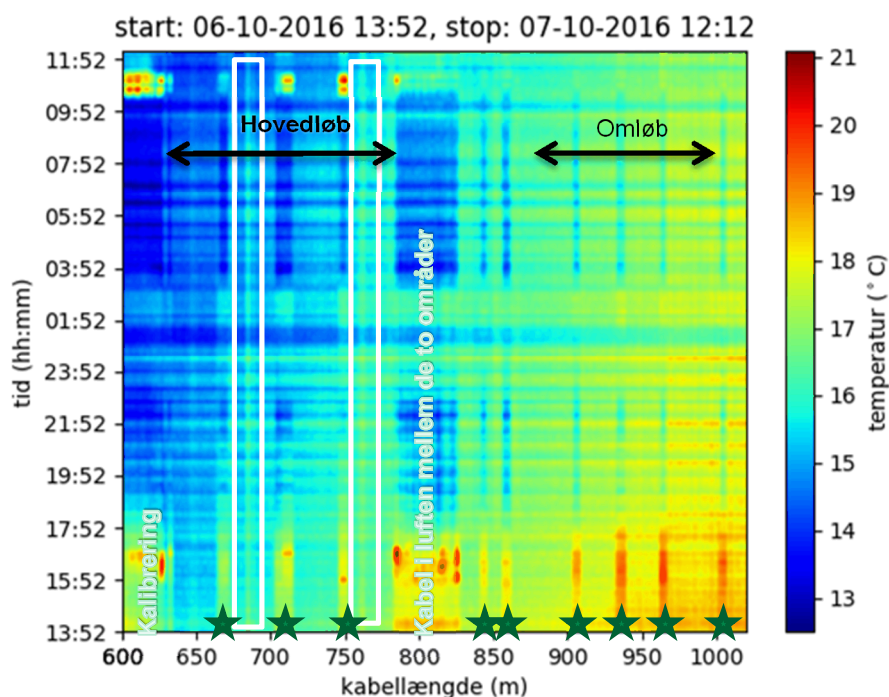
Det fiber optiske kabel blev udlagt over en strækning på 28 m i hovedforløbet og 54 m i omløbet (Figur 8). Et større område i hovedforløbet er dækket af vegetation og forhindrede udlægning af kablet i dette område.

Bredden af Mølleåen er ca. 10 m i hovedforløbet og ca. 4 m i omløbet. For at observere temperaturfordeling på tværs af vandløbet, blev kablet ført fire gang frem og tilbage i hovedforløbet og to gange i omløbet. Derved blev der målt over en samlet distance på knap 260 m. Udlægget var tilnærmelsesvist det samme ved begge målerunder.



Figur 8. Situationsplan for undersøgelsesområdet i Mølleåen, Raadvad. De røde prikker viser, hvorledes udlægget af DTS-kablet var. De gule cirkler viser områder, hvor vertikale temperaturprofiler er målt, mens de røde stjerner og blå cirkler indikerer, hvor der er udtaget vandprøver fra henholdsvis piezometre samt overfladevand. (Indeholder data fra Styrelsen for Dataforsyning og Effektivisering, orthofoto 2016).

DTS-kablet var udlagt og målte i 22 timer ved første runde (oktober 2016) og knap 43 timer ved anden runde (februar 2017) (Tabel 1). Figur 9 viser, hvorledes temperaturen varierede tidsligt og rumligt i undersøgelsesområdet for hver af de to måleperioder. Af plottene ses det, at temperaturen generelt er højere i omløbet end i hovedforløbet både i oktober 2016 og februar 2017.



Figur 9. Tidslig og rumlig variation af temperaturen ved bunden af Mølleåen, Raadvad, i 2016 (øverst) og 2017 (nederst). Farverne indikerer den målte temperatur (°C) i det enkelte punkt langs kablet til et givent tidspunkt. Hvide kasser markerer områder med temperaturanomalier i forhold til omkringværende område. Stjerner markerer, hvor DTS-kablet var fikseret i luften.

Ved første målerunde ses der ikke umiddelbart nogen indikation på indstrømning af grundvand i omløbet i form af en kølig temperatur anomali, hvorimod der i hovedløbet synes at være to områder med en lidt varmere temperatur end det omkringværende område (omkring kabel-

længde 685 m og 760 m; markeret med hvide bokse i Figur 9). Disse varme temperaturanomalier ses tydeligt på plot af variationen i målingerne langs kablet til enkelt-tidspunkter (Figur 10), men stemmer ikke overens med, at grundvandsindstrømning i denne periode bør observeres som en kold temperaturanomali. Årsagen til den varmere temperatur kan muligvis skyldes omdannelse af affald smidt i åen, hvorved der kan ske metan-dannelse, hvilket kan resultere i en øgning af temperaturen (undersøgelse af dette er imidlertid ikke en del af nærværende undersøgelse).

Ved anden målerunde ses der indikation på varme temperaturanomalier i forhold til det omkringværende område henholdsvis i starten af omløbet (omkring kabellængde 970 m), samt i to områder i hovedforløbet (kabellængderne 675 m og 772 m, markeret med hvide bokse i Figur 9). Variationen i målingerne langs kablet til enkelt-tidspunkter viser disse temperaturanomalier tydeligst i hovedløbet (Figur 10).

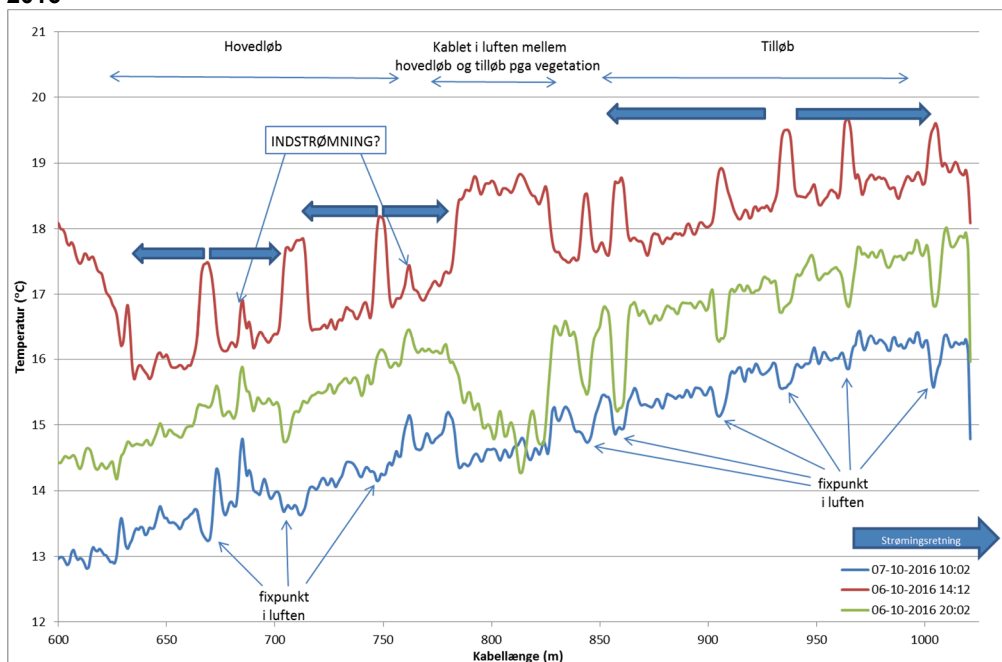
Tabel 2 viser en oversigt over, hvornår den generelt koldeste temperatur og den generelt varmeste temperatur blev målt i hver undersøgelsesrunde. Amplituden (forskellen mellem den målte temperatur ved det generelt koldeste og varmeste tidspunkt) er ligeledes angivet.

Figur 11 og Figur 12 viser temperaturfordelingen langs DTS-kablet for hvert af disse tidspunkter. Begge målerunder viser, at temperaturen ved bunden i omløbet generelt er varmere end ved bunden i hovedløbet. Plot af amplituden viser for begge runder, flest områder med ensartet temperatur (lav amplitude; blå farve) og dermed indikation på grundvandsindstrømning, i hovedløbet og på hjørnet, hvor omløbet støder til hovedløbet. Områderne er markeret med røde cirkler på Figur 11 og Figur 12. Placeringen af de enkelte områder varierer mellem de to målerunder i øst-vestlig retning.

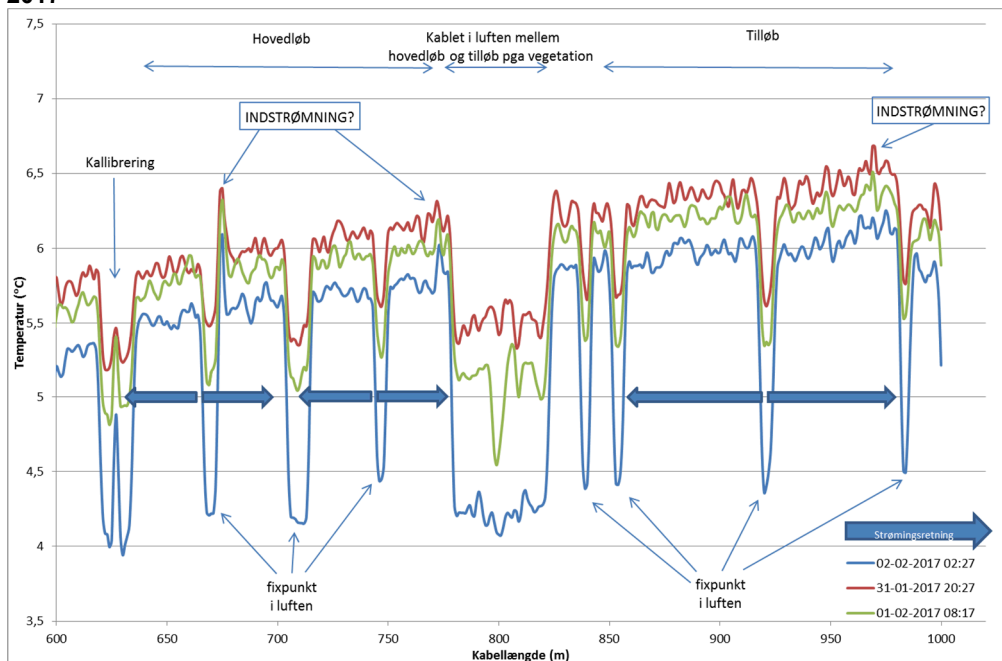
Tabel 2. Oversigt over det generelt koldeste og varmeste tidspunkt for DTS-målingerne i Mølleåen, Raadvad, ved hver af de to undersøgelsesrunder. Amplituden er forskellen mellem den generelt koldeste og varmeste måling.

År	Generelt koldeste måling (gennemsnitstemperatur)	Generelt varmeste måling (gennemsnitstemperatur)	Amplitude
2016	7. oktober kl 10:02 (15,1 °C)	6. oktober kl 14:12 (17,5 °C)	2,1-3,0 °C
2017	31. januar kl 20:37 (5,7 °C)	2. februar kl 02:37 (6,3 °C)	0,4 og 0,8 °C

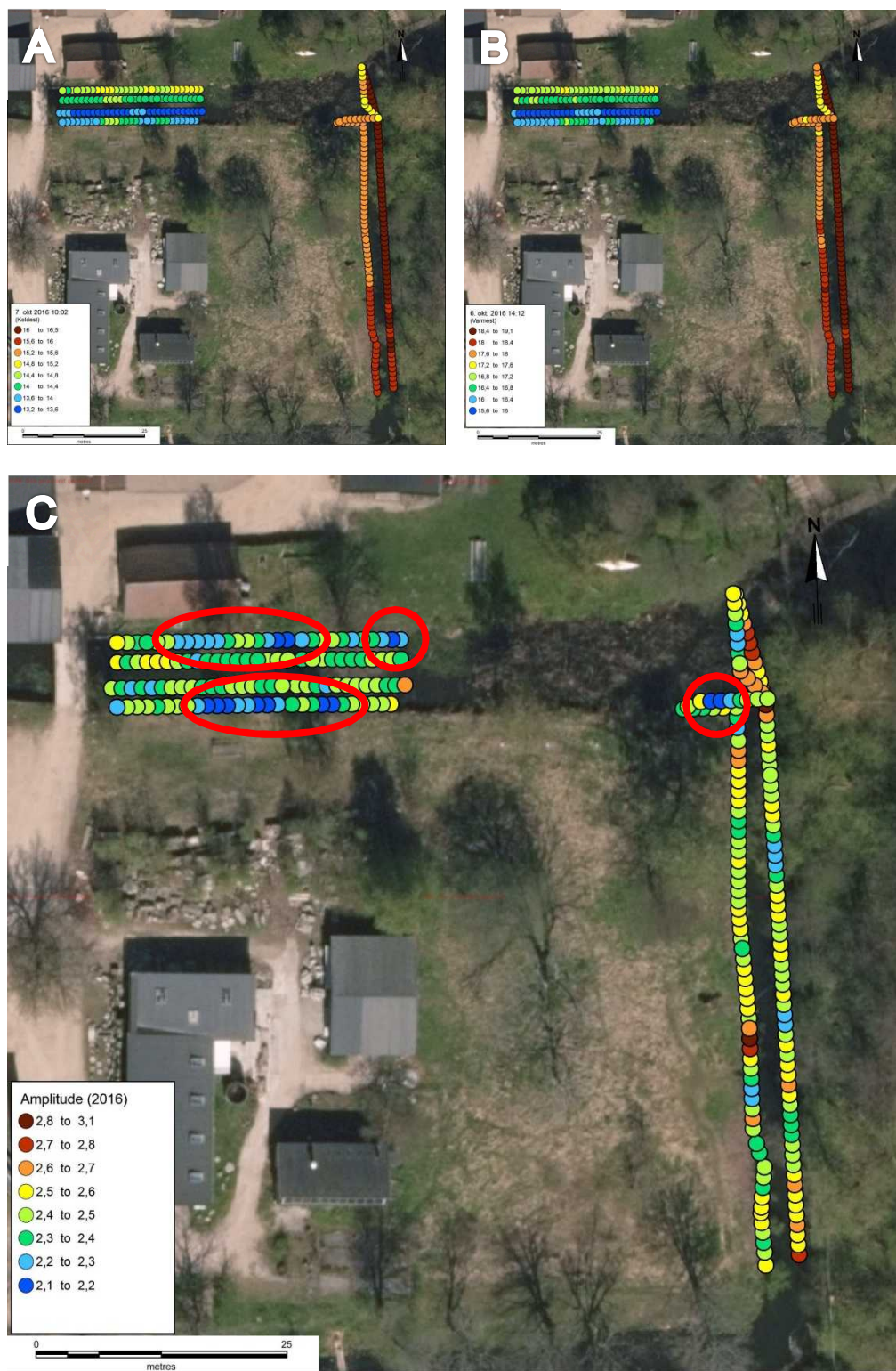
2016



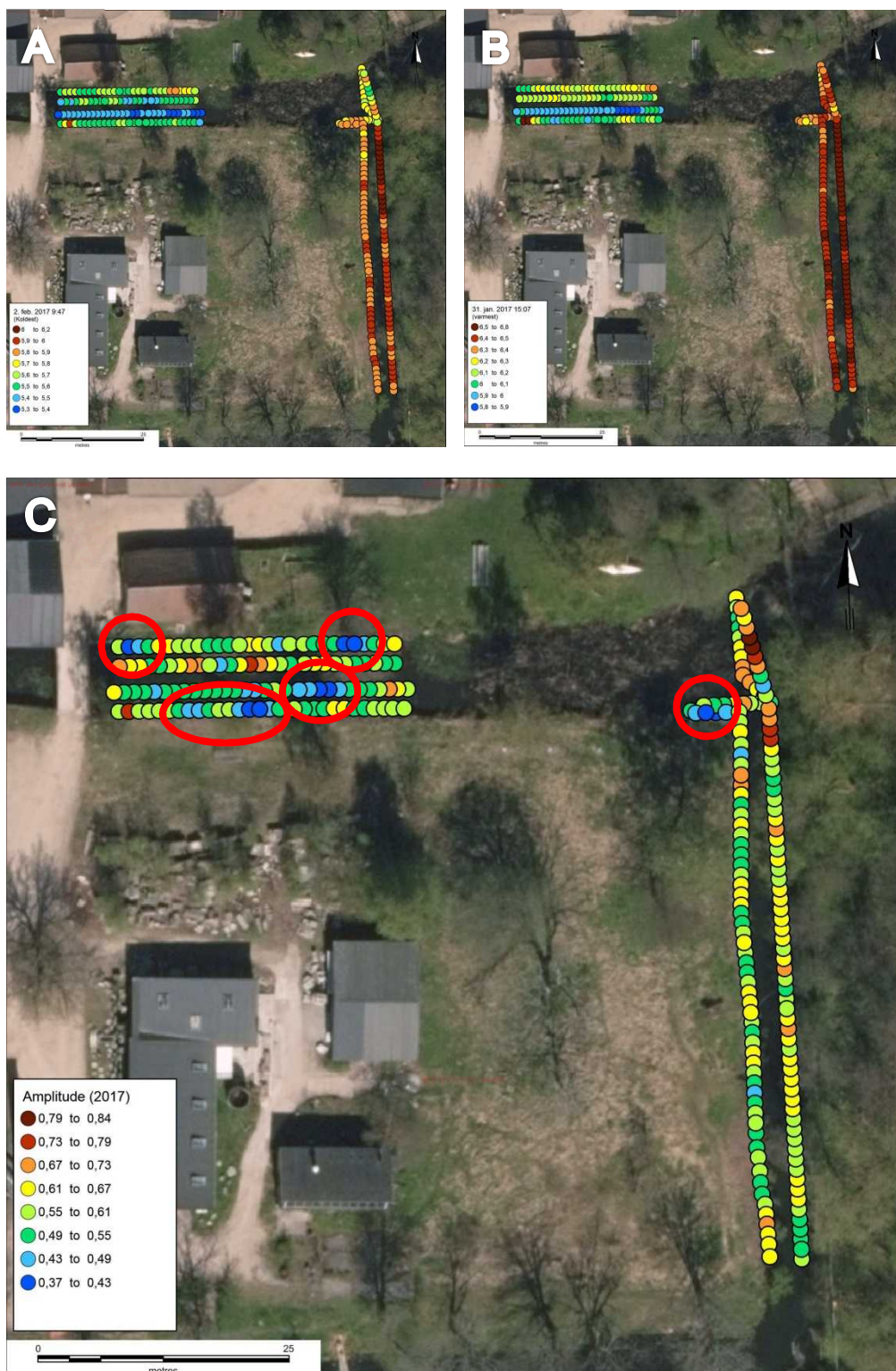
2017



Figur 10. Plot af variationen i temperaturmålingerne langs DTS-kablet til enkelt-tidspunkter fra Mølleåen, Raadvad.



Figur 11. Temperaturfordeling ved Mølleåens bund, Raadvad, ved målerunden i oktober 2016. Figuren viser fordelingen på henholdsvis det koldeste tidspunkt (A), varmeste tidspunkt (B) samt temperaturforskellen (amplituden) herimellem (C). Alle værdier er vist i °C. Større versioner findes i Bilag 2. Røde cirkler markerer områder med lav amplitude (indikation på grundvandsindstrømning). (Indeholder data fra Styrelsen for Dataforsyning og Effektivisering, orthofoto 2016).

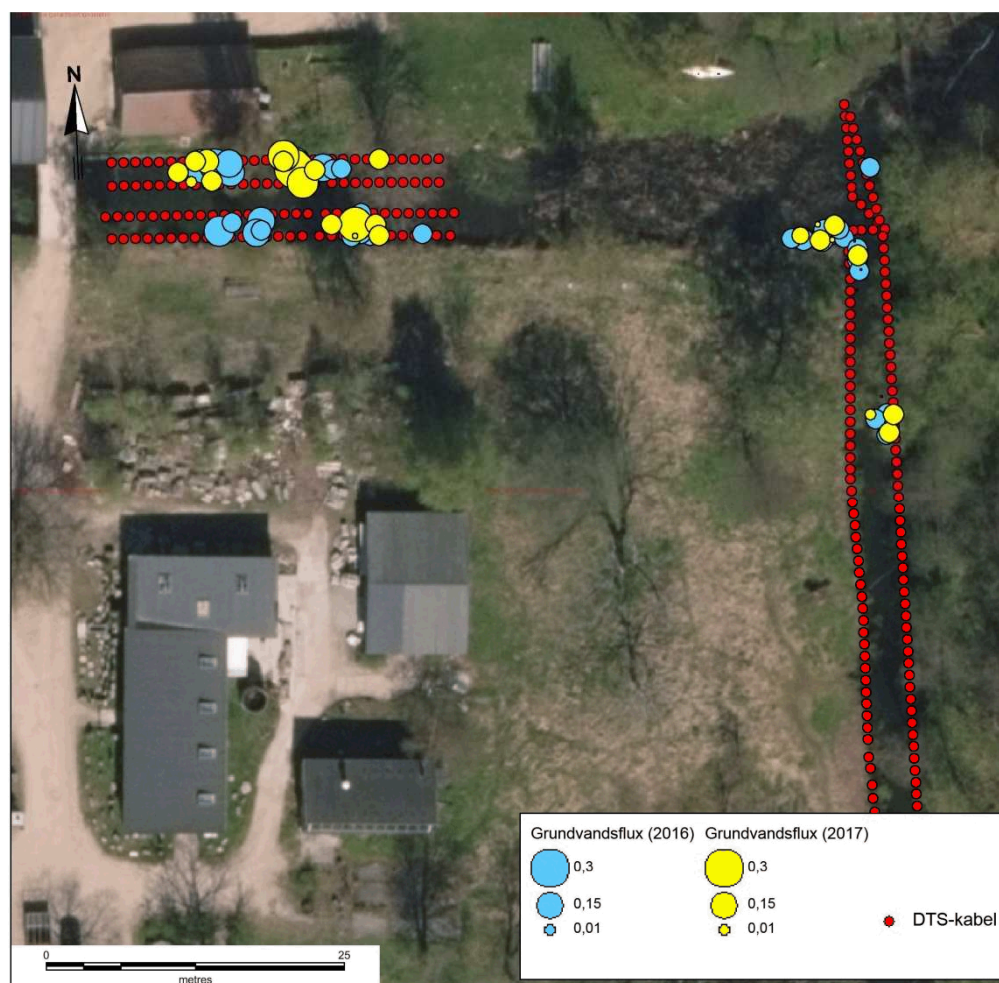


Figur 12. Temperaturfordeling ved Mølleåens bund, Raadvad, ved målerunden i januar-februar 2017. Figuren viser fordelingen på henholdsvis det koldeste tidspunkt (A), varmeste tidspunkt (B) samt temperaturforskellen (amplituden) herimellem (C). Alle værdier er vist i °C. Større versioner findes i Bilag 2. Røde cirkler markerer områder med lav amplitude (indikation på grundvandsindstrømning). (Indeholder data fra Styrelsen for Dataforsyning og Effektivisering, orthofoto 2016).

3.1.2 Vertikale grundvandsflux

Baseret på resultatet af første rundes DTS-målinger blev der udført 32 vertikale sedimenttemperaturprofiler fordelt på seks områder (blå cirkler på Figur 13). I hvert område blev der målt flere profiler, således at det var muligt at vurdere variationen i indstrømning for området. Placeringen af de enkelte profiler afhang til dels af, hvorvidt det var muligt at komme ned i bundsediimentet. Flere områder havde store blokke/sten der vanskeliggjorde nedstik i fuld dybde. Efter anden DTS-runde blev der udført 29 profiler fordelt i fem af områderne (gule cirkler på Figur 13).

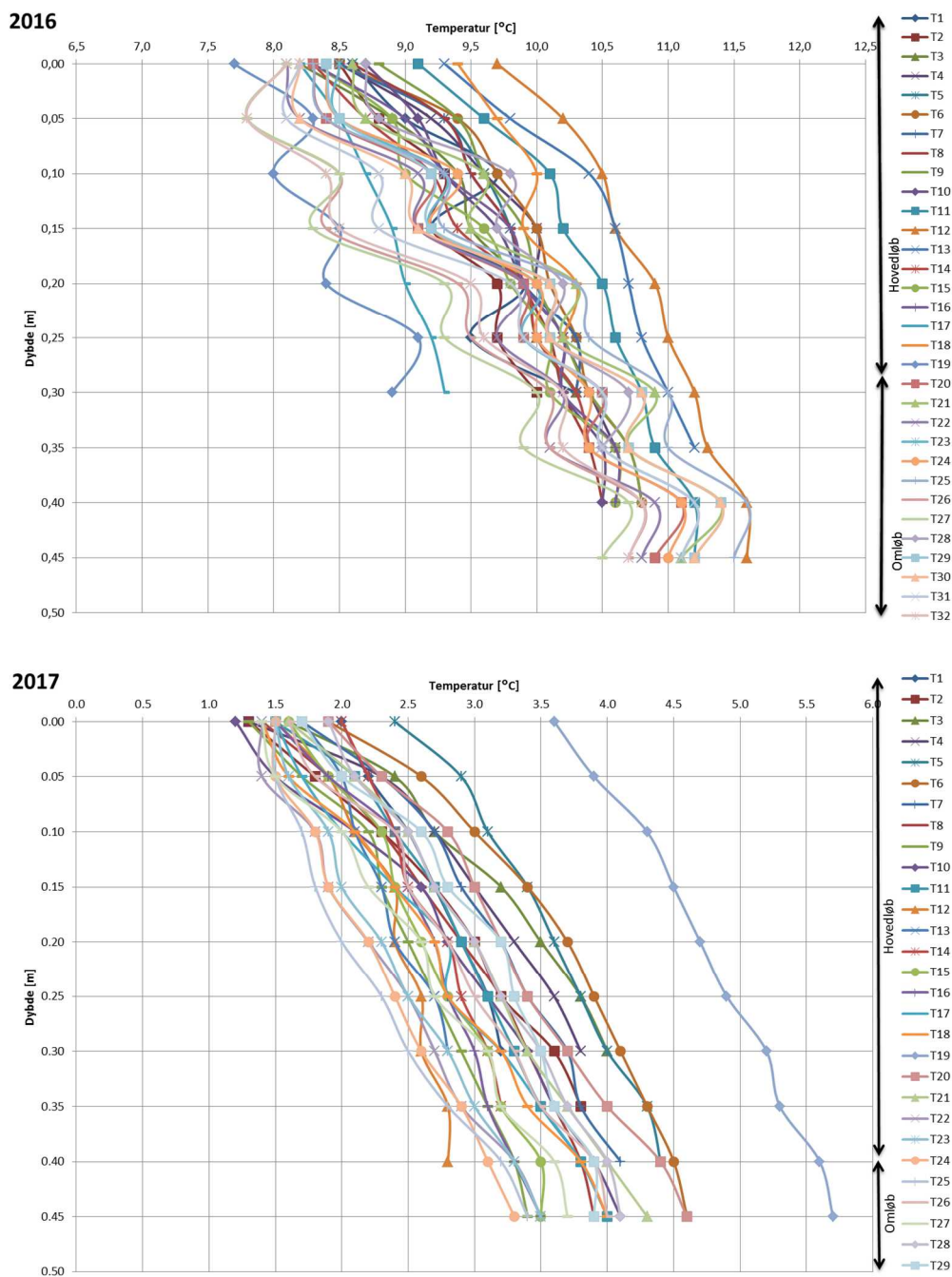
Efter første DTS-måling blev der i hovedløbet udført 18 vertikale temperaturprofiler fordelt på fire områder (blå cirkler på Figur 13). Der blev der udført 10 vertikale temperaturprofiler ved hjørnet, hvor omløbet støder til hovedløbet samt fire i selve omløbet. Efter anden DTS-runde blev profilerne udført i tilnærmelsesvis de samme områder (gule punkter på Figur 13). I hovedløbet blev der udført 16 profiler fordelt på tre områder, ni profiler blev udført hvor omløbet strømmer ud i hovedløbet og fire profiler blev i omløbet.



Figur 13. Situationsplan med placeringen af de vertikale temperaturprofiler for undersøgelsesområdet i Mølleåen, Raadvad. Blå cirkler markerer målinger fra oktober 2016 og gule cirkler markerer målinger fra februar 2017. Størrelsen af cirklerne angiver den estimerede vertikale grundvandsflux (m/dag). (Indeholder data fra Styrelsen for Dataforsyning og Effektivisering, orthofoto 2016).

Temperaturprofilerne fra oktober 2016 viser, at temperaturen ved sediment-vandoverfladen varierer mellem 7,7 og 9,7 °C, mens temperaturen i det dybeste punkt af temperaturprofilerne varierer mellem 10,5 og 11,6 °C (Figur 14). I februar 2017 varierede temperaturen ved sediment-vandoverfladen mellem 1,2 og 3,6 °C, mens temperaturen i dybden varierede mellem 3,3 og 5,7 °C.

Generelt viser temperaturprofilerne tilnærmelsesvis ensartet gradient. De største temperaturgradienter observeres i 2016 i omløbet, mens de i 2017 observeres i hovedløbet. I plottet af temperaturprofilerne fra 2017 er temperaturene i profilet T19 generelt højere end de øvrige. Dette profil er målt ved hjørnet, hvor omløbet strømmer ud i hovedløbet. Årsagen til den højere temperatur er uvist.



Figur 14. Plot af de vertikale sediment-temperaturprofiler målt i Mølleåen, Raadvad, i henholdsvis oktober 2016 (øverst) og februar 2017 (nederst).

I begge målerunder er de største vertikale grundvandsflux estimeret for områder i den opstrøms del af hovedløbet (Figur 13). De estimerede vertikale grundvandsflux varierede i oktober 2016 mellem 0,9 og 0,23 m/dag ($9,9 \cdot 10^{-7}$ og $2,7 \cdot 10^{-6}$ m/s). Den gennemsnitlige vertikale grundvandsflux var 0,11 m/dag ($1,3 \cdot 10^{-6}$ m/s). I februar 2017 varierede den vertikale grundvandsflux mellem 0,001 (muligvis udstrømning) og 0,26 m/dag ($9 \cdot 10^{-9}$ og $3,0 \cdot 10^{-6}$ m/s) med en gennemsnitlig flux på 0,08 m/dag ($9,1 \cdot 10^{-7}$ m/s). Median fluxen var ved begge runder 0,09 m/dag ($1 \cdot 10^{-6}$ m/s).

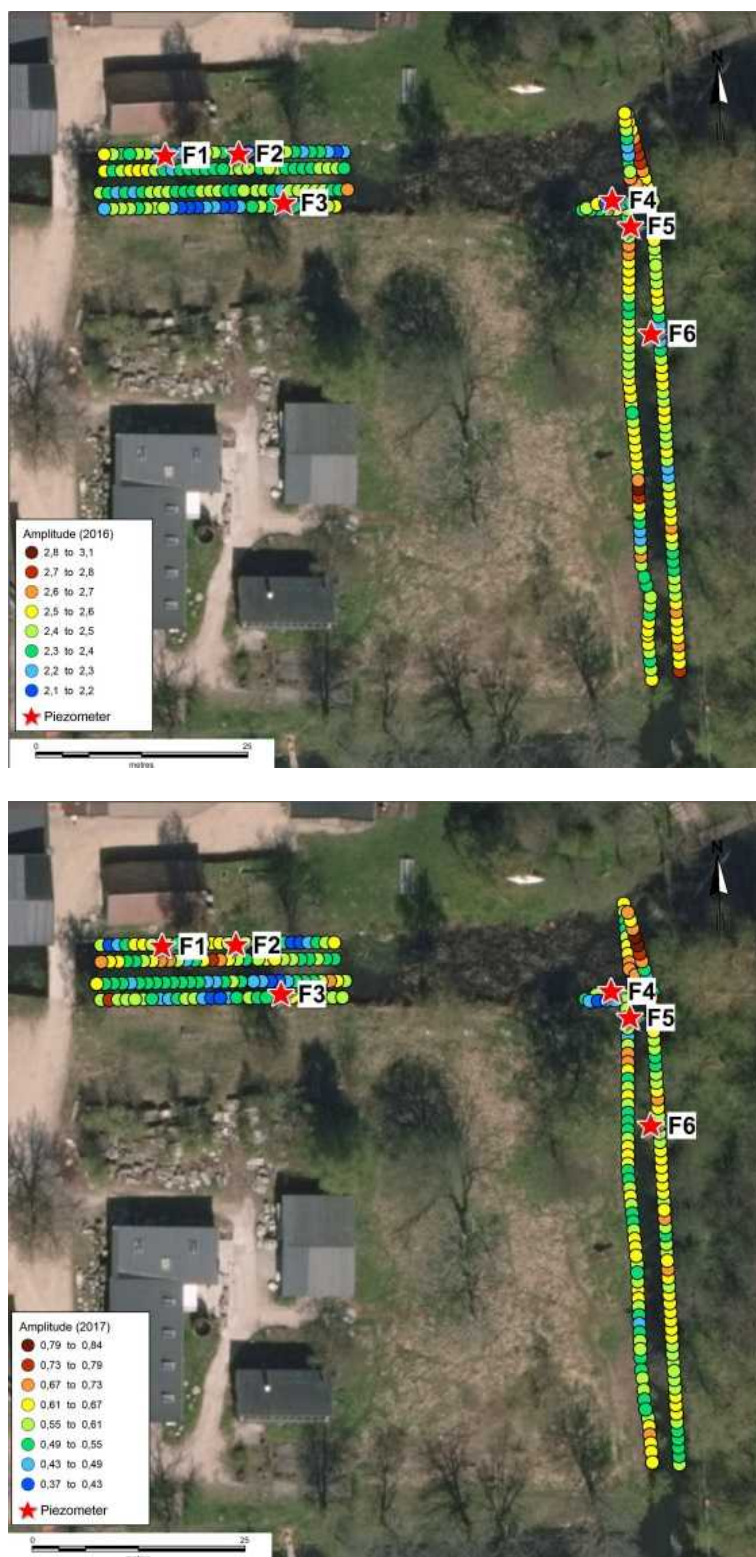
3.1.3 Masseflux

Seks piezometre (F1 til F6) blev installeret i områder, hvor DTS-målingerne i oktober 2016 indikerede grundvandsindstrømning (Figur 15). Tre i hovedløbet, to ved hjørnet, hvor omløbet strømmer ud i hovedløbet, og et i selve omløbet.

Koncentrationerne af chlorerede opløsningsmidler og nedbrydningsprodukter i de udtagne vandprøver findes i Bilag 1 og er summeret i Tabel 3. Resultaterne viser, at prøver udtaget fra F1 overskrider Miljøstyrelsens kvalitetskriterier for overfladevand for både cis-DCE (6,8 µg/l) og vinylchlorid (VC; 0,05 µg/l) ved begge undersøgelsesrunder. Af de øvrige prøver overskrider prøverne fra F2 til F5 kun kvalitetskriteriet for VC. Generelt er koncentrationerne højere i prøverne udtaget i oktober 2016 end prøverne udtaget i februar 2017. Der er ikke fundet forurening med chlorerede opløsningsmidler og nedbrydningsprodukter heraf i F6.

Ydermere blev der udtaget vandprøver direkte af overfladevandet henholdsvis opstrøms og nedstrøms undersøgelsesområdet. Disse prøver indeholder TCE og cis-DCE, men ikke VC og ingen af koncentrationerne overskrider overfladevands kvalitetskriterier.

De beregnede vertikale grundvandsflux (afsnit 3.1.2) er multipliceret med koncentrationerne i grundvandet i hvert område (F1 til F6) til bestemmelse af massefluxen. Den højeste masseflux opnås i området ved piezometer F1 med 6,9 g sum chlorerede/år i oktober 2016 og 0,5 g sum chlorerede/år i februar 2017 (Tabel 3). Den laveste masseflux opnås ved piezometer F3 med 4,7 mg/år i oktober 2016 og 1,2 mg/år i februar 2017. Generelt er massefluxene lavere i februar 2017 end i oktober 2016. Der er ingen masseflux i F6. Bilag 3 viser den beregnede masseflux for de enkelte parametre.



Figur 15. Situationsplan med placering af de seks piezometre F1-F6 i forhold til henholdsvis amplituden ved DTS-målingerne i 2016 (øverst) og i 2017 (nederst).

Tabel 3. Oversigt over de enkelte piezometres gradienter, koncentrationer i de udtagne vandprøver (µg/l), estimerede vertikale grundvandsflux (m/s) i området og beregnet masseflux (g/år). Øverst ses data fra 2016 og nederst data fra 2017.

2016	Gradient (m)	Koncentration, Sum chlorerede (µg/l)	Vertikal grund- vandsflux (m/s)	Masseflux (g/år/m²)
Opstrøms, hovedløb/omløb		0,95/0,07		
F1	Nedad (0,03)	96,8	1,9E-06 – 2,7E-06	6,8
F2	Opad (0,14)	1,56	1,0E-06 – 1,9E-06	0,07
F3	Nedad (0,11)	0,15	9,9E-07 – 9,99E-07	0,005
F4	Opad (0,02)	0,67	9,9E-07 – 1,3E-06	0,023
F5	Nedad (0,04)	0,37	1,0E-06	0,012
F6	Nedad (0,80)**	i.p.	1,0E-06	(ikke beregnet)
Nedstrøms		0,07		

2017	Gradient (m)	Koncentration, Sum chlorerede (µg/l)	Vertikal grund- vandsflux (m/s)	Masseflux (g/år/m²)
Opstrøms, hovedløb/omløb		0,05/*		
F1	Nedad (0,05)	16,4	3,0E-07 – 1,3E-06	0,48
F2	opad (0,09)	0,65	1,0E-06 – 3,0E-06	0,037
F3	opad (0,02)	0,03	1,0E-07 – 2,5E-06	0,001
F4	opad (0,01)	0,32	9,0E-08 – 1,0E-06	0,006
F5	samme (0,0)	0,19	9,0E-09 – 1,0E-06	0,002
F6	samme (0,0)	i.p.	1,0E-08 – 1,0E-06	(ikke beregnet)
Nedstrøms		0,03		

* Vandprøve ikke udtaget ved denne undersøgelsesrunde.

** Installeret i lavpermeabelt sediment (ringe ydelse), så sandsynligvis ikke stabiliseret efter installation.

3.2 Kirke Å, Skjern

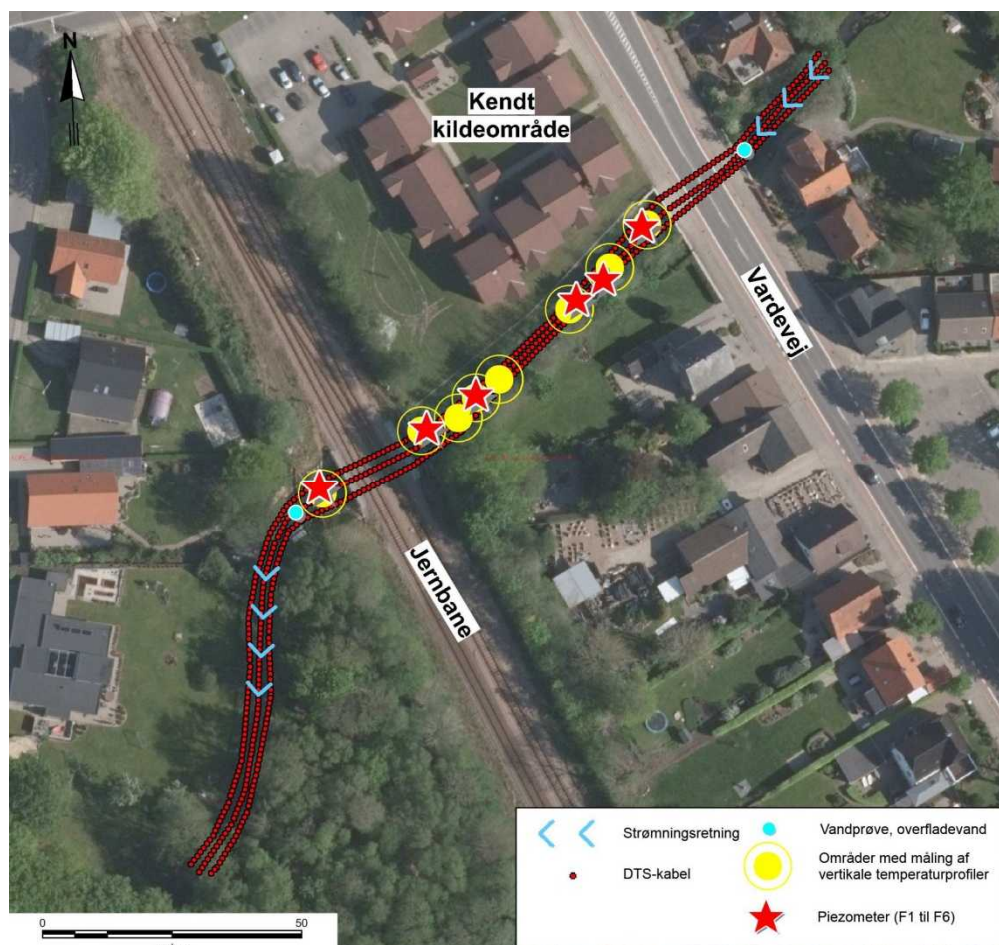
Ved første runde af undersøgelserne (oktober 2016) varierede lufttemperaturen mellem 5 og 12 °C (DMI, 2017), mens vandtemperaturen i Kirke Å, på den strækning, der blev undersøgt, i gennemsnit var 10,8 °C. Vertikale temperaturprofiler blev målt knap to uger efter, at DTS-målingerne blev udført. På dette tidspunkt var lufttemperaturen mellem 7 og 14 °C (DMI, 2017), og vandtemperaturen var på omkring 10 °C. Der var ingen nedbør i dagene op til, eller imens undersøgelserne fandt sted.

Ved anden undersøgelsesrunde (februar 2017) var lufttemperaturen mellem -0,5 og 5 C. Vandtemperaturen var 3 °C. Der var lidt nedbør i dagene op til undersøgelsen, men ingen nedbør imens undersøgelserne fandt sted.

3.2.1 DTS

Det fiber optiske kabel blev udlagt over en strækning på 210 m ved første udlæg og 187 m i andet udlæg (Figur 16). Forskellen mellem de to udlæg findes i den nordlige del af undersøgelsesområdet (opstrøms forureningsområdet). Vanddybden var omkring 0,4 m i den opstrøms del af vandløbet og 1 m i den nedstrøms del; et sted var dybden >2 m.

Bredden af Kirke Å er 3-4 m og kablet blev derfor ført tre gange frem og tilbage for at observere temperaturfordeling på tværs af vandløbet. Derved blev der målt over en samlet distance på knap 630 m ved første udlæg og 560 m ved andet udlæg.



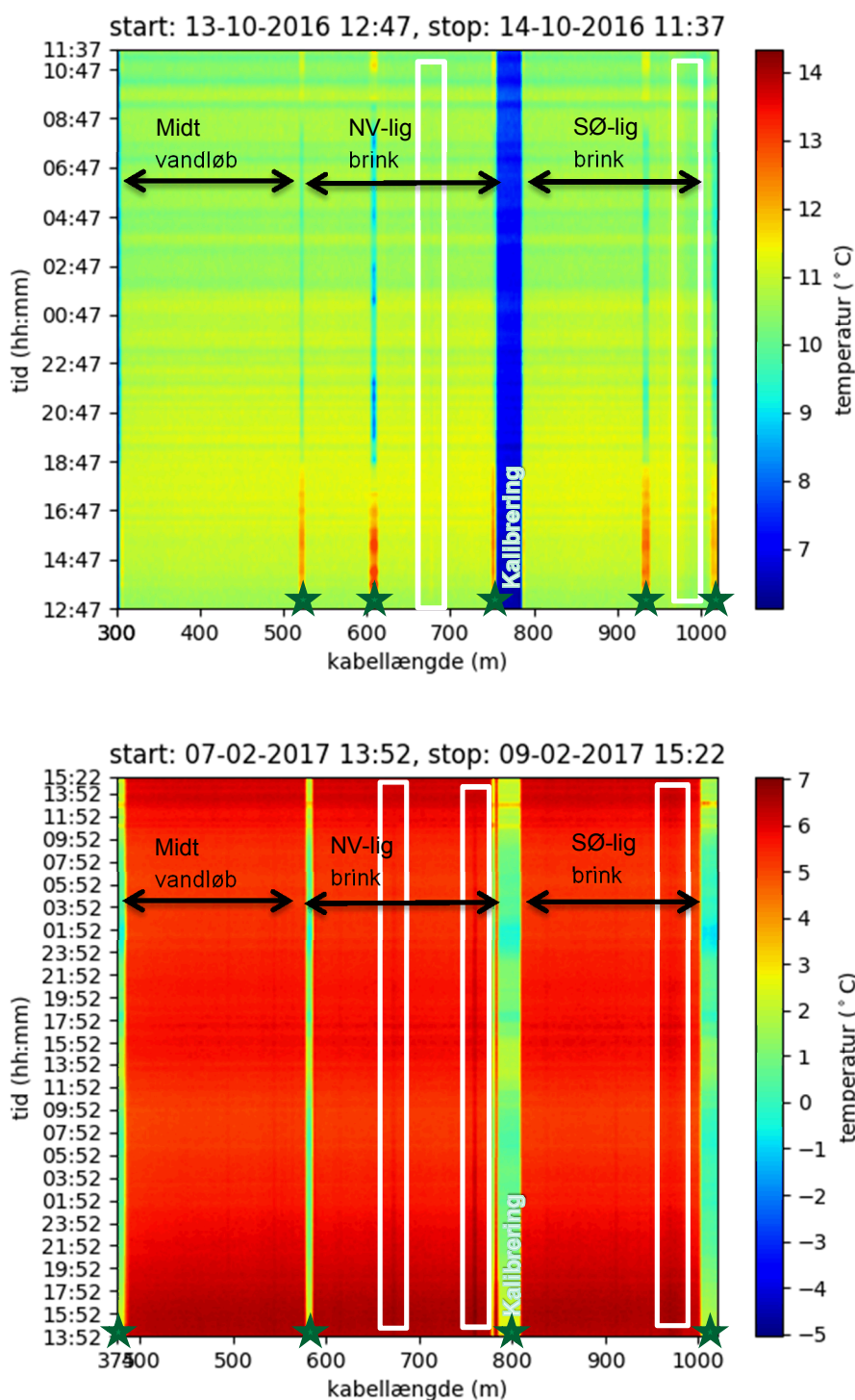
Figur 16. Situationsplan for undersøgelsesområdet i Kirke Å, Skjern. De røde prikker viser, hvorledes udlægget af DTS-kablet var. De gule cirkler viser områder, hvor vertikale temperaturprofiler er målt, mens de røde stjerner og blå cirkler indikerer, hvor der er udtaget vandprøver fra henholdsvis piezometre samt overfladevand. (Indeholder data fra Styrelsen for Dataforsyning og Effektivisering, orthofoto 2016).

DTS-kablet var udlagt og målte i knap 24 timer ved første runde (oktober 2016) og knap 50 timer ved anden runde (februar 2017) (Tabel 1). Figur 17 viser, hvorledes temperaturen varierede tidsligt og rumligt i undersøgelsesområdet for hver af de to måleperioder.

Af plottene ses det, at temperaturen til ethvert tidspunkt er forholdsvis ensartet langs kablet i 2016. Der ses ikke umiddelbart nogen indikation på indstrømning af grundvand i form af temperatur anomalier. Plot af variationen i målingerne langs kablet til enkelt-tidspunkter (Figur 18) viser imidlertid køligere temperaturer i den sidste del af kablet (kabelængde 975-1000 m, markeret med hvid ramme i Figur 17).

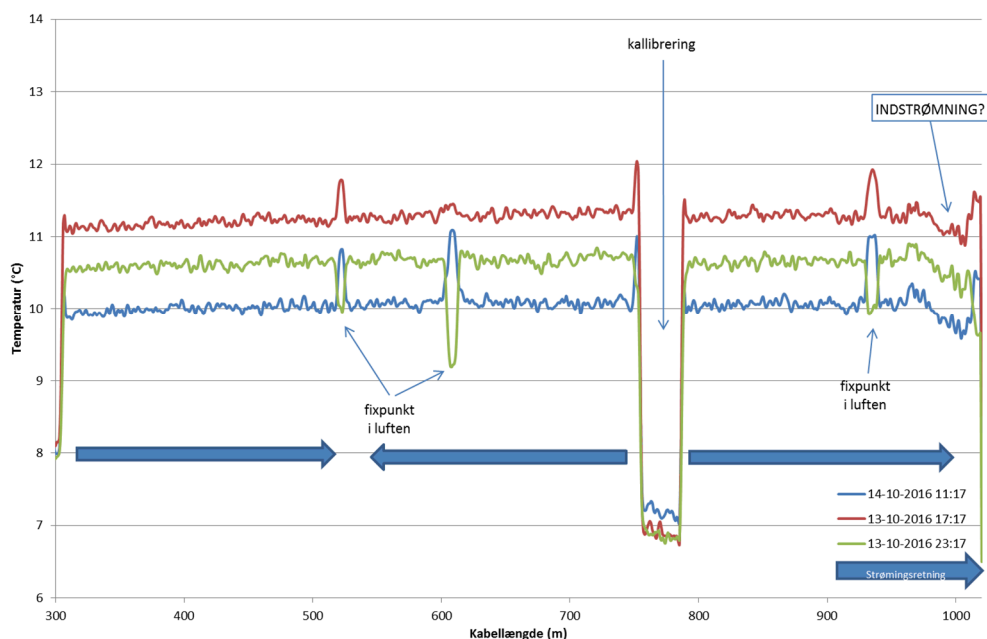
Ved anden målerunde ses der indikation på varmere temperaturer i tre områder i forhold til det omkringværende område (kabel længderne 674, 795 og 978 m, markeret med hvid ramme i Figur 17). Disse anomalier kan ligeledes ses på plot af variationen i målingerne langs kablet til

enkelt-tidspunkter (Figur 18). Her ses det også, at området med den i 2016 observerede køligere temperatur, i 2017 kan observeres som en varmere temperatur, hvilket er en god indikator for, at grundvandsindstrømning finder sted i dette område.

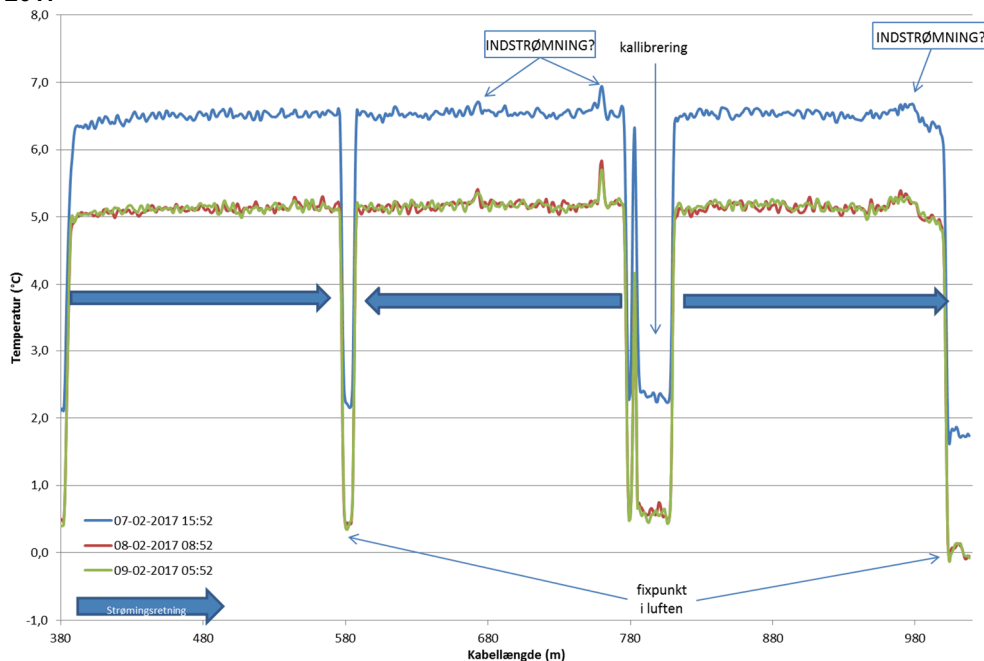


Figur 17. Tidslig og rumlig variation af temperaturen ved bunden af Kirke Å, Skjern, i det undersøgte område i henholdsvis 2016 (øverst) og 2017 (nederst). Farverne indikerer den målte temperatur (°C) i det enkelte punkt langs kablet til et givent tidspunkt. Hvide kasser markerer områder med temperaturanomalier i forhold til omkringværende område. Stjerner markerer, hvor DTS-kablet var fikseret i luften.

2016



2017



Figur 18. Plot af variationen i temperaturmålingerne langs DTS-kablet til enkelt-tidspunkter fra Kirke Å, Skjern.

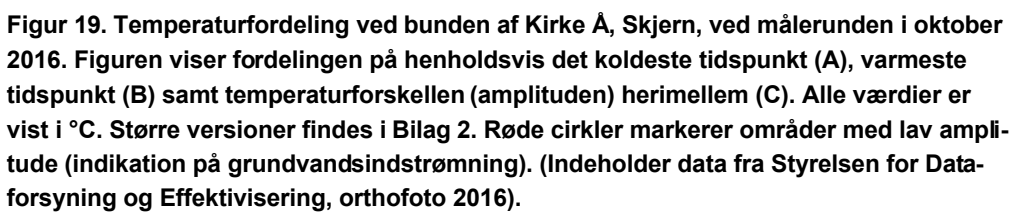
Tabel 4 viser en oversigt over, hvornår den generelt koldeste temperatur og den generelt varmeste temperatur blev målt i hver undersøgelsesrunde. Amplituden (forskellen mellem den målte temperatur ved det generelt koldeste og varmeste tidspunkt) er ligeledes angivet.

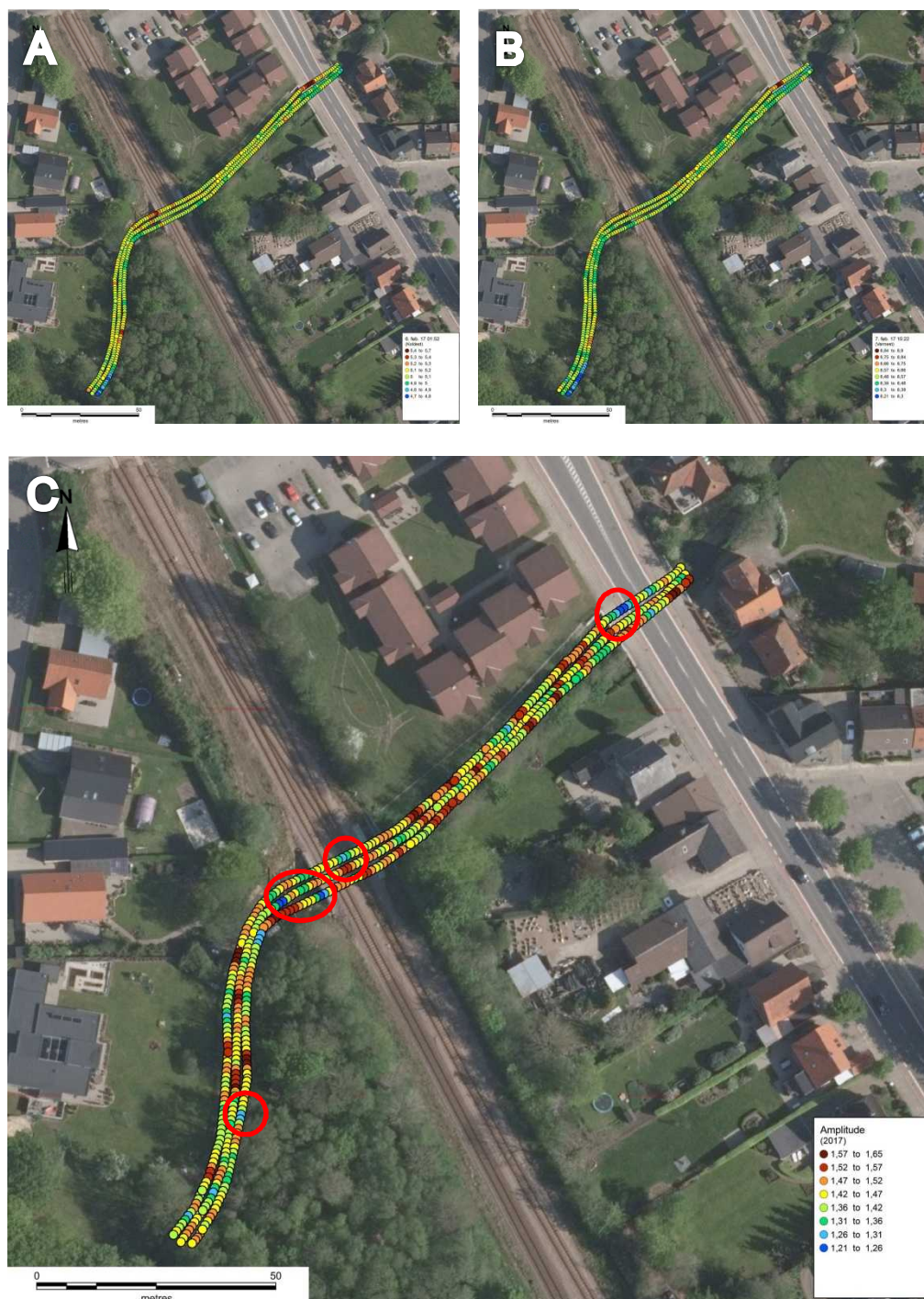
Figur 19 og Figur 20 viser temperaturfordelingen langs DTS-kablet for hvert af disse tidspunkter. Begge målerunder viser, at temperaturen ved bunden generelt er køligere i den sydlige del af undersøgelsesområdet. Plot af amplituden viser for begge runder, flere områder med ensartet temperatur (lav amplitude; blå farve). Områderne er markeret med røde cirkler på Figur 19

og Figur 20. Der er umiddelbart flest områder i midten af vandløbet i 2016. Placeringen af de enkelte områder varierer lidt mellem de to målerunder.

Tabel 4. Oversigt over det generelt koldeste og varmeste tidspunkt for DTS-målingerne i Kirke Å, Skjern, ved hver af de to undersøgelsesrunder. Amplituden er forskellen mellem den generelt koldeste og varmeste måling.

År	Generelt koldeste måling (gennemsnitstemperatur)	Generelt varmeste måling (gennemsnitstemperatur)	Amplitude
2016	14. oktober kl 11:17 (10,0 °C)	13. oktober kl 17:17 (11,3 °C)	1,0 og 1,4 °C
2017	6. februar kl 01:52 (5,1 °C)	7. februar kl 15:22 (6,5 °C)	1,2 og 1,7 °C



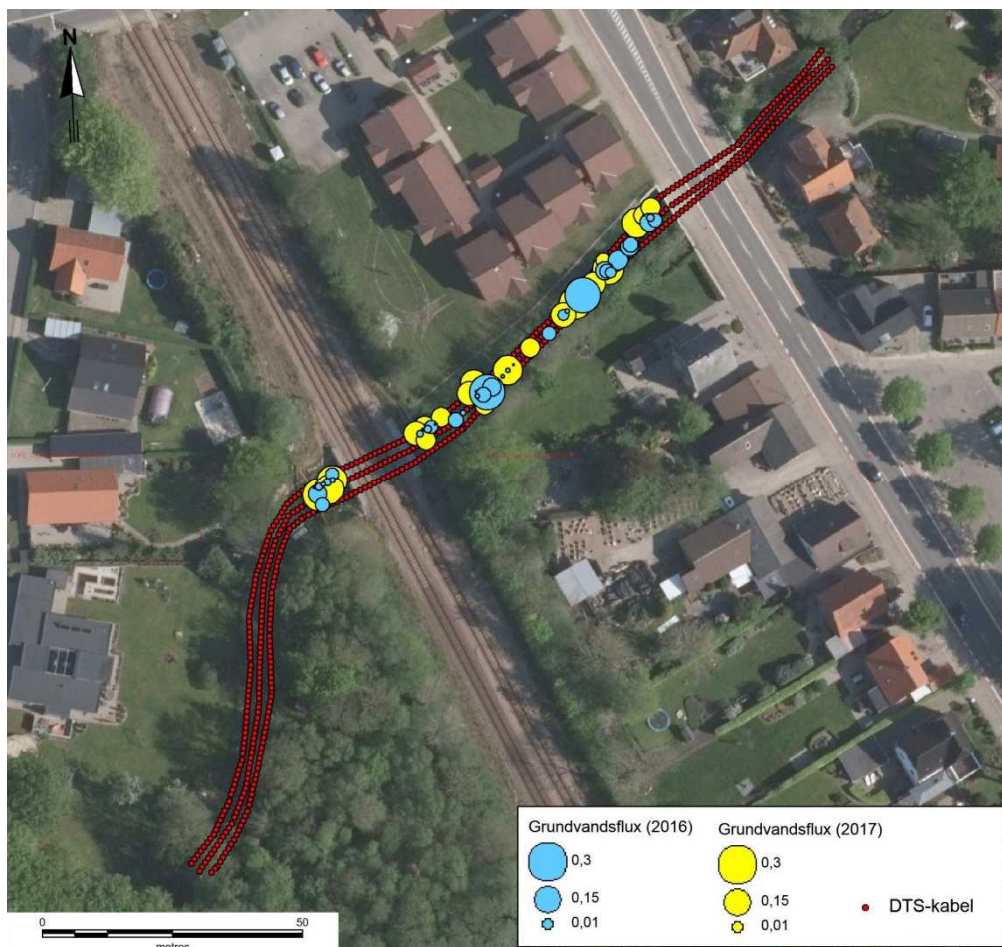


Figur 20. Temperaturfordeling ved bunden af Kirke Å, Skjern, ved målerunden i februar 2017. Figuren viser fordelingen på henholdsvis det koldeste tidspunkt (A), varmeste tidspunkt (B) samt temperaturforskellen (amplituden) herimellem (C). Alle værdier er vist i °C. Større versioner findes i Bilag 2. Røde cirkler markerer områder med lav amplitude (indikation på grundvandsindstrømning). (Indeholder data fra Styrelsen for Dataforsyning og Effektivisering, orthofoto 2016).

3.2.2 Vertikale grundvandsflux

Baseret på resultatet af første runde DTS-målinger blev der udført 37 vertikale temperaturprofiler fordelt på seks områder (blå cirkler på Figur 21). I hvert område blev der målt flere profiler, således at det var muligt at vurdere variationen i indstrømning for området. Placeringen af de

enkelte profiler afhang til dels af, hvorvidt det var muligt at komme ned i bundsedimentet, men er primært fokuseret i området mellem de to broer. Flere områder havde store blokke/sten der vanskeliggjorde nedstik i fuld dybde. Efter anden DTS-runde blev der udført 22 profiler i tilnærmelsesvis de samme områder (gule cirkler på Figur 21).



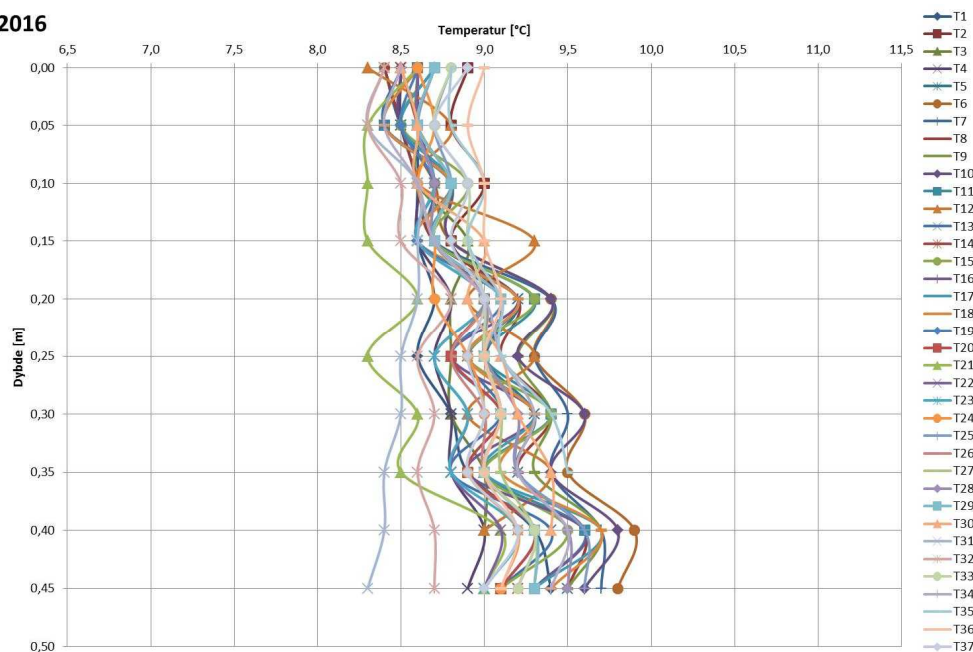
Figur 21. Situationsplan med placeringen af de vertikale temperaturprofiler for undersøgelsesområdet i Kirke Å, Skjern. Blå cirkler markerer målinger fra oktober 2016 og gule cirkler markerer målinger fra februar 2017. Størrelse af cirklerne angiver den estimerede vertikale grundvandsflux (m/dag). (Indeholder data fra Styrelsen for Dataforsyning og Effektivisering, orthofoto 2016).

Temperaturprofilerne fra oktober 2016 viser, at temperaturen ved sediment-vandoverfladen varierer mellem 8,3 og 9,0 °C, mens temperaturen i det dybeste punkt af temperaturprofilerne varierer mellem 8,3 og 9,8 °C (Figur 22). I februar 2017 varierede temperaturen ved sediment-vandoverfladen mellem 2,9 og 4,6 °C, mens temperaturen i dybden varierede mellem 5,3 og 6,4 °C.

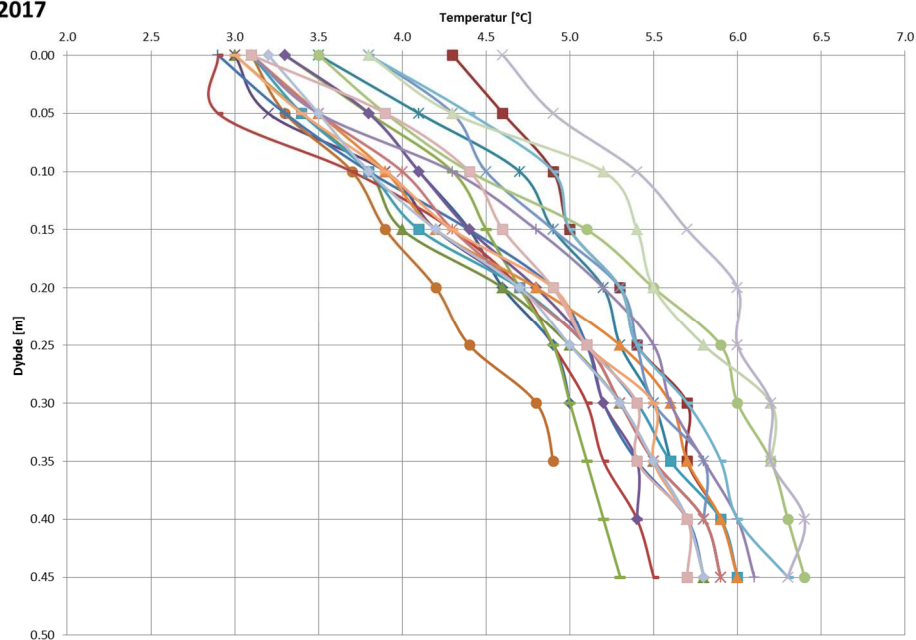
Generelt viser temperaturprofilerne tilnærmelsesvis ensartet gradient indenfor hver målerunde. Temperaturprofilernes gradient i 2016 er signifikant mindre end gradienterne for målingerne i 2017. Profilet for T31 fra 2016 viser en konveks kurve i forhold til de øvrige profiler, hvilket indikerer udstrømning (jf. Figur 5).

Forskellen i gradienterne i forhold til sæson (oktober 2016 vs februar 2017) indikerer, at Kirke Å er et dynamisk system, hvor indstrømning har en tidslig variation.

2016



2017

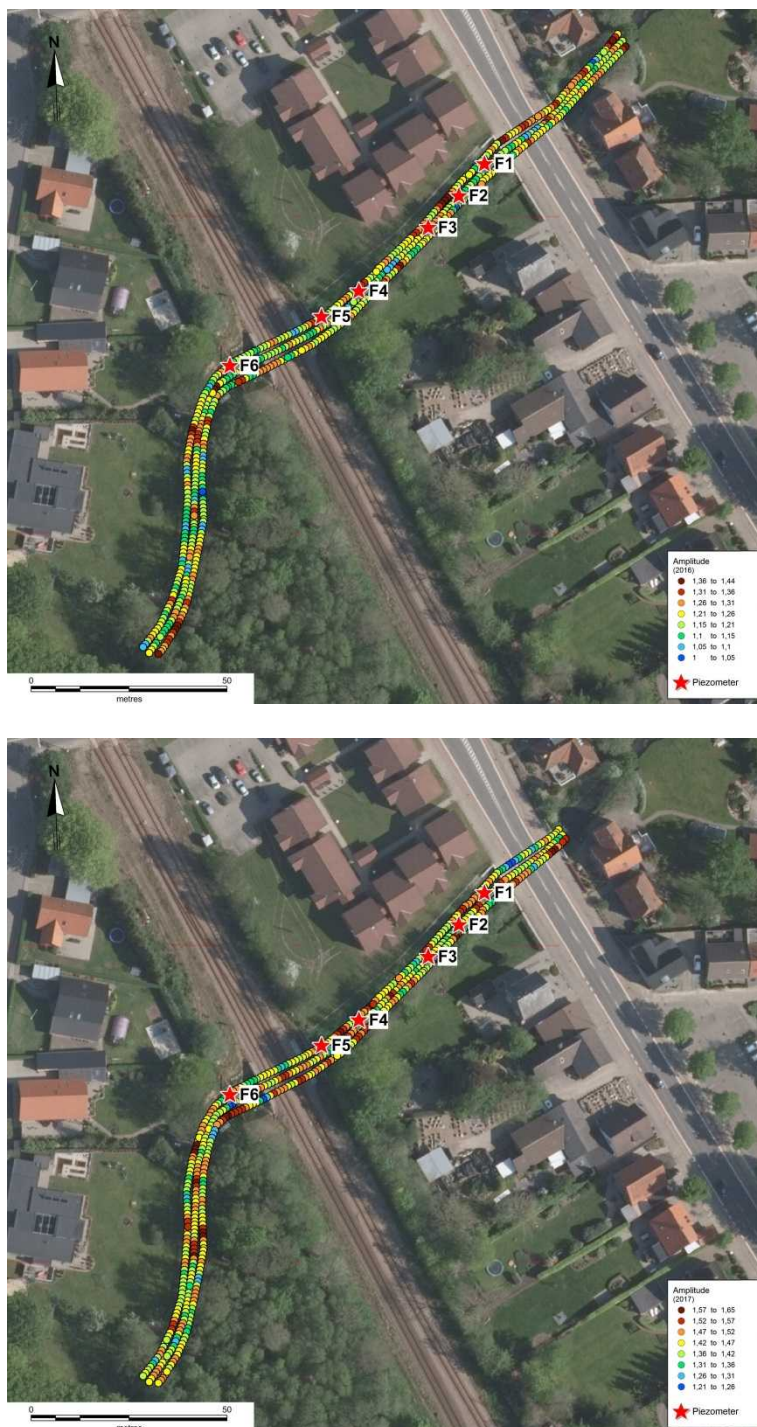


Figur 22. Plot af de vertikale temperaturprofiler målt i Kirke Å, Skjern, i henholdsvis oktober 2016 (øverst) og februar 2017(nederst).

De estimerede vertikale grundvandsflux varierede i oktober 2016 mellem 0,001 (muligvis udstrømning) og 0,26 m/dag ($9,0 \cdot 10^{-9}$ og $3,0 \cdot 10^{-6}$ m/s). Den gennemsnitlige vertikale grundvandsflux var 0,05 m/dag ($5,2 \cdot 10^{-7}$ m/s) og median fluxen var på 0,03 m/dag ($4,0 \cdot 10^{-7}$ m/s). I februar 2017 varierede den vertikale grundvandsflux mellem 0,06 og 0,22 m/dag ($7,0 \cdot 10^{-7}$ og $2,5 \cdot 10^{-6}$ m/s) med en gennemsnitlig flux på 0,13 m/dag ($1,6 \cdot 10^{-6}$ m/s). Median fluxen var 0,13 m/dag ($1,5 \cdot 10^{-6}$ m/s), hvilket er noget højere end den fra oktober 2016.

3.2.3 Masseflux

Seks piezometre (F1 til F6) blev installeret i områder, hvor DTS-målingerne indikerede grundvandsindstrømning (Figur 23). Fem (F1-F5) på strækningen mellem de to broer og én (F6) nedstrøms jernbanebroen.



Figur 23. Situationsplan med placering af de seks piezometre (F1-F6) i forhold til henholdsvis DTS-målingerne i 2016 (øverst) og i 2017 (nederst).

Koncentrationerne af chlorerede opløsningsmidler og nedbrydningsprodukter i de udtagne vandprøver findes i Bilag 1 og er summeret i Tabel 5. Resultaterne viser, at prøver udtaget fra

F3 og F5 overskrider Miljøstyrelsens kvalitetskriterier for overfladevand for både cis-DCE (6,8 µg/l) og vinylchlorid (VC; 0,05 µg/l) ved begge undersøgelsesrunder. Af de øvrige prøver fra oktober 2016 overskrider prøverne fra F1, F2 og F6 kvalitetskriterier for VC samt cis-DCE for F2. For prøverne udtaget i februar 2017 overskrides kvalitetskriterier for VC yderligere i F1, F2 og F6, samt for cis-DCE i F6, der ligeledes har et indhold af PCE og TCE, der overskrider Miljøstyrelsens kvalitetskriterier for overfladevand (10 µg/l). Generelt er koncentrationerne højere i prøverne udtaget i februar 2017, end prøverne udtaget i oktober 2016.

Vandprøverne udtaget direkte af overfladevandet indeholder ingen forureningskomponenter i prøven udtaget opstrøms undersøgelsesområdet, hvorimod prøven nedstrøms indeholder cis-DCE og VC i koncentrationer under overfladevands kvalitetskriterierne.

Den beregnede vertikale grundvandsflux (afsnit 3.2.2) er multipliceret med koncentrationerne i grundvandet i området til bestemmelse af massefluxen. Den højeste masseflux er i oktober 2016 opnået i området ved piezometer F2 og F3 med henholdsvis 2,1 og 2,6 g/år. I februar 2017 er den højeste masseflux estimeret i F6 med 22,7 g/år. Den laveste masseflux opnås ved piezometer F4 med 0,1 g/år i både oktober 2016 og februar 2017. Generelt er massefluxene højere i februar 2017 end i oktober 2016. Bilag 3 viser den beregnede masseflux for de enkelte parametre.

Tabel 5. Oversigt over de enkelte piezometres gradienter, koncentrationer i de udtagne vandprøver (µg/l), estimerede vertikale grundvandsflux (m/s) i området og beregnet masseflux (g/år). Øverst ses data fra 2016 og nederst data fra 2017.

2016	Gradient	Koncentration, Sum chlorerede (µg/l)	Vertikale grund- vandsflux (m/s)	Masseflux (g/år/m²)
Opstrøms		i.p.		
F1	Opad (0,01)	24,1	9,0E-10 – 9,1E-07	0,32
F2	Opad (0,01)	106,3	4,0E-07 – 9,1E-07	2,1
F3	nedad* (0,57)	54,3	4,0E-07 – 6,0E-06	5,4
F4	nedad* (0,93)	4,6	9,0E-09 – 3,0E-07	0,14
F5	Opad (0,02)	321,4	1,0E-08 – 5,0E-07	1,8
F6	opad* (0,01)	35,2	1,9E-08 – 9,0E-07	0,41
Nedstrøms		0,07		
2017	Gradient	Koncentration, Sum chlorerede (µg/l)	Vertikale grund- vandsflux (m/s)	Masseflux (g/år/m²)
Opstrøms		i.p.		
F1	Opad (0,02)	35,1	9,9E-07 – 2,1E-06	1,6
F2	Opad (0,02)	22,0	7,0E-07 – 2,4E-06	0,97
F3	Opad (0,02)	105,5	1,6E-06 – 2,5E-06	6,8
F4	Opad (0,12)	2,4	1,0E-06 – 1,8E-06	0,10
F5	Opad (0,13)	271,3	1,0E-06 – 1,5E-06	10,7
F6	Opad (0,01)	316,9	2,1E-06 – 2,5E-06	22,7
Nedstrøms		0,07		

* Ligevægt er ikke indtruffet efter installation; pejlinger viser, at vandniveau stiger.

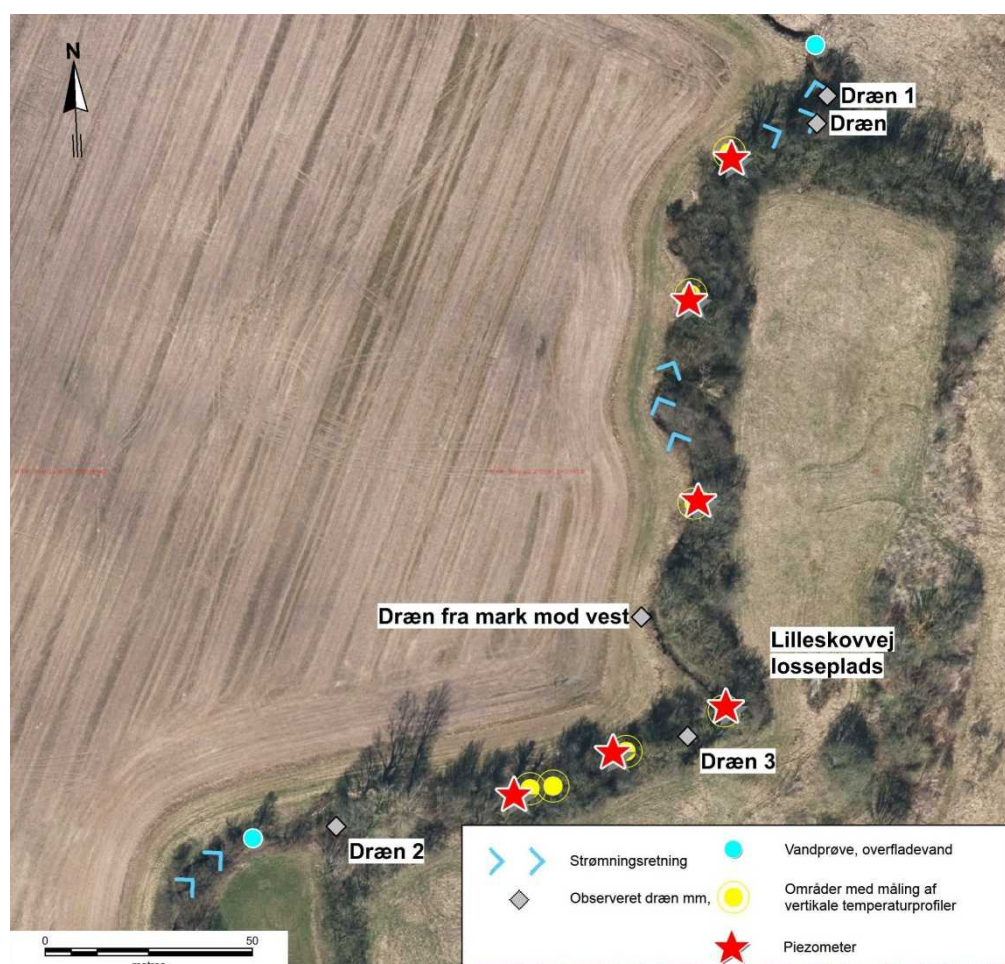
3.3 Brændholtafløbet, Tommerup Stationsby

Lufttemperaturen varierede ved første runde af undersøgelserne (oktober 2016; Tabel 1) mellem 7,5 og 11 °C (DMI, 2017) mens vandtemperaturen i Brændholtafløbet, på den strækning, der blev undersøgt, i gennemsnit var 16,5 °C. Vertikale temperaturprofiler blev målt ca to uger efter at DTS-målingerne blev udført. På dette tidspunkt var lufttemperaturen faldet til mellem 2 og 10 °C (DMI, 2017) og vandtemperaturen var på omkring 7 °C. Vanddybden i vandløbet varierede mellem 4 cm og 0,4 m med en gennemsnitsdybde på omkring 0,1 m. Der var lidt nedbør i dagene op til samt mens undersøgelserne fandt sted. Intensiteten er ukendt, men vandstanden steg ca 4 cm i løbet af perioden.

Ved anden undersøgelsesrund (februar 2017) var lufttemperaturen mellem -0,5 og 5 °C. Vandtemperaturen var knap 6 °C. Vandstanden i vandløbet var et par cm højere ved denne runde. Der var lidt nedbør i dagene op til undersøgelsen, samt mens DTS-målingerne fandt sted. Den præcise mængde er ukendt, men det var nok til at få vandstanden til at stige ca 2 cm.

3.3.1 DTS

Det fiber optiske kabel blev udlagt over en strækning på 320 m ved første udlæg og 290 m ved andet udlæg (Figur 24). Forskellen i udlæg findes i enderne af undersøgelsesområdet.



Figur 24. Situationsplan for undersøgelsesområdet i Brændholtafløbet, Tommerup St. De røde prikker viser udlægget af DTS-kablet. De gule cirkler viser områder, hvor vertikale temperaturprofiler er målt, mens de røde stjerner og blå cirkler indikerer, hvor der er udtaget vandprøver fra henholdsvis piezometre samt overfladevand. Grå diamanter markerer, hvor observerede dræn strømmer ud i vandløbet. (Indeholder data fra Styrelsen for Dataforsyning og Effektivisering, orthofoto 2016).

Bredden af Brændholtafløbet varierer mellem 1 og 2 m. På den undersøgte strækning findes der fire dræn fra lossepladsen (markeret som grå diamater på Figur 24). Selvom vanddybden var minimal på store strækninger (<0,1 m vand) blev målingerne alligevel udført. Der var ingen sol og dermed direkte påvirkning af målingerne på det overfladenære kabel.

Kablet blev udlagt to gange på tværs af vandløbet, henholdsvis langs den østlige brink og på det dybeste sted i vandløbet, for at observere temperaturfordelingen på tværs af vandløbet. Derved blev der målt over en samlet distance på henholdsvis knap 650 m ved første runde og 590 m i anden runde.

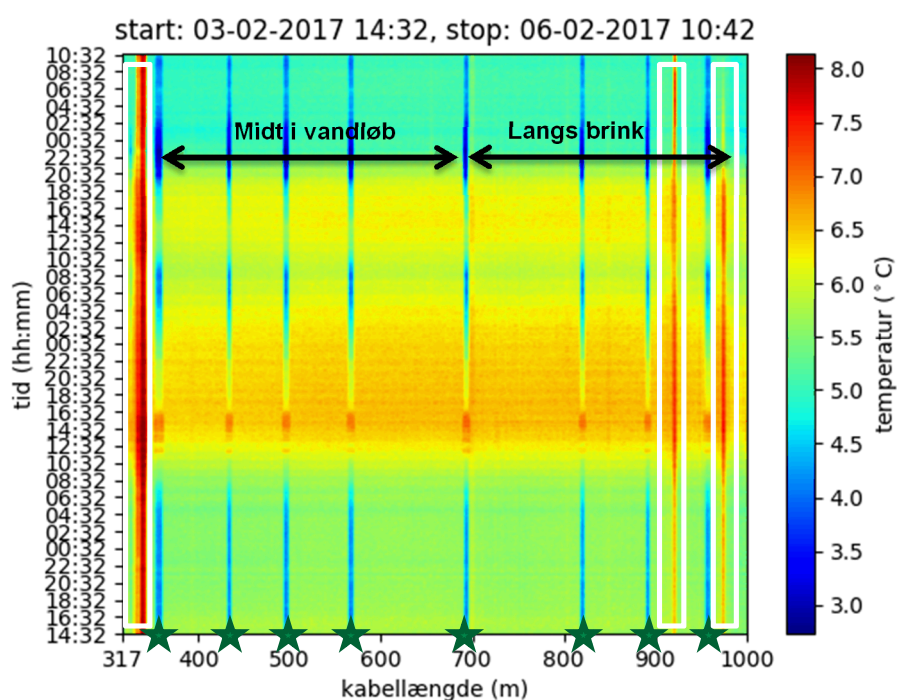
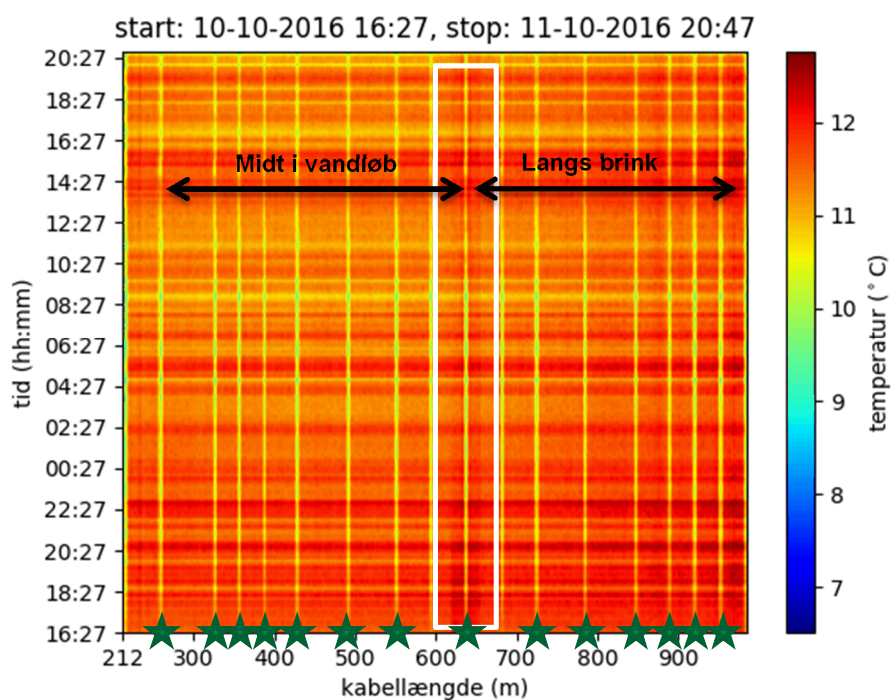
DTS-kablet var udlagt og målte i 28 timer ved første runde (oktober 2016) og 68 timer ved anden runde (februar 2017) (Tabel 1). Figur 25 viser, hvorledes temperaturen varierede tidsligt og rumligt i undersøgelsesområdet for hver af de to perioder.

Af plottene i Figur 25 ses det, at temperaturen generelt er forholdsvis ensartet i undersøgelsesområdet i oktober 2016. Lidt varmere temperatur kan observeres omkring kabellængde 625 m (markeret med hvide bokse i Figur 25), som er den nordligste del af vandløbets undersøgelsesområde, og hvor der er konstateret et dræn (dræn 1). Den svage øgning i temperaturen kan ligeledes ses på plot af variationen i målingerne langs kablet til enkelt-tidspunkter (Figur 28).

Ved undersøgelserne i februar 2017, er der derimod tre områder, hvor signifikante varmeanomalier kan observeres (kabellængde 340 m, 921 m og 974 m, markeret med hvide bokse i Figur 25). Variationen i målingerne langs kablet til enkelt-tidspunkter viser disse temperaturanomalier tydeligst i hovedløbet (Figur 28). Den første og den anden anomali kan korreleres med dræn 2 og 3. Den tredje anomali kan imidlertid ikke korreleres med eksisterende dræns placering.

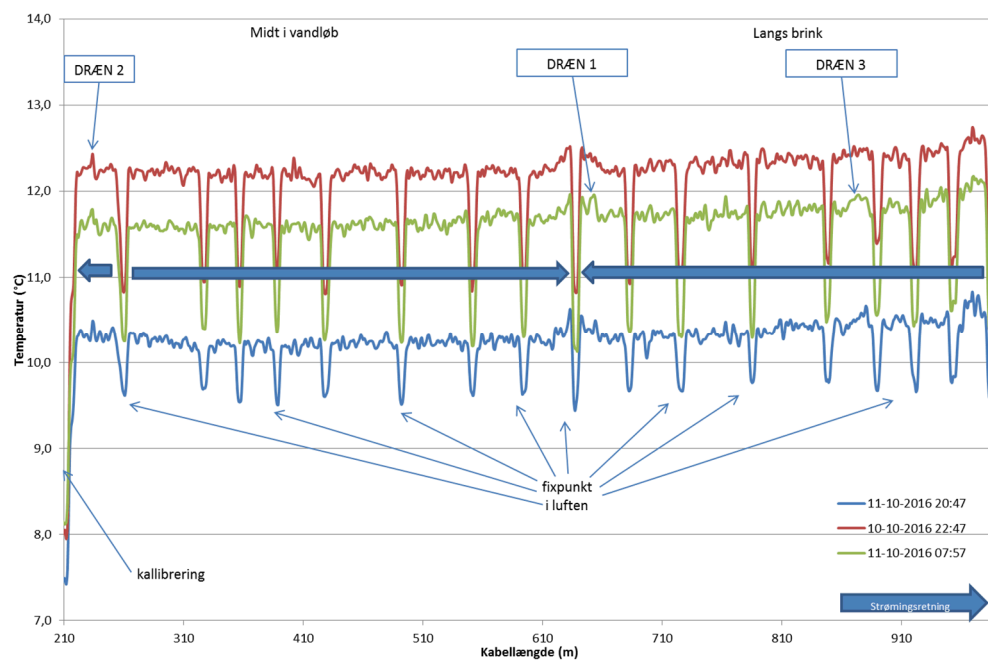
Tabel 6 viser en oversigt over, hvornår den generelt koldeste temperatur og den generelt varmeste temperatur blev målt i hver undersøgelsesrunde. Amplituden (forskellen mellem den målte temperatur ved det generelt koldeste og varmeste tidspunkt) er ligeledes angivet.

Figur 27 og Figur 28 viser temperaturfordelingen langs DTS-kablet for hvert af disse tidspunkter. Begge målerunder viser at temperaturen ved bunden generelt er varmere langs den østlige brink end ved bunden i midten af vandløbet. Det varmeste område observeres langs brinken i den sydlige del af undersøgelsesområdet. Placeringen af dræn 2 og 3 kan ligeledes ses på målingerne som områder med signifikant varmere temperatur. Plot af amplituden viser enkelte punkter, primært langs brinken, hvor forskellen i temperaturen er lav (blå punkter). De mest markante områder observeres i forbindelse med dræn 2 og 3.

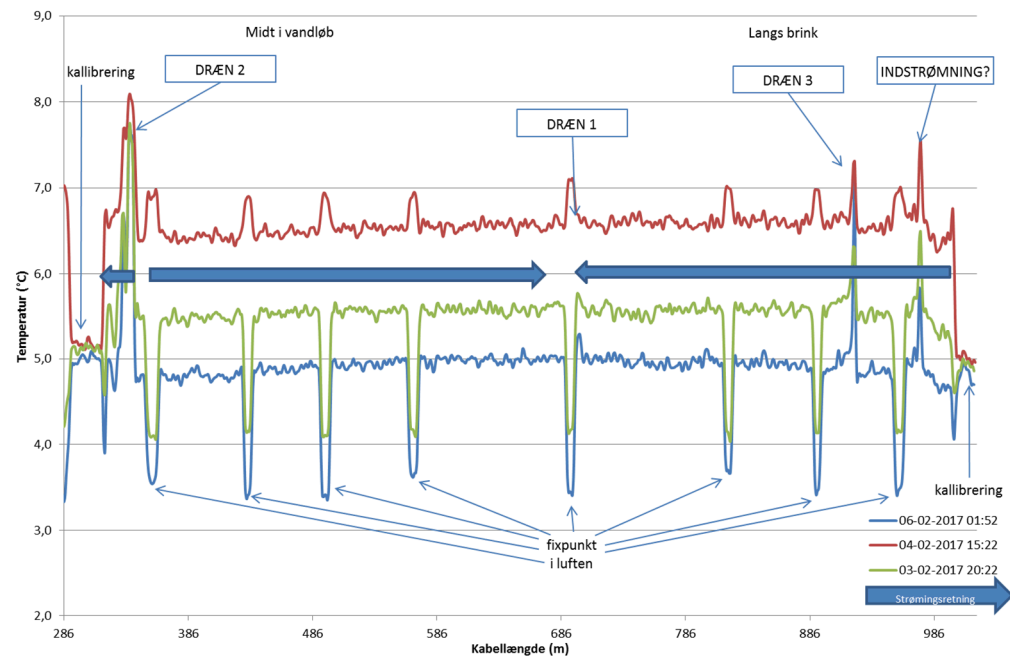


Figur 25. Tidslig og rumlig variation af temperaturen ved bunden af Brændholtafløbet, Tommerup St., i det undersøgte område i henholdsvis 2016 (øverst) og 2017 (nederst). Farverne indikerer den målte temperatur (°C) i det enkelte punkt langs kablet til et givent tidspunkt. Hvide kasser markerer områder med temperaturanomalier i forhold til omkringværende område. Stjerner markerer, hvor DTS-kablet var fikseret i luften.

2016



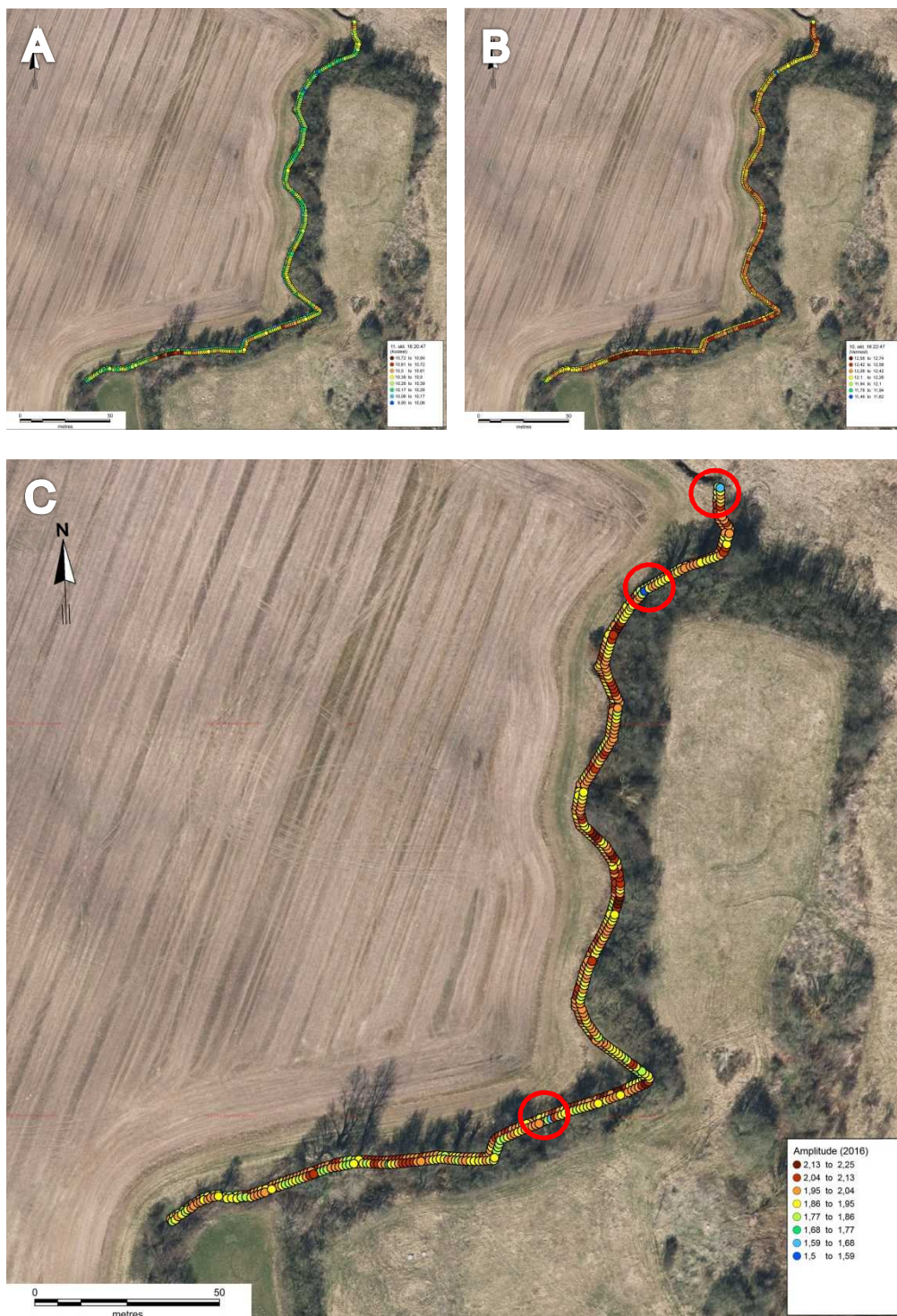
2017



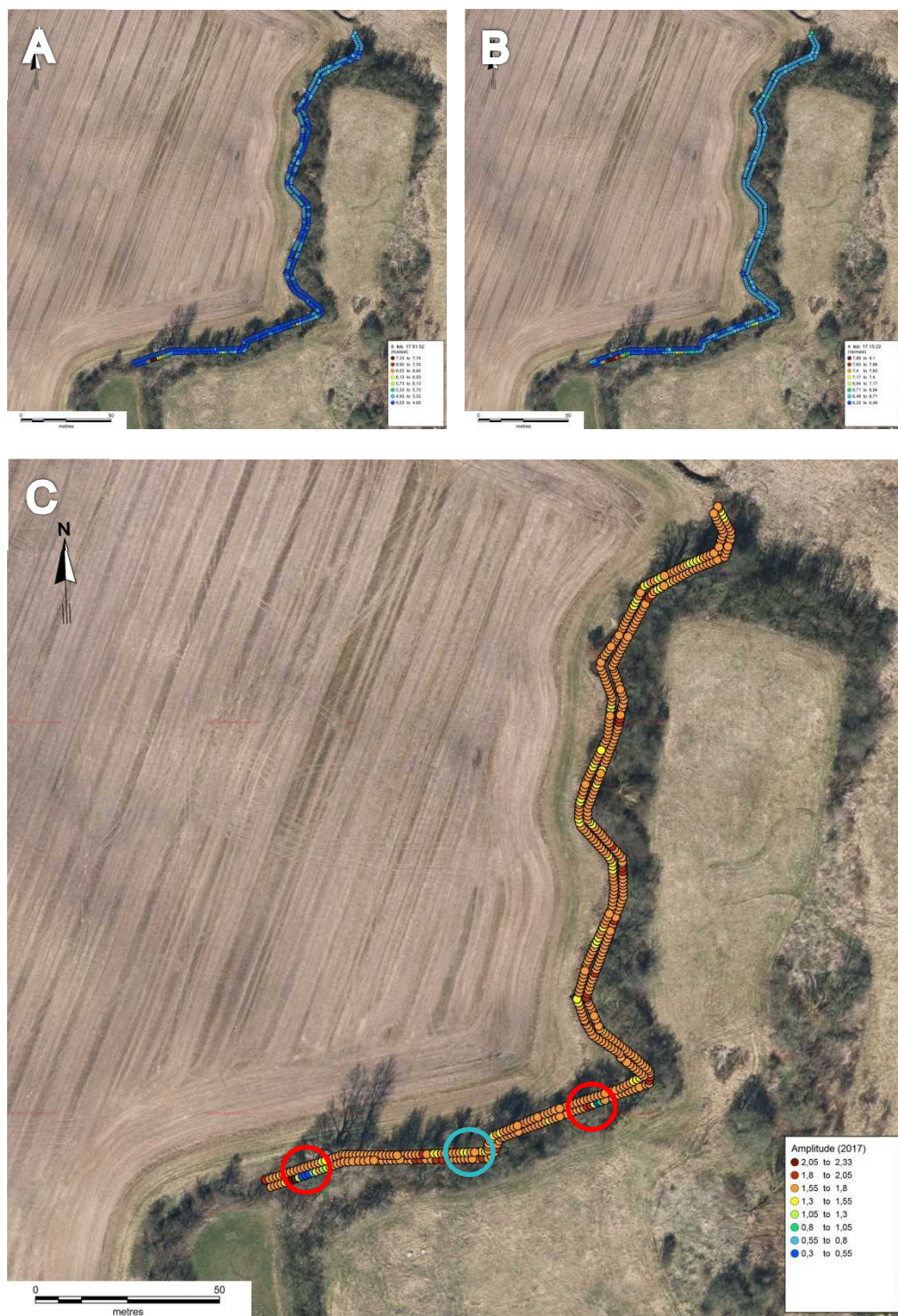
Figur 26. Plot af variationen i temperaturmålingerne langs DTS-kablet til enkelt-tidspunkter fra Brændholtafløbet, Tommerup St.

Tabel 6. Oversigt over det generelt koldeste og varmeste tidspunkt for DTS-målingerne i Brændholtafløbet, Tommerup St, ved hver af de to undersøgelsesrunder. Amplituden er forskellen mellem den generelt koldeste og varmeste måling.

År	Generelt koldeste måling (gennemsnitstemperatur)	Generelt varmeste måling (gennemsnitstemperatur)	Amplitude
2016	11. oktober kl 20:47 (10,3 °C)	10. oktober kl 22:47 (12,3 °C)	1,4 og 2,2 °C
2017	6. februar kl 01:52 (4,9 °C)	4. februar kl 15:22 (6,6 °C)	0,3 og 2,3 °C



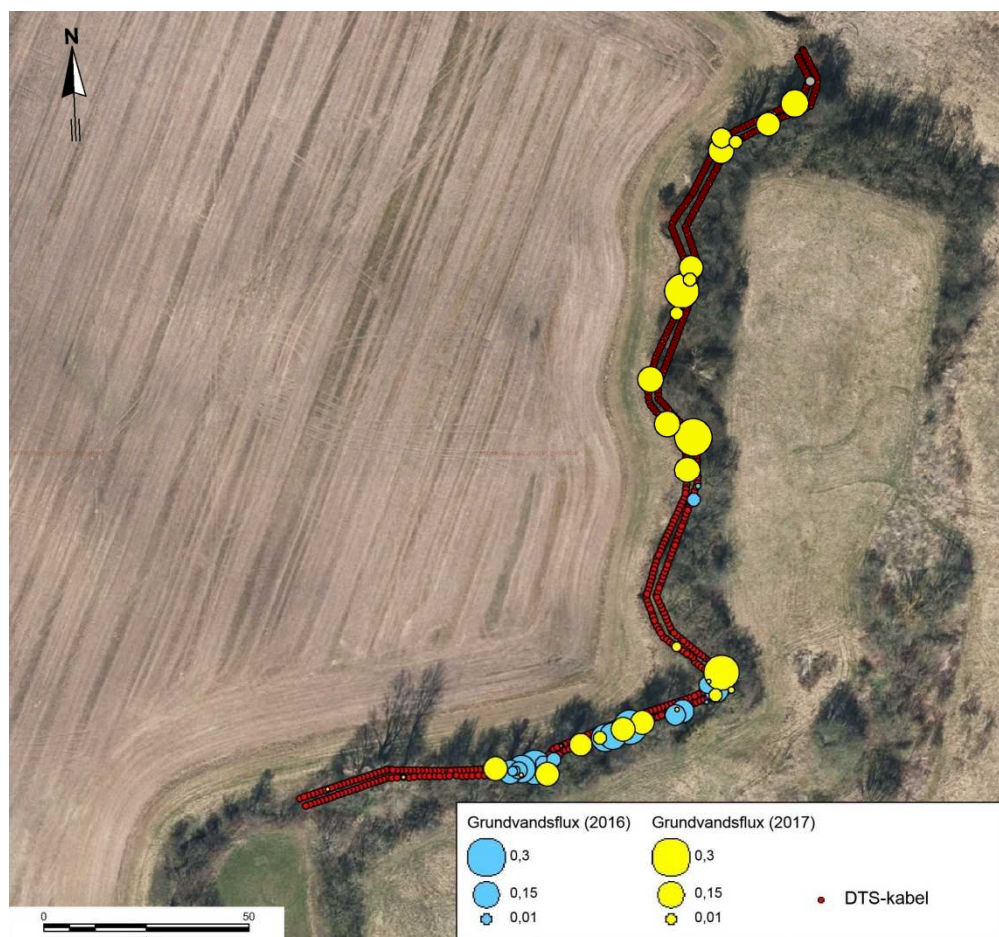
Figur 27. Temperaturfordeling ved Brændholtafløbet, Tommerup, ved målerunden i oktober 2016. Figuren viser fordelingen på henholdsvis det koldeste tidspunkt (A), varmeste tidspunkt (B) samt temperaturforskellen (amplituden) herimellem (C). Alle værdier er vist i °C. Større versioner findes i Bilag 2. Røde cirkler markerer områder med lav amplitude (indikation på grundvandsindstrømning). (Indeholder data fra Styrelsen for Dataforsyning og Effektivisering, orthofoto 2016).



Figur 28. Temperaturfordeling ved Brændholtafløbet, Tommerup, ved målerunden i januar-februar 2017. Figuren viser fordelingen på henholdsvis det koldeste tidspunkt (A), varmeste tidspunkt (B) samt temperaturforskellen (amplituden) herimellem (C). Alle værdier er vist i °C. Større versioner findes i Bilag 2. Røde cirkler markerer områder med lav amplitude og blå cirkel markerer område med varm temperaturanomali (indikation på grundvandsindstrømning). (Indeholder data fra Styrelsen for Dataforsyning og Effektivisering, orthofoto 2016).

3.3.2 Vertikale grundvandsflux

Baseret på resultatet af første målerunde med DTS-systemet blev der udført 30 vertikale temperaturprofiler fordelt på seks områder (Figur 29). I hvert område blev der målt flere profiler, således at det var muligt at vurdere variationen i indstrømning for området. Placeringen af de enkelte profiler afhang til dels af, hvorvidt det var muligt at komme ned i bundsedimentet. Flere områder havde sten, der vanskeliggjorde nedstik i fuld dybde. Efter anden DTS-runde blev der ligeledes udført 30 profiler fordelt i områderne.

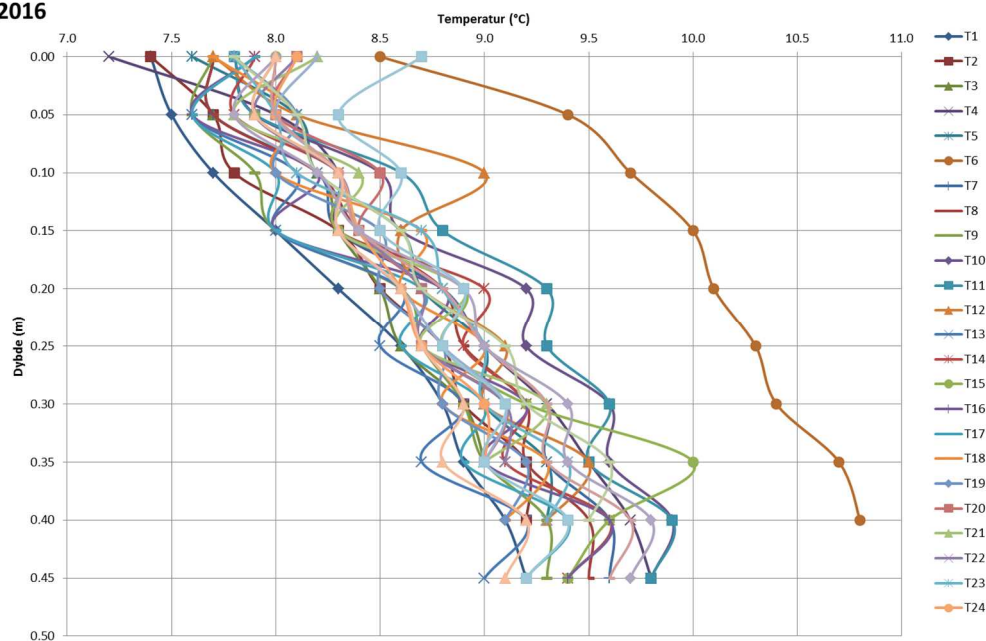


Figur 29. Situationsplan med placeringen af de vertikale temperaturprofiler for undersøgelsesområdet i Brændholtafløbet, Tommerup. Blå cirkler markerer målinger fra oktober 2016 og gule cirkler markerer målinger fra februar 2017. Størrelse af cirklerne angiver den estimerede vertikale grundvandsflux (m/dag). (Indeholder data fra Styrelsen for Dataforsyning og Effektivisering, orthofoto 2016).

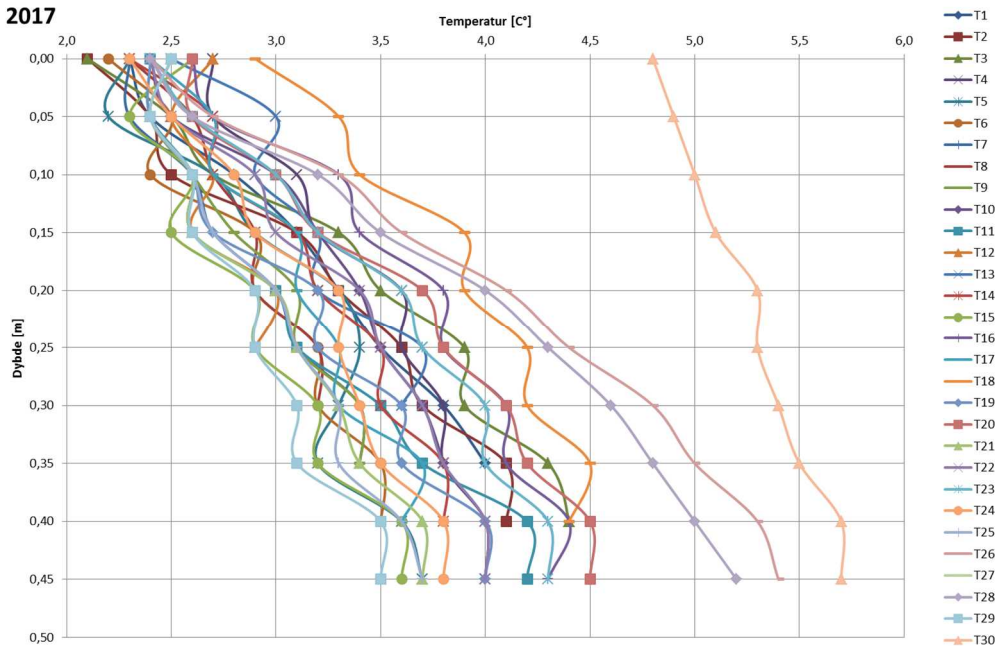
Temperaturprofilerne fra oktober 2016 viser at temperaturen ved sediment-vandoverfladen varierer mellem 7,2 og 8,7 °C, mens temperaturen i det dybeste punkt af temperaturprofilerne varierer mellem 9,0 og 10,8 °C (Figur 30). I februar 2017 varierede temperaturen ved sediment-vandoverfladen mellem 2,1 og 4,8 °C, mens temperaturen i dybden varierede mellem 3,5 og 5,7 °C.

De største temperaturgradienter observeres i den opstrøms del af undersøgelsesområdet ved begge undersøgelsesrunder. T1 fra 2016 viser et konveks profil, hvilket indikerer at udstrømning fra vandløbet finder sted. Profilerne T6 fra 2017 og T30 fra 2017 er udført lige ved henholdsvis dræn 3 og dræn 2, hvorfor temperaturprofilet er signifikant påvirket heraf (i form af højere temperaturer).

2016



2017

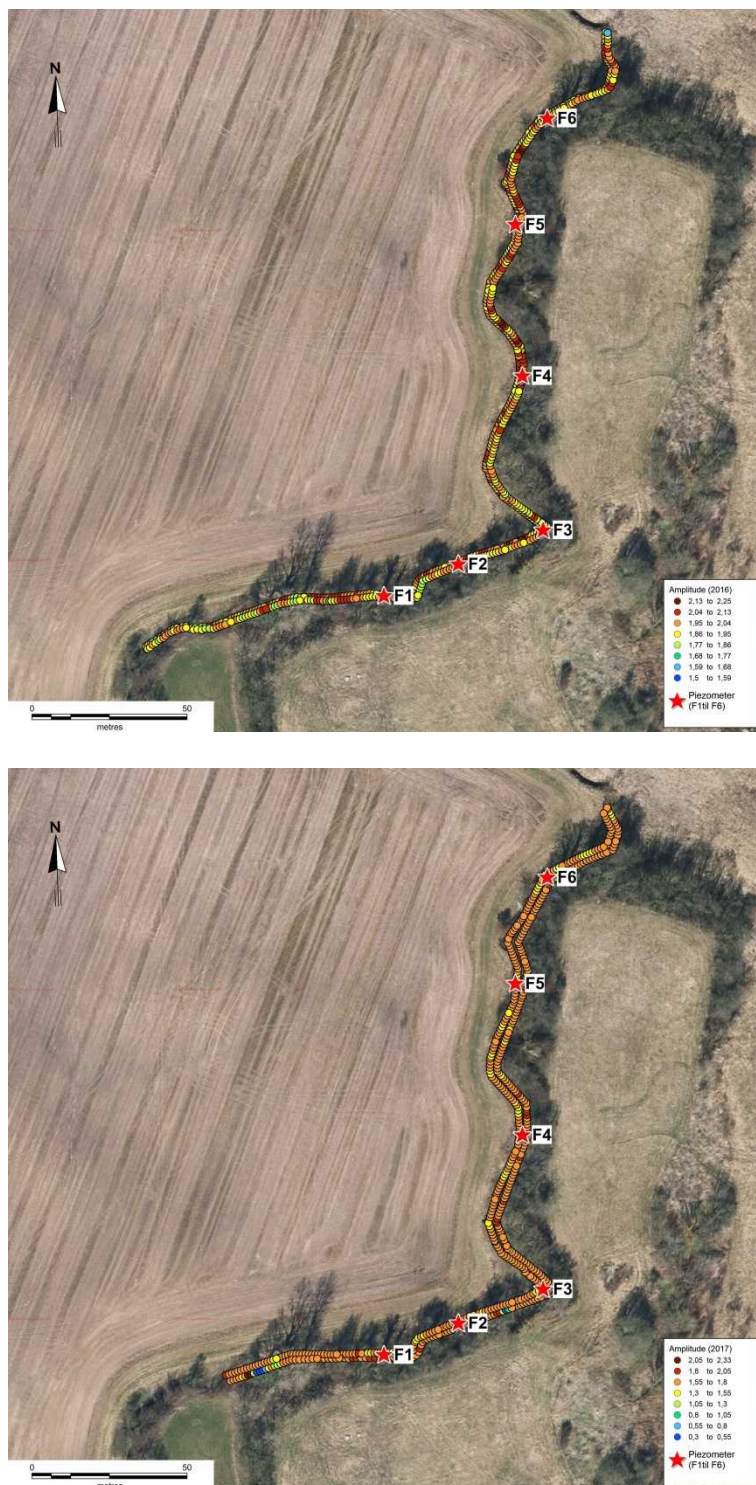


Figur 30. Plot af de vertikale temperaturprofiler målt i Brændholtafløbet, Tommerup St, i henholdsvis oktober 2016 (øverst) og februar 2017(nederst).

I begge målerunder er de største flux observeret i den opstrøms del af vandløbet (Figur 29). De estimerede vertikale grundvandsflux varierede i oktober 2016 mellem 0,01 og 0,25 m/dag ($1 \cdot 10^{-7}$ og $2,9 \cdot 10^{-6}$ m/s). Den gennemsnitlige vertikale grundvandsflux var 0,07 m/dag ($8 \cdot 10^{-7}$ m/s). I februar 2017 varierede den vertikale grundvandsflux mellem 0,001 (muligvis udstrømning) og 0,17 m/dag ($1 \cdot 10^{-8}$ og $2 \cdot 10^{-6}$ m/s) med en gennemsnitlig flux på 0,06 m/dag ($6,5 \cdot 10^{-7}$ m/s). Median fluxen var henholdsvis 0,05 m/dag ($5,5 \cdot 10^{-7}$ m/s) i oktober 2016 og 0,07 m/dag ($8,5 \cdot 10^{-7}$ m/s) i februar 2017.

3.3.3 Masseflux

Seks piezometre (F1 til F6) blev installeret i områder, hvor DTS-målingerne indikerede lav forskel i temperaturen mellem højeste og laveste måling (Figur 31). Tre er installeret i den første del af undersøgelsesområdet og de sidste tre er spredt over den resterende del.



Figur 31. Situationsplan med placering af de seks piezometre (F1-F6) i forhold til henholdsvis DTS-målingerne i 2016 (øverst) og i 2017 (nederst).

Koncentrationerne i de udtagne vandprøver af BTEXN, total kulbrinter og parametrene i perkolatpakken findes i Bilag 1 og er summeret i Tabel 7. Der kunne ikke udtages vandprøver fra

alle piezometre som følge af dårligt ydende sediment i bunden af vandløbet. Ved første undersøgelsesrunde blev der kun udtaget vandprøver fra F1, mens der i anden runde også blev udtaget fra F2, F3 og F6.

Resultaterne viser at ingen af de udtagne prøver overskrider Miljøstyrelsens kvalitetskriterier for overfladevand (fx 10 µg benzen, 2 µg naphtalen/l). Generelt er koncentrationerne højere i prøverne udtaget i oktober 2016 end prøverne udtaget i februar 2017.

De beregnede vertikale grundvandsflux (afsnit 3.3.2) er multipliceret med koncentrationerne i grundvandet i området til bestemmelse af massefluxen. Her præsenteres kun data for benzen og naphtalen, idet der er kvalitetskriterier for disse. Bilag 3 viser massefluxen for de øvrige parametre.

Den største masseflux opnås i området ved piezometer F1, hvor der i oktober 2016 er beregnet 2,6 mg benzen/år og 6,2 mg naphtalen/år. I februar 2017 er disse faldet til 0,5 mg benzen/år, og 1,4 mg naphtalen/år. Generelt er de beregnede masseflux lavere i februar 2017 end i oktober 2016.

Vandprøver udtaget opstrøms af overfladevandet har ikke påvist indhold af benzen og naphtalen. Vandprøverne nedstrøms har et påvist indhold af naphtalen, men ikke benzen. Koncentrationerne overskrider dog ikke overfladevands kvalitetskriterier.

Tabel 7. Oversigt over de enkelte piezometres gradienter, koncentrationen af BTEXN i de udtagne vandprøver (µg/l), estimerede vertikale grundvandsflux (m/s) i området og beregnet masseflux (g/år). Øverst ses data fra 2016 og nederst data fra 2017.

2016	Gradient (m)	Koncentrationer, benzen/naphtalen (µg/l)	Vertikale grundvandsflux (m/s)	Masseflux (mg/år/m²)
Opstrøms		i.p./i.p.		
F1	Opad (0,32)	0,083/0,2	3,0E-7 – 2,0E-06	2,6/6,2
F2	Nedad* (0,78)	-	3,0E-07 – 1,9E-06	-
F3	Tør*	-	8,0E-08 – 1,5E-06	-
F4	Tør*	-	1,0E-07 – 5,0E-07	-
F5	Tør*	-	1,0E-07 – 1,0E-06	-
F6	Tør*	-	3,0E-07	-
Nedstrøms		i.p./0,1		
2017	Gradient (m)	Koncentration, benzen/naphtalen (µg/l)	Vertikale grundvandsflux (m/s)	Masseflux (mg/år/m²)
Opstrøms		i.p./i.p.		
F1	Opad (0,30)	0,05/0,15	3,0·10 ⁻⁷ til 7,0·10 ⁻⁷	0,5/1,4
F2	Opad (0,10)	0,02/0,08	1,0·10 ⁻⁷ til 1,0·10 ⁻⁶	0,2/0,7
F3	Opad (0,14)	0,04/i.p.	1,0·10 ⁻⁷ til 1,8·10 ⁻⁶	0,4/i.p.
F4	Samme (0,00)	–	1,0 til 2,0 · 10 ⁻⁶	–
F5	Nedad (0,07)	–	8,0·10 ⁻⁷ til 1,7·10 ⁻⁶	–
F6	Opad (0,02)	0,11/i.p.	3,0·10 ⁻⁷ til 8,0·10 ⁻⁷	1,0
Nedstrøms		i.p./0,03		

* Ligevægt er ikke indtruffet efter installation; pejlinger viser, at vandniveauet er stigende.

i.p.: ikke påvist. –: ikke analyseret.

A4. Sammenfatning og konklusioner

Formålet med undersøgelsen var at identificere, kortlægge og kvantificere grundvandsindstrømning til overfladevand på tre lokaliteter ved brug af varme som naturlig tracer.

DTS-metoden (*'distributed temperature sensing'*), der består af et fiber optisk kabel, til måling af den tidslige og rumlige variation i temperaturen ved bunden af vandløbene, blev anvendt til identificering og kortlægning af indstrømningsområder. Herefter blev vertikale temperaturprofiler målt til estimering af den vertikale grundvandsflux og kombineret med vandprøver, udtaget 0,5 m under vandløbsbunden, kunne den indstrømmende masseflux herefter kvantificeres.

Undersøgelserne blev udført i henholdsvis oktober 2016 og februar 2017. Overordnet set viste metoden sig brugbar til identificering af områder med grundvandsindstrømning. De mest optimale målinger blev udført i februar 2017, hvor de mest entydige resultater blev observeret. Grundet det atypiske varmere efterår kunne målingerne fra oktober 2016 imidlertid godt anvendes.

Resultatet af DTS-målinger er analyseret ud fra tre indeks (jf. afsnit 2.1); temperaturen på det generelt koldeste tidspunkt, temperaturen på det generelt varmeste tidspunkt og forskellen mellem disse målinger (amplituden).

På hver af de tre lokaliteter er der observeret områder med temperaturanomalier både på det generelt varmeste og generelt koldeste tidspunkt. Temperaturforskellen (amplituden) på disse steder var imidlertid ikke signifikant og alle tre index til identifikation af grundvandsindstrømning blev således ikke opfyldt.

4.1 Mølleåen, Raadvad

DTS-målingerne fra Mølleåen viser, at der generelt er varmere i omløbet end i hovedløbet. De viser ligeledes indikation på grundvandsindstrømning i hovedløbet samt ved hjørnet, hvor omløbet strømmer ud i hovedløbet. I disse områder viser alle tre tolkningsindex tegn på indstrømning.

De udførte målinger viser ligeledes en indikation af, at områderne med indstrømning varierer over sæsonen både i størrelse og placering. Dette kan muligvis hænge sammen med fluktuationen i områdets grundvandsspejl, men dette er ikke undersøgt, idet det ikke var en del af undersøgelserne.

Baseret på de målte vertikale temperaturprofiler observeres den største vertikale grundvandsflux i hovedløbet (henholdsvis 0,23 og 0,26 m/dag i 2016 og 2017). Der er ikke stor forskel på målingerne fra de to undersøgelsesomgange.

Forskellen i koncentrationerne i de udtagne vandprøver fra hver undersøgelsesrunde medfører en signifikant forskel i den beregnede masseflux. Den højeste masseflux for sum chlorerede opløsningsmidler er observeret i oktober 2016, hvor massefluxen ved F1 (nærmest hoved-

kilden) er på knap 7 g/år. I 2017 er massefluxen i samme punkt blot 0,5 g/år. De laveste masseflux er generelt observeret i F3 (nedstrøms F1).

4.2 Kirke Å, Skjern

DTS-målingernes resultater fra Kirke Å, Skjern, viser ingen ligefrem markering af områder med signifikant indstrømning. DTS-målingerne i 2016 viser en svag temperatur-anomali i det nedstrøms område, mens der ved målingerne i 2017 ses tre områder med varmere temperatur-anomalier. De udførte temperaturprofiler samt installerede piezometre viser imidlertid områder med opadrettet gradient. Manglen på sporbarhed i DTS-målinger kan måske skyldes at indstrømningen er mere diffus, hvilket stemmer godt overens med de generelt opadrettede, men små gradienter i piezometrene (pejlingerne i 2016 viste at de ikke var helt stabiliseret).

Målingerne med DTS-systemet viser imidlertid at temperaturen generelt er køligst langs SØ-brinken og koldest nedstrøms nær slutningen af det undersøgte område. Plot af amplituden viser i 2016 generelt lavest værdier i midten af vandløbet, mens det i 2017 synes at være i forbindelse med broerne.

Den estimerede vertikale grundvandsflux er forholdsvis ensartet i området i 2016. Generelt højere flux er målt i 2017. Dette har indflydelse på massefluxen, som i 2016 varierede mellem 0,1 og 2,6 g sum chlorerede/år mens den i 2017 varierede mellem 0,1 og 22,7 g/år. Placeringen af området med den største flux varierede mellem de to målerunder fra midt i undersøgelsesområdet i 2016 til den sydlige del i 2017.

4.3 Brændholtafløbet, Tommerup St

DTS-målingerne viste i 2016 ingen tegn på signifikant grundvandsindstrømning. En svag varmere temperaturanomali kunne observeres i den nordlige del af udlægget, hvilken korresponderede godt med placeringen af dræn 1. I 2017, derimod, ses der tre signifikante varmeanomalier, hvoraf to kan korreleres med dræn fra lossepladsen (dræn 2 og 3). Den tredje anomali er placeret langs en strækning, hvor der er stor udsivning fra brinken (kan ses visuelt på lokaliteten).

De estimerede vertikale grundvandsflux er generelt højest i 2016, men ikke specielt høje, hvilket er at forvente som følge af den siltede geologi, der er observeret på lokaliteten. Dette medførte ligeledes, at det ikke var muligt at udtage vandprøver fra alle de installerede piezometre (slet ikke i forhold til analysekravene for perkolat).

Masseflux kunne således primært bestemmes for det sydlige område med henholdsvis 46,4 mg BTEXN/år i 2016 og blot 12,1 mg/år i 2017.

4.4 Generelle konklusioner

Overfladevands vandføring varierer både rumligt og tidsligt som følge af blandt andet variationen i nedbør (intensitet og mængde), snesmeltning og grundvandsspejlets fluktuation. Disse parametre kan alle påvirke indstrømningsområderne i vandløb. Indstrømning sker alene, når forholdene (opadrettet gradient, permeabel bund, etc.) er til det, hvilket medfører en tidslig og rumlig variation af både koncentreret og diffus indstrømning.

Nærværende undersøgelser viser at temperatur som tracer er effektiv til identifikation og kvantificering af grundvandsindstrømning til overfaldevand. Undersøgelserne bekræfter, at de bedste målinger opnås i perioder, hvor temperaturgradienten er stor (typisk sommer og vinter). De her udførte målingerne i oktober viser ikke entydige resultater, selvom perioden op til undersøgelserne var varmere end normalt.

DTS-metoden er hurtig og effektiv til kortlægning af områder med signifikant grundvandsindstrømning. Ydermere er udgifterne til metoden relativt lave. Selv en kort måleperiode kan hurtigt indikere, hvorvidt signifikant indstrømning finder sted på en given strækning.

Estimering af den indstrømmende vertikale grundvandsflux kan gøres hurtigt og effektivt ved brug af vertikale temperaturprofiler. En ulempe ved denne målemetode er imidlertid, at der er tale om indirekte målinger, idet beregningerne er underlagt en række antagelser i forbindelse med modelleringen (miljøstyrelsen, 2014a). Derudover er den estimerede vertikale grundvandsflux kun repræsentativ for det område, hvor det vertikale profil er udført.

Undersøgelserne viser ligeledes at der er en tidslig og rumlig variation i det indstrømmende grundvands kemiske koncentrationer samt i den indstrømmende flux. Derved opstår der også potentielt en rumlig og tidslig variation i vandløbets koncentrationer. Dette er dog ikke målt i dette projekt.

A5.Referencer

Anderson, M.P. (2006). Heat as a ground water tracer. *Ground water*, 43, 6, 951-968)

Bouyoucos, G. (1915). Effects of temperature on some of the most important physical processes in soils: East Lansing, Michigan State University, Michigan College of Agriculture Technical Bulletin 24, 63 p.

Bredehoeft, J.D., Papadopoulos, I. S., (1965): Rates of Vertical Groundwater Movement Estimated from the Earth's Thermal profile. *Water Resources Research* 1(2), 325-328.

DMI (2017). Vejrarkiv: <http://www.dmi.dk/vejr/arkiver/vejrarkiv/>
Data hentet 28. marts 2017 for henholdsvis København og Nordsjælland, Midt- og Vestjylland samt Fyn.

Jensen, J.K. and Engesgaard, P. (2011). Nonuniform groundwater discharge across a streambed: Heat as a tracer. *Vadose zone j.*, 10, 98-109.

Lapham, W.W (1989), Use of temperature profiles beneath streams to determine rates of vertical ground-water flow and vertical hydraulic conductivity, *Water-Supply Pap.* 2337. USGS, Reston, VA.

Lowry, C.S., Walker, J.F., Hunt, R.J., Anderson, M.P. (2007). Identifying spatial variability of groundwater discharge in a wetland stream using a distributed temperature sensor. *Water Resour. Res.*, 43, W10408.

Miljøstyrelsen (2014a). Risikovurdering af overfladevand påvirket af punktkildeforurenet grundvand. Miljøprojekt nr. 1575. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen (2014b). Risikovurdering af lossepladsers påvirkning af overfladevand. Bilag 5 – Undersøgelser af Lilleskovvej Losseplads' påvirkning af Brændholtafløbet. Miljøprojekt nr. 16. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen (2016). Jordforureningers påvirkning af overfladevand. Test af screeningsværktøjet for overfladevand. Miljøprojekt nr. 1846. Miljø- og fødevareministeriet, Miljøstyrelsen.

Scanlon, B.R., Healy, R.W., Cook, P.G. (2002). Choosing appropriate techniques for quantifying groundwater recharge. *Hydrogeology Journal*, 10, 18-39.

Selker, J. S., L. Thévenaz, H. Huwald, A. Mallet, W. Luxemburg, N. van de Giesen, M. Stejskal, J. Zeman, M. Westhoff, and M. B. Parlange (2006), Distributed fiber-optic temperature sensing for hydrologic systems, *Water Resour. Res.*, 42, W12202, doi:10.1029/2006WR005326.

USGS (2008). Field techniques for estimating water fluxes between surface water and ground water. *Techniques and Methods 4-D2*. Edited by Donald O. Rosenberry and James W. LaBaugh. 128 s.

Bilag 1. Analyserapporter

Analyseresultater fra udtagne vandprøver på de tre undersøgelseslokaliteter. Alle analyser er udført af Eurofins A/S.

Bilag 1.1 Mølleåen, Raadvad

	Batch	EUDKVE-00480812
	Sagsnavn	Vandløb påvirket af jordforurening - Raadvad
	Sagsnummer/lokalitetsnr	225281
	Udtagningsdato	25-10-2016 00:00
	Modtaget på laboratoriet	26-10-2016
Rapport (seneste rapportrevision) 03-11-2016/AR-16-CA-00480812-01		
Provenummer	80405364 80405365 80405366 80405367 80405368 80405369 80405370 80405371	
Prøve mærke	F1(R)	F2(R)
DGUnr	F3(R)	F4(R)
	F5(R)	F6(R)
	Opstrøms Nedstrøms	

Komponent	Enhed	Resultat	Resultat	Resultat	Resultat	Resultat	Resultat	Resultat	Resultat
Trichlormethan (Chloroform)	µg/l	< 0,02	< 0,03	< 0,03	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
1,1,1-trichlorethan	µg/l	< 0,02	< 0,03	< 0,03	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Tetrachlormethan	µg/l	< 0,02	< 0,03	< 0,03	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Trichlorethen	µg/l	0,14	< 0,03	< 0,03	0,027	< 0,02	< 0,02	0,043	0,044
Tetrachlorethen	µg/l	< 0,02	< 0,03	< 0,03	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
1,2-dichlorethan	µg/l	< 0,02	< 0,03	< 0,03	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Chlorethan	µg/l	0,042	< 0,03	< 0,03	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
1,1-dichlorethen	µg/l	0,18	< 0,03	< 0,03	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
trans-1,2-dichlorethen	µg/l	0,45	0,035	< 0,03	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
cis-1,2-dichlorethen	µg/l	35	0,81	0,041	0,16	0,17	< 0,02	0,029	0,029
1,1-dichlorethan	µg/l	< 0,02	< 0,03	< 0,03	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Vinylchlorid	µg/l	61	0,71	0,11	0,48	0,2	< 0,02	< 0,02	< 0,02

Komponent	Enhed	Resultat	Resultat	Resultat	Resultat	Resultat	Resultat	Resultat	Resultat
Trichlormethan (Chloroform)	µg/l	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
1,1,1-trichlorethan	µg/l	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Tetrachlormethan	µg/l	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Trichlorethan	µg/l	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0.029	< 0,02
Tetrachlorethan	µg/l	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
1,2-dichlorethan	µg/l	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Chlorethan	µg/l	0.038	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
1,1-dichlorethan	µg/l	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
trans-1,2-dichlorethan	µg/l	0.11	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
cis-1,2-dichlorethan	µg/l	5.3	0.16	< 0,02	0.049	0.09	< 0,02	0.024	< 0,02
1,1-dichlorethan	µg/l	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Vinylchlorid	µg/l	11	0.49	0.033	0.27	0.1	< 0,02	< 0,02	< 0,02

Bilag 1.2 Kirke Å, Skjern

eurofins

Batch

EUDKVE-00482090

Sagsnavn

Vandløb påvirket af jordforurening-Skjern

Sagsnummer/lokalitetsnr

225281

Udtagningsdato

27-10-2016 00:00

Modtaget på laboratoriet

28-10-2016

Rapport (seneste rapportrevision)

07-11-2016/AR-16-CA-00482090-01

Provenummer

80405126

80405127

80405128

80405129

80405130

80405131

80405132

80405133

Prøve mærke

F1(S)

F2(S)

F3(S)

F4(S)

F5(S)

F6(S)

Opstrøms

Nedstrøms

DGUnr

Komponent	Enhed	Resultat	Resultat	Resultat	Resultat	Resultat	Resultat	Resultat	Resultat
Trichlormethan (Chloroform)	µg/l	< 0,02	< 0,04	< 0,02	< 0,02	< 0,1	< 0,02	0,032	0,027
1,1,1-trichlorethan	µg/l	< 0,02	< 0,04	< 0,02	< 0,02	< 0,1	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Tetrachlormethan	µg/l	< 0,02	< 0,04	< 0,02	< 0,02	< 0,1	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Trichlorethan	µg/l	< 0,02	< 0,04	0,058	< 0,02	< 0,1	0,33	< 0,02	< 0,02
Tetrachlorethan	µg/l	< 0,02	< 0,04	< 0,02	< 0,02	< 0,1	0,022	< 0,02	< 0,02
1,2-dichlorethan	µg/l	< 0,02	< 0,04	< 0,02	< 0,02	< 0,1	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Chlorethan	µg/l	0,29	< 0,04	< 0,02	< 0,02	< 0,1	< 0,02	< 0,02	< 0,02
1,1-dichlorethan	µg/l	< 0,02	< 0,04	0,034	< 0,02	0,23	0,03	< 0,02	< 0,02
trans-1,2-dichlorethan	µg/l	< 0,02	0,29	0,22	0,052	1,2	0,94	< 0,02	< 0,02
cis-1,2-dichlorethan	µg/l	0,13	21	32	4,4	170	2,9	< 0,02	0,039
1,1-dichlorethan	µg/l	< 0,02	< 0,04	< 0,02	< 0,02	< 0,1	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Vinylchlorid	µg/l	24	85	22	0,16	150	31	< 0,02	0,028

Komponent	Enhed	Resultat	Resultat	Resultat	Resultat	Resultat	Resultat	Resultat	Resultat
Trichlormethan (Chloroform)	µg/l	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
1,1,1-trichlorethan	µg/l	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Tetrachlormethan	µg/l	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Trichlorethan	µg/l	< 0,02	< 0,02	0,032	< 0,02	< 0,02	< 0,02	90	< 0,02
Tetrachlorethan	µg/l	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	130	< 0,02
1,2-dichlorethan	µg/l	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Chlorethan	µg/l	0,12	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
1,1-dichlorethan	µg/l	< 0,02	< 0,02	0,09	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0,86	< 0,02
trans-1,2-dichlorethan	µg/l	< 0,02	0,1	0,35	0,036	1,1	2	< 0,02	< 0,02
cis-1,2-dichlorethan	µg/l	0,1	4,9	44	2,2	140	160	< 0,02	0,033
1,1-dichlorethan	µg/l	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Vinylchlorid	µg/l	35	17	61	0,15	130	64	< 0,02	0,036

Bilag 1.3 Brædholtafløbet, Tommerup St

eurofins	Batch EUDKVE-00481420
Sagsnavn	Vandløb påvirket af jordforurening - Lilleskovvej
Sagsnummer/lokalitetsnr	225281
Udtagningsdato	26-10-2016 00:00
Modtaget på laboratoriet	27-10-2016
Rapport (seneste rapportrevision)	15-11-2016/AR-16-CA-00481420-01
Prøvenummer	80405215
Prøve mærke	F1 (L)
DGUhr	80405216
	F1 (L) BRINK Opsrøms Nedstrøms

Komponent	Enhed	Resultat	Resultat	Resultat
pH		6.8	7	7.6
Suspenderede stoffer	mg/l	1800		2.4
Tørstof, total	mg/l	1700		470
Gjødelslab, total	mg/l	220		170
Konduktivitet (Ledningsevne)	mS/m	130	130	54
Ammoniak+ammonium-N, filtreret	mg/l	8.6	5.6	0.063
Nitrit-N, filtreret	mg/l	< 0.015	0.017	0.024
Nitrat-N, filtreret	mg/l	< 0.1	< 0.1	5.6
Total-N	mg/l	200	21	6.1
Total-P	mg/l	1.6	36	0.082
Chlorid, filtreret	mg/l	50	58	23
Alkalinitet, total	mmol/l	14	17	4
Sulfid-S	mg/l	< 0.1	< 0.25	< 0.10
Sulfid-S	mg/l			< 0.02
Barium (Ba)	µg/l	410	860	43
Jern (Fe)	mg/l	59	130	0.27
B15 (uden ATU)	mg/l			1.1
COD, kemisk ilforbrug	mg/l	210	1100	45
Benzen	µg/l	0.083	0.59	< 0.02
Toluen	µg/l	1.2	0.27	< 0.02
Ethylbenzen	µg/l	0.16	0.044	< 0.02
o-Xylen	µg/l	0.23	0.046	< 0.02
m+p-Xylen	µg/l	1.1	0.22	< 0.02
Sum af xylen	µg/l	1.5	0.31	#
BTEX (sum)	µg/l	2.8	1.2	#
Naphthalen	µg/l	0.2	0.29	< 0.02
C6H6-C10	µg/l	150	46	< 2
C10-C25	µg/l	340	450	< 8
C25-C35	µg/l	< 9	< 9	< 9
Sum (C6H6-C35)	µg/l	480	500	< 9

eurofins	Batch EUDKVE-00514168
Sagsnavn	Vandløb påvirket af jordforurening - Lilleskovvej
Sagsnummer/lokalitetsnr	225281
Udtagningsdato	06-02-2017 00:00
Modtaget på laboratoriet	09-02-2017
Rapport (seneste rapportrevision)	17-02-2017/AR-17-CA-00514168-01
Prøvenummer	51416801
Prøve mærke	F6
DGUhr	F2
	F3

Komponent	Enhed	Resultat	Resultat	Resultat
Benzen	µg/l	0.11	0.024	0.037
Toluen	µg/l	< 0.1	0.29	0.38
Ethylbenzen	µg/l	< 0.1	0.059	0.13
o-Xylen	µg/l	0.21	0.24	0.24
m+p-Xylen	µg/l	< 0.1	0.26	0.048
Sum af xylen	µg/l	0.21	0.56	0.42
BTEX (sum)	µg/l	0.32	0.87	0.84
Naphthalen	µg/l	< 0.1	0.079	< 0.02
C6H6-C10	µg/l	2.1	3.6	< 2
C10-C25	µg/l	30	51	28
C25-C35	µg/l	96	< 9	< 9
Sum (C6H6-C35)	µg/l	130	54	28



Batch	EUDKVE-00513998
Sagsnavn	Vandløb påvirket af jordforurening - Lilleskovej
Sagsnummer/lokalitetsnr	225281
Udtagningsdato	06-02-2017 00:00
Modtaget på laboratoriet	09-02-2017
Rapport (seneste rapportrevision)	17-02-2017/AR-17-CA-00513998-01
Prøvenummer	51399801
Prøve mærke	F1(L)
DGUhr	Nedstrøms Opstrøms

Komponent	Enhed	Resultat	Resultat	Resultat
Benzen	µg/l	0.054	< 0.02	< 0.02
Toluen	µg/l	0.63	< 0.02	0.028
Ethylbenzen	µg/l	0.17	< 0.02	< 0.02
o-Xylen	µg/l	0.23	< 0.02	< 0.02
m-p-Xylen	µg/l	1.3	0.084	< 0.02
Sum af xylen	µg/l	1.7	0.084	#
BTEX (sum)	µg/l	2.4	0.084	0.028
Naphthalen	µg/l	0.15	0.034	< 0.02
C6H6-C10	µg/l	65	< 2	< 2
C10-C25	µg/l	200	< 8	< 8
C25-C35	µg/l	18	24	< 9
Sum (C6H6-C35)	µg/l	280	24	< 9



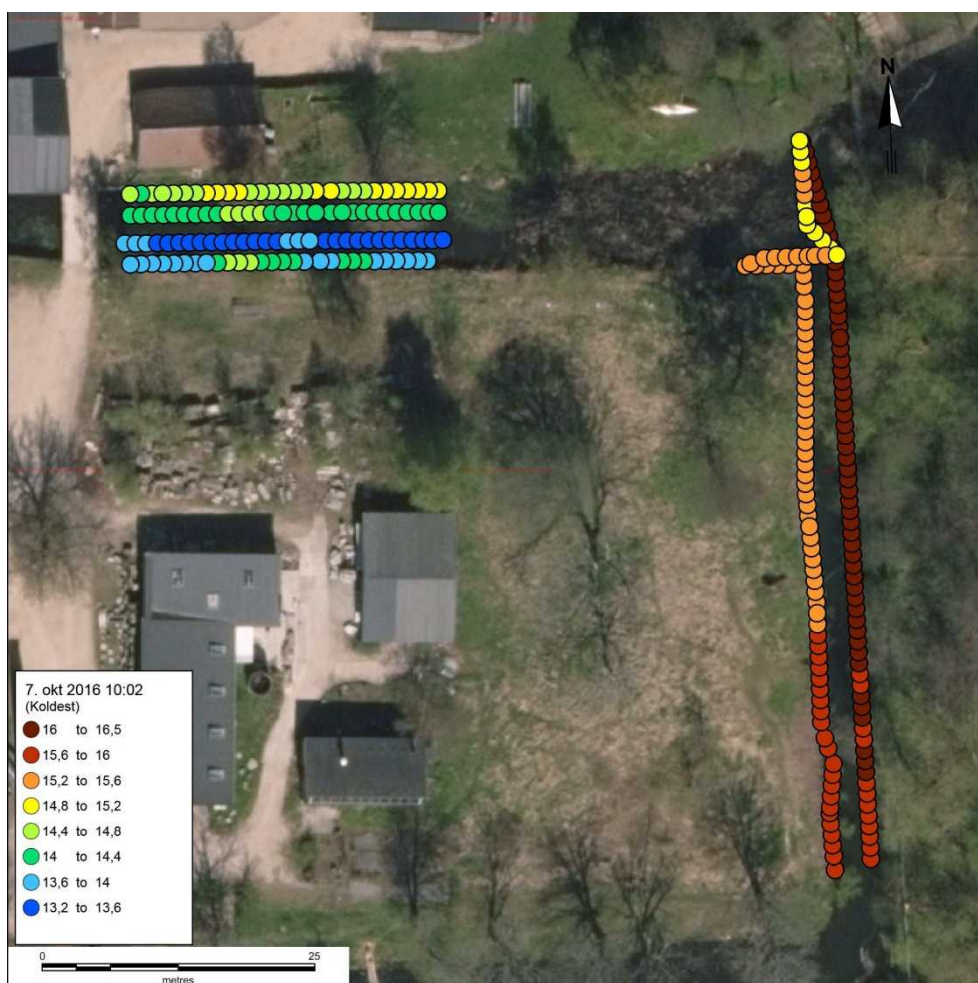
Batch	EUDKVE-00514007
Sagsnavn	Vandløb påvirket af jordforurening - Lilleskovej
Sagsnummer/lokalitetsnr	225281
Udtagningsdato	06-02-2017 00:00
Modtaget på laboratoriet	09-02-2017
Rapport (seneste rapportrevision)	17-02-2017/AR-17-CA-00514007-01
Prøvenummer	51400701
Prøve mærke	F1(L)
DGUhr	Nedstrøms Opstrøms

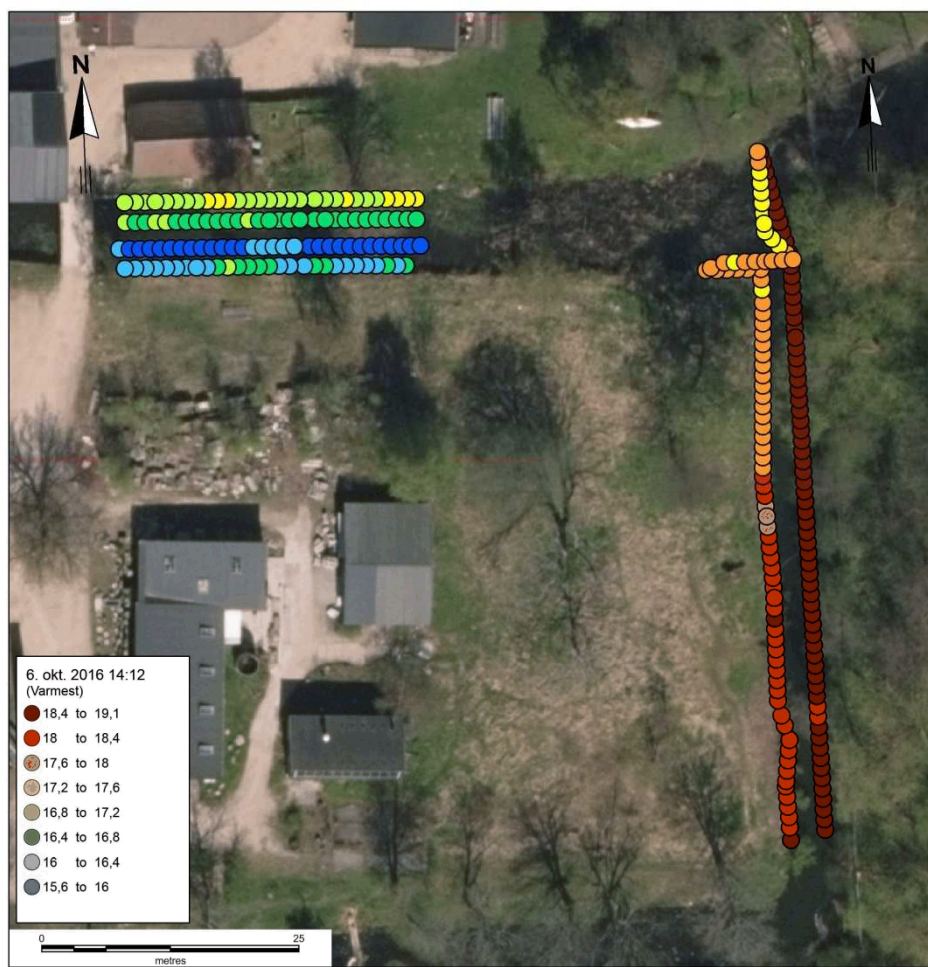
Komponent	Enhed	Resultat	Resultat	Resultat
pH	pH	6.8	7.6	7.7
Suspenderede stoffer	mg/l	1500	390	21
Tærsstof, totalt	mg/l	1600	680	350
Glødetab, total	mg/l	240	110	160
Konduktivitet (Ledningsevne)	mS/m	140	50	50
Ammoniak+ammonium-N, filtreret	mg/l	8.9	0.14	0.074
Nitrit-N, filtreret	mg/l	< 0.015	0.018	< 0.015
Nitrat-N, filtreret	mg/l	< 0.1	3.9	3.9
Total-N	mg/l	12	5.1	4.6
Total-P	mg/l	3.2	0.8	0.14
Chlorid, filtreret	mg/l	48	38	37
Alkalinitet, total	mmol/l	15	3.4	3.3
Sulfid-S	mg/l	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Bl5 (uden ATU)	mg/l	23	3.8	2.3
COD, kemisk iltforbrug	mg/l	260	91	23
Barium (Ba)	µg/l	360	88	36
Jern (Fe)	mg/l	57	8.5	0.86

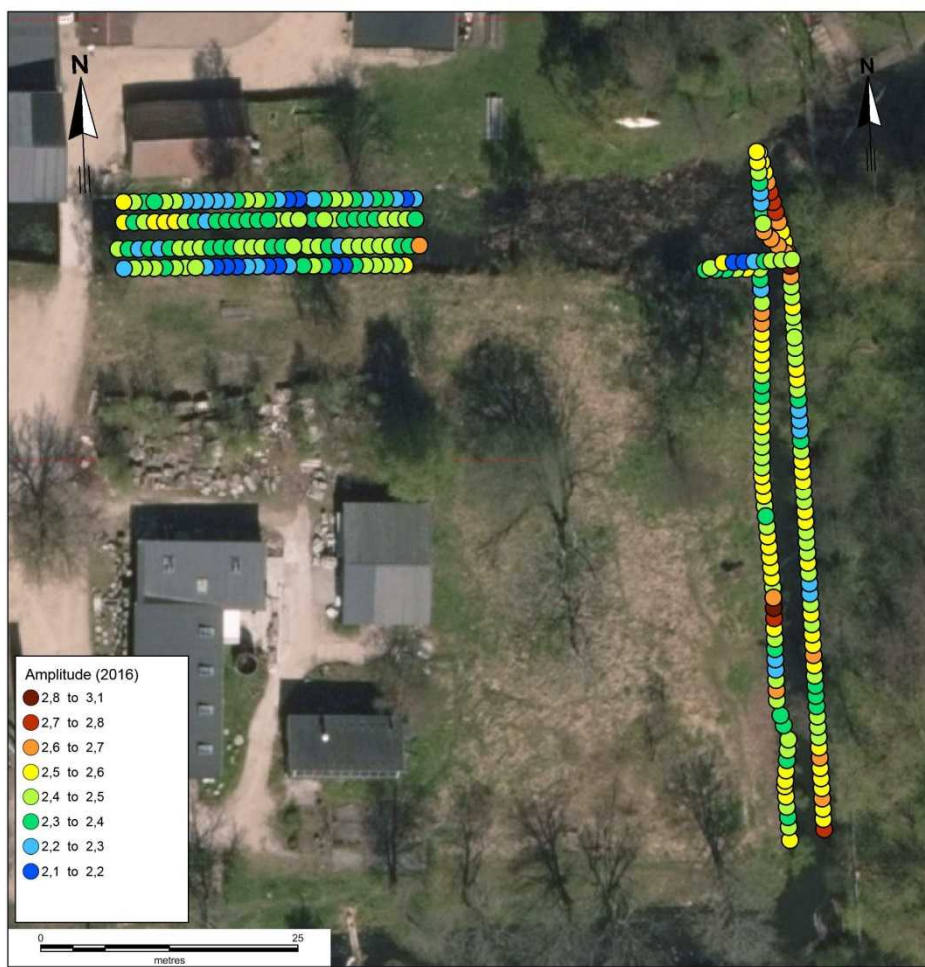
Bilag 2. DTS-plot

Bilag 2.1 Mølleåen, Raadvad

Situationsplaner, der viser den rumlige variation i temperaturen for henholdsvis det generelt koldeste tidspunkt, generelt varmeste tidspunkt og temperaturforskellen herimellem (amplituden).

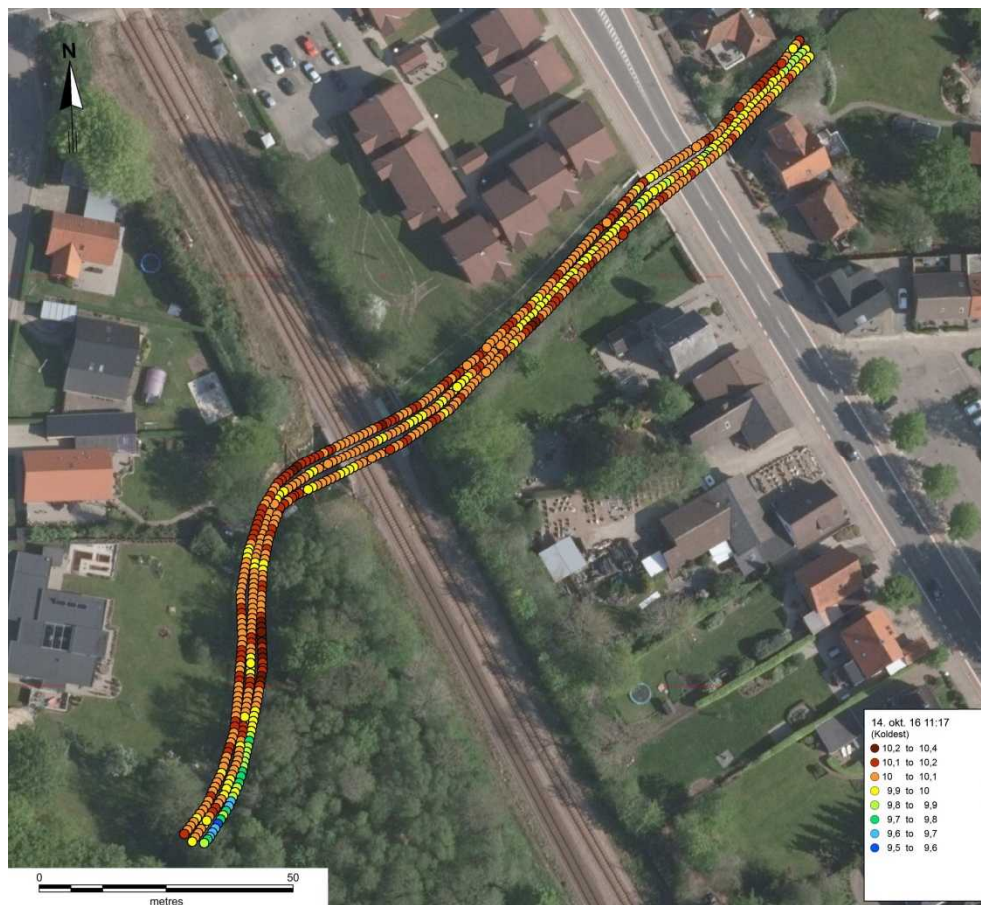


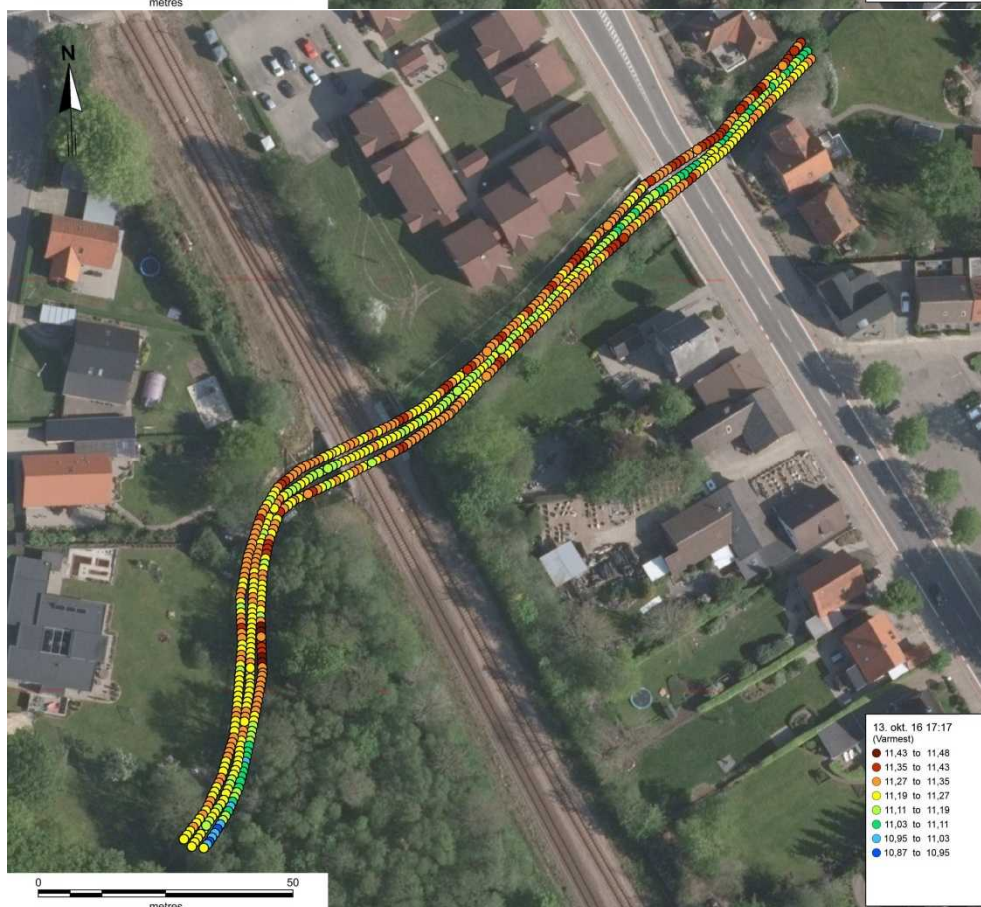
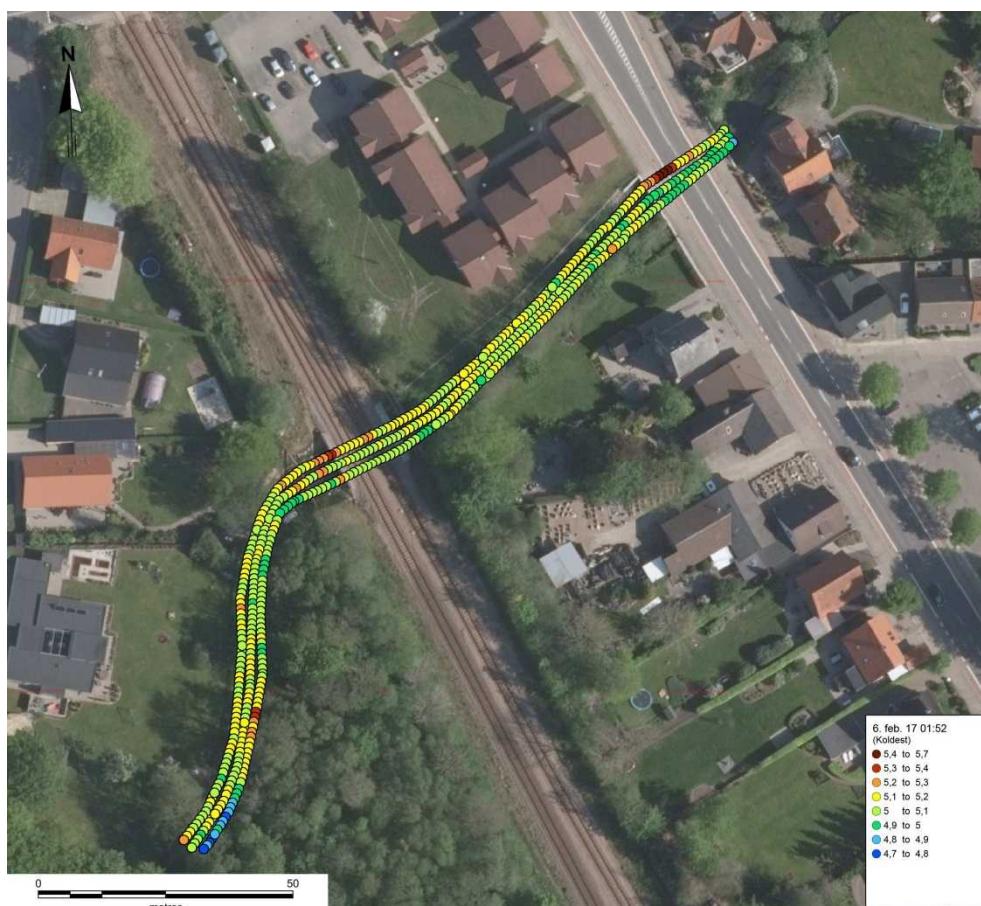


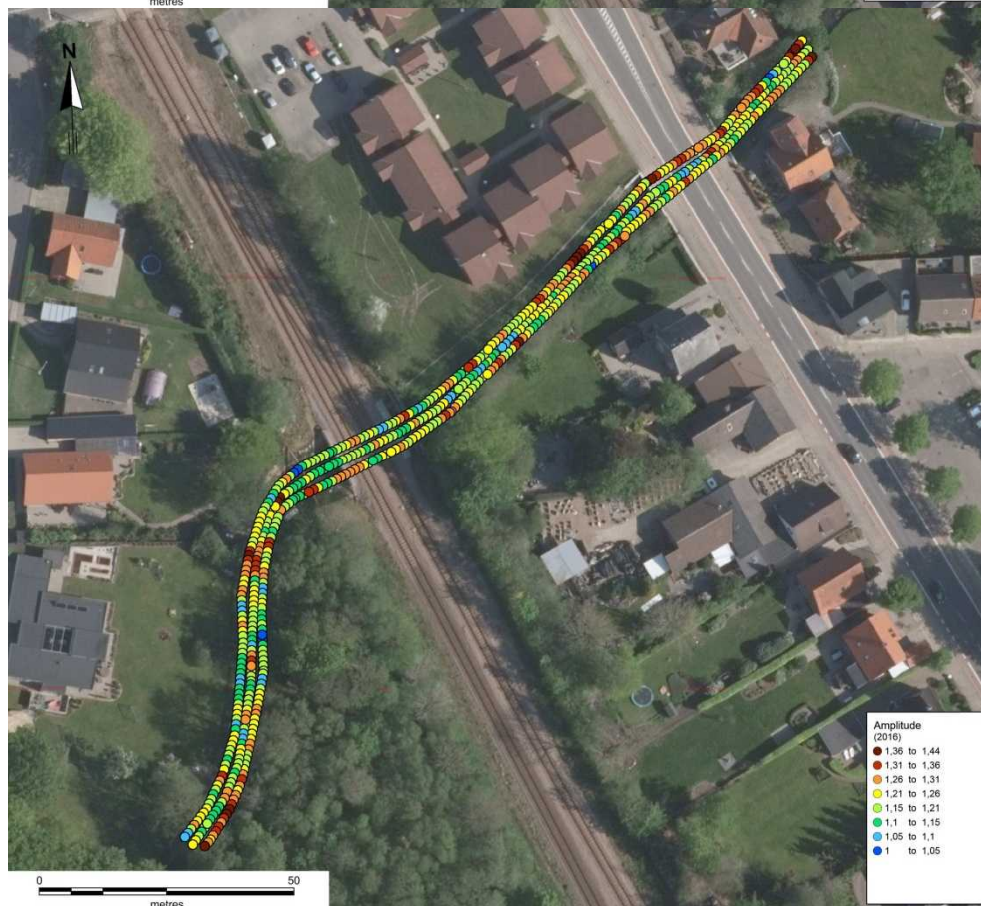
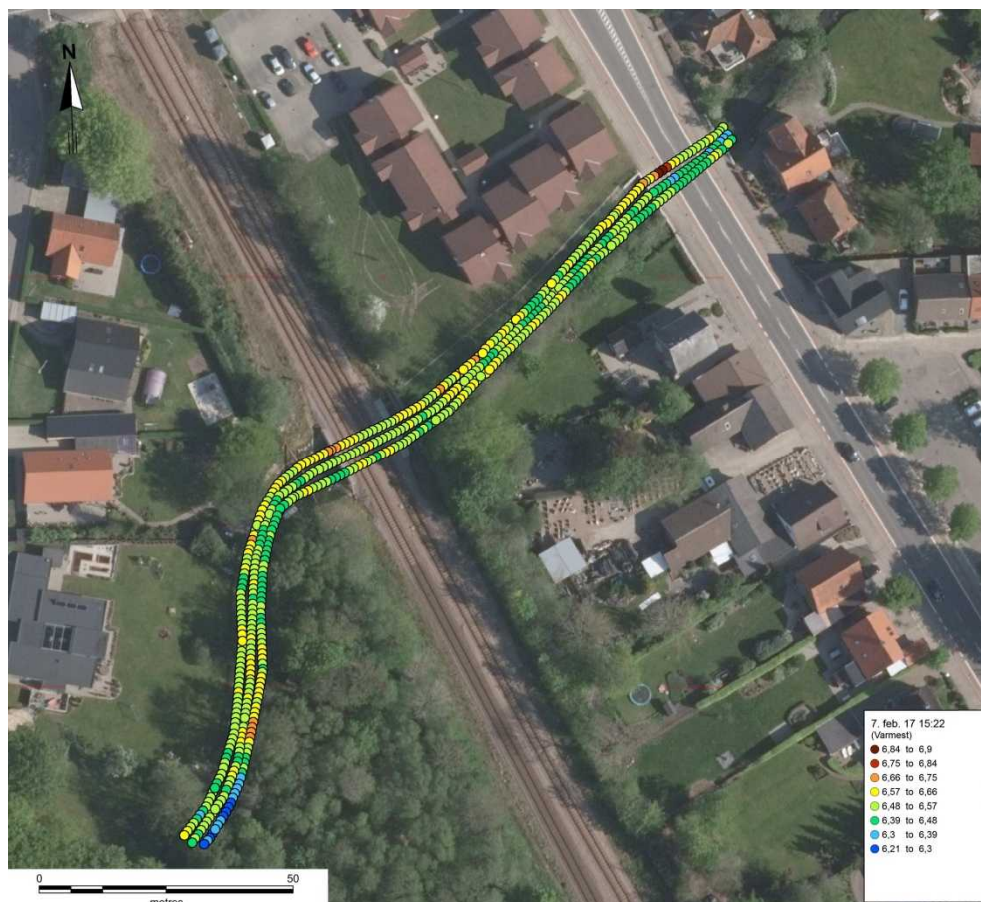


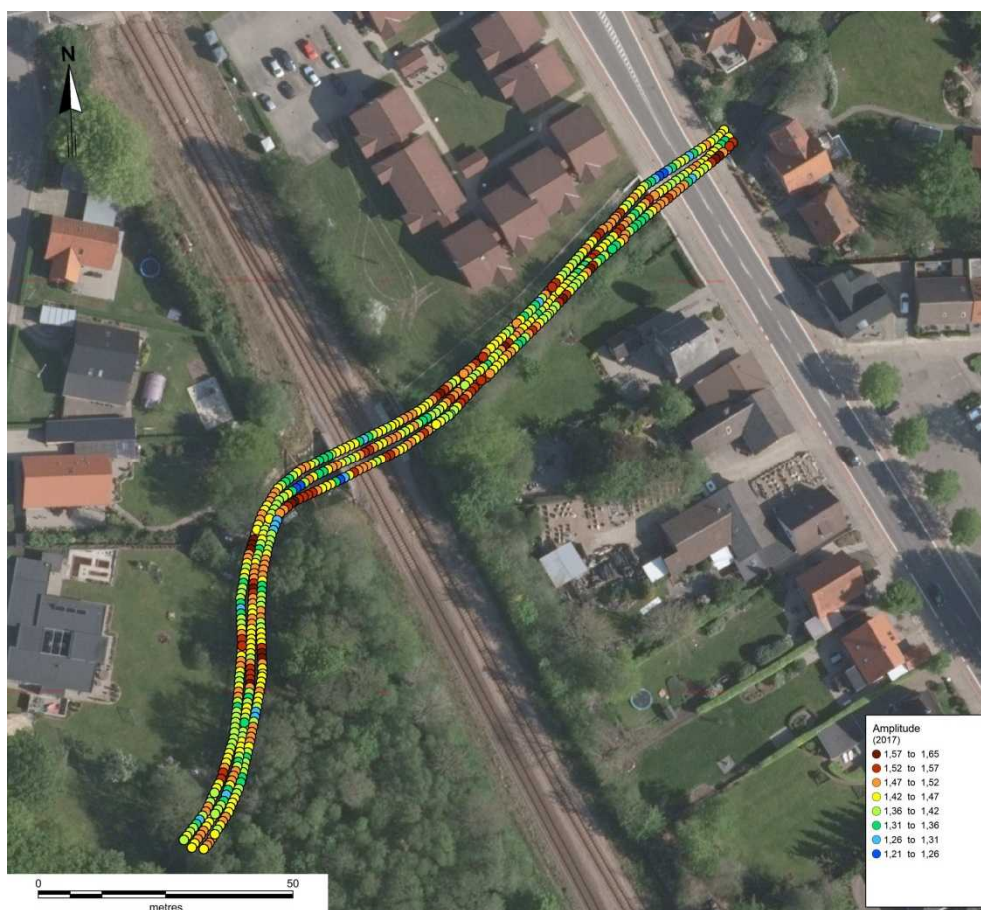
Bilag 2.2 Kirke Å, Skjern

Situationsplaner, der viser den rumlige variation i temperaturen for henholdsvis det generelt koldeste tidspunkt, generelt varmeste tidspunkt og temperaturforskellen herimellem (amplituden).



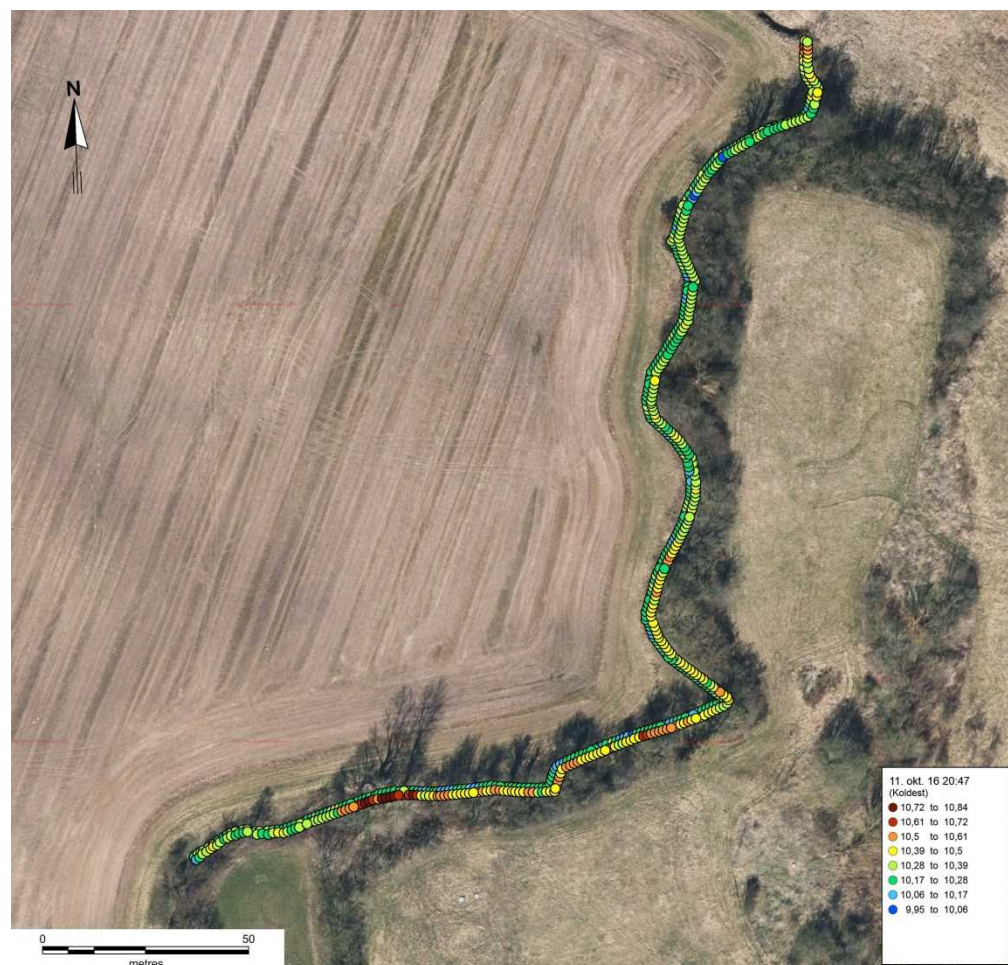


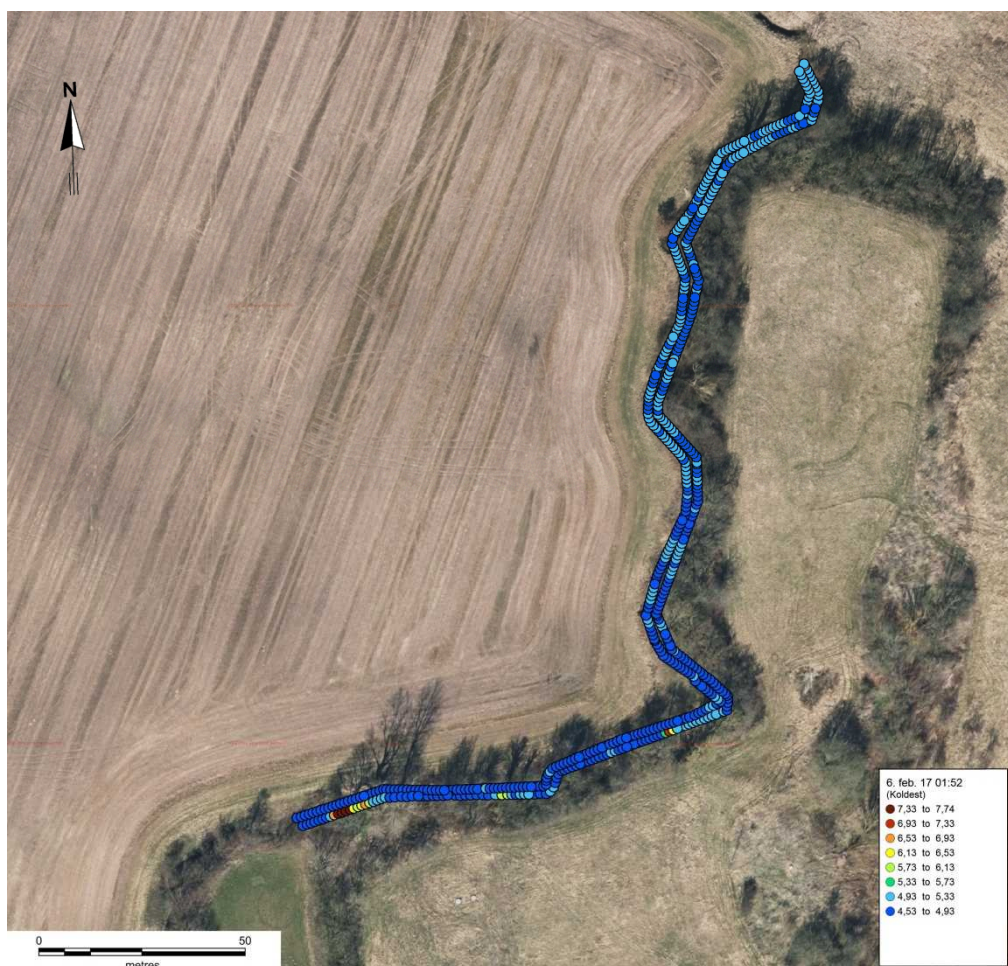


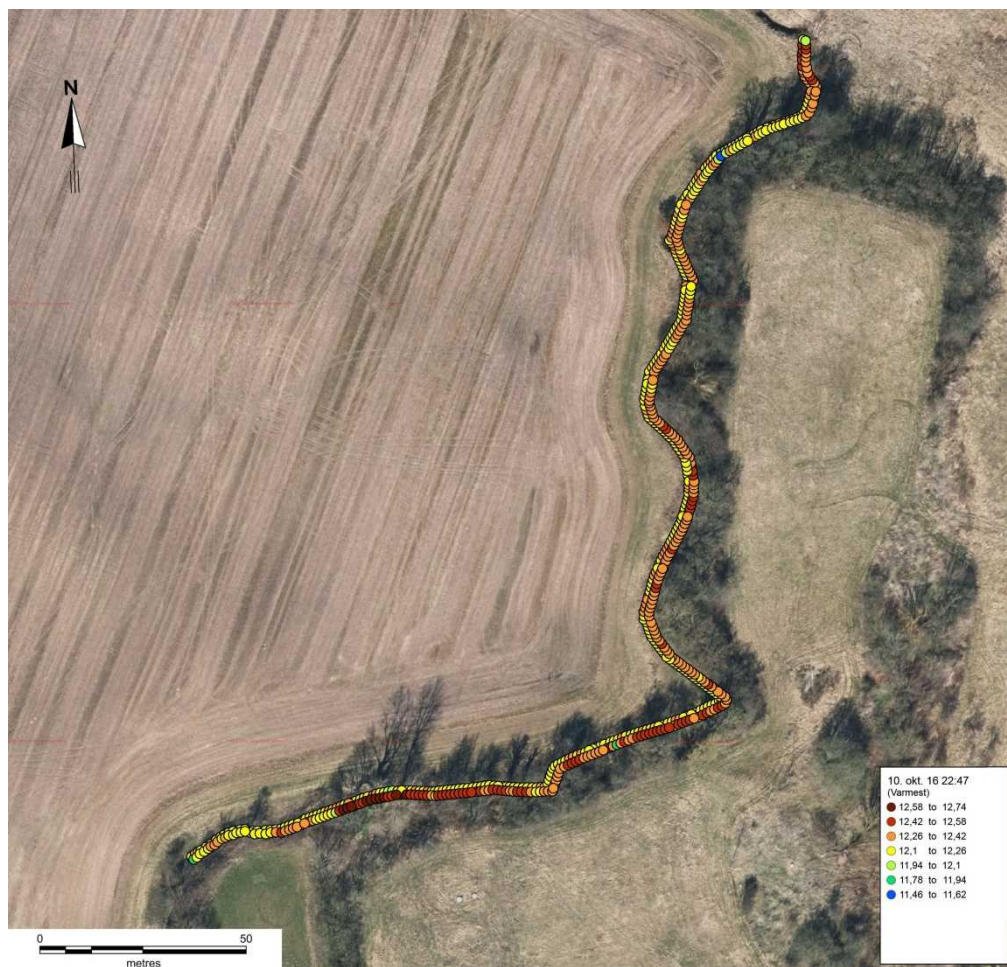


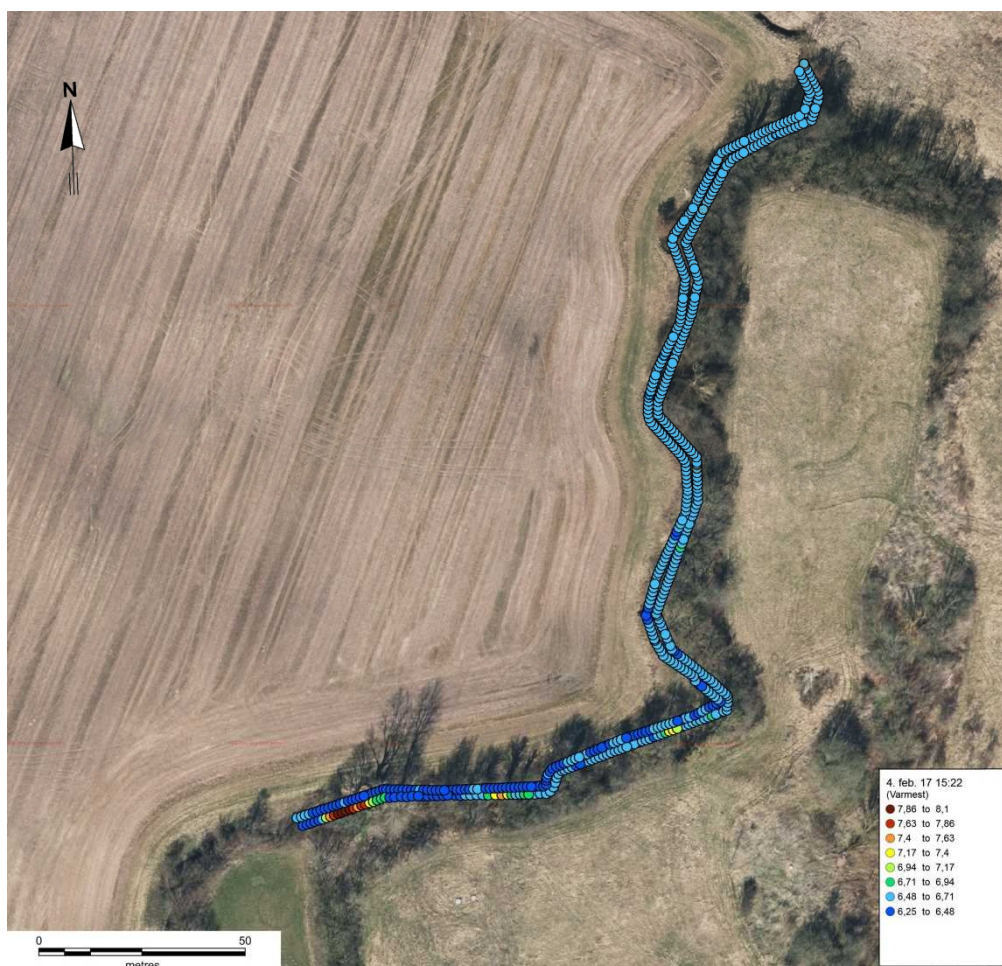
Bilag 2.3 Brædholtafløbet, Tommerup St

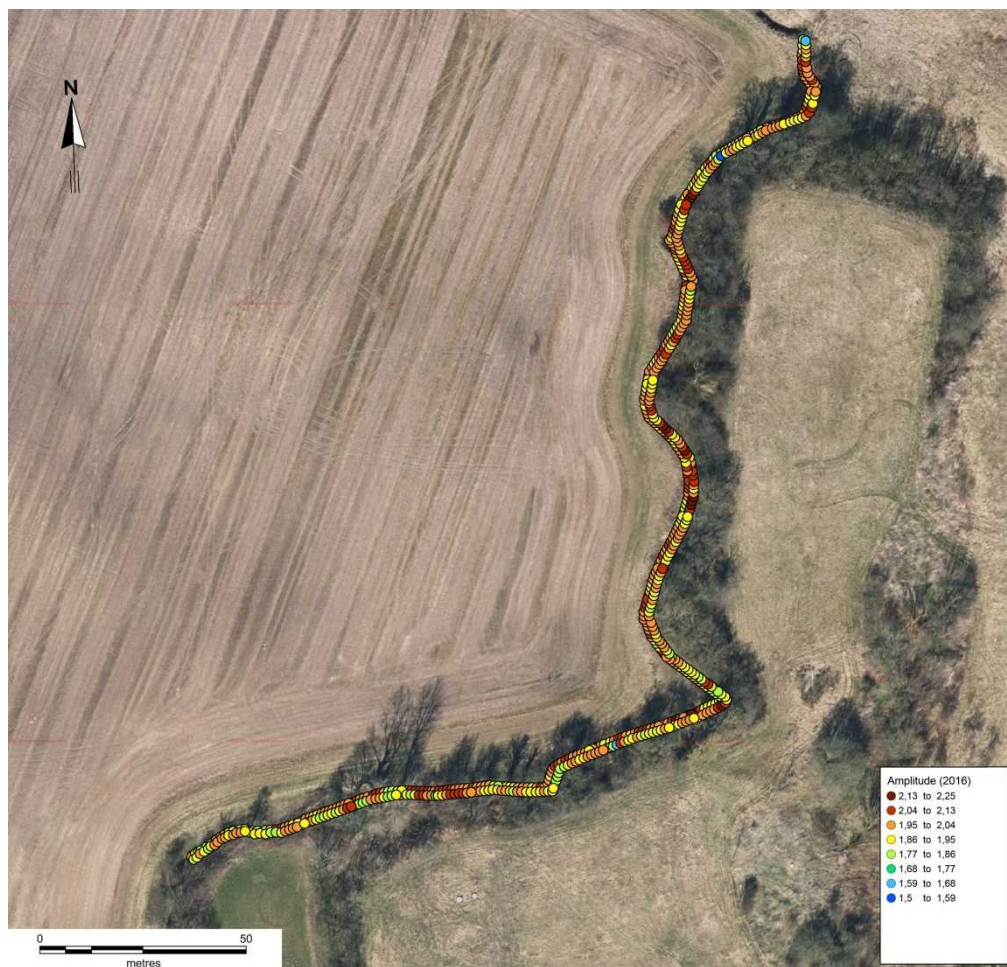
Situationsplaner, der viser den rumlige variation i temperaturen for henholdsvis det generelt koldeste tidspunkt, generelt varmeste tidspunkt og temperaturforskellen herimellem (amplituden).

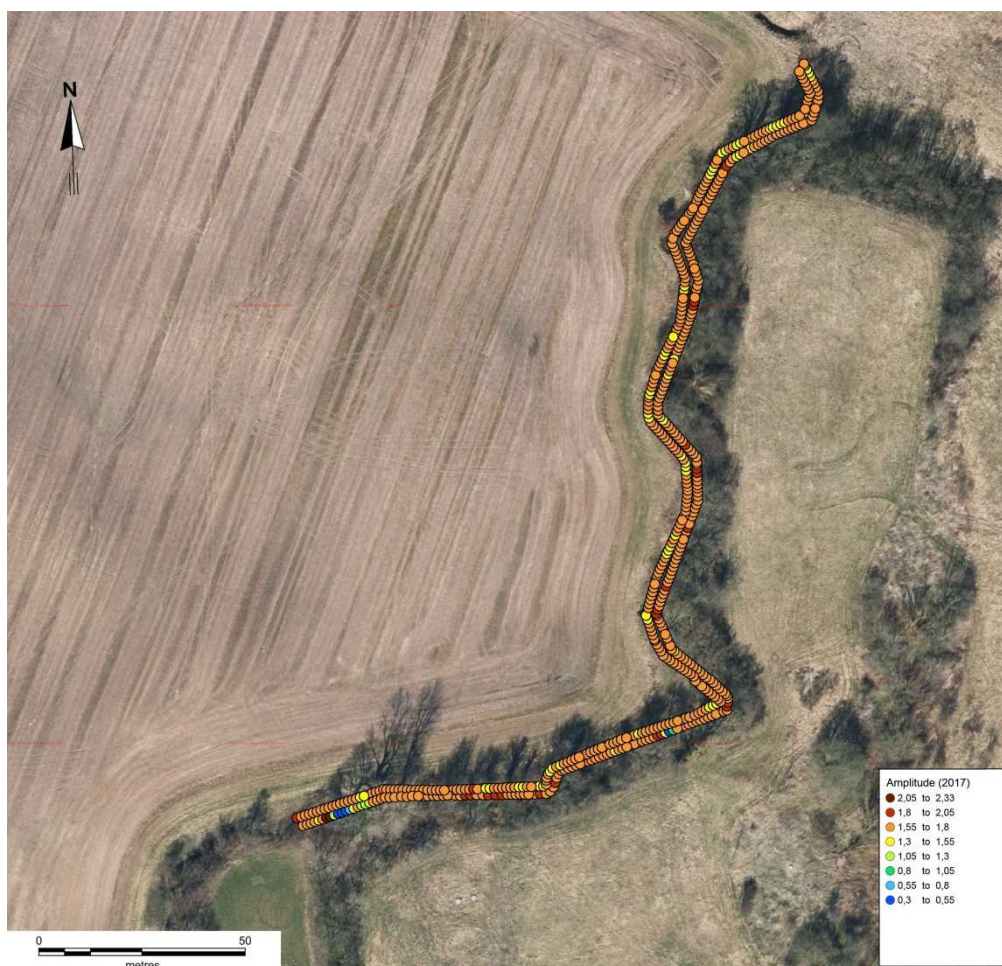


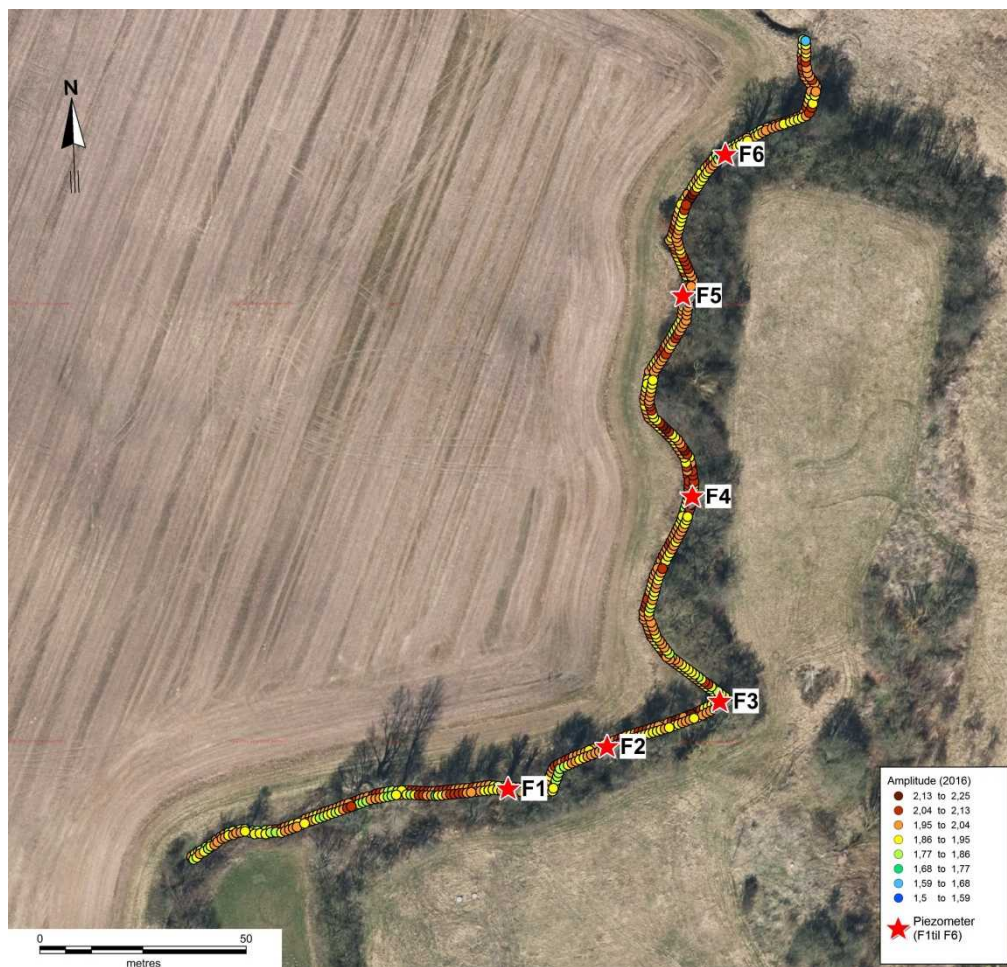


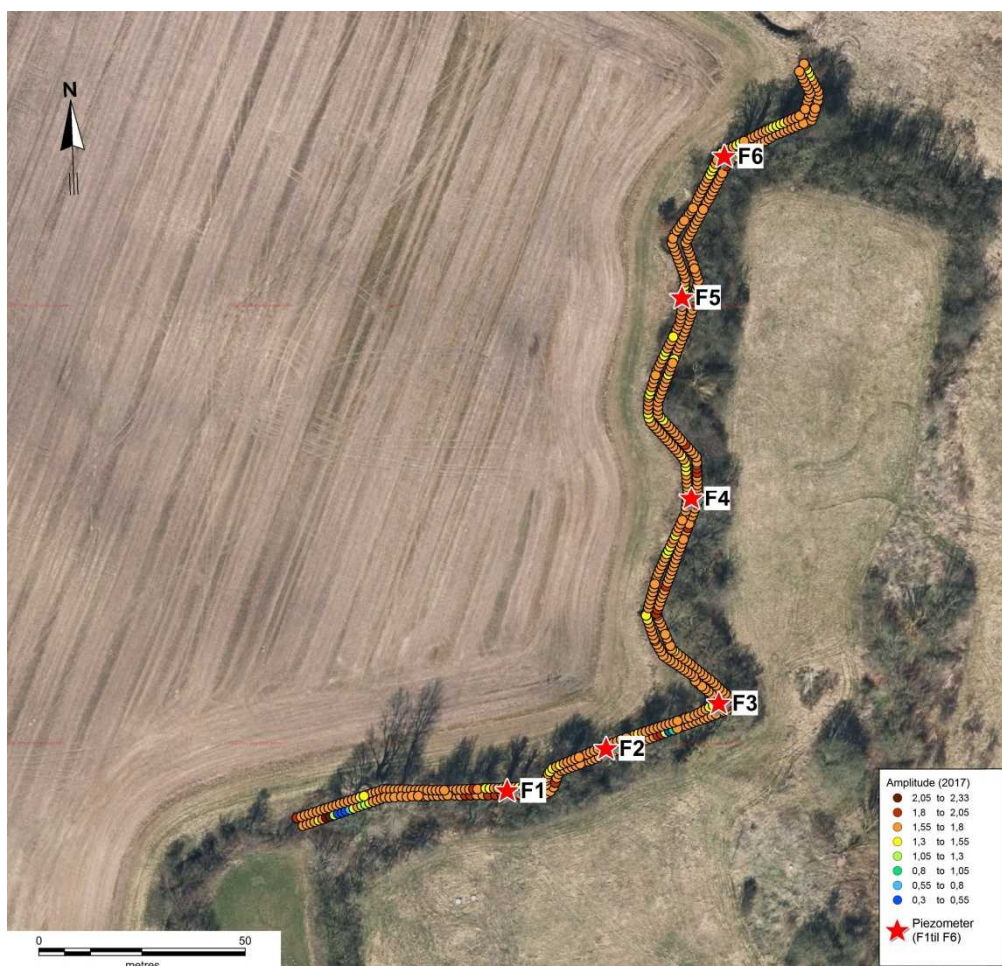












Bilag 3. Masseflux

Oversigt over de beregnede masseflux for de enkelte parametre fra hver lokalitet.

Bilag 3.1 Mølleåen, Raadvad

2016	F1	F2	F3	F4	F5	F6
Masseflux -TCE (g/år) pr. 1m2	0,01	-	-	0,001	-	-
Masseflux -1,1 DCE (g/år) pr. 1m2	0,01	-	-	-	-	-
Masseflux - transDCE (g/år) pr. 1m2	0,03	0,002	-	-	-	-
Masseflux - cDEC (g/år) pr. 1m2	2,5	0,037	0,001	0,005	0,005	-
Masseflux VC (g/år) pr. 1m2	4,3	0,032	0,003	0,016	0,006	-
Sum	6,8	0,071	0,005	0,023	0,012	i.p.
2017	F1	F2	F3	F4	F5	F6
Masseflux -TCE (g/år) pr. 1m2	-	-	-	-	-	-
Masseflux -1,1 DCE (g/år) pr. 1m2	-	-	-	-	-	-
Masseflux - transDCE (g/år) pr. 1m2	0,003	-	-	-	-	-
Masseflux - cDEC (g/år) pr. 1m2	0,15	0,009	-	0,001	0,001	-
Masseflux VC (g/år) pr. 1m2	0,32	0,028	0,001	0,005	0,001	-
Sum	0,48	0,037	0,001	0,006	0,002	i.p.

Bilag 3.2 Kirke Å, Skjern

2016	F1	F2	F3	F4	F5	F6
Masseflux -TCE (g/år) pr. 1m2	-	-	0,006	-	-	0,004
Masseflux -1,1 DCE (g/år) pr. 1m2	-	-	0,003	-	0,001	0,000
Masseflux - transDCE (g/år) pr. 1m2	-	0,006	0,022	0,002	0,007	0,011
Masseflux - cDEC (g/år) pr. 1m2	0,002	0,4172	3,16	0,13	0,93	0,034
Masseflux VC (g/år) pr. 1m2	0,32	1,6888	2,17	0,005	0,82	0,36
Sum	0,32	2,11	5,37	0,14	1,76	0,41
2017	F1	F2	F3	F4	F5	F6
Masseflux -TCE (g/år) pr. 1m2	-	-	0,002	-	-	6,4
Masseflux -1,1 DCE (g/år) pr. 1m2	-	-	0,006	-	0,009	0,061
Masseflux - transDCE (g/år) pr. 1m2	-	0,004	0,023	0,002	0,043	0,1
Masseflux - cDEC (g/år) pr. 1m2	0,004	0,22	2,84	0,092	5,5	11,4
Masseflux VC (g/år) pr. 1m2	1,54	0,75	3,94	0,006	5,1	4,6
Sum	1,55	0,97	6,82	0,10	10,7	22,6

Bilag 3.3 Brændholtafløbet, Tommerup St.

Masseflux (2016):		Benzen	Toluen	Ethylbenzen	o-Xylen	m+p-Xylen	Sum af xylen	BTEX (sum)	Naphthalen	naphthalen
Gennemsnit F1: (mg / år) pr. m2	2,6	37,1	4,9	7,1	34,0	46,4	0,0	0,0	0,0	6,2
GemmensnitF1: (g / år) pr. m2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Masseflux (2017):		Benzen	Toluen	Ethylbenzen	o-Xylen	m+p-Xylen	Sum af xylen	BTEX (sum)	Naphthalen	naphthalen
Gennemsnit F1: (mg / år) pr. m2	0,5	6,0	1,6	2,2	12,3	16,1	0,0	0,0	0,0	1,4
GennemsnitF1: (g / år) pr. m2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Gennemsnit F2: (mg / år) pr. m2	0,2	2,7	0,6	2,3	2,5	5,3	0,0	0,0	0,0	0,7
GennemsnitF2: (g / år) pr. m2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Gennemsnit F3: (mg / år) pr. m2	0,4	3,6	1,2	2,3	0,5	4,0	0,0	0,0	0,0	-
GennemsnitF3: (g / år) pr. m2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-
Gennemsnit F6: (mg / år) pr. m2	1,0	0,0	0,0	2,0	0,0	2,0	0,0	2,0	1,5	-
GennemsnitF6: (g / år) pr. m2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-

Masseflux (2016):		C6H6-C10	C10-C25	C25-C35	Sum C6-C35
Gennemsnit F1: (mg / år) pr. m2	4635,8	10507,8	0,0	15143,6	
GennemsnitF1: (g / år) pr. m2	4,6	10,5	0,0	15,1	

Masseflux (2017):		C6H6-C10	C10-C25	C25-C35	tot kulb
Gennemsnit F1: (mg / år) pr. m2	1264,1	3889,4	350,0	5445,2	
GennemsnitF1: (g / år) pr. m2	1,3	3,9	0,4	5,4	
Gennemsnit F2: (mg / år) pr. m2	98,4	43,6	0,0	1475,9	
GennemsnitF2: (g / år) pr. m2	0,1	0,0	0,0	1,5	
Gennemsnit F3: (mg / år) pr. m2	0,0	838,9	0,0	838,9	
GennemsnitF3: (g / år) pr. m2	0,0	0,8	0,0	0,8	
Gennemsnit F6: (mg / år) pr. m2	44,2	1892,2	2018,3	2733,1	
GennemsnitF6: (g / år) pr. m2	0,0	1,9	2,0	2,7	

Masseflux (2016):		Ammoniak+ammonium-N, filtreret	Nitrit-N, filtreret	Nitrat-N, filtreret	Total-N	Total-P	Chlorid, filtreret	Sulfid-S	Barium (Ba)	Jern (Fe)
Gennemsnit F1: (mg / år) pr. m2	265785,4	0,0	0,0	6181056,0	49448,4	1545264,0	0,0	12671,2	1823411,5	
GennemsnitF1: (g / år) pr. m2	265,8	0,0	0,0	6181,1	49,4	1545,3	0,0	12,7	1823,4	
Masseflux (2017):		Ammoniak+ammonium-N, filtreret	Nitrit-N, filtreret	Nitrat-N, filtreret	Total-N	Total-P	Chlorid, filtreret	Sulfid-S	Barium (Ba)	Jern (Fe)
Gennemsnit F1: (mg / år) pr. m2	173080,1	0,0	0,0	233366,4	62231,0	933465,6	0,0	7001,0	1108,5	
GennemsnitF1: (g / år) pr. m2	173,1	0,0	0,0	233,4	62,2	933,5	0,0	7,0	1,1	

Bilag B. Seasonal variation of mixing distance

Contents for Appendix B

B1.	Introduction	5
1.1	Background	5
1.2	Objectives	5
B2.	Methodology for the study	6
2.1	Analytical model for the estimation of the fully mixed concentration in stream	6
2.2	Mixing zone	6
2.3	Definition of the fully mixed conditions in streams	6
2.4	Approach for the estimation of the variation of mixing length and concentration	7
2.5	General model parameters and calculation assumptions	8
2.6	Environmental Quality Standards	9
B3.	Raadvad	10
3.1	Site and contaminant plume extent description	10
3.2	Model parameters and validation	10
3.3	Temporal variations of the contaminant concentration	12
3.4	Temporal variations of stream flow rate	15
3.5	Estimation of the temporal variations of the mixing length	15
3.6	Estimation of the temporal variations of the fully mixed concentrations (cis-DCE/VC)	16
3.7	Evidence of temporal variations of the contaminant mass discharge	18
B4.	Skjern	20
4.1	Site and contaminant plume extent description	20
4.2	Model parameters and validation case	21
4.3	Temporal variations of contaminant concentrations measured along the stream	23
4.4	Temporal variations of the stream flow rate	25
4.5	Estimation of the temporal variations of the mixing length L_{mix}	25
4.6	Estimation of the temporal variations of the fully mixed concentrations (cis-DCE/VC)	26
4.7	Temporal evolution of the contaminant mass discharge	27
B5.	Lilleskovvej	29
5.1	Site and contaminant plume extent description	29
5.2	Model parameters	29
5.3	Temporal variations of concentrations along the stream	30
5.4	Temporal variations of the stream flow rate	33
5.5	Estimation of the variations of the mixing length	34
5.6	Estimation of the variations of the fully mixed concentrations	35
5.7	Temporal variations of the contaminant mass discharge	37
B6.	Discussion	38
6.1	Learnings from the sites of investigation	38
6.2	Assumptions and limitations in the simulations	38

B7.	Suggestions and future work	40
B8.	Conclusion	41
B9.	References	42
Bilag 1.	DILVOL: parameters overview	43
Bilag 2.	Raadvad: Mølleåen slope data	44
Bilag 3.	Raadvad: piezometers sampling measurement results (40 cm below streambed)	47
Bilag 4.	Skjern: Kirkeåen slope data	49
Bilag 5.	Lilleskov: Brændholtafløbet slope data	51

B1. Introduction

1.1 Background

This report assesses the temporal variation of mixing in streams by use of an analytical model. The model has been developed in a previous study by Aisopou et al. (2015) and refined in Lemaire (2016). The results are expected to support the risk assessment of Danish streams affected by discharge from contaminated sites.

1.2 Objectives

The objectives of this study are:

- Assessment of the temporal variation in terms of mixing conditions for three streams subject to contamination over a maximum period of one year
- For each of these sites, how these variations affect the compliance to the relevant quality criteria.

These investigations should result in recommendations on how to deal with these variations with respect to compliance and water quality measurements.

The three sites and streams chosen for this study are Raadvad (Mølleåen), Skjern (Kirkeåen), and finally Lilleskov (Brændholtafløbet). Mølleåen and Kirkeåen are impacted with chlorinated ethenes from former industrial activities, while Brændholtafløbet is impacted by a landfill leachate from the Lilleskovvej landfill adjacent to the stream.

B2. Methodology for the study

The assessment of the contaminant mixing in streams and its temporal variation is carried out by a combination of measurements and an analytical calculation. The measurements were performed by Orbicon and are described in the present main report. The analytical model, methodology and necessary assumptions for the temporal variation study are presented in this section.

2.1 Analytical model for the estimation of the fully mixed concentration in stream

The model DILVOL for the dilution and the mixing of contaminant in streams employed for this study is a continuous development of a 2D analytical steady state model from DTU including transport, dispersion, as well as a possible volatilization of the investigated contaminants (Aisopou et al., 2015). The contaminant plume is modelled as a diffuse source given as a mass discharge seeping from either the bank or the streambed over a certain area corresponding to the plume. The contamination entering the stream from sewers or drains can be modelled as a point source. Extra dilution by tributaries can also be accounted for. The water balance is not complete as the groundwater seeping is assumed negligible compared to the stream water flow (Miljøstyrelsen, 2014a; Lemaire, 2016). The current version of the model was initially applied and tested at the Raadvad site (Lemaire, 2016).

2.2 Mixing zone

Mixing zones are used for controlled discharges to surface waters from companies such as regulation of waste water stream streams from production facilities. In general a mixing zone is defined as a zone adjacent to the point of contaminant discharge where compound concentrations can exceed the relevant Environmental Quality Standard “if they do not affect the compliance of the rest of the body of surface water with those standards”. These concentrations are opposed to so-called ambient concentrations beyond this mixing zone (Article 4, European Union, 2008).

The Danish regulation for contaminated sites under the Danish Soil act (Jordforureningsloven) defines the dimension of the mixing zone as 10 times the width of the stream, up to a maximal distance of 100 m from the upstream point of the discharge area. It is required that the concentration of pollutant downstream the boundary of this mixing zone complies with the relevant EQS (Miljøstyrelsen, 2013; 2014a). The regulation in the Danish soil act is only applicable for soil contamination without an “owner”. It is solely aimed for identification of soil contaminations potentially posing a risk to surface waters. The mixing zones in this context are defined as calculated mixing zones (beregningstekniske zoner), which are only to be used in the initial screening of contaminated sites carried out by the Danish Regions.

2.3 Definition of the fully mixed conditions in streams

The point of fully mixed conditions defines the location along the stream where the pollutant and associated concentration denoted C_{mix} is completely mixed at a distance downstream L_{mix} (see Figure 1 below). This point is of particular interest as in fully mixed conditions the pollutant concentration should be constant in any given point sampled in a given transverse section of the stream beyond the distance L_{mix} .

There is no legal definition of fully mixed conditions. The Danish EPA risk assessment tool for screening of contaminated sites posing a risk to surface stream water used for stream water the formulation by Fischer (1979) for the calculation of the distance of fully mixed condition, L_{mix} . They define the concentration at that particular distance as C_{mix} (Miljøstyrelsen, 2014a; 2014b; 2014c):

$$L_{mix} = \frac{0.4QW}{0.3d^2\sqrt{gdS}} \quad \text{Eq. (1)}$$

With Q : flow rate [L^3/T], W : width of the stream [L], d : the depth [L], S : the slope [-]. L_{mix} is in this formula defined from the downstream edge of the plume. This formula is adapted to point sources only (contaminated sites of limited extent) and is only an approximation.

In an effort to give a coherent definition and methodology to the fully mixed conditions definition for all types of contaminant sources, the following definition is proposed (Fisher, 1979): If the concentration is known anywhere in the stream, then the fully mixed condition is reached when in a given cross section the concentration values are almost constant, i.e. close to the average concentration typically in a 5% large interval:

$$C(L_{mix}, y_i) \in [\overline{C(L_{mix}, y)} \pm 2.5\%]$$
 Eq. (2)

This value of L_{mix} is defined from where the contaminant starts seeping into the stream, i.e. the upstream edge of the plume.

The other relevant concentration quantities, i.e. the maximum concentration C_{max} and the fully mixed concentration C_{mix} are presented in Figure 1 below.

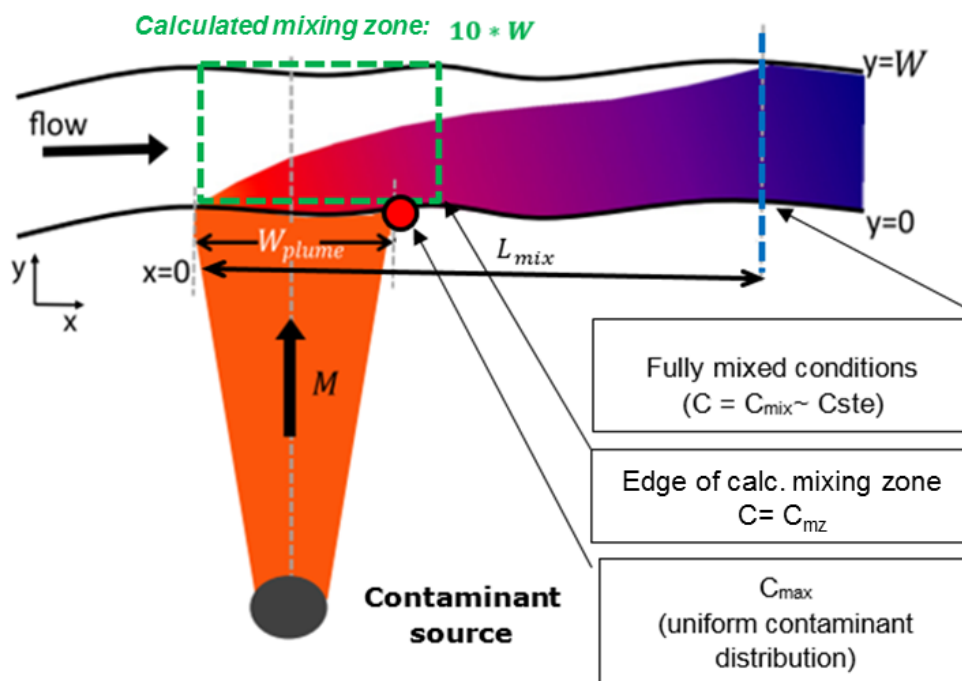


Figure 1. Schematic with relevant quantities for the dilution and mixing of a contaminant plume in a stream, adapted from (Miljøstyrelsen, 2014b). Calculated mixing zone as defined by (dash green) and fully mixed conditions (dash blue) are shown. L_{mix} is here defined from the upstream point of the plume discharge, i.e. the same origin as the calculated mixing zone to facilitate the comparison. C_{mix} is evaluated at the distance L_{mix} , while C_{mz} is evaluated at the downstream edge of the mixing zone. C_{max} is plotted for a uniform distribution of contaminant in the plume.

2.4 Approach for the estimation of the variation of mixing length and concentration

The approach for this study is a combination of measurement/simulation, using the DILVOL model and the water sampling measurements performed each month by Orbicon for the current project. The measurement data are reported in section 5 and 6. The different steps for the evaluation of the variation of the fully mixed conditions are the followings:

- Use of the DILVOL model for the simulation of the mixing and dilution of contaminant in a given stream.
- The model results are compared with the concentrations measured for a given month for each site as a verification step. Ideally the results of water samplings in transverse sections are used to verify the ability to estimate the mixing in streams.
- The model is employed to assess the mixing length and its temporal variation, based on the variation of the different related parameters such as flow rate, depth, and contaminant discharge. More details are provided in the section 2.5 regarding the assumptions.
- The fully mixed concentration is estimated by reading from the measured contaminant concentrations along the stream using the calculated mixing length for each monthly measurement (the closest measurement point to the mixing length is used).
- The variations of the fully mixed concentrations are compared to the relevant EQS.

2.5 General model parameters and calculation assumptions

The main input parameters of the model are the contaminant mass discharge and its distribution, the stream flow rate and stream geometry (width and depth). The outputs of the model are the contaminant concentration at any point in the stream, as well as the fully mixed concentration and mixing length C_{mix} , L_{mix} estimates (see general parameters description in Appendix 1).

- Stream geometry: When looking at the effect of time variation, the stream profile and morphology are assumed to be kept constant throughout the year. In reality, depth variations will follow the variations of flow rate, and the width could also be modified depending how steep the bank profile is. Under the presented assumptions, the driving parameters for the variations of mixing length will be the flow rate only. The assumption of a constant depth for the mixing calculation will be examined as the depth has a strong influence on the overall mixing, as shown by Lemaire (2016).
- Contaminant distribution: As a first assumption and in the absence of any evidence to the contrary, the contaminant plume and source spatial characteristics are constant with time, i.e. the plume width, discharge location and contaminant distribution are kept constant for the different time periods. Only the contaminant mass discharge loading can vary due to a change in local hydrological conditions and variation of hydraulic gradient for a groundwater-transported contamination.
- Contaminant mass discharge: Under the previous assumptions, i.e. a constant width and location, the estimated fully mixed length is unaffected by the value of contaminant mass discharge, as already shown by calculations in Lemaire (2016). In the light of these results, the mixing length can be estimated by use of a unitary mass discharge. The fully mixed concentrations are directly retrieved from the measurement data using the procedure described in section 2.4.
- Environmental fate: The volatilization process has no influence on the assessment of the fully mixed length, as a uniform volatilization through the whole cross section is applied in the model. The volatilization, and other processes such as degradation or sorption will however influence the resulting fully mixed concentration C_{mix} in the stream. These processes are dependent from site to site and on environmental conditions but are captured in the current analysis by the use of the measured concentrations to estimate the fully mixed concentration.

2.6 Environmental Quality Standards

The quality criteria associated to the different compounds investigated in this study are given below as the general quality criteria for fresh water, otherwise specified.

TABLE 1. Environmental Quality Standard associated to the different investigated contaminant.

Compound	Type	EQS [µg/L]	Comment
Cis-DCE	Chlorinated ethene	6.8	(Miljøministeriet, 2016b)
Vinyl chloride	Chlorinated ethene	0.05	(Miljøministeriet, 2017)
Xylenes (sum)	BTEX	10	(Miljøministeriet, 2017)
Ammonium	Nutrient cation	-*	/
Ferrous iron (dissolved)	Metal	-*	/
Barium	Metal	19	(Miljøministeriet, 2017)

* : No relevant EQS for surface water at the present time

It is important to highlight that for some compounds (marked by * in Table 1), the EQS for the contamination in streams and in general surface waters are undefined.

B3. Raadvad

3.1 Site and contaminant plume extent description

The different investigations on site highlighted a chlorinated ethene discharge in a narrow stretch along the concrete wall in the most upstream part of the main stream (Figure 2). Several pathways may contribute to the overall contaminant load with leaching from the wall/cracks and a former drain as well as a groundwater intrusion from the streambed (Schultz, 2017). A potential source of contamination for the stream was also discovered at the junction of the main stream and tributaries. However, a mass discharge balance carried out in June and August 2016 showed that this area was not discharging into the stream at the time of measurements (Lemaire, 2016).

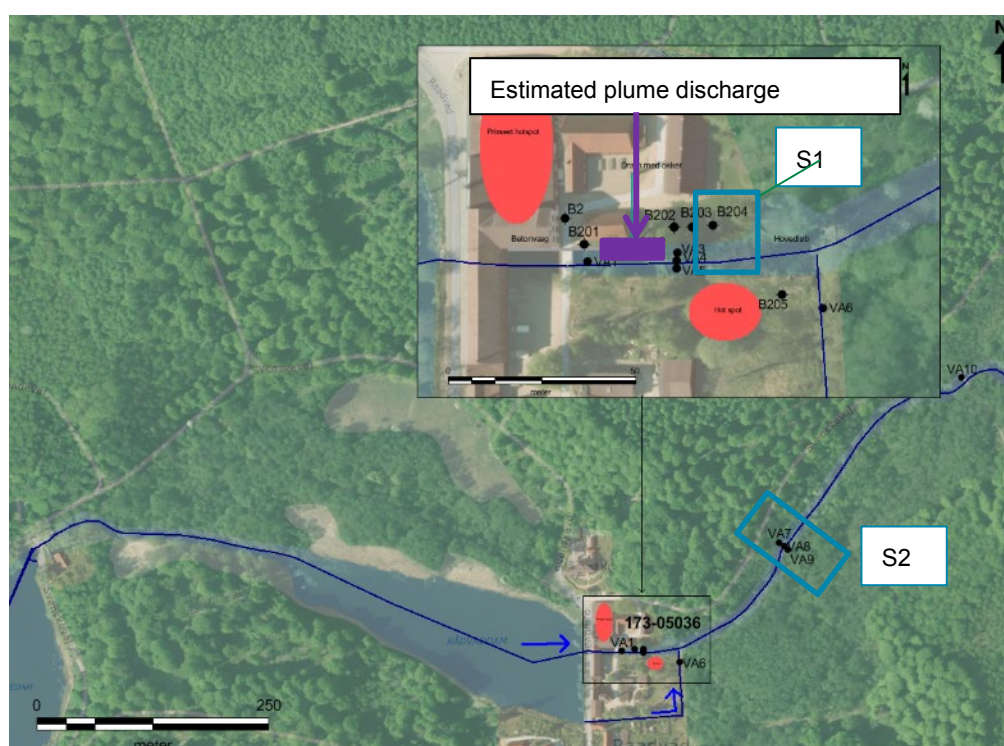


FIGURE 2. Overview of Raadvad/Mølleåen site with the 10 water sampling locations and main instrumentation during the measurement campaign. Point VA2 is located in the near field of the drain, while VA3 to VA5 and VA7 to VA9 constitute two cross sections. Estimated positions of seepage zones and potential hotspots are showed in purple. Reproduced and modified from (section 5 from main report)

3.2 Model parameters and validation

The required parameters for the dilution/mixing model are given in Table 2. The model is evaluated by estimation of the cis-DCE contamination and comparison to the measured concentration in June 2016, where detailed section measurements were carried out along a stream stretch of almost 250 m (Lemaire, 2016). The model for that period already exists and is updated with newly acquired parameters, e.g. slope value and a more precise source location. The specific parameters for the evaluation case of June 2016 are given in Table 3.

TABLE 2. Input parameters for Raadvad/Mølleåen. Calculation of variation of mixing length/fully mixed concentration.

Parameters	Value	Comment	Source
Stream width [m]	10		Miljøstyrelsen (2016) Lemaire (2016)
Stream depth [m] (main channel)	0.42	Mean average max. depth from flow rate measurement	This report, Orbicon data
Stream depth [m] (Downstream trib.)	0.8	Max. depth average in June 2016	Lemaire (2016)
Slope [-]	0.0002	Average slope between station 11730 -12500	Lyngby Taarbek Kommune Regulativopmåling (Appendix 2)
Flow rate [m ³ /s]	Q(t)	Measurement data	This report, Orbicon data
Plume location [m]	4	Reference point : W201 Starting from wall crack to the drain	Schulz (2017)
Plume width [m]	10		Lemaire (2016), DTU Environment data
CMD [kg/y]	1	Unitary plume for L _{mix} calculation	
Transverse mixing coefficient [m ² /s]	0.3		Rutherford (1994)
Vert. Mixing coefficient [m ² /s]	0.067		Rutherford (1994)
Calculated mixing zones	100	Defined as 10xW	

TABLE 3. Input parameters for Raadvad/Mølleåen. Calculation of cis-DCE concentration in stream (June 2016). Other parameters value not given are identical to the values given in Table 2.

Parameters	Value	Comment	Source
Stream width [m]	10		This report, Orbicon data Lemaire (2016)
Stream depth [m] (main channel)	0.3		Lemaire (2016)
Stream depth [m]	0.8	Downstream tributary	Lemaire (2016)
Flow rate [m ³ /s]	0.049 0.280	Main stream Tributary	This report, Orbicon data
CMD [kg/y]	1.41		Lemaire (2016)

The comparison between the simulated and measured concentrations is presented in Figure 3. The mixing length is estimated at 204 m, while this mixing length is achieved downstream the section located at X=206 m when computing the deviation of concentration according to eq. 2 (Table 3). For the current task, the deviation in the mixing length estimated is insignificant as the variations of concentrations in this range of distances are limited (see evolution of concentrations along the stream in the next section). The drop in

concentration after the section in 27 m is due to dilution of the stream water by the inflowing water from the tributary.

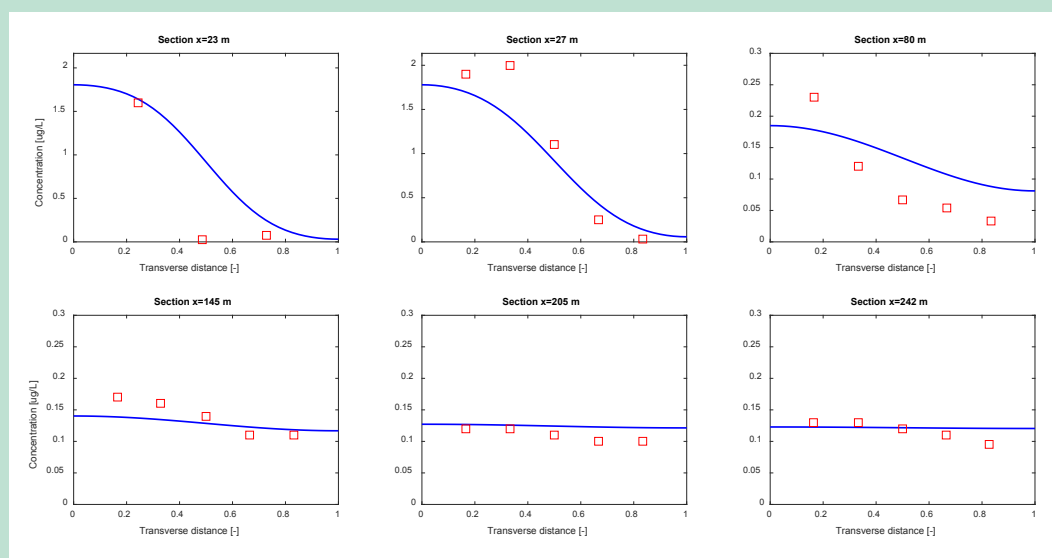


FIGURE 3. Comparison of estimated and measured cis-DCE in different cross section of Mølleåen. Measurement in June 2016, $J = 1.41$ kg/year. Reference point for X: Boring 201. Y is given in normalized section, i.e. 0 corresponds to the north bank, 1 corresponds to the south bank. Measurement data from Lemaire (2016)

TABLE 4. Evaluation of mixing length in Raadvad/Mølleåen (June 2016) based on equation 2 with a deviation criteria: 5%

Parameters	Value	Comment
L_{mix} [m] simulation	204	
L_{mix} [m] from measured data	> 206	From calculation of measured deviation from averaged measured concentrations in the different sections as defined in eq.(2). (Deviation computed in section $x=206$ m: 7%)

3.3 Temporal variations of the contaminant concentration

The evolution of cis-DCE and VC concentrations along the stream for the different sampling periods are given in Figure 4 and Figure 5. For facilitating the presentation, only the sampling point in the middle of the stream is plotted, exception made of point VA2, close to the former drain and north bank (see Figure 2).

The measurements in the cross sections are given in Figure 6 and 7.

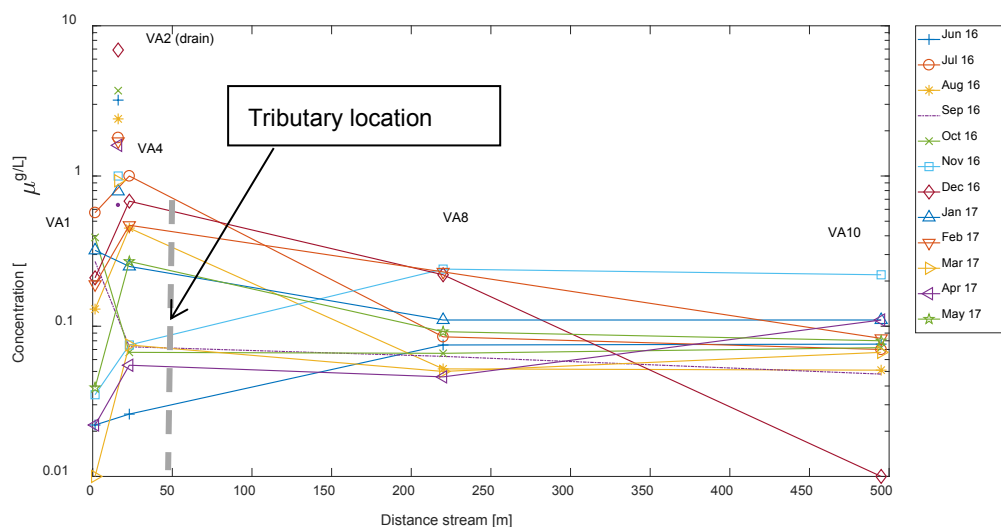


FIGURE 4. Evolution of cis-DCE concentration along Mølleåen at different time of the year (semilog scale). Only the points in the mid sections are presented. The point VA2 (drain) is measured in the stream, approximately 20 cm. downstream the drain and close to the north bank. Reference point for x-coordinates: Well 201. Non-detectable values were forced to a value of 0.01 µg/L to facilitate the visualization.

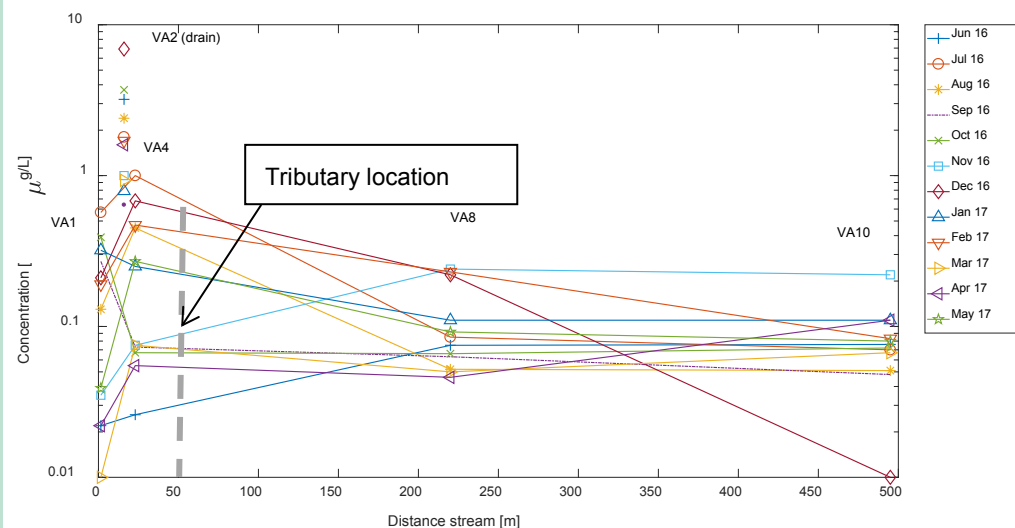


FIGURE 5. Evolution of VC concentration along Mølleåen at different time of the year (semilog scale). Only the points in the mid sections are presented. The point VA2 (drain) is measured in the stream, approximately 20 cm. downstream and close to the bank. Reference point for x-coordinates: Well 201. Non-detectable values were forced to a value of 0.01 µg/L to facilitate the plot.

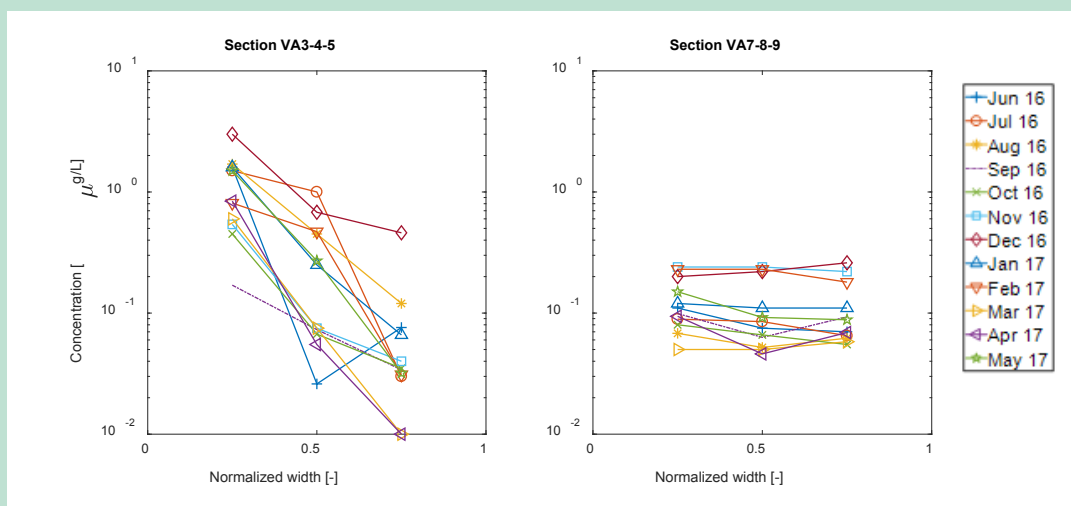


Figure 6. Evolution of cis-DCE concentration along Mølleåen at different time of the year (semilog scale) for the two measured cross sections S1 and S2 (see Figure 2 for locations). Normalized width is defined as 0 corresponding to the north bank, 1 to the south bank.

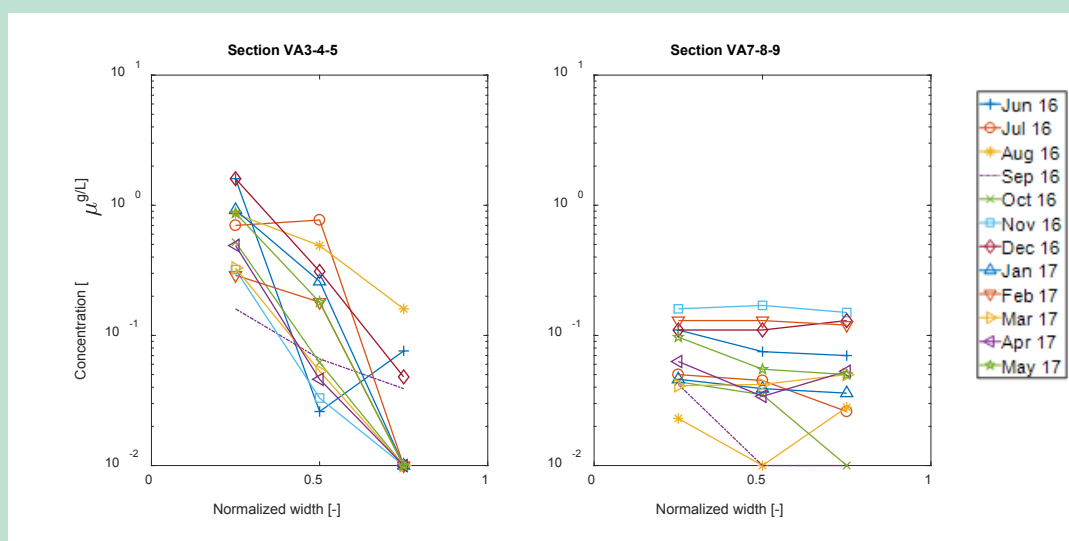


FIGURE 7. Evolution of VC concentration along Mølleåen at different time of the year (semilog scale) for the two measured cross section. Normalized width is defined as 0 corresponding to the north bank, 1 to the south bank.

The variations of both cis-DCE and VC concentrations are important along Mølleåen with variations of up to one order of magnitude. The origin of such variations is the important water flow in the tributary causing a significant dilution and consequently a reduction of the compound concentrations (e.g. July or December 2016 for cis-DCE). However for some other months, the concentration increased downstream the tributary which is in contradiction with the important dilution provided by this junction (e.g. November 2016 or January 2017 for both cis-DCE and VC). It is believed that these higher concentrations are the results of an extra contaminant discharge occurring at these periods between the point VA4 upstream tributary and VA8 downstream. A complementary discussion will be given in section 3.7.

3.4 Temporal variations of stream flow rate

The evolution of the flow rate during the measurement period is presented and compared to the data processed from the measurement station upstream (see also section 6.1 in main report). The monthly flow rate measured follows the mean or median of daily flow rate monitored by the monitoring station. Significant variations of the flow rate variations in July 2016 and from February to April are observed on a daily basis, which impact the dilution of contaminant and therefore the resulting fully mixed concentrations.

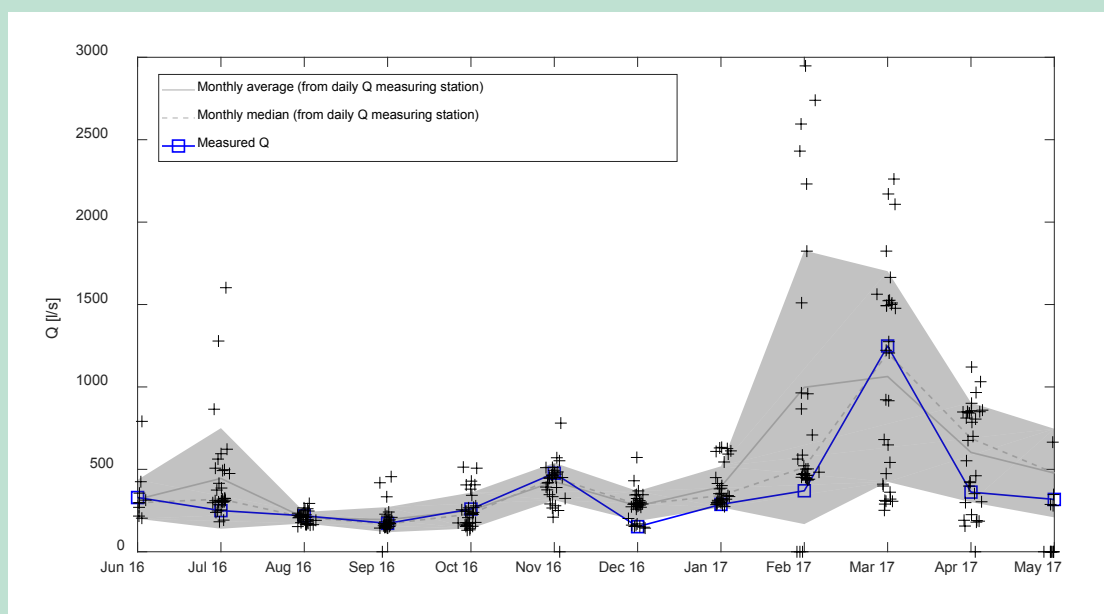


FIGURE 8. Evolution of flow rate at Mølleåen for the period 2016-2017 (Tributary data only) Daily Q averaged (full grey line + associated standard deviation), Daily Q median flow (dash line), Measured Q (blue).

3.5 Estimation of the temporal variations of the mixing length

The measured variations of flow rate are used as input in the model to estimate the consequent variation of mixing length. For the case of Raadvad, the effect of the depth variation associated to the change of flow rate is also evaluated to quantify the significance of the depth parameter in the evaluation of L_{mix} . As the variation of flow/depth were not measured in the main channel downstream the tributary due to practical constraints, the variation of depth of the main channel downstream is assumed to be equal to the variation of depth monitored in the tributary, this latter being the main contribution to the main channel flow rate. The results and conclusions are therefore subject to caution. Results are plotted and compared to the calculated mixing zone limit in Figure 9.

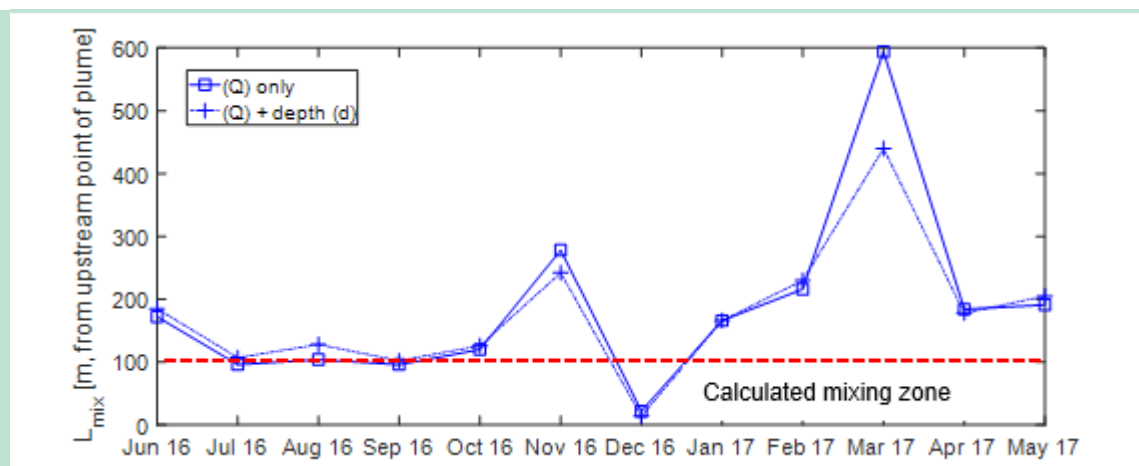


FIGURE 9. Calculated variation of mixing length L_{mix} in Mølleåen using the measured flow rate at different period of the year (blue line) and the variation of flow and depth (dashed line). Red dashed line: calculated mixing zone length. Model parameters given in Table 2.

TABLE 5. Estimated values of mixing length for the two simulations performed for Mølleåen. Simulation 1: only the variation of flow rate are considered. Simulation 2: variation of flow rate and depth. Model parameters in Table 2.

	Jun 16	Jul 16	Aug 16	Sep 16	Oct 16	Nov 16	Dec 16	Jan 17	Feb 17	Mar 17	Apr 17	May 17
Sim. 1	172	96	104	96	120	278	22	166	216	594	184	191
Sim. 2	185	107	128	102	126	242	14	166	230	440	178	205
Δ sim ½	7%	11%	23%	6%	5%	-13%	-36%	0	6.4%	-26%	-3%	3%

The variation of the mixing length resulting from the variation of flow rate/depth along the year are estimated to range from 14 to 594 m with a minimum mixing length estimated in December 2016. For both simulations, these variations are positively correlated with the flow rate, i.e. the increase of flow rate results in an increase in mixing distance. For most of the months, the full mixing of contaminant is achieved beyond the calculated mixing zone limit (Figure 9). When the variations of depth are accounted for, the variations of mixing length are mostly reduced due to an increase in turbulence and mixing (maximum deviation observed -36%). The calculation with only variation of flow rate seems therefore more conservative, however, the annual variation is much larger than the difference between the two simulations.

3.6 Estimation of the temporal variations of the fully mixed concentrations (cis-DCE/VC)

The calculated variations of mixing length L_{mix} are used to find an estimate of fully mixed concentration values by reading of the concentration along the stream at that distance for each of the measurement periods (the closest measurement point is considered, as described in section 2.4). The results are presented below with a comparison to the relevant EQS for cis-DCE and VC if relevant.

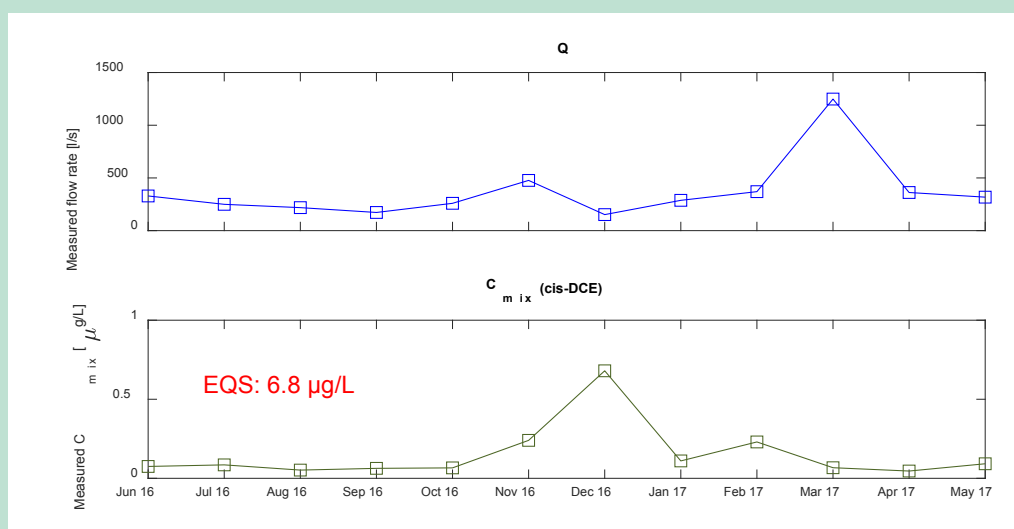


FIGURE 10. Variation of measured flow rate Q and variation of estimated C_{mix} for cis-DCE. C_{mix} is retrieved from calculated L_{mix} (Figure 9) and concentration measurements along the stream (Figure 4). Period June 2016-May 2017.

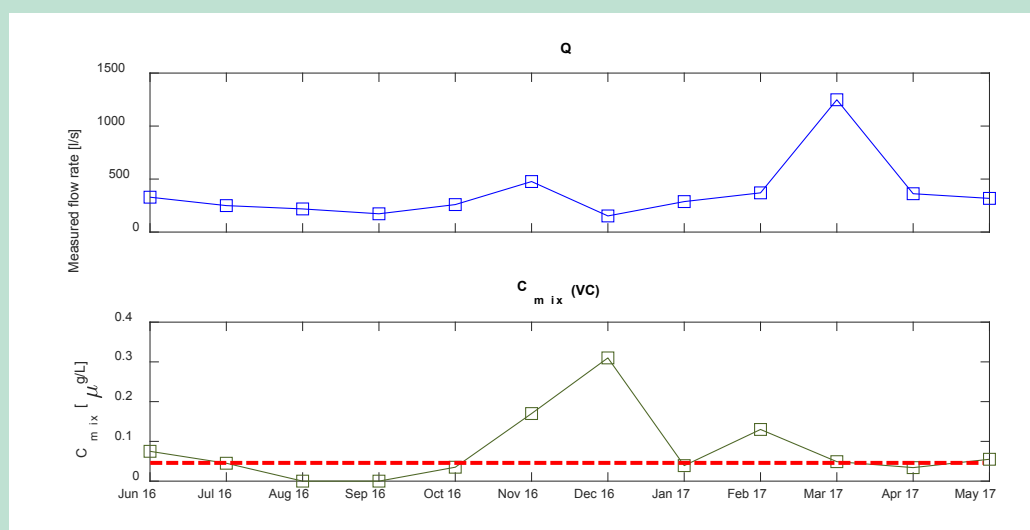


FIGURE 11. Variation of measured flow rate Q and variation of estimated C_{mix} for VC. C_{mix} is retrieved from calculated L_{mix} (Figure 9) and concentration measurements along the stream (Figure 5). Period June 2016-May 2017. 0 values corresponds to a non-detectable level (0.02 µg/L). Red dashed line corresponds to the Environmental Quality Standard.

At all measured periods, the mixed concentration of cis-DCE complied with the EQS, with a maximum mixed concentration C_{mix} estimated of 0.68 µg/L in December for the lowest flow rate measured. The computed mixing length L_{mix} in December is estimated to be 22 meters, i.e. before the strong dilution of the tributary (Table 5). The flow rate in the main channel for this month was measured less than 5 l/s, i.e. a flow velocity of approximately 2 cm/s based on the theoretical cross section dimensions (Table 2). The concen-

tration measurements in the cross sections presented in Figure 7 show that the VC concentration is not fully mixed within the sections built on points VA3-4-5 located at 23 m (Figure 7). From this observation, it is concluded that the model overestimates the mixing and fully mixed conditions in December and it is believed that the mechanical dispersion formulation may be erroneous at really low flow velocity. It can be assumed that the fully mixed conditions are close to the concentrations measured in section 2, i.e. approximately 0.2 µg/L (Figure 6) and without changes in the current analysis.

The variation of the fully mixed concentration for VC shows that for several periods in the year, the fully mixed concentration C_{mix} was higher than the quality criteria of 0.05 µg/L, e.g. November, December, February 2017. As previously demonstrated for the cis-DCE, the concentration in December is however overestimated and more likely in the range of the concentration found in section 2, i.e. 0.1 µg/L (Figure 7). It can be noticed that the concentration in November and February are higher than the previous months of October and January despite higher flow rates and ergo dilution. The plot of measured concentrations for these months shows an increase or at least the same contaminant concentration upstream and downstream the tributary (Figure 7). Considering the significant dilution provided by the tributary, such a result can only be observed if an extra contaminant mass is discharged to the stream e.g. hotspot C where high concentrations of vinyl chloride were measured under the streambed (1500 µg/L at 40 cm under streambed, see Appendix 3). Thus the variation of C_{mix} in Raadvad is caused by the change in water flow (i.e. change in dilution), but also by the variation of the contaminant mass discharge itself which was not observed during the summer period only (Lemaire, 2016).

3.7 Evidence of temporal variations of the contaminant mass discharge

If the fully mixed concentration is known, the contaminant mass discharge J entering the stream can be estimated by the simple relation:

$$J = C_{mix} * Q \quad (\text{eq. 3})$$

With C_{mix} fully mixed concentration and Q stream flow rate. If the contaminant mass discharge of contaminant is constant, the fully mixed concentration is linearly correlated to the inverse flow rate by the following relationship:

$$C_{mix} = J * \frac{1}{Q} \quad (\text{eq. 4})$$

The plot of this data is presented below.

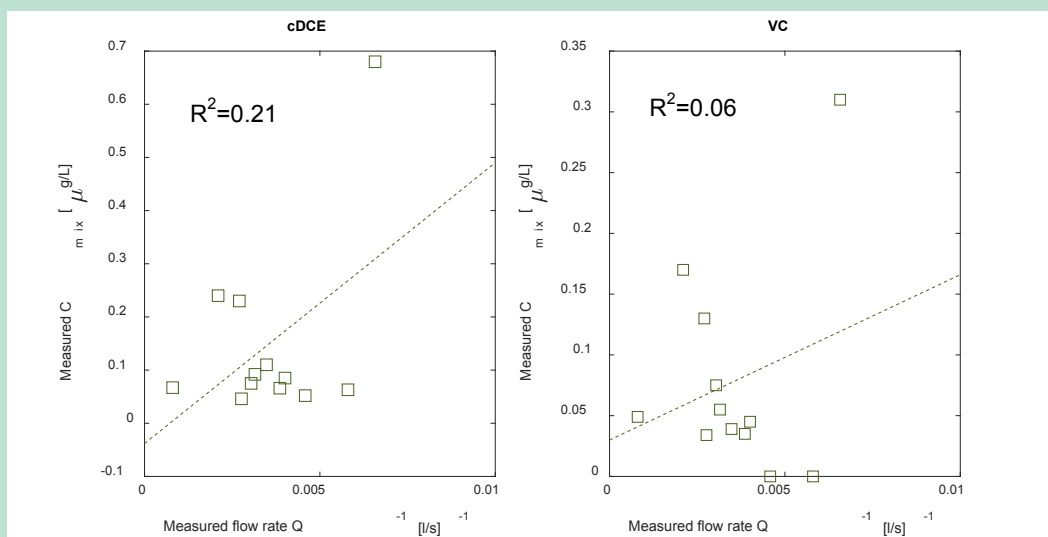


FIGURE 12. Scatter plot of the estimated VC and cis-DCE fully mixed concentration vs. (flow rate)⁻¹ in Raadvad for the measurement period June 16 to May 2017. The dash line represents the best linear relationship as defined by equation 4.

No relevant linear relationship can be found between the two datasets, which indicates that the contaminant mass discharge to Mølleåen is not constant at the site. The increase of contaminant concentrations after the dilution induced by the tributary strongly suggests that the hotspot at the junction of the tributary and main stream may become a source of discharge into the stream at certain periods of the year.

B4. Skjern

4.1 Site and contaminant plume extent description

The contaminant concentrations measured along the stream indicate that the chlorinated compound plume in Skjern seeps into the stream from point VA9 and downstream (see section 4.3 below). High concentrations were also measured in a drain flowing out from the north bank, although its contribution to the overall mass discharge was not proven (see main report). The extent of the plume discharge to the stream is unknown, but the Distributed Temperature Sensor (DTS) measurements by NIRAS highlighted several groundwater seepage areas from point VA9 down to the first bend of the stream in 2017 (approximately up to VA5 sampling location). The groundwater velocity and measured concentrations varied with seasons and time of the year (Miljøstyrelsen, 2016). Combining this data lead to the assumption of a conservative plume discharge area of approximately 75 m between the sampling point VA9 to VA5 with some possible seasonal variability (Figure 13).

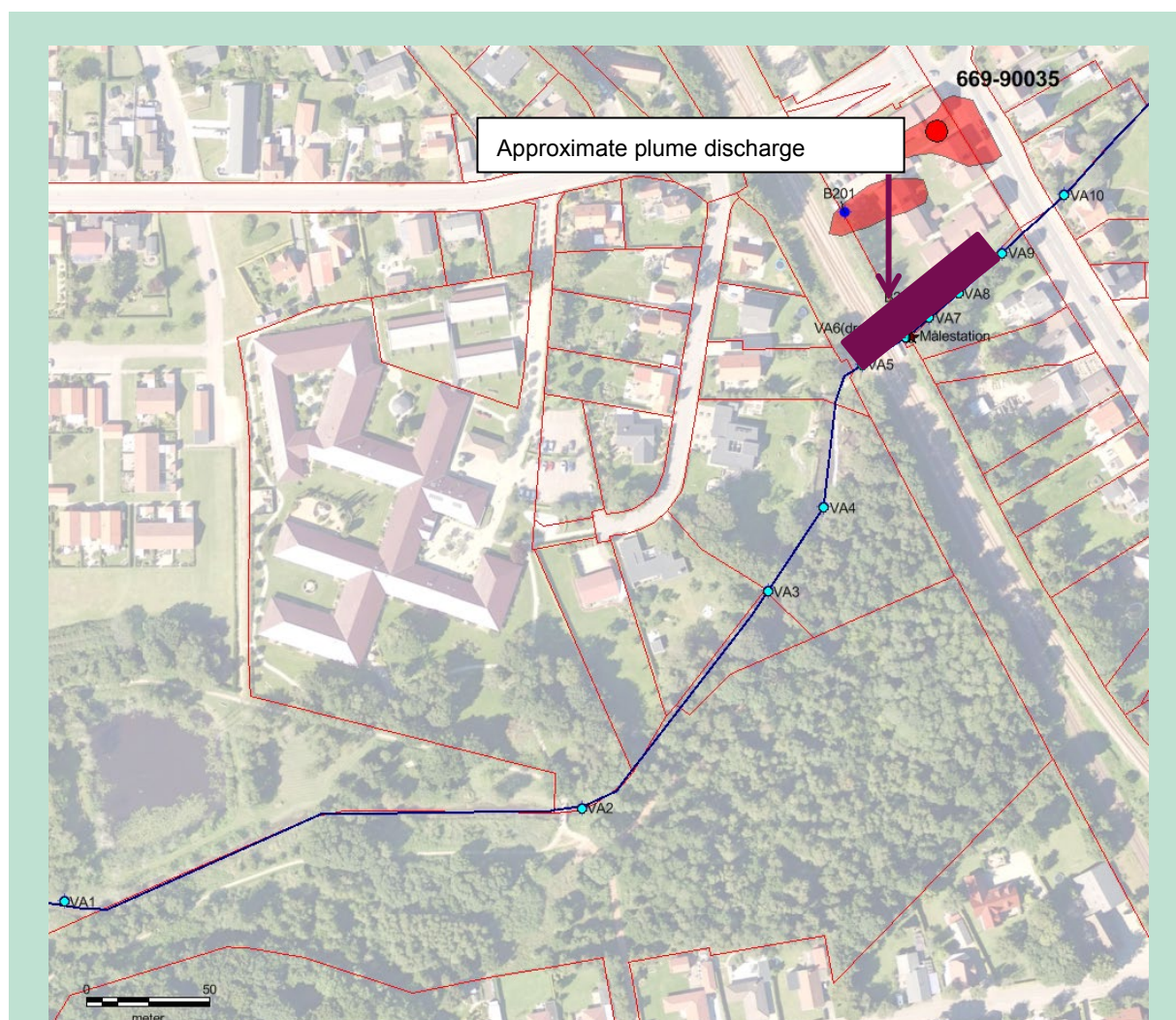


FIGURE 13. Overview of Kirkeå stream in Skjern with the stream water sampling locations. Water flows towards south west. VA6 is a water sampling in a sewer drain. Approximate plume location shown in purple estimated from stream water sampling and DTS measurements (Miljøstyrelsen, 2016; 2017).

4.2 Model parameters and validation case

The model parameters for the estimation of the variation in mixing length and concentration are given below. For this simulation and to account for the variability of the seepage area, the contaminant mass discharge is simulated as a fixed and steady diffuse source over the overall stretch of stream of 75 m between location VA9 and VA5 (Figure 13). The discharge is assumed to occur from the bank to account for the potential source from the sewer pipe at location VA6.

The model is compared to the measured concentrations in October 2015 with sampling in two cross sections (Miljøstyrelsen, 2016). The locations of the two cross sections are shown in Figure 13. The general input parameters for the yearly variations and the parameters for that specific comparison period are given in Table 6 and 7, respectively.

TABLE 6. Input parameters for Skjern/Kirkeåen. Calculation of variation of mixing length/fully mixed concentration

Parameters	Value	Comment	Source
Stream width [m]	4		Miljøstyrelsen (2016)
Stream depth [m]	0.59	Mean average max. depth from flow rate measurement	This report, Orbicon data
Slope [-]	0.002	Average slope between station 8500 -8751	Orbicon (communication) appendix 4
Flow rate [m ³ /s]	Q(t)	From measurement data (average from continuous daily monitoring was used when data not acquired)	This report, Orbicon data
Plume location [m]	70	Assumed upstream edge of plume: VA9 (from arbitrary reference point : VA10)	Miljøstyrelsen (2016)
Plume width [m]	75	Based on upstream edge of plume and piezometers measurements, discharge from the bank	Miljøstyrelsen (2016;2017)
CMD [kg/y]	1	Unitary plume for L_{mix} calculation	
Transverse mixing coefficient [m ² /s]	0.3		Rutherford (1994)
Vert. Mixing coefficient [m ² /s]	0.067		Rutherford (1994)
Calculated Mixing zone	35	Defined as $10 \times W$	

TABLE 7. Input parameters for Skjern/Kirkeåen. Calculation of cis-DCE concentration in stream (October 2015). Other parameters value not given are identical to the values given in Table 6.

Parameters	Value	Comment	Source
Stream width [m]	4		(Miljøstyrelsen, 2016)
Stream depth [m] (main channel)	0.6	Max. depth from flow rate measurement	This report, Orbicon data
Flow rate [m ³ /s]	0.328		This report, Orbicon data
CMD [kg/y]	0.48	Unknown, estimation by trial/error	

The results obtained for the estimated mixing cis-DCE show that the estimation of the contaminant mixing is satisfying with a fully mixed condition achieved at section 2, i.e. almost constant concentration throughout the section. The mixing in the first section, however, is overestimated and can be linked to the assumed uniform distribution of contamination through the plume or non-fully mixed condition in the vertical direction (not considered in the model). In the absence of more transverse section measurements data to compare with, the model will be considered as acceptable for the evaluation of the seasonal variations of the contaminant mixing in Skjern.

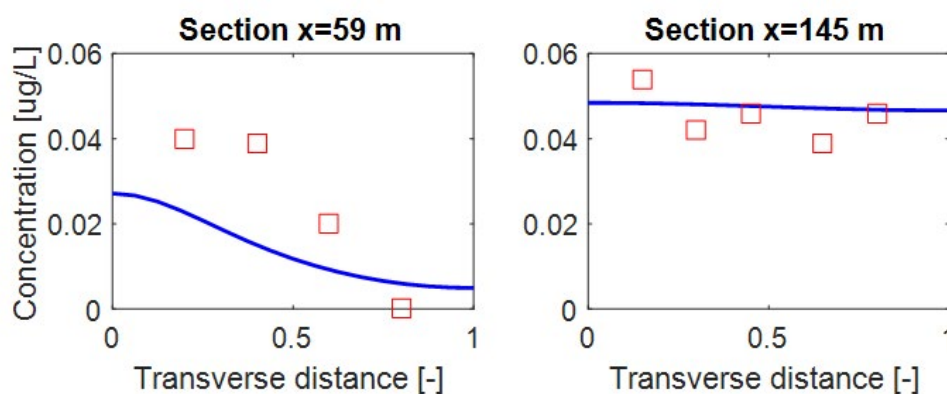
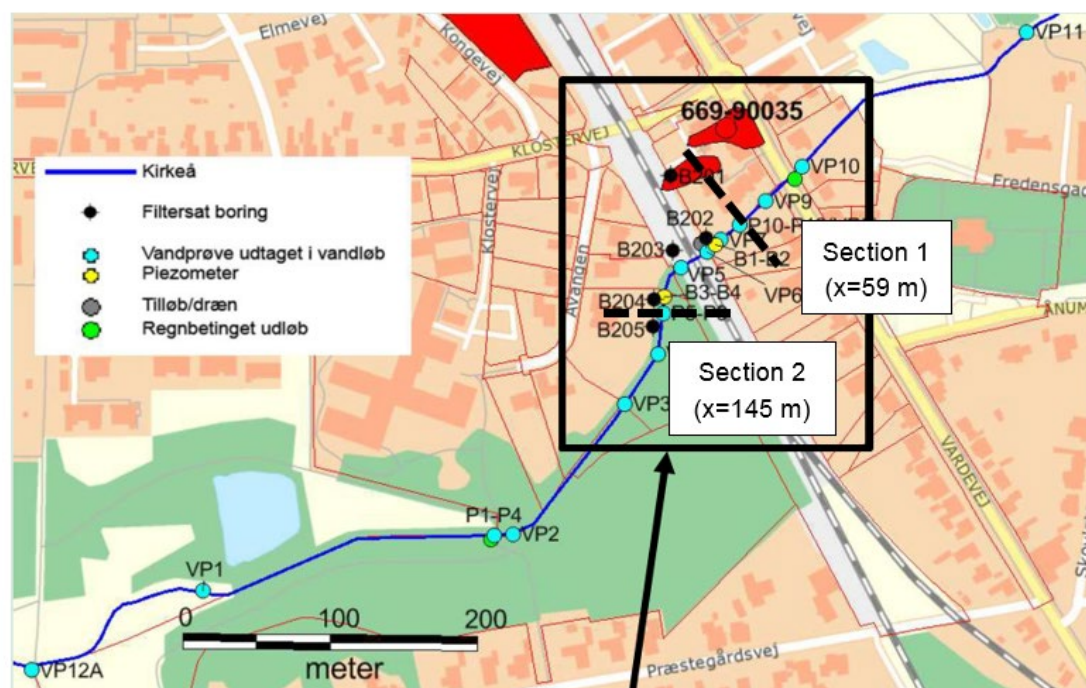


FIGURE 14. Comparison of estimated (blue line) and measured (red marker) cis-DCE in 2 section of Kirkeåen. Reference point for X: point VA10. Transverse distance is given in normalized sections with 0: north bank, 1: south bank. The sections are shown in Figure 13. Measurements performed in October 2015 (Miljøstyrelsen, 2016), $J = 0.48$ kg/year.

4.3 Temporal variations of contaminant concentrations measured along the stream

The measured concentrations of cis-DCE and VC along the stream are presented in the following figures. The concentration measured in the drain is plotted as a separated marker as this point was directly sampled inside the drain and not in the stream.

Chlorinated compounds appeared from VA9 and downstream (Mostly VC, some cis-DCE could be present but may be below the detection limit of 0.02 g/L). The concentration is dependent of the time of the year but stays relatively constant downstream point VA4 which suggests a fully mixed concentration within this range of distance. The highest concentrations in the stream were measured in April and May 2017 both for cis-DCE and VC. Cis-DCE was detectable in the drain with concentrations in the order of magnitude of

what was found in the stream, while VC was mostly not detected (except for the month of January and May 2017).

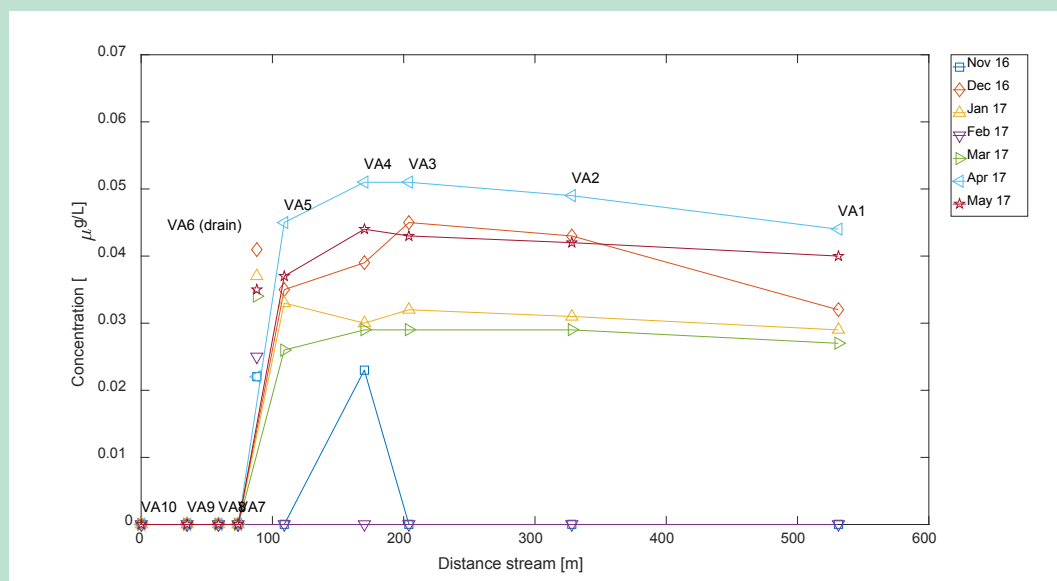


FIGURE 15. Evolution of cis-DCE concentration along Kirkeåen at different time of the year. The point VA6 (drain) is measured directly in the drain. Reference point for x-coordinates: VA10.

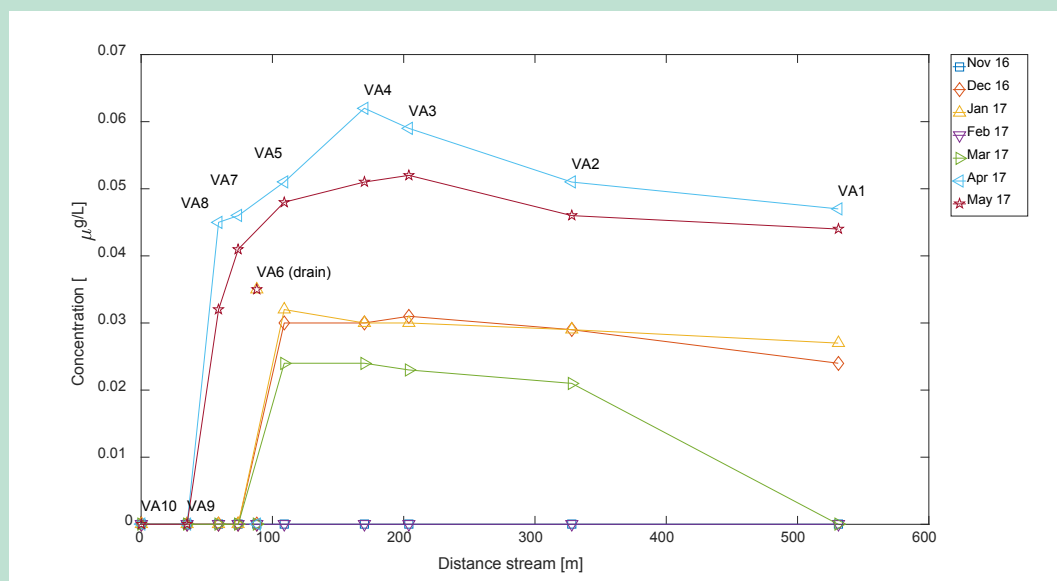


FIGURE 16. Evolution of VC concentration along Kirkeåen at different time of the year. The point VA6 (drain) is measured directly in the drain. Reference point for x-coordinates: VA10.

4.4 Temporal variations of the stream flow rate

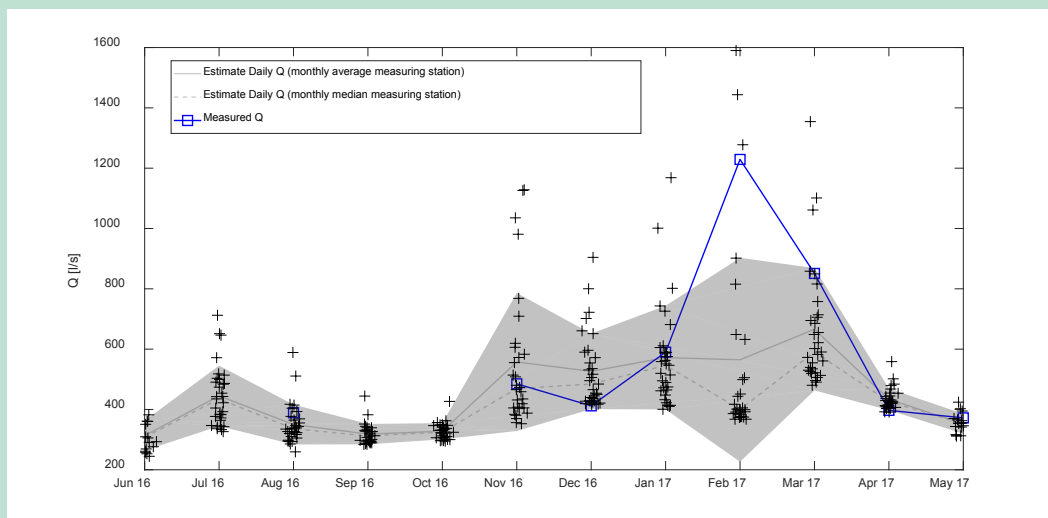


FIGURE 17. Evolution of flow rate for the period 2016-2017: Daily Q averaged (full grey line + associated standard deviation), Daily Q median flow (dash line), Measured Q (Blue).

The monitoring station in Skjern was installed in August 2016, while the water sampling campaign started in November 2016. The flow rates measured during the monthly measurement campaigns are comparable to the mean or median values of daily flow rates obtained from the measuring station. The measured flow rate in February however is extremely high at the time of measurement compared to the daily values in the same month. This implies that the concentrations measured in the stream that particular day are probably low compared to the daily concentrations in February.

4.5 Estimation of the temporal variations of the mixing length L_{mix}

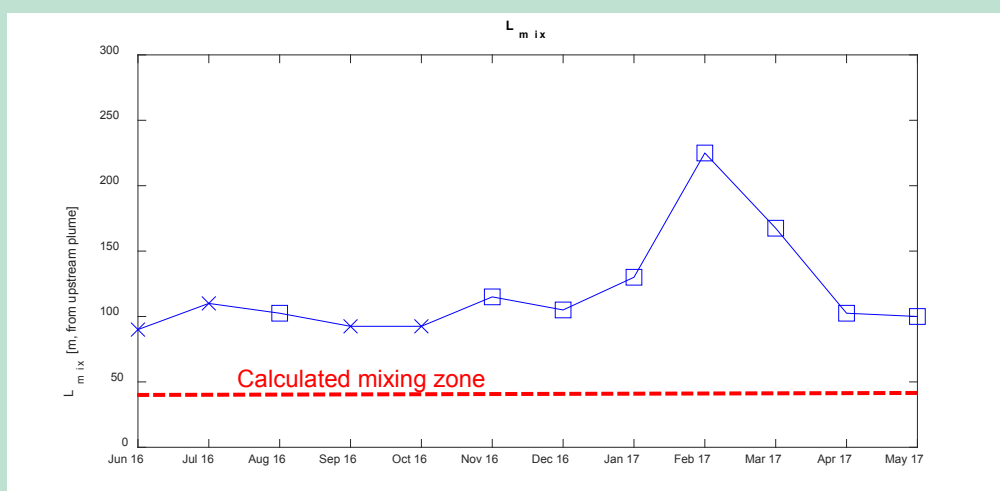


FIGURE 18. Calculated variation of mixing length L_{mix} in Kirkeåen using the measured flow rate at different periods of the year. Red dashed line: limit of the calculated mixing zone. Cross markers indicate the calculation performed using the average flow rate retrieved from the monitoring station to remedy the lack of data (section 4.4).

The estimated mixing length is estimated around 100 m, with higher values estimated during the winter 2017 (January to March). The longest mixing lengths are positively correlated with the flow rate as previously observed in Raadvad, i.e. the larger the flow, the longer the mixing distance is. For the whole period of June 2016 to May 2017, the full mixing of the contamination is achieved downstream the calculated mixing zone and downstream the edge of the contaminant plume estimated to occur at approximately 75 m.

4.6 Estimation of the temporal variations of the fully mixed concentrations (cis-DCE/VC)

The calculated variations of mixing length L_{mix} are used to find an estimate of fully mixed concentration values by reading of the concentration along the stream at that distance for each of the measurement periods. The results are presented below with a comparison to the relevant EQS for cis-DCE and VC if relevant.

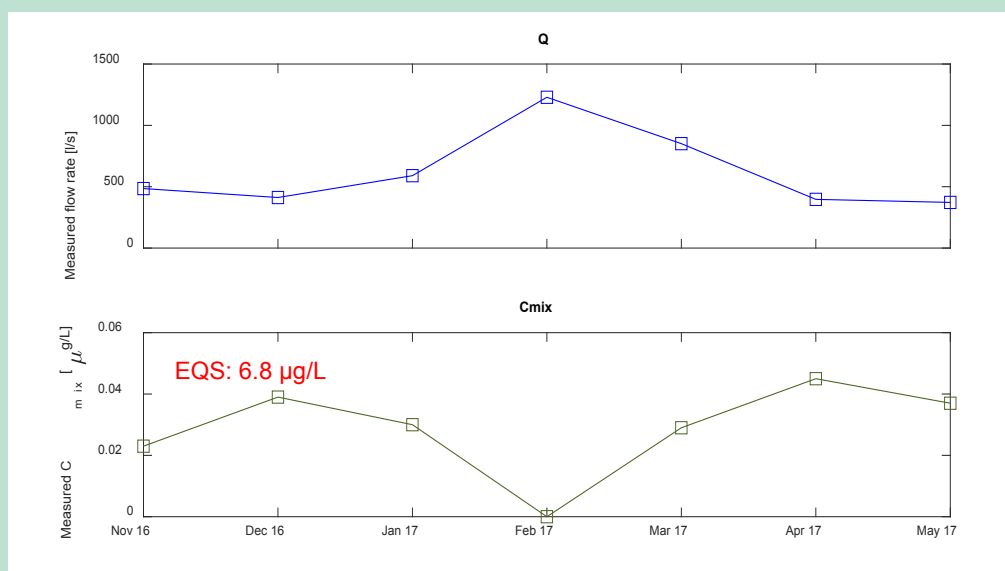


FIGURE 19. Variation of measured flow rate Q and Variation of estimated C_{mix} for cis-DCE. C_{mix} is retrieved from calculated L_{mix} (Figure 18) and concentration measurements along the stream (Figure 15). Period June 2016-May 2017. 0 values corresponds to a non-detectable level (0.02 $\mu\text{g/L}$).

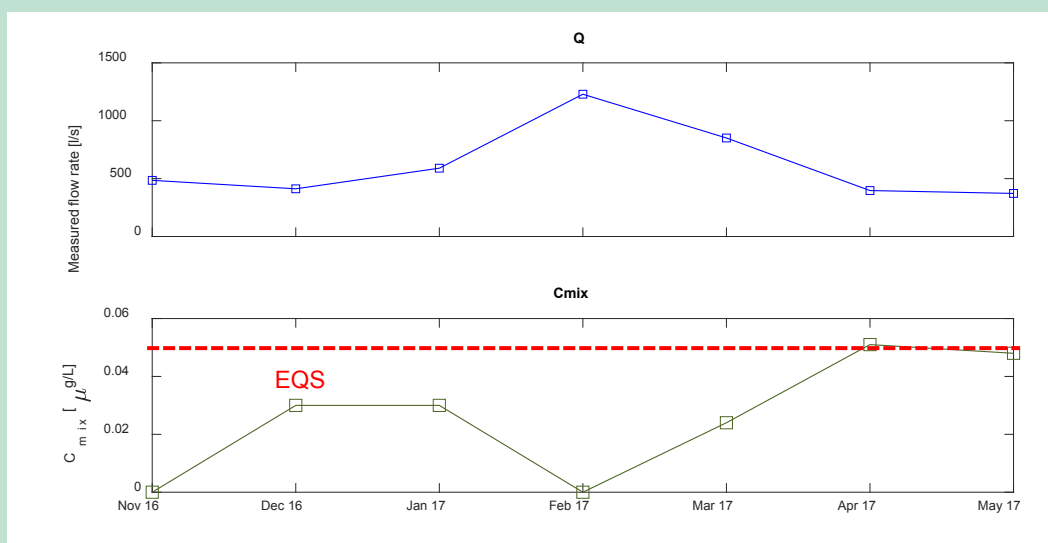


FIGURE 20. Variation of measured flow rate Q and Variation of C_{mix} for VC. C_{mix} is retrieved from calculated L_{mix} (Figure 15) and concentration measurements along the stream (Figure 16). Period June 2016-May 2017. 0 values corresponds to a non-detectable level (0.02 $\mu\text{g/L}$). Red dashed line corresponds to the Environmental Quality Standard.

The observed variations of C_{mix} estimated for cis-DCE comply with the quality criteria of 6.8 $\mu\text{g/L}$ for stream water in Skjern (two orders of magnitude below). The value of fully mixed concentration evolves in a maximum deviation of a factor 2 with values ranging from non-detectable to 0.045 $\mu\text{g/L}$ in April 2017. The contaminant concentration in February was not detectable due to a singular high stream flow and consequent dilution at the time of measurements. The values of fully mixed concentration of VC is also in compliance with the quality criteria, but extremely close in April and May 2017 with values ranging from non-detectable to 0.051 $\mu\text{g/L}$. These sampling campaigns are characterized by a relatively low flow resulting in a reduced dilution of the contaminant. Accounting for the uncertainty in terms of measurements and modeling, it is suspected that at some periods of the year, the quality criterion for VC of 0.05 $\mu\text{g/L}$ is exceeded. The flow rate data collected at Kirkeå indicate low flow in summer and late summer 2016. No concentration data were measured at that period but it is likely that the mixed concentration C_{mix} may exceed the EQS due to a low flow rate and dilution of the contaminant.

4.7 Temporal evolution of the contaminant mass discharge

Similarly to Raadvad, a plot of the fully mixed concentrations with respect to the inverse flow rate is given to evaluate the possible variations of the contaminant mass discharge.

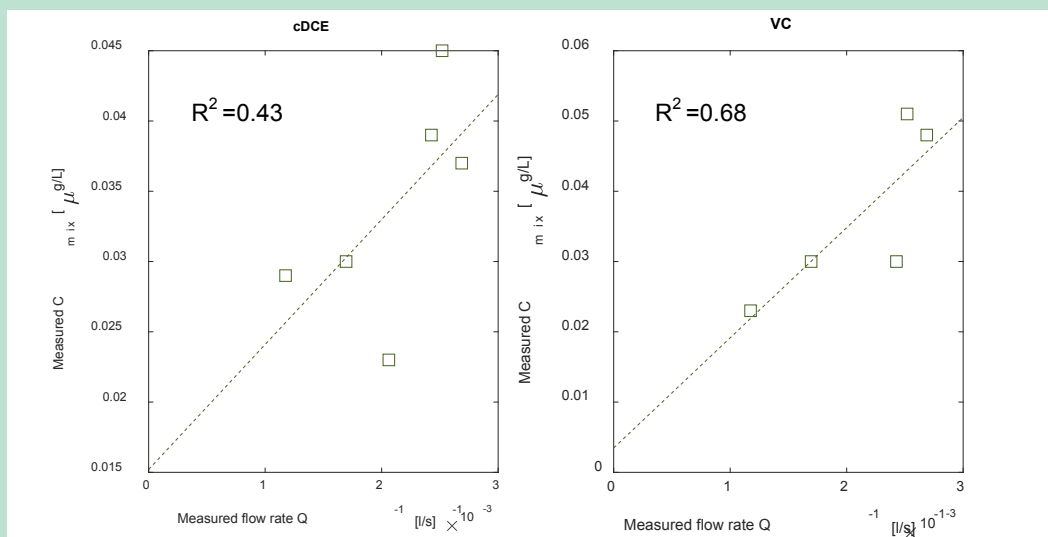


FIGURE 21. Scatter plot of the estimated cisDCE and VC fully mixed concentration vs. (flow rate)⁻¹ in Skjern for the measurement period June 16 to April 2017. Dash line represents the best linear relationship (least square method) as defined by equation 4.

Despite a limited dataset, a linear trend is obtained between the fully mixed concentrations of cis-DCE and VC and the stream flow rate suggesting a relatively constant contaminant mass discharge in Kirkeå. Under such assumption, the best linear fits presented in Figure 21 result in the following estimate for the contaminant mass discharge:

$$J_{\text{cisDCE}} = \text{app. } 0.28 \text{ kg/y}$$

$$J_{\text{VC}} = \text{app. } 0.27 \text{ kg/y}$$

Hence the consequent variations in contaminant concentration in Kirkeåen will be dependent only on the stream flow rate and associated dilution for this site.

B5. Lilleskovvej

5.1 Site and contaminant plume extent description

The measurement and sampling campaigns at Lilleskov started in November 2016 and continued until October 2017. The compounds to be investigated for this site are ammonium/ammonia-nitrogen, barium, ferrous iron (dissolved iron), and xylenes. These compounds were selected due to their relatively high detectable concentrations and as representative of the discharge from a former landfill (see main report). The associated EQS for these compounds are given in Table 1.

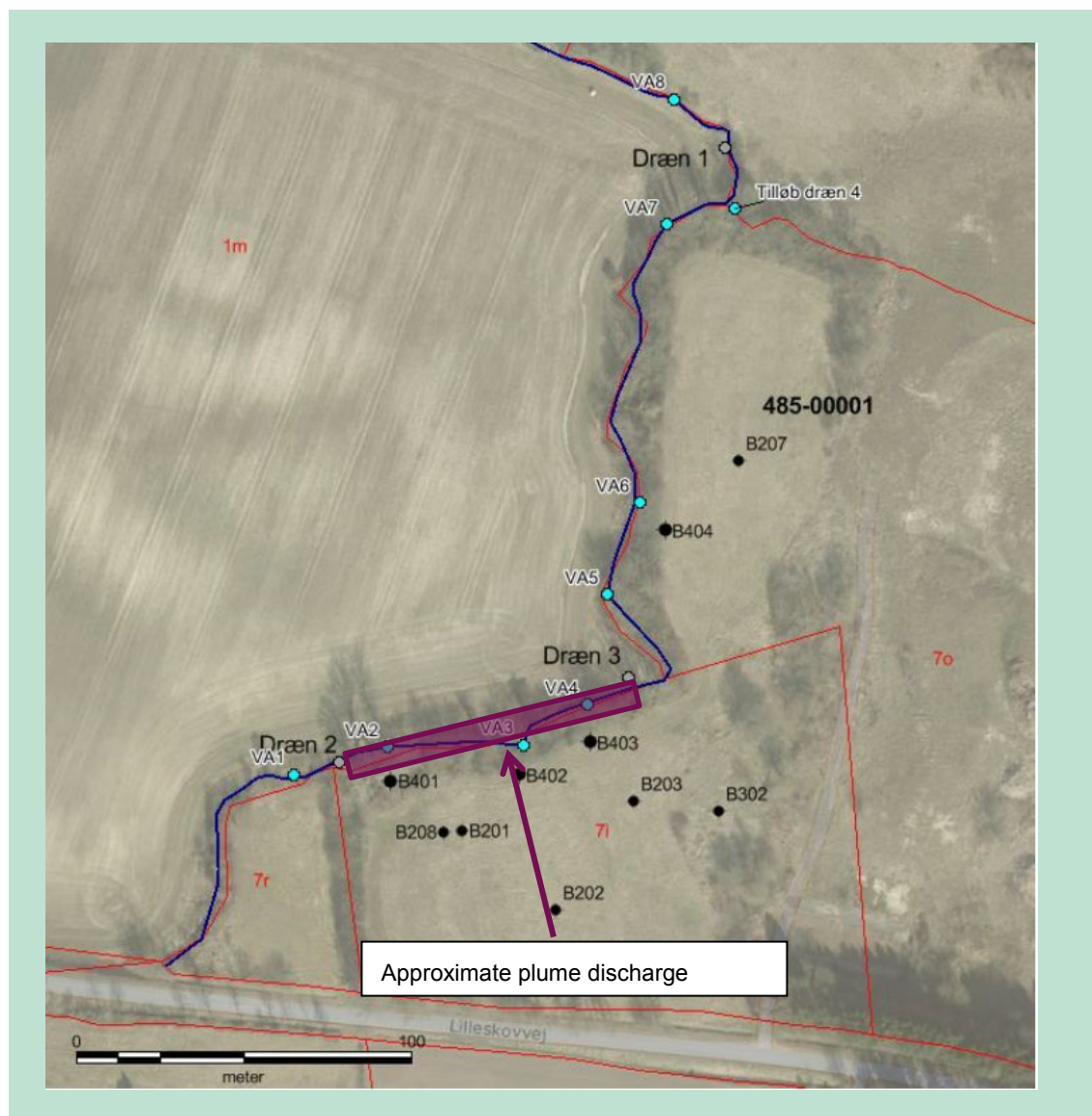


FIGURE 22. Map of Lilleskovvej/Brændtholtafløbet showing location of drains, water sampling, and monitoring wells, and suspected discharge zone of the contaminant plume.

5.2 Model parameters

Sampling in cross sections was not carried out in Lilleskov due to the very shallow depth and width but only stream water sampling along the narrow stream and in the drains. The flow at the outlet of the drains was quantified for drain 2 and 3 once in November. It is therefore impossible to compare the model data

with respect to estimation of mixing and dilution. The general input parameters for the model are given from the available data.

TABLE 7. Input parameters for Lilleskov. Calculation of variation of mixing length/fully mixed concentration

Parameters	Value	Comment	Source
Stream width [m]	1		Miljøstyrelsen (2016) control measurement (Appendix 5)
Stream depth [m]	0.1	depth estimation between station 615 -930 (appendix XX)	control measurement (Appendix 5)
Slope [-]	0.002	Average slope between station 615 - 930, appendix XX	control measurement (Appendix 5)
Flow rate [m ³ /s]	Q(t)	From measurement data average from continuous daily monitoring was used when data not acquired	This report, Orbicon data
Plume location [m]	15	Assumed upstream edge of plume: drain 2 (from arbitrary reference point : VA1)	
Plume width [m]	100	From concentration data. Combination of diffuse plume and point source (drains) extending from drain 2 to drain 3. Discharge from the bank	Miljøstyrelsen (2016; 2017)
CMD [kg/y]	1	Unitary plume for L _{mix} calculation	
Transverse mixing coefficient [m ² /s]	0.3		Rutherford (1994)
Vert. Mixing coefficient [m ² /s]	0.067		Rutherford (1994)
Calculated Mixing zone	10	Defined as 10xW	

5.3 Temporal variations of concentrations along the stream

The following figures show the variations of concentration of the investigated compounds along the stream, with the sampling point VA1 defined as an arbitrary reference (Figure 22). The concentrations measured in the drains are plotted separately, as not taken in the stream but in the drains themselves. The variations of concentrations for each of the compounds along the stream reveal different discharge patterns.

The concentration of ammonium-N is rising steadily from a background value of 0.1 mg/L to a value of 0.3 mg/L (Figure 23). The maximum concentrations are measured in drain 3 with concentration up to 8 mg/L. The rise in concentration downstream this drain could be an indication of a significant contaminant mass discharge from the drain itself. These results are in good agreement with the concentrations reported in August 2013 (Miljøstyrelsen, 2014b).

The concentrations of barium are different with a very high concentration from the most upstream measurement point and very small increase and variation with time all along the investigated stretch (Figure 24). Such a spatial development suggests that barium is discharged mostly upstream VA1, possibly already fully mixed and with a contaminant mass discharge directly correlated to the variation of flow rate. The high concentration in drains followed by a steady concentration in the stream is representative of an insignificant contribution from the drain caused by a low flow rate in the drain despite high concentrations, exception made of drain 1 and drain 4 for some periods, e.g. January 2017 for the drain 1 and May 2017 for drain 4.

The evolution of xylene concentrations exhibits a significant increase between VA1 and VA2, as well as between VA4 and VA5 (Figure 25). The first rise of concentration can be connected to the possible contaminant discharge from the plume or drain 1. The second one downstream VA4 is potentially caused by the contaminant mass discharge from the drain 3 where concentrations almost two order of magnitude higher than the stream concentrations are measured.

The evolution of the ferrous iron (dissolved iron) concentration exhibits a similar trend for almost all measurement periods, exception of January 2017 (Figure 26). The background concentration varies from 0.1 to 0.9 µg/L in VA1 prior to an increase downstream VA2, possibly from the diffuse plume discharge. The concentration stays stable or decreases up to the point VA7 before rising again at some periods, possibly by a significant discharge of the drain 4 with concentration in the drain measured around 4 mg/L.

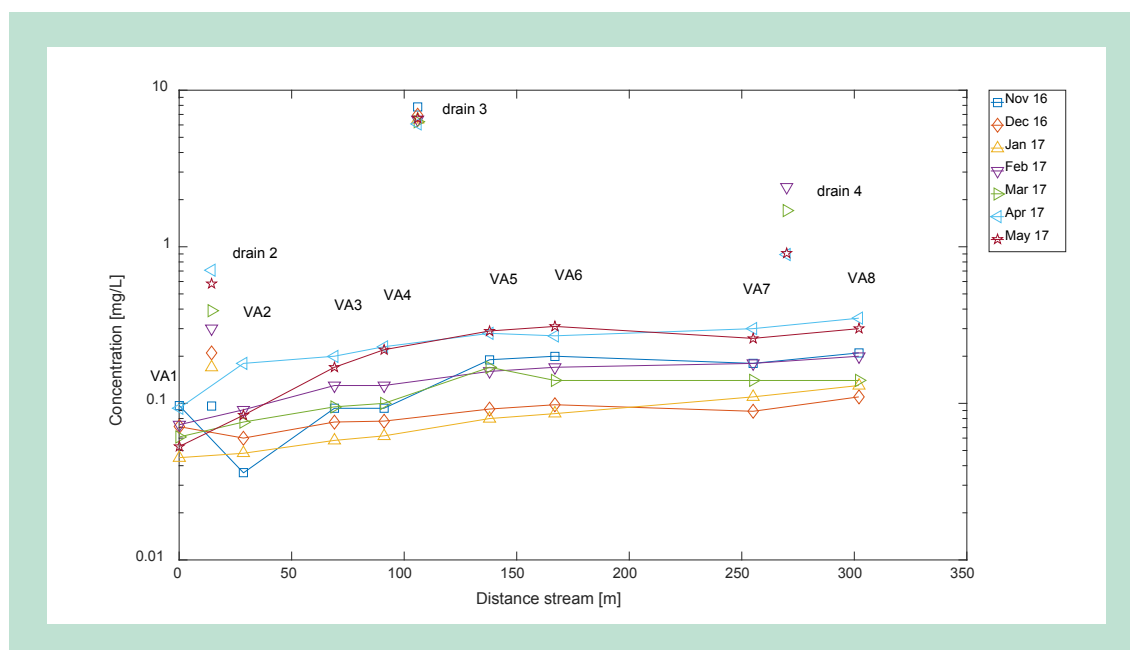


FIGURE 23. Evolution of measured ammonium/ammonia – N concentration along Brændholtafløbet at different time of the year (semilog scale). Drain concentrations are measured directly in the drains. Reference point for x-coordinates: VA1.

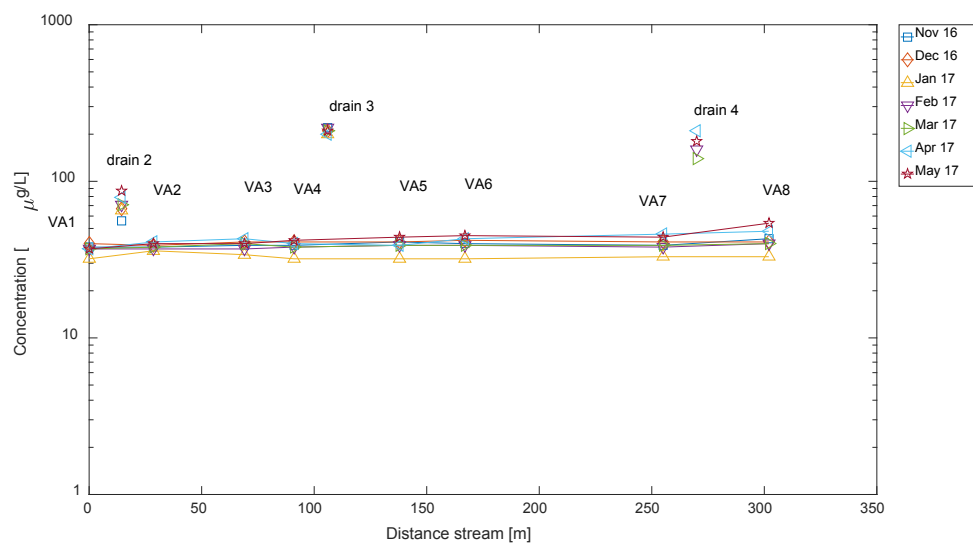


FIGURE 24. Evolution of measured barium concentration along Brændtholtafløbet at different time of the year (semilog scale). Drain concentrations are measured directly in the drain. Reference point for x-coordinates: VA1.

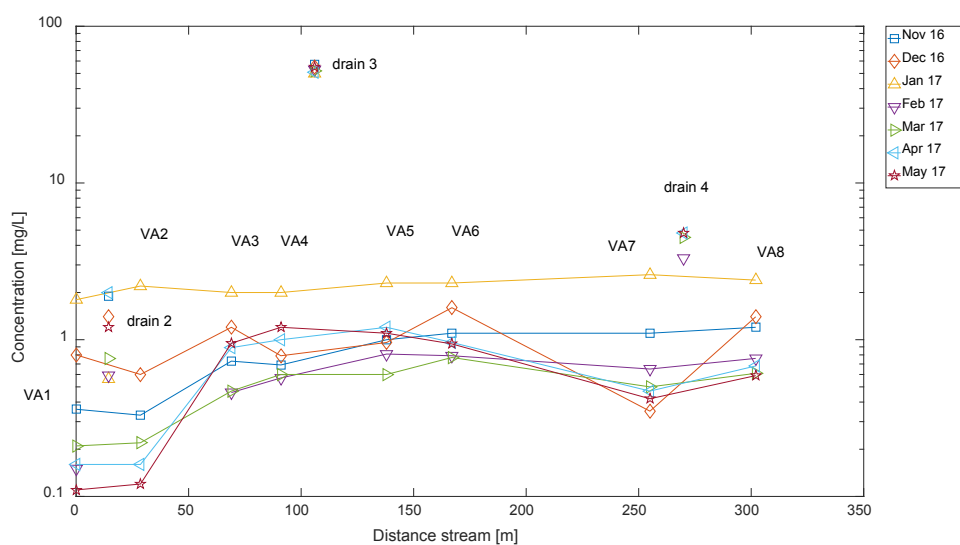


FIGURE 25. Evolution of measured ferrous iron concentration along Brændtholtafløbet at different time of the year (semilog scale). Drain concentrations are measured directly in the drain. Reference point for x-coordinates: VA1.

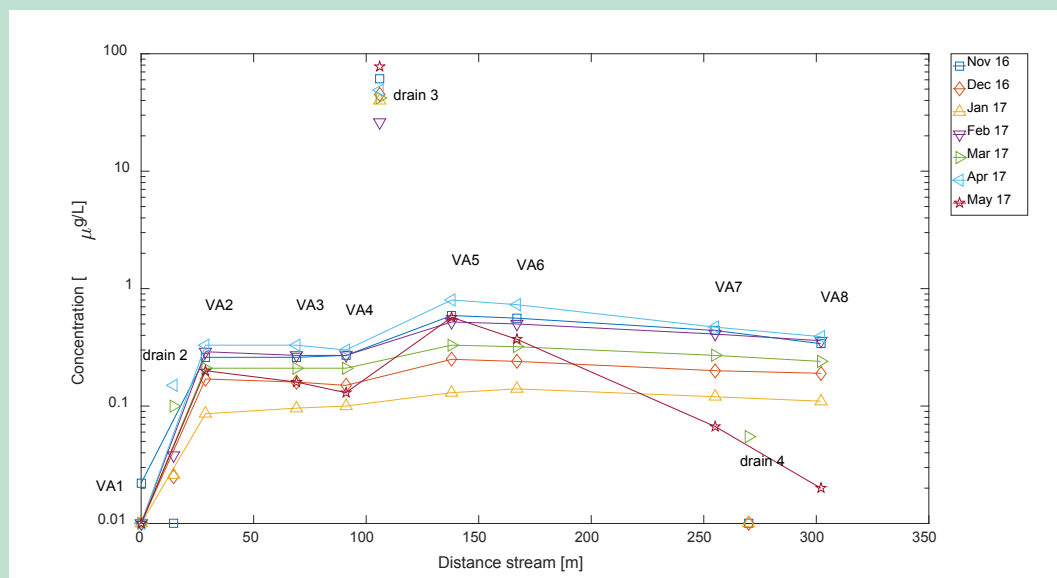


FIGURE 16. Evolution of measured xylenes concentration along Brændholtafløbet at different time of the year (semilog scale). Drain concentrations are measured directly in the drain. Reference point for x-coordinates: VA1. Non detectable values were forced to a value of 0.01 µg/L to facilitate the visualization.

5.4 Temporal variations of the stream flow rate

The results and statistical information on the flow measurement data are presented in Figure 22. The data acquisition at the site started in November 2016. The flow rate measurement was not carried out every month as the gauging station was placed close to the relevant stream stretch and employed directly. During the measurement campaigns, the measured flow rate was generally in the lower range compared to the monthly data acquired from the station, e.g. at the median value in February, and lower in November, April and May. A noticeably high flow was measured in December in Brændholtafløbet. The concentrations measured in the stream for this measurement campaign are expected to be in the lower range due to an important dilution compared to the other months.

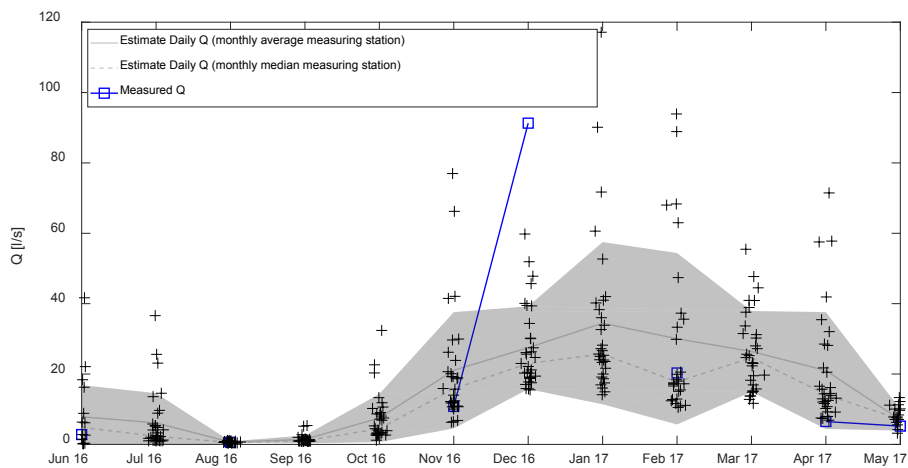


FIGURE 27. Evolution of flow rate at Brændholtafløbet for the period 2016-2017. Daily Q averaged (full grey line + associated standard deviation), Daily Q median flow (dash line), Measured Q (Blue).

5.5 Estimation of the variations of the mixing length

The variations of the mixing length associated to the contaminant plume are displayed in Figure 28. The variations of fully mixed conditions are well downstream the limit of the calculated mixing zone. Exception of the month of August, September and December, the fully mixed conditions are achieved around 100 m. i.e. in the vicinity of the downstream edge of the plume. The contaminant is therefore mixed rapidly once discharged into the stream, either from the plume or from a drain.

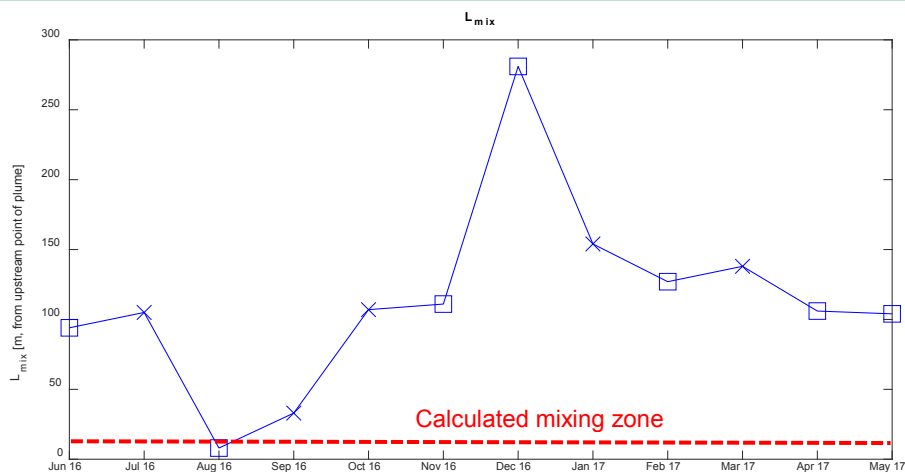


Figure 28. Calculated variations of mixing length L_{mix} in Brændholtafløbet using the measured flow rate at different period of the year. Red dashed line: limit of the calculated mixing zone. Purple line: assumed plume extent. Cross markers indicate the calculation performed using the average flow rate retrieved from the monitoring station (section 5.4)

5.6 Estimation of the variations of the fully mixed concentrations

Estimated fully mixed concentrations are determined with the same procedure as the two other sites (section 3.6 and 4.6) and compared to the EQS, if it is relevant. The variations of concentrations in barium are beyond the relevant EQS for all measurement round. The variations of xylenes stays below the Quality Standard.

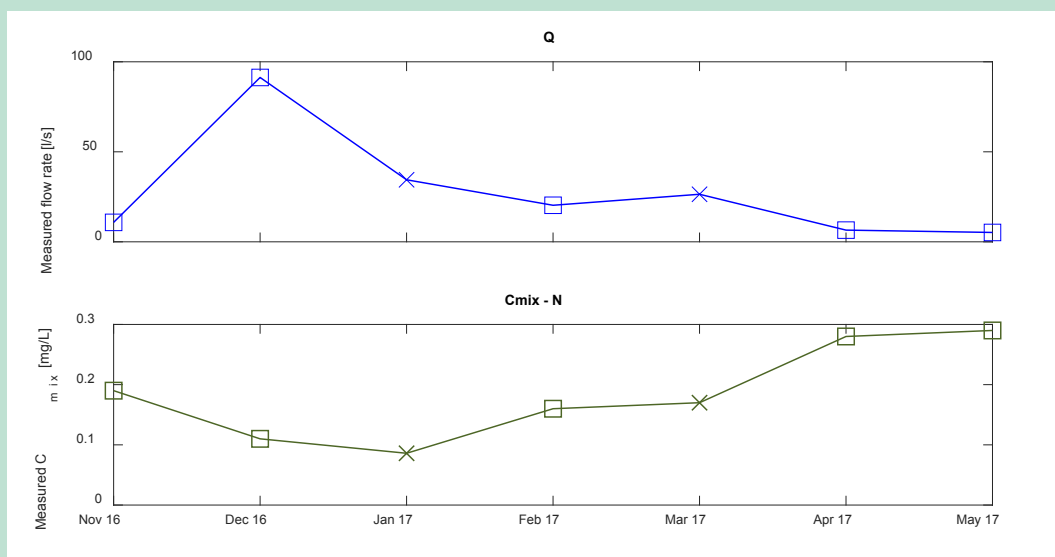


Figure 29. Variation of measured flow rate Q and Variation of C_{mix} for ammonium/ammonia-N. C_{mix} is retrieved from calculated L_{mix} (Figure 28) and concentration measurements along the stream (Figure 15). Period November 2016-May 2017.

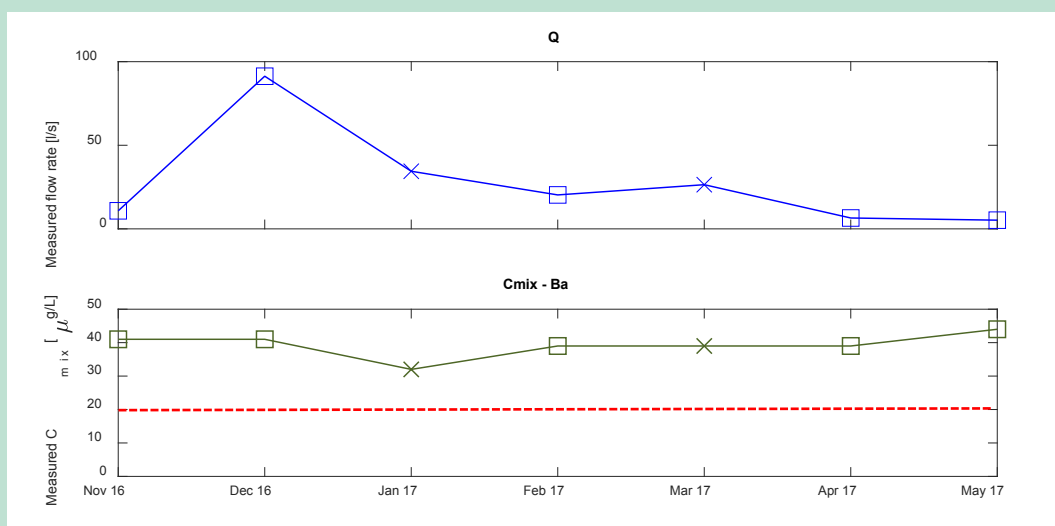


Figure 30. Variation of measured flow rate Q and Variation of C_{mix} for barium. C_{mix} is retrieved from calculated L_{mix} (Figure 28) and concentration measurements along the stream (Figure 24). Period November 2016-May 2017. Red dashed line corresponds to the Environmental Quality Standard.

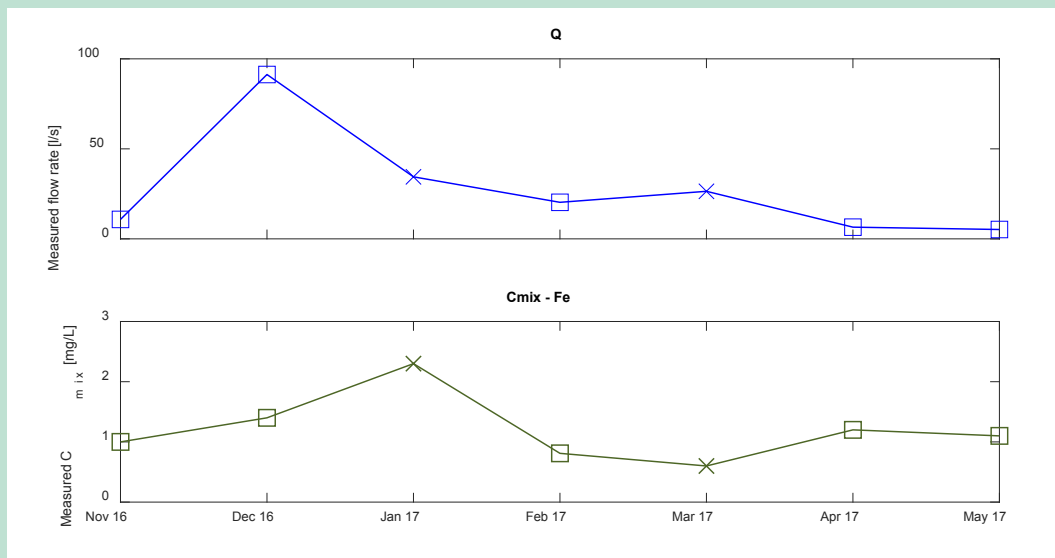


Figure 31. Variation of measured flow rate Q and Variation of C_{mix} for ferrous iron. C_{mix} is retrieved from calculated L_{mix} (Figure 28) and concentration measurements along the stream (Figure 25). Period November 2016-May 2017.

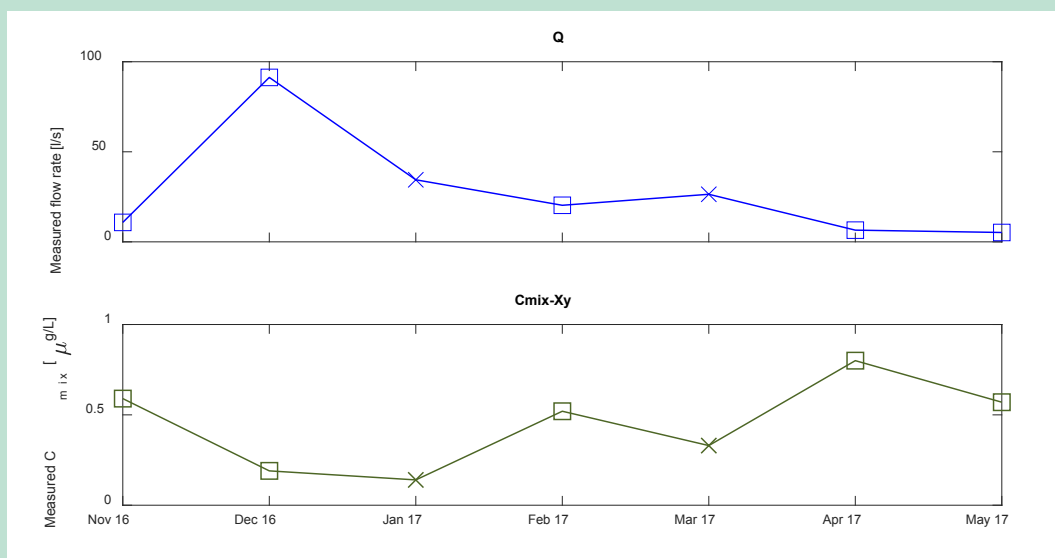


Figure 32. Variation of measured flow rate Q and Variation of C_{mix} for xylenes. C_{mix} is retrieved from calculated L_{mix} (Figure 28) and concentration measurements along the stream (Figure 26). Period November 2016-May 2017.

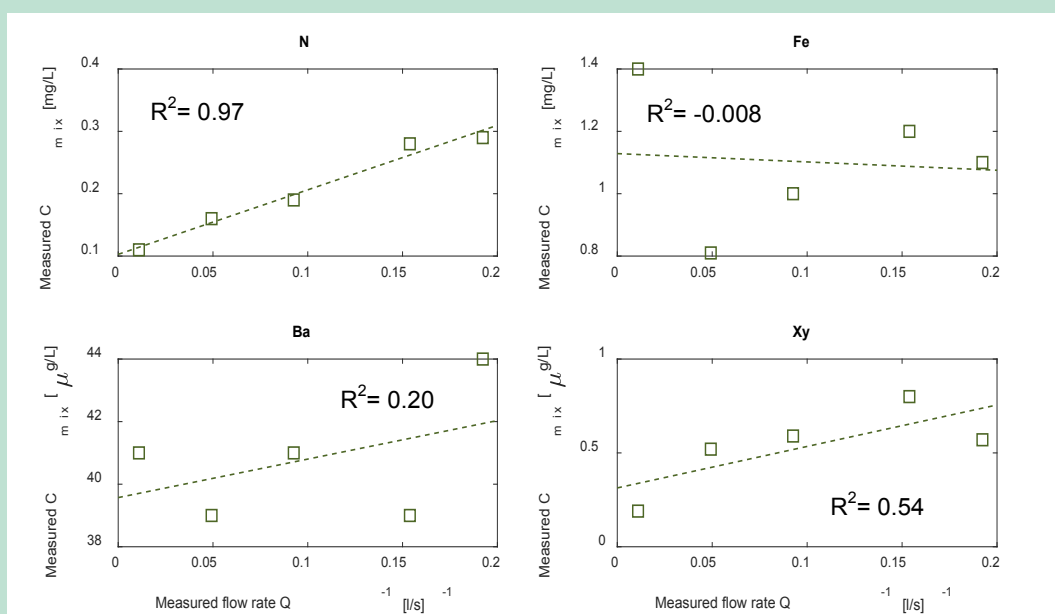
5.7 Temporal variations of the contaminant mass discharge

A plot of the fully mixed concentrations with respect to the inverse flow rate is given to evaluate the variations of the contaminant mass discharge for each of the investigated compounds. A strong linear relationship is achieved for ammonium/ammonia-N and to a certain degree for xylenes indicating a relatively constant mass discharge of these compounds over the considered period. The values retrieved from the linear fit lead to the following mass discharge estimate:

$$J_{\text{NH}_4} = 31.5 \text{ kg/y}$$

$$J_{\text{xy}} = \text{app. } 0.070 \text{ kg/y}$$

An insignificant linear relation is found for the ferrous iron mixed concentration data which could be interpreted as a variable mass discharge of ferrous iron with time, but the possibility of temporal variations of precipitation /oxidation processes in the stream cannot be excluded. Finally, a relatively poor fit of the data is also found for barium in agreement with the findings discussed in section 5.3.



B6. Discussion

6.1 Learnings from the sites of investigation

The studies of three contaminated sites were performed for the evaluation and the quantification of the seasonal variations of mixing contamination in streams. The important findings of these investigations are given below.

From the three sites investigated in this study, there is a clear indication that the distance where the fully mixed conditions are achieved, i.e. where the contaminant concentration is almost constant within a cross section of a river, is time dependent. The driving force for these variations are the variations of the river flow itself that increase the transport of the contaminant downstream. For a given distribution of contaminant in a contaminated plume, the mixing distance is independent of the quantity of contaminant mass discharged. The amount of mass discharged only affects the resulting fully mixed concentration.

The estimation of the mixing distance by use of the DILVOL model reveals that for all the investigated sites, the mixing length L_{mix} usually occurs downstream the calculated mixing zone in most cases. This result is in agreement with literature showing fully mixed conditions are achieved more than 25 times the width of the stream (Day, 1977).

For almost all cases of compounds at the different sites, temporal variations of the fully mixed concentrations have been observed. These variations are directly linked to the stream flow rate and consequent dilution, i.e. the higher the flow rate is, the lower is the contaminant concentration (section 3.6, 4.6, 5.6). However in some cases, an increase in the contaminant concentration were measured whereas the stream flow increase as well, e.g. vinyl chloride in Raadvad in autumn/winter. These results suggest temporal variation of the groundwater contaminant plume and contaminant discharge. The dynamic of these variations is originating from the groundwater surface water interaction and requires complementary investigation to be fully understood.

In addition to the variation of groundwater contaminant plume discharge, sewer and drains can be a pathway for the contamination to enter the stream. The contaminant concentrations can be very high in a drain, while the contribution to the overall pollution can be significant or not, dependent on the drain outflow. This is observed at Lilleskovej for xylenes, entering the stream from the drains. The hydrodynamic behavior, i.e. when these drains are active or not is not investigated in this study and can be different from the dynamic of a groundwater contaminant plume.

6.2 Assumptions and limitations in the simulations

The DILVOL model is used to estimate the mixing of contaminant mixing in streams. The stream is simulated as a straight stream with a uniform rectangular cross section. For meandering streams, the transverse mixing is enhanced and could impact some of the results presented in this study by a reduction of the mixing length (Rutherford, 1994). The three investigated sites were characterized by small, medium stream range and they are all relatively straight streams (modified). Mixing is achieved within short distances of 100 to 500 meters where the number of meanders is therefore limited, so the effect is expected to be minor. In summer, low flow and depth can be inversely related due to the presence of macrophytes, resulting also in enhanced roughness and consequent mixing. This effect is not accounted for in the current model.

The measurement in Raadvad in December 2016 showed that the analytical model overestimated the contaminant mixing. This month was characterized by a reduced flow rate of 5 l/s (section 3.6) and it is believed that the mechanical dispersion model may not be suitable at such low velocity. Unfortunately, no detailed cross measurements are available to examine this point thoroughly.

Finally, the variations of flow rate induce variations of water depth in reality. A simulation taking into account these variations highlights indeed some variations compared to the calculation using the variation of flow rates alone. The depth of the stream affects the overall mixing in the stream. The executed test indicates that the calculation with flow rate variation alone is slightly more conservative when the flow is high, i.e. the mixing distance is generally longer. However, it is notable that the effect is minor compared to the effect of stream flow variation.

B7. Suggestions and future work

The following suggestions are issued after analysis of the investigated sites and the observed temporal variations:

- Variations of flow rate and mass discharge: With possible variations of flow rate and contaminant mass discharge simultaneously, the definition of a proper moment for the stream water sampling and compliance to quality standard is challenged. For an important number of periods for the tested sites, a sampling during the low flow periods is representative of a minimum dilution factor and high concentrations and therefore should be prioritized. The main issue is if the contaminant mass discharge is not constant, which was observed in Raadvad in winter and in Lilleskovvej for some of the compounds. The driving parameters for these variations in contaminant mass discharge are not completely understood and are different from the variations of flow rate itself. The stream can indeed respond really fast to precipitation due to runoff for example, while the variation of groundwater tables are much slower. Ideally more needs to be done to understand how the mass discharge varies and to estimate if these variations are significant compared to the variation of flow rate.
- Distance to fully mixed conditions: The mixing length, i.e. where the contaminant becomes fully mixed into the stream can vary and is dependent on the flow rate. The definition of a single point of compliance for the evaluation of the contaminant concentration is therefore complex as dependent on the mixing itself. To account for this issue a novel approach based on a sampling through a section in a similar manner to a flow measurement is proposed. 3 to 5 points regularly spaced in a cross section allow the verification of the fully mixed conditions, or alternatively the quantification of the mass discharge by simple integration. In that case, the equivalent fully mixed concentration C_{mix} can be estimated by use of eq. (3). The minimum requirement for this section is a location downstream the plume to ensure that all contaminant contribution is accounted for. Drain/sewer can also contribute to the overall contaminant sources and should be accounted for if they are substantial.
- Contaminant mass discharge by sewers/drains: Drains and sewers can indeed be additional discharge sources as seen in Lilleskovvej and need to be quantified, both in terms of concentration and flow rate. The temporal variations of flow rate in sewer can be different and independent of the temporal variations of a groundwater plume and stream flow rate as these components are usually a separated system.

B8. Conclusion

This study aimed at evaluating the temporal variations of contaminant concentrations resulting from the discharge of a groundwater contaminant plume. The study was carried out by use of monthly water sampling measurements combined to an analytical model for the estimation of the contaminant mixing and fully mixed conditions. The three sites and streams selected for this investigation are Raadvad (Mølleåen), Skjern (Kirkeåen), and finally Lilleskovvej (Brændholtafløbet). The first two stream sites are contaminated with chlorinated ethenes from former industrial activities, while the stream at Lilleskovvej is impacted by a landfill leachate plume.

The following results were highlighted by the current study:

In Raadvad, temporal variations of fully mixed conditions were observed both for cis-DCE and VC. While the estimated fully mixed concentrations of cis-DCE complied with the quality criteria for stream water, the fully mixed concentrations for VC were close or beyond the quality criteria of 0.05 µg/L in some cases in autumn and winter. These concentrations are directly driven by the variations of stream flow rate and consequent dilution, but also by a variation of the contaminant mass discharge to the stream. It is suspected that the already identified hotspot at the junction of the main stream and tributary may contribute to the overall contamination discharge to the stream.

Similar results and trend were observed in Skjern, with temporal variations of fully mixed concentrations for cis-DCE and VC. The estimated fully mixed concentrations for cis-DCE over the period November 2017 to May 2017 complied with the associated quality standard by almost two order of magnitude. However, the variations of fully mixed concentrations for VC were close or beyond the 0.05 µg/L limit at the end of spring 2017 when the flow in Kirkeåen was low. No data were analyzed for the summer 2016 but with expected flow rate to be the low, it is likely the concentration of VC will reach some maximum values. As opposed to Raadvad, the contaminant mass discharge for cis-DCE and VC is seen as relatively uniform for the period November 2016 to May 2017 with an estimated mass discharge of 0.28 and 0.27 kg/yr respectively.

The site of Lilleskovvej is characterized by a small intermittent stream, in which a landfill leachate plume and several drains are discharging different compounds. Several compounds were examined. The evolution of barium concentrations over the considered period are unexpected considering the assumed location of the contaminant plume and beyond the EQS at all times, with an almost constant concentration over the overall investigated stretch. Such a concentration profile is representative of a discharge occurring upstream the discharge area of the contaminant plume, and a barium discharge highly correlated with the flow rate of the stream. Finally, the fully mixed concentrations of xylenes comply with the associated quality criteria during all measurement rounds, and the contaminant mass discharge seem relatively steady over time with an estimated discharge of approximately 0.07 kg/yr. The discharge of ammonium/ammonia-N was found constant with time over the observed time period with an estimated mass discharge of 31.5 kg/yr.

The study of the three sites highlighted that for most targeted compounds, the maximum concentrations occurred when the stream flow rate and dilution were low. However, the point where these fully mixed concentrations is achieved is time dependent and strongly influenced by the flow rate. A new approach consisting of water samplings in a given cross section instead of one single point is therefore recommended. Furthermore, temporal variations of the contaminant mass discharge were observed in specific periods for some compounds. The reason of these variations was not anticipated and the dynamic of these variations is different from the stream flow rate.

B9. References

Aisopou, A., Bjerg, P. L., Sonne, A. T., Balbarini, N., Rosenberg, L., and Binning, P. J. (2015). Dilution and volatilization of groundwater contaminant discharges in streams. *Journal of Contaminant Hydrology*, 172: 71-83.

Day T.J. (1977). Observed mixing lengths in mountain streams. *Journal of hydrology*, 35 (1977) 125-136.

European Union (2008). Directive 2008/1058/EC on environmental quality standards in the field of water policy, Official Journal of the European Union.

Fischer, H. (1979). Mixing in inland and coastal waters. Academic Press.

Lemaire G. (2016). Seasonal variation of contaminant discharge to stream and in-mixing effect. Master thesis, DTU Environment

Miljøstyrelsen (2013). Anvendelse af blandingszoner og generelle forudsætninger og randbetingelser til udvikling og til brug af metode til identifikation af overfladevandstruende jordforureninger. Information from J. Aabling.

Miljøstyrelsen (2014a). Jordforureningers påvirkning af overfladevand, delprojekt 4
Vurdering af fortynding i vandløb ved påvirkning fra forurenede grunde. Miljøprojekt nr. 1572, 2014. isbn: 978-87-93178-50-2.

Miljøstyrelsen (2014b). Risikovurdering af lossepladser påvirkning overfladevand. Bilag 5: Undersøgelser af Lilleskovvej lossepladspåvirkning af Brændholtafløbet. Miljøprojekt nr. 1604, 2014.

Miljøstyrelsen (2014c). Jordforureningers påvirkning af overfladevand, delprojekt 3
Relation mellem stoffer, koncentrationer og fluxe. Miljøprojekt nr. 1574, 2014. ISBN: 978-87-93178-53-3.

Miljøstyrelsen (2015). Jordforureningers påvirkning af overfladevand. Analyse og vurdering af screeningsværktøjets parameterværdier til optimering af regionernes indsats. Miljøprojekt nr. 1789, 2014. ISBN: 978-87-93178-74-2.

Miljøstyrelsen (2016). Jordforureningers påvirkning af overfladevand - test af screeningsværktøjet for overfladevand. Miljøprojekt nr. 1846, 2016. 978-87-93435-60-5

Miljøministeriet (2016b). Bekendtgørelse om miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand. BEK nr. 439 af 19/05/2016.

Miljøstyrelsen (2018). This report. Bilag A – DTS til bestemmelse af indstrømningsområder i overfladevand.

Miljøministeriet (2017). Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg. Nr. 1022 af 25/08-2010. BEK nr 1147 af 24/10/2017.

NIRAS (2012). Videregående undersøgelser på Raadvad knivfabrik, Raadvad 3-19 og 4-50, 2800 kgs. lyngby. Afslutningsrapport, NIRAS for Region Hovedstaten.

Rutherford, J. (1994). River mixing. Wiley.

Schulz H. (2017). Application of the streambed-Point Velocity Probe for investigating contaminant discharge to streams. Master thesis, DTU Environment.

Bilag 1. DILVOL: parameters overview

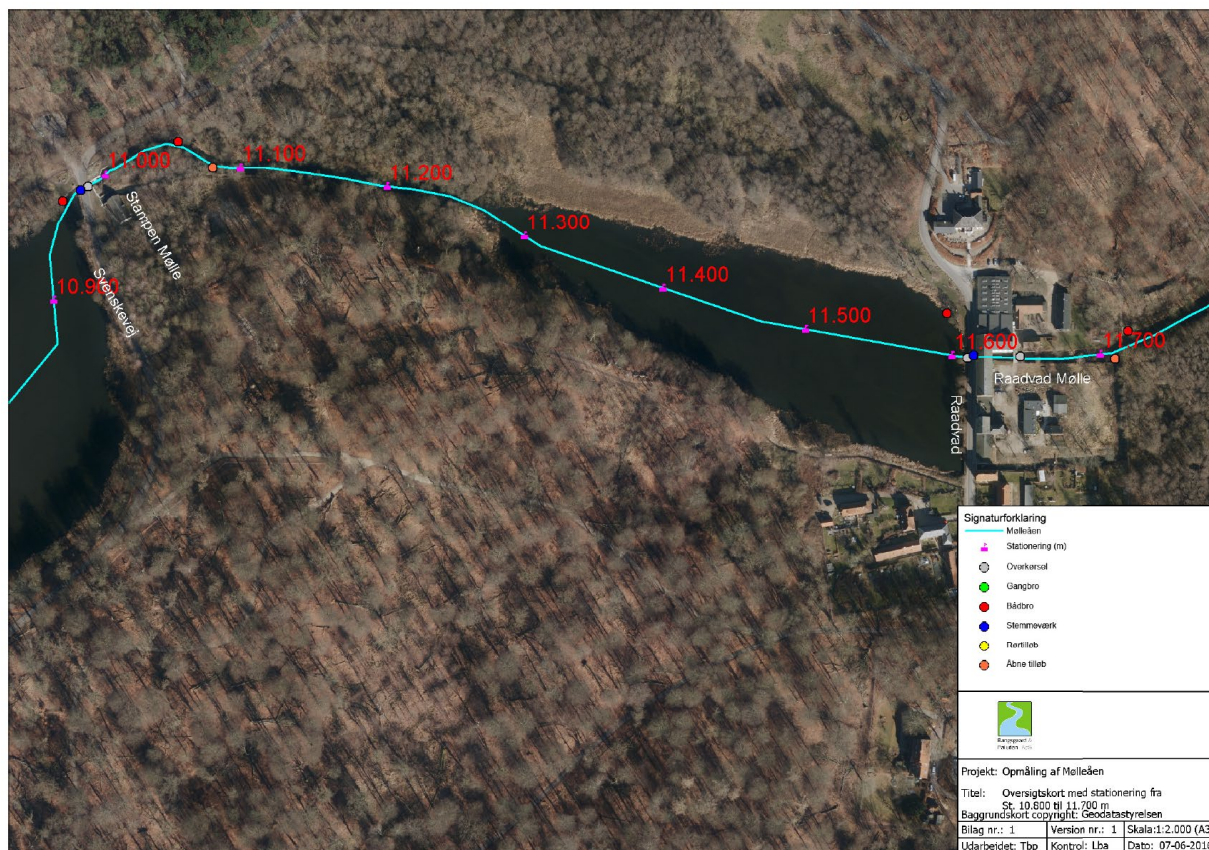
The main parameters for the model and the estimation of the contaminant mixing in streams are presented in the Table 8.

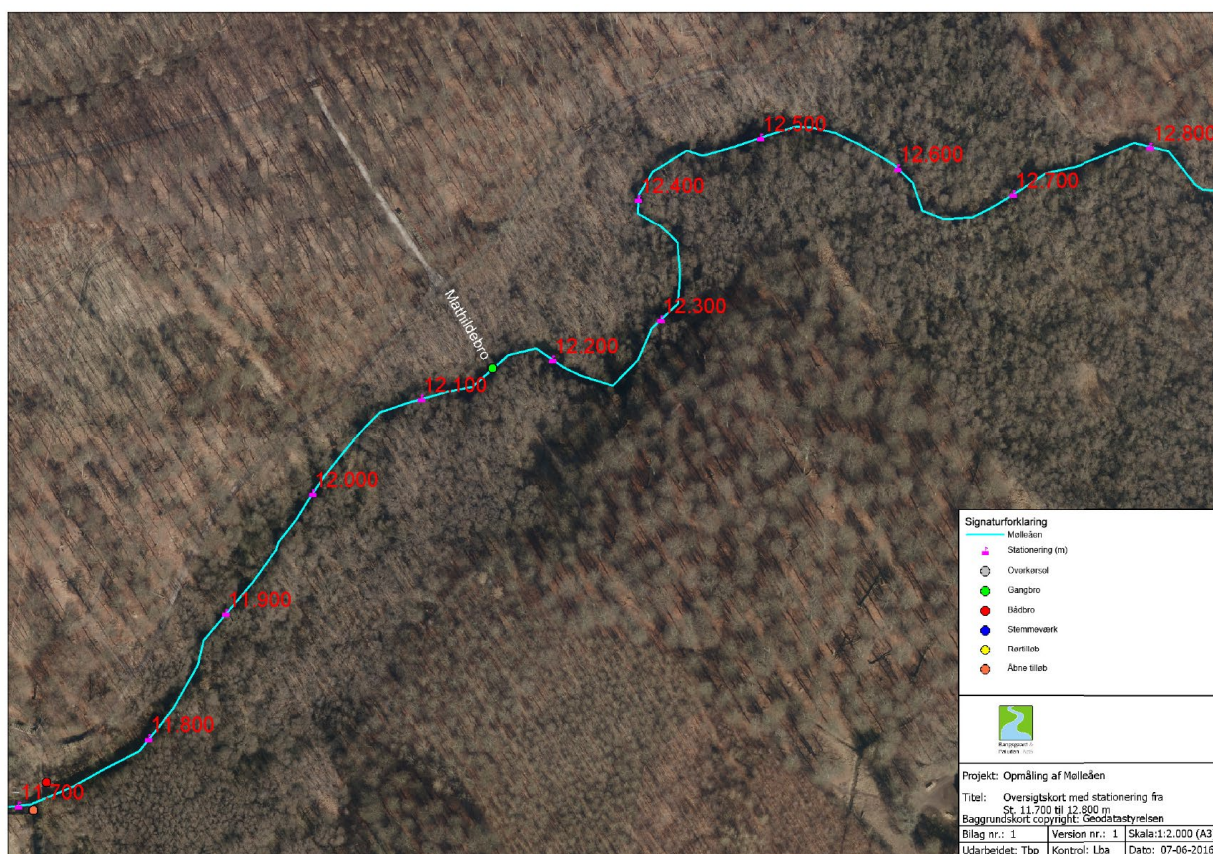
Table 8. Main input parameters for the DILVOL model

Parameters	Comment
Stream	
Width [m]	
Depth [m]	
Slope [-]	
Flow rate [m ³ /s]	
Contaminant	
Plume coordinate [m]	Location of the upstream point of the plume ()
Plume width [m]	
Mass discharge [kg/y]	Contaminant mass discharge to the stream
Mass distribution [-]	Uniform, Gaussian, or heterogeneous distribution
Seepage location [-]	From bank / half a streambed
C background [µg/L]	If background concentration already present
Other parameters	
Mixing coefficient [m ² /s]	Turbulent mixing coefficient

Bilag 2. Raadvad: Mølleåen slope data

Document provided by Anja Aalling Hansen from Lyngby Taarnbeck Kommune

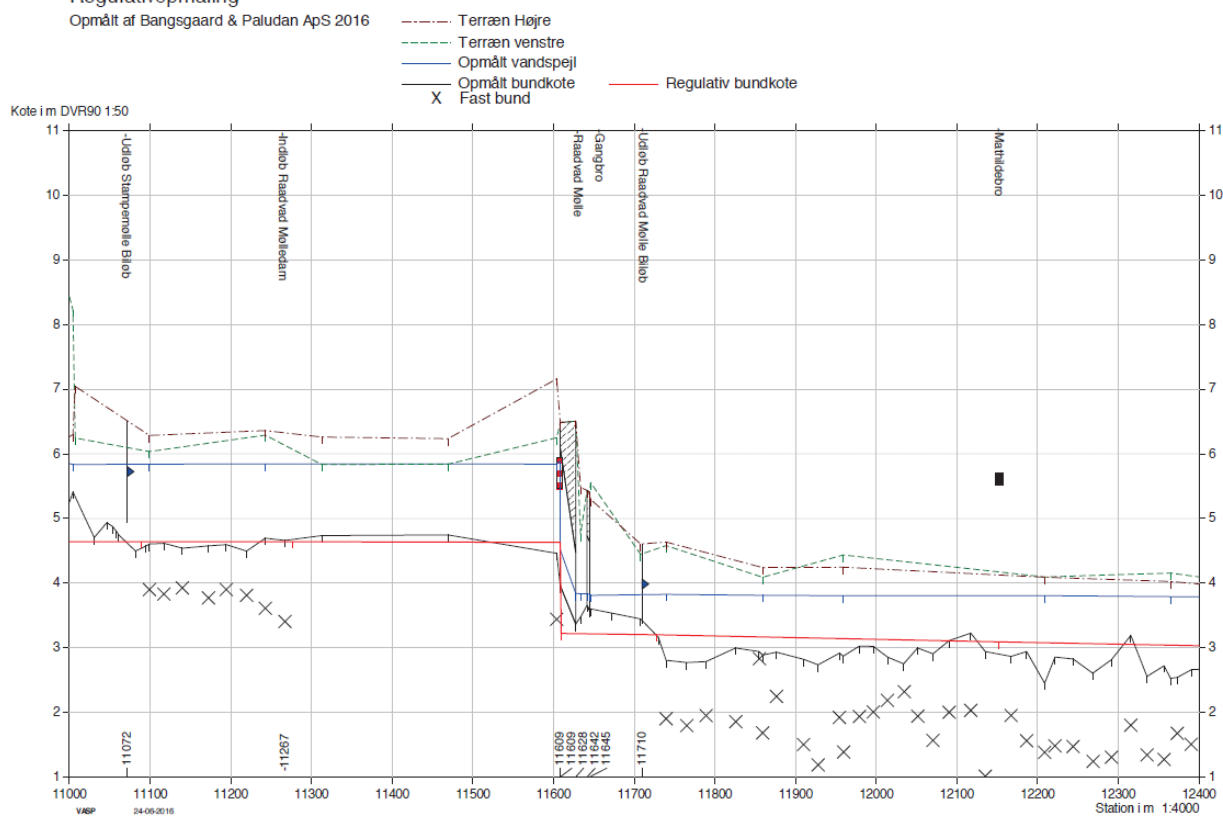


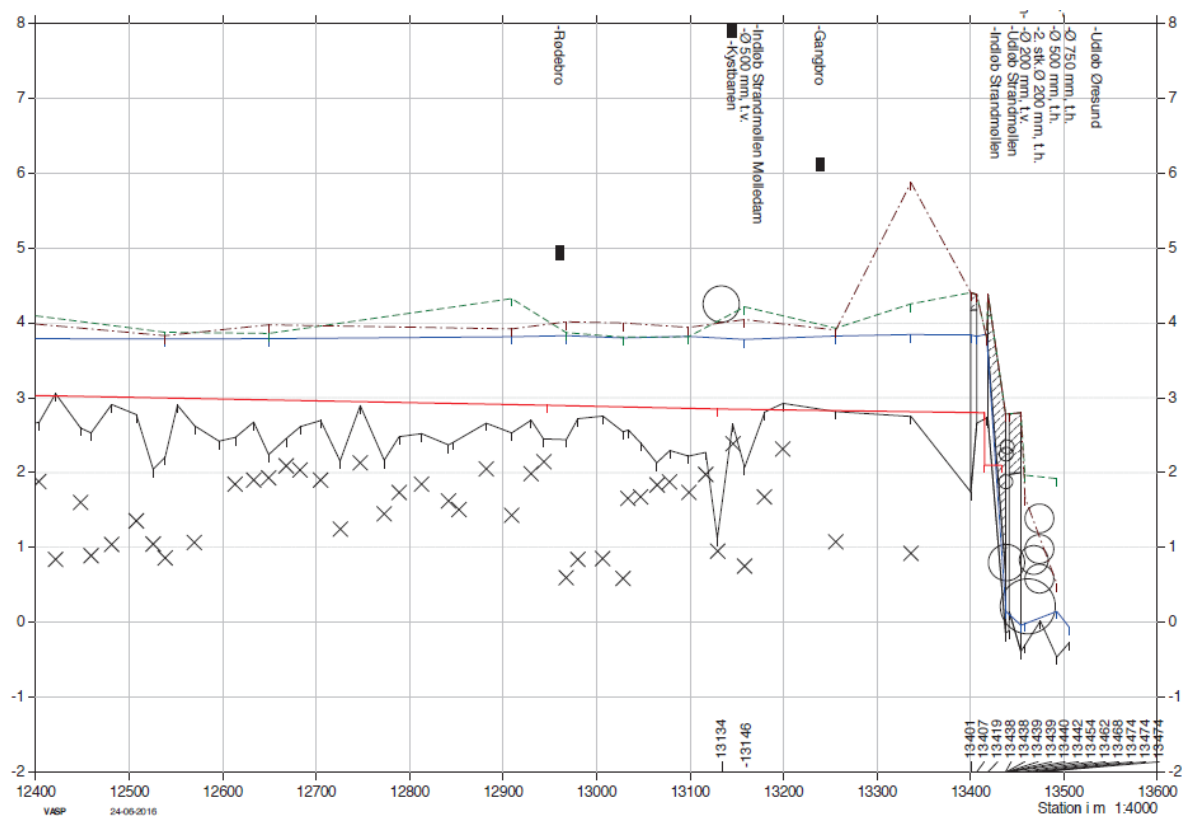


Mølleåen

Regulativopmåling

Opmålt af Bangsgaard & Paludan ApS 2016



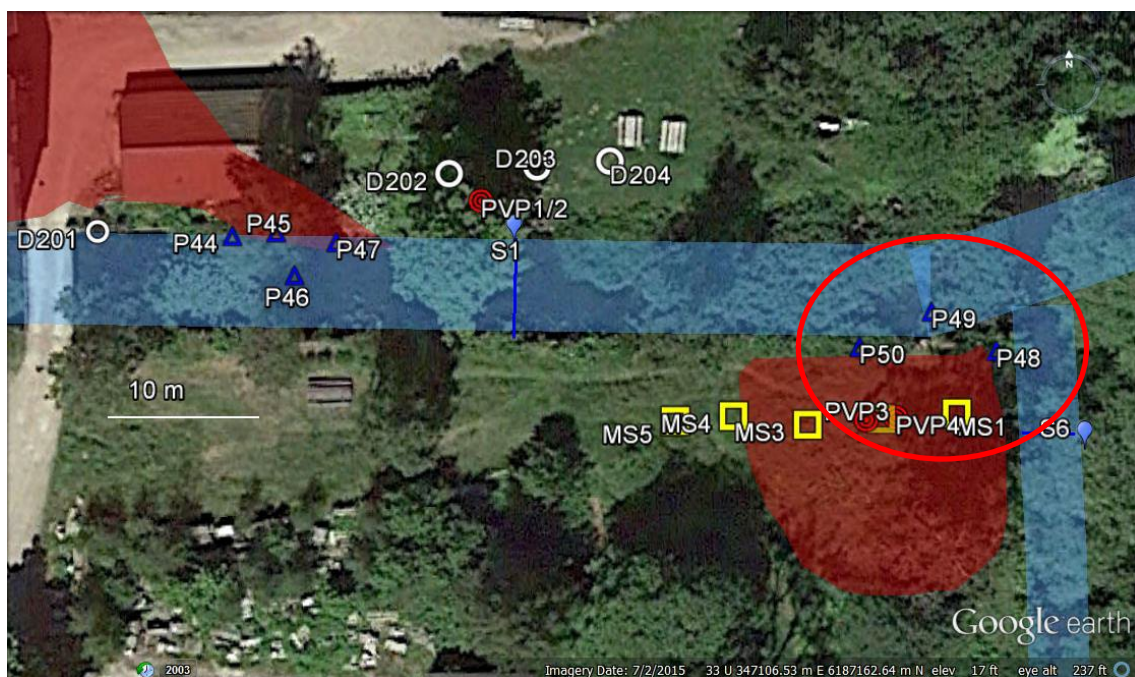


Bilag 3. Raadvad: piezometers sampling measurement results (40 cm below streambed)

Measurement carried out in October 2016, as a continuity of the work by Lemaire (2016).

	Batch	EUDKVE-00480792
	Sagsnavn	TUP Tidslig variation (Raadvad, DTU)
	Sagsnummer/lokalitetsnr	3641600029/173-05036
	Udtagningsdato	25-10-2016 00:00
	Modtaget på laboratoriet	25-10-2016
	Rapport (seneste rapportrevision)	02-11-2016/AR-16-CA-00480792-01
	Prøvenummer	80394052 80394053 80394054
	Prøve mærke	48-40 49-40 50-40
	DGUUnr	

Komponent	Enhed	Resultat	Resultat	Resultat
Trichlormethan (Chloroform)	µg/l	< 0,02	< 1	< 0,02
1,1,1-trichlorethan	µg/l	< 0,02	< 1	< 0,02
Tetrachlormethan	µg/l	< 0,02	< 1	< 0,02
Trichlorethen	µg/l	0.025	< 1	0.13
Tetrachlorethen	µg/l	< 0,02	< 1	< 0,02
1,2-dichlorethan	µg/l	< 0,02	< 1	< 0,02
Chlorethan	µg/l	< 0,02	< 1	< 0,02
1,1-dichlorethen	µg/l	< 0,02	2.2	0.056
trans-1,2-dichlorethen	µg/l	0.081	5	0.12
cis-1,2-dichlorethen	µg/l	5.8	670	17
1,1-dichlorethan	µg/l	< 0,02	< 1	< 0,02
Vinylchlorid	µg/l	23	1500	64



Location of piezometers 48 to 50 at the Rådvad site. Piezometer 49 is located in the middle of Mølleåen. Piezometer 50 and 48 are positioned approximately 75 cm from the south bank.

Bilag 4. Skjern: Kirkeåen slope data

Fra: LIWI - Line Winther

Sendt: 8. juni 2017 11:36

Til: CBAC - Christine Bach <cbac@orbicon.dk>

Emne: SV: Vandløbsstrækning på Kirkeå



St. 8500 (VP10):

Bundkote: 1,7 m DVR90

Bundbrede: 4 m

Anlæg 1

Fald = 0,36 promille

St. 8639 (Jernbane):

Bundkote: 1,65 m DVR90

Bundbrede: 3 m

Anlæg 1

Fald = 1,6 promille

St. 8751 (Stryg start):

Bundkote: 1,47 m DVR90

Bundbrede: 3 m

Anlæg 1

Fald = 17,5 promille

St. 8771 (Stryg slut):

Bundkote: 1,12 m DVR90

Bundbrede: 3 m

Anlæg 1

Fald = 6,6 promille

St. 8882 (Ny dobl. Profil):

Bundkote: 0,39 m DVR90

Bundbrede: 3 m

Anlæg 2

Banketkote 0,89 m DVR90

Banketbrede: 2 x 1 m

Banket Anlæg 3

Fald = 0,23 promille

St. 9100 (VP1):

Bundkote: 0,34 m DVR90

Bundbrede: 3 m

Anlæg 2

Banketkote 0,84 m DVR90

Banketbrede: 2 x 1 m

Banket Anlæg 3

Håber at det kan bruges, ellers så tager du bare fat i mig igen ☺

Venlig hilsen

Line Winther

Projektleder

Civilingeniør

Miljø og Natur Vest



Mobil: +4540497132

liwi@orbicon.dk

Orbicon A/S

Hollufgårds Allé 1-3, 5220 Odense SØ

Tlf. +45 66 15 46 40

CVR-nr. 21 26 55 43

www.orbicon.dk

Tilmeld dig vores nyhedsbreve



Følg os på LinkedIn

Bilag 5. Lilleskov: Brændholtafløbet slope data

Data were provided by Orbicon throughout email communication

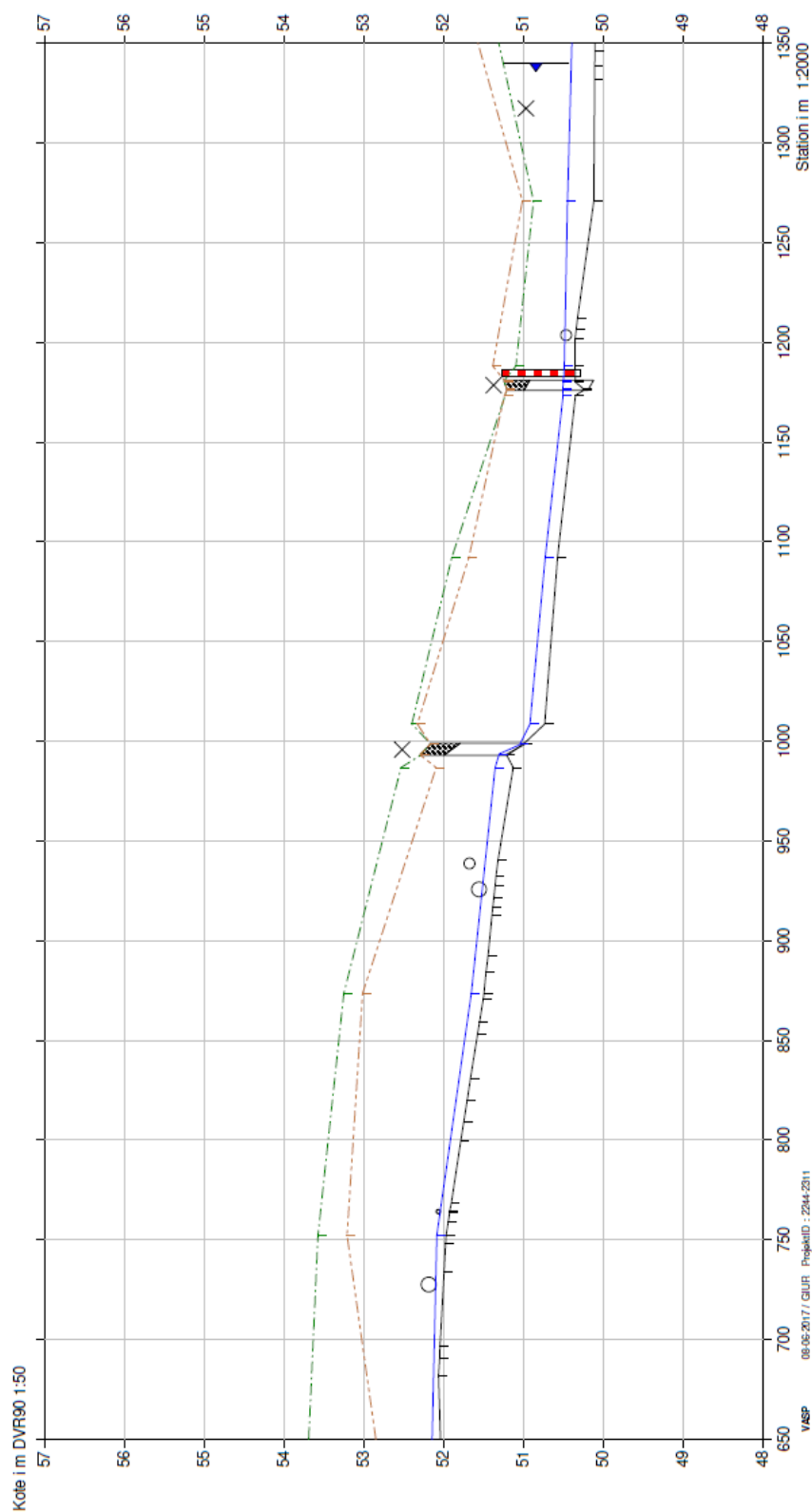


Brændholtafløbet

VLBGIS

Kontrolopmåling Brændholtafløbet 18. marts 2009, tilrettet i forhold til regulativ

- Terræn højre
- Terræn venstre
- Vandspejl
- Bund



Brændholtafløbet

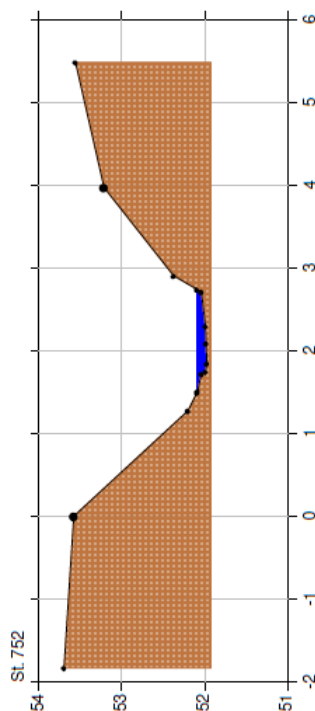
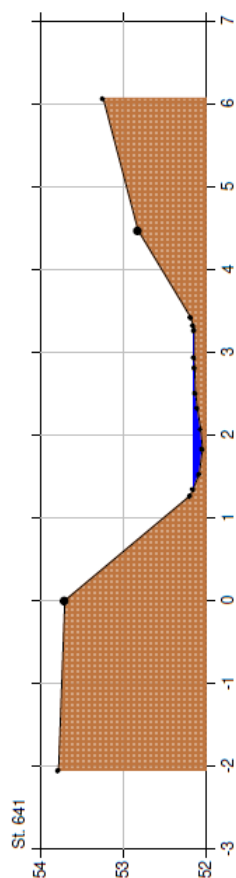
Kontrolopmåling 2009

Lodret akse : Kote i m DVR90, skala 1:50

Vandret akse : Afstand i m, skala 1:50

Kontrolopmåling Brændholtafløbet 18. marts 2009, tilrettet i forhold til regulativ

 Kontrolopmåling Brændholtafløbet 18. marts 2009, tilrettet i forhold til regulativ



Bilag C Data fra Brændholtafløbet

Ved gennemgang af data fremgår det, at stofferne ammonium+ammoniak, jern og xylener, som strømmer fra dræn 2, opfører sig nogenlunde ens henover året. De laveste koncentrationer er målt i sommerperioden, hvor vandføringen fra drænet har været lavest. Koncentrationen af de fire stoffer i tilløbsvandet fra dræn 2 ligger ca. en faktor 1-10 over indholdet i vandløbet. Der er stort set ingen variation i koncentrationen af barium over året i dræn 2. Der ses ingen påvirkning af vandløbet lige efter dræn 2 for de nævnte stoffer.

På strækningen VA2-VA4 ses en rimelig konstant koncentration for alle de 4 stoffer, på nær i sommerperioden juni-august, hvor der er målt en meget lav vandføring. Her ses en stigning i de tre stoffer ammonium+ammoniak, jern og xylener, som vurderes at skyldes udsivning af perkolat fra brinken. Stigningen ses også for barium.

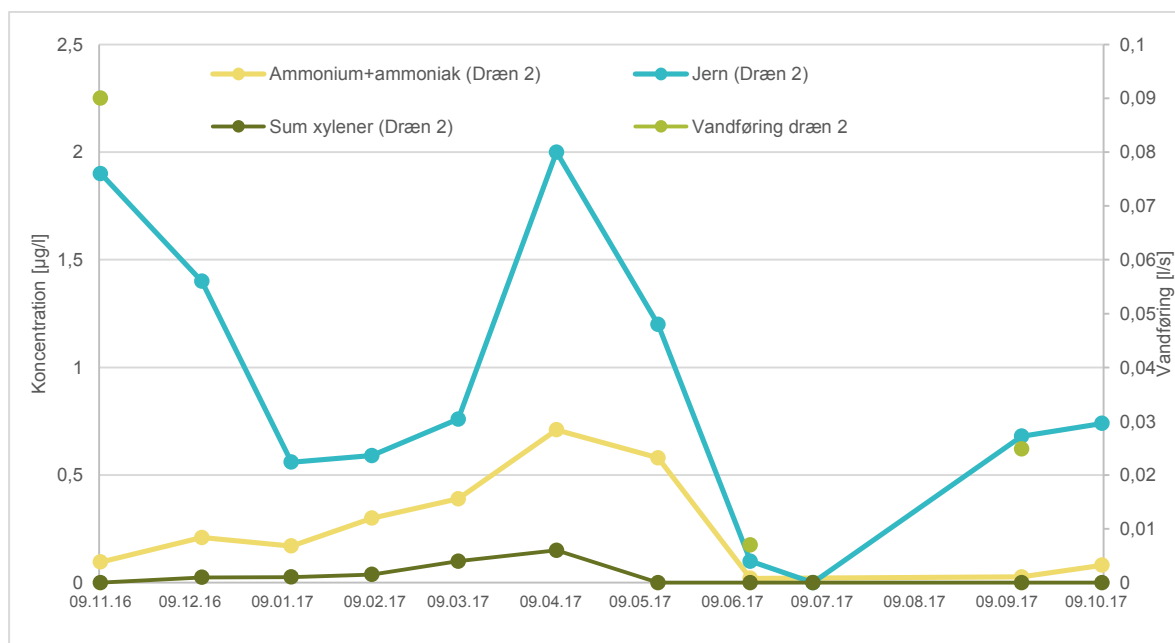
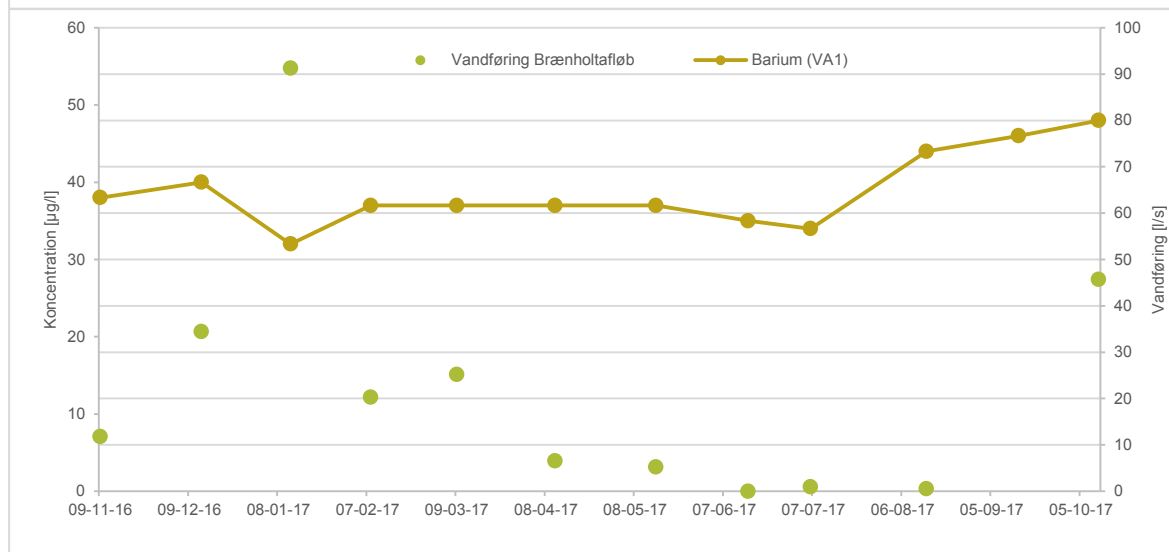
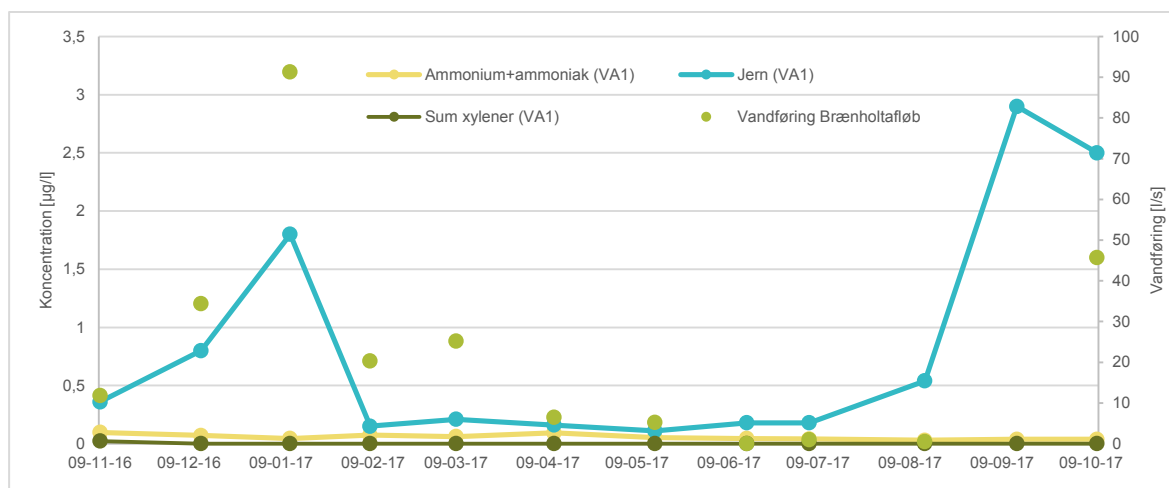
I dræn 3 ses en nogenlunde konstant koncentration for alle de 4 stoffer henover året. Indholdet af ammonium+ammoniak og jern i dræn 3 er mellem en faktor 10-100 højere end i vandløbet, mens den er en faktor hhv. 5 og mellem 100-3200 gange højere for barium og xylener. I VA5, udtaget nedstrøms dræn 3, ses umiddelbart den samme tendens som på strækningen VA2-VA4. Koncentrationerne er dog lavere end på strækningen VA2-VA4.

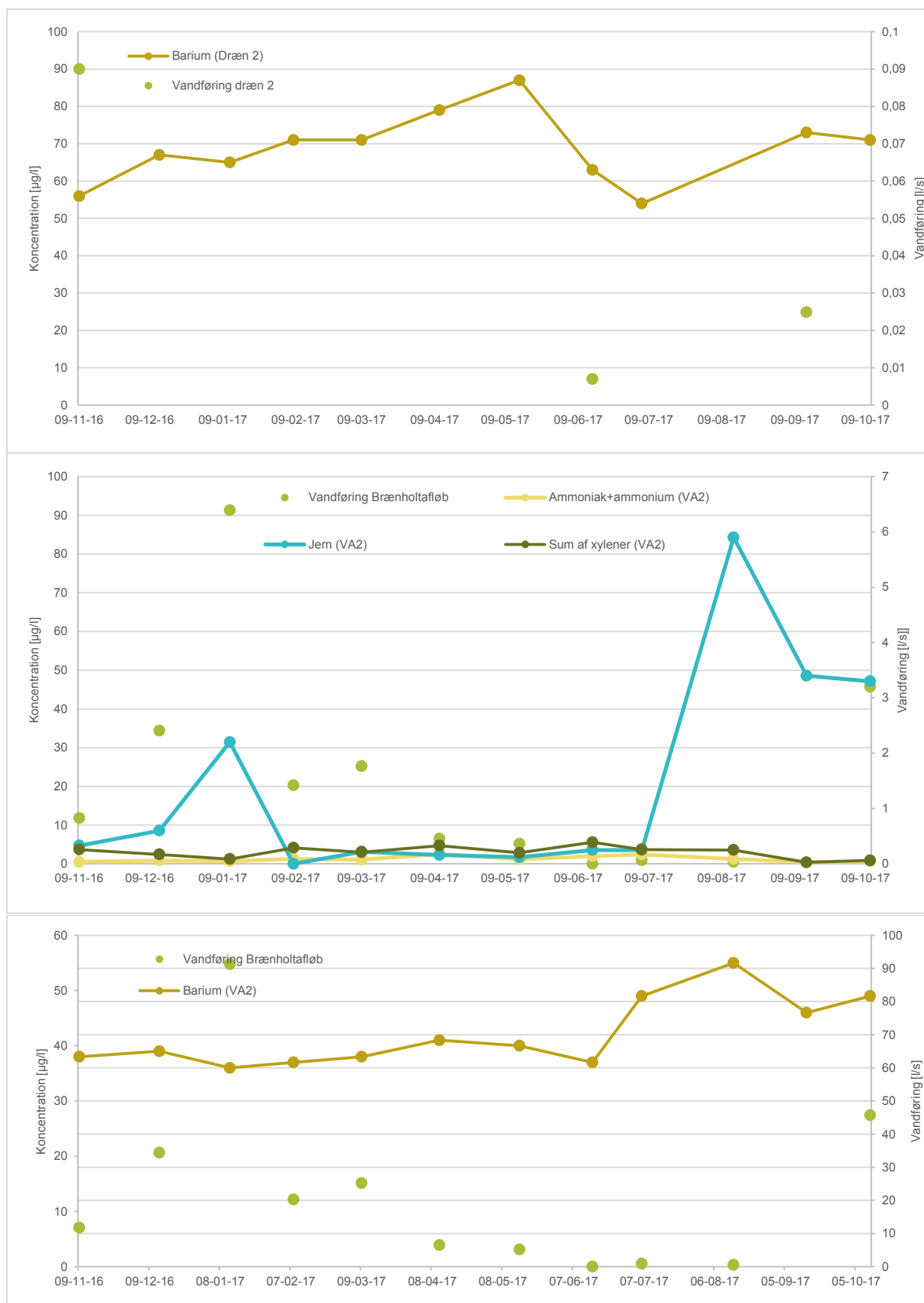
I dræn 4 (lille tilløb) ses et højt indhold af barium, næsten på niveau med dræn 3, hvorimod indholdet af ammonium+ammoniak og jern er lave, og stort set intet indhold af xylener. Indholdet af jern er konstant, undtagen målingen i oktober, mens ammonium+ammoniak, barium og xylener er konstante over året. Nedstrøms Dræn 4 er indholdet af de fire stoffer faldet siden indholdet i VA5.

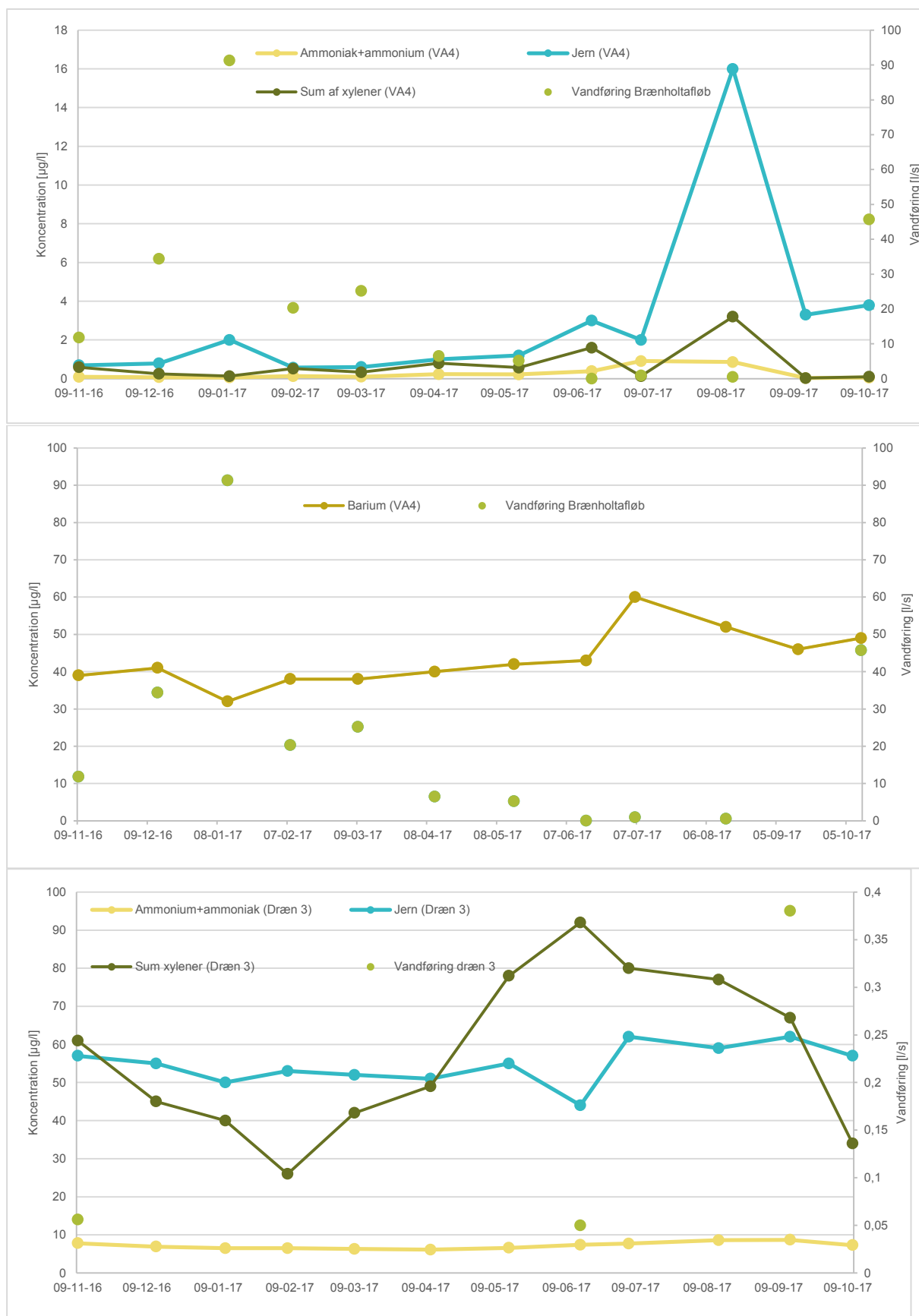
Ved gennemgang af den tidlige variation af koncentrationerne i dræn og vandløb, er der kun under ekstrem lav vandføring (august) indikationer på at dræn 3 har påvirket koncentrationen i vandløbet for indholdet af barium.

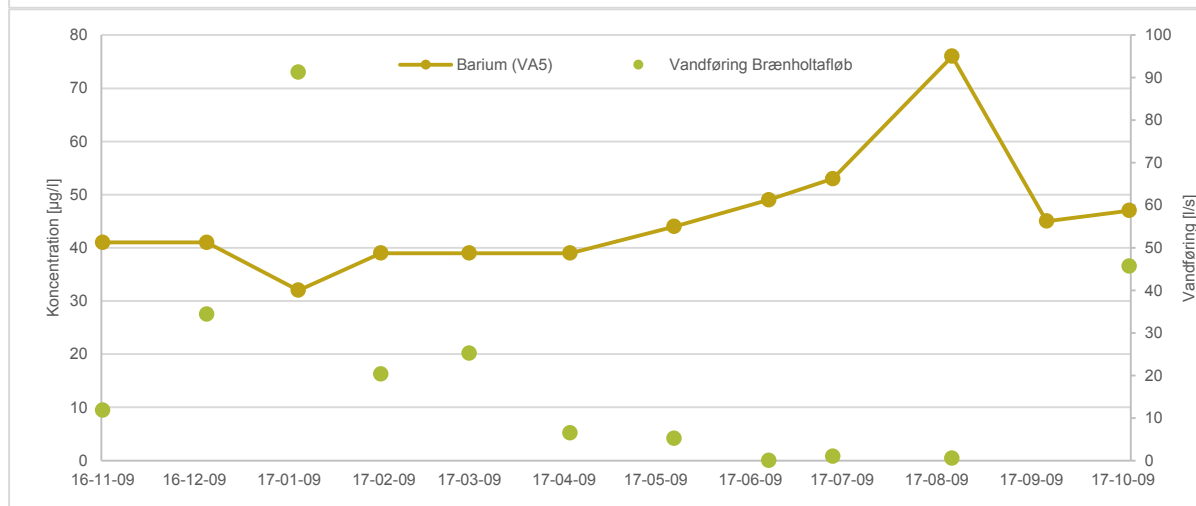
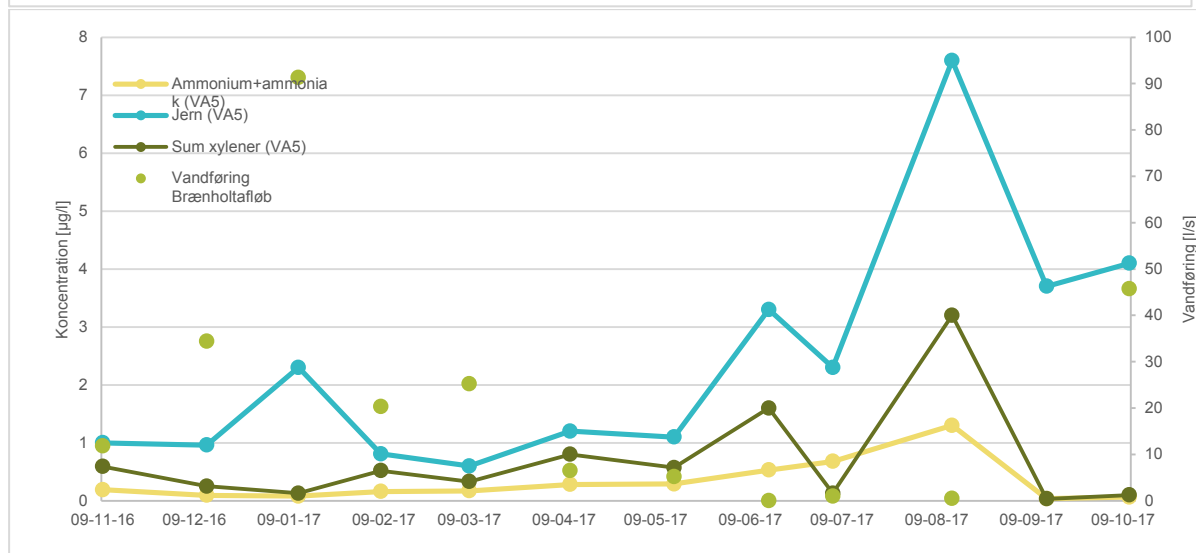
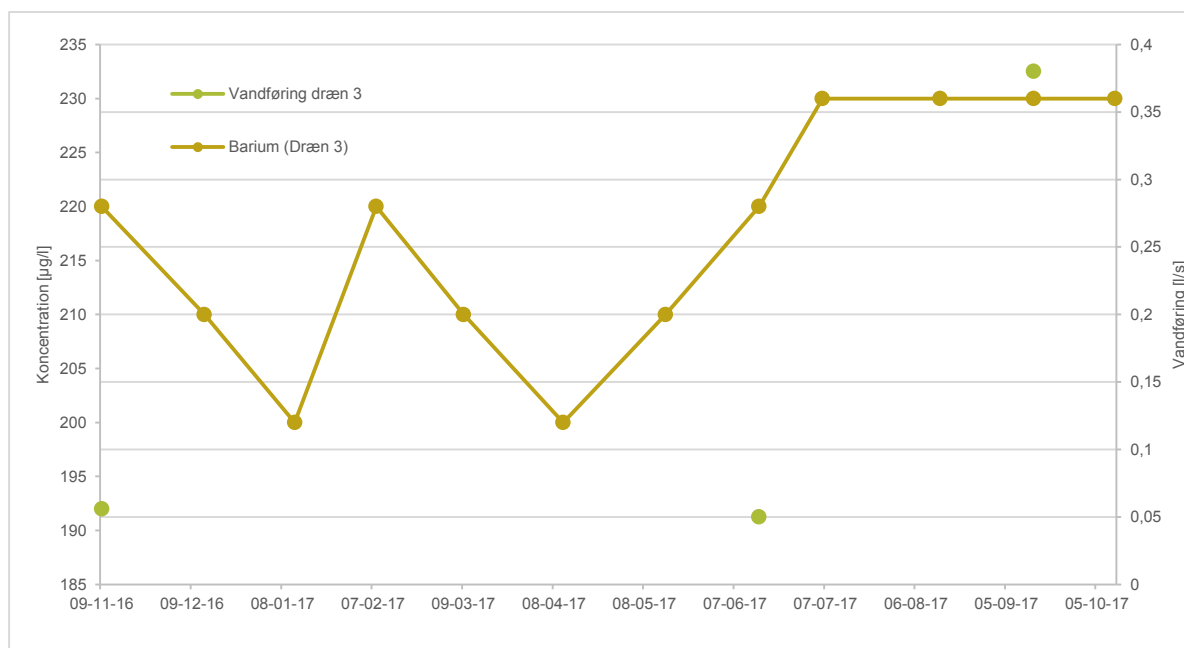
Resultater for de fire stoffer (ammonium+ammoniak, jern, sum xylener og barium), der gennem monitoringsperioden er påvist i VA1 (opstrøms lossepladsen), dræn 2, VA2, VA4, dræn3, VA5, dræn 4 og VA8.

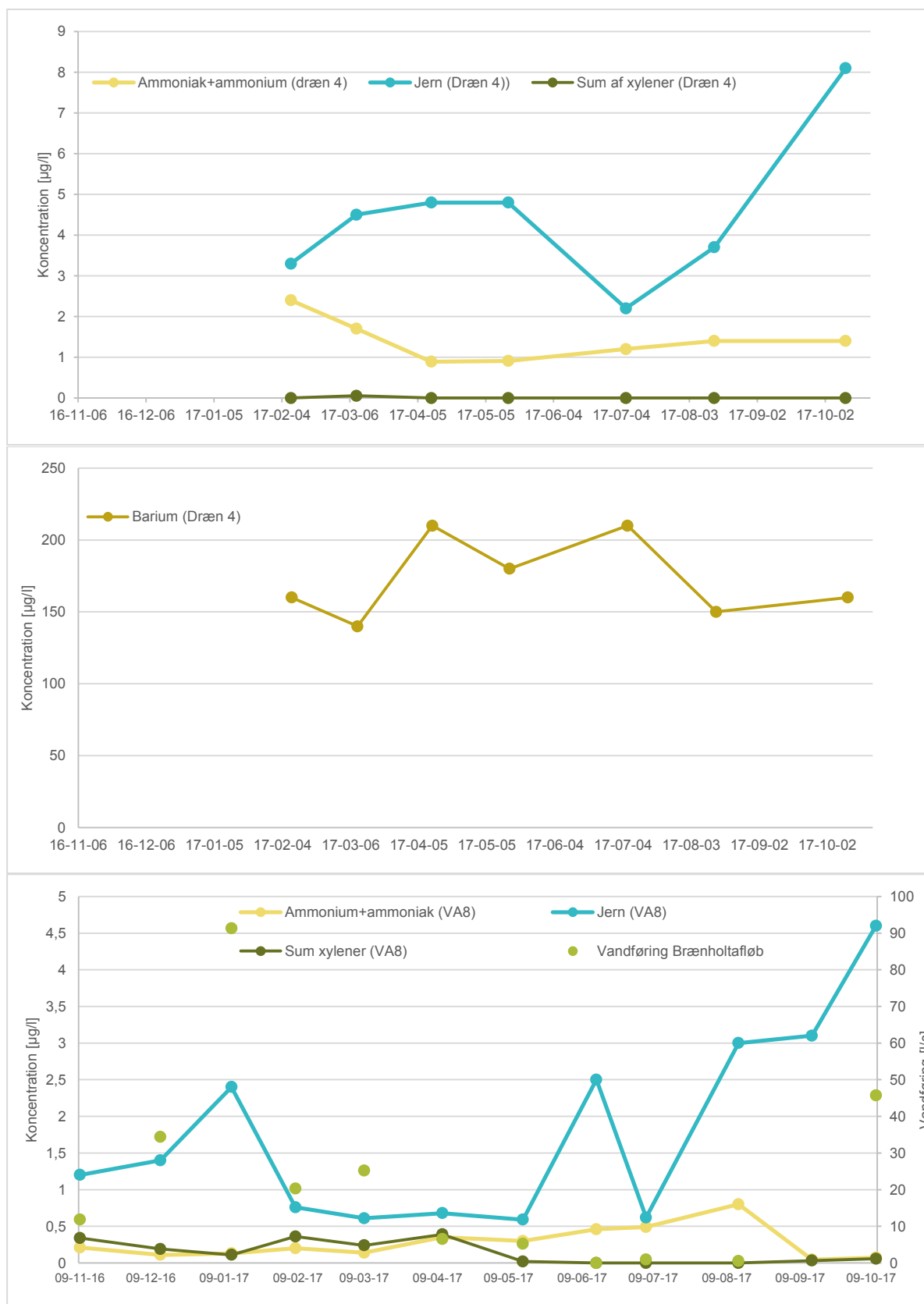
Vandføringsdata er suppleret med døgnmidlede vandføringer på de dage, hvor der ikke er udført punktmålinger i forbindelse med vandprøvetagning

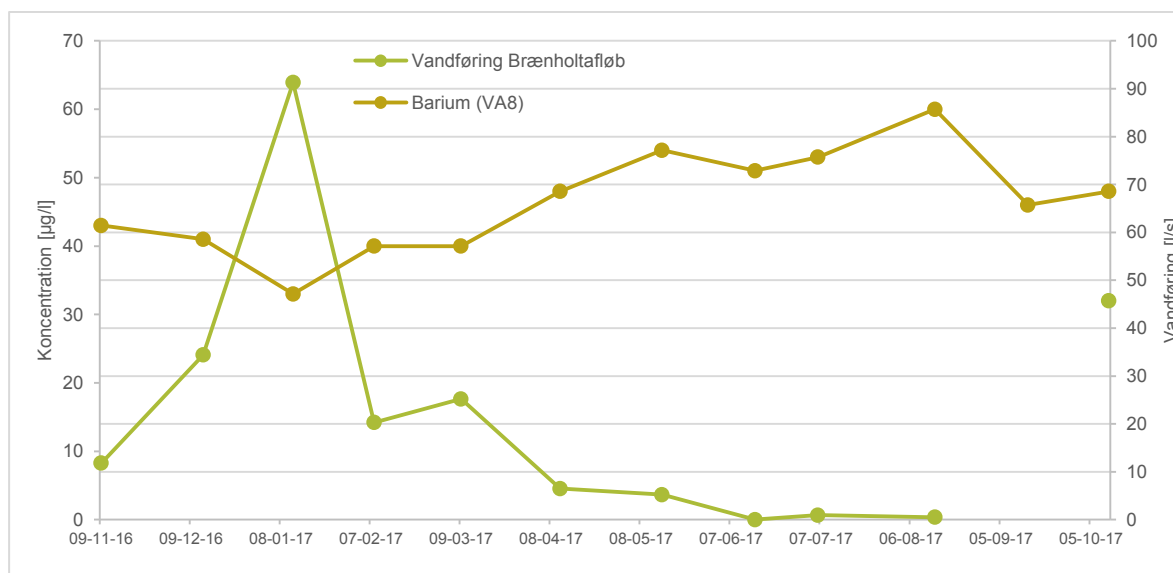












[Tekst - Slet ikke efterfølgende linje, sektionsskifte]

Vandløb påvirket af jordforurening

I projektet er der udvalgt tre vandløb, som ligger i nærheden af forurenede lokaliteter. Disse tre vandløb og lokaliteter er indgået i et års monitoring, som har bestået af udtagning af vandprøver fra vandløb og forureningsboringer samt vandføringsmålinger. Projektet er indledt med en udpegning af betydende faktorer, som kan anvendes til opstilling af en konceptuel model for vandløb og lokalitet. Derudover inddrages erfaringer fra undersøgelser ved Grindsted Å.

Hovedformålet med projektet har været at vurdere, hvor meget vandføringen betyder i forhold til de koncentrationer, som måles i vandløbene, samt hvor stor indflydelse selve forureningsfluxen fra lokaliteten og de fysiske forhold har.

Projektet har vist en variation i vandføringen hen over året samt, at denne variation kan have indflydelse på den opblandede koncentration.

Generelt er vandføringerne lavest i sommerperioden, hvor en sammenligning med døgnmidlede vandføringer viser, at det er i denne periode, at der er mindst spredning af data inden for en måned. Dog skal man være opmærksom på perioder med kraftig nedbør ved vandløb, som påvirkes meget heraf, f.eks. lavvandede vandløb.

Vandprøver, som repræsenterer fuld opblanding kan anvendes til vurdere, hvorvidt vandløbet påvirkes af en konstant forureningsflux. En lineær sammenhæng mellem den opblandede koncentration og den reciprokke værdi af vandføringen kan indikere en konstant flux, og at det dermed hovedsageligt er vandføringen, som er afgørende for den opblandede koncentration i vandløbet. En ikke lineær sammenhæng kan skyldes fysiske faktorer (opstemning og tilløb fra omløbet), flere hot spot, naturlig nedbrydning mm.



Miljøstyrelsen
Haraldsgade 53
2100 København Ø

www.mst.dk