

## Risikovurdering af overfladevand, som er påvirket af punktkildeforurenede grundvand

Nielsen, Sanne S.; Tuxen, Nina; Frimodt Pedersen, Ole; Bjerg, Poul Løgstrup; Sonne, Anne Thobo; Binning, Philip John; Fjordbøge, Annika Sidelmann; Aabling, Jens

*Publication date:*  
2014

*Document Version*  
Også kaldet Forlagets PDF

[Link back to DTU Orbit](#)

*Citation (APA):*  
Nielsen, S. S., Tuxen, N., Frimodt Pedersen, O., Bjerg, P. L., Sonne, A. T., Binning, P. J., ... Aabling, J. (2014). Risikovurdering af overfladevand, som er påvirket af punktkildeforurenede grundvand. København K: Miljøministeriet. Miljøstyrelsen. (Miljøprojekter; Nr. 1575).

## DTU Library

Technical Information Center of Denmark

---

### General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.



Miljøministeriet  
Miljøstyrelsen

# Risikovurdering af overfladevand, som er påvirket af punktkildeforurenede grundvand

Miljøprojekt nr. 1575, 2014

**Titel:**

Risikovurdering af overfladevand, som er påvirket af punktkildeforurenede grundvand  
Risikovurdering af overfladevand, som er påvirket af punktkildeforurenede grundvand

**Redaktion:**

Sanne S. Nielsen, Orbicon  
Nina Tuxen, Orbicon  
Ole Frimodt, Orbicon  
Poul L. Bjerg, DTU Miljø  
Anne T. Sonne, DTU Miljø  
Philip J. Binning, DTU Miljø  
Annika S. Fjordbøge, DTU Miljø  
Jens Aabling, Miljøstyrelsen

**Udgiver:**

Miljøstyrelsen  
Strandgade 29  
1401 København K  
www.mst.dk

**År:**

2014

**ISBN nr.**

978-87-93178-54-0

**Ansvarsfraskrivelse:**

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling. 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

<b>Forord</b> .....	<b>5</b>
<b>Konklusion og sammenfatning</b> .....	<b>6</b>
<b>Summary and Conclusion</b> .....	<b>7</b>
<b>1. Indledning</b> .....	<b>8</b>
1.1 Baggrund .....	8
1.2 De truende jordforureninger .....	8
1.3 Formål .....	8
1.4 Målgruppe .....	9
1.5 Metode.....	9
<b>2. Forureningssager, der truer overfladevand</b> .....	<b>10</b>
2.1 Identifikation af V1 og V2 kortlagte lokaliteter .....	10
2.1.1 Brancher og stoffer.....	10
2.1.2 Typer af overfladevand .....	11
2.2 De store forureningssager .....	12
2.2.1 Brancher og stoffer.....	12
2.2.2 Typer af overfladevand .....	13
2.3 Hvad karakteriserer de overfladevandstruende lokaliteter? .....	15
2.4 Case: Grindsted.....	16
<b>3. Rammen for den offentlige indsats over for overfladevandstruende jordforureninger (Jordforureningsloven)</b> .....	<b>17</b>
3.1 Miljømålsloven.....	17
3.2 Lovændringen .....	18
3.2.1 Formål .....	18
3.2.2 Opgavens omfang.....	18
3.2.3 Opgaven.....	18
<b>4. Elementer i risikovurdering</b> .....	<b>20</b>
4.1 Princippet for risikovurderingen.....	20
4.2 Opstilling af konceptuel model .....	20
4.2.1 Punktkilde .....	22
4.2.2 Transport.....	23
4.2.3 Overfladevandsområde.....	23
4.3 Fluxberegninger .....	24
4.4 Opblanding og stoftransport i overfladevand.....	26
<b>5. Metoder og erfaringer til undersøgelse af forureningsudsivning til overfladevand</b> .....	<b>27</b>
5.1 Grundvandsflux .....	27
5.1.1 Temperaturmålinger.....	27
5.1.2 Hydrauliske potentiale-målinger .....	32
5.1.3 Vandføring.....	33
5.1.4 Fluxkamre.....	34
5.1.5 Geofysik .....	37

5.1.6	Sporstoffer .....	37
5.1.7	Usikkerhed forbundet med bestemmelse af grundvandsflux .....	38
5.2	Stofflux .....	40
5.2.1	Piezometre .....	40
5.2.2	Vandprøver i overfladevand .....	42
5.2.3	Vand- og stofbalancer .....	43
5.3	Undersøgelingsstrategi .....	43
<b>6.</b>	<b>Vandløb.....</b>	<b>44</b>
6.1	Konceptuel model .....	44
6.1.1	Vandløbstyper .....	44
6.2	Eksisterende data.....	45
6.2.1	Medianminimumvandføring .....	45
6.2.2	Vandløbsdatabasen Hymer.....	46
6.2.3	Dræn og drænkort.....	46
6.3	Indsamling af supplerende data.....	46
6.4	Opblanding i vandløb .....	47
<b>7.</b>	<b>Søer .....</b>	<b>48</b>
7.1	Konceptuel model .....	48
7.2	Eksisterende data.....	48
7.2.1	Vandplanens søer .....	48
7.2.2	NOVANA .....	48
7.3	Beregningsmetoder.....	49
7.3.1	HydroNet.....	49
7.4	Indsamling af supplerende data.....	49
7.4.1	Naturligt forekommende sporstoffer .....	49
7.4.2	Sporstofforsøg .....	49
7.5	Opblanding i søer.....	49
<b>8.</b>	<b>Marint miljø.....</b>	<b>51</b>
8.1	Konceptuel model .....	51
8.2	Beregningsmetoder.....	51
8.2.1	Dashboard .....	51
8.2.2	Numerisk modellering af fjorde og andre delvist lukkede kyststrækninger.....	52
8.3	Data .....	53
8.4	Opblanding og fortynding i marine miljøer.....	53
<b>9.</b>	<b>Vurdering af påvirkningen fra jordforureninger på overfladevand .....</b>	<b>54</b>
9.1	Blandingszoner og kvalitetskriterier.....	56
9.2	Trin 0: Screeningsværktøjet .....	56
9.3	Trin 1: Den bearbejdede screening.....	57
9.4	Trin 2 og 3: Undersøgelser .....	58
9.5	Trin 4: Vurdering af påvirkningen .....	58
9.5.1	Kritiske stoffer og forurenede lokaliteter .....	59
9.5.2	Påvirkning af økosystemer .....	60
9.5.3	Input til basisanalysen .....	61
	<b>Referencer .....</b>	<b>62</b>

**Appendix I: Feltundersøgelser ved Grindsted Å: Metoder og påvirkning fra punktkilder**

**Appendix II: Vandføringens medianminimum i Grindsted Å**

# Forord

Arbejdet med denne rapport er startet i 2011, da problemstillingen omkring jordforurening og overfladevand i henhold til Vandrammedirektivet dukkede op. Rapporten er udarbejdet som en introduktion til problemstillingen om jordforureninger og deres påvirkning af overfladevand. I Danmark er dette en relativt ny problematik, der får betydning for administrationen af forurenede lokaliteter med den nylige ændring af jordforureningsloven.

I rapporten præsenteres en række af de projekter, der er igangsat af Miljøstyrelsen i forbindelse med lovændingen og en litteraturopsamling af undersøgelses- og feltmetoder til kvalificering af risikovurderingen af lokaliteter med jordforurening og deres eventuelle påvirkning af overfladevand. En del af feltmetoderne er afprøvet på en case, nemlig Grindsted Å og forureningerne fra Grindsted Losseplads og Grindstedværket, og disse indgår som selvstændige appendices (Appendix I og II) i rapporten og er medtaget som en gennemgående case i rapportens metodekapitel. Rapporten afsluttes med et opsamlende kapitel, der på et overordnet niveau beskriver risikovurderingsmetodikken for jordforurening i relation til overfladevand

# Konklusion og sammenfatning

Den lovændring, der er sket med introduktionen af Miljømålsloven i Jordforureningsloven, medfører, at regionernes opgave udvides til også at omfatte de kortlagte lokaliteter, der potentielt kan påvirke overfladevand. I den forbindelse har Miljøstyrelsen udviklet et værktøj til screening og risikovurdering, der skal hjælpe til udpeging af disse forurenede lokaliteter. Som supplement hertil er i denne rapport opstillet en generel metode for risikovurdering af forurenede lokaliteter i forholdt til overfladevand og hermed introduceres et relativt nyt fagområde i rammerne af Jordforureningsloven.

Risikovurderingsmetoden er baseret på kilde-transport-receptormodellen, hvor receptoren i dette tilfælde er overfladevandet. Forureningsfluxen fra den forurenede lokalitet, enten estimeret eller målt, bliver opblandet i overfladevandet og det er muligt at beregne en forventet koncentration af de relevante forureningsstoffer i overfladevandet på baggrund af en række af opblandingsmodeller.

Forureningsfluxen kan måles ved en række feltmetoder, der kan bruges i alle typer overfladevand. Metoderne dækker både kvalitative metoder til stedbestemmelse af indsivningszoner til overfladevandet og kvantitative metoder til bestemmelse af grundvandsflux og forureningsflux. Et udvalg af feltmetoderne har været afprøvet på en case-lokalitet, nemlig Grindsted Å og forureningsfanerne fra Grindstedværket og Grindsted Losseplads, der løber ud i åen. Feltmetoderne dækker blandt andet temperaturmålinger til identifikation af indsivningszoner i åbunden, piezometermålinger, vandføringsmålinger med bestemmelse af medianminimumsvandføring og udtagning af prøver i overfladevandet.

Påvirkningen af overfladevandet måles i forhold til de givne kvalitetskriterier for overfladevand (BEK 1022, Miljøstyrelsen, 2010a). De forskellige overfladevandstyper består af vandløb, søer og marine miljøer, der yderligere kan inddeles i fjorde og kyster. Opblandingsforholdene i disse fire typer overfladevand er grundlæggende forskellige. For vandløb er medianminimumsvandføringen en forholdsvis velestimeret parameter, der kan anvendes som et konservativt estimat, men ikke "worst case", for vandføringen i de fleste danske vandløb. I forhold til den geometriske udbredelse af en forureningsfane i et vandløb er i forbindelse med det GIS-baserede screeningsværktøj udviklet en analytisk model for opblandingen af en grundvandsforureningsfane i at vandløb på baggrund af ligninger for en punktformet kilde. Ved opblanding i fjorde og søer er ligeledes i forbindelse med Screeningsværktøjet opstillet numeriske opblandingsmodeller for en række søer og fjorde. For den åbne kyst findes allerede en opblandingsmodel, baseret på numeriske modelberegninger i det såkaldte Dashboard.

Den endelige fremgangsmåde til risikovurderinger tager derfor sit udgangspunkt i den automatiske screening, hvor en række V1 og V2- kortlagte lokaliteter kan risikovurderes, først ved den automatiske screening med Screeningsværktøjet og, hvis lokaliteten udpeges, videre i den bearbejdede screening, hvor der inddrages konkrete informationer om den enkelte forurenede lokalitet på baggrund af undersøgelsesrapporter og andet eksisterende data. Hvis lokaliteten på denne baggrund vurderes at udgøre en risiko, inddrages feltundersøgelser og yderligere dataindsamling. Resultaterne herfra medtages i Basisanalysen, der udfærdiges i Vandplanen for det pågældende overfladevand og det er herefter vandmyndighedens opgave at udpege de lokaliteter, hvor der skal iværksættes afværgetiltag.

De forurenings-sager, der truer overfladevand er dels 43 allerede udpegede såkaldte "store forurenings-sager" og en række V1 og V2 kortlagt lokaliteter, som er udpeget med Miljøstyrelsens nyudviklede Gis-baserede screeningsværktøj.

# Summary and Conclusion

The introduction of the Water Framework Directive into the Danish Soil pollution act causes an expansion in the field of work of the Danish Regions to also include the mapped sites that may have an impact on surface water. To facilitate this The Danish Environmental Protection Agency has developed a tool for mapping of those polluted sites. As a supplement for this, this report presents a general method for risk assessment of those polluted sites in relation to surface water and with this a relatively new work field is introduced within the framework of the Danish Soil Pollution Act.

The risk assessment method is based on the source-transport-receptor model, where the receptor in this case is surface water bodies. The contaminant flux of the polluted site, either estimated or measured, will be mixed into the surface water and it is possible to calculate an expected concentration of relevant compounds in the surface water using a number of numerical and analytical mixing models.

The contaminant flux can be measured with a number of field methods, applicable for all types of surface water. The methods cover both qualitative methods for localization of inflow-zones into surface water and quantitative methods for estimation of groundwater flux and contaminant flux. A selection of the field methods has been tried at a case-location, Grindsted Stream and the contaminant plumes origination from The Grindsted Chemical Plant and Grindsted Landfill, which discharges into the stream. The field methods cover temperature measurements for identification of inflow zones in the stream bottom, piezometer measurements, discharge measurements for estimation of the median minimum discharge and sampling of surface water.

The impact of surface water is measured according to the given criteria for surface water (BEK 1022). The different surface water bodies consist of streams, lakes and marine environments, subdivided into coast and fjords. Mixing conditions in these types of surface water is different for each one. For streams the median minimum discharge is a relatively well estimated parameter, which can be used as conservative estimate, but not a “worst case” scenario for the discharge in Danish streams. For the geometrical extension of a contaminant plume in a stream an analytical model for mixing has been developed in relation to the GIS based screening tool, based on equations for a point source. For mixing in fjords and lakes specific numerical models has been developed, also in relation to the GIS-based screening tool. For coasts a mixing model already exists, based on the so-called Dashboard, developed by the Danish EPA.

The final method for risk assessment is based on the automatic screening, where a number of suspected polluted sites (V1) and proved polluted sites (V2) can be assessed, initially in the automatic screening and, if a risk is found, further on in the manually adjusted screening, where location specific information based on investigation reports and other existing data can be considered. If the sites are still considered a risk, field studies and further data collection must be done. The results from the field studies are included in the Base Analysis done for each Water Plan of the relevant surface water body and the task of appointing remediation actions is then the task of the water authority.

Pollutions that are considered a risk towards surface water are the 43 so-called “great soil pollution cases” and a number of suspected polluted sites (V1) and proved polluted sites (V2), appointed in the newly developed GIS-based screening tool.



# 1. Indledning

## 1.1 Baggrund

Ændring af jordforureningsloven (Lov nr. 490 af 21. maj 2013) betyder, at regionerne udover hensynet til menneskers sundhed og drikkevand, er forpligtet til systematisk at inddrage arealer med forurening, der kan have skadelig virkning på overfladevand (vandløb, søer og kystvande) eller internationale naturbeskyttelsesområder.

Hensynet til overfladevand og natur sikrer dermed overensstemmelse mellem prioritering af indsatsen efter jordforureningsloven og vand- og naturplanerne.

I vandplanerne beskrives, hvordan overfladevande via kommunale handleplaner i 2015 skal overholde "god økologisk og kemisk standard", hvilket i en række tilfælde må antages at være uforeneligt med udsivning af forurenede grundvand til overfladevandet. I tilknytning til miljømålsloven (I Danmark er vandrammedirektivet gennemført i miljømålsloven) er der med bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder fastsat en række krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer og havet (BEK 1022, Miljøstyrelsen, 2010a).

Miljøkvalitetskravene kan accepteres overskredet indenfor udpegede blandingszoner. Uden for zonerne gælder miljøkvalitetskravene derimod. Behovet for indsats overfor overfladevandstruende jordforureninger vil som udgangspunkt været styret af miljøkvalitetskravene og afgrænsningen af blandingszoner for vandområderne.

## 1.2 De truende jordforureninger

I Miljøstyrelsens opgørelse over store forureningsager (Miljøstyrelsen, 2007) optræder en række sager, hvor regionerne har vurderet, at der kan være risiko for overfladevand. Formodningen er, at forureninger med en vis størrelse og dermed kildestyrke vil udgøre en risiko for overfladevand, og at de såkaldte store forureningsager i nogle tilfælde vil have en kildestyrke, der kan påvirke naturen trods fortynding i overfladevandet.

Ud over de store sager, som der allerede er udført en indledende risikovurdering af, vil der også være andre og mindre forureninger, der kan påvirke overfladevand. Miljøstyrelsen GIS-baseret screeningsværktøj, vil på et indledende niveau identificere de V1 og V2-kortlagte sager, som potentielt truer overfladevand.

## 1.3 Formål

Rapportens overordnede formål er at introducere regionernes nye indsatsområde overfladevand dvs. de i vandplanerne målsatte vandløb, søer og kyster. Herudover er målet at opstille en generel metodik til risikovurdering af de overfladevandstruende lokaliteter. Risikovurderingen vil skulle gå forud for beslutninger om eventuelle risikoreducerende tiltag eller egentlig oprensning.

Rapporten giver et indblik i relevante metoder, der kan bruges til at evaluere omfanget af udsivningen af forureningsstoffer til overfladevand, herunder vurdere forureningsers opblanding og fortynding i de forskellige overfladevandssystemer (vandløb, søer og kyster). Udover litteratursøgning og indsamling af eksisterende viden, har en stor del af dette projekt været at afprøve de i rapporten nævnte metoder og koncepter på et konkret vandløb.

Rapporten er ikke en håndbog eller vejledning, men en opsamling af, hvad der findes af eksisterende metoder, såvel teoretiske og beregningsmæssige, som feltorienterede, til at risikovurdere de tilfælde, hvor udsivning af forurenede grundvand fra en forurenede lokalitet kan udgøre en trussel for overfladevandets kemiske og økologiske tilstand.

#### **1.4 Målgruppe**

Med ændringen af Jordforureningsloven pr. 1. januar 2014, bliver det en opgave for regionerne at identificere, undersøge, risikovurdere og evt. afværge jordforureninger, der kan påvirke overfladevand. Derfor vil denne rapport primært henvende sig til sagsbehandlere i regionerne og de rådgivere, som skal arbejde med problemstillingen. Imidlertid bliver der behov for at integrere såvel Naturstyrelsen som kommunerne i arbejdet, og derfor vil rapporten også have relevans for disse aktører.

#### **1.5 Metode**

Rapporten er en introduktion til problemstillingerne omkring jordforureninger og overfladevand, og der præsenteres i hovedrapporten en række metoder og fremgangsmåder, der kan bruges til risikovurdering.

Ved et litteraturstudie er gennemgået en række feltbaserede metoder til undersøgelse af forureningsfluxen udstrømning til overfladevand og beregningsmetoder og modeller for opblanding her i.

For at konkretisere problemstillingerne bruges der i rapporten en gennemgående case, nemlig Grindsted Å, der påvirkes af 2 forureningsfaner fra hhv. Grindstedværket og Grindsted losseplads. Lokalt er udvalgt som repræsentant for én af de store forureningsager (jvnf. kapitel 2.1) og den typiske overfladevandstype, nemlig vandløb (jvnf. kap. 2.1.2 og 2.2.2). Der har i forbindelse med case-studiet været udført et omfattende feltarbejde i Grindsted Å. Den fulde afrapportering af dette arbejde findes i Appendix I og II og udvalgte erfaringer fra feltarbejdet er medtaget som faktabokse i kapitel 4 og 5.

## 2. Forureningssager, der truer overfladevand

For at identificere de forureningssager, der kan true overfladevand har Miljøstyrelsen udviklet et screeningsværktøj. Ligeledes har Regionerne udpeget en delmængde af store forureningssager, der på det nuværende undersøgelsesniveau vurderes at udgøre en trussel for overfladevand.

### 2.1 Identifikation af V1 og V2 kortlagte lokaliteter

Udover de 43 store forureninger, der tidligere er vurderet til at være en trussel for overfladevand, forventes en række mindre forureningssager potentielt at udgøre en risiko over for overfladevand. Til at udpege disse sager har Miljøstyrelsen udviklet et GIS-baseret screeningsværktøj, som kan identificere de V1- og V2-kortlagte lokaliteter der kan udgøre en trussel i forhold til overfladevand (Miljøstyrelsen, 2013a). Screeningen består af en automatisk screening og en manuel bearbejdning. I den automatiske screening tages der udgangspunkt i en række standardparametre og kriterier. I den manuelle bearbejdning skal regionen gennemgå parameterværdier og kriterier på de lokaliteter, der er udvalgt ved den automatiske screening. Ved gennemgangen skal regionen justere standardparametrene og kriterierne i forhold til konkret viden. Opbygning og nærmere anvendelse af screeningsværktøjet er forklaret i kapitel 9 og i de enkelte delrapporter (Miljøstyrelsen, 2013a-d).

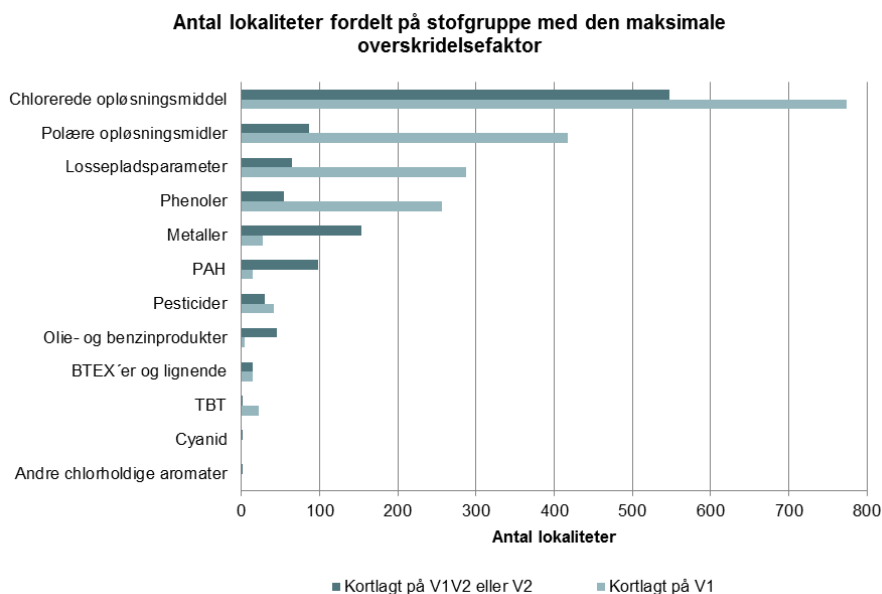
De følgende to afsnit giver **foreløbige** resultater på anvendelsen af screeningsværktøjets automatiske screening. Det skal bemærkes, at ikke alle kriterier er på plads på nuværende tidspunkt. Her tænkes særligt på de brancher og aktiviteter, der skal dække de gamle lossepladser, samt de stoffer der skal allokeres til dem. Det er estimeret, at inddragelsen af anbefalinger fra et sideløbende projekt om lossepladser og overfladevand (Miljøstyrelsen, 2013e) vil medføre flere lossepladser i den automatiske screening.

De foreløbige resultater er kort præsenteret i det følgende.

#### 2.1.1 Brancher og stoffer

Den såkaldte automatiske screening er første trin i risikovurderingen af V1 og V2 lokaliteterne og bruger forskellige fremgangsmåder alt efter om lokaliteten er kortlagt på vidensniveau 1 (V1) eller vidensniveau 2 (V2). Figur 2.5 viser fordelingen af overskridelser af kriteriet fordelt efter modelstoffer. Data er inddelt alt efter om lokaliteten er tildelt et modelstof på baggrund af branche (V1) eller fra opslag i DK-Jord (lokaliteter der både er V1 og V2 samt udelukkende V2).

I modsætning til de store forureninger er det blandt hele mængden af V1 og V2 kortlagte sager de chlorerede opløsningsmidler, der ser ud til potentielt at udgøre den største trussel mod overfladevand, mens de polære opløsningsmidler (hvor MTBE er brugt som modelstof), er den næstmest forekommende for V1, mens det er metaller, der udgør de næst fleste overskridelser for V2 og V2/V1. Den høje forekomst af forureninger med chlorerede opløsningsmidler skyldes, at screeningsværktøjet omregner alle forekomster af chlorerede stoffer til vinylchlorid (VC), der har et relativt lavt kriterie i overfladevand (jf. Bek 1022, Miljøstyrelsen, 2010a).

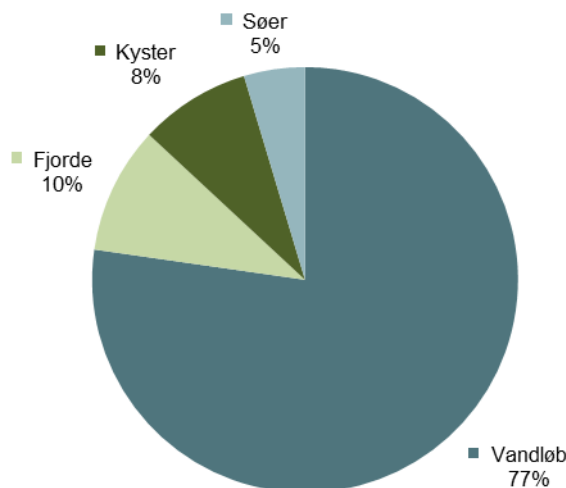


**FIGUR 2.1**  
 PROBLEMATISKE STOFFER, SOM FUNDET I DEN INDLEDENDE SCREENING. LOKALITETERNE ER INDELDT EFTER DET STOF, DER HAR DEN HØJESTE OVERSKRIDELSEFAKTOR I FORHOLD TIL KRITERIET FOR OVERLFADEVAND. (MILJØSTYRELSEN, 2013A)

De brancher, der er mest repræsenteret blandt de screenede lokaliteter er aktiviteter med benzen og MTBE samt overfladebehandling, hvor der er koblet chlorerede opløsningsmidler på lokaliteten. Det er desuden vigtigt at bemærke, at lossepladser ikke optager en fremtrædende plads i statistikken, da det er vanskeligt at definere lossepladser som branche eller aktivitet ved opslag i regionernes databaser. Lossepladser vil derfor først fremgå af screeningen, når resultater fra dette projekt foreligger (Miljøstyrelsen, 2013e).

### 2.1.2 Typer af overfladevand

Den indledende screening viser, at vandløb er den type af overfladevand, der udgør det største antal af potentielt truede overfladevandstyper (se Figur 2.6). Hver tiende af de lokaliteter, der vurderes at true et vandløb ligger samtidig inden for en afstand til sø, fjord eller kyst, der gør, at de også kan true disse typer af overfladevand, hvilket gør at den enkelte lokalitet er talt med flere gange i figur 2.6.



**FIGUR 2.2**  
 FORDELINGEN AF OVERFLADEVANDSTYPER, DER ER POTENTIELT TRUET AF V1 OG V2 KORTLAGTE  
 LOKALITETER. (MILJØSTYRELSEN, 2013A)

## 2.2 De store forureningssager

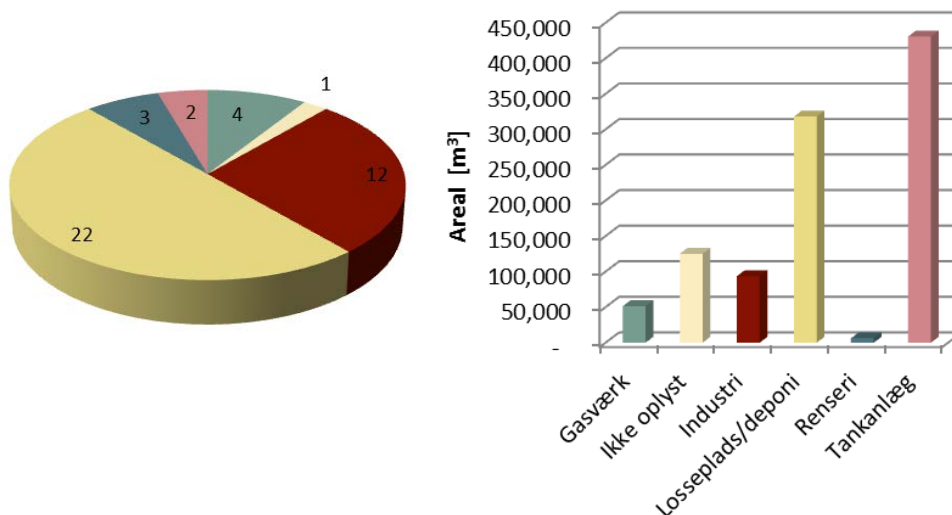
I en opgørelse fra Miljøstyrelsen og Regionerne (2007) er udpeget 122 af de kortlagte forureningssager, hvor afholdte og fremtidige omkostninger til oprydning forventes at overstige eller har overstegt 10 millioner kroner (Miljøstyrelsen, 2007). Data om de forurenede lokaliteter er indsamlet fra regionernes databaser.

Regionerne har i dette datasæt udpeget 43 sager, hvor der vurderes at være risiko for, eller allerede sker, en udvaskning af forureningsstoffer til overfladevand (vandløb, søer og hav og fjorde).

### 2.2.1 Brancher og stoffer

Ser man på branchefordelingen, er det især lossepladser og deponier der er de dominerende trusler, der alene udgør næsten halvdelen af de store sager (Figur 2.3 tv). Derefter kommer forskellige typer af industri, der er samlet i samme branchebeskrivelse. I den arealmæssige fordeling stikker de to tankanlæg ud og udgør et meget stort areal (Figur 2.3 th). Det skyldes primært Prøvestenen i Københavns Havn, der alene udgør et areal på 0,86 km<sup>2</sup>.

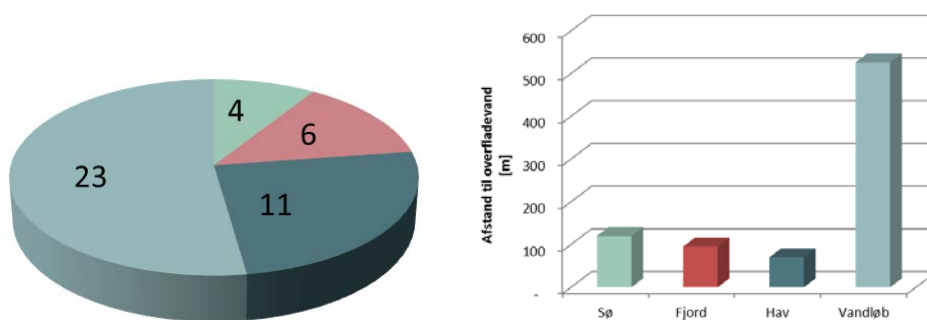
De store sager dækker over 6 brancher, der hver især har sine typiske forureningsstoffer. Renserierne er forurenede med chlorerede opløsningsmidler som TCE og PCE samt nedbrydningsprodukter heraf. På de gamle gasværksgrunde findes typisk cyanid, men også tungmetaller og tjære og tankanlæggene har indeholdt BTEX, diesel og benzinstoffer. Lossepladser og deponier indeholder ofte industriaffald, der gør det vanskeligt at give et generelt billede af typiske stofgrupper, idet industri dækker over alt fra metalforarbejdning og køleskabsproducenter til kemikalie- og medicinalindustri, samt perkolatparametre som fx opløst jern, NVOC og ammonium. For mere detaljeret beskrivelse af forureningsstoffer fra lossepladser henvises til Miljøstyrelsens kommende udgivelse om lossepladsers påvirkning af overfladevand (Miljøstyrelsen, 2013e).



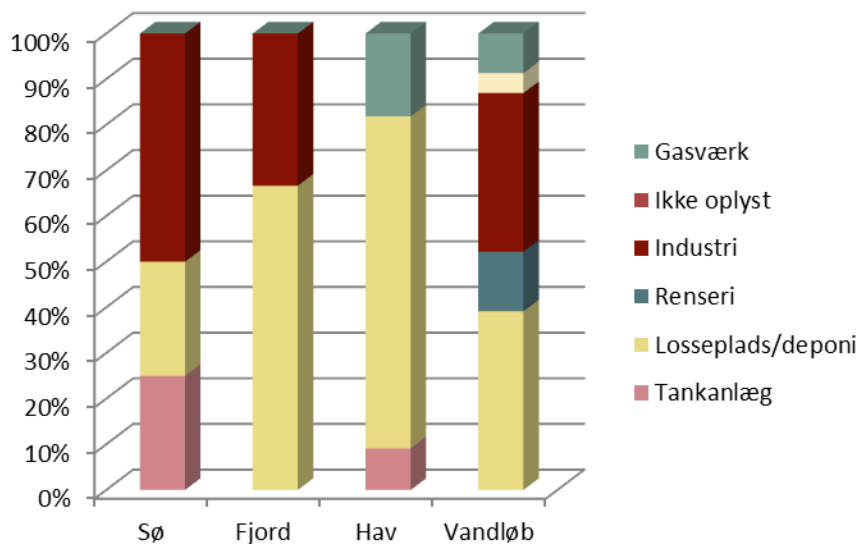
**FIGUR 2.3**  
BRANCHEFORDELINGEN PÅ DE STORE FORURENINGSSAGER, DER TRUER OVERFLADEVAND (TV) SAMT DERES GENNEMSNITLIGE AREAL (TH).

### 2.2.2 Typer af overfladevand

I regionernes jordforureningsdatabaser skelnes mellem 2 typer af ferskvand, søer og vandløb og 2 typer af marine områder, hav og fjorde. Over halvdelen af de udpegede overfladevandstyper er vandløb af varierende størrelse, fra mindre, delvist rørlagte bække til større vandløb som Århus Å og Odense Å (Figur 2.4 tv). Vandløbene ligger ofte meget tæt på lokaliteten (inden for 100 meter), men et par enkelte ligger 2-3 kilometer fra lokaliteten, hvilket gør gennemsnitsafstanden noget misvisende (Figur 2.4 th). Kun 4 søer vurderes at være truede, og en enkelt af disse er allerede i vandplanen karakteriseret som stærkt forurenet, nemlig den arsenforurenede Geding Sø ved Mundelstrup tæt på Århus (Naturstyrelsen, 2012).



**FIGUR 2.4**  
DEN GENNEMSNITLIGE AFSTAND TIL OVERFLADEVAND FRA DE STORE FORURENINGSSAGER (TV) SAMT FORDELINGEN AF OVERFLADEVANDSTYPER (TH).



**FIGUR 2.5**  
 FORDELING AF HVILKE BRANCHER PÅ DE STORE FORURENINGSSAGER, DER TRUER HVILKE  
 OVERFLADEVANDSTYPER.

Bemærkelsesværdigt er det, at rensierne alle er vurderet til at true vandløb, hvilket må skyldes en konservativ betragtning om risikoen for dannelsen af vinylchlorid, der som nævnt har et relativt lavt kriterie i overfladevand. Desuden er rensier ofte beliggende i forbindelse med byer, som ofte er anlagt omkring et vandløb (Figur 2.5).

### 2.3 Hvad karakteriserer de overfladevandstruende lokaliteter?

Både fra regionernes udpegning af store forureningssager og screeningsværktøjets første kørsel, står det klart at en række forurenede lokaliteter sandsynligvis påvirker overfladevand og bør undersøges og risikovurderes. I forhold til grundvandsforurening, der truer vandforsyning, er det ofte lidt andre brancher og stoffer der bør fokuseres på.

Branche	Typisk stofgruppe	Særligt problematiske stoffer i forhold til overfladevand
Gasværker	BTEX, tungmetaller, cyanid, tjære, sulfat	Phenoler (mobilitet) Cyanid (mobilitet)
Losseplads, deponi og affaldshåndtering	Lossepladsperkolat Lossepladsgas Tungmetaller Specifikke organiske stoffer	Se rapport om lossepladsers påvirkning af overfladevand (Miljøstyrelsen, 2013e)
Industri	Adskillige	Pesticider (toksicitet) Formentlig flere, da branchen dækker mange stofgrupper
Renserier	Chlorerede opløsningsmidler	Formentlig ingen moderstoffer Vinylchlorid (VC) dog problematisk pga. lavt kriterie
Tankanlæg	BTEX, diesel, benzinstoffer	Formentlig ingen?

**TABEL 1**

UDVALGTE BRANCHER OG RELATEREDE, DERFRA KOMMENDE, SÆRLIGT PROBLEMATISKE STOFFER I FORBINDELSE MED OVERFLADEVAND

I **Fejl! Henvisningskilde ikke fundet.** er listet de typiske stoffer for en række udvalgte brancher, der typisk et at finde blandt jordforureningssager. Kolonnen længst til højre indeholder stoffer, der kan være særligt problematiske i forhold til overfladevand. Det vil omfatte stoffer, der ikke nedbrydes i grundvandet, har en høj mobilitet, ikke fordamper fra overfladevandet og kan ophobes i sediment. Arsen og visse pesticider er typiske eksempler, men der kan sagtens være mange andre stoffer, der efter en nærmere stofs specifik risikovurdering, vil vise sig at udgøre en trussel for overfladevand. Desværre er der i regionernes jordforureningsdatabaser ikke angivet hvilke specifikke pesticider og andre komplekse organiske forbindelser, der er fundet på de forurenede lokaliteter.

En del af de organiske forbindelse har en ret høj vandopløselighed, fx BTEX'erne og de chlorerede opløsningsmidler, men må, da de er meget flygtige, forventes at afdampe fra overfladevandet. Dette er for eksempel set med TCE forureningen i Lille Skensved Å (McKnight et al., 2010). Her udmunder en TCE-fane i åen, men på grund af fordampning er kvalitetskriteriet kun overskredet i en 300 meter zone omkring fanen.

I forhold til problematiske stoffer i grundvand er det andre stofgrupper, der viser sig at udgøre problemer for overfladevand. De chlorerede opløsningsmidler og pesticider er de stoffer, der udgør det største problem i forbindelse med grundvandsressourcen, men er ikke så stærkt repræsenteret mellem de store forureningssager, der truer overfladevand. Derimod er det lossepladserne og deponierne, der indeholder flest potentielt skadelige stoffer for overfladevand. Det er altså blandt de store sager en anden type af forurenede grunde, der potentielt truer overfladevandet, end de, der kun er udpeget med grundvandsressourcen for øje.

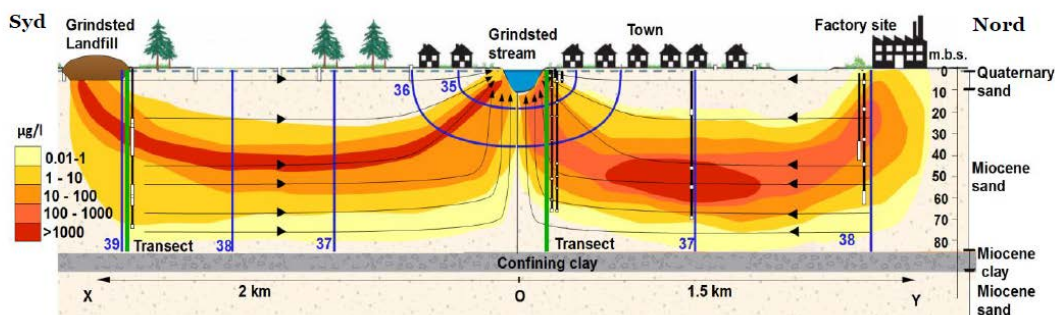


De 2 undersøgelser, af hhv. de store forureningssager og den automatiske screening, viser desuden samstemmende, at langt de fleste af de overfladevandstruende jordforureninger ligger i nærheden af vandløb, der derfor ser ud til at være den mest udsatte overfladevandstype. Desuden vil den ringere fortynding i vandløbene kontra fjorde og kyster gøre dem yderligere sårbare. Dette har været en medvirkende årsag til udvælgelsen af Grindsted Å som caselokalitet for afprøvning af feltmetoderne (se i øvrigt Appendix I).

## 2.4 Case: Grindsted

Grindsted Å blev udvalgt til at afprøve projektets generelle risikovurderingsmetoder i praksis, da åen repræsenterer en situation, hvor grundvandtstilstrømningen udgør en væsentlig del af den samlede vandtilførsel til åen. Å-systemet er velundersøgt og påvirkningen fra de to store nærtliggende forurenende punktkilder, Grindstedværket og Grindsted gamle losseplads, der repræsenterer to ud af de store forureningssager i Danmark (Petersen, 2012; Miljøstyrelsen, 2007), er veldokumentet.

Placeringen af de to store forureningssager Grindstedværket og Grindsted Gl. losseplads i forhold til Grindsted Å er vist på Figur 2.7. De to punktkilder er begge karakteriseret af atypiske miljøfremmede stoffer, som er produkter fra medicinalindustrien på Grindstedværket, såsom barbiturater, sulfonamider og sulfanilsyrer. Selve Grindstedværkets grund (kaldet Fabriksgrunden) indeholder desuden store mængder af chlorerede opløsningsmidler, som tetrachlorethylen (PCE) og trichlorethylen (TCE) (Ejlskov, 2005). Den gamle losseplads har i en periode fungeret som deponi for Grindstedværket (Bjerg og Kjeldsen, 2010).



**FIGUR 2.6**  
 KONCEPTUEL MODEL AF FORURENINGSFANERNE FRA HHV. GRINDSTED LOSSEPLADS (TV) OG FABRIKSGRUNDEN UNDER GRINDSTEDVÆRKET (TH) OG DERES BIDRAG TIL GRINDSTED Å (PETERSEN, 2012).

I Grindsted Å har tidligere undersøgelser vist, at der i overfladevandet kan genfindes chlorerede stoffer og deres nedbrydningsprodukter, samt barbiturater og sulfonamider, der med al sandsynlighed stammer fra enten Grindsted Losseplads eller Fabriksgrunden (Ejlskov, 2005; Grundvandskontoret, 2006; Jord og Affald, 2011; Petersen, 2012).

Yderligere oplysninger om lokaliteten og resultaterne af de undersøgelser, der er lavet på forureningens på virkning af overfladevand, findes i Appendix I.

# 3. Rammen for den offentlige indsats over for overfladevandstruende jordforureninger (Jordforureningsloven)

EU's vandrammedirektiv samt naturdirektiver pålægger medlemslandene at træffe foranstaltninger om en aktiv indsats for at undgå forringelser af vand- og naturområder. Denne pligt til indsats vil skulle afspejles i prioriteringen af den offentlige indsats over for forurenede jord, i forhold til jordforurening, som kan spredes til vand- og naturområder. Vandrammedirektivet og naturdirektiverne er bl.a. gennemført i lov om miljømål (miljømålsloven), der regulerer vand- og naturplanlægningen.

Den 14. maj 2013 blev der vedtaget en ændring af jordforureningsloven (Lov nr. 490 af 21. maj 2013). Lovændringen betyder at regionerne – udover hensynet til menneskers sundhed og drikkevand - er forpligtet til systematisk at inddrage arealer med forurening, der kan have skadelig virkning på overfladevand (vandløb, søer eller havet) eller internationale naturbeskyttelsesområder.

Hensynet til overfladevand og natur er nødvendigt for at sikre overensstemmelse mellem prioritering af indsatsen efter jordforureningsloven og vand- og naturplanerne. Den viden, der tilvejebringes for de forureninger, der kan have skadelig virkning på overfladevand eller natur, skal anvendes i næste generations vandplaner.

I de følgende afsnit er der kort redegjort for miljømålsloven, og for lovændringens betydning for regionerne.

## 3.1 Miljømålsloven

Miljømålsloven opdeler Danmark i vanddistrikter, og for hvert af disse vanddistrikter skal der udarbejdes vandplaner for miljøtilstanden af overfladevand og grundvand. Derudover fastlægger loven, hvordan det forudgående arbejde med forberedelse af vandplanerne skal finde sted. Fastsættelse af vandplanernes miljømål, indholdet af vandplanerne samt tidsfrister for tilblivelse af disse følger desuden af miljømålsloven.

Det er et generelt miljømål, at der senest i 2015 skal være opnået god tilstand for alt overfladevand og grundvand. Denne frist kan i visse tilfælde forlænges i op til to planperioder, hvilket vil sige til 2027.

For hvert vanddistrikt skal der forud for udarbejdelse af vandplanerne gennemføres en analyse af vandområdets karakteristika, vurdering af menneskelige aktiviteter indvirkning på

overfladevandets og grundvandets tilstand (basisanalyse). Basisanalysen er grundlaget for de efterfølgende vandplaner. Indsamlede oplysninger om kortlagte ejendomme efter jordforureningsloven er blandt de oplysninger, der skal indgå i en samlet opgørelse af påvirkninger af vandområderne.

På baggrund af bl.a. basisanalysen skal der udarbejdes indsatsprogrammer som en del af vandplanerne, hvilket efterfølgende udmøntes i kommunale handleplaner.

Natura 2000-planerne (naturplanerne) indeholder langsigtede målsætninger for områdernes naturtilstand (gunstig bevaringsstatus) og indeholder som vandplanerne en basisanalyse og et indsatsprogram.

Vandplanerne og naturplanerne lægger en ramme for andre myndigheder, idet de ved udøvelsen af deres beføjelser er bundet af vandplanerne, naturplanerne og de kommunale handleplaner.

## **3.2 Lovændringen**

### **3.2.1 Formål**

Hovedformålet med loven er at sikre, at regionsrådet systematisk inddrager arealer, hvor der er forurening eller forureningskilder, der kan have skadelig virkning på grundvand, overfladevand (vandløb, søer eller havet) eller internationale naturbeskyttelsesområder, under den offentlige undersøgelses- og afværgeindsats i lov om forurennet jord (jordforureningsloven).

Lovændringen har desuden til formål at sikre, at den oversigt, som regionsrådene skal udarbejde over områderne for den offentlige indsats, stemmer overens med vandplanerne og naturplanerne, og at regionerne iværksætter den fornødne indsats for at opfylde indsatsprogrammerne i disse planer.

Derigennem sikres, at den offentlige indsats efter loven er i overensstemmelse med planlægningen og prioriteringen af indsatserne i vandplanerne og naturplanerne efter henholdsvis EU's vandrammedirektiv (Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF af 23. oktober 2000 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger) og habitat- og fuglebeskyttelsesdirektiverne (Rådets direktiv 92/43/EØF af 21. maj 1992 om bevaring af naturtyper samt vilde dyr og planter og Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2009/147/EF af 30. november 2009 om beskyttelse af vilde fugle).

### **3.2.2 Opgavens omfang**

Miljøstyrelsen har gennemført en række projekter for at få et overblik over omfanget af jordforureninger, der kan have skadelig virkning på overfladevand, og hvordan indsatsen med identifikation af og afværgeforanstaltninger over for disse forureninger bedst kan løses. Projekterne er hovedsageligt udført i regi af teknologiudviklingsprogrammet for jord- og grundvandsforurening.

Projektresultaterne sammenholdt med regionernes erfaringer med grundvandsindsatsen indikerer, at selv om en stor del af de i dag kendte jordforureninger ligger forholdsvis tæt på overfladevand eller naturområder, er det sandsynligvis kun et fåtal af dem, der reelt har skadelig virkning på disse områder.

### **3.2.3 Opgaven**

Regionsrådet skal systematisk fastlægge arealer, hvor der er forurening eller forureningskilder, der kan have skadelig virkning på overfladevand (vandløb, søer eller havet) eller internationale naturbeskyttelsesområder, og inddrage disse under den offentlige undersøgelses- og afværgeindsats i jordforureningsloven. Herudover skal regionsrådet som hidtil fastlægge de arealer, hvor der er

forurening eller forureningskilder, der kan have skadelig virkning på et areal med bolig, børneinstitution eller offentlig legeplads.

I tilknytning til lovændringen følger en bekendtgørelse om regionernes fastlæggelse af indsatsområder for den offentlige indsats, herunder den metode, de kriterier og den prioritering regionerne skal lægge til grund. Fastlæggelsen af arealer med overfladevandstruende forurening, skal ske med afsæt i kortlægningsviden på vidensniveau 1 eller vidensniveau 2. Fastlæggelsen skal gennemføres inden for 5-årig periode fra 2014 frem til og med 2018, så resultaterne bliver tilgængelige for vandplanernes basisanalyse og tilstandsvurdering vedrørende vandplanerne og naturplanerne for 2021.

Til brug for regionsrådets fastlæggelse har Miljøstyrelsen udviklet et it-baseret værktøj (se afs. 2.2 og 9.1) til at identificere de overfladevandstruende jordforureninger, som kan have skadelig virkning på overfladevand.

I forbindelse med fastlæggelsen er det ikke hensigten, at regionerne skal fremskynde den hidtidige kortlægning. For så vidt angår arealer, som ikke er kortlagt på tidspunktet for ændringslovens ikrafttrædelse, må fastlæggelsen afvente, at regionerne når til dem som led i deres traditionelle kortlægningsindsats, hvorefter værktøjet til brug for identifikation og den senere fastlæggelse skal anvendes. Det skønnes i bemærkningerne til loven, at regionerne således samlet set vil skulle anvende værktøjet på mellem 35.000 og 40.000 kendte eller potentielle jordforureninger i perioden 2014-2018, og at resultatet vil være en identifikation af i størrelsesordenen 200-500 potentielt overfladevandstruende jordforureninger.

Det kan dog blive nødvendigt at bringe nogle af de forventeligt 200-500 potentielt overfladevandstruende jordforureninger, der er kortlagt på vidensniveau 1, frem til vidensniveau 2 for at få verificeret, at der er en forurening, som kan have skadelig virkning på overfladevand. Derudover kan den hidtidige kortlægningsindsats blive fremskyndet ved, at man bliver opmærksom på forurening i overfladevand, som synes at stamme fra jordforurening.

I forhold til eventuelle forureninger eller forureningskilder, som måtte udgøre en risiko for *internationale naturbeskyttelsesområder*, vurderes kun forurening af overfladevand i områderne at være relevant, hvilket dermed også vurderes dækket ind af den fastlæggelse, der her er nævnt. Eventuel påvirkning af terrestriske, internationale naturbeskyttelsesområder fra jordforurening vurderes således ikke – eller kun yderst sjældent – at være aktuel, men vil i givet fald også kunne håndteres inden for rammerne af jordforureningsloven.

Det skønnede antal jordforureninger, der har skadelig virkning på overfladevand eller natur, forventes ifølge Miljøstyrelsens skøn at være i størrelsesordenen 60-70 jordforureninger ud af de 200-500 potentielt overfladevandstruende jordforureninger.

Herudover vil der kunne opstå sager, som kræver umiddelbare foranstaltninger for at undgå skadelige virkninger fra jordforurening. Det drejer sig om jordforureninger, der bevirker en forringelse af et vandområde eller af naturtyper eller levesteder for de arter i et Natura 2000-område, som områderne er udpeget for, og som giver anledning til et umiddelbart behov for afværgeforanstaltninger, idet en sådan forringelse skal undgås i henhold til vandrammedirektivet og naturdirektiverne. Selv om der i realiteten forventes meget få sager med behov for umiddelbare foranstaltninger, kan det føre til, at den øvrige indsats må neddrøses til fordel herfor. Det kan dreje sig om midlertidige afværgeforanstaltninger i en overgangsperiode, indtil der i forbindelse med den samlede prioritering om nødvendigt træffes beslutning om mere permanente foranstaltninger, oprensning m.v.

# 4. Elementer i risikovurdering

## 4.1 Princippet for risikovurderingen

Risikovurdering inkluderer generelt en identifikation af forureningskilder og potentielle receptorer, der kan blive påvirket af forureningsfanen. Forureningskilden og receptoren sammenkobles via stoftransporten mellem de to områder. I forbindelse med risikovurdering af punktkilder kan miljø- og sundhedsmæssige konsekvenser dermed ofte vurderes ved hjælp af kæden: "Kilde – transport – receptor", som illustreret i Figur 4.1.

I nærværende rapport relaterer kilden sig til typen af punktkildeforurening, samt kildestyrken i form af mængde og koncentration som funktion af tiden. Transporten beskriver strækningen fra punktkilden til receptor, hvor stoftransport og attenuering kan foregå i både den umættede zone, indledningsvist, og i den mættede zone hen til overgangszonen mellem grundvand og overfladevand. Receptor udgør det potentielt truede vandområde, der består af overgangszonen og selve overfladevandet (vandløb, søer og det marine miljø).

Risikovurderingen bruges til at vurdere om/hvordan de tre led i kæden er forbundet. Det er dermed muligt at vurdere, om der er tale om en reel risiko, samt hvordan kæden eventuelt kan brydes ved fx oprensning af kildeområdet eller andre risikoreducerende tiltag undervejs i systemet.

Princippet for risikovurderingen for de to første led i risikokæden er tilsvarende risikovurderingen for grundvandsressourcer, der er truet af forurening fra punktkilder (fx Miljøstyrelsen, 1998; Overheu et al., 2011; Trolldborg et al., 2008, 2009). Det er dermed det sidste led i kæden, der er principielt anderledes fra den anvendte fremgangsmåde ved risikovurdering af grundvandsressourcer, hvorfor fokus i denne rapport vil være på dette led i risikovurderingen.

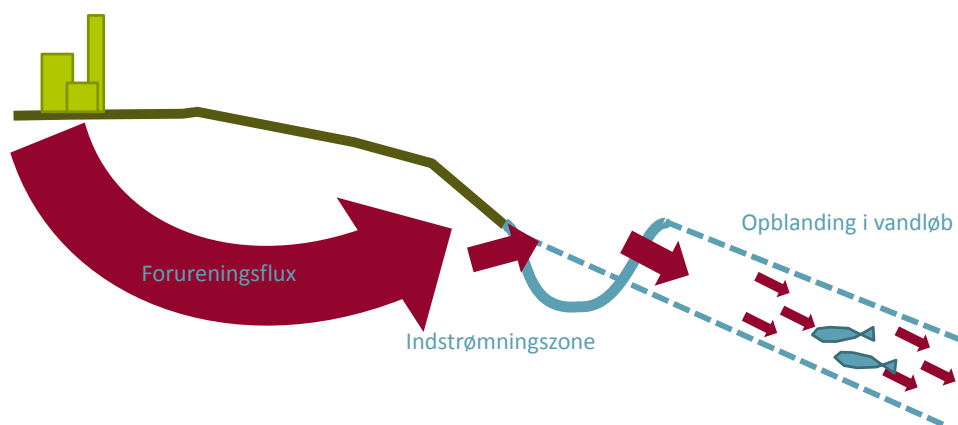
## 4.2 Opstilling af konceptuel model

Efter udpegning af en lokalitet med screeningsværktøjet for potentielt overfladevandtruede lokaliteter (Miljøstyrelsen, 2013a) vil det være nødvendigt at udvide risikovurderingen af den enkelte lokalitet individuelt.

Som det første trin i risikovurderingen opstilles der en konceptuel model af systemet fra punktkilden til vandområdet. Den konceptuelle model beskriver forureningssituationen, geologien, hydrogeologien, transporten og attenueringen i systemet.

Den konceptuelle model opstilles på baggrund af indsamling af relevant viden for hvert af de tre led i risikokæden (Figur 4.1). Den konceptuelle model er en dynamisk størrelse, der i første omgang kan opstilles på baggrund af eksisterende viden. Efterhånden som nye data bliver tilgængelige kan detaljeringsgraden af den konceptuelle model øges, hvormed eventuelle videnshuller kan udfyldes og usikkerheden på den konceptuelle model mindskes.

Den konceptuelle model er vigtig for den videre beregning af forureningsfluxen, hvormed usikkerheder i den konceptuelle forståelse af systemet vil medføre usikkerhed på resultaterne og dermed risikovurderingen. Det er derfor vigtigt, at eventuelle usikkerheder og simplificerende antagelser beskrives sammen med opstillingen af den konceptuelle model.

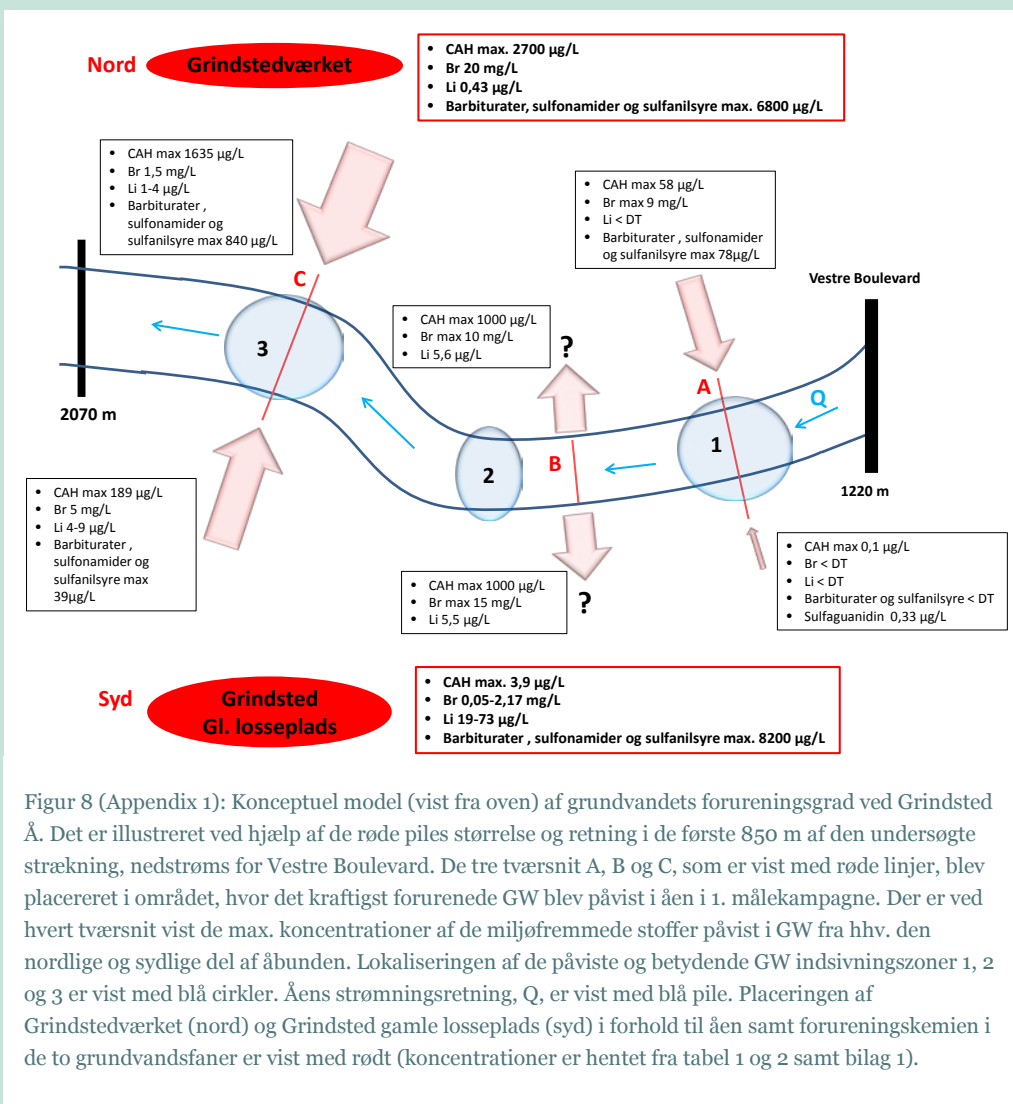


Punktkilde	Transport	Vandområde
Kildetype (losseplads, renseri, etc.) Forureningsituation (stofegenskaber, DNAPL, kildestyrke, udbredelse, etc.) Hydrologi (infiltration, mætning, strømningsretning) Geologi	Geologi (type, lagdeling, sprækker etc.) Hydrogeologi (strømningsretning, strømningshastighed, etc.) Attenueringsprocesser (nedbrydning, dispersion, retardering)	Vandløb, sø, marint miljø Egenskaber (vandføring, opblandingsforhold, tidscyklus, etc.) Overgangszonens egenskaber (opholdstid, attenuering, geologi, etc.) Partitionering (sediment, vand, atmosfæren)

**FIGUR 4.1**  
 KILDE-TRANSPORT-RECEPTOR RISIKOKÆDEN, SAMT RELEVANTE DATA FOR OPSTILLING AF EN KONCEPTUEL MODEL FOR SYSTEMET. FIGUREN VISER ET VANDLØB, MEN PRINCIPPET ER DET SAMME FOR ALLE TYPER OVERFLADEVAND.

## Konceptuel model for forureningspåvirkningen af Grindsted Å

I Grindsted blev den konceptuelle model opstillet på baggrund af et omfattende måleprogram over flere målerunder (Appendix I). I praksis vil udpegningen af indstrømningszoner og relevante stoffer ske med langt mindre datatæthed. Den konceptuelle model kan også indeholde informationer om geologi og afstrømningsmønstre.



Figur 8 (Appendix 1): Konceptuel model (vist fra oven) af grundvandets forureningsgrad ved Grindsted Å. Det er illustreret ved hjælp af de røde pile størrelse og retning i de første 850 m af den undersøgte strækning, nedstrøms for Vestre Boulevard. De tre tværsnit A, B og C, som er vist med røde linjer, blev placeret i området, hvor det kraftigst forurenede GW blev påvist i åen i 1. målekampagne. Der er ved hvert tværsnit vist de max. koncentrationer af de miljøfremmede stoffer påvist i GW fra hhv. den nordlige og sydlige del af åbunden. Lokaliseringen af de påviste og betydende GW indsigingszoner 1, 2 og 3 er vist med blå cirkler. Åens strømningsretning, Q, er vist med blå pile. Placeringen af Grindstedværket (nord) og Grindsted gamle losseplads (syd) i forhold til åen samt forureningskemien i de to grundvandsfaner er vist med rødt (koncentrationer er hentet fra tabel 1 og 2 samt bilag 1).

### 4.2.1 Punktkilde

Den konceptuelle model opstilles med udgangspunkt i det første led i risikokæden (kilden). Den historiske viden om lokaliteten udnyttes til at identificere kildetyper og den tilknyttede type af forurenende stoffer (jf. kap.2), samt de pågældende stoffers egenskaber (fx opløselighed, flygtighed, sorption, mobilitet og nedbrydelighed). Baseret på stofegenskaberne og den indledende undersøgelse af kildeområdet kan den forventede spredning inkluderes i den konceptuelle model. Risici relateret til punktkildeforureningen vil være relateret til udvaskning fra kildeområdet, hvorved især forurenende stoffer med en høj mobilitet og kildeområder med en betydelig infiltration eller gennemstrømning vil udgøre en potentiel risiko.

#### **4.2.2 Transport**

Udvaskningen fra kildeområdet danner grundlag for stoftransporten i det underliggende grundvandsmagasin. For forureninger med aerobt nedbrydelige stoffer vil der dog i den umættede zone ske en væsentlig reduktion af kildestyren, fx for visse aerobt nedbrydelige pesticider (se fx Tuxen et al 2003). Denne nedbrydning bør medtages i risikovurderingen.

Udover kildestyrken og de førnævnte stofegenskaber, så er grundvandsmagasinet egenskaber af betydning (fx geologi, hydrogeologi og nedbrydningsforhold). Kendskab til transporten og den specifikke udbredelse af forureningsfanen er afgørende for en vurdering af, om der opnås kontakt med et vandområde, samt hvor i vandområdet der er størst sandsynlighed for en forureningspåvirkning. I forbindelse med størrelsesordenen af forureningsfluxen til vandområdet, så er kendskab til attenueringsprocesserne i grundvandsmagasinet vigtigt. Den samlede belastning fra punktkilden vil især påvirkes af nedbrydning i grundvandsmagasinet, mens udbredelsen af forureningsfanen også vil påvirkes af opblanding (dispersion) med uforurenat vand undervejs til vandområdet og tilbageholdelse via sorption til akvifer materialet. Nedbrydningsforholdene og strømningshastigheden i grundvandsmagasinet er dermed af stor betydning for størrelsen af forureningsfluxen ved udsivning til vandområdet. Afhængigt af stofegenskaberne og afstanden mellem punktkilden og vandområdet, så kan stoftransporten have en meget lang tidshorisont.

#### **4.2.3 Overfladevandsområde**

Opstillingen af den konceptuelle model på baggrund af de to første led i risikokæden, hvor forureningskilden og stoftransporten i den mættede zone og grundvandsmagasinet vurderes, er velkendt i forbindelse med risikovurdering af punktkilder der truer grundvandsressourcer. Når der i det sidste led i risikokæden i stedet for grundvand er tale om et punktkilde truet vandområde, så bliver dette trin i risikovurderingen mere kompliceret. Attenueringsprocesserne i overgangszonen og i selve overfladevandet er fundamentalt anderledes end i grundvandsmagasinet pga. forskellene i de hydrauliske, fysiske, mikrobiologiske og kemiske forhold. Der er dermed potentiale for, at sammensætningen og størrelsen af forureningsfluxen ændrer sig betydeligt ved skiftet fra et grundvandssystem til vandområde (Palakodeti et al., 2009; US EPA, 2000).

Der er flere faktorer, der er af betydning i forbindelse med opstilling af den konceptuelle model som baggrund for risikovurderingen. Overordnet set kan det sidste led i den konceptuelle model inddeles i tre hovedgrupper, nemlig vandløb, søer og det marine miljø (jf. kap. 6, 7 og 8). Skønt mange af de basale processer i samspillet mellem grundvand og overfladevand er de samme for de tre hovedgrupper, så er der en forskelligartet dynamik i systemerne (Winter et al., 1998), hvilket er af betydning for risikovurderingen.

For selve overfladevandet er det især de specifikke opblandingsforhold der er af betydning. Opblandingen i overfladevandet vil afhænge af grundvandsfluxens størrelse i forhold til den totale vandføring i vandområdet, samt opblandingsdynamikken i systemet. Disse forhold kan ændre sig alt efter de lokale forhold i vandområdet og de tidsmæssige fluktuationer, såsom daglige tidevandspåvirkninger eller årstidsvariationer (fx lagdeling i søer).

Egenskaberne i overgangszonen mellem grundvand og overfladevand vil også påvirke udsivningen af en forureningsflux i vandområdet. Udover kendskab til selve grundvandsfluxen i overgangszonen (jf. kap.5), kan kendskab til attenueringsprocesserne være af stor betydning.

Attenueringsprocesserne i overgangszonen vil, som selve overfladevandet, være påvirket af de lokale og tidsmæssige variationer, der har betydning for bl.a. opholdstiden i overgangszonen. Nedbrydningen af de forurenende stoffer kan være betydeligt hurtigere i overgangszonen end i grundvandsmagasinet. Desuden er der potentiale for en langt kraftigere sorption pga. et højere indhold af organisk materiale i vandområdets sediment, hvorved forurening kan akkumuleres. En kort opholdstid i overgangszonen kan dog begrænse effekten af den hurtigere omsætning i den pågældende zone (Conant et al., 2004; Hamonts et al., 2009; Palakodeti et al., 2009; US EPA, 2000, 2008).



Med fokus på det sidste led i risikokæden kan en god karakterisering af processerne i overgangszonen være af stor betydning. Dette er dog ikke altid (økonomisk) muligt, hvorved udviklingen af værktøjer til screening af de vigtigste processer kan være ønskværdig. Som et eksempel på et sådant screeningsværktøj har Palakodeti et al. (2009) udviklet et regnearks værktøj (TAPI) til bestemmelse af de vigtigste omsætningsprocesser i overgangszonen. Værktøjet er baseret på simple analytiske modeller (1D) og indeholder en database med litteraturværdier for hydrogeologiske- og stofegenskaber. Selve screeningen foregår på baggrund af en sammenligning (forholdstal) af opholdstiden i overgangszonen med kinetikken for forskellige processer.

Attenueringsprocesser i form af nedbrydning og opblanding med uforurennet vand i overgangszonen og overfladevandet er dermed af stor betydning i forbindelse med at reducere koncentrationer til under vandkvalitetskriterierne for vandområdet.

### 4.3 Fluxberegninger

Forureningsfluxen er et udtryk for massen af forurening der flyttes per tidsenhed (fx kg/år), hvilket er et godt mål for den totale forureningsbelastning fra/i et område. Forureningsfluxen bestemmes ofte som den totale mængde af forurening der passerer igennem et kontrolplan vinkelret på strømningsretningen (jf. Figur 4.2). Dette kan fx anvendes til at bestemme den totale belastning ved udvaskning fra punktkilden, eller den totale belastning der tilføres et vandområde nedstrøms for punktkilden. Hvis der sker en betydelig nedbrydning i grundvandsmagasinet kan der være en betydelig forskel mellem forureningsfluxen ved kilden og forureningsfluxen til vandområdet.

#### Grundvandsflux vs. forureningsflux

Der er i denne rapport anvendt to forskellige fluxudtryk, nemlig grundvandsflux og forureningsflux. De to forskellige fluxe er defineret nedenfor.

##### Grundvandsflux

En volumetrisk flux udtrykt som volumen af grundvand der over tid passerer igennem et areal vinkelret på strømningsretningen (enhed fx m/år). Grundvandsfluxen er kendt fra Darcys lov, hvor den ofte betegnes som Darcy hastigheden ( $v$ ).

Grundvandsflux er relateret til de hydrauliske forhold (ledningsevne og gradient) i grundvandsmagasinet, der er styrende for strømningsforholdene. Grundvandsfluxen kan være enten uforurennet eller, ved passage gennem et punktkildeområde, forurennet. Herved kan grundvandsfluxen relateres til forureningsfluxen.

##### Forureningsflux (eller stofflux)

En masseflux udtrykt som massen af et stof der over tid passerer igennem et areal vinkelret på strømningsretningen (enhed fx kg/år/m<sup>2</sup>). Som areal anvendes ofte et kontrolplan, der dækker hele forureningsfanen, hvorved forureningsfluxen ( $J$ ) ofte blot udtrykkes som masse per tid, og ses som et mål for den samlede forureningsbelastning fra en punktkilde eller til en receptor.

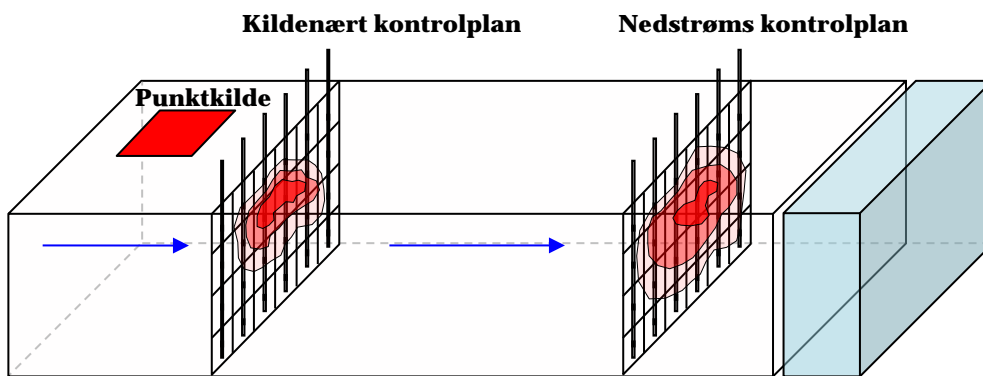
Afhængigt af de aktuelle strømningsforhold i grundvandsmagasinet og overgangszonen kan enten hele forureningsfluxen fra punktkilden udledes til det nedstrøms vandområde eller forureningsfluxen kan ledes delvist udenom/under vandområdet.

Generelt vil forureningsfluxen være advektionsstyret i den mættede zone, hvorved forureningsfluxen ( $J$ ) kan udtrykkes ved:

$$J = qCA = VC = -K \frac{dh}{dx} C$$

hvor  $q$  er grundvandsfluxen (m/år),  $C$  er forureningskoncentrationen (g/m<sup>3</sup>) og  $A$  er kontrolplanets tværsnitsareal (m<sup>2</sup>).

Forureningsfluxen kan i mange tilfælde bestemmes via relativt simple modelleringsværktøjer (RISC4, REMChlor, BIOCHLOR/BIOSCREEN, etc.), der kræver et kendskab til strømningforholdene og forureningsituationen i kildeområdet. Modellerne kan bruges til en integreret modellering af udvaskningen fra kilden og stoftransporten mellem kilden og vandområdet. Udover de eksisterende modeller kan der, baseret på den konceptuelle model og det aktuelle vidensniveau, opstilles modeller af varierende kompleksitet, der kan tilpasses de specifikke forhold (forureningsituation, geologi, etc.), der er repræsentative for det pågældende system. Forskellige modeller til bestemmelse af forureningsfluxen er beskrevet mere indgående i forbindelse med risikovurdering grundvandsressourcer fra punktkilder (fx Overheu et al., 2011; Troldborg et al., 2008, 2010; Tuxen et al., 2006).



**FIGUR 4.3**

KONTROLPLAN VINKELRET PÅ STRØMNINGSRETNINGEN TIL BESTEMMELSE AF HHV. FORURENINGSFLUXEN TÆT PÅ PUNKTKILDEN ( $J$ ) OG NEDSTRØMS TÆT PÅ VANDOMRÅDET ( $J^*$ ). BESTEMMELSE AF FORURENINGSFLUXEN KAN ANVENDES TIL AT VURDERE DEN SAMLEDE FORURENINGSBELASTNING.

Forureningsfluxen kan også bestemmes ved en feltorienteret fremgangsmåde. Der findes forskellige metoder til bestemmelse af forureningsfluxen i felten inkl. volumenpumpning og niveauspecifikke målinger i et kontrolplan (Tuxen et al., 2006). Den mest hyppigt anvendes feltmetode er niveauspecifikke målinger af grundvandskoncentrationerne ( $C_i$ ) og den hydrauliske ledningsevne ( $K_i$ ) i et kontrolplan der dækker hele forureningsfanen (jf. Figur 4.2). Udover de niveauspecifikke målinger bestemmes den hydrauliske gradient ( $i$ ), og kontrolplanet inddeles i  $n$  celler centreret omkring de enkelte filtre, hvorved forureningsfluxen kan bestemmes som summen af forureningsfluxen gennem de enkelte delarealer ( $A_i$ ):

$$J = \sum_{i=1}^n i K_i C_i A_i$$

Metoden kan bruges til at bestemme forureningsfluxen både ved kilden og nedstrøms umiddelbart før vandområdet.

Derudover kan forureningsfluxen, som beskrevet i kapitel 5, også direkte estimeres ved målinger i udstrømningszonen til overfladevandet eller i hvert fald for vandløb, estimeres via en massebalancebetragtning efter vandprøvetagning i overfladevandet.

#### 4.4 Opblanding og stoftransport i overfladevand

Det sidste trin i risikovurderingen tager udgangspunkt i den beregnede forureningsflux umiddelbart opstrøms for receptoren. Denne forureningsflux vil ved udsivning til vandområdet blive betragtet som en diffus udsivning langs en strækning af vandområdet (fanebredden), og ikke som en punktkilde som ved spildevandsudledning (Aabling & Jensen, 2012) og skal ses i sammenhæng med andre påvirkere af overfladevandet.

Ved udsivningen af det forurenede grundvand til et vandområde vil der ske en opblanding med overfladevandet. Denne opblanding vil i nogle tilfælde være afgørende for, hvorvidt forureningskoncentrationen reduceres til under vandkvalitetskriterierne for vandområdet. I tilfælde af en kraftig forureningsflux kan det være nødvendigt at udpege en blandingszone. Vandkvalitetskriterierne kan tillades overskredet indenfor blandingszonen, men skal være overholdt ved grænselinjen for zonen og nedstrøms for denne. Blandingszonens udstrækning udpeges af vandmyndigheden (ofte Naturstyrelsen).

Risikovurderingen skal derfor inkludere en model for opblandingen i vandområdet. En simpel opblandingsmodel kan være baseret på en antagelse om fuld opblanding af grundvandsfluxen og overfladevandet. Beregningerne kan fx foretages under antagelse af, at den resulterende reduktion i forureningskoncentrationen udelukkende er et resultat af opblandingen. Dette kan være en god antagelse, hvis den udsivende grundvandsflux er relativt lille i forhold til vandføringen i vandområdet. Hvis fortyndingen via opblandingen er mere begrænset, kan der eventuelt opstilles en massebalance for vandområdet, hvor der fx også tages hensyn til nedbrydningsprocesser i overgangszonen.

Mere komplicerede modeller for opblanding i overfladevand, både analytiske og numeriske, er nødvendige til at beskrive opblandingen, hvis der med de simple modeller kan forudsiges overskridelse af kriterierne. De enkelte modeller for de forskellige typer overfladevand er beskrevet i kapitel 6, 7 og 8.

Når undersøgelsen af forureningsfluxen og eventuel modellering af opblandingsforholdene er afsluttet, kan den samlede risikovurdering udføres. Metoden for risikovurdering præsenteres i kapitel 9.

# 5. Metoder og erfaringer til undersøgelse af forureningsudsivning til overfladevand

Under danske klimaforhold sker der normalt en nettotilstrømning af grundvand til overfladevandsområder, mens tab af overfladevand til grundvandet hovedsageligt er forårsaget af grundvandsindvinding (Miljøstyrelsen, 2004b; Scanlon et al., 2002). Der kan dog være store lokale variationer i tilstrømning af grundvand langs en strækning af vandområdet, hvilket kan have stor betydning for vandområdets sårbarhed overfor forurening fra punktkilder (Scanlon et al., 2002). Forureningsfluxen til vandområdet vil være afhængigt af sammenfaldet mellem faner fra lokale punktkilder og lokale zoner med stor tilstrømning af grundvand. De specifikke forhold i forbindelse med vandudvekslingen i overgangszonen er dermed af afgørende betydning for påvirkningen af vandområdet og en repræsentativ kvantificering af grundvandsfluxen er af største vigtighed.

Der eksisterer en lang række forskellige undersøgelsesmetoder til bestemmelse af strømningsforholdene i overgangszonen og estimering af grundvandsfluxen (Conant, 2004). En kombination af både billigere kvalitative metoder, til en indledende screening for en bedre konceptuel forståelse, og mere kvantitative metoder, til bestemmelse af grundvandsfluxens størrelse, vil ofte være at foretrække (Fryar et al., 2000). I dette kapitel er et udvalg af både kvalitative og kvantitative metoder til undersøgelse af grundvandsfluxen kort beskrevet.

De kvalitative metoder kan bruges som indikator for strømningsforholdene i overgangszonen mellem grundvand og overfladevand. Metoderne kan bruges til at forbedre den konceptuelle forståelse i områder, der vurderes at være sårbare overfor forurening fra punktkilder. De kvalitative metoder er ofte hurtigere og billigere end de kvantitative metoder, men har den ulempe, at en specifik bestemmelse af selve grundvandsfluxen ikke opnås. En del af de kvalitative metoder kan dog via yderligere undersøgelser af overgangszonen og numerisk modellering give kvantitative estimater af grundvandsfluxen.

De kvantitative metoder inkluderer både direkte måling af grundvandsfluxen og modellering af indirekte målinger, hvorved der kan opnås et estimat af tilstrømningen af grundvand til vandområdet. I kombination med kemiske analyser for diverse fokusstoffer fra punktkildeforureninger kan forureningsfluxen til vandområdet estimeres til brug i risikovurderingen.

## 5.1 Grundvandsflux

### 5.1.1 Temperaturmålinger

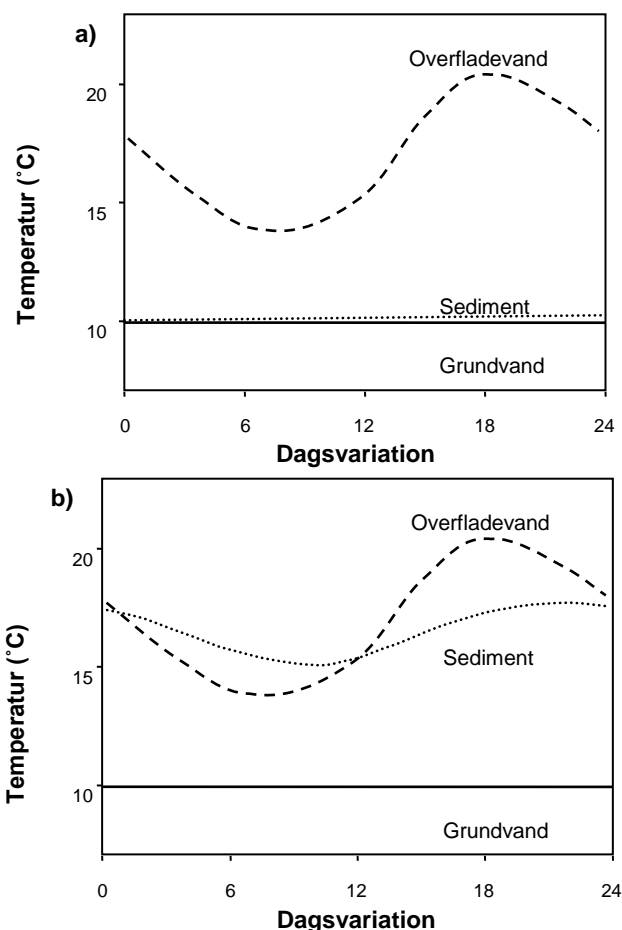
Temperaturmålinger er en hyppigt anvendt metode i forbindelse med bestemmelse af strømningsforholdene i et punkt i overgangszonen mellem grundvand og overfladevand (Becker et al., 2004). Screening af strømningsforholdene kræver, at der er en signifikant forskel mellem

temperaturen af overfladevandet og grundvandet. Metoden kan dermed med fordel anvendes i de perioder, hvor denne temperaturforskelle er størst, dvs. midt på sommeren eller midt på vinteren.

Metoden udnytter forskellen mellem grundvandets relativt konstante temperatur (ca. 8-10°C) og overfladevandets sæsonpåvirkede temperatur (Conant, 2004; Silliman & Booth, 1993). Ved tilstrømning af en grundvandsflux vil temperaturen af sedimentet om sommeren være relativt kold i forhold til temperaturen i vandsøjlen (omvendt om vinteren) og kun udvise mindre fluktuationer, mens infiltrering af overfladevand vil resultere i mere ens temperaturer i sedimentet og vandsøjlen og dermed større fluktuationer (jf. Figur 5.1) (Silliman & Booth, 1993). Temperaturmetoden synes mest anvendt for vandløb (fx Silliman & Booth, 1993) og søer (fx Lee, 1985).

Temperaturmålingerne udføres typisk vha. en sonde med et termometer i spidsen (Lee, 1985; Silliman & Booth, 1993), men andre metoder kan også anvendes. En forholdsvis ny metode anvender optiske fiberkabler til at måle på en længere strækning af vandområdet (Krause et al., 2012). Der kan også anvendes infrarøde sensorer til at danne et billede af temperaturfordelingen, hvilket evt. kan anvendes på en større skala (Burnett et al., 2006). Temperaturmålingerne foretages generelt både i vandsøjlen over sedimentet og nede i sedimentet. Temperaturen vil afhænge af dybden hvori målingerne er foretaget (Sophocleous, 2002); den specifikke dybde for målingerne afhænger bl.a. af sedimentmaterialet (Scanlon et al., 2002). Under danske forhold er temperaturmålingerne ofte foretaget i ca. 0,2-0,5 m (Christensen & Raun, 2005; Villumsen, 2012).

Fordelen ved temperaturmålingerne er især, at det er en relativt billig og nem udførlig metode (Becker et al., 2004; Scanlon et al. 2002; Silliman & Booth 1993). Metoden kan bruges lokalt til at identificere de områder, hvor grundvand strømmer til overgangszonen. Der er dermed mulighed for at bestemme særlige interesseområder i forhold til tilstrømning af punktkildeforurenede grundvand, mens en direkte bestemmelse af vandfluxen ikke er mulig (Becker et al., 2004; Silliman & Booth, 1993). Metodens største ulempe er dermed den manglende kvantificering. Kvantificering kan dog opnås via modellering, hvis modelleringen kan understøttes af de indsamlede temperaturdata (som beskrevet senere i dette afsnit). En anden ulempe ved metoden er den begrænsede anvendelighed på visse årstider, hvor temperaturen af overfladevandet er tæt på temperaturen af grundvandet.



**FIGUR 5.1**

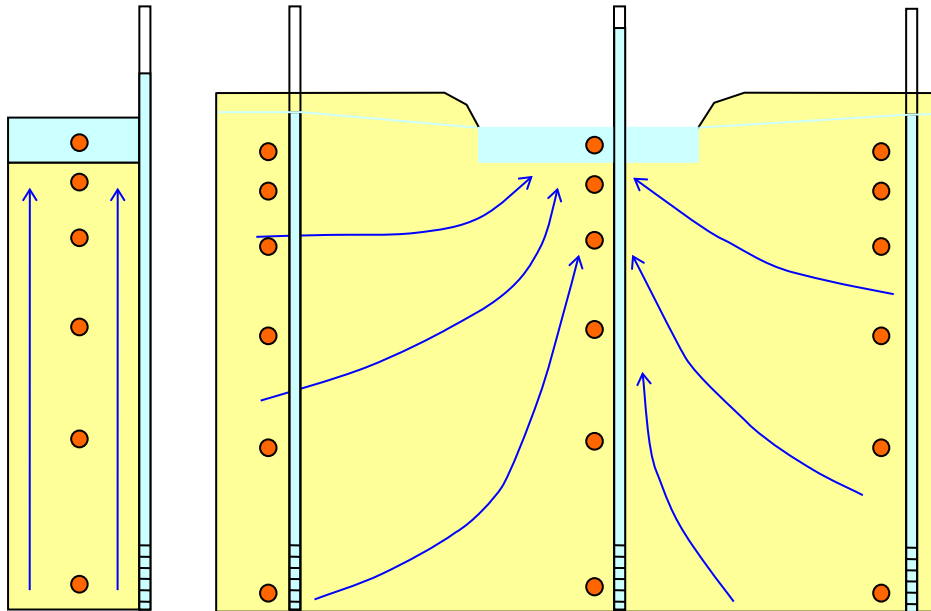
PRINCIPSKITSE FOR TEMPERATURFORSKELLEN MELLEM GRUNDEVAND OG OVERFLADEVAND I LØBET AF EN SOMMERDAG. PÅVIRKNINGEN AF SEDIMENTTEMPERATUREN I EN OVERGANGSZONE SES FOR HHV. (A) TILSTRØMNING AF GRUNDEVAND OG (B) AFSTRØMNING AF OVERFLADE VAND. GENERELT VIL TEMPERATUREN AF SEDIMENTET VÆRE LAVERE OG FLUKTUERE MINDRE I ZONER MED TILSTRØMNING AF GRUNDEVAND (ILLUSTRATION EFTER: SILLERMAN OG BOOTH, 1993).

Den kvantitative bestemmelse af grundvandsfluxen på baggrund af temperaturmålinger kræver et nøje kendskab til ligningerne for varmetransport. Temperaturudbredelsen i overgangszonen afhænger af både sedimentets ledningsevne og advektion relateret til grundvandsstrømningen (Cardenas & Wilson, 2007; Constantz & Stonestrom, 2003). Modelleringen kræver dermed generelt et godt kendskab til sedimentets termiske og hydrauliske egenskaber. Modelleringen er især følsom overfor den hydrauliske ledningsevne i sedimentet, mens opslag af tabelværdier kan anvendes for den termiske ledningsevne (Constantz & Stonestrom, 2003).

Relationen mellem temperaturudbredelsen og grundvandsstrømningen kan anvendes i forbindelse med en kvantitativ estimering af grundvandsfluxen. Komplexiteten af modellering vil afhænge af den mulige simplificering af systemet, hvormed en god konceptuel forståelse er en fordel.

1D modellering kan anvendes i simple strømningssystemer, hvor der generelt er en overvejende vertikal strømning (jf. figur 5.2) hvorved et vertikalt temperaturprofil er tilstrækkeligt (Scanlon et al., 2002). Den analytiske løsning for 1D vertikal strømning (steady state) har været hyppigt anvendt i forbindelse med kvantificering af grundvandsfluxen baseret på temperaturmålinger (Promio, 2011; Schmidt et al., 2007, Appendix I).

For mere komplekse systemer anvendes der ofte 2D numeriske modellering. Denne modellering bygger generelt på tidsserier af temperaturmålinger og hydraulisk potentiale målinger fra flere vertikale profiler i et transekt i og omkring overgangszonen (jf. Figur 5.2). Modellen kalibreres til måledata ved at justere på den hydrauliske ledningsevne i sedimentet, hvorefter grundvandsfluxen kan bestemmes. 3D numerisk modellering anvendes generelt ikke. Dette skyldes, at det påkrævede databehov for at opnå et ekstra udbytte i forhold til 2D modellering generelt ikke står mål med de ekstra omkostninger ved dataindsamlingen. Kommercielt tilgængelige modeller, såsom VS2DH and SUTRA, kan bl.a. downloades fra U.S. Geological Survey (USGS) hjemmeside (Greswell, 2005; Niswonger & Prudic, 2003; Schornberg et al., 2010).



**FIGUR 5.2**

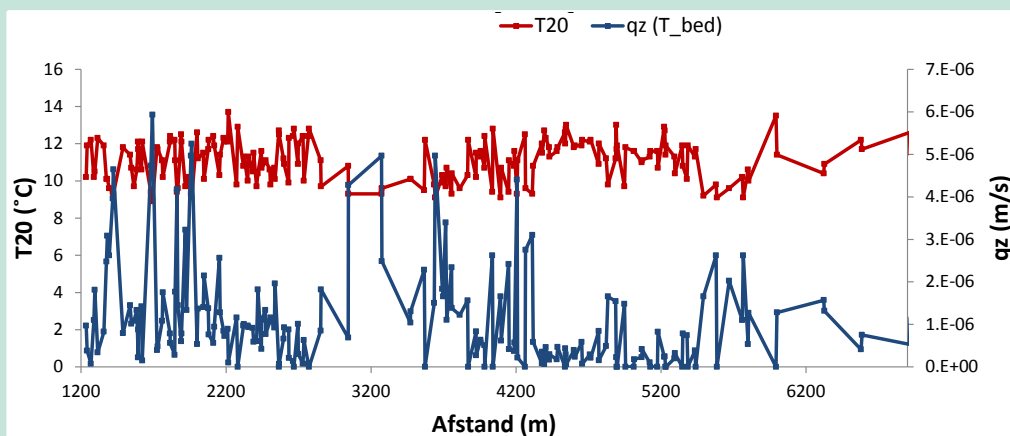
KONCEPTUELLE SYSTEMER MED ET EKSEMPEL PÅ PLACEREN AF TEMPERATURSENSORER TIL BRUG VED HHV. 1D MODELLERING (VENSTRE) MED UDELUKKENDE VERTIKAL TILSTRØMNING AF GRUNDVAND, OG 2D MODELLERING (HØJRE) MED BÅDE HORIZONTAL OG VERTIKAL TILSTRØMNING AF GRUNDVAND, OG 2D MODELLERING (HØJRE) MED BÅDE HORIZONTAL OG VERTIKAL TILSTRØMNING AF GRUNDVAND (ILLUSTRATION EFTER: NISWONGER & PRUDIC, 2003).

I forhold til de kvalitative undersøgelser vha. temperaturmålingerne kræves der for en kvantitativ bestemmelse et mere omfattende datagrundlag. Som måleparameter er temperaturen dog stadig relativ billig og nemt håndterlig i forhold til fx kemiske parametre (Constantz & Stonestrom, 2003). En af metodens ulemper er, at der er tale om indirekte målinger, der er blevet underlagt en række antagelser i forbindelse med modelleringen. Den fundne grundvandsflux er desuden kun repræsentativ for det område, hvor de vertikale profiler er udført (Becker et al., 2004).

## Temperaturmålinger

Der blev lavet temperaturmålinger ved i alt 74 stationer langs et 5 km langt stræk af Grindsted Å (Appendix I). Af resultaterne herfra kan uddrages følgende:

- En temperatur under  $10^{\circ}\text{C}$ , 20 cm nede i bundsedimentet, indikerer, at der er en interaktiv zone mellem åen og grundvandet, og at det kan være en betydende grundvandsindsivningszone.
- ”Detektionsgrænsen” for beregning af grundvandsfluxen på baggrund af temperaturforskelle var  $1 \cdot 10^{-6}$  m/s
- 6 betydende indsvingszoner med en grundvandsflux større end  $3 \cdot 10^{-6}$  m/s blev påvist på den undersøgte strækning
- Grundvandsindsivningszonerne langs åen var af varierende længde fra ca. 70 m til 230 m og størrelsen af den indstrømmende flux varierede på tværs af åen.



Figur 12 (Appendix I) : Den målte temperatur i 20 cm dybde (T20) i bundsedimentet sammenholdt med den beregnede GW flux,  $qz$ , hvor grundvandstemperaturen var sat til  $9^{\circ}\text{C}$  (TL), langs Grindsted Å på den undersøgte strækning. T20 er vist med rødt og  $qz$  med blåt. Placeringen af de 6 betydende GW indsvingszoner, hvor  $qz$  oversteg  $3 \cdot 10^{-6}$  m/s, er nummereret 1-6.  $3 \cdot 10^{-6}$  m/s på  $qz$ -aksen er fremhævet med en grøn linje.



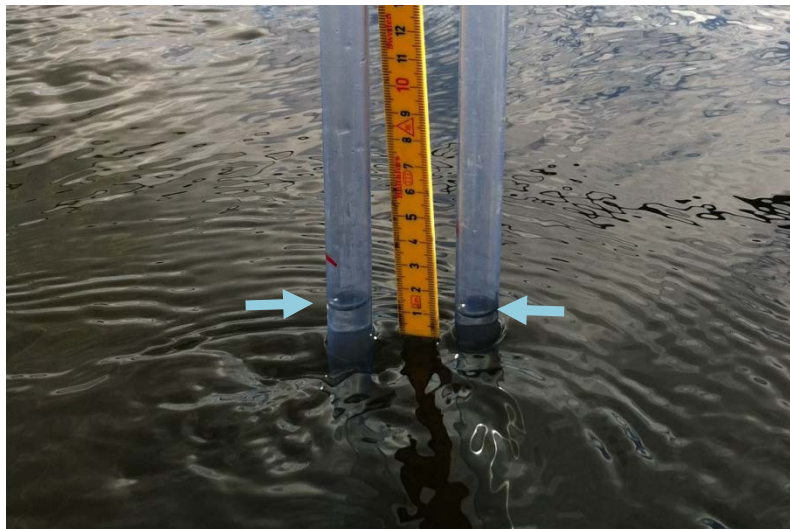
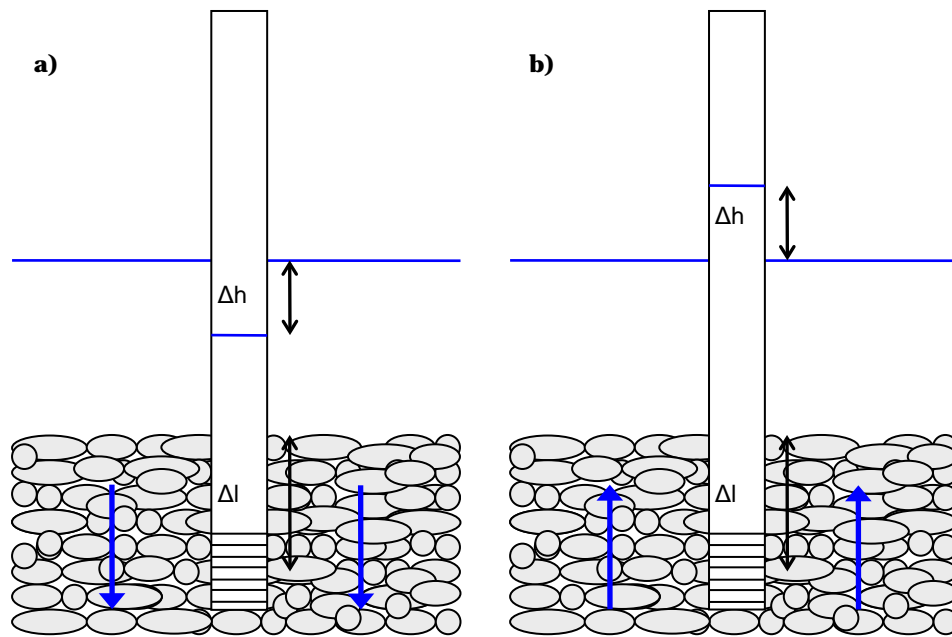
### 5.1.2 Hydrauliske potentiale-målinger

Målinger af det hydrauliske potentiale via installering af piezometre i overgangszonen mellem grundvand og overfladevand kan bruges til at bestemme strømningsforholdene i både vandløb (Fryar et al., 2000), søer (Kenoyer & Anderson, 1989) og det marine miljø (Burnett et al., 2006). Metoden udnytter, at strømmingen i overgangszonen vil ske fra højere til lavere tryk, hvorved trykgradient er styrende for strømningsforholdene. Observationer af forskellen mellem det hydrauliske potentiale i overgangszonen og i vandområdet vil dermed kunne bruges til at bestemme strømningsretningen. Et højere hydraulisk potentiale i overgangszonen i forhold til overfladevandet vil resultere i en tilstrømning af grundvand, mens et lavere hydraulisk potentiale i overgangszonen vil føre til en afstrømning af overfladevand (jf. Figur 5.4) (Baxter et al., 2003).

Metoden kan anvendes på forskellige detaljeringsniveau. Installering af enkelte piezometre kan anvendes til at identificere de områder, hvor grundvandet lokalt strømmer til vandområdet. Installeringen af mange piezometre i flere niveauer i et transekt i og omkring vandområdet kan anvendes til at skabe et indblik i både de vertikale og horisontale strømningsforhold i området. Denne konceptuelle forståelse af systemet er meget anvendelig i kombination med nogle af de kvantitative metoder. En yderligere fordel ved metoden er, at den kan kombineres med udtagning af vandprøver (Kenoyer & Anderson, 1989). Hermed er det muligt at sammenholde tilstrømningszonerne med koncentrationer af forskellige fokusstoffer (se også kapitel 5.8.1). Metodens største ulempe er, at den uden yderligere dataindsamling kun er kvalitativ. Hvis der i kombination med bestemmelsen af den hydrauliske gradient også laves en bestemmelse af sedimentet hydrauliske ledningsevne, via fx slug test, da kan en kvantitativ estimering af den lokale grundvandsflux (1D) opnås vha. Darcy's lov (Burnett et al., 2006). Dette vil dog øge omkostningerne i forbindelse med metoden (Conant, 2004), og kvantificeringen vil kun være anvendelig lokalt og afhængig af usikkerheden på den hydrauliske ledningsevne (Greswell, 2005).

#### Hydrauliske potentiale-målinger

I Grindsted Å var det ikke muligt at identificere indstrømningszoner i åen ved hjælp af piezometre og målinger af det hydrauliske potentiale. Det skyldes primært stor variation i de lokale potentiale-målinger og åens størrelse. Det hydrauliske potentiale i vandløbsbunden kunne derfor kun støtte temperaturmålingerne, men ikke alene bruges til identifikation af indstrømningszoner. Desuden er målinger med piezometre tidskrævende, idet de ikke kan aflæses øjeblikkeligt, som fx et temperaturspyd.



**FIGUR 5.4**  
 ØVERST: PRINCIPSKITSE AF MÅLINGER AF DET HYDRAULISKE TRYKNIVEAU I OVERGANGSZONEN I FORHOLD TIL OVERFLADEVANDET. HVIS VANDSPEJLET I PIEZOMETERET ER LAVERE END VANDSTANDEN I VANDOMRÅDET (A), DA ER DET HYDRAULISKE TRYKNIVEAU LAVERE I OVERGANGSZONEN OG DER SKER EN AFSTRØMNING AF OVERFLADEVAND. HVIS VANDSPEJLET I PIEZOMETERET DERIMOD ER HØJERE END VANDSTANDEN I VANDOMRÅDET (B), DA ER DET HYDRAULISKE TRYKNIVEAU HØJERE I OVERGANGSZONEN OG DER SKER EN TILSTRØMNING AF GRUNDEVAND TIL VANDOMRÅDET (ILLUSTRATION EFTER: BAXTER ET AL., 2003).  
 NEDERST: BILLEDE AF INSTALLEREREDE PIEZOMETRE I GRINDSTED Å. PILENE VISER VANDSTANDEN I PIEZOMETRENE OG VIDNER OM DEN OPADRETTEDE GRADIENT UNDER GRINDSTED Å.

### 5.1.3 Vandføring

Måling af vandføring i overfladevandssystemer foretages generelt i flere punkter langs en længere strækning (Kalbus et al., 2006). Metoden kræver, at der er en målbar strømning i de udvalgte målepunkter, samt at området der integreres over kan afgrænses (indløb og udløb), hvormed måling af vandføring er bedst egnet for vandløb eller søer.

Ved manuelle målinger anvendes der ofte en vingemåler, hvor antallet af propelomdrejninger over tid kan omsættes til en strømningshastighed. Denne strømningshastighed kan via et repræsentativt

tværsnitsareal vinkelret på strømningsretningen omsættes til vandføringen i det pågældende område. Ændringen i vandføringen langs en strækning af vandområdet kan tilskrives tilstrømning af grundvand, hvis der langs strækningen ikke er andre kilder til vandbalancen. Udover de manuelle målinger, så findes der en række hydrometriske målestationer ved de danske vandløb (jf. kap. 6.3.1), hvor der er måledata for længere tidsperioder, som kan sammenholdes med manuelle målinger på kortere strækninger.

Metodens største ulempe er usikkerheden på vandbalancen. Nedbørshændelser kan i visse områder bidrage betydeligt til vandføringen og dermed til metodens usikkerhed. Det er dermed vigtigt at kunne skelne mellem de forskellige kilder til vandføringen, hvis en repræsentativ grundvandsflux skal estimeres. Dette gælder især, hvis grundvandsfluxen er relativt lav i forhold til de andre komponenter af vandbalancen. En fordel ved metoden er, at den er fleksibel mht. hvilken skala den anvendes på. Metoden kan anvendes til at estimere den samlede grundvandstilstrømning til systemet eller den samlede afstrømning af overfladevand over den pågældende strækning. Der kan integreres over både relativt korte og lange strækninger af vandområdet, hvor der opnås en gennemsnit vandføring langs strækningen, men metoden anvendes generelt ikke på helt lokal skala. Metoden anses for at være relativ nøjagtig, hvis der kan opstilles en korrekt vandbalance (Kalbus et al., 2006; Scanlon et al., 2002).

### Vandføring i Grindsted Å

I Grindsted blev vandføringen i Grindsted å estimeret med 2 runder af synkronmålinger langs det 5 km store undersøgelsesområde (Appendix II). Synkronmålingerne er udført som vingemålinger af vandføringen på bestemte stationer i åen. Der er i alt udført 20 vingemålinger i Grindsted Å.

Disse data har sammen med en tidsserie for vandføringen (fra hydrometriske målestationer) dannet datagrundlaget for beregninger af medianminimumsvandføringen i 7 punkter langs det 5 km lange undersøgelsesområde. Målingerne viste at der i vandløbet skete en særdeles kraftig grundvandstilstrømning i undersøgelsesområdet, men også at det var ikke muligt at identificere tilstrømningszoner alene på baggrund af vandføringsmålingerne. Dette skyldes formentlig tilstrømningszonernes begrænsede udstrækning, der varierede mellem 70 m og 230 m, altså væsentligt mindre end opløsningen for vandføringsmålingerne (Appendix I).

Yderligere beskrivelse af metoden til bestemmelse af vandføringens medianminimum i vandløb findes i kapitel 6.

#### 5.1.4 Fluxkamre

Tilstrømmende grundvand kan opsamles direkte via et fluxkammer installeret over et vist areal af overgangszonen mellem grundvand og overfladevand. Princippet i metoden er, at en mængde vand over tid opsamles over det kendte areal af fluxkammeret, hvormed grundvandsfluxen kan bestemmes.

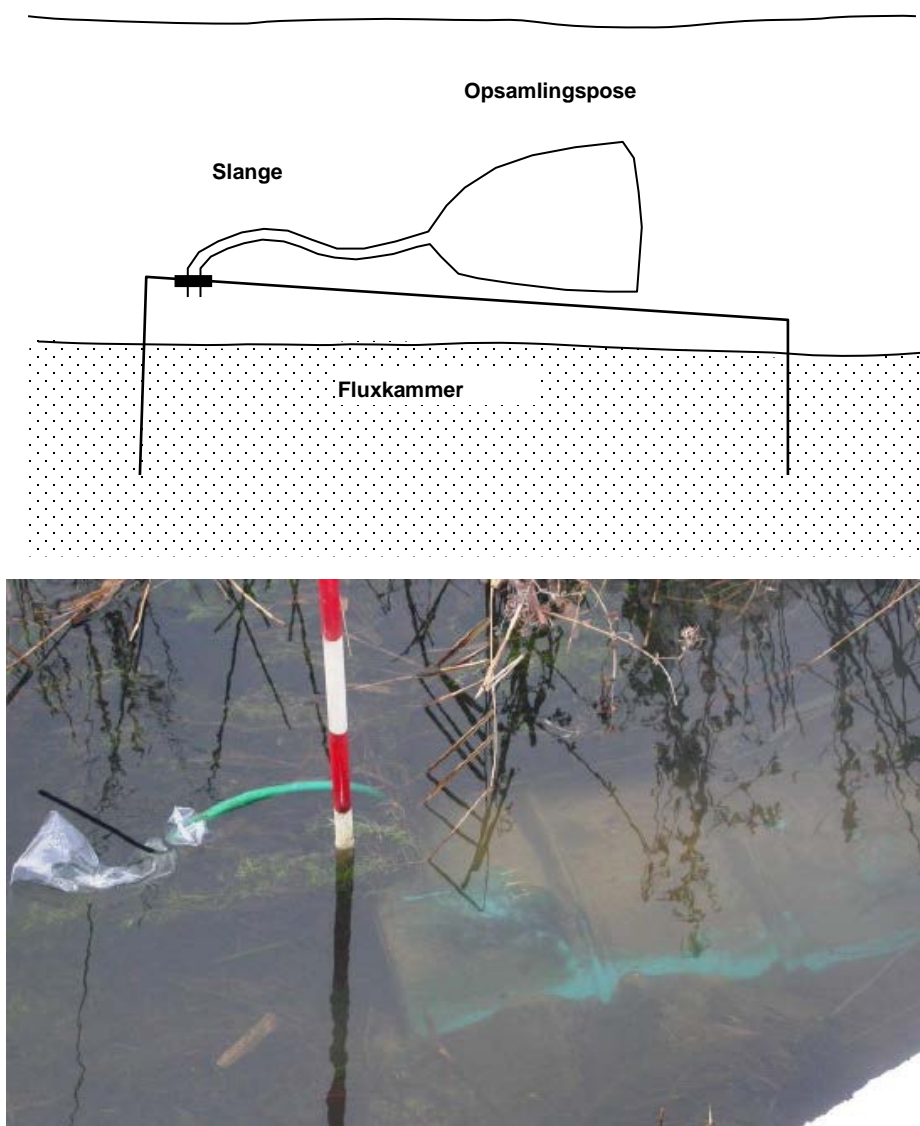
Systemet kan have forskellige udformninger, men består altid af et fluxkammer (fx halveret tønde) der installeres i sedimentet i vandområdet og om nødvendigt forsegles langs siderne. Under installering bør det naturlige system forstyrres mindst muligt, og systemet bør efterlades i minimum et døgn før målingerne påbegyndes. Til fluxkammeret er der via en slange forbundet en opsamlingspose, hvor tilstrømningen af grundvand eller afstrømning af overfladevand kan

moniteres (jf. Figur 5.5). I tilfælde af afstrømning af overfladevand, kan opsamlingsposen fyldes med vand, hvormed tabet af vand kan bestemmes (Greswell, 2005; Lee, 1977).

Forudsætningen for bestemmelse af grundvandsfluxen er, at strømningen til eller fra fluxkammeret sker med samme rate som hvis kammeret ikke var installeret. Flere observationer viser dog, at der er en vis modstand i opsamlingsposen, alt efter udformning af posen og påvirkningen fra strømmende overfladevand rundt om posen (Murdoch & Kelly, 2003). Disse måletekniske usikkerheder kan imødegås ved at anvende poser med mindst mulig modstand, samt ved at isolere posen fra påvirkninger fra overfladevandet (Greswell, 2005; Libelo & MacIntyre, 1994; Schincariol & McNeil, 2002).

Fordelen ved denne manuelle metode er, at den er relativ simpel, billig og med de rette forbehold giver gode direkte målinger af grundvandsfluxen. Metoden er dog relativt arbejdskrævende i forbindelse med monitorering af opsamlingsposen, især hvis fluxkammeret er placeret i et forholdsvist svært tilgængeligt område (Greswell, 2005; Scanlon et al., 2002). Metoden er desuden den eneste metode, hvor der samtidigt kan måles en direkte grundvandstilstrømning og vandkvaliteten af det tilstrømmende vand.

I supplement til den manuelle metode, og for at imødekomme problemet med påvirkning af opsamlingsposerne, er der blevet udviklet diverse automatiserede metoder. Disse kan måle flowet i selve udløbsslangen fra fluxkammeret, hvorved der ikke er behov for at tilslutte en opsamlingspose på slangen (Greswell, 2005; Murdoch & Kelly, 2003). Forskellige principper har været anvendt til bestemmelse af flowet i slangen bl.a. transport af en varmepuls (Krupa et al., 1998), fortynding af et tilsat sporstof (Sholkovitz et al., 2003), elektromagnetiske flowmetre (Rosenberry & Morin, 2004) eller ultrasoniske flowmetre (Paulsen et al., 2001). Der er generelt en god overensstemmelse mellem de automatiserede metoder og den manuelle metode (Taniguchi et al., 2003).



**FIGUR 5.5**  
 ØVERST: PRINCIPSKITSE AF ET INSTALLERET FLUXKAMMER, HVOR DER ER TILKNYTTET EN OPSAMLINGSDRAGE VIA EN SLANGE (ILLUSTRATION EFTER: LEE, 1977). NEDERST: BILLEDE AF ET INSTALLERET FLUXKAMMER MED OPSAMLINGSDRAGE (PROMIO, 2011).

De automatiserede metoder kan især have deres berettigelse i svært tilgængelige områder (fx havbund), eller hvor der er et behov for længere kontinuerede tidsserier til bestemmelse af tidsmæssige variationer i grundvandsfluxen (Rosenberry & Morin, 2004; Taniguchi et al., 2003). Metoderne er dog generelt ikke kommercielt tilgængelige (Greswell, 2005). Det ekstra udstyr i forbindelse med anvendelse af diverse elektroniske flowmetre øger metodens kompleksitet og sårbarhed, og da målingerne af grundvandsfluxen ikke længere er direkte øges behovet for databehandling (Greswell, 2005; Krupa et al., 1998).

Fluxkamre er blevet anvendt i mange typer overfladevand inkl. vandløb (Fryar et al., 2000), søer (Lee, 1977) og det marine miljø (Burnett et al., 2006). Metoden synes dog bedst egnet i systemer, hvor påvirkningen fra kraftigt strømmende overfladevand eller bølge- og tidevandspåvirkninger er mindst (Libelo & MacIntyre, 1994; Shinn et al., 2002).

Metodens største ulempe (både manuel og automatiseret) er, at den opnåede grundvandsflux kun er repræsentativ meget lokalt pga. systemets heterogenitet. Det er fundet, at der indenfor få meter

er en betydelig variation af den målte grundvandsflux, hvilket har stor betydning for evt. opskalering af grundvandstilstrømningen til vandområdet (Shaw & Prepas, 1990). Metoden kan evt. anvendes i kombination med hurtigere og mindre arbejdskrævende indirekte metoder til identificering af lokale interesseområder, hvor fluxkammeret kan installeres og grundvandsfluxen bestemmes direkte.

### 5.1.5 Geofysik

Geofysiske metoder inkluderer en række metoder, hvoraf forskellige elektriske metoder er de hyppigst anvendte. Metoderne kræver, at der er en forskel i ledningsevnen (elektrisk) af den tilstrømmende og den modtagende vandmasse. Baseret på forskellen i ledningsevnen kan det strømmende vand identificeres (Greswell, 2005).

Metoden kan anvendes i systemer, hvor der er en naturlig forskel i mellem vandmassernes ledningsevner. Dette kan fx være tilfældet for det marine miljø, hvor der er en betydelig forskel i saliniteten (Andersen & Jakobsen, 2007). I ferskvandssystemer kan det dog være nødvendigt at tilsætte et sporstof (jf. 5.1.6) for at øge forskellen mellem ledningsevnerne (White, 1988). I denne sammenhæng kan en forurenede grundvandsfane evt. bidrage til at øge forskellen mellem grundvand og overfladevand (Greswell, 2005).

På grund af de geofysiske metoders begrænsninger, anvendes de generelt kun kvalitativt til at kortlægge strømningforholdene; det er dog muligt også at lave kvantitative bestemmelser vha. geofysik (jf. 5.1.5). Med de geofysiske metoder er det muligt at foretage kortlægningen på en større skala, hvilket kan være en fordel i forhold til de andre kvalitative metoder (Greswell, 2005). Metoderne er dog mere krævende mht. til udstyr og datafortolkning. Fortolkning af data for et heterogent system kan være udfordrende, især i kombination med en begrænset dataopløsning. Datafortolkningen er en af de største ulemper ved metoden. Dette forstærkes af, at det elektriske signal ikke skelner mellem forskellige kilder, hvorved tilstedeværelsen af flere bidragende stoffer kan resultere i tvetydige resultater (Andersen & Jakobsen, 2007; Greswell, 2005; Slater et al., 2000).

Geofysik kan også anvendes til en kvantitativ bestemmelse af grundvandsstrømningen. Den kvantitative bestemmelse sker i modsætning til den kvalitative bestemmelse især på den lokale skala, hvor grundvandsstrømningen måles i borehuller vha. geofysisk lognings udstyr.

Det meste af det geofysiske lognings udstyr har dog en begrænset følsomhed og måler generelt kun på den vertikale strømning. Der findes dog enkelte eksempler på mere følsomt 2D og 3D borehulsudstyr, der kan bruges til at bestemme strømningforholdene (hastighed og retning) i nærheden af overgangszonen (Greswell, 2005). Dette udstyr inkluderer: KVA flowmetret der bygger på termiske principper, hvor grundvandsstrømningen bestemmes baseret på temperaturudbredelsen omkring varmeelementet; akustisk doppler strømhastighedsmåleren der følger bevægelserne af partikler i grundvandet, hvorved grundvandsstrømningen kan bestemmes under antagelse af at grundvandet og partiklerne bevæger sig med samme hastighed; og kolloidal boreskopet der også følger partiklerne i grundvandet, dette gøres visuelt med et lille kamera. Ens for metoderne er at datafortolkningen kan være udfordrende, da borehullet forstyrrer det naturlige strømningmønster i grundvandsmagasinet (Greswell, 2005). Dermed er datafortolkningen en af de største ulemper ved metoden, som det også er tilfældet for de kvalitative geofysiske metoder. Desuden foretages den kvantitative bestemmelse af grundvandsstrømningen kun meget lokalt ved borehullet.

### 5.1.6 Sporstoffer

Sporstofmetoderne anvender ofte naturligt forekommende stoffer, og udnytter at den kemiske signatur af vandet afhænger af vandets historie. Metoden kan anvendes for både vandløb (Taylor et al., 1989), søer (Cornett et al., 1989) og det marine miljø (Burnett et al., 2006) så længe der er en signifikant forskel mellem forekomsten af sporstofferne i grundvandet og i overfladevandet, så

vandtyperne kan skelnes fra hinanden kemisk. Hyppigst anvendte naturlige sporstoffer inkluderer stabile isotoper (fx oxygen,  $\delta^{18}\text{O}$ , og hydrogen,  $\delta^2\text{H}$ ), radioaktive isotoper (fx radium og radon) og diverse ioner (fx nitrat og klorid) (Burnett et al., 2006; Böhlke & Denver, 1995).

Sporstofferne kan på forskellig måde anvendes til at kvantificere grundvandsfluxen, disse metoder falder generelt i to kategorier. Den første kategori dækker over 1D eller 2D modellering (advektion og diffusion) af udbredelsen af sporstoffet via en lignende fremgangsmåde som for temperatur som et sporstof. Modellen kalibreres vha. prøvetagning af grundvand, overfladevand og vand i overgangszonen fra vertikale profiler (Burnett et al., 2006; Cornett et al., 1989). Mens denne modellering kun er repræsentativ på den lokale skala, der dækker den anden kategori en større skala via en massebalance for en udvalgt del af overfladevandsområdet, hvor det antages at sporstoffet er blevet opblandet. For at opstille massebalancen kan kendskab til andre parametre udover koncentrationerne af sporstoffet være påkrævet, især hvis sporstofferne ikke er konservative (Burnett et al., 2006; Corbett et al., 2000; Rodgers et al., 2004; Uhlenbrook & Hoeg, 2003).

Udover de naturlige sporstoffer kan der også tilsættes et konservativt sporstof til at følge de mere lokale strømningsforhold. Sporstoffet kan alt efter strømningsforholdene tilsættes enten via infiltration fra terræn, injektion i grundvandet eller injektion i overfladevandet. Som sporstof anvendes der ofte en kraftig puls af bromid eller et farvet sporstof (Constantz et al., 2003; Nishikawa et al., 1999; Scanlon et al., 2002). For bromid kan der dog være et betydeligt optag i planter, mens nogle af de farvede sporstoffer til en vis grad er påvirket af sorption (Scanlon et al., 2002). Målingerne af det tilsatte sporstof kan foretages på en lignende måde, som når varme anvendes som et sporstof (jf. Kap. 5.1). Ved kvantificering (1D) af grundvandsfluxen vha. hhv. bromid og temperaturmålinger er der fundet sammenlignelige resultater (Constantz et al., 2003). Grundvandsfluxen kan også estimeres vha. modellering af ændringerne i sporstofkoncentrationerne i selve injektionsboringen (Brouyère et al., 2008).

Mulighed for også er anvende metoden på en større skala kan være en fordel i forhold til de andre kvantitative metoder, selvom der er en vis usikkerhed tilknyttet metoden. En ulempe ved metoden er, at den kan være forholdsvis dyr i forhold til de andre kvantitative metoder, da mange kemiske analyser af sporstofferne kan være påkrævet og et indblik i den kemiske signatur af de forskellige vandmasser er påkrævet for især de naturlige sporstoffer. En del af omkostninger skyldes, at det normalt tilrådes at bruge flere forskellige sporstoffer (Burnett et al., 2006; Scanlon et al., 2002).

#### **5.1.7 Usikkerhed forbundet med bestemmelse af grundvandsflux**

Bestemmelsen af en repræsentativ værdi for grundvandsfluxen til et vandområde er af stor betydning for risikovurderingen, da grundvandsfluxen sammen med koncentrationerne af de forurenende stoffer er afgørende for den samlede forureningsbelastning langs en strækning af vandområdet. Usikkerheder på bestemmelsen af grundvandsfluxen vil dermed resultere i usikkerheder på risikovurderingen.

For at opnå den bedst mulige bestemmelse af grundvandsfluxen i undersøgelserne er det vigtigt at overveje både rumlige, tidsmæssige og praktiske behov i forbindelse med udvælgelsen af de bedst egnede metoder til karakterisering af grundvandsfluxen i den pågældende overgangszon (Scanlon et al., 2002). De gennemgående feltmetoder har alle både en række fordele og ulemper. Usikkerheden på bestemmelsen af grundvandsfluxen vil til dels afhænge af den anvendte feltmetode og de forskellige antagelser der er gjort i forbindelse med kvantificeringen af grundvandsfluxen. Størrelsen af grundvandsfluxen vil også have betydning for hvilken metode, der er bedst egnet, da ikke alle metoderne er egnede inden for det samme interval af grundvandsfluxe (Greswell, 2005; Scanlon et al., 2002).

Udover selve feltmetoden, da vurderes de vigtigste faktorer for usikkerheden på bestemmelsen af grundvandsfluxen at være de rumlige og tidsmæssige variationer i overgangszonen mellem

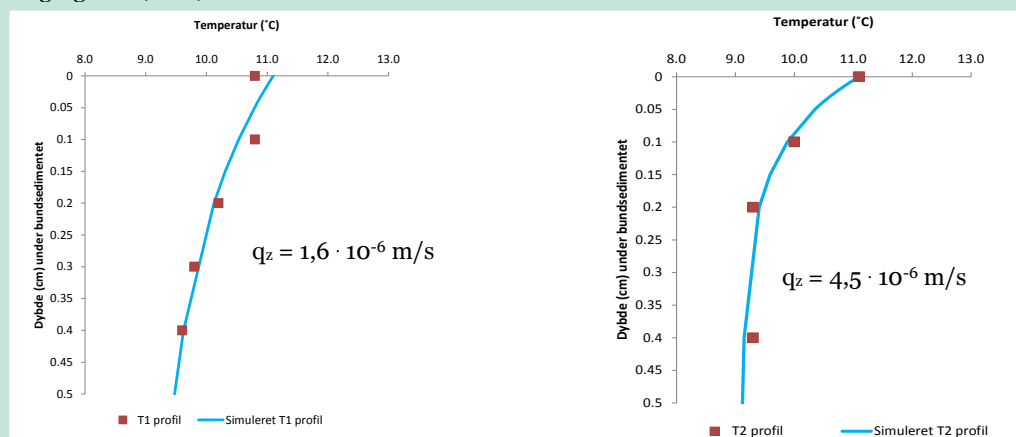
grundvand og overfladevand (Sophocleous, 2002; US EPA, 2008). For at mindske usikkerheden fra tidsmæssige variationer kan der indsamles længere tidsserier til bestemmelse af variationerne i grundvandsfluxen over tid. I tilfælde hvor dette ikke er praktisk muligt kan der alternativt indsamles data under forhold, hvor grundvandsfluxen udgør den største mulige del af den samlede vandføring (fx under lavvande eller en tør sommer sæson), hvorved risikoen for at underestimere grundvandsfluxen begrænses. For vandløb gælder det desuden at tilstrømningen af grundvand til et vandløb er størst i de perioder, hvor gradienten mellem vandspejlet i vandløbet og grundvandsmagasinet er størst. Det vil typisk være efter en grødeskæring eller regulering, hvor vandspejlet pludselig falder drastisk. Man må derfor forvente, at der ved i disse situationer kan opstå pludseligt øgede udsivning af forurenede grundvand til vandløbet.

De rumlige variationer i overgangszonen kan have stor betydning for, hvor der sker den største tilstrømning af grundvand. Relativt homogene forhold i overgangszonen (fx ensartet sand) kan føre til en diffus tilstrømning af (forurenede) grundvand over en længere strækning, mens mere heterogene forhold (fx sprækkesystem) kan resultere i at hovedparten af grundvands tilstrømningen sker i et meget begrænset område (Sophocleous, 2002; US EPA, 2008). For et vandområde med meget heterogene forhold i overgangszonen kan det være udfordrende at udføre feltundersøgelserne på en skala der er repræsentativ for forureningssituationen. Ved for stor en skala vil påvirkninger fra en kraftig forureningsflux fra en lokalt høj permeabel zone blive overset, mens undersøgelser på en den meget lokale skala kan være svære at opskalere.

## Grundvandsflux

På baggrund af temperaturmålingerne i Grindsted å var det muligt at estimere grundvandsfluxen i indstrømningszonerne (Appendix I). Hver temperaturmåling bestod da af 3 målinger: 20 cm nede i sedimentet, lige over bunden og i midten af vandsøjlen i åen. Resultater herfra er præsenteret i boxen i kapitel 5.1.1.

For at validere metoden, blev der lavet 2 temperaturprofiler i åbunden med flere målepunkter i profilet (se herunder), hvor grundvandsfluxen er beregnet med metoden beskrevet i Jensen og Engesgaard (2011).



Figur 23 (Appendix 1): Målte temperaturprofiler T1 og T2, i Grindsted Å i august 2012, er vist med rødt, sammenholdt med de simulerede temperaturprofiler, vist med blå.  $q_z$  angiver GW fluxen, som er anvendt i simuleringen af temperatur-profilerne (alle øvrige parametre er angivet i afsnit 2.5).



## **5.2 Stofflux**

I forbindelse med beregning af stofflux fra en forurening er det nødvendigt at kende koncentrationen af forureningsstoffer i et tværsnit af forureningsfanen, jf. kapitel 4.3. Stoffluxen fra den forurenede lokalitet kan beregnes med større præcision ved udtagning af prøver fra enten overfladevandet, fra piezometre i udstrømningszonen, eller fra rammeboringer med grundvandsprøvetagning inden forureningsfanen udstrømmer til overfladevandet. Vandprøvetagning i rammeboringer svarer til traditionel fluxbestemmelse fra grundvandsforureninger (se kapitel 4.3) og er ikke yderligere forklaret.

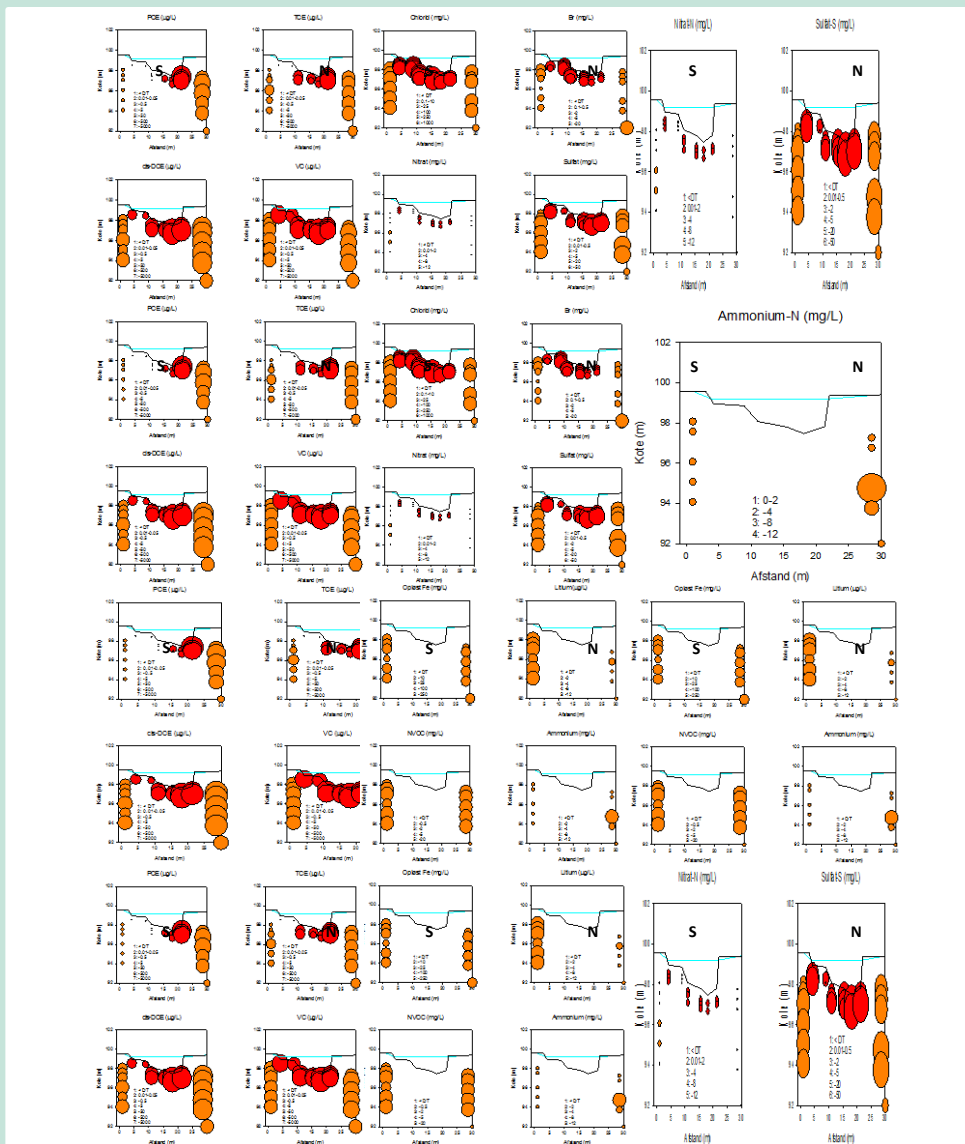
Fælles for disse feltmetoder er, at de kræver indgående kendskab til lokaliteten og bør ikke igangsættes uden forudgående litteraturindsamling og udarbejdelse af en konceptuel model for lokaliteten.

### **5.2.1 Piezometre**

Piezometre er korte rør, der manuelt nedrammes i vandløbsbunden og kan bruges til målinger af det hydrauliske potentiale (se kapitel 5.1.2) og dybdespecifik vandprøvetagning under vandløbsbunden. Hermed kan stoffluxen i et tværsnit ind i vandløbsbunden bestemmes, hvis grundvandsfluxen kendes i profilet.

## Vandprøver fra piezometre og rammeboringer

Efter identifikation af indstrømningszonerne, blev der nedsat piezometre i 3 af disse og målt på en række forureningsparametre. Samtidig blev der udført rammeboringer i brinken og udtaget vandprøver herfra. Herunder er vist resultaterne af vandprøvetagningen i både rammeboringer og piezometre i tværsnit C, der er påvirket af forureningsfaner fra begge sider, hhv. Lossepladsen (Syd) og Fabriksgrunden (Nord).



Figur 42 (Appendix I): Resultaterne for samtlige kemiske analyser for CAH, NVOC og uorganiske ioner er vist fra tværsnit C. CAH og litium koncentrationerne er angivet i  $\mu\text{g/L}$ , medens NVOC og de resterende uorganiske forbindelser er angivet i  $\text{mg/L}$ . Kote positionen for udtagningen af vandprøverne er angivet i meter i forhold til referencepunktet på Lindevejbroen (kote 100 m). Den blå linje angiver vandspejlet i selve åen samt inde på brinkerne. Analyseresultater fra boring 114.1448 (GPIX), der befinder sig tæt på den nordlige brink af tværsnittet i 8-9m dybde, er vist i nederst højre hjørne i hvert af boblediagrammerne. De røde bobler angiver analyseresultaterne fra september, hvor de orange angiver resultaterne fra oktober 2012. Ammonium, litium, NVOC og opløst Fe blev kun prøvetaget og analyseret i målekampagnen i oktober, hvor det var muligt at udtage ekstra vandprøver.

### 5.2.2 Vandprøver i overfladevand

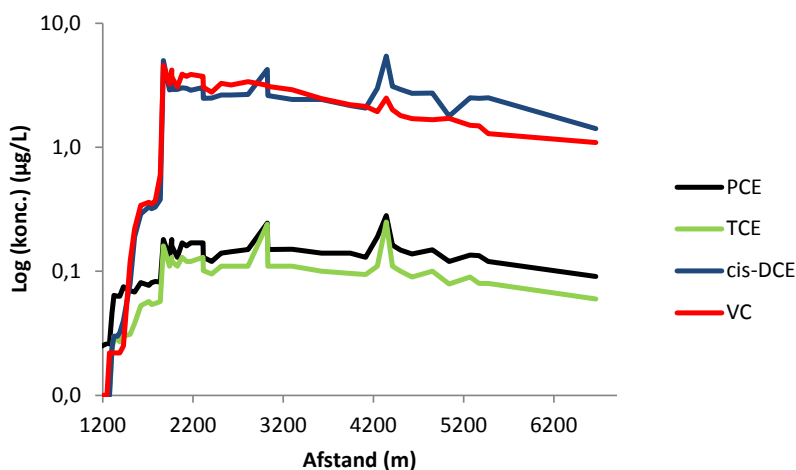
I forbindelse med både indledende og videregående undersøgelser af en forurenede lokalitet vil overfladevandsprøverne, i det de er relativt let tilgængelige sammenlignet med grundvandsprøver, kunne bruges til at målrette indsatsen, inden der evt. iværksættes prøvetagning af grundvand til fluxberegninger. Prøvetagning af overfladevand ved forurenede lokaliteter er ligeledes beskrevet i Miljøprojekt 1350 (Miljøstyrelsen, 2012f).

Udover vandprøver kan også Sorbiceller benyttes til overvågning af vandkvaliteten i overfladevand. Sorbicellen består af en sorbent, der adsorberer stoffer fra overfladevandet og et salt, der frigives proportionalt med vandstrømmen. Dermed estimeres en gennemsnitskoncentration af de pågældende stoffer i overfladevandet. Det er dog ikke alle stoffer, der kan monitoreres med Sorbicellen, men den foreslås til fx tungmetaller, pesticider samt nitrat og fosfor. Mere information fås hos producenten Sorbisense.

#### Overfladevandsprøver

I Grindsted Å blev der i det knap 5 km lange undersøgelsesområde udtaget 48 overfladevandsprøver, dvs. en prøve for hver 50-100 meter (Appendix I). Med denne prøvetæthed er det relativt let at identificere, hvor forureningen tilføres overfladevandet, idet der ses lokalt forhøjede koncentrationer af chlorerede stoffer ned gennem åen, som vist på figuren herunder.

I praksis vil prøvetætheden i forbindelse med undersøgelse af forurenede lokaliteter være lavere, men stadig kunne øge informationsniveauet væsentligt.



Figur 53 (Appendix I): Analyseresultaterne for PCE, TCE, cis-DCE og VC i samtlige overfladevandsprøver, udtaget langs den undersøgte strækning af Grindsted Å, startende fra Vestre Boulevard inde i selve byen og ca. 2,5 km nedstrøms for Morsbøl Skolevej. Afstanden 1220 m repræsenterer Vestre Boulevard, 2600 m Søndre Ringvej og Morsbøl Skolevej 4000 m. Alle koncentrationer er angivet logaritmisk (samme enhed for alle stofferne).

### 5.2.3 Vand- og stofbalancer

Allerede i forbindelse med de indledende undersøgelser og udtagelse af et begrænset antal vandprøver, kan der i et vandløb med få beregninger opstilles en massebalance for den forurenede lokalitet og en eventuel forureningsfanens fortynding i overfladevandet. Beregningsmetoden er yderligere beskrevet i projektet om lossepladsers påvirkning af overfladevand (Miljøstyrelsen, 2013e).

Ved at udtage en prøve opstrøms og nedstrøms forureningsfanens udløb og samtidig kende koncentrationen i forureningsfanen (fra en evt. V2 undersøgelse eller videregående undersøgelser), kan der ved hjælp af den konceptuelle model og vandføringen i vandløbet beregnes, hvor meget forureningen bidrager til vandløbet. Prøverne kan udtages samtidig med en eventuel besigtigelse af den forurenede lokalitet og overfladevandet. Prøvetagningstidspunktet er dog kritisk i forhold til vandføringen i vandløbet. Idet forureningsflux og opblandingsforhold varierer over året skal det understreges at denne prøvetagning og efterfølgende vand- og stofbalancer er stærkt afhængige af prøvetagningstidspunktet og kan være behæftet med en relativt stor usikkerhed. Undersøgelsen af en forurenede lokalitet kan dog godt afsluttes på dette trin, hvis det på baggrund af disse beregninger kan godtgøres at forureningen ikke væsentligt påvirker overfladevandet.

### 5.3 Undersøgellesstrategi

Ved undersøgelse af en forureningsfane, der potentielt påvirker overfladevand vil prøvetagning i overfladevandet være det oplagte sted at starte, da prøvetagningen her er langt mindre krævende end i grundvandet.

Rækkefølgen af de efterfølgende undersøgelsetiltag vil skulle vurderes i den konkrete sag efter opstilling af en konceptuel model for forureningsfanen og overfladevandet.

I forbindelse med den i Appendix I afrapporterede prøvetagningen i Grindsted Å er det vigtigt at fremhæve, at denne undersøgelse har et langt højere detaljeringsniveau end man vil have for risikovurdering af en konkret sag.

#### Undersøgellesstrategi

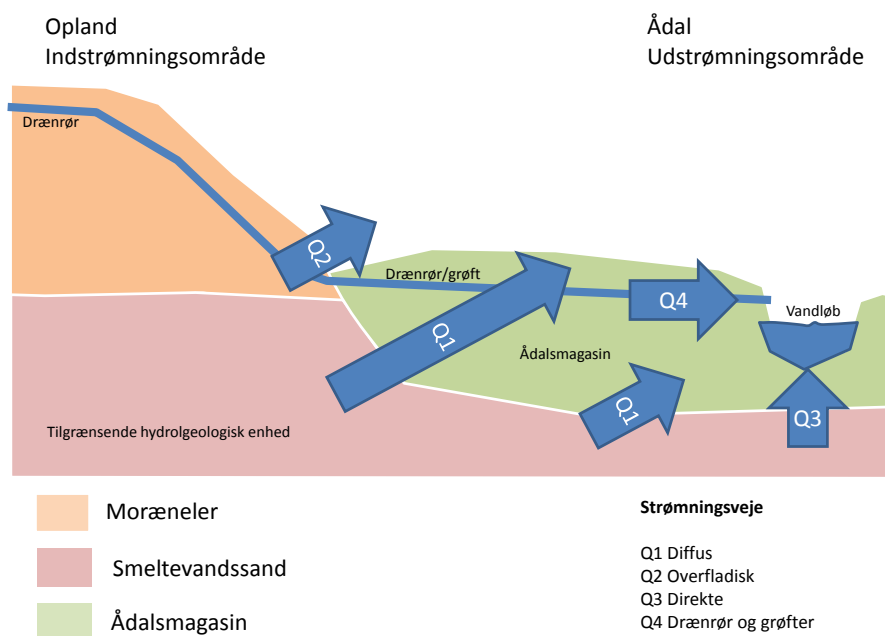
I forbindelse med det omfattende feltarbejde i Grindsted blev der gjort en række erfaringer i forbindelse med vandprøvetagning og feltundersøgelser (Appendix I). Disse er summeret her:

- Temperaturmålingerne var lette at udføre, og det anbefales, at man måler hver 50 m ned langs vandløbet for at kunne lokalisere lokale og betydende grundvandsindsivningszoner.
- I vandløb bredere end 2 m skal temperaturen min. måles to steder på tværs af åen for at afdække lokale grundvandsindsivningszoner, da grundvandsfluxen kan variere signifikant på tværs af åen.
- For at kunne beregne grundvandsfluxen skal temperaturmålingerne foretages i sommer- eller vinterhalvåret, hvor der er størst forskel på temperaturen mellem overfladevand og grundvand.
- Overfladevandsprøver var nemme at udføre, og det anbefales, at de blive udtaget med et 50-100 m interval ned langs åen for at kunne kortlægge forløbet af evt. stoftilførsel samt koncentration af miljøfremmede stoffer.
- Grundvandsprøverne var tidskrævende at udtage, men gav et godt indblik i forureningsgraden af det indsvivende grundvand.
- Piezometertværsnittene var tidskrævende at udføre, men gav et godt overblik af vandkemien samt de vertikale og horisontale strømningsforhold i det indsvivende grundvand i vandløbet. Med disse var det muligt at afgøre, hvilken siden forureningen kom fra, og sandsynliggøre hvilken af de to forureningsfaner vandet stammede fra.

# 6. Vandløb

## 6.1 Konceptuel model

Vandføringen i et vandløb udgøres af flere vandbidrag, dels fra nedbør, der afstrømmer fra overflade (Q2) og via grøfter og dræn (Q4), og dels fra tilgrænsende grundvandsmagasiner (Q1 + Q3). Indstrømningen af forurenede grundvand vil kunne ske gennem alle grundvandstilstrømningerne (Q1, Q2 og Q3) og via grøfter og dræn (Q4) afhængig af afstanden til vandløbet. I ådalene blandes både overfladevand og grundvand og det kan her være svært at skelne mellem de forskellige indstrømninger og afgøre hvor vandet stammer fra. Vand der "ligner" overfladevand kan altså have en baggrund som grundvand.



**FIGUR 6.1**  
SKITSE AF VANDLØB MED GRUNDVANDSINDTRÆNGNING OG DRÆN (EFTER DAHL ET AL. 2004).

Figur 6.1, der viser de forskellige vandbidrag til et vandløb, stammer fra en større udredning om ådalenes typologi og sammenhængen mellem overfladevand og grundvand (Dahl et al., 2004). I nærværende rapport anvendes en forenklet udgave, da de parametre, der indgår i risikovurderingen ikke er væsentligt anderledes i de forskellige ådalstypologier.

### 6.1.1 Vandløbstyper

Vandløb kan opdeles i forskellige typer, alt efter om vandløbet er i hydraulisk kontakt med et grundvandsreservoir eller ej. Grundvandsbidraget kan dog være årstidsafhængigt og vandløbet kan skifte mellem de forskellige typer alt efter årstiden, så det, når vandspejlet i grundvandsmagasinet er højt, hvilket det typisk er i april-maj, er i hydraulisk kontakt med magasinet, mens det, når grundvandstanden er lav (typisk i september-oktober), mister vand ud gennem vandløbsbunden.

Forskel i nedbør og geologi på tværs af landet giver en generel opdeling i en østdansk og en vestdansk vandløbstype. De østdanske, lerede jordbundstyper, øst for hovedopholdslinjen, giver en anden vandløbskarakteristik end de vestdanske. Vandløbstyperne er opsummeret herunder:

Vestdanske vandløb:

- Stor tilstrømning af grundvand
- Høj medianminimum
- Jævn vandføring
- I kontakt med (dybere) grundvandsmagasiner
- Bidrag fra rensset spildevand forsvindende lille

Østdanske vandløb:

- Lille tilstrømning af grundvand
- Medianminimum kan være nul
- Ofte ikke i kontakt med underliggende grundvandsmagasin
- Bidrag fra rensset spildevand ofte stor del af vandføring

Der er selvfølgelig også vandløb, som ligger mellem disse kategorier, og har stor vandføring, men ustabil strømning. En større gennemgang af de danske vandløbstyper findes i DMUs rapport "Afstørningsforhold i danske vandløb" (Bjarnov og Ludvigsen, 2000).

## **6.2 Eksisterende data**

### **6.2.1 Medianminimumvandføring**

Siden 1970'erne har medianminimumvandføringen været en del af den administrative praksis i forbindelse med udledningstilladelser. Medianminimum defineres som den vandføring, der i gennemsnit underskrides en gang hvert andet år og betragtes som en statistisk mere sikker størrelse end fx den gennemsnitlige minimumsvandføring, idet man fanger de situationer, hvor vandføringen er nul (Bjarnov, 1987).

Medianminimum beregnes på baggrund af en såkaldt synkronmålerunde, hvor vandføringen måles i en række punkter og sammenholdes med en målestation med en længere tidsserie.

Medianminimum anses for at være et estimat af vandløbets minimale baseflow, altså grundvandsbidraget. Synkronmålerunden foretages i august/september og helst i en periode uden nedbør, så målingerne ikke er påvirket af overfladeafstrømning (Bjarnov og Ludvigsen, 1990).

Udover synkronmålerunden kræves en længere (>30 år) tidsserie med årsminima, helst fra samme opland, samt data om deloplandenes størrelse. Typisk opgives medianminimumsvandføringer i enheden l/s/km<sup>2</sup> og denne værdi kan ved at multiplicere med oplandsarealet omregnes til en specifik vandføring (l/s) i det nedstrøms punkt ved oplandets grænse. Oplandsarealet findes typisk opgivet i forbindelse med afrapporteringen af synkronmålerunder.

Normalt korrigeres medianminimum for spildevandsudledning med det argument, at spildevandet ikke er en størrelse, der varierer på samme måde som den "naturlige" afstrømning. I visse sjællandske vandløb udgøres hele sommervandføringen dog af rensset spildevand, hvorfor den normale procedure for synkronmåling ikke kan benyttes (Bjarnov og Ludvigsen, 1990).

Medianminimum afhænger især af jordbundstypen og dermed grundvandsmagasinerne ydeevne. I de lerede jorde mod øst ses de laveste værdier. Typisk vil øst-danske vandløb (Sjælland og Lolland-Falster) have et medianminimum mellem 0,05 og 3 l/s/km<sup>2</sup>, med de laveste værdier i det østlige Sjælland og på Lolland-Falster. I Jylland afhænger medianminimum størrelsen af jordbundstypen, hvor man har et gennemsnitligt medianminimum 0,6 l/s/km<sup>2</sup> i lerede jorde omkring Århus og mod 10-12 l/s/km<sup>2</sup> i sandede jorde i Midt- og Vestjylland (Ovesen et al., 2000).

Lav vandføring i et vandløb øger sandsynligheden for påvirkning af miljøtilstanden. Der er fundet en klar sammenhæng mellem lav medianminimumsvandføring og lav miljøtilstand målt med det danske vandløbsfaunaindeks (DVFI) (Ovesen et al, 2000).

### **6.2.2 Vandløbsdatabasen Hymer**

Hymer er det tidligere Hedeselskabs, nu Orbicons, database med målinger af vandløb i Danmark. I databasen findes overordnet set tre typer af data:

- Tidsserier af vandstandsdata fra ca. 950 målestationer
- Tidsserier af vandføringsdata fra ca. 850 målestationer
- Vandføringsmålinger eller så kaldte vingemålinger ca. 200.000 målinger fra 11.430 målesteder.

Dataindsamlingen går tilbage til 1917, der er således et stort datamateriale, der kan bidrage til belysning af hydrologiske forhold på et detaljeret niveau, i tid og sted. For hovedparten af de målesteder, hvor der er foretaget en måling af vandføringen, er der også foretaget en bestemmelse af medianminimumvandføringen. Der foreligger typisk en medianminimumvandføringsværdi for hver 3-5 km<sup>2</sup>.

### **6.2.3 Dræn og drænkort**

I lavt liggende områder med lerede jorde og med begrænset hydraulisk ledningsevne vil jorden ofte oversvømmes af nedbør, der har vanskeligt ved at trænge gennem jorden. Dræning af landbrugsjord foretages for at planterne i vækstsæsonen får udviklet rodnettet, så de bliver mere robuste overfor tørkeperioder. På nuværende og tidligere landbrugsjord er der derfor nedgravet dræn til at lede vandet væk og ud i nærmeste vandløb. Sandsynligheden for tilstedeværelse af markdræn er estimeret på et landsdækkende GIS-kort, der kan rekvireres fra det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet på Århus Universitet (Olesen, 2009).

I forhold til overfladenære forureninger udgør dræn en vigtig spredningsvej, idet transporten af forureningsstoffer kan ske meget hurtigt gennem drænrørene. Mange danske markdræn er etableret af Hedeselskabet og findes indtegnet på kortmateriale i Orbicons arkiver. Disse kan rekvireres fra Orbicons kontorer i Roskilde eller Århus.

Hvis det ikke er muligt at indhente kortmateriale og sandsynligheden for dræn (jf. Olesen, 2009) er høj, vil et lokalitetsbesøg være ønskeligt til identifikation af

## **6.3 Indsamling af supplerende data**

Indsamling af supplerende data for vandløb kan bestå af diskretisering af vandføringsmålinger med bestemmelse af medianminimumsvandføring som beskrevet ovenfor. Dette vil typisk ske, hvis eksisterende medianminimumsvandføringer synes forældede eller hvis de i screeningsværktøjet fundne medianminimumsvandføringer ikke er direkte målinger, men estimerede, fx ved arealkorrektion fra et andet vandløb (Miljøstyrelsen, 2013e).

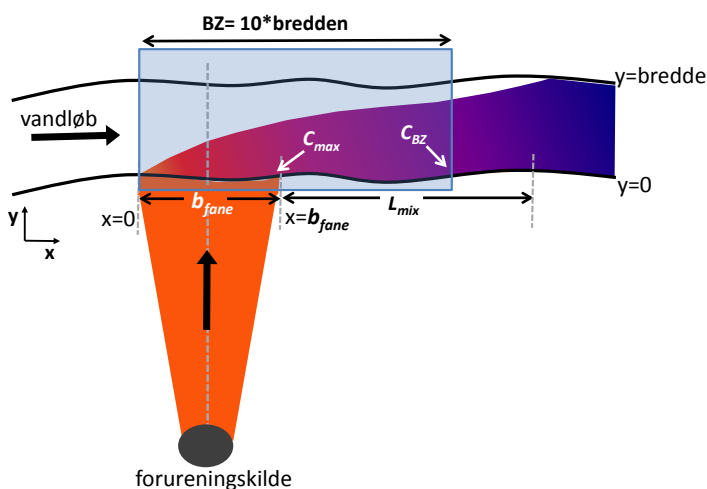
Opblanding i vandløb er generelt godt beskrevet af en analytisk model (se kapitel 6.4), så supplerende undersøgelser af opblandingsforholdene vil typisk kun ske i specialtilfælde, hvor modellen ikke er gyldig, fx ved komplicerede strømningsmønstre. Sporstofforsøg til estimering af opblandingsforholdene er derfor mere relevant for søer og behandles i kapitel 7.4.

## 6.4 Opblanding i vandløb

I Miljøstyrelsens screeningsværktøj tages der ifm. den automatiske screening af de overfladevandstruende jordforureninger ikke hensyn til den rumlige variation i vandløb, da en sensitivitetanalyse viser, at forureningsfluxen hurtigt vil være fuldt opblandet. Derfor regnes direkte med fortynding af forureningsfluxen i vandføringen for det pågældende overfladevand (Miljøstyrelsen, 2013a og 2013b). I screeningsværktøjet vil man skulle beregne koncentrationen af forureningen i overfladevandet efter opblandingszonen på 10 gange vandkøbsbredden og sammenligne denne værdi med vandkvalitetskriterierne.

Opblandingen af en grundvandsforurening i et vandløb kan beskrives matematisk ved hjælp af en rumlig model for fortyndingen og en række karakteristika for vandløbet, bl.a. dybde, bredde og vandføring. I forbindelse med udarbejdelse af screeningsværktøjet til identifikation af forureninger, der truer overfladevand (Miljøstyrelsen, 2013a) har DTU i delprojekt 4 om fortynding i vandløb (Miljøstyrelsen, 2013b) opstillet en model for danske vandløb, der tager udgangspunkt i analytisk løsning til beregning af en punktføret kildes udsivning i et vandløb (Fischer et al., 1979). Modellen beskriver den rumlige udbredelse af en forureningsfane i et vandløb og kan bruges til at forudsige længden af den zone i vandløbet hvori forureningsfanen opblandes samt den maksimale koncentration i overfladevandet og sammenligne disse med den administrativt udpegede blandingszone og de gældende kvalitetskriterier. En skematisk illustration af blandingszonen og forureningskildens udstrømning i et vandløb er vist i figur 6.2.

Yderligere vejledning til beregning af fortynding i vandløb findes i screeningsværktøjets delprojekt om ”Vurdering af fortynding i vandløb ved påvirkning fra forurenede grunde” (Miljøstyrelsen, 2013b).



**FIGUR 6.2**

ILLUSTRATION AF BLANDINGSZONEN (BZ) OG KONCENTRATIONEN PÅ KANTEN AF BLANDINGSZONEN ( $C_{BZ}$ ) SOM DEFINERET AF NATURSTYRELSEN OG MILJØSTYRELSEN TIL BRUG I SCREENINGSVÆRKTØJET. BEMÆRK AT FIGUREN KUN GÆLDER FOR FANE BREDDER MINDRE END BLANDINGSZONENS LÆNGDE (MILJØSTYRELSEN, 2013B).

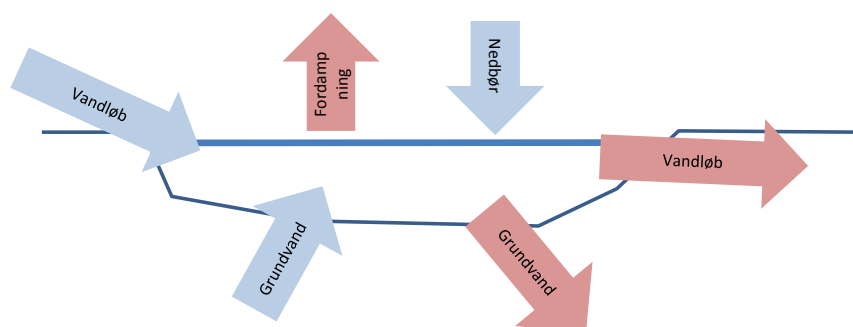


# 7. Søer

Der er meget stor forskel på hvor udsat en sø er for påvirkning med forurenede grundvand. Søerne er i langt de fleste tilfælde i hydraulisk kontakt med et grundvandsmagasin, men der er stor forskel på fortyndingsforholdene i søerne, der afhænger af faktorer som gennemstrømmende vandløb, dybdeforhold og vindpåvirkning.

## 7.1 Konceptuel model

De fleste danske søer er i et eller andet omfang forbundet med et vandløb og betragtes derfor ofte rent hydraulisk som en "udposning" på et vandløb. Ligesom vandløb er søerne ofte grundvandstilledte, og grundvandet kan løbe både til og fra søen. Enkelte søer er dog ikke forbundet med vandløb, og i disse tilfælde vil grundvand og nedbør udgøre søens tilstrømning, mens fordampning og evt. udstrømning af grundvand vil udligne massebalancen (Figur 7.1).



FIGUR 7.1  
MASSEBALANCE FOR EN SØ. BLÅ PILE ER TILLEDNINGER OG RØDE PILE UDLØB FRA SØEN.

## 7.2 Eksisterende data

### 7.2.1 Vandplanens søer

For alle søer over 5 hektar, samt visse søer mellem 1 og 5 hektar, er der udarbejdet et faktaark med data for søens beliggenhed, opland, hydrauliske forhold samt kemiske data. Disse faktaark er at finde som bilag i vandplanernes tekniske baggrundsnotater (se fx Naturstyrelsen, 2012). Data, der er særligt relevant for risikovurdering i forhold til forurenede grundvand inkluderer oplandets udbredelse og størrelse, den gennemsnitlige opholdstid for søvandet og jordbundsforholdene i søbunden. I risikovurderingssammenhæng er især estimeret af opholdstiden anvendeligt til at vurdere risikoen for en eventuel ophobning af forureningsstoffer i søen. Der er dog ikke estimeret opholdstider for alle søer. I de tekniske baggrundsnotater findes også information om søens miljøtilstand som defineret efter fosfor-relaterede parametre som sigtddybde og klorofyltal. Søers miljøtilstand har altså endnu ingen tilknytning til forekomsten af miljøfremmede stoffer.

### 7.2.2 NOVANA

Det datagrundlag, der fremgår af vandplanernes tekniske notater, er indsamlet under NOVANA-programmet, det Nationale program for **O**vervågning af **V**andmiljøet og **N**aturen. Siden 2004 er

der indsamlet data for over 150 søer, både information om arter og biologiske parametre, men også om kemisk tilstand for både næringsstoffer og miljøfremmede stoffer. Data er senest opgjort i en samlerapport udgivet af DCE, Nationalt Center for Energi og Miljø på Århus Universitet i 2010. Rapporten omhandler især 15 intensivt undersøgte søer og dataindsamlingen og analyser er især koncentreret omkring næringsstofpåvirkning af søerne (Bjerring et al., 2011).

Data fra NOVANA-programmet findes i Danmarks Miljøundersøgelses database ODA og kan rekvireres herfra. Antallet af analyser for miljøfremmede stoffer er dog meget begrænset.

## **7.3 Beregningsmetoder**

### **7.3.1 HydroNet**

HydroNet-modellen er en konceptuel model, som er designet til at udnytte information om koncentrationer af naturlige grundvandssporstoffer til at modellere vandbalancen for søen og dermed også udvekslingen mellem overfladevand og grundvand (Gudbjerg og Gregersen, 2011). HydroNet er et nyudviklet værktøj til vurderingen af indstrømningen af grundvand til et overfladevandsreservoir. Modellen er baseret på meteorologiske (fordampning, temperatur) og hydrologiske (vandføring) data. Modellen ligger i kompleksitet og databehov et sted mellem helt simple vandbalancer og mere komplicerede og integrerede modeller som Mike She og Mike 11.

## **7.4 Indsamling af supplerende data**

### **7.4.1 Naturligt forekommende sporstoffer**

Til at vurdere indstrømningen af grundvand til et overfladevandsreservoir kan man måle på naturligt forekommende tracere, som ilt-isotoper, radioaktivt radon eller klorid. For eksempel har grundvand og overfladevand på grund af fordampning forskellig isotopsammensætning (jf. kap. 5.1.6), hvilket kan udnyttes til at beregne det samlede bidrag af grundvand til reservoiret. HydroNet-modellen (som bekrævet i kap. 7.3.1) kan bruge disse data for naturlige sporstoffer til modellering af vandbalancer og fortynding (Gudbjerg og Gregersen, 2011). Modellen kan så bruges til at vurdere opblandingen og beregne vandbalancen i systemet.

### **7.4.2 Sporstofforsøg**

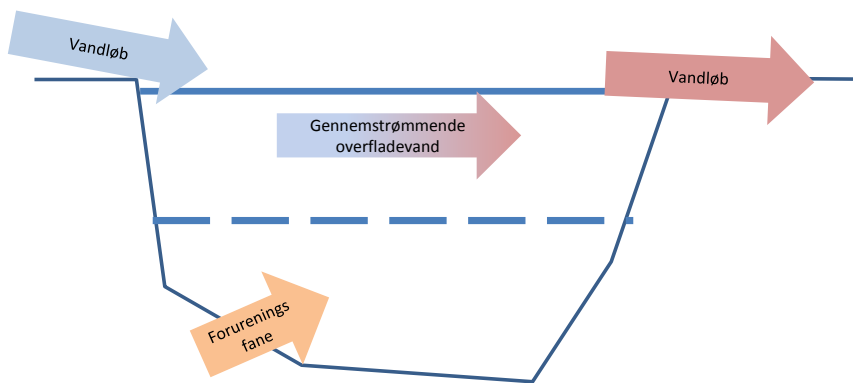
Isotopcentralen (1976) har udgivet en udførlig vejledning i hvordan man anvender forskellige typer af sporstof til evaluering af opblandingsforholdene i søer og åer. Et konservativt og ikke toksisk sporstof som klorid (i mindre mængder), fluorocerende rhodamin eller radioaktive isotoper udledes i en puls som efterfølgende spores på forskellige stationer ned gennem vandløbet eller søen. Dette giver informationer om vandløbets opblandingsforhold og det er på baggrund heraf muligt at beregne opholdstidsfordelingen af vand i søen eller vandløbet.

Et ældre studie fra Isotopcentralen (1975) bruger radioaktivt brom til evaluering af opblandingen i Mossø, én af Danmarks største søer. Resultaterne viste en tydelig lagdeling i søen, og at fordelingen af sporstof er stærkt styret af søens morfologi samt vindforhold på måledagen.

## **7.5 Opblanding i søer**

Opblandingen i søer er et kritisk punkt, da der i søer med en dybde større end nogle få meter i perioder vil opstå lagdeling i vandmassen. Effekten kaldes en termoklin og opstår, når koldt og dermed tungere vand synker til bunds i søen (Figur 7.2). Udstrømmende grundvand vil derfor ophobes på bunden og der kan ikke antages fuld opblanding i hele søens vandmasse. Om efteråret

under kraftige storme vil termoklinen dog nedbrydes og søen vil da være fuldt opblandet.



**FIGUR 7.2**

SKITSE AF SØ MED LAGDELING (THERMOKLIN) OG GENNEMSTRØMNING I DET ØVRE LAG

For søer er det vanskeligt at generalisere, idet opblandingen i søer er meget stedspecifik, og det vil være nødvendigt med en individuel beregning og modellering af opblandingsforholdene. Faktorer som vind, søens geometri og dybdeforhold samt bevoksning i søen og på bredden er afgørende for fortyndingen i den enkelte sø.

I forbindelse med Screeningsværktøjet (Miljøstyrelsen, 2013a) har DHI med en række Mike3-modeller beregnet fortyndingen i 140 danske søer, der ligger inden for 100 meter af en jordforurening. For søer, er der i modsætning til fjorde medregnet muligheden for opkoncentration af stoffer, da opholdstiden i en sø er markant længere end for en fjord.

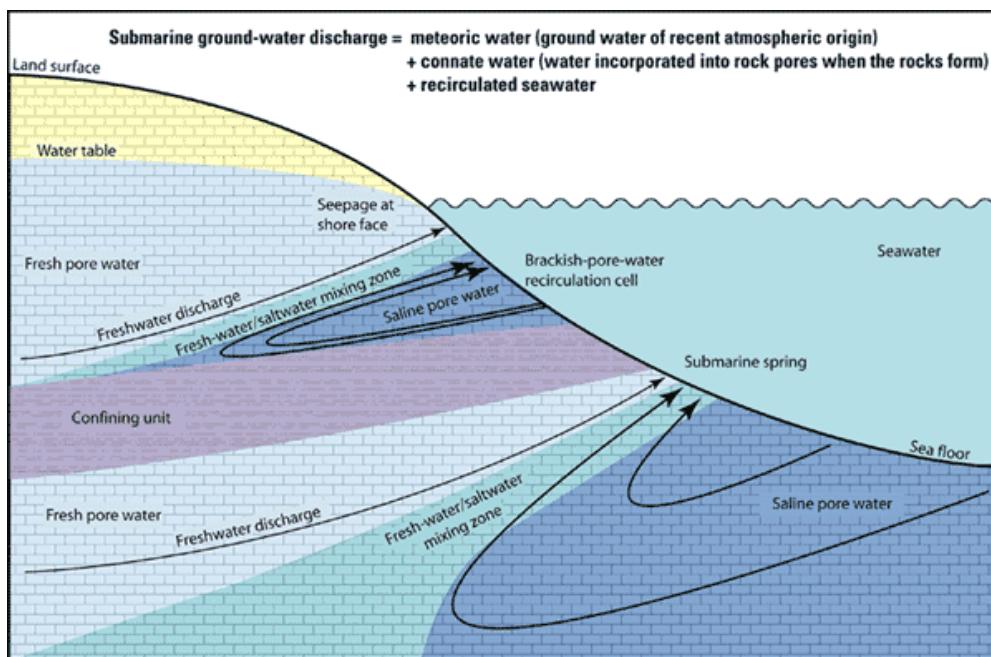
Det er ikke lykket at uddrage nogle klare relationer for fortyndingen mellem de enkelte søer. Dette skyldes sandsynligvis, at der er en række andre forhold, der gør sig gældende såsom orientering i forhold til fremherskende vindretning, konkrete forløb af søens omkreds, dybdeforhold i bredzonen, læ-effekter af skovområder med videre (Miljøstyrelsen, 2013c).

# 8. Marint miljø

I denne rapport dækker betegnelsen marint miljø åbne kyster, fjorde havnebassiner og tidevandspåvirkede estuarier. Tidligere erfaringer med modellering og risikovurdering af udstrømning til kystområder inkluderer Kærgård Plantage, hvor MIKE 21 blev brugt til modellering af fortyndingen af grundvandsudstrømningen fra de kemikalieholdige gruber (DHI, 2004) og til risikovurderingen af Høfde 42, Cheminovas kemikaliedepot ved Harbøre Tange (Fjordbøge et al., 2012).

## 8.1 Konceptuel model

Udstrømningen af grundvand til det marine miljø sker i det tilfælde, hvor grundvandmagasinet er i hydraulisk kontakt med havet. Udstrømningen af grundvand til havstokken er størst under ebbe, hvor den hydrauliske gradient er størst. Fortynding af det udstrømmende grundvand er bestemt af lokale vind- og strømningsforhold og en generel model kan kun opstilles for åbne kyster, hvor opblandingen sker i brændingen (Figur 8.1).



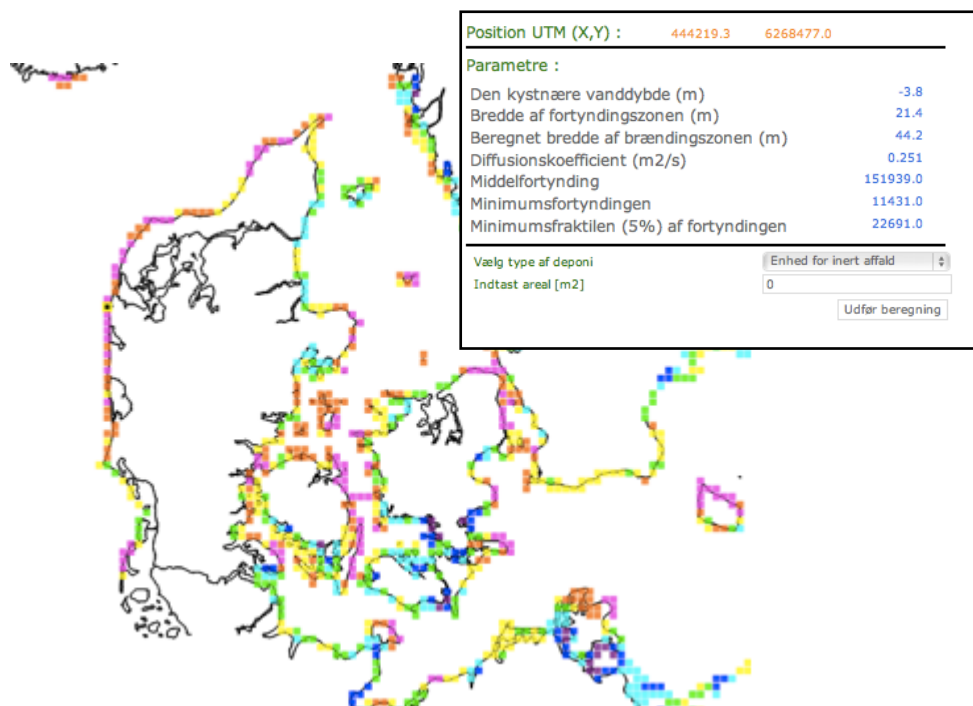
FIGUR 8.1  
SKITSE AF UDSTRØMMENDE GRUNDVAND TIL HAVET (USGS, 2010).

## 8.2 Beregningsmetoder

### 8.2.1 Dashboard

I forbindelse med risikovurdering af kystnære deponeringsanlæg, har Naturstyrelsen udviklet det såkaldte Dashboard, der er et værktøj til at bestemme fortynding af udsivende perkolat til åbne kyster. Dette værktøj anvendes også Miljøstyrelsens screeningsværktøj for jordforureninger (Miljøstyrelsen, 2013a).

Dashboardet har en opløsning på 6x6 km og angiver størrelsen på den fortynding, der sker ved åbne kyster. Figur 8.2 viser et screenprint fra Dashboard med angivelse af fortyndingsforholdene på et Danmarkskort. Indsat i øverste højre hjørne er et eksempel på de specifikke fortyndingsfold, der også kan fås fra modellen.



**FIGUR 8.2**  
ET EKSEMPEL PÅ DATA FRA DASHBOARD. HER VIST 5% FRAKTILEN. INDSAT OVERST TIL HØJRE ER DATA FOR ET ENKELT PUNKT (HARBØRE TANGE). TILGÆNGELIG PÅ WWW.MST.DK/FORTYNDING.

Det er DHI's Danmarksmodel, der ligger som baggrundsberegninger for Dashboard. Danmarksmodellen er en 3D numerisk hydrodynamisk model, der dækker Nordsøen, Kattegat og Østersøen, og er en videreudvikling af farvandsmodellen fra 1998. Modellen kører med DHI's modelsystem Mike 3. Til beregningerne for Dashboard er modelleret en sommerperiode (juni-juli 2004) og en vinterperiode (januar-februar 2004) med input for vandstandsvariationer, vindfelter og lufttryk, varmeudveksling med atmosfæren samt ferskvandsindstrømning fra større vandløb. De deraf beregnede fortyndingsfaktorer varierer fra 291.000 til 0. Den højeste fortynding findes som forventet ved åbne kyster som fx Vesterhavet og den laveste ved Vadehavet, et delvist lukket og meget lavvandet område (Jakobsen og Petersen, 2006).

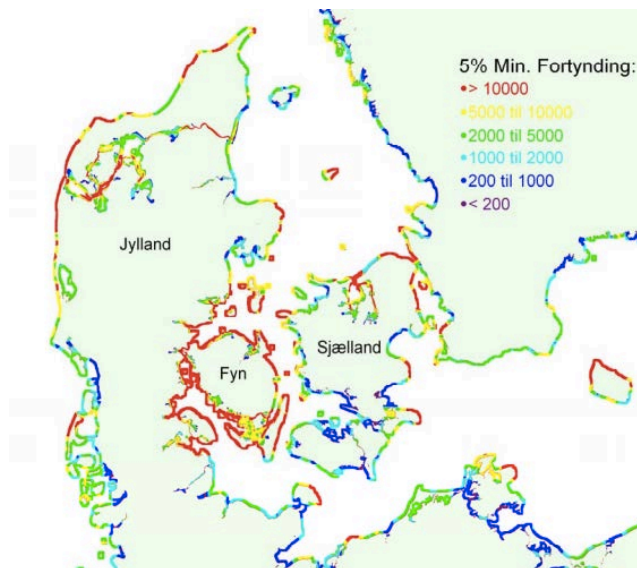
### 8.2.2 Numerisk modellering af fjorde og andre delvist lukkede kyststrækninger

Idet Dashboard kun gælder for de åbne kyster, kræver beregning af fortyndingsforholdene i lukkede og delvist lukkede systemer, som til fjorde og havnebassiner, selvstændige modelkørsler. Et eksempel herpå findes i DHI's rapport fra 2006 (Jakobsen og Petersen, 2006). Her findes modelkørsler for 6 udvalgte fjorde, nemlig Horsens Fjord, Kolding Fjord, Limfjorden, Odense Fjord, Roskilde Fjord og Isefjorden. Disse resultater er dog ikke umiddelbart brugbare til andre lokaliteter, da de er baseret på perkolatudstrømning fra bestemte steder i fjordene og da placeringen af kilden er altafgørende for beregningerne.

Fjordmodellerne er lavet med DHI's numeriske modelleringprogram Mike 21 FM, som på baggrund af geometriske data (dybde), vind og bølgehøjder giver en dybdemidlet 2D model for stoftransport.

Modellen tager derfor ikke højde for eventuel lagdeling i fjordene, der kan opstå ved ferskvandsudstrømning (Jakobsen og Petersen, 2006).

Både Dashboard og Mike 21 simuleringerne kan bruges til beregning af en 5% fraktil fortyndingsfaktor (Figur 8.3). 5% fraktilen betragtes som et konservativt "worst-case", der opstår ved lave vandføringer. I danske farvande er 5% fraktilen stærkt varierende, men dog med visse tendenser: I farvandet omkring Fyn, hvor den tidevandsdrevne strøm er størst, er fortyndingen stor, mens der fx omkring Sydsjælland og inderst i fjordene kun er meget ringe fortynding.



**FIGUR 8.3**  
MINIMUMSFRAKTILEN (5%) AF FORTYNDINGEN VED DE DANSKE KYSTER (JAKOBSEN OG PETERSEN, 2006)

I forbindelse med udviklingen af Screeningsværktøjet (Miljøstyrelsen, 2013a) er opstillet 3D numeriske modeller i Mike 3 FM for 78 fjorde, der tager hensyn til de vigtigste styrede parametre for strøm og fortyndingsforhold. Som i ovenstående rapport er også her brugt 5% fraktilen som worst-case fortynding. I tilfælde, hvor vanddybden er 0 kan modellen ikke beregne fortyndingen, og i disse tilfælde sættes 5% fraktilen til 1, dvs. at der ikke regnes med fortynding.

Et alternativt værktøj til vurdering af opblanding og fortynding er CORMIX, der er et empirisk værktøj til vurdering af opblanding og udbredelse af forureningsfaner (CIS-WFD, 2010). Modellen er udviklet i samarbejde med US EPA. Mere information findes på [www.cormix.info](http://www.cormix.info).

### 8.3 Data

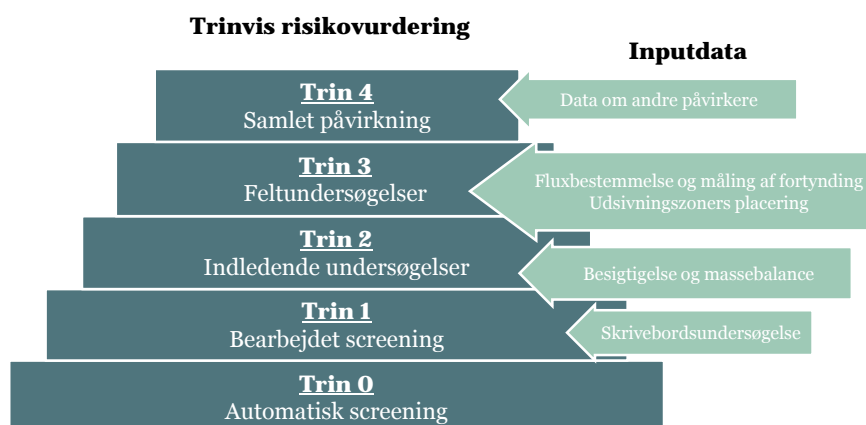
Det er vanskeligt ved direkte målinger at vurdere fortyndingen i havmiljøet, så i langt de fleste tilfælde vil fortyndingsberegningerne være baseret på numerisk modellering. Datagrundlaget for modelsimuleringerne skaffes via DMI og opmålinger af dybdeforhold samt kortbaseret data.

### 8.4 Opblanding og fortynding i marine miljøer

Som det allerede fremgår overfor er der stor variation i fortyndingsforholdene i det marine miljø, alt efter om fortyndingen sker ved åbne kyster eller lukkede fjorde. Data for opblandingsforholdene kan findes i de førnævnte rapporter fra hhv. kyster (DHI, 2006) og fjorde (Miljøstyrelsen, 2013c).

# 9. Vurdering af påvirkningen fra jordforureninger på overfladevand

Rapportens overordnede formål er at skitsere en metode til risikovurdering af forurenede lokaliteters påvirkning af overfladevand. I forbindelse hermed har Miljøstyrelsen udviklet et værktøj til brug i den indledende screening, der bruges som prioriteringsværktøj og udgangspunkt for den videre risikovurdering.

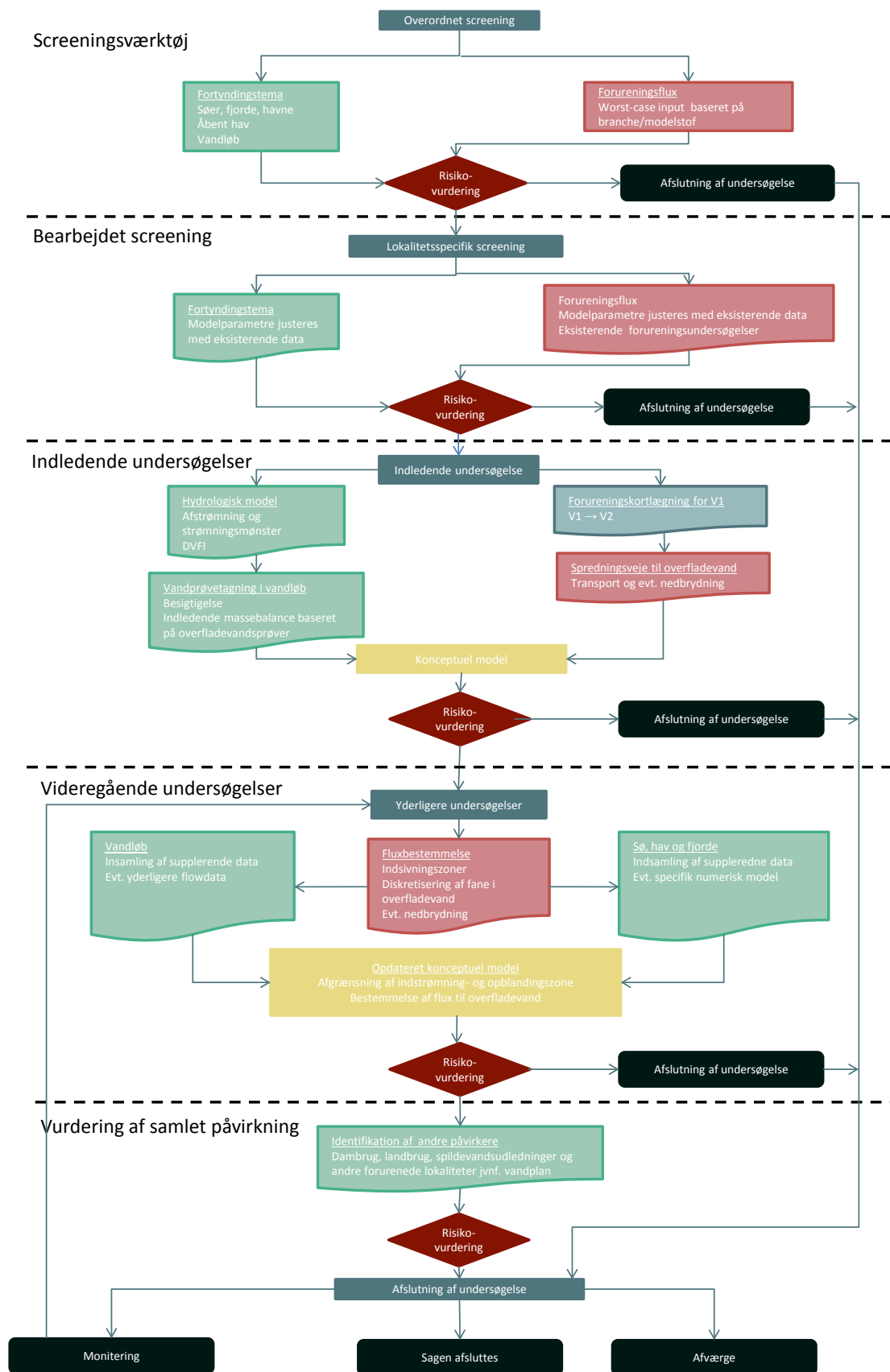


**FIGUR 9.1**  
TRINVIS MODEL FOR RISIKOVURDERING AF OVERFLADEVAND

En skematisk oversigt for risikovurdering af forurenede lokaliteter er præsenteret i Figur 9.2 (se næste side), der med et flowdiagram skitserer risikovurderingen af de forurenede lokaliteter. De forskellige faser af risikovurderingen (Screeningsværktøj, bearbejdet screening, undersøgelser og vurdering af den samlede påvirkning) er yderligere forklaret i de følgende kapitler.

Flowdiagrammet er opbygget således, at for hvert trin i risikovurderingen, går flowdiagrammet gennem en dataindsamlingsdel og en risikovurdering. Dataindsamlingsdelen, hvor der i et eller andet omfang skal indsamles konkrete data for den forurenede lokalitet er markeret med en afrundet underkant ( ) hvorimod rektangler ( ) markerer default-data (i den automatiske screening). Farven på disse angiver om der er tale om oplysninger for kilden ( ), forureningstransporten ( ) eller overfladevandet ( ), jf. kilde-transport-receptor-modellen i Figur 4.1.

Disse data samles, hvis der er tale om undersøgelser ud over screeningen, i en konceptuel model ( ), der justeres ved indhentning af mere information. Den konceptuelle model danner basis for risikovurderingen. De røde ruder-formede felter ( ) angiver risikovurderingen, hvor de beregnede eller målte flux holdes op mod kriteriet. Kasser med afrundede kander markerer en beslutning ( ), der tages på baggrund af risikovurderingen.



**FIGUR 9.2**  
FLOWDIAGRAM TIL RISIKOVURDERING AF FORURENEDE LOKALITETER. EFTER EJLSKOV ET AL. (1998)



## 9.1 Blandingszoner og kvalitetskriterier

Et centralt punkt i risikovurderingen af forurenede lokaliteters påvirkning af overfladevand er at beregne fortyndingen af den estimerede eller kvantificerede forureningsflux og sammenholde den opnåede koncentration sværdi med de gældende kriterier for overfladevandstypen. Kriterierne er defineret i Bekendtgørelse 1022 (Miljøstyrelsen, 2010a), og der eksisterer heri specifikke kriterier for ferskvand og saltvand og for hver af disse vandtyper desuden et kortidskriterie og et langtidskriterie. For jordforurenings påvirkning af overfladevand forholdes der udelukkende til langtidskvalitetskriterierne, idet Bekendtgørelse 1022 opstiller meget specifikke krav til kortidsudledninger, der primært er møntet på spildevandsudledninger.

Centralt i risikovurderingen ligger anvendelsen af blandingszoner, hvori overskridelser af de fastsatte kriterier tillades. Ved kanten af blandingszonen skal kriteriet dog være overholdt. Udstrækningen af en blandingszone skal som udgangspunkt begrænses til forureningsudsivningens umiddelbare nærhed og skal derfor afpasses til koncentrationerne/fluxe af de forurenende stoffer (Miljøstyrelsen, 2013g). Graden af opblanding og fortynding og hvordan dette beregnes i de forskellige overfladevandstyper er beskrevet i kapitel 6, 7 og 8.

For at gøre screeningsværktøjet operationelt har det været nødvendigt i Trin 0 og 1 at udpege fast definerede blandingszoner (se box en herunder). I de efterfølgende trin fastsættes blandingszonens udbredelse af vandmyndigheden, dvs. kommunen eller Naturstyrelsen.

### Blandingszoner

#### Trin 0 og 1 (jf. Miljøstyrelsen, 2013g)

##### Vandløb

$$BZ_{\text{vandløb}} = 10 \times B^2$$

For vandløb fastsættes arealet af blandingszonen som vandløbets bredde gange 10 gange vandløbets bredde.

##### Søer og fjorde

$$BZ_{\text{sø, fjord, hav}} = \frac{1}{2} \times \pi \times (50 \text{ m})^2$$

For søer og fjorde udgøres arealet af blandingszonen af en 50 meter zone på hver side af udsivningen, hvor udsivningen som udgangspunkt udgøres af et punkt.

##### Åbne kyster

$$BZ_{\text{åben kyst}} = \frac{1}{2} \times \pi \times (100 \text{ m})^2$$

For de åbne kyster udgøres arealet af blandingszonen af en 100 meter zone på hver side af udsivningen, hvor udsivningen som udgangspunkt udgøres af et punkt.

#### Trin 2, 3 og 4

Der eksisterer ikke tilsvarende konkrete retningslinjer for dimensionering af blandingszoner i de videregående trin. Blandingszonens udtrækning vurderes her af vandmyndigheden (dvs. kommunen eller Naturstyrelsen) i det konkrete tilfælde.

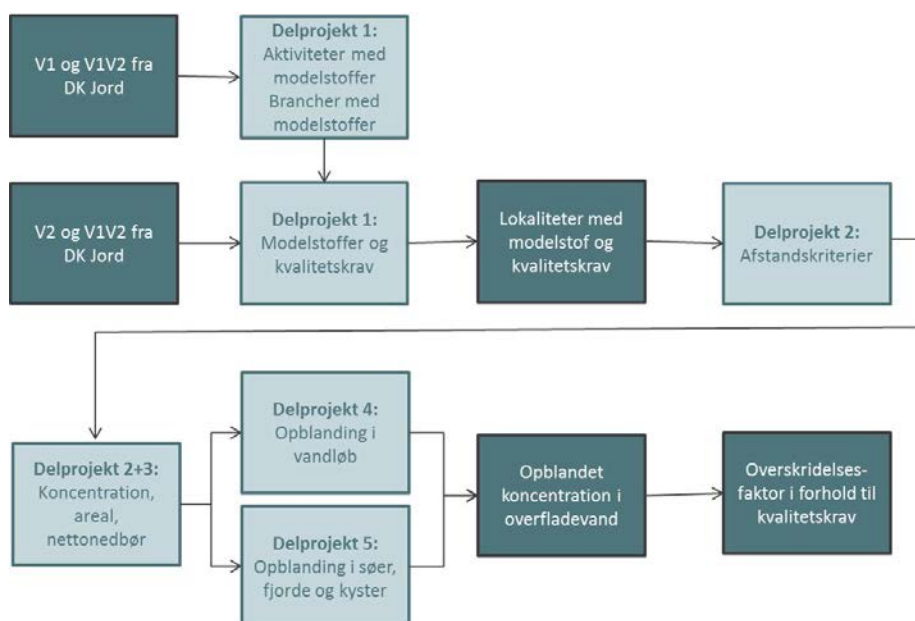
## 9.2 Trin 0: Screeningsværktøjet

For at lette udpegnings af lokaliteter, der potentielt truer overfladevand, har miljøstyrelsen udviklet et GIS-baseret screeningsværktøj, der på baggrund af oplysninger om lokaliteter og overfladevandstype beregner en stofkoncentration i overfladevandet, der kan sammenholdes med de gældende kriterier (Miljøstyrelsen, 2013a). En skematisk oversigt over værktøjets opbygning ses i Figur 9.2.

I screeningsværktøjet knyttes V1 lokaliteter til et eller flere modelstoffer, der repræsenterer de stoffer, der formodes at være på lokaliteten på baggrund af brancher og aktiviteter. For V2 lokaliteterne trækkes data fra DK-Jord for de fundne stoffer, og disse tildeles et af de 16 udpegede modelstoffer.

Modelstofferne er tildelt en formodet fanelængde og en formodet forureningsflux beregnet på baggrund af bl.a. et estimat af infiltrationen og "worst case" forureningskoncentrationer. Herefter beregnes en koncentration efter opblanding i en af de 4 overfladevandtyper: Hav, fjorde, søer og vandløb. Størrelsen af af blandingszonerne for vandløb, søer, fjorde og åbnækyster, der anvendes i den automatiske og bearbejdede screening (Trin 0 og 1), er angivet i boxen i afsnit 9.1.

Overskrides gældende generelle miljøkvalitetskrav (jvnf. Bek. 1022), udpeges lokaliteten som potentielt truende. I den bearbejdede screening justeres på standardparametre og kriterier i forhold til konkret viden (kapitel 9.2). I forbindelse med prioritering af de forurenede lokaliteter kan der tages udgangspunkt i overskridelsesfaktoren (et mål for hvor meget kriteriet overskrides af den beregnede flux for modelstofferne), som screeningsværktøjet beregner.



**FIGUR 9.2**  
FLOW FOR EN LOKALITET Gennem det udviklede screeningsværktøj (MILJØSTYRELSEN, 2013A).

### 9.3 Trin 1: Den bearbejdede screening

Den automatiske screening giver en liste med udpegede lokaliteter, der potentielt truer overfladevand. Disse lokaliteter vil skulle gennemgå en bearbejdet screening, der med relevante data fra den enkelte lokalitet vil kunne kvalificere risikovurderingen. Den bearbejdede screening laves med et webbaseret-værktøj, der forventes at kunne tages i brug primo 2014. De parametre, der vil kunne justeres i den bearbejdede screening er:

For den forurenede lokalitet kan man ændre på forureningsfluxen ved at justere:

- Koncentration
- Nettonedbør
- Areal

For overfladevandet kan følgende parametre justeres:

- Vandføring (for vandløb)
- Fanebredde (for vandløb)
- Dybde, bredde og hældning (for vandløb)
- Fortynding (for søer, fjorde og kyster)

Dette trin af risikovurderingen bygger udelukkende på eksisterende data og der er således ikke lagt op til undersøgelser og fysisk dataindsamling på dette trin. For lokaliteter undersøgt på vidensniveau 2 (V2) vil den eksisterende undersøgelsesrapport kunne give informationer om specifikke stoffer, og evt kildestyrke og forureningsniveauer, der kan bruges til at kvalificere flux-inputtet i screeningsværktøjet. For V1 lokaliteter findes disse informationer ikke og der er endnu ikke udarbejdet en metode til risikovurdering af disse, men som det fremgår af kapitel 3 lægges der op til at en del af de V1 lokaliteter, der udpeges i den automatiske screening, undersøges på V2 niveau. For V1 lokaliteterne kan der dog justeres på overfladevandsparametre i visse tilfælde inden undersøgelses igangsættes.

Data for opblandingsberegningerne i overfladevandet vil til en vis grad skulle valideres, såfremt det er muligt at finde yderligere datakilder, og det er nødvendigt at kontrollere om de data der bruges i den automatiske screening er valide. For vandløb handler det om medianminimumsvandføringsværdien, der bør kvalitetssikres. For hav, fjorde og søer anvendes en numerisk model for opblandingen, der ikke kræver yderligere validering på dette trin, idet fortyndingsberegningerne her er konservative og udtrykker en kritisk situation.

#### **9.4 Trin 2 og 3: Undersøgelser**

Som beskrevet i kapitel 4 er den konceptuelle model opdelt i kilde-transport-receptor-kæden, der beskriver forureningens transport gennem grundvandsmagasinet. Erfaringerne fra grundvandsforureninger har især koncentreret sig om de første 2 led af kæden, punktkildens karakteristika og transporten gennem grundvandsmagasinet. De processer, der foregår i det modtagende vandområde er dårligere beskrevet, og kapitel 5 har derfor primært fokuseret på de undersøgelsesmetoder, som ikke er sædvanlige i forbindelse med undersøgelser af grundvandstruende lokaliteter.

Undersøgelsesfasen er inddelt i indledende undersøgelser og videregående undersøgelser, hvor der i forbindelse med de indledende undersøgelser opstilles en konceptuel model. For vandløb kan denne konceptuelle model relativt nemt kvalificeres med udtagning af vandprøver i vandløbet til en indledende massebalance-beregning, idet man på baggrund af et begrænset antal vandprøver kan lave en overslagsberegning, der giver et indtryk af med hvilken flux, den forurenede lokalitet påvirker overfladevandet (se kapitel 5.3.3). For vandløb kan risikovurderingen altså afsluttes på Trin 2, mens det for de andre overfladevandstyper formentlig er nødvendigt med de videregående undersøgelser i Trin 3.

Detaljeringsniveauet for de yderligere undersøgelser i Trin 3 og en mere konkret beskrivelse af hvilke undersøgelser, der kræves for en fuld risikovurdering vil blive yderligere beskrevet i den kommende vejledning.

#### **9.5 Trin 4: Vurdering af påvirkningen**

Som beskrevet tidligere kan det på baggrund af kvalitetskrav og viden om andre påvirkere vurderes, om der sker en væsentlig påvirkning af overfladevand (se kap. 3.2).

Når der er udført en risikovurdering for det forureningsbidrag, der stammer fra den forurenede lokalitet, anbefales det, at vurdere hvilke andre påvirkninger af et vandløb, der findes, inden evt. tiltag overfor forureningen iværksættes. Man kan sagtens forestille sig den situation, at en risikovurdering viser, at en lokalitet forurener overfladevand med resulterende koncentrationer, der overskrider kvalitetskriterierne, men at fx en spildevandsudledning påvirker med de samme stoffer i større mængder, og at en indsats overfor lokaliteten alene således ikke vil give nogle miljøeffekt.

Fysiske forhold som for lav vandføring fx pga. kraftig vandindvinding i området, eller andre fysiske forhold omkring vandløbet (rørføring, opstemninger m.m.) har stor betydning for tilstanden i vandløb – hvis der ikke er vand nok, betyder det mindre for flora og fauna hvad vandkvaliteten er. Sådanne påvirkninger er ret detaljeret beskrevet i Naturstyrelsens vandplaner med bagvedliggende basisanalyser samt kommunernes efterfølgende vandhandleplaner for Danmarks vanddistrikter.

Udover fysiske påvirkninger, kan der være en række forureningsmæssige påvirkninger fra andre kilder. I de vandplansrelaterede dokumenter er der for hvert vanddistrikt beskrevet påvirkningen fra forurenende stoffer såsom organiske og iltforbrugende stoffer, næringsstoffer og miljøfremmede stoffer. Yderligere oplysninger om udledningstilladelseernes placering og kravværdier kan i mange tilfælde findes hos vandmyndigheden, dvs. kommunerne.

I de følgende kapitler gennemgås hvilke effekter forurenede lokaliteter forventes at have på overfladevand og disses økosystemer.

### 9.5.1 Kritiske stoffer og forurenede lokaliteter

Undersøgelser i Danmark og udlandet på konkrete sager viser, at der kan ske betydelige overskridelser lokalt i vandløbet i nærheden af udsivningen fra en jordforurening. Der er især publiceret eksempler med chlorerede opløsningsmidler (fx McKnight et al., 2010 og Appendix I). I forhold til kvalitetskravene viser erfaringerne, at nedbrydningsproduktet vinylchlorid ofte vil være det kritiske stof for chlorerede opløsningsmidler på grund af det meget lave kvalitetskriterie i overfladevand. Der er dog også eksempler på, at moderstoffet TCE har overskredet kvalitetskriterierne i vandløb, i tilfælde hvor forureningens kildestyrke er høj (McKnight et al., 2010).

Pesticider, som er mobile i grundvand, tilhører ofte gruppen af 2. generations herbicider (Helweg, 2010). For disse gælder, at de økologisk fastsatte vandkvalitetskriterier, er højere end det generelt fastsatte grundvandskvalitetskriterier på 0,1 µg/L. Herbicider (fx triaziner, phenoxy-syrer), som ofte er fundet ved gamle lossepladser (Baun et al., 2003), vil derfor være mindre kritiske for overfladevand.

Mobile tungmetaller har forskellig oprindelse, men er hyppigt forekommende. De anses for et problem, da de i modsætning til mange organiske stoffer ikke nedbrydes i jord og grundvand. Arsen og Cr(VI) er meget mobile i grundvand, bly og kviksølv noget mindre. Arsen er kemisk set ikke et tungmetal, men et metalloid med nogenlunde samme kemiske egenskaber som fosfat, og er der for meget mobilt i især anaerobt grundvand. Arsen kan akkumuleres i okkerholdige sedimenter, der dannes ved opstrømmende grundvand. Cr(VI) forventes ikke at udgøre et stort problem for overfladevand, da stoffet med al sandsynlighed vil blive reduceret til ufarligt Cr(III) ved reaktion med organisk stof i overgangszonen til overfladevandet.

Punktkilderne tæt på havmiljøet er især lossepladser (Figur 2.5), hvormed påvirkning fra en lang række forskellige miljøfremmede stoffer er muligt. Generelt for havmiljøet er dog, at der ved udsivning af forurenede grundvand til havstokken sker en meget stor fortynding (jf. kap. **Fejl! Henvisningskilde ikke fundet.**) i forhold til de ferske vandområder. Havmiljøet er dermed mest sårbart i forbindelse med meget kraftig udledning af miljøfremmede stoffer med meget lave vandkvalitetskriterier (fx parathion ved Høfde 42), eller stoffer der kan akkumuleres i havsedimentet.

Hvis man sammenligner disse overvejelser med fordelingen af forureningstyper for de 43 store sager (kap. 2.1) er det markant at lossepladser er så fremtrædende. I Danmark er der som helhed registreret ca. 3000 fyld- og lossepladser ud de kortlagte lokaliteter i DK Jord (Miljøstyrelsen, 2013a). Forklaringen er formentlig, at lossepladser oftere end andre forureningskilder er placeret tæt ved overfladevand, samt at de på grund af deres størrelse er meget dyre at oprense.

Lossepladser indeholder en række forskellige forureningstyper (Christensen et al., 2001):

- Organisk stof
- Uorganiske stoffer og salte (chlorid, ammonium, kalium)
- Tungmetaller
- Specifikke miljøfremmede stoffer

I forhold til truslen mod overfladevand er forekomsten af organisk stof, ammonium og jern interessant, da de alle er iltforbrugende i overfladevandet. Ammonium, jern, en række tungmetaller, samt specifikke miljøfremmede stoffer har også en direkte toksisk effekt, som er afspejlet i kvalitetskriterierne. Organisk stof, uorganiske stoffer, herunder ammonium forekommer ved lossepladser i høje niveauer (mg/l), hvilket adskiller dem fra de specifikke miljøfremmede stoffer. Påvirkning af grundvand relateret til disse stoffer har generelt ikke været medtaget i større omfang ved vurdering af grundvandsrisikoen, da disse stoffer også forekommer i betydende koncentrationer i grundvand eller forholdsvis hurtigt bliver omsat/udfældet nedstrøms forureningskilden (Organisk stof, Fe(II)). Der er derfor behov for at revurdere den konkrete risikovurdering fra lossepladser, da overfladevand ikke er taget i betragtning og især fordi de relevante stoffer måske ikke er medtaget. Dette er gjort i et selvstændigt projekt, der er udarbejdet sideløbende med denne rapport og sætter fokus på de særlige problematikker i forbindelse med overfladevand og lossepladser (Miljøstyrelsen, 2013g).

Gasværker er en anden gruppe af forurenede grunde, hvor samme problemstilling måske kunne gøre sig gældende, mens for en række af de hyppigst forekommende forureningstyper kan risikoen for overfladevand tage udgangspunkt i og være en udbygning af risikovurderingen i forhold til grundvand.

### **9.5.2 Påvirkning af økosystemer**

Vurderingen af om der sker en væsentlig påvirkning af overfladevand fra jordforureninger skal vurderes ud fra kvalitetskriterier, som beskrevet i kapitel 3. I Vandrammedirektivet er det fastsat, at både den økologiske og kemiske kvalitet skal vurderes, men i den første planperiode er den kemiske påvirkning ikke medtaget.

I forhold til at medtage økologiske forhold er der to problemstillinger, som skal nævnes:

- Økologiske vurderinger for enkeltstoffer er indeholdt i kvalitetskriterier for overfladevand, som bekrævet i 9.2, men den samlede påvirkning er ikke med (cocktaileffekter)
- De nuværende vandløbsklassificeringer er baseret på Dansk Vandfauna indeks (DVFI), som er et mål for påvirkning relateret til iltforbrugende stoffer (primært organisk stof, men også afledte effekter af eutrofiering) (Miljøstyrelsen 1998)

Det sidste betyder, at en kvantitativ vurderingsmetode for specifikke organiske stoffer ikke eksisterer i dag. Der eksisterer metoder som kan vurdere den samlede økologiske påvirkning af specifikke miljøfremmede stoffer og pesticider (Rasmussen et al., 2012; McKnight et al., 2012), men de er ikke implementeret i Danmark i dag.

Erfaringer med disse metoder tyder på, at overvejelserne i kapitel 9.2 om at herbicider fra gamle lossepladser ikke udgør et betydeligt problem fra en økologisk synsvinkel, er sandsynlige. Undersøgelser i forhold til chlorerede ethener bekræfter også, at det generelt ikke er et betydeligt problem fra en økologisk synsvinkel (McKnight et al., 2010, 2012), så det vurderes at de kemiske kvalitetskriterier vil være dækkende. Lignende overvejelser gør sig gældende for olie og benzinstoffer (McKnight et al., 2012), men der er ikke så mange konkrete undersøgelser på dette område. Naphthalen er formentlig et af de mest kritiske stoffer, da det er i en mellemgruppe med nogen mobilitet og nogen mulighed for bioakkumulering (McKnight et al., 2012).

I modsætning til de specifikke miljøfremmede stoffer vil organisk stof, ammonium og Fe(II) fra lossepladser alle indgå i den samlede vurdering i forhold til DVFI, så deres effekter er principielt vurderet. Men det er måske ikke erkendt, at disse påvirkninger fra lossepladser kan være medvirkende til give forringet vandkvalitet, da fokus har været på spildevandsudledninger

### **9.5.3 Input til basisanalysen**

Formålet med en risikovurdering af forurenede lokaliteters påvirkning af overfladevand er at kvantificere en eventuel påvirkning af de overfladevandstyper der er omfattet af vandplanerne og afgøre om denne påvirkning set i forhold til den samlede påvirkning er væsentlig. Det vil sige, at der i basisanalysens samlede vurdering skal medtages informationer om input for alle påvirkere af det pågældende overfladevand.

Inputtet til basisanalysen består af en vurdering og kvantificering af forureningsfluxen samt en vurdering af hvor meget denne fortyndes i det pågældende overfladevand. Her skal også tages højde for eventuelle nedbrydningsprocesser og ophobning af stoffer i sedimentet som følge af sorption.

Den påvirkning, den pågældende forurenede lokalitet udgør på overfladevandet, vil da skulle vurderes i forhold til andre påvirkere, fx andre forurenede lokaliteter, landbrug, dambrug og punktkilder fra spildevandsudledning. Den endelige beslutning om iværksættelse af afværgeforanstaltninger ligger således hos vandmyndigheden (dvs. Naturstyrelsen) efter en konkret vurdering af den samlede påvirkning for det konkrete overfladevandsområde.

# Referencer

- Aabling, J., Jensen, J.B. (2012). E-mail korrespondance med Jens Aabling (Miljøstyrelsen), der videregiver information fra Jens Brøgger Jensen (By- og Landskabsstyrelsen).
- Andersen, M.S., Jakobsen, R. (2007). From the aquifer to the sea - mapping and quantifying discharge and nitrate flux and transformations – a review of methods. Groundwater Quality 2007 Conference (GQ'07): Securing Groundwater Quality in Urban and Industrial Environments, Fremantle, Western Australia.
- Baun, A., Reitzel, L.A., Ledin, A., Christensen, T.H., Bjerg, P.L. (2003). Natural attenuation of xenobiotic organic compounds in a landfill leachate plume (Vejen, Denmark). *Journal of Contaminant Hydrology*, 65, 269-291.
- Baxter, C., Hauer, F.R., Woessner, W.W. (2003). Measuring Groundwater–Stream Water Exchange: New Techniques for Installing Minipiezometers and Estimating Hydraulic Conductivity. *Transactions of the American Fisheries Society*, 132, 493-502.
- Becker, M.W., Georgian, T., Ambrose, H., Siniscalchi, J., Fredrick, K. (2004). Estimating flow and flux of ground water discharge using water temperature and velocity. *Journal of Hydrology*, 296, 221-233.
- Bjarnov, S. (1987). Beregning af medianminimum på grundlag af årsminimumsserier. Hedeselskabets Hydrometriske undersøgelser. Beretning nr. 32.
- Bjarnov, S., Ludvigsen, L. (1990). Medianminimum bestemt på baggrund af synkronmålinger. Fagdatacenter for Hydrometriske Undersøgelser. Hedeselskabet, Viborg.
- Bjerg, P.L. & Kjeldsen, P. (2010): Grindsted gamle losseplads – en sammenfatning af DTU's forskningsresultater. Institut for Vand og Miljøteknologi, Danmarks Tekniske Universitet & Region Syddanmark, Kgs. Lyngby.
- Bjerring, R., Johansson, L.S., Søndergaard, M., Kjeldgaard, A., Sortkjær, L., Windolf, J., Bøgestrand, J. (2011). Søer 2010 – NOVANA. Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 2011.
- Brouyère, S., Battle-Aguilar, J., Goderniaux, P., Dassargues, A. (2008). A new tracer technique for monitoring groundwater fluxes: The Finite Volume Point Dilution Method. *Journal of Contaminant Hydrology*, 95, 121-140.
- Burnett, W.C., Aggarwal, P.K., Aureli, A., Bokuniewicz, H., Cable, J.E., Charette, M.A., Kontar, E., Krupa, S., Kulkarni, K.M., Loveless, A., Moore, W.S., Oberdorfer, J.A., Oliveira, J., Ozyurt, N., Povinec, P., Privitera, A.M.G., Rajar, R., Ramessur, R.T., Scholten, J., Stieglitz, T., Taniguchi, M., Turner, J.V. (2006). Review: Quantifying submarine groundwater discharge in the coastal zone via multiple methods. *Science of the Total Environment*, 367, 498-543.
- Bühlke, J.K., Denver, J.M. (1995). Combined use of groundwater dating, chemical, and isotopic analyses to resolve the history and fate of nitrate contamination in two agricultural watersheds, Atlantic coastal plain, Maryland. *Water Resources Research*, 31, 2319-2339.
- Cardenas, M.B., Wilson, J.L. (2007). Thermal regime of dune-covered sediments under gaining and losing water bodies. *Journal of Geophysical Research*, 112, G04013 (1-12).

- Christensen, S.B., Raun, K.D. (2005). Udsivning af punktkildeforurenede grundvand til overfladevand i et Vandrammeperspektiv. Eksamensprojekt ved Institut for Miljø & Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet.
- Christensen, T.H., Kjeldsen, P., Bjerg, P.L., Jensen, D.L., Christensen, J.B., Baun, A., Albrechtsen, H.-J. & Heron, G. (2001): Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry*, 16, 659-718
- CIS-WFD (2010). Technical Background Document on Identification of Mixing Zones. Common Implementation Strategy (CIS) for the Water Framework Directive (WFD).
- Conant, B. Jr. (2004). Delineating and Quantifying Ground Water Discharge Zones Using Streambed Temperatures. *Ground Water*, 42, 243-257.
- Conant, B. Jr., Cherry, J.A., Gillham, R.W. (2004). A PCE groundwater plume discharging to a river: influence of the streambed and near-river zone on contaminant distributions. *Journal of Contaminant Hydrology*, 73, 249-279.
- Constantz, J., Cox, M.H., Su, G.W. (2003). Comparison of Heat and Bromide as Ground Water Tracers Near Streams. *Ground Water*, 41, 647-656.
- Constantz, J., Stonestrom, D.A. (2003). Heat as a tracer of water movement near streams. I: Stonestrom, D. A. & Constantz, J., USGS Circular 1260, US Department of the Interior & US Geological Survey, Denver, CO.
- Corbett, D.R., Dillon, K., Burnett, W., Chanton, J. (2000). Estimating the groundwater contribution into Florida Bay via natural tracers,  $^{222}\text{Rn}$  and  $\text{CH}_4$ . *Limnology and Oceanography*, 45, 1546-1557.
- Cornett, R. J., Risto, B.A., Lee, D.R. (1989). Measuring Groundwater Transport Through Lake Sediments by Advection and Diffusion. *Water Resources Research*, 25, 1815-1823.
- Depotrådet (2011): Redegørelse om jordforurening. Redegørelse nr. 1. 2011. Miljøstyrelsen, Miljøministeriet.
- Dahl, M., Langhoff, J.H., Kronvang, B., Nilsson, B., Christensen, S., Andersen, H.E., Hoffmann, C.C., Rasmussen, K.R., von Platen-Hallermun, F., Refsgaard, J.C. (2004). Videreudvikling af ådalstypologi - Grundvand- Overfladevand Interaktion (GOI). GEUS. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 16.
- DHI (2004): Arbejdsgruppen vedrørende Kærgård Plantage: Beregning af fortynding ved Kærgård Plantage. November 2004. Rapport udarbejdet af DHI.
- Ejlskov, P., Poul L. Bjerg og Peter Kjeldsen (1998): Grundvandsundersøgelser ved fyld- og lossepladser, VJ, Teknik og Administration, nr. 3, 1998
- Fischer, H. B., E. J. List, R. C. Y. Koh, J. Imberger and N. H. Brooks (1979). *Mixing in inland and coastal waters*. San Diego, Academic Press.
- Fjordbøge, A.S., Bjerg, P.L., Kusk, K.O., Binning, P.J. (2012). NorthPestClean: Remediation Stop Criteria. Phase A: Conceptual development and identification of data needs. Project no.: Life09/ENV/DK368, Region Midtjylland.
- Fryar, A.E., Wallin, E.J., Brown, D.L. (2000). Spatial and Temporal Variability in Seepage Between a Contaminated Aquifer and Tributaries to the Ohio River. *Ground Water Monitoring and Remediation*, 20, 129-146.
- Ejlskov (2005): Indsamling af supplerende data til Monitoringsplan for Grindsted. Afrapportering af Fase 2. Delrapport 1. 15-06-2005. Ribe Amt.
- Greswell, R.B. (2005). High-resolution in situ monitoring of flow between aquifers and surface waters. Science Report SC030155/SR4, Environment Agency, Bristol, UK.



- Gudbjerg, J., Gregersen, J. (2011). Sømod – IT-system til kortlægning af udveksling mellem grundvand og overfladevand vha. integreret analyse og modellering. HydroInform for Naturstyrelsen, 2011.
- Grundvandskontoret (2006): Overvågning Grindsted Å - 2006. Grundvandsforurening i Grindsted. Tech. Rep. Sag nr.04/350, Ribe Amt, internt notat.
- Hamonts, K., Kuhn, T., Maesen, M., Bronders, J., Lookman, R., Kalka, H., Diels, L., Meckenstock, R.U., Springael, D., Dejonghe, W. (2009). Factors Determining the Attenuation of Chlorinated Aliphatic Hydrocarbons in Eutrophic River Sediment Impacted by Discharging Polluted Groundwater. *Environmental Science & Technology*, 43, 5270-5275.
- Helwig, A. (editor), *Kemiske stoffer i miljøet*, 1. udgave, 2. oplag 2003, Gads Forlag, København.
- Isotopcentralen (1975). Måling af opblanding af Gudenåens vand i Mossø d. 27.6.1974. Gudenåundersøgelsen, rapport 30. Isotopcentralen.
- Isotopcentralen (1976). Rapport vedrørende transporttids- og dispersionemålinger i Gudenå-systemet. Udført 1974-75 i forbindelse med de intensive vandløbsundersøgelser. Isotopcentralen.
- Jakobsen, F., Petersen, O. (2006). Fortynding langs dansk kyster. DMI for Miljøstyrelsen.
- Jensen, J.B., Hansen, J.G., Aabling, J. (2010). Vejledende udtalelse til brug for gennemførelse af en miljøkonsekvensvurdering for et bestående deponeringsanlæg for havbundssedimenter (spulefelter etc.). Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.
- Jensen, J.K. and P. Engesgaard, (2011) Non-uniform groundwater discharge across a stream bed: Heat as a tracer, *Vadose Zone J.*, 10, 98-109
- Jord & Affald (2011): Vurdering af påvirkning af Grindsted Å og Grindsted Eng sø fra jordforureningerne fra Grindstedværket. Tech. Rep. MST-780-00014, Miljøstyrelsen.
- Kalbus, E., Reinstorf, F., Schirmer, M. (2006). Measuring methods for groundwater – surface water interactions: a review. *Hydrology and Earth System Sciences*, 10, 873-887.
- Kenoyer, G.J., Anderson, M.P. (1989). Groundwater's dynamic role in regulating acidity and chemistry in a precipitation-dominated lake. *Journal of Hydrology*, 109, 287-306.
- Krause, S., Blume, T., Cassidy, N.J. (2012). Investigating patterns and controls of groundwater upwelling in a lowland river by combining fibre-optic distributed temperature sensing with observations of vertical head gradients. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 9, 337-378.
- Krupa, S.L., Belanger, T.V., Heck, H.H., Brock, J.T., Jones, B.J. (1998). Krupaseep—The Next Generation Seepage Meter. *Journal of Coastal Research*, SI 26, 210-213.
- Lee, D.R. (1977). A device for measuring seepage flux in lakes and estuaries. *Limnology and Oceanography*, 22, 140-147.
- Lee, D.R. (1985). Method for locating sediment anomalies in lakebeds that can be caused by groundwater flow. *Journal of Hydrology*, 79, 187-193.
- Libelo, E.L., MacIntyre, W.G. (1994). Effects of surface-water movement on seepage-meter measurements of flow through the sediment-water interface. *Applied Hydrogeology*, 4, 49-54.
- McKnight, U.S., Funder, S.G., Rasmussen, J.J., Finkel, M., Binning, P.J., Bjerg, P.L. (2010). An integrated model for assessing the risk of TCE groundwater contamination to human receptors and surface water ecosystems. *Ecological Engineering*, 36, 1126-1137.
- McKnight, U.S., Rasmussen, J.J., Kronvang, B., Bjerg, P.L., Binning, P.J. (2012). Integrated assessment of the impact of chemical stressors on surface water ecosystems. *Science of the Total Environment* (submitted).

Miljøstyrelsen (1998a). Oprydning på forurenede lokaliteter – hovedbind og appendikser. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 6 & 7. Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen (1998b). Biologisk vandløbskvalitet. Vejledning nr. 5/1998. Miljø og Energiministeriet.

Miljøstyrelsen (2000). Kortlægning af forurenede arealer. Vejledning fra miljøstyrelsen Nr. 8 2000. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen (2002). Udledning af miljøfarlige stoffer med spildevand. DHI – Institut for Vand og Miljø. Miljøprojekt nt. 690. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen (2004a). Principper for fastsættelse af vandkvalitetskriterier for stoffer i overfladevand. Vejledning fra Miljøstyrelsen Nr. 4. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen (2004b). Basisanalyse del 1 – Karakterisering af vandforekomster og opgørelse af påvirkninger. Vejledning fra Miljøstyrelsen Nr. 2 2004. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen (2007). Store Forureningssager. Afrapportering fra den tekniske arbejdsgruppe. For Miljøstyrelsen og regionerne i Danmark, Juni 2007.

Miljøstyrelsen (2009). BEK nr 1427 af 04/12/2009: Bekendtgørelse af lov om forurennet jord (Jordforureningsloven). Miljøministeriet, Lovtidende A.

Miljøstyrelsen (2010a). BEK nr 1022 af 25/08/2010: Bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet. Miljøministeriet, Lovtidende A.

Miljøstyrelsen (2010b). Liste over kvalitetskriterier i relation til forurennet jord og kvalitetskriterier for drikkevand. (Opdateret juni og juli 2010). Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen (2011). Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg. BEK nr. 1024 af 31/10/2011. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen (2013a): Systematisering af data og udvælgelse af overfladevandstruende jordforureninger, Delprojekt 6, Jordforureningslovens indsats over for overfladevand, september 2013. Under udgivelse.

Miljøstyrelsen (2013b): Vurdering af fortynding i vandløb. Delprojekt 4. Jordforureningslovens indsats over for overfladevand, juli 2013. Under udgivelse.

Miljøstyrelsen (2013c): Fortynding i søer og fjorde. Delprojekt 5. Jordforureningslovens indsats over for overfladevand, juli 2013. Under udgivelse.

Miljøstyrelsen (2013d): Relevante stoflister og relationer til brancher. Delprojekt 1. Jordforureningslovens indsats over for overfladevand, juli 2013. Under udgivelse.

Miljøstyrelsen (2013e) : Risikovurdering af lossepladsers påvirkning af overfladevand. Teknologiudviklingsprojekt. December 2013. Underudgivelse.

Miljøstyrelsen (2013f): Screeningsundersøgelse og afprøvning af prøvetagningsmetodik til undersøgelse af udsivning fra jordforurening til overfladevand. R. Juhler m.fl. Miljøprojekt 1350.

Miljøstyrelsen (2013g): Notat: Anvendelsen af blandingszoner og generelle forudsætningener og randbetingelser til udvikling og til brug af metode til identifikation af overfladevandtruende forureninger. Jens Aabling. 11. Marts 2013.

Murdoch, L.C., Kelly, S.E. (2003). Factors affecting the performance of conventional seepage meters. Water Resources Research, 39, 1-10.

Naturstyrelsen (2012). Teknisk baggrundsnotat til Vandplan 1.7 Århus Bugt. Miljøministeriet, By og Landskabsstyrelsen.

- Niswonger, R.G., Prudic, D.E. (2003). Modeling heat as a tracer to estimate streambed seepage and hydraulic conductivity. I: Stonestrom, D. A. & Constantz, J., USGS Circular 1260, US Department of the Interior & US Geological Survey, Denver, CO.
- Olesen, S.E. (2009): Kortlægning af potentielt dræningsbehov på landbrugsarealer opdelt efter landskabselement, geologi, jordklasse, geologisk region samt høj/lavbund. DJF Husdyrbrug nr. 21. Intern rapport. Aarhus Universitet, Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, 2009.
- Overheu, N.D., Tuxen, N., Pedersen, O.F., Jensen, C.B., Rokkjær, A., Andersen, J.A., Aabling, J., Troldborg, M., Binning, P., Bjerg, P.L. (2011). Værktøjer til brug for risikovurdering og prioritering af grundvandstruende forureninger. Miljøprojekt nr. 1366, Teknologiprogrammet for jord- og grundvandsforurening, Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.
- Ovesen, N.B., Iversen, H.L., Larsen, S.E., Müller-Wohlfeil, D.-I., Svendsen, L.M., Blicher, A.S., Jensen, P.M. (2000). Afstrømningsforhold i danske vandløb. Faglig rapport fra DMU nr. 340.
- Pedersen, Mette Fjendbo (2012): Quantification and risk assessment of continuous micropollutant mass discharges from multiple sources to a gaining stream at the catchment scale. Master Thesis fra DTU Miljø, juli 2012.
- Palakodeti, R.C., LeBoeuf, E.J., Clarke, J.H. (2009). Tool for assessment of process importance at the groundwater/surface water interface. *Journal of Environmental Management*, 91, 87-101.
- Paulsen, R.J., Smith, C.F., O'Rourke, D., Wong, T.-F. (2001). Development and Evaluation of an Ultrasonic Ground Water Seepage Meter. *Ground Water*, 39, 904-911.
- Promio, D. (2011). Model for the assessment of the risk of point sources to surface water: development and application. Eksamensprojekt ved Institut for Vand & Miljøteknologi, Danmarks Tekniske Universitet.
- Rasmussen, J. J., McKnight, U. S., Loinaz, M. C., Thomsen, N. I., Olsson, M. E., Bjerg, P. L., Binning, P. J., & Kronvang, B. (2013). A catchment scale evaluation of multiple stressor effects in headwater streams. *Science of the Total Environment*, 442, 420-431
- Rodgers, P., Soulsby, C., Petry, J., Malcolm, I., Gibbins, C., Dunn, S. (2004). Groundwater–surface-water interactions in a braided river: a tracer-based assessment. *Hydrological Processes*, 18, 1315-1332.
- Rosenberry, D.O., Morin, R.H. (2004). Use of an Electromagnetic Seepage Meter to Investigate Temporal Variability in Lake Seepage. *Ground Water*, 42, 68-77.
- Scanlon, B.R., Healy, R.W., Cook, P.G. (2002). Choosing appropriate techniques for quantifying groundwater recharge. *Hydrogeology Journal*, 10, 18-39.
- Schincariol, R.A., McNeil, J.D. (2002). Errors with Small Volume Elastic Seepage Meter Bags. *Ground Water*, 40, 649-651.
- Schmidt, C., Conant, B. Jr., Bayer-Raich, M., Schirmer, M. (2007). Evaluation and field-scale application of an analytical method to quantify groundwater discharge using mapped streambed temperatures. *Journal of Hydrology*, 347, 292-307.
- Schornerberg, C., Schmidt, C., Kalbus, E., Fleckenstein, J.H. (2010). Simulating the effects of geologic heterogeneity and transient boundary conditions on streambed temperatures – Implications for temperature-based water flux calculations. *Advances in Water Resources*, 33, 1309-1319.
- Shaw, R.D., Prepas, E.E. (1990). Groundwater-lake interactions: I. Accuracy of seepage meter estimates of lake seepage. *Journal of Hydrology*, 119, 105-120.
- Shinn, E.A., Reich, C.D., Hickey, T.D. (2002). Seepage Meters and Bernoulli's Revenge. *Estuaries*, 25, 126-132.

- Sholkovitz, E., Herbold, C., Charette, M. (2003). An automated dye-dilution based seepage meter for the time-series measurement of submarine groundwater discharge. *Limnology and Oceanography: Methods*, 1, 16-28.
- Silliman, S.E., Booth, D.F. (1993). Analysis of time-series measurements of sediment temperature for identification of gaining vs. losing portions of Juday Creek, Indiana. *Journal of Hydrology*, 146, 131-148.
- Slater, L., Binley, A.M., Daily, W., Johnson, R. (2000). Cross-hole electrical imaging of a controlled saline tracer injection. *Journal of Applied Geophysics*, 44, 85-102.
- Sophocleous, M. (2002). Interactions between groundwater and surface water: the state of the science. *Hydrogeology Journal*, 10, 52-67.
- Taylor, C.B., Wilson, D.D, Brown, L.J., Stewart, M.K., Burden, R.J., Brailsford, G.W. (1989). Sources and flow of north Canterbury plains groundwater, New Zealand. *Journal of Hydrology*, 106, 311-340.
- Taniguchi, M., Burnett, W.C., Smith, C.F., Paulsen, R.J., O'Rourke, D., Krupa, S.L., Christoff, J.L. (2003). Spatial and temporal distributions of submarine groundwater discharge rates obtained from various types of seepage meters at a site in the Northeastern Gulf of Mexico. *Biogeochemistry*, 66, 35-53.
- TGD (2003). Technical Guidance Document on Risk Assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC. Institute for Health and Consumer Protection, European Chemicals Bureau. European Commission, Joint Research Centre.
- Troldborg, M., Lemming, G., Binning, P.J., Tuxen, N., Bjerg, P.L. (2008). Risk assessment and prioritisation of contaminated sites on the catchment scale. *Journal of Contaminant Hydrology*, 101, 14-28.
- Troldborg, M., Binning, P.J., Nielsen, S., Kjeldsen, P., Christensen, A.G. (2009). Unsaturated zone leaching models for assessing risk to groundwater of contaminated sites. *Journal of Contaminant Hydrology*, 105, 28-37.
- Troldborg, M. (2010). Risk assessment models and uncertainty estimation of groundwater contamination from point sources. PhD afhandling, DTU Miljø, Danmarks Tekniske Universitet.
- Tuxen, N., Ejlskov, P., Albrechtsen, H-J., Ask Reitzel, L., Pedersen, J. K., & Bjerg, P. L. (2003). Application of natural attenuation to ground water contaminated by phenoxy acid herbicides at an old landfill in Sjoelund. *Ground Water Monitoring & Remediation*, 23(4), 48-58.
- Tuxen, N., Troldborg, M., Binning, P.J., Kjeldsen, P., Bjerg, P.L. (2006). Risikovurdering af punktkilder. Institut for Miljø & Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet.
- Uhlenbrook, S., Hoeg, S. (2003). Quantifying uncertainties in tracer-based hydrograph separations: a case study for two-, three- and five-component hydrograph separations in a mountainous catchment. *Hydrological Processes*, 17, 431-453.
- US EPA (2000). Proceedings of the Ground-Water/Surface-Water Interactions Workshop. EPA/542/R-00/007, United States Environmental Protection Agency, Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC.
- US EPA (2008). Evaluating Ground-Water/Surface-Water Transition Zones in Ecological Risk Assessments. Joint Document of the Ecological Risk Assessment Forum and the Ground Water Forum. ECO Update/ Ground Water Forum Issue Paper (EPA-540-R-06-072). United States Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response.
- Villumsen, T.I. (2012). Source identification, transport processes and risk assessment in Vadsby stream. Eksamensprojekt ved DTU Miljø og Københavns Universitet.

White, P.A. (1988). Measurement of Ground-Water Parameters Using Salt-Water Injection and Surface Resistivity. *Ground Water*, 26, 179-186.

Winter, T.C., Harvey, J.W., Franke, O.L., Alley, W.M. (1998). *Ground Water and Surface Water A Single Resource*. U.S. Geological Survey Circular 1139, Denver, CO.



Miljøministeriet  
Miljøstyrelsen

# Feltundersøgelser ved Grindsted Å: Metoder og påvirkning fra punktkilder

Appendix I

**Titel:**

Feltundersøgelser ved Grindsted Å: Metoder og påvirkning fra punktkilder

**Redaktion:**

Anne Th. Sonne,  
Ursula S. McKnight,  
Annika S. Fjordbøge  
Poul L. Bjerg

DTU Miljø 2012

**Udgiver:**

Miljøstyrelsen  
Strandgade 29  
1401 København K  
www.mst.dk

**År:**

2014

**Ansvarsfraskrivelse:**

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling. 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

<b>Forord</b> .....	<b>74</b>
<b>1. Formål og baggrund</b> .....	<b>75</b>
1.1 Formål .....	75
1.2 Forureningerne i Grindsted.....	75
1.3 Geologi og hydrologi .....	76
1.4 Kemiske målinger foretaget i Grindsted Å.....	77
1.5 Forureningskemi i grundvand.....	79
<b>2. Metoder og dataoversigt</b> .....	<b>84</b>
2.1 1. Målekampagne i Grindsted Å, 2012 (6.-10. aug. & 3.-7. sept.).....	84
2.1.1 Temperaturmålinger og overfladevandsprøver .....	84
2.1.2 Grundvandsprøver .....	85
2.2 2. Målekampagne i 2012 (8.-12. oktober) .....	86
2.2.1 Installering og prøvetagning af piezometertværsnit .....	87
2.2.2 Piezometre opstrøms og nedstrøms for tværsnit A .....	87
2.2.3 Overfladevandstværsnit nedstrøms tværsnit C .....	87
2.2.4 Indmåling og koter .....	87
2.3 Feltudstyr .....	88
2.4 Kemiske analyser .....	88
2.5 Beregning af den indsvivende GW flux ud fra temperaturdata .....	89
<b>3. Resultater</b> .....	<b>91</b>
3.1 Temperaturen langs åen .....	91
3.1.1 Område 1, 2 og 3.....	91
3.1.2 Beregning af GW flux i temperaturprofil .....	93
3.2 Chlorerede opløsningsmidler langs åen.....	94
3.3 Barbiturater, sulfonamider samt sulfanilsyre langs åen .....	95
3.4 Uorganiske ioner langs åen .....	97
3.5 Valg af område til detaljeret undersøgelse.....	98
3.6 Hydrauliske strømningforhold i tværsnit A, B og C .....	101
3.6.1 Tværsnit A .....	102
3.6.2 Tværsnit B .....	103
3.6.3 Tværsnit C .....	103
3.6.4 T <sub>20</sub> i tværsnit A og C.....	104
3.6.5 Kemiske analyseresultater fra tværsnit A, B og C.....	104
3.6.6 Tværsnit A sammenholdt med piezometre opstrøms og nedstrøms .....	110
3.6.7 Kemiske analyseresultater fra SW tværsnit 25 m nedstrøms tværsnit C .....	111
<b>4. Evaluering af resultater og metoder</b> .....	<b>112</b>
4.1 Evaluering af GW indsvivning langs Grindsted Å.....	112
4.1.1 Temperaturmålinger .....	112
4.1.2 Temperaturprofiler .....	113
4.1.3 Hydraulisk potentialeforskel .....	114
4.1.4 Regional versus lokal måling af vandforhold i Grindsted Å.....	114



4.2	Evaluering af forureningskomponenter fundet i åen og det indsvivende GW langs Grindsted Å .....	115
4.2.1	Chlorerede opløsningsmidler og deres nedbrydningsprodukter .....	115
4.2.2	Barbiturater, sulfonamider og sulfanilsyre .....	117
4.2.3	Uorganiske ioner .....	117
4.3	Evaluering af forureningskomponenter fundet i det indsvivende GW samt hydrauliske strømningforhold på tværs af Grindsted Å .....	119
4.3.1	Tværsnit A i 1. betydende GW indsvivningszone .....	119
4.3.2	Tværsnit B i en neutral/nul vandudvekslingszone .....	120
4.3.3	Tværsnit C i den 3. betydende GW indsvivningszone .....	121
4.3.4	SW tværsnit 25 m nedstrøms for tværsnit C .....	122
4.4	Kvalitetskriterier .....	122
4.5	Metoder .....	124
4.5.1	Temperaturmålinger langs åen .....	124
4.5.2	Vandkemi i SW og GW ned langs åen .....	124
4.5.3	Piezometertværsnit udført i åen .....	124
4.5.4	Praktiske anbefalinger til feltundersøgelsen .....	124
<b>5.</b>	<b>Konklusion.....</b>	<b>126</b>
5.1	Kortlægning af GW forurening i Grindsted Å .....	126
5.2	Risikovurdering af SW i Grindsted Å .....	126
5.3	Metode .....	126
5.4	Videre undersøgelser .....	127
<b>6.</b>	<b>Referencer .....</b>	<b>128</b>

**Bilag 1: Kemiske analyseresultater fra det dybere liggende grundvand (62 – 115 m) i området under Grindsted Gl. losseplads**

**Bilag 2: Temperatur og ledningsevne målt i Grindsted Å samt de tilhørende UTM-koordinater og beregnede GW flux**

**Bilag 3: Kemiske analyseresultater og UTM-koordinater af SW prøver udtaget i Grindsted Å samt pH målinger.**

**Bilag 4: Kemiske analyseresultater og UTM-koordinater af GW prøver udtaget i Grindsted Å samt målte hydrauliske potentialeforskelle.**

**Bilag 5: Kemiske analyseresultater og UTM-koordinater for tværsnit A, B og C samt niveauplacering.**

**Bilag 6: Kemiske analyseresultater samt den hydrauliske potentiale-forskel i piezometre op- og nedstrøms for tværsnit A (40 cm dybde) samt tilhørende UTM-koordinater**

**Bilag 7: Kemiske analyseresultater og UTM-koordinater for SW tværsnit 25 m nedstrøms tværsnit C**

**Bilag 8: Korrelation mellem CAH resultater fra hhv. DTU og Milana**

**Bilag 9: Sammenfatning af kemiske analyseresultater samt prøvestationernes placering langs Grindsted Å fra de 4 målekampagner udført fra 2004 til 2011**

**Bilag 10: Korrelation mellem de påviste uorganiske anioner i Grindsted Å 2012**

**Bilag 11: Vandstandsmålinger fra online stationer opsat af Orbicon i Grindsted Å i perioden fra juli til og med oktober 2012**



# Forord

Dette appendix I er en opsamling af feltefaringer og resultater fra undersøgelsen af Grindsted Å, hvor den anbefalede kortlægning og risikovurdering af punktkildeforurenede grundvandspåvirkning af et vandløb blev afprøvet.

Feltundersøgelse blev udført i Grindsted Å af DTU Miljø i 2012 i forbindelse med projektet "Risikovurdering af overfladevand, der er påvirket af punktkildeforurenede grundvand" i et samarbejde mellem Orbicon, DTU Miljø og Region Syddanmark, hvor Miljøstyrelsen og Region Syddanmark var rekvirenter. Et projekt, som skal skabe et fagligt grundlag til at risikovurdere påvirkning af de 43 store forureningssager (Miljøstyrelsen, 2007) på de omkringliggende overfladevandsmiljøer samt andre mindre sager i henhold til Vandrammedirektivet.

# 1. Formål og baggrund

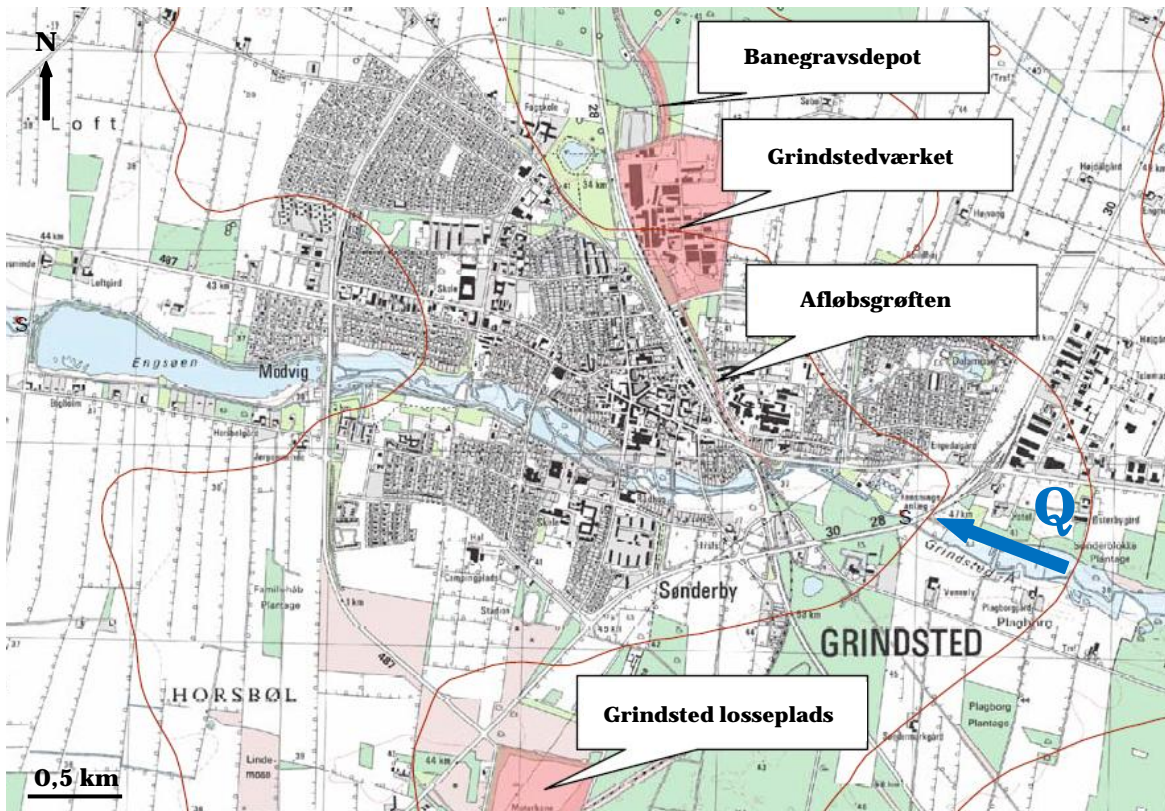
## 1.1 Formål

I dette appendix sammenfattes en undersøgelse af Grindsted Å, hvor formålet var at afprøve kortlægningen af de styrende faktorer ved en grundvandsforurening i et vandløb, samt at udføre en risikovurdering af åens kemiske tilstand. Undersøgelsen blev udført i 2012 i forbindelse med projektet ”Risikovurdering af overfladevand, der er påvirket af punktkildeforurenede grundvand” i et samarbejde mellem Orbicon, DTU Miljø og Region Syddanmark med Miljøstyrelsen og Region Syddanmark som rekvirenter. Projektet skal skabe et fagligt grundlag for at kunne risikovurdere påvirkningen fra de 43 store forureningssager (Miljøstyrelsen, 2007) på omkring-liggende overfladevandsmiljøer samt andre mindre forureningssager i henhold til Vandrammedirektivet. Alle overfladevandsmiljøer skal ifølge den nye bestemmelse ikke kun have god økologisk status men også god kemisk tilstand ved udgangen af 2027 (Miljømålsloven, 2007). Overfladevandets kemiske tilstand er defineret på baggrund af opsatte grænseværdier for særligt prioriterede stoffer (Miljøministeriet, 2010, BEK nr. 1022).

Grindsted Å blev udvalgt til at afprøve projektets generelle risikovurderingsmetoder i praksis, da åen repræsenterer en situation, hvor grundvandstilstrømningen udgør en væsentlig del af den samlede vandtilførsel til åen. Den er ligeledes en velundersøgt lokalitet, som er påvirket af to store nærtliggende forurenende punktkilder, Grindstedværket og Grindsted gamle losseplads, der repræsenterer to ud af de 43 store forureningssager i Danmark (Petersen (2012) og Miljøstyrelsen (2007)).

## 1.2 Forureningerne i Grindsted

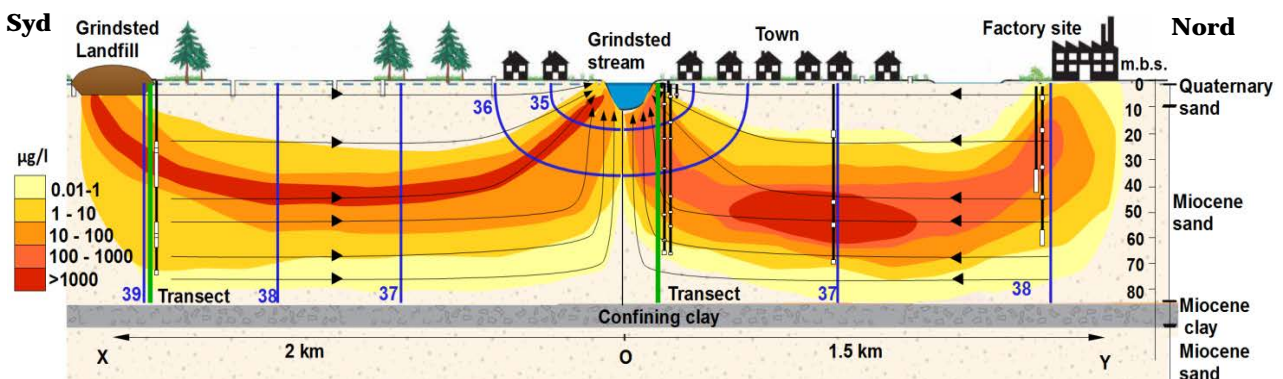
Placeringen af de to store forureningssager Grindstedværket og Grindsted Gl. losseplads i forhold til Grindsted Å er vist på Figur 1. De to punktkilder er begge karakteriseret af atypiske miljøfremmede stoffer, som er produkter fra medicinalindustrien på Grindstedværket, såsom barbiturater, sulfonamider og sulfanilsyre. Selve Grindstedværkets grund indeholder desuden store mængder af chlorerede opløsningsmidler, som tetrachlorethylen (PCE) og trichlorethylen (TCE) (Ejlskov, 2005). Den gamle losseplads har i en periode fungeret som deponi for Grindstedværket (Bjerg og Kjeldsen, 2010).



Figur 1: Oversigtskort af placeringen af de to store punktkildeforureninger Grindstedværket og Grindsted Gl. losseplads i forhold til Grindsted Å, som løber mod vest på kortet (vist med blå). Modificeret kort fra Grundvandskontoret (2005).

### 1.3 Geologi og hydrologi

Grindsted by og omegn ligger i det sydvestlige Jylland, hvor undergrunden hovedsagelig består af sand (Figur 2). Geologien i området er domineret af sandede smeltevandsaflejringer fra sidste istid, bestående af et 5 til 15 m tykt kvartær sandlag, efterfulgt af et miocænt sandlag med mindre linser af ler og silt i 10 til 15 m's dybde. Sandlaget er afgrænset af et regionalt miocænt lerlag i ca. 70-80 m under terrænen, hvorunder der er et miocænt sandlag (Cowi 2011, Bjerg & Kjeldsen 2010). Der er dermed to grundvandsmagasiner i dette område, et øvre og et nedre, som er hydrologisk separeret af det regionale miocæne lerlag.



Figur 2: Konceptuel illustration af geologien under Grindsted by og omegn, strømningsretningen af det øvre grundvandsmagasin samt summen af sulfonamider i de to forureningsfaner fra hhv. Grindstedværket og Grindsted Gl. losseplads ned til Grindsted Å. Blå potentiale linjer og tal angiver potentialetrykket for grundvandet og de sorte pile angiver strømningsretningen (Petersen, 2012).

Et potentialekort for det øvre grundvandsmagasin i Grindsted og omegn fra 2012 viser, at grundvandet nord fra, hvor Grindstedværket ligger, og syd fra, hvor Grindsted Gl. losseplads ligger, strømmer mod Grindsted Å, som løber i en fordybning i terrænet.

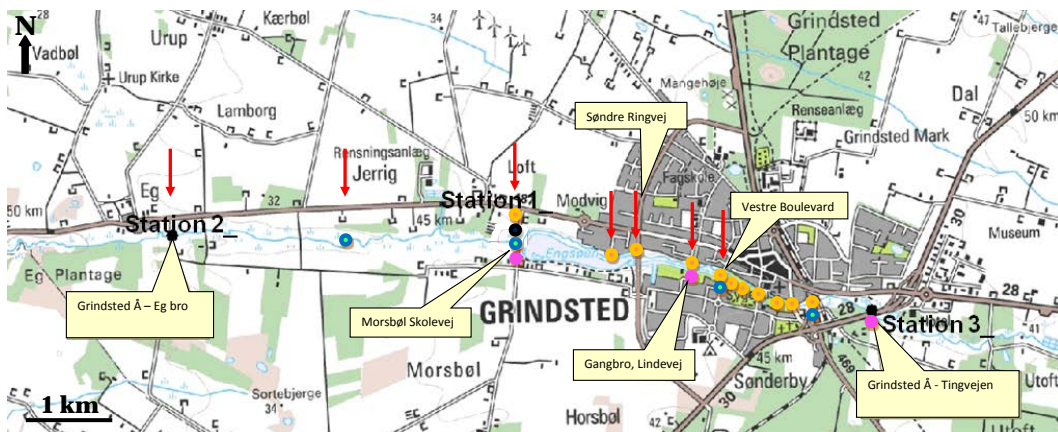


Figur 3: Potentialekort for det øvre grundvandsmagasin i Grindsted og omegn, genereret ud fra målinger udført af Orbicon i 2012.

Det øvre grundvandsmagasins strømningsretning kan dog variere (især af lossepladsen), afhængig af sæsonen (Kjeldsen et al., 1998), hvilket betyder, at forureningsfanerne kan blive bredere, end det kan tolkes ud fra potentialekortet fra et enkelt tidspunkt på året.

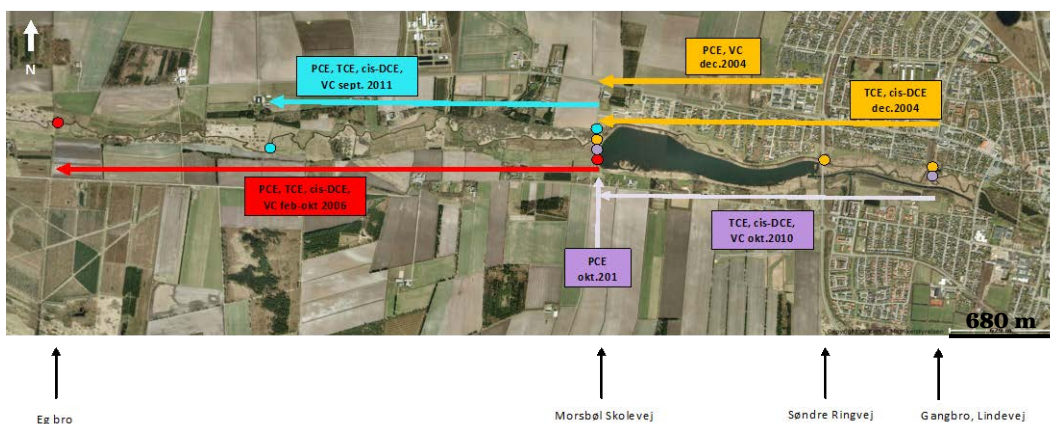
#### 1.4 Kemiske målinger foretaget i Grindsted Å

Der er i perioden fra 2004 til 2011 blevet udført 4 målekampagner for kemiske stoffer i Grindsted Å. Figur 4 viser en oversigt over samtlige prøvestationers placering i Grindsted Å. Sammenfatning af de kemiske analyseresultater samt prøvestationernes placering er vist i bilag 9.



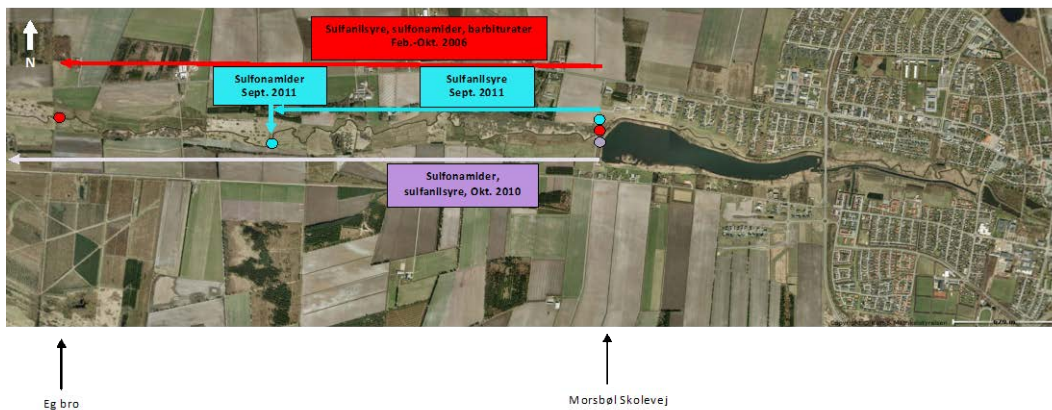
Figur 4: Oversigtskort af placeringen af prøvestationerne i de fire forskellige målekampagner i Grindsted Å. De gule punkter angiver prøvestationerne i kampagnen foretaget i december 2004 (Ejlskov, 2005). De sorte punkter angiver, hvor kampagnen blev foretaget i perioden fra februar til oktober i 2006 (Grundvandskontoret, 2006). De pink punkter angiver placeringen af prøvestationerne i kampagnen foretaget i oktober 2010 (Jord og Affald, 2011). De blå punkter viser, hvor kampagnen blev foretaget i september 2011 (Petersen, 2012). De røde pile viser, hvor miljøfremmede stoffer blev påvist i overfladevandet. Det modificerede kort er fra Grundvandskontoret, 2006.

Det chlorerede opløsningsmiddel TCE samt dets nedbrydningsprodukter cis-1,2-dichlorethylen (cis-DCE) og vinylchlorid (VC) blev påvist i overfladevandet på strækningen fra, hvor Lindevej krydser Grindsted Å og ned til Egbro. PCE derimod blev først påvist fra Søndre Ringvej. En oversigt af de påviste stoffer i Grindsted Å er vist på Figur 5.



Figur 5: Oversigt over analyseresultaterne langs Grindsted Å for de chlorerede opløsningsmidler PCE, TCE, cis-DCE og VC fra de fire målekampagner i perioden fra 2004 til 2011. Gul farve viser resultaterne fra december 2004 (Ejlskov 2005). Rød farve viser resultaterne fra februar-oktober 2006 (Grundvandskontoret, 2006). Lilla farve viser resultaterne fra oktober 2010 (Jord og Affald, 2011). Lyseblå viser resultaterne fra september 2011 (Petersen, 2012).

I målekampagnerne fra 2006 til 2011 blev overfladevandet også analyseret for barbiturater, sulfonamider og sulfanilsyre. Stofferne blev påvist i overfladevandet i Grindsted Å ved Morsbøl Skolevej og ned til Egbro, som vist på Figur 6. En af sulfonamiderne (sulfanilamid) blev dog i oktober 2010 påvist så langt som ca. 14 km nedstrøms, hvor Vejlevej krydser Grindsted Å.



Figur 6: Oversigt over analyseresultaterne langs Grindsted Å for de atypiske miljøfremmede stoffer barbiturater, sulfonamider og sulfanilsyre, målt i de tre målekampagner fra 2006 til 2011. Rød farve viser resultaterne fra 2006 (Grundvandskontoret, 2006). Lilla farve viser resultaterne fra oktober 2010 (Jord og Affald, 2011). Lyseblå farve viser resultaterne fra september 2011 (Petersen, 2012).

## 1.5 Forureningskemi i grundvand

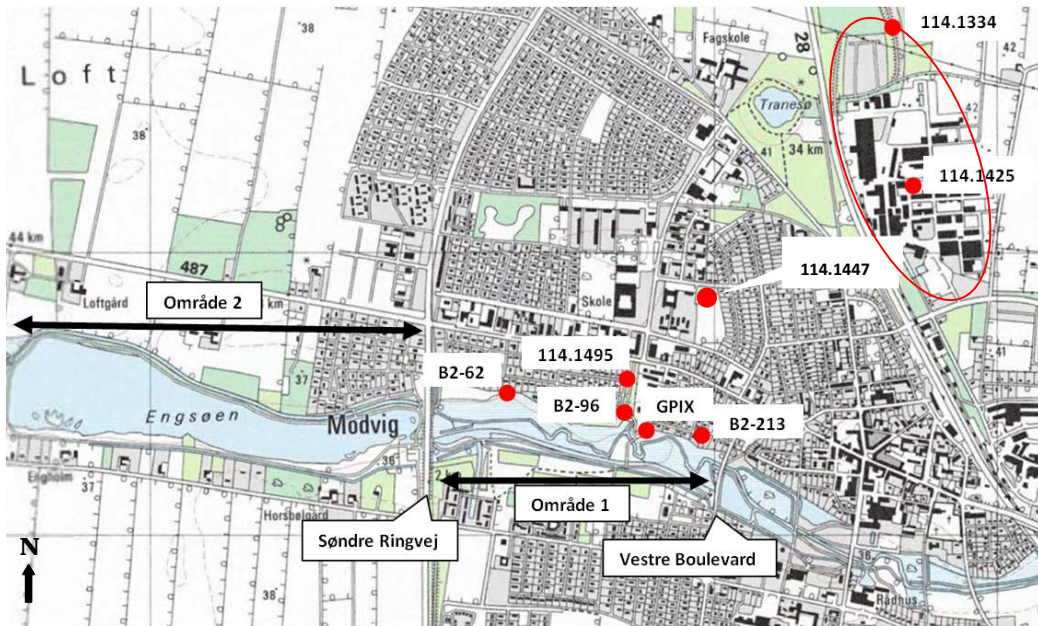
Grundvandet under- og nedstrøms de to store nærtliggende forurenede punktkilder, Grindsted gamle losseplads og Grindstedværket, er undersøgt gennem en årrække. Analyseresultater fra udvalgte boringer i dette område er vist i Tabel 1 og 2. Placeringen af boringerne fremgår af Figur 7 og 8. Der er lagt særlig vægt på boringer ved forureningskilderne og i området tæt ved Grindsted Å. Der er dog meget få boringer tæt ved åen på den sydlige side. Kemiske analyseresultater fra dybere filtre i boringer under og nær lossepladsen (55-115 m) er vist i bilag 1.

Forureningskemien i grundvandsfanen fra Grindstedværket, ud fra de viste boringer (Tabel 1), er karakteriseret af et indhold af store mængder barbiturater, sulfonamider, sulfanilsyre, PCE, TCE, cis-DCE, VC og chlorid. I boring GPIX blev der ligeledes analyseret for litium og bromid (DTU Miljø, 2012), som viste en høj koncentration (19,8 mg/L) af bromid i forhold til det naturlige indhold i GW (0,08 mg/L). Litium blev derimod påvist i en relativ lav koncentration (0,43 µg/L) i forhold til det gennemsnitlige baggrunds niveau (1,6 µg/L) (GEUS, 1995).

I grundvandsfanen fra Grindsted gamle losseplads er forureningskemien (Tabel 2 og bilag 1) karakteriseret ved at indeholde høje koncentrationer af barbiturater, sulfonamider, sulfanilsyre og chlorid, mens bromid kun påvises i lave koncentrationer (0,05–2,17 mg/L). Litium blev derimod påvist i koncentrationer fra 19 til 73 µg/L i GW under lossepladsen påvist, som er stærkt forhøjet i forhold til den naturlige baggrunds koncentrationen i GW (1,6 µg/L) (GEUS, 1995) og betydeligt højere end observeret i forureningsfanen fra Grindstedværket.

De høje koncentrationer af litium og bromid i grundvandsfanerne kan skyldes, at mange af de anvendte kemikalier på Grindstedværket indeholdte litium og bromid (NIRAS, 2009).

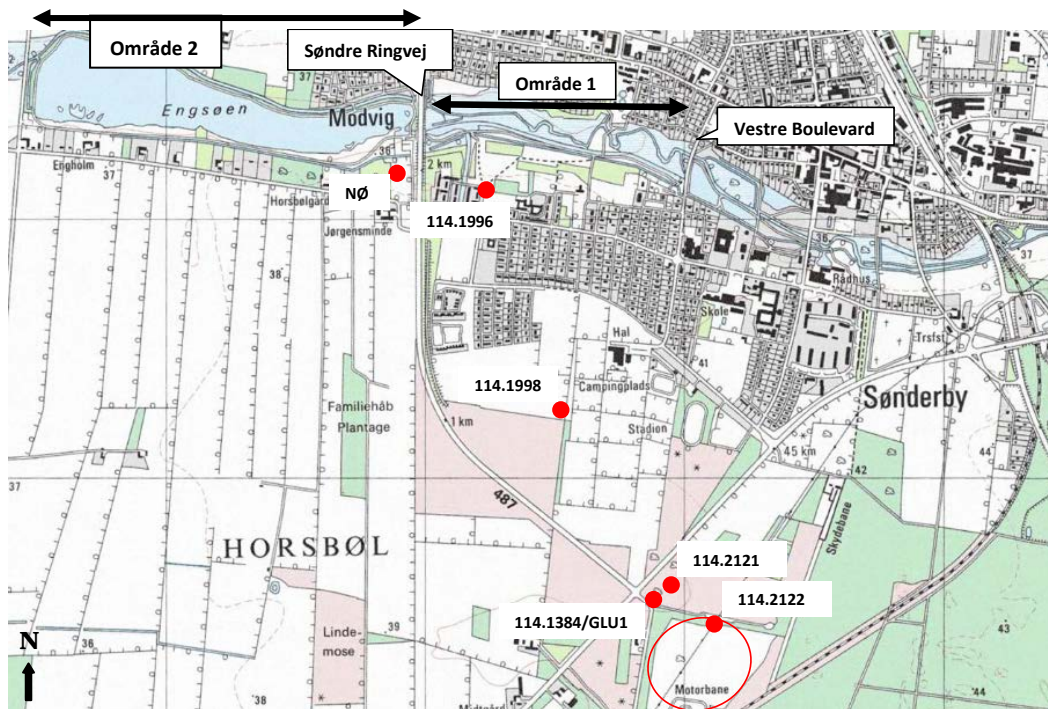




Figur 7: Oversigtskort af udvalgte bornings placering nord for Grindsted Å. Området for Grindstedværkets jordforurening er vist med en rød cirkel og boringerne med røde punkter. Område 1 og 2 i denne undersøgelse i 2012 er markeret med sorte pile, se afsnit 2.1.

Table 1: Overview of chemical analysis results from borings, foretaget nord for Grindsted Å og ved Grindstedværket. Grundvandsprøver fra boring 114.1334, 114.1425, 114.1447, B2-62, B2-96, 114.1448 og B2-213 blev udtaget i oktober 2012 af Region Syddanmark. I boring 114.1448 er der tilføjet analyseresultater for de uorganiske forbindelse, udtaget af DTU Miljø oktober 2012. Prøvetagningen fra boring 114.1495 blev foretaget i august 2004 (Ejlskov, 2005). Alle påviste stoffer er markeret med fed skrift. i.a. står for "ikke analyseret" og "DT" for detektionsgrænsen. NVOC står for "non-volatile-organic-carbon".

Nord	Fabriks grund	Fabriks grund	Centralt i fanen	Centralt i fanen	Nær å	Nær å	Nær å	Nær å
Borings nr./ År	<b>114.1334</b> 17-10-2012	<b>114.1425</b> 15-10-2012	<b>114.1447</b> 10-10-2012	<b>114.1495</b> August-2004	<b>B2-62</b> 18-10-2012	<b>B2-96</b> 18-10-2012	<b>114.1448 (GPIX)</b> 24-11-2011	<b>B2-213</b> 18-10-2012
Dybde (m)	20,5 - 30,5	55 - 62	42 - 43	42 - 43	1,2 - 2,2	2,4 - 3,4	8 - 9	3 - 4
<b>Miljøfremmede stoffer (µg/L)</b>								
Sulfanilsyre	<0,5	<0,5	<b>5,1</b>	<b>6800</b>	<0,5	<0,5	<0,5	<b>27</b>
Sulfamethazin	<b>8,4</b>	<0,5	<b>60</b>	<b>150</b>	<b>0,52</b>	<b>0,61</b>	<b>11</b>	<0,5
Sulfanilamid	<b>6,2</b>	<b>1,8</b>	<b>280</b>	i.a.	<0,5	<b>280</b>	<b>20</b>	<0,5
Sulfamethiazol	<b>0,62</b>	<0,05	<b>17</b>	< DT	<b>0,06</b>	<b>1,6</b>	<b>2,3</b>	<0,05
Sulfathiazol	<b>9,5</b>	<b>0,08</b>	<b>21</b>	< DT	<b>0,45</b>	<b>0,29</b>	<b>3,5</b>	<b>0,11</b>
Sulfaguanidin	<b>16</b>	<0,5	<b>490</b>	i.a.	<b>0,56</b>	<b>57</b>	<b>26</b>	<b>0,28</b>
Meprobamat	<b>7,1</b>	<b>0,54</b>	<b>80</b>	<b>22</b>	<0,10	<b>16</b>	<b>320</b>	<0,10
Barbital	<b>1,3</b>	<0,5	<b>23</b>	<b>120</b>	<0,5	<b>19</b>	<b>540</b>	<0,5
Amobarbital	<b>3,0</b>	<0,5	<b>7,1</b>	<b>59</b>	<0,5	<b>17</b>	<b>42</b>	<0,5
PCE	<0,02	<b>6,3</b>	<b>1,5</b>	<b>0,04</b>	<b>0,08</b>	<b>310</b>	<0,02	<0,02
TCE	<0,02	<b>0,59</b>	<b>4,7</b>	<b>3,1</b>	<0,02	<b>17</b>	<b>0,06</b>	<0,02
cis-DCE	<b>0,06</b>	<b>0,6</b>	<b>280</b>	<b>370</b>	<0,02	<b>9,2</b>	<b>2,2</b>	<b>0,24</b>
VC	<0,02	<0,02	<b>2700</b>	<b>380</b>	<0,02	<b>0,65</b>	<b>6,7</b>	<b>0,09</b>
Benzen	<b>0,04</b>	<b>1,4</b>	<b>230</b>	<b>1200</b>	<0,02	<b>3,3</b>	<b>0,04</b>	<0,02
Toluen	<0,02	<0,02	<b>2,2</b>	<b>3,7</b>	<0,02	<b>0,03</b>	<0,02	<0,02
Ethylbenzen	<0,02	<0,02	<b>1,1</b>	<b>5,5</b>	<0,02	<0,02	<b>0,28</b>	<0,02
Xylener	<b>0,02</b>	<0,02	<b>1,0</b>	<b>11</b>	<b>0,03</b>	<0,02	<b>0,18</b>	<0,02
<b>Uorganiske forbindelser (mg/L)</b>								
Litium (µg/L)	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	<b>0,43</b>	i.a.
Bromid	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	<b>20</b>	i.a.
Chlorid	<b>34</b>	i.a.	i.a.	<b>170</b>	i.a.	i.a.	<b>80</b>	i.a.
Nitrat-N	< DT	i.a.	i.a.	<b>0,19</b>	i.a.	i.a.	< DT	i.a.
Sulfat-S	<b>22,7</b>	i.a.	i.a.	<b>3,7</b>	i.a.	i.a.	<b>0,9</b>	i.a.
Opløst jern	<b>13</b>	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	<b>16</b>	i.a.
Ammonium-N	<b>1,2</b>	i.a.	i.a.	<b>1,2</b>	i.a.	i.a.	<b>0,30</b>	i.a.
NVOC	<b>1,4</b>	i.a.	i.a.	<b>12</b>	i.a.	i.a.	<0,02	i.a.



Figur 8: Oversigtskort af udvalgte borerings placering syd for Grindsted Å. Grindsted Gl. losseplads er vist med en rød cirkel og borerne med røde punkter. Område 1 og 2 i denne undersøgelse i 2012 er markeret med sorte pile, se afsnit 2.1.

Table 2: Overview of chemical analysis results from borings, conducted in the area south of Grindsted Å and at Grindsted old landfill. Groundwater samples from boring 114.2121, 114.2122, 114.1384 and 114.1998 were taken in 2012 by Region Syddanmark and 114.1996 was taken in 2006. Sampling from boring NØ was conducted in January 2006 (Ejlskov, 2006). Detected substances are marked with bold text. i.a. stands for "not analyzed" and "DT" for detection limit. NVOC stands for "non-volatile-organic-carbon".

Syd	Losseplads	Nær losseplads	Nær losseplads	Midt imellem	Nær å	Nær å
Borings nr./År	<b>114.2122</b> 05-06-2012	<b>114.2121</b> 30-05-2012	<b>114.1384 (GLU1)</b> 16-10-2012	<b>114.1998</b> 10-10-2012	<b>NØ</b> 31-01-2006	<b>114.1996</b> 2006
Dybde (m)	26 - 28	32 - 35	26 - 27	6 - 8	7 - 8	6 - 8
<b>Miljøfremmede stoffer (µg/L)</b>						
Sulfanilsyre	<0,5	<b>11</b>	<b>20</b>	<0,5	i.a.	i.a.
Sulfamethazin	<b>7,1</b>	<b>1,2</b>	<b>6,8</b>	<b>0,85</b>	< DT	i.a.
Sulfanilamid	<b>18</b>	<b>290</b>	<b>1200</b>	<b>1,4</b>	< DT	i.a.
Sulfamethiazol	<b>19</b>	<b>4,6</b>	<b>3,2</b>	<b>0,21</b>	< DT	i.a.
Sulfathiazol	<b>280</b>	<b>140</b>	<b>40</b>	<b>0,13</b>	< DT	i.a.
Sulfaguanidin	<b>0,23</b>	<0,05	<b>1300</b>	<b>0,72</b>	< DT	i.a.
Meprobamat	<b>1200</b>	<b>850</b>	<b>8200</b>	<0,5	i.a.	i.a.
Barbital	<b>140</b>	<0,5	<b>102</b>	<1	< DT	i.a.
Amobarbital	<b>62</b>	<b>130</b>	<b>48</b>	<0,5	< DT	i.a.
PCE	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<b>0,16</b>	< DT
TCE	<0,02	<b>0,14</b>	<b>0,02</b>	<0,02	<0,05	< DT
cis-DCE	<b>0,54</b>	<b>1,1</b>	<b>0,04</b>	<0,02	<0,02	< DT
VC	<b>1,5</b>	<b>3,9</b>	<b>1,1</b>	<0,02	<0,02	< DT
Benzen	<b>1,3</b>	<b>10</b>	<b>6,5</b>	<0,02	<0,05	< DT
Toluen	<b>0,18</b>	<b>0,81</b>	<b>530</b>	<0,02	<0,05	<b>0,1</b>
Ethylbenzen	<b>0,18</b>	<b>15</b>	<b>2,4</b>	<0,02	<0,05	< DT
Xylener	<b>0,34</b>	<b>4,0</b>	<b>3,9</b>	<0,02	<0,05	< DT
<b>Uorganiske forbindelser (mg/L)</b>						
Litium (µg/L)	i.a.	i.a.	<b>19</b>	i.a.	<0,5	<b>1,3</b>
Bromid	i.a.	i.a.	<b>1,5</b>	i.a.	i.a.	i.a.
Chlorid	<b>38</b>	<b>140</b>	<b>210</b>	i.a.	<b>100</b>	i.a.
Nitrat-N	<b>0,04</b>	<b>0,02</b>	< DT	i.a.	i.a.	i.a.
Sulfat-S	<b>7,3</b>	<b>5</b>	<b>0,13</b>	i.a.	i.a.	i.a.
Opløst jern	i.a.	i.a.	<b>1,3</b>	i.a.	i.a.	i.a.
Ammonium-N	<b>6,3</b>	<b>12</b>	<b>31</b>	i.a.	i.a.	i.a.
NVOC	<b>17</b>	<b>26</b>	<b>60</b>	i.a.	i.a.	i.a.

# 2. Metoder og dataoversigt

## 2.1 1. Målekampagne i Grindsted Å, 2012 (6.-10. aug. & 3.-7. sept.)

I den første målekampagne var hovedformålet at belyse koncentrationen af miljøfremmede stoffer i Grindsted Å, samt at lokalisere, hvor grundvandet siver ind i åen. Ud fra tidligere studier af åen, som omtalt ovenfor, blev der i denne målekampagne lagt særligt vægt på en ca. 5 km lang strækning i Grindsted Å, der blev inddelt i tre delområder, som vist i Figur 9. Det første område i Grindsted Å ligger mellem Vestre Boulevard og Søndre Ringvej, det andet mellem Søndre Ringvej og Morsbøl Skolevej, hvor åen løber nord for Engsøen, og det tredje område ligger fra Morsbøl Skolevej og ned til x: 490204, y: 6179308, en 2,5 km lang strækning.



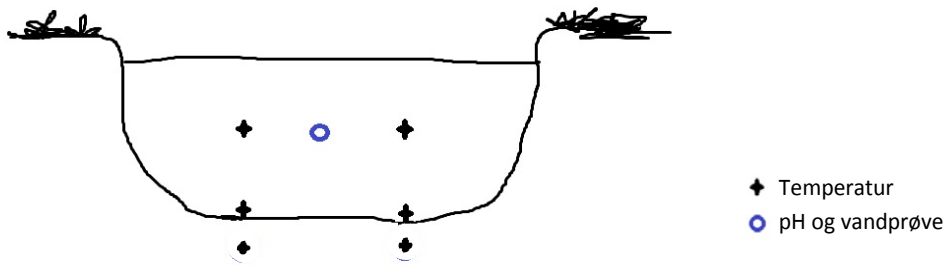
Figur 9: Placeringen af de tre områder 1, 2 og 3 med særlig interesse i Grindsted Å.

### 2.1.1 Temperaturmålinger og overfladevandsprøver

Temperaturen blev målt systematisk for hver 50 m i åen i hhv. midten af vandsøjlen ( $T_{sw}$ ), lige over bunden ( $T_o$ ) og ca. 20 cm nede i bundsedimentet ( $T_{20}$ ) for at lokalisere, hvor grundvandet indsviver i Grindsted Å. Det danske grundvand ligger i gennemsnittet mellem 8 til 10 °C (Miljøministeriet, 2007), så en indsvivning af grundvand vil afspejle sig i en lav temperatur lige under åens bund. Det blev indledningsvist vurderet, at alle områder i åen, hvor  $T_{20}$  var under 10 °C, var af interesse.

Temperaturen og ledningsevnen blev ligeledes målt 2-3 steder på tværs af åen for hver 50 m. Dette blev gjort for at måle variationer af grundvandsindsivningen i åen fra bred til bred, da åen i gennemsnit var 6-8 m bred i august-september 2012. Temperaturmåleren samt ledningsevne-måleren var begge påmonteret på toppen af et temperaturspyd. Koordinater samt måledata er vist i bilag 2.

Der blev udtaget vandprøver fra overfladevandet (SW) til analyse for pH, de klorerede opløsningsmidler og deres nedbrydningsprodukter, CAH (PCE, TCE, cis-DCE og VC), uorganiske ioner ( $Cl^-$ ,  $Br^-$ ,  $NO_3^-$  og  $SO_4^{2-}$ ), barbiturater, sulfonamider og sulfanilsyre. Vandprøverne blev udtaget fra midten af vandsøjlen, midt i åen, med et 50-100 m interval. Måling af temperatur og pH samt udtagning af vandprøver på tværs af åen er illustreret på Figur 10. Koordinater, pH målinger samt kemiske analyseresultater er vist i bilag 3.

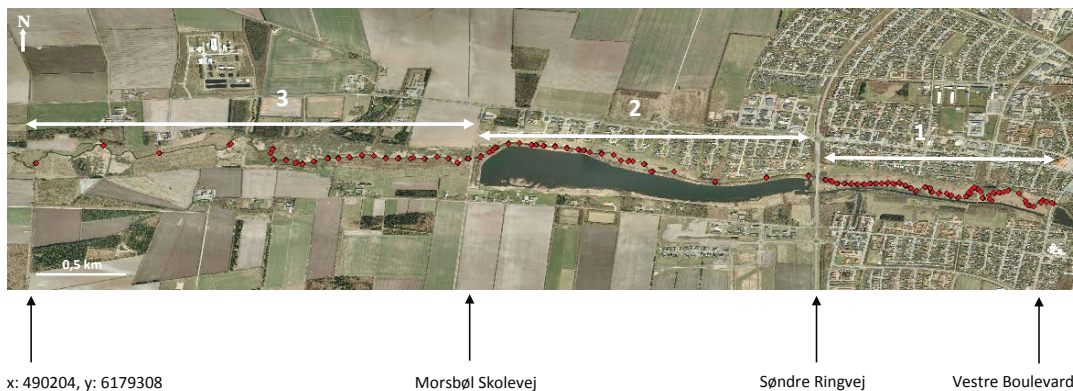


Figur 10: Skitsetegningen viser åen i tværsnit, samt hvor temperatur, ledningsevne, pH og SW prøver systematisk blev målt og udtaget langs den undersøgte strækning i Grindsted Å, startende fra Vestre Boulevard til ca. 2,5 km nedstrøms for Morsbøl Skolevej.

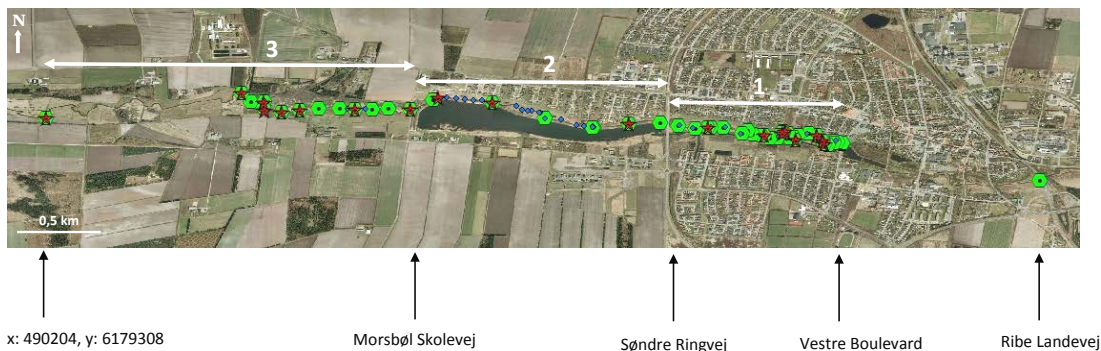
### 2.1.2 Grundvandsprøver

Ved lokaliseringen af et "hot spot" for grundvandsindsivning, hvor temperaturen i 20 cm's dybde var mindre end 10°C, blev målingerne intensiveret for at finde området med de lavest  $T_{20}$  værdier. Derved afgrænsedes zonen, hvor interaktionen mellem grundvand og overfladevand var størst. I hvert "hot spot" blev et piezometer nedsat i 40 cm's dybde og indledningsvist tømt for vand. Efter at vandstanden var genetableret, blev den hydrauliske potentialeforskel bestemt, og grundvandsprøver (GW) blev udtaget fra piezometeret til analyse af uorganiske ioner, CAH, barbiturater, sulfonamider og sulfanilsyre. Koordinater samt kemiske analyseresultater er vist i bilag 4.

Placeringen af samtlige temperaturmålinger og vandprøver, foretaget i målekampagnen på den undersøgte strækning i Grindsted Å (område 1-3), er vist på hhv. Figur 11 og Figur 12.



Figur 11: Oversigt over temperaturmålinger på den undersøgte strækning i Grindsted Å, som blev udført i den 1. målekampagne (august/september), startende fra Vestre Boulevard inde i selve Grindsted by til ca. 2,5 km nedstrøms for Morsbøl Skolevej. De hvide pile samt nummerering angiver opdelingen af strækningen i områderne 1-3. De røde punkter angiver, hvor der blev foretaget temperaturmålinger.



Figur 12: Oversigt over vandprøver udtaget på den undersøgte strækning i Grindsted Å i den 1. målekampagne. En SW prøve fra åen, hvor Ribe Landevej krydser, blev benyttet som nulpunkt for CAH forureningen og uorganiske ioner. De grønne punkter viser, hvor der blev udtaget vandprøver fra overfladevandet (SW). De røde stjerner angiver, hvor der blev udtaget overfladevand til analyse af de atypiske miljøfremmede stoffer barbiturater, sulfonamider og sulfanilsyre. De blå punkter viser, hvor der blev nedsat et piezometer i Grindsted Å og udtaget grundvandsprøver (GW). De hvide pile samt nummerering angiver opdelingen af strækningen i områderne 1, 2 og 3.

De interessante områder, hvor det forurenede grundvand indsiver i åen, blev identificeret på grundlag af tilstedeværelsen af PCE, TCE, cis-DCE og VC, ionerne  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Br}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$  og  $\text{SO}_4^{2-}$  samt barbiturater, sulfonamider og sulfanilsyre i hhv. GW og SW prøverne.

## 2.2 2. Målekampagne i 2012 (8.-12. oktober)

I denne kampagne var hovedformålet at belyse grundvandskoncentrationen af miljøfremmede stoffer på tværs af Grindsted Å, samt at karakterisere de vertikale og horisontale grundvandsstrømninger i de områder, hvor forurenede grundvand var påvist at sive ind i Grindsted Å. Derved opnås en mulighed for at identificere forureningskilden.

Tre piezometertværsnit blev installeret i åen i område 1 på baggrund af analyseresultaterne fra 1. målekampagne. Placeringen af de tre tværsnit A, B og C er vist på Figur 13.



Figur 13: Udsnittet viser placeringen af de tre tværsnit A, B og C i område 1 i Grindsted Å, der løber fra Vestre Boulevard til Søndre Ringvej. Tværsnittene er angivet med hvide bjælker. De grønne punkter viser, hvor der blev udtaget prøver fra overfladevandet. De røde stjerner angiver, hvor der blev udtaget overfladevand til analyse af barbiturater, sulfonamider og sulfanilsyre. De blå punkter viser, hvor der blev nedsat et piezometer i Grindsted Å og udtaget grundvandsprøver.

### 2.2.1 Installering og prøvetagning af piezometertværsnit

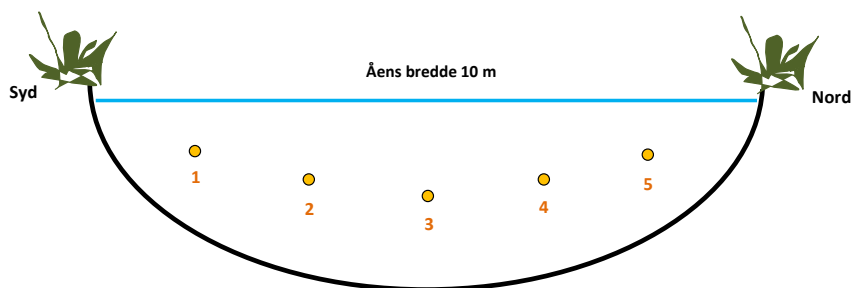
Hvert tværsnit bestod af 6 grupper af piezometre, hvor hver gruppe bestod af piezometre i hhv. 40 og 80 cm's dybde i sedimentet og indledningsvist tømt for vand. Efter at vandstanden var genetableret, blev den vertikale hydrauliske potentialeforskel bestemt. Vandprøver blev udtaget fra piezometrene til analyse af CAH, NVOC (none-volatil-organic-carbon) og uorganiske ioner ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Br}^-$ , opløst  $\text{Fe}$ ,  $\text{Li}^+$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$  og  $\text{SO}_4^{2-}$ ). En rammeboring blev nedsat 5 meter inde på bredden på hver side af åen. Vandprøver blev udtaget til CAH, NVOC og uorganiske ioner for hver 0,5 - 1 m, rørene blev rammet ned mellem 1,5 og 5,5 m's dybde. Ledningsevne samt pH blev ligeledes målt. Vandprøver til analyse for barbiturater, sulfonamider og sulfanilsyre blev udtaget i 3,5 m's dybde. Koordinater, målte hydraulisk potentialeforskelle og kemiske analyseresultater er vist i bilag 5.

### 2.2.2 Piezometre opstrøms og nedstrøms for tværsnit A

Der blev yderligere nedsat fire piezometre hhv. 5 m og 10 m opstrøms og nedstrøms for tværsnit A i 0,4 m's dybde i sedimentet og indledningsvist tømt for vand. Efter at vandstanden var genetableret, blev den hydrauliske potentialeforskel bestemt. Vandprøver blev udtaget til analyse af CAH og uorganiske ioner ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Br}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$  og  $\text{SO}_4^{2-}$ ). Koordinater, målte hydraulisk potentialeforskelle samt kemiske analyseresultater er vist i bilag 6.

### 2.2.3 Overfladevandstværsnit nedstrøms tværsnit C

25 meter nedstrøms for tværsnit C i Grindsted Å, blev der ligeledes udført et overfladevandstværsnit, som bestod af fem vandprøver, udtaget i midten af vandsøjlen og fordelt over 10 m, hvilket var åens bredde på dette sted i september 2012. Vandprøver blev udtaget til analyse af CAH og de uorganiske ioner ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Br}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$  og  $\text{SO}_4^{2-}$ ). Fordelingen af vandprøverne på tværs af åen, startende 1 m fra bredden på begge sider og derefter 2 m imellem hver udtagning, er illustreret på Figur 14. Koordinater samt analyseresultater er vist i bilag 7.



Figur 14: Skitse af overfladevandstværsnittet 25 m nedstrøms for tværsnit C, som bestod af fem SW prøver, udtaget fra midten af vandsøjlen på tværs af åen, fordelt over 10 m, som var bredden af Grindsted Å på dette sted i september 2012.

### 2.2.4 Indmåling og koter

Samtlige piezometre og rammeboringer blev nivelleret. Et punkt på Lindevejbroen blev benyttet som referencepunkt og sat til kote 100 m, for at placere de tre tværsnit kotemæssigt i forhold til hinanden. Referencepunktet på Lindevejbroen er vist på Figur 15. Koordinater samt koter er vist i bilag 5 og 6.





Figur 15: Billedet viser referencepunktet (kote 100 m) på Lindevejbroen, som blev benyttet i den 2. målekampagne til at niveauplacere de tre tværsnit i forhold til hinanden.

## 2.3 Feltudstyr

Beskrivelse af måleinstrumenter og udstyr, benyttet i de to målekampagner, er samlet i Tabel 3.

Tabel 3: Oversigt over måleinstrumenter og udstyr benyttet i de to målekampagner.

Udstyr	Producent	model	Kommentar
Temperaturmåler	ebro	TFN 520	
Ledningsevнемåler	WTW	Cond 330i	
Temperaturspyd	Kjærulf Pedersen a/s		2 stk. hhv. 1,7 m og 3 m langt
pH måler	WTW	pH 330	
GPS	Garmin	eTrex Legend HCx	
Piezometer (PVC)	GPA	Trykklasse PN 16	Transparent rør, 16 mm væg 1,2 mm
Piezometer (metal)	Sanistål	Syrefast 316 stål	Benyttet ved stærk strøm, 15 × 1 mm
Rammeboring (jern)	Sanistål	Sorte damprør	3/4 tommer
Filterspidser	Skjern plæneklipper service og Streno		Speciallavet til damprørene
Nylon slange		Polyamid 11	Til udtagning af SW og GW prøver, min. diffusion og sorption
Nivelleringsapparat	Leica	Sprinter, 150m	

## 2.4 Kemiske analyser

Analyse af CAH indholdet i vandprøverne blev foretaget i DTU Miljø's laboratorium vha. GC/MS "headspace"-metoden. En metode, hvor varme benyttes til at ekstrahere de flygtige organiske forbindelser ud af vandet i stedet for en trykgradient ("purge and trap"-metoden). Analytterne blev derefter separeret og identificeret på en GC/MS (gaskromatografi-systemet, Agilent 7980, -tilsluttet en electron impact (70 eV) triple-axis mass-selective detektor, Agilent 5675 C). Se detaljer i Rasmussen et al. (2013). Resultaterne blev understøttet af analyser fra Milana A/S, 30 ud af de ca. 165 vandprøver udtaget fra Grindsted Å under denne feltundersøgelse. Milana benyttede GC/MS "purge and trap"-metoden. Korrelationen mellem CAH resultaterne fra hhv. DTU Miljø og Milana

er vist i bilag 8. Overensstemmelsen var generelt god, og i det følgende vises derfor kun resultater fra målinger fra DTU Miljø.

De uorganiske anioner Cl<sup>-</sup>, Br<sup>-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> og SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> blev analyseret i DTU Miljø's laboratorium vha. ionkromatografi (Dionex ionkromatograf ICS-1500 med Ion Pac AS 14 A mm Column (P/N 056904) og Ion Pac AG14 "Guard" Column i kombination med en anion suppressor/pump, Metrohm 833 IC). NH<sub>4</sub><sup>+</sup> blev bestemt vha. metoden continuous flow analysis (CFA) (AutoAnalyzer 3, BRAN-LUEBBE). Opløst Fe og Li<sup>+</sup> blev analyseret vha. induktiv koblet plasma masse-spektrometri (ICP-MPX-Vista-Axial). NVOC blev ligeledes analyseret i DTU Miljø's laboratorium vha. oxidation med en katalytisk forbrænding (TOC 5000A, Shimadzu, med en ASI-5000 autosampler).

Barbiturater, sulfonamider og sulfanilsyre blev analyseret hos Milana A/S vha. metoderne GC/MS (ekstraheret vha. dichlormethan) og LC/MS/MS (fastfase ekstraktion).

## 2.5 Beregning af den indsvivende GW flux ud fra temperaturdata

Ud fra temperaturmålinger alene er det muligt at beregne den indsvivende GW flux i et vandløb, hvis det antages, at grundvandet hovedsagligt siver vertikalt ind i åen. Følgende udtryk er da gældende for den konduktive og advective varmetransport af grundvandet op igennem åbunden (Bredehoeft & Papadopolus, 1965):

$$\frac{K_{fs}}{\rho c} \nabla^2 T(z) - \frac{\rho_f}{\rho c} \nabla \cdot (T(z)q_z) = \frac{\partial T(z)}{\partial t}$$

hvor

$T(z)$	temperaturen (°C) i bundsedimentet i dybden $z$ (m)
$K_{fs}$	varmeledningsevnen ( $J s^{-1} m^{-1} K^{-1}$ ) i det mættede sediment-GW system
$\rho c$	(= $n\rho_f c_f + (1-n)\rho_s c_s$ ) den volumetriske varmekapacitet af det mættede sediment-GW system ( $J m^{-3} K^{-1}$ )
$\rho_f c_f$	den volumetriske varmekapacitet af GW ( $J m^{-3} K^{-1}$ )
$\rho_f$	densiteten af GW ( $kg m^{-3}$ )
$c_f$	specifikke varme af GW ( $J kg^{-1} K^{-1}$ )
$\rho_s c_s$	den volumetriske varmekapacitet af sedimentet ( $J m^{-3} K^{-1}$ )
$\rho_s$	densiteten af sedimentet ( $kg m^{-3}$ )
$c_s$	specifikke varme af sedimentet ( $J kg^{-1} K^{-1}$ )
$n$	porøsitet af sedimentet (dimensionsløs)
$q_z$	Darcy/GW flux ( $m s^{-1}$ ) i den vertikale ( $z$ ) retning

Den analytiske løsning, når den vertikale strømning af både GW og varme er i ligevægt, er følgende:

$$T(z) = T_0 + (T_{GW} - T_0) \frac{\exp\left[N_{pe} \left(\frac{z}{L}\right)\right] - 1}{\exp(N_{pe}) - 1}$$

hvor

$T_0$	temperaturen ved åbunden (°C)
$T_{GW}$	GW temperaturen (°C) i dybden $L$ (m) under åbunden

Forholdet mellem advektion og konduktion,  $N_{pe}$ , er udtrykt ved

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

Denne ligevægtsløsning er bedst egnet, når der er stor temperaturforskel mellem SW og GW, det vil sige i sommer- eller vinterhalvåret. Ligningen blev benyttet i målekampagnen til at estimere GW flux i to temperaturprofiler T1 og T2, foretaget i Grindsted Å.

Ved yderligere at antage, at den vertikal opadrettet GW strømning i sedimentet har følgende grænseværdier  $T = T_0$  for  $z = 0$ , og  $T_{GW}$  er konstant i den underliggende aquifer for  $z \rightarrow \infty$  når  $\partial T / \partial z = 0$ , kan en mere simpel analytisk løsning udledes (Turcotte & Schubert, 1982):

$$q_z = -\frac{K_{fs}}{\rho_f c_f z} \cdot \ln\left(\frac{T_{20} - T_L}{T_0 - T_L}\right)$$

GW fluxen,  $q_z$ , kan derved estimeres ud fra kun to temperaturmålinger, én ved sedimentbunden ( $T_0$ ) og én i f.eks. 20 m's dybde ( $z=0,2$  m og  $T=T_{20}$ ). Dette udtryk blev benyttet til at beregne den indsvivende GW flux på den ca. 5 km lange strækning, undersøgt i Grindsted Å, ud fra de målte temperaturdata. I Tabel 4 er der givet en oversigt over  $K_{fs}$  værdier i forskellige jordtyper (Promio, 2011 og Stonestrom & Blasch, 2003).

Tabel 4: Oversigt over estimerede  $K_{fs}$  værdier i forskellige jordtyper (Promio, 2011 og Stonestrom & Blasch, 2003).

Jordtype	$K_{fs}$ ( $J s^{-1} m^{-1} K^{-1}$ )	Kommentar
Sand	2,0	
Tørv	0,6	
Ler	1,4	
Sand og tørv	1,3	Gennemsnit af sand og tørv

Gennemsnitsværdien for  $K_{fs}$  i sand og tørv ( $1,3 J s^{-1} m^{-1} K^{-1}$ ) blev benyttet til at udregne GW fluxen i Grindsted Å, eftersom vådområdet i og omkring åen overvejende bestod af sand og tørv (observeret i målekampagnen, august 2012). De øvrige benyttede parametre er vist i Tabel 5.

Tabel 5: Oversigt over benyttede parametre til at estimere den indsvivende GW flux vha. temperaturmålinger.

Parametre	Værdi	Kommentar
$K_{fs}$ ( $J s^{-1} m^{-1} K^{-1}$ )	1,3	For jordtype: sand og tørv
$\rho_f c_f$ ( $J m^{-3} K^{-1}$ )	4,19E+06	Den volumetrisk varmekapacitet af vand
L (m)	5	Dybde i sedimentet hvor $T_L = T_{GW}$
$T_{GW}$	9,1	

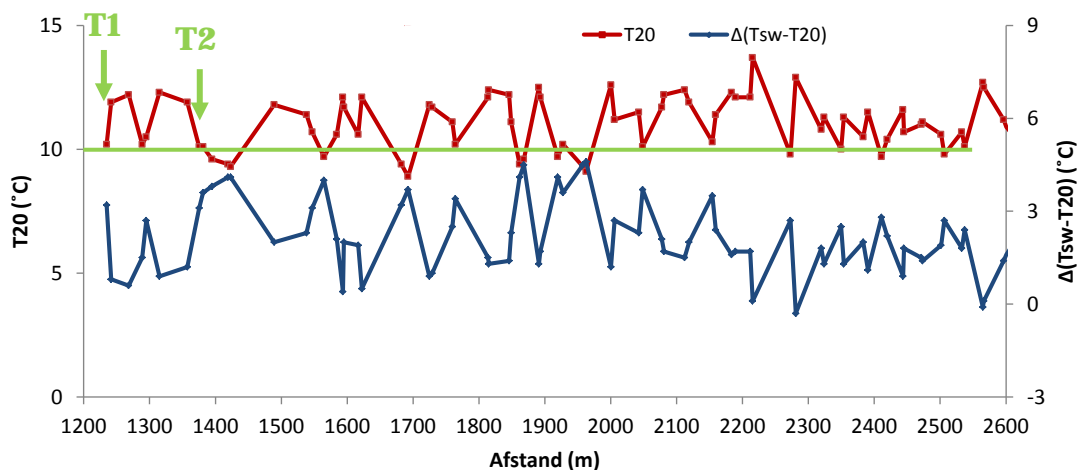
# 3. Resultater

I dette afsnit vises resultaterne fra de to målekampagner i Grindsted Å på den ca. 5 km lange strækning, startende fra Vestre Boulevard til ca. 2,5 km nedstrøms Morsbøl Skolevej. I afsnit 3.1 vises temperaturdata og den beregnede GW flux langs den undersøgte strækning samt temperatur profiler, udført i starten af strækningen. I afsnit 3.2 til 3.4 ses en optegning af analyseresultaterne for CAH, barbiturater, sulfonamider, sulfanilsyre og uorganiske ioner udtaget fra overfladevand- og grundvandsprøver langs den undersøgte strækning. Derpå vises en detaljeret gennemgang af resultaterne fra område 1 i afsnit 3.5, efterfulgt af resultaterne for de tre tværsnit A-C, udført i dette område (niveauplacing, hydrauliske strømningsforhold og kemiske analyseresultater) samt overfladetværsnittet foretaget 25 m nedstrøms for tværsnit C i hhv. afsnit 3.6 til 3.7. Resultaterne er her præsenteret i form af figurer med detaljeret figurtekst, men er ikke yderligere kommenteret i detaljeret, da resultaterne er diskuteret i kapitel 4.

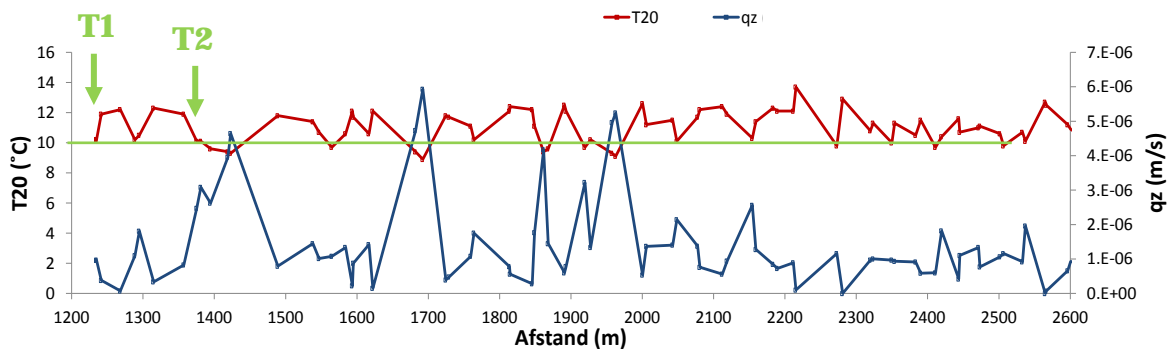
## 3.1 Temperaturen langs åen

I de følgende figurer Figur 16 - Figur 21 ser man en optegning af de målte temperaturer i 20 cm's dybde i bundsedimentet,  $T_{20}$ , sammenholdt med hhv. forskellen mellem overfladevandets temperatur,  $\Delta(T_{sw}-T_{20})$ , og den beregnede GW flux,  $q_z$ , langs den undersøgte strækning i Grindsted Å, startende fra Vestre Boulevard til ca. 2,5 km nedstrøms Morsbøl Skolevej (område 1-3).

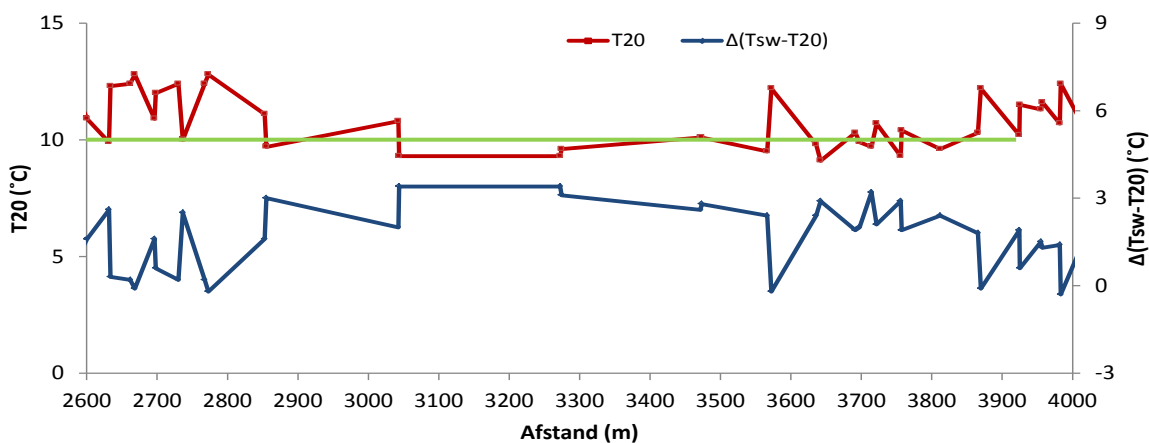
### 3.1.1 Område 1, 2 og 3



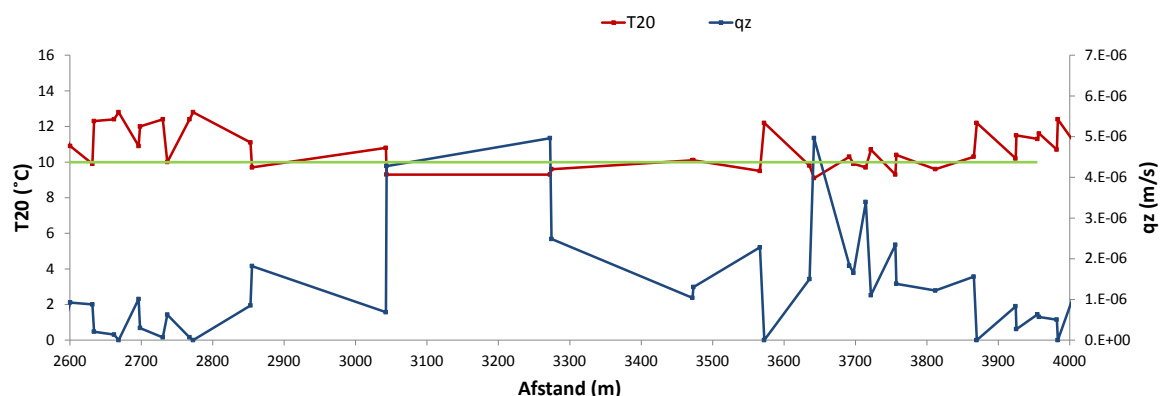
Figur 16: Den målte temperatur i 20 cm's dybde ( $T_{20}$ ) i bundsedimentet samt forskellen mellem overfladevandets temperatur ( $T_{sw}$ ) og  $T_{20}$  i den 1. målekampagne er vist langs Grindsted Å i område 1.  $T_{20}$  er vist med rødt og  $\Delta(T_{sw}-T_{20})$  med blåt. Placeringen af to temperaturprofiler T1 og T2, udført i starten af den undersøgte strækning, samt  $10^{\circ}\text{C}$  på  $T_{20}$ -aksen er angivet med grønt. Afstand 1220 m svarer til Vestre Boulevard og 2600 m til Søndre Ringvej.



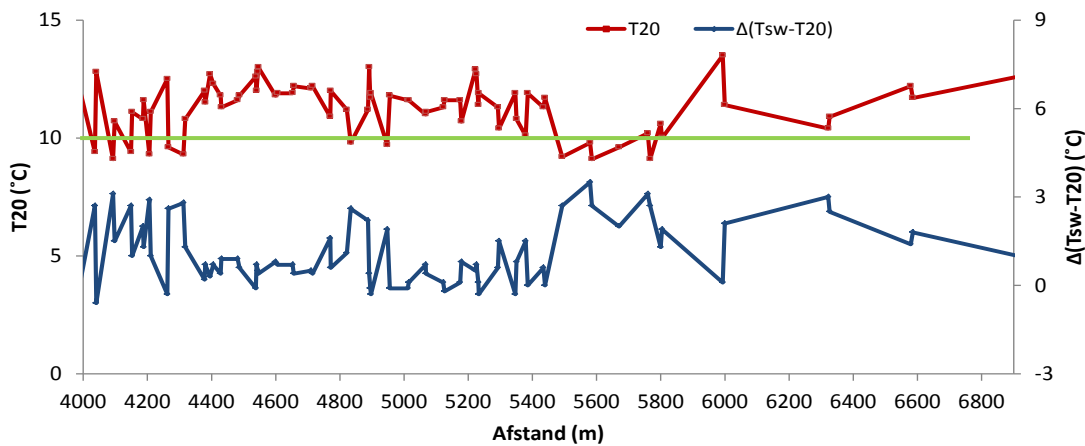
Figur 17: Den målte temperatur i 20 cm's dybde i bundsedimentet, sammenholdt med den beregnede GW flux,  $q_z$ , hvor grundvandstemperaturen var sat til  $9^\circ\text{C}$  ( $T_L$ ), ned langs Grindsted Å i område 1.  $T_{20}$  er vist med rødt og  $q_z$  med blåt. To temperaturprofiler T1 og T2 blev udført i Grindsted Å i område 1, deres placering er angivet med grønne pile, hvilket er uddybet i afsnit 3.1.2.  $10^\circ\text{C}$  på  $T_{20}$ -aksen er fremhævet med en grøn linje. Afstand 1220 m svarer til Vestre Boulevard og 2600 m til Søndre Ringvej.



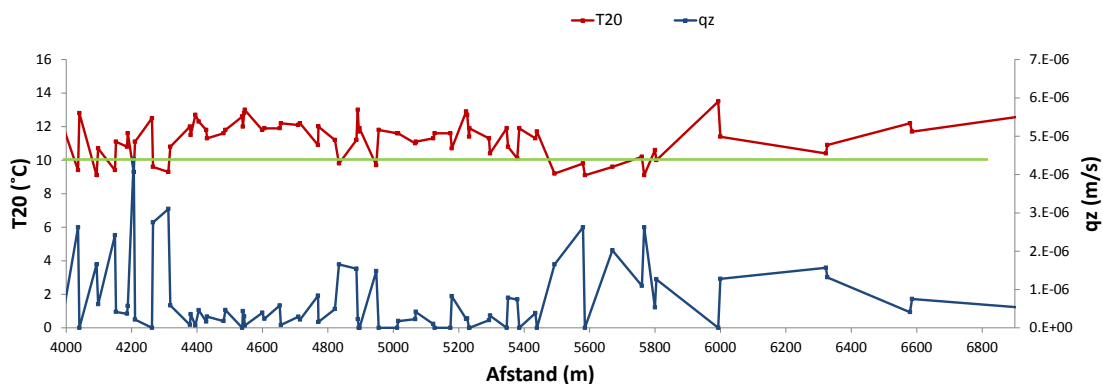
Figur 18: Den målte temperatur i 20 cm's dybde ( $T_{20}$ ) i bundsedimentet samt forskellen mellem overfladevandets temperatur ( $T_{sw}$ ) og  $T_{20}$  i den 1. målekampagne er vist langs Grindsted Å i område 2.  $T_{20}$  er vist med rødt og  $\Delta(T_{sw}-T_{20})$  med blåt.  $10^\circ\text{C}$  på  $T_{20}$ -aksen er angivet med grønt. Afstand 2600 m svarer til Søndre Ringvej og 4000 m til Morsbøl Skolevej.



Figur 19: Den målte temperatur i 20 cm's dybde i bundsedimentet, sammenholdt med den beregnede GW flux,  $q_z$ , hvor grundvandstemperaturen var sat til  $9^\circ\text{C}$  ( $T_L$ ), ned langs Grindsted Å i område 2.  $T_{20}$  er vist med rødt og  $q_z$  med blåt.  $10^\circ\text{C}$  på  $T_{20}$ -aksen er fremhævet med grønt. Afstand 2600 m svarer til Søndre Ringvej og 4000 m til Morsbøl Skolevej.



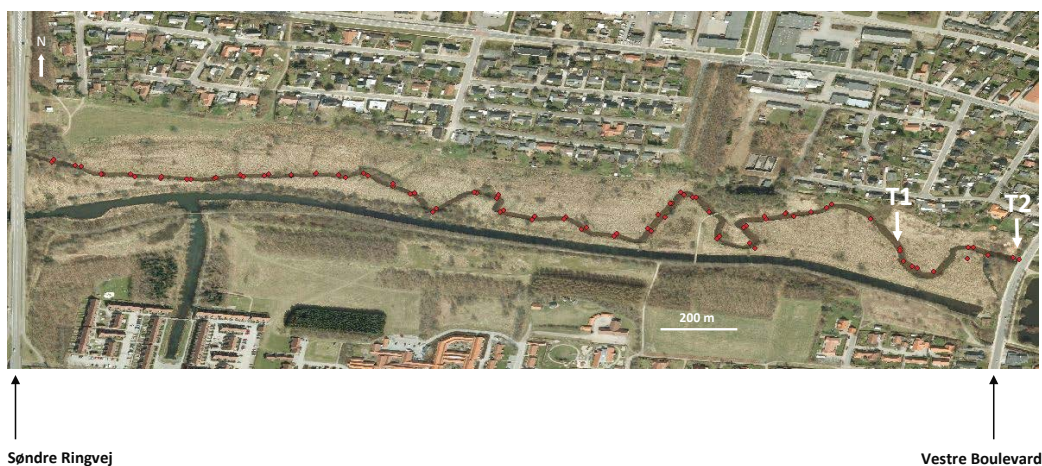
Figur 20: Den målte temperatur i 20 cm's dybde (T20) i bundsedimentet samt forskellen mellem overfladevandets temperatur (Tsw) og T20 i den 1. målekampagne er vist langs Grindsted Å i område 3. T20 er vist med rødt og  $\Delta(T_{sw}-T_{20})$  med blåt. 10°C på T20-aksen er fremhævet med grønt. Afstand 4000 m svarer til Morsbøl Skolevej.



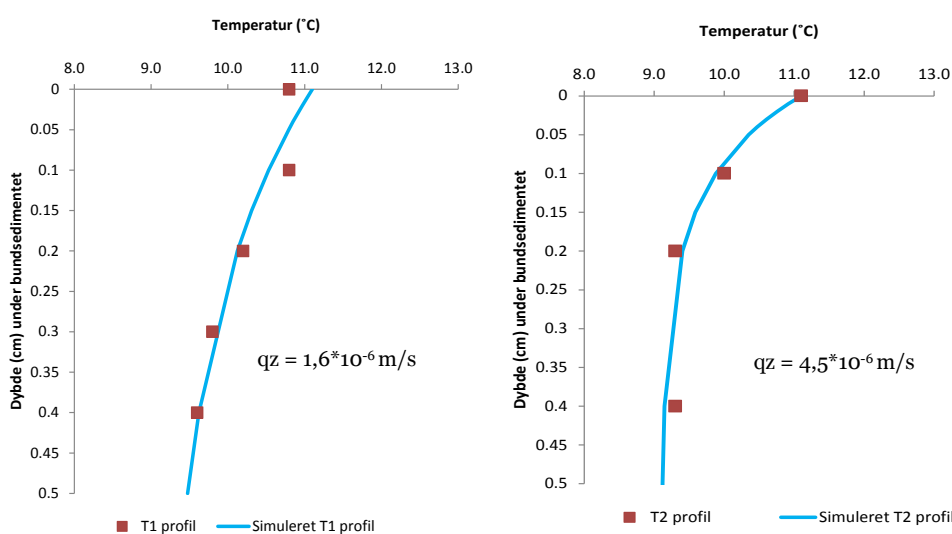
Figur 21: Den målte temperatur i 20 cm's dybde i bundsedimentet sammenholdt med den beregnede GW flux,  $q_z$ , hvor grundvandstemperaturen var sat til 9°C (TL), langs Grindsted Å i område 3. T20 er vist med rødt og  $q_z$  med blåt. 10°C på T20-aksen er fremhævet med grønt. Afstand 4000 m svarer til Morsbøl Skolevej.

### 3.1.2 Beregning af GW flux i temperaturprofil

I starten af område 1 blev der udført to temperaturprofiler, T1 og T2, i bunden i Grindsted Å (Figur 23), hvorfra den indsvivende GW flux,  $q_z$ , blev estimeret på de to lokaliteter, som vist på Figur 23. Beregningsmetoden og benyttede parametre er uddybet i afsnit 2.5. Temperaturdata er vist i bilag 2.



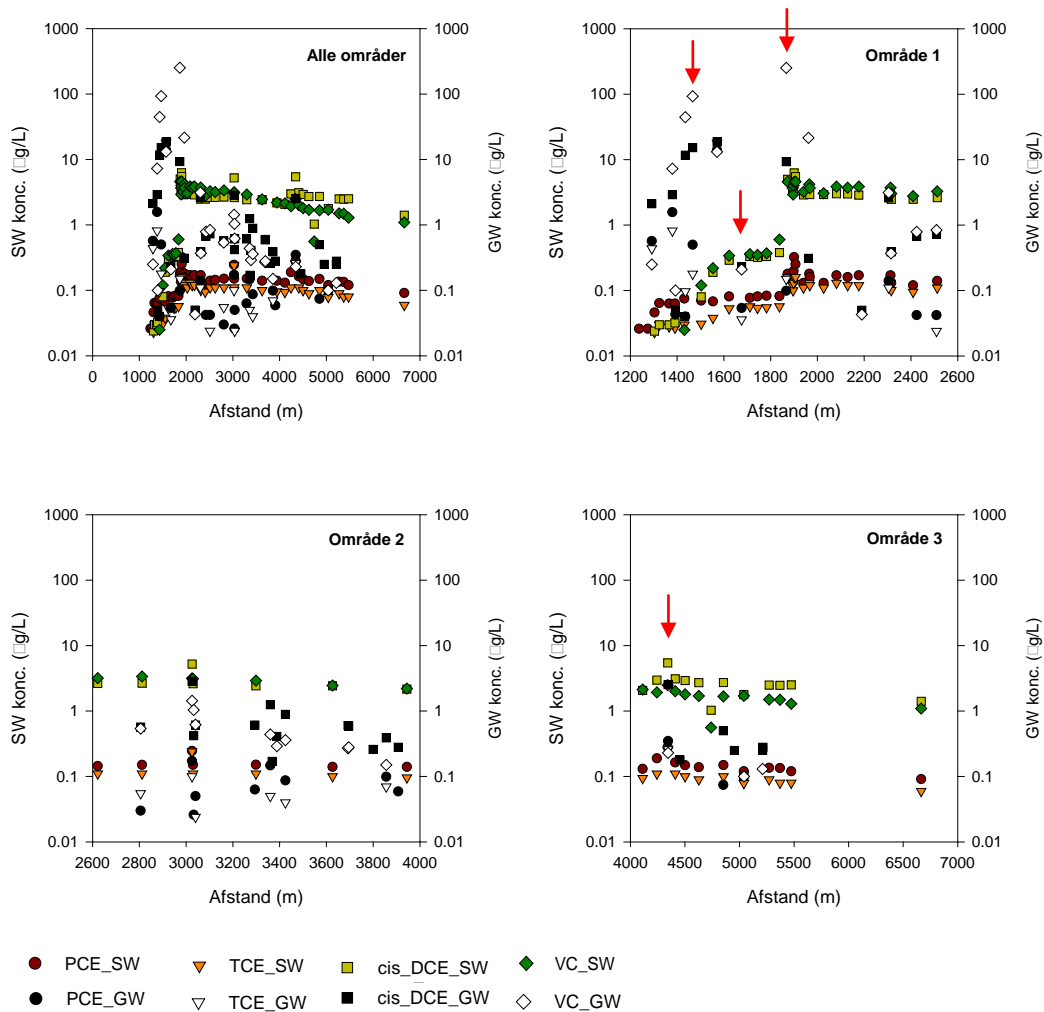
Figur 22: Oversigtskort over temperaturmålinger, udført i område 1, er illustreret med røde punkter. Placeringen af de to temperaturprofiler T1 og T2, udført i 1. målekampagne, er angivet med hvide pile.



Figur 23: Målte temperaturprofiler T1 og T2, i Grindsted Å i august 2012, er vist med rødt, sammenholdt med de simulerede temperaturprofiler, vist med blå.  $q_z$  angiver GW fluxen, som er anvendt i simuleringen af temperaturprofilerne (alle øvrige parametre er angivet i afsnit 2.5).

### 3.2 Chlorerede opløsningsmidler langs åen

I det følgende er der vist en oversigt af analyseresultaterne for de chlorerede opløsningsmidler, PCE og TCE, samt deres nedbrydningsprodukter, cis-DCE og VC, fra samtlige SW og GW prøver, udtaget langs Grindsted Å på den ca. 5 km lange strækning, startende fra Vestre Boulevard til ca. 2,5 km nedstrøms Morsbøl Skolevej (Figur 24).

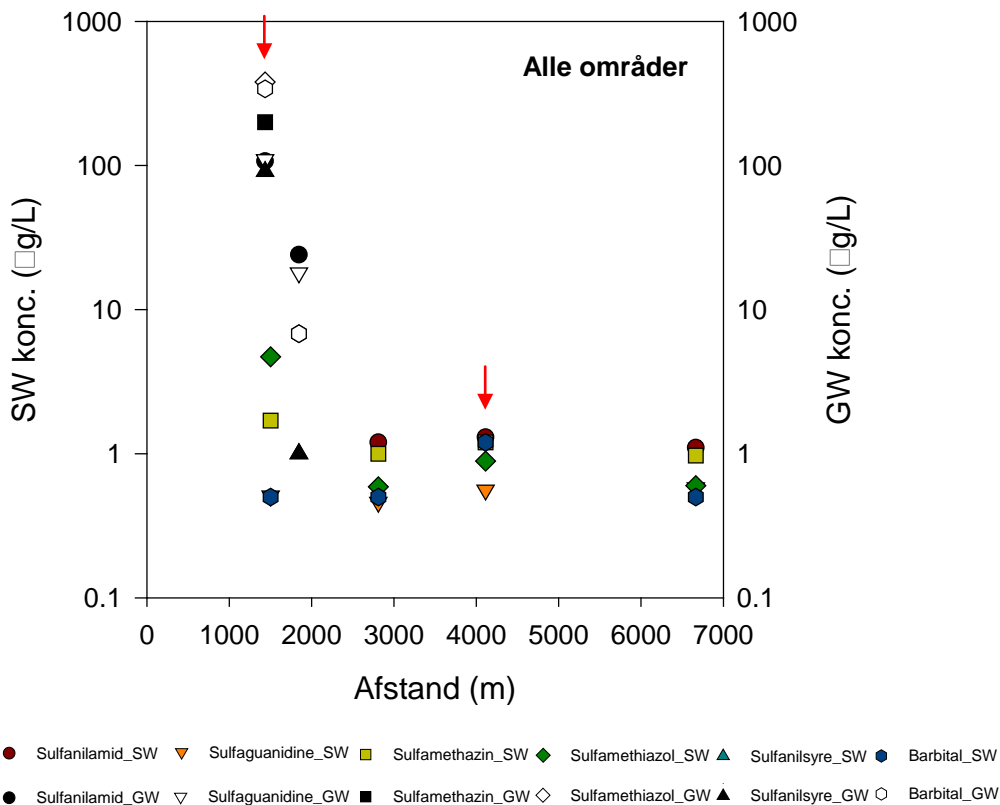


Figur 24: De samlede analyseresultater for de chlorerede opløsningsmidler PCE og TCE samt deres nedbrydningsprodukter cis-DCE og VC fra overfladevandet (SW) og grundvandet (GW) prøver, udtaget fra Grindsted Å på den undersøgte strækning. Afstand 1200m svarer til Vestre Boulevard, 2600m til Søndre Ringvej, 4200m til Morsbøl Skolevej og 6550m til stedet ca. 2,5km nedstrøms for Morsbøl Skolevej, hvor målekampagnen ender. Røde cirkler angiver PCE koncentrationen i SW og de sorte cirkler angiver PCE koncentrationen i GW. De orange trekanter angiver TCE i SW og de hvide i GW. De lysegrønne firkanter viser cis-DCE i SW og de sorte i GW. VC er angivet med romber, hvor de mørkegrønne viser SW koncentrationen og de hvide GW koncentration. De røde pile angiver steder med signifikante koncentrationsstigninger og fald i GW langs den undersøgte strækning. Rådata er vist i bilag 3 og 4.

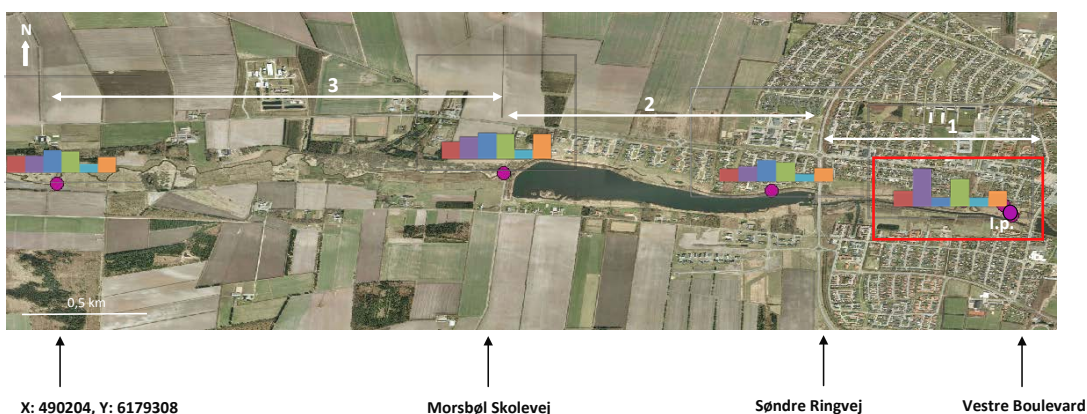
### 3.3 Barbiturater, sulfonamider samt sulfanilsyre langs åen

I det følgende er der vist en oversigt over analyseresultaterne for barbiturater, sulfonamider og sulfanilsyre fra samtlige SW og GW prøver, udtaget langs Grindsted Å på den ca. 5 km lange strækning, startende fra Vestre Boulevard til ca. 2,5 km nedstrøms Morsbøl Skolevej (Figur 25). Analyseresultaterne fra SW prøverne er vist på den undersøgte strækning på et oversigtskort i Figur 26. Figur 27 sammenholder analyseresultaterne for hhv. barbiturater, sulfonamider og sulfanilsyre med CAH på de første 880 m af den undersøgte strækning på et oversigtskort.





Figur 25: Oversigt over de samlede analyseresultater for barbiturater, sulfonamider og sulfanilsyre i SW og GW prøver, udtaget i Grindsted Å. Afstand 1220 m svarer til Vestre Boulevard, 2600 m til Søndre Ringvej, 4200 m til Morsbøl Skolevej og 6550 m til stedet ca. 2,5 km nedstrøms for Morsbøl Skolevej, hvor målekampagnen ender. Røde cirkler angiver sulfanilamid koncentrationen i overfladevandet (SW) og de sorte cirkler angiver sulfanilamid koncentrationen i grundvandet (GW). De orange nedadvendte trekkanter angiver sulfaguanidin i SW og de hvide i GW. De lysegrønne firkanter viser sulfamethazin i SW og de sorte i GW. Sulfamethiazol er angivet med romber, hvor de mørkegrønne viser SW koncentrationen og de hvide GW koncentrationen. Sulfanilsyre koncentrationen i SW er angivet med opadrettede blå trekkanter og sorte i GW. Barbitat i SW er angivet med blå sekskanter og hvide i GW. De røde pile angiver steder med signifikante koncentrationsstigninger. Rådata er vist i bilag 3 og 4. Koncentrationen af samtlige stoffer var under detektionsgrænsen i den første vandprøve, udtaget på den undersøgte strækning 171 m nedstrøms for Vestre Boulevard (SW prøven blev udtaget i afstand 1391 m).



Figur 26: Analyseresultater fra SW prøver af barbiturater, sulfonamider og sulfanilsyre på den undersøgte strækning i Grindsted Å. De rødilla punkter angiver placeringen af udtagningen for SW prøver. De orange stave illustrer stoffet barbitat, lyseblå sulfanilsyre, grønne sulfamethazin, mørkeblå sulfanilamid, lilla sulfamethiazol og rød sulfaguanidin. Koncentrationerne er angivet logaritmisk (samme enhed for alle stoffer). Rådata er vist i bilag 3 og 4. De hvide pile samt nummerering angiver opdelingen af strækningen i områderne 1, 2 og 3. I.p. står for ikke påvist. Området indrammet med en rød firkant er forstørret i Figur 27.



**Barbiturat, sulfonamid & sulfanilsyre konc. i SW og GW**



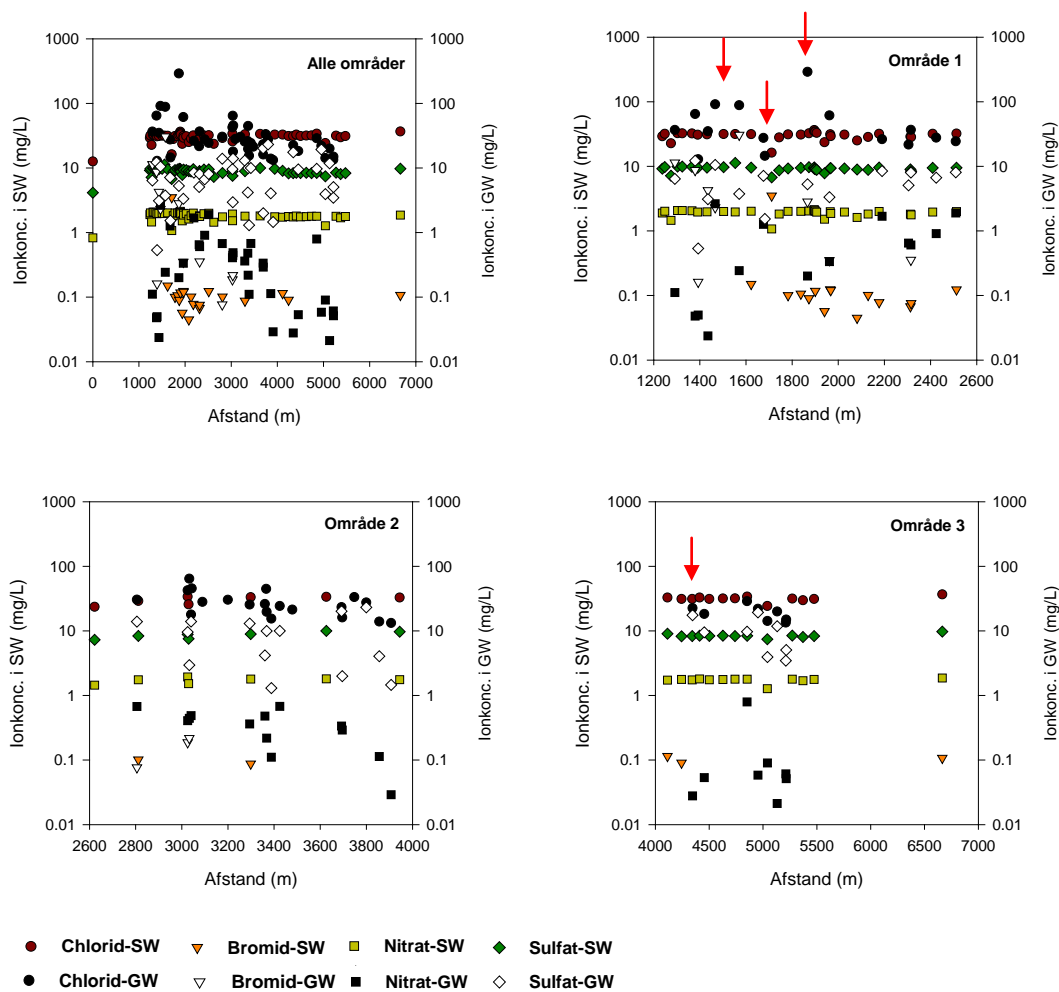
**CAH konc. i SW og GW**

Figur 27: Forstørret udsnit af de første 880 m af den undersøgte strækning af Grindsted Å, startende fra Vestre Boulevard. De rødilla punkter angiver placeringen af udtagningen for overfladevandsprøverne og de grønne punkter grundvandsprøverne. Figuren øverst viser relative koncentrationer for barbiturater, sulfonamider samt sulfanilsyre, hvor de orange stave illustrer stoffet barbitural, lyseblå sulfanilsyre, grønne sulfamethazin, mørkeblå sulfanilamid, lilla sulfamethiazol og rød sulfaguandin. Koncentrationsdata er vist i bilag 3 og 4. Figuren nederst viser resultaterne for PCE, TCE, cis-DCE og VC, hvor de lilla stave angiver VC, grønne cis-DCE, rød TCE og blå PCE. De hvide barer og nummereringer angiver placeringen af de tre tværsnit udført i oktober. Alle koncentrationer i de to figurer er angivet logaritmisk (samme enhed for alle stofferne).

### 3.4 Uorganiske ioner langs åen

I det følgende er der vist en oversigt over analyseresultaterne for de uorganiske ioner, chlorid, bromid, nitrat og sulfat, fra samtlige SW og GW prøver udtaget langs Grindsted Å på den ca. 5 km lange strækning, startende fra Vestre Boulevard til ca. 2,5 km nedstrøms for Morsbøl Skolevej (Figur 28).

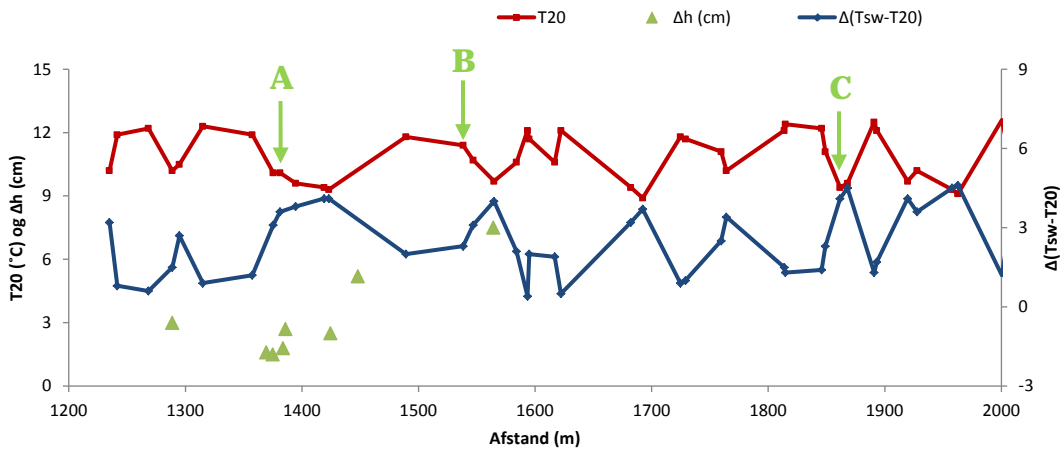
Korrelationen mellem de påviste uorganiske ioner i SW og GW prøver, udtaget langs den undersøgte strækning, er vist i bilag 10.



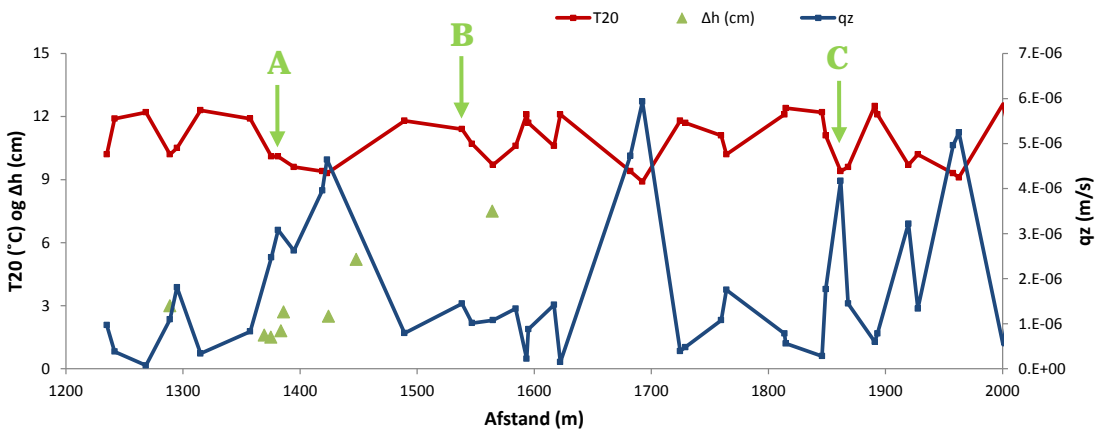
Figur 28: Oversigt over samtlige analyseresultater for de uorganiske ioner (chlorid, bromid, nitrat og sulfat) i SW og GW udtaget i Grindsted Å. Røde cirkler angiver chlorid koncentrationen i SW og de sorte cirkler angiver chlorid koncentrationen i GW. De orange trekantede angiver bromid i SW og de hvide i GW. De lysegrønne firkanter viser nitrat i SW og de sorte i GW. Sulfat er angivet med romber, hvor de mørkegrønne viser SW koncentrationen og de hvide GW koncentrationen. Afstand 1220 m svarer til Vestre Boulevard, 2600 m til Søndre Ringvej, 4200 m til Morsbøl Skolevej og 6550 m til stedet ca. 2,5 km nedstrøms for Morsbøl Skolevej, hvor målekampagnen ender. De røde pile, angiver signifikante koncentrationsstigninger og fald i GW. Alle koncentrationer i de to figurer er angivet logaritmisk (samme enhed for alle stofferne).

### 3.5 Valg af område til detaljeret undersøgelse

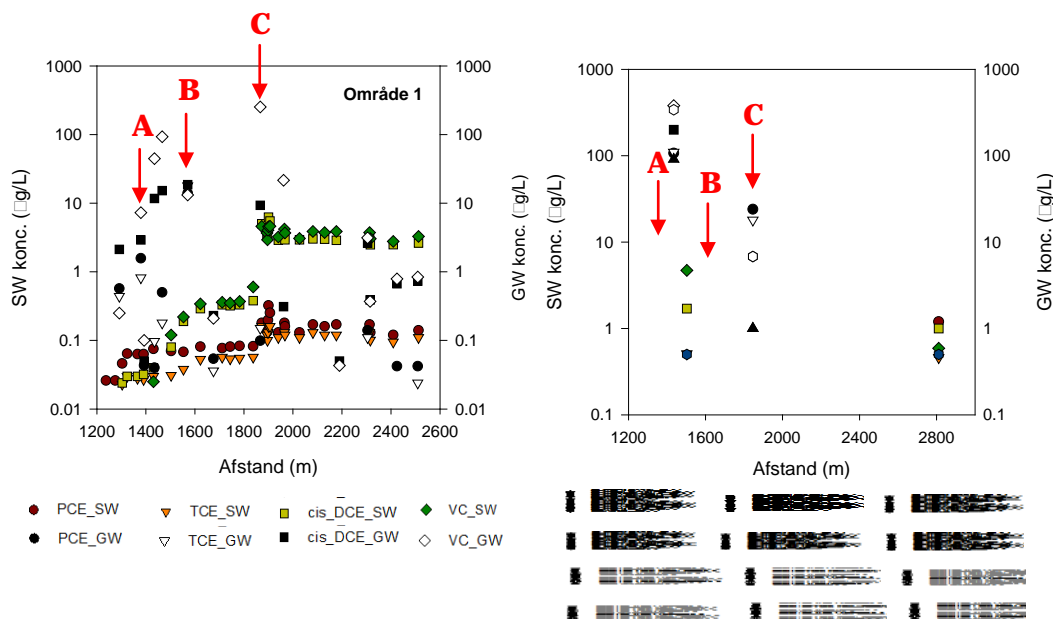
I de følgende figurer Figur 29-Figur 32 ses en optegning af temperaturmålinger, beregnede GW flux værdier og samtlige kemiske analyseresultater fra SW og GW prøver, udtaget fra den første del af område 1 på den undersøgte strækning samt placeringen af tværsnit A, B og C. For at lokalisere hvor de to forureningsfaner indsvævede i Grindsted Å, blev placeringen af tværsnittene valgt på basis af, hvor der var blevet påvist de højeste koncentrationer af CAH og chlorid i GW. Placeringen af tværsnit A blev derudover udvalgt, idet dette område i åen ligeledes havde en signifikant lav T20 værdi (9,6°C), tværsnit B idet der i GW på dette sted var blevet påvist den højeste bromid koncentration på hele den undersøgte strækning og tværsnit C pga. de højeste CAH og chlorid koncentrationer var blevet påvist i GW. Bemærk pilene i Figur 24, Figur 25 og Figur 28 viser påviste koncentrationsstigninger og fald i analyseresultaterne fra 1. målekampagne, hvorimod pilene i Figur 30-Figur 32 viser placeringen af tværsnit A, B og C i forhold til temperaturmålingerne, den beregnede GW flux samt de påviste koncentrationer på den undersøgte strækning i Grindsted Å.



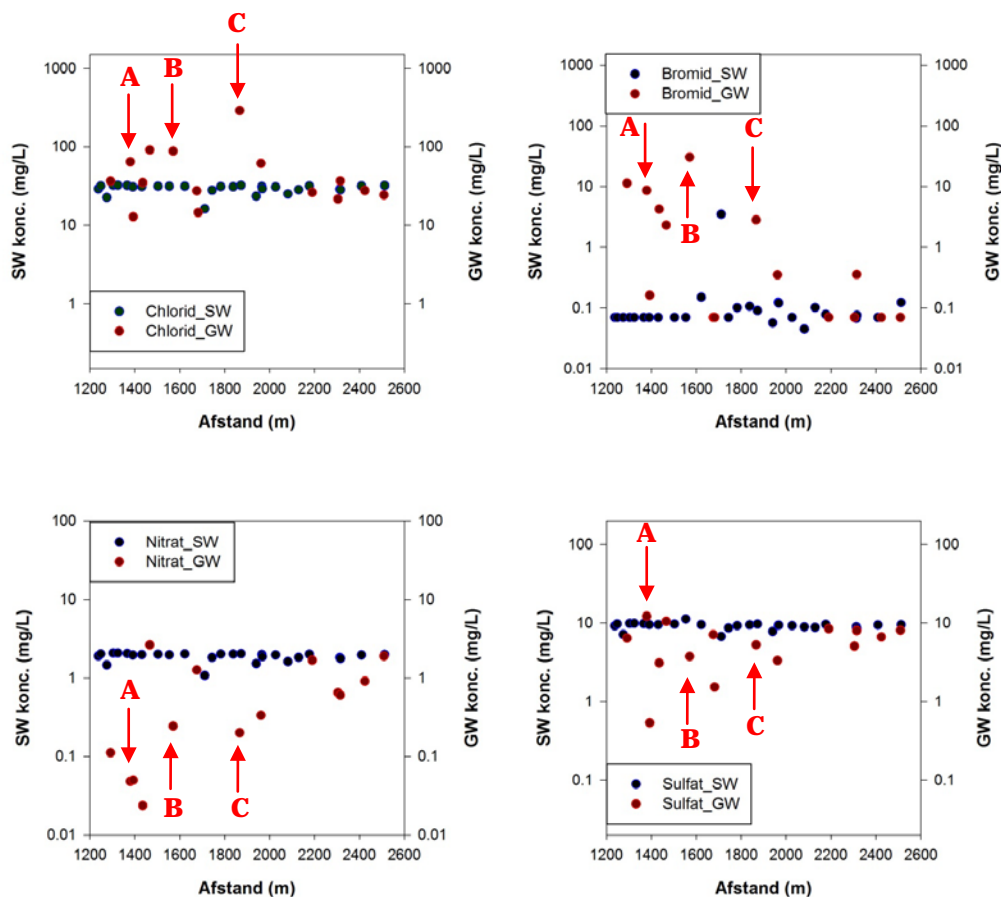
Figur 29: Oversigt over målte temperaturer i 20 cm's dybde (T20) i bundsedimentet (rødt), sammenholdt med forskellen mellem overfladevandets temperatur (Tsw) og T20 (blåt), er vist langs Grindsted Å i første del af område 1 fra 1220 m til 2000 m. Den hydrauliske potentialeforskel,  $\Delta h$  (cm), målt i 8 piezometre, er illustreret med lysegrønne trekantede. Placeringen af de tre tværsnit A, B og C er illustreret med grønne pile samt nummerering, benyttet i målekampagnen.



Figur 30: Oversigt over den målte temperatur i 20 cm's dybde (T20) i bundsedimentet, sammenholdt med den beregnede GW flux,  $q_z$ , hvor grundvandstemperaturen var sat til  $9^\circ\text{C}$  (TL), de første 780 m af den undersøgte strækning i Grindsted Å startende fra Vestre Boulevard. T20 er vist med rødt og  $q_z$  med blåt.  $10^\circ\text{C}$  på T20-aksen er fremhævet med grønt. Den hydrauliske potentialeforskel,  $\Delta h$  (cm), målt i 8 piezometre, er illustreret med lysegrønne trekantede. Placeringen af de tre tværsnit A, B og C er illustreret med grønne pile samt nummerering.



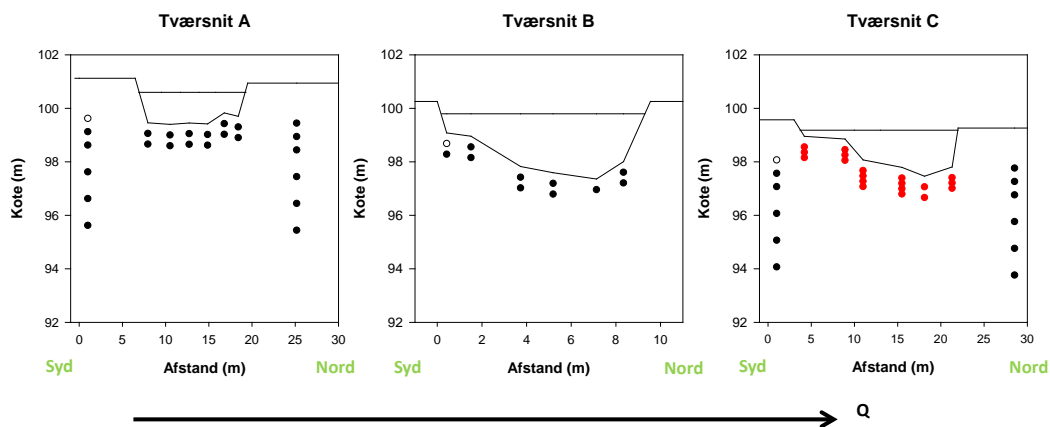
Figur 31: Til venstre vises en oversigt over PCE, TCE, cis-DCE og VC koncentrationerne samt placeringen af de tre tværsnit A, B og C (røde pile) i område 1. Afstanden 1220 m svarer til Vestre Boulevard og 2600 m til Søndre Ringvej. De røde cirkler angiver PCE koncentrationen i overfladevandet (SW) og de sorte cirkler angiver PCE koncentrationen i grundvandet (GW). De orange trekkanter angiver TCE i SW og de hvide i GW. De lysegrønne firkanter viser cis-DCE i SW og de sorte i GW. VC er angivet med romber, hvor de mørkegrønne viser SW koncentrationen og de hvide GW koncentration. Til højre vises placeringen af de tre tværsnit i forhold til analyseresultaterne for barbiturater, sulfonamider og sulfanilsyre i de første 1700 m af den undersøgte strækning af Grindsted Å. Røde cirkler angiver sulfanilamid koncentrationen i SW og de sorte cirkler angiver sulfanilamid koncentrationen i GW. De orange nedadvendte trekkanter angiver sulfaguainidin i SW og de hvide i GW. De lysegrønne firkanter viser sulfamethazin i SW og de sorte i GW. Sulfamethiazol er angivet med romber, hvor de mørkegrønne viser SW koncentrationen og de hvide GW koncentration. Sulfanilsyre koncentrationen i SW er angivet med opadrettede blå trekkanter og sorte i GW. Barbital i SW er angivet med blå sekskanter og hvide i GW. Alle koncentrationer i de to figurer er angivet logaritmisk (samme enhed for alle stofferne).



Figur 32: Oversigt over placeringen af de tre tværsnit A, B og C (røde pile) i forhold til 1.målekampagnes analyseresultater for chlorid, bromid, nitrat og sulfat fra samtlige SW og GW prøver udtaget i område 1. Blå punkter angiver koncentrationen i SW og de røde angiver koncentrationen i GW. Afstanden 1220 m svarer til Vestre Boulevard og 2600 m til Søndre Ringvej. Alle koncentrationer er angivet logaritmisk (samme enhed for alle stofferne).

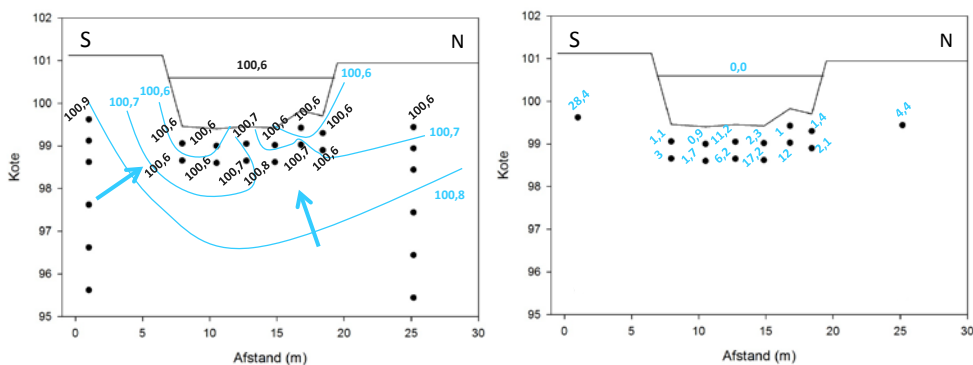
### 3.6 Hydrauliske strømningsforhold i tværsnit A, B og C

I de følgende figurer Figur 33-Figur 35 vises en optegning af niveauplaceringen af tværsnit A, B og C i forhold til hinanden samt de hydrauliske strømningsforhold i de tre tværsnit. I Figur 37 og Figur 38 vises temperaturen i 20 cm's dybde i tværsnit A og C samt de beregnede GW flux værdier i tværsnit C. Figur 40 til Figur 43 viser samtlige kemiske analyseresultater fra GW prøverne, udtaget i tværsnit A, B og C. I Figur 44 og Figur 45 vises de kemiske analyseresultater fra GW prøverne for tværsnit A samt for piezometre op- og nedstrøms fra 40 cm's dybde i åbunden. Figur 46 viser de kemiske analyse-resultater fra SW tværsnittet, udført 25 m nedstrøms for tværsnit C.



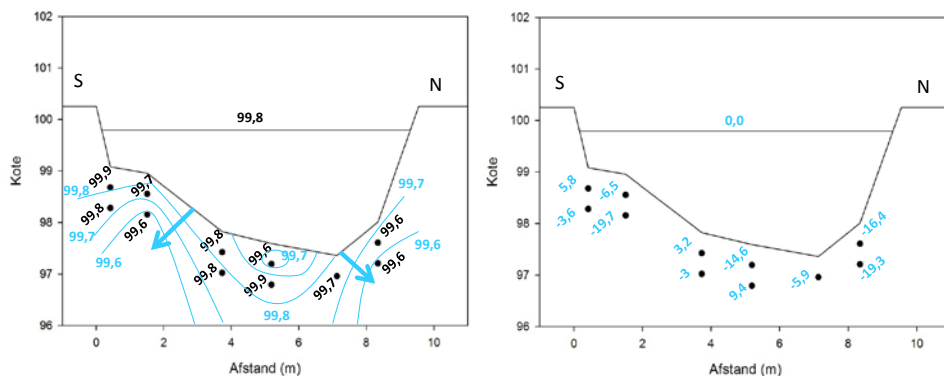
Figur 33: Niveauplacingen af de tre tværsnit A, B og C i område 1, hvor et punkt på Lindevejbroen blev benyttet som referencepunkt og sat til kote 100 m. Tværsnit A bestod af 6 grupper af piezometer, hvor hver gruppe bestod af to piezometre, sat i hhv. 40 og 80 cm's dybde på tværs af selve åen, samt en rammeboring 5 m inde på hver brink. Tværsnit B bestod ligeledes af 6 grupper af piezometer, sat på tværs af selve åen (i hhv. 40 og 80 cm's dybde). Tværsnit C derimod blev delvist udført i september, hvor piezometertværsnittet i selve åen blev udført i hhv. 40, 60, 80 og 100 cm's dybde (vist med røde prikker), og i oktober, hvor to rammeboringer blev tilføjet, én på hver brink, som er vist med sorte prikker. Den sorte pil foruden angiver tværsnittene i forhold til strømningsretningen (Q) af Grindsted Å.

### 3.6.1 Tværsnit A



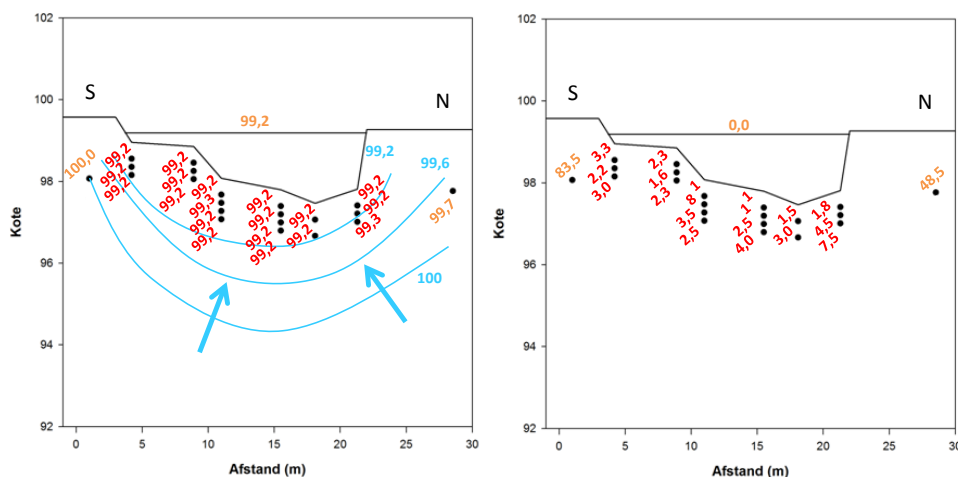
Figur 34: Figuren til venstre viser isopotentialkortet af tværsnit A, udregnet i forhold til referencepunktet (100 m) på Lindevejbroen. Blå potentialer linjer og tal angiver potentialetrykket 100,6 m, 100,7 m og 100,8 m. De blå pile angiver strømningsretningen af grundvandet. Figuren til højre viser den hydrauliske potentialeforskel i tværsnit A, hvor forskellen er målt i forhold til åens potentiale. Et positivt tal betyder, at grundvandet står højere end åen, hvorimod et negativt tal betyder, at grundvandet står under åens vandspejl. Værdierne er angivet i cm. Nord og syd er ligeledes angivet i tværsnittet.

### 3.6.2 Tværsnit B



Figur 35: Figuren til venstre viser isopotentialkortet af tværsnit B, udregnet i forhold til referencepunktet (100 m) på Lindevejbroen. Blå potentielle linjer og tal angiver potentialetrykket 99,6 m, 99,7 m og 99,8 m. De blå pile angiver strømningsretningen af grundvandet. Figuren til højre viser den hydrauliske potentialeforskel i tværsnit B, hvor forskellen er målt i forhold til åens potentiale. Et positivt tal betyder, at grundvandet står højere end åen, hvorimod et negativt tal betyder, at grundvandet står under åens vandspejl. Værdierne er angivet i cm. Nord og syd er ligeledes angivet i tværsnittet.

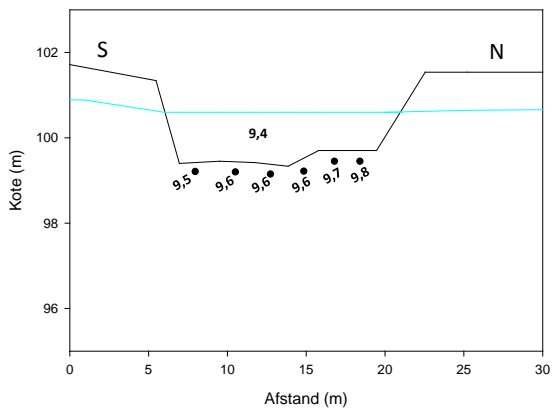
### 3.6.3 Tværsnit C



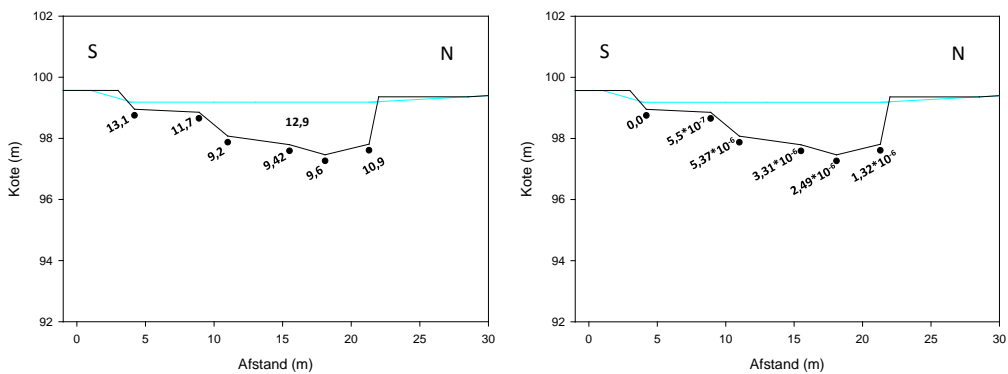
Figur 36: Figuren til venstre viser isopotentialkortet af tværsnit C, udregnet i forhold til referencepunktet (100 m) på Lindevejbroen. Blå potentielle linjer og tal angiver potentialetrykket i hhv. 99,2 m, 99,6 m og 100 m. De blå pile angiver strømningsretningen af grundvandet. Figuren til højre viser den hydrauliske potentialeforskel i tværsnit C, hvor forskellen er målt i forhold til åens potentiale. Et positivt tal betyder, at grundvandet står højere end åen, hvorimod et negativt tal betyder, at grundvandet står under åens vandspejl. Værdierne er angivet i cm. Nord og syd er ligeledes angivet i tværsnittet. De orange værdier angiver værdier målt i oktober, hvorimod de røde viser værdier målt i september. Værdierne fra september blev omregnet til den forhøjede vandstand, målt i oktober vha. vandstands-målinger fra online målestationer opsat af Orbicon, vist i bilag 11.



### 3.6.4 T20 i tværsnit A og C



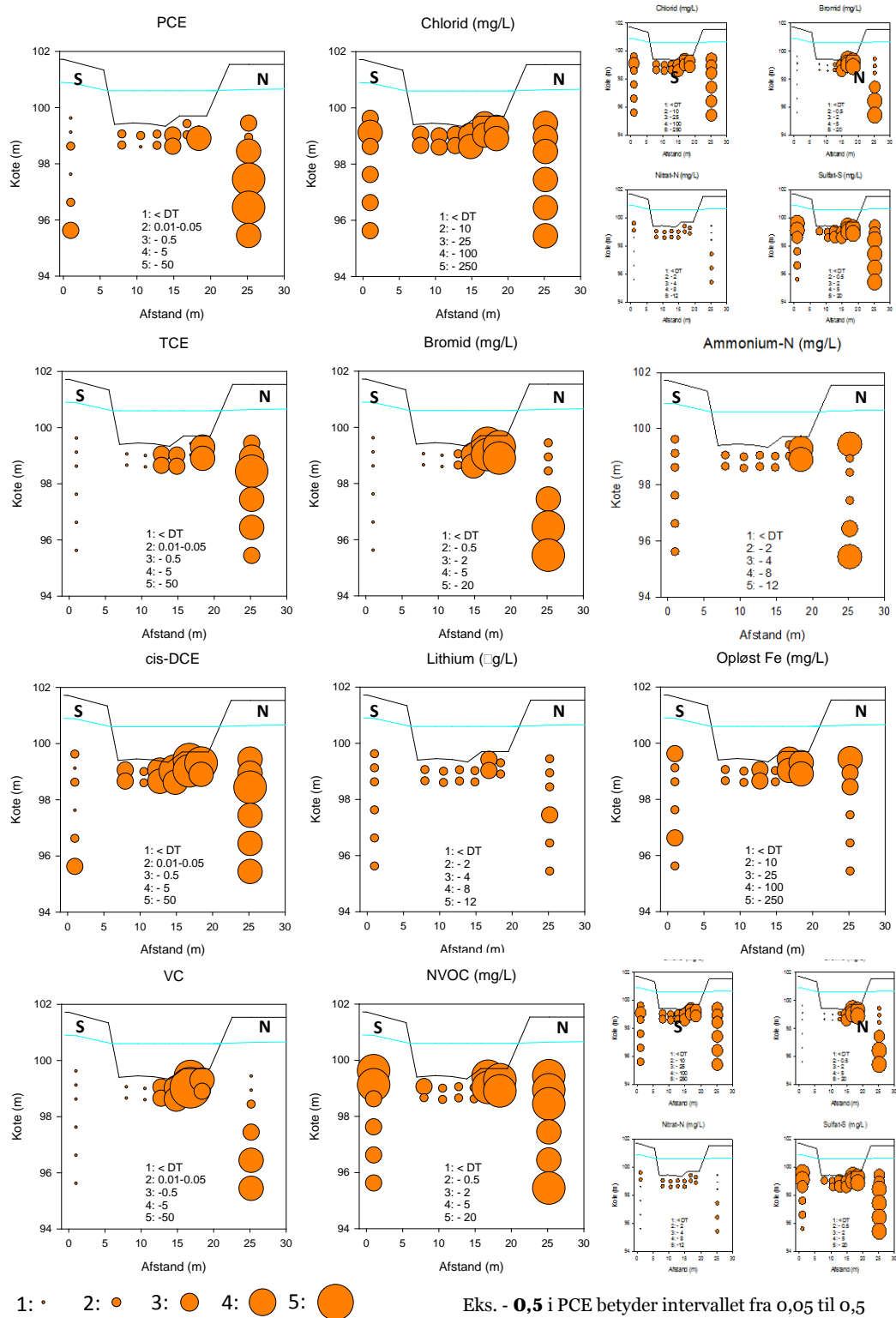
Figur 37: Temperaturen i 20 cm's dybde (T20) samt overfladevandets temperatur (Tsw) i tværsnit A, målt i oktober 2012. Temperaturen er angivet i °C. Vandspejlet er vist med blå. Nord og syd orientering er ligeledes angivet i tværsnittet.



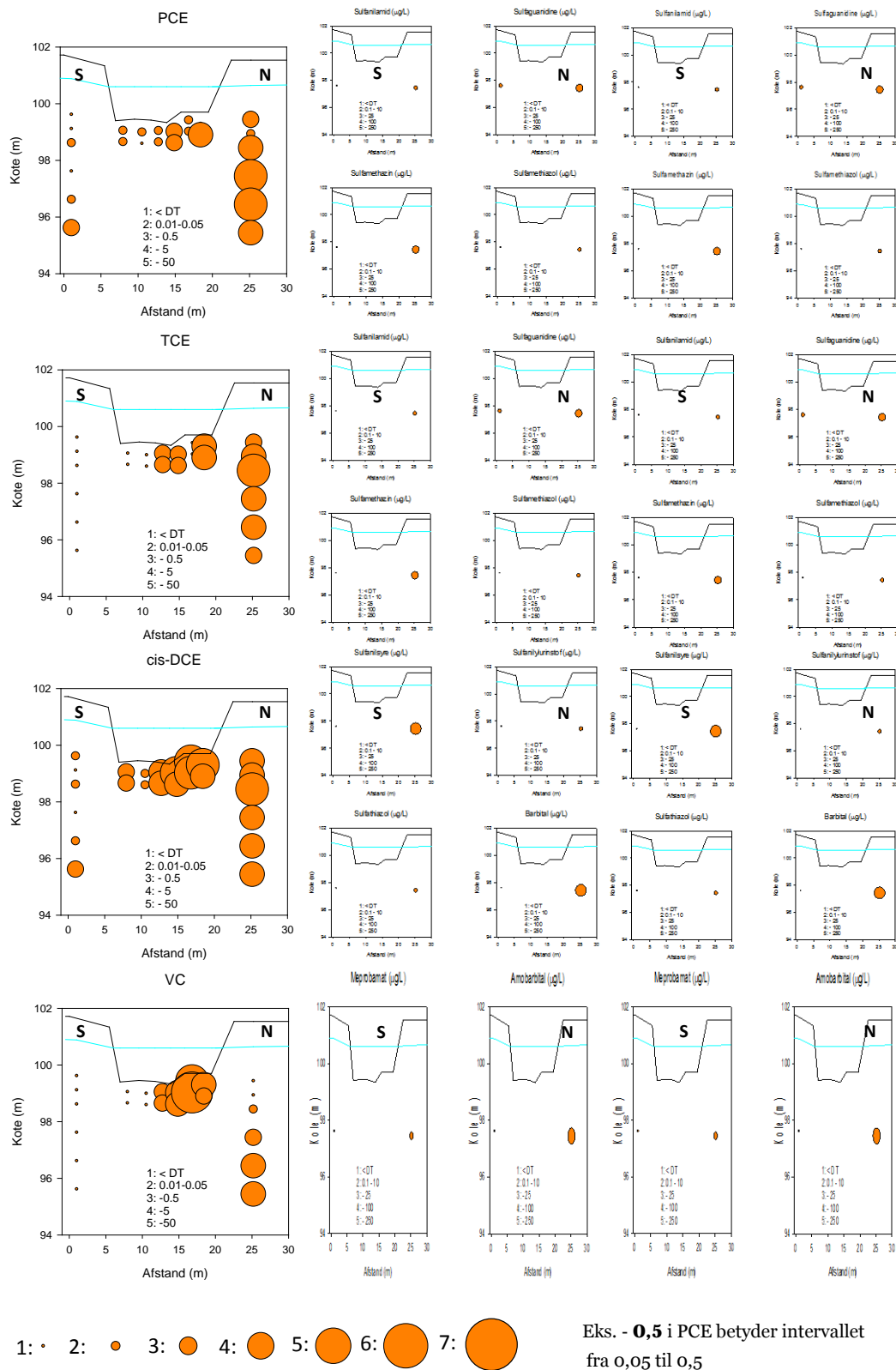
Figur 38: Temperaturen i 20 cm's dybde (T20) i tværsnit C (målt i september 2012) er vist til venstre, og de tilhørende beregnede GW flux (m/s) er vist i tværsnittet til højre. Temperaturen er angivet i °C. Vandspejlet er vist med blå, og nord og syd er ligeledes angivet.

### 3.6.5 Kemiske analyseresultater fra tværsnit A, B og C

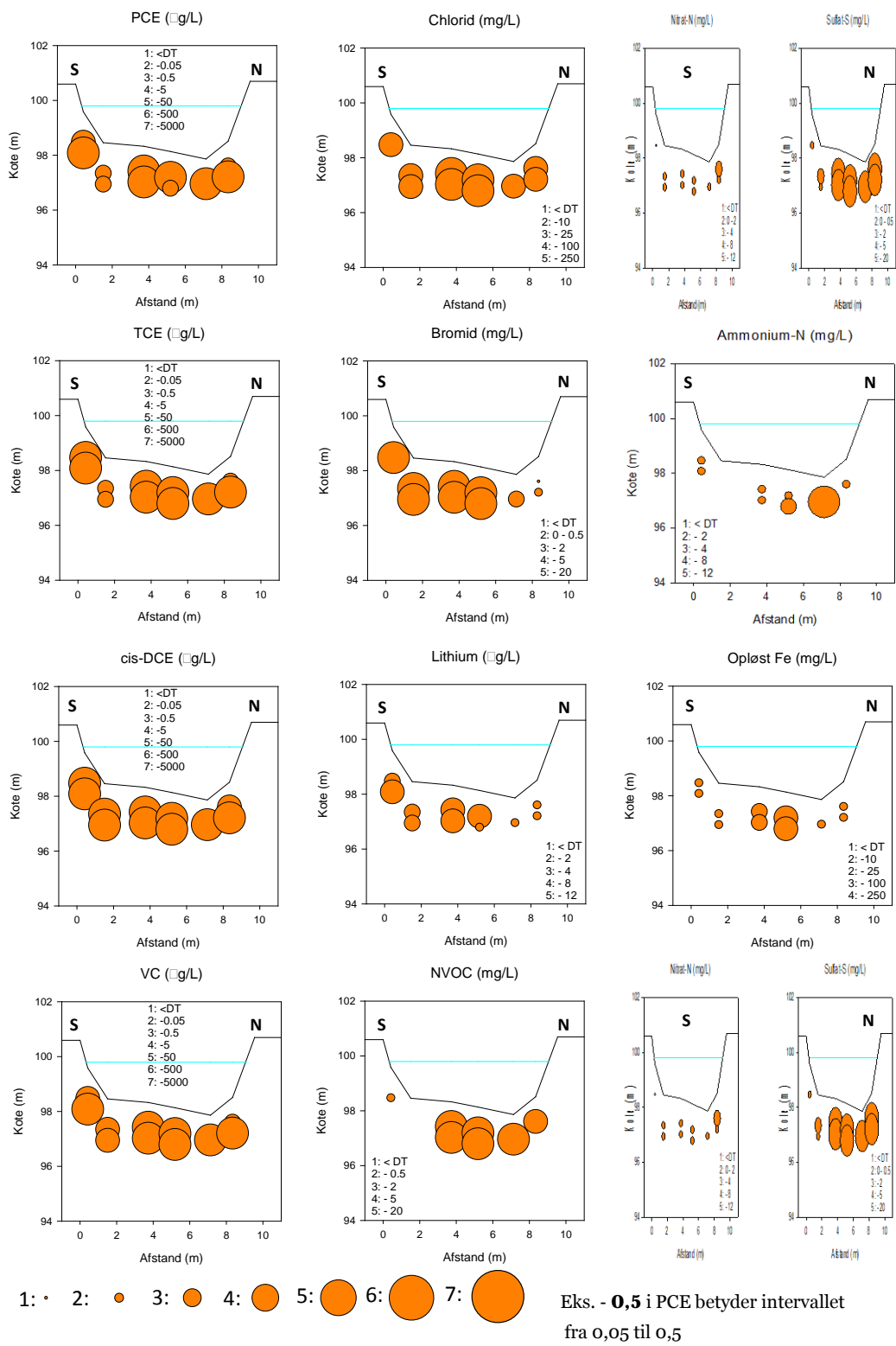
I de følgende optegninger vises analyseresultaterne for CAH, NVOC, uorganiske ioner, barbiturater, sulfonamider og sulfanilsyre i de tre tværsnit A, B og C.



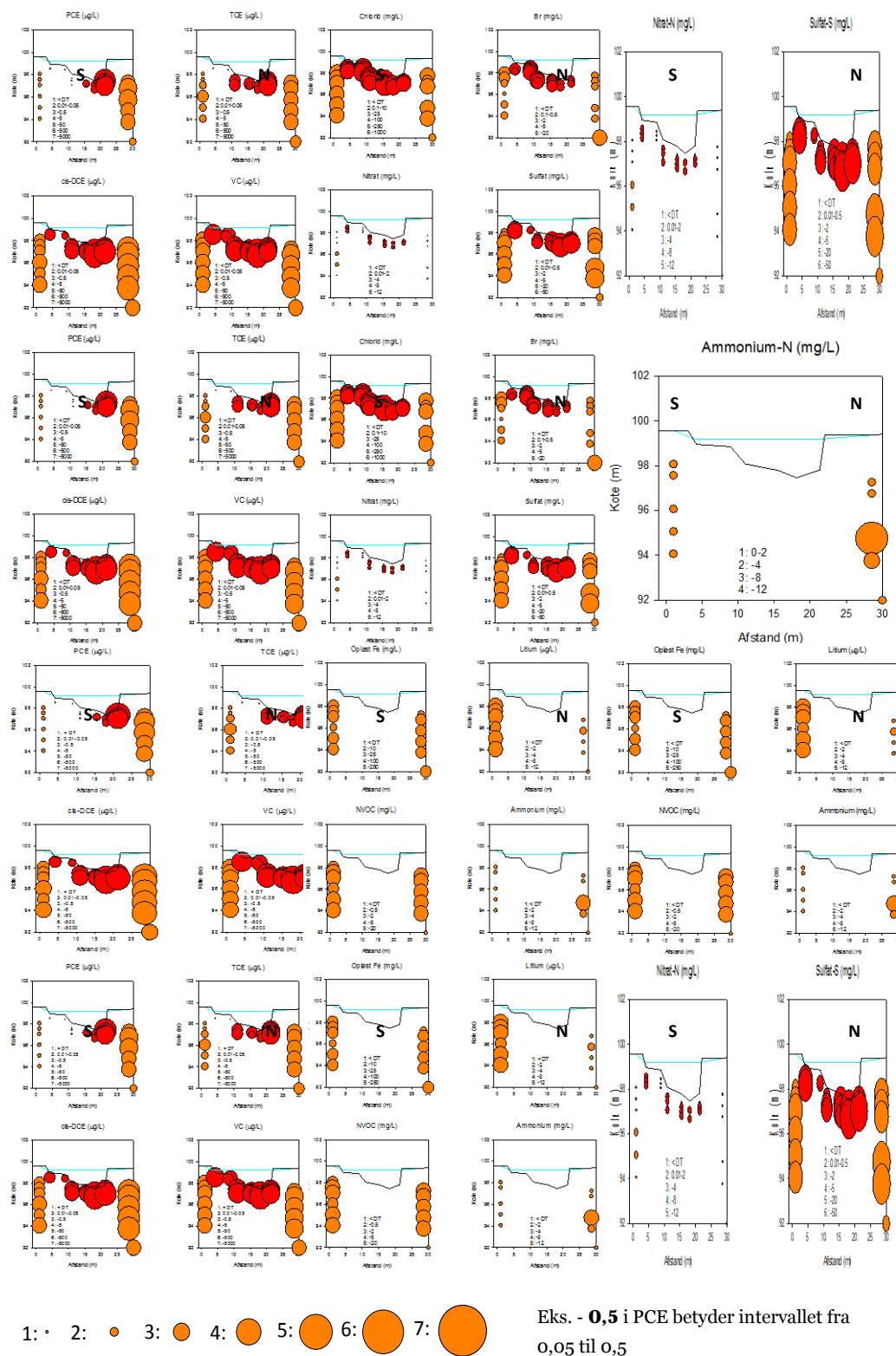
Figur 39: Resultaterne for samtlige kemiske analyser for CAH, NVOC og uorganiske ioner er vist fra tværsnit A. CAH og litium koncentrationerne er angivet i  $\mu\text{g/L}$ , medens NVOC og de resterende ionkoncentrationer er angivet i  $\text{mg/L}$ . Kote-positionen for udtagningen af vandprøverne er angivet i meter i forhold til referencepunktet på Lindevejbroen (100 m). Den blå linje angiver vandspejlet i selve åen og inde på brinkerne. Ammonium, litium, NVOC og opløst Fe blev kun prøvetaget, hvor det var muligt at udtage ekstra vandprøver.



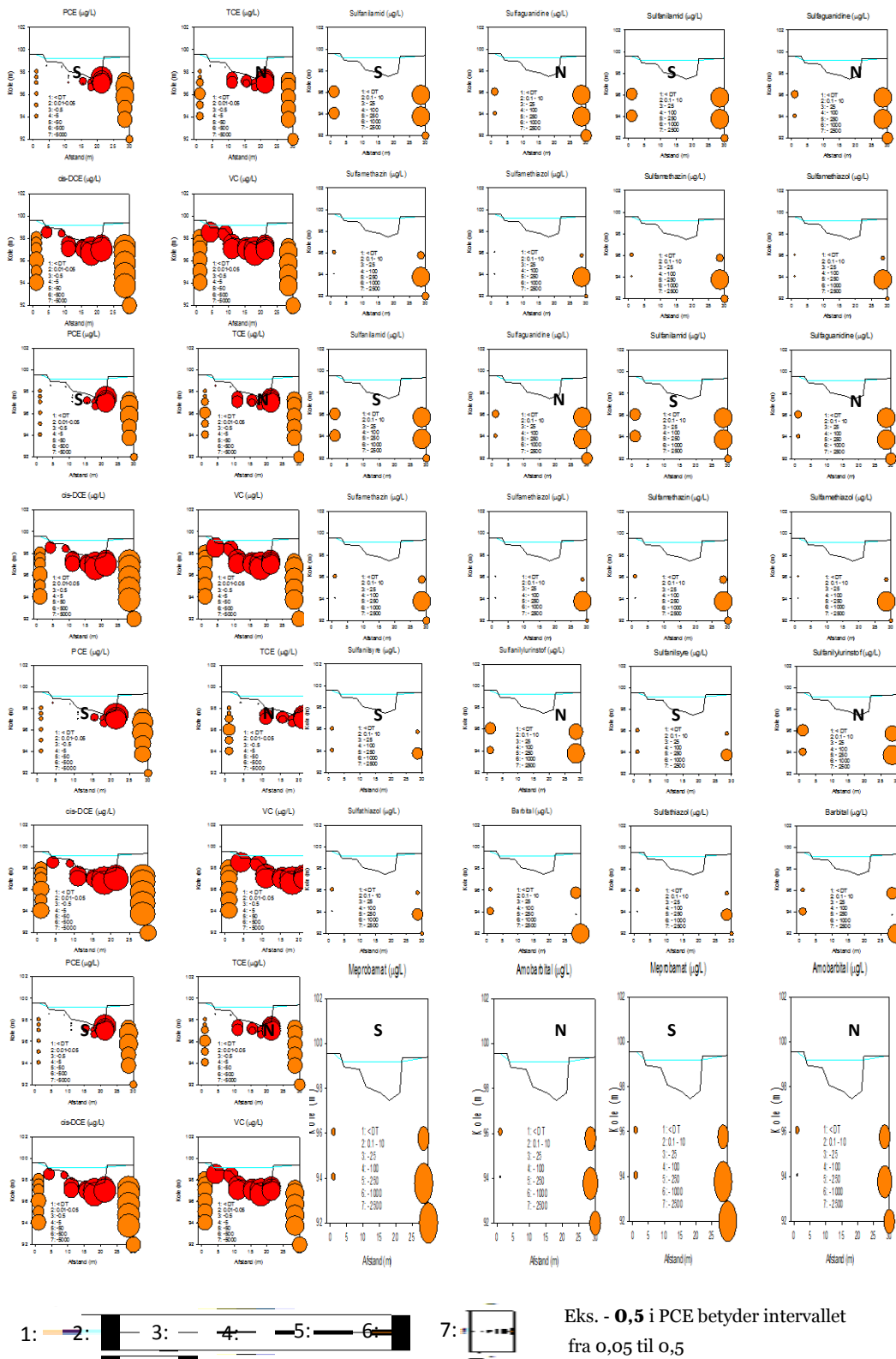
Figur 40: Analyseresultaterne for CAH, barbiturater, sulfonamider og sulfanilsyre er vist fra tværsnit A. Alle koncentrationer er angivet i  $\mu\text{g/L}$ . Kotepositionen for udtagningen af vandprøverne er angivet i meter i forhold til referencepunktet på Lindevejbroen (100 m). Den blå linje angiver vandspejlet i selve åen og inde på brinkerne. To GW prøver for barbiturater, sulfonamider og sulfanilsyre blev analyseret, én fra hver rammeboring inde på brinkerne i 3, 5 m dybde.



Figur 41: Resultaterne for samtlige kemiske analyser for CAH, NVOC og uorganiske ioner er vist fra tværsnit B. CAH og litium koncentrationerne er angivet i µg/L, medens NVOC og de resterende ionkoncentrationer er angivet i mg/L. Kote-positionen for udtagningen af vandprøverne er angivet i meter i forhold til referencepunktet på Lindevejbroen (100 m). Den blå linje angiver vandspejlet i åen. Ammonium, litium, NVOC og opløst Fe blev kun prøvetaget, hvor det var muligt at udtage ekstra vandprøver.

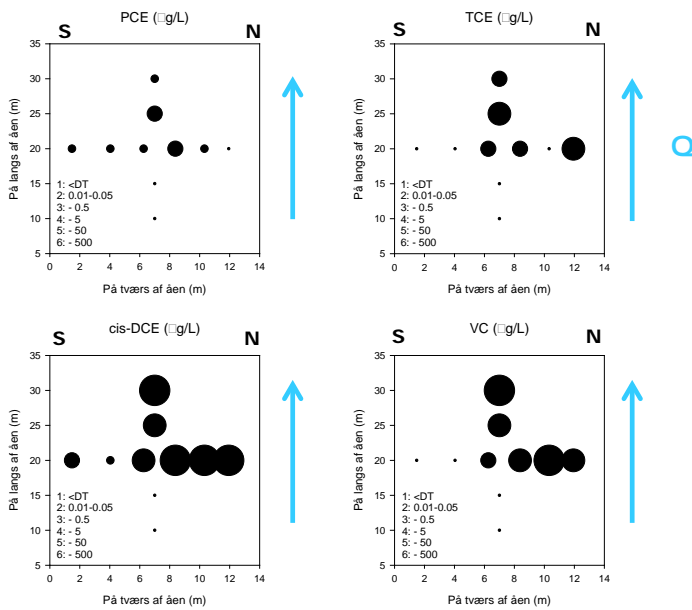


Figur 42: Resultaterne for samtlige kemiske analyser for CAH, NVOC og uorganiske ioner er vist fra tværsnit C. CAH og litium koncentrationerne er angivet i  $\mu\text{g/L}$ , medens NVOC og de resterende uorganiske forbindelser er angivet i  $\text{mg/L}$ . Kote positionen for udtagningen af vandprøverne er angivet i meter i forhold til referencepunktet på Lindevejbroen (kote 100 m). Den blå linje angiver vandspejlet i selve åen samt inde på brinkerne. Analyseresultater fra boring 114.1448 (GP1), der befinder sig tæt på den nordlige brink af tværsnittet i 8-9m dybde, er vist i nederst højre hjørne i hvert af boblediagrammerne. De røde bobler angiver analyseresultaterne fra september, hvor de orange angiver resultaterne fra oktober 2012. Ammonium, litium, NVOC og opløst Fe blev kun prøvetaget og analyseret i målekampagnen i oktober, hvor det var muligt at udtage ekstra vandprøver.

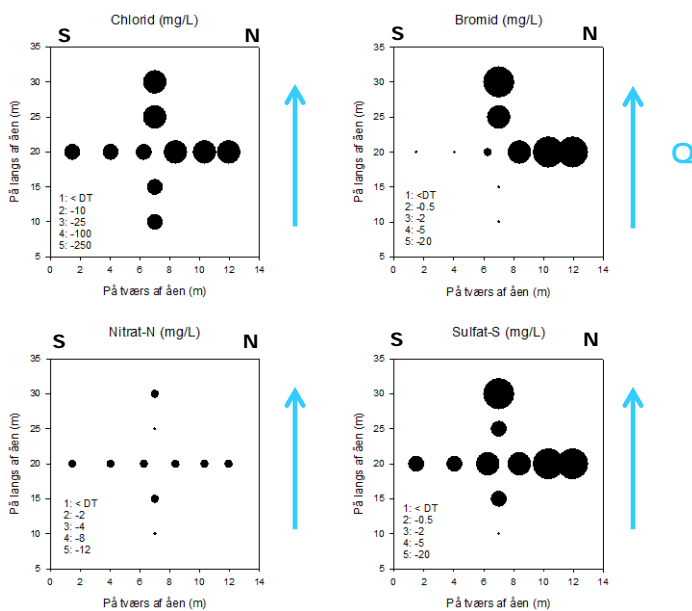


Figur 43: Analyseresultaterne for CAH, barbiturater, sulfonamider og sulfanilsyre vist fra tværsnit C. Koncentrationerne er angivet i  $\mu\text{g/L}$ . Kote positionen for udtagningen af vandprøverne er angivet i meter i forhold til referencepunktet på Lindevvejbroen (kote 100 m). Den blå linje angiver vandspejlet i selve åen og inde på brinkerne. Fire GW prøver for barbiturater, sulfonamider og sulfanilsyre blev analyseret, to fra hver rammeboring inde på brinkerne i hhv. 3, 5 m og 5,5 m dybde. Analyseresultater fra boring 114.1448 (GPIX), der befinder sig tæt på den nordlige brink af tværsnittet i 8-9 m dybde, er vist i nederst højre hjørne i hvert af boblediagrammerne.

### 3.6.6 Tværsnit A sammenholdt med piezometre opstrøms og nedstrøms

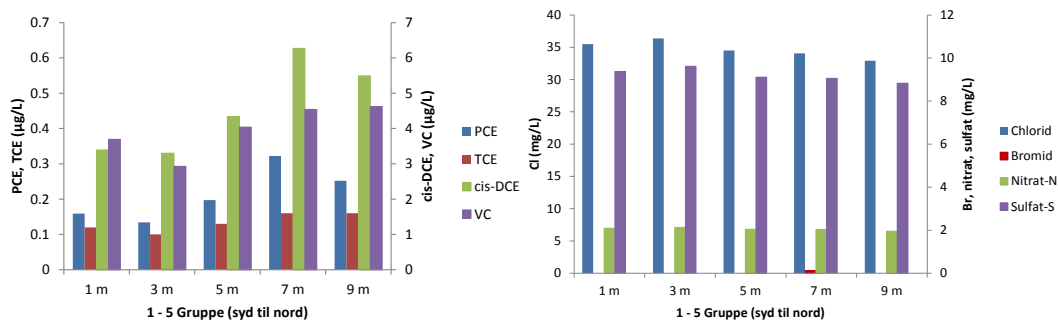


Figur 44: Analyseresultater for CAH fra tværsnit A samt piezometre hhv. 5 m og 10 m opstrøms og nedstrøms for tværsnittet. Alle viste GW prøver er udtaget fra 40 cm dybde i Grindsted Å. De hydrauliske potentialeforskelle i tværsnit A var alle positive (Figur 34). De to piezometre opstrøms havde begge negative værdier, hvorimod de to piezometre nedstrøms for tværsnittet var positive (bilag 6). Et positivt tal betyder, at grundvandet står højere end åen, hvorimod et negativt tal betyder, at grundvandet står under åens vandspejl. Vandløbets strømningretning er angivet med blå piler.



Figur 45: Analyseresultater for uorganiske ioner fra tværsnit A samt piezometre hhv. 5 m og 10 m opstrøms og nedstrøms for tværsnittet. Alle viste GW prøver er udtaget fra 40 cm dybde i Grindsted Å. De hydrauliske potentialeforskelle i tværsnit A var alle positive (Figur 34). De to piezometre opstrøms havde begge negative værdier, hvorimod de to piezometre nedstrøms for tværsnittet var positive (bilag 6). Et positivt tal betyder, at grundvandet står højere end åen, hvorimod et negativt tal betyder, at grundvandet står under åens vandspejl. Vandløbets strømningretning er angivet med blå piler.

### 3.6.7 Kemiske analyseresultater fra SW tværsnit 25 m nedstrøms tværsnit C

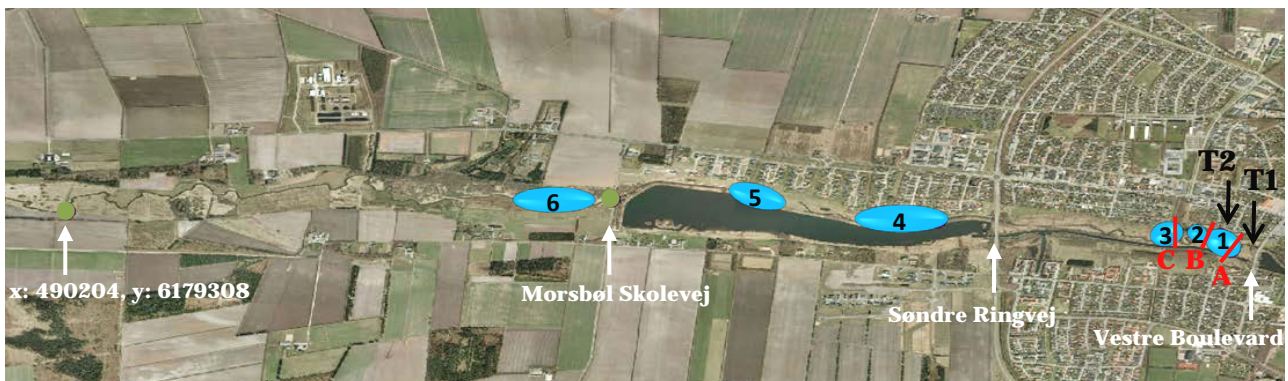


Figur 46: Analyseresultaterne for CAH og uorganiske ioner fra SW tværsnittet, udført i september 2012, 25 m nedstrøms for tværsnit C. Til venstre vises PCE, TCE, cis-DCE og VC resultaterne for SW hen igennem tværsnittet, hvor koncentrationerne er angivet i µg/L. Til højre er ionresultaterne vist, hvor koncentrationerne er angivet i mg/L.



# 4. Evaluering af resultater og metoder

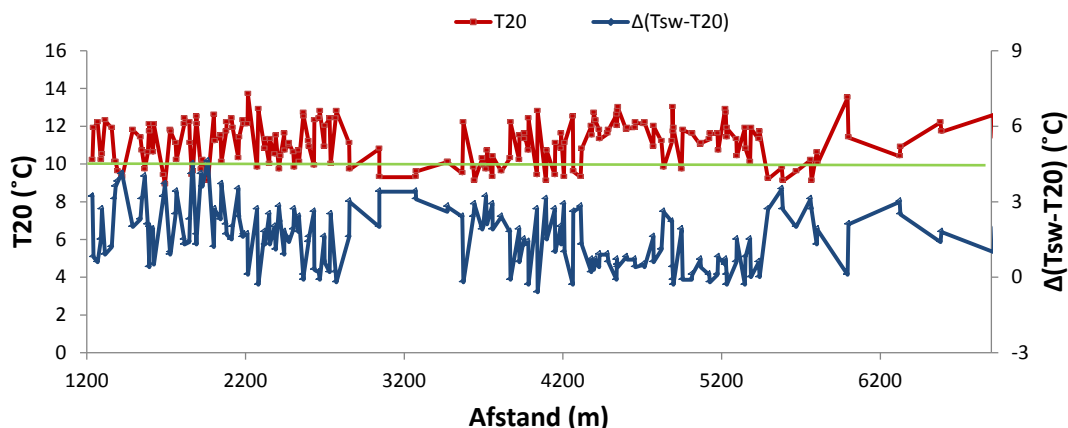
## 4.1 Evaluering af GW indsvivning langs Grindsted Å



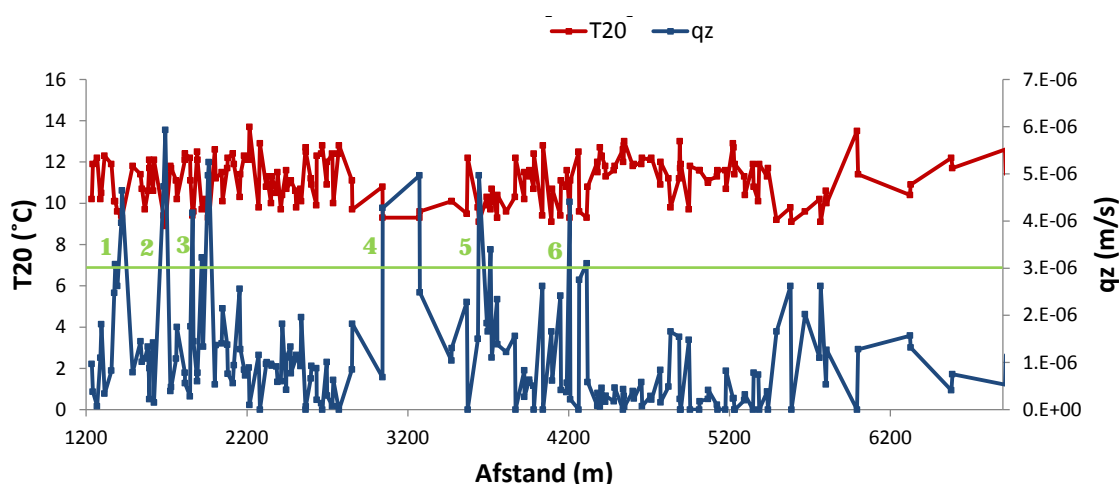
Figur 47: Oversigt over placeringen af de 6 påviste grundvandsindsivningszoner 1-6 (vist med blå), de to temperaturprofiler T1 og T2 (angivet med sort) samt tværsnittene A, B og C (vist med rødt) på den undersøgte strækning af Grindsted Å, startende fra Vestre Boulevard til ca. 2,5 km nedstrøms Morsbøl Skolevej.

### 4.1.1 Temperaturmålinger

Temperaturmålinger i Grindsted Å foretaget på den ca. 5 km lang strækning, startende fra Vestre Boulevard inde i selve Grindsted by til ca. 2,5 km nedstrøms for Morsbøl Skolevej i 2012 viste, at temperaturen i 20 cm dybde, T20, i flere områder blev påvist at være mindre end 10 °C (Figur 48). Ved at sammenholde T20 med forskellen mellem overfladevandet og T20,  $\Delta(T_{sw}-T_{20})$ , ses det, at den største forskel netop er i disse områder, hvilket tyder på, at det er grundvandsinteraktive zoner, hvor det ca. 9 °C kolde grundvand indsiver i åen. I Figur 49, hvor T20 er sammenholdt med den beregnede GW flux,  $q_z$ , hen igennem den undersøgte strækning i Grindsted Å, ses det, at der er tale om 6 betydende zoner, hvor grundvandet siver ind, og indstrømningsfluxen overstiger  $3 \cdot 10^{-6}$  m/s. Dette er færre zoner end T20 og  $\Delta(T_{sw}-T_{20})$  resultaterne alene kunne indikere. Zonernes længde varierede fra at være 70 m til 230 m, men der blev også påvist en variation på tværs af åen, i tværsnit C, hvor GW fluxen varierede fra at være ubetydelig i den sydlige del af åbunden til at have en betydelig størrelse ( $5,37 \cdot 10^{-6}$  m/s) i midten af åen og hen igennem den nordlige del af tværsnittet (Figur 38).



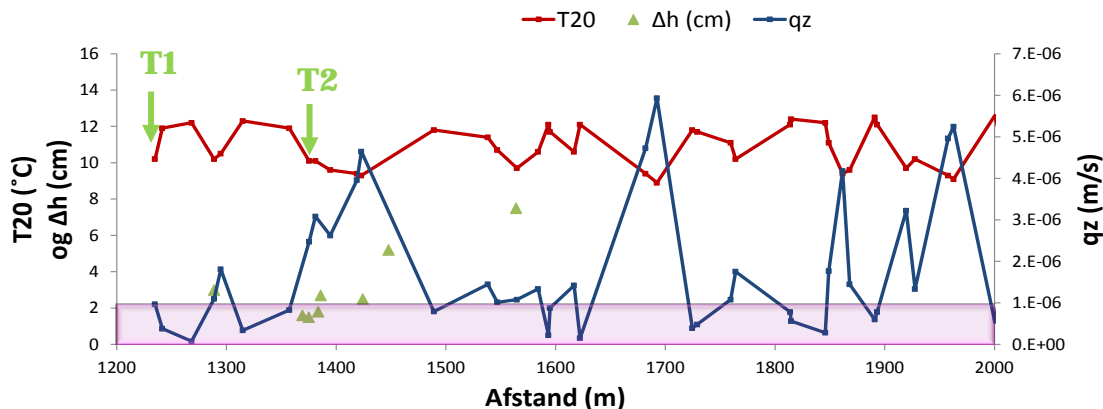
Figur 48: Den målte temperatur i 20 cm dybde (T20) i bundsedimentet samt forskellen mellem overfladevandets temperatur (Tsw) og T20 er vist for den undersøgte strækning langs Grindsted Å. T20 er vist med rødt og  $\Delta(T_{sw}-T_{20})$  med blåt. 10°C på T20-aksen er angivet med en grøn linje.



Figur 49: Den målte temperatur i 20 cm dybde (T20) i bundsedimentet sammenholdt med den beregnede GW flux,  $q_z$ , hvor grundvandstemperaturen var sat til 9°C (TL), langs Grindsted Å på den undersøgte strækning. T20 er vist med rødt og  $q_z$  med blåt. Placeringen af de 6 betydende GW indsvinningszoner, hvor  $q_z$  oversteg  $3 \cdot 10^{-6}$  m/s, er nummereret 1-6.  $3 \cdot 10^{-6}$  m/s på  $q_z$ -aksen er fremhævet med en grøn linje.

#### 4.1.2 Temperaturprofiler

Der blev foretaget to temperaturprofiler T1 og T2 i åbunden i starten af den undersøgte strækning, hvor T1 var placeret 140 m opstrøms for den 1. betydende GW indsvinningszone og T2 i begyndelsen af zonen. Placering af T1 og T2 samt de målte T20 og GW flux i området er vist på Figur 50. Den beregnede GW flux for de to profiler var på hhv.  $1,6 \cdot 10^{-6}$  m/s og  $4,5 \cdot 10^{-6}$  m/s, og viste, at der skete en signifikant opadrettet vertikal indstrømning af grundvand i åen i profil T2. Det understøtter samtidig, at en lav T20 værdi indikerer en høj GW flux værdi, idet T20 i T1 blev målt til 10,2°C, mens T20 i T2 blev målt til 9,6°C. Temperaturen lige over åbunden,  $T_o$ , har også betydning for den beregnede  $q_z$ -værdi, men denne værdi var mere ustabil, idet den var lettere påvirket af ydre varmepåvirkning fra åens temperatur, som varierede stærkt med dybden af åen, og derved ikke alene kunne angive noget entydigt. Sammenholdt med usikkerheder ved at måle temperaturen lige over og 20 cm nede i bundsedimentet, når åen i gennemsnit var 1,6 m til 1,8 m dyb, indikerer resultaterne, at der først er en betydende GW indsvinning ved beregnede  $q_z$ - værdier større end  $1 \cdot 10^{-6}$  m/s.



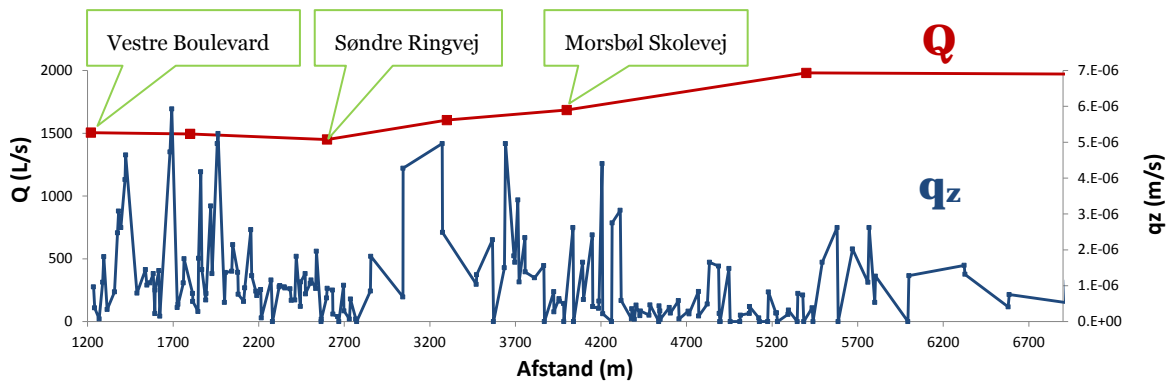
Figur 50: Den målte temperatur i 20 cm dybde (T20) i bundsedimentet sammenholdt med den beregnede GW flux,  $qz$ , hvor grundvandstemperaturen var sat til  $9^{\circ}\text{C}$  (TL), de første 800 m af den undersøgte strækning i Grindsted Å, startende fra Vestre Boulevard. T20 er vist med rødt og  $qz$  med blåt. Den røde rektangel angiver det estimerede usikkerhedsinterval for den beregnede GW flux. Den hydrauliske potentialeforskel,  $\Delta h$  (cm), målt i 8 piezometre nedsat i åbunden i starten af den undersøgte strækning, er illustreret med lysegrønne trekanter. Placeringen af de to temperaturprofiler T1 og T2 er angivet med grønt.

#### 4.1.3 Hydraulisk potentialeforskel

Den hydrauliske potentialeforskel mellem vandspejlet i åen og grundvandsmagasinet blev ligeledes målt i 8 piezometre i starten af den undersøgte strækning fra 1288 m til 1564 m (Figur 50). De viste alle en opadrettet gradient, som stærkt indikerer, at der i dette område skete en opadrettet vertikal GW indstrømning fra åbunden. Piezometrene var placeret i de samme områder, hvor T20,  $\Delta(T_{sw}-T_{20})$  og den beregnede  $qz$  angav, at der var interaktive zoner mellem grundvandet og åen, og de understøtter derved de ovennævnte antagelser.

#### 4.1.4 Regional versus lokal måling af vandforhold i Grindsted Å

Der blev på trods af de tre påviste GW indsivningszoner i den første del af den undersøgte strækning (1235 - 1980 m), vist i sommeren 2012, at der regionalt i området fra Vestre Boulevard, 1220 m, til Søndre Ringvej, 2600 m, skete et vandtab på denne strækning af åen. Vandføringens medianminimum, sammenholdt med den beregnede GW flux på den undersøgte strækning, er vist på figur 51. På strækningen fra Søndre Ringvej, 2600 m, til Morsbøl Skolevej, 4000 m, hvor Grindsted Å er ført nord for Engso, og to GW indsivningszoner blev påvist (figur 47), skete der regionalt en tilstrømning af vand. I den sidste del af den undersøgte strækning i Grindsted Å fra Morsbøl Skolevej og ca. 2,5 km nedstrøms, hvor én større GW indsivningszone blev påvist, viste resultaterne fra Orbicon, at der i dette område var en vandudveksling tæt på nul (Orbicon 2012, appendix 2). Dette viser, at det er vanskeligt at identificere betydende lokale GW indsivningszoner alene ud fra det regionale vandførings målinger.



Figur 51: Vandføringsens medianminimum, Q, beregnet af Orbicon 2012 (appendix 2), sammenholdt med den beregnede GW flux,  $q_z$ , langs Grindsted Å på den undersøgte strækning. Afstanden 1220 m repræsenterer Vestre Boulevard, 2600 m Søndre Ringvej og 4000 m Morsbøl Skolevej.

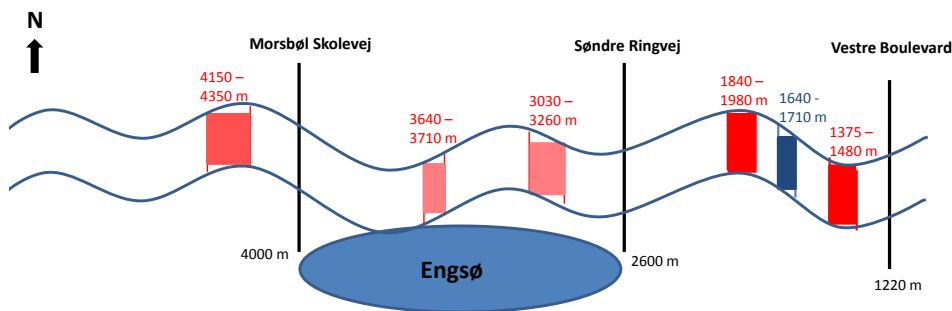
### Sammenfatning af afsnit 4.1: Evaluering af GW indsvivning langs Grindsted Å

- Temperatur i 20 cm dybde i bundsedimentet, T<sub>20</sub>, under 10 °C indikerer, at der er en interaktivzone mellem åen og GW, og at det kan være en betydende GW indsvivningszone.
- 6 betydende GW indsvivningszoner blev påvist på den undersøgte strækning med en GW flux større end  $3 \cdot 10^{-6}$  m/s.
- Pga. åens dybde (1,6 – 1,8 m) var størrelsen af den beregnede GW flux på  $1 \cdot 10^{-6}$  m/s, før der var en betydende GW indsvivning.
- GW indsvivningszoner langs åen var af varierende længde fra ca. 70 m til 230 m og størrelsen af den indstrømmende flux kunne ligeledes variere på tværs af åen.
- Det var ikke muligt, at identificere betydende lokale GW indsvivningszoner, alene på basis af regionale vandførings målinger.

## 4.2 Evaluering af forureningskomponenter fundet i åen og det indsvivende GW langs Grindsted Å

### 4.2.1 Chlorerede opløsningsmidler og deres nedbrydningsprodukter

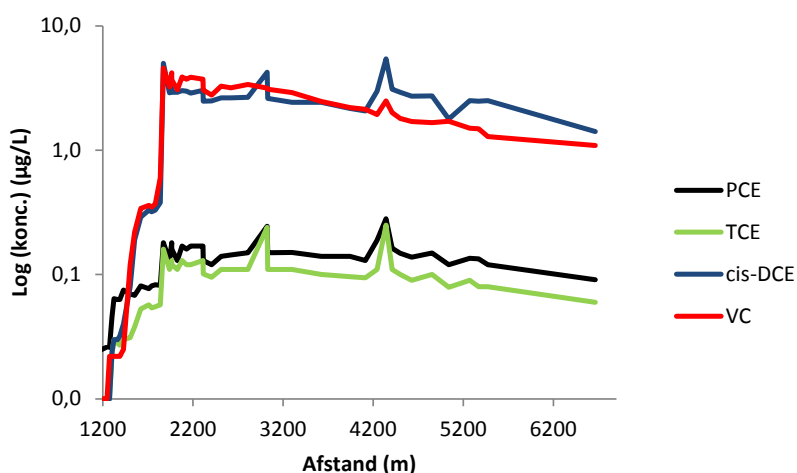
Alle prøver udtaget fra overfladevand (SW) og grundvand (GW) langs den undersøgte strækning i Grindsted Å, startende fra Vestre Boulevard inde i selve Grindsted by til 2,5 km nedstrøms for Morsbøl Skolevej, blev analyseret for de chlorerede opløsningsmidler PCE og TCE samt deres nedbrydningsprodukter cis-DCE og VC. Placeringen af de 6 betydende GW indsvivningszoner er vist på Figur 49, og et udvalg af resultaterne for SW og GW i og omkring de 6 indsvivningszoner er sammenholdt i Tabel 6. Resultaterne viste, at der i den 1. og 3. GW indsvivningszone blev tilført de højeste koncentrationer af PCE, TCE, cis-DCE og VC til åen. Efterfølgende viste det sig i SW nedstrøms for hver af de to zoner, hvor CAH koncentrationerne steg til de højest påviste SW koncentrationer på hele den undersøgte strækning af åen (Figur 24). Den 2. betydende GW indsvivningszone havde derimod signifikant lavere koncentrationer trods zonen høje GW flux værdier (Figur 49). Der blev igen påvist en koncentrationsstigning i den 6. betydende GW indsvivningszone, 346 m nedstrøms for Morsbøl Skolevej, af PCE, TCE, cis-DCE og VC, hvilket tyder på, at der skete en ny stoftilførsel i dette område til Grindsted Å. Koncentrationsforløbet af PCE, TCE, cis-DCE og VC i SW er vist på Figur 53.



Figur 52: Konceptuel tegning af placeringen af de 6 betydende GW indsvingszoner, påvist på den undersøgte strækning i Grindsted Å, samt forureningsgraden af det indsvende GW, hvor stærkt rødt illustrerer den kraftigste forurening og lysere rødt lavere koncentrationer. Blå illustrerer, at grundvandet i den 2. betydende GW indsvingszone havde signifikant lavere koncentrationer af TCE, cis-DCE og VC, og havde desuden betydeligt mindre reduceret grundvand end i indsvingszonerne 1 og 3.

Tabel 6: Kemiske analyseresultater fra udvalgte GW prøver i de 6 betydende GW indsvingszoner samt udvalgte SW prøver før og efter hver zone. GW flux værdien, qz, for lokaliteten, hvor GW og SW prøverne blev udtaget, er estimeret ud fra temperaturmålinger i nærområdet. Den første SW prøve (1391 m) ligger i begyndelsen af den 1. GW indsvingszone og den sidste GW prøve (4346 m) lå i udkanten af den 6. GW indsvingszone på den undersøgte strækning i Grindsted Å.

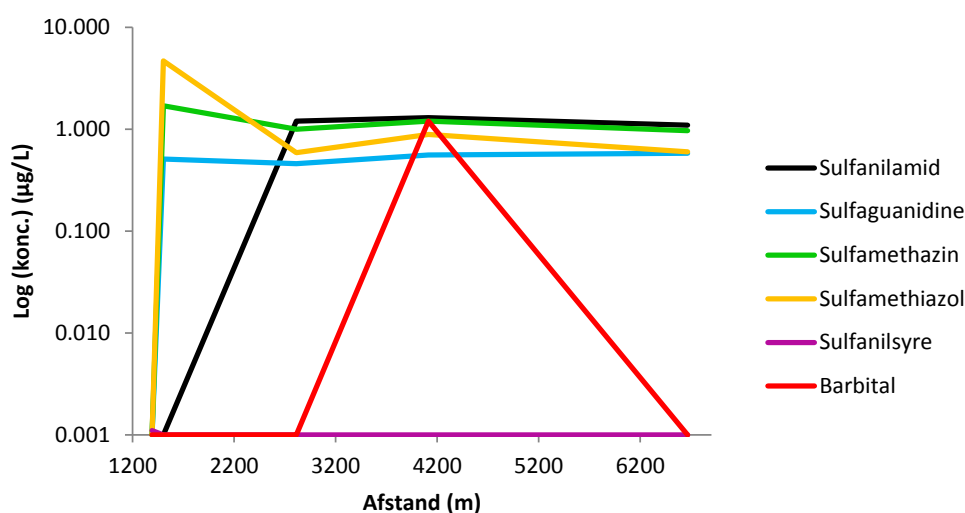
GW indsvingszone	SW	GW	SW	GW	SW	GW	SW	GW	SW	GW	SW	GW	SW
Afstand (m)	1391	1435	1503	1676	1782	1846	2811	3040	3299	3695	4113	4346	6666
qz (m/s)	2.6E-06	4.6E-06	8.0E-07	4.7E-06	1.6E-06	5.4E-06	8.0E-07	4.3E-06	2.0E-06	1.7E-06	2.1E-06	0.5E-06	6E-07
Stof (µg/L)													
PCE	0,06	0,04	0,07	0,05	0,08	< DT	0,15	0,05	0,15	< DT	0,13	0,35	0,09
TCE	0,03	0,10	0,03	0,04	0,06	0,40	0,11	0,02	0,11	< DT	0,09	0,26	0,06
cis-DCE	0,03	11,73	0,08	0,23	0,33	4,40	2,67	0,61	2,43	0,59	2,07	2,54	1,41
VC	< DT	44,58	0,12	0,21	0,37	42,83	3,37	0,62	2,91	0,28	2,13	0,23	1,09
Sulfanilsyre	< 0,5	91	< 0,5	i.a.	i.a.	1,0	< 0,5	i.a.	i.a.	i.a.	< 0,5	i.a.	< 0,5
Sulfamethazin	< 0,5	200	1,7	i.a.	i.a.	< 0,5	1,0	i.a.	i.a.	i.a.	1,2	i.a.	1,0
Sulfanilamid	< 0,5	107	< 0,5	i.a.	i.a.	24	1,2	i.a.	i.a.	i.a.	1,3	i.a.	1,1
Sulfamethiazol	< 0,05	380	4,7	i.a.	i.a.	< 0,05	0,6	i.a.	i.a.	i.a.	0,9	i.a.	0,6
Sulfathiazol	< 0,05	19	1,2	i.a.	i.a.	< 0,05	0,05	i.a.	i.a.	i.a.	0,06	i.a.	< 0,05
Sulfaguanidin	< 0,05	110	0,51	i.a.	i.a.	18	0,46	i.a.	i.a.	i.a.	0,56	i.a.	0,58
Meprobamat	< 0,1	< 0,1	< 0,1	i.a.	i.a.	0,82	0,61	i.a.	i.a.	i.a.	< 0,1	i.a.	< 0,1
Barbital	< 1	340	< 1	i.a.	i.a.	6,8	< 1	i.a.	i.a.	i.a.	1,2	i.a.	< 1
Amobarbital	< 0,5	57	< 0,5	i.a.	i.a.	< 0,5	< 0,5	i.a.	i.a.	i.a.	< 0,5	i.a.	< 0,5
Chlorid (mg/L)	31	35	31	28	31	284	29	18	33	16	33	22	37
Bromid (mg/L)	< DT	4,25	< DT	< DT	0,10	4,51	0,10	< DT	0,09	< DT	0,11	< DT	0,11
Nitrat-N (mg/L)	1,96	0,02	2,00	1,26	2,01	0,10	1,75	0,49	1,80	0,29	1,73	0,03	1,87
Sulfat-S (mg/L)	9,5	3,1	9,7	7,1	9,3	1,1	8,4	14,0	9,0	2,0	9,1	17,5	9,7



Figur 53: Analyseresultaterne for PCE, TCE, cis-DCE og VC i samtlige overfladevandsprøver, udtaget langs den undersøgte strækning af Grindsted Å, startende fra Vestre Boulevard inde i selve byen og ca. 2,5 km nedstrøms for Morsbøl Skolevej. Afstanden 1220 m repræsenterer Vestre Boulevard, 2600 m Søndre Ringvej og Morsbøl Skolevej 4000 m. Alle koncentrationer er angivet logaritmisk (samme enhed for alle stofferne).

#### 4.2.2 Barbiturater, sulfonamider og sulfanilsyre

Analyseresultaterne for barbiturater, sulfonamider og sulfanilsyre viste, at deres koncentrationer gik fra at være under detektionsgrænsen i SW, 40 m opstrøms for den 1. betydende GW indsvinningszone, til at optræde i høje koncentrationer (91 - 380 µg/L) i grundvandet i den 1. indsvinningszone, som vist i Tabel 6. I SW, 70 m nedstrøms for denne GW zone, blev flere af stofferne nu også påvist. Stofferne blev igen påvist i GW fra den 3. indsvinningszone. De påvises derefter i SW på resten af den undersøgte strækning, dog skete der igen en mindre koncentrationsstigning, umiddelbart efter Morsbøl Skolevej, hvorefter de aftager. Dette indikerer, at der i området omkring Morsbøl Skolevej skete en ny stoftilførsel. Stofftilførslen kan skyldes, at Engsøen udmunder i Grindsted Å, ca. 100 m opstrøms Morsbøl Skolevej, som er kendt for at indeholde mange af Grindstedværkets affaldsstoffer (Billund Kommune, 2008). Det vil kræve en nærmere undersøgelse af overfladevandet fra Engsøens udmundning samt af området i åen for at kunne afgøre, hvorvidt forureningen stammer fra Engsøen og/eller fra GW. SW koncentrationen på den undersøgte strækning er vist på Figur 54. Ud fra de 7 analyserede vandprøver fra Grindsted Å, viste resultaterne, at den kraftigst påviste forurening i åen skete i første del af den undersøgte strækning, ca. 180 m til 780 m nedstrøms for Vestre Boulevard (afstand 1400 – 2000 m), hvor 1. og 3. betydende GW indsvinningszone blev påvist (Figur 25).



Figur 54: Analyseresultaterne for barbiturater, sulfonamider og sulfanilsyre i samtlige overfladevandsprøver, udtaget langs den undersøgte strækning af Grindsted Å, startende fra Vestre Boulevard inde i selve Grindsted by og ca. 2,5 km nedstrøms for Morsbøl Skolevej. Afstanden 1220 m repræsenterer Vestre Boulevard, 2600 m Søndre Ringvej og 4000m Morsbøl Skolevej. Alle koncentrationer er angivet logaritmisk (samme enhed for alle stofferne).

#### 4.2.3 Uorganiske ioner

Resultaterne for de uorganiske ioner viste, at chlorid koncentrationerne ligeledes var højest i starten af den undersøgte strækning i GW prøverne, hvor to signifikante toppe blev påvist i den 1. og 3. betydende GW indsvinningszone i åen for CAH, barbiturater, sulfonamider og sulfanilsyre koncentrationerne. Der blev i 2. indsvinningszone påvist et fald i chlorid koncentrationerne. En mindre stigning i GW koncentrationen blev påvist i den 4. GW indsvinningszone, 433 m nedstrøms for Søndre Ringvej, hvor åen er ført nord for Engsø, for derefter at falde til koncentrationer under SW koncentrationerne på resten af den undersøgte strækning (Figur 28). Der blev dog påvist en lille GW stigning i den 6. GW indsvinningszone, nedstrøms for Morsbøl Skolevej, i samme område hvor CAH koncentrationerne havde en mindre stigning i GW og barbiturater, sulfonamider og sulfanilsyre i SW. Koncentrationer fra udvalgte SW og GW prøver er vist i Tabel 6, som er understøttet af samtlige analyseresultater, vist i bilag 3 og 4.

Bromid koncentrationen i GW prøverne viste ligeledes to maksima i den 1. og 3. betydende GW indsvinningszone i åen, hvor koncentrationerne for CAH og chlorid topper. Bromids SW koncentrationen steg efter den første GW top hen til ca. 450 m opstrøms Søndre Ringvej, hvorefter den faldt til omkring 0,1 µg/L, hvor den lå stabilt på resten af strækningen. GW koncentrationen derimod faldt ned under detektionsgrænsen, 700 m nedstrøms for Søndre Ringvej, for derefter ikke at blive påvist igen på resten af strækningen (Figur 28).

Nitratkoncentrationen i SW lå stabilt på ca. 1,8 mg/L ned igennem åen, hvorimod GW koncentrationen viste to større dyk på de samme strækninger, hvor der blev påvist stigninger i koncentrationerne på CAH, chlorid og bromid i 1. og 3. GW indsvinningszone. GW koncentrationen steg derefter til omkring SW koncentration ved Søndre Ringvej til opstrøms for Morsbøl Skolevej, hvorefter GW koncentrationen igen begyndte at falde, for derefter at blive lavere end SW koncentrationerne på resten af den undersøgte strækning af åen (Figur 28).

Sulfat viste de samme koncentrationsmønstre i SW og GW som nitrat med to dyk i GW koncentrationerne i 1. og 3. indsvinningszone. GW koncentrationen lå derefter på omkring SW koncentrationen (9 mg/L) på resten af den undersøgte strækning, for dog at stige kortvarigt i den 6. betydende GW indsvinningszone nedstrøms for Morsbøl Skolevej (Figur 28).

De to dyk i nitrat og sulfatkoncentrationerne tyder stærkt på, at det CAH, barbiturat, sulfonamid og sulfanilsyre forurenede GW, der indsvivede i den 1. og 3. dominerende GW indsvinningszone i starten af den undersøgte strækning, var stærkt reduceret (sulfat). Forureningsgraden i de påviste GW indsvinningszoner er illustreret i oversigtsfiguren, Figur 52.

Grundvandet i den 2. betydende indsvinningszone var derimod kun svagt reduceret i forhold til GW i 1. og 3. indsvinningszone. Sammenholdt med at GW var karakteriseret ved at have signifikante lave koncentrationer af de tre stofgrupper, CAH, chlorid og bromid, trods de høje GW flux værdier påvist i denne zone (figur 49), understøtter det, at GW der strømmede ind i Grindsted Å i denne zone, havde en signifikant anderledes vandkemi end det GW, der indsvivede 160 m opstrøms og 130 m nedstrøms i åen. Da de 3 zoner ligger indenfor en strækning af 600 m, kunne der være flere forklaringer på dette fænomen. En forklaring kunne være, at den 2. betydende GW indsvinningszone hovedsageligt modtager det forholdsvise rene GW fra syd, som påvist i tværsnit A (afsnit 4.3.1.), af geologiske grunde. En anden forklaring kunne være, at der er sket en opsplittning ("fingers")/ opbremsning af CAH i den forurenede GW fane fra nord, et fænomen, som er kendt for stofgruppen dense non-aqueous phase liquids (DNAPLs), som PCE, TCE, cis-DCE og VC tilhører, idet de transporteres lettere igennem mættede zoner i jordlagene, men samtidig er tungere end vand (Bjerg et al., 2011). Der er, som omtalt i afsnit 1.3, blevet påvist flere mindre ler og silt linser i det relativt homogene 80 m dybe sandlag under Grindsted by og omegn. Sådanne linser kan virke både som en geologisk barriere eller som et filter for det forurenede GW og derved bevirke, at CAH ikke påvises i GW i den 2. indsvinningszone og understøtter derved begge forklaringer på det observerede fænomen. En kortlægning af de hydrauliske strømningforhold i denne GW indsvinningszone ville være nødvendig for at kunne afgøre, hvilken forklaring som var gældende.

GW, der indsvivede i den 6. betydende GW indsvinningszone nedstrøms for Morsbøl Skolevej var ligeledes reduceret (nitrat), men ikke så kraftigt som i den 1. og 3. indsvinningszone.

## Sammenfatning af afsnit 4.2: Evaluering af forureningskomponenter fundet i det indsvivende GW langs Grindsted Å

- Det kraftigste forurenede (CAH, chlorid og bromid) og mest reducerede GW, som blev påvist, indsvivede i Grindsted Å i den 1. og 3. betydende GW indsvivningszone på den undersøgte strækning.
- Barbiturater, sulfonamider og sulfanilsyre blev først påvist i Grindsted Å i den 1. betydende GW indsvivningszone for derefter at være repræsenteret i SW på resten af den undersøgte strækning. De højeste koncentrationer blev påvist i åen 180–780 m nedstrøms for Vestre Boulevard.
- Den 2. betydende indsvivningszone viste signifikant lavere CAH, chlorid og bromid koncentrationer i GW og var mindre reduceret end GW i 1. og 3. indsvivningszoner.
- En mindre stigning af barbiturater og sulfonamider blev igen påvist nedstrøms for Morsbøl Skolevej i SW, men hvorvidt det stammer fra Engsøen eller fra forurenede GW kræver nærmere undersøgelser.
- En stigning af CAH og chlorid koncentrationerne i GW fra den 6. indsvivningszone (150 m nedstrøms for Morsbøl Skolevej) vidnede om en ny stofftilførsel via GW til Grindsted Å.

### 4.3 Evaluering af forureningskomponenter fundet i det indsvivende GW samt hydrauliske strømningsforhold på tværs af Grindsted Å

#### 4.3.1 Tværsnit A i 1. betydende GW indsvivningszone

I den 1. betydende GW indsvivningszone, 160 m nedstrøms for Vestre Boulevard (ved 1380 m), hvor tværsnit A var placeret, indikerede de hydrauliske potentialeforskelle, at der skete en indstrømning af GW i åen, og at det forekom homogent over hele åbunden i tværsnittet (Figur 34). CAH resultaterne fra de to rammeboringer, én på hver side af åen, samt piezometrene i selve åen, viste, at der overvejende skete en tilstrømning af CAH forurenede GW fra nordsiden af åen. Bromid blev kun påvist i væsentlige koncentrationer i GW fra den nordlige del af åen (Figur 39). Barbiturater, sulfonamider og sulfanilsyre blev også kun påvist i den nordlige brink i grundvandet fra 3,5 m dybde (Figur 40). Chlorid derimod blev påvist i høje koncentrationer over hele tværsnittet. Litium blev også påvist i hele tværsnittet, men i lave koncentrationer (0,33–2,53 µg/L) (Figur 39). Nitrat blev påvist i lave koncentrationer over hele tværsnittet, hvorimod ammonium og sulfat koncentrationerne var højest i de øvre lag samt i den nordlige brink, hvilket kunne tyde på, at GW, som tilstrømmede fra syd, var mere reduceret (sulfat) end det tilstrømmende GW fra nord (nitrat) (Figur 39). Rådata er vist i bilag 5.

Sammenholdt viste analyseresultaterne, at der ankom en kraftig CAH, barbiturat, sulfonamid, sulfanilsyre og bromid forurenede GW fra nord til den 1. betydende GW indsvivningszone i Grindsted Å (Figur 55). Den specielle stoffkombination vidner om, at det højst sandsynligt stammer fra fabriksgrunden, Grindstedværket, som ligger ca. 1,5 km nord for Grindsted Å (Figur 1 og Figur 2).

GW prøverne fra de fire piezometre, placeret hhv. 5 m og 10 m opstrøms og nedstrøms for tværsnit A (figur 44 og 45) viste, at CAH og de uorganiske ioner ( $\text{Br}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$  og  $\text{SO}_4^{2-}$ ) overvejende blev påvist i selve tværsnittet samt i de to piezometre nedstrøms for tværsnittet. De hydrauliske potentialeforskelle viste ligeledes, at de to piezometre opstrøms for tværsnit A var negative, hvorimod de to piezometre nedstrøms var positive. Disse observationer understøtter den beregnede GW flux,  $q_z$ , som indikerede, at tværsnit A var blevet placeret i udkanten af den 1. påviste og betydende GW indsvivningszone på den undersøgte strækning i Grindsted Å. Resultaterne understøttede endvidere, at der var en forurenede CAH, bromid og nitratreduceret GW fane, som indsvivede fra nord på dette sted i Grindsted Å.





### 4.3.3 Tværsnit C i den 3. betydende GW indsvinningszone

Tværsnit C var placeret 620 m nedstrøms for Vestre Boulevard (ved 1840 m) i Grindsted Å i den 3. påviste GW indsvinningszone. De hydrauliske potentialeforskelle viste her, at der skete en indsvinning af GW i tværsnittet, som illustreret i Figur 36. Temperaturen i 20 cm's dybde, T<sub>20</sub>, i åbunden samt den beregnede GW flux på tværs af åen viste, at der skete en signifikant større GW indstrømning i den nordlige del af åen end i den sydlige del af tværsnittet, hvor vanddybden var betydelige lavere (Figur 38).

PCE og TCE blev overvejende påvist i GW fra den nordlige del af tværsnittet i høje koncentrationer, men denne kemiske opdeling i det indsvivende GW var mere udvisket ved tilstedeværelsen af cis-DCE og VC, som var jævnt fordelt i høje koncentrationer over hele tværsnittet (Figur 42). Barbiturat-, sulfonamid- og sulfanilsyresresultaterne fra rammeboringerne på hver side af åen i hhv. 3,5 m og 5,5 m dybde viste, at GW fra nord på dette sted var stærkt forurenet i begge dybder og påvist i langt højere koncentrationer end i GW fra syd (Figur 43). De påviste GW koncentrationer for CAH, barbiturat, sulfonamid og sulfanilsyre koncentrationerne i dette tværsnit var de højest påviste på den undersøgte strækning i Grindsted Å.

Fordelingen af chlorid var, som i tværsnit A og B, jævnt fordelt og i høje koncentrationer hen igennem hele tværsnittet, hvorimod bromid koncentrationerne var højest i den øvre del af åbunden og brinkerne. Litium blev kun analyseret i kampagnen, udført i oktober 2012, men resultaterne viste, at litium hovedsageligt på dette sted i Grindsted Å blev tilført med GW fra syd, hvilket indikerer, at GW fanen fra syd når åen i dette område (afsnit 1.5).

Ud fra nitrat, ammonium og sulfat resultaterne tyder det på, at GW fra syd igen var mere reduceret (ammonium) end GW, som ankom fra nord (nitrat) (Figur 42). Sammenholdt ses det, at GW fra nord og syd på dette sted indeholdt de samme miljøfremmede stoffer, dog i forskellig koncentrationer. GW fra syd var mere reduceret og indeholdt de højeste litium koncentrationer, hvorimod GW fra nord indeholdt de højeste koncentrationer af barbiturater, sulfonamider, sulfanilsyre, PCE og TCE. Dette indikerer, at der ankommer GW fra både nord og syd, trods GW fluxen fra syd er lavere i forhold til den nordlige del af tværsnittet. Der er stor sandsynlighed for at begge GW faner ankommer i dette område, idet fordelingen af de miljøfremmede stofferne i GW på tværs af åen, repræsenterer dele af de to GW faners karakteristika (Figur 55).

Analysesresultaterne fra den eksisterende boring GPIX, der ligger ca. 50 m nord for åen, lidt opstrøms for tværsnit C (Tabel 1 og Figur 7), lå meget tæt på de påviste koncentrationer i den nordlige brink og støtter dermed, at GW fra nord har den påviste vandkemi, som blev observeret i den nordlige del af tværsnit C.

Kemiske analyser af GW fanen fra syd (Tabel 2) i boring 114.1996 og 114.1384 viste, at der var forhøjede koncentrationer af litium i det øvre grundvandsmagasin og understøtter hermed, at der også ankommer GW fra syd til den sydlige brink i tværsnit C, som sandsynligvis stammer fra Grindsted gamle losseplads. PCE, TCE, cis-DCE og VC var derimod alle påvist i meget lave koncentrationer eller under detektionsgrænsen (Tabel 2), hvilket tyder på, at der enten er en lokal forureningskilde af CAH syd for Grindsted Å, eller at der på dette sted er sket en opblanding i udvekslingszonen under og i brinkerne af åen af det CAH forurenede GW fra nord. Effekten af opblanding kunne være yderligere forstærket af, at den indstrømmende GW flux i den nordlige del af tværsnittet var signifikant højere end i den sydlige del (Figur 38). Dette kunne ligeledes forklare fordeling af bromid over hele tværsnittet.

#### 4.3.4 SW tværsnit 25 m nedstrøms for tværsnit C

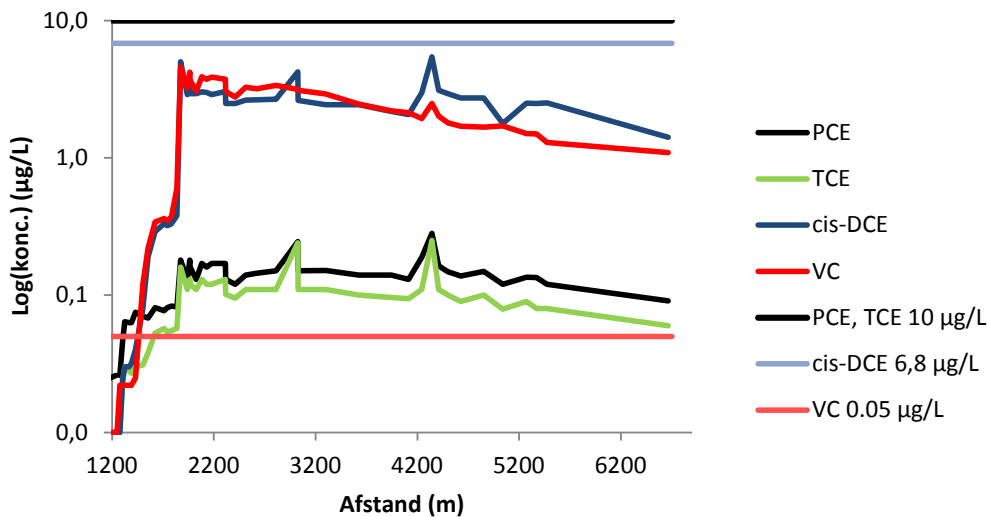
Et overfladevandstværsnit 25 m nedstrøms for tværsnit C viste, at PCE, TCE, cis-DCE og VC var repræsenteret i højere koncentrationer i den nordlige del af åløbet end i den sydlige del (Figur 46). Nitrat og sulfat koncentrationerne viste den samme koncentrationsfordeling, hvorimod bromid kun blev påvist i den nordlige del af tværsnittet (Figur 46). Fordelingen af de påviste stoffer i åløbet kunne forklares ved, at der, som observeret (Figur 38), var en kraftigere indsvivende GW flux i den nordlige del af åbunden, og fordelingen i SW derved var domineret af vandkemi af det indsvivende GW fra nord. Det viste samtidigt, at der på 25 m ikke var sket en fuldstændig opblanding i vandløbet, og at GW indsvivningsmønsteret, påvist i tværsnit C, må være gældende for en større del af den 3. betydende GW indsvivningszone (figur 47) end blot i og omkring tværsnit C. Chlorid var, som påvist i tværsnit C, jævnt fordelt i SW tværsnittet i forholdsvis høje koncentrationer (Figur 46).

#### **Sammenfatning af afsnit 4.3: Evaluering af forureningskomponenter fundet i det indsvivende GW samt hydrauliske strømningsforhold på tværs af Grindsted Å**

- I tværsnit A i den 1. betydende GW indsvivningszone forekom der en homogen GW indsvivning over hele tværsnittet samt en indsvivning af en kraftigt CAH, barbiturat, sulfonamid, sulfanilsyre og bromid forurenede GW i den nordlige del for åen.
- Den påviste og unikke forureningskombination er karakteristisk for Grindstedværkets forurening og vidner om, at GW fanen fra nord, der indsviver 155 til 260 m fra Vestre Boulevard, stammer fra Grindstedværket.
- I tværsnit B skete der et vandtab i oktober 2012 over hele tværsnittet i det neutralt vandudvekslingsområde trods høje GW koncentrationer af de miljøfremmede stoffer påvist i hele åbundens udvekslingszone.
- De høje GW koncentrationer af CAH i tværsnit B tyder på, at forurenede GW fra nord indsviver i åen på nogle tidspunkter af året, men hvorvidt GW fanen fra Grindsted losseplads indsviver i åen er ikke tydeligt og ville kræve nærmere undersøgelser.
- Den 3. GW indsvivningszone, 620 til 760 m nedstrøms for Vestre Boulevard, modtog ligeledes den forurenede GW fane fra Grindstedværket. Trods GW i den sydlige del indeholdte barbiturater, sulfonamider, sulfanilsyre, litium og var mere reduceret end GW fra nord, må området undersøges nærmere for at afgøre, hvorvidt GW fanen fra lossepladsen indsviver fra syd.
- I tværsnit C i den 3. betydende GW indsvivningszone forekom GW indsvivningen hovedsageligt fra midten og den nordlige del af åbunden, hvilket bevirkede en stærk opblanding af det forurenede GW fra nord i udvekslingzonen under og i brinkerne på dette sted.
- SW tværsnit viste, at der 25 m nedstrøms for tværsnit C ikke var sket en fuldstændig opblanding i åen, og at fordelingen i SW tværsnittet var domineret af den samme vandkemi, som det indsvivende GW fra nord i tværsnit C.

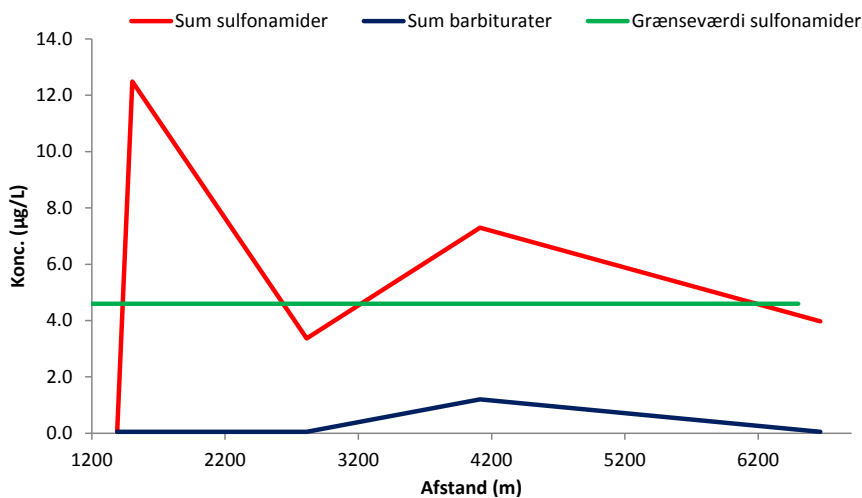
#### 4.4 Kvalitetskriterier

Der blev på den ca. 5 km lange strækning, undersøgt i Grindsted Å, startende fra Vestre Boulevard til ca. 2,5 km nedstrøms Morsbøl Skolevej påvist, at koncentrationen af VC oversteg det generelle miljøkvalitetskriterium for overfladevand (0,05 µg/L) 280 m nedstrøms for Vestre Boulevard og hen igennem resten af den undersøgte strækning.



Figur 56: Oversigt af PCE, TCE, cis-DCE og VC koncentrationerne i SW på den undersøgte strækning i Grindsted Å, startende fra Vestre Boulevard til ca. 2,5 km nedstrøms for Morsbøl Skolevej. De tre generelle kvalitetskriterier i SW for hhv. PCE og TCE (10 µg/L), cis-DCE (6,8 µg/L) og VC (0,05 µg/L) er ligeledes angivet. Alle koncentrationer er angivet logaritmisk (samme enhed for alle stofferne). Afstand 1220 m repræsenterer Vestre Boulevard, 2600 m Søndre Ringvej og 4000 m Morsbøl Skolevej.

Summen af sulfonamider i overfladevandet blev ligeledes påvist at overstige den anbefalede koncentration på 4,6 µg/L (Kærgård Plantage, 2006) i Grindsted Å, hhv. 280 m nedstrøms for Vestre Boulevard (12,5 µg/L) og umiddelbart nedstrøms for Morsbøl Skolevej (7,3 µg/L).



Figur 57: Oversigt af summen af koncentrationerne af hhv. sulfonamider og barbiturater i SW på den undersøgte strækning i Grindsted Å, startende fra Vestre Boulevard til ca. 2,5 km nedstrøms for Morsbøl Skolevej. De anbefalede kvalitetskriterier for summen af hhv. sulfonamider og barbiturater er 4,6 µg/L og 70 µg/L i SW (Kærgård Plantage, 2006 og Miljøstyrelsen, 2010). Kriteriet for sulfonamider er angivet med grønt. Afstand 1220 m repræsenterer Vestre Boulevard, 2600 m Søndre Ringvej og 4000 m Morsbøl Skolevej.

#### Sammenfatning af afsnit 4.4: Kvalitetskriterier

- VC oversteg det generelle miljøkriterium for SW i Grindsted Å, 280 m nedstrøms for Vestre Boulevard til ca. 2,5 km nedstrøms for Morsbøl Skolevej, en strækning på mere end 5 km.
- Summen af sulfonamider oversteg ligeledes den anbefalede SW koncentration 280 m nedstrøms for Vestre Boulevard, samt umiddelbart nedstrøms for Morsbøl Skolevej.

## **4.5 Metoder**

### **4.5.1 Temperaturmålinger langs åen**

Temperaturmålingerne i Grindsted Å var nemme at udføre, og de gav et godt overblik over GW indsvivningszoner på den undersøgte strækning. Den 1. målekampagne viste, at temperaturmålingerne langs åen minimum skulle foretages hver 50 m for at kunne afdække lokale og betydende GW indsvivningszoner ned langs åen, idet zonernes længde varierede fra 70 m til 230 m.

På basis af temperaturresultaterne viste de ligeledes, at ved vandløb, bredere end 2 m, var én måling ikke nok for hver 50 m, men at minimum to målinger på tværs af åen var nødvendig for at kunne afdække lokale GW indsvivningszoner, idet GW fluxen kunne variere betydeligt fra bred til bred, som påvist i tværsnit C (Figur 38).

### **4.5.2 Vandkemi i SW og GW ned langs åen**

Overfladevandsprøver var lette at udtage, og analyseresultaterne viste, at for at kunne kortlægge stoftilførsel og koncentration af miljøfremmede stoffer ned langs et vandløb, var det optimale interval mellem 50 m til 100 m.

Grundvandsprøverne fra piezometrene var tidskrævende at udtage, men de gav et godt indblik i forureningsgraden af det indsvivende GW langs åen.

### **4.5.3 Piezometertværsnit udført i åen**

Tværsnittene udført i Grindsted Å var tidskrævende, men gav et godt indblik af vandkemien i det indsvivende GW på tværs af åen samt de vertikale og horisontale strømningsforhold i åbunden.

Ud fra målte temperaturer, hydrauliske potentialeforskelle og kemiske analyseresultater anbefales det, at for at kunne kortlægge den vertikale og horisontale GW flux, samt en profil af det indsvivende grundvandets kemiske sammensætning, skal et tværsnit bestå af piezometergrupper, bestående af minimum to piezometre nedsat i hhv. 40 og 80 cm's dybde, med max. 1,5 m mellemrum samt én rammeboring på hver side af åen.

### **4.5.4 Praktiske anbefalinger til feltundersøgelsen**

For at udføre den 1. målekampagne, var det praktisk at dele opgaverne mellem to hold. Det ene hold kan udføre temperaturmålinger hver 50m ned langs åen, nedsætte piezometre, hvor T20 er mindre end 10 °C, og tømme dem for vand for derved at klargøre piezometrene til at blive prøvetaget af det andet hold. Det andet hold udtager imens SW prøver for hver 50-100 m ned langs åen samt GW prøver fra nedsatte piezometre, idet det er den mest tidskrævende del af målekampagnen.

I den 2. målekampagne er det ligeledes en fordel, at det ene hold iværksætter temperaturmålingerne på tværs af åen, nedsætter piezometertværsnittet, tømmer piezometrene for derefter at nivellere tværsnittet og måle de hydrauliske potentialeforskelle (efter vandstanden har stabiliseret sig i piezometrene), medens det andet hold starter med at nedsætte rammeboringerne, nivellerer vandspejlet samt prøvetager GW i de ønskede dybder, for derefter til sidst at prøvetage fra piezometertværsnittet i selve åen. Hold 2 kan til sidst prøvetage GW prøver fra evt. en eller flere nærtliggende og etablerede boringer.

#### **Sammenfatning af afsnit 4.5: Metoder**

- Temperaturmålingerne var lette at udføre, og det anbefales, at man måler hver 50 m ned langs vandløbet for at kunne lokalisere lokale og betydende GW indsvivningszoner.
- I vandløb bredere end 2 m skal temperaturen min. måles to steder på tværs af åen for at afdække lokale GW indsvivningszoner, da GW fluxen kan variere signifikant på tværs af åen.
- For at kunne beregne GW fluxen skal temperaturmålingerne foretages i sommer- eller vinterhalvåret, hvor der er størst forskel på temperaturen mellem SW og GW.
- SW prøver var nemme at udføre, og det anbefales, at de blive udtaget med et 50-100 m interval ned langs åen for at kunne kortlægge forløbet af evt. stoftilførsel samt koncentration af miljøfremmede stoffer.
- GW prøverne var tidskrævende at udtage, men gav et godt indblik i forureningsgraden af det indsvivende GW.
- Piezometertværsnit var tidskrævende at udføre, men gav et godt overblik af vandkemien samt de vertikale og horisontale strømningsforhold i det indsvivende GW i vandløbet.
- Tidsmæssigt er det praktisk i begge målekampagner at dele opgaverne imellem to hold.

# 5. Konklusion

## 5.1 Kortlægning af GW forurening i Grindsted Å

- 6 betydende GW indsvivningszoner blev lokaliseret, som alene på basis af de regionale vandførings målinger ikke var mulige at påvise.
- Det kraftigste forurenede GW blev påvist i den 1. og 3. indsvivningszone, der lå hhv. 155 m og 620 m nedstrøms Vestre Boulevard, som efterfølgende viste sig i SW, hvor de højeste SW koncentrationer blev påvist på den undersøgte strækning i Grindsted Å.
- GW i den 2. indsvivningszone, som lå 420 m nedstrøms Vestre Boulevard, var derimod signifikant mindre forurenede end GW fra 1. og 3. indsvivningszone trods en kraftige GW indsvivning.
- Tværsnit A, udført i den 1. betydende GW indsvivningszone på den undersøgte strækning i åen viste, at 160 m nedstrøms Vestre Boulevard skete der en tilstrømning af GW over hele tværsnittet i åbunden. Trods den homogene indstrømning blev en tydelig GW fane fra Grindstedværket (nord for åen) påvist, indeholdende den unikke sammensætning af miljøfremmede stoffer CAH, barbiturater, sulfonamider, sulfanilsyre og bromid.
- I den 3. betydende GW indsvivningszone, hvor tværsnit C blev udført, blev den samme karakteristiske GW fane fra Grindstedværket påvist, men der blev også en mulig indstrømning af en mere reduceret GW fane fra syd med de karakteristiske stoffer (barbiturater, sulfonamider, sulfanilsyre og litium), som kendetegner GW fanen fra Grindsted gamle losseplads.

## 5.2 Risikovurdering af SW i Grindsted Å

- Vinyl chlorid koncentrationen blev påvist at overskride det generelle miljøkvalitetskriterium for SW (0,05 µg/L) 280 m nedstrøms for Vestre Boulevard og på resten af den undersøgte strækning af Grindsted Å til ca. 2,5 km nedstrøms for Morsbøl Skolevej, en strækning på mere end 5 km.
- Summen af sulfonamider blev ligeledes påvist at overstige den anbefalede SW kvalitetskriterium (4,6 µg/L) 280 m nedstrøms for Vestre Boulevard med en samlet koncentration på 12,5 µg/L og igen nedstrøms for Morsbøl Skolevej med en samlet koncentration på 7,3 µg/L.

## 5.3 Metode

- Det var muligt at kortlægge betydende lokale grundvandsindsvivningszoner ved hjælp af systematiske temperaturmålinger, og det var nemt at udføre på den ca. 5 km lange strækning i Grindsted Å.
- Udtagning af prøver fra overfladevandet på den undersøgte strækning i åen var enkle at udføre og gav et godt overblik af, hvor på strækningen, der skete en stoftilførsel samt koncentration af de miljøfremmede stoffer.

- GW prøverne var mere tidskrævende, men påviste hvorvidt det indsvivende GW var forurenet og af hvilke stoffer.
- For at kunne beregne GW fluxen skal temperaturmålingerne foretages i sommer- eller vinterhalvåret, hvor der er størst forskel på temperaturen mellem SW og GW, for det 8 til 10 °C kolde GW kan detekteres.

#### **5.4 Videre undersøgelser**

- For at afklare hvorvidt GW fanen fra Grindsted gamle losseplads når Grindsted Å i den 3. betydende indsvivningszone, ville der være behov for at udføre et eller flere tværsnit syd for åen for at indkredse retningen og bredden af GW fanen.
- For at afgøre om stoftilførsel i GW fra den 6. betydende indsvivningszone af CAH og chlorid, 150 m nedstrøms for Morsbøl Skolevej, stammer fra Grindsted gamle losseplads, ville et tværsnit syd for åen på dette sted ligeledes være nødvendig.
- For at klargøre grunden til stigningen af barbiturat-, sulfonamid- og sulfanilsyre-koncentrationen i SW nedstrøms for Morsbøl Skolevej, ville en undersøgelse af både SW fra Engsåens udmunding, ca. 100 m opstrøms for Morsbøl Skolevej, samt af evt. GW, som indsviver i dette område, være nødvendig for at afgøre, om det stammer fra en GW fane og/eller Engsåen.
- For at fastslå med sikkerhed at der er forskel på bromid og litium koncentrationerne i GW fanerne fra hhv. Grindstedværket og Grindsted gamle losseplads, ville en kemiske analyse af GW fra flere eksisterende boringer, placeret i de to GW faner nord og syd for åen, være nødvendig. Analyse for bromid og litium bør også medtages ved evt. nyt tværsnit syd for åen.



# 6. Referencer

Billund Kommune, (2008): Grindsted Eng sø Miljøtilstand og fremtidsmuligheder. Orbicon A/S.

Bjerg, P.L., Kjeldsen P., (2010): Grindsted Gamle Losseplads – en sammenfatning af DTU's forskningsresultater. Tech. rep. ISBN 978-87-91855-77-1, DTU miljø, Region Syddanmark. Tilgængelig på [www.sara.env.dk](http://www.sara.env.dk).

Bjerg, P.L., Broholm, M.M., Lange, I.V., Troldborg, M., Janniche, G.S., Lemming, G., Santos, M., Binning, P.J., (2011): Forekomst af fri fase og kvantificering af forureningsflux for chlorerede opløsningsmidler. ISBN 978-87-92654-22-9, DTU Miljø, Region Hovedstaden.

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.

COWI (2011): Undersøgelse af afdampning fra forureningsfanen fra Grindstedværket. Tech. rep. 1, Cowi, Rambøll og Region Syddanmark.

Ejlskov (2005): Indsamling af supplerende data til Monitoringsplan for Grindsted - Afrapportering af Fase 2. Delrapport 1. Tech. rep., Ribe Amt.

Ejlskov (2006): Monitoringsplan for Grindsted - Undersøgelse af afdampning fra grundvandsforurening. Tech. rep., Ribe Amt.

GEUS (1995): Grundvandsovervågning 1995. ISBN 89813-34-7. Danmarks og Grønlands geologiske undersøgelse Miljø- og Energiministeret.

Grundvandskontoret (2005): Historisk overblik over forureningen i Grindsted. Tech. Rep. Sag nr.04/350, Ribe Amt.

Grundvandskontoret (2006): Overvågning Grindsted Å - 2006. Grundvandsforurening i Grindsted. Tech. Rep. Sag nr.04/350, Ribe Amt, internt notat.

Jord & Affald (2011): Vurdering af påvirkning af Grindsted Å og Grindsted Eng sø fra jordforureningerne fra Grindstedværket. Tech. Rep. MST-780-00014, Miljøstyrelsen.

Kjeldsen, P., Bjerg, P. L., Rügge, K., Christensen, T.H., Pedersen, J. K., (1998): Characterization of an old municipal landfill (Grindsted, Denmark) as a groundwater pollution source: Landfill hydrology and leachate migration. *Waste Management and Research* 16(1), 14 – 22.

Miljømålsloven (2007). LBK nr 1756 af 22/12/2006.

Miljøministeriet (2007). Grundvandskemisk kortlægning af område ved Helsingør. Miljøcenter Roskilde.

Miljøstyrelsen (2007). Store Forureningsager. Afrapportering fra den tekniske arbejdsgruppe. For Miljøstyrelsen og regionerne i Danmark, Juni.

Miljøministeriet (2010). Bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet. BEK nr. 1022 af 25/08/2010.

NIRAS A/S (2009): Redegørelse over anvendte kemikalier på Grindstedværket og deres potentielle trussel i forhold til miljøet. Tech. Rep. 1, Region Syddanmark, Kolding

Promio, D., (2011). Model for the assessment of the risk of point sources to surface water: development and application. M.Sc. Thesis, Danmarks Tekniske Universitet, DTU Miljø, Kgs. Lyngby.

Rasmussen, J.J, McKnight, U.S., Loinaz, M.C., Thomsen, N.I., Olsson, M.E., Bjerg, P.L., Binning, P.L., Kronvang, B., (2013). A catchment scale evaluation of multiple stressor effects in headwater streams. *Science of the Total Environment* 442, 420-431.

Stonestrom, D.A., K.W. Blasch, (2003). Determining temperature and thermal properties for heat-based studies of surface-water ground-water interactions. In Heat as a Tool for Studying the Movement of Ground Water Near Streams. Ed. D.A. Stonestrom and J. Constantz, 73–80. USGS Circular 1260. Reston, Virginia: USGS.

Turcotte, D. L., Schubert, G., (1982). Geodynamics: Applications of Continuum Physics to Geological problems. John Wiley & Sons, New York.

Petersen M. F. (2012). Quantification and risk assessment of continuous micropollutant mass discharge from multiple sources to a gaining stream at the catchment scale. M.Sc. Thesis, DTU Miljø, Kgs. Lyngby.

**Bilag 1: Kemiske analyseresultater fra det dybere liggende grundvand (62 – 115 m) i området under Grindsted Gl. losseplads**

Syd	Losseplads	Nær losseplads	Nær losseplads	Nær losseplads	Nær losseplads	Nær losseplads
Borings nr./ År	<b>114.2122</b> 05-06-2012	<b>114.2122</b> 05-06-2012	<b>114.1384 (GLU1)</b> 16-10-2012	<b>114.1384 (GLU1)</b> 16-10-2012	<b>114.1384 (GLU1)</b> 16-10-2012	<b>114.1384 (GLU1)</b> 16-10-2012
Dybde (m)	75 - 77	62 - 64	73 - 74	59 - 60	56 - 64	26 - 27
<b>Miljøfremmede stoffer (µg/L)</b>						
Sulfanilsyre	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<b>80</b>	<b>20</b>
Sulfamethazin	<0,5	<0,5	<0,5	<b>1,9</b>	<b>1100</b>	<b>6,8</b>
Sulfanilamid	<b>0,82</b>	<0,5	<0,5	<0,5	<b>470</b>	<b>1200</b>
Sulfamethiazol	<b>0,33</b>	<b>0,12</b>	<0,5	<b>0,21</b>	<b>400</b>	<b>3,2</b>
Sulfathiazol	<b>4,9</b>	<b>6,7</b>	<0,5	<b>0,41</b>	<b>290</b>	<b>40</b>
Sulfaguanidin	<0,5	<0,5	<0,5	<b>4,9</b>	<b>5900</b>	<b>1300</b>
Meprobamat	<0,1	<b>1,3</b>	<0,1	<0,1	<b>17000</b>	<b>8200</b>
Barbital	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<b>102</b>
Amobarbital	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<b>457</b>	<b>48</b>
PCE	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
TCE	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<b>0,03</b>	<b>0,02</b>
cis-DCE	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<b>0,07</b>	<b>0,04</b>
VC	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<b>0,96</b>	<b>1,1</b>
Benzen	<0,02	<0,02	<b>0,05</b>	<b>0,03</b>	<b>43</b>	<b>6,5</b>
Toluen	<0,02	<0,02	<b>0,18</b>	<b>0,02</b>	<b>190</b>	<b>530</b>
Ethylbenzen	<0,02	<0,02	<b>1,2</b>	<b>0,48</b>	<b>140</b>	<b>2,4</b>
Xylener	<0,02	<0,02	<b>2,2</b>	<b>0,59</b>	<b>420</b>	<b>3,9</b>
<b>Uorganiske forbindelser (mg/L)</b>						
Lithium (µg/L)	i.a.	i.a.	<5	<5	<b>73,1</b>	<b>19,3</b>
Bromid	i.a.	i.a.	<b>0,05</b>	<b>0,06</b>	<b>2,17</b>	<b>1,5</b>
Chlorid	<b>15</b>	<b>18</b>	<b>11</b>	<b>25</b>	<b>220</b>	<b>210</b>
Nitrat-N	< DT	<b>0,01</b>	<b>0,01</b>	<b>0,07</b>	<b>0,01</b>	< DT
Sulfat-S	<b>1,33</b>	<b>3</b>	<b>1,33</b>	<b>2,33</b>	< DT	<b>0,13</b>
Opløst jern	i.a.	i.a.	<b>4,4</b>	<b>4,0</b>	<b>5,7</b>	<b>1,3</b>
Ammonium-N	<b>0,04</b>	<b>0,10</b>	<b>0,82</b>	<b>0,86</b>	<b>91,78</b>	<b>31,11</b>
NVOC	<b>0,44</b>	<b>1,8</b>	<b>1,7</b>	<b>1,7</b>	<b>121</b>	<b>60</b>

**Bilag 2: Temperatur og ledningsevne målt i Grindsted Å samt de tilhørende UTM-kordinater og beregnede GW flux**

Kommentar	x-(UTM)	y-(UTM)	Afstand [m]	Tsw (°C)	T(0) (°C)	T(20) (°C)	Δ(Tsw-T20) (°C)	qz (T20) (m/s)	EC_sw (µS/cm)		
Ribe landevej	496109	6178643	0,0	X	X	X			258		
Område 1	494935	6179033	1220	X	X	X			266		
Temp_profil_T1	494940	6179041	1235	13,4	10,8	10,2	3,2	9,7E-07	266	Temp_profil_T1	
	494934	6179044	1242	12,7	12,4	11,9	0,8	3,8E-07	265	Dybde, z	Profil, T(z)
	494908	6179050	1268	12,8	12,3	12,2	0,6	7,3E-08	265	(m)	(°C)
	494893	6179064	1289	11,7	10,9	10,2	1,5	1,1E-06	265	0	10,8
	494887	6179063	1295	13,2	12,2	10,5	2,7	1,8E-06	265	0,1	10,8
	494886	6179043	1315	13,2	12,8	12,3	0,9	3,4E-07	265	0,2	10,2
	494851	6179019	1357	13,1	13,1	11,9	1,2	8,3E-07	265	0,3	9,8
	494834	6179025	1375	13,2	12,1	10,1	3,1	2,5E-06	265	0,4	9,6
	494829	6179028	1381	13,7	13,0	10,1	3,6	3,1E-06	X		
	494820	6179038	1395	13,4	10,8	9,6	3,8	2,6E-06	264		
	494816	6179062	1419	13,5	11,1	9,4	4,1	4,0E-06	X		
Temp_profil_T2	494816	6179058	1423	13,4	11,1	9,3	4,1	4,6E-06	265	Temp_profil_T2	
	494786	6179117	1489	13,8	12,9	11,8	2	7,9E-07	265	Dybde, z	Profil, T(z)
	494745	6179144	1538	13,7	13,4	11,4	2,3	1,4E-06	267	(m)	(°C)
	494740	6179137	1547	13,8	11,6	10,7	3,1	1,0E-06	266	0	11,1
	494724	6179129	1565	13,7	10,1	9,7	4	1,1E-06	266	0,1	10
	494706	6179122	1584	12,7	11,8	10,6	2,1	1,3E-06	266	0,2	9,3
	494698	6179127	1594	12,5	12,4	12,1	0,4	2,2E-07	266	0,4	9,3
	494697	6179126	1595	13,7	12,9	11,7	2	8,8E-07	266		
	494677	6179117	1617	12,5	11,9	10,6	1,9	1,4E-06	266		
	494675	6179122	1622	12,6	12,3	12,1	0,5	1,5E-07	266		
	494665	6179063	1682	12,6	11,9	9,4	3,2	4,7E-06	266		
	494660	6179072	1692	12,6	10,0	8,9	3,7	5,9E-06	266		
	494656	6179104	1725	12,7	12,3	11,8	0,9	3,9E-07	266		
	494654	6179100	1729	12,7	12,3	11,7	1	4,8E-07	266		
	494628	6179084	1760	13,6	12,3	11,1	2,5	1,1E-06	266		
	494626	6179080	1764	13,6	11,5	10,2	3,4	1,8E-06	265		
	494618	6179129	1814	13,6	13,3	12,1	1,5	7,8E-07	265		
	494618	6179130	1815	13,7	13,3	12,4	1,3	5,6E-07	265		
	494601	6179156	1846	13,6	12,6	12,2	1,4	2,8E-07	266		
	494604	6179157	1849	13,4	13,4	11,1	2,3	1,8E-06	280		
	494592	6179161	1862	13,5	11,3	9,4	4,1	4,2E-06	328		
	494588	6179166	1868	14,1	10,1	9,6	4,5	1,4E-06	285		
	494579	6179145	1891	13,8	13,5	12,5	1,3	6,0E-07	281		
	494577	6179146	1893	13,8	13,3	12,1	1,7	7,8E-07	265		
	494572	6179120	1920	13,8	11,7	9,7	4,1	3,2E-06	279		
	494565	6179124	1928	13,8	11,1	10,2	3,6	1,3E-06	281		
	494557	6179095	1958	13,8	11,4	9,3	4,5	5,0E-06	265		
	494554	6179099	1963	13,7	9,9	9,1	4,6	5,2E-06	265		
	494519	6179085	2000	13,8	13,5	12,6	1,2	5,3E-07	265		
	494521	6179090	2006	13,9	12,9	11,2	2,7	1,4E-06	265		
	494485	6179098	2043	13,8	13,5	11,5	2,3	1,4E-06	265		
	494490	6179101	2049	13,8	11,7	10,1	3,7	2,1E-06	265		
	494468	6179120	2078	13,8	13,8	11,7	2,1	1,4E-06	265		
	494467	6179117	2081	13,9	13,4	12,2	1,7	7,6E-07	265		
	494436	6179122	2112	13,9	13,3	12,4	1,5	5,6E-07	264		
	494433	6179116	2119	13,9	13,3	11,9	2	9,4E-07	264		
	494400	6179129	2154	13,8	12,8	10,3	3,5	2,6E-06	264		
	494404	6179132	2159	13,8	13,1	11,4	2,4	1,3E-06	264		
	494397	6179155	2183	13,9	13,7	12,3	1,6	8,4E-07	264		
	494398	6179161	2189	13,8	13,2	12,1	1,7	7,2E-07	264		
	494376	6179165	2212	13,8	13,5	12,1	1,7	8,9E-07	264		
	494373	6179167	2215	13,8	13,9	13,7	0,1	9,9E-08	264		
	494330	6179129	2273	12,5	10,3	9,8	2,7	1,2E-06	264		
	494334	6179136	2281	12,6	12,9	12,9	-0,3	0,0E+00	265		
	494307	6179164	2320	12,6	11,7	10,8	1,8	9,7E-07	265		
	494311	6179164	2324	12,6	12,5	11,3	1,3	1,0E-06	265		
	494289	6179178	2350	12,5	10,5	10,0	2,5	9,7E-07	266		
	494289	6179182	2354	12,6	12,4	11,3	1,3	9,3E-07	269		
	494263	6179196	2383	12,5	11,2	10,5	2	9,1E-07	269		
	494258	6179201	2390	12,6	12,2	11,5	1,1	5,9E-07	268		
	494239	6179193	2411	12,5	9,9	9,7	2,8	6,0E-07	268		
	494232	6179198	2420	12,6	12,0	10,4	2,2	1,8E-06	268		
	494208	6179200	2444	12,5	12,1	11,6	0,9	4,2E-07	268		
	494209	6179201	2445	12,5	11,7	10,7	1,8	1,1E-06	268		
	494183	6179197	2471	12,5	12,5	11,0	1,5	1,3E-06	268		
	494183	6179199	2473	12,5	11,9	11,1	1,4	7,7E-07	268		
	494155	6179197	2502	12,5	11,5	10,6	1,9	1,1E-06	268		
	494159	6179200	2507	12,5	10,3	9,8	2,7	1,2E-06	267		
	494133	6179195	2533	12,5	11,5	10,7	1,8	9,2E-07	268		
	494130	6179198	2537	12,5	11,5	10,1	2,4	2,0E-06	267		
	494103	6179192	2565	12,6	12,7	12,7	-0,1	0,0E+00	267		
	494104	6179193	2566	12,6	12,6	12,5	0,1	6,7E-08	268		
	494074	6179190	2596	12,6	11,9	11,2	1,4	6,6E-07	267		

X="ikke-målt"

Kommentar	x-(UTM)	y-(UTM)	Afstand [m]	Tsw (°C)	T(0) (°C)	T(20) (°C)	$\Delta(T_{sw}-T_{20})$ (°C)	qz (T20) (m/s)	EC_sw ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )
Område 2	494078	6179190	2600,5	12,5	11,8	10,9	1,6	9,3E-07	268
	494047	6179193	2631,6	12,5	10,3	9,9	2,6	8,8E-07	267
	494048	6179195	2633,9	12,6	12,6	12,3	0,3	2,1E-07	268
	494020	6179196	2661,9	12,6	12,6	12,4	0,2	1,4E-07	267
	494015	6179200	2668,3	12,7	12,7	12,8	-0,1	0,0E+00	268
	493987	6179200	2696,3	12,5	11,9	10,9	1,6	1,0E-06	268
	493985	6179200	2698,3	12,6	12,4	12	0,6	3,0E-07	268
	493958	6179217	2730,2	12,6	12,5	12,4	0,2	6,9E-08	267
	493964	6179215	2736,5	12,5	10,3	10	2,5	6,3E-07	268
	493934	6179223	2767,6	12,6	12,5	12,4	0,2	6,9E-08	268
	493935	6179228	2772,7	12,6	12,8	12,8	-0,2	0,0E+00	268
	493861	6179259	2852,9	12,7	12	11,1	1,6	8,5E-07	268
	493860	6179257	2855,1	12,7	10,5	9,7	3	1,8E-06	268
	493673	6179245	3042,5	12,8	11,4	10,8	2	6,9E-07	268
	493673	6179244	3043,5	12,7	10,8	9,3	3,4	4,3E-06	268
	493447	6179208	3272,4	12,7	11,4	9,3	3,4	5,0E-06	268
	493447	6179210	3274,4	12,7	10,7	9,6	3,1	2,5E-06	267
	493267	6179291	3471,7	12,7	10,7	10,1	2,6	1,0E-06	267
	493266	6179290	3473,2	12,9	10,9	10,1	2,8	1,3E-06	267
	493173	6179294	3566,2	11,9	10,3	9,5	2,4	2,3E-06	267
	493167	6179294	3572,2	12	12,2	12,2	-0,2	0,0E+00	280
	493139	6179351	3635,8	12,2	10,5	9,8	2,4	1,5E-06	280
	493133	6179349	3642,1	12	9,8	9,1	2,9	5,0E-06	267
	493087	6179367	3691,5	12,2	11,8	10,3	1,9	1,8E-06	267
	493084	6179372	3697,3	11,9	10,8	9,9	2	1,7E-06	277
	493068	6179378	3714,4	12,9	11,9	9,7	3,2	3,4E-06	277
	493066	6179371	3721,7	12,8	11,7	10,7	2,1	1,1E-06	278
	493033	6179380	3755,9	12,2	9,8	9,3	2,9	2,3E-06	278
	493032	6179379	3757,3	12,3	11,5	10,4	1,9	1,4E-06	280
	493001	6179424	3811,9	12	10	9,6	2,4	1,2E-06	279
	492948	6179433	3865,7	12,1	11,5	10,3	1,8	1,6E-06	266
	492947	6179429	3869,8	12,1	12,2	12,2	-0,1	0,0E+00	266
	492895	6179445	3924,2	12,1	10,7	10,2	1,9	8,3E-07	279
	492895	6179444	3925,2	12,1	11,8	11,5	0,6	2,7E-07	279
	492870	6179460	3954,9	12,8	12	11,3	1,5	6,3E-07	280
	492869	6179458	3957,1	12,9	12,3	11,6	1,3	5,7E-07	280
	492846	6179467	3981,8	12,1	11,1	10,7	1,4	5,0E-07	279
	492845	6179466	3983,3	12,1	12,2	12,4	-0,3	0,0E+00	279

Kommentar	x-(UTM)	y-(UTM)	Afstand [m]	Tsw (°C)	T(0) (°C)	T(20) (°C)	Δ(Tsw-T20) (°C)	qz (T20) (m/s)	EC_sw (μS/cm)
Område 3	492793	6179477	4036,4	12,1	10,2	9,4	2,7	2,6E-06	276
	492793	6179473	4040,4	12,2	12,6	12,8	-0,6	0,0E+00	278
	492743	6179489	4092,9	12,2	9,2	9,1	3,1	1,7E-06	278
	492743	6179484	4097,9	12,2	11,2	10,7	1,5	6,2E-07	278
	492693	6179495	4149,1	12,1	10,1	9,4	2,7	2,4E-06	265
	492692	6179492	4152,3	12,1	11,5	11,1	1	4,2E-07	265
	492660	6179503	4186,1	12,8	11,1	10,8	2	3,7E-07	276
	492659	6179501	4188,3	12,9	12,3	11,6	1,3	5,7E-07	276
	492641	6179503	4206,4	12,2	10,9	9,3	2,9	4,4E-06	278
	492637	6179503	4210,4	12,1	11,3	11,1	1	2,2E-07	264
	492586	6179512	4262,2	12,2	12,4	12,5	-0,3	0,0E+00	264
	492585	6179515	4265,4	12,2	10,9	9,6	2,6	2,8E-06	263
	492538	6179515	4312,4	12,1	10,1	9,3	2,8	3,1E-06	263
	492535	6179510	4318,2	12,1	11,3	10,8	1,3	5,9E-07	263
	492483	6179480	4378,3	12,2	12,1	12	0,2	7,8E-08	263
	492481	6179481	4380,5	12,2	11,9	11,5	0,7	3,5E-07	261
	492473	6179469	4394,9	13	12,8	12,7	0,3	6,4E-08	261
	492468	6179460	4405,2	13	13	12,3	0,7	4,6E-07	261
	492453	6179443	4427,9	12,2	12	11,8	0,4	1,6E-07	261
	492451	6179445	4430,7	12,2	11,6	11,3	0,9	2,9E-07	261
	492414	6179411	4481,0	12,5	11,8	11,6	0,9	1,8E-07	261
	492411	6179406	4486,8	12,4	12,4	11,8	0,6	4,6E-07	261
	492362	6179391	4538,0	12,5	12,6	12,6	-0,1	0,0E+00	261
	492360	6179391	4540,0	12,7	12,6	12	0,7	4,4E-07	767
	492356	6179391	4544,0	13,3	13,3	12,8	0,5	3,0E-07	283
	492358	6179391	4546,0	13,4	13,1	13	0,4	5,9E-08	279
	492316	6179358	4599,5	12,6	12,3	11,8	0,8	3,9E-07	281
	492311	6179362	4605,9	12,6	12,2	11,9	0,7	2,3E-07	281
	492275	6179392	4652,7	12,6	12,7	11,9	0,7	5,8E-07	281
	492272	6179390	4656,3	12,6	12,3	12,2	0,4	7,3E-08	280
	492223	6179411	4709,6	12,6	12,5	12,1	0,5	2,9E-07	281
	492222	6179406	4714,7	12,6	12,5	12,2	0,4	2,1E-07	281
	492168	6179395	4769,8	12,5	11,7	10,9	1,6	8,4E-07	274
	492167	6179394	4771,3	12,6	12,2	12	0,6	1,5E-07	271
	492117	6179399	4821,5	12,3	11,7	11,2	1,1	4,9E-07	271
	492106	6179393	4834,0	12,4	10,6	9,8	2,6	1,7E-06	271
	492053	6179398	4887,3	13,4	13,2	11,2	2,2	1,5E-06	269
	492053	6179394	4891,3	13,4	13,4	13	0,4	2,3E-07	269
	492050	6179395	4894,4	11,6	11,6	11,7	-0,1	0,0E+00	266
	492048	6179396	4896,7	11,6	11,8	11,9	-0,3	0,0E+00	265
	491997	6179398	4947,7	11,6	10,3	9,7	1,9	1,5E-06	266
	491994	6179391	4955,3	11,7	11,8	11,8	-0,1	0,0E+00	266
	491943	6179415	5011,7	11,5	11,5	11,6	-0,1	0,0E+00	267
	491943	6179412	5014,7	11,7	11,8	11,6	0,1	1,8E-07	266
	491891	6179418	5067,0	11,7	11,2	11	0,7	2,3E-07	265
	491890	6179419	5068,4	11,5	11,5	11,1	0,4	4,2E-07	267
	491839	6179403	5121,9	11,4	11,4	11,3	0,1	1,0E-07	267
	491835	6179405	5126,4	11,4	11,5	11,6	-0,2	0,0E+00	265
	491787	6179401	5174,5	11,7	11,6	11,6	0,1	0,0E+00	267
	491787	6179397	5178,5	11,5	11,4	10,7	0,8	8,2E-07	267
	491743	6179398	5222,5	13,4	13,3	12,9	0,5	2,3E-07	266
	491742	6179395	5225,7	13,4	13,1	12,7	0,7	2,4E-07	266
	491736	6179395	5231,7	11,5	11,4	11,4	0,1	0,0E+00	266
	491736	6179394	5232,7	11,6	11,7	11,9	-0,3	0,0E+00	266
	491680	6179373	5292,5	11,9	11,5	11,3	0,6	2,0E-07	265
	491679	6179370	5295,7	11,9	10,6	10,4	1,5	3,2E-07	265
	491630	6179356	5346,6	11,6	11,7	11,9	-0,3	0,0E+00	266
	491630	6179352	5350,6	11,6	11,5	10,8	0,8	7,8E-07	266
	491604	6179363	5378,9	11,6	10,5	10,1	1,5	7,4E-07	266
	491598	6179361	5385,2	11,9	11,9	11,9	0	0,0E+00	263
	491556	6179386	5434,1	11,9	11,7	11,3	0,6	3,8E-07	263
	491556	6179381	5439,1	11,7	11,7	11,7	0	0,0E+00	266
	491503	6179389	5492,7	11,9	9,4	9,2	2,7	1,7E-06	265
	491500	6179476	5579,7	13,3	11,4	9,8	3,5	2,6E-06	266
	491500	6179470	5585,7	11,8	9,1	9,1	2,7	0,0E+00	265
	491499	6179386	5669,7	11,6	10,4	9,6	2	2,0E-06	266
	491498	6179476	5759,7	13,3	10,9	10,2	3,1	1,1E-06	265
	491497	6179469	5766,8	11,8	9,3	9,1	2,7	2,6E-06	265
	491489	6179437	5799,8	11,9	11	10,6	1,3	5,3E-07	265
	491486	6179440	5804,0	11,9	10,7	10	1,9	1,3E-06	266
Udløb_rensningsanlæg	491308	6179504	5993,2	13,6	13,5	13,5	0,1	0,0E+00	282
	491314	6179506	5999,5	13,5	13,1	11,4	2,1	1,3E-06	278
	490998	6179440	6322,3	13,4	11,7	10,4	3	1,6E-06	281
	490997	6179436	6326,5	13,4	12,3	10,9	2,5	1,3E-06	281
	490753	6179502	6579,2	13,6	12,8	12,2	1,4	4,1E-07	281
	490751	6179496	6585,6	13,5	12,7	11,7	1,8	7,5E-07	280
	490451	6179364	6913,3	13,6	13,5	12,6	1	5,3E-07	281
	490455	6179361	6918,3	13,4	12,9	11,4	2	1,2E-06	281

**Bilag 3: Kemiske analyseresultater og UTM-kordinater af SW prøver udtaget i Grindsted Å samt pH målinger.**

x(UTM)	y(UTM)	Afstand (m)	Kommentar	Barbiturater, sulfonamider & sulfamilsyre	PCE_SW (µg/L)	TCE_SW (µg/L)	cis-DCE_SW (µg/L)	VC_SW (µg/L)	Cl_SW (mg/L)	Bromid_SW (mg/L)	Nitrate_SW (mg/L)	Sulfate_SW (mg/L)	pH
49109	6178643	0,0			<DT	<DT	<DT	<DT	13	<DT	0,83	4,15	6,7
49395	6179033	1277,1	Ribe (landevej)		0,03	<DT	<DT	<DT	29	<DT	1,90	9,19	X
496934	6179044	1248,1	Område 1		<DT	<DT	<DT	<DT	32	<DT	2,02	9,73	6,5
494908	6179050	1274,8			0,03	<DT	<DT	<DT	23	<DT	1,46	7,16	6,4
494887	6179063	1303,5			0,05	0,02	0,02	0,02	32	<DT	2,07	9,90	6,4
494886	6179043	1323,5			0,06	0,03	0,03	<DT	32	<DT	2,07	9,92	6,4
494851	6179019	1366,0			0,06	0,03	0,03	<DT	32	<DT	2,05	9,82	6,4
494829	6179028	1390,6	1. GW indsvingszone		0,06	0,03	0,03	<DT	31	<DT	1,96	9,52	6,7
494816	6179062	1430,8			0,08	0,03	0,04	0,03	31	<DT	1,98	9,54	6,5
494786	6179117	1503,2			0,07	0,03	0,08	0,12	31	<DT	2,00	9,71	6,6
494740	6179137	1553,4			0,07	0,04	0,19	0,22	31	<DT	1,97	11,26	6,9
494675	6179119	1622,2			0,08	0,05	0,29	0,34	31	0,15	2,02	9,53	6,9
494650	6179100	1711,4			0,08	0,06	0,33	0,36	16	3,50	1,08	6,74	6,8
494655	6179068	1743,8	2. GW zone		0,08	0,05	0,32	0,35	28	<DT	1,82	8,67	6,7
494625	6179092	1782,2			0,08	0,06	0,33	0,37	31	0,10	2,01	9,27	6,6
494613	6179146	1875,5			0,08	0,06	0,38	0,6	31	0,11	2,01	9,48	6,6
494586	6179162	1872,8			0,18	0,11	5,01	4,59	32,3	0,06	2,03	9,69	6,51
494565	6179117	1940,4			0,13	0,11	2,89	3,22	23,5	0,06	1,52	7,81	6,49
494552	6179096	1965,1	3. GW indsvingszone		0,18	0,13	3,18	4,2	31,3	0,12	1,99	9,35	6,2
494507	6179092	1967,1			0,16	0,12	2,93	3,68	29,2	0,12	1,87	9,40	6,21
494457	6179118	2026,6			0,13	0,11	2,95	3,06	30,8	<DT	1,96	9,26	6,21
494403	6179128	2081,5			0,17	0,13	3,02	3,88	25,0	0,04	1,62	8,93	6,26
494378	6179169	2129,5			0,16	0,12	2,89	3,73	28,4	0,10	1,83	8,82	6,25
494340	6179140	2177,3			0,17	0,12	2,88	3,87	31,8	0,08	2,00	9,61	6,2
494230	6179199	2312,7			0,17	0,13	3,03	3,73	28,8	0,07	1,82	8,95	6,24
494154	6179204	2315,7			0,13	0,10	2,48	3,04	28,3	0,08	1,77	8,42	6,31
494061	6179195	2409,3			0,12	0,10	2,49	2,77	31,8	<DT	1,96	9,45	6,35
493959	6179221	2512,5			0,14	0,11	2,63	3,27	32,1	0,12	1,99	9,49	6,37
493854	6179252	2622,0	Område 2		0,14	0,11	2,64	3,18	23,5	<DT	1,44	7,27	6,46
493665	6179240	2811,4			0,15	0,11	2,67	3,37	29,0	0,10	1,75	8,36	6,4
493454	6179204	3025,5	4. GW indsvingszone		0,25	0,24	4,23	3,15	33,8	<DT	1,94	8,80	6,42
493451	6179207	3029,7			0,15	0,11	2,61	3,1	25,7	<DT	1,52	7,56	6,38
493166	6179301	3299,0			0,15	0,11	2,43	2,91	33,1	0,09	1,80	8,95	6,58
492857	6179464	3626,5	5. GW zone		0,14	0,1	2,43	2,46	33,5	<DT	1,81	10,01	6,44
492504	6179496	3944,2			0,14	0,10	2,17	2,2	32,7	<DT	1,76	9,73	6,39
492368	6179396	4113,1	Område 3		0,13	0,09	2,07	2,13	32,7	0,11	1,73	9,05	6,34
492338	6179409	4243,7	6. GW indsvingszone		0,19	0,11	2,98	1,93	31,1	0,09	1,77	8,25	6,49
492140	6179395	4342,7			0,28	0,25	5,43	2,49	31,1	<DT	1,74	8,32	6,4
492038	6179397	4410,8			0,16	0,11	3,1	2,01	32,8	<DT	1,80	8,43	6,38
491950	6179412	4500,7			0,15	0,11	2,93	1,8	31,1	<DT	1,75	8,34	6,41
491824	6179403	4627,1			0,14	0,09	2,72	1,7	31,6	<DT	1,77	8,43	6,39
491712	6179391	4739,7			<DT	<DT	1,03	0,56	31,8	<DT	1,79	8,30	6,4
491601	6179369	4853,3	CAH konc. ikke medtaget, da de afviger signifikant fra de øvrige resultater i SW		0,15	0,1	2,73	1,67	33,9	<DT	1,79	8,40	6,41
491501	6179476	5040,3			0,12	0,08	1,78	1,71	24,2	<DT	1,28	7,42	6,38
491496	6179414	5272,3			0,14	0,09	2,5	1,5	31,6	<DT	1,79	8,47	6,39
491421	6179478	5370,9			0,13	0,08	2,48	1,49	29,8	<DT	1,69	8,05	6,39
491367	6179566	5474,2			0,12	0,08	2,51	1,29	31,1	<DT	1,77	8,33	X
490204	6179308	6665,5			0,09	0,06	1,41	1,09	36,7	0,11	1,87	9,74	X

X="ikke-målt"

	Område 1		Område 2	Område 3	
x-(UTM)	494829	494786	493665	492368	490204
y-(UTM)	6179028	6179117	6179240	6179396	6179308
Afstand (m)	1390,6	1503,2	2811,4	4113,1	6665,5
Stof (µg/L)					
Sulfanilamid	<0,5	<0,5	1,2	1,3	1,1
Sulfaguanidine	<0,05	0,51	0,46	0,56	0,58
Sulfamethazin (Sulfadimidin)	<0,5	1,7	1	1,2	0,97
Sulfamethiazol	<0,05	4,7	0,59	0,89	0,6
Sulfadiazin	<0,05	0,68	0,066	0,083	0,082
Sulfanilsyre	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Sulfacetamid	<1	<1	<1	<1	<1
Sulfadoxin	<0,05	2,1	<0,05	<0,05	<0,05
Sulfamerazin	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Sulfamethoxazol	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Sulfanilylurinstof	<0,5	<0,5	<0,5	3,2	0,64
Sulfapyridin	<0,5	1,6	<0,5	<0,5	<0,5
Sulfathiazol	<0,05	1,2	0,052	0,061	<0,05
Acetanilid	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Acetylsulfaguanidin	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Acetylsulfanilsyre	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Aetallymal	<1	<1	<1	<1	<1
Allyl-n-butylbarbiturat	<1	<1	<1	<1	<1
5-allyl-5-isobutylbarbitursyre	<1	<1	<1	<1	<1
5-allyl-5-(methylbutyl) barbitursyre	<1	<1	<1	<1	<1
Anilin	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Barbital	<1	<1	<1	1,2	<1
Butobarbital	<1	<1	<1	<1	<1
Butylbarbiturat	<1	<1	<1	<1	<1
o-chloracetanilid	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
p-chlor-acetanilid	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
5,5-diallylbarbitursyre	<1	<1	<1	<1	<1
N-N-diethylnicotinamid	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Dipropenylamin	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
5-ethyl-5-secbutylbarbitursyre	<1	<1	<1	<1	<1
Ethylurethan	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Phtalylsulfathiazol	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Hexobarbital	<1	<1	<1	<1	<1
Isobutylbarbitursyre	<1	<1	<1	<1	<1
Isopropylbarbitursyre	<1	<1	<1	<1	<1
Meprobamat	<0,1	<0,1	0,61	<0,1	<0,1
Methoxypropionitril	<0,5	<0,5	0,91	<0,5	<0,5
N-methyl-diethylbarbitursyre	<1	<1	<1	<1	<1
Monoethylbarbitursyre	<1	<1	<1	<1	<1
Pentobarbital	<1	<1	<1	<1	<1
Amobarbital	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Pyridin	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
2-chloranilin	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
4-chloranilin	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05



**Bilag 4:**

**Kemiske analyseresultater og UTM-kordinater af GW prøver udtaget i Grindsted Å samt målte hydrauliske potentialeforskelle.**

x-(UTM)	y-(UTM)	Afstand (m)	Kommentar	Barbiturater, sulfonamider & sulfamilysyre	Hydraulisk potentiale forskel, Δh (cm)	PCE_GW (µg/L)		TCE_GW (µg/L)		cis_DCE_GW (µg/L)		VC_GW (µg/L)		Cl_GW (mg/L)		Bromid_GW (mg/L)		Nitrate_GW (mg/L)		Sulfate_GW (mg/L)		
						X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
496109	6178643	0	Ribe landevej																			
494899	6179064	1291,5	Område 1		3	0,57	0,44	2,12	2,12	0,25	36,5	11,37	0,11	6,40								
494840	6179027	1379,6			2,7	1,57	0,82	2,91	7,28	64,4	8,69	8,69	0,05	12,21								
494828	6179026	1392,8	1. GW indsvingszone		2,5	0,04	<DT	0,05	0,1	12,8	0,16	0,05	0,05	0,54								
494816	6179058	1434,8		v	5,2	0,04	0,10	11,73	44,58	34,8	4,25	0,02	3,10									
494810	6179089	1466,4			7,5	13,98	17,96	18,63	13,17	88,0	30,64	0,24	3,75									
494726	6179127	1570,6			1,8	0,05	0,04	0,23	0,21	27,5	<DT	1,26	7,14									
494663	6179067	1675,6	2. GW zone		1,6	<DT	<DT	<DT	<DT	14,5	<DT	<DT	<DT	1,53								
494659	6179072	1682,0		v		<DT	0,40	4,40	42,83	283,7	4,52	0,10	1,12									
494595	6179159	1845,8	3. GW indsvingszone			0,10	0,15	9,30	251,98	289,8	2,83	0,20	5,27									
494592	6179160	1866,5				<DT	<DT	0,31	21,55	61,3	0,35	0,33	3,33									
494554	6179099	1961,5				<DT	<DT	0,05	0,043	26,3	<DT	1,68	8,46									
494331	6179131	2190,0				0,14	0,11	2,60	3,13	21,6	<DT	0,65	5,07									
494238	6179198	2304,7				<DT	<DT	0,39	0,37	36,7	0,36	0,60	8,00									
494155	6179204	2314,7				0,04	<DT	0,67	0,79	27,7	<DT	0,91	6,65									
494046	6179197	2424,5				0,04	<DT	0,04	0,02	0,73	0,84	24,3	<DT	1,89								
493966	6179226	2509,5				0,03	0,06	0,57	0,54	30,4	0,08	0,68	13,91									
493671	6179240	2805,4	Område 2			0,17	0,10	2,85	1,43	42,3	0,19	0,41	9,60									
493454	6179204	3025,5				0,03	<DT	0,42	1,04	64,1	0,22	0,44	2,95									
493451	6179210	3032,7				0,05	0,02	0,61	0,62	17,8	<DT	0,49	13,95									
493449	6179203	3040,0	4. GW indsvingszone			X	X	X	X	45,4	X	X	X									
493399	6179213	3043,0				X	X	X	X	28,1	X	X	X									
493354	6179225	3089,6				X	X	X	X	30,2	X	X	X									
493264	6179288	3199,4				X	X	X	X	30,2	X	X	X									
493170	6179298	3294,0				0,06	<DT	0,61	<DT	25,4	<DT	0,36	12,99									
493137	6179355	3360,2				0,15	0,05	1,25	0,44	26,0	<DT	0,48	4,17									
493133	6179351	3365,9				X	X	X	X	44,5	X	X	X									
493087	6179371	3367,9				<DT	<DT	0,17	<DT	19,7	<DT	0,22	9,95									
493068	6179378	3388,2				<DT	<DT	0,41	0,29	15,4	<DT	0,11	1,30									
493032	6179385	3424,8				0,09	0,04	0,89	0,36	24,3	<DT	0,68	10,01									
493000	6179429	3479,2				X	X	X	X	21,3	X	X	X									
492794	6179483	3692,3	5. GW indsvingszone			<DT	<DT	0,60	0,27	23,3	<DT	0,34	20,18									
492743	6179487	3695,3				<DT	<DT	0,59	0,28	16,1	<DT	0,29	2,00									
492691	6179495	3747,9				X	X	X	X	33,3	X	X	X									
492640	6179503	3799,5				<DT	<DT	0,26	<DT	27,5	<DT	<DT	23,10									
492585	6179516	3856,0				0,10	0,07	0,39	0,15	13,9	<DT	0,11	4,06									
492534	6179518	3907,0				0,06	<DT	0,28	<DT	13,2	<DT	0,03	1,46									
492103	6179393	4345,7	Område 3			0,35	0,26	2,54	0,23	22,5	<DT	0,03	17,48									
491994	6179399	4454,9				<DT	<DT	0,18	<DT	18,3	<DT	0,05	9,52									
491604	6179363	4851,3				0,07	<DT	0,50	<DT	28,8	<DT	0,80	9,69									
491503	6179389	4953,3				<DT	<DT	0,25	<DT	21,9	<DT	0,06	19,31									
491500	6179476	5041,3				<DT	<DT	0,10	0,1	14,2	<DT	0,09	3,93									
491499	6179386	5131,3				<DT	<DT	<DT	<DT	19,9	<DT	0,02	11,84									
491498	6179467	5212,3				<DT	<DT	0,25	0,13	13,4	<DT	0,06	3,46									
491496	6179471	5215,3				<DT	<DT	0,28	<DT	14,9	<DT	0,05	5,06									

X="ikke-målt"

	<b>Område 1</b>	
x-(UTM)	494829	494786
y-(UTM)	6179028	6179117
Afstand (m)	1390,6	1503,2
Stof (µg/L)		
Sulfanilamid	107	24
Sulfaguanidine	110	18
Sulfamethazin (Sulfadimidin)	200	<0,5
Sulfamethiazol	380	<0,05
Sulfadiazin	0,92	<0,05
Sulfanilsyre	91	1
Sulfacetamid	6,1	<1
Sulfadoxin	4,9	<0,05
Sulfamerazin	1,5	<0,05
Sulfamethoxazol	<0,5	<0,5
Sulfanilylurinstof	250	7,9
Sulfapyridin	<0,5	<0,5
Sulfathiazol	19	<0,05
Acetanilid	<0,1	<0,1
Acetylsulfaguanidin	<0,5	<0,5
Acetylsulfanilsyre	<0,5	<0,5
Aetallymal	9,9	<1
Allyl-n-butylbarbityrat	<1	<1
5-allyl-5-isobutylbarbitursyre	<1	<1
5-allyl-5-(methylbutyl) barbitursyre	<1	<1
Anilin	0,11	<0,1
Barbital	340	6,8
Butobarbital	<1	<1
Butylbarbiturat	<1	<1
o-chloracetanilid	<0,5	<0,5
p-chlor-acetanilid	<0,5	<0,5
5,5-diallylbarbitursyre	<1	<1
N-N-diethylnicotinamid	1,3	<0,5
Dipropenylamin	<0,5	<0,5
5-ethyl-5-secbutylbarbitursyre	<1	<1
Ethylurethan	310	<0,1
Phtalylsulfathiazol	<0,5	<0,5
Hexobarbital	<1	<1
Isobutylbarbitursyre	4,5	<1
Isopropylbarbitursyre	<1	9,5
Meprobamat	<0,1	0,82
Methoxypropionitril	<0,5	<0,5
N-methyl-diethylbarbitursyre	<1	<1
Monoethylbarbitursyre	<1	<1
Pentobarbital	56	<1
Amobarbital	57	<0,5
Pyridin	<0,1	<0,1
2-chloranilin	5,3	0,05
4-chloranilin	4,4	<0,05

## Bilag 5: Kemiske analyseresultater og UTM-kordinater for tværsnit A, B og C samt niveauplacering.

### Tværsnit A

x-(UTM)	y-(UTM)	Afstand (m)	Kommentar	Kote	PCE (µg/L)	TCE (µg/L)	cis-DCE (µg/L)	VC (µg/L)	Opløst Fe (mg/L)	Litium (µg/L)	Ammonium-N (mg/L)	Chlorid (mg/L)	Bromid (mg/L)	Nitrat-N (mg/L)	Sulfat-S (mg/L)	NVOC (mg/L)
494819	6179020	1	Boring syd	99,62	<DT	<DT	0,02	<DT	12,5	1,13	0,71	18	<DT	0,03	6,8	17,6
		1		99,12	<DT	<DT	<DT	<DT	8,2	0,33	0,93	29	<DT	0,02	6,0	7,6
		1		98,62	0,01	<DT	0,03	<DT	0,4	0,41	0,28	19	<DT	<DT	2,4	1,9
		1		97,62	<DT	<DT	<DT	<DT	9,3	0,79	0,17	12	<DT	<DT	1,2	2,4
		1		96,62	0,02	<DT	0,05	<DT	11,5	0,74	0,09	13	<DT	<DT	0,9	1,3
		1		95,62	0,05	<DT	0,13	<DT	1,2	0,68		13	<DT	<DT	0,2	2,7
		6,47	Åen starter													
494824	6179024	7,95		99,06	0,02	<DT	0,14	<DT	X	X	X	14	<DT	0,11	0,8	X
		7,95		98,66	0,01	<DT	0,07	<DT	9,5	1,18	0,16	13	<DT	0,03	<DT	<DT
494825	6179025	10,51		99,00	0,01	<DT	0,04	<DT	X	X	0,45	14	<DT	0,04	1,1	X
		10,51		98,60	<DT	<DT	0,02	<DT	X	X	X	15	<DT	0,06	1,2	X
494829	6179028	12,73		99,05	0,04	0,08	0,52	0,15	14,6	0,86	X	18	0,3	0,08	2,7	X
		12,73		98,65	0,04	0,11	0,54	0,12	12,5	0,84	0,26	17	0,1	0,11	2,4	X
494830	6179030	14,85		99,02	0,20	0,40	10,50	2,21	3,8	0,65	0,26	28	2,6	0,18	2,6	X
		14,85		98,62	0,30	0,41	3,25	0,95	0,9	0,91	0,24	27	2,2	0,20	2,1	X
494831	6179030	16,79		99,43	0,02	<DT	31,57	30,03	76,2	2,39	0,44	77	14,8	0,54	7,7	9,7
		16,79		99,03	0,01	<DT	49,66	57,52	82,8	2,04	0,74	91	19,7	0,17	7,6	X
494832	6179031	18,41		99,30	<DT	0,90	6,09	0,84	41,2	0,41	4,02	62	8,6	0,45	10,7	8,5
		18,41		98,90	2,05	0,95	4,39	0,37	44,6	0,28	4,12	73	9,6	0,13	10,6	10,2
		19,46	Åen slutter													
494838	6179036	25,17	Boring nord	99,44	0,16	0,27	2,87	<DT	X	X	X	33	0,2	<DT	2,4	X
		25,17		98,94	0,01	0,56	5,01	<DT	13,5	1,10	0,56	31	0,2	<DT	2,5	10,9
		25,17		98,44	1,84	5,67	5,17	0,04	10,8	1,01	0,36	43	0,2	<DT	5,1	9,3
		25,17		97,44	6,47	2,10	2,23	0,47	1,3	2,53	0,97	75	2,2	1,82	8,4	2,2
		25,17		96,44	7,96	2,01	3,93	0,79	2,6	1,57	2,26	62	7,1	0,10	12,6	2,8
		25,17		95,44	1,84	0,48	3,81	2,88	3,8	0,12	4,01	56	9,2	0,10	11,5	6,2
Vandspejlet (tværsnit A, 9/10-2012)				100,599												

### Tværsnit B

x-(UTM)	y-(UTM)	Afstand (m)	Kommentar	Kote	PCE (µg/L)	TCE (µg/L)	cis-DCE (µg/L)	VC (µg/L)	Opløst Fe (mg/L)	Litium (µg/L)	Ammonium-N (mg/L)	Chlorid (mg/L)	Bromid (mg/L)	Nitrat-N (mg/L)	Sulfat-S (mg/L)	NVOC (mg/L)
		0	Åen starter Syd													
494748	6179137	0,42		98,68	2,39	11,2	7,3	2,5	2,1	3,62	0,07	37	9,6	<DT	0,2	0,01
		0,42		98,28	15,3	17,8	19,0	9,4	2,5	5,47	0,14	X	X	X	<DT	X
494747	6179138	1,51		98,56	0,20	0,17	20,1	3,7	4,2	3,83	X	61	14,9	0,09	0,8	X
		1,51		98,16	0,10	0,18	45,0	3,5	2,2	3,84	X	52	13,1	0,12	0,5	X
494753	6179133	3,73		97,42	60,0	36,8	707,5	573,4	15,2	5,50	0,20	164	9,8	0,28	10,4	8,9
		3,73		97,02	54,3	31,2	770,7	602,3	17,0	5,57	0,24	168	9,9	0,22	11,2	10,5
494747	6179136	5,19		97,19	10,3	59,7	1053,4	677,8	53,7	5,40	0,74	162	10,3	0,12	10,3	10,4
		5,19		96,79	0,24	15,2	466,8	233,5	51,5	1,66	2,66	124	5,9	0,11	15,5	11,3
494749	6179143	7,13		96,96	24,4	22,2	47,5	13,8	0,2	0,28	8,65	99	0,9	0,08	18,2	12,7
494745	6179140	8,34		97,61	0,34	0,25	1,7	0,3	0,1	1,17	0,25	45	<DT	2,33	6,3	4,0
		8,34		97,21	16,7	11,3	28,0	7,8	0,1	0,91	X	71	0,4	0,73	12,5	X
		9,55	Åen slutter Nord													
Vandspejlet (tværsnit B, 11/10-2012)				99,795												

### Tværsnit C

x-(UTM)	y-(UTM)	Afstand (m)	Kommentar	Kote	PCE (µg/L)	TCE (µg/L)	cis-DCE (µg/L)	VC (µg/L)	Opløst Fe (mg/L)	Litium (µg/L)	Ammonium-N (mg/L)	Chlorid (mg/L)	Bromid (mg/L)	Nitrat-N (mg/L)	Sulfat-S (mg/L)	NVOC (mg/L)
494594	6179152	1,00	Boring syd	98,07	0,02	0,04	0,77	40,3	35,9	8,59	0,46	215	4,5	<DT	1,0	4,0
		1,00		97,57	0,04	0,05	1,98	78,2	48,5	8,50	1,14	272	2,8	<DT	3,8	6,1
		1,00		97,07	0,02	0,08	3,40	160,8	27,8	8,51	X	244	1,8	<DT	10,7	7,4
		1,00		96,07	1,01	0,52	7,90	21,5	14,9	4,62	0,32	107	0,2	0,02	15,9	3,0
		1,00		95,07	0,03	0,15	3,98	188,6	26,7	8,81	0,45	263	1,6	0,45	13,5	7,7
		1,00		94,07	0,04	0,09	7,14	182,4	38,1	9,35	0,48	263	1,5	<DT	12,3	7,0
		3,00	Åen starter													
494596	6179152	4,20		98,55	<DT	<DT	3,23	132,1	X	X	X	238	2,0	0,07	3,1	X
		4,20		98,35	X	X	X	X	X	X	X	252	2,5	0,03	10,0	X
		4,20		98,15	X	X	X	X	X	X	X	223	1,9	0,14	13,0	X
494596	6179157	8,90		98,45	<DT	<DT	0,23	11,7	X	X	X	293	7,0	<DT	0,4	X
		8,90		98,25	X	X	X	X	X	X	X	297	6,8	<DT	0,8	X
		8,90		98,05	X	X	X	X	X	X	X	269	5,3	<DT	<DT	X
494595	6179159	11,00		97,67	<DT	0,40	4,4	42,8	X	X	X	284	4,5	0,10	1,1	X
		11,00		97,47	<DT	0,73	8,7	86,1	X	X	X	314	5,3	0,03	1,6	X
		11,00		97,27	X	X	X	X	X	X	X	307	5,9	<DT	3,0	X
		11,00		97,07	<DT	1,68	7,9	72,4	X	X	X	257	4,3	0,47	3,4	X
494593	6179163	15,50		97,39	X	X	X	X	X	X	X	289	3,1	<DT	8,4	X
		15,50		97,19	0,1	2,29	34,1	371,0	X	X	X	256	2,6	0,04	4,3	X
		15,50		96,99	<DT	0,41	6,3	355,1	X	X	X	296	2,9	0,02	5,4	X
		15,50		96,79	X	X	X	X	X	X	X	285	3,2	0,12	4,2	X
494591	6179165	18,10		97,06	0,2	0,11	1635	553	X	X	X	118	0,8	0,11	29,5	X
		18,10		96,66	0,6	0,11	1586	634	X	X	X	111	0,8	0,09	28,3	X
494590	6179168	21,30		97,41	649	96,9	251	70,4	X	X	X	91	1,1	<DT	10,8	X
		21,30		97,21	442	116,5	543	178,2	X	X	X	109	1,2	0,05	15,7	X
		21,30		97,01	65,1	207,8	1317	513	X	X	X	112	1,5	0,05	21,2	X
		22,00	Åen slutter													
494588	6179177	28,53	Boring nord	97,76	Tom	Tom	Tom	Tom	Tom	Tom	Tom	Tom	Tom	Tom	Tom	Tom
		28,53		97,26	67,5	68,6	888	30,03	13,2	<0,1	1,10	93	1,0	<DT	17,7	9,4
		28,53		96,76	269	172	994	>84	28,7	1,04	0,46	105	1,3	<DT	16,0	9,2
		28,53		95,76	281	141	672	>84	60,9	4,29	X	X	X	X	X	8,5
		28,53		94,76	37	201	>1000	>84	70,9	0,75	8,36	118	1,4	<DT	23,7	15,6
		28,53		93,76	<41	85	>1000	>84	35,3	1,20	3,73	110	1,5	<DT	22,7	16,2
Vandspejlet (tværsnit C, 12/10-2012)				99,18												

Rammeboring Dybde	Tværsnit A, syd		Tværsnit A, nord		Tværsnit C, syd		Tværsnit C, nord	
	3,5 m (µg/L)	3,5 m (µg/L)	3,5 m (µg/L)	3,5 m (µg/L)	5,5 m (µg/L)	5,5 m (µg/L)	3,5 m (µg/L)	5,5 m (µg/L)
Stof								
Sulfanilamid	<0,50	6,50	60	37	840	413		
Sulfaguanidine	0,33	6,30	14	8,40	520	540		
Sulfamethazin(Sulfamidin)	<0,50	19	0,84	<0,50	23	600		
Sulfamethiazol	<0,05	2,50	<0,05	<0,05	10	480		
Sulfadiazin	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05		
Sulfanisyre	<0,50	26	1,60	1,30	5,30	28		
Sulfacetamid	<1	<1	<1	<1	34	20		
Sulfadoxin	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05		
Sulfamerazin	<0,05	0,48	0,31	<0,05	1,20	3,50		
Sulfamethoxazol	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50		
Sulfamylurinistof	<0,50	9,80	39	16	160	780		
Sulfapyridin	<0,50	<0,50	<0,05	<0,05	<0,50	<0,50		
Sulfathiazol	<0,05	2,60	0,87	<0,05	2,30	32,0		
Acetanilid	<0,10	<0,01	<0,10	<1	<0,10	<0,10		
Acetylsulfaguanidin	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50		
Acetylsulfanisyre	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50		
Aetallymal	<1	<1	1,70	2,10	6,50	<1		
Allyl-n-butylbarbiturat	<1	1,60	<1	<1	<1	<1		
5-allyl-5-isobutyl-barbitursyre	<1	<1	<1	<1	2,00	<1		
5-allyl-5-(methylbutyl)-	<1	7,80	<1	<1	1,30	<1		
Anilin	<0,10	<0,010	<0,10	<0,10	<0,10	0,60		
Barbital	<1	78	9,30	24	72	<1		
Butobarbital	<1	16	<1	<1	8,00	14		
Butylbarbiturat	<1	<1	<1	<1	3,90	3,00		
o-chloracetanilid	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50		
p-chloracetanilid	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50		
5,5-diallylbarbitursyre	<1	13	2,60	1,00	7,40	<1		
N-N-diethylnicotinamid	<0,50	7,80	29	1,90	0,85	60		
Dipropenylamin	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50		
5-ethyl-5-sec-butylbarbitursyre	<1	30	1,00	<1	11	25		
Ethylurethan	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	220	2300		
Phthalylsulfathiazol	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50		
Hexobarbital	<1	<1	<1	<1	<1	<1		
Isobutylbarbitursyre	<1	<1	<1	<1	3,90	<1		
Isopropylbarbitursyre	<1	<1	<1	<1	<1	<1		
Meproamat	<0,10	4,20	4,60	0,82	230	460		
Methoxypropionitril	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50		
N-methyldiethylbarbitursyre	<1	<1	<1	<1	<1	<1		
Monoethylbarbitursyre	<1	<1	<1	<1	6,30	6,00		
Pentobarbital	<0,50	22	<0,50	<0,50	32	84		
Amobarbital	<0,50	11	4,00	<0,50	59	120		
Pyridin	<0,10	<0,01	<0,10	<1	<0,10	<0,10		
2-chloranilin	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,46	16		
4-chloranilin	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	2,30	105		

**Bilag 6: Kemiske analyseresultater samt den hydrauliske potentiale-forskel i piezometre op- og nedstrøms for tværsnit A (40 cm dybde) samt tilhørende UTM-koordinater**

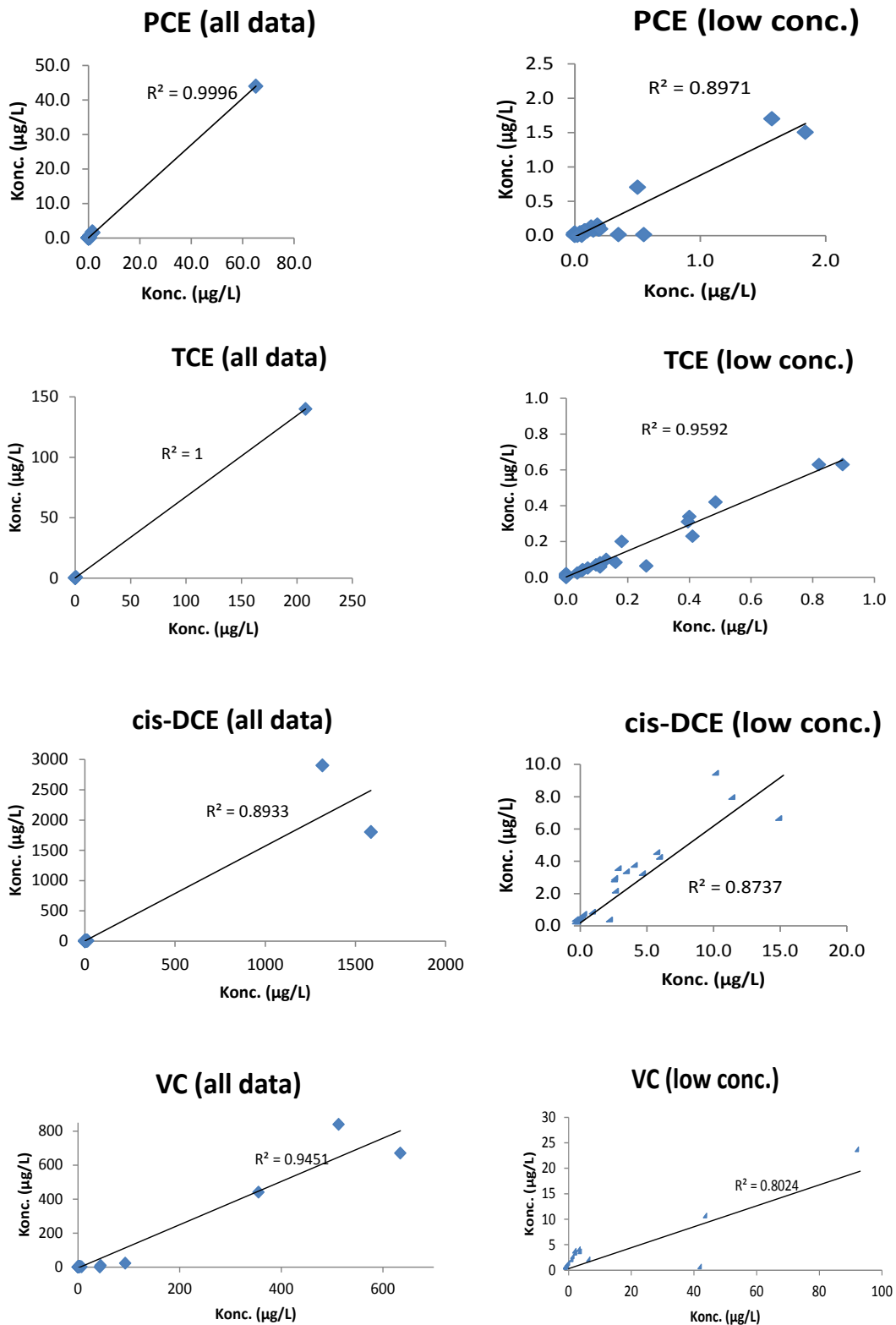
x-(UTM)	y-(UTM)	Afstand mellem piez og tværsnit A (m)	Kommentar	Hydraulisk potentiale forskel, Δh (cm)	PCE (µg/L)	TCE (µg/L)	cis-DCE (µg/L)	VC (µg/L)	Chlorid (mg/L)	Bromid (mg/L)	Nitrat-N (mg/L)	Sulfat-S (mg/L)
494839	6179019	-10	Opstrøms	-9	0,01	< DT	< DT	< DT	16	< DT	0,43	1,05
494835	6179023	-5	Opstrøms	-3	0,01	< DT	< DT	< DT	14	< DT	0,12	2,64
494824	6179024	0	Tværsnit A	1,1	0,02	< DT	0,14	< DT	14	< DT	0,11	0,85
494825	6179025	0	Tværsnit A	0,9	0,01	< DT	0,04	< DT	14	< DT	0,04	1,14
494829	6179028	0	Tværsnit A	11,2	0,04	0,08	0,52	0,15	18	0,25	0,08	2,69
494830	6179030	0	Tværsnit A	2,3	0,20	0,40	10,5	2,21	28	2,60	0,18	2,57
494831	6179030	0	Tværsnit A	1	0,02	< DT	31,6	30,0	77	14,79	0,54	7,7
494832	6179031	0	Tværsnit A	1,4	< DT	0,90	6,1	0,84	62	8,63	0,45	10,7
494828	6179032	5	Nedstrøms	2	0,17	0,51	1,80	2,72	28	3,06	< DT	1,99
494825	6179034	10	Nedstrøms	1,6	0,03	0,08	41,5	46,3	89	17,65	0,15	6,9

**Bilag 7: Kemiske analyseresultater og UTM-kordinater for SW tværsnit 25 m nedstrøms tværsnit C**

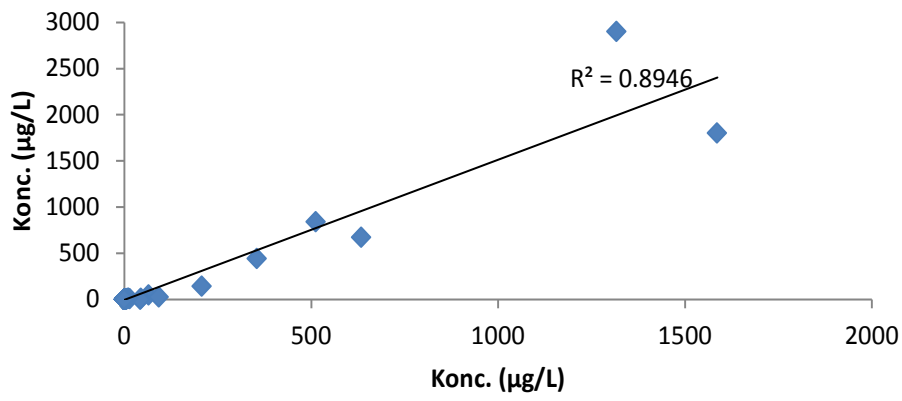
x-(UTM)	y-(UTM)	Kommentar	PCE (µg/L)	TCE (µg/L)	cis-DCE (µg/L)	VC (µg/L)	Chlorid (mg/L)	Bromid (mg/L)	Nitrat-N (mg/L)	Sulfat-S (mg/L)
		Sydlig brink								
494583	6179141	SW tværsnit	0.16	0.12	3.39	3.69	35	< DT	2.09	9.38
494581	6179142	SW tværsnit	0.13	0.10	3.30	2.93	36	< DT	2.13	9.62
494579	6179143	SW tværsnit	0.20	0.13	4.34	4.04	35	< DT	2.04	9.11
494577	6179143	SW tværsnit	0.32	0.16	6.27	4.54	34	0.12	2.03	9.06
494577	6179149	SW tværsnit	0.25	0.16	5.49	4.62	33	< DT	1.95	8.83
		Nordlig brink								

## Bilag 8: Korrelation mellem CAH resultater fra hhv. DTU og Milana

DTU Miljø's resultater er vist på x-aksen og Milana's resultater på y-aksen.



## PCE, TCE, cis-DCE & VC (all data)



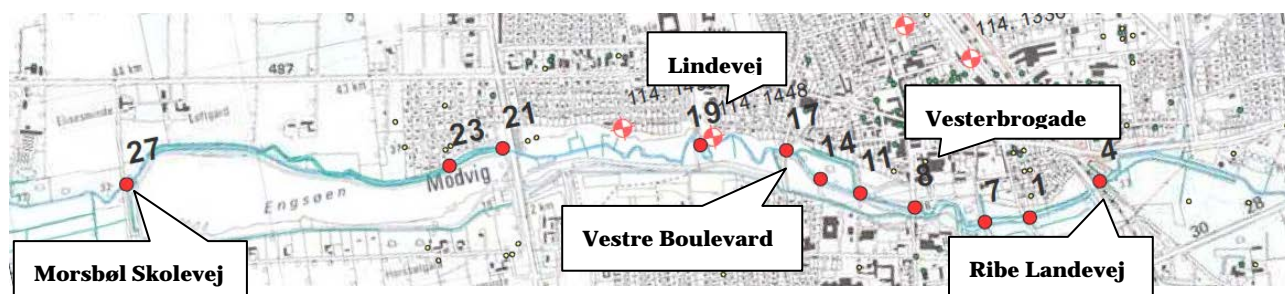


## Bilag 9: Sammenfatning af kemiske analyseresultater samt prøvestationernes placering langs Grindsted Å fra de 4 målekampagner udført fra 2004 til 2011

Der er i Grindsted Å blevet foretaget fire målekampagner i perioden fra 2004 til 2011, hvor åens kemiske tilstand er blevet undersøgt og dokumenteret. Første kampagne blev foretaget i december 2004 (Ejlskov, 2005), den anden blev foretaget over en periode fra februar til oktober 2006 (Grundvandskontoret, 2006), den tredje i oktober 2010 (Jord og Affald, 2011) og den fjerde i september 2011 (Petersen, 2012). Figur 2 viser en oversigt af samtlige prøvestationerne placering i Grindsted Å.

### December 2004

I december 2004 udtog Ejlskov i alt 30 vandprøver til kemisk analyse i vandområdet omkring Grindsted by, heraf 14 af prøverne blev taget i selve åen (figur 2). Alle prøver blev analyseret for klorerede opløsningsmidler, deres nedbrydningsprodukter samt aromatiske kulbrinter. Enkelte prøver blev også analyseret for PAA (primære aromatiske aminer) (Ejlskov, 2005).



Figur 58: viser hvor vandprøverne blev udtaget i Grindsted Å december 2004 (Ejlskov, 2005).

Tabel 7: Analyseresultaterne fra vandprøverne fra overfladevandet i Grindsted Å er angivet i µg/l. Udtagningen af prøverne 23 og 27 blev hhv. gentaget to og tre gange, illustreret med røde cirkler (Ejlskov, 2005). Følgende forkortelser er anvendt Trichlorethylen (TCE), Tetrachlorethylen (PCE), Cis-1,2-dichlorethylen (cis-1,2-DCE), Vinyl chlorid (VC) og de Primære Aromatiske Aminer (PAA).

Prøve nr.	PCE	TCE	cis-1,2-DCE	VC	Benzen	Toluen	Ethylbenzen	m/p-xylen	o-xylen	PAA
1	-	0,1	-	-	-	-	0,5	1,1	0,5	i.a
4	-	0,2	-	-	-	-	0,2	0,3	0,3	i.a
7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	i.a
11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	i.a
14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	i.a
17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	50
19	-	0,2	0,5	-	-	-	-	-	-	i.a
21	0,4	0,8	-	5,8	1,9	0,1	-	-	-	i.a
23	0,2	0,5	2,6	1,6	0,8	0,1	-	-	-	i.a
24	0,5	0,9	5,4	3,3	1,3	0,2	-	-	-	i.a
27	0,5	0,8	5,2	3,5	2,6	0,6	0,5	-	-	70
28	0,5	0,9	4,6	1,4	1,3	0,4	-	1,2	0,8	i.a
29	0,3	0,9	5,9	-	1,3	0,2	-	-	-	i.a

"i.a" – betyder ikke analyseret og "-" – betyder under detektionsgrænsen

Analyseresultaterne viser, at de miljøfremmede stoffer PAA, PCE, TCE, cis-DCE, VC, benzen og toluen blev påvist på strækningen mellem prøvestation 19 (gangbro, Lindevej) og 27 (Morsbøl Skolevej) i Grindsted Å, PAA blev dog også påvist ved prøvestation 17 (Vestre Boulevard). De højeste koncentrationer ses dog på nedbrydningsprodukter for de klorerede opløsningsmidler cis-1,2-DCE og VC. Resultaterne for denne undersøgelse indikerer, at stoftilførselen af de atypiske miljøfremmede stoffer starter i åen starter omkring, hvor Vestre Boulevard krydser Grindsted Å, og fortsætter på hele strækning ned til Morsbøl Skolevej, hvor denne målekampagne ender.

## 2006

I 2006 udtog Grundvandskontoret i Ribe Amt ligeledes vandprøver fra 3 forskellige steder i Grindsted Å, som vist i figur 3.

Ved prøveudtagningsstation 1 (umiddelbart efter Engsøen udmunder i åen) blev der udtaget 8 vandprøver med ca. 1 måneds mellemrum i perioden fra februar til oktober. Supplerende prøver blev udtaget hhv. opstrøms ved Tingvejen i Grindsted (station 2) og længere nedstrøms i åen ved Eg Bro (station 3). Alle prøverne blev analyseret for klorerede opløsningsstoffer og deres nedbrydningsprodukter, BTEX, sulfonamider (enkelt stoffer), fenoler og aniliner. De sidste 4 prøvetagninger (fra juli til oktober) blev der ligeledes analyseret for barbituraterne: Amobarbital, Barbital, Butabarbital, Pentobarbital og Secobarbital (Grundvandskontoret, 2006).

Tabel 8: viser en oversigt af prøveudtagningen i 2006 (Grundvandskontoret, 2006).

	22/2	28/3	26/4	23/5	29/6	3/8	14/9	3/10
Prøvestation 1	X	X	X	X	X	X	X	X
Prøvestation 2		X			X			X
Prøvestation 3		X			X			



Figur 59: viser placeringen af de tre prøveudtagningsstationer, som Ribe Amt benyttede i overvågningen 2006 (Grundvandskontoret, 2006).

Resultaterne af de analyserede miljøfremmede stoffer i tabel 3 viser generelt højere koncentrationer ved prøvestation 1 end ved prøvestation 2 (trods det begrænsede datamateriale), hvilket tyder på, at tilførselen af de miljøfremmede stoffer på denne strækning aftager. I stofkoncentrationerne fra prøvestationen 3 til 1 ses der en stærk stigning, hvilket peger på, at den væsentlige stoftilførselse i åen sker på netop denne strækning (Grundvandskontoret, 2006).

Tabel 9: viser resultaterne i µg/l fra prøvestationen 1, 2 og 3 (Grundvandskontoret, 2006) samt de generelle kvalitetskrav for ferskvand, bekendtgjort af Miljøministeriet 2010<sup>3</sup>. Følgende forkortelser er anvendt Trichlorethylen (TCE), Tetrachlorethylen (PCE), Cis-1,2-dichlorethylen (cis-1,2-DCE) og Vinyl chlorid (VC).

Miljøfremmede stoffer	Prøvestation 1 (n=8)		Prøvestation 2 (n=3)		Prøvestation 3 (n=2)		Generelle kvalitetskrav <sup>3</sup> (µg/l)
	Middel værdi	Maks. værdi	Middel værdi	Maks. værdi	Middel værdi	Maks. værdi	
<b>PCE</b>	0,09	0,13	0,06	0,07	<0,03	<0,03	10
<b>TCE</b>	0,15	0,2	0,08	0,1	<0,03	<0,03	10
<b>Cis-1,2-DCE</b>	1,9	2,6	1,02	1,2	<0,02	<0,02	6,8
<b>VC</b>	0,54	0,67	0,23	0,28	<0,02	<0,02	0,05
<b>Benzen</b>	0,65	0,8	0,18	0,36	<0,06	<0,08	10
<b>Sulfanilsyre</b>	23	67	0,93	1,6	<0,1*	<0,1*	280 <sup>a</sup>
<b>Sulfonamider</b>	4,2	5,8	2,67	3,3	0	0	4,6 <sup>b</sup>
<b>Barbiturater</b>	4,5**	5,1**	4,34**	4,61**	0**	0**	50 <sup>b</sup>

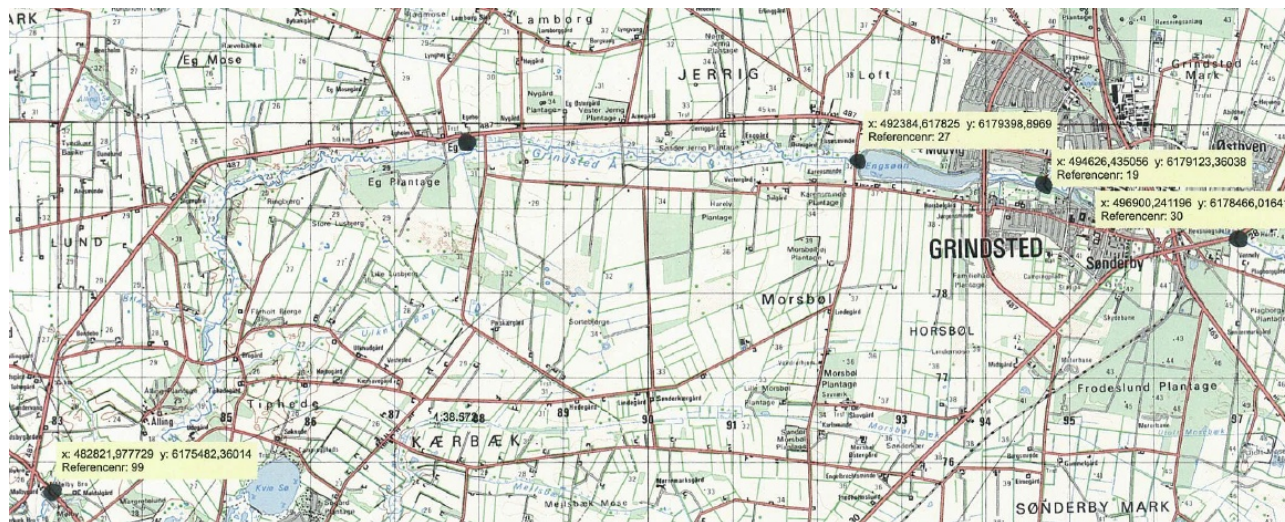
\*Ved prøvestation 3 blev der kun analyseret for sulfanilsyre i én prøve. \*\* Ved prøvestation 1 blev kun de sidste 4 prøver analyseret for barbiturater, prøvestation 2 i de sidste 2 prøver og prøvestation 3 i den sidste prøve.

<sup>a</sup> Forslag til miljøkvalitetskriterie for saltvand (Jord og Affald, Miljøministeriet, 2011).

<sup>b</sup> Kriteriet er gældende for sulfadiazin. Foreslås i Arbejdsgruppen (vedr. Kærgård Plantage. Udarbejdet af DHI – Inst. For vand og miljø. 2006) anvendt for sum af sulfonamider ekskl. sulfanilsyre.

### Oktober 2010

I oktober 2010 blev der udtaget en vandprøveserie i Grindsted Å hhv. opstrøms (30), inde i selve Grindsted by (19), ved udmundingen af Engso (27) og nedstrøms i åen lige før den når habitatområdet 77 (99), som vist i figur 5 (Jord og Affald, 2011).



Figur 60: viser de fire referencepunkter (30, 19, 27 og 99), hvor der blev udtaget vandprøver i oktober 2010 (Jord og Affald, 2011).

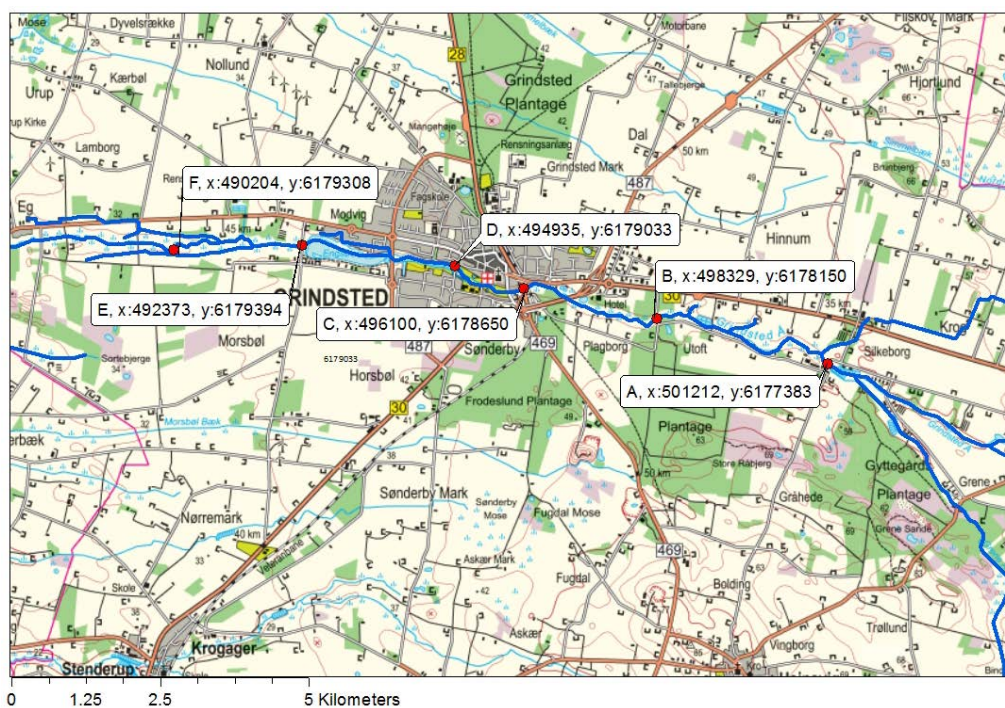
Ud fra tabel 4 ses det, at de højeste koncentrationer, der blev påvist, var stofferne cis-DCE, VC, sulfanilsyre og sulfanilamid (en sulfonamid), som blev målt inde i selve Grindsted by (Ref.19) og ved udmundingen af Engso i åen (Ref. 27). Ingen af stofferne var mulige at påvise længere nedstrøms i åen før habitatområdet 77, dog var cis-DCE og sulfanilamid stadig repræsenteret blot ved lavere koncentrationer.

Tabel 10: viser resultaterne fra vandprøverne i µg/l udtaget fra de fire referencepunkter (30, 19, 27 og 99) (Jord og Affald, 2011).

Miljøfremmede stoffer	Ref. 30	Ref. 19	Ref. 27	Ref. 99
PCE	<0,05	<0,05	0,061	<0,05
TCE	<0,05	0,091	0,059	<0,05
Cis-1,2-DCE	<0,05	43	2,0	0,28
VC	<0,05	21	0,67	<0,05
Benzen	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Sulfanilsyre	<1,0	<1,0	4,1	<1,0
Sulfanilamid	<1,0	<1,0	0,81	0,63

### September 2011

I september 2011 blev der udtaget vandprøver 6 forskellige steder langs Grindsted Å fra A til F, hvor A var opstrøms for Grindsted by (hvor Løvelunds Stationsvej krydser åen) og F halvvejs mellem Engsø og Eg bro, som vist på figur 6. Alle prøverne blev analyseret for de klorerede opløsningsmidler, deres nedbrydningsprodukter, BTEX, sulfonamider og sulfanilsyre, men der blev ikke analyseret for PAA og barbiturater i denne målekampagne (Petersen, 2012).



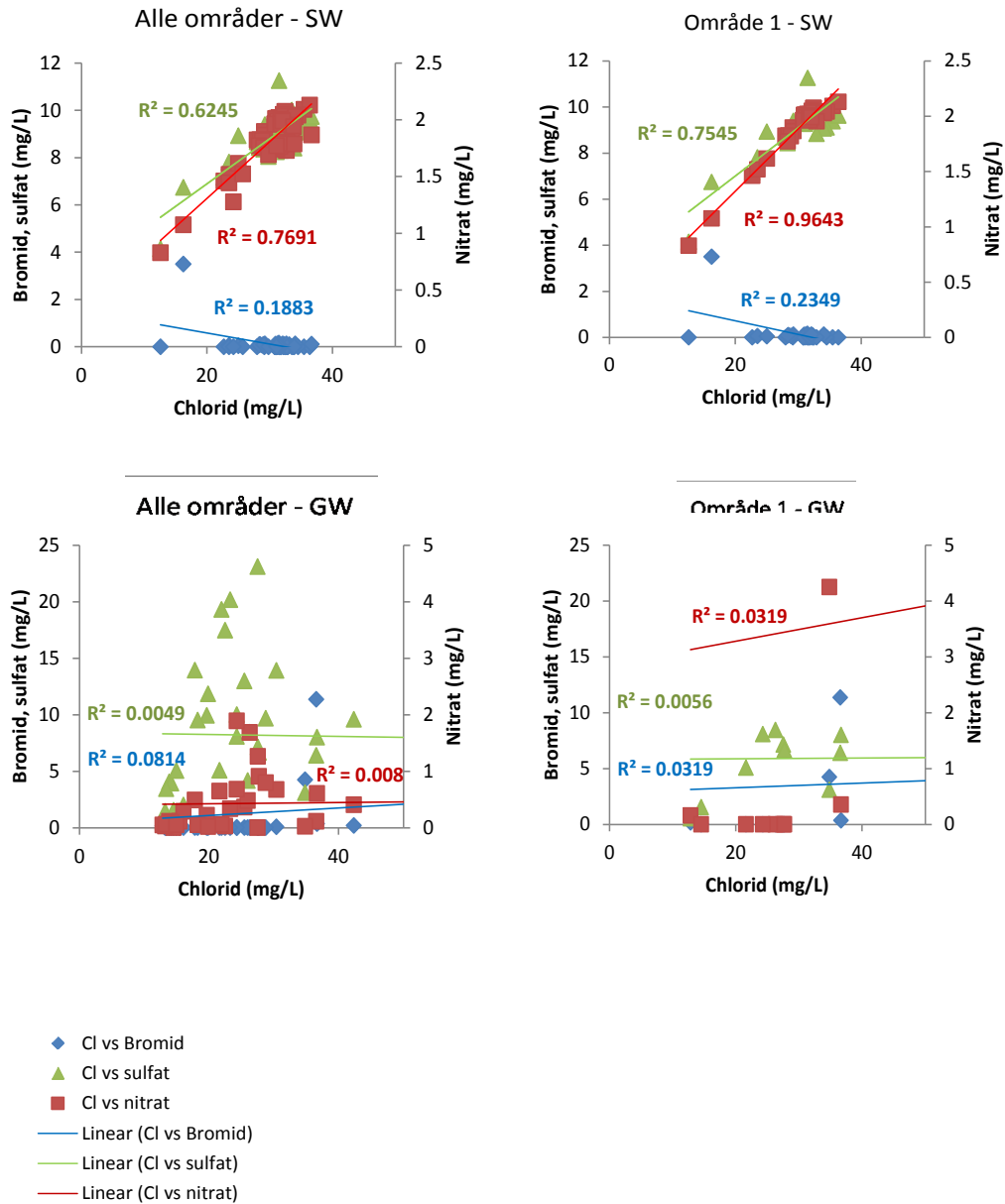
Figur 61: viser placeringen af prøvestationerne A-F i Grindsted Å.

I denne undersøgelse blev der kun fundet sulfanilsyre, klorerede opløsningsmidler samt deres nedbrydningsprodukter ved prøvestationerne E og F og sulfonamider blev kun påvist ved prøvestation F. De miljøfremmedestoffer, der blev påvist i både E og F, var alle repræsenteret ved en lavere koncentration i F end i E, som indikerer, at stoftilførselen på denne strækning aftager. Analyseresultaterne er vist i tabel 5.

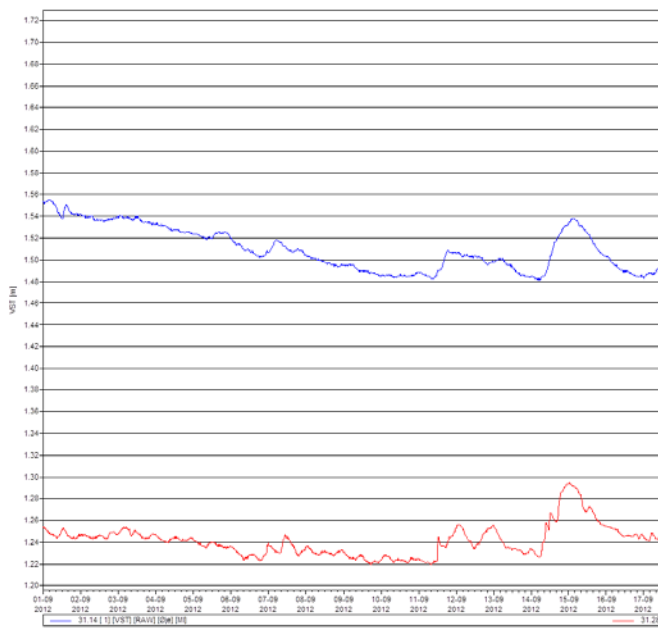
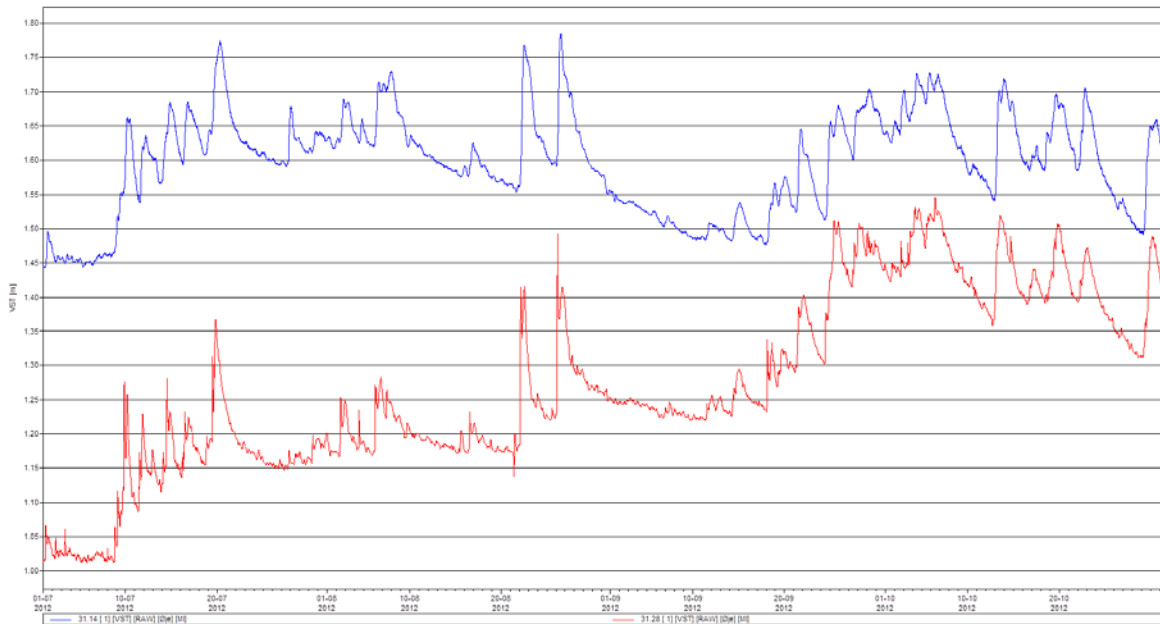
Tabel 11: viser analyseresultaterne i µg/L fra målekampagnen i 2011 (Petersen, 2012).

Miljøfremmed stof	Station A	Station B	Station C	Station D	Station E	Station F
<b>PCE</b>	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	0.08	0.07
<b>TCE</b>	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	0.06	0.05
<b>cis-DCE</b>	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	1.5	1.2
<b>VC</b>	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	0.54	0.44
<b>Benzen</b>	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02
<b>Toluen</b>	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02
<b>Ethylbenzen</b>	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02
<b>Xylener</b>	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02
<b>Sulfanilsyre</b>	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	2.4	1.9
<b><i>Sulfonamider:</i></b>						
<b>Sulfonamid</b>	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	1.5
<b>Sulfaguanidin</b>	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0.84
<b>Sulfamethazin</b>	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	1.3
<b>Sulfamethiazol</b>	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	1.4

**Bilag 10: Korrelation mellem de påviste uorganiske anioner i Grindsted Å 2012**



**Bilag 11: Vandstandsmålinger fra online stationer opsat af Orbicon i Grindsted Å i perioden fra juli til og med oktober 2012**





Region Syddanmark  
Vandføringens medianminimum i  
Grindsted Å

**SYNKRONMÅLINGER**

---

**Rekvirent**      Region Syddanmark

**Rådgiver**      Orbicon A/S  
Ringstedvej 20  
4000 Roskilde



---

<b>Projektnummer</b>	3641100161
<b>Projektleder</b>	Ole Smith
<b>Udarbejdet af:</b>	Rasmus Ringgaard
<b>Rådgiver</b>	Orbicon A/S
<b>Kvalitetssikring</b>	Ole Smith
<b>Revisionsnr.</b>	2
<b>Godkendt af</b>	Per Møller-Jensen
<b>Udgivet</b>	19. december 2012

## INDHOLDSFORTEGNELSE

<b>1.</b>	<b>Indledning</b> .....	<b>4</b>
<b>2.</b>	<b>Synkronmåling i vandløb</b> .....	<b>4</b>
2.1.	Generel beskrivelse .....	4
<b>3.</b>	<b>Datagrundlag</b> .....	<b>5</b>
3.1.	Tidligere undersøgelser .....	5
3.2.	Synkrone målinger i 2012 .....	5
3.3.	Kunstige indgreb i afstrømningen .....	6
3.4.	Nedbørs- og afstrømningsforhold på måledagen .....	6
3.4.1	Nedbørsforholdene .....	6
3.4.2	Afstrømningsforholdene .....	7
<b>4.</b>	<b>Databehandling</b> .....	<b>8</b>
4.1.	Metode til bestemmelse af medianminimum .....	8
4.2.	Korrektion af enkeltmålinger .....	8
4.3.	Korrektion af middelpåvirkninger .....	10
4.4.	Beregning af medianminimum i referencepunkter .....	10
4.5.	Omsætningsfaktorer .....	10
<b>5.</b>	<b>Resultater</b> .....	<b>11</b>
5.1.	Præsentation af resultater .....	11
5.2.	Kommentarer til resultater .....	13
5.2.1	Sammenhæng med grundvandspotentiale .....	14
<b>6.</b>	<b>Referencer</b> .....	<b>15</b>
<b>7.</b>	<b>Bilag</b> .....	<b>17</b>
7.1.	BILAG 1: Målte vandføringer ved synkronmålingerne i 2012 .....	17
7.2.	BILAG 2: Vandføringens medianminimum i 2012 .....	18
7.3.	BILAG 3: Tidligere målte medianminimumvandføringer .....	19
7.4.	BILAG 4: Målepunkter ved synkronmålingerne i 2012. ....	20
7.5.	BILAG 5: Tilvækst på delstrækningsniveau for synkronmålingerne i 2012 .....	22
7.6.	BILAG 6: Tilvækst på deloplandsniveau for synkronmålingerne i 2012 .....	24

## 1. INDLEDNING

Denne rapport præsenterer detaljerede medianminimumvandføringer for en delstrækning af Grindsted Å, forløbende fra umiddelbart opstrøms Grindsted by til ca. 5 km nedstrøms Engsøen (bilag 4). Medianminimumvandføringerne er baseret på synkronmålinger foretaget d. 5. juli 2012 samt, for den nederste del af den undersøgte strækning, på en ekstra synkronmålerunde foretaget d. 21. august 2012. For enkelte lokaliteter på den målte strækning foreligger medianminimumværdier fra tidligere synkronmålinger i 1981, 1989, 1995 og 2002. Ved udvælgelse af målepunkter for synkronmålingerne i 2012 blev der taget hensyn til, at målepunkterne er delvist sammenfaldene med målepunkterne ved de tidligere synkronmålinger. Således er det muligt at lave en vurdering af medianminimumafstrømningens udvikling gennem tiden.

Rapporten er udarbejdet som en "teknikerrapport" hvilket forudsætter, at læseren har kendskab til de udvalgte å-systemer samt de betegnelser og fagudtryk, som anvendes inde for det hydrologiske og specielt det hydrometriske fagområde.

Rapporten og det bagvedliggende feltarbejde er udført af Orbicon, Vand og Naturressourcer, Roskilde.

## 2. SYNKRONMÅLING I VANDLØB

### 2.1. Generel beskrivelse

Ved vandføringens medianminimum forstås den værdi i en serie af årsminima af døgnmiddelvandføringer, der er større end netop halvdelen af de enkelte værdier i serien og dermed mindre end den anden halvdel.

Vandføringens medianminimum forekommer at være velegnet, til vurdering af grundvandets strømningsforhold samt belysning af livsbetingelserne i vandløbet. Når vandføringen efter en længere tør periode er reduceret til medianminimum, sker den "naturlige" tilstrømning til vandløbene primært fra grundvandsmagasinerne. Hertil kan komme et - ikke naturligt - bidrag fra spildevandsudledninger.

Da medianminimum desuden kan bestemmes relativt let ud fra en tilstrækkelig lang serie af årsminima for en målestation, er det praktisk at arbejde med medianminimum som en generel referencestørrelse. Medianminimum beregnes normalt for referenceperiode. I denne rapport er perioden 1981-2010 valgt som referenceperiode /1/.

Grundlaget for bestemmelsen af medianminimum i et vandløbssystem er de hydrometriske målestationer, hvor døgnmiddelvandføringer løbende beregnes. De første målestationer blev etableret i de større vandløb og her råder man i dag over lange observationsserier dækkende hele referenceperioden. Medianminimum kan på disse målestationer bestemmes med relativ god nøjagtighed. Herudover er der etableret målestationer, hvor der kan tilvejebringes kortere observationsserier. Ved disse stationer bestemmes medianminimum ved sammenlignende analyser med resultaterne fra nærliggende målestationer med observationer for hele referenceperioden. Alle målestatio-

ner hvor medianminimum kan bestemmes for hele referenceperioden, benævnes i det følgende referencestationer.

En helt konkret bestemmelse af medianminimum i alle grene af et vandløbssystem ville kræve en registrering af den daglige vandføring i alle grenene i en lang årrække. Dette er selvsagt en uoverkommelig opgave, og man må her anvende andre metoder, når medianminimum ønskes fastlagt.

I nærværende rapport er anvendt synkronmålingsmetoden, som kan beskrives på følgende måde /2/:

Når medianminimum skal bestemmes i et vandløbssystem, foretages der vandføringsmålinger i hele systemet, inden for et relativt kort tidsrum. Vandføringsmålingerne foretages på et tidspunkt, hvor afstrømningsforholdene er sammenlignelige med afstrømningsforholdene ved en eller flere udvalgte referencemålestationer. Bedst er et tidspunkt efter en længere tør periode, hvor afstrømningen ved referencestationerne er faldet til et niveau omkring deres medianminimum, og helst hvor vandføringen har været jævnt faldende.

Denne undersøgelse er tilrettelagt på baggrund heraf, idet den synkrone måleserie er tilvejebragt ved målinger i vandløbssystemet udført i løbet af 1 dag. Ud fra synkronmålingernes resultater er vandføringens medianminimum i målepunkterne blevet fastsat ud fra en eller flere omsætningsfunktioner, der hviler på en sammenligning med vandføringen på måledagen ved den eller de målestationer, som er fundet bedst egnet som reference.

### 3. DATAGRUNDLAG

#### 3.1. Tidligere undersøgelser

Der er flere gange tidligere udført synkrone vandføringsmålinger og bestemt medianminimum i Grindsted Å. Årstallene fremgår af nedenstående tabel 1.

Vandløbssystem	År	Reference
Grindsted Å	1981	/3/
Grindsted Å	1989	/4/
Grindsted Å	1995	/5/
Grindsted Å	2002	/6/

Tabel 1. Tidligere undersøgelser i Grindsted Å, hvor medianminimum blev fastlagt for lokaliteter der ligger inden for den undersøgte delstrækning i 2012. Reference henviser til referencenummer i referencelisten.

#### 3.2. Synkrone målinger i 2012

Synkronmålingerne for hele delstrækningen blev udført på én dag d. 5. juli 2012. Der blev målt på 13 lokaliteter i Grindsted Å og på 3 lokaliteter i kanalsystemet der fører

vand til og fra Engsøen. Grundet stor usikkerhed på enkelte målinger blev der gennemført en ekstra synkronmålerunde d. 21. august 2012. Her blev der målt på 7 lokaliteter primært på strækningen nedstrøms Engsøen.

### 3.3. Kunstige indgreb i afstrømningen

For at kunne bestemme den tilnærmelsesvis naturlige medianminimumvandføring skal påvirkninger af afstrømningsforholdene så vidt muligt undgås på måledagen. Der blev derfor, forud for målingerne, rettet henvendelse til Billund Kommune, der sørgede for at varske egne grødeskæringshold samt andre vandløbspåvirkere. På den måde blev det sikret, at der ikke blev foretaget grødeskæring, op/nedmagasinering og andre forstyrrelser.

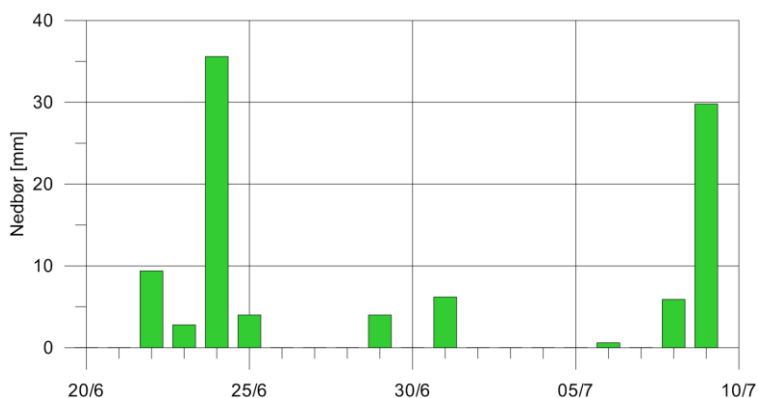
I juni 2012 blev der etableret to faste målestationer ved lokalitet 310291, Grindsted Å, Tingvejen og lokalitet 310327, Grindsted Å, Eg. De to målestationer repræsenterer henholdsvis den opstrøms og nedstrøms grænse for den målte delstrækning, og den kontinuerede vandstandsregistrering fra de to stationer giver således et præcist billede af eventuelle variationer i vandføringen i løbet af måledagene.

### 3.4. Nedbørs- og afstrømningsforhold på måledagen

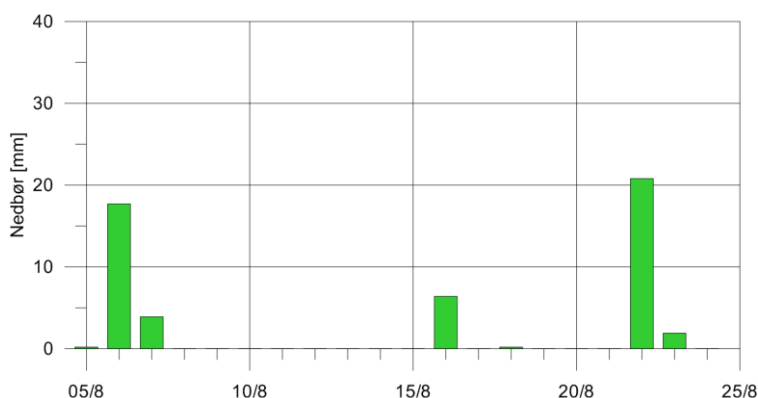
De synkrone vandføringsmålinger skal udføres i en situation hvor bidraget til vandløbene primært udgøres af grundvandstilstrømningen. Kravet er derfor at de seneste nedbørshændelser ikke kan spores i vandløbene som overfladevand, og at vandføringsniveauet er tæt på medianminimumniveauet. I det følgende er nedbørs- og afstrømningsforholdene i perioden op til måledagene samt på selve måledagene gennemgået.

#### 3.4.1 Nedbørsforholdene

Det fremgår af Figur 1 herunder, at første målerunde blev foretaget i slutningen af en relativt tør periode på knap to uger. Eneste større nedbørshændelse i periode forekom 6 dage inden målerunden, hvor der faldt i størrelsesorden 7 mm nedbør. I døgnet inden måledagen og på selve måledagen faldt der ingen nedbør. Figur 2 viser nedbørsforholdene i perioden inden anden målerunde. Målingerne blev foretaget efter en uge uden nedbør, ligesom der heller ikke faldt nedbør på selve måledagen. Begge målerunder blev således gennemført på dage med gode måleforhold.



Figur 1. Nedbør ved DMI's målestation "Billund Lufthavn" i perioden op til første målerunde d. 5/7 - 2012

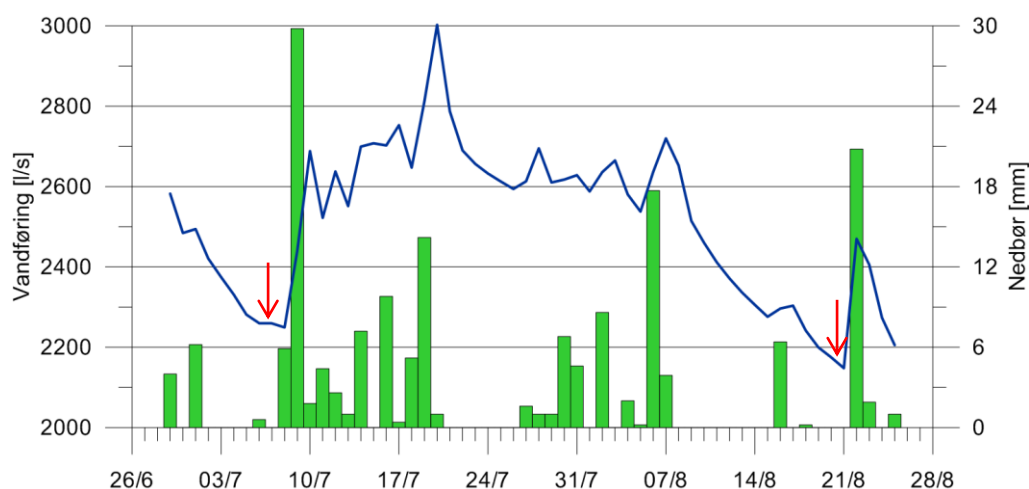


Figur 2. Nedbør ved DMI's målestation "Billund Lufthavn" i perioden op til anden målerunde d. 21/8 - 2012.

### 3.4.2 Afstrømningsforholdene

Medianminimum for lokalitet 310327 Grindsted Å, Eg er 1801 l/s for referenceperioden 1981-2010. Ved første målerunde d. 5/7 var vandføringen ved Grindsted Å, Eg 2294 l/s og således ca. 21% over medianminimum. Ved anden målerunde d. 21/8 var vandføringen ved Grindsted Å, Eg 2145 l/s og således ca. 16% over medianminimum.

I Figur 3 er vist udviklingen i vandstanden over sommeren 2012 for lokalitet 310327 Grindsted Å, Eg. Angivet med røde pile er datoen for hhv. første og anden målerunde. Begge målerunder ligger i slutningen af en længere recessionsperiode, og på et tidspunkt hvor overfladenær afstrømning fra seneste nedbørhændelse ikke længere kan spores i vandløbet. Således blev begge målerunder udført under forhold, der må karakteriseres som velegnede til at fastlægge medianminimum ved brug af synkronmålingsmetoden.



Figur 3. Vandføringen (blå kurve) ved nedstrøms station over sommeren 2012. De røde pile angiver tidspunktet for hhv. første (5/7) og anden (21/8) målerunde. Med grønne blokke er angivet døgnetnedbøren for DMI's station ved Billund Lufthavn.

## 4. DATABEHANDLING

### 4.1. Metode til bestemmelse af medianminimum

Beregningen af medianminimumvandføringen består af følgende punkter:

1. Korrektion af enkeltmålinger
2. Korrektion for middelpåvirkning
3. Beregning af medianminimum i referencepunkter
4. Fastlæggelse af omsætningsfaktorer
5. Beregning af medianminimumvandføringer
6. Hydrologisk vurdering af resultatet

Resultaterne af de enkelte punkter er præsenteret i de efterfølgende afsnit men indledningsvis skal der gøres nærmere rede for beregningsmetoden.

Der foretages en korrektion af målingerne i vandløbssystemet for at udjævne døgnavariationer som kan opstå ved lokal stuvning på grund af grødeansamlinger eller reguleringer, samt ændringer i udledning fra renseanlæg. Middelpåvirkningerne skyldes primært udledning fra renseanlæg, og der korrigeres for disse "unaturlige" middelbidrag ved at trække dem fra de målte vandføringer, nedstrøms udledningen.

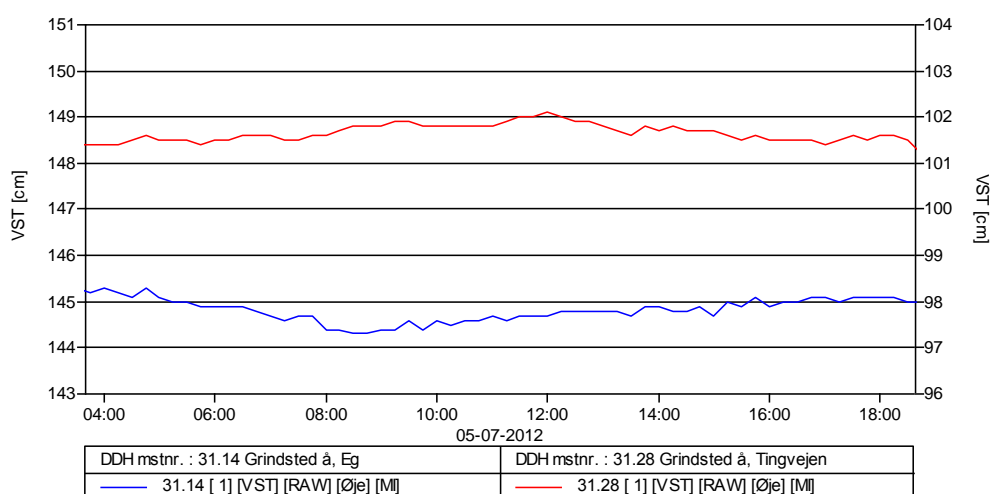
Medianminimum bestemmes herefter ved udvalgte referencepunkter, hvilket typisk er lokaliteter, hvor faste målestationer er/eller har været i drift gennem en årrække. Ved hjælp af de beregnede medianminimumværdier og de korrigerede målinger for referencepunkterne, beregnes omsætningsfaktorer mellem medianminimumvandføringen og de målte (korrigerede) vandføringer.

### 4.2. Korrektion af enkeltmålinger

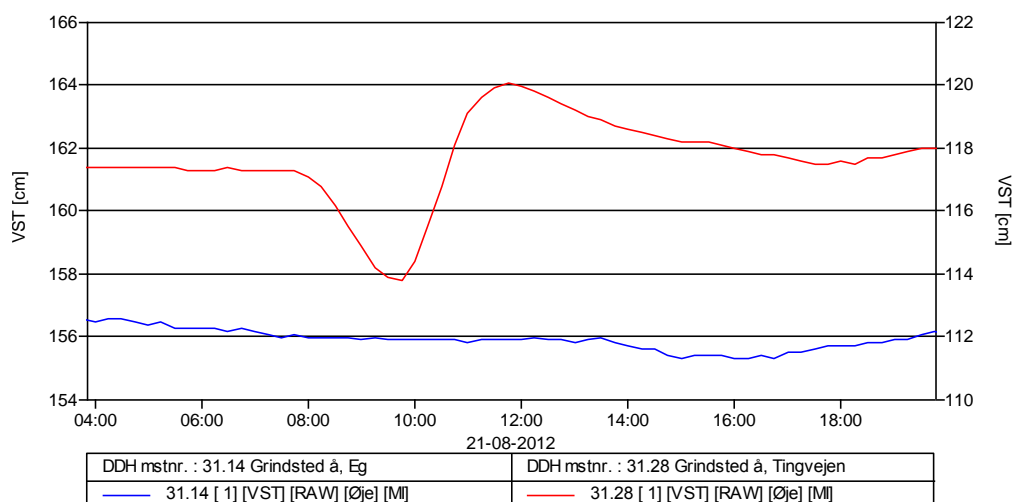
I situationer hvor der har været påvirkninger af vandføringen over døgnet, f.eks. forårsaget af spildevandsbølger fra opstrøms rensningsanlæg eller regulering i forbindelse

med dambrugsdrift, kan det være nødvendigt at korrigere enkeltmålinger for døgnvariationen.

Vandstanden ved de faste målestationer der udgør hhv. opstrøms og nedstrøms afgrænsning af den målte vandløbsstrækning, er vist i Figur 4 for måledagen d. 5/7 og i Figur 5 for måledagen d. 21/8. Over måledagen d. 5/7 varierede vandstanden med mindre end 1 cm ved begge stationer, hvilket svarer til en vandføringsvariation der ligger under måleusikkerheden. Over måledagen d. 21/8 var den eneste væsentlige påvirkning af vandstanden regulering fra dambrugene opstrøms. Denne slog dog først igennem ved nedstrøms stationer efter målerunden var fuldført. Der har således ikke været nødvendigt at korrigere enkeltmålinger som følge af variationer i vandføringerne over måledagene.



Figur 4. Vandstanden på måledagen d. 5/7 ved hhv. opstrøms og nedstrøms afgrænsning af det målte stræk.



Figur 5. Vandstanden på måledagen d. 21/8 ved hhv. opstrøms og nedstrøms afgrænsning af det målte stræk.



#### 4.3. Korrektion af middelpåvirkninger

De vandføringsmålinger som er påvirket af udledninger fra renseanlæg og udpumpningsanlæg, skal korrigeres således at den angivne medianminimumvandføring kan opgives eksklusiv spildevand og kunstige udpumpninger. Data for denne middelpåvirkning er fastsat ud fra oplysninger rekvireret fra renseanlæggene og andre vandløbspåvirkere, samt vurderet ud fra de aktuelle vandføringsmålinger. Tabel 2 angiver de spildevandsmængder der er anvendt i beregningerne.

Kommune/Renseanlæg	Recipient	Stednr.	Udledning l/s	Q målt l/s
Billund / Billund	Grindsted Å	310291	35	1682
Billund / Grindsted	Grindsted Å	310611	73	2135

Tabel 2. Udledninger fra renseanlæg.

I Tabel 2, angiver kolonnen "Stednr." det første målepunkt nedstrøms renseanlægget. Kolonne "Udledning" angiver spildevandsudledningen i l/s. I kolonnen "Q målt" er angivet den målte vandføring ved synkronmålerunden ved det første målepunkt nedstrøms renseanlægget.

#### 4.4. Beregning af medianminimum i referencepunkter

Station 310327 Grindsted Å, Eg er brugt som referencestation til fastlæggelse af medianminimum for alle målepunkter. Stationen har været ude af drift i årene 2008 – juni 2012. For et beregne medianminimum i referenceperioden 1981 – 2010 er den nærliggende station 25.37 Simmelbæk, Kokærbro inddraget. Stationen repræsenterer naboolandet til Grindsted Å mod nord. Ved station 25.37 foreligger data fra 1992 til 2012. Ved stationen var årsminimumvandføringen i 2008 og 2009 hhv. 74% og 68% af medianminimumværdien for perioden 1992-2010, mens årsminimumvandføringen i 2010 var 106% af medianminimumværdien. Ved at antage, at årsminimumvandføringen ved station 310327 Grindsted Å, Eg i 2008 og 2009 var lavere end medianminimumvandføringen for perioden 1981-2010 og i 2010 var højere end medianminimumvandføringen, kan medianminimumvandføringen for referenceperioden 1981-2010 beregnes til 1801 l/s. I Tabel 3 er angivet stednummer, navn, driftsperiode, opland, medianminimum inkl. spildevand gældende for referenceperioden 1981-2010 (Qmedmin) og døgnmiddelvandføringen (Qmid).

Stednr.	Navn, Lokalitet	Driftsperiode	Opland [km <sup>2</sup> ]	Qmedmin [l/s]	Qmid [l/s]
310327	Grindsted Å, Eg	1972 – 2007 2012 –	199,9	1801	2933*

Tabel 3. Opland og medianminimum og døgnmiddelvandføringen for referenceperioden 1981 – 2010.  
\*Qmid beregnet for perioden 1981-2007.

#### 4.5. Omsætningsfaktorer

For at kunne omsætte den målte vandføring til et niveau svarende til en medianminimumssituation anvendes en omsætningsfaktor der udtrykker forholdet mellem den målte vandføring på den valgte referencestation og dennes medianminimum. (Om-

sætningsfaktor =  $Q_{medmin}/Q_{målt}$ ). Når omsætningsfaktoren er fundet kan alle målepunkter der refererer til pågældende referencestation justeres til medianminimum. I Tabel 4 er omsætningsfaktorer for den anvendte referencestationer angivet.

Målerunde	Stednr.	Navn, Lokalitet	Omsætningsfaktor
1. 5/7 – 2012	310327	Grindsted Å, Eg	0,79
2. 21/8 – 2012	310327	Grindsted Å, Eg	0,84

Tabel 4. Omsætningsfaktorer for referencestationen 310327, Grindsted Å, Eg

## 5. RESULTATER

### 5.1. Præsentation af resultater

I bilag 2 er angivet vandføringens og afstrømningens medianminimum beregnet ved hjælp af synkrone vandføringsmålinger i 2012. Afstrømningens medianminimum er angivet som afstrømningen for hele oplandet opstrøms det aktuelle målepunkt.

I bilag 3 er præsenteret de beregnede medianminimumvandføringer i 2012 i forhold til de medianminimumvandføringer, som er beregnet ved tidligere målinger.

I bilag 2 og 3 er medianminimumvandføringen afrundet efter følgende nøgle:

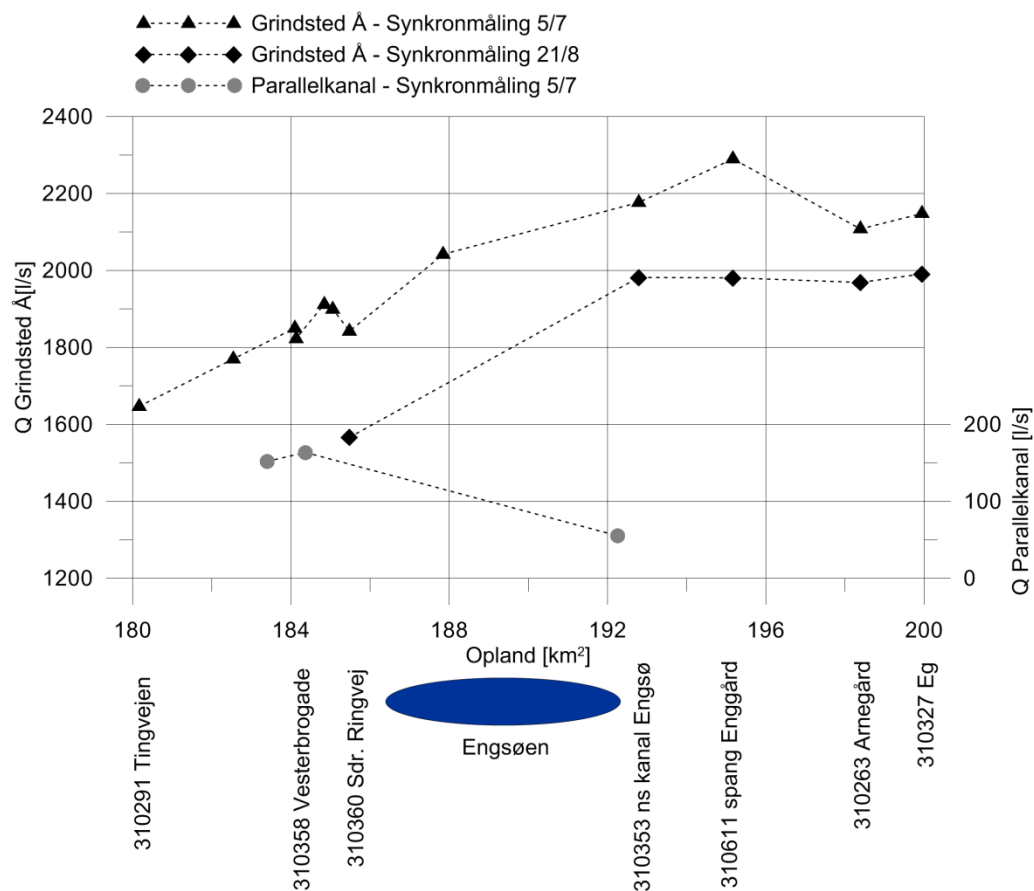
- værdier større end 0 l/s og mindre end 1 l/s                      angivet som <1
- værdier mellem 1 l/s og 20 l/s                                      afrundet til hele 1'ere
- værdier større end 20 l/s    afrundet til hele 5'ere

I bilag 5 er angivet medianminimum tilvækst i vandføring på delstrækningsniveau (l/km løbende vandløbsbred), beregnet på baggrund af synkronmålingerne i 2012.

I bilag 6 er angivet medianminimum afstrømning (l/s/km<sup>2</sup>) på generaliseret deloplandsniveau. Deloplandene er de topografiske oplandet, beregnet i GIS på basis af en højdemodel.

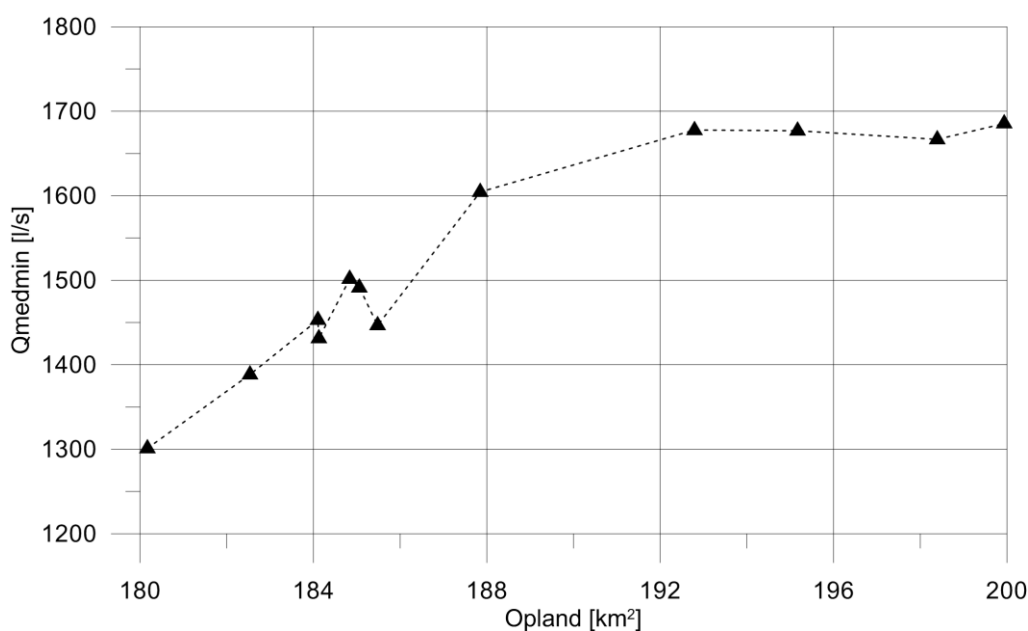
De målte vandføringer ved synkronmålingerne i 2012 er vist i et Q-A plot i Figur 6 herunder. Ved den første målerunde d. 5/7 gav målingerne et overraskende billede af afstrømningsforholdene på strækningen fra udløbet af Engsøen til Eg. Ved stednr. 310611 steg vandføringen kraftigt, hvorefter der målt et tab frem mod stednr. 310263. En nærmere analyse af målingerne afslørede betydelig usikkerhed på vandføringsberegningen på stednr. 310611 og til dels på stednr. 310263 grundet megen grøde og stor dybde. Ved anden målerunde d. 21/8 opnåedes en acceptabel usikkerhed på målingerne, og udsvingene i vandføringen nedstrøms Engsøen blev kraftigt reduceret. Som følge heraf er medianminimum for 2012 beregnet på baggrund af både første og anden synkronmålerunde. Således er medianminimum for stednr. 310291 Grindsted Å, Tingvejen til og med stednr. 310610 Grindsted Å, gangbro n.f. Engsøen baseret på målerunden d. 5/7, mens medianminimum for stednr. 310353

Grindsted Å, ns kanal fra Eng sø til og med stednr. 310327 Grindsted Å, Eg er baseret på målerunden d. 21/8.



Figur 6. Q-A plot for de synkron vandføringsmålinger i 2012.

Den beregnede medianminimum for 2012 er præsenteret i Figur 7 herunder. Overordnet kan den undersøgte delstrækning opdeles i to regioner; region 1 gående fra Tingvejen gennem Grindsted By til udløbet af Eng søen og region 2 gående fra udløbet af Eng søen til målestationen ved Eg. Region 1 er karakteriseret ved en kraftig tilstrømning, svarende til en stigning i vandføringen på små 400 l/s gennem regionen. Region 2 er karakteriseret ved en meget svag tilstrømning, hvor vandføringen stort set ikke stiger fra udløbet af Eng søen til målestationen ved Eg.



Figur 7. Q-A plot for vandføringens medianminimum i 2012

Ved stednr. 310360 Grindsted å, Sdr. Ringvej er der målt et fald i vandføringen på ca. 50 l/s. Ved tidligere synkronmålinger i 1995 og 2002 blev der også målt et tab i vandføring på strækket gennem Grindsted By, her dog som et tab mellem stednr. 310291 Tingvejen og stednr. 310359 Vestreboulevard. Usikkerheden på målingerne omkring stednr. 310360 Sdr. Ringvej var lave på måledagen, og kombineret med de tidligere målte tab i vandføring findes der intet belæg for at korrigere målingen ved stednr. 310360. Det skal dog bemærkes, at et vandføringstab på 50 l/s kun svarer til omtrent 3,5 % af den samlede vandføring, hvilket er tæt på den generelle usikkerhed på vandføringsmålingerne.

## 5.2. Kommentarer til resultater

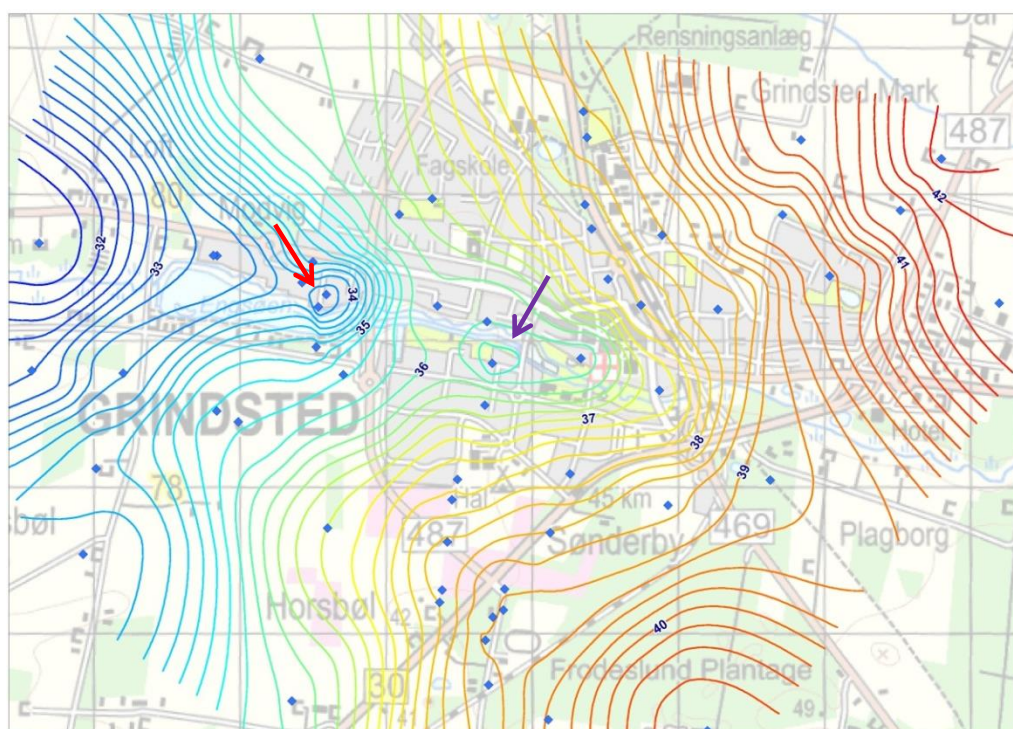
Den målte delstrækning af Grindsted Å repræsenterer et område med særlig kraftig grundvandstilstrømning. Ved de tidligere synkronmålinger i 1981, 1989, 1995 og 2002 blev det målt en tilvækst i vandføringen fra 310291 Tingvejen til 310327 Eg på hhv. 450 l/s, 360 l/s, 370 l/s og 410 l/s. Ved synkronmålingerne i 2012 blev det målt en samlet tilvækst på 385 l/s. Dette svarer til en gennemsnitlig afstrømning på 19,5 l/s/km<sup>2</sup> for oplandet til delstrækningen, og til en gennemsnitlig tilvækst på ca. 35 l/km løbende vandløbsbred.

Tilstrømningsmønsteret inden for delstrækningen viser relativt store forskelle mellem de udførte synkronmålinger. I 1989 var tilvæksten i region 1 fra Tingvejen til udløbet af Engsøen ca. 260 l/s, mens tilvæksten i region 2 fra udløbet af Engsøen til målestationen ved Eg var ca. 100 l/s. I 1995 var tilvæksten i region 1 ca. 290 l/s mens den i region 2 var ca. 80 l/s. I 2002 var tilvæksten i region 1 kun ca. 150 l/s mens den i region 2 var ca. 260 l/s. I 2012 var tallene til sammenligning ca. 385 l/s i region 1 og ca. 0 l/s i region 2. Det er ikke muligt med det nuværende datagrundlag at forklare variationerne i

afstrømningsmønstrene mellem synkronmålingerne. Det skal dog understreges, at synkronmålingerne i 2012 giver det til dato mest detaljerede billede af afstrømningsforholdene på delstrækningen. Målingerne blev foretaget på dage hvor forholdene var velegnede til synkronmålinger mhp. bestemmelse af medianminimum, og det må på denne baggrund forventes, at resultaterne præsenteret i denne rapport giver et retvisende af afstrømningsforholdene anno 2012.

### 5.2.1 Sammenhæng med grundvandspotentiale

Sideløbende med synkronmålingen af vandføringen i Grindsted Å, blev der i slutningen af marts 2012 gennemført en synkronpejling af grundvandsstanden omkring Grindsted by (Figur 8) /7/.



Figur 8. Grundvandspotentialekort baseret på den synkronpejlerunde i slutningen af marts 2012. Rød og lilla pile angiver hhv. et usædvanligt potentiale "hul" og en usædvanlig potentiale "top" /7/

Overordnet kan det konstateres, at Grindsted Å er styrende for potentialet og, at der sker en tilstrømning af grundvand til Grindsted Ådal fra både nordlige og sydlige højereliggende områder. I Grindsted Ådal kan der observeres to særligt bemærkelsesværdige forhold:

- Der er en potentialetop centralt placeret i ådalen i området omkring og vest for Vestre Boulevard (lilla pil)
- Der er et potentialehul ved ringsøens østlige ende ved Sdr. Ringvej (rød pil).

Sammenholdes potentialetoppen med vandføringen i Grindsted å kan det konstateres, at: 1) der er et sammenfald mellem potentialetoppen og det område i Grindsted å hvor der måles tab fra vandløbet, og 2) der er et sammenfald mellem potentialehullet og et

område i Grindsted å hvor der måles kraftig tilvækst. Denne sammenhæng er modsat af hvad man normalt ville forvente. En mulig forklaring kan være tilstedeværelsen af et geologisk lag med ringe vandledningsevne omkring den tabsgivende strækning, mens vandløbet har god kontakt med grundvandsmagasinerne nedstrøms herfor. Denne antagelse bliver også støttet af pejletidsserier for sommerhalvåret 2012 /7/. Generelt observeres et fald i grundvandstand omkring Grindsted by i løbet af sommeren, men for borerne der ligger i potentialehullet er grundvandsstanden konstant gennem perioden.

Generelt indikerer målingerne således at grundvandsudvekslingen med Grindsted Å på strækket gennem Grindsted by har et relativt kompliceret forløb. På en delstrækning er der tilsyneladende ringe kontakt med grundvandet og der måles tab i vandføringen, men der på andre strækninger er meget god kontakt med grundvandet og måles nærmest "hot spot" lignende tilstrømning. Såfremt det komplicerede forløb skal kortlægges i større detaljegråd er det dog nødvendigt med yderligere undersøgelser. Her kan blandt andet peges på en detailopmåling af koten for vandløbsbunden så denne kan sammenlignes med pejlinger af grundvandsstand, og et termisk profil af vandløbsbunden hvor størrelsesordenen af grundvandsudvekslingen kan måles direkte.

I forhold til det målte tab fra Grindsted Å, har Orbicon været i kontakt med Billund Kommune ved Annette Læbo Matthiesen og Billund vand ved Arne Søgaard. Hverken kommunen eller forsyningen havde viden der kunne forklare tabet af vand. Således oplyser Billund vand, at der ikke på den tabsgivende strækning er ledninger der ligger tæt på eller langs med åen og, at der ikke bliver målt en større spildevandsmængde fra husene nærmest åen. Det er med nuværende datagrundlag ikke muligt at komme med en præcis forklaring på hvad der sker med det tabte vand, men yderligere undersøgelser der måler direkte på grundvandsudvekslingen gennem vandløbsbunden, vil sandsynligvis kunne give svaret.

## 6. REFERENCER

/1/ Ovesen, Niels B. et al. Afstrømningsforhold i danske vandløb, Faglig rapport fra DMU, nr. 340. DMU 2000.

/2/ Bjarnov, Søren og Ludvigsen, Lis. Medianminimum bestem på grundlag af synkronmålinger. Fagdatacenter for Hydrometriske Data, FDC-rapport nr. 3/1990. Hedeselskabet 1990.

/3/ Ribe Amt: Synkronmålinger 1979-81. Udarbejdet for Ribe amt af Det Danske Hedeselskab, Hydrometriske Undersøgelser, 1983.

/4/ Ribe Amt: Samlerapport medianminimum og synkronmålinger 1975-81-89. Udarbejdet for Ribe amt af Hedeselskabet, Hydrometriske Undersøgelser, 1990

/5/ Ribe Amt: Samlerapport medianminimum og synkronmålinger 1979-81-83-84-89-91-95. Udarbejdet for Ribe amt af Hedeselskabet, Hydrometriske Undersøgelser, 1996

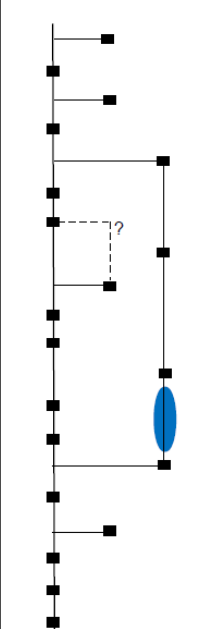
/6/ Bestemmelse af vandføringens medianminimum i Varde å - systemet. Udarbejdet for Ribe amt af Hedeselskabet, Miljø og Energi as, 2002.

/7/ Region Syddanmark: 3 dybe boringer ved Grindsted. Udarbejdet for Region Syddanmark af Orbicon A/S, 2012.

## 7. BILAG

## 7.1. BILAG 1: Målte vandføringer ved synkronmålingerne i 2012

## SYNKRONMÅLING I GRINDSTED Å 2012, første runde d. 5/7

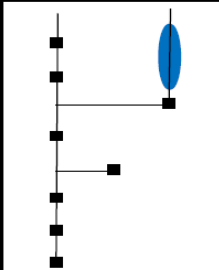
Skematisk oversigt over vandløbssystemet	Stednr	Navn			Målt Q	Q excl. Spildevand	
			dato	kl.	l/s	l/s	
		SPV			* 35		
	310291	Grindsted å, Tingvej	05-jul-12	08:54	1682	1647	
		SPV	Dupont (Grindsted Products)			* 46	
	310357	Grindsted å, ns renseanlæg øst	05-jul-12	09:32	1851	1770,0	
	310348	kanal til Eng sø, Vesterbrogade	05-jul-12	10:33	154,84	148,4	
	310358	Grindsted å, Vesterbrogade	05-jul-12	10:17	1770	1695,5	
	310260	Grindsted å, Skolestien	05-jul-12	11:07	1743	1668,5	
	310606	kanal til Eng sø, vejbro nv for Sønderby skole	05-jul-12	13:24	166,32	159,8	
	310349	T.t. Grindsted å, Brevsprækken	05-jul-12	12:41	10,86		
	310359	Grindsted å, Vestreboulevard	05-jul-12	13:01	1832	1757,5	
	310609	Grindsted å, 750 m os Eng søen	05-jul-12	09:30	1819	1744,5	
	310351	kanal til Eng sø, Sdr. Ringvej			† -		
	310360	Grindsted å, Sdr Ringvej	05-jul-12	10:15	1762	1687,5	
	310610	Grindsted å, gangbro n.f. Eng søen	05-jul-12	11:35	1962	1887,5	
	310354	afløb Eng sø, kanal til Grindsted å	05-jul-12	13:00	58	51,5	
	310353	Grindsted å, ns kanal fra Eng sø	05-jul-12	12:35	2258	2180,7	
		SPV	Grindsted Rens Vest			* 65	
	310611	Grindsted å, spang s.f. Enggård	05-jul-12	14:30	‡ 2436	2290,0	
	310263	Grindsted å, s for Arnegård	05-jul-12	16:05	2254	2108,0	
	310327	Grindsted å, Eg	05-jul-12	16:13	2294	2148,0	

\* Baseret på tal fra renseanlægget

† Ikke målbar. Stort profil, stillestående vand

‡ Usikker måling grundet megen grøde og stor dybde

## SYNKRONMÅLING I GRINDSTED Å 2012, anden runde 21/8

Skematisk oversigt over vandløbssystemet	Stednr	Navn			Målt Q	Q excl. Spildevand	
			dato	kl.	l/s	l/s	
		310360	Grindsted å, Sdr Ringvej	21-aug-12	10:30	1641	1566,5
		310610	Grindsted å, gangbro n.f. Eng søen				
		310354	afløb Eng sø, kanal til Grindsted å	21-aug-12	10:55	68	61,5
		310353	Grindsted å, ns kanal fra Eng sø	21-aug-12	11:30	2063	1982,0
		SPV	Grindsted Rens Vest	21-aug-12	12:00	73	
		310611	Grindsted å, spang s.f. Enggård	21-aug-12	13:15	2135	1981,0
		310263	Grindsted å, s for Arnegård	21-aug-12	14:10	2123	1969,0
		310327	Grindsted å, Eg	21-aug-12	14:45	2145	1991,0



## 7.2. BILAG 2: Vandføringens medianminimum i 2012

## Vandføringens medianminimum i Grindsted Å 2012

Skematisk oversigt over vandløbssystemet	Stednr	Navn	Opland	Medianminimum			spildevand
				incl. spildevand	excl. spildevand	excl. spildevand	
			km <sup>2</sup>	l/s	l/s	l/s/km <sup>2</sup>	l/s
	SPV	Billund rens					* 35
	310291	Grindsted å, Tingvejen	180,17	1330	1300	7,22	
	SPV	Dupont (Grindsted Products)					* 46
	310357	Grindsted å, ns rensanlæg øst	182,54	1460	1400	7,67	
	310348	kanal til Eng sø, Vesterbrogade	0,00	120	115	-	
	310358	Grindsted å, Vesterbrogade	184,10	1520	1455	7,90	
	310260	Grindsted å, Skolestien	184,13	1500	1435	7,79	
	310606	kanal til Eng sø, vejbro nv for Sønderby skole	0,52	130	125	-	
	310349	T.t. Grindsted å, Brevsprækken	-	-	-	-	
	310359	Grindsted å, Vestreboulevard	184,84	1570	1505	8,14	
	310609	Grindsted å, 750 m os Eng søen	185,06	1560	1495	8,08	
	310351	kanal til Eng sø, Sdr. Ringvej	-	-	-	-	
	310360	Grindsted å, Sdr Ringvej	185,48	1515	1450	7,82	
	310610	Grindsted å, gangbro n.f. Eng søen	187,85	1670	1605	8,54	
	310354	afløb Eng sø, kanal til Grindsted å	4,74	45	40	-	
	310353	Grindsted å, ns kanal fra Eng sø	192,79	1755	1685	8,74	
	SPV	Grindsted Rens Vest					73,0
	310611	Grindsted å, spang s.f. Enggård	195,17	1815	1680	8,61	
	310263	Grindsted å, s for Arnegård	198,39	1805	1670	8,42	
	310327	Grindsted å, Eg	199,94	1825	1685	8,43	

\* Baseret på tal fra rensanlægget

† Fastlæggelse af medianminimum ikke mulig, da profil ikke kunne måles i synkronmålerunden

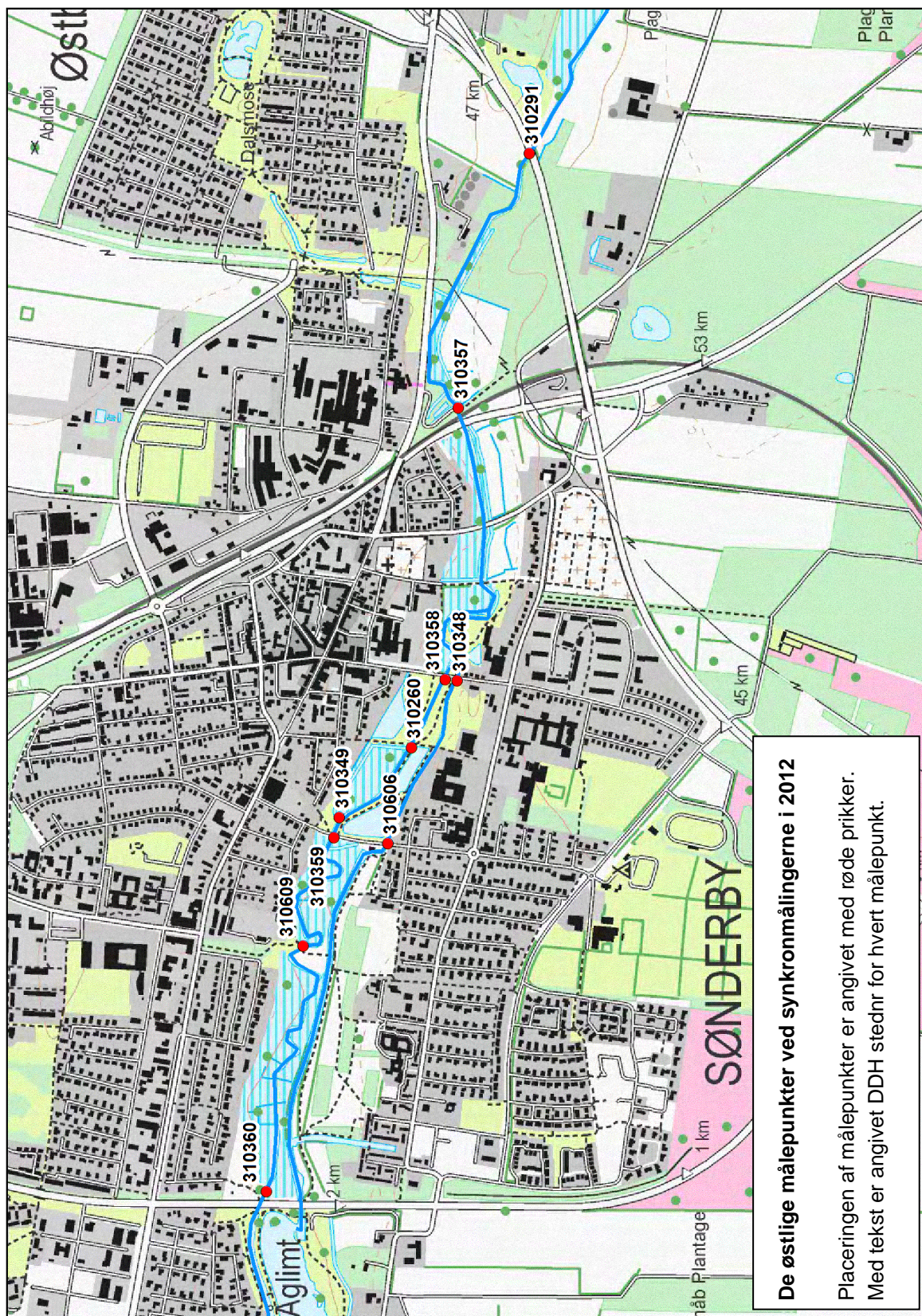
‡ Fastlæggelse af medianminimum ikke mulig, da opland ikke kan bestemmes

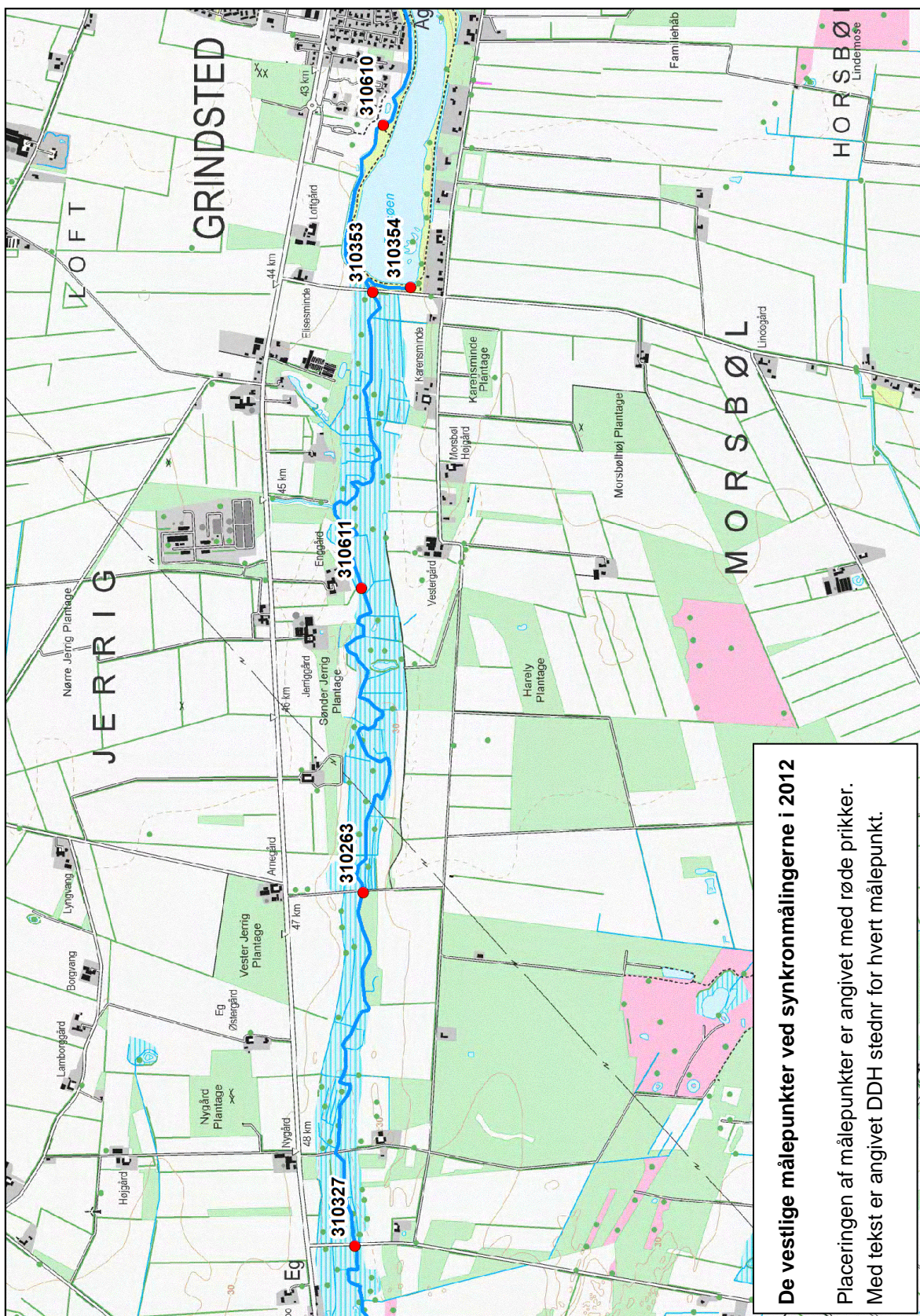
## 7.3. BILAG 3: Tidligere målte medianminimumvandføringer

## Vandføringens medianminimum i Grindsted Å 2012

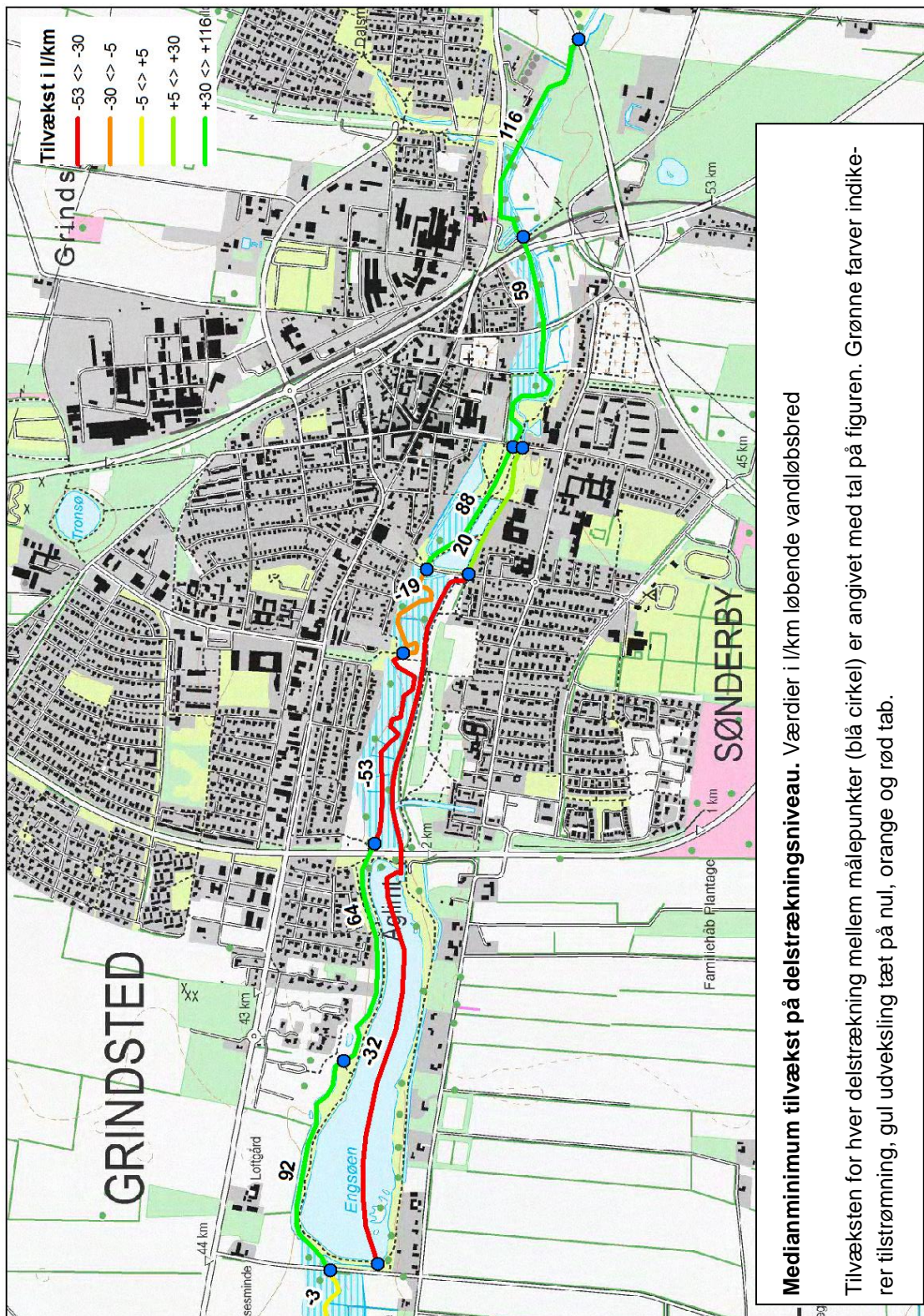
Skematisk oversigt over vandløbssystemet	Stednr	Navn	Opland km <sup>2</sup>	Medianminimum					
				1981	1989	1995	2002	2012	
				l/s	l/s	l/s	l/s	l/s	
	310291	Grindsted å, Tingvejen	180,17	860	970	1230	1390	1300	
	310357	Grindsted å, ns renseanlæg øst	182,54					1400	
	310348	kanal til Eng sø, Vesterbrogade	0,00					115	
	310358	Grindsted å, Vesterbrogade	184,10					1455	
	310260	Grindsted å, Skolestien	184,13					1435	
	310606	kanal til Eng sø, vejbro nv for Sønderby skole	0,52				90	125	
	310349	T.t. Grindsted å, Brevsprækken	-						
	310359	Grindsted å, Vestreboulevard	184,84			1180	1370	1505	
	310609	Grindsted å, 750 m os Eng søen	185,06				1490	1495	
	310351	kanal til Eng sø, Sdr. Ringvej	-						
	310360	Grindsted å, Sdr Ringvej	185,48					1450	
	310610	Grindsted å, gangbro n.f. Eng søen	187,85					1605	
	310354	afløb Eng sø, kanal til Grindsted å	4,74					40	
	310353	Grindsted å, ns kanal fra Eng sø	192,79			1235	1520	1540	1685
	310611	Grindsted å, spang s.f. Enggård	195,17					1680	
	310263	Grindsted å, s for Arnegård	198,39					1670	
	310327	Grindsted å, Eg	199,94		1310	1330	1600	1800	1685

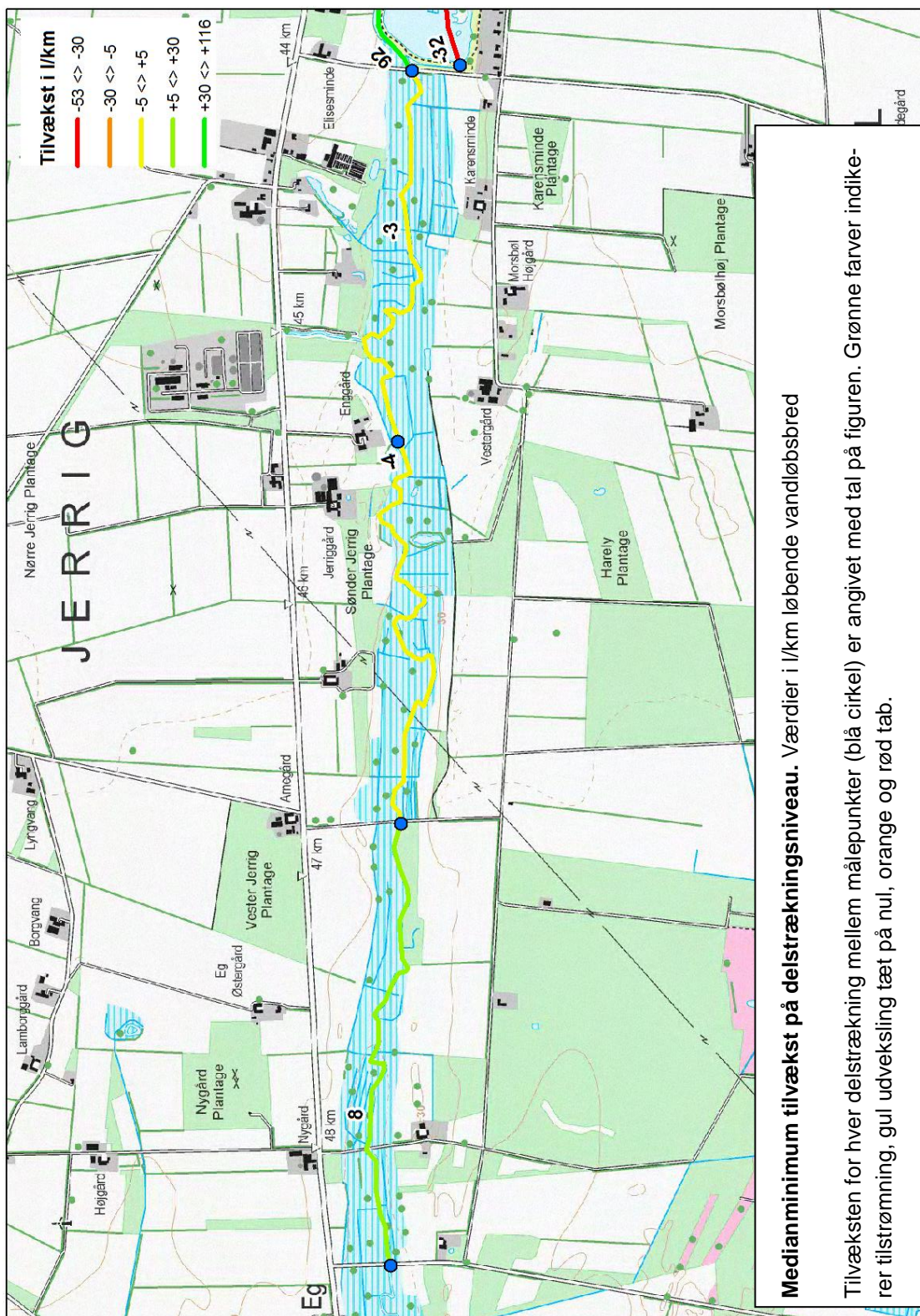
7.4. BILAG 4: Målepunkter ved synkronmålingerne i 2012.



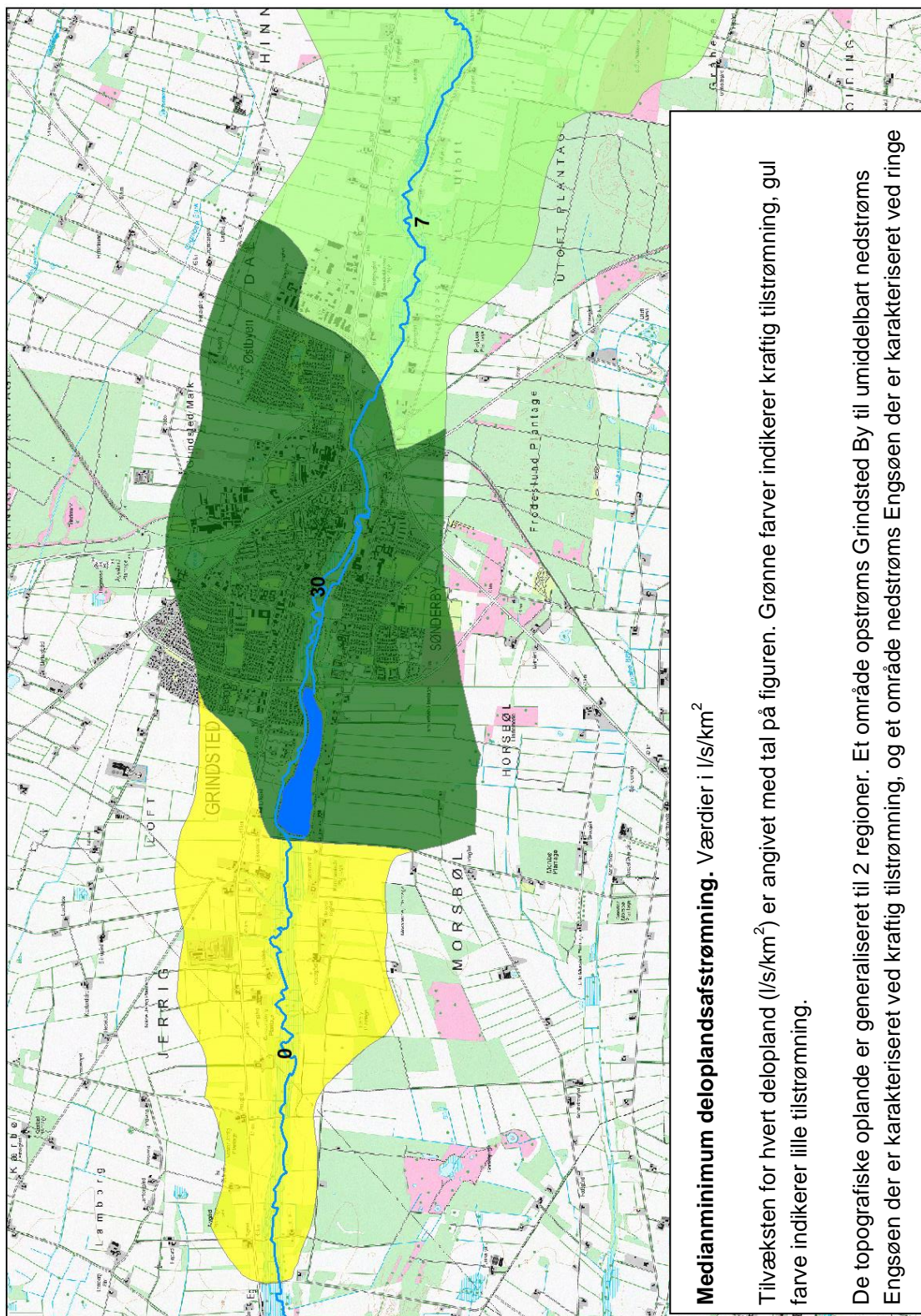


7.5. BILAG 5: Tilvækst på delstrækningsniveau for synkronmålingerne i 2012





## 7.6. BILAG 6: Tilvækst på deloplandsniveau for synkronmålingerne i 2012







## **Risikovurdering af overfladevand, som er påvirket af punktkildeforurenet grundvand**

En introduktion til problemstillingen om jordforureninger og deres påvirkning af overfladevand, som er en relativ ny problematik i Danmark. I rapporten præsenteres: En række af Miljøstyrelsens projekter, der er igangsat i forbindelse med ændringen af jordforureningsloven, en litteraturopsamling af undersøgelses- og feltmetoder til kvalificering af risikovurderingen af jordforureninger, der kan true overfladevand, resultater og konklusioner fra afprøvning af undersøgelsesmetoderne i Grindsted Å, samt risikometode til vurdering af overfladevandstruende jordforureninger



Miljøministeriet  
Miljøstyrelsen

Strandgade 29  
1401 København K  
Tlf.: (+45) 72 54 40 00

**[www. mst.dk](http://www.mst.dk)**