

National Vandressource Model

Beregning af udnyttelsesgrader, afsækning
og vandløbspåvirkning med DK model 2019

Hans Jørgen Henriksen, Denitza Voutchkova, Lars Trolborg,
Maria Ondracek, Jörg Schullehner & Birgitte Hansen

DE NATIONALE GEOLOGISKE UNDERSØGELSER
FOR DANMARK OG GRØNLAND,
KLIMA-, ENERGI- OG FORSYNINGSMINISTERIET



GEUS

National Vandressource Model

Beregning af udnyttelsesgrader, afsækning
og vandløbspåvirkning med DK model 2019

Hans Jørgen Henriksen, Denitza Voutchkova, Lars Troldborg,
Maria Ondracek, Jörg Schullehner og Birgitte Hansen

Datablad

Titel: National Vandressource Model. Beregning af udnyttelsesgrader, afsækning og vandløbspåvirkning med DK model 2019

Forfattere: Hans Jørgen Henriksen, Denitza Voutchkova, Lars Trolborg, Maria Ondracek, Jörg Schullehner og Birgitte Hansen GEUS.

Udgiver: Miljøministeriet.

Udgivelsesår: 2019

Redaktion afsluttet: 24. juli 2020

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse:

Emneord: Vandindvinding, udnyttelsesgrad, vandløbspåvirkning, kvantitativ tilstand og afsækning

Projektet er gennemført som led i det samlede projekt om basisanalysen.

Indholdsfortegnelse

1.	Introduktion til metodik og resultater	5
1.1	Baggrund.....	5
1.2	Mål og succeskriterier	6
1.3	Metodik.....	7
1.4	Indvindingsforhold	11
1.5	Resultater af DK modellens kalibrering.....	15
1.6	Økologiske strømningsrelevante flow indikatorer	19
1.7	Nye 3D grundvandsforekomster	23
1.8	Resultater af vandbalance test.....	28
1.9	Påvirkning af biologiske kvalitetselementer (vandløbspåvirknings test)	38
1.10	Vurdering af vandløbspåvirkning relateret til grundvandsforekomstniveau	40
1.11	Vurdering af usikkerheder på modelberegninger.....	41
1.12	Resultater af analyse af afsækning af trykniveau	49
1.13	Resultater af trendanalyser	50
2.	Perspektivering	55
2.1	Vurdering af udnyttelsesgrader for forekomster og vandløbspåvirkning ved ID15 oplande og relaterede grundvandsforekomster	55
2.2	Tilstandsvurdering i forhold til vandløbspåvirkning og akvatiske økosystemer.....	60
2.3	Tilstandsvurdering i forhold til trend i sulfat og klorid.....	64
3.	Referencer	65
	Appendix A Modelberegnete udnyttelsesgrader for grundvandsforekomster	
	Appendix B Beregnede vandløbspåvirkninger (DVFI, DVPI og DFFVa)	
	Appendix C Beregnede afsækninger	
	Appendix D Trendanalyser for sulfat og klorid	

1. Introduktion til metodik og resultater

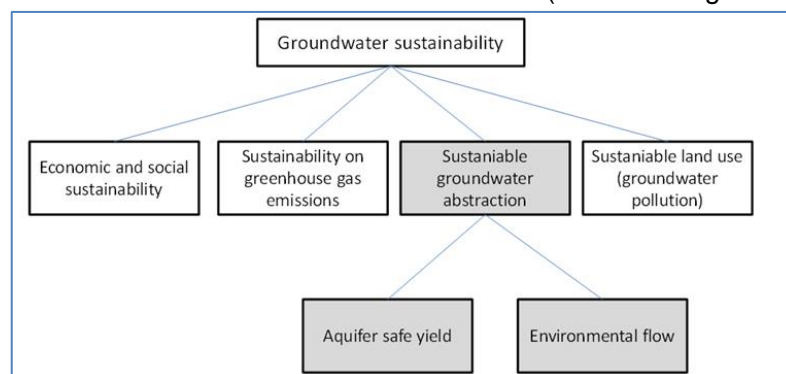
1.1 Baggrund

Nærværende rapport beskriver metodik anvendt ved vurdering af de danske grundvandsforekomsters kvantitative tilstand gennemført som en del af basisanalysen for vandområdeplanerne 2021-2027. Den kvantitative tilstand er i den forbindelse et udtryk for, i hvilken grad grundvandsforekomster er berørt af direkte eller indirekte indvinding af vand. God kvantitativ tilstand for en grundvandsforekomst forudsætter at den gennemsnitlige indvinding over lang tid ikke overstiger den tilgængelige grundvandsressource, og at der ikke sker en væsentlig forringelse af overfladevand eller væsentlig beskadigelse af vådområder. Grundvandsstanden skal ikke være udsat for menneskeskabte ændringer, der bl.a. ville medføre manglende målopfyldelse af de miljømål, der er fastsat for tilknyttede overfladevande, eller resultere i en væsentlig forringelse af sådanne¹. Sænkning af grundvandet må derudover ikke medføre indtrængning af saltvand (eller stigende koncentration af øvrige naturligt forekommende stoffer) som følge af indvindingen.

Vurdering af de danske grundvandsforekomsters kvantitative tilstand, der beskrives i nærværende rapport, er gennemført som en del af et projekt med fokus på ovenstående kriterier. Konkret skal der vurderes for periode 2011-2017:

- Hvorvidt grundvandsindvindingen er for stor i forhold til den langsigtede grundvandsdannelse (udnyttelsesgrad, afsækning mm.)
- Påvirkning af vandløbsøkologi, som forhindrer opnåelse af de miljømål, der er fastsat for målsatte vandløb, eller resulterer i en væsentlig forringelse af sådanne, eller fører til en væsentlig forringelse i målsatte vandløb (reduktion af EQR værdier (Ecological Quality Ratio), også kaldet biologiske kvalitetselementer for fisk, makroinvertebrater (smådyr) og akvatisk flora).

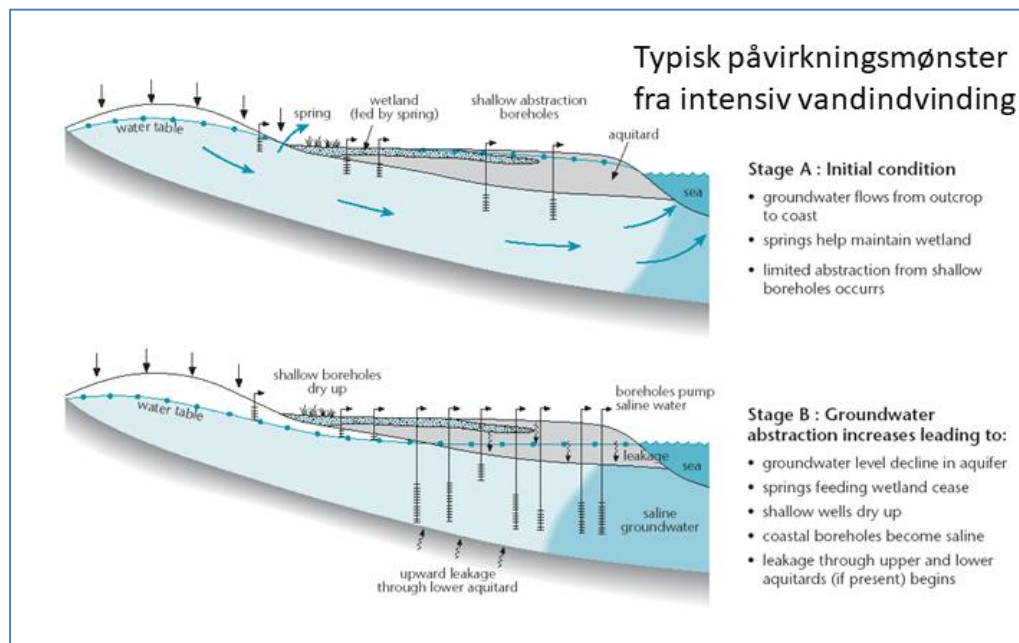
I Figur 1 er de to hovedelementer i metodikken illustreret (Henriksen og Refsgaard, 2013).



Figur 1 Hovedelementer i vurdering af grundvandsforekomsternes kvantitative tilstand. *Aquifer safe yield* (kvalitetsmæssige bæredygtig ressource) beskriver her grundvandsindvindingens størrelse i forhold til den langsigtede grundvandsdannelse og *Environmental flow* (økologisk bæredygtig vandføring) indebærer i denne sammenhæng en vurdering af om påvirkning af økologisk bæredygtig vandføring fører til en væsentlig forringelse i målsatte vandløb.

¹ EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS direktiv 2000/60 /EF af 23. oktober 2000 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger (med senere ændringer), se særligt direktivets artikel 2 og bilag V.

Grundvandskemiske kvalitetsproblemer der skyldes vandindvindings påvirkning af grundvandspejl vurderes til stede for 92 forekomster der har udnyttelsesgrad $\geq 30\%$ med udgangspunkt i en trendanalyse for klorid og sulfat for perioden 1990-2018 sammenholdt med afsænkninger beregnet for 2011-2017 i de enkelte filtre/indtag. I Figur 2 er principper i vurdering af effekt af kvalitetsmæssig bæredygtig ressource vist hvor afsænkning kan generere øget saltvandsindtrængning (klorid) og/eller pyritoxidation (sulfat).



Figur 2 Typisk påvirkningsmønster fra intensiv vandindvinding. Øverst ved initiale forhold uden intensiv indvinding og nederst under intensive indvindingsforhold (Kilde IWMI)

Analyserne af vandløbspåvirkning er baseret på beregninger af, hvorvidt der er mere end 80 % sandsynlighed for mulig forringelse af vandløbenes økologiske tilstand som følge af vandindvinding på basis af empiriske formler opstillet af Det nationale Center for Miljø og Energi (DCE) (Graeber et al., 2014) for fisk (DFFVa) og smådyr (DVFI). Vurderingen er fortaget på niveau af ID15 oplande (topografiske oplande på ca. 15 km² i gennemsnit), som repræsenteres af de punkter i DK modellens vandløbsnetværk, der ligger ved udløb af disse oplande. Den hydrauliske sammenhæng mellem disse såkaldte ID15 punkter og tilknyttede grundvandsforekomster er identificeret på basis af grundvandsafsænkninger, indvindingsplaceringer, udnyttelsesgrader af forekomster samt påvirkning af afstrømning.

1.2 Mål og succeskriterier

Projektet har følgende mål:

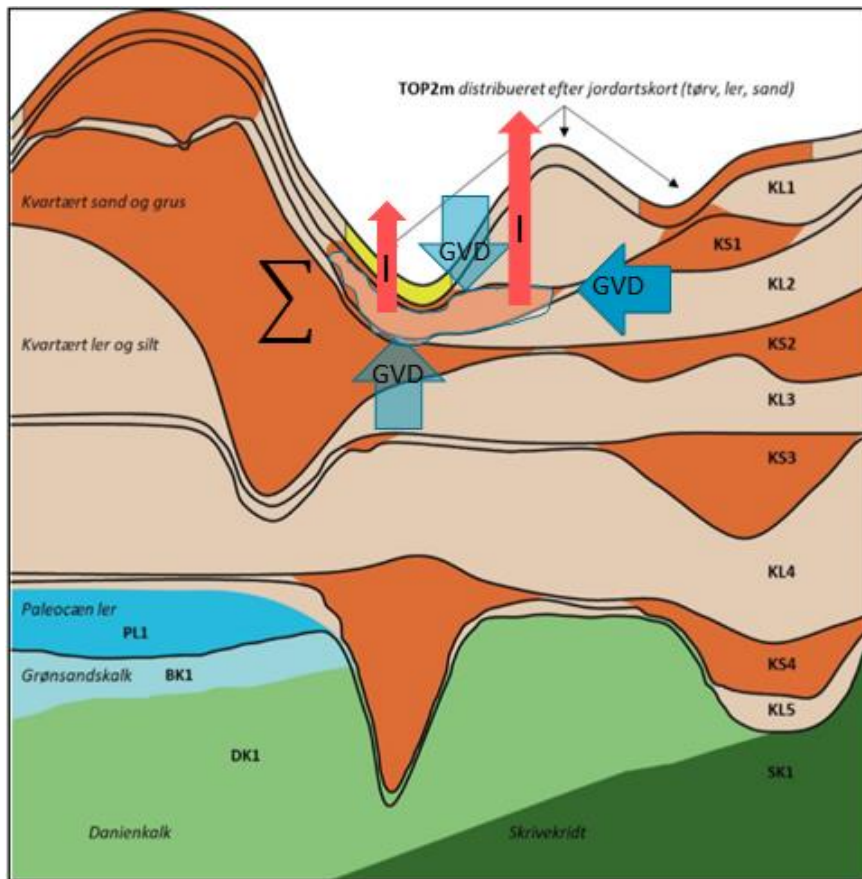
- Vurdering af vandindvindings påvirkning af vandbalancen: Vandbalancetest for alle grundvandsforekomster, hvilket er forholdet mellem den opsummerede indvinding og samlede grundvandsdannelse, der indgår i beregning af udnyttelsesgrad)
- Vurdering af vandindvindings påvirkning af økologisk tilstand: For alle grundvandsforekomster identificeres, om modelberegnete ændringer af EQR-værdier på ID15 niveau indikerer $\geq 80\%$ sandsynlighed for negativ påvirkning af vandløbets økolo-

giske tilstand med en tilstandsklasse (Henriksen et al. 2014), dvs. at er $\geq 80\%$ sandsynlighed for eksempelvis at tilstand går fra god til moderat som følge af vandløbspåvirkning fra nuværende vandindvinding

- Vurdering af usikkerhed på modelgrundlaget. Vurdering af modelusikkerheder i forhold til udnyttelsesgrad og vandløbspåvirkning.
- For samtlige grundvandsforekomster er data afleveret, der direkte kan indgå i Miljøstyrelsens (MSTs) resultatdatabase, herunder MiljøGIS, med oplysninger om tilstanden jf. de kriterier, der indgår i de enkelte tilstandsvurderinger og den samlede kvantitative tilstandsvurdering.
- Veldokumenteret metode: GEUS rapport om det udførte arbejde, der dokumenterer den konceptuelle tilgang og gennemførelse af den anvendte vandbalancetest for grundvandsforekomster samt påvirkning af afstrømningsregimet i vandløb på basis af ændringer i EQR-værdier for smådyr (DVFI), planter (DVPI) og fisk (DFFVa).

1.3 Metodik

Tilstandsvurderingen er foretaget på basis af den nationale vandressourcemodel, DK model 2019 der er opdateret med nye grundvands-forekomster, nye kortlægningsgeologi og ny kalibrering i forhold til målte potentialer og afstrømninger. Herefter er der udviklet nye "databasebehandlings metoder til vurdering af udnyttelsesgrad, akkumulering af indvindinger og grundvandsdannelse til forekomster (nedadrettet, fra siden og opadrettet grundvandsdannelse). Beregningen af udnyttelsesgrad ud fra grundvandsdannelse og indvinding er baseret på data for perioden 1.1.2011-21.12.2017 (Se Figur 3). Udnyttelsesgrad (%) = $100 * \frac{\Sigma \text{indvinding (m}^3\text{)}}{\Sigma \text{grundvandsdannelse (GVD (m}^3\text{))}}$.

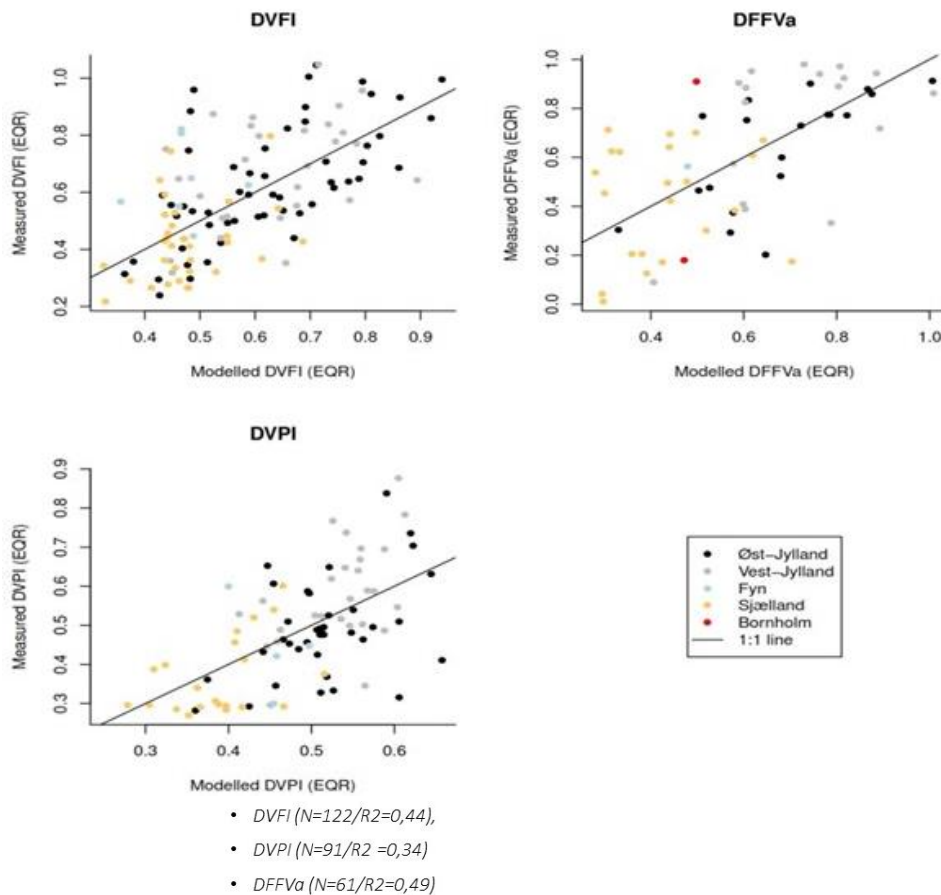


Figur 3 Princip for beregning af udnyttelsesgrad. $Udnyttelsesgrad (\%) = 100 * \Sigma \text{ indvinding (m}^3) / \Sigma \text{ grundvandsdannelse (GVD (m}^3))$.

Vandbalanceberegninger for grundvandsforekomster foretages på forekomst-niveau (Trolborg 2020). Grundvandsforekomster har variende vertikal og horisontal udbredelse. De kan både aggregeres over flere vandførende lag eller blot være et hængende grundvandsspejl. Beregningen for vandbalancen er baseret på et udviklet pythonscript, hvor der holdes der styr på hvilke grids der indgår på basis af afgrænsede grid-midtpunkter (500x500m) ud fra de enkelte magasiners udstrækninger (polygoner der afgrænser magasiner, inkl. håndtering af eks. huller i magasiner). Udnyttelsesgrader for hvert enkelt magasin afrundes til hele procenter på grund af den usikkerhed der er på beregningen. Forekomster, hvor udnyttelsesprocenten er $\geq 30\%$ under aktuelle indvindingsforhold, er som udgangspunkt i risiko for at være i ringe tilstand mht. vandbalancekriteriet.

Beregning af påvirkning af økologiske kvalitetselementer foretages på baggrund af DCE's opstillede empiriske formler (Graeber et al. 2014) for hhv. aktuel indvinding og kørsel uden indvinding (nul indvinding) hvorved ændring i EQR værdi beregnes. Der anvendes i denne vurdering beregninger for de lidt større vandløb (ID15 Q-punkter).

I Figur 4 er datagrundlag og empiriske formler vist (Graeber et al. 2014).



Aarhus University - Bioscience
(Graeber et al., 2014)

$$\begin{aligned}
 DVFI_{EQR} &= 0.217 + 0.103 \cdot \text{Sin} + 0.020 \cdot Q_{90,n} \cdot Fre_1 && \text{(smådyr)} \\
 DVPI_{EQR} &= 0.546 + 0.020 \cdot Fre_{75} - 0.019 \cdot Dur_3 - 0.025 \cdot Fre_{75} && \text{(planter)} \\
 DFFVa_{EQR} &= 0.811 \cdot BFI + 0.058 \cdot \text{Sin} + 0.050 \cdot Fre_{75} - 0.319 - 0.0413 \cdot Fre_{75} && \text{(fisk)}
 \end{aligned}$$

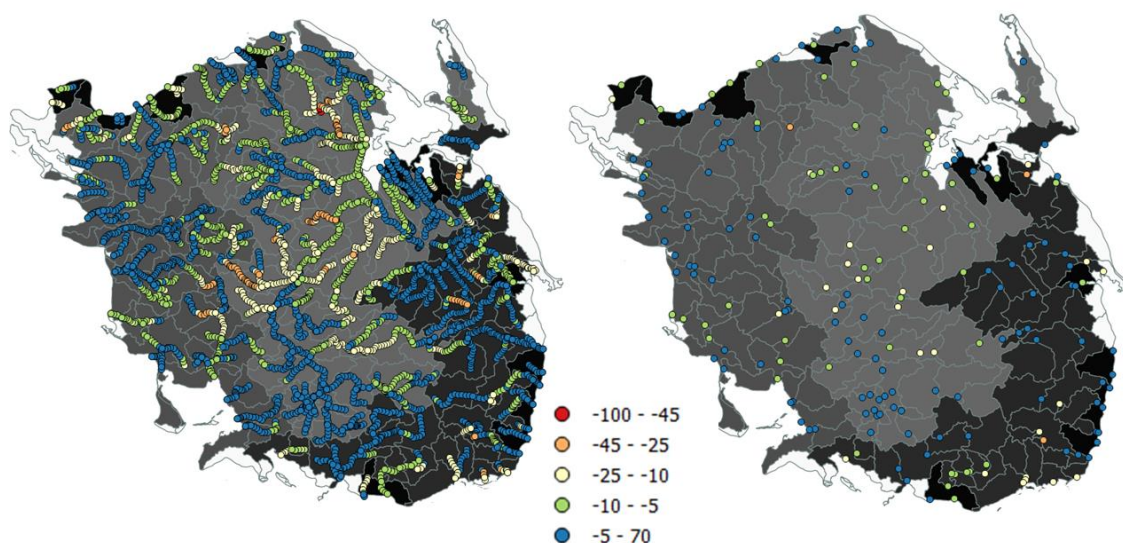
Figur 4 Empiriske relationer mellem vandføring og EQR værdier for DVFI, DVPI og DFFVa (Graeber et al. 2019). Se afsnit 1.6 nedenfor for en nærmere beskrivelse af empiriske formler.

Det skal bemærkes at der er antaget uændret spildevandsudledning i beregningen af EQR ændringer mellem aktuel indvinding og nul indvinding i de beregninger der er udført som en del af basisanalysen. Årsagen hertil er at der i basisanalysen er tale om en screening af tilstandsændringen. Hvis det så viser sig at en given forekomst's relaterede vandløbspåvirkninger (viser EQR ændring med mere end 80% sandsynlighed for reduceret tilstand for DVFI, DVPI eller DFFVa) og dermed er i risiko for ikke at kunne opfylde miljømål, så skal der i det videre arbejde, med evt. indsatskrav, foretages en vurdering af om medregning af spildevandsudledning kan nuancerer billedet, så der evt. ikke er behov for nogen indsats. Det samme gælder i princippet vandløb hvor der foregår udpumpning af grundvand, hvor betydning af denne udpumpning heller ikke er indregnet i beregningerne foretaget i basisanalysen.

Til de beregnede påvirkninger af forekomster i risiko for ikke at kunne opnå målopfyldelse i 2027 (baseret på DVFI og DFFVa), er der anvendt nye scripts for beregning af EQR ændringer for hhv. kørsel uden indvinding og kørsel med indvinding på basis af formeludtryk opstillet af DCE for fisk (DFFVa) og smådyr (DVFI).

Beregning af vandløbspåvirkning foretages for aktuel vandindvinding der sammenlignes med et reference scenarie uden indvinding. Forskellige regimevariable bl.a. medianvandføring (Q50) beregnes med %-vise ændringer med henblik på analyse af hvilke strækninger i vandløb der er knyttet til grundvandsforekomst der forårsager pågældende vandløbspåvirkning. Beregninger foretages for samtlige Q-punkter i DK model 2019, som findes for ca. hver 500m. Relateringen kan vurderes ved at sammenholde vandløbspåvirkninger med beregnet afsænkning af trykniveau, placering af indvindingsboringer i forekomster og udnyttelsesgrader for forekomster (Figur 5). I Figur 5 er samtlige Q-punkter i DK model 2019 vist for Fyn (venstre) samt ID15 punkter der indgår i Vandområdeplan 2021-2027 analysen (højre).

Vandløbspåvirkning (% reduktion af Q50)



Figur 5 Til venstre er vist resultater af beregnet % reduktion af Q50 for samtlige Q-punkter, der er repræsenteret i DK modellen på Fyn. Til højre vises Q-punkter på ID15 niveau der indgår i analysen. Det fremgår af figuren til højre, at der er tre Q-punkter med Q50 reduktioner på 25-45% (orange), og et større antal punkter med Q50 reduktioner på 10-25% (gul).

Miljøstyrelsen har vurderet, at beregningen af vandløbspåvirkning skal baseres på de eksisterende formeludtryk fra Graeber et al. (2014). Empiriske formel for planter (DVPI) antages i lighed med Vandområdeplaner 2015-2021 at være for unøjagtig til anvendelse ifm. vurdering af grundvandsforekomsternes kvantitative tilstand. DCE har beregnet tærskelværdier mhp. sandsynlighed for indvindingsbetinget ændring af tilstand fra høj/god til moderat/ringe på hhv. 80, 50 og 20 % sandsynlighedsniveau. På et 80 % sandsynlighedsniveau må de biologiske kvalitetselementer maksimalt reduceres som følge af vandindvinding med følgende maksimale ændringer (reduktioner som følge af vandindvinding og ændre flowregime): DVFI= 0.24, for DVPI = 0.23 og for DFFVa = 0.22 (Graeber et al. 2014).

Vandløbsøkologi

Vurderingen af tilstanden mht. påvirkning af vandløbsøkologi er i nærværende analyse baseret på en beregning af differencen mellem den upåvirkede tilstand (uden oppumpning af grundvand) og den påvirkede tilstand (med oppumpning af grundvand). For beregningspunkter (Qpunkter) der overskrider maksimale EQR reduktioner på ovenstående sandsynlighedsniveau, er det vurderet hvilken forekomst der er årsag hertil på basis af afsænkninger,

udnyttelsesgrader, indvindinger, påvirkning af samtlige Q-punkter. Vurderingen af vandløbspåvirkning for DVFI og DFFVa er alene foretaget for ID15 punkter.

Afsækning af Grundvand

For yderligere at konsolidere datagrundlaget er der desuden for hver forekomst foretaget beregning af afsækning af grundvandsspejlet. Afsækningen (i intervallerne 0-1 m, 1-3m, 3-6m, 6-9m og > 9m's afsækning) er vist på kort for forekomster i Appendiks B. Resultaterne anvendes til at underbygge tilstandsvurderingen baseret på udnyttelsesgrad og vandløbspåvirkning. Samtidig er kortene nyttige når det gælder relatering af vandløbspåvirkninger og de forekomster (og større indvindinger) der har en mere regional påvirkning af grundvandsspejlet og vandløbene. Endelig er der gennemført en supplerende analyse af vandkemi (trend i sulfat og klorid 1998-2019) i forhold til afsækning af trykniveau. Denne analyse er foretaget for forekomster med et tilstrækkeligt datagrundlag samt udnyttelsesgrad $\geq 30\%$.

Model usikkerheder

Med hensyn til modelusikkerheder har GEUS og Miljøstyrelsen vurderet at udtræk af udnyttelsesgrader for forekomster, der har en udstrækning på \leq end 6,25 km² (svarende til 25 modelceller på 500x500 m²) cellestørrelse ikke med stor sikkerhed kan foretages på basis af modellen. På samme måde er det vurderet at evaluering af vandløbspåvirkning ud fra EQR ændringer for DVFI og DFFVa kun har tilstrækkelig nøjagtighed på ID15 niveau. I det omfang at der ved vurderingen af resultater er særlige usikkerheder på modellen i et område, er sådanne punkter ikke medtaget i den endelige vurdering af forekomsternes kvantitative tilstand. F.eks. hvis udledninger fra oppumpning af grundvand til dambrug ikke er repræsenteret i modellen, eller hvis hydrografen vurderes særligt usikker af rene modeltekniske årsager Det har dog kun været tilfældet for to ID15 oplande i Nordjylland (omtalt nedenfor).

Klima input

Nettonedbøren beregnes med det umættede "zone-modul" "Two-Layer", der er en integreret del af løsningen i MIKE SHE. Som klimainput er der anvendt døgnværdier for dynamisk korrigeret nedbør, referencefordampning samt temperatur baseret på DMIs klimagrid (10 x 10 km² for nedbør, 20 x 20 km² for referencefordampning og temperatur). Som anbefalet i Refsgaard et al. (2011) er nedbørsdata dynamisk korrigeret, mens den potentielle fordampning er beregnet på basis af Makkink (Mikkelsen & Olesen, 1991).

Modelopsætning

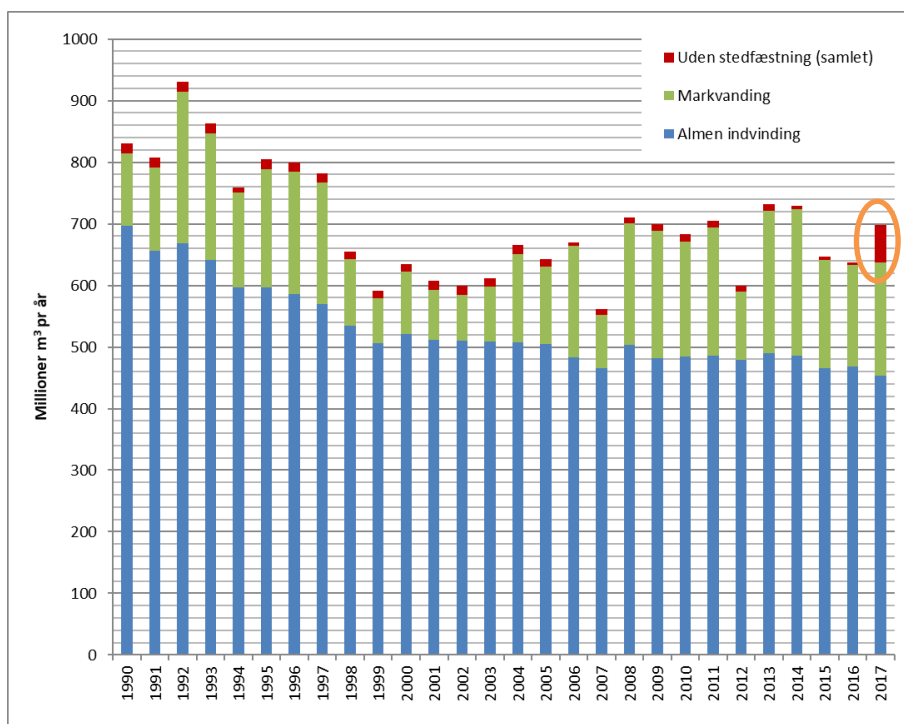
Under opstillingen af DK modellen er det tilstræbt at anvende så få parametre som muligt. Det er dels begrundet i et ønske om at holde modellen så gennemskuelig som muligt samt for at undgå en overparameterisering. Det er derfor antaget, at de hydrauliske parametre for sammenlignelige aflejringer er ens. Det betyder, at der kun skelnes mellem følgende hydrauliske enheder: kvartært sand og ler samt prækvartært sand og ler. Dog er det for den øverste zone antaget, at leret har en højere hydraulisk ledningsevne end det øvrige ler pga. tilstedeværelsen af sprækker. Variation i transmissiviteten inden for de enkelte enheder er således alene distribueret jf. variationen i deres tykkelse.

1.4 Indvindingsforhold

Oplysninger om de indvindinger der er anvendt i modellen er trukket ud fra den nationale boringsdatabase JUPITER, hvor de er lagret på anlægsniveau. Samtlige anlæg er medtaget

i modellen, og indvindingen er fordelt ud på indtagsniveau. For anlæg med mere end ét indtag er det antaget, at indvindingen er ligelig fordelt mellem anlæggets aktive indtag². Alle indvindinger er indlagt med årlige værdier.

Indvinding til markvanding er ligeledes inkluderet i modellen. Placeringen af markvandsboringerne er trukket ud fra JUPITER, og vanding tillades i et fastsat areal omkring hver boring. Indvindingsmængden er behovsstyret, hvor den styrende parameter er vandindholdet i rodzonen. Udviklingen i den samlede indvinding i Danmark, er vist i Figur 6 for perioden 1990 til og med 2017. Det fremgår, at der er sket et fald på omkring 35 % i indvindingen fra almene vandforsyninger primært gennem 90'erne, fra ca. 700 til ca. 450 mio. m³/år. Indvindingen har ligget rimeligt stabil omkring de 500 mio. m³/år de første 13 år siden årtusindeskiftet og fra 2013 ses et fald i den almene indvinding igen. Det fremgår at en mindre del af den indberettede vandmængde ikke kan tilknyttes en boring, men blot er indberettet på anlægsniveau. I 2017 bemærkes det at den indberettede mængde som ikke er knyttet til en boring er markant større end tidligere år (GEUS, 2019) med en forskel på 8.7%, hvor den største del skyldes ikke stedfæstede markvanding i Midtjylland (DK5), se orange cirkel på figur 6.

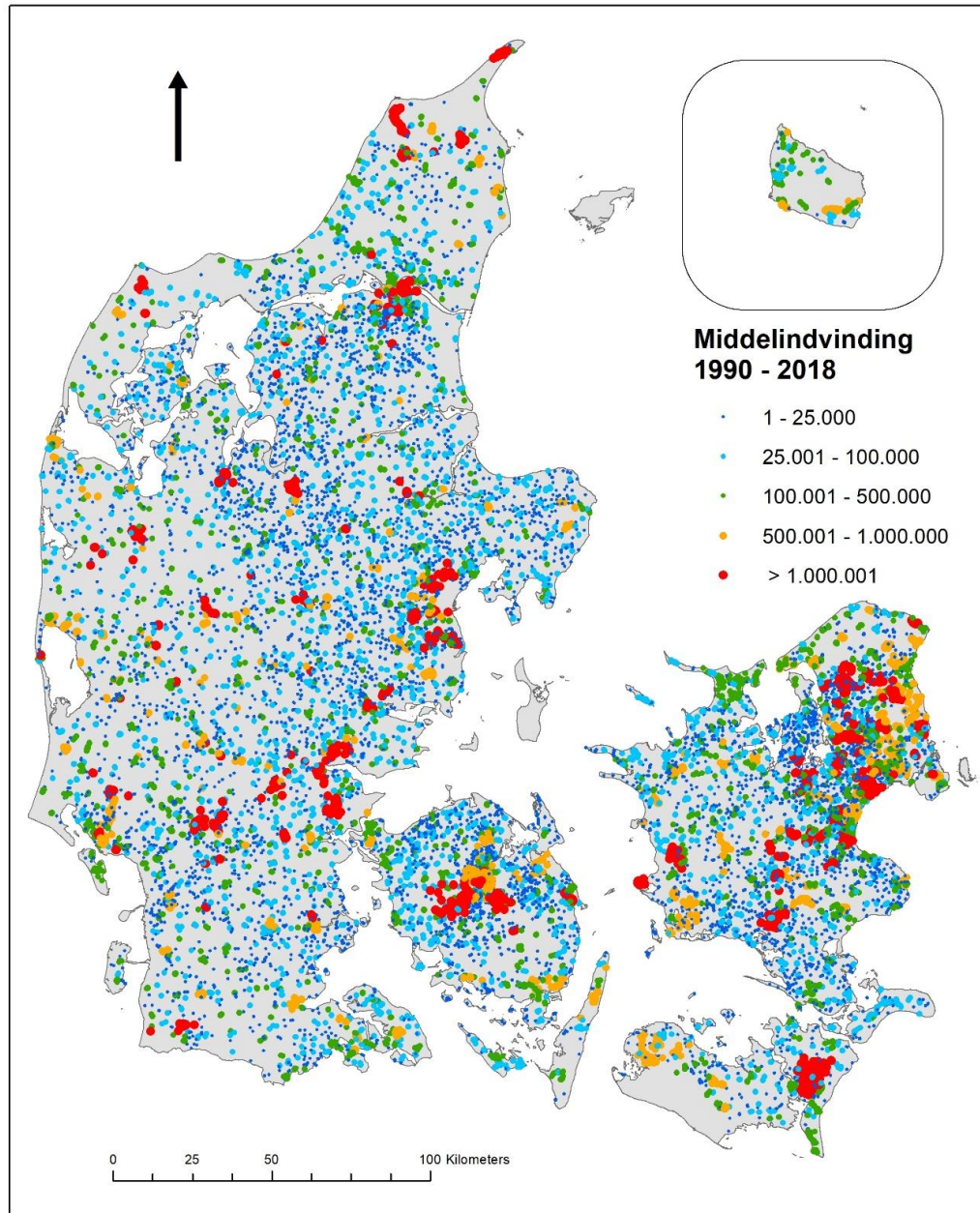


Figur 6 Udvikling i den samlede indvinding i Danmark i perioden 1990 - 2017.

Den vestlige del af landet med de sandede topjorde har en meget høj koncentration af markvandsboringer. Markvandingen udgør mellem 12 og 33% af den samlede årlige vandindvinding jf. Figur 6.

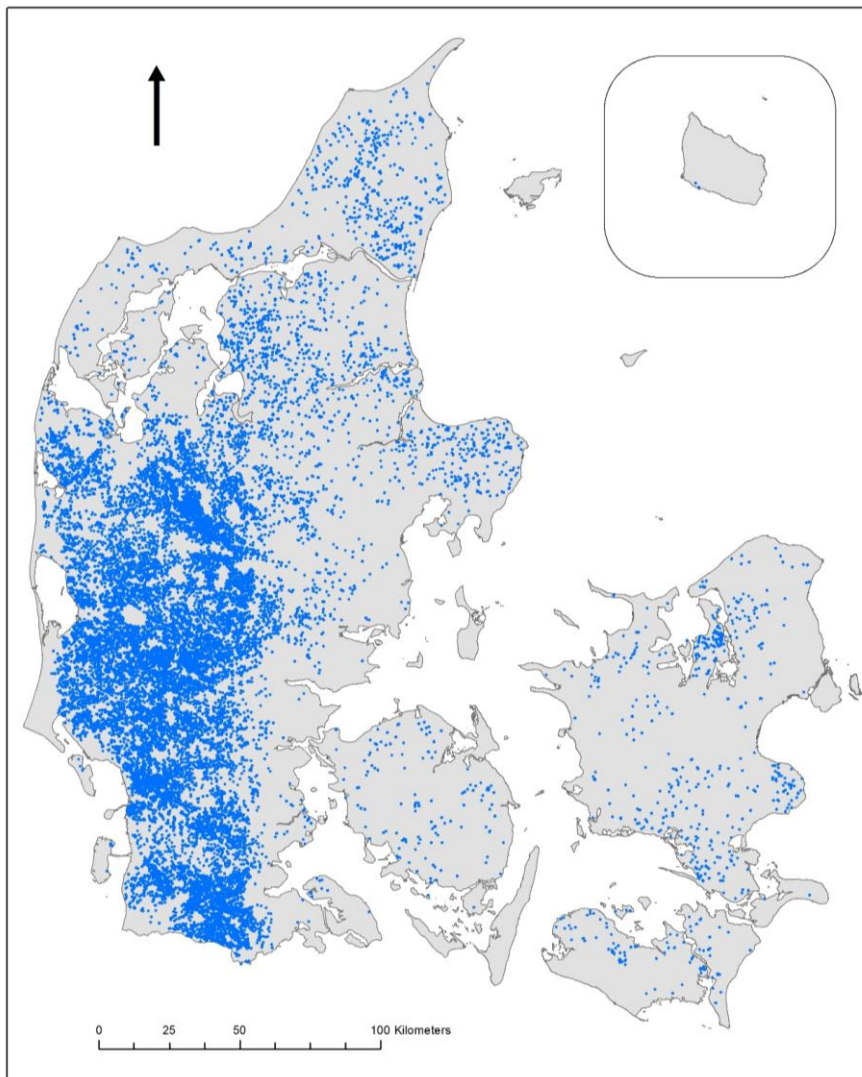
² Ved indbygning af indvindinger i DK-model2019 anvendes Wellviewer. Hvis indvindingen er angivet på anlægsniveau, fordeles den ligeligt ud på tilknyttede indtag. Hvis indvindingen er angivet på indtagsniveau i hele perioden eller i enkelte år, så summerer wellviewer indvindingen op for de pågældende år og fordeler den efterfølgende ligeligt, mellem indtag tilknyttet anlæg (se kapitel 2 perspektivering hvor usikkerheder er nærmere belyst).

Den rumlige fordeling af total indvindingsmængde på anlægsniveau er angivet på Figur 7, hvor det fremgår, at der er store lokale variationer i indvindingsforholdene med mange indvindinger placeret nær de store byområder. I Figur 7 er indvindingsmængderne knyttet til markvanding (v40) i Jylland ikke medtaget.



Figur 7 Middelindvinding i m³/år for perioden 1990 – 2017 angivet på anlægsniveau. Markvanding i Jylland undtaget

I Figur 8 er placeringen af indvindinger til markvanding vist.



Figur 8 Placering af markvandingsboringer.

Til beskrivelse af indvindinger til markvanding er samtlige boringer lagret i Jupiter som markvandingsboringer (virksomhedstype V40) medtaget. Markvandingsboringer i modellen er således beskrevet ved deres faktiske geografiske koordinater (x,y) og filterplaceringer. Ved at basere beskrivelsen på Jupiter udtræk er det antaget, at al indvinding til markvanding er baseret på vand fra boringer, idet indvindinger fra f.eks. vandløb ikke medtages. For hver markvandingsboring er der tilknyttet et areal (command area), der beskriver hvilket område, der forsynes af vand til markvanding fra de enkelte boringer. Dette areal er defineret ved en buffer omkring markvandingsboringerne. Arealerne er lavet i GIS ved at generere Thiessen polygoner omkring alle boringer, som dernæst 'klippes' med en cirkulær bufferzone omkring hver boring. Det medfører, at det vandede areal per boring vil variere i størrelse alt efter, hvor tæt boringerne står (se Stisen et al. 2019). Det er valgt at bruge vandindholdet i rodzonen til at styre vandingsbehovet. Vanding starter, når vandindholdet er mindre end en specificeret procentdel af markkapaciteten (defineret under opsætning af den umættede zone) og slutter når vandindholdet når en højere specificeret andel af markkapaciteten. Vanding tillades fra midt april til midt september, men varierer fra afgrøde til afgrøde. Ligeledes er start og stopkriterierne for markvanding justeret for hvert et af de jyske modelområde indtil der er opnået

bedst mulig overensstemmelse med de årlige markvandingsmængder afrapporteret i Grundvands Monitorings (GRUMO) rapporter fra de tidligere amter.

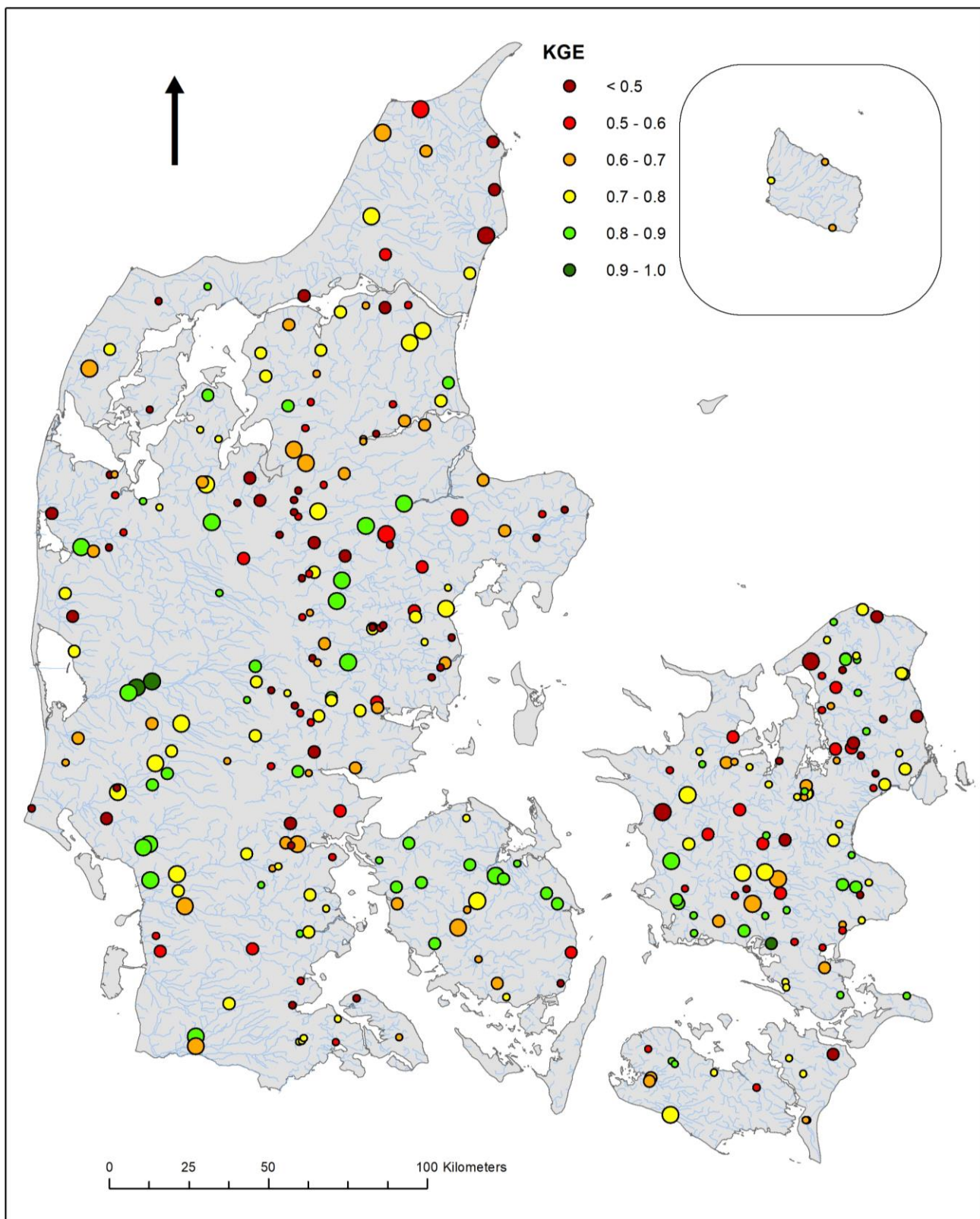
1.5 Resultater af DK modellens kalibrering

DK Modellen 2019 er kalibreret inverst med softwareprogrammet PEST, hvor der er anvendt dynamiske modelkørsler. Som kalibreringsmål er der anvendt observerede grundvandspotentialer for perioden 2000 – 2010. For vandløbsafstrømning er der anvendt daglige afstrømningsdata for udvalgte vandløbsstationer ligeledes for perioden 2000 - 2010. Som kalibreringskriterier er der anvendt RMSE (kvadratafvigelsessummen) for potentialer. For vandløbsafstrømningen er der medtaget tre kriterier; 1) den samlede vandbalancefejl WBE, 2) Kling-Gupta efficiency (KGE)³ for hele kalibreringsperioden og 3) vandbalancefejl for sommerperioden (WBE-sommer) (juni – august) se Stisen et al. (2019). KGE-værdien er udtryk for hvor god modellen er til at beskrive dynamikken i de daglige vandføringer og årstidsvariationer i forhold til observerede vandføringer ved samme lokalitet. WBE er den % vise forskel mellem gennemsnitlig modelleret vandføring for året eller sommerperioden, og tilsvarende målte vandføringer. Under kalibreringen er det tilstræbt at give en ligelig vægt til hhv. potentialer og afstrømningsdata. Desuden er den samlede markvanding (fra amterne og senere indmeldt data) inkluderet som kalibreringsmål. Det traditionelle Nash-Sutcliffe (NSE)⁴ kriterie er ikke længere anvendt til model kalibrering, men erstattet af KGE, som er mere robust over for stationer med en større afvigelse af de modellerede værdier fra de målte. Dog er NSE fortsat anvendt i modevalueringen, da der endnu ikke er tilstrækkeligt erfaringsgrundlag for at opstille generelle kriterier baseret på KGE.

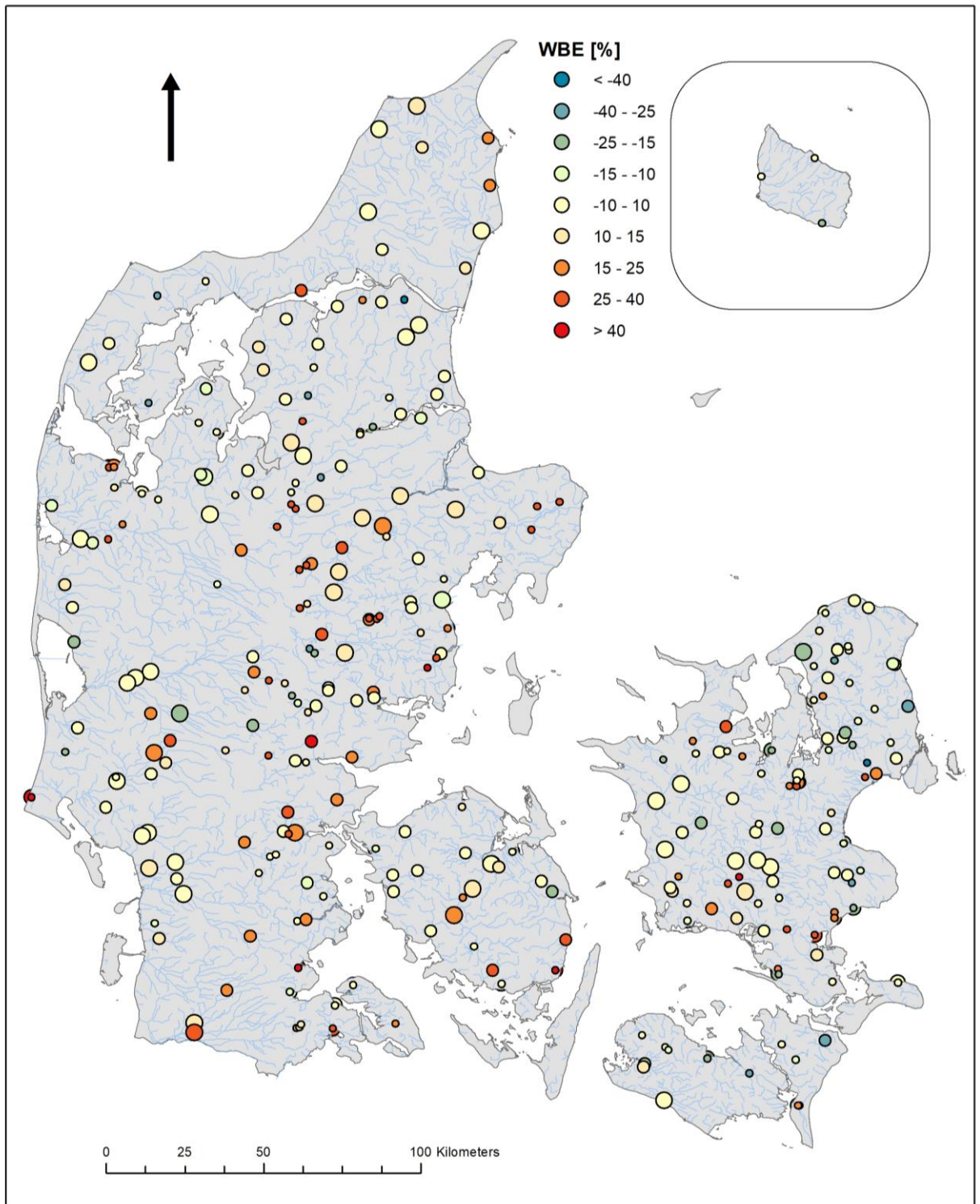
Modellen er kalibreret på perioden 2000 – 2010 og valideret ved en split-sampling test, hvor data for perioderne 2011 – 2015 samt 1995 - 1999, der ikke blev anvendt under kalibreringen, er benyttet til at teste modellens prædiktive evne. Der er anvendt to valideringsperioder da antallet af nedbørsstationer i Danmark er stærkt reduceret i perioden 2007-2010, hvilket indebærer et betydeligt fald i modelperformance som ikke kan tilskrives selve den hydrologiske model opbygning og parametrisering. I Figur 9 er hovedresultater vist af kalibrering af modellens dynamik bedømt ud fra KGE (King-Gupta error: Figur 9a) og WBE (vandbalancefejl for henholdsvis året: Figur 9b og juni-august: Figur 9c). Der henvises til GEUS (2019) for en mere omfattende beskrivelse af kalibrering- og validering af DK model 2019.

³ Gupta, H. V., H. Kling, K. K. Yilmaz, G. F. Martinez (2009): Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling. *J. of Hydrology* 377, 80-91

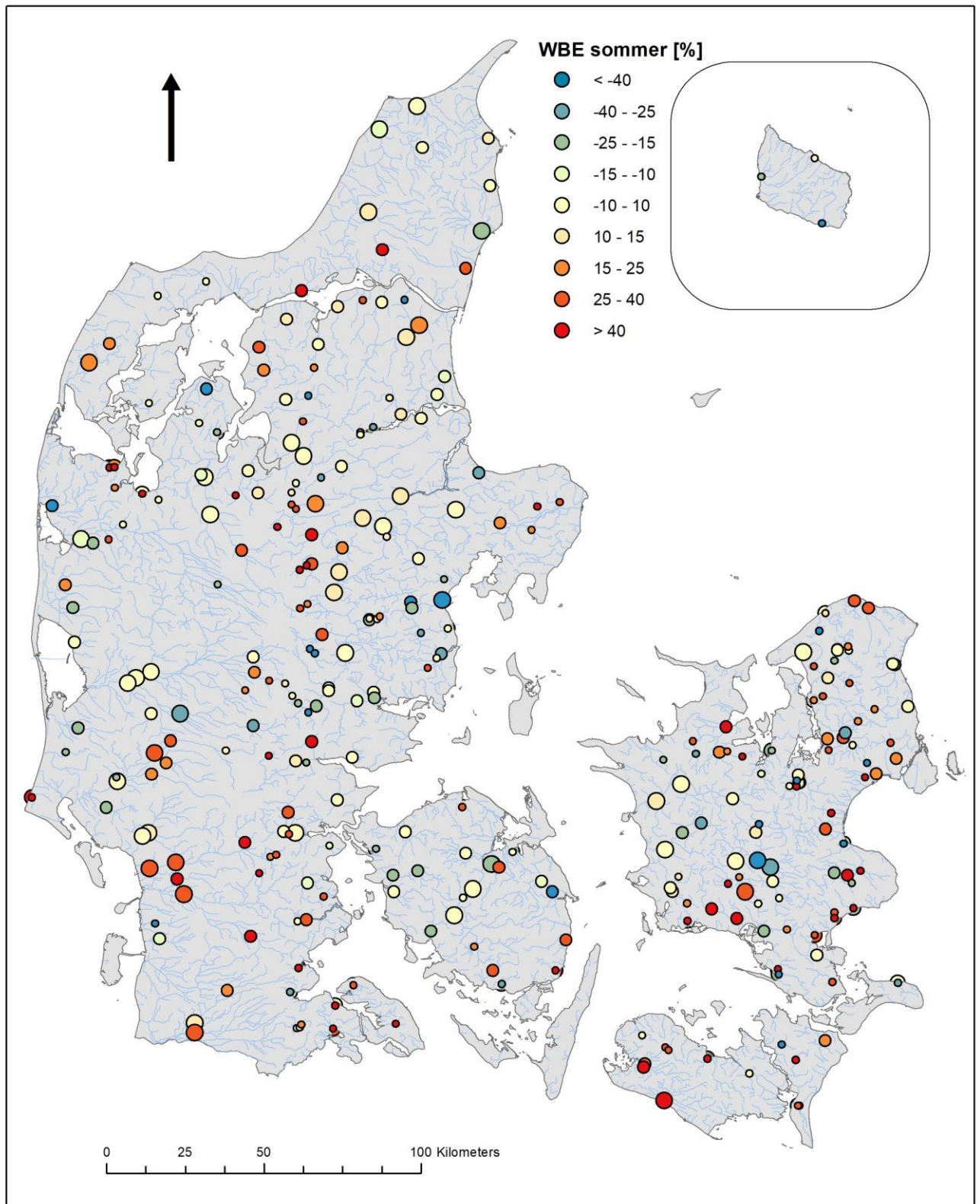
⁴ Nash, J. E.; Sutcliffe, J. V. (1970). "River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles". *J. of Hydrology*. **10** (3): 282–290



Figur 9a Kalibreringsresultat KGE. Størrelsen af cirkler afspejler oplandsarealets størrelse.



Figur 9b Kalibreringsresultat WBE (%). Størrelse af cirkler afspejler oplandsarealets størrelse.



Figur 9c Kalibreringsresultat WBE-sommer (%) Størrelse af cirkler afspejler oplandets størrelse.

Generelt lever modellen op til de opstillede performance kriterier for simuleret trykniveau i grundvand, hvor især Middelfejl (ME) ligger væsentligt under de opstillede kriterier, mens

RMSE typisk ligger på niveau med kriterierne. Den rumlige fordeling af middelfejl på simuleret trykniveau viser dog betydelige regionale forskelle, med største afvigelser i Nord- og Øst-Jylland. Inkorporeringen af FOHM hydrostratigrafien har ikke givet anledning til en væsentlig ændring i model performance eller rumlig fordeling af residualer (RMSE).

For vandføringssimuleringer lever modellen på nationalt niveau op til kravene til vandbalance WBE og WBE-sommer for både kalibreringsperioden og valideringsperioderne, der er dog kun lavet en generel vurdering på tværs af alle stationer af varierende oplandsstørrelse og rumlig dækning. For performance af vandløbsdynamikken lever performance ikke entydigt op til de tidligere anvendte kriterier for NSE. Det er dog væsentligt at pointere at DK-model2019 ikke er kalibreret imod NSE, men mod KGE, som foretrækkes til parameter optimering. Samtidigt er der i forhold til 2014 kalibreringen af DK model tilføjet 126 vandløbsstationer med lidt mindre oplandsstørrelse til kalibrerings og validerings datasættet, hvilket betyder at den gennemsnitlige performance reduceres da mindre oplande generelt har større usikkerhed end større oplande. Sammenlignes DK-model2019 med DK-model2014 for vandløbsafstrømning er den nye version bedre på vandbalancer (WBE), særligt på små vandløb og på samme niveau for vandløbsdynamik (NSE og KGE). Det vurderes derfor at DK-model2019 performer mindst lige så godt som DK-model2014, som er vurderet til at overholde kriterierne baseret på NSE og WBE.

For langt de fleste stationer vurderes det at modellen giver en god beskrivelse af afstrømningshydrografen bedømt ud fra Nash-Suchliffe korrelationskoefficienten (NSE og KGE) og afstrømningsvandbalancen (WBE) for såvel året som for sommerperioden. Modellen er derudover rigtig god til at beskrive f.eks. baseflow andel af den samlede afstrømning (baseflow index, *BFI*), median afstrømning (*Q50*). Modellen vil også være relativ god til at beskrive lowflow som f.eks. *Q90* (den afstrømning der underskrides 10 % af tiden). og rimelig god til simulering af "low flow ekstremiteten" udtrykt ved *Q90/Q50*.

Det anvendte princip om færrest mulige kalibreringsparametre samt kalibrering samlet på tværs af hele landet og regioner betyder, at modellen ikke vil være tilpasset lokalspecifikke forhold. Ved anvendelse af modellen til lokale problemstillinger bør der derfor altid foretages en indledende vurdering af modellens evne til at reproducere de relevante variable (f.eks. minimum/maksimum afstrømning) for fokusområdet, eventuelt efterfulgt af en re-kalibrering for en bedre tilpasning af de lokale forhold.

Med DK-model2019 er der gjort en betydelig indsats for at harmonisere parametriseringen på tværs af landet, ved inkorporering af FOHM hydrostratigrafien og en helt ny regionaliserings- og kalibreringsprocedure til at sikre konsistente parametriseringer og rumlige simuleringer på tværs af landet. Derfor vurderes det at modellen er bedre egnet til at beskrive det samlede hydrologiske kredsløb og dets flukse og tilstandsvariable, og er derfor velegnet som screenings tool. For at kunne benytte disse fortkommende resultater til lokalspecifikke forhold, kræves der flere analyser af afhængige parametre på de lokale forhold.

1.6 Økologiske strømningsrelevante flow indikatorer

DCE har opstillet modeller for sammenhæng mellem afstrømningsstatistik og biologisk indeks score, de førnævnte EQR-værdier, som kan variere mellem 0= dårligst mulig tilstand

og 1= høj tilstand (helt uforstyrret). Tabel 1 angiver sammenhæng mellem økologisk tilstand og EQR-værdi for af de 3 biologiske kvalitetselementer smådyr (macroinvertebrat index DVFI), planter (macrophyte index DVPI) og fisk (fish index DFFVa).

Tabel 1 EQR grænseværdier for DVFI(smådyr - macroinvertebrat index), DVPI (planter - macrophyte index) og DFFVa (fisk - fiske index) (kilde: Henriksen et al. 2014)

Tilstand	DVFI	DVPI	DFFVa
Høj tilstand	> 1,00	> 0,70	> 0,94
God tilstand	0,71 – 1,00	0,50 – 0,70	0,72 – 0,94
Moderat	0,57 – 0,71	0,35 – 0,50	0,40 -0,72
Ringe	0,43 – 0,57	0,20 – 0,35	0,11 – 0,40
Dårlig	< 0,43	< 0,20	< 0,11

De empiriske EQR modeller (se Figur 4) er opstillet ved hjælp af en statistisk regressionsanalyse (*symbolic regression vha. softwaren EUREKA*). Herved udvælges for hver af de tre biologiske kvalitetselementer den empirisk formel med minimeret fejl, og dervedstørst mulig forklaringsgrad (udtryk ved R²-værdi) og mindst mulig kompleksitet (simpelhed af matematiske udtryk ved antal variable inkluderet). Formelværket bygger på observationer af økologisk tilstand fra overvejende større vandløb (Graeber et al. 2014).

Betydningen af fysiske forhold indgår i beregning af EQR værdier for både DVFI og DFFVa i form af meanderingsgraden (slyngningsklassen, eller sinusitet *Sin*). Det er velkendt at den fysiske struktur af et vandløb har stor effekt på biota, lige så vel som forskellige karakteristiske flow størrelser har. Sinusitet er i øvrigt stærkt korreleret med Dansk fysisk index (Graeber et al. 2014). Der skelnes her mellem fire klasser af sinusitet: (1) Lige vandløb (SI < 1,05), (2) Svagt slyngtet (1,05 < SI < 1,25), (3) Slyngtet (1,25 < SI < 1,50) og (4) Meandreende (SI > 1,50), hvor SI beskriver længde af vandløbet delt med korteste afstand af et lineært vandløb.

Validiteten af modellerne blev testet af DCE og sammenlignet med videnskabelig litteratur baseret på relationer mellem afstrømning, smådyr, planter og fisk (Graeber et al., 2014). Af de af DCE undersøgte i alt 75 afstrømningsvariable er nogle skaleret i forhold til Q50 (=median værdi) for at opnå dimensionsløs størrelse, samt for at foretage regional analyse ud fra samtlige foreliggende stationer med vandføringsdata og målinger af DVFI, DVPI og DVFFa.

DCE har ved undersøgelsen udvalgt følgende empiriske formel for DVFI (Graeber et al., 2014):

$$DVFI_{EQR} = 0.217 + 0.103 * Sin + 0.020 * Q_{90-n} * Fre_1 \quad (\text{formel I - smådyr})$$

hvor

Sin er slyngningsklasse (hvor sinusiten er diskretiseret i fire klasser fra 1-4, hvor et betegner en udrettet kanal og 4 et meandreende vandløb).

Q_{90-n} er et mål for små vandføringer baseret på 90 % fraktilen bestem ud fra varighedskurven, skaleret ved division med median afstrømning (Q_{50}). Dvs. $Q_{90-n} = Q_{90} / Q_{50}$

Fre_1 er årlig hyppighed af afstrømninger, der overskrider median afstrømning (Q_{50})

Fastlæggelsen af formelen for DVFI er baseret på 122 vandløbspunkter / strækninger med daglige vandføringer for perioden 2004-2011 (korrelationskoefficient $R^2 = 0,44$). Slyngningsklasse udgør en væsentlig del af den samlede EQR værdi, og flowrelaterede størrelser har omtrent tilsvarende betydning. De vigtige flowparametre for DVFI er vandføringer der underskrides i ca. 90 % af tiden (Q_{90} normaliseret ved division med Q_{50}) og hyppighed af moderat store afstrømningsevents (Fre_1) over median afstrømningen (Q_{50}) pr. år.

For DVPI (planter) gav DCEs analyse ud fra 91 lokaliteter (korrelationskoefficient $R^2 = 0,34$) følgende empiriske formel II (Graeber et al., 2014):

$$DVPI_{EQR} = 0.546 + 0.020*Fre_{25} - 0.019*Dur_3 - 0.025*Fre_{75} \quad (\text{formel II - planter})$$

hvor

Fre_{25} årlig hyppighed af flowevents, der overskrider en karakteristisk høj vandføring (Q_{25}) bestemt som høj Q afstrømning på varighedskurve svarende til 25 % af tiden udtrykt i events pr. år

Fre_{75} årlig hyppighed af flowevents, der underskrider karakteristisk lav afstrømning (Q_{75}) bestemt som lav Q afstrømning på varighedskurve (75 % af tiden har højere afstrømning) udtrykt i events pr. år

Dur_3 årlig varighed af ekstreme høje afstrømninger, der er 3 gange større end median afstrømning (Q_{50}) udtrykt i dage pr. år

Det fremgår af formel II, at differencen mellem hyppighed af hændelser der overskrider høj afstrømning (Fre_{25}) og events der underskrider lav afstrømning (Fre_{75}) har betydning, ligesom at varighed af ekstreme afstrømninger er begrænsende for planter (Dur_3).

For DVFFa (fisk) har DCE fundet følgende empiriske formel ($R^2 = 0,49$) udledt på baggrund af 61 lokaliteter (Formel III – fisk), Graeber et al. (2014):

$$DFFVa_{EQR} = 0.811*BFI + 0.058*Sin + 0.050*Fre_{25} - 0.319 - 0.0413*Fre_{75} \quad (\text{formel III – fisk})$$

hvor

BFI er baseflowindex defineret ved relativ andel af base flow (værdi mellem 0 og 1 hvor vandløb med relativt stabile, grundvandsdominerede afstrømningsregime har værdier tæt på 1)

Vurdering af grundvandsforekomster

Anvendelse af de angivne modeller til vurdering af grundvandsforekomsternes kvantitative tilstand mhp. vandløbspåvirkning indebærer et kriterium for hvor meget en indikator må ændre sig som følge af vandindvinding, samt evt. supplerende kriterier for hvornår det ikke længere er sandsynligt at en evt. indsats vil kunne bringe et ID15 delopland fra ringe til god tilstand. Vedrørende sidstnævnte kan f.eks. det være tilfældet, såfremt et ID15 opland har så dårlig tilstand (så lav EQR værdi), at det selv inkl. indregning af usikkerhedsbåndet på 95% signifikansniveau aldrig kan komme op på en EQR værdi svarende til god tilstand (Tabel 1).

Ved tilstandsvurderingen benytter man sig af de beregnede ændringer i værdierne for DVFI, DVPI og DFFVa frem for de absolutte værdier, idet pålideligheden på ændringer vurderes væsentlig højere end de absolutte værdier. Samtidig indgår slyngningsklasse leddet (Sin) og beregnede ændringer foreligger derfor for samtlige ID15 oplande, også for de oplande, hvor der ikke foreligger målt Slyngningsklasse.

Selvom man tager udgangspunkt i beregnede ændringer i EQR ved vandindvinding, identificeres totale værdier så man har mulighed for at vurdere hvilken tilstand en given ID15 lokalitet har på basis af flowvariable. Det har været en del af valideringen af metodikken, at man kunne generere et landsdækkende kort der overordnet kan belyse tilstand sammenlignet med eksempelvis resultaterne af basisanalysen fra 2013 (jf. tilstandsklasser i Tabel 1 fastsat af DCE).

Det har vist sig at identifikation af slyngningsklasse baseret på GIS kort giver meget usikre resultater. Derfor er der ved beregning af totale EQR værdier benyttet observeret slyngningsklasser, hvor disse data foreligger. Hvor der ikke foreligger empirisk målte værdier, er de totale slyngningsklasse sværdier ikke beregnet, og *Sin* ledet udgår af formel, formel I + II. Det antages hermed at meandreringen er uændret på trods af evt. ændret afstrømningsregime.

DCE har beregnet en sandsynlighed for ændret tilstand fra høj/god til moderat/ringe/dårlig tilstand på 80, 50 og 20 % sandsynlighedsniveau (se Tabel 2). Sandsynlighederne for tilstandsændringer er alene beregnet på basis af observerede EQR data, ved at undersøge en given ændring af EQR med størrelsen X (f.eks. 0,01 eller 0,05), og derefter ud fra samtlige observationer (f.eks. 122 for DVFI) beregne sandsynligheden for tilstandsændring (dvs. hvor mange af de 122 der f.eks. ændrer tilstand for et givent X). På et 80 % sandsynlighedsniveau må de biologiske kvalitetselementer maksimalt reduceres som følge af vandindvinding med følgende kravværdier: DVFI = 0,24, for DVPI = 0,23 og for DFFVa = 0,22 (se Tabel 2).

Tabel 2 Kravværdier til ændringer i EQR værdier for DVFI, DVPI og DFFVa jf. DCE svarende til hhv. 80 %, 50 % og 20 % sandsynlighed for ændret tilstand fra høj/god til ikke god tilstand

Sandsynlighed for at tilstand skifter fra høj/god til moderat/ringe/dårlig tilstand	DVFI Max reduktion af EQR værdi	DVPI Max reduktion af EQR værdi	DFFVa Max reduktion af EQR værdi
80 %	0,24	0,23	0,22
50 %	0,12	0,11	0,16
20 %	0,06	0,03	0,05

Til beregning af EQR bruges den daglige vandføring, anvendt fra DK model 2019 med daglig nedbør, temperatur og potentiel fordampning som input. Indvindinger fra vandværker er i modellen baseret på årlige indvindingstal fordelt ud på kildepladser og borerer jf. JUPITER data. Ud fra simulerede daglige vandføringer ved samtlige ID15 stationer, er der genereret statistiske oplysninger om vandføring der indgår i beregning af DVFI og DFFVa hvorved total værdi af DVFI og DFFVa er beregnet for en hhv. situationen uden indvinding og med aktuel indvinding. De beregnede ændringer i EQR værdier blev holdt op mod de kravværdier der fremgår af tabel 2 fsva. 80 % sandsynlighedsniveauet.

1.7 Nye 3D grundvandsforekomster

Grundvandsforekomsterne befinder sig i forskellige geologiske lag i forskellige dybder. Grundvandsforekomsterne opdeles i tre typer, terrænnære, regionale og dybe grundvandsforekomster.

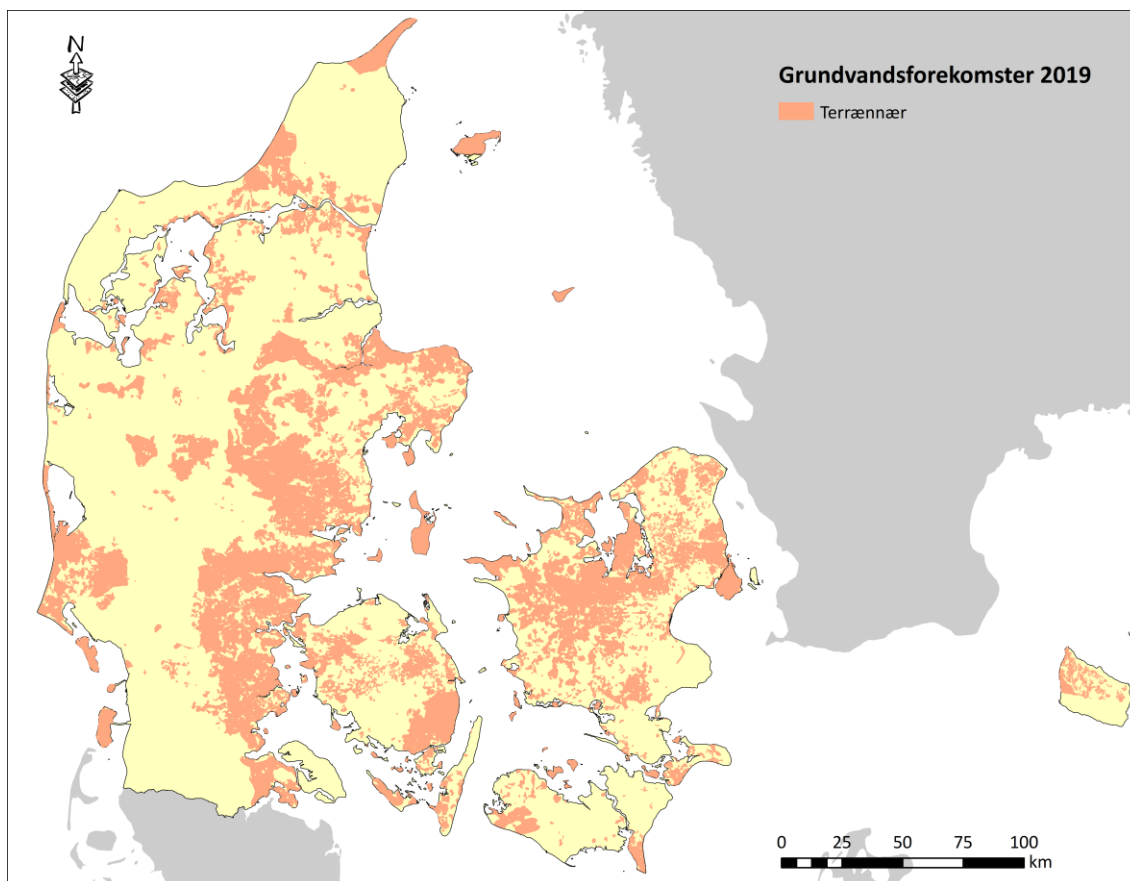
Terrænnære grundvandsforekomster består af grundvandsforekomster, som omfatter mindst et grundvandsmagasin med direkte kontakt til overfladevand eller potentielt grundvandsafhængige terrestriske økosystemer med et overfladeareal mindre end 250 km². De terrænnære forekomster kan også være forekomster uden kontakt til overfladevandområder eller grundvandsafhængige terrestriske økosystemer, men med en topkote der er mindre end 25 meter under terræn.

De regionale grundvandsforekomster har direkte kontakt til vandløb, søer eller potentielt grundvandsafhængige terrestriske økosystemer, og har et overfladeareal større end 250 km².

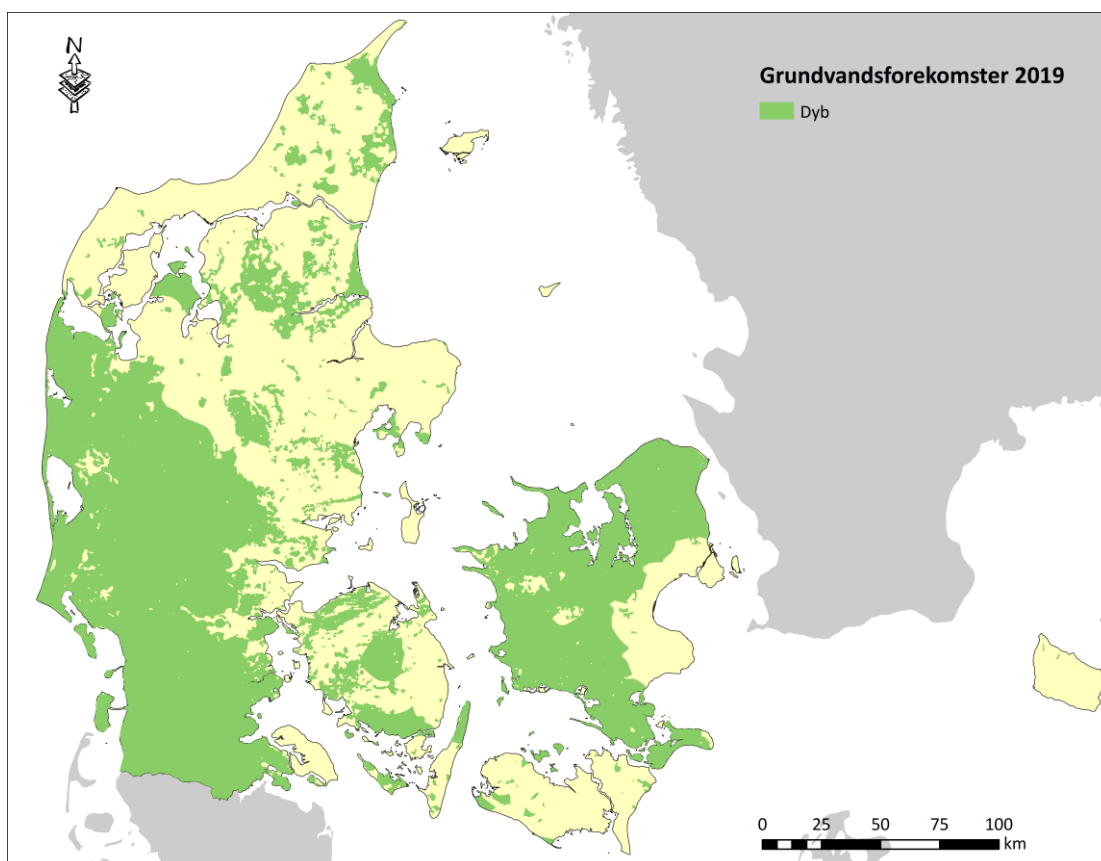
De dybe grundvandsforekomster er uden kontakt til vandløb, søer eller potentielt grundvandsafhængige terrestriske økosystemer.

Der er afgrænset hhv. 726 dybe, 106 regionale og 1218 terrænnære grundvandsforekomster. Der kan være overlap mellem de forskellige grundvandsforekomster. Det skyldes, at der kan være flere vandførende lag under hinanden, som er afgrænset til hver deres forekomst, idet der ikke er hydrologisk kontakt mellem lagene. Når forekomsterne fremstilles i to dimensioner som en aftegning på overfladearealet, vil der forekomme overlap mellem forekomsterne.

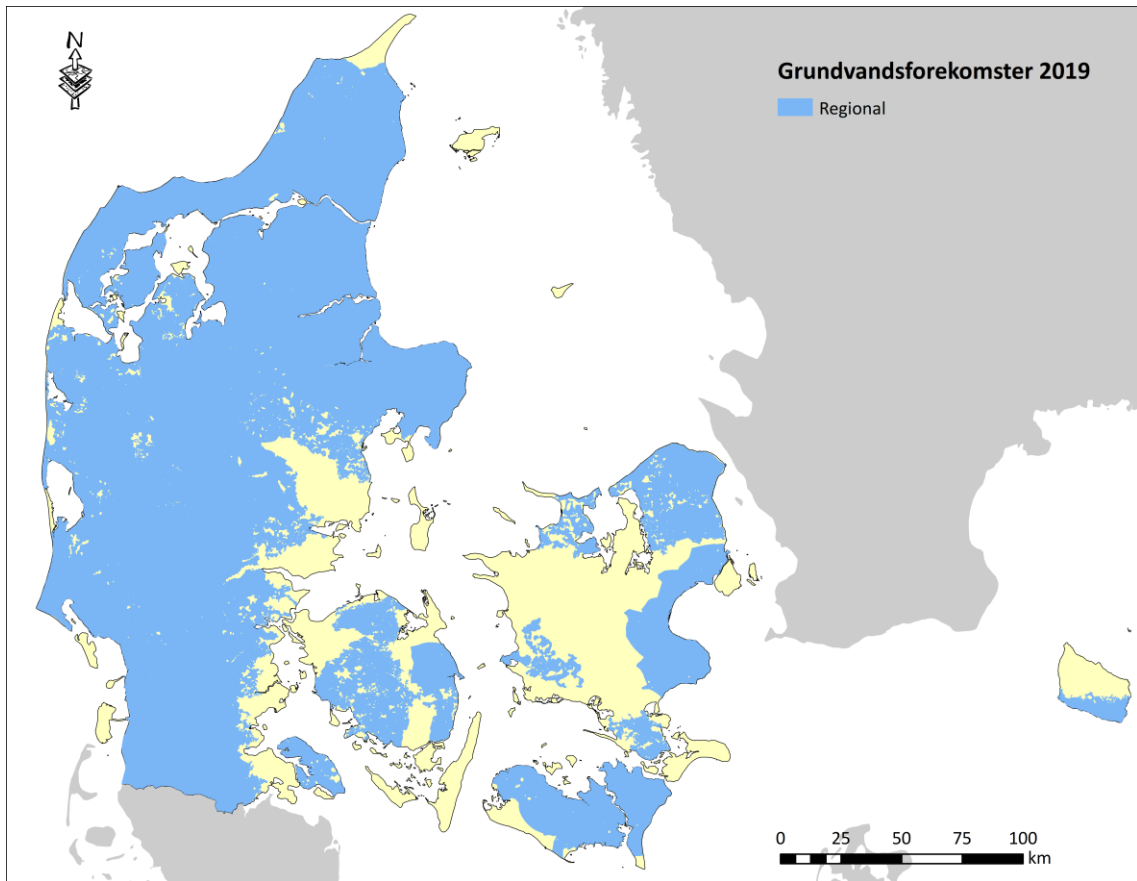
Opstillingen af den hydrogeologiske tolkningsmodel for Jylland tager udgangspunkt i FOHM sammenlægningerne (GEUS 2019). For Fyn, Sjælland og øerne er der hydrogeologisk set taget udgangspunkt i DK model2014, med efterfølgende indarbejdelser af alle kortlægningsmodeller frem til og med 2018. Der er ikke sket en opdatering af den hydrogeologiske model for Bornholm siden DK model2009 (Trolborg et al. 2009 og Nyegaard et al. 2010). De geologiske lag, der ligger til grund for de 2050 nye grundvandsforekomster er beliggende i sandlagene: KS1-6 og PS1-6 og Kalken. Af disse er KS1 en terrænnær grundvandsforekomst. KS2 og KS3 er regionale forekomster i kvartæret. KS4 findes overvejende på Sjælland og i Jylland mens KS5 og KS6 repræsenterer jyske dybe dal-forekomster. PS1-6 repræsenterer jyske miocæne magasiner. Kalk er fortrinsvist forekommende i det nord- og østlige Jylland, på nord og øst Fyn, på Nord-, Øst- og Sydsjælland, mens der for Bornholm arbejdes med 6 forekomstlag Blag1-6. I Figur 10 er illustreret hvordan udbredelsen er af terrænnære (Figur 10a), regionale (Figur 10b) og dybe (Figur 10c) grundvandsforekomster i Danmark. I Figur 10 er desuden vist udbredelsen af områder med kvartære forekomster (i KS1-KS6, Figur 10d), områder med prækvartære forekomster (i ps1-ps6, Figur 10e) og områder med kalkforekomster (Figur 10f). Dybden og tykkelsen af grundvandsforekomsterne er varierende over landet, men få et overblik af placeringerne på den geologiske model på Figur 11.



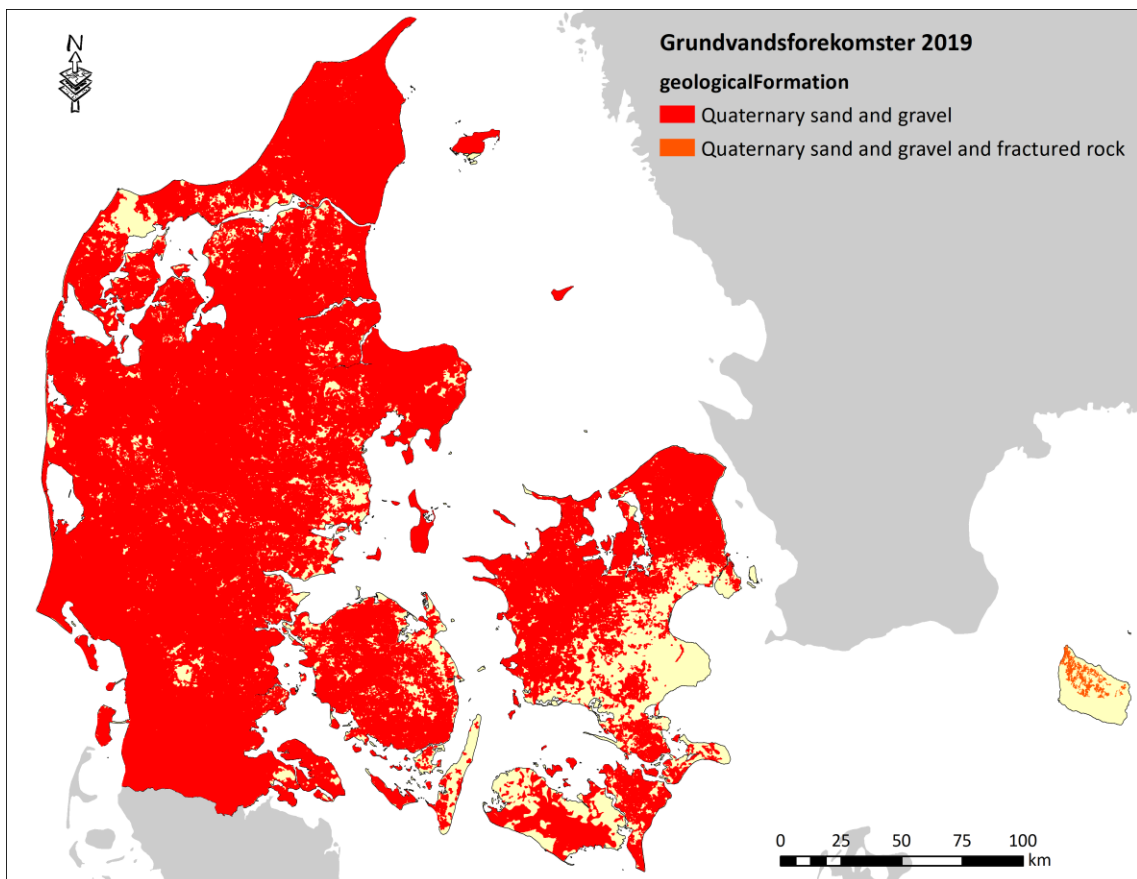
Figur 10a - Områder med terrænnære grundvandsforekomster. Terrænnære grundvandsforekomster har top af magasin mindre end 25 meter under terræn (jf. definitionen i kvantitativ tilstands sammenhæng).



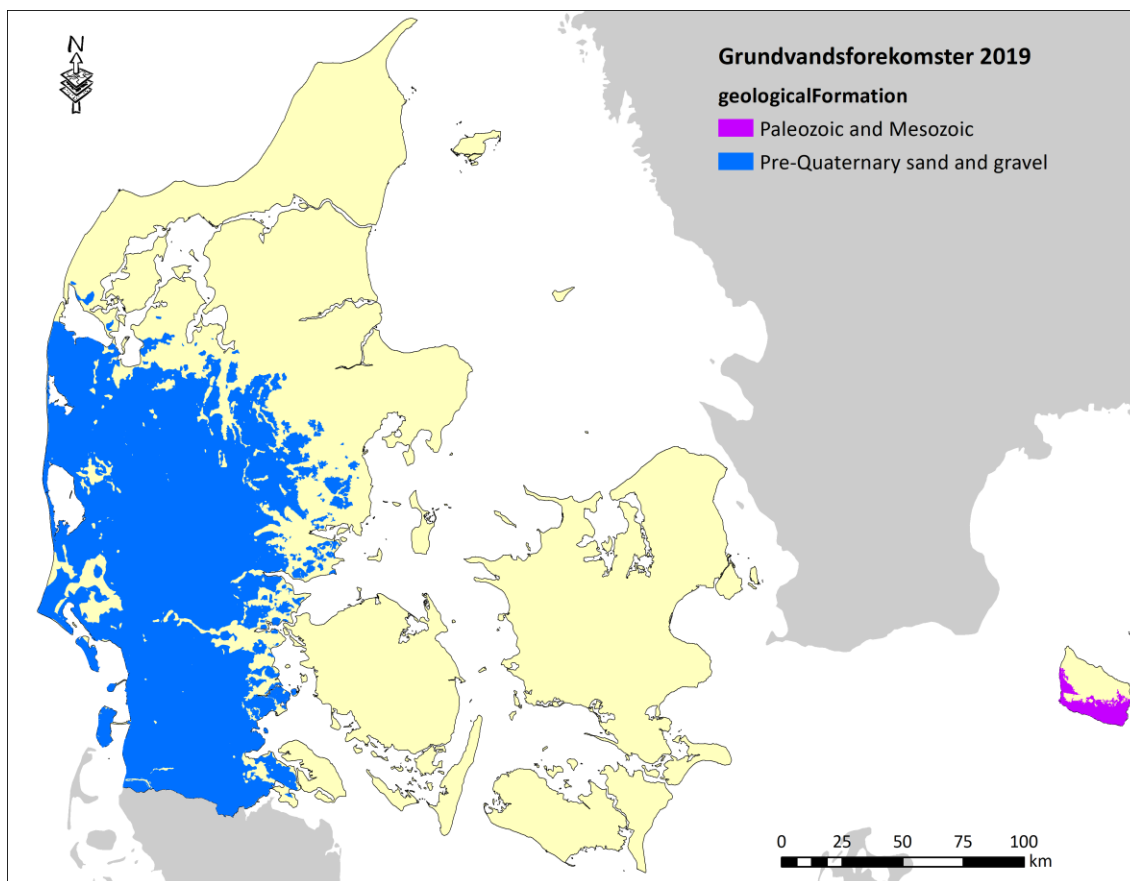
Figur 10b - Områder med dybe grundvandsforekomster.



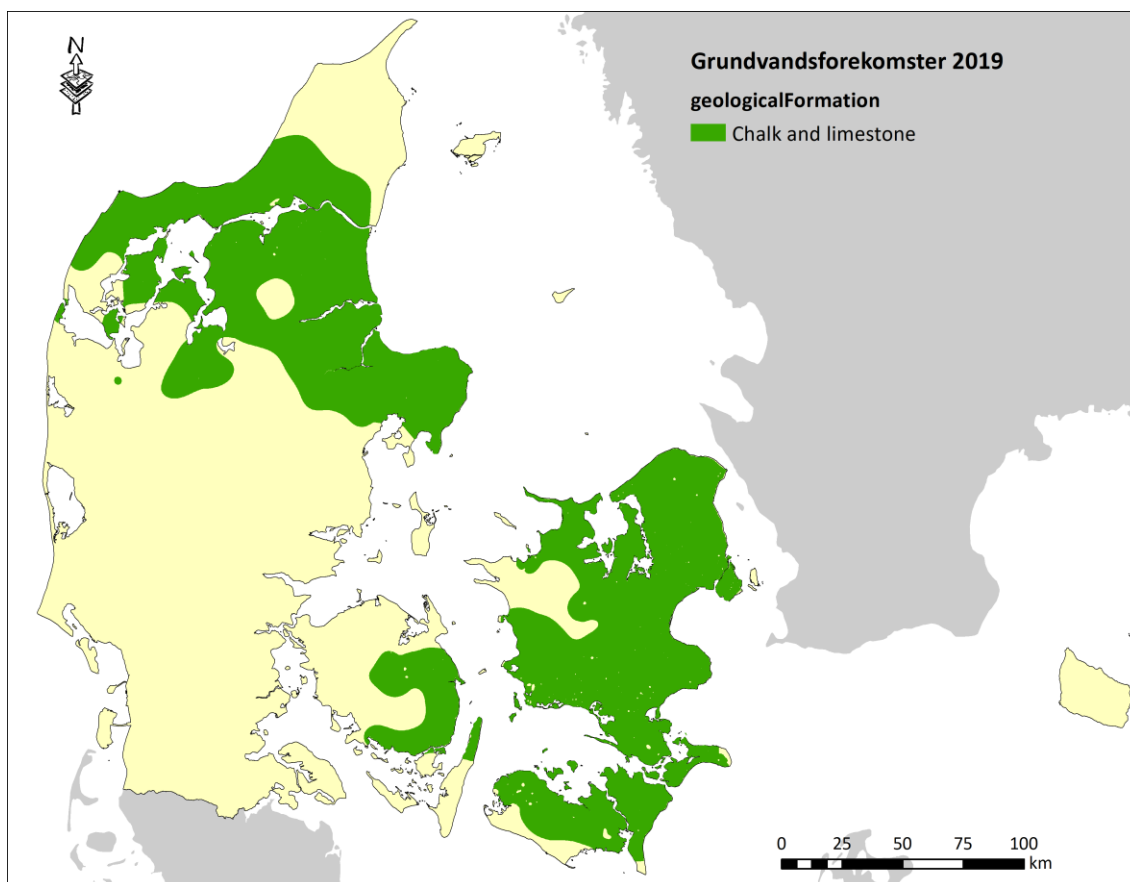
Figur 10c - Områder med regionale grundvandsforekomster



Figur 10d - Områder med kvartære grundvandsforekomster

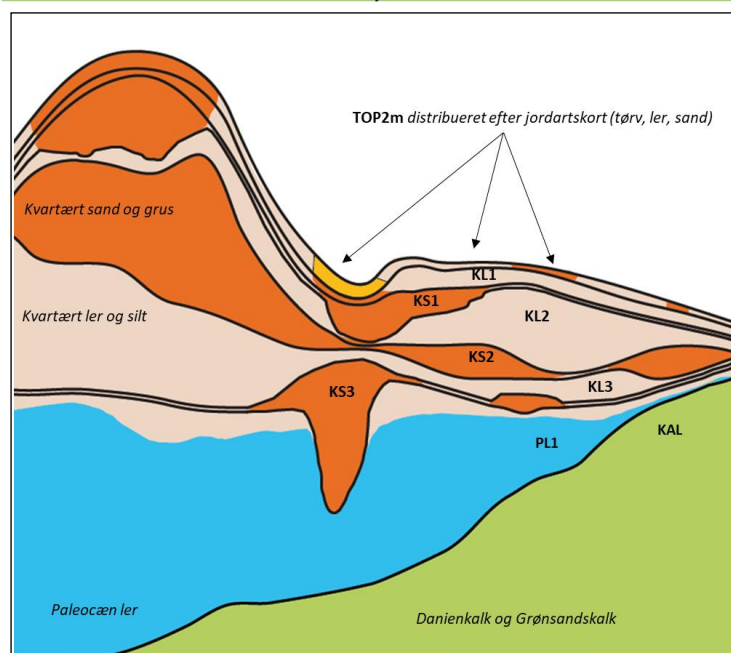
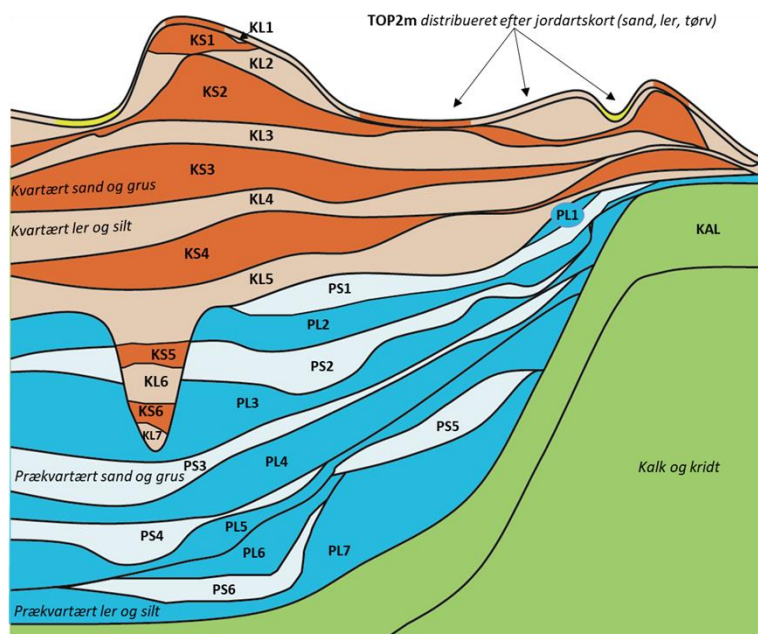


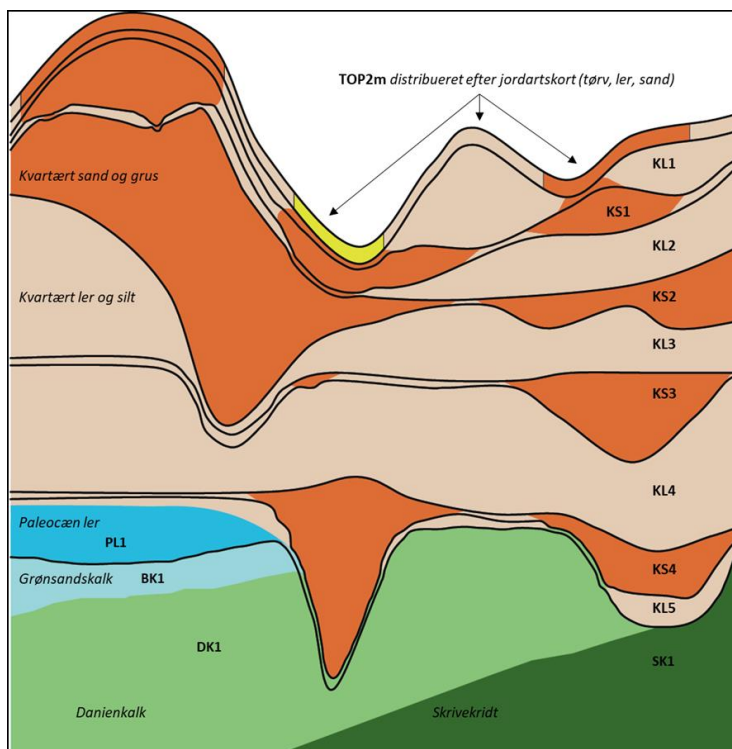
Figur 10e - Områder med prækvartære grundvandsforekomster



Figur 10f - Områder med kalkforekomster

I Figur 11 er den konceptuelle geologiske model for Sjælland (nederst), Fyn (midten) og Jylland(øverst) vist (GEUS, 2019). KS og PS lagene er de vandførende lag.



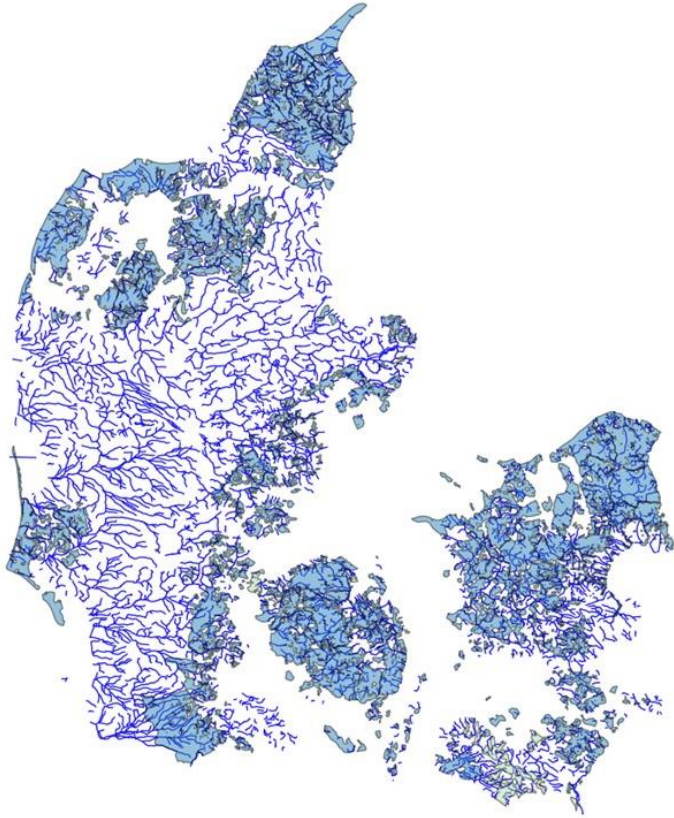


Figur 11 Konceptuel model for Jylland (øverst), Fyn (midten) og Sjælland (nederst) – GEUS (2019)

På basis af den hydrogeologiske model kan strømninger hhv. nedadrettet og opadrettet, samt x-og y-retning udtrækkes for hver eneste grundvandsforekomst. Der udtrykket en mid-delstrømning per strømningretning for perioden 2011-2017, og herefter er den samlede til-strømning til forekomsten opsummeret. Endelig er indvindinger indberegnet for hver fore-komst i modellen i samme periode akkumuleret. Herudfra er der beregnet en samlet udnyt-telsesgrad for hver forekomst, ifl. tidligere viste ligning.

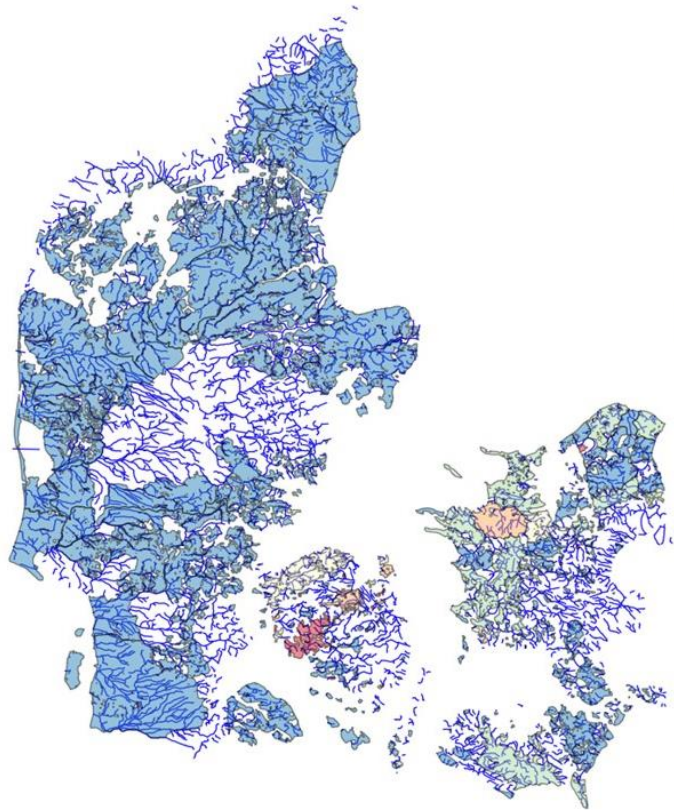
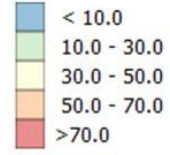
1.8 Resultater af vandbalance test

I Figur 12 er vist resultater af vandbalance test og udnyttelsesgrad for de grundvandsmaga-siner, der er knyttet til lagene ks2, ks3, ks4, ks5, ks6, ps3, ps4, ps6 og kalk. Resultater for samtlige magasiner fremgår af Appendiks A.



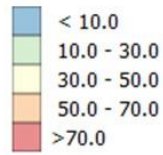
Udnyttelsesgrad KS2 (%)

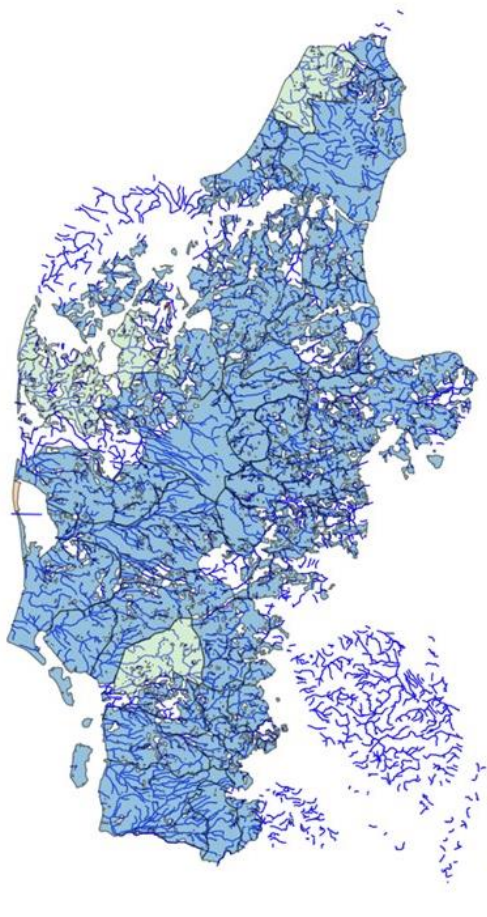
(= 100 * indvinding / grundvandsdannelse)



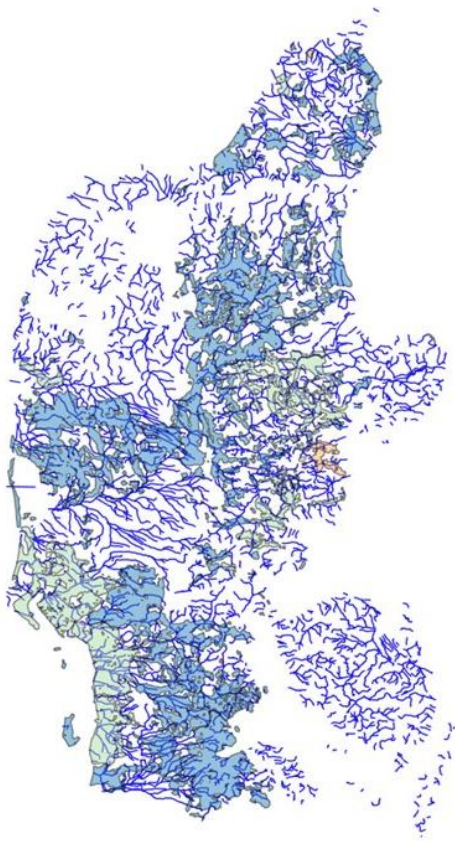
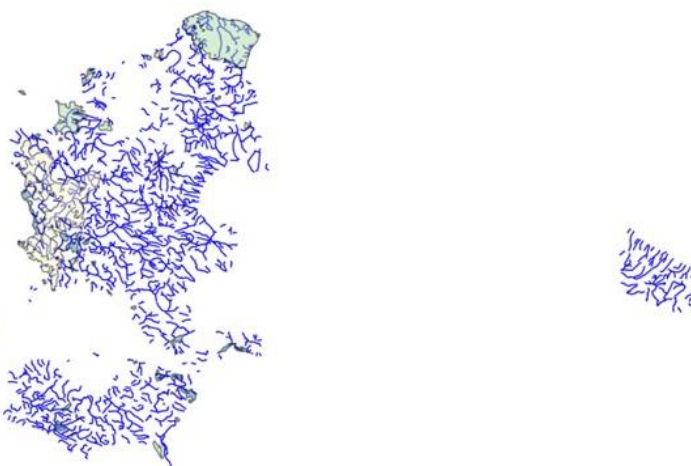
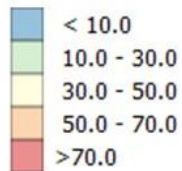
Udnyttelsesgrad KS3 (%)

(= 100 * indvinding / grundvandsdannelse)

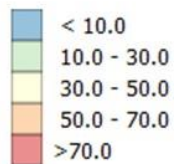


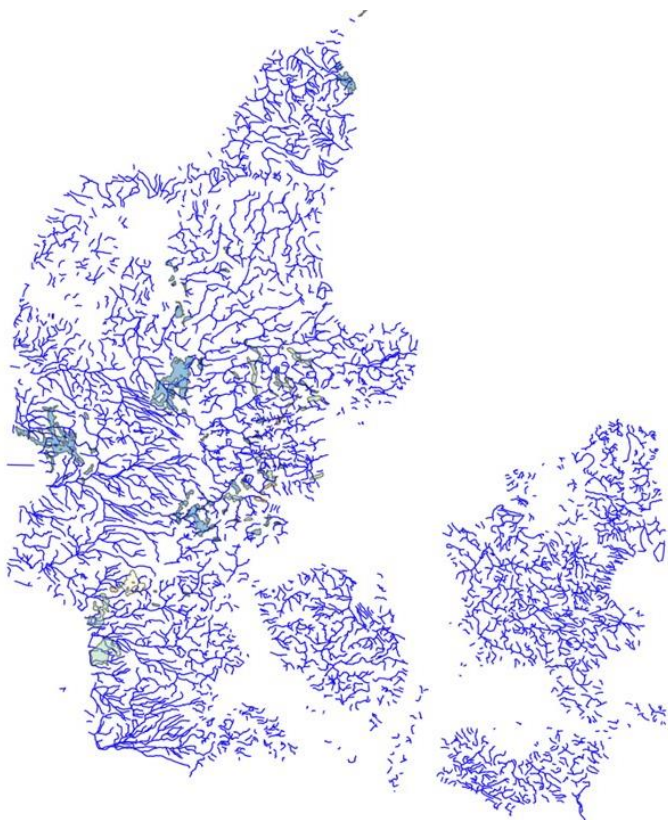


Udnyttelsesgrad KS4 (%)
(= 100 * indvinding / grundvandsdannelse)

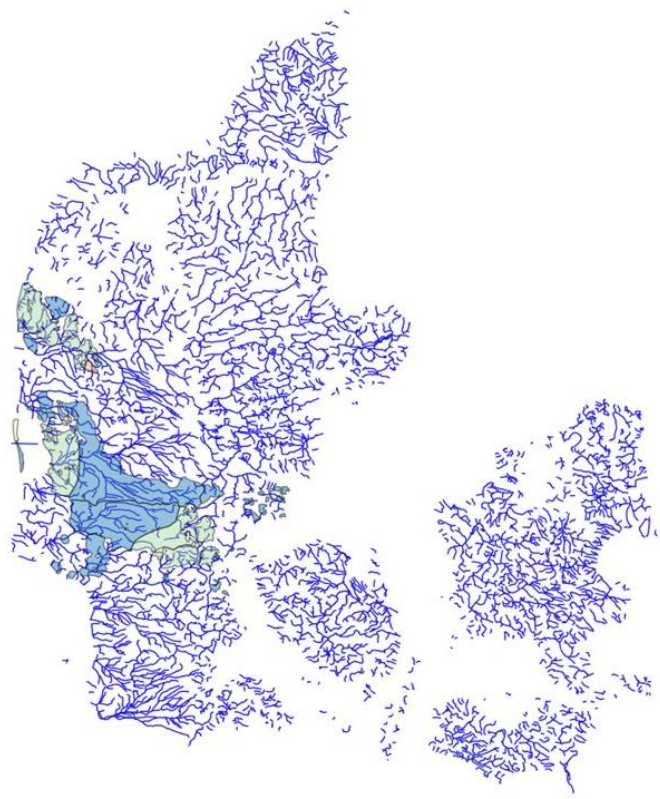
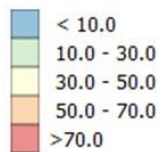


Udnyttelsesgrad KS5 (%)
(= 100 * indvinding / grundvandsdannelse)

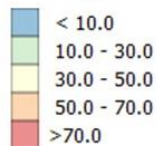


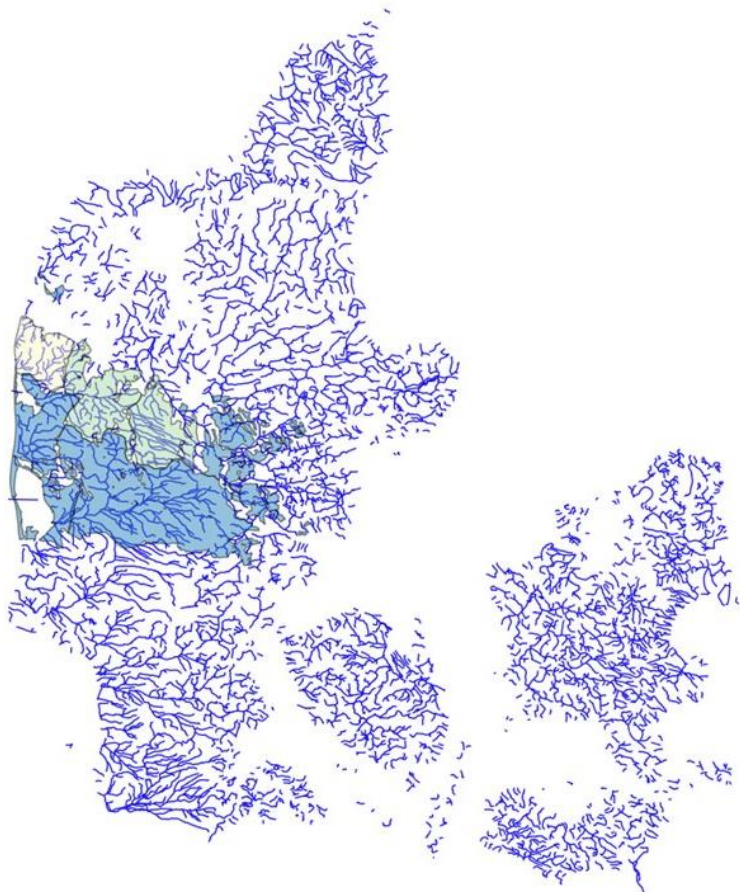


Udnyttelsesgrad KS6 (%) (= 100 * indvinding / grundvandsdannelse)

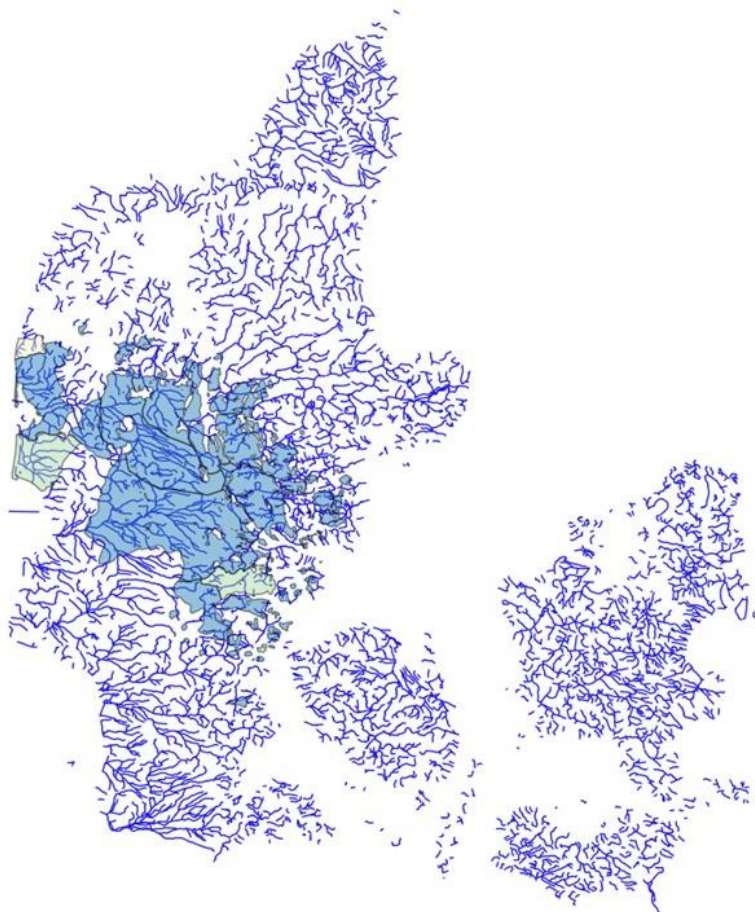
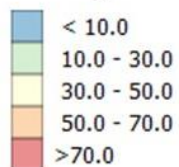


Udnyttelsesgrad PS3 (= 100 * indvinding / grundvandsdannelse)

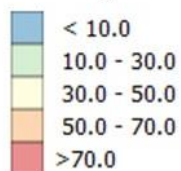


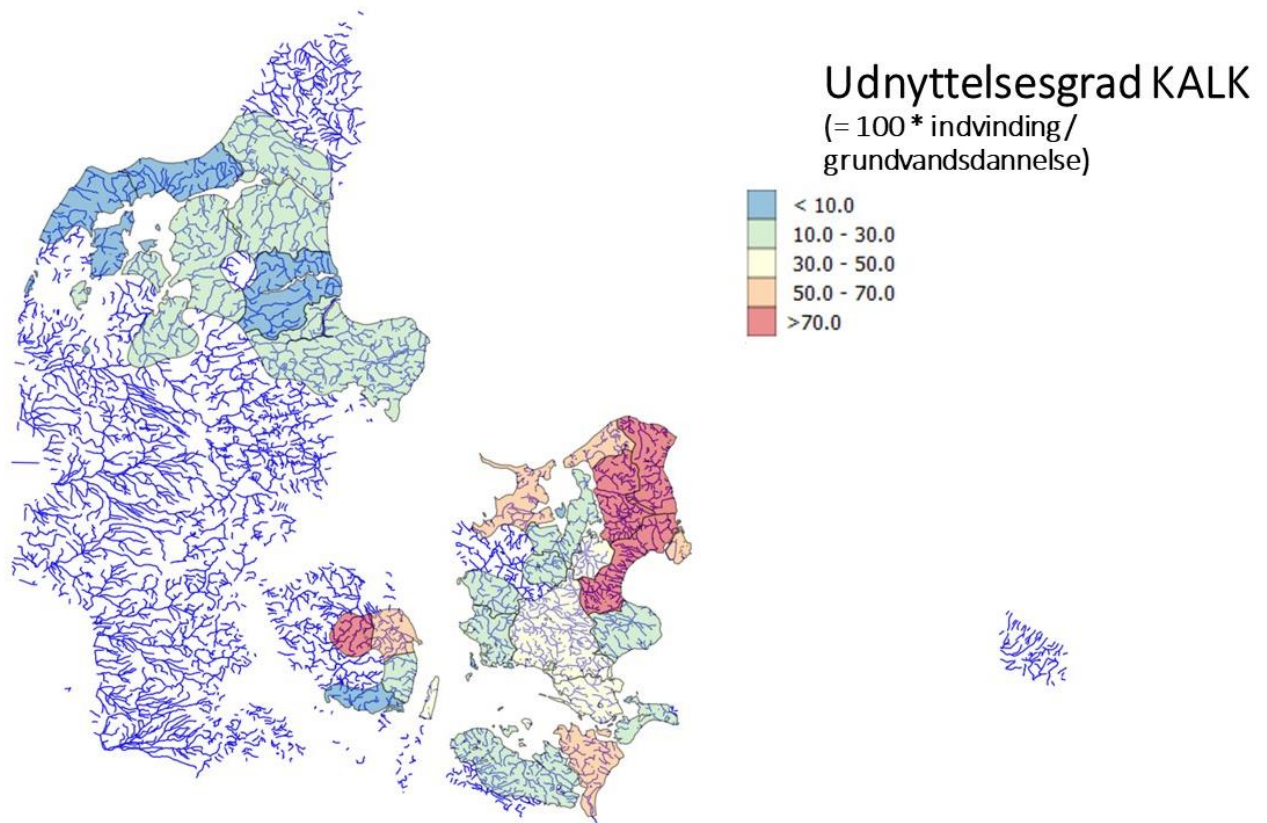


Udnyttelsesgrad PS4 (= 100 * indvinding / grundvandsdannelse)



Udnyttelsesgrad PS6 (= 100 * indvinding / grundvandsdannelse)





Figur 12 Udnyttelsesgrader for udvalgte forekomster (fra KS3 til kalk).

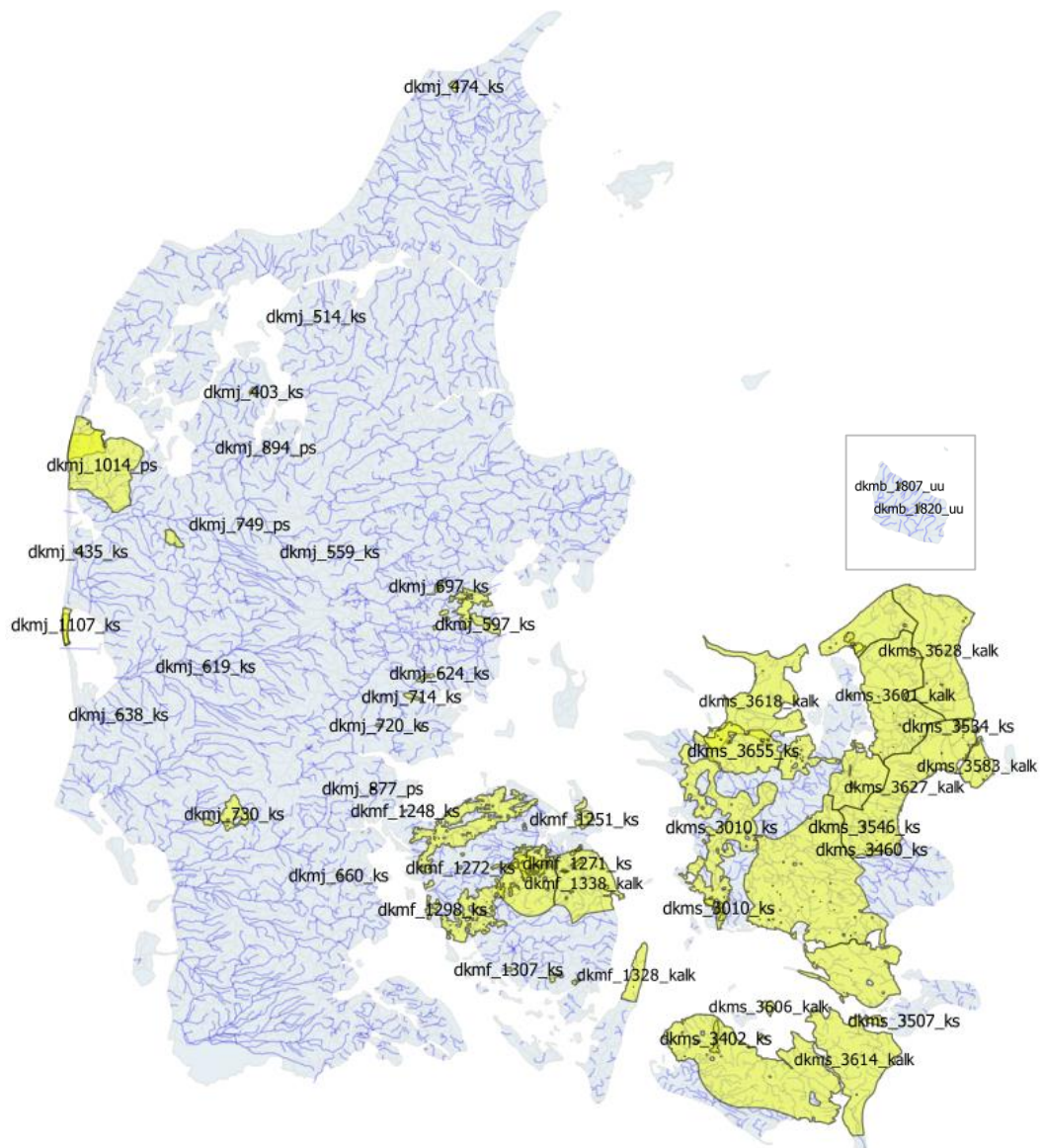
Det fremgår af beregnede resultater (Appendiks A), at der er i alt 92 forekomster med udnyttelsesgrad $\geq 30\%$, heraf 36 større forekomster $> 6,25 \text{ km}^2$. Nedenfor i Tabel 3 er resultatet sammenfattet for de nævnte 36 større pålidelige forekomster. I Figur 13 er vist beliggenheden af samtlige 92 forekomster i risiko for målopfyldelse i forhold til vandbalancetest og i Tabel 4 ses resultatet af alle 92 forekomster med udnyttelsesgrader $\geq 30\%$ opgjort i mio. $\text{m}^3/\text{år}$.

Det skal understreges at sker en række processeringer og valg når vandindvindinger indbygges i DK-model2019 (Wellviewer), og når indtag linkes til grundvandsforekomster. Derfor kan der være nogen forskelle i den indvinding der ligger til grund for beregnet udnyttelsesgrad med DK-model2019, og den indvinding der er opgjort for de indtag der er koblet til de enkelte forekomster. Hvis indvindingen ikke er korrekt indplaceret kan det desuden have betydning for den beregnede afsenkning og evt. inducerede grundvandsdannelse. I Kapitel 2 perspektivering er nogle af disse usikkerhedskilder nærmere beskrevet.

Der er derfor ikke nogen entydig sandhed når det gælder indvinding og dermed beregnet udnyttelsesgrad for en grundvandsforekomst. Der er snarere tale om en usikkerhed på såvel indvinding som grundvandsdannelse. Ved at sammenligne forskellige opgørelser kan man få et bud på denne usikkerhed, men der er ikke nogen facitliste på hvad der er det mest korrekte tal for indvindingen eller udnyttelsesgraden. Beregninger baseret på DK-model2019 er udtrykt med en algoritme der på baggrund af beregnede fluxer (i x-, y- og z-retningen) beregner den samlede flux ind i hver forekomst, og opgør en akkumuleret indvinding fra forekomst "modellag". Der er dog konsistens på den måde at der regnes ud fra aktuel indvinding for 2011-2017 og aktuel grundvandsdannelse.

Tabel 3 Resultat af vandbalance test og beregning af udnyttelsesgrader i % for samtlige 92 forekomster, hvor udnyttelsesgraden er $\geq 30\%$ (afrundet på heltalsniveau). Tal i kolonnerne Oppumpning, Irrigation, GVDannelse, Opadrettet, Fra_siderne er opsummeret for hver grundvandsforekomst som en sum i m³ for 2011-17. Antal_mag angiver hvor mange magasiner der indgår i forekomsten (f.eks. forekomster der består af flere magasiner fra KS2 og KS3). Antal_dfs angiver hvor mange modelgrids vandbalancen er beregnet over. Udnyt_exl angiver udnyttelsesgrad excl. markvanding, og udnyttelse angiver samlet udnyttelsesgrad for både almene indvindinger og markvanding. I et enkelt tilfælde er beregnet en udnyttelsesgrad på 103, det skyldes at der er stor usikkerhed på meget små forekomster

	GVForekom	Oppumpning	Irrigation	GVDannelse	Opadrettet	Fra_Siderne	Antal_mag	Antal_dfs	Udnyt_exl	Udnyttelse
383	dkmj_403_ks	889153	0	404423	29360	519584	1	16	93	93
415	dkmj_435_ks	0	225427	209190	295038	169037	1	15	0	33
454	dkmj_474_ks	416831	0	390888	10314	260121	1	24	63	63
494	dkmj_514_ks	74233	0	27749	62033	20402	1	4	67	67
541	dkmj_559_ks	285778	0	24386	632104	14931	1	4	43	43
555	dkmj_573_ks	500601	0	106870	3111	469215	1	4	86	86
569	dkmj_587_ks	428520	0	1069200	13245	332684	1	12	30	30
573	dkmj_591_ks	363919	0	206421	17045	159863	1	5	95	95
574	dkmj_592_ks	26935175	0	31870990	4782161	6625737	1	248	62	62
575	dkmj_593_ks	545312	0	293947	35947	284915	1	4	89	89
580	dkmj_597_ks	15521698	0	17165103	976286	4538227	1	97	68	68
602	dkmj_619_ks	3940624	14764	5855210	5278397	104426	1	8	35	35
607	dkmj_624_ks	103989	0	44572	19403	105900	1	3	61	61
623	dkmj_638_ks	0	177721	214793	15519	9756	1	5	0	74
626	dkmj_640_ks	295263	0	202155	13170	126954	1	8	86	86
647	dkmj_660_ks	380979	0	67978	423329	44810	1	7	71	71
691	dkmj_697_ks	1435593	0	687449	41299	1558229	1	19	63	63
703	dkmj_709_ks	5735156	0	3250699	129918	5111255	1	23	68	68
708	dkmj_714_ks	2450309	0	529972	56049	3730586	1	25	57	57
714	dkmj_720_ks	2463651	0	1308461	36439	1320176	1	7	92	92
722	dkmj_728_ks	3430185	0	1247017	1324049	3546925	1	22	56	56
724	dkmj_730_ks	14925217	5636	8126502	6674456	24912584	1	215	38	38
745	dkmj_749_ps	0	222717	375827	194370	22322	1	5	0	38
821	dkmj_825_ps	4043558	230996	2698668	4717543	563428	1	71	51	54
827	dkmj_831_ps	327835	0	0	241570	657943	1	61	36	36
874	dkmj_877_ps	49350	0	152302	43	0	1	3	32	32
893	dkmj_894_ps	247058	0	380951	10162	0	1	6	63	63
907	dkmj_908_ps	188223	0	323169	24802	32	1	5	54	54
1072	dkmf_1217_ks	538683	0	1033894	0	536433	1	5	34	34
1073	dkmf_1117_ks	9266539	0	16676152	314717	7962419	2	1174	37	37
1103	dkmf_1247_ks	171752	0	311623	4061	109467	1	30	40	40
1104	dkmf_1248_ks	386815	0	244880	3951	139444	1	2	100	100
1107	dkmf_1251_ks	1430343	0	1695888	14702	429785	1	80	67	67
1108	dkmf_1252_ks	218996	0	107606	5082	184873	1	6	74	74
1114	dkmf_1258_ks	1267429	0	790499	17029	427270	1	9	103	103
1119	dkmf_1263_ks	718221	0	564300	54183	135642	1	11	95	95
1122	dkmf_1266_ks	39559	0	40264	2475	13088	1	4	71	71
1127	dkmf_1271_ks	229515	0	284510	1346	91637	1	16	61	61
1128	dkmf_1272_ks	169296	0	44838	7826	160069	1	4	80	80
1130	dkmf_1274_ks	146944	0	46274	58496	87079	1	5	77	77
1135	dkmf_1279_ks	18970054	0	21603570	359138	5485114	1	355	69	69
1140	dkmf_1284_ks	191776	0	160335	23951	155578	1	16	56	56
1141	dkmf_1285_ks	170999	0	383114	809	60562	1	6	38	38
1143	dkmf_1287_ks	310107	0	47039	61512	219913	1	3	94	94
1144	dkmf_1288_ks	600694	0	319743	93930	596644	1	19	59	59
1147	dkmf_1291_ks	203083	0	41883	27560	228834	1	3	68	68
1149	dkmf_1293_ks	981070	0	358269	9610	871468	1	10	79	79
1154	dkmf_1298_ks	498602	0	1037109	7128	320290	1	40	37	37
1160	dkmf_1304_ks	25838510	0	23885653	1862721	8823461	1	687	75	75
1163	dkmf_1307_ks	293160	0	164529	24534	187106	1	11	78	78
1168	dkmf_1312_ks	295967	0	126899	185110	247765	1	10	53	53
1184	dkmf_1328_kalk	5484650	0	17260549	0	176333	1	254	31	31
1217	dkmb_1820_uu	67209	0	21590	6924	51722	1	30	84	84
1219	dkmb_1807_uu	76767	0	175332	2081	13776	2	33	40	40
1223	dkmf_1338_kalk	15066227	0	23597483	0	2468113	1	1272	58	58
1225	dkmf_1340_kalk	13384664	0	14745233	0	1587639	1	1063	82	82
1278	dkmj_1014_ps	13119363	979445	33383476	2172133	5785636	1	1802	32	34
1292	dkmj_1028_ps	506865	0	46927	1191878	141604	1	314	37	37
1370	dkmj_1107_ks	8403908	0	7169478	1601109	6684128	1	78	54	54
1775	dkms_3402_ks	1100339	0	2820822	158631	579592	1	53	31	31
1785	dkms_3411_ks	1942404	0	1571215	284100	360035	1	27	88	88
1789	dkms_3415_ks	641070	0	279823	371296	249030	1	2	71	71
1793	dkms_3419_ks	641180	0	483036	228967	134698	1	3	76	76



Figur 13 Grundvandsforekomster med udnyttelsesgrad $\geq 30\%$

Tabel 4: Oversigt over de 92 forekomster som ved screeningen er i risiko for ikke at kunne opfylde god kvantitativ tilstand (i mio. 3 pr. år og rangordnet efter samlet indvinding)

Grundvandsforekomst	Markvanding	Indvinding i alt	Grundvandsdannelse	Udnyttelsesgrad
	mio. m ³ /år	mio.m ³ /år	mio.m ³ /år	%
dkms_3627_kalk	0.000	33.335	42.846	78
dkms_3601_kalk	0.000	30.262	37.570	81
dkms_3628_kalk	0.000	17.543	24.178	73
dkms_3624_kalk	0.000	13.568	27.248	50
dkms_3626_kalk	0.000	5.222	14.436	36
dkms_3655_ks	0.000	4.248	8.496	50
dkms_592_ks	0.000	3.861	6.204	62
dkmf_1304_ks	0.000	3.704	4.956	75
dkms_3010_ks	0.000	3.507	7.509	47

dkms_3614_kalk	0.000	2.778	5.369	52
dkmf_1279_ks	0.000	2.719	3.935	69
dkms_3622_kalk	0.000	2.274	5.001	45
dkmj_597_ks	0.000	2.225	3.251	68
dkmf_1338_kalk	0.000	2.160	3.736	58
dkmj_730_ks	0,001	2,140	5,693	38
dkmj_1014_ps	0,140	2,021	5,926	34
dkms_3583_kalk	0,000	1,959	3,135	62
dkmf_1340_kalk	0,000	1,919	2,341	82
dkms_3613_kalk	0,000	1,887	6,327	30
dkms_3618_kalk	0,000	1,559	3,049	51
dkms_3652_ks	0,000	1,557	4,889	32
dkmf_1117_ks	0,000	1,328	3,577	37
dkms_3629_kalk	0,000	1,259	2,310	55
dkmj_1107_ks	0,000	1,205	2,215	54
dkmj_709_ks	0,000	0.822	1.217	68
dkmf_1328_kalk	0.000	0.786	2.500	31
dkmj_825_ps	0.033	0.613	1.144	54
dkmj_619_ks	0.002	0.567	1.611	35
dkmj_728_ks	0.000	0.492	0.877	56
dkmj_720_ks	0.000	0.353	0.382	92
dkmj_714_ks	0.000	0.351	0.619	57
dkms_3411_ks	0.000	0.278	0.318	88
dkmj_697_ks	0.000	0.206	0.328	63
dkmf_1251_ks	0.000	0.205	0.307	67
dkmf_1258_ks	0.000	0.182	0.177	103
dkms_3402_ks	0.000	0.158	0.510	31
dkmf_1293_ks	0.000	0.141	0.178	79
dkmj_403_ks	0.000	0.127	0.137	93
dkms_3443_ks	0.000	0.109	0.120	91
dkmf_1263_ks	0.000	0.103	0.108	95
dkms_3419_ks	0.000	0.092	0.121	76
dkms_3415_ks	0.000	0.092	0.129	71
dkmf_1288_ks	0.000	0.086	0.145	59
dkmj_593_ks	0.000	0.078	0.088	89
dkmf_1217_ks	0.000	0.077	0.225	34
dkms_3546_ks	0.000	0.073	0.073	100
dkmj_1028_ps	0.000	0.073	0.198	37
dkmj_573_ks	0.000	0.072	0.083	86
dkmf_1298_ks	0.000	0.071	0.196	37
dkms_3607_kalk	0.000	0.063	0.107	59
dkmj_587_ks	0.000	0.061	0.203	30
dkmj_474_ks	0.000	0.060	0.095	63
dkms_3487_ks	0.000	0.057	0.091	62
dkmf_1248_ks	0.000	0.055	0.056	100
dkmj_660_ks	0.000	0.055	0.077	71

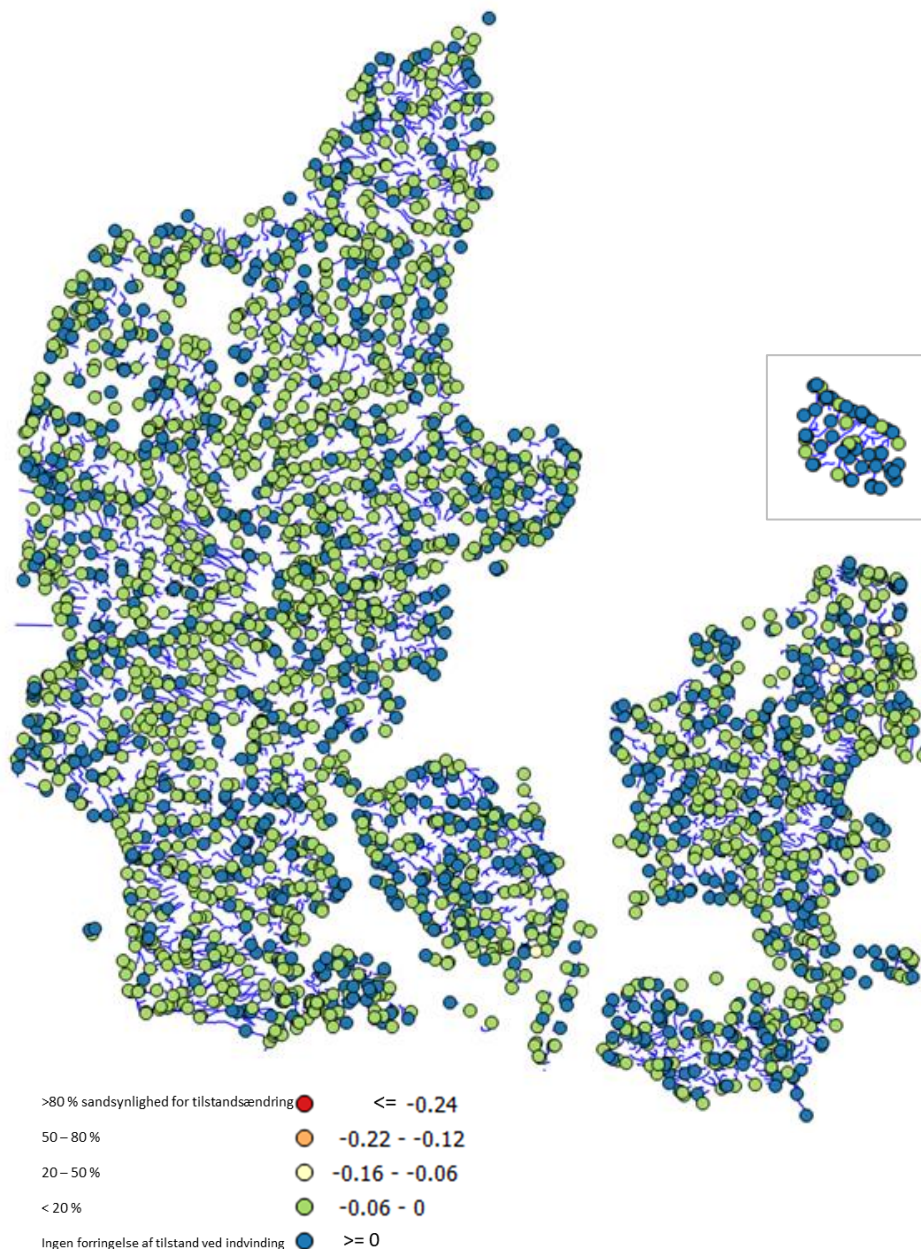
dkms_3543_ks	0.000	0.053	0.078	68
dkmj_591_ks	0.000	0.052	0.055	95
dkms_3534_ks	0.000	0.048	0.131	37
dkmj_831_ps	0.000	0.047	0.129	36
dkms_3541_ks	0.000	0.047	0.058	81
dkms_3599_kalk	0.000	0.047	0.055	84
dkms_3460_ks	0.000	0.045	0.112	40
dkmf_1287_ks	0.000	0.044	0.047	94
dkmf_1312_ks	0.000	0.042	0.080	53
dkmj_640_ks	0.000	0.042	0.049	86
dkmf_1307_ks	0.000	0.042	0.054	78
dkmj_559_ks	0.000	0.041	0.096	43
dkms_3530_ks	0.000	0.041	0.041	98
dkmj_894_ps	0.000	0.035	0.056	63
dkmf_1271_ks	0.000	0.033	0.054	61
dkmj_435_ks	0.032	0.032	0.097	33
dkmj_749_ps	0.032	0.032	0.085	38
dkmf_1252_ks	0.000	0.031	0.043	74
dkmf_1291_ks	0.000	0.029	0.043	68
dkmf_1284_ks	0.000	0.027	0.049	56
dkmj_908_ps	0.000	0.027	0.050	54
dkms_3528_ks	0.000	0.026	0.078	34
dkmj_638_ks	0.025	0.025	0.034	74
dkmf_1247_ks	0.000	0.025	0.061	40
dkmf_1285_ks	0.000	0.025	0.064	38
dkmf_1272_ks	0.000	0.024	0.030	80
dkmf_1274_ks	0.000	0.021	0.028	77
dkmj_624_ks	0.000	0.015	0.024	61
dkms_3606_kalk	0.000	0.014	0.034	41
dkms_3537_ks	0.000	0.013	0.014	93
dkmb_1807_uu	0.000	0.011	0.027	40
dkmj_514_ks	0.000	0.011	0.016	67
dkmb_1820_uu	0.000	0.010	0.012	84
dkms_3507_ks	0.000	0.009	0.022	41
dkmj_877_ps	0.000	0.007	0.022	32
dkmf_1266_ks	0.000	0.006	0.008	71
dkms_3611_kalk	0.000	0.005	0.007	70

Antagelsen om at op til 30% af den samlede grundvandsdannelse til en forekomst kan udnyttes, jf. det anvendte screeningskriterium $\geq 30\%$, betyder at der reserveres 70 % af grundvandsdannelsen til at sikre, 1) at der er en tilstrækkelig vandmængde til rådighed for tilknyttede grundvandsafhængige terrestriske økosystemer (GATØ), 2) at grundvandsforekomsten fortsat bidrager til at understøtte økologisk flow dvs. økologiske kvalitetselementer for fisk, smådyr og planter, og 3) at afsækningen af trykniveauet i forekomster ikke accelererer f.eks. pyritoxidation eller saltvandsind- eller opstrængning til forekomsten. Hovedresultatet er af basisanalysen er dermed at der er 92 grundvandsforekomster (hvoraf 36 er større forekomster) som ved screeningen er i risiko for ikke at kunne opfylde god kvantitativ tilstand.

1.9 Påvirkning af biologiske kvalitetselementer (vandløbspåvirknings test)

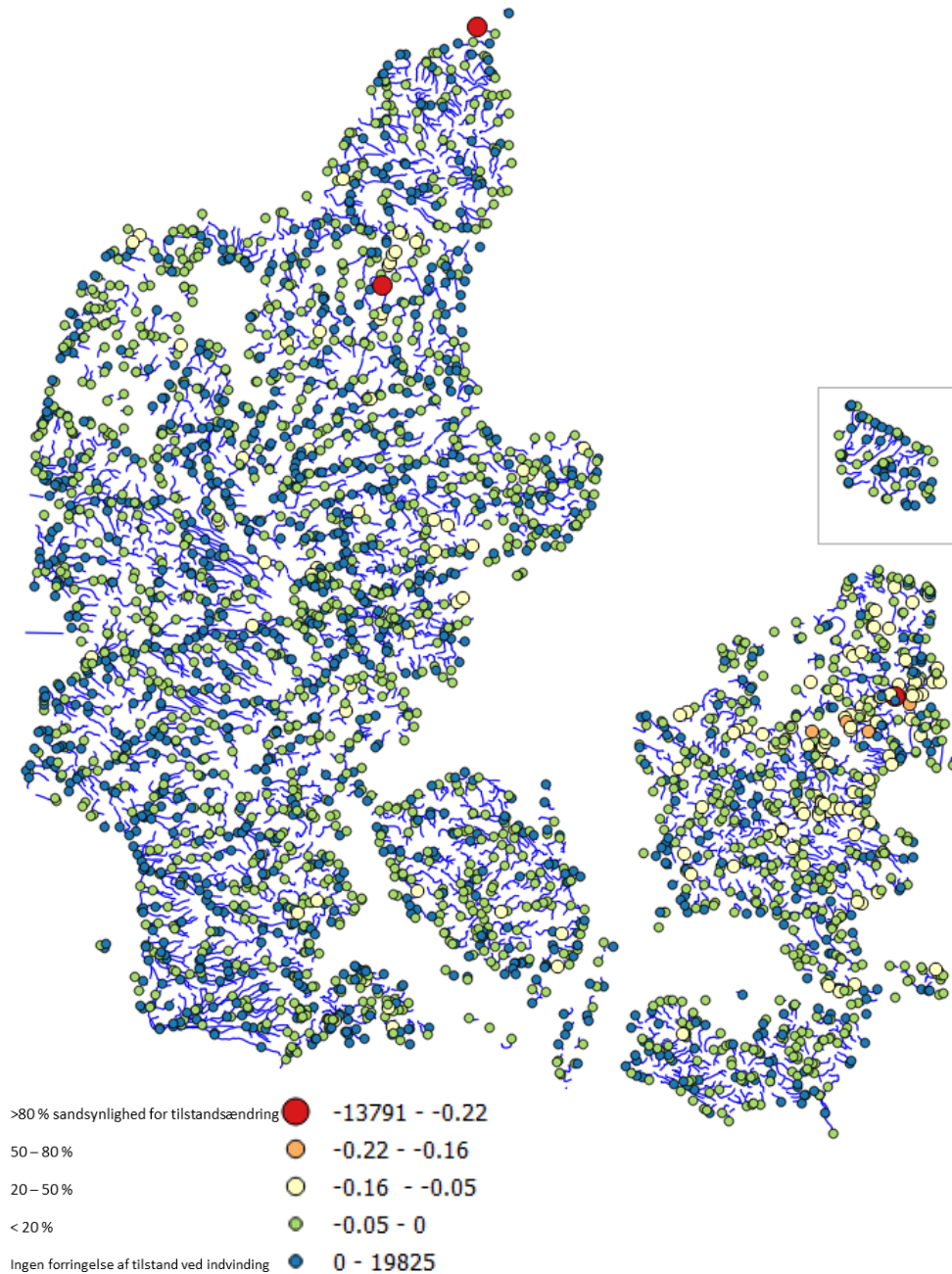
I dette afsnit er udført en test af grundvandsindvindingen påvirkning af vandløb. Det undersøges her baseret på en beregning af afstrømningsændringer og EQR reduktion (mellem et scenarie med aktuell indvinding og et reference scenarie uden indvinding), om der findes vandløbspunkter for større oplande (ID15), der har mere end 80% sandsynlighed for tilstandsændring.

Resultater for smådyr (DVFI) og fisk (DFFVa) ved ca. 3000 ID15 punkter i vandløb fremgår af Figur 14 og 15.



Figur 14 Modelberegnete DVFI (smådyr) EQR ændringer for ID15 punkter i vandløb for vandindvinding i forhold til situation uden indvinding

Det fremgår af Figur 14, at der for DFVI ikke findes ID15 punkter, hvor der ud fra modelberegningerne er sket en indvindingsbetinget ændring af EQR værdien med mere end 80% sandsynlighed for tilstandsændring.



Figur 15 Modelberegnete DFFVa (fisk) EQR ændringer for ID15 punkter i vandløb

Der er identificeret tre punkter på Figur 15 hvor den beregnede EQR ændring fsva. DFFVa overstiger kravværdien ($\geq 80\%$ sandsynlighed for tilstandsændring). De to punkter i Nordjylland er imidlertid ved nærmere analyse vurderet som værende fejlbehæftede. For det røde punkt syd for Ålborg er modellen fejlbehæftet idet udledningen (grundvandsindvindingen) fra et dambrug ved en fejl ikke er medtaget i modellen. Derfor er der fejlagtigt beregnet for stor

EQR ændring i dette punkt. I det andet punkt i Nordjylland syd for Skagen er vandføringen vurderet usikker. Der beregnes en negativ EQR værdi på -1.5 [værdien bør reelt ligge mellem 0 – 1] og det er vurderet at den beregnede EQR ændring er fejlbehæftet, da der ikke er væsentlig indvinding tæt på det pågældende vandløb. For yderligere informationer er resultaterne for alle indikatorer (DFVI, DFFVa og DVPI) for samtlige Q-punkter vist i Appendiks B. Der er desuden vist resultater af hvor stor en %-del af samtlige Q punkter der overskrider tærskelværdi (vist som "røde punkter").

Konklusionen af testen af vandløbspåvirkning har dermed vist, at der kun er et ID15 punkt, og dermed ét vandløb, hvor vandløbspåvirkning er problematisk jf. den metodik der også blev anvendt i Vandområdeplan 2015-21, nemlig grundvandsforekomst DKMS_3601_kalk, se Tabel 5.

Tabel 5 Forekomst med risiko for ikke at opnå god tilstand mht. vandløbspåvirkning: No 1978 dkms_3601_kalk

Indv mio.m ³ /år	GVDan mio.m ³ /år	Opa dret mio.m ³ /år	Fra_side mio.m ³ /år	Antal_dfs	Udnyttelse %	afsækning>25dfspkt
30.0	32.0	0.0	5.3	2443	80.6	> 9 m

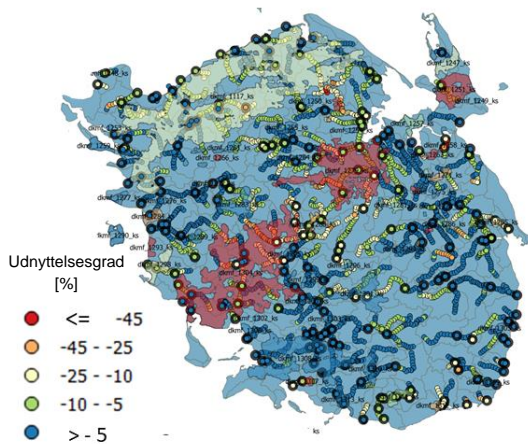
1.10 Vurdering af vandløbspåvirkning relateret til grundvandsforekomstniveau

De Q-punkter med stor påvirkning som følge af vandindvinding er blevet relateret til grundvandsforekomster i risiko for ikke at opfylde miljømålene, på basis af en række oplysninger:

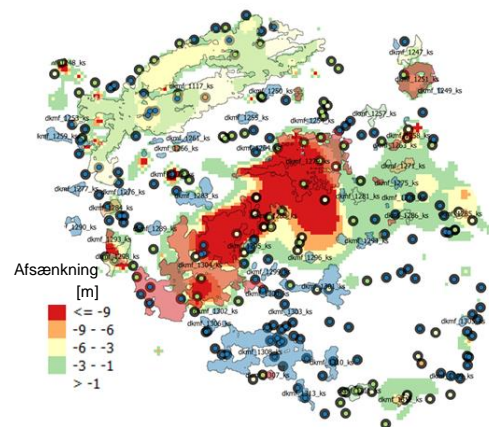
- % reduktion i Q50 ved samtlige Q-punkter i modellen for hver ca. 500 m
- beregnet udnyttelsesgrad for de enkelte grundvandsforekomster (Tabel 4)
- afsækning af grundvandstanden i det pågældende magasin
- vandløbspåvirkning ved ID15 punkter for fisk (og smådyr)
- placering af større indvindinger i tilfælde af flere forekomster i samme område der overlapper hinanden

Nedenfor i Figur 16 er overstående principper i vurderingen illustreret for Fyn. På figuren til venstre er vist samtlige Q-punkter med påvirkning af Q50 (i %) som følge af samlet vandindvinding. Markeret med sort omkreds er vist ID15 punkter der indgår i vurdering af EQR ændringer (smådyr og fisk). På figuren til højre er vist modelberegnete afsænkninger sammen med udnyttelsesgrad på gridniveau i magasinet. På dette grundlag, og ved inddragelse af øvrige temaer (f.eks. placering af større indvindinger i grundvandsforekomster med evt. overlappende magasinlag) er der foretaget en fysisk tilknytning mellem påvirkede vandløb og grundvandsforekomster i risiko ud fra en samlet vurdering ud fra placering af indtag, beregnede afsænkninger, vandløbspåvirkninger i Qpunkter samt udbredelse af forekomster. Herudfra er ID15 punkter der viser EQR ændringer relateret til det/de indtag og den grundvandsforekomst der giver anledning til vandløbspåvirkningen.

Q50 reduktion ved Q-punkter og forekomster



Afsækning og Q50 reduktion ved ID15 punkter



Figur 16 Eksempel på vurdering af relateringen mellem påvirkninger ved ID15 og grundvandsforekomster. På venstre figur er vist udstrækning af forekomster og udnyttelsesgrad i % for KS3 grundvandsforekomster på et baggrundskort over ID15 oplande med blå baggrundsfarve og øverst er vist selve ID15 punkterne (med sort ring). På figuren til højre er vist afsækning i m for KS3 forekomster på Fyn med de medtagne ID15 punkter øverst.

1.11 Vurdering af usikkerheder på modelberegninger

Det er vurderet at beregning af udnyttelsesgrad er meget usikker for de helt små grundvandsforekomster. Som et kriterium er det vurderet at grundvandsforekomster der er defineret ud fra mere end 25 modelgrids (500x500 m grid) kan beregnes rimeligt sikkert med modellen, svarende til grundvandsforekomster med en udstrækning på > 6,25 km², som nævnt i tidl. Afsnit Metodik, s.11. De resterende forekomster betegnes i det følgende "små grundvandsforekomster". En anden usikkerhed på modelberegningerne består i, at der kan være noget af indvindingen der ligger udenfor grundvandsforekomster sådan som boringsintag er knyttet til grundvandsforekomsterne i modellen. Disse indvindinger indgår dog i modellen, og inkluderes i beregningen af strømninger, afsækninger og vandløbspåvirkninger, men ikke i beregnede udnyttelsesgrader på forekomstniveau. Endelig er der indvindinger der ikke er stedfæstet med koordinatsæt i JUPITER, og som derfor ikke indgår.

En mulig kilde til vurdering af usikkerhed på udnyttelsesgrader baseret på DK-model2019 er den foretagne indtagkobling (Troldborg 2020) i grundvandsforekomstprojektet. Alle indtag er her koblet til de 2050 forekomster, med en indtagkobling der er dannet ved:

- Sammenligning af geologi i filterintervallet med den hydrogeologiske model/grundvandsforekomst afgrænsningen
 - kvartært vs prækvartært
 - leret vs sandet
 - kalk/kridt
- Vurdering af afstanden fra indtaget i vertikal og horisontal retning til et magasin
- Vurdering af filterintervaller (ofte mangelfuld beskrevet)

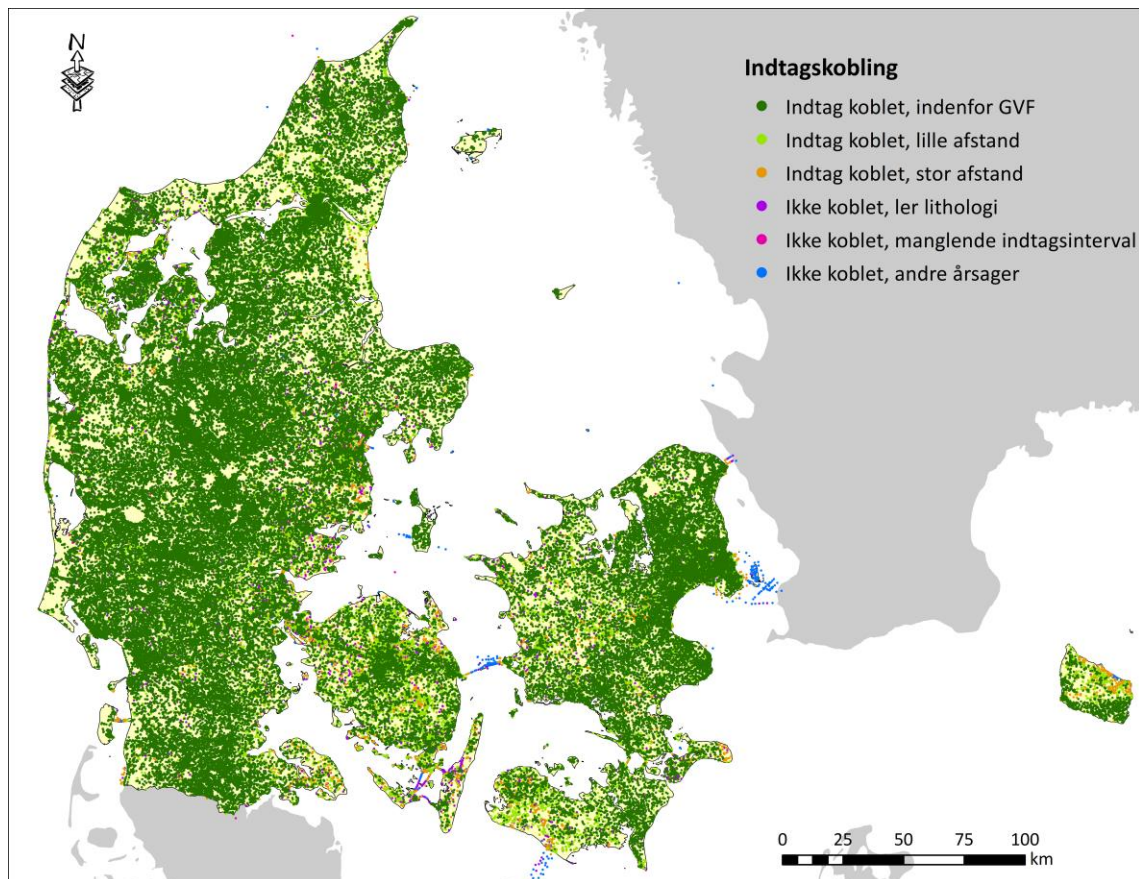
I Tabel 6 er retningslinjer for fastlæggelse af indtagstop og -bund sammenfattet.

Tabel 6 Beregning af indtag top og bund i tilfælde hvor der mangler oplysninger i JUPITER indberetning.

Beregn indtag top og bund i kote (INDTAG_TOP, INDTAG_BUND)	Beregner INDTAG_TOP og INDTAG_BUND		
	Udvælgelseskriterie	Beregning af INDTAG_TOP	Beregning af INDTAG_BUND
	1) Både INTAKTOP OG INTAKBOT eksisterer	JUPKOTE - INTAKETOP	JUPKOTE-INTAKEBOT
	2a) INTAKETOP eksisterer, men ikke INTAKBOT	JUPKOTE - INTAKETOP	JUPKOTE-(INTAKETOP + 2)
	2b) INTAKEBOT eksisterer, men ikke INTAKTOP	JUPKOTE - (INTAKEBOT - 2)	JUPKOTE-INTAKEBOT
	3) Kun DRILLDEPTH og CASIBOT eksisterer, men er ens	JUPKOTE - (DRILLDEPTH - 2)	JUPKOTE - DRILLDEPTH
	4) Kun DRILLDEPTH og CASIBOT eksisterer og er forskellige	JUPKOTE - CASIBOT	JUPKOTE - DRILLDEPTH
	5) Kun DRILLDEPTH eksisterer	JUPKOTE - (DRILLDEPTH - 2)	JUPKOTE - DRILLDEPTH
	6) Kun CASIBOT eksisterer	JUPKOTE - CASIBOT	JUPKOTE - (CASIBOT + 2)
Hvor JUPKOTE ikke eksisterer anvendes data fra den digitale terrænmodel			

Vurdering og anvendelse af borings lithologi for indtagsinterval	Beregner % fordeling af indtagshjergarten	
	Litholog analyse	Konsekvens
	Bidrag fra en af koderne: bk, dk, k, kk, lk, nw, pk, sk, tk, wk eller zk	Indtaget kan kun associeres med en grundvandsforekomst med magasin bjergarten "DK" (kalk, kridt o.lign.)
	100% bidrag fra en delmængde af koderne: as, bs, bv, gf, gs, js, kg, ks, os, rg, rs, rv, us eller vs	Indtaget kan kun associeres med en grundvandsforekomst med magasin bjergarten "PS" (prekværtært sand/grus)
	100% bidrag fra en delmængde af koderne: al, bl, cl, di, dl, dv, ed, el, ev, fi, fl, fp, ft, gi, gl, hi, hl, hp, ht, hv, ii, ij, il, ip, it, iv, jl, l, ll, mi, ml, ms, mv, nl, ol, pl, qi, ql, qp, qt, qv, rl, sl, ti, tl, tp, tt, tv, yi, yl, yp, yv, zi eller zl	Indtaget antages at være placeret i en ikke vandførende enhed og associeres ikke til en grundvandsforekomst
	Del bidrag fra alle andre koder	Indtaget kan associeres til alle grundvandsforekomster uanset magasinets bjergart

Vurdering af afstand fra indtag til en associeret grundvandsforekomst	Kobling af indtags id med magasin id	
	Afstands analyse (prioriteret rækkefølge)	Konsekvens
	Indtag vertikalt placeret med del af indtag i ét og kun ét magasin indenfor horisontal magasin afgrænsning	Indtags id (inkl lith. ler) kobles med magasin id, BORAFSTANDTILMAGASIN = 0, INDTAGSAFSTANDTILLAG = 0
	Indtag vertikalt placeret med del af indtag i flere magasin indenfor horisontal magasin afgrænsning	Indtags id (inkl lith. ler) kobles med det magasin id hvor der er det største overlap, BORAFSTANDTILMAGASIN = 0, INDTAGSAFSTANDTILLAG = 0
	Indtag vertikalt placeret mindre end 25 m fra top eller bund af indtaget fra et magasin, men inden for horisontal magasin afgrænsning.	Indtags id kobles med det magasin id hvor der er det den korteste afstand, BORAFSTANDTILMAGASIN = 0, INDTAGSAFSTANDTILLAG = den mindste vertikale afstand til magasinets top eller bund



Figur 17 Oversigt over indtagskobling på landsplan (Trolborg 2020)

Til hjælp for udpegning af drikkevandsforekomster er der dannet en kobling mellem indvindingsanlæg og indtag (koblet til grundvandsforekomster) i Jupiter.

- Boringer tilknyttet anlægget i Jupiter medtages med mindre boringsanvendelsen er brunkul, pejleboring
Indvinding tilknyttes det pågældende år
- Indberettet indvinding på anlægsniveau lige fordelt på tilknyttede boringer/indtag
- Indberettet indvinding på boringsniveau overskriver lige fordelt indvinding
- Primær (første) indvindingsformål overført til tilknyttede indtag
- Opgørelse af indvindingsvolumen for alle indtag med anvendelsesformål alm. vandforsyning, for indtagstilknøtning med og uden usikkerhed på placering ift. hydrogeologi, opgjort pr grundvandsforekomst

Indvinding tilknyttes det pågældende år hvis:

- Året ligger inde for start- og slutdato på indtag-anlægskoblingen
- Boringen må ikke være sløjfet før det år
- Indtags anvendelse skal være
 - Ikke oplyst
 - Indvinding
 - Indvinding og monitorering
 - Grundvandssænkning
 - Afværge
 - Kompensationsindvinding til vandløb
 - Andet eller ikke registreret
- Men indtags anvendelsen må ikke være "Ikke oplyst" hvis seneste boringsanvendelse før det år er i listen

- Sløjfet/opgivet/opfyldt boring
- Pejleboring
- Ingen anvendelse
- Marin geoteknisk
- Forurenings/miljøundersøgelser/lossepl./affaldsdep./lov 214
- Frederikshavn gasboring
- Brunkulsboring

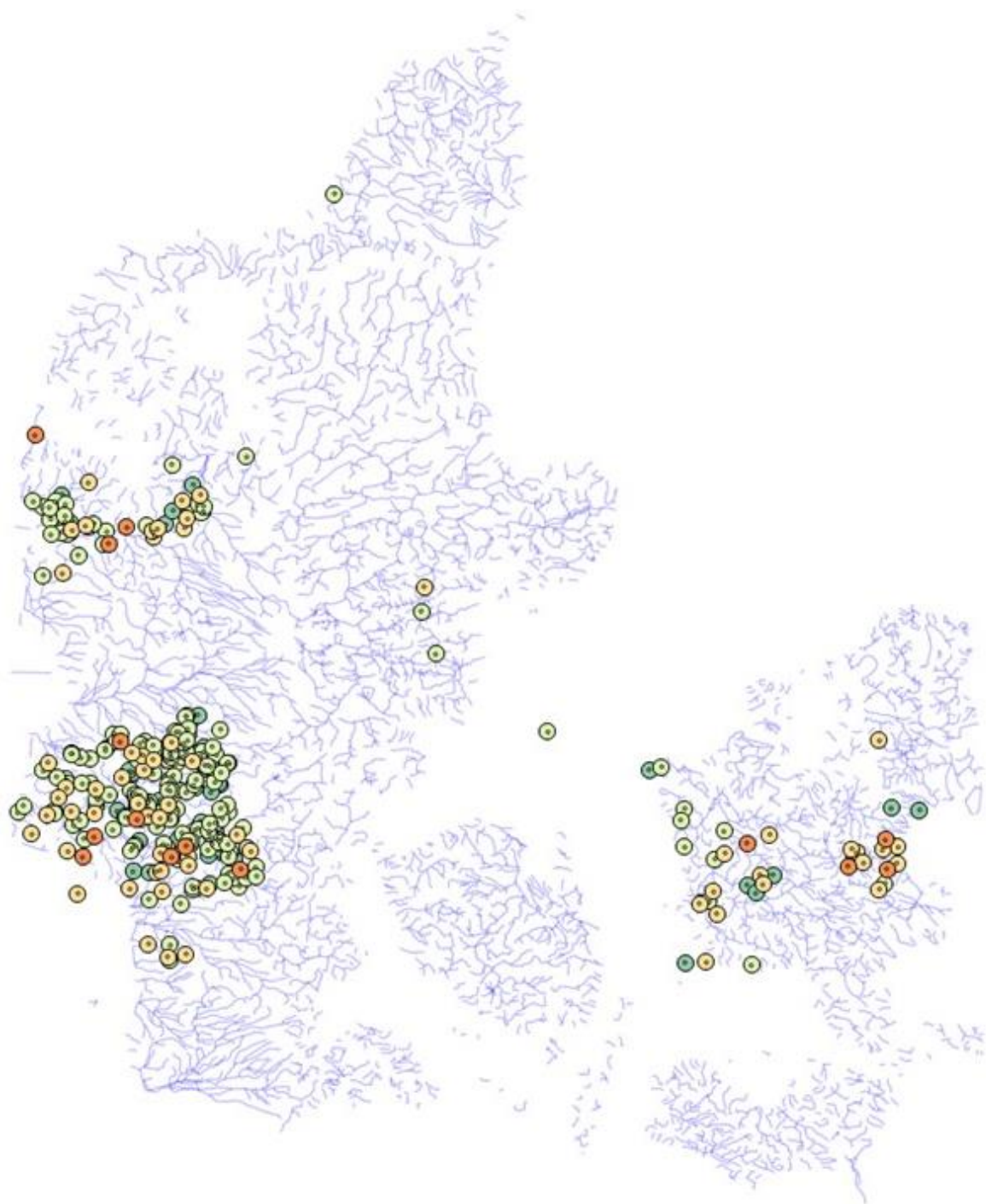
GEUS har opgjort, at den samlede indvending der er tilknyttet grundvandsforekomster udgør 594 mio. m³/år indenfor en retning/udstrækning fra indvendingsboringen på +/- 25m vertikalt og 0 m horisontalt. 26 mio. m³/år af denne indvending er vurderet til kun at have løsere tilknytning til GVF eller helt uden tilknytning. For GVF'er der ligger nøjagtigt, med 0 m afstand i vertikal eller horisontal retning, er den samlede indvinding 568 mio m³/år.

Beregningen af vandløbspåvirkning ved ændring i EQR værdier er alene foretaget for de medtagne ID15 punkter, da de empiriske EQR formler ikke er gyldige for de helt små vandløbsoplande (type 1 vandløb < 10 km²), der ellers vil fremkomme uden ID15 oplandenes afgrænsning.

Derudover er der nogle usikkerheder på EQR beregningen som vi kommer tilbage til i perspektiveringen. På grund af denne usikkerhed, er det vigtigt at gennemføre yderligere undersøgelser for vandløbspåvirkningen for de 92 forekomster der er screenet i risiko for ikke at kunne opfylde god kvantitativ tilstand i det videre arbejde.

Nedenfor er vist en sammenligning af indvindingen hhv. baseret på den foretagne opgørelse med A) DK-model2019 (anvendt til beregning af udnyttelsesgrader i basisanalysen), B) en alternativ opgørelse ud fra data i wellviewer koblet til forekomster, samt endelig C) resultater fra koblingsprojektet. Alle tre metoder har fordele og ulemper og formålet med sammenligninger er derfor primært at lave en kvalitetskontrol af de tre opgørelsesmetoder med henblik på at identificere potentielt falsk negative og falsk positive screeningsresultater på forekomstniveau. Falsk negative screeningsresultater vil her sige at kontrolopgørelsen baseret på B) eller C) viser at udnyttelsesgraden er over 30% selvom beregningen baseret på DK-model2019 A) viser en udnyttelsesgrad der er under 30%. Falsk positive vil sige at metode B) og eller C) vurderer, at udnyttelsesgraden for de udpegede 92 forekomster er under 30%. I vurderingerne at udnyttelsesgrader for B) og C) anvendes grundvandsdannelser fra A). Ved væsentlige forskelle i indvindingen ved de forskellige metoder er denne antagelse mindre god, da der vil være induceret indvinding i et eller andet omfang.

Det antages at beregningen baseret på A) giver det bedste bud på en korrekt udnyttelsesgrad. Resultaterne af metode C har dog antagelig en mere korrekt fordeling i de tilfælde hvor indvinding er indberettet på indtagsniveau, frem for på anlægsniveau. A) antager her en ligeligfordeling, mens C) har den indberettede fordeling. En oversigt over hvilke indtag (anlæg) indberetning findes på indtagsniveau (og ikke kun på anlægsniveau) for 2016 er vist i Figur 18.

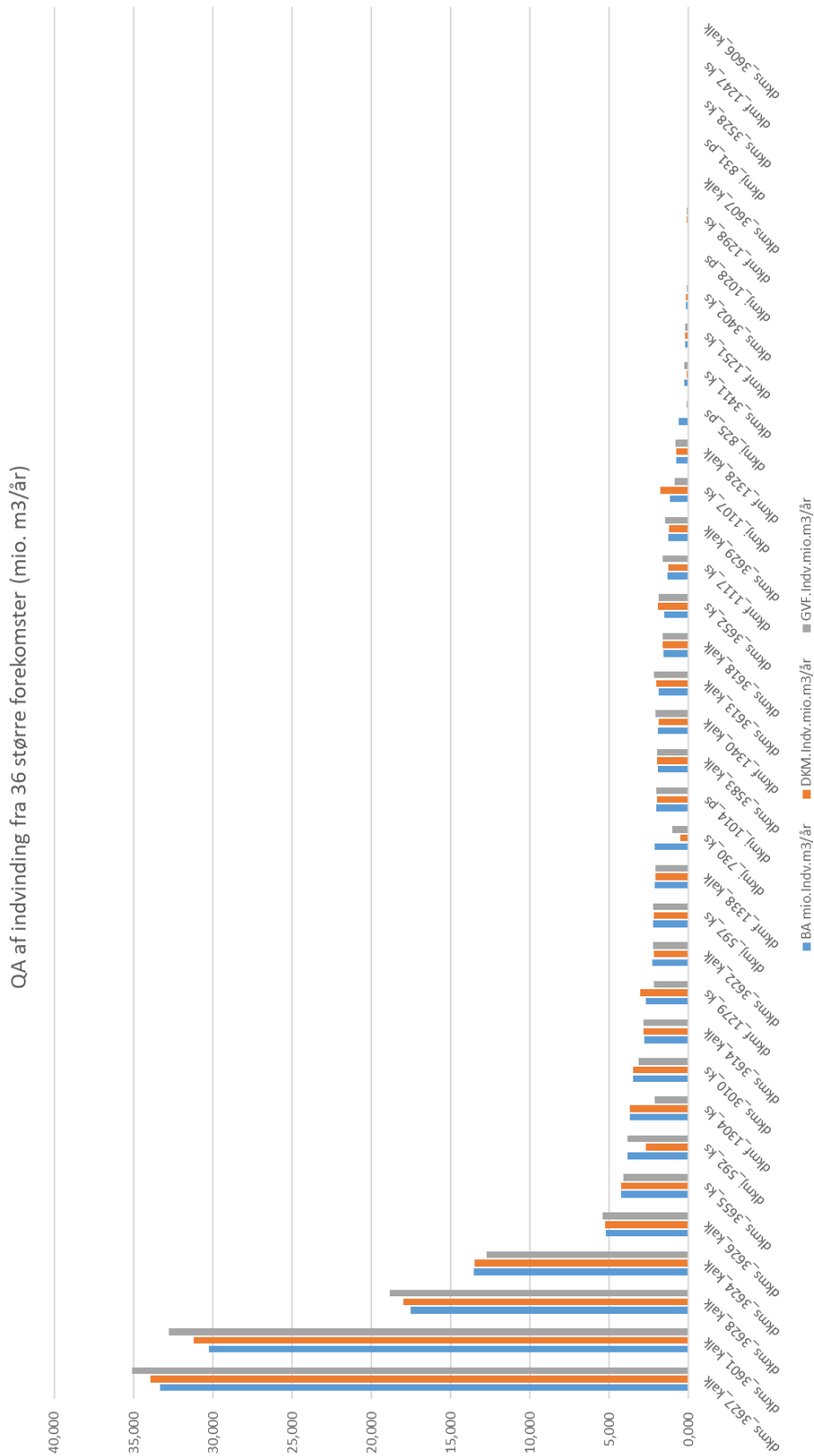


Mean 2016indv

- 0 - 1
- 1 - 5000
- 5000 - 25000
- 25000 - 100000
- 100000 - 500000
- 500000 - 1673779

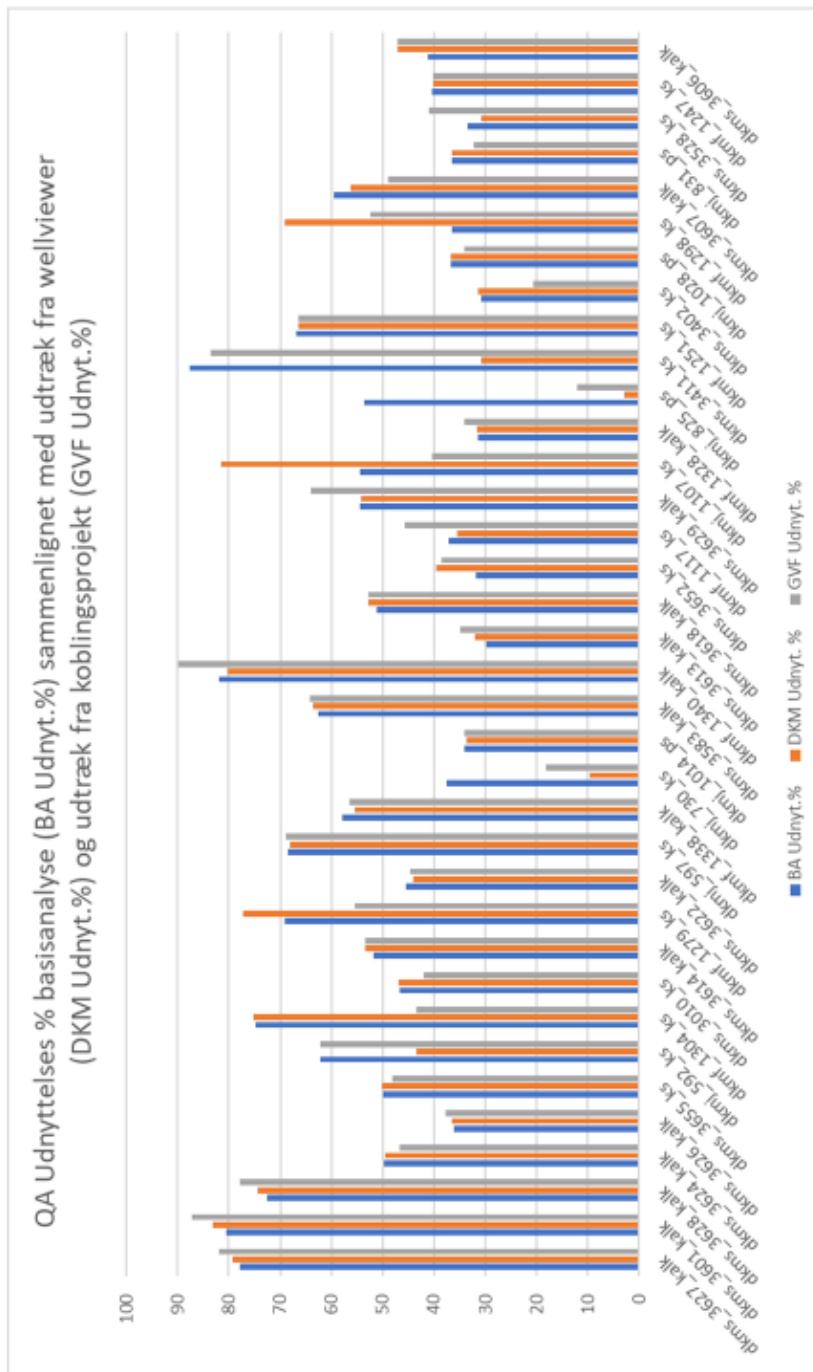
Figur 18 Indtag og anlæg hvor der foreligger indberetning på indtagsniveau (boringsniveau). Farveskalaen angiver indvinding pr. indtag i m³/år. Det fremgår at der i fire områder er en særlig usikkerhed i beregningen i basisanalysen for følge af den ligelige fordeling af indvinding på indtag. Nordvestlige del af Storå/Karup å, det Gamle Ribe amt, dele af Vestsjælland samt på Østsjælland omkring Køge.

Nedenfor i Figur 19 er indvinding vist ved de tre metoder for de 36 store forekomster. I Figur 20 er vist sammenligning af beregnede udnyttelsesgrader for samme forekomster.



Figur 19 Sammenligning af indvinding for 36 store forekomster baseret på hhv. A) Basisanalysen baseret på DK-model2019 (BA), B) DKM wellviewer opgørelse og C) GVF kobling (GVF) i mio. m³/år.

I Figur 20 er vist beregnet udnyttelsesgrad for de 36 forekomster.



Figur 20 Beregnet udnyttelsesgrad ved hhv. A) Basisanalyse ud fra DK-model2019, B) DKM wellviewer opgørelse og C) GVF koblingsprojekt (i %)

Det fremgår af Figur 20 at dkms_730_ks og dkms_825_ps har væsentlig lavere udnyttelsesgrad i de to kontrolopgørelser og dermed en udnyttelsesgrad der formentlig er under 30%. Det samme gælder dkms_3402_ks når data fra kobling af indtag til grundvandsforekomster anvendes (GVF udnyt %).

I Tabel 7 er samtlige resultater sammenstillet af både opgjort indvinding og udnyttelsesgrad for samtlige 92 forekomster. Tabel 8 viser 8 forekomster med areal > 6.25 km² der potentielt kan have en udnyttelsesgrad >= 30%, såfremt man antager at indvindinger svarer til indtag koblet til forekomster.

Tabel 7 Sammenstilling af indvindinger fra hhv. A) DK-model2019, B) DKM wellviewer og C) Kobling af indtag fra grundvandsforekomstprojekt. Beregning af udnyttelsesgrad er i alle tre tilfælde baseret på modelresultat

	Vanding	Grundvandsdannelse	A) Indvinding	B) DKM_indv_wellviewer	C) GVF indvinding	A) Udnyttelsesgrad	B) DKM_udnyttelse	C) GVF_udnyttelse
	mio. m3/år	mio.m3/år	mio.m3/år	mio.m3/år	mio.m3/år	%	%	%
dkms_3627_kalk	0,000	42,846	33,335	33,962	35,088	78	79	82
dkms_3601_kalk	0,000	37,570	30,262	31,209	32,794	81	83	87
dkms_3628_kalk	0,000	24,178	17,543	17,996	18,828	73	74	78
dkms_3624_kalk	0,000	27,248	13,568	13,493	12,738	50	50	47
dkms_3626_kalk	0,000	14,436	5,222	5,281	5,436	36	37	38
dkms_3655_ks	0,000	8,496	4,248	4,263	4,086	50	50	48
dkmj_592_ks	0,000	6,204	3,861	2,690	3,853	62	43	62
dkmf_1304_ks	0,000	4,956	3,704	3,728	2,157	75	45	44
dkms_3010_ks	0,000	7,509	3,507	3,522	3,161	47	47	42
dkms_3614_kalk	0,000	5,369	2,778	2,868	2,870	52	53	53
dkmf_1279_ks	0,000	3,935	2,719	3,041	2,181	69	77	55
dkms_3622_kalk	0,000	5,001	2,274	2,203	2,238	45	44	45
dkmj_597_ks	0,000	3,251	2,225	2,214	2,242	68	68	69
dkmf_1338_kalk	0,000	3,736	2,160	2,075	2,108	58	56	56
dkmj_730_ks	0,001	5,693	2,140	0,548	1,038	38	10	18
dkmj_1014_ps	0,140	5,926	2,021	1,852	2,023	34	31	34
dkms_3583_kalk	0,000	3,135	1,959	1,994	2,012	62	64	64
dkmf_1340_kalk	0,000	2,341	1,919	1,878	2,102	82	80	90
dkms_3613_kalk	0,000	6,327	1,887	2,022	2,205	30	32	35
dkms_3618_kalk	0,000	3,049	1,559	1,611	1,609	51	53	53
dkms_3652_ks	0,000	4,889	1,557	1,938	1,882	32	40	38
dkmf_1117_ks	0,000	3,577	1,328	1,273	1,635	37	36	46
dkms_3629_kalk	0,000	2,310	1,259	1,254	1,480	55	54	64
dkmj_1107_ks	0,000	2,215	1,205	1,804	0,893	54	81	40
dkmj_709_ks	0,000	1,217	0,822	0,843	0,024	68	12	2
dkmf_1328_kalk	0,000	2,500	0,786	0,791	0,851	31	32	34
dkmj_825_ps	0,033	1,144	0,613	0,000	0,138	54	0	12
dkmj_619_ks	0,002	1,611	0,567	1,849	1,849	35	115	115
dkmj_728_ks	0,000	0,877	0,492	0,290	0,256	56	33	29
dkmj_720_ks	0,000	0,382	0,353	0,505	0,368	92	132	96
dkmj_714_ks	0,000	0,619	0,351	0,192	0,192	57	0	31
dkms_3411_ks	0,000	0,318	0,278	0,098	0,265	88	31	83
dkmj_697_ks	0,000	0,328	0,206	0,037	0,037	63	11	11
dkmf_1251_ks	0,000	0,307	0,205	0,204	0,204	67	66	66
dkmf_1258_ks	0,000	0,177	0,182	0,230	0,200	103	130	113
dkms_3402_ks	0,000	0,510	0,158	0,161	0,106	31	32	21
dkmf_1293_ks	0,000	0,178	0,141	0,139	0,139	79	78	78
dkmj_403_ks	0,000	0,137	0,127	0,127	0,181	93	93	133
dkms_3443_ks	0,000	0,120	0,109	0,084	0,487	91	70	406
dkmf_1263_ks	0,000	0,108	0,103	0,102	0,101	95	95	93
dkms_3419_ks	0,000	0,121	0,092	0,069	0,069	76	0	0
dkms_3415_ks	0,000	0,129	0,092	0,138	0,103	71	107	80
dkmf_1288_ks	0,000	0,145	0,086	0,117	0,098	59	81	68
dkmj_593_ks	0,000	0,088	0,078	0,157	0,109	89	178	124
dkmf_1217_ks	0,000	0,225	0,077	0,153	0,120	34	68	53
dkms_3546_ks	0,000	0,073	0,073	0,082	0,000	100	113	0
dkmj_1028_ps	0,000	0,198	0,073	0,073	0,068	37	37	34
dkmj_573_ks	0,000	0,083	0,072	0,071	0,076	86	85	92
dkmf_1298_ks	0,000	0,196	0,071	0,135	0,103	37	69	52
dkms_3607_kalk	0,000	0,107	0,063	0,060	0,052	59	56	49
dkmj_587_ks	0,000	0,203	0,061	0,031	0,031	30	15	15
dkmj_474_ks	0,000	0,095	0,060	0,058	0,057	63	62	60
dkms_3487_ks	0,000	0,091	0,057	0,074	0,079	62	82	87
dkmf_1248_ks	0,000	0,056	0,055	0,023	0,031	100	41	56
dkmj_660_ks	0,000	0,077	0,055	0,027	0,027	71	35	35
dkms_3543_ks	0,000	0,078	0,053	0,000	0,000	68	0	0
dkmj_591_ks	0,000	0,055	0,052	0,053	0,053	95	97	97
dkms_3534_ks	0,000	0,131	0,048	0,000	0,000	37	0	0
dkmj_831_ps	0,000	0,129	0,047	0,047	0,042	36	37	32
dkms_3541_ks	0,000	0,058	0,047	0,062	0,134	81	108	233
dkms_3599_kalk	0,000	0,055	0,047	0,051	0,051	84	91	91
dkms_3460_ks	0,000	0,112	0,045	0,103	0,114	40	92	101
dkmf_1287_ks	0,000	0,047	0,044	0,044	0,045	94	94	96
dkmf_1312_ks	0,000	0,080	0,042	0,000	0,083	53	0	104
dkmj_640_ks	0,000	0,049	0,042	0,084	0,044	86	171	90
dkmf_1307_ks	0,000	0,054	0,042	0,104	0,114	78	193	211
dkmj_559_ks	0,000	0,096	0,041	0,032	0,000	43	33	0
dkms_3530_ks	0,000	0,041	0,041	0,000	0,000	98	0	0
dkmj_894_ps	0,000	0,056	0,035	0,016	0,000	63	28	0
dkmf_1271_ks	0,000	0,054	0,033	0,033	0,026	61	61	48
dkmj_435_ks	0,032	0,097	0,032	0,023	0,023	33	0	24
dkmj_749_ps	0,032	0,085	0,032	0,027	0,027	38	0	32
dkmf_1252_ks	0,000	0,043	0,031	0,000	0,000	74	0	0
dkmf_1291_ks	0,000	0,043	0,029	0,058	0,073	68	136	171
dkmf_1284_ks	0,000	0,049	0,027	0,033	0,033	56	67	67
dkmj_908_ps	0,000	0,050	0,027	0,034	0,048	54	67	95
dkms_3528_ks	0,000	0,078	0,026	0,024	0,032	34	31	41
dkmj_638_ks	0,025	0,034	0,025	0,000	0,044	74	0	128
dkmf_1247_ks	0,000	0,061	0,025	0,024	0,024	40	40	40
dkmf_1285_ks	0,000	0,064	0,025	0,061	0,096	38	96	151
dkmf_1272_ks	0,000	0,030	0,024	0,012	0,068	80	39	221
dkmf_1274_ks	0,000	0,028	0,021	0,039	0,039	77	143	143
dkmj_624_ks	0,000	0,024	0,015	0,015	0,015	61	61	61
dkms_3606_kalk	0,000	0,034	0,014	0,016	0,016	41	47	47
dkms_3537_ks	0,000	0,014	0,013	0,013	0,013	93	93	93
dkmb_1807_uu	0,000	0,027	0,011	0,015	0,035	40	53	127
dkmj_514_ks	0,000	0,016	0,011	0,014	0,016	67	92	99
dkmb_1820_uu	0,000	0,012	0,010	0,049	0,070	84	429	609
dkms_3507_ks	0,000	0,022	0,009	0,009	0,000	41	41	0
dkmj_877_ps	0,000	0,022	0,007	0,050	0,050	32	228	228
dkmf_1266_ks	0,000	0,008	0,006	0,006	0,007	71	70	88
dkms_3611_kalk	0,000	0,007	0,005	0,005	0,004	70	70	52

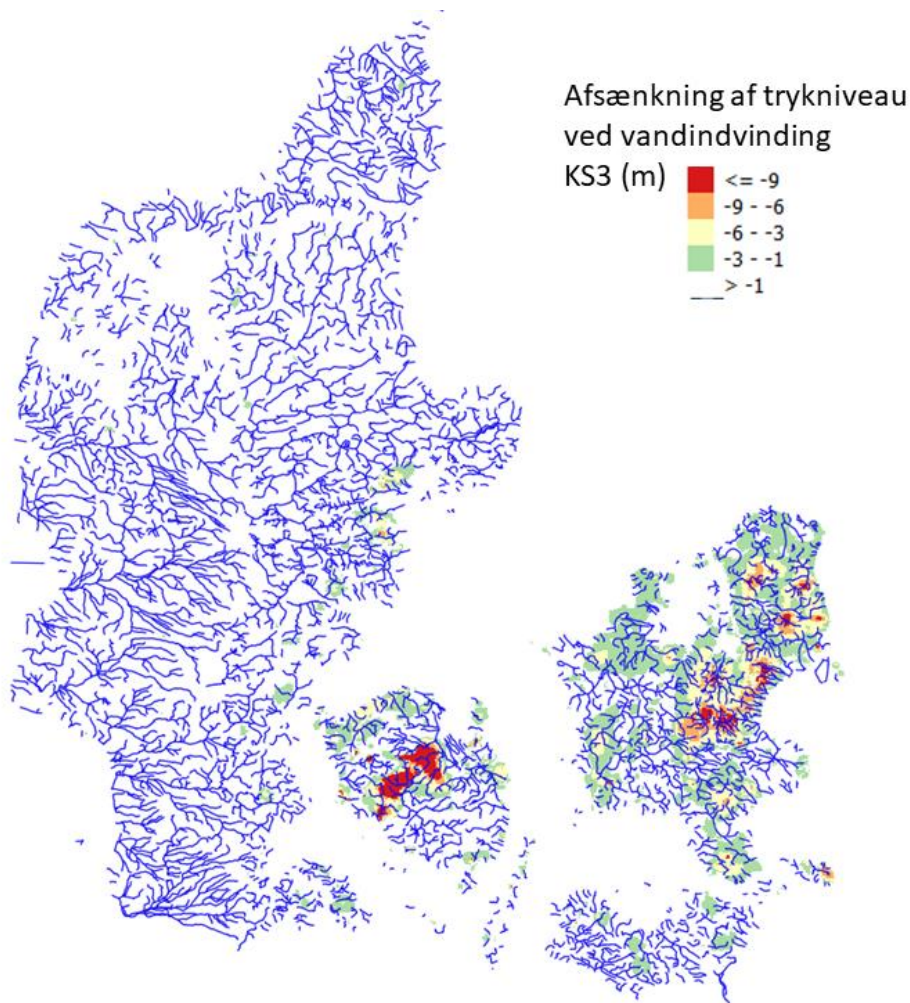
Tabel 8 Grundvandsforekomster som potentielt har udnyttelsesgrad $\geq 30\%$ (dvs. falsk negative ved screening), baseret på et skøn af udnyttelsesgraden på basis af indvinding opgjort ud fra koblede indtag til forekomsten divideret med beregnet grundvandsdannelse fra DK-model2019.

GVForekom	Antal_mag	Antal_dfs	Grundvandsdannelse		DKM_indv.wellview		GVF_indv. Koblet		DK-model2019 BA	DKM wellview	GVF kobling
			mio. 3/år	mio. 3/år	mio. 3/år	mio. 3/år	mio. 3/år	%	%	%	
dkmj_961_ks	1	361	2.560	0.270	4.197	5.518	11	164	216		
dkmj_975_kalk	1	1480	2.031	0.522	0.437	0.806	26	22	40		
dkmj_827_ps	1	258	0.930	0.022	0.465	0.558	2	50	60		
dkmf_1283_ks	1	54	0.081	0.000		0.229	0	0	284		
dkmj_806_ps	1	34	0.290	0.025	0.127	0.135	9	44	46		
dkmj_956_kalk	1	47	0.055	0.000	0.036	0.033	0	65	60		
dkms_3608_kalk	1	61	0.063	0.017	0.027	0.020	26	44	32		
dkmj_953_kalk	1	61	0.007	0.000	0.003	0.003	0	47	47		

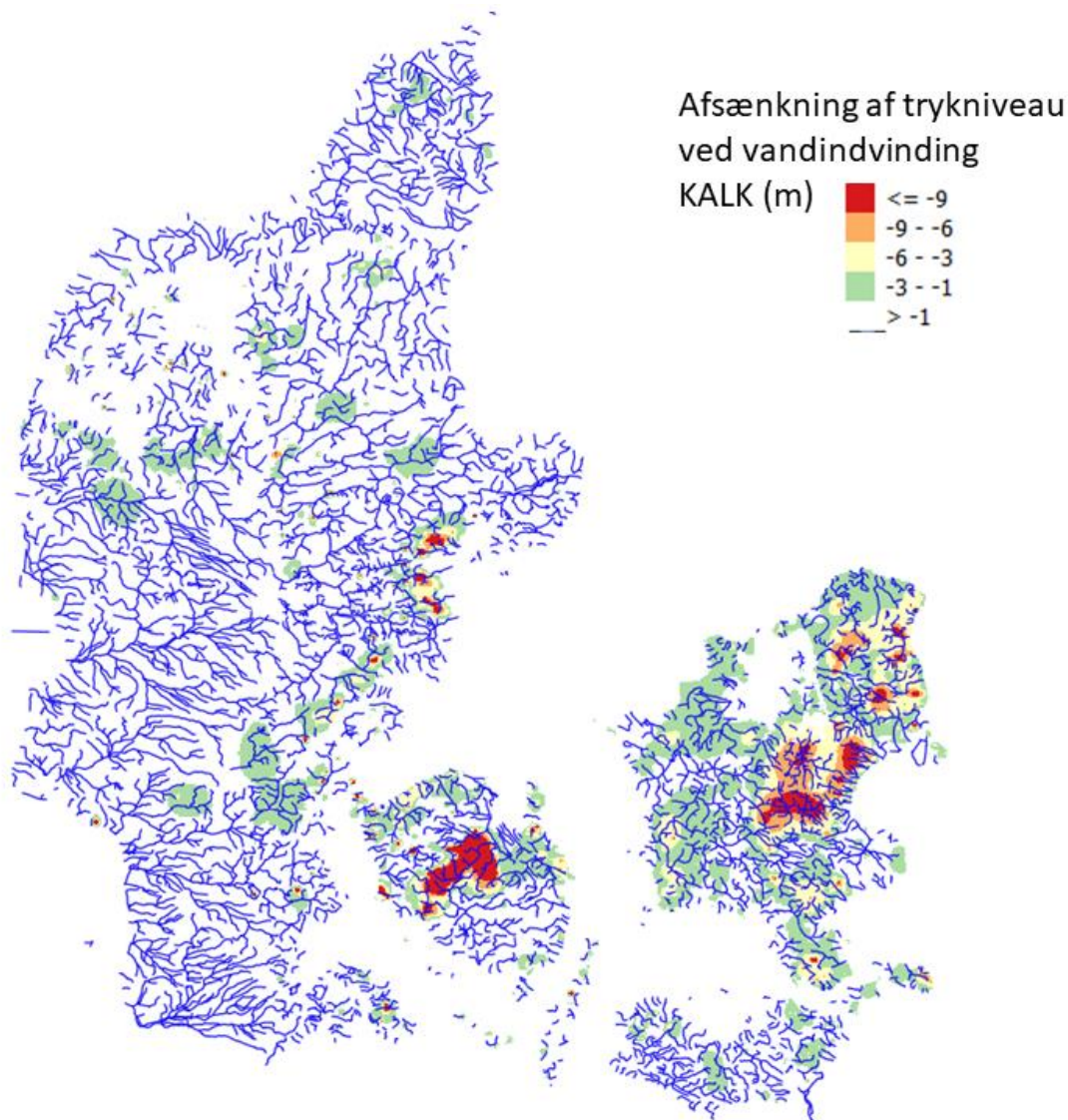
Det skal understreges at de 8 forekomster angivet i Tabel 8 kun potentielt har udnyttelsesgrad $\geq 30\%$, da grundvandsdannelsen reelt vil være større, såfremt man indregner f.eks. indtag der er placeret udenfor eller indplaceret i f.eks. ovenfor liggende beregningslag i modellen (se Figur 26).

1.12 Resultater af analyse af afsenkning af trykniveau

I Figur 21 og 22 er vist beregnet afsenkning som følge af vandindvinding for KS2 og kalk.



Figur 21 Beregnet DK-model2019 baseret afsenkning i ks3 (excl. Bornholm hvor der ikke er beregnet afsenkning)



Figur 22 Beregnet afsenkning i kalk

Det fremgår af modelresultaterne, at der er betydelige afsænkninger af trykniveauet i flere områder i både regionale magasiner f.eks. ks3, Figur 21, og i kalken Figur 22. Afsænkninger er i visse områder større end 9 m (mørkrød), 6-9 m (orange), 3-6 m (gul) og i andre områder 1-3 m (grøn) eller mindre end 1 m (hvid). I Appendiks C er resultater vist for samtlige forekomstlag (ks1-6, ps1-6 og kalk).

1.13 Resultater af trendanalyser

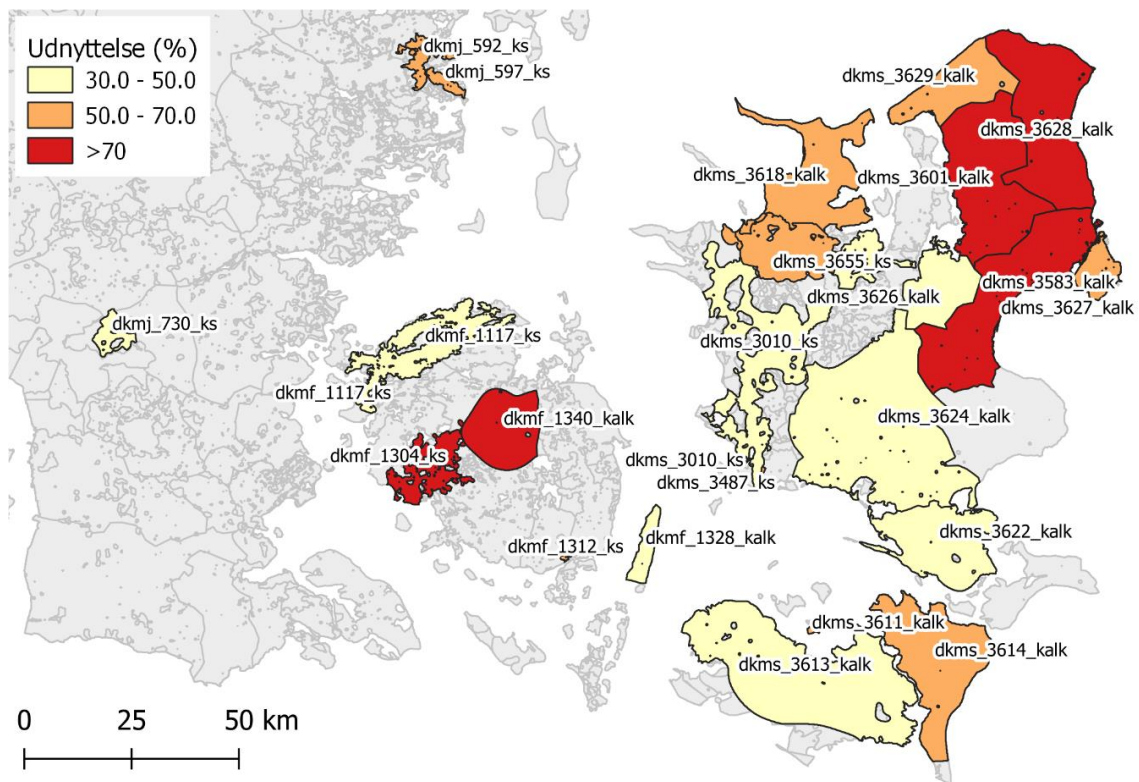
Der er foretaget en analyse af en tidlig udvikling af sulfat- og kloridkoncentrationerne for tilgængelige indtag, der er placeret i de 92 GVFER hvor udnyttelsesgraden som følge af indvindinger er $\geq 30\%$. Formålet med trendanalysen er at vurdere, om grundvandskemi i GVFERne, er i fare for at overgå til dårlig tilstand, som følge af indvindingspåvirkningen. Vurderingen er baseret på en trendanalyse (lineær regression) af sulfat- og kloridindhold i indtagene for GVFER udnyttet $\geq 30\%$ for en længere årrække sammenholdt med den modelberegnet afsenkning i perioden 2011-2017.

Resultaterne af denne første, ret simple, trendanalyse vurdering giver kun en indikation af en mulig indvirkning på grundvandskvaliteten som følge af indvinding og kan ikke anvendes

direkte til tilstandsvurdering af grundvandsforekomsterne. Trendanalysen er beskrevet i detaljer i Appendiks D.

Analysen fokuserer på de 92 grundvandsforekomster der ovenfor er beregnet til at have en udnyttelsesgrad på $\geq 30\%$ (og dermed at være i risiko for kvantitativ dårlig tilstand). Af disse var 36 større forekomster hvor beregningen af udnyttelsesgraden vurderes rimelig robust.

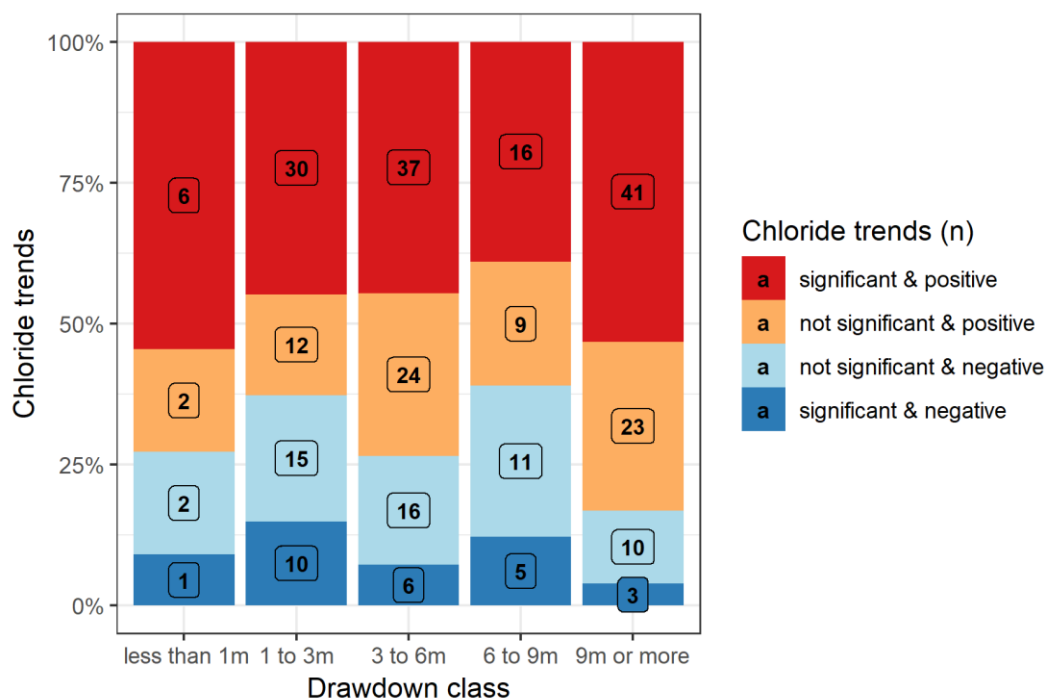
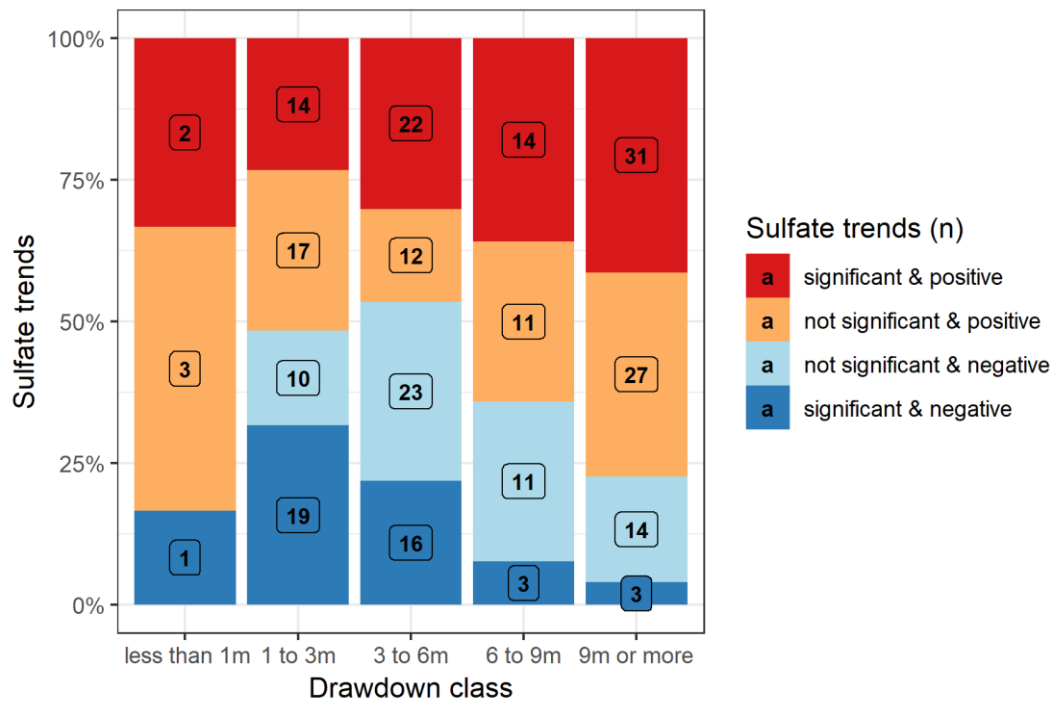
Den mulige indvirkning fra vandindvinding på grundvandskemi i disse grundvandsforekomster undersøges ved lineær regression for chlorid- og sulfatkoncentrationer i monitoreringspunkter (indtag) i de grundvandsforekomster med mere end 8 års sammenhængende tidsserie data (i perioden 1988 – 2016), hvilket resulterer i, i alt 24 GVfer med et brugbart datagrundlag. I Figur 23 er vist en oversigt af beregnet udnyttelsesgrad for de 24 grundvandsforekomster der indgår i trendanalysen.



Figur 23 Kort over de 24 grundvandsforekomster for hvilke der er monitoringsdata nok og deraf er foretaget en vurdering af udnyttelsesgrad og trend i hhv. klorid og sulfat (Yderligere information i Appendiks D)

Resultatet af trendanalysen er vist i nedenstående Figur 24 og Figur 25, øverst sulfat og nederst klorid. Det bemærkes at der er meget få filtre der har en afsænkning $< 1\text{ m}$ (kolonnen yderst til venstre) i begge analyser, hvorfor denne afsænkingsdybde ikke er godt repræsenteret. For sulfat gælder det at der for 1-3m afsænkning (kolonne 2 fra venstre) er der omtrent et lige stort antal filtre der har en signifikant positiv (14) som signifikant negativ (19) trend i sulfat. Ved øget afsænkning (3-6 m) stiger antallet af filtre med signifikant positiv trend i sulfat (22) i forhold til filtre med signifikant negativ trend (16). Intervallerne 6-9 m (14 signifikant

positive mod 3 signifikant negative) og >9m (31 signifikant positive mod 3 signifikant negative) tydeliggør tendensen. Der ses dermed for sulfat en stigende andel af filtre med positiv sulfattrend i forhold til øget afsækning (fra 1-3m til >9m).



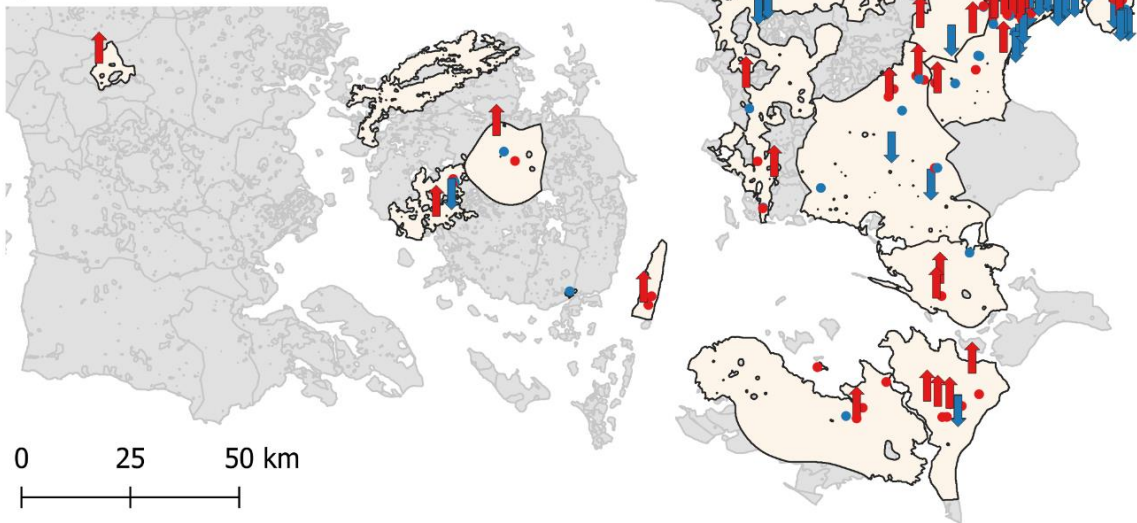
Figur 24 Overordnet tendenser i trend for sulfat og klorid koncentration 1988-2016 (y-akse) afbildet som funktion af modelberegnet afsækningsklasse (drawdown class) (<1m, 1-3m, 3-6m, 6-9m og >9m) (x-akse). Tal på søjler angiver antal filtre. Se Appendix D.

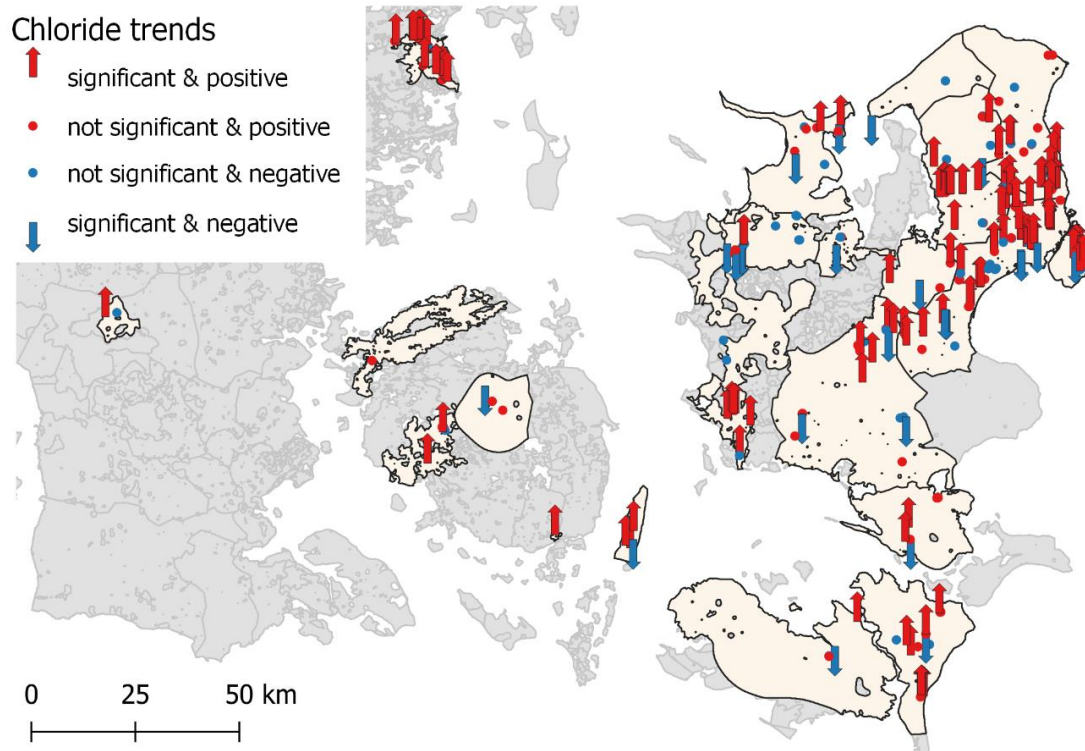
Der kan være en række årsager til ændringer i sulfat- og klorid koncentrationen udover påvirkningen fra vandindvinding og afsækning, se Appendiks D. De forskellige kilder til tendenserne kunne for eksempel være: udvaskning af klorid fra vejsalt eller gødning, indtrængning af havvand, dannelse af sulfat fra pyritoxidation, indtrængen af vand fra forskellige geologiske lag på grund af indvinding osv.

Der er, som beskrevet i appendikset, muligheder for at teste om vejsalt kan være årsagen ved inddragelse af geokemiske indikatorer f.eks. klorid-bromid ration. En mere detaljeret analyse vil kræve at man inddrager tidsforsinkelsen og den historiske udvikling i hhv. vandkemi og afsækning jf. Gejl et al. 2019 (krydskorrelations analyse). Denne analyse kan kaste lys over, de store mængder positive filtre i storbyområderne, og dermed være med til at øge performance for den samlede undersøgelse af grundvandsforekomster.

Sulfate trends

- ↑ significant & positive
- not significant & positive
- not significant & negative
- ↓ significant & negative





Figur 25 Resultater af trendanalyse for Sulfat og Klorid. Kilde Appendix D.

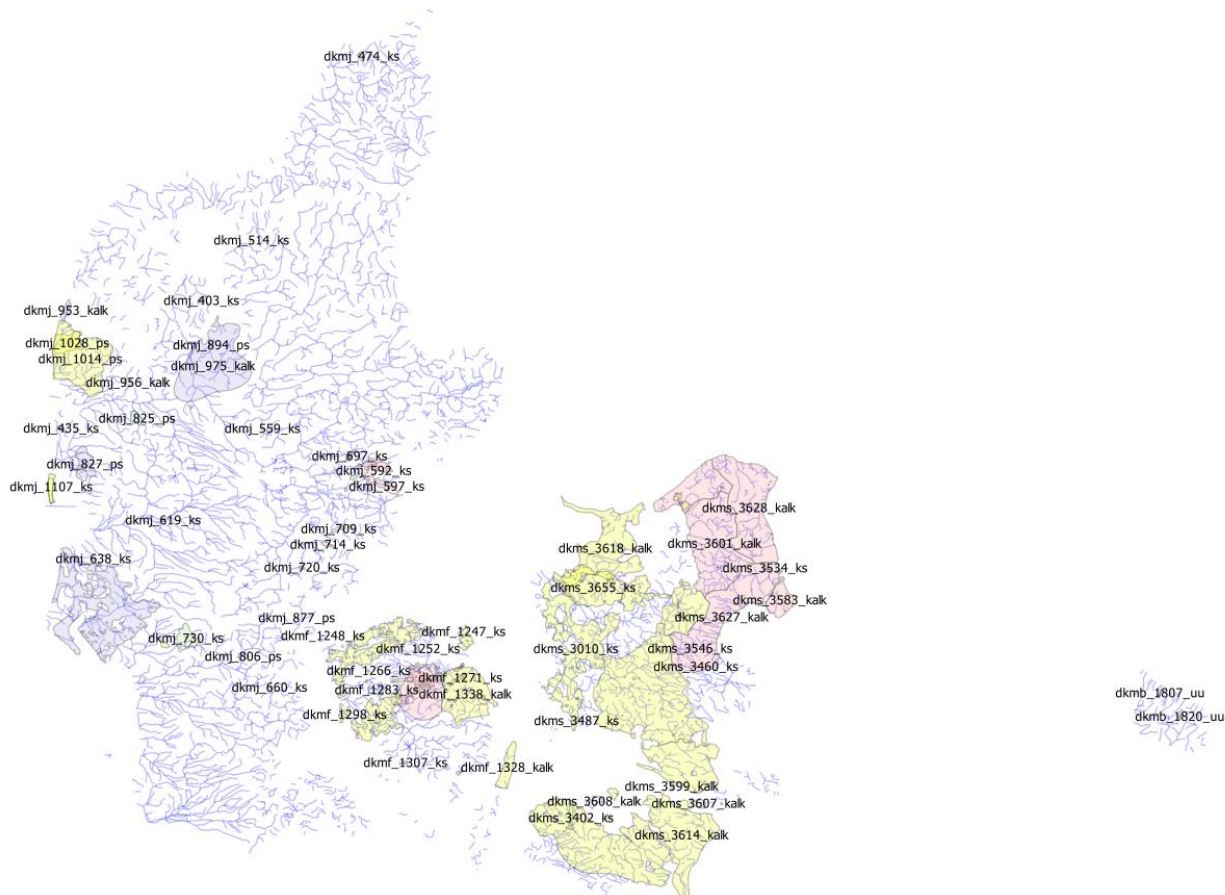
Det er vurderet, at den anvendte lineære regressionsanalyse af trends har nogle begrænsninger, i og med at trenden for nogle filtre er ikke-lineær eller mere stepvis, se Appendix D. En mere detaljeret vurdering vil kræve:

- En gennemgang af supplerende data med henblik på yderligere kvalitetssikring og identifikation af 'outliers'. Det kan f.eks. ske ved krydstjek i forhold til øvrige kemiske analyseparametre udover de sulfat og klorid koncentrationer der kan hentes fra JUPITER. Det kan også være at nogle af resultaterne er påvirket af forskellige pumpestrategier eller af sæsonvariationer. Her kunne man evt. inddrage observerede pejletidsserier fra JUPITER.
- Man kunne overveje at benytte en alternativ trendanalyse, hvor man i stedet for lineær regression f.eks. anvender en non-parametrisk test (f.eks. Spearman's rank korrelation).
- Endelig kunne man forsøge at indsamle flere data (evt. inkl. data fra før 1988). Det gælder såvel indvindings-, som pejledata og vandkemi data. De større vandselskaber (og evt. kommuner) ligger inde med en del data der ikke er tilgængelige i JUPITER. Sådanne data og evt. undersøgelsesrapporter udført i forbindelse med f.eks. renovering af større kildepladser vil uden tvivl kunne styrke robustheden i den screening der er gennemført indenfor rammerne af basisanalysen

2. Perspektivering

2.1 Vurdering af udnyttelsesgrader for forekomster og vandløbspåvirkning ved ID15 oplande og relaterede grundvandsforekomster

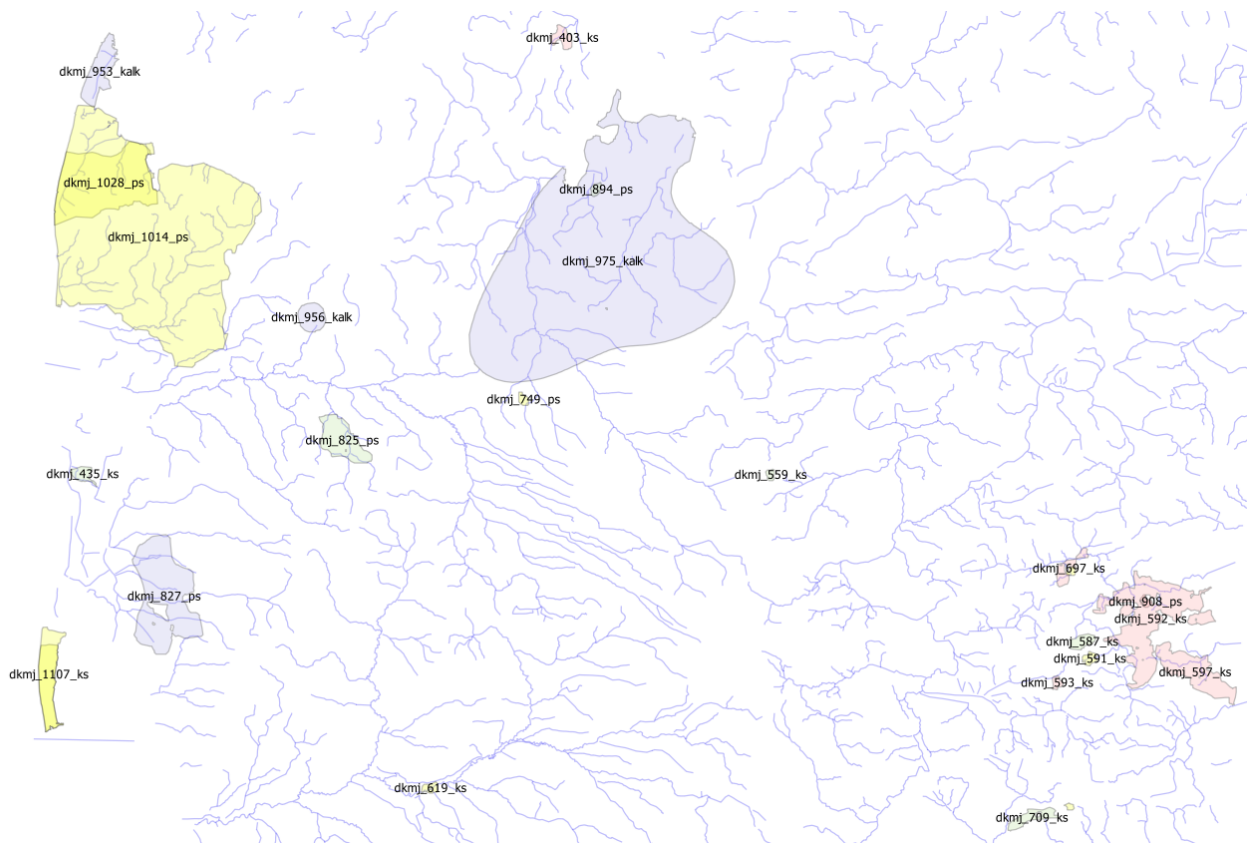
Der er identificeret 92 forekomster med intensiv udnyttelse til vandforsyning, svarende til $\geq 30\%$ vandindvinding i forhold til grundvandsdannelse. Af disse, er 36 større forekomster ($> 6,25 \text{ km}^2$ projektionsareal), der som følge af udnyttelsesgraden vurderes at være i risiko for ringe tilstand ved fortsat vandindvinding ved udgangen af den kommende vandplanperiode i 2027, se Figur 26. Dertil kommer 8 større forekomster hvor der jf. koblete indtag til forekomster potentielt er en udnyttelsesgrad $\geq 30\%$. I det følgende diskuteres resultater af hele overstående basisanalysen og behovet for yderligere undersøgelser med bl.a. krav om mere data med henblik på en endelig tilstandsvurdering af de 92 + 8 forekomster, i forhold til kvalitetsmæssig og bæredygtig ressource- og vandløbspåvirkning. Nedenfor i Figur 26a er status sammenfattet, opdelt på forekomster med udnyttelsesgrad $\geq 50\%$ og afsænkning $\geq 3\text{ m}$ (røde), udnyttelsesgrad $< 50\%$ eller afsænkning $< 3\text{ m}$ (gule), potentielt udnyttelsesgrad $< 30\%$ (grønne) og potentielt udnyttelsesgrad $\geq 30\%$ (blå) når indvinding baseres på indtag koblet til forekomster (i stedet for på basis af DK-model2019 oppumpninger).



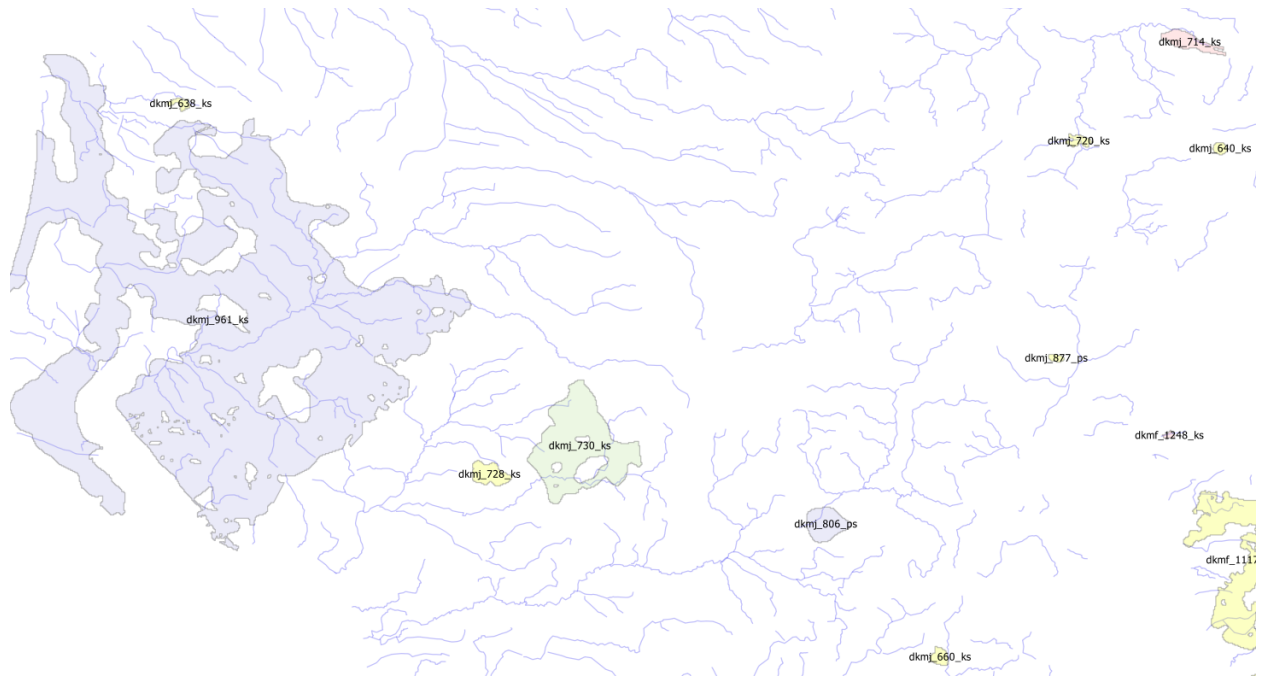
Figur 26a: 100 Forekomster med udnyttelsesgrad $\geq 30\%$. Røde forekomster: Udnyttet $\geq 50\%$ (jf. kobling) og med afsænkning $\geq 3\text{ m}$. Gule forekomster: Udnyttelse $30\text{-}50\%$ eller afsænkning $< 3\text{ m}$. Grønne: Udnyttelsesgrad $< 30\%$ (jf. kobling). Blå: Forekomster med udnyttelsesgrad $< 30\%$ ud fra DK-model2019 men $\geq 30\%$ (jf. kobling).



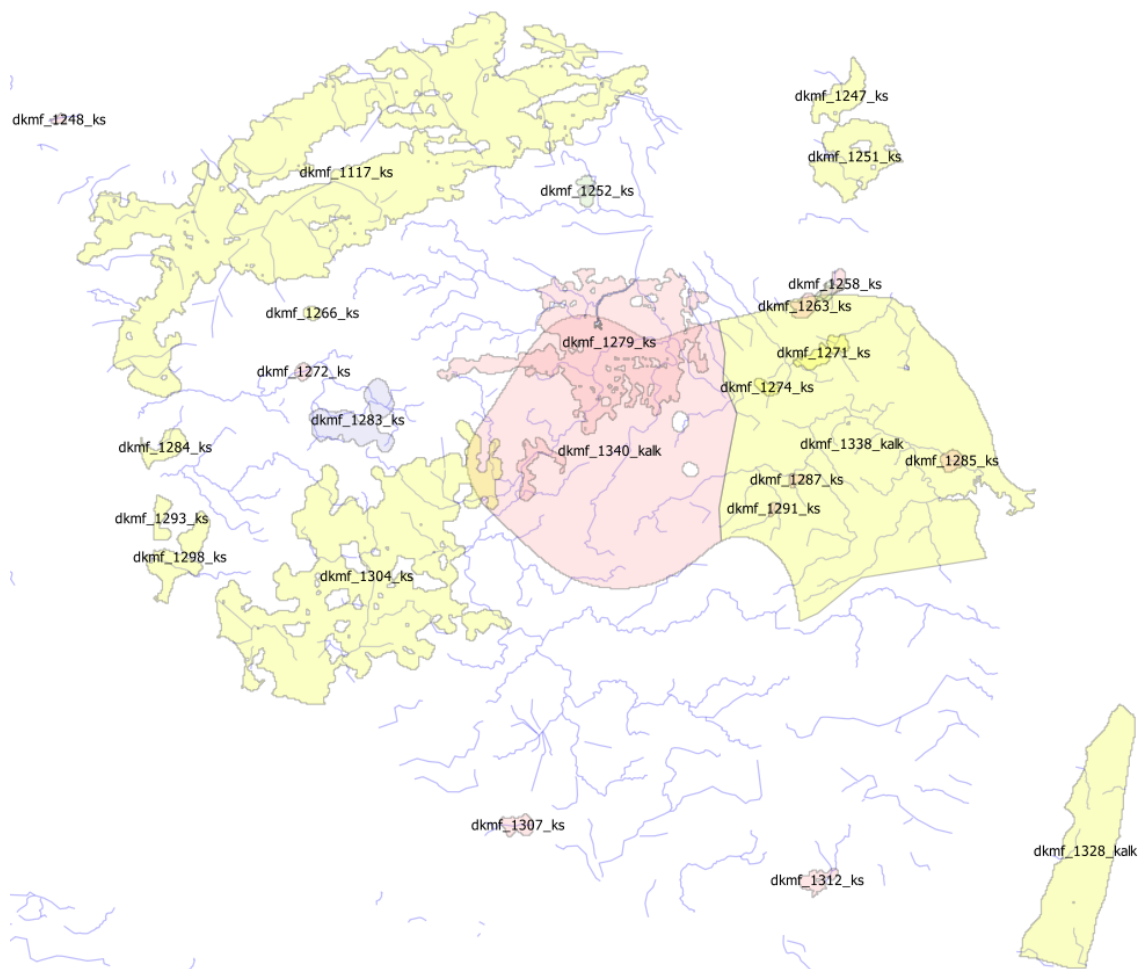
Figur 26b Forekomster med udnyttelsesgrad \geq 30 % Nordlige Jylland



Figur 26c Forekomster med udnyttelsesgrad \geq 30 % Midtjylland



Figur 26d Forekomster med udnyttelsesgrad \geq 30 % Sydjylland



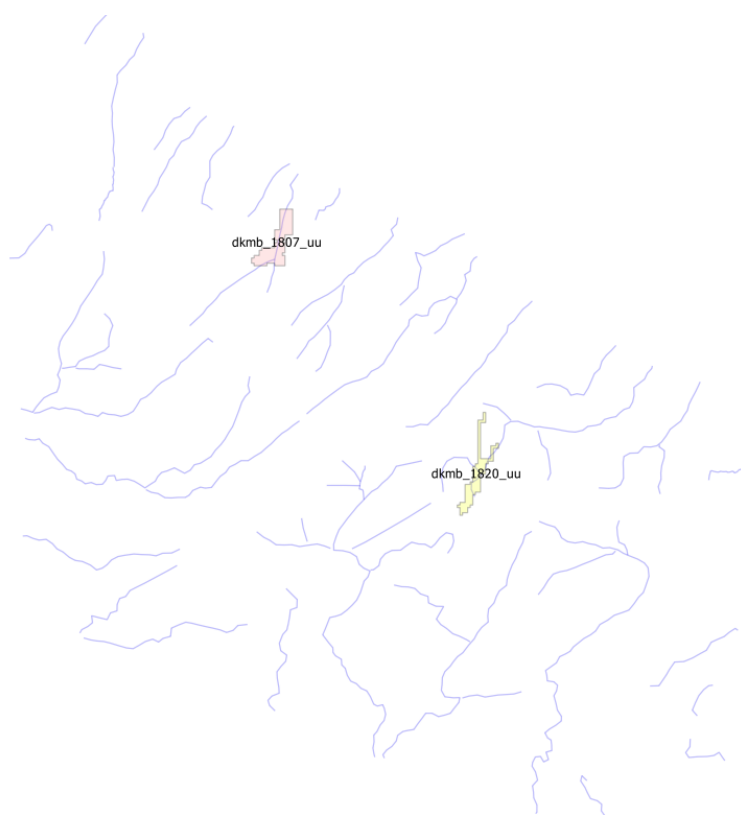
Figur 26e Forekomster med udnyttelsesgrad \geq 30 % Fyn



Figur 26f Forekomster med udnyttelsesgrad \geq 30 % Sjælland



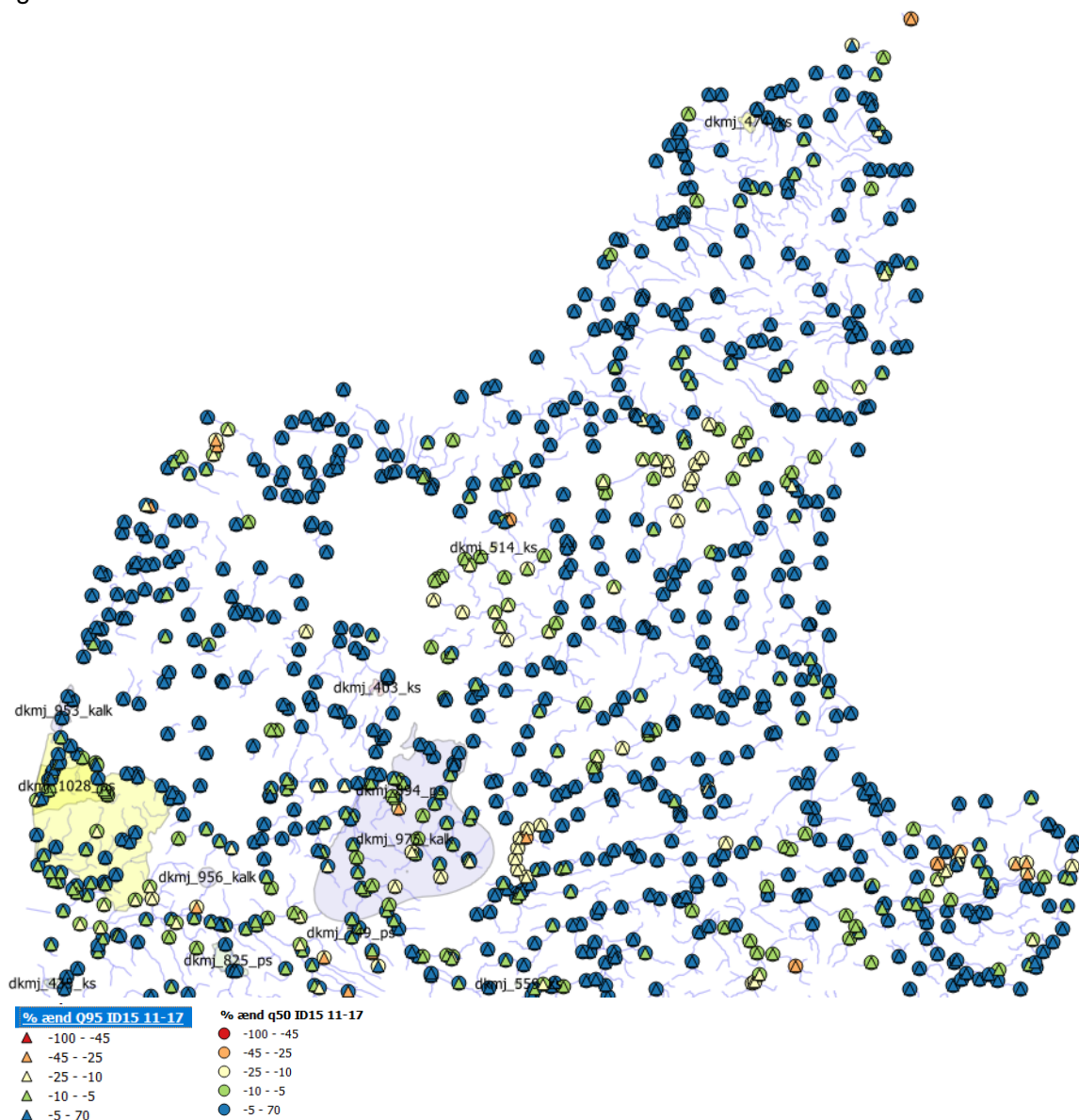
Figur 26g Forekomster med udnyttelsesgrad \geq 30 % Sydsjælland og øerne



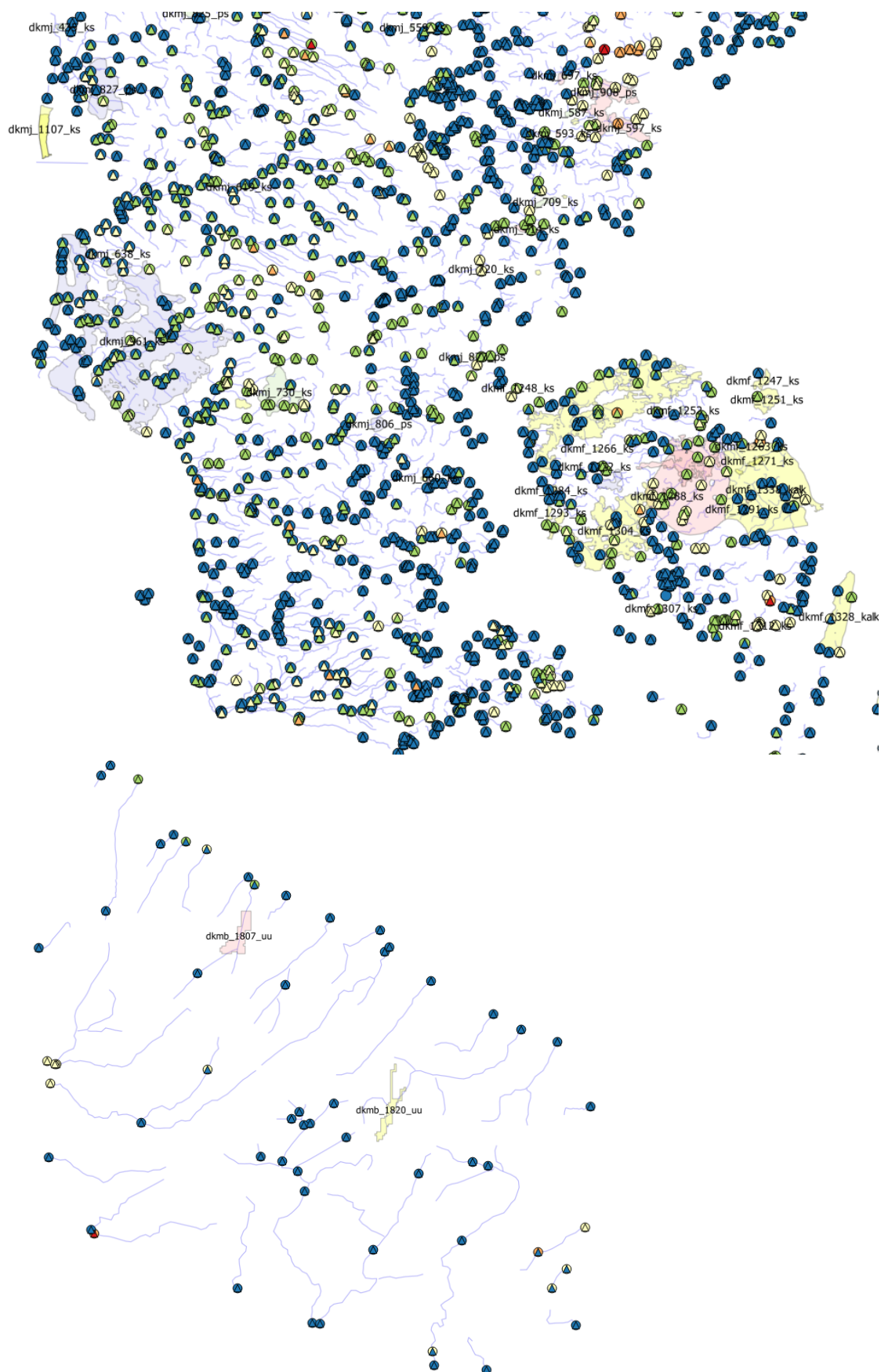
Figur 26h Forekomster med udnyttelsesgrad \geq 30 % Bornholm (NB. der foreligger ikke modelleret afsækning).

2.2 Tilstandsvurdering i forhold til vandløbspåvirkning og akvatiske økosystemer

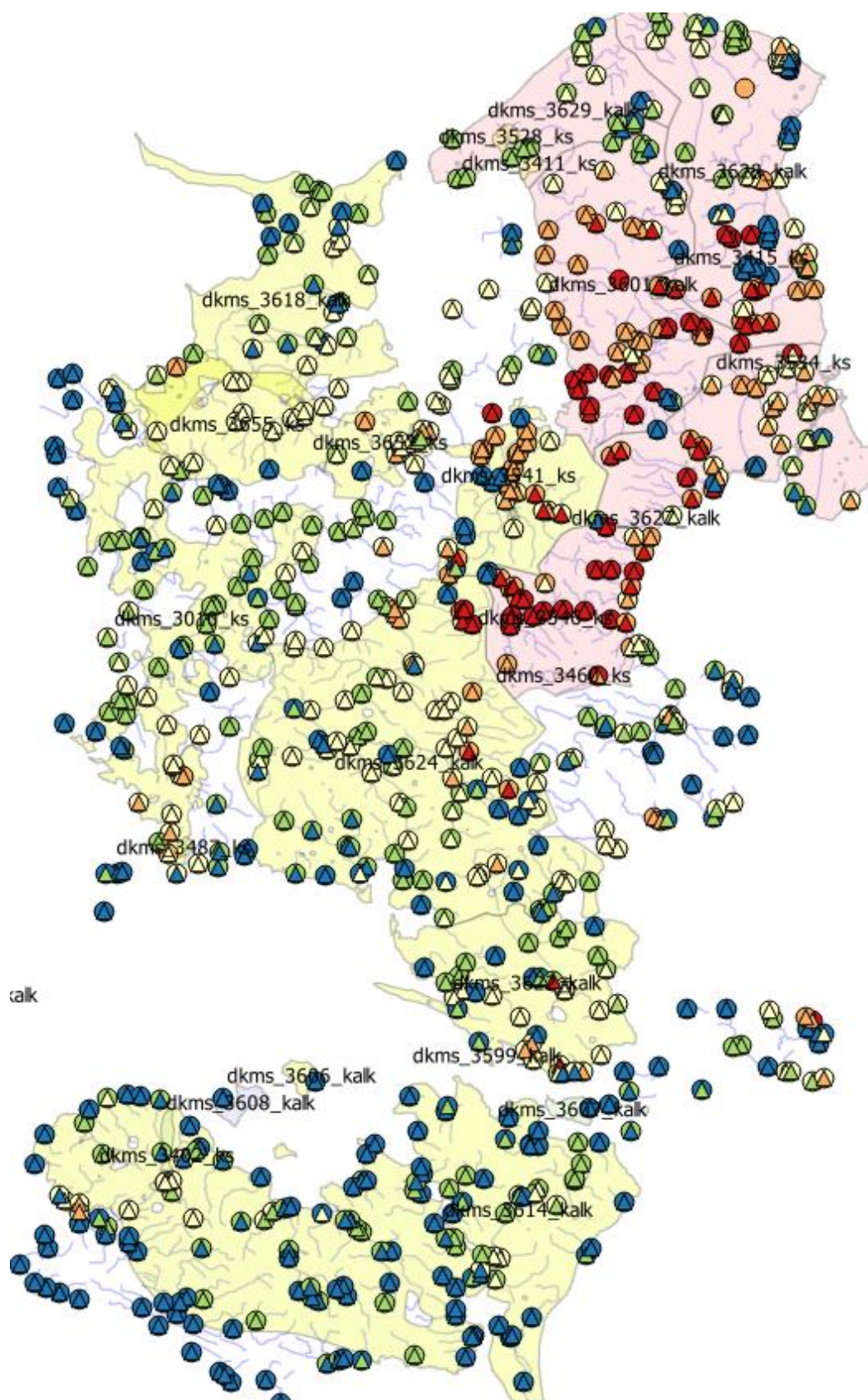
Tilstandsvurdering i forhold til vandløbspåvirkning og EQR ændringer har til formål at nuancere den viden om vandløbspåvirkning og påvirkning af akvatiske økosystemer, som ikke er belyst med de vandløbsrelaterede metodikker der indgår i den gennemførte vurdering af vandløbspåvirkning på basis af fisk og smådyr kvalitetselementer (DFFVa og DVFI og EQR ændringer som følge af vandindvinding). Der er en enkelt forekomst på Sjælland med >80% sandsynlighed for tilstandsændring for DFFVa. GEUS vurderer, at der kan være et behov for at supplere de eksisterende analyser af vandløbspåvirkning i det videre arbejde med en endelig tilstandsvurdering. En generel måde at illustrere påvirkningen af vandføring og overfladevand er vist nedenfor ud fra ændring i medianafstrømning i %, som vist for hele landet i Figur 27.



Figur 27a Reduktion i median afstrømningen Q50 og minimumsafstrømningen Q95 (%). Illustrerer den generelle påvirkning af afstrømningsregimet hvor Q50 er en afstrømning der er overskredet (eller underskredet) halvdelen af tiden, mens Q95 underskrides 5% af tiden.



Figur 27b Reduktion i median afstrømningen Q50 og minimumsafstrømningen Q95 (%) Midt- og Sydjylland samt Bornholm. Illustrerer den generelle påvirkning af afstrømningsregimet hvor Q50 er en afstrømning der er overskredet (eller underskredet) halvdelen af tiden, mens Q95 underskrides 5% af tiden.



Figur 27c Reduktion i median afstrømningen Q50 og minimumsafstrømningen Q95 (%) for Sjælland og øerne. Illustrerer den generelle påvirkning af afstrømningsregimet hvor Q50 er en afstrømning der er overskredet (eller underskredet) halvdelen af tiden, mens Q95 underskrides 5% af tiden.

Reduktion på Q50 kan øge usikkerheden på EQR-beregningerne, her for DVFI og DFFVa, af vandløbspåvirkning fra vandindvinding, specielt i områder hvor afstrømningen ændres meget. Modelleringen af afstrømningsregimet har usikkerheder i forhold den målte afstrømning, som EQR-formlerne bygger på. Der er eksemplervis tale om områder hvor Nash-Sutcliffe (NSE) kriteriet, vandbalancefejl (WBE), og vandbalancefejl for sommerperioden (WBE-Sommer) simuleres med stor modelusikkerhed, også vil der være større usikkerhed på beregningen af de pulser (større afstrømningshændelser der skyller vandløbet rent og fornyr habitater), varigheder og ekstremiteter der indgår i de empiriske formler. Visse af de forklarende variable i ligningerne, der beskriver sammenhæng mellem vandføring og økologisk tilstand er beregnet med udgangspunkt i percentiler (f.eks. er Fre1 og dur3 beregnet ud fra Q50, Fre25 ud fra Q25, Fre75 ud fra Q75). Når disse percentil-værdier ændres som følge af vandindvinding, vil det bidrage til en vis modelusikkerhed, såfremt modellen ikke beskriver disse percentiler rimeligt præcist i forhold til de målte vandføringsdata.

Med henblik på den endelige, mere grundig, tilstandsvurdering for de 92 + 8 forekomster foreslås følgende supplerende dataudtræk, da den tydelige afsenkning i grundvandsforekomsterne forårsaget af vandindvinding kan påvirke mange af de nedenstående listede parametre. Generelt foreslås GIS kort for hver forekomst med statistisk data, f.eks. median, middel og standardafvigelse baseret på samtlige grids og/eller samtlige Q-punkter indenfor hver forekomst og målsatte vandløb:

- % vise ændringer for median- (Q50) og minimumsflow (Q95) som følge af vandindvinding
- Ændringer i EQR for DVFI, DVPI og DFFVa som følge af vandindvinding
- Afsænkninger af terrænnært grundvandsspejl som følge af vandindvinding
- Afsænkninger af trykniveau i forekomst som følge af vandindvinding

Indsamling af supplerende data:

- Lokalteter med udpumpningsdata af grundvand og spildevandsmængder (tørvejr)
- Observerede EQR værdier for DFFVa, DFFVø og DVFI (evt. tidsserier hvis de findes)
 - Fra MST, Kommuner og/eller vandforsyninger
- Indvindingshistorik og udvikling i grundvandsstand (evt. oplysninger om fordeling på indvindingsboringer)
 - Fra Kommuner og/eller vandforsyninger
- Beliggenhed af vandplan3 vandløb (der er ikke 100% overensstemmelse mellem strækninger i DK-model2019 setup og udstrækning af vandplan3 vandløb)

Formålet med at inkludere ovenstående ekstra data og analyser, er at reducere flertydighed og yderligere supplere den viden der er anvendt til de foreløbige tilstandsvurderinger, der er foretaget i forbindelse med Basisanalyse 2019 til Vandområdeplaner 2021-2027. Den ekstra samlede viden vil kunne anvendes til endelig identifikation og konsolidering af grundvandsforekomsternes kvantitative tilstand.

2.3 Tilstandsvurdering i forhold til trend i sulfat og klorid

For hhv. 23 og 24 forekomster har det været muligt at inddrage viden om trend i sulfat og klorid, se Appendiks D. GEUS anbefaler at man gennemfører en ekspertvurdering, af hvilke forekomster der er i risiko for ikke at kunne opfylde god tilstand i 2027, for hver enkelt af de 92 forekomster med udgangspunkt i nogle af de kriterier de blev anvendt i forbindelse med Vandområdeplan 2015-2021. Her kiggede man på såvel resultater produceret ifm. basisanalysen (kvantitativ tilstandsvurdering), samt øvrige data fra overvågningsprogrammet der var relevante (bl.a. øvrige naturligt forekommende stoffer). Det kan ikke udelukkes, at nogle af forekomsterne ud fra trendanalysen og / eller andre supplerende oplysninger, selv med en udnyttelsesgrad $\geq 30\%$, vil kunne vurderes i god tilstand.

Det er samtidig vigtigt at kigge på historik i forhold til udnyttelsesgrad og evt. vandkemi, da der i visse områder har været en noget større indvending tidligere end i de seneste år. F.eks. omkring København toppede indvendingen omkring 1980, og grundvandsforekomsten kan være mange år eller årtier om at indstille sig på en ny ligevægt.

Vandkemi kan inddrages i det omfang der foreligger tidsserier, samt inddrage observerede, kvalitetssikrede pejletidsserier. Øget viden herom kan kun til en vis grad tilvejebringes ved udtræk fra JUPITER, og eventuel kunne suppleres med viden, der foreligger hos kommunerne og vandforsyningerne.

Det er samtidig vigtigt at kigge på historik i forhold til udnyttelsesgrad og evt. vandkemi i det omfang der foreligger tidsserier, samt inddrage observerede, kvalitetssikrede pejletidsserier. Herudover kan der i visse områder har været en noget større indvinding end i de seneste år f.eks. omkring København der toppede omkring 1980, og som kan være mange år/årtier om helt at indstille sig på en ny ligevægt. Øget viden herom kan kun til en vis grad tilvejebringes ved udtræk fra JUPITER, og eventuel kunne suppleres med viden, der foreligger hos kommunerne og vandforsyningerne.

Som yderligere vurderingsgrundlag baseret på eksisterende data fra JUPITER og fra DK modellen kunne man udtrække og eksempelvis visualisere:

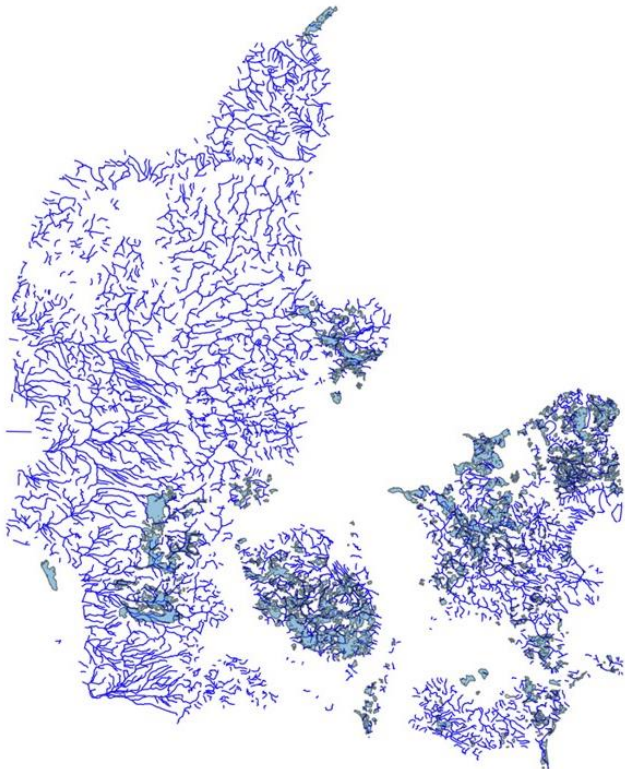
- a) kort med udstrækningen af den pågældende forekomst og angivelse af indvindingsboringer filtersat i forekomsten (data fra wellviewer).
- b) kort med potentiale (grundvandets trykniveau fra DK-model 2019) og kort med ændring i potentiale herunder tilsvarende vurderet ud fra observerede pejletidsserier.
- c) supplerende udtræk af relevante vandkvalitetsparametre f.eks. Cl, SO₄, Na, As og Ni jf. analyser (jf. Vandområdeplan 2015-2021) hvor 20 forekomster blev ekspertvurderet af GEUS. På de 20 ekspertvurderede grundvandsforekomster kan det vurderes om der er et tilstrækkelig datagrundlag til en egentlig tilstandsvurdering af de 92 + 8 forekomster i denne basisanalyse, der er vurderet i risiko, og den endelige tilstandsvurdering kan på den baggrund konsolideres.

3. Referencer

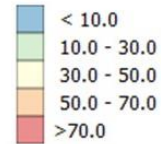
- Acreman, M, Dunbar, M, Hannaford, J, Mountford, O, Wood, P, Holmes, N, Cowx, IAN, Noble, R, Extence, C, Aldrick, J, King, J, Black, A and Crookall, D (2008). Developing environmental standards for abstraction from UK rivers to implement the EU Water Framework Directive. *Hydrological Sciences Journal*, 53: 1105-1120.
- Davis, S.N., Whitemore, D. O., & Fabryka-Martin, J., 1998. Uses of chloride/bromide ratios in studies of potable water. *Groundwater* 36 (2), 338-350
<https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1998.tb01099.x>
- Gejl, R.N., Rygaard, M., Henriksen, H.J., Rasmussen J., Bjerg P.L., 2019. Understanding the impacts of groundwater abstraction through long-term trends in water quality. *Water Research* 156, 241-251 <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.026>
- Graeber, D, Wiberg-Larsen, P, Bøgestrand J og Baattrup-Pedersen, A. (2014) Vurdering af vandindvinding på vandløbs økologiske tilstand Implementering af retningslinjer for effekten af vandindvinding i forbindelse med vandplanlægning og administration af vandforsyningsloven. Notat fra DCE. Nationalt center for miljø og energi. 27. august 2014.
- Gupta, H. V., H. Kling, K. K. Yilmaz, G. F. Martinez (2009): Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling. *J. of Hydrology* 377, 80-91
- Hansen, B., Thorling, H. 2018. Kemisk grundvandskortlægning. Geo-vejledning 2018/2, GEUS 2018. http://www.geovejledning.dk/xpdf/FINAL_geo_vejledning_6_03102018.pdf
- Henriksen, HJ. and Refsgaard, JC. (2013) Sustainable groundwater abstraction. Review report. GEUS rapport nr. 30/2013
- Henriksen, HJ, Troldborg L, Nyegaard P, Sonnenborg TO, Refsgaard JC and Madsen B (2003) Methodology for construction, calibration and validation of a national hydrological model for Denmark. *Journal of Hydrology*, **280** (1-4), 52-71.
- Henriksen, HJ, Troldborg, L, Højberg, AL, Refsgaard, JC (2008) Assessment of exploitable groundwater resources of Denmark by use of ensemble resource indicators and a numerical groundwater-surface water model. *Journal of Hydrology* **348** (1-2) 224-240
- Henriksen HJ, Rasmussen J, Olsen M, He X, Jørgensen LF og Troldborg L 2014. Implementering af modeller til brug for vandforvaltning. Delprojekt: Effekt af vandindvinding. GEUS rapport 2014/74.
- Højberg, AL., Troldborg, L., Stisen, S, Christensen, BBS, og Henriksen, HJ.: (2012) Stakeholder driven update and improvement of a national water resources model. *Environmental Modelling and Software*. Volume: **40** 202-213
- Højberg A.L, Troldborg L., Nyegaard P., Ondracek M., Stisen S. & Christensen B.S.B. 2010. DK-model2009 - Sammenfatning af opdateringen 2005 - 2009. GEUS report 2010/81, 39 pp.
- Kristiansen, S.M., Christensen, F.D. & Hansen, B., 2009. Vurdering af danske grundvandsmagasiner sårbarhed overfor vejsalt. GEUS report, særudgivelse, www.geus.dk.
- Nyegaard, P, Troldborg, L, Højberg, AL (2010) DK model 2009. Geologisk og hydro-stratigrafisk opdatering 2005-2009. GEUS rapport 2010/80.
- Nash, J. E.; Sutcliffe, J. V. (1970). "River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles". *J. of Hydrology*. **10** (3): 282–290
- Stisen, S, Højberg, AL, Troldborg, L, Refsgaard, J, C, Christensen, BSB, Olsen, M, og Henriksen, HJ (2012): On the importance of appropriate rain-gauge catch correction for hydrological modelling at mid to high latitudes. *Hydrology and earth system science*. **16**: 4157-4176

- Thorling, L., Albers, C.N., Ditlefsen, C., Ernstsen, V., Hansen, B., Johnsen, A.R., & Troldborg, L., 2019: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2017. Teknisk rapport, GEUS 2019. https://www.geus.dk/media/20715/grundvand_1989-2017.pdf
- Troldborg, L. (2020) Afgrænsning af de danske grundvandsforekomster. Ny afgrænsning og delkarakterisering samt fagligt grundlag for udpegning af drikkevandsforekomster. GEUS rapport 2020/1.
- Troldborg, L, Højberg, AL, Nyegaard, P, Stisen, S, Christensen, BSB og Ondracek, M (2010) DK model 2005-2009. Modelopstilling og kalibrering for Fyn. GEUS Rapport 2010/76.
- Troldborg, L., Sørensen, BL, Kristensen, M og Mielby, S (2014) Afgrænsning af grundvandsforekomster. Tredje revision af grundvandsforekomster i Danmark. GEUS rapport 2014/58.

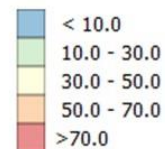
APPENDIX A - Udnyttelsesgrader for forekomster (vist for modellag)

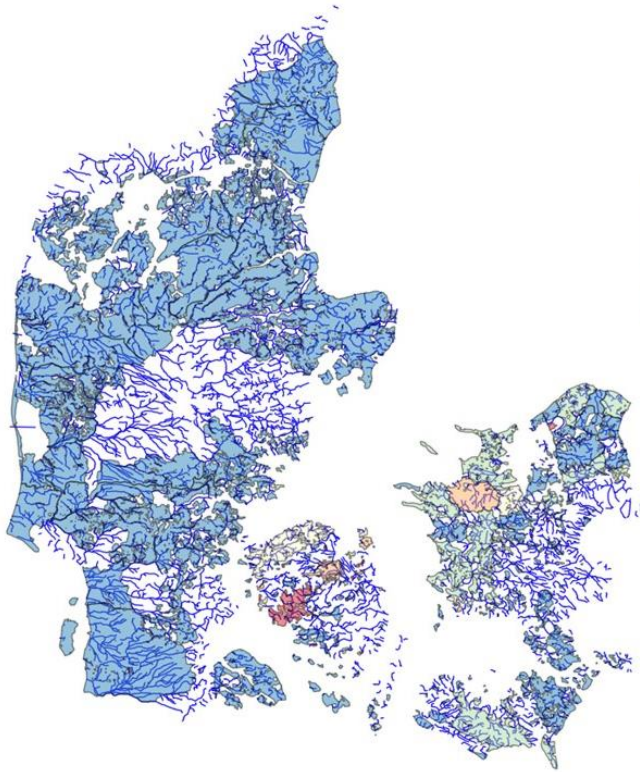


Udnyttelsesgrad KS1 (%)
(= 100 * indvinding / grundvandsdannelse)

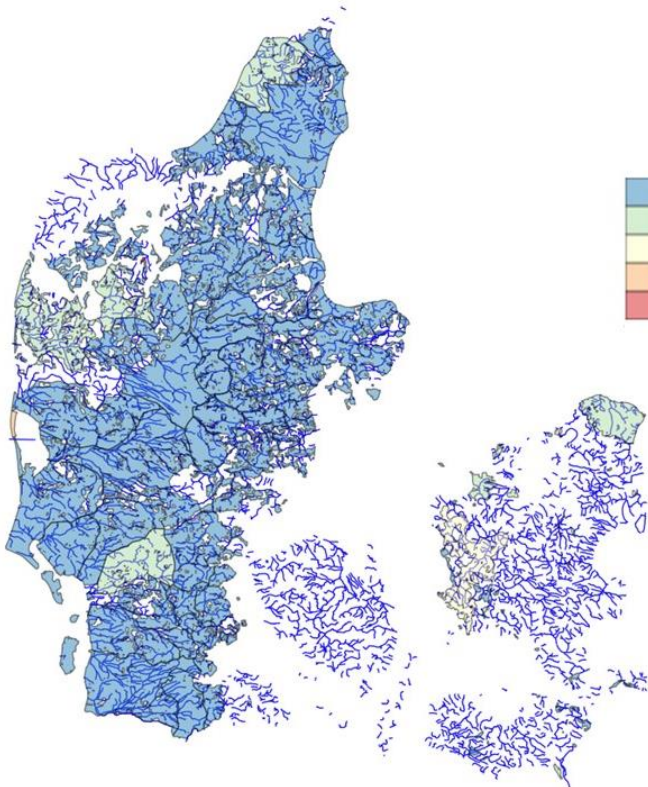
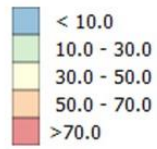


Udnyttelsesgrad KS2 (%)
(= 100 * indvinding / grundvandsdannelse)

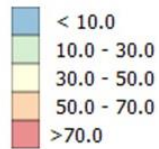


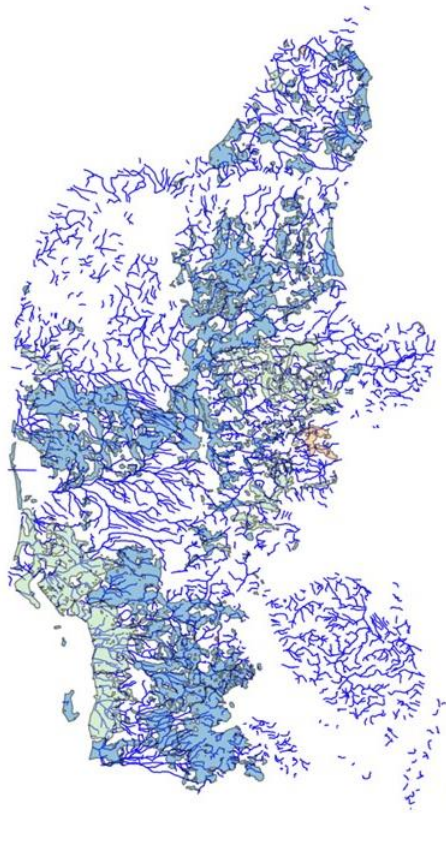


Udnyttelsesgrad KS3 (%)
 (= 100 * indvinding / grundvandsdannelse)

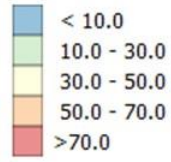


Udnyttelsesgrad KS4 (%)
 (= 100 * indvinding / grundvandsdannelse)

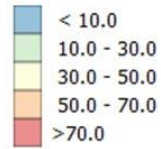


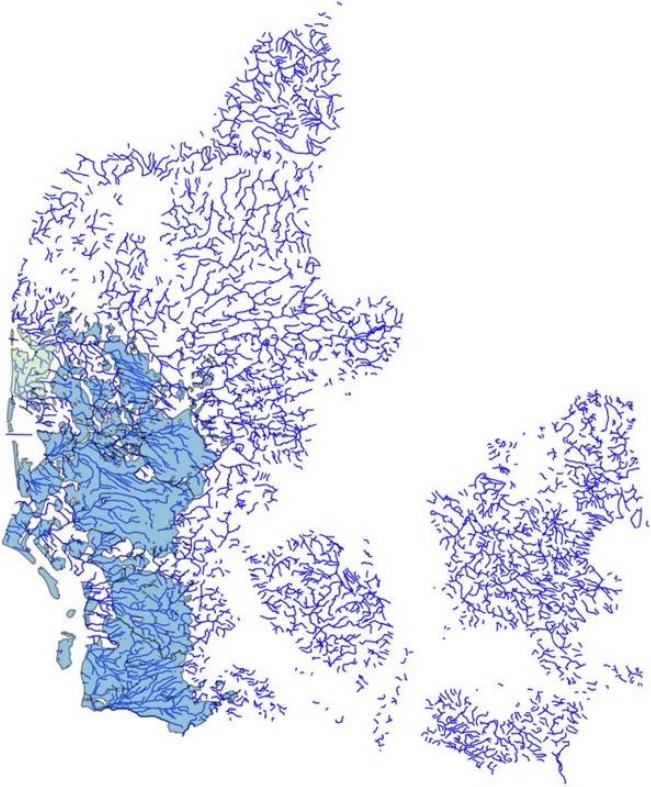


Udnyttelsesgrad KS5 (%) (= 100 * indvinding / grundvandsdannelse)

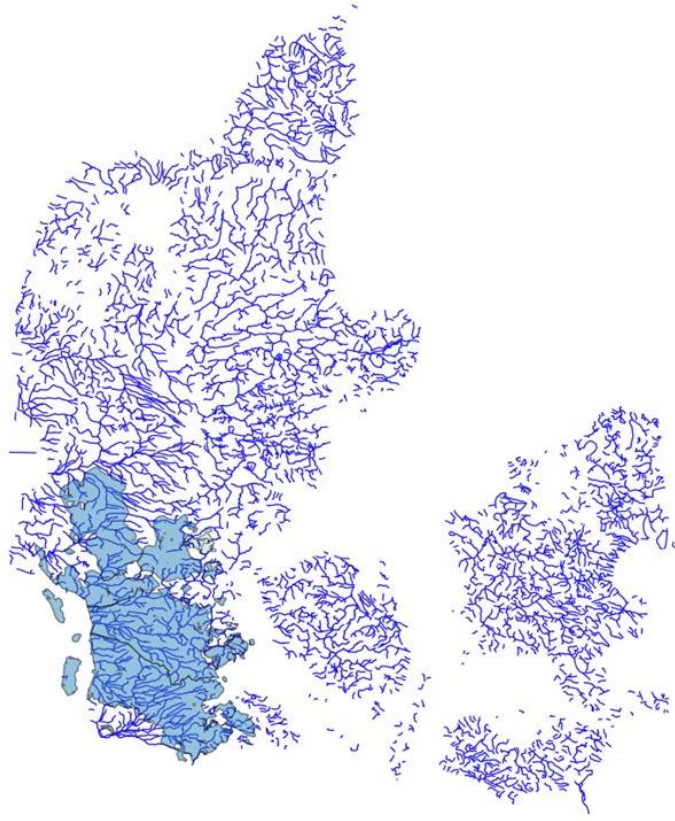
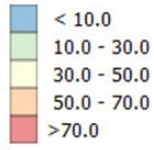


Udnyttelsesgrad KS6 (%) (= 100 * indvinding / grundvandsdannelse)

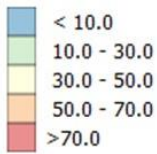


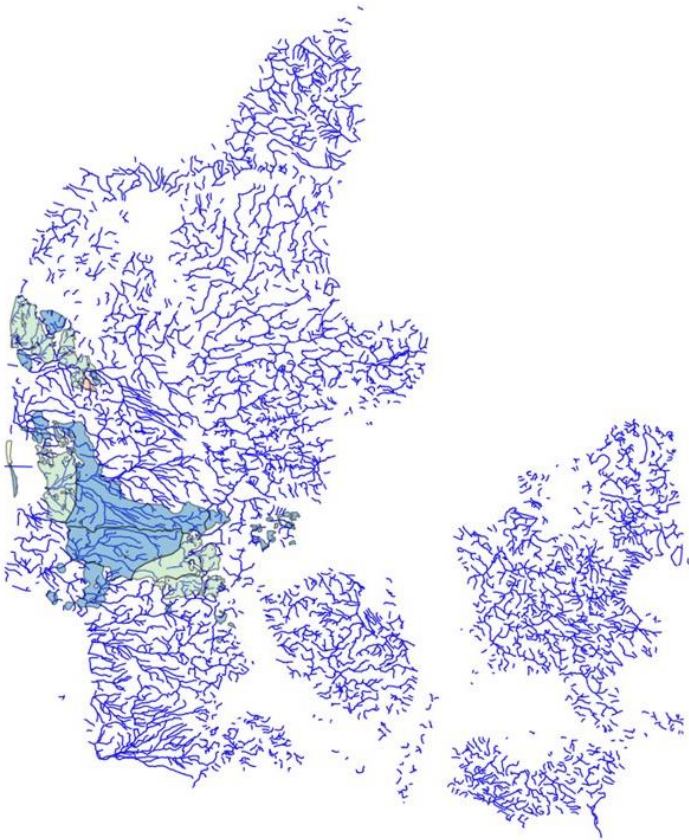


Udnyttelsesgrad PS1 (= 100 * indvinding/ grundvandsdannelse)



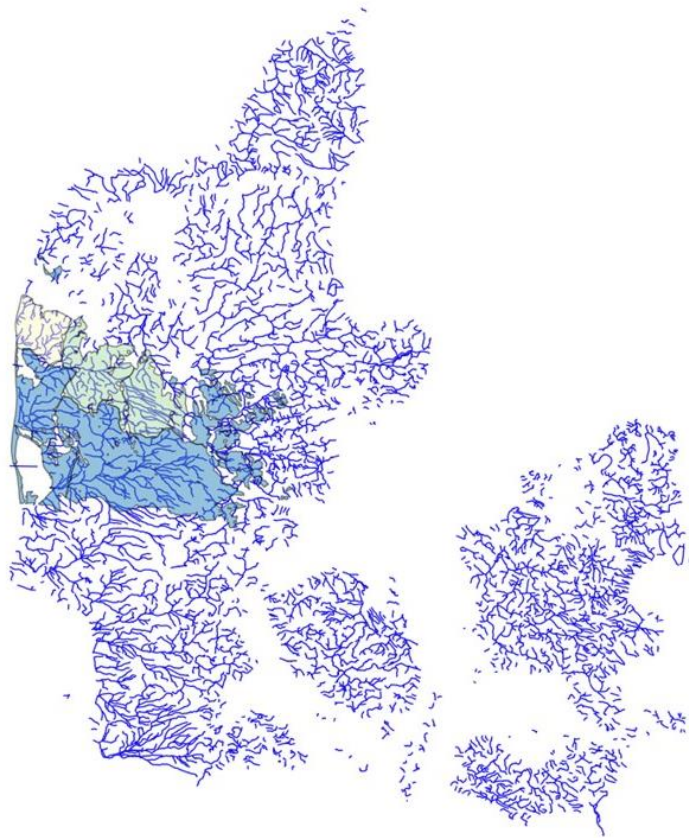
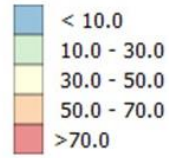
Udnyttelsesgrad PS2 (= 100 * indvinding/ grundvandsdannelse)





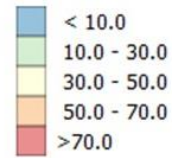
Udnytelsesgrad PS3

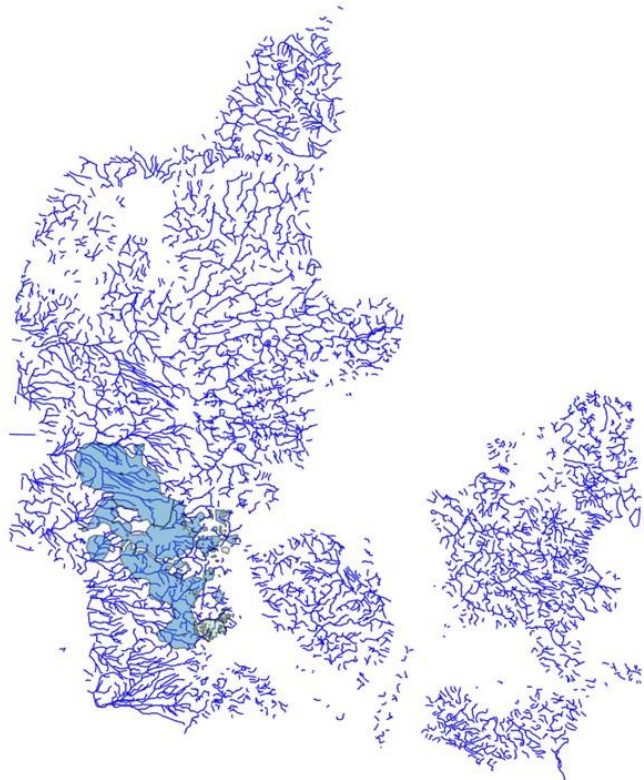
(= 100 * indvinding/
grundvandsdannelse)



Udnytelsesgrad PS4

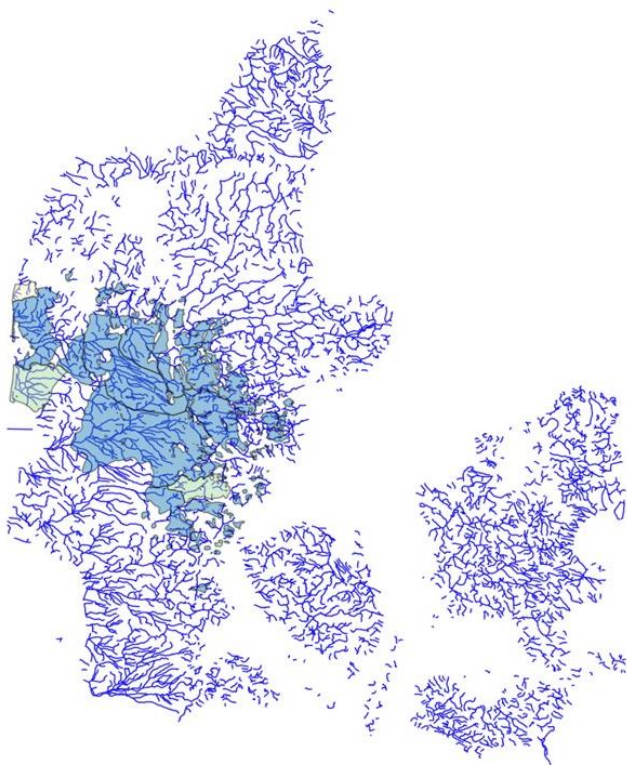
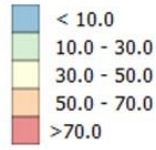
(= 100 * indvinding/
grundvandsdannelse)





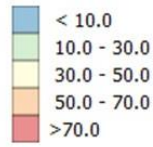
Udnyttelsesgrad PS5

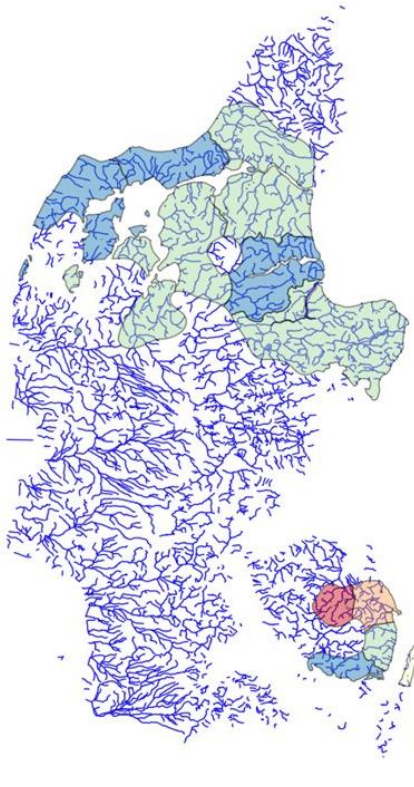
(= 100 * indvinding / grundvandsdannelse)



Udnyttelsesgrad PS6

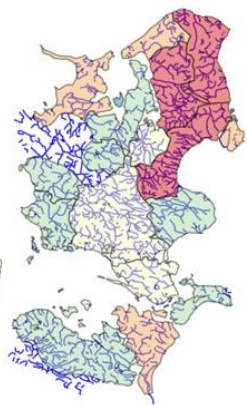
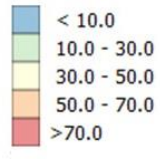
(= 100 * indvinding / grundvandsdannelse)



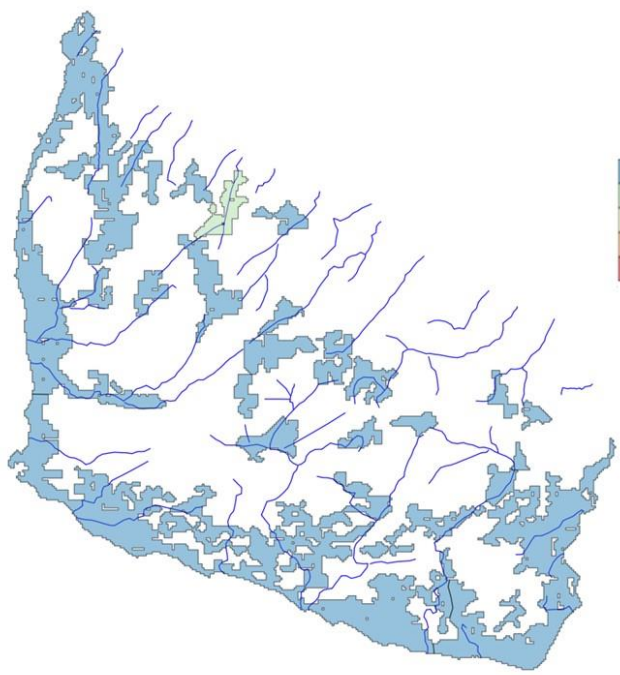


Udnyttelsesgrad KALK

(= 100 * indvinding / grundvandsdannelse)

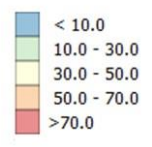


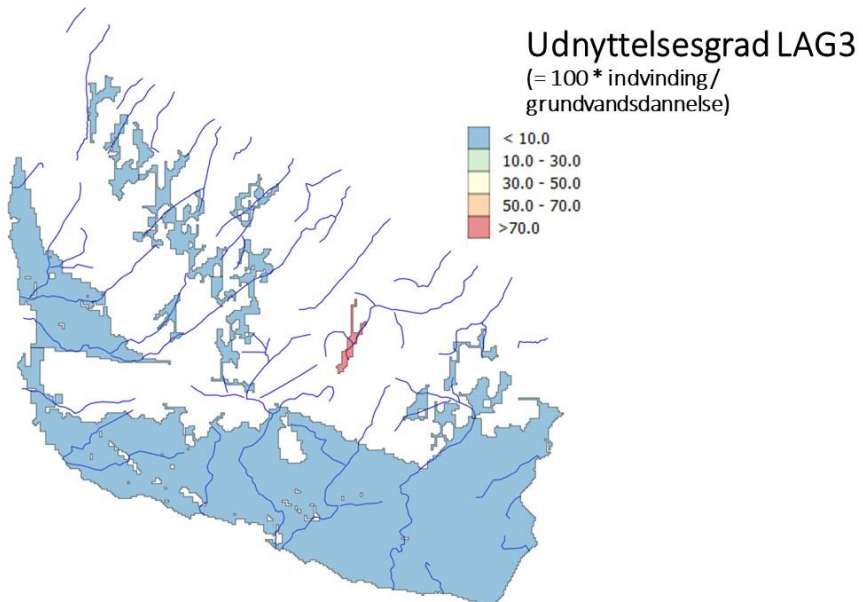
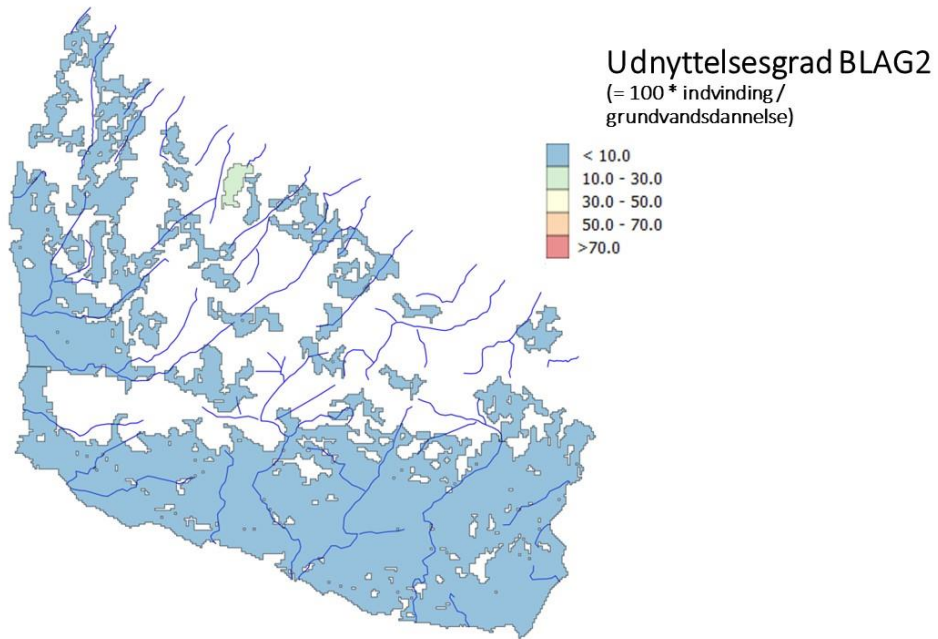
100000
1:50000
1:25000
1:12500

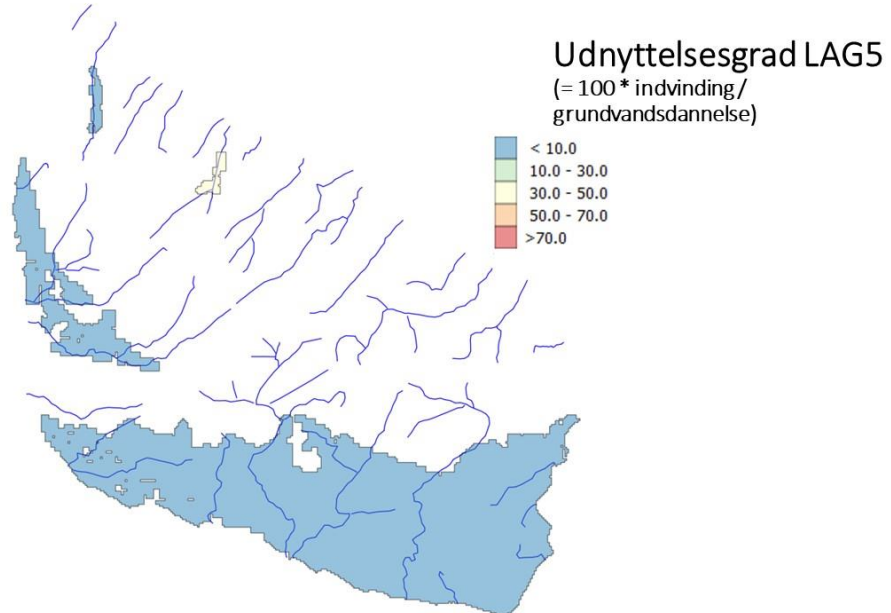
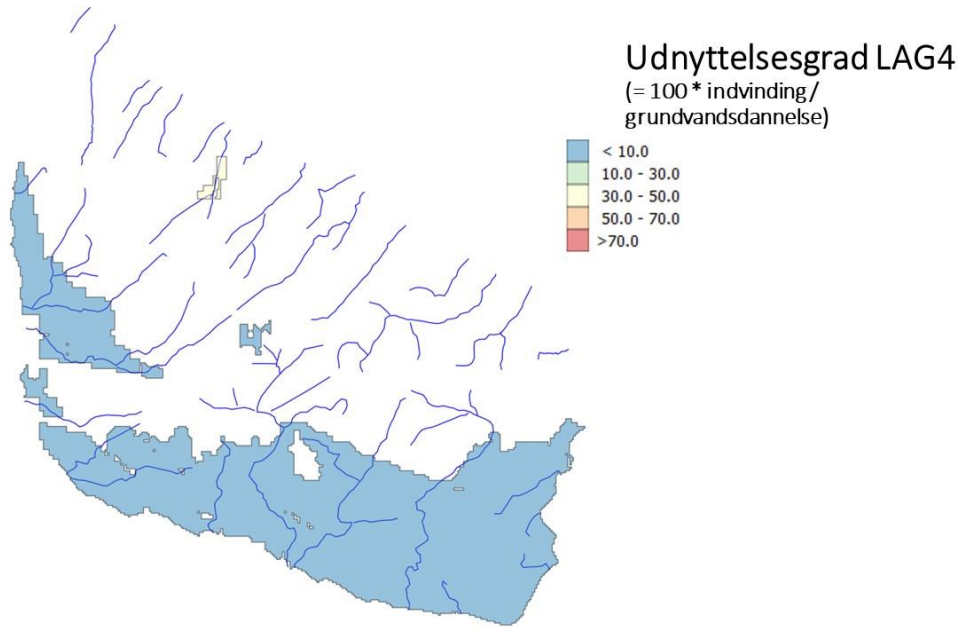


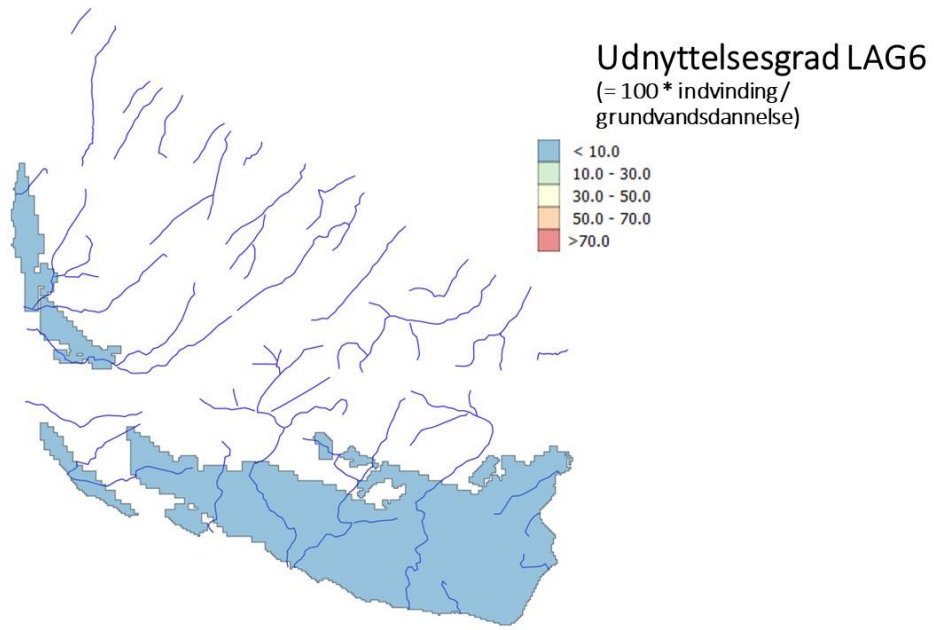
Udnyttelsesgrad BLAG1

(= 100 * indvinding / grundvandsdannelse)

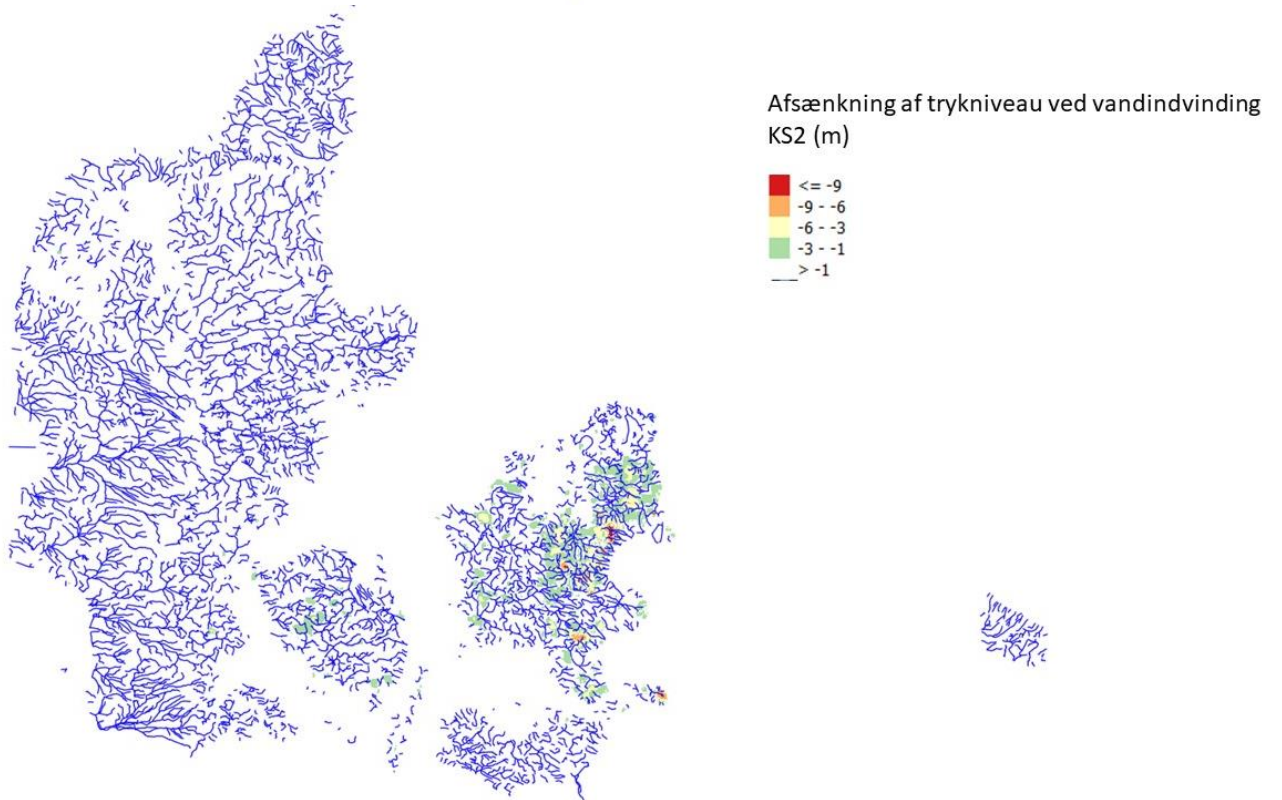
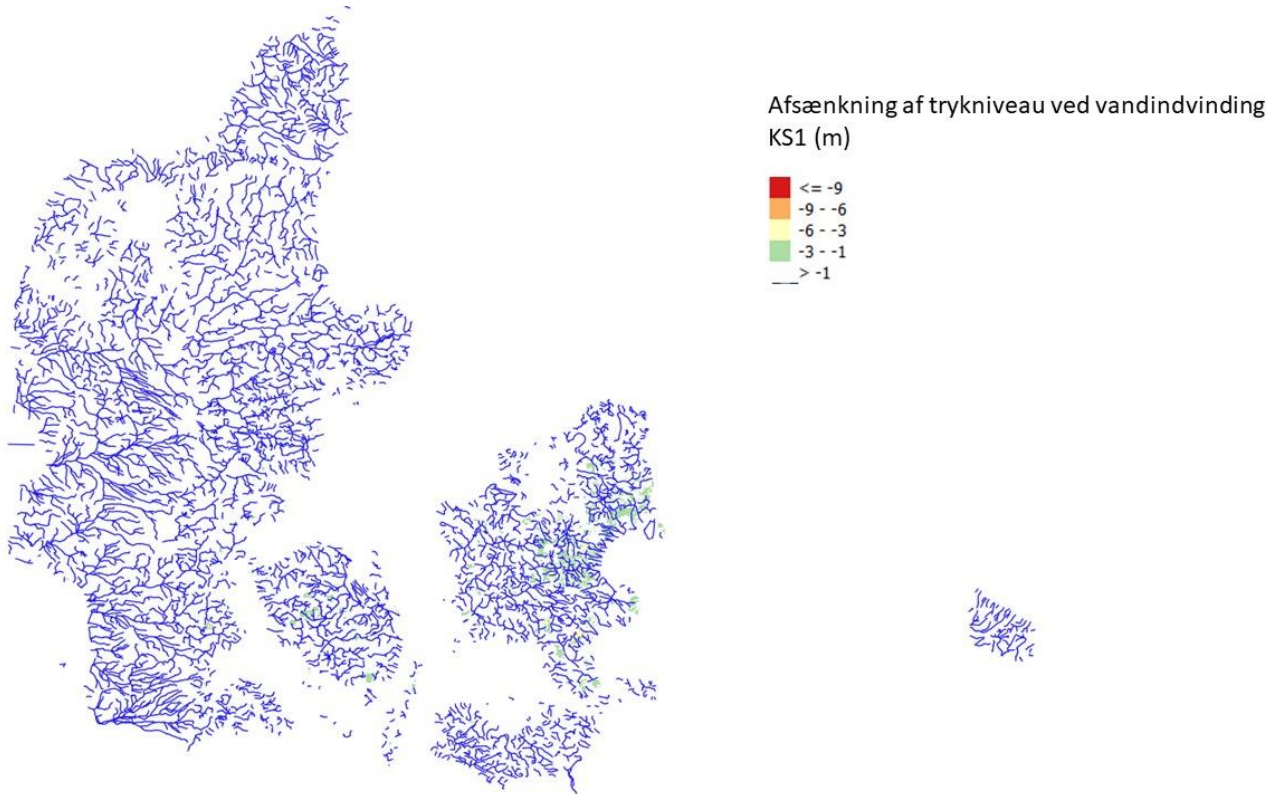


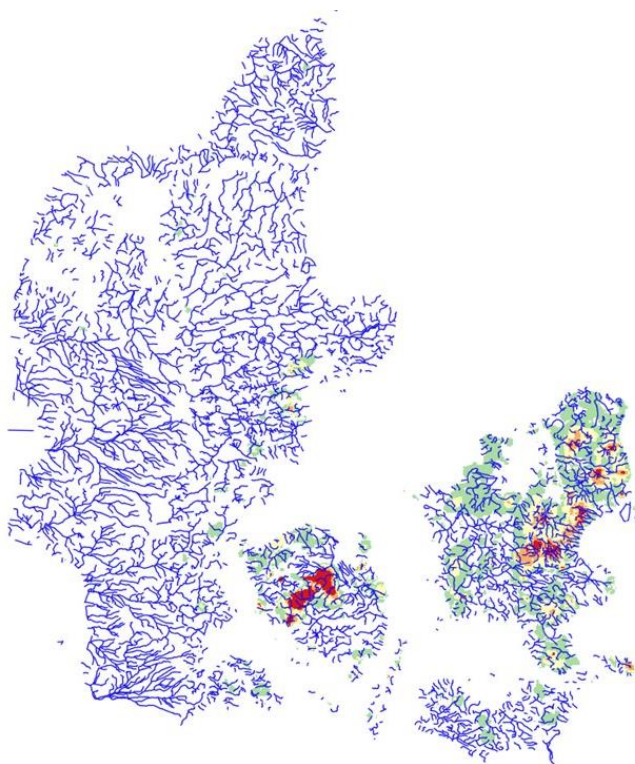




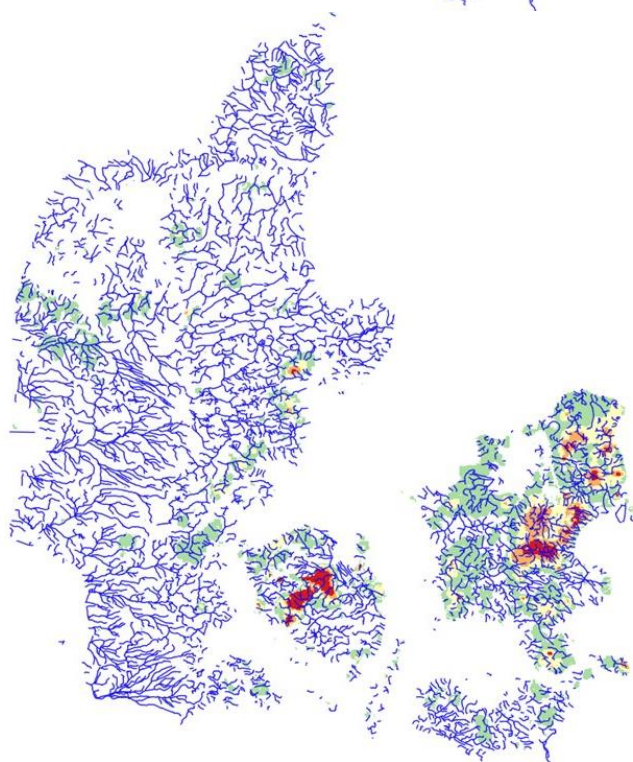
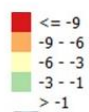


Appendix B Modelberegnete afsænkninger af trykniveau i hvert af lagene i DK modellen

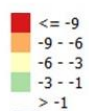


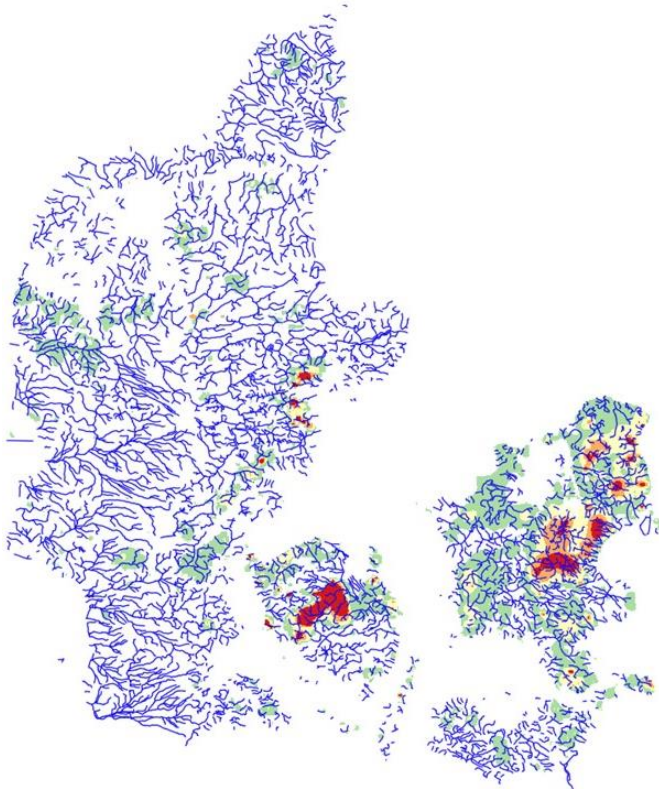


Afsækning af trykniveau ved vandindvinding
KS3 (m)

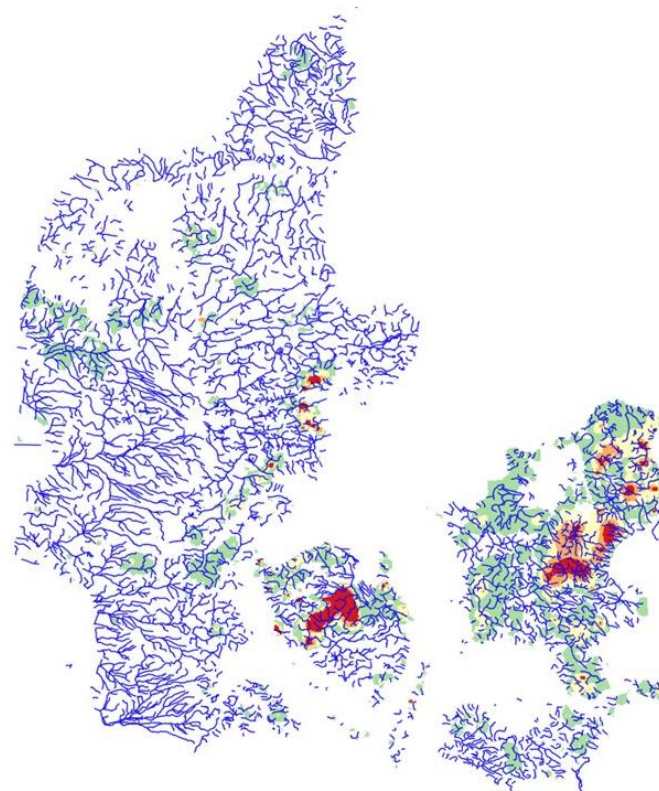
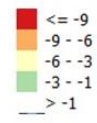


Afsækning af trykniveau ved vandindvinding
KS4 (m)

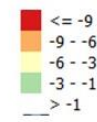


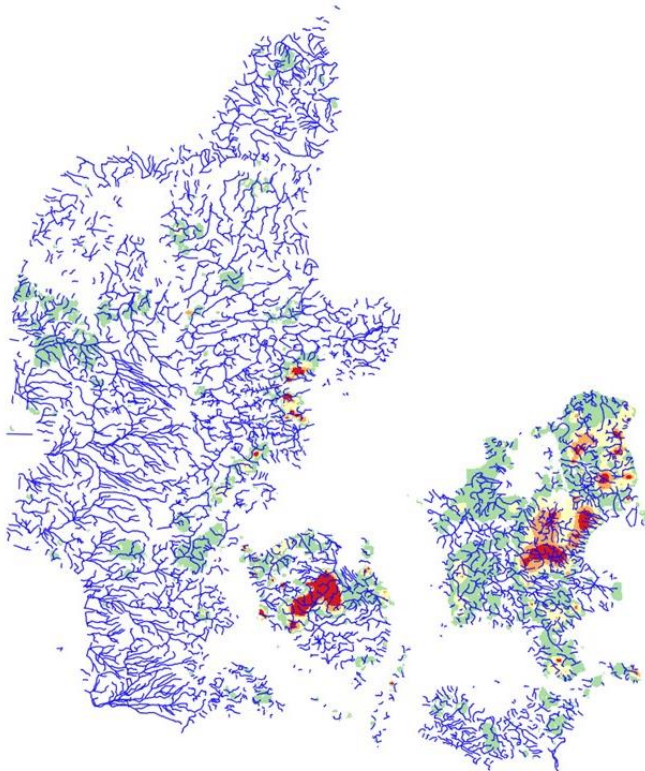


Afsækning af trykniveau ved vandindvinding
KS5 (m)

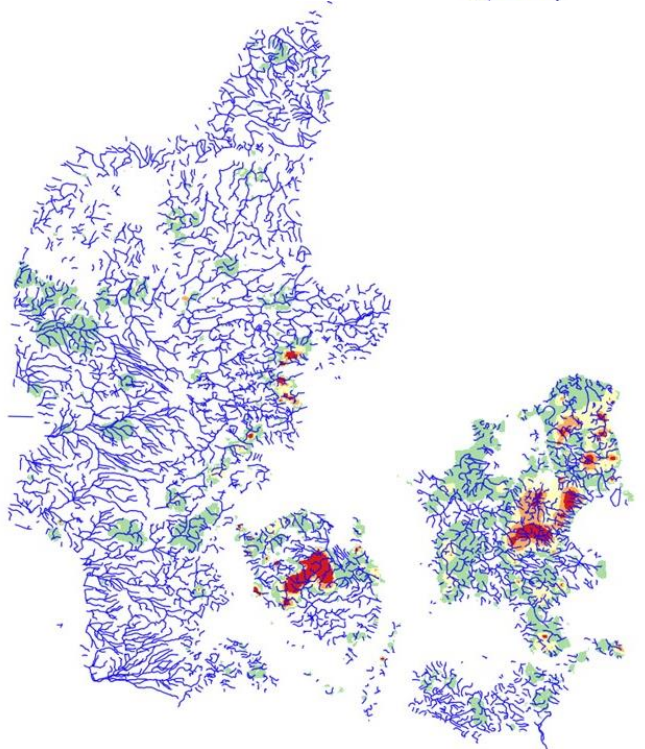
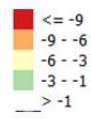


Afsækning af trykniveau ved vandindvinding
KS6 (m)

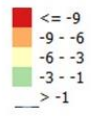


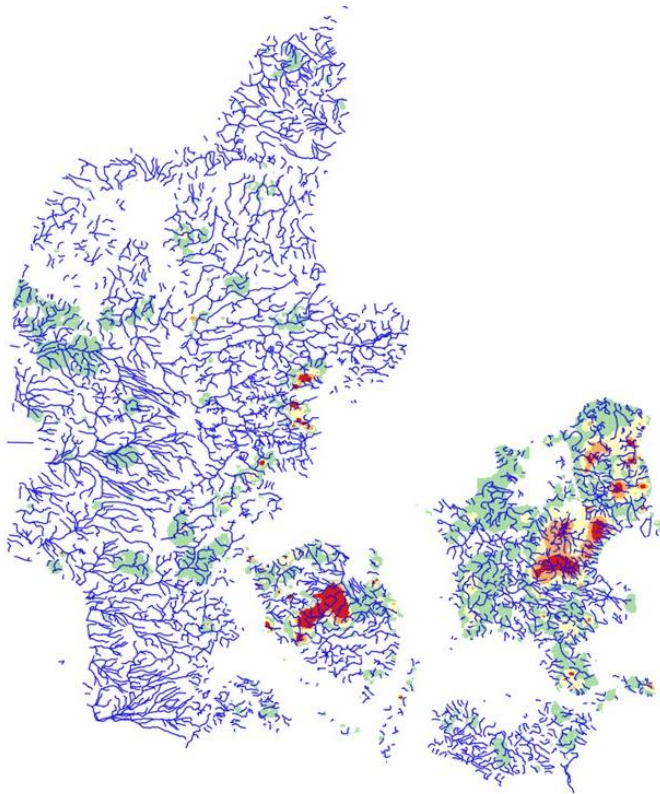


Afsænkning af trykniveau ved vandindvinding
PS1 (m)

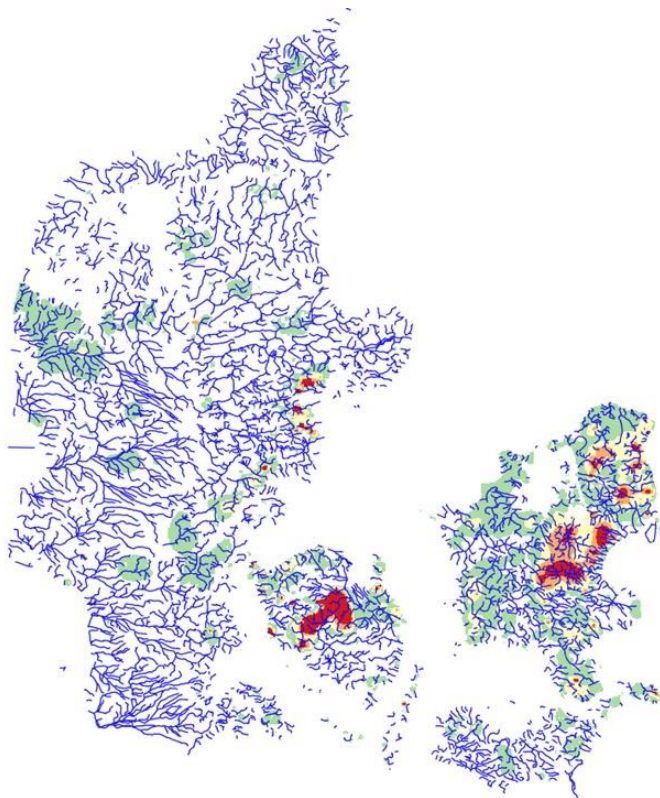
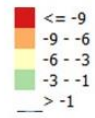


Afsænkning af trykniveau ved vandindvinding
PS2 (m)

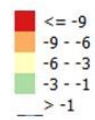


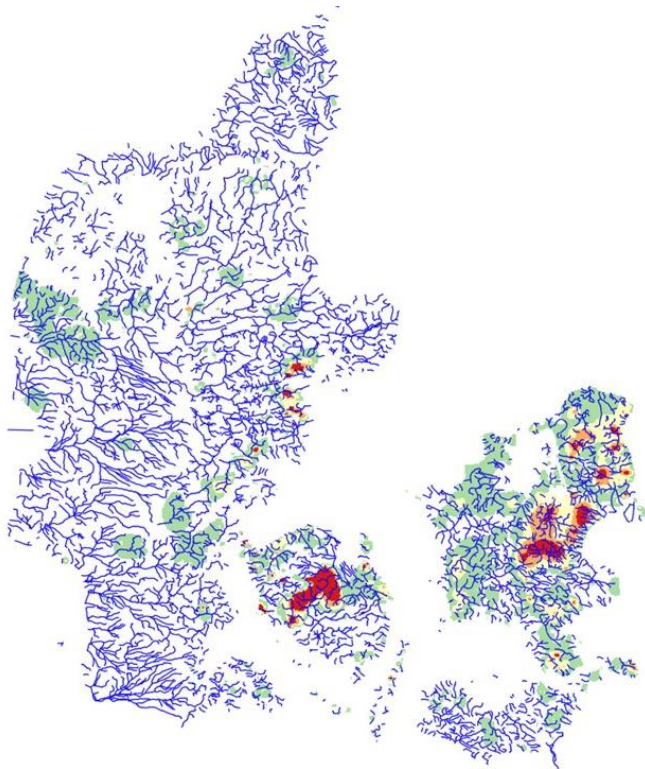


Afsækning af trykniveau ved vandindvinding
PS3 (m)

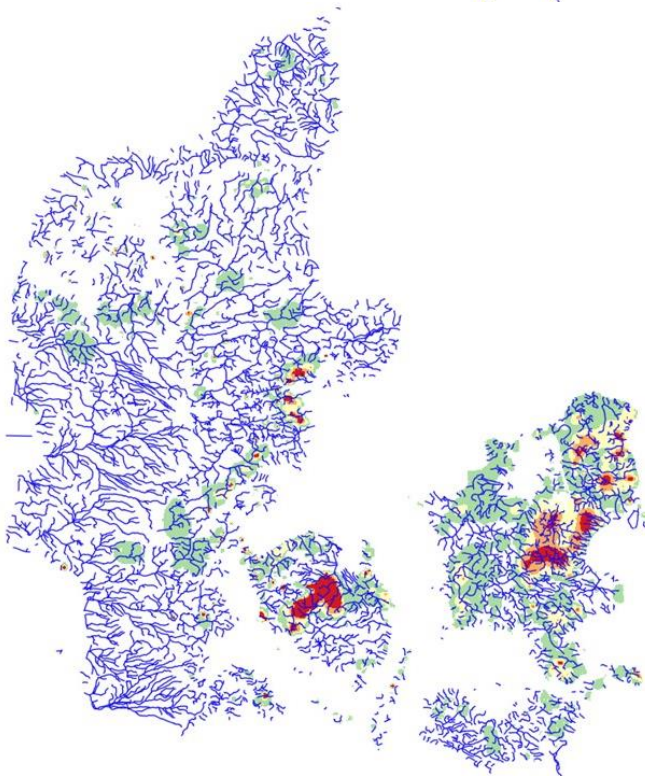
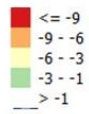


Afsækning af trykniveau ved vandindvinding
PS4 (m)





Afsækning af trykniveau ved vandindvinding
PS6 (m)



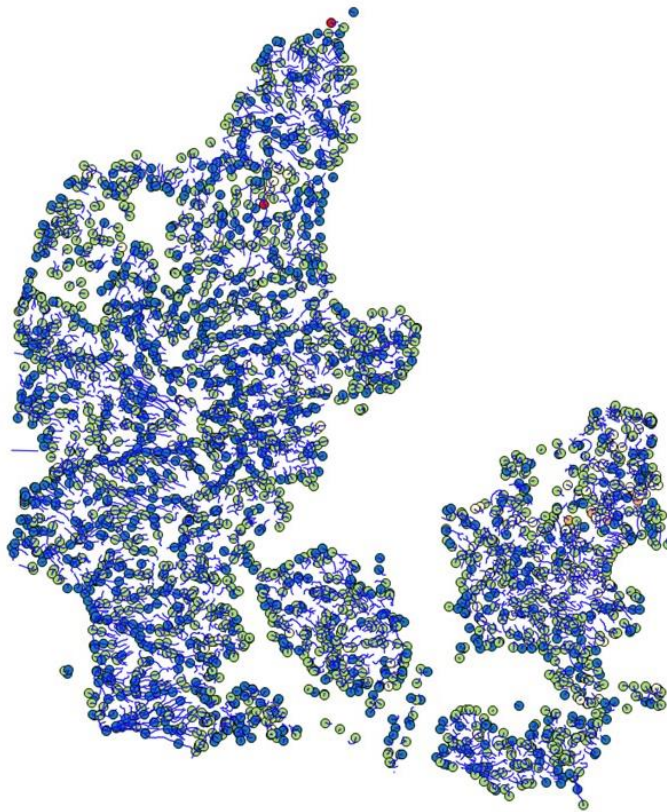
Afsækning af trykniveau ved vandindvinding
KALK (m)



Appendix C Modelberegnete vandløbspåvirkning

Appendix D Trendanalyser

ID15: Reduktion i DFFVa tilstand (EQR reduktion)



DFFVa EQR ænd ID15 2011-17

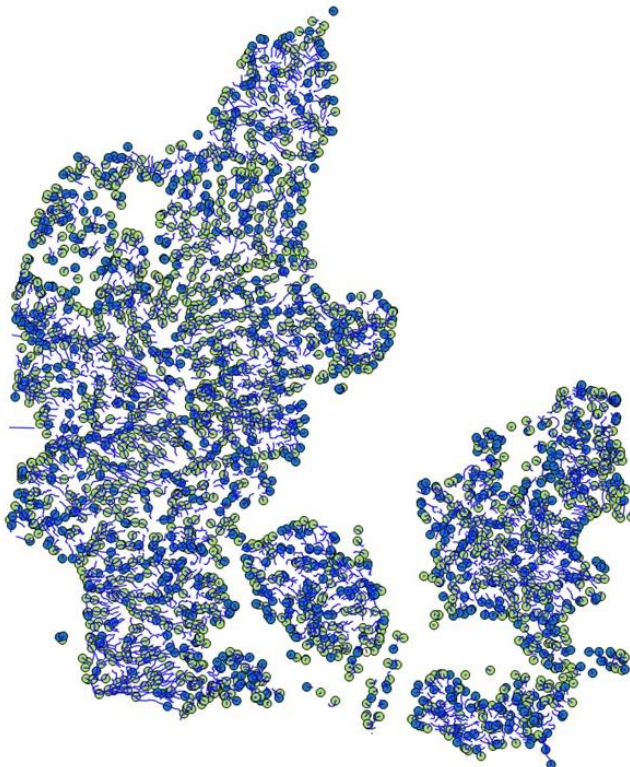
- -13791 - -0.22
- -0.23 - -0.16
- -0.12 - -0.05
- -0.05 - 0
- 0 - 19825

SOENDERSOE -0.56 EQR ændring (Sjælland)
 KAERSMOELLE_AA -0.38 EQR ændring (Nordjylland *)
 1040841 -0.29 EQR ændring (Nordjylland **)

*) Dambrug der indvinder grundvand, udledning ikke med i opsætning
 **) Ingen væsentlig vandindvindning, lille vandløb, EQR værdier udenfor interval 0-1



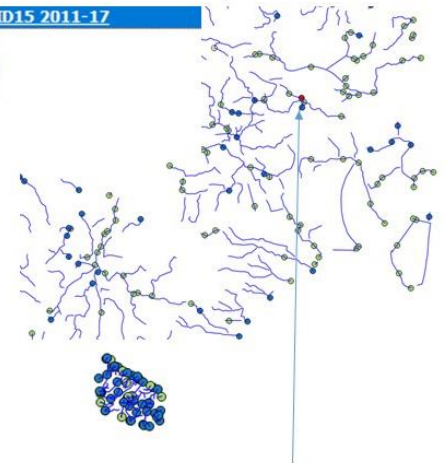
ID15: Reduktion i DVFI tilstand (EQR reduktion)



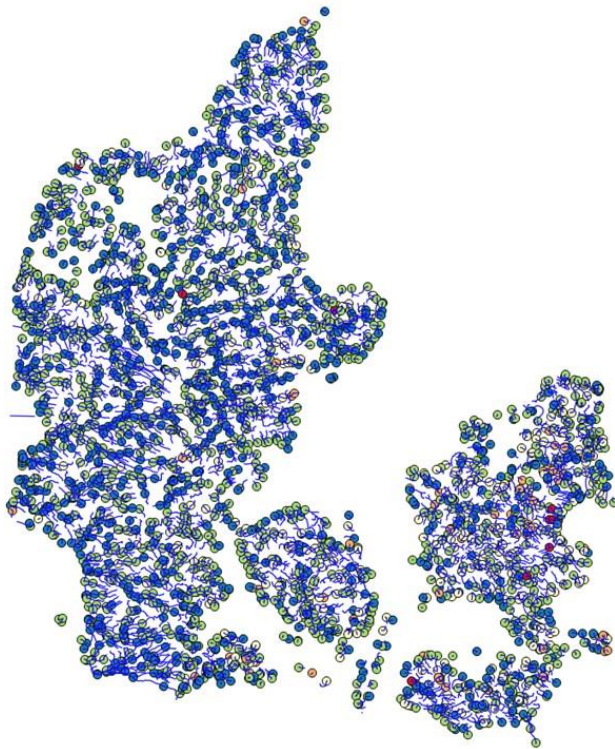
DVFI EQR ænd ID15 2011-17

- -336 - -0.24
- -0.22 - -0.12
- -0.16 - -0.06
- -0.06 - 0
- 0 - 60

SOENDERSOE -0.36 EQR ændring (Sjælland)
 (Forekomst: DKMS_3601_kalk)



ID15: Reduktion i DVPI tilstand (EQR reduktion)



DVPI EQR ænd 2011-17

- -13791 - -0.23
- -0.23 - 0.11
- -0.12 - -0.03
- -0.03 - 0
- 0 - 19825

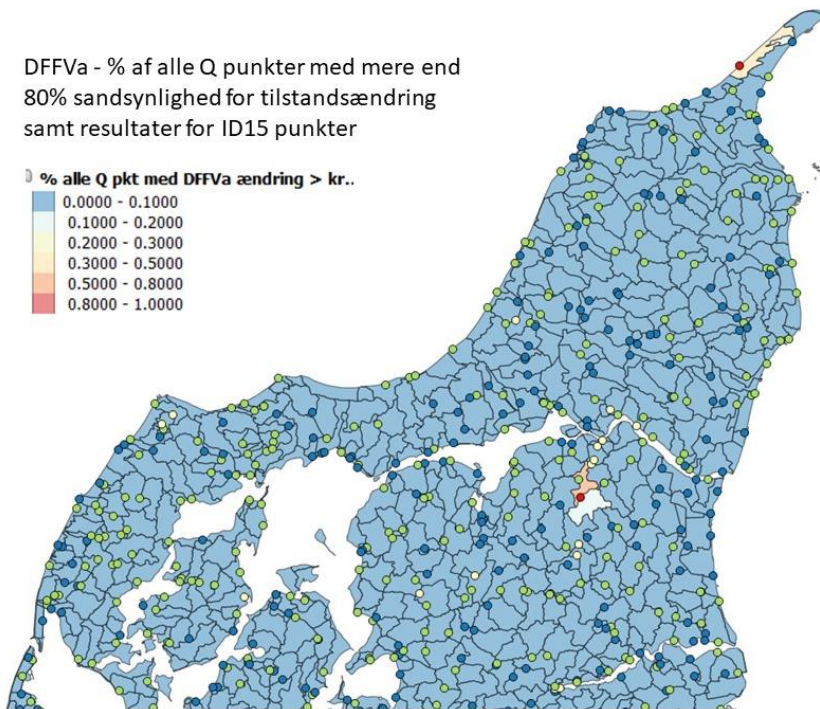
(vurderes for usikker, skal laves som % Q punkter indenfor ID15 opland)



DFFVa - % af alle Q punkter med mere end 80% sandsynlighed for tilstandsændring samt resultater for ID15 punkter

% alle Q pkt med DFFVa ændring > kr..

- 0.0000 - 0.1000
- 0.1000 - 0.2000
- 0.2000 - 0.3000
- 0.3000 - 0.5000
- 0.5000 - 0.8000
- 0.8000 - 1.0000



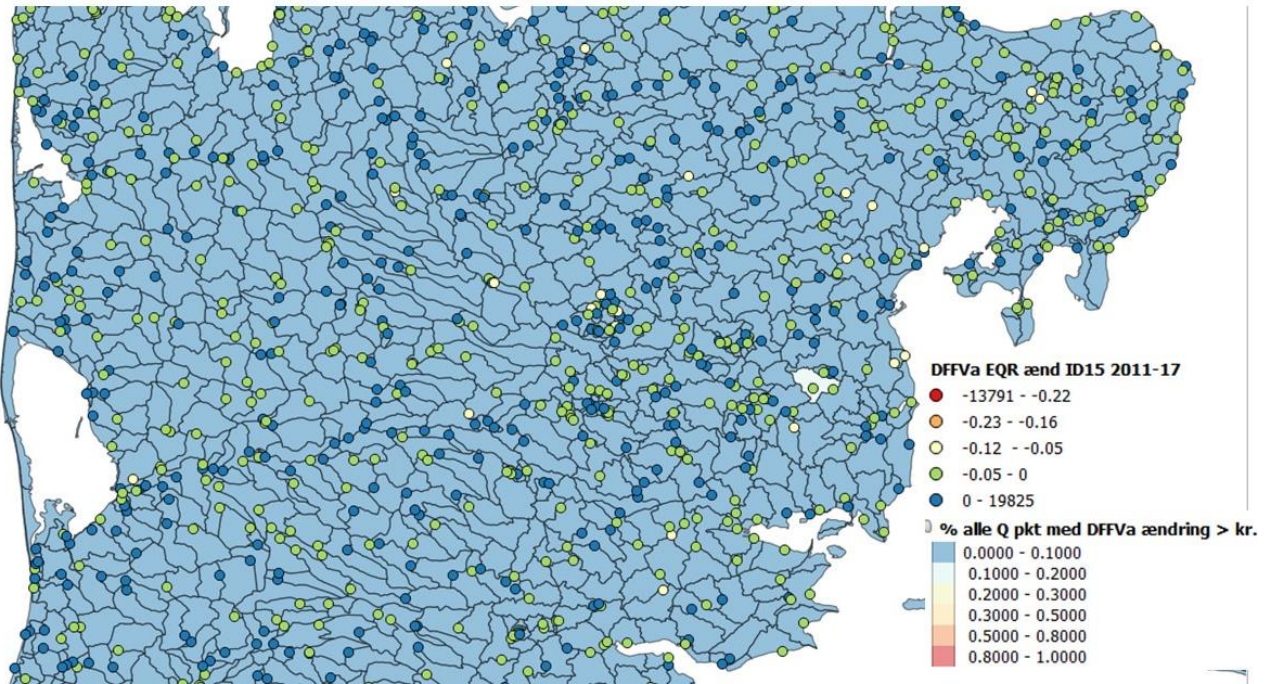
DFFVa EQR ænd ID15 2011-17

- -13791 - -0.22
- -0.23 - -0.16
- -0.12 - -0.05
- -0.05 - 0
- 0 - 19825

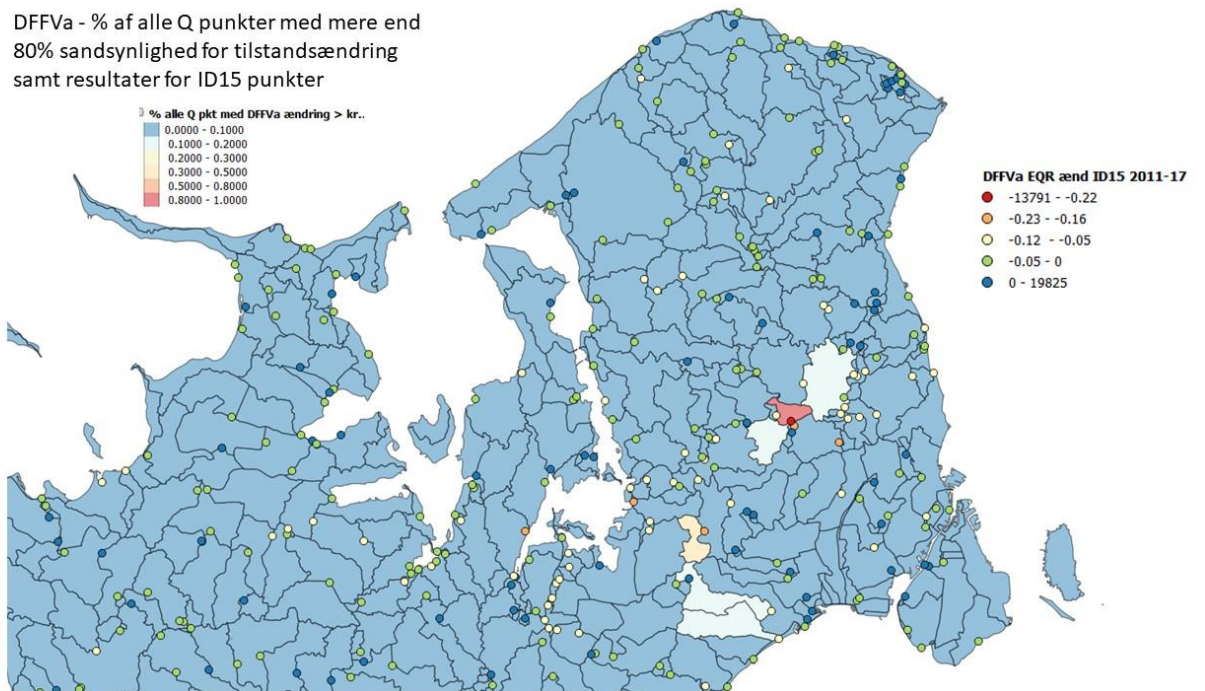


Ingen af de to ID15 opland har reelle problemer

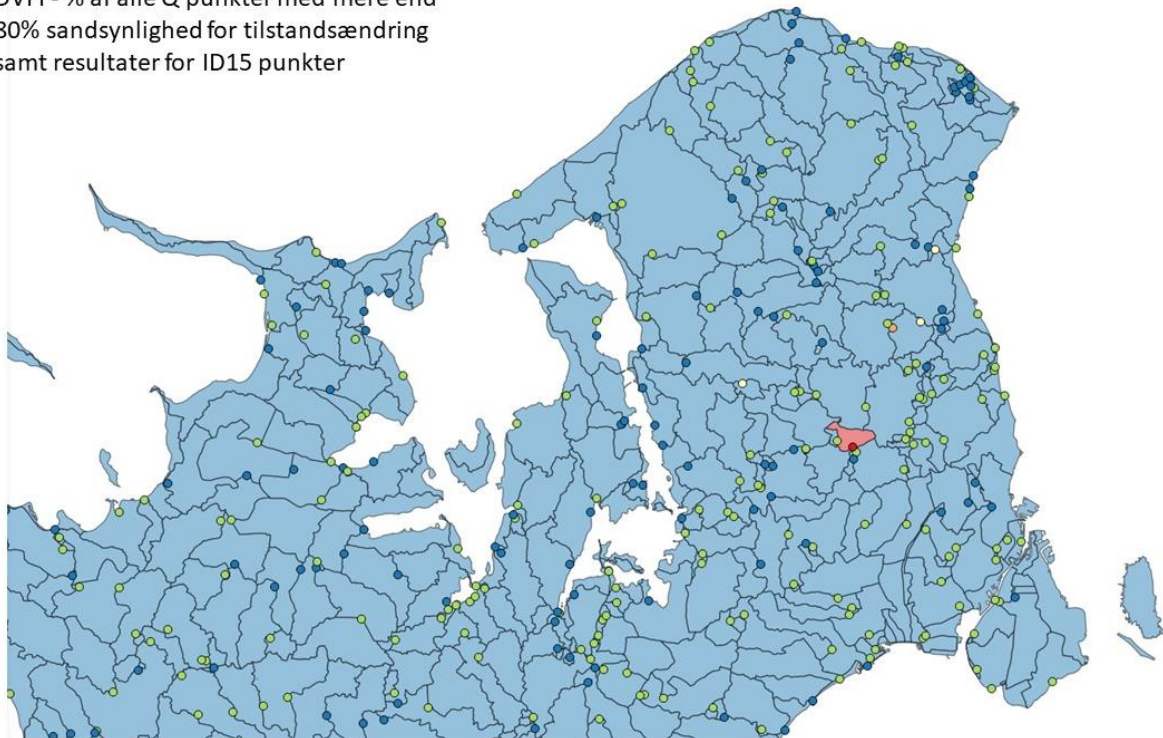
DFFVa - % af alle Q punkter med mere end 80% sandsynlighed for tilstandsændring samt resultater for ID15 punkter



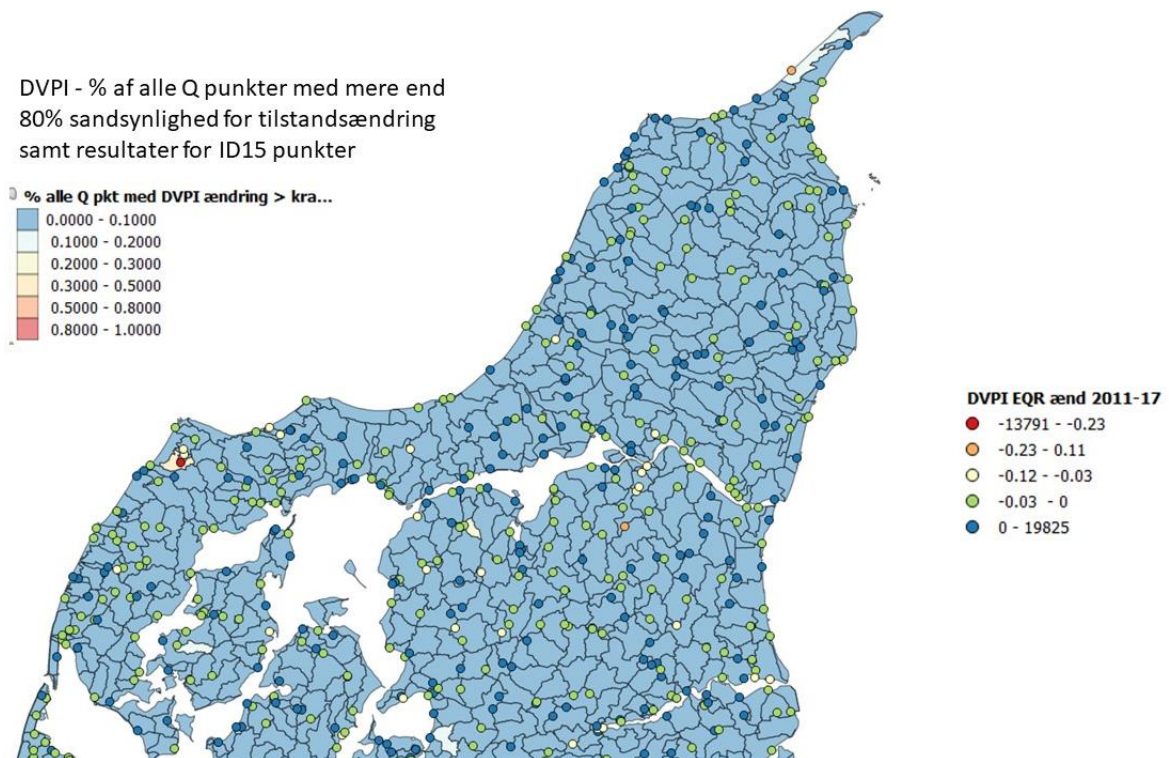
DFFVa - % af alle Q punkter med mere end 80% sandsynlighed for tilstandsændring samt resultater for ID15 punkter



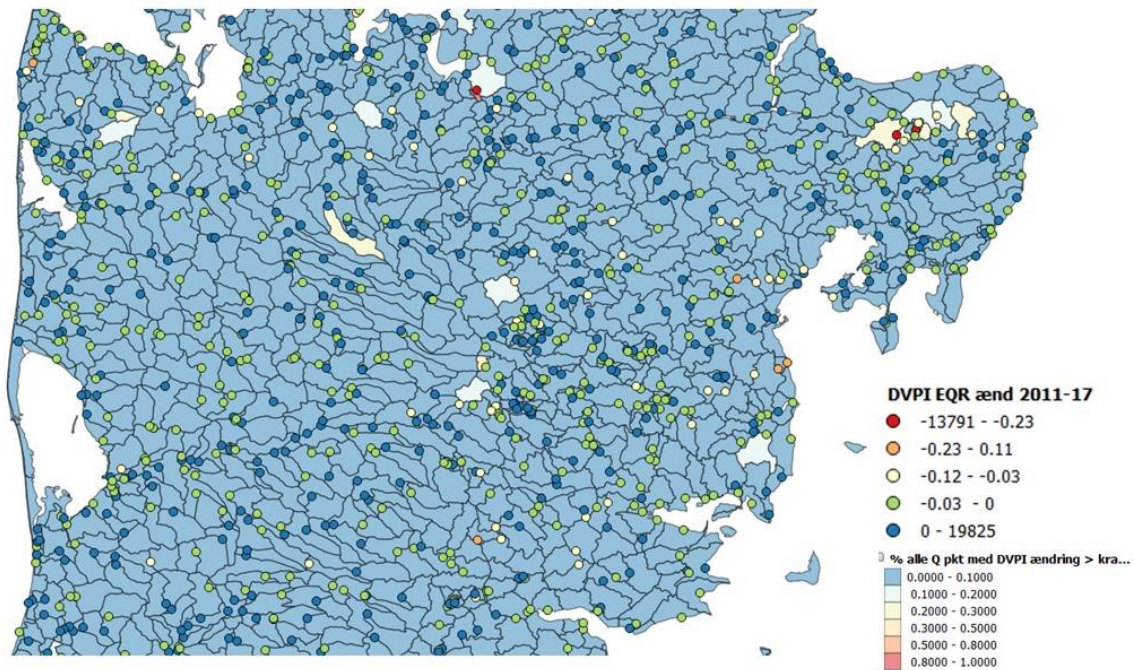
DVFI - % af alle Q punkter med mere end 80% sandsynlighed for tilstandsændring samt resultater for ID15 punkter



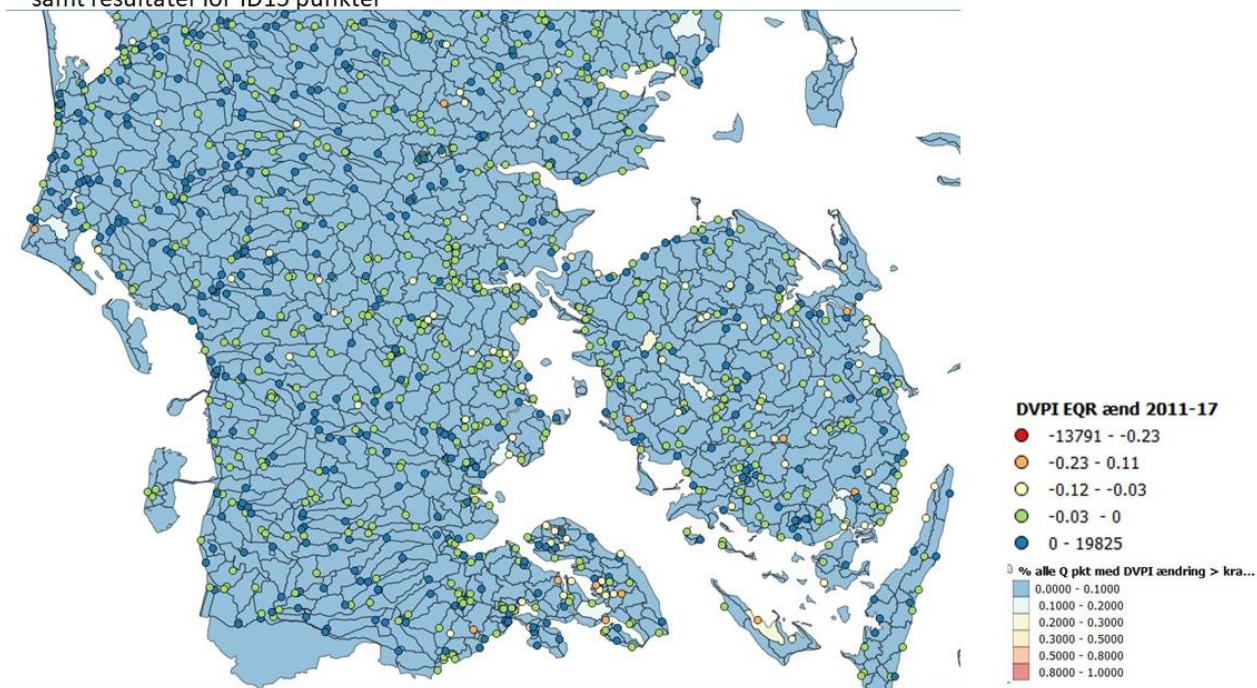
DVPI - % af alle Q punkter med mere end 80% sandsynlighed for tilstandsændring samt resultater for ID15 punkter



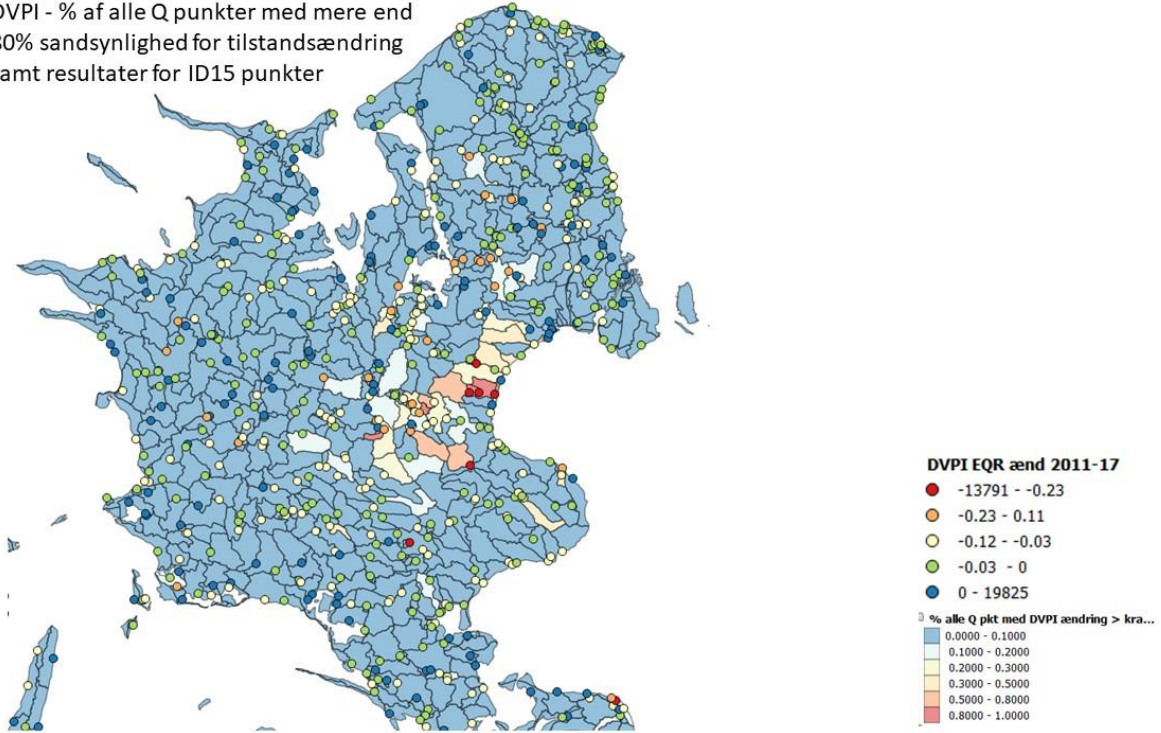
DVPI - % af alle Q punkter med mere end
80% sandsynlighed for tilstandsændring
samt resultater for ID15 punkter



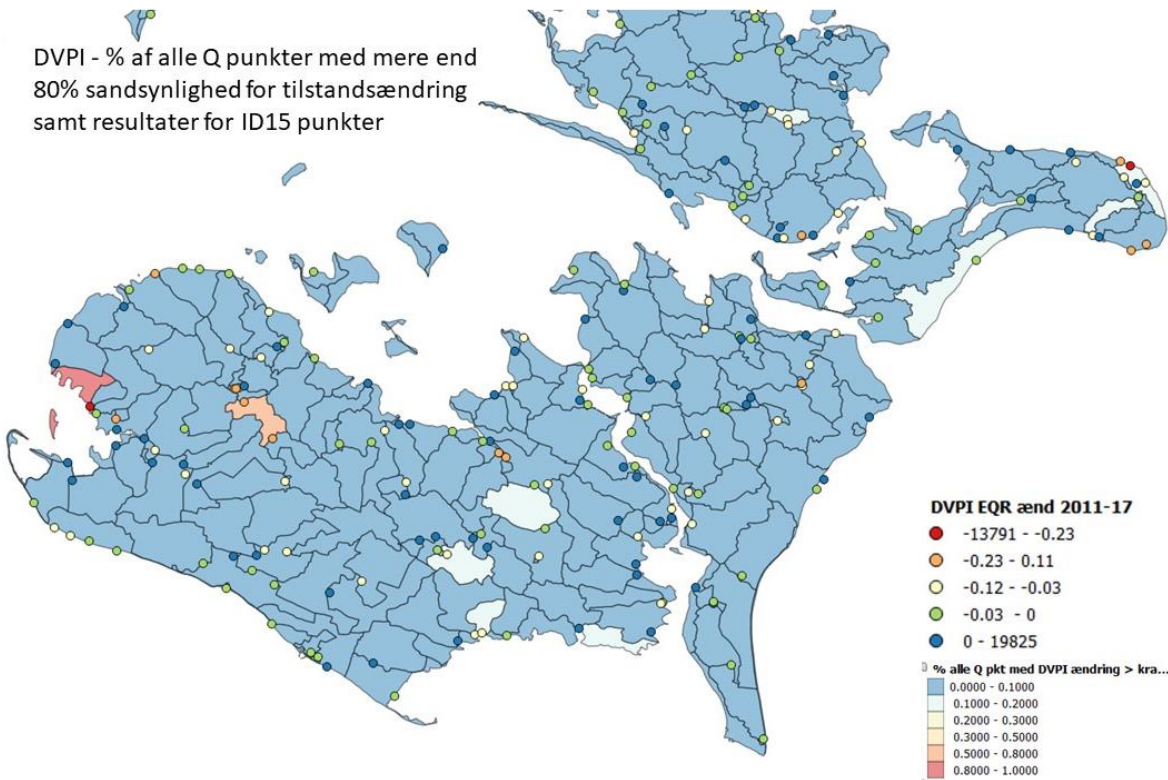
DVPI - % af alle Q punkter med mere end
80% sandsynlighed for tilstandsændring
samt resultater for ID15 punkter



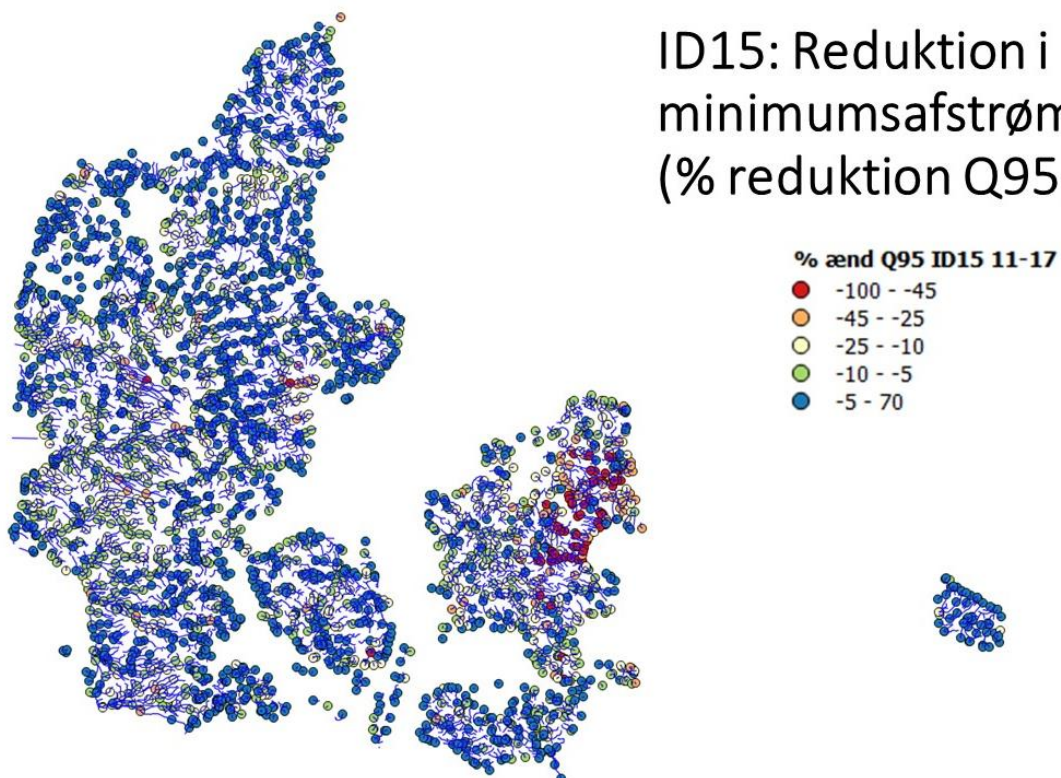
DVPI - % af alle Q punkter med mere end 80% sandsynlighed for tilstandsændring samt resultater for ID15 punkter



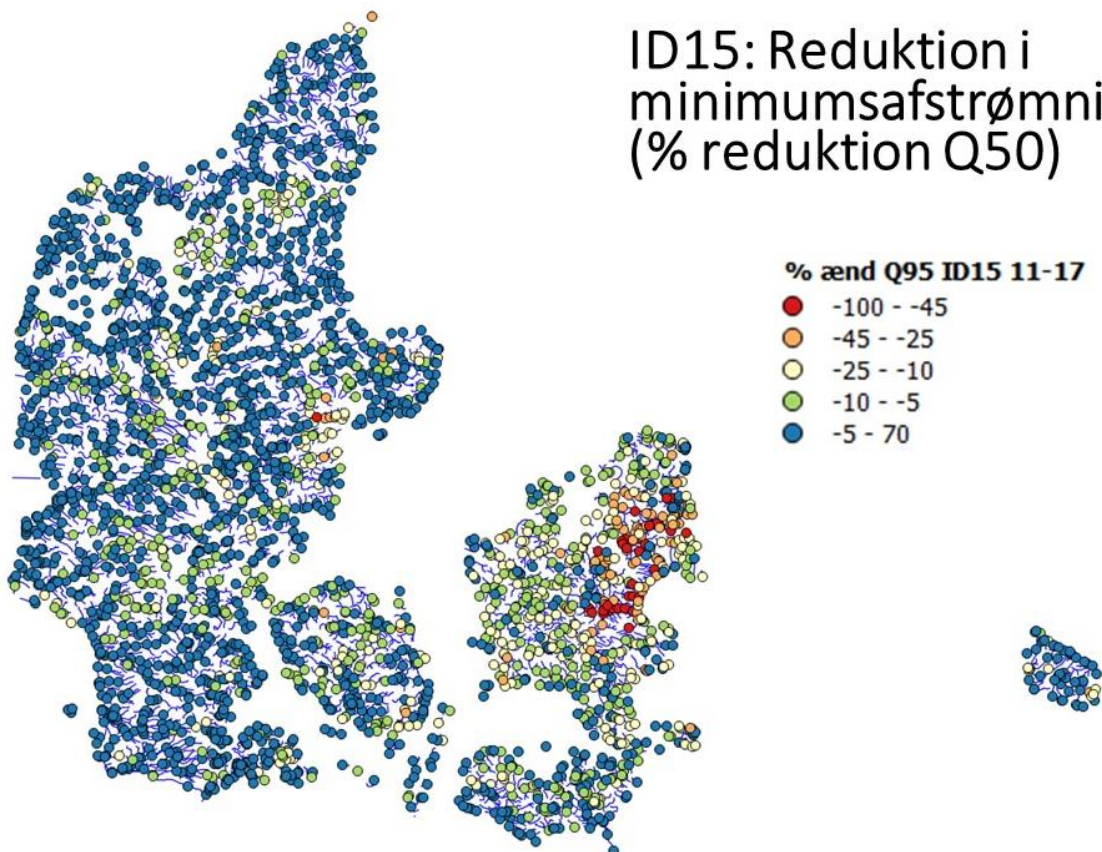
DVPI - % af alle Q punkter med mere end 80% sandsynlighed for tilstandsændring samt resultater for ID15 punkter



ID15: Reduktion i minimumsafstrømning (% reduktion Q95)



ID15: Reduktion i minimumsafstrømning (% reduktion Q50)



Appendix D Trendanalyser for sulfat og klorid

Appendix D

Simple assessment of possible impact of abstraction on groundwater chemistry

Sulfate and chloride trends in groundwater bodies with a utilization degree
of more than 30 %

Denitza Voutchkova, Jörg Schullehner & Birgitte Hansen



G E U S

Content

1.	INTRODUCTION	6
2.	METHODS	7
2.1	Data sources	7
2.2	Data handling	7
2.3	Outliers assessment	9
2.4	Additional linear regression quality assessment	11
3.	RESULTS	13
3.1	Overall trends	13
3.2	Overview of trends for specific groundwater bodies	17
4.	LIMITATIONS	21
5.	CONCLUSION AND RECCOMENDATIONS FOR FURTHER WORK	22
6.	REFERENCES	23
	Appendix 1: Sulfate trends, additional figures and tables	24
	Appendix 2: Chloride trends, additional figures and tables	30
	Appendix 3 Overviews for each water body	36
	Dkmf_1117_ks.....	36
	Dkmf_1304_ks.....	37
	Dkmf_1312_ks.....	39
	Dkmf_1328_kalk.....	41
	Dkmf_1340_kalk.....	43
	Dkmj_592_ks.....	45
	Dkmj_597_ks.....	47
	Dkmj_730_ks.....	49
	Dkms_3010_ks.....	51
	Dkms_3487_ks.....	53
	Dkms_3583_kalk.....	55
	Dkms_3601_kalk.....	57
	Dkms_3611_kalk.....	60
	Dkms_3613_kalk.....	61
	Dkms_3614_kalk.....	63
	Dkms_3618_kalk.....	65
	Dkms_3622_kalk.....	67
	Dkms_3624_kalk.....	69
	Dkms_3626_kalk.....	72

Dkms_3627_kalk.....	74
Dkms_3628_kalk.....	76
Dkms_3629_kalk.....	79
Dkms_3652_ks	81
Dkms_3655_ks	83

1. INTRODUCTION

This report describes a first simple assessment of the possible impact of groundwater abstraction on groundwater quality. The report is prepared by the Department of Groundwater and Quaternary Geological Mapping at GEUS in October – November 2019 for The Danish Environmental Agency (Miljøstyrelsen) to be used in their work for The River Basin Plan 3 (Vandplan 3).

The analysis focuses on groundwater bodies with a utilization degree of more than 30 %, (therefore in risk of quantitative bad status), as assessed by the Hydrology Department at GEUS. In all, 92 groundwater bodies have a utilization degree of more than 30 %, and these groundwater bodies are the study objects of this report. Of these 36 groundwater bodies are larger than 6.25 km², and 53 are relatively small groundwater bodies.

The possible impact from abstraction on the groundwater chemistry in these groundwater bodies is investigated by linear regression for chloride and sulfate concentrations in monitoring points (screens) in wells with more than 8 years of data, following an EU guideline based on data from 1988 - 2016. A total of 24 groundwater bodies passed our selection criteria and were investigated for trend in sulphate and/or chloride content in groundwater based one or more monitoring wells.

A trend is interpreted as increasing if the slope coefficient of the linear regression line through the measurement points is positive and decreasing if negative.

The trend analysis results are grouped by drawdown levels from the groundwater model in the cell corresponding to the specific monitoring point in the well. The drawdown is an average from a stationary simulation for the period 2011 – 2017. Here we use drawdown instead of groundwater abstraction (volume), because the groundwater table (and the changes in it) are potentially driving changes in groundwater quality.

The results of this first simple assessment only give an indication of a possible impact on groundwater quality from abstraction and is not directly usable for status evaluation of the groundwater bodies. More detailed analyses could be done later as for example cross-correlation analyses between time series of abstraction drawdown and the chloride/sulfate concentrations at the monitoring point taking the infiltration time into account.

There might be several reasons for the observed trends in the chloride and sulfate concentrations for the 92 analyzed groundwater bodies, which are not investigated further in this report. The different sources for the trends could for example be: leaching of chloride from road salt or fertilizers, intrusion of seawater, formation of sulfate from pyrite oxidation, intrusion of water from different geologic layers due to abstraction etc.

Thus, the aim of the present analysis is to assess if the groundwater chemistry, at monitoring points within the groundwater bodies that are at risk of a bad state, might be impacted by abstraction. This report presents the results, limitations and recommendations for further work.

2. METHODS

The analysis focuses on groundwater bodies with a utilization degree of more than 30 %, and therefore in risk of bad status. In all, 92 groundwater bodies have a utilization degree of more than 30 %, and these groundwater bodies are the study objects of this report.

The possible impact from abstraction on the groundwater chemistry in these groundwater bodies are investigated by linear regression for chloride and sulfate concentrations in monitoring points (screens) in wells with more than 8 years of data following an EU guideline (Grath et al 2001).

2.1 Data sources

Three data sources were combined for the purposes of the analysis:

1. Chloride and sulfate data comes from groundwater analyses in the analysis package called “Boringskontrollen” from public waterworks, reported in the GRUMO report in 2019 (Thorling et al., 2019).
2. The monitoring points with chemical analyses in association with the groundwater body (GVF) were provided by Henriksen et al. 2019
3. Raster based information on simulated drawdown from the groundwater model for each model layer (n=13). The drawdown is an average from a stationary simulation for the period 2011 – 2017.

2.2 Data handling

- I. Raster sampling in QGIS: for all well locations from data source 1, we extracted the drawdown (raster cell where the well is located) from each of the 13 model layer (raster-format) from data source 3. This information was appended to the file with the chemical data.
- II. All data-source files (after I.) were loaded to R, where we carried all further analyses.
- III. The data preparation step included:
 - a. **Linking all relevant data-sources.** All joins were done with keys BORID and INDTAGSNR.
 - b. **Filtering the GVF file.** Only the 92 GVF with >30% utilization degree (udnyttelse) are retained.
 - c. **Only the relevant drawdown for each well monitoring point was retained.** In step I all layers were sampled, so there was a need to identify which drawdown was relevant. To do this, for each well monitoring point we extracted the layer code (e.g. ps4, kalk, ks3 etc.) from the MAGASINID. Then we matched the layer code with the drawdown extracted from the same raster layer.
 - d. **Filtering for sampling year.** Only samples with sampling date in 2016 or earlier are retained. Thus, the chemical data covered the period 1988 – 2016.
 - e. **Split the dataset.** The dataset is split into one subset for Cl and one subset for SO4.
 - f. **Excluded erroneous samples.** Zero or negative concentrations (errors) or NA (missing data) are excluded.
 - g. **Checked for number of distinct years with Cl and SO4 analysis.**
 - h. **Joined the results.**

- i. **Filtering the two subsets for SO₄ and Cl.** Only monitoring points with ≥8 years of data (SO₄ or Cl) were retained.

After completing the data handling procedures, it was found that from the 92 groundwater bodies with more than 30% utilization degree (udnyttelse):

- 24 groundwater bodies (27%) have enough **Cl** data for further trend analysis with total 286 regressions (Cl ~ sampling year) based on well monitoring points;
- 23 groundwater bodies (26%) have enough **SO₄** data for further trend analysis with total 262 regressions (SO₄ ~ sampling year) based on well monitoring point.

Overview of chemical data availability is provided in Figure 1.

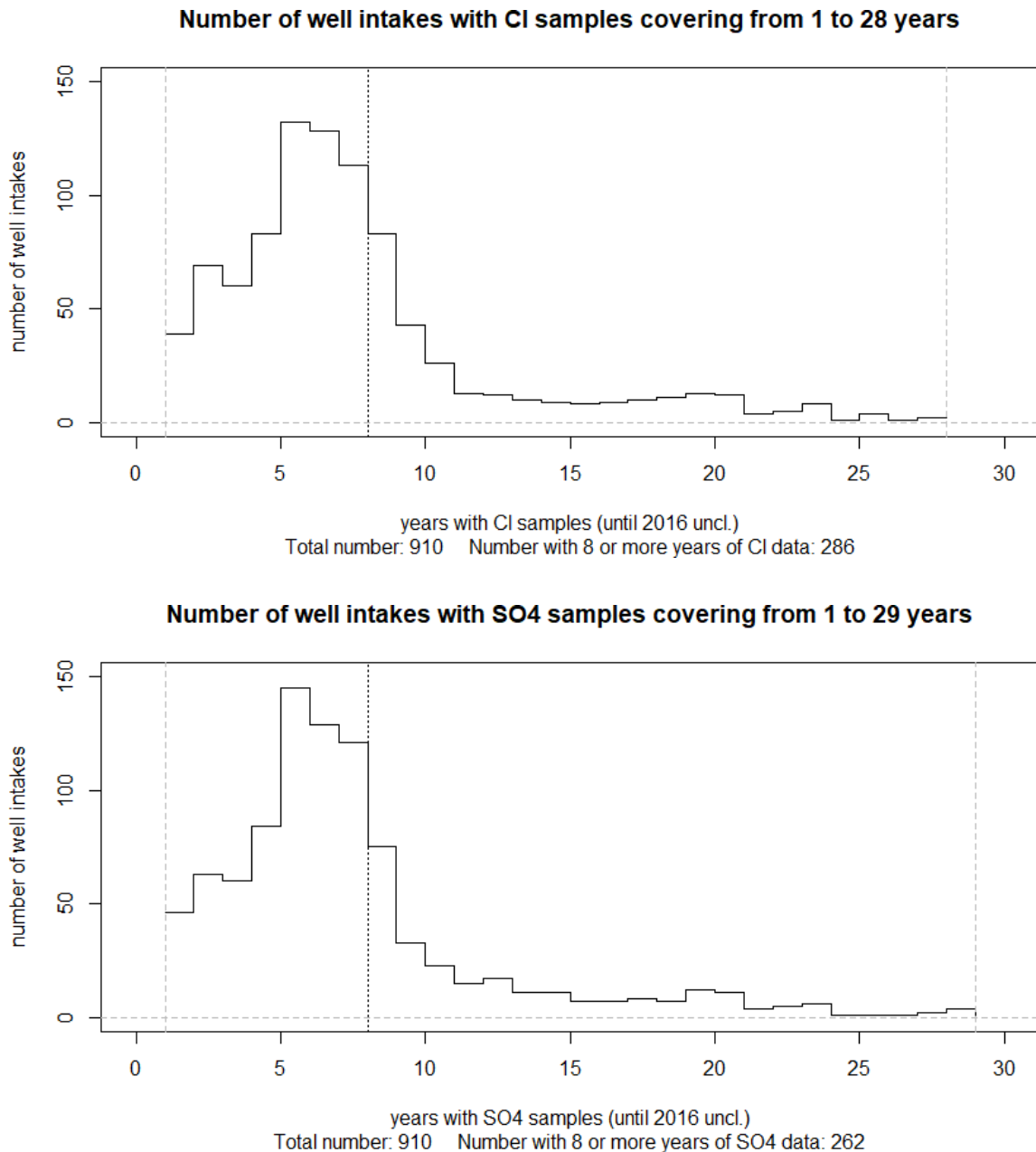


Figure 1 Availability of chemical data; upper plot: Cl; lower plot: SO₄

2.3 Outliers assessment

Regression analysis is performed here based on a traditional parametric linear regression (general equation of the linear regression: $Y = a + bX$, where Y is the concentration, X is the sampling year, a is the intersection and b is the slope). This method is very sensitive to outliers, thus we implemented the following **four-step outlier-detection procedure**:

1. Identify influential observations based on Cook's distance and the regression diagnostics plot "Residuals vs. Leverage"; These are extreme values which have an effect on the regression;
2. Identify outliers based on visual inspection of the individual time series;
3. If 1) and 2) are in agreement, then the extreme observation is marked as an outlier based on the raw data;
4. After the data has been \log_{10} transformed, checked if the observations from 3) continue to be formal outliers (based on Cook's distance)

This procedure was chosen over the formal outlier detection (only step. 1) to limit the mechanistic removal of observations and to allow for a qualitative assessment of individual cases. When an observation was identified as an outlier based on the 4-step process, either:

- the specific observation is removed from the monitoring point time series, if there are 9+ years of observations (min 8y remain after removal) (**Condition a**)
- the monitoring point (all observations) is removed from the dataset, if there are 8 years of observations (if outlier is removed, then there will be <8y remaining, which fails the initial quality criteria) (**Condition b**)

All diagnostic plots and a summary of the individual assessment for 262 linear regression models for SO₄ and 286 models for Cl are archived and can be provided upon request. The outliers were identified by double-checking with the specific model output and the specific data subset. All identified and removed outliers are presented in Table 1 (SO₄ subset) and Table 2 (Cl subset).

Table 1 Overview of GVF and outlier account (SO₄ sub-set); n stands for number

GVF	All monitoring points (n)	Step 3: Monitoring points with outliers (n)	Step 4: Monitoring points with outliers (n)	Exclude BORID (Condition b)
dkms_3655_ks	16	4 (x1 or 2 outl.)	3 (x1)	170471, 157645
dkms_3629_kalk	1	1 (x1)	-	-
dkms_3627_kalk	70	8 (x1 or 2 outl.)	7 (x1 or 2 outl.)	174291
dkms_3626_kalk	5	1 (x1)	1 (x1)	-
dkms_3622_kalk	6	2 (x1)	2 (x1)	192442, 192808
dkms_3618_kalk	10	2 (x1)	2 (x1)	-
dkms_3601_kalk	41	5 (x1)	5 (x1)	154006, 158821, 222985
dkms_3583_kalk	18	7 (x1)	7 (x1)	-
dkmj_730_ks	2	2 (x1)	2 (x1)	106215
dkmj_597_ks	8	2 (x1)	2 (x1 or 2 outl.)	-
dkmj_592_ks	11	1 (x1)	1 (x2)	-
dkmf_1304_ks	5	2 (x1)	2 (x1)	-
FINAL for removal			29 outliers (for 25 monitoring points)	9 monitoring points

Table 2 Overview of GVF and outlier account (CI sub-set); n stands for number

GVF	All monitoring points (n)	Step 3: Monitoring points with outliers (n)	Step 4: Monitoring points with outliers (n)	Exclude BORID (Condition b)
dkms_3655_ks	18	4 (x1 or 2)	3 (x1)	157645
dkms_3652_ks	3	1 (x1)	1 (x1)	-
dkms_3628_kalk	24	2 (x1)	2 (x1)	-
dkms_3627_kalk	64	5 (x1)	5 (x1)	-
dkms_3624_kalk	21	1 (x1)	-	-
dkms_3618_kalk	10	3 (x1 or 2)	3 (x1 or 2)	-
dkms_3614_kalk	19	3 (x1 or 2)	1 (x1)	197078, 197213
dkms_3613_kalk	5	1 (x1)	-	196453
dkms_3611_kalk	1	1 (x1)	-	193907
dkms_3601_kalk	42	7 (x1)	6 (x1)	163448
dkms_3583_kalk	18	3 (x1 or 2)	3 (x1 or 2)	-
dkmj_597_ks	8	2 (x1)	2 (x1)	-
dkmj_592_ks	12	1 (x1)	1 (x1)	-
dkmf_1328_kalk	5	1 (x1)	-	141665
dkmf_1304_ks	5	2 (x1 or 2)	2 (x1)	-
FINAL for removal			31 outliers (for 29 monitoring points)	7 monitoring points

Before the outlier assessment, the SO4 subset had 4346 observations and the CI subset had 5093 observations.

We excluded 2.6% of the SO4 observations, from which 1.9% due to **Condition b** and 0.7% due to **Condition a**. From the CI subset, we excluded in total 1.8%, from which 1.2% due to **Condition b** (7 monitoring points) and 0.6% due to **Condition a** (31 individual outliers).

The effect of outlier removal on the linear regression models is visualized on Figure 2. The final SO4 dataset (after outlier removal) has 4234 observations and R^2 increased for 19 and decreased for 6 of the changed models (25 in total). The final CI dataset has 5002 observations (after outlier removal) and overall, R^2 increased for 24 and decreased for 5 of the changed models (29 in total).

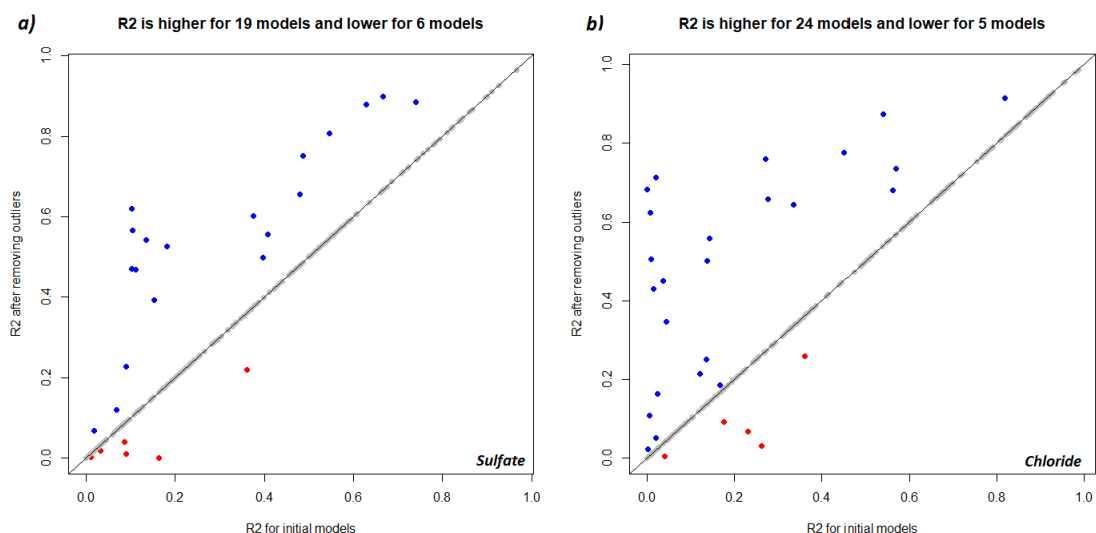


Figure 2 Comparison of R^2 values before and after outlier removal for Sulfate (a) and Chloride (b). Each dot represents a model; colors: higher R^2 (blue), lower R^2 (red) after removing outliers;

2.4 Additional linear regression quality assessment

Both the diagnostic plots and the visual inspection of the time series indicate that non-linear relation between concentration (Y) and sampling year (X) would be more appropriate for some of the monitoring points. Next to the observed non-linearity, another issue with some of the models is non-normality of the residuals. To address these issues, we tested the effect of a logarithmic transformation, i.e. the model $\log_{10}(\text{Concentration}) = a + b \times \text{Sampling year}$. Before transforming the data, we set an overall quality assurance criterion for accepting the transformation: if R^2 improves for more than half of the models for the specific subset (SO₄ or Cl), then we would accept the transformation. An individualized approach would potentially improve further R^2 , however in the given time frame and for the purposes of this general overview, such approach was deemed impractical.

Since R^2 improved for more than half of the models (54.2%) for SO₄ subset, the \log_{10} -transformed model was selected as the final one. The slope was back-transformed (10^{slope}) and presented as % change (increase/decreases) per unit of change in x (year).

However, R^2 did not improve for more than half of the Cl subset models (only for 47.7%), on the contrary, the \log_{10} transformation decreased R^2 for 52.3% of the models, thus the \log_{10} -transformation was rejected and the final model was the non-transformed one (after outlier removal). For consistency in results presentation and to be able to make trend comparison that is not affected by the difference in concentration magnitude, the slope (mg/l/y) was expressed as a relative change in % (slope/mean*100%).

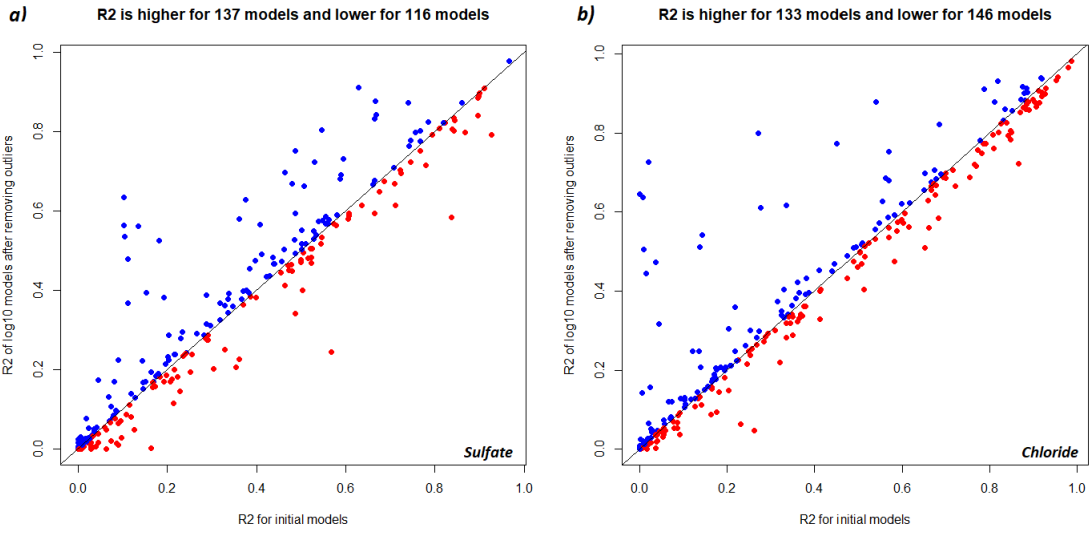


Figure 3 Comparison of R^2 values between the initial models (x-axis), and the cleaned and log10 transformed SO4 (a) and Cl (b) models (y-axis)

3. RESULTS

Figure 4 shows the location of the groundwater bodies covered in the trend analysis. First, we present the overall trend distribution for both sulfate and chloride. Then, we group the results by drawdown and/or groundwater body.

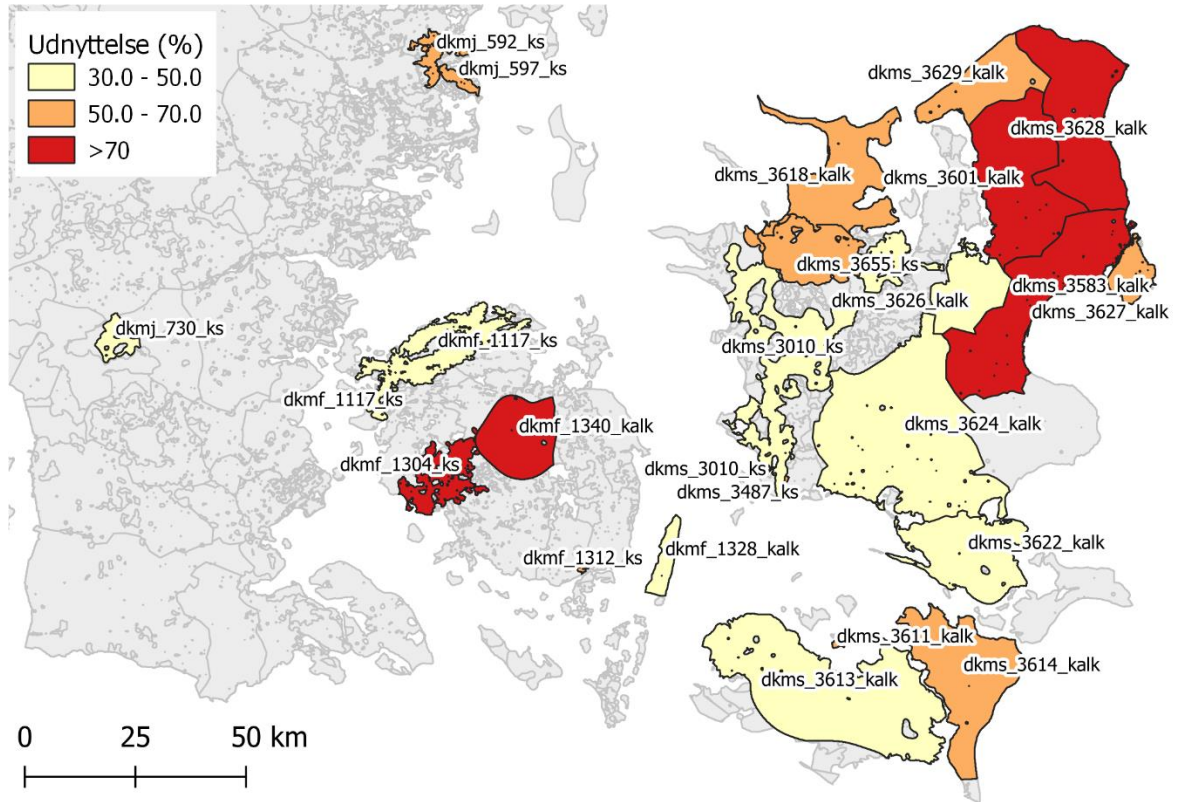


Figure 4 Groundwater bodies included in the trend analysis (n=24)

3.1 Overall trends

Table 1 presents an overview of the total number of positive/negative and/or significant/not significant linear trends, while Figure 5 and Figure 6 visualize them spatially. Statistical significance is assessed based on confidence level 95% ($\alpha=0.05$).

Table 3 Overall number (n) of positive and negative trends for Sulfate and Chloride (positive = increase; negative = decrease); statistical significance is assessed at 95% confidence level (if $p < 0.05$ - significant)

	Confidence level 95% ($\alpha=0.05$)	Sulfate (n)	Chloride (n)
Positive	significant	83	130
	not significant	70	70
Negative	not significant	58	54
	significant	42	25
Total		253	279

Sulfate trends

- ↑ significant & positive
- not significant & positive
- not significant & negative
- ↓ significant & negative

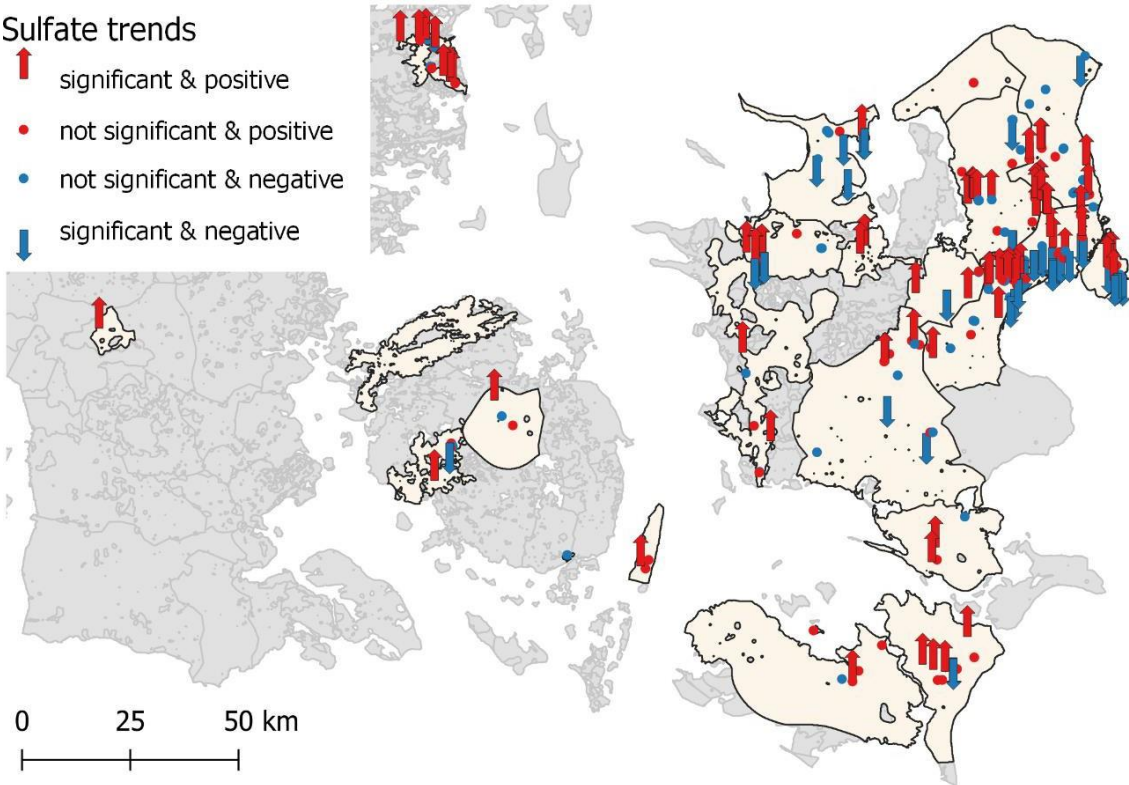


Figure 5 Monitoring point locations with indicated sulfate trends (n=253)

Chloride trends

- ↑ significant & positive
- not significant & positive
- not significant & negative
- ↓ significant & negative

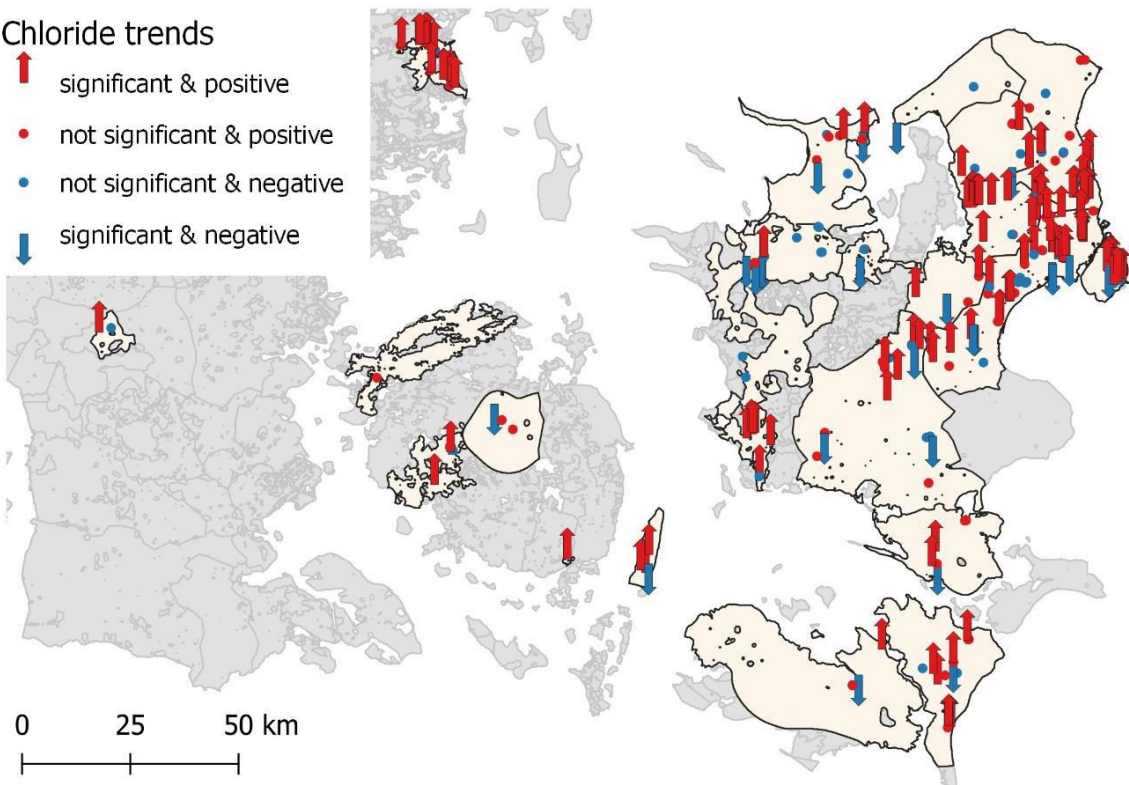


Figure 6 Monitoring point locations with indicated chloride trends (n=279)

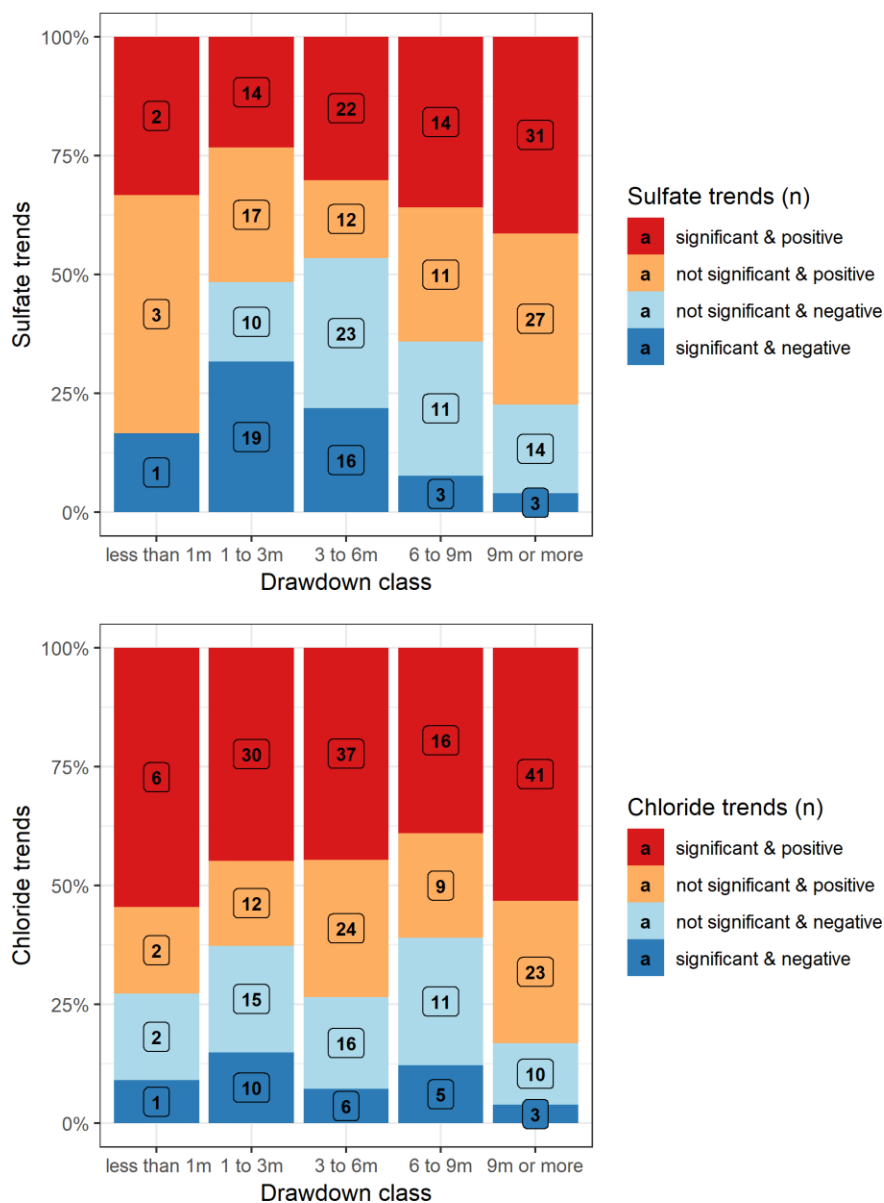


Figure 7 Proportions of sulfate (top) and chloride (bottom) linear regression trends grouped by drawdown class; positive/negative stands for respectively increasing/decreasing trend; significance is assessed at 95% confidence level; note: the labels in the bars indicate absolute number of the specific trend type;

Figure 7 visualizes the distribution of statistically significant and not significant positive and negative linear trends for sulfate and chloride subsets. The drawdown category “less than 1m” has very limited representation in these two subsets (monitoring points/regressions: n=6 for sulfate and n=11 for chloride). If we exclude this group from the discussion, the results show that:

- For sulfate:
 - The proportion of statistically significant positive trends increases gradually for the four drawdown classes (“1 to 3m” to “9 or more”), while the opposite is seen for the significant negative trends.
 - In the lowest drawdown class (“1 to 3m”) there are more statistically significant negative trends than positive ones, but this relation reverses and in the highest drawdown class (“9m or more”) there are only 3 negative vs 31 positive significant trends.

- For chloride:
 - The proportion of statistically significant positive trends is dominating irrespective of drawdown class.
 - In the highest drawdown class (“9m or more”) the ratio between significant positive vs negative trends is the highest: 3 vs 41, respectively.

In the next part we present an overview of the trends grouped by groundwater body and drawdown class (Figure 8 and Figure 9). Figure 10 and Figure 11 further show the magnitude of the slope versus the mean sulfate or chloride concentration for the period 2011-2016 for each intake in each groundwater body. These plots makes it possible to both valuate the magnitude of the trend, the absolute value of the concentration and the drawdown level at intake level for each groundwater body. It can be used for identifying specific monitoring points for further analysis.

Different ways of presenting the results both graphically and in a table format are added to Appendix 1 and Appendix 2, while in Appendix 3 can be found individual plots for each groundwater body.

3.2 Overview of trends for specific groundwater bodies

Sulfate trends (n) ■ significant & positive ■ not significant & positive ■ not significant & negative ■ significant & negative

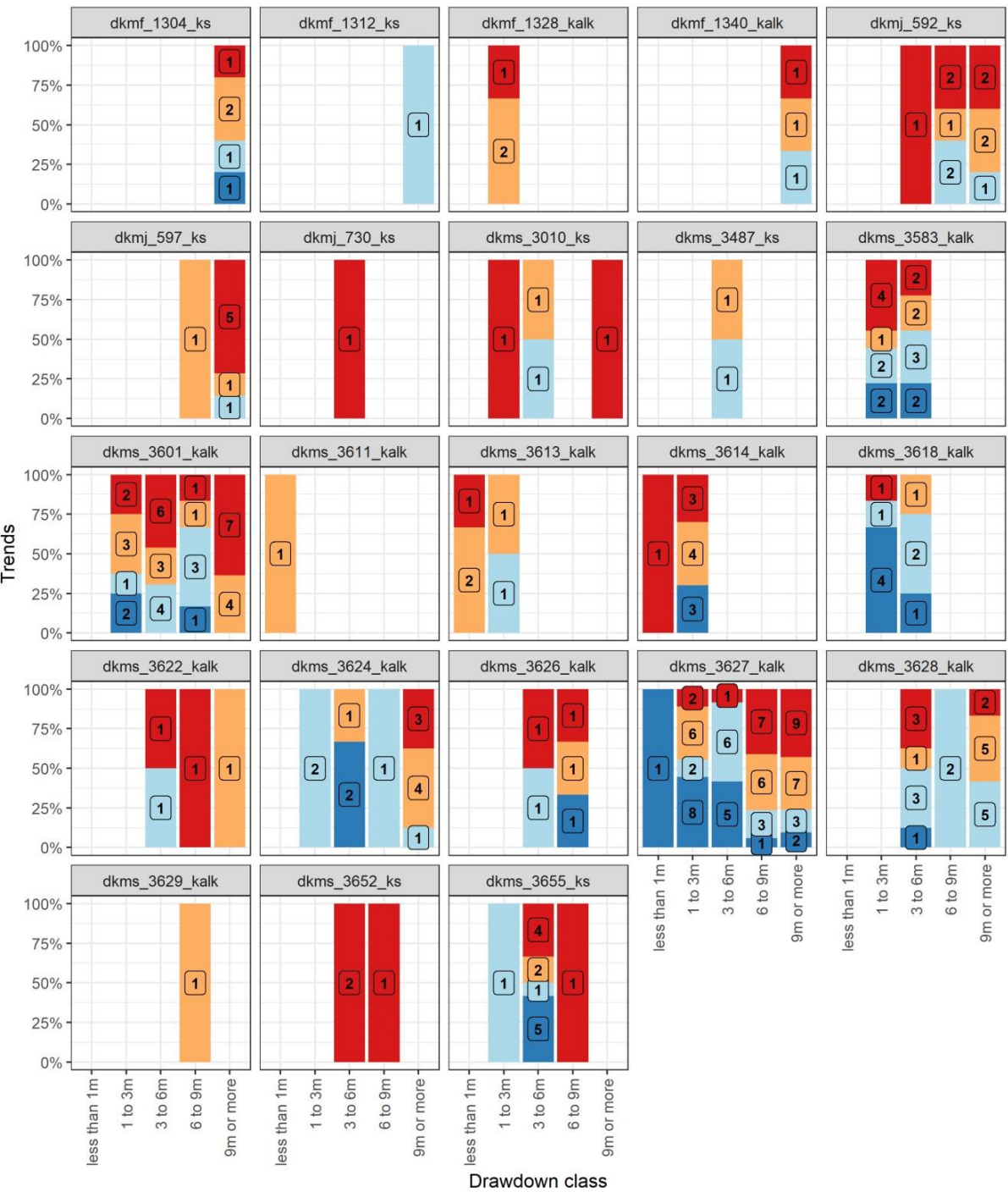


Figure 8 Proportion of sulfate trends grouped by drawdown class and groundwater body (n=23).

Chloride trends (n) ■ significant & positive ■ not significant & positive ■ not significant & negative ■ significant & negative

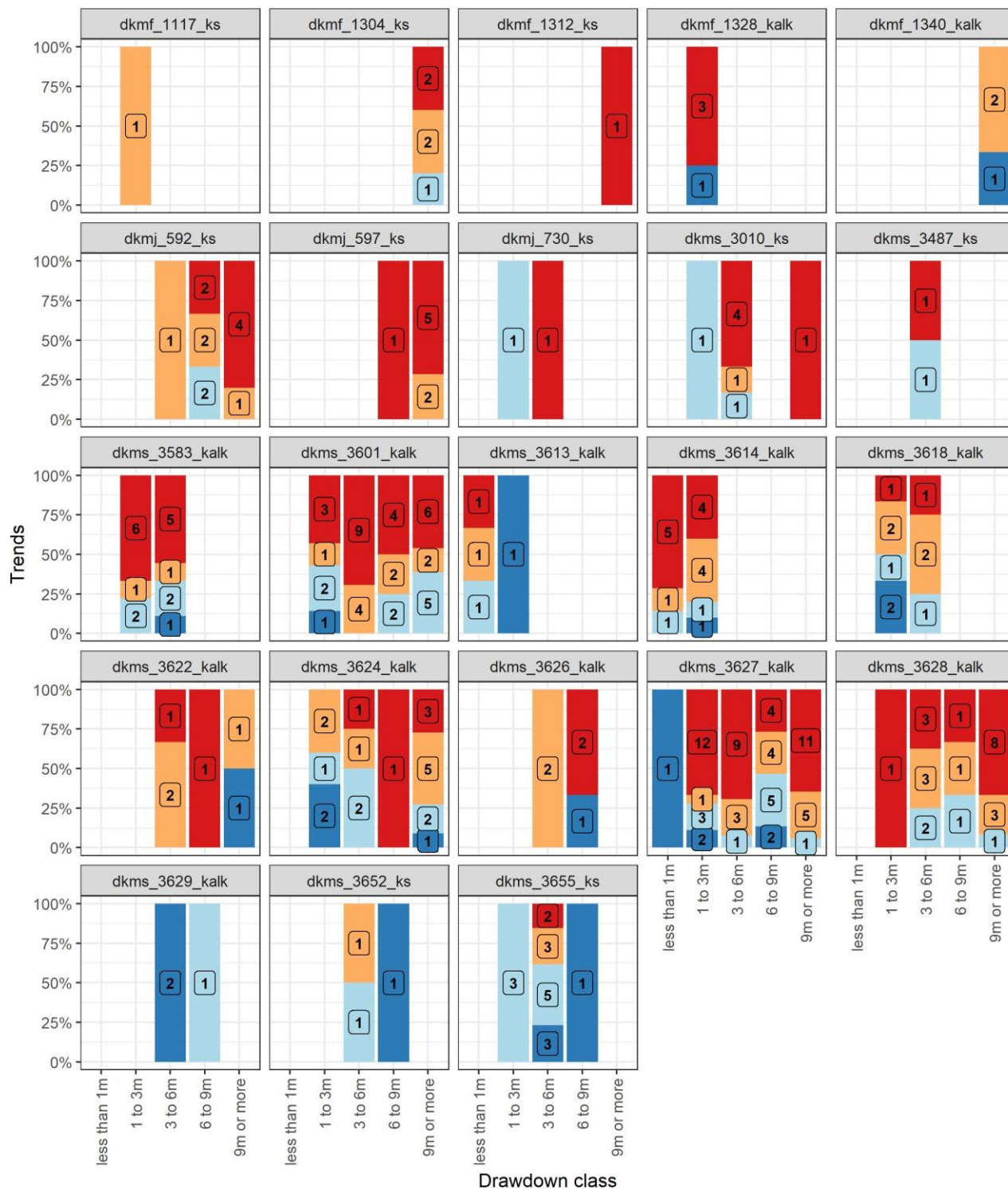


Figure 9 Proportion of chloride trends grouped by groundwater body (n=23) and drawdown class;

23 groundwater bodies, 8 intakes without SO4 mean (2011-2016)



Figure 10 Trend (% change in SO4 per year) vs mean SO4 concentrations for the period 2011-2016 at intake level, grouped by groundwater body (see individual plots for each water body in Appendix 3)

23 groundwater bodies, 8 intakes without CI mean (2011-2016)

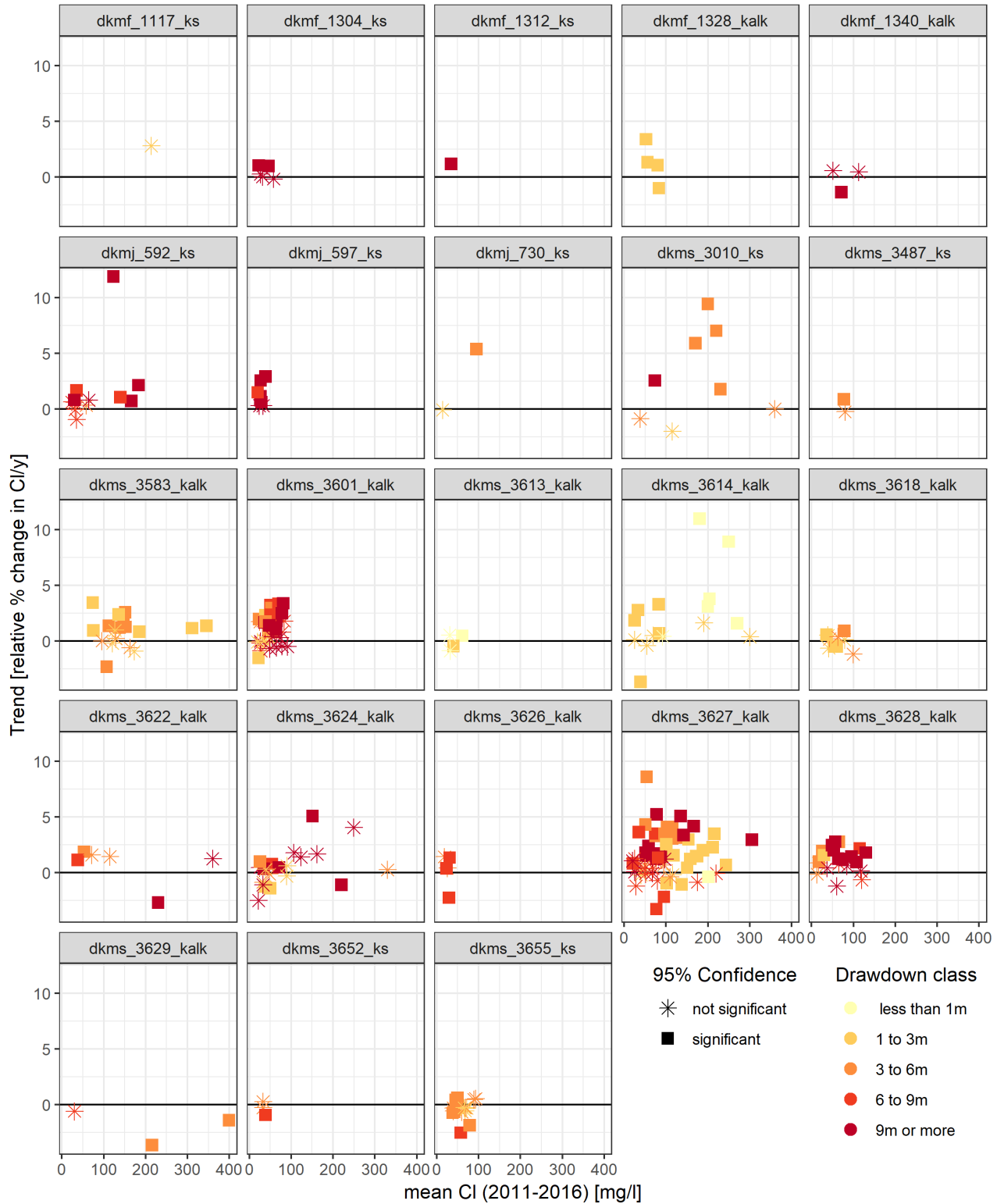


Figure 11 Trend (relative % change in Cl per year) vs mean SO4 concentrations for the period 2011-2016 at intake level, grouped by groundwater body (see individual plots for each water body in Appendix 3); note: the relative % change is calculated from the normalized with the mean trend

4. LIMITATIONS

Linear regression analysis

The aim of this study is to perform a first simple assessment of possible impact of abstraction on groundwater quality. The possible impact from abstraction on the groundwater chemistry in groundwater bodies are investigated by linear regression for chloride and sulfate concentrations in monitoring points (screens) in wells with more than 8 years of data following the Technical report n 1 for the EU Water Framework Directive (Grath et al 2001).

However, the application of linear regression has some limitations. Some of the time-series for specific monitoring points show non-linear or step-wise trends. Thus, this linear regression assessment can only serve as a first overview of the available data. If a more detailed trend-assessment is needed for each groundwater body, a number of methodology improvements are possible:

- Supplementary information could be added in the outlier detection, e.g. cross-checking with other analyzed compounds to identify actual errors from extreme values. It is possible that some of the extreme values indicate different pumping conditions or seasonality;
- The performance of each linear regression (each monitoring point) can be assessed and improved on individual level, if needed (as opposed to the group rules set in this assessment); identifying an appropriate data-transformation is important in the cases when the linear regression assumptions are violated (e.g. non-normality of the residuals and/or heteroscedasticity).
- Another way to overcome the limitations of the linear regression trend analysis is by using non-parametric tests (especially when the assumptions are violated) or by computing regressions for different time-periods (when there is a non-linear relation). Spearman's rank correlation coefficient, for example, could be an appropriate method since it assesses how well the relationship between two variables can be described using a monotonic function.
- Looking for more data at the municipalities or water works to increase the data quantity if possible

Relationship between abstraction drawdowns and groundwater quality

The results of this first simple assessment will only give an indication of a potential impact on groundwater quality from abstraction and is not directly usable for status evaluation of the groundwater bodies.

This trend analysis does not offer explanations on the reason for the observed temporal trends. It can only indicate if there is increase or decrease in the chloride and/or sulfate concentrations at specific monitoring points within the selected groundwater bodies that might be caused by abstraction. We have compared the number and proportion of such increasing/decreasing trends for different drawdown classes; however, the observed relation does not mean causation. There could be a different hydrogeochemical process controlling the observed decrease or increase in the chloride and sulfate concentrations.

5. SUMMARY AND RECCOMENDATIONS FOR POTENTIAL FURTHER WORK

The aim of the present analysis is to assess if the groundwater chemistry, in monitoring points within the groundwater bodies at risk of a bad state, might be impacted by abstraction. Here we give some recommendation for further work in order to improve the knowledge basis for the later status assessment of the groundwater bodies.

Source and process analysis

There can be several reasons for the observed trends in chemical compounds as e.g. chloride and sulfate, which have not been investigated in this report. Under the Danish conditions, the processes that could cause trends in these elements are for example (Hansen and Thorling 2018):

- Leaching of chloride from road salt or fertilizers
- Formation of sulfate from pyrite oxidation
- Seawater intrusion or intrusion of water from different geologic layers due to abstraction

In order to elucidate the geochemical processes responsible for the increasing or decreasing trends in the chemical compounds, we can use additional geochemical indicators as e.g. Cl/Br ratio which could indicate if the increase is for example due to road salt leaching or seawater intrusion (Davis et. al 1998; Kristiansen et al., 2009).

Sulfate as an indicator

The indication from this analysis is that sulfate might be a better indicator than chloride for evaluation of abstraction impacts on groundwater quality. This conclusion is drawn from the observed general relationship between drawdown levels and sulfate trends which is not seen for chloride, Figure 7. Sulfate time series could therefore be explored in more details in relation to groundwater abstraction.

Cross-correlations analysis

More detailed analyses could be done based on cross-correlations between time series of drawdowns from abstraction and the sulfate concentrations at the monitoring point, taking the infiltration time into account as done by Gejl et al. (2019). For this analysis, continuous time series of both the chemical elements and the drawdowns are needed.

6. REFERENCES

Davis, S.N., Whittemore, D. O., & Fabryka-Martin, J., 1998. Uses of chloride/bromide ratios in studies of potable water. *Groundwater* 36 (2), 338-350
<https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1998.tb01099.x>

Gejl, R.N., Rygaard, M., Henriksen, H.J., Rasmussen J., Bjerg P.L., 2019. Understanding the impacts of groundwater abstraction through long-term trends in water quality. *Water Research* 156, 241-251 <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.026>

Grath J., Scheidleder A., Uhlig S., Weber K., Kralik M., Keimel T., Gruber D. (2001): "The EU Water Framework Directive: Statistical aspects of the identification of groundwater pollution trends, and aggregation of monitoring results". Final Report. Austrian Federal Ministry of Agriculture and Forestry, Environment and Water Management (Ref.: 41.046/01-IV1/00 and GZ 16 2500/2-I/6/00), European Commission (Grant Agreement Ref.: Subv 99/130794), in kind contributions by project partners. Vienna.

Hansen, B., Thorling, H. 2018. Kemisk grundvandskortlægning. Geo-vejledning 2018/2, GEUS 2018. http://www.geovejledning.dk/xpdf/FINAL_geo_vejledning_6_03102018.pdf

Henriksen, HJ. Trolborg, L. og Ondracek, M. 2019. National Vandressource Model. Beregning af udnyttelsesgrader, afsenkning og vandløbspåvirkning som følge af vandindvinding med DK-model 2019. GEUS rapport 2019/XX.

Kristiansen, S.M., Christensen, F.D. & Hansen, B., 2009. Vurdering af danske grundvandsmagasiner sårbarhed overfor vejsalt. GEUS report, særudgivelse, www.geus.dk.

Thorling, L., Albers, C.N., Ditlefsen, C., Ernstsén, V., Hansen, B., Johnsen, A.R., & Trolborg, L., 2019: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2017. Teknisk rapport, GEUS 2019. https://www.geus.dk/media/20715/grundvand_1989-2017.pdf

Appendix 1: Sulfate trends, additional figures and tables

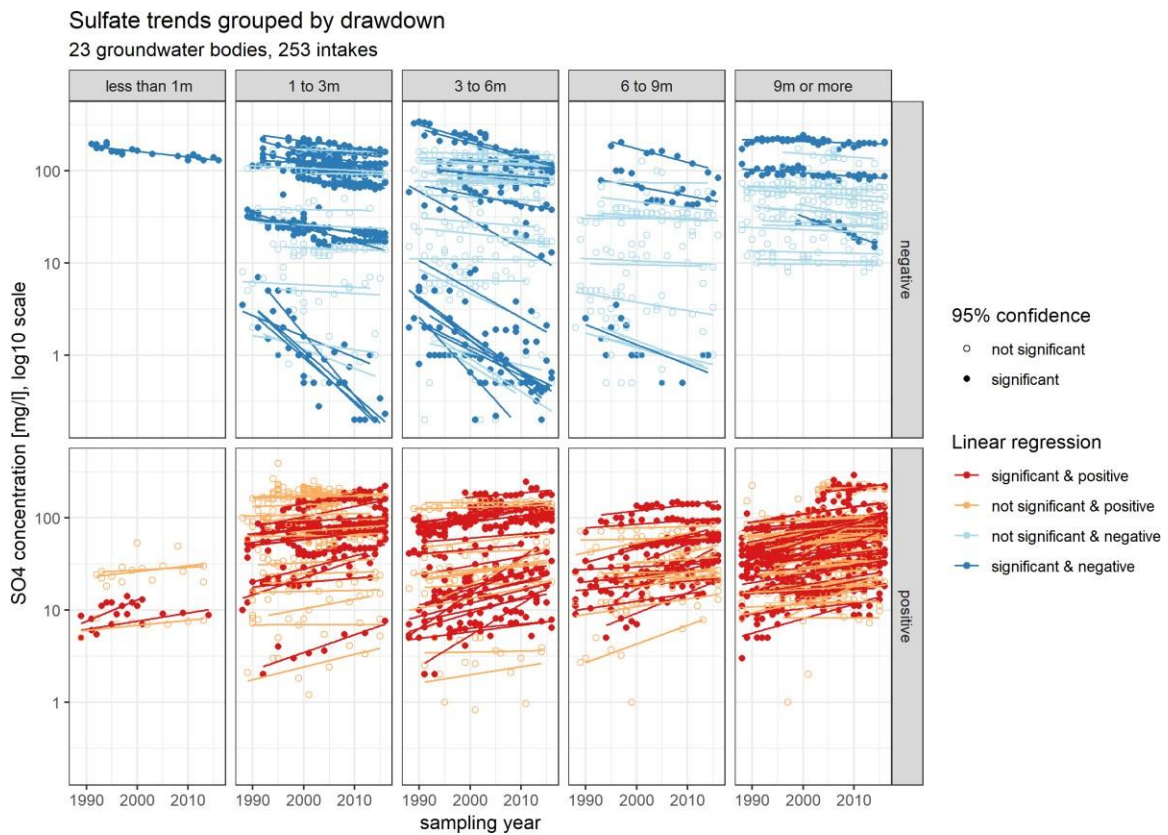


Figure 12 Sulfate trends (linear regressions) on well monitoring point level, grouped by slope (positive: increasing; negative: decreasing) and drawdown class;

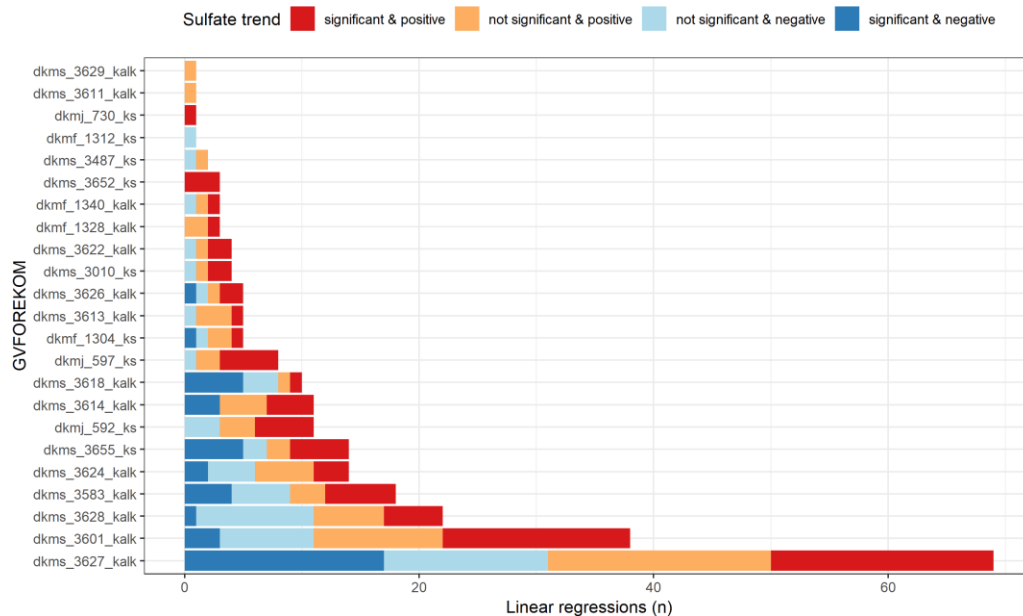


Figure 13 Overview of linear regression trends (positive/negative & significant/not significant) for each of the 23 groundwater bodies (for numbers see Table 4)

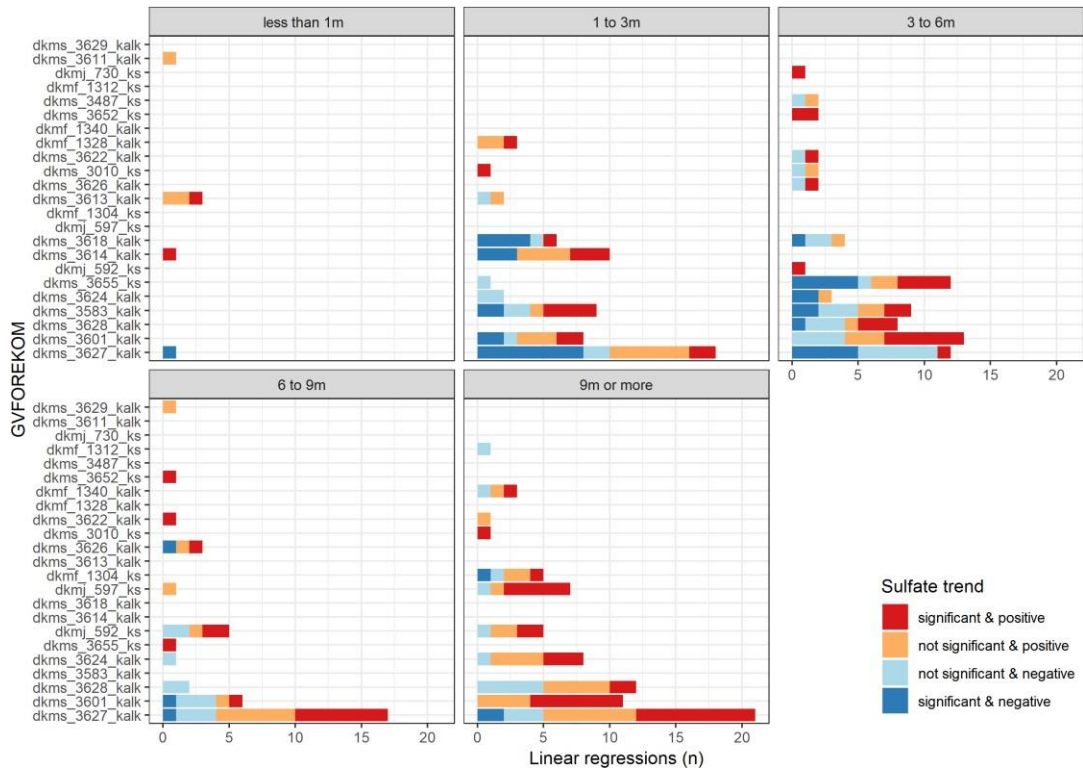


Figure 14 Sulfate trends grouped by groundwater body and drawdown class (for numbers see Table 4)

Table 4 Overview of SO₄ trends; number of positive/negative and significant/not significant at 95% confidence level; the linear regressions were based on well monitoring point; these are the results from the final models (cleaned outliers and log(SO₄)-transformed)

GVF	not significant & negative	not significant & positive	significant & negative	significant & positive	Total
dkms_3627_kalk	14	19	17	19	69
dkms_3601_kalk	8	11	3	16	38
dkms_3628_kalk	10	6	1	5	22
dkms_3583_kalk	5	3	4	6	18
dkms_3624_kalk	4	5	2	3	14
dkms_3655_ks	2	2	5	5	14
dkmj_592_ks	3	3		5	11
dkms_3614_kalk		4	3	4	11
dkms_3618_kalk	3	1	5	1	10
dkmj_597_ks	1	2		5	8
dkmf_1304_ks	1	2	1	1	5
dkms_3613_kalk	1	3		1	5
dkms_3626_kalk	1	1	1	2	5
dkms_3010_ks	1	1		2	4
dkms_3622_kalk	1	1		2	4
dkmf_1328_kalk		2		1	3
dkmf_1340_kalk	1	1		1	3
dkms_3652_ks				3	3
dkms_3487_ks	1	1			2
dkmf_1312_ks	1				1
dkmj_730_ks				1	1
dkms_3611_kalk		1			1
dkms_3629_kalk		1			1
Total	58	70	42	83	253

Table 5 Overview of SO4 trends grouped by drawdown class "less than 1m"

Drawdown class	less than 1m			
GVF	not significant & positive	significant & negative	significant & positive	Total
dkms_3611_kalk	1			1
dkms_3613_kalk	2		1	3
dkms_3614_kalk			1	1
dkms_3627_kalk		1		1
Total	3	1	2	6

Table 6 Overview of SO4 trends grouped by drawdown class "1 to 3m"

Drawdown class	1 to 3m				
GVF	not significant & negative	not significant & positive	significant & negative	significant & positive	Total
dkmf_1328_kalk		2		1	3
dkms_3010_ks				1	1
dkms_3583_kalk	2	1	2	4	9
dkms_3601_kalk	1	3	2	2	8
dkms_3613_kalk	1	1			2
dkms_3614_kalk		4	3	3	10
dkms_3618_kalk	1		4	1	6
dkms_3624_kalk	2				2
dkms_3627_kalk	2	6	8	2	18
dkms_3655_ks	1				1
Total	10	17	19	14	60

Table 7 Overview of SO4 trends grouped by drawdown class "3 to 6m"

Drawdown class	3 to 6m				
GVF	not significant & negative	not significant & positive	significant & negative	significant & positive	Total
dkmj_592_ks				1	1
dkmj_730_ks				1	1
dkms_3010_ks	1	1			2
dkms_3487_ks	1	1			2
dkms_3583_kalk	3	2	2	2	9
dkms_3601_kalk	4	3		6	13
dkms_3618_kalk	2	1	1		4
dkms_3622_kalk	1			1	2
dkms_3624_kalk		1	2		3
dkms_3626_kalk	1			1	2
dkms_3627_kalk	6		5	1	12
dkms_3628_kalk	3	1	1	3	8
dkms_3652_ks				2	2
dkms_3655_ks	1	2	5	4	12
Total	23	12	16	22	73

Table 8 Overview of SO4 trends grouped by drawdown class "6 to 9m"

Drawdown class	6 to 9m				Total
	not significant & negative	not significant & positive	significant & negative	significant & positive	
GVF					
dkmj_592_ks	2	1		2	5
dkmj_597_ks		1			1
dkms_3601_kalk	3	1	1	1	6
dkms_3622_kalk				1	1
dkms_3624_kalk	1				1
dkms_3626_kalk		1	1	1	3
dkms_3627_kalk	3	6	1	7	17
dkms_3628_kalk	2				2
dkms_3629_kalk		1			1
dkms_3652_ks				1	1
dkms_3655_ks				1	1
Total	11	11	3	14	39

Table 9 Overview of SO4 trends grouped by drawdown class "9m or more"

Drawdown class	9m or more				Total
	not significant & negative	not significant & positive	significant & negative	significant & positive	
GVF					
dkmf_1304_ks	1	2	1	1	5
dkmf_1312_ks	1				1
dkmf_1340_kalk	1	1		1	3
dkmj_592_ks	1	2		2	5
dkmj_597_ks	1	1		5	7
dkms_3010_ks				1	1
dkms_3601_kalk		4		7	11
dkms_3622_kalk		1			1
dkms_3624_kalk	1	4		3	8
dkms_3627_kalk	3	7	2	9	21
dkms_3628_kalk	5	5		2	12
Total	14	27	3	31	75

Table 10 Overview of SO4 trends grouped by drawdown of 6m or more (combined two drawdown classes)

Drawdown class	6m or more (incl. 2 classes)				Total
	not significant & negative	not significant & positive	significant & negative	significant & positive	
GVF					
dkmf_1304_ks	1	2	1	1	5
dkmf_1312_ks	1				1
dkmf_1340_kalk	1	1		1	3
dkmj_592_ks	3	3		4	10
dkmj_597_ks	1	2		5	8
dkms_3010_ks				1	1
dkms_3601_kalk	3	5	1	8	17
dkms_3622_kalk		1		1	2
dkms_3624_kalk	2	4		3	9
dkms_3626_kalk		1	1	1	3
dkms_3627_kalk	6	13	3	16	38
dkms_3628_kalk	7	5		2	14
dkms_3629_kalk		1			1
dkms_3652_ks				1	1
dkms_3655_ks				1	1
Total	25	38	6	45	114

Table 11 Overview of SO4 trends grouped by drawdown of less than 6m (combined three classes)

Drawdown class	Less than 6m (incl. 3 classes)				Total
	not significant & negative	not significant & positive	significant & negative	significant & positive	
GVF					
dkmf_1328_kalk		2		1	3
dkmj_592_ks				1	1
dkmj_730_ks				1	1
dkms_3010_ks	1	1		1	3
dkms_3487_ks	1	1			2
dkms_3583_kalk	5	3	4	6	18
dkms_3601_kalk	5	6	2	8	21
dkms_3611_kalk		1			1
dkms_3613_kalk	1	3		1	5
dkms_3614_kalk		4	3	4	11
dkms_3618_kalk	3	1	5	1	10
dkms_3622_kalk	1			1	2
dkms_3624_kalk	2	1	2		5
dkms_3626_kalk	1			1	2
dkms_3627_kalk	8	6	14	3	31
dkms_3628_kalk	3	1	1	3	8
dkms_3652_ks				2	2
dkms_3655_ks	2	2	5	4	13
Total	33	32	36	38	139

23 groundwater bodies



Figure 15 Trend (% change in SO4 per year) vs median SO4 concentration grouped by groundwater body (see individual plots for each water body in Appendix 3)

Appendix 2: Chloride trends, additional figures and tables

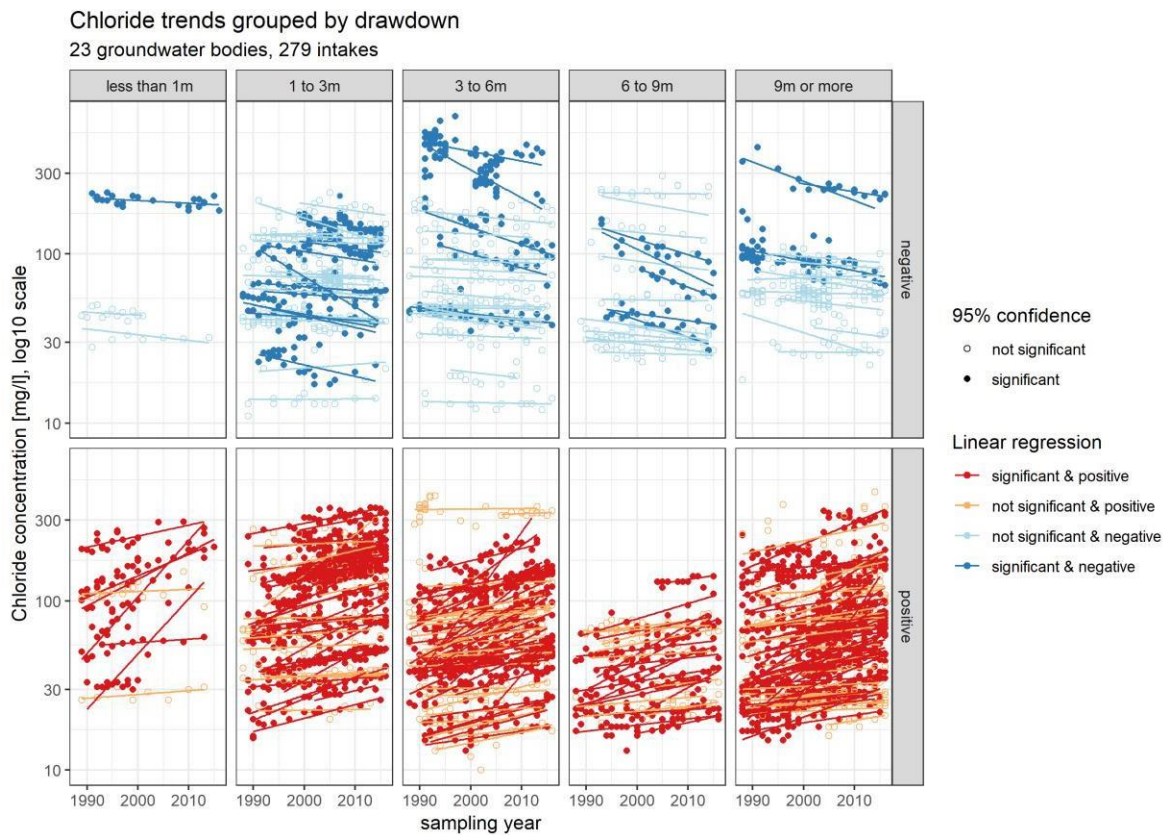


Figure 16 Chloride trends (linear regressions) on well monitoring point level, grouped by slope (positive: increasing; negative: decreasing) and drawdown class;

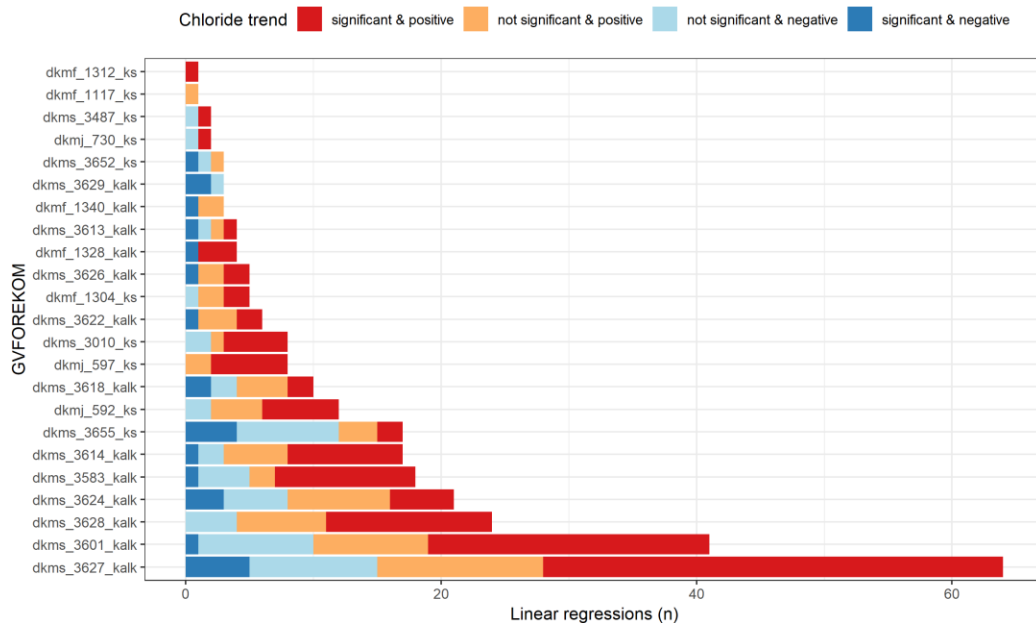


Figure 17 Overview of linear regression trends (positive/negative & significant/not significant) for each of the 23 groundwater bodies (for numbers see Table 12)

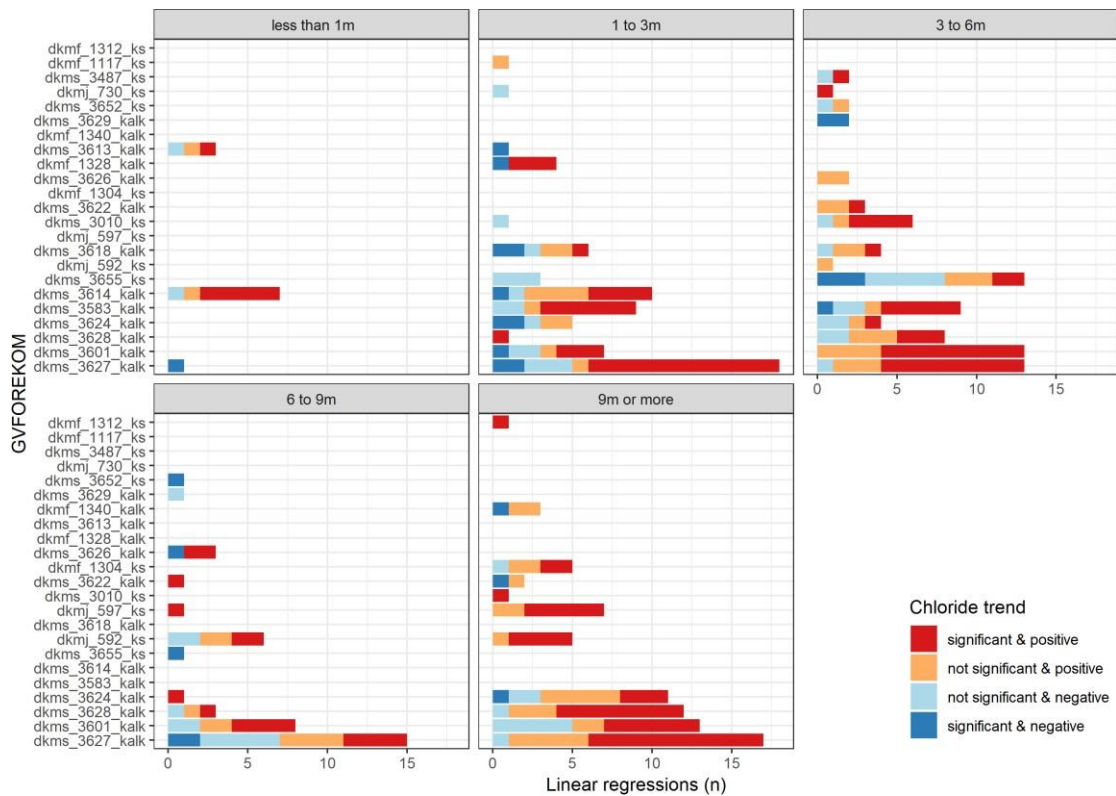


Figure 18 Chloride trends grouped by groundwater body and drawdown class (for numbers see Table 12)

Table 12 Overview of Cl trends; number of positive/negative and significant/not significant at 95% confidence level; the linear regressions were based on well monitoring point; these are the results from the final models (cleaned outliers)

GVF	not significant & negative	not significant & positive	significant & negative	significant & positive	Total
dkms_3627_kalk	10	13	5	36	64
dkms_3601_kalk	9	9	1	22	41
dkms_3628_kalk	4	7		13	24
dkms_3624_kalk	5	8	3	5	21
dkms_3583_kalk	4	2	1	11	18
dkms_3614_kalk	2	5	1	9	17
dkms_3655_ks	8	3	4	2	17
dkmj_592_ks	2	4		6	12
dkms_3618_kalk	2	4	2	2	10
dkmj_597_ks		2		6	8
dkms_3010_ks	2	1		5	8
dkms_3622_kalk		3	1	2	6
dkmf_1304_ks	1	2		2	5
dkms_3626_kalk		2	1	2	5
dkmf_1328_kalk			1	3	4
dkms_3613_kalk	1	1	1	1	4
dkmf_1340_kalk		2	1		3
dkms_3629_kalk	1		2		3
dkms_3652_ks	1	1	1		3
dkmj_730_ks	1			1	2
dkms_3487_ks	1			1	2
dkmf_1117_ks		1			1
dkmf_1312_ks				1	1
Total	54	70	25	130	279

Table 13 Overview of CI trends grouped by drawdown class "less than 1m"

Drawdown class	less than 1m				Total
GVF	not significant & negative	not significant & positive	significant & negative	significant & positive	
dkms_3613_kalk	1	1		1	3
dkms_3614_kalk	1	1		5	7
dkms_3627_kalk			1		1
Total	2	2	1	6	11

Table 14 Overview of CI trends grouped by drawdown class "1 to 3m"

Drawdown class	1 to 3m				Total
GVF	not significant & negative	not significant & positive	significant & negative	significant & positive	
dkmf_1117_ks		1			1
dkmf_1328_kalk			1	3	4
dkmj_730_ks	1				1
dkms_3010_ks	1				1
dkms_3583_kalk	2	1		6	9
dkms_3601_kalk	2	1	1	3	7
dkms_3613_kalk			1		1
dkms_3614_kalk	1	4	1	4	10
dkms_3618_kalk	1	2	2	1	6
dkms_3624_kalk	1	2	2		5
dkms_3627_kalk	3	1	2	12	18
dkms_3628_kalk				1	1
dkms_3655_ks	3				3
Total	15	12	10	30	67

Table 15 Overview of CI trends grouped by drawdown class "3 to 6m"

Drawdown class	3 to 6m				Hovedtotal
GVF	not significant & negative	not significant & positive	significant & negative	significant & positive	
dkmj_592_ks		1			1
dkmj_730_ks				1	1
dkms_3010_ks	1	1		4	6
dkms_3487_ks	1			1	2
dkms_3583_kalk	2	1	1	5	9
dkms_3601_kalk		4		9	13
dkms_3618_kalk	1	2		1	4
dkms_3622_kalk		2		1	3
dkms_3624_kalk	2	1		1	4
dkms_3626_kalk		2			2
dkms_3627_kalk	1	3		9	13
dkms_3628_kalk	2	3		3	8
dkms_3629_kalk			2		2
dkms_3652_ks	1	1			2
dkms_3655_ks	5	3	3	2	13
Total	16	24	6	37	83

Table 16 Overview of CI trends grouped by drawdown class "6 to 9m"

Drawdown class	6 to 9m				Total
GVF	not significant & negative	not significant & positive	significant & negative	significant & positive	
dkmj_592_ks	2	2		2	6
dkmj_597_ks				1	1
dkms_3601_kalk	2	2		4	8
dkms_3622_kalk				1	1
dkms_3624_kalk				1	1
dkms_3626_kalk			1	2	3
dkms_3627_kalk	5	4	2	4	15
dkms_3628_kalk	1	1		1	3
dkms_3629_kalk	1				1
dkms_3652_ks			1		1
dkms_3655_ks			1		1
Total	11	9	5	16	41

Table 17 Overview of CI trends grouped by drawdown class "9 or more"

Drawdown class	9m or more				Total
GVF	not significant & negative	not significant & positive	significant & negative	significant & positive	
dkmf_1304_ks	1	2		2	5
dkmf_1312_ks				1	1
dkmf_1340_kalk		2	1		3
dkmj_592_ks		1		4	5
dkmj_597_ks		2		5	7
dkms_3010_ks				1	1
dkms_3601_kalk	5	2		6	13
dkms_3622_kalk		1	1		2
dkms_3624_kalk	2	5	1	3	11
dkms_3627_kalk	1	5		11	17
dkms_3628_kalk	1	3		8	12
Total	10	23	3	41	77

Table 18 Overview of CI trends grouped by drawdown of 6m or more (combined 2 drawdown classes)

Drawdown class	6m or more (incl. 2 classes)				Total
	not significant & negative	not significant & positive	significant & negative	significant & positive	
GVF					
dkmf_1304_ks	1	2		2	5
dkmf_1312_ks				1	1
dkmf_1340_kalk		2	1		3
dkmj_592_ks	2	3		6	11
dkmj_597_ks		2		6	8
dkms_3010_ks				1	1
dkms_3601_kalk	7	4		10	21
dkms_3622_kalk		1	1	1	3
dkms_3624_kalk	2	5	1	4	12
dkms_3626_kalk			1	2	3
dkms_3627_kalk	6	9	2	15	32
dkms_3628_kalk	2	4		9	15
dkms_3629_kalk	1				1
dkms_3652_ks			1		1
dkms_3655_ks			1		1
Total	21	32	8	57	118

Table 19 Overview of CI trends grouped by drawdown of less than 6m (combined 3 classes)

Drawdown class	Less than 6m (incl. 3 classes)				Total
	not significant & negative	not significant & positive	significant & negative	significant & positive	
GVF					
dkmf_1117_ks		1			1
dkmf_1328_kalk			1	3	4
dkmj_592_ks		1			1
dkmj_730_ks	1			1	2
dkms_3010_ks	2	1		4	7
dkms_3487_ks	1			1	2
dkms_3583_kalk	4	2	1	11	18
dkms_3601_kalk	2	5	1	12	20
dkms_3613_kalk	1	1	1	1	4
dkms_3614_kalk	2	5	1	9	17
dkms_3618_kalk	2	4	2	2	10
dkms_3622_kalk		2		1	3
dkms_3624_kalk	3	3	2	1	9
dkms_3626_kalk		2			2
dkms_3627_kalk	4	4	3	21	32
dkms_3628_kalk	2	3		4	9
dkms_3629_kalk			2		2
dkms_3652_ks	1	1			2
dkms_3655_ks	8	3	3	2	16
Total	33	38	17	73	161

23 groundwater bodies

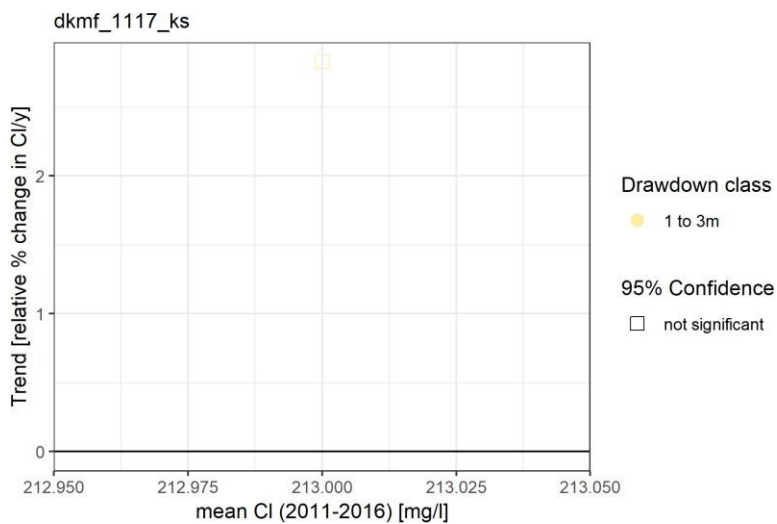
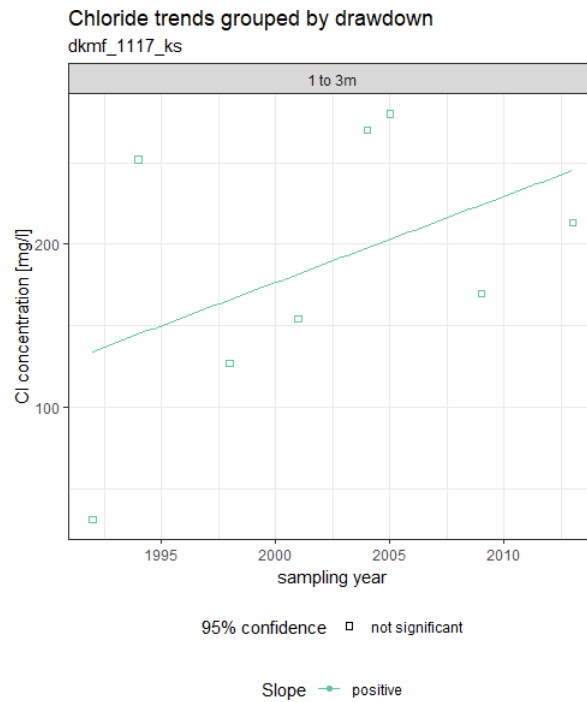


Figure 19 Trend (relative % change in Cl per year) vs median Cl concentration grouped by groundwater body; relative % change = slope/mean*100 (see individual plots for each water body in Appendix 3)

Appendix 3 Overviews for each water body

Notes: 1) not all monitoring points have SO₄ or Cl data in 2011-2016; 2) the symbology differs due to difference in the coverage of the datasets, so **see the specific legend for each plot to interpret results.**

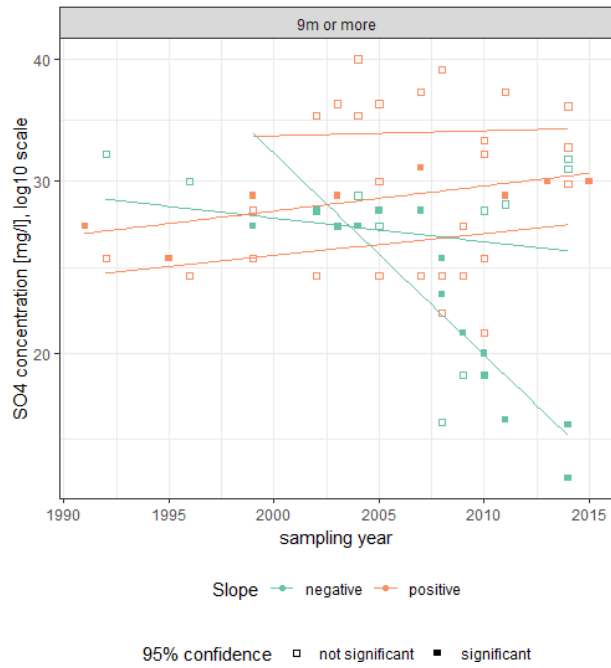
Dkmf_1117_ks



Dkmf_1304_ks

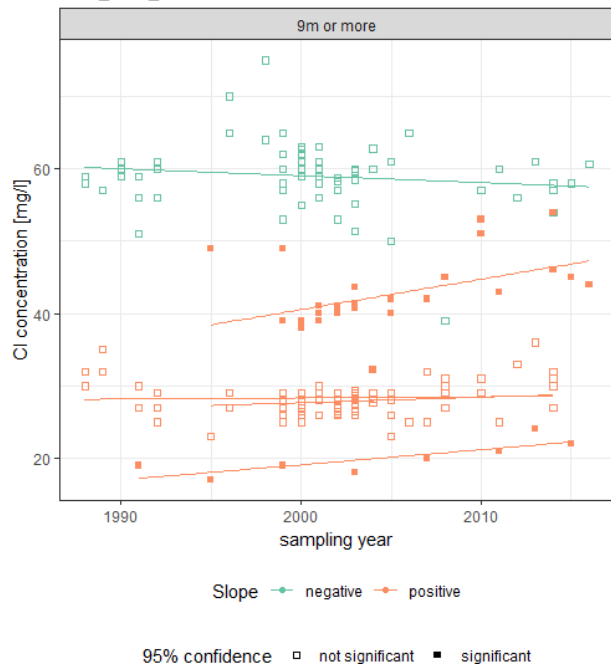
Sulfate trends grouped by drawdown

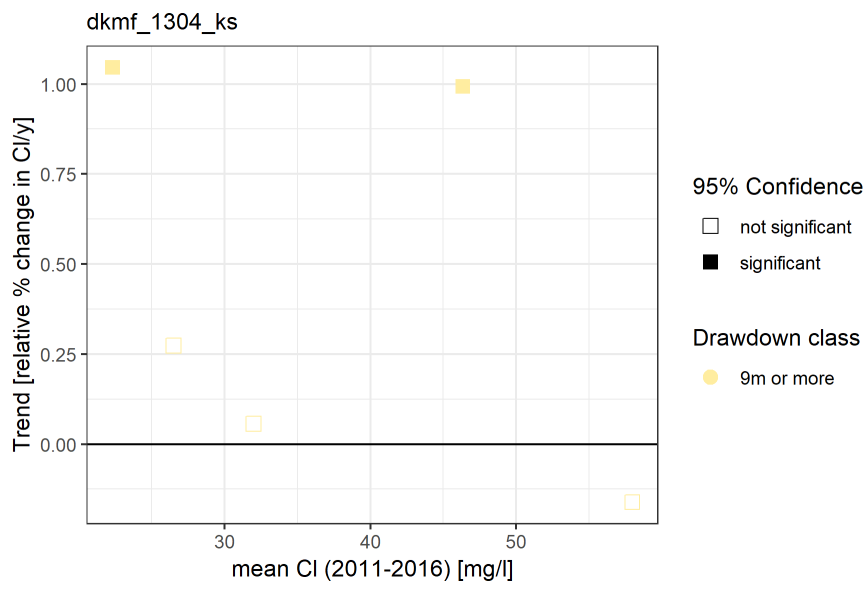
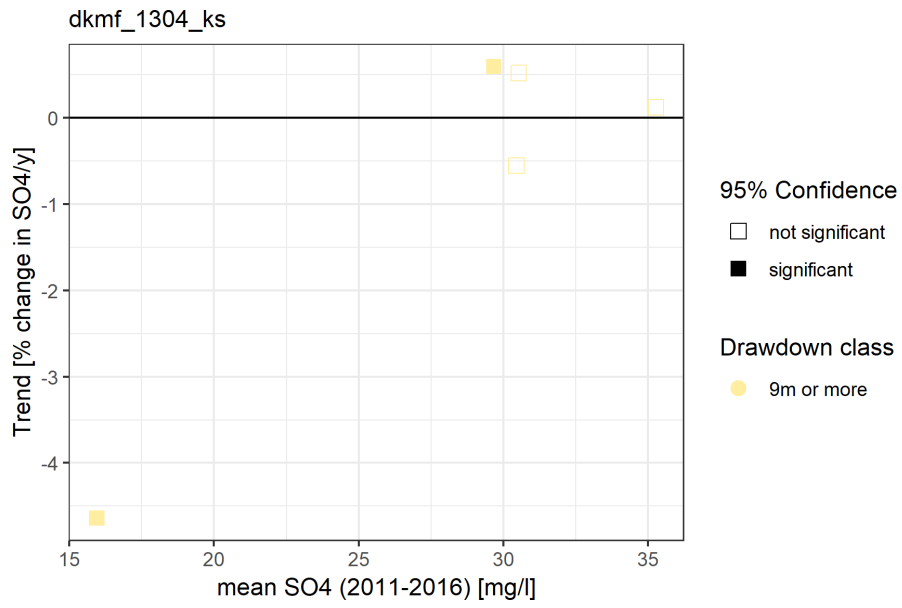
dkmf_1304_ks



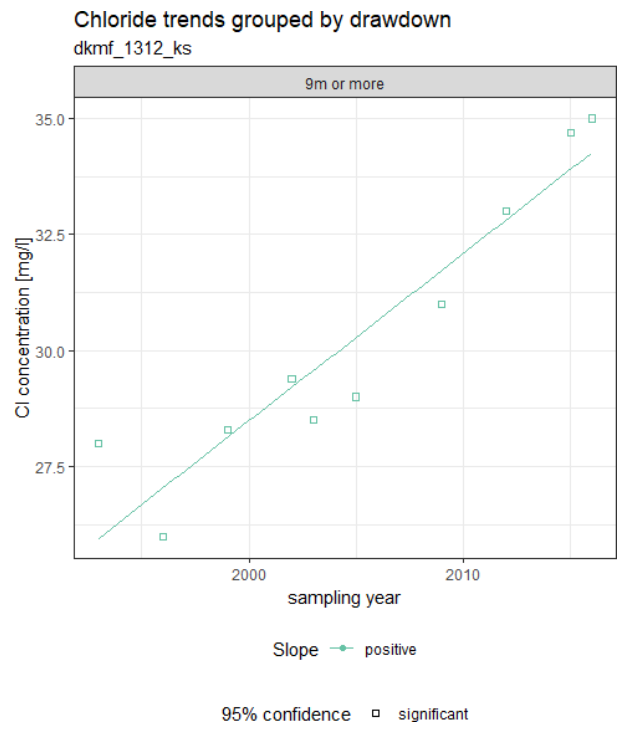
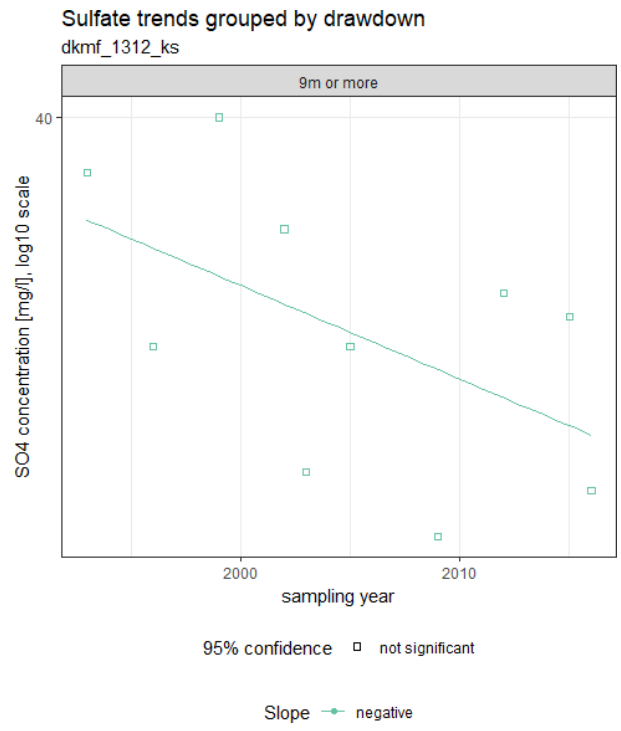
Chloride trends grouped by drawdown

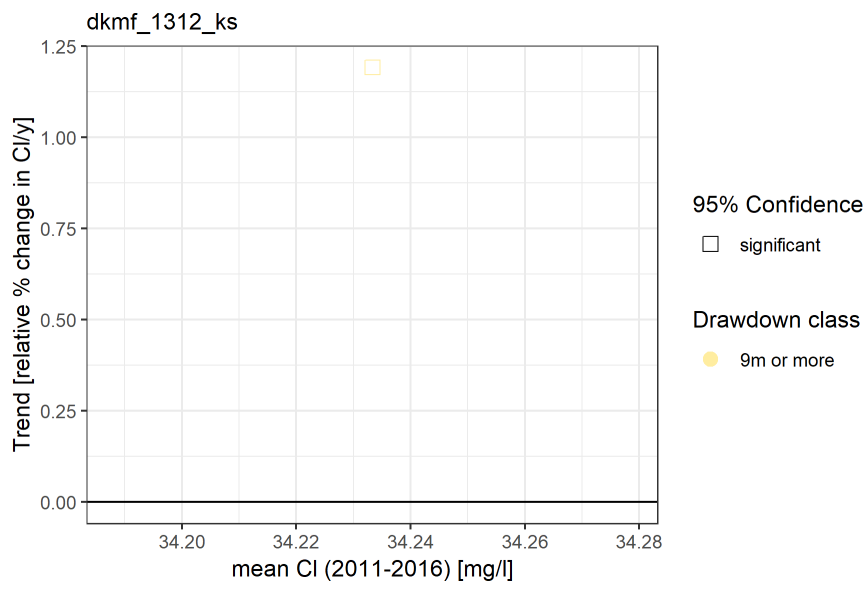
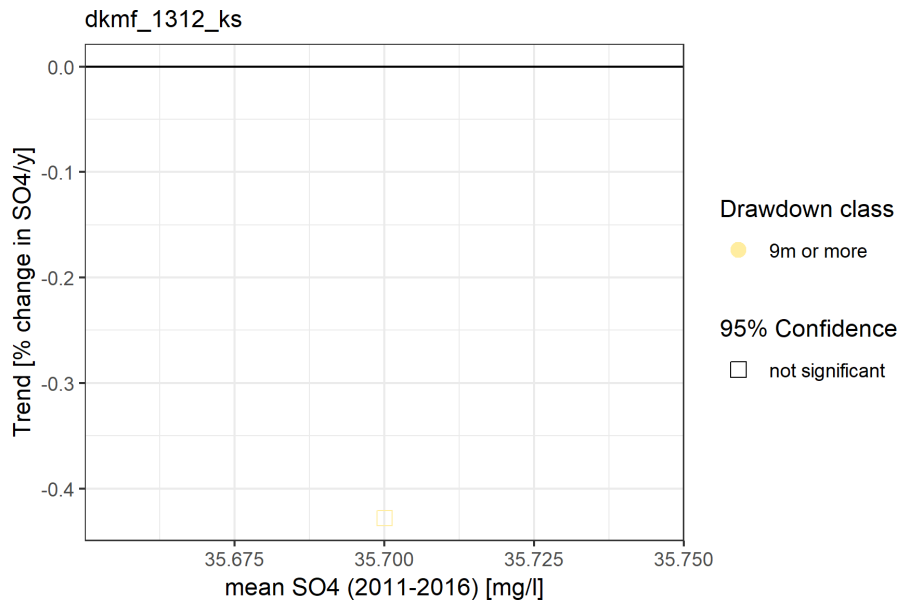
dkmf_1304_ks

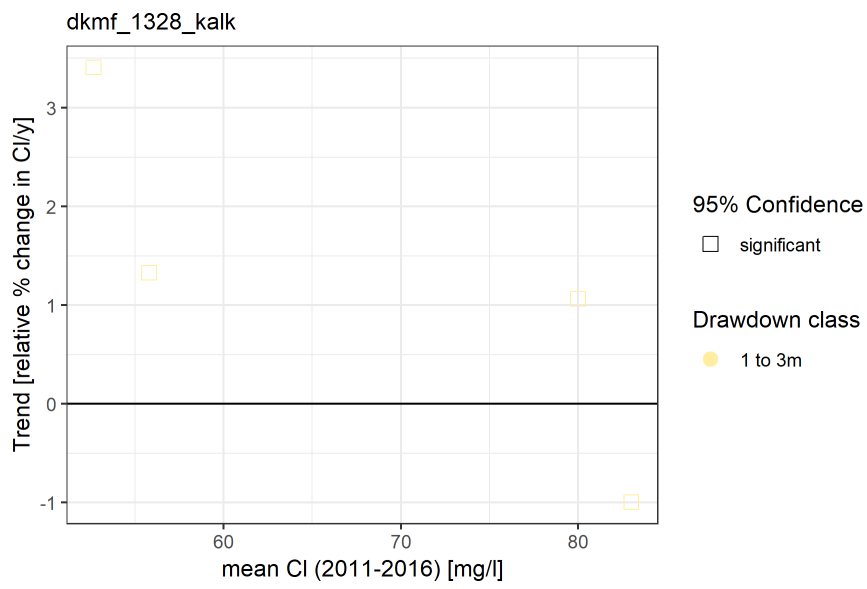
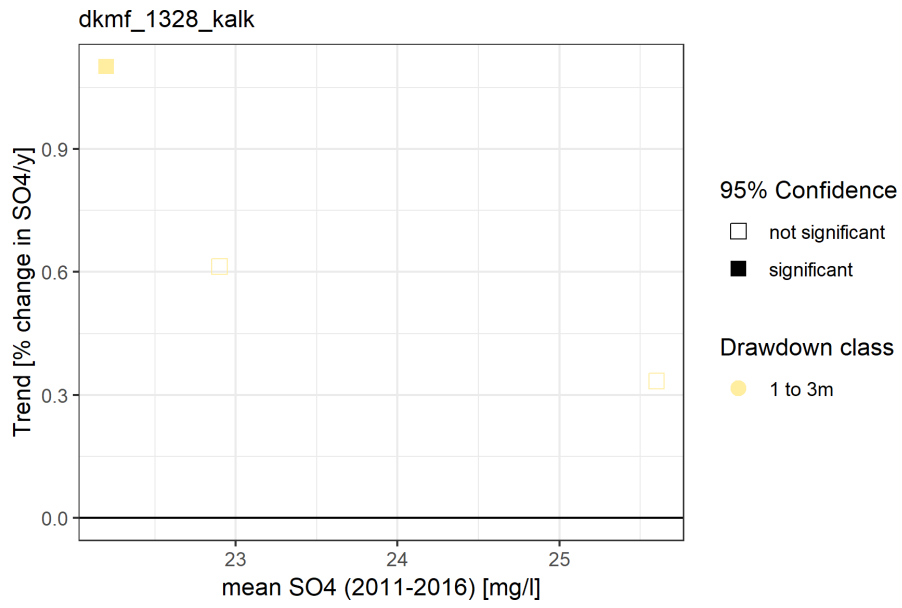




Dkmf_1312_ks

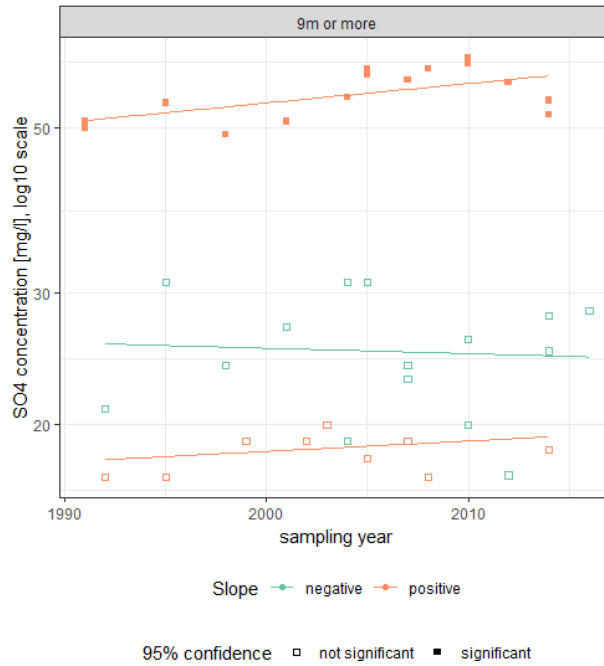




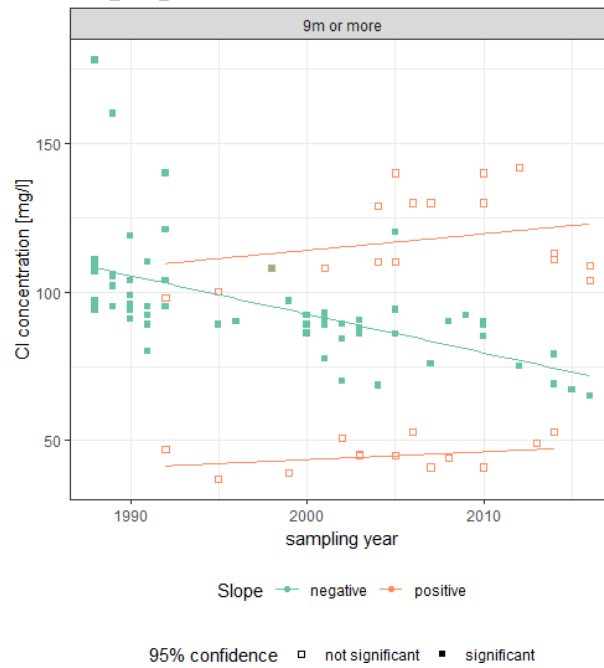


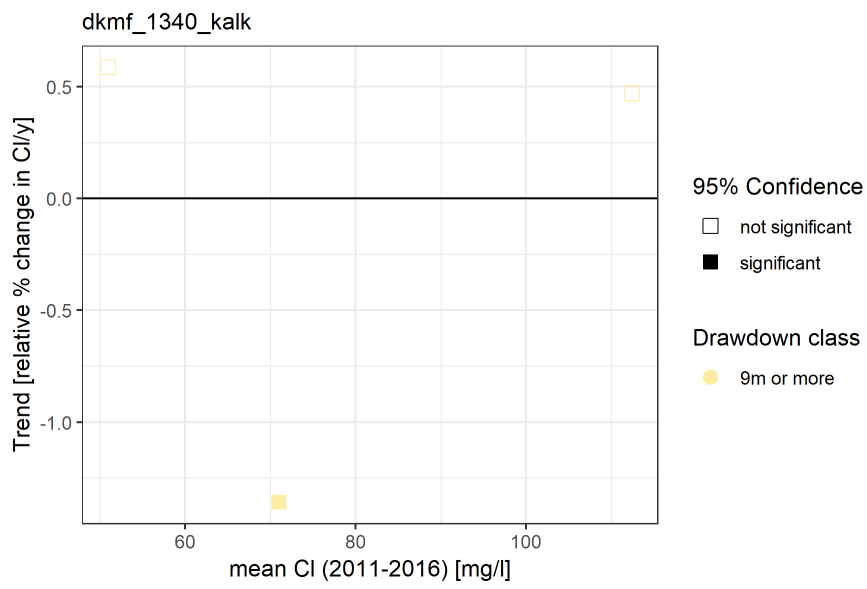
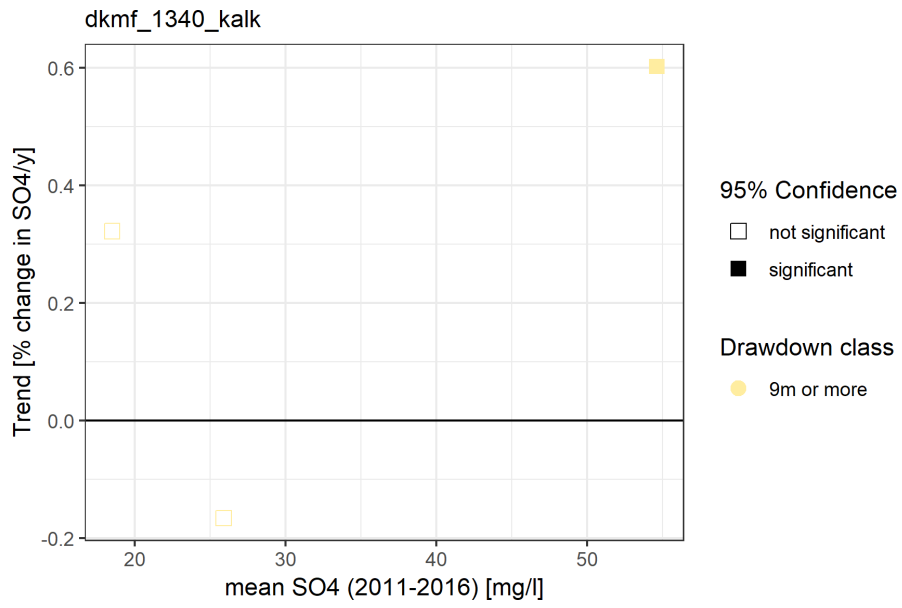
Dkmf_1340_kalk

Sulfate trends grouped by drawdown
dkmf_1340_kalk



Chloride trends grouped by drawdown
dkmf_1340_kalk

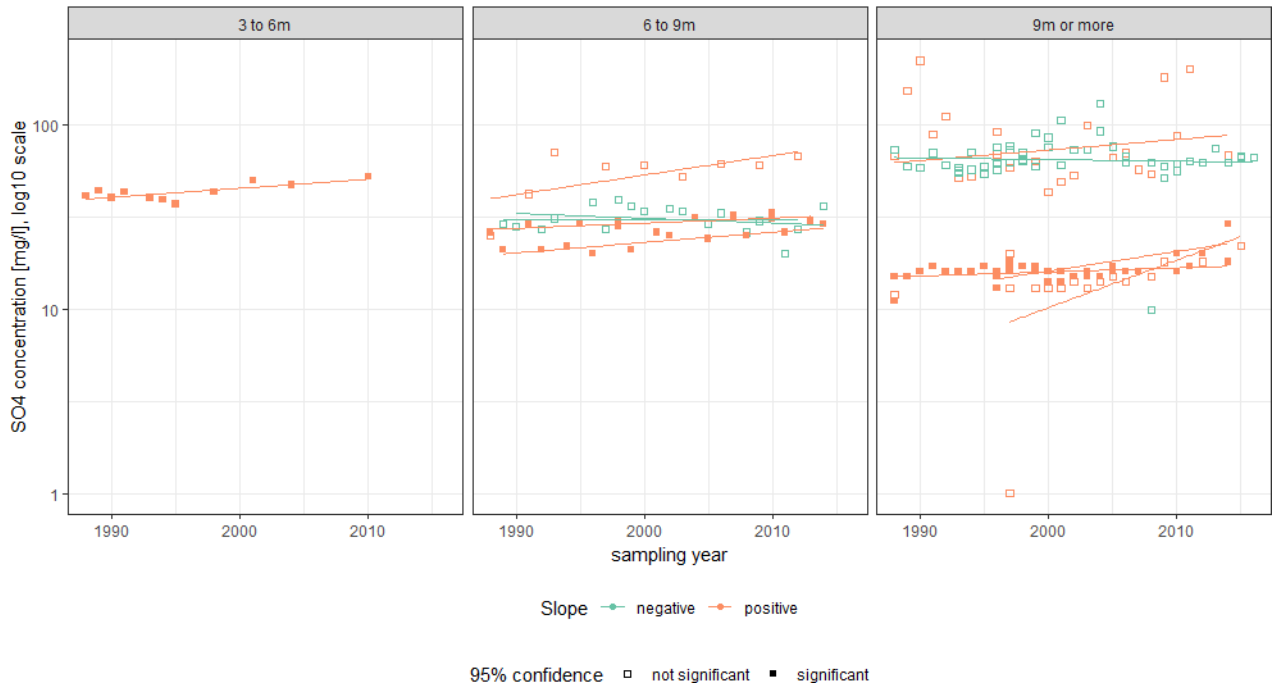




Dkmj_592_ks

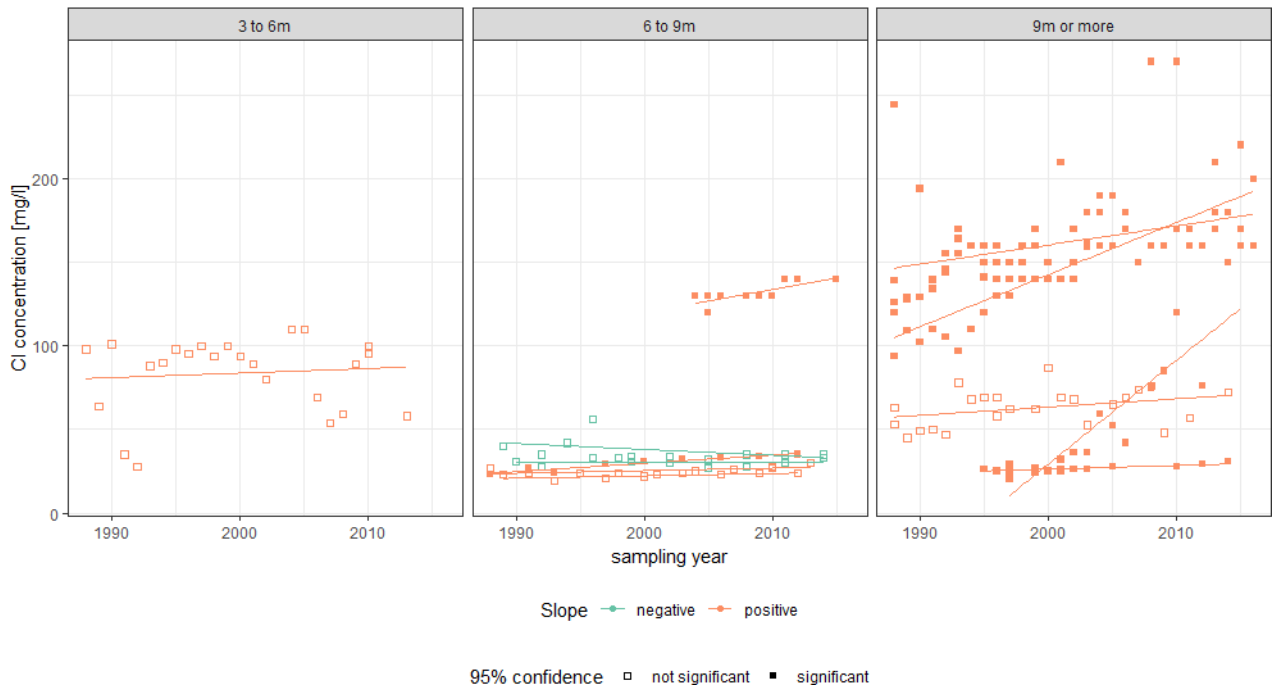
Sulfate trends grouped by drawdown

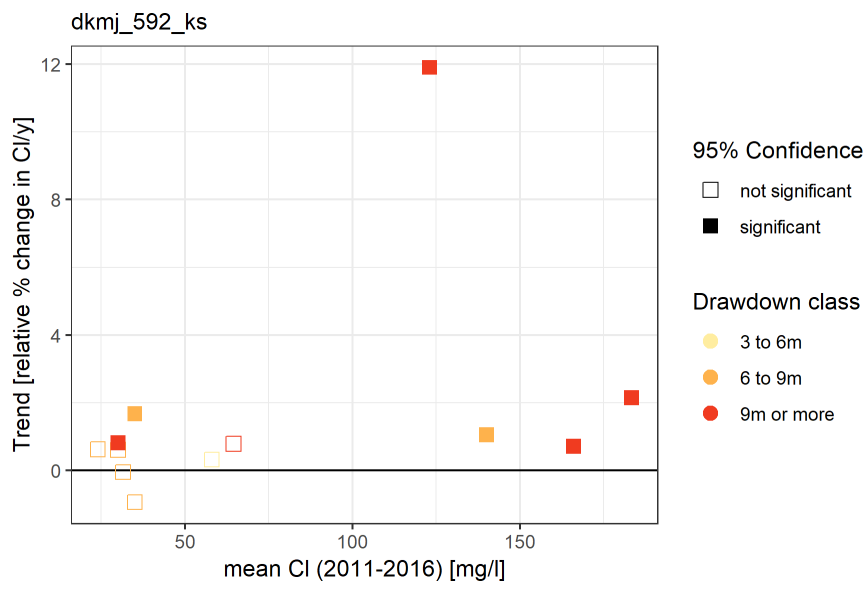
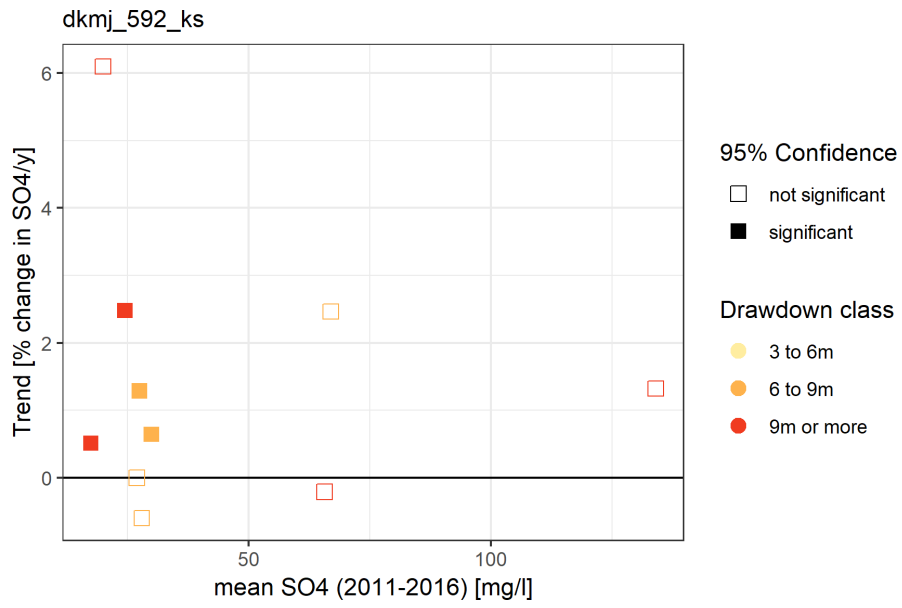
dkmj_592_ks



Chloride trends grouped by drawdown

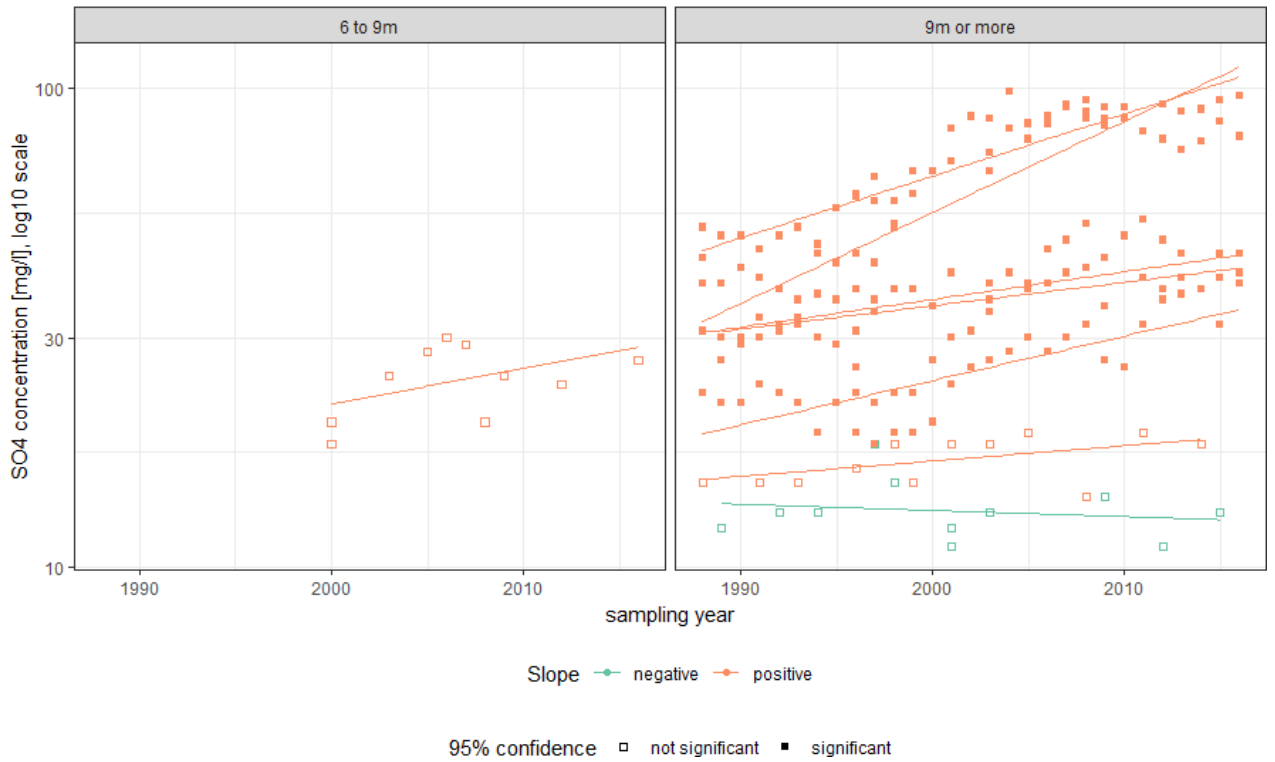
dkmj_592_ks



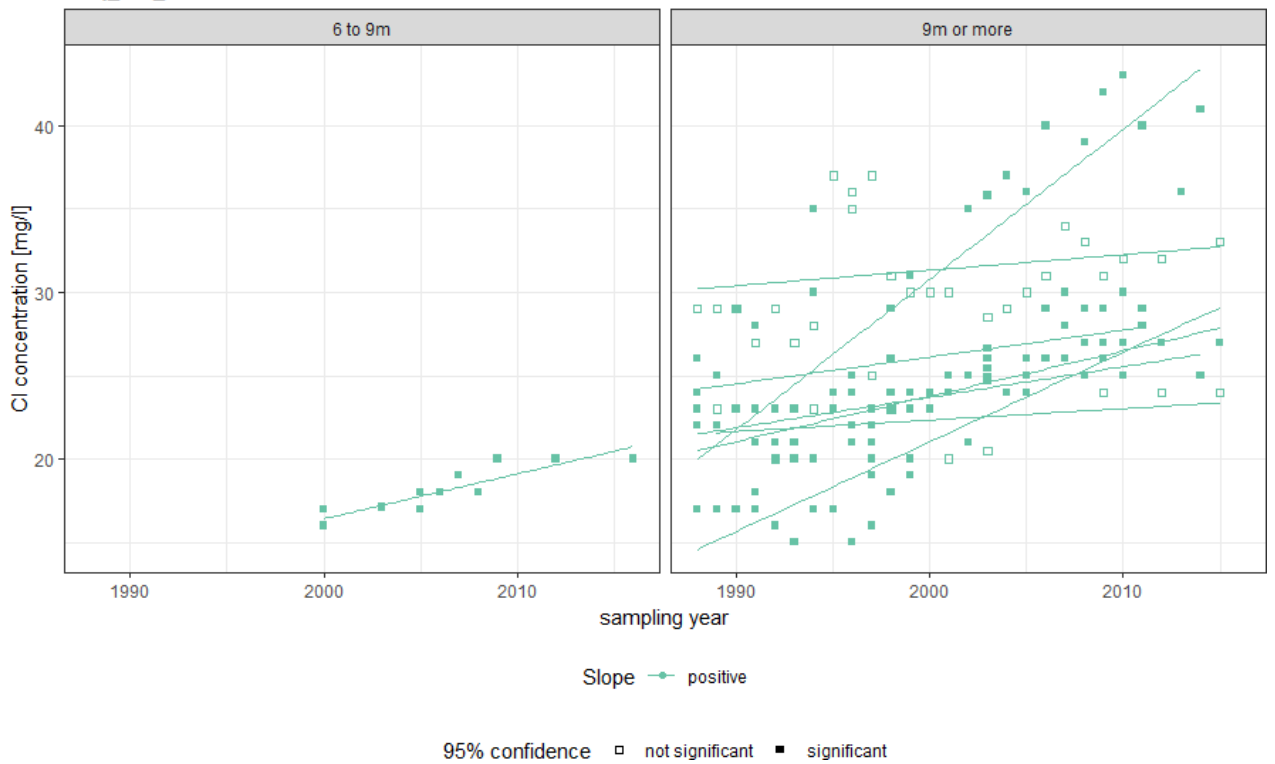


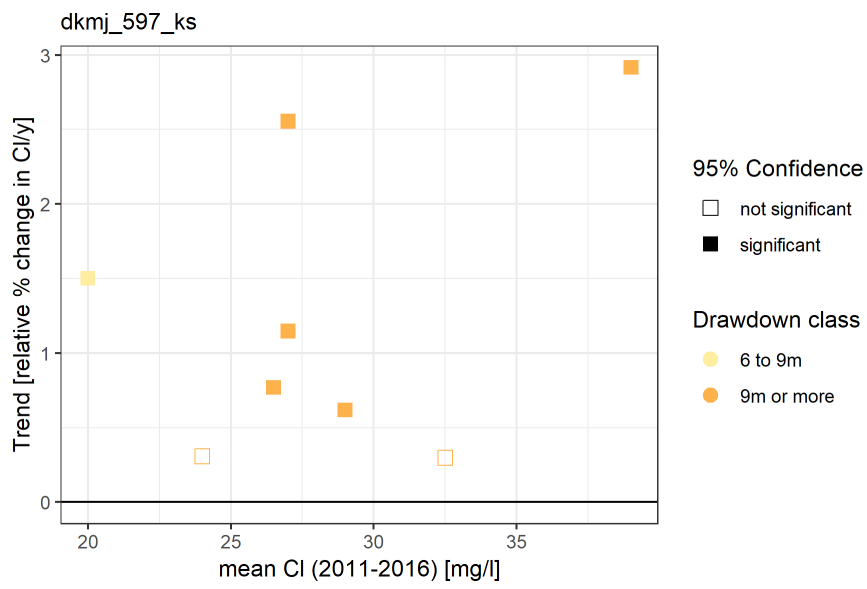
Dkmj_597_ks

Sulfate trends grouped by drawdown dkmj_597_ks



Chloride trends grouped by drawdown dkmj_597_ks

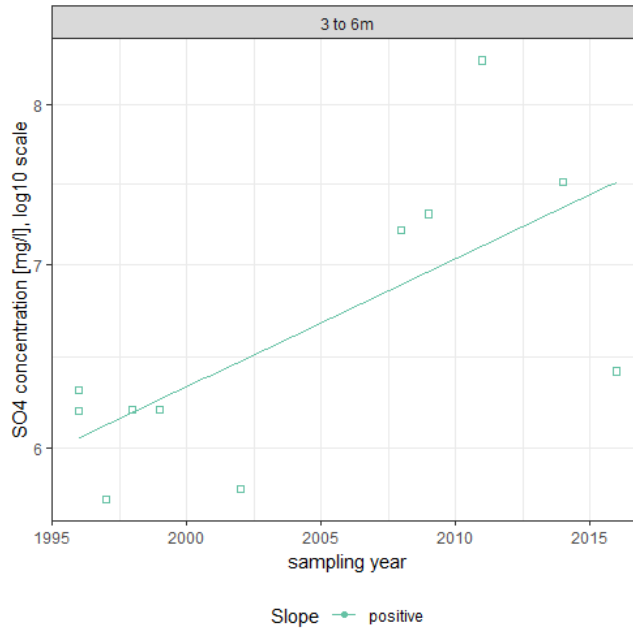




Dkmj_730_ks

Sulfate trends grouped by drawdown

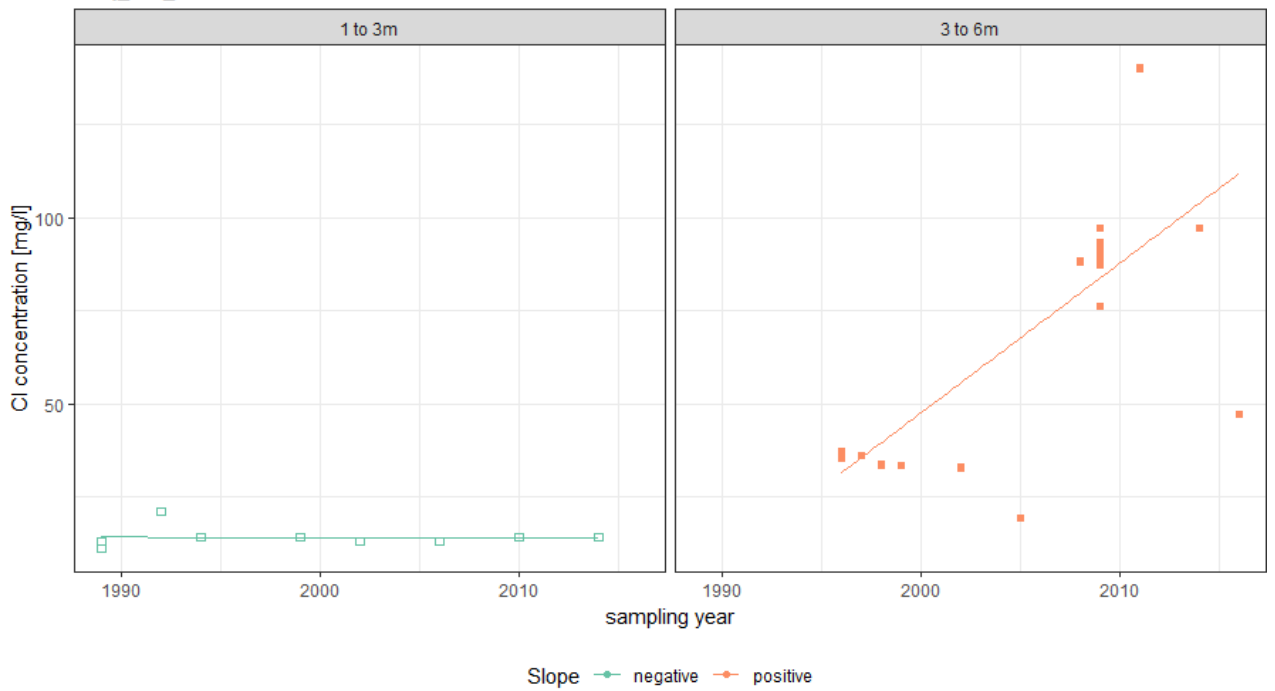
dkmj_730_ks



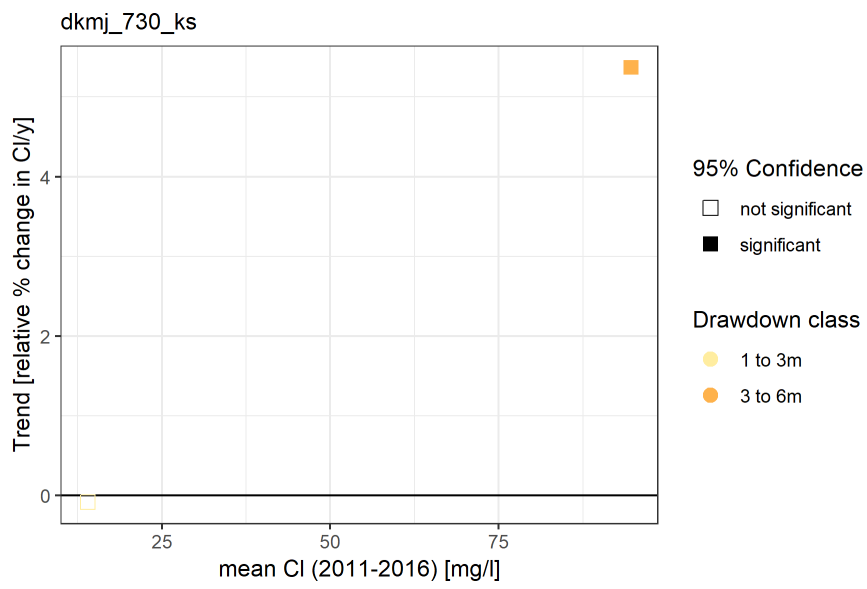
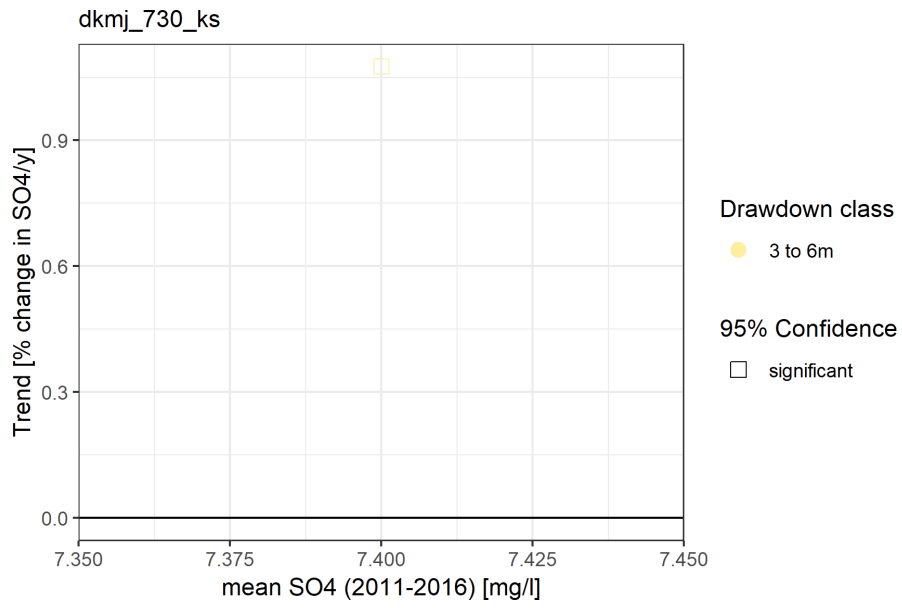
95% confidence □ significant

Chloride trends grouped by drawdown

dkmj_730_ks

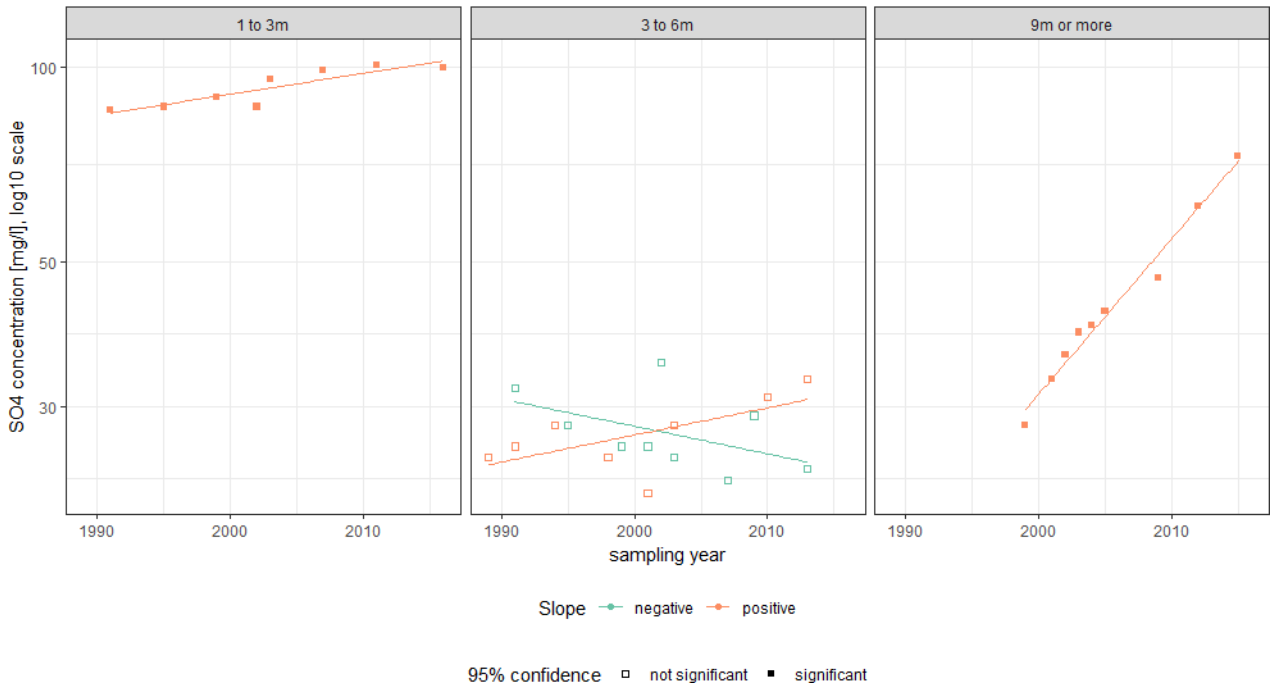


95% confidence □ not significant ■ significant

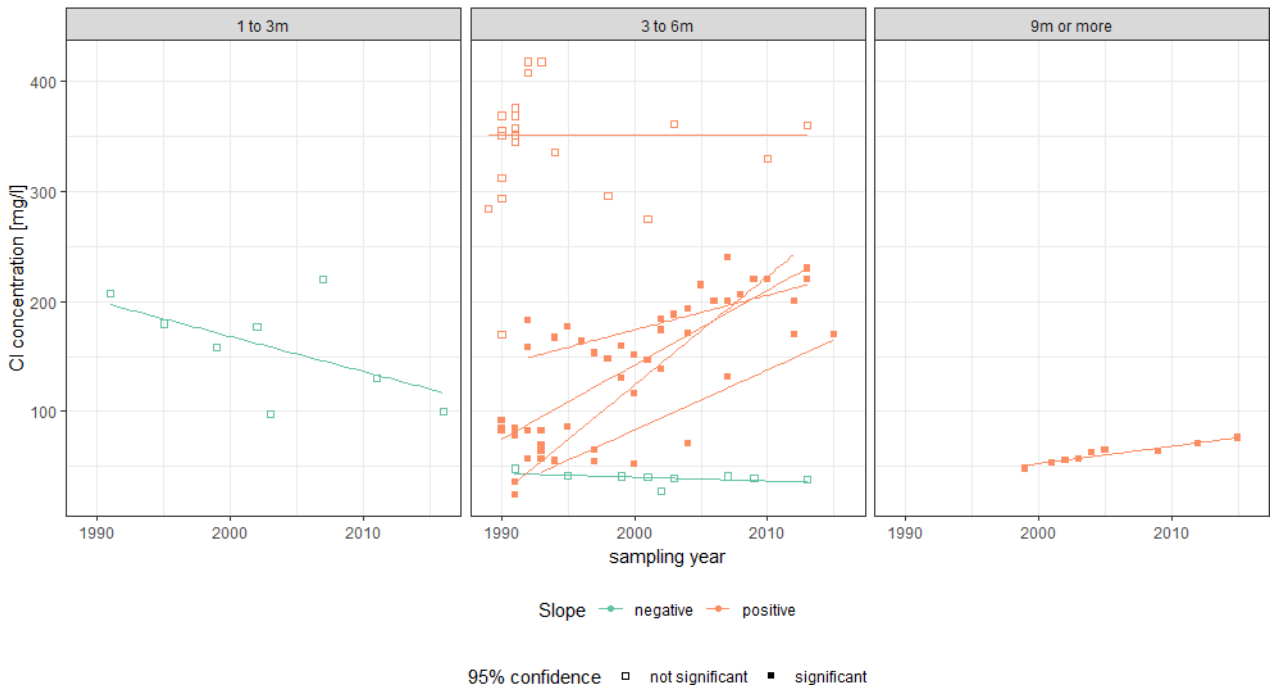


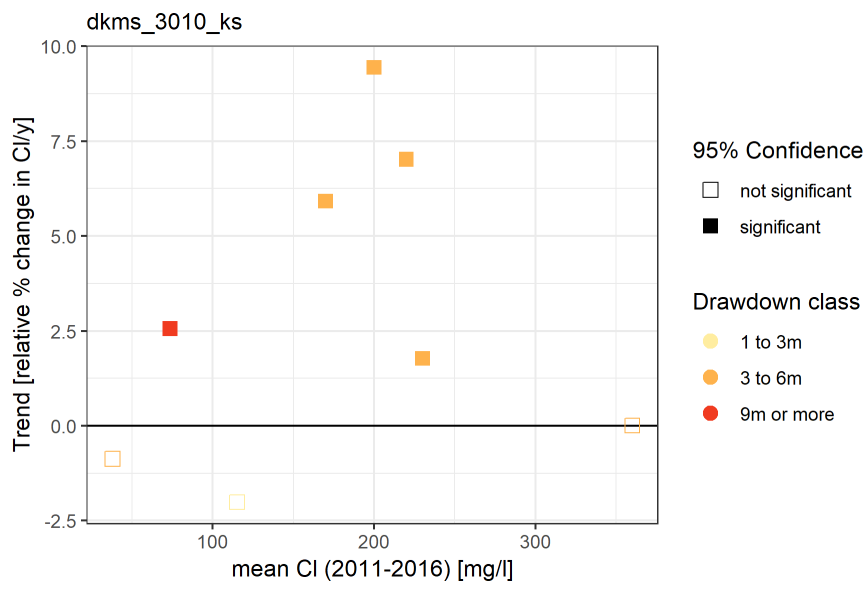
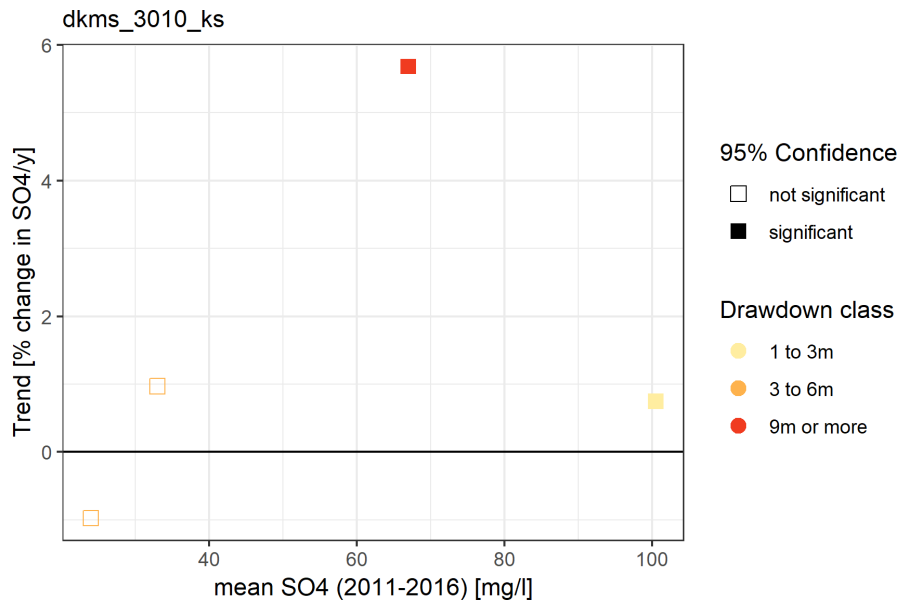
Dkms_3010_ks

Sulfate trends grouped by drawdown
dkms_3010_ks



Chloride trends grouped by drawdown
dkms_3010_ks

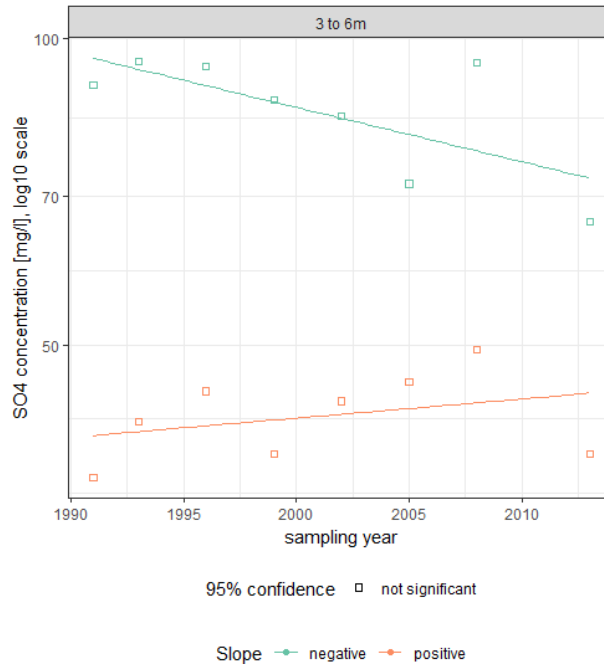




Dkms_3487_ks

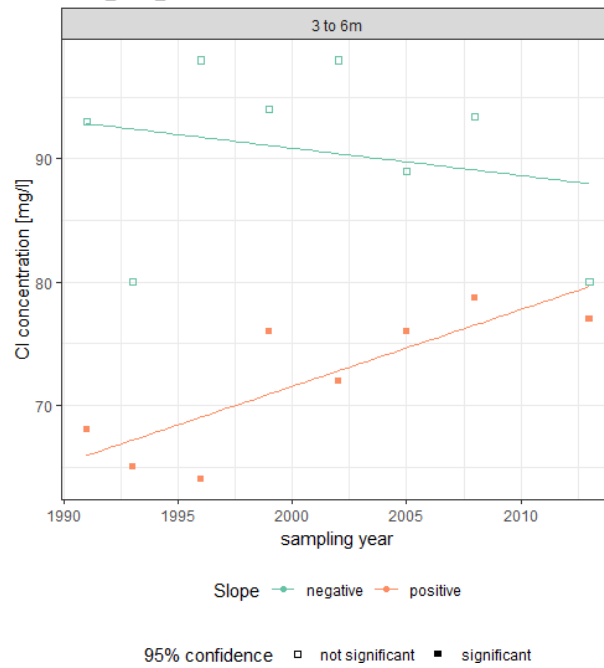
Sulfate trends grouped by drawdown

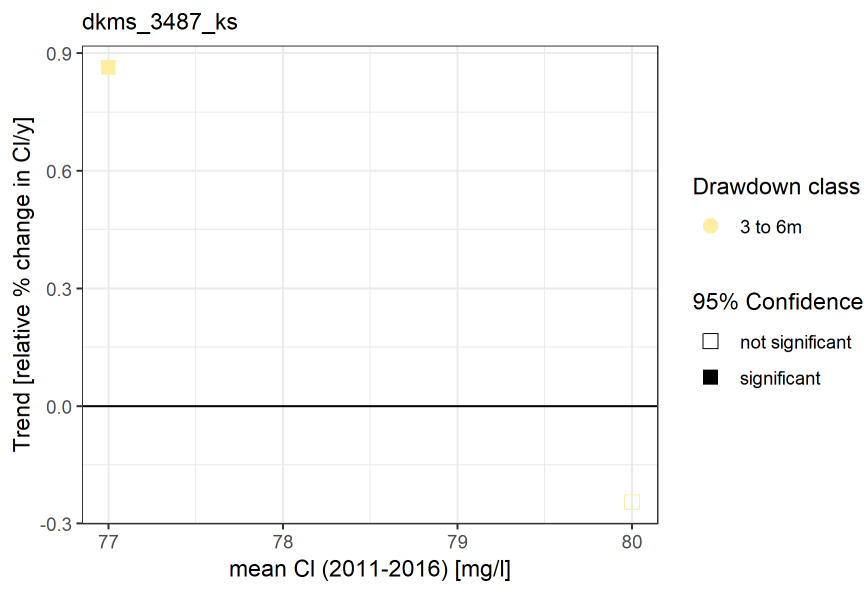
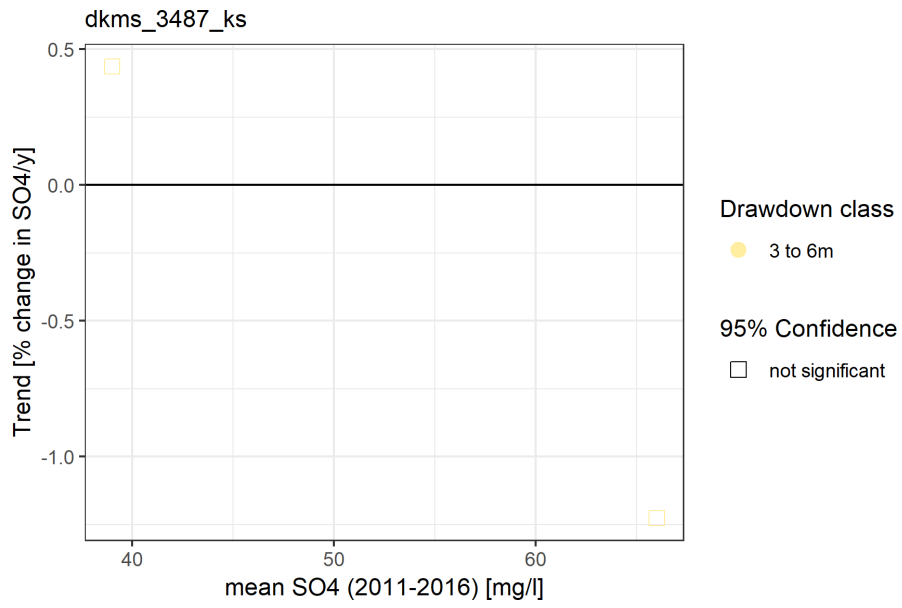
dkms_3487_ks



Chloride trends grouped by drawdown

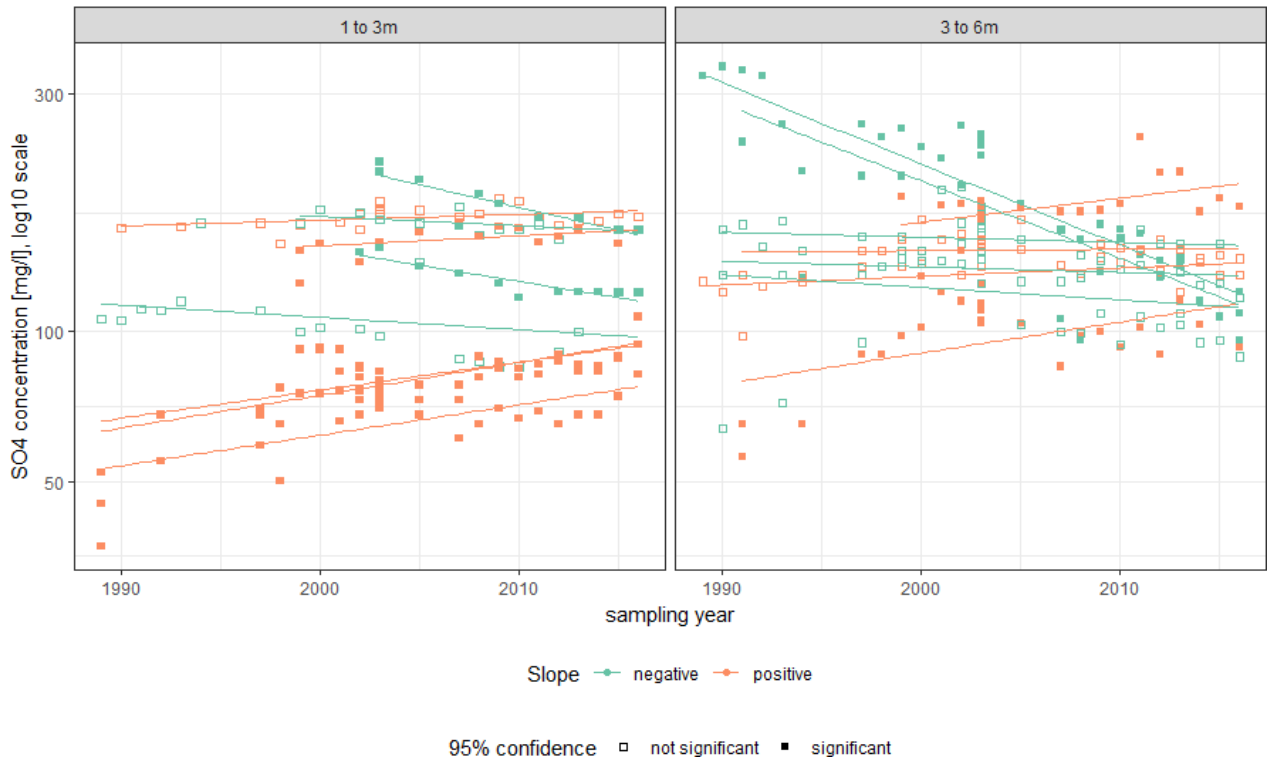
dkms_3487_ks



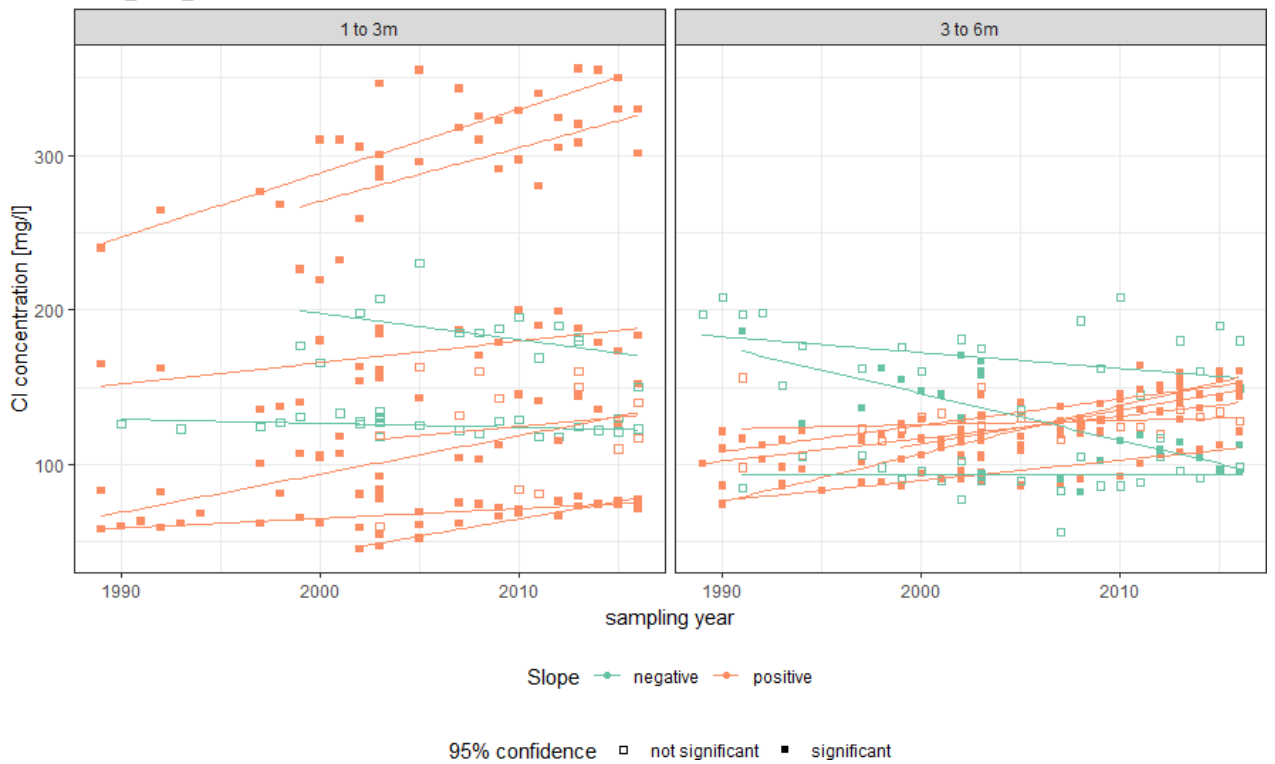


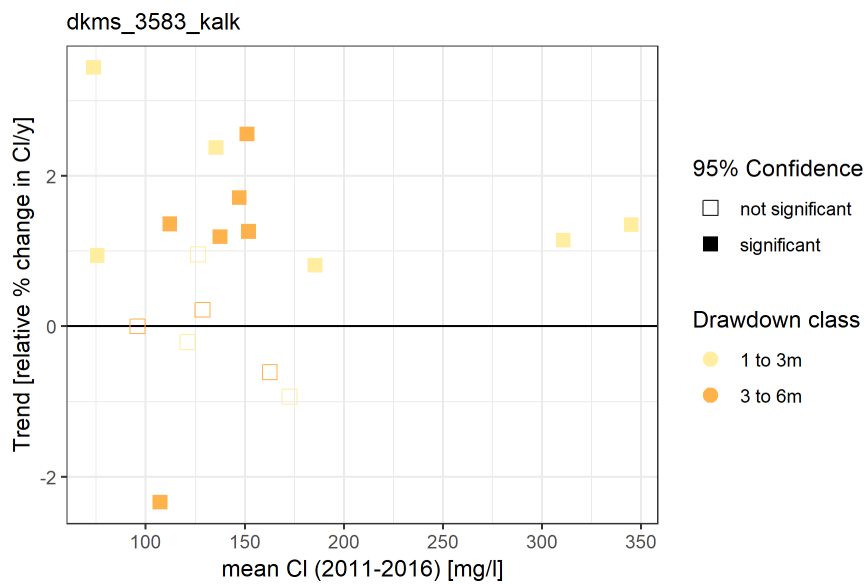
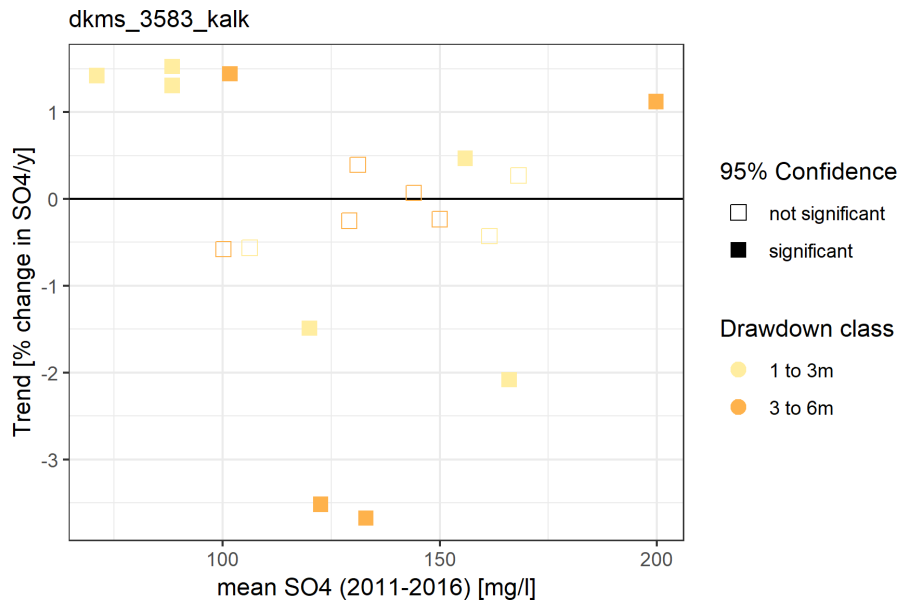
Dkms_3583_kalk

Sulfate trends grouped by drawdown
dkms_3583_kalk



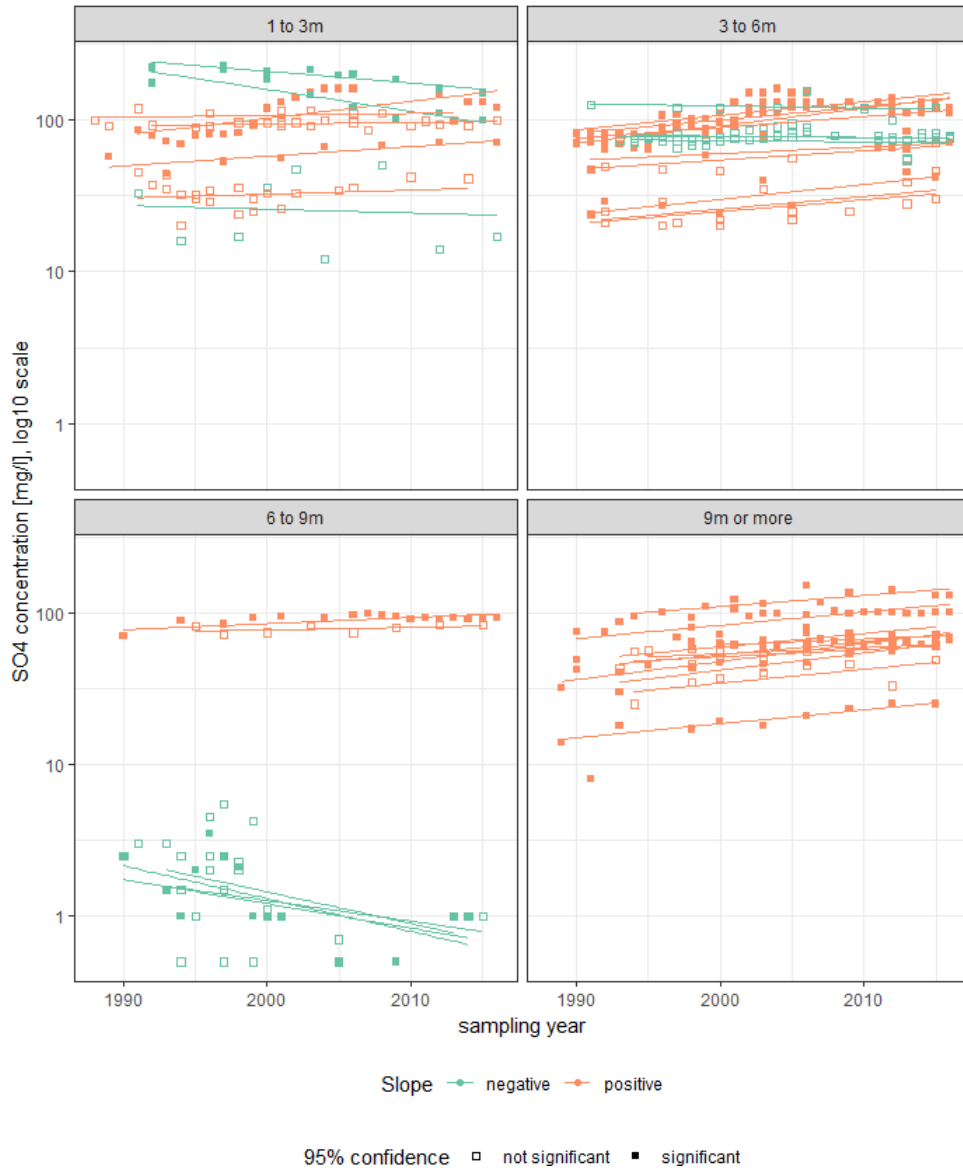
Chloride trends grouped by drawdown
dkms_3583_kalk





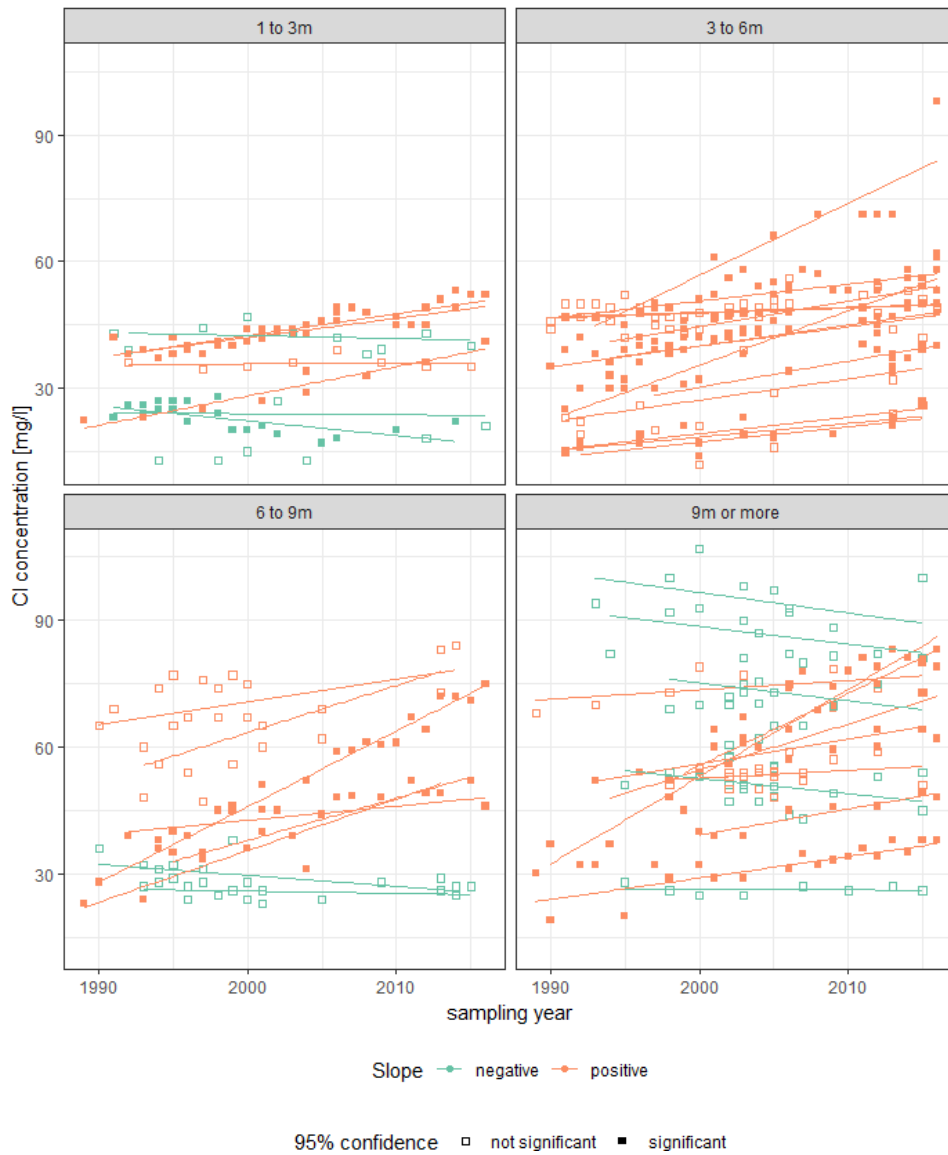
Dkms_3601_kalk

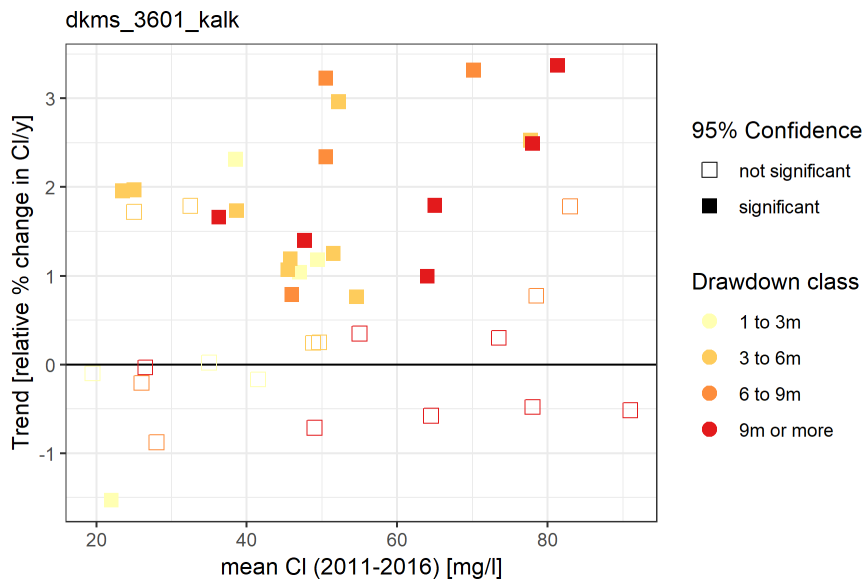
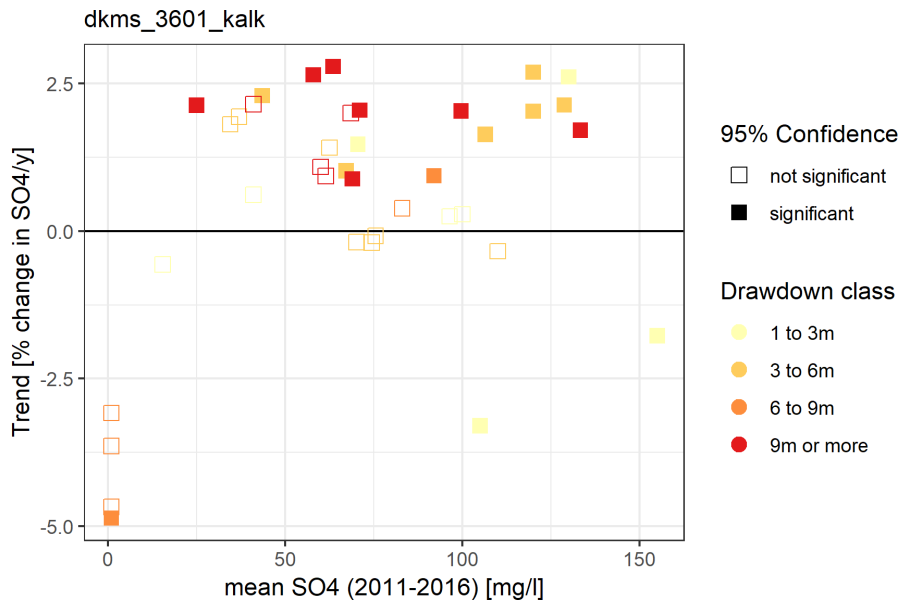
Sulfate trends grouped by drawdown
dkms_3601_kalk



Chloride trends grouped by drawdown

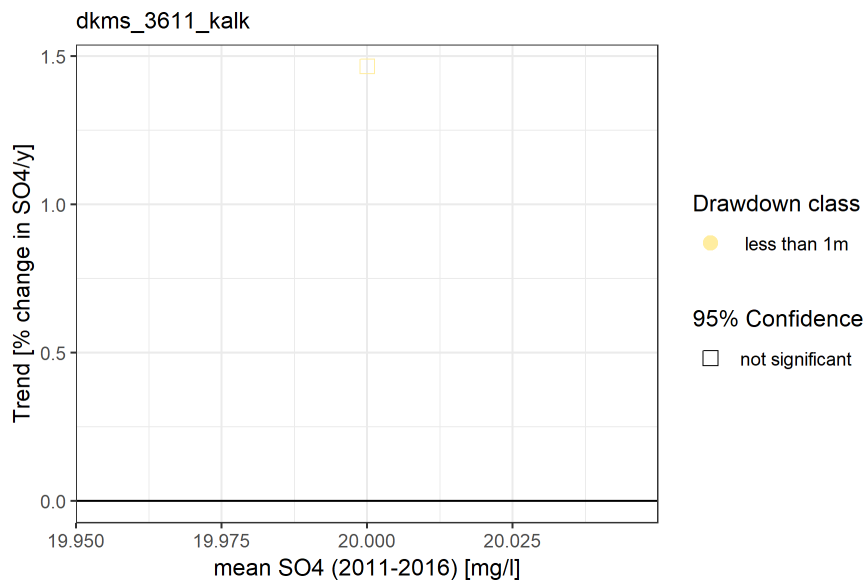
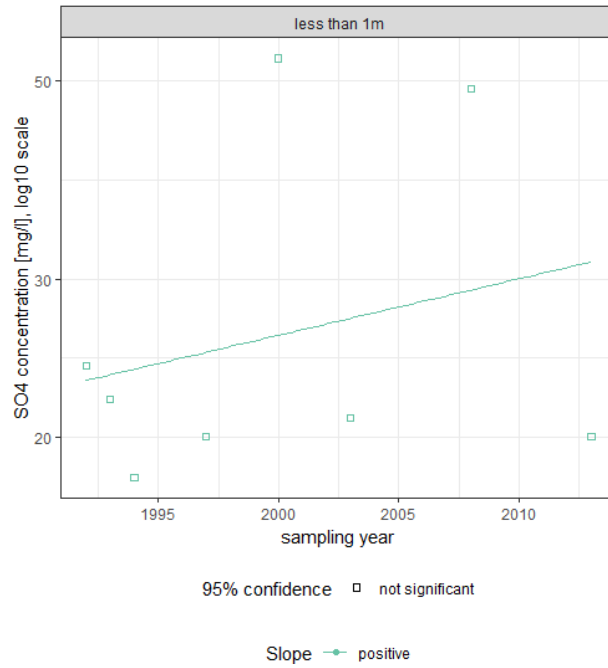
dkms_3601_kalk





Dkms_3611_kalk

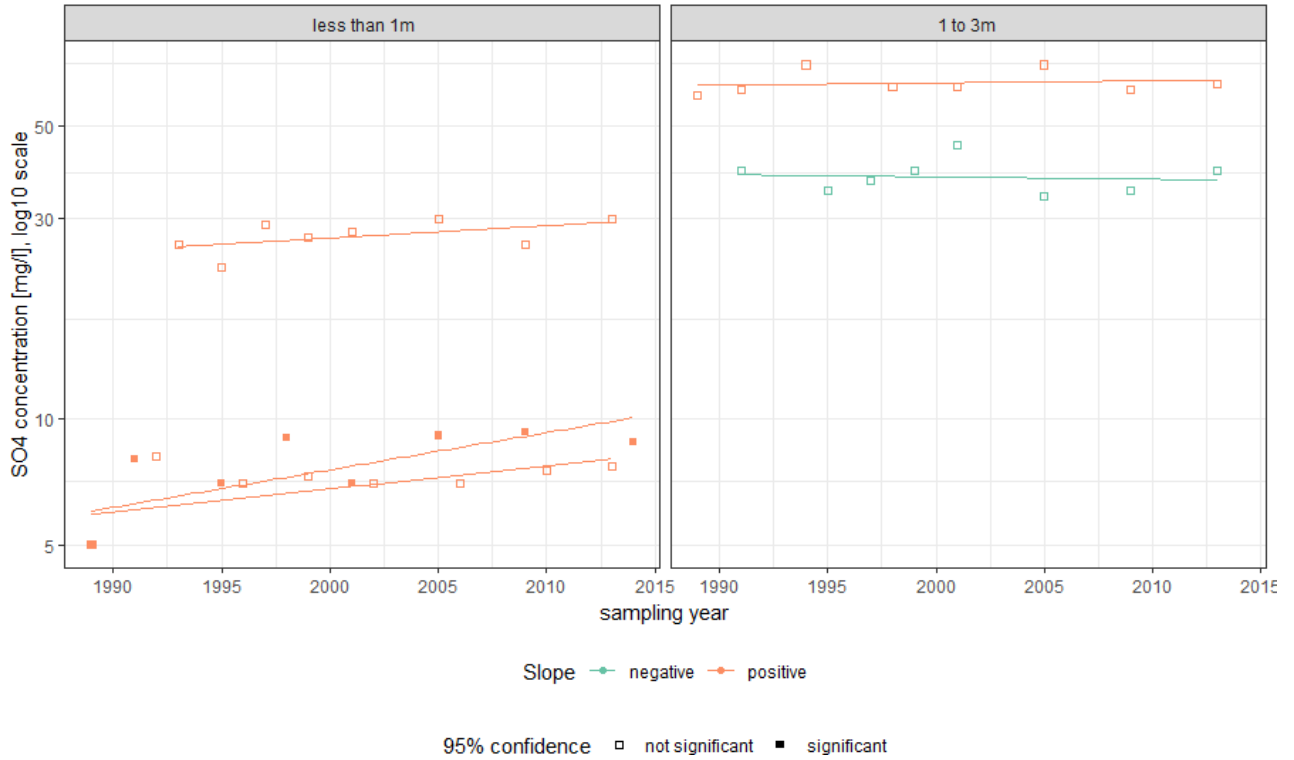
Sulfate trends grouped by drawdown
dkms_3611_kalk



Dkms_3613_kalk

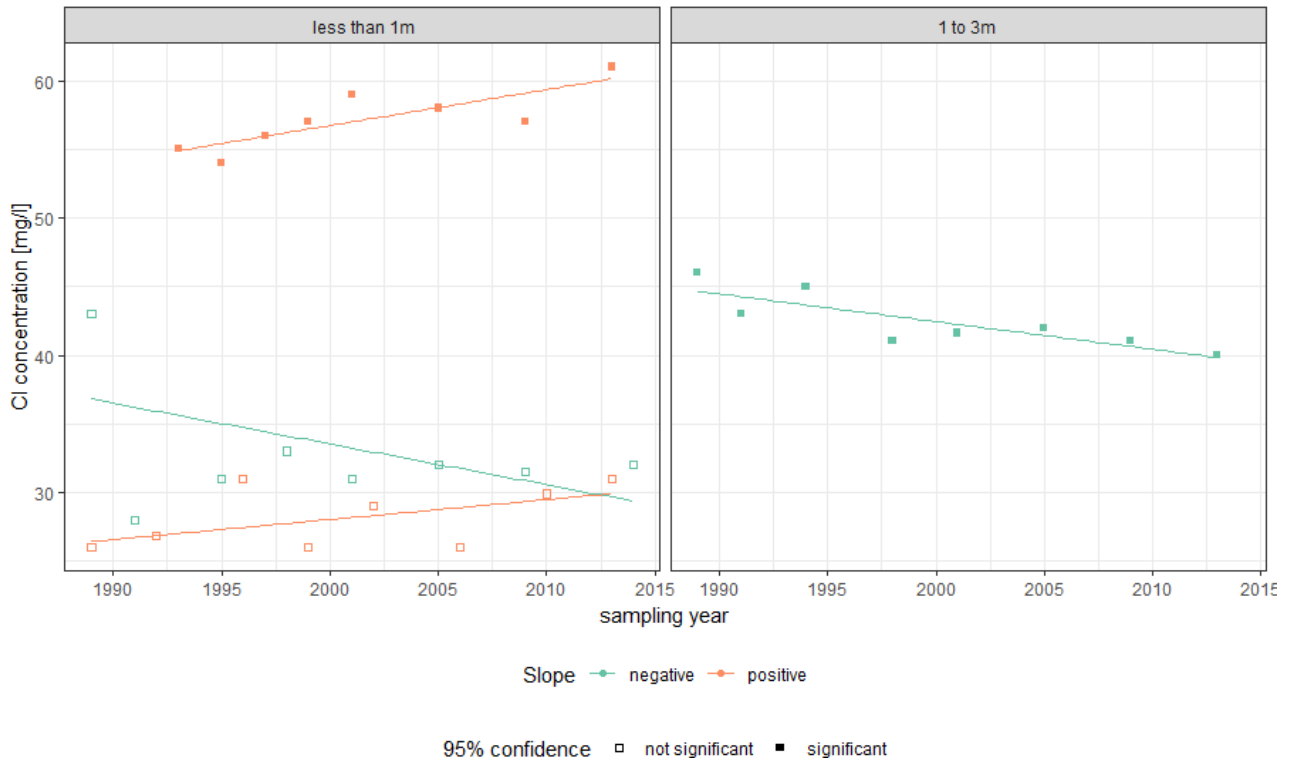
Sulfate trends grouped by drawdown

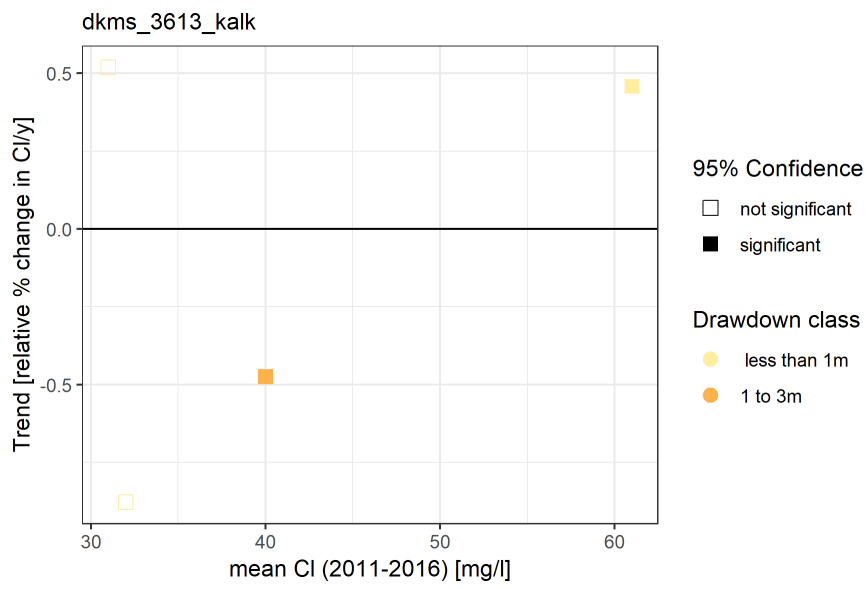
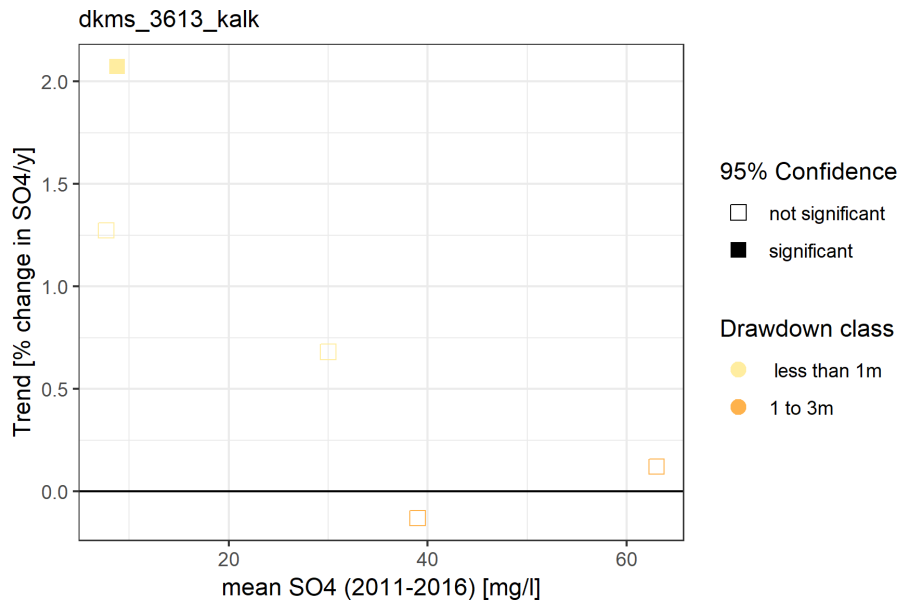
dkms_3613_kalk



Chloride trends grouped by drawdown

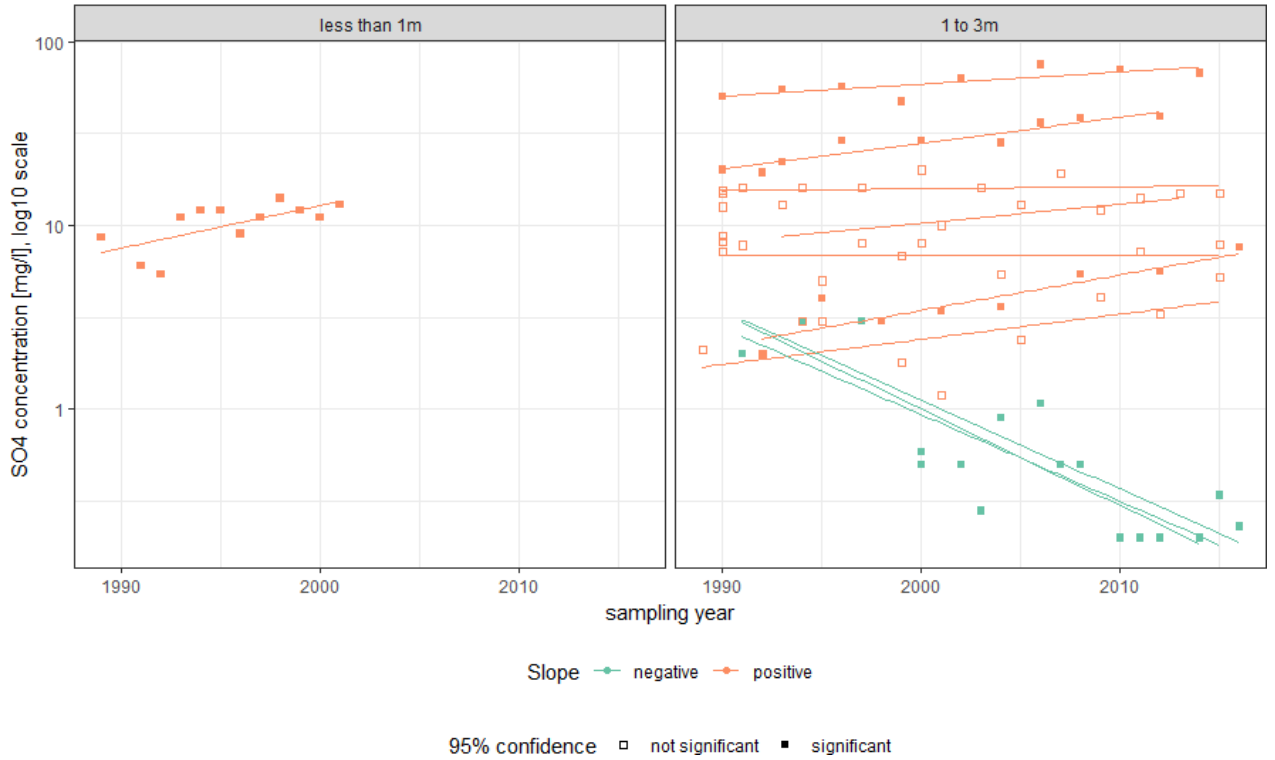
dkms_3613_kalk



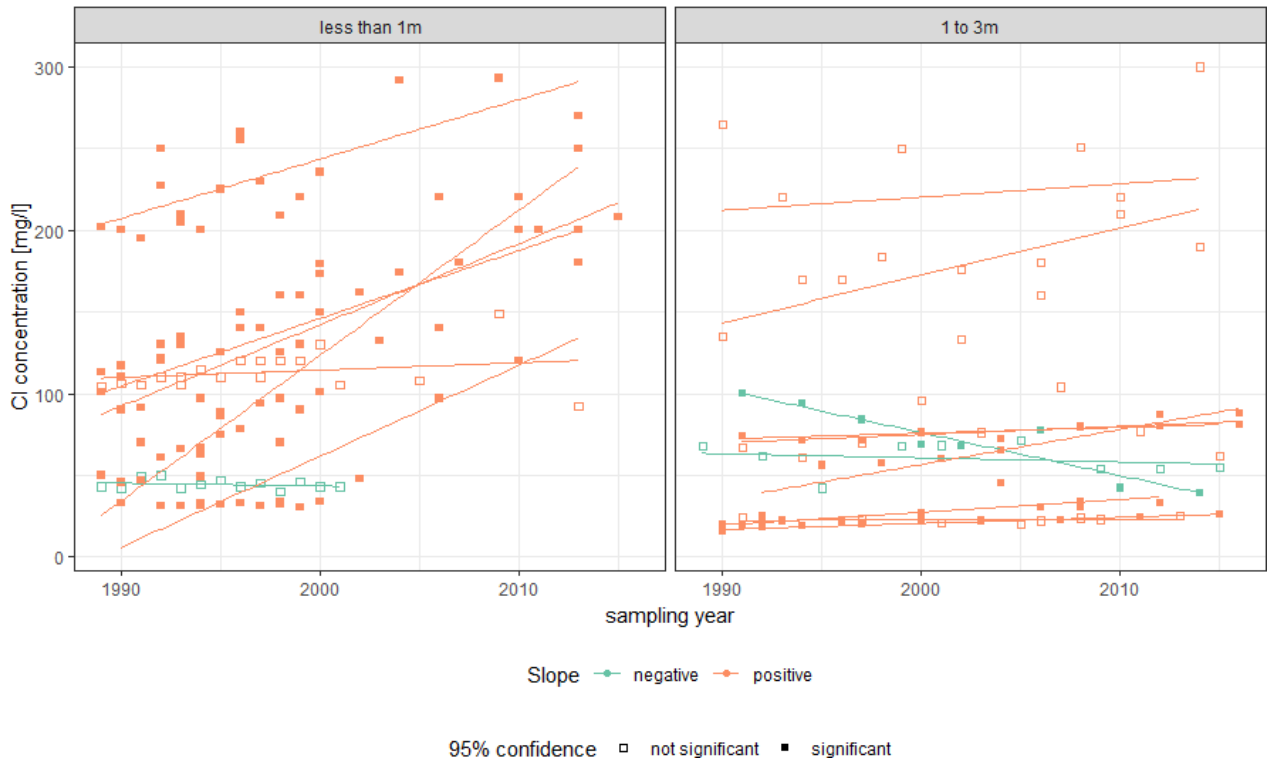


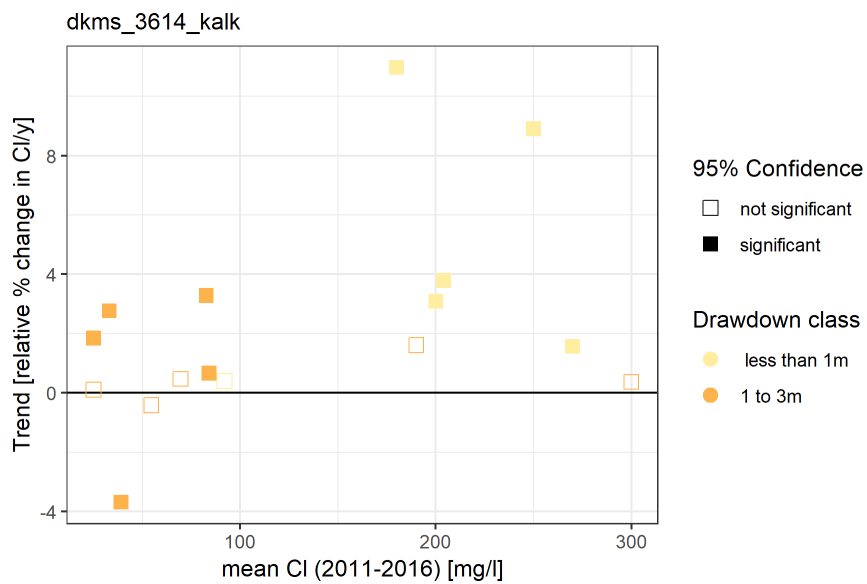
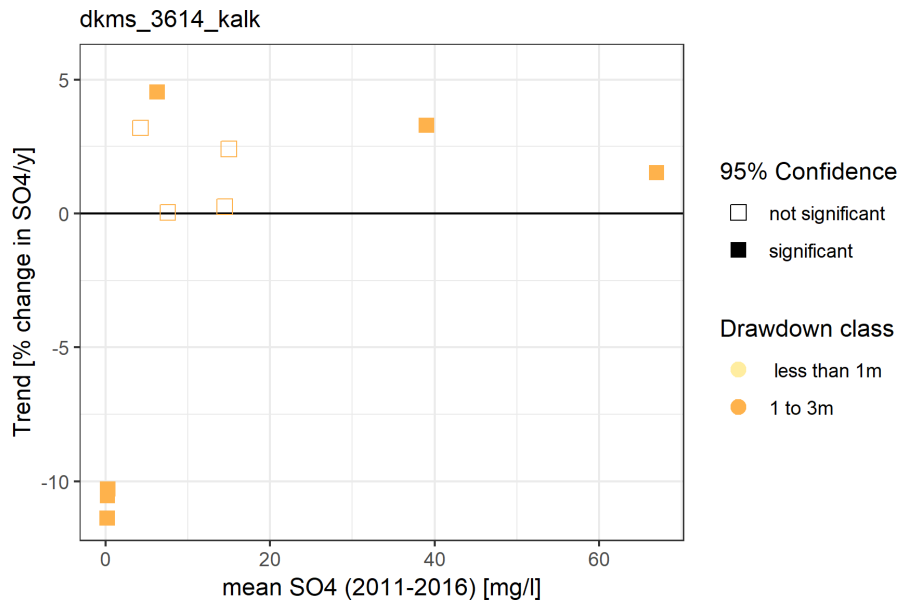
Dkms_3614_kalk

Sulfate trends grouped by drawdown
dkms_3614_kalk



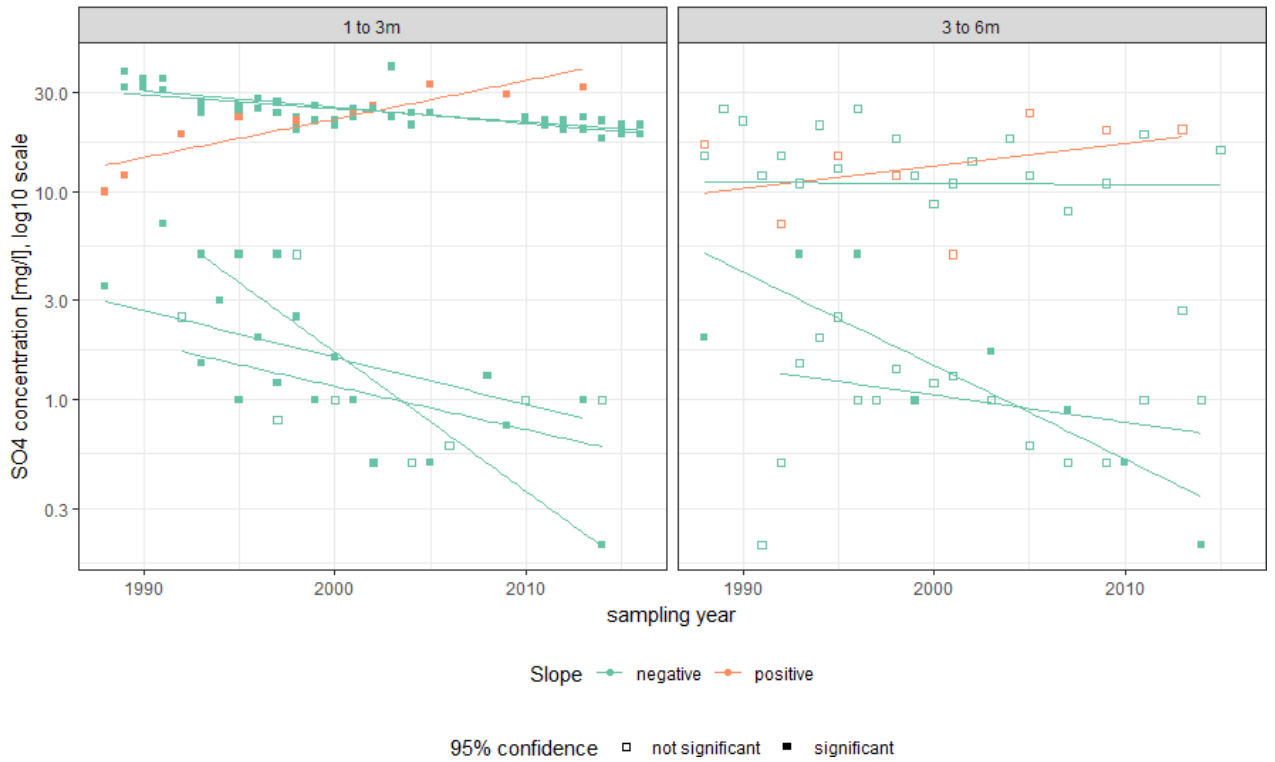
Chloride trends grouped by drawdown
dkms_3614_kalk



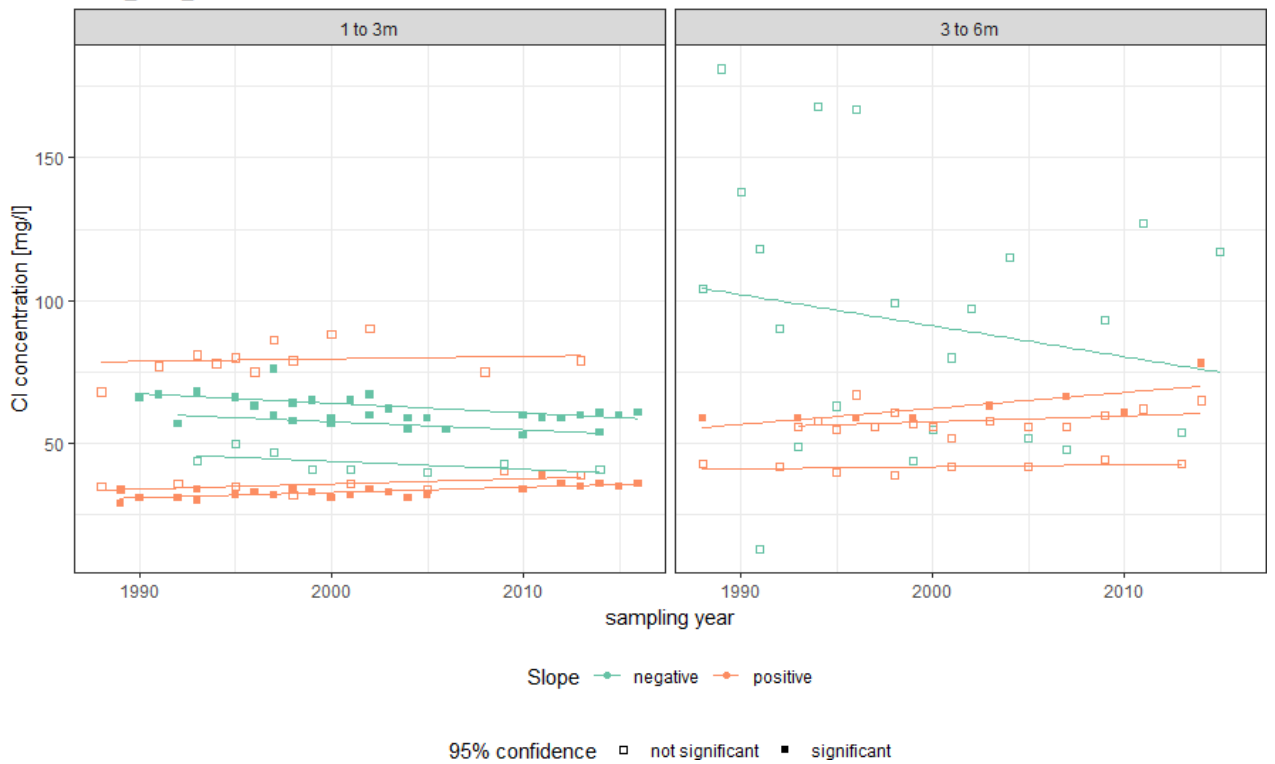


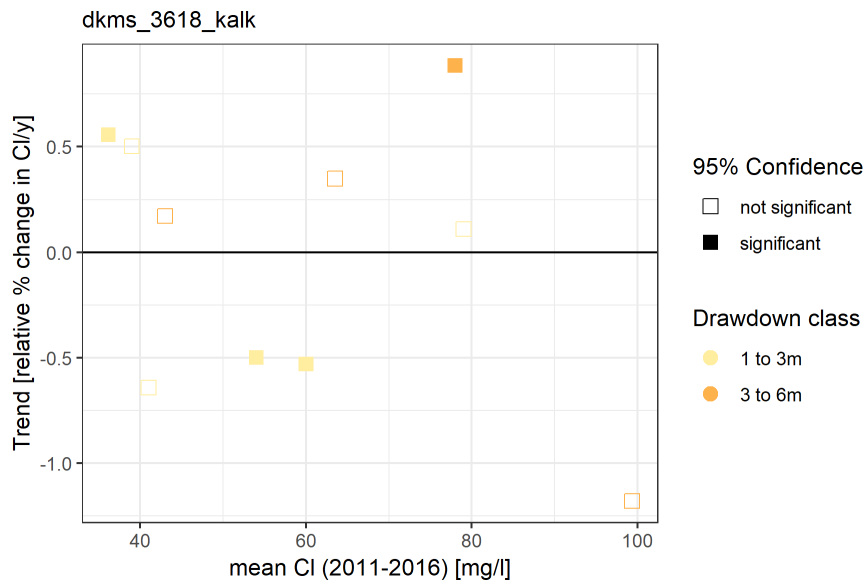
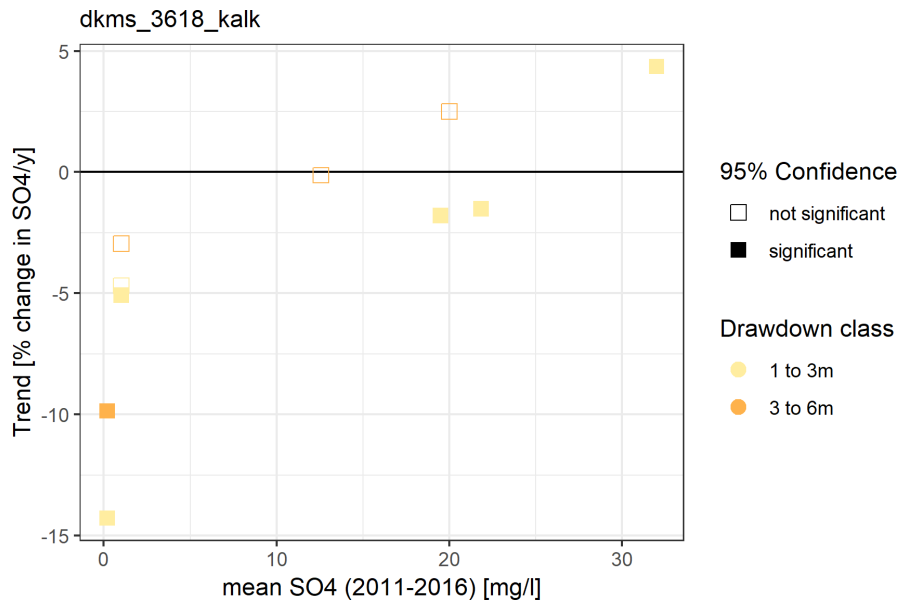
Dkms_3618_kalk

Sulfate trends grouped by drawdown
dkms_3618_kalk



Chloride trends grouped by drawdown
dkms_3618_kalk

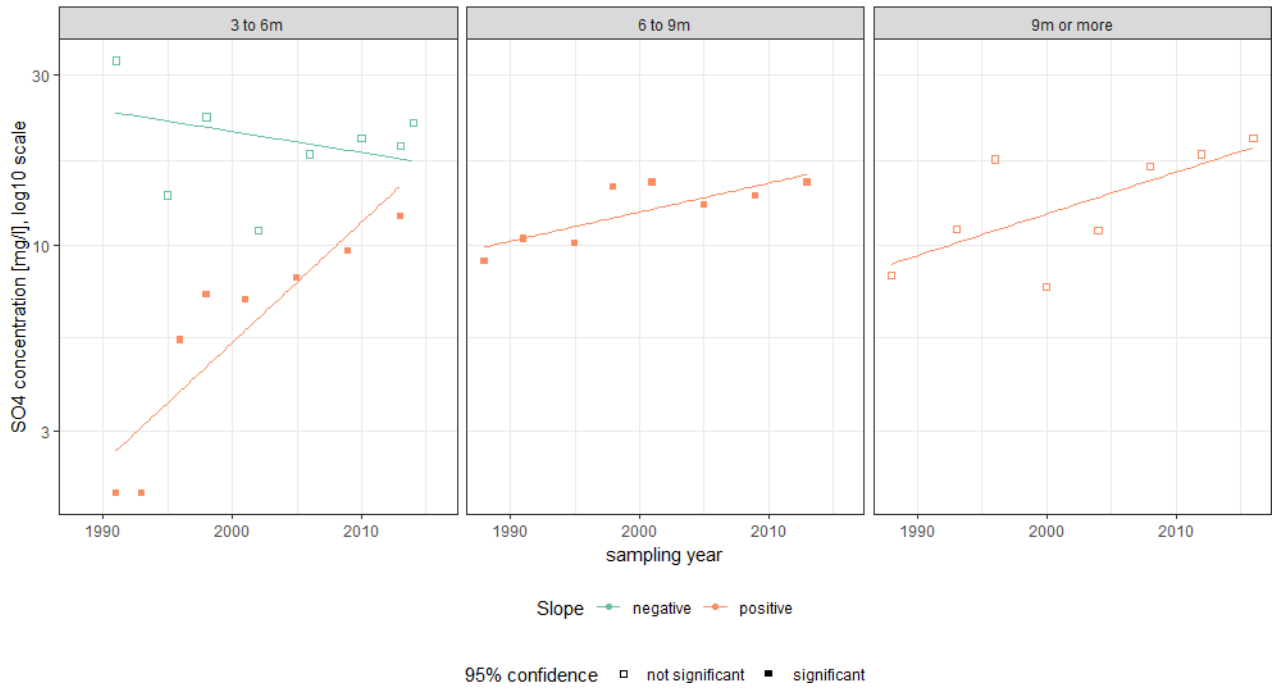




Dkms_3622_kalk

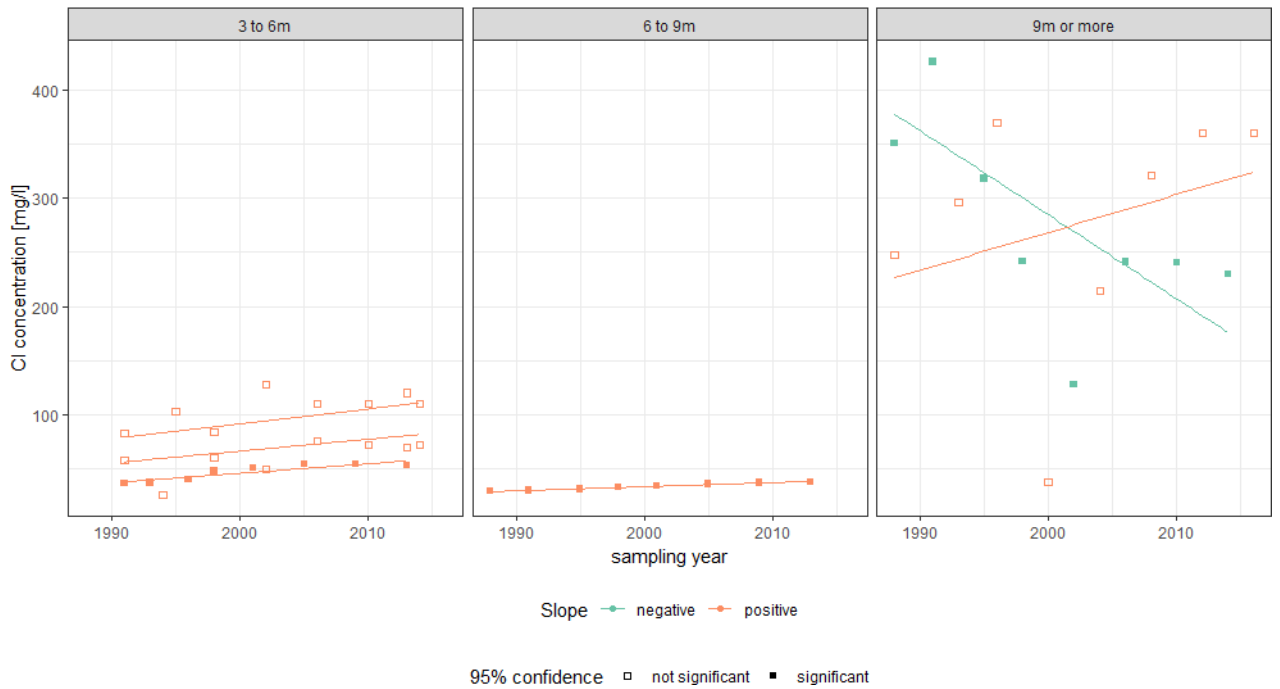
Sulfate trends grouped by drawdown

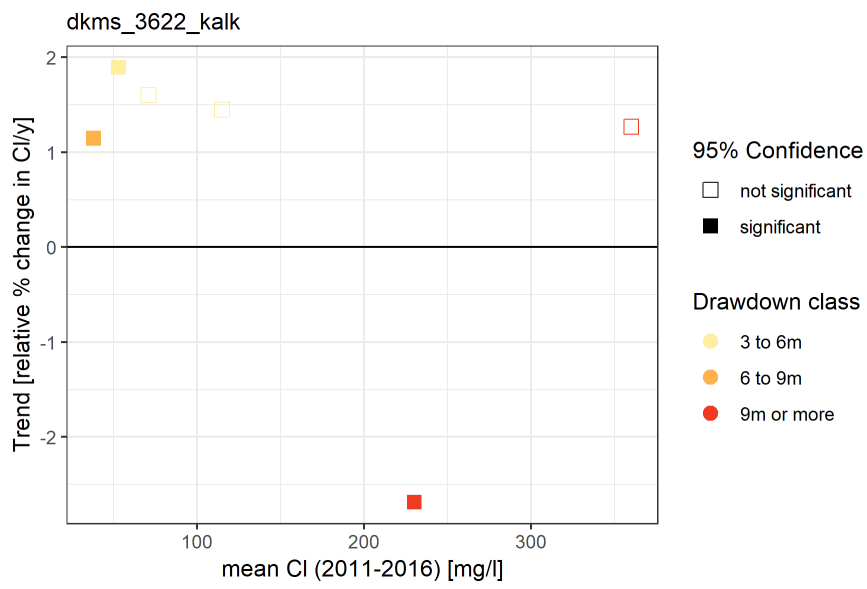
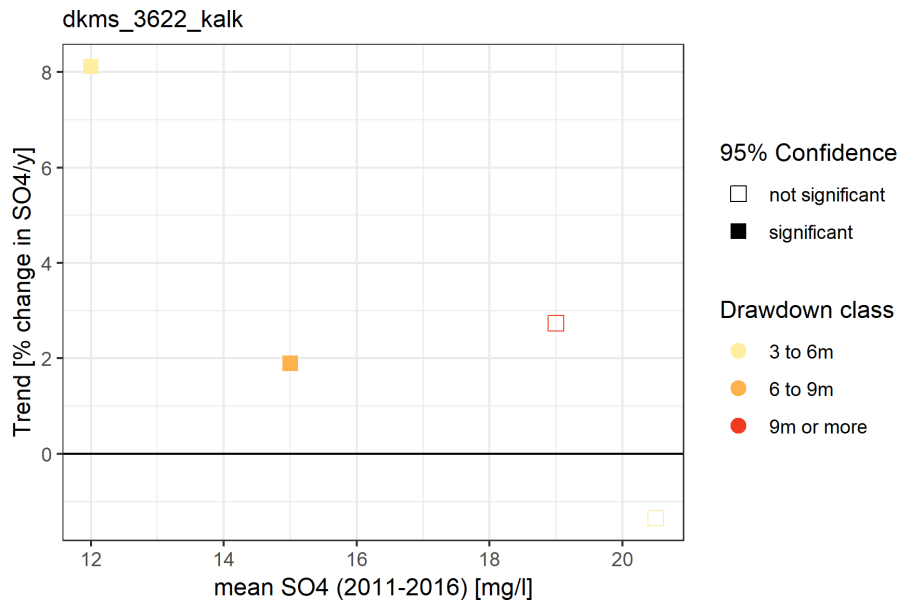
dkms_3622_kalk



Chloride trends grouped by drawdown

dkms_3622_kalk

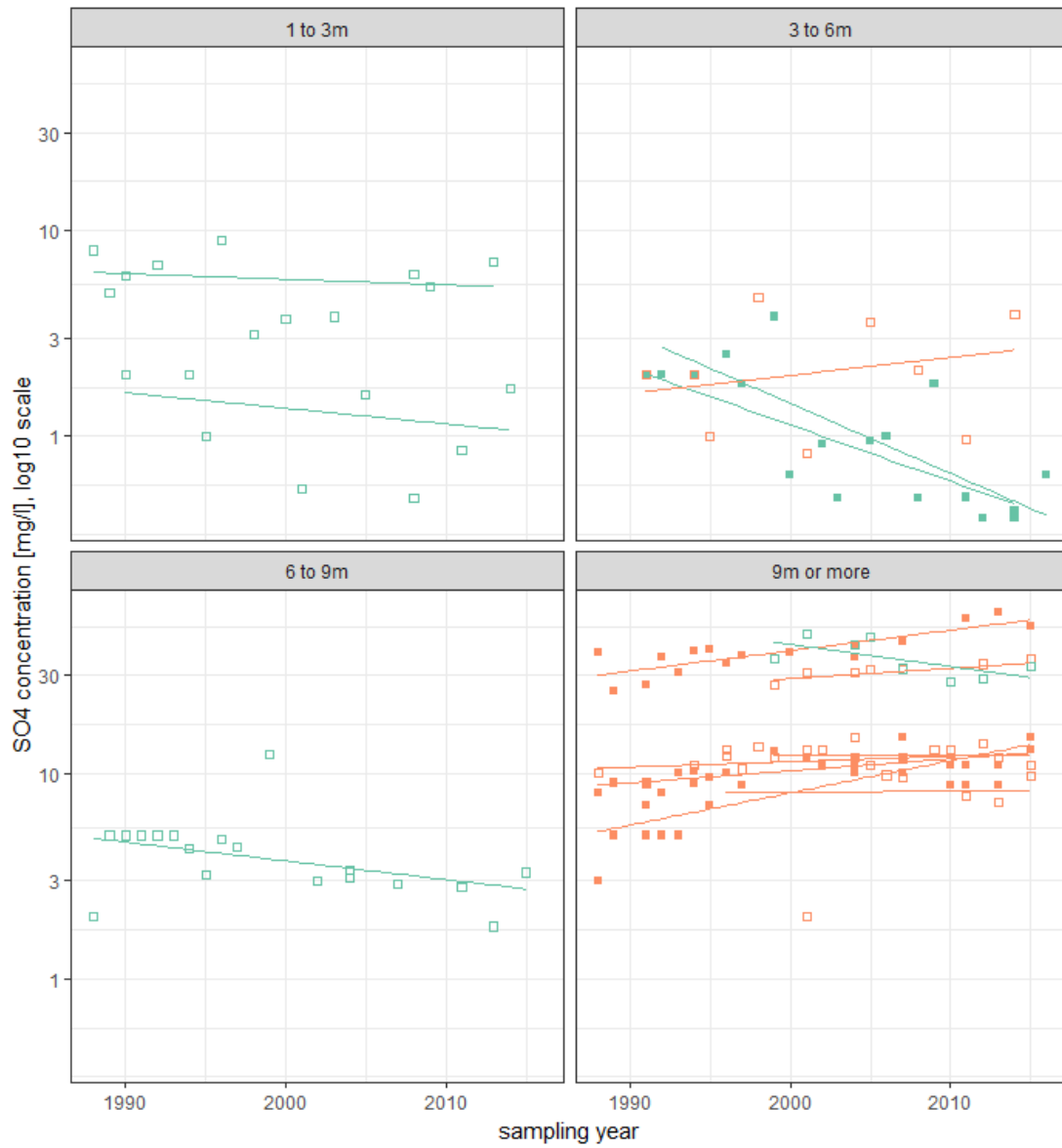




Dkms_3624_kalk

Sulfate trends grouped by drawdown

dkms_3624_kalk

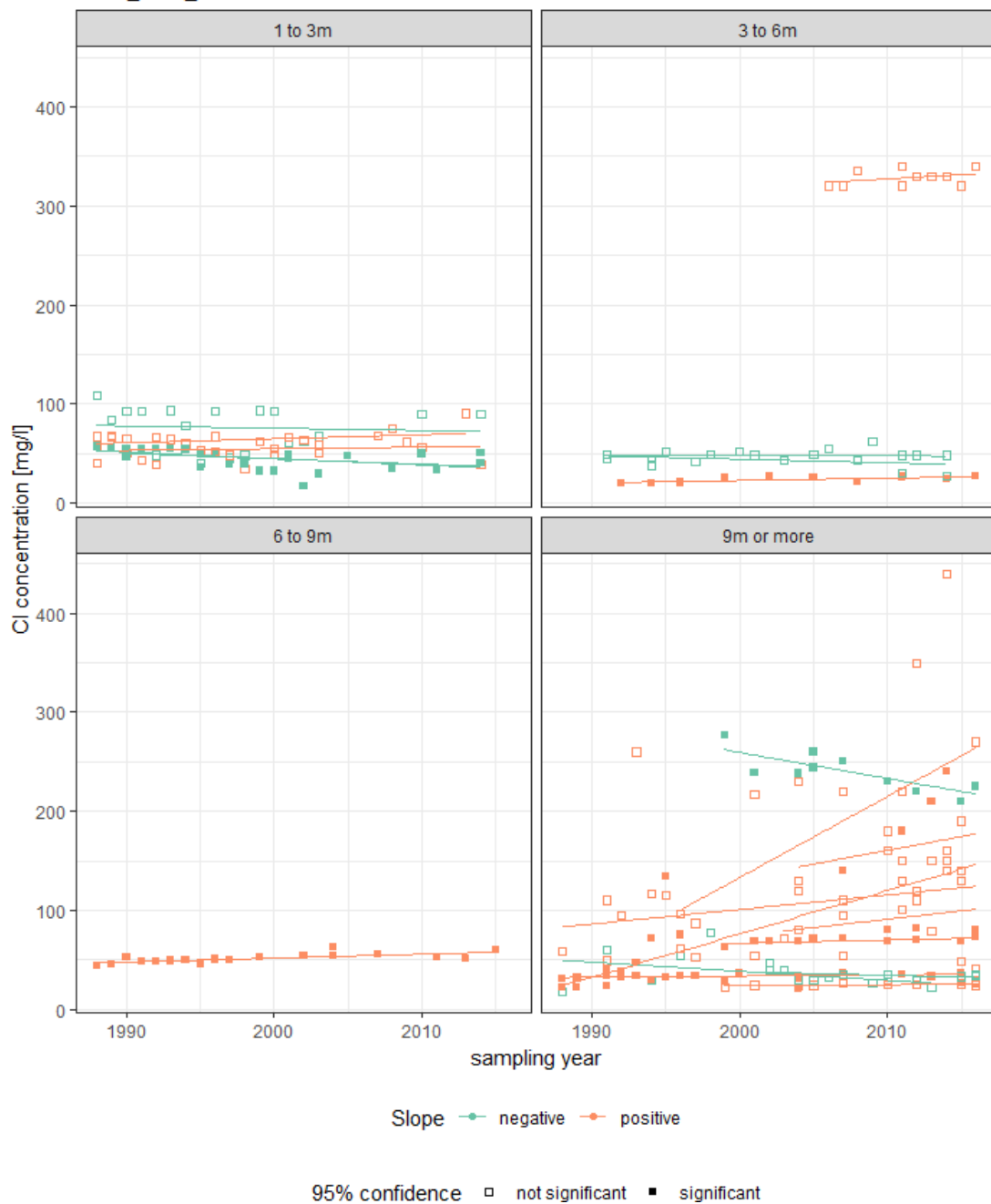


Slope — negative — positive

95% confidence □ not significant ■ significant

Chloride trends grouped by drawdown

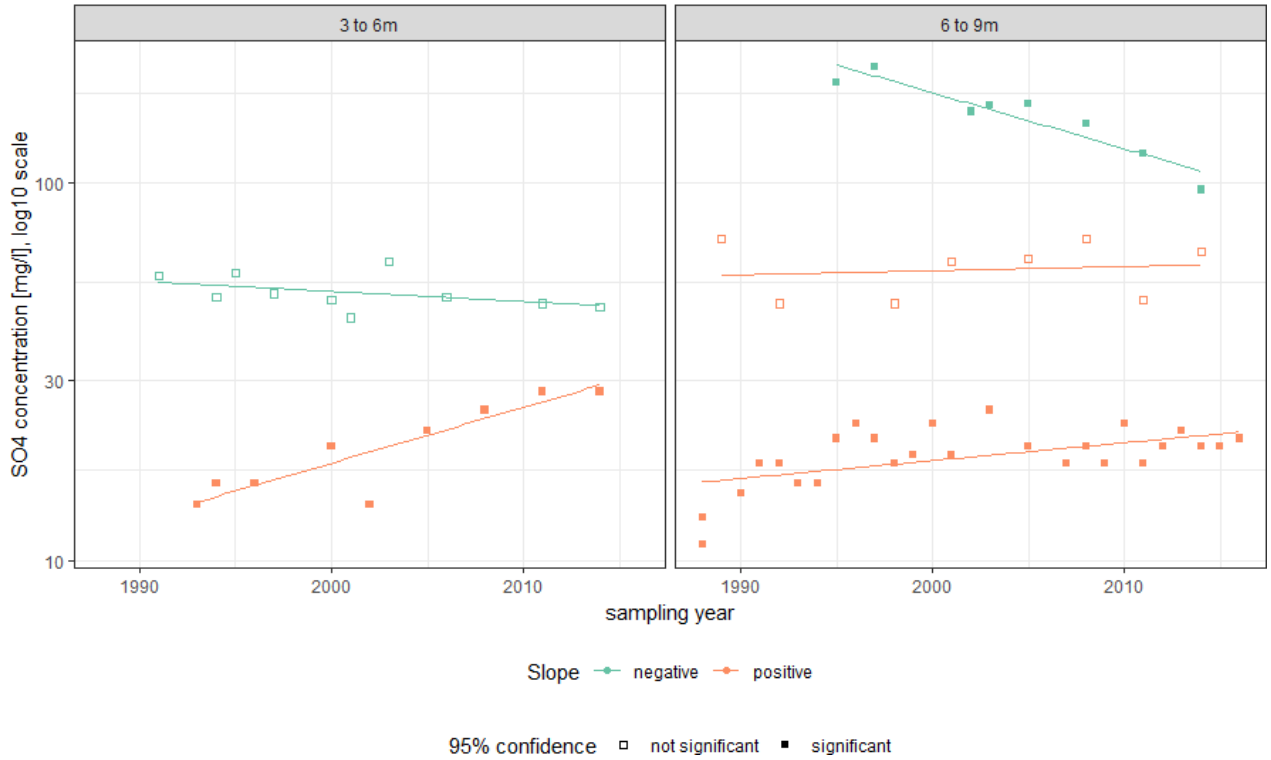
dkms_3624_kalk



Dkms_3626_kalk

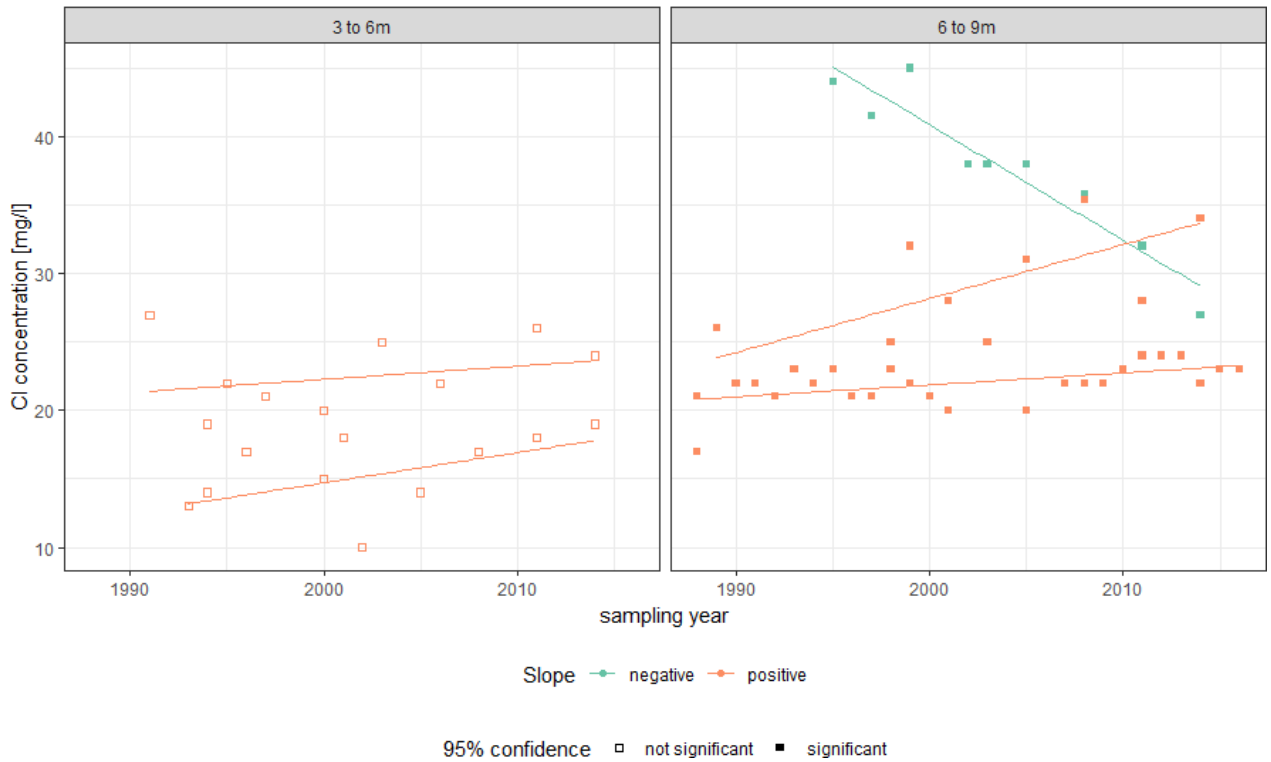
Sulfate trends grouped by drawdown

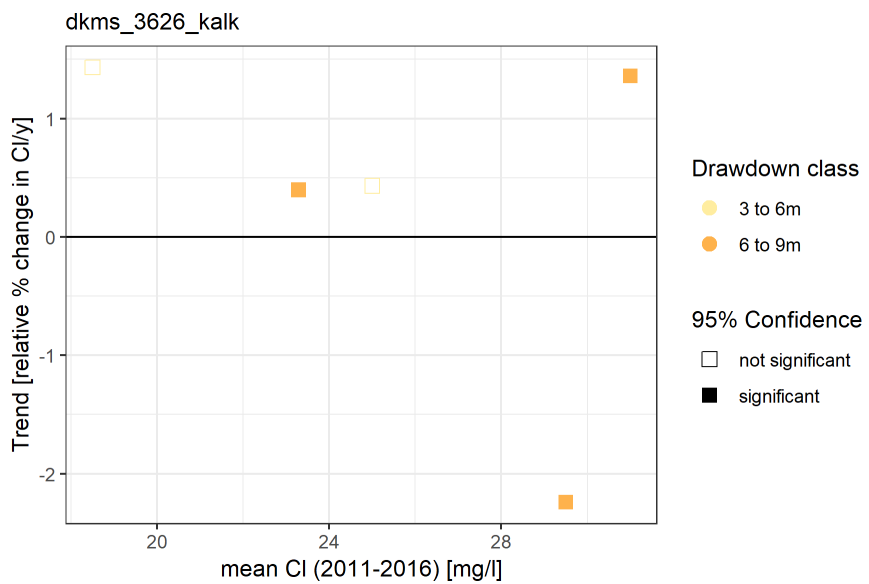
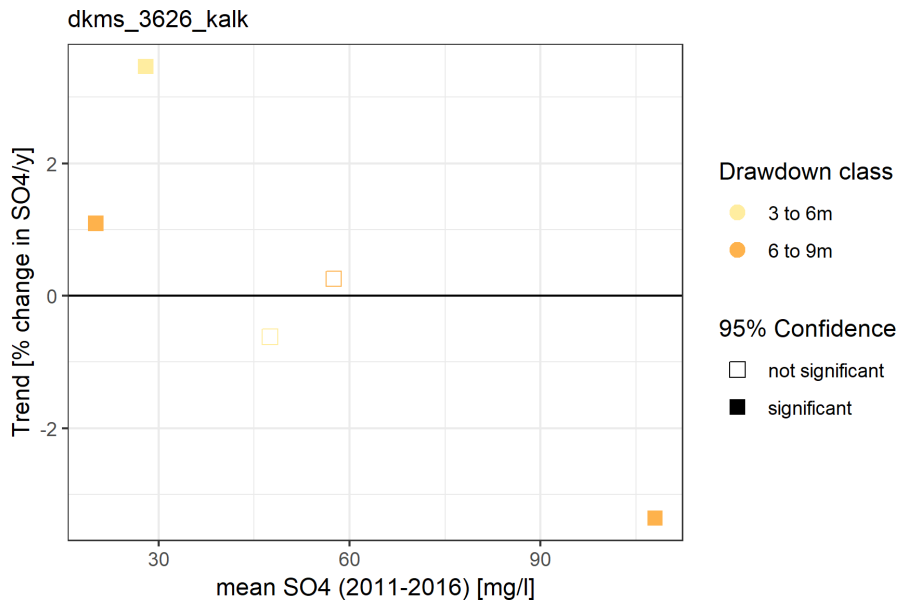
dkms_3626_kalk



Chloride trends grouped by drawdown

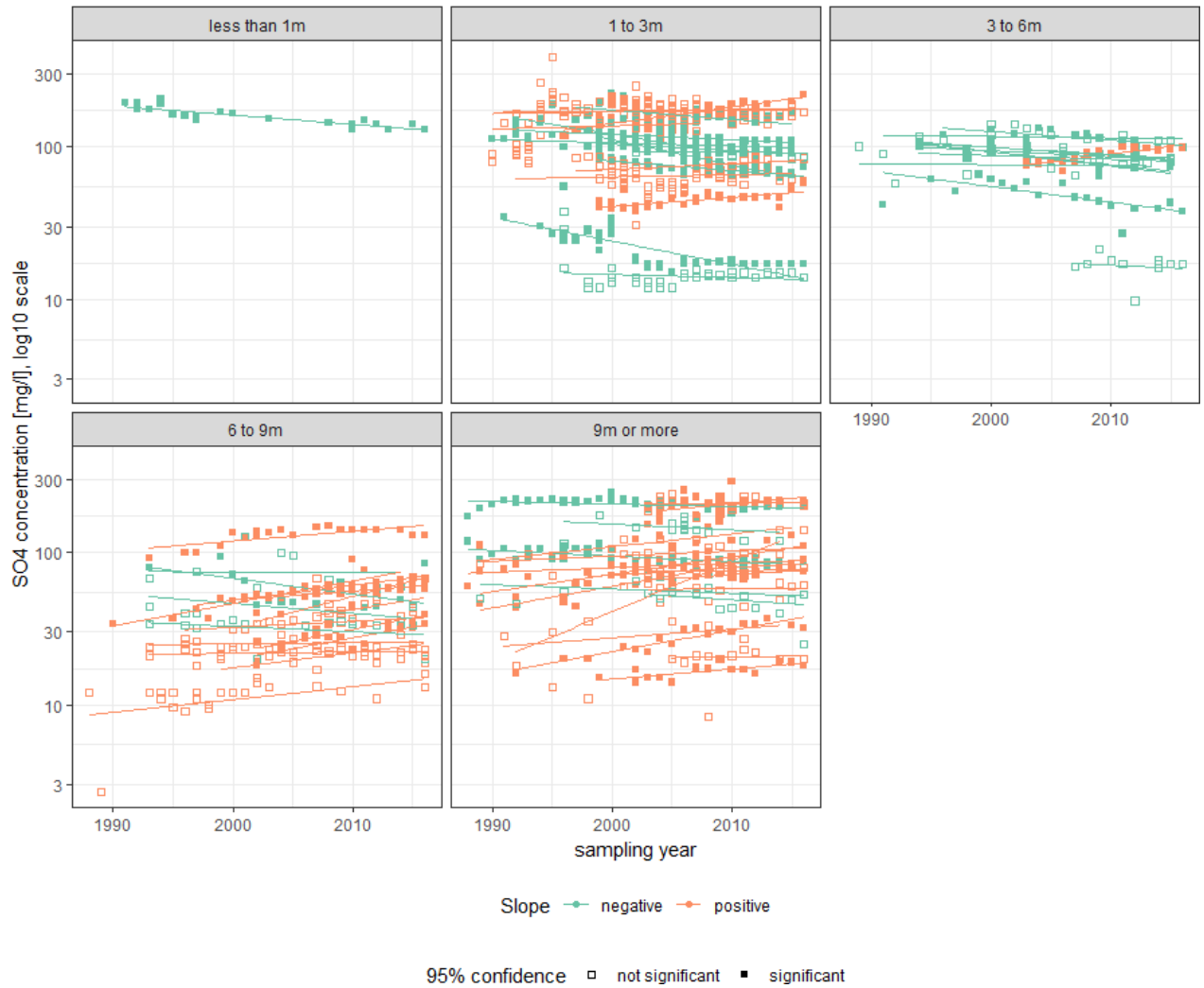
dkms_3626_kalk



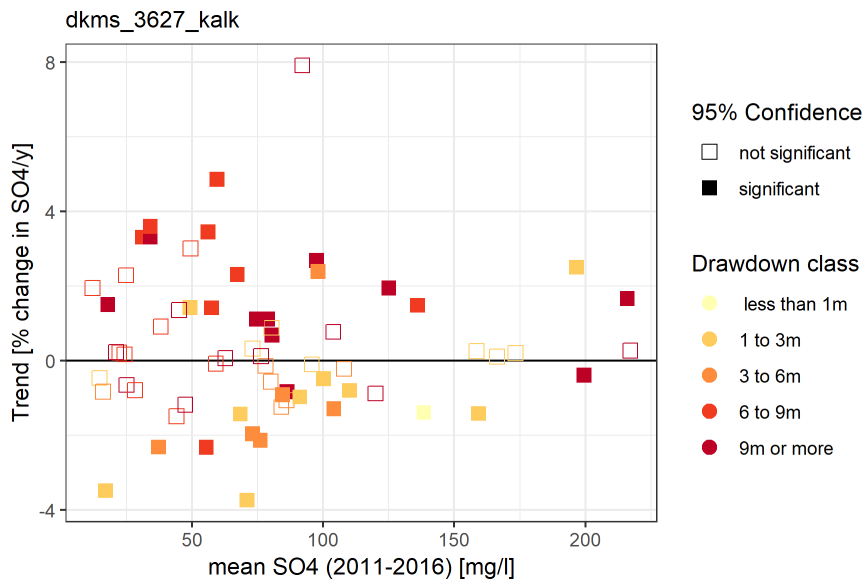
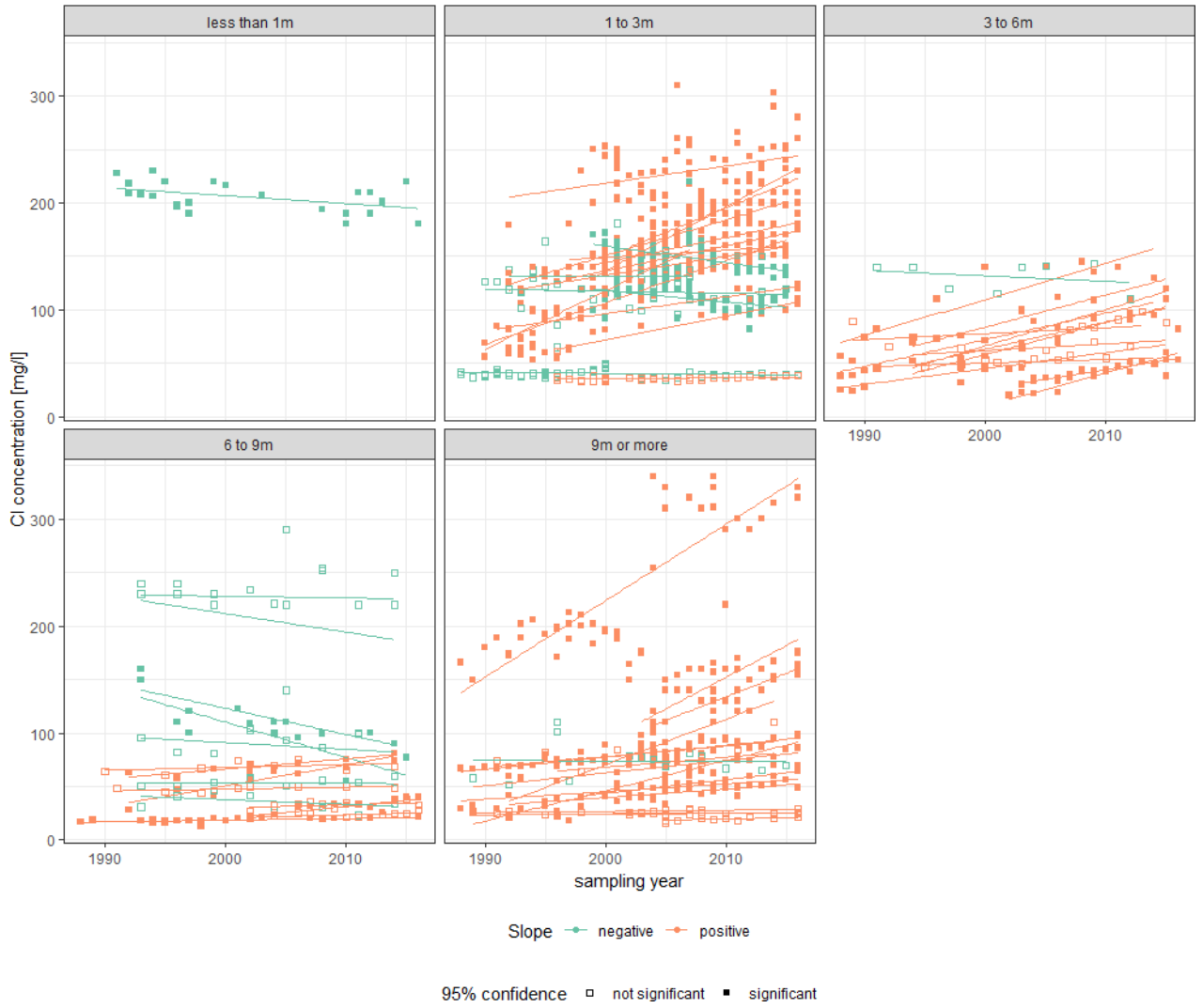


Dkms_3627_kalk

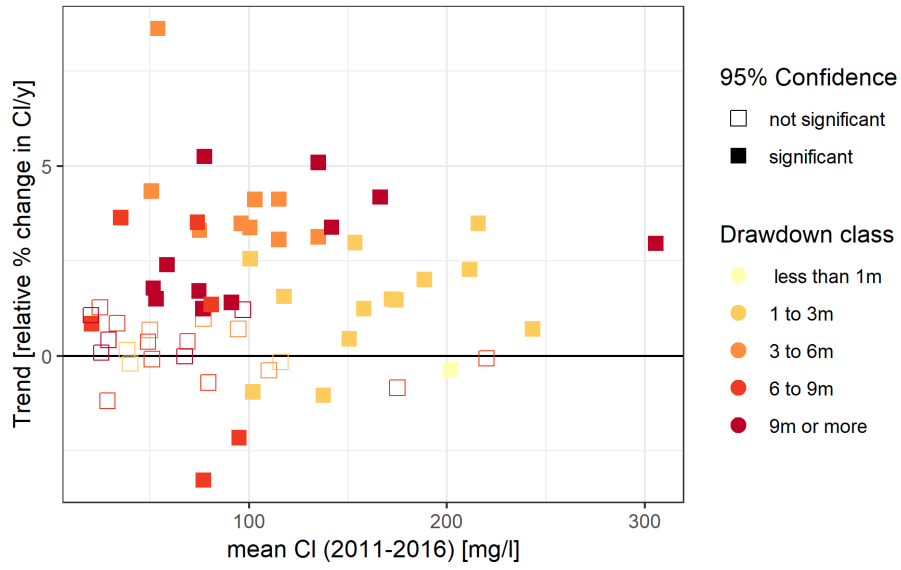
Sulfate trends grouped by drawdown
dkms_3627_kalk



Chloride trends grouped by drawdown
dkms_3627_kalk

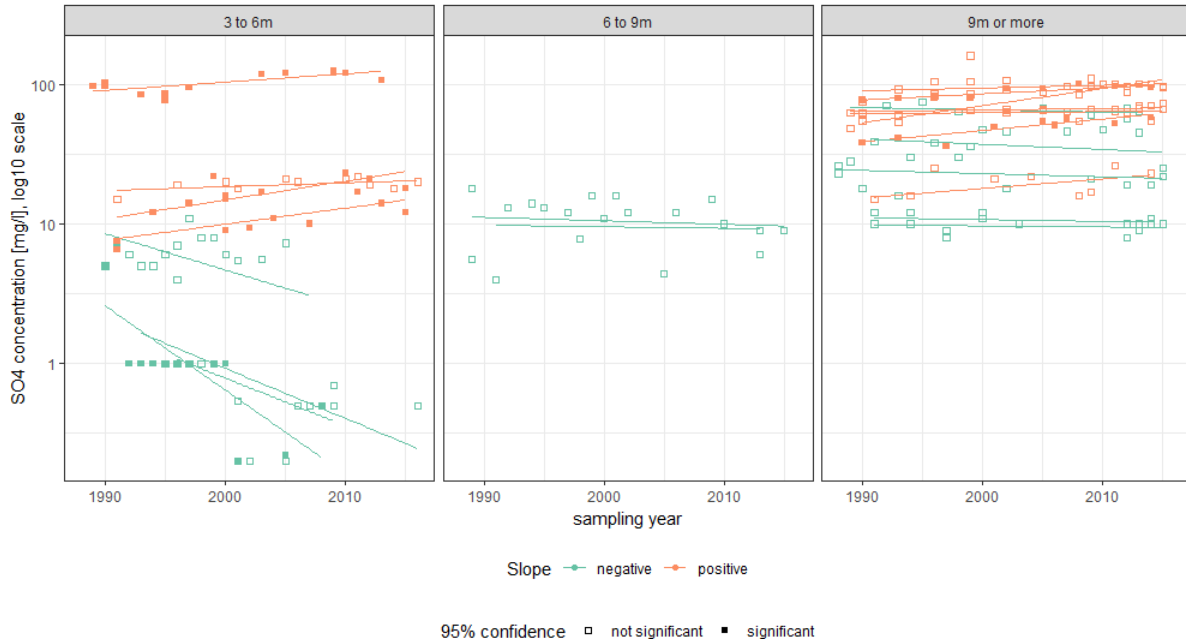


dkms_3627_kalk



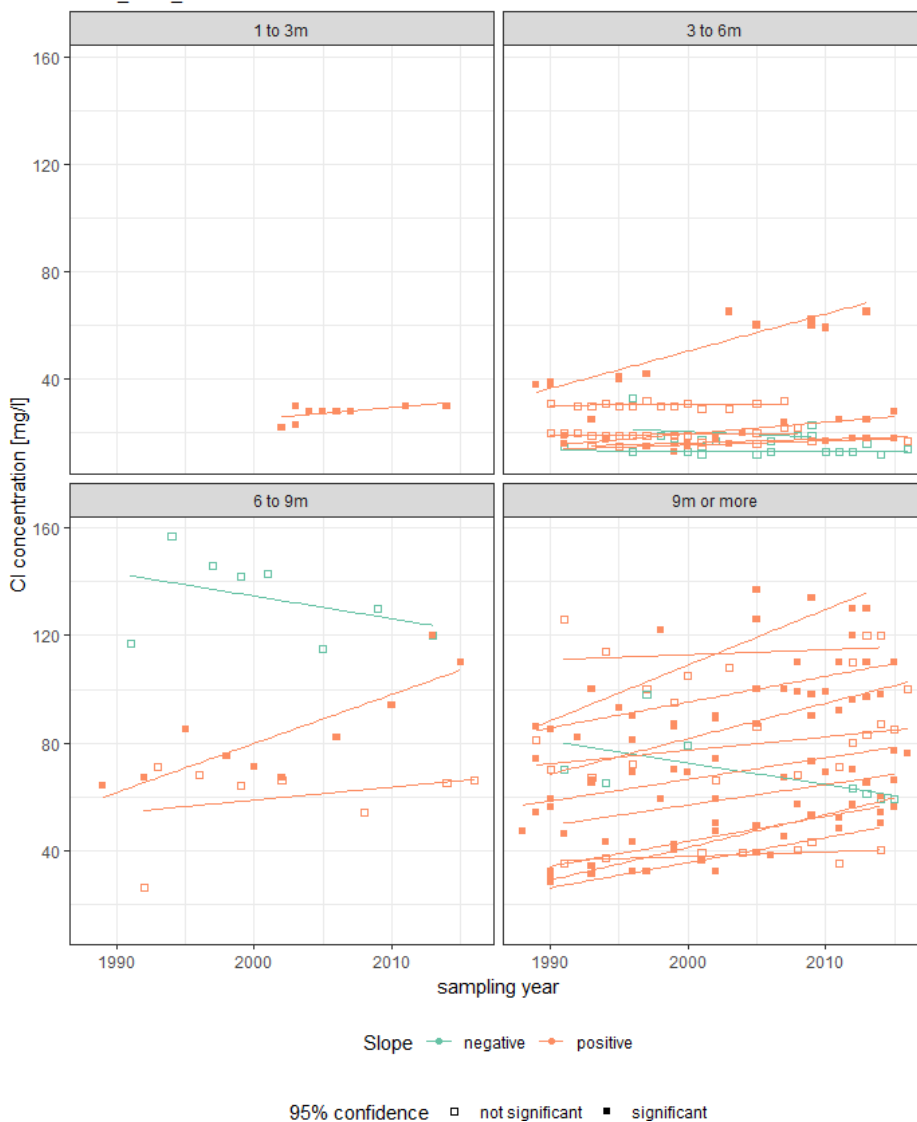
Dkms_3628_kalk

Sulfate trends grouped by drawdown
dkms_3628_kalk

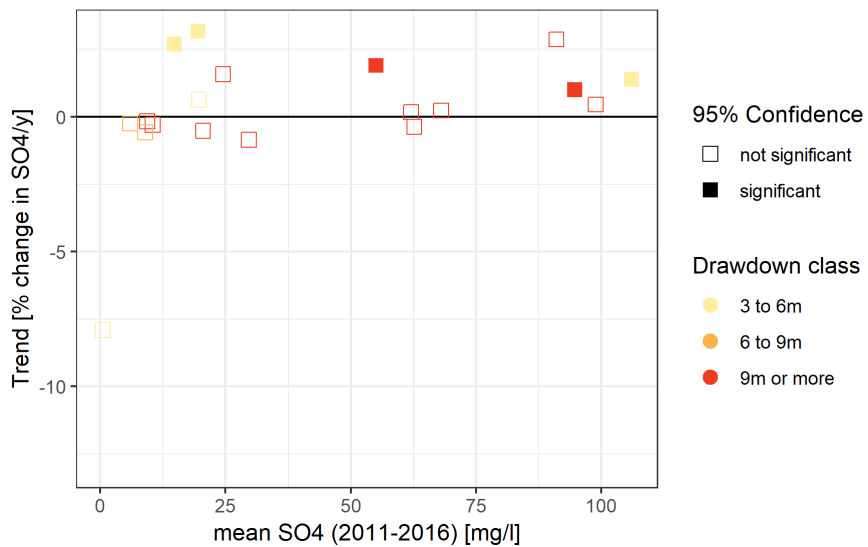


Chloride trends grouped by drawdown

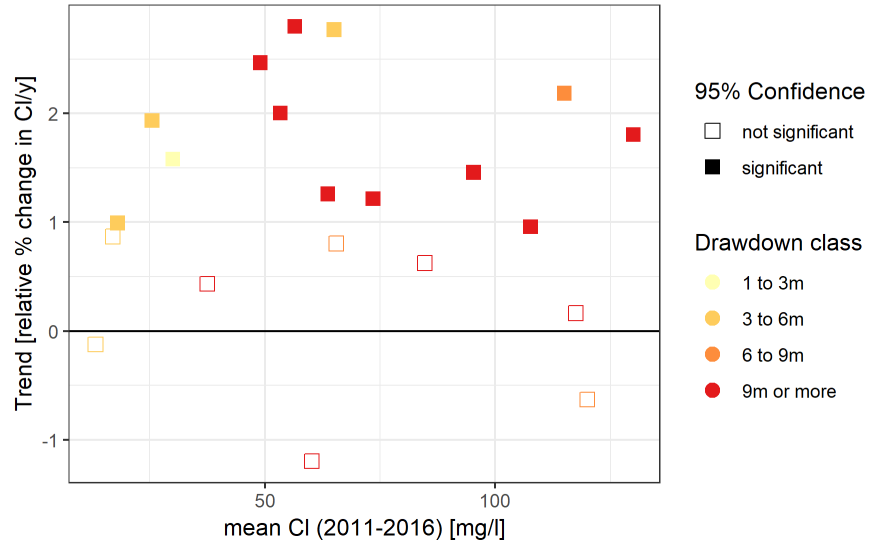
dkms_3628_kalk



dkms_3628_kalk



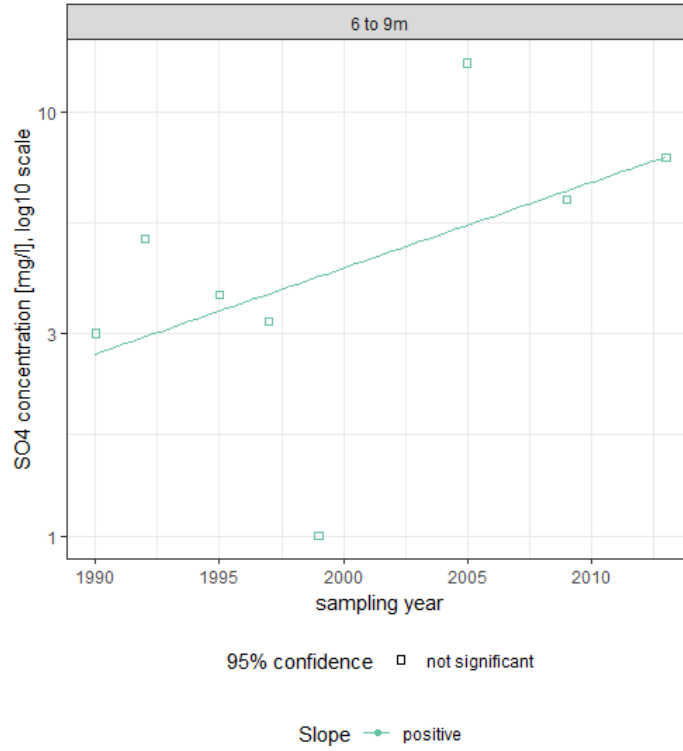
dkms_3628_kalk



Dkms_3629_kalk

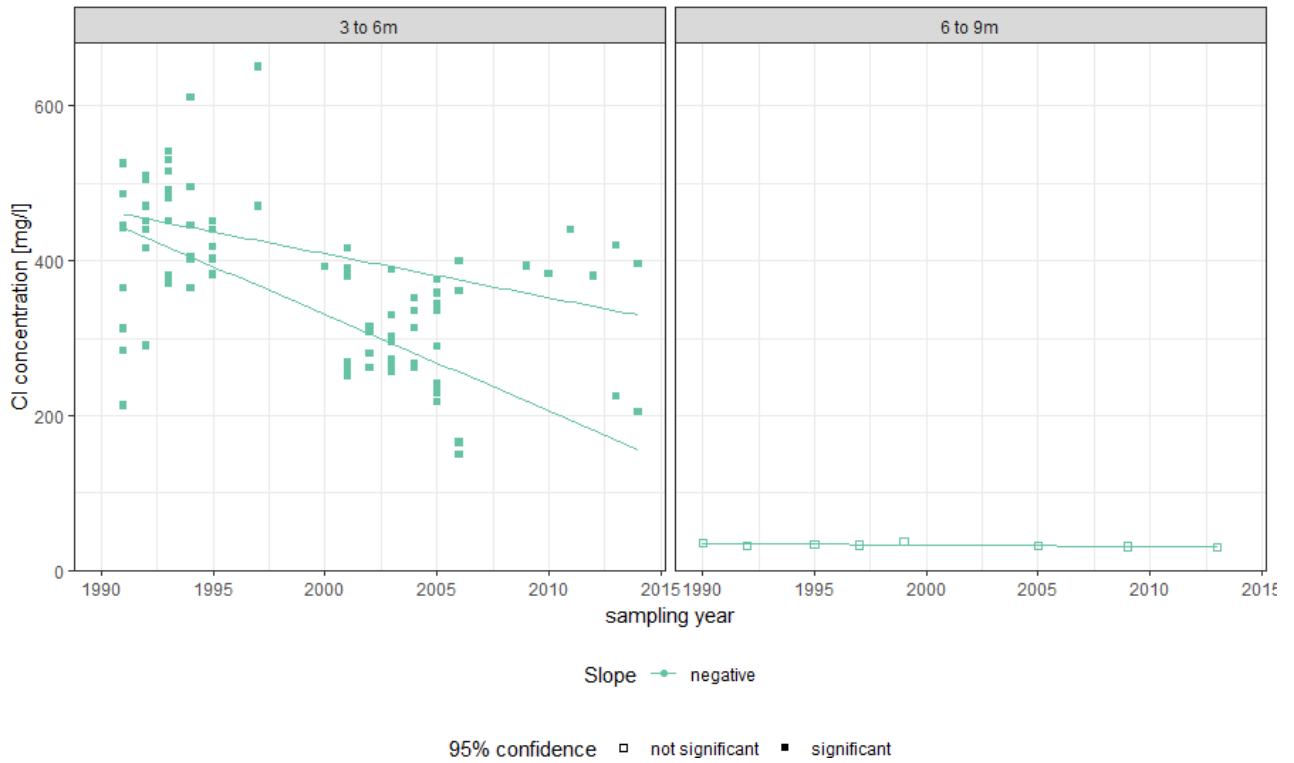
Sulfate trends grouped by drawdown

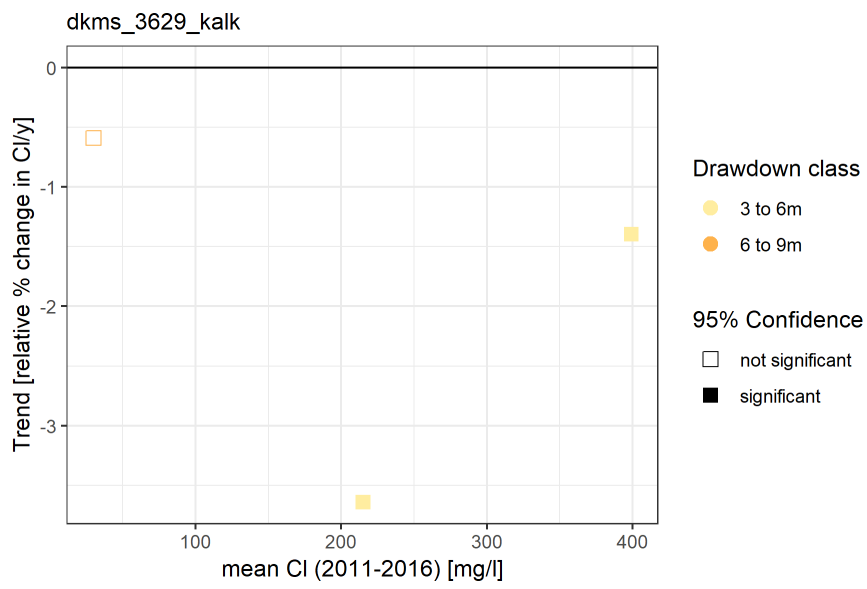
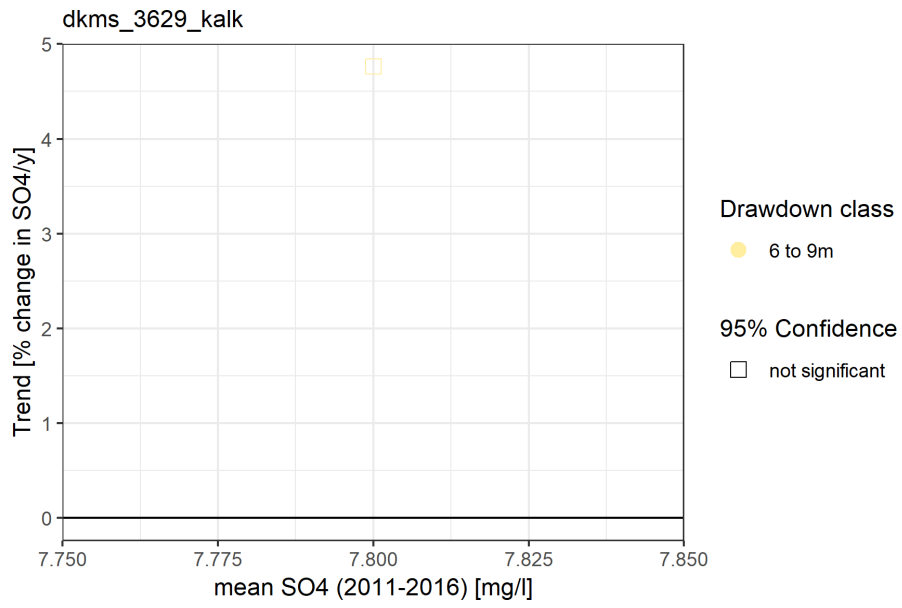
dkms_3629_kalk



Chloride trends grouped by drawdown

dkms_3629_kalk

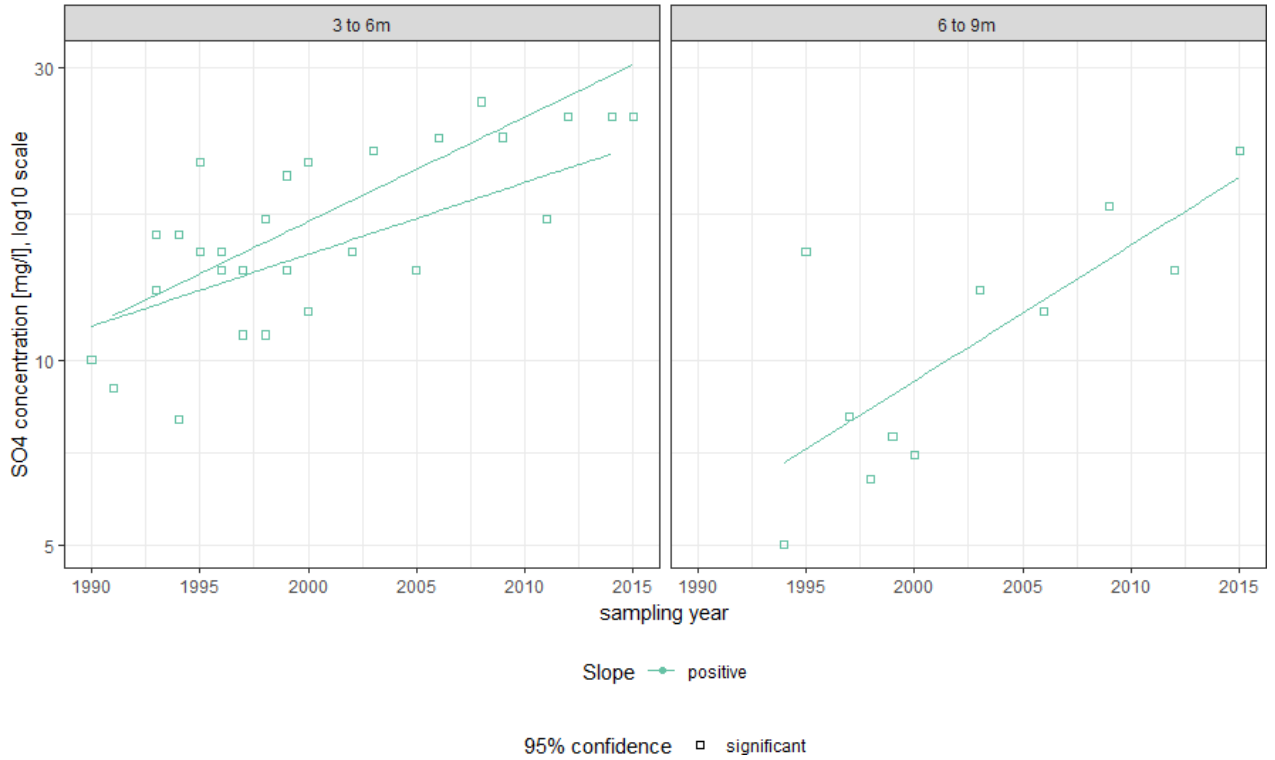




Dkms_3652_ks

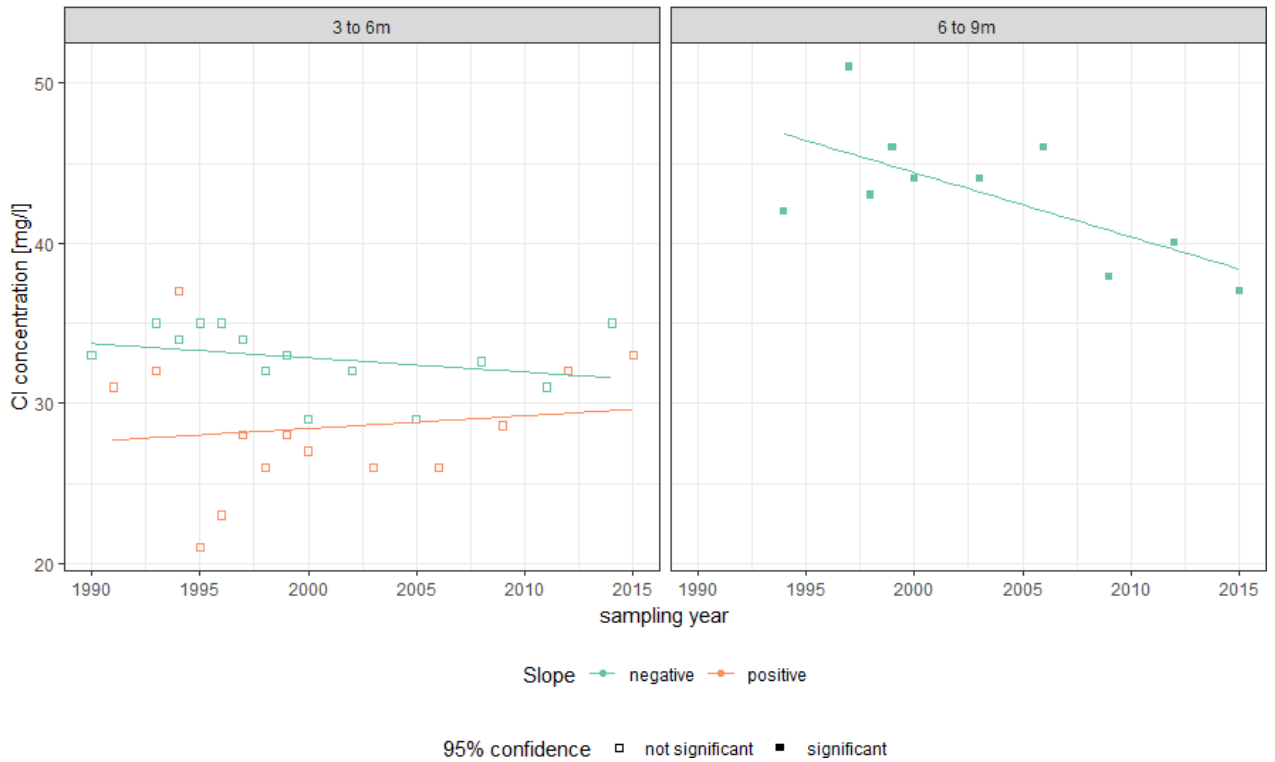
Sulfate trends grouped by drawdown

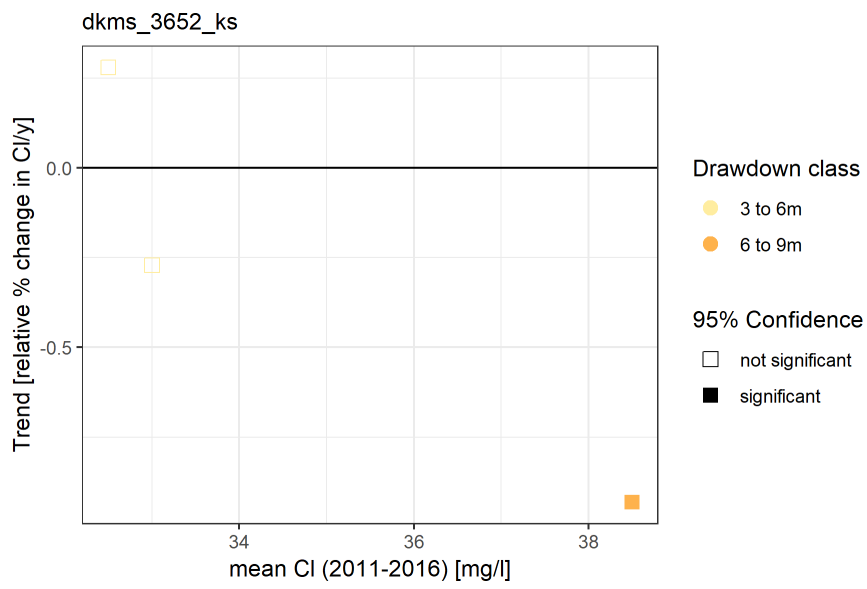
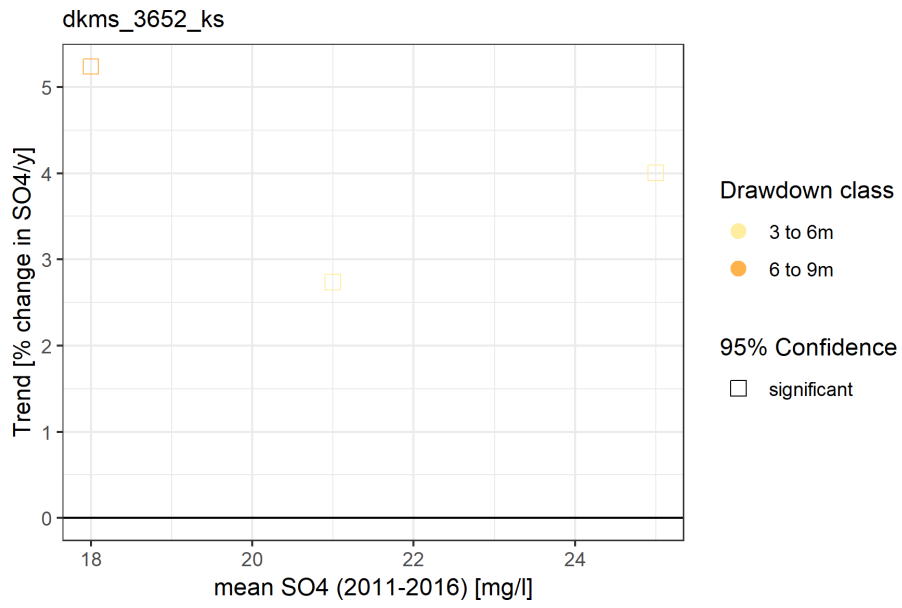
dkms_3652_ks



Chloride trends grouped by drawdown

dkms_3652_ks

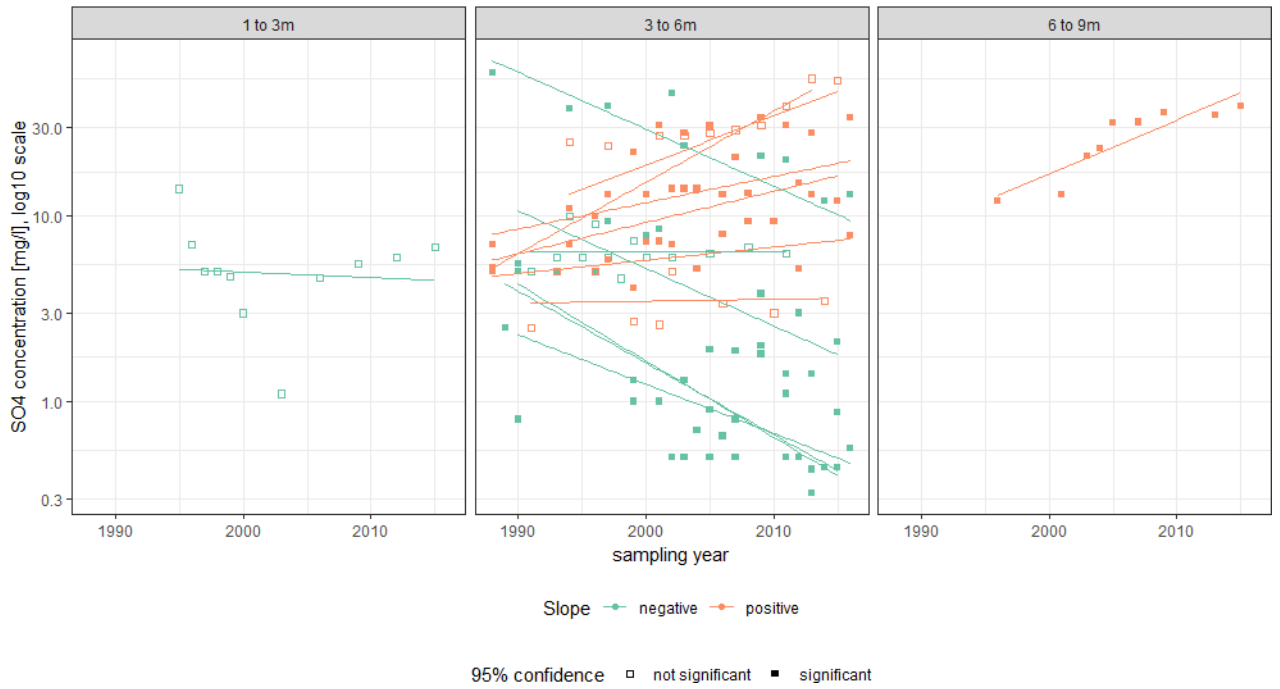




Dkms_3655_ks

Sulfate trends grouped by drawdown

dkms_3655_ks



Chloride trends grouped by drawdown

dkms_3655_ks

