

Hydro-geokemisk model ved Tønder

Birgitte Hansen, Flemming Jørgensen, Peter Sandersen
& Anne-Sophie Høyer

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



GEUS

Hydro-geokemisk model ved Tønder

Birgitte Hansen, Flemming Jørgensen, Peter Sandersen
& Anne-Sophie Høyer

Indholdsfortegnelse

1.	Baggrund	3
2.	Modelområdet	4
3.	Eksisterende viden	5
3.1	Trin 1 kemisk grundvandskortlægning	5
3.2	Tidligere undersøgelser af brunt vand	5
3.3	Undersøgelse af nitratreduktionskapacitet ved Bredebro Vandværk	8
3.4	GRUMO Abild	9
3.5	Resultater fra LOOP 6 ved Bolbro	9
3.6	VAP ved Jydevad.....	11
4.	Datagrundlag	12
4.1	Farvebeskrivelser af jordlag i JUPITER	12
4.2	Vandkemisk prøvetagningskampagne	12
4.3	Det grundvandskemiske datasæt.....	14
5.	Sammentolkning til geologisk model	16
6.	Overblik over vandværker	18
7.	Undersøgelingsboringerne	20
8.	Vurdering af nitratsårbarhed	23
8.1	Metoden	23
8.2	Grundvandsressourcens kvalitet.....	24
8.3	Egenskaber af lerdæklag og grundvandsmagasin	43
8.4	Profilsnit med sårbarhedsvurdering	48
8.5	Grundvandsmagasinernes nitratsårbarhed	55
8.6	Nitratsårbarhed af magasinerne ved vandværkerne	61
9.	Kalkmætning og forsuring	65
10.	Saltholdighed og ionbytning	72
11.	Brunt vand	77
12.	Andre stoffer	82
13.	Den hydro-geokemiske model	85
14.	Resumé og diskussion	89

15. Referencer	92
Bilag 1: Fund af pesticider indenfor modelområdet.	94
Bilag 2: 2D hydrogeokemiske profilsnit med vurdering af nitratsårbarhed.	98
Bilag 3: GIS-kort over udvalgte kemiske parametre	109

1. Baggrund

Denne rapport beskriver et udviklingsprojekt gennemført i et samarbejde mellem Naturstyrelsen og GEUS i forbindelse med Den Nationale Grundvandskortlægning. Udviklingsprojektet omfatter opstilling af 3D geologisk model, en hydro-geokemisk model og en grundvandsmodel. Denne rapportering beskriver den opstillede hydro-geokemiske model, og inkluderer vurderingen af grundvandsmagasinerne nitratsårbarhed. Den inddrager og bygger på resultaterne af den geologiske model (Jørgensen m.fl. 2014).

Formålet med rapporten er at skabe en samlet forståelse for hydro-geokemien i området herunder forekomst af brunt vand samt at vurdere grundvandsmagasinerne nitratsårbarhed. Dette gøres ved at tage udgangspunkt i anbefalingerne fra Geo-vejledning 6 – Kemisk grundvandskortlægning (Hansen m.fl., 2009a).

Der fokuseres på beskrivelse af:

- Den eksisterende kemiske viden i undersøgelsesområdet
- Datagrundlaget
- Et overblik over vandværkernes kemiske problemstillinger
- Detaljeret beskrivelse af 3 undersøgelsesboringer

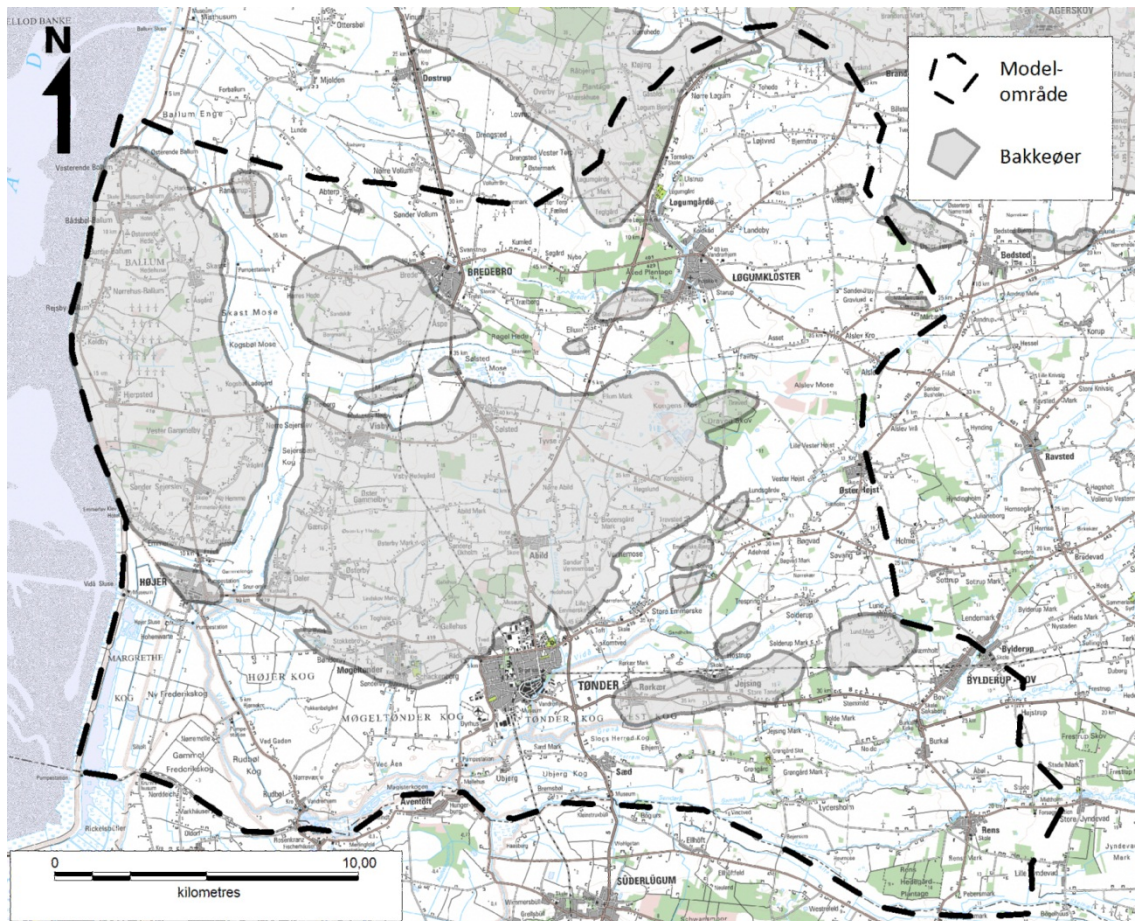
Udviklingsaspektet har bestået i at udvikle på metoderne til sammentolkning af den kemiske viden med både den geologiske 3D model og grundvandsmodellen. Sammentolkningen er foregået ved:

- Præsentation af data i 1D, 2D og 3D
- Identifikation af problemstoffer og kemiske processer
- Validering og kalibrering af resultater

Projektet er gennemført af Birgitte Hansen, Flemming Jørgensen, Peter Sandersen og Anne Sophie Høyer alle fra GEUS. Brian Sørensen (GEUS) har hjulpet med at lave kemi-dataudtrækket fra JUPITER. Rasmus Rønde Møller har hjulpet med at indlæse de kemiske data i GeoScene 3D og interpolere nitratfronten. Tom Pallesen og Roman Højsager Varinsky fra I-GIS har assisteret med visning af de kemiske data i GeoScene3D. Per Rasmussen og Per Jensen fra GEUS har i samarbejde med Orbicon stået for prøvetagningskampagnen. Endelig har Lærke Thorling læst korrektur på rapporten.

2. Modelområdet

Modelområdet er beliggende i den sydvestligste del af Jylland, afgrænset mod vest af Vadehavet og mod syd af den dansk-tyske grænse. Mod nord forløber grænsen fra Ballum Enge i vest og nord om Nørre Løgum, mens østgrænsen forløber ved Øster Højst og Bylderup Bov. Området er på ca. 625 km².



Figur 2.1. Tønder modelområde

Afgrænsningen af området er sket ud fra betragtninger omkring placeringen af OSD-områder samt krav i forhold til grundvandsmodellen.

Områdets topografi er domineret af to terrænelementer: bakkeøer og de omkringliggende smeltevandssletter. Bakkeøerne, som har ligget eksponeret siden den forrige istid (Saale), (figur 2.1), udgør de højeste områder. Bakkeøerne har et uregelmæssigt terræn som står i kontrast til de omkringliggende flade smeltevandssletter. Smeltevandssletterne udgør et samlet hele som forløber fra den gamle Weichsel isrand øst for modelområdet og vestover til Vesterhavet. Overordnet set har sletten et fald på omkring 1,2 o/oo.

Smeltevandssletten afvandes fra øst mod vest af et større system af vandløb. Længst mod sydvest findes et større marsk område.

3. Eksisterende viden

3.1 Trin 1 kemisk grundvandskortlægning

Der er i en del af undersøgelsesområdet udført kemisk grundvandskortlægning i forbindelse med trin 1 kortlægning af Tønder, Løgumkloster og Løgumgårde, Højer og Daler samt Rørkær-Jejsing kortlægningsområder (Sandersen m.fl., 2010). Hovedkonklusioner fra trin 1 kortlægningen vil blive beskrevet her.

Datagrundlag

Datagrundlaget for trin 1 kortlægningen udgøres af grundvandskemiske analyser fra i alt 65 indtag, og det er valgt kun at bruge analyser der er yngre end 1980.

Naturligt forekommende problemstoffer

I undersøgelsesområdet er grundvandet hovedsagelig af fersk calciumbicarbonat-type uden væsentlig påvirkning fra ionbytning. Der er påvist forhøjet klorid i enkelte overfladenære borer som vurderes at stamme fra vejsaltning. Aggressivt CO₂ er et udtalt problemstof i det undersøgte grundvand, og der er ligeledes generelt forhøjede værdier af fosfor der vurderes at være geologisk betinget og især knyttet til de tertiære aflejringer. På bakkeøerne blev der tillige fundet et forhøjet indhold af opløst organisk stof (NVOC) i grundvandet.

Nitrat og pesticider

Redoxgrænsen vurderes at ligge 5 – 25 m.u.t. baseret på de få vandkemiske data. Nitratholdigt grundvand findes i størst dybde på hedesletten ved Løgumkloster samt på bakkeøen ved Højer. I borerne på samtlige bakkeøer er der konstateret forhøjede sulfatværdier og stor forvitningsgrad samt nogle steder ekstremt høje jernkoncentrationer som antages at være forårsaget af pyritoxidation af nedsivende nitrat. Med hensyn til miljøfremmede stoffer er der primært fundet pesticider og nedbrydningsprodukter, hvor BAM og bentazon er de hyppigst forekommende stoffer i det analyserede grundvand. Det vurderes at hovedparten af grundvandet i området er pesticidesårbart, dog er der hovedsagelig pesticider i de bynære områder. Der er udført tidsserieanalyse af grundvandskvaliteten i 3 vandværksboringer, og der er konstateret en begyndende udvikling mod højere sulfatkoncentrationer.

3.2 Tidligere undersøgelser af brunt vand

Karakteristik af brunt vand

Det brune grundvand er karakteriseret ved et højt indhold af organisk stof og kan have farve fra "tynd te" til "sort kaffe" (Bruun-Petersen, 1990). Grundvandets og drikkevandets indhold af organisk stof måles som NVOC (non-volatile-organic-carbon) og har kvalitetskrav på 4 mg/l. Ved et indhold af NVOC på ca. 5 mg/l ses begyndende gul-farvning af grundvandet (Grøn m.fl., 1989). Permanganattallet giver en indikation på mængden af organisk stof i grundvandet. Analysemetoden afspejler dog også indholdet af ammonium, ferro-jern, methan og svovlbrint samt høje kloridindhold (Grøn m.fl., 1989). Kvalitetskravet for permanganattallet er 12 mg/l.

Brunt vand kræver rensning på vandværket inden det kan leveres ud til forbrugerne som drikkevand. Rensningskravet er begrundet i vandets gule og brune farve, i risikoen for bakteriel vækst i ledningsnettet, og i problemer med fjernelse af jern og mangan på grund af det høje indhold af organisk stof (Alborzfar m.fl., 1996).

Der er i dybe grundvandsmagasiner med lang opholdstid fundet lav-molekylær fulvosyre i betydelige koncentrationer, hvilket vidner om en meget lang nedbrydningsrate (Petersson et al., 1994). I en undersøgelse af Grøn (1989) er der ligeledes fundet forskellige typer af organiske forbindelser (lav-, mellem- og højmolekylære).

Geologiske lag med brunt vand

Brunt grundvand er geologisk betinget og skyldes opløst organisk stof. Grundvand med et højt indhold af organisk stof optræder flere steder i Danmark, og er fundet i grundvandsmagasiner i både kvartære og tertiære aflejringer (Bruun-Petersen, 1990; Ernstsen & Larsen, 2005):

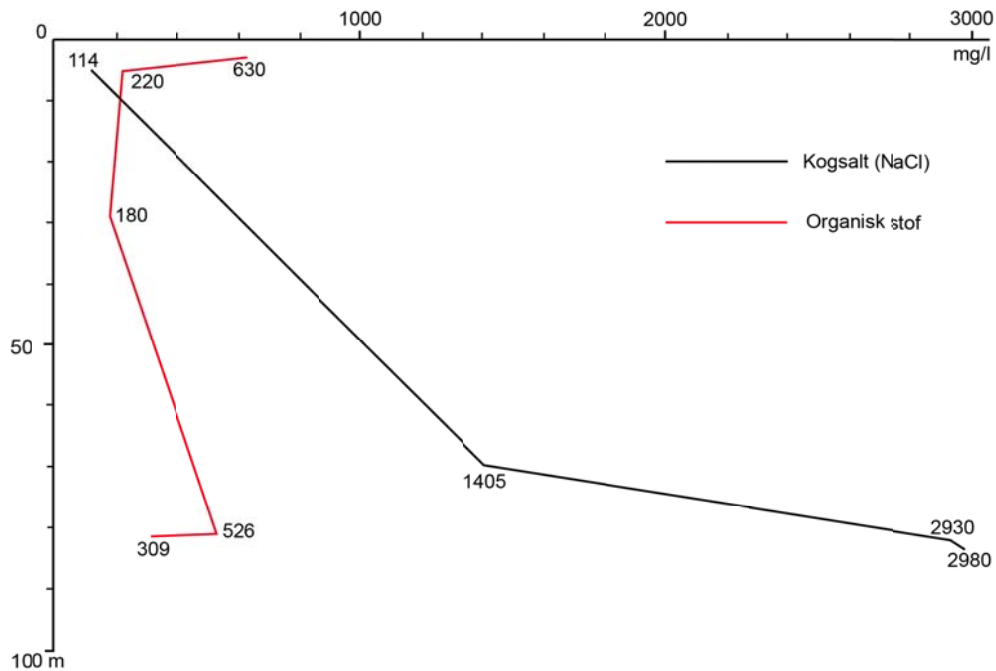
- 1) Post- og sen-glacialt sand,
- 2) Interglacialt smeltevandssand (e.g. Eem og Holstein) og
- 3) Miocænt sand (e.g. glimmersand og glimmersilt)

Dannelse af brunt vand ved forøget udvaskning af organisk stof fra sedimenterne skyldes et samspil mellem tilstedeværelse af geologiske lag med højt indhold af organisk stof og de rette grundvandskemiske forhold (Grøn m.fl., 1989). Sammensætningen af det opløste organiske stof i grundvandet varierer betydeligt afhængig af oprindelse og dannelsesgrad af det organiske stof (Grøn m.fl., 1989).

Alborzfar m.fl. (1996) karakteriserer grundvandskemien i de samme førnævnte 3 grundvandsmiljøer med brunt vand:

- 1) Postglacialt sand (Skagen)
Saltvandspræget vand med neutralt pH og højt indhold af jern
Domineret af fulvosyrer og med udelukkende små molekyler.
- 2) Interglacial sand (Kisserup)
Relativt hårdt vand med neutralt pH og en del jern
Domineret af fulvosyrer og med udelukkende små molekyler.
- 3) Miocænt sand (Fjand)
Ionbyttet, svagt alkalisk vand med natrium bicarbonat, lavt jernindhold
Domineret af humussyrer og med både små og store molekyler.

Inden for undersøgelsesområdet beskriver Friborg (1991) forekomsten af brunt vand i Tøndermarsken ved Sæd. Her ses ofte brunt vand under marsklægen hvor farven skyldes et indhold af humusstoffer. I en brønd i ringe dybde og stående i tørv ved toldstationen ved Sæd er der eksempelvis fundet et indhold på 630 mg/l organisk stof (se figur 3.1).



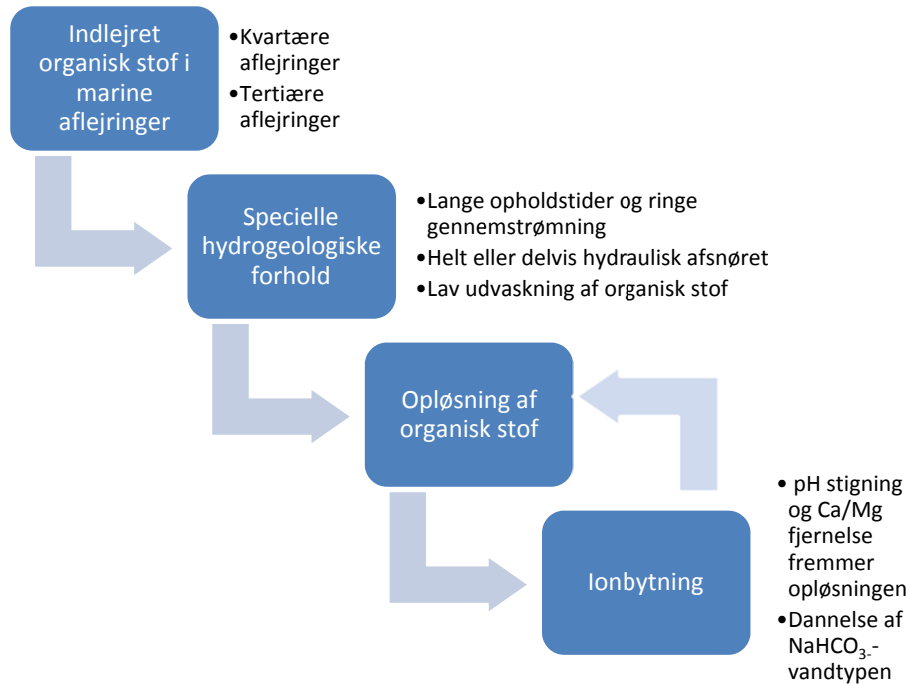
Figur 3.1. Indholdet af salt og organisk stof i forskellige dybder (m.u.t.) ved Told- og pas-kontrollen i Sæd (Gengivet efter Ødum, 1934).

Bruun-Petersen (1990) beskriver forekomsten af brunt grundvand i Ribe Amt (nord for undersøgelsesområdet), og hæfter sig ved en sydøst-nordvest geologisk betinget tendens med lokale områder med højt indhold af organisk stof. Han beskriver desuden at noget tyder på at det ikke alene er det lag grundvandsmagasinet er i kontakt med, der har betydning for forekomsten af brunt grundvand, men hele lagfølgen som grundvandet har strømmet igennem.

Ligeledes beskriver Friborg (1991) fund af brunt vand andre steder i Sønderjylland uden for undersøgelsesområdet: disloceret marint Eem på Als, marint Holstein ved Døstrup syd for Skærbæk, Renbæk lejren, Rejsby og Egebæk-Vidding samt flere steder ved boringer i sand, der henførtes til "Ribe Formationen" (i dag benævnt Bastrup Formationen).

Dannelse af brunt vand

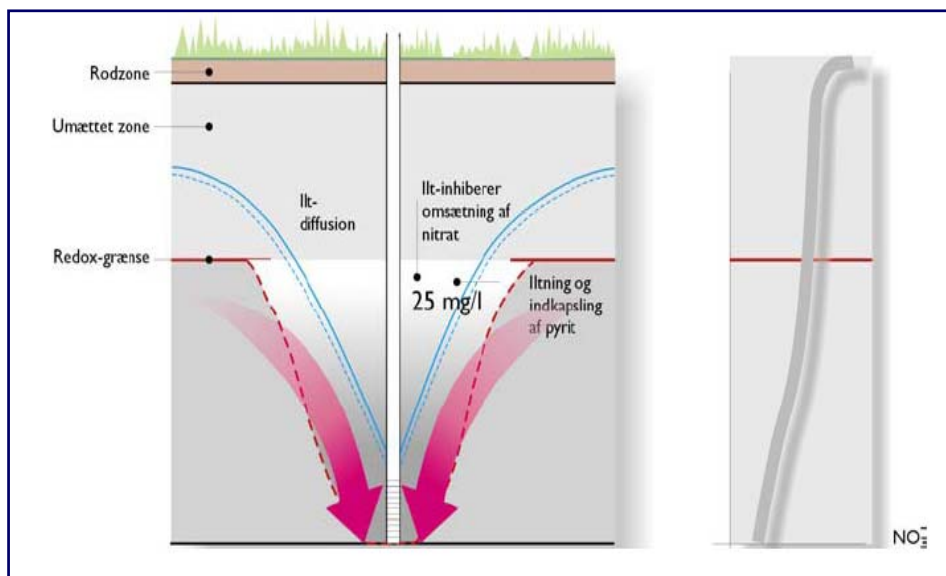
Brunt vand er typisk fundet i artesiske grundvandsmagasiner med lange opholdstider. Grundvandet kan være helt eller delvist hydraulisk afsnøret hvilket hindrer udvaskning af indlejret organisk stof. Grundvand med et højt indhold af organisk stof er sandsynligvis dannet ved flere komplekse og samtidige biogeokemiske processer. Opløsning af organisk stof indlejret i de marine sedimenter forstærkes af ionbytnings- og reduktionsprocesser. Gennemstrømning af ferskere grundvand i marine aflejringer fører til at natrium i lerminerallerne ionbytter med calcium og magnesium opløst i grundvandet. Ionbytningsprocesserne fremmer opløsningen af de organiske stoffer sandsynligvis både som følge af en hævnning af pH-værdierne og en fjernelse af calcium fra opløsningen, og der dannes natriumbicarbonat i opløsning (Bruun-Petersen, 1990; Ernstsens m.fl., 2005; Ernstsens & Johnsen, 2008). Figur 3.2 skitserer en forklaringsmodel for dannelse af brunt vand baseret på hidtidige erfaringer og observationer.



Figur 3.2. Forklaringsmodel for dannelse af brunt vand.

3.3 Undersøgelse af nitratreduktionskapacitet ved Bredebro Vandværk

Der er i 2004 udført en detaljeret undersøgelse af nærzonen omkring Bredebro Kildeplads med hensyn til omsætning af nitratreduktionskapacitet. I undersøgelsen indgik såvel nye undersøgelsesboringer og modellering (Hansen, 2004; Bay m.fl., 2004). Analyserne viste at der sker en forceret omsætning af pyrit i indvindingsboringernes nærhed på grund af stor gennemstrømning af iltningmidler som ilt og nitrat ved sænkningstragten (se figur 3.3). Dette har stor betydning for vurdering af grundvandsmagasinet nitratsårbarhed.



Figur 3.3. Illustration af lokal forceret omsætning af reduktionskapacitet ved Bredebro Vandværk (Bay m.fl., 2004).

3.4 GRUMO Abild

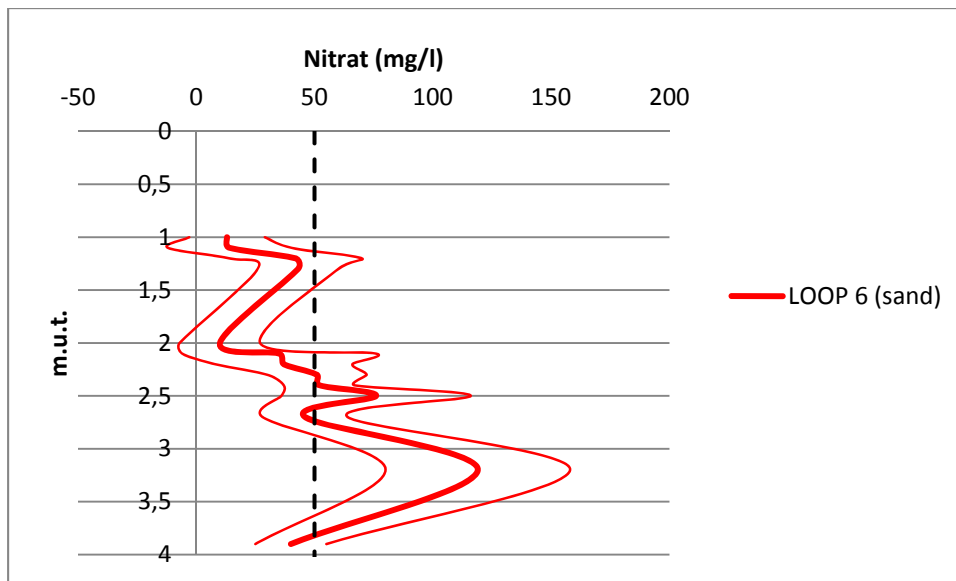
Grundvandsovervågningsområdet, GRUMO Abild var i funktion fra 1990 til 2006. GRUMO Abild udgøres af 11 boringer med 1 til 4 filtre samt 3 supplerende boringer ved Tønder og Abild Vandværk. Overvågningsfiltrene er filtersat i reduceret grundvand fra ca. 7 – 30 meter under terræn centralt i det kvartære sandede grundvandsmagasin i den begravede Abild-dal. Monitoringsområdet ligger tæt på både Tønder og Abild Vandværkers indvindingsområder (se profilsnit VK3 i bilag 2). Data herfra udgør et værdifuldt og omfattende datasæt. For enkelte filtre foreligger data som muliggør tidsserieanalyser for udvalgte stoffer f.eks. sulfat, se afsnit 8.3. Data fra GRUMO Abild indgår på lige fod med de øvrige vandkemiske data fra modelområdet i redegørelsen for de grundvandskemiske forhold.

3.5 Resultater fra LOOP 6 ved Bolbro

Landovervågningsoplandet (LOOP 6) ligger uden for undersøgelsesområdet i nordøstlig retning få kilometer øst for Bedsted. LOOP 6 er en del af oplandet til Bolbro Bæk, og har indgået i overvågningen af det øvre grundvand siden opstarten i 1989, hvilket betyder at der er ca. 25 år lange tidsserier. I overvågningen indgår ca. 20 filtre der er placeret fra ½ til 5 meter under terræn og som prøvetages ca. 6 gange om året.

I landovervågningsprogrammet er der særlig fokus på nitrat. Den gennemsnitlige nitratkoncentration i grundvandet fra 2007-2012 i forskellige dybder under terræn i LOOP 6 er vist i figur 3.4. Der er i alle dybder fundet en forholdsvis stor spredning på den beregnede gennemsnitlige nitratkoncentration. Der ses en stigning i nitratindholdet med dybden, hvilket kan have flere årsager. Det kan skyldes store lokale variationer i nitratreduktionsforholdene, og at grundvandets strømningsveje til de enkelte filtre ikke nødvendigvis er horisontal, men har et mere kompliceret strømningsmønster, som påvirkes af nedbørsforholdene det

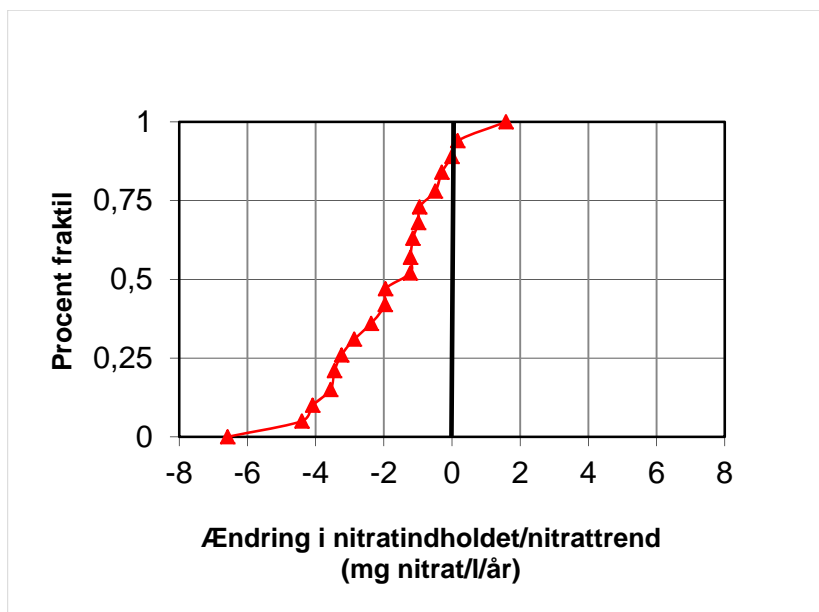
enkelte år. En anden mulig forklaring kan være udviklingen i nitratkoncentrationerne, hvor effekten af landbrugsreguleringen indtil videre kun er slået igennem i de øverste filtre.



Figur 3.4. Gennemsnitlig nitratkoncentration i grundvand opgjort på filterdybder (indtagets top) i m.u.t. for LOOP 6 ved Bedsted for perioden 2007-2012. Gennemsnittet er baseret på alle målinger foretaget i perioden i det angivne dybdeniveau. Spredningen (standardafvigelsen) omkring gennemsnittet er angivet med tyndere streg.

Figur 3.5 viser fordelingen af udviklingen i nitratindholdet (mg/l/år) for de 19 filtre i LOOP 6 fra den årlige LOOP rapportering i 2010 (Grant m.fl., 2010). Udviklingen i nitratindholdet, også kaldet nitratrenden, (mg/l/år), som er afbildet på x-akserne, svarer til hældningskoefficienten, fundet ved lineær regression af nitratindholdet som funktion af prøvetagningstidspunktet for hvert af filtrene. Negative ændringer i nitratindholdet (mg/l/år) viser en faldende tendens i nitratindholdet, mens positive ændringer i nitratindholdet (mg/l/år) viser en stigende tendens i nitratindholdet gennem overvågningsperioden.

I 89 % af de 19 overvågningsfiltre ses et statistisk signifikant fald i nitratindholdet (mg nitrat/l/år) fra 1990-2009 i filtre placeret i 1½-5 meters dybde under terræn. Det største årlige fald i nitratindholdet er på ca. 6 mg/l/år (se figur 3.5). Det vil sige at der observeres en effekt af reguleringen af kvælstof i landbruget.



Figur 3.5. Fordelingen af udviklingen i nitratindholdet (mg nitrat/l/år) fra 1990-2009 i 19 grundvandsboringerne i 1½-5 m i LOOP 6 ved Bolbro (modificeret efter Grant m.fl., 2010).

3.6 VAP ved Jyndeved

Varslingssystemet for udvaskning af pesticider til grundvand (VAP) har ved Jyndeved et undersøgelsesområde, som har været i drift siden 1999. Formålet med Varslingssystemet er, at give tidlig varsling om risiko for påvirkning af grundvandet ved regelret anvendelse af godkendte pesticider. Hvis et pesticid eller dets nedbrydningsprodukter udvaskes til grundvandet, skal resultater fra Varslingssystemet kunne danne grundlag for, at Miljøstyrelsen kan igangsætte en revurdering af det pågældende pesticid (<http://pesticidvarsling.dk/index.shtml>).

VAP marken ved Jyndeved er beliggende på en hedeslette, og aflejringerne er domineret af fint til grovkornet smeltevandssand med mindre indslag af grus og ler. Grundvandsspejlet er beliggende omkring 1,5-2,5 meter under terræn.

I VAP marken ved Jyndeved monitoreres i rodzonen (dræn og sugeceller) og i grundvandet. Resultaterne fra seneste rapport (Brüsch m.fl., 2013) fra Varslingssystemet viser at flere af de undersøgte pesticider har en høj risiko for udvaskning, mens andre har en lavere risiko eller ingen risiko for udvaskning (se http://pesticidvarsling.dk/publ_result/2012.html).

4. Datagrundlag

I dette kapitel præsenteres de data som indgår i den kemiske kortlægning i modelområdet.

4.1 Farvebeskrivelser af jordlag i JUPITER

Der er lavet et udtræk fra boringsdatabasen (JUPITER) d. 16. maj 2012 af farvebeskrivelser og lithologiske oplysninger fra 3050 borer inden for modelområdet med det formål at bestemme redoxgrænsen i modelområdet.

De dårligt beskrevne DAPCO borer er fravalgt. Der er i alt gennemgået 543 borer med en dybde på større end eller lig 25 m med henblik på bestemmelse af redoxgrænsen på baggrund af farvebeskrivelser af jordlagene efter retningslinjerne i Geo-vejledning 5 (Hansen m.fl., 2009b).

I de 543 borer er der fundet brugbare farvebeskrivelser til bestemmelse af redoxgrænsen i 382 borer (70 % af datasættet).

4.2 Vandkemisk prøvetagningskampagne

I 2012-2013 er der udført en prøvetagningskampagne af GEUS og Orbicon. Formålet med kampagnen var at få mere generel viden om grundvandskvaliteten i kortlægningsområdet med særlig fokus på forekomsten af brunt grundvand. Samtidig blev der prøvetaget i nye undersøgelsesboringer (se tabel 4.1). Vandprøverne blev analyseret af EUROFINS for hovedbestanddele inkl. NVOC, og indtagene som var < 50 meter under terræn blev desuden analyseret for pesticider. Derudover blev der udtaget vandprøver til analyse i Geokemisk laboratorium på GEUS for UV-VIS samt $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ og $^2\text{H}/^1\text{H}$ isotopanalyse med henblik på bestemmelse af henholdsvis typen af organisk stof og aldersindikation. Disse resultater vil blive rapporteret i anden sammenhæng.

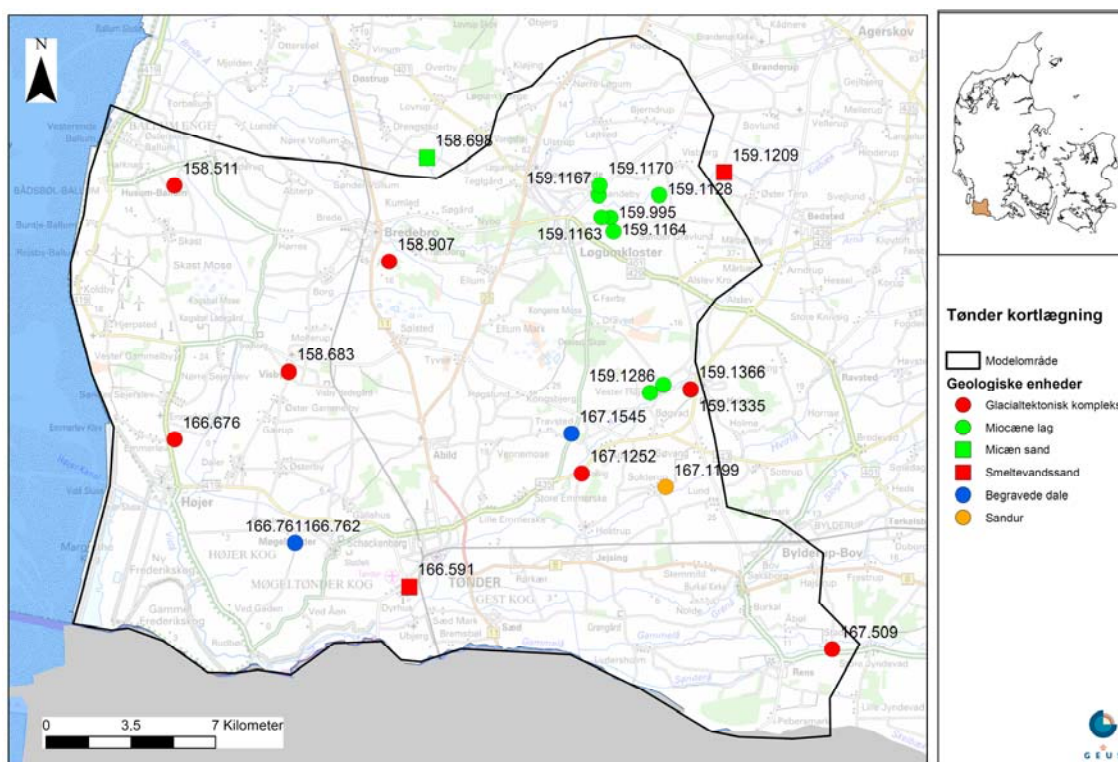
Følgende kriterier er lagt til grund for udvælgelsen af indtag i borer til prøvetagningskampagnen:

1. Indtag som vides at give brunt vand (Erfaringsopsamling fra Hans Guldager, Steen Thomsen og Rud Friborg).
2. Tidligere analyserede indtag med højt permanganattal og lavt jernindhold ($\text{KMnO}_4 > 12 \text{ mg/l}$ og $\text{Fe} < 0,2 \text{ mg/l}$).
3. Beskrivelse af forekomst af brunt vand i vedhæftede dokumenter i JUPITER, fundet i forbindelse med gennemgang af farvebeskrivelser af jordlagene.
4. Nyere kortlægningsboringer.
5. Filtersatte borer med forekomst af interglacial ler fra Jørgensen m.fl. (2012).
6. Dybe markvandingsboringer (> 50 meter) som er filtersatte nær interglaciale marine aflejringer eller miocæne marine aflejringer.

Der er i alt prøvetaget 38 indtag fra i alt 22 borer (se tabel 4.1 og figur 4.1).

DGU nr.	Indtag nr.	Indtag (mut.)	Geologisk enhed
158.511	1	28-34	Glacialektonisk kompleks
158.683	1	21,5-27,5	Glacialektonisk kompleks
158.698	1	182-224	Miocæn sand
158.907	1	36-54	Glacialektonisk kompleks
159.995	1	140-176	Miocæne lag
159.1128	1	140-152	Miocæne lag
159.1163	1	140-158	Miocæne lag
159.1164	1	162-180	Miocæne lag
159.1167	1	152-176	Miocæne lag
159.1170	1	152-176	Miocæne lag
159.1208	1	215-239	Miocæne lag
159.1209	1	159-172	Smeltevandssand
159.1286	1	238-256	Miocæne lag
159.1335	1	290-295	Miocæne lag
159.1335	2	277-282	Miocæne lag
159.1335	3	268-273	Miocæne lag
159.1335	4	240-252	Miocæne lag
159.1366	1	88-92	Glacialektonisk kompleks
159.1366	2	63-69	Glacialektonisk kompleks
159.1366	3	54-57	Glacialektonisk kompleks
166.591	1	7,5-10,5	Smeltevandssand
166.676	1	40-52	Glacialektonisk kompleks
166.761	1	246-252	Begravede dale
166.761	2	204-210	Begravede dale
166.761	3	38-40	Begravede dale
166.761	4	18-20	Begravede dale
166.762	1	160-166	Begravede dale
166.762	2	102-108	Begravede dale
167.509	1	31	Glacialektonisk kompleks
167.1199	1	7-13	Sandur
167.1252	2	14-21	Glacialektonisk kompleks
167.1545	1	306-312	Begravede dale
167.1545	2	273-276	Begravede dale
167.1545	3	215-218	Begravede dale
167.1545	4	142-149	Begravede dale
167.1545	5	117-123	Begravede dale
167.1545	6	70-76	Begravede dale
167.1545	7	53-56	Begravede dale

Tabel 4.1. Indtag i borer som er indgået i prøvetagningskampagnen



Figur 4.1. Geografisk placering af indtag i boringer som er indgået i prøvetagningskampagnen.

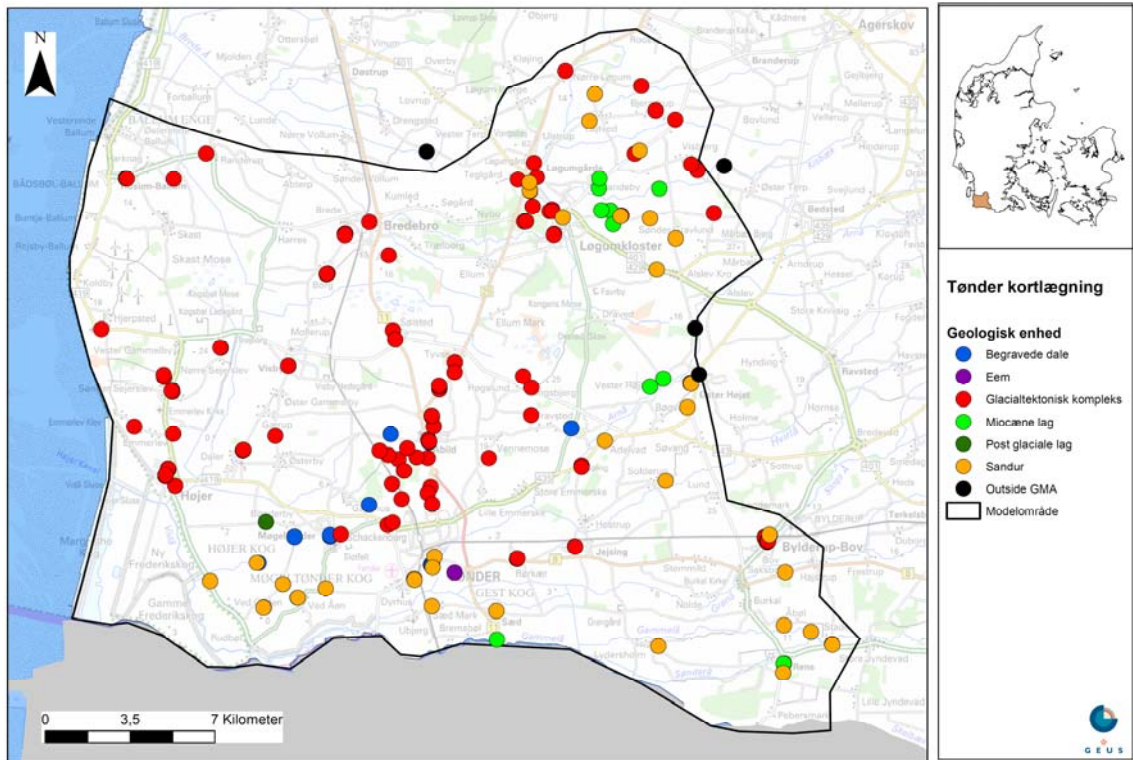
4.3 Det grundvandskemiske datasæt

Der er lavet et Access-datasæt med grundvandskemiske data fra modelområdet, kaldet J3GS. Datasættet består af:

1. Et udtræk fra borings-databasen (JUPITER) af grundvandskemiske data fra d. 2. oktober 2013. Dataudtrækket består af analyser for hovedbestanddele (nitrat, jern, sulfat, fosfat, ammonium, hydrogensulfid, metan, mangan, ilt, klorid, hydrogenkarbonat, magnesium, natrium, kalium, pH, NVOC, KMnO_4 , Aggressiv CO_2), uorganiske sporstoffer (As, Ni og F) og fund af pesticider.
2. Nitratanalyser fra enkeltindvindere i området fra Tønder Kommune som ikke findes i JUPITER
3. Beregnede parametre af vandtype, forvitningsgrad (FG), hårdhed ($^\circ\text{dH}$), ionbytningsgrad (IG), kalkmætningsindeks (SI) og ionbalance (BAL) i henhold til Geovejledning 6 (Hansen m.fl., 2009a).

Access-datasættet består af grundvandskemiske data og parametre fra 220 filtre, og stammer fra 191 boringer med 1 – 7 filtre (se figur 4.2). Filtrene er placeret fra 2 til 309 meter under terræn. Gennemsnitsdybden er 45 m og medianværdien er 23 m for midtpunktet af filtrene.

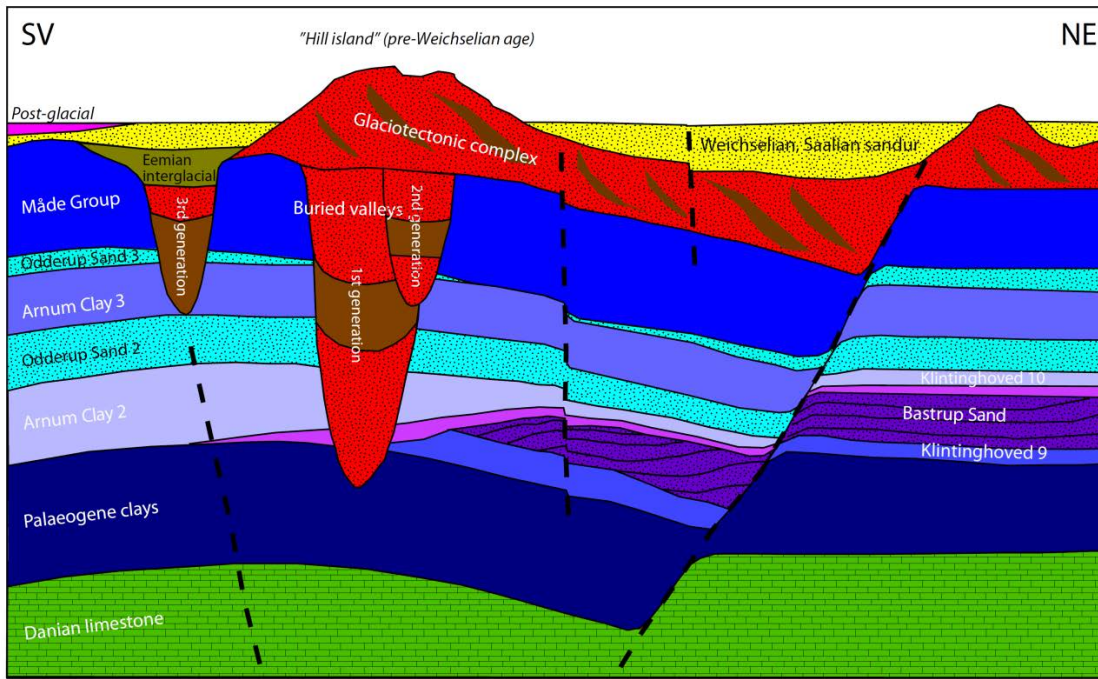
Der er datatynde områder i den nordvestlige del nord for Visby og vest for Bredebro. Ligeledes er der datatyndt i den sydøstlige del af modelområdet mellem Jejsing og Rens.



Figur 4.2. Geografisk fordeling af grundvandskemiske data i modelområdet i de forskellige geologiske enheder.

5. Sammentolkning til geologisk model

I figur 5.1 ses den opstillede konceptuelle geologiske model for modelområdet ved Tønder (Jørgensen m.fl., 2014).



Figur 5.1. Konceptuel geologisk model for Tønder (Jørgensen m.fl., 2014).

De grundvandskemiske data er analyseret og tolket i forhold til den geologiske opbygning af området (se figur 5.1). Indtag (midtpunkt) med vandkemiske data er koblet til geologiske enheder defineret på baggrund af voxel-modelenhederne fra den geologiske model for området beskrevet i Jørgensen m.fl. (2014). "Glacialtecktonisk kompleks", "Begravede dale" og "Miocæne lag" indeholder flere forskellige voxel-modelenheder, mens "Post glaciale lag", "Sandur" (eller "hedeslette-sand") og "Eem" hver kun indeholder en voxel-modelenhed, se tabel 5.1. Antallet af indtag med vandkemiske analyser for hver geologisk enhed viser derfor stor variation inden for hver enhed med få indtag i "Postglaciale lag" og "Eem" og flest indtag i "Glacialtecktonisk kompleks".

<i>Geologisk enhed</i>	<i>Voxel-modelenhed</i>
Post glaciale lag (2)	Post_glacial
Sandur (38)	Sandur
Eem (1)	Eem
Glacialtektonisk kompleks (142)	Q_MC Quaternary_Sand SGEMS clay SGEMS sand SSV 0-10% SSV 10-20% SSV 20-30% SSV 30-40% SSV 40-50% SSV 50-60% SSV 60-70% SSV 70-80% SSV_100%
Begravede dale (21)	Abild_Valley_Clay MoegelToender_Valley_Clay MoegelToender_Valley_Sand Moegeltoender_Valley_Upper_Sand Toender_Jeys_Valley_Sand_Upper
Miocæne lag (16)	Arnum_L2 Bastrup_Sand Klintinghoved_Clay_Lower_9 Klintinghoved_Clay_Upper_10 MaadeGroup MaadeGroup_deforme Odderup_S2

Table 5.1. Definition of geological units from voxel-model units in the geological model from Jørgensen et al. (2014). The geological units are used for interpretation of geochemical data with geological model. In parentheses is shown the number of samples with chemical analyses for each geological unit.

6. Overblik over vandværker

I tabel 6.1 ses et overblik over aktive, inaktive og sløjfede borer ved de aktive almene vandværker inden for modelområdet. I tabellen gives et overblik over vandkvalitetsproblemerne, lertykkelsen og den aktuelle geologiske enhed i forhold til filtersætningen i de aktive indvindingsboringer. Den største del af de aktive indvindingsboringer ved de almene vandværker er filtersatte i det glacialtektoniske kompleks. Undtagelserne er den aktive boring ved Rens Vandværk som er filtersat i et Miocænt lag, og den dybe indvindingsboring (DGU nr. 166.711) ved Abild Vandværk, som er filtersat i smeltevandssand i den begravede Abild-dal.

Typiske vandkvalitetsproblemer ved de almene vandværker inden for modelområdet er forhøjede koncentrationer af NVOC, aggressiv kuldioxid, fosfor, jern, mangan, methan, sulfid og pesticider. Nitrat udgør et mindre problem for vandkvaliteten på vandværkerne da der hovedsagelig indvindes reduceret grundvand. Undtagelsen er Løgumkloster Vandværk og Visby Vandværk, hvor der indvindes grundvand med koncentrationer op til 25 mg/l nitrat.

Nr	Vandværk	Aktive borer DGU nr.(mut)	Kvalitetsproblemer i grundvandet	Geologisk enhed	Sløjfede borer DGU nr.	Indvindingstilladelse 2013
1	Abild Vandværk	166.711 (F2:169-175) 166.395 (pejleboring)	NVOC, P Pesticidfund	Begravede dale (Abild-dalen)	166.43 166.552 166.611	55.000
2	Daler Vandværk	166.603 (12-15) 166.728 (12-18)	Agg. CO2, P, stigende sulfat	Glacialtektonisk kompleks	166.358A 166.358B	30.000
3	Højer Vandværk (Tønder forsyning)	166.512 (16-22) 166.548 (17-23)	Agg. CO2, pesticidfund Pesticidfund	Glacialtektonisk kompleks	166.41A 166.41B 166.41C 166.344 166.345 166.346 166.555 166.656	190.000
4	Løgumgårde Vandværk	159.1187 (19-25)	As, P, pesticidfund	Glacialtektonisk kompleks	159.11 159.330 159.385	90.000
5	Løgumkloster Vandværk (Tønder forsyning)	159.370 (15-24) 159.478 (16-24)	P, nitrat, nitrit Pesticidfund	Glacialtektonisk kompleks	159.6A 159.6B 159.6C 159.6D 159.254 159.255 159.256 159.257 159.258 159.259 159.261 159.270 159.340	500.000
6	Rørkær-Jejsing Vandværk – Kipkærvej	167.1559 (13-17) 167.496 (34-40, pejleboring)	Pesticidfund Pesticidfund	Glacialtektonisk kompleks	167.10 167.1098 167.1515	48.000
7	Rørkær-Jejsing Vandværk – Kærvej	167.1562 (19-25) 167.441 (34-40, afværgeboring)	Pesticidfund P, agg. CO2, NVOC, pesticidfund	Glacialtektonisk kompleks	167.532	52.000
8	Tønder Vandværk (Tønder forsyning)	166.434 (19-43) 166.435 (42-52) 166.443(20-35) 166.446 (14-24) 166.462 (32-46) 166.467 (16-31) 166.468 (50-70, pt. ikke aktiv) 166.469 (34-46) 166.470 (14-32) 166.753 (pt. ikke aktiv) 166.460 (pt. ikke aktiv)	Fe, agg. CO2, stigende sulfat Fe, agg. CO2, pesticidfund Fe, agg. CO2, stigende sulfat NVOC, P, Mn, Fe, agg. CO2 Stigende sulfat Fe, Mn, P, agg. CO2, stigende sulfat Fe, P, Mn, agg. CO2, pesticidfund Fe, P, Mn, stigende sulfat Pesticidfund	Glacialtektonisk kompleks (Abild-dalen)	166.58 166.763 166.759	1.300.000
9	Visby Vandværk	158.618 (20-26) 158.683 (22-28)	Agg. CO2, nitrat, pesticidfund Pesticidfund	Glacialtektonisk kompleks	158.378	85.000
10	Østerby-Gærup Vandværk	166.511 (10-16) 166.724 (?)	Agg. CO2, Fe Fe	Glacialtektonisk kompleks	166.244	40.000
11	Rens Vandværk	167.1443 (51-57)		Glacialtektonisk kompleks	167.525 167.536	24.000
12	Borg Vandværk	158.621 (39-45) 158.622 (39-45)	Ammonium, Fe, Mn	Glacialtektonisk kompleks	158.24 158.307	12.000
13	Ballum Vandværk	158.614 (41-47) 158.834 (41-47)	Sulfid, Fe, Mn Pesticidfund	Glacialtektonisk kompleks	158.29A 158.29B 158.354 158.355 158.497	200.000
14	Sdr. Sejerslev Vandværk	158.817 (30-36) 158.818 (25-37) 158.937 (25-38)	Pesticidfund Pesticidfund Fe, methan	Glacialtektonisk kompleks	158.356 158.374 158.381	165.000

Tabel 6.1. Oversigt over aktive, inaktive og sløjfede borer ved vandværkerne inden for modelområdet. Der gives et overblik over kvalitetsproblemer, vandtype og geologisk enhed ved de aktive borer.

7. Undersøgelingsboringerne

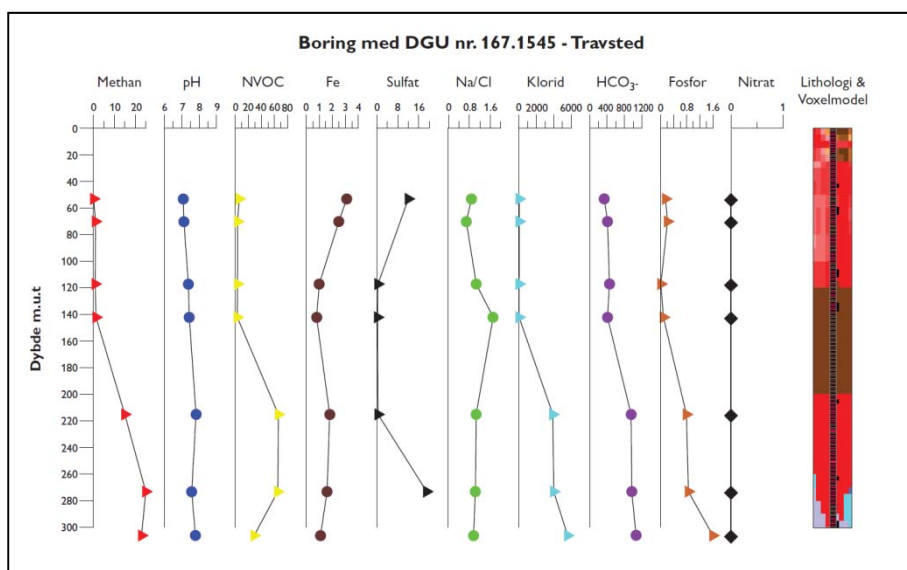
Inden for modelområdet findes der 3 undersøgelingsboringer hvor grundvandskemi er undersøgt nærmere i flere niveauer.

Travsted (DGU nr. 167.1545)

Undersøgelingsboringen ved Travsted er en 325 m dyb boring etableret i forbindelse med grundvandskortlægningen i 2011 (se figur 7.1). Boringen er placeret få meter fra en ligeledes dyb boring med flere geologiske informationer (DGU nr.167.1538). Boringen er filtersat i 7 niveauer fra 53 - 312 meter under terræn i kvartære aflejringer i den begravede Abild-dal. I forhold til den geologiske model er de 3 dybeste filtre i voxel-modellenheden "Abild_Valley_Sand", det midterste filter er i "Abild_Valley_Clay" og de 3 øverste filtre er i voxel-modellenheden "SSV 0-10%" i det glacialtektoniske kompleks. De kvartære sandede aflejringer er adskilt af en ca. 80 meter tyk sekvens af smeltevandsler.

Nitratfronten findes tæt på terræn (6 m.u.t.) og alle 7 filtre er placeret i stærkt reduceret nitratfrit grundvand med vandtype D. Grundvandet i boringen er fra 2 forskellige hydrogeokemiske miljøer med et skift i grundvandsvandkemi fra 149 – 215 m.u.t. De øverste 4 indtag (53 – 149 m.u.t.) indeholder gradvis stærkere reduceret nitratfrit grundvand med faldende koncentrationer af jern og sulfat, lave kloridkoncentrationer og stærkere ionbytning med dybden.

De 3 nederste indtag (215 – 312 m.u.t.) med stærkt reduceret methanholdigt grundvand indeholder brunt vand med et højt indhold af NVOC (29-66 mg/l), pH (7,6-7,8), hydrogencarbonat (955-1070 mg/l), klorid (3900-5600 mg/l) og natrium (2700-3500 mg/l). Grundvandet er ikke ionbyttet hvilket indikerer, sammen med den øvrige grundvandskemi, at der er tale om et hydraulisk afsnøret miljø med ligevægt mellem det opløste natriumindhold og natriumindholdet på ionbytningskomplekset i sedimentet.



Figur 7.1. 1D-profil af udvalgte grundvandskemiske parametre samt lithologi og voxel-modellenheder for undersøgelingsboringen ved Travsted (DGU nr. 167.1545)

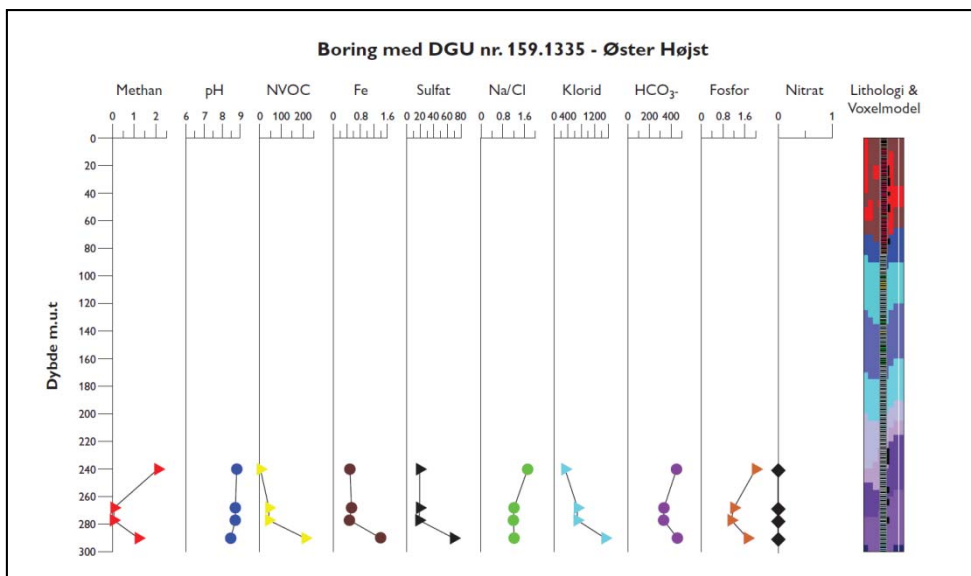
Øster Højst (DGU nr. 159.1335)

Undersøgelingsboringen ved Øster Højst er 340 meter dyb boring og blev etableret af Øster Højst Vandværk i 2009 (se figur 7.2). Boringen anvendes til monitoring, og dermed ikke indvinding. Kvartære aflejringer til 63 meter under terræn overlejrer tertiære aflejringer. De 4 dybe filtre fra 240 – 295 m.u.t. er placeret i miocæne lag. I forhold til den geologiske model er det dybeste filter i voxel-modelenheden "Klintinghoved_Clay_Lower_9", de 2 mellemste filtre i voxel-modelenheden "Bastrup_Sand" og det øverste filter i "Klintinghoved_Clay_Upper_10". Der er fundet eocæn Søvind Mergel fra 311 – 340 m.u.t.

Nitratfronten findes tæt på terræn (5 m.u.t.) og alle 4 dybe filtre er placeret i reduceret nitratfrit grundvand med vandtype D eller C.

Ved de 4 dybe filtre fra 240 – 295 m.u.t. er der fundet brunt og saltholdig grundvand med stigende koncentrationer med stigende dybde for Cl (320-1500 mg/l) og Na (360-1200 mg/l). Grundvandet er ionbyttet (1,2-1,7), hvilket tyder på forsk tilstrømning af grundvand til et oprindeligt marint sediment. Grundvandet har et højt NVOC-indhold (42-210 mg/l), relativt højt pH (8,5-8,8), og lavt calcium indhold (4,7-13 mg/l). Indholdet af hydrogenkarbonat er på 332-460 mg/l.

I forhold til undersøgelingsboringen ved Travsted indeholder denne undersøgelingsboring ved Øster Højst mindre saltholdigt grundvand med højere NVOC, og samtidig er grundvandet i boringen ved Øster Højst ionbyttet. Dette indikerer større gennemstrømning og større tæthed til NVOC-kilden ved filtrene i undersøgelingsboringen ved Øster Højst i forhold til de dybe filtre ved undersøgelingsboringen ved Travsted med filtre i den begravede Abild-dal.



Figur 7.2. 1D-profil af udvalgte grundvandskemi parametre samt lithologi og voxel-modellenheder for undersøgelingsboringen ved Øster Højst (DGU nr. 159.1335)

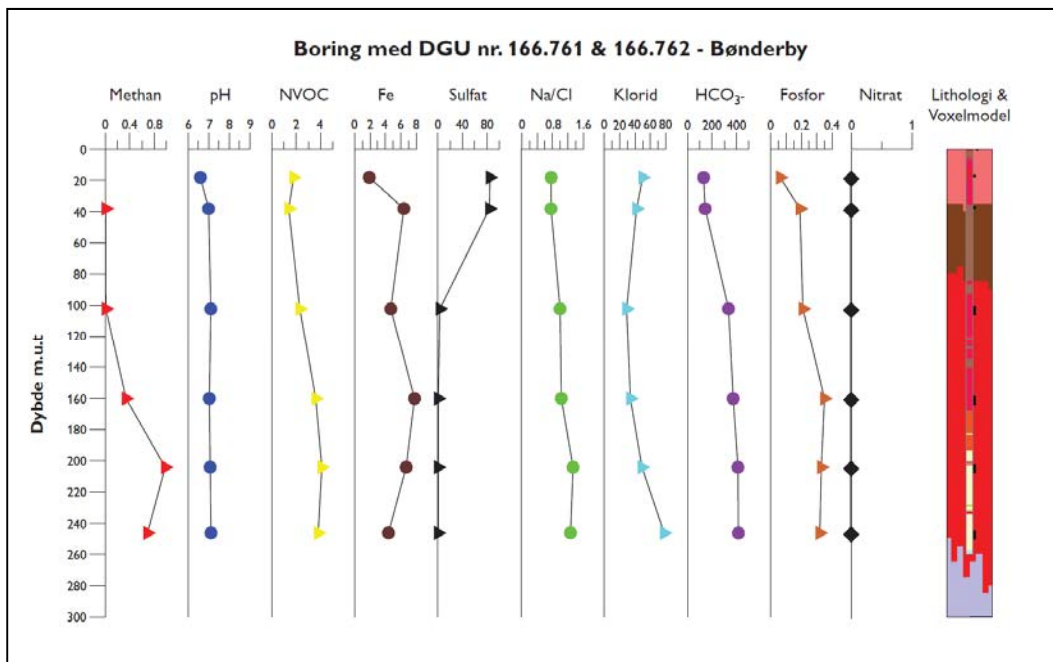
Bønderby (DGU numre: 166.761 & 166.762)

De 2 undersøgelsesboringer ved Bønderby er placeret få meter fra hinanden. Det er derfor valgt at præsentere dem som én boring i figur 7.3. Undersøgelsesboringerne er kortlægningsboringer etableret i 2012, og har i alt 6 filtre fra 18 til 252 m.u.t. i kvartære aflejringer i den begravede Møgeltønder-dal. I forhold til den geologiske model er det øverste filter i voxel-modellenheden "Moegeltoender_Valley_Upper_Sand", det næstøverste filter i "MoegelToender_Valley_Clay" og de 4 nederste filtre i "MoegelToender_Valley_Sand". Under filtrerne er der tertiært glimmerler fra 259 – 262 m.u.t.

Farvebeskrivelserne af jordlagene fra boringen indikerer at nitratfronten findes tæt på terræn (2 m.u.t.). Alle 6 filtre er placeret i reduceret, nitratfrit grundvand. De 2 øverste filtre indeholder grundvand af vandtype C og de 4 dybere filtre stærkt reduceret grundvand af vandtype D.

I de 2 øverste filtre er der svagt reduceret og omvendt ionbyttet grundvand med aggressivt kuldioxid. Grundvandet her er sandsynligvis svagt påvirket af saltvandsnedsivning fra overfladen.

De 4 nederste filtre (102-252 m.u.t) indeholder stærkt reduceret, methanholdigt grundvand. Kloridindholdet er relativt lavt i filtrerne i boringerne men stigende med dybden (34-78 mg/l). Grundvandet i de 2 nederste filtre er ionbyttede, hvilket indikerer påvirkning fra marine aflejringer. I alle filtrerne er der et lavt NVOC-indhold (1,4-4,1 mg/l).



Figur 7.3. 1D-profil af udvalgte grundvandskemiiske parametre samt lithologi og voxel-modellenheder for de to tætstående undersøgelsesboringer ved Bønderby (DGU nr. 166.761 & 166.762).

8. Vurdering af nitratsårbarhed

Forekomst af nitrat i grundvandet inden for modelområdet identificeres og tolkes i forbindelse med vurdering af grundvandsmagasinerne nitratsårbarhed.

8.1 Metoden

Den faglige vurdering af grundvandsmagasinerne nitratsårbarhed i modelområdet tager udgangspunkt i tabel 1 fra Geo-vejledning 5 (Hansen m.fl., 2009b), som er en modificering af tabel 5.1 fra Zoneringsvejledningen (MST, 2000).

Grundvandsmagasinets nitrat-sårbarhed	Egenskaber af lerdæklag og grundvandsmagasin			Grundvandsressourcens kvalitet	Hydrogeologiske forhold
Lille	Dæklag har god nitratreduktionskapacitet eller	Dæklag > 15 m eller	Reduceret magasinbjergart med god nitratreduktionskapacitet	Reduceret ikke-nitratholdigt grundvand Vandtype C og D	Ingen eller lille grundvandsdannelse Gradient: Ingen eller opadrettet
Nogen	Dæklag er uden større nitratreduktionskapacitet eller	Dæklag 5 - 15 m eller	Reduceret magasinbjergart	Svagt reduceret grundvand med en ustabil vandkvalitet Vandtype C med stigende sulfatindhold	Nogen grundvandsdannelse Gradient: Svag nedadrettet
Stor	Dæklag er helt oxideret eller	Dæklag < 5 m Og	Magasinbjergart er uden større nitratreduktionskapacitet	Nitratholdigt grundvand Vandtype A og B	Stor grundvandsdannelse Gradient: Nedadrettet

Figur 8.1. Vurdering af nitratsårbarhed fra Geo-vejledning 5 (Hansen m.fl., 2009b).

Det er valgt at vurdere nitratsårbarheden i 2 trin afhængig af sikkerheden i den geologiske model:

1) inden for det modellerede SSV-område, hvor den geologiske model har en relativ høj sikkerhed på grund af fladedækkende geofysiske målinger

2) i indvindingsoplandene til almene vandværker uden for SSV-området, hvor de geologiske tolkninger er mere usikre på grund af manglende fladedækkende geofysiske målinger.

Ved vurdering af nitratsårbarheden ses der på 1) grundvandsressourcens kvalitet, 2) egenskaber ved lerdæklag og grundvandsmagasin og 3) hydro-geologiske forhold.

Dataanalysen har vist at det er nødvendigt at justere intervallerne for lertykkelsen til vurderingen af nitratsårbarheden som angivet i Zoneringsvejledningen og Geo-vejledning 5 (tabel 8.1). Intervallerne er justeret sådan at der er opnået størst mulig overensstemmelse mellem forekomst af nitrat, beliggenheden af redoxgrænsen og lertykkelsen over magasinet (se tabel 8.2).

Vurdering af primære magasin	Estimeret lertykkelse
Stor nitratsårbarhed	≤ 5 m
Nogen nitratsårbarhed	$5 \text{ m} < \text{estimeret lertykkelse} < 30 \text{ m}$
Lille nitratsårbarhed	≥ 30 m

Tabel 8.2. Lertykkelse brugt ved vurdering af nitratsårbarhed i modelområdet

Den komplekse geologiske opbygning med usammenhængende lerlag nødvendiggør en større lertykkelse for at beskytte grundvandet mod nitrat.

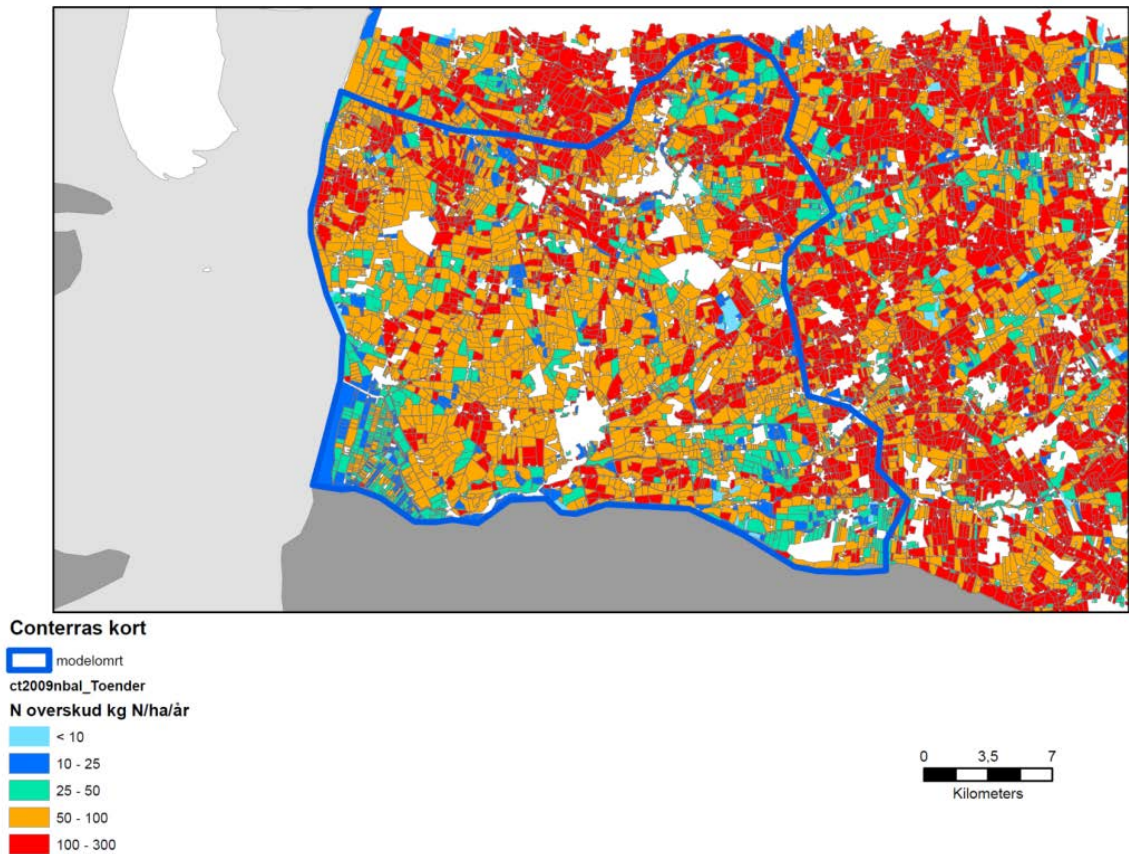
8.2 Grundvandsressourcens kvalitet

Beskrivelsen af grundvandsressourcens kvalitet er et vigtigt element i vurderingen af grundvandsmagasinernes nitratsårbarhed. Tolkningen af grundvandskemi foretages ved at relatere denne til sedimentkemi, geologien og hydro-geologien. Det er selvfølgelig helt centralt at beskrive forekomsten og udbredelsen af nitrat i grundvandsmagasinerne. Men også beskrivelsen af redoxforholdene er særlig vigtig for hvor nitraten kan optræde i grundvandsmagasinet. Der vil blive fokuseret på den rumlige udbredelse af nitrat og de redoxfølsomme parametre sulfat og jern. Til beskrivelsen af grundvandsressourcens kvalitet vil udviklingen i sulfatkoncentrationerne i de indtag, hvor der foreligger tidsserier, blive brugt som indikation på pyritoxidation ved nitratreduktion. Forureningen af grundvandet med pesticider inden for modelområdet vil desuden blive brugt som støtteparametre og vil blive relateret til udbredelsen af nitrat i grundvandsmagasinerne.

Kvælstofoverskud i marken

Nitrat i grundvandet vil overvejende stamme fra landbrugets gødningsanvendelse i området. Kvælstofoverskuddet i landbruget kan anvendes som indikator på den potentielle udvaskning af nitrat til grundvandet. I figur 8.1 ses kvælstofoverskuddet for markerne ved

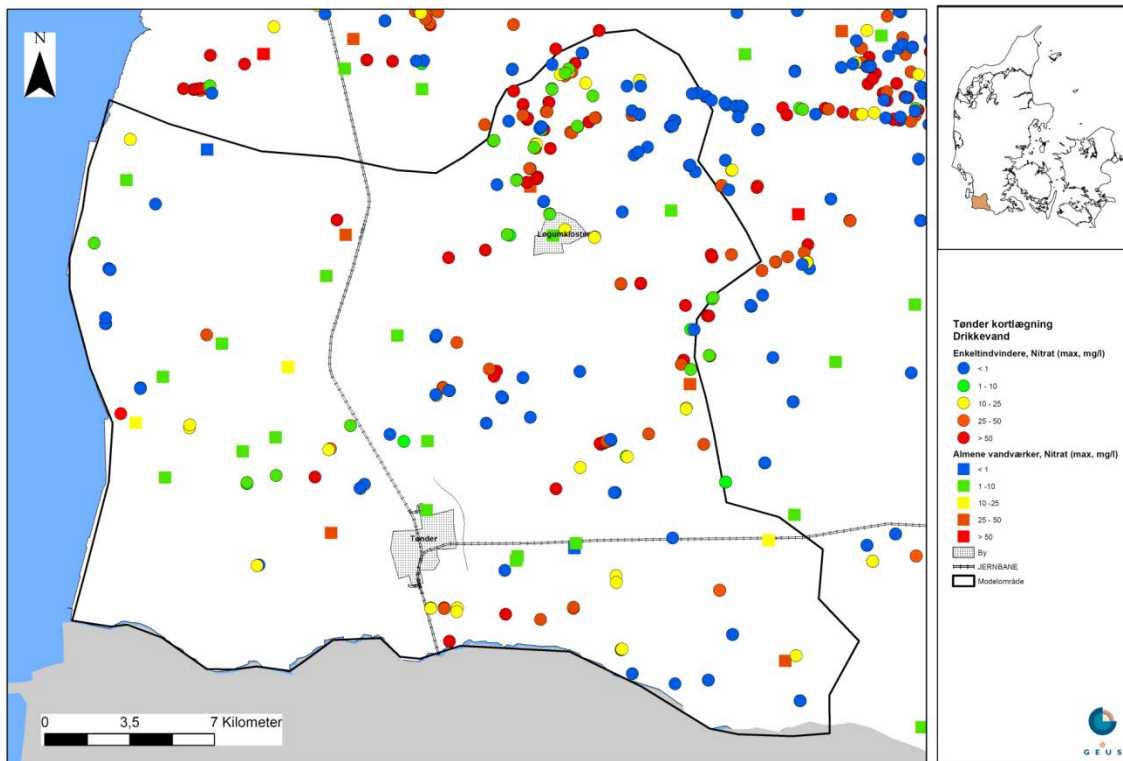
modelområdet som det er beregnet af Conterra i 2009 ved hjælp af programmet CTtools. Det fremgår at de nordlige og østlige dele af modelområdet har et højt kvælstofoverskud, og dermed også udgør områder hvor grundvandet har størst risiko for forurening med nitrat.



Figur 8.1. Geografisk udbredelse af kvælstofoverskuddet ved modelområdet. Beregnet af Conterra i 2009 med CTtools.

Nitrat i drikkevandet

Inden for modelområdet er der 18 almene vandværker og en række private enkeltindvinderne med nitratanalyser af drikkevandet (se figur 8.2). Analyserne fra enkeltindvinderne er fremskaffet fra Tønder Kommune, mens data fra de almene vandværker er fra JUPITER. Det ses at grænseværdien på 50 mg/l nitrat flere steder overskrides i de private enkeltindvinderne, specielt i det nordøstlige hjørne af modelområdet hvor kvælstofoverskuddet også er højt (se figur 8.1).

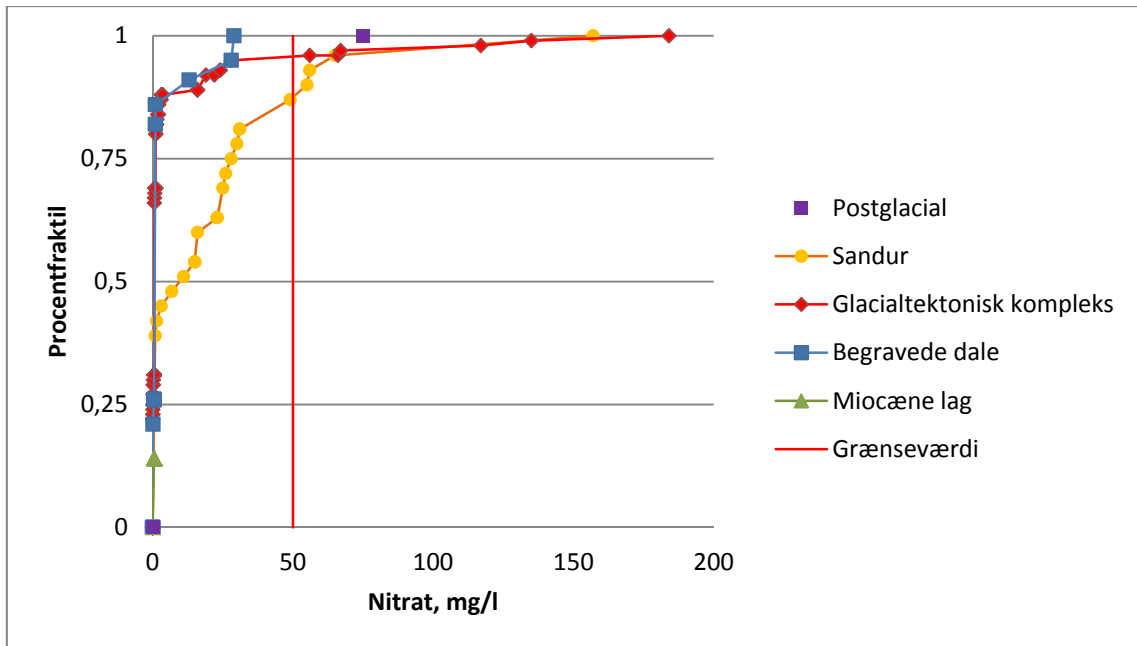


Figur 8.2. Geografisk udbredelse af nitrat i drikkevandet ved modelområdet. Den højst målte nitratkoncentration er vist.

Nitrat i grundvandet

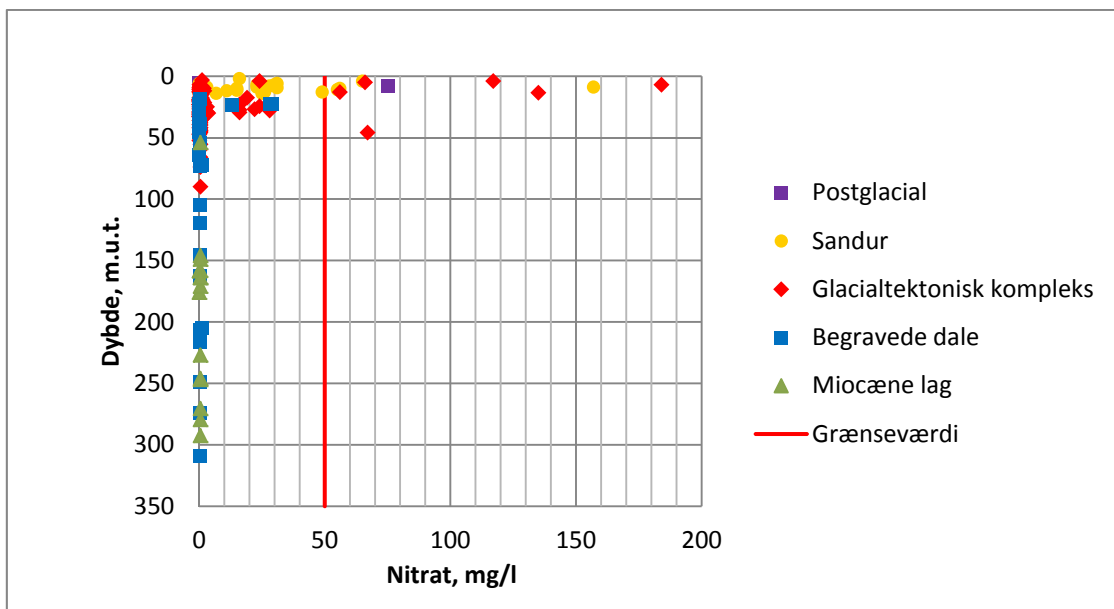
Der er i alt 202 indtag med nitratanalyser af grundvandet inden for modelområdet. I figur 8.3 er vist fordelingen af seneste nitratanalyser i forhold til de geologiske enheder ved midtpunkt af indtagene, og i figur 8.4 ses fundene i forhold til dybden.

Fundene af nitrat (> 1 mg/l) i grundvandet findes i indtag i sandur (60 %), glacialtektonisk kompleks (31 %) og begravede dale (14 %) samt postglaciale aflejringer (50 %). Der er ingen fund af nitrat i de miocæne lag. Grænseværdien på 50 mg/l nitrat overskrides i ca. 4 % og 13 % af grundvandsanalyserne i henholdsvis det glacialtektonisk kompleks og sandur samt i den ene af de to indtag i de postglaciale lag. Medianværdien er under 1 mg/l for alle geologiske enheder på nær sandur hvor værdien er ca. 9 mg/l.



Figur 8.3. Fordelingen (procentfraktil) af seneste nitratkoncentration i grundvandet i forhold til geologiske enheder.

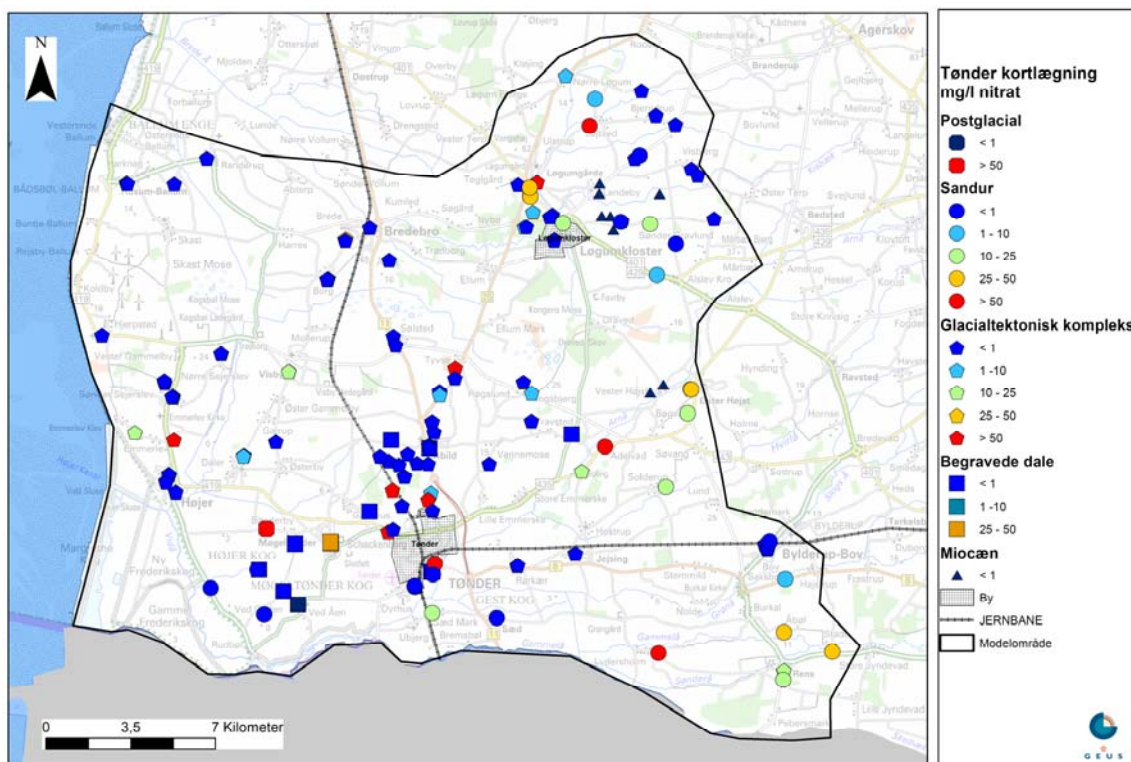
Forureningen af grundvandet med nitrat begrænser sig til de kvartære aflejringer i de øverste ca. 40 meter af jordlagene, og er fundet i den største dybde i et indtag i det glacialtektoniske kompleks (se figur 8.4). Det vil sige at der dybere end 40 m.u.t. ikke er fundet nitrat i hverken indtag i det glacialtektoniske kompleks, begravede dale eller de miocæne lag.



Figur 8.4. Dybdemæssig fordeling af seneste nitratanalyse i hvert indtag i forhold til geologiske enheder.

Figur 8.5 viser den geografiske udbredelse af nitratindholdet i indtag i de forskellige geologiske enheder. Fundene af nitrat på en specifik geografisk lokalitet er afhængig af flere faktorer i forhold til indtagets placering i det geografiske og geologiske rum:

- Kvælstofudvaskningen (kvælstofoverskuddet, se figur 8.1) fra arealanvendelsen
- Nitratomsætningen i dæklag og grundvandsvandmagasin (redoxforholdene)
- Grundvandsdannelsen
- Hydro-geologiske strømningsforhold i de geologiske enheder

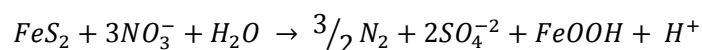


Figur 8.5. Geografisk udbredelse af seneste målte nitratindhold i grundvandet i forhold til geologiske enheder.

Sulfat

Der er flere kilder til sulfat i grundvandet. For det første tilføres grundvandet sulfat fra den atmosfæriske deposition enten gennem nedbør eller tør deposition, og den atmosfæriske deposition er bestemmende for det naturlige baggrunds niveau i iltet grundvand. I et kystområde som ved Tønder kan grundvandet desuden være påvirket af havvandets høje sulfatindhold (gennemsnitskoncentration af sulfat i havvand ca. 2700 mg/l, Brown m.fl., 1989) enten ved recente eller tidligere transgressioner af havvandet eller ved saltvandsindtrængning.

I grundvandet dannes desuden sulfat når pyrit indlejret i sedimentet oxideres f.eks. med nitrat:



Sulfatkoncentrationen i grundvandet er derfor en redoxfølsom parameter og bruges derfor til vurdering af grundvandets redoxforhold, se tabel 8.3.

Beskrivelse af grundvandet	Vandtype	Zone i magasinet	Kemiske karaktertræk i grundvandet
Iltholdigt/iltet	A	Iltzone	$O_2 > 1 \text{ mg/l}$
Anoxisk nitratholdig	B	Anoxisk nitratreducerende zone	$NO_3 > 1 \text{ mg/l}$ og $O_2 \leq 1 \text{ mg/l}$
Svagt reduceret	C	Jern/Sulfat reducerende zone	$NO_3 \leq 1 \text{ mg/l}$, $O_2 \leq 1 \text{ mg/l}$ og $SO_4 > 20 \text{ mg/l}$
Stærkt reduceret	D	Metan zone	$NO_3 \leq 1 \text{ mg/l}$, $O_2 \leq 1 \text{ mg/l}$ og $SO_4 \leq 20 \text{ mg/l}$

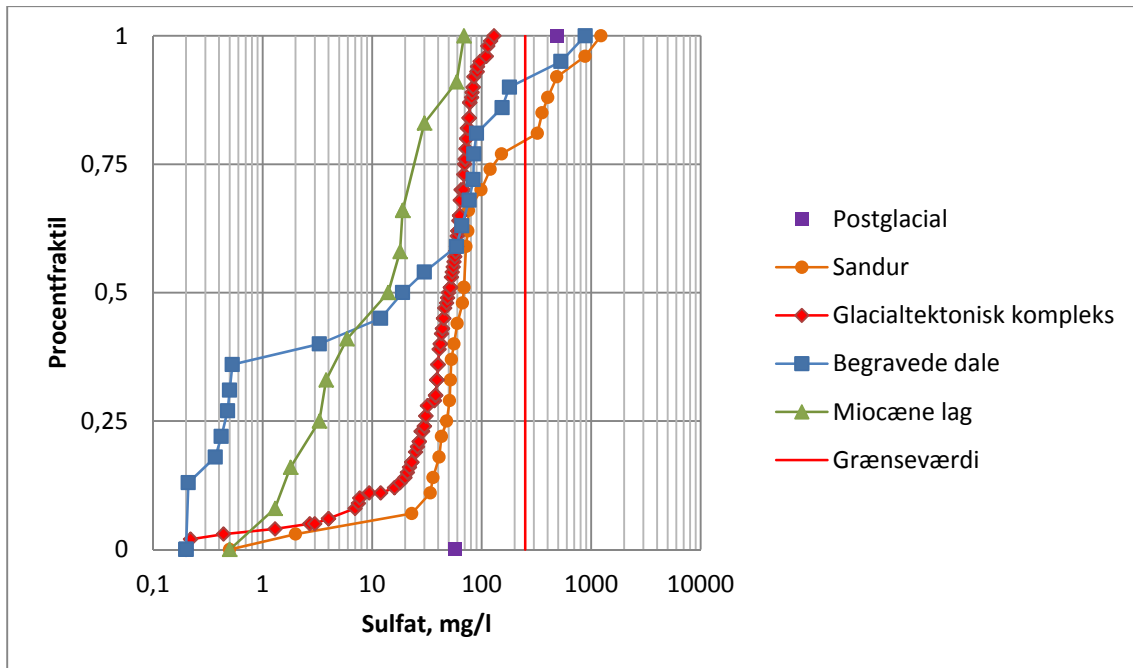
Table 8.3. Vandtyper opdelt efter redoxforholdene i grundvandet (Hansen m.fl., 2009a).

Der er i alt 187 indtag med sulfatanalyser af grundvandet inden for modelområdet. Figur 8.6 viser fordelingen af de seneste sulfatanalyser i de forskellige geologiske enheder ved midtpunkt af indtagene, og i figur 8.7 ses fundene i forhold til dybden.

Fordelingen af sulfatkoncentrationerne i de geologiske enheder er væsentlig forskellige og afspejler både de forskellige sulfatkilder i området og også redoxforholdene i grundvandsmagasinerne. Der ses lave koncentrationer af sulfat ($< 20 \text{ mg/l}$) og dermed stærkt reduceret grundvand (vandtype D) i ca. 3 % af indtagene i sandur, ca. 15 % af indtagene i glacialtektonisk kompleks og i begravede dale, samt i ca. 70 % af indtagene i de miocæne aflejringer.

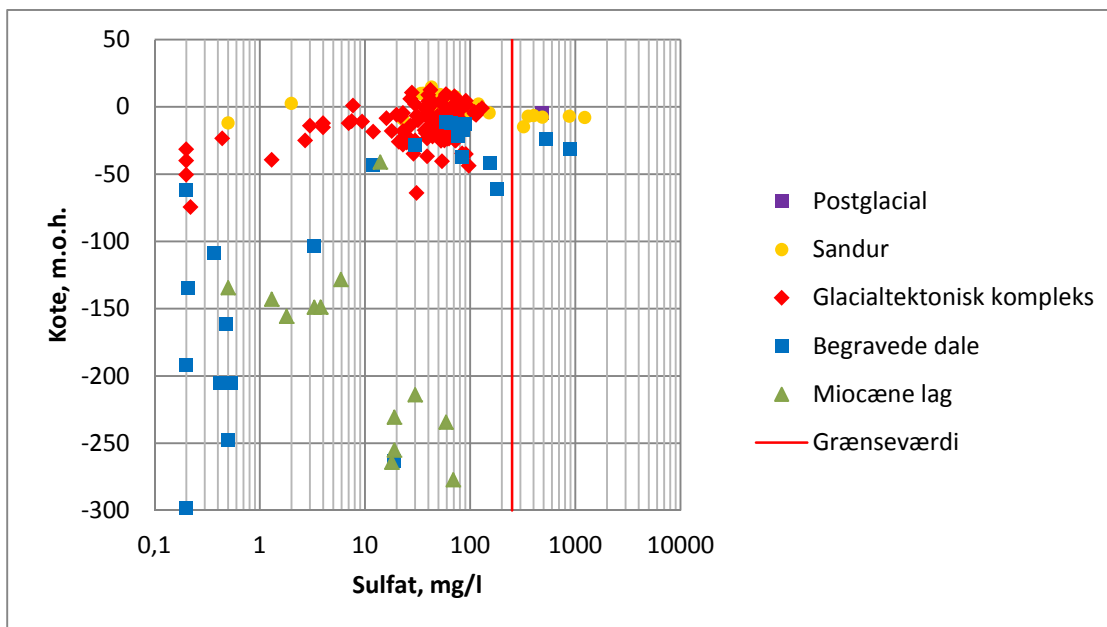
Medianværdien for sulfat ligger forholdsvis højt i indtag i sandur (68 mg/l) og glacialtektonisk kompleks (50 mg/l) i forhold til i indtag i begravede dale (19 mg/l) og miocæne aflejringer (14 mg/l).

Det bugtede forløb af fordelingskurven for begravede dale (se figur 8.6) indikerer flere forskellige populationer af sulfatdata og dermed muligvis forekomst af forskellige typer af begravede dale.



Figur 8.6. Fordelingen (procentfraktiil) af seneste sulfatkoncentration i grundvandet i forhold til geologiske enheder.

Grænseværdien på 250 mg/l sulfat overskrides i indtag i postglaciale aflejringer (1 ud af 2), sandur (20 %) og begravede dale (10 %). Disse meget høje koncentrationer af sulfat (>250 mg/l) er fundet i overfladenære indtag (mindre end ca. 32 m.u.t.) og skyldes sandsynligvis påvirkning fra havvand.



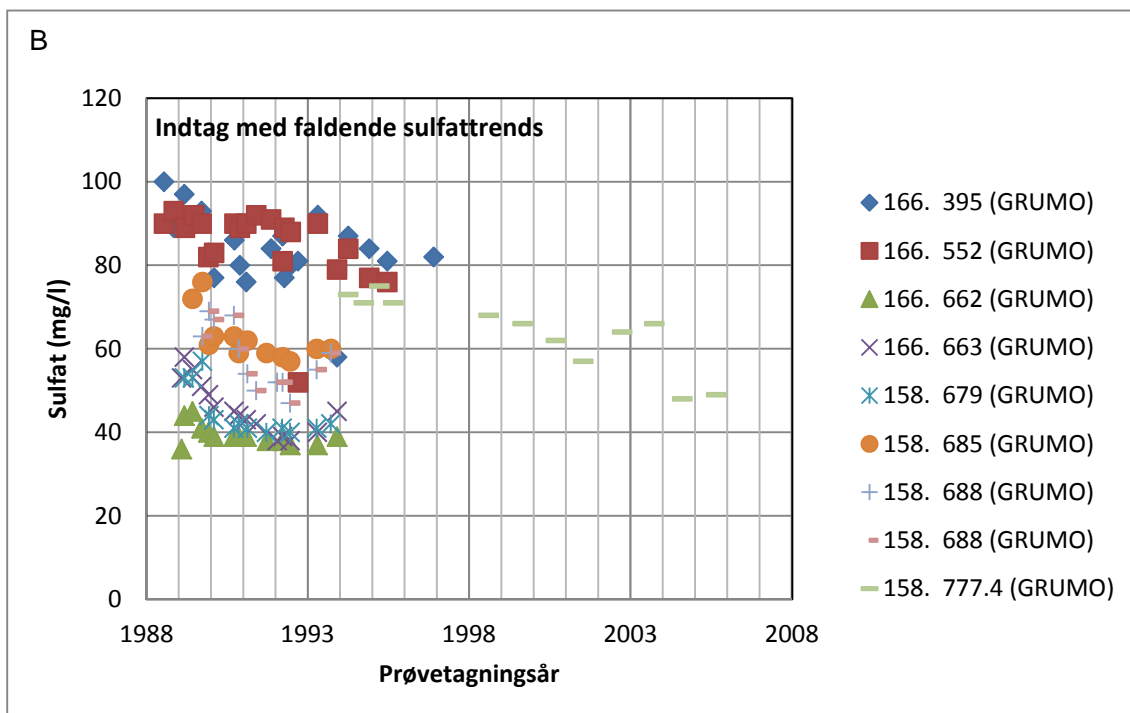
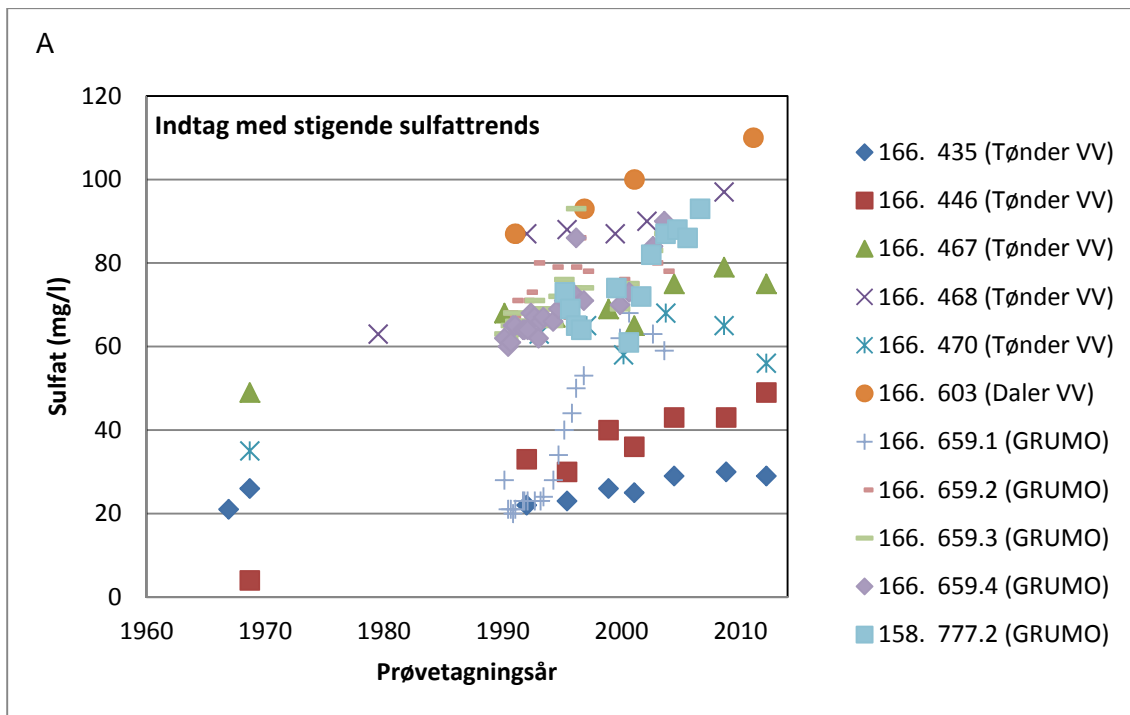
Figur 8.7. Dybdemæssig fordeling af seneste sulfatanalyse i hvert indtag i forhold til geologiske enheder.

Sulfattrends

Det vurderes, at de overfladenære indtag (til ca. 75 m.u.t.) med et sulfatindhold i intervallet fra 20-120 mg/l ligger over baggrundsniveauet (se figur 8.6 og 8.7). Pyritoxidation ved nitratreduktion kan være årsag til de lettere forhøjede sulfatværdier i dette koncentrations- og dybdeinterval.

Et stigende sulfatindhold kan indikere, at grundvandsmagasinet er følsomt over for nitratforurening, og at nitrat vil kunne forekomme på et tidspunkt i fremtiden hvis nitratreduktionskapaciteten (pyritindholdet) af grundvandssedimentet opbruges.

Dette er undersøgt nærmere ved en tidsserieanalyse af sulfatkoncentrationer fra alle indtag med vandtype C i modelområdet med lineær regressionsanalyse som beskrevet i Hansen m.fl. (2011). Der er i alt 41 indtag: 20 fra GRUMO-indtag og 21 fra indvindingsboringer. Der er udført lineær regressionsanalyse på tidsserier af sulfat fra hvert af disse indtag. Fra GRUMO-indtagene varierer antallet af analyser for hvert indtag fra 11 – 23 analyser, mens antallet af analyser fra indvindingsboringer varierer fra 3 – 9 per indtag. GRUMO-boringerne prøvetages ikke mere og analyserne er fra tidsperioden fra 1989 til 2006. Indvindingsboringerne er analyseret i en noget længere periode fra 1966 og frem til 2012.

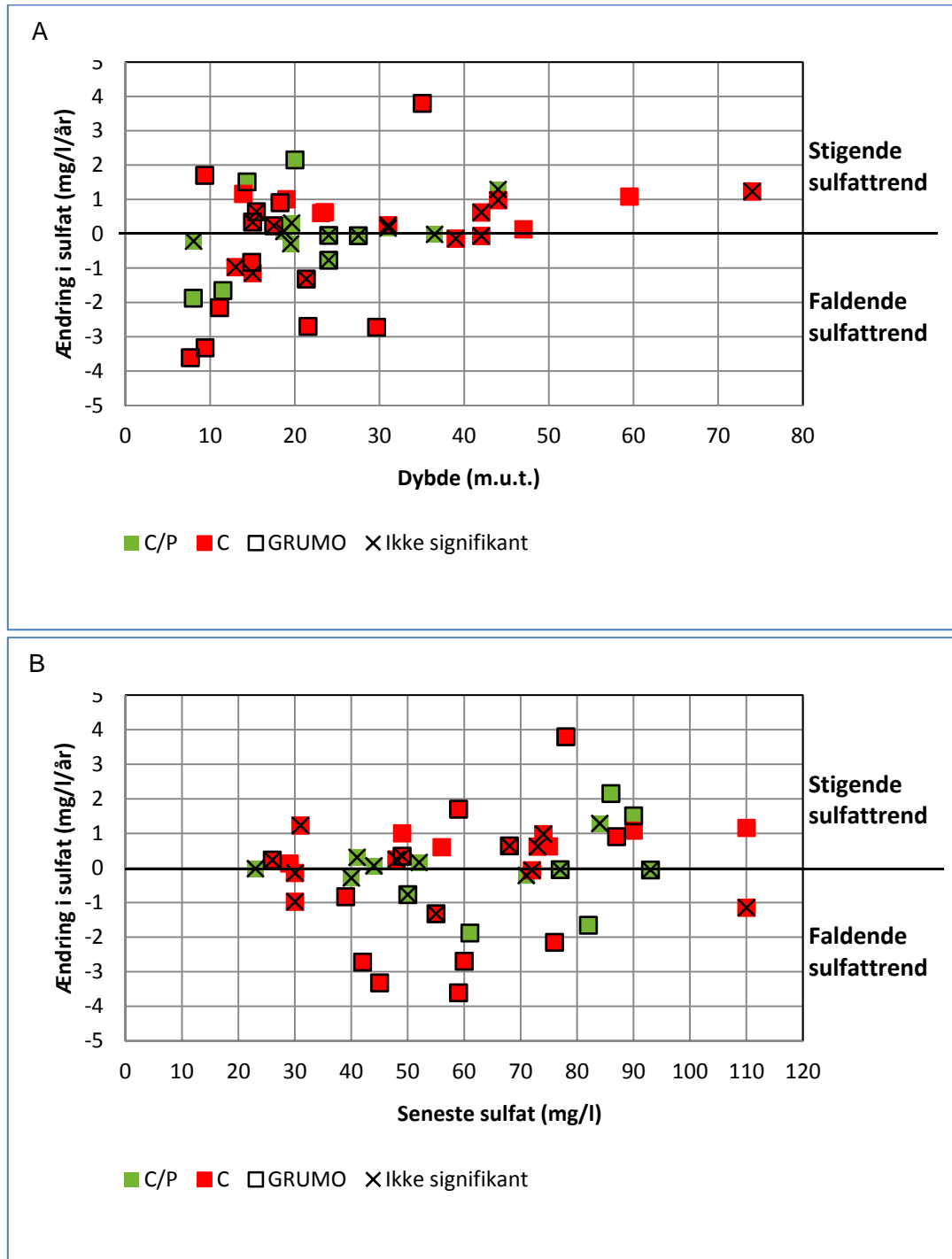


Figur 8.8. Sulfattidsserier fra indtag med vandtype C i modelområdet med statistisk signifikante sulfattrends (95 % konfidensniveau). A: indtag med signifikant stigende sulfattrends og B: indtag med signifikant faldende sulfattrends.

Der er i alt 11 indtag med stigende sulfattrends, 9 indtag med faldende sulfattrends og 21 indtag uden signifikante sulfattrends (se figur 8.8 og 8.9).

De stigende sulfattrends tilhører aktive indvindingsboringer fra Tønder Vandværk og 5 indtag fra 2 GRUMO boringer som er placeret i det glacialtektoniske kompleks over Abild-

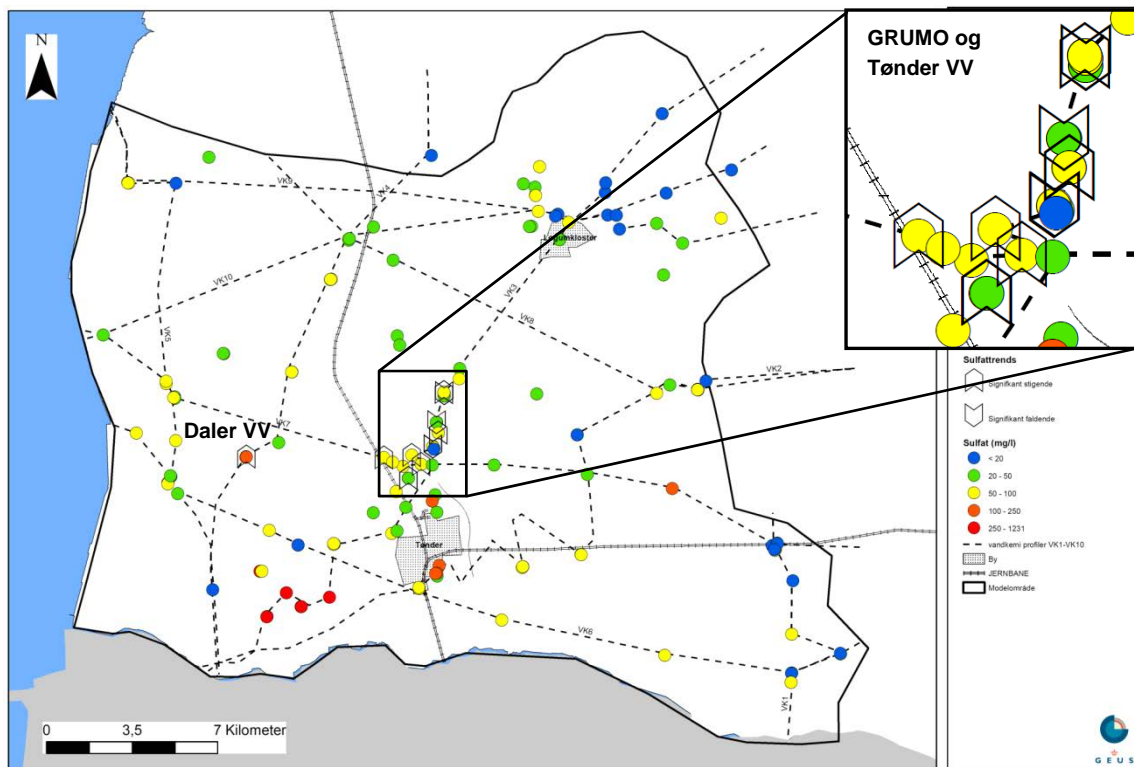
dalen. Desuden er der også en aktiv indvindingsboring ved Daler Vandværk med stigende sulfatindhold som indvinder fra det glacialtektoniske kompleks. Indtagne med faldende sulfattrends er alle GRUMO-boringer som også er placeret i det glacialtektoniske kompleks over Abild-dalen (se geografiske placering på figur 8.10).



Figur 8.9. Statistisk signifikante (95 % konfidensniveau) sulfattrends(mg sulfat/l/år) fra indtag med vandtype C (C) med eller uden pesticidfund (P) i modelområdet. Det fremgår hvilket indtag der er fra overvågningsboringer (GRUMO), samt hvilke trends, der ikke er signifikante. Sulfattrends er vist i forhold til A: dybden til midtpunkt af filter og B: seneste sulfatanalyse.

Det vurderes at indvindingen fra det glacialtektoniske kompleks i Abild-dalen og ved Daler Vandværk kan forcere pyritoxidationen i indvindingsboringernes nærhed, indikeret ved det stigende sulfatindhold, ligesom det er iagttaget ved Bredebro Vandværk. Dette vurderes at påvirke grundvandsmagasinernes sårbarhed over for nitrat.

De faldende sulfattrends i grundvandet i GRUMO-indtagene skyldes muligvis at vandkvaliteten tidligere har været påvirket af indvinding eller er en effekt af generel reduceret atmosfærisk deposition af sulfat.

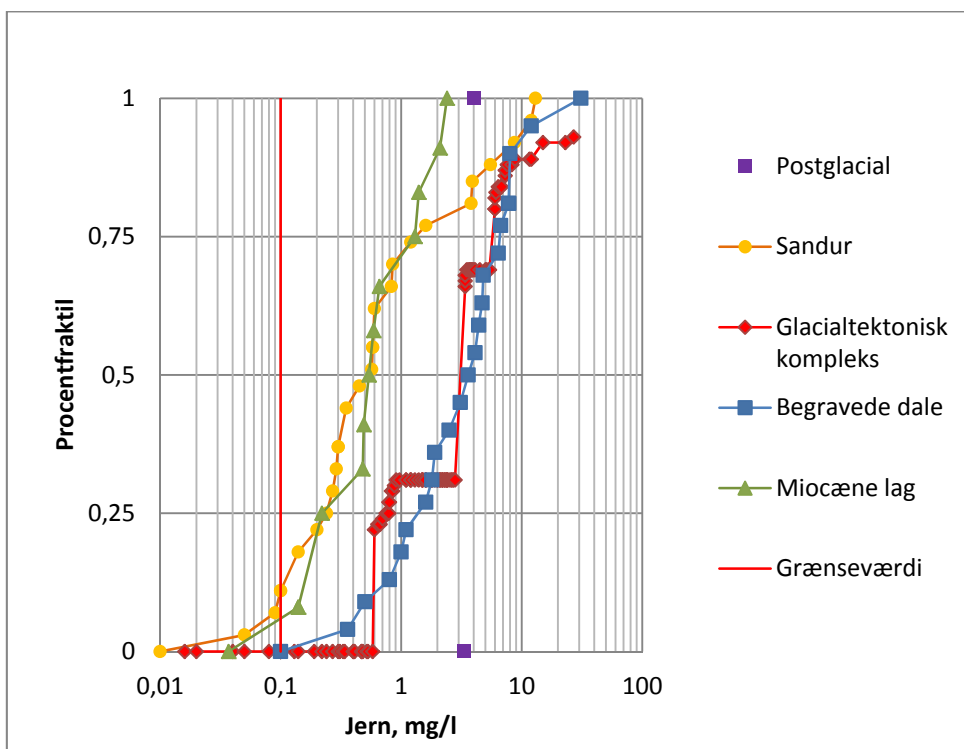


Figur 8.10. Geografisk udbredelse af seneste målte sulfat indhold i grundvandet i forhold til geologiske enheder. Indtagene med statistisk signifikante sulfattrends er vist.

Jern

Jernkoncentrationen i grundvandet afhænger af redoxforholdene, og der ses de højeste koncentrationer i den nitratreducerende anoxiske zone (vandtype B) og i den sulfat og jernreducerende zone (vandtype C). I både den iltede zone (vandtype A) og i den stærkt reducerede zone (vandtype D) er jernindholdet lavt.

Der er i alt 185 indtag med jernanalyser af grundvandet inden for modelområdet. I figur 8.11 er vist fordelingen af seneste jernanalyser i forhold til de geologiske enheder ved midtpunkt af indtagene. I næsten alle indtag (95 %) overskrides grænseværdien på 0,1 mg/l Fe i drikkevand. De højeste koncentrationer ses i de kvartære aflejringer. Medianværdien er højest i indtag i de begravede dale og det glacialtektoniske kompleks (2-4 mg/l) og lavest i de miocæne lag og i hedesletteaflejringerne (ca. 0,5 mg/l).

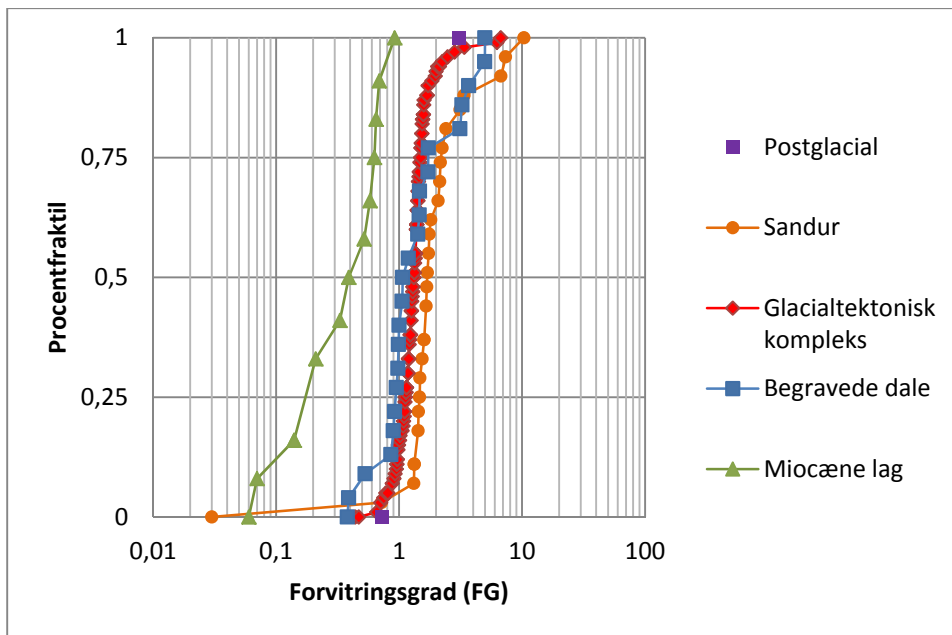


Figur 8.11. Fordelingen (percentfraktal) af seneste jernkoncentration i grundvandet i forhold til geologiske enheder.

Forvittringsgrad

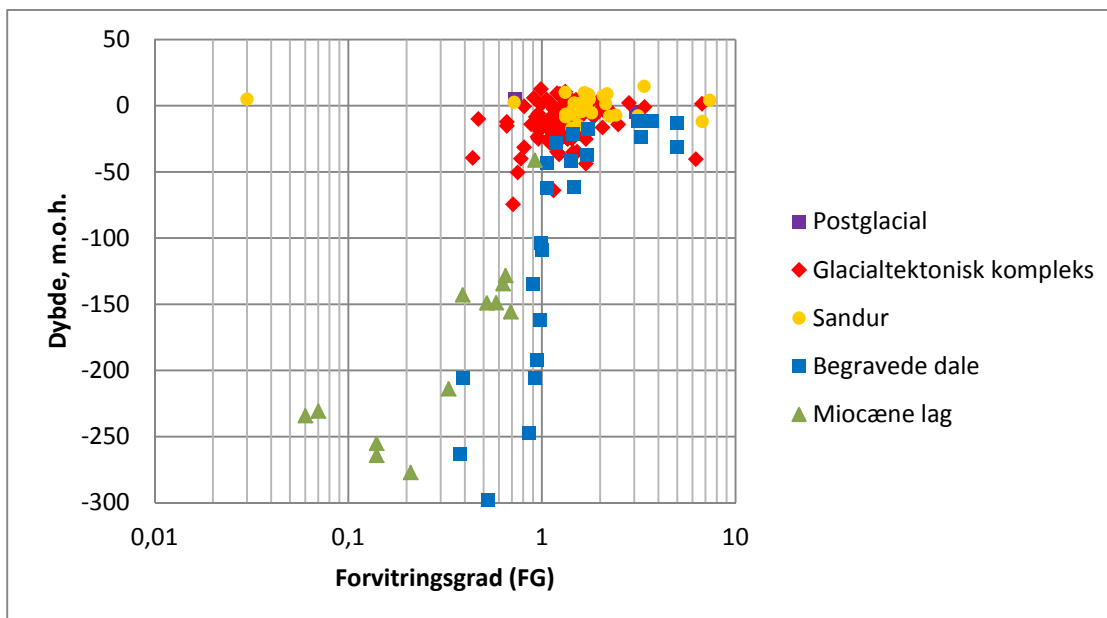
Forvittringsgraden beregnes som summen af calcium + magnesium divideret med hydrogencarbonat (målt i ladningsækvivalenter). Forvittringsgraden belyser i princippet i hvilket omfang andre syrer end kulsyre er neutraliseret ved opløsning af kalk. Forvittringsgraden påvirkes af mange processer, herunder pyritoxidation, hvor der dannes svovlsyre. Tilsvarende vil tilførsel af kalksalpeter (calciumnitrat) øge forvittringsgraden. En lav forvittringsgrad kan skyldes sulfatreduktion hvor organisk stof omdannes til hydrogencarbonat. En lav forvittringsgrad kan også skyldes ionbytning hvor grundvandets indhold af calciumioner falder, da de adsorberes til sedimentet og hermed bytter plads med natriumioner.

Der er i alt beregnet forvittringsgrad fra 188 indtag i grundvandet inden for modelområdet. I figur 8.12 er vist fordelingen af forvittringsgraden, baseret på seneste analyser i forhold til de geologiske enheder ved midtpunkt af indtagene, og i figur 8.13 ses fundene i forhold til dybden.



Figur 8.12. Fordelingen (procentfraktiil) af forvitningsgraden baseret på seneste analyser i grundvandet i forhold til geologiske enheder.

I de miocæne lag er der i alle indtag en lav forvitningsgrad (< 1). Dette er også tilfældet for de dybe indtag i de begravede dale og i flere mere overfladenære indtag i det glacialtektoniske kompleks. Årsagen til de lave forvitningsgrader må enten være sulfatreduktion i stærkt reduceret grundvand og/eller i kombination med ionbytning.

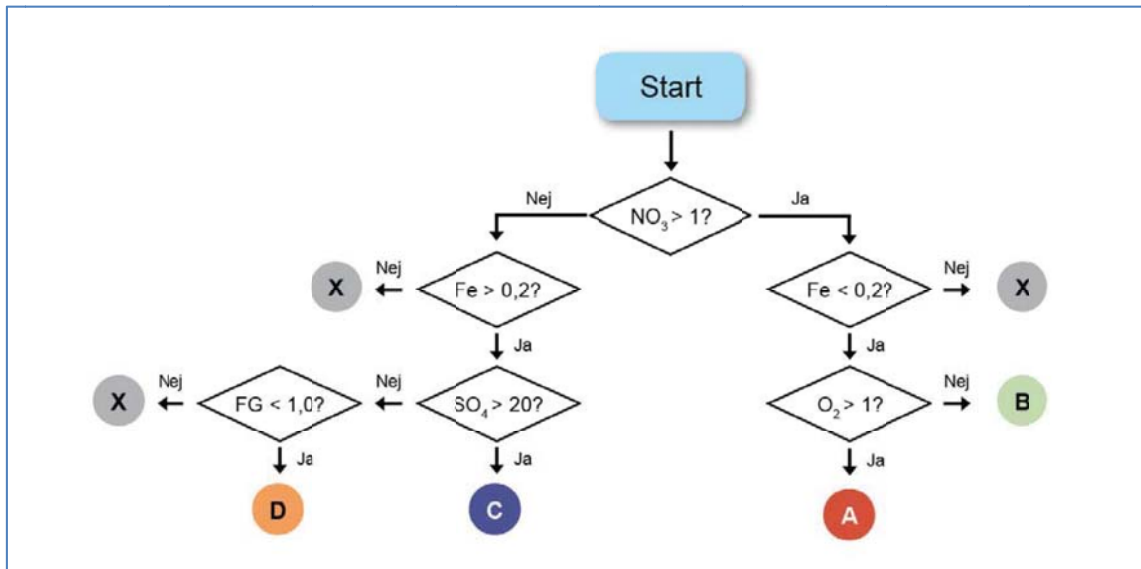


Figur 8.13. Dybdemæssig fordeling af forvitningsgraden baseret på seneste analyser i hvert indtag i forhold til geologiske enheder.

En høj forvittringsgrad (> 1) ses i de overfladenære kvartære aflejringer. Årsagen hertil er forsurening og opløsning af carbonatminerale med syretilførsel fra f.eks. atmosfæren, gødningsanvendelsen eller fra pyritoxidation ved redoxgrænsen i grundvandsmagasinet.

Grundvandets redoxforhold – vandtyper

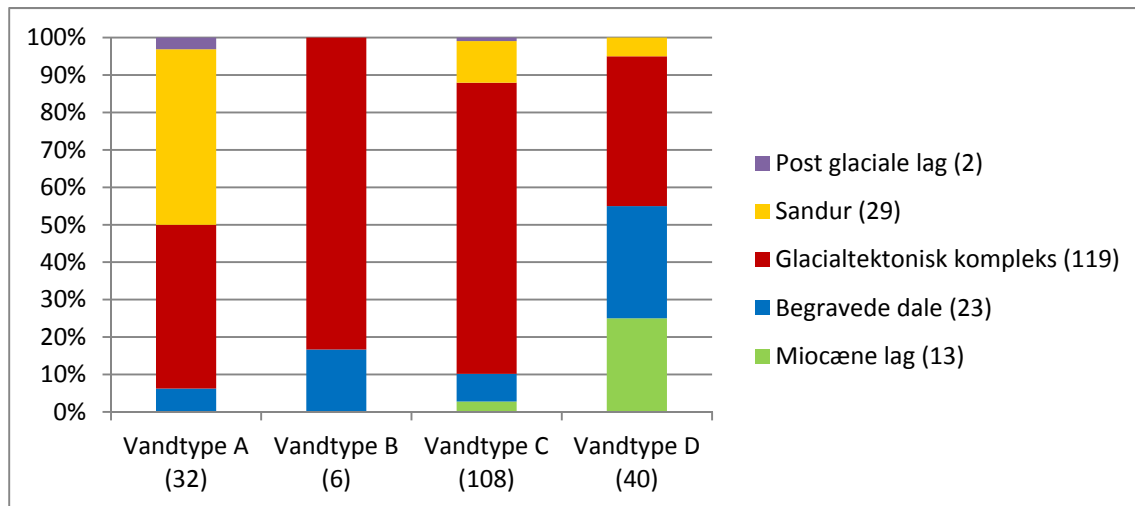
Grundvandets redox-vandtype er udregnet med algoritmen fra Geo-vejledning 5 (se Figur 8.14). Der er foretaget en manuel vurdering i de tilfælde hvor vandtypen ikke har kunnet bestemmes på grund af manglende analyser, eller hvor der er redoxmodsatning (X i figur 8.14).



Figur 8.14. Algoritme til fastlæggelse af vandtype, FG=forvittringsgrad (fra Geo-vejledning 6 (Hansen m.fl., 2009a)).

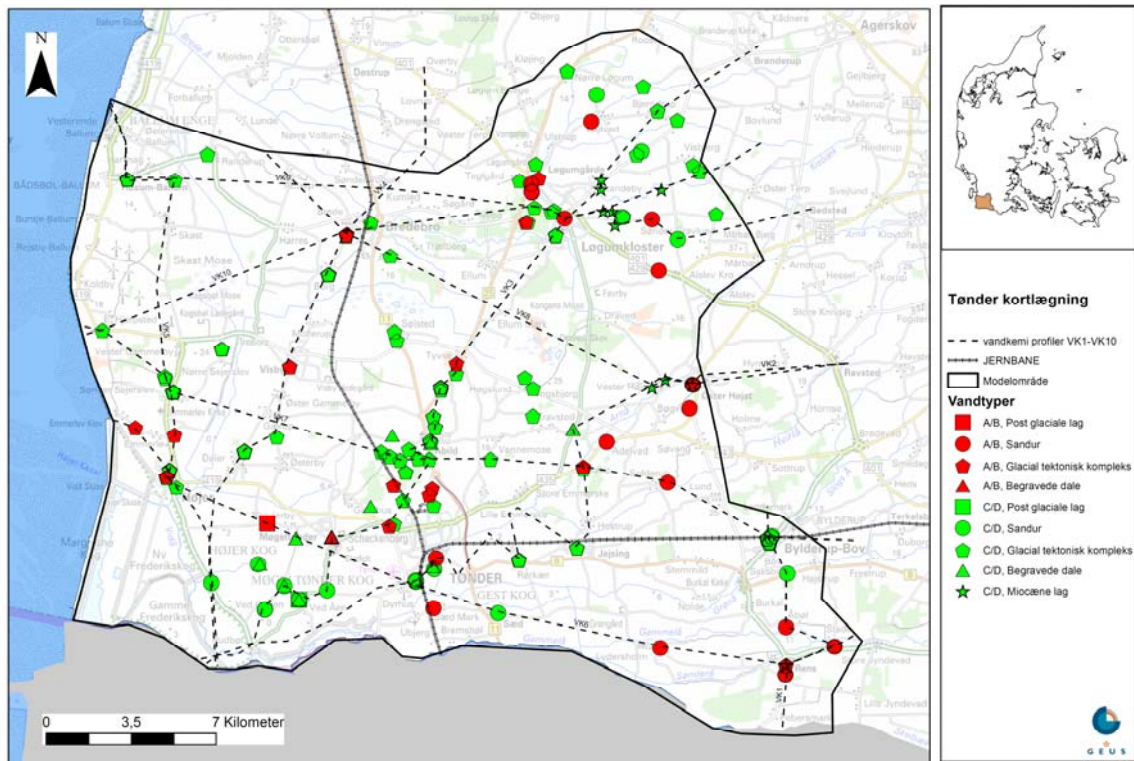
Vandtypen er i alt bestemt for 186 indtag i grundvandet inden for modelområdet, baseret på seneste analyser, hvor der samtidig er informationer om de geologiske enheder. I figur 8.15 er vist fordelingen af vandtypen i forhold til de geologiske enheder ved midtpunkt af indtagene, og i figur 8.16 ses den geografiske udbredelse (her er vandtype A og B samt vandtype C og D slået sammen).

Den største del af indtagene er placeret i vandtype C (ca. 58 %) og i det glacialtektoniske kompleks (ca. 63 %). Der findes kun 2 indtag med vandtype bestemmelse i de postglaciale lag. Der findes udelukkende indtag med reduceret grundvand (vandtype C og D) i de miocæne lag, og den overvejende del af indtagene i hedesletteaflejringerne har vandtype A. Kun et fåtal af indtagene har vandtype B, hvilket sandsynligvis skyldes at denne zone ikke er særlig udbredt. Alle vandtyper forekommer i det glacialtektoniske kompleks og i de begravede dale. Dette skyldes sandsynligvis stor hydro-geologisk inhomogenitet i det glacialtektoniske kompleks og stor dybdeforskel i indtagenes placering i de begravede dale.



Figur 8.15. Grundvandets redox vandtyper og geologiske enheder inden for modelområdet. Antal bestemmelser inden for vandtyper og geologiske enheder er vist i parentes.

Det fremgår at vandtype A og B hovedsagelig forekommer i hedesletteaflejringerne og i det glacialtektoniske kompleks og i mindre grad i de postglaciale aflejringer og i de begravede dale. Det må derfor hovedsageligt være magasinerne i hedesletteaflejringerne og i det glacialtektoniske kompleks som er sårbare over for nitratforurening.



Figur 5.16. Geografisk udbredelse af vandtyper i forhold til geologiske enheder. Med rødt er vist vandtype A+B og med grønt vandtype C+D.

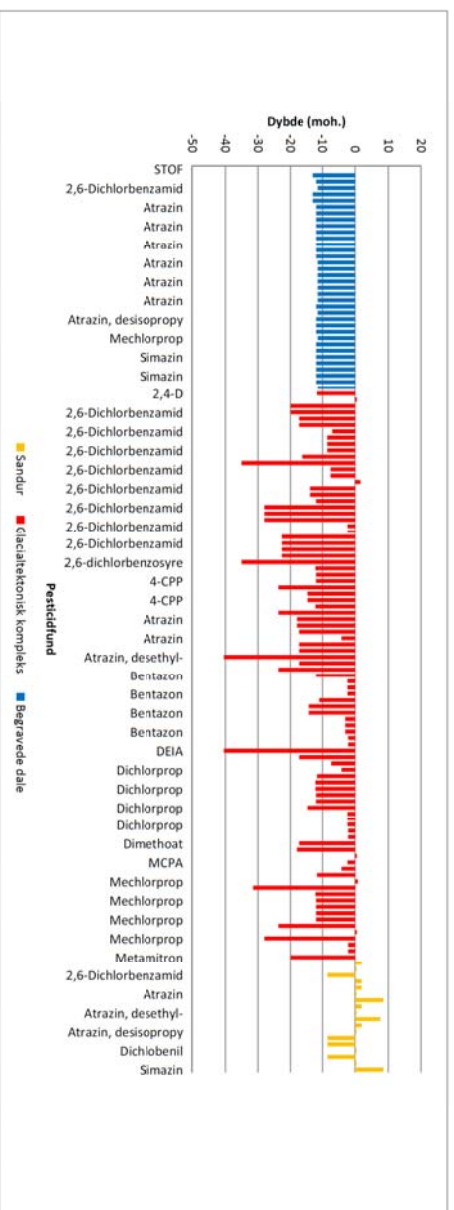
Den geografiske udbredelse af vandtyperne er som nitrat afhængig af flere faktorer i forhold til indtagets placering i det geologiske rum: kvælstofoverskuddet, redoxforholdene, grundvandsdannelsen og de hydro-geologiske strømningsforhold i de geologiske enheder. Det geografiske billede af vandtyperne afhænger selvfølgelig også af tilgængelige informationer, idet datatætheden langt fra er lige stor overalt.

Pesticidfund

Alle pesticidfund inden for modelområdet er listet i bilag 1. Der er fund af følgende pesticider:

- 2,4-D
- 2,6-Dichlorbenzamid
- 2,6-dichlorbenzoesyre
- 4-CPP
- 4-Nitrophenol
- Atrazin
- Atrazin, desethyl-
- Atrazin, desisopropyl-
- Atrazin, hydroxy-
- Bentazon
- Deethyl-hydroxy-atrazin
- DEIA
- Dichlobenil
- Dichlorprop
- Dimethoat
- Hexazinon
- MCPA
- Mechlorprop
- Metamitron
- Simazin

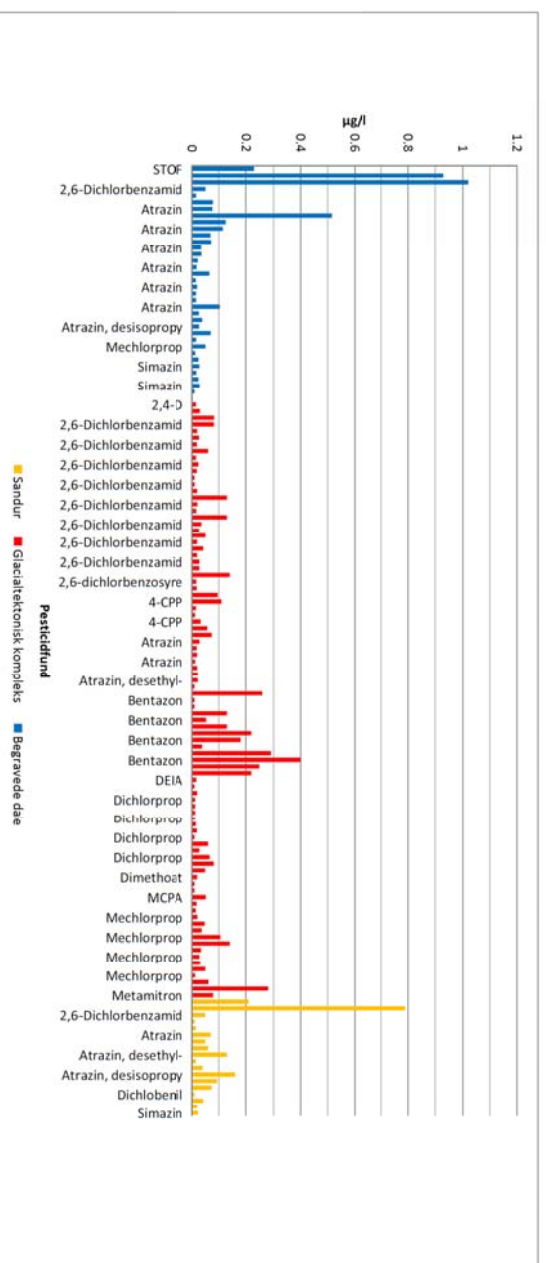
Figur 8.17 og 8.18 giver et overblik over alle fund af pesticider inden for modelområdet i de 3 geologiske enheder (begravede dale, sandur, glacialtektonisk kompleks) i forhold til dybden (m.o.h.) og koncentrationsniveauet ($\mu\text{g/l}$).



Figur 8.17. Alle fund af pesticider inden for modelområdet i forhold til geologisk enhed og dybden (m.o.h.).

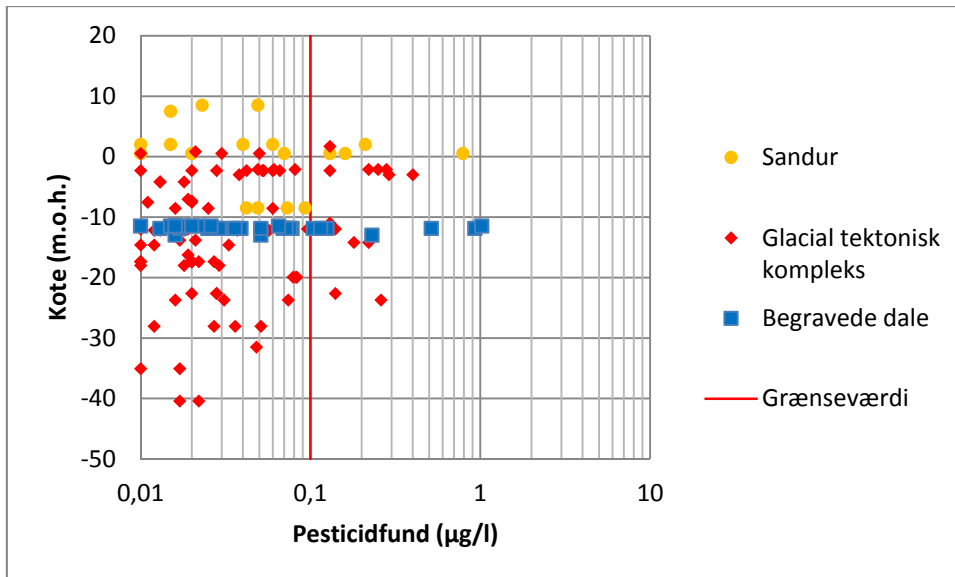
Der er fund af pesticider i de kvartære aflejringer: sandur, glacialtektonisk kompleks og begravede dale.

De dybeste fund af pesticider er, som ved nitrat, gjort i det glacialtektoniske kompleks i kote ca. -40 meter, hvilket svarer til ca. 46 meter under terræn (se figur 8.19 og 8.20). Det vil sige at pesticider når dybere ned i de geologiske lag end nitrat, som er fundet i maksimal dybde af 40 meter under terræn.



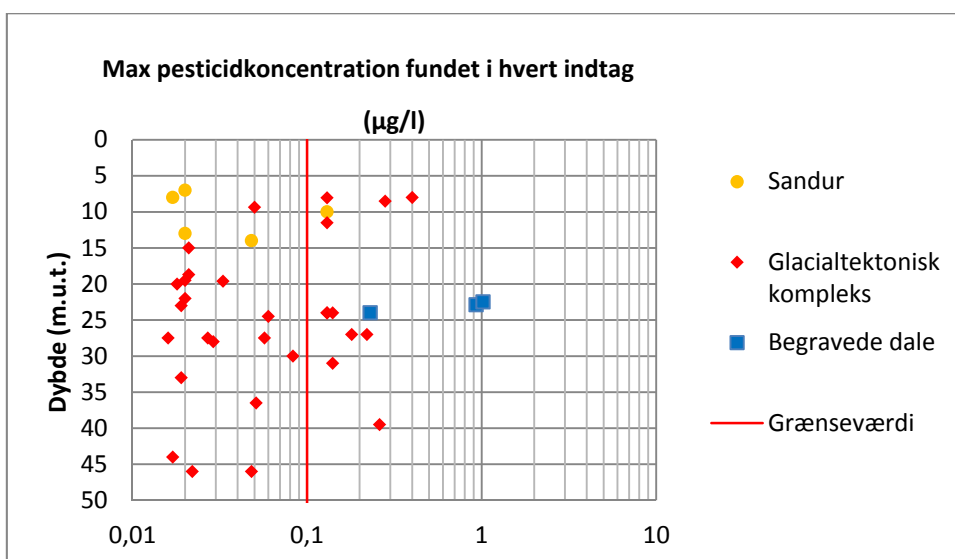
Figur 8.18. Alle fund af pesticider inden for modelområdet i forhold til geologisk enhed og målt koncentration ($\mu\text{g/l}$).

De højeste koncentrationer af pesticider er fundet i begravede dale og i hedsletætteaflejringerne med koncentrationer op til 1 $\mu\text{g/l}$.



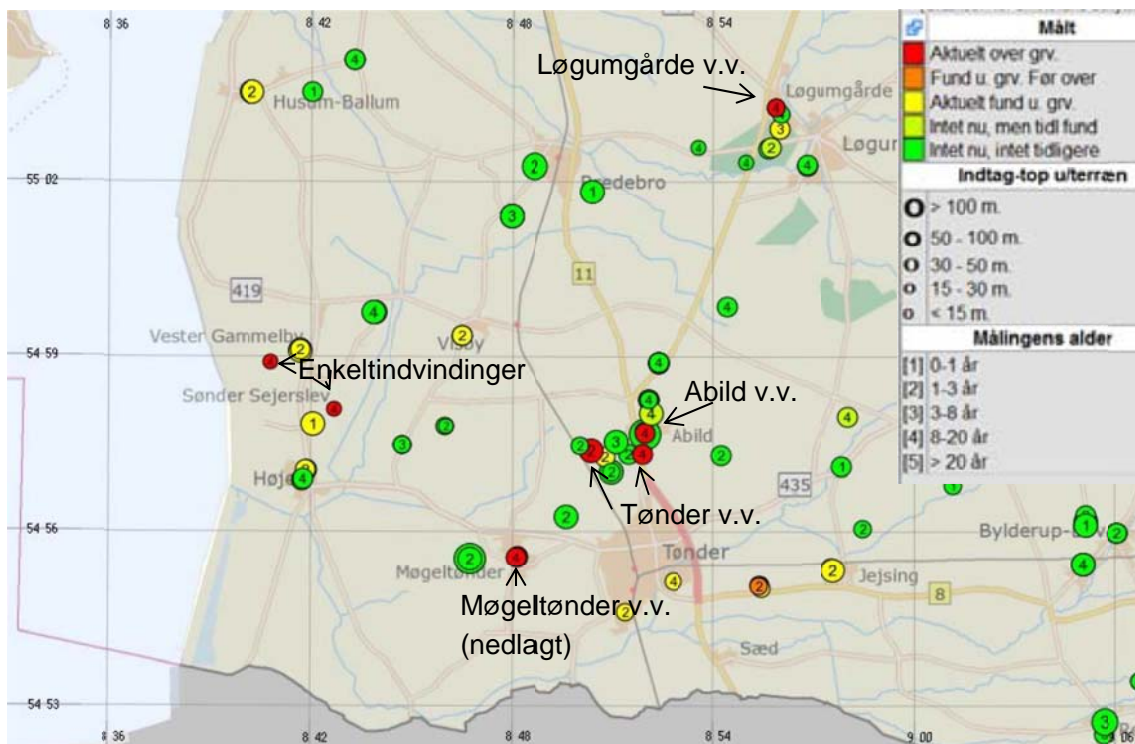
Figur 8.19. Alle fund af pesticider inden for modelområdet i de geologiske enheder i forhold til dybden af midtpunkt af indtaget i m.o.h.

Der er i alt fundet et eller flere pesticider en eller flere gange i 38 indtag. I 16 ud af de 38 indtag (ca. 42 %) har indholdet været over grænseværdien på 0,1 µg/l. En relativ stor del af pesticidfundene er fra reduceret grundvand af vandtype C (ca. 40 %, 15 indtag), mens resten er fra indtag i grundvand med vandtype A eller B (ca. 60 %, 23 indtag).



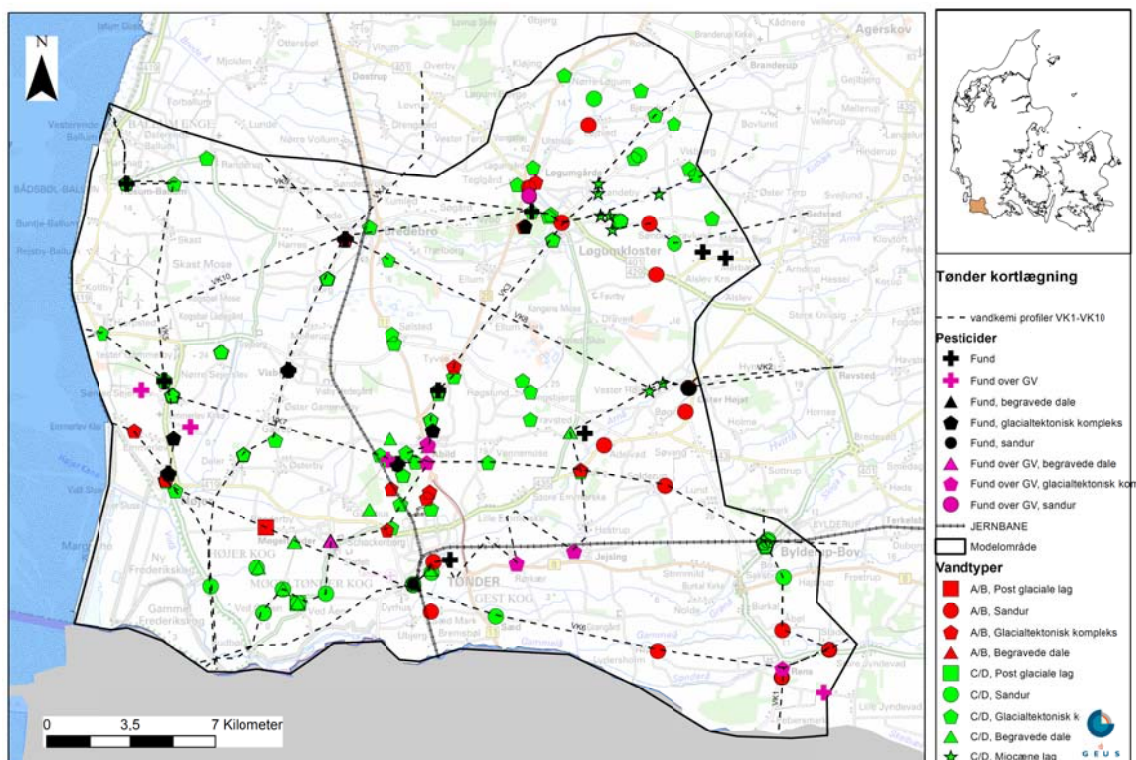
Figur 8.20. Den maksimale pesticidkoncentration fundet i hvert indtag inden for modelområdet i de geologiske enheder i forhold til dybden (m.u.t.).

Der er også indtag i grundvandet inden for modelområdet hvor der er analyseret for pesticider, men aldrig er fundet nogen. Disse analyser er vist med grønne cirkler på figur 8.21, mens aktuelle fund over grænseværdien er vist med røde cirkler.



Figur 8.21. Udtræk af oplysninger om pesticidfund i Tønder området vha. WFS/WMS på GEUS hjemmesiden, april 2014. De vandforsyninger hvor der aktuelt er fund over grænseværdien er udpeget.

Der ses en geografisk sammenhæng mellem fundene af nitrat og pesticider (se figur 8.22).



Figur 8.22. Geografisk udbredelse af vandtyper og fund af pesticider over og under grænseværdien i forhold til geologiske enheder.

8.3 Egenskaber af lerdæklag og grundvandsmagasin

I dette afsnit vurderes egenskaber ved lerdæklag og grundvandsmagasin i forhold til beskyttelsen mod nitrat. Der foreligger ingen direkte sedimentkemiske målinger af nitratreduktionskapaciteten i området udover undersøgelserne tidligere udført ved Bredebro Vandværk (Bay m.fl., 2004). Derfor bruges kun informationer om redoxgrænsen af jordlagene baseret på farvebeskrivelser af sedimentprøver fra borer til vurdering af reduktionen i dæklag og magasin. Ligeledes indgår dæklags lertykkelse over grundvandsmagasinet i vurderingen af nitratsårbarheden.

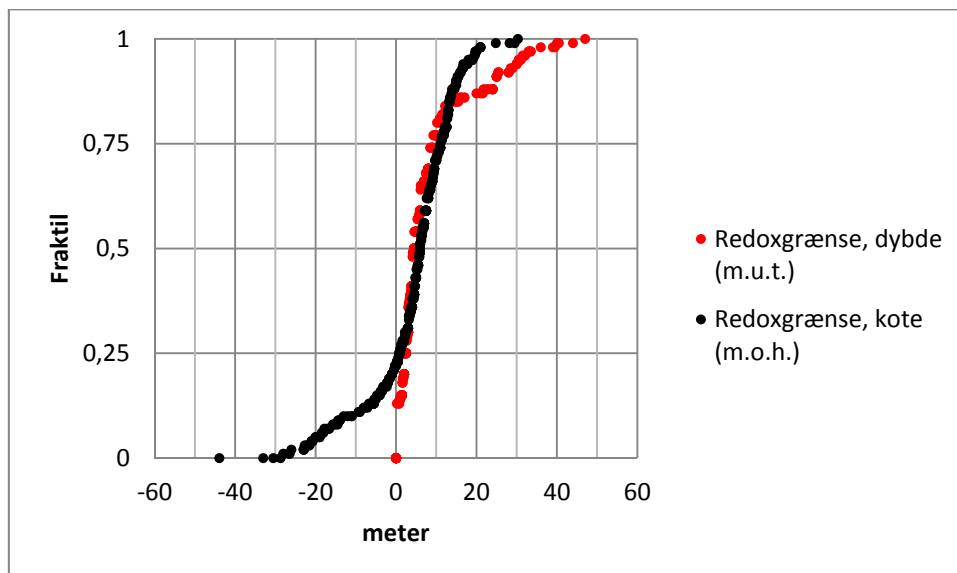
Redoxgrænsen

Redoxgrænsen defineres som grænsen mellem iltede jordlag og reducerede jordlag baseret på farvebeskrivelse af jordlag i borer evt. verificeret med grundvandskemiske analyser hvor disse foreligger.

Redoxgrænsens udbredelse afhænger bl.a. af 1) jordlagenes indhold af reaktive nitratreducerende stoffer som organisk stof, pyrit og Fe(II), 2) udvaskningen af nitrat, 3) mængden af infiltrerende vand og den hydrauliske gradient og 4) reaktionskinetik.

Rødlige og gullige farvenuancer af jordlagene vil normalt indikere oxiderede forhold, mens sorte, grålige og grønne farvenuancer indikerer reducerede forhold.

De brugbare farvebeskrivelser fra 382 borer (se afsnit 4.1) viser at dybden til redoxgrænsen varierer fra 0 til større end 47 meter under terræn, mens koten for redoxgrænsen varierer fra -43,9 til 30,3 meter over havet (se figur 8.23).

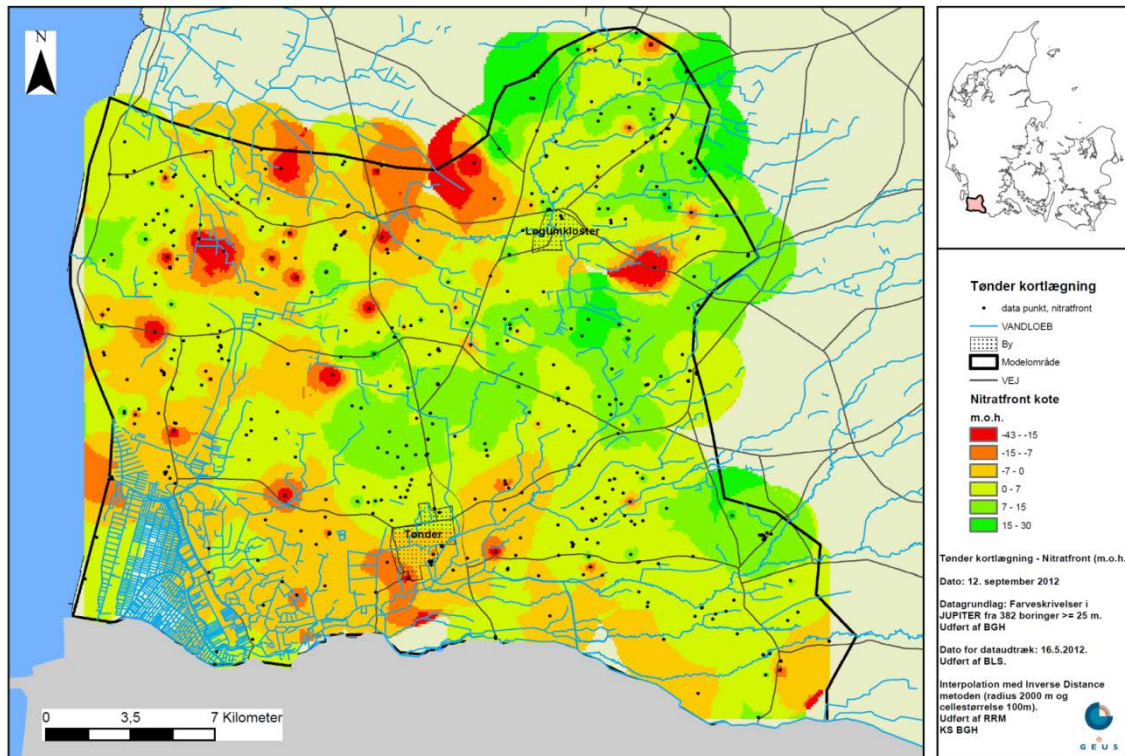


Figur 8.23. Fordeling af redoxgrænsen med enheden m.u.t. og m.o.h. for 382 borer i modelområdet ved Tønder.

Data over redoxgrænsen er interpoleret i GeoScene3D med inverse distance

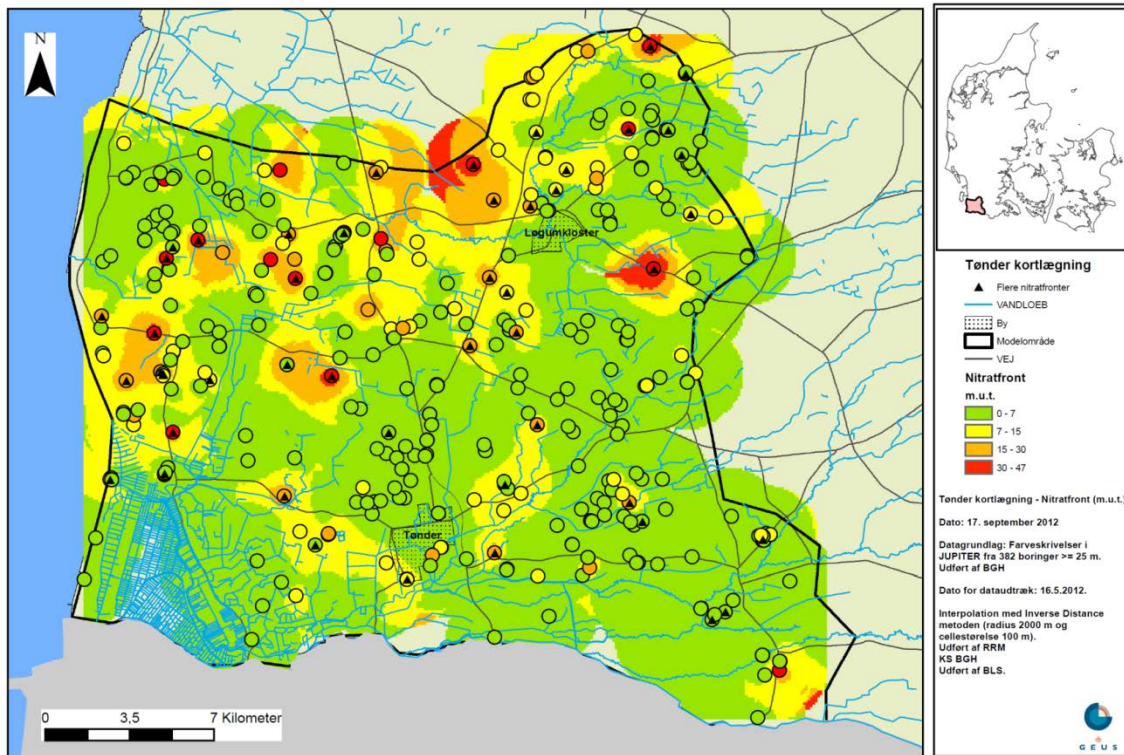
med søgeradius på 2000 m og 100 m celler. I figur 8.24 er den interpolerede redoxgrænse vist med koten (m.o.h.) og i figur 8.25 er den vist som en dybde (m.u.t.). Datatætheden af boringer med oplysninger om redoxgrænsen varierer inden for modelområdet hvilket fremgår af både figur 8.24 og 8.25.

Generelt ligger redoxgrænsen dybere under terrænen i den nordlige del (særligt i den nordvestlige del) af området i forhold til den sydlige del (figur 8.25). I den centrale nordlige del ligger redoxgrænsen også forholdsvis dybt i forhold til havniveauet (figur 8.24). Dette er også tilfældet i den sydvestlige del af Tinglev hedeslette hvor terrænet er fladt.



Figur 8.24. Interpoleret dybeste redoxgrænse (m.o.h.) fra 382 boringer inden for modelområdet.

Den dybeste observerede redoxgrænse er vist på figurerne, hvilket er centralt i forhold til vurderingen af nitratsårbarheden af grundvandsmagasinerne. I områder med forstyrrede kvartære aflejringer ses ofte flere farveskift i boringer med flere skift mellem oxiderede og reducerede zoner. Dette er observeret i 49 ud af de 382 boringer med redoxgrænser, specielt i boringer hvor den dybeste redoxgrænse ligger forholdsvis dybt.



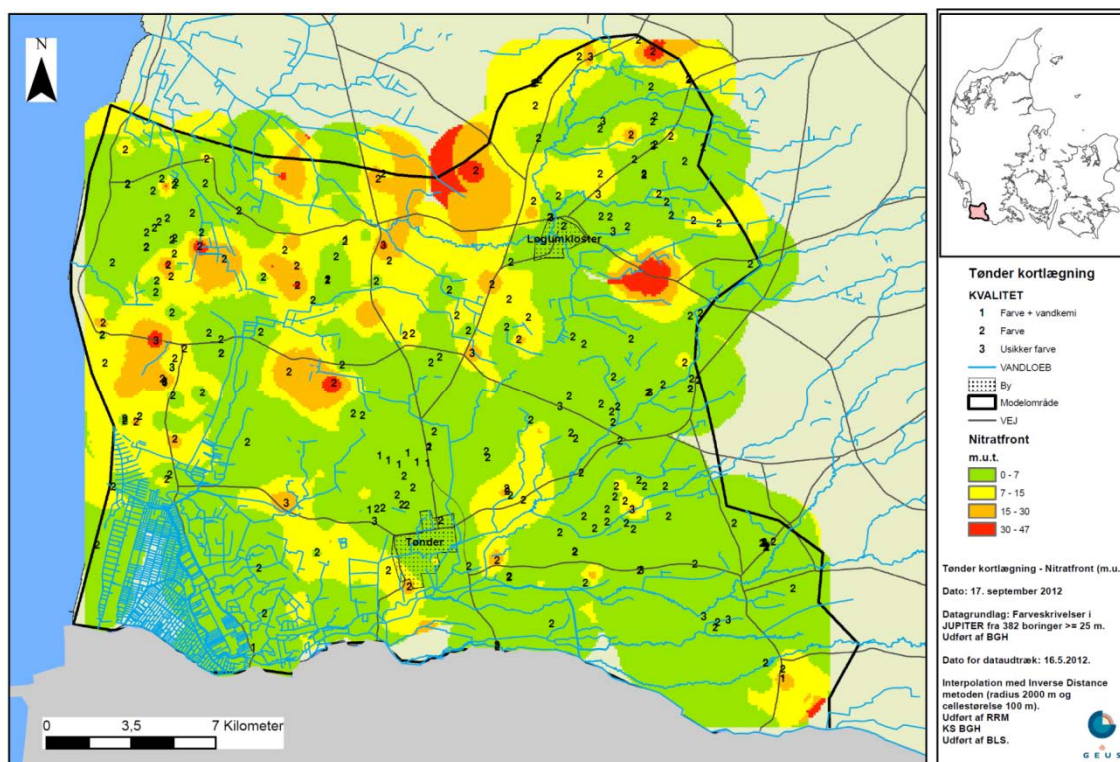
Figur 8.25. Interpoleret dybeste redoxgrænse (m.u.t.) fra 382 borer inden for modelområdet. Datapunkter er vist med sort cirkel.

Kvaliteten af farvebeskrivelserne kan være svingende, hvilket dels skyldes at formålet med borerne og beskrivelserne har været forskellige fra boring til boring, dels at farvebestemmelsen er subjektiv. Flere af de yngste undersøgelsesboringer er beskrevet med den mere objektive Munsell farvekode. Ofte ses det på farvebeskrivelserne at oprindeligt reducerede prøver er iltede inden prøverne er beskrevet af GEUS. Derfor tillægges brøndborens (og boringstilsynet ved undersøgelsesboringer) større vægt end GEUS' farvebestemmelse, som kan være foretaget flere år efter at prøven er udtaget.

Til vurdering af sikkerheden på redoxgrænsen er benyttet følgende skala (se figur 8.26):

- | | |
|-------------------------------------|-----------------------|
| 1: Farve + verificeret med vandkemi | (særlig god kvalitet) |
| 2: Farve | (god kvalitet) |
| 3: Usikker farvebestemmelse | (dårlig kvalitet) |

Skala 3 "Usikker farvebestemmelse" er brugt i de tilfælde hvor der kan være tvivl om farven indikerer iltet eller reduceret miljø, f.eks. hvor farven er beskrevet som olivengrå. Det fremgår af figur 8.26 at data for redoxgrænsen har en særlig god kvalitet i området nord for Tønder hvor der i borerne med farveskrivelser også er vandkemiske data, som kan verificere tolkningen af redoxmiljøet. De fleste steder har data en god kvalitet.



Figur 8.26. Interpoleret dybeste redoxgrænse (m.u.t.) fra 382 borer inden for modelområdet. Datasikkerheden fremgår som beskrevet i teksten.

Lerdæklagstykkelse

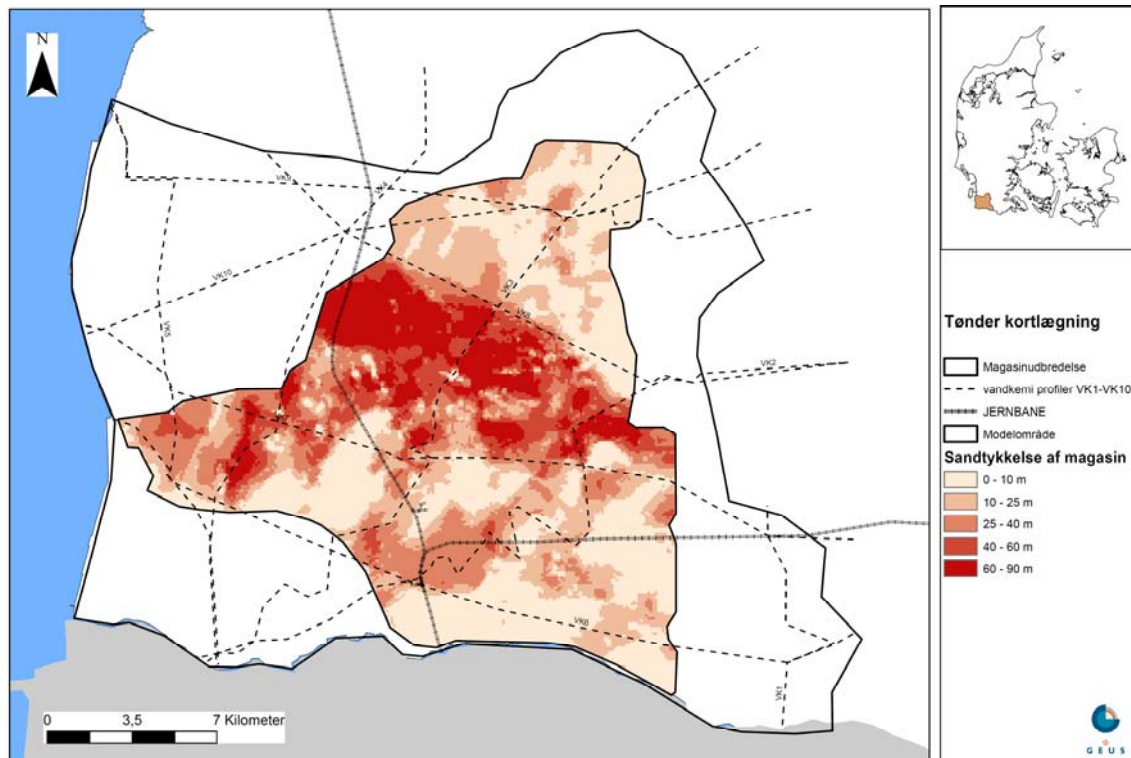
Dæklagenes lithologi, sammenhæng og mægtighed varierer. Dæklag er i princippet alle lag der ligger over grundvandsmagasinerne, det vil sige både ler- og sanddominerede aflejringer. Det er dog kun de reducerede dæklag der kan beskytte grundvandsmagasinerne mod nitratforurening. Dæklagene omfatter både lag i den umættede zone og i den mættede zone. Til hvilken dybde dæklagene skal opgøres, afhænger af i hvilken dybde grundvandsressourcen er beliggende.

Tykkelsen af lerdæklagene har i væsentlige områder af Danmark en positiv indflydelse på beskyttelse af grundvandet mod nitratforurening. Dæklagenes tykkelse opdeles i <5m, 5-15m og >15 m i Zoneringsvejledningen (MST, 2000) og i tabel 8.1. Beskyttelsen fra dæklagene afhænger ikke kun af tykkelsen, men også af nitratreduktionskapaciteten der er afhængig af det specifikke indhold af nitratreducerende stoffer samt af hvor sammenhængende dæklagene er.

Lertykkelsen af dæklagene er beregnet i området hvor sikkerheden på den geologiske model er størst, dvs. i området der er dækket af SkyTEM-data (se Jørgensen m.fl., 2014). Her er først det primære grundvandsmagasin defineret som det magasin, hvor den nuværende indvinding foregår fra, nemlig sandede kvartære aflejringer i det glacialtektoniske kompleks. Bestemmelse af lerdæklagstykkelsen forudsætter at det primære magasin først defineres.

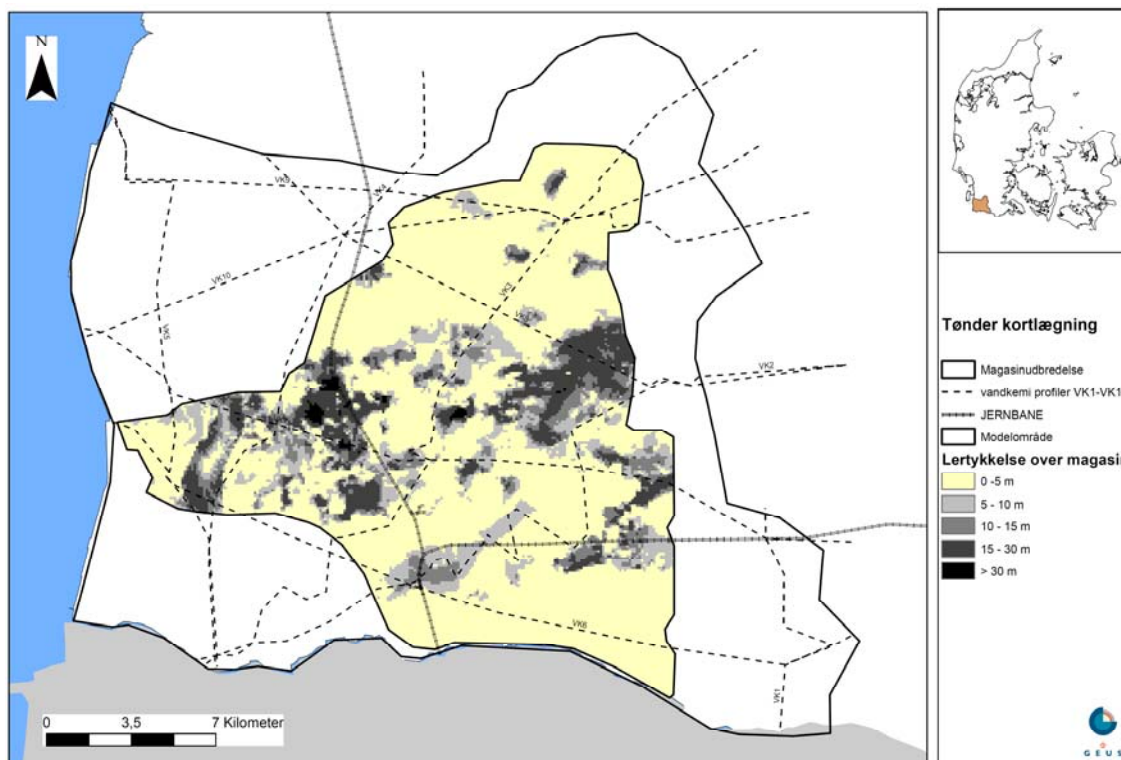
Beskrivelse af modelleringen af flader for det primære magasin og beregningen af lerdæklagstykkelse kan findes i Orbicon (2013a & b).

Tykkelsen af sandlagene, som udgør det primære magasin inden for det SkyTEM-kortlagte område, fremgår af figur 8.27. Disse har størst mægtighed i den centrale del af området i bakkeøerne og over de begravede dale.



Figur 8.27. Tykkelse af sandlag som vurderes at udgøre det primære magasin inden for det SkyTEM-kortlagte område.

Lerdæklagenes tykkelse over dette primære magasin fremgår af figur 8.28. Dæklagenes har størst mægtighed i de centrale områder hvor også mægtigheden af det primære magasin er størst.

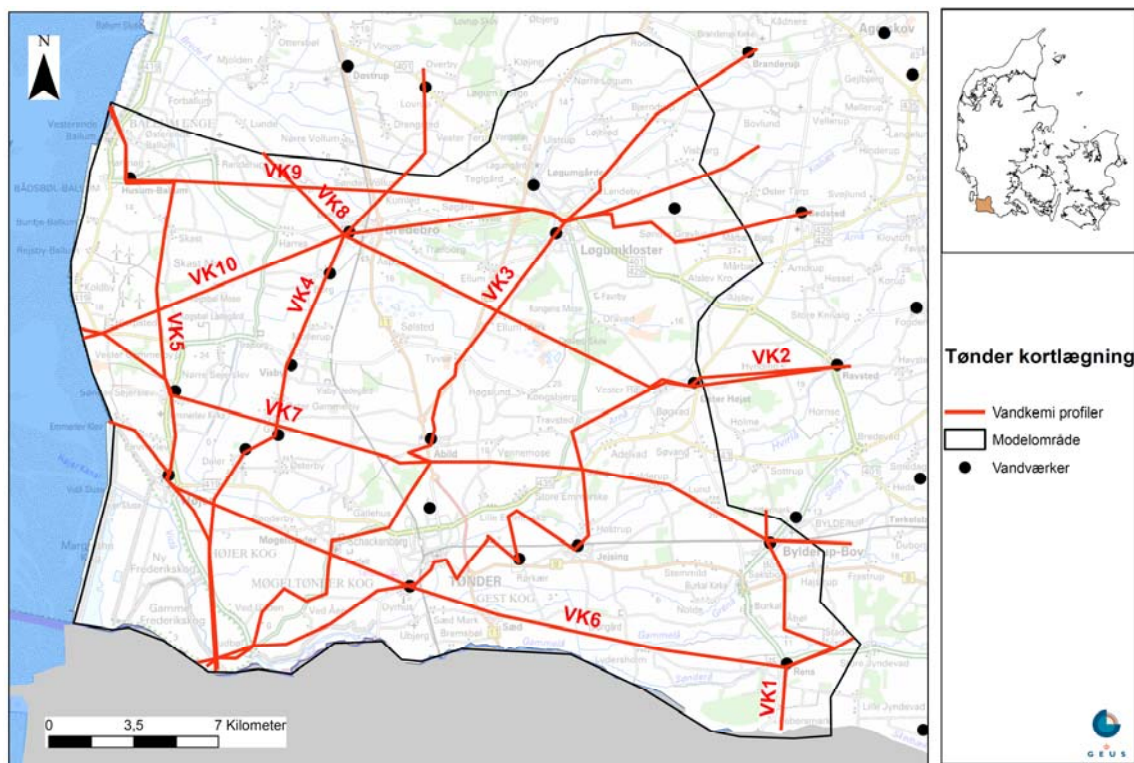


Figur 8.28. Tykkelse af lerdæklag over det primære magasin (sandlagene) inden for det SkyTEM-kortlagte område.

Uden for det SkyTEM-kortlagte område er lertykkelse for indvindingsoplandene til de almindelige vandværker vurderet på baggrund af borningsoplysninger i indvindingsboringerne og den opstillede 3D geologiske model for området (Jørgensen m.fl., 2014).

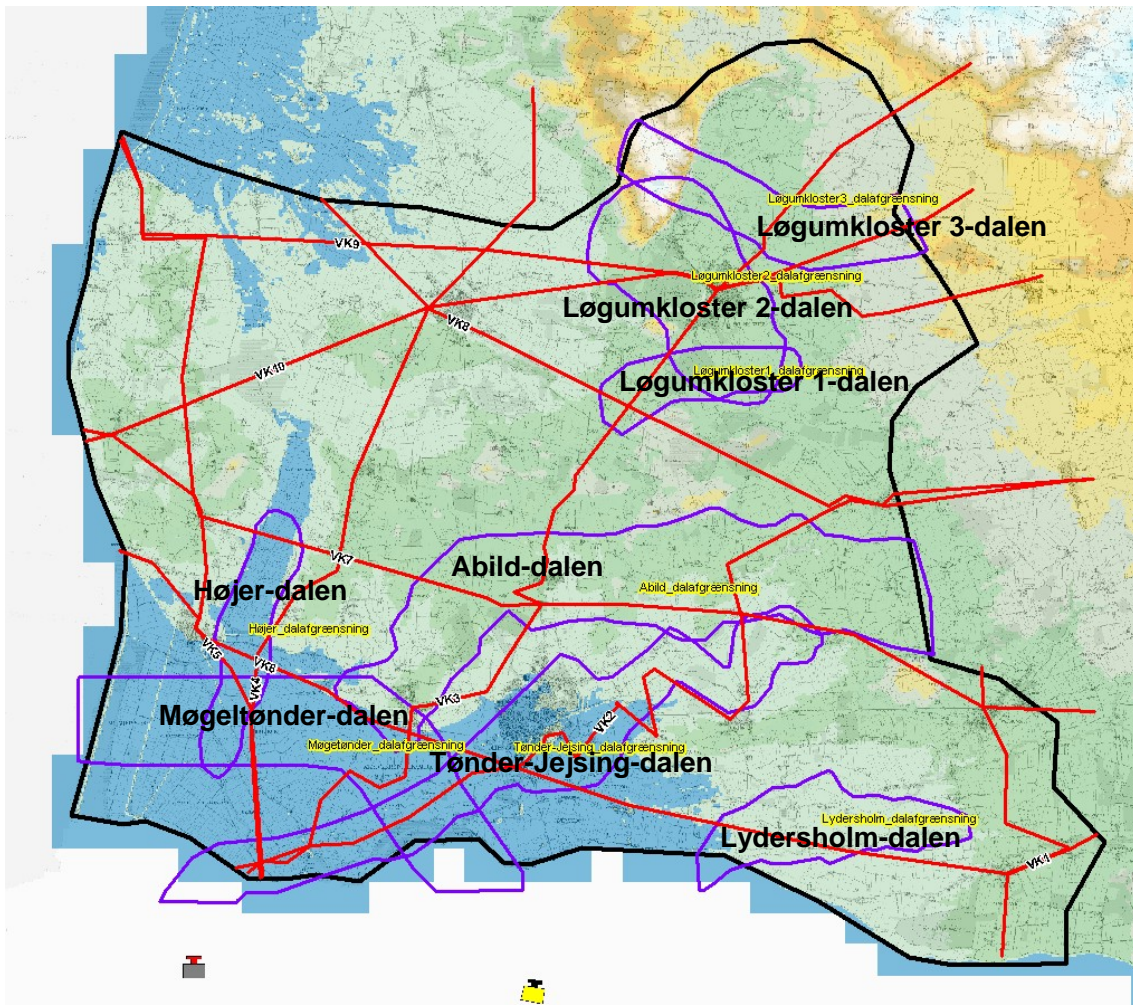
8.4 Profilsnit med sårbarhedsvurdering

Vurdering af de primære magasiners nitratsårbarhed gennemgås langs 10 udvalgte hydrogeokemiske profilsnit, hvor VK1-VK5 går i nord-sydlig retning, mens VK6-VK10 går i vest-østlig retning (se figur 8.29 og bilag 2).



Figur 8.29. Geografisk placering af 10 hydro-geokemiske profilsnit, VK1-VK5 går i nord-sydlig retning, mens VK6-VK10 går i vest-østlig retning.

I figur 8.30 ses beliggenheden af de 10 profilsnit i forhold til de begravede dale i modelområdet. Profilsnittene er placeret så de enten går på langs eller på tværs af de begravede dale og samtidig går igennem boringer med vandkemiske data inklusiv aktive vandværksboringer.



Figur 8.30. Geografisk placering af 10 hydro-geokemiske profilsnit, VK1-VK5 går i nord-sydlig retning, mens VK6-VK10 går i vest-østlig retning i forhold til beliggenheden af begravede dale vist med lilla omrids. Profilerne fremgår også af figur 8.29.

Profil VK1

Profilen går fra Rens Vandværk i syd til Bylderup Bov Svineslagteri i nord i den østlige del af modelområdet. Langs profilen udgøres de øverste aflejringer af hedesletten aflejret på kvartære glacialtektonisk forstyrrede aflejringer. Dog er der ved Bylderup Bov identificeret og modelleret et mere sammenhængende morænelerlag. De tertiære aflejringer findes i en dybde af omtrent kote -30 m. Nitratfronten når dybest ned i de kvartære og postglaciale aflejringer ved Rens til ca. 25 m.u.t. Der er fundet nitratholdigt grundvand i hedesletten og i de kvartære aflejringer ved Rens (op til ca. 50 mg/l). Der er ved Rens Vandværk i 2001 fundet Bentazon over grænseværdien i to, nu sløjfede, boringer (DGU numre: 167.525 og 167.536).

Det øverste grundvandsmagasin i hedesletten samt de glacialt forstyrrede kvartære aflejringer vurderes overalt i profilen at have stor nitratsårbarhed.

Profil VK2

Profilen går fra grænsen ved Rudbøl i sydvest over Tønder til Ravsted i nordøst. På profilen ses flere begravede dale: Profilen går langs Tønder-Jeysing-dalen og på tværs af Møgeltønderdalen og Abild-dalen. I den sydvestlige del af profilen består den øverste del af lagserien af postglaciale aflejringer i Tøndermarsken underlejret af 2 hedesletter adskilt af marine lerlag fra den mellemliggende interglaciale Eem periode. Mod nordvest i profilen ses en vekslen mellem hedesletteaflejringer og kvartære aflejringer præget af glacialtektonik.

Ved profilen ligger vandværkerne: Rørkjær-Jeysing-Kipkærvej, Rørkjær-Jeysing-Kærvej og Øster Højst Vandværk. Desuden ses en af markvandingsboringerne ved Schackenborg. Der er fundet nitrat i hedeslettesandet flere steder (op til 157 mg/l). Nitratfronten ligger generelt i hedesletteaflejringerne, men når ned i de forstyrrede kvartære aflejringer ved vandværket ved Rørkjær-Jeysing-Kipkærvej, og ned i de øvre lag i Abild-dalen. Pesticiderne er trængt dybere ned i aflejringerne end nitraten, og er truffet flere steder i reduceret grundvand af vandtype C. Dette gælder flere steder i hedesletteaflejringer, ved indvindingsboringerne ved vandværkerne Rørkjær-Jeysing samt i nu sløjfede boringer ved Øster Højst Vandværk.

Det definerede primære magasin langs profilen vurderes at have nogen nitratsårbarhed de steder hvor magasinet er beskyttet af mere end 5 m interglacialt Eem ler. Det primære magasin vurderes at have stor nitratsårbarhed der hvor de beskyttende lerlag er mindre end eller lig 5 meter.

Profil VK3

Profilen går i retning sydvest-nordøst af undersøgelsesområdet og starter samme sted som VK2 nemlig ved Rudbøl i sydvest. Derefter går profilen over Schackenborg, nordvest om Tønder, videre til Abild, Løgumkloster og ender i nordøst ved Branderup. På profilen ses flere begravede dale: Møgeltønder-dalen, Abild-dalen og de knap så markante begravede dale Løgumkloster 1 & 2. De overfladenære jordlag består af hedesletteaflejringer i sydvest og i nordøst, mens midterstykket består af de glacialtektonisk deformerede kvartære aflejringer.

Langs profilen fra sydøst til nordvest træffes det nedlagte Møgeltønder Vandværk, Tønder Vandværk, Abild Vandværk og Løgumkloster Vandværk i nordøst. Desuden forefindes de nu nedlagte overvågningsboringer ved GRUMO området Abild centralt i området ved den begravede Abild-dal.

Nitratfronten ligger langs profilen i hedesletteaflejringerne, men når også ned i de glacialtektonisk forstyrrede kvartære aflejringer ved det nedlagte Møgeltønder Vandværk (ca. 25 m.u.t) og lige nord for Tyvse (nordøst for boring med DGU nr. 158.605). I forhold til det primære magasin er der kun fund af nitrat i den sydvestlige ende ved Møgeltønder vandværk.

I de forstyrrede kvartære aflejringer i den begravede Abild-dal er der mange fund af en række pesticider ned til ca. 30 m.u.t. Pesticidfundene knytter sig til de sløjfede boringer ved Møgeltønder Vandværk, Tønder Vandværk, Abild Vandværk og overvågningsboringer i GRUMO-området ved Abild og er fundet ned til 30 m.u.t. På nær ved de nedlagte boringer

ved Møgeltønder Vandværk er pesticidfundene i reduceret nitratfrit grundvand af vandtype C. I flere af disse borer er der et relativt højt sulfatindhold (70-80 mg/l) og samtidig et statistisk signifikant stigende indhold. Dette skyldes sandsynligvis pyritoxidation med nitrat i øvre jordlag og indikerer sårbarhed over for nitrat.

De primære grundvandsmagasiner i sydvest og i nordøst med tynde dæklag vurderes at have stor nitratsårbarhed, mens magasinet i det centrale område ved Abild-dalen vurderes at have nogen nitratsårbarhed.

VK4

Profilen starter som VK2 og VK3 ved Rudbøl ved grænsen i syd og løber i nordlig retning over Daler, Visby, Bredebro og ender i nord ved Lovrup. I den sydlige del af profilen krydser de begravede Tønder-Jeysing-dalen, Møgeltønder-dalen og Højer-dalen, som her alle ligger under postglaciale aflejringer og hedeslettesand ved marsken. Området nord for marsken består af de forstyrrede kvartære aflejringer. Helt mod nord ses hedesletteaflejringer igen i de øvre jordlag.

Langs profilen træffes flere mindre vandværker: Daler Vandværk, Østerby-Gærup Vandværk, Visby Vandværk, Borg Vandværk og Bredebro Vandværk i nord. Der indvindes nitratholdigt grundvand ved Visby Vandværk. Nitrat er også fundet i sløjfede borer ved Bredebro Vandværk hvor nitratfronten når ned i en maksimal dybde på ca. 27 m.u.t. I de nitratholdige borer fra disse to vandværker er der også fundet pesticider. Der er ved Daler Vandværk relativ høje sulfatindhold (op til ca. 120 mg/l) og i en aktiv indvindingsborer (DGU nr. 166.603) er indholdet statistisk signifikant stigende.

Det primære grundvandsmagasin med et dæklag på mere end 5 meter vurderes at have nogen nitratsårbarhed, mens grundvandsmagasinet vurderes at have stor nitratsårbarhed de steder hvor dæklaget er mindre end eller lig 5 meter.

VK5

Profilen har samme udgangspunkt i syd (grænsen ved Rudbøl) som VK2-VK4. Profilen forløber i nordlig retning over marsken, Højer, Emmerlev, Husum-Ballum og Ballum ved vestkysten. I den sydlige del af profilen findes de tre begravede dale: Tønder-Jeysing-dalen, Møgeltønder-dalen og Højer dalen. Over de begravede dale ligger postglaciale aflejringer og hedeslettesand ved marsken. Området nord for marsken består af glacialt forstyrrede kvartære aflejringer. Helt mod nord mødes hedesletteaflejringerne igen i de øvre jordlag.

Der er flere vandværker langs profilen: Højer Vandværk, Sdr. Sejerslev Vandværk og helt mod nord Ballum Vandværk. I området mellem Højer og Emmerlev Kirke er både nitrat og pesticider trængt dybt ned i de forstyrrede kvartære aflejringer. Der er fund af pesticider i aktive og sløjfede borer ved både Højer og Sdr. Sejerslev Vandværker. Nitratfronten når ned i relativ stor dybde (ca. 45 m.u.t.) ved Emmerlev nord for Højer hvor der ved seneste analyse er fundet op til 67 mg/l nitrat. Nitratfronten har generelt et fluktuerende forløb i de glacialt forstyrrede aflejringer med vekslende ler- og sandlag.

Det primære grundvandsmagasin inden for profilet har stor nitratsårbarhed på grund af manglende dæklag og forekomst af nitrat. Dog vurderes magasinet at have nogen nitratsårbarhed i grænseområder på grund af en vis beskyttelse fra lerdæklag.

VK6

Det sydlige ca. 33 km lange profil har en vest-østlig retning og går fra Emmerlev ved Vesterhavet over Højer, Møgeltønder, Sæd til Rens i øst. Der er i profilets vestlige del flere begravede dale: Højer-dalen, Møgeltønder-dalen, Abild-dalen og Tønder-Jejsing-dalen. Mod øst ligger den begravede Lydersholm-dal. De overfladenære jordlag består af glacialt forstyrrede kvartære aflejringer i den vestlige del. Over den begravede Højer-dal og vest for Schackenborg består de overfladenære aflejringer af postglaciale aflejringer og hedeslette-sand.

Der er langs profilet to vandværker: Højer Vandværk i vest og Rens Vandværk i øst.

Generelt befinder nitratfronten sig i hedeslette-sandet, men den når ned i de kvartære aflejringer under hedesletten ved Rens Vandværk og ved Højer Vandværk til maksimalt ca. 27 m.u.t. Her er der også fundet pesticider. I undersøgelsesboringen (DGU nr. 166.761) er der i de to øverste filtre (18-20 og 38-40 m.u.t.) placeret i det primære magasin i Møgeltønder-dalen ikke fundet nitrat, men et relativt højt sulfatindhold på omkring 85 mg/l og et relativt højt forvittringsindex på ca. 1,7. Dette indikerer en sårbarhed over for nitrat.

Nitratsårbarheden af det primære magasin er stor ved Højer, ved den begravede Møgeltønder-dal og i det vestlige hedesletteområde, hvor beskyttelse fra dæklagene er ringe og nitrat samt pesticider er fundet i grundvandet. Det primære grundvandsmagasin vurderes at have nogen nitratsårbarhed ved den begravede Højer-dal og Tønder-Jejsing-dalen på grund af en vis beskyttelse fra de marine Eem aflejringer.

VK7

Profilet, der er ca. 32 km langt, ligger lidt nordligere end VK6 og løber fra Hjørpsted ved Vesterhavet over Gærup, Abild, Solderup til Bylderup-Bov mod øst. Den begravede Højer-dal gennemskæres i den vestlige del af profilet. I mere østlig retning gennemskærer profilet den begravede Abild-dal på langs samt den nordlige ende af Tønder-Jejsing-dalen. De overfladenære aflejringer langs profilet udgøres af de glacialtektonisk forstyrrede aflejringer og af hedesletteaflejringer.

Sdr. Sejerslev Vandværk ligger i den vestlige ende af profilet mens flere af Tønder Vandværks indvindingsboringer ligger centralt i den begravede Abild-dal.

Nitratfronten ligger generelt i hedesletteaflejringerne og når også ned i de forstyrrede aflejringer med størst nedtrængningsdybde ved Solvig (ca. 20 m.u.t.), hvor der er fundet nitrat-holdigt grundvand af vandtype A. Ved indvindingsboringerne ved Tønder Vandværk indvindes der reduceret nitratfrit grundvand af vandtype C. Dog er der i et par af boringerne (DGU numre: 166.470 og 166.467) et forhøjet og statistisk signifikant stigende sulfatindhold. I tre andre indvindingsboringer er der fund af pesticider ned til en dybde af 46 m.u.t. I en af de aktive boringer ved Sdr. Sejerslev Vandværk er der ligeledes fund af pesticider (BAM) i et filter i 25-37 m.u.t. i boringen med DGU nr. 158.818.

Det primære magasin vurderes at have nogen nitratsårbarhed, hvor der er en vis beskyttelse fra lerdæklag f.eks. ved Højer-dalen og i nordenden af Tønder-Jejsing-dalen. Magasinet har stor nitratsårbarhed der hvor dæklagene er tynde og usammenhængende, hvilket er tilfældet flere steder i Abild-dalen. Her er der også i det primære magasin fundet nitratholdigt grundvand ved Solvig i boringen med DGU nr. 167.1252.

VK8

Profilen ligger en smule nordligere end VK7 og strækker sig fra vest fra Randerup over Bredebro, Øster Højst til Ravsted i øst. Centralt i profilen findes den begravede Løgumkloster dal. De overfladenære jordlag er hovedsagelig hedesletteaflejringer og glacialtektonisk forstyrrede aflejringer. I området ved Draved Skov består disse af en større sekvens af moræneler.

I den vestlige del af profilen ligger Bredebro Vandværk, mens Øster Højst Vandværk ligger mod øst.

Nitratfronten ligger overfladenært hvor lerdæklagene er relativt tykke, mens nitraten er trængt ned i hedesletteaflejringer og længere ned i de sanddominerede kvartære aflejringer ved det glacialtektoniske kompleks i den vestlige ende af profilen fra Åspe ved Bredebro. Undersøgelsen, udført af NIRAS for Sønderjyllands Amt (Bay m.fl., 2004), viste at der omkring en indvindingsboring ved Bredebro Vandværk er forceret omsætning af reduktionskapacitet for nitrat i nærzonen af kildepladsen, hvilket har resulteret i en sænkningstragt på redoxgrænsen (se figur 3.3).

En del af det primære magasin ved den større sekvens af moræneler ved Draved Skov i den østlige del af profilen vurderes at have nogen nitratsårbarhed. I den resterende del af det primære magasin langs profilen er nitratsårbarheden overvejende stor pga. tynde dæklag og specielt pga. forekomst af nitratholdigt grundvand ved det glacialtektoniske kompleks omkring Bredebro Vandværk.

VK9

Det ca. 30 km lange profil ligger nordligere end VK8 og løber fra Ballum ved Vesterhavet over Husum-Ballum, nord om Bredebro videre til Løgumkloster, og ender i øst ved Bedsted. Profilen krydser den begravede dal Løgumkloster 2. De øvre jordlag langs profilen består af hedesletteaflejringer og glacialtektonisk forstyrrede aflejringer.

I den vestlige ende af profilen ligger Ballum Vandværk.

Der er enkelte steder fundet nitrat i grundvandet i hedesletten, men ikke i de underliggende kvartære aflejringer. Der er dog fund af pesticider enkelte steder heri med de dybeste fund ved Ballum Vandværk ca. 40 m.u.t. Generelt er der en dårlig beskyttelse af grundvandsmagasinerne langs profilen i de kvartære aflejringer pga. tynde dæklag. Nitratfronten ses at ligge forholdsvis dybt, ned til 30 m.u.t. centralt på profilen.

Det primære grundvandmagasin vurderes at have stor nitratsårbarhed, dog er der et enkelt lokalt område ved Søgård øst for Bredebro hvor magasinet har nogen nitratsårbarhed pga. et lokalt tykkere lerdæklag.

VK10

Det ca. 27 km lange profil ligger nordligt i undersøgelsesområdet, krydser VK9 ved Løgumkloster og har en sydvest nordøstlig orientering. Profilet går fra Hjerpsted i vest over Bredebro, Løgumkloster og ender i øst ved Bovlund. Profilet gennemskærer den begravede Løgumkloster 2 dal. Der er langs profilet i de øvre jordlag hedesletteaflejringer og glacial-tektonisk forstyrrede aflejringer.

Bredebro Vandværk ligger centralt i profilet.

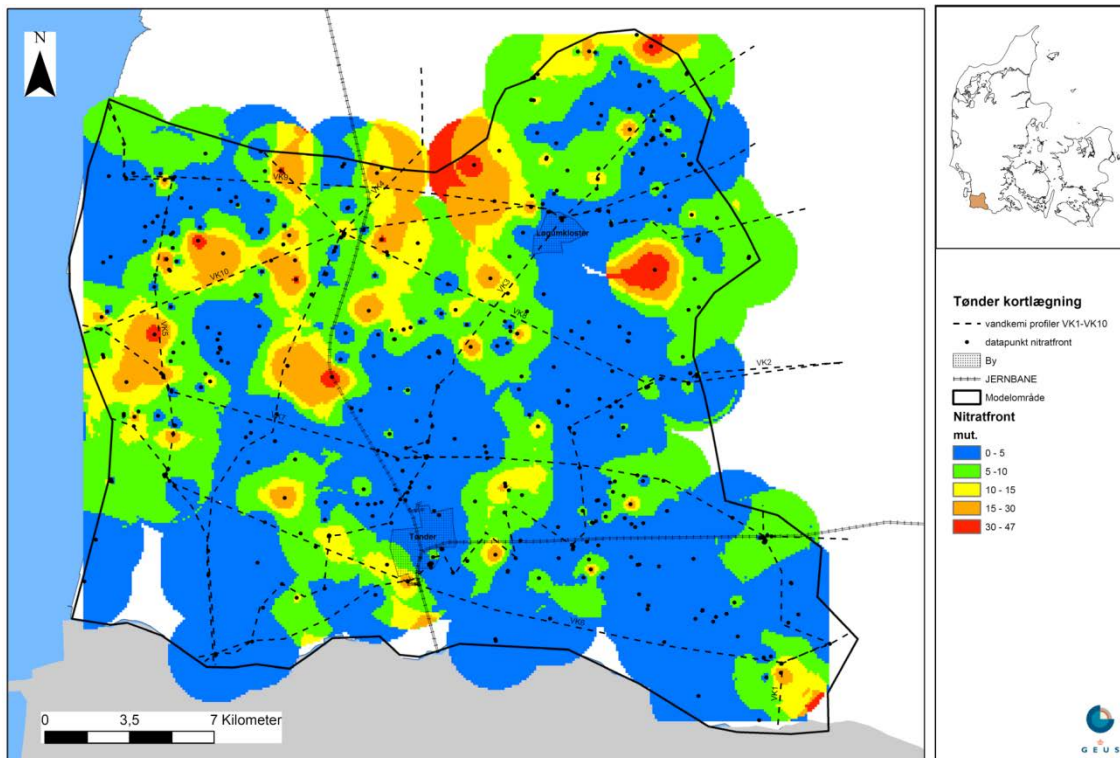
Øst for Løgumkloster befinder nitratfronten sig i hedesletteaflejringerne, mens fronten ligger dybere i de forstyrrede aflejringer vest for Løgumkloster, hvilket bygger på dyb beliggenhed af nitratfronten og fund af nitrat ved indvindingsboringerne ved Bredebro Vandværk som beskrevet under profil VK8. Der er fundet pesticider i det kvartære grundvandmagasin ved Løgumkloster (boring med DGU nr. 159.1187) og ved de sløjfede boringer ved Bredebro Vandværk.

Det primære grundvandmagasin vurderes at have stor nitratsårbarhed pga. tynde dæklag og en relativ dybtliggende nitratfront. Dog er der et enkelt lokalt område ved Søgård øst for Bredebro, hvor magasinet har nogen nitratsårbarhed pga. tykkere dæklag.

8.5 Grundvandsmagasinerne nitratsårbarhed

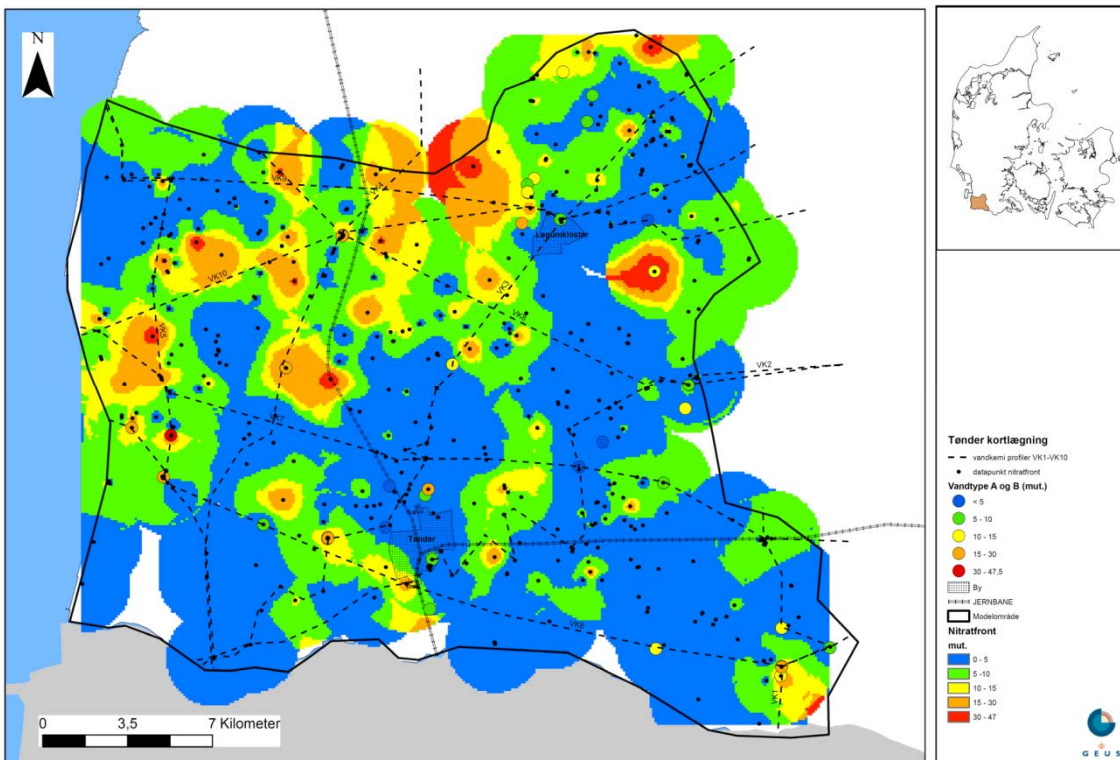
Dette afsnit redegør for den geografiske vurdering af grundvandsmagasinerne nitratsårbarhed i modelområdet. Dette foregår i en successiv proces ved at sammentolke forskellige GIS-flader som indgår i vurderingen (vist i figur 8.31 til 8.35), og samtidig inddrage viden om 1) den rumlige og tidslige variation i grundvandsressourcens kvalitet fra afsnit 8.2, 2) hydro-geologiske forhold fra afsnit 8.4 og 3) hydro-geokemisk viden fra 2D profilsnittene med sårbarhedsvurdering i afsnit 8.5.

Figur 8.31 viser den interpolerede redoxgrænse i meter under terræn hvor dybdeinddelingen delvis bygger på inddelingen af lerdæklagtykkelser fra Zoneringsvejledningen (se tabel 8.1).



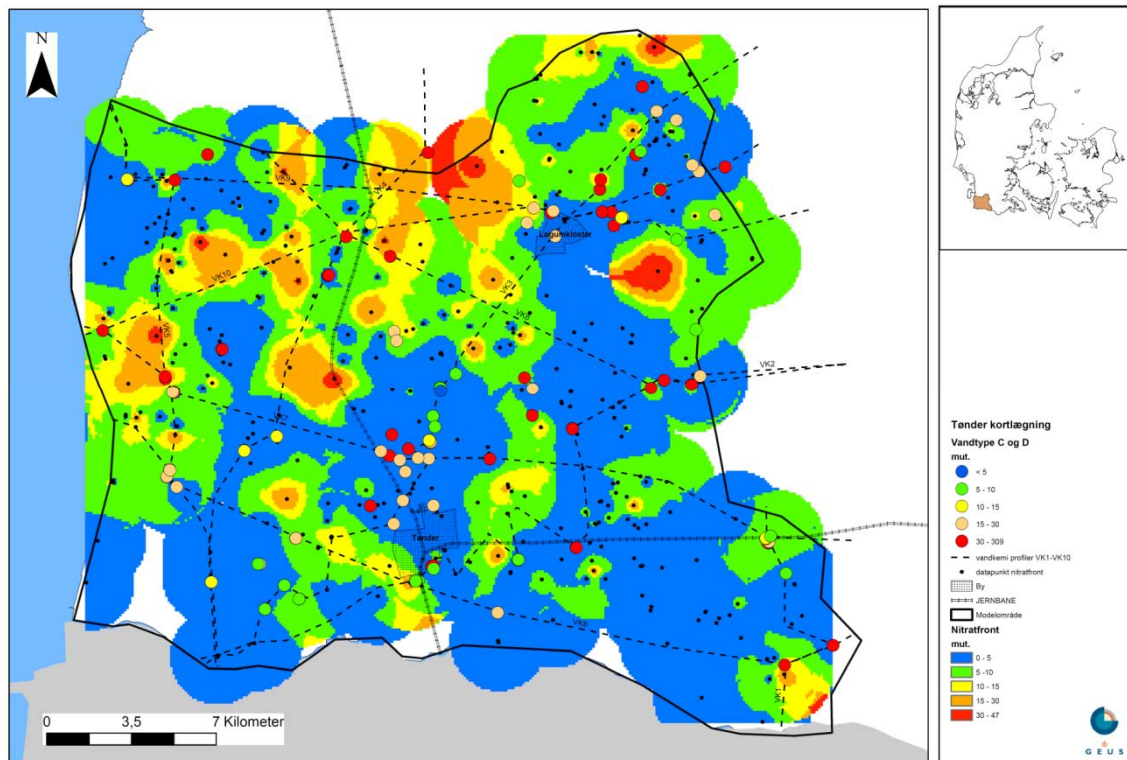
Figur 8.31. Interpoleret dybeste redoxgrænse (m.u.t.). Datapunkter er vist med sort prik som i figur 8.25, men med en anden dybdeintervalinddeling.

I figur 8.32 er der sket en sammenstilling af dybden af redoxgrænsen med dybden til forekomst af nitratholdigt grundvand (vandtype A og B). Det ses at der enkelte steder er fundet nitrat under redoxgrænsen. Dette skyldes sandsynligvis usikkerhed på den tolkede og interpolerede redoxgrænse.



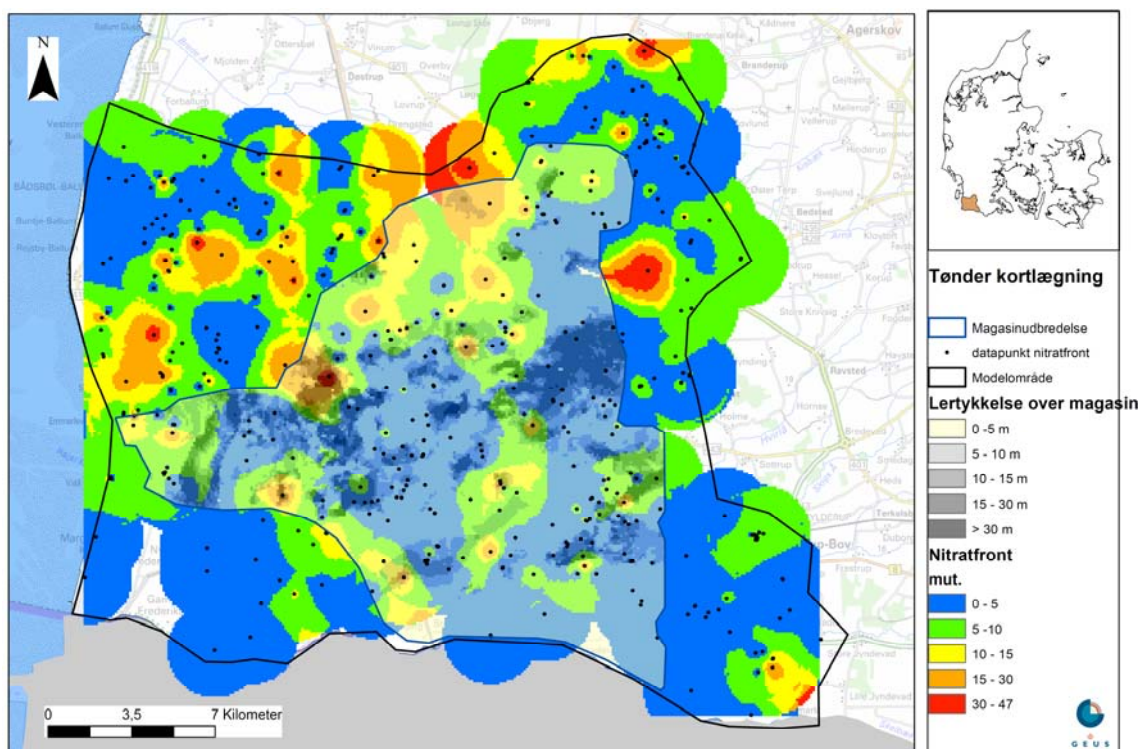
Figur 8.32. Sammenstilling af 1) dybde af nitratfront og 2) dybde af forekomst af nitratholdigt grundvand (vandtype A og B). Datapunkter er vist med sort prik. Inddelingen af dybdeintervaller for vandanalyserne og dæklagstykkelser er den samme.

Dybden til redoxgrænsen og dybden til forekomst af nitratfrit grundvand (vandtype C og D) er sammenstillet i figur 8.33. Forekomst af nitratfrit grundvand over redoxgrænsen vil enten tyde på usikkerhed i den interpolerede redoxgrænse, eller at der findes flere redoxgrænser i samme område pga. heterogen geologi. Det ses at der i alle analyserede indtag er fundet nitratfrit grundvand dybere end den interpolerede redoxgrænse.



Figur 8.33. Sammenstilling af 1) dybde af nitratfront og 2) dybde af forekomst af nitratfrit grundvand (vandtype C og D). Datapunkter er vist med sort prik. Inddelingen af dybdeintervaller for vandanalyserne og lerdæklagstykkelser er den samme.

I figur 8.34 ses en sammenstilling af 1) dybden til redoxgrænsen, 2) dybden af forekomst af nitratholdigt grundvand (vandtype A og B) og 3) lertykkelsen over det primære magasin. Generelt observeres en sammenhæng mellem højtliggende redoxgrænse og nitratfront samt forholdsvis tykke lerdæklag i centrale dele af området.



Figur 8.34. Sammenstilling af 1) dybde af nitratfront, 2) dybde af forekomst af nitratholdigt grundvand (vandtype A og B) og 3) lertykkelsen over det primære magasin. Datapunkter er vist med sort prik. Inddelingen af dybdeintervaller for vandanalyserne og lerdæklagstykker er den samme.

På figur 8.35 ses en sammenstilling af 1) dybde af nitratfront, 2) dybde af forekomst af nitratholdigt grundvand (vandtype A og B) og 3) den endelige geografiske vurdering af det primære magasinets nitratsårbarhed.

Det ses at det primære magasin inden for det SkyTEM-kortlagte område overalt har enten nogen eller stor nitratsårbarhed.

Som beskrevet er følgende kriterier lagt til grund for vurderingen af nitratsårbarheden af det primære magasin:

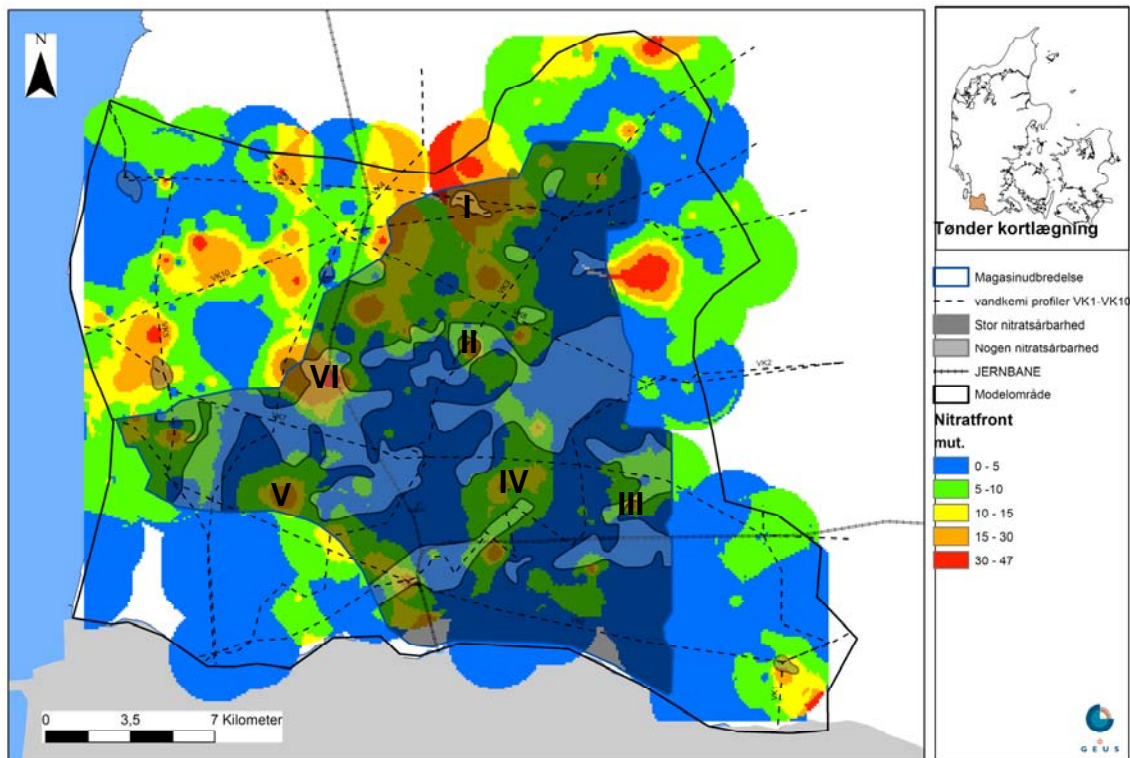
- *Stor nitratsårbarhed:*
 - ≤ 5 m reduceret ler
 - Nitratholdigt grundvand: vandtype A eller B
 - Nitratfront i magasin
- *Nogen nitratsårbarhed:*
 - > 5 og < 30 m reduceret ler
 - Svagt reduceret grundvand: vandtype C
 - » Ingen fund af nitrat i magasin
 - » Redoxgrænse over magasin
 - Stigende sulfat

Der er dog følgende undtagelser under vurderingen:

Område I, se figur 8.35: Den interpolerede redoxgrænse ligger her i magasinet. Det vurderes at usikkerheden på redoxgrænsen er større end lertykkelsesbestemmelsen, og magasinet er vurderet til at have nogen nitratsårbarhed.

Område II til V, se figur 8.35: Den interpolerede redoxgrænse ligger her i magasinet og en del af lerdæklagen er oxideret. Magasinet er vurderet til at have stor nitratsårbarhed.

Område VI, se figur 8.35: Redoxgrænsen ligger i magasinet. Der er fundet flere redoxgrænser over den dybeste. Magasinet er vurderet til at have nogen nitratsårbarhed.

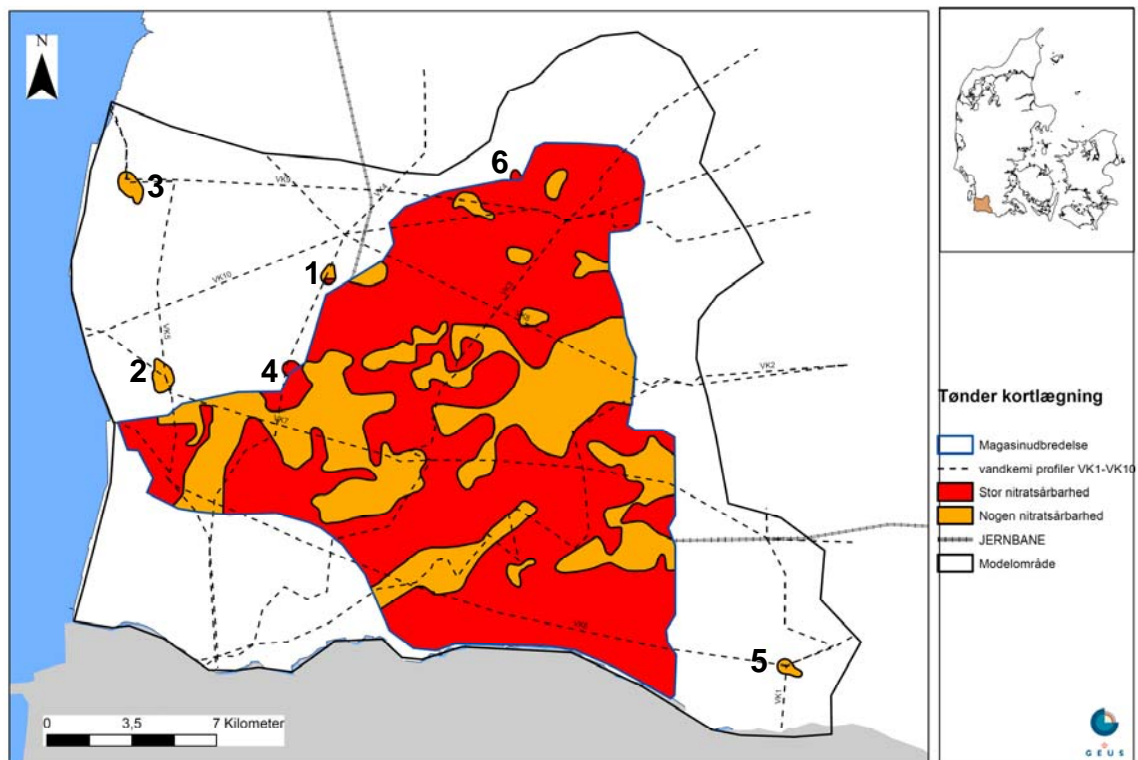


Figur 8.35. Sammenstilling af 1) dybde af nitratfront, 2) dybde af forekomst af nitratholdigt grundvand (vandtype A og B) og 3) vurderingen af det primære magasins nitratsårbarhed. Inddelingen af dybdeintervaller svarer til inddelingen i lerdæklagstykkelser.

I figur 8.36 er vist det primære magasins nitratsårbarhed i modelområdet samt magasinernes nitratsårbarhed for 6 vandværker som ligger uden for det SKYTEM-kortlagte område nemlig 1) Borg, 2) Sdr. Sejerslev, 3) Ballum, 4) Løgumgårde, 5) Rens og 6) Visby vandværker. Magasinernes sårbarhed for de 6 vandværker er vurderet inden for de modellerede indvindingsoplande (se modelrapport):

- 1) Borg vandværk: 2 aktive indvindingsboringer, indtag 39-45 m.u.t. i glacialtektonisk kompleks, vandtype C, sulfat ca. 70 mg/l, varierende lertykkelse, lertykkelse fra det SKYTEM-kortlagte område bruges til sårbarhedsudpegningen, nogen/stor sårbarhed.
- 2) Sdr. Sejerslev vandværk: 3 aktive indvindingsboringer, indtag 25-38 m.u.t. i glacialtektonisk kompleks, vandtype C, pesticidfund i en boring, lertykkelse > 5 og < 30 m ler, nogen sårbarhed.
- 3) Ballum vandværk: 2 aktive indvindingsboringer, indtag 41-47 m.u.t. i glacialtektonisk kompleks, vandtype C, pesticidfund i en boring, sulfat 80-90 mg/l, usammenhængende lerlag, få geologiske oplysninger, lertykkelse > 5 og < 30 m ler, nogen sårbarhed.

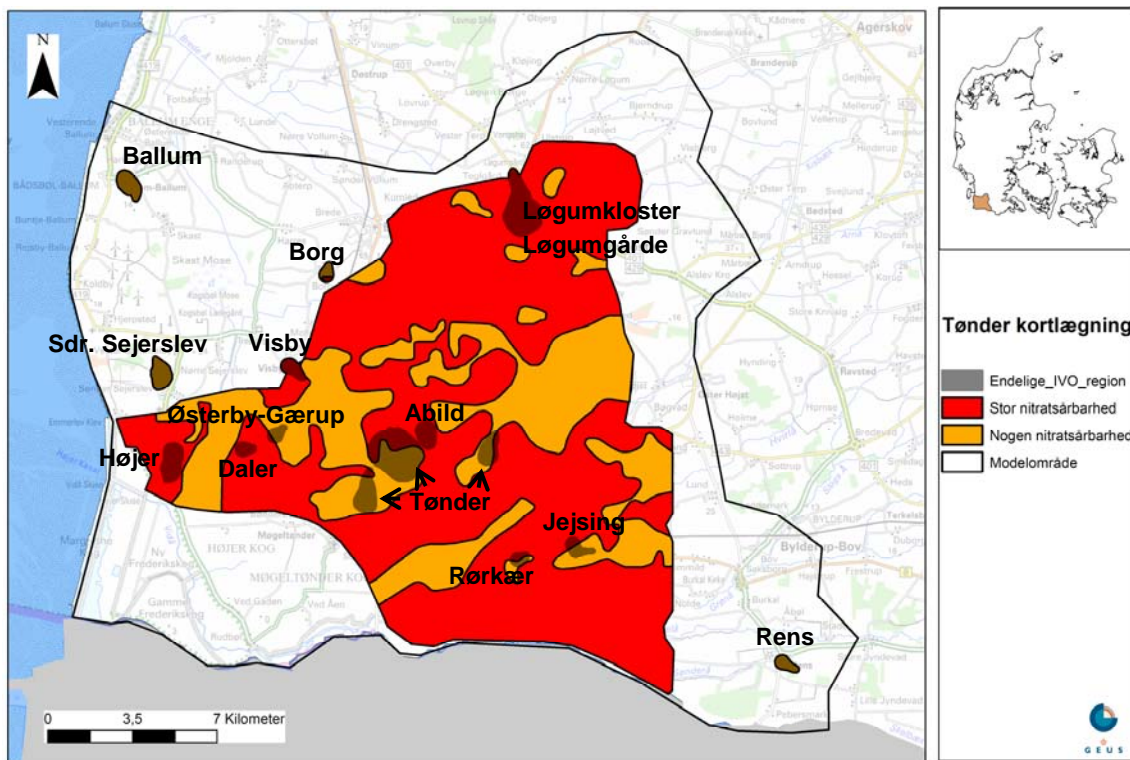
- 4) Løgumgårde vandværk: 1 indvindingsboring med filter 19-25 m.u.t. i glacialtektonisk kompleks, vandtype C, pesticidfund, lertykkelse ≤ 5 m, lille GVD område, resten af magasinet har stor sårbarhed.
- 5) Rens vandværk: 1 indvindingsboring med filter 51-57 m.u.t. i glacialtektonisk kompleks (i geologisk model er indtaget tolket til at sidde i miocænt lag!), vandtype D, usammenhængende lerlag, lertykkelse > 5 og < 30 m ler, nogen sårbarhed.
- 6) Visby vandværk: 2 indvindingsboringer, filtre 20-28 m.u.t., vandtype A, pesticidfund, nitratholdig, lertykkelse ≤ 5 m, stor sårbarhed.



Figur 8.36. Vurderingen af nitratsårbarheden inden for modelområdet, dels for det primære magasin inden for det SKYTEM-kortlagte område, dels for magasinerne for 6 vandværker (1-6, se forklaring ovenfor i teksten) uden for det SKYTEM-kortlagte område.

8.6 Nitratsårbarhed af magasinerne ved vandværkerne

I figur 8.37 er magasinernes nitratsårbarhed og de modelberegne indvindingsoplande fra Rasmussen & Sonnenborg (2015). Det ses at grundvandsmagasinerne ved vandværkerne er vurderet til at have enten stor eller nogen nitratsårbarhed.



Figur 8.37. Vurderingen af nitratsårbarheden inden for modelområdet. Med gråt er vist de modellerede indvindingsoplande for vandværkerne fra Rasmussen & Sonneborg (2015).

I tabel 8.4 er vist et overblik over grundvandsmagasinerne nitratsårbarhed ved vandværkerne samt udvalgte nøgleparametre, som ligger til grund for vurderingen.

Nr	Vandværk	Lertykkelse	Pesticidfund	Redoxforhold i magasin (profilsnit)	Sulfat	Sulfattrends	Vandtype	Partikelbane aldre (år) Grundvandsmodellen (min-max, middel, median)	Vurdering af nitratsårbarhed af grundvandsmagasin
1	Abild Vandværk	≤ 5 m	Ja Aktuel over grv.	Reduceret (VK3)	<0,2 – 100 mg/l		C/D	272-7069, 1108, 472	Stor
2	Daler Vandværk	≤ 5 m		Øvre del oxisk (VK4)	87 – 120 mg/l	Signifikant stigende	C	1-37, 10, 8	Stor
3	Højer Vandværk	≤ 5 m	Ja	Øvre del oxisk (VK5)	28 – 46 mg/l		C	3-22.087, 1217, 7	Stor
4	Løgumgårde Vandværk	≤ 5 m	Ja Aktuel over grv.	Øvre del oxisk	52 – 58 mg/l		C	2-753, 232, 10	Stor
5	Løgumkloster Vandværk	≤ 5 m	Ja	Reduceret (VK3)	27 – 48 mg/l		B/C	1-5706, 21, 7	Stor
6	Rørkær-Jejsing vandværk – Kipkærvej	≤ 5 m og > 5 & < 30 m (Eem)	Ja	Øvre del oxisk hvor dæklag er tynde (VK2)	62 – 80 mg/l		C	2-59, 10, 6	Nogen/stor
7	Rørkær-Jejsing Vandværk – Kærvej	≤ 5 m og > 5 & < 30 m (Eem)	Ja	Øvre del oxisk hvor dæklag er tynde (VK2)	30 – 44 mg/l		C	4-234, 18, 9	Nogen/stor
8	Tønder Vandværk (Tønder forsyning)	≤ 5 m og > 5 & < 30 m	Ja Aktuel over grv.	Reduceret (VK3, VK7)	25 – 97 mg/l	Flere indtag har et signifikant stigende indhold	C	25-811, 73, 61 1-76, 21, 19 12-5473, 81, 26 4-208, 32, 21 4-136, 22, 18 3-68, 17, 13	Nogen/stor
9	Visby Vandværk	≤ 5 m	Ja	Øvre del oxisk (VK4)	57 – 85 mg/l		A	2-48, 15, 12	Stor
10	Østerby-Gærup Vandværk	> 5 & < 30 m		Reduceret (VK4)	33 – 60 mg/l		C	2-209, 22, 9	Nogen
11	Rens Vandværk	> 5 & < 30 m		Øvre del oxisk (VK1, VK6)	11 – 14 mg/l		D	15-1150, 125, 29	Nogen
12	Borg Vandværk	≤ 5 m og > 5 & < 30 m		Reduceret (VK4)	56 – 73 mg/l		C	12-40, 21, 20	Nogen/stor
13	Ballum Vandværk	> 5 & < 30 m	Ja	Reduceret (VK5, VK9)	64 – 91 mg/l		C	7-368, 43, 31	Nogen
14	Sdr. Sejerslev Vandværk	> 5 & < 30 m	Ja	Øvre del oxisk (VK5, VK7)	58 – 68 mg/l		C	4-311, 40, 17	Nogen

Tabel 8.4. Overblik over vurdering af nitratsårbarhed af grundvandsmagasinerne ved vandværkerne samt udvalgte nøgleparametre. Partikelbane aldrene er fra Rasmussen & Sonnenborg (2015).

Grundvandsmodelleringen giver forholdsvis lave aldre ved alle vandværkerne uanset redox vandtype med middelværdier fra 10-43 år og medianværdier fra 6-31 år. Dog er der undtagelser herfra. Abild Vandværk og en af indvindingsboringerne ved Højer Vandværk indvinder grundvand med en relativ høj median partikelbanealder på henholdsvis 472 og 61 år. Ved 6 af indvindingsboringerne ligger middelværdien af partikelbanealdrene også relativt højt (op til 1217 år) hvilket er udtryk for at der forekommer enkelte partikelbaner med forholdsvis høj alder.

Vandværkerne, hvor grundvandsmodelleringen viser meget gammelt vand, indvinder alle reduceret grundvand af vandtype C eller D. Modsat viser grundvandsmodelleringen at vandværker som indvinder grundvand af vandtype A, B/C og med signifikant stigende sulfattrends alle indvinder relativt ungt grundvand.

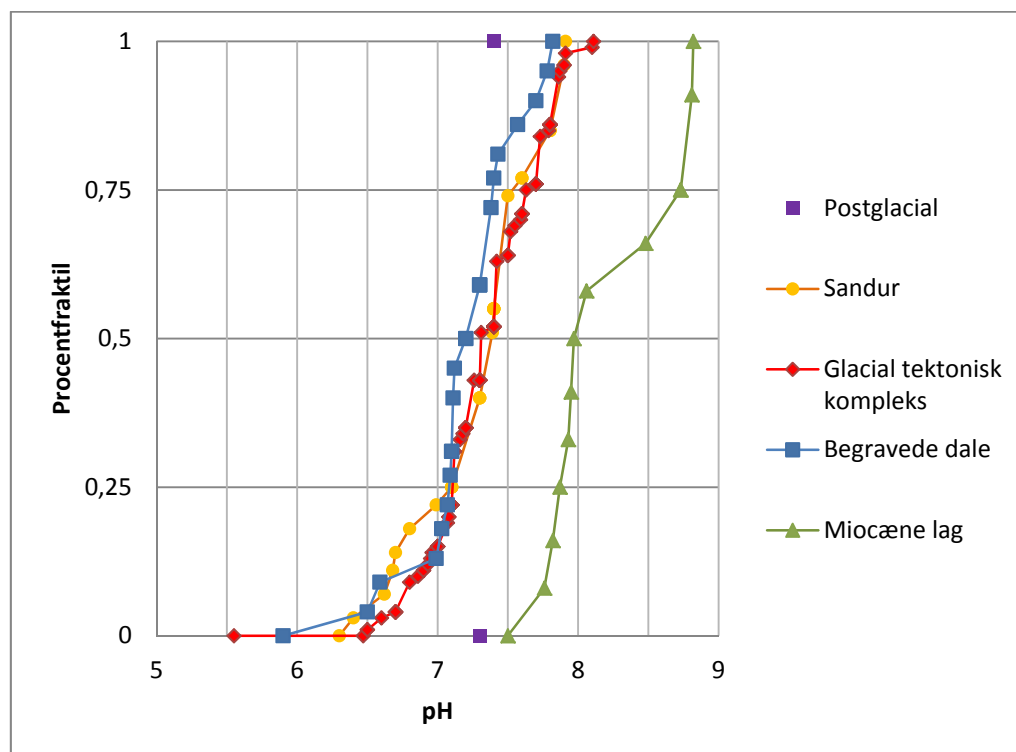
9. Kalkmætning og forsuring

Forsuringsgraden af grundvandet i de geologiske enheder i undersøgelsesområdet er gennemgået ved at fortolke målingerne af pH og aggressiv kulsyre samt fortolke de beregnede parametre hårdhed og kalkmætning estimeret med SI-indekset for calcit.

pH

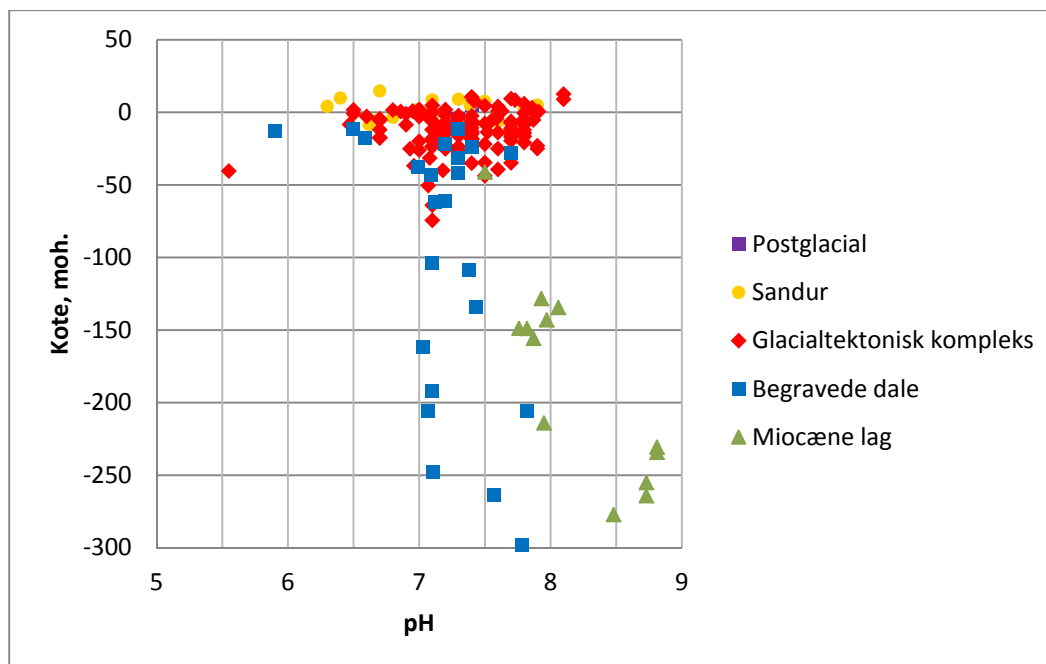
Der er i alt 183 indtag med pH-analyser af grundvandet inden for modelområdet. I figur 9.1 er vist fordelingen af seneste pH-analyser i forhold til de geologiske enheder ved midtpunkt af indtagene, og i figur 9.2 ses fundene i forhold til dybden. I bilag 3.1 er vist den geografiske fordeling af pH målingerne.

Der er målt pH i intervallet fra 5,6 til 8,8. Laveste værdier er fundet i det glacialtektoniske kompleks (5,6 – 8,1) og højeste værdier er fundet i miocæne lag (7,5 – 8,8).



Figur 9.1. Fordelingen (procentfraktil) af seneste pH måling i indtag (midtpunkt) i grundvandet i de geologiske enheder inden for modelområdet.

Fordelingen af pH-målinger i de kvartære lag i de forskellige geologiske enheder er meget ens og adskiller sig fra fordelingen i miocæne lag som ligger markant højere (figur 9.1). De højeste pH-værdier er fundet i de dybeste miocæne lag i kote ca. -280 til -230 m (figur 9.2).



Figur 9.2. Dybdemæssig fordeling af pH baseret på seneste analyser i hvert indtag (midtpunkt) i de geologiske enheder inden for modelområdet.

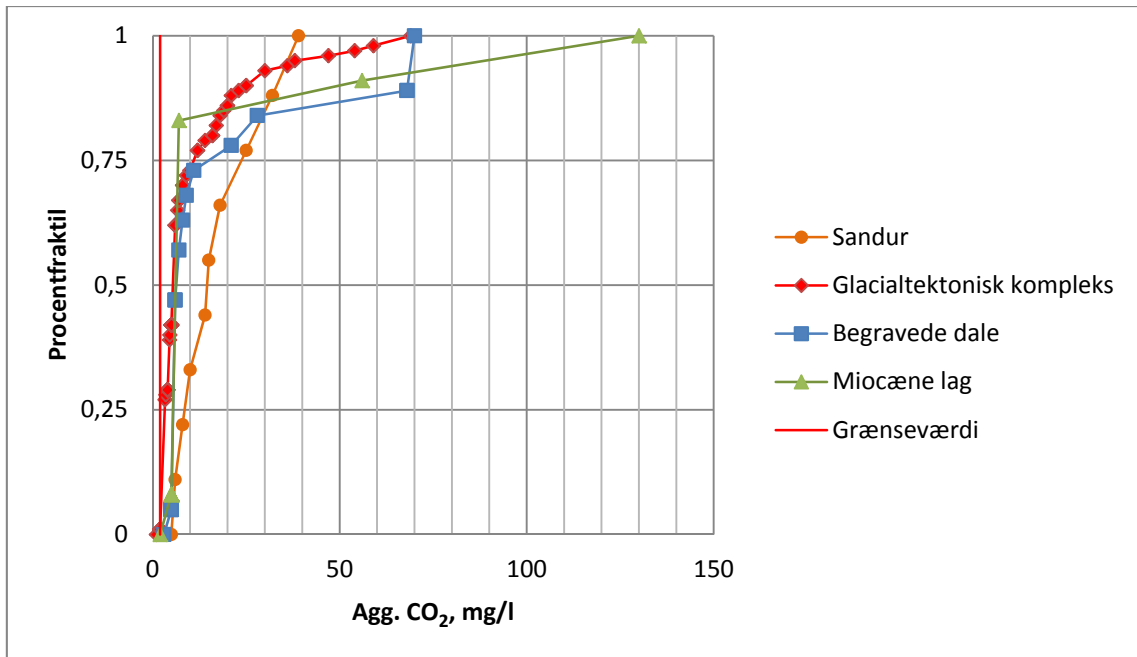
Aggressiv kuldioxid

Aggressiv kuldioxid er den mængde opløst kuldioxid der findes i grundvandet som kan opløse kalk. Indholdet af aggressiv kuldioxid har betydning for korrosion af rør og installationer. Grænseværdien i drikkevand ligger på 2 mg/l eller svarende til detektionsgrænsen.

Der er i alt 135 indtag med analyser af aggressiv kuldioxid i grundvandet inden for modelområdet. I figur 9.3 vises fordelingen af de seneste analyser af aggressiv kuldioxid i forhold til de geologiske enheder ved midtpunkt af indtagene. I figur 9.4 ses fundene i forhold til dybden.

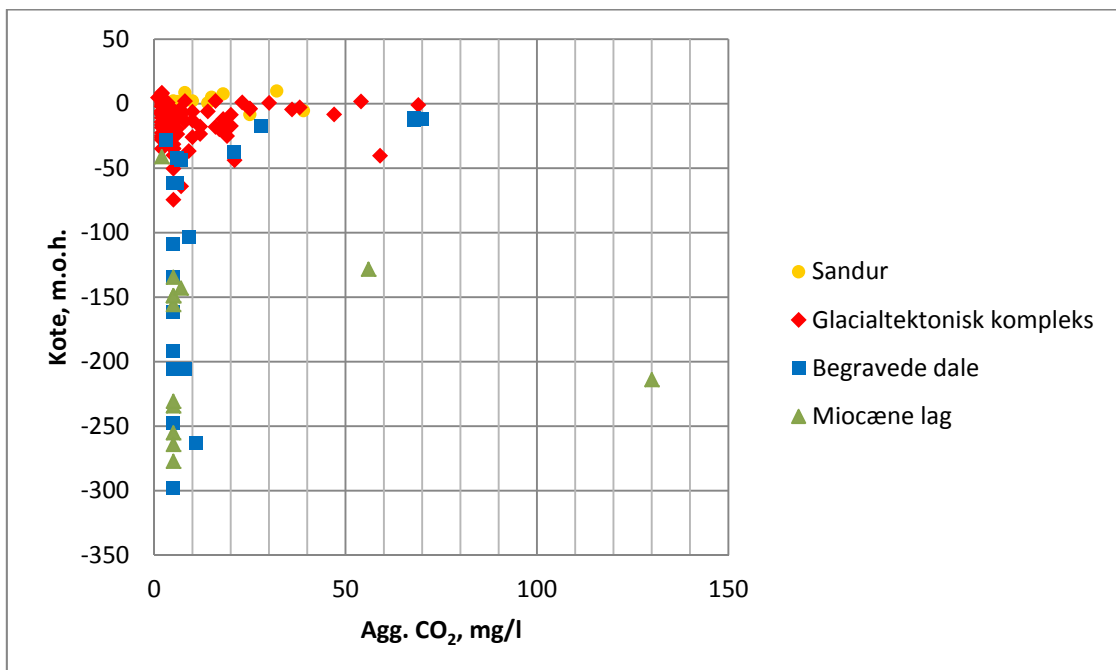
Der er fundet aggressiv kuldioxid fra 1 til 130 mg/l, og grænseværdien på 2 mg/l er overskredet i 81 % af analyserne. Der er i datasættet også en del målinger hvor detektionsgrænsen har været 5 mg/l.

De højeste værdier er målt i grundvandet i indtagene i hedesletteaflejringer. I ca. 30-50 % af analyserne i glacialtektoniske komplekser, begravede dale og miocæne aflejringer, og i ca. 90 % af analyserne i hedesletten er indholdet af aggressiv kuldioxid over 5.



Figur 9.3. Fordelingen (procentfraktil) af seneste agg. CO₂ analyse i indtag (midtpunkt) i grundvandet i de geologiske enheder inden for modelområdet.

De meget høje værdier af aggressiv kuldioxid (> 20 mg/l) er fundet i overfladenære indtag (over kote ÷ 50 m) i kvartære aflejringer. Undtagelsen herfra er 2 målinger i dybere liggende miocæne indtag. Her må der være tale om en analyseteknisk fejl pga. de høje pH-værdier.



Figur 9.4. Dybdemæssig fordeling af agg. CO₂ baseret på seneste analyser i hvert indtag (midtpunkt) i de geologiske enheder inden for modelområdet.

Hårdhed

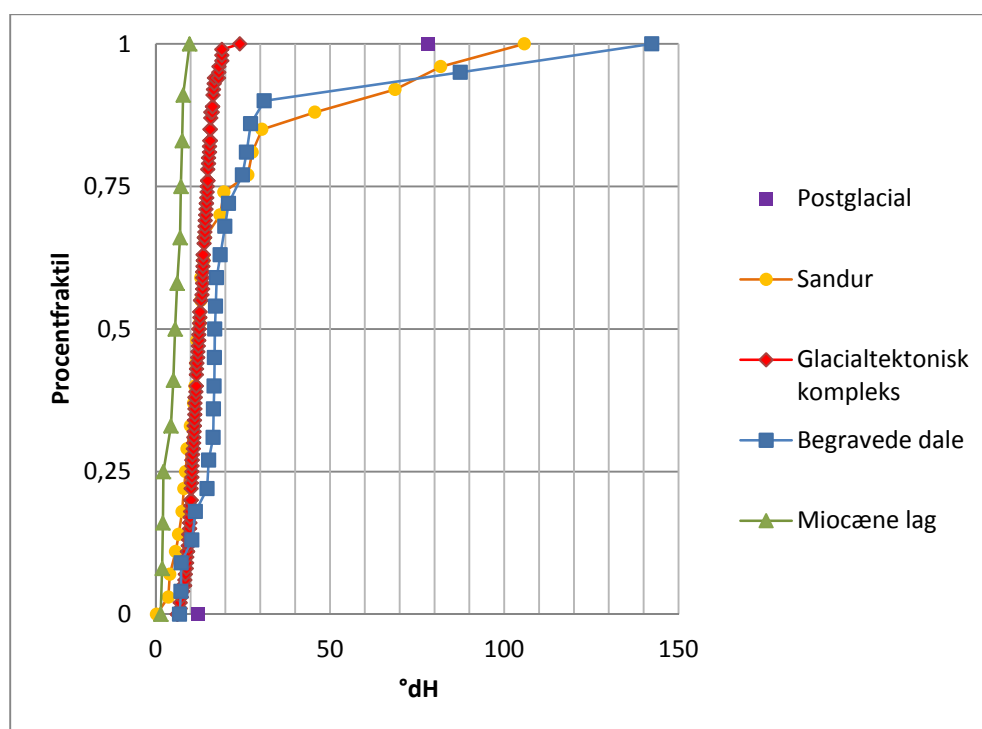
Grundvandets totale indhold af opløst calcium og magnesium betegnes som hårdheden, og afhænger af opløsning af kalk med syre. Hårdheden er udregnet vha. følgende formel (ty-ske hårdhedsgrader):

$$^{\circ}dH = 5,6 \cdot \left(\frac{Ca^{+2}}{40,1} + \frac{Mg^{+2}}{24,3} \right)$$

I bilag 3.2 er vist den geografiske fordeling af hårdheden i indtagene. Der er i alt 185 indtag med bestemmelser af hårdheden af grundvandet inden for modelområdet. I figur 9.5 vises fordelingen af hårdheden baseret på seneste analyser i forhold til de geologiske enheder ved midtpunkt af indtagene, og i figur 9.6 ses hårdheden i forhold til dybden.

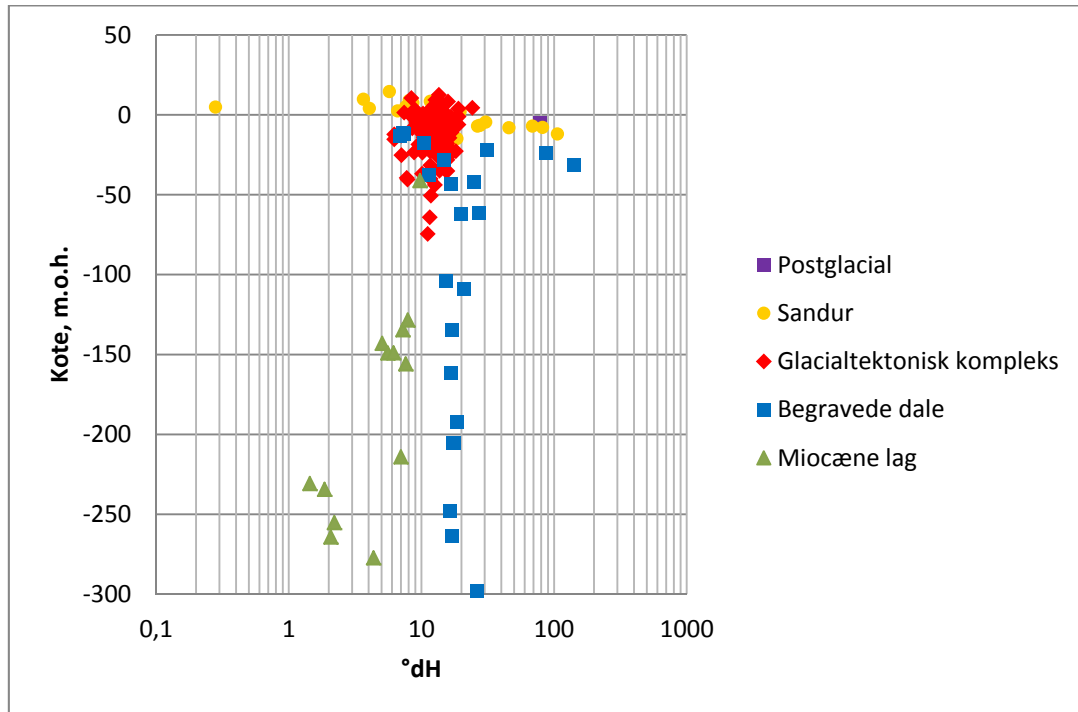
Der er fundet grundvand med alle grader af hårdhed: meget blødt (0 - 4), blødt (4 - 8), middel hårdt (8 - 12), temmelig hårdt (12 - 18), hårdt (18 - 24), meget hårdt (24 - 30) og særdeles hårdt (> 30) i indtagene med analyser inden for modelområdet.

Der er overvejende fundet meget blødt til blødt grundvand i de miocæne lag, blødt til middel hårdt grundvand i hedesletteaflejringerne, middel hårdt til temmelig hårdt grundvand i glacialtektoniske komplekser og temmelig hårdt grundvand i de begravede dale. Det bløde grundvand i hedesletteaflejringer er et resultat af at kalk i sediment har neutraliseret syre fra atmosfæren og fra nedbrydning af organisk stof i jordbunden. Det miocæne bløde vand er derimod et resultat af at kalken i sedimentet opløses i mindre grad på grund af de forholdsvise høje pH værdier (op til 8,81).



Figur 9.5. Fordelingen (procentfraktal) af hårdheden, baseret på seneste analyse, i indtag (midtpunkt) i grundvandet i de geologiske enheder inden for modelområdet.

Det meget bløde/bløde grundvand ($^{\circ}\text{dH} < 8$) er både fundet i stor dybde i de miocæne lag og tæt på terræn i hedesletteaflejringerne. Det meget/særdeles hårde grundvand ($^{\circ}\text{dH} > 24$) er overvejende fundet forholdsvis tæt på terræn i hedesletteaflejringer og i begravede dale (se figur 9.6).



Figur 9.6. Dybdemæssig fordeling af hårdheden baseret på seneste analyser i hvert indtag (midtpunkt) i de geologiske enheder inden for modelområdet.

Kalkmætning

Kalkmætningen af grundvandet er estimeret vha. følgende formel hvor der ikke tages højde for aktiviteter, kompleksdannelse eller temperatur, og hvor koncentrationerne af calcium og hydrogencarbonat indsættes i mg/l (Hansen m.fl., 2009a):

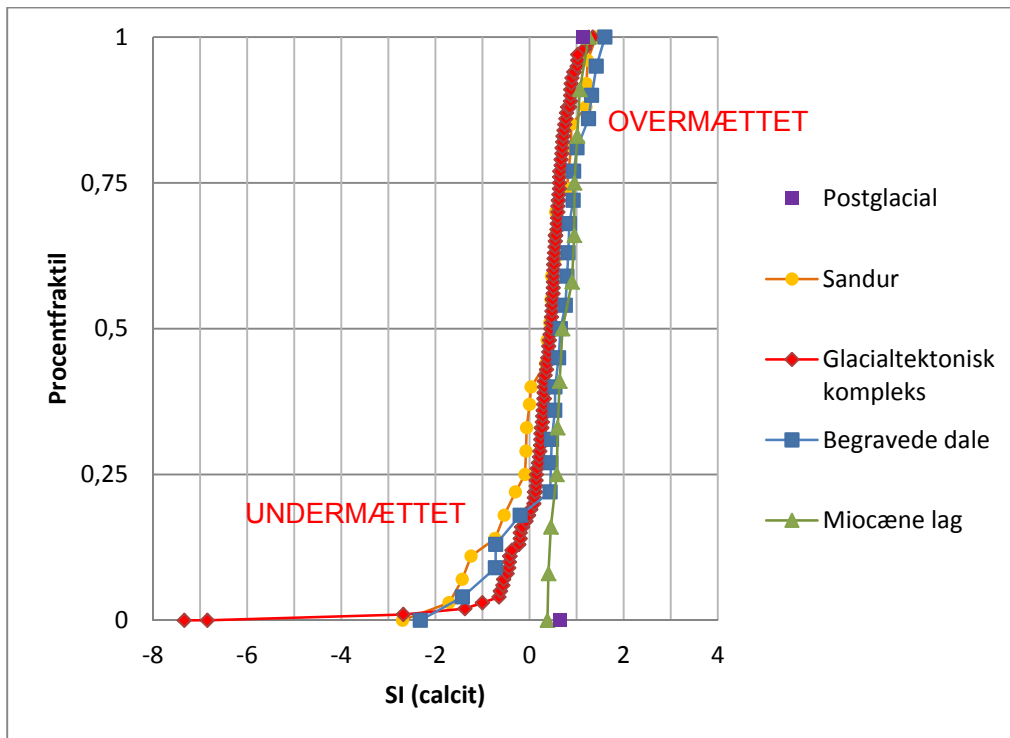
$$SI (\text{calcit}) \approx \log \left(\frac{Ca^{+2}}{40,1 \cdot 10^3} \cdot \frac{HCO_3^-}{61,0 \cdot 10^3} \right) + pH - 1,8$$

Kalkmætningen er et mål for om grundvandet er overmættet ($SI > 0$), i ligevægt ($SI = 0$) eller undermættet med kalk i sedimentet ($SI < 0$). Et negativt SI-index for calcit indikerer at der ikke er kalk til stede i sedimentet.

Der er i alt 188 indtag med bestemmelser af mætningsgraden for calcit af grundvandet inden for modelområdet. I figur 9.7 vises fordelingen af mætningsgraden baseret på seneste analyser i forhold til de geologiske enheder ved midtpunkt af indtagene, og i figur 9.8 ses hårdheden i forhold til dybden.

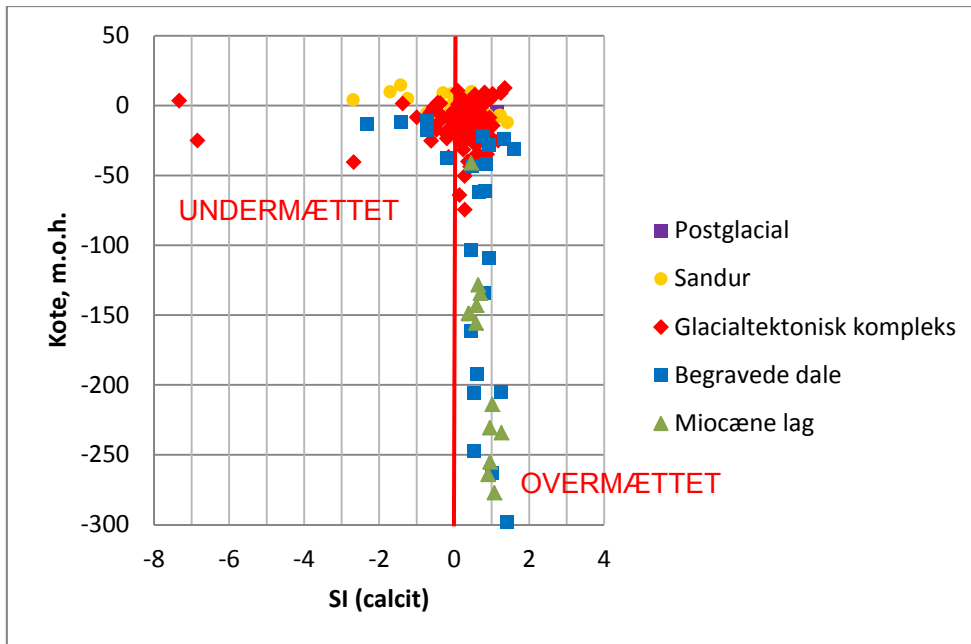
De to indtag i postglaciale lag og indtagene i de miocæne aflejringer har alle grundvand som er mættet med kalk (calcit). Hedesletteaflejringer har den største andel af indtag (ca. 37 %) hvor grundvandet er undermættet med kalk. I både indtagene i begravede dale og

glacialtektoniske komplekser er der ca. 18 % af grundvandet som er undermættet med kalk.



Figur 9.7. Fordelingen (procentfrakti) af mætningsgraden for calcit (SI) baseret på seneste analyse i indtag (midtpunkt) i grundvandet i de geologiske enheder inden for modelområdet.

Det er i de overfladenære indtag at grundvandet er undermættet med kalk med kote fra ca. -40 til 15 m og en dybde fra 1,5 til 46 m.u.t. (se figur 9.8). Heraf kan udledes at forsuringsfronten er nået til en maksimal dybde af ca. 46 m.u.t. i modelområdet. Grundvandet i det overfladenære indtag hvor grundvandet er overmættet med kalk har samtidig en relativ høj hårdhed (se figur 9.8 og 9.6).



Figur 9.8. Dybdemæssig fordeling af mætningsgraden for calcit (SI), baseret på seneste analyser i hvert indtag (midtpunkt) i de geologiske enheder inden for modelområdet.

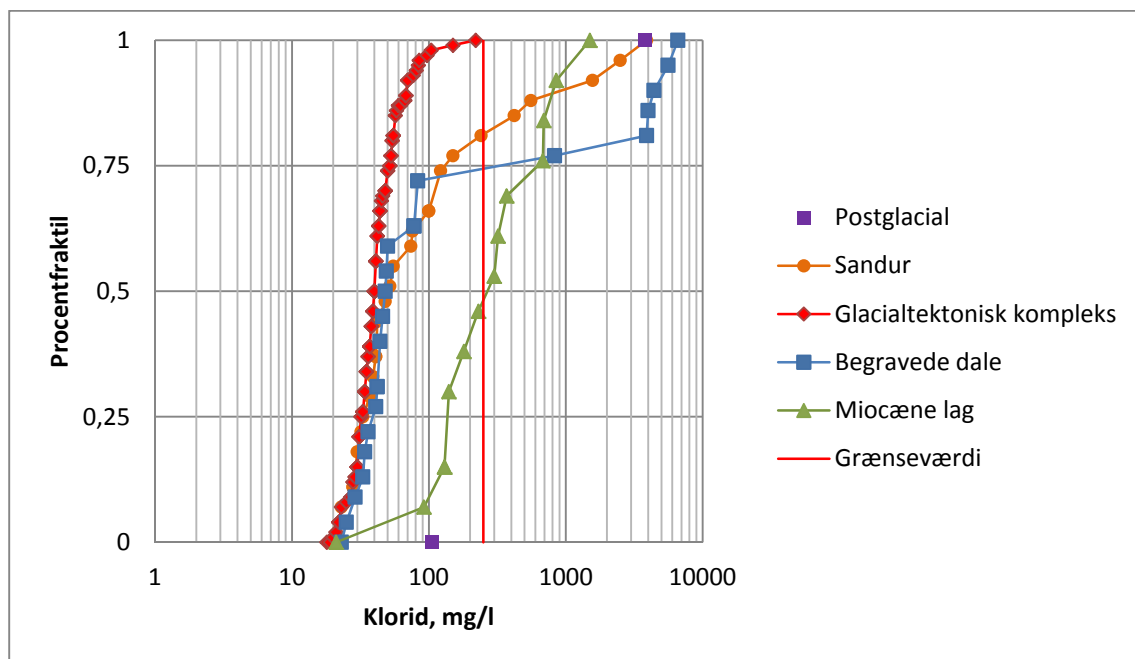
10. Saltholdighed og ionbytning

Saltholdigheden af grundvandet i de geologiske enheder i undersøgelsesområdet er gennemgået ved at fortolke målingerne af klorid samt ved at fortolke den beregnede ionbytningsgrad.

Klorid

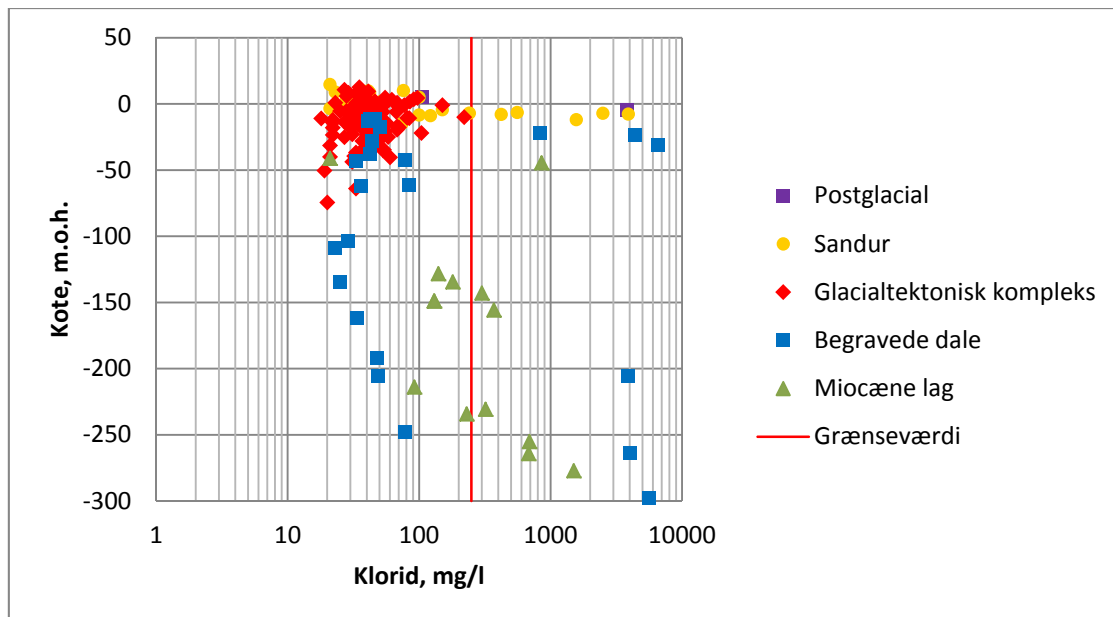
I bilag 3.3 er vist den geografiske fordeling af kloridmålingerne. Der er i alt 190 indtag med kloridanalyser af grundvandet inden for modelområdet. Figur 10.1 viser fordelingen af seneste kloridanalyser i forhold til de geologiske enheder ved midtpunkt af indtagene, og i figur 10.2 ses fundene i forhold til dybden.

Kloridkoncentrationerne i indtagene varierer fra 18 til 6600 mg/l. I indtagene i glacialtektoniske komplekser er der kun fundet kloridkoncentrationer under grænseværdien på 250 mg/l. Flest overskridelser af grænseværdien ses i miocæne lag (ca. 47 % når der ses bort fra de to indtag i postglaciale lag) dernæst begravede dale (ca. 28 %) og hedesletteaflejringer (ca. 19 %).



Figur 10.1. Fordelingen (procentfraktil) af seneste kloridanalyse i indtag (midtpunkt) i grundvandet i de geologiske enheder inden for modelområdet.

Kloridkoncentrationernes variation med dybden indikerer både overfladenære og dybere kilder til klorid og dermed saltholdigt grundvand. Der ses en stigning i kloridkoncentrationerne med dybden i indtag både i begravede dale og i miocæne aflejringer op til 5.600 mg/l i det dybeste indtag i begravede dale (ca. kote ÷ 300 m.o.h.). Desuden er der en anden population af data med høje koncentrationer af klorid (op til 6.600 mg/l) i overfladenære indtag (> kote -50 m) i hedesletteaflejringer, begravede dale, miocæne lag og postglaciale lag (se figur 10.2).



Figur 10.2. Dybdemæssig fordeling af seneste analyser af klorid i hvert indtag (midtpunkt) i de geologiske enheder inden for modelområdet.

Ionbytning

Ionbytning er en proces hvor der sker udveksling af ioner mellem grundvandet og sedimentet, idet ionerne adsorberes eller desorberes fra overfladekomplekser på lerminerallerne. Ionbytning finder sted hvis der er uligevægt mellem indholdet af salte i grundvandet og de salte som sidder adsorberet på grundvandssedimentet (Kristiansen m.fl., 2009).

Ionbytningsgraden forstås som forholdet mellem natrium og klorid i ækvivalenter.

Følgende definitioner anvendes:

Omvendt ionbyttet grundvand: $\frac{[Na]}{[Cl]} < 0.75$ $Na^+ + 1/2Ca-X_2 \rightarrow Na-X + 1/2Ca^{2+}$

Ionbyttet grundvand: $\frac{[Na]}{[Cl]} > 1.25$ $1/2Ca^{2+} + Na-X_2 \rightarrow 1/2Ca-X + Na^+$

Hvor $-X_2$ er symbolet på en udbytningsplads på sedimentet i grundvandsmagasinet.

Havvands natrium-kloridforhold er på 0.86.

Omvendt ionbyttet grundvand dannes ved stigende natriumkoncentrationer, dvs. når saltvand infiltrer et mere ferskt grundvandssediment. Omvendt ionbyttet grundvand ses ved saltvandsindtrængning eller diffusion fra det underliggende salte grundvand f.eks. forceret af en kraftig indvinding. Omvendt ionbyttet grundvand kan også opstå ved infiltration af natriumrigt vand fra jordoverfalden som f.eks. kan skyldes havvand, vejsaltning eller andre saltkilder ved jordoverfladen.

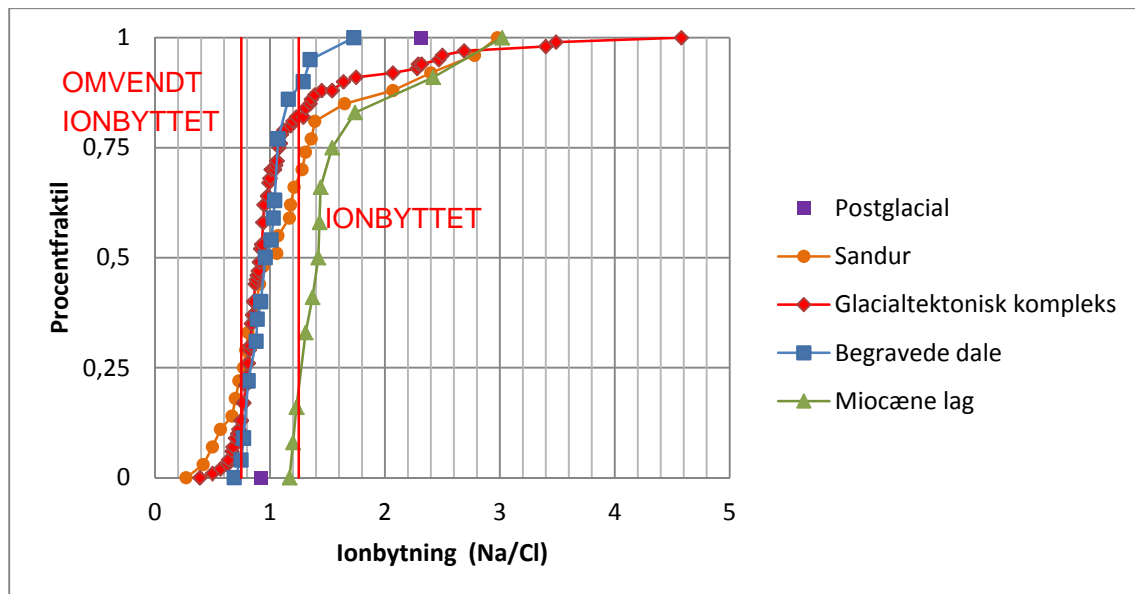
Ionbyttet grundvand ses ved faldende kalium/natrium koncentrationer, fx når fersk vand infiltrerer et grundvandssediment af marin oprindelse.

Det antages, at et forhold mellem natrium og klorid på 0,75-1,25 repræsenterer **ikke ionbyttet grundvand** med ligevægt i saltindholdet mellem grundvand og sedimentet, idet der medtages et usikkerhedsinterval på $\pm 0,25$ omkring 1.

I bilag 3.4 er vist den geografiske fordeling af ionbytningsgraden i indtagene. Der er i alt 184 indtag med beregnede ionbytningsgrader af grundvandet inden for modelområdet. Figur 10.3 viser fordelingen af ionbytningsgraden baseret på seneste analyser af klorid og natrium i forhold til de geologiske enheder ved midtpunkt af indtagene, og i figur 10.4 ses ionbytningsgraden i forhold til dybden.

Omvendt ionbyttet grundvand (saltvand i fersk sediment) ses i indtag i hedesletteaflejringer (ca. 22 %), glacialtektoniske komplekser (ca. 11 %) og i de begravede dale (ca. 4 %).

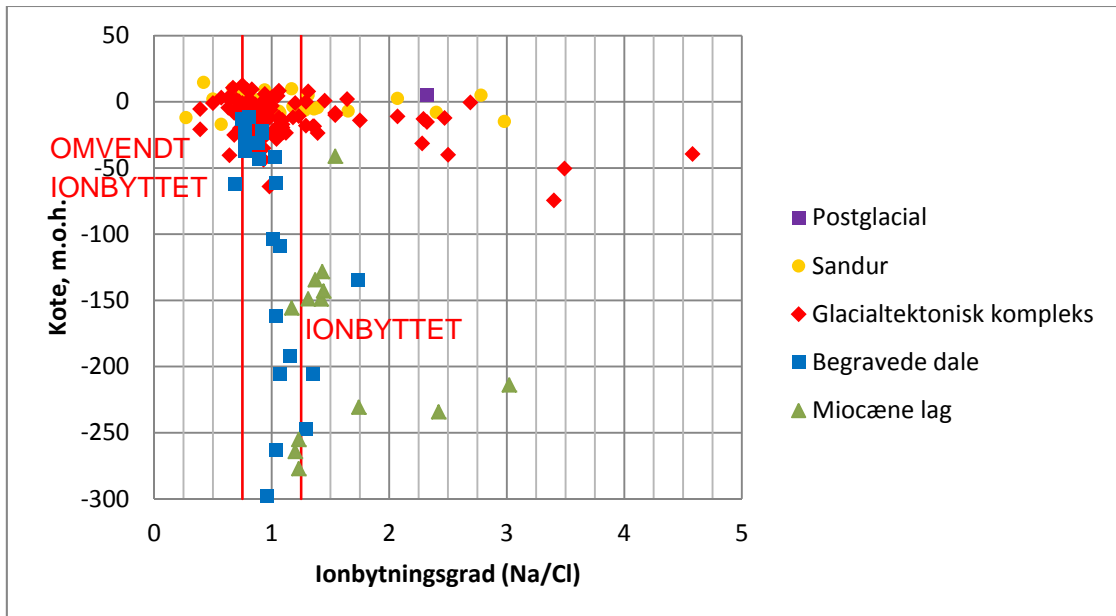
Ionbyttet grundvand (ferskvand i salt sediment) ses i indtag i de miocæne aflejringer (ca. 67 %), hedesletteaflejringerne (ca. 30 %), glacialtektoniske komplekser (ca. 18 %) og de begravede dale (ca. 14 %) samt i et af indtagene i postglaciale lag.



Figur 10.3. Fordelingen (procentfraktil) af ionbytningsgraden (Na/Cl) baseret på seneste analyse i indtag (midtpunkt) i grundvandet i de geologiske enheder inden for modelområdet.

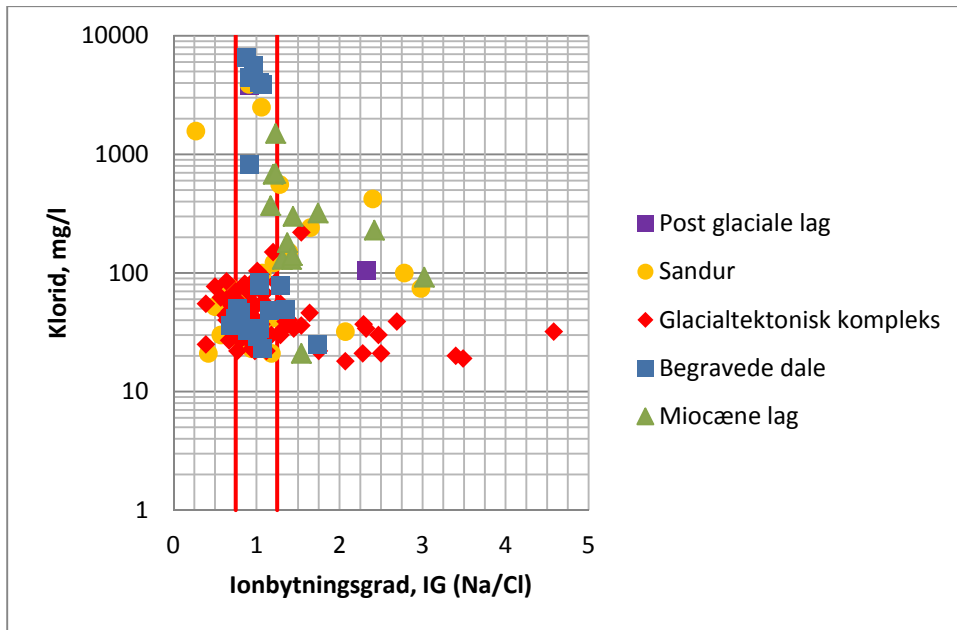
Illustration af den dybdemæssige fordeling af ionbytningsgraden i de forskellige geologiske enheder viser at der forekommer 3 populationer (se figur 10.4). Den første population udgøres af overfladenært, omvendt ionbyttet grundvand i hedesletteaflejringer og glacialtektoniske komplekser med relativt lave kloridkoncentrationer. Her må kilden være indtrængning af saltvand fra havet eller nedsivning af saltvand fra overfladen - sandsynligvis havvand eller vejsalt. Den anden population udgøres også hovedsageligt af grundvand fra indtag i de glacialtektoniske komplekser eller hedesletteaflejringer, men her er grundvandet

ionbyttet. Her må der være tale om fersk grundvandsdannelse til overfladenære, marint påvirkede sediment. Den sidste gruppe af data er ionbyttet grundvand fra indtag i hovedsageligt miocæne lag. Processen som ligger til grund for ionbyttningen i de miocæne lag må være fersk grundvandsstrømning i de oprindelige marine sediment.



Figur 10.4. Dybdemæssig fordeling af ionbytningsgraden (Na/Cl) baseret på seneste analyse i hvert indtag (midtpunkt) i de geologiske enheder inden for modelområdet.

De højeste koncentrationer af klorid (> grænseværdien på 250 mg/l) ses i grundvandet i begravede dale, hedesletteaflejringer og i miocæne lag som ikke er ionbyttet (se figur 10.5). Forklaringen må være at der her er stagneret grundvand med lille gennemstrømning i et marint præget sediment, som er årsag til ligevægten mellem grundvandets og sediments saltindhold. Når grundvandet er ionbyttet skyldes dette gennemstrømning af fersk grundvand i det marint prægede grundvandssediment. Saltet udvaskes og kloridindholdet i grundvandet nedbringes.



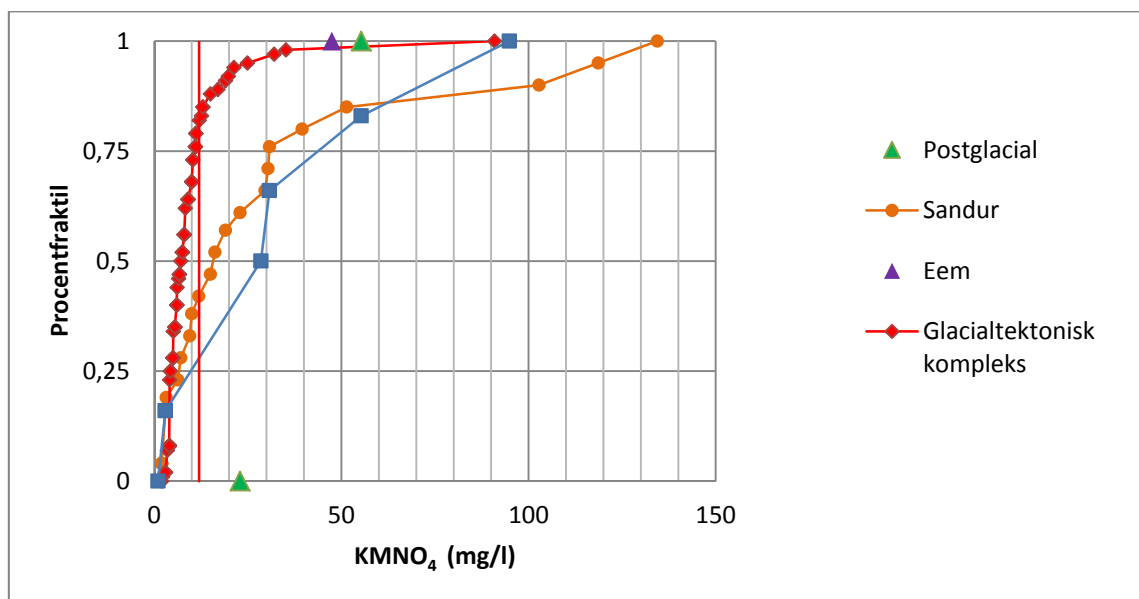
Figur 10.5. Sammenhæng mellem klorid og ionbytningsgrad baseret på seneste analyser.

11. Brunt vand

Brunt grundvand defineres her som grundvand med et højt indhold af organisk stof hvor NVOC (non-volatile organic carbon)-indholdet (nyere metode) er højere end 4 mg/l eller permanganattallet (ældre metode) er højere end 12 mg/l. Sammenhængen mellem indholdet af NVOC og pH, klorid, calcium og ionbytningsgraden analyseres.

Kaliumpermanganat

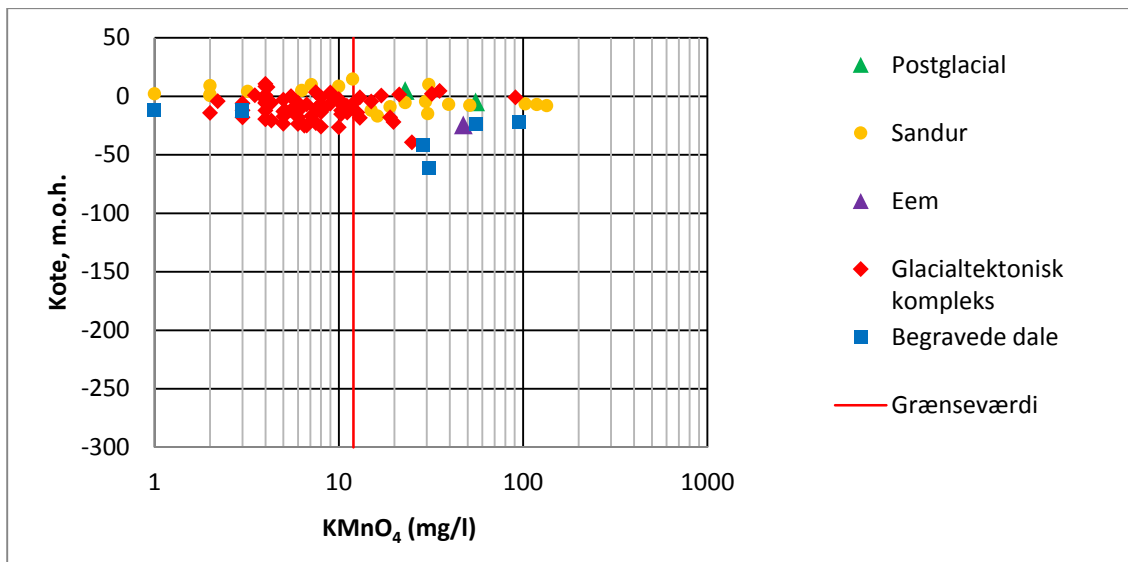
Der er i alt 100 indtag med analyser for kaliumpermanganat (KMnO_4) af grundvandet inden for modelområdet. Figur 11.1 viser fordelingen af seneste analyse i forhold til de geologiske enheder ved midtpunkt af indtagene, og i figur 11.2 ses KMnO_4 -analyserne i forhold til koten.



Figur 11.1. Fordelingen (procentfraktal) af kaliumpermanganat (KMnO_4) baseret på seneste analyse i indtag (midtpunkt) i grundvandet i de geologiske enheder inden for modelområdet.

Analyserne for permanganattallene er hovedsagelig udført i vandprøver fra de overfladenære indtag i mere end kote ÷ 61 m.o.h. Der er derfor ingen målinger fra dybe, miocæne indtag.

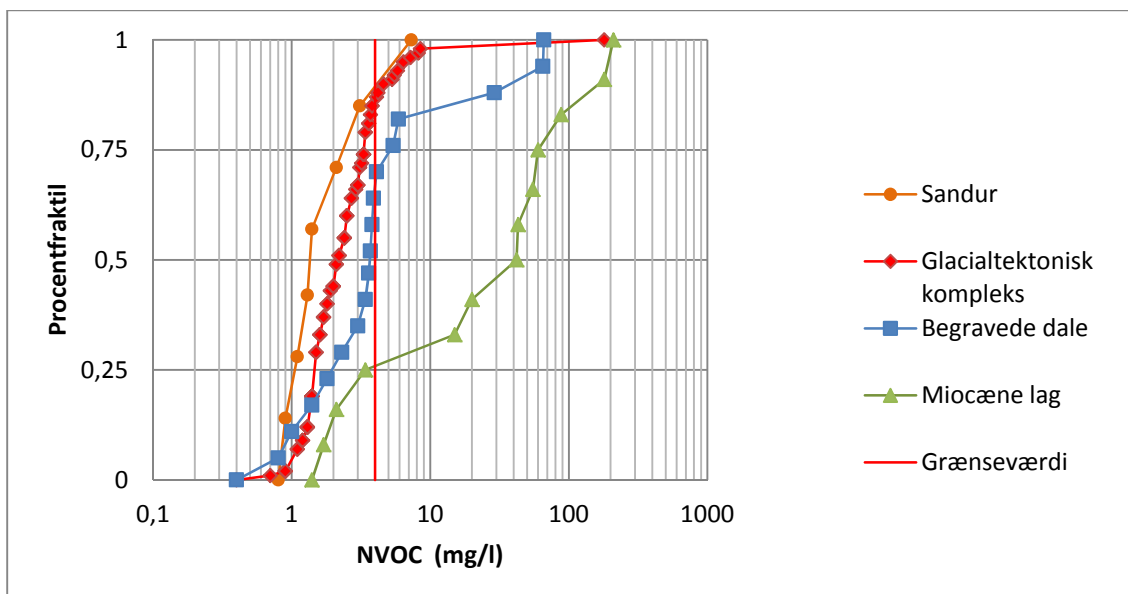
Permanganattallet i indtagene varierer fra 1 til 134 mg/l. Grænseværdien på 12 mg/l overskrides i ca. 70 % af analyserne fra begravede dale, ca. 50 % af analyserne fra hedeslette-aflejringer og ca. 20 % af analyserne fra begravede dale. I de få analyser fra indtag i Eem- og postglaciale aflejringer overskrides grænseværdien.



Figur 11.2. Dybdemæssig fordeling af kaliumpermanganat (KMnO_4) baseret på seneste analyser i hvert indtag (midtpunkt) i de geologiske enheder inden for modelområdet.

NVOC

Der er i alt 121 indtag med analyser for NVOC af grundvandet inden for modelområdet. I figur 11.3 vises fordelingen af seneste analyse i forhold til de geologiske enheder ved midtpunkt af indtagene, og i figur 11.4 ses NVOC-analyserne i forhold til koten. I bilag 3.5 er vist den geografiske fordeling af NVOC målingerne.

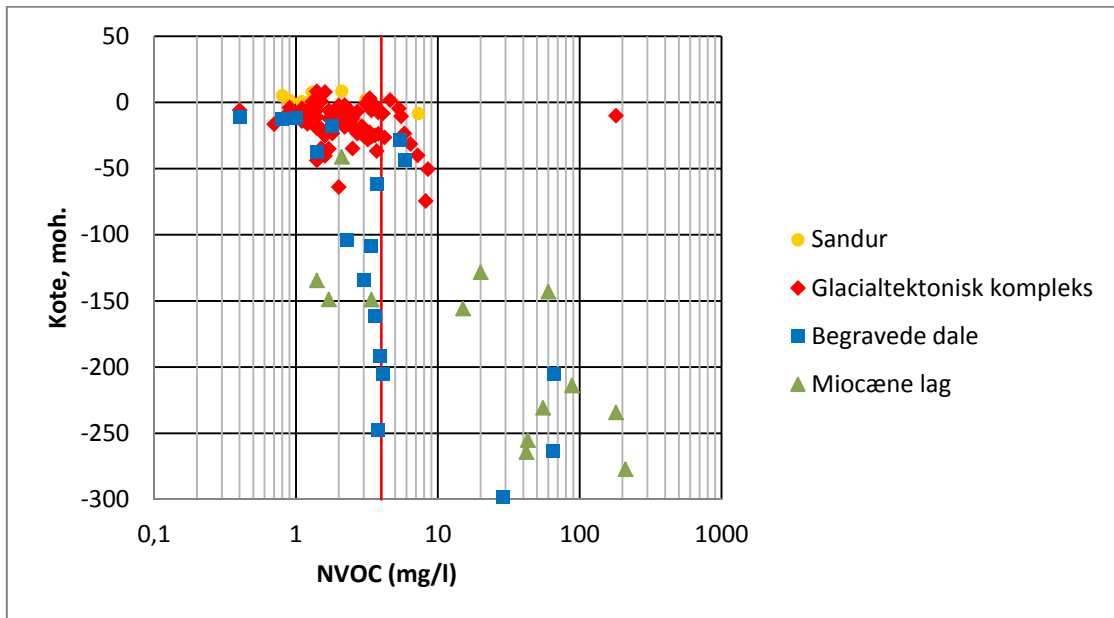


Figur 11.3. Fordelingen (procentfraktiil) af NVOC baseret på seneste analyse i indtag (midtpunkt) i grundvandet i de geologiske enheder inden for modelområdet.

NVOC-indholdet i grundvandet i indtagene inden for modelområdet varierer fra 0,4 til 210 mg/l. Grænseværdien på 4 mg/l overskrides i ca. 70 % af analyserne fra miocæne aflejringer.

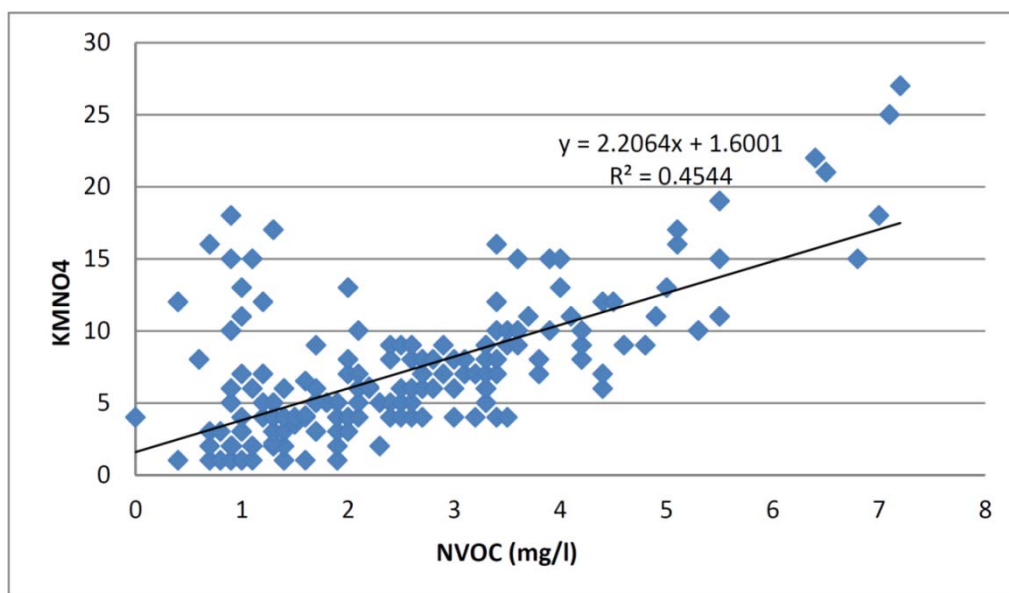
ger, ca. 30 % af analyserne fra begravede dale, ca. 16 % af analyserne fra de glacialtektoniske komplekser og ca. 7 % af analyserne fra hedesletteaflejringerne.

Generelt er de højeste værdier af NVOC målt i de dybeste indtag, og der ses en stigning i indholdet med dybden i grundvandet i indtagene fra begravede dale og miocæne aflejringer.



Figur 11.4. Dybdemæssig fordeling af NVOC baseret på seneste analyser i hvert indtag (midtpunkt) i de geologiske enheder inden for modelområdet.

I 196 grundvandsprøver fra modelområdet er der både målt NVOC og kaliumpermanganat (KMnO_4) i perioden fra 1990-2002. Der ses en signifikant (95 % konfidensniveau) lineær sammenhæng mellem permanganattallet og indholdet af NVOC (se i figur 11.5). Som beskrevet i afsnit 3.2 afspejler permanganattallet ud over det organiske stof også grundvands indhold af ammonium, ferro-jern, methan og svovlbrint samt kloridindhold (Grøn m.fl., 1989).

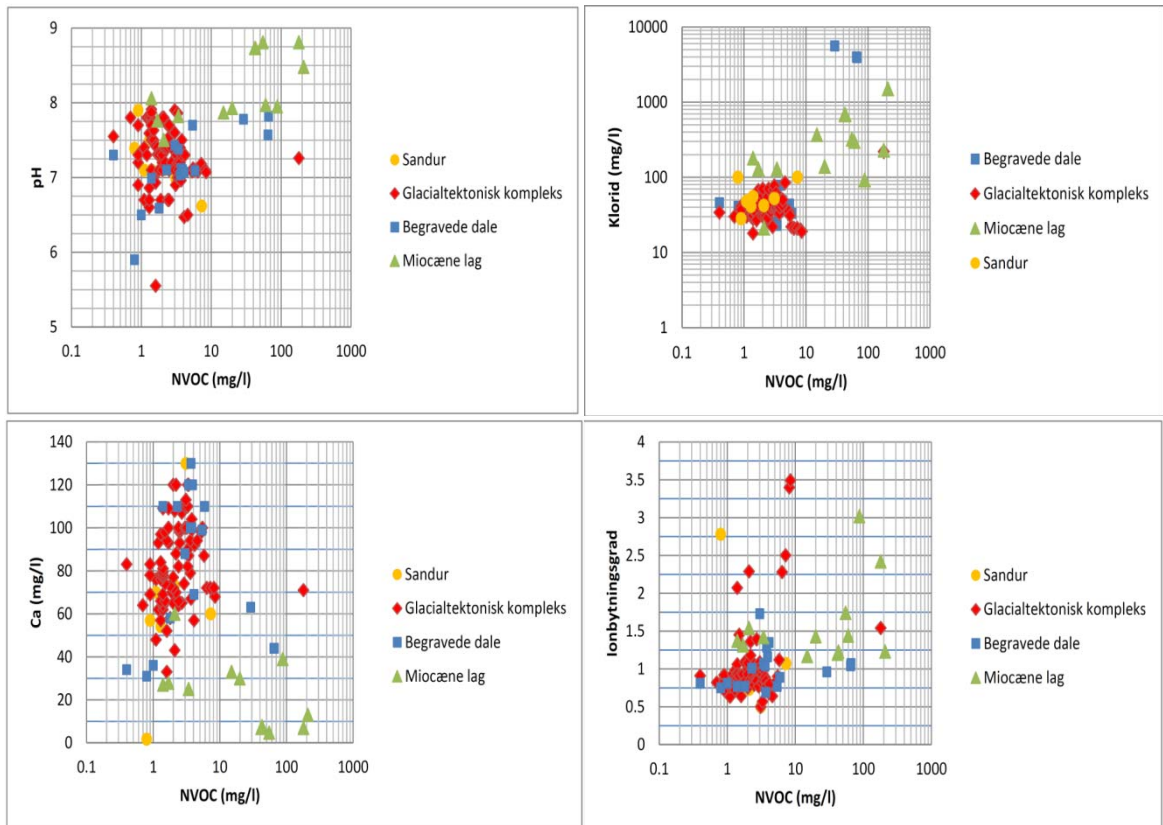


Figur 11.5. Sammenhæng mellem NVOC og kaliumpermanganat (KMnO_4) baseret på samtidige målinger i 196 grundvandsprøver inden for modelområdet fra 1990-2002.

Sammenhængen mellem NVOC og pH, klorid, calcium og ionbytningsgraden er undersøgt nærmere for de forskellige geologiske enheder (se figur 11.6).

I 13 af indtagene er NVOC særlig højt dvs. større end 10 mg/l. Tre af disse indtag er placeret i smeltevandssand i Abild-dalen, et er placeret i et glacialtektonisk kompleks (DGU nr. 167.1252, markvandingsboring hørende til Schackenborg), mens de resterende 9 er placeret i miocæne lag, hovedsageligt Bastrup Sand.

Der ses en sammenhæng mellem højt NVOC (>10 mg/l) og højt pH (7,3 – 8,8), højt klorid (92 – 5600 mg/l) og lavt calciumindhold (4,7 – 86 mg/l). Grundvandet i indtagene med et højt NVOC-indhold er i halvdelen af tilfældene ionbyttede (IG: 1,34 – 3,02) og i den anden halvdel ikke-ionbyttede (IG: 0,96-1,23) i forhold til den valgte definition på ionbytning. Grundvandet i indtagene i Bastrup sand med IG fra 1,2 – 1,23 har ionbyttede træk på grund af det lave calciumindhold (6,9 – 13 mg/l).



Figur 11.6. Sammenhæng mellem NVOC og pH, klorid, Ca, og ionbytningsgrad i seneste analyser i indtag i grundvandet inden for Tønder-modelområdet.

12. Andre stoffer

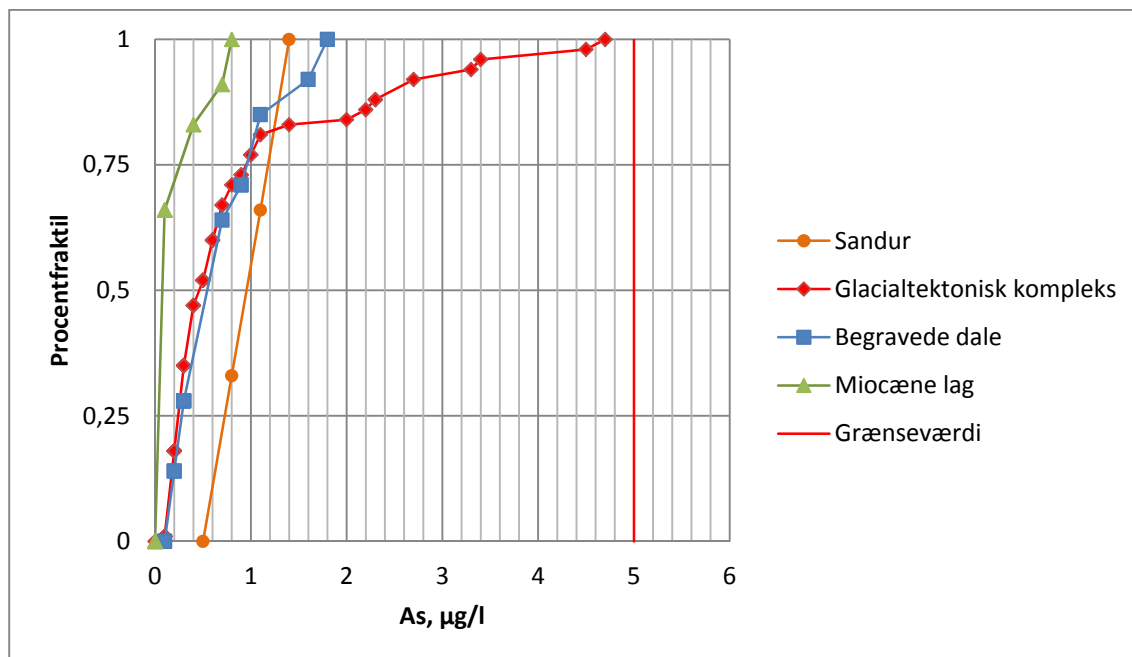
Det er valgt også at analysere forekomsten af arsen og fluorid i forhold til de geologiske enheder inden for modelområdet ved Tønder.

Arsen

Arsen i grundvandet er hovedsagelig naturligt forekommende og frigives enten fra jernoxider eller jernsulfider. F.eks. kan arsen forekomme som en urenhed i pyrit.

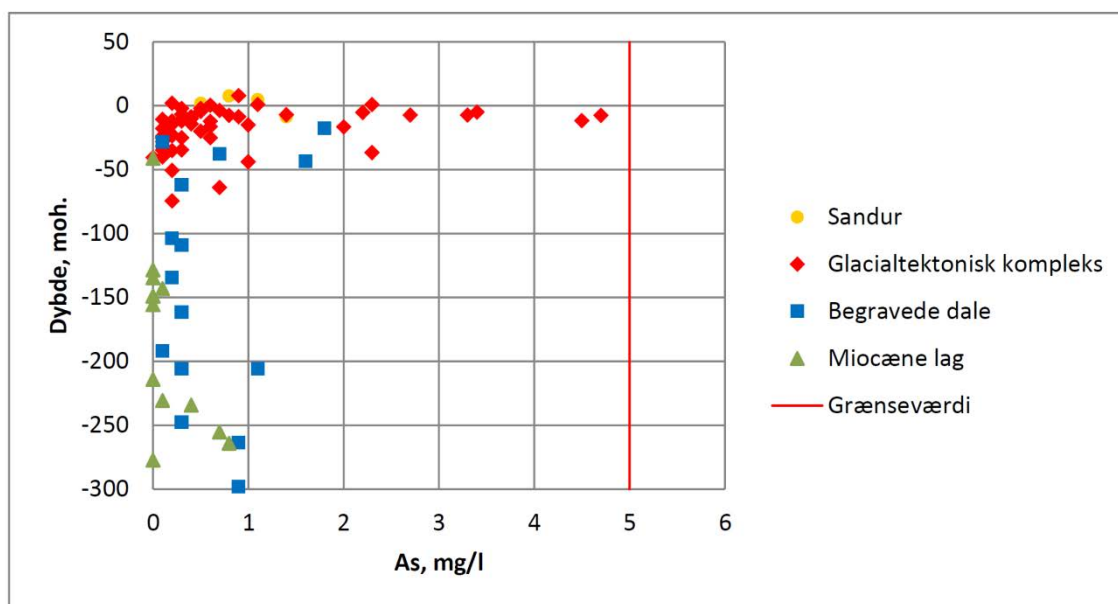
Der er i alt 86 indtag med analyser for arsen (As) af grundvandet inden for modelområdet. Figur 12.1 viser fordelingen af seneste analyse i forhold til de geologiske enheder ved midtpunkt af indtagene, og i figur 12.2 ses arsen-analyserne i forhold til dybden.

I seneste analyser af arsenindholdet i indtagene i grundvandet er koncentrationerne under grænseværdien på 5 µg/l.



Figur 12.1. Fordelingen (procentfrakti) af arsen baseret på seneste analyse i indtag (midtpunkt) i grundvandet i de geologiske enheder inden for modelområdet.

De højeste koncentrationer af arsen er fundet i indtag i de glacialtektoniske komplekser forholdsvis tæt på terræn.



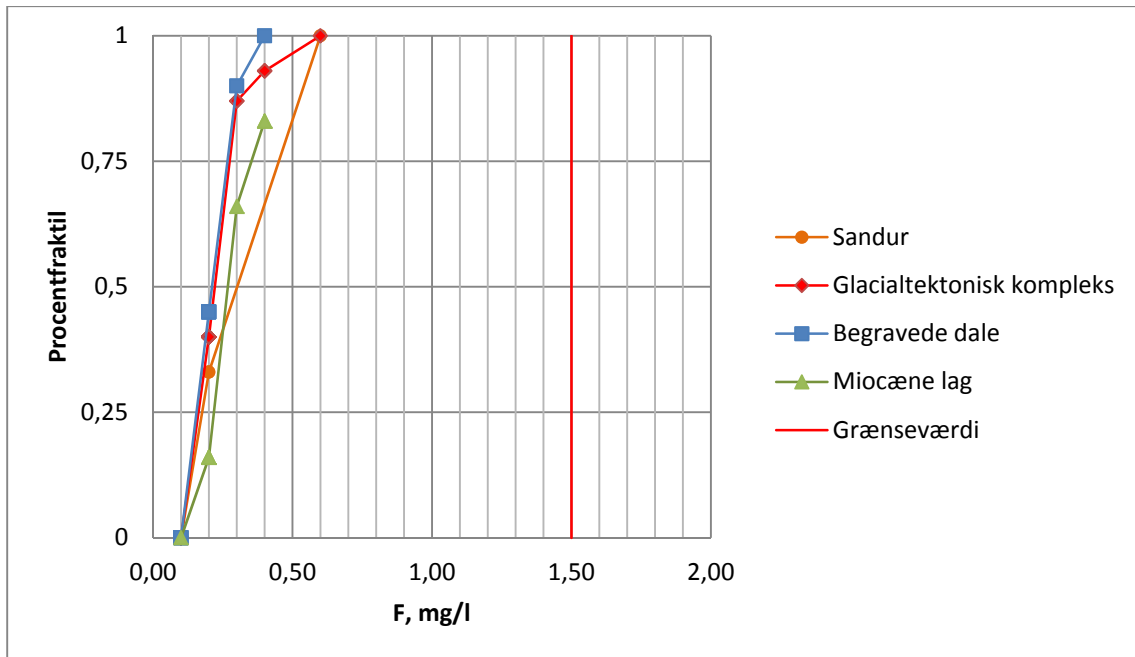
Figur 12.2. Dybdemæssig fordeling af arsen baseret på seneste analyser i hvert indtag (midtpunkt) i de geologiske enheder inden for modelområdet.

Fluorid

Fluorid forekommer også naturligt i grundvandet og frigives fra fluoridholdige mineraler som f.eks. apatit.

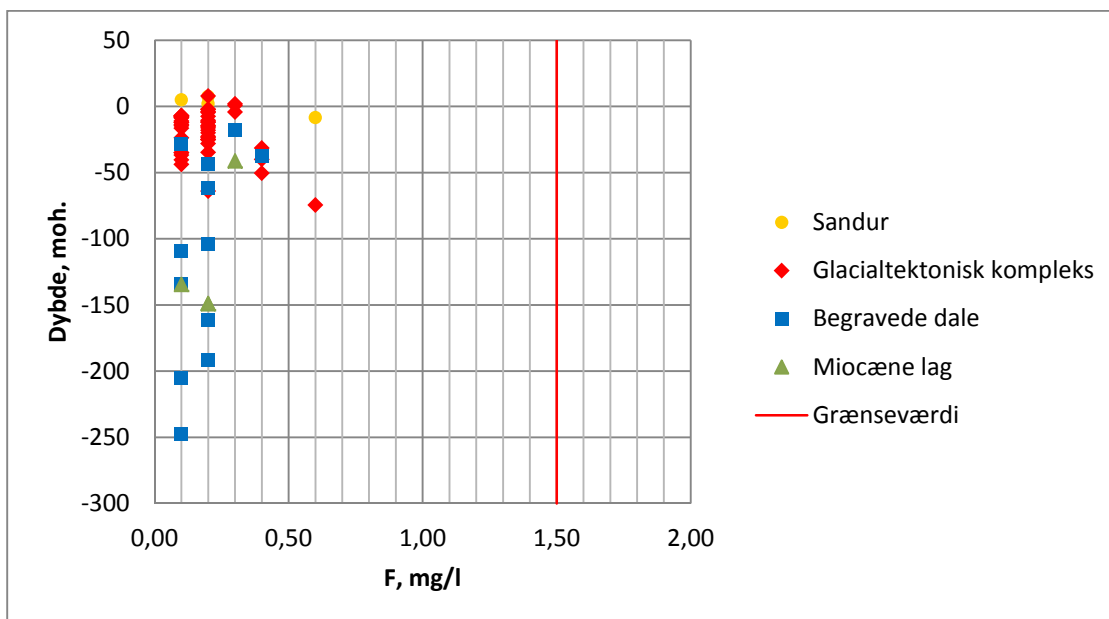
Der er i alt i 82 indtag analyseret for fluorid (F) af grundvandet inden for modelområdet. Kun 71 af disse fluoridanalyser viste sig at være pålidelige, da et højt indhold af opløst organisk stof influerede på analyseresultatet i 11 af analyserne, som derfor måtte forkastes af analyselaboratoriet. Figur 12.3 viser fordelingen af seneste analyse i forhold til de geologiske enheder ved midtpunkt af indtagene, og i figur 12.4 ses fluorid-analyserne i forhold til dybden.

De seneste målinger af fluorid i indtagene varierer fra 0,1 til 0,6 mg/l. Grænseværdien på 1,5 mg/l overskrides derfor ikke i nogen af indtagene.



Figur 12.3. Fordelingen (procentfrakti) af fluorid baseret på seneste analyse i indtag (midtpunkt) i grundvandet i de geologiske enheder inden for modelområdet i alt i 71 indtag.

Der ses meget lave koncentrationer af fluorid ($\leq 0,20$ mg/l F) i de dybde indtag (kote > 100 m) i de begravede dale og miocæne lag.



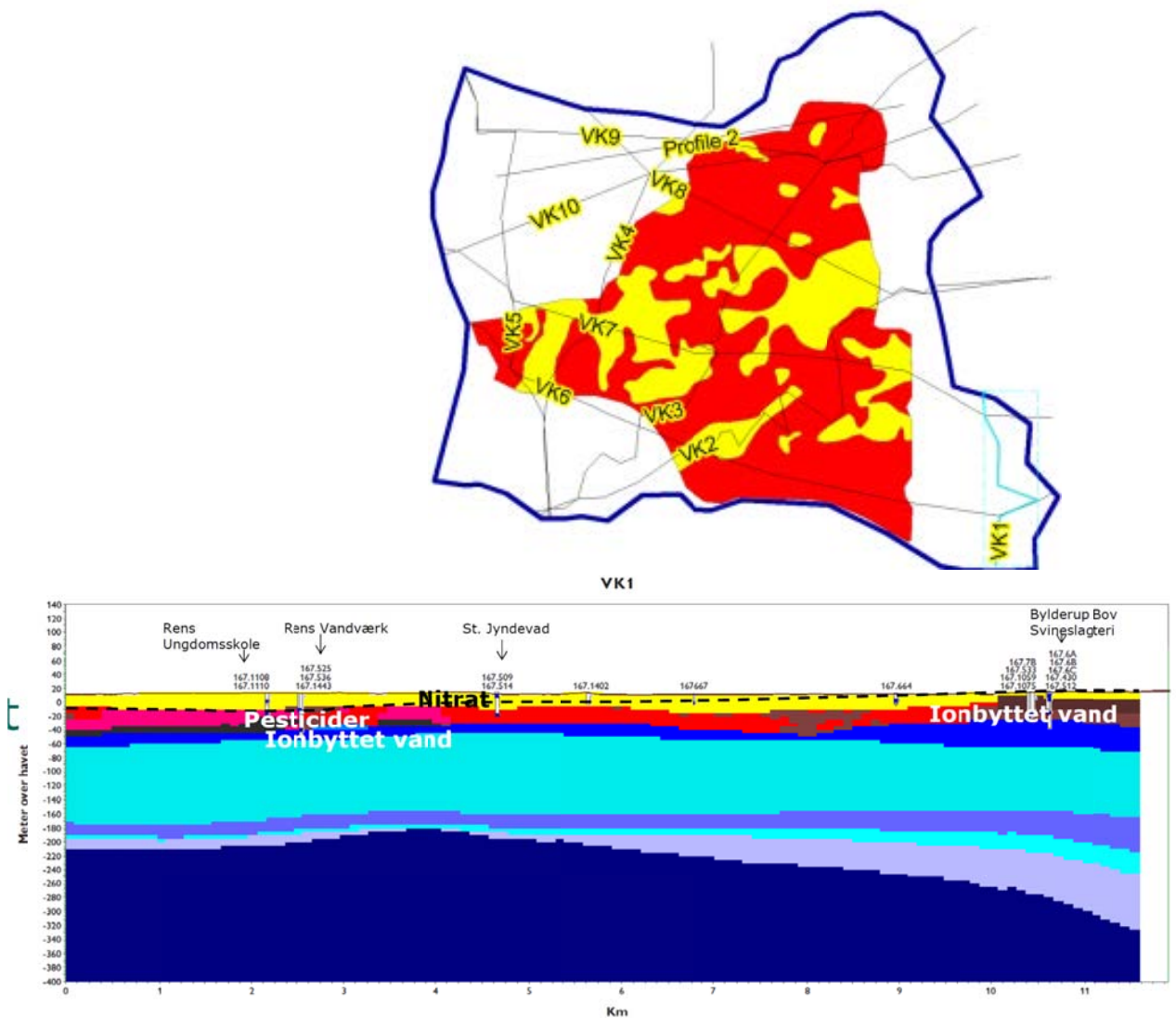
Figur 12.4. Dybdemæssig fordeling af fluorid baseret på seneste analyser i hvert indtag (midtpunkt) i de geologiske enheder inden for modelområdet i alt i 71 indtag.

13. Den hydro-geokemiske model

Den overordnede hydro-geokemiske model vil i det følgende blive præsenteret ved 4 profil-snit, 2 nord-syd-gående (VK1 og VK5) og 2 vest-øst-gående (VK9 og VK6, se placering på figur 8.29). Signaturforklaringen til profilsnittene ses i bilag 2.

Profil VK1 (østligt syd-nord-gående-profil)

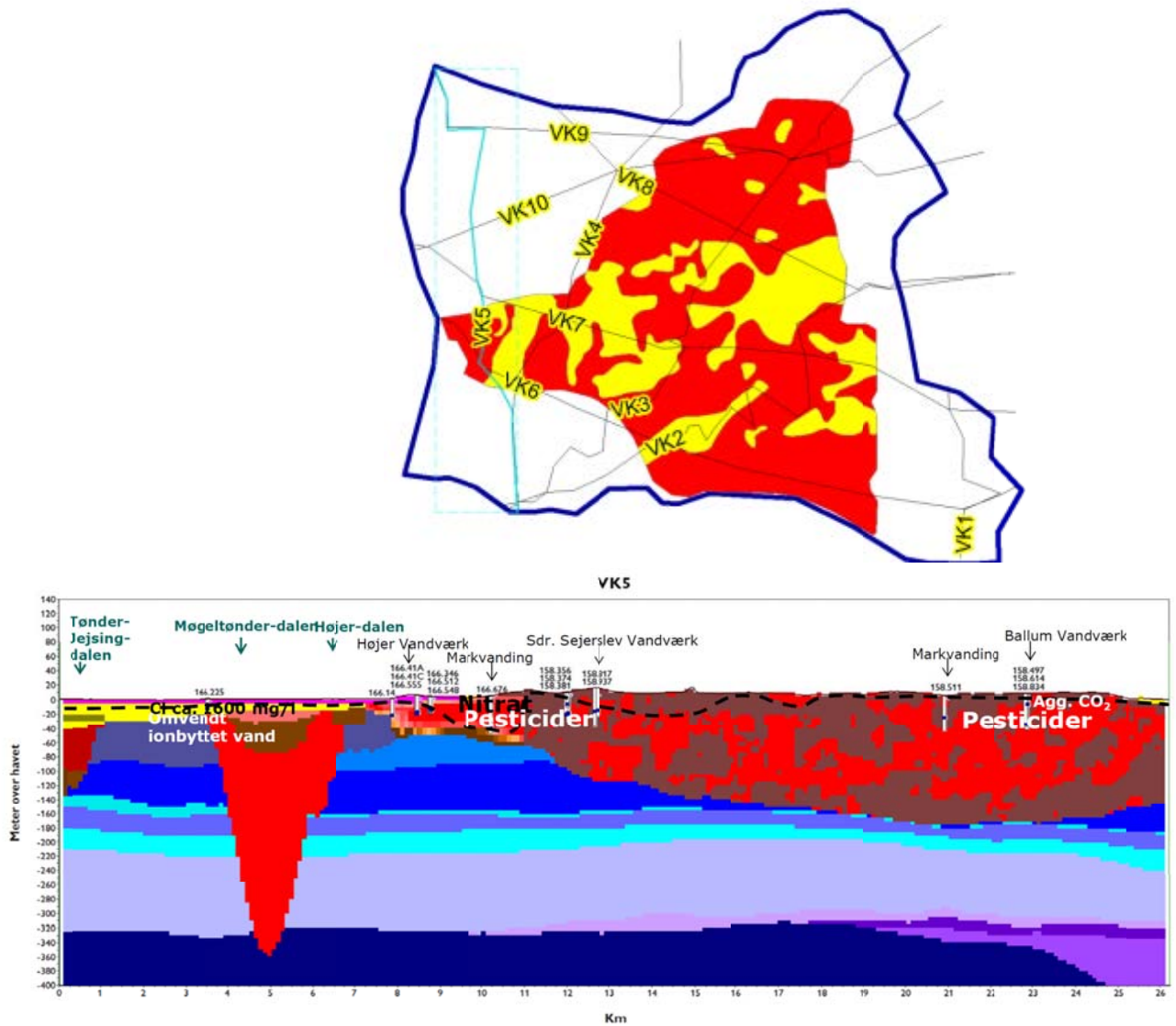
Profilen går fra Rens Vandværk i syd til Bylderup Bov Svineslagteri i nord i den østlige del af modelområdet (figur 13.1). Der er fundet nitrat, pesticider og aggressiv kuldioxid i de overfladenære ubeskyttede sandede kvartære magasiner med stor nitratsårbarhed. I indtagene som er placeret i de tertiære magasiner, er der fundet ionbyttet vand som indikerer marine aflejringer som gennemstrømmes af fersk grundvand.



Figur 13.1. Hydro-geokemisk konceptuelt tværsnit ved VK1 (se signaturforklaring i bilag 2). Den sorte stiplede linje er nitratfronten.

Profil VK5 (vestligt syd-nord-gående-profil)

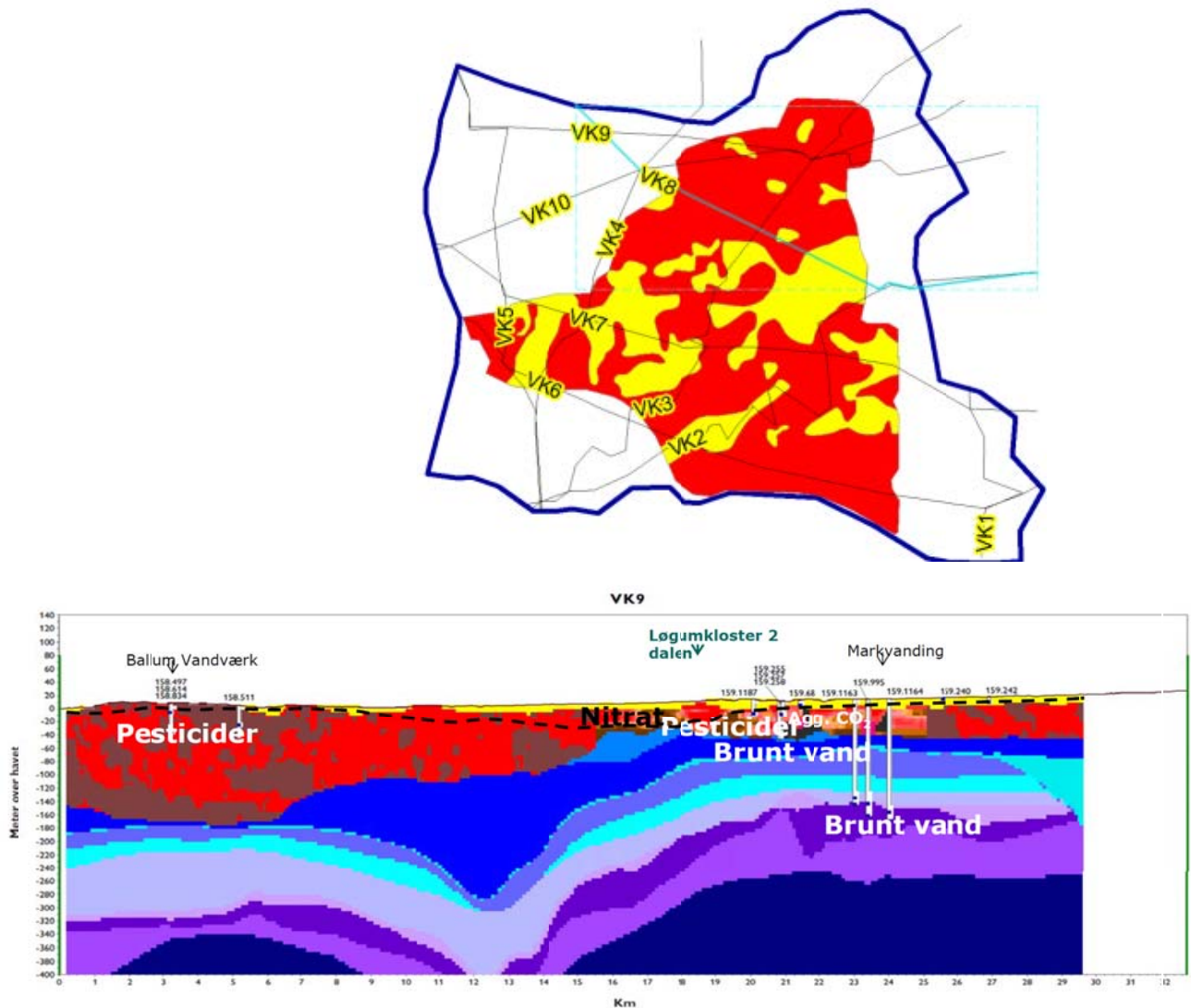
Profilen forløber tættest på og parallel med vestkysten i nordlig retning over marsken, Højer, Emmerlev, Husum-Ballum og Ballum (figur 13.2). Der er fundet nitrat, pesticider og aggressiv kuldioxid i det sandede kvartære magasin ved Højer Vandværk som har stor nitratsårbarhed. Ligeledes er der fundet pesticider og aggressiv kuldioxid i den nordlige del af profilet. I hedesletteaflejringer under marsken er der fundet omvendt ionbyttet grundvand med et relativt højt kloridindhold. Dette indikerer indtrængning af marint vand i ferskvandsaflejringer.



Figur 13.2. Hydro-geokemisk konceptuelt tværsnit ved VK5 (se signaturforklaring i bilag 2). Den sorte stiplede linje er nitratfronten.

Profil VK 9 (nordlige vest-øst-gående-profil)

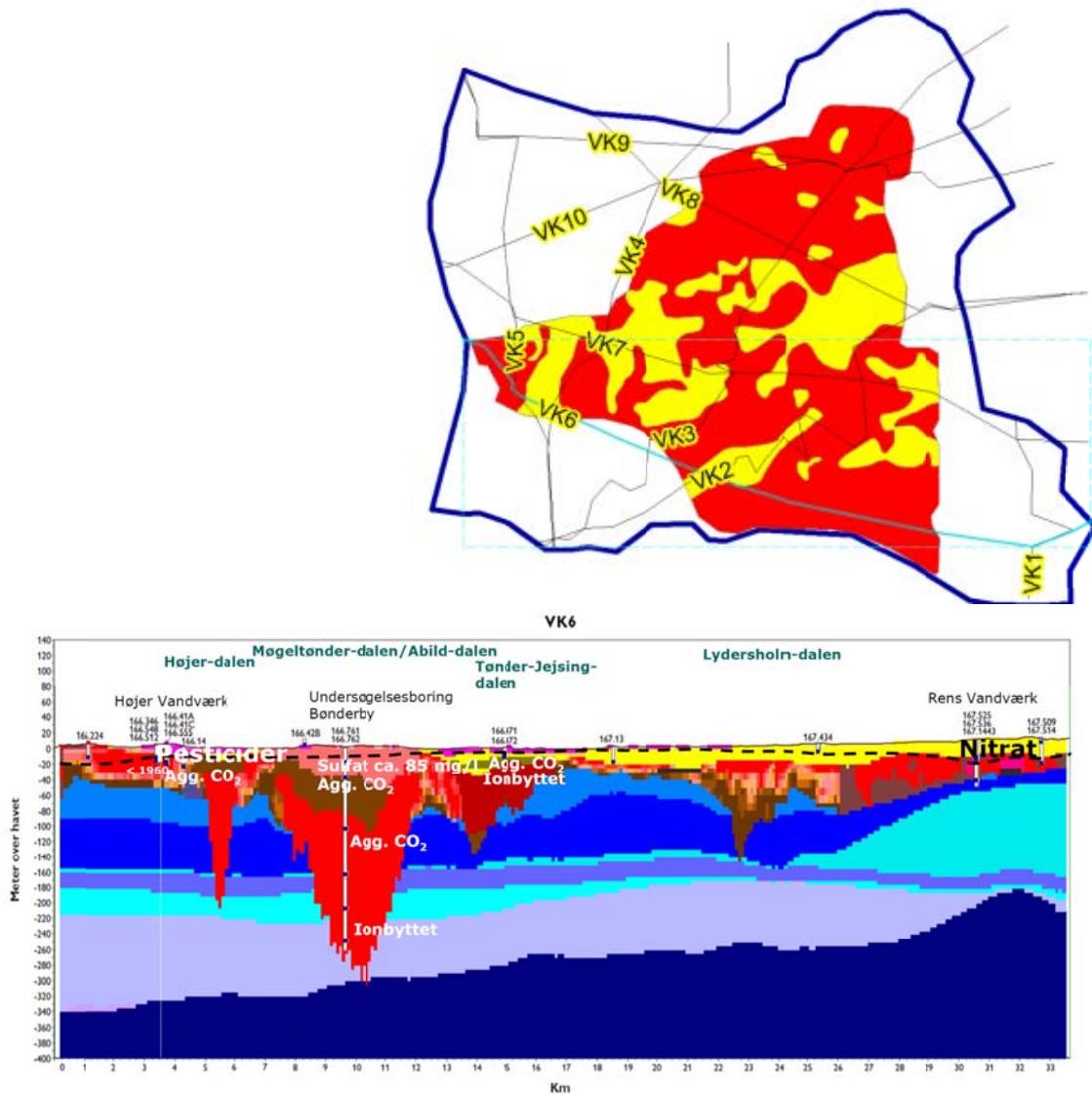
Profilen løber fra Ballum ved Vesterhavet over Husum-Ballum, nord om Bredebro videre til Løgumkloster og ender i øst ved Bedsted (figur 13.3). Der er fundet nitrat, pesticider og aggressiv kuldioxid i de overfladenære ubeskyttede sandede kvartære magasiner med stor nitratsårbarhed. Desuden er der fundet pesticider i de kvartære magasiner i den vestlige del af profilet. I den østlige del af profilet ved de dybe markvandingsboringer er der fundet brunt grundvand, som er blødt, ionbyttet, svagt basisk (pH 7,9 – 8,1) og kloridholdigt (ca. 180 – 370 mg/l).



Figur 13.3. Hydro-geokemisk konceptuelt tværsnit ved VK9 (se signaturforklaring i bilag 2). Den sorte stiplede linje er nitratfronten.

Profil VK 6 (sydligt vest-øst-gående-profil)

Dette sydlige profil går fra Emmerlev ved Vesterhavet over Højer, Møgeltønder, Sæd til Rens i øst (figur 13.4). Der er fundet nitrat, pesticider og aggressiv kuldioxid i de overfladenære sandede kvartære magasiner med stor nitratsårbarhed som ikke er beskyttet af Eem-aflejringer. I den begravede Møgeltønder-dal er der i to tætliggende undersøgelsesboringer ved Bønderby fundet grundvand af god kvalitet. Der er fundet nitratfrit grundvand forholdsvis tæt på terræn, dog med lettere forhøjede sulfatindhold og aggressiv kuldioxid. I de dybeste filtre i den begravede dal er grundvandet ionbyttet, hvilket indikerer påvirkning fra marine aflejringer, dog uden tegn på brunt vand.



Figur 13.4. Hydro-geokemisk konceptuelt tværsnit ved VK6 (se signaturforklaring i bilag 2). Den sorte stiplede linje er nitratfronten.

14. Resumé og diskussion

Sammentolkning

I projektet er metoder til sammentolkning af kemisk viden med både geologiske 3D model og grundvandsmodel blevet videreudviklet. Sammentolkningen gør det muligt at beskrive grundvandskvaliteten i forskellige geologiske enheder som defineret ved den 3D geologiske modellering, og at relatere grundvandskemi til alderen af grundvandet fremkommet ved grundvandmodelleringen.

Samtidig gør sammentolkningen det muligt at verificere både den opstillede 3D geologiske model og den tilhørende grundvandsmodel på baggrund af den kemiske viden fra området.

Grundvandskvaliteten i de geologiske enheder

I de **postglaciale aflejringer** (2 indtag) er grundvandet kalkmættet med neutral pH (7,3 – 7,4) og temmelig hårdt eller særdeles hårdt. Grundvandet har enten vandtype A eller C, og forvitringsgraden er større end 1. I det ene indtag er kloridindholdet i grundvandet højt (3780 mg/l) og ikke ionbyttet. Høje permanganattal i begge indtag tyder på forekomst af brunt vand.

I **hedesletteaflejringerne** er 37 % af grundvandet i indtagene undermættede med kalk, pH er svag sur til svag basisk (6,2 – 7,9), grundvandet indeholder aggressiv kuldioxid (5 – 39 mg/l) og hårdheden af grundvandet varierer, men er overvejende middelhårdt. Omkring 60 % af indtagene er nitratholdige (vandtype A). Forvitringsgraden er større end 1, og der er fundet pesticider i 5 indtag. I 19 % af indtagene har grundvandet et kloridindhold højere end grænseværdien på 250 mg/l.

I grundvandet i det **glaciale tektoniske kompleks** er 18 % af grundvandet undermættet med kalk, pH er svag sur til svag basisk (5,6 – 8,1), grundvandet indeholder aggressiv kuldioxid > 5 mg/l i 38 % af indtagene og hårdheden af grundvandet er overvejende middelhårdt til temmelig hårdt. Omkring 31 % af indtagene er nitratholdige (vandtype A eller B). Over den begravede Abild-dal er der et signifikant stigende sulfat i 5 indtag. I alle indtag er forvitringsgraden større end 1, og der er fund af pesticider i 30 indtag. I alle indtagene er kloridindholdet under grænseværdien på 250 mg/l. Der er i et enkelt indtag fundet brunt vand.

I de **begravede dale** er ligeledes 18 % af grundvandet undermættet med kalk, pH er svag sur til svag basisk (5,9 – 7,8), grundvandet indeholder aggressiv kuldioxid > 5 mg/l i 53 % af indtagene og hårdheden af grundvandet varierer, men er overvejende temmelig hårdt. I omkring 14 % af indtagene er grundvandet nitratholdigt (vandtype A og B) og forvitringsgraden er større end 1 i alle indtag. Der er fund af pesticider i 3 indtag. I 28 % af indtagene har grundvandet et kloridindhold højere end 250 mg/l og grundvandet er hovedsagelig ikke ionbyttet. Der er fundet brunt vand i 3 indtag i den begravede Abild-dal.

I de **miocæne lag** er det nitratrie grundvand mættet med kalk i alle indtag, pH er relativt høj (7,5 – 8,8), indholdet af aggressiv kuldioxid er lavt (2 – 7 mg/l) og grundvandet er overvejende blødt ($1 < \text{°dH} < 10$). Forvitringsgraden er mindre end 1 i alle indtag, og der er ikke fundet pesticider. Der er fundet brunt vand i 9 indtag (70 % af analyserne).

Brunt vand

Analysen af grundvandskemiske data i modelområdet ved Tønder understøtter forklaringsmodellen for forekomst af brunt vand i grundvandet i Danmark (se figur 3.2). I området er der fundet brunt vand i både kvartære og tertiære aflejringer samt i postglaciale aflejringer. Der er fundet særlig høje koncentrationer af NVOC i smeltevandssand i den begravede Abild-dal samt i indtag i Bastrup Sand. Dette peger på 3 forskellige geologiske dannelsesmiljøer for brunt vand i Tønder-området:

1. Postglaciale aflejringer
2. Hydraulisk afsnørede smeltevandslag i begravede dale med meget lille gennemstrømning af grundvand. Dette fører til at grundvandet ikke er ionbyttet, og at der er ligevægt mellem natriumindholdet i vandfasen og sedimentet. Både klorid og opløst organisk stof udvaskes derfor kun i mindre grad. Dette er observeret i Tønder-modelområdet ved Travsted-boringen (se figur 7.1 og bilag 2, VK2) som er filtersat i smeltevandssand i den begravede Abild-dal.
3. Marine tertiære lag med tilstrømning af fersk grundvand hvormed grundvandet er ionbyttet. Gennemstrømning af ferskere grundvand i marine aflejringer fører til at natrium i lerminerallerne ionbytter med calcium og magnesium i opløsning. Ionbytningsprocesserne fremmer opløsningen af de organiske stoffer, sandsynligvis både som følge af en hævnning af pH-værdierne og en fjernelse af calcium fra opløsningen. Det er velkendt at opløsning af organisk stof indlejret i de marine sedimenter forstærkes af ionbytning- og reduktionsprocesser (Bruun-Petersen, 1990; Ernsten m.fl., 2005; Ernsten & Johnsen, 2008). Dette fænomen er observeret i undersøgelsesboringen ved Øster Højst (se figur 7.2 og bilag 2, VK2) samt i 5 ca. 200 m dybe markvandingsboringer (se figur 13.3) som er prøvetaget i forbindelse med denne grundvandskortlægning.

Der er ikke fundet brunt vand i interglaciale aflejringer inden for modelområdet, hvilket muligvis kan skyldes at der er et begrænset datagrundlag fra disse lag.

Redoxgrænsen

I alt er der gennemgået 543 boringer i modelområdet. I disse boringer er der fundet brugbare farvebeskrivelser til bestemmelse af redoxgrænsen i 382 boringer (70 % af data). Dybden på redoxgrænsen varierer fra 0 til > 47 m.u.t., mens koten for redoxgrænsen varierer fra -43,9 til 30,3 m.o.h.

I områder med forstyrrede kvartære aflejringer ses ofte flere farveskift i boringer med flere skift mellem oxiderede og reducerede zoner. Dette er observeret i 49 ud af de 382 boringer med redoxgrænser, specielt i boringer hvor den dybeste redoxgrænse ligger forholdsvis dybt. Redoxgrænsen er særlig godt bestemt i området nord for Tønder hvor der i boringer med farvebeskrivelser også er vandkemiske data som kan verificere tolkningen af redoxmiljøet. De fleste steder har data en god kvalitet.

Forsuringsfronten

Aggressiv kuldioxid er fundet ned til kote ± 50 m.o.h. Forsuringsfronten, som er den maksimale dybde for undermætning med kalk, er fundet ned til 46 m.u.t. Til denne dybde er der også fund af pesticider, som dermed når dybere end redoxgrænsen og nitratfronten.

Nitratsårbarhed

Det er valgt at vurdere nitratsårbarheden i to trin afhængig af sikkerheden i den geologiske model: 1) inden for det SkyTEM-kortlagte område, hvor den geologiske model har en relativ høj sikkerhed på grund af fladedækkende geofysiske målinger og 2) i indvindingsoplandene til almene vandværker uden for dette område hvor de geologiske tolkninger er mere usikre. Ved vurdering af nitratsårbarheden ses der på 1) grundvandsressourcens kvalitet, 2) egenskaber af lerdæklag og grundvandsmagasin og 3) hydrogeologiske forhold.

Det primære magasin inden for det kortlagte område har overalt enten nogen eller stor nitratsårbarhed.

I indvindingsoplandene til de 6 almene vandværker uden for det SkyTEM-kortlagte område er magasinerne vurderet til at have enten stor eller nogen nitratsårbarhed.

Grundvandsmodelleringen giver forholdsvis lave aldre ved alle vandværkerne uanset redox vandtype med middelværdier fra 10-43 år og medianværdier fra 6-31 år. Dog er der undtagelser herfra. Abild Vandværk og en af indvindingsboringerne ved Højer Vandværk indvinder grundvand med en relativ høj median partikelbaneanlder på henholdsvis 472 og 61 år. Ved 6 af indvindingsboringerne ligger middelværdien af partikelbaneanldrene også relativt højt (op til 1217 år) hvilket er udtryk for at der forekommer enkelte partikelbaner med forholdsvis høj alder.

Vandværkerne, hvor grundvandsmodelleringen viser meget gammelt vand, indvinder alle reduceret grundvand af vandtype C eller D. Modsat viser grundvandsmodelleringen at vandværker som indvinder grundvand af vandtype A, B/C og med signifikant stigende sulfattrends alle indvinder relativt ungt grundvand.

15. Referencer

Alborzfar, M., Jonsson, G., Villumsen, A. & Grøn, C., 1996. Behandling af "brunt" vand. Vandteknik nr. 6, august 1996, pp. 311-316.

Bay, H; Tyge, P., Rasmussen, L. & Nicolaisen, J., 2004. Forceret omsætning af reduktionskapacitet for nitrat i nærzonen til kildepladser. ATV Vintermøde, marts 2004.

Brown, J., Colling, A., Park, D., Phillips, J., Rothery, D. & Wright, J., 1989. Seawater: its composition, properties and behavior. Pergamon Press, pp. 165.

Brüsch, W; Rosenbom, A.E.; Juhler, R.K.; Gudmundsson, L.; Nielsen, C.B.; Plauborg, F. & Olsen, P., 2013. The Danish Pesticide Leaching Assessment Programme (Varslingssystem for udvaskning af pesticider til grundvand - VAP) (http://pesticidvarsling.dk/publ_result/2012.html).

Bruun-Petersen, J., 1990. Det brune vand i Ribe amt. Dansk Geologisk Forening (DGF), Årsskrift for 1987-89.

Ernstsen, V & Larsen, C.L., 2005. NVOC krav til drikkevand. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 18, 2005.

Ernstsen, V. & Johnsen, A.R., 2008. NVOC og kimalt i drikkevand. Rapport for Miljøministeriet.

Friborg, R., 1991. Brunt vand i Sønderjylland. Fragmentariske noter om forekomst m.m. Rud Friborg 28.2.1991.

Grant, R. Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Pedersen, L.E., Jensen, P. G., Hansen, B. & Thorling L., 2010. Landovervågningsoplände 2009. NOVANA. Faglig rapport fra DMU nr. 762.

Grøn, C., Dinesen, B. & Villumsen, A., 1989. Brunt vand: Endnu en trussel imod Danmarks fremtidige vandforsyning? Vandteknisk August 1989, pp. 207-212.

Hansen, H.U., 2004. Forcering af nitratreduktionskapacitet i nærzonen omkring kildepladser – En feltundersøgelse med opfølgende grundvandsmodellering. Eksamensprojekt DTU, pp. 83-

Hansen, B., Mossin, L., Ramsay, L., Thorling, L., Ernstsen, V., Jørgensen, J. & Kristensen, M., 2009a. Kemisk grundvandskortlægning. Geo-vejledning 6, 112 pp.

Hansen, B., Iversen, C.H., Nielsen, A.M. & Søndergaard, V., 2009b. Vurdering af grundvandsmagasiners nitratsårbarhed. Geo-vejledning 5, 38 pp.

Hansen, B., Thorling, L., Dalgaard, T. and Erlandsen, M., 2011. Response to Comments on "Trend Reversal of Nitrate in Danish Groundwater – A Reflection of Agricultural Practices and Nitrogen Surpluses since 1950". *Environmental Science & Technology*, 45, 4189-4189.

Jørgensen, F., Scheer, W., Thomsen, S., Sonnenborg, T.O., Hinsby, K., Wiederhold, H., Schamper, C., Burschil, T., Roth, B., Kirsch, R. & Auken, E., 2012. Transboundary geophysical mapping of geological elements and salinity distribution critical for the assessment of future sea water intrusion in response to sea level rise. *HESSD*, 9, 2629 – 2674.

Jørgensen, F., Sandersen, P., Høyer, A.-S., Møller, R.R., Pallesen, T.M., He, X., Kristensen, M. & Sonnenborg, T., 2014. 3D geologisk model ved Tønder. GEUS rapport. In prep.

MST, 2000. Zoonering. Vejledning Nr. 3, Miljøstyrelsen 2000.

Orbicon, 2013a. Geologisk model – Tønder. Digitalisering af top og bund af det primære magasin. Notat af 24. oktober 2013, Orbicon.

Orbicon, 2013b. Referat fra møde vedr. muligheder for udtræk af lertykkelser fra voxelmodellen, 9. oktober, 2013.

Pettersson, C., Ephraim, J. & Allard, B., 1994. On the composition and properties of humic substances isolated from deep groundwater and surface waters. *Organic Geochemistry*, 21, 443-451.

Rasmussen, P. & Sonnenborg, T.O., 2015. Grundvandsmodel for kortlægningsområdet Tønder – Løgumkloster. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse rapport 2015/12.

Ødum, H., 1934. Grundvandsforholdene i Tønder-marsken. DGU IV. Rk., Bd. 2, Nr. 12, pp. 1-17.

Bilag 1: Fund af pesticider indenfor modelområdet.

Udtræk fra JUPITER november 2013.

Geologisk enhed	DGUNR	INDTAGSNR	DATO	STOF	KONCENTRATION (µg/l)
Begravede dale	166. 484	1	04-mar-98	2,6-Dichlorbenzamid	0.23
Begravede dale	166. 506	1	04-mar-98	2,6-Dichlorbenzamid	0.93
Begravede dale	166. 604	1	04-mar-98	2,6-Dichlorbenzamid	1.02
Begravede dale	166. 484	1	05-maj-94	Atrazin	0.051
Begravede dale	166. 484	1	09-nov-94	Atrazin	0.016
Begravede dale	166. 506	1	04-feb-98	Atrazin	0.078
Begravede dale	166. 506	1	04-mar-98	Atrazin	0.076
Begravede dale	166. 506	1	05-maj-94	Atrazin	0.515
Begravede dale	166. 506	1	20-jul-94	Atrazin	0.125
Begravede dale	166. 506	1	09-nov-94	Atrazin	0.115
Begravede dale	166. 506	1	08-jun-95	Atrazin	0.069
Begravede dale	166. 506	1	15-apr-96	Atrazin	0.072
Begravede dale	166. 506	1	15-jan-97	Atrazin	0.035
Begravede dale	166. 506	1	07-aug-97	Atrazin	0.036
Begravede dale	166. 604	1	04-feb-98	Atrazin	0.022
Begravede dale	166. 604	1	04-mar-98	Atrazin	0.018
Begravede dale	166. 604	1	23-mar-94	Atrazin	0.065
Begravede dale	166. 604	1	09-nov-94	Atrazin	0.015
Begravede dale	166. 604	1	15-apr-96	Atrazin	0.02
Begravede dale	166. 604	1	07-aug-97	Atrazin	0.016
Begravede dale	166. 604	1	15-jan-97	Atrazin	0.016
Begravede dale	166. 506	1	04-mar-98	Atrazin, desethyl-	0.104
Begravede dale	166. 604	1	04-mar-98	Atrazin, desethyl-	0.026
Begravede dale	166. 506	1	04-mar-98	Atrazin, desisopropy	0.039
Begravede dale	166. 506	1	20-jul-94	Mechlorprop	0.027
Begravede dale	166. 506	1	09-nov-94	Mechlorprop	0.07
Begravede dale	166. 604	1	23-mar-94	Mechlorprop	0.016
Begravede dale	166. 506	1	04-mar-98	Simazin	0.051
Begravede dale	166. 506	1	20-jul-94	Simazin	0.013
Begravede dale	166. 506	1	09-nov-94	Simazin	0.025
Begravede dale	166. 506	1	08-jun-95	Simazin	0.028
Begravede dale	166. 506	1	15-apr-96	Simazin	0.017
Begravede dale	166. 506	1	15-jan-97	Simazin	0.025
Begravede dale	166. 506	1	07-aug-97	Simazin	0.029
Begravede dale	166. 604	1	07-aug-97	Simazin	0.01
Glacialtektonisk kompleks	158. 777	1	19-aug-96	2,4-D	0.016
Glacialtektonisk kompleks	166. 659	1	21-sep-92	2,4-D	0.03
Glacialtektonisk kompleks	158. 396	1	09-maj-05	2,6-Dichlorbenzamid	0.083
Glacialtektonisk kompleks	158. 396	1	30-jun-09	2,6-Dichlorbenzamid	0.082
Glacialtektonisk kompleks	158. 503	1	17-sep-98	2,6-Dichlorbenzamid	0.02
Glacialtektonisk kompleks	158. 503	1	17-jun-99	2,6-Dichlorbenzamid	0.027
Glacialtektonisk kompleks	158. 618	1	11-apr-05	2,6-Dichlorbenzamid	0.019
Glacialtektonisk kompleks	158. 683	1	26-mar-98	2,6-Dichlorbenzamid	0.06
Glacialtektonisk kompleks	158. 683	1	20-apr-12	2,6-Dichlorbenzamid	0.016
Glacialtektonisk kompleks	158. 683	1	15-apr-08	2,6-Dichlorbenzamid	0.025
Glacialtektonisk kompleks	158. 817	1	24-jan-12	2,6-Dichlorbenzamid	0.019
Glacialtektonisk kompleks	158. 834	1	08-okt-12	2,6-Dichlorbenzamid	0.01
Glacialtektonisk kompleks	159. 1187	1	16-feb-06	2,6-Dichlorbenzamid	0.011
Glacialtektonisk kompleks	159. 1187	1	14-apr-10	2,6-Dichlorbenzamid	0.02
Glacialtektonisk kompleks	166. 395	1	28-okt-98	2,6-Dichlorbenzamid	0.13
Glacialtektonisk kompleks	166. 512	1	29-sep-11	2,6-Dichlorbenzamid	0.021
Glacialtektonisk kompleks	166. 512	1	05-mar-13	2,6-Dichlorbenzamid	0.017
Glacialtektonisk kompleks	166. 611	1	28-okt-98	2,6-Dichlorbenzamid	0.13
Glacialtektonisk kompleks	167. 441	1	09-mar-00	2,6-Dichlorbenzamid	0.036
Glacialtektonisk kompleks	167. 441	1	22-feb-06	2,6-Dichlorbenzamid	0.027
Glacialtektonisk kompleks	167. 441	1	05-jul-11	2,6-Dichlorbenzamid	0.051
Glacialtektonisk kompleks	167. 496	1	18-mar-98	2,6-Dichlorbenzamid	0.02
Glacialtektonisk kompleks	167. 496	1	05-jul-11	2,6-Dichlorbenzamid	0.042
Glacialtektonisk kompleks	167. 532	1	18-mar-98	2,6-Dichlorbenzamid	0.02
Glacialtektonisk kompleks	167. 532	1	08-feb-01	2,6-Dichlorbenzamid	0.028
Glacialtektonisk kompleks	167. 532	1	02-aug-01	2,6-Dichlorbenzamid	0.028
Glacialtektonisk kompleks	167. 532	1	05-jul-11	2,6-Dichlorbenzamid	0.14
Glacialtektonisk kompleks	158. 834	1	08-okt-12	2,6-dichlorbenzosyre	0.017
Glacialtektonisk kompleks	166. 443	1	19-mar-12	4-CPP	0.018
Glacialtektonisk kompleks	166. 460	1	26-mar-98	4-CPP	0.096
Glacialtektonisk kompleks	166. 460	1	18-maj-98	4-CPP	0.109
Glacialtektonisk kompleks	166. 469	1	19-mar-12	4-CPP	0.016
Glacialtektonisk kompleks	166. 548	1	05-mar-13	4-CPP	0.012
Glacialtektonisk kompleks	166. 548	1	01-aug-13	4-CPP	0.033
Glacialtektonisk kompleks	166. 443	1	19-mar-12	4-Nitrophenol	0.057
Glacialtektonisk kompleks	166. 469	1	19-mar-12	4-Nitrophenol	0.074
Glacialtektonisk kompleks	158. 395	1	13-apr-94	Atrazin	0.029

Glacialtektonisk kompleks	158. 395	1	08-nov-94	Atrazin	0.018
Glacialtektonisk kompleks	158. 503	1	17-sep-98	Atrazin	0.02
Glacialtektonisk kompleks	158. 777	2	19-aug-96	Atrazin	0.013
Glacialtektonisk kompleks	158. 503	1	17-sep-98	Atrazin, desethyl-	0.02
Glacialtektonisk kompleks	158. 503	1	17-jun-99	Atrazin, desethyl-	0.022
Glacialtektonisk kompleks	166. 676	1	15-jul-13	Atrazin, desethyl-	0.022
Glacialtektonisk kompleks	158. 503	1	17-sep-98	Atrazin, desisopropy	0.01
Glacialtektonisk kompleks	166. 469	1	19-mar-12	Bentazon	0.26
Glacialtektonisk kompleks	166. 611	1	28-okt-98	Bentazon	0.01
Glacialtektonisk kompleks	167. 496	1	18-mar-98	Bentazon	0.01
Glacialtektonisk kompleks	167. 496	1	20-feb-08	Bentazon	0.13
Glacialtektonisk kompleks	167. 496	1	05-jul-11	Bentazon	0.053
Glacialtektonisk kompleks	167. 525	1	24-okt-01	Bentazon	0.13
Glacialtektonisk kompleks	167. 536	1	12-sep-01	Bentazon	0.22
Glacialtektonisk kompleks	167. 536	1	26-nov-01	Bentazon	0.18
Glacialtektonisk kompleks	167. 1098	1	17-jun-99	Bentazon	0.038
Glacialtektonisk kompleks	167. 1098	1	22-feb-06	Bentazon	0.29
Glacialtektonisk kompleks	167. 1098	1	26-feb-08	Bentazon	0.4
Glacialtektonisk kompleks	167. 1515	1	21-apr-09	Bentazon	0.25
Glacialtektonisk kompleks	167. 1515	1	05-jul-11	Bentazon	0.22
Glacialtektonisk kompleks	166. 676	1	15-jul-13	DEIA	0.017
Glacialtektonisk kompleks	158. 503	1	17-sep-98	Dichlobenil	0.01
Glacialtektonisk kompleks	159. 478	1	01-jul-98	Dichlobenil	0.02
Glacialtektonisk kompleks	158. 777	2	19-aug-96	Dichlorprop	0.013
Glacialtektonisk kompleks	158. 777	1	19-aug-96	Dichlorprop	0.013
Glacialtektonisk kompleks	166. 443	1	08-jun-94	Dichlorprop	0.013
Glacialtektonisk kompleks	166. 443	1	19-mar-12	Dichlorprop	0.012
Glacialtektonisk kompleks	166. 460	1	26-mar-98	Dichlorprop	0.015
Glacialtektonisk kompleks	166. 460	1	18-maj-98	Dichlorprop	0.019
Glacialtektonisk kompleks	166. 548	1	18-mar-09	Dichlorprop	0.01
Glacialtektonisk kompleks	167. 496	1	18-mar-98	Dichlorprop	0.06
Glacialtektonisk kompleks	167. 496	1	15-jun-94	Dichlorprop	0.028
Glacialtektonisk kompleks	167. 496	1	05-jul-11	Dichlorprop	0.066
Glacialtektonisk kompleks	167. 1515	1	21-apr-09	Dichlorprop	0.081
Glacialtektonisk kompleks	167. 1515	1	05-jul-11	Dichlorprop	0.049
Glacialtektonisk kompleks	158. 503	1	17-sep-98	Dimethoat	0.02
Glacialtektonisk kompleks	158. 395	1	13-apr-94	MCPA	0.01
Glacialtektonisk kompleks	166. 659	1	21-sep-92	MCPA	0.01
Glacialtektonisk kompleks	167. 496	1	15-jun-94	MCPA	0.052
Glacialtektonisk kompleks	158. 777	2	19-aug-96	Mechlorprop	0.018
Glacialtektonisk kompleks	158. 777	1	19-aug-96	Mechlorprop	0.015
Glacialtektonisk kompleks	158. 777	3	19-aug-96	Mechlorprop	0.021
Glacialtektonisk kompleks	159. 965	1	24-maj-94	Mechlorprop	0.048
Glacialtektonisk kompleks	166. 443	1	19-mar-12	Mechlorprop	0.037
Glacialtektonisk kompleks	166. 460	1	26-mar-98	Mechlorprop	0.106
Glacialtektonisk kompleks	166. 460	1	18-maj-98	Mechlorprop	0.14
Glacialtektonisk kompleks	166. 460	1	04-nov-96	Mechlorprop	0.034
Glacialtektonisk kompleks	166. 460	1	24-sep-96	Mechlorprop	0.028
Glacialtektonisk kompleks	166. 469	1	19-mar-12	Mechlorprop	0.031
Glacialtektonisk kompleks	166. 659	1	21-sep-92	Mechlorprop	0.05
Glacialtektonisk kompleks	167. 441	1	15-jun-94	Mechlorprop	0.012
Glacialtektonisk kompleks	167. 1515	1	21-apr-09	Mechlorprop	0.061
Glacialtektonisk kompleks	167. 1515	1	05-jul-11	Mechlorprop	0.28
Glacialtektonisk kompleks	158. 396	1	08-feb-01	Metamitron	0.079
Sandur	159. 330	1	01-jul-98	2,6-Dichlorbenzamid	0.21
Sandur	159. 385	1	01-jul-98	2,6-Dichlorbenzamid	0.79
Sandur	166. 471	1	27-nov-12	2,6-Dichlorbenzamid	0.049
Sandur	159. 330	1	01-jul-98	Atrazin	0.01
Sandur	159. 330	1	23-jun-94	Atrazin	0.015
Sandur	159. 385	1	01-jul-98	Atrazin	0.07
Sandur	159. 654	1	24-maj-94	Atrazin	0.049
Sandur	159. 330	1	01-jul-98	Atrazin, desethyl-	0.06
Sandur	159. 385	1	01-jul-98	Atrazin, desethyl-	0.13
Sandur	159. 315	1	21-jun-04	Atrazin, desisopropy	0.015
Sandur	159. 330	1	01-jul-98	Atrazin, desisopropy	0.04
Sandur	159. 385	1	01-jul-98	Atrazin, desisopropy	0.16
Sandur	166. 471	1	27-nov-12	Atrazin, hydroxy-	0.093
Sandur	166. 471	1	27-nov-12	Deethyl-hydroxy-atrazin	0.073
Sandur	159. 385	1	01-jul-98	Dichlobenil	0.01
Sandur	166. 471	1	27-nov-12	Hexazinon	0.042
Sandur	159. 385	1	01-jul-98	Simazin	0.02
Sandur	159. 654	1	24-maj-94	Simazin	0.023
II	166. 504	1	15-jan-97	Atrazin	0.016
II	158. 818	1	19-feb-13	2,6-Dichlorbenzamid	0.011
II	158. 856	1	15-okt-01	2,6-Dichlorbenzamid	1.1
II	158. 856	1	19-jun-01	2,6-Dichlorbenzamid	1
II	166. 723	1	13-jun-01	2,6-Dichlorbenzamid	14
II	166. 723	1	15-okt-01	2,6-Dichlorbenzamid	9.7
II	167. 1419	1	27-aug-01	2,6-Dichlorbenzamid	0.19
II	167. 1419	1	15-okt-01	2,6-Dichlorbenzamid	0.069
II	167. 1419	1	15-okt-01	Atrazin, desethyl-	0.032
II	159. 1222	1	14-jun-01	Atrazin, desisopropy	0.036

II	159. 1224	1	20-jun-01	Atrazin, desisopropy	0.017	T
II	159. 1224	1	15-okt-01	Atrazin, desisopropy	0.022	
II	158. 856	1	15-okt-01	Bentazon	0.56	
II	158. 856	1	19-jun-01	Bentazon	0.41	
II	167. 1409	1	13-jun-01	Ethylentiourea	0.027	
II	167. 1419	1	27-aug-01	Hexazinon	0.36	
II	167. 1419	1	15-okt-01	Hexazinon	0.14	

Bilag 2: 2D hydrogeokemiske profilsnit med vurdering af nitratsårbarhed.

Kemi legende:

Eks. C/P 154/0 = Vandtype C / Pesticidfund; sulfat 154 mg/l / nitrat 0 mg/l

s= sløjfet boring

A= aktiv boring

S= signifikant stigende sulfatindhold

F= signifikant faldende sulfatindhold

Sort linje=redoxgrænse baseret på farvebeskrivelser af jordlag

Geologi legende (Bilag 1 fra Jørgensen m.fl., 2014):

Color	Text	Color	Text
Red	Quaternary_Sand_fill	Light purple	Klintinghoved_Clay_Upper_10
Red	SSV 0-10%	Dark purple	Bastrup_Sand
Red	SSV 10-20%	Light purple	Klintinghoved_Clay_Lower_9
Red	SSV 20-30%	Dark blue	Paleogene_Clay
Red	SSV 30-40%	Green	Danian_Limestone
Red	SSV 40-50%	Pink	Quaternary_Sand
Red	SSV 50-60%	Black	Quaternary_Clay
Red	SSV 60-70%	Light green	Uncertainty_little
Red	SSV 70-80%	Yellow	Uncertainty_medium
Red	SSV 80-90%	Orange	Uncertainty_high
Red	SSV_100%	Red	Uncertainty_indefinite
Red	SSV sand (0-40% clay)	Red	Abild_Valley_Sand
Light green	SSV sand og ler (40-60% clay)	Brown	Abild_Valley_Clay
Brown	SSV ler (60-100% clay)	Red	Hoejer_Valley_Sand
Red	SGEMS sand	Brown	Hoejer_Valley_Clay
Brown	SGEMS clay	Red	Toender_Jeys_Valley_Sand
Pink	Post_glacial	Brown	Toender_Jeys_Valley_Clay
Yellow	Sandur	Red	MoegelToender_Valley_Sand
Orange	Late_glacial	Brown	MoegelToender_Valley_Clay
Olive green	Eem	Red	LoegumKloster 1_Valley_Sand
Grey	Saale	Red	Toender_Jeys_Valley_Sand_Upper
Blue	MaadeGroup_deforme	Olive green	Eem_deposits
Dark blue	MaadeGroup	Dark blue	QuaternarySediments_Saltwater
Cyan	Odderup_S3	Brown	Q_MC
Blue	Arnum_L3	Orange	Sand and clay (Empty voxel fill)
Cyan	Odderup_S2	Pink	Moegeltoender_Valley_Upper_Sand
Light purple	Arnum_L2		
Light purple	Klintinghoved_Clay_Upper_10		

VK1(S-N)

LEGENDE:

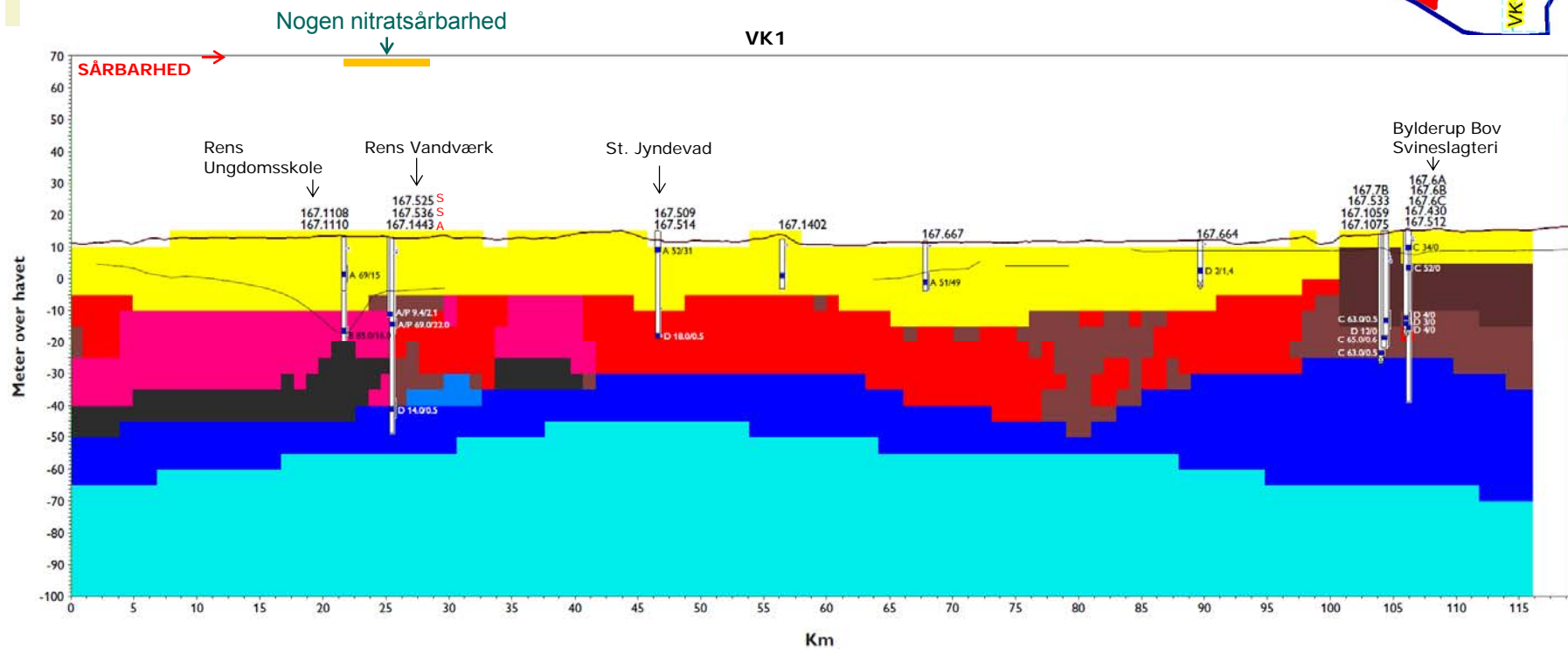
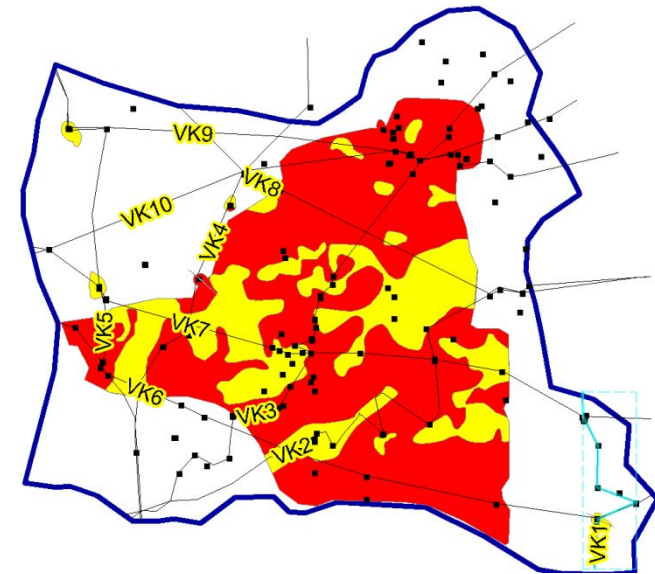
Eks. C/P 154/0 = Vandtype C / Pesticidfund; sulfat 154 mg/l / nitrat 0 mg/l

s= sløjfet boring

A= aktiv boring

S= signifikant stigende sulfatindhold

F= signifikant faldende sulfatindhold



VK2 (S-N)

LEGENDE:

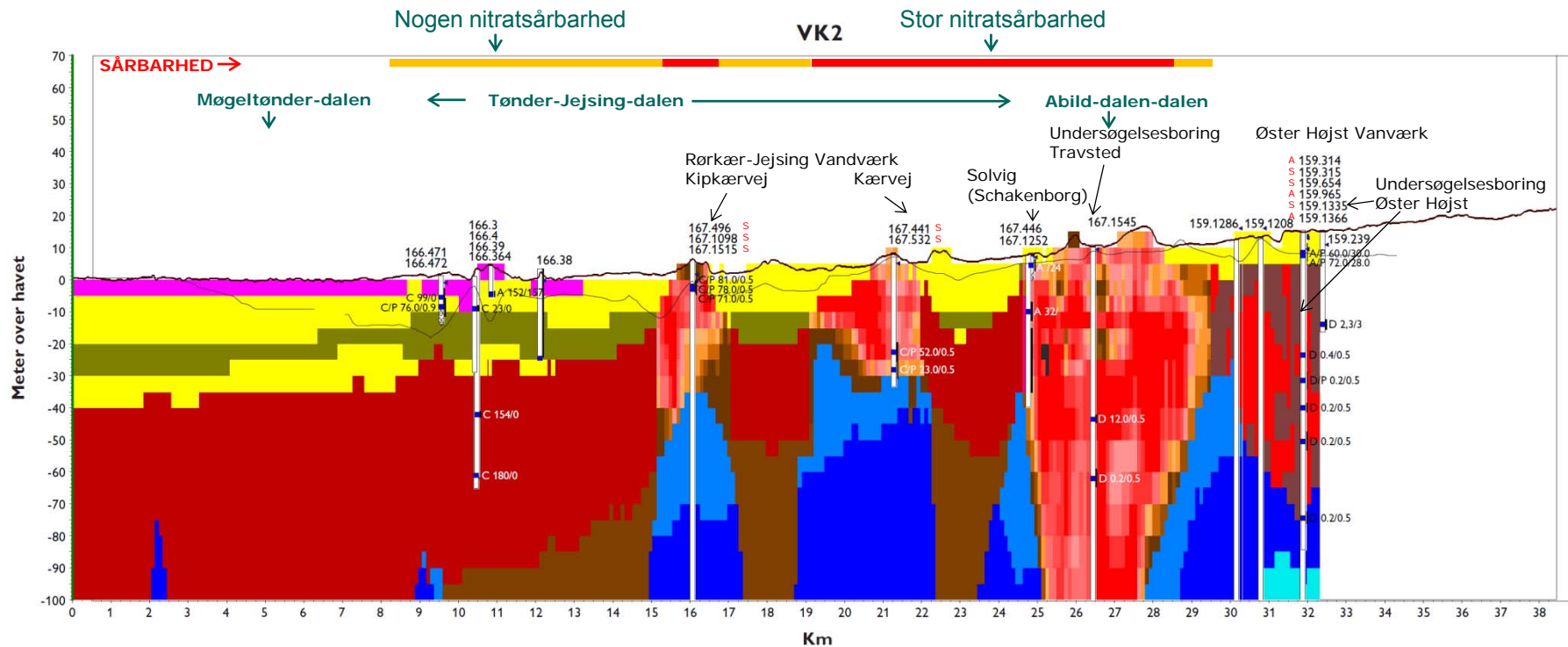
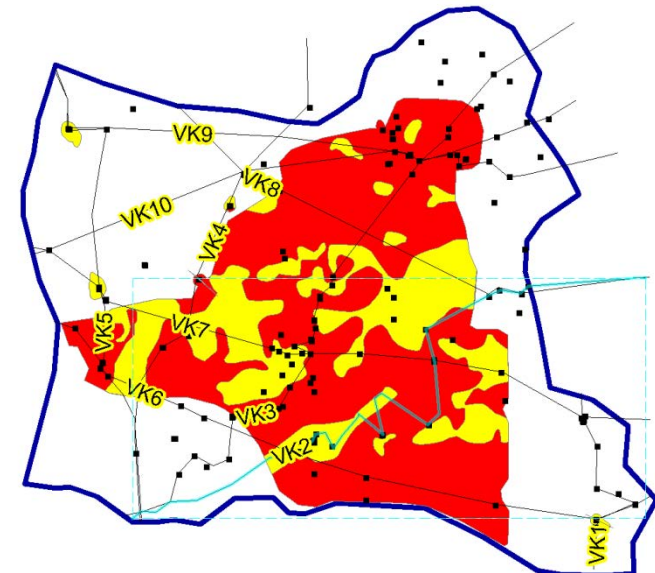
Eks. C/P 154/0 = Vandtype C / Pesticidfund; sulfat 154 mg/l / nitrat 0 mg/l

S= sløjfet boring

A= aktiv boring

S= signifikant stigende sulfatindhold

F= signifikant faldende sulfatindhold



VK 3 (S-N)

LEGENDE:

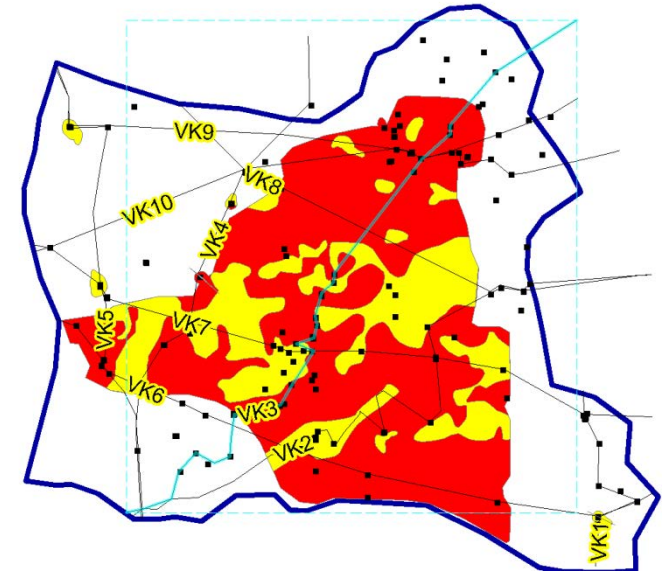
Eks. C/P 154/0 = Vandtype C / Pesticidfund; sulfat 154 mg/l / nitrat 0 mg/l

s= sløjfet boring

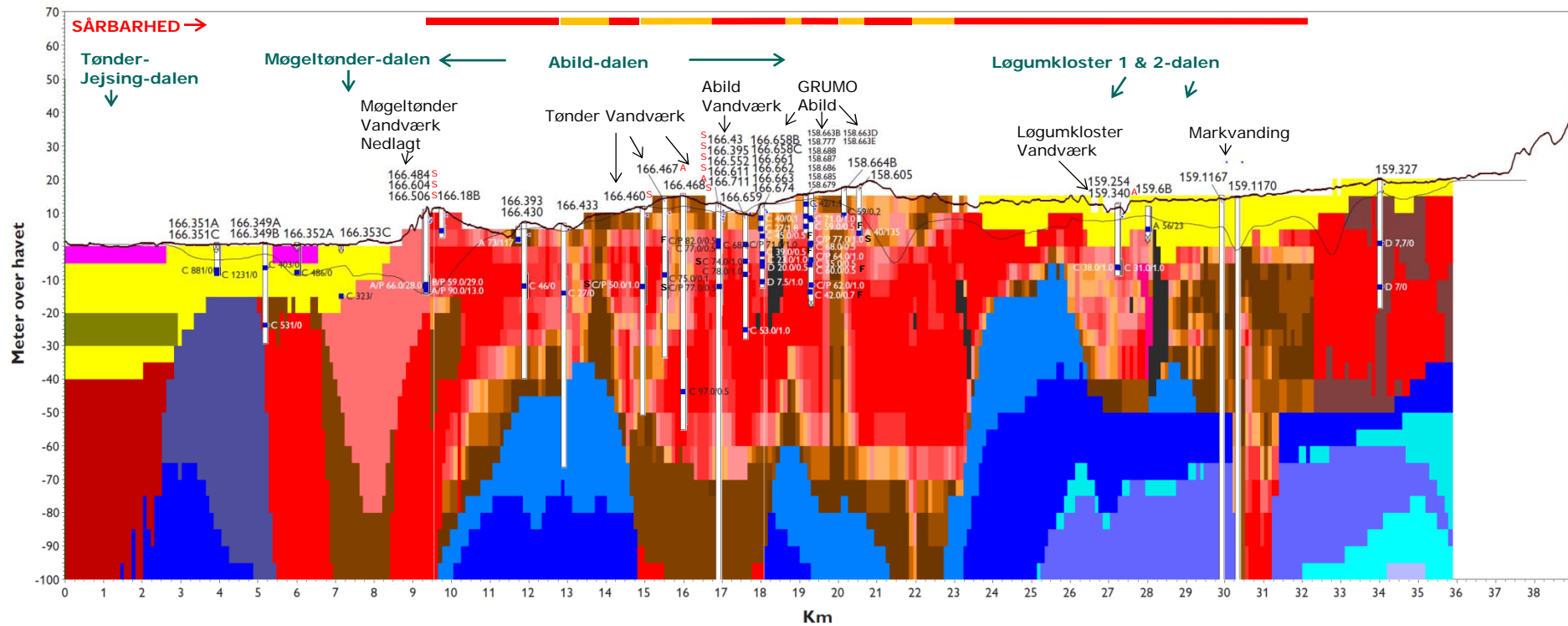
A= aktiv boring

S= signifikant stigende sulfatindhold

F= signifikant faldende sulfatindhold



VK 3



VK 4 (S-N)

LEGENDE:

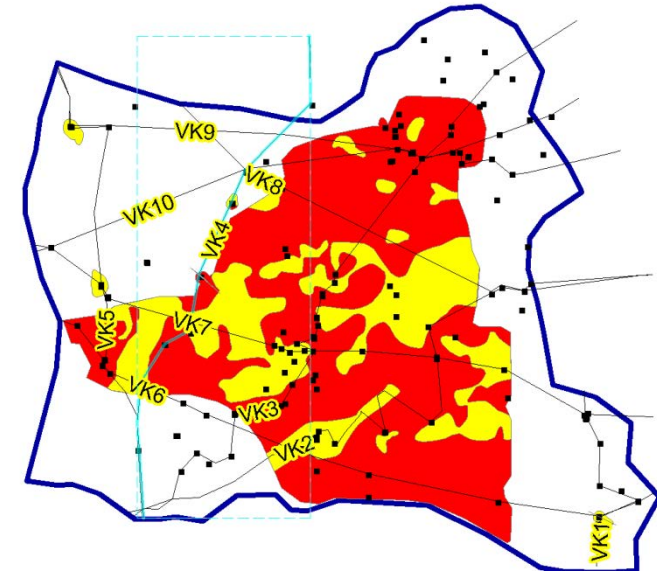
Eks. C/P 154/0 = Vandtype C / Pesticidfund; sulfat 154 mg/l / nitrat 0 mg/l

s= sløjfet boring

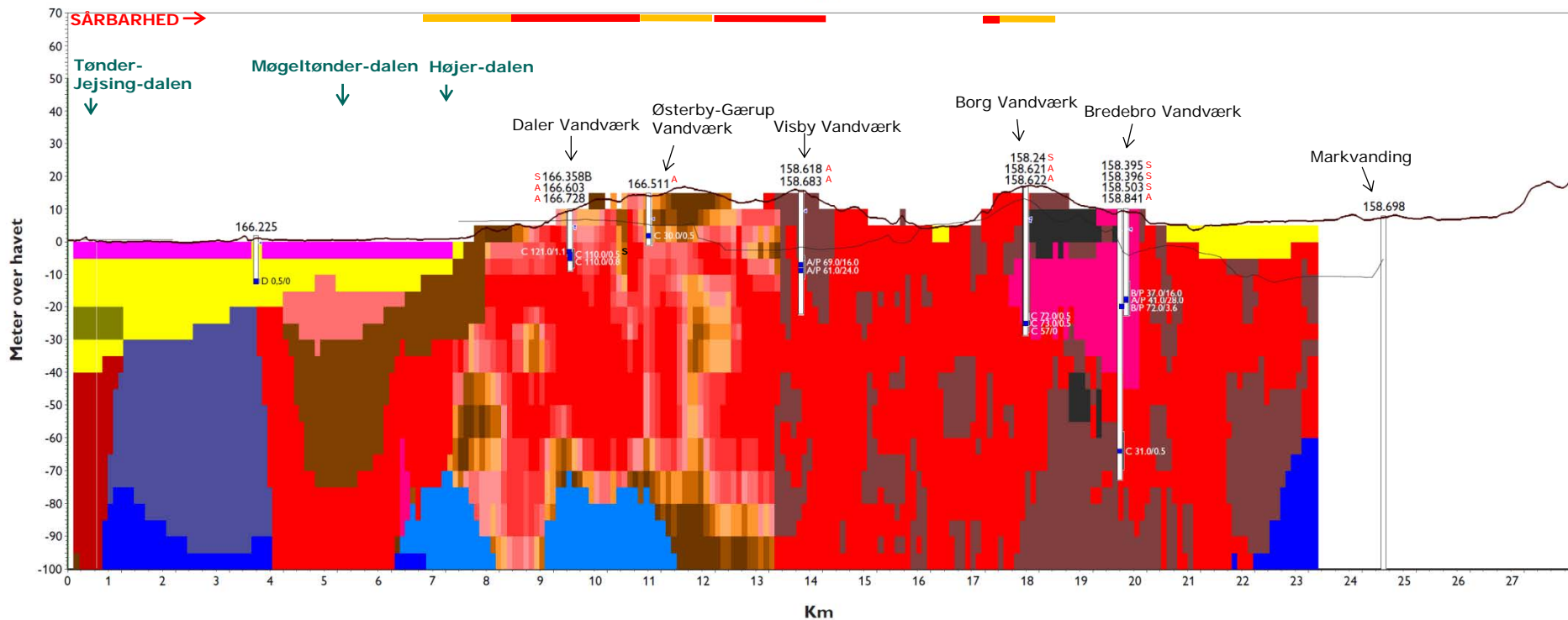
A= aktiv boring

S= signifikant stigende sulfatindhold

F= signifikant faldende sulfatindhold



VK4



VK 5 (S-N)

LEGENDE:

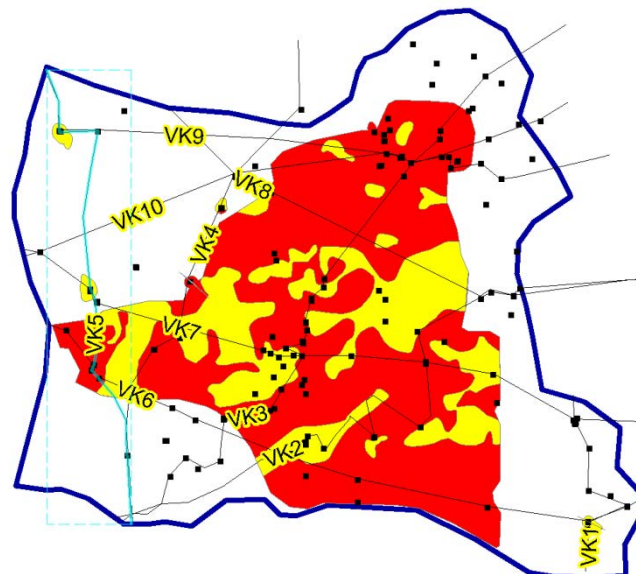
Eks. C/P 154/0 = Vandtype C / Pesticidfund; sulfat 154 mg/l / nitrat 0 mg/l

S= sløjfet boring

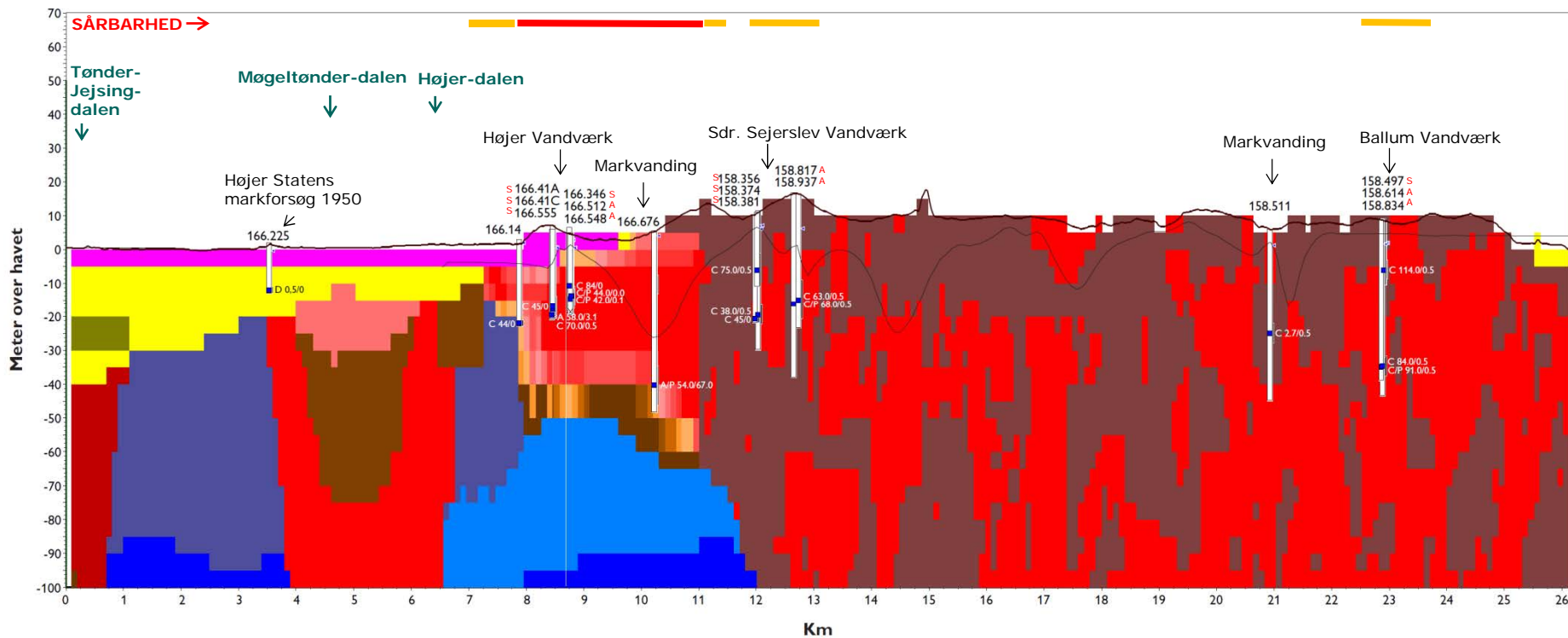
A= aktiv boring

S= signifikant stigende sulfatindhold

F= signifikant faldende sulfatindhold



VK5



VK 6 (V-Ø)

LEGENDE:

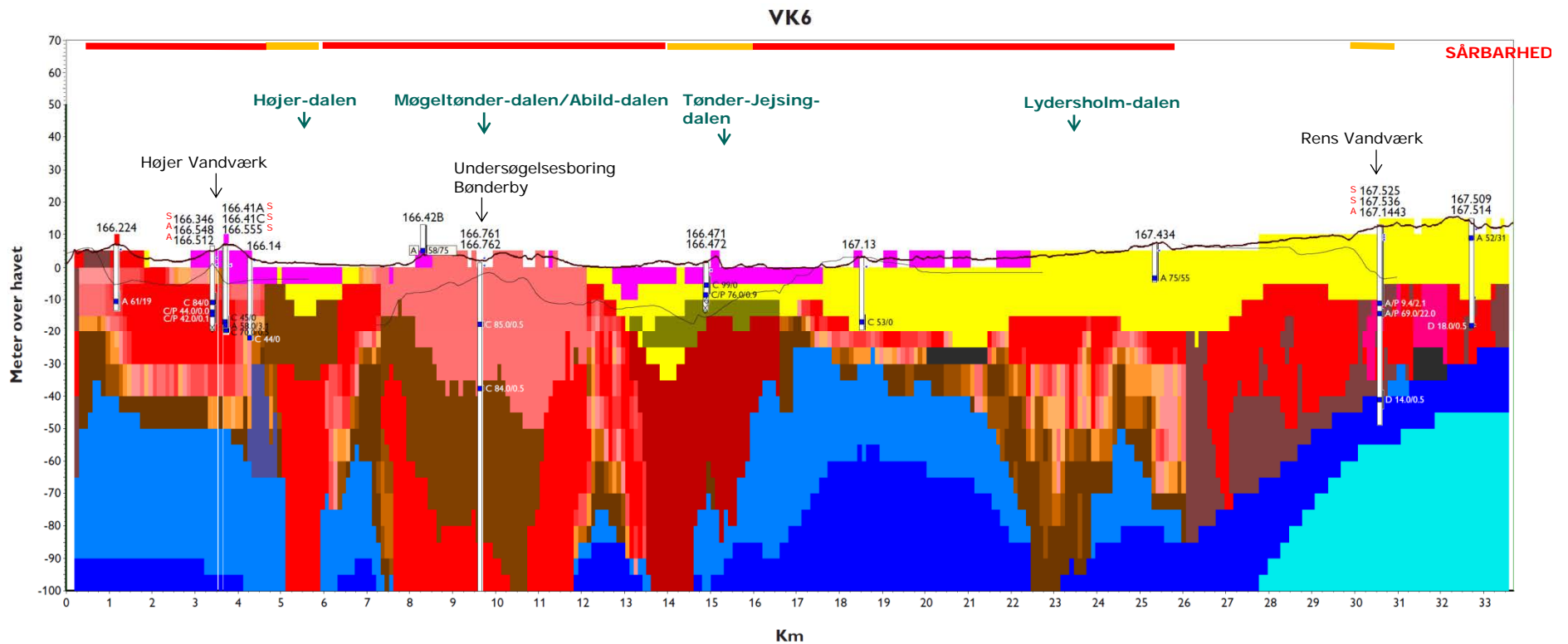
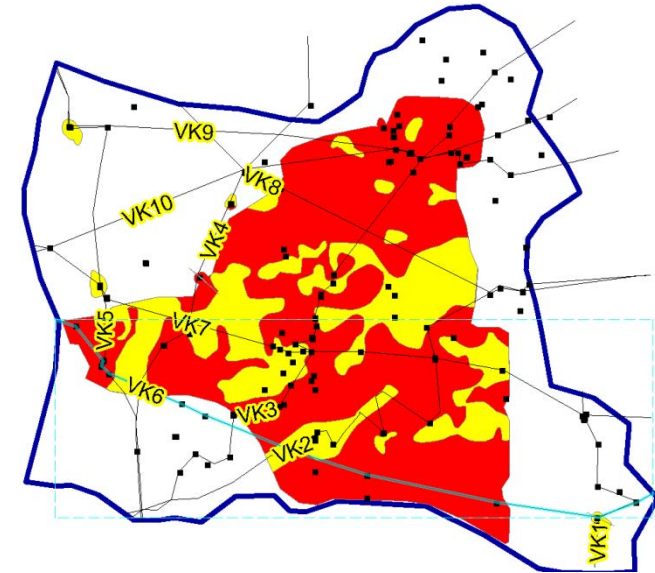
Eks. C/P 154/0 = Vandtype C / Pesticidfund; sulfat 154 mg/l / nitrat 0 mg/l

S= sløjfet boring

A= aktiv boring

S= signifikant stigende sulfatindhold

F= signifikant faldende sulfatindhold



VK 7 (V-Ø)

LEGENDE:

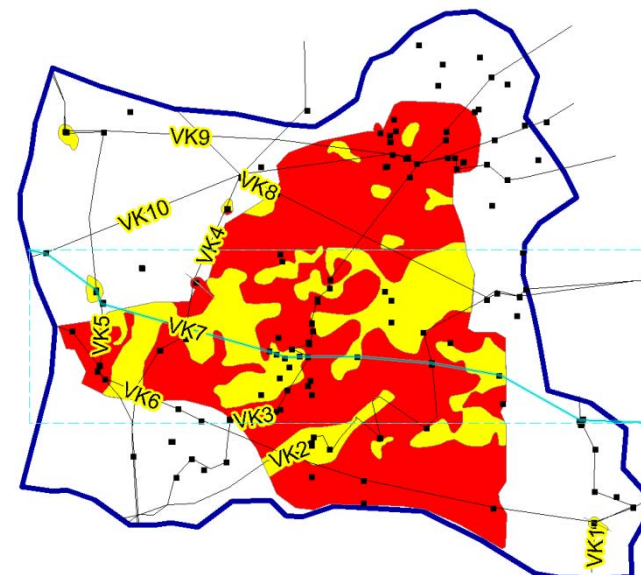
Eks. C/P 154/0 = Vandtype C / Pesticidfund; sulfat 154 mg/l / nitrat 0 mg/l

s= sløjfet boring

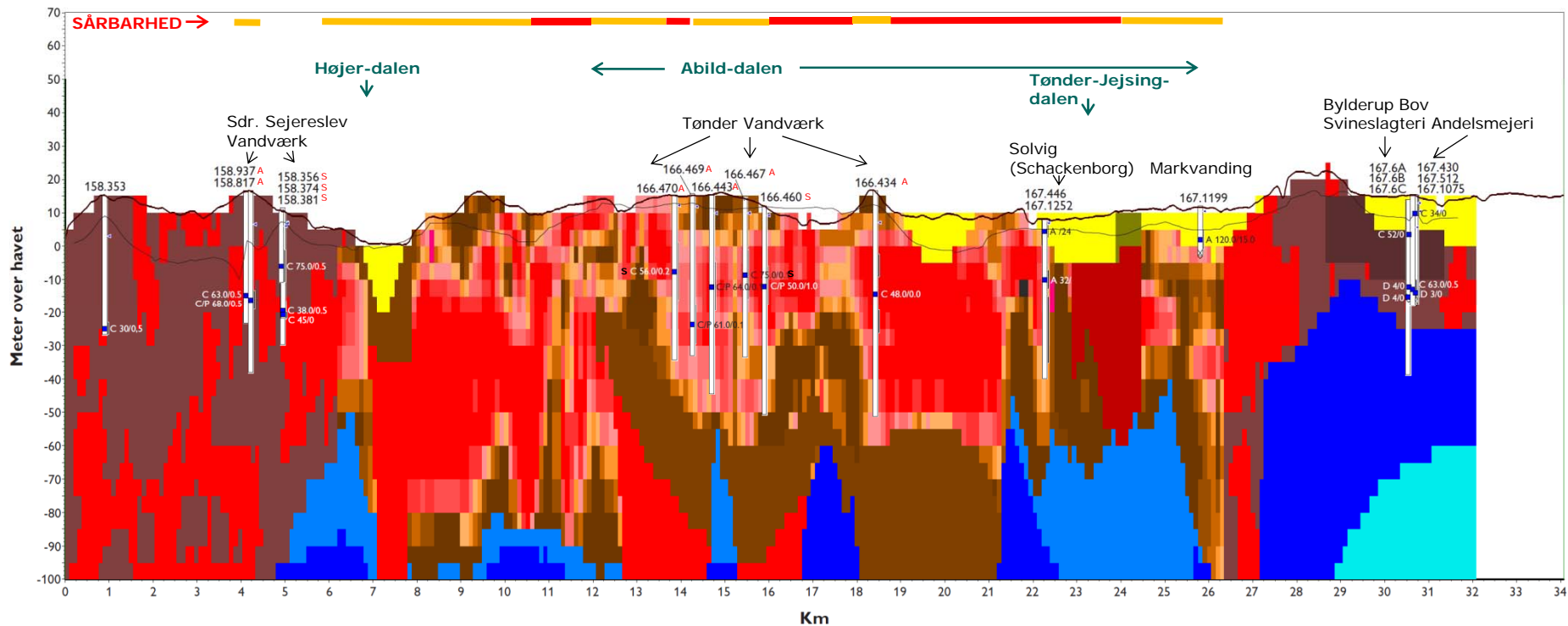
A= aktiv boring

S= signifikant stigende sulfatindhold

F= signifikant faldende sulfatindhold



VK7



VK 8 (V-Ø)

LEGENDE:

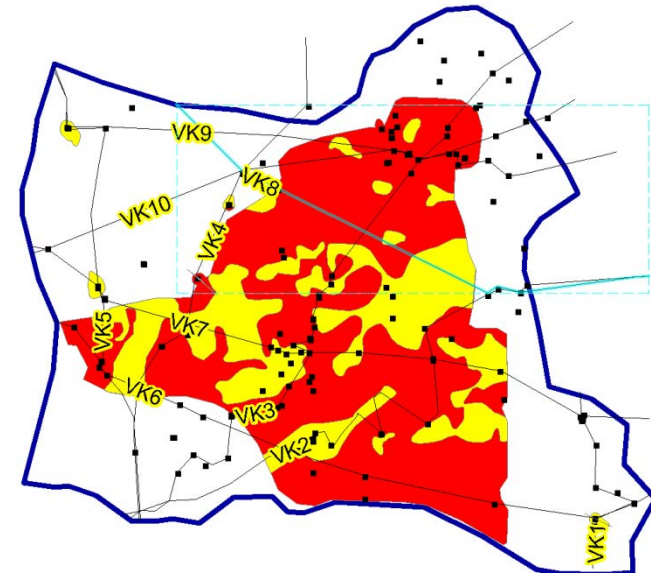
Eks. C/P 154/0 = Vandtype C / Pesticidfund; sulfat 154 mg/l / nitrat 0 mg/l

s= sløjfet boring

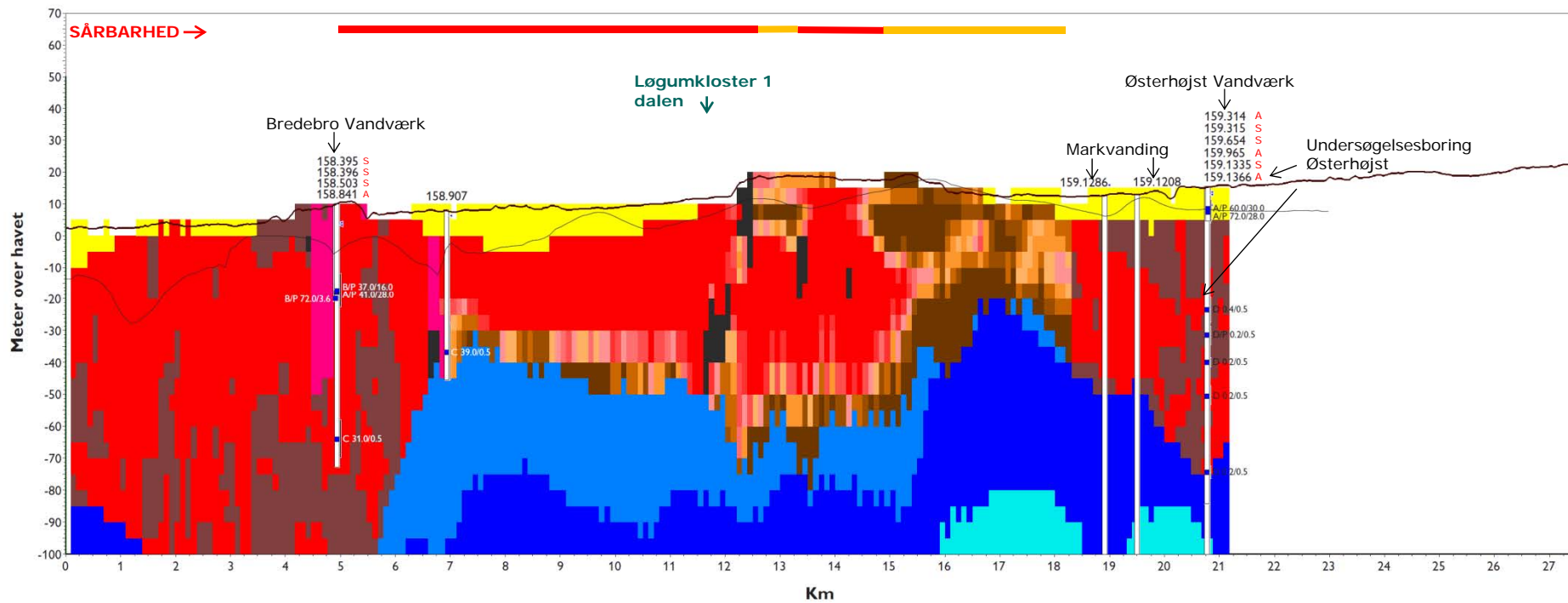
A= aktiv boring

S= signifikant stigende sulfatindhold

F= signifikant faldende sulfatindhold



VK 8



VK 9 (V-Ø)

LEGENDE:

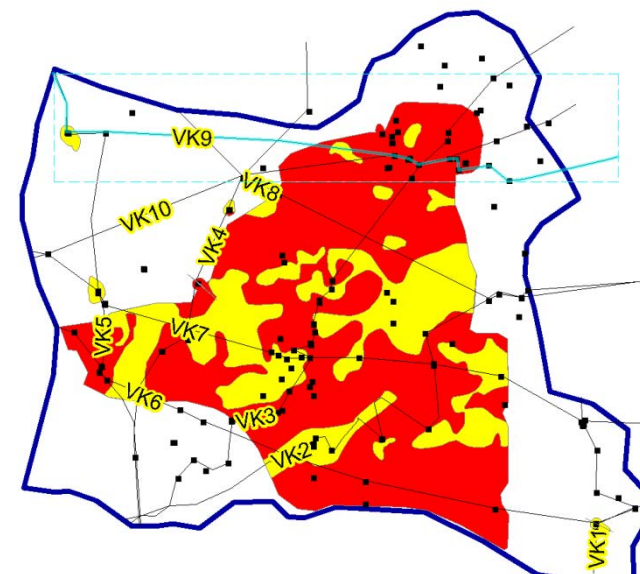
Eks. C/P 154/0 = Vandtype C / Pesticidfund; sulfat 154 mg/l / nitrat 0 mg/l

s= sløjfet boring

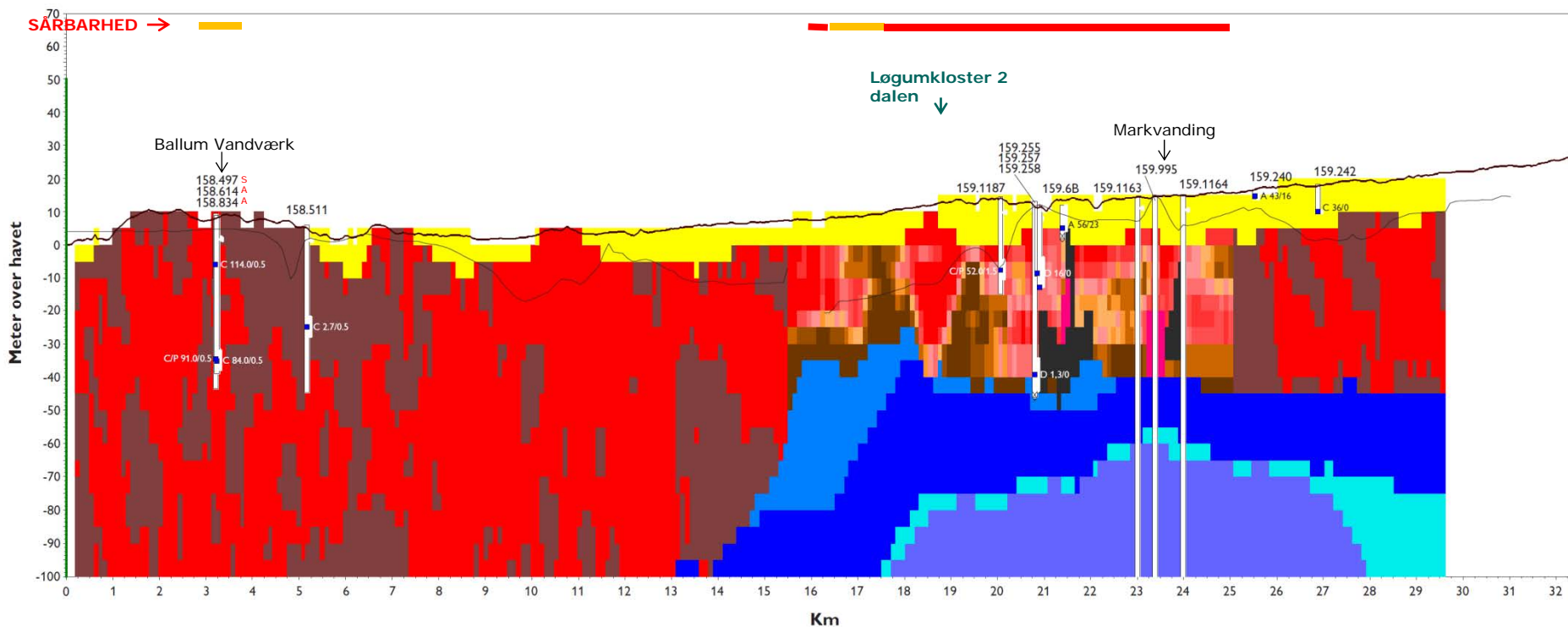
A= aktiv boring

S= signifikant stigende sulfatindhold

F= signifikant faldende sulfatindhold



VK9



VK 10 (V-Ø)

LEGENDE:

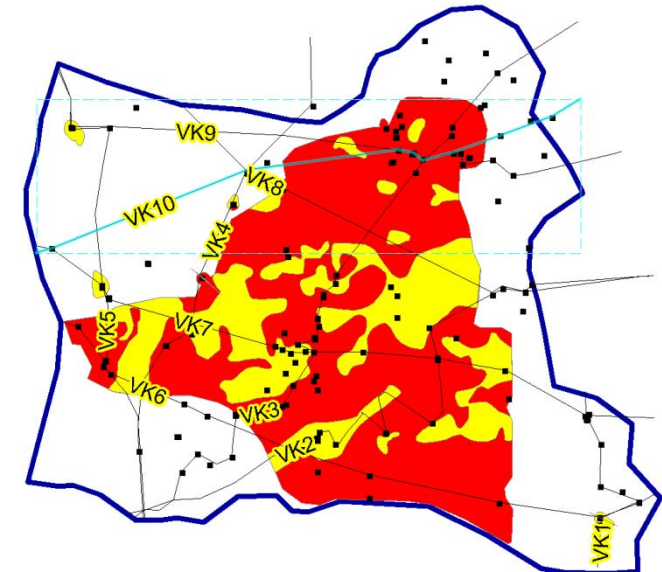
Eks. C/P 154/0 = Vandtype C / Pesticidfund; sulfat 154 mg/l / nitrat 0 mg/l

s= sløjfet boring

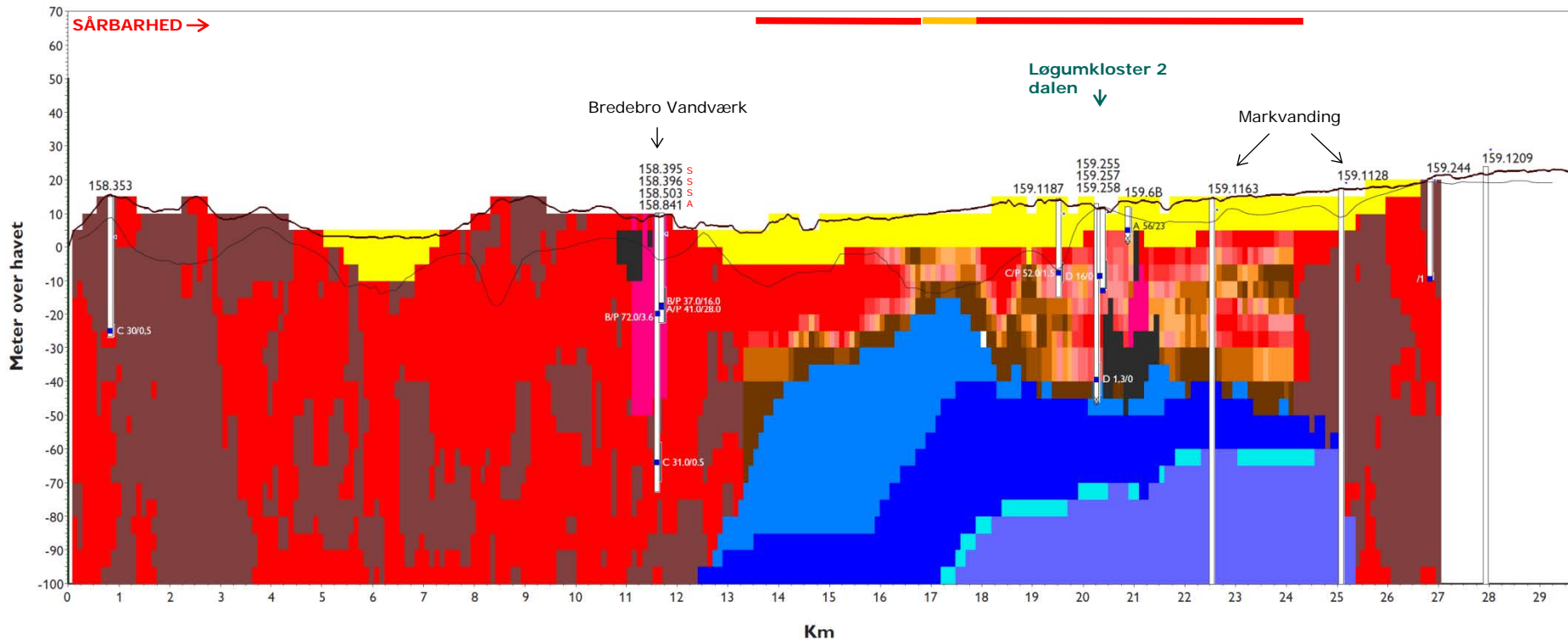
A= aktiv boring

S= signifikant stigende sulfatindhold

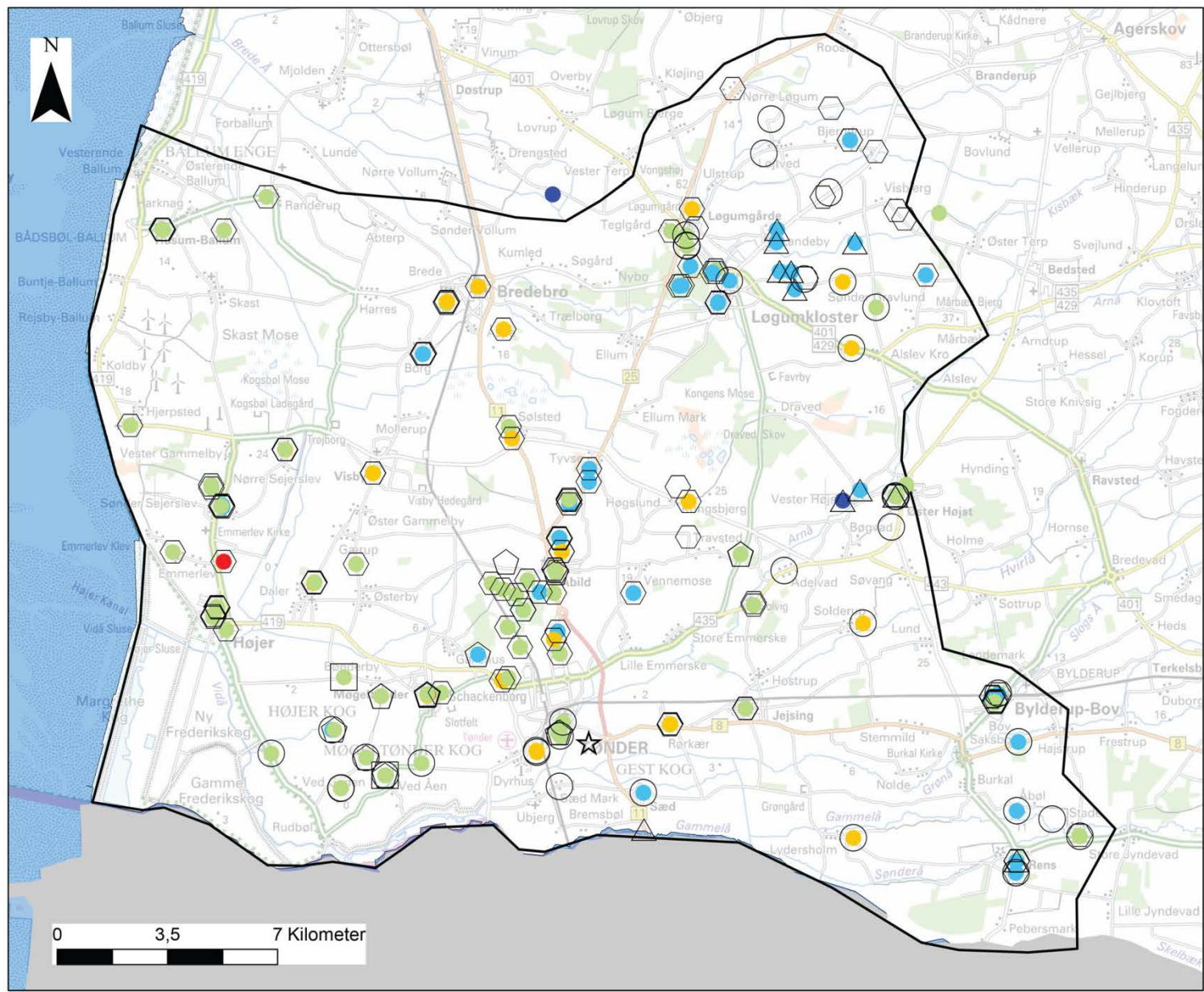
F= signifikant faldende sulfatindhold



VK10



Bilag 3: GIS-kort over udvalgte kemiske parametre

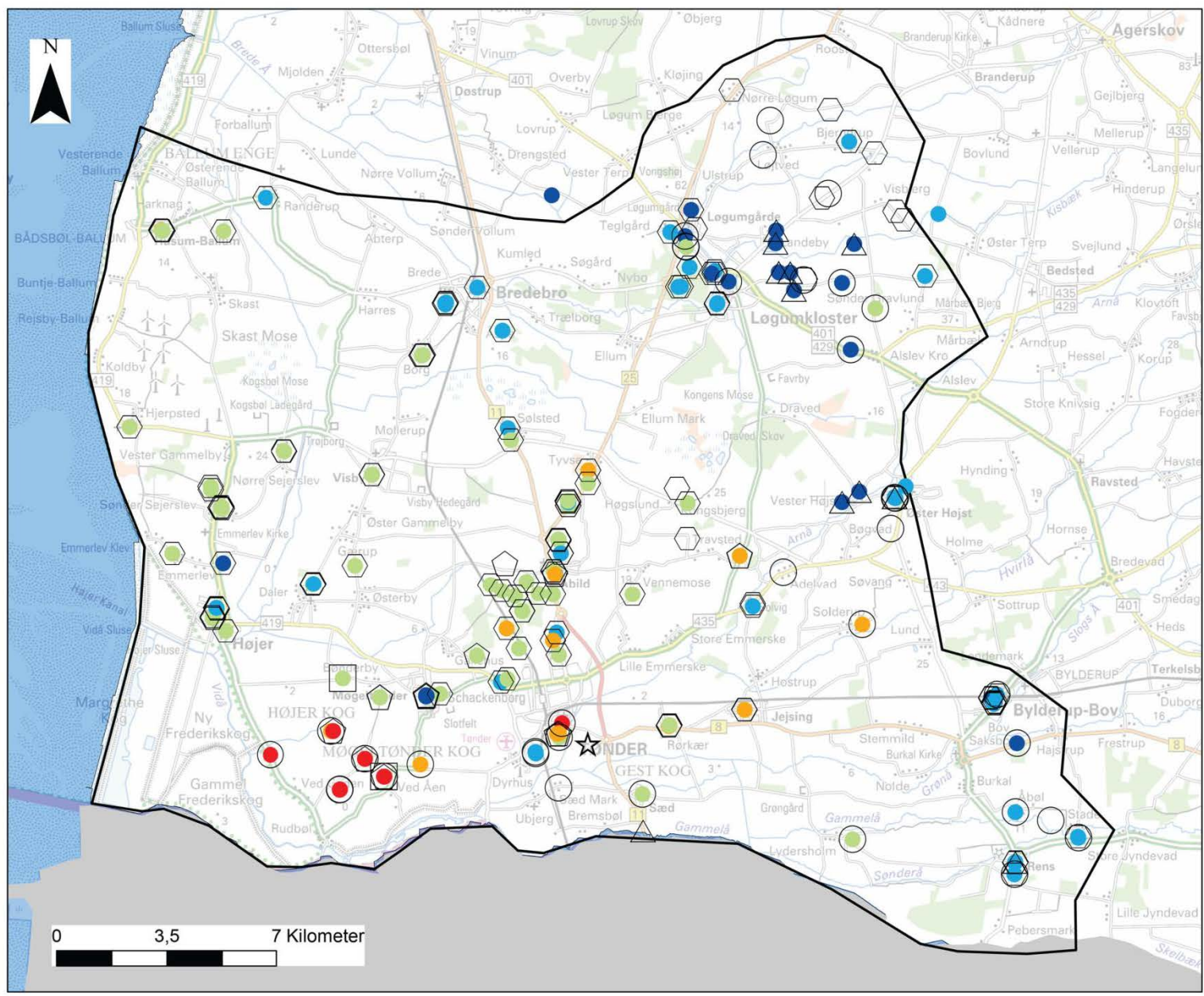


Tønder kortlægning
Seneste analyser
fra JUPITER
nov. 2013
pH

- Geologisk enhed**
- Begravede dale
 - Eem
 - Glaciale tektonisk kompleks
 - Miocæne lag
 - Post glaciale lag
 - Sandur
- pH**
- <6
 - 6 - 7
 - 7 - 7,5
 - 7,5 - 8,5
 - > 8,5
- Modelområde



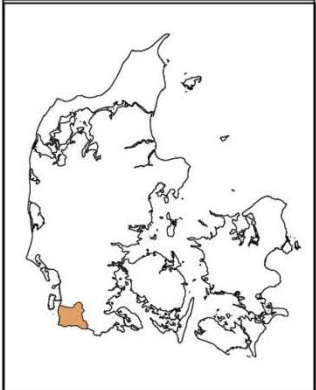
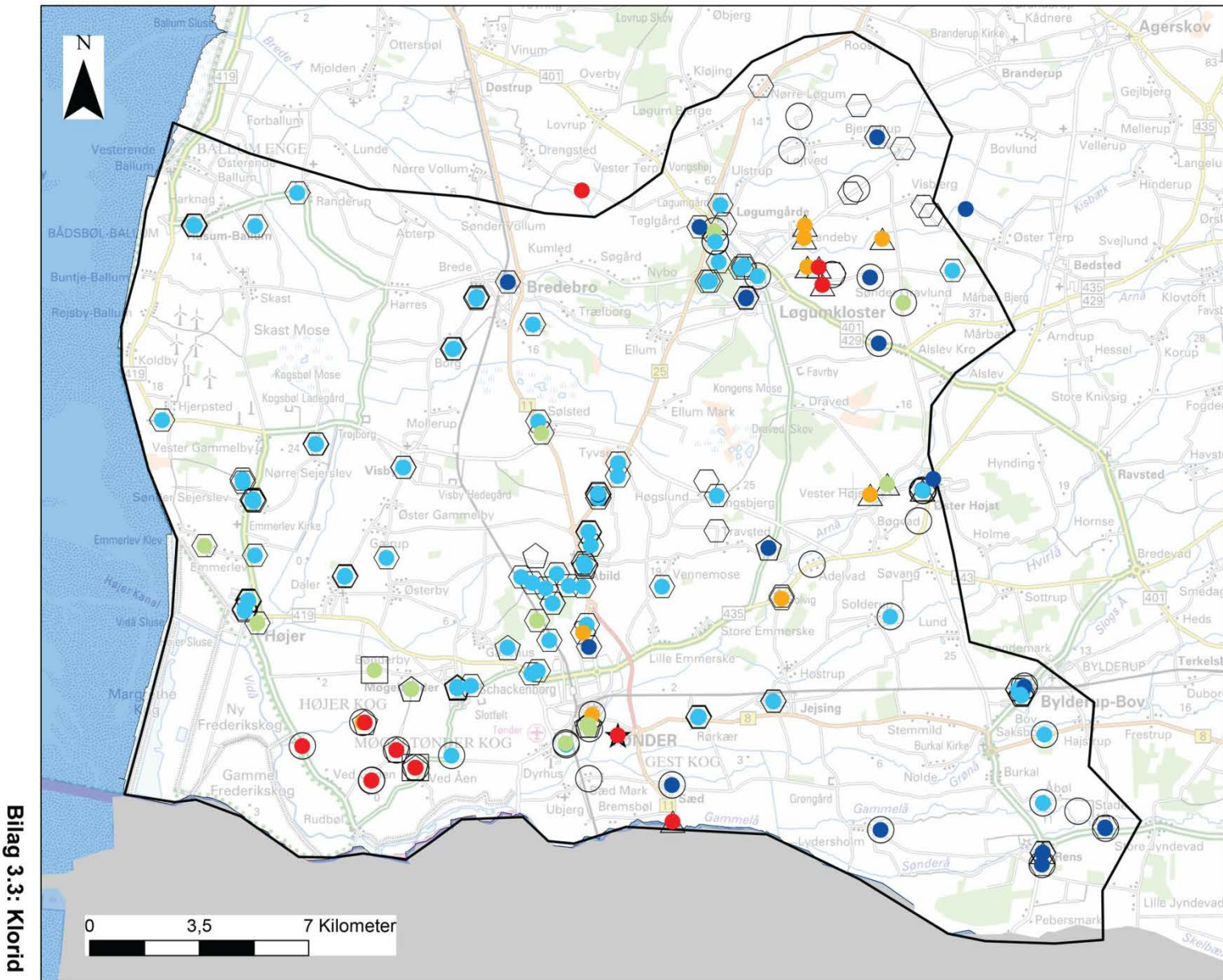
Bilag 3.2: hårdhed



**Tønder kortlægning
Seneste analyser
fra JUPITER
nov. 2013
Hårdhed**

- Geologisk enhed**
- ⬠ Begravede dale
 - ★ Eem
 - ⬡ Glacialtektonisk kompleks
 - ▲ Miocæne lag
 - Post glaciale lag
 - Sandur
- Hårdhed**
- <8
 - 8 - 12
 - 12 - 18
 - 18 - 30
 - >30
- ▭ Modelområde





**Tønder kortlægning
Seneste analyser
fra JUPITER
nov. 2013
Klorid**

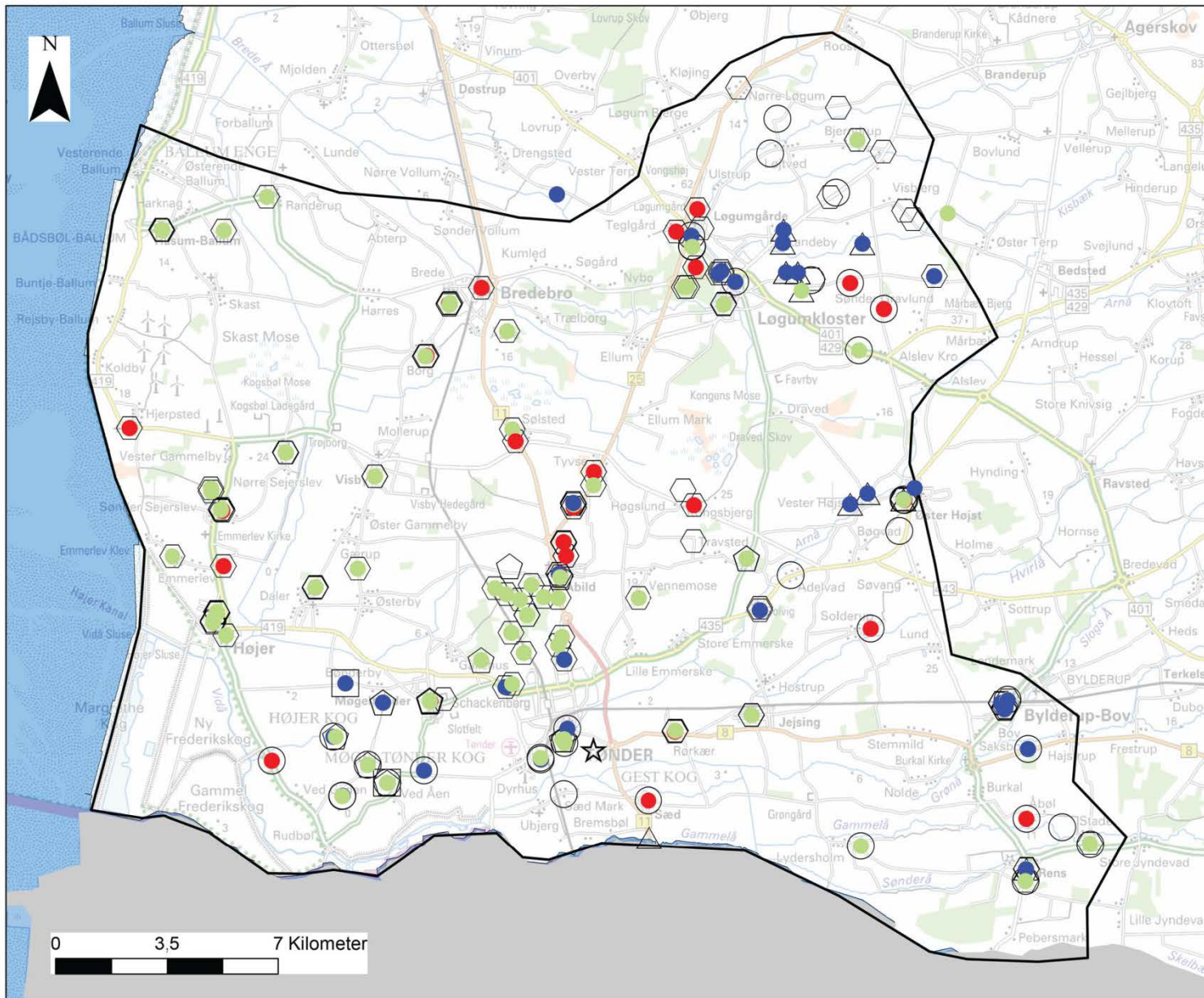
- <30
- 30 - 75
- 75 - 125
- 125 - 250
- >250

- Geologisk enhed**
- ◡ Begravede dale
 - ☆ Eem
 - ◡ Glacialtektonisk kompleks
 - △ Miocæne lag
 - Post glacialt
 - Sandur
 - Modelområde



Bilag 3.3: Klorid

Bilag 3.4: Ionbytningsgrad

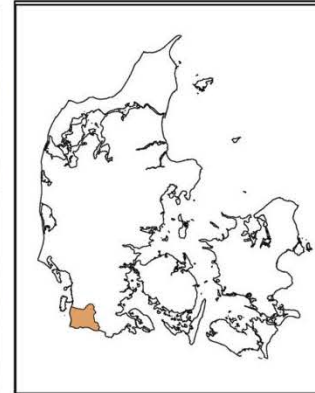
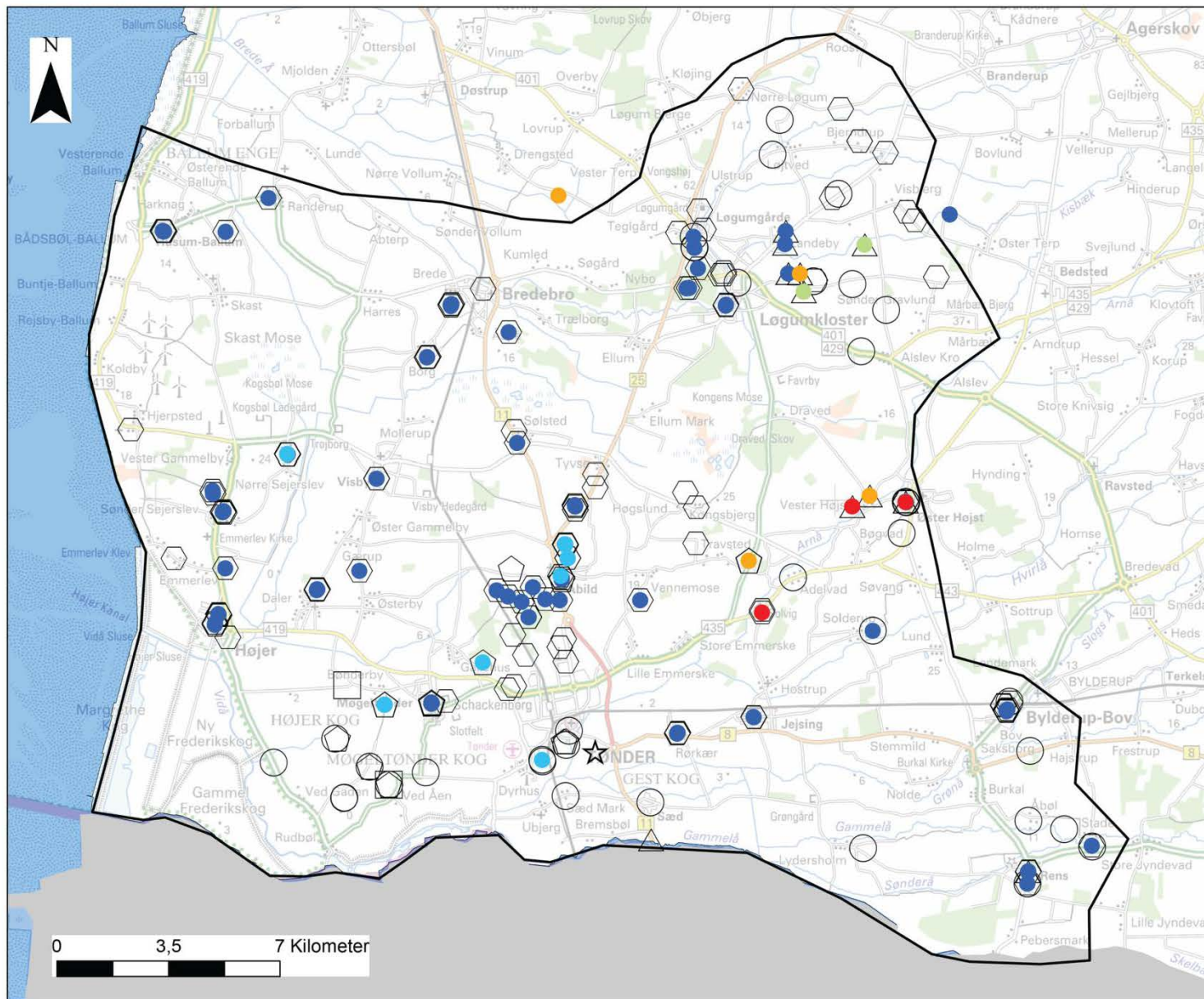


**Tønder kortlægning
Seneste analyser
fra JUPITER
nov. 2013
Ionbytningsgrad (Na/Cl)**

- IG**
- <math>< 0,75</math> (omvendt ionbytning)
 - $0,75 - 1,25$ (ingen ionbytning)
 - $> 1,25$ (ionbytning)

- Geologisk enhed**
- Begravede dale
 - ☆ Eem
 - Glaciale tektonisk kompleks
 - △ Miocæne lag
 - Post glaciale lag
 - Sandur
 - Modelområde





**Tønder kortlægning
Seneste analyser
fra JUPITER
nov. 2013
NVOC**

- <4
 - 4 - 10
 - 10 - 50
 - 50 - 100
 - >100
- Geologisk enhed**
- ⬠ Begravede dale
 - ☆ Eem
 - ⬠ Glaciale tektonisk kompleks
 - △ Miocæne lag
 - Post glacial lag
 - Sandur
 - ⬠ Modelområde



Bilag 3.5: NVOC