

Dokumenttype:

Rapport

Dato

21. oktober 2025

Vurdering af udvaskning af PFAS fra jord



Projekt navn **Vurdering af udvaskning af PFAS fra jord**

Projektnr.

Modtager **Region Syddanmark**

Dokumenttype **Rapport**

Version

Dato **17.01.2025**

Udarbejdet af **MBLR, STKV, NATN, JETK**

Kontrolleret af **DOH**

Godkendt af **JETK**

Beskrivelse **SUP - projekt**

Ansvarsfraskrivelse: **Ansvarsfraskrivelse:**

Region Syddanmark vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporten som er finansieret med puljemidler fra "Den Syddanske Udviklingspulje for rent vand og jord". Det skal bemærkes, at offentliggørelse af rapporten ikke nødvendigvis betyder, at Region Syddanmark er enig i rapportens indhold og konklusioner, men er udelukkende med henblik på at dele viden om teknologiudviklingen på jordforureningsområdet.

Rambøll

Hannemanns Allé 53

DK-2300 København S

T +45 5161 1000

<https://dk.ramboll.com>

Rambøll Danmark A/S

CVR NR. 35128417

Indhold

1.	Sammenfatning	3
2.	Baggrund og formål	5
3.	Introduktion til PFAS	6
3.1	Grupper af PFAS	6
3.2	Udvaskning af forurening fra jord under mættede forhold	6
3.3	Udvaskning af forurening fra jord under umættede forhold	7
4.	Resume af litteraturstudie: Udvaskning af PFAS fra jord i den umættede zone	7
4.1	Fysisk-kemisk egenskaber	7
4.2	Udvaskningsforsøg i laboratoriet og i felten	8
4.3	Betydning af lokalitetsspecifikke faktorer	8
4.4	Overordnede konklusioner og perspektiv	8
5.	Strategi og metoder	10
5.1	Feltlokaliteter	10
5.1.1	Lokalitet A: H. C. Andersen Lufthavn, Odense	10
5.1.2	Lokalitet B: Grand cykelfabrik, Nørre Aaby	10
5.1.3	Lokalitet C: Vandel flyveplads, Billund	11
5.2	Felt	11
5.3	Analyser	11
5.3.1	TOP	11
5.3.2	EOF	12
5.3.3	AOF	12
5.3.4	TOF	12
5.3.5	PFAS 70	12
5.3.6	Sammenligning af analysemetoder	13
5.3.7	Fortolkning af analyseresultater vha PFAS fingerprints	15
5.4	Laboratorie - udvaskningstest	16
6.	Udførte undersøgelser	17
6.1	Feltarbejde	17
6.1.1	Lokalitet A: HCA Airport	17
6.1.2	Lokalitet B: Grand Cykelfabrik	18
6.1.3	Lokalitet C: Vandel Flyveplads	19
6.1.4	Overblik over analyser foretaget i forbindelse med feltarbejde	20
6.2	Laboratoriearbejde: Aalborg Universitet	21
6.2.1	Blindtest og håndtering	21
6.2.2	Bestemmelse af tørstofindhold	21
6.2.3	Batchforsøg	22
6.2.4	Kolonneforsøg	22
7.	Resultater	24
7.1	Lokalitet A: HCA Airport	24

7.1.1	Feltundersøgelser	26
7.1.2	Batchforsøg	31
7.1.3	Kolonneforsøg	32
7.2	Lokalitet B: Grand Cykelfabrik	39
7.2.1	Feltundersøgelser	42
7.2.2	Batchforsøg	45
7.2.3	Kolonneforsøg	46
7.3	Lokalitet C: Vandel Flyveplads	49
7.3.1	Feltundersøgelser	51
7.3.2	Batchforsøg	55
7.3.3	Kolonneforsøg	56
8.	Diskussion	60
8.1	Fordelingen af PFAS koncentrationer i jord, porevand og eluat	60
8.1.1	Betydning af geologi	63
8.1.2	Betydning af kædelængde og funktionel gruppe	64
8.1.3	Jordflytning	65
8.2	Udvaskningshastighed i forhold til kolonneforsøgene	66
9.	Konklusion	68
10.	Referencer	70

[Bilags liste](#)

Bilag A Analyserapport
 Bilag B Boreprofiler.pdf
 Bilag C Oversigtskort.pdf
 Bilag D Data_samlet.xlsx
 Bilag E Litteraturstudie.docx
 Bilag F Batchforsøg – massebalancer.docx
 Bilag G Kolonneforsøg – massebalancer.docx
 Bilag H Brilliant Blue.docx

1. Sammenfatning

Formålet med projektet er at undersøge udvaskningen af PFAS fra jord med lave indhold af PFAS, dvs. under eller omkring detektionsgrænsen. Dette skal samtidig tilvejebringe viden om hvilke forhold og parametre, der er afgørende for udvaskning og sorption af PFAS-forbindelser. Samtidig undersøger projektet, hvad flytning af jorden har af betydning for udvaskningen.

Gennem en kombineret tilgang med både litteraturstudie, feltarbejde og laboratorieforsøg (herunder batch- og kolonneforsøg) er det belyst, hvilke faktorer der er af betydning for udvasknings- og sorptionsprocesser for PFAS. Litteraturstudiet fremhæver betydningen af kædelængde, funktionelle grupper, og sorption til luft-vand grænsefladen, som faktorer der kan bidrage væsentligt til den samlede tilbageholdelse.

Tre forskellige feltlokaliteter, med to delområder på hver lokalitet, med varierende hydro-geologiske og forurenings forhold blev undersøgt. Der er udtaget intakte jordkerner, porevandsprøver og jordprøver. Prøverne er udtaget med GeoProbe og sugeceller. Der er udført geologiske beskrivelser, sigte- og slemme analyser samt TOC-bestemmelser.

I laboratoriet er der udført batch og kolonneforsøg med materiale fra jordkernerne. Kolonneforsøgene er udført med intakte- og homogeniserede kerner i batchforsøgene er der anvendt homogeniserede kerner.

Der er udført analyser for PFAS 22 i jord, porvand og eluat, PFAS 70 i jord og porevand, TOP ("Total oxidizable precursors") i jord og porevand, EOF (Ekstraherbar Organisk Fluorid) i jord og AOF (Absorberbar Organisk Fluor) i porevand.

Resultatet af projektet viser at selv om der ikke ses en overskridelse af jordkvalitetskriteriet, så kan PFAS forureningen godt medføre en overskridelse af grundvandskvalitetskriteriet for sum af 4 og 22 PFAS. Desuden ses det at man for lokaliteter, hvor der ikke påvises PFAS i jorden kan påvise PFAS over kvalitetskriteriet for PFAS 4 i vand.

Koncentrationen af PFAS 22 i vandet stiger med stigende jordkoncentrationer. Sammenhængen mellem koncentrationen i jord og vand er ikke lineær, hvilket er i overensstemmelse med forventningerne. Bl.a. fordi der er tale om en gruppe af forbindelser og ikke enkelte forbindelser, men også fordi det ikke er givet at sorptionen for PFAS er lineær. Derudover ses det, i data fra nærværende at geologien har en mindre betydning for sammenhængen mellem koncentrationen i jord og vand, end kædelængden og den funktionelle gruppe. Dette kan skyldes lokalitetsspecifikke forhold, men det er i overensstemmelse med konklusionerne fra litteraturstudiet.

Koncentrationen i eluatet fra udvaskningsforsøgene (kolonneforsøg) falder med stigende L:S forhold. Og det må forventes at forurening med PFAS vil udvaskes i relativt lang tid også selv om koncentrationen i jorden på lokaliteten er lav. Der ses i kolonneforsøgene på flere delområder en tendens til at der ved høje L:S forhold påvises færre PFAS, og at det er de langkædede, der dominerer.

I de forsøg som skulle repræsentere en flyttet jord (batch og omrørt kolonne) ses der ikke højere vandkoncentrationer, end i dem som skulle repræsentere den situation, hvor jorden ikke flyttes (Felt og intakt kolonne). Der ses heller ikke en trend forhold til forskellen på udvaskning fra forsøgene med intakt jord og jord som er omrørt. Dette er behæftet med nogen usikkerhed.

Det vurderes at enten porevandsprøver eller udvasknings test er et godt supplement til jordprøver i forhold til at risikovurdere en PFAS-forurening. Men det er ikke nødvendigt med begge dele. Værdien af metodens resultater bør afvejes mod de økonomiske udgifter forbundet med den.

2. Baggrund og formål

Detektionsgrænser for PFAS i jord er høje sammenlignet med detektionsgrænser for vand, og selvom jord betragtes som ren, kan udvaskning af forurening påvirke grundvandet negativt. På nuværende tidspunkt vil kun få jordmodtagere tage imod jord med PFAS, selv med koncentrationer under jordkvalitetskriteriet, på grund af bekymringer for perkolat og fremtidige renskrav. Uden effektive metoder til fjernelse af PFAS fra jord, står modtagerne uden mulighed for at behandle jorden, hvorfor de ender med ikke at ville/kunne modtage det.

Der findes mere end 12.000 PFAS-forbindelser (US EPA), men de gængse analyser dækker kun 22 enkeltstoffer, som indgår i jordkvalitetskriteriet (Miljøstyrelsen, 2021). En jordprøve kan således indeholde mange flere PFAS end resultatet af en almindelig analyse viser. Behovet for udvidede analysemetoder og undersøgelser af udvaskningspotentiale er derfor stort. Udvidede PFAS analyser inkluderer op til 70 enkeltstoffer, dog er disse analyser dyre og detektionsgrænserne for mange af stofferne er høje. Men i forhold til at vurdere udvaskning af PFAS fra jord bør deres værdi undersøges nærmere.

Dette projekt vil undersøge udvaskningen af PFAS-forbindelser i jord, og inddeles i tre dele:

1. Litteraturstudie for udvaskning fra PFAS forurenet jord og relaterede fysisk/kemiske parametre
2. Feltarbejde med analyse af porevand, jord og grundvand på tre lokaliteter
3. Laboratoriestudier med batch- og kolonneforsøg i samarbejde med Aalborg Universitet.

Formålet med projektet er at undersøge udvaskningen af PFAS fra jord med lave indhold af PFAS, dvs. under eller omkring detektionsgrænsen. Dette skal samtidig tilvejebringe viden om hvilke forhold og parametre, der er afgørende for udvaskning og sorption af PFAS-forbindelser. Samtidig undersøger projektet, hvad flytning af jorden har af betydning for udvaskningen.

En jordflytning er repræsenteret ved en homogeniseret jordkerne i et batch- og kolonneudvaskningsforsøg og forholdene på lokaliteten er repræsenteret ved feltundersøgelser og kolonneforsøg med en intakt jordkerne.

Der er udført analyser for PFAS 22 i jord, porvand og eluat, PFAS 70 i jord og porevand, TOP ("Total oxidizable precursors") i jord og porevand, EOF (Ekstraherbar Organisk Fluorid) i jord og AOF (Absorberbar Organisk Fluor) i porevand.

Rapporten skal give en dybere forståelse af sammenhængen mellem koncentrationen af PFAS i jord og vand i den umættede zone før og efter en jordflytning, med fokus på relativt lave koncentrationer i jorden (under 400 µg/kg TS). Derved kan man fremadrettet mere sikkert risikovurdere flytning af jord, med lave koncentrationer og forhindre, at flytning af jord, som betragtes som ren, medfører nye miljøudfordringer. Denne helhedsorienterede tilgang vil bidrage til at fremme evidensbaserede beslutninger ved håndtering og flytning af jord, der indeholder PFAS. Fordi der kombineres data fra mange forskellige feltprøver og laboratorieforsøg, har vi valgt konsekvent at bruge enhederne µg/kg TS for jord og ng/L for vand for sammenlignelighed og læsbarhed.

Projektet er et samarbejde mellem Rambøll og Aalborg Universitet hvor Eurofins er benyttet som akkrediteret laboratorium til analyse af bl.a. PFAS 22 i jord og vand. Rambøll har stået for feltarbejdet, udtagning af kerner, databehandling af resultater af feltarbejde og den samlede

afrapportering. Aalborg universitet har bidraget med kolonneforsøg, herunder udførsel og afrapportering. Eurofins udførte analyserne og sparret omkring deres beskaffenhed.

3. Introduktion til PFAS

Det fulde litteraturstudie kan findes i Bilag E, her er uddraget af de vigtigste pointer fra studiet, sammen med relevant teori om udvaskning af organiske forbindelser særligt PFAS.

PFAS-forurening i jord udgør en alvorlig problemstilling, særligt fordi udvaskning af disse forbindelser kan føre til forurening af grundvandsressourcen, som danner grundlag for drikkevandsforsyningen. Formålet med litteraturstudiet er at samle viden om tidligere udførte udvaskningsforsøg af PFAS ved lave koncentrationer (ca. 400 µg/kg), de kemiske og fysiske egenskaber ved PFAS som er relevante ifm. udvaskning fra jord, herunder særligt sorptionsegenskaber for PFAS.

3.1 Grupper af PFAS

De fleste PFAS forbindelser findes i en af følgende grupper:

- i) Perfluorcarboxylsyrer, PFCA, hvor PFAS-molekylets aktive-gruppe carboxylsyrer (COOH)
- ii) Perfluorsulfonsyrer, PFSA, hvor PFAS-molekylets aktive-gruppe sulfonsyre (SO₃OH)
- iii) Precursorer
- iv) Andre fx F-gasser, teleomere, polymere mm.

PFCAer har kulstofkædelængder på mellem 3 og 12, hvor PFSAer har kædelængder på mellem 4 og 13. Indenfor grupperne er forbindelserne enten ultrakort-, kort- eller langkædede. En langkædet PFAS har mindst 6 fluorerede kulstofatomer. Det ekstra kulstofatom i PFCA gruppen tæller ikke med, da det ikke er fuldt fluoreret. Ultrakorte PFAS indeholder tre eller færre fluorerede kulstofatomer. Et eksempel på en ultrakort PFAS er TFA [Morsing et al., 2025].

Eksempler på precursorer er 6:2 FTS, og PFOSA. 6:2FTS er en precursor, med en C6 carbon kæde, som kan omdannes til carboxylsyrer bl.a. PFPA, PFPeA og PFHxA. PFOSA har C8 kædelængde og kan omdannes til bl.a. PFOS [VMR, 2022].

3.2 Udvasnkning af forurening fra jord under mættede forhold

Når der er mættede forhold i jorden er der tale om et to-fase system, hvor forureningen vil befinde sig enten sorberet til jorden eller opløst i vandet.

Fordelingskoefficienten, K_d , beskriver fordelingen af stof imellem jord og vand, ved ligevægt. En høj K_d -værdi medfører en stærk sorption til fast stof; en lav K_d -værdi medfører det modsatte. K_d kan beregnes med følgende ligning.

$$K_d = \frac{[\text{Stof}_{\text{adsorberet mængde}}]}{[\text{Stof}_{\text{i opløsning}}]} = \frac{C_s}{C_w}$$

Hvor C_s er den sorberede koncentration på fast stof (typisk i mg/kg), og C_w er ligevægtskoncentration af stoffet opløst i vandfasen (typisk i mg/L). Enheden for K_d er L/kg. K_d er oftest konstant for en bestemt jordtype, dvs. at forholdet mellem koncentrationen i jord og vand er konstant uanset hvilke koncentrationer der påvises.

En vigtig pointe er at, ved ligevægt mellem jord og vand, kan man ikke opnå en højere koncentration i vandet end, den som er beskrevet med ligevægten, og som vil styres af indholdet af forurening i jorden og K_d -værdien. En øget udvaskning kan derfor udelukkende forekomme fordi der skyldes mere vand igennem formationen, hvorved masse fluksen bliver større, se ligningen for masse fluks herunder:

$$\text{Masse fluks} = C_w \cdot A \cdot I$$

Hvor C_w er koncentrationen i vand, A er arealet af det forurenede område og I er den vertikale vandføring, fx infiltrationen.

I det tilfælde, hvor der ikke er ligevægt mellem koncentrationerne i jord og vand, så vil systemet forsøge at genskabe ligevægten. For eksempel, hvis der tilføres vand med en koncentration som er lavere end ligevægtskoncentrationen, så vil der overføres forurening fra jorden til vandet indtil ligevægten er opnået. I praksis betyder det, at hvis systemet ikke er i ligevægt, så vil følgende være styrende for en øget udvaskning:

- Koncentrationsgradienten, mellem koncentrationen i det tilstrømmende vand og ligevægtskoncentrationen i vand
- Sorptions/desorptions kinetik mellem vand og jord
- Vandfluksen

For langt de fleste jord- og grundvandssystemer antager man at ligevægten indtræder momentant.

For stoffer med lav opløselige vil opløseligheden begrænse koncentrationen i vandfasen og dermed udvaskningen af stofferne, men for PFAS er opløseligheden i størrelsesordenen mg/l og selv om opløseligheden falder når der er flere stoffer i opløsningen, så forventes den ikke at begrænse udvaskningen for PFAS.

3.3 Udvasning af forurening fra jord under umættede forhold

Når der er umættede forhold i jorden er der tale om et tre-fase system, hvor forureningen vil befinde sig enten sorberet til jorden, i poreluften eller opløst i vandet.

For overfladeaktive stoffer så som særligt de langkædede PFAS forbindelser (se afsnit 3.1) vil der være endnu en fase. Det er fordi stofferne kan sorbere til luft vand-grænsefladen (Morsing et. Al., 2025). I praksis betyder det at ligevægten forskydes, se eksemplerne herunder og i øvrigt Morsing et al. [2025].

For ikke overfladeaktive forbindelser, fx kortkædede PFAS, vil der være et 3-fasesystem:

$$m_{Total} = m_{vand} + m_{jord} + m_{luft}$$

Hvor m_{Total} er den totale masse af forbindelsen i systemet, m_{vand} er massen af forbindelsen opløst i vandet, m_{jord} er massen af forbindelsen sorberet til jorden, m_{luft} er massen af forbindelsen i luften.

For overfladeaktive forbindelser, fx langkædede PFAS, vil der være et 4-fasesystem:

$$m_{Total} = m_{vand} + m_{jord} + m_{luft} + m_{grænseflade}$$

Hvor m_{Total} er den totale masse af forbindelsen i systemet, m_{vand} er massen af forbindelsen opløst i vandet, m_{jord} er massen af forbindelsen sorberet til jorden, m_{luft} er massen af forbindelsen i luften og $m_{grænseflade}$ er massen af forbindelsen sorberet til luft-vandgrænsefladen.

4. Resume af litteraturstudie: Udvasning af PFAS fra jord i den umættede zone

4.1 Fysisk-kemisk egenskaber

Litteraturstudiet har gennemgået studier af udvaskningsforsøg af PFAS fra jord, med fokus på koncentrationer op til 400 µg/kg i den umættede zone. Studierne, omfatter både felt- og laboratorieforsøg. De vigtigste resultater og konklusioner vedr. fysisk-kemiske egenskaber kan sammenfattes som følgende:

- Kortkædede PFAS (med færre fluorerede carbon-atomer) udvaskes i lettere (hurtigere og i højere koncentrationer) end langkædede PFAS [Mclachlan et al., 2019; Weidemann et al., 2022].
- Den funktionelle gruppe påvirker også udvaskningen, hvor PFCA (per- og polyfluorerede carboxylsyrer) generelt udvaskes hurtigere end andre PFAS med samme kædelængde som f.eks. PFSA (perfluorerede sulfanilsyrer) [Kabiri et al., 2022].
- Omdannelse af precursorer har betydning for udvaskningen af PFAS. Under udvaskningen kan PFAS både dannes og omsættes, hvilket gør processen kompleks og afhængig af mange faktorer [Weidemann et al., 2022; Röhler et al., 2021].
- Adsorption til luft-vand grænsefladen kan være betydelig for tilbageholdelse af PFAS i den umættede zone, hvilket kan medføre en forsinket udvaskning. Studier har vist, at denne proces er særligt vigtig for langkædede PFAS [Lyu et al., 2018].
- Jordens egenskaber, såsom indhold af organisk kulstof (TOC), lerindhold og kornstørrelsesfordeling, er mindre betydningsfulde for udvaskningen af PFAS sammenlignet med kædelængde, funktionel gruppe og sorption til luft-vand grænsefladen [Høisæter et al., 2019; Høisæter & Breedveld, 2022].

4.2 Udvasningsforsøg i laboratoriet og i felten

I litteraturen er der beskrevet flere forskellige udvasningsforsøg, som er udført både i felten og i laboratoriet. I laboratoriet er der udført kolonneforsøg og batch test [Høisæter et al., 2019; Høisæter & Breedveld, 2022; Kabiri et al., 2022; Lyu et al., 2018; Röhler et al., 2021; Weidemann et al., 2022;] og i felten er der primært lysimeter forsøg [Bierbaum et al., 2023; Mclachlan et al., 2019].

Forsøgene er udført på enten enkelt [Lyu et al., 2018] eller flere PFAS forbindelser. Betydningen af tilstedeværelsen af precursors eller flere end de almindelige PFAS er belyst i et meget begrænset omfang [Bierbaum et al., 2023].

Fokus er i flere forsøg på specifikke jordtyper så som landbrugsjord [Röhler et al., 2021], mens mange er udført på sand [Bierbaum et al., 2023; Høisæter & Breedveld, Lyu et al., 2018; 2022; Mclachlan et al., 2019] og andre er på flere forskellige jordtyper [Kabiri et al., 2022; Röhler et al., 2021; Röhler et al., 2023]. Der er ikke fundet studier med fokus på moræneler.

4.3 Betydning af lokalitetsspecifikke faktorer

Udvaskning af PFAS fra forurenede jord afhænger af flere parametre, herunder lokalitetsspecifikke faktorer som jordtype, kornstørrelsesfordeling, og indhold af organisk materiale, samt koncentrationen af forurening og tilstedeværelsen af andre stoffer. Generiske parametre som K_d (jord/vand fordelingskoefficient) og K_{ia} (luft/vand grænseflade adsorptionskoefficient) er også vigtige. I den mættede zone kan sorptionen estimeres ud fra K_d , mens sorption i den umættede zone både foregår til jorden og til luft/vand-grænsefladearealet, beskrevet ved K_{ia} .

Eksperimentelt bestemte K_d -værdier varierer betydeligt, hvilket udfordrer forståelsen af K_d som en konstant værdi. Studier viser fortsat usikkerhed omkring bestemme K_d -værdier, hvilket antyder behovet for at overveje flere faktorer end bare jordmatricen og forbindelsen.

Litteraturen viser også stor variation i eksperimentelt bestemte K_{ia} -værdier, hvilket peger på usikkerheder omkring bestemmelsen af denne parameter. ITRC (2024) henviser til omfattende bagvedliggende data for disse værdier. K_{oc} (organisk carbon fordelingskoefficient) er ikke angivet, da litteraturen sætter spørgsmålstegn ved anvendeligheden af et f_{oc} -baseret estimat.

4.4 Overordnede konklusioner og perspektiv

Litteraturstudiet har samlet viden om udvaskning af PFAS ved lave koncentrationer og deres sorptionsegenskaber. Studier viser, at kortkædede PFAS udvaskes mere end langkædede, og at funktionelle grupper spiller en rolle, hvor PFCA'er generelt udvaskes hurtigere end PFSA'er. Adsorption til luft-vand grænsefladen er betydelig for langkædede PFAS, mens visse jordegenskaber (f_{oc} , lerindhold, kornstørrelsesfordeling) har mindre indflydelse på udvaskningen.

Sorptionsparametre som K_d (jord/vand) og K_{ia} (luft/vand) er afgørende, men eksperimentelle værdier varierer, hvilket indikerer fortsat usikkerhed. Der er behov for fortsatte undersøgelser af sorptionsprocesser og precursorernes dynamik, da disse spiller centrale roller i forståelsen af PFAS' adfærd i forurenet jord.

5. Strategi og metoder

Projektet skal give en dybere forståelse af sammenhængen mellem koncentrationen af PFAS i jord og udvaskning fra den umættede zone. Derved kan man fremadrettet mere sikkert risikovurdere flytning af jord, med lave koncentrationer af PFAS. Det vil forhindre utilsigtet forurening af grundvand og bioakkumulering i planter, dyr og mennesker. Derved forhindres, at flytning af jord, som betragtes som ren, medfører nye miljøudfordringer andre steder. Denne helhedsorienterede tilgang vil bidrage til at fremme evidensbaserede beslutninger ved håndtering og flytning af jord, der indeholder PFAS.

På denne baggrund er der valgt tre lokaliteter (afsnit 5.1). På lokaliteterne er der gennemført feltundersøgelser (afsnit 5.2), testet forskellige analysemetoder (afsnit 5.3) og laboratorieforsøg (afsnit 5.4).

5.1 Feltlokaliteter

Der er udvalgt tre lokaliteter til feltarbejdet. Kriterierne for udvælgelse var,

- Påvist forurening med PFAS i jord i lave koncentrationer (lavere end 400 µg/kg)
- At forureningen er beliggende terrænnært
- Forskelligartet geologi i de første 2 meter

5.1.1 Lokalitet A: H. C. Andersen Lufthavn, Odense

Lokaliteterne og tidligere undersøgelser er kort beskrevet herunder.

H.C. Andersens Lufthavn, Beldringevej 250, 5270 Odense N, ligger på matrikel nr. 2a Beldringe By Lunde. Dele af lokaliteten er hhv. V1- eller V2-kortlagt. Der blev i 2022 udført en indledende forureningsundersøgelse på brandøvelsespladsen. Jævnfør undersøgelsen består den lokale geologi ved brandøvelsespladsen af et fyldlag med en tykkelse på 0,8-5,3 m, samt lag bestående af primært moræneler og/eller glacialt smeltevandsler eller -sand. På og omkring brandøvelsespladsen blev der udført seks borer (B101-B106) til mellem 3,5 og 12,0 m u.t., hvor to af prøverne (B102 0,5 m u.t. og B103 0,2 m u.t.) blev udvalgt til analyse for PFAS. Undersøgelsen påviste overskridelser af jordkvalitetskriteriet for sum 4PFAS i de to prøver, med koncentrationer på hhv. 200 og 55 µg/kg svarende til en overskridelse af jordkvalitetskriteriet på op til en faktor 20.

5.1.2 Lokalitet B: Grand cykelfabrik, Nørre Aaby

Grand Cykelfabrik Gl. Grandvej 4, 5580 Nørre Aaby ligger på matrikel nr. 7dc Nr. Aaby By, Nr. Aaby. Hele matriklen er enten V1- eller V2-kortlagt. Der blev i 2023 udført en miljøundersøgelse på lokaliteten, hvor der blev etableret 53 borer (herunder 43 filtersatte) til mellem 0,5 og 16,0 m u.t. Jævnfør undersøgelsen er den lokale geologi præget af moræneler underlejret af sandlag på varierende tykkelser. Fra de 53 borer blev 34 jordprøver udvalgt til analyse for PFAS (B104 (0,5;2,5;4,5), B105 (0,5;3,0), B106 (7,5), B107 (4,5;5,0), B108 (2,5), B110 (1,0), B111 (0,5), B113 (0,5), B115 (0,5), B116 (0,5), B118 (0,25), B119 (0,5), B120 (0,25), B120 (1,0), B121 (0,5), og B122 (0,5)). I én prøve (B105 3,0 m u.t.) blev der påvist en koncentration af sum 4PFAS på 10,2 µg/kg, som lige akkurat overskrider jordkvalitetskriteriet på 10 µg/kg.

5.1.3 Lokalitet C: Vandel flyveplads, Billund

Vandel Flyveplads ligger på matrikel nr. 21a Vandel By, Randbøl. Hele lokaliteten er enten V1- eller V2-kortlagt. Der blev i 2022 foretaget en indledende forureningsundersøgelse på lokaliteten, hvor der bl.a. blev udført boringer på brandøvelsespladsen. Jævnfør undersøgelsen består den lokale geologi under brandøvelsespladsen af smeltevandsaflejret sand. I og omkring brandøvelsespladsen blev der udført syv filtersatte boringer (B101-B107) til mellem 6,5 og 14,0 m u.t., samt tre arealer hvor der blev udtaget blandeprøver å fem nedstik i dybderne 0,0-0,2 og 0,4-0,5 m u.t. (OBL1-OBL3). Fem af de udtagne jordprøver blev udvalgt til analyse for PFAS, hvor én jordprøve (OBL3 0-0,2 m u.t.) påviste overskridelser af jordkvalitetskriteriet for sum 4PFAS med en koncentration på 19 µg/kg.

5.2 Felt

På baggrund af de tidligere undersøgelser er der gennemført en række feltundersøgelser mhp. at:

- at bestemme fordelingen af PFAS mellem porevand og jord, og på baggrund af dette bestemme udvaskningen af PFAS fra jord til grundvand
- at undersøge hvilke parametre som er styrende for udvaskningen

Da formålet med projektet omhandler udvaskningspotentialer i forbindelse med jordflytning, undersøges primært de øverste 2 meter.

Ved hjælp af GeoProbe udtages i hvert delområde to intaktkerner fra 0 til 2 m u.t. En kerne skal benyttes i laboratoriearbejdet (Se afsnit 5.4), mens den anden meter kerne skæres op, og der udtages jordprøver til analyse med 0,25 m intervaller. Geoproben benyttes ligeledes til at installere sugeceller, og efterfølgende udtages porevandsprøver fra sugecellerne. Sugecellerne installeres hvis muligt i dybderne 0,75 og 1,5 m u.t.

Jordprøverne analyseres for 22 PFAS forbindelser hos Eurofins. På den baggrund udvælges porevands- og jordprøver som yderligere analyseres for PFAS 70, TOP22, AOF og EOF.

På jordprøverne udføres der geologisk prøvebeskrivelse og på udvalgte prøver udføres sigte/slemme analyser og bestemmes TOC, da kornstørrelsesfordelingen og indholdet af organisk stof kan have indflydelse på stoffernes sorption.

5.3 Analyser

PFAS-forbindelser kan analyseres vha. såkaldte target analyser, hvor kun de specifikke forbindelser, man leder efter, kvantificeres. Den typiske PFAS analysepakke i Danmark er PFAS 22 og PFAS 24, hvor der indgår hhv. 22 og 24 PFAS-forbindelser, men der findes også pakker med flere forbindelser fx PFAS 70. Ud over de traditionelle target-metoder findes der også andre analysemetoder som TOP, EOF, AOF og TOF, der kan supplere target-analysen og være med til at belyse et eventuelt "skyggeindhold" af PFAS-indholdet i en prøve.

I det følgende afsnit er metoderne kort beskrevet. Analysemetoderne er yderligere beskrevet i "Udredningsprojekt vedr. analysemetoder til undersøgelse for PFAS-forbindelser i jord, grundvand og overfladevand", Miljøprojekt nr. 2266, april 2024. De opgivne detektionsgrænser er et udtryk for det nuværende niveau, som løbende forbedres. Analyserne er udført af Eurofins.

5.3.1 TOP

TOP ("Total oxidizable precursors") er en analysemetode, hvor prøven oxideres forud for en target analyse så mulige precursors som f.eks. fluortelomere nedbrydes til kendte PFAS-forbindelser (dead-end), der kvantificeres. Ved at sammenholde koncentrationerne fra target analysen efter

TOP med koncentrationerne fra Target analysen før TOP, opnås viden om omfanget af precursers. Ved jordprøver deles ekstraktionsvæsken og der udføres target-analyser af væsken før og efter udsættelse for oxidation.

TOP er relevant ift. både vand- og jordprøver.

Detektionsgrænser: forhøjede ift. target analyser (hhv. 0,2-50 ng/l og 0,1-1 µg/kg TS).

Forventning til resultatet: TOP resultatet vil være på niveau med eller højere end den tilsvarende target analyse. Der kan dog i nogle tilfælde iagttages situationer, hvor summen af PFAS forbindelser efter oxidation er lavere end tilsvarende før oxidation. Det skyldes sandsynligvis, at tilstedeværende PFAS forbindelser nedbrydes til forbindelser, som ikke er omfattet af de anvendte target-analysepakker og derfor ikke medregnes. TOP analyserne er i dette projekt beskrevet som TOP 22.

5.3.2 EOF

EOF (Ekstraherbar Organisk Fluorid) er baseret på analyse for totalfluorid i en jordprøve. Prøven opvarmes kraftigt, så de organiske fluorforbindelser dekomponerer, og omdannes til hydrogenfluorid (HF). Forbrændingsgasserne og det dannede hydrogenfluorid opsamles i en absorptionsopløsning, som analyseres for indhold af fluorid ved ionkromatografi (IC).

EOF er ikke en standardiseret metode, hvorfor forskellige laboratorier kan have forskellige måder at udføre ekstraktionen på, hvilket kan påvirke det endelige resultat og gøre det svært at sammenligne resultater på tværs af laboratorier.

EOF er relevant ift. jordprøver.

Detektionsgrænser: høje ift. target analyser (50 µg/kg TS).

Forventning til resultatet: EOF-resultatet vil også medtage jordens naturlige indhold af organisk fluorid og af f.eks. fluorholdige pesticider. EOF-analysen er relevant, hvis jordprøvens PFAS-indhold er højt.

5.3.3 AOF

Organisk Fluor i vandprøver kan også bestemmes som AOF (Absorberbar Organisk Fluor). Indhold af organiske fluorholdige stoffer i væskeprøver opkoncentreres på en fast fase (f.eks. aktivt kul) forud for IC-analyse.

AOF er relevant ift. vandprøver.

Detektionsgrænser: høje ift. target analyser (1000-3000 ng/l).

Forventning til resultatet: AOF resultatet vil også medtage prøvens naturlige indhold af organisk fluorid. AOF-analysen er relevant, hvis vandprøvens PFAS-indhold er højt.

5.3.4 TOF

Total Organisk Fluorid (TOF) bestemmes uden forbehandling af prøven ved IC.

TOF er relevant ift. både vand- og jordprøver.

Detektionsgrænser: høje ift. target analyser (hhv. 3 ng/l og 50-100 µg/kg TS).

Forventning til resultatet: TOF-resultatet vil også medtage prøvens naturlige indhold af organisk fluorid. TOF-analysen er relevant, hvis vand- eller jordprøvens PFAS-indhold er højt.

5.3.5 PFAS 70

PFAS 70 er en target analyse, der analyser for 70 enkeltstoffer, dette inkluderer også stoffer der ikke er kvalitetskriterier for. Den giver en indikation af om der er andre PFAS end de sædvanlige 22. Der er en traditionel kvantitative analyse af kendte enkeltstoffer udført på LC-MS/MS (Væskechromatografi med masseselektiv detektion).

PFAS 70 er relevant ift. både vand- og jordprøver.

Detektionsgrænser: jord 0,03-1 µg/kg TS og vand 0,2-1,0 ng/l.

Forventning til resultatet: Meget høje PFAS-koncentrationer kan give interferens ligesom nogle matricer kan give interferens, der påvirker detektionsgrænserne.

Det er fordi meget høje PFAS-koncentrationer vil betyde at prøven bliver fortyndet, hvorved detektionsgrænserne hæves tilsvarende. Ved meget høje PFAS-koncentrationer kan det være svært at se nærliggende PFAS-forbindelser, der er tilstede ved lavere koncentrationer, fordi deres toppe så ikke kan skelnes entydigt. Risikoen er så at fortyndes prøven, så bliver signalet fra de nærliggende PFAS-forbindelser måske for lavt til at kunne skelnes fra baggrundsstøj (detektionsgrænsen er jo hævet)

5.3.6 Sammenligning af analysemetoder

Ved at kombinere target analyser med AOF/EOF analyser kan det vurderes om der er risiko for tilstedeværelse af ikke-påviste PFAS-forbindelser i betydende mængder. Såfremt der er risiko for et "skyggeindhold" af PFAS-forbindelser af betydende størrelse kan f.eks. TOP-analysen belyse om skyggeindholdet udgøres af precursers.

TOP-resultater og target (f.eks. PFAS 70) resultater kan sammenlignes direkte, mens det ved sammenligning af disse resultater med organisk fluoridanalysemetoderne (EOF/AOF/TOF) er nødvendigt at omregne resultaterne, så de er sammenlignelige. Det gøres ved først at omregne PFAS koncentrationerne til tilhørende fluoridkoncentrationer ud fra PFAS-forbindelsernes molmasse og indhold af fluoratomer i hver forbindelse, for derefter at summere den beregnede fluoridkoncentration. Denne beregnede sum fluoridkoncentration kan sammenholdes med det organiske fluorid indhold fundet ved EOF/AOF/TOF-analyserne. Dette er yderligere beskrevet i Miljøprojekt 2266 med tilhørende regneeksempler.

I nedenstående Tabel 1 er analysemetoderne opsummeret sammen med de vigtigste fordele og begrænsninger ved de enkelte analysemetoder.

Tabel 1 Oversigt over de anvendte analysemetoder og deres fordele og begrænsninger (tabellen er modificeret fra Udredningsprojekt vedr. analysemetoder til undersøgelse for PFAS-forbindelser i jord, grundvand og overfladevand, Miljøprojekt nr. 2266, April 2024.).

Metode	Target Metoden	TOP (Target-metode efter oxidation)	AOF/EOF/TOF (vand) EOF/TOF (jord)
Beskrivelse	- Kvantitativ bestemmelse af enkeltstoffer. - I 2025 er metoder med op til 70-80 enkeltstoffer til rådighed.	- Simuleret nedbrydning af precursorer. - Analysen giver svar på eventuel forekomst af precursorer til dead-end PFAS-forbindelser.	Kvantificering af totalt organisk fluorid.
Fordele	- Meget udbredt og anvendt. - Hurtige svartider. - Standardiseret. - Akkrediteret. - Lave detektionsgrænser. - Lav pris.	- Kan give information om tilstedeværelse af precursorer i prøven samt identifikation og mængde af dead-end persistent PFAS som potentielt kan blive dannet. - Mellem pris.	- Påviser en samlet sum for organisk fluorid målt som fluorid og dermed en indikation på det teoretiske maksimale indhold af PFAS i en prøve. - AOF akkrediteret. - Lav pris.
Begrænsninger	Påviser kun de PFAS-forbindelser, der analyseres for.	- Som ved Target analysen påvises kun de PFAS-forbindelser der analyseres for. - Forhøjede detektionsgrænser og analyseusikkerhed sammenlignet med Target analyser kan forekomme. - Akkrediteret ved nogle laboratorier.	- Høj detektionsgrænse. - Medtager alt organisk fluorid inkl. organisk fluorid, der ikke er relateret til PFAS-forbindelser. - EOF er ikke standardiseret og dermed heller ikke akkrediteret.

5.3.7 Fortolkning af analyseresultater vha PFAS fingerprints

De mange forskellige PFAS forbindelsers karakteristika, og samspillet mellem stofferne i jord og grundvandsforureninger gør det nyttigt at vise sammensætningen af PFAS i en prøve i et såkaldt fingerprint. Her får hver forbindelse sin egen farve som er relateret til stofgruppen og kædelængde. De forskellige påviste PFAS organiseres sådan at fingerprintet viser den andel et enkelt stof udgør, af den samlede koncentrationen fx PFAS 22 i en prøve. De farver som er anvendt i fingerprint i nærværende rapport ses i Tabel 2.

Tabel 2 Navne, forkortelser, kædelængder og farver brugt i forbindelse med PFAS fingerprints for PFAS 22.

Navn	Forkortelse	Stofgruppe	Antal C
Perfluorbutansyre	PFBA	PFCA	3
Perfluorpentansyre	PFPeA		4
Perfluorhexansyre	PFHxA		5
Perfluorheptansyre	PFHpA		6
Perfluoroktansyre	PFOA		7
Perfluornonansyre	PFNA	PFCA	8
Perfluordekansyre	PFDA		9
Perfluorundekansyre	PFUnDA		10
Perfluordodekansyre	PFDoDA		11
Perfluortridekansyre	PFTTrDA		12
Perfluorbutansulfonsyre	PFBS	PFSA	4
Perfluorpentansulfonsyre	PFPeS		5
Perfluorhexansulfonsyre	PFHxS		6
Perfluorheptansulfonsyre	PFHpS		7
Perfluoroktansulfonsyre	PFOS		8
Perfluornonansulfonsyre	PFNS	PFSA	9
Perfluordekanesulfonsyre	PFDS		10
Perfluorundekansulfonsyre	PFUnDS		11
Perfluordodekansulfonsyre	PFDoDS		12
Perfluortridekansulfonsyre	PFTTrDS		13
Fluortelomersulfonat	6:2 FTS	Precursor	6
Perfluoroktansulfonamid	PFOSA	Precursor	8
Sum af PFAS 4	SUM4		
Sum af PFAS 22	SUM22		

5.4 Laboratorie - udvaskningstest

I laboratoriet er der udført udvaskningsforsøg med det formål;

- at karakterisere udvaskningspotentialet i jorden
- at vurdere den maksimale udvaskning
- at vurdere udvaskningen over tid
- at vurdere hvad flytning af jorden vil betyde for udvaskningen

Der udføres batch- og kolonneforsøg for et udvalgt delområde på hver af de tre lokaliteter. Batchforsøgene bestemmer det maksimale udvaskningspotential og kolonneforsøgene vurderer udvaskning over tid. Batchforsøgene udføres med en homogeniseret jord, mens kolonneforsøgene udføres med både intaktkerner og homogeniseret jord.

Resultaterne af udvaskningstestene giver desuden information om forholdet mellem PFAS i jord og vand. På den baggrund vil man for mange kendte forbindelser kunne udlede deres sorptions egenskaber.

6. Udførte undersøgelser

6.1 Feltarbejde

I det følgende beskrives feltundersøgelserne på de tre lokaliteter.

6.1.1 Lokalitet A: HCA Airport

Delområderne er placeret ved brandøvelsespladsen, se Figur 1. Brandøvelsespladsen er befæstet med betonbelægning i dårlig stand således at der vil ske nedsivning af overfladevand.

Prøvetagningen var udfordret af betonbelægning som det var nødvendigt at skære igennem, inden der kunne udtages prøver. Hvis punkterne skulle flyttes udenfor belægningen, vil de komme for langt væk fra de to borer, hvor der er påvist PFAS. Samtidig er belægningen så ødelagt, at det vurderes, at der vil sive vand ned gennem belægningen.

Generelt er geologien leret og sugecellerne holdt fint vakuum.

Delområde A1: Der er udtaget kernerne KA1-1 og KA1-2 fra 0,3-1,0 og 1,0-2,0 m u.t.

- KA1-1 blev opskåret på lokaliteten og jordprøver blev sendt til analyse for PFAS 22.
- KA1-2 er sendt til Aalborg Universitet hvor de skal anvendes i batch og kolonne test.
- Sugeceller blev placeret i lerformationen hhv. 0,75 og 1,5 m u.t.

Delområde A2: Udtaget KA2-1 og KA2-2 fra 0,3-1,0 og 1,0-2,0 m u.t.

- KA2-1 blev opskåret på lokaliteten og jordprøver er sendt til analyse for PFAS 22.
- KA2-2 er sendt til Aalborg Universitet hvor de skal anvendes i batch og kolonne test.
- Sugeceller blev placeret i lerformationen hhv. 0,75 og 1,5 m u.t.



Figur 1 Placeringen af delområde A1 og A2, de fire kerneboringer (KAX-X) i hvert delområde, og de fire sugeceller (PVAX-X). Oversigtskort findes også i Bilag C: Oversigtskort.

6.1.2 Lokalitet B: Grand Cykelfabrik

Delområde 1 er placeret indendørs ved eksisterende boring B116 og delområde 2 er placeret udendørs ved eksisterende boring B105. Indendørs var der et meget tykt betonlag, hvorunder der var fyld og bygningsaffald. Kernerne blev derfor først udtaget fra 1-3 m u.t., hvor der blev påtruffet en fast kompakt moræneler. Udendørs var geologien helt anderledes – sandsynligvis pga. opfyldning. Her blev der påtruffet sand fra terræn til 2,8 m u.t., hvorunder der blev påtruffet ler. Der blev udtaget kerner 1-3 m u.t. Dette er dybere end for de andre lokaliteter.

Delområde B1: Udtaget kernerne KB1-1 fra 1,0-2,0 m u.t. og KB1-2 fra 2,0-3,0 m u.t.

- KB1-1 blev opskåret på lokaliteten og jordprøver er sendt til analyse for PFAS 22.
- KB1-2 er sendt til Aalborg Universitet hvor de skal anvendes i batch og kolonne test.
- Sugeceller blev placeret i lerformationen hhv. 1,0 og 2,0 m u.t.

Delområde B2: Udtaget KB2-1 og KB2-2 fra 1,0-2,0 og 2,0-3,0 m u.t.

- KB2-1 blev opskåret på lokaliteten og jordprøver er sendt til analyse for PFAS 22.
- KB2-2 er sendt til Aalborg Universitet hvor de skal anvendes i batch og kolonne test.
- Sugeceller blev placeret i sandformationen 2,0 m u.t. og i lerformationen 3,0 m u.t.



Figur 2 Placeringen af delområde B1 og B2, de fire kerneboringer (KBX-X) i hvert delområde, og de fire sugeceller (PVBX-X). Oversigtskort findes også i Bilag C: Oversigtskort.

6.1.3 Lokalitet C: Vandel Flyveplads

Delområderne er placeret ved brandøvelsespladsen et par meter fra de tidligere etablerede boringer. Geologien er sand varierende fra fint til groft og med enkelte siltede indslag. Generelt kan det være vanskeligt at udtage intaktkerner i sand, men vi fik udtaget 0,6-0,8 m kerner i begge niveauer 0-1 og 1-2 m u.t.

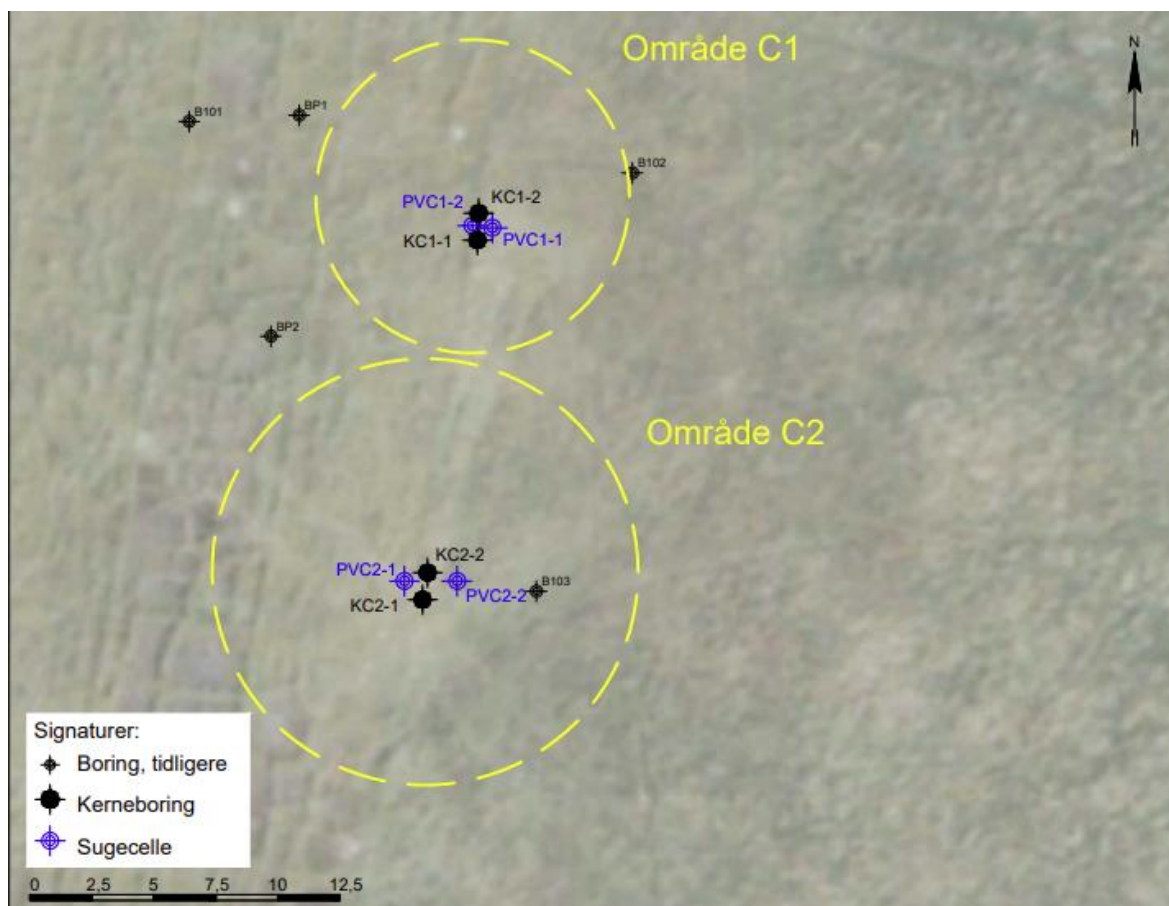
Sugecellerne blev placeret i dybderne 0,75 og 1,5 m u.t. Det kunne hurtigt konstateres, at det ikke var muligt at holde vakuum på sugecellerne pga. en tør og højpermeabel formation, hvilket betyder, at der i første omgang ikke blev opsamlet vand. Rambøll lejede derfor en Soil Water Sampler (SWS) kuffert fra DMR. Den monitorerede tryk i formationen, og når det faldt påførte den igen vacuum således der blev fastholdt vakuum indtil tilstrækkelig vandmængde var opsamlet.

Delområde C1: Udtaget KC1-1 og KC1-2 fra 0,3-1,0 og 1,0-2,0 m u.t.

- KC1-1 blev opskåret på lokaliteten og jordprøver er sendt til analyse for PFAS 22.
- KC1-2 er sendt til Aalborg Universitet hvor de skal anvendes i batch og kolonne test.
- Sugeceller blev placeret i sandformationen hhv. 0,75 og 1,5 m u.t.

Delområde C2: Udtaget KC2-1 og KC2-2 fra 0,3-1,0 og 1,0-2,0 m u.t.

- KC2-1 blev opskåret på lokaliteten og jordprøver er sendt til analyse for PFAS 22.
- KC2-2 er sendt til Aalborg Universitet hvor de skal anvendes i batch og kolonne test.
- Sugeceller blev placeret i sandformationen hhv. 0,75 og 1,5 m u.t.



Figur 3 Placeringen af delområde C1 og C2, de fire kerneboringer (KCX-X) i hvert delområde, og de fire sugeceller (PVCX-X). Oversigtskort findes også i Bilag C: Oversigtskort.

6.1.4 Overblik over analyser foretaget i forbindelse med feltarbejde

For de tre lokaliteter er der foretaget forskellige analyser. Tabel 3 giver et overblik over hvilke analyser der er foretaget for et delområde. Fx for A1 er der for jordprøver analyseret for PFAS 22, PFAS 70, TOP 22 og EOF.

Tabel 3 Overblik over hvilke analyser der er foretaget i forbindelse med feltarbejdet for de forskellige delområder. Analyserne her inkluderer ikke udvaskningstest, se afsnit 6.2.

Delområde	Analyser jord				Analyser vand			
	PFAS 22	PFAS 70	TOP 22	EOF	PFAS 22	PFAS 70	TOP 22	AOF
A1	X	X	X	X	X	X	X	X
A2	X		X	X	X			X
B1	*	*	X	X	X	*	X	X
B2	X			X	X			X
C1	X			X	X			X
C2	X	X	X	X	X	*	X	X
* Analyser foretaget, men resultater er under detektionsgrænser, og indgår derfor ikke i resultatafsnit								

6.2 Laboratoriarbejde: Aalborg Universitet

De intakte kerner KA1-2, KA2-2, KB1-2, KB2-2, KC1-2 og KC2-2, blev aflukket i hver ende med plastlåg og opbevaret på køl ved 4 °C indtil brug. Dybder for kerner, der blev anvendt til batch- og kolonneforsøg, ses i Tabel 4. Kernestykker anvendt til batch- og kolonneforsøg.

Batchforsøg fra hvert delområde blev udført i duplikat, så vidt muligt med jord, som blev udtaget henholdsvis over og under de kernestykker fra delområdet, som blev anvendt til intakte og homogeniserede kolonneforsøg.

Tabel 4 Kernestykker anvendt til batch- og kolonneforsøg.

Kernestykke	Batch 1	Batch 2	Intakt kolonne	Homogeniseret kolonne
	m u.t.	m u.t.	m u.t.	m u.t.
KA1-2	0,25 – 0,3	0,7 – 0,75	0,5 – 0,7	0,3 – 0,5
KA2-2	1,25 – 1,3	1,7 – 1,75	1,5 – 1,7	1,3 – 1,5
KB1-2	2,2 – 2,25	1,75 – 1,8	2,0-2,2	1,8 – 2,0
KB2-2	2,2 – 2,25	2,8 – 2,85	2,8-3,0	2,0 – 2,2
KC1-2	0,25 – 0,3	1,6 – 1,65	1,4 – 1,6	0,3 – 0,5
KC2-2	0,5 – 0,55	1,6 – 1,65	1,4-1,6	0,3 – 0,5

6.2.1 Blindtest og håndtering

Der blev udført blindtest af materialer, udstyr og samlet opstilling for både batch- og kolonneforsøg inden ibrugtagning og kontakt med jord. Til batchforsøgene anvendes HDDP beholdere modtaget fra Eurofins, som i forvejen anvendes til prøvetagning af jord. Til kolonneforsøgene anvendes de linere, som de intakte kerner er udtaget i, som kolonner, samt silikonepropper, glasuld, silikoneslanger og HDDP-prøvetagningsbeholdere til vand modtaget fra Eurofins. Til homogenisering af jord anvendes PP plastbakke, og PP tragt, cellulosefilter og PP centrifugerør til overførsel af prøver. Til både batch- og kolonneforsøg bruges demineraliseret (DI) vand (ledningsevne $\sim 2 \mu\text{S}/\text{cm}$) fra AAU's laboratorier. Alle materialer brugt til batchforsøgene blev lagt i blød i DI vand i 24 timer og vandprøver af iblødsætningsvandet blev efterfølgende sendt til akkrediteret analyse hos Eurofins.

For kolonneforsøgene blev en tom kolonne monteret med ind-og udløb og DI vand blev recirkuleret ved 0,5 mL/min i 24 timer inden en eluentprøve blev sendt til analyse. Begge prøver viste PFAS 22 under detektionsgrænsen (DL).

Forsøgene blev udført med fokus på at undgå krydskontaminering. Der er ikke genbrugt materialer (plastbakker, slanger, propper m.m.) mellem forsøgene. Der er anvendt nitrilhandsker ved håndtering af jord og vand og udførelse af forsøgene. Handskerne blev skiftet når arbejde med en specifik prøve eller kolonne var gennemført. Der er anvendt kittel (der ikke tidligere har været i nærheden af kendt PFAS) og generelt blev der anvendt PFAS-fri beklædning i omgang med forsøgene.

Både batch- og kolonneforsøg er udført i et temperaturkontrolleret skab indstillet til $10 \pm 1^\circ\text{C}$. Ved kolonneforsøgene blev selve kolonnerne inklusive indhold placeret i skabet, mens vand, pumpe og eluatopsamling blev placeret udenfor skabet af hensyn til plads. Føde- og eluatbeholdere blev afskærmet for støvpåvirkning.

6.2.2 Bestemmelse af tørstofindhold

Tørstofindhold blev bestemt af Eurofins i forbindelse med hver jordanalyse.

6.2.3 Batchforsøg

Batchforsøgene blev udført ved et L:S (vand (mL): jord (g)) forhold på 1:1. 400 mL. HDPP plastflasker blev rekvireret ved Eurofins og fungerede som batch-reaktorer. Materialer til jord og vandprøver blev ligeledes bestilt ved Eurofins.

1. Jord fra ønsket dybde blev udtaget ved at save kernen over med en renvasket bajonetsav. 150-200 g jord blev gravet ud med renvasket rustfri stålske.
2. Jorden blev overført til en 400 mL plastbakke, hvor den blev homogeniseret ved omrøring.
3. 100 g homogeniseret jord blev afvejet direkte i en anden HDDP beholder. Præcis vægt blev noteret.
4. De resterende ca. 50 g jord i HDDP-beholderen blev sendt til akkrediteret analyse ved Eurofins for bestemmelse af startkoncentrationen.
5. 100 mL DI-vand er afmålt og overført til reaktoren der blev lukket til.
6. Reaktoren blev omrystet i 15 minutter på rystebord og stillet på køl ved 10 ± 1 °C i 24 timer (Figur 4).
7. Efter endt kontakttid blev reaktorens indhold filtreret (plasttragt og cellulosefilter).
8. For at opnå yderligere adskillelse af jord og vand blev filtratet centrifugeret i PP centrifugerør, hvor eluat blev opsamlet i Eurofins vandprøvebeholdere og sendt til analyse.
9. De resterende ca. 100 g jord i reaktoren blev sendt til analyse.



Figur 4 Fotos af udførelse af batchforsøg på rystebord og i temperaturstyret skab.

6.2.4 Kolonneforsøg

Tilsvarende batchforsøgene er de ønskede dele af kernen udtaget med bajonetsav. Til intaktkerneforsøgene er der fjernet 2-3 cm jord fra hver ende af kolonnen for at skabe plads til silikonepropperne, som i bunden er beklædt med glasuld (standard kolonnepakkemateriale) som filter. En peristaltisk pumpe blev anvendt, så vand pumpes gennem kolonnen med minimal kontakt med andre materialer. Slangerne er fastgjort direkte til hullet i propperne ved ind- og udløb. Kolonnerne er kørt vertikalt med indløb i bund og udløb i toppen (Figur 5). Der var behov for min. 50 mL eluat per vandprøve, og der blev prøvetaget ved L:S 0,1; 0,2; 0,3; 0,4; 0,5; 1; 5; 10. L:S 0,4 blev ikke analyseret for at tilpasse til analysebudgettet. For at fange den samlede masse af analyserbar PFAS, der udvaskes fra kolonnerne, blev prøverne fra L:S 0,5 og frem udtaget som blandeprøver i intervallerne [0,5-1], [1-5] og [5-10].

6.2.4.1 Pakning af homogeniserede kolonner

1. Jord fra 20 cm afsavet kolonnestykke blev overført til en plastbakke, hvor den blev homogeniseret på tilsvarende vis som batchforsøgene.
2. Jord blev lagt op i en mile i bakkens længde (ca. 30 cm) og ca. 50 g i alt blev ved delprøver fra milen udtaget til én analyse af startkoncentration.
3. Den tomme kolonne inklusive monterede propper og filter blev vejjet.
4. Fra toppen blev kolonnen pakket med jord med ske. Efter hver femte skefuld blev kolonnen rystet i 5s på en hvirvel-mixer.
5. Kolonnen blev fyldt med minimum 500 g jord, og den præcise vægt noteret.

6.2.4.2 Klargøring af kolonner med intakte kerner

1. 20 cm afsavet kolonnestykke blev udtaget fra kernen.
2. Den nødvendige mængde jord blev fjernet fra top og bund for at gøre plads til propper og filter, der blev monteret.
3. Kolonnen blev vejjet, og det blev sikret, at der var mere end 500 g jord i kolonnen. Den præcise mængde blev noteret.

6.2.4.3 Drift af kolonner

1. Via den peristaltiske pumpe blev kolonnen født med DI vand. Pumpen blev indstillet på laveste flow, der alt efter modtrykket (type af jord og kompakthed) gav et flow på ca. 0,2 mL/min.
2. Når eluat tilsvarende L:S 0,1 var opsamlet, blev kolonnen stoppet, volumen noteret og eluatet overført til en frisk prøvetagningsbeholder.
3. Prøvetagningssekvensen blev gentaget ved L:S 0,2; 0,3; 0,4; 0,5.
4. Ved L:S 1 blev eluat opsamlet fra 0,5-1 i en blandprøve. Denne fremgangsmåde gentog sig ved L:S 1-5 og L:S 5-10.
5. Efter udtagning af sidste eluentprøve, blev kolonnen ved terminering skyllet igennem med en opløsning med blå farvestof (0,2% Brilliant Blue G), med det formål at få en kvalitativ fornemmelse af, hvor meget af jorden i kolonnen, der har været i kontakt med vandet under udvaskningen.
6. Kolonnen blev skåret op i en bakke, jorden skubbet ud og fotodokumenteret. Efterfølgende blev den homogeniseret, lagt i mile og prøvetaget for slutanalyse af det udvaskede jord.



Figur 5 Foto af opstilling af kolonneforsøg.

7. Resultater

7.1 Lokalitet A: HCA Airport

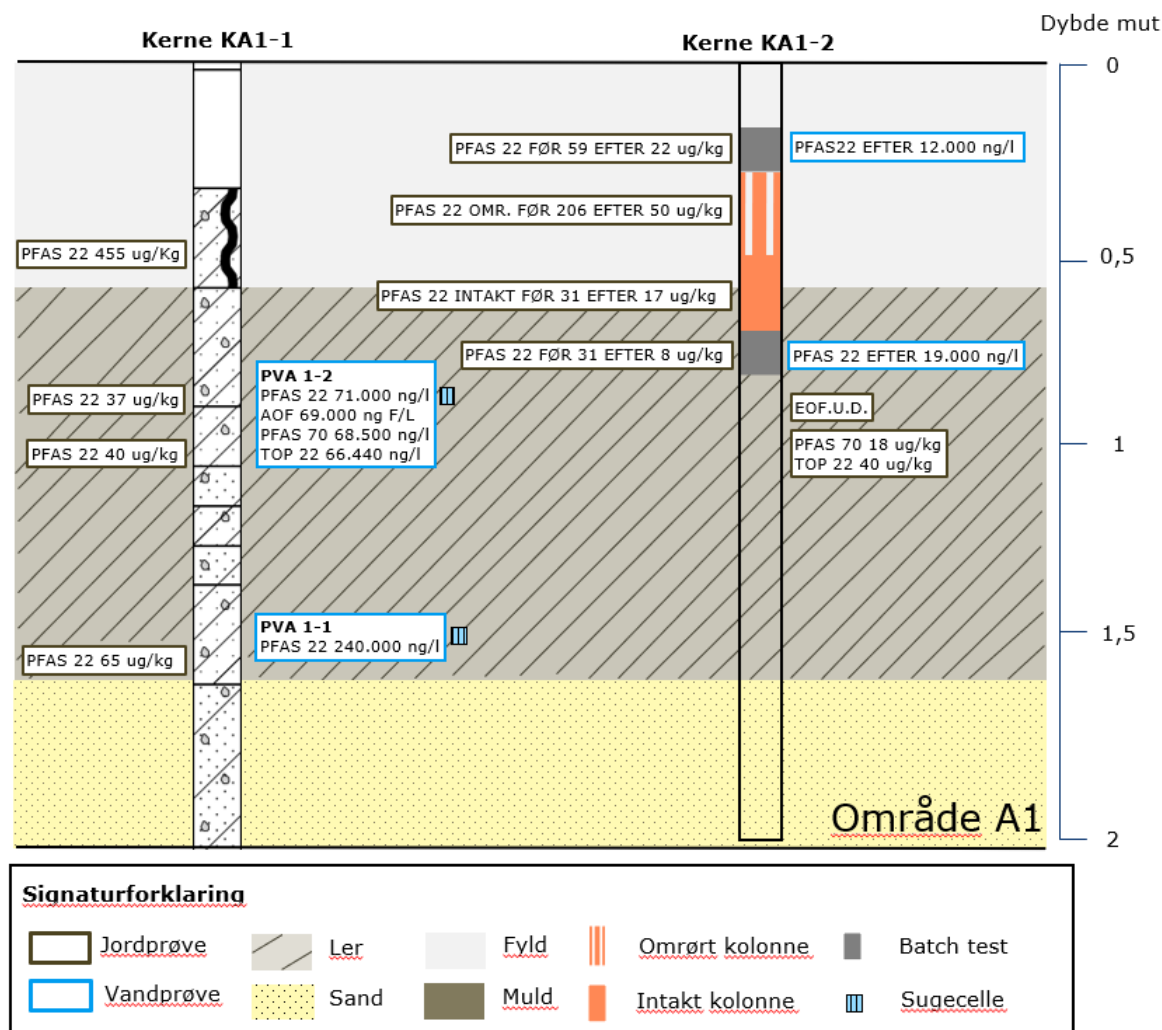
For lokalitet A, HCA airport ses der på Figur 6 og Figur 7 konceptuelle modeller for område A1 og A2. Modellerne giver et overblik over geologi og dybder for udtagninger af prøver til analyse, og hvilke analyser der udført i de forskellige kerner med dertilhørende resultater.

På lokalitet A1 er geologien leret i de øverste 1,5 m og derunder sand. Der er umættede forhold i gennem hele formationen.

Der er for lokalitet A udtaget 4 kerner, 2 kerner for hvert af de to områder (A1 og A2). Dvs. Kernerne KA1-1 og KA1-2 hører til område A1, og kernerne KA2-1 og KA2-2 hører til område A2.

Det ses for område A1, at der i kerne KA1-1 er udtaget 4 jordprøver der er analyseret for PFAS 22, ved siden af kerneudtagningen er der udtaget to porevandsprøver (PVA) i 0,75 og 1,5 m u. t. Derudover er der for PVA i 0,75 m u. t. udtaget prøver til AOF, PFAS 70, og TOP 22 analyse. I kerne (KA1-2) er der udtaget 3 jordprøver til EOF, PFAS 70 og TOP 22 analyser.

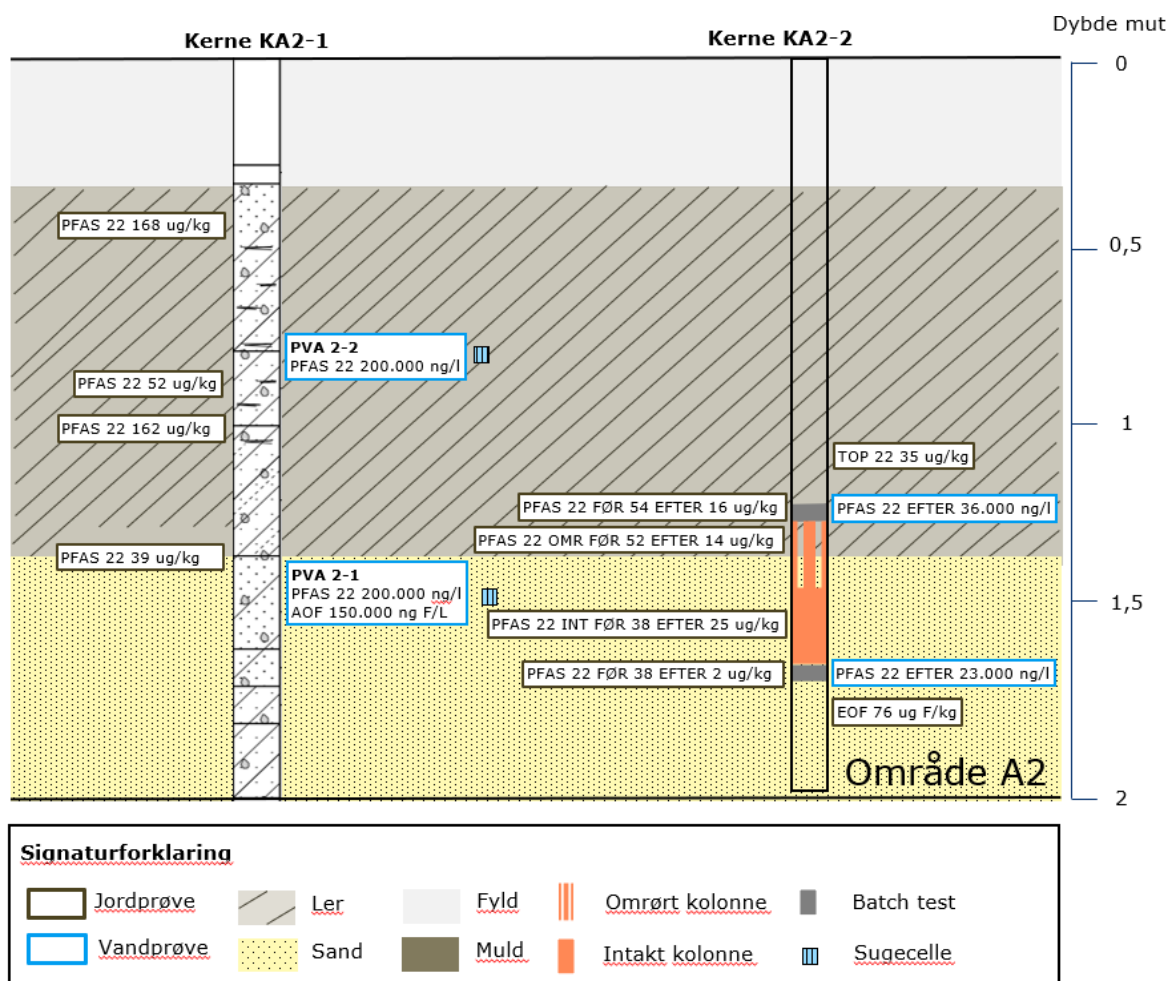
For kerne KA1-2 er der udtaget jordprøver i forbindelse med udvaskningsforsøg (kolonne- og batch forsøg). Der er udtaget jordprøver ifm. batchtest, de er analyseret for PFAS 22 både "før" og "efter" udvaskning. Ligeledes er der udtaget jordprøver ifm. kolonneforsøg (hhv. omrørt og intakt kolonne) som er analyseret for PFAS 22 både "før" og "efter" udvaskning. Der er analyseret for PFAS 22 i eluenterne efter batchtest, mens eluentet er løbende analyseret ifm. kolonnetest.



Figur 6 Konceptuel model for område A1. De to kerner KA1-1 og KA1-2 ses, sammen med jordprøverne og porevandsprøverne. Desuden er de kernestykker, hvor der er udført kolonne og batchtest markeret, med de tilhørende analyse resultater af PFAS22 før og efter udvaskning.

For område A2 er der i kerne KA2-1 udtaget 4 jordprøver, som er analyseret for PFAS 22. Ved siden af kerneudtagningen er der taget to porevandsanalyser: PVA2-2 i 0,75 m u.t. og PV2-1 i 1,5 m u.t. til PFAS 22 analyse, og i PVA 2-1 er der ligeledes udtaget porevand til AOF analyse.

For kerne KA2-2 er der for kolonne - og batch forsøg udtaget jordprøver til batchtest (der er analyseret for PFAS 22 både "før" og "efter" udvaskning) og ifm. kolonneforsøg (hhv. omrørt og intakt kolonne som ligeledes er analyseret "før" og "efter" udvaskning). Der er foretaget PFAS 22 analyser af eluatet efter batchtestene og under kolonneforsøgene. Der er fra samme kerne (KA2-2) desuden udtaget 2 jordprøver til TOP 22 analyse i 1,2 m u.t. og til EOF analyse i 1,8 m u.t.



Figur 7 Konceptuel model for område A2. De to kerner KA2-1 og KA2-2 ses, sammen med de udtagne jordprøver og porevandsprøver til analyse. Desuden er de kernestykker hvor der er udført kolonne og batch test markeret, med de tilhørende analyse resultater af PFAS22 før og efter udvaskning.

7.1.1 Feltundersøgelser

Der blev udtaget og analyseret prøver for PFAS i jord og porevand. En oversigt over de samlede koncentrationerne kan ses i Bilag D: Data samlet. Analyserapporter fra Eurofins for samtlige prøver kan findes i Bilag A: Analyserapporter. I nærværende afsnit vises fordelingen af PFAS over dybden i jord og porevand med PFAS fingerprints, frem for i tabeller, for at skabe et mere visuelt overblik over hvordan koncentrationerne af enkeltstoffer varierer over dybden.

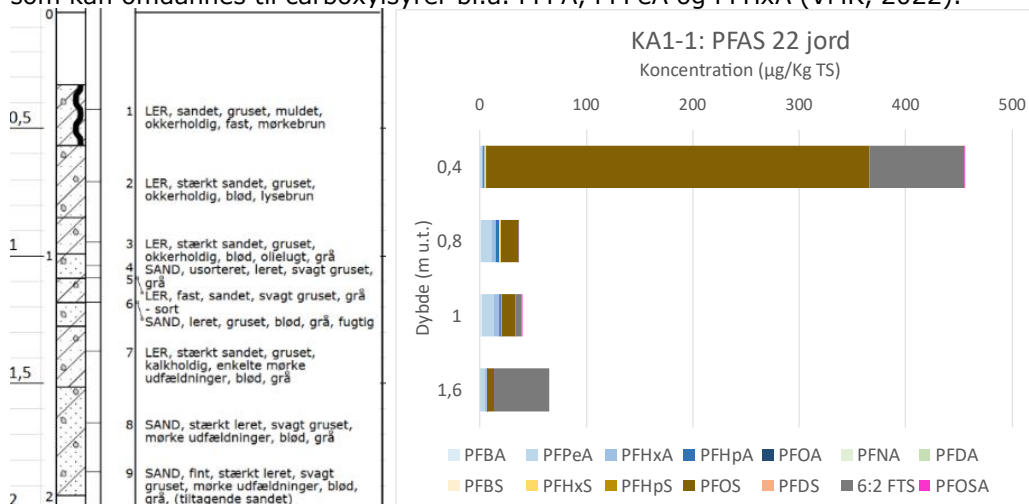
På fingerprints vises kun de PFAS, hvor der er målt koncentrationer over detektionsgrænsen. Fordi forskellen i koncentrationerne kan være så stor, at PFAS med lave koncentrationer kan være svære at se på figuren, vises der i legenden på hver graf, de PFAS der er fundet i prøven. Den samlede signaturforklaring for fingerprintsene kan ses i Tabel 2. Beliggenheden af delområde A1 og A2 kan ses på Figur 1.

Delområde A1 – Jord

Geologien fra 0,5 til 1,5 mut i delområde A1 består af stærkt sandet ler med indhold af grus underlejret af et mere sandet lag (Figur 6).

På Figur 8 ses PFAS koncentrationen og sammensætningen af PFAS forbindelser for Kerneboring KA1-1, delområde A1. På venstre side af figuren ses geologien, som er leret og på højre side af

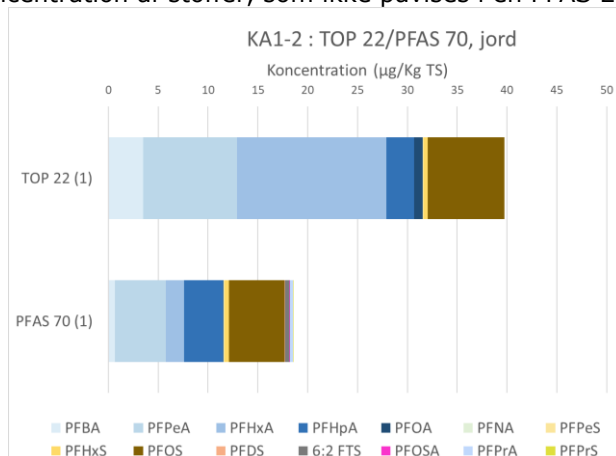
figuren ses PFAS fingerprints for jorden i fire dybder. PFOS dominerer prøven med den højeste koncentration (PFAS 22, 455 µg/Kg TS) i dybden 0,4 m u.t., dernæst fulgt af 6:2 FTS. I de dybere lag er koncentrationerne lavere (PFAS 22, 37-65 µg/Kg TS). Desuden udgør PFOS en mindre andel af prøvens indhold af PFAS med dybden. Jordprøven udtaget 1,6 m u. t. domineres af precursoren 6:2 FTS. 6:2 FTS er en kendt precursor (se afsnit 5.3.7), med en C6 carbon kæde, som kan omdannes til carboxylsyrer bl.a. PFPA, PFPeA og PFHxA (VMR, 2022).



Figur 8 Venstre: Boreprofilen for KA1-1 (hele profilet kan ses i Bilag B: Boreprofiler). Højre: Fingerprint for PFAS 22 i KA1-1 i fire dybder. Der er for de fire prøver påvist 14 PFAS, de kan ses på figuren. De resterende 8 PFAS (af de 22) er påvist under detektionsgrænsen.

For at undersøge om der findes andre PFAS på lokaliteten, end dem som indgår i PFAS 22, er der foretaget PFAS 70 og TOP 22 analyser i 1 meters dybde i kerneboring KA1-2, på delområde A1 (Figur 9). Disse kan sammenlignes med analysen udtaget i samme dybde for PFAS 22.

Generelt er der god overensstemmelse mellem koncentrationsniveauet for PFAS i TOP, PFAS 70 og PFAS 22 i prøverne udtaget 1 m u. t. Koncentrationen af PFAS 70 er lavere, men ligger inden for den forventede usikkerhed. TOP 22 analysen viser forventeligt en stigning i koncentrationen af PFHxA, PFPeA (PFCAer) og et fald i koncentrationen af 6:2 FTS, i forhold til prøven udtaget 1 m u. t., som er analyseret for PFAS 22. Der er for PFAS 70 analysen påvist de samme stoffer som ses for TOP 22 analysen, men derudover ses også lave, men påviselige koncentrationer af PFPrA og PFPrS, som ikke indgår i PFAS 22 analyser og derfor ikke påvises. Det indikerer, at der ikke findes en væsentlig koncentration af stoffer, som ikke påvises i en PFAS 22 analyse.



Figur 9 Fingerprint for TOP 22 og PFAS 70 analyser for kerneboring KA1-2 område A1 i jorden. I PFAS 70 analysen er der fundet PFPrA og PFPrS som ikke indgår i den normale PFAS 22 analyse. Tallene i parentes på y-aksen angiver dybden hvor prøven er udtaget i m u. t.

Ud over TOP 22 og PFAS 70, er der udført en EOF-analyse i 0,8 m u. t. (Tabel 5). Formålet er at undersøge om der findes ukendte PFAS, som kan udvaskes. Resultatet af EOF analysen giver koncentrationen af fluor, hvorfor PFAS koncentrationen i KA1 i en tilsvarende dybde er omregnet til fluor. Det ses at resultatet af EOF analysen er mindre end detektions grænsen på 50 µg F/kg ts.

Tabel 5 Koncentrationen af organisk F (Fluor) i delområde A1. Der vises en sammenligning af PFAS 22 analysen i KA1-1 0,8 m u. t. og i EOF-analysen i KA1-2 i 1 m u. t.

A1		
Dybde (m u. t.)	0,8	1,0
KA1-1 (µg F/kg ts)		25,2
EOF (µg F/kg ts.)	<50,0	

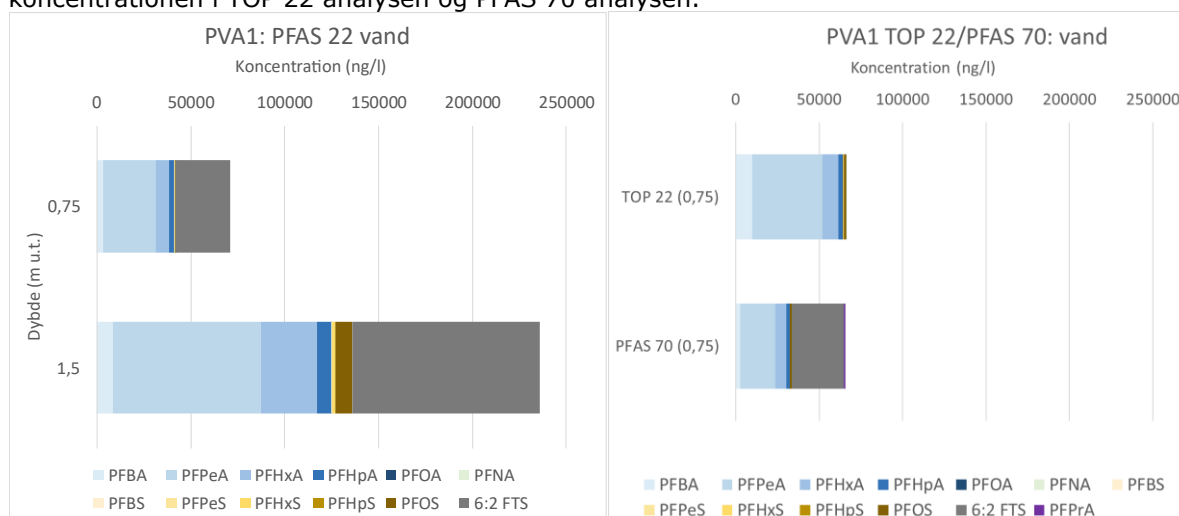
Delområde A1 – Porevand

For delområde A1 er der målt PFAS 22 koncentrationer i porevandet i to dybder, hhv. 0,75 og 1,5 m u.t. (Figur 10, venstre). Koncentrationen af PFAS 22 er op til 240.000 ng/l, for vandprøven taget i 1,5 m u.t. PFPeA og 6:2 FTS udgør den største andel af prøven i begge dybder.

For PFAS 70 udtaget 0,75 m u.t. (Figur 10, højre) ser man et næsten identisk fingerprint, med den tilsvarende PFAS 22 vandanalyse udtaget 0,75 m u. t. Dog er der påvist PFPrA i PFAS 70 analysen, som ikke indgår i standard PFAS 22 analysen.

Der ses en betydelig koncentration af precursoren 6:2 FTS i PFAS 70 analysen af prøven udtaget i 0,75 m u. t. (Figur 10, højre). Hvis dette sammenlignes med TOP 22 analysen (Figur 10, højre), kan man set at koncentrationen af 6:2 FTS er faldet, mens koncentrationen af særligt PFPeA er steget.

Den samlede koncentration af PFAS 22 i porevandet udtaget i 0,75 m u. t. stemmer overens med koncentrationen i TOP 22 analysen og PFAS 70 analysen.



Figur 10 Venstre: Fingerprints af PFAS 22 målt i porevandet i to dybder for område A1. Der er i alt 12 PFAS stoffer ud af de 22 analyseret for over detektionsgrænsen. Højre: TOP 22 og PFAS analyse for porevand for område A1. I alt er der påvist 13 PFAS stoffer, hvor PFPrA kun analyseres for i PFAS 70. Resterende PFAS stoffer er under

detektionsgrænsen og indgår ikke i figuren. Tallene i parentes på y-aksen på figuren til højre angiver dybden hvor prøven er udtaget i m u.t.

Der er udført en AOF analyse i PVA1-2 (0,75 m u. t.), i samme dybde som der er analyseret for PFAS 22, PFAS 70 og TOP 22 (Tabel 6). Resultatet af AOF analysen giver koncentrationen af organisk fluor, hvorfor PFAS 22 koncentrationen i PVA1-2 i den tilsvarende dybde er omregnet til fluor. Det ses at koncentrationen i AOF analysen er 69 µg/l hvilket stemmer overens med koncentrationen af fluor i PFAS 22 analysen i på 44 µg/l (Tabel 6).

Tabel 6 Koncentrationen af organisk F (Fluor) i PVA1-2 og AOF-analysen udtaget i 0,75 m u. t.

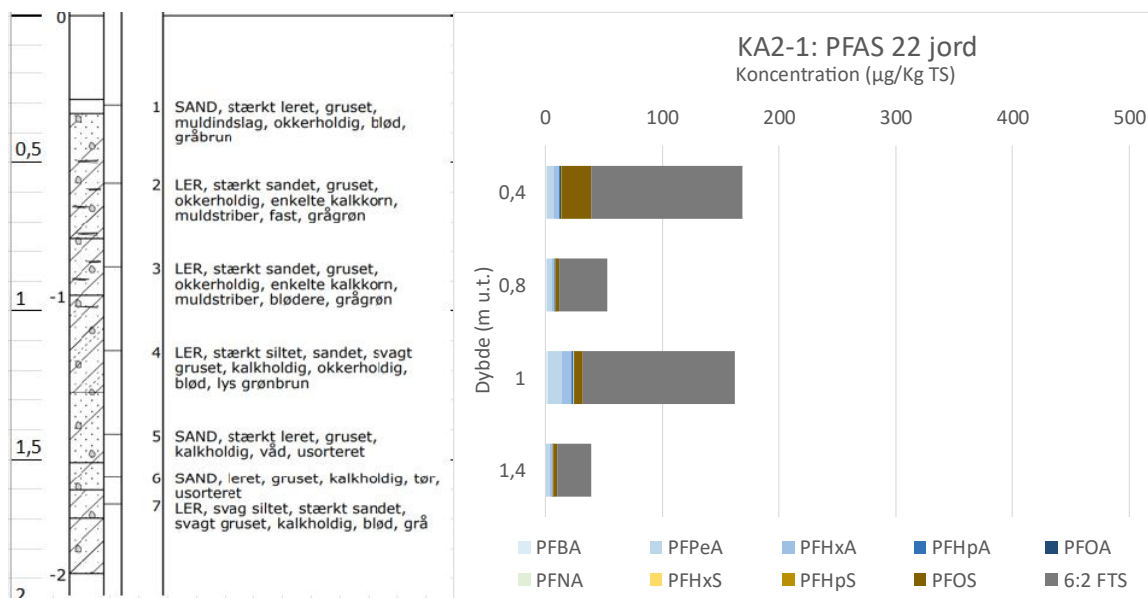
A1, PVA 1-2	
Dybde (m u. t.)	0,75
AOF (µg F/L)	69,0
PFAS 22 som F (µg F/L)	44,0

Delområde A2 -jord

Geologien i de øverste 2 meter i delområde A2 består af stærkt sandet ler med indhold af grus underlejret af et mere sandet lag (Figur 7).

På fingerprintet for 22 PFAS (Figur 11, højre) domineres alle de fire jordprøver af 6:2 FTS. 6:2 FTS er en kendt precursor (se afsnit 5.3.7), med en C6 carbon kæde, som kan omdannes til carboxylsyrer bl.a. PFPA, PFPeA og PFHxA (VMR, 2022).

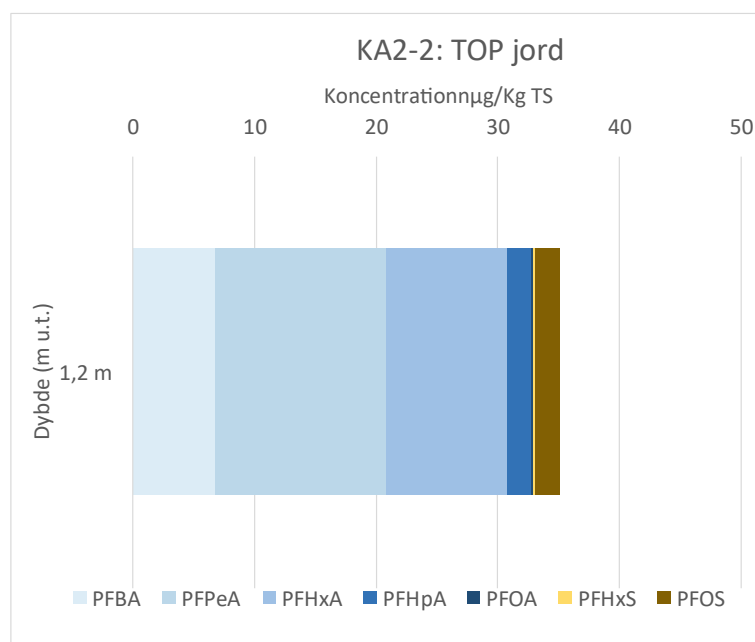
I dybden 0,4 m u.t. og dybden 1 m u.t. ses omtrent den samme PFAS22-koncentration på omkring 160 µg/kg TS. I dybden 0,8 m u.t. og 1,4 m u.t. er koncentrationerne lavere med en sum på omtrent 50 µg/kg TS.



Figur 11 Venstre: Boreprofil fra KA2-1, se hele profilet i Bilag B: Boreprofiler. Fingerprint for delområde A2 i fire dybder, der er analyseret for PFAS 22 og der er fundet 10 PFAS stoffer over dybden i de fire prøver.

TOP 22 analysen for jord (Figur 12) domineres af karboxylsyrer. Der ses omtrent samme PFAS koncentration og fordeling i TOP analyserne i delområde A1 og A2 (Figur 9 og Figur 12). Hvor

jordprøverne som er analyseret for PFAS 22, i både A1 og A2, domineres af precursoren 6:2 FTS, omdannes 6:2 FTS ved TOP 22 analysen til PFBA, PFHxA og PFPeA.



Figur 12 Fingerprint for TOP 22 analyse for A2. I 1,2 m u.t. Der er i alt påvist 7 PFAS stoffer ud af 22 i analysen.

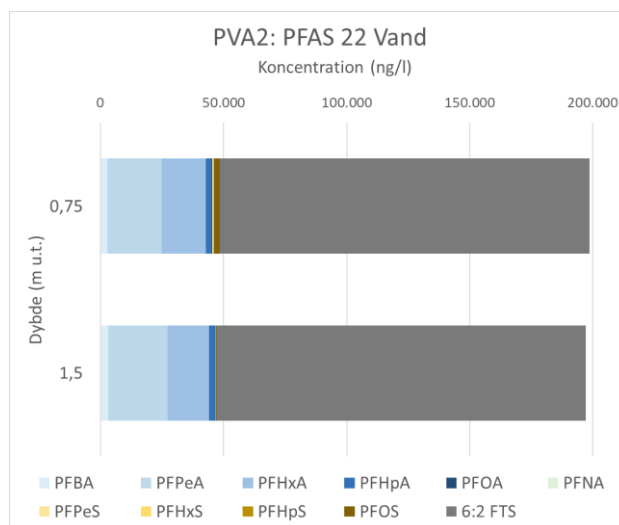
Ud over TOP 22 analysen, er der udført analyser af EOF i 1,8 m u. t. (Tabel 7). Formålet er at undersøge om der findes ukendte PFAS som kan udvaskes. Resultatet af EOF analysen giver koncentrationen i ug F (fluor)/kg, hvorfor PFAS koncentrationen i en tilsvarende dybde er omregnet til fluor. Det ses at resultatet af EOF analysen er 76,3 µg F/kg ts. Der er sammenlignes med analysen for PFAS 22 i 1,4 mut. På grund af forskellen i dybden, hvor prøverne er udtaget, er det vanskeligt at konkludere noget endeligt. Men den højere koncentration i EOF-analysen kan indikerer tilstedeværelsen af PFAS, som ikke indgår i PFAS 22 analysen.

Tabel 7 Koncentrationen af organisk F (Fluor) i A2. Analyserne er udtaget i KA2-1 1,4 m u. t. og i EOF analysen i 1,8 mut.

A2		
Dybde (m u. t.)	1,8	1,4
EOF (µg F/kg ts.)	76,3	
KA2-1 (µg F/kg ts.)		23,06

Delområde A2 porevand

For delområde A2 er fingerprint for PFAS 22 i de to porevandsprøver udtaget i forskellig dybde næsten identiske (Figur 13). Det er 6:2 FTS som dominerer prøverne, men der er også påvist PFPeA og PFHxA i lavere koncentrationer. Dette er i god overensstemmelse med jordprøverne.



Figur 13 - Fingerprins af PFAS 22 målt i porevandet i to dybder for delområde A2. Der er i alt 13 PFAS stoffer ud af de 22 analyseret for over detektionsgrænsen.

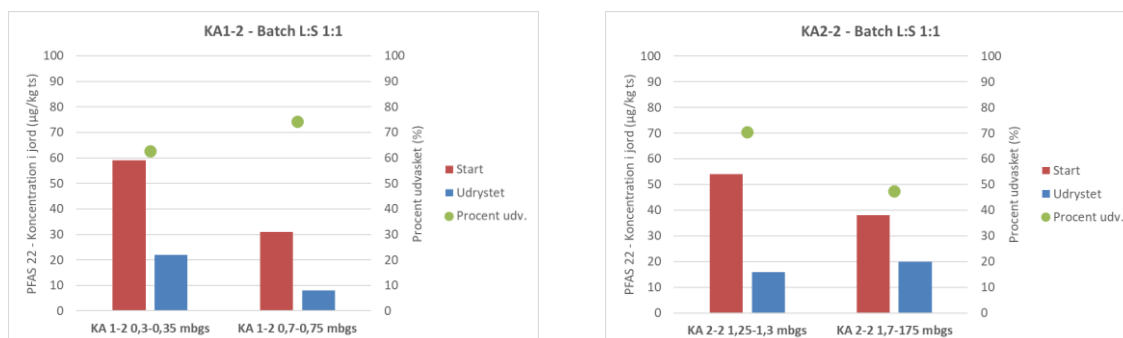
Der er udført analyser af AOF i PVA 2-1, dvs. 1,5 m u. t. (Tabel 8). Formålet er at undersøge, om der findes ukendte PFAS f.eks. precursorer som kan udvaskes. Resultatet af AOF analysen giver koncentrationen af fluorid, hvorfor PFAS koncentrationen i PVA2-1 dvs. en tilsvarende dybde er omregnet til fluorid. Det ses at koncentrationen i AOF analysen er 0,15 mg F/l hvilket stemmer overens med koncentrationen i PVA2-1 i 1,5 m u. t., som omregnet til fluor er 0,11 mg F/l.

Tabel 8 Koncentrationen af organisk F i A1 i 1,5 mut. Målt i forbindelse med AOF analysen om omregnet (Fluorid) i PVA2 1,5 m u. t. og koncentrationen i AOF analysen.

A2	
Dybde (m u. t.)	1,5
AOF (mg F/L)	0,15
PVA2 (mg F/L)	0,11

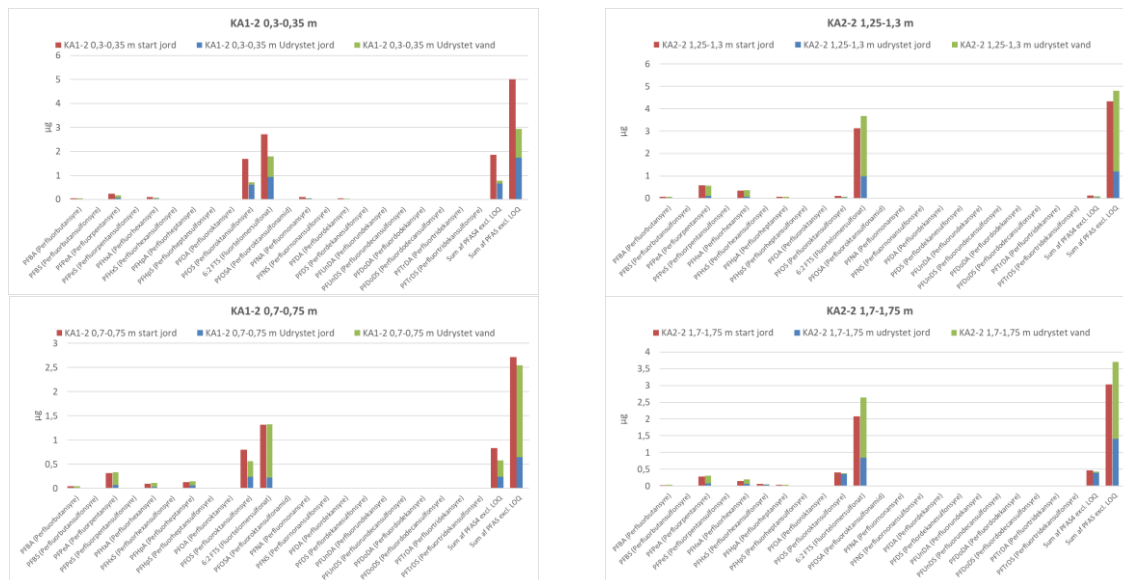
7.1.2 Batchforsøg

Jorden brugt til batchforsøg fra kerne KA1-2 indeholdt hhv. 59 og 31 µg/kg ts PFAS 22 ved start. Efter udrystning blev koncentrationen reduceret til henholdsvis 22 og 8 µg/kg ts, hvilket giver en procentvis udrystning på 63% og 74% (Figur 14 tv). De tilsvarende udvaskningsprocenter i jorden fra kerne KA2-2 var 47% og 70%.



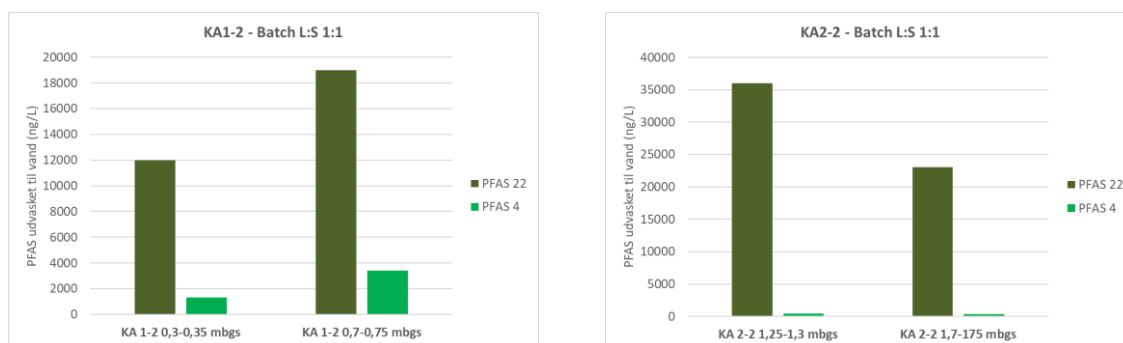
Figur 14 Koncentration af PFAS 22 i jord (venstre akse) ved start (rød søjle) og efter udrystning (blå søjle) i 24 timer ved et L:S forhold på 1:1. På højre y-akse ses forskellen på søjlerne som procent udvasket PFAS 22. Venstre figur: KA1-2. Højre figur: KA2-2.

Den anvendte jord fra lokalitet A domineres af 6:2 FTS og PFOS, og relevante koncentrationer af PFHpA, PFHxA, PFPeA, samt spor af PFNA, PFDA, PFHxS og PFBA, hvilket ses af massebalancerne for de fire batchforsøg vist på Figur 15.



Figur 15 Massebalancer og fordeling af PFAS 22 i de fire batchforsøg udført på jord fra lokalitet A.

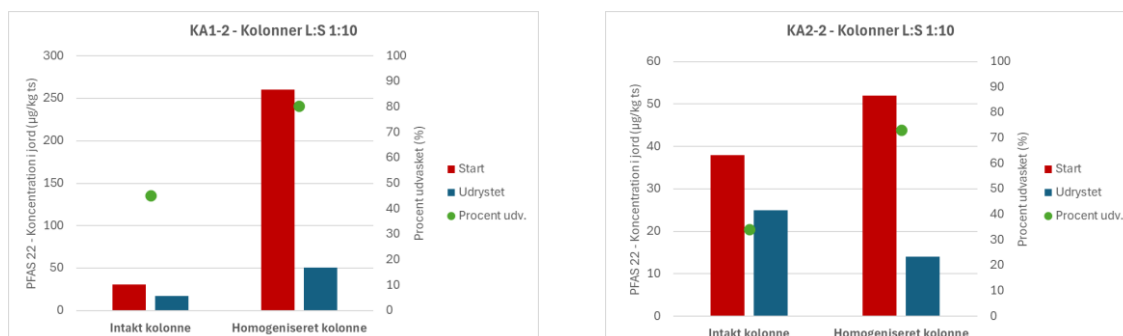
Generelt viser massebalancerne en god overensstemmelse mellem PFAS i jorden før udvaskning og summen af PFAS i jord og PFAS i vandfasen efter udvaskning, på nær ved KA1-2 0,3-0,35 m, hvor der ikke kunne genfindes hele startmassen af PFOS og 6:2 FTS i summen af massen i jorden efter udvaskning og i vandfasen. På grund af det forholdsvis høje indhold af PFAS i jorden ved start, har udvaskningen ved det anvendte L:S forhold på 1:1 givet anledning til høje koncentrationer af PFAS i vandfasen, vist som PFAS 22 og PFAS 4 på Figur 16. Vandprøverne fra KA1-2 viste PFAS 22 på 12.000 og 19.000 ng/L og PFAS 4 på 1.300 og 3.400 ng/L. Prøverne fra udvaskning af kerne KA2-2 viste PFAS 22 på 36.000 og 23.000 ng/L og PFAS 4 på 440 og 350 ng/L. KA1-2 indeholder mere PFOS end KA2-2, hvilket giver anledning til de højere PFAS 4 niveauer.



Figur 16 Summerede koncentrationer af PFAS 22 og PFAS 4 i vandfasen efter udvaskning af jord fra lokalitet A, KA1-2 og KA2-2, ved et L:S forhold på 1:1.

7.1.3 Kolonneforsøg

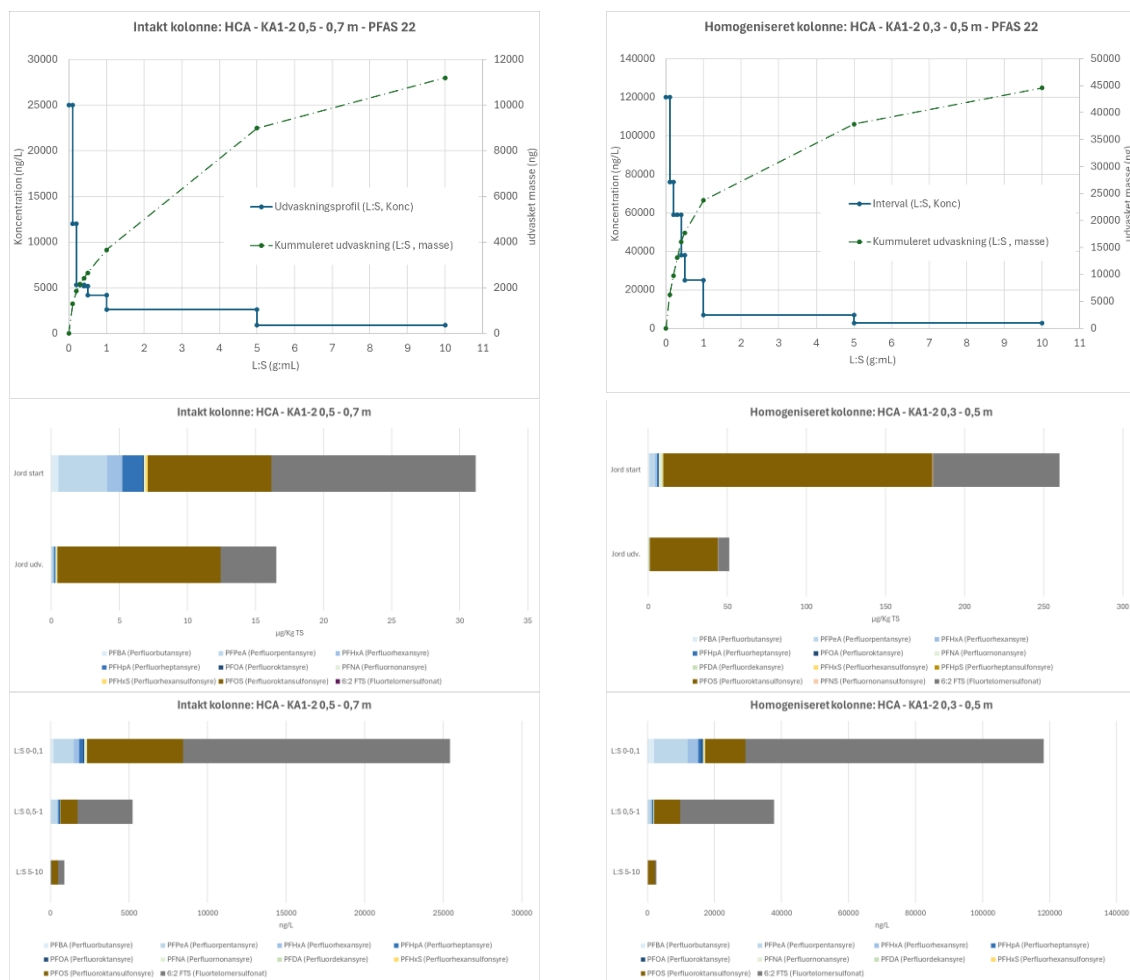
For at undersøge eventuelle forskelle i udvaskning af PFAS 22 fra intakte og homogeniserede kolonner, viser Figur 17 jordkoncentrationer ved start, efter udvaskning og den procentvise udvaskning for den intakte og den homogeniserede kolonne fra kerne KA1-2 (venstre), og det samme for kolonnerne med jord fra kerne KA2-2 (højre).



Figur 17 PFAS 22 koncentrationer i jord ved start (rød søjle) og efter udvaskning (blå) med forskellen vist som procentvis udvasket PFAS 22 (højre y-akse). Til venstre vises data for den intakte og homogeniserede kolonne fra kerne KA1-2 og til højre data for kolonnerne med jord fra kerne KA2-2. Kolonnerne er samlet udvasket med et L:S forhold på 1:10.

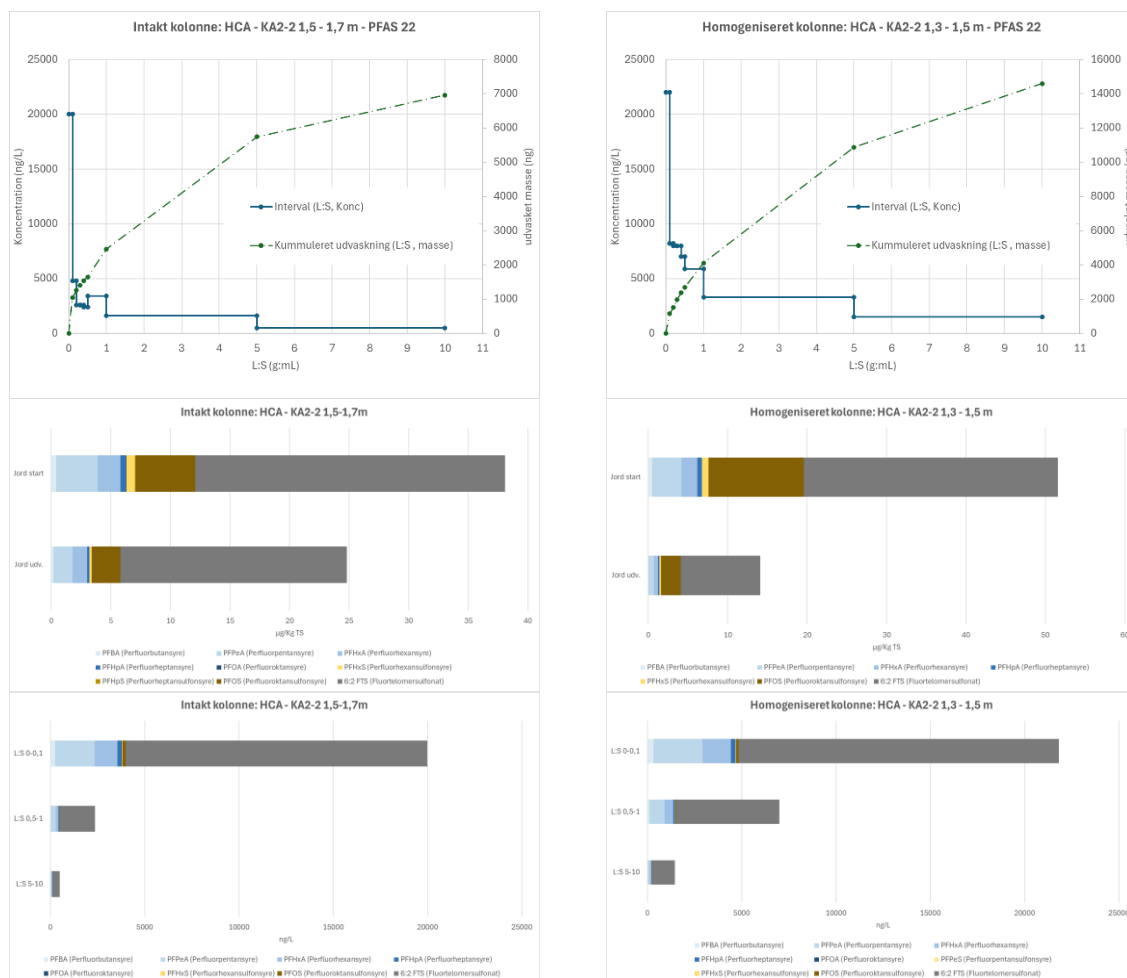
Det ses tydeligt, at jorden i den homogeniserede kolonne fra kerne KA1-2 er karakteriseret af en væsentlig højere koncentration af PFAS 22 ved start, 260 µg/kg ts mod 31 i den intakte kolonne. Forskellen udgøres primært af væsentlig højere koncentrationer af PFOS (170 µg/kg ts) og 6:2 FTS (80 µg/kg ts) i jorden i den homogeniserede kolonne end den intakte. Mere sammenlignelig er niveauet af PFAS 22 i jorden brugt i kolonnerne fra kerne KA2-2. Den procentvise udvaskning for alle fire kolonner ligger i intervallet 34 til 80% og for begge kerner, ses der en højere udvaskning fra de homogeniserede kolonner. Udvasningsprocenten for de homogeniserede kolonner er højere end de tilsvarende for de ligeledes homogeniserede batchforsøg, men kolonnerne er også udvasket med 10x mere vand i forhold til mængden af jord (L:S forhold 10).

Figur 18 (øverst) viser udvasningsprofilen for PFAS 22 fra jord fra de kerne KA1-2, intakt kolonne til venstre og homogeniseret kolonne til højre. Vandkoncentrationerne er vist som et trappediagram for at indikere, at der er tale om blandeprøver og gennemsnitskoncentration i intervallet. Under udvasningskurven er L:S 0-0,1, 0,5-1 og 5-10 udvalgt for nemmere sammenligning. De højeste koncentrationer findes i det eluent, der først forlader kolonnen (L:S 0-0,1), hvorefter koncentrationerne hurtigt aftager. I det første eluent, der udover det tilsatte vand også består af det oprindelige porevand fra felten, har ligevægt mellem PFAS i jord og vand haft mere tid til at indstille sig, end det vand der udgør eluent til senere L:S forhold, hvilket også kan være medvirkende til de høje koncentrationer, og den forholdsvis store forskel på L:S 0-0,1 og L:S 0,1-0,2. Den høje koncentration af PFAS 22 i jorden i den homogeniserede kolonne, giver også tydeligt udslag i en næsten 5x højere L:S 0-0,1 vandkoncentration på 120.000 ng/L mod 25.000 mg/L i den intakte kolonne. Om homogeniseringen har indflydelse herpå, er pga. forskellene i jordkoncentration svært at sige. Begge udvasningskurver viser en lang hale, hvor der stadig ved L:S 5-10 er 890 ng/L PFAS 22 i eluent fra den intakte kolonne og 2700 ng/L PFAS 22 i eluent fra den homogeniserede kolonne. Arealet under udvasningsprofilerne er vist som den samlede udvaskning af PFAS 22, og aflæses på højre y-akse. Kurverne viser en længere stejl stigning i udvaskning fra den homogeniserede kolonne, der indikerer, at udvaskningen sker hurtigere fra denne kolonne sammenlignet med den intakte. Igen skal der tages forbehold for forskellen i jordkoncentration ved start.



Figur 18 PFAS 22 udvaskningsprofil som funktion af L:S forhold for den intakte kolonne til venstre og den homogeniserede kolonne til højre for jord fra kerne KA1-2. Arealet under kurverne vises som den samlede udvaskning af PFAS 22 og aflæses på højre y-akse. I midten ses fingeraftryk af PFAS i Jord (før og efter udvaskning) og nederst fingeraftryk for L:S 0-0,1, 0,5-1 og 5-10 vandprøverne.

Nederst på Figur 18 er sammensætningen af PFAS 22 i jord (før og efter) og eluentprøverne vist som fingeraftryksplot. I jorden fra den intakte kolonne (venstre) er PFBA, PFPeA, PFHxA og PFHpA næsten helt vasket ud, så jorden efter udvaskning domineres af PFOS og 6:2 FTS. Dette afspejler sig i eluentprøverne, der til trods for det store fald i koncentration ved højere L:S har ensartet procentvis sammensætning forsøget igennem. Et tilsvarende mønster ses i jord og eluentprøver fra den homogeniserede kolonne. Her er det ligeledes tydeligt, at 6:2 FTS også udvaskes tidligt sammen med de kortere PFAS i højere grad end PFOS. PFOS udgør 84% af PFAS 22 i eluentprøven ved L:S 5-10. Tilsvarende data for den intakte og homogeniserede kolonne med jord fra de dybere kerner på lokalitet A er vist på Figur 19. Til trods for sammenlignelige L:S 0-0,1 eluentkoncentrationer af PFAS 22 på 20.000 og 22.000 ng/L (pga. sammenlignelige jordkoncentrationer) er den samlede PFAS 22 udvaskning fra den homogeniserede kolonne mere end dobbelt så stor som fra den intakte, henholdsvis 14592 µg mod 6959 µg. Dette indikerer tydeligt forøget udvaskning fra den homogeniserede kolonne.

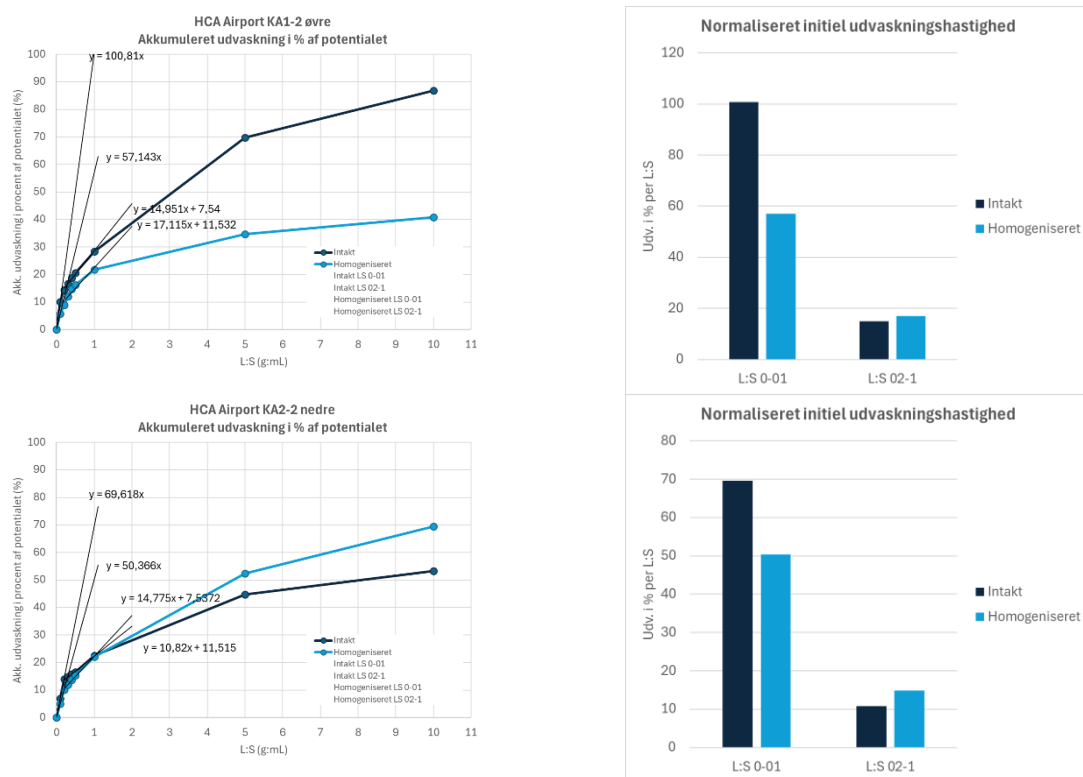


Figur 19 PFAS 22 udvaskningsprofil som funktion af L:S forhold for den intakte kolonne til venstre og den homogeniserede kolonne til højre for jord fra de dybere kerner. Arealet under kurverne vises som den samlede udvaskning af PFAS 22 og aflæses på højre y-akse. I midten ses fingeraftryk af PFAS i Jord (før og efter udvaskning) og nederst fingeraftryk for L:S 0-0,1, 0,5-1 og 5-10 vandprøverne.

PFAS-sammensætningen i jordprøverne er forholdsvis ensartet, dog med 6:2 FTS og PFOS svagt mere dominerende i den udvaskede jord. For eluentprøverne er PFAS-sammensætningen også meget ens igennem forsøget, og med det procentvise indhold af PFOS væsentlig mindre end i jordprøverne. Eluentprøverne domineres af 6:2 FTS.

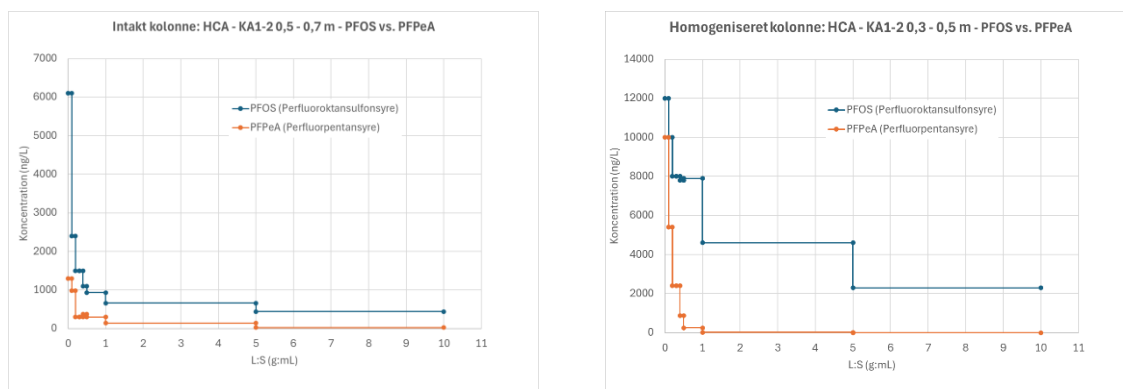
For nærmere at undersøge graden af udvaskning og udvaskningshastighed mellem de homogeniserede og intakte kolonner, er den samlede udvaskning fra kolonnerne normaliseret med PFAS 22 udvaskningspotentialet. PFAS 22 udvaskningspotentialet er beregnet på baggrund af massen af jord i kolonnen, PFAS 22 jordkoncentrationen og tørstofindhold i de respektive startprøver så enheden er eksakt masse for den respektive kolonne. Der er lagt lineære tendenslinjer ind ved L:S 0-0,1 og L:S 0,2-1, hvor hældningen er et udtryk for den gennemsnitlige initielle udvaskningshastighed i intervallet. Som det ses på Figur 20, er den normaliserede initielle udvaskningshastighed i L:S 0-0,1 intervallet i begge sæt af kolonner større for den intakte kolonne end for den homogeniserede. Den gennemsnitlige hastighed for udvaskning i det næste interval er dog meget på niveau imellem de to kolonner, med en smule større hastighed fra de homogeniserede. I kolonnerne med jord fra kerne KA1-2 er den samlede udvaskning oppe på 87% af det mulige fra den intakte kerne, mens den pga. den 5x højere PFAS 22 koncentration er nede på 41% fra den homogeniserede. I kolonnerne med jord fra kerne KA2-

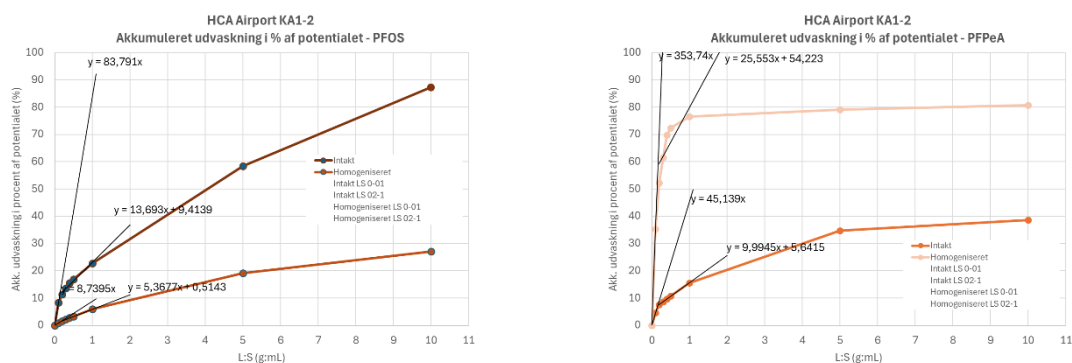
2 ender udvaskningen fra den homogeniserede kolonne på 69% og for den intakte kolonne på 53%.



Figur 20 Normaliseret samlet udvaskning fra de intakte og homogeniserede kolonner og initial udvaskningshastighed. I jord fra kerne KA1-2 er PFAS 22 udvaskningspotentialet 109 µg fra den homogeniserede kolonne og 12,9 µg fra den intakte. I jord fra kerne KA2-2 er PFAS 22 udvaskningspotentialet 21,8 µg fra den homogeniserede og 14,4 µg fra den intakte kolonne.

Når resultaterne fra udvaskningen normaliseres i forhold til potentialet, er der dermed ingen indikation på at udvaskningen forøges eller går hurtigere i de homogeniserede kolonner i forhold til de intakte. Dette kan dog skyldes, at PFAS 22 har forskellig sammensætning i kolonnerne og undervejs i forsøget. På Figur 21 ses stofspecifikke udvaskningsprofiler for henholdsvis PFOS (C8) og PFPeA (C5). I jorden fra kerne KA1-2 ses det tydeligt, at PFPeA vaskes hurtigere ud fra begge kolonner, og at PFOS har en lang hale med koncentrationer på 440 ng/L (intakt) og 2.300 ng/L (homogeniseret) ved den afsluttende eluentprøve L:S 5-10.

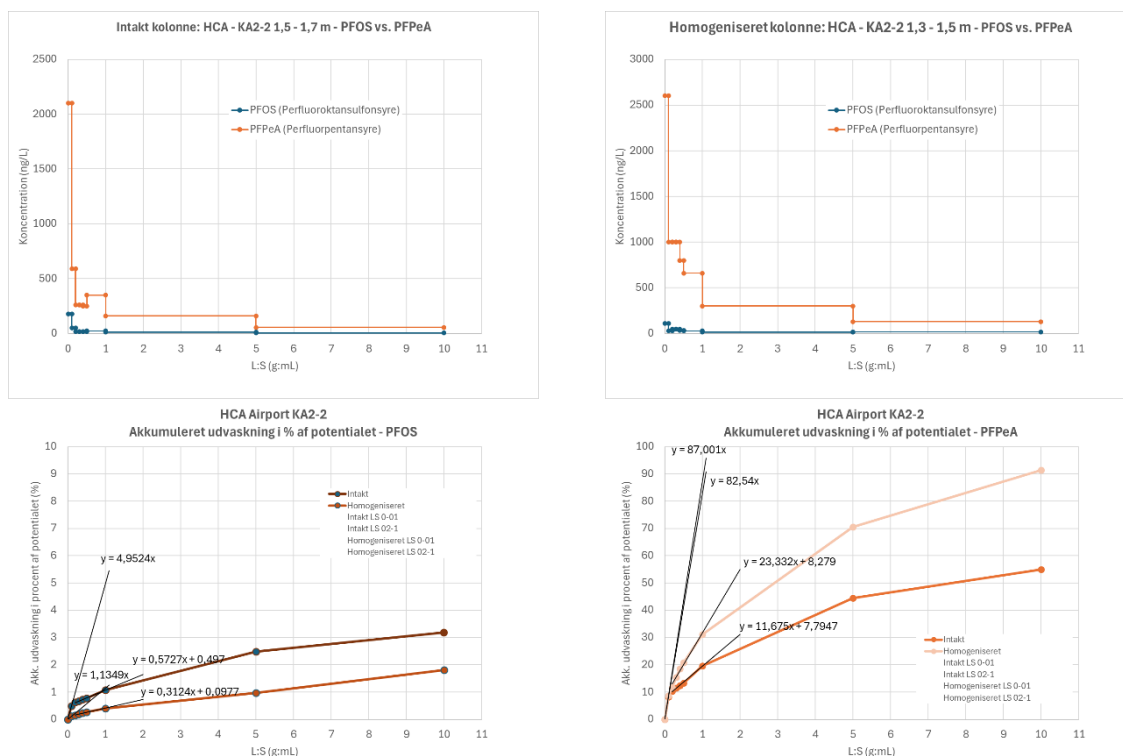




Figur 21 Stofspecifikke udvaskningsprofiler for PFOS (C8) og PFPeA (C5) i jord fra kerne KA1-2, intakt til venstre og homogeniserede til højre. Nederst normaliseret udvaskning af PFOS til venstre og PFPeA til højre. PFOS udvaskningspotentiale: Intakt = 3,79 µg ; Homogeniseret = 71,4 µg. PFPeA udvaskningspotentiale: Intakt = 1,50 µg ; Homogeniseret = 1,47 µg.

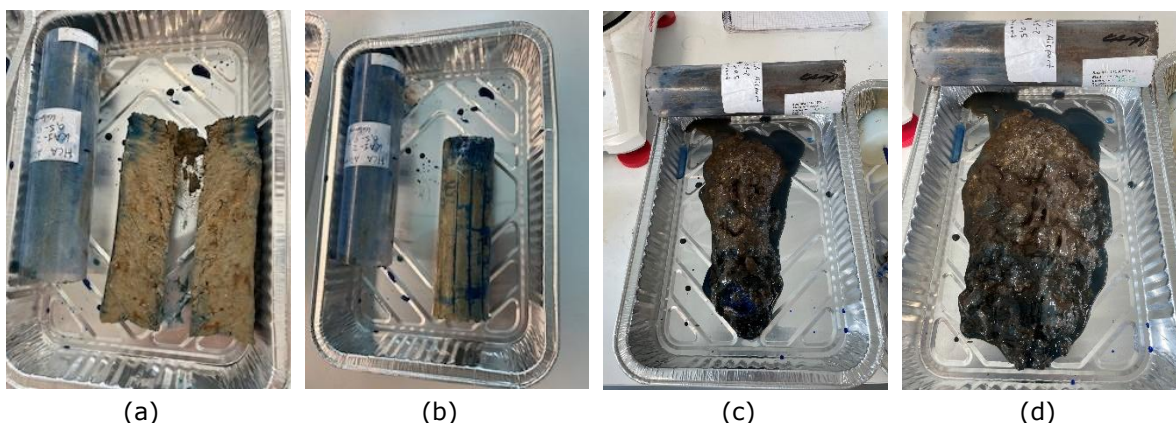
Når udvaskningen normaliseres på tilsvarende vis som før, er der stadig ikke indikation på, at homogenisering alene giver større og hurtigere udvaskning. For PFOS er udvaskning højere og hurtigere i den intakte kolonne, mens det er omvendt for PFPeA. Årsagen for PFOS kan dog stadig primært tilskrives den væsentlig højere masse i den omrørte kolonne (71,4 µg) end i den intakte (3,79 µg), mens udvaskningspotentialet for PFPeA er sammenligneligt. For PFPeA gælder det, at der kun opnås 80% udvaskning fra den homogeniserede kolonne, selvom L:S 5-10 eluentprøven er <10 ng/L (DL).

I jorden fra de nedre kerner er PFPeA i højere koncentration end PFOS (Figur 22). Udvasningspotentialerne for PFOS og PFPeA er mere sammenlignelige mellem den intakte og homogeniserede kolonne fra disse nedre kerner. Mønsteret i udvaskning er det samme som ovenfor, at PFOS udvaskes mere fra den intakte kolonne (på trods af det lavere udvaskningspotentiale i den nedre kerne), mens at PFPeA ved sammenligneligt udvaskningspotentiale udvaskes væsentlig mere fra den homogeniserede kolonne, 91% mod 55%.



Figur 22 Stofspecifikke udvaskningsprofiler for PFOS (C8) og PFPeA (C5) i jord fra de nedre kerner, intakt til venstre og homogeniserede til højre. Nederst normaliseret udvaskning af PFOS til venstre og PFPeA til højre. PFOS udvaskningspotentiale: Intakt = 1,89 µg ; Homogeniseret = 5,04 µg. PFPeA udvaskningspotentiale: Intakt = 1,32 µg ; Homogeniseret = 1,55 µg.

Ved afslutningen af forsøget blev både den intakte og den homogeniserede kolonne skyllet igennem med Brilliant Blue G farvestof (Figur 23). Fotos af den intakte kolonne (a og b) tyder på, at ikke hele kolonnens matrice har været eksponeret til et dynamisk flow af vand i samme grad, da farvestoffet viser foretrukne flowveje langs med kolonnens sider, hvor modtrykket er mindst. Modsat viser den blå farve en større grad af gennemvædning af jorden i de homogeniserede kolonner.



Figur 23 Foto efter gennemskylning af kolonner med Brilliant Blue. Begge kolonner er fra kerne KA1-2, a og b er intakt kolonne, c og d er homogeniseret.

Foto fra Brilliant Blue kolonnebortskylning og massebalancerne for alle kolonneforsøg findes i Bilag H, F og G.

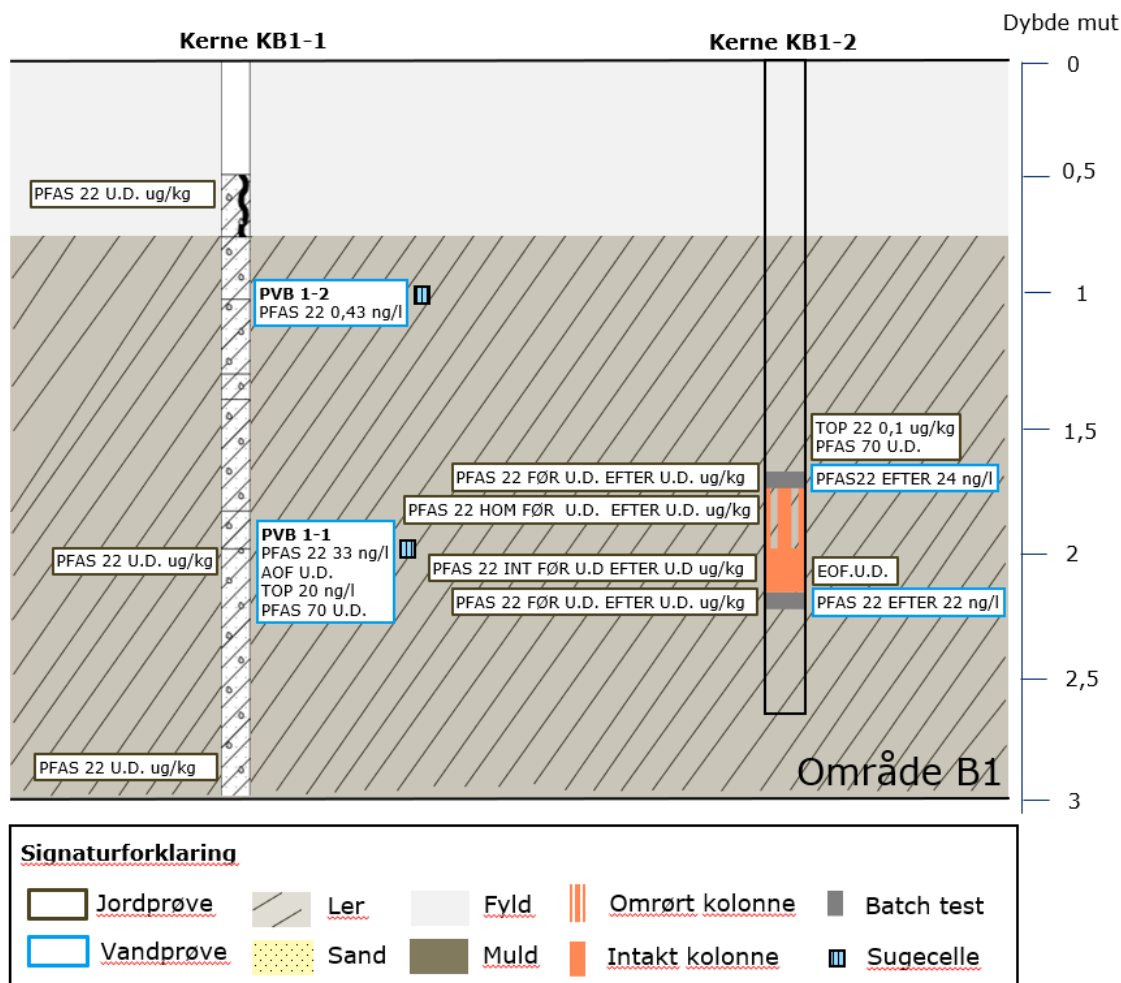
7.2 Lokalitet B: Grand Cykelfabrik

For lokalitet B, ses der på Figur 24 og Figur 25 og konceptuelle modeller for hhv. område B1 og B2. Modellerne giver overblik over geologi, dybder for udtagninger af prøver til analyse, og hvilke analyser der foretages i de forskellige kerner og dertilhørende resultater. Der er for lokalitet B udtaget 4 kerner, 2 kerner for hvert af de to områder (B1 og B2). Dvs. Kernerne KB1-1 og KB1-2 hører til område B1, og kernerne KB2-1 og KB2-2 hører til område B2.

Det ses for område B1 (Figur 24) at der i kerne KB1-1 er udtaget 3 jordprøver der er analyseret for PFAS 22, ved siden af kerneudtagningen er der udtaget to porevandsprøver PVB1-2 i 1 m u.t. og PVB1-1 i 2 m u. t. som er analyseret for PFAS 22. Derudover er der i PVB 1-1 udtaget prøver til analyser af AOF, PFAS 70, og TOP 22.

For kerne KB1-2 er der udtaget prøver i forbindelse med bl.a. kolonne- og batch forsøg. Der er analyseret 4 jordprøver i forbindelse med batchtest, analyserne er udført "før" og "efter" udvaskning. Derudover er der analyseret 4 jordprøver i forbindelse med kolonneforsøg. For hhv. omrørt og intakt kolonne som ligeledes er analyseret "før" og "efter". Der er analyseret for PFAS 22 i eluaterne fra efter batchtestene. For kolonnetestene er der analyseret mange eluat prøver, disse kan ses i afsnit 7.2.3.

I kerne (KB1-2) er der udtaget i alt 3 jordprøver til PFAS 70 og TOP 22 analyser i 1,6 m u.t. og EOF i 2,2 m u.t.

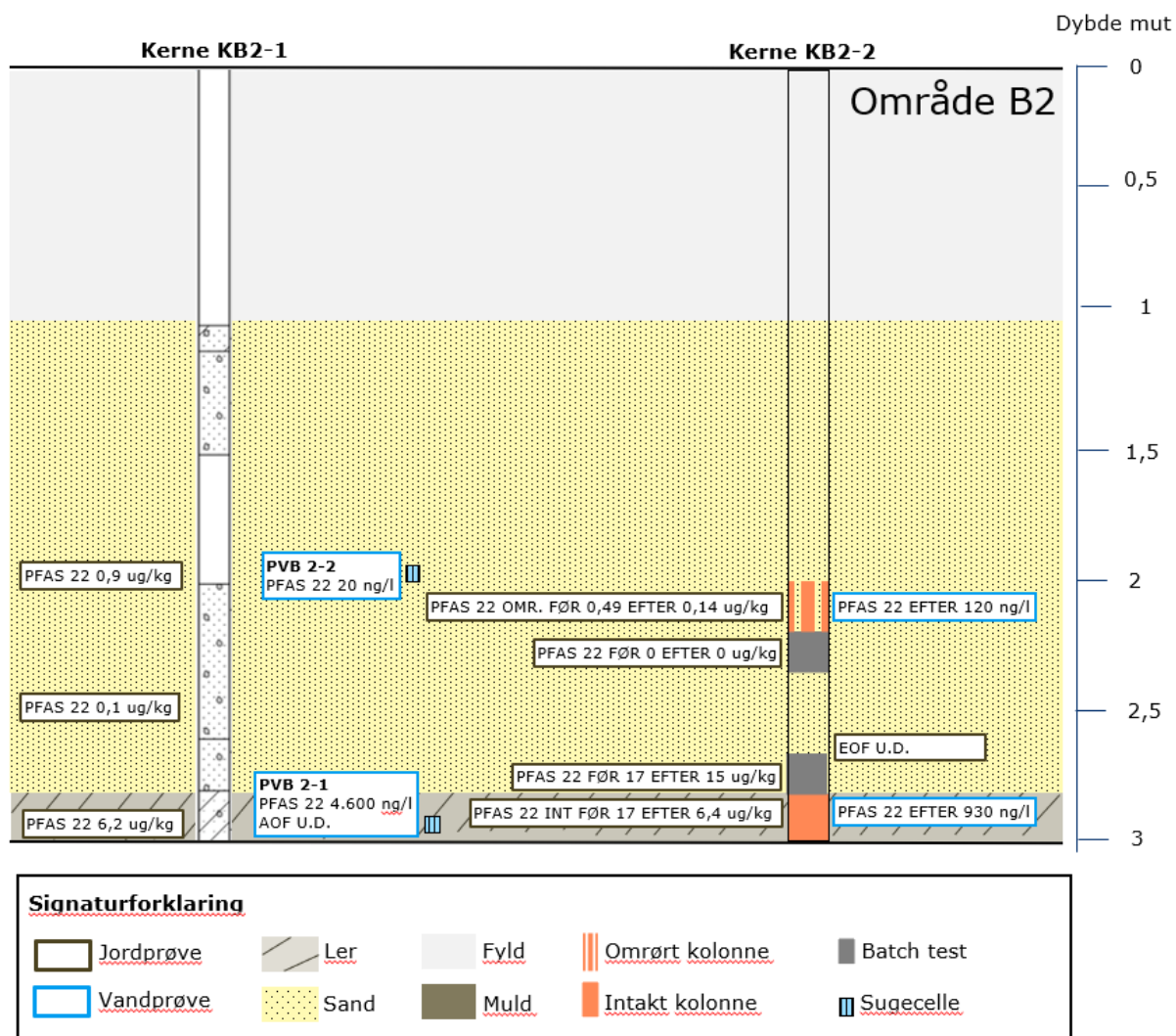


Figur 24 Konceptuel model for område B1. De to kerner KB1-1 og KB1-2 ses, sammen med jordprøverne og porevandsprøverne. Desuden er de kernestykker, hvor der er udført kolonne og batch test markeret, med de tilhørende analyse resultater af PFAS22 før og efter udvaskning.

For område B2 at der i kerne KB2-1 udtaget 3 jordprøver som er analyseret for PFAS 22. Ved siden af kerneudtagningen er der taget to porevandsanalyser: PVB2-2 i 2 m u.t. og PVB2-1 i 3 m u.t. til PFAS 22 analyse, og i PVB 2-2 er der ligeledes udtaget porevand til AOF analyse.

For kerne B2-2 er der for kolonne- og batch forsøg analyseret 4 jordprøver til batchtest (der er analyseret både "før" og "efter") og 4 til kolonneforsøg (hhv. omrørt og intakt kolonne som ligeledes er analyseret "før" og "efter"). Der er analyseret for PFAS 22 fra eluatet af batch og kolonneforsøgene, men det er kun resultatet fra batchforsøgene som vises på den konceptuelle model. Resultatet af eluat analyserne fra kolonneforsøgene ses i afsnit 7.2.3.

Der er fra kerne KB2-2 udtaget en jordprøve til EOF analyse i 2,8 m u.t.



Figur 25 Konceptuel model for område B2. De to kerner KB2-1 og KB2-2 ses, sammen med jordprøverne og porevandsprøverne. Desuden er de kernestykker, hvor der er udført kolonne og batch test markeret, med de tilhørende analyse resultater af PFAS22 før og efter udvaskning.

7.2.1 Feltundersøgelser

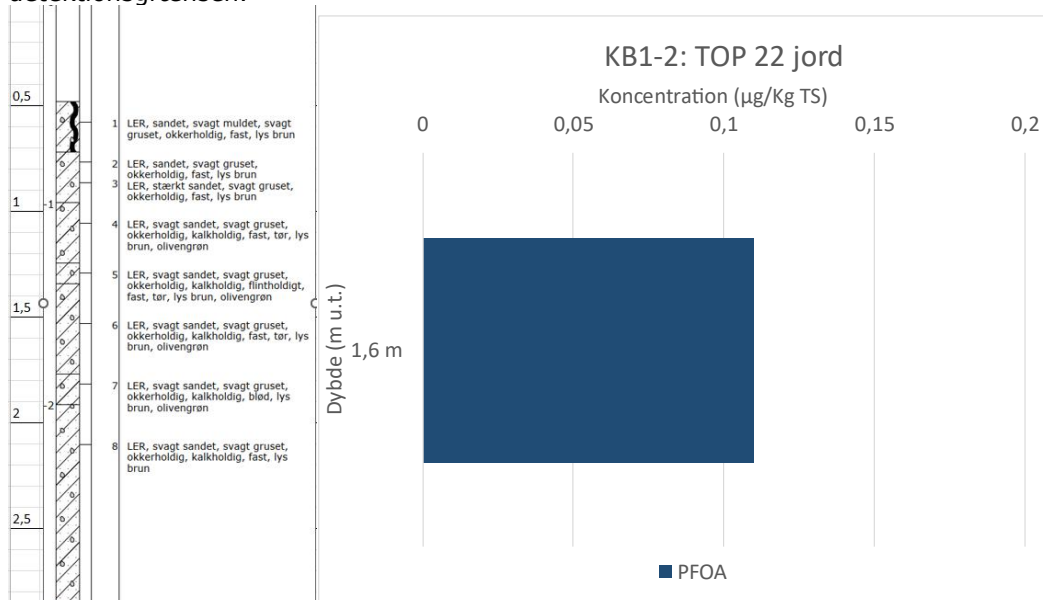
Der blev udtaget og analyseret prøver for PFAS i jord og porevand. En oversigt over de samlede koncentrationerne kan ses i Bilag D: Data samlet. Analyserapporter fra Eurofins for samtlige prøver kan findes i Bilag A: Analyserapporter. I nærværende afsnit vises fordelingen af PFAS over dybden i jord og porevand med PFAS fingerprints, frem for i tabeller, for at skabe et mere visuelt overblik over hvordan koncentrationerne af enkeltstoffer varierer over dybden.

På fingerprints vises kun de PFAS, hvor der er målt koncentrationer over detektionsgrænsen. Fordi forskellen i koncentrationerne kan være så stor, at PFAS med lave koncentrationer kan være svære at se på figuren, vises der i legenden på hver graf, de PFAS der er fundet i prøven. Den samlede signaturforklaring for fingerprintsene kan ses i Tabel 2. Beliggenheden af delområde B1 og B2 kan ses på Figur 2.

Delområde B1 -Jord

Geologien i 0,5 til 2,5 m i delområde B1 består af ler med et svagt indhold af sand (Figur 26, venstre).

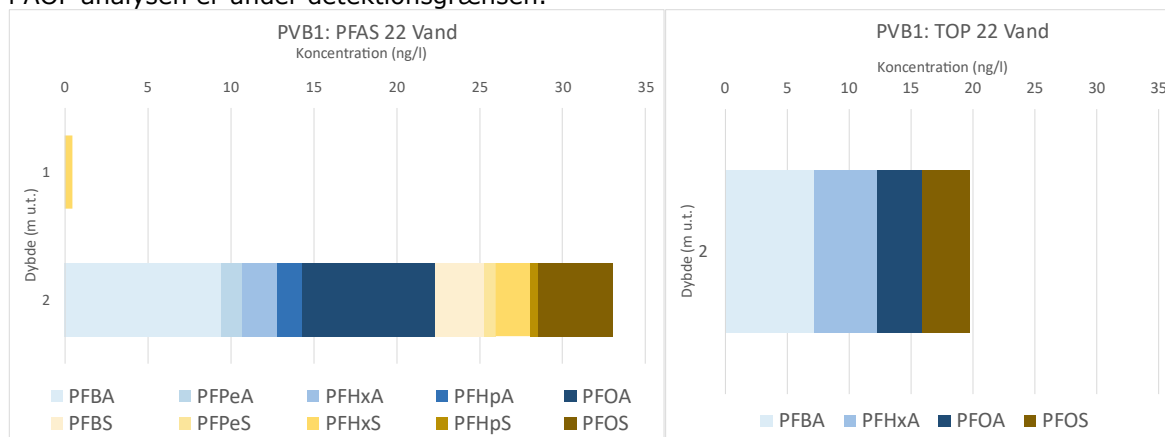
For delområde B1 er alle analyseresultater for PFAS 22 i jord under detektionsgrænsen og det samme gælder for PFAS 70, hvorfor der ikke laves et fingerprint (se de samlede resultater i Bilag D: Data samlet). I TOP 22 analysen i jord (Figur 26, højre), er der for KB1-2 påvist PFOA i prøven, koncentrationen er lav dvs. på omkring 0,1 µg/kg TS. Det at der påvises PFOA efter TOP 22 analysen kan enten skyldes analyseusikkerhed eller at der findes precursorer i prøven som ikke indgår i PFAS 22 target analysen, som ved TOP 22 analysen omdannes til PFOA. Det kunne fx være 8:2 FTOH [Miljødirektoratet, 2014]. Koncentrationen i EOF analysen er under detektionsgrænsen.



Figur 26 Venstre: Udsnit af boreprofilen for KB1-1, samtlige boreprofiler kan ses i Bilag B: Boreprofiler. Højre: Fingerprint af TOP 22 analyse i jord for område B1. PFOA er eneste PFAS målt over detektionsgrænsen.

Delområde B1 - Porevand

I porevandsprøven i PVB1-1, udtaget 3 m u. t. er der påvist 10 PFAS ud af de 22, koncentrationen er 33 ng/L. I TOP 22 analysen for porevandet i PVB 1-1, er der påvist 4 PFAS, med en samlet koncentration på 20 ng/l. Den lavere koncentration i prøven efter TOP 22 analysen kan skyldes analyseusikkerhed. Der er ikke påvist noget i PFAS 70 analysen udtaget 2 m u.t. Koncentrationen i AOF analysen er under detektionsgrænsen.



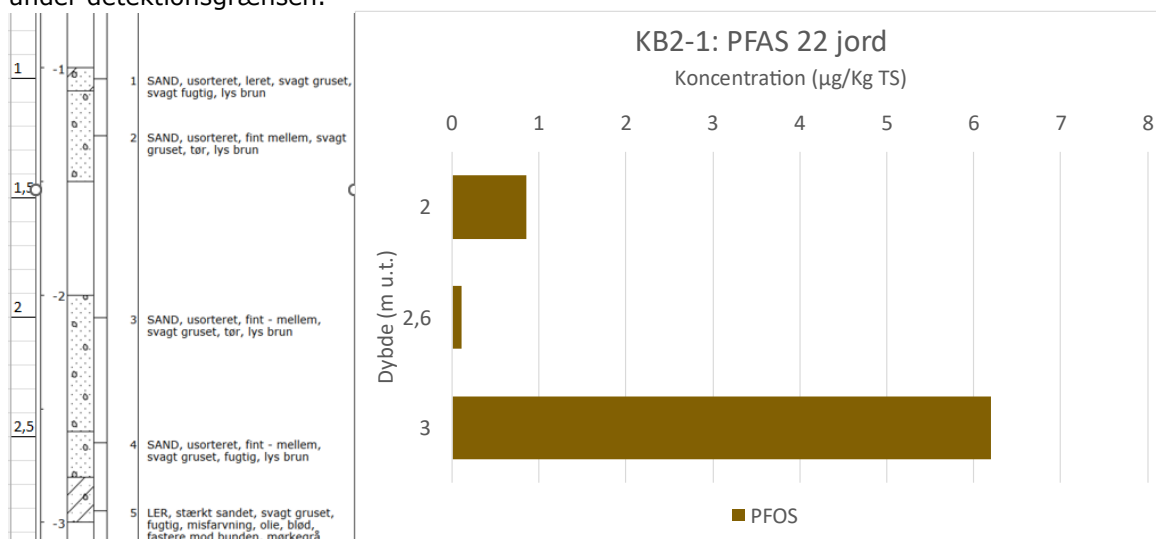
Figur 27 Venstre: Fingerprint for område B1 for PFAS 22 analyser i porevand. Maks koncentration er 32 ng/l. Højre: Fingerprint for B1 for Top 22 analyse af porevandet.

Delområde B2 - jord

Geologien i delområde B2 består af fint sand ned til 3 m u. t. hvor der træffes ler (Figur 28, venstre).

For delområde B2 er PFOS det eneste påviste PFAS i jorden (Figur 28, højre).

PFOS er påvist i koncentrationer op til 6 µg/kg TS 3 m u.t. Koncentrationen i EOF analysen er under detektionsgrænsen.

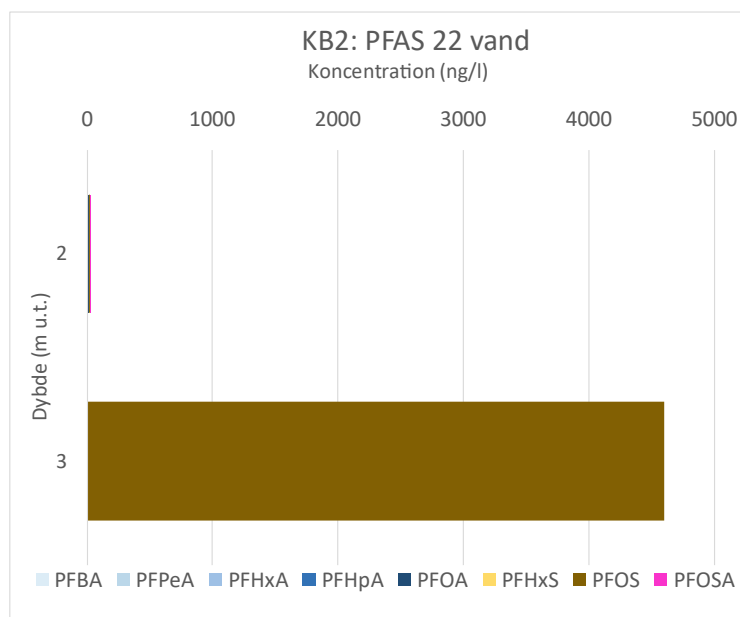


Figur 28 Venstre: Udsnit af boreprofilet for KB2-1, samtlige boreprofiler kan ses i Bilag B: Boreprofiler. Højre Fingerprint for B2, hvor kun PFOS er analyseret i koncentrationer der overstiger detektionsgrænsen. Resterende 21 PFAS stoffer er under detektionsgrænsen.

Delområde B2 - Porevand

For område B2 er PFOS den dominerende PFAS i porevandet (Figur 29), dog er 7 andre PFAS påvist over detektionsgrænsen, men deres koncentrationer er meget lave i forhold til PFOS. Koncentrationen af PFOS i porevandet 3 m u.t. er meget høj sammenlignet med andre koncentrationer for delområde B2. Der er et sammenfald med en højere koncentration af PFOS i jorden 3 m u.t. Koncentrationen i AOF analysen udtaget 3 m u.t. er under detektionsgrænsen.

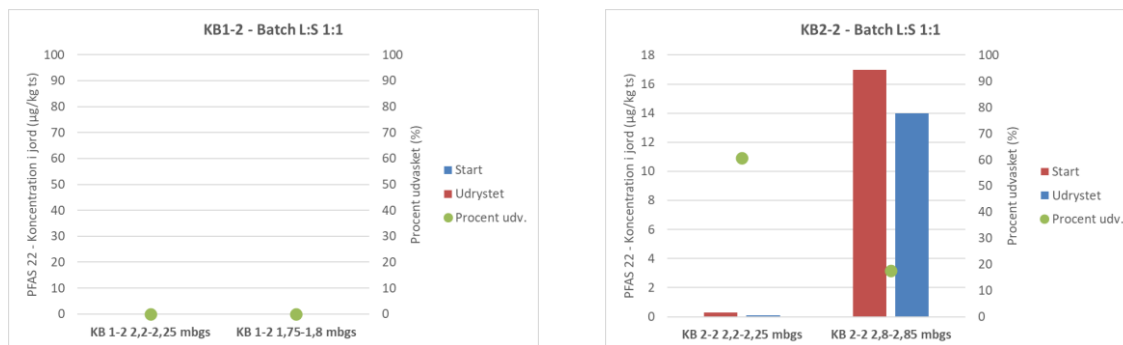
Vær opmærksom på den store koncentrationsforskel mellem B1 og b2, hvor der for B1 er påvist op til 33 ng/L i dybde 2 m u.t. hvor der for B2 er fundet 4.600 ng/l i dybde 3 m u.t.



Figur 29 - Fingerprint for område B2 for PFAS 22 analyser i porevand. Der er fundet 8 PFAS stoffer, men da PFOS er fundet i så høj koncentration dominerer den fingerprintet. Maks koncentration er 4600 ng/l.

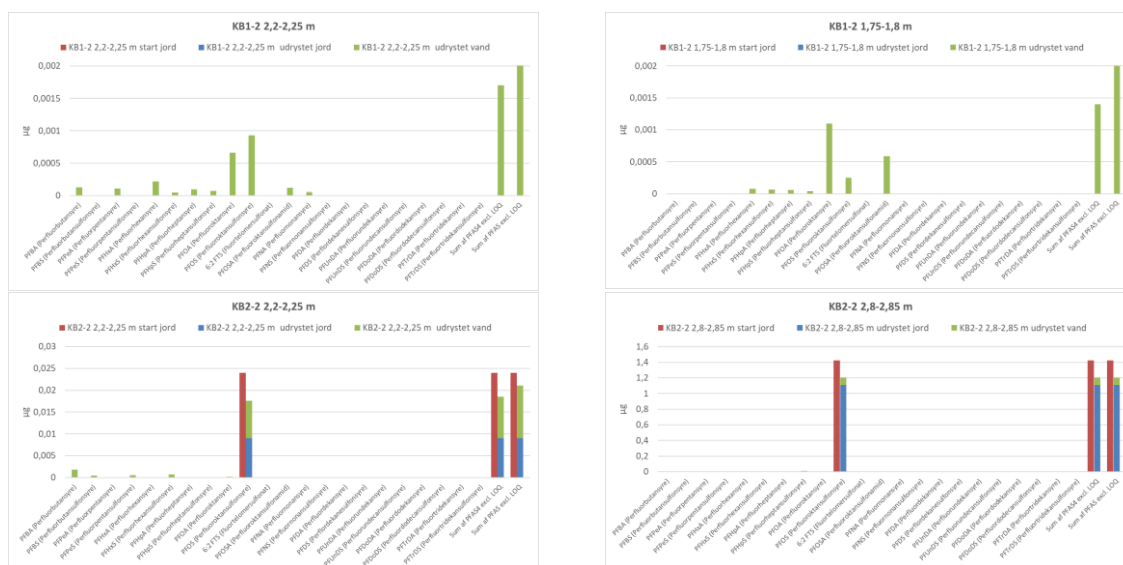
7.2.2 Batchforsøg

Til batchforsøg med jord fra lokalitet B, blev jord fra kerne KB1-2 og KB2-2 anvendt. I jorden fra kerne KB1-2 var der ikke PFAS 22 over detektionsgrænsen, mens KB2-2 indeholdt henholdsvis 0,28 og 17 µg/kg ts PFAS 22 ved start. Efter udrystning blev koncentrationen reduceret til henholdsvis 0,11 og 14 µg/kg ts, hvilket giver en procentvis udrystning på 61% og 18% (Figur 30).



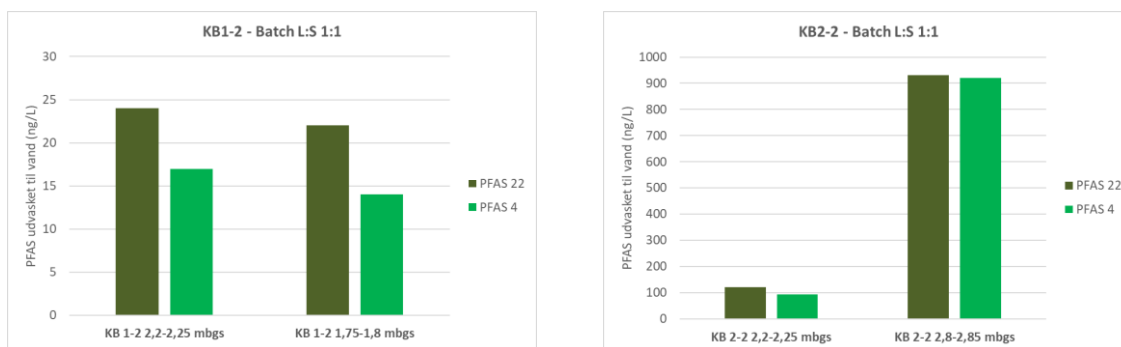
Figur 30 Koncentration af PFAS 22 i jord (venstre akse) ved start (rød søjle) og efter udrystning (blå søjle) i 24 timer ved et L:S forhold på 1:1. På højre y-akse ses forskellen på søjlerne som procent udvasket PFAS 22. Venstre: KB1-2. Højre: KB2-2.

Den anvendte jord fra lokalitet B, domineres af PFOS og PFOA med relevante koncentrationer af PFNA, PFOSA, PFHpS, PFHpA, PFPeA og PFBA i KB1-2, og PFOA med spor af PFHxS, PFPeS, PFBS og PFBA i KB2-2, hvilket ses af massebalancerne for de fire batchforsøg vist på Figur 31.



Figur 31 Massebalancer og fordeling af PFAS 22 i de fire batchforsøg udført på jord fra lokalitet B.

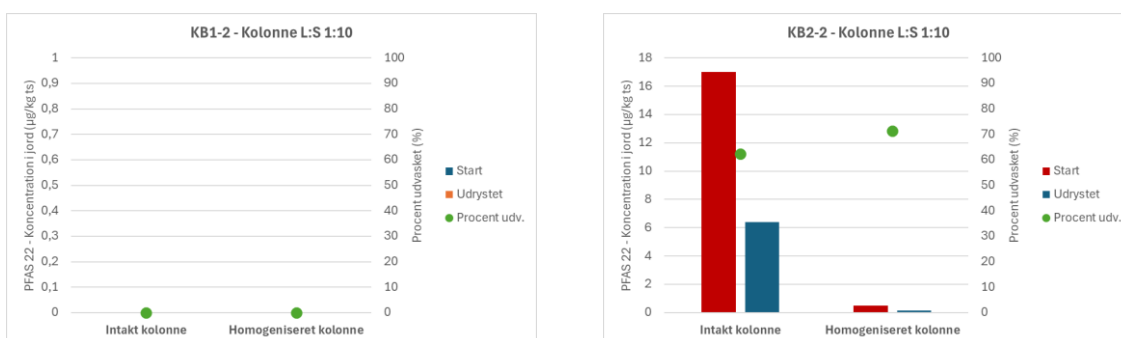
Generelt viser massebalancerne en god overensstemmelse mellem PFAS i jorden før udvaskning og summen af PFAS i jord og PFAS i vandfasen efter udvaskning for KB2-2. På grund af et PFAS 22 indhold under detektionsgrænsen i jorden i de øvre kerner før udvaskning, har udvaskningen ved det anvendte L:S forhold på 1:1 givet anledning til lave koncentrationer af PFAS i vandfasen (Figur 32), dog over grundvandskriteriet for PFAS 4. Vandprøverne fra KB1-2 viste PFAS 22 på 24 og 22 ng/L og PFAS 4 på 17 og 14 ng/L. Prøverne fra udvaskning af kerne KB2-2 viste PFAS 22 på 120 og 930 ng/L og PFAS 4 på 94 og 920 ng/L.



Figur 32 Summerede koncentrationer af PFAS 22 og PFAS 4 i vandfasen efter udvaskning af jord fra lokalitet B, KB1-2 og KB2-2, ved et L:S forhold på 1:1.

7.2.3 Kolonneforsøg

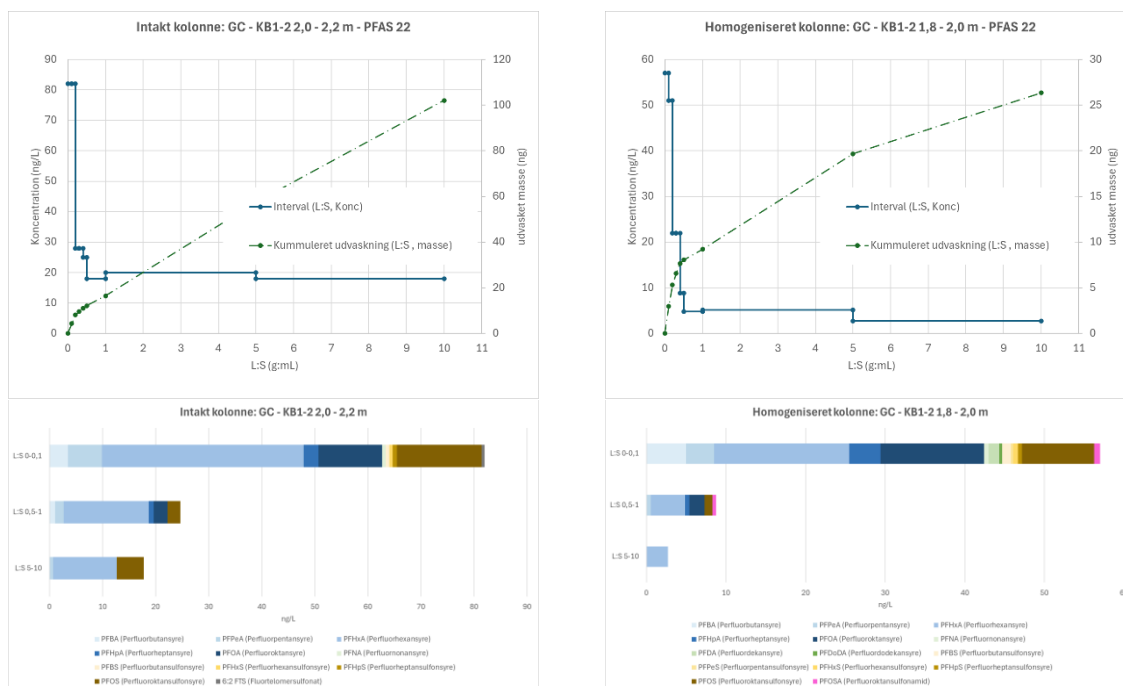
Figur 33 viser jordkoncentrationer ved start, efter udvaskning og den procentvise udvaskning for den intakte og den homogeniserede kolonne i jord fra KB1-2 (venstre), og det samme for kolonnerne med jord fra KB2-2 (højre).



Figur 33 PFAS 22 koncentrationer i jord ved start (rød søjle) og efter udvaskning (blå) med forskellen vist som procentvis udvasket PFAS 22 (højre y-akse). Til venstre vises data for den intakte og homogeniserede kolonne fra KB1-2 og til højre data for kolonnerne med jord fra KB2-2. Kolonnerne er samlet udvasket med et L:S forhold på 1:10.

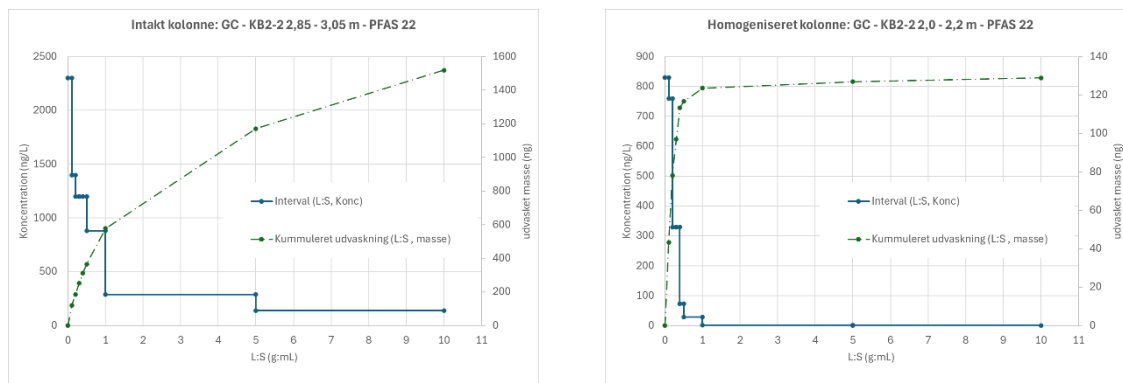
Igen blev det dokumenteret, at jorden fra KB1-2 ikke indeholdt PFAS 22 over detektionsgrænsen. I KB2-2 var PFAS 22 ved start 17 µg/kg ts i den intakte kolonne mod 0,49 i den homogeniserede kolonne. Den procentvise udvaskning fra KB2-2 var 62% i den intakte kolonne og lidt højere, 71%, i den homogeniserede kolonne.

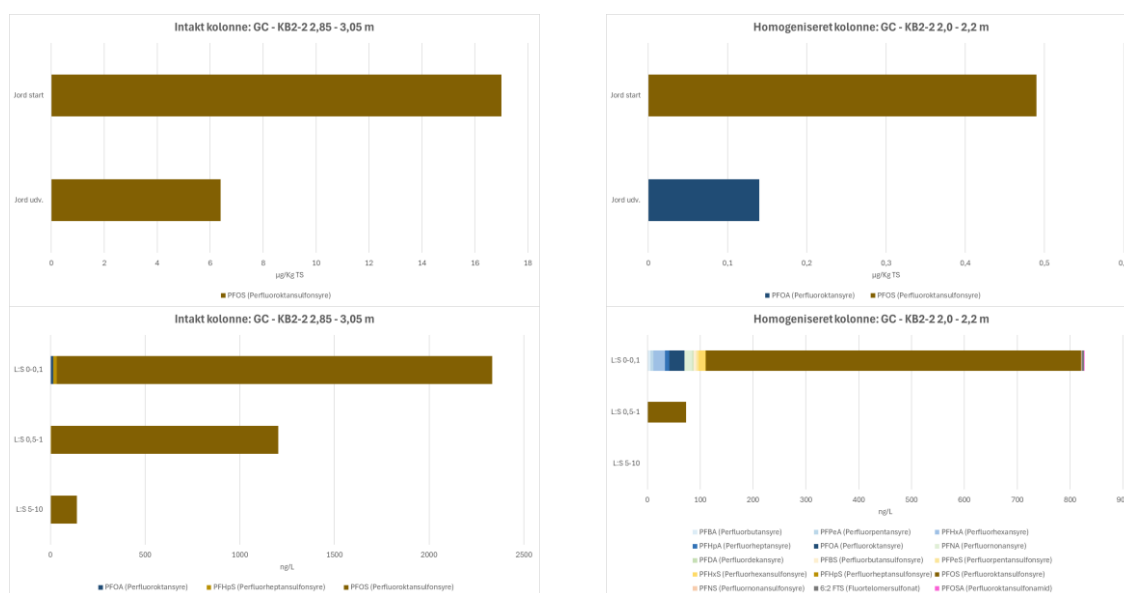
Udvaskningsprofilen fra KB1-2, Figur 34 (øverst), indikerer, at den homogeniserede kolonne udvaskes hurtigere end den intakte kolonne. PFAS 22 udvaskningspotentialet er ukendt, men den intakte kolonne har en eluentprøve koncentration ved L:S 0-0,1 på 82 ng/L, hvor den tilsvarende eluentprøve fra den homogeniserede kolonne ligger på 57 ng/L. Halen fra den intakte kolonne stabiliserer sig på et højere leje, 18 ng/L, i forhold til den tilsvarende L:S 5-10 eluentprøvekoncentration på 2,7 ng/L fra den homogeniserede kolonne. I begge tilfælde giver det en pæn stigning på kurven for samlet udvaskning for begge kolonner, uden tegn på afbøjning.



Figur 34 PFAS 22 udvaskningsprofil som funktion af L:S forhold for den intakte kolonne til venstre og den homogeniserede kolonne til højre for jord fra de øvre kerner. Arealet under kurverne vises som den samlede udvaskning af PFAS 22 og aflæses på højre y-akse. Nederst ses fingeraftryk af PFAS 22 i vand ved L:S 0-0,1, 0,5-1 og 5-10.

Nederst på Figur 34 er sammensætningen af PFAS 22 i eluentprøverne vist som fingeraftryksplot. I eluentprøverne er sammensætningen mere domineret af PFHxA, PFBA og PFHpA, hvor sidstnævnte dog forsvinder ved L:S 5-10. Fra den homogeniserede kolonne er der kun PFPeA tilstede ved L:S 5-10. Tilsvarende data for den intakte og homogeniserede kolonne med jord fra KB2-2 er vist på Figur 35. Her er det meget tydeligt, at den homogeniserede kolonne (højre) udvaskes hurtigere end den intakte kolonne og helt ned til en koncentration for PFAS 22 på 0,84 ng/L ved L:S 5-10. PFAS 22 koncentrationen i jord ved start er dog også lavere i denne kolonne sammenlignet med den intakte, hvilket giver sig til udslag ved lavere L:S 0-0,1 koncentration på 830 ng/L sammenlignet med 2.300 ng/L for den intakte kolonne.

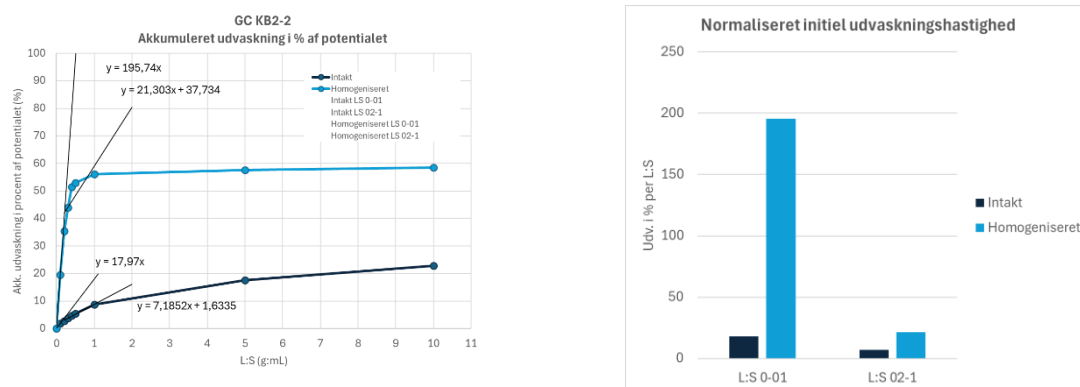




Figur 35 PFAS 22 udvaskningsprofil som funktion af L:S forhold for den intakte kolonne til venstre og den homogeniserede kolonne til højre for KB2-2. Arealet under kurverne vises som den samlede udvaskning af PFAS 22 og aflæses på højre y-akse. I midten ses fingeraftryk af PFAS i Jord (før og efter udvaskning) og nederst fingeraftryk for L:S 0-0,1, 0,5-1 og 5-10 vandprøverne.

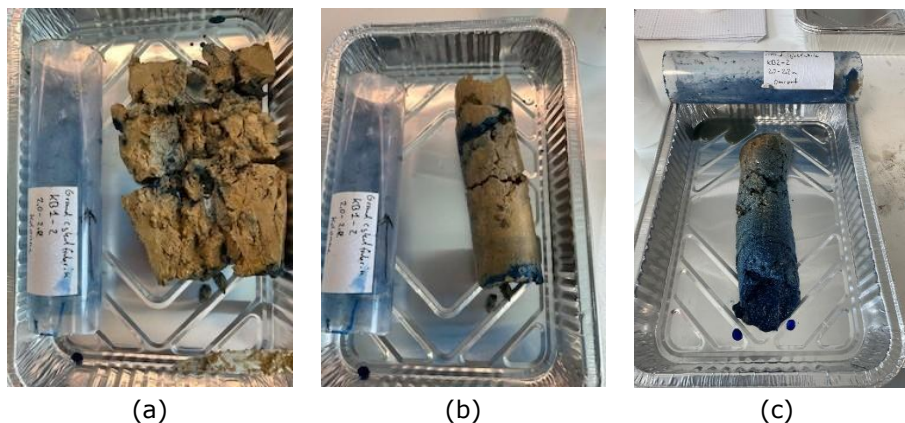
PFAS-sammensætningen i jord- og eluentprøverne er for den intakte kolonne meget domineret af PFOS, mens der for den homogeniserede er PFOS i jorden ved start, og PFOA efter udvaskning. Der er dog tale om en meget lav koncentration, 0,14 µg/kg TS, tæt ved detektionsgrænsen, og dette skifte i PFAS-fordeling giver ikke umiddelbart mening og kan skyldes analyseusikkerhed. I eluentprøverne dukker PFPeA op ved L:S 5-10.

Fra lokalitet B var det muligt at lave et enkelt plot for data fra KB2-2 for de normaliserede PFAS 22 udvaskningsgrader. Som det ses på Figur 36, er den normaliserede initielle udvaskningshastighed for begge L:S intervaller større for den homogeniserede kolonne sammenlignet med den intakte. Dette giver en tydelig indikation på, at den anvendte jord fra lokalitet B udvaskes hurtigere og i højere grad fra en homogeniseret kolonne end en intakt kolonne, men forskel i udvaskningspotentiale kan ikke afvises at have haft betydning til trods for den udførte normalisering.



Figur 36 Normaliseret samlet udvaskning fra de intakte og homogeniserede kolonner og initial udvaskningshastighed. PFAS 22 udvaskningspotentialet var 0,22 µg fra den homogeniserede kolonne og 6,66 µg fra den intakte.

Ved afslutningen af forsøget blev både den intakte og den homogeniserede kolonne skyllet igennem med Brilliant Blue G farvestof. Brilliant Blue gennemskylning viste ved terminering af kolonnerne ligeledes synlig forskel i jordmatricernes eksponering til farvestoffet (Figur 37).



Figur 37 Fotos efter gennemskylning af kolonner med Brilliant Blue. Den intakte kolonne, a og b, er fra KB1-2, mens den homogeniserede kolonne er KB2-2.

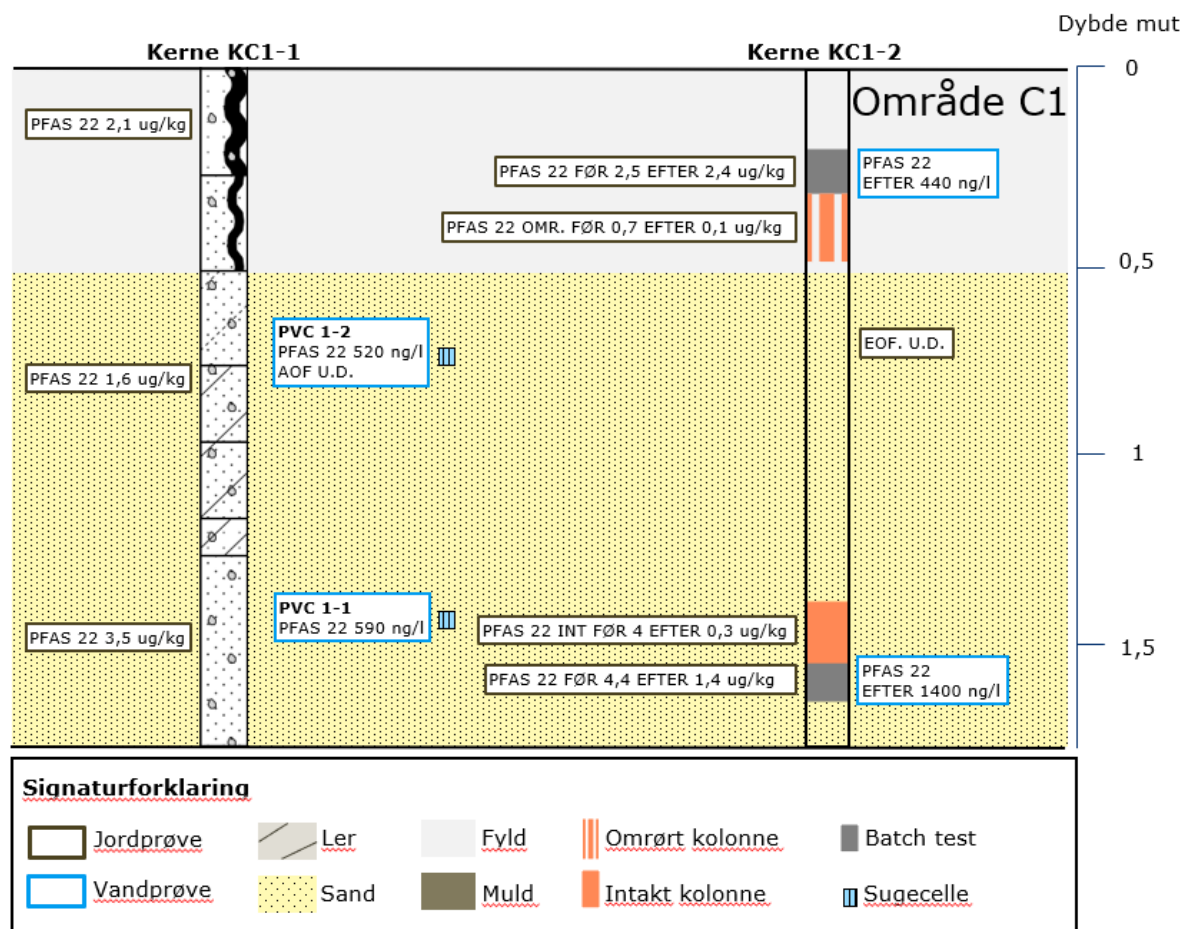
Foto fra Brilliant Blue kolonneterminering og massebalancerne for alle kolonneforsøg findes i Bilag H, F og G.

7.3 Lokalitet C: Vandel Flyveplads

For lokalitet C, ses der på Figur 38 og Figur 39 konceptuelle modeller for område C1 og C2. Modellerne skal give overblik over dybder for udtagninger af prøver til analyse, og hvilke analyser der udtaget i de forskellige kerner med deres dertilhørende resultater. Der er for lokalitet C udtaget 4 kerner, 2 kerner for hvert af de to områder (C1 og C2). Dvs. Kernerne KC1-1 og KC1-2 hører til område C1, og kernerne KC2-1 og KC2-2 hører til område C2.

Det ses for område C1 at der i kerne KC1-1 er udtaget 3 jordprøver der er analyseret for PFAS 22, ved siden af kerneudtagningen er der udtaget to porevandsprøver PVC1-2 i 0,75 m u.t og PVC1-1 i 1,5 m u. t. som er analyseret for PFAS 22. Derudover er der for PVC 1-2 udtaget prøve til analyse for AOF.

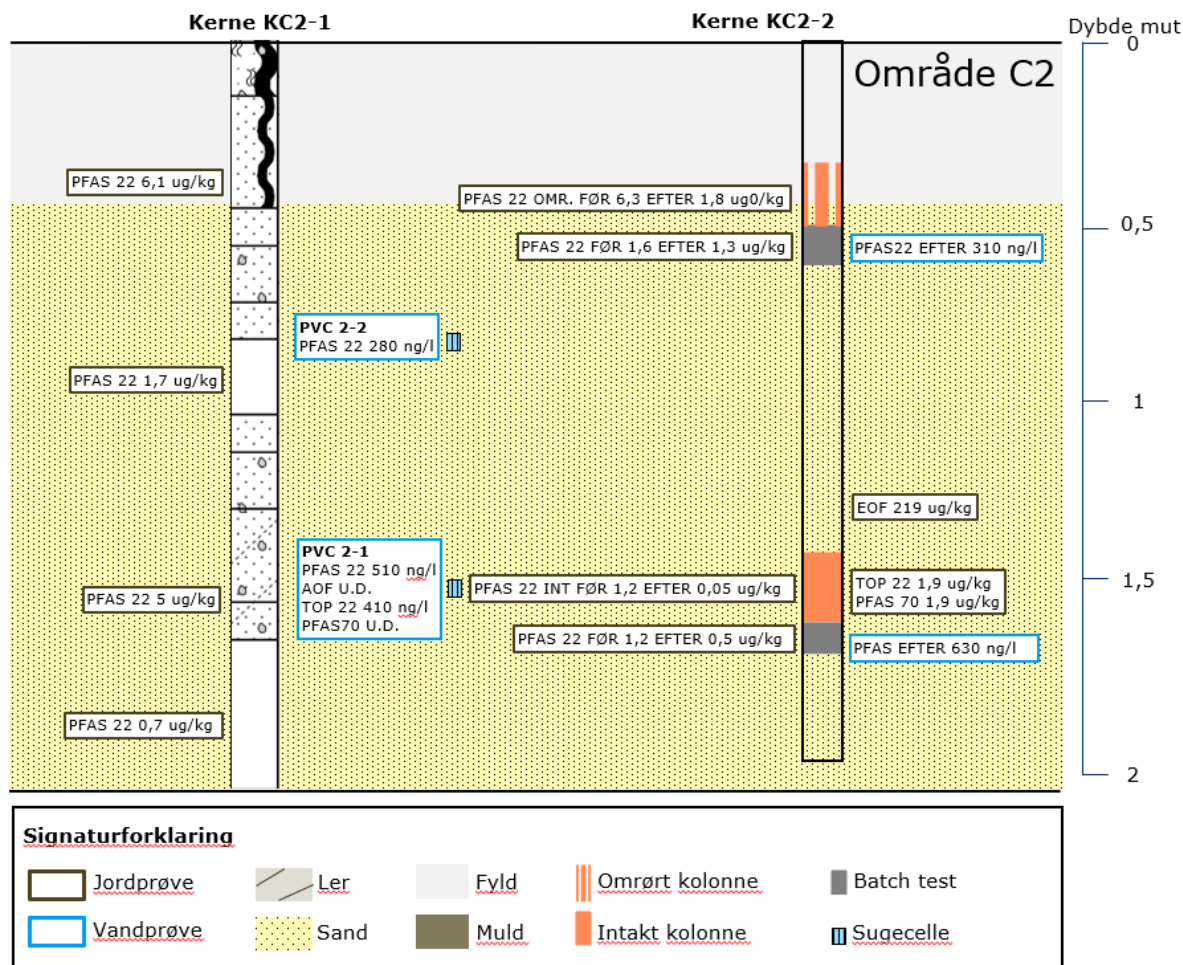
For kerne KC1-2 er der udtaget prøver til bl.a. kolonne- og batch forsøg, hvor der er udtaget 2 jordprøver til batchtest (der er analyseret både "før" og "efter") og 2 til kolonneforsøg (hhv. omrørt og intakt kolonne som ligeledes er analyseret "før" og "efter"). I forbindelse med udvaskningsforsøg er der analyseret for PFAS 22 i eluaterne fra efter batchtestene. I samme kerne (KC1-2) er der udtaget 1 jordprøve til EOF analyse i 0,7 m u.t.



Figur 38 Konceptuel model for område C1. De to kerner KC1-1 og KC1-2 ses, sammen med jordprøverne og porevandsprøverne. Desuden er de kernestykker, hvor der er udført kolonne og batch test markeret, med de tilhørende analyseresultater af PFAS22 før og efter udvaskning.

For område C2 er der i kerne KC2-1 udtaget 4 jordprøver om er analyseret for PFAS 22. Ved siden af kerneudtagningen er der taget to porevandsanalyser: PVC2-2 i 0,75 m u.t. og PVC2-1 i 1,5 m u.t. til PFAS 22 analyse, og i PVC 2-1 er der ligeledes udtaget porevand til AOF, TOP 22 og PFAS 70 analyser.

For kerne C2-2 er der for kolonne- og batch forsøg udtaget 2 jordprøver til batchtest (der er analyseret både "før" og "efter") og 2 til kolonneforsøg (hhv. omrørt og intakt kolonne som ligeledes er analyseret "før" og "efter"). Der er analyseret for PFAS 22 i eluatet fra batchtest. Fra samme kerne er der desuden udtaget jordprøver i 1,4 m u.t til EOF analyse og TOP 22, samt PFAS 70 i 1,6 m u.t.



Figur 39 Konceptuel model for område C2. De to kerner KC2-1 og KC2-2 ses, sammen med jordprøverne og porevandsprøverne. Desuden er de kernestykker, hvor der er udført kolonne og batch test markeret, med de tilhørende analyser af PFAS før og efter udvaskning.

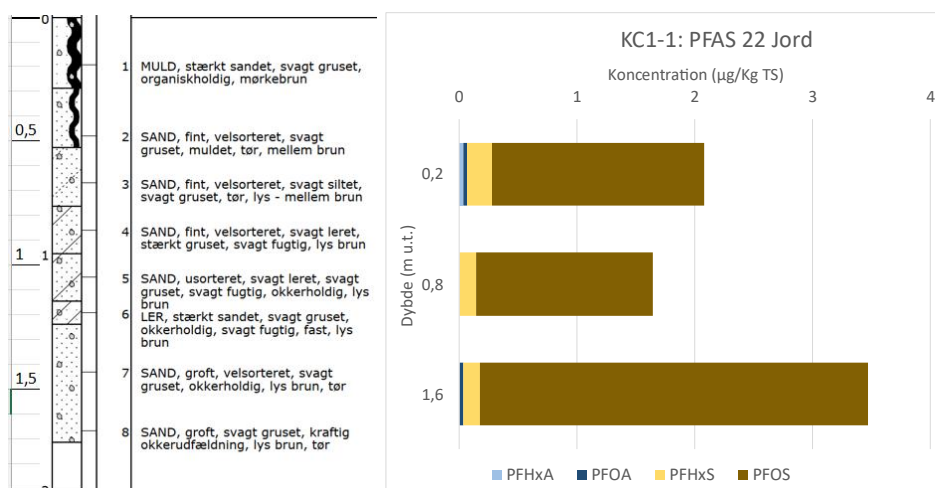
7.3.1 Feltundersøgelser

Der blev udtaget og analyseret prøver for PFAS i jord og porevand. En oversigt over de samlede koncentrationer kan ses i Bilag D: Data samlet.

Delområde C1 - Jord

Geologien i delområde C1 består af sand, kvaliteten går fra fint til mere grovkornet (Figur 40, Venstre).

Der er påvist 4 PFAS ud af 22 i jorden i kerne KC1-1. Sammensætningen i prøven er domineret af PFSA'erne, PFOS og PFHxS. Maks koncentration er 3,5 µg/kg TS (Figur 40, højre). Koncentrationen i EOF analysen er under detektionsgrænsen.

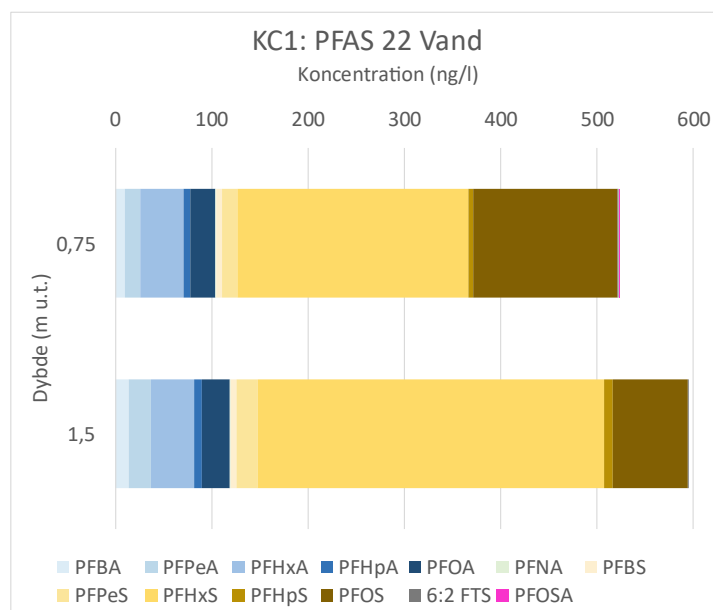


Figur 40 Venstre: Udsnit af boreprofilen for KC1-1. Højre: Fingerprint for C1 for PFAS 22 i jord. Det er fundet 4 PFAS med koncentrationer over detektionsgrænsen.

Delområde C1 - Porevand

For delområde C1 er der påvist 13 PFAS ud af 22 i porevandet. For C1 er maks koncentrationen omkring 600 ng/L (Figur 41). Sammensætningen er domineret af PFOS og PFHxS.

Koncentrationen i AOF analysen er under detektionsgrænsen.



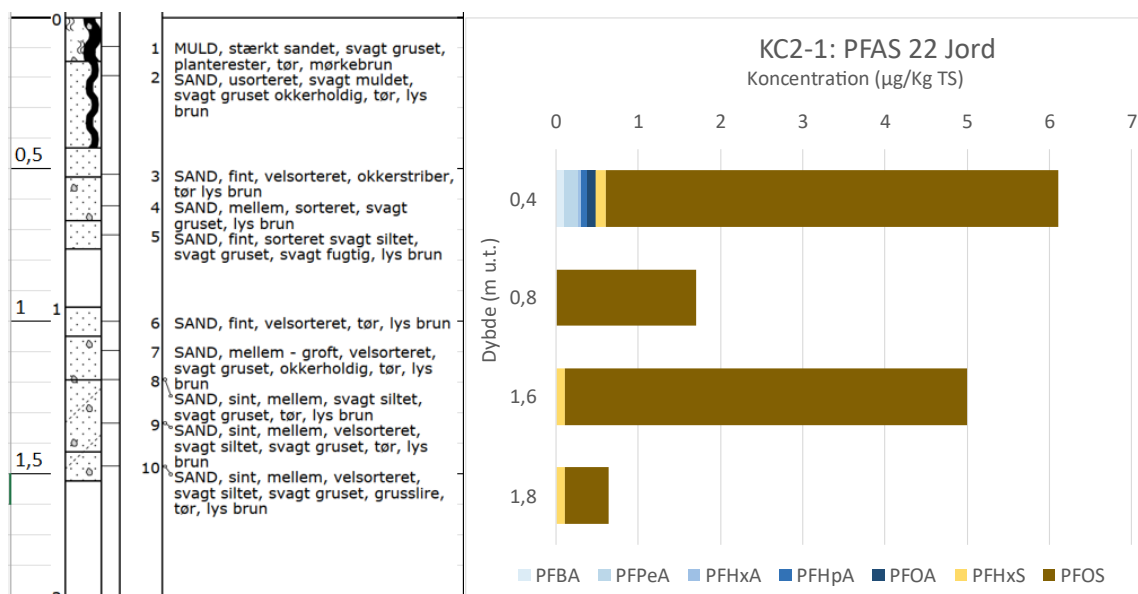
Figur 41 - Fingerprints af PFAS 22 målt i porevandet i to dybder for område C1. Der er i alt 13 PFAS stoffer ud af de 22 analyseret for over detektionsgrænsen.

Delområde C2 - Jord

Geologien i delområde C2 består fra terræn og ned til 0,5 meter af muld, hvorunder, der ned til 1,5 m u. t. træffes fint sand (Figur 42, Venstre).

Maks koncentrationen af PFAS er konstateret 0,4 m u. t. og er omkring 6 µg/kg TS, koncentrationen er lavere i de dybere prøver. Sammensætningen af PFAS forureningen i KC2-1 er

domineret af PFOS, desuden påvises PFHxS i mindre mængder. I den øverste prøve udtaget 0,4 m u. t. er der påvist andre PFAS, det er til dels PFHxS og en lille gruppe PFCAer.

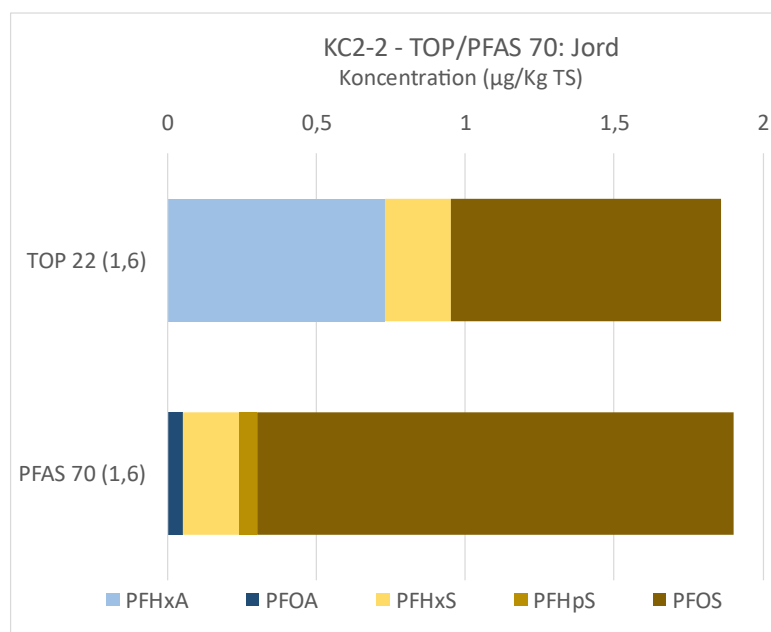


Figur 42 Venstre: Udsnit af boreprofilen for KC2-1. Højre: Fingerprint for KC2-1 for PFAS 22 i jord. Der er påvist 7 PFAS med koncentrationer over detektionsgrænsen.

For C2 er der analyseret for PFAS 70 og TOP 22 i jorden. Maks koncentrationen er på omkring 1,9 µg/kg TS for begge analyser (Figur 43). Koncentrationen af PFAS i PFAS 70 og TOP 22 analyserne er på niveau med PFAS 22 koncentrationen på ca. 5 µg/Kg i KC2-1 i samme dybde.

I PFAS 70 analysen er der udelukkende påvist forbindelser, som også indgår i PFAS 22 analysen og sammensætningen i PFAS 70, er i god overensstemmelse med PFAS 22 prøven fra KC2-1.

Sammensætningen i TOP 22 analysen er anderledes, der er en væsentlig større andel PFCA (PFHxA) end i de andre prøver. Det kan skyldes analyseusikkerhed eller at der findes precursorer i jorden som ikke indgår i PFAS 22/70 analysen, dog ville man i givet fald forvente en stigning i koncentrationen af sum af PFAS.



Figur 43 - Fingerprint for TOP 22 og PFAS 70 analyser for område C2. Tallene i parentes på y-aksen er dybden hvor prøven er udtaget.

Ud over TOP 22 og PFAS 70 er der udført analyser af EOF i 1,4 m u.t., svarende ca. til den dybde hvor PFAS 70 og TOP 22 analysen er udført (Tabel 9). Formålet er at undersøge om der findes ukendte PFAS, som kan udvaskes. Resultatet af EOF analysen giver koncentrationen i fluorid, hvorfor PFAS koncentrationen i KC2-1 i nærmeste prøve er omregnet til fluorid. Det ses at resultatet af EOF analysen er 219 µg F/kg ts og den omregnede koncentration af Fluorid (F) i 1,6 m u.t. er på 3,23 µg F/kg ts. Koncentrationen af fluorid i EOF analysen er meget højere end i prøven i 1,6 m u.t., det kan derfor ikke udelukkes, at der findes andre PFAS på lokaliteten, som ikke indgår i det udførte analyser.

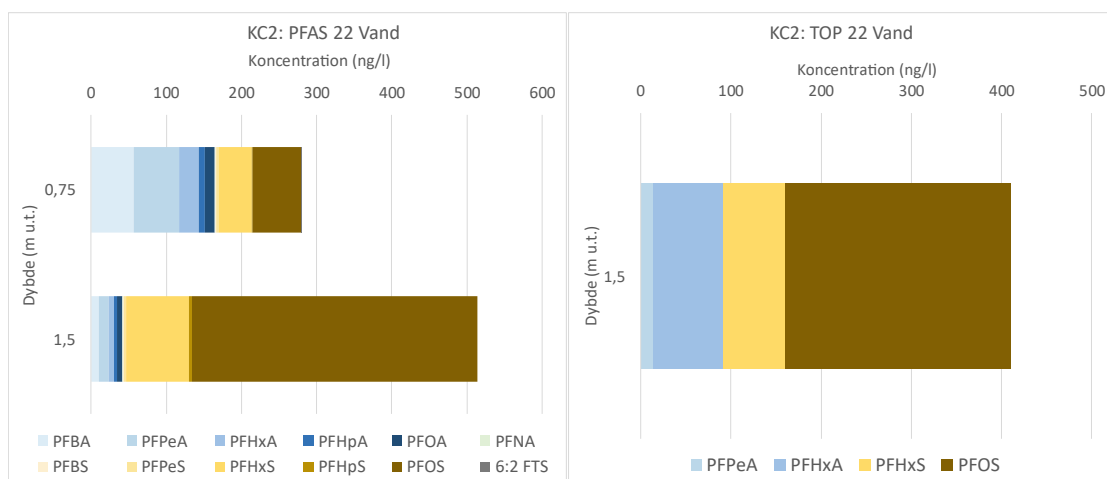
Tabel 9 Koncentrationen af organisk F (Fluorid) i KC2 1,4 m u. t. og i EOF analysen.

C2		
Dybde (m u. t.)	1,4	1,6
KC 2-1 (µg F/kg ts.)	-	3,23
EOF (µg F/kg ts.)	219	-

Delområde C2 - Porevand

Der er udtaget porevandsprøver i to dybder (Figur 44, Venstre). Der er påvist den højeste koncentration i den dybeste vandprøve, på 520 ng/L for sum af 22 PFAS. Sammensætningen i den dybeste prøve er domineret af PFOS og PFHxS, mens der i den øvre prøve er ca. halvdelen PFCA og halvdelen PFSA.

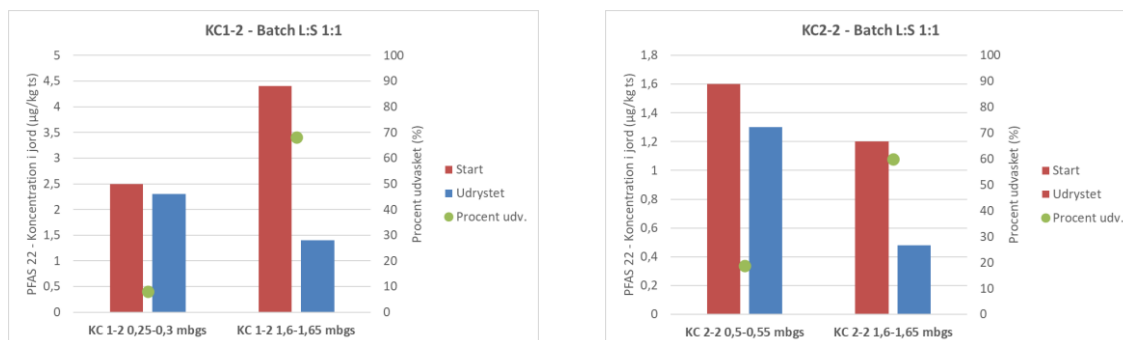
Der er udført en TOP 22 analyse af porevandet i 1,5 m u. t. for C2 (Figur 44, højre). Der er påvist 4 PFAS ud af de 22, med en samlet koncentration på 410 ng/L. Prøven er domineret af PFOS, PFHxS og PFHxA. Der er desuden udført en PFAS 70 analyse, men der er ikke påvist PFAS i den. Koncentrationen i AOF analysen er under detektionsgrænsen.



Figur 44 Venstre Fingerprints af PFAS 22 målt i porevandet i to dybder for område C2. Der er i alt påvist 12 PFAS ud af de 22. Højre: Fingerprint for TOP22 analysen for område C2. Tallene i parentes på y-aksen er dybden hvor prøven er udtaget.

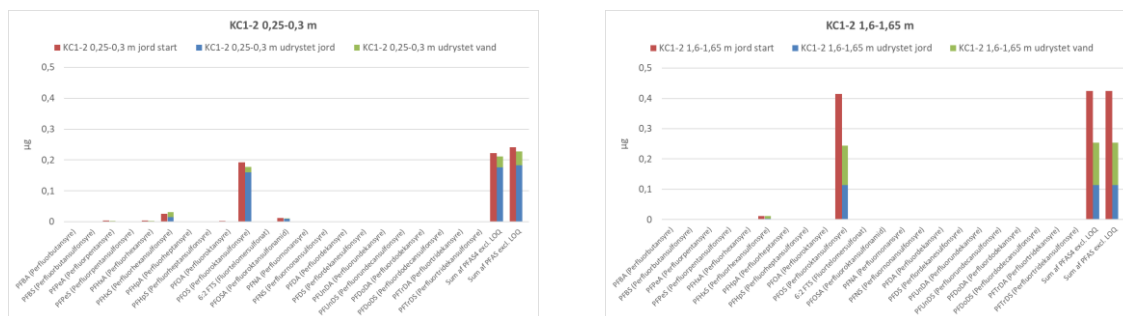
7.3.2 Batchforsøg

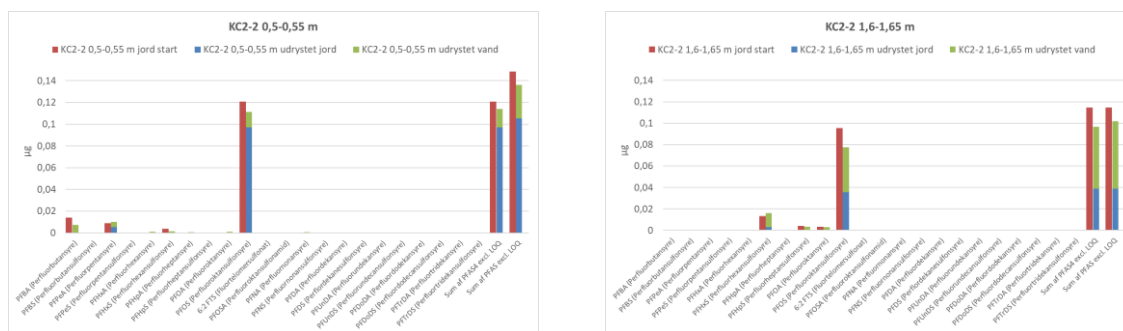
Fra lokalitet C blev der brugt jord fra kernerne KC1-2 (2,5 og 4,4 µg/kg ts PFAS 22 ved start) og KC2-2 (1,6 og 1,2 µg/kg ts PFAS 22) (Figur 45). Efter udrystning var udvaskningsprocenterne i intervallet 9% til 69%.



Figur 45 Koncentration af PFAS 22 i jord (venstre akse) ved start (rød søjle) og efter udrystning (blå søjle) i 24 timer ved et L:S forhold på 1:1. På højre y-akse ses forskellen på søjlerne som procent udvasket PFAS 22. Venstre: KC1-2. Højre: KC2-2.

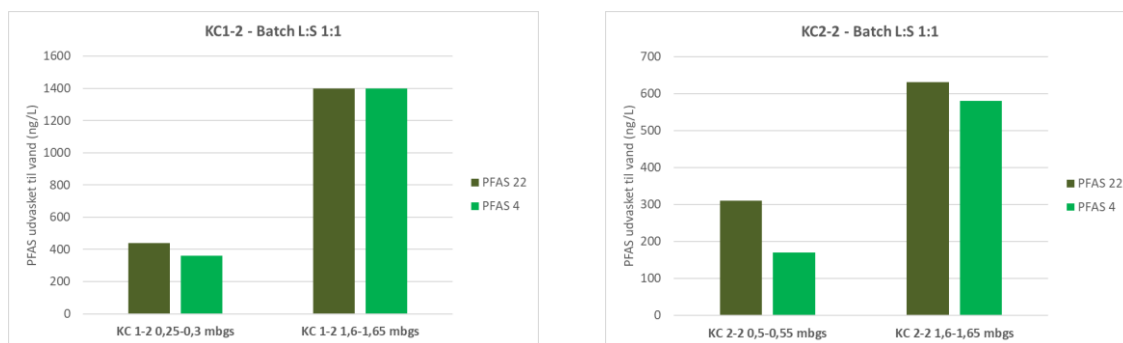
Den anvendte jord fra lokalitet C domineres af PFOS og PFHxS, med spor af PFOSA, PFHxA, PFHpS, PFPeA og PFBA, hvilket ses af massebalancerne for de fire batchforsøg vist på Figur 46.





Figur 46 Massebalancer og fordeling af PFAS 22 i de fire batchforsøg udført på jord fra lokalitet C.

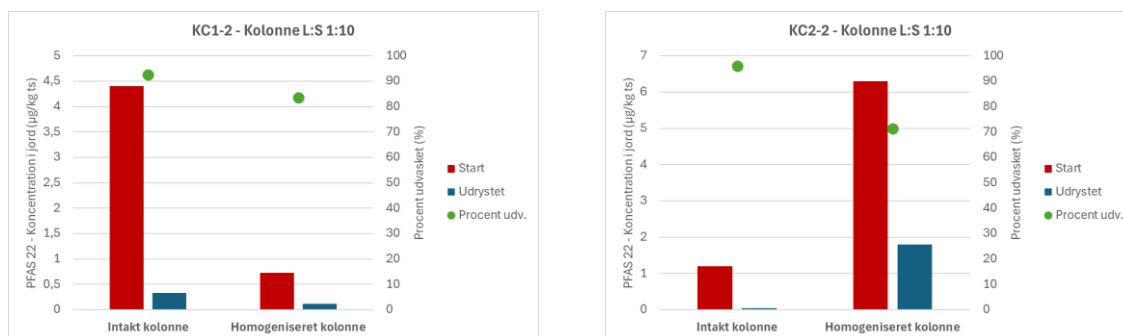
Generelt viser massebalancerne en god overensstemmelse mellem PFAS i jorden ved start og sum af PFAS i jord efter udvaskning og PFAS i vandfasen, og massen af PFAS 22 er ret sammenlignelig i de fire batches. I vandprøverne efter L:S 1:1 udvaskning ses der højeste koncentrationer af PFAS 22 og PFAS 4 i jorden fra de nedre dele af kernerne, henholdsvis 1.400 ng/L og 620 ng/L mod 420 og 320 ng/L i vandprøverne fra udvaskning af den øvre jord (Figur 47).



Figur 47 Summerede koncentrationer af PFAS 22 og PFAS 4 i vandfasen efter udvaskning af jord fra lokalitet C, KC1-2 og KC2-2, ved et L:S forhold på 1:1.

7.3.3 Kolonneforsøg

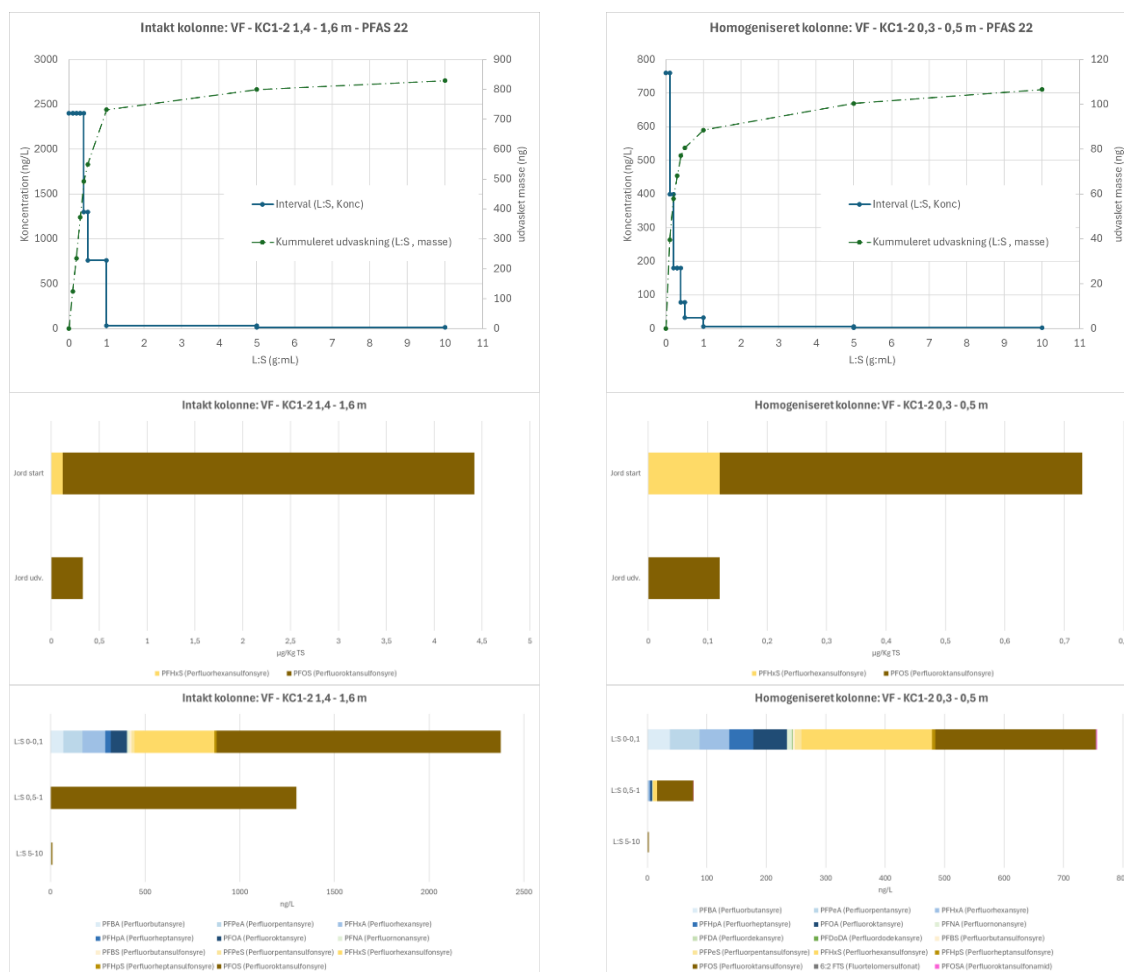
Figur 48 viser jordkoncentrationer ved start, efter udvaskning og den procentvise udvaskning for den intakte og den homogeniserede kolonne i jord fra lokalitet C. Jordkoncentrationerne er på niveau og sammenlignelige med jorden fra batchforsøgene. Udvasningsprocenterne er dog væsentligt højere, op imod 96%, hvilket viser en tydelig effekt af udvaskning med mere vand (L:S 1:10) i kolonneforsøgene i forhold til batchforsøgene (L:S 1:1).



Figur 48 PFAS 22 koncentrationer i jord ved start (rød søjle) og efter udvaskning (blå) med forskellen vist som procentvis udvasket PFAS 22 (højre y-akse). Til venstre vises data for den intakte og homogeniserede kolonne

fra KC1-2 og til højre data for kolonnerne med jord fra KC2-2. Kolonnerne er samlet udvasket med et L:S forhold på 1:10.

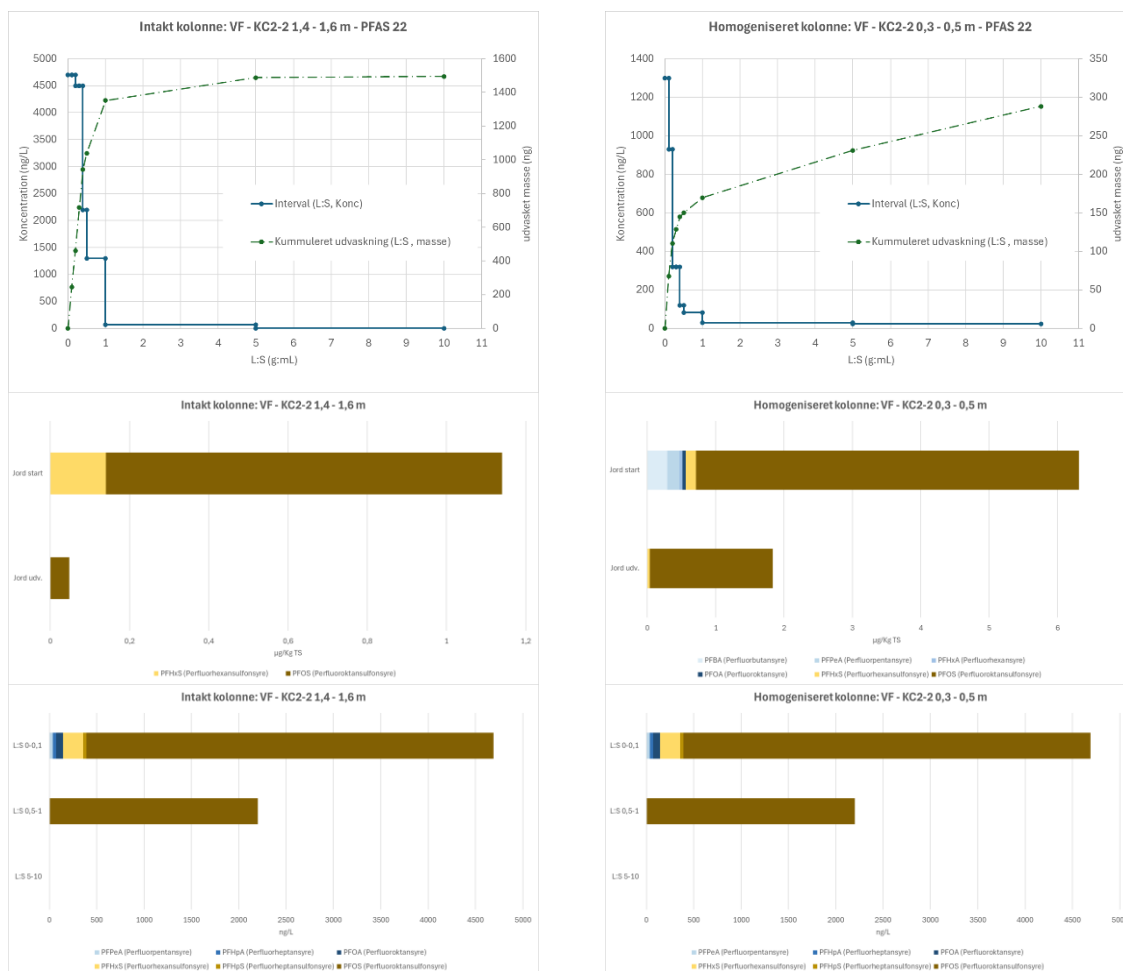
Figur 49 (øverst) viser udvaskningsprofilen for PFAS 22 fra jord fra KC1-2, intakt kolonne til venstre og homogeniseret kolonne til højre. Udvasningen sker hurtigt, og kurverne for den samlede udvaskning stabiliserer sig ved L:S 0,5-1 for både den intakte og den homogeniserede kolonne. Eluentkoncentrationen ved L:S 0-0,1 er væsentlig højere for den intakte kolonne (2400 ng/L) i forhold til den homogeniserede (775 ng/L), afspejlet af den højere koncentration i jorden.



Figur 49 PFAS 22 udvaskningsprofil som funktion af L:S forhold for den intakte kolonne til venstre og den homogeniserede kolonne til højre for jord fra KC1-2. Arealet under kurverne vises som den samlede udvaskning af PFAS 22 og aflæses på højre y-akse. I midten ses fingeraftryk af PFAS i Jord (før og efter udvaskning) og nederst fingeraftryk for L:S 0-0,1, 0,5-1 og 5-10 vandprøverne.

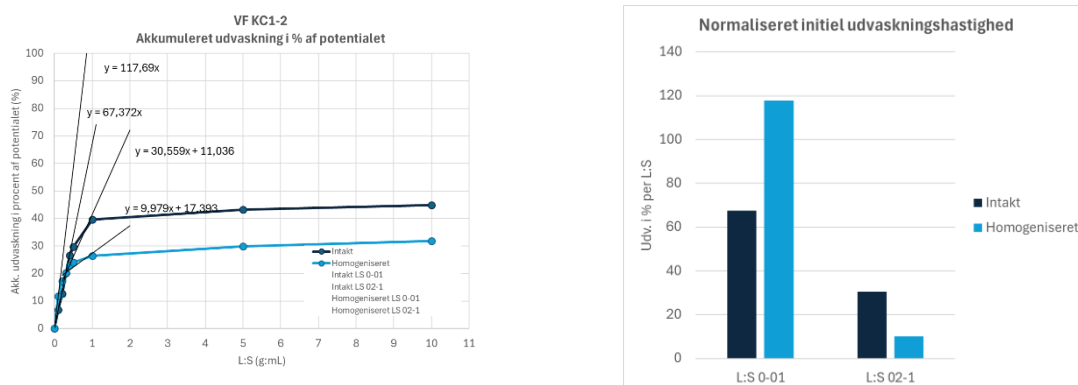
Nederst på Figur 49 er sammensætningen af PFAS 22 i jord (før og efter) og eluentprøverne vist som fingeraftryksplot. I begge kolonner er jorden fra start domineret af PFOS med lidt PFHxS, mens kun PFOS er tilbage efter udvaskning. PFHxS kan genfindes i eluentprøverne, der derudover indeholder et bredt spektrum af PFOS, PFOA, PFHpA, PFHxA, PFPeS, PFPeA og PFBA.

Tilsvarende data for den intakte og homogeniserede kolonne med jord fra KC2-2 er vist på Figur 50. Mønstrer i udvaskning er tilsvarende det første sæt kolonner, med næsten fuldstændig udvaskning af PFAS 22 fra den intakte kolonne som en observation (L:S 5-10 lig 3,2 ng/L). Denne kolonne efterlader kun PFOS i eluentprøven ved L:S 5-10. Ved den tilsvarende prøve fra den homogeniserede kolonne er der også PFHpS, PFHpS, PFHpA, PFPeA tilstede.



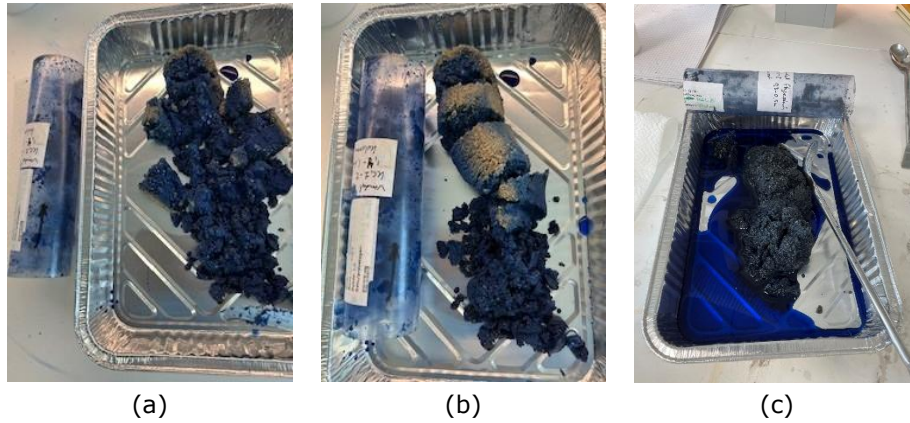
Figur 50 PFAS 22 udvaskningsprofil som funktion af L:S forhold for den intakte kolonne til venstre og den homogeniserede kolonne til højre for jord fra KC2-2. Arealet under kurverne vises som den samlede udvaskning af PFAS 22 og aflæses på højre y-akse. I midten ses fingeraftryk af PFAS i Jord (før og efter udvaskning) og nederst fingeraftryk for L:S 0-0,1, 0,5-1 og 5-10 vandprøverne.

Når resultaterne fra PFAS 22 udvaskningen normaliseres i forhold til potentialet, ses der en hurtigere udvaskning fra den homogeniserede kolonne, men en lavere grad af udvaskning. Dermed er det vanskeligt at se en tydelig effekt af homogenisering.



Figur 51 Normaliseret samlet udvaskning fra den intakte og homogeniserede kolonne fra kerne KC1-2 og initial udvaskningshastighed. PFAS 22 udvaskningspotentialet var 0,34 µg fra den homogeniserede kolonne og 1,85 µg fra den intakte.

Med jord fra lokalitet C viste den afsluttende Brilliant Blue gennemskylning, at både den intakte og homogeniserede kolonne blev eksponeret for farvestoffet, også i de indre dele af den intakte kolonne, som dermed må formodes at have haft bedre betingelser for udvaskning end intakte kolonner fra de andre lokaliteter (Figur 52).



Figur 52 Foto efter gennemskylning af kolonner med Brilliant Blue. Den intakte kolonne, a og b, og den homogeniserede kolonne c.

Foto fra Brilliant Blue kolonne-terminering og massebalancerne for alle kolonneforsøg findes i Bilag H, F og G.

8. Diskussion

Formålet med projektet er at undersøge udvaskningen af PFAS fra jord med lave indhold af PFAS, dvs. under eller omkring detektionsgrænsen og under jordkvalitetskriteriet. Dette skal samtidig tilvejebringe viden om hvilke forhold og parametre, der er afgørende for udvaskning og sorption af PFAS-forbindelser. Samtidig undersøger projektet, hvad flytning af jorden har af betydning for udvaskningen.

Der er udført feltundersøgelser i den umættede zone på 3 lokaliteter, og på to delområder på hver lokalitet. For hvert delområde, er der udført batch og kolonne forsøg. Der er udført to typer af kolonneforsøg, et hvor jorden er intakt og et hvor den er omrørt.

På lokalitet A er sammensætningen i felt data domineret af precursoren 6:2 FTS og en lille gruppe PFCA forbindelser. Med den undtagelse at den mest terrænnære jordprøve er domineret af PFOS. I batch og kolonne forsøgene er sammensætningen i både jord og vand domineret af 6:2 FTS, PFOS og en lille gruppe PFCAer. På lokalitet B1 er der påvist PFOA i jorden og en gruppe af PFCAer i vandet. For B2 er der påvist PFOS i både jord og vand. På lokalitet C er der hovedsageligt påvist PFHxS, PFOS og en lille gruppe PFCAer i jorden, og PFOS og PFHxS i vandet. Det er derfor i overensstemmelse med forventningerne, at der ikke ses en lineær sammenhæng mellem koncentrationen i jord og vand.

8.1 Fordelingen af PFAS koncentrationer i jord, porevand og eluat

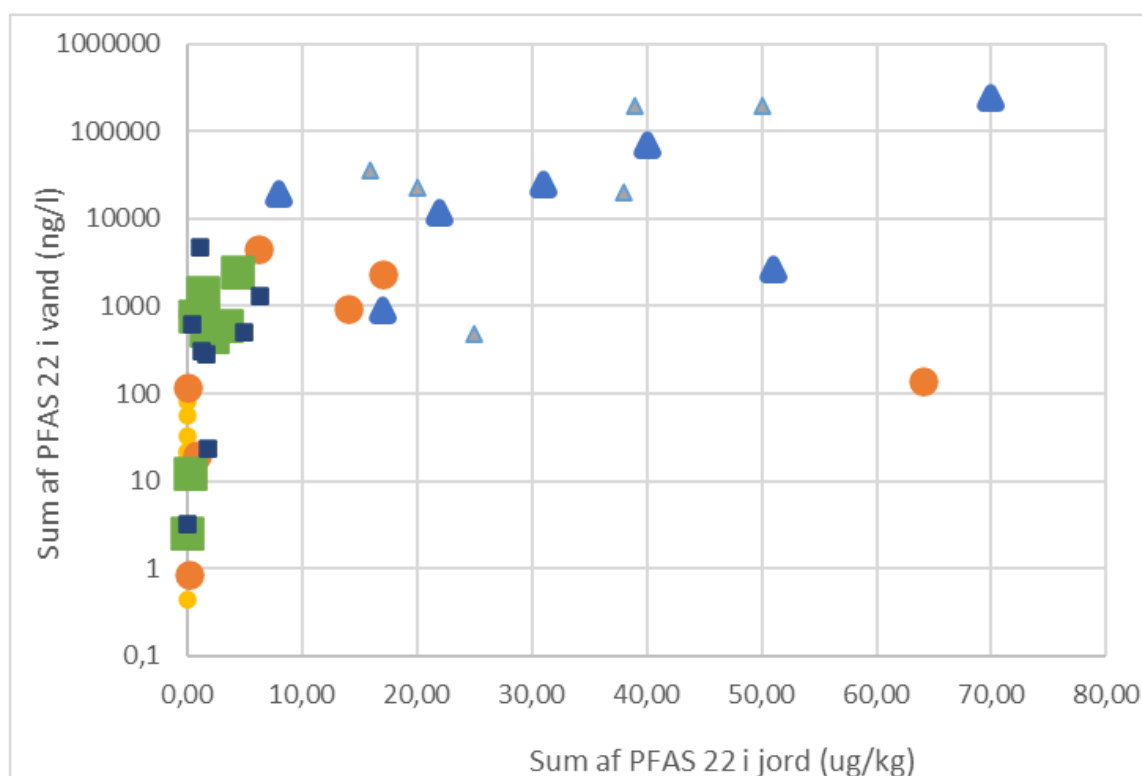
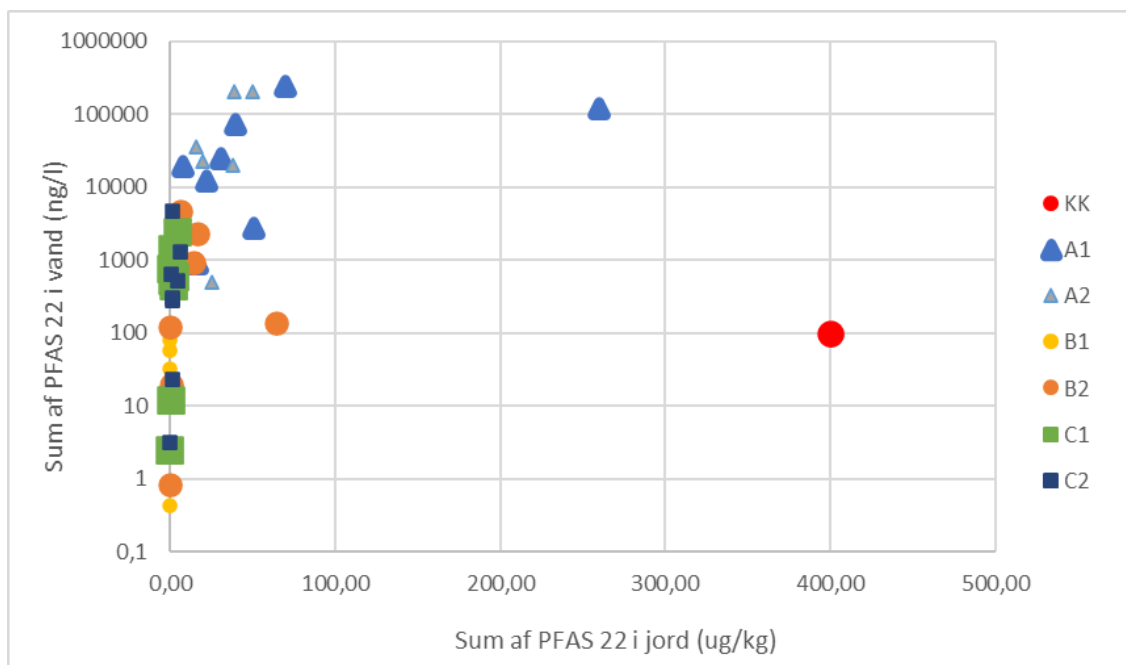
Hvis der findes en forurening i jorden i en bestemt koncentration, kan systemet ikke opnå en højere koncentration i vandet end, den som opnås når der er ligevægt med jorden. I det tilfælde hvor der er ligevægt, kan en øget udvaskning udelukkende forekomme, hvis der skylles mere vand igennem formationen, hvorved masse fluksen bliver større. Se afsnit 3 for en mere detaljeret gennemgang af dette.

På Figur 53 ses en sammenligning af sammenfaldende målinger af PFAS 22 i jord og porevand/eluat for hele undersøgelsen på tværs af de 3 lokaliteter og 6 delområder. Der er ikke skelnet mellem feltundersøgelser og batch- og kolonneforsøg. For batchforsøgene vises koncentrationerne i jord og vand efter udrykning, og for kolonneforsøgene er koncentrationen i jorden ved forsøgets start sammenlignet med eluat koncentrationen ved start, og ligeledes for vand og jord ved forsøgets afslutning. Y-aksen er logaritmisk.

Det blandede datasæt, på Figur 53 giver et overblik over de samlede data for PFAS 22. Dog er det vigtigt at bemærke, at der på feltlokaliteterne er et tre-fasesystem (luft-vand-jord), mens der i kolonnerne er et to-fasesystem (vand-jord). Det bevirker at porevandsprøverne fra felten, hvor der er umættede forhold, ikke nødvendigvis er sammenlignelige med eluatprøverne fra de tre forskellige typer af udvaskningstest, som foretages under mættede forhold. I teorien skulle dette betyde mest for langkædede PFAS, som på grund af deres overfladeaktive egenskaber vil sorbere til luft-vand grænsefladen, under umættede forhold (se afsnit 3.1).

Der ses i Figur 53 stigende koncentrationer i vandet med stigende koncentrationer i jorden, som i første omgang bekræfter teorien om fordelingen af koncentration af PFAS mellem jord og vand i Afsnit 3. Sammenhæng mellem koncentrationen i jord og vand, er ikke lineær.

Figur 53 bekræfter at selv om der ikke ses en overskridelse af jordkvalitetskriteriet, så kan forureningen godt medføre en overskridelse af grundvandskvalitetskriteriet. Den røde prik med label KK, viser kvalitetskriterierne for SUM af 22 PFAS.

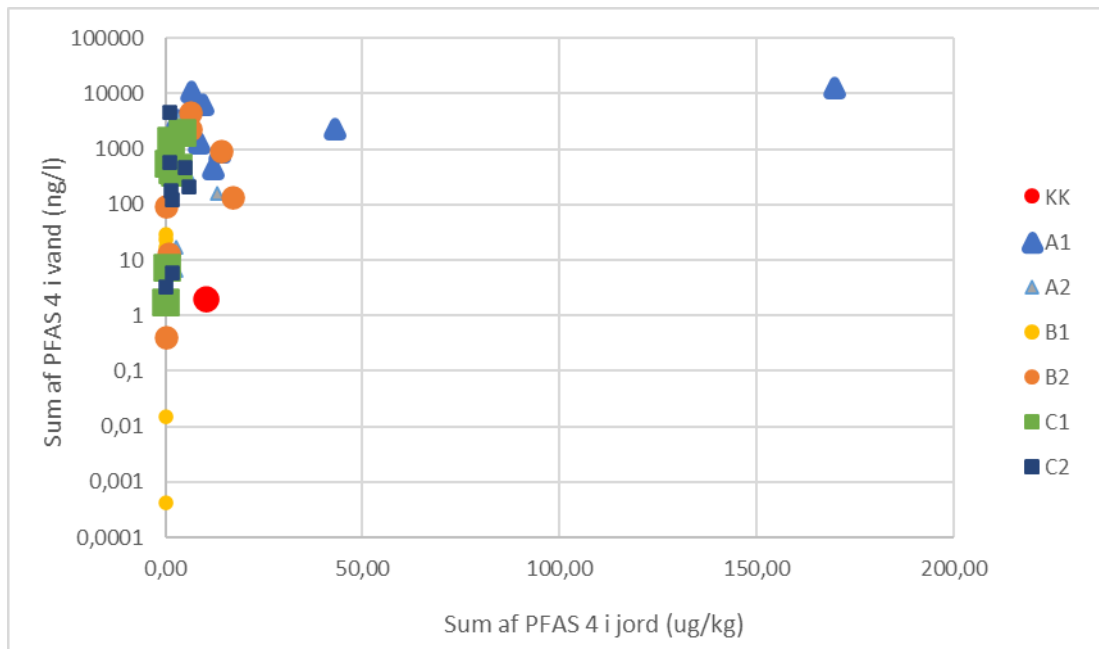


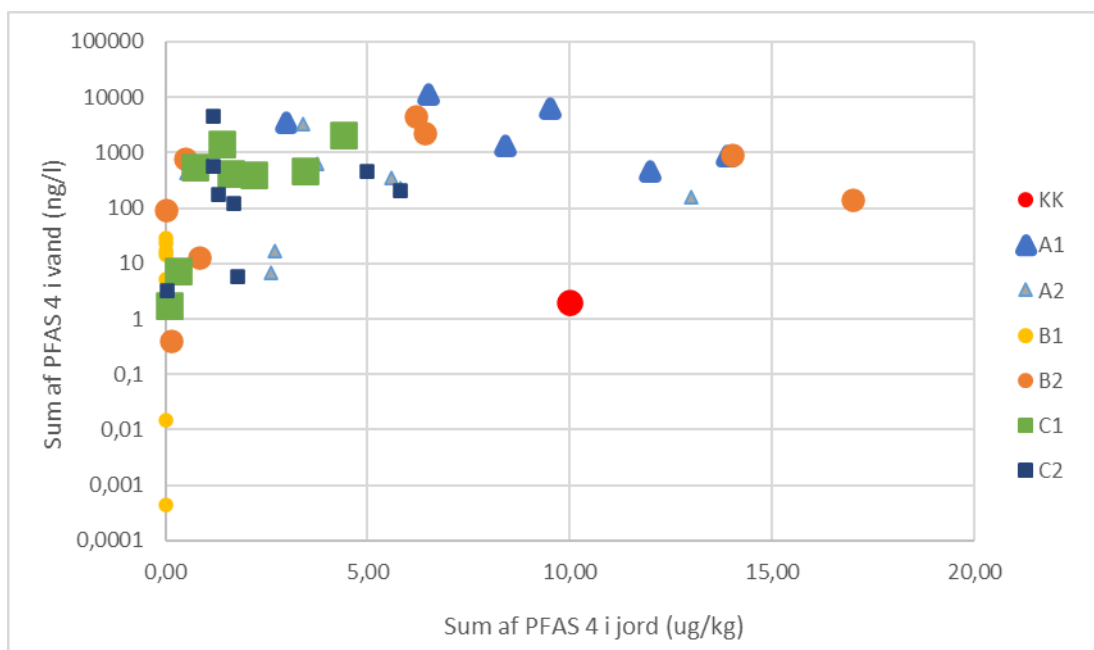
Figur 53 Øverst. Sammenligning af sammenfaldende målinger af PFAS 22 i jord og porevand/eluat for hele undersøgelsen og på tværs af de 3 lokaliteter (A, B og C) og 6 delområder (A1, A2, B1, B2, C1, C2). Der er ikke skelnet mellem feltundersøgelser og batch- og kolonneforsøg. Den røde prik (KK) er jord vs. grundvandskvalitetskriteriet. Nederst samme graf som øverst, men med en anden skala på x-aksen.

På Figur 54 ses samme figur som på Figur 53, men kun for de 4 PFAS (PFOS PFOA, PFHxS og PFNA) som indgår i sum kriteriet for jord og grundvand. Desuden vises kvalitetskriteriet for de 4 PFAS som en rød prik, med label KK. Y-aksen er logaritmisk.

Sammenhængen mellem koncentrationen i jord og vand er den samme for PFAS 4, som den var for PFAS 22. Dvs. at der ses stigende koncentrationer i vandet med stigende koncentrationer i jorden, men at trenden ikke er lineær.

Alle jordprøver som overskrider jordkvalitetskriteriet overskrider også kvalitetskriteriet for grundvand for PFAS 4. Det samme gælder ikke for vandprøver som overskrider grundvandskvalitetskriteriet, her kan den tilhørende jordprøve enten være over eller under jordkvalitetskriteriet. Desuden ses det at man for lokaliteter, hvor der ikke påvises PFAS i jorden kan påvise PFAS over kvalitetskriteriet for PFAS 4 i vand.





Figur 54 Øverst. Sammenligning af sammenfaldende målinger af PFAS4 i jord og porevand/eluat for hele undersøgelsen og på tværs af de 3 lokaliteter og 6 delområder. Der er ikke skelnet mellem feltundersøgelser og batch- og kolonneforsøg. Den røde prik (KK) er jord vs. grundvandskvalitetskriteriet. Nederst samme graf som øverst, men med en anden skala på x akse.

Sammenhængen mellem koncentrationen af organiske forbindelser fx PFAS i jord og vand ved ligevægt betragtes oftest som lineær. Men kan også beskrives med andre såkaldte sortiens isotermer, som ikke er lineære fx en Freundlich isotherm. Men disse gælder for enkelt stoffer.

På Figur 53 og Figur 54 er data for PFAS 22 og PFAS 4 samlet, og da sammensætningen af PFAS-forbindelser ikke er den samme mellem punkterne, kan man ikke forvente at data vil opføres sig som enkelt stoffer.

Der er ikke i forbindelse med analyse for TOP, EOF, AOF eller PFAS 70 påvist væsentlige koncentrationer af andre PFAS end dem som indgår i analyserne for PFAS 22. Behovet for den type analyser skal derfor vurderes fra gang til gang.

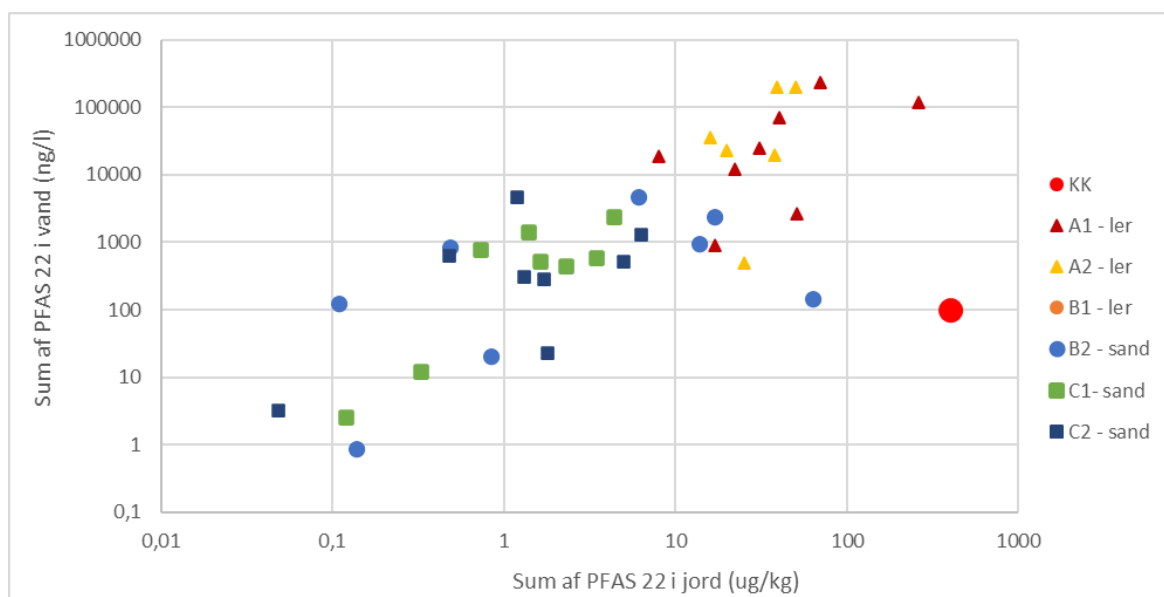
8.1.1 Betydning af geologi

Man ved at geologien kan have betydning for udvaskningen, se afsnit 3. Figur 55 er det samme plot som i Figur 53, dvs. for PFAS 22, men det er noteret, hvad den dominerende geologi er på de respektive lokaliteter. Akserne log-log fordelte, da det giver et lidt bedre overblik over data. De røde farver indikerer en mere leret geologi og de blå/grønne farver en mere sandet geologi.

Det at der ses en højere koncentration i prøver udtaget i ler end for prøver udtaget i sand, skyldes formodentligt, at koncentrationen af PFAS som er spildt på de lerede lokaliteter er højere end for spildet på de sandede, hvilket bliver styrende for forholdet. Da det ikke er drøftet nærmere i nærværende, hvornår spillene er sket, kan forklaringen også være at forureningen i ler er yngre end den i sandet. Alternativt kan det også skyldes at forureningen tilbageholdes længere tid i leren.

Forholdet mellem koncentrationen af PFAS 22 i jord og vand som vist på Figur 55 er ikke konstant, selvom punkterne på Figur 55 ligger på en ret linje. Da akserne er log-log fordelt vil

data kunne forklares med en potensfunktion af formen $y = b \cdot x^a$. Der er ikke fittet en sådan funktion til data i dette projekt. Dette er fordi, der vurderes at være for mange usikkerheder i data til at funktionen ville kunne anvendes til at forudsige sammenhængen mellem koncentrationen i jord og vand på andre lokaliteter. Et eksempel på et aspekt som introducerer usikkerhed er, at der udelukkende er prøver med højere koncentrationer af PFAS for lerede geologier, og prøver med lavere indhold af PFAS for sandende geologier. Det ville være godt at have prøver som spændte over hele koncentrationsintervallet for begge geologier. Derudover skal det bemærkes at geologi er mere kompleks end det er håndteret her, hvor der udelukkende skelnes mellem ler og sand. Desuden er der tale om en gruppe af forbindelser, PFAS 22, ikke enkelt stoffer.

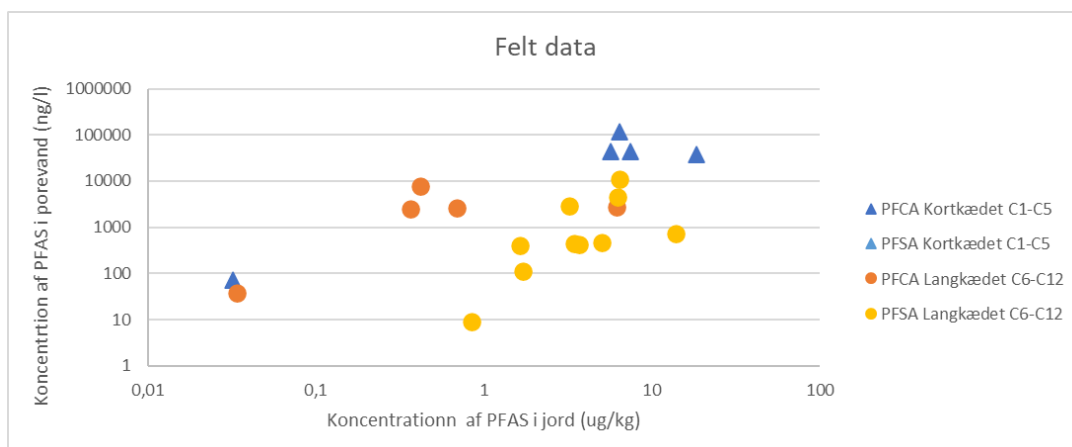


Figur 55 Denne figur er det samme plot som i Figur 53, men det er noteret hvad den dominerende geologi er på de respektive lokaliteter. Akserne er log-log fordelt. Sammenligning af sammenfaldende målinger af PFAS 22 i jord og porevand/eluat for hele undersøgelsen og på tværs af de 3 lokaliteter og 6 delområder. Der er ikke skelnet mellem feltundersøgelser og batch- og kolonneforsøg. Den røde prik (KK) er jord vs. grundvandskvalitetskriteriet.

8.1.2 Betydning af kædelængde og funktionel gruppe

Der er væsentlige forskelle på de fysisk-kemiske egenskaber for PFAS forbindelser, hvorfor man ofte inddeler dem i grupper, baseret på netop en forventning om at de inden for gruppen har ensartede fysisk-kemiske egenskaber. De mest almindelige grupperinger er langkædede vs. kortkædede, og PFSA vs. PFCA (se afsnit 3). På Figur 56 er data fra feltundersøgelserne vist, fordelt på fire grafer for kortkædede (PFCA, PFSA) og langkædede (PFCA, PFSA). Der er ikke nogen påvisninger af kortkædede PFSA i porevandet, som er sammenfaldende med påvisninger af kortkædede PFSA'er i jorden, og derfor er der ikke nogen lyseblå trekantede på Figur 56.

Der ses en lille tendens til at koncentrationen af de kortkædede PFCA'er i vandet, er højere end koncentrationen af de langkædede ved samme jordkoncentration, hvilket stemmer godt overens med, at de kortkædede ikke sorberer lige så stærkt til jorden som de langkædede. Samtidig ses der også en tendens til at koncentrationen af de langkædede PFCA'er er højere i vandet end PFSA'erne ved samme jordkoncentration, hvilket også er i overensstemmelse med teorien. Det er således relevant at have styr på forholdet mellem kort og langkædede PFAS og de funktionelle grupper, i dette tilfælde PFSA'er og PFCA'er i forbindelse med en vurdering af udvaskningen.

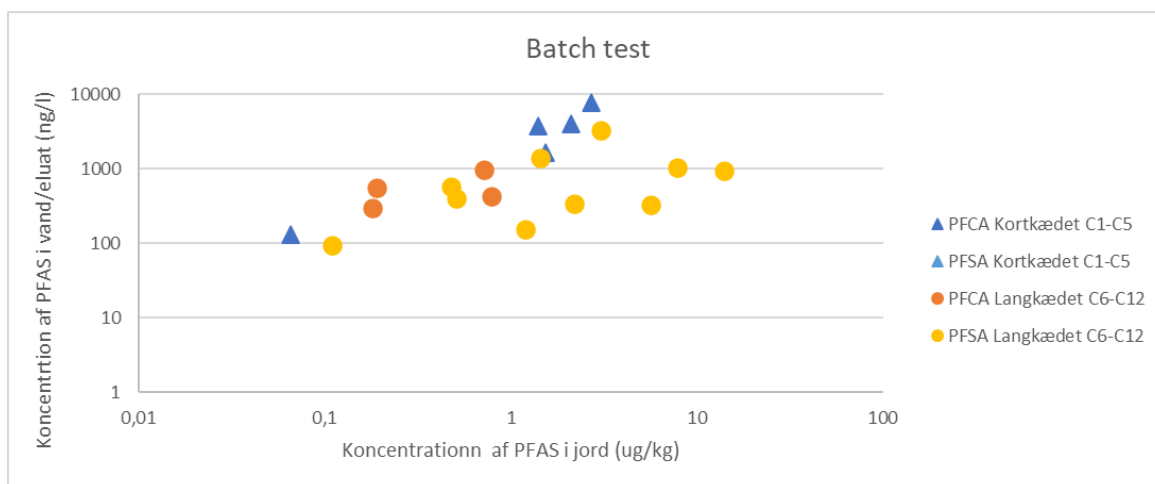


Figur 56 Sammenligning af koncentrationen af kortkædede og langkædede PFSAer og PFCAer i jord og vand for feltundersøgelserne.

På Figur 57 er data fra batchforsøgene vist fordelt på fire datasæt, to for kortkædede (PFCA, PFSA) og to for langkædede (PFCA, PFSA).

Der ses den samme tendens som for feltdata, hvor koncentrationen af de kortkædede PFCAer i vandet er højere end for de langkædede ved samme jordkoncentration, hvilket stemmer godt overens med teorien. Samtidig ses også en tendens til at koncentrationen af de langkædede PFCA er højere i vandet, end for PFSAerne ved samme jordkoncentration, hvilket også er i overensstemmelse med teorien.

I princippet burde man kunne se betydningen af sorption til luftvandgrænsefladen for de langkædede i den umættede zone i feltforsøgene, dvs. at de burde have højere koncentrationer på Figur 56 end på Figur 57. Men det er ikke tydeligt.



Figur 57 Sammenligning af koncentrationen af kortkædede og langkædede PFSAer og PFCAer i jord og vand for batchforsøgene.

8.1.3 Jordflytning

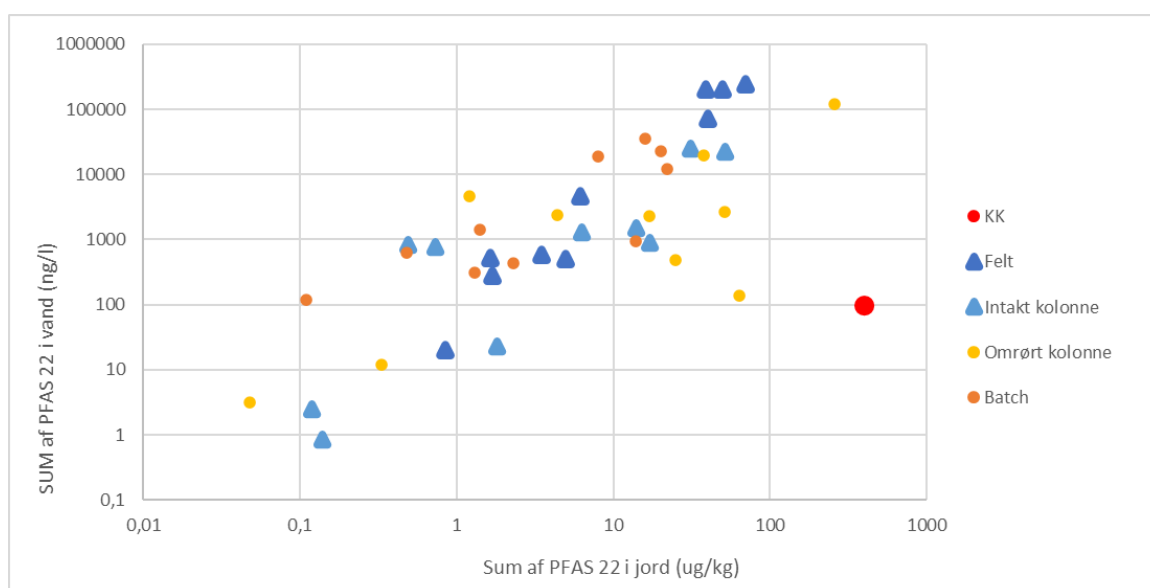
En del af projektets formål var at afdække om flytning af jord øger udvaskningen. Følgende undersøgelser afdækker situationen hvor:

- Jorden flyttes ikke; feltundersøgelse og intakte kolonner
- Jorden flyttes; batchforsøgene og de omrørte kolonner

Figur 58 er samme som Figur 55, men der er skelnet mellem de forskellige forsøgstyper. Det skal bemærkes, at der er en umættet zone i forbindelse med feltforsøgene, og at det er der ikke i batch og kolonneforsøgene. Hvilket betyder, at koncentrationen af de langkædede PFAS i vandet i teorien vil være højere i feltdata end i data fra batch og kolonne forsøg. Se afsnit 3 for en drøftelse af betydningen af den umættede zone i forhold til fordelingen af koncentrationen af PFAS-forbindelser i jord, vand og vand-luft grænsefladen.

I de forsøg som skulle repræsentere en flyttet jord (batch og omrørt kolonne, gul/orange markører) ses der ikke højere vandkoncentrationer, end i dem som skulle repræsentere den situation, hvor jorden ikke flyttes (Felt og intakt kolonne, blå markør). Forholdet mellem koncentrationen af PFAS 22 i jord og vand er ensartede mellem de forskellige forsøg. Hvorfor det vurderes at flytning af jorden er af mindre betydning for udvaskningen. Denne konklusion gælder udelukkende ud fra en betragtning af fordelingen af koncentrationen mellem vand og jord. Det er meget muligt at jordflytningen vil øge gennemstrømningen af vand i jorden og dermed alligevel give en øget udvaskning i form af en øget fluks, se afsnit 8.1.3 for en drøftelse af dette.

Det vurderes desuden pba. Figur 58 at, enten porevandsprøver eller udvasknings test er et godt supplement til jordprøver i forhold til at risikovurdere en PFAS-forurening. Men det er ikke nødvendigt med begge dele. Værdien af metodens resultater bør afvejes mod de økonomiske udgifter forbundet med den.



Figur 58 Sammenligning af sammenfaldende målinger af PFAS 22 i jord og porevand/eluat for hele undersøgelsen og på tværs af de forskellige undersøgelsestyper, dvs. feltundersøgelser, kolonneforsøg med intakte kerner og omrørte kerner og batchforsøgene.

8.2 Udvasningshastighed i forhold til kolonneforsøgene

Udvasningshastigheden, dvs. fluksen ud af kolonnen (mass/tid), afhænger af to ting, koncentrationen i vandet (porevand, eluat) og porevandshastigheden for vandet. Dette er for det tilfælde, hvor porevandshastigheden er så tilpas langsom, at der opstår ligevægt mellem koncentrationen i vand og jord. Se afsnit 3.

Der er udført to typer af udvaskningsforsøg. Intakte og omrørte kolonner. Dette er for at kunne vurdere betydningen af om jorden er omrørt vs. homogen. De omrørte forsøg simulerer den situation hvor jorden er flyttet, hvor de intakte kolonner simulere den situation hvor jorden ikke flyttes.

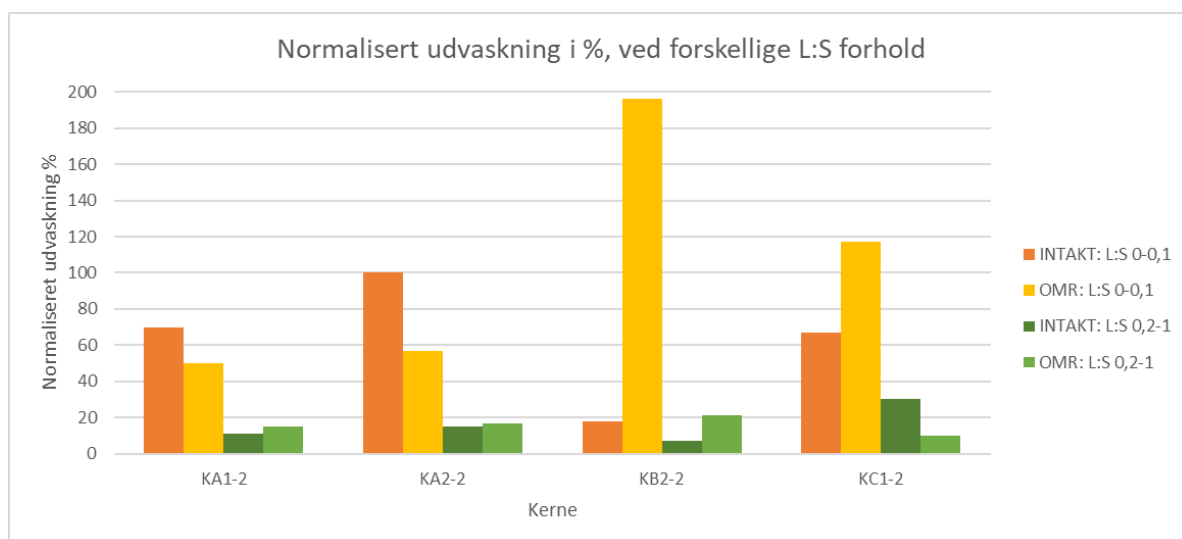
For at undersøge forskellen i udvaskning mellem de homogeniserede og intakte kolonner, uden at den er styret af forhold vedrørende koncentrationen, normaliseres udvaskningen op imod udvaskningspotentialitet. Det betyder, at udvaskningen, dvs. fluksen fra kolonnen er divideret med massen af PFAS i kolonnen ved forsøgets start (se afsnit 7.1.3). Den gennemsnitlige normaliserede udvaskningshastighed er beregnet i L:S intervallerne 0-0,1 og 0,2-1.

Den gennemsnitlige normaliserede udvaskningshastighed er altid størst ved lave L:S forhold (L:S 0-0,1), og mindre ved højere L:S forhold (L:S 0,2-1) (Figur 59).

Der er ikke en forskel i den gennemsnitlige normaliserede udvaskningshastighed mellem de intakte kolonner og de homogeniserede (Figur 59). Det betyder at man ikke på baggrund af kolonneforsøgene kan konkludere at der er en øget udvaskning fra jord som er flyttet.

Selvom der ikke ses en forskel mellem udvaskningen fra de homogeniserede kolonner og de intakte så skal det bemærkes at estimerne er behæftet med nogen usikkerhed. Som det også fremgår for f.eks. kernerne KB2-2 og KC1-2, hvor den normaliserede udvaskning er over 100 %. Dette kan skyldes analyseusikkerhed. Generelt mangler der studier af udvaskning af PFAS forbindelserne enkeltvist, da det er muligt at der vil være en mere tydelig trend i forhold til udvaskning fra intakt og homogeniseret jord, for enkelte forbindelser.

Det er dog ganske tydeligt ud fra brilliant blue testene at vandet fordeles bedre i jorden når den er omrørt. Så det er muligt at man ved at udføre flere forsøg og med fokus på at opnå bedre massebalancer for kolonnerne kan drages bedre konklusioner.



Figur 59 Normaliseret samlet udvaskning i procent fra de intakte og homogeniserede kolonner ved forskellige L:S forhold. Den normaliserede udvaskning er beregnet ved at dividere udvaskningen ved et bestemt L:S forhold, med massen af PFAS i kolonnen ved forsøgets start (se afsnit 7.1.3).

9. Konklusion

Formålet med projektet er at undersøge udvaskningen fra jord med lave indhold af PFAS, dvs. under eller omkring detektionsgrænsen og under jordkvalitetskriteriet. Dette skal samtidig tilvejebringe viden om hvilke forhold og parametre, der er afgørende for udvaskning og sorption af PFAS-forbindelser. Samtidig undersøger projektet, hvad flytning af jorden har af betydning for udvaskningen.

I litteraturstudiet konkluderes det at, at følgende egenskaber ved PFAS forureninger har den største betydning for udvaskningen:

- Kortkædede PFAS udvaskes i større grad end langkædede. Dvs. at der udvaskes en større masse PFAS af de kortkædede end af de langkædede over tid.
- PFCA udvaskes hurtigere end PFSA med samme kædelængde.
- Adsorption til luft-vand grænsefladen er betydelig for langkædede PFAS i en umættet zone.
- Jordegenskaber har mindre betydning for udvaskning af PFAS end kædelængde.

Data fra dette projekt bekræfter, at selv om der ikke ses en overskridelse af jordkvalitetskriteriet, så kan PFAS forureningen godt medføre en overskridelse af grundvandskvalitetskriteriet for sum af 22 PFAS. For sum af PFAS 44 ses det at alle jordprøver som overskrider jordkvalitetskriteriet også overskrider kvalitetskriteriet for grundvand. Men det samme gælder ikke for vandprøver som overskrider grundvandskvalitetskriteriet, her kan den tilhørende jordprøve enten være over eller under jordkvalitetskriteriet. Desuden ses det at man for lokaliteter, hvor der ikke påvises PFAS i jorden kan påvise PFAS over kvalitetskriteriet for PFAS 4 i vand.

Det vurderes at enten porevandsprøver eller udvasknings test er et godt supplement til jordprøver i forhold til at risikovurdere en PFAS-forurening. Men det er ikke nødvendigt med begge dele. Værdien af metodens resultater bør afvejes mod de økonomiske udgifter forbundet med den.

Udvaskningen af PFAS fra jord afhænger af koncentrationen i vandet og hastigheden af det gennemstrømmende vand.

Koncentrationen af PFAS 22 i vandet stiger med stigende jordkoncentrationer. Sammenhængen mellem koncentrationen i jord og vand er ikke lineær, hvilket er i overensstemmelse med forventningerne. Bl.a. fordi der er tale om en gruppe af forbindelser og ikke enkelte forbindelser, men også fordi det ikke er givet at sorptionen for PFAS er lineær. Derudover ses det, i data fra nærværende at geologien har en mindre betydning for sammenhængen mellem koncentrationen i jord og vand, end kædelængden og den funktionelle gruppe. Men dette kan skyldes lokalitetsspecifikke forhold. Det er dog i overensstemmelse med konklusionerne fra litteraturstudiet.

Koncentrationen i eluatet fra udvaskningsforsøgene (kolonne forsøg) falder med stigende L:S forhold. Og det må forventes at forurening med PFAS vil udvaskes i relativt lang tid også selv om koncentrationen i jorden på lokaliteten er lav. Der ses i kolonneforsøgene på flere delområder en tendens til at der ved høje L:S forhold påvises færre PFAS, og at det er de langkædede, der er tilbage.

I de forsøg som skulle repræsentere en flyttet jord (batch og omrørt kolonne) ses der ikke højere vandkoncentrationer, end i dem som skulle repræsentere den situation, hvor jorden ikke flyttes (Felt og intakt kolonne). Men dette er behæftet med nogen usikkerhed.

Der ses ikke en generel trend forhold til forskellen på udvaskning fra forsøgene med intakt jord og jord som er omrørt. Og det kan således ikke konkluderes på baggrund af data fra dette projekt at der er en øget udvaskning forbundet med det at flytte jorden. Men det kan skyldes usikkerheder fx at der ikke er set i detaljer på enkelt forbindelser.

10. Referencer

- Bierbaum T., Klaas N., Braun J., Nürenberg G., Lange F., Haslauer C., 2023, , *Science of the Total Environment* 876 (2023) 162588, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162588>
- Brusseau, M. L. (2018). Assessing the potential contributions of additional retention processes to PFAS retardation in the subsurface. *Science of the Total Environment*, 613–614, 176–185. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.065>
- Brusseau, M. L. (2019). Estimating the relative magnitudes of adsorption to solid-water and air/oil-water interfaces for per- and poly-fluoroalkyl substances. *Environmental Pollution*, 254, 113102. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113102>
- Brusseau, M. L., Immobilization of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS): Comparison of leaching behavior by three different leaching test Yan, N., Van Glubt, S., Wang, Y., Chen, W., Lyu, Y., Dungan, B., Carroll, K. C., & Holguin, F. O. (2019). Comprehensive retention model for PFAS transport in subsurface systems. *Water Research*, 148, 41–50. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.10.035>
- Brusseau, M. L. (2020). Simulating PFAS transport influenced by rate-limited multi-process retention. *Water Research*, 168, 115179. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115179>
- Brusseau, M. L. (2021). Examining the Robustness and Concentration Dependency of PFAS Air-Water and NAPL-Water Interfacial Adsorption Coefficients, *Water Res.* 2021 February 15; 190: 116778. doi:10.1016/j.watres.2020.116778
- Brusseau M. L., Guo, B., (2022). PFAS concentrations in soil versus soil porewater: Mass distributions and the impact of adsorption at air-water interfaces, *Chemosphere* Volume 302, September 2022, 134938, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134938>
- Brusseau, M. L. (2023). Determining air-water interfacial areas for the retention and transport of PFAS and other interfacially active solutes in unsaturated porous media, *Science of the Total Environment* 884 (2023) 163730, <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163730>
- Cai, W., Navarro, D. A., Du, J., Ying, G., Yang, B., McLaughlin, M. J., & Kookana, R. S. (2022). Increasing ionic strength and valency of cations enhance sorption through hydrophobic interactions of PFAS with soil surfaces. *Science of the Total Environment*, 817, 152975. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.152975>
- Campos-Pereira, H., Kleja, D. B., Ahrens, L., Enell, A., Kikuchi, J., Pettersson, M., & Gustafsson, J. P. (2023). Effect of pH, surface charge and soil properties on the solid–solution partitioning of perfluoroalkyl substances (PFASs) in a wide range of temperate soils. *Chemosphere*, 321(October 2022). <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138133>
- Campos Pereira, H., Ullberg, M., Kleja, D. B., Gustafsson, J. P., & Ahrens, L. (2018). Sorption of perfluoroalkyl substances (PFASs) to an organic soil horizon – Effect of cation composition and pH. *Chemosphere*, 207, 183–191. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.05.012>
- Costanza, J., Abriola, L. M., & Pennell, K. D. (2020). Aqueous Film-Forming Foams Exhibit Greater Interfacial Activity than PFOA, PFOS, or FOSA. *Environmental Science and Technology*, 54(21), 13590–13597. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c03117>
- Du, Z., Deng, S., Bei, Y., Huang, Q., Wang, B., Huang, J., & Yu, G. (2014). Adsorption behavior and mechanism of perfluorinated compounds on various adsorbents-A review. *Journal of Hazardous Materials*, 274, 443–454. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.04.038>
- Fabregat-Palau, J., Vidal, M., & Rigol, A. (2021). Modelling the sorption behaviour of perfluoroalkyl carboxylates and perfluoroalkane sulfonates in soils. *Science of the Total Environment*, 801. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149343>
- Guo, B., Zeng, J., & Brusseau, M. L. (2020). A Mathematical Model for the Release Transport and Retention of Per- and PolyFluoroalkyl Substances (PFAS) in the Vadose zone. *Water Resources Research*, 10.1029(2019WR026667).
- Guo, B., Zeng, J., Brusseau, M. L., & Zhang, Y. (2022). A screening model for quantifying PFAS leaching in the vadose zone and mass discharge to groundwater. *Advances in Water*

- Resources, 160(December 2021), 104102.
<https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2021.104102>
- Hasan, S., Niasar, V., Karadimitriou, N. K., Godinho, J. R. A., Vo, N. T., An, S., Rabbani, A., & Steeb, H. (2020). Direct characterization of solute transport in unsaturated porous media using fast X-ray synchrotron microtomography. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 117(38), 23443–23449.
<https://doi.org/10.1073/pnas.2011716117>
- Høisæter, Å., & Breedveld, G. D. (2022). Leaching potential of per- and polyfluoroalkyl substances from source zones with historic contamination of aqueous film forming foam - a surfactant mixture problem. *Environmental Advances*, 8(April), 0–9.
<https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100222>
- Høisæter, Å., Pfaff, A., & Breedveld, G. D. (2019). Leaching and transport of PFAS from aqueous film-forming foam (AFFF) in the unsaturated soil at a firefighting training facility under cold climatic conditions. *Journal of Contaminant Hydrology*, 222(September 2018), 112–122.
<https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2019.02.010>
- Hubert, M., Arp, H. P. H., Hansen, M. C., Castro, G., Meyn, T., Asimakopoulos, A. G., & Hale, S. E. (2023). Influence of grain size, organic carbon and organic matter residue content on the sorption of per- and polyfluoroalkyl substances in aqueous film forming foam contaminated soils - Implications for remediation using soil washing. *Science of the Total Environment*, 875(February), 162668. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162668>
- ITRC. (2024). PFAS - Per- and Polyfluoroalkyl Substances. https://pfas-1.itrcweb.org/#1_3
- Kabiri, S., Tucker, W., Navarro, D. A., Bräunig, J., Thompson, K., Knight, E. R., Nguyen, T. M. H., Grimison, C., Barnes, C. M., Higgins, C. P., Mueller, J. F., Kookana, R. S., & McLaughlin, M. J. (2022). Comparing the Leaching Behavior of Per- and Polyfluoroalkyl Substances from Contaminated Soils Using Static and Column Leaching Tests. *Environmental Science and Technology*, 56(1), 368–378. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c06604>
- Kookana, R. S., Navarro, D. A., Kabiri, S., & McLaughlin, M. J. (2023). Key properties governing sorption–desorption behaviour of poly- and perfluoroalkyl substances in saturated and unsaturated soils: a review. *Soil Research*, 61(2), 107–125.
<https://doi.org/10.1071/sr22183>
- Le, S. T., Gao, Y., Kibbey, T. C. G., Glamore, W. C., & O’Carroll, D. M. (2022). Predicting the impact of salt mixtures on the air-water interfacial behavior of PFAS. *Science of the Total Environment*, 819, 151987. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151987>
- Li, Z., Lyu, X., Gao, B., Xu, H., Wu, J., & Sun, Y. (2021). Effects of ionic strength and cation type on the transport of perfluorooctanoic acid (PFOA) in unsaturated sand porous media. *Journal of Hazardous Materials*, 403(August 2020), 123688.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123688>
- Lyu, Y., & Brusseau, M. L. (2020). The influence of solution chemistry on air-water interfacial adsorption and transport of PFOA in unsaturated porous media. *Science of the Total Environment*, 713, 136744. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136744>
- Lyu, Y., Brusseau, M. L., Chen, W., Yan, N., Fu, X., & Lin, X. (2018). Adsorption of PFOA at the Air-Water Interface during Transport in Unsaturated Porous Media. *Environmental Science and Technology*, 52(14), 7745–7753. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b02348>
- Lyu, Y., Wang, B., Du, X., Guo, B., & Brusseau, M. L. (2022). Air-water interfacial adsorption of C4-C10 perfluorocarboxylic acids during transport in unsaturated porous media. *Science of the Total Environment*, 831, 154905. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154905>
- McGarr, J. T., Mbonimpa, E. G., McAvoy, D. C., & Soltanian, M. R. (2023). Fate and Transport of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) at Aqueous Film Forming Foam (AFFF) Discharge Sites: A Review. *Soil Systems*, 7(2).
<https://doi.org/10.3390/soilsystems7020053>

- McLachlan, M. S., Felizeter, S., Klein, M., Kotthoff, M., & De Voogt, P. (2019). Fate of a perfluoroalkyl acid mixture in an agricultural soil studied in lysimeters. *Chemosphere*, 223, 180–187. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.02.012>
- Mejia-Avendaño, S., Zhi, Y., Yan, B., & Liu, J. (2020). Sorption of Polyfluoroalkyl Surfactants on Surface Soils: Effect of Molecular Structures, Soil Properties, and Solution Chemistry. *Environmental Science and Technology*, 54(3), 1513–1521. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b04989>
- Miljødirektoratet. (2014). Potential PFOA precursors, M-231/2014.
- Miljøstyrelsen. (2021) Liste over kvalitetskriterier i relation til forurennet jord, [Brev](#)
- Miljøstyrelsen. (2023). Derivation of cut-off values for PFAS in sewage sludge (Issue 2232).
- Morsing, L., Tsitonaki, K., Dyreborg, S., Mosthaf, K., Fjordbøge, A. S., Hjorth, R., Jensen, B. B., Baun, A., & Bjerg, P. L. (2025). Konceptuel model for transport og skæbne af PFAS ved forurenede grunde. Miljøstyrelsen. Miljøprojekt No. 2286.
- Morsing og Pedersen, 2024 ASSESSMENT OF PARAMETERS FOR TRANSPORT AND DISTRIBUTION OF PFAS IN THE UNSATURATED AND SATURATED ZONE OF A SANDY AQUIFER, MASTER THESIS, 2024, DTU SUSTAIN
- Nguyen, T. M. H., Bräunig, J., Thompson, K., Thompson, J., Kabiri, S., Navarro, D. A., Kookana, R. S., Grimison, C., Barnes, C. M., Higgins, C. P., McLaughlin, M. J., & Mueller, J. F. (2020). Influences of Chemical Properties, Soil Properties, and Solution pH on Soil-Water Partitioning Coefficients of Per- And Polyfluoroalkyl Substances (PFASs). *Environmental Science and Technology*, 54(24), 15883–15892. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c05705>
- Qi, Y., Cao, H., Pan, W., Wang, C., & Liang, Y. (2022). The role of dissolved organic matter during Per- and Polyfluorinated Substance (PFAS) adsorption, degradation, and plant uptake: A review. *Journal of Hazardous Materials*, 436(December 2021), 129139. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129139>
- Röhler, K., Haluska, A. A., Susset, B., Liu, B., & Grathwohl, P. (2021). Long-term behavior of PFAS in contaminated agricultural soils in Germany. *Journal of Contaminant Hydrology*, 241(March), 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2021.103812>
- Röhler, K., Susset, B., & Grathwohl, P. (2023). Production of perfluoroalkyl acids (PFAAs) from precursors in contaminated agricultural soils: Batch and leaching experiments. *Science of the Total Environment*, 902(June). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166555>
- Silva, J. A. K., Martin, W. A., & McCray, J. E. (2021). Air-water interfacial adsorption coefficients for PFAS when present as a multi-component mixture. *Journal of Contaminant Hydrology*, 236(November 2019), 103731. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2020.103731>
- Silva, J. A. K., Šimůnek, J., & McCray, J. E. (2020). A modified hydrus model for simulating pfas transport in the vadose zone. *Water (Switzerland)*, 12(10). <https://doi.org/10.3390/w12102758>
- Umeh, A. C., Naidu, R., Shilpi, S., Boateng, E. B., Rahman, A., Cousins, I. T., Chadalavada, S., Lamb, D., & Bowman, M. (2021). Sorption of PFOS in 114 Well-Characterized Tropical and Temperate Soils: Application of Multivariate and Artificial Neural Network Analyses. *Environmental Science and Technology*, 55(3), 1779–1789. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c07202>
- Van Glubt, S., Brusseau, M. L., Yan, N., Huang, D., Khan, N., & Carroll, K. C. (2021). Column versus batch methods for measuring PFOS and PFOA sorption to geomedia. *Environmental Pollution*, 268, 115917. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115917>
- VMR. (2022). Håndbog om undersøgelse og afværgelse af forurening med PFAS-forbindelser. Regionernes Videncenter for Miljø Og Ressourcer, 1, 232. <https://www.regioner.dk/regional-udvikling/regionernes-arbejde-med-pfas/regionerne-deler-viden-om-pfas/>
- Weidemann, E., Lämmer, R., Stahl, T., Göckener, B., Bücking, M., Breuer, J., Kowalczyk, J., Just, H., Boeddinghaus, R. S., & Gassmann, M. (2022). Leaching and Transformation of

Perfluoroalkyl Acids and Polyfluoroalkyl Phosphate Diesters in Unsaturated Soil Column Studies. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 41(9), 2065–2077.
<https://doi.org/10.1002/etc.5417>

You, C., Jia, C., & Pan, G. (2010). Effect of salinity and sediment characteristics on the sorption and desorption of perfluorooctane sulfonate at sediment-water interface. *Environmental Pollution*, 158(5), 1343–1347. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.01.009>