
Svenskt Vatten

UTVECKLING

Rapport
Nr 2024-5

Slamspridning på åkermark – PFAS i slam, jord, gröda och mask

Anna Kärrman
Felicia Fredriksson
Evelina Särnholm

Svenskt Vatten

UTVECKLING

Svenskt Vatten Utveckling (SVU) är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området.

Författarna är ensamt ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 167 14 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 167 51 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se

RAPPORTENS TITEL	Slamspridning på åkermark – PFAS i slam, jord, gröda och mask
TITLE OF THE REPORT	Sludge amendment on arable land – PFAS in sludge, soil, crop and worms
FÖRFATTARE	Anna Kärrman, Felicia Fredriksson, Evelina Särnholm, Institutionen för naturvetenskap och teknik, Örebro universitet
RAPPORTNUMMER	2024-5
ANTAL SIDOR	41
SAMMANDRAG	PFAS är en grupp av tusentals kemikalier som kännetecknas av att de är eller kan brytas ner till mycket motståndskraftiga (persistenta) ämnen i naturen. Rapporten beskriver en undersökning av PFAS i avloppsslam, jord, daggmask och gröda från åkermark gödslad med slam sedan 1981. Slammet visade sig vara en spridningsväg till åkermarken eftersom det fanns ett samband mellan ökad halt PFAS i jorden och mängden slam som spridits. Studien visar att slamspridning har betydelse för koncentrationen av PFAS i jord och daggmask på lång sikt men att ackumulering i höstvetete inte kunde fastslås.
SUMMARY	PFAS is a group of thousands of chemicals characterized by the fact that they are or can be broken down into very persistent substances in nature. The report describes a study of PFAS in sewage sludge, soil, earthworms and crops from arable land fertilized with sludge since 1981. The sludge was found to be a distribution pathway to arable land since there was an association between increased PFAS levels in the soil and the amount of sludge that was spread. The study shows that sludge amendment is important for the concentration of PFAS in soil and earthworms in the long term, but that accumulation in winter wheat could not be established.
SÖKORD	PFAS, PFOS, perfluoralkylsubstanser, slam, avlopp, jordförbättring
KEYWORDS	PFAS, PFOS, perfluoroalkyl substances, sludge, sewage, fertilization
MÅLGRUPPER	Företag inom vatten och avlopp, kommuner, miljökonsulter, företag inom jordbruk
RAPPORT	Finns att hämta hem som pdf från Vattenbokhandeln. https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/
UTGIVNINGSÅR	2024
UTGIVARE	@Svenskt Vatten AB
REFERENS	Kärrman A., Fredriksson F. och Särnholm E. (2024). Slamspridning på åkermark – PFAS i slam, jord, gröda och mask. SVU-rapport 2024-5. Stockholm: Svenskt Vatten.

Om projektet

PROJEKTNUMMER	21-107
PROJEKTETS NAMN	Slamspridning på åkermark – PFAS i slam, jord, gröda och mask
PROJEKTETS FINANSIERING	Svenskt Vatten Utveckling, Revaq, Ragn-Sells

Förord

Den här rapporten sammanfattar resultatet från projektet *Slamspridning på åkermark – PFAS i slam, jord, gröda och mask* finansierat av Svenskt Vatten Utveckling (SVU) under perioden 2021-07-01 till 2022-12-31. Medfinansiärer av projektet var även Revaq och Ragn-Sells. Projektet utfördes av Örebro universitet i samarbete med Hushållningssällskapet Skåne (Ulrika Dyrhund Martinsson) och VA SYD (Agneta Thor Leander).

Projektet har utgjort delar av ett doktorandprojekt utfört av Felicia Fredriksson (*Analysis of fluoroalkyl sulfonamide (FASA) based copolymers: An indirect source of non-polymeric PFAS*, Örebro universitet 2023). Projektet har även ingått i ett studentarbete (pågående) vid Örebro universitet utfört av Evelina Särnholm under handledning av Anna Kärrman och Felicia Fredriksson.

Provtagningar före, under och efter slamspridning vid Hushållningssällskapetets fältförsök i Malmö har utförts av Örebro universitet och Hushållningssällskapet Skåne. Alla analyser av PFAS och bearbetning av resultaten har utförts av Örebro universitet.

Anna Kärrman, Felicia Fredriksson och Evelina Särnholm

Innehåll

Förord.....	2
Sammanfattning.....	4
Summary	5
1 Inledning.....	6
2 Bakgrund till projektet	7
2.1 Spridning av PFAS via slam.....	7
2.2 Bioackumulering och växtupptag.....	8
2.3 Syfte med projektet.....	9
3 Metod och utförande.....	10
3.1 Platsbeskrivning och provtagning.....	10
3.2 Analys av PFAS i slam, jord, daggmask och höstvet.....	11
3.3 Analys av EOF i slam, jord, daggmask och höstvet.....	12
4 Resultat	13
4.1 Slam	13
4.2 Jord.....	14
4.3 Daggmask.....	16
4.4 Höstvet.....	18
5 Diskussion.....	19
6 Slutsatser.....	22
Referenser.....	23
Bilaga A Analyserade PFAS	28
Bilaga B PFAS i slam.....	30
Bilaga C PFAS i yttjord A3	31
Bilaga D PFAS i yttjord B3	32
Bilaga E PFAS i yttjord C3	33
Bilaga F PFAS i djupjord A3.....	34
Bilaga G PFAS i djupjord B3.....	35
Bilaga H PFAS i djupjord C3	36
Bilaga I PFAS i daggmask A3.....	37
Bilaga J PFAS i daggmask B3.....	38
Bilaga K PFAS i daggmask C3.....	40
Bilaga L PFAS i höstvet.....	41

Sammanfattning

PFAS är en grupp av tusentals kemikalier som kännetecknas av att de är eller kan brytas ner till mycket motståndskraftiga (persistenta) ämnen i naturen. Rapporten beskriver en undersökning av PFAS i avloppsslam, jord, daggmask och gröda från åkermark gödslad med slam sedan 1981. Slammet visade sig vara en spridningsväg till åkermarken eftersom det fanns ett samband mellan ökad halt PFAS i jorden och mängden slam som spridits. Studien visar att slamspridning har betydelse för koncentrationen av PFAS i jord och daggmask på lång sikt men att ackumulering i höstvet inte kunde fastslås.

PFAS har använts sedan början av 1950-talet på grund av att de motstår värme och nedbrytning, samt att de är smuts-, vatten- och fettavvisande. Gemensamt för alla PFAS är att de har minst en fullständigt fluorerad kolatom. PFAS delas in i flera olika klasser, bland annat perfluoralkylsyror (PFAA). Prekursorer (föregångarämnena) är en klass av PFAS som kan brytas ner till andra persistenta PFAS såsom perfluorerade sulfonsyror (PFSA) och perfluorerade karboxylsyror (PFCA).

Svenska avloppsreningsverk har övervakats i flera år och olika PFAS-typer har hittats i slam och utgående avloppsvatten. Mycket uppmärksamhet har ägnats åt perfluoroktansulfonsyra (PFOS) och perfluoroktansyra (PFOA) på grund av deras potentiella toxiska effekter. Avloppsreningsverk är en spridningsväg för PFAS till miljön via utgående avloppsvatten eller slam, eftersom det i reningsverket i dag inte är möjligt att avlägsna alla PFAS som redan finns i det inkommande avloppsvattnet till reningsverket. Slam från avloppsreningsverk som används för jordförbättring och återföring av fosfor och andra näringsämnen till jordbruksmark kan därför även innehålla PFAS vilket kan ge oönskade effekter som upptag i växter och levande organismer.

Provtagning utfördes under 2021–2022 vid Hushållningssällskapets fältförsök i Malmö, där avloppsslam har använts på jordbruksmark vart fjärde år sedan 1981 under kontrollerade former. Områden där slam aldrig spridits (referensfält A) jämfördes med områden där slam tillförts med 4 ton TS (torrsubstans) per hektar vart fjärde år (fält B) samt 12 ton TS per hektar vart fjärde år (fält C). För jämförelse är en normal spridning av slam ca 4 ton TS per hektar vart femte år.

Avloppsslammet från Malmö som tillfördes 2021 innehöll 19 av 61 analyserade PFAS, där de högsta halterna återfanns för PFOS-prekursorn FOSAA (22,8 ng/g), följt av PFOS (16,5 ng/g). Jorden från fältförsöket visade sig innehålla PFAS redan före tillförsel av slam. Referensjorden (fält A), där slam aldrig spridits, visade på halter av PFAS på <1 ng/g torrsvikt som dominerades av PFOS och PFOA. Jorden där slam spridits innehöll upp till 4 ng/g torrsvikt (fält B) samt upp till 12 ng/g torrsvikt (fält C). Resultaten visade på en ackumulering av PFAS i jord relaterat till mängden slam som tillförts och att det finns PFAS-prekursorer som omvandlas till andra PFAS i jord.

Summan av alla uppmätta PFAS i daggmask låg mellan 80 och 742 ng/g torrsvikt, och en ökning av PFAS kunde ses med ökad tillförsel av slam. I höstvet som skördades 2022 upptäcktes endast PFOS och en PFCA-prekursor, men enbart i rötter och skörderest. Inga PFAS kunde detekteras i vetekärnan. Ytterligare studier av upptag i olika grödor behövs.

Summary

PFAS is a group of thousands of chemicals characterized by the fact that they are or can be broken down into very persistent substances in nature. The report describes a study of PFAS in sewage sludge, soil, earthworms and crops from arable land fertilized with sludge since 1981. The sludge was found to be a distribution pathway to arable land since there was an association between increased PFAS levels in the soil and the amount of sludge that was spread. The study shows that sludge amendment is important for the concentration of PFAS in soil and earthworms in the long term, but that accumulation in winter wheat could not be established.

PFAS have been used since the early 1950s and they resist heat and degradation, as well as being dirt, water and grease repellent. Common to all PFAS is that they have at least one fully fluorinated carbon atom. PFAS are divided into several different classes, including perfluoroalkyl acids (PFAA). Precursors are a class of PFAS that can be degraded into other persistent PFAS such as perfluorinated sulfonic acids (PFSA) and perfluorinated carboxylic acids (PFCAs).

PFAS in Swedish sewage treatment plants have been monitored for several years and various types of substances have been found in sludge and outgoing wastewater. Much attention has been paid to perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) and perfluorooctanoic acid (PFOA) due to their potential toxic effects. In general, the removal of PFAS in sewage is incomplete in current treatment plants and they are therefore a pathway for PFAS to the environment via outgoing wastewater or sludge. Sludge from sewage treatment plants that is used for soil improvement and the return of phosphorus and other nutrients to agricultural land can therefore also contain PFAS, which can cause unwanted effects such as absorption in plants and living organisms.

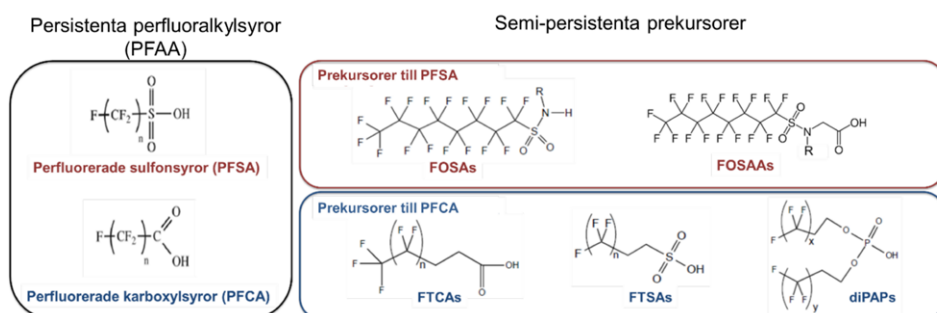
Sampling was carried out during 2021–2022 at the Hushållningsällskapet's test field in Malmö, where sludge has been amended on arable land every four years since 1981 under controlled conditions. Areas with no sludge amendment (reference field A) were compared to areas where sludge was added with 4 tons of d.w. (dry weight) per hectare every four years (field B) and 12 tons of d.w. per hectare every four years (field C). A normal amendment of sludge is about 4 tonnes d.w. per hectare every five years.

The sewage sludge from Malmö supplied in 2021 contained 19 out of 61 analyzed PFAS, where the highest levels were found for the PFOS precursor FOSAA (22.8 ng/g d.w.), followed by PFOS (16.5 ng/g d.w.). The soil from the field trial was found to contain PFAS even before the addition of sludge. The reference soil (field A) with no sludge amendment showed PFAS levels of <1 ng/g d.w., which were dominated by PFOS and PFOA. The soil where sludge was added contained up to 4 ng/g d.w. (field B) and up to 12 ng/g d.w. (field C). The results showed an accumulation of PFAS in soil related to the amount of sludge added and that there are PFAS precursors that are converted to other PFAS in soil.

The sum of all measured PFAS in earthworms was between 80 and 742 ng/g d.w., and an increase in PFAS could be seen with increased input of sludge. Winter wheat harvested in 2022 had only PFOS and a PFCA precursor at detectable levels in roots and crop residues. No PFAS could be detected in the wheat kernel. Further studies of uptake in different crops are needed.

1 Inledning

Per- och polyfluoralkylsubstanser (PFAS) är en stor ämnesgrupp av antropogena kemikalier som kännetecknas av att de är eller kan brytas ner till mycket persistenta ämnen i naturen. Gemensamt för alla PFAS är att de har minst en fullständig fluorerad kolatom (OECD, 2021), vilket omfattar mer än 10 000 olika ämnen som delas in i flera olika klasser, bland annat perfluoralkylsyror (PFAA) (Figur 1.1). Prekursorer är en klass av PFAS som kan genom kemiska och biologiska processer brytas ner till andra persistenta PFAS så som perfluorerade sulfonsyror (PFSA) och perfluorerade karboxylsyror (PFCA).



Figur 1.1

Exempel på strukturer av PFAS-klasserna perfluoralkylsyror (PFAA) och dess semi-persistenta prekursorer.

PFAS har producerats i stora volymer och använts sedan början av femtiotalet på grund av unika egenskaper som motståndskraft mot värme och kemisk- och biologisk nedbrytning, samt att de är smuts-, vatten- och fettavvisande (Buck et al. 2011).

Det finns dock tusentals olika PFAS som används i samhället och som kan spridas ut i miljön. Utgående strömmar från svenska avloppsreningsverk har övervakats i flera år och olika typer av PFAS har hittats i slam och i utgående avloppsvatten (Aro et al. 2021; Gobelius et al. 2023; Eriksson et al. 2017; Spaan et al. 2023). Mycket uppmärksamhet har ägnats åt perfluoroktansulfonsyra (PFOS) och perfluoroktansyra (PFOA) på grund av deras persistens och bioackumulering, samt deras potentiella toxiska effekter (de Silva et al. 2021).

Det är mycket utmanande att analysera alla tiotusentals tänkbara PFAS som cirkulerar i samhället, eftersom många ämnen har okänd identitet och analytiska standarder saknas. Ungefär hundra olika PFAS kan bestämmas med standarder vilket i teorin är enbart en bråkdel av vad som kan finnas i miljön. För att få en indikation av den totala mängden PFAS har förekomsten av organiskt fluor föreslagits som en metod. En teknik för att analysera organiskt fluor är EOF-CIC (extractable organofluorine – combustion ion chromatography), där andelen organiskt fluor extraheras ut från provet och allt fluor detekteras (Miyake et al. 2007). EOF-nivåerna i svenskt slam är betydligt högre än motsvarande mängd fluor som påträffats i form av kända PFAS, en jämförelse visade att endast 11–15 % av EOF i slam kunde förklaras med kända PFAS (Yeung et al. 2017). Identiteten för den höga återstående andelen av EOF är okänd. Den kan bestå av PFAS som saknar standarder och därför inte ingår i den vanliga PFAS-analysen, eller lågfluorerade ämnen som finns i läkemedel eller pesticider (Spaan et al. 2023). Då EOF-CIC enbart detekterar fluor kan ingen identifiering göras, utan metoden ger en indikation på om det kan finnas fler PFAS.

Det finns en global oro över hela PFAS-klassens användning i samhället, dess recirkulation och efterföljande effekter och kostnader (Cousins et al. 2019; Goldenman et al. 2019). Då slam har visat sig innehålla flertalet olika PFAS, samt en hög andel EOF, är det av stor vikt att öka kunskapen om slamspridningens betydelse för kontaminering av PFAS i jord och upptag i grödor och andra organismer.

2 Bakgrund till projektet

Avloppsreningsverk är en spridningsväg för utsläpp av PFAS till miljön (Aro et al. 2021). Även om framsteg och investeringar görs så finns det för närvarande ingen effektiv metod för att ta bort allt PFAS från avloppsvatten och slam. Utgående strömmar från svenska avloppsreningsverk har övervakats i flera år av Naturvårdsverket, och olika klasser av PFAS har hittats i slam från olika reningsverk (Öhn, Bergkvara, Henriksdal, Gässlösa). Under 2015 analyserades 83 individuella PFAS i slam, och den dominerande gruppen som detekterades var polyfluoralkylfosfatdiestrar (diPAP, 42–126 ng/g torrs substans) (Yeung et al. 2017). PAPs är en grupp prekursorer till PFCA vars användning ofta kopplas till livsmedelsförpackningar men som också används i många andra produkter, som kosmetika, schampo, balsam, penetrerande tätningsmedel, golvbehandling och färger. PFOS påträffas också i slam, men i förhållande till PAPs i lägre koncentrationer.

För att få en indikation på den totala mängden PFAS i slam har ospecifik analys av fluor utförts, genom att förbränna extraktet från ett prov med förbränningsjonkromatografi (CIC), vilket ger en bestämning av det extraherbara organiska fluoret (EOF) som finns i provextraktet. EOF-nivåerna i slam för samma år (2015) och samma reningsverk varierade från 606 ng/g fluor (F) till 2 610 ng/g F. Genom att omvandla halten av de kända PFAS-ämnena till fluorekvivalenter kan en jämförelse göras med EOF. EOF är en omfattad metod för att möjliggöra analys av hela PFAS-gruppen men metodiken har sina begränsningar. Utöver att EOF kan innehålla andra fluorämnen, finns det även en risk att alla PFAS inte extraheras ur slammet och således inte kan bidra till uppmätt fluor. Exempelvis kräver fluorerade sidokedjepolymerer en modifierad provupparbetning och har uppmätts i slam från svenska reningsverk i nivåer från 158 till 2 618 ng/g torr vikt (Fredriksson et al. 2020).

2.1 Spridning av PFAS via slam

Slam från avloppsreningsverk används för jordförbättring och återförsel av fosfor och andra näringsämnen till jordbruksmark. En potentiell risk med tillförsel av slam är att kemikalier, exempelvis PFAS, också sprids i jordbrukets ekosystem och näringskedja. Det är främst PFAS med längre kolkedjor som binder till slam, vanligtvis med sex eller flera fullständigt fluorerade kolatomer. Men även PFAS som efter slamtillförsel omvandlas till kortare PFAS har visat sig förekomma i slam. Detta kan leda till ökade koncentrationer av kortkedjiga PFAS som är mer rörliga och kan lakas ut i jorden. Förmågan för PFAS att spridas ytterligare i miljön efter tillförsel av slam har visats i tidigare studier (Sepulvado et al. 2011; Zareitalabad et al. 2013.). Olika typer av PFAS kan sedan överföras till växter (Ghisi et al. 2019). Dock finns det även bakgrunds nivåer av PFAS i jord på grund av långväga transport av flyktiga PFAS (Rankin et al. 2016).

Jord från åkermark i USA där slam som kontaminerats av PFAS-tillverkande industrier med tydligt förhöjda PFAS-halter (exempelvis PFOA > 1000 ng/g) spridits under mer än ett decennium, visade sig ha förhöjda koncentrationer av främst längre kedjelängder (PFDA, PFDoDA, PFOA, PFOS, se bilaga A för fullständiga namn på föreningarna). Halveringstiden i jorden uppskattades till mellan 1 och 3 år (Washington et al. 2010). Det observerades även en skillnad i halt mellan ytjord och djupare jord, vilket tyder på en relativt låg rörlighet i jord för PFAS med längre kolkedjor (Washington et al. 2010), och en större urlakningspotential för kortkedjig PFAS (Sepulvado et al. 2011). Spridning av behandlat slam (biosolids) på jordbruksmark i västra Australien (fem gånger under 2007–2020 med 6–9 ton TS/ha) resulterade i PFAS-koncentrationer i jordar från 10,4

till 104 ng/g TS. Koncentrationen av PFOS var den högsta i jorden, med maximalt 48,1 ng/g, följt av maximalt 10,9 ng/g av en variant av perfluor-1-oktansulfonamidoättiksyra (FOSAA) (Kenday Sivaram et al. 2023)

Prekursorer och nedbrytningsprodukter som finns i slam kan vara en källa till mobila, kortkedjiga PFAS. PAPs kan omvandlas genom aerob biotransformation i jord till först fluortelomerkarboxylsyror och slutligen de stabila PFCA (Liu och Liu 2016). Även fluorerade sidokedjepolymerer kan vara en källa till fluortelomerer och perfluorerade föreningar till miljön. Omvandlingstiden i jord rapporterades först vara hundratal år (Russell et al. 2008; Washington et al. 2009), men i nyare studier har betydligt snabbare omvandlingshastigheter, mellan 8 och 112 år, observerats (Rankin et al. 2014; Washington et al. 2015).

I Sverige finns riktvärden för PFAS i jord men inga riktvärden för slam. För känslig markanvändning är riktvärdet 0,003 mg PFOS/kg TS och styrs av skyddet av markmiljö (Pettersson et al. 2015). För mindre känslig markanvändning är riktvärdet 0,020 mg PFOS/kg TS och styrs av skyddet av grundvatten som en naturresurs. En översyn av riktvärdena i jord görs just nu med anledning av det sänkta tolerabla veckointaget för människa (TVI) som EFSA presenterade 2020. Det tolerabelt veckointag av summahalten PFOA, PFNA, PFHxS och PFOS sattes då till 4,4 ng/kg, vilket motsvarar drygt 0,6 ng/kg och dag (EFSA 2020). I Danmark har nya regler för omhändertagande av slam införts avseende PFAS. Anledningen till vägledande gränsvärden för PFAS i slam är att skydda människor och miljö genom att begränsa spridning av PFAS till jord, grundvatten, ytvatten och grödor. I analysen har en maximal slamgiva på 7 t/ha/år använts, i vissa beräkningar har dock en lägre, mer realistisk slamgiva använts (Danska Miljöstyrelsen 2023). För fyra PFAS, även kallade PFAS-4 (PFOA, PFOS, PFNA och PFHxS) är det vägledande gränsvärdet, enligt ett beslut i oktober 2021, 0,01 mg/kg torrsustans, och gränsvärdet för summan av 22 PFAS (PFAS-22) är 0,4 mg/kg torrsustans (PFBS, PFPS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFNS, PFDS, PFUnS, PFDoS, PFTrS, PFOSA, 6:2 FTS, PFBA, PFPA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFNA, PFDoDA, PFTrDA) (Danska Miljöstyrelsen 2021). Den danska Miljöstyrelsens utvärdering av dessa vägledande gränsvärden under våren 2023 resulterade i ett justerat förslag till gränsvärden (Danska Miljöstyrelsen 2023):

- PFAS-4 föreslås att justeras uppåt från 10 till 15 µg PFAS4/kg TS slam.
- PFAS-22 föreslås skärpas från 400 till 50 eller 100 µg PFAS22/kg TS slam.

Ett danskt regeringsbeslut om dessa gränsvärden har ännu inte tagits vid publiceringen av denna rapport.

2.2 Bioackumulering och växtupptag

Vissa PFAS ackumulerar i biota. Gällande åkermark är daggmaskar särskilt intressanta på grund av deras roll för markens funktion och även genom en potentiell överföring av föroreningar från mark till näringskedjan. Ett 20-tal olika PFAS har studerats och biota-till-jord ackumuleringsfaktorer (BSAF) ökar generellt med ökande kedjelängd för PFCA (C7–C12) medan begränsad påverkan eller minskning med perfluorerad kedjelängd observerades för PFSA (Rich et al. 2015). Studien drog också slutsatsen att BSAF vanligtvis var högre för PFSA än för PFCA med motsvarande kedjelängd, vilket innebär att BSAF är beroende på olika faktorer så som kedjelängd och funktionell grupp.

Skilnader i växtupptag av PFAS har också observerats, till exempel hade grönsaker och vegetativa växtkomponenter högre PFAS-koncentrationer än spannmål och frukter (Mei et al. 2021). Upptag av kortkedjiga PFAS i växtkomponenter som konsumeras av människor har visats, medan långkedjiga föreningar vanligtvis finns kvar i rötterna (Wang et al. 2020). Studier tyder på att långkedjiga PFAAs kommer att vara mindre

mottagliga för urlakning och mindre benägna att överföras från jord till växter jämfört med kortkedjiga PFAAs som är mer vattenlösliga (Zhang et al. 2019). Exempelvis PFOS och PFOA har i studier med lysimetrar och krukförsök visat på mycket begränsat upptag i växter vid jordkoncentrationer som är relevanta för jordbruksmark som tilldelats slam (Stahl et al. 2013, Krippner et al. 2015). PFAS prekursorer kan fungera som en reservoar av mer mobila och biotillgängliga PFAS, som kan bildas över tid i mark och så småningom bli tillgängliga för upptag (Zhao et al. 2018).

Det är inte bara kolkedjelängden som visat sig ha betydelse för vad som händer i jord. Jordbruksmarker har ett högt katjonutbyte vilket gör att katjoner och zwitterjoner, dvs ämnen som innehåller lika många positivt och negativt laddade funktionella grupper, ackumuleras i dessa typer av jordar (Schilling Costello et al. 2020). De allra flesta studier av PFAS inkluderar dock inte dessa katjoner och zwitterjoner utan mestadels anjoner så som PFSAs och PFCAs.

Sedan 1 januari 2023 gäller EU-gemensamma gränsvärden för fyra PFAS-föreningar och summan av dessa föreningar i kött och ätbara slaktbiprodukter av olika djurslag samt för olika fiskarter, kräftdjur och musslor (EU 2022/2388). Inga gränsvärden finns för grödor.

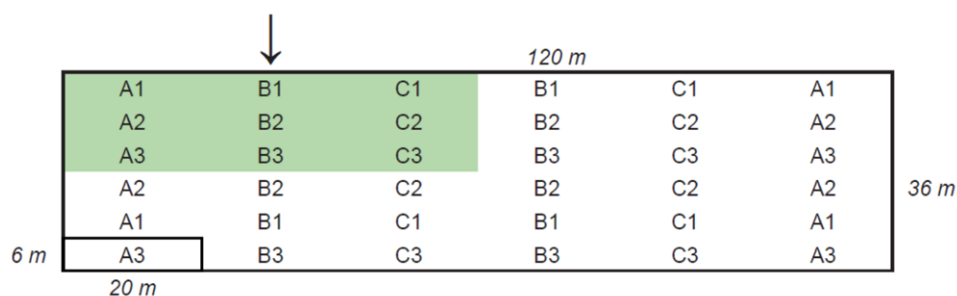
2.3 Syfte med projektet

Syftet med studien är att undersöka om och på vilka sätt användning av kommunalt avloppsslam på åkermark är en spridningsväg för PFAS. Målet är att utföra en utökad karaktärisering av PFAS inklusive extraherbart organiskt fluor, EOF, i applicerat slam, jord, dagmask och gröda samt jämföra koncentrationerna med prover från en referensplats. Studien syftar också till att ge insikt i både kända och oidentifierade PFAS i slamförbättrad mark, ackumulering i gröda och mask, samt bedöma om prekursorer i slam utgör en långvarig utsläppsreservoar av mer rörliga PFAS.

3 Metod och utförande

3.1 Platsbeskrivning och provtagning

Frågeställningarna utvärderades under åren 2021–2022 vid Hushållningssällskapets fältförsök i Malmö (Petersborg), där slam har spridits vart fjärde år sedan 1981 (Dyrlund Martinsson 2021). Kontinuerligt följs bland annat skördeutfall, halter av tungmetaller i slam, jord och gröda, innehåll av kväve och fosfor i slam och jord, samt jordens mullhalt. Som komplement har genom åren olika specialstudier genomförts. Fältförsöket är uppdelat efter mängd mineralgödsel (1–3) samt tillförd mängd slam (A–C). De olika givorna mineralgödsel är "1" inget mineralgödsel, "2" 0,5 kväve per gröda och 1/1 fosfor/gröda, samt "3" 1/1 för både fosfor och kväve (Figur 3.1). Rutor markerade med "A" fick inget avloppsslam och rutor "B" och "C" tillfördes avloppsslam vart fjärde år (1981, 1985, 1989, 1993, 1997, 2001, 2005, 2009, 2013, 2017, 2021), "B" fick 4 ton torrsubstans slam (TS)/hektar, dvs i medeltal 1 ton TS per hektar och år, och "C" fick 12 ton TS/hektar varje behandlingsår, dvs i medeltal 3 ton TS per hektar och år. Tre kombinationer av fältförsöket provtogs i denna studie; A3, B3 och C3, där A3 betraktas som referens. Odlingen på fältförsöket följer vederbörlig rotation; under tiden för detta projekt odlades höstvet.



Figur 3.1

Fältförsök med nio olika behandlingar i fyra block (Källa: Dyrlund Martinsson, 2021).

B3 motsvarar normalt jordbruk som använder slam (även om slamgivorna i dag vanligen är ca 70 % av B3-givan). C3 är ett försök att simulera slamtillförsel under längre tid och används i detta försök till att styrka ett eventuellt förhållande mellan mängd applicerad slam och PFAS i jord, dagmask och gröda. Som jämförelse kan nämnas att en normal slamgiva i Sverige är ca 4 ton TS per hektar vart femte år, dvs i medeltal 0,8 ton TS per hektar och år.

Slammet som användes på fältförsöket kom från Sjölanda avloppsreningsverk i Malmö.

Provtagningen gjordes vid fyra olika tillfällen under 2021 och 2022 (Figur 3.2). Ytjorden (0–20 cm) och djupjord (30–60 cm) provtogs med hjälp av en jordprovtagare. Flera prover togs på slumpvisa ställen inom varje ruta. Provtagningen av dagmaskar utfördes genom att gräva flertalet hål i respektive ruta. Höstvet provtogs genom att kärnan samlades in under skörden. Rötter och skörderest provtogs på fältet efter skörden.



Figur 3.2

Schematisk bild över provtagningen av slam, jord (ytjord 0–20 cm, djupjord 30–60 cm), daggmasc och höstvet (kärna, skörderest, rötter) vid Petersburg, 2021–2022.

Daggmascarna transporterades i jord från respektive ruta, tvättades med ultrarent vatten (18,2 MΩ) och tömdes på rent, fuktigt filterpapper i >24 timmar. Därefter frystes de över natten (-20 °C) och frystorkades. De frystorkade daggmascarna homogeniserades genom skärning och malning. Jordprover från respektive ruta och djup poolades och siktades (<2 mm), varefter de frystorkades och homogeniserades genom malning. Slammet togs i tre replikat före spridning och frystorkades och homogeniserades genom malning. Rötter och stjälkprover sköljdes noggrant under kranvatten för att avlägsna jord och sköljdes sedan med ultrarent vatten innan frystorkning. Alla prover lagrades vid -20 °C fram till analys. Provtagningspåsar och burkar av polyeten eller polypropen samt provtagningsutrustning av rostfritt stål tvättades med metanol innan användning. Tomma provburkar öppnades vid provtagningstillfällena och analyserades som fältblanker.

3.2 Analys av PFAS i slam, jord, daggmasc och höstvet

För analys av slam togs 0,2 g homogeniserat prov, för jord 0,5 g, och för daggmasc 0,2 g. För höstvet togs 0,5 g av rötter och 1,5 g av kärna och skörderest. Alla vikter avser de frystorkade proverna. Analysen av PFAS började med att tillsätta internstandard (IS), varefter alkalisk metanol tillsattes (2 ml 0,2 M natriumhydroxid i metanol) följt av tre cykler av metanol (4 ml, 4 ml och 2 ml), där metanolen samlades efter varje cykel. I den första cykeln tillsattes 180 µl 4M myrsyra i metanol för neutralisering. Varje cykel innebar ultraljud i 15 min, skakning på skakbord i 15 min och slutligen centrifugering (10 min i 8 000 g). Metanolfraktionerna slogs ihop och renades genom en fastfaskolonn bestående av Supelclean™ ENVI-Carb™ (1 mg, Supelco; Sigma-Aldrich, St. Louis, USA). Extrakt för PFAS-analys indunstades sedan till 0,5 ml.

Riktad analys omfattar en grupp av 61 st PFAS (PFAS-61, Bilaga A) innehållande PFAA och prekursorer. Urvalet är baserat på vilka standarder som finns tillgängliga samt vilka PFAS som hittats i tidigare studier (Kärrman et al. 2019). PFAS analyserades med vätskekromatografi (Ultra Performance Liquid Chromatography; UPLC) kopplat till tandem masspektrometri (MS/MS; Acquity XEVO TQ-S, Water Corporation, Milford, USA). En 100 mm C18 BEH-kolonn (1,7 µm, 2,1 mm; Water Corporation, Milford, USA) användes för separation tillsammans med mobilfasen 2 mM ammoniumacetat i ultrarent vatten och metanol. För analys av diPAPs tillsattes 5 mM 1-metylpiperidin till de mobila faserna.

3.3 Analys av EOF i slam, jord, daggmask och höstvet

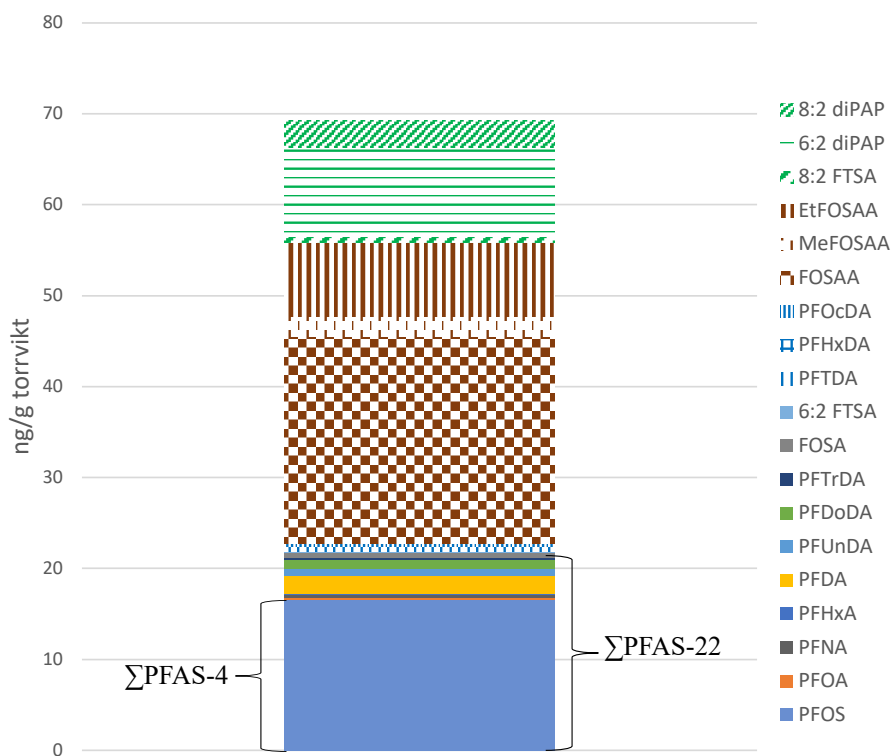
Proverna extraherades på samma sätt som för PFAS-analys, med undantag att ingen internstandard tillsattes. Som ett tillägg till beskrivningen för PFAS-analys gjordes ytterligare upprening med fastfasextraktion och svag anjonbytare (Oasis WAX 60 mg, 3 ml, Waters Corporation, Milford, USA) innan analys. Efter att provextraktet, utspätt med ultrarent vatten, laddats på anjonbytare gjordes en tvättsekvens bestående av 5 ml ultrarent vatten, 5 ml 0,01 % ammoniumhydroxid (aq), 3 ml ultrarent vatten, 2 ml ammoniumacetat (aq) (pH <4) och 2 ml 20 % metanol i vatten. Provextraktet samlades sedan upp genom att tillsätta 4 ml 0,1 % ammoniumhydroxid i metanol. EOF-extrakten indunstades till 0,5 ml.

Fluorinnehållet bestämdes med combustion ion chromatography (CIC). Förbränningsmodulen var från Analytikjena (Germany) och jonkromatografen från Metrohm (Switzerland). En jonbyteskolonn (Metrosep A Supp5, 4 mm x 150 mm) användes med mobilfasen 64 mM natriumkarbonat och 20 mM natriumbikarbonat under isokratisk eluering.

4 Resultat

4.1 Slam

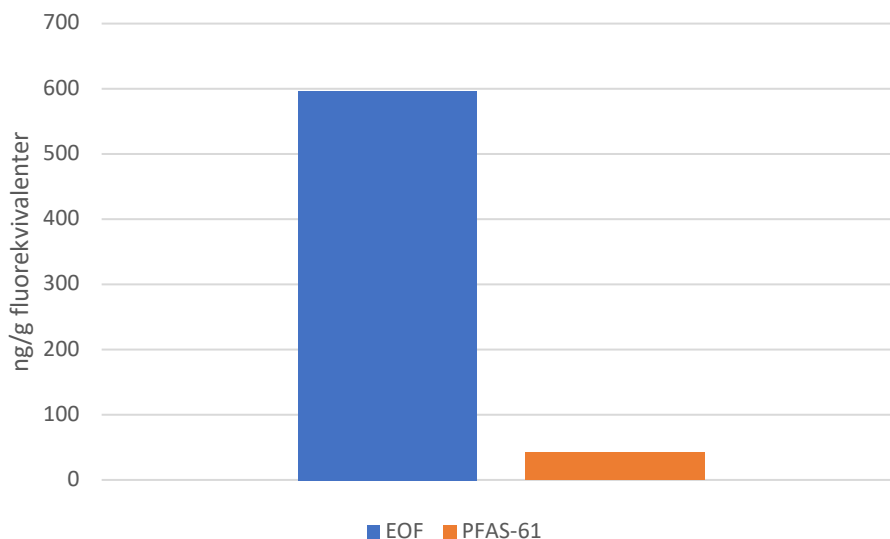
Tre replikat av slammet från Sjölunda reningsverk provtogs vid spridningen på fältförsöket och analyserades för PFAS och EOF. Resultaten presenteras i Bilaga B och i Figur 4.1 och 4.2. Totalt 19 individuella PFAS detekterades i slammet och den enskilt högsta halten utgjordes av FOSAA (22,8 ng/g), följt av PFOS (16,5 ng/g) och 6:2 diPAP (9,7 ng/g). FOSAA tillhör de prekursorer som kan brytas ner till sin motsvarande PFSA, PFOS. Den relativt höga halten PFOS bidrog till att slammet överstiger danska Miljöstyrelsens vägledande gränsvärde för PFAS-4 (PFOS, PFHxS, PFOA, PFNA) på 10 ng/g torrsubbstans. Dock understigs värdet för PFAS-22, vilket summerades till 22 ng/g jämfört med gränsvärdet 400 ng/g. Variationen (relativ standardavvikelse, RSD) för analyserade replikat av slam var 2,8–39 % för de olika PFAS som detekterades (Bilaga B).



Figur 4.1

Koncentration av detekterade PFAS (19 av 61) i slam (medelvärde av 3 replikat) före spridning (ng/g torrvikt). Helfärgade fält tillhör de PFAS som ingår i danska miljödirektivets vägledande gränsvärden för slam (10 ng/g PFAS-4 och 400 ng/g PFAS-22).

Medelvärdet av EOF uppgick till 597 ng/g i slam. En jämförelse av de kända PFAS, vars fluorekvivalenter uppgick till 42 ng/g, med EOF visar att de kända PFAS utgjorde 7,1 % av EOF (Figur 4.2). Identiteten för återstående del (≈ 93 %) av EOF är ännu okänd, och kan vara PFAS eller andra ämnen som innehåller fluor.



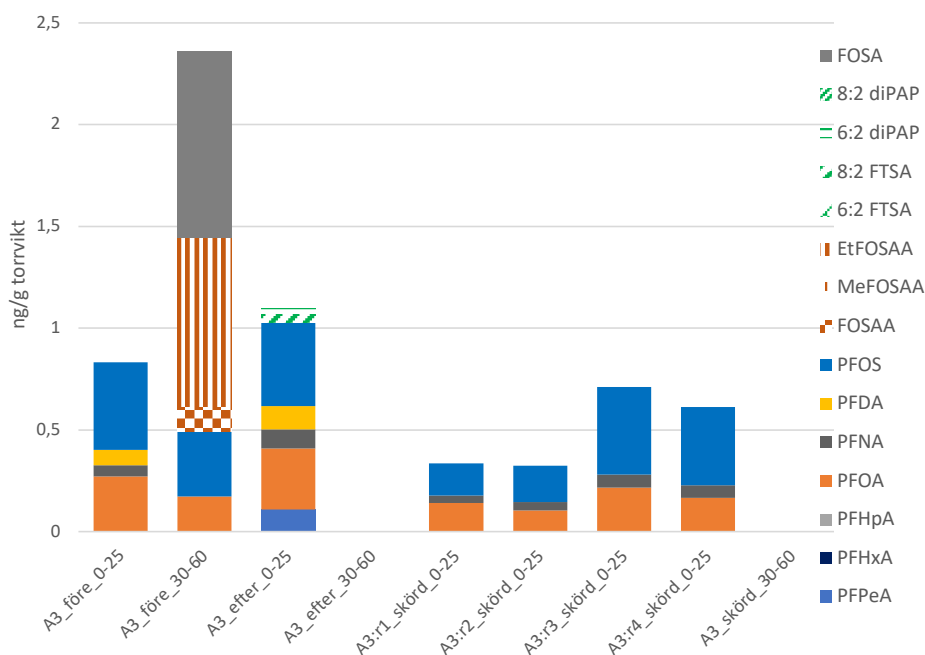
Figur 4.2

Koncentration (ng/g torrsvikt, n=3) av extraherbart organiskt fluor (EOF) och detekterade PFAS (19 av totalt 61 analyserade (PFAS-61)) uttryckt som fluorekvivalenter, i slam före spridning.

4.2 Jord

Referensjorden A3, där slam aldrig spridits, visade på låga halter PFAS (<1 ng/g torrsvikt) jämfört med jord från B3 och C3, och dominerades av PFOS och PFOA (Figur 4.3, Bilaga C). En liten förändring i koncentration och sammansättning kunde ses efter slamspridning, med ett lågt bidrag av 6:2 FTSA, 8:2 diPAP och PFPeA. Orsaken kan vara analysvariationer eller provernas inhomogenitet. Det kan inte uteslutas att även A3 påverkades under slamspridningen som gjordes på ytorna B3 och C3. De PFAS som detekterades i A3 efter slamspridningen överensstämmer dock inte med de PFAS som återfanns i jord från B3 och C3, där slamspridningen ägde rum. Variationen (RSD) för analyserade replikat av jordprover från A3 var 9,8–49 % för de olika PFAS som detekterades.

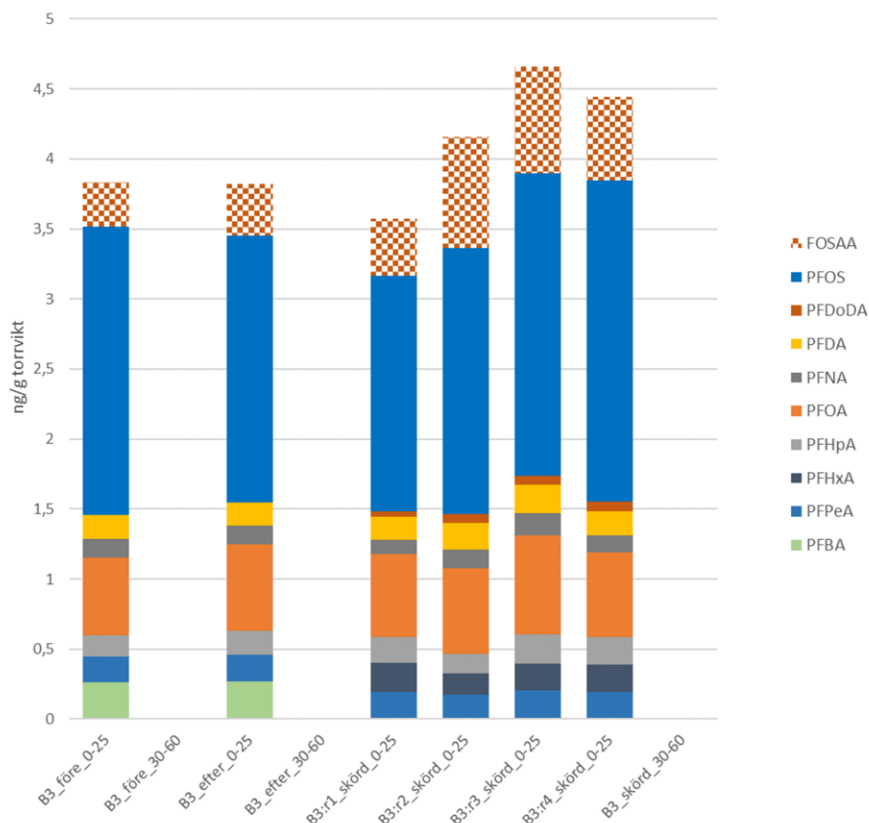
Proverna från A3 djupjord (30–60 cm, Figur 4.3, Bilaga F) visade inga detekterbara PFAS efter slamspridningen eller vid skörd. Provet från djupjord före slamspridningen innehöll dock PFOS, PFOA samt flera prekursorer till PFOS och totalhalten var 2,4 ng/g torrsvikt. Jordprovernas homogenitet kan vara orsaken till skillnaderna.



Figur 4.3

Koncentration (ng/g torrsvikt) av detekterade PFAS i ytjord (0–25 cm) och djupjord (30–60 cm) från områden där ingen slamspridning ägt rum (A3) vid tidpunkterna före och efter slamspridning, samt efter skörd. Replikat (r1–r4) analyserades efter skörd. Analysvariationen för replikat finns i bilaga C.

Ytjorden i områdena där slamspridning ägt rum vart fjärde år sedan 1981 med 4 ton/hektar (B3) visade på en högre halt PFAS, upp till 4,7 ng/g torrsvikt (Figur 4.4, Bilaga D), jämfört med referensjorden (A3). PFOS dominerade med halter kring 2 ng/g, följt av FOSAA (0,3–0,8 ng/g) och PFOA (0,5–0,7 ng/g). Ingen tydlig skillnad i koncentration kunde påvisas efter slamspridning eller efter skörd. Dock detekterades inga PFAS i djupjorden, varken före eller efter slamgödsling eller vid skörd, vid något av provtagningstillfällena, till skillnad mot referensjorden (A3) där PFAS detekterades i djupjorden före gödsling (Bilaga G). Variationen (RSD) för analyserade replikat av jordprover från B3 var 4–28 % för de olika PFAS som detekterades.

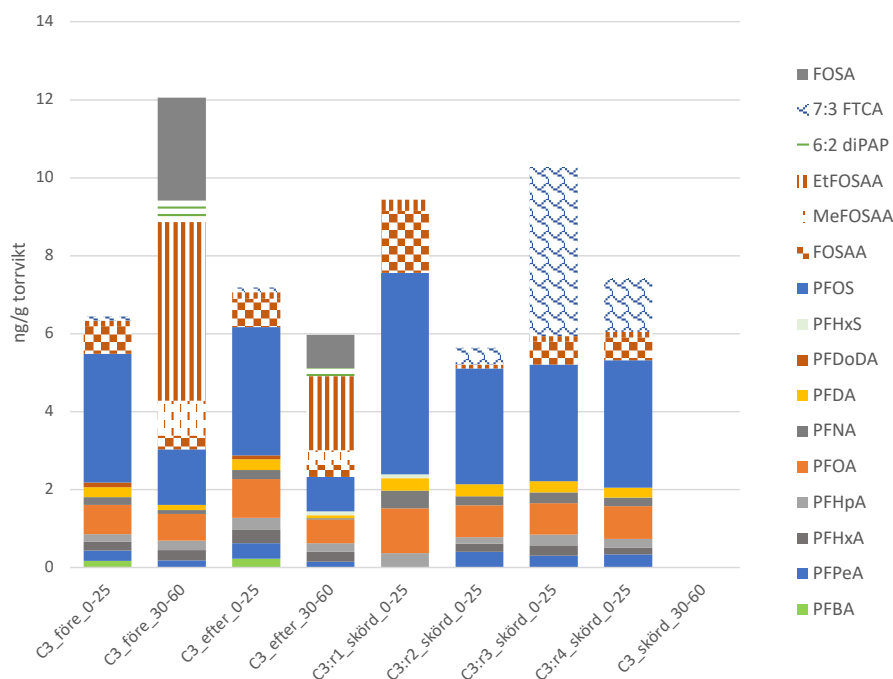


Figur 4.4

Koncentration (ng/g torrsvikt) av detekterade PFAS i ytjord (0–25 cm) och djupjord (30–60 cm) från områden där slamspridning ägt rum (B3) med 4 ton TS/hektar vart fjärde år, vid tidpunkterna före och efter slamspridning, samt efter skörd. Replikat (r1–r4) analyserades efter skörd. Analysvariationen för replikat finns i bilaga D.

Ytjorden i områdena där slamspridning ägt rum med 12 ton/hektar (C3) visade på en högre halt PFAS, upp till 12 ng/g torrsvikt (Figur 4.5, Bilaga E), jämfört med B3. PFOS dominerade i flertalet prover med koncentrationer <0,1–5,2 ng/g. Utmärkande för C3 var att ett större antal olika PFAS detekterades. FOSAA (<0,1–1,6 ng/g) var inte den mest utmärkande prekursoren, även substituerade FOSAA påträffades (MeFOSAA och EtFOSAA). Dessutom detekterades en intermediär omvandlingsprodukt, 7:3 FTCA, i tre av fyra replikat vid tidpunkten för skörd. Däremot kan ingen tydlig skillnad i summakoncentration påvisas efter slamspridning eller efter skörd i C3, liknande vad som konstaterades för A3 och B3. I två prover av djupjord (före och efter spridning) detekterades PFAS (Figur 4.5, Bilaga H). Likt provet före spridning i A3 (Figur 4.3) detekterades FOSA och FOSAA i C3. Även 6:2 diPAP detekterades. Variationen (RSD) för analyserade replikat av jordprover från C3 var 2–64 % för de olika PFAS som detekterades, med undantag av 7:3 FTCA som varierade med 96 % på grund av att ämnet detekterades i endast tre av fyra replikat.

Inget detekterbart EOF kunde mätas i jordproverna. Anledningen är att mängden extraerbar fluor i jord inte överstiger den bakgrundshalt av fluor som upparbeitungsmetoden för jord resulterade i (150 ng/g (medelvärde + 3 standardavvikelse)).



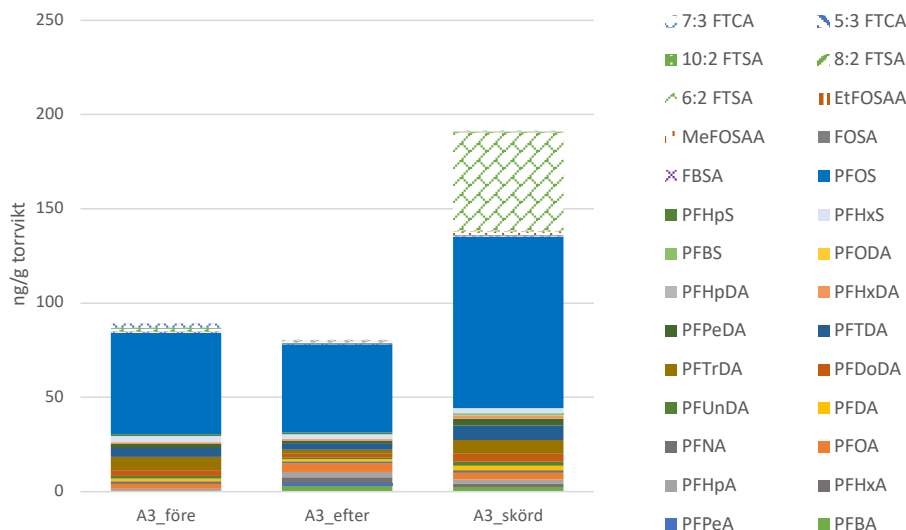
Figur 4.5

Koncentration (ng/g torrsvikt) av detekterade PFAS i ytjord (0–25 cm) och djupjord (30–60 cm) från områden där slamspridning ägt rum (C3) med 12 ton TS per hektar vart fjärde år, vid tidpunkterna före och efter slamspridning, samt efter skörd. Replikat (r1–r4) analyserades efter skörd. Analysvariationen för replikat finns i bilaga E.

4.3 Daggmask

Resultaten visar på en blandning av ett stort antal PFAS i daggmask, både från referensområdet A3 och de slampåverkade områdena B3 och C3. En tydlig koncentrationsskillnad ses dock mellan de tre olika områdena, med högst PFAS-halt i C3 följt av B3 och slutligen A3.

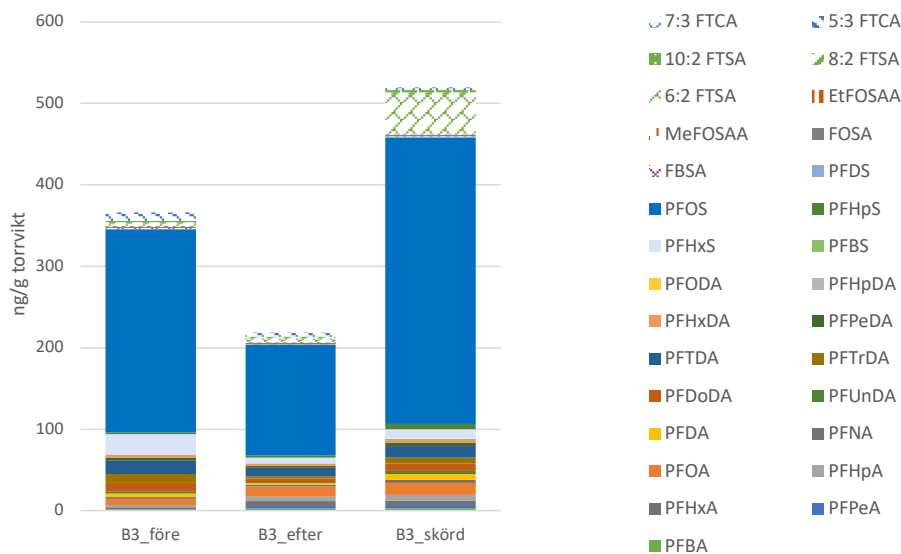
PFAS i daggmask från A3 domineras av PFOS (47–91 ng/g torrsvikt). En ökning av halten PFOS och 6:2 FTSA observerades ett år efter slamspridningen vid skördetillfället (Figur 4.6, Bilaga I). PFHxS (2,4–27 ng/g) detekterades i mask men inte i några andra prover från studien, inklusive slam. En blandning av PFAS med korta (C4) respektive långa (C18) kolkedjor kunde påvisas i daggmask från A3. De intermediära omvandlingsprodukterna 7:3 FTCA och 5:3 FTCA återfanns också. Variationen (RSD) för analyserade replikat av mask från A3 var 4–56 % för de olika PFAS som detekterades (Bilaga I).



Figur 4.6

Medelvärde av PFAS (ng/g torrsvikt, n=3) i daggmask från områden där ingen slamspridning ägt rum (A3) vid tidpunkterna före och efter slamspridning, samt efter skörd.

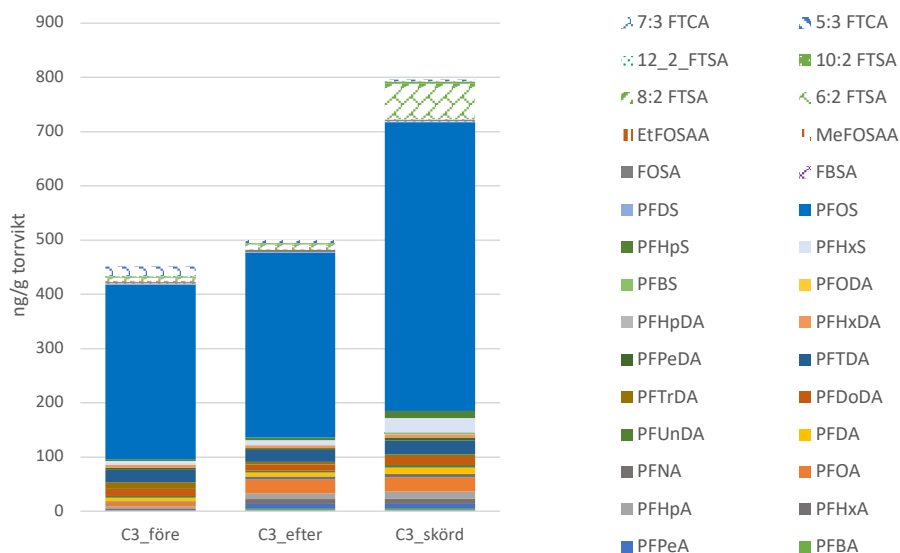
Högre halter PFAS i daggmask från B3 detekterades jämfört med A3 (Figur 4.7, Bilaga K). Även för B3 dominerade PFOS (135–351 ng/g torrsvikt) summahalten. En till synes minskning i PFAS kunde ses efter spridning, följt av en ökning ett år efter vid skörd. Likt A3 återfanns 6:2 FTSA och en blandning av PFAS med korta (C4) respektive långa (C18) kolkedjor samt 7:3 FTCA och 5:3 FTCA. Variationen (RSD) för analyserade replikat av mask från B3 var 0,71–45 % för de olika PFAS som detekterades (Bilaga J).



Figur 4.7

Medelvärde av PFAS (ng/g torrsvikt, n=3) i daggmask från områden där slamspridning ägt rum (B3) vid tidpunkterna före och efter slamspridning, samt efter skörd.

I C3 påträffades de högsta halterna PFAS i daggmask, med summakoncentrationerna 453 ng/g före spridning, 501 ng/g efter spridning och 803 ng/g efter skörd (Figur 4.8, Bilaga K). Likt A3 och B3 dominerade PFOS (322–532 ng/g torrsvikt) även summahalten i C3. Variationen (RSD) för analyserade replikat av mask från C3 var 0,93–23 % för de olika PFAS som detekterades (Bilaga K)



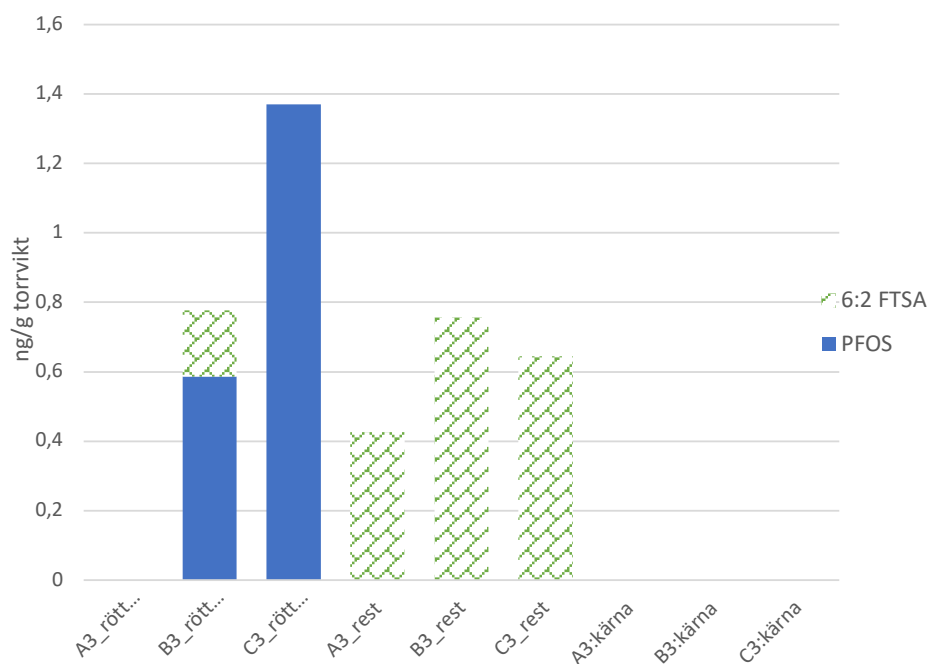
Figur 4.8

Medelvärde av PFAS (ng/g torrsvikt, n=3) i daggmask från områden där slamspridning ägt rum (C3) vid tidpunkterna före och efter slamspridning, samt efter skörd.

EOF-resultaten i daggmask visade på halter mellan 520–1015 ng/g, men på grund av en hög bakgrundsnivå för maskextraktionen på 581–650 ng/g kunde ingen massbalans eller slutsats dras.

4.4 Höstvet

Höstvete odlat på A3, B3 respektive C3 analyserades för PFAS efter skörd. Endast två ämnen, PFOS och 6:2 FTSA, detekterades (Figur 4.9, Bilaga L). PFOS påträffades i rötter från vete odlat där slamspridning ägt rum, med en högre koncentration i C3 jämfört med B3. PFOS i rötter från A3 var under detektionsgränsen (<0,1 ng/g). Inget EOF kunde detekteras.



Figur 4.9

PFAS i höstvete (rötter, skörderest, kärna) odlat utan slam (A3) och med olika stora givor av slam (B3, C3).

5 Diskussion

PFAS i slam från svenska reningsverk har tidigare detekterats från 7 till 179 ng/g TS (Aro et al. 2021; Gobelius et al. 2023; Eriksson et al. 2017; Spaan et al. 2023), där halterna generellt har minskat under det senaste decenniet (Fredriksson et al. 2022). Slammet som spreds i fältförsöken hade en PFAS-halt på 68–73 ng/g TS, vilket ligger i det högre spannet när de jämförts med de andra studier från svenska reningsverk, vilket skulle kunna förklaras av att ett större antal PFAS analyserades i denna studie. Slam från svenska reningsverk innehåller flertalet kända PFAS, varav den största andelen är prekursorer (Eriksson et al. 2017). Slammet som spreds i fältförsöket i den här studien visade liknande resultat, då slammet innehöll prekursorer till PFOS (FOSAA, EtFOSAA, MeFOSAA, FOSA) samt till PFCAs (diPAP, FTSA).

Analys av EOF i slamproverna indikerade att mängden organiskt fluor är betydligt högre jämfört med vad PFAS-analysen visar, vilket kan innebära att det finns fler prekursorer som extraherats från slammet. Den okända delen av EOF kan också bestå av läkemedel eller andra fluorinnehållande ämnen som inte klassificeras som PFAS (Spaan et al. 2023). EOF i jord, dagmask och gröda kunde inte mätas på grund av låga halter relativt metodens detektionsgräns. Slammet innehöll med andra ord mycket högre koncentration fluor jämfört med jord och dagmask. En tänkbar förklaring är att en stor del av EOF i slammet lakas ut från jorden och bioackumulerar inte. Identiteten på EOF i slammet kunde inte bestämmas i denna studie. Mängden EOF i slam som användes i denna studie är liknande den mängd EOF som rapporterats från andra svenska reningsverk (Yeung et al. 2017).

Jorden från alla rutor i fältförsöket visade sig innehålla PFAS redan före tillförseln av slam. Även referensytorna innehöll PFAS, främst PFOS, vilket är förväntat och kan räknas som en bakgrundsnivå. Bakgrundsnivåerna från fältförsöket (PFOS och PFOA <1 ng/g) överensstämmer med en svensk studie av jord klassificerad som bakgrund utan känd påverkan från punktkällor där medianhalten av PFOS och PFOA från 27 platser var 0,39 respektive 0,38 ng/g TS (Sörengård et al. 2022). Atmosfärisk transport och deponering av PFAS har konstaterats (Björnsdotter et al. 2022) och kustnära markområden kan även påverkas av deponering via havsaerosoler (Johansson et al. 2019).

Koncentrationerna av PFAS i ytjorden ökade inte nämnvärt efter slamtillförseln, men det fanns en tydlig skillnad i summakoncentrationen för A3, B3 respektive C3 vilket tyder på att tillförseln över tid har resulterat i högre mängd PFAS i jorden, främst PFAS med längre kolkedjor. Slamgivan i både B3 och C3 är dock högre än den som appliceras i Sverige i dag. Det betyder att uppmätta halter av PFAS i jord och dagmask i denna studie kan förväntas vara högre jämfört med andra jordbruksmarker där slam sprids i mindre mängd. Kvaliteten på slammet påverkar också koncentrationen i jord. Studier i USA och Tyskland där slam påverkat av industriell tillverkning av PFAS spridits på åkermark har visat koncentrationer i jord som är 100 till 1000 gånger högre jämfört med jorden i fältförsöken (Washington et al. 2010; Wilhelm et al. 2008).

Det fanns även en tydlig indikation på att PFAS-prekursorer bryts ner till andra PFAS i jord, då intermediära omvandlingsprodukter (5:3 FTCA, 7:3 FTCA) påträffades. Kontinuerlig nedbrytning av PFAS-prekursorer i jord till mer vattenlösliga PFAS kunde påvisas i ett lakningsförsök med jord kontaminerat av kompost- och pappersslam, där det uppskattades att lakning av PFAS troligtvis kommer fortsätta i flera årtionden (Röhler et al. 2023). Förhållandet mellan PFAS i ytjorden och djupjorden visade sig vara svårt att studera i denna studie. Vissa prov på djupjorden innehöll PFAS i halter liknande ytjorden, medan de allra flesta djupjordprover inte visade på PFAS över detektionsgränsen. Anledningen till variationen kunde inte identifieras i denna studie. Jordprovens homogenitet kan vara en anledning till variationen, och jordens egenskaper

såsom innehåll av organiskt kol kan spela roll för hur starkt vissa PFAS binder till partiklarna. Även EOF visade sig vara svårt att använda för jordproverna i denna studie då resultaten var under detektionsgränsen. EOF med CIC är en mindre känslig metodik jämfört med den riktade PFAS-analysen med LC-MS/MS, och jorden innehöll för låga halter för att ge utslag. Det är tänkbart att EOF-metodiken behöver optimeras för att användas på jord. Andra tekniker för en bredare screening av PFAS kan också användas, exempelvis analys efter oxidation.

Analys av daggmask gav mer information jämfört med resultaten för jordproverna. Summan av alla detekterade PFAS i daggmask låg i intervallet 80 till 742 ng/g torr-vikt och koncentrationen för daggmaskarna från den obehandlade jorden (A3) var fem gånger lägre jämfört med daggmaskarna från B3 och C3. Jämförelsevis kan nämnas att PFAS-halterna i daggmaskar från A3 låg i samma intervall som daggmaskar tagna från skidorter i Norge där eventuell påverkan från fluorerade skidvallor studerades (Herzke et al. 2017; Heimstad et al. 2018; Grønnestad et al. 2019), medan halterna i daggmaskarna från B3 och C3 närmade sig halterna i daggmaskar från områden med kända PFAS-utsläpp (839–1169 ng/g TS; Koch et al. 2020; Koch et al. 2021). En skillnad i halten PFAS i daggmask från samma försöksrutor mellan provtagningstidpunkterna kunde påvisas i fältförsöken, vilket tillsammans med den komplexa blandningen av olika PFAS som detekterades indikerar en tidsberoende ackumulering av PFAS i daggmaskar; eller/och omvandling av prekursorer i jord eller i daggmasken. Det kan spekuleras i att skillnader i koncentration över tid kan bero på tillgängligheten av PFAS. Dels kan PFAS bindas in hårdare med tid, dels kan PFAS prekursorer brytas ner och bilda PFAS som bioackumulerar i mask.

Studier av toxiska effekter i daggmaskar har gjorts när de kommer till PFOS och PFOA (Zheng et al. 2015; He et al. 2016) där LD₅₀-värden har rapporterades till 478 respektive 760 µg/g (Zheng et al. 2015). LD₅₀ är den koncentration där hälften av försöksdjuren dör, och i detta fall daggmaskar. PFOS-halten för daggmaskar från C3 efter skörd var 0,532 µg/g, runt 1 000 gånger lägre än LD₅₀. Förutom dödlighet hos daggmaskar har flera toxiska effekter av PFOS och PFOA så som viktminskning och förändringar av gener som påverkar oxidativ stress, reproduktion och lipidmetabolism observerats (Mayilswami et al. 2014; He et al. 2016; Mayilswami et al. 2016). Dessa effekter har setts i betydligt lägre nivåer än LD₅₀; exempelvis Zheng et al. (2015) såg DNA-skador i daggmaskar redan under deras lägsta testkoncentration av PFOS (50 µg/g), och viktminskning på daggmaskar har setts redan vid 10 µg/g för PFOS och 25 µg/g för PFOA. Det ska tilläggas att även om halterna för toxiska effekter är 20 gånger lägre än PFOS-halterna i daggmaskarna från fältstudien kan det inte dras några slutsatser att nivåerna inte ger effekter då daggmaskarna är exponerade av en blandning av ämnen, vilket kan sänka den koncentrationsnivå där effekter uppstår.

Metoden för EOF i daggmask resulterade i oacceptabel hög bakgrunds nivå, som kan komma från fluorinnehållande ämnen i material och reagens, vilket gjorde att EOF i daggmask inte kunde rapporteras. Det är sannolikt att EOF kan ge mer information om PFAS ackumulering i daggmask efter mer utveckling för att anpassa metodiken och sänka bakgrundshalten.

Slutligen kunde inte PFAS eller EOF påvisas i kärnan från det höstvete som odlats på fältförsöket. Det är dock viktigt att poängtera att det nödvändigtvis inte betyder att PFAS i jord inte är tillgängligt för upptag. Tidigare studier har visat på skillnader i växtupptag av PFAS, och spannmål tillhör växter som har ett generellt lågt upptag av PFAS jämfört med exempelvis grönsaker (sammanfattas i Wang et al. 2020 och Mei et al. 2021). Stora skillnader i upptag har visats för växter, där generellt gröna växtdelar ackumulerar PFAS bättre jämfört med korn (Stahl et al. 2009). Ett laboratorieförsök med vete och kontaminerad jord (PFOS och PFOA) visade att främst PFOA men även PFOS tas upp från jorden, och att vetestrå (skörderest) innehöll högre koncentration jämfört med vete-kärnan. De koncentrationer som användes i försöken återspeglar kraftigt kontaminerad

jord (1 000–50 000 ng/g PFOA och PFOS) och högsta uppmätta halt PFOA var 1 900 ng/g i skörderesten. Ytterligare en studie med jord blandat med behandlat slam visade att PFOA och PFOS togs upp av vetekärnan. Koncentrationerna var 4,19 respektive 2,20 ng/g och koncentrationer av olika PFAAs i jordblandningen var mellan 41–220 ng/g. I fältförsöken detekterades inte PFOS och PFOA i skörderest (detektionsgräns 0,05 respektive 0,1 ng/g). En prekursor till perfluorhexansyra (PFHxA), 6:2 FTSA, detekterades i låga koncentrationer (<1 ng/g). Det kan finnas flera anledningar till att PFOS och PFOA inte detekterades, en betydelsefull faktor är troligen den låga koncentrationen i jord jämfört med andra publicerade studier, PFOS och PFOA uppmättes som mest till 5 respektive 1 ng/g i C3. PFOS hittades i rötter från höstveten som odlats i B3 och C3. Upptag av PFAS via rötter antas i flera studier vara den viktigaste transportvägen (Wang et al. 2020). I krukförsök kunde man konstatera att PFAS med korta kolkedjor (<6) transporterades mestadels till växtdelar ovan mark medan PFAS med längre kedjor, exempelvis PFOA och PFOS också ackumulerades i rötter (Lan et al. 2018).

6 Slutsatser

Slam visade sig vara en spridningsväg för PFAS till åkermark då det fanns ett samband med ökad halt och ökad giva slamgödsling. Studien visar att ackumulering i höstveten inte kunde fastslås. Kontrollerade laboratorieförsök har visat att PFAS prekursorer bryts ner till persistenta PFAS som binder till jord och tas upp av dagmask, och den här studien verifierade tidigare studier genom att visa att nedbrytning troligen sker även i fältförsök under svenska förhållanden och att det finns en tidsfördröjning innan halter av persistenta PFAS ökar i jord och dagmask. Detta kan påverka grund- och ytvattenförekomster och bidra till att PFAS läcker ut från åkermark under en längre tid. Den långsiktiga spridningen av slam på fältförsöket har resulterat i PFAS i jord och dagmask, men koncentrationerna är låga relativt jordar kontaminerade med industriellt slam och halterna i dagmask är under de koncentrationer där effekter av vissa PFAS har observerats. Det saknas dock studier på dagmaskar i fält och negativa effekter kan uppstå när dagmaskar exponeras för en blandning av olika PFAS. Mer studier behövs för att studera upptag av PFAS i gröda i fältförsök under de förhållanden som råder för slamgödslad åkermark.

Referenser

- Aro R., Eriksson U., Kärrman A., Chen F., Wang T. & Yeung L. W. T. (2021). Fluorine Mass Balance Analysis of Effluent and Sludge from Nordic Countries. *ACS ES&T Water*, 1(9), 2087-2096. <https://doi.org/10.1021/acsestwater.1c00168>
- Björnsdotter, M., Yeung, L.W.Y., Kärrman, A. & Ericson Jogsten I. (2022). Mass Balance of Perfluoroalkyl Acids, Including Trifluoroacetic Acid, in a Freshwater Lake. *Environ. Sci. Technol*, 56 (1), 251-259.
- Buck, R. C., Franklin J., Berger U., Conder J.M, Cousins I.T., de Voogt P., Jensen A.A., Kannan K., Mabury S.A. and van Leeuwen S.P. (2011). Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in the environment: terminology, classification, and origins. *Integr. Environ. Assess. Manag.* 7(4): 513-541. DOI: 10.1002/ieam.258.
- Costello M.C.S. and Lee L.S. (2020). Sources, Fate, and Plant Uptake in Agricultural Systems of Per- and Polyfluoroalkyl Substances. *Curr Pollution Rep 2020*. <https://doi.org/10.1007/s40726-020-00168-y>
- Cousins I.T., Goldenman G., Herzke D., Lohmann R., Miller M., Ng C.A., Patton S., Scheringer M., Trier X., Vierke L., Wang Z.Y. and DeWitt J.C. (2019). The concept of essential use for determining when uses of PFASs can be phased out. *Environ Sci-Processes & Impacts* 21(11) 1803-1815. DOI:10.1039/c9em00163h
- Danska Miljöstyrelsen (2021). *Miljöstyrelsen anbefaler loft över PFAS i spilldevandsslam*.
- Danska Miljöstyrelsen (2023). Derivation of cut-off values for PFAS in sewage sludge Revised edition. *Environmental Project* no. 2232. March 2023
- De Silva A.O., Armitage J.A., Bruton T., Dassuncao C., Heiger-Bernays W., Hu C., Kärrman A., Kelly B., Ng C., Robuck A., Sun M., Webster T.F. and Sunderland E.M. (2021). PFAS Exposure Pathways for Humans and Wildlife: A Synthesis of Current Knowledge and Key Gaps in Understanding. *Environ Tox Chem*, 40(3), 631-657 <https://doi.org/10.1002/etc.4935>.
- Dyrlund Martinsson U. (2021). *Slamtillförsel på åkermark – Slamrapport 2015–2018*. Hushållningssällskapet Skåne.
- EFSA (2020). Risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food. *EFSA Journal* 18(9) <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2020.6223>
- EU 2022/2388. *Kommissionens förordning (EU) 2022/2388 av den 7 december 2022 om ändring av förordning (EG) nr 1881/2006 vad gäller gränsvärden för högfloorerade ämnen i vissa livsmedel*. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/PDF/?uri=CELEX:32022R2388&qid=1671108153252&from=SV>
- Eriksson U., Haglund P. and Kärrman A. (2017). Contribution of precursor compounds to the release of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) from waste water treatment plants (WWTPs). *J Environ Sci.* 2017;61:80–90. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2017.05.004>.
- Fredriksson F., Eriksson U., Kärrman A. and Yeung L. (2020). *A Pilot Study of the Fluorinated Ingredient of Scotchgard Products and Their Levels in WWTP Sludge and Landfill Leachate from Sweden*. Örebro universitet, 2020, p. 38. URN: urn:nbn:se:oru:diva-82098
- Ghisi R., Vamerali T. and Manzetti S. (2019) Accumulation of perfluorinated alkyl substances (PFAS) in agricultural plants: A review. *Environ Res.* Feb:169:326-341. doi: 10.1016/j.envres.2018.10.023
-

-
- Gobelius L., Glimstedt L., Olsson J., Wiberg K. and Ahrens L. (2023). Mass flow of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in a Swedish municipal wastewater network and wastewater treatment plant. *Chemosphere* 9. DOI:10.1016/j.chemosphere.2023.139182
- Goldenman G., Fernandes M., Tugran T., Nordin A., Schoumacher C. and McNeill A. (2019). The cost of inaction: A socioeconomic analysis of environmental and health impacts linked to exposure to PFAS. *TemaNord*, ISSN 0908-6692; 2019:516
- Grønnestad R., Pérez Vázquez Vázquez B., Arukwe A., Jaspers V.L., Jenssen B.M., Karimi M., Lyche J.L. and Krøkje Å. (2019). Levels, patterns, and biomagnification potential of perfluoroalkyl substances in a terrestrial food chain in a Nordic skiing area. *Environ. Sci. Technol.* 53(22): 13390-13397 DOI: 10.1021/acs.est.9b02533.
- He W., Megharaj M. and Naidu R. (2016). Toxicity of perfluorooctanoic acid towards earthworm and enzymatic activities in soil. *Environ. Monit. Assess.* 188(7): 1-7 DOI: 10.1007/s10661-016-5416-y
- Heimstad E.S., Nygård T., Herzke D. and Bohlin-Nizzetto P. (2018). *Environmental pollutants in the terrestrial and urban environment 2017*. NILU rapport 2018
- Herzke D., Nygård T. and Heimstad E.S. (2017). *Environmental pollutants in the terrestrial and urban environment 2016*. NILU rapport 2016
- Hushållningssällskapet. Andersson Per-Göran. *Slamspridning på åkermark: Fältförsök med kommunalt avloppsslam från Malmö och Lund under åren 1981–2014*. Hushållningssällskapets rapportserie 17.
- Johansson J.H., Salter M.E., Acosta Navarro J.C., Leck C., Nilsson E.D. and Cousins I.T. (2019). Global transport of perfluoroalkyl acids via sea spray aerosol. *Environ Sci Process Impacts*. 2019 Apr 17;21(4):635-649. doi: 10.1039/c8em00525g
- Kenday Sivaram A., Lee E., Curnow A., Surapaneni A., Kannan K. and Mallavarapu M. (2023). Uptake, accumulation, and toxicity of per- and polyfluoroalkyl substances in *Allium cepa* grown in soils amended with biosolids. *Environmental Challenges*, Volume 10, 2023, 100670, <https://doi.org/10.1016/j.envc.2022.100670>.
- Koch A., Jonsson M., Yeung L.W., Karrman A., Ahrens L., Ekblad A. and Wang T. (2020). Per- and polyfluoroalkyl-contaminated freshwater impacts adjacent riparian food webs. *Environ. Sci. Technol.* 54(19): 11951-11960 DOI: 10.1021/acs.est.0c01640.
- Koch A., Jonsson M., Yeung L.W., Karrman A., Ahrens L., Ekblad A. and Wang T. (2021). Quantification of biodriven transfer of per- and polyfluoroalkyl substances from the aquatic to the terrestrial environment via emergent insects. *Environ. Sci. Technol.* 55(12): 7900-7909 DOI: 10.1021/acs.est.0c07129.
- Krippner J., Falk S., Brunn H., Georgii S., Schubert S. and Stahl T. (2015). Accumulation potentials of perfluoroalkyl carboxylic acids (PFCAs) and perfluoroalkyl sulfonic acids (PFASs) in maize (*Zea mays*). *J Agric Food Chem.* 2015 Apr 15;63(14):3646-53. doi: 10.1021/acs.jafc.5b00012.
- Kärrman A., Wang T., Kallenborn R., Langseter A.M., Grønhovd S.M., Ræder E.M., Lyche J.L., Yeung L., Chen F., Eriksson U., Aro R. and Fredriksson F. (2019). *PFASs in the Nordic environment: Screening of Poly- and Perfluoroalkyl Substances (PFASs) and Extractable Organic Fluorine (EOF) in the Nordic Environment*. Nordic Council of Ministers Report
- Lan Z., Zhou M., Yao Y. and Sun H. (2018). Plant uptake and translocation of perfluoroalkyl acids in a wheat-soil system. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.*, 25, pp. 30907-30916
- Letcher R.J., Chu S. and Smyth S.A. (2020). Side-chain fluorinated polymer surfactants in biosolids from wastewater treatment plants. *J Hazard Mater.* 2020;388:122044. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122044>.
- Liu, C. and Liu J.X. (2016). Aerobic biotransformation of polyfluoroalkyl phosphate esters (PAPs) in soil. *Environ Poll* 212, 230-237.
-

-
- Liu J. and Mejia Avendaño S. (2013) Microbial degradation of polyfluoroalkyl chemicals in the environment: a review. *Environ Int.* 2013;61:98–114. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.08.022>
- Mayilswami S., Krishnan K., Megharaj M. and Naidu R. (2014). Chronic PFOS exposure alters the expression of neuronal development-related human homologues in *Eisenia fetida*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 110, 288-297. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.09.017>.
- Mayilswami S., Krishnan K., Megharaj M. and Naidu R. (2016). Gene expression profile changes in *Eisenia fetida* chronically exposed to PFOA. *Ecotoxicology* 25:759-769. DOI 10.1007/s10646-016-1634-x
- Mei W., Sun H., Song M., Jiang L., Li Y., Lu W., Ying G-G, Luo C. and Zhang G. (2021). Per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in the soil–plant system: Sorption, root uptake, and translocation. *Environ. Int.*, Volume 156, 2021, 106642, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106642>
- Miyake Y., Yamashita N., So M.K., Rostkowski P., Taniyasu S., Lam P.K. and Kannan K. (2007). Trace analysis of total fluorine in human blood using combustion ion chromatography for fluorine: a mass balance approach for the determination of known and unknown organofluorine compounds. *J Chromatogr A*. 2007 Jun 22;1154(1-2):214-21. doi: 10.1016/j.chroma.2007.03.084.
- Munoz G., Desrosiers M., Vetter L., Duy S.V., Jarjour J., Liu J.X. and Sauve S. (2020). Bioaccumulation of Zwitterionic Polyfluoroalkyl Substances in Earthworms Exposed to Aqueous Film-Forming Foam Impacted Soils. *Environ. Sci. Technol.* 54(3), 1687-1697
- OECD (Organisation of Economic Co-operation and Development) (2021). *Reconciling Terminology of the Universe of Per- and Polyfluoroalkyl Substances: Recommendations and Practical Guidance*. (ENV/CBC/MONO(2021)25)
- Pettersson M., Ländell M., Ohlsson Y., Berggren, Kleja D. och Tiberg C. (2015). *Preliminära riktvärden för högfluorerade ämnen (PFAS) i mark och grundvatten*. Statens geotekniska institut, SGI Publikation 21, Linköping
- Rankin K., Lee H., Tseng P.J. and Mabury S.A. (2014). Investigating the biodegradability of a fluorotelomer-based acrylate polymer in a soil–plant microcosm by indirect and direct analysis. *Environ. Sci. Technol.* 48(21): 12783-12790.
- Rankin K., Mabury S.A., Jenkins T.M. and Washington J.W. (2016). A North American and global survey of perfluoroalkyl substances in surface soils: distribution patterns and mode of occurrence. *Chemosphere*. 2016;161:333–41. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.06.109>
- Rich C.D., Blaine A.C., Hundal L. and Higgins C.P. (2015). Bioaccumulation of perfluoroalkyl acids by earthworms (*Eisenia fetida*) exposed to contaminated soils. *Environ. Sci. Technol.* 2015, 49, 881– 888, DOI: 10.1021/es504152d
- Russell M.H., Berti W.R., Szostek B. and Buck R.C. (2008). Investigation of the biodegradation potential of a fluoroacrylate polymer product in aerobic soils. *Environ. Sci. Technol.* 42(3): 800-807.
- Röhler K., Susset B. and Grathwohl P. (2023). Production of perfluoroalkyl acids (PFAAs) from precursors in contaminated agricultural soils: Batch and leaching experiments. *Science of the Total Environment*. 902, 1 December 2023, 166555. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166555>
- Schilling Costello M.C. and Lee L.S. (2020). Sources, Fate, and Plant Uptake in Agricultural Systems of Perand Polyfluoroalkyl Substances. *Current Pollution Reports* <https://doi.org/10.1007/s40726-020-00168-y>
-

-
- Sepulvado J.G., Blaine A.C., Hundal L.S. and Higgins C.P. (2011). Occurrence and fate of perfluorochemicals in soil following the land application of municipal biosolids. *Environ Sci Technol.* 2011;45:8106–12. <https://doi.org/10.1021/es103903d>
- Spaan K.M., Seilitz F., Plassmann M.M., de Wit C.A. and Benskin J.P. (2023). Pharmaceuticals Account for a Significant Proportion of the Extractable Organic Fluorine in Municipal Wastewater Treatment Plant Sludge. *Environmental Science and Technology Letters* 2023;10:328
- Stahl T., Riebe R.A., Falk S., Failing K. and Brunn H. (2013). Long-term lysimeter experiment to investigate the leaching of perfluoroalkyl substances (PFASs) and the carry-over from soil to plants: results of a pilot study. *J Agric Food Chem.* 2013 Feb 27;61(8):1784–93. doi: 10.1021/jf305003h.
- Söregård M., Kikuchi J., Wiberg K. and Ahrens L. (2022). Spatial distribution and load of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in background soils in Sweden. *Chemosphere.* 2022 May;295:133944. doi: 10.1016/j.chemosphere.2022.133944.
- Wang W., Rhodes G., Ge J., Yu X. and Li H. (2020). Uptake and accumulation of per- and polyfluoroalkyl substances in plants, *Chemosphere*, Volume 261, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127584>
- Washington J.W., Ellington J., Jenkins T.M., Evans J.J., Yoo H. and Hafner S.C. (2009). Degradability of an acrylate-linked, fluorotelomer polymer in soil. *Environ. Sci. Technol.* 43(17): 6617–6623.
- Washington J.W., Yoo H., Ellington J.J., Jenkins T.M. and Libelo E.L. (2010). Concentrations, Distribution, and Persistence of Perfluoroalkylates in Sludge-Applied Soils near Decatur, Alabama, USA. *Environ. Sci. Technol.* 44(22) 8390–8396.
- Washington J.W., Jenkins T.M., Rankin K. and Naile J.E. (2015). Decades-scale degradation of commercial, side-chain, fluorotelomer-based polymers in soils and water. *Environ. Sci. Technol.* 49(2): 915–923.
- Wilhelm M., Kraft M., Rauchfuss K. and Hölzer J. (2008). Assessment and management of the first German case of a contamination with Perfluorinated compounds (PFC) in the Region Sauerland, North Rhine-Westphalia. *J. Toxicol. Env. Health, Part A*, 71 (2008), pp. 725–733
- Yeung, L.W.Y., Eriksson U. och Kärrman A. (2017). *Tidstrend av oidentifierade poly- och perfluorerade alkyl-ämnen i slam från reningsverk i Sverige*. Report Naturvårdsverket, 2017, p. 52. URN: urn:nbn:se:oru:diva-61515
- Zareitalabad P., Siemens J., Hamer M. and Amelung W. (2013). Perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctanesulfonic acid (PFOS) in surface waters, sediments, soils and wastewater – A review on concentrations and distribution coefficients. *Chemosphere* 91: 725–732. doi:10.1016/j.chemosphere.2013.02.024.
- Zhang L., Sun H., Wang Q., et al. (2018). Uptake mechanisms of perfluoroalkyl acids with different carbon chain lengths (C2–C8) by wheat (*Triticum aestivum* L.). *Sci Total Environ.* 2019;654:19–27. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.443>.
- Zhao L., Zhu L., Zhao S. and Ma X. (2016). Sequestration and bioavailability of perfluoroalkyl acids (PFAAs) in soils: Implications for their underestimated risk. *Sci. Total Environ.* 2016, 572, 169–176, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.07.196
- Zhao L., Zhu L., Liu L., Liu Z. and Zhang Y. (2013). Bioaccumulation of perfluoroalkyl carboxylates (PFCAs) and perfluoroalkane sulfonates (PFASs) by earthworms (*Eisenia fetida*) in soil. *Environ. Pollut.* 2013, 179, 45–52, DOI: 10.1016/j.envpol.2013.04.002
- Zhao S., Zhou T., Wang B., Zhu L., Chen M., Li D., et al. (2018). Different biotransformation behaviors of perfluorooctane sulfonamide in wheat (*Triticum aestivum* L.) from earthworms (*Eisenia fetida*). *J Hazard Mater.* 2018;346:191–8. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.12.018>.
-

Bilagor

Bilaga A Analyserade PFAS

Lista över analyserade PFAS, vilken grupp de tillhör och deras förkortningar. Fullständiga namnet anges endast på engelska.

Perfluoroalkylsyror (PFCA)	Perfluorobutanoic acid (PFBA)
	Perfluoropentanoic acid (PFPeA)
	Perfluorohexanoic acid (PFHxA)
	Perfluoroheptanoic acid (PFHpA)
	Perfluorooctanoic acid (PFOA)
	Perfluorononanoic acid (PFNA)
	Perfluorodecanoic acid (PFDA)
	Perfluoroundecanoic acid (PFUnDA)
	Perfluorododecanoic acid (PFDoDA)
	Perfluorotridecanoic acid (PFTrDA)
	Perfluorotetradecanoic acid (PFTeDA)
	Perfluoropentadecanoic acid (PFPeDA)
	Perfluorohexadecanoic acid (PFHxDA)
	Perfluoroheptadecanoic acid (PFHpDA)
	Perfluorooctadecanoic acid (PFODA)
Perfluoroalkylsulfon-syror (PFSA)	Perfluorobutane sulfonic acid (PFBS)
	Perfluoropentane sulfonic acid (PFPeS)
	Perfluorohexane sulfonic acid (PFHxS)
	Perfluorooctane sulfonic acid (PFOS)
	Perfluorononane sulfonic acid (PFNS)
	Perfluorodecane sulfonic acid (PFDS)
	Perfluoroundecane sulfonic acid (PFUnDS)
	Perfluorododecane sulfonic acid (PFDoDS)
	Perfluorotridecane sulfonic acid (PFTrDS)
	Perfluorotetradecane sulfonic acid (PFTeDS)
Fluoralkylsulfonamider (FASA)	Perfluorobutane sulfonamide (FBSA)
	N-Methyl perfluorobutane sulfonamide (MeFBSA)
	Perfluorohexane sulfonamide (FHxSA)
	N-Methyl perfluorohexane sulfonamide (MeFHxSA)
	Perfluorooctane sulfonamide (FOSA)
	N-Methyl perfluorooctane sulfonamide (MeFOSA)
	N-Ethyl perfluorooctane sulfonamide (EtFOSA)
Fluoroktansulfonamid-ättiksyror (FOSAA)	Perfluorooctane sulfonamidoacetic acid (FOSAA)
	N-Methyl perfluorooctane sulfonamidoacetic acid (MeFOSAA)
	N-Ethyl perfluorooctane sulfonamidoacetic acid (EtFOSAA)

Fluortelomer sulfonsyror (FTSA)	4:2 Fluortelomer sulfonic acid (4:2 FTSA)
	6:2 Fluortelomer sulfonic acid (6:2 FTSA)
	8:2 Fluortelomer sulfonic acid (8:2 FTSA)
	10:2 Fluortelomer sulfonic acid (10:2 FTSA)
	12:2 Fluortelomer sulfonic acid (12:2 FTSA)
	14:2 Fluortelomer sulfonic acid (14:2 FTSA)
Polyfluoralkylfosfat diestrar (diPAP)	4:2 Fluortelomer phosphate diester (4:2 diPAP)
	6:2 Fluortelomer phosphate diester (6:2 diPAP)
	8:2 Fluortelomer phosphate diester (8:2 diPAP)
	6:2/8:2 Fluortelomer phosphate diester (6:2/8:2 diPAP)
	8:2/10:2 Fluortelomer phosphate diester (8:2/10:2 diPAP)
	10:2 Fluortelomer phosphate diester (10:2 diPAP)
	10:2/12:2 Fluortelomer phosphate diester (10:2/12:2 diPAP)
	12:2 Fluortelomer phosphate diester (12:2 diPAP)
N-etylperfluoroktan sulfonamidetylfosfatdiester	diSAmPAP
Perfluoretersyror / sulfonsyror (PFECA/ PFESA)	Hexafluoropropylene oxide dimer acid (HFPO-DA)(GenX)
	3H-perfluoro-3-[(3-methoxy-propoxy)propanoic acid] (ADONA)
	6:2 chlorinated polyfluorinated ether sulfonate (6:2 Cl-PFESA)
	8:2 chlorinated polyfluorinated ether sulfonate (8:2 Cl-PFESA)
Cyklisk perfluoralkyl sulfonsyra	Perfluoroethylcyclohexane sulfonic acid (PFECHS)
Fluortelomersyror (FTCA)	3:3 Fluortelomer carboxylic acid (3:3 FTCA)
	5:3 Fluortelomer carboxylic acid (5:3 FTCA)
	7:3 Fluortelomer carboxylic acid (7:3 FTCA)
Omättade fluortelomer syror (FTUCA)	6:2 Fluortelomer unsaturated carboxylic acid (6:2 FTUCA)
	8:2 Fluortelomer unsaturated carboxylic acid (8:2 FTUCA)
	10:2 Fluortelomer unsaturated carboxylic acid (10:2 FTUCA)

Bilaga B PFAS i slam

Resultat för PFAS i tre replikat (R1–R3) av slam från Sjölund, år 2021 (ng/g torrsvikt).

	R1	R2	R3	Medelvärde	RSD %
PFHxS	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
PFOS	16,2	17,1	16,3	16,5	3,1
PFOA	0,29	0,18	0,35	0,27	30
PFNA	0,22	0,32	0,29	0,27	19
Summa PFAS-4	16,7	17,6	16,9	17,1	2,8
PFBS	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	–
PFPeS	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	–
PFHpS	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	–
PFNS	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	–
PFDS	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	–
PFUnDS	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
PFD _o DS	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	–
PFT _r DS	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
FOSA	0,57	0,57	0,52	0,55	5,0
6:2 FTS	0,17	0,17	0,19	0,18	6,7
PFBA	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	–
PFPeA	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	–
PFHxA	0,30	0,29	0,13	0,24	39
PFHpA	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	–
PFDA	1,80	1,88	1,82	1,84	2,2
PFUnDA	0,76	0,86	0,77	0,80	7,2
PFD _o DA	1,07	1,08	1,00	1,05	4,4
PFT _r DA	0,20	0,20	0,22	0,21	4,3
Summa PFAS-22	21,6	22,7	21,6	21,9	2,9
PFTDA	0,42	0,39	0,40	0,40	3,1
8:2 FTSA	0,58	0,70	0,62	0,63	10
Et-FOSA	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
Me-FOSA	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
FOSAA	24,2	24,2	20,0	22,8	10,7
Et-FOSAA	8,42	8,42	7,63	8,16	5,6
Me-FOSAA	2,30	2,30	2,13	2,24	4,3
diSAmPAP	<1	<1	<1	<1	–
6:2 diPAP	11,6	11,6	5,88	9,7	34
8:2 diPAP	3,08	3,08	2,81	3,0	5,1
10:2 diPAP	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–

Bilaga C PFAS i yttjord A3

Resultat för PFAS i yttjord (ng/g torrsvikt) från A3. Före och efter spridning poolades till ett prov, fyra provreplikat analyserades efter skörd.

	Före spridning	Efter spridning	Efter skörd					
	210830	211019	220907	220907	220907	220907	Medel	RSD %
Vattenhalt (%)	10,2	13,4	9,9	9,0	11,0	11,2	10,3	9,8
PFHxS	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
PFOS	0,43	0,41	0,16	0,18	0,43	0,38	0,29	49
PFOA	0,27	0,30	0,14	0,10	0,22	0,17	0,16	30
PFNA	0,06	0,09	0,04	0,04	0,06	0,06	0,05	28
PFBS	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	–
PFPeS	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	–
PFHpS	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	–
PFNS	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	–
PFDS	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	–
PFUnDS	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
PFDoDS	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	–
PFTTrDS	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
FOSA	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
6:2 FTS	<0,12	<0,12	<0,12	<0,12	<0,12	<0,12	<0,12	–
PFBA	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	–
PFPeA	<0,05	0,11	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	–
PFHxA	<0,13	<0,13	<0,13	<0,13	<0,13	<0,13	<0,13	–
PFHpA	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
PFDA	0,08	0,12	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	–
PFUnDA	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
PFDODA	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
PFTTrDA	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
PFTDA	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
8:2 FTSA	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
Et-FOSA	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
Me-FOSA	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
FOSAA	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
Et-FOSAA	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
Me-FOSAA	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
diSAmPAP	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	–
6:2 diPAP	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
8:2 diPAP	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
10:2 diPAP	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–

Bilaga D PFAS i yttjord B3

PFAS-resultat i yttjord (ng/g torrsvikt) från B3. Före och efter spridning poolades till ett prov, fyra provreplikat analyserades efter skörd.

	Före spridning	Efter spridning	Efter skörd					
	210830	211019	220907	220907	220907	220907	Medel	RSD %
Vattenhalt (%)	12,7	13,8	10,93	10,18	10,41	9,98	10,4	4,0
PFHxS	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
PFOS	2,1	1,9	1,7	1,9	2,2	2,3	2,0	14
PFOA	0,55	0,62	0,59	0,61	0,71	0,61	0,63	8,5
PFNA	0,13	0,13	0,11	0,14	0,16	0,12	0,13	20
PFBS	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	–
PFPeS	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	–
PFHpS	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	–
PFNS	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	–
PFDS	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	–
PFUnDS	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
PFDDoDS	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	–
PFTTrDS	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
FOSA	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
6:2 FTS	<0,12	<0,12	<0,12	<0,12	<0,12	<0,12	<0,12	–
PFBA	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	–
PFPeA	0,19	0,19	0,19	0,18	0,21	0,19	0,19	6,3
PFHxA	<0,13	<0,13	0,21	0,15	0,19	0,20	0,19	14
PFHpA	0,15	0,17	0,19	0,14	0,21	0,19	0,18	17
PFDA	0,18	0,16	0,17	0,19	0,20	0,17	0,18	7,9
PFUnDA	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
PFDDoDA	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
PFTTrDA	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
PFTDA	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
8:2 FTSA	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
Et-FOSA	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
Me-FOSA	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
FOSAA	0,32	0,37	0,41	0,79	0,76	0,60	0,64	28
Et-FOSAA	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
Me-FOSAA	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
diSAmPAP	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	–
6:2 diPAP	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
8:2 diPAP	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
10:2 diPAP	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–

Bilaga E PFAS i yttjord C3

PFAS-resultat i yttjord (ng/g torrsvikt) från C3. Före och efter spridning poolades till ett prov, fyra provreplikat analyserades efter skörd.

	Före spridning	Efter spridning	Efter skörd					
	210830	211019	220907	220907	220907	220907	Medel	RSD %
Vattenhalt (%)	12,7	15,1	11	10,6	10,6	10,9	10,8	1,9
PFHxS	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
PFOS	3,3	3,3	5,2	3,0	3,0	3,3	3,6	29
PFOA	0,75	0,99	1,14	0,82	0,81	0,84	0,90	18
PFNA	0,19	0,23	0,45	0,23	0,28	0,21	0,30	37
PFBS	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	–
PFPeS	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	–
PFHpS	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	–
PFNS	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	–
PFDS	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	–
PFUnDS	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
PFDDoDS	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	–
PFTTrDS	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
FOSA	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
6:2 FTS	<0,12	<0,12	<0,12	<0,12	<0,12	<0,12	<0,12	–
PFBA	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	–
PFPeA	0,26	0,39	<0,10	0,41	0,31	0,34	0,36	14
PFHxA	0,24	0,36	<0,13	0,20	0,26	0,17	0,21	21
PFHpA	0,19	0,31	0,38	0,16	0,28	0,22	0,26	35
PFDA	0,26	0,27	0,32	0,31	0,29	0,26	0,30	9,5
PFUnDA	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
PFDDoDA	0,12	0,10	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
PFTTrDA	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
PFTDA	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
8:2 FTSA	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
Et-FOSA	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
Me-FOSA	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
FOSAA	0,70	0,73	1,6	<0,07	0,58	0,58	0,92	64
Et-FOSAA	0,15	0,17	0,29	0,10	0,15	0,15	0,17	47
Me-FOSAA	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
diSAmPAP	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	–
6:2 diPAP	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
8:2 diPAP	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
10:2 diPAP	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
7:3 FTCA	0,11	0,12	<0,04	0,43	4,34	1,38	2,05	96

Bilaga F PFAS i djupjord A3

PFAS-resultat i djupjord 30–60 cm (ng/g torrvtikt) från A3. Ett samlingsprov för A3 analyserades.

	Före spridning	Efter spridning	Efter skörd
	210830	211019	220907
Vattenhalt (%)	11,1	12,7	7,7
PFHxS	<0,1	<0,1	<0,1
PFOS	0,32	<0,05	<0,05
PFOA	0,17	<0,1	<0,1
PFNA	<0,05	<0,05	<0,05
PFBS	<0,05	<0,05	<0,05
PFPeS	<0,05	<0,05	<0,05
PFHpS	<0,05	<0,05	<0,05
PFNS	<0,05	<0,05	<0,05
PFDS	<0,05	<0,05	<0,05
PFUnDS	<0,1	<0,1	<0,1
PFDoDS	<0,05	<0,05	<0,05
PFTTrDS	<0,1	<0,1	<0,1
FOSA	0,92	<0,1	<0,1
6:2 FTS	<0,12	<0,12	<0,12
PFBA	<0,5	<0,5	<0,5
PFPeA	<0,1	<0,1	<0,1
PFHxA	<0,13	<0,13	<0,13
PFHpA	<0,1	<0,1	<0,1
PFDA	<0,1	<0,1	<0,1
PFUnDA	<0,1	<0,1	<0,1
PFDoDA	<0,1	<0,1	<0,1
PFTTrDA	<0,1	<0,1	<0,1
PFTDA	<0,1	<0,1	<0,1
8:2 FTSA	<0,1	<0,1	<0,1
Et-FOSA	<0,1	<0,1	<0,1
Me-FOSA	<0,1	<0,1	<0,1
FOSAA	0,12	<0,1	<0,1
Et-FOSAA	0,83	<0,1	<0,1
Me-FOSAA	<0,1	<0,1	<0,1
diSAmPAP	<1	<1	<1
6:2 diPAP	<0,1	<0,1	<0,1
8:2 diPAP	<0,1	<0,1	<0,1
10:2 diPAP	<0,1	<0,1	<0,1

Bilaga G PFAS i djupjord B3

PFAS-resultat i djupjord 30–60 cm (ng/g torrvt) från B3. Ett samlingsprov för B3 analyserades.

	Före spridning	Efter spridning	Efter skörd
	210830	211019	220907
Vattenhalt (%)	12,1	10,8	6,2
PFHxS	<0,1	<0,1	<0,1
PFOS	<0,05	<0,05	<0,05
PFOA	<0,1	<0,1	<0,1
PFNA	<0,05	<0,05	<0,05
PFBS	<0,05	<0,05	<0,05
PFPeS	<0,05	<0,05	<0,05
PFHpS	<0,05	<0,05	<0,05
PFNS	<0,05	<0,05	<0,05
PFDS	<0,05	<0,05	<0,05
PFUnDS	<0,1	<0,1	<0,1
PFDoDS	<0,05	<0,05	<0,05
PFTrDS	<0,1	<0,1	<0,1
FOSA	<0,1	<0,1	<0,1
6:2 FTS	<0,12	<0,12	<0,12
PFBA	<0,5	<0,5	<0,5
PFPeA	<0,1	<0,1	<0,1
PFHxA	<0,13	<0,13	<0,13
PFHpA	<0,1	<0,1	<0,1
PFDA	<0,1	<0,1	<0,1
PFUnDA	<0,1	<0,1	<0,1
PFDODA	<0,1	<0,1	<0,1
PFTrDA	<0,1	<0,1	<0,1
PFTDA	<0,1	<0,1	<0,1
8:2 FTSA	<0,1	<0,1	<0,1
Et-FOSA	<0,1	<0,1	<0,1
Me-FOSA	<0,1	<0,1	<0,1
FOSAA	<0,1	<0,1	<0,1
Et-FOSAA	<0,1	<0,1	<0,1
Me-FOSAA	<0,1	<0,1	<0,1
diSAmPAP	<1	<1	<1
6:2 diPAP	<0,1	<0,1	<0,1
8:2 diPAP	<0,1	<0,1	<0,1
10:2 diPAP	<0,1	<0,1	<0,1

Bilaga H PFAS i djupjord C3

PFAS-resultat i djupjord 30–60 cm (ng/g torrvt) från C3. Ett samlingsprov för C3 analyserades.

	Före spridning	Efter spridning	Efter skörd
	210830	211019	220907
Vattenhalt (%)	11,2	12,4	7,0
PFHxS	<0,1	0,10	<0,1
PFOS	1,42	0,89	<0,05
PFOA	0,68	0,61	<0,1
PFNA	0,09	0,03	<0,05
PFBS	<0,05	<0,05	<0,05
PFPeS	<0,05	<0,05	<0,05
PFHpS	<0,05	<0,05	<0,05
PFNS	<0,05	<0,05	<0,05
PFDS	<0,05	<0,05	<0,05
PFUnDS	<0,1	<0,1	<0,1
PFDDoDS	<0,05	<0,05	<0,05
PFTTrDS	<0,1	<0,1	<0,1
FOSA	2,65	0,85	<0,1
6:2 FTS	<0,12	<0,12	<0,12
PFBA	<0,5	<0,5	<0,5
PFPeA	0,19	0,15	<0,1
PFHxA	0,27	0,25	<0,13
PFHpA	0,25	0,22	<0,1
PFDA	0,14	0,08	<0,1
PFUnDA	<0,1	<0,1	<0,1
PFDDoDA	<0,1	<0,1	<0,1
PFTTrDA	<0,1	<0,1	<0,1
PFTDA	<0,1	<0,1	<0,1
8:2 FTSA	<0,1	<0,1	<0,1
Et-FOSA	<0,1	<0,1	<0,1
Me-FOSA	<0,1	<0,1	<0,1
FOSAA	0,36	0,31	<0,1
Et-FOSAA	4,58	1,90	<0,1
Me-FOSAA	0,90	0,37	<0,1
diSAmPAP	<1	<1	<1
6:2 diPAP	0,55	0,21	<0,1
8:2 diPAP	<0,1	<0,1	<0,1
10:2 diPAP	<0,1	<0,1	<0,1

Bilaga I PFAS i daggmask A3

PFAS-resultat för daggmask (ng/g torrsvikt) i A3. Tre replikat av samlingsprov före respektive efter slamspridning samt två replikat efter skörd analyserades.

	Före spridning					Efter spridning					Efter skörd		
	210830	210831	210901	MV	RSD %	211019	211019	211019	MV	RSD %	220907	220907	MV
PFHxS	3,1	3,5	3,5	3,4	7,1	2,7	2,2	2,4	2,4	11	3,0	2,8	2,9
PFOS	56,4	52,6	53,1	54,1	3,8	44,4	50,5	45,5	46,8	7,0	91,0	91,2	91,1
PFOA	2,7	2,6	2,6	2,6		4,5	4,5	4,4	4,5		3,6	3,4	3,5
PFNA	1,4	1,3	1,4	1,4		1,1	0,96	1,1			1,5	1,4	1,5
PFBS	nq	nq	nq	–	–	nq	nq	nq	–	–	0,61	0,49	0,55
PFPeS	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–	<0,1	<0,1	<0,1
PFHpS	0,65	0,61	0,91	0,72	22	0,80	0,96	1,2	0,98	20	<0,1	<0,1	<0,1
PFNS	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–	<0,1	<0,1	<0,1
PFDS	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–	<0,1	<0,1	<0,1
PFUnDS	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,1	<0,1	<0,1
PFDDoDS	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,1	<0,1	<0,1
PFTTrDS	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,1	<0,1	<0,1
FOSA	0,21	0,28	0,27	0,25	17	0,34	0,57	0,17	0,36	56	0,59	0,78	0,69
6:2 FTS	1,72	0,93	1,01	1,22	36	0,68	0,74	0,67	0,69	5,7	52	53	52
PFBA	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	3,6	3,3	3,5	3,5	4,0	2,7	2,3	2,5
PFPeA	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–	0,98	1,1	1,1	1,1	7,9	<0,1	<0,1	<0,1
PFHxA	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–	3,0	2,8	3,1	3,0	5,3	1,6	1,5	1,5
PFHpA	0,97	1,8	1,7	1,5	30	3,1	3,3	2,6	3,0	13	2,4	2,4	2,4
PFDA	1,7	1,3	1,5	1,5	12	1,3	1,2	1,3	1,28	2,9	2,4	2,2	2,3
PFUnDA	1,3	1,3	1,4	1,3	6,2	0,95	1,02	0,78	0,92	13	2,2	2,2	2,2
PFDDoDA	3,3	2,8	3,1	3,1	7,8	2,0	1,7	1,8	1,8	9,4	4,5	4,2	4,3
PFTTrDA	7,9	7,0	6,4	7,1	10,4	2,8	1,8	2,1	2,2	25	7,6	6,7	7,2
PFTDA	4,9	4,4	5,1	4,8	7	3,7	3,4	3,3	3,5	5,6	7,7	7,8	7,8
8:2 FTSA	0,24	0,19	0,21	0,22	11	0,15	0,18	0,18	0,17	11	0,49	0,27	0,38
Et-FOSA	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,25	<0,25	<0,25
Me-FOSA	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,25	<0,25	<0,25
FOSAA	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–	<0,1	<0,1	<0,1
Et-FOSAA	0,14	0,13	0,17	0,15	12	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–	0,27	0,13	0,20
Me-FOSAA	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	–	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	–	1,38	1,24	1,31
diSAmPAP	<1	<1	<1	<1	–	<1	<1	<1	<1	–	<1	<1	<1
6:2 diPAP	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,25	<0,25	<0,25
8:2 diPAP	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,25	<0,25	<0,25
10:2 diPAP	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,25	<0,25	<0,25
PFPeDA	2,0	1,9	2,0	1,9	4,2	1,3	0,94	1,2	1,2	16	3,4	3,5	3,5
PFHxDA	1,1	1,0	0,94	1,0	8,7	1,0	0,95	0,73	0,90	17	3,4	3,5	3,5
PFHpDA	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,25	<0,25	0,30	0,26	15	0,41	0,42	0,42
FBSA	0,25	0,27	0,33	0,28	15	0,18	0,27	0,20	0,22	23	0,53	0,35	0,44
10:2 FTSA	0,37	0,25	0,23	0,28	27	0,30	0,33	0,15	0,26	37	0,47	0,48	0,47
7:3 FTCA	2,63	2,21	2,73	2,52	11	0,40	0,44	0,62	0,49	24	0,55	0,31	0,43

Bilaga J PFAS i daggmask B3

PFAS-resultat för daggmask (ng/g torrsvikt) i B3. Tre replikat av samlingsprov före respektive efter slamspridning samt efter skörd analyserades.

	Före spridning					Efter spridning					Efter skörd				
	210830	210831	210901	MV	RSD %	211019	211019	211019	MV	RSD %	220907	220907	220907	MV	RSD %
PFHxS	26,9	23,9	25,3	25,4	5,9	7,2	7,9	6,7	7,3	8,2	11,1	11,4	12,6	11,7	6,8
PFOS	240	269	238	249	7,0	135	133	138	135	1,9	356	344	354	351	1,8
PFOA	7,7	7,3	7,3	7,4	2,8	11,9	12,6	12,7	12,4	3,9	13,8	14,2	15,1	14,4	4,5
PFNA	2,2	2,2	2,1	2,2	4,2	1,8	1,9	1,8	1,8	2,4	3,7	3,9	3,8	3,8	2,1
PFBS	nq	nq	nq	–	–	nq	nq	nq	–	–	0,90	1,0	1,0	0,99	7,7
PFPeS	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–	3,1	3,0	3,1	3,1	2,2
PFHpS	1,7	2,3	1,7	1,9	18	2,7	2,9	2,5	2,7	7,5	6,6	6,9	6,2	6,6	5,6
PFNS	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
PFDS	0,74	1,52	1,73	1,0	45,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–	1,3	0,72	1,32	1,12	31
PFUnDS	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–
PFDoDS	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–
PFTTrDS	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–
FOSA	1,8	1,2	2,0	1,7	23	2,5	2,3	2,3	2,4	3,7	1,9	0,97	2,3	1,7	40
6:2 FTS	3,1	3,1	3,0	3,0	3,2	3,7	4,4	4,5	4,2	10	47	51	49	49	3,9
PFBA	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	3,0	3,1	2,7	2,9	7,1	3,2	3,1	3,4	3,2	5,2
PFPeA	1,8	1,6	1,6	1,7	5,5	3,0	3,0	2,9	3,0	2,0	3,8	4,0	4,2	4,0	4,8
PFHxA	2,4	2,5	2,9	2,6	8,3	5,8	6,2	5,7	5,9	4,6	5,2	5,2	5,6	5,4	4,1
PFHpA	2,8	2,3	3,7	2,9	24	5,1	6,5	6,0	5,9	12	7,2	6,4	7,8	7,1	10
PFDA	4,4	4,5	4,3	4,4	2,4	2,3	2,3	2,4	2,3	1,9	7,3	7,3	7,4	7,3	1,1
PFUnDA	2,9	3,0	2,9	2,9	2,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,1	3,5	3,6	3,8	3,7	4,7
PFDoDA	10,2	10,4	10,1	10,2	1,6	4,1	3,8	4,0	4,0	3,0	9,1	8,9	10,0	9,3	6,1
PFTTrDA	10,5	13,7	7,5	10,6	29	3,0	3,4	3,1	3,2	7,8	7,3	5,7	8,5	7,2	19,4

	Före spridning					Efter spridning					Efter skörd				
PFTDA	16,6	17,8	16,5	17,0	4,4	12,4	9,1	9,0	10,1	19	13,7	13,6	14,1	13,8	1,9
8:2 FTSA	1,4	1,4	1,6	1,5	9,1	1,3	1,7	1,5	1,5	14	2,4	2,6	2,8	2,6	7,7
Et-FOSA	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–
Me-FOSA	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–
FOSAA	0,24	0,25	0,28	0,26	9,2	0,16	0,19	0,21	0,18	13	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–
Et-FOSAA	0,82	0,81	0,82	0,82	0,72	0,51	0,85	0,62	0,66	26	0,82	0,73	0,68	0,74	9,2
Me-FOSAA	0,32	0,36	0,34	0,34	5,1	0,41	0,45	0,41	0,42	5,6	1,3	1,2	1,3	1,3	5,1
diSAmPAP	<1	<1	<1	<1	–	<1	<1	<1	<1	–	<1	<1	<1	<1	–
6:2 diPAP	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–
8:2 diPAP	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–
10:2 diPAP	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–
PFPeDA	2,9	4,3	2,8	3,3	25	2,0	1,7	2,1	1,9	8,9	5,0	4,1	5,2	4,8	12
PFHxDA	3,3	3,3	3,3	3,3	1,2	3,0	2,7	2,4	2,7	12	2,9	3,14	3,3	3,1	6,6
PFHpDA	0,42	0,45	0,75	0,54	34	0,65	0,64	0,65	0,64	0,71	0,47	0,46	0,52	0,49	5,8
FBSA	0,60	0,68	0,76	0,68	12	0,42	0,44	0,46	0,44	4,1	0,35	0,28	0,29	0,31	12
10:2 FTSA	1,4	2,0	1,5	1,6	18	0,71	1,3	0,75	0,90	32	3,1	2,6	3,2	3,0	11
7:3 FTCA	10,8	10,8	8,9	10,2	11	4,0	5,8	4,1	5,6	21	2,6	2,4	3,2	2,8	16

Bilaga K PFAS i daggmask C3

PFAS-resultat för daggmask (ng/g torrsvikt) i C3. Tre replikat av samlingsprov före respektive efter slamspridning samt två replikat efter skörd analyserades.

	Före spridning					Efter spridning					Efter skörd		
	210830	210831	210901	MV	RSD %	211019	211019	211019	MV	RSD %	220907	220907	MV
PFHxS	6,9	6,9	5,0	6,3	17	7,8	8,5	7,9	8,1	4,7	25,2	29,7	27,4
PFOS	283	329	353	322	11	355	325	342	341	4,5	531	532	532
PFOA	7,7	8,0	7,9	7,9	2,0	25,1	25,0	25,6	25,2	1,2	26,3	26,3	26,3
PFNA	2,3	2,7	2,4	2,5	8,1	4,9	5,5	5,5	5,3	6,5	5,8	6,1	6,0
PFBS	nq	nq	nq	nq	nq	nq	nq	nq	nq	nq	2,5	2,5	2,5
PFPeS	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–	5,5	6,7	6,1
PFHpS	3,3	3,5	4,0	3,6	10,3	6,0	4,8	5,7	5,5	10,7	13	13,1	13
PFNS	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	–	<0,1	<0,1	<0,1
PFDS	1,38	1,83	1,81	1,67	15	0,87	1,15	0,89	0,97	16	1,65	1,80	1,72
PFUnDS	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,25	<0,25	<0,25
PFDoDS	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,25	<0,25	<0,25
PFTTrDS	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,25	<0,25	<0,25
FOSA	3,3	2,5	2,8	2,9	15	3,4	3,6	4,8	3,9	18	2,2	2,7	2,9
6:2 FTS	4,1	3,8	3,8	3,9	4,8	5,0	5,4	4,8	5,1	5,6	62	56	59
PFBA	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	4,9	5,1	4,7	4,9	4,0	4,9	4,9	4,9
PFPeA	2,4	2,6	2,5	2,5	4,6	8,8	9,1	8,6	8,8	2,9	9,1	9,0	9,1
PFHxA	3,3	3,4	3,1	3,3	5,1	9,2	9,4	9,4	9,3	1,2	10	9,6	9,8
PFHpA	2,2	3,4	2,6	2,7	23	10,9	10,2	10,7	10,6	3,5	12,0	13,7	12,9
PFDA	5,9	6,1	6,1	6,1	1,8	7,4	7,7	8,4	7,8	6,5	11,7	12,0	11,9
PFUnDA	3,3	3,4	3,4	3,4	0,93	3,1	3,1	3,0	3,1	1,7	4,9	5,5	5,2
PFDODA	12,7	12,7	13,6	13,0	4	11,0	10,4	11,5	11,0	4,7	13,4	15,1	14,2
PFTTrDA	11,4	11,7	13,5	12,2	9,3	4,3	5,8	5,7	5,3	15	4,3	6,2	5,2
PFTDA	22,6	23,3	23,1	23,0	1,50	23,3	20,9	22,2	22,1	5,3	23,7	26,7	25,2
8:2 FTSA	1,8	1,8	1,7	1,8	2,5	2,7	2,6	2,8	2,7	2,5	5,4	5,8	5,6
Et-FOSA	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,25	<0,25	<0,25
Me-FOSA	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,25	<0,25	<0,25
FOSAA	0,55	0,54	0,54	0,54	1,5	0,81	0,67	0,58	0,69	17			
Et-FOSAA	1,274	1,33	1,41	1,34	5,1	1,1	1,1	1,2	1,1	6,4	1,3	1,3	1,3
Me-FOSAA	0,65	0,65	0,62	0,64	3,3	0,76	0,68	0,88	0,76	13	1,44	1,39	1,41
diSAmPAP	<1	<1	<1	<1	–	<1	<1	<1	<1	–	<1	<1	<1
6:2 diPAP	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,25	<0,25	<0,25
8:2 diPAP	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,25	<0,25	<0,25
10:2 diPAP	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	–	<0,25	<0,25	<0,25
PFPeDA	4,0	4,5	4,2	4,2	6,0	2,4	3,5	3,5	3,1	20,2	5,0	6,6	5,8
PFHxDA	4,6	4,9	4,9	4,8	3,3	6,5	4,5	4,8	5,3	20,3	4,7	5,8	5,3
PFHpDA	0,88	0,86	0,75	0,83	8,0	1,1	0,94	1,2	1,1	11	0,79	0,78	0,79
FBSA	0,71	0,58	0,50	0,60	17	0,43	0,55	0,63	0,54	18	0,56	0,53	0,55
10:2 FTSA	2,5	2,7	2,6	2,6	4,2	2,1	2,8	1,6	2,1	28	3,9	4,5	4,2
7:3 FTCA	13,4	19,6	20,2	17,7	21	5,1	5,7	6,5	5,8	12	3,6	3,6	3,63

Bilaga L PFAS i höstvete

PFAS-resultat för rötter (ng/g torrsvikt) från B3 och C3. Ett samlingsprov analyserades. Inga detekterbara halter påträffades för A3. Inga PFAS kunde detekteras i kärna och skörderest.

PFAS resultat för rötter (ng/g torrsvikt) från höstvete

	A3	B3	C3
PFOS	<0,1	0,59	1,37
6:2 FTS	<0,12	0,19	<0,12

PFAS resultat för skörderest (ng/g torrsvikt) från höstvete

	A3	B3	C3
PFOS	<0,1	<0,1	<0,1
6:2 FTS	0,43	0,76	0,64

Svenskt Vatten

UTVECKLING

Svenskt Vatten Utveckling
Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 167 14 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 167 51 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se