



Differentierede aktionsværdier i jord

Aktionsværdier for PFAS i jord

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:

John Jensen, Institut for Ecoscience,
Patrik Fauser, Institut for Miljøvidenskab

ISBN: 978-87-7038-630-2

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, som er finansieret af Miljøstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse

Indhold

1.	Introduktion	7
1.1	Differentierede aktionsniveauer	7
1.2	Indledende evaluering af forurening	8
1.3	Fastsættelse af specifikke aktionsværdier for relevante beskyttelses mål	10
2.	Bioakkumulering af PFAS i planter og dyr	12
2.1	Bioakkumulering i planter	12
2.2	Akkumulationsstudier fokuseret på græs	14
2.3	Sammenligning af BAF _{jord-plante} fra flere studier	16
2.4	Akkumulering i regnorme og andre jordlevende invertebrater	17
2.4.1	Konklusioner og anbefalet BAF _{jord-regnorm}	19
2.5	Ophobning i terrestriske fødekæder (biomagnificering)	20
2.5.1	Fødekæde planter-rensdyr-ulv	20
2.5.2	Fødekæde fra invertebrater til små pattedyr og fugle	21
2.5.3	Fødekæde med fugle som toppredatorer	22
2.5.4	Anbefalet BMF/TFM	23
3.	Jordbundsorganismer	25
3.1	Publicerede internationale forslag til aktions- screenings- eller grænseværdier	26
3.2	Beregning af aktionsværdier	27
3.2.1	Aktionsværdier beregnet med usikkerhedsfaktor	27
3.2.2	Aktionsværdier beregnet ud fra arternes følsomhedsfordeling (SSD)	28
3.3	Økotoxikologiske data for andre PFAS ₄	31
3.4	Konklusion	31
4.	Grundvand og drikkevand	32
4.1	Beregning af udvaskning	32
4.2	Revideret model for udvaskning	34
4.3	Grænseværdier baseret på udbygget modellering af PFAS-binding	37
4.4	Yderligere tilpasning til lokale forhold	37
4.5	Nye sumkriterier for grundvand baseret på PFOA ækvivalenter	38
4.6	Konklusion	39
5.	Overfladevand	40
5.1	Vandkvalitetskrav og -kriterier	41
5.2	Beregning af aktionsværdi i jord	41
5.3	Opfølgende beregninger og handlemuligheder	42
5.4	Nye sumkriterier for overfladevand baseret på PFOA-ækvivalenter	43
6.	Agroøkosystemer	45
6.1	EU grænseværdier	45
6.2	Beregnete grænseværdier	45
6.3	Konklusion	46
7.	Terrestriske pattedyr og fugle	47
7.1	Jagtbart vildt	47

7.2	Terrestriske pattedyr og fugle	48
7.3	Beregning af lignende aktionsværdier fra US EPA	55
7.4	Konklusioner	55
8.	Mennesker	57
8.1	Sundhedseffekter af PFAS	57
8.2	Sundhedsbaseret jordkvalitetskriterier	57
8.3	Konklusion	58
9.	Referencer	59
	Bilag 1. Økotoxikologiske data, der indgår i beregninger i kapitel 3	66
	Bilag 2. Data for H og Kaw, der indgår i beregninger i kapitel 4	68
	Bilag 3. K_d værdier	71

Opsummering

Denne rapport har som mål at kortlægge metoder til at beregne differentierede aktionsværdier målrettet forskellige beskyttelsesmål (*Protection Goals*). Med aktionsværdi eller aktionsniveau forstås i denne rapport en jordkoncentration, hvorover der kan foreligge en potentiel risiko for et eller flere givne beskyttelsesmål, og derved et behov for mere dybdegående evalueringer eller andre former for tiltag. De beregnede aktionsværdier er udelukkende fagligt funderet og inddrager ikke yderligere juridiske eller forvaltningsmæssige forhold.

Behovet for differentierede aktionsværdier bygger på en anerkendelse af, at ét jordkvalitetskriterium, fastsat med konservative metoder for at beskytte de mest følsomme befolkningsgrupper (oftest børn), ikke nødvendigvis vil have specifik relevans i alle risikovurderingssituationer. Herved kan der opstå situationer, hvor grænseværdierne er mere konservative og beskyttende end fagligt påkrævede.

De beregnede aktionsværdier i denne rapport er alene tænkt som vejledende hjælp til risikoevalueringer og lokale vurderinger af PFAS forurenede jord, f.eks. som et element, der kan indgå i oprensningsscenarier i forbindelse med proportionalitetsvurderinger.

De beskrevne metoder er generelle og kan anvendes for de fleste (ikke flygtige) typer af organiske miljøfarlige forurenende stoffer (MFS). I denne rapport er PFAS valgt som stofgruppe. PFAS er en divers og stor gruppe af menneskeskabte stoffer, som har egenskaber, der gør, at de til en vis grad opfører sig anderledes i miljøet end mange andre persistente MFS. Mange PFAS har overfladeaktive egenskaber og kan derfor opføre sig som detergenter grundet at PFAS-molekylerne har en lang hydrofob kæde og en hydrofil hovedgruppe. Hvor mange andre persistente MFS typisk vil ophobes i fedtvæv, bindes PFAS især til proteiner og er derfor konstateret i blod, lever og nyre.

De lave grænseværdier i grundvand og overfladevand medfører derudover, at de beregnede aktionsværdier i jord ofte bliver tilsvarende lave. Grundet egenskaberne hos PFAS, viser det sig dog, at de gældende jordkvalitetskriterier på 10 µg PFAS₄/kg og 400 µg PFAS₂₂/kg, der er baseret på det maksimalt acceptable dagligt indtag (ADI) eller tolerable ugentlige indtag (TWI, Tolerable Weekly Intake) for mennesker, i mange tilfælde ikke er lavere end de grænseværdier, som kan beregnes for andre beskyttelsesmål. I en række tilfælde er det nærmere omvendt, idet de beregnede differentierede aktionsværdier ligger (væsentlig) under 10 µg PFAS₄/kg. Den situation er formodentlig atypisk og forventes kun sjældent at opstå for andre grupper af MFS.

Generelt gælder det for de differentierede aktionsværdier, at de er indikative, og en overskridelse ikke alene bør føre til større afværgehandlinger, men nærmere lede til en mere tilbuds-gående og målrettet undersøgelse rettet mod de relevante beskyttelsesmål. For nogle af disse eksisterer der allerede i dag velfungerende redskaber og spredningsmodeller, som kan hjælpe til en forbedret lokalspecifik evaluering af risiko for f.eks. grundvand og overfladevand. For andre er der et behov for udvikling af nye redskaber og paradigmer, f.eks. feltbaserede undersøgelser af biodiversitet eller systematisk kortlægning af risiko forbundet med uacceptabelt indhold af MFS i fisk samt (jagtbart) pattedyr og fugle.

En gennemgang af metoder, beregninger og aktionsværdier for de enkelte beskyttelsesmål kan findes i de respektive kapitler som det fremgår neden for.

Beskyttelsesmål
Jordbundsøkosystemer

Kapitel
3

Terrestriske økosystemer (pattedyr og fugle)	4
Grundvand og drikkevand	5
Overfladevand (søer og vandløb)	6
Agro-relaterede fødekæder (afgrøder og husdyr)	7
Mennesker (primært børn)	8

1. Introduktion

PFAS (per- og polyfluoralkylstoffer) er en gruppe af fluorstoffer, som anvendes i et utal af forskellige industri- og dagligdagsprodukter. PFAS kan foruden den meget kendte anvendelse i brandskum blandt andet findes i kosmetik, vandskyende tøj, maling, elektronik, tæpper, membraner, belægning på køkkenudstyr, medicinske produkter, rør og som smøremidler i diverse produkter (kædeolie, motorolie). Der er i dag identificeret mere end 10.000 PFAS. For en generel og bred dansk introduktion til PFAS anbefales læsning af Regionernes "Håndbog om undersøgelse og afværge af forurening med PFAS-forbindelser" (Regionernes Videncenter for Miljø og Ressourcer, 2022).

PFAS i jord er et betydningsfuldt miljøproblem. Grundet den meget stærke binding mellem kulstof og fluor er det vist, at mange PFAS i realiteten er tæt på unedbrydelige gennem naturlige processer. Halveringstider må derfor regnes i dekader eller århundreder. PFAS har derfor spredt sig i miljøet, herunder i jorden, på grund af historiske og nuværende udledninger og brug. Denne forurening har potentiale til at påvirke både miljøet og menneskers sundhed negativt. Da der ikke kan igangsættes dybdegående undersøgelser og afværgeforanstaltninger på alle potentielt forurenede lokaliteter, er der behov for et prioriterings- og beslutningsstøttesystem. Danske regioner har allerede et veludviklet system til at evaluere forurenede grunde som punktkilder. Dette har primær fokus på potentiel forurening af grundvand og nærliggende overfladevandsområder. Beskyttelse af terrestriske organismer i og på jorden indgår som oftest ikke i vurderingerne, da det i udgangspunktet falder uden for områderne i den offentlig indsats ifølge jordforureningsloven. Derudover kræver evaluering af potentiel diffus forurening på landbrugs- og naturarealer som oftest en anden tilgang end højforurenede hot spots.

Som en indledende del af en risikoevaluering indgår typisk de nuværende miljøkvalitetskrav, der er universelle og kan bruges i de fleste sammenhæng. Miljøkvalitetskrav for PFAS i jord, grund- og overfladevand er i udgangspunktet fastsat på baggrund af en række konservative antagelser og derfor i deres natur relativt lave. Det vil derfor ofte være nødvendigt, at man efterfølgende vurderer, om alle overskridelser medfører en reel risiko lokalt, og i givet fald for hvilke beskyttelsesmål (*Protection Goals*, se neden for). Det er derfor ikke selvfølgelig, at der bør ske en afværge ved alle overskridelser. Dette projekt har til formål at belyse, hvordan man - om ønsket - kan bruge differentieret aktionsniveauer til at træffe mere oplyste beslutninger ved en punktkildeforurening eller ved diffus tilførsel af PFAS til jord via f.eks. organiske restprodukter som spildevandsslam.

1.1 Differentierede aktionsniveauer

Første skridt i at vurdere en risiko og muligt behov for afværgeforanstaltninger på en jordforurening er at sammenholde målte eller modelleret koncentrationer af udvalgte miljøfarlige forurenende stoffer (MFS) med de af myndighederne fastsatte grænseværdier. Dette princip gælder for så vidt både punktkilder som forurenede grunde eller diffuse tilførsler til jorden via f.eks. slam og gylle.

I denne rapport anvendes begrebet grænseværdier samlet for de af myndighederne fastsatte kvalitetskriterier og kvalitetskrav for miljø og sundhed.

Et kvalitetskriterium defineres som den højeste koncentration, der skønnes ikke at medføre uacceptable negative effekter på økosystemer (f.eks. vandkvalitetskriterier) eller mennesker (f.eks. jordkvalitetskriterier) Et jordkvalitetskriterium fortæller, hvilken mængde af et kemisk stof, der er acceptabelt i bestemte sammenhænge. Der er to grænseværdier for indholdet i

jord: Jordkvalitetskriteriet og afskæringskriteriet. Er der et eller flere stoffer i jorden, der overskrider jordkvalitetskriteriet, men ligger under afskæringskriteriet, er jorden lettere forurenede. Desuden findes kvalitetskriterier for afdampning (afdampningskriteriet) og påvirkningen af grundvandet (grundvandskvalitetskriteriet).

Et kvalitetskrav (f.eks. vandkvalitetskrav) defineres som den koncentration, som ikke bør overskrides af hensyn til beskyttelsen af menneskers sundhed og miljøet.

Grænseværdier er som oftest fastsat på baggrund af konservative metoder og en generel beskyttelse af de(n) mest følsomme målgruppe(r). På engelsk kaldes sådanne målgrupper i en lovmæssig kontekst oftest for *Protection Goal* (EFSA 2016). I mangel på bedre oversættes dette begreb i denne rapport til beskyttelsesmål. Med et beskyttelsesmål menes her et afgrænset (øko)system eller en afgrænset organismegruppe, f.eks. mennesker (typisk børn, der tilsigtet eller utilsigtet indtager jord) eller organismer i afgrænsede økosystemer, f.eks. ferskvand. Det er ikke nødvendigvis fuldt transparent, hvad det mest følsomme beskyttelsesmål er for en given grænseværdi, hvis man ikke har adgang til de oprindelige baggrundsdokumenter. Det er derfor ikke altid til at vide, om det mest følsomme beskyttelsesmål har specifik relevans i den givne risikovurderingssituation. Der kan derfor opstå situationer, hvor grænseværdierne er mere konservative og beskyttende end fagligt påkrævet.

Er de målte miljøkoncentrationer under de(t) fastsatte målkrav, er der som oftest hverken juridisk eller fagligt et behov for yderligere tiltag eller afværge. Er de målte koncentrationer højere, findes der i dag forskellige støtteværktøjer og prioriteringsredskaber (f.eks. transportmodeller), som kan være med til at vurdere lokalspecifikke risici for specielt grundvand og overfladevand. Disse modeller og andre lignende værktøjer er dog som oftest målrettet en kendt og afgrænset jordforurening (punktkilde) og ikke en mere diffus forurening, som den der f.eks. kan forekomme gennem landbrugsmæssig udbringning af organiske restprodukter eller atmosfærisk nedfald.

Dette projekt fokuserer på at kortlægge beregningsmetoder til, hvordan man kan fastsætte aktionsværdier, der er målrettet forskellige beskyttelsesmål, og på at skitsere hvordan disse eventuelt kan indgå i et større multikriterie-baseret beslutningsstøttesystem. PFAS er udvalgt som modelgruppe, men principperne er også anvendelige for andre stofgrupper.

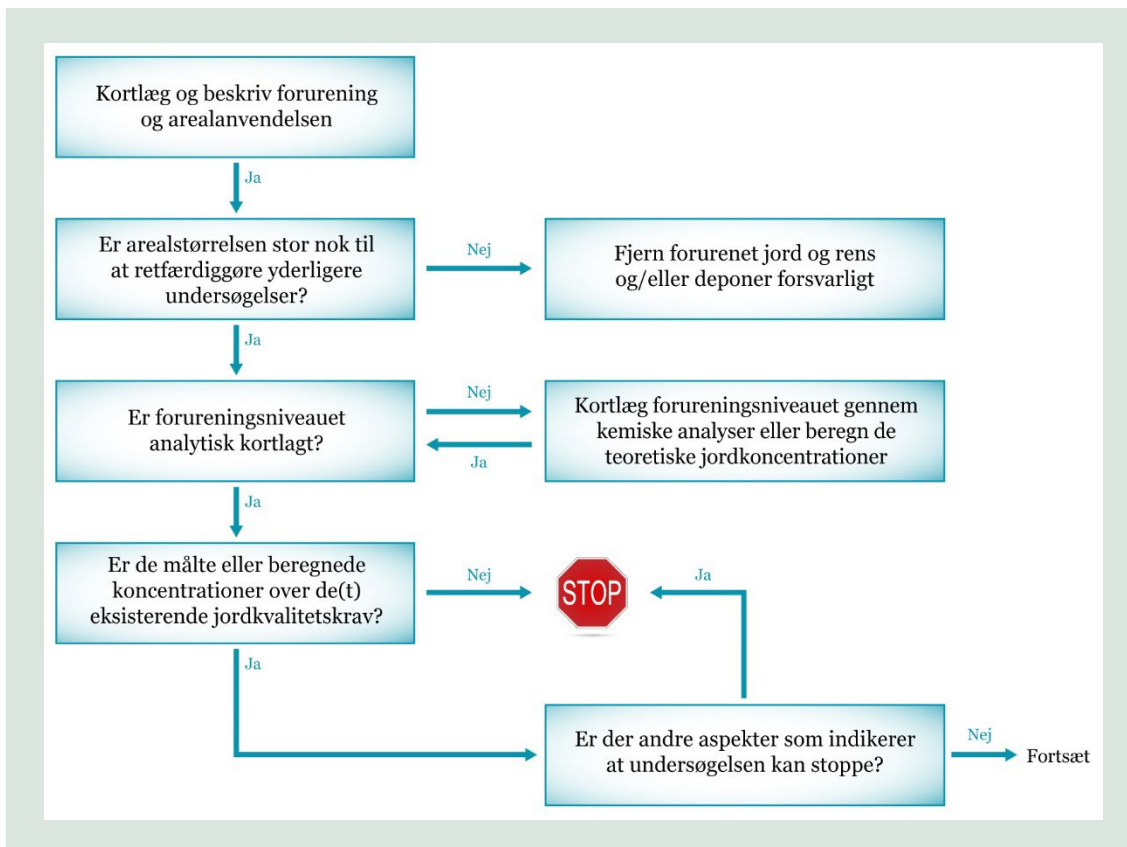
Der er i denne rapport identificeret nedenstående seks relevante beskyttelsesmål, hvor der er behov for at udvikle eller tilpasse metoder til beregning af aktionsværdier og skitsere eventuelt yderligere vidensbehov.

- I. Jordbundsøkosystemer (struktur og funktion, m.a.o. biodiversitet og funktionalitet)
- II. Terrestriske økosystemer (pattedyr og fugle, herunder jagtbart vildt)
- III. Grundvand og drikkevand
- IV. Overfladevand (søer og vandløb)
- V. Agro-relaterede fødekæder (afgrøder og husdyr)
- VI. Mennesker (primært børn)

Der er ikke præsenteret beregninger for det marine miljø, da det er vurderet, at jordforurening som oftest ikke direkte vil udgøre den primære kilde til eksponering af marine organismer. Det anerkendes dog samtidig, at forurening af fersk overfladevand i sidste ende også udgør en kilde til forurening af specielt de kystnære brakvandsområder eller marine områder. Derudover er det vist, at visse forurenede grunde udleder MFS direkte til det marine miljø.

1.2 Indledende evaluering af forurening

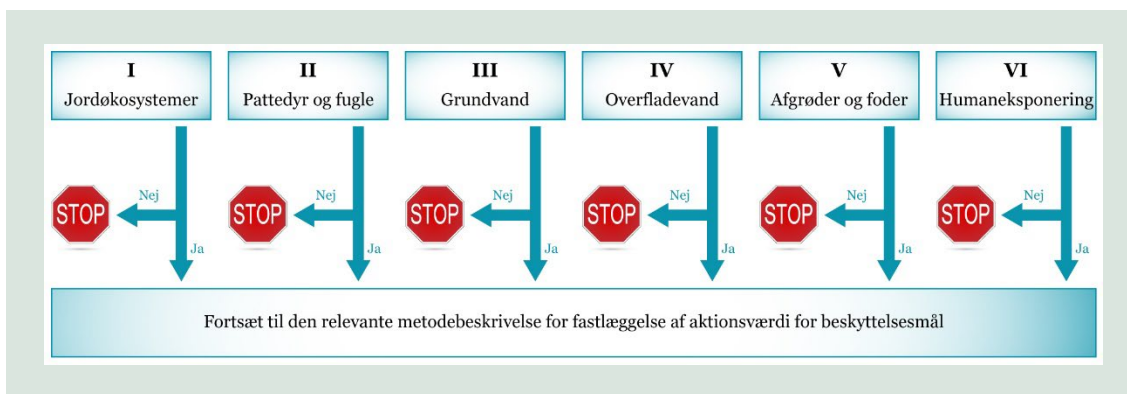
Som første trin i en evaluering af potentiel forurening skal behovet for en mulig differentieret anvendelse og fastsættelse af aktionsværdier kortlægges, f.eks. gennem et flowdiagram som skitseret i figur 1.



FIGUR 1. Indledende beslutningsdiagram for kortlægning af behovet for fastsættelse af differentierede aktionsværdier.

Som det fremgår af figur 1, så er det en forudsætning, at der for alle relevante forureningskomponenter (stoffer) eksisterer et brugbart og anerkendt jordkvalitetskrav, som er fastsat på en måde, så det kan forventes at beskytte alle relevante beskyttelsesmål i sagen som skitseret i figur 2.

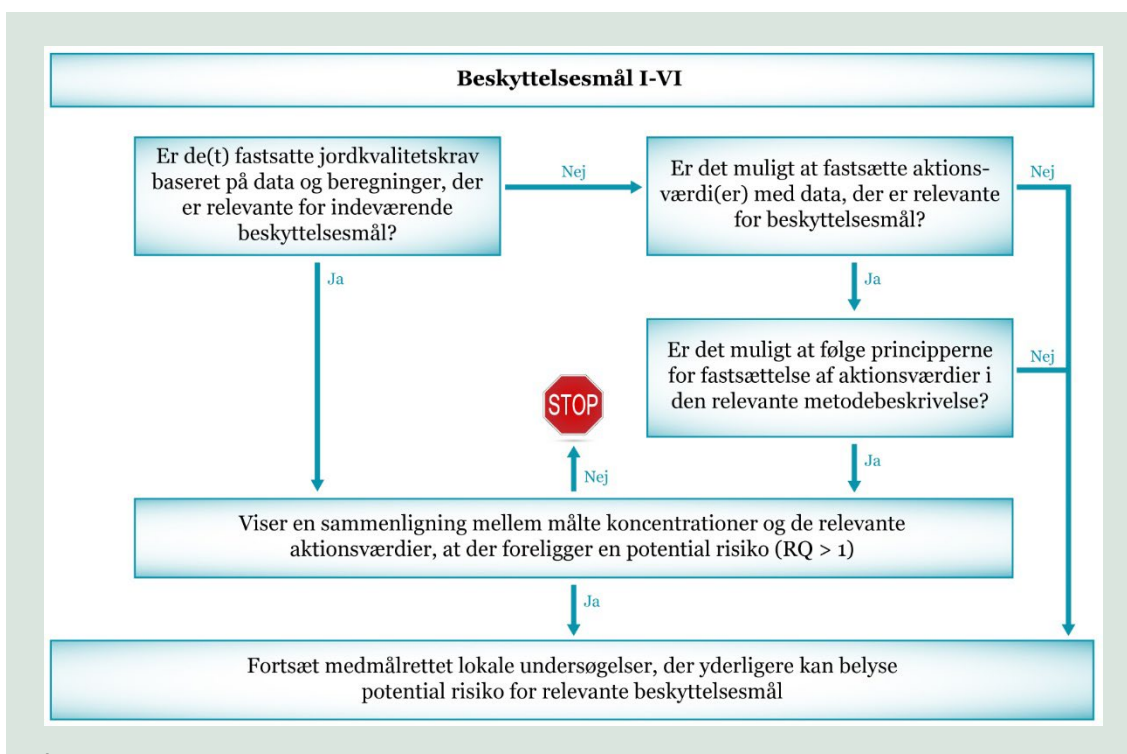
De danske jordkvalitetskrav er som oftest fastsat ud fra humantoksikologiske data og et princip om at beskytte mennesker (som oftest børn) gennem direkte indtag af jord gennem ophold og leg på området. Det er dog oftest ikke muligt at se, hvilken eksponeringsvej og hvilket specifikt beskyttelsesmål, der ligger til grund for fastsættelsen, uden at baggrundsmaterialet genbesøges. Det vil derfor ikke i udgangspunktet være selvfølgeligt, at de gældende jordkvalitetskrav har forholdt sig til andre aspekter end direkte human eksponering. Andre aspekter kan f.eks. være indtag af grøntsager fra køkkenhaver, udvaskning til grundvand eller overfladevand eller risiko for jordlevende organismer. Som trin 2 i evalueringen af potentiel forurening skal de relevante beskyttelsesmål i den konkrete sag derfor identificeres, f.eks. gennem et flowdiagram som skitseret i figur 2.



FIGUR 2. Beslutningsdiagram til at bestemme relevante beskyttelsesmål i den konkrete risikovurderingssag.

1.3 Fastsættelse af specifikke aktionsværdier for relevante beskyttelsesmål

Metodikken til fastsættelsen af aktionsværdier varierer mellem de enkelte beskyttelsesmål og er gennemgået i detaljer i de følgende kapitler. Som udgangspunkt starter udviklingen af specifikke aktionsværdier med nedenstående refleksioner over de(t) eksisterende jordkvalitetskrav, tilgængeligt datamateriale og sagsspecifik vidensbehov (figur 3).



FIGUR 3. Beslutningsdiagram til vurdering af behovet for at fastsætte eller anvende differentieret aktionsværdier i en konkret risikovurderingssag. Diagrammet anvendes individuelt for hvert af de relevante beskyttelsesmål.

I de efterfølgende kapitler er beregninger af specifikke aktionsværdier for de enkelte beskyttelsesmål gennemgået. Gruppen af PFAS er som tidligere nævnt anvendt som eksempler, men de anvendte metoder og principper er i udgangspunktet (i mere eller mindre revideret form) brugbare for alle stofgrupper. Hovedfokus er på de fire PFAS, der indgår i sumkriteriet for PFAS₄, dvs. PFOS, PFOA, PFNA og PFHxS. Indledningsvis er data for bioakkumulering og ophobning af PFAS i fødekæder dog gennemgået i kapitel 2, da disse data er en forudsætning for beregningerne i nogle af de efterfølgende kapitler. Desuden henvises til Jensen m.fl. (2022), der indeholder en gennemgang af nogle af de formler og kemisk-fysiske parametre,

som helt eller delvist indgår i mange af beregningerne. De enkelte beskyttelsesmål er beskrevet i kapitler som det fremgår nedenfor.

Kapitel 3: Jordbundsøkosystemer (struktur og funktion, m.a.o. biodiversitet og funktionalitet)

Kapitel 4: Terrestriske økosystemer (pattedyr og fugle, herunder jagtbart vildt)

Kapitel 5: Grundvand og drikkevand

Kapitel 6: Overfladevand (søer og vandløb)

Kapitel 7: Agro-relateret fødekæder (planter og husdyr)

Kapitel 8: Mennesker (primært børn)

2. Bioakkumulering af PFAS i planter og dyr

Mange miljøfarlige stoffer kan ophobe sig i dyr og planter. For alle stof-grupper er denne egenskab knyttet til de fysiske kemiske egenskaber af stofferne, de biologiske kendetegn hos organismen og omgivelsernes tilstand, f.eks. jordtype, pH og alkanitet.

Modsat mange andre miljøfarlige organiske stoffer med akkumuleringspotentiale så ophobes PFAS ikke udpræget i fedtvæv, men er ofte tættere knyttet proteinbindinger, hvorfor det typisk findes i forhøjet koncentrationer i blod bundet til diverse transportproteiner og i organer som lever og nyre (Bangma m.fl. 2022).

Bioakkumuleringspotentialet bliver som oftest angivet som en bioakkumuleringsfaktor (BAF), som angiver forholdet mellem de målte koncentrationer i matricen (jord eller sediment) og organismen (planter eller dyr). En BAF > 1 angiver, at stofferne opkoncentreres i organismerne i forhold til det medie de lever i. En BAF væsentlig større end 1 vil typisk være et tegn på, at stofferne også har et stort potentiale for at opkoncentreres i de højere fødekædeled og derved potentielt kan biomagnificere (se Sektion 2.5).

2.1 Bioakkumulering i planter

En omfattende sammenfatning i et stort litteraturstudie har vist, at der er en tæt sammenhæng mellem antallet af kulstofkæder og optag i afgrøder (Lesmeister m.fl. 2022). For perfluorerede carboxylsyrer (PFCA) var der en korrelation (R^2) mellem bioakkumuleringsfaktoren (BAF, defineret som forholdet mellem koncentrationen målt i plante og jord, $C_{\text{plante}}/C_{\text{jord}}$) og antallet af perfluorerede kulstofatomer (C_n) på 0.89, og for perfluorerede sulfonsyrer (PFSA) var korrelationen (R^2) på 0.99. Den gennemsnitlige sammenhæng er angivet neden for sammen med (95%) konfidensinterval i parentes:

$$\text{PFCA:} \quad \log \text{BAF} = -0,25 (\pm 0,029) \times C_n + 1,8 (\pm 0,25) [R^2=0,8879]$$

$$\text{PFSA:} \quad \log \text{BAF} = -0,24 (\pm 0,013) \times C_n + 2,0 (\pm 0,11) [R^2=0,9944]$$

For PFAS4 betyder det f.eks., at gennemsnitsværdien af BAF i afgrøder kan beregnes som:

$$\text{PFOS (C8, PFSA):} \quad \text{BAF} = 1,20 [\text{antal studier (n)} = 297]$$

$$\text{PFOA (C8, PFCA):} \quad \text{BAF} = 0,63 [n=376]$$

$$\text{PFNA (C9, PFCA):} \quad \text{BAF} = 0,35 [n=185]$$

$$\text{PFHxS (C6, PFSA):} \quad \text{BAF} = 3,63 [n=95]$$

For kortkædet PFAS med 3-4 perfluorerede kulstofatomer, f.eks. PFBA og PFBS, er der i Lesmeister m.fl. (2021) rapporteret gennemsnitlige BAF på mere end 11 dækkende et spæn på 5,2-24,4.

Ghisi m.fl. (2019) opsummerede data fra akkumuleringsstudier med afgrøder og fandt i gennemsnit markant højere BAF for kortkædet PFAS, som f.eks. PFBA og PFBS, end for langkædet PFAS som f.eks. PFOA og PFOS. For PFOA og PFOS blev BAF i alle tilfælde rapporteret til at være <1, mens der f.eks. for PFBA er målt BAF på mere end 60 (Krippner m.fl. 2015, Blaine m.fl. 2013). Typisk er jordkoncentrationerne i disse eksponeringsstudier dog langt højere, f.eks. 250 og 1000 $\mu\text{g}/\text{kg}$, end de koncentrationer man finder på områder uden for hotspots.

I et arbejde, som bygger på et omfattende litteraturstudie, fandt Zodrow m.fl. (2021) BAF for planter i spændet fra <1 til 8,0. Gennemsnitsværdier af BAF blev for følgende seks PFAS listet som: PFNA (1,1), PFOS (0,66), PFOA (0,11), PFHxA (2,2), PFBS (3,6) og PFBA (8,0).

Moshfeghi (2015) undersøgte optag af en række PFAS i squash (*Cucurbita pepo*) og fandt generelt BAF under 1. For PFAS₄, varierede BAF i seks jorder (3 historisk forurenede feltjorder og 3 laboratorieforurenede jorder) som følger: PFOA 0,01-0,2, PFOS 0,0007-0,01, PFNA <LOD-0,06 og PFHxS <LOD-0,09.

Navarro m.fl. (2017) fandt i en jord tilført PFAS-forurenede slam, at langt det meste af PFOS blev optaget i rødderne af de eksponerede majsplanter, mens PFHxS og PFBS i højere grad blev fordelt til resten af planten. BAF i rødder/blade var som følger for PFBS, PFHxS og PFOS: 5,0/4,0, 2,62/9,39 og 8,82/0,8.

Shobhna m.fl. (2020) fandt med få undtagelser ligeledes BAF < 1 i forskellige dele af salat, gulerødder og tomater ved eksponering til jordkoncentrationer på 1.000 eller 10.000 µg/kg. En BAF på 1,6 blev dog målt i top af gulerod ved eksponering til 1.000 µg/kg. Forsøget var et langtidsstudie, hvor den forurenede jord først var ældet i to måneder, inden den blev beplantet. Planterne blev høstet 119 dage efter de var plantet.

Lasee m.fl. (2021) opsummerede ligeledes BAF for en række spiselige grøntsager og fandt generelt en lav bioakkumulering i frø og frugt, mens den var højere i rødder og plantedele. De fandt en sammenhæng mellem optag og jordens mængde af organisk materiale. Sammenhæng var dog ikke altid lige entydig (R² mellem 0,25 og 0,80 for planteskud og 0,01 og 0,88 for rødder). Specielt optag af PFOS i planterødder var uden korrelation til organisk indhold. Divine m.fl. (2020) opsummerede en lang række studier, som dækkede optag af PFAS i planter inklusive afgrøder og træarter. Gennemsnitsdata er vist i tabel 1.

TABEL 1. Geometrisk middel af BAF målt i en række planteoptagsstudier og opsummeret i Divine m.fl. (2020). PFAS₄ er fremhævet med fed skrift.

PFAS	BAF
PFTeA	0,22
PFTriDA	0,043
PFDoA	0,55
PFUnA	0,71
PFDS	0,19
PFDA	0,7
PFNA	1,1
PFOS	0,66
PFOS (forgrenet)	0,29
PFOA	0,11
PFHpS	2,6
PFHpA	1,2
PFHxS	1,5
PFHxS (forgrenet)	8
PFHxA	2,2
PFPeA	3,7
PFBS	3,6
PFBA	8
HFPO-TA	--

8:2 CI-PFESA	--
6:2 CI-PFESA	--
6:2 FTOH	0,065
6:2 FTCA	3,1
6:2 FTUCA	2,6
6:2 FTSA	35

Som en del af de nationale handlingsplaner for PFAS har de New Zealandske og Australske miljømyndigheder (EPA) lavet en samlet evaluering af en række væsentlige parametre for risikohåndtering og fastsættelse af aktionsværdier for PFOA, inklusiv BAF for planter (HEPA 2022b). På baggrund af en litteratur gennemgang og indsamlet data fandt de følgende geometriske middelværdier for BAF i overjordiske plantedele samt i plantefrø.

$$\begin{aligned} \text{BAF}_{\text{planter}} &= 8,8 \\ \text{BAF}_{\text{frø}} &= 0,13 \end{aligned}$$

De ovenstående (gennemsnitlige) BAF dækker over en lang række studier, som omhandler et utal af landbrugsplanter. Derudover dækker studierne både over optag i rødder, stængler og reproduktive organer (frø m.m.). Optag i rødder er dokumenteret til (som hovedregel) at være langt højere end resten af planten. Derover er det vist, at grøntsager - specielt rodfrugter – har højere BAF end f.eks. græs, der vil være de mest relevante planter at inddrage ved vurderinger, der er relateret til afgræsning af områder med husdyr eller vildt. Studier med fokus på optag i den spiselige del af græs er derfor gennemgået i afsnit 2.2.

2.2 Akkumulationsstudier fokuseret på græs

Yoo m.fl. (2011) samlede strandsvingel, byg og flere græsser fra et PFAS forurenede område nær Decatur i Alabama, USA. Optag i planterne var negativt korreleret til antallet af kulstofatomer. BAF var kun højere end 1, nærmere bestemt 3,4, for PFHxA (C6). Herefter faldt BAF fra 0,9 for C7-PFAS til 0,03 for C14-PFAS. BAF for PFOS og PFOA var henholdsvis $0,07 \pm 0,4$ og $0,25 \pm 0,23$ (tabel 2). De viste BAF værdier i tabel 2 er den gennemsnitlige BAF målt for tre græsarter. Der var dog ikke den store forskel græsarterne imellem. For PFOS var BAF i de tre arter f.eks. 0,083, 0,035 og 0,034-0,13 (spænd i tre studier med én art). For PFOA var de 0,27, 0,13 og 0,094-0,65 (spænd i tre studier med én art). Startkoncentrationerne i jord af de individuelle PFAS var i området 16-835 µg/kg.

Bioakkumuleringsfaktoren er udregnet alene for den del af græsplanten, der var over jorden. Plantedelene er derudover indsamlet fra marker med en længere historik af gødning med spildevandsslam og fremstiller derfor realistiske vækstbetingelser inkl. langtidsadsorption (ældning) i jord. Studiet fra Yoo m.fl. (2011) repræsenterer derfor et virkelighedstro scenarie ift. eksponering af græssende dyr, da de er baseret på langtidsstudier af den del af græsser, der primært forventes at blive spist af græssende dyr og ikke på laboratoriestudier med nyligt tilført PFAS. Bemærkes skal det dog at græssende køer forventes at indtage en del jord sammen med overjordiske plantedele gennem græsning. Yoo m.fl. (2011) fandt for PFCA følgende signifikante lineær sammenhæng mellem antal af kulstofatomer (x) og log BAF på:

$$\text{Log BAF PFCA} = -0,238x + 1,491 \quad (R^2 = 0,668)$$

For PFOA og PFNA betyder det f.eks. en beregnet BAF på 0,39 og 0,22, hvilket er i nogenlunde overensstemmelse med de gennemsnitlige BAF baseret på analyser af græs (tabel 2). Data for PFHxA kunne indikere, at BAF for PFHxS vil være højere end for de tre andre i PFAS i PFAS₄.

TABEL 2. Beregnede (se ligning ovenfor) og målte BAF for græs baseret på data fra Yoo m.fl. (2011). Ligning for PFCA kan ikke anvendes for PFOS, da denne er en PFSA.

PFAS	C _n	Beregnede BAF	Målte BAF
PFHxA	6	1,16	3,4
PFHpA	7	0,67	0,9
PFOA	8	0,39	0,25
PFNA	9	0,22	0,12
PFDA	10	0,13	0,1
PFUnDA	11	0,07	0,11
PFDoDA	12	0,04	0,1
PFTriDA	13	0,02	0,05
PFTeDA	14	0,01	0,03
PFOS	8	-	0,07

Zhang og Liang (2022) kiggede på PFAS-optag i græs (Engrottehale) i et studie, der havde som hovedformål at undersøge effekten af forskellige kulstofforbindelser, som f.eks. biochar, på biotilgængeligheden og planteoptaget efter slamdosering. Data er gengivet i tabel 3. PFAS blev tilført via slam til individuelle jordkoncentrationer på omtrent 50 µg/kg (300 µg PFAS/kg slam og 0,17 kg slam/kg jord). Efter 40 dage blev koncentrationer målt i de overjordiske skud.

TABEL 3. Optag af PFAS i skud fra græs fra slambehandlet område tilført PFAS resulterende i jordkoncentrationer på omtrent 50 µg PFAS/kg jord. Data omregnet fra Zhang og Liang (2022). PFAS₄ er fremhævet med fed skrift. Beregningerne forholder sig kun til den tilførte PFAS og inkluderer ikke den baggrundskoncentration af PFAS, som var i testjorden inden opblanding. De reelle BAF er derfor marginalt mindre. LoD = Limit of Detection.

PFAS	C _n	Log K _{oc}	Jord (µg/kg)	Græs (µg/kg)	BAF
PFHxA	6	1,5	51	217,23	4,26
PFHpA	7	1,91	51	90,66	1,78
PFOA	8	2,3	51	21,73	0,43
PFNA	9	2,9	51	1,79	0,04
PFDA	10	4	51	<LoD	< 0,01
PFUnA	11	4,3	51	<LoD	<0,01
PFBS	4	1,8	51	23,61	0,46
PFHxS	6	2,31	51	17,61	0,35
PFOS	8	2,6	51	1,88	0,04

I et feltstudie fra Ohio, USA, målte Zhu og Kannan (2019) PFAS-koncentrationer i jord, regnorm (*Lumbricus terrestris*), samt i rødder og top fra to lokale græsarter på en PFAS-forurennet grund med historisk industriproduktion af flourstoffer. Der blev fundet en lang række perfluoroalkyl karboxylsyre (PFCA), herunder primært PFHxA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA og PFDoDA, men meget lave koncentrationer af PFOS. Fundne koncentrationer og beregnet BAF er vist i tabel 4. PFOA var langt den dominerende PFCA, idet PFOA udgjorde 81% af PFCA-

summen (median af 19 prøver) i jord og 44, 79 og 99,6% i henholdsvis regnorm, græsrodde og græstop. Medianværdien af BAF (n=19) for PFOA var 1,95, 0,38 og 0,31 i henholdsvis regnorm, græsrodde og græstop, hvilket var henholdsvis under og over medianværdien af BAF for summen af alle seks PFCA. For PFNA var median BAF i regnorm, græsrodde og græstop henholdsvis 3,35, 0,34 og 0,0.

TABEL 4. Målte sumkoncentrationer af en række PFCA (PFHxA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA og PFDoDA) i jord, regnorm samt rodde og top af to lokale græsarter. BAF er beregnet for den samlede sumkoncentration af de seks PFCA. Data er genberegnet ud fra data præsenteret i det supplerende informationsmateriale til Zhu og Kannan (2019).

Område	Koncentration (µg/kg tv)				BAF _{PFCA6}		
	Jord	Orm	Rod	Græs	Orm	Rod	Græs
S1	92	812	30,0	9,0	8,78	0,32	0,10
S2	97	293	45,3	53,7	3,03	0,47	0,55
S3	147	410	23,5	26,0	2,78	0,16	0,18
S4	147	1.058	61,2	19,2	7,20	0,42	0,13
S5	112	145	19,0	15,3	1,29	0,17	0,14
S6	120	156	43,1	26,1	1,30	0,36	0,22
S7	492	321	38,5	35,2	0,65	0,08	0,07
S8	103	909	48,4	69,7	8,80	0,47	0,68
S9	103	828	184,5	19,0	8,02	1,79	0,18
S10	114	1.557	48,7	23,8	13,66	0,43	0,21
S11	259	719	73,2	541,0	2,77	0,28	2,09
S12	140	330	57,3	82,9	2,35	0,41	0,59
S13	260	437	18,3	157,3	1,68	0,07	0,61
S14	221	884	197,8	9,7	4,00	0,89	0,04
S15	72	321	63,2	51,8	4,45	0,88	0,72
S16	72	1.556	30,1	20,4	21,76	0,42	0,29
S17	132	243	51,3	79,8	1,83	0,39	0,60
S18	93	609	49,0	29,8	6,57	0,53	0,32
S19	93	129	80,9	24,5	1,39	0,87	0,26
Middel	151,05	616,54	61,23	68,12	5,38	0,49	0,42
Median	113,95	437,14	48,73	26,10	3,03	0,42	0,26

2.3 Sammenligning af BAF_{Jord-plante} fra flere studier

Akkumulering af PFAS i planter og dyr fra jord er afhængig af en række eksterne og interne parametre i jord og organisme, såsom organisk indhold i jord, mængden og typen af proteiner i organismen samt ikke mindst eksponeringskoncentrationen og forureningens alder. En direkte sammenligning af BAF fra en række af ovenstående studier er derfor ikke ligefrem. Ydermere er nogle BAF baseret på en opsummering, der bygger på gennemsnitsdata fra et omfattende datagrundlag, mens andre bygger på enkeltstående studier. Neden for i tabel 5 er nogle af de væsentligste og mest relevante studier og litteraturgennemgange (reviews) listet.

TABEL 5. Oversigt over reporteret BAF fra en række studier med planter. Se tekst oven for flere detaljer. Tal i kursiv fra Lesmeister m.fl. (2022) er baseret på en beregning af BAF ud fra

en lineære sammenhæng mellem data fremhævet i artiklen typisk byggende på antal kulstof i PFAS.

Data	Plantetype	PFOS	PFOA	PFNA	PFHxS	Artikel
Review	Afgrøder	1,2	0,63	0,35	3,63	Lesmeister m.fl. 2022
Review	Planter	0,66	0,11	1,10		Zodrow m.fl. 2021
Væksthus	Græs top	0,07	0,25	0,12		Yoo m.fl. 2011
Væksthus	Græs top	0,04	0,43	0,04	0,35	Zhang og Liang 2022
Feltprøver	Græs top		0,31	0,05		Zhu og Kannan 2019
Geometrisk middel		0,22	0,30	0,16	1,13	

På basis af relevans og en vurdering af data anbefales det i scenarier med kvæg og vildt, der spiser græs, blade og urter, at anvende de beregnede gennemsnitstal fra tabel 5. I tilfælde, hvor en sammenligning af grænseværdier i fodergræs er relevant, anbefales det at bruge BAF målt alene i græs, f.eks. data fra Yoo m.fl. (2022). Til sammenligning anbefaler de Australiske og New Zealandske myndigheder at bruge en samlet BAF for PFOS og PFHxS på 0,79 i overjordiske grønsager i deres humane risikovurdering relateret til køkkenhaver, samt en BAF for PFOA på 0,14 (HEPA 2022a).

2.4 Akkumulering i regnorme og andre jordlevende invertebrater

Jarjour m.fl. (2022) undersøgte optag i regnorme af en række PFAS og fandt for de fleste PFAS en BAF på omtrent 1 undtagen for 4:2, 6:2 og 8:2 FTSA, der havde væsentlig mindre akkumulering.

Brauning m.fl. (2019) fandt i et væksthusstudie med stærkt forurenede jord indsamlet fra brandslukningsområder på to flyvepladser, at regnorme akkumulerede PFAS i mængder, der frembragte BAF på mellem 0,1 (PFHpA) og >49 (PFBS). Målt i tre forskellige jorder lå BAF for PFOA mellem 0,7-1,1, for PFNA var BAF mellem 1-2 og for PFOS lå BAF i intervallet 5-10. I gennemsnit var BAF henholdsvis på 7,4 (PFOS), 0,85 (PFOA), 1,4 (PFNA) og 10,4 (PFHxS).

Zhao m.fl. (2016) undersøgte optaget af PFAS i regnorme, efter at PFAS havde ældet henholdsvis 7 og 47 dage i jorden, inden regnorme fik adgang. De fandt ingen markant forskel på grund af ældning, men observerede relativt store forskelle i BAF mellem de enkelte PFAS. For PFAS₄ var spændet i BAF for de fire PFAS som følger: PFOS (1,62-9,94), PFOA (6,88-7,03), PFNA (9,96-8,98) og PFHxS (2,65-13,2).

Wen m.fl. (2015) fandt i en række studier med forskellige jorder og forskellige eksponeringskoncentrationer BAF for PFOS og PFOA i regnorme dækkende et spæn på henholdsvis 1,54-4,12 og 0,52-1,34. Mængden af organisk materiale, men ikke pH og lerindholdet, påvirkede biotilgængeligheden og optaget af både PFOS og PFOA. Studiet viste et hurtigt optag af begge PFAS, men også en tilsvarende hurtig eliminering. Således var elimineringsraterne sammenlignelige med optagsraterne for PFOA, mens de for PFOS var lavere end optagsraterne.

D'Hollander m.fl. (2014) fandt i et Belgisk feltstudie fra et forurenede område høje PFAS-koncentrationer i en terrestrisk fødekæde. Hos snegle, tusindben og bænkebidere fandt de BAF på 60, 35 og 7,5 målt i forhold til jordkoncentrationer. Disse organismer lever ikke i jorden, men på jorden, og lever hovedsageligt af planterester, hvorfor en BAF sammenholdt med jord er mindre retvisende. For indsamlet regnorme (Lumbricidae) blev målt en BAF på 68. Alle BAF i undersøgelsen fra D'Hollander m.fl. (2014) er baseret på vådvægtssammenligninger.

Navarro m.fl. (2017) undersøgte BAF for regnorme i laboratorieforurennet jord og fandt BAF i følgende rækkefølge PFOS (4,99), PFHxS (3,46) og PFBS (2,54).

Divine m.fl. (2020) opsummerede en lang række studier, som dækkede optag af PFAS i jordlevende invertebrater (tabel 6). De fleste data for invertebrater stammer fra forsøg med regnorme, mens andre leddyr er dårligt dækket. Datasættet fra Divine m.fl. (2020) for PFOS inkluderer nogle relativt høje BAF for invertebrater fra D'Hollander m.fl. (2014) omregnet fra vådvægt til tørvægt efter generiske omregningsmetoder udviklet af US EPA. Denne omregning er baseret på en række konservative antagelser og har en vis usikkerhed.

TABEL 6. Geometrisk middelværdi af BAF for invertebrater som opsummeret i Divine m.fl. (2020). BAF er beregnet på baggrund af tørvægt, dvs. som $C_{\text{regnorm t.v.}}/C_{\text{jord t.v.}}$.

PFAS	
PFDoA	42,0
PFUnA	14,8
PFDS	12,6
PFDA	6,5
PFNA	4,6
PFOS	18,6
PFOA	2,0
PFHpA	0,82
PFHxS	54
PFHxA	1,9
PFPeA	4,1
PFBS	31
PFBA	7

Zhu og Kannan (2019) undersøgte akkumulering i regnorm (*Lumbricus terrestris*) på en PFAS-forurennet grund med historiske industriproduktion af flourstoffer. BAF i de 19 undersøgte delområder spændte for summen af PFCA fra 0,65 til 21,8 med en medianværdi på 3,03 (tabel 4). For PFOA, den altdominerende PFAS på lokaliteten, og PFNA var medianværdierne på henholdsvis 1,95 og 3,35, hvilket er i overensstemmelse med data fra Divine m.fl. (2020).

Bukhard og Votava (2022) opsummerede viden om bioakkumulering af PFAS i regnorme fra 25 artikler og rapporter og konkluderede bl.a., at BAF faldt med stigende eksponeringskoncentrationer. Hovedparten af de anvendte data stammer fra laboratoriestudier og i mindre grad feltstudier, idet BAF for især PFAS med mere end ni kulstof som oftest kun er målt i laboratoriestudier og ikke i feltstudier. Udvalgte data er opsummeret neden for i Tabel 7. BAF er beregnet på en måde, så det er justeret til jordens indhold af organisk kulstof ($BAF = C_{\text{regnorm}}/C_{\text{jord/foc}}$). Til sammenligning er de beregnede BAF sat i forhold til BAF for PFOA. Her ses, at PFOA har relativt den laveste BAF blandt PFAS₄, hvilket også passer med data opsummeret i Divine m.fl. (2020).

TABEL 7. Bioakkumuleringsfaktorer for optag af PFOS i regnorme udvalgt fra Bukhard og Votava (2022). BAF er beregnet på en måde, så det er justeret til jordens indhold af organisk

kulstof ($BAF = C_{\text{regnorm}} / (C_{\text{jord}}/foc)$). Antal (N) af underliggende studier er angivet for hvert PFAS. BAF for de enkelte PFAS er desuden beregnet som relativt til BAF for PFOA.

PFAS	Cn	BAF kg /kg OC	BAF _{PFAS} :BAF _{PFOA}	N
PFBA	4	0,0229	2,4	7
PFPeA	5	0,00394	0,4	10
PFHxA	6	0,00495	0,5	15
PFHpA	7	0,00495	0,5	11
PFOA	8	0,00954	1,0	47
PFNA	9	0,0372	3,9	28
PFDA	10	0,0655	6,9	32
PFUnDA	11	0,135	14,2	31
PFDoDa	12	0,307	32,2	29
PFTTrDA	13	3,04	318,7	2
PFTeDA	14	2,41	252,6	2
PFHxDA	15	1,08	113,2	2
PFBS	4	0,0495	5,2	26
PFHxS	6	0,126	13,2	30
PFHpS	7	0,211	22,1	4
PFOS	8	0,0587	6,2	60
PFDS	10	0,39	40,9	10
FOSA	8	0,0164	1,7	4
6:2 FTSA	8	0,493	51,7	10
8:2 FTSA	10	12,2	1278,8	2

Som en del af de nationale handlingsplaner for PFAS har de New Zealandske og Australiske miljømyndigheder (EPA) lavet en samlet evaluering af en række væsentlige parametre for risikohåndtering og fastsættelse af aktionsværdier for PFOA, inklusiv BAF for regnorme (HEPA 2022b). På baggrund af en litteratur gennemgang og indsamlet data fandt de følgende geometriske middelværdier for regnorme eksponeret i jord med eller uden planter.

BAF jord-regnorm =	15,1 (eksponering i jord med planter)
BAF jord-regnorm =	8,5 (eksponering i jord uden planter)

BAF opsummeret i Divine m.fl. (2014) er generelt højere end mange andre studier, hvorfor det kan antages at udgøre en konservativ tilgang til beregning af aktionsværdier i jord. Sammenlignes den relative akkumuleringsfaktor for de enkelte PFAS er der dog stor sammenfald mellem de fleste studier, hvor akkumuleringspotentialet for PFAS₄ i regnorme er som følger: PFHxS> PFOS> PFNA> PFOA.

2.4.1 Konklusioner og anbefalet BAF_{jord-regnorm}

Bioakkumuleringsfaktorer for regnorme og andre jordlevende invertebrater er opsummeret neden for. BAF for PFOS indeholder dog en meget høj BAF fra D'Hollander m.fl. (2014) på 68, der er målt på en stærkt forurenede industrigrund og oprindeligt afrapporteret i vådvægt og herefter omregnet til tørvægt af Divine m.fl. (2020). Omregningen fra vådvægt til tørvægt og organisk indhold til tørvægt er udført på baggrund af anbefalinger og parametre fra US EPA, men bygger på en høj grad af antagelser og konservative tilgange.

Visse andre BAF i Divine m.fl. (2020) er af forfatterne omregnet til tørvægt fra en oprindelig BAF baseret på mængden af organisk kulstof. Endelig er alle data fra laboratoriestudier med

nyligt forurennet (spiket) jord udeladt i beregningen af den geometriske middelværdi hos Divine m.fl. (2020).

Alt i alt anbefales det at anvende følgende BAF fra jord til invertebrater fra Divine m.fl. (2020) i scenarier, hvor optag fra jord til jordlevende organismer er relevant, hvilket er i overensstemmelse med Zodrow m.fl. (2021) i deres forslag til aktionsværdier for jord (Ecological soil screening levels - EcoSSL):

PFOS:	$BAF_{\text{jord-regnorm}} = 18,6$
PFOA:	$BAF_{\text{jord-regnorm}} = 2,0$
PFNA:	$BAF_{\text{jord-regnorm}} = 4,6$
PFHxS:	$BAF_{\text{jord-regnorm}} = 54$

2.5 Ophobning i terrestriske fødekæder (biomagnificering)

Der er mest viden om bioakkumulering og PFAS-ophobning (biomagnificering) i de akvatiske fødekæder, men studier fra bl.a. det arktiske Canada og Norge samt Tibet har vist, at PFAS også kan opkoncentreres i landbaserede fødekæder. Studier rapporterer typisk fødekædeophobningen som en biomagnificeringsfaktor (BMF), dvs. det simple direkte forhold mellem målte koncentrationer i to nærliggende elementer af en fødekæde, f.eks. forholdet mellem koncentrationen i planter og herbivore eller forholdet mellem målte koncentrationer i byttedyr og rovdyr. Alternativt kan biomagnificering angives som en trofiske magnificeringsfaktor (TMF). TMF er en slags fuld fødekædebaseret BMF, som beskriver den gennemsnitlige interaktion mellem alle dele af en fødekæde, og som beregnes via regressionsanalyser. En $BMF/TMF > 1$ indikerer en ophobning i fødekæder, mens $BMF/TMF < 1$ indikerer en fortynding op gennem fødekæden.

2.5.1 Fødekæde planter-rensdyr-ulv

Et studie (Müller m.fl. 2011) med fokus på en canadisk fødekæde bestående af vegetation (laver og planter), rensdyr og ulv viste, at de laveste koncentrationer blev fundet i vegetationen, mens de højeste blev målt i ulvelever. Biomagnifikationsfaktoren (BMF) mellem lav og rensdyr (koncentration i rensdyr/koncentration i lav) var således mellem 1 og 2 målt i muskel, men som oftest minimum en faktor 10 højere når målt i leveren. Undtaget herfor var PFOS, hvor BMF i leveren blev målt til omtrent 4,0. I ulv blev der i gennemsnit målt omtrent 1 til 4 gange mere af de forskellige PFAS end i rensdyr, baseret på hele dyr. De målte koncentrationer i laver var sammenlignelige med de målte koncentrationer i mos og græsprøver.

For de to undersøgelsesområder (Porcupine og Bathurst) blev BMF (magnificering over ét trofiske niveau) og TMF (gennemsnitlig magnificering målt over flere trofiske niveauer) beregnet som angivet i tabel 8.

TABEL 8. Gennemsnit af BMF (magnificering over ét trofiske niveau) og TMF (magnificering over ét fødekædeled beregnet som middelværdi over flere trofiske niveauer) målt på to Canadiske lokaliteter (Müller m.fl. 2011). Fødekæden var laver/planter-rensdyr-ulv. Data er kun vist for hele dyret, idet BFM og TFM var højere når målt på koncentrationen i leveren hos bytte- og rovdyr.

Fødekæde	Lokalitet	Planteføde	Faktor	PFOS
Plante-rensdyr	Porcupine	Laver	BMF	4,8

Plante-rensdyr	Bathurst	Laver	BMF	9,1
Plante-rensdyr	Porcupine	Vegetation	BMF	9,1
Plante-rensdyr	Bathurst	Vegetation	BMF	7,8
Geometrisk middel			BMF	7,5
Rensdyr-ulv	Porcupine		BMF	3,3
Rensdyr-ulv	Bathurst		BMF	1,2
Geometrisk middel			BMF	2,0
Plante-ulv	Porcupine	Laver	TMF	2,6
Plante-ulv	Bathurst	Laver	TMF	2,4
Plante-ulv	Porcupine	Vegetation	TMF	2,2
Plante-ulv	Bathurst	Vegetation	TMF	2,3
Geometrisk middel			TMF	2,4

2.5.2 Fødekæde fra invertebrater til små pattedyr og fugle

Der findes ikke mange relevante studier, der kan belyse BMF for mindre omnivore og insektivore. Grønnested m.fl. (2019) undersøgte bioakkumulering i en lavere terrestrisk fødekæde fra et skiområde (skivoks indeholder PFAS) bestående af svagt forurenede jord, regnorm og rødme og fandt her $BMF < 1$ mellem regnorm og mus, undtagen for PFOS hvor en BMF på 1,6 blev observeret i et af områderne. I det andet område var indholdet af PFOS i rødme under detektionsgrænsen. Ud fra en grafisk estimering af data i en figur fra Grønnested m.fl. (2019) kan BMF for PFNA estimeres til omtrent 0,15 og 0,25 i de to områder. Der blev ikke målt BMF for de to andre PFAS i PFAS₄. De lave BMF kan, foruden lav bioakkumulering, skyldes, at rødme i høj grad lever af plantedele og derfor kun supplerer sin kost med invertebrater som f.eks. regnorme.

D'Hollander m.fl. (2014) målte i et Belgisk feltstudie fra et stærkt forurenede område høje PFAS-koncentrationer i en terrestrisk fødekæde. BMF baseret på målinger i lever hos skovmus og studsmus var på 2,0 og 1,3 målt ift. den gennemsnitlige PFAS-koncentration, der blev fundet hos invertebrater (tusindben, bænkebidere og regnorm) i området. Da begge arter af mus også spiser planter og bær, blev BAF estimeret ift. koncentrationer målt i brombær og hylde, og her var BMF mere end 200 og 300 i lever fra henholdsvis skovmus og studsmus. BMF baseret på målinger i lever må antages at være over BMF, hvis det var målt i muskel eller i hele dyret, hvorfor disse BMF ikke direkte kan bruges i beregninger tilsvarende dem, der er præsenteret i kapitel 7.

Data fra de to ovenstående studier dækker således akkumulering af PFAS i små pattedyr, der både spiser planter, insekter og orme, det vil sige såkaldte omnivore.

En generel BMF for små omnivorer eller insektivorer kan på baggrund af ovenstående begrænsede viden kun fastsættes med en stor grad af usikkerhed. I lyset af anden viden om, hvordan de forskellige PFAS opfører sig i jord samt den relative størrelse af BMF observeret i andre fødekæder, anbefales nedenstående BMF for små pattedyr, der helt eller delvist spiser regnorme og andre invertebrater (omnivorer og insektivorer). Disse anbefalede BMF må betragtes som pragmatiske og relativt konservative input for scenarier med omnivorer og insektivorer.

PFOS:	1,5
PFOA:	1,0
PFHxS:	1,0
PFNA:	1,0

For mindre fugle, der helt eller delvist lever af insekter og/eller regnorme, er der ikke fundet mange specifikke studier. Data fra et tilgængeligt artikeludkast, der i endnu ikke formelt set er publiceret gennem peer-review, viser BMF for PFOS fra regnorm til drossel (sjagger) på 1,49 i et terrestrisk økosystem i Oslo, Norge- (tabel 10), hvilket er i overensstemmelse med den anbefalede BMF på 1,5 for mindre pattedyr. Fremlin m.fl. (2023) fandt dog højere BMF/TMF i en canadisk fødekæde med fugle (se nedenfor).

2.5.3 Fødekæde med fugle som toppredatorer

Fremlin m.fl. (2023) undersøgte i et stort Canadisk studie fra Vancouver biomagnificering af PFAS i en terrestrisk fødekæde bestående af øverst (æg fra) Cooper's Høg, en lang række mindre sangfugle og duer, og deres føde i form af terrestriske invertebrater (f.eks. større og små biller, regnorme og bænkebidere) foruden målinger i luft og jord. I jord blev typisk målt 0,1-1,0 µg/kg af individuelle PFAS med PFOS som den hyppigst forekommende. Baseret på vådvægtskoncentrationer blev de trofiske TMF i seks forskellige regioner af Vancouver beregnet til at ligge mellem 2,6 og 5,31 (median 3,5) for PFNA og 3,67 og 20,7 (median 6,4) for PFOS. Neden for er den gennemsnitlige trofiske magnificeringsfaktorer (TMF) baseret på tørvægt listet for PFAS₄ (Fremlin m.fl. 2023, Supplerende information).

PFOS:	6,85 (4,77-9,83)
PFOA:	1,67 (1,29-2,17)
PFNA:	3,63 (2,37-5,55)
PFHxS:	1,37 (1,03-1,81)

TMF er at betragte som en samlende biomagnificeringsfaktor beregnet over flere led i fødekæden. Hvis TMF anvendes til at beregne bioakkumuleringen over et enkelt fødekædeled, kan den anvendes direkte i beregningerne. Det skal dog bemærkes, at bioakkumuleringen ofte er (eksponentielt) stigende op gennem fødekæderne, hvorfor BMF ofte, men ikke altid, vil være lavere end TMF i de laveste led af fødekæden (se f.eks. tabel 9).

Huang m.fl. (2022) fandt lignende TMF i en terrestrisk fødekæde fra Tibet bestående af jord, græs, murmeldyr (Pica) og ørn, idet TMF for bl.a. PFHxS og PFOS blev beregnet som 2,43 og 5,75. Beregninger af BMF for de to led i fødekæden (plante-murmeldyr og murmeldyr-ørn) er vist i tabel 9.

TABEL 9. Beregnet BMF for udvalgte PFAS i to fødekædeled fra Tibet. Plante til murmeldyr (Pica) og fra murmeldyr til ørn. Data er fra Huang m.fl. (2022).

PFAS	BMF _{plante-pica}	BMF _{pica-ørn}
PFNA	<1	3,27
PFHxS	1,16	2,29
PFOS	1,18	12,82

Et norsk studie, der endnu kun er offentliggjort, da det mangler at gennemgå en peer-review proces, har undersøgt bioakkumuleringen af PFAS i en urban fødekæde omkring Oslo bestående af jord, regnorme, fugl (sjagger) og rovfugl (spurvehøg) (Heimstad m.fl. (2024)). Heimstad m.fl. (2024) fandt BMF for PFOS i denne fødekæde som angivet i Tabel 10. TMF for PFAS₄ blev beregnet som følger:

PFOS:	1,54
PFOA:	0,8
PFNA:	1,52
PFHxS:	Ikke bestemt

TABEL 10. Beregnet BMF for udvalgte PFOS i to fødekædeled fra Oslo, Norge. Regnorm til fugl (sjagger æg) og fra fugl til rovfugl (spurvehøg æg). Data er fra Heimstad m.fl. (2024), der endnu kun foreligger som artikeludkast.

PFAS	BMF _{regnorm-sjagger}	BMF _{sjagger-spurvehøg}
PFOS	1,49	1,18

Ud fra de få tilgængelige terrestriske studier tyder data på, at TMF er højere i fødekæder med fugle som toppredatorer sammenlignet med fødekæder, hvor pattedyr udgør det højeste trofiske led.

2.5.4 Anbefalet BMF/TFM

Biomagnificering for fødekæder med rovfugle er tilsyneladende højere end i tilsvarende fødekæder med rovpattedyr som toppredatorer. Zodrow m.fl. (2021) identificerede seks forskellige fødekæder (scenarier), tre med pattedyr og tre med fugle. Valg af mest relevante BAF/BMF/TMF for hvert scenarie er gengivet i tabel 11 med henvisning til kilde. Det skal understreges, at datagrundlaget generelt er spinkelt og/eller mangelfuldt, selv for PFOS.

TABEL 11. De valgte BAF og BMF til brug i beregninger i scenarier for herbivorer, insektivorer (omnivorer) og carnivorer som toppredatorer, henholdsvis rovdyr og rovfugle, som beskrevet i kapitel 7. Scenarier er angivet for både rovdyr og rovfugle, der begge lever af små pattedyr. I mange tilfælde vil føden reelt være en kombination af små pattedyr og mindre fugle. Kildehenvisning er knyttet til referencer, tabeller eller afsnit i dette kapitel. I.D. = Ingen data.

Top-organisme	Føde (BAF) Fødekædeled (BMF)	PFOS	PFOA	PFNA	PFHxS	Kilde
Pattedyr, herbivorer	BAF: Planter	0,22	0,30	0,16	1,13	#1
Pattedyr, insektivorer	BAF: Regnorme	19	2,0	4,6	54	#2
Pattedyr, carnivorer	BMF: Regnorme → små pattedyr*, insektivorer	1,5	1,0	1,0	1,0	#3

Pattedyr, carnivorer (ræv)	BMF: Planter → små pattedyr, herbivorer	1,18	I.D	<1	1,16	#4
Pattedyr, carnivorer (ulv)	BMF: Planter → store pattedyr, herbivorer	7,5	1,2	4,3	I.D	#5
Fugle, granivorer	BAF: Plantefrø	0,03	0,06	I.D	I.D	#6
Fugle, insektivorer	BAF: Regnorme	19	2,0	4,6	54	#2
Fugle, carnivorer	BMF: Regnorme → små pattedyr*, insektivorer	1,5	1,0	1,0	1,0	#3
Fugle, carnivorer	BMF: Planter → små pattedyr, herbivorer	1,18	I.D	<1	1,16	#4

Kilder: #1; Tabel 4; #2 Tabel 5; #3 Afsnit 2.5.2; #4 Tabel 9; #5 Tabel 8; #6 Divine m.fl. (2020).

* BMF for fugle (regnorme-fugle) anses for at være på samme niveau som for pattedyr, hvilket understøttes af tabel 10.

3. Jordbundsorganismer

Jorden er et vitalt reservoir af bl.a. næringsstoffer og vand samt et habitat for et mylder af organismer. Dens frugtbarhed er en konsekvens af dynamiske samspil mellem de fysiske-kemiske og de biologiske processer, fra mikroskopiske bakterier og svampe til større organismer som regnorme og insekter. Det komplekse samspil begynder med nedbryderne, bakterier og svampe, der nedbryder organisk materiale, genanvender næringsstoffer og skaber en rig humus, der udgør jordens organiske bestanddel. Et symbiotiske forhold mellem jordorganismer og planterødder forbedrer næringsoptagelsen og fremmer plantens sundhed. Regnorme påvirker jordens struktur og vandholdende kapacitet. En biologisk mangfoldighed er derfor essentiel for et velfungerende jordøkosystem, hvorfor det som oftest antages, at hvis et økosystems struktur (arterne) bevares, så bevares dets funktion også. For at beregne en jordkoncentration, der sikrer en sådan beskyttelse af arter, skal der identificeres økotoxikologiske data, som kan anvendes på forskellig vis i beregningen af relevante aktionsværdier. De økotoxikologiske data er oftest opsummeret i form af såkaldte effektmål, hvoraf de oftest anvendte kort er beskrevet forneden.

EC10 og EC50: Effect Concentration of 10 and 50%. Den teoretiske interpolerede eksponeringskoncentration i en dosis-responsserie, der påvirker måleparameteren med henholdsvis 10 og 50%. Hvis målparameteren er dødelighed (overlevelse), kaldes værdierne LC10 og LC50 (Lethal Concentration)

NOEC og LOEC: No-Observed-Effect-Concentration og Lowest-Observed-Effect-Concentration: Den målte eksponeringskoncentration, der i en dosis-responsserie er henholdsvis den højeste testkoncentration, som er statistisk ens med kontrolværdien (uden stofeksponering) og den laveste testkoncentration, som er statistisk forskellig fra kontrolværdien.

Dataindsamling i dette projekt er primært sket via en række overordnede reviews, der har sammenfattet data fra en lang række økotoxikologiske studier, f.eks. Ankley m.fl. 2020 og Kwak m.fl. 2020. De oprindelige studier er dog i langt de fleste tilfælde blevet genbesøgt med henblik på at sikre, at data er relevante og anvendelige til fastsættelse af kriterier som f.eks. aktionsværdier. En detaljeret formaliseret kvalitetskontrol af data, f.eks. gennem en CRED eller Klimisch evaluering (Moermond et al 2016, Klimisch et al 1997), ligger dog uden for rammerne af dette projekt. Kun data, der med sikkerhed vides at kunne relateres til jordbundsøkosystemer og deres populationer er medtaget, hvorfor molekylære biomarkøreffekter, som dem rapporteret i f.eks. Zhao m.fl. (2017), er udeladt i beregningerne af en aktionsværdi, idet betydning af sådanne effekter på populations- og økosystemniveau som oftest ikke er fuldt verificeret.

Der er primært fundet data for PFOS og PFOA, mens der kun er fundet enkelte studier med PFHxS o.a. PFAS.

Effekter af PFAS-pesticider, typisk insekticider, som f.eks. hexaflumuron er ikke medtaget i denne oversigt. Disse er ofte mere toksiske end PFOS, PFOA og andre PFAS. Campiche m.fl. (2006) fandt f.eks. en EC50 og EC10 på henholdsvis 0,6 og 0,1 mg/kg for reproduktion af springhaler (*Folsomia candida*). Wang m.fl. (2012) fandt omvendt LC50 for Lufenuron på 399,9 mg/kg for regnorme (*Eisenia fetida*), hvilket er på niveau med andre PFAS.

3.1 Publicerede internationale forslag til aktions- screenings- eller grænseværdier

På baggrund af data identificeret i US EPA-databasen ECOTOX og amerikanske metoder for beregning af jordkvalitetskriterier præsenterer Zodrow m.fl. (2021) et sæt af såkaldte "Ecological Risk-Based Screening Levels (EcoRBSL)" for bl.a. terrestriske planter og invertebrater. Som oftest er de baseret på et fåtal af studier. RBSL er i denne sammenhæng ikke beregnet ved brug af (u)sikkerhedsfaktorer, som anbefalet i f.eks. EU, men som NOEC direkte, eller hvis der er fundet flere, som den geometriske middelværdi af alle NOEC. De beregnede RBSL er præsenteret nedenfor i Tabel 12.

TABEL 12. Beregnet jordkvalitetskriterier (Ecological Risk-Based Screening Levels (RBSL)) i Zodrow m.fl. (2021). Antal (N) studier er angivet i parentes.

PFAS	RBSL Planter (N) mg/kg	RBSL Invertebrater (N) mg/kg
PDFA	51 (1)	-
PFNA	46 (1)	1 (1)
PFOS	11 (6)	7,7 (1)
PFOA	0,084 (8)	50 (1)
PFBA	642 (1)	-
5H 4:1 FTOH	23 (1)	-
PFHpA	-	1 (1)
PFHxS	-	1 (1)
PFBS	-	10 (1)

Lijzen m.fl. (2018) fastsatte Hollandske "risk limits", kaldet MTR (Maximum Tolerable Risk), for PFOA i jord og fandt for økosystemer en MTR på 0,5 mg/kg på baggrund af økotoksikologiske data for planter og invertebrater. MTR skal tolkes som den koncentration i miljøet, hvorunder der ikke forventes at være effekter på jordlevende organismer, og er for PFOA beregnet som den laveste NOEC divideret med en faktor 50.

I Holland beregnede Verbruggen m.fl. (2020) en MTR-værdi for PFOS på 0,016 mg/kg. Denne blev beregnet som den laveste rapporterede EC₁₀ værdi (se tabel 13) på 0,79 mg/kg, som var en 10% nedsat vækst hos salat efter 21 dages eksponering, divideret med en faktor 50.

I Norge beregnede NGI på vegne af det Norske Miljødirektorat såkaldte Normværdier for PFOS og PFOA i forurenede jord (Bredvald og Arp, 2020). Disse normværdier er fastsat med henblik på beskyttelse af jordbundsøkosystemer mod effekter af PFAS og blev beregnet som 0,016 og 0,5 mg/kg for henholdsvis PFOS og PFOA. Begge beregninger bygger på samme data og samme antagelser som de hollandske MTR-værdier (se oven for).

Canada har indført et jordkvalitetskriterium (Environmental Quality Guideline, EQG) for PFOS på 0,01 mg/kg (Environment and Climate Change Canada, 2017). Dette baserer sig på beskyttelse af husdyr og vildt for indtag gennem jord og foder, da husdyr og vildt samlet set blev vurderet til at være den mest følsomme eksponeringsgruppe i miljøet. Det anbefalede EQG for jordlevende organismer er beregnet som 11 mg/kg og bygger på en beregnet HC₂₅¹ divideret

¹ HC₂₅ er den interpolerede koncentration som beskytter 75% af alle arter i en følsomhedsfordeling (Species Sensitivity Distribution). Se afsnit 3.2.2.

med en usikkerhedsfaktor på 2. I beregninger indgik 32 data punkter (typisk EC₂₅) fra 8 plantearter og tre arter af invertebrater.

Det Australske CRC CARE (The Cooperative Research Centre for Contamination Assessment and Remediation of the Environment) har publiceret aktionsværdier i jord (Ecological Screening Levels, ESL) for tre arealanvendelser, der ved SSD (se kapitel 3.2.2) er vurderet til at beskytte henholdsvis 60-65% (industrigrunde), 80-85% (villa- og parkbyområder) og 99% (naturarealer) af alle arter. For PFOA er ESL for de tre arealanvendelser angivet som 48, 17 og 0,65 mg/kg og for PFOS som 60, 32 og 6,6 mg/kg (CRC CARE, 2017, citeret fra McCarthy m.fl. 2017).

3.2 Beregning af aktionsværdier

Som et selvstændigt element i denne rapport er der beregnet såkaldte PNEC-værdier (Predicted No Effect Concentration) ud fra indsamlet økotoxikologiske data og de metoder, som almindeligvis anvendes i REACH-regi. Disse PNEC er herefter anbefalet til brug for fastsættelsen af aktionsværdier.

Det drejer sig om to metoder, dels en metode, som anvender en usikkerhedsfaktor, som divideres på den laveste fundne acceptable nuleffekt koncentration, typisk en NOEC eller en EC₁₀-værdi, dels en metode, der er baseret på en estimeret (normal) fordeling af arters følsomhed over for det pågældende stof. Denne metode kaldes på engelsk *Species Sensitivity Distribution (SSD)*. Metoden forudsætter (og tester), at data kan regnes som normalfordelte. På baggrund af denne følsomhedsfordeling ekstrapoleres en koncentration kaldet HC₅ (Hazard Concentration for 5% of species), som svarer til den teoretiske NOEC/EC₁₀ værdi, man ville kunne forvente hos de 5% mest følsomme arter. Ved HC₅ sikres, at 95% af alle arter ikke vil blive eksponeret til en potentiel skadelig jordkoncentration. I fastsættelsen af HC₅ beregnes samtidig det øvre (UL-HC₅) og nedre (LL-HC₅) konfidensinterval rundt om medianværdier (HC₅).

Den væsentligste forskel mellem de to metoder er, at SSD baserer sig på en anvendelse af alle data, mens sikkerhedsfaktormetoden alene er baseret på ét enkelt datapunkt, hvor alle andre data alene bidrager i form af valg af størrelsen på den anvendte sikkerhedsfaktor.

3.2.1 Aktionsværdier beregnet med usikkerhedsfaktor

Zhao m.fl. (2011) undersøgte giftigheden af PFOS og PFOA over for planten Pak Choi (*Brassica chinensis*) i en lang række forskellige jordtyper med indhold af organisk materiale (OM) fra 0,2-7,95%. Der var ikke en robust 1:1 sammenhæng mellem EC₁₀ og OM, omend PFOS generelt havde lavere giftighed ved højt organisk indhold.

Brignole m.fl. (2003) undersøgte giftigheden af PFOS over for otte plantearter og afrapporterede EC₅₀ og NOEC-værdier. Senere genberegnete Verbruggen m.fl. (2020) EC₁₀ ud fra de originale data fra Brignole m.fl. (2003).

Princz m.fl. (2018) undersøgte giftigheden af PFOS over for to jordlevende invertebrater, springhalen *Folsomia candida* og jordmidten *Oppia nitens*.

Adskillige studier har undersøgt effekterne af PFOS og PFOA på regnorme, typisk kompostormen *Eisenia fetida*; f.eks. Stubberud (2006), Yuan m.fl. (2017), Joung m.fl. (2010), Kwak m.fl. (2020) og He m.fl. (2016). I tabel 13 og 14 er angivet de laveste nul-effektniveauer identificeret fra det indsamlede datasæt, som er gengivet i dets fulde format i Bilag 1. De fundne værdier stemmer overens med andre evalueringer i f.eks. Norge og Holland, idet de også i store træk bygger på de samme undersøgelser.

TABEL 13. Data for PFOS anvendt i beregning af PNEC med usikkerhedsfaktormetoden. Alle indsamlede data fremgår af Bilag 1.

Parameter	Ref.	Målparameter	mg/kg
Laveste EC ₁₀ ⁺ /NOEC	#1	Planter: <i>Lolium perenne</i>	0,79
Laveste EC ₁₀ /NOEC ⁺	#2	Invertebrater: <i>Aporrectodea caliginosa</i>	1,0
AF*	#3		50
PNEC			0,016

+ Anvendte parameter, * En sikkerhedsfaktor på 50 anbefales ved data fra langtidsstudier fra to trofiske niveauer (planter og invertebrater) (#3). #1 Verbruggen m.fl. 2020; #2 Zareitalabad m.fl. 2013. #3 ECHA 2008.

TABEL 14. Data for PFOA anvendt i beregning af PNEC med usikkerhedsfaktormetoden. Alle indsamlet data fremgår af Bilag 1.

Parameter	Ref.	Målparameter	mg/kg
Laveste EC ₁₀ ⁺ /NOEC	#1	Planter: <i>Sorghum bicolor</i>	5,98
Laveste EC ₁₀ /NOEC ⁺	#2	Invertebrater: <i>Eisenia fetida</i>	10
Laveste EC ₁₀ /NOEC ⁺	#3	Mikroorganismen: <i>Potential nitrifikationsrate</i>	0,5
AF*			10
PNEC			0,05

+ Anvendte parameter, * En sikkerhedsfaktor på 10 anbefales ved data fra langtidsstudier fra tre trofiske niveauer (mikrobielle processer, planter og invertebrater) (#4). #1 Gonzalez-Naranjo m.fl. (2014), #2 Stubberud (2006), #3 He m.fl. (2016).

3.2.2 Aktionsværdier beregnet ud fra arternes følsomhedsfordeling (SSD)

Kwak m.fl. (2020) udførte en lang række økotoxikologiske studier med henblik på at genere data, der kunne bruges i en SSD. I en SSD-beregning med kroniske data fra fem arter estimerede Kwak m.fl. (2020) HC₅ og HC₅₀ på henholdsvis 10,2 (2,4-42,3) og 106,1 (34,8-323,6) mg/kg. De anvendte data fra artiklen indgår også i den samlede mængde data, hvorfra data-udvælgelsen i denne rapport sker som beskrevet neden for.

Udvælgelse af data i denne rapport bygger på nedenstående hovedprincipper:

- SSD er om muligt beregnet samlet med arter (planter og invertebrater) og mikrobielle processer
- Hvis der findes både en EC₁₀ og en NOEC-værdi fra samme studie, vælges EC₁₀
- Hvis der er flere EC₁₀ eller NOEC med samme art og samme effektmål (f.eks. overlevelse eller vækst) fra forskellige studier eller fra forskellige jordtyper i samme studie, anvendes den beregnede geometriske middelværdi af den samlede mængde data (NOEC og EC₁₀) som input til SSD.
- Hvis der er målt på flere relevante effektmål for den samme art, vælges data fra det mest følsomme effektmål.

- Data, som er afrapporteret eller beregnet som < eller >, medtages ikke i SSD, det betyder f.eks., at en NOEC uden en fastsat LOEC ikke medtages, da usikkerheden i fastsættelsen af NOEC er større i sådanne situationer.

For PFOS og PFOA er nedenstående data (tabel 15 og 16) fundet brugbare til en SSD.

TABEL 15. SSD-data for PFOS. Et samlet datasæt kan findes i Bilag 1. Se desuden tekst for yderligere information.

Input	mg/kg	Arter	Gruppe
EC ₁₀	0,8	<i>Lolium perenne</i>	Plante
EC ₁₀	0,8	<i>Lactuca sativa</i>	Plante
EC ₁₀	1,0	<i>Aporrectodea caliginosa</i>	Invertebrat
EC ₁₀	2,3	<i>Allium cepa</i>	Plante
EC ₁₀	3,2	<i>Lycopersicon esculentum</i>	Plante
EC ₁₀	8,6	<i>Oppia nitens</i>	Invertebrat
NOEC	10,0	<i>Eisenia fetida</i>	Invertebrat
EC ₁₀	17,7	<i>Medicago sativa</i>	Plante
EC ₁₀	27,8	<i>Linum usitatissimum</i>	Plante
EC ₁₀ *	72,4	<i>Brassica chinensis</i>	Plante
EC ₁₀	74,5	<i>Glycine max</i>	Plante
EC ₁₀ *	90,3	<i>Folsomia candida</i>	Invertebrat

*Geometrisk middel af flere data

TABEL 16. SSD-data for PFOA. Et samlet datasæt kan findes i Bilag 1. Se desuden tekst for yderligere information.

Input	mg/kg	Arter	Gruppe
NOEC*	0,71	Potential nitrificationsaktivitet	Mikroorganismer
EC ₁₀	2,53	Phosphatase aktivitet	Mikroorganismer
EC ₁₀	4,12	Catalase aktivitet	Mikroorganismer
EC ₁₀	5,98	<i>Sorghum bicolor</i>	Plante
NOEC*	7,1	Dehydrogenase aktivitet	Mikroorganismer
NOEC	10,00	<i>Eisenia fetida</i>	Invertebrat
EC ₁₀	17,02	<i>Chlorococcum infusionum</i>	Invertebrat
NOEC*	22,4	Urease aktivitet	Mikroorganismer
NOEC	50,00	<i>Folsomia candida</i>	Invertebrat
EC ₁₀	83,80	<i>Triticum aestivum</i>	Plante
EC ₁₀	99,80	<i>Brassica chinensis</i>	Plante
NOEC	200,00	<i>Oryza sativa</i>	Plante
EC ₁₀	273,80	<i>Vigna radiata</i>	Plante
EC ₁₀	443,70	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	Invertebrat

*Geometrisk middel af flere data

På baggrund af ovenstående data er nedenstående HC₅ resultater opnået i SSD programmet ETX (version 2.3) udviklet af det Hollandske miljøinstitut RIVM (tabel 17). Her ses det, at PFOS er beregnet til potentielt at kunne påvirke 5% af alle arter (HC₅) ved en tifold lavere koncentration end PFOA. HC₅ kan tolkes som den estimerede jordkoncentration, der med 50%

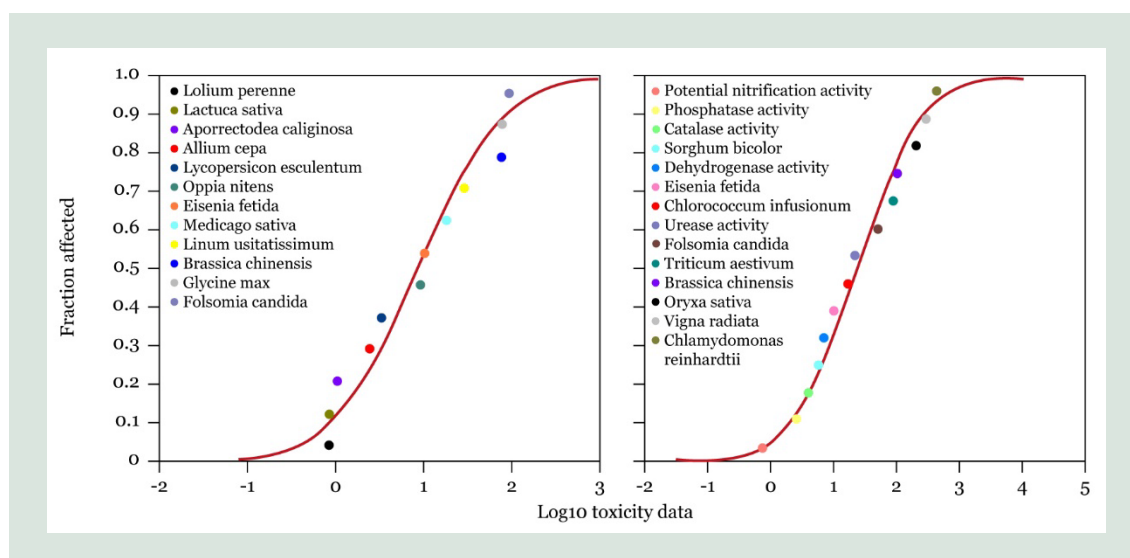
sikkerhed ikke overskrider et toksisk niveau for 95% af alle arter. $LLHC_5$ er den jordkoncentration, som viser det samme, men med 95% sikkerhed. Spændet mellem $LLHC_5$ og $ULHC_5$ svarer til konfidensintervallet rundt om middelværdien HC_5 . SSD-kurverne kan ses i figur 4.

I REACH sammenhæng anbefales det, at PNEC fastsættes på baggrund af HC_5 divideret med en sikkerhedsfaktor (Assessment Factor (AF)) på mellem 1 og 5, hvor størrelsen dels afhænger af mængden af data og antallet af arter, der indgår i SSD, samt supplerende data fra feltstudier eller lignende, der kan validere HC_5 . Da der ikke er identificeret økotoxikologiske data for det mikrobielle samfund for PFOS, er det valgt at anvende den højeste anbefalede sikkerhedsfaktor på 5. For PFOA foreligger der data for invertebrater, planter og mikrobielle processer, hvorfor en sikkerhedsfaktor på 3 er valgt.

TABEL 17. Input og output data fra ETX (version 2.3) samt beregnet PNEC (mg/kg) på baggrund af data præsenteret i tabel 15 og 16. Se tekst for forklaring.

Parameter	PFOS	PFOA
N	12	14
HC_5 (mg/kg)	0,40	0,9104
LL HC_5 (mg/kg)	0,06	0,1525
UL HC_5 (mg/kg)	1,23	2,8
GoF (mg/kg)*	Accepteret	Accepteret
$HC_5:LLHC_5$	6,50	5,97
HC_{50}	8,23	23,07
AF	5	3
PNEC (HC_5/AF)	0,08	0,30

*Goodness of Fit. Test af om data tilhører en normalfordeling. Accepteret på alle signifikansniveauer ($\leq 0,1$) i tre test, i.e. Anderson-Darling, Kolmogorov-Smirnov og Cramer von Mises tests for normalfordeling af data.



FIGUR 4. SSD-plot for PFOS (venstre) og PFOA (højre) fra ETX, version 2.3. Se tekst for yderligere forklaring.

3.3 Økotoksikologiske data for andre PFAS₄

Langt de fleste økotoksikologiske data for jordlevende organismer er for PFOS og PFOA. Samarasinghe m.fl. (2023) undersøgte giftigheden af PFHxS for regnorme (*Eisenia fetida*) og mikrobielle processer og fandt en relativ høj dødelighed af regnorme eksponeret til den laveste testkoncentration på 1000 µg/kg. Meget tyder dog på, at testjorden ikke var optimal for regnorme, eftersom der var en 40% dødelighed i kontroljorden. Det studie anses derfor ikke for at være validt. For regnorme eksponeret i en standardiseret OECD testjord blev en NOEC på 100.000 µg/kg observeret (LOEC = 250.000 µg/kg). For en række overordnede mikrobielle processer blev rapporteret LOEC og NOEC på henholdsvis 100.000 og 10.000 µg/kg. Karnjana-piboonwong m.fl. (2018) fandt ligeledes en LOEC for PFHxS på 100.000 µg/kg, mens der ingen signifikant effekt (NOEC) var ved en eksponering til 1.000 µg/kg. Det tilsvarende blev observeret for PFNA, dvs. LOEC og NOEC på 100.000 og 1.000 µg/kg (Karnjanapiboonwong m.fl. 2018)

3.4 Konklusion

Da der forefindes en relativ stor mængde data for PFOS og PFOA, anbefales det at anvende SSD metoden, også selv om denne for PFOS ikke inkluderer effekter på det mikrobielle samfund. I betragtning af at der ikke er fundet studier, som har undersøgt effekter af PFOS på det mikrobielle samfund, er det besluttet at anvende den i REACH sammenhæng højest anbefalede sikkerhedsfaktor på 5 i ekstrapolation fra HC₅ til PNEC. For PFOA findes data for tre trofiske niveauer, hvorfor en sikkerhedsfaktor på 3 er valgt. PNEC kan anvendes direkte som en anbefalet aktionsværdi i jord, som beskytter jordlevende organismer og essentielle mikrobielle processer.

PFOS AV_{biota} = 80 µg/kg

PFOA AV_{biota} = 300 µg/kg

Disse aktionsværdier er ikke væsentligt forskellige fra tilsvarende miljøkvalitetskrav fra Holland, Norge og Canada. Det skal bemærkes, at den anbefalede aktionsværdi for PFOA baseret på SSD er højere end den værdi, der kunne estimeres ved brug af sikkerhedsfaktormetoden. Den laveste identificerede NOEC er en lav (<10%) hæmning af den potentielle nitrifikationsaktivitet ved 0,5 mg/kg observeret i et studie fra He m.fl. (2016). I samme studie blev EC₅₀ estimeret til 65,95 og 93,31 mg/kg i to jordtyper.

For de to resterende PFAS₄, PFNA og PFHxS, er det vurderet, at der er utilstrækkeligt med valide data til at fastsætte en aktionsværdi. Intet tyder dog på, at disse to PFAS er markant mere toksiske for jordlevende organismer og processer end PFOS og PFOA.

4. Grundvand og drikkevand

PFAS-forurenede jord har i mange tilfælde vist sig at være en potentiel kilde til forurening af grundvand og drikkevand.

Gruppen af PFAS har et stort spæn i fysiske-kemiske egenskaber og vil derfor opføre sig forskelligt i jordmatricen, hvorfor udsivningspotentialet af de enkelte PFAS kan være markant forskellig. PFAS vil qua deres egenskaber ikke bindes til jordens organiske pulje på samme vis som en række andre organiske mikroforureninger, herunder pesticider, PAH og andre persistente organiske stoffer (POP). Binding, mobilitet og udvaskning vil – foruden de stofspecifikke egenskaber – afhænge af bl.a. jordtypen, de hydrologiske forhold og forureningens alder. Reduceret biotilgængelighed og mobilitet af PFAS er vist at ændre sig over tid som følge af ældningsprocesser (adsorption m.m.). Gassmann m.fl (2021) viste for eksempel i et udendørs lysimeterstudie, at mere end 90% af den tilførte PFOS og PFOA 10 år senere befandt sig i en adsorberet form, der gjorde stofferne utilgængelig for planteoptag og udvaskning fra jordsøjlen. McLachlan m.fl (2019) viste til gengæld en noget større mobilitet af visse PFAS i et korterevarende lysimeterstudie. De konkluderede, at mens C11-C14 PFAS i høj grad kunne karakteriseres som værende inkorporeret i jordmatricen som ikke ekstraherbart PFAS (non extractable residues, NER) ved forsøgets afslutning, var de kortere PFAS noget mere mobile og blev derfor i større grad udvasket fra lysimeterkolonnen. Udvasningen var relativt størst ved høje koncentrationer og højere, når PFAS blev tilført som blandinger fremfor enkeltstoffer.

4.1 Beregning af udvaskning

Jensen m.fl. (2022) har i detaljer beskrevet, hvordan nedenstående formler kan bruges til at beregne en aktionsværdi for PFAS i jord, der beskytter grundvand. Som et forsigtighedsprincip fastsættes den maksimale koncentration i grundvand til drikkevandskriteriet. Som et yderligere forsigtighedsprincip vælges en tilgang, hvor denne koncentration ikke overskrides som beregnet værdi i den jordvæske (porevand), der potentielt kan sive ned til grundvandsspejlet. Dette er i overensstemmelse med retningslinjerne i REACH, der også tager hensyn til, at der er områder i Europa, hvor grundvandsspejlet ligger tættere på overfladen end de områder i Danmark, hvor der typisk er drikkevandsboringer. Det skal dog samtidigt nævnes, at Danmark i henhold til Vandrammedirektivet er forpligtet til at vende opadgående tendenser ved målte koncentrationer på 75% af drikkevandskriteriet.

$$C_{\text{soil}} = (C_{\text{pw}} \cdot K_{\text{soil-water}} \cdot 1000) / (RHO_{\text{soil(dw)}}) \quad \text{Eq. 4.1}$$

Hvor

TABEL 18. [Overskrift]

C_{soil}	Beregnet jordkoncentration (aktionsværdi), der beskytter mod uacceptabel grundvandsforurening	Eq. 4.1	mg/kg
C_{pw}	Koncentration i porevand her fastsat som en maksimal koncentration, der svarer til gældende grund- og drikkevandskriterier	0,002*	µg/L
$RHO_{\text{soil(dw)}}$	Densitet af tør jord	1700	kg/m ³
$K_{\text{soil-water}}$	Fordelingskoefficient mellem jord og vand (v/v)	Eq. 4.2	m ³ /m ³
1000	Omregningsfaktor	-	µg/mg

*Grænseværdien på 2 ng/L gælder for summen af fire PFAS (PFOS, PFOA, PFNA og PFHxS)

Og fordelingskoefficienten mellem jord og vand ($K_{soil-water}$) er defineret som:

Eq. 4.2:

$$K_{soil-water} = (F_{air-soil} \cdot K_{air-water}) + F_{water-soil} + (F_{solid-soil} \cdot \frac{K_p}{1000} \cdot RHO_{solid})$$

Hvor

$F_{air-soil}$	Andel af luft i jord	0.2	m^3/m^3
$F_{water-soil}$	Andel af vand i jord	0.2	m^3/m^3
$F_{solid-soil}$	Andel af fast masse i jord	0.6	m^3/m^3
RHO_{solid}	Densitet af tør jord	1700	kg/m^3
$K_{air-water}$	Fordelingskoefficienten mellem luft og vand i jord	Eq. 4.3	m^3/m^3
$K_{p soil}$	Fordelingskoefficienten mellem fast masse og vand i jord	Eq. 4.4	L/kg

og

$$K_{air-water} = \frac{VP \cdot MOLW}{SOL \cdot R \cdot TEMP} \quad \text{Eq. 4.3}$$

og

$$K_{p soil} = F_{oc} \cdot K_{oc} \quad \text{Eq. 4.4}$$

Hvor

VP	Damptryk	0,01	Pa
MOLW	Molvægt	Stofspecifik	g/mol
SOL	Opløselighed i vand	Stofspecifik	mg/L
TEMP	Temperatur	285	K
R	Gaskonstant	8.314	Pa m ³ /mol/K
F_{oc}	Andel af organisk kulstof i tør jord	0.02	kg/kg
K_{oc}	Fordelingskoefficient mellem organisk kulstof og vand	Stofspecifik	L/kg

For de fire PFAS, der udgør sumkriteriet for PFAS₄, anvendes nedenstående fysiske-kemiske input data. For alle PFAS anvendes en generisk halveringstid i jord (DT_{50}) på 100 år og et damptryk på 0,01 Pa. De anvendte $\log K_{oc}$ er medianværdier fra et større antal studier, som er gennemgået nærmere i Jensen m.fl. (2022).

PFAS	MOLW (g/mol)	SOL (mg/L)	Log K_{oc} (L/kg)
PFOS	500,1	370	3,6
PFOA	414,1	9500	2,3
PFNA	464,1	0,0625	2,9
PFHxS	400,1	2,13	2,3

Med disse inputdata kan nedenstående jordkoncentrationer (aktionsværdier) beregnes for det scenarie, at hele grænseværdien for PFAS i grundvand (2 ng/L) alene allokeres til det pågældende PFAS. I samme tabel er angivet de beregnede teoretiske udvaskningsrater ($k_{leaching}$) for PFAS₄ (Eq. 4.5). Som det ses, er der en 1:1 omvendt proportionalitet mellem de beregnede aktionsværdier og udvaskningsraten ($k_{leaching}$), beregnet som:

$$k_{leaching} = \frac{Finf \times Rainrate}{K_{soil-water} \times DEPTH_{soil}} \quad \text{Eq. 4.5}$$

Hvor

F_{inf}	Infiltrationsandelen af regnvand	0,25	-
$RAIN_{rate}$	Raten af nedbør	1,92E-03	m/day
$K_{soil-water}$	Fordelingskoefficient mellem jord og vand	Eq. 4.2	m ³ /m ³
$DEPTH_{soil}$	Opblandingsdybden i jord	0,2	m

Parameteren C_{soil} i Eq. 4.1 kan beregnes for PFAS₄ som aktionsværdier i jord, der beskytter grundvand under forudsætning af, at hele grundvandskriteriet er allokeret til den pågældende PFAS, og der ingen fortynding sker fra porevandet og til grundvandsmagasinet. Beregnede aktionsværdier for PFAS₄ er angivet i tabel 18.

TABEL 19. Beregnede aktionsværdier for jord, der beskytter mod overskridelse af grundvandskriterierne, hvis den fulde grænseværdi på 2 ng/L alene allokeres til det pågældende PFAS. Derudover er angivet de beregnede fordelingskoefficienter mellem jord og vand ($K_{soil-water}$) og luft og vand ($K_{air-water}$) samt udvaskningsraten ($k_{leaching}$). Ligningerne 4.1-4.5 og tilknyttede parametre er anvendt i beregningerne.

PFAS	AV_{soil} (µg/kg)	$K_{soil-water}$	$K_{air-water}$	$k_{leaching}$ (d ⁻¹)
PFOS (C ₈)	9,6E-02	81,41	5,7E-09	3,0E-05
PFOA (C ₈)	5,0E-03	4,27	1,8E-10	5,6E-04
PFNA (C ₉)	1,9E-02	16,40	3,1E-05	1,5E-04
PFHxS (C ₆)	5,1E-03	4,37	7,3E-07	5,5E-05

4.2 Revideret model for udvaskning

Det amerikanske US EPA anvender i store træk den samme fremgangsmåde som i EU og REACH. Brusseau og Guo (2023) præsenterede en udvidet, tilpasset og mere realistisk revision af denne model for PFAS (Eq. 4.6), der tager hensyn til, at PFAS i stor grad vil befinde sig ikke alene i interfasen mellem jord og porevand, men også i interfasen mellem poreluft og porevand. Hvilket ligeledes er præsenteret i det følgende.

Nedsivning af miljøfarlige forurenende stoffer fra porevand til grundvand påvirkes af to overordnede faktorer, fortynding (D) og hvad man måske bedst kan oversætte med "forsvinding" eller "dæmpning" (A). Et stof kan forsvinde fra porevandet og poreluften gennem nedbrydning eller (irreversibel) binding til jorden. Samlet kalder US EPA dette for attenuation (dæmpning). Tilsammen kaldes de to faktorer DAF, dilution-attenuation factor. En DAF på 1 dækker en situation, hvor grundvandskoncentrationen forventes at være lig med porevandskoncentrationen, altså meget lig Eq. 4.1, det vil sige, at der ingen fortynding eller yderligere adsorption sker mellem den umættet zone og grundvandsspejlet.

$$C_{soil} = C_{pw} \cdot \theta_w / \rho_b \cdot R_d \quad \text{Eq. 4.6}$$

Hvor θ_w / ρ_b er forholdet mellem andelen af vand i jord (20% volumenmæssigt) og densiteten af jord (1,5 kg/L), samt C_{pw} er koncentrationen af PFAS i porevandet, hvilket igen i denne rapport sættes lig med koncentrationen i grundvandet gange med DAF, i.e. $C_{pw} = C_{gw} \times DAF$,

og

$$R_d = (1 + K_d \rho_b / \theta_w + \theta_a / \theta_w) \quad \text{Eq. 4.7}$$

Brusseau og Guo (2023) tilpasser ovenstående standard ligning (Eq. 4.6) til PFAS (Eq. 4.8) ved at inddrage fordelingen af stof i luft-vand interfasen som

$$R_d = (1 + K_d \rho_b / \theta_w + H \theta_a / \theta_w + K_{aw} a_{aw} / \theta_w)$$

Eq. 4.8

Hvor

C_{soil}	Beregnet jordkoncentration (aktionsværdi), der beskytter mod uacceptabel grundvandsforurening	$\mu\text{g}/\text{kg}$
θ_w	Volumenmæssigt vandindhold i jord	L^3/L^3
ρ_b	Densitet af jord	g/cm^3
R_d	Fordelingskoefficient (se Eq. 4.8)	-
θ_a	Volumenmæssigt luftindhold i jord	L^3/L^3
K_{aw}	Luft-vand adsorptionskoefficient	cm
a_{aw}	Luft-vand interfase areal	cm^2/cm^3
H	Henry's law konstant	-
K_d	Fordelingskoefficient mellem fast masse og vand i jord ($f_{oc} \times K_{oc}$)	cm^3/g
C_{pw}	Koncentration i porevand = $C_{gw} \times \text{DAF}$	$\mu\text{g}/\text{L}$
C_{gw}	Koncentration i grundvand = MKK_{gw}	$\mu\text{g}/\text{L}$
DAF	Dilution-Attenuation Factor (se tekst)	-

Neden for i tabel 19 er indsat de generiske værdier, som US EPA anvender i deres beregninger, og som er gengivet i Brusseau og Guo (2023). I modsætning til beregningerne for typiske organiske miljøfarlige forurenende stoffer er luft-vand adsorptionskoefficienten (K_{aw}) og luftmæssige volumen i jord (θ_a) inddraget i beregningerne. I samme tabel er præsenteret alternative beregninger, hvor samme princip og samme formler anvendes. Henry's konstant er i Brusseau og Guo (2023) sat til nul for begge PFAS, mens det i de reviderede beregninger er baseret på data hentet fra ITCR PFAS Technical and Regulatory Guidance Document² (Se Bilag 2). De anvendte K_d værdier er i alle tilfælde baseret på målte K_d værdier i forskellige jordtyper og ikke K_d værdier estimeret på viden om organisk indhold og stoffets K_{oc} . Brusseau og Guo (2023) baserer deres anvendte K_d på et enkelt studie, men den anvendte K_d i de reviderede beregninger til denne rapport bygger på et større antal målinger opsummeret i Jensen m.fl. (2022) og gentaget i Bilag 3.

Mens Attenuation Factor (AF) er sat til 1 i Brusseau og Guo (2023), dvs. ingen tilbageholdelse eller nedbrydning, er der i indeværende studie, på baggrund af viden fra f.eks. Gassmann m.fl. (2021), også inddraget viden for PFOA og PFOS om ældning og langtidsdannelse af en ikke-ekstraherbar andel af PFAS (Non Extractable Residues – NER). NER forventes ikke umiddelbart at være tilgængelig for optag i planter og dyr eller udvaskning fra jorden. NER er anslået til 90% på baggrund af målinger og modellering af data opsamlet i et langtidsstudie med monitoring af planteoptag og udvaskning fra lysimeter over en periode på mere end 10 år (Gassmann m.fl. 2021).

Samme beregningsmåde ift. inklusion af DAF er fremstillet for PFNA og PFHxS i Tabel 20. Der findes ikke langtidsstudier, som belyser dannelsen af NER for PFNA og PFHxS, men på baggrund af adsorptionsstudier, bioakkumuleringsstudier samt størrelse af K_d og K_{oc} er det antaget, at langtidsdannelsen af NER for PFNA svarer til PFOS og PFOA, dvs. 90%. PFHxS er vist at være mere mobil og at have en højere optagelsesrate i f.eks. planter, hvorfor NER for denne PFAS, som en konservativ antagelse, er sat til 0.

² <https://pfas-1.itrcweb.org/>

TABEL 20. Beregnede aktionsværdier for PFOS og PFOA som angivet i Brusseau og Guo (2023) samt en revideret beregning baseret på alternative H , K_d og NER -værdier (se tekst for mere info). Henry's konstant er i studiet af Brusseau og Gou (2023) angivet som 0, men H i den revideret beregning til denne rapport er angivet som den geometriske middel af data fundet i en oversigt fra ITCR PFAS Technical and Regulatory Guidance Document (Bilag 2). Antal data for H og K_{aw} var for begge PFAS 13. K_d værdierne i de reviderede beregninger er geometrisk middel af værdier fundet i Jensen m.fl. (2022). Antal K_d værdier var her 48 for både PFOS og PFOA (Bilag 3).

Parameter	Brusseau og Guo (2023)		Revideret DAF (se tekst)		Enhed
	PFOS	PFOA	PFOS	PFOA	
C_{gw}	0,002	0,002	0,002	0,002	$\mu\text{g/L}$
θ_w	0,2	0,2	0,2	0,2	L^3/L^3
ρ_b	1,5	1,5	1,5	1,5	g/cm^3
θ_a	0,2	0,2	0,2	0,2	L^3/L^3
K_{aw}	0,12	0,008	0,0135	0,0138	-
H	0	0	0,018	0,018	-
a_{aw}	446	446	446	446	cm^{-1}
K_d	2	1	8,10	1,36	cm^3/g
DF	20	20	20	20	-
NER	0	0	0,9	0,9	-
AF ($1/(1-NER)$)	1	1	10	10	-
DAF	20	20	200	200	-
$C_{soil} (AV_{jord})$	1,51	0,14	4,90	2,24	$\mu\text{g}/\text{kg}$

TABEL 21. Beregnede aktionsværdier for PFNA og PFHxS efter en beregning baseret på målte H , K_d og NER -værdier (se tekst for mere info). Henry's konstant er i dette studie angivet som den geometriske middel af data fundet i en oversigt fra ITCR PFAS Technical and Regulatory Guidance Document. Antal data for H og K_{aw} var 7 for PFNA og 4 for PFHxS. K_d værdierne er geometrisk middel af værdier fundet i Jensen m.fl. (2022). Antal data var 43 for PFNA og 40 for PFHxS (Bilag 3).

Parameter	Revideret DAF (se tekst)		Enhed
	PFNA	PFHxS	
C_{gw}	0,002	0,002	$\mu\text{g/L}$
θ_w	0,2	0,2	L^3/L^3
ρ_b	1,5	1,5	g/cm^3
θ_a	0,2	0,2	L^3/L^3
K_{aw}	0,067	0,00139	-
H	0,068	0,00139	-
a_{aw}	446	446	cm^{-1}
K_d	3,23	0,725	cm^3/g
DF	20	20	-

NER	0,9	0	-
AF (1/(1-NER))	10	1	-
DAF	200	20	-
C_{soil} (AV_{jord})	9,37	0,05	µg/kg

4.3 Grænseværdier baseret på udbygget modellering af PFAS-binding

Som en opfølgende udbygning af metodetilgangen i Brusseau og Guo (2023) gennemgået i afsnit 4.2, publicerede samme forskningsgruppe en opdateret beregning hvor de denne gang inkluderede tilbageholdelsen (på engelsk *attenuation* eller *retention*) af PFAS i den umættet zone (Smith m.fl. 2024). Tilbageholdelsen dækker både processer i interfasen mellem luft og vand samt mellem jord og vand. Derved ændres DAF i tabel 19 til ikke kun at inkludere fortynding, men også tilbageholdelse gennem en dynamisk modellering af bindingsforholdene i jordens porerum. Modsat de fleste andre organiske forureninger, søger mange PFAS gerne ophold i interfasen mellem luft og vand. Dette øger tilbageholdelsen i jorden og derved nedsættes eller forsinkes udvaskningen, hvilket alt andet lige muliggør højere jordkoncentrationer med det samme beskyttelsesmål. Modelberegningerne viser også at jordtypen og længden af kulstofkæden i PFAS har stor betydning for tilbageholdelsen. For eksempel spænder den beregnede tilbageholdelsesfaktor (*attenuation factor*) i fem jordtyper mellem 5 og 20 for PFOA, mens den er en faktor 25-80 for PFOS. Dette har en stor effekt på beregningen af grænseværdierne i jord (Soil Screening Levels). Smith m.fl. (2024) beregnede med den nye metode SSL for en række scenarier, som dækkede tre forskellige nedbørsmængder (30, 60 og 120 cm/år), fem forskellige jordtyper og to forskellige forureningsområder (brandslukningsskum og spildevandsslam). For en detaljeret beskrivelse af metoder og resultater henvises til Smith m.fl. (2024), men fælles for alle scenarier er at grænseværdierne øges markant når realismen øges ved inklusion af PFAS-tilbageholdelsen i vand-luft interfasen. Som et resultat heraf vil de beregnede værdier fra Brusseau og Guo (2023) i Tabel 19 og 20 øges med den specifikke tilbageholdelsesfaktor. En sammenligning mellem Soil Screening Values (SSL) beregnet med metoderne i henholdsvis Brusseau og Guo (2023) og Smith m.fl. (2024) viser således at SSL er henholdsvis 9,5, 38,9 og 4,7 gange højere i gennemsnit for PFOA, PFOS og PFHxS (ingen data for PFNA) ved brug af den mere realistiske metode i Smith m.fl. (2024).

4.4 Yderligere tilpasning til lokale forhold

Da det som oftest vil være tilfældet, at der forefindes en blanding af PFAS, vil det ikke være muligt at anvende ovenstående jordkoncentrationer (C_{soil}) som aktionsværdier, hvis det samlede grundvandskriterie for PFAS₄ skal overholdes. En aktionsværdi udtrykt som sumværdi afhænger dog af fordelingen mellem de fire PFAS, der indgår i grundvandskriteriet. Hvis den samlede forurening primært består af PFAS med lav udvaskningspotentiale, kan aktionsværdien i jord være højere end i den omvendte situation.

$$AV_{PFAS4} = F_{PFOS} \times AV_{PFOS} + F_{PFOA} \times AV_{PFOA} + F_{PFNA} \times AV_{PFNA} + F_{PFHxS} \times AV_{PFHxS} \quad \text{Eq. 4.9}$$

Hvor F_x er den relative koncentrationsandel af det pågældende PFAS målt i jorden på den pågældende forurening i forhold til summen af PFAS₄, f.eks. F_{PFOS} = C_{PFOS}/C_{PFAS4}.

Som et tænkt eksempel vil den samlede aktionsværdi (jordkoncentration) for PFAS₄ på et område med en relativ fordeling af PFOS, PFOA, PFNA og PFHxS på henholdsvis 65, 25, 8 og 2% være:

$$AV_{PFAS_4} = 0,65 \times AV_{PFOS} + 0,25 \times AV_{PFOA} + 0,08 \times AV_{PFNA} + 0,02 \times AV_{PFHxS}$$
$$AV_{PFAS_4} = 0,65 \times 4,91 \mu\text{g/kg} + 0,25 \times 2,24 \mu\text{g/kg} + 0,08 \times 9,32 \mu\text{g/kg} + 0,02 \times 0,05 \mu\text{g/kg}$$
$$AV_{PFAS_4} = 4,50 \mu\text{g/kg}$$

Ovenstående beregning er dækkende for en historisk forurening, hvor dannelsen af NER kan forventes at påvirke udvaskningspotentialet af en række PFAS (tabel 19 og 20)

Da nedsivningen til grundvandsmagasin vil ske over et større område og afhænge af den samlede masse, bør koncentrationsandelene beregnes på baggrund af gennemsnitskoncentrationer målt over så stor en andel af området som muligt. Med andre ord som $F_{PFOS} = C_{\text{gns-PFOS}}/C_{\text{gns-PFAS}_4}$.

4.5 Nye sumkriterier for grundvand baseret på PFOA ækvivalenter

EU kommissionens forskningscenter JRC (Joint Research Center) publicerede i 2021 et dokument, der ændrede i metoden til fastsættelse af grænseværdier relateret til human eksponering for PFAS og derved også i det akvatiske miljø ved at introducere beregninger baseret på såkaldte PFOA-ækvivalenter (PFOA_{Eq}) eller relativ potens faktor (RPF) (JRC 2021). Værdien af RPF er baseret på den relative potens af den enkelte PFAS til at udøve humantoksikologiske effekter på f.eks. immunforsvaret og ikke de relative økotoksikologiske effekter i ferskvand. Dette dokument blev året efter evalueret af EU Kommissionens *Scientific Committee on Health, Environmental and Emerging Risks* (SCHEER, 2022). Dokumentet omfatter 24 PFAS, der indgår i den bagvedliggende videnskabelige artikel (Bil m.fl. 2021). Ikke alle værdier for den relative potens bygger på empiriske data, idet RPF for 6 af de 24 PFAS bygger på *read across* (det vil sige på papiret sammenlignelige PFAS) (tabel 21). På baggrund af de fundne RPF og den gældende EU kvalitetsstandard for PFOA i drikkevand kan der fastsættes et sumkriterie for drikkevand og derved for grundvand på 0,0044 µg PFOA_{Eq}/L som den samlede sum af PFAS₂₄ (Miljøstyrelsen 2023). Da PFOS alene har en RPF på 2, er en grænseværdi på 4,4 ng PFOA_{Eq}/L for 24 PFAS alt andet lige en betragtelig skærpelse ift. det eksisterende på 2 ng/L for summen af PFAS₄.

Et sumkriterie for 24 PFAS komplicerer yderligere beregningerne præsenteret i de foregående afsnit og ligninger. Der er for eksempel ikke en påvist sammenhæng mellem den relative potens i mennesker (pattedyr) og stoffernes potentiale for udvaskning. Det vil derfor være forbundet med meget stor usikkerhed at bruge eksisterende metoder til at beregne aktionsværdier i jord for den samlede gruppe af PFAS₂₄.

TABEL 22. Størrelsen af den Relative Potens Faktor for PFAS₂₄ som anvendt i JRC (2021) og publiceret i Bil m.fl. (2021). Se tekst for yderligere forklaring.

PFAS	Relativ potens faktor (RPF)
PFBA	0.05
PFPeA	0.01 ≤ RPF ≤ 0.05 *
PFHxA	0.01
PFHpA	0.01 ≤ RPF ≤ 1 *

PFOA	1
PFNA	10
PFDA	$4 \leq RPF \leq 10$
PFUnA eller PFUnDA	4
PFDoDA eller PFDoA	3
PFTTrDA	$0.3 \leq RPF \leq 3$ *
PFTeDA	0.3
PFHxDA	0.02
PFODA	0.02
PFBS	0.001
PFPeS	$0.001 \leq RPF$
PFHxS	0.6
PFHpS	$0.6 \leq RPF \leq 2$
PFOS	2
PFDS	2 *
6:2 FTOH	0.02
8:2 FTOH	0.04
HFPO-DA (Gen X)	0.06
ADONA	0.03
C6O4	0.06 *

*Baseret på read-across fra andre PFAS

4.6 Konklusion

Uanset forureningsprofil viser beregningerne, at de beregnede aktionsværdier, selv med en inkludering af NER, ligger væsentligt under det gældende jordkvalitetskrav for human beskyttelse på 10 µg PFAS₄/kg, hvorfor yderligere lokalspecifikke beregninger og målinger kan være nødvendige. En overskridelse af det humantoksikologiske jordkvalitetskriterium vil derfor kræve mere lokalspecifikke undersøgelser så som avancerede modelberegninger/udvaskningsforsøg eller analyser fra sugeceller i de dybere jordlag.

5. Overfladevand

PFAS forurenede jord har i mange tilfælde vist sig at være en potentiel kilde til forurening af f.eks. vandløb og søer.

Da aktionsværdier for forurenede jord som oftest er generiske og ikke betinget af jordtype og forureningsalder, er det valgt at se bort fra ældning (NER) i nedenstående beregninger, men der er dog inkluderet en anvisning til, hvordan NER kan inddrages i lokalspecifikke risikoevalueringer.

Jensen m.fl. (2022) har i detaljer beskrevet metoden, men nedenstående formler kan bruges til at beregne en aktionsværdi for PFAS i jord, der beskytter overfladevand. Som et forsigtighedsprincip fastsættes den maksimale beregnede koncentration i jordvæsken (porevand) til tre gange det relevante vandkvalitetskrav, idet det antages, at porevandet fortyndes minimum tre gange på sin vej gennem jord til overfladevand. Dette er formodentlig et konservativt estimat, idet der som oftest i sådanne generiske beregninger benyttes en fortyndingsfaktor på minimum 10 i danske vandløb (Boutrup m.fl. 2021). Omvendt kan effektiv dræning af landbrugsjorder og derved en hurtig og direkte transportvej fra jord til vandløb reducere fortyndingsfaktoren.

$$AV_{soil} = \frac{C_{pw} \cdot K_{soil-water} \cdot 1000}{RHO_{soil(dw)}} = \frac{3 \times C_{fw} \cdot K_{soil-water} \cdot 1000}{RHO_{soil(dw)}} \quad \text{Eq. 5.1}$$

Hvor

C_{soil}	Beregnet jordkoncentration (aktionsværdi), der beskytter mod uacceptabel grundvandsforurening	Kapitel 4	mg/kg
C_{pw}	Maksimal koncentration i porevand, der, efter en fortynding med en faktor 3, ikke medfører koncentrationer i overfladevand, som overskrider relevante vandkvalitetskrav	0,002*	µg/L
C_{fw}	Maksimal koncentration i det berørte overfladevand, her typisk et vandkvalitetskrav		µg/L
$RHO_{soil(dw)}$	Densitet af tør jord	1700	kg/m ³
$K_{soil-water}$	Fordelelingskoefficient mellem jord og vand (v/v)	Eq. 3.4	m ³ /m ³
1000	Omregningsfaktor	-	µg/mg

*Grænseværdien på 2 ng/L gælder for summen af fire PFAS (PFOS, PFOA, PFNA og PFHxS)

Og fordelelingskoefficienten $K_{soil-water}$ mellem jord og vand er defineret som:

$$K_{soil-water} = (F_{air-soil} \cdot K_{air-water}) + F_{water-soil} + (F_{solid-soil} \cdot \frac{K_p}{1000} \cdot RHO_{solid}) \quad \text{Eq. 5.2}$$

Hvor

$F_{air-soil}$	Andel af luft i jord	0.2	m ³ /m ³
$F_{water-soil}$	Andel af vand i jord	0.2	m ³ /m ³
$F_{solid-soil}$	Andel af fast masse i jord	0.6	m ³ /m ³
RHO_{solid}	Densitet af tør jord	1700	kg/m ³

$K_{air-water}$	Fordelingskoefficient mellem luft og vand i jord	Eq. 3.5	m^3/m^3
K_{psoil}	Fordelingskoefficient mellem fast masse og vand i jord	Eq. 3.6	L/kg

Og

$$K_{air-water} = \frac{VP \cdot MOLW}{SOL \cdot R \cdot TEMP} \quad Eq. 5.3$$

Og

$$Kp_{soil} = Foc \cdot Koc \quad Eq. 5.4$$

Hvor

VP	Damptryk	0,01	Pa
MOLW	Molvægt	Stofspecifik	g/mol
SOL	Opløselighed i vand	Stofspecifik	mg/L
TEMP	Temperatur	285	K
R	Gaskonstant	8.314	Pa m ³ /mol/K
F_{oc}	Andel af organisk kulstof i tør jord	0.02	kg/kg
K_{oc}	Fordelingskoefficient mellem organisk kulstof og vand	Stofspecifik	L/kg

5.1 Vandkvalitetskrav og -kriterier

I fersk overfladevand er der alene et gældende vandkvalitetskrav for PFOS, mens der ligeledes er fastsat en grænseværdi for PFOS målt i ferskvandsfisk. Det danske vandkvalitetskrav er baseret på en EU-beregnet EQS (Environmental Quality Standard) værdi. EQS er fastsat efter gældende anbefalinger knyttet til vandrammedirektivet og er implementeret direkte som vandkvalitetskrav i Danmark. EU har i deres data dossier for PFOS dog fastsat to typer af EQS (EU, 2011). De gældende danske vandkvalitetskrav for PFOS på 0,00065 µg/L i ferskvand er fastsat med henblik på at beskytte mennesker for uacceptabelt PFAS-indtag gennem konsumfisk fanget af f.eks. lystfiskere. Disse beregninger af EQS er baseret på en række ekstrapolationer fra fisk til vand, som bl.a. anvender K_{ow} for PFOS, og da der, bl.a. grundet PFOS-binding til proteiner frem for fedt, ikke kan etableres en pålidelig K_{ow} , er denne ekstrapolation behæftet med stor usikkerhed, hvilket også fremhæves i de relevante EU-dossier.

EU fastsatte i samme data-dossier en økotoxikologisk baseret EQS for PFOS i ferskvand på 0,23 µg/L (EU 2011). Dette EQS er fastsat på baggrund af økotoxikologiske data og er fastsat med henblik på at beskytte pelagiske organismer mod uønskede populationseffekter. Denne EQS er siden revurderet og anbefales nu til at være 0,023 µg/L (JRC 2022, SCHEER 2022, Miljøministeriet 2023)

5.2 Beregning af aktionsværdi i jord

For PFOS anvendes nedenstående fysiske-kemiske input data. I beregningerne anvendes en generisk halveringstid i jord (DT_{50}) på 100 år og et damptryk på 0,01 Pa. Den anvendte log K_{oc} er en medianværdi fra et større antal studier, som er gennemgået nærmere i Jensen m.fl. (2022).

PFAS	MOLW (g/mol)	SOL (mg/L)	Log K_{oc} (L/kg)
PFOS	500,1	370	3,6

Med disse input data for PFOS kan nedenstående jordkoncentrationer (aktionsværdier) beregnes for det scenarie, der passer til beskyttelsesmål, det vil sige beskyttelse af ferskvandsbiota

og/eller beskyttelse mod uacceptabelt humant indtag af konsumfisk fanget i det berørte overfladevand (tabel 22).

TABEL 23. Beregnet aktionsværdier i jord for PFOS, der beskytter henholdsvis de ferske økosystemer og mennesker fra uacceptabelt indtag af PFOS gennem konsumfisk.

	EQS _{Akvatisk Biota}	EQS _{Konsumfisk}
EQS (µg/L)	0,023	0,00065
C _{pw} (porevand = 3 x EQS)	0,069	0,00195
AV _{biota} (µg/kg tv)	4,86	
AV _{konsumfisk} (µg/kg tv)		0,137

Ovenstående beregnede værdier, især den anbefalede aktionsværdi for beskyttelse af mennesker mod indtag af PFAS gennem konsumfisk, er væsentligt under det gældende jordkvalitetskrav for human beskyttelse på 10 µg PFAS₄/kg, der beskytter børn, som direkte indtager PFAS gennem spist jord. Derfor kan yderligere beregninger og målinger være nødvendige, hvis det vurderes, at denne eksponeringsrute er relevant for det pågældende område.

5.3 Opfølgende beregninger og handlemuligheder

Som det fremgår af ovenstående, er der anvendt en konservativ beregningsmetode, idet det forudsættes, at den beregnede koncentration i porevandet under hele områdets jordlag kun fortyndes tre gange i det berørte overfladevand. Hvis man kender den lokale fortyndingsfaktor (FF), kan de beregnede aktionsværdier justeres herefter som:

$$AV_{\text{PFOS-lokal}} = \frac{FF}{3} \times AV_{\text{PFOS}}$$

Nedsat mobilitet som følge af ældning og ikke ekstraherbart PFAS (NER) er ikke inkluderet i beregningerne. På den baggrund kan nedenstående justering på eksisterende PFAS-forurening med en alder på mere end 10 år overvejes i screeningssammenhæng. Der findes data fra bl.a. et langtidsstudie med PFOS (Gassmann m.fl. 2021), hvor mere end 90 % af PFOS var estimeret til at være ikke ekstraherbart eller biotilgængeligt efter 10 år, idet PFOS ikke i nævneværdig grad blev fundet i udsivningsvand eller blev optaget i planter. I tilfælde, hvor man skal vurdere forurening af ældre oprindelse, f.eks. > 10 år gammel, kan det derfor overvejes at justere aktionsværdien ud fra en betragtning om, at en større andel af PFOS kan forventes at være ikke-ekstraherbart og derved heller ikke biotilgængelig eller mobil. Derved beregnes aktionsværdien i jord som:

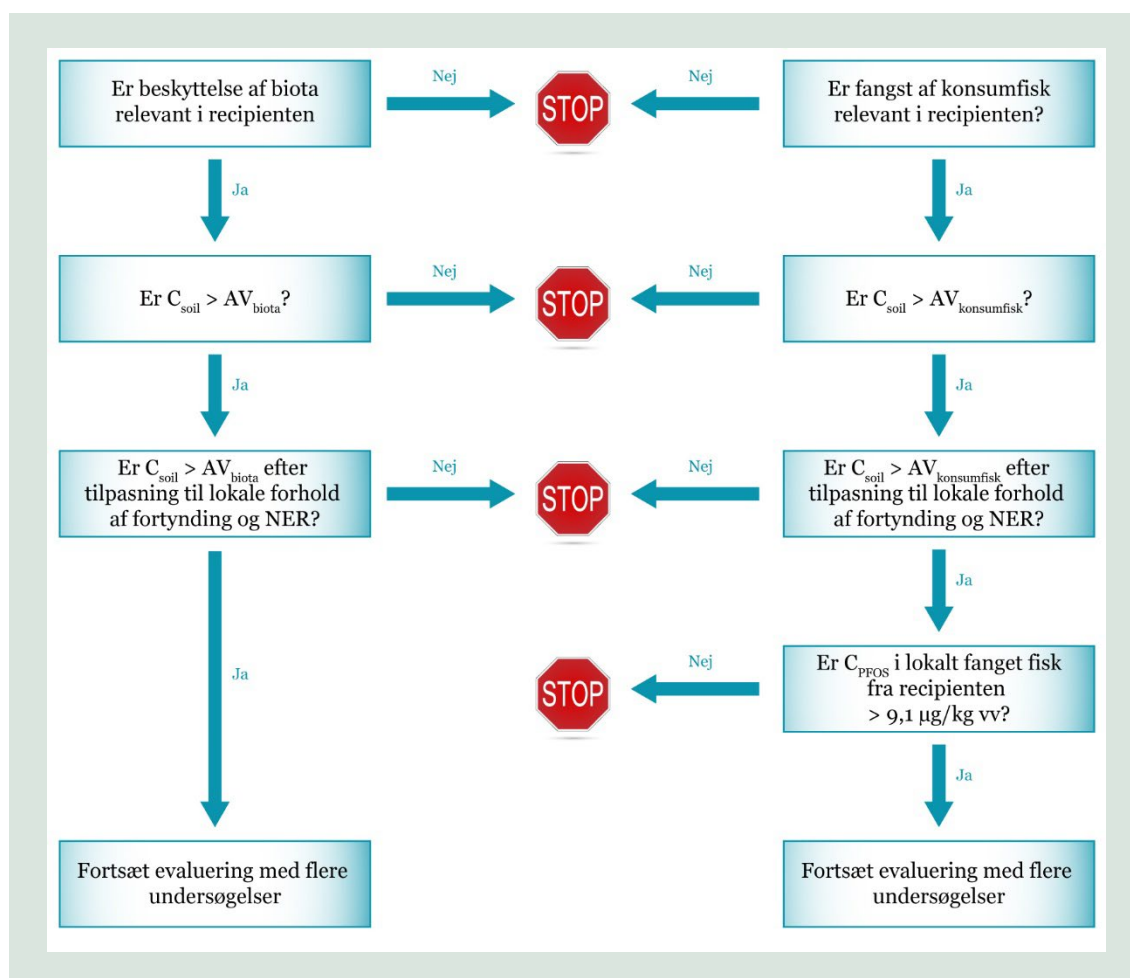
$$AV_{\text{PFOS-lokal}} = \frac{FF}{3} \times AV_{\text{PFOS}} \times \frac{1}{1-NER}$$

Ovenstående lokal-specifikke tilgang kan benyttes for både aktionsværdien fastsat med henblik på beskyttelse af akvatisk biota og aktionsværdien fastsat med henblik på beskyttelse af mennesker fra PFOS gennem konsum af ferskvandsfisk.

Slutteligt skal det nævnes, at eftersom fastsættelsen af vandkvalitetskravet (EQS_{fw} værdien) på 0,00065 µg/L er behæftet med stor usikkerhed, gælder det også den tilknyttede aktionsværdi i jord. Ved en overskridelse af denne bør der derfor altid overvejes at iværksætte lokale undersøgelser af det konkrete indhold af PFOS (eller PFAS) i spise fisk fra det pågældende overfladevandsområde, inden der iværksættes anden afværge eller andre jord-relateret undersøgelser. De målte koncentrationer i fisk skal holdes op med det gældende miljøkvalitetskrav på maksimalt 9,1 µg PFOS/kg vådvægt målt i fiskemuskel. Denne koncentration af PFOS i fisk

vurderes at være sundhedsmæssig sikker. Først ved overskridelse af denne kravværdi bør der iværksættes yderligere undersøgelser i en eventuel opfølgende fase, idet målingerne i fisk, alt andet lige, bør tillægges mere værdi end målinger i vandfasen i forhold til beskyttelse af human eksponering gennem konsum af fisk.

I lyset af ovenstående anbefales det at benytte nedenstående beslutningsdiagram (figur 5), inden der eventuelt fortsættes med yderligere lokalspecifikke undersøgelser og beslutninger.



FIGUR 5. Beslutningsdiagram for evaluering af potentiel risiko relateret til PFOS forurening af ferskvandsområder, her kaldet recipienten.

5.4 Nye sumkriterier for overfladevand baseret på PFOA-ækvivalenter

EU kommissionens forskningscenter JRC (Joint Research Center) publicerede i 2021 et dokument med foreslåede grænseværdier i det akvatiske miljø for PFAS, hvor de introducerede beregninger baseres på såkaldte PFOA-ækvivalenter ($PFOA_{Eq}$) ved brug af relativ potens faktor (PRF) (JRC 2021). Dette dokument blev året efter evalueret (JRC 2022) efter kommentering fra EU Kommissionens *Scientific Committee on Health, Environmental and Emerging Risks* (SCHEER, 2022). Dokumentet omfatter 24 PFAS, der indgår i den bagvedliggende videnskabelige artikel (Bil m.fl. 2021). Ikke alle værdier for den relative potens bygger på empiriske data, idet RPF for seks PFAS bygger på read-across (det vil sige sammenlignelige PFAS) (se tabel 21). På baggrund af de fundne RPF og det gældende EU kvalitetsstandard for drikkevand for PFOA kan der fastsættes et sumkriterie for drikkevand på $0,0044 \mu\text{g } PFOA_{Eq}/\text{L}$ som den samlede sum af $PFAS_{24}$. Denne værdi anbefaler JRC bliver anvendt som det endelige vandkvalitetskriterie for overfladevand, eftersom overfladevand i mange lande anvendes som

den primære kilde til drikkevand. De publicerede EQS fra JRC og SCHEER er siden publiceret som danske miljøkvalitetskriterier (Miljøministeriet 2023).

Kriteriet for humant konsum ved indtag af kontaminerede fødevarer er som nævnt angivet som en værdi i PFOA-ækvivalenter, men ved omregning til et vandkvalitetskriterium (VKK) må der nødvendigvis inddrages oplysninger om en biokonzentrationsfaktor og bioakkumuleringsfaktor (BCF/BAF) for det konkrete stof, da dette vil variere i forhold til de fysiske-kemiske egenskaber af det enkelte PFAS. Da en sådan værdi ikke kendes for de fleste PFAS i den samlede gruppe af PFAS₂₄, så kan der alene laves en beregning af et vandkvalitetskriterium baseret på stoffet PFOA. Dette er af JRC beregnet til 0,00022 µg PFOA/L. JRC-dokumentet konkluderer derfor, at der bør indføres et krav om at måle for PFAS i biota (typisk fisk eller muslinger), da tilbageberegning fra det biota-baserede kvalitetskriterium til vandkvalitetskriteriet giver meget lave vandkoncentrationer, som vil være svære at måle.

Med udgangspunkt i de samme betragtninger omkring RPF har JRC, med henblik på at beskytte mennesker mod indtag af PFAS gennem akvatisk føde som fisk og muslinger, foreslået et biota-baseret kvalitetskriterium på 0,077 µg PFOA_{Eq}/kg føde (vådvægt) som den samlede sum af PFOA-ækvivalenter blandt PFAS₂₄.

Sammenlignes RPF for PFOA og PFOS, hvor $RPF_{PFOS} = RPF_{PFOA} \times 2$, er ovenstående kvalitetskriterium i biota på 0,077 µg PFOA_{Eq}/kg føde (vådvægt) en markant skærpelse i forhold til det nuværende kvalitetskrav for PFOS på 9,1 µg PFOS/kg føde (vådvægt), nærmere bestemt næsten en faktor 60 lavere ($9,1/(2 \times 0,077)$).

Inklusion af 24 PFAS i et sumkriterie komplicerer yderligere beregningerne præsenteret i de foregående afsnit og ligninger. Der er for eksempel ikke en påvist sammenhæng mellem den relative potens i mennesker (pattedyr) og stoffernes potentiale for udvaskning. Det vil i realiteten være forbundet med meget stor usikkerhed at bruge eksisterende metoder til at beregne aktionsværdier i jord for en samlet gruppe af 24 PFAS.

JRC har beregnet enkeltstående økotoksikologisk baserede vandkvalitetskriterier (EQS) for en række PFAS. Disse er efterfølgende evalueret af EU kommissionens videnskabelige komité (SCHEER) og fremgår af tabel 23. Tilhørende aktionsværdier i jord kan beregnes på den baggrund ved brug af samme metoder som beskrevet oven for, hvis der findes pålidelige data for de relevante fysiske-kemiske input parametre så som K_{oc} og opløselighed. Dette har dog ikke været en del af indeværende projekt.

TABEL 24. Anbefaling fra SCHEER (2022) til vandkvalitetskriterier (AA-EQS_{fw}), der beskytter mod kroniske økotoksikologiske effekter på biota i ferskvand. De marine vandkvalitetskriterier er typisk en faktor 10 lavere.

PFAS	Vandkvalitetskriterier (µg/L)
PFOS	0,023
PFOA	30
PFBA	110
PFBS	0,1
PFHxA	200
PFPeA	32

6. Agroøkosystemer

For forurening knyttet til agroøkosystemet gælder, at der kan være behov for aktionsværdier både i forhold til at vurdere en nuværende og kommende arealbelastning med mikroforurenin-ger, f.eks. gennem spildevandsslam eller husdyrgødning. Aktionsværdier kan således også være ét blandt flere redskaber til at vurdere, om et nuværende (lettere) forurennet område kan inddrages til landbrugsformål eller afgræsning.

6.1 EU grænseværdier

EU har fastsat juridisk bundne grænseværdier for PFAS i visse fødevarer som kød og fisk, men ikke for grøntsager, hvilket formodentlig skyldes, at EFSA har vurderet, at europæernes indtag af PFAS primært stammer fra fisk (ca. 60%) efterfulgt af frugt (ca. 13%), æg (ca. 11%) og kød (ca. 8%). Grøntsager, mejeriprodukter og drikkevand bidrager med mindre. EU (EU 2022) har dog anbefalet et sæt af vejledende aktionsværdier. Der bør således foretages yderligere undersøgelser af årsagerne til forureningen, hvis følgende vejledende niveauer overstiges: 0,010 µg/kg for PFOS, 0,010 µg/kg for PFOA, 0,005 µg/kg for PFNA og 0,015 µg/kg for PFHxS i frugter, grøntsager (undtagen vilde svampe), stivelsesholdige rødder og rodknolde.

Der er ikke fastsat grænseværdier for PFAS i foder til husdyr, hverken på EU-plan eller i Danmark. Kommissionen forventes på sigt at fastsætte grænseværdier, men der mangler på nuværende tidspunkt et tilstrækkeligt datagrundlag til at kunne fastsætte solide grænseværdier. Fødevarestyrelsen har dog i et notat fra 2023 anbefalet et sæt såkaldte indikatorværdier for potentiel uacceptabel forurening. Indikatorværdien er fremkommet på baggrund af rådgivning fra DTU Fødevarestitutet omkring optag af PFAS fra foder til dyr (Fødevarestyrelsen 2023). Indikatorværdierne bygger på en vurdering af, hvorvidt der er en sandsynlighed for, at EU's maksimalgrænseværdier for PFAS i fødevarer overskrides, og herved om der kan opstå en risiko for fødevarerens sikkerhed. Indikatorværdierne for PFOS i foder eller græs er 0,03 µg PFOS/kg for græssende kvæg og 0,15 µg PFOS/kg for græssende får. For (gruppen af) PFAS₂₂ er tilsvarende værdier 0,12 og 0,6 µg/kg græs. Disse grænseværdier er i overensstemmelse med det tyske forbundsinstitut for risikoevaluering (BfR), der ligeledes beregnede en maksimal acceptabel koncentration i foder til malkekvæg på 0,03 µg PFOS/kg (BfR 2021).

6.2 Beregnede grænseværdier

Da der ikke foreligger specifikke grænseværdier for landbrugsafgrøder såsom korn og grøntsager, vil det være nærliggende at antage, at det humantoksikologiske jordkvalitetskrav, der er fastsat med henblik på at beskytte jordspisende børn, også er beskyttende over for indtag gennem grøntsager fra køkkenhaver, og at dette derfor også vil udgøre en tilstrækkelig beskyttelse af mennesker eksponeret direkte gennem indtag af plantebaserede landbrugsprodukter.

Indtag gennem græssende husdyr kan umiddelbart ikke direkte relateres til det gældende humantoksikologiske jordkvalitetskrav. Her bør i stedet udregnes en aktionsværdi i jord på baggrund af den fastsatte indikatorværdi i fodergræs samt kendte bioakkumuleringsfaktorer (BAF) fra jord til planter.

Med en grænseværdi (indikatorværdi) i foder, her græs, på 0,03 µg PFOS/kg og en BAF på 0,07 for græsarter (Yoo m.fl. 2011, se kapitel 2 for en gennemgang af data) vil det betyde, at en aktionsværdi for jord afgræsset af kvæg ($AV_{\text{græsning}}$) kan fastsættes som:

$$AV_{\text{græsning}} = 0,03 / BAF = 0,03 / 0,07 = 0,43 \text{ } \mu\text{g PFOS/kg}$$

Ovenstående teoretiske aktionsværdier for PFOS er 23 gange lavere end det gældende jordkvalitetskrav for PFAS₄ på 10 µg/kg. Da sidstnævnte er (også) fastsat med henblik på generel beskyttelse af følsomme individer gennem direkte oralt indtag af jord af f.eks. legende børn, antyder det, at den fastsatte indikatorværdi for græs er baseret på en meget stor grad af forsigtighed og konservatisme i beregningerne, og/eller at der forventes en betragtelig bioakkumulering af PFOS i græssende kvæg. I tilfældet med græssende husdyr skriver Fødevarestyrelsen dog også, at man kan anvende et areal til græsning, selv om det overskrider indikatorværdierne i foder (græs), hvis der foreligger: 1) en analyse af blodprøver fra besætningen, hvor der ikke påvises overskridelse af de fastsatte indikatorværdier for PFOS i blod, eller 2) en analyse af kødprøver fra besætningen, hvor der ikke påvises overskridelse af de EU-fastsatte maksimalgrænseværdier for PFAS i kød (Fødevarestyrelsen 2023).

Til sammenligning har Canada indført et jordkvalitetskriterium (Environmental Quality Guideline, EQG) for PFOS på 10 µg/kg (Environment and Climate Change Canada, 2017). Dette baserer sig på beskyttelse af husdyr og vildt for indtag gennem jord og foder, da husdyr og vildt samlet set blev vurderet til at være den mest følsomme eksponeringsgruppe i miljøet.

6.3 Konklusion

Det har ikke været muligt at fastsætte realistiske aktionsværdier for jord, der specifikt er målrettet mod en generel beskyttelse af agroøkosystemer og fødevarer for mennesker og husdyr. Hvis de humantoksikologiske jordkvalitetskriterier på 10 (PFAS₄) og 400 (PFAS₂₂) µg/kg er overskredet, skal en lokalspecifik og målrettet vurdering derfor foretages gennem yderligere undersøgelser. Skal området anvendes til afgræsning, skal der efter Fødevarestyrelsens anbefaling foretages målinger i græs (foder) eller laves en analyse af blodprøver fra besætningen, hvor der ikke påvises overskridelse af de fastsatte indikatorværdier for PFOS i blod, eller laves en analyse af kødprøver fra besætningen, hvor der ikke påvises overskridelse af de EU-fastsatte maksimalgrænseværdier for PFAS i kød.

7. Terrestriske pattedyr og fugle

Pattedyr og fugle, herunder jagtbart vildt, kan, hvis de har adgang til et PFAS forurenede område, optage PFAS gennem vand, fødemateriale og den jord, som eventuelt følger med afgræsning og anden fødesøgning. Ved bioakkumulering kan PFAS udgøre dels en risiko for de vildtlevende pattedyr og fugle, dels for de jægere som måtte spise de pågældende dyr.

Der er mest viden om bioakkumulering og PFAS-ophobning (biomagnificering) i de akvatiske fødekæder, men studier fra bl.a. det arktiske Canada og Norge har vist, at PFAS også kan opkoncentreres i landbaserede fødekæder. I kapitel 2 foreligger en nærmere gennemgang af relevante studier, herunder forslag til valg af bioakkumulerings- og biomagnificeringsfaktorer.

I de følgende afsnit er aktionsværdier i jord beregnet for dels jagtbart vildt, hvor udgangspunktet er beskyttelse af mennesker, som spiser det nedlagte vildt, dels for vildtlevende pattedyr og fugle, hvor det er effekter på populationerne af disse, der udgør beskyttelsesmålet.

I begge beregninger er der taget udgangspunkt i nogle konservative anskuelser, hvor det blandt andet antages, at fugle og pattedyr gennem længere tid udelukkende indtager føde i det forurenede område, hvilket realistisk set formodentlig kun vil ske i tilfælde, hvor det drejer sig om en omfattende (diffus) PFAS-forurening af større arealer.

7.1 Jagtbart vildt

EU har fastsat vejledende grænseværdier for PFOS og PFAS₄ (EU 2022) i en række marint- og landbaserede fødevarer- og kødtyper (EU 2022). Grænseværdierne i kød og vildt fremgår af Tabel 24.

TABEL 25. Maksimum niveauer ($\mu\text{g}/\text{kg}$ vådvægt) af PFAS i fødevarer ifølge EU-regulering 2022/2388 som tilføjelse til EU-regulering 1881/2006 (EU 2022).

	PFOS	PFOA	PFNA	PFHxS	PFAS ₄
Kød (kvæg, svin og kylling)	0,3	0,8	0,2	0,2	1,3
Kød (får)	1,0	0,2	0,2	0,2	1,6
Kød (vildt)	5,0	3,5	1,5	0,6	9,0

Maksimumkoncentrationerne angivet i Tabel 24 er angivet som vådvægt. Alle andre beregninger i de anvendte analyser er baseret på tørvægtsbetragtninger. En større analyse af 200 udskæringer af rå kød fra danske slagtekvæg og slagtesvin viste en spænde på mellem 46,9 (svinebryst) og 76,3% (skinkeschnitzel) vand (vægtbasis) i kødet (Clausen 2000). Det har ikke været muligt at identificere data for vandindhold i kød fra vildt, men gastronomisk leksikon (Nordisk Forlag 2009) angiver vandindholdet i kylling og lam som henholdsvis 65 og 61 %. Som en konservativ antagelse kan der derfor forudsættes en vandprocent på 50%, hvorfor grænseværdierne i Tabel 24 er dobbelt så høje når de omregnes til tørvægt.

Med henblik på at beskytte jægere og andre fra indtag af PFAS holdig kød fra vildt, kan en aktionsværdi i jord ($AV_{\text{jord-vildt}}$) derfor estimeres som:

$$AV_{\text{jord-vildt}} = GV_{\text{vildtkød}} / (BAF_{\text{jord-planter}} \times BMF_{\text{planter-vildt}}) \quad \text{Eq. 7.1}$$

På baggrund af litteraturstudiet præsenteret i kapitel 2 anbefales det at anvende $BAF_{\text{jord-planter}}$ og $BMF_{\text{plante-vildt}}$ som angivet i Tabel 25. BMF for PFOS, PFOA og PFNA stammer fra et Canadisk studie af Müller m.fl. (2011) og dækker BMF fra planter til rensdyr, mens BMF for PFHxS stammer fra et studie i Tibet (Huang m.fl. 2022) og dækker en BMF fra planter til en mindre gnaver (murmeldyr). Begge studier er opsummeret i kapitel 2. Det samme er baggrunden for valg af BAF fra jord til planter.

TABEL 26. Beregnede aktionsværdier i jord, der beskytter mennesker fra uacceptabelt indtag af PFAS gennem kød fra vildt. De estimeret grænseværdier i kød fra vildt bygger på en antagelse om en vandprocent på 50 (se tekst for detaljer).

PFAS	GV _{vildtkød} (tv) µg/kg tv	BAF _{jord-planter}	BMF _{plante-vildt}	AV _{jord-vildt} µg/kg tv
PFOS	10	0,22	7,5	6,1
PFOA	7,0	0,30	1,2	19,4
PFNA	3,0	0,16	4,3	4,4
PFHxS	1,2	1,13	1,16	0,9

7.2 Terrestriske pattedyr og fugle

US EPA har udviklet en metode til beregning af økotoxikologisk-baserede grænseværdier (Ecological Soil Screening Levels – EcoSSL) i jord, der beskytter terrestriske pattedyr og fugle mod økotoxikologiske effekter baseret på fødekædemodeller (US EPA 2005)³. Stofoptaget giver anledning til en potentiel risiko defineret af risikokoefficienten som angivet i Eq. 7.2:

$$RQ = \frac{ED}{TRV} \quad \text{Eq.7.2}$$

Hvor

ED	Eksponeringsdosis	mg x kg kropsvægt ⁻¹ x dag ⁻¹
TRV	Toksisk referenceværdi	mg x kg kropsvægt ⁻¹ x dag ⁻¹
RQ	Risikokvotient	-

Eksponeringsdosis (ED) svarer til den samlede mængde PFAS, der indtages dels gennem føden, dels gennem tilfældigt indtag af jord ifm. fødesøgning. Toksisk referenceværdi (TRV) defineres som (US EPA, 2005):

Dose above which ecologically relevant effects might occur to wildlife species following chronic dietary exposure and below which it is reasonably expected that such effects will not occur.

Idet det antages

- i) at alt stof, der indtages, bliver optaget i biota;
- ii) at dyr og fugle udelukkende opholder sig på den forurenede lokalitet;
- iii) at føden kun består af én fødetype (f.eks. planter, frø, regnorme, byttedyr)

³ <https://www.epa.gov/chemical-research/guidance-developing-ecological-soil-screening-levels>

fås følgende forenklede ligning:

$$RQ = \frac{FIR \times ((C_{jord} \times P_{jord}) + C_{biota})}{TRV} \quad \text{Eq.7.3}$$

Hvor

FIR	Fødeindtagsraten	kg føde x kg kropsvægt ⁻¹ x dag ⁻¹
C _{jord}	Koncentration af PFAS i jord	mg x kg jord ⁻¹ (tv)
P _{jord}	Andelen af jord i det totale fødeindtag	kg jord x kg føde ⁻¹
C _{biota}	Koncentration af PFAS i biota-typen, som udgør føden	mg PFAS x kg føde ⁻¹

Når ED er lig med TRV, er RQ=1 (se Eq. 7.2). Anvendes desuden en bioakkumuleringsfaktor for optag i planter fra jord, der beskrives som

$$BAF = \frac{C_{plante}}{C_{jord}} \quad \text{Eq.7.4}$$

kan aktionsværdien i jord, der beskytter pattedyr og fugle (AV_{jord, biota}), derved beregnes som:

$$AV_{jord,biota} = \frac{TRV}{FIR \times (P_{jord} + BAF)} \quad \text{Eq.7.5}$$

Når grænseværdier i jord skal bestemmes for højere trofiske niveauer, det vil sige kødædende pattedyr og fugle, skal der anvendes en biomagnificeringsfaktor (BMF) eller en trofisk magnificeringsfaktor (TMF) (se kapitel 2 for mere information) for den relevante fødetype, f.eks. fra regnorme til kødædende pattedyr/småfugle eller fra frø til frøspisende pattedyr/småfugle og derfra til toppredatorer som ræv, ulv eller musvåge. Dette giver følgende ligning:

$$AV_{jord,toppredator} = \frac{TRV}{FIR \times (P_{jord} + BAF \times BMF)} \quad \text{Eq.7.6}$$

Bidraget fra indtag af jord er generelt lavt, dvs. <1 % og <8 % for hhv. PFOS og PFOA. Undtagelserne er dog for kornædende fugle, hvor bidraget fra indtag af jord giver de relativt højeste bidrag i forhold til det samlede indtag på hhv. 82 % og 70 % for PFOS og PFOA. For planteædende pattedyr er bidraget fra jordindtag hhv. 31 % og 11 % for PFOS og PFOA. De høje bidrag skyldes, at BAF_{jord-planter} og BAF_{jord-korn} er relativt lave i forhold til andelen af jord i fødeindtag (P_{jord}), se tabel 26 - 29.

Når grænseværdier i jord skal beregnes med henblik på en beskyttelse af terrestriske top-predatorer, bør det ikke ske med henvisning til de fastsatte acceptable grænser for dagligt indtag af PFAS hos mennesker (ADI/TWI), idet disse ikke nødvendigvis bygger på biologiske responsparametre, der er relevante for vilde pattedyr og fugle, f.eks. nedsat vaccinerespons hos småbørn. I stedet skal beregningerne baseres på dokumenterede negative effekter, der er direkte relevante for populationsudviklingen hos pattedyr og fugle.

Studier og ligningerne oven for viser, at typen af fødekæde har betydning for BAF og BMF og dermed optaget op igennem fødekæden. Det er imidlertid ikke muligt og heller ikke nødvendigt at beregne jordrelateret aktionsværdi for hver art, der potentielt kan forefindes på et undersøgt sted. US EPA (2005) anbefaler, at man vælger surrogatarter, der er repræsentanter for andre arter inden for den samme receptorgruppe, dvs. pattedyr eller fugle, som indtager samme type føde. De valgte arter forventes at forefindes på alle lokaliteter i Danmark eller på de områder,

der er udvalgt til vurderingen. Det giver en mere generisk tilgang, der kan anvendes til at vurdere risici for forskellige eksponeringsveje, f.eks. føde vs. jordindtag eller optaget fra jord til de forskellige led i fødekæden.

US EPA beregner specifikke aktionsværdier (Eco-SSL) for hver af grupperne, hvor der anvendes høje føde- og jordindtagsrater og TRV-værdier, der repræsenterer de mest følsomme arter i de respektive grupper. Denne konservative tilgang sikrer beskyttelse af de mest sensitive arter inden for hver receptorgruppe.

Surrogatarter kan defineres for receptorgrupperne: planteædende pattedyr, insektædende pattedyr, kødædende pattedyr, kornædende fugle, insektædende fugle og kødædende fugle. Eksempler på surrogat arter fra USA er givet i US EPA (2005). Det antages, at disse værdier er repræsentative for de danske arter, der er anført i tabel 26 til 29.

På baggrund af en samlet vurdering af data for bioakkumulering og biomagnificering som præsenteret i kapitel 2 er det sammen med ovenstående ligninger (Eq. 7.2-7.6) muligt at beregne individuelle teoretiske aktionsværdier i jord for en række PFAS, der vil beskytte fugle og pattedyr ud fra udvalgte generiske scenarier (tabel 26-29). For PFOA og PFNA har det kun været muligt at beregne aktionsværdier, der beskytter pattedyr, da det ikke har været muligt at identificere en pålidelige TRV for fugle. Data for PFOS tyder dog ikke på, at fugle er markant mere følsomme end pattedyr. Omvendt kunne data tyde på, at biomagnificering i fødekæder med fugle som toppredatorer er marginalt højere end i fødekæder, hvor pattedyr (f.eks. ulv) er toppredatorer.

For PFHxS har det ikke været muligt at beregne aktionsværdier i jord, da det ikke har været muligt at identificere en pålidelige TRV for hverken fugle eller pattedyr.

TABEL 27. Receptorgrupper og tilhørende surrogat arter, der indgår i bestemmelsen af Eco-SSL ($AV_{\text{jord-biota}}$) for **PFOS**. Indsatte værdier for FIR og P_{jord} er fra US EPA (2005) for amerikanske arter. De mest konservative værdier er valgt i denne rapport. Det skønnes, at de anvendte værdier er repræsentative for de anførte danske arter. BAF- og BMF-værdier er valgt ud fra dokumentationen præsenteret i kapitel 2. TRV-værdier er fra Zodrow m.fl. (2021) og er baseret på NOAEL (No Adverse Effect Level) med reproduktion og vækst som end-points. NOAEL er konservative estimater for toksicitet for hhv. pattedyr og fugle. Generelt er de mest konservative værdier mht. beregning af Eco-SSL anvendt for hver parameter. Alle enheder er angivet i tørvægt. I.D. = Ingen data. Baggrund for valg af BAF og BMF er gennemgået i kapitel 2.

Receptorgruppe (surrogat art)	Fødeindtagsrate (FIR) (kg føde/kg kropsvægt/dag)	Jordandel i føden (P_{jord}) (kg jord/kg føde)	Antaget føde	BAF _{jord-føde} (kg jord/kg føde)*	Toksicitets referenceværdi (TRV) (mg/kg kropsvægt/dag)	Aktionsværdi i jord ($AV_{\text{jord-biota}}$) (mg/kg jord)
Pattedyr, planteæder ¹	0,0875	0,032	100% blade	BAF _{jord-planter} = 0,22	0,1	4,54
Pattedyr, insektæder ²	0,209	0,030	100% regnorm	BAF _{jord-regnorm} = 18,6	0,1	0,026
Pattedyr, kødæder ^{3a}	0,130	0,043	100% små pattedyr, spisende 100% regnorm	BAF _{jord-regnorm} = 18,6 BMF _{regnorm-omnivorer} = 1,5	0,1	0,028
Pattedyr, kødæder ^{3a}	0,130	0,043	100% små pattedyr, spisende 100% planter	BAF _{jord-planter} = 0,22 BMF _{plante-herbivorer} = 1,18	0,1	2,54
Pattedyr, kødæder ^{3b}	0,130	0,043	100% store pattedyr, spisende 100% planter	BAF _{jord-planter} = 0,22 BMF _{plante-herbivorer} = 7,5	0,1	0,45
Fugl, kornæder ⁴	0,190	0,139	100% korn (rapsfrø)**	BAF _{jord-korn} = 0,03	0,079	2,46
Fugl, insektæder ⁵	0,214	0,164	100% regnorme	BAF _{jord-regnorm} = 18,6	0,079	0,02
Fugl, kødæder ⁶	0,0353	0,057	100% små pattedyr, spisende 100% regnorm	BAF _{jord-regnorm} = 18,6 BMF _{regnorm-omnivore} = 1,5	0,079	0,08
Fugl, kødæder ⁶	0,0353	0,057	100% små pattedyr, spisende 100% planter	BAF _{jord-planter} = 0,22 BMF _{plante-herbivorer} = 1,18	0,079	7,07

1. Hjort eller Rødmus; 2. Spidsmus; 3a. Ræv eller ilder, 3.b. Ulv; 4. Spurve, duer, fasaner og kragefugle. 5. Mejsler, musvitter, gråspurve, solsorte og stære; 6. Musvåger, Tårnfalk, Spurvehøg og duehøg, Rørhøg, Rød Glente, Havørn.

*BAF og BMF er baseret på litteraturgennemgang i kapitel 2 (opsummeret i tabel 9); ** Divine et al. (2020)

TABEL 28. Receptorgrupper og tilhørende surrogat arter, der indgår i bestemmelsen af Eco-SSL ($AV_{\text{jord-biota}}$) for **PFOA**. Indsatte værdier for FIR og P_{jord} er fra US EPA (2005) for amerikanske arter. De mest konservative værdier er valgt i denne rapport. Det skønnes, at de anvendte værdier er repræsentative for de anførte danske arter.

BAF- og BMF-værdier er valgt ud fra dokumentationen præsenteret i kapitel 2. TRV-værdier er fra Zodrow m.fl. (2021) og er baseret på NOAEL (No Adverse Effect Level) med reproduktion og vækst som end-points. NOAEL er konservative estimater for toksicitet for hhv. pattedyr og fugle. Generelt er de mest konservative værdier mht. beregning af Eco-SSL anvendt for hver parameter. Alle enheder er angivet i tørvægt. I.D. = Ingen data. Baggrund for valg af BAF og BMF er gennemgået i kapitel 2.

Receptorgruppe (surrogat art)	Fødeindtagsrate (FIR) (kg føde/kg kropsvægt/dag)	Jordandel i føden (P_{jord}) (kg jord/kg føde)	Antaget føde	BAF _{jord-føde} (kg jord/kg føde)*	Toksicitets referenceværdi (TRV) (mg/kg kropsvægt/dag)	Aktionsværdi i jord (AV _{jord-biota}) (mg/kg jord)
Pattedyr, planteæder ¹	0,0875	0,032	100% blade	BAF _{jord-planter} = 0,3	0,3	10,33
Pattedyr, insektæder ²	0,209	0,030	100% regnorm	BAF _{jord-regnorm} = 2,0	0,3	0,71
Pattedyr, kødæder ^{3a}	0,130	0,043	100% små pattedyr, spisende 100% regnorm	BAF _{jord-regnorm} = 2,0 BMF _{regnorm-omnivorer} = 1,0	0,3	1,13
Pattedyr, kødæder ^{3a}	0,130	0,043	100% små pattedyr, spisende 100% planter	BAF _{jord-planter} = 0,30 BMF _{plante-herbivorer} = I.D.	0,3	-
Pattedyr, kødæder ^{3b}	0,130	0,043	100% store pattedyr, spisende 100% planter	BAF _{jord-planter} = 0,30 BMF _{plante-herbivorer} = 1,2	0,3	5,73
Fugl, kornæder ⁴	0,190	0,139	100% korn (rapsfrø)**	BAF _{jord-korn} = 0,06	I.D.	-
Fugl, insektæder ⁵	0,214	0,164	100% regnorme	BAF _{jord-regnorm} = 2,0	I.D.	-
Fugl, kødæder ⁶	0,0353	0,057	100% små pattedyr, spisende 100% regnorm	BAF _{jord-regnorm} = 2,0 BMF _{regnorm-omnivore} = 1,0	I.D.	-
Fugl, kødæder ⁶	0,0353	0,057	100% små pattedyr, spisende 100% planter	BAF _{jord-planter} = 0,22 BMF _{plante-herbivorer} = I.D.	I.D.	-

1. Hjort eller Rødmus; 2. Spidsmus; 3a. Ræv eller ilder, 3.b. Ulv; 4. Spurve, duer, fasaner og kragefugle. 5. Mejsler, musvitter, gråspurve, solsorte og stære; 6. Musvåger, Tårnfalk, Spurvehøg og duehøg, Rørhøg, Rød Glente, Havørn

*BAF og BMF er baseret på litteraturgennemgang i kapitel 2 (opsummeret i tabel 9); ** Divine et al. (2020)

TABEL 29. Receptorgrupper og tilhørende surrogat arter, der indgår i bestemmelsen af Eco-SSL (AV_{jord-biota}) for **PFNA**. Indsatte værdier for FIR og P_{jord} er fra US EPA (2005) for amerikanske arter. De mest konservative værdier er valgt i denne rapport. Det skønnes, at de anvendte værdier er repræsentative for de anførte danske arter. BAF- og BMF-værdier er valgt ud fra dokumentationen præsenteret i kapitel 2. TRV-værdier er fra Zodrow m.fl. (2021) og er baseret på NOAEL (No Adverse Effect Level) med reproduktion og vækst som end-points. NOAEL er konservative estimater for toksicitet for hhv. pattedyr og fugle. Generelt er de mest konservative værdier

mht. beregning af Eco-SSL anvendt for hver parameter. Alle enheder er angivet i tørvægt. I.D. = Ingen data. Baggrund for valg af BAF og BMF er gennemgået i kapitel 2.

Receptorgruppe (surrogat art)	Fødeindtagsrate (FIR) (kg føde/kg kropsvægt/dag)	Jordandel i føden (P_{jord}) (kg jord/kg føde)	Antaget føde	BAF _{jord-føde} (kg jord/kg føde)*	Toksicitets referenceværdi (TRV) (mg/kg kropsvægt/dag)	Aktionsværdi i jord ($AV_{jord-biota}$) (mg/kg jord)
Pattedyr, planteæder ¹	0,0875	0,032	100% blade	BAF _{jord-planter} = 0,16	0,83	49,4
Pattedyr, insektæder ²	0,209	0,030	100% regnorm	BAF _{jord-regnorm} = 4,6	0,83	0,86
Pattedyr, kødæder ³	0,130	0,043	100% små pattedyr, spisende 100% regnorm	BAF _{jord-regnorm} = 4,6 BMF _{regnorm-omnivorer} = 1,0	0,83	1,38
Pattedyr, kødæder ^{3a}	0,130	0,043	100% små pattedyr, spisende 100% planter	BAF _{jord-planter} = 0,16 BMF _{plante-herbivorer} < 1,0	0,83	> 31,5
Pattedyr, kødæder ^{3b}	0,130	0,043	100% store pattedyr, spisende 100% planter	BAF _{jord-planter} = 0,16 BMF _{plante-herbivorer} = 4,3	0,83	8,73
Fugl, kornæder ⁴	0,190	0,139	100% korn (rapsfrø)**	BAF _{jord-korn} = I.D.	I.D.	-
Fugl, insektæder ⁵	0,214	0,164	100% regnorme	BAF _{jord-regnorm} = 4,6	I.D.	-
Fugl, kødæder ⁶	0,0353	0,057	100% små pattedyr, spisende 100% regnorm	BAF _{jord-regnorm} = 4,6 BMF _{regnorm-omnivore} = 1,0	I.D.	-
Fugl, kødæder ⁶	0,0353	0,057	100% små pattedyr, spisende 100% planter	BAF _{jord-planter} = 0,16 BMF _{plante-herbivorer} < 1,0	I.D.	-

1. Hjort eller Rødmus; 2. Spidsmus; 3a. Ræv eller ilder, 3.b. Ulv; 4. Spurve, duer, fasaner og kragefugle. 5. Mejer, musvitter, gråspurve, solsorte og stære; 6. Musvåger, Tårnfalk, Spurvehøg og duehøg, Rørhøg, Rød Glente, Havørn

*BAF og BMF er baseret på litteraturgennemgang i kapitel 2 (opsummeret i tabel 9); ** Divine et al. (2020)

TABEL 30. Receptorgrupper og tilhørende surrogat arter, der indgår i bestemmelsen af Eco-SSL ($AV_{jord-biota}$) for **PFHxS**. Indsatte værdier for FIR og P_{jord} er fra US EPA (2005) for amerikanske arter. De mest konservative værdier er valgt i denne rapport. Det skønnes, at de anvendte værdier er repræsentative for de anførte danske arter. BAF- og BMF-værdier er valgt ud fra dokumentationen præsenteret i kapitel 2. TRV-værdier er fra Zodrow m.fl. (2021) og er baseret på NOAEL (No Adverse Effect Level) med reproduktion og vækst som end-points. NOAEL er konservative estimater for toksicitet for hhv. pattedyr og fugle. Generelt er de mest konservative værdier

mht. beregning af Eco-SSL anvendt for hver parameter. Alle enheder er angivet i tørvægt. I.D. = Ingen data. Baggrund for valg af BAF og BMF er gennemgået i kapitel 2.

Receptorgruppe (surrogat art)	Fødeindtagsrate (FIR) (kg føde/kg kropsvægt/dag)	Jordandel i føden (P_{jord}) (kg jord/kg føde)	Antaget føde	BAF _{jord-føde} (kg jord/kg føde)*	Toksicitets referenceværdi (TRV) (mg/kg kropsvægt/dag)	Aktionsværdi i jord (AV _{jord-biota}) (mg/kg jord)
Pattedyr, planteæder ¹	0,0875	0,032	100% blade	BAF _{jord-planter} = 1,13	I.D.	-
Pattedyr, insektæder ²	0,209	0,030	100% regnorm	BAF _{jord-regnorm} = 54	I.D.	-
Pattedyr, kødæder ³	0,130	0,043	100% små pattedyr, spisende 100% regnorm	BAF _{jord-regnorm} = 54 BMF _{regnorm-omnivorer} = 1,0	I.D.	-
Pattedyr, kødæder ^{3a}	0,130	0,043	100% små pattedyr, spisende 100% planter	BAF _{jord-planter} = 1,13 BMF _{plante-herbivorer} < 1.0	I.D.	-
Pattedyr, kødæder ^{3b}	0,130	0,043	100% store pattedyr, spisende 100% planter	BAF _{jord-planter} = 1,13 BMF _{plante-herbivorer} = I.D.	I.D.	-
Fugl, kornæder ⁴	0,190	0,139	100% korn (rapsfrø)**	BAF _{jord-korn} = I.D.	I.D.	-
Fugl, insektæder ⁵	0,214	0,164	100% regnorme	BAF _{jord-regnorm} = 54	I.D.	-
Fugl, kødæder ⁶	0,0353	0,057	100% små pattedyr, spisende 100% regnorm	BAF _{jord-regnorm} = 54 BMF _{regnorm-omnivore} = 1,0	I.D.	-
Fugl, kødæder ⁶	0,0353	0,057	100% små pattedyr, spisende 100% planter	BAF _{jord-planter} = 1,13 BMF _{plante-herbivorer} < 1.0	I.D.	-

1. Hjort eller Rødmus; 2. Spidsmus; 3a. Ræv eller ilder, 3.b. Ulv; 4. Spurve, duer, fasaner og kragefugle. 5. Mejsler, musvitter, gråspurve, solsorte og stære; 6. Musvåger, Tårnfalk, Spurvehøg og duehøg, Rørhøg, Rød Glente, Havørn.

*BAF og BMF er baseret på litteraturgennemgang i kapitel 2 (opsummeret i tabel 9); ** Divine et al. (2020)

7.3 Beregning af lignende aktionsværdier fra US EPA

Zodrow m.fl. (2021) fastsatte risiko-funderede jordscreeningskoncentrationer baseret på indsamlet viden om bioakkumulerings- og biomagnificeringsfaktorer samt såkaldte toksiske referencen værdier (TRV) for pattedyr og fugle. Beregningerne er baseret på US EPA's modeller (US EPA, 2005) til beregning af de økotoksikologiske grænseværdier, også kaldet Ecological Soil Screening Levels (EcoSSL). De anvendte studier var generelt længerevarende (minimum 3 dage), og herfra blev primært sub-letale NOAEL-værdier baseret på observationer af vækst og reproduktion inkluderet. Data var tilstrækkelige (110 test med pattedyr og 11 test med fugle) til at beregne TVR for ni PFAS for pattedyr og to for fugle. De laveste TVR var 0,1, 0,3 og 0,83 mg/kg kropsvægt (vådvægt) for henholdsvis PFOS, PFOA og PFNA. Der er ikke fundet en TVR for PFHxS, men data for PFHxA på 84 µg/kg kunne antyde, at PFHxS formodentlig ikke er mere toksisk end de andre tre PFAS i PFAS₄.

Baseret på disse TVR og en række ekstrapolationsmetoder udviklet af US EPA præsenterer Zodrow m.fl. (2021) et sæt af risiko-baserede maksimum jordkoncentrationer, der beskytter forskellige arter valgt som prototyper blandt pattedyr og fugle, f.eks. insektivorer og invertivorer (flagermus, gærdesmutte og nordamerikansk spidsmus), herbivorer (engmus og stillids) og carnivorer (hermelin). Neden for er listet de laveste Eco-SSL samt den mest følsomme art, hvorpå disse er funderet (tabel 30).

TABEL 31. Risikobaseret screeningsniveauer for jord (RB-EcoSSL) (µg/kg tv), der beskytter pattedyr og fugle for negative effekter af PFAS i jord. Data fra Zodrow m.fl. (2021). Til sammenligning er medtaget de laveste værdier fra indeværende studie, som det fremgår af tabel 26.-29.

PFAS	Dette studie Tabel 26-29.	Risikobaseret EcoSSL Zodrow m.fl. 2021	Mest følsomme repræsentant i EcoSSL
PFNA	860	1000	Insektivorer - Flagermus
PFOS	20	13	Insektivorer - Gærdesmutte
PFOA	710	570	Carnivorer – Hermelin
PFHxS	-	-	Ingen data
PFHxA	-	12.000	Herbivorer – Spidsmus
PFBS	-	9.100	Insektivorer – Flagermus
PFBA	-	29.000	Herbivorer – Spidsmus

Beregningsmetoderne præsenteret af Zodrow m.fl. (2021) er baseret på principper og metoder udviklet i US EPA, og de vil på nogle områder formodentligt afvige fra, hvordan man ville angribe tilsvarende opgave i EU, f.eks. gennem REACH. Men de udgivne dossier'er fra EU om PFAS, der omhandler miljøkvalitetsstandarder (Environmental Quality Standards), indeholder kun ekstrapolationer for det akvatiske miljø. På den baggrund foreligger der ikke i EU-regi et sæt af EQS, som er relateret til jord (jordkvalitetskriterier).

7.4 Konklusioner

En sammenligning med beregningerne fra Zodrow m.fl. (2021) viser relativ stor overensstemmelse med de beregnede aktionsværdier i denne rapport, hvilket skyldes, at de i store træk bygger på samme metodik. Denne rapport har dog anvendt marginalt anderledes BMF/TMF, der blandt andet bygger på et nyere Canadisk studie (Frimlin m.fl. 2023) publiceret efter Zodrow m.fl. (2021). TMF fra Frimlin m.fl. (2023) dækker fødekæder med fugle som toppredatorer, og data for PFOS tyder på, at TMF for disse er højere end for tilsvarende fødekæder med

pattedyr som toppredatorer, hvorfor beregningerne i denne rapport må antages at være til den konservative side.

For jagtbart vildt er de beregnede værdier dels baserede på en grov antagelse om vandindholdet i spisebart kød, dels at det er kød og ikke leveren, der indtages som føde. Det skal desuden understreges, at vurderingen ikke har forholdt sig til landområder, som er mere eller mindre oversvømmet, og hvor jagtbare dyr og fugle helt eller delvist kan eksponeres gennem vandet.

Den lave jordbaserede aktionsværdi for PFHxS relateret til vildt skyldes især den meget lave EU-grænseværdi i kød, der f.eks. er 8 gange lavere end for PFOS.

Der er i denne rapport kun specifikke TVR-vurderinger for pattedyr og fugle for PFOS, mens der for PFOA og PFNA er fundet TVR data for pattedyr. For PFHxS er der ikke identificeret valide NOAEL-værdier og derved ej heller en TVR.

Giftigheden af andre PFAS for fugle og pattedyr antages dog generelt at være lavere end for PFOS, omend datamaterialet er meget spinkelt. I tilfælde af at en konkret forurening, hvor der forekommer meget høje koncentrationer af andre PFAS, skal der foretages en konkret vurdering for disse. Udfordringen kan være, at der i de situationer kan mangle data for BAF, BMF og TRV.

På baggrund af beregningerne præsenteret i dette kapitel anbefales nedenstående aktionsværdier for de to scenarier, det vil sige human beskyttelse ved indtag af kød fra jagtbart vildt samt beskyttelse af populationer af pattedyr og fugle, der indtager føde og jord fra området.

AV_{Jagtbart vildt} (Tabel 25)

PFOS	6,1 µg/kg
PFOA	19,4 µg/kg
PFNA	4,4 µg/kg
PFHxS	0,92 µg/kg

AV_{Pattedyr og fugle} (Tabel 26-29)

PFOS	20 µg/kg
PFOA	710 µg/kg
PFNA	860 µg/kg
PFHxS	-

Ovenstående aktionsværdier bygger på en konservativ antagelse af, at fugle og pattedyr hele året alene indtager føde på forurenede områder. Hvis det kan anskueliggøres, at det ikke forholder sig således, kan aktionsværdierne justeres tilsvarende med en lokalspecifik opholdsfaktor (Site Specific Use Factor, UF_{ss}) på mellem 0 og 1, der vil variere fra art til art og fra område til område, eftersom områdets størrelse og lokalisering påvirker, hvorvidt det er realistisk, at rovdyr indtager al føde fra området, dvs.

$$AV_{ss} = \frac{AV}{UF_{ss}}$$

8. Mennesker

De fleste toksikologiske undersøgelser dækker PFOS og PFOA, men nyere toksikologiske vurderinger foretaget i regi af EFSA (EFSA 2022) for bl.a. PFOA, PFNA, PFHxS og PFOS indikerer, at sundhedsmæssige effekter også kan forekomme fra andre PFAS-forbindelser. Sammenhængen mellem PFAS-eksponering og helbred hos mennesker er fastslået af både amerikanske, europæiske og danske myndigheder.

8.1 Sundhedseffekter af PFAS

En nylig rapport fra Sundhedsstyrelsen (SST, 2023) fastslår på baggrund epidemiologiske undersøgelser, at PFAS er under mistanke for at øge risikoen for:

- Nedsat antistofrespons i forbindelse med vaccination hos børn og voksne (PFOA, PFOS og PFHxS),
- Forhøjet kolesterol hos børn og voksne (PFOA, PFOS og PFNA)
- Små nedsættelser i fødselsvægt (PFOA, PFOS og PFNA)
- Øget risiko for nyrekræft hos voksne (PFOA)

Verdenssundhedsorganisationens Internationale Agentur for Kræftforskning (Internationale Agency for Research on Cancer, IARC) klassificerede således i 2023 PFOA som kræftfremkaldende og PFOS som muligt kræftfremkaldende for mennesker.

Grundlaget for beregning af kvalitetskriterier, herunder humantoksikologiske jordkvalitetskriterier, baseres på beregninger af et tolerabelt dagligt eller ugentligt indtag (TDI/TWI, Tolerable Daily/Weekly Intake), der tager hensyn til, at det er den samlede eksponering over længere tid, der er af betydning for forekomst af effekter. På grundlag af ny toksikologisk viden har EFSA løbende revideret TDI og TWI for PFAS-forbindelser, herunder PFOS og PFOA. I 2020 reducerede EFSA således TWI fra 13 µg PFOS/kg kropsvægt (bw) og 6 µg PFOA/kg bw til et sumkriterie på 4,4 µg PFAS₄/kg bw dækkende de fire PFAS: PFOS, PFOA, PFNA og PFHxS. Konsekvensen af de faldende værdier for TDI/TWI sås umiddelbart herefter i de danske kvalitetskriterier for jord og grundvand (drikkevand), da disse blev sænket markant.

8.2 Sundhedsbaseret jordkvalitetskriterier

For PFAS er et sundhedsmæssigt baseret jordkvalitetskriterium beregnet ud fra en forudsætning om, at 10 % af TWI/TDI-værdien allokeres til bidrag fra jorden, og at et barn (1-3 år) med en kropsvægt på 13 kg dagligt indtager gennemsnitligt 0,1 g jord (Larsen og Giovalle, 2015). Fastsættelsen af det humantoksikologiske jordkvalitetskriterium inddrager derfor ikke direkte aspekter relateret til grundvandsforurening eller optag i køkkenhavegrøntsager, men indirekte kan disse eksponeringsveje have betydning for den resterende 90% af TWI, der er allokeret til andre kilder såsom føde og drikkevand.

PFAS forurenede jord har i mange tilfælde vist sig at være en potentiel kilde til forurening af grundvand og drikkevand, og det kan ikke teoretisk set udelukkes, at en jordforurening, der i udpræget grad udgøres af kortkædet PFAS som f.eks. PFHxS, PFHxA eller PFBA, kan overholde det humantoksikologiske jordkvalitetskriterie for PFAS₄ og PFAS₂₂, men stadig udgøre en potentiel fare for forurening af grundvand i en grad, der kommer i konflikt med grundvandskriteriet.

De eksisterende humantoksikologisk baserede jordkvalitetskriterier er således:

10 µg PFAS₄/kg tv
400 µg PFAS₂₂/kg tv

En konservativ metode til beregning af grundvandskoncentrationer er gengivet i kapitel 4, og en omskrivning af ligning 4.1. giver følgende:

$$C_{pw} = \frac{C_{soil} \cdot RHO_{soil(dw)}}{K_{soil-water} \cdot 1000} \quad \text{Eq. 8.1}$$

Hvor følgende parametre indgår for PFHxS

C _{soil}	Jordkoncentration, her angivet som maksimalt acceptabel koncentration ift. JKK	0,01	mg/kg
C _{pw}	Beregnet koncentration i porevand		µg/L
RHO _{soil(dw)}	Densitet af tør jord	1700	kg/m ³
1000	Omregningsfaktor	-	µg/mg
K _{soil-water} *	Fordelingskoefficienten mellem jord og vand	6,33	L/kg
RHO _{soil}	Densitet af tør jord	1700	kg/m ³

* se kapitel 4 for detaljer

Hvis PFHxS med en K_{soil-water} på 6,33 (se tabel 18) i et tænkt eksempel udgør 80% af den samlede mængde af PFAS₄, og disse tilsammen er målt til en koncentration på 9,5 µg/kg, dvs. under jordkvalitetskriteriet på 10 µg/kg, vil det ifølge Eq. 8.2 give en teoretisk beregnet koncentration af PFHxS i porevandet på lige godt 2,0 µg/L, hvilket er en faktor 1000 over det gældende grundvandskriterium på 0,002 µg/L for PFAS₄.

$$p_w = \frac{C_{soil} \cdot RHO_{soil(dw)}}{K_{soil-water} \cdot 1000} = \frac{(0,8 \times 9,5 \frac{\mu\text{g}}{\text{kg}}) \cdot 1700 \text{ kg/m}^3(dw)}{6,33 \cdot 1000} = 2,04 \mu\text{g/L} \quad \text{Eq. 8.2}$$

Da der som oftest vil ske en (kraftig) fortynding af PFAS fra porevand til grundvand, er det ikke givet, at en sådan jordkoncentration reelt set vil føre til en uacceptabel grundvandsforurening med PFHxS, men regnestykket viser, at det humantoksikologiske jordkvalitetskriterium *per se* ikke er en garanti for, at der i teorien ikke kan ske en uacceptabel grundvandsforurening. I praksis foreligger der dog ingen kendt dokumentation for sager, hvor områder hvor jord med koncentrationer under jordkvalitetskriterierne har ført til uacceptabel grundvandsforurening.

På samme vis er der for nogle PFAS og for visse grøntsager og rodfrugter (især dem med højt proteinindhold) målt bioakkumuleringsfaktorer (BAF) større end én, det vil sige, at grøntsagerne kan indeholde højere koncentrationer end jorden. I et tænkt eksempel på en jord, der netop overholder gældende jordkvalitetskriterium, vil en BAF>1 have den afsmittende effekt, at børn potentielt vil kunne indtage PFAS gennem f.eks. rodfrugter fra køkkenhaven i et omfang, der ligger over indtaget via jord. Det behøver i sig selv ikke at være et problem, da indtag via andre kilder er allokeret til at udgøre en væsentlig større andel af TWI end jord, men det understreger kompleksiteten i den type af beregninger.

8.3 Konklusion

Det må antages, at områder, der overholder det gældende jordkvalitetskriterium, ikke udgør en direkte risiko for mennesker. I tilfælde, hvor mobile PFAS (typisk kortkædet PFAS) udgør en stor andel af den samlede forurening, kan denne dog stadig i teorien udgøre en potentiel trussel mod grundvand, selv om det humantoksikologiske jordkvalitetskriterium er overholdt. Det vil foruden forureningsniveauer og sammensætning afhænge af jordtypen og forureningsalder og kan kun belyses i detaljer gennem lokale målrettede undersøgelser.

9. Referencer

Ankley GT, Cureton P, Hoke RA, Houde M, Kumar A, Kurias J, Lanno R, McCarthy C, Newsted J, Salice CJ, Sample BE, Sepúlveda MS, Steevens J, Valsecchi S. 2021. Assessing the Ecological Risks of Per- and Polyfluoroalkyl Substances: Current State-of-the Science and a Proposed Path Forward. *Environmental Toxicology and Chemistry* 40: 564-605.

<https://doi.org/10.1002/etc.4869>

Bangma J, Guillette TC, Bommarito PA, Ng C, Reiner JL, Lindstrom AB, Strynar MJ. 2022. Understanding the dynamics of physiological changes, protein expression, and PFAS in wildlife. *Environment International* 159, 107037.

Bil W, Zeilmaker M, Fragki S, Lijzen J, Verbruggen E, Bokkers B. 2021. Risk assessment of per-and polyfluoroalkyl substance mixtures: A relative potency factor approach, *Environmental Toxicology and Chemistry* 40: 859-870.

BfR. 2021. Bundesinstitut für Risikobewertung. PFAS in food: BfR confirms critical exposure to industrial chemicals. BfR Opinion No 020/2021 issued 28 June, 2021. Doi: 10.17590/20210914-121236

Blaine AC, Rich CD, Hundal LS, Lau C, Mills MA, Harris KM, Higgins CP. 2013. Uptake of Perfluoroalkyl Acids into Edible Crops via Land Applied Biosolids: Field and Greenhouse Studies. *Environmental Science and Technology* 47: 14062–14069.

Boutrup S, Kjær C, Johansson LS, Larsen MM, Poulsen MB, Bossi R, Christensen MR, Frank-Gopolos T. 2021. Miljøfarlige forurenende stoffer i vandmiljøet. NOVANA. Tilstand og udvikling 2008-2019. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 288 s. - Videnskabelig rapport nr. 466. [Boutrup S, Kjær C, Johansson LS, Larsen MM, Poulsen MB, Bossi R, Christensen MR, Frank-Gopolos T. 2021. Miljøfarlige forurenende stoffer i vandmiljøet. NOVANA. Tilstand og udvikling 2008-2019. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 288 s. - Videnskabelig rapport nr. 466](#)

Bräunig J, Baduel C, Barnes CM, Mueller JF. 2019. Leaching and bioavailability of selected perfluoroalkyl acids (PFAAs) from soil contaminated by firefighting activities. *Science of The Total Environment* 646: 471-479. [Bräunig J, Baduel C, Barnes CM, Mueller JF. 2019. Leaching and bioavailability of selected perfluoroalkyl acids \(PFAAs\) from soil contaminated by firefighting activities. Science of The Total Environment 646: 471-479.](#)

Breedveld G, Arp HP. 2020. Proposal for new Normative Values for PFOS and PFOA in contaminated soil. NGI Report 20190750-01-R.

Brignole AJ, Porch JR, Krueger HO, Van Hoven RL. 2003. PFOS: A Toxicity Test to Determine the Effects of the Test Substance on Seedling Emergence of Seven Species of Plants. EPA Docket AR226-1369, Wildlife International Ltd., Easton, MD.

Brusseau ML, Guo B. 2023. Revising the EPA dilution-attenuation soil screening model for PFAS. *Journal of Hazardous Materials Letters* 4, 100077. [Brusseau ML, Guo B. 2023. Revising the EPA dilution-attenuation soil screening model for PFAS. Journal of Hazardous Materials Letters 4, 100077.](#)

Burkhard LP, Votava LK. 2023. Review of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) bioaccumulation in earthworms. *Environmental Advances* 11, 100335. [Burkhard LP, Votava LK. 2023. Review of per- and polyfluoroalkyl substances \(PFAS\) bioaccumulation in earthworms. Environmental Advances 11, 100335.](#)

Campiche S, Becker-van Slooten K, Ridreau C, Tarradellas J. 2006. Effects of insect growth regulators on the nontarget soil arthropod *Folsomia candida* (Collembola). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 63: 216-225.

Clausen U. 2000. Råt og tilberedt kød - fedt, protein og svind. FødevarerRapport 2000:12. StorKøkkenCentret, Ernæringsafdelingen. Fødevaredirektoratet

CRC CARE. 2017. Assessment, management and remediation guidance for perfluorooctanesulfonate (PFOS) and perfluorooctanoic acid (PFOA)—part 3: ecological screening levels, CRC CARE Technical Report no. 38. Newcastle: CRC for Contamination Assessment and Remediation of the Environment.

D'Hollander W, De Bruyn L, Hagens A, de Voogt P, Bervoets L. 2014. Characterisation of perfluorooctane sulfonate (PFOS) in a terrestrial ecosystem near a fluorochemical plant in Flanders, Belgium. *Environmental Science and Pollution Research* 21: 11856–11866. [D'Hollander W, De Bruyn L, Hagens A, de Voogt P, Bervoets L. 2014. Characterisation of perfluorooctane sulfonate \(PFOS\) in a terrestrial ecosystem near a fluorochemical plant in Flanders, Belgium. Environmental Science and Pollution Research 21: 11856–11866.](#)

Divine C, Frenchmeyer M, Dally K, Osborn E, Anderson P, Zodrow J. 2020. Approach for Assessing PFAS Risk to Threatened and Endangered Species. SERDP Project ER18-1653.

Du W, Liu X, Zhao L, Xu Y, Yin Y, Wu J, Ji R, Sun Y, Guo H. 2020. Response of cucumber (*Cucumis sativus*) to perfluorooctanoic acid in photosynthesis and metabolomics. *Science of The Total Environment* 724, 138257, [Du W, Liu X, Zhao L, Xu Y, Yin Y, Wu J, Ji R, Sun Y, Guo H. 2020. Response of cucumber \(Cucumis sativus\) to perfluorooctanoic acid in photosynthesis and metabolomics. Science of The Total Environment 724, 138257.](#)

EFSA. 2016. Guidance to develop specific protection goals options for environmental risk assessment at EFSA, in relation to biodiversity and ecosystem. *EFSA Journal* 2016;14(6):4499, 50 pp. doi:10.2903/j.efsa.2016.4499.

Environment and Climate Change Canada. 2017. Canadian Environmental Protection Act, 1999.m Federal Environmental Quality Guidelines. Perfluorooctane Sulfonate (PFOS).

EU. 2011. PFOS EQS dossier 2011. <https://circabc.europa.eu/sd/a/027ff47c-038b-4929-a84c-da3359acecee/PFOS%20EQS%20dossier%202011.pdf>

EU. 2022. KOMMISSIONENS HENSTILLING (EU) 2022/1431 af 24. august 2022 om overvågning af perfluoralkylstoffer i fødevarer. *Den Europæiske Unions Tidende*. L 221/105.

Fremlin KM, Elliott JE, Letcher RJ, Harner T, Gobas FAPC. 2023. Developing Methods for Assessing Trophic Magnification of Perfluoroalkyl Substances within an Urban Terrestrial Avian Food Web. *Environmental Science and Technology* 57: 12806-12818. DOI: 10.1021/acs.est.3c02361

Fødevarestyrelsen. 2023. Notat om muligheden for markedsføring af PFAS-forurenede græsarealer. J.nr. 2023-29-169-03309.

Gassmann M, Weidemann E, Stahl T. 2021. Combined leaching and plant uptake simulations of PFOA and PFOS under field conditions. *Environmental Science and Pollution Research* 28: 2097-2107. doi: 10.1007/s11356-020-10594-6.

Ghisi R, Vamerli T, Manzetti S. 2019. Accumulation of perfluorinated alkyl substances (PFAS) in agricultural plants: A review. *Environmental Research* 169: 326-341. doi: 10.1016/j.envres.2018.10.023.

González-Naranjo V, Boltes K. 2014. Toxicity of ibuprofen and perfluorooctanoic acid for risk assessment of mixtures in aquatic and terrestrial environments. *International Journal of Environmental Science and Technology* 11: 1743–1750. [González-Naranjo V, Boltes K. 2014. Toxicity of ibuprofen and perfluorooctanoic acid for risk assessment of mixtures in aquatic and terrestrial environments. *International Journal of Environmental Science and Technology* 11: 1743–1750](#)

He W, Megharaj M, Naidu R. 2016. Toxicity of perfluorooctanoic acid towards earthworm and enzymatic activities in soil. *Environmental Monitoring and Assessment* 188, 424. [He W, Megharaj M, Naidu R. 2016. Toxicity of perfluorooctanoic acid towards earthworm and enzymatic activities in soil. *Environmental Monitoring and Assessment* 188, 424.](#)

Heimstad E, Nygård T, Moe B, Herzke D. 2024. Per- and Polyfluorinated Alkyl Substances in an Urban Terrestrial Ecosystem and Trophic Magnification with a Food Chain Approach. Available at SSRN: <https://ssrn.com/abstract=4604701> or [Heimstad E, Nygård T, Moe B, Herzke D. 2024. Per- and Polyfluorinated Alkyl Substances in an Urban Terrestrial Ecosystem and Trophic Magnification with a Food Chain Approach. Available at SSRN:](#)

HEPA. 2022a. PFAS NEMP Supporting Document - Human health soil guideline values for PFOS + PFHxS and PFOA: Derivation of the human health investigation levels for soil for 'residential with garden/accessible soil' (HIL A) and a review of relevant soil to plant transfer factors, CC BY 4.0. Heads of EPA Australia and New Zealand.

HEPA. 2022b. Draft PFAS National Environmental Management Plan: Derivation of the PFOA ecological guidelines for indirect exposure to soil and wildlife diet Includes an update on the derivation of PFOS ecological guideline for wildlife for NEMP 3.0), CC BY 4.0. Heads of EPA Australia and New Zealand.

Huang K, Li Y, Bu D, Fu J, Wang M, Zhou W, Gu L, Fu Y, Cong Z, Hu B, Fu J, Zhang A, Jiang G. 2022. Trophic Magnification of Short-Chain Per- and Polyfluoroalkyl Substances in a Terrestrial Food Chain from the Tibetan Plateau. *Environmental Science and Technology Letters* 9: 147-152. doi: 10.1021/acs.estlett.1c01009.

Jensen J, Fauser P, Sanderson H, Vorkamp K, Andersen R, Rasmussen D. 2022. Derivation of cut-off values for PFAS in sewage sludge. Environmental Project no. 2232. Miljøstyrelsen (Environmental Protection Agency).

Jarjour J, Yan B, Munoz G, Desrosiers M, Sauvé S, Liu J. 2022. Reduced bioaccumulation of fluorotelomer sulfonates and perfluoroalkyl acids in earthworms (*Eisenia fetida*) from soils amended with modified clays. *Journal of Hazardous Materials* 423, Part A, 126999. [Jarjour J, Yan B, Munoz G, Desrosiers M, Sauvé S, Liu J. 2022. Reduced bioaccumulation of fluorotelomer sulfonates and perfluoroalkyl acids in earthworms \(*Eisenia fetida*\) from soils amended with modified clays. *Journal of Hazardous Materials* 423, Part A, 126999.](#)

Joung K, Jo E, Kim H, Choi K, Yoon J. 2010. Toxicological Effects of PFOS and PFOA on Earthworm, *Eisenia fetida*. *Environmental Analysis Health and Toxicology* 25: 181-186.

JRC. 2021. Draft EQS dossier on PFAS. EC Joint Research Centre, Ispra.

JRC 2022. Joint Research Centre (JRC) of the Commission of the European Union: Per- And Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) – Final Dossier after SCHEER final opinion – dated September 2022.

Karnjanapiboonwong A, Deb SK, Subbiah S, Wang D, Anderson TA. 2018. Perfluoroalkyl-sulfonic and carboxylic acids in earthworms (*Eisenia fetida*): Accumulation and effects results from spiked soils at PFAS concentrations bracketing environmental relevance. *Chemosphere* 199: 168-173. doi: 10.1016/j.chemosphere.2018.02.027.

Klimisch HJ, Andreae M, Tillmann U. 1997. A systematic approach for evaluating the quality of experimental toxicological and ecotoxicological data. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 25: 1-5. doi: 10.1006/rtph.1996.1076.

Krippner J, Falk S, Brunn H, Georgii S, Schubert S, Stahl T. 2015. Accumulation potentials of perfluoroalkyl carboxylic acids (PFCAs) and perfluoroalkyl sulfonic acids (PFSA) in maize (*Zea mays*). *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 63: 3646-3653. doi: 10.1021/acs.jafc.5b00012.

Kwak JI, Lee TY, Seo H, Kim D, Kim D, Cui R, An YJ. 2020. Ecological risk assessment for perfluorooctanoic acid in soil using a species sensitivity approach. *Journal of Hazardous Materials* 382, 121150. [Kwak JI, Lee TY, Seo H, Kim D, Kim D, Cui R, An YJ. 2020. Ecological risk assessment for perfluorooctanoic acid in soil using a species sensitivity approach. *Journal of Hazardous Materials* 382, 121150.](#)

Lal MS, Megharaj M, Naidu R, Bahar MM. 2020. Uptake of perfluorooctane sulfonate (PFOS) by common home-grown vegetable plants and potential risks to human health. *Environmental Technology and Innovation* 19, 100863. [Lal MS, Megharaj M, Naidu R, Bahar MM. 2020. Uptake of perfluorooctane sulfonate \(PFOS\) by common home-grown vegetable plants and potential risks to human health. *Environmental Technology and Innovation* 19, 100863.](#)

Larsen PB, Giovalle E. 2015. Perfluoroalkylated substances: PFOA, PFOS and PFOSA. Evaluation of health hazards and proposal of a health-based quality criterion for drinking water water, soil and ground water. Environmental Project No. 1665. ISBN: 978-87-93283-01-5. [Larsen PB, Giovalle E. 2015. Perfluoroalkylated substances: PFOA, PFOS and PFOSA. Evaluation of health hazards and proposal of a health-based quality criterion for drinking water water, soil and ground water. Environmental Project No. 1665. ISBN: 978-87-93283-01-5.](#)

Lasee S, Subbiah S, Deb S, Karnjanapiboonwong A, Payton P, Anderson TA. 2021. The Effects of Soil Organic Carbon Content on Plant Uptake of Soil Perfluoro Alkyl Acids (PFAAs) and the Potential Regulatory Implications. *Environmental Toxicology and Chemistry* 40: 832-845. [Lasee S, Subbiah S, Deb S, Karnjanapiboonwong A, Payton P, Anderson TA. 2021. The Effects of Soil Organic Carbon Content on Plant Uptake of Soil Perfluoro Alkyl Acids \(PFAAs\) and the Potential Regulatory Implications. *Environmental Toxicology and Chemistry* 40: 832-845.](#)

Lesmeister L, Lange FT, Breuer J, Biegel-Engler A, Giese E, Scheurer M. 2021 Extending the knowledge about PFAS bioaccumulation factors for agricultural plants – A review. *Science of The Total Environment* 766: 142640. [Lesmeister L, Lange FT, Breuer J, Biegel-Engler A, Giese E, Scheurer M. 2021 Extending the knowledge about PFAS bioaccumulation factors for agricultural plants – A review. *Science of The Total Environment* 766: 142640.](#)

Lijzen JPA, Wassenaar PNH, Smit CE, Posthuma CJAM, Brand E, Swartjes FA, Verbruggen EMJ, Versteegh JFM. 2018. Risicogrenzen PFOA voor grond en grondwater Uitwerking voor generiek en gebiedsspecifiek beleid (herziene versie). RIVM Briefrapport 2018-0060. doi 10.21945/RIVM-2018-0060

Liu Y, Bahar M, Chamila Samarasinghe SVA, Qi F, Carles S, Richmond WR, Dong Z, Naidu R. 2022. Ecological risk assessment for perfluorohexanesulfonic acid (PFHxS) in soil using species sensitivity distribution (SSD) approach. *Journal of Hazardous Materials* 439, 129667. [Liu Y, Bahar M, Chamila Samarasinghe SVA, Qi F, Carles S, Richmond WR, Dong Z, Naidu R. 2022. Ecological risk assessment for perfluorohexanesulfonic acid \(PFHxS\) in soil using species sensitivity distribution \(SSD\) approach. *Journal of Hazardous Materials* 439, 129667.](#)

McCarthy C, Kappleman W, DiGuseppi W. 2017. Ecological Considerations of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS). *Current Pollution Reports* 3: 289–301. [McCarthy C, Kappleman W, DiGuseppi W. 2017. Ecological Considerations of Per- and Polyfluoroalkyl Substances \(PFAS\). *Current Pollution Reports* 3: 289–301.](#)

McLachlan MS, 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. Doi: 10.1016/j.chemosphere.2019.02.012.

Miljøministeriet. 2023. Fastsættelse af kvalitetskriterier for vandmiljøet. Per- og Polyfluoroalkylstoffer (PFAS). 23 November 2023.

Miljøstyrelsen. 2023. Fastsættelse af kvalitetskriterier for vandmiljøet. Per- og Polyfluoroalkylstoffer (PFAS). Miljøministeriet, Miljøstyrelsen, 23. November 2023.

Moermond, CTA, Kase R, Korkaric, M, Ågerstrand M. 2016. CRED: Criteria for reporting and evaluating ecotoxicity data. *Environmental Toxicology and Chemistry* 35: 1297-1309. [Moermond, CTA, Kase R, Korkaric, M, Ågerstrand M. 2016. CRED: Criteria for reporting and evaluating ecotoxicity data. *Environmental Toxicology and Chemistry* 35: 1297-1309.](#)

Moshfeghi MM. 2015. The bioavailability of perfluoroalkyl substances (PFASs) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil to *Eisenia fetida* and *Cucurbita pepo*. Swedish University of Agricultural Sciences, Faculty of Natural Resources and Agricultural Sciences. Uppsala, 2015.

Müller CE, De Silva AO, Small J, Williamson M, Wang X, Morris A, Katz S, Gamberg M, Muir DCG. 2011. Biomagnification of Perfluorinated Compounds in a Remote Terrestrial Food Chain: Lichen-Caribou-Wolf. *Environmental Science and Technology* 45: 8665–8673. [dx.doi.org/10.1021/es201353v](https://doi.org/10.1021/es201353v)

Navarro I, de la Torre A, Sanz P, Porcel MA, Pro J, Carbonell G, de los Ángeles Martínez M. 2017. Uptake of perfluoroalkyl substances and halogenated flame retardants by crop plants grown in biosolids-amended soils. *Environmental Research* 152: 199-206. [Navarro I, de la Torre A, Sanz P, Porcel MA, Pro J, Carbonell G, de los Ángeles Martínez M. 2017. Uptake of perfluoroalkyl substances and halogenated flame retardants by crop plants grown in biosolids-amended soils. *Environmental Research* 152: 199-206.](#)

Nyt Nordisk Forlag, 2009. Gastronomisk Leksikon, 2. udg. ISBN 978-87-17-04043-4.

Princz J, Jatar M, Lemieux H, Scroggins R. 2018. Perfluorooctane sulfonate in surface soils: Effects on reproduction in the collembolan, *Folsomia candida*, and the oribatid mite, *Oppia*

nitens. Chemosphere 208: 757-763. [Princz J, Jatar M, Lemieux H, Scroggins R. 2018. Perfluorooctane sulfonate in surface soils: Effects on reproduction in the collembolan, *Folsomia candida*, and the oribatid mite, *Oppia nitens*. Chemosphere 208: 757-763](#)

Regionernes Videncenter for Miljø og Ressourcer. 2022. Håndbog om undersøgelse og afværgelse af forurening med PFAS-forbindelser. Teknik og Administration Nr. 1 2022. [Regionernes Videncenter for Miljø og Ressourcer. 2022. Håndbog om undersøgelse og afværgelse af forurening med PFAS-forbindelser. Teknik og Administration Nr. 1 2022](#)

Samarasinghe SVAC, Bahar MM, Qi F, Yan K, Liu Y, Naidu R. 2023. Evaluating PFHxS toxicity to invertebrates and microbial processes in soil. Environmental Chemistry and Ecotoxicology 5: 120-128.

SCHEER 2022. Scientific Committee on Health, Environmental and Emerging Risks. Final Opinion on Draft Environmental Quality Standards for Priority Substances under the Water Framework Directive - PFAS, 18 August 2022.

Shobhna M, Megharaj M, Naidu R. 2020. Uptake of perfluorooctane sulfonate (PFOS) by common home-grown vegetable plants and potential risks to human health. Environmental Technology and Innovation 19: 100863. [Shobhna M, Megharaj M, Naidu R. 2020. Uptake of perfluorooctane sulfonate \(PFOS\) by common home-grown vegetable plants and potential risks to human health. Environmental Technology and Innovation 19: 100863](#)

Sindermann AB, Porch JR, Krueger HO, Van Hoven RL 2002. PFOS: An acute toxicity study with the earthworm in an artificial soil. Wildlife International, Ltd., Project No. 454-111. US EPA Administrative Record AR-226-1106. May

Smith J, Brusseau ML, Guo B. 2024. An integrated analytical modelling framework for determining site-specific soil screening levels for PFAS. Water Research 252, 121236. [Smith J, Brusseau ML, Guo B. 2024. An integrated analytical modelling framework for determining site-specific soil screening levels for PFAS. Water Research 252, 121236.](#)

Stubberud H. 2016. Økotoksikologiske effekter av PFOS, PFOA og 6:2 FTS på meitemark (*Eisenia fetida*). Report TA-2212/2006 from SFT.

Yoo H, Washington JW, Jenkins TM, Ellington JJ. 2011. Quantitative Determination of Perfluorochemicals and Fluorotelomer Alcohols in Plants from Biosolid-Amended Fields using LC/MS/MS and GC/MS. Environmental Science and Technology 45: 7985–7990. [Yoo H, Washington JW, Jenkins TM, Ellington JJ. 2011. Quantitative Determination of Per-fluorochemicals and Fluorotelomer Alcohols in Plants from Biosolid-Amended Fields using LC/MS/MS and GC/MS. Environmental Science and Technology 45: 7985–7990](#)

Yuan Z, Zhang J, Zhao L, Li J, Liu H. 2017. Effects of perfluorooctanoic acid and perfluorooctane sulfonate on acute toxicity, superoxide dismutase, and cellulase activity in the earthworm *Eisenia fetida*. Environmental Science and Pollution Research 24: 18188–18194. [Yuan Z, Zhang J, Zhao L, Li J, Liu H. 2017. Effects of perfluorooctanoic acid and perfluorooctane sulfonate on acute toxicity, superoxide dismutase, and cellulase activity in the earth-worm *Eisenia fetida*. Environmental Science and Pollution Research 24: 18188–18194.](#)

Verbruggen EMJ, Marinković M, Wassenaar PNH. 2020. Ecotoxicologische risicogrenzen voor PFOS in bodem en grondwater RIVM-briefrapport 2020-0085. DOI 10.21945/RIVM-2020-0085
Wang Y, Wu S, Chen L, Wu C, Yu R, Wang Q, Zhao X. 2012. Toxicity assessment of 45 pesticides to the epigeic earthworm *Eisenia fetida*. Chemosphere 88:484-91. doi: 10.1016/j.chemosphere.2012.02.086.

Wen, B., Zhang, H., Li, L., Hu, X., Liu, Y., Shan, X. Q., & Zhang, S. 2015. Bioavailability of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoic acid (PFOA) in biosolids-amended soils to earthworms (*Eisenia fetida*). *Chemosphere* 118: 361-366.

Zareitalabad P, Siemens J, Wichern F, Amelung W, Joergensen RG. 2013. Dose-dependent reactions of *Aporrectodea caliginosa* to perfluorooctanoic acid and perfluorooctanesulfonic acid in soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 95: 39-43. [Zareitalabad P, Siemens J, Wichern F, Amelung W, Joergensen RG. 2013. Dose-dependent reactions of *Aporrectodea caliginosa* to perfluorooctanoic acid and perfluorooctanesulfonic acid in soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 95: 39-43](#)

Zhang W, Lin K, Yang S, Zhang M. 2013. Enzyme Activities in Perfluorooctanoic Acid (PFOA)-Polluted Soils. *Pedosphere* 23: 120-127, [Zhang W, Lin K, Yang S, Zhang M. 2013. Enzyme Activities in Perfluorooctanoic Acid \(PFOA\)-Polluted Soils. *Pedosphere* 23: 120-127.](#)

Zhang W, Liang Y. 2022. Changing bioavailability of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) to plant in biosolids amended soil through stabilization or mobilization. *Environmental Pollution* 308: 119724. doi: 10.1016/j.envpol.2022.119724.

Zhao H, Chen C, Zhang X, Chen J, Quan X. 2011. Phytotoxicity of PFOS and PFOA to *Brassica chinensis* in different Chinese soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 74: 1343-7. doi: 10.1016/j.ecoenv.2011.03.007.

Zhao L, Zhu L, Zhao S, Ma X. 2016. Sequestration and bioavailability of perfluoroalkyl acids (PFAAs) in soils: Implications for their underestimated risk. *Science of The Total Environment* 572: 169-176. [Zhao L, Zhu L, Zhao S, Ma X. 2016. Sequestration and bioavailability of perfluoroalkyl acids \(PFAAs\) in soils: Implications for their underestimated risk. *Science of The Total Environment* 572: 169-176.](#)

Zhao Y, Li G, Qi D, Sun L, Wen C, Yin S. 2017. Biomarker responses of earthworms (*Eisenia fetida*) to soils contaminated with perfluorooctanoic acid. *Environmental Science and Pollution Research* 24: 22073–22081. [Zhao Y, Li G, Qi D, Sun L, Wen C, Yin S. 2017. Biomarker responses of earthworms \(*Eisenia fetida*\) to soils contaminated with perfluorooctanoic acid. *Environmental Science and Pollution Research* 24: 22073–22081](#)

Zheng X, Shi Y, Lu Y, Xu X. 2016. Growth inhibition and DNA damage in the earthworm (*Eisenia fetida*) exposed to perfluorooctane sulphonate and perfluorooctanoic acid. *Chemistry and Ecology* 32: 103-116. DOI: 10.1080/02757540.2015.1116524

Zhou L, Xia M, Wang L, Mao H. 2016. Toxic effect of perfluorooctanoic acid (PFOA) on germination and seedling growth of wheat (*Triticum aestivum* L.). *Chemosphere* 159: 420-425. [Zhou L, Xia M, Wang L, Mao H. 2016. Toxic effect of perfluorooctanoic acid \(PFOA\) on germination and seedling growth of wheat \(*Triticum aestivum* L.\). *Chemosphere* 159: 420-425.](#)

Zhu H, Kannan K. 2019. Distribution and partitioning of perfluoroalkyl carboxylic acids in surface soil, plants, and earthworms at a contaminated site. *Science of The Total Environment*, 647: 954-961.

Zodrow JM, Frenchmeyer M, Dally K, Osborn E, Anderson P, Divine C. 2021. Development of Per and Polyfluoroalkyl Substances Ecological Risk-Based Screening Levels. *Environmental Toxicology Chemistry* 40: 921-936. [Zodrow JM, Frenchmeyer M, Dally K, Osborn E, Anderson P, Divine C. 2021. Development of Per and Polyfluoroalkyl Substances Ecological Risk-Based Screening Levels. *Environmental Toxicology Chemistry* 40: 921-936](#)

Bilag 1. Økotoksikologiske data, der indgår i beregninger i kapitel 3

PFAS	Group	Species	Endpoint	Days	Type	Input data (mg/kg)	Soil	OM%	Ref#
PFOA	PLANT	<i>Brassica chinensis</i>	Root elongation	7	EC10	177,00	Heilongjiang	7,95	1
PFOA	PLANT	<i>Brassica chinensis</i>	Root elongation	7	NOEC	200,00	Heilongjiang	7,95	1
PFOA	PLANT	<i>Brassica chinensis</i>	Root elongation	7	EC10	98,00	Hainan	0,70	1
PFOA	PLANT	<i>Brassica chinensis</i>	Root elongation	7	NOEC	100,00	Hainan	0,70	1
PFOA	PLANT	<i>Brassica chinensis</i>	Root elongation	7	EC10	48,00	Jangxi	0,50	1
PFOA	PLANT	<i>Brassica chinensis</i>	Root elongation	7	NOEC	10,00	Jangxi	0,50	1
PFOA	PLANT	<i>Brassica chinensis</i>	Root elongation	7	EC10	103,00	Jangsu	0,97	1
PFOA	PLANT	<i>Brassica chinensis</i>	Root elongation	7	NOEC	100,00	Jangsu	0,97	1
PFOA	PLANT	<i>Brassica chinensis</i>	Root elongation	7	EC10	96,00	Sichuan	1,05	1
PFOA	PLANT	<i>Brassica chinensis</i>	Root elongation	7	NOEC	100,00	Sichuan	1,05	1
PFOA	PLANT	<i>Brassica chinensis</i>	Root elongation	7	EC10	120,00	Liaoning	0,20	1
PFOA	PLANT	<i>Brassica chinensis</i>	Root elongation	7	NOEC	100,00	Liaoning	0,20	1
PFOA	INV	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	Growth	6	EC10	443,70	LUFA2.2	3,39	2
PFOA	INV	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	Growth	6	NOEC	500,00	LUFA2.2	3,39	2
PFOA	INV	<i>Chlorococcum infusionum</i>	Growth	6	EC10	17,02	LUFA2.2	3,39	2
PFOA	INV	<i>Chlorococcum infusionum</i>	Growth	6	NOEC	10,00	LUFA2.2	3,39	2
PFOA	PLANT	<i>Cucumis sativus</i>	Biomass Stem and Leaf	60	NOEC	< 0,20	Loam	1,03	3
PFOA	PLANT	<i>Cucumis sativus</i>	Biomass roots	60	NOEC	> 5,00	Loam	1,03	3
PFOA	INV	<i>Eisenia fetida</i>	Growth	14	NOEC	< 50,00	OECD	n.a.	4
PFOA	INV	<i>Eisenia fetida</i>	Avoidance	2	NOEC	200,00	loamy sandy soil	n.a.	5
PFOA	INV	<i>Eisenia fetida</i>	Biomass	28	NOEC	10,00	Williamtown soil	2,53	6
PFOA	INV	<i>Eisenia fetida</i>	Biomass	28	NOEC	10,00	Edinburgh soil	1,60	6
PFOA	INV	<i>Eisenia fetida</i>	Mortality	14	NOEC	< 1.050,00	OECD		7
PFOA	INV	<i>Eisenia fetida</i>	Reproduction	28	NOEC	80,00	OECD soil	5,00	8
PFOA	INV	<i>Eisenia fetida</i>	Growth juveniles	28	NOEC	10,00	OECD soil	5,00	8
PFOA	INV	<i>Eisenia fetida</i>	Reproduction	28	EC10	94,00	OECD soil	5,00	8
PFOA	INV	<i>Folsomia candida</i>	Reproduction	28	EC10	n.a.	LUFA2.2	3,39	2
PFOA	INV	<i>Folsomia candida</i>	Reproduction	28	NOEC	50,00	LUFA2.2	3,39	2
PFOA	MICRO	Microorganisms	Phosphatase activity	30	EC10	2,53	Shanghai field soil		9
PFOA	MICRO	Microorganisms	Catalase activity	30	EC10	4,12	Shanghai field soil		9
æPFOA	MICRO	Microorganisms	Urease activity	30	EC10	1,51	Shanghai field soil		9
PFOA	MICRO	Microorganisms	Dehydrogenase activity	1	NOEC	5,00	Williamtown soil	2,53	6
PFOA	MICRO	Microorganisms	Dehydrogenase activity	1	NOEC	10,00	Edinburgh soil	1,60	6
PFOA	MICRO	Microorganisms	Urease activity	1	NOEC	10,00	Williamtown soil	2,53	6
PFOA	MICRO	Microorganisms	Urease activity	1	NOEC	50,00	Edinburgh soil	1,60	6
PFOA	MICRO	Microorganisms	Potential nitrification activity	1	NOEC	0,50	Williamtown soil	2,53	6
PFOA	MICRO	Microorganisms	Potential nitrification activity	1	NOEC	1,00	Edinburgh soil	1,60	6

Referencer:

#1 Zhao m.fl. 2011; #2 Kwak m.fl. 2020; #3 Du m.fl. 2020; #4 Zheng m.fl. 2016; #5 Yuan m.fl. 2017; #6 He m.fl. 2016; #7 Joung m.fl. 2010; #8 Stubberud 2006; #9 Zhang m.fl. 2013; #10 Gonzalez-Naranjo m.fl. 2014; #11 Zhou m.fl. 2016.

PFAS	Group	Species 2	Endpoint	Duration (d)	Type	Input data (mg/kg)	Soil	OM%
PFOS	INV	<i>Aporrectodea caliginosa</i>	Growth	40	NOEC	1,00	HaplicLuvisol	1,93
PFOS	PLANT	<i>Brassica chinensis</i>	Root elongation	7	EC10	58,00	Hainan	0,70
PFOS	PLANT	<i>Brassica chinensis</i>	Root elongation	7	EC10	115,00	Heilongjiang	7,95
PFOS	PLANT	<i>Brassica chinensis</i>	Root elongation	7	EC10	72,00	Jangsu	0,97
PFOS	PLANT	<i>Brassica chinensis</i>	Root elongation	7	EC10	40,00	Jangxi	0,50
PFOS	PLANT	<i>Brassica chinensis</i>	Root elongation	7	EC10	90,00	Liaoning	0,20
PFOS	PLANT	<i>Brassica chinensis</i>	Root elongation	7	EC10	83,00	Sichuan	1,05
PFOS	PLANT	<i>Brassica chinensis</i>	Root elongation	7	NOEC	50,00	Hainan	0,70
PFOS	PLANT	<i>Brassica chinensis</i>	Root elongation	7	NOEC	150,00	Heilongjiang	7,95
PFOS	PLANT	<i>Brassica chinensis</i>	Root elongation	7	NOEC	50,00	Jangsu	0,97
PFOS	PLANT	<i>Brassica chinensis</i>	Root elongation	7	NOEC	50,00	Jangxi	0,50
PFOS	PLANT	<i>Brassica chinensis</i>	Root elongation	7	NOEC	150,00	Liaoning	0,20
PFOS	PLANT	<i>Brassica chinensis</i>	Root elongation	7	NOEC	100,00	Sichuan	1,05
PFOS	PLANT	<i>Allium cepa</i>	Growth	21	NOEC	15,60	Artificial loam soil	1,20
PFOS	PLANT	<i>Allium cepa</i>	Shoot weight	21	EC10	2,30	Artificial loam soil	1,20
PFOS	INV	<i>Esenia fetida</i>	Growth	14	NOEC	<	50,00 OECD	
PFOS	INV	<i>Esenia fetida</i>	Avoidance	2	NOEC	80,00	loamy sandy soil	n.a.
PFOS	INV	<i>Esenia fetida</i>	Biomass	14	NOEC	77,00	OECD soil	
PFOS	INV	<i>Esenia fetida</i>	Mortality	14	NOEC	<	2.530,00 OECD	
PFOS	INV	<i>Esenia fetida</i>	Reproduction	28	NOEC	40,00	OECD soil	5,00
PFOS	INV	<i>Esenia fetida</i>	Growth juveniles	28	NOEC	10,00	OECD soil	5,00
PFOS	INV	<i>Esenia fetida</i>	Reproduction	28	EC10	25,00	OECD soil	5,00
PFOS	INV	<i>Folsomia candida</i>	Reproduction	28	EC10	143,00	Clay Loam	15,00
PFOS	INV	<i>Folsomia candida</i>	Reproduction	28	EC10	57,00	Sandy Loam	2,60
PFOS	PLANT	<i>Glycine max</i>	Growth	21	NOEC	62,50	Artificial loam soil	1,20
PFOS	PLANT	<i>Glycine max</i>	Shoot weight	21	EC10	74,50	Artificial loam soil	1,20
PFOS	PLANT	<i>Lactuca sativa</i>	Growth	21	NOEC	<	3,91 Artificial loam soil	1,20
PFOS	PLANT	<i>Lactuca sativa</i>	Shoot weight	21	EC10	0,81	Artificial loam soil	1,20
PFOS	PLANT	<i>Linum usitatissimum</i>	Growth	21	NOEC	62,50	Artificial loam soil	1,20
PFOS	PLANT	<i>Linum usitatissimum</i>	Shoot weight	21	EC10	27,80	Artificial loam soil	1,20
PFOS	PLANT	<i>Lolium perenne</i>	Growth	21	NOEC	3,91	Artificial loam soil	1,20
PFOS	PLANT	<i>Lolium perenne</i>	Shoot weight	21	EC10	0,79	Artificial loam soil	1,20
PFOS	PLANT	<i>Lycopersicon esculentum</i>	Growth	21	NOEC	15,60	Artificial loam soil	1,20
PFOS	PLANT	<i>Lycopersicon esculentum</i>	Shoot height	21	EC10	3,20	Artificial loam soil	1,20
PFOS	PLANT	<i>Medicago sativa</i>	Growth	21	NOEC	62,50	Artificial loam soil	1,20
PFOS	PLANT	<i>Medicago sativa</i>	Shoot weight	21	EC10	17,70	Artificial loam soil	1,20
PFOS	INV	<i>Opia nitens</i>	Reproduction	28	EC10	11,00	Clay Loam	15,00

Referencer:

#1 Zareitalabad m.fl. 2013; #2 Zhao m.fl. 2011; #3 Brignole m.fl. 2003; #4 Zheng m.fl. 2016; #5 Yuan m.fl. 2017; #6 Sindermann m.fl. 2002; #7 Joung m.fl. 2010; #8 Stubberud 2006; #9 Printz m.fl. 2018.

Bilag 2. Data for H og Kaw, der indgår i beregninger i kapitel 4

Data er hentet fra ITRC, der beskrives således på hjemmesiden:

The Interstate Technology and Regulatory Council (ITRC) is a state-led coalition working to reduce barriers to the use of innovative environmental technologies and approaches so that compliance costs are reduced and cleanup efficacy is maximized.

Data er opdateret i juli 2023, som det fremgår af nedenstående tekst i det tilgængelige regneark:

ITRC PFAS Physical and Chemical Properties Table 4-1 Excel File

This workbook includes the PFAS Physical and Chemical Properties table and is part of the ITRC PFAS Technical and Regulatory Guidance Document. The ITRC intends to update this spreadsheet periodically as new information is gathered. The user is encouraged to visit the ITRC PFAS web page to access the current version of this file:

[The user is encouraged to visit the ITRC PFAS web page to access the current version of this file](#)

Users who identify updates to the material in this table are encouraged to send that information to itrc@itrcweb.org

See ITRC Disclaimer <http://pfas-1.itrcweb.org/about-itrc/#disclaimer>

July 2023

Henry's Constant Values for selected PFAS

1	A	B	C	D	Unit Conversions					
					E	F	G	H	I	J
2	Acronym	Reported Value ^a	Reported Units	Type	Pa-m ³ /mol	mol/m ³ -Pa	atm-m ³ /mol	mol/m ³ -atm	K _{ow} (Dimensionless)	Log K _{ow}
3	PFOA	0,36	Pa-m3/mol	E	0,36	2,8	3,6E-06	2,8E+05	1,6E-04	-3,8
4		-2,37	log	Mc	9,7	0,10	9,6E-05	10459	4,3E-03	-2,4
5		-1,69	log	Ms	46	0,02	4,6E-04	2185	0,02	-1,7
6		5,0	mol/dm3-atm	E	20	0,05	2,0E-04	5000	8,9E-03	-2,0
7		0,001	dimensionless	E	2,3	0,43	2,3E-05	43740	1,0E-03	-3,0
8		0,57	log	Me	8434	1,2E-04	0,08	12	3,7	0,6
9		-1,40	log	Ms	91	0,01	9,0E-04	1112	0,04	-1,4
10		-1,49	log	Mc	73	0,01	7,2E-04	1386	0,03	-1,5
11		-0,44	log	Ma	825	1,2E-03	8,1E-03	123	0,36	-0,4
12		-1,93	log	Mc	27	0,04	2,6E-04	3797	0,01	-1,9
13		2,57	log	C	8,4E+05	1,2E-06	8,3	0,12	372	2,6
14		2,53E-03	atm-m3/mol	Ms	256	3,9E-03	2,5E-03	395	0,11	-0,9
15		1,92E-10	atm-m3/mol	Mo	1,9E-05	51402	1,9E-10	5,2E+09	8,6E-09	-8,1
16		PFNA	-2,03	log	Mc	21	0,05	2,1E-04	4781	9,3E-03
17	-1,12		log	Ms	172	5,8E-03	1,7E-03	588	0,08	-1,1
18	-0,58		log	Ms	597	1,7E-03	5,9E-03	170	0,26	-0,6
19	1,29		log	Me	44283	2,3E-05	0,44	2,3	19	1,3
20	-1,58		log	Mc	60	0,02	5,9E-04	1696	0,03	-1,6
21	3,14		log	C	3,1E+06	3,2E-07	31	0,03	1380	3,1
22	1,18E-09		atm-m3/mol	Mo	1,2E-04	8364	1,2E-09	8,5E+08	5,3E-08	-7,3

24	A	B	C	D	Unit Conversions					
					E	F	G	H	I	J
25	Acronym	Reported Value ^a	Reported Units	Type	Pa-m ³ /mol	mol/m ³ -Pa	atm-m ³ /mol	mol/m ³ -atm	K _{ow} (Dimensionless)	Log K _{ow}
26	PFHxS	-2,38	log	Mc	9,5	0,11	9,3E-05	10702	4,2E-03	-2,4
27		-3,1	log	C	1,8	0,55	1,8E-05	56167	7,9E-04	-3,1
28		2,15	log	C	3,2E+05	3,1E-06	3,2	0,32	141	2,2
29		1,94E-10	atm-m3/mol	Mo	2,0E-05	50872	1,9E-10	5,2E+09	8,7E-09	-8,1
30	PFOS	-2,4	log	Mc	9,0	0,11	8,9E-05	11207	4,0E-03	-2,4
31		-1,06	log	Ms	198	5,1E-03	2,0E-03	512	0,09	-1,1
32		-1,35	log	Ms	101	9,9E-03	1,0E-03	999	0,04	-1,4
33		-0,35	log	Me	1014	9,9E-04	0,01	100	0,45	-0,4
34		1,50E-07	atm-m3/mol	Ms	0,02	66	1,5E-07	6,7E+06	6,7E-06	-5,2
35		-0,35	log	Me	1022	9,8E-04	0,01	99	0,45	-0,3
36		-1,33	log	Ms	106	9,4E-03	1,1E-03	952	0,05	-1,3
37		-2,60	log	Mc	5,8	0,17	5,7E-05	17575	2,5E-03	-2,6
38		-1,39	log	Ma	93	0,01	9,2E-04	1090	0,04	-1,4
39		-1,65	log	Mc	51	0,02	5,0E-04	1993	0,02	-1,7
40		3,29	log	C	4,4E+06	2,3E-07	44	0,02	1950	3,3
41		4,23E-03	atm-m3/mol	Ms	429	2,3E-03	4,2E-03	236	0,19	-0,7
42	1,8E-11	atm-m3/mol	Mo	1,8E-06	5,5E+05	1,8E-11	5,6E+10	8,0E-10	-9,1	

- 44 Type
- 45 C: Calculated or Extrapolated from Published Data
- 46 Ca: Calculated using Advanced Chemistry Development (ACD/Labs) Software
- 47 E: Experimental
- 48 M: Modeled with LFER
- 49 Ma: Modeled with Absolve
- 50 Mc: Modeled with COSMOtherm
- 51 Me: Modeled with EPISuite
- 52 Mo: Modeled with OPERA
- 53 Ms: Modeled with SPARC

Omregning af H

Henry's lov constant (H) kan angives i mange enheder som det fremgår af ovenstående oversigt. Til omregning fra atm m3/mol til dimensionsløs H (concentration/concentration), som anvendes i Brusseau og Guo (2023) er anvendt et redskab fra US EPA som fremvist for neden. [Henry's lov constant \(H\) kan angives i mange enheder som det fremgår af ovenstående oversigt. Til omregning fra atm m3/mol til dimensionsløs H \(concentration/concentration\), som anvendes i Brusseau og Guo \(2023\) er anvendt et redskab fra US EPA som fremvist for neden.](#)

The screenshot shows the EPA website's 'Henry's Law Conversions' tool. The input field is set to 3.39519E-05 with the unit Hpc. The temperature is 25.0 C. The output field shows 0.00139 with the unit Hcc. Below the tool, a legend defines the units: H = Concentration/Concentration (dimensionless), H^{cc} = Mole Fraction Y / Mole Fraction X (dimensionless), H^{yx} = Partial Pressure / Mole Fraction X (atmspheres), and H^{px} = Partial Pressure / Concentration (atm m³/mol).

Dette giver nedenstående data når de geometriske middelværdier omregnes fra den ene dimension til den anden

	Hpc	Hcc
	preure/conc.	conc./conc.
	atm m3/mol	no dimension
PFOS	0,0004315	0,018
PFOA	0,000437696	0,0179
PFNA	0,001650439	0,0675
PFHxS	3,39519E-05	0,00139

Bilag 3. K_d værdier

PFOS					PFOA				
Soil	OC %	pH	K_d	Paper	Soil	OC %	pH	K_d	Paper
Me-dian			8,095		Me-dian			1,355	
N			48		N			48	
S1	0,7	3,4	19,2	Nguyen et al 2020	S1	0,7	3,4	2,82	Nguyen et al 2020
S2	0,37	3,4	14,95	Nguyen et al 2020	S2	0,37	3,4	2,21	Nguyen et al 2020
S3	0,08	3,4	6,49	Nguyen et al 2020	S3	0,08	3,4	2,48	Nguyen et al 2020
S4	0,25	3,4	12,78	Nguyen et al 2020	S4	0,25	3,4	1,41	Nguyen et al 2020
S5	2,23	3,4	10,93	Nguyen et al 2020	S5	2,23	3,4	2,53	Nguyen et al 2020
S6	4,9	3,4	103,62	Nguyen et al 2020	S6	4,9	3,4	9,23	Nguyen et al 2020
S7	0,13	3,4	8,01	Nguyen et al 2020	S7	0,13	3,4	1,3	Nguyen et al 2020
S8	0,4	3,4	10,89	Nguyen et al 2020	S8	0,4	3,4	4,12	Nguyen et al 2020
S9	1,19	3,4	29,97	Nguyen et al 2020	S9	1,19	3,4	8,22	Nguyen et al 2020
S10	0,17	3,4	9,6	Nguyen et al 2020	S10	0,17	3,4	1,89	Nguyen et al 2020
S1	0,7	5,2	9,96	Nguyen et al 2020	S1	0,7	5,2	1,72	Nguyen et al 2020
S2	0,37	5,2	3,95	Nguyen et al 2020	S2	0,37	5,2	0,47	Nguyen et al 2020
S3	0,08	5,2	4,27	Nguyen et al 2020	S3	0,08	5,2	0,89	Nguyen et al 2020
S4	0,25	5,2	10,05	Nguyen et al 2020	S4	0,25	5,2	1,41	Nguyen et al 2020
S5	2,23	5,2	5,67	Nguyen et al 2020	S5	2,23	5,2	0,94	Nguyen et al 2020
S6	4,9	5,2	70,31	Nguyen et al 2020	S6	4,9	5,2	6,91	Nguyen et al 2020
S7	0,13	5,2	8,3	Nguyen et al 2020	S7	0,13	5,2	1,41	Nguyen et al 2020
S8	0,4	5,2	4,96	Nguyen et al 2020	S8	0,4	5,2	0,83	Nguyen et al 2020
S9	1,19	5,2	8,18	Nguyen et al 2020	S9	1,19	5,2	1,16	Nguyen et al 2020
S10	0,17	5,2	4,98	Nguyen et al 2020	S10	0,17	5,2	1,01	Nguyen et al 2020
S1	0,7	7,2	5,92	Nguyen et al 2020	S1	0,7	7,2	1,04	Nguyen et al 2020
S2	0,37	7,2	3,45	Nguyen et al 2020	S2	0,37	7,2	0,68	Nguyen et al 2020
S3	0,08	7,2	3,15	Nguyen et al 2020	S3	0,08	7,2	0,81	Nguyen et al 2020
S4	0,25	7,2	4,18	Nguyen et al 2020	S4	0,25	7,2	0,64	Nguyen et al 2020
S5	2,23	7,2	3,71	Nguyen et al 2020	S5	2,23	7,2	0,74	Nguyen et al 2020
S6	4,9	7,2	34,3	Nguyen et al 2020	S6	4,9	7,2	2,84	Nguyen et al 2020
S7	0,13	7,2	3,52	Nguyen et al 2020	S7	0,13	7,2	1,42	Nguyen et al 2020

S8	0,4	7,2	3,22	Nguyen et al 2020	S8	0,4	7,2	0,53	Nguyen et al 2020
S9	1,19	7,2	8,78	Nguyen et al 2020	S9	1,19	7,2	1,18	Nguyen et al 2020
S10	0,17	7,2	5,66	Nguyen et al 2020	S10	0,17	7,2	0,86	Nguyen et al 2020
S1	0,7	8,3	5,79	Nguyen et al 2020	S1	0,7	8,3	1,13	Nguyen et al 2020
S2	0,37	8,3	7,15	Nguyen et al 2020	S2	0,37	8,3	2,94	Nguyen et al 2020
S3	0,08	8,3	4,02	Nguyen et al 2020	S3	0,08	8,3	0,85	Nguyen et al 2020
S4	0,25	8,3	3,48	Nguyen et al 2020	S4	0,25	8,3	0,59	Nguyen et al 2020
S5	2,23	8,3	2,98	Nguyen et al 2020	S5	2,23	8,3	0,63	Nguyen et al 2020
S6	4,9	8,3	31,19	Nguyen et al 2020	S6	4,9	8,3	2,72	Nguyen et al 2020
S7	0,13	8,3	3,15	Nguyen et al 2020	S7	0,13	8,3	0,56	Nguyen et al 2020
S8	0,4	8,3	3,29	Nguyen et al 2020	S8	0,4	8,3	0,59	Nguyen et al 2020
S9	1,19	8,3	6,19	Nguyen et al 2020	S9	1,19	8,3	0,83	Nguyen et al 2020
S10	0,17	8,3	4,33	Nguyen et al 2020	S10	0,17	8,3	0,82	Nguyen et al 2020
Jynde- vad Sj. Odde	1 0,42	6,1 7,6	15 17	Enevoldsen, Juh- ler 2010 Enevoldsen, Juh- ler 2010	Jynde- vad Sj. Odde	1 0,42	6,1 7,6	1,1 1,5	Enevoldsen, Juh- ler 2010 Enevoldsen, Juh- ler 2010
ASCO	0,2	8	19	Milinic et al 2015	ASCO	0,2	8	2,2	Milinic et al 2015
ALM GO- LOSO	1,6 3,9	5,9 6,3	32 38	Milinic et al 2015	ALM GO- LOSO	1,6 3,9	5,9 6,3	2,6 2,7	Milinic et al 2015
DELTA A2	7,7	7,9	76	Milinic et al 2015	DELTA A2	7,7	7,9	3,9	Milinic et al 2015
OVI01 DUB- LIN	9,4 39	4,6 5,3	110 295	Milinic et al 2015	OVI01 DUB- LIN	9,4 39	4,6 5,3	7,1 38	Milinic et al 2015

PFNA				PFHx					
Soil	OC %	pH	K _d	Paper	Soil	OC %	pH	K _d	Paper
			3,23					0,725	
Me- dian N			43		Me- dian N			40	
S1	0,7	3,4	7,53	Nguyen et al 2020	S1	0,7	3,4	2,29	Nguyen et al 2020
S2	0,37	3,4	4,88	Nguyen et al 2020	S2	0,37	3,4	2,32	Nguyen et al 2020
S3	0,08	3,4	3,44	Nguyen et al 2020	S3	0,08	3,4	1,14	Nguyen et al 2020
S4	0,25	3,4	5,14	Nguyen et al 2020	S4	0,25	3,4	0,75	Nguyen et al 2020
S5	2,23	3,4	3,87	Nguyen et al 2020	S5	2,23	3,4	1,3	Nguyen et al 2020
S6	4,9	3,4	31,79	Nguyen et al 2020	S6	4,9	3,4	7,77	Nguyen et al 2020
S7	0,13	3,4	3,6	Nguyen et al 2020	S7	0,13	3,4	0,82	Nguyen et al 2020
S8	0,4	3,4	9,83	Nguyen et al 2020	S8	0,4	3,4	2,05	Nguyen et al 2020

S9	1,19	3,4	17,25	Nguyen et al 2020	S9	1,19	3,4	4,11	Nguyen et al 2020
S10	0,17	3,4	5,04	Nguyen et al 2020	S10	0,17	3,4	1,03	Nguyen et al 2020
S1	0,7	5,2	4,32	Nguyen et al 2020	S1	0,7	5,2	1,36	Nguyen et al 2020
S2	0,37	5,2	2,3	Nguyen et al 2020	S2	0,37	5,2	0,97	Nguyen et al 2020
S3	0,08	5,2	1,98	Nguyen et al 2020	S3	0,08	5,2	0,67	Nguyen et al 2020
S4	0,25	5,2	6,26	Nguyen et al 2020	S4	0,25	5,2	0,62	Nguyen et al 2020
S5	2,23	5,2	3,24	Nguyen et al 2020	S5	2,23	5,2	0,69	Nguyen et al 2020
S6	4,9	5,2	24,29	Nguyen et al 2020	S6	4,9	5,2	6,45	Nguyen et al 2020
S7	0,13	5,2	7,38	Nguyen et al 2020	S7	0,13	5,2	0,83	Nguyen et al 2020
S8	0,4	5,2	2,12	Nguyen et al 2020	S8	0,4	5,2	0,41	Nguyen et al 2020
S9	1,19	5,2	3,23	Nguyen et al 2020	S9	1,19	5,2	0,87	Nguyen et al 2020
S10	0,17	5,2	2,96	Nguyen et al 2020	S10	0,17	5,2	0,74	Nguyen et al 2020
S1	0,7	7,2	2,35	Nguyen et al 2020	S1	0,7	7,2	0,77	Nguyen et al 2020
S2	0,37	7,2	1,57	Nguyen et al 2020	S2	0,37	7,2	0,69	Nguyen et al 2020
S3	0,08	7,2	1,31	Nguyen et al 2020	S3	0,08	7,2	0,4	Nguyen et al 2020
S4	0,25	7,2	2	Nguyen et al 2020	S4	0,25	7,2	0,45	Nguyen et al 2020
S5	2,23	7,2	2,1	Nguyen et al 2020	S5	2,23	7,2	0,52	Nguyen et al 2020
S6	4,9	7,2	10,69	Nguyen et al 2020	S6	4,9	7,2	2,12	Nguyen et al 2020
S7	0,13	7,2	1,77	Nguyen et al 2020	S7	0,13	7,2	0,39	Nguyen et al 2020
S8	0,4	7,2	1,27	Nguyen et al 2020	S8	0,4	7,2	0,28	Nguyen et al 2020
S9	1,19	7,2	4,29	Nguyen et al 2020	S9	1,19	7,2	0,57	Nguyen et al 2020
S10	0,17	7,2	2,46	Nguyen et al 2020	S10	0,17	7,2	0,63	Nguyen et al 2020
S1	0,7	8,3	2,13	Nguyen et al 2020	S1	0,7	8,3	0,71	Nguyen et al 2020
S2	0,37	8,3	2,17	Nguyen et al 2020	S2	0,37	8,3	0,78	Nguyen et al 2020
S3	0,08	8,3	1,93	Nguyen et al 2020	S3	0,08	8,3	0,35	Nguyen et al 2020
S4	0,25	8,3	1,65	Nguyen et al 2020	S4	0,25	8,3	0,34	Nguyen et al 2020
S5	2,23	8,3	1,19	Nguyen et al 2020	S5	2,23	8,3	0,58	Nguyen et al 2020
S6	4,9	8,3	9,38	Nguyen et al 2020	S6	4,9	8,3	2,41	Nguyen et al 2020
S7	0,13	8,3	1,24	Nguyen et al 2020	S7	0,13	8,3	0,35	Nguyen et al 2020
S8	0,4	8,3	1,3	Nguyen et al 2020	S8	0,4	8,3	0,24	Nguyen et al 2020
S9	1,19	8,3	2,65	Nguyen et al 2020	S9	1,19	8,3	0,57	Nguyen et al 2020
S10	0,17	8,3	2,19	Nguyen et al 2020	S10	0,17	8,3	0,5	Nguyen et al 2020
Jynde- vad Sj. Odde	1 0,42	6,1 7,6	4,2	Enevoldsen, Ju- hler 2010 Enevoldsen, Ju- hler 2010					

Jynde- vad	1	6,1	5,2	Enevoldsen, Juh- ler 2010
Sj. Odde	0,42	7,6	7,7	Enevoldsen, Juh- ler 2010

Rapportens formål

Denne rapport har som mål at kortlægge metoder til at beregne differentierede aktionsværdier i jord målrettet forskellige beskyttelsesmål. Med aktionsværdi eller aktionsniveau forstås i denne rapport en jordkoncentration, hvorover der kan foreligge en potentiel risiko for et eller flere givne beskyttelsesmål, og derved et behov for mere dybdegående evalueringer eller andre former for tiltag.

Behovet for differentierede aktionsværdier bygger på en anerkendelse af, at ét jordkvalitetskriterium, fastsat med konservative metoder for at beskytte de mest følsomme befolkningsgrupper (ofte børn), ikke nødvendigvis vil have specifik relevans i alle risikovurderingssituationer. Herved kan der opstå situationer, hvor grænseværdierne er mere konservative og beskyttende end fagligt påkrævede.

De beskrevne metoder er generelle og kan anvendes for de fleste typer af organiske miljøfarlige forurenende stoffer, men i rapporten er stofgruppen af PFAS valgt som eksempel på metodernes anvendelse. De lave grænseværdier for PFAS i grundvand og overfladevand medfører, at de beregnede aktionsværdier i jord ofte bliver tilsvarende lave.

Der er i rapporten identificeret nedenstående seks relevante beskyttelsesmål, hvor der er behov for at udvikle eller tilpasse metoder til beregning af aktionsværdier og skitsere eventuelt yderligere vidensbehov.

- Jordbundsøkosystemer (struktur og funktion, m.a.o. biodiversitet og funktionalitet)
- Terrestriske økosystemer (pattedyr og fugle, herunder jagtbart vildt)
- Grundvand og drikkevand
- Overfladevand (søer og vandløb)
- Agro-relaterede fødekæder (afgrøder og husdyr)
- Mennesker (primært børn)

Der er ikke præsenteret beregninger for det marine miljø, da det er vurderet, at jordforurening som oftest ikke direkte vil udgøre den primære kilde til eksponering af marine organismer.



Miljøstyrelsen
Tolderlundsvej 5
5000 Odense C

www.mst.dk