



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR  
BIOØKONOMI

## NOTAT

Til: Monika Lahti; Marius Gudbrandsen; Anna-Sara Magnusson

Kopi til: Øistein Vethe, Torfinn Torp

Fra: NIBIO: Trine Eggen

Dato: 27.08.2018

### Notat: Vurdering av tilførsel av organiske miljøgifter til landbruksarealer

Som en del av sirkulærøkonomien, er det nå langt større fokus på resirkulering og bedre utnyttelse av avfall og biprodukter enn tidligere. Denne økningen av resirkulering øker bevisstgjøringen av problemene med uønskede følge-forbindelser; inkludert miljøgifter. Det er behov for økt kunnskap for å kunne vurdere om spredning av miljøgifter via gjødsel- og jordforbedringsprodukter fører til økt risiko for helse- og miljøpåvirkninger. Per i dag finnes det grenseverdier for innhold av flere tungmetaller i gjødselprodukter. Det finnes ikke grenseverdier for innhold av organiske miljøgifter, men en aktsomhetsplikt.

I forbindelse med pågående revidering av gjødselvarerforskriften, skal det vurderes hvordan organiske miljøgifter skal håndteres i revidert forskrift. For å få et bedre grunnlag for å vurdere dette, er det behov for å se på fordelingen av organiske miljøgifter i materiale som utnyttes til jordbruksformål.

Det er utarbeidet et forslag til grenseverdier i organisk basert gjødsel (utkast rapport COWI) som NIBIO allerede har kommentert på (NIBIO notat 30.05.2018).

Dette oppdraget består i å legge inn rådata av miljøgifter i avløpsslam fra ulike rapporter oversendt fra Miljødirektoratet, samt egne data, i et exelark.

Følgende oppgaver var også del av oppdraget:

1. Lage en tabell som viser 10%, 20%, 30%, 40%, 50 %, 60%, 70 %, 80 %, 90 % og 95 % persentiler for utvalgte miljøgifter.
2. For de ulike persentilene beregnes hvor mye av avløpsslammet som ikke kan brukes direkte i gjødselvarer hvis aktuell persentil blir satt som grense for når slammet kan brukes direkte som gjødsel eller som andel av gjødselvarer.
3. Hovedfokus på de største anleggene for avløpsbehandling, og mindre anlegg i den grad det det foreligger informasjon om stoffene i slam fra dem.

4. Vurdere om det er nyere eller eldre data som drar opp verdiene, og omtale om det er ett eller flere anlegg som har vesentlig mer eller mindre av et stoff i slammet.
5. Vise hvor mange tonn slam som vil være innen hver persentilgruppe, og hvilken konsentrasjon av hvert stoff dette svarer til.
6. Foreslå nye halveringstider i jord for de stoffene som er nevnt over, samt kommentere utvalgte stoffer.

I dette oppdraget er det kun et mindre utvalg av organiske miljøgifter i avløpslam som er vurdert.

Miljøgifter som er prioritert:

1. Kortkjedete klorparafiner (SCCP)
2. Makromusker - Galaxolid og Tonalid (*for hvert stoff*)
3. Polyklorerte bifenyler (PCB)
4. Di-(2-etylheksyl)ftalat (DEHP)
5. Per- og polyfluoreerte alkylstoffer (PFAS) – *PFAS-tot og enkeltvis for PFOS, PFOA og PFHxS og andre stoffer (e.g. fra prioritetslisten) også så langt de finnes analyseresultater som er hensiktsmessig å bruke*
6. Bromerte flammehemmere (BFH) – *BDE-tot (alle BDEene samlet) og en separat for DekabDE*

Det var ikke analysedata av PCB og den inngår derfor ikke i denne oversikten.

## **BEREGNING AV PERSENTILER FOR DE PRIORITERTE STOFFENE**

Den minste, største, gjennomsnittlige og median verdiene, samt persentilene 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 95% for de prioriterte stoffene, er vist i tabell 1. (*stor tabell, se regneark fane 'TAB\_1 persentil\_oversikt'*).

En oversikt over mengde slam gitt i tonn tørrstoff, ts, for 2017 for de ulike anleggene og middelverdien,  $\mu\text{g}/\text{kg}$  ts, for prioriterte stoffer er vist i tabell 2 (*stor tabell, se regneark fane 'WTP oversikt'*).

I rapport fra COWI (2018 ver.3) oppgis total mengde slam som 114 268 tonn tørt materiale. I oversikten over produsert slam, fått via Norsk Vann, var total mengde slam fra alle anlegg i 2017 noe høyere, 172 493 tonn ts (*Tabell 2, stor tabell, se regneark fane 'TAB\_2\_3 oversikt WTP'*). Tabell 2 viser mengde slam, gitt som tonn ts for 2017, for ulike anlegg, samt gjennomsnittskonsentrasjon for de ulike anleggene, gitt i  $\mu\text{g}/\text{kg}$  ts.

I dette notatet er grenseverdiene fra tabell 2, COWI rapport 2, anvendt. I vår tabell 1 og 2 er verdier over den foreslåtte grenseverdien, markert gult.

Enkelte anlegg peker seg ut med langt høyere/lavere konsentrasjonsnivåer enn andre anlegg. Det kan gjenspeile både størrelsen på anlegget (pe) og forskjeller i type påslipp, for eksempel fra ulike næringsaktiviteter, industri, sykehus, som kan ha spesielt høye konsentrasjoner av gitte miljøgifter i sine utslipp. Anlegg med spesielt høye konsentrasjoner er kommentert spesielt.

Som en ser i tabell 1 og 2, forekommer deka-BDE, Galaxolid, Tonalid, PFHxS, 8:2 FTOH, PFOS og SCCP i nivåer over 95% persentil grenseverdien. For de stoffene hvor det er relativt liten konsentrasjonsforskjell mellom de ulike anleggene, vurderes de ulike persentilene som grenseverdier for total slam-mengde i Norge (2017 tall). For forbindelser hvor det er større forskjeller i slamkonsentrasjon, vil det gjøres separate vurdering for utvalgte anlegg. For en god del av anleggene som er prøvetatt, er det kun 4- 5 analyser for mange av forbindelsene. For noen av forbindelsene, de som har vært prioriterte miljøgifter over en periode og som har inngått i flere studier, er det større datamateriale, og for utvalgte forbindelser og anlegg er det mellom 10-20 prøver.

Tabell 3 viser oversikt av 10% opptil 95% persentil slamkonsentrasjon ( $\text{mg}/\text{kg}$  ts) for de utvalgte prioriterte miljøgiftene (*Tabell 3, stor tabell, se regneark fane 'TAB\_2\_3 oversikt WTP'*). Tilsvarende er 10% til 95% persentilene mengde slam (tonn i 2017) vist. I tabellen 3a-e er persentilen som **kommer nærmest foreslått grenseverdi og tilsvarende % andel slam for de enkelte miljøgiftene merket rødt**. Ettersom det ikke traff helt på foreslått grenseverdi, varierer den noe over eller under den verdien. I tabell 1 er % andel slam (nærmest mulig) over foreslått grenseverdi, vist.

Det må presiseres at det knytter seg **stor usikkerhet til våre anslag** på andelen slam som faller over eller under forslag til grenseverdier (i COWI -rapport No 1. versjon 3). Det er for dårlig tallmateriale til å gjøre mer sikre vurderinger og våre tall og kommentarer er derfor bare å betrakte som en indikasjon på hvor nivået ligger med de få dataene som foreligger per i dag.

- For DEHP er det omtrent 5% av slammengden som ligger over foreslåtte verdi. Det er kun mindre forskjeller mellom anleggene.
- For SCCP er det omtrent 20% av slammengden som ligger over foreslåtte verdi.
- For PFHxS er det omtrent 30% som ligger over foreslåtte verdi. I alle prøver i undersøkelsen fra Blytt et al. 2013, var konsentrasjonen under LOD. I 2016 undersøkelsen ble PFHxS analysert kun i 7 slamprøver (4 prøver fra VEAS og 3 prøver fra HIAS), og alle prøvene var over foreslåtte grenseverdi på 100 µg/kg ts; min-maks-gjennomsnitt VEAS 110-300-230 µg/kg ts og HIAS 2100-2700-2367 µg/kg ts. Det er litt underlig at det er så stor konsentrasjonsforskjell og bør undersøkes nærmere. Er det tilfeldig variasjon i slamkonsentrasjonen eller variasjon i analysekvaliteten eller feil oppgitte verdier?
- For PFOS, grenseverdi for sum PFAS på 100 µg/kg ts, lå 95% persentil under grenseverdien, men min-maks-gjennomsnitt konsentrasjon av PFOS i slam fra MOVAR var 11-180-96,8 µg/kg ts (n=4 med prøver > LOD). Inkluderes en prøve som var under LOD, blir gjennomsnittskonsentrasjonen 79,1 µg/kg ts. Dette er et eksempel på hvor store ulikheter det er mellom anlegg og at det er nødvendig med god dokumentasjon av innhold av prioriterte miljøgifter i organiske gjødselvarer som slam.
- For Galaxolid var ingen av gjennomsnittlige konsentrasjoner i slam for de ulike anleggene under foreslått grenseverdi på 500 µg/kg ts, og grenseverdien er lavere enn 10% persentil, og intet slam kan anvendes hvis det grenseverdien innføres. Hvis en tentativt tenker seg at det er forsvarlig å velge en faktor 10 x høyere grenseverdi, og derved ha en grenseverdi på 5000 µg/kg ts, vil fortsatt 60% av slammet være over grenseverdien. Hvorvidt det er aktuelt å endre grenseverdien med 10x eller mer må vurderes nærmere. Anlegg som pekte seg ut med spesielt høye verdier i slam var Arendal (gjennomsnittverdi 14629 µg/kg ts), Sandefjord (gjennomsnittverdi 11441 µg/kg ts), MOVAR (gjennomsnittverdi 12667 µg/kg ts) og HIAS (gjennomsnittverdi 10384 µg/kg ts), VEAS (gjennomsnittverdi 9968 µg/kg ts) og Bekkelaget (gjennomsnittverdi 9733 µg/kg ts) som alle lå rett under eller over 10000 µg/kg ts.
- For Tonalid med foreslått grenseverdi på 600 µg/kg ts, var det 80% av slammet som er over foreslått grenseverdi.
- For deka-BDE med foreslått grenseverdi på 500 µg/kg ts (det gjelder for sum PBDE, men det er ikke beregnet), var det omtrent 20-30% av slammet som er over foreslått grenseverdi. Dekka-BDE er en av de prioriterte miljøgiftene som viser stor variasjon i konsentrasjon mellom ulike anlegg. SNJ IVAR var det anlegget med høyest konsentrasjon deka-BDE, og hvor min-maks-gjennomsnitt var 540-2800-1840 µg/kg ts (n=6). Arendal hadde også høye verdier, min-maks-gjennomsnitt var 1143-1710-1427 µg/kg ts (n=4). Høvringen hadde min-maks-gjennomsnitt var 310-1500-984 µg/kg ts (n=5).

## KOMMENTARER OM ENKELTE MILJØGIFTER

**PFAS forbindelser** er en av de stoffgruppene som det knytter seg stor bekymring til.

Foreslåtte grenseverdi for SUM PFAS er 100 µg/kg ts (basert på toksisitet for PFOS).

Ingen klar endring av PFOS konsentrasjonen i slam ble observert i det tallmaterialet som nå foreligger; for eksempel 4 slamprøver fra 2010 (Thomas et al. 2011) og 4 fra 2016 (Konieczny et m.fl. 2017). Av de anlegg som det finnes data fra, peker Fuglevik seg ut med generelt høyere PFOS-konsentrasjoner; gjennomsnittlig PFOS konsentrasjon på 96,8 µg/kg ts, nær den foreslåtte grenseverdien 100 µg/kg ts for sum PFAS. Dette var basert på 5 slamprøver hvorav to var på 160 og 180 µg/kg ts.

PFHxS peker seg ut med spesielt høye verdier i studien fra 2016 (Konieczny et m.fl. 2017); gjennomsnittskonsentrasjonen i VEAS 230 µg/kg ts, og i HIAS 10 x høyere, 2366 µg/kg ts. Det inngikk kun 7 prøver i den studien; 4 fra VEAS og 3 fra HIAS. Alle de 15 prøvene i studien fra 2012/2013 (Blytt et al. 2013), viste konsentrasjoner under LOD (10 µg/kg ts). PFHxS inngikk ikke i studien fra Thomas et al. 2011. HIAS pekte seg ut med spesielt høye verdier.

PFOA-konsentrasjonen i slam var generelt lavt, og 20 av 51 prøver var under LOD. Det var ingen klar tidstrend, men en kan merke seg at alle de 7 prøvene fra screeningen fra 2016 var under LOD.

I avløpsslam kan det foreligge mange PFAS-forbindelser som er forløperne (precursors) til de mest miljøpotente PFAS-forbindelsene. Eksempler på slike forløpere er blant annet N-Et FOSE og N-Me FOSE, FTOH, og mono- og di polyfluoroalkyl esters fosfater (mono- og di PAPs) som alle er påvist i ett eller flere anlegg. I tillegg vet vi det er mange forløpere som per i dag ikke analyseres pga. av manglende analysemetoder.

Det foreligger lite data på PAPs eller diPAPs i norsk slam; to prøver fra norsk avløpsslam, HIAS, som inngår i en Nordisk screening som er under publisering, og 3 prøver fra henholdsvis HIAS og VEAS i screening programmet for 2016 (Konieczny et m.fl.). I den Nordiske screeningen var en rekke perfluorerte-forbindelser analysert for, og de høyeste måle verdiene var 6:2/8:2 diPAP med > 15 µg/kg ts. I slamprøvene i screeningstudien fra 2016, var 6:2 diPAP nivået mellom 1,6-6,2 µg/kg ts, og høyeste PFCA var PFHxS hvor verdiene var henholdsvis 110-300 µg/kg ts og 210-2700 µg/kg ts for VEAS og HIAS. PAPs er funnet i slam i flere studier; i en svensk studie var konsentrasjonen av forløpere høyere enn de persistente PFCA (Eriksson m.fl. 2017). I samme studie ble det funnet en økning av PFCA forbindelser, og en nedgang i forløpere fra innløp til utløp.

VEAS og Arendal pekte seg ut med noe høyere gjennomsnittskonsentrasjon av forløpere-forbindelsene FTOHer, FOSEer.

Sum PFAS (PFOS, PFOA, PFHxS, 6:2 FTOH, 8:2 FTOH, 10:2 FTOH, N-Et FOSE, N-Me-FOSE, N-Me-FOSA, 6:2 diPAP, 6:2 FTS) var høyere enn 100 µg/kg ts i slam fra HIAS, VEAS, MOVAR, Arendal.

Mange av slam-verdiene vi baserer kommentarene på, spesielt enkelte PFAS og PBDE-forbindelser i utvalgte anlegg, bygger kun på 2-3 slamprøver som var over LOD. Det er likevel valgt å vise og kommentere disse tallene. Beregning av verdiene som var under LOD ble gjort som i tidligere undersøkelser:  $\text{konsentrasjon} = \text{LOD} \times (\text{n over LOD} / \text{total n prøver})$ .

**Polybromerte difenyleter**, PBDEs, er analysert i flere studier, men kun studien fra Thomas m.fl. 2011 inkluderer bestemmelse av en rekke enkelt-kongenerer. Etter at okta- og penta miksen ble erstattet med deka-PBDE i 2004, har det vært en klar nedgang i penta, hekso-BDEer og en økning i deka-BDE (209-BDE).

Det var relativt store forskjeller i konsentrasjonsnivåer av deka-BDE som antas skyldes spesielle næringsaktører/industri med påslipp til anleggene med høyeste nivåer. Dekka-BDE-konsentrasjonen var høyest i slam fra SNJ (avg 1828 µg/kg ts, min-maksverdi 540-22800 µg/kg ts), men også høyt i slam fra Arendal (1427 µg/kg ts, min-maksverdi 1143-1710 µg/kg ts) og Høvringen (avg 984 µg/kg ts, min-maksverdi 310-1300 µg/kg ts). Nona-PBDE som både finnes i kommersiell deka-PBDE produkt og er det første nedbrytningsprodukt fra deka-BDE, er påvist i enkeltprøver fra ulike anlegg. I studien fra 2012/13 (Blytt et al. 2013), ble nona-BDE påvist i enkeltprøver fra ulike anlegg, men kun i slam fra SNJ ble nona-BDE funnet i konsentrasjoner over LOD i alle prøvene (n=5); avg 662 µg/kg ts og min-maksverdier 120-2200 µg/kg ts. I studien fra 2010 (Thomas et al. 2011), inngikk ikke SNJ, og høyeste målte konsentrasjon av 206-BDE (nona-BDE), 25,5 µg/kg ts, ble gjort i slam fra Arendal. Arendal inngikk ikke i studien fra 2012/2013.

Høybromerte BDE som deka-BDE, nona-BDE og okta-BDEer kan under reduserte forhold omdannes relativt raskt; langt raskere enn de tilsvarende PCB-kongenerene. Det er penta- og tetra kongenerene som utgjør størst miljø- og helsetrussel, og det er disse som nå er utfaset ut. Ettersom deka- og nona-BDEer over tid brytes ned til nettopp disse kongenerene, anbefales at det tar høyde for at deka- og nona-BDEer blir omdannet til de mer toksiske og bioakkumulerende BDEene, og dette er en gruppe forbindelser som trenger spesiell vurdering for fastsettelse for grenseverdier i organisk gjødsel.

**Galaxolid-konsentrasjonen** i slam fra alle renseanlegg var høyere enn foreslått grenseverdi (500 µg/kg ts). Gjennomsnittskonsentrasjonen i slam fra de ulike anleggene varierte mellom 1371-14629 µg/kg ts, og var høyere enn 10000 µg/kg ts i slam fra Arendal, Sandefjord, MOVAR (Fuglevik) og HIAS. Også i slam fra Bekkelaget, Frevar (Øra) og Knappen var gjennomsnittsverdien høy; mellom 8920-9968 µg/kg ts.

**Tonalid-konsentrasjonen** var generelt betydelig lavere enn galaxolid, men for de fleste anlegg for tonalid er analysert for var gjennomsnittskonsentrasjonen over den foreslåtte grenseverdien (500 µg/kg ts). Unntak her var slam fra RA2 og TAU (henholdsvis 165 og 361 µg/kg ts).

Konsentrasjonen av galaxolid og tonalid i slam fra screening fra 2016 (Konieczny et al. 2007), var noe høyere enn de tidligere år, men i denne studien inngikk kun 7 slamanalyser (VEAS og HIAS).

**DEHP og SCCP.** Grenseverdien for DEHP er foreslått 50000 ug/kg ts, og selv om mange gjennomsnittskonsentrasjoner i slam i de ulike anleggene var mellom 20-40000 ug/kg ts, var det kun ett anlegg, HIAS, som var høyere enn foreslått grenseverdi.

Kun VEAS og TAU hadde høyere gjennomsnittskonsentrasjoner av SCCP i slam enn foreslått grenseverdi (900 ug/kg ts), henholdsvis 4438 og 2200 µg/kg ts. SCCP var generelt lavere i studien fra Fjell et al. 2009. Beregninger viste at når det datasettet ble ekskludert, økte middelverdiene, jf. Tabell 1.

### **HALVERINGSTIDER**

En del av oppdraget var å foreslå nye halveringstider i jord for de seks stoffene, hvis vi mente det er nødvendig med tanke på de verdiene som er brukt i COWIs rapport nr. 1. Vi har valgt å kommentere på halveringstider mer generelt. Valg av realistiske halveringstider i miljøet, er spesielt viktig i vårt klima. Det finnes generelt lite eksperimentelle data for halveringstider i jord, spesielt for kaldere klima. Det anbefales derfor at det blir etablert/testes ut bruk av temperatur-korrigerende faktorer for å gjøre halveringstider gitt ved 20-25°C mer realistiske for miljørisikovurderinger for norske forhold, og at de anvendes når det ikke finnes gode eksperimentelle data ved lavere temperatur.

I rapport-utkast fra COWI, foreslås det å bruke halveringstid basert på programmet EPI suite og nedbrytningshastigheter ved 20°C. Der er maksimal halveringstid, DT50 >360 dager. Det betyr en kraftig underestimering av de svært persistente forbindelsene. Dette er også nevnte i tidligere NIBIO-notat (NIBIO notat av 31.05.2018). Det er nødvendig å innhente troverdige og mer realistiske halveringstider for de mest persistente og toksiske forbindelsene for å utvikle grenseverdier for organiske miljøgifter i gjødsel.

I henhold til EU klassifiseres forbindelser med halveringstid høyere enn 180 dager i sediment som svært persistent. Både DEHP og deka-BDE (209-BDE) er oppgitt med halveringstid > 360 dager (ECHA, 2017). Andre prioriterte miljøgifter med lang halveringstid er galaxolid, 239 d.

I COWIs beregninger gjort for etablering av grenseverdier for PFOS er halveringstiden 360 d anvendt; det er maksverdien som oppgis i EPISuite for organiske miljøgifter. Når det er velkjent at PFOS er ekstremt persistent og det er antydnet halveringstider i 10-års perspektiv, er det uegnet å bruke halveringstider som er så langt fra den virkelige miljøsituasjonen. I tillegg er halveringstider hentet fra EPISuite, og brukt til etablering av forslag av grenseverdier, gitt for 20°C og ikke justert opp med tanke på en lavere temperatur i miljøet.

I litteraturen er det rapportert estimerte halveringstider for PFOS i vann opp til >41 år (Hekster et al. 2003), men også gjennomsnittlige halveringstider i jord rundt 4 år er rapportert i et faktaark om PFAS i biosolid (Nebra faktaark, 2017). Dette er dog ikke-vitenskapelig informasjon.

## **BETRAKTNINGER OM DATAGRUNNLAG OG BEHOV FOR MER KUNNSKAP**

Etter en gjennomgang av datagrunnlaget er det vår oppfatning at det er for lite tallmateriale og for lite kunnskap til å kunne fastsette realistiske og bærekraftige grenseverdier for organiske miljøgifter i slam; det inkluderer analyser av miljøgifter i slam og halveringstider og skjebnen til miljøgifter i miljøet. Tatt i betraktning at forslag til grenseverdier er utarbeidet med en tilnærming som ikke er vanlig innenfor miljørisikovurdering, og heller ikke presentert slik at den fremstår som et godt alternativ, samt valg av halveringstider som for enkelte miljøgifter er langt lavere enn forventer i miljøet (COWI utkast til rapport 2018, og notat fra NIBIO), mener vi at det er store usikkerheter knyttet til forslag til grenseverdier. Kombinasjonen av usikkerhet knyttet til foreslåtte grenseverdier og dårlig tallmateriale for en rekke miljøgifter i slam, er bekymringsverdig. For andre organisk baserte gjødselprodukter som for eksempel biorest, er det svært lite datagrunnlag for å vurdere innhold av organiske miljøgifter. Innhold av miljøgifter i biorest vil avhenge av innhold av miljøgifter i substratene som inngår i biogassprosessen. For eksempel vil enkelte fraksjoner kunne ha innhold av de mest hydrofobe persistente miljøgiftene.

Det presiseres at det er stor usikkerhet i de anslag som er gitt i forhold til andelen slam som faller over eller under forslag til grenseverdier. Det er for dårlig tallmateriale til å gjøre mer sikre vurderinger og våre tall og kommentarer er derfor bare å betrakte som en indikasjon på hvor nivået ligger med de få dataene som foreligger per i dag.

Mange av verdiene, spesielt for enkelte PFAS og PBDE-forbindelser i slam i utvalgte anlegg, bygger kun på 2-3 slamprøver som var over LOD, men med store variasjoner mellom anleggene.

Sammenstillingen av datamateriale viser at det er behov for mer systematiske og målrettede undersøkelser av forventet konsentrasjonsnivå i slam fra ulike anlegg. Det er tydelig at det kan være store forskjeller mellom anlegg, for eksempel høyere PFOS konsentrasjon i slam fra MOVAR, høyere SCCP i slam fra TAU og VEAS, spesielt høye nivåer av galaxolid ble funnet i slam fra Arendal, MOVAR, Sandefjord, HIAS, spesielt høye deka-BDE i slam fra SNJ (IVAR) og Arendal. Det er også store forskjeller i konsentrasjoner i samme anlegg mellom ulike studier. Hva dette skyldes bør en undersøke nærmere.

Vi har ikke gjort en vurdering av alle prioriterte miljøgifter, men vil peke spesielt på noen grupper av forbindelser hvor det er viktig å ha mer kunnskap før spredning i miljøet. PFAS-forbindelser er spesielt problematisk pga. av sin persistens, toksisitet og mulig bioakkumuleringspotensiale. Også deka-BDE er i en særklasse pga. av nedbrytning til de forbudte penta og tetra BDEene i miljøet.

Antibiotika spesielt, men muligens også enkelte andre legemidler og triklosan som er et antibakterielt middel, bør inkluderes i gjødselregelverket.

I rapport-utkast fra COWI brukes halveringstider basert på programmet EPI suite og nedbrytningshastigheter ved 20°C. Spesielt i nordlig klima er det viktig å ha realistiske halveringstider. Det



optimale er eksperimentelt baserte halveringstid, men inntil det foreligger bør en som et minimum inkludere en temperaturkorreksjonsfaktor for halveringstider gitt for 20°C.

Det er viktig med en føre-var-holdning til bruk av organisk gjødsel som kan utgjøre en kilde til spredning av svært persistente og miljø- og helseskadelige stoffer. Det er behov for å skaffe tilveie realistiske, representative og gode data som kan brukes for estimere halveringstider.

### Referanser

Carey, D.E., McNamara, P.J. 2015. The impact of triclosan on the spread of antibiotic resistance in the environment. *Frontiers in Microbiology*.

<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC4295542/pdf/fmicb-05-00780.pdf>

COWI rapport. Report No. 1 – Limit values for organic pollutants in fertilisers based on organic waste origin. versjon 3. 2018.

COWI rapport. REPORT 2 – Consequences of introducing requirements for content of organic pollutants in organic fertilisers based on waste covered by the Norwegian Fertiliser Regulations. versjon 01. 1. Juni 2018.

Hekster FM, Laane RW, de Voogt P (2003). Environmental and toxicity effects of perfluoroalkylated substances *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 179, 99-121.

Nebra faktaark, Mars 30. 2017.

<https://static1.squarespace.com/static/579045432e69cf0f618c4cc3/t/59236ea1b3db2bff251f320a/1495494306586/NEBRA-PFASFactSheet-v3-10May2017.pdf>

NIBIO notat. 30.05.2018. Innspill og vurdering av COWIs rapport om grenseverdier for organisk miljøgifter i gjødsel basert på organisk avfall.

Eriksson, U. Haglund, P., Kärman, A. Contribution of precursor compounds to the release of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) from waste water treatment plants (WWTPs). *J. Environ. Sci.* 2017. Nov. 61: 80-90.