

Tidsskrift for miljø og natur

VAND & JORD

- MILJØKVALITETSKRITERIER
- PESTICIDER I VANDLØB
- PESTICIDER I DRIKKEVAND
- SPORSTOFFER I GRUNDVAND
- BIOTILGÆNGELIGHED
- PFAS – EN TRUSSEL
- PLANTETOKSINER
- MIKROPLAST I MILJØET
- NANOMATERIALER – MILJØRISIKO

1

NEPPER & STAGEHØJ
FORLAGET

29. årgang • Februar 2022





Vil du være med til at løse vigtige miljøudfordringer?

Klimaforandringer giver mange udfordringer for samfundet. Vi har brug for at udvikle løsninger og nye metoder til at håndtere oversvømmelser og tørke, producere rent vand, udvinde energi fra biomasse og genanvende ressourcer. Vi skal sikre, at kemiske stoffer og mikroplast ikke skader mennesker og miljø.

Som ingeniør i miljøteknologi kan du være med til at løse nogle af disse udfordringer. Både i Danmark og i resten af verden.

Studiet bygger videre på din viden fra gymnasiet i bl.a. kemi, naturgeografi, bioteknologi, matematik og fysik. Du får også viden i nye fag som miljø og bæredygtighed, klimaændringer, geologi, økologi og miljøtekniske processer.

Se mere om uddannelsen:
<https://www.dtu.dk/Uddannelse/Bachelor/Miljoeteknologi>

Vand & Jord er et dansk fagtidsskrift med artikler og debat om miljøforhold i vore ydre omgivelser. Emnerne omfatter alle forhold i vandets kredsløb, rent eller forurenset. Tidsskriftet formidler ny og aktuel viden til alle, der arbejder med og har interesse i dansk og international miljø- og naturbeskyttelse.

Vand & Jord er uafhængig af organisations- og firma-interesser.

© Selskabet for Vand & Jord
og Forlaget Nepper & Stagehøj

REDAKTION:

Charlotte Kjægaard, NovaDrain ApS, ansv.
Claus Hagebro, cand. scient.
Søren Brandt, Herning Kommune
Anja Skjoldborg Hansen, Aarhus Universitet
Astrid Zeuthen Jeppesen, NIRAS
Poul L. Bjerg, Danmarks Tekniske Universitet - DTU Miljø

REDAKTIONSKOMITÉ:

Anders Erichsen, DHI
Loren Ramsay, VIA UC
Mogens Flindt, SDU
Heidi Barlebo Christiansen, GEUS
Søren Bukh Svenningsen, Miljøministeriet
Uffe Gangelhof, Vandcenter Syd
Peter Holm, KU-PLEN

Redaktionskomitéens medlemmer er personligt valgt. De tegner i Vand & Jord-sammenhæng ikke de firmaer eller institutioner, hvor de er ansat.

Mekanisk, fotografisk eller anden gengivelse er kun tilladt i overensstemmelse med overenskomst mellem Undervisningsministeriet og Copy-Dan. Enhver anden udnyttelse er uden selskabets og forlagets skriftlige tilladelse forbudt ifølge gældende dansk lov om ophavsret. ISSN 0908-7761

Abonnementspris 2022 – 4 numre pr. år
Institutionsabonnement: kr. 600,00 inkl. moms
Privat abonnement: kr. 240,00 inkl. moms.
Studerende-abonnement: kr. 150,00 inkl. moms.
Virksomhedsabonnement kr. 5.000 kr. inkl. moms
Alle priser er inkl. forsendelse.

Se mere på <http://www.vandogjord.dk/>
– her findes også forfattervejledning

PRODUKTION: Vand & Jord ApS
LAYOUT: Forlaget Nepper & Stagehøj
TRYK: P. E. Offset & Reklame A/S, Varde

UDGIVER OG ABONNEMENT:
Forlaget Nepper & Stagehøj
Nøjsomhedsvej 19, st.tv.
2100 København Ø
Tlf. 35 26 45 31
e-mail: forlaget@nepperogstagehoej.dk

ANNONCER:
Claus Hagebro
Fuglevænget 10
3520 Farum
Tlf. 44 95 07 60
e-mail: hagebro3@hotmail.com

Forsidefoto: Risø halvø ved Roskilde Fjord.
Foto af Anja Skjoldborg Hansen

VAND & JORD

Nr. 1
29. årgang
februar 2022

Hvordan sikrer vi sundt og rent drikkevand på den mest miljørigtige måde?	2
<i>Nina Tuxen</i>	
Hvad er sammenhæng mellem vandkvalitetskriterier og sedimentkvalitetskriterier?	4
<i>Jens Tørslov & Dorte Rasmussen</i>	
Pesticider i vandløb fra overfladisk afstrømning	7
<i>Brian Kronvang, Niels B. Ovesen, Dominik Zak, Tina Houlborg, Henrik Jernstedt & Sofie Gyritia Madsen van't Veen</i>	
Status over pesticider i dansk drikkevand fra 2002-2019	13
<i>Denitza D. Voutchkova, Jörg Schullebner, Carina Skaarup, Kirstine Wodschow, Annette Kjer Ersbøll & Birgitte Hansen</i>	
Naturlige baggrundsværdier for sporstoffer i grundvandet	17
<i>Mette Hilleke Mortensen, Denitza Voutchkova & Lærke Thorling</i>	
Biotilgængelighed af stoffer i ferskvand	23
<i>Jens Tørslov & Dorte Rasmussen</i>	
PFAS – en trussel som eskalerer	26
<i>Jacqueline Falkenberg, Julie Kofoed & Søren Dyreborg</i>	
Plantetoksiner i jord og vandmiljøet – hvad er op og ned?	30
<i>Hans Christian Bruun Hansen, Lars Holm Rasmussen & Bjarne Westergaard Strobel</i>	
Mikroplast i miljøet – kilder, spredning og skæbne	34
<i>Nanna B. Hartmann & Ann Flemming Nielsen</i>	
Avancerede nanomaterialer – en miljørisiko?	38
<i>Lars M. Skjolding & Anders Baun</i>	

Vand & Jord udgives med støtte fra:



ATV JORD OG GRUNDVAND



AARHUS
UNIVERSITET
DCE - NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI



INSTITUT FOR AGROØKOLOGI
AARHUS UNIVERSITET



SDU

Hvordan sikrer vi sundt og rent drikkevand på den mest miljørigtige måde?

Udfordringer for vandforsyningen i Danmark

I Danmark er drikkevandsforsyningen baseret på grundvand, der kun undergår simpel behandling såsom iltning og filtrering. Dette betyder i princippet, at drikkevandskravene til det maksimale indhold af miljøfremmede stoffer også skal være overholdt i grundvandet.

Der er mange miljøfremmede stoffer, der truer denne praksis, men det har hidtil lykkedes at holde forureningerne i skak ved en målrettet indsats med både grundvandsbeskyttelse samt opsporing og oprensning af punktkilder.

Desværre har de seneste års udvidelse af analyseprogrammet for pesticider* afsløret, at nogle af disse stoffer er uhyre udbredt i grundvandet. Nogle af de allerstørste forsyninger i landet (HOFOR og Vandcenter Syd) konstaterer spor af pesticider i 94% (!) af deres udpumpede vand. Pt. kan forsyningerne levere drikkevand, der overholder kriterierne alene fordi de blander vand med høje koncentrationer med vand med lavere koncentrationer, men hvor længe kan det gå?

Hvilke handlemuligheder har vi i dag?

- Det er oplagt at tænke, at forsyningerne kan flytte deres indvindingsboringer til områder, der ikke er påvirket af miljøfremmede stoffer. Skal man være optimistisk, kan dette måske være en mulighed i de dele af landet, hvor indvindingen er relativt lav i forhold til den tilgængelige grundvandsressource. Her kan særlig beskyttelse i visse områder (grundvandsparker), måske på sigt sikre en ren grundvandsressource. Det er dog ikke en løsning i Region Hovedstaden, hvor vandforbruget er stort, og indvindingsoplandene derfor ligger skulder om skulder.
- Regionerne har gennem årene gjort et stort arbejde for at forhindre punktkilder med fx klorerede opløsningsmidler i at true grundvandet. Men vil dette også kunne hjælpe mht. den udbredte forurening med pesticider? I egne af landet med små indvindinger og meget landbrug, vil punktkilder formentlig udgøre en væsentlig del af problemet, og her vil afværge af disse kunne sikre grundvandsressourcen. Omvendt vil der i områder med store ind-

vindinger (hvor punktkilderne bliver meget fortyndet) være størst aftryk fra fladekilder, som både kan stamme fra landbrugs- og bymæssig anvendelse. Her vil afværge af punktkilder ikke hjælpe vandforsyningerne væsentligt, og det vil være en meget stor omkostning for regionerne.

- Vandforsyningerne kan ansøge om brug af avanceret rensning for fjernelse af pesticidresterne som en midlertidig løsning. For nogle af de "nyopdagede" stoffer – fx DMS, som i Region Hovedstaden er totalt dominerende – er avanceret rensning dog vanskeligt, da stoffet hverken sorberes særlig godt til aktivt kul eller nedbrydes mikrobielt. Der er måske tekniske muligheder fx ved membranfiltrering eller kemisk oxidation. Alle metoder har dog store ulemper fx kolossale spilmængder med høje koncentrationer af DMS, forbrug af kemikalier og stort energiforbrug, potentielle uønskede biprodukter. Der er samtidigt tale om en hel fundamental ændring fra "simple" anlæg til avancerede kemiske vandfabrikker, med alt hvad det indebærer af logistik, fejlmuligheder osv. Og så er det dyrt.

En alternativ løsning – revurdering af kvalitetskriteriet for pesticider

I Danmark har vi besluttet, at alle pesticider maksimalt må være til stede i $0,1 \mu\text{g/l}$. I tidernes morgen valgte man en multolerance for indhold af pesticider, og dengang var detektionsgrænsen netop $0,1 \mu\text{g/l}$. Det er altså en politisk bestemt værdi, hvor vi for alle mulige andre miljøfremmede stoffer opererer med sundhedsbestemte – og individuelle drikkevandskriterier. Kvalitetskriteriet på $0,1 \mu\text{g/l}$ har vi også valgt skal gælde for alle nedbrydningsprodukter fra pesticider. I EU lovgivningen skelner man mellem såkaldt "relevante" og "ikke-relevante" nedbrydningsprodukter, hvor drikkevandskriteriet for "ikke-relevante" nedbrydningsprodukter (som fx DMS) er $0,75 \mu\text{g/l}$. Et toksikologisk baseret kvalitetskriterium for DMS vurderes at være $10\text{-}60 \mu\text{g/l}$, hvis man anvender Miljøstyrelsens principper for fastlæggelse af kvalitetskriterier. Der er altså både EU lovhjæmmel og videnskabeligt belæg for, at en revurdering af kvalitetskriterierne kan overvejes. I Region

Hovedstaden er der konstateret DMS i 53% af alle indvindingsboringer med overskridelser af det nuværende kriterium på $0,1 \mu\text{g/l}$ i 18%. Hævede man kvalitetskriteriet til $0,75 \mu\text{g/l}$ ville der være overskridelser i $<1\%$ af boringerne!

Vejen frem

Vi bliver nødt til at indse, at vi står i en situation, hvor hidtil praksis med helt rent, urensset grundvand til drikkevand desværre ikke længere kan realiseres. Jeg mener derfor, at vi bliver nødt til at skelne mellem "farlige" stoffer og "mindre farlige" stoffer på pesticidområdet og indføre sundhedsbaserede, individuelle kvalitetskriterier for de enkelte stoffer – ligesom vi gør for alle andre miljøfremmede stoffer. Dette vil sikre, at både forsyningernes og regionernes ressourcer bruges på de giftigste stoffer (fx klorerede opløsningsmidler, PFAS og "relevante" pesticider), så vi får både mest miljø og mest sundhed for pengene.

Politisk er det en utrolig vanskelig diskussion at skulle hæve et kvalitetskriterium, med fare for at svække forbrugernes tillid til kvaliteten af drikkevand. Det vil derfor kræve en omfattende videnskabelig og helhedsorienteret vurdering, hvor et meget vigtigt aspekt som cocktaileffekter også skal inddrages.

Min største bekymring er, at vi ved ikke at tage denne ubehagelige snak, tvinger vandforsyningerne ud i meget mere omfattende brug af avanceret vandbehandling. Og når først de enorme investeringer dette medfører er gjort, kan jeg være nervøs for, om vi åbner op for en "glidebane", hvor grundvandsbeskyttelse og håndtering af punktkilder ikke bliver så vigtig, for vandet bliver jo "alligevel" renset.

Nina Tuxen

NINA TUXEN (nina.tuxen@regionh.dk), Chefkonsulent i Region Hovedstaden er civilingeniør og PhD med speciale i hvordan grundvand påvirkes af miljøfremmede stoffer – herunder pesticider. Synspunktet repræsenterer forfatterens holdning, og er ikke et udtryk for Region Hovedstadens politik på området.

**I denne tekst bruges ordet "pesticider" om stoffer som er brugt til at bekæmpe ukrudt, skadedyr eller svampe – både i landbruget og i byområder (fx i maling til træbeskyttelse) samt disse stoffers nedbrydningsprodukter*



Vand & Jords artikelpriser 2021

Traditionen tro nedsætter Redaktionskomiteén et udvalg til at gennemgå årets artikler i Vand & Jord. Formålet er at udpege tre bidrag, der modtager årets artikelpriser for "Fremragende populær formidling i Vand & Jord". Det har været en udfordring at udvælge tre artikler, da der også i år har været rigtig mange kandidater til prisen. I det stærke felt har udvalget valgt følgende artikler, der modtager årets artikelpris 2021:

- **Klimagasser: fra landjorden, over vandløb og søer til kystvande** af *Kaj Sand-Jensen, Johan Emil Kjær, Kenneth T. Martinsen, Jonas Stage Sø & Theis Kragh*. *Vand & Jord* nr. 4/2021

Artiklen belyser vigtigheden af at betragte emissioner og transporter i en sammenhængende landskabshydrologisk kontekst fra landjord til slut recipient. Økosystemerne kan ikke ses isoleret, når der laves budgetter for klimagasser. Artiklen præsenterer et kulstofbudget for Pøleåens opland frem til Arresø baseret på målinger og estimater. Næringsstoffernes indflydelse på produktion og nedbrydning af organisk stof, samt den deraf afledte effekt på iltforholdene er en væsentlig faktor i forhold til det samlede klimaaftryk. Artiklen er særdeles relevant i forhold til den aktuelle fokus på vurdering af klimaeffekter ved ændring i arealanvendelse fx reetablering af vådområder. Artiklen præsenterer en særdeles væsentlig pointe i forhold til kompleksiteten ved opskat-

ning af resultater fra individuelle økosystemer.

- **Grundvandsproblemer i villakvarter?** af *Jens Christian Refsgaard, Jeppe Eriksen, Olaf Berg, P.S. Ramanujam, Henrik Anthony, Henriette Jakobsen, Stefan Alexander Thule Madsen & Henrik Correll*. *Vand & Jord* nr. 1/2021

En særdeles velskrevet og letlæst artikel om en reel og borgernær interessekonflikt i forbindelse med en planlagt lukning af det lokale vandværk og den deraf afledte bekymring for stigende grundvandsspejl i et villakvarter. Artiklen belyser konsekvenserne for grundvandsspejlet ved lukning af det lokale vandværk samt øget nedbør i et fremtidigt klima, baseret på lokale data fra et omfattende borgerdrevet pejlelnetværk, feltundersøgelser og modelberegninger. Kendskab til den urbane infrastruktur som ledningsnet blev påpeget som afgørende faktor for det lokale grundvandsspejl. Artiklen giver en god forståelse for vigtigheden af lokale data, som en afgørende forudsætning for at opnå robuste konklusioner. Samtidig illustrerer artiklen på fornemste vis perspektiverne ved lokal borgerinddragelse, Citizen science, i forhold til at sikre nødvendige lokale data.

- **Regnafstrømning: Miljømål og renseløsninger** af *Cecilie B. Andersen, Peter E. Holm & Karin Cederkvist*. *Vand & Jord* nr. 3/2021

En særdeles relevant artikel der tager udgangspunkt i en meget aktuell problemstilling omkring problematikkerne ved den nuværende forvaltningspraksis for udledning og rensning af regnafstrømning i byer. Med udgangspunkt i tre undersøgte Københavnske cases med forskellig oplandstypologi og renseløsninger illustreres problemerne ved den nuværende praksis. Artiklen konstaterer på baggrund af de konkrete undersøgelser at den

lokale oplandstypologi samt recipientens målsætning og tilstand bør indgå i vurderingen forud for en udledningstilladelse. Samtidig konkluderer artiklen, at alternative renseløsninger kan have tilsvarende eller endog bedre renseseffekt end den i dag anvendte praksis med våde regnvandsbassiner. Artiklen er særdeles relevant i forhold til en diskussion om ændring af den fremtidige praksis.

Tak for bidrag i 2021

Vi ønsker tillykke til forfatterne, som belønnes med et par flasker god vin. Redaktionen vil samtidig benytte lejligheden til at takke alle skribenter for deres bidrag til tidsskriftet i 2021.

Vi håber på mange spændende artikler i 2022. Artikler kan indsendes via Vand&Jords hjemmeside: www.vandogjord.dk

Redaktionen

Biodiversitetssymposiet 2022 NY DATO

Københavns Universitet arrangerer biodiversitetssymposiet som afholdes i København den 23. - 24. juni 2022.

Biodiversitetssymposiet har været afholdt hvert andet år siden 2011 som et samarbejde mellem Aarhus Universitet og Københavns Universitet, og med støtte fra Aage V. Jensens Naturfond og 15. Juni Fonden. Biodiversitetssymposiet bringer fagfolk som arbejder med biodiversitet og naturforvaltning i Danmark sammen.

Ved dette sjette biodiversitetssymposium er der nedsat en programkomité med medlemmer fra Københavns, Aarhus og Syddansk Universitet. Komiteén har valgt 8 faglige temaer som kan læses her:

www.macroecology.ku.dk/dk/konferencer/biodiversitetssymposiet-2022



Hvad er sammenhæng mellem vandkvalitetskriterier og sedimentkvalitetskriterier?

Der skal ifølge Miljøstyrelsens strategi for miljøfarlige stoffer i de kommende år udarbejdes nye og reviderede miljøkvalitetskrav for relevante miljøfarlige stoffer. Miljøkvalitetskravene skal – for at være relevante – fastsættes for det medie, hvor stofferne forekommer og kan måles, dvs. ikke blot i vandfasen men også i sediment og biota.

JENS TØRSLØV & DORTE RASMUSSEN

Fastsættelse af miljøkvalitetskrav

Miljøkvalitetskrav fastsættes enten på EU-niveau af Europa Kommissionen eller nationalt for stoffer, som vurderes at kunne udgøre en risiko i vandmiljøet. Den lovgivningsmæssige ramme er EU's Vandrammedirektiv og de relaterede direktiver, som har bestemmelser for fastsættelse af miljøkvalitetskrav for miljøfarlige forurenende stoffer. Den tilhørende vejledning /1/ angiver metoder til vurdering af data og fastsættelse af miljøkvalitetskrav for vand, sediment og biota.

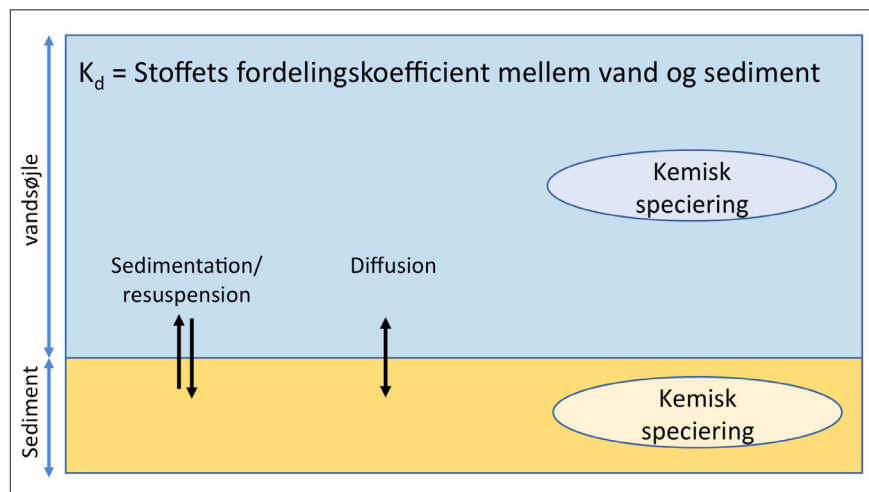
Miljøkvalitetskravene anvendes bl.a. til at fastsætte krav til spildevandsudledninger fra industrier og renselanlæg, og har også konsekvenser for industrier, der udleder til kloak iht. Miljøstyrelsens tilslutningsvejledning, som er under opdatering.

DHI har lang erfaring med udarbejdelse af forslag til miljøkvalitetskriterier for Miljøstyrelsen og har et indgående kendskab til, hvordan data og datakvalitet påvirker sikkerheden af de estimater som miljøkvalitetskriterierne baseres på. Vi vil her eksemplificere, hvordan bestemmelse af fordelingskoefficienten, K_d for et metal mellem vand og sediment har stor betydning for fastsættelse af miljøkvalitetskriterier i sediment, men også er afgørende for konkrete vurdering af udledte stoffers skæbne i vandmiljøet.

Sedimentkvalitetskrav

I tilfælde hvor der ikke findes tilstrækkelige data for stoffets toksicitet over for sedimentlevende organismer, anbefaler vejledningen, at man anvender en ligevægtsbetragtning, hvor data for toksiciteten målt i de organis-

mer, der lever i vandfasen, omregnes til en sedimentkoncentration, idet det forudsættes at den primære eksponering sker via sedimentets porevand, og at koncentrationen heri er i ligevægt med koncentrationen i det overliggende vand. Ved ligevægt udtrykkes



Figur 1 - Principskitse for udveksling af stoffer mellem vandfase og sediment

Boks 1. Parametre og konstanter brugt til beregning af fordelingskoefficienten og økotoksiciteten

K_d = Stoffets fordelingskoefficient mellem vand og sediment (l/kg)
 $C_{\text{tot sed}}$ = Totalkoncentration af stoffet sediment (mg/kg vådvægt)
 C_{porevand} = Koncentration af stoffet vand/porevandet
 ρ_{sed} = Densitet af sediment (kg/m³ vådvægt)
PNEC_{sed} = Predicted No Effect Concentration i sediment
PNEC_{vand} = Predicted No Effect Concentration i vandfasen
1000 = Faktor til omregning fra l til m³

fordelingen mellem vand og sediment ved koefficienten K_d :

$$K_d = C_{\text{tot sed}} / C_{\text{porevand}} \text{ (l/kg)}$$

Data for økotoxicitet i vandfasen kan her efter anvendes til at estimere økotoxiciteten for sediment-levende organismer:

$$PNEC_{\text{sed}} = K_d / \rho_{\text{sed}} \times PNEC_{\text{vand}} \times 1000$$

For organiske stoffer med en $\log K_{ow} > 5$, dvs. stoffer som altovervejende bindes til den organiske fraktion i sedimentet, divideres $PNEC_{\text{sed}}$ med en faktor 10 for at tage højde for indtagelse via sediment.

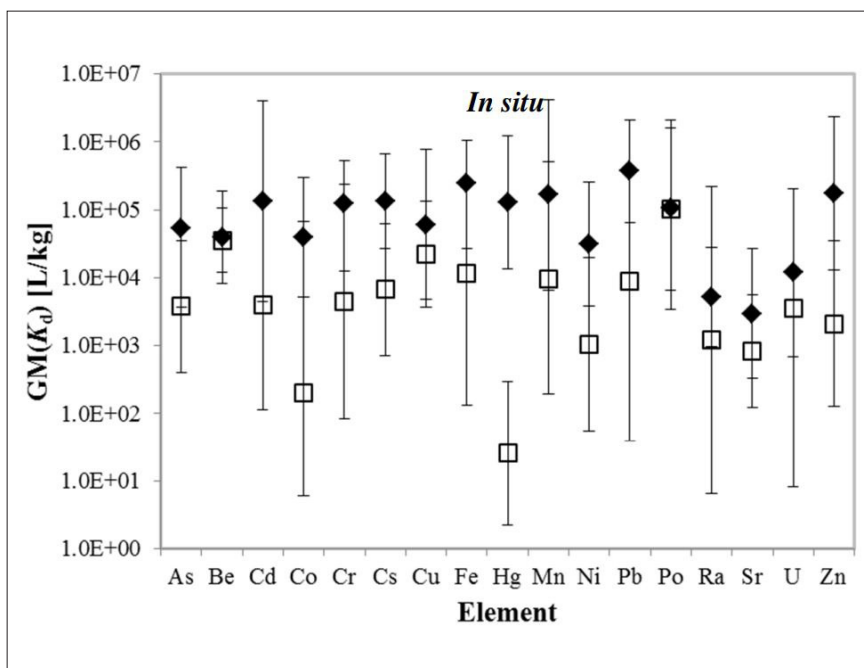
Det anbefales i vejledningen at anvende K_d værdier, der er baseret på målte data i felten, selvom de kan være behæftet med store usikkerheder. I en analyse af en omfattende database med in situ bestemte K_d -værdier for tungmetaller og radionuklider i ferskvandssystemer /2/, fandt Tomczak et al (2019) en stor variation (figur 1). K_d værdier for suspenderet materiale er gennemgående højere end K_d for sediment, da suspenderet materiale har et højere indhold af organisk stof.

I vejledningen for fastsættelse af miljøkvalitetskrav anbefales det at anvende den geometriske middelværdi i de tilfælde, hvor der er mange værdier for K_d . Som figuren viser, er der en stor bagvedliggende variation. Variationen af de målte værdier skyldes forskelle i sedimentets karakteristika, vandets pH og indhold af opløst og partikulært organisk materiale /2/.

Konkrete eksempler på variationen af K_d værdier kan findes i EQS-dokumentationen for fx cadmium og bly /3,4/, hvor der er anført målte K_d værdier for forskellige vandområder (tabel 1).

Den store variation af K_d indikerer, at der er stor forskel fra sted til sted på metallernes ligevægtsfordeling mellem vand og sediment, og dermed andelen af et udledt metal der ender i sedimentet. Ved lav K_d vil en relativ stor fraktion af stoffet findes i vandsøjlen, mens en høj K_d betyder, at en relativ stor andel vil bindes i sedimentet.

Miljøkvalitetskrav for vand og sediment er regulatoriske krav, der gælder generelt. Men forskelle i vandområders karakteristika, fx pH eller koncentrationen af partikulært organisk materiale, kan betyde, at for nogle vandområder er det den resulterende vandkoncentration, der er mest kritisk i forhold til at overholde miljøkvalitetskravet, mens det i andre vandområder vil være den resulterende koncentration i sedimentet.



Figur 1. Geometrisk gennemsnit (GM) af in situ målte K_d -værdier for suspenderet stof (sorte romber) og sediment (hvide kvadrater) for en række tungmetaller. 5%- og 95%-percentilerne i deres fordelinger er repræsenteret af de små bindestreger. Fra. Ref. /2/

Boks 2. Eksempel på beregnet PNEC i sediment for bly og cadmium.

Bly

Ved en udledningstilladelse stilles der krav til udløbskoncentrationen af miljøfarlige stoffer, for at vandkvalitetskravene kan overholdes. Bly har et kvalitetskrav både i vandfasen og i sedimentet:

- Vandkvalitetskrav: 1,2 $\mu g/l$ (ferskvand), 1,3 $\mu g/l$ (havvand)
- Sedimentkvalitetskrav: 163 mg/kg tørstof

Hvis man ikke regner med fortynding, og der fx udledes til ferskvand, så må koncentrationen i udløbet ikke overstige 1,2 $\mu g/l$.

Hvis det antages, at der er målt en K_d lokalt i recipienten på den laveste værdi i intervallet vist i tabel 1 på 50119 l/kg, vil den beregnede koncentration i sedimentet være ca. 120 mg/kg tørstof, og sedimentkvalitetskriteret er overholdt.

Hvis det derimod antages, at der er målt en K_d lokalt i recipienten svarende til det geometriske gennemsnit af intervallet for K_d -værdierne (på 290000), vil den beregnede koncentration i sedimentet være ca. 700 mg/kg tørstof, og sedimentkvalitetskriteret er ikke overholdt.

Cadmium

Cadmium har følgende kvalitetskrav til vandfasen og sediment:

- Sediment: 3,8 mg/kg tørstof
- Vandkvalitetskrav: 0,08-0,25 (afhængig af hårdheden), 0,2 $\mu g/l$ (havvand)

Hvis man ikke regner med en standardfortynding på 10 i havvand må koncentrationen i udløbet ikke overstige 2 $\mu g/l$ ved udløb

Den beregnede koncentration i sedimentet vil være 0,11 mg/kg tørstof ved en K_d på 280 l/kg (Tabel 1), og 318 mg/kg tørstof ved en K_d på 794.000 l/kg. Sedimentkvalitetskravet kan overholdes for K_d -værdier op til ca. 9500 l/kg, men vil blive overskredet for K_d værdier over ca. 9500 l/kg.

Tabel 1. Udvalgte værdier for målte fordelinger (K_d) af eksempelvis cadmium og bly mellem suspenderet materiale og vand. Citeret i /3,4/.

Metal	K_d l/kg (min – max)	Bemærkninger
Cadmium	280 – 794.000	Fordeling mellem suspenderet materiale og vand målt ved forskellige lokaliteter. Angivet i for cadmium /3/ og bly /4/
Bly	50.119 – 1.698.244	

Afrunding

Det er en udfordring ved fastsættelse af miljøkvalitetskriterier for sediment, at der for mange stoffer ikke er tilstrækkelige data til at fastsætte et retvisende miljøkvalitetskrav. Derfor er mange sedimentskvalitetskrav baseret på en ligevægtsbetragtning som beskrevet ovenfor med den usikkerhed, det indebærer.

Ved vurdering af miljøkonsekvensen og fastsættelse af krav til udledning af metaller og andre stoffer til vandmiljøet anvender man fordelingskoefficienter som K_d til at estimere fordelingen mellem vand og sediment. Beregningen vil være behæftet med den ofte store usikkerhed, der er på K_d -værdier hentet fra literaturen. For at opnå et mere præcist billede

af stoffernes fordeling i det aktuelle vandområde kan den bestemmes eksperimentelt fx ved en standard test, hvor man anvender det lokale sediment (fx OECD-testguideline nr. 106). Man kan også bruge den målte metal-koncentration i porevandet ift. total-koncentrationen til at estimere den lokale K_d , hvis man tager højde for den fraktion af stofferne, der er fast bundet i sedimentet og derfor ikke er en del af ligevægten.

Referencer

/1/ European Commission (2018): Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards. Guidance Document No. 27 Updated version 2018. Document endorsed by EU Water Directors at their meeting in

Sofia on 11-12 June 2018.

/2/ Tomczak Wirginia, Patrick Boyer, Mohamed Krimissa, Olivier Radakovitch (2019): Kd distributions in freshwater systems as a function of material type, mass-volume ratio, dissolved organic carbon and pH. Applied Geochemistry. Volume 105, Pages 68-77

/3/ Environmental Quality Standards (EQS) Substance Data Sheet (2005). Priority Substance No. 6 Cadmium and its Compounds. CAS-No. 7440-43-9. Final version Brussels, 31 July 2005.

/4/ Lead EQS dossier (2011). Lead and its compounds. Prepared by the Sub-Group on Review of the Priority Substances List (under Working Group E of the Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive).

JENS TORSLOV, Ph.D. Økotoxikolog. Leder DHIs segment for Industri hvor der bl.a. arbejdes med vurdering og modellering af miljøfarlige stoffer i vandmiljøet. jet@dhigroup.com

DORTE RASMUSSEN, Ph.D. Miljøingeniør. Arbejder hos DHI med vurdering af skæbne, effekt og risiko af kemiske stoffer. Dorte er specialist i modellering af miljøfarlige stoffer i vandmiljøet. dor@dhigroup.com
DHI Agern Alle 5, 2970 Hørsholm



Ny rapport øger viden om stoffer på renseanlæg

Den nationale overvågning (NOVANA) måler metaller og øvrige miljøfarlige forurenende stoffer på vores renseanlæg. Disse data er samlet og udgivet i en ny rapport.

Rapporten fastsætter nøgletal for miljøfarlige forurenende stoffer. Nøgletal er en estimeret middelværdi for et givet stof målt i henholdsvis indløb til og udløb fra renseanlæg. Rapporten angiver også, hvor effektive renseanlæg i gennemsnit er til at fjerne stofferne. Der er fastsat nøgletal for 120 stoffer fordelt på 14 stofgrupper. De fastsatte nøgletal er generelle middelværdier, der er fastsat for en

bestemt type renseanlæg.

Rapporten giver værdifuld viden om udledning af miljøfarlige forurenende stoffer fra renseanlæg til det danske vandmiljø og bidrager til miljøforvaltningen hos kommuner og Miljøstyrelsen bl.a. i forbindelse med Vandområdeplanerne.

De fastsatte nøgletal er en opdatering af tidligere nøgletal. Opdateringen er foretaget på baggrund af et nyt datagrundlag, der viser, at for metaller som arsen, bly, cadmium, krom, kobber, kviksølv, nikkel og zink er der ikke kun sket en reduktion i indløbskoncentrationerne, men også en reduktion i udløbskoncentrationerne. Reduktion i udløbskoncentrationerne er så stor, at metallernes reduktion fra indløb til udløb er forbedret for de fleste metaller.

Det varierer en del inden for de enkelte stofgrupper, hvor meget renseanlæggene kan fjerne. Renseanlæggene er primært bygget til at fjerne organisk stof og næringsstoffer som fosfor og kvælstof, men der er samtidig en forholdsvis god fjernelse af miljøfarlige forurenende stoffer på renseanlæggene. Læg midler

som østrogener fra p-piller og smertestillende medicin har en betydelig reduktionsrate på over 90 %, hvorimod der for antibiotika ses rensegrader på mellem 10-60 %, hvorfor de ikke på samme måde reduceres på renseanlægget. Perfluorerede stoffer (PFOS/PFAS), en stofgruppe, der primært anvendes i produkter som imprægneringsmidler til tekstiler, læder og papir, voks og anden polish, fjernes slet ikke på renseanlæggene.

Der er ikke foretaget en tilsvarende analyse af udviklingen over tid for de organiske miljøfremmede stoffer da datamaterialet fra NOVANA ikke har været omfattende nok til at der kunne genereres tilstrækkeligt mange robuste nøgletal for delperioden 2011-2019.

Reference: Nøgletal for miljøfarlige forurenende stoffer i spildevand fra renseanlæg. Opdatering på baggrund af data fra det nationale overvågningsprogram for punktkilder 1998-2019. NOVANA Marts 2021. Miljøstyrelsen

CH

Pesticider i vandløb fra overfladisk afstrømning

Vi ser i fremtiden ind i et ændret klima med mere regn og mere ekstreme regnbyger. I dette klima vil overfladisk afstrømning fra marker ske både hyppigere og med større vandmængder. Denne hidtil oversete transportvej vil kunne medtage pesticider opløst i vandet og bundet til jordpartikler fra mark til vandløb. Derfor vil pulsforekomster af pesticider i vandløb stige. Vi er netop nu i gang med at undersøge betydningen af overfladisk afstrømning for tab af pesticider fra marker, og betydningen heraf for pulsforekomster af pesticider i vandløb.

BRIAN KRONVANG, NIELS B. OVESEN,
DOMINIK ZAK, TINA HOULBORG,
HENRIK JERNSTEDT &
SOFIE GYRITIA MADSEN VAN'T VEEN

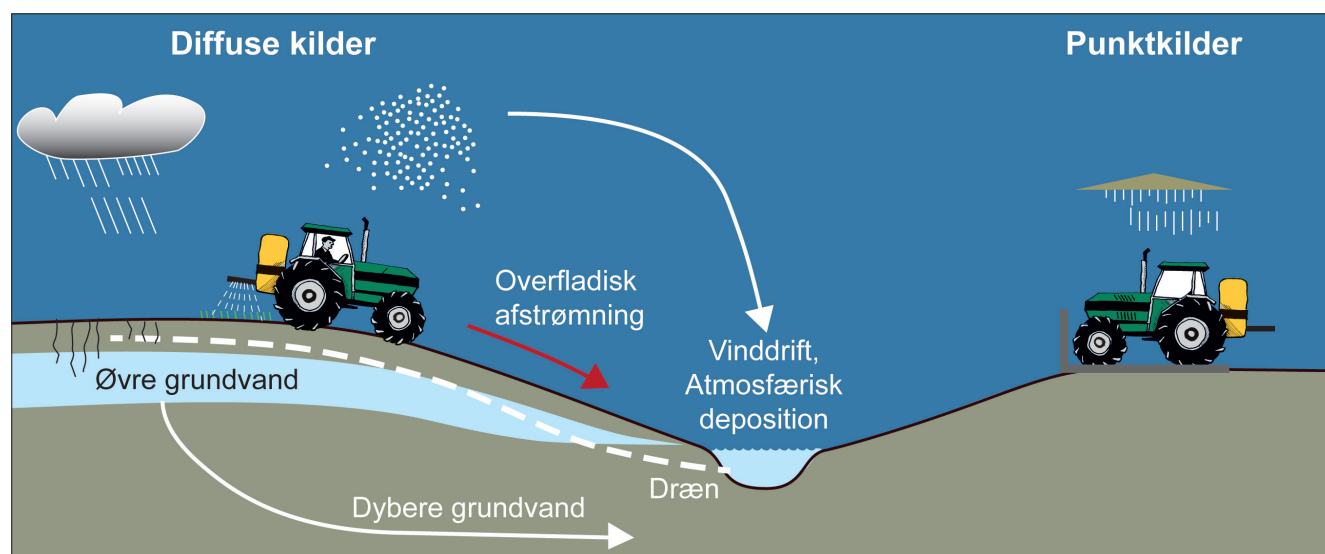
Introduktion

Overfladisk afstrømning er en direkte transportvej fra mark til vandløb og kan derfor transportere såvel nyligt udbragte bekæmpel-

sesmidler, samt eventuelle rester af 'gamle' bekæmpelsesmidler fra jordens puljer af især organiske stof, der ved erosion løsrives af vandet, som løber henover markoverfladen (figur 1).

Overfladisk afstrømning fra især skrånende marker kan derfor føre både vandopløselige stoffer, samt stoffer, der er bundet i overjorden, ud i vandløb og søer. Sådanne hændelser sker i kortvarige perioder efter kraftig regnskyl, i sæsoner med stor nedbør med vand-

mætning af jorden, eller i perioder med smeltvand på marker^{1/}. Siden 1874 er årsnedbøren i Danmark steget med mere end 100 mm ^{2/}. Stigningen i nedbørsmængderne forventes at fortsætte i dette århundrede, med en stigende forekomst af ekstrem regn, som en følge af klimaforandringernes stigende opvarmning ^{3/}. En sådan udvikling vil kunne medføre en hyppigere og mere betydende forekomst af overfladisk afstrømning på marker også i sprøjtesæsonerne. Perioder med



Figur 1: Kilder og transportveje for bekæmpelsesmidler fra mark til overfladevand. Overfladisk afstrømning på marker kan være en direkte transportvej fra mark til vandløb (rød pil i figuren).

Boks 1: I boksen vises et af vores forsøgsoplande, samt foto af opsætning af måleudstyr på mark og ved vandløb.



Lyby-Grønning Grøft på Salling løber til Skive Fjord, og målestation i vandløb er markeret på kortet med en stjerne. Langs vandløbet er der markeret farver, hvor røde strækninger er med stor risiko forekomst af overfladisk afstrømning fra marken til vandløb med sediment. Målestation i markkant med flowkammer og skab til automatisk prøvetager øverst til højre, og målestation i vandløbet med sensorer og måleskab med ISCO-prøvetager nederst til venstre.

overfladisk afstrømning genereret af snesmeltning vil derimod falde i betydning. Derfor forventes der at ske et skift fra overfladisk afstrømning om foråret, til en situation med overfladisk afstrømning fortrinsvis i sommer og efterårsperioden.

Overfladisk afstrømning af pesticider fra marker er kun blevet undersøgt en gang tidligere i Danmark /4/.

Forekomst af pesticider i vandløb følges i det nationale overvågningsprogram (NOVANA). Tidligere indgik der en række faste målestationer i programmet, hvor der hvert år blev udtaget vandprøver til pesticidanalyser /5/. I de seneste NOVANA programmer er der både målinger fra kontrolovervågningen i vandløb, samt udført screeninger under det operationelle overvågningsprogram af udvalgte pesticider og biocider i vandløb /6/.

Et vigtigt virkemiddel, som kan anvende for at undgå eller i hvert fald reducere risikoen for, at vandløb og søer bliver forurenede med pesticider tilført med overfladisk afstrømning, er ved at etablere udyrkede randzoner langs vandløb /7/.

Pesticiders betydning for den økologiske tilstand i vandløb har været genstand for mange undersøgelser gennem tid, og der er blevet påvist, såvel direkte, som indirekte effekter i en række undersøgelser /8,9/. Undersøgelserne har alle afdækket, at der i vandløb kan findes forekomster af både de 'gamle' forbudte aktivstoffer, og de nuværende anvendte aktivstoffer.

I SurfPest bekæmpelsesmiddel forskningsprojektet undersøger vi betydningen af overfladisk afstrømning for tilførsel af pesticider til vandløb og pulsforekomster i vandløb i tre

mindre oplande i Jylland, hvor det ene opland ligger på en bakkeø, og de to andre i yngre morænelandskaber.

Hvor og hvordan måler vi?

Projektet er startede i efteråret 2019, hvor vi udvalgte de marker og vandløb, der skulle indgå i projektet. I løbet af vinteren 2019/2020 blev måleudstyret opsat på mark og i vandløb i hvert opland. I projektet indgår tre vandløb og deres oplande (tabel 1). I hvert opland er der udvalgt en mark, som ud fra en kortlægning af risiko for forekomst af overfladisk afstrømning er fundet at være i høj risiko for tilførsel af sediment til vandløbet (figur 2). På markerne er der i markkanten (bræmme/randzone) opsat et flowkammer i stål med indbygget V-overfald og et afløb til et flowmeter. Der kan så vælges mellem at måle flowet fra marken kontinuert enten med et flowmeter eller ved hjælp af måling af vandstand og anvendelse af en overløbsformel (figur 2).

Hvert opsat flowkammer har stålplader i siderne (vinger), som samler den overfladiske afstrømning fra et areal på marken. Areal på marken, der leverer overfladisk afstrømning til hvert flowkammer, beregnes ved anvendelse af den nyeste højdemodel (0,4 x 0,4 m) (tabel 1). Vi har dog flere gange konstateret, at forskellige former for jordbearbejdning (som pløjning af en etableret randzone), sprøjtespor, mv., helt lokalt kan ændre på det areal, som leverer overfladisk afstrømning til et opsat flowkammer.

I hvert flowkammer måles afstrømning fra marken, enten med et V-overfald med tilknyttet kontinuert måling af vandstand med en tryktransducer, eller ved direkte måling med et flowmeter. Ved hvert flowkammer, samt ved en vandløbsstation nedstrøms for marken, er der opsat en ISCO-prøvetager (3700) med 24 glasflasker, hvor der udtages vandprøver ved regnskyl.

Prøvetagningen startes ved en given vandstands- eller flowtærskel i flowkammeret på marken. Overskrides denne, sendes der via mobilnettet et signal til ISCO prøvetagerne i markkant og ved vandløbsstationen om at

Tabel 1: De tre oplande som er med i SurfPest projektet med oplandsareal, delareal på mark der bidrager til flowkammer med overfladisk afstrømning og dyrket areal i hele opland til vandløbet.

	Oplandsareal (ha)	Opland på mark til flowkammer (ha)*	Dyrket areal i oplandet (%)
Lyby-Grønning grøft oplandet	1129	0,184	84,9
Vantinge bæk (Spjald oplandet)	155	0,050	91,5
Horndrup bæk	548	0,150	69,7

*) Arealet på marken som dræner til flowkammeret ved forekomst af overfladisk afstrømning er ikke stationært, men kan ændre sig ved f.eks. jordbearbejdning på marken og etablering af sprøjtespor, mv.

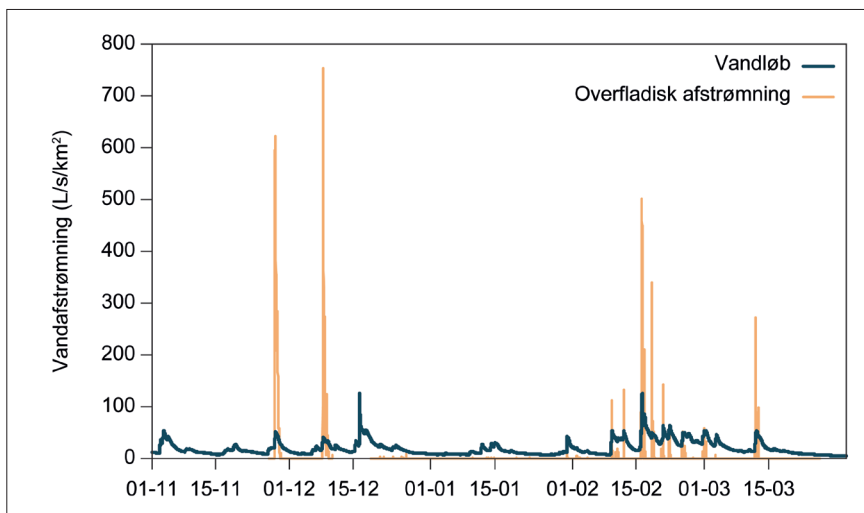
starte prøvetagningen. Der udføres derfor en parallel vandprøvetagning ved mark- og vandløbsstationen i forbindelse med de meget kortvarige (oftest 2-5 timer) hændelser med overfladisk afstrømning fra marken. Ved vandløbsstationen er der også opsat sensorer til måling af turbiditet, ledningsevne og vandtemperatur, som kan anvendes som støtteparametre, til at modellere overfladisk afstrømning fra hele oplandet (boks 1).

Vandprøver udtaget ved flowkamre og vandløb sendes til analyse ved Sveriges Landbrugsuniversitet i Uppsala, som har et certificeret nationalt laboratorie for pesticidanalyser. Her ekstraheres pesticider fra både vandfase og partikulært materiale i vandprøverne til fast fase, for derefter at blive analyseret for indholdet af pesticider ved anvendelse af en række akkrediterede analysepakker (OMK 51:12, OMK 57:7, OMK 58:5 og OMK 59:5) /11/. Alt afhængig af valget af analysepakker analyseres hver udtaget vandprøve for mellem 128 og 149 pesticider og metabolitter (nedbrydningsprodukter).

Hvor meget vand kommer fra overfladisk afstrømning?

Måling af overfladisk afstrømning blev startet i oktober 2019 fra marken i Spjald oplandet og i november 2019 i Lyby-Grønning oplandet. Et eksempel på måling af den overfladiske afstrømning, sammenholdt med afstrømningen fra hele oplandet i vandløbet er vist i figur 2 for Lyby-Grønning oplandet. Det er tydeligt, at overfladisk afstrømning sker i meget korte hændelser, der kortvarigt kan opnå en større afstrømning af vand, sammenholdt med afstrømningen fra hele oplandet i vandløbet (figur 2). Der findes dog også altid kortvarige toppe af afstrømning i vandløbet, samtidig med forekomst af overfladisk afstrømning.

Efteråret og vinteren 2019/2020 var meget nedbørsrig da der faldt hele 758 mm nedbør i



Figur 2: Målt afstrømning i l/s/km² fra hele Lyby-Grønning oplandet (blå), og fra mark via flowkamre til vandløb (orange) i perioden november 2019 til april 2020.

Spjald oplandet, mod normalt 537 mm. I denne periode målte vi en samlet overfladisk afstrømning i de opsatte flowkamre på 103 mm fra marken i Spjald (oktober-februar) og 48 mm fra marken i Lyby-Grønning oplandet (november-februar).

I vinterhalvåret kan hændelserne med overfladisk afstrømning være af længere varighed, da marken kan være vandmættet. Dermed vil en del af regnen løbe direkte af fra marken, som overfladisk afstrømning. Et eksempel på dette er fra Lyby-Grønning oplandet den 27. november 2019 (figur 3). Her er der målt flere småhændelser med overfladisk afstrømning fra marken med en samlet varighed på næsten 24 timer (figur 3). Den overfladiske afstrømning fra marken nåede i eksemplet op på et maksimalt flow på 0,7 l/s under hændelsen. I vandløbet steg vandføringen tilsvarende under regnhændelsen (figur 3). I et andet eksempel med en regnhændelse, der forekom i sommerperioden (4. juni 2020) i Spjald oplandet, sker den overfladiske afstrømning i to

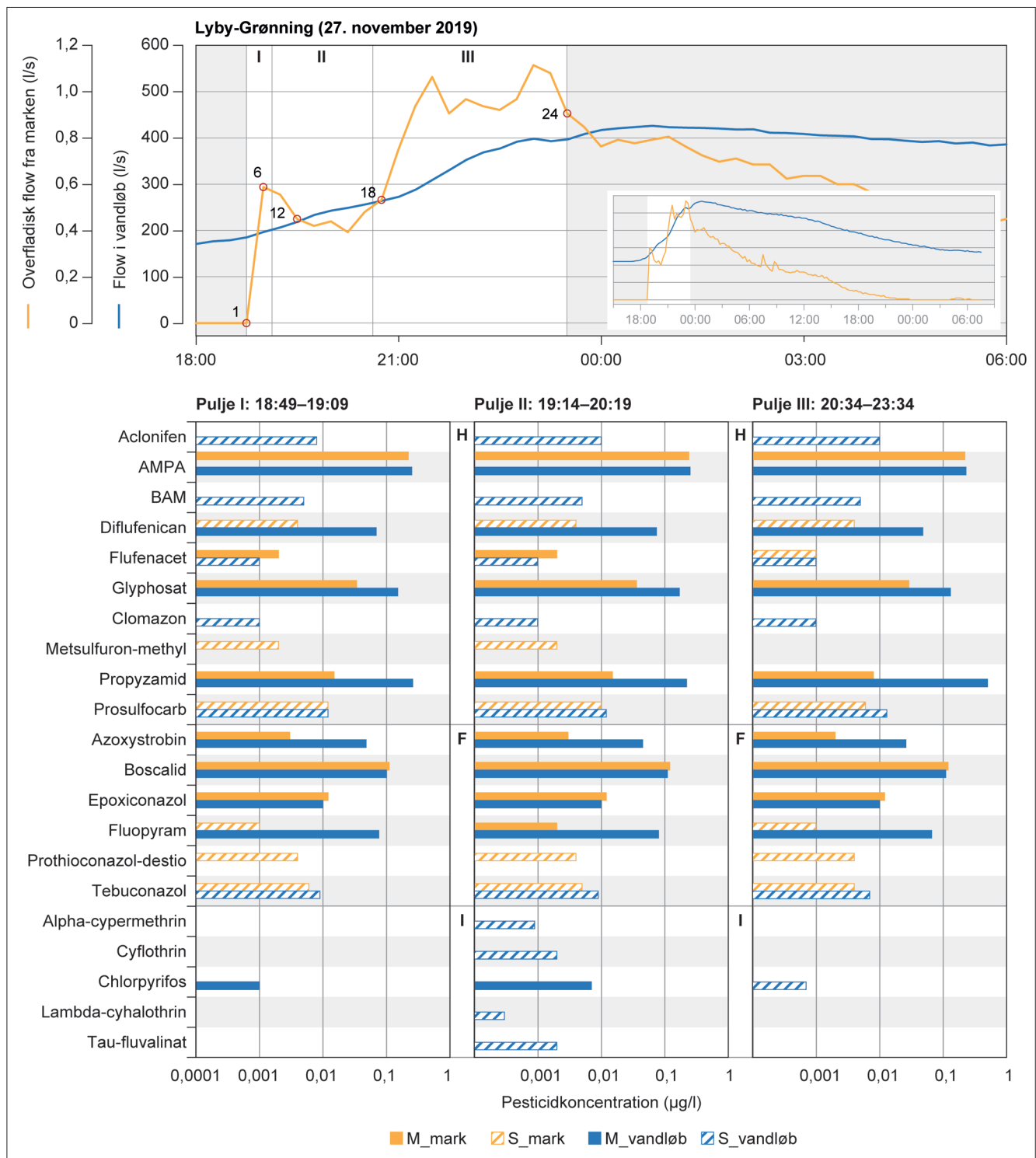
små hændelser, der forekommer inden for ca. 2 timer (figur 4). Den overfladiske afstrømning finder altid sted i starten af stigningen i vandføring i vandløbet (figur 4).

Er der pesticider i vandet?

Pesticidanalyser af vandprøver udtaget i Lyby-Grønning oplandet under hændelser med overfladisk afstrømning fra marken den 29. november 2019 viser, at der forekommer en række aktivstoffer (og metabolitter) i både overfladisk afstrømning og i vandløbet (figur 3). Mange af de fundne pesticider genfindes både i overfladisk afstrømning og i vandløbet. Pesticider fundet i højeste koncentrationer i overfladisk afstrømning og vandløb i november 2019 hændelsen er glyphosat (0,036 og 0,17 µg/l), AMPA (0,24 og 0,25 µg/l), boscalid (0,12 og 0,11 µg/l) og propyzamid (0,015 og 0,50 µg/l). Syv af de fundne pesticider i overfladisk afstrømning og vandløb er på listen over de 20 mest anvendte i Landovervågningsoplandene i 2019 (se tabel 2).

Tabel 2: Liste over de fundne pesticider ved målinger i overfladisk afstrømning og i vandløb den 29. november 2019 i Lyby-Grønning oplandet og den 4. juni 2020 i Spjald oplandet (fra figur 3 og 4), sammenholdt med aktivstoffernes anvendelse (mest anvendte og i mængde pr. ha) i Landovervågningsoplandene i de to år 2019 og 2020.

Fundne pesticider i SurfPest projektet (overfladisk afstrømning og vandløb)	Rangordning af de mest anvendte pesticider i 2019 i LOOP oplande	Anvendt mængde aktivstof (g stof pr. ha)	Rangordning af de mest anvendte pesticider i 2020 i LOOP oplande	Anvendt mængde aktivstof (g stof pr. ha)
Prosulfocarb	1	211		
Glyphosat	2	188	1	254
Tebuconazol	6	25	6	19
Boscalid	8	21	14	12
Propyzamid	12	16	7	19
Diflufenikan	15	12	15	12
Fluopyram	19	11	13	12
Metobromuron			12	12

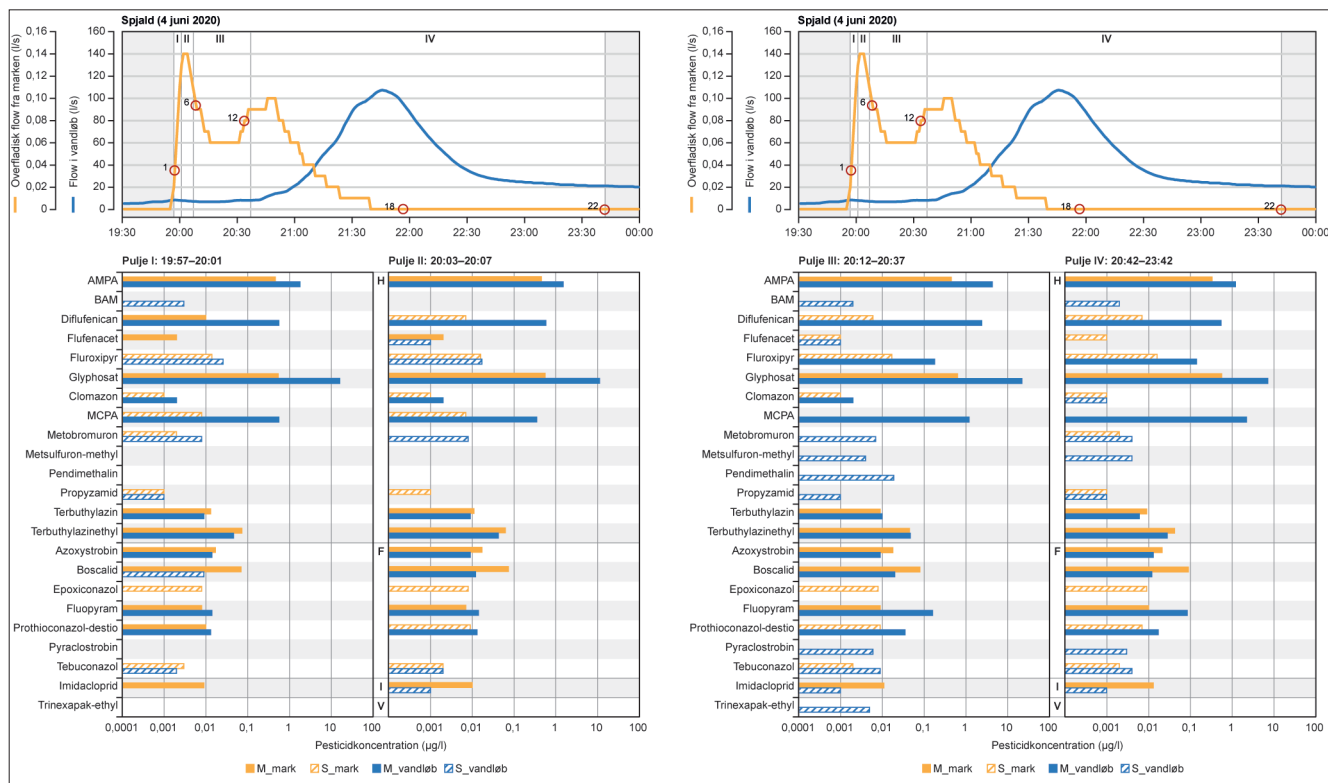


Figur 3: Hændelse med overfladisk afstrømning fra mark i Lyby-Grønning oplandet den 27. november 2019. Under hændelsen er der udtaget 24 vandprøver fra mark og vandløb over et tidsrum på ca. 5 timer. Der er så udvalgt og puljet i alt 3 vandprøver (I- III) til analyse af pesticider gennem hændelsen. I figur er vist både overfladisk afstrømning og vandføring i vandløbet, samt forekomsten af de forskellige pesticider fundet i vandprøverne opdelt på herbicider, fungicider og insekticider. De fundne aktivstoffer og metabolitter er angivet, som målte (fund > kvantifikationsgrænsen) (M) og spor af fund (S) i figuren (fund mellem detektionsgrænse og kvantifikationsgrænse).

I eksemplet fra forsommeren 2020 (4. juni) fra Spjald oplandet er der også konstateret en række fund af pesticider både i overfladisk afstrømning og i vandløbet (figur 4). Der er i mange tilfælde igen et sammenfald mellem fund i vandet i overfladisk afstrømning og i selve vandløbet. Herbicider fundet i højeste

koncentrationer i overfladisk afstrømning og vandløb er glyphosat (0,63 og 22 $\mu\text{g/l}$) og dens metabolit AMPA (0,46 og 4,3 $\mu\text{g/l}$), samt diflufenican (0,01 og 2,4 $\mu\text{g/l}$) og MCPA (0,008 og 2,2 $\mu\text{g/l}$). Af fungicider er der fundet azoxystrobin (0,021 og 0,013 $\mu\text{g/l}$), boscalid (0,089 og 0,02 $\mu\text{g/l}$) og fluopyram (0,01 og 0,16

$\mu\text{g/l}$). Endelig er der konstateret fund af et insekticid nemlig imidacloprid (0,013 og 0,001 $\mu\text{g/l}$) (figur 4). De højeste koncentrationer er generelt fundet i vandløbet under denne hændelse, hvilket viser, at der er bidrag fra andre marker med overfladisk afstrømning og/eller de kendte bidrag fra makropore transport



Figur 4: Hændelse med overfladisk afstrømning fra mark i Spjald oplandet den 4. juni 2020. Under hændelsen er der udtaget 24 vandprøver fra mark og vandløb over et tidsrum på ca. 5 timer. Der er så udvalgt og puljet i alt fire vandprøver (I-IV) til analyse af pesticider gennem hændelsen. I figur er vist både overfladisk afstrømning og vandføring i vandløbet, samt forekomsten af de forskellige pesticider fundet i vandprøverne opdelt på herbicider, fungicider og insekticider. De fundne aktivstoffer og metabolitter er angivet, som de målte (> kvantifikationsgrænsen) (M) og spor af fund (S) i figuren.

gennem jord til dræn, der også kan transportere pesticider hurtigt frem til vandløb. Igen er syv af de fundne stoffer i overfladisk afstrømning og vandløb, på top 20 listen over de mest anvendte pesticider i landovervågningsoplandene i 2020 (tabel 2).

Hvor stort er tabet af pesticider?

I hændelsen den 4. juni 2020 er der beregnet et tab af glyphosat med overfladisk afstrømning fra mark, der svarer til 0,42 mg/ha, mod 0,15 mg/ha fra hele oplandet under prøvetagningen i fase II starten af hændelsen (figur 4). Under den lange faldende fase 4 af hændelsen den 4. juni 2020 i figur 4 er de tilsvarende glyphosat-tab beregnet til henholdsvis 1,6 mg/ha og 22,6 mg/ha. For fungicidet boscalid er der i fase II beregnet et tab på 0,055 mg/ha fra mark mod 0,00017 mg/ha fra hele oplandet. De tilsvarende tal for fase 4 er beregnet til 0,26 mg/ha og 0,038 mg/ha. Eksemplerne viser tydeligt, at overfladisk afstrømning for begge pesticider i den første del af en afstrømningshændelse kan have stor betydning for pesticider målt i vandløb, selvfølgelig afhængig af udbredelsen af overfladisk afstrømning i oplandet. Senere i afstrømningshændelsen er det andre kilder, som dræn, der stiger i betydning i tilfældet

med glyphosat, mens overfladisk afstrømning stadigvæk kan have stor betydning for forekomsten af boscalid i vandløb.

Det samlede tab af glyphosat under den ca. 5 timers regnhændelse den 4 juni er opgjort til 3,6 mg/ha i overfladisk afstrømning og 24,5 mg/ha i vandløbet. De tilsvarende tal for boscalid er henholdsvis 0,31 mg/ha og 0,040 mg/ha. Sammenholdes tabet under denne ene regnhændelse med den gennemsnitlige anvendelse i LOOP oplandene vist i tabel 2 udgør det for glyphosat 0,001% og 0,01% af den anvendte mængde aktivstof i hele året 2020. For boscalid er tabet af udbragt mængde aktivstof meget mindre nemlig henholdsvis 0,003% og 0,0003%.

I begge de viste hændelser findes der også spor eller målinger af i dag forbudte pesticider over kvantifikationsgrænsen for det enkelte stof. Det drejer sig f.eks. om terbutylazin, som ikke er solgt siden 2008 i Danmark, samt dets nedbrydningsprodukt terbutylazinethyl.

Er der match til fund i vandløb?

I vores målinger er der et godt match mellem fund af pesticider i overfladisk afstrømning og i vandløbet. Det peger på at overfladisk afstrømning spiller en rolle for pulsforekomster

af pesticider i vandløb. I eksemplet fra den 4. juni 2020 i Spjald oplandet er det især aktivstofferne boscalid, imidacloprid og azoxystrobin, der har en meget højere koncentration i overfladisk afstrømning end målt i vandløbet. De fleste af de fundne aktivstoffer af pesticider fundet i overfladisk afstrømning har en forholdsvis stor affinitet for binding til organisk stof (høj sorptionskoefficient $\log K_{ow} > 2$). En undtagelse er MCPA, som ofte er fundet i nedbør /8/, samt glyphosat og AMPA, som begge kan bindes til jordens lerkomplekser.

De fleste af de fundne pesticider i vandløb i denne undersøgelse, er også blevet fundet i overvågningen af vandløb /8/. I både kontrol- og operationel overvågning i perioden 2014-2019 er de hyppigst fundne pesticider glyphosat (fundprocent i kontrolovervågningen: 76 %), AMPA (fundprocent i kontrolovervågningen: 85 %), MCPA (fundprocent i kontrolovervågningen: 34 %), imidacloprid (fundprocent i operationel overvågning): 25 %) og prosulfocarb (fundprocent i kontrolovervågningen: 15 %) /8/.

Diskussion og perspektiver

I det første år af SurfPest projektet har vi konstateret en forholdsvis hyppig forekomst af overfladisk afstrømning fra vores forsøgs-

marker. Således blev omfanget af den overfladisk afstrømning fra vores stationsmarker beregnet til at udgøre 50-100 mm, fra vores målte dele af forsøgsmarkerne i den våde vinter 2019-2020.

I undersøgelsen fokuserer vi på at måle og kvantificere betydningen af den overfladiske afstrømning i de meget korte perioder, hvor overfladisk afstrømning transporterer pesticider direkte fra markerne i til vandløb. Vores parallelle målinger af pesticidindholdet i vandløb afdækker derfor også de pulsføremønstre, som i andre danske undersøgelser er fundet både at medvirke til flest stoffund, og afdække de maksimale koncentrationer af pesticider /8,9/.

Dette er vigtigt ud fra et økologisk perspektiv, da pulsføremønstre af pesticider er påvist at kunne give både direkte og indirekte påvirkninger på vandløbets smådyr, der anvendes som en af indikatorerne for den økologiske tilstand i Vandplanerne /9,10/. Så det må forventes, at påvirkningen af dyrelivet især finder sted under kraftige regnskyl, og især når disse indtræffer i dagene efter sprøjtning på markerne. Så kan regnvandet nemlig transportere en del af pesticiderne med sig gennem porer i jorden til drænrør, eller med overfladisk afstrømning af vand ud i vandløbene.

Overfladisk afstrømning ser derfor ud til at være en vigtig og hidtil overset transportvej for pesticider til vandløb. Både de gamle, nu forbudte pesticider fra markjorden, og en række af de nuværende godkendte pesticider, optræder i de korte hændelser med overfla-

disk afstrømning fra markerne, der falder sammen med pesticidpulsene i vandløb.

I projektet fortsætter vi målingerne af overfladisk afstrømning frem til og med vinteren 2022/23. Vi vil i den sammenhæng også forsøge at anvende vores kontinuerede sensormålinger til modelmæssigt, at kortlægge omfanget af overfladiske afstrømning i et helt opland.

Referencer

- /1/ Kronvang, B., Ovesen, N.B., Zak, D. & Heckrath, G. 2020. Overfladisk afstrømning fra marker. *Vand & Jord* 27(1): 32-35.
- /2/ Rubek, F., Scharling, M. og Cappelen, J. 2020. Danmark Klima 2019. Danmarks Meteorologiske Institut, Rapport 20-01, 80 s.
- /3/ Andersen, H.E., Andersen, Kronvang, B, Larsen, SE, Hoffmann, CC, Jensen, TS & Rasmussen, EK 2006, Climate-change impacts on hydrology and nutrients in a Danish lowland river basin, *Science of the Total Environment* 365: 223-237.
- /4/ Felding, G., Mogensen, B.B., Sørensen, J.B. and Hansen, A.C. 1997. Surface runoff of pesticides from farmland to streams and lakes. *Bekæmpelsesmiddel-forskning fra Miljøstyrelsen* Nr. 29, 76 s.
- /5/ Boutrup, S. (red.) 2006. Miljøfremmede stoffer og tungmetaller I vandmiljøet. Tilstand og udvikling 1998-2003. Faglig rapport fra DMU Nr. 585.
- /6/ Boutrup et al., 2021. Miljøfarlige forurenende stoffer i vandmiljøet. NOVANA. Tilstand og udvikling 2008-2019. DEC AU Videnskabelig rapport Nr. 466, 288 s.
- /7/ Rasmussen, J, Wiberg-Larsen, P, Baatrup-Pedersen, A, Monberg, RJ, McKnight, US & Kronvang, B 2011, Ny viden om effekter af pesticider i vandløb, *Vand & Jord*, vol. 28 (4): 143-147.

/8/ McKnight U.S., Rasmussen, J.J., Kronvang, B., Binning, P.J. and Bjerg, P.L. 2015. Sources, occurrence and predicted aquatic impact of legacy and contemporary pesticides in streams. *Environmental Pollution* 200: 64-76.

/9/ Rasmussen et al., 2015. The legacy of pesticide pollution: An overlooked factor in current risk assessments of freshwater systems. *Water Research* 84: 25-32.

/10/ C. Jansson, J. Kreuger "Multiresidue analysis of 95 pesticides at low nanogram/liter levels in surface waters using online preconcentration and high performance liquid chromatography/tandem mass spectrometry" *J AOAC Int.* Nov-Dec 2010; 93(6):1732-47.

BRIAN KRONVANG er professor ved Institut for Ecoscience, Aarhus Universitet, Vejlsovej 25, 8600 Silkeborg. E-mail: BKR@ecos.au.dk

NIELS B. OVESEN er akademisk medarbejder og hydrolog ved Institut for Ecoscience, Aarhus Universitet, Vejlsovej 25, 8600 Silkeborg. E-mail: NBO@ecos.au.dk

TINA HOULBORG er akademisk medarbejder ved Institut for Ecoscience, Aarhus Universitet, Vejlsovej 25, 8600 Silkeborg. E-mail: TH@ecos.au.dk

DOMINIK ZAK er seniorforsker ved Institut for Ecoscience, Aarhus Universitet, Vejlsovej 25, 8600 Silkeborg. E-mail: DOZ@ecos.au.dk

HENRIK JERNSTEDT is a chemist at the organic environmental chemistry laboratory, Department of Aquatic Sciences and Assessment, Swedish University of Agricultural Sciences, Lennart Hjelms väg 9, Box 7050, 750 07 UPPSALA. E-mail: Henrik.jernstedt@slu.se

SOFIE GYRITIA MADSEN VAN'T VEEN er Erhvervs PhD studerende ved Aarhus Universitet og EnviDan, Vejlsovej 23, 8600 Silkeborg. SMV@envidan.dk

Status over pesticider i dansk drikkevand fra 2002 – 2019

Hvad er status for pesticider i drikkevandet på almene vandværker i Danmark, og er der sket en udvikling i perioden fra 2002-2019? Til trods for fund af flere nye stoffer i 2019 ses der et fald i eksponering til pesticider på husstands niveau. Det skyldes sandsynligvis, at vandværkerne på forskellige vis finder løsninger på at nedbringe pesticidindholdet. Da programmet for obligatoriske pesticidanalyser på vandværker er under konstant udvikling, er der behov for ofte at gentage en status for at få et retvisende overblik.

DENITZA D. VOUTCHKOVA,
JÖRG SCHULLEHNER, CARINA SKAARUP,
KIRSTINE WODSCHOW, ANNETTE KJÆR
ERSBØLL, & BIRGITTE HANSEN

Indledning

Drikkevandet i Danmark er på langt de fleste vandværker baseret på simpel vandbehandling med kun beluftning og filtrering af grundvand. Drikkevandet skal leve op til kvalitetskravene i den danske Drikkevandsbekendtgørelse /1/ som bygger på EU's drikkevandsdirektiv /2/. Danmark har en meget decentral vandforsyningsstruktur med ca. 2500-3000 almene og ca. 50.000 ikke-almene vandforsyninger i de sidste år /3/.

Formål med undersøgelsen

Der er i de seneste år fundet flere nye pesticider i grundvand og drikkevand mange steder i landet, bl.a. fordi flere stoffer er blevet inkluderet i de obligatoriske analyser på vandværker og vandforsyningsanlæg. Disse fund giver mange steder i landet udfordringer i forhold til overholdelse af kvalitetskrav. Hvert år udgiver GEUS en status på grundvandets tilstand i forbindelse med den nationale grundvandsovervågning /4/ og Miljøstyrelsen udarbejder ligeledes hvert tredje år en status over kvaliteten af det danske drikkevand for

de største almene vandforsyninger /5/.

I denne artikel er der fokuseret på pesticidindholdet i drikkevandet hos de almene vandværker. Resultaterne omkring pesticider i drikkevandet på de almene vandværker er mere detaljeret beskrevet i en videnskabelig artikel i tidsskriftet GEUS Bulletin fra april 2021 /6/. Pesticider i drikkevandet kan have potentielle negative sundhedseffekter, og det er meningen, at resultaterne, som præsenteres her, senere vil indgå i epidemiologiske un-

dersøgelser af sammenhæng mellem befolkningens sundhed og drikkevandskvaliteten. I boks 1 ses nogle af de definitioner og grænseværdier der er anvendt.

Datagrundlag og -kompleksitet

Resultaterne af pesticidanalyserne i grundvand og drikkevand bliver indberettet til den nationale database kaldet Jupiter (<https://www.geus.dk/produkter-ydelser-og-faciliteter/data-og-kort/national-boringsdatabase-jupiter>).

Boks 1: Definitioner og grænseværdier

- Analyser af drikkevand er betegnelsen for analyser udtaget ved afgang vandværk efter vandbehandling, i distributionsnettet, eller ved forbrugers taphane.
- Almene vandværker er defineret som vandværker som forsyner mere end 10 husstande.
- Et vandforsyningsområde er defineret som et afgrænset område, der forsynes af et eller flere vandværker.
- Pesticider er betegnelsen for alle organiske insekticider, herbicider, fungicider, nematocider, acaricider, algicider, rodenticider, slimicider, lignende produkter som fx vækstregulatorer, og deres relevante metabolitter, nedbrydnings- og reaktionsprodukter /2/.
- Kvalitetskravet til hvert enkelt pesticid er 0,10 µg/l, med undtagelse af aldrin, dieldrin, heptachlor og heptachlorepoxyd, som har en lavere værdi på 0,030 µg/l /2/. Ud over disse, er der også et kvalitetskrav til summen af alle individuelle pesticider, som er påvist og kvantificeret, på 0,50 µg/l /2/.
- Detektionsgrænsen (LD) er betegnelsen for den laveste detekterbare koncentration for et givet pesticid og analysemetode.
- Kvantifikationsgrænsen (LQ) /7/ er fastsat ud fra LD med følgende formel: $LQ = 3 \cdot LD$ /8/.

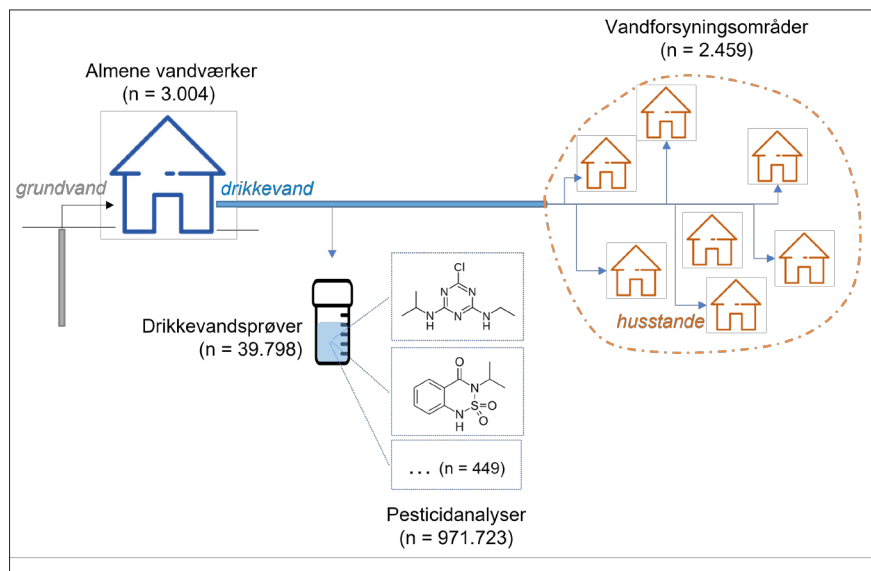


Fig. 1 Illustration af hvordan de forskellige data integreres, når husstandens pesticideksponering i drikkevandet beregnes.

Pesticidanalyserne i drikkevandet fra almene vandværker er udtrukket fra Jupiter den 5. maj 2020 og dækker undersøgelsesperioden fra 7. januar 2002 til 30. december 2019. I beregningen af danskernes eksponering til pesticider på husstands niveau er anvendt viden om den geografiske udstrækning af vandforsyningsområderne i 2014 /9/ med kobling til husstande. Data om husstandenes placering kommer fra CIRRAU (Centre for Register-based

Research at Aarhus University) og inkluderer alle bopælsadresser registreret i Det Centrale Personregister (n = 2.086.797) /10/.

Figur 1 illustrerer, hvordan de forskellige data er integreret. Derudover er der foregået en datarensning og -kvalitetssikring, som er detaljeret beskrevet i /6/.

Det rensede og kvalitetssikrede datasæt repræsenterer 3.004 almene vandværker fordelt over hele landet, som har mere end én

pesticidanalyse i perioden 2002-2019. Datasættet er baseret på 39.798 prøver analyseret for 449 pesticider og i alt er der 971.723 analyser. Datasættet har en høj grad af heterogenitet og kompleksitet. Der er sandsynligvis tre årsager til det: 1) et meget dynamisk analyseprogram, hvor fx nye pesticider er tilføjet næsten hvert år, 2) en varierende prøveudtagningsfrekvens, hvor frekvensen afhænger af indvindingens størrelse på vandværket, og 3) en ustabil detektion af nogle pesticider på enkelte vandværker, hvor resultaterne svinger mellem mindre end og større end detektionsgrænsen (LD).

Valg og antagelser

Der er gjort flere antagelser i databehandlingen for at opnå et så homogent datasæt som muligt. Det er fx antaget, at vandforsyningsområderne er statiske i undersøgelsesperioden, selvom der reelt set kan være mindre ændringer fx på grund af ændringer i vandforsyningsnettet efter 2014. Ligeledes indgår kun pesticidanalyser fra vandværker med kendt geografisk placering og kendt vandforsyningsområde. I boks 2 opsummeres de vigtigste antagelser, der er gjort i forbindelse med den præsenterede status for pesticider i drikkevandet og befolkningens eksponering på husstands niveau. Undersøgelsen er opgjort for to perioder med det formål at vurdere en evt. udvikling: hele perioden (2002-2019) og de sidste fem år (2015-2019) /6/.

Boks 2: Antagelser for fund og eksponering af pesticider

Kvantifikationsgrænsen (LQ) er i denne analyse anvendt som kriterie for fund af pesticider (se Boks 1) sådan at usikre værdier omkring detektionsgrænsen (LD) ikke medtages som fund. I datasættet er den hyppigste LD værdi 0,01 µg/l og dermed er den hyppigste LQ værdi 0,03 µg/l.

Det er valgt at anvende følgende fire kvalitative koncentrationsklasser til præsentation af pesticiddata:

1. Ingen fund af pesticider (koncentration < 0,03 µg/l) dvs. koncentration mindre end LQ
2. Fund af pesticider (0,03 µg/l ≤ koncentration ≤ 0,1 µg/l) dvs. fund under kvalitetskravet
3. Overskridelse af kvalitetskravet (koncentration > 0,1 µg/l) dvs. fund over kvalitetskravet
4. Ingen pesticiddata

Det er valgt at anvende følgende fire kvalitative koncentrationsklasser til præsentation af eksponering til pesticider i hver husstand:

1. Aldrig eksponeret dvs. der er aldrig påvist pesticider på vandværket eller vandværkerne i vandforsyningsområdet
2. Eksponeret til lave pesticidkoncentrationer (0,03–0,1 µg/l) dvs. der er fund af pesticider under kvalitetskravet på vandværket eller vandværkerne.
3. Eksponeret til pesticidkoncentrationer over kvalitetskravet (> 0,1 µg/l) dvs. der er mindst et fund af pesticider over kvalitetskravet på et eller flere vandværker i vandforsyningsområdet
4. Ukendt eksponering med pesticider i drikkevand dvs. at der ikke er pesticidanalyser på vandværket eller vandværkerne i vandforsyningsområderne eller vi har ikke information om de nye vandforsyningsområder (efter 2015)

Fund af pesticider i drikkevandet

Størstedelen (99,5 %) af pesticidanalyserne i drikkevandet på almene vandværker i perioden 2002-2019 var under kvantifikationsgrænsen (LQ, se Boks 1). Der var dermed kun fund af pesticider i 0,5 % af analyserne hvilket svarer til omkring 5.000 analyser med pesticidkoncentrationer større end 0,03 µg/l. Seksten procent af disse fund (n=793) var med pesticidkoncentrationer over drikkevandets kvalitetskrav på 0,1 µg/l. Figur 2 viser, at pesticiderne er fundet mange steder i Danmark.

I femårsperioden (2015-2019) var der 2.405 vandværker med pesticiddata, hvilket omfatter omkring 80 % af vandværkerne fra perioden 2002-2019. I perioden 2015-2019 er der ingen fund af pesticider på 76 % af vandværkerne, og 17 % og 7 % af vandværkerne havde henholdsvis fund af pesticider under kvalitetskravet og over kvalitetskravet på 0,1 µg/l.

De hyppigste pesticidfund i drikkevandet

Omkring 10 % af alle de 449 undersøgte pesticider i drikkevandet i perioden 2002-2019 blev fundet i det danske drikkevand.

Tabel 1 Oversigt over pesticiderne med overskridelser af drikkevandets kvalitetskrav på almene vandværker mindst én gang i den angivne periode /6/.

Stof	Periode [1]	Vandværker (n)	Analyser (n)	Påvist [2] n (%)	> 0,1 µg/l [3] n (%)	Max (µg/l)
BAM (2,6-Dichlorbenzamid)	2002–2019	2997	36777	2514 (6,8%)	330 (0,9%)	1,9
DPC (Desphenylchloridazon)	2016–2019	2033	5140	739 (14,4%)	227 (4,4%)	4,0
DMS (N,N-Dimethylsulfamid)	2018–2019	1747	3333	620 (18,0%)	83 (2,5%)	0,97
Bentazon	2002–2019	2990	35231	226 (0,6%)	37 (0,1%)	0,73
MDPC (Methyl-desphenylchloridazon)	2010–2019	2006	4610	60 (1,3%)	20 (0,4%)	0,62
Glyphosat	2002–2019	2536	15937	38 (0,2%)	16 (0,1%)	3,2
4-CPP	2002–2019	2584	17138	26 (0,2%)	9 (0,1%)	0,31
Dichlorprop	2002–2019	2990	35120	82 (0,2%)	9 (0,0%)	0,87
DEIA	2004–2019	2530	15292	44 (0,3%)	8 (0,1%)	0,2
Atrazin, desethyl-	2002–2019	2991	35135	76 (0,2%)	7 (0,0%)	0,17
Mechlorprop	2002–2019	2991	35185	52 (0,1%)	7 (0,0%)	0,74
CGA 108906	2010–2019	2295	9123	44 (0,5%)	7 (0,1%)	0,17
AMPA	2002–2019	2547	15990	12 (0,1%)	6 (0,0%)	1,2
Atrazin, desisopropyl	2002–2019	2990	35133	32 (0,1%)	4 (0,0%)	0,18
MCPA	2002–2019	2990	35153	12 (0,0%)	4 (0,0%)	1,23
Atrazin	2002–2019	2990	35132	43 (0,1%)	4 (0,0%)	0,26
Simazin, hydroxy-	2002–2019	2531	15547	29 (0,2%)	2 (0,0%)	0,12
Hexazinon	2002–2019	2991	35108	52 (0,1%)	2 (0,0%)	0,11
Dimethachlor ESA	2018–2019	196	302	15 (5,0%)	2 (0,7%)	0,2
Dimethachlor OA	2018–2019	191	294	2 (0,7%)	2 (0,7%)	0,16
4-Nitrophenol	2002–2019	2529	15331	20 (0,1%)	1 (0,0%)	0,19
Malathion	2002–2019	24	239	4 (1,7%)	1 (0,4%)	0,12
Atrazin, hydroxy-	2002–2019	2988	35050	5 (0,0%)	1 (0,0%)	0,12
Metazachlor ESA	2018–2019	194	294	6 (2,0%)	1 (0,3%)	0,12
Chlorthalonilamid sulfonsyre R417888	2010–2019	1539	2107	2 (0,1%)	1 (0,0%)	0,12
Metaldehyd	2019–2019	13	13	1 (7,7%)	1 (7,7%)	0,18
Isoproturon	2002–2019	2905	20402	4 (0,0%)	1 (0,0%)	0,12

[1] periode med drikkevandsprøve analyseret for disse specifikke pesticider

[2] analyser med kvantificeret pesticidkoncentrationer ($\geq 0,03 \mu\text{g/l}$)

[3] analyser med pesticidkoncentrationer over drikkevandets kvalitetskrav

$n=\text{antal}$

Tabel 1 giver en oversigt over antallet af analyser og vandværker med mindst én analyse over drikkevandets kvalitetskrav. Tabellen viser også antallet af fund under og over kvalitetskravet samt den maksimale koncentration i perioden med data. En komplet tabel som giver et overblik over alle pesticidanalyser i drikkevandet findes i "Supplementary file 2" i /6/. BAM (2,6-Dichlorbenzamid) var det hyppigst fundne pesticid og DPC (Desphenyl chloridazon) havde de absolut højeste koncentrationer. BAM, DPC og DMS (N,N-Dimethylsulfamid) var de tre pesticider med de fleste fund over drikkevandets kvalitetskrav som vist i Tabel 1. De er alle tre nedbrydningsprodukter fra nu forbudte eller

udfasede pesticider /4/. I reference /4/ findes der mere info om, hvornår og til hvilke formål pesticiderne er anvendt.

Pesticider i drikkevandet på husstands niveau

Pesticidanalyserne i drikkevandet blev herefter brugt til at estimere eksponeringen til danske husstande i de forskellige vandforsyningsområder. I femårsperioden fra 2015-2019 blev 54 % af de danske husstande aldrig forsynet med drikkevand med fund af pesticider. I perioden blev 30 % forsynet med drikkevand med lave koncentrationer af pesticider ($0,03\text{--}0,1 \mu\text{g/l}$) og 11 % med koncentrationer af pesticider over kvalitetskravet på mere

end $0,1 \mu\text{g/l}$. For 5 % af de danske husstande kunne der ikke estimeres en eksponering på grund af datamangel.

Udvikling i pesticider i drikkevandet

Eksponeringen til pesticider i drikkevandet på de almene vandværker var lavere i femårsperioden (2015-2019) end for hele attenårsperioden (2002-2019) trods hyppige fund af DPC og DMS, som kun er analyseret i den seneste femårsperiode. Flere faktorer kan være årsag til denne tendens som fx: 1) generel forbedret grundvandskvalitet pga. regulering, 2) lukning af vandværker før 2015, 3) sløjfning og udskiftning af vandværksboringer før 2015, 4) ændringer i pumpestrategier fra indvindings-

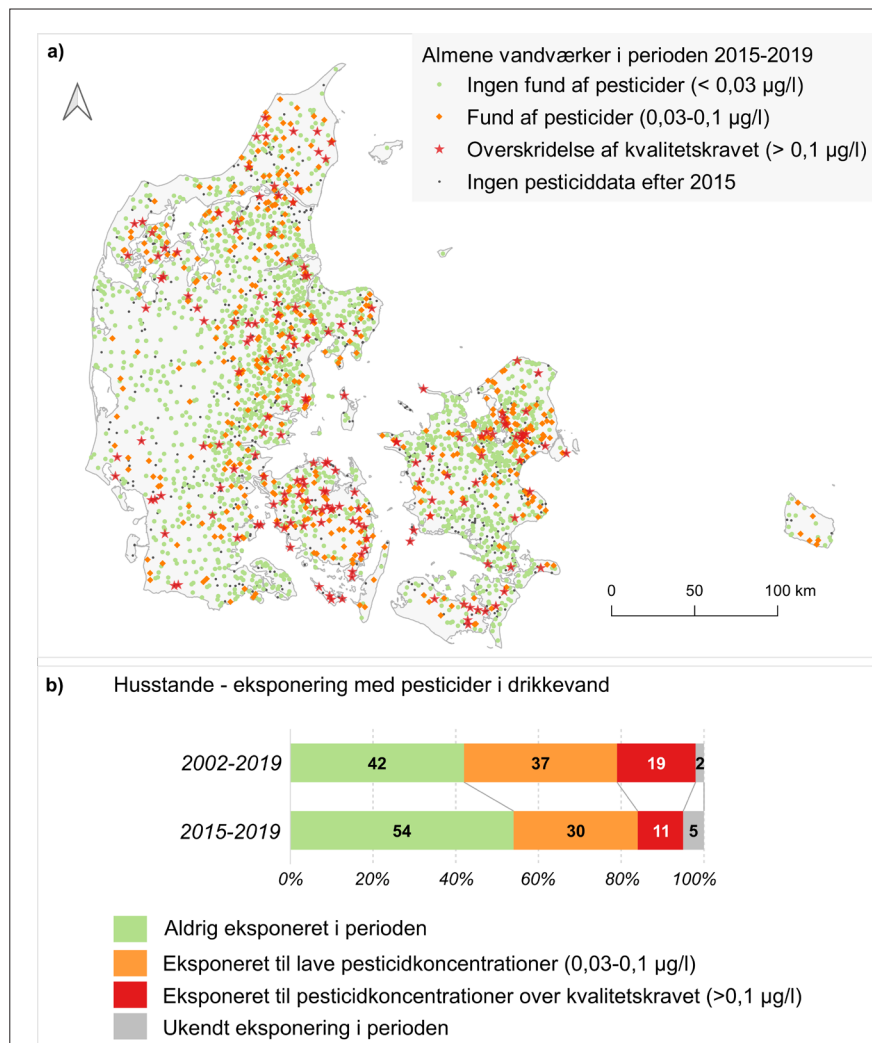


Fig. 2 Pesticidstatus i drikkevandet på almene vandværker for perioden 2015-19 (a) og resultater om husstandenes eksponering i samme periode (b).

boringer, 5) import og blanding af drikkevand fra nabovandværker, eller 6) implementering af videregående vandbehandling.

Tendensen til fald i eksponering til pesticider i drikkevandet på de almene vandværker skyldes derfor sandsynligvis, at vandforsyningerne hele tiden arbejder på at løse problemer med overholdelse af drikkevandets kvalitetskrav. Dette er dog ikke nødvendigvis hele forklaringen og kan også skyldes forskelle i analyseprogram i de to perioder samt heterogene datasæt og ufuldstændig datadækning.

Perspektivering

Analyseprogrammet for pesticider i drikkevandet er under konstant udvikling, fx blev der i 2019 analyseret mere end 280 pesticider for første gang. Samtidig skal alle vandværker ikke analysere drikkevandet for pesticider lige så ofte, da det afhænger af, hvor meget grundvand der indvindes. Derfor er det vigtigt

ofte at gentage en status som præsenteret i denne artikel.

Referencer

- /1/ Drikkevandsbekendtgørelsen - Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg (BEK nr 2361 af 26/11/2021) <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2021/2361>
- /2/ Drikkevandsdirektivet - RÅDETS DIREKTIV 98/83/EF, af 3. november 1998, om kvaliteten af drikkevand <http://data.europa.eu/eli/dir/1998/83/2015-10-27>
- /3/ Miljøstyrelsen (n.d.) "Hvem leverer drikkevandet?" <https://mst.dk/natur-vand/vand-i-hverdagen/drikkevand/hvem-leverer-drikkevandet/>
- /4/ Thorling, L., Albers, C.N., Ditlefsen, C. Hansen, B., Johnsen, A.R., Mortensen, M.H. & Trolborg, L. (2021) Grundvand. Status og udvikling 1989–2020. Teknisk rapport, GEUS, p.144 https://www.geus.dk/Media/637753300019725848/Grundvand%201989-2020_a.pdf
- /5/ Miljøstyrelsen (2020) Kvaliteten af det danske

drikkevand for perioden 2017-2019. Rapport "Grundvand og drikkevand nr. 3", p. 38 <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2020/12/978-87-7038-251-9.pdf>

- /6/ Voutchkova, D. D., Schullehner, J., Skaarup, C., Wodschow, K., Ersbøll, A. K., & Hansen, B. (2021). Estimating pesticides in public drinking water at the household level in Denmark. GEUS Bulletin, 47. <https://doi.org/10.34194/geusb.v47.6090>
- /7/ KOMMISSIONENS DIREKTIV 2009/90/EF af 31. juli 2009 om tekniske specifikationer for kemisk analyse og kontrol af vandets tilstand som omhandlet i Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF <http://data.europa.eu/eli/dir/2009/90/oj>
- /8/ Analyse kvalitetsbekendtgørelsen - Bekendtgørelse om kvalitetskrav til miljømålinger (BEK nr 1770 af 28/11/2020) <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2020/1770>
- /9/ Schullehner, J. & Hansen, B. 2014: Nitrate exposure from drinking water in Denmark over the last 35 years. Environmental Research Letters 9, 095001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/9/095001>
- /10/ Pedersen, M.G. 2018: Geocoding of Danish addresses from the Residence Database version 2016, 1–7. Institutional report. Aarhus: Centre for Integrated Register-Based Research. <https://cirrau.au.dk/fileadmin/cirrau/Documents/ophold2016b.pdf>

DENITZA D. VOUTCHKOVA, dv@geus.dk: forsker i De Nationale Geologiske Undersøgelser (GEUS), vandkvalitet
JÖRG SCHULLEHNER, jsc@geus.dk: forsker i sundhedseffekter af miljøeksponeringer ved GEUS og Institut for Folkesundhed, Aarhus Universitet (AU)

CARINA SKAARUP, caska@sdu.dk: Ph.d. studerende, Syddansk Universitet (SDU), register forskning, exposure assesment, Phd projekt: undersøge sammenhængen mellem pesticider i drikkevandet og risiko for leukæmi.
KIRSTINE WODSCHOW, ikwo@sdu.dk: Postdoc, SDU, forsker i geografiske variationer i miljøeksponering relateret til sundhed.

ANNETTE KLÆR ERSBØLL, ake@sdu.dk: Professor i SDU, forsker i helbredseffekter af miljøeksponering, geografiske variationer i sygdomme, og social og geografisk ulighed i sundhed

BIRGITTE HANSEN, bgh@geus.dk: seniorforsker, GEUS, forskningsområder: grund- og drikkevandskvalitet, integration af data og især kvælstoftilførsel, omsætning og udvikling i grundvand

Postadresse:

GEUS: De Nationale Geologiske Undersøgelser, C.F. Møllers Allé 8, Bygning 1110, 8000 Aarhus C

AU: Institut for Folkesundhed, Aarhus Universitet, Bartholins Allé 2, 8000 Aarhus C

SDU: Statens Institut for Folkesundhed, Syddansk Universitet, Studiestræde 6, 1455 København K

Naturlige baggrundsværdier for sporstoffer i grundvandet

Naturlige baggrundsværdier af grundvandets kemiske sammensætning er væsentlige for at kunne skelne mellem naturlig vandkvalitet i grundvand og bidrag fra forurening, der kan give ringe tilstand i grundvandsforekomster. I artiklen beskrives kriterier og metode for fastlæggelse af naturlige baggrundsværdier for udvalgte sporstoffer. Arbejdet er udført i forbindelse med tilstandsvurdering af sporstoffer for de næste vandområdeplaner.

METTE HILLEKE MORTENSEN, DENITZA VOUTCHKOVA & LÆRKE THORLING

Indledning

Til brug for vandområdeplanerne for tredje planperiode 2021-27 er der udviklet og fastlagt en ny metode til en indledende maskinel vurdering af de danske grundvandsforekomsters generelle kemiske tilstand for sporstoffer og salte /1/. Metoden bygger på bestemmelserne i EU's vandrammedirektiv /2/, grundvandsdirektiv /3/ og CIS guidance documents /4/. Den indledende vurdering er foretaget for de 2.050 grundvandsforekomster med den afgrænsning af grundvandsforekomsterne, der forelå ved basisanalysen for de danske vandområdedistrikter i 2019 /5/, og resulterer i tildeling af klassificeringen af de enkelte forekomster i 'god' tilstand, 'potentielt ringe' tilstand eller 'ukendt' tilstand. Vurderingen omfatter aluminium, arsen, bly, cadmium, kobber, krom, kviksølv, nikkel og zink, hvoraf de fire stoffer arsen, bly, cadmium og kviksølv er obligatoriske at vurdere jf. grundvandsdirektivet /3/.

Alle sporstoffer, der indgår i arbejdet med vandområdeplanerne, forekommer naturligt i grundvandet i koncentrationer. De overskrider stedvist niveauet for de nationalt gældende tærskelværdier, der er fastsat af Miljøstyrelsen i forbindelse med vandplanlægningen for tredje planperiode. Da vurderingen af grundvandsforekomsternes kemiske tilstand

Tabel 1: Nationalt gældende tærskelværdier for sporstoffer, der indgår i tilstandsvurderingen til vandplan 3, som defineret af Miljøstyrelsen. Stoffer omtalt i grundvandsdirektivet er vist med fed.

Tærskelværdier for sporstoffer [$\mu\text{g/l}$]				
Aluminium	Arsen	Bly	Cadmium	Krom
100	5	1	0,5	25
Kobber	Kviksølv	Nikkel	Zink	
100	0,1	10	100	

skal udtrykke konsekvenserne af eventuelle antropogene påvirkninger, er der behov for at skelne mellem naturlige koncentrationer og væsentlige forureninger.

Der skal derfor fastlægges en naturlig baggrundsværdi for de enkelte stoffer. Den skal fastlægges på et niveau, der er så høj, at risikoen for at de naturlige indhold medfører vurderingen 'potentielt ringe tilstand', er lille. Den naturlige baggrundsværdi er derfor ikke udtryk for det typiske indhold af et stof, men er en værdi for, hvor store koncentrationer der kan optræde naturligt i grundvandet således, at koncentrationer herover kan tilskrives en egentlig påvirkning fra menneskelige akti-

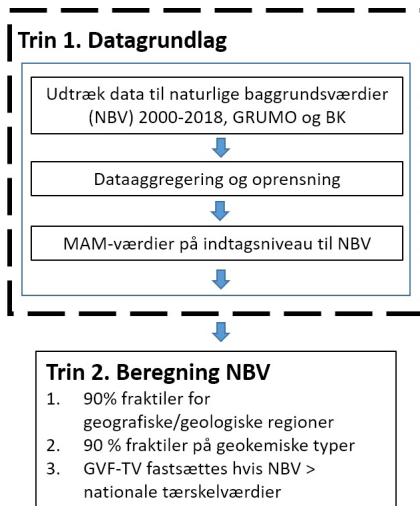
viteter. På grund af den store variation i grundvandets kemiske sammensætning som følge af forskelle i redoxforhold, pH og geologi, er de naturlige baggrundsværdier fastlagt for en række geologiske hovedgrupper og vandtyper, hvilket giver anledning til markante variationer mellem landsdelene.

Nationalt gældende tærskelværdier

I tilstandsvurderingen vurderes grundvandets kvalitet på basis af nationalt gældende tærskelværdier. Disse kan være identiske med drikkevandskvalitetskravene, men kan også være væsentligt lavere, således som det fx er tilfældet for kobber og zink. I de tilfælde,

Tabel 2: Udvalgte geografiske og geokemiske parametre benyttet til fastlæggelse af de naturlige baggrundsværdier med tilhørende afskæringsværdier.

Parameter	Klassificeringer
Geografi	Jylland, Fyn, Sjælland, Bornholm, mindre øer i samme pulje
Geologi i grundvandsmagasin	Prækvartært sand (ps), kvartært sand (ks), kalkbjergarter (kalk), blandede bjergarter på Bornholm (uu)
NVOC	$\leq 3 \text{ mg/l}$ & $> 3 \text{ mg/l}$
pH	≤ 6 & > 6
Nitrat (redox)	$\leq 2 \text{ mg/l}$ & $> 2 \text{ mg/l}$



Figur 1: Procedure og metode for beregning af naturlige baggrundsværdier (NBV) af sporstoffer, der alle er karakteriseret ved, at de dels er naturligt forekommende stoffer i grundvandet, dels har mulige bidrag fra humane påvirkninger.

hvor den naturlige baggrundsværdi er højere end den nationalt gældende tærskelværdi for det specifikke stof, anvendes den beregnede naturlige baggrundsværdi som grundlag for at fastsætte forekomstspezifiske tærskelværdier, for den givne geologi og vandtype. De nationalt gældende tærskelværdier er fastsat af Miljøstyrelsen i forbindelse med vandområdeplanerne for tredje planperiode, og fremgår af tabel 2.

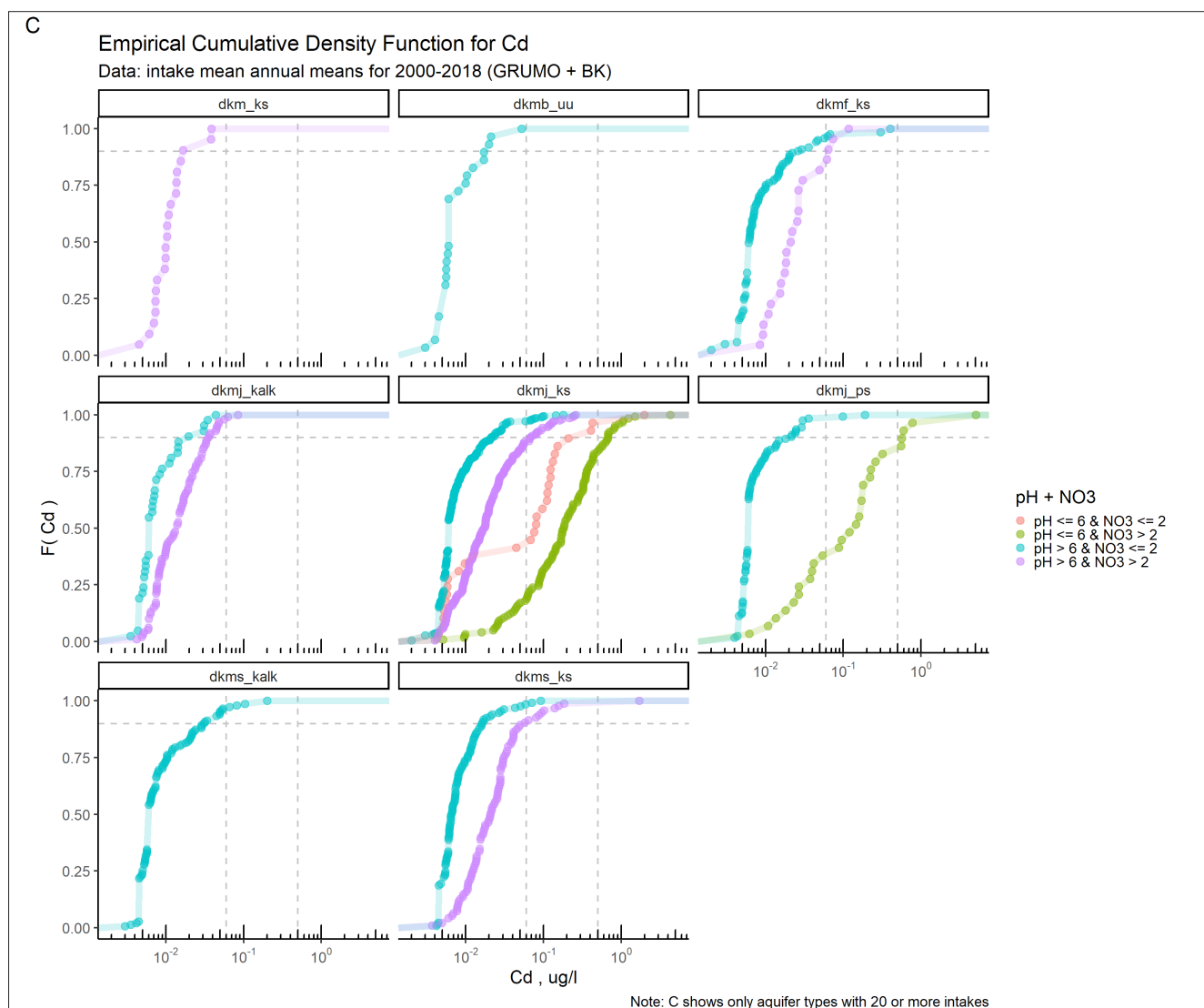
Geologiske, geografiske og geokemiske parametre

Den geologiske sammensætning af grundvandsforekomsterne har betydning for det naturlige indhold af uorganiske sporstoffer. Koncentrationerne i grundvandet afspejler et samspil mellem kildebjergarterne og de processer, der bestemmer opløseligheden af sporstofferne. Den store variation i naturlige koncentrationsniveauer, der optræder i de

danske grundvandsforekomster, hænger således sammen med de store variationer i geologi og geokemiske forhold.

Variationer i den naturlige baggrundsværdi beskrives med udgangspunkt i Den Nationale Vandressource Model (DK-model) geologiske lag /5/, der til vandplanerne er grupperet i fire hovedgrupper: kvartære- og prækvartære sandlag, kalk og lag på Bornholm. Det blev derudover besluttet at opdele Danmark i fire geografiske hovedområder, Jylland, Fyn, Sjælland og Bornholm for i tilstrækkelig grad at tilgodese lokale forhold. Grundvandsforekomsterne er udpeget, så de kun rummer én geologisk hovedgruppe.

Ud over kildebjergarten spiller en række kemiske parametre, herunder reaktive overflader i fx lermineraller og jernoxider, en vigtig rolle for opløseligheden og transport af sporstoffer i grundvandet. For pH og redoxforhold gælder, at der inden for samme grundvands-



Figur 2: Fordelingskurver for koncentrationen for cadmium på baggrund af MAM-værdier for datatyperne GRUMO (grundvandsovervågning) og VF (vandforsyningsboringer, benævnt BK i figuren for vandværkernes boringskontrol) for perioden (2000-2018). Fordelingskurverne er beregnet for de enkelte geokemiske grundvandsforekomstklasser opdelt efter geologi og geografi. Den naturlige baggrundsværdi er fastsat som 90 % fraktilen, angivet med en stiplede vandret streg.

forekomst kan være indtag med meget forskellige kemiske forhold, idet afgrænsningen af grundvandsforekomsterne ikke tager hensyn til forsuringsfronter og redoxfronter. På samme måde vil også indholdet af opløst organisk stof kunne variere betydeligt inden for samme grundvandsforekomst.

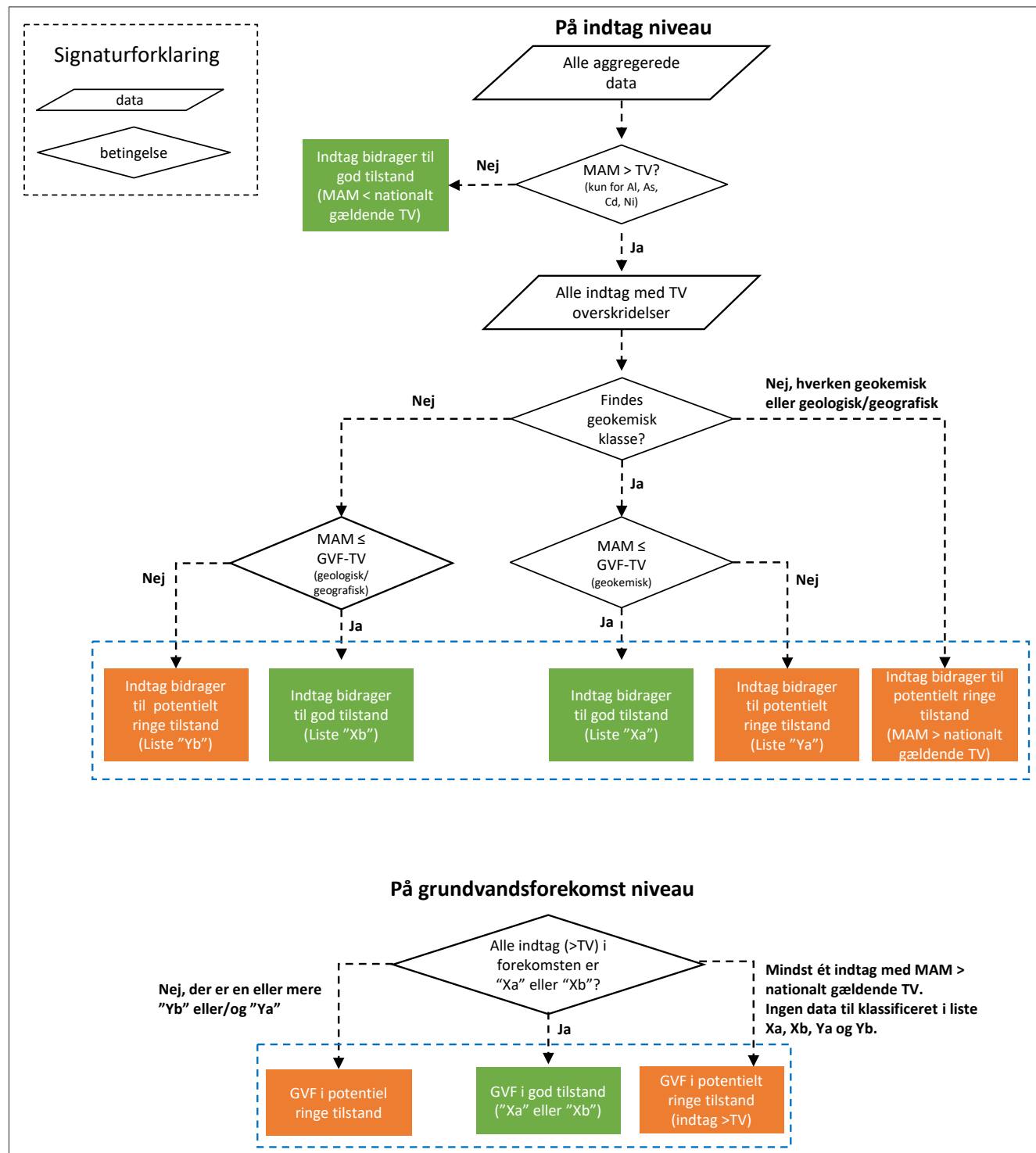
Udvælgelsen af specifikke geokemiske og geografiske kriterier er indgående beskrevet i /1/. Nitrat er benyttet som "proxy" for redox-

forholdene. De benyttede kriterier ses i tabel 1. For hvert sporstof er det vurderet hvilke af kriterierne, der er relevante for den naturlige baggrundsværdi, og for ingen af sporstofferne indgår samtlige kriterier i vurderingen.

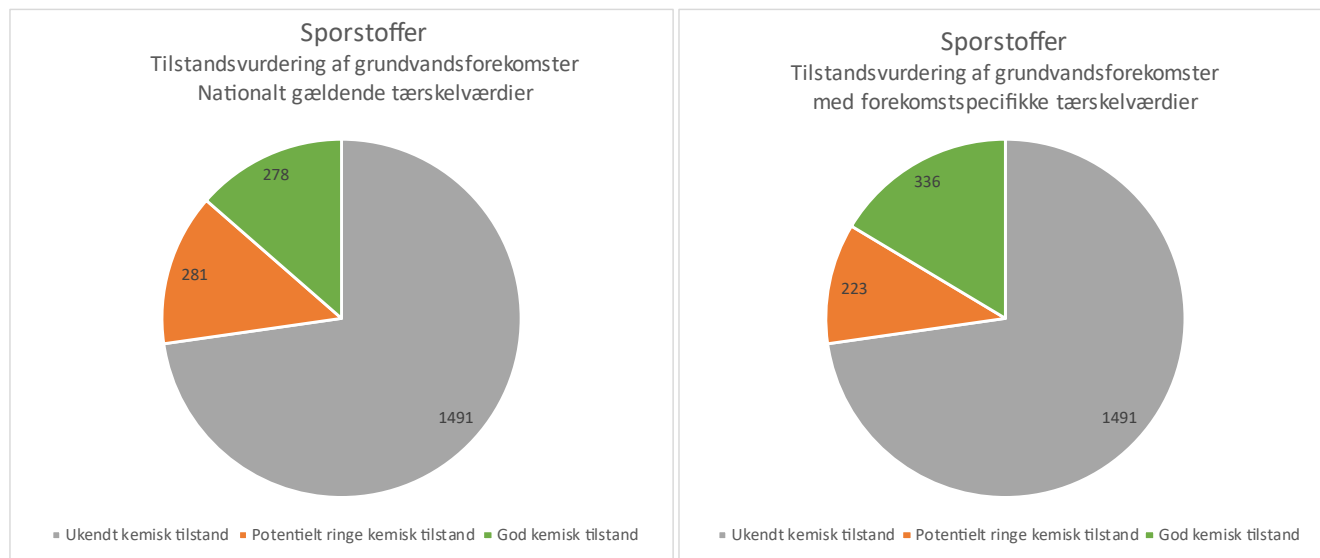
Datagrundlag

Naturlige baggrundsværdier skal så vidt muligt beregnes på baggrund af vandprøver fra grundvand, der ikke er påvirket af forurening.

Derfor er der alene anvendt data fra grundvandsovervågningen (GRUMO) og vandforsyningsboringer (VF). Hermed fravælges samtidig datatyper med kendt risiko for forurening (for eksempel data fra indtag fra depoter). Specielt for boringer, der henstår i lang tid mellem prøvetagninger, er det desuden vigtigt at sikre oplysninger om filtrering, da der vil være en øget risiko for suspenderet materiale som kan binde metaller. Ved efterfølgende an-



Figur 3: Beslutningstræ til brug ved den maskinelle tildeling af tilstand for sporstoffer /1/. Øverst vises proceduren for vurdering af indtag. Nederst tildeling af maskinel tilstand på grundvandsforekomstniveau. Bemærk, et indtag kan ikke som sådan være i 'god' eller 'potentielt ringe' tilstand. Den øverste del af figuren viser blot, hvilken tilstand det enkelte indtag bidrager til. Proceduren er udarbejdet i fællesskab mellem GEUS og Miljøstyrelsen.



Figur 4: Fordeling af maskine tilstand på antal grundvandsforekomster. Den maskinelle tilstandsvurdering kan resultere i God, Potentielt ringe og Ukendt tilstand. Venstre: Udgangspunkt i nationalt gældende tærskelværdier. Der er ikke taget højde for den naturlige baggrundsværdi. Højre: Den naturlige baggrundsværdi er inddraget i de forekomsts-specifikke tærskelværdier.

alyser kan disse metaller frigives, hvilket giver en risiko for højere værdier, end der reelt er opløst i grundvandet. Data dækker perioden 2000-2018 /6/. Data aggregeres på indtagniveau, således der for hvert stof beregnes en værdi til det videre arbejde, der betegnes MAM-værdien. MAM-værdien er den beregnede middelværdi af årlige middelværdier. De nærmere kriterier for dataudtrækket og aggregeringen af data er beskrevet i /1/.

Beregning af naturlige baggrundsværdier

Den naturlige baggrundsværdi er til Vandplan 3 beregnet som koncentrationen for 90 % fraktilen af indtagene, på baggrund af anbefaling fra EU-CIS Guidance document no. 18 (EU, 2009) /4/. Proceduren for beregning af de naturlige baggrundsværdier ses i figur 1.

90% fraktilen kan illustreres med fordelingskurver, se fx cadmium i figur 2, hvor koncentrationsfordelingerne i de forskellige geologiske hovedtyper er underopdelt efter geokemi. Figur 2 viser også, hvordan koncentrationerne fordeler sig for de 10 % af indtagene, der overskrider den fastlagte naturlige baggrundsværdi (90% fraktilen). Kurveforløbet giver et indblik i repræsentativiteten og variationen af den naturlige baggrundsværdi for hver type og på tværs af disse. Bemærk, hvor mange dekader koncentrationerne typisk fordeler sig over.

De naturlige baggrundsværdier for såvel de geografiske/geologiske grundvandsforekomstklasser som de geokemiske underklasser, blev efterfølgende anvendt til at fastlægge forekomsts-specifikke tærskelværdier, som et supplement til de nationalt gældende tærskelværdier. Forekomsts-specifikke tærskelværdier anvendes i de relevante forekomster med ind-

tag, der falder i de geokemiske eller geografiske klasser som tærskelværdierne gælder for. Forekomsts-specifikke tærskelværdier er kun anvendt, hvis de beregnede naturlige baggrundsværdier er baseret på data fra mindst 20 indtag. De beregnede naturlige baggrundsværdier lå over de nationale tærskelværdier for 4 stoffer: aluminium, arsen, cadmium og nikkel. Kun for disse er anvendt forekomsts-specifikke tærskelværdier i den videre tilstandsvurdering.

De naturlige baggrundsværdier kan beregnes på flere måder, og en diskussion af 3 forskellige metoder findes i /7/. Der er anvendt forskellige datasæt, dataaggregeringer og beregninger for Danmark, og resultaterne fra VP3 afviger på enkelte punkter i forhold til de øvrige metoder, ligesom resultater for enkelte magasintyper udviser statistisk signifikante forskelle.

Når 90% fraktilen benyttes til fastlæggelsen af den naturlige baggrundsværdi betyder det, at op til 10% af de uforurenede indtag har koncentrationer, der ligger over den naturlige baggrundsværdi. Det vil medføre, at grundvandsforekomsterne for disse indtag tildeles klassifikationen 'potentielt ringe' tilstand i den maskinelle vurdering, skønt de kan forventes at repræsentere en naturlig koncentration, der er knyttet til særlige lokale forhold. Derfor er det efterfølgende nødvendigt med en konkret vurdering af disse indtag, for at vurdere den faktiske tilstand af grundvandsforekomsten og eventuel forurening. Det er et omfattende arbejde, og for datasæt med mere end 60 datapunkter i en grundvandsforekomst og med data i god kvalitet foreslås det også, at der kan benyttes 97% fraktilen i stedet for 90 % fraktilen til beregning af den naturlige baggrundsværdi /8/.

værdi /8/.

Med den valgte afgrænsning af data til beregning af de naturlige baggrundsværdier bør det til næste vandplan overvejes om 97% fraktilen skal benyttes. Dette vil resultere i færre indtag, der bidrager til klassificeringen 'potentielt ringe' tilstand, på grund af naturlige forhold i grundvandsforekomsterne.

Maskinell tilstandsvurdering af grundvandsforekomster

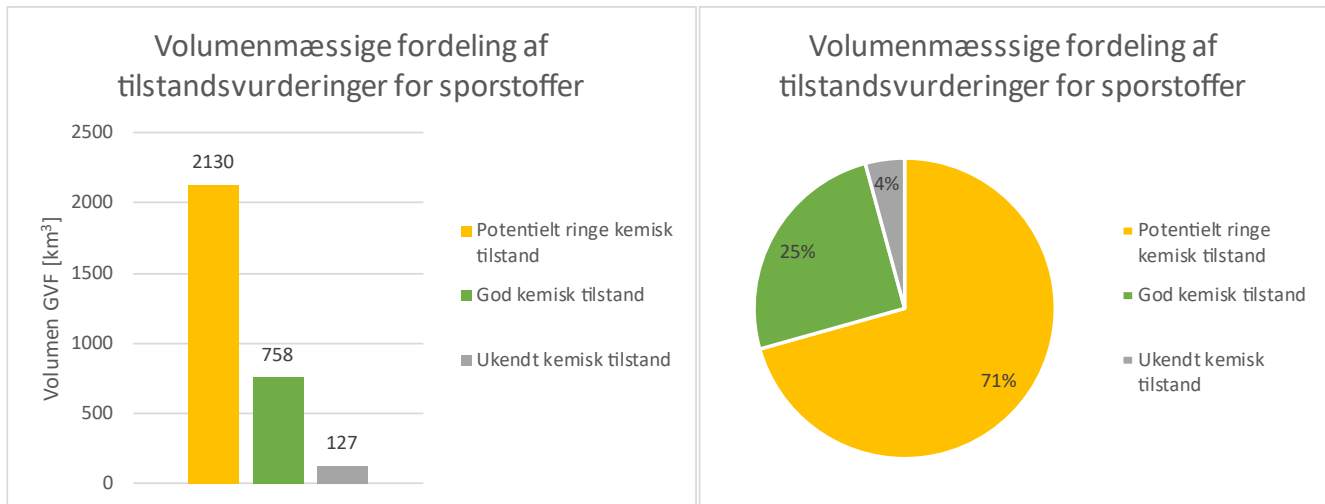
En grundvandsforekomst klassificeres som værende i 'god' tilstand når MAM-værdierne for alle stoffer i alle indtag i grundvandsforekomsten ikke overskrider den nationalt gældende tærskelværdi eller en relevant forekomsts-specifik tærskelværdi.

For de indtag, hvor et stof overskrider den nationalt gældende tærskelværdi undersøges efterfølgende om der findes udpegede forekomsts-specifikke tærskelværdier gældende for dette stof i de enkelte indtag. Hvis MAM-værdien også ligger over den forekomsts-specifikke tærskelværdi, er grundvandsforekomsten i 'potentielt ringe' tilstand, ellers er den i 'god' tilstand.

Rent teknisk gøres det ved først at vurdere de enkelte indtag, og bagefter sammenfatte på grundvandsforekomstniveau for alle indtag og stoffer. Processen på indtagniveau er illustreret på figur 3 øverst. Efterfølgende tilstandsvurderes på forekomstniveau, som illustreret på figur 3 nederst.

Resultat af den maskinelle tilstandsvurdering

I figur 4 sammenlignes resultatet af den indledende vurdering, hvor der for alle grundvandsforekomster anvendes den nationalt



Figur 5: Den volumenmæssige fordeling af grundvandsforekomsters kemiske tilstand; maskinelt vurderet på baggrund af de nationalt gældende tærskelværdier og de forekomstsificke tærskelværdier.

gældende tærskelværdi, med den samlede vurdering, der inddrager de forekomstsificke tærskelværdier, der bygger på de naturlige baggrundsværdier.

Der er kun data til at vurdere 27 % af de 2.050 grundvandsforekomster, idet der er 559 grundvandsforekomster med data for mindst ét af de undersøgte sporstoffer. I de resterende 1.491 grundvandsforekomster er der ingen indtag i perioden 2013-2019 med data for nogen af de undersøgte sporstoffer. Grundvandsforekomster uden data tildeles vurderingen 'ukendt' tilstand for dels den samlede tilstand og for enkeltstoffer som vist på figur 4 og 5.

Da grundvandsforekomsterne ikke har samme volumen, og det især er de små grundvandsforekomster der har ukendt tilstand, er det relevant at se på tilstanden opgjort på volumen af grundvandsforekomster. Det fremgår af figur 5, at 71 % af grundvandsforekomsterne samlede volumen er i 'potentielt ringe' tilstand for sporstoffer, selvom de kun udgør 223 ud af 2.050 grundvandsforekomster. 25 % af grundvandsforekomsterne samlede volumen er vurderet i 'God' tilstand og 4 % er i 'Ukendt' tilstand på grund af manglende data.

Da vurderingen 'potentielt ringe' tilstand tildeles ved overskridelse i bare ét indtag af den nationalt gældende tærskelværdi eller den forekomstsificke tærskelværdi, må det antages, at mange store grundvandsforekomster med mange indtag er klassificeret som værende i 'potentielt ringe' tilstand, uden at dette nødvendigvis er den endelige tilstand. Det kræver imidlertid en konkret undersøgelse af den enkelte grundvandsforekomst at afgøre, om mere end 20% af grundvandsforekomstens volumen er påvirket, som er det kriterie der anvendes i den endelige tilstandsvurdering udført af Miljøstyrelsen /4/. Resultatet

af den maskinelle vurdering af grundvandsforekomsterne fordelt på de enkelte sporstoffer kan ses i /1/.

Endelig tilstandsvurdering

Indtag, hvor MAM-værdien overskred tærskelværdierne blev efterfølgende underkastet en ekspertvurdering i forhold til at vurdere, om overskridelsen af tærskelværdierne kunne skyldes naturlige forhold og ikke forurening /1/. Her viste det sig, at den anvendte 90 % fraktile for fastsættelse af naturligbaggrund, gav anledning til at en stor del indtag med naturligt høje indhold af ikke mindst med aluminium, arsen og nikkel, gav anledning til 'potentielt ringe' tilstand. Dette peger på behov for at justere den anvendte metode ved næste vandplanperiode.

Miljøstyrelsen foretog herefter den endelige tilstandsvurdering af grundvandsforekomsterne på baggrund af retningslinjerne givet i /4/, hvor mindst 20 % af en grundvandsforekomst skal være påvirket af det aktuelle stof, før det resulterer i vurderingen 'ringe tilstand' /9/. Den geografiske udbredelse af grundvandsforekomsterne og deres endelige tilstandsvurdering i forhold til sporstoffer kan ses i /9/.

Perspektiver

Det er nødvendigt at tage højde for de naturlige baggrundsværdier, når grundvandsforekomsterne kemiske tilstand skal vurderes. Ovenstående metode er udviklet, så den kan bruges i fremtidigt arbejde med vandområdeplanerne eller tilsvarende projekter, hvor vigtigheden af at kende den upåvirkede tilstand i grundvandsforekomsterne skal klarlægges.

Der kan til kommende arbejder være et behov for at arbejde videnskabeligt videre med at udbygge og konsolidere den konceptuelle for-

ståelsesmodel, som har indflydelse på udarbejdelsen af de naturlige baggrundsværdier, ligesom det bør overvejes om 97% fraktilen skal benyttes i stedet ved beregning af naturlige baggrundsværdier som grundlaget til udpegnings af forekomstsificke tærskelværdier.

Der er udført et stort arbejde med at inddrage depotdata fra regionerne og koble dem til grundvandsforekomsterne. Der foreligger stadig et omfattende arbejde med at få data korrekt ind i Jupiter, ikke mindst oplysninger om filtrering, indtagsdybder osv.

Referencer

- /1/ Mortensen, M.H., Ernsten V., Vouchkova, D., Thorling, L., 2021: Dokumentationsrapport. Udvikling af metode til vurdering af grundvandsforekomsters kemiske tilstand for udvalgte uorganiske sporstoffer og salte. GEUS-rapport 2021/19. <https://www.geus.dk/Media/637607297652239325/Udvikling%20af%20metode%20til%20vurdering%20af%20grundvandsforekomsters%20kemiske%20tilstand%20for%20udvalgte%20uorganiske%20sporstoffer%20og%20salte.pdf>
- /2/ EU, 2000: Europaparlamentets og Rådets Direktiv 2000/60/EF af 23. oktober om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger med senere ændringer (Vandrammedirektivet).
- /3/ EU, 2006: Europaparlamentets og Rådets Direktiv 2006/118/EF af 12. december 2006 om beskyttelse af grundvandet mod forurening og forringelser (grundvandsdirektivet).
- /4/ EU, 2009: Guidance Document No. 18. Guidance on groundwater status and trend assessment. Technical Report-2009-026.
- /5/ Troldborg, L., 2020: Afgrænsning af de danske grundvandsforekomster. GEUS rapport 2020/1. København. https://www.geus.dk/Media/2/5/GEUS-rapport_2020_1_GVF_afgrænsning_web.pdf
- /6/ Thorling, L., Ditlefsen, C., Ernsten, V., Hansen, B., Johnsen, A. R., & Troldborg, L., 2021: Grundvand. Status og udvikling 1989-2019. Teknisk rapport, GEUS 2021. <https://www.geus.dk/Media/2/1/>

- Grundvandsoverv%C3%A5gning%201989-2019.pdf
 /7/ Voutchkova, D., Ernsten, V., Schullehner, J., Hinsby, K., Thorling, L., & Hansen, B., 2021: Roadmap for determining natural background levels of trace metals in groundwater. *Water* 2020, 12.
- /8/ Hinsby, K., Condesso de Melo, M., T., & Dahl, M., 2008: European case studies supporting the derivation of natural background levels and groundwater threshold values for the protection of dependent ecosystems and human health. *Science of the total environment* 401 (2008) 1-20. doi:10.1016/j.scitotenv.2008.03.018

/9/ Miljøstyrelsen, Tilstandsvurdering 2021. <https://mst.dk/natur-vand/vandmiljoe/vandomraadeplaner/vandomraadeplanerne-2021-2027/tilstandsvurderinger-2021/>

Alle forfattere er ansat på GEUS, de nationale geologiske undersøgelser for Danmark og Grønland; Afdeling for Grundvands- og Kvartærgeologisk Kortlægning.
 METTE HILLEKE MORTENSEN, mhm@geus.dk: geolog.
 DENITZA VOUTCHKOVA, dv@geus.dk: Forsker, geokemi.
 LÆRKE THORLING, lts@geus.dk: Chefkonsulent, geokemiker.

Adresse: Universitetsbyen 81, bygning 1872, 8000 Aarhus C.

Vibeke Ernsten in memoriam

I artiklen formidles posthumt bidrag fra Vibeke Ernstens arbejde med naturlige baggrundsværdier, der blev hendes sidste større faglige opgave med hjertebarnet den uorganiske grundvandskemi.



Dobbel screeningsmetode for nye forurenende kemikalier i byspildevand

I de sidste årtier er syntesen og brugen af nye kemiske stoffer vokset betydeligt, hvilket har betydet at tusindvis af kemiske stoffer tilledes byspildevand. Renseanlæg fungerer hovedsageligt for at fjerne N, P og organisk stof og er ikke effektive til at fjerne andre stoffer, som ofte er miljøskelelige og en trussel mod akvatisk liv.

Almindelig vis udføres risikovurderinger af kemiske stoffer der vækker bekymring, på enkelte renseanlæg og kun for få stoffer. For en bedre vurdering behøves en mere komplet identifikation af stoffer i større geografisk skala, og når en økotoxikologisk effekt af et stof opdages, bør nedbrydningsprodukterne også vurderes, da de kan være mere toksiske end moderstoffet.

Et fransk studie etablerede en stor-skala miljørisikovurdering på kemiske forurenende stoffer, der kontinuert udledes fra 10 byspildevands renseanlæg til lokale vandløb.

“Suspect screening analysis” (SSA) er en ny metode til identifikation af kemiske forurenende stoffer og metabolitter i spildevand, der benytter forskellige kemiske analyse teknikker samt et katalog af information om tusindvis af kemikalier. I dette studiet blev SSA kombineret med en målrettet kvantificering af identificerede stoffer. Denne dobbelte metode giver en mere fuldkommen miljø-

risikovurdering af spildevandet.

Resultatet af SSA undersøgelsen blev benyttet til en økotoxikologisk vurdering under anvendelse af to miljørisikovurderings metoder: 1) en enkelt-stof vurderingsmetode, der vurderer hvert stof isoleret baseret på Predicted Environmental Concentrations (PEC) og Predicted No Effect Concentration (PNEC) værdier og 2) en metode der betragter en “cocktail effect” i effluenten.

Omkring 2000 farmaceutiske restkoncentrationer og pesticider blev søgt i vandprøver fra udløbene fra de 10 anlæg over 3 tidsperioder i 2019, og forskerne fandt, at 22 af de fundne 41 nye bekymrende stoffer var ret toksiske. De fandt også, i det mindste i et tilfælde, at 19 stoffer fra det første renseanlæg udgjorde en betydelig risiko for recipienten. De følgende stoffer: venlafaxin (antidepressionsmiddel), terbutryn (pesticid), methocarbamol (muskel afslappende) og statin (kolesterolsænkende), jævnlige udgjorde en betydelig risiko. Stofferne kan have en stor økotoxikologisk effekt på økosystemer. For eksempel venlafaxin påvirker ferskvandssnegle på ng/l niveau. Udløb fra 9 af renseanlægene med ikke risikoskabende enkeltstoffer skabte en blandingseffekt på trusselsniveau. På geografisk niveau viste vurderingerne forskellige risikosituationer, med størst bekymring for 2 af renseanlægene, som udledte til Rhone floden.

Studiet demonstrerer, at brug af kemiske data fra SSA sammen med de to miljørisikovurderingsmetoder udgør et nytigt instrument til vandkvalitetsforvaltning. Endelig påpeger forskerne vigtigheden af fortyndingsfaktoren i recipienten, set i lyset af klimaeffekter, hvor vandløb får reduceret vandføring eller måske tørrer ud.

Kilde: Gosset, A., Wiest, L., Fildier, A., Libert,

C., Giroud, B., Hammada, M., Hervé, M., Sibaud, E., Vulliet, E., Polomé, P. and Perrodin, Y. (2021). Ecotoxicological risk assessment of contaminants of emerging concern identified by “suspect screening” from urban wastewater treatment plant effluents at a territorial scale. *Science of The Total Environment*, 778: 146275

CH

Spildevandsmonitoring og COVID-19

Siden fremkomsten af COVID-19 pandemien er spildevand blevet undersøgt som en mulighed for at identificere tilstedeværelsen af virus i samfundet. Den indsamlede viden viser en direkte korrelation mellem mængden af virus i spildevandet og antallet af inficerede personer i oplandet. Data indikerer, at overvågning af spildevand er en billigt og troværdigt måde at følge virus tilstedeværelse. Overvågningen bør altid gennemføres som supplement til indsamling af epidemiologiske data om forekomsten af virus fra andre kilder, som f.eks. testning, blodprøver og tracing apps.

Hvor der ikke er epidemiologiske data til rådighed kan information om virus tilstedeværelse i spildevandet hjælpe med til at udvikle de mest effektive nødhjælps strategier i f.eks. udviklingslande.

Flere detaljer:

Baseret på Europakommissionens anbefaling <https://eur-lex.europa.eu/legalcontent/EN/TXT/?uri=CELEX%3A32021H0472&qid=1616408530133> og

Memo om COVID-19 og spildevand <https://ec.europa.eu/environment/water/waterurbanwaste/info/pdf/Waste%20Waters%20and%20Covid%2019%20MEMO.pdf>

CH

Biotilgængelighed af stoffer i ferskvand

Miljøfarlige forurenende stoffer (MFS) kan udgøre en trussel mod vandøkosystemer, hvis de forekommer i koncentrationer, der påvirker organismene i vand eller sedimenter. Stoffernes bindinger til andre stoffer i miljøet har stor betydning for stoffernes tilgængelighed og optagelse i organismene, og dermed deres toksiske effekt. Vi vil i denne artikel se på nogle af de mekanismer, der påvirker stoffernes skæbne og deres biotilgængelighed i vandmiljøet.

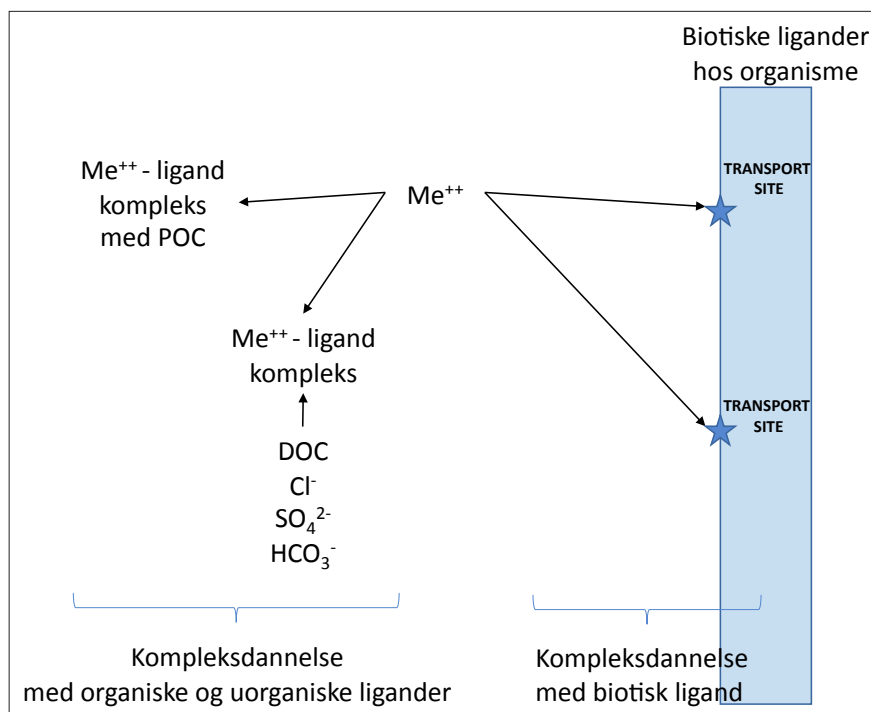
JENS TØRSLØV & DORTE RASMUSSEN

Reguleringen af kvaliteten af vandmiljøet i Danmark baseres på EU's vandrammedirektiv og de tilhørende direktiver, som er implementeret i dansk lovgivning ved bekendtgørelser. Der er fra EU's side fastsat miljøkvalitetskrav for en del miljøfarlige stoffer og de danske miljømyndigheder har suppleret med nationalt fastsatte miljøkvalitetskrav. Fastsættelse af miljøkvalitetskrav sker fortløbende, og myndighederne har mulighed for at prioritere og udarbejde kravværdier for yderligere miljøfarlige stoffer, som vurderes at kunne udgøre en risiko i vandmiljøet.

Et miljøkvalitetskrav defineres som den højeste koncentration af et forurenende stof i vand, sediment eller biota, som ikke bør overskrides af hensyn til beskyttelsen af menneskers sundhed og miljøet. Det vil sige, at miljøkvalitetskravet skal sikre, både at der ikke er uacceptable effekter på organismene i vandmiljøet, og at der ikke er uacceptable effekter på mennesker, der udsættes indirekte fx ved at spise fisk og skaldyr. For metallerne kobber, zink, nikkel og bly er miljøkvalitetskravene for ferskvand baseret på den biotilgængelige fraktion iht. bekendtgørelse 1625/1.

Metaller

Metaller, der udledes til vandmiljøet som uorganiske opløste forbindelser vil i miljøet forekomme på opløst eller partikelbunden form. Den opløste fraktion danner såkaldt komplekse bindinger med uorganiske og organiske 'ligander', og der opstår i princippet en ligevægt mellem den frie metal-ion og metal, der er bundet til opløste uorganiske og



Figur 1: Det er primært opløste metal-ioner, der optages via vandfasen. Koncentrationen af biotilgængelige metal-ioner bestemmes af tilstedeværelse af konkurrerende organiske og uorganiske ligander i vandfasen. Transporten ind i organismen sker via en transportmekanisme hvor metal-ionen er i konkurrence med andre opløste kationer fx Ca^{2+} , H^+ og Mg^{2+} . (POC = Partikulært Organisk Kulstof, DOC = Opløst Organisk Kulstof).

organiske stoffer. Metallens fordeling mellem den frie og de bundne former afhænger af styrken af de dannede bindinger, og af koncentrationen og egenskaberne af metallet og liganderne.

Det er almindeligt antaget, at det primært er den frie opløste metal-ion, der optages i organismen via vandfasen, og at den aktuelle toksicitet derfor bestemmes af metal-ion koncentrationen.

Figur 1 illustrerer, at den opløste metal-ion danner bindinger til opløste organiske kulstof-

forbindelser (DOC), partikulære organiske kulstofforbindelser (POC), opløste uorganiske ioner, foruden biologiske ligander på organismens overflader, fx en gælleoverflade. Optagelse i organismen sker antageligt ved en specifik mekanisme hvor metal-ionen er i konkurrence med andre opløste kationer, bla. calcium (Ca^{2+}), brint (H^+), magnesium (Mg^{2+}) og natrium (Na^+).

Den biotilgængelige koncentration af et opløst metal i vandmiljøet afhænger derfor både af forholdene i det aktuelle vandmiljø og

af metallets koncentration. For metallerne kobber, zink, nikkel og bly er det vist, at den biotilgængelige fraktion i ferskvand primært bestemmes af koncentrationen af opløst organisk kulstof og calcium foruden af vandets pH.

Modeller kan estimere biotilgængelighed

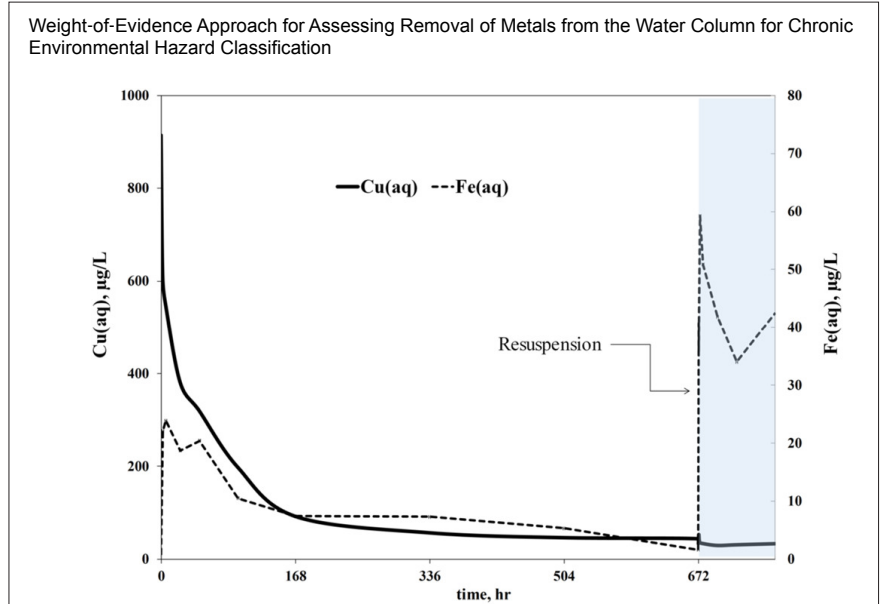
Der er udviklet modeller, der kan estimere den biotilgængelige koncentration af metallerne kobber, zink, nikkel og bly i ferskvandsmiljøer. Screeningsmetoden bio-met /2/ er gratis, lettilgængelig og veldokumenteret. DHI udarbejdede i 2014 en rapport til Naturstyrelsen, hvor vi evaluerede bio-met modellens egnethed til bestemmelse af den biotilgængelige fraktion af kobber, zink og nikkel i forskellige danske vandmiljøer /3/. Resultaterne viste, at risikovurderingen ændres betydeligt ved at brug af den biotilgængelige koncentration i stedet for den opløste koncentration, og at den biotilgængelige fraktion er forskellig i forskellige vandområder. Med andre ord overvurderes risikoen for effekter, hvis man udelukkende ser på den målte opløste koncentration.

Resultaterne fra et forsøg /4/, hvor 10 g sediment (organisk kulstofindhold på 1.2%) tilsættes en opløsning af kobberchlorid (ca. 900 µg Cu/L) ved pH 6 demonstrerer tydeligt den hastighed og effektivitet, hvormed kobber bliver bundet til partikler og sedimenteres (Figur 2). I løbet af få timer sker der en betydelig reduktion af den opløste kobberkoncentration, og efter 24 timer er koncentrationen mere end halveret. Ved re-suspension af sedimentet efter 28 dage blev kobber ikke mobiliseret til vandfasen. Det er bemærkelsesværdigt, at kobber bindes hårdt til sedimentet og ikke frigives ved re-suspension. Det målte jern (Fe(aq)) er her medtaget som indikator for effektiviteten af re-suspensionen, da jernet frigives fra sedimentet som vandopløselige hydroxider.

Eksperimentet viser, at der for nogle metaller sker en ret hurtig og irreversibel binding til partikler, antageligt med komplekse bindinger, der er forholdsvis stærke. Man antager normalt, at adsorption af organiske stoffer til opløst og partikulært organisk materiale foregår ved svagere bindinger. Dette diskuteres nedenfor.

Organiske miljøfarlige stoffer

De organiske stoffer vil ligesom metaller fordele sig i vandmiljøet afhængig af deres iboende egenskaber, dvs. at der efter udledning i princippet etableres en ligevægt mellem opløst stof og stof bundet til opløst og partikulært organisk stof. Ligesom for metallerne



Figur 2: Binding og sedimentation af kobber ved tilsætning af 10 g/L sediment. Koncentrationen af opløst kobber mere end halveres på 24 timer og forbliver lav selv efter re-suspension. Jern er naturligt til stede i sedimentet og oxideres til vandopløselige hydroxider ved re-suspension. Burton et al (2018) /4/; gengivet med tilladelse.

antages det, at det primært er den opløste fraktion, der er tilgængelig for optagelse i organismerne via vandfasen.

Fordelingen i vandmiljøet af organiske stoffer bestemmes i høj grad af stoffets vandopløselighed og evnen til at bindes til organiske stoffer i miljøet. Det antages normalt, at organiske miljøfarlige stoffer umiddelbart bindes ret svagt til opløst og partikulært organisk stof i vandfasen, og at der er tale om en ligevægt mellem opløst biotilgængeligt og bundet stof.

Selvom ikke hele mængden af stoffet er biotilgængeligt, bruger man normalt totalkoncentration i vandet, inklusiv den partikelbundne fraktion, som basis for vurderingen af risiko for effekter på organismer i vandet.

Knauer et al (2016) /5/ omtaler at toksiciteten af pesticider afhænger af stoffernes egenskaber og af partikulære organiske materiale, der er til stede i vandet. I forbindelse med vurdering af pesticiders toksicitet i vandmiljøet anvendes i praksis biotilgængeligheden som udgangspunkt for at vurdere

risikoen for effekter i miljøet. For stofgruppen pyrethroider med en høj oktanol-vand fordelingskoefficient (log Kow > 5) fandtes der en tydelig reduceret toksicitet på grund af adsorption til suspenderet organisk materiale, mens denne effekt ikke var entydig for stoffer med log Kow < 3.

Det er desuden rapporteret, at organiske miljøgifte med tiden bindes hårdere til det organiske materiale i fx sediment og jord, hvilket reducerer deres biotilgængelighed og toksicitet. Tiden, det tager for et stof at bindes hårdt til organisk materiale, bestemmes af stoffet og det aktuelle miljø, men rapporteres at være i størrelsen måneder til år. Reduktionen i biotilgængelighed kan være betydelig, især for apolære stoffer høj log Kow /6/.

Konklusion/perspektivering

Der er kendt og understøttet af videnskabelige undersøgelser, at det for nogle miljøfarlige organiske og uorganiske stoffer kun er del af den samlede koncentration der er

Tabel 1 – Effekt af organisk stof tilsat eller til stede i test for optagelse eller toksicitet med vandlevende organismer. Ekstrakt fra oversigtsartikel af Knauer et al. (2016) /5/

Stof	Log Kow	Testorganisme	Observeret effekt af opløst og partikulært organisk materiale
Pyrethroider	>5	Fisk (oncorhynchus) Krebsdyr (Daphnia)	Reduceret optagelse målt som BAF, BCF ved 0-20 mg organisk stof/L
Pyrethroider	>5	Krebsdyr (Daphnia)	Reduceret akut toksicitet v 0-100 mg organisk stof/L
Triaziner	2,5-3,5	Krebsdyr (Daphnia)	Ingen reduceret optagelse målt som BCF ved 0-50 mg organisk stof /L
Triaziner	2,5-3,5	Fisk (Melanotaenia) Krebsdyr (Daphnia)	Ingen reduceret akut eller kronisk toksicitet ved 0-50 mg organisk stof/L

tilgængelig for organismerne og kan optages, bioakkumuleres og virke toksisk. For metallerne kobber, nikkel, zink og bly refererer miljökvalitetskravene for ferskvand til den biotilgængelige fraktion, og der udviklet metoder til at estimere denne. Metoden kan videreudvikles til at omfatte andre metaller hvor det er relevant.

Organiske stoffer vil også fordele sig mellem en biotilgængelig og ikke tilgængelig fraktion, og der ses en reduceret biotilgængelighed og toksicitet hos visse pesticider med høj log K_{ow} antageligt på grund af stoffernes adsorption til suspenderet og opløst organisk materiale. Man kan derfor også for organiske stoffer indregne biotilgængeligheden, men det anvendes ikke i praksis ved fastsættelse af miljökvalitetskrav, da stofferne antageligt kan

re-mobiliseres og fordi effekten kun er betydelig for stoffer med høj K_{ow} .

Referencer

- /1/ Bekendtgørelse 1625 af 19/12/2017. Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand.
- /2/ Bio-met (2019). Bioavailability tool User guide (version 5.0). (<https://bio-met.net/>).
- /3/ DHI (2014). Bioavailability modelling of three metals in Danish freshwater systems. Udarbejdet for Naturstyrelsen. <https://naturstyrelsen.dk/media/132338/bioavailability-modelling-of-three-metals-in-danish-freshwater-systems-2.pdf>
- /4/ Burton G.A. et al. 2019. Weight-of-Evidence Approach for Assessing Removal of Metals from the Water Column for Chronic Environmental Hazard Classification. Environmental Toxicology and Chemistry—Volume 38, Number 9—pp. 1839–1849.

- /5/ Knauer, K. et al. 2016. The Influence of Particles on Bioavailability and Toxicity of Pesticides in Surface Water. Integrated Environmental Assessment and Management — Volume 13, Number 4—pp. 585–600.
- /6/ M. Alexander 2000: Aging, Bioavailability, and Overestimation of Risk from Environmental Pollutants. Environmental Science & Technology vol. 34, no. 20.

JENS TORSLOV. PhD. Økotoxikolog. Leder DHIs segment for Industri hvor der bl.a. arbejdes med vurdering og modellering af miljøfarlige stoffer i vandmiljøet. jet@dhigroup.com

DORTE RASMUSSEN, Ph.D. Miljøingeniør. Arbejder hos DHI med vurdering af skæbne, effekt og risiko af kemiske stoffer. Dorte er specialist i modellering af miljøfarlige stoffer i vandmiljøet. dor@dhigroup.com
DHI A/S. Agern Alle 5 2970 Hørsholm. DHIGroup.com



Klimaforandringerne kan udgøre en betydelig trussel for verdens ferskvandsfisk

Forskning har understreget sårbarheden af terrestriske arter gennem mange undersøgelser, men hidtil har der ikke været nogen omfattende vurdering af klimaforandringernes effekt på ferskvandsfisk.

Et nyligt studie præsenterer en omfattende vurdering af potentielle klima ekstreme relateret til både vandgennemstrømning og temperatur i forhold til verdens ferskvandsfisk.

Studiet præsenterer vurderinger i relation til potentielle klima opvarmnings scenarier ved + 1.5 °C, 2.0 °C, 3.2 °C and 4.5 °C i forhold til det præindustrielle niveau. De modellerede den fremtidige ekstreme gennemstrømning og vandtemperatur i globale ferskvande for hver af scenarierne og vurderede truslen mod ferskvandsfisk.

Resultaterne for en opvarmning på 3.2 °C, som er scenariet for slutningen af århundredet, hvis der ikke er yderligere reduktioner i drivhusgasser end dem aftalt for 2030, viser at 36% af verdens arter af ferskvandsfiske vil have mere end halvdelen af deres nuværende geografiske udbredelse eksponeret til klima ekstreme, hvilket reduceres til 9% af arterne i en 2 °C varmere verden og til 4% ved en opvarmning på kun 1.5 °C.

Forskerne fandt, at klimatrusslen mod fersk-

vandsfisk er størst i de tropiske, sub-aride og middelhavsregionerne og at stigningen i maksimum vandtemperaturen er mere truende end ændringer i gennemstrømningen.

I Europa identificerede de hotspots under det fremtidige klima i Middelhavsregionen. Der er tale om mindre områder ved de lavere temperaturstigninger, som vokser betydeligt ved større opvarmningsniveauer. Blandt de større europæiske flodsystemer identificerede forskerne Donau og Don som særligt sårbare afstrømningsområder.

Forskerne indrømmer, at de kan have underestimeret effekten af klimaforandringerne for arter, der lever opstrøms i mindre afstrømningsområder, specielt med reduceret flow i tørkeudsatte områder som i Middelhavsområdet. De medgiver også, at modellering har begrænsninger omkring nøjagtigheden af forudsigelserne, men de postulerer, at studiets resultater er relevante for politikudvikling, da de identificerer en betydelig voksende risiko for biodiversiteten i de globale ferskvande.

Resultaterne understreger behovet for at intensificere de nationale og internationale forpligtelser til at reducere den globale opvarmning.

Kilde: Barbarossa, V., Bosmans, J., Wanders, N., King, H., Bierkens M.F.P., Huijbregts M.A.J. and Schipper A.M. (2021). Threats of global warming to the world's freshwater fishes. Nature Communications, 12: 1701. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-21655-w>

CH

Verdens glemte fisk

Ferskvandsfisk er vitalt for millioner af mennesker, men en tredjedel er ved at være udryddet advarer en ny WWF rapport i samarbejde med 16 organisationer.

Floder, søer og vådområder er blandt de

mest diverse på jorden. De dækker mindre end 1% af planetens overflade, men er alligevel hjemsted for en fjerdedel af alle vertebrate arter, inklusive halvdelen af verdens fiskearter.

Det er et faktum at: 51% af alle kendte arter af fisk lever i ferskvand – 18075 arter, og flere opdages hele tiden. Men ikke mange har en ide om den diversitet, der svømmer under overfladen af verdens ferskvands økosystemer, og hvor kritisk disse undervurderede og oversete ferskvandsfisk er for menneskenes sundhed og naturen rundt i verden.

- Ferskvandsfisk udgør næsten 1/4 af verdens vertebrate arter
- Ferskvandsfisk giver føde for 200 millioner mennesker og levevilkår for 60 millioner;
- Fritidsfiskeri anslås en værdi af over 100 milliarder dollars/år;
- MEN 1/3 af alle ferskvandsfisk er truet med udryddelse;
- OG 80 arter er allerede udryddet.

Reference: WWF: The world's forgotten fishes https://wwf.panda.org/discover/our_focus/freshwater_practice/the_world_s_forbidden_fishes



PFAS – en trussel som eskalerer

For mere end 16 år siden kom visse PFAS-stoffer i fokus som persistente organiske miljøgifte. Dette førte til regulering/udfasning og søgen efter mere miljøvenlige erstatningsstoffer. Vores erfaringer med PFAS-stoffer i miljøsammenhæng har hidtil været i relation til grundvand, men forureningsager i løbet af 2021 viser, at en tværfaglig tilgang til forurening med PFAS er nødvendig.

JACQUELINE FALKENBERG, JULIE KOFOED
& SØREN DYREBORG

Hvorfor har vi i dag så meget fokus på PFAS-stoffer i miljøprøver?

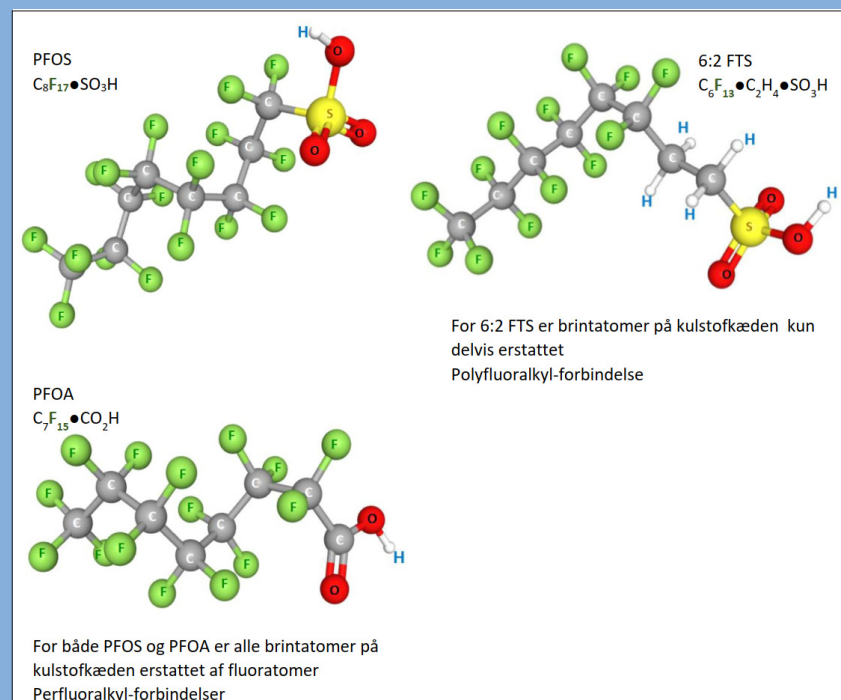
Vi har i mange år kendt til farligheden af to PFAS-stoffer, PFOS og PFOA (se boks 1), som derfor er blevet reguleret og udfaset. Desværre er disse to POP-stoffer (persistente organiske miljøgifte) ofte blevet erstattet med andre PFAS-stoffer, dog med kortere kulstofkæder. Udfordringen er, at de miljø- og sundhedsmæssige effekter af disse erstatningsstoffer ikke er veldokumenterede. De nyeste evalueringer af de kendte og problematiske stoffer har medført endnu lavere kvalitetskriterier for grundvand, drikkevand og jord samt en vejledende grænseværdi for PFAS i spildevandsslam, der udbringes som gødning på markerne /1/.

Kvalitetskriterierne er i dag baseret på to parametre: sum af 4 PFAS-stoffer (PFOS, PFOA, PFHxS og PFNA) og sum af 22 PFAS-stoffer, se tabel 1 og 2 /1/. De meget lave kvalitetskriterier for sum af 4 PFAS er de meste kritiske parametre i alle medier. Disse skærpede krav for sum af 4 PFAS har ændret forureningsbilledet på nogle lokaliteter, og der hvor tidligere målinger ikke har vist problemer, kan man ved et fornyet gennemsyn konstatere overskridelser af de nye kvalitetskriterier.

Advarselsslamperne blinker, idet der er flere PFAS-stoffer, hvor der fremover kan forventes regulering og optagelse på kandidatlisten under REACH. Flere af disse PFAS er de kortkædede PFAS som PFHxS og PFBS (se tabel 1), som har erstattet PFOS og PFOA i diverse produkter. Derfor kan vi forvente en fremtid hvor, der vil blive stillet skærpede krav til øv-

Boks 1: PFAS

PFAS er menneskeskabte organiske stoffer, hvor brintatomer på kulstofkæden er fuldt eller delvis erstattet med fluoratomer. Et par eksempler er vist herunder:



Strukturer fra <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov>

Kulstof-fluorbindingen er meget stærk og medfører, at PFAS-stoffer i sidste ende er persistente. Fluor-kulstofkæden kan være bundet til forskellige funktionelle grupper (syre, æter, estere, alkoholer, m.fl.), hvilket betyder, at PFAS-stoffer har forskellige egenskaber, og at de anvendes i mange forskellige PFAS-holdige produkter. Som eksempel på produkter kan nævnes brand-sluknings-skum, dækvæske ved forchromning og overfladebehandling af pap, papir, tæpper og tøj. De vigtigste egenskaber er, at de er stabile, vand-opløselige, overfladeaktive, flowforbedrende og smudsafvisende. Desværre har flere PFAS-stoffer uønskede sundhedsmæssige egenskaber.

Det antages, at der kan have været produceret op til 10.000 PFAS-stoffer, som anvendes i mange forskellige produkter. Lave indhold af flere forskellige PFAS-stoffer kan være tilsat et produkt som hjælpemidler. For mere information om PFAS se /1/ og /2/.



Brandøvelse 2012 på Flyvestation Karup. Foto taget af Hans Søren Sørensen for Forsvarsministeriets Ejendomsstyrelse.

rige PFAS-stoffer end de nuværende 4 PFAS i sumkriteriet.

PFAS i grundvand og drikkevand

Interessen for PFAS-forurening i dansk grundvand begyndte allerede omkring 2012, og i 2013 er der foretaget den første screening af vandprøver fra vandværker og private indvindingsboringer.

I 2014 indskærpede Miljøstyrelsen over for kommunerne, at den regelmæssige kontrol af vandforsyningerne også skal omfatte PFAS-stoffer. Miljøstyrelsen fastsatte i 2015 et kvalitetskriterium for grundvand og drikkevand på 100 ng/l baseret på sum af 12 PFAS-stoffer, se tabel 1.

Siden 2015 er der således analyseret for PFAS-stoffer i mange vandindvindingsboringer såvel som ved regionernes undersøgelser af de punktkilder, hvor der har været aktiviteter, hvor PFAS-stoffer kan have været anvendt.

I juni 2021 er et kvalitetskriterium for grundvand og drikkevand skærpet for sum af 4 PFAS-stoffer og de gældende kvalitetskriterier i jord, grundvand, jord, slam og overfladevand er vist i tabel 2. Det lave sumkriterium for 4 PFAS-stoffer er nærmest altid den kritiske parameter (giver den største overskridelse) for PFAS-påvirkede vandprøver. Da disse 4 PFAS-stoffer også indgår i kvalitetskriteriet for sum 12 PFAS fra 2015, kan der foretages en retrospektiv vurdering af over-

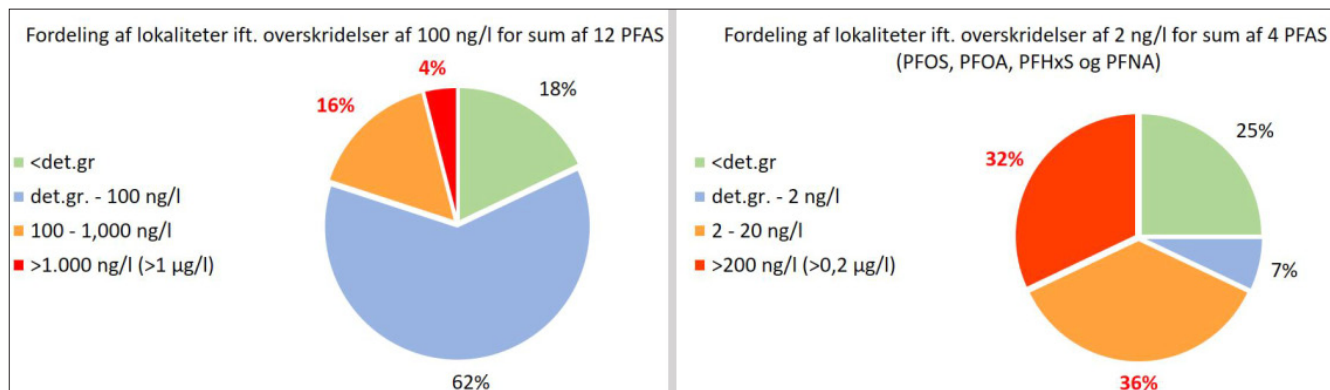
Tabel 1: Oversigt over PFAS-stoffer i den tidligere og nuværende kvalitetskriterier opdelt efter funktionelle grupper og antal fluor-kulstof-bindinger i kulstofkæden.

Carboxylsyrer			Sulfonsyrer		
Forkortelse	Formel	CAS nr.	Forkortelse	Formel	CAS nr.
PFBA	$C_3F_7\bullet COOH$	375-22-4			
PFPeA	$C_4F_9\bullet COOH$	2706-90-3	PFBS	$C_4F_9\bullet SO_3H$	375-73-5
PFHxA	$C_5F_{11}\bullet COOH$	307-24-4	PFPeS#	$C_5F_{11}\bullet SO_3H$	2706-91-4
PFHpA	$C_6F_{13}\bullet COOH$	375-85-9	PFHxS*	$C_6F_{13}\bullet SO_3H$	355-46-4
PFOA*	$C_7F_{15}\bullet COOH$	335-67-1	PFHpS#	$C_7F_{15}\bullet SO_3H$	375-92-8
PFNA*	$C_8F_{17}\bullet COOH$	375-95-1	PFOS*	$C_8F_{17}\bullet SO_3H$	1763-23-1
PFDA	$C_9F_{19}\bullet COOH$	335-76-2	PFNS#	$C_9F_{19}\bullet SO_3H$	68259-12-1
PFUnDA#	$C_{10}F_{21}\bullet COOH$	2058-94-8	PFDS#	$C_{10}F_{21}\bullet SO_3H$	335-77-3
PFDoDA#	$C_{11}F_{23}\bullet COOH$	307-55-1	PFUnDS#	$C_{11}F_{23}\bullet SO_3H$	749786-16-1
PFTTrDA#	$C_{12}F_{25}\bullet COOH$	72629-94-8	PFDoDS#	$C_{12}F_{25}\bullet SO_3H$	79780-39-5
			PFTTrDS#	$C_{13}F_{27}\bullet SO_3H$	791563-89-8
			Fluortelomer		
			6:2 FTS	$C_6F_{13}\bullet C_2H_4\bullet SO_3H$	27619-97-2
			Sulfonamider		
			PFOSA	$C_8F_{17}\bullet SO_2NH_2$	754-91-6

* Disse 4 PFAS er omfattet af 2015 sumkriteriet for 12 PFAS, men får i juli 2021 et særskilt grundvandskriterium 2 ng/l.

De 10 nye PFAS, som er tilføjet i 2021 til 2015 kriteriet for sum af 12 PFAS, som medfører et sumkriterium for 22 PFAS.

Grundvandskriteriet juli 2021 for sum af alle 22 PFAS er 100 ng/l.



Figur 1: Konsekvens af skærpelse af kvalitetskriteriet for PFAS i grundvand for antallet af overskridelser ved regionernes punktkildeundersøgelser /6/

skridelserne af kvalitetskriterierne.

I EU-drikkevandsdirektiv er der opstillet et minimumskvalitetskrav på 100 ng/l for sum af 20 PFAS-stoffer i drikkevand, som skal implementeres i medlemslande senest den 12. januar 2023. 10 af disse PFAS-stoffer er allerede implementeret i dansk lovgivning, mens der har været krav om 2 øvrige PFAS-stoffer i Danmark, nemlig PFOSA og 6:2 FTS. De nye danske kriterier for 22 PFAS i grundvand omfatter derfor de manglende 10 PFAS-stoffer, som sikrer overensstemmelse med EU-krav. Disse er markeret i tabel 1.

De 10 nye PFAS-stoffer er ikke medtaget i de tidligere standardanalysepakker, og derfor mangler vi erfaring med de forventelige niveauer i grundvand ved punktkilder. Blandt de 10 nye PFAS ses de kortkædede PFPeS og PFHpS, som forventes at være persistente og mobile.

PFAS-forurening ved punktkilder

Fund af PFAS-stoffer ved punktkilder som brandøvelsespladser, forchromningsanstalter og renserier samt diverse industrier kan afhænge af, hvilke og hvordan PFAS-holdige produkter er blevet anvendt. Der kan være store forskelle i koncentrationsniveauer og sammensætning af PFAS-stoffer, samt hvordan forurening spredes ved de forskellige punkt-

kilder. For eksempel kan forurening spredes via: overfladeafstrømning eller nedsvivning af PFAS-holdigt vand (brandøvelsespladser), udledning af spildevand fra industrier eller rensningsanlæg, spild og uheld ved industrielle produktionsanlæg eller ved udvaskning fra PFAS-holdige materialer (slam, affald, bygningsdel m.v.).

Brandøvelsespladser

Forsvarsministeriets Ejendomsstyrelse har siden 2014 været særdeles aktiv ved at undersøge grundvandsforurening ved mere end 30 etableringer og har dermed detailoplysninger om grundvandsforurening fra brandøvelsespladser.

Brandøvelsespladser er potentielt de meste forurenede PFAS-punktkilder, idet det færdigblandede brandslukningskum kan være sprøjtet på ubefæstede arealer eller på befæstede arealer, hvor der kan ske overfladeafstrømning eller spredning i spildevand. Ældre brandøvelsespladser er sjældent blevet anlagt med miljøforanstaltninger til opsamling af skum.

Ved brandøvelsespladser kan der have været spild til jord og grundvandsmiljø i årtier. Da PFAS-stoffer er persistente ses forureningsfaner i grundvand, som kan spredes mere end 1 km nedstrøms kilden og dykker ned i grundvandmagasinerne /5/. Ved kilden kan

PFAS-koncentrationerne være ret høje på 5 – 100 µg/l for sum af 12 PFAS. Yderst i forureningsfanerne blev der konstateret væsentlig lavere koncentrationer ned til den daværende detektionsgrænse på 10 ng/l, dvs. en faktor 10 under de daværende grænseværdier på 100 ng/l /5/. I forhold til det nye kriterie for 4 PFAS på 2 ng/l er det muligt, at grundvandskriteriet overskrides i større afstand end 1 km.

Det påfaldende ved Forsvarets undersøgelser er, at sammensætningen af PFAS-stoffer (fingerprint) kan være meget forskellig både for de forskellige kildeområder, men også langs en grundvandsfane. Nærmest alle forureningsfaner indeholder en række PFAS-stoffer. Således er PFOS ikke nødvendigvis den dominerende PFAS i alle forureningsfaner fra brandøvelsespladser, og overskridelser af kriteriet for sum af 4 PFAS kan skyldes høje indhold af PFOA eller PFHxS. Herudover kan forureningsfanerne indeholde høje indhold af PFBA, PFPeA, PFHxA og PFHpA samt 6:2 FTS.

Regionernes undersøgelser

Siden 2014 har regionerne udtaget og analyseret for PFAS-stoffer i vandprøver ved forureningsundersøgelser på ejendomme med kortlagt forurening, såfremt det er vurderet, at de tidligere og nuværende aktiviteter kan indikere en risiko for PFAS-forurening. Vurderingen er blandt andet foretaget ud fra de relevante brancher, som er udpeget i /7/.

Regionernes Videncenter for Miljø og Resourcer har foretaget en erfaringsopsamling over fund af PFAS-forurening i grundvand baseret på resultater fra ca. 6.500 grundvandsanalyser fra 1.092 lokaliteter /6/.

Resultaterne fremgår af figur 1, hvor det kan ses at der er konstateret PFAS forbindelser i grundvandsprøver på 82% af lokaliteter. I 20% af lokaliteterne blev der påvist en overskridelse af grundvandskriteriet for sum af 12 PFAS på 100 ng/l, mens der på 4% af lokaliteter viser en overskridelse på mere end en faktor 10.

Tabel 2: Oversigt over gældende kvalitetskriterier pr. december 2021.

Stofgruppe	Grundvand /3/ ng/l	Drikkevand /4/ ng/l	Jord /3/ µg/kg TS	Slam /1/ µg/kg TS	Overfladevand /10/ ng/l
Sum af 12 PFAS se tabel 1		100*			
Sum af 22 PFAS se tabel 1	100		400		
Sum af PFOS, PFOA, PFHxS og PFNA	2	2	10	10	
PFOS					0,65** 0,13***

* Formentlig ændres til sum af 22 PFAS ved implementering af EU-drikkevandsdirektiv.

** Som årgennemsnit ferskvand

*** Som årgennemsnit marint vand

Men i forhold til det skærpede kriterium for sum af 4 PFAS på 2 ng/l ses overskridelser af kriterium på 68% af lokaliteterne, og 32% viser en overskridelse på mere end en faktor 10 /6/.

Erfaringsopsamlingen /6/ viser desuden, at de største overskridelser af sumkriteriet for 4 PFAS på 2 ng/l i grundvand især ses for brancher som lossepladser, brandøvelsespladser, forchromningsanstalter og elektronikvirksomheder. Der er stor spredning i niveauerne, men de højeste værdier i dette datasæt ligger på ca. 100 µg/l for sum af 4 PFAS.

PFAS i jord

Generelt er der ikke analyseret mange jordprøver i forbindelse med undersøgelser ved punktkilder. Den hidtidige erfaring har været, at jordforureningen med PFAS ved punktkilder lå under jordkvalitetskriteriet for sum af 12 PFAS på 400 µg/kg TS. De nye jordkvalitetskriterier for sum af 4 PFAS på 10 µg/kg TS betyder dog, at mange af de tidligere jordprøver, udtaget i topjord ved punktkilder, kan forventes at overskride sumkriteriet for 4 PFAS. Udvaskning fra en jordforurening kan udgøre et betydende bidrag til grundvandsforurening i forhold til de nye kriterier for sum af 4 PFAS.

I udlandet er den diffuse belastning med PFAS i topjord undersøgt /8/. PFAS-stoffer kan påvises i jorden ved lokaliteter i lang afstand af punktkilder, men generelt er indhold af PFAS-stoffer mindre end de danske jordkvalitetskriterier. Kilden til den diffuse belastning i topjord kan være atmosfærisk deposition eller ukendte kilder.

I Danmark har vi pt. ingen erfaringsværdier for den diffuse belastning af PFAS i topjord, men Miljøstyrelsen har iværksat et teknologiudviklingsprojekt, for at vurdere diffus PFAS-forurening i jord, grundvand og overfladevand baseret på litteraturkilder. Projektet forventes afsluttet marts 2022. Det kan nævnes, at der i den udenlandske litteratur findes flere artikler om PFAS-bidraget til jord fra anvendelse af spildevandsslam som gødning på markerne.

PFAS i spildevandsslam

Den 15. oktober 2021 har Miljøstyrelsen fastsat en foreløbig vejledende grænseværdi for sum af 4 PFAS på 10 µg/kg TS og for sum af 22 PFAS på 400 µg/kg TS i spildevandsslam, dvs. svarende til jordkvalitetskriterierne. Derudover planlægger Miljøstyrelsen en undersøgelse, der skal analysere spildevandsslam for en række miljøfarlige forurenende stoffer.

Vi mangler viden om de aktuelle niveauer i spildevandsslam og hvorvidt udbringning af spildevandsslam til jordbrugsformål kan medføre en diffus og signifikant PFAS-be-

lastning af både jord, men også grundvand. Da PFAS-stoffer er persistente og kan opkoncentreres i topjord, er der en risiko for, at en aktivitet som udbringning af spildevandsslam kan medføre en jordforurening.

PFAS i overfladevand

I 2013 har EU i et direktiv om prioriterede stoffer i vandmiljøet defineret miljøkvalitetskravene for PFOS opdelt på et generelt kvalitetskrav (årgennemsnit) og en maksimumværdi for såvel indlandsvand som andet overfladevand (marint vand), se tabel 2. Disse kravværdier gælder ved overvågning og indsats overfor vandmiljøet og er implementeret i dansk lovgivning /10/ gældende fra den 22. december 2018.

Foreløbig er der ingen kravværdier for andre PFAS-stoffer, men ifølge Miljøstyrelsen foregår der pt. en revidering af miljøkvalitetskravene over for PFAS-stoffer i EU.

Forsvaret har siden 2016 foretaget en del målinger af PFAS i overfladevand ved punktkilder (brandøvelsespladser), og der er konstateret periodiske overskridelser for PFOS. PFAS-indhold i vandløbene er afhængig af mange parametre (prøvetagningsposition i vandløb, vandføring på prøvetagningstidspunkt og øvrige sæson variationer, strømningforhold, vandløbsopland, dræn og grøfter samt bidrag fra grundvand) /5/.

Desuden har regionerne i 2021 igangsat undersøgelser af jordforurenings påvirkning af vandløb, søer og kystvande med miljøfremmende stoffer, herunder PFAS-stoffer. De foreløbige resultater indikerer, at PFOS kan konstateres i mange vandløb. Undersøgelserne af overfladevand pågår og den samlede oversigt for de første 200 undersøgelser forventes primo 2022. Under NOVANA overvågningsprogram er der målt i biota (fisk), vandløb og søsediment /9/.

Et væsentligt bidrag til PFAS-forurening i vandløb og marine omgivelser kan skyldes uledninger fra renseanlæg. Under NOVANA-programmet er der foretaget analyser for PFAS-stoffer i indløb og udløb fra renseanlæg /9/. Overordnet ses ingen betydende fjernelse af PFAS under spildevandsbehandling i rensningsanlæg, men de målte niveauer bør efter fortynding være reduceret til mindre end miljøkvalitetskravet for PFOS på 0,65 ng/l. Det kan dog ikke afvises, at nogle renseanlæg - afhængig af spildevandsopland - vil kunne bidrage til overskridelse af årgennemsnit for PFOS i vandmiljøet.

Perspektivering

Som det fremgår af artiklen, er der i dag meget fokus på PFAS-forbindelser i forhold

til jord- og grundvandsundersøgelser. I 2021 er der godtgjort, at PFAS-forurening findes overalt i vores omgivelser og konsekvenser for miljøet og vores sundhed er endnu uafklaret. I EU og hos Miljøstyrelsen arbejdes videre på evaluering af diverse PFAS-stoffer. Det er derfor særdeles nødvendigt at få mere viden om PFAS-sammensætning i både punkt- og diffuse kilder.

Referencer

1. Miljøstyrelsen. Bliv klogere på PFAS-forureninger. <https://mst.dk/service/nyheder/bliv-klogere-paa-pfaspfos-forurening/>.
2. Regionernes Videncenter for Miljø og Ressourcer. Håndbog om undersøgelse og afværge af forurening med PFAS-forbindelser. Teknik og Administration nr. 2 2018.
3. Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenede jord", Miljø- og Fødevareministeriet, Miljøstyrelsen, juli 2021. https://mst.dk/media/223446/liste-over-jordkvalitetskriterier-juli-2021_final1.pdf.
4. Miljøministeriet. Bekendtgørelse nr. 2361 af 26-11-2021 om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg.
5. Forsvarsministeriets Ejendomsstyrelse. Anne Mette Lindof. 2021. PFAS – Erfaringer på Forsvarsministeriets arealer. ATV-møde den 29. september 2021 om PFAS i jord, grundvand og overfladevand. <https://www.atv-jord-grundvand.dk/29-september-2021-pfas-on-line-heldagsmoede/>.
6. Regionernes Videncenter for Miljø og Ressourcer. 2021. Notat. Regionernes indsats over for PFAS-relateret jordforurening 2014-2021
7. Nicolajsen, E.S. og Tsonaki, K. 2016. Miljøprojekt nr. 1905. Kortlægning af brancher der anvender PFAS. Miljøstyrelsen. November 2016.
8. Analysis of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in soil from Swedish background sites. Analys av PFAS i mark från bakgrundsområden. Rapport till Naturvårdsverket. 2018-04-13.
9. Boutrup, S., Kjær, C., Johansson, L.S., Larsen, M.M., Poulsen, M.B., Bossi, R., Christensen, M.R. & 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. <https://dce2.au.dk/pub/SR466.pdf>
10. Miljø- og Fødevareministeriet. Bekendtgørelse nr. 1625 af 19-12-2017 om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand.

JACQUELINE FALKENBERG, Senior konsulent, NIRAS, Sortemosevej 19, 3450 Allerød. jaf@niras.dk

JULIE KOFOED, Senior konsulent, Regionernes Videncenter for Miljø og Ressourcer, Danske Regioner, Dampfærgevej 22, 2100 København Ø. jko@regioner.dk

SØREN DYREBORG, Senior konsulent, NIRAS, Sortemosevej 19, 3450 Allerød. sdg@niras.dk

Plantetoksiner i jord og vandmiljøet – hvad er op og ned?

Afgrøder og vilde planter producerer sekundære metabolitter, hvoraf en del er giftige for mennesker. Plantetoksinerne kan spores fra planten via jord til overfladevand og grundvand. Koncentrationerne bestemmes af stoffernes stabilitet og nedbørsdrevet udvaskning. Vi foreslår en specifik indsats på plantetoksiner, som tilhører gruppen af alkaloider, da de er meget giftige, stabile i miljøet og hyppigt fundne. Der er stærkt behov for, at toksinerne indgår i regulære monitoringsprogrammer af vandkvalitet.

HANS CHRISTIAN BRUUN HANSEN,
LARS HOLM RASMUSSEN &
BJARNE WESTERGAARD STROBEL

Sekundære metabolitter – planternes kemiske våben

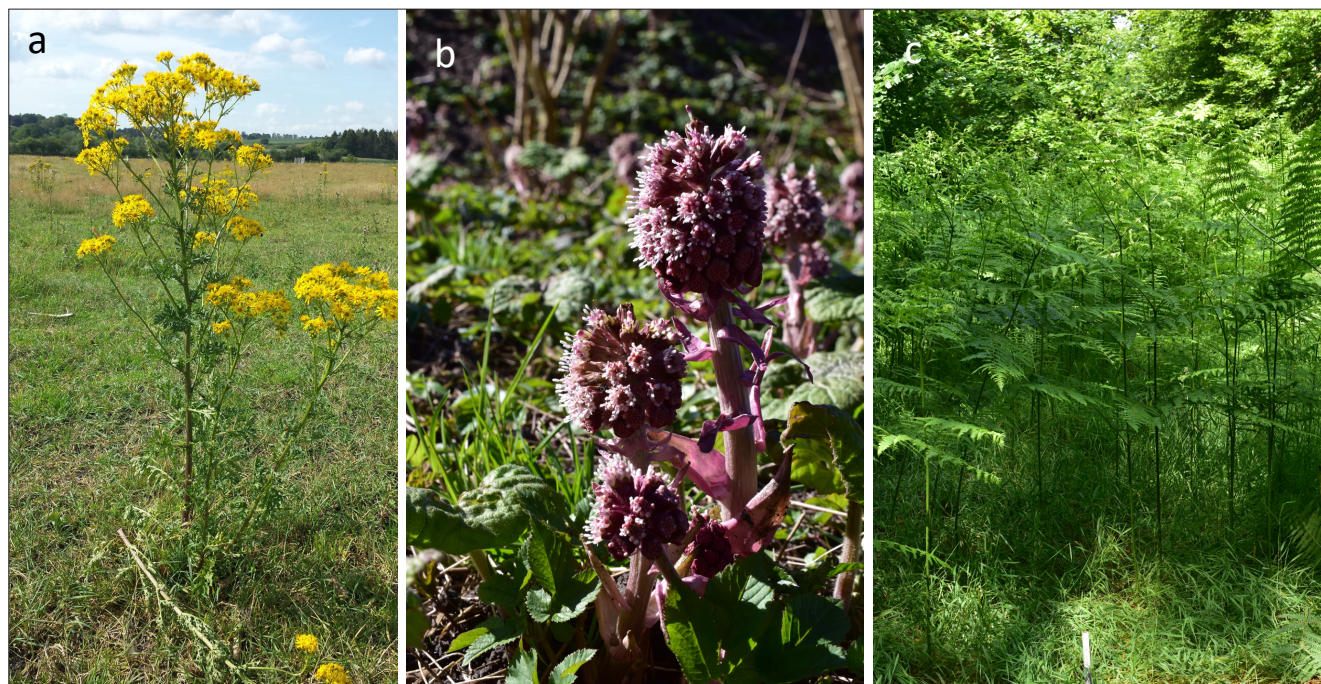
Planter og andre organismer producerer bioaktive stoffer, der skal hjælpe dem i konkur-

rensen med andre arter, herunder som værn mod patogene organismer. Det kan også være signalstoffer, der stimulerer særlige processer i samspillet mellem planten og andre organismer, typisk svampe eller bakterier. Stoffene benævnes samlet for sekundære metabolitter (også kaldet specialiserede metabolitter), der betegner stoffer, som ikke er direkte koblet til vækst, udvikling eller reproduktion af en organisme. For planter kender man ca. 50.000

af sådanne metabolitter, mens der samlet for alle organismer anslås at være ca. 2 millioner sekundære metabolitter. Der er en enorm variation i metabolitternes kemi, egenskaber og biologiske virkemåde. Dette naturlige skatkammer af kemisk og biologisk mangfoldighed er til stor inspiration for forskere og virksomheder, når der f.eks. skal udvikles ny medicin, pesticider, kosmetik, og andre dagligdags produkter, ligesom metabolitterne



Figur 1: Naturlige toksiner fra kilde via jord til overfladevand og grundvand (trykt med tilladelse fra Springer /1/.



Figur 2: I glykosider.

dan-

har stor betydning for fødevarers smag, ernæringsværdi og udseende.

Nogle sekundære metabolitter er meget giftige og findes i høje koncentrationer i planterne. Det er bl.a. gældende for en række velkendte giftplanter, som vi har lært at holde os fra. Vi finder eksempelvis cytosin i guldrægn, taxol i taks, digitoxin i fingerbøl, atropin i sort natskygge og coniin i skarntyde. Listen er meget lang, og langt de fleste planter – vilde planter såvel som afgrøder – indeholder giftige metabolitter i et eller andet omfang. Gennem historien har vi lært at håndtere de giftige planter ved f.eks. koge, vaske, eller fermentere bønner, cassava eller andre fødevarer, før vi spiser dem. På samme måde har vi lært at være meget forsigtige med svampetoksiner i fødevarer og at undgå at få kontakt med giftige blågrøn-alger i badevandet.

Plantetoksiner og udvaskning til vandmiljøet

Med disse mange plantetoksiner ude i naturen melder spørgsmålet sig, om metabolitterne kan udvaskes til søer og vandløb, samt grundvand, og dermed påvirke kvaliteten af vores drikkevand. Svaret er JA! Men i hvilket omfang, hvilke stoffer og under hvilke omstændigheder dette sker, er straks langt vanskeligere at svare på, idet der ikke findes en egentlig monitoring af naturlige toksiner i vandmiljøet – såsom vi kender det for pesticider. I et netop afsluttet EU projekt "NaToxAq" (<https://natoxaq.ku.dk>) har der

været fokus på denne problemstilling. For plantetoksiner er scenariet følgende: Giftige metabolitter fra planter afvaskes med regn eller udskilles til jorden. Fra jorden transporteres stofferne videre til grundvandsmagasiner eller via dræn til overfladevand. Ender stofferne i grundvandsmagasinerne, vil de dukke op i drikkevandet, hvis ikke de forinden er blevet fjernet under vandbehandlingen (Fig. 1). Men måske er det kun et fåtal af giftstofferne, som kan være et problem?

Persistente, mobile og toksiske

En Schweizisk forskergruppe gennemgik floraen i Schweiz og identificerede ca. 1.500 potentielt giftige plantemetabolitter /2/. De undersøgte, om stofferne kunne klassificeres som såkaldte PMT (Persistente, Mobile, Toksiske) forbindelser, dvs. stoffer der både er langsomt nedbrydelige, mobile i jordmiljøet og giftige. Det er egenskaber, vi typisk finder hos de mest problematiske industrielt producerede stoffer i vandmiljøet. Til stor overraskelse blev ca. 30 % af de undersøgte 1.500 stoffer klassificeret i PMT gruppen! Det er påfaldende, at mange plantegifte er letopløselige i vand og derfor ikke bindes i jorden, hvorfor de nemt udvaskes. Den største joker er dog stoffernes stabilitet i miljøet – en egenskab der stort set ikke er undersøgt for plantetoksiner.

Hvilke stoffer finder vi vandmiljøet?

Resultaterne fra NaToxAq har vist, at der ty-

pisk er mindst ét plantetoksin til stede i en overfladevandsprøve, men ofte finder man flere samtidigt. Nogle af de hyppigst forekommende stoffer omfatter isoflavonoider (f.eks. fra kløver, bønner), og alkaloider (f.eks. fra brandbæger), se Tabel 1 med eksempler på stoffer, der er fundet. Generelt var koncentrationerne altid højest, når det regnede, hvilket viser, at stofferne transporteres fra planterne og videre til overfladevand under nedbørshændelser. Koncentrationerne varierede enormt fra nanogram til milligram per liter. Da toksinerne udvaskes som pulse, er det derfor vigtigt, at man fanger disse pulse for at få et retvisende billede af deres forekomst – dvs. der skal måles, når det regner, og når vandet strømmer af fra markerne. Analysemetoderne er en anden begrænsning, idet vi langtfra har metoder til alle stofferne, hvorfor "vinduet" af stoffer, vi analyserer for i dag, er ganske smalt.

Planter udgør en konstant kilde

Når et stof optræder i en vandprøve, skyldes det typisk, at stoffet enten er relativt stabilt, eller at der kontinuerligt tilføres nyt stof til recipienten. Det sidste er typisk for naturlige toksiner – i vækstperioden udgør planterne en konstant kilde til udskillelse af toksiner i modsætning til f.eks. pesticider, der kun doseres, når der sprøjtes. Desuden gælder det også, at mange plantetoksiner produceres i store mængder. Tag eksempelvis quinolizidin alkaloider i lupin - hvor den årlige produktion sagtens kan overstige 50 kg per hektar. Til

Tabel 1: Eksempler på grupper af plantetoksiner fundet i vandmiljøet (max. koncentrationer).

Toksin	Oprindelse	Vandtype	Koncentration ng/L	Toxicitet	LD ₅₀ ^a mg/kg
Illudanglykosider	Bregner, fx ørnebregne	Overfladevand Grundvand	5.300 750	Kræftfremkaldende	–
Isoflavonoider	Ærteblomstrede, fx soja, kløver	Overfladevand	280	Hormonforstyrrende	–
Pyrrrolizidin-alkaloider	Kurvplanter, fx brandbæger	Overfladevand Grundvand	529×10 ³ 230	Leverskadeligt	50
Quinolizidin-alkaloider	Ærteblomstrede, fx lupin, soja	Overfladevand Jordvand	820 1.500	Nervegift	25
Piperidine-alkaloider	Skarntyde (coniin)	Overfladevand	400	Nervegift	8
Andre alkaloider	Amaryllis familien	Overfladevand	3.300	Nervegift	100

Data fra *Nanusha mfl.* /3,4/, *Kisielius mfl.* /5/, *Skrbic mfl.* /6/, *Hama mfl.* /7, 8/.

^a: LD₅₀ angiver akut dødelig dosis, hvor 50 % af populationen dør (typisk målt i rotter, mus).

sammenligning doseres moderne pesticider typisk i mængder langt under 1 kg per hektar.

Plantetoksiner kan være mere giftige end pesticider

En del plantetoksiner er mere giftige end de pesticider, som man normalt bekymrer sig om i vandmiljøet. Eksempelvis er LD₅₀ værdien for glyphosat over for rotter >2.000 mg/kg, mens tilsvarende værdier for en række plantetoksiner i Tabel 1 alle er mindre end 100 mg/kg, og plantetoksinerne kan klassificeres som enten giftige eller meget giftige. Mange giftplanter er mistænkt for at kunne forårsage kræft hos mennesker, eksempelvis er ørnebregner af WHO/IARC klassificeret i gruppe 2B ("possibly carcinogenic to humans"). Generelt gælder det for mange af plantetoksinerne, at der mangler toksikologiske og kemiske data som grundlag for en risikovurdering af deres farlighed for mennesker og miljø. Plantetoksiner er en meget divers gruppe af stoffer og der må anlægges en stofbaseret tilgang i risikovurderingen. Der skal ligeledes tages højde for, at stofferne ofte forekommer i blandinger samt som grupper af stoffer. F.eks. forekommer der typisk 10-15 pyrrrolizidin-alkaloider sammen i prøver fra miljøet.

Pyrrrolizidin-alkaloider forurener vandmiljøet

NaToxAq projektet har vist, at alkaloider er en vigtig gruppe plantetoksiner at undersøge nærmere, da de er stabile, produceres i store mængder og hører til de mere giftige toksiner (Tabel 1). Når vi drikker en kop te, kakao eller kaffe eller slukker tørsten med en cola, er det alkaloiderne theobromin eller det stærkere virkende koffein, som kvikker os op. Andre eksempler er morfin, nikotin og kodein. Da alkaloiderne er relativt stabile, er det derfor

heller ikke overraskende, at koffein ofte ses i vandmiljøet.

Pyrrrolizidin-alkaloider gør engbrandbæger giftig for de fleste insekter med indhold på 0,1-1.000 mg/kg af hver af 10-15 alkaloider, der er karakteristisk for arten (Fig. 2a). Koncentrationen topper omkring blomstring. Alkaloiderne er mobile og spreder sig til det omkringliggende miljø, hvilket resulterer i høje jordkoncentrationer /8/. Dette giver også høje koncentrationer i vand. På enge er der målt koncentrationer op til 500 µg/L for de enkelte stoffer i vandhuller. Ved målinger i Vejle å systemet blev der fundet mange alkaloider i de første pulse under efterårs-regnvej /4/. Alkaloider er også fundet i større undersøgelser af jordvand, drænvand, og vandløb i udlandet og typisk i koncentrationer op til 100 ng/L (Schweiz, USA). Alkaloiderne kommer her fra dyrkning af soja, lupin eller fra vilde planter /7, 8/. Mobiliteten af pyrrrolizidin-alkaloider i jorden understreges af fund i indsvende vand i en grundvandsborings-brønd i et område med rød hestehov (Fig. 2b). Her blev der målt op til 230 ng/L. I et nærliggende vandløb lå koncentration under 10 ng/L for de fleste enkeltstoffer. Der blev målt mere end 10 gange højere koncentration efter regn /5/.

Illudan-glykosider er fundet i drikkevand

Denne gruppe inkluderer mindst fem forskellige kræftfremkaldende stoffer, hvoraf ptaquilosid er det bedst undersøgte. De er ikke alkaloider, men terpenener med en sukker-gruppe i molekylet. Illudan-glykosider er fundet i flere forskellige bregnearter, hvoraf ørnebregner er den eneste art, der forekommer i Danmark (Fig. 2c). Stofgruppen er kendt for at forårsage sygdomme hos husdyr. Eksempelvis kan kvæg, der græsser på ørnebregner, få blærekræft eller ligefrem dø ved høje doser

(akut forgiftning hos kalve). Hos malkekøve kan de kræftfremkaldende stoffer overføres til mælken. Indholdet i de grønne plantedele er stærkt varierende hen over vækstsæsonen og kan nå ekstreme niveauer på 50 mg/g! I NaToxAq projektet blev der fundet illudanglykosider og deres nedbrydningsprodukter i 7 ud af 77 grundvandsprøver (op til 750 ng/L). Stofferne blev fundet i terrænnært grundvand (ned til 40 m), men kun i en enkelt boring, der blev benyttet som drikkevand /6/. Illudanglykosiderne produceres i store mængder, men de er ustabile og nedbrydes relativt hurtigt, og derfor ser vi dem ikke i grundvandet. De forekommer derimod tilsyneladende hyppigt i overfladevand, hvor f.eks. 9 ud af 38 danske prøver var positive for illudanglykosider og deres metabolitter /9/. Udvaskning af illudanglykosider følger nedbøren og minder om det, man ser for f.eks. nitrat, da disse stoffer heller ikke bindes nævneværdigt til jord /10/.

Hvad gør vi ved det?

Vores viden er indtil videre sparsom – og i sammenligning med f.eks. pesticider, så findes der ingen hverken national eller international monitoring af plantetoksiner i jord og grundvand. Fund i grundvandet vil være helt afhængig af stoffernes stabilitet og områdets geologiske og hydrologiske forhold (inkl. makroporer og sprækker). Man kan derfor ikke generalisere ud fra viden om de enkelte stoffers egenskaber. For fødevarer er der grænseværdier for en række plantetoksiner. I drikkevand er der ingen grænseværdier og ingen regulering af plantetoksiner, hvilket er problematisk, når toksinernes giftighed tages i betragtning. På samme måde er det vanskeligt at forsvare, at vi ikke monitorerer netop disse reelt giftige stoffer af hensyn til folkesundheden. Disse udfordringer med naturlige

toksiner kan imødegås – eksempelvis ved fremædling af afgrøder med lavere indhold af toksiner eller med toksin-neutraliserende funktioner, ved at regulere vegetationen i særligt følsomme vandindvindingsområder, eller ved at fjerne toksinerne ved udvidet vandbehandling på vandværkerne.

Plantetoksiner og andre naturlige toksiner er formentlig de mest almindeligt forekommende toksiner i miljøet. Selv om de er "naturlige" kan de kan være mindst lige så giftige som industrikemikalier. Nye grønne og bæredygtige teknologier er på vej som del af den grønne omstilling af samfundet. Planternes egne bioaktive stoffer kan erstatte konventionelle vækstfremmere og plantebeskyttelsesmidler. I den forbindelse skal vi sikre, at nye biopesticider, afgrøder og andre produkter ikke forårsager forurening af drikkevandet, og at de ikke er til skade for menneskers sundhed. Derfor anbefaler vi, at relevante, stabile og giftige plantetoksiner underkastes grundige studier i forbindelse med forsknings- og udviklingsprogrammer. Dette bør følges op af monitorering af plantetoksiner i vandmiljøet, så der skabes et grundlag for risiko-håndtering og eventuel regulering.

Referencer

- /1/ Hansen, HCB, Hilcherova K, Bucheli TD (2021) Natural toxins: environmental contaminants calling for attention. *Environ Sci Eu*. 33:112. DOI: 10.1186/s12302-021-00543-6.
- /2/ Günthardt BF, Hollender J, Hungerbühler K, Scheringer M, Bucheli TD (2018) Comprehensive toxic plants phytotoxins database and its application in assessing aquatic micropollution potential. *J Agric Food Chem* 66:7577–7588. DOI:10.1021/acs.jafc.8b01639.
- /3/ Nanusha MY, Krauss M, Schönsee CD, Günthardt BF, Bucheli TD, Brack W (2020) Target screening of plant secondary metabolites in river waters by liquid chromatography coupled to high-resolution mass spectrometry (LC–HRMS). *Environ Sci Eur* 32:142. DOI:10.1186/s12302-020-00399-2.
- /4/ Nanusha MY, Krauss M, Sørensen BG, Schulze T, Strobel BW, Brack W (2021) Occurrence of plant secondary metabolite fingerprints in river waters from Eastern Jutland, Denmark. *Environ Sci Eur* 33:25. DOI:10.1186/s12302-021-00464-4
- /5/ Kisielius V, Hama JR, Skrbic N, Hansen HCB, Strobel BW, Rasmussen LH (2020) The invasive butterbur contaminates stream and seepage water in groundwater wells with toxic pyrrolizidine alkaloids. *Nat Sci Rep* 10:19784. DOI:10.1038/s41598-020-76586-1.
- /6/ Skrbic N, Kisielius V, Pedersen A-K, Christensen SCB, Hedegaard MJ, Hansen HCB, Rasmussen LH (2020) Occurrence of carcinogenic illudane glycosides in drinking water wells. *Environ Sci Eur* 33:44. DOI:10.1186/s12302-021-00486-y.
- /7/ Hama JR, Kolpin DW, LeFevre GH, Hubbard LE, Powers MM, Strobel BW (2021) Exposure and transport of alkaloids and phytoestrogens from soybeans to agricultural soils and streams in the Midwestern US. *Environ Sci Technol* 55: 11029-11069. DOI: 10.1021/acs.est.1c01477
- /8/ Hama JR, Strobel BW (2021) Occurrence of pyrrolizidine alkaloids in ragwort plants, soils and surface waters at the field scale in grassland. *Sci Tot Environ* 755:142822. DOI:10.1016/j.scitotenv.2020.142822.
- /9/ Kisielius V, Drejer M, Dornhoff JK, Mrkajic NS, Lindqvist DN, Hansen HCB, Rasmussen LH (2021) Occurrence and stability of pterculentoside, caudatoside and ptaquiloside in surface waters. *Environ Sci: Proc Imp*. In press. DOI: 10.1039/d1em00364j
- /10/ Garcia-Jorgensen DB, Diamantopoulos E, Kisielius V, Rosenfeld M, Rasmussen LH, Strobel BW, Hansen HCB (2021) Bracken growth, toxin production and transfer from plant to soil - A two-year monitoring study. *Environ Sci Eur* 33:45. DOI: 10.1186/s12302-021-00484-0.
- HANS CHRISTIAN BRUUN HANSEN (haha@plen.ku.dk). Professor og leder af den miljökemiske forskningsgruppe, Institut for Plante- og Miljøvidenskab, Københavns Universitet. Har beskæftiget sig med naturlige toksiner i mere end 20 år.
- LARS HOLM RASMUSSEN (pteridium@me.com). Til-og-med november 2021 docent på Københavns Professionshøjskole. Har forsket i naturlige toksiner siden 1999. Er i dag gruppeleder hos Chr Hansen A/S.
- BJARNE W. STROBEL (bjwe@plen.ku.dk). Lektor og leder af sektion for Miljøkemi- og Fysik, Institut for Plante- og Miljøvidenskab, Københavns Universitet. Har beskæftiget sig med plantetoksiner i miljøet i mere end 20 år.

Mikroplast i miljøet

– kilder, spredning og skæbne

Plastforurening har gennem de seneste årtier fået stigende opmærksomhed; både politisk, forskningsmæssigt og blandt befolkningen. Det drejer sig dels om forurening med større stykker plastaffald, og dels om de mindre synlige plastpartikler, som betegnes mikroplast. Men hvad er de primære kilder og veje til mikroplast i jord- og vandmiljøet? Og hvad sker der med plastpartiklerne, når først de er derude?

NANNA B. HARTMANN &
ANN FLEMMING NIELSEN

Hvad er mikroplast?

Betegnelsen mikroplast dækker over små plaststykker, som er op til nogle få mikrometer i diameter. Begrebet mikroplast blev brugt første gang i en videnskabelig artikel i 2004 /1/, og har siden fået stigende forsknings- og mediemæssig bevågenhed. Historisk set har der været størst fokus på plastforurening - herunder mikroplast - i havet. Der er dog ikke længere tvivl om, at mikroplast findes i alle dele af miljøet. I artiklen her vil vi fokusere på jord- og vandmiljøer, primært ferskvand.

Udover mikroplast findes der også en betegnelse for endnu mindre plaststykker, nemlig nanoplast. Her taler vi om plaststykker så små ($<1 \mu\text{m}$), at det kræver høj forstørrelse og mere avancerede analysemetoder for at kunne detektere og undersøge disse. Ud over størrelsen på partiklerne ('mikro' eller 'nano'), så angiver betegnelsen også, at de er lavet af 'plast'. Ethvert plast materiale har som hovedingrediens syntetiske (eller semi-syntetiske) polymerer. Kendte eksempler er polyetylen (PE), polystyren (PS), polypropylen (PP), polyvinylchlorid (PVC), og polyamid (nylon). Dertil kommer tilsætningsstoffer som blødgørere, fyldstoffer og farvestoffer, som er med til at bestemme plastens egenskaber. Dette gør mikroplast til en utrolig heterogen gruppe af materialer, idet partiklerne varierer

Box 1. Mikroplast fra slid på bildæk

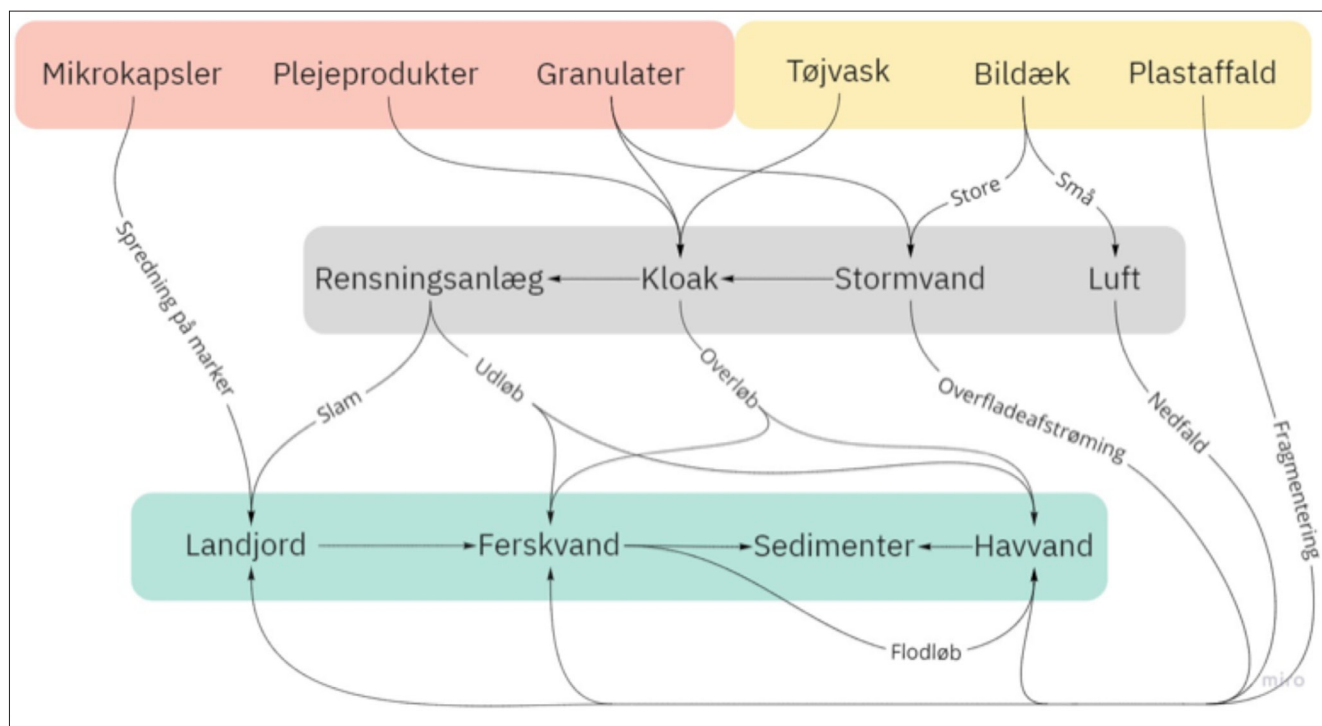
Friktion mellem dæk og vejbelægning forårsager en kontinuerlig frigivelse af dækslidpartikler til miljøet. Gummi (naturligt og syntetisk) udgør en stor del af dækkets slidbanemateriale. Andre vigtige komponenter er fyldstoffer, olier og tilsætningsstoffer. Emissioner af dækslidpartikler bidrager til tre miljøproblemer:

- I) Partikelforurening i luften på grund af deres evne til at blive luftbårne
- II) Mikroplastforurening i jord- og vandmiljø
- III) Kemisk forurening gennem udvaskning af bl.a. tilsætningsstoffer såsom zink

På globalt plan skønnes det, at der årligt udledes omkring 3,4 millioner ton dækslidpartikler /3/. En betydelig del bliver luftbårne: det estimeres at dækslidpartikler udgør på vægtbasis op til 11% af PM10 (partikelforurening mindre end $10 \mu\text{m}$) /3/. Partiklerne aflejres sidenhen i både vand- og jordmiljøet, selv fjerntliggende områder som f.eks. Arktis.

Den ikke-luftbårne fraktion vil blive transporteret væk fra vejen ved regnafstrømning, til nærliggende jord og vandløb, samt via kloak til spildevandsrensningsanlæg eller (i tilfælde af kloakseparering) direkte ud i naturen. Som en konsekvens heraf er dækslidpartikler påvist i luft, jord, sedimenter og vand. Mikroplast fra bildæk er en vanskelig problemstilling, da afslidning af partikler er nødvendig for slidbanens funktion, hvilket gør det udfordrende at finde en praktisk gangbar løsning.





Figur 1. Kilder, transportveje og endepunkter for mikroplast i miljøet. Rød og orange indikerer hhv. primære og sekundære kilder til mikroplast. Grå indikerer midlertidige opholdssteder, grøn længerevarende opholdssteder. Pilene indikerer transportveje mellem kilder og opholdssteder.

meget både i størrelse, form og kemisk sammensætning.

Hvad er kilderne til mikroplast?

For mikroplast skelner man mellem primær og sekundær mikroplast, afhængigt af om de er fremkommet ved en tilsigtet eller en utilsigtet proces. Primær mikroplast bliver produceret industrielt med en tiltænkt funktion som netop mikroplast og anvendes i bl.a. skrubbcremer, tandpasta og granulater til sandblæsning. Primær mikroplast har også anvendelse i vaskemidler, samt i indkapsling af gødningsstoffer og plantebeskyttelsesmidler for at opnå en mere kontrolleret frigivelse på landbrugsjord. Den samlede anvendelse af primær mikroplast i EU/EØS skønnes til ca. 145 000 ton/år /2/.

Sekundært mikroplast dannes ved slid på større plastprodukter som f.eks. syntetiske fibre fra tøjvask, slidpartikler fra bildæk (se Box 1) eller ved nedbrydning og neddeling (fragmentering) af større stykker plast (makroplast). For sekundær mikroplast kan det være vanskeligt at estimere omfanget af udledninger til miljøet, da der således ofte er tale om diffuse kilder.

Udledningen af mikroplast til vand- og jordmiljøet sker via forskellige transportveje, afhængigt af mikroplastens størrelse, massefylde og oprindelse. Transport kan ske med vind og især vand, herunder storm-, regn- og spildevand. Desuden findes der transportveje til

landbrugsjord og videre herfra til overflade- og grundvand. Endeligt kan mikroplast, som nævnt, dannes direkte i miljøet gennem nedbrydning af større stykker plastaffald.

Mikroplast fra makroplast

Der findes plastaffald overalt i naturen – også i Danmark, på trods af et effektivt system for affaldshåndtering. Dette er tydeligt blandt andet ud fra resultater fra "Masseeksperimentet", hvor 57.000 skolelever i efteråret 2019 indsamlede plastaffald over hele Danmark, på Færøerne og i Grønland. Der blev på en tre-ugers periode indsamlet mere end 370.000 stykker plastaffald, og resultater viste, at der fandtes plastaffald ved 98% af de undersøgte lokaliteter /4/. De hyppigst fundne typer af plastaffald var: cigaretfiltere, plaststykker og indpakning til chips og slik.

Et tidligere studie har estimeret, at der i EU årligt udledes og ophobes mellem 473.000 og 910.000 ton plastaffald på landjorden. Dette svarer til 4-23 gange den mængde, som udledes til havet /5/.

Når disse plastmaterialer udsættes for sollys kan det, især i kombination med høje temperaturer og mekaniske påvirkninger, føre til fragmentering. Henkastet plastaffald i naturen vil dermed over tid danne mikro- og nanoplast. Denne proces sker for plastmaterialer i både hav, på jord og i ferskvand. Hastigheden af nedbrydningsprocessen varierer dog imellem de forskellige miljøer, f.eks. forventes be-

grænset lys, i kombination med lave temperaturer og lavere iltindhold, at sænke hastigheden i dybereliggende vandlag i f.eks. havet.

Mikroplast fra spildevand

Mikroplast i spildevand kommer dels fra produkter og aktiviteter, hvor der bevidst tilsættes (primær) mikroplast. Det kan som nævnt være kosmetik og plejeprodukter, der skylles ud i håndvasken. Privat og industriel tøjvask er en anden kilde, hvorved (sekundær) mikroplast (mikrofibre) frigives ved mekanisk og kemisk slid (se Box 2) og skylles ud i kloakken med spildevandet. I områder med fælleskloakering, vil kloakvand desuden indeholde det mikroplast, der efter et regnskyl bliver vasket af veje og tage, som vist på Figur 1. Grundet et højt indhold af mikroplast i urensset husholdningsspildevand, får regnbetingede udledninger fra overløb en, relativt set, stor betydning for udledning af mikroplast til vandmiljøet i fælleskloakerede områder.

Studier har generelt påvist en høj grad af tilbageholdelse af mikroplast på renseanlæg, som anvender primær og sekundær rensning. På danske renseanlæg er der fundet en fjernelsesgrad på 99% for mikroplast med størrelser $>10 \mu\text{m}$ via traditionelle renseteknologier /6/. Det rensede spildevand vil dermed have langt lavere koncentrationer af mikroplast i forhold til indløb. Dog kan renseanlæg stadig anses som punktkilder for udledning af mikro-

Box 2. Mikroplast fra vask af tekstiler

Mikroplast kan dannes ved slid på større plastprodukter som f.eks. syntetiske fibre fra tøjvask. Ved vask af kunststof (polyester) i en normal vaskemaskine frigives der 124 - 308 mg mikrofibre pr. kg vasketøj ved første tøjvask. Omsat til et antal, svarer dette til 640.000 – 1.500.000 mikrofibrer pr. kg tøj /7/. Disse resultater er for forskellige typer af både strikket og vævet stof, hvilket har betydning for frigivelsen af mikrofibre. Mængden af fibre, som frigives, falder efter hver vask. Det er desuden fundet, at tørretumbling frigiver 3,5 gange så mange fibre som tøjvask /8/.

Mikrofibre kan også stamme fra industriel vask. Et eksempel på dette er vask af udlejningstelte lavet af polyvinylchlorid (PVC). Her er det fundet en koncentration på 45.000 mikrofibre pr liter i det resulterende spildevand /9/.

plast til vandmiljøet, om end størrelsen af bi-draget herfra er diskutabelt i forhold til andre (diffuse) kilder.

Mikroplast fra landbruget

Landbruget anvender plast til flere forskellige formål. Dette udgør en mindre del af det samfundets samlede plastforbrug, men grundet den tætte og direkte forbindelse mellem landbrug og jord- og vandmiljø er det dog stadig væsentligt at belyse nærmere.

Plast anvendes i landbruget til f.eks. vækst-tunneller og afdækningsfilm, som ved fragmentering kan danne mikroplast. Desuden anvendes polymerer til indkapsling af frø, pesticider og gødning (til kontrolleret frigivelse), hvorved mikroplast spredes på markerne og kan udvaskes til vandmiljøet.

Mikroplast kan også utilsigtet tilføres landbrugsjord via afløb fra veje (herunder partikler fra bildæk) samt atmosfærisk nedfald af luftbårne mikroplast partikler, som vist på Figur 1. Samtidig kan mikroplast blive tilført landbrugsjord via udbringning af spildevandsslam. Renseanlæg er, som nævnt, effektive til at tilbageholde mikroplast fra spildevand, hvorved mikroplast ender i spildevandsslam. Ved udbringning af slam på landbrugsjord tilføres dermed også mikroplast.

Hvad sker der med mikroplast i miljøet?

Mikroplast transporteres til – og imellem – forskellige dele af miljøet med vind- og vandstrømme. For eksempel kan mikroplast fra veje og landbrugsjord nå vandmiljøet gennem overfladeafstrømning (se Figur 1). I Danmark har vi begrænset viden om forekomsten af mikroplast i overfladevand. Der findes dog målinger af mikroplast i regnvandsbassiner

i Nordjylland. Resultaterne herfra viser, at PVC, PS, PP, PE og polyester var de hyppigst forekomne plasttyper, og at koncentrationer af mikroplast i bassinerne varierede fra ca. 500 op til 21.000 stykker mikroplast per m³, afhængigt af bassinets opland (industri- eller boligområde)/10/.

Der er tidligere blevet gisnet om, hvorvidt mikroplast kan sive ned gennem jorden og forurene grundvandet. Baseret på eksisterende viden om transport af (plast)partikler gennem jord, formodes det, at mikroplast i høj grad vil blive tilbageholdt i jordsøjlen og således ikke udgøre et problem i det danske grundvand. Dette understøttes af målinger foretaget på seks lokaliteter (drikkevandsboringer) landet over /11/. Mikroplast er heller ikke påvist i drikkevand fra taphaner i Danmark /12/.

På et tidspunkt vil mikroplasten ende et sted, hvor den tilbageholdes over længere tid. Landjord og havsedimenter er eksempler på miljøer, hvor mikroplast forventes at have en længere opholdstid. Her, eller undervejs, kan der ske en nedbrydning af plastpartiklerne, hvorved de fragmenterer yderligere (til nanoplast) og i sidste ende nedbrydes fuldstændigt. Som del af denne proces kan der dannes og frigives mindre molekyler som oligomerer (dvs. polymerenes 'byggeklodser') og flygtige organiske forbindelser.

Hvor længe det tager inden en mikroplast partikel er fuldt nedbrudt, afhænger af både partiklens kemiske sammensætning og forholdene i det pågældende miljø. Der findes kun bergænset viden på området. Samtidig er der stor variation i data bl.a. grundet forskellige testmetoder, testmaterialer og testforhold. Levnetiden for mikroplast af forskellige polymerer i havet er eksempelvis estimeret til år el-

ler årtier (for hhv. ekspanderet PS og PE) /13/, hvor den fulde nedbrydningsproces fra makroplast kan tage flere århundreder.

Hvilke effekter kan de have?

Når mikroplast udledes til vandmiljøet, er der risiko for, at de interagerer med, og optages af, forskellige vandlevende organismer. Mikroplast kan desuden frigive en lang række potentielt skadelige kemikalier, inklusiv tilsatte blødgørere, opløsningsmidler og flammehæmmere, der kan bidrage til negative biologiske effekter for miljø og mennesker. Ud fra tilgængelig data er det påvist, at mikroplast i nogle tilfælde er årsag til negative effekter på vandlevende organismer. Det kan f.eks. være nedsat fødeoptag, nedsat vækst eller nedsat reproduktion. Vi ved til gengæld også, at der i nogle studier IKKE ses en effekt. En europæisk ekspertrapport fra 2019 /14/ konkluderer, at data på nuværende tidspunkt ikke tyder på, at mikroplast (og nanoplast) udgør en udbredt risiko for miljø og dyreliv. Dog er datagrundlaget for denne vurdering begrænset, og situationen kan ændre sig, hvis plastforurening fortsætter med at vokse med den nuværende hastighed.

Samtidig er det værd at bemærke, at hovedparten af effektstudier indtil nu har testet partikeltyper, som ikke er miljørelevante. Således har mange studier undersøgt effekter af sfæriske polystyrenpartikler og ofte i urealistisk høje koncentrationer. Laboratorietests har samtidig fokuseret på tests med enkelte organismer. Vi ved langt mindre om, hvilke effekter mikroplast kan have i mere komplekse naturlige systemer. Et nyere hollandsk feltstudie har f.eks. vist, at længere tids eksponering for lave koncentrationer af mikroplast kan påvirke biodiversiteten i et naturligt økosystem /15/.

For at nærme os en forståelse af reelle og mere udbredte miljøeffekter må der udføres forsøg baseret på miljørealistiske scenarier og med miljørelevante typer af mikro- og nanoplast.

Hvordan mindkes forureningen med mikroplast?

Primær mikroplast kan reguleres og begrænses opstrøms, dvs. inden de kommer i kontakt med mennesker og miljø. Et eksempel på dette er den foreslåede begrænsning af primær mikroplast i produkter, som sandsynligvis træder i kraft i EU/EØS i løbet af 2022. Denne indsats forventes at mindske udledningen af primær mikroplast med 500 000 ton over en 20-årig periode /2/.

Sværere er det at finde realistiske løsninger, som kan nedbringe udledningerne af sekundær mikroplast, som er den langt største kilde til mikroplast i miljøet. Et stigende globalt plastforbrug vil næsten uundgåeligt medføre øget plastforurening, og dermed øget dannelse og forekomst af mikroplast i miljøet. Den langsomme nedbrydning af plast og mikroplast betyder, at vores udledninger i dag fortsat vil være at finde i naturen mange årtier - og måske århundreder - fremover. Vi kan derved på sigt nå så høj akkumulering af plast og mikroplast, at de effekter, vi lige nu anser for urealistiske, pludselig bliver realistiske. Samtidig kan mikroplast (og nanoplast) vise sig at være mere problematisk end først antaget. Der er derfor gode argumenter for at nedbringe udledninger af plast og mikroplast ud fra et forsigtighedsprincip grundet 1) deres langsomme fjernelse fra miljøet og 2) den nuværende videnskabelige usikkerhed om potentielle effekter af både mikroplast partikler og deres tilhørende nedbrydningsprodukter.

Øget indsamling, genanvendelse og genbrug af plast, er en vigtig del af løsningen til at nedbringe udledninger af sekundær mikroplast til miljøet, både i Danmark og globalt. For andre kilder skal der findes nye teknologiske løsninger. Dette gælder slidpartikler fra bildæk, hvor frigivelsen fra dæk reelt kun mindskes ved mindre bilkørsel. Her vil det i stedet være relevant at se på opsamling af partikler langs vejene – eller på anden vis forhindre at de partikler, som uundgåeligt dannes, slipper ud i miljøet.

Plastproduktion, -forbrug og -forurening er emner, som breder sig over mange forskellige sektorer, miljøer og forskningsområder. Fremtidige løsninger kræver derfor en høj grad af tværfaglighed, fra polymerdesign, til affaldshåndtering, miljøkemi og miljøpsykologi.

Referencer

- /1/ Hartmann, N.B. et al. (2019). Are We Speaking the Same Language? Recommendations for a Definition and Categorization Framework for Plastic Debris. *Environmental Science & Technology*, 53(3)
- /2/ ECHA, 2022, Microplastics, URL: <https://echa.europa.eu/da/hot-topics/microplastics>. Besøgt 10/1 2022.
- /3/ Baensch-Baltruschat, B. et al. (2020). Tyre and road wear particles (TRWP)-A review of generation, properties, emissions, human health risk, ecotoxicity, and fate in the environment. *Science of the Total Environment*, 733
- /4/ Syberg, K. et al. (2020). A nationwide assessment of plastic pollution in the Danish realm using citizen science. *Scientific reports*, 10(1)
- /5/ Horton, A.A. et al. (2017). Microplastics in freshwater and terrestrial environments: evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Science of the Total Environment*, 586
- /6/ Hartmann, N.B. et al (eds) (2018). *μPLAST* i

spildevand – renseteknologiers tilbageholdelse af mikroplast: MUDP-projekt.

- /7/ De Falco, F. et al. (2019). The contribution of washing processes of synthetic clothes to microplastic pollution. *Scientific reports*, 9(1), pp.1-11.
- /8/ Pirc, U. et al. (2016). Emissions of microplastic fibers from microfiber fleece during domestic washing. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(21)
- /9/ Dal Pio Luogo, B. et al. (2022). Reuse of water in laundry applications with micro- and ultra-filtration ceramic membrane. (under review)
- /10/ Liu, F. et al. (2019). Microplastics in urban and highway stormwater retention ponds. *Science of the Total Environment*, 671.
- /11/ Miljøstyrelsen (2018). Usandsynligt at mikroplast forurener grundvandet, URL: <https://mst.dk/service/nyheder/nyhedsarkiv/2018/apr/usandsynligt-at-mikroplast-forurener-grundvandet/>. Besøgt 10/1 2022.
- /12/ Feld, L. et al. (2021). A Study of Microplastic Particles in Danish Tap Water. *Water*, 13(15), p.2097.
- /13/ Zhu, L. et al. (2020). Photochemical dissolution of buoyant microplastics to dissolved organic carbon: rates and microbial impacts. *Journal of Hazardous Materials*, 383
- /14/ Koelmans, B. et al. (2019). A scientific perspective on microplastics in nature and society. SAPEA
- /15/ Redondo-Hasselerharm, P.E. et al. (2020). Nano-and microplastics affect the composition of freshwater benthic communities in the long term. *Science advances*, 6(5)

NANNA B. HARTMANN (nibh@env.dtu.dk) er seniorforsker og ANN FLEMMING NIELSEN er forskningsassistent ved DTU Miljø, Institut for Vand og Miljøteknolog. De er begge tilknyttet sektionen for 'Circularity & Environmental Impact', der bl.a. forsker i stoffers skæbne i miljøet og effekter af kemikalier, nanomaterialer og mikroplast.

Avancerede nanomaterialer

– en miljørisiko?

Anvendelsen af nanomaterialer er stadig stigende over alt i samfundet – både i forbrugerprodukter men også i industrielle og miljømæssige anvendelser. Nye avancerede nanomaterialer vil i de kommende år finde anvendelser f.eks. til energilagring, katalyse og mindsket kemikalieforbrug. Men hvad ved vi om risikoen for vandmiljøet for de eksisterende og nye, avancerede nanomaterialer?

LARS M. SKJOLDING & ANDERS BAUN

Indledning

Når nye materialer eller kemikalier bliver opdaget og fremstillet til anvendelse i samfundet adresseres spørgsmålet: "Er de farlige for mennesker og miljøet?" så tidligt som muligt. Dette spørgsmål har i langt de fleste tilfælde dog et noget mere nuanceret svar end enten "Ja" eller "Nej". Det skal for eksempel udredes for hvem, der kan være fare, f.eks. mennesker, dyr eller miljø, og på hvilken tidsskala – timer, dage eller årtier?

Uanset hvad bliver svaret ofte meget komplekst, da vurdering af fordeling og effekter for mennesker, dyr eller miljø involverer et samspil mellem miljøfaktorer, biologiske virkemekanismer og stoffernes fysiske-kemiske egenskaber. Komplexiteten øges ved, at svaret ofte skal foreligge relativt hurtigt, da producenten skal vide om brugen af det givne materiale bør fortsætte. I en sådan situation kan beslutningstagere blive nødsaget til at træffe valg, der kun delvist er videnskabeligt funderede.

Det var tilfældet, da anvendelsen af nanomaterialer rigtig tog fart omkring 2007, og det kommer også til at gælde for de avancerede nanomaterialer (se boks 1), som vi i fremtiden kommer til at benytte i et stigende omfang. Vi kan dog forhåbentlig drage nytte af de seneste 15 års erfaringer fra risikovurdering af nanomaterialer. Vi vil i denne artikel skitsere viden

og videnskuller for nanomaterialer i miljøet, og i hvilke henseender eksisterende usikkerheder potentielt kan påvirke risikovurderingen af nye avancerede nanomaterialer.

Nanomaterialer – hvorfor er de smarte?

I nanostørrelse vil materialer, der tidligere var kendte som inerte, kunne være reaktive eller få processer til at ske hurtigere. Det skyldes blandt andet, at de meget små partikler har flere reaktive områder tilgængelige per

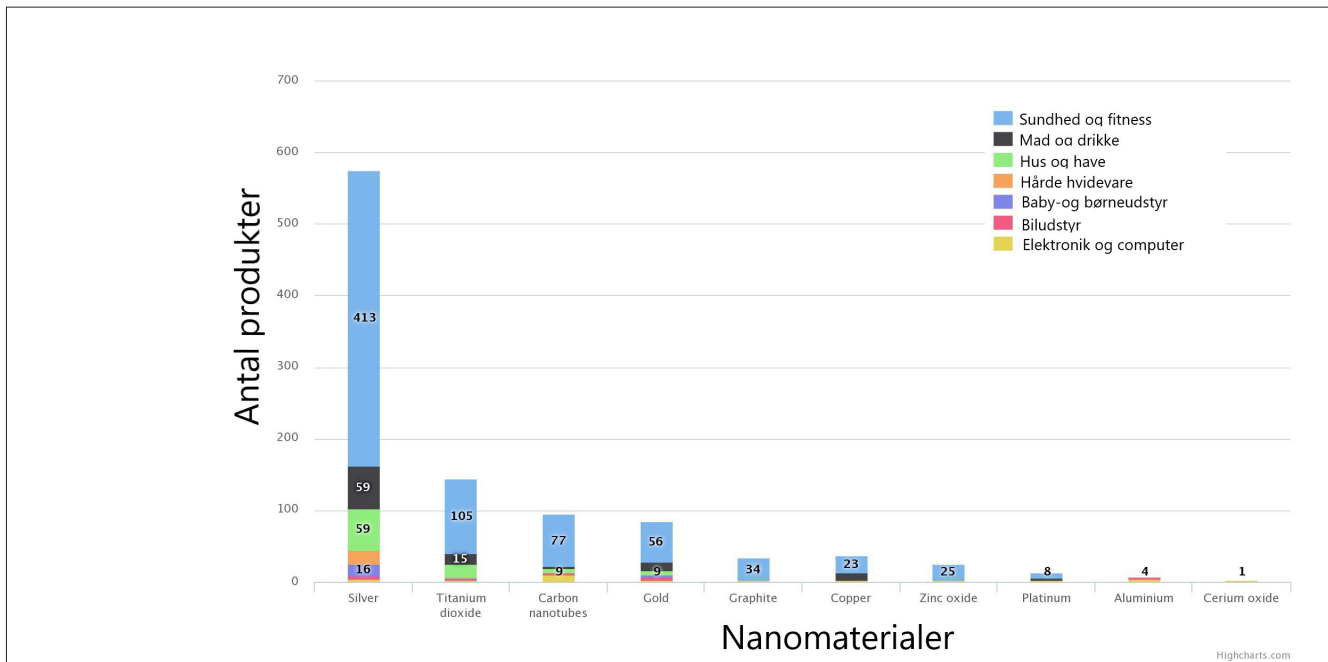
overfladeareal. Få nanometer store guldpartikler vil for eksempel være katalytiske og sølvnanopartikler vil have større frigivelse af aktive sølv-ioner end større former for sølv. Dette er en vigtig egenskab for anvendelse af sølvnanopartikler i produkter, da ionerne har en antibakteriel virkning. Derfor findes der i dag en lang række forbrugerprodukter, hvor nanopartikler af sølv anvendes – fra tastaturer, over babysutter til sportstøj og senest i mundbind. At sølvet er på nanoform bidrager til, at frigivelsen af sølv-ioner sker med en ef-

Boks 1: Hvad er nanomaterialer og avancerede nanomaterialer?

Generelt, er "nano" et udtryk for en millardene-del og en nanometer er dermed 0,000 000 001 meter, hvilket cirka er 100.000 gange mindre end tykkelsen af et menneskehår. Materialer i nanostørrelse er interessante i både videnskabelig og produkt sammenhæng, fordi materialerne ændrer kemiske og fysiske egenskaber, når de optræder på nano-skala.

Den første generation af nanomaterialer er typisk baserede på en nanometer stor kerne af et metal (Ag, Au) eller et metaloxid (TiO₂, CuO, ZnO) evt. med en organisk overfladebehandling for at stabilisere nanopartiklen.

Betegnelsen avancerede nanomaterialer anvendes til at beskrive mere komplicerede strukturer, hvor materialer i nanostørrelse er essentielle for at opnå nye og forbedrede egenskaber. Et eksempel kunne være Quantum Dots, som er skal-strukturer af forskellige metaller, der giver unikke optiske og elektroniske egenskaber. De anvendes allerede i et forholdsvis stort omfang i forbrugerprodukter som f.eks. i QLED fjernsyn. Området er dog under stor udvikling og eksempler på nye mulige anvendelser dækker blandt andet nano-mineraler som perovskites (CaTiO₃ og mineraler med samme krystalstruktur som CaTiO₃) til solceller og organiske metalnetværk (metal organic frameworks) i membraner til spildevandsrensning og afsaltning af havvand.



Figur 1: Antal produkter på det europæiske marked med de mest anvendte nanomaterialer i forbrugerprodukter fordelt efter anvendelseskategori (Kilde: NanoDatabasen, nanodb.dk).

fektiv dosering, og at effekten kan bibeholdes i produktet i en længere periode.

Avancerede nanomaterialer er en generel betegnelse for multi-komponent nanomaterialer (se boks 1). For nye og mere avancerede nanomaterialer er anvendelsen særligt interessant, når de fysiske og kemiske egenskaber ændres markant fra det oprindelige stof. Dette kan ske på flere måder enten udelukkende som funktion af størrelsen, elementsammensætning (multikomponent materialer), eller ved udvidede muligheder for at ændre overfladen af nanopartiklen f.eks. ved vedhæftning af aktive stoffer på overfladen. Det sidste anvendes f. eks. ved brugen af guld-nanopartikler som vektor (transportør) af medicin ind i kroppen eller ved kræftbehandling /1/. I en risikovurdering er det derfor vigtigt ikke kun at fokusere på selve guld-nanopartiklen (som i sig selv ikke kategoriseres som giftig), men også på de kemiske stoffer, som er knyttet til nanopartiklen, og deres miljømæssige skæbne og effekt i samspil med guld-nanopartiklen. Det vil kunne give anledning til en anden risikoprofil end for enkelt-stofferne hver for sig. Her er der i dag f.eks. stor fokus på forskning i og anvendelse af avancerede nanomaterialer i formuleringen af pesticid- og biocid-produkter for eksempel med henblik på mere målrettet og kontrolleret dosering af aktivstoffer.

Forbrugerprodukter med nanomaterialer

I dag anvendes nanomaterialer overalt i samfundet, men anvendelsen er generelt vanskelig at kortlægge præcist. En egentlig

registrering af produkter eller anvendelser af nanomaterialer finder ikke sted, og specifikke analyser for nanomaterialer i miljøprøver foretages ikke. Dette skal ses i lyset af, at antallet af nano-baserede forbrugerprodukter på markedet er steget markant siden 2007. På nuværende tidspunkt er der således registreret flere end 5200 produkter i "Nanodatabasen", som kortlægger antallet af nano-produkter, der er tilgængelige for forbrugere i Europa /2/. Generelt er der flest forbrugerprodukter i kategorierne "sundhed og fitness", "mad og drikke" og "hus og have" og i størstedelen af produkterne er der anvendt nano-sølvpartikler for at opnå en antibakteriel effekt (fig. 1). I mange af produkterne i de tre nævnte kategorier er nano-sølvpartiklerne ikke inkorporeret i et fast stof (f.eks. et krøllejern). Partiklerne vil derfor forholdsvis let kunne udledes til miljøet f.eks. igennem tøjvask, afvaskning af personlige plejemidler eller ved bilvask. Ud af alle de 5200 registrerede produkter er 2379 vurderet til at have et højt potentiale for frigivelse til miljøet og 1054 et højt potentiale for miljøfarlighed (NanoDatabasen, nanodb.dk).

Forekomst af nanomaterialer i miljøet

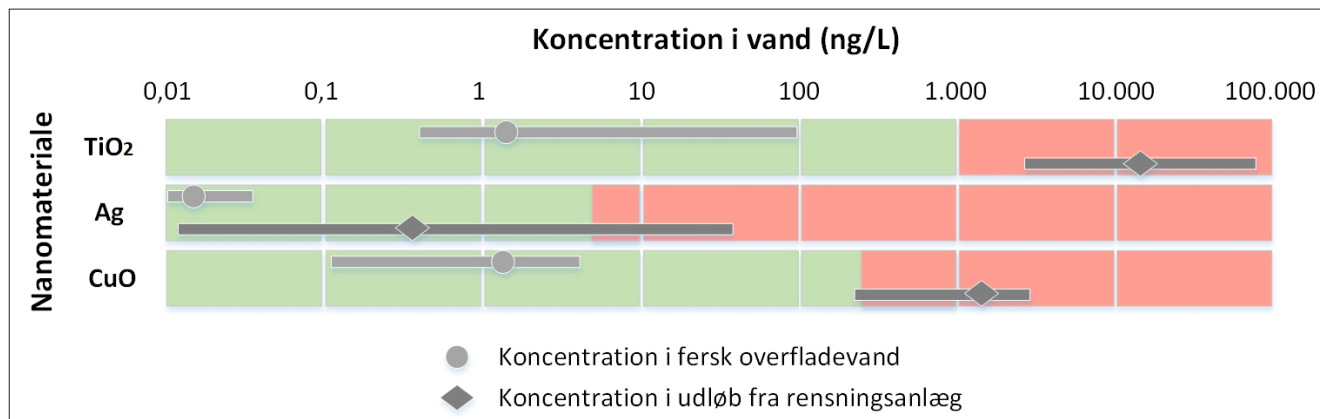
Modsat mikroplast, som er fundet stort set alle steder i miljøet /3/, er eksempler på målte forekomster af nanomaterialer i miljøet utroligt få og forbundet med stor usikkerhed /4/. Dette skyldes primært, at de tekniske muligheder for at adskille naturligt forekomne partikler fra nanomaterialerne er særdeles begrænsede. Hovedbestandelen i mange af

nanomaterialerne er nemlig metaller eller metaloksider, der naturligt findes i relativt høje koncentrationer i miljøet. Derved bliver det et detektivarbejde at finde "nålen i høstakken" eller nanopartiklen af kobber eller zink i en vandløbsprøve, når man ved, at danske vandløb allerede er belastede med disse metaller /5/.

Specialiserede målemetoder er dog under hastig udvikling. Man har f.eks. ved at undersøge årstidsvariationer i isotop-forholdet for titanium i et badeområde ved Donau floden kunnet relatere dette til solcreme indeholdende titaniumdioxid nanopartikler anvendt af badegæster /6/. Både fundet af titaniumdioxid partiklerne i Donau floden, adskillige videnskabelige artikler og udredningsrapporter (se f.eks. /4/), peger på, at nanomaterialer, der hurtigt aggregerer ("klumper") i vandmiljøet, må forventes at have en kort opholdstid i vandfasen, og derved ikke udgør en miljørisiko. For sådanne nanomaterialer, skal fokus snarere rettes mod risikoen for effekter og ophobning i sedimenter – et område, som er langt mindre undersøgt end risikoen for effekter hos organismer, der lever i den frie vandfase.

Risiko for vandmiljøet i Danmark

I NanoDen projektet, som blev afsluttet i 2015, udførte COWI, Swiss Nano Modelling Consortium og DTU Miljø en udredning for Miljøstyrelsen med henblik på at risikovurdere de ni mest anvendte nanomaterialer i Danmark. Da koncentrationsmålinger af nanomaterialer i miljøet i Danmark ikke var



Figur 2: Estimerede koncentrationer for tre nanomaterialer i fersk overfladevand og udløb fra rensningsanlæg i Danmark samt beskyttelseskoncentrationer for disse (angivet ved overgangen fra grønt til rødt). For koncentrationerne angiver signaturen den hyppigst forekommende koncentration i modelleringen, og den grå linje angiver 95% sandsynlighedsintervallet. Bemærk, at koncentrationsaksen er logaritmisk og at alle koncentrationer er i ng/l.

tilgængelige, blev der anvendt modellerede estimater af vandkoncentrationerne baseret på en massestrømsanalyse. Der blev anvendt et såkaldt "generisk scenarie", der ikke angiver specifikke lokale koncentrationsniveauer men derimod generelle koncentrationer for f.eks. fersk overfladevand og udløb fra spildevandsrensningsanlæg. Figur 2 viser de modellerede koncentrationer for tre af de hyppigst anvendte nanomaterialer i Danmark, nemlig titaniumdioksid (TiO₂), sølv (Ag), og kobberoxid (CuO). Status i 2022 er, at der stadig ikke foretages specifikke målinger af nanomaterialer i miljøet eller rensningsanlæg, og koncentrationsestimaterne i figur 2 udgør derfor det bedste bud på koncentrationer af disse nanomaterialer i det danske vandmiljø.

For at vurdere om disse koncentrationer giver anledning til en risiko for ferskvandsorganismer, skal de sammenholdes med de estimerede beskyttelseskoncentrationer – PNEC (Predicted No-Effect Concentrations). På baggrund af den daværende viden blev disse i NanoDen projektet estimeret til: 18 µg/L for TiO₂, 0,012 µg/L for Ag og 0,34 µg/L for CuO. Der er siden da kommet flere økotoxikologiske resultater, og på baggrund af nyere data kan estimaterne for TiO₂ og Ag forbedres, så PNEC værdierne i dag anslås til hhv. 1 µg/L og 0,005 µg/L /7/. Disse værdier er illustreret i fig. 2 ved overgangen fra de grønne og røde områder.

Som det ses i figur 2, ligger de estimerede koncentrationer for overfladevand 1-3 størrelsesordener under PNEC værdien, og der forventes dermed ikke en risiko for ferskvand i Danmark generelt. I udløb fra rensningsanlæg, ser det dog anderledes ud. Her ligger koncentrationerne for både TiO₂ og CuO i "det røde område", som altså viser overskridelser af beskyttelseskoncentrationen, og dermed en

risiko.

Konklusionen fra NanoDen rapporten i 2015 var, at miljörisikoen ved de ni mest anvendte nanomaterialer generelt blev vurderet som moderat til lav. Det var dog samtidig en klar anbefaling, at der skulle holdes øje med udviklingen i forbrug og udledning af nanomaterialer af sølv, kobber og titaniumdioksid. Den opdaterede risikovurdering, vist i fig. 2, bekræfter og skærper denne konklusion: For nanomaterialerne TiO₂ og CuO er der en risiko for effekter ved udløb fra rensningsanlæg, mens der for Ag er en vis sandsynlighed for risiko. Værdierne for Ag og CuO ligger på et niveau, hvor koncentrationer efter opblanding i recipienten sandsynligvis ikke medfører en risiko for direkte giftighed. Da der er tale om metaller med stor miljøgiftighed, skal risikoen for ophobning i miljøet vurderes – denne risiko er ikke omfattet af ovenstående analyse.

Metoder til risikovurdering

Risikovurdering af nanomaterialer har en række udfordringer, som gør usikkerheden større end for "almindelige" kemikalier. Selve definitionen af, hvad der skal betragtes som et nanomateriale, er stadig til diskussion – en diskussion, der er besværliggjort af, at stort set alle stoffer i det periodiske system ville kunne laves til eller indgå i nanomaterialer. Derudover, kan der kombineres et uendeligt antal mulige overfladebehandlinger og stofsammensætninger. Hertil kommer, at størstedelen af de standardiserede eksperimentelle forskrifter til at vurdere miljörisici er udarbejdet for stoffer, der relativt let opløses i vand, og er stabile under forsøgsperioden. Dette bevirker, at mange testmetoder ikke er egnede til testning af nanomaterialer, da disse ikke opfører sig som opløste stoffer i vand og kun

i visse tilfælde er stabile i vandfasen. I forhold til udbredelse i miljøet (herunder ophobning i fødekæden) er nanomaterialer heller ikke drevet af de samme fysiske og kemiske antagelser, der danner grundlag for de nuværende modeller. Ydermere, foreligger den mulighed, at nanomaterialerne potentielt kan udvise en helt anden form for respons, end dem man forudsætter i de standardiserede forskrifter, og man derved kan komme til at overse unikke nano-specifikke effekter.

Ovenstående problemstillinger og udfordringer har dannet rammen for en række europæiske forskningsprojekter igennem mere end 15 år. Resultaterne udgør fundamentet for den risikovurdering, der i dag laves for nanomaterialer, og har bidraget væsentligt til, hvordan de forsøgsmæssige udfordringer i miljømæssig sammenhæng kan gribes an. Mange af disse anbefalinger er samlet i det Europæiske Kemikalieagenturs vejledninger til producenter af nanomaterialer og for nyligt i en vejledning i OECD regi (Guidance Document on Aquatic and Sediment Toxicological Testing of Nanomaterials) /8/.

Afslutning

Trods de mange indledende problemstillinger og potentielle røde flag, der har været i forbindelse med udviklingen og brugen nanomaterialer, er der i dag, overordnet set, ret gode risikovurderingsværktøjer til rådighed. Værktøjerne er i høj grad baseret på klassiske miljømæssige risikoparametre som giftighed, stabilitet og potentiale for ophobning i fødekæden. Dog med det forbehold, at nanomaterialer er faste stoffer, som derfor ikke følger de generelle modeller, der er udviklet til vurdering af opløste stoffer. Specielt evnen til at bibeholde nanostørrelsen i miljøet er en afgørende parameter for, hvorvidt nanomate-

rialet potentielt udgør en øget risiko.

Avancerede nanomaterialer forventes at være en vigtig brik i den grønne omstilling på både miljø- og energiområdet. Anvendelsesmulighederne er mange f.eks. til energilagring, katalyse og nedsættelse af forbruget af kemikalier i f.eks. landbruget. Når udviklingspotentialet spænder så bredt, må man være ekstra opmærksom på, materialernes potentielle iboende farlighed og miljømæssige skæbne. Det gælder også, selvom disse ikke nødvendigvis er forbundet med nanostørrelsen, men snarere knytter sig til den kemiske identitet af nanomaterialerne, f.eks. miljøfarlige metaller som kobber, nikkel og zink. I miljømæssig sammenhæng tegner der sig et billede af, at netop metallerne udgør en større miljørisiko end eventuelle nano-specifikke effekter. Dette billede kan dog ændre sig med udviklingen af mere avancerede nanomaterialer, der potentielt vil kunne bibeholde deres nanostørrelse i miljøet og derved også deres nanospecifikke egenskaber.

Referencer

- /1/ Weintraub K., 2013, Biomedicine: The new gold standard, *Nature* 495, S14-S16
- /2/ Hansen S. F., Hansen O. F. H., Nielsen M. B., 2020, Advances and challenges towards consumerization of nanomaterials, *Nature Nanotechnology* 15, 964-965
- /3/ Wu, P., Huang, J., Zheng, Y., Yang, Y., Zhang, Y., He, F., Chen, H., Quan, G., Yan, J., Li, T., Gao, B., 2019. Environmental occurrences, fate, and impacts of microplastics. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 184, 109612.
- /4/ Kjølholt J., Gottschalk F., Brinch A., Lützhøft H.C.H., Hartmann N. B., Nowack B., Baun A., 2015, Environmental assessment of nanomaterial use in Denmark, Miljøstyrelsen, København K, Danmark
- /5/ Jensen J., Bak J. L., 2018, Zink og kobber i vandmiljøet, Kilder, forekomst og den miljømæssige betydning, Århus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 44 Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 263
- /6/ Gondikas A. P., Kammer F. v. d., Reed R. B., Wagner S., Ranville J. F., Hofmann T., 2014, Release of TiO2 Nanoparticles from Sunscreens into Surface Waters: A One-Year Survey at the Old Danube Recreational Lake, *Environmental Science and Technology* 48, 5415-5422
- /7/ Sørensen, S.N., Wigger, H., Zabeo, A., Semenzin, E., Hristozov, D., Nowack, B., Spurgeon, D.J., Baun, A., 2020. Comparison of species sensitivity distribution modeling approaches for environmental risk assessment of nanomaterials - A case study for silver and titanium dioxide representative materials. *Aquat. Toxicol.* 225, 105543.
- /8/ OECD, 2021, Guidance Document on Aquatic and Sediment Toxicological Testing of Nanomaterials, Series on Testing and Assessment No. 317, Organisation for Economic Collaboration and Development, Paris, France

Forsker LARS MICHAEL SKJOLDING (lams@env.dtu.dk) og professor ANDERS BAUN (abau@env.dtu.dk) er ansat ved Institut for Vand og Miljøteknologi, Danmarks Tekniske Universitet, 2800 Kgs Lyngby. De forsker i udvikling af testmetoder og principper for miljørisikovurdering af nanomaterialer og miljøfremmede stoffer.

Det danske fødevareerhverv har en vision om at være klimaneutralt i 2050.

Sammen med vores medlemmer vil vi vise, at der findes en økonomisk bæredygtig vej til en klimaneutral fødevareproduktion.

Vi repræsenterer en værdikæde med tyngde og vilje til at finde løsninger på verdens klimaudfordringer i tæt samspil med resten af Danmark.

Læs mere på lf.dk/klima



1-årig Akademisk Overbygningssuddannelse i Klimatilpasning

Med uddannelsen kan du bidrage til at løse udfordringer skabt af klimaforandringer



På uddannelsen har du kurser om klimaforandringernes effekt på byerne, naturen og det åbne land, projektledelse, klimatilpasningsmetoder, miljølovgivning, bæredygtig vækst og projektværktøjer.

Du kan søge ind med en naturvidenskabelig, samfundsvidenskabelig eller teknisk bacheloruddannelse.
Studiestart: september 2022

**Læs mere om uddannelsen,
adgangskrav og jobmuligheder på
sdu.dk/nat/klimatilpasning**

Agrobiologi

Læs Agrobiologi og bliv en del af den grønne omstilling

Vil du sikre landbrugets grønne omstilling? Måske vil du være med til at gøre fremtiden mere grøn, og sikre en sikker og klimamæssig fødevareproduktion i fremtiden?

Så er studiet Agrobiologi vejen at gå for dig. Her bliver du undervist af mange dygtige forskere fra Aarhus Universitet. Du lærer om grøn omstilling, grøn fødevareproduktion og hvordan vi kan skabe et mere bæredygtigt samfund.

Verdensbefolkningen vokser konstant, og der er behov for nye og mere bæredygtige fødevareproduktionssystemer, og her spiller Agrobiologi en enormt vigtig rolle. Som agrobiolog kan du være med til at finde måder at producere mad på for at brødføde verden, samtidig sikre en vild og fri natur og generere ideer til en mere grøn og bæredygtig fremtid.

Når du læser Agrobiologi har du mulighed for at specialisere dig i enten husdyrvidenskab, plante- og miljøvidenskab eller fødevarevidenskab.

Læs mere på bachelor.au.dk/agrobiologi



AARHUS UNIVERSITET

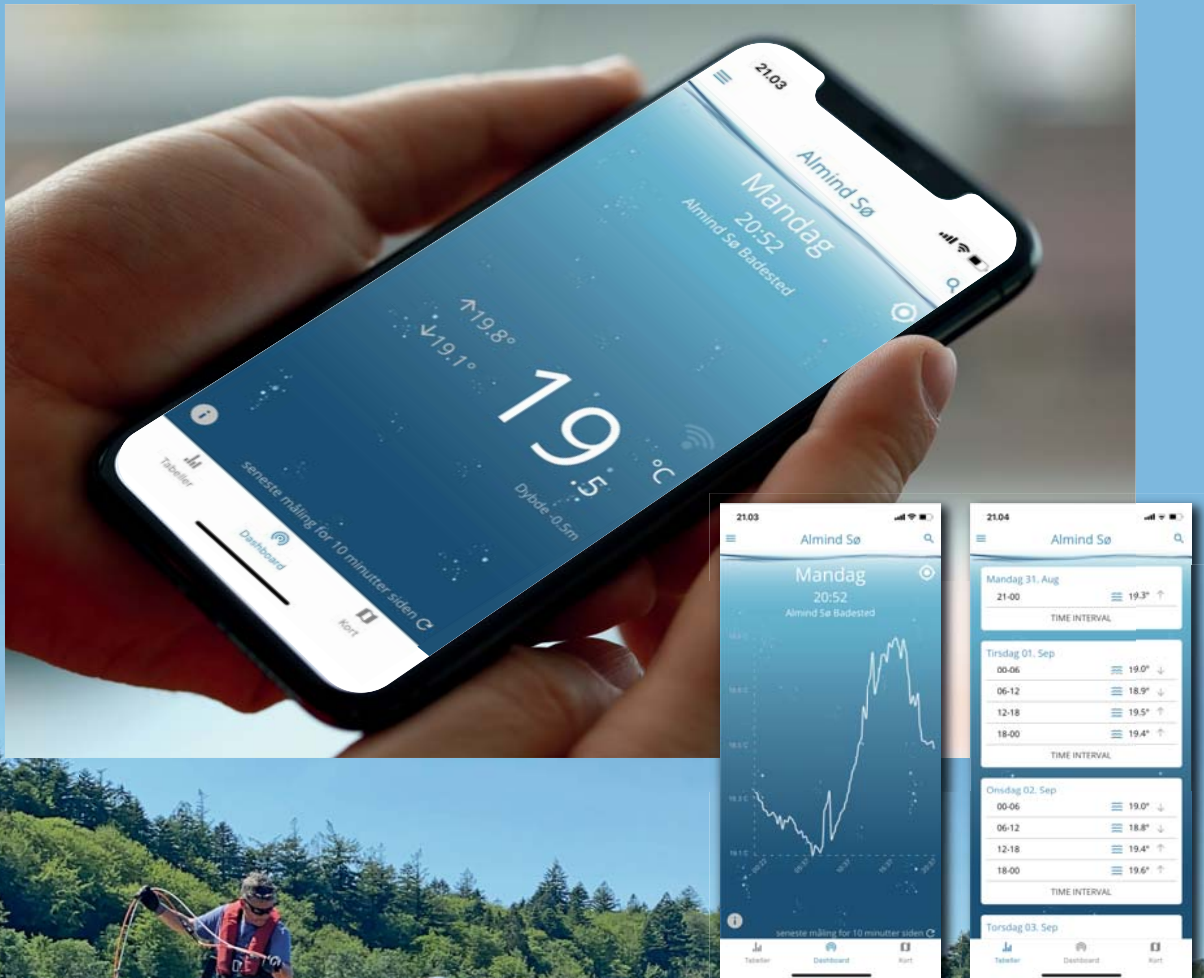


DCE giver indblik i naturen

Almind Sø er en velbesøgt badesø ved Silkeborg. Her blev der i juni 2020 udlagt en bøjle med sensorer, som gør det muligt at få livemålinger af bl.a. vandtemperatur.

Derudover indsamles data, der anvendes til modellering af søens vandkvalitet, og som gør det muligt at lave prognoser. Projektet er blandt de første til at udnytte kombinationen af en fastinstalleret bøjle og modelprognoser med fokus på badevandsvær.

Borgere og besøgende kan følge de aktuelle data fra søen og badevandsudsigten via WaterWebTools.com - en spinoutvirksomhed, som er undervejs fra Aarhus Universitet i regi af InnoExplorer. Den digitale badevandsudsigst kan bruges til at planlægge den næste svømmetur eller holde øje med vandtemperaturen time for time



AARHUS
UNIVERSITET

DCE - NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi ved Aarhus Universitet yder forskningsbaseret rådgivning af myndigheder, virksomheder og organisationer og er desuden ansvarlig for Danmarks rapporter til EU og FN på natur- og klimaområdet.

ATV JORD OG GRUNDVAND

Ny dato!

**Tirsdag den 29. marts 2022, kl. 10.00 – 16.00
(mødenr. 85)**

**Heldagsmøde i IBC Innovationsfabrikken,
Birkemosevej 1, Kolding
Pesticidforurening**

– status, ny forskning og handlemuligheder

Sted: IBC Innovationsfabrikken, Birkemosevej 1, Kolding
Pesticider i grundvandet har de seneste år sat forsyningssikkerheden på drikkevandsområdet under pres. Forståelse for og håndtering af pesticidforureninger kræver samarbejde og vidensdeling på tværs af vand- og jordforureningsbranchen.

Konferencen er målrettet vandværker og fagfolk inden for grundvand, pesticidforurening og vandindvinding, herunder sagsbehandlere i staten, regioner og kommuner samt rådgivere. Konferencen starter og slutter med en fælles session, mens der er mulighed for at følge to parallelle spor efter frokost.

Konferencen vil give overblik over status for pesticidforurening af grundvandet, nyheder omkring skelen mellem flade- og punktkilder og forskningsprojekter vedr. pesticidophobning og transport i de øvre jord-lag og forurening med biocider som f.eks. DMS. Dagen vil veksle mellem oplæg om teoretiske og praktiske udfordringer i forbindelse med undersøgelser og arbejds gange ved pesticidforureninger samt præsentation af konkrete eksempler fra vandværker, der har været processen igennem i samarbejde med de relevante myndigheder. Der vil således være en god blanding af faglige oplæg, praktiske eksempler og rig mulighed for vidensdeling og debat.

Konferencen er arrangeret i et samarbejde mellem Danske Vandværker og ATV Jord og Grundvand

Læs mere og tilmeld dig på hjemmesiden www.atv-jord-grundvand.dk

Planlagte møder i ATV Jord og Grundvand

- 6. april - Injektionsmetoder/afværge og dokumentation
- 28. april - Nye udviklingsprojekter
- 10. maj - Non-target
- 14. juni - Når §8-tilladelsen er givet

Kommende møder: Check vores hjemmeside www.atv-jord-grundvand.dk

Fondens formål:

ATV Fonden for Jord og Grundvand er en almennyttig, erhvervsdrivende og non-profit fond, der arbejder aktivt for at fremme formidling og udveksling af viden om fagområdet jord- og grundvandsforurening. Der arbejdes med at stimulere og initiere undervisning, forskning, udvikling samt styrke den faglige debat.

Konkret udmøntes Fondens arbejde i, at der årligt afholdes i størrelsesordenen 10 konferencer, møder, kurser og ekskursioner.

Bestyrelsen samt arbejdsgrupper under denne arbejder frivilligt med at opfylde Fondens formål. Fondens sekretariat varetager den løbende kontakt til Fondens brugere og **bidragydere**.

For generel information om aktiviteterne i ATV Jord og Grundvand og tilmelding til møderne – se www.atv-jord-grundvand.dk

Konferencen er udsat til september 2022

**NORDROCS 2022, 5.-8. september 2022 i Oslo.
8th Joint Nordic Meeting on Remediation of Contaminated Sites**

International conference om afværge af forurenede grunde, arrangeret i samarbejde med MUT-KU/Finland, Renare Mark/Sverige, Miljøringen/Norge og ATV Jord og Grundvand/Danmark.

HUSK: Deadline for indsendelse af forslag til indlæg på konferencen er 15. januar 2022. Hent skabelon til forslag hjemmeside www.nordrocs.org

Objective: The objective of NORDROCS is to address issues on assessment and remediation of contaminated soil, groundwater and sediments in the context of Nordic conditions. The meeting intends to provide a forum for the exchange of information gathered through research and project experience. Target groups include scientists, regulators, consultants, contractors and other professionals working with contaminated sites and sediments in the Nordic countries and in the countries around the Baltic Sea.

Læs mere på konferencens hjemmeside: www.nordrocs.org

Konferencens danske arrangører er:

Projektleder, chefkonsulent Arne Rokkjær, Lyngby
Taarbæk Forsyning

Lektor Mette Broholm, DTU Miljø

Sekretariatsleder Lisbeth Verner, ATV Jord og Grundvand

Vand & Jord også i elektronisk udgave

Vand & Jord udkommer udover den trykt udgave til abonnenter også elektronisk i en gratis udgave. Vand & Jord finder den naturvidenskabelige formidling særdeles vigtig og vil med en elektronisk udgave nå en langt større målgruppe, der udover de nuværende læsergrupper, også vil omfatte danske gymnasieelever og universitetsstuderende. Vi opfordrer Vand & Jords læsere der ønsker at modtage den elektroniske version til at tilmelde sig nyhedsbrevet på Vand & Jords hjemmeside (<http://www.vandogjord.dk/>).

Vand & Jord har en lang tradition for formidling af forskningsresultater og anvendt praksis indenfor vand, miljø, klima og natur. Vi er dermed det eneste danske naturvidenskabelige tidsskrift, der kombinerer den direkte formidling af forskningsresultater og anvendt praksis fra rådgivning og forvaltning.

Vand & Jord udgives af en kreds af ildsjæle som ulønnet arbejder med udgivelsen af tidsskriftet og uden indblanding af firmainteresser. Udgivelsen af bladet kræver ressourcer til opsætning, trykning og omdeling, og tidsskriftets hidtige forretningsmodel er primært baseret på abonnenter, der modtager et trykt eksemplar af bladet. Udgivelsen af et gratis elektronisk blad fordrer således en ny forretningsmodel, der skal dække omkostningerne til opsætning.

En stor tak til de danske universiteter, fonde og virksomheder der allerede har givet tilsagn om støtte, og dermed muliggjort at vi nu kan realisere den fremtidige udgivelse af Vand & Jord i et gratis elektronisk format. Vi er dog ikke endeligt i mål med en fuld finansieret model og søger derfor fortsat universiteter, fonde og virksomheder, der vil bidrage til at sikre den brede danske naturvidenskabelige formidling.

Vi tilbyder to typer sponsorater:

- (1) Sponsorat på årligt kr. 25.000 + moms. Sponsoratet giver mulighed for én helsidesannonce i hvert elektronisk nummer samt omtale med logo sammen med øvrige sponsorer der støtter udgivelsen af bladet
- (2) Sponsorat på årligt kr. 15.000 + moms. Sponsoratet giver omtale med logo sammen med øvrige sponsorer der støtter udgivelsen af bladet

Henvendelse om sponsorat: Claus Hagebro hagebro3@hotmail.com

Endelig vil det for Vand & Jords læsere samt institutioner og organisationer der ikke har mulighed for at støtte via sponsorat fortsat være muligt at støtte udgivelsen af Vand & Jord via en abonnementsaftale.