



NOVANA SCREENING, EVALUERING AF UDVALGTE MILJØFARLIGE FORURENENDE STOFFER

Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 210

2021



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

NOVANA SCREENING, EVALUERING AF UDVALGTE MILJØFARLIGE FORURENENDE STOFFER

Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 210

2021

Pia Lassen
Pedro Carvalho

Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 210
Kategori:	Rådgivningsrapport
Titel:	NOVANA screening, evaluering af udvalgte miljøfarlige forurenende stoffer
Forfattere:	Pia Lassen og Pedro Carvalho
Institution:	Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	August 2021
Redaktion afsluttet:	Juni 2021
Faglig kommentering:	Martin M. Larsen
Kvalitetssikring, DCE:	Susanne Boutrup
Sproglig kvalitetssikring:	Susanne Boutrup
Ekstern kommentering:	Miljøstyrelsen. Kommentarerne findes her: http://dce2.au.dk/pub/komm/TR210_komm.pdf
Finansiel støtte:	Miljøstyrelsen
Bedes citeret:	Lassen, P. & Carvalho, P. 2021. NOVANA screening, evaluering af udvalgte miljøfarlige forurenende stoffer. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 66 s. - Teknisk rapport nr. 210 http://dce2.au.dk/pub/TR210.pdf Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	På baggrund af to NOVANA screeningsundersøgelser, som blev gennemført i 2017-2019, gennemgås resultaterne for en række pesticider og biocider målt i vandløb og RBU spildevand og sediment.
Emneord:	NOVANA Screeningsundersøgelse, Azoxystrobin, Carbendazim, Diazinon, Diflufenican, AE-B og AE-0, Irgarol/Cybutryne, Pirimicarb, Propiconazol, Pyraclostrobin, Tebuconazol, Terbutryn, 12-BAC, 14-BAC og 16-BAC
Layout:	Grafisk Værksted, AU Silkeborg
Illustrationer:	Martin M. Larsen
Foto forside:	Britta Munter
ISBN:	978-87-7156-603-1
ISSN (elektronisk):	2244-999X
Sideantal:	66
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/TR210.pdf

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	6
Summary	7
1 Baggrund	8
2 Gennemgang af stofferne	9
2.1 Azoxystrobin	9
2.2 Carbendazim	10
2.3 Diazinon	10
2.4 Diflufenican	10
2.5 Irgarol/ cybutryne	11
2.6 Pirimicarb	11
2.7 Propiconazol	12
2.8 Pyraclostrobin	12
2.9 Tebuconazol	13
2.10 Terbutryn	13
2.11 AE-B	14
2.12 AE-0	14
2.13 12-BAC, 14-BAC og 16-BAC	14
3 Prøvetagning og analysemetoder	16
3.1 Prøvetagning	16
3.2 Ekstraktionsmetode vandprøver	18
3.3 Ekstraktionsmetode for sedimentprøver	19
3.4 Analyse på LC-MS/MS	20
3.5 Detektions- og kvantifikationsgrænser	20
4 Resultater og diskussion	22
4.1 Azoxystrobin	23
4.2 Carbendazim	25
4.3 Diazinon	27
4.4 Diflufenican	28
4.5 Irgarol/cybutryne	30
4.6 Pirimicarb	32
4.7 Propiconazol	33
4.8 Pyraclostrobin	34
4.9 Tebuconazol	35
4.10 Terbutryn	36
4.11 AE-B og AE-0	38
4.12 12-BAC	38
4.13 14-BAC	40
4.14 16-BAC	42
4.15 Opsamling på data	43
5 Konklusion	48

6	Referencer	49
	Bilag 1. Måledata samlet pr stof	50
	Azoxystrobin	51
	Carbendazim	52
	Diazinon	53
	Diflufenican	54
	Irgarol/cybutryne	55
	Pirimicarb	56
	Propiconazol	57
	Pyraclostrobin	58
	Tebuconazol	59
	Terbutryn	60
	12-BAC	61
	14-BAC	62
	16-BAC	63
	AE-B og ARE-0	64
	Bilag 2 Vandløbsstationer	65

Forord

Denne rapport samler resultaterne fra to screeningsundersøgelser udført i 2017-2019 under det Nationale program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen (NOVANA). Formålet med screeningsundersøgelserne har været at bidrage med viden om tilstedeværelsen af miljøfarlige forurenede stoffer i vandmiljøet med henblik på at vurdere behovet for at inddrage stofferne i det fremtidige overvågningsprogram.

Prøverne er indsamlet af Miljøstyrelsen og analyserne er udført af forsker Pedro Carvalho, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi v/ Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet.

Gennemgang af resultaterne og tilvejebringelsen af denne rapport er sket under rammeaftalen mellem Miljøministeriet og Aarhus Universitet om forskningsbaseret myndighedsbetjening.

Sammenfatning

Rapporten omhandler gennemgang af data fra to screeningsundersøgelser som blev gennemført i 2017-2019. I undersøgelserne indgik følgende 10 pesticider: azoxystrobin, carbendazim, diazinon, diflufenican, irgarol/cybutryne, pirimicarb, propiconazol, pyraclostrobin, tebuconazol og terbutryn. Stofferne blev målt i vandprøver fra 27 vandløb, spildevand fra indløb og udløb ved to anlæg til regnbetingede $\frac{1}{2}$ udløb (RBU) og sediment fra 10 RBU anlæg. I 2017/18 blev der opsamlet prøver fra vandløb, RBU spildevand og RBU sediment. I 2018/19 blev der indsamlet prøver fra vandløb.

Yderligere to nedbrydningsprodukter fra diflufenican: AE-B og AE-0 samt tre benzalkoniumchlorid forbindelser (BAC): 12-BAC, 14-BAC og 16-BAC blev målt i prøverne. BAC forbindelserne er ikke registreret som pesticider, men har biocid egenskaber. BAC forbindelserne blev målt i ferskvand, RBU spildevand og RBU sediment i 2017/18. AE-B og AE-0 blev målt i ferskvand og RBU spildevand i et begrænset antal prøver som tillæg til de øvrige undersøgelser.

I vandprøverne fra vandløb blev alle pesticider og BAC forbindelserne fundet i større eller mindre omfang. Diazinon, irgarol og pyraclostrobin samt 16-BAC blev fundet i kvantificerbare koncentrationer i få vandløb; i under 25% af prøverne. AE-B og AE-0 blev ikke påvist i nogen af prøverne. De restende stoffer blev fundet i kvantificerbare koncentrationer i 64-86% af prøverne. Carbendazim, diflufenican og pirimicarb blev fundet i 93-100% af prøverne og generelt i høje koncentrationer (median ca. 4-5 ng/l). De tre BAC forbindelser blev fundet med lavere hyppighed men højere mediankoncentrationer (ca. 10-50 µg/l).

I spildevandprøver fra indløb og udløb til RBU og sediment fra RBU blev carbendazim, diflufenican og tebuconazol fundet i de højeste koncentrationer og med en fundhyppighed på 100%. Diazinon og pirimicarb blev fundet i lave koncentrationer, mens irgarol og pyraclostrobin ikke blev fundet eller kun fundet i enkelte prøver. BAC forbindelserne blev også fundet i alle spildevandsprøver fra indløb og udløb samt i sedimentprøver fra RBU. Koncentrationerne af BAC forbindelserne var en faktor 100-1000 højere end de tilsvarende koncentrationerne af de målte pesticider, og da BAC forbindelserne samtidig er klassificeret som meget giftige for det akvatiske miljø, må deres miljøbelastning være betydelig højere sammenlignet med de målte pesticiderne. Generelt er billedet af resultaterne fra RBU sedimenterne det samme som for RBU spildevandet.

Summary

The report reviews data from screening studies conducted from 2017-2019. The studies included the following 10 pesticides: azoxystrobin, carbendazim, diazinon, diflufenican, irgarol / cybutryne, pirimicarb, propiconazole, pyraclostrobin, tebuconazole and terbutryn. The compounds were measured in water samples from 27 streams, wastewater from inlets and outlets at two RBU plants and sediment from 10 RBU plants. In 2017/18, samples were collected from streams, wastewater and sediment from facilities for rainfall discharges, in the following called RBU. In 2018/19, samples were collected from streams.

In addition, two degradation products from diflufenican; AE-B and AE-0 as well as three benzalkonium chloride compounds (BAC); 12-BAC; 14-BAC and 16-BAC were measured in the samples. The BAC compounds were measured in freshwater, RBU wastewater and RBU sediment in 2017/18. AE-B and AE-0 were measured in fresh water and RBU wastewater in a limited number of samples as an addendum to the other studies. In streams the results showed that all pesticides and BAC substances were found but in variable frequencies. Diazinon, irgarol / cybutryne and pyraclostrobin as well as 16-BAC were found in quantifiable amounts in few streams; less than 25% of the samples. EA-B and EA-0 were not found in the samples. For the remaining compounds, the percentage of quantifiable samples were 64-86%. Carbendazim, diflufenican and pirimicarb were found in 93-100% of the samples and they were generally measured in high concentrations (median about 4-5 ng/l). The three BAC compounds were found with a lower frequency but with higher median values (approximately 10-50 µg/l).

In RBU wastewater from inlet and outlet and RBU sediment carbendazim, diflufenican and tebuconazole were found among the pesticides with the highest concentrations and with a frequency of 100%. Diazinon and pirimicarb were found in low concentrations, while irgarol / cybutryne and pyraclostrobin were found in no or few of the samples. The BAC substances were also found in all wastewater samples from inlet and outlet as well as in sediment samples from RBU. The BAC substances were found in significantly higher concentrations, around a factor of 100-1000 times higher compared to the measured pesticides. Further, the BAC substances are classified as very toxic to the aquatic environment, indicating that their environmental impact must be significantly higher compared to the measured pesticides. In general, the results from the RBU sediments show the same picture as the RBU wastewater.

1 Baggrund

I henhold til EUs vandrammedirektiv (WFD) (Direktivet 2000/60/EF) bilag V skal vandrammedirektivets kontrolovervågning af overfladevand omfatte prioriterede stoffer, der udledes til vandmiljøet samt andre forurenende stoffer, der udledes i signifikante mængder til vandmiljøet.

Nærværende rapport omhandler gennemgang af data for 12 pesticider og nedbrydningsprodukter samt tre benzalkoniumchlorid forbindelser (BAC) fra to screeningsundersøgelser, der blev foretaget i 2017-2019 som en del af det nationale overvågningsprogram (NOVANA). I undersøgelserne indgik der prøver fra vandløb samt spildevand og sediment fra anlæg til regnbetingerede udløb (RBU).

I undersøgelserne indgik følgende 10 pesticider: azoxystrobin, carbendazim, diazinon, diflufenican, irgarol/cybutryne, pirimicarb, propiconazol, pyraclostrobin, tebuconazol og terbutryn. Endvidere indgik to nedbrydningsprodukter fra diflufenican; AE-B og AE-0 samt BAC forbindelserne 12-BAC, 14-BAC og 16-BAC i undersøgelserne. AE-B og AE-0 blev dog kun målt i et begrænset antal prøver som tillæg til de oprindelige undersøgelser.

Blandt stofferne i undersøgelserne er terbutryn og irgarol/cybutryne de eneste, der er på vandrammedirektivets liste over prioriterede stoffer.

I nærværende rapport skelnes der mellem begreberne "pesticider" beregnet til plantebeskyttelse og "biocider" beregnet til at slå levende organisme ihjel, fx skadedyr og alger. Pesticider og biocider reguleres forskelligt under separate forordninger men håndteres samme måde i forhold til WFD.

Screeningsundersøgelser af miljøfarlige forurenende stoffer indgår i strategien for inddragelse af nye stoffer i NOVANA. Formålet med undersøgelserne er at opnå data fra det danske vandmiljø for at skabe et grundlag til at kunne vurdere, om enkelte stoffer skal indgå i overvågningen og i hvilket omfang. Målet er at kunne imødekomme vandrammedirektivets krav om overvågning af prioriterede og andre forurenende stoffer i overfladevand. Undersøgelserne er af begrænset omfang, og derfor kan de kun anvendes til at drage overordnede konklusioner om stoffernes udbredelse i det danske vandmiljø.

2 Gennemgang af stofferne

I nedenstående kapitel gennemgås stoffernes fysiske / kemiske egenskaber og evt. solgte mængder i Danmark og anvendelse. Der er anvendt data for pesticidsalget fra Miljøstyrelsens bekæmpelsesmiddelstatistik 2018 (Miljøstyrelsen 2020). Pesticide Property Database (PPDB, 2019), en database for pesticid-egenskaber, er anvendt som kilde til fysisk-kemiske egenskaber og Kommissionens EU Pesticide Database som kilde til regulering og egenskaber (EPD, 2021).

Følgende kriterier er anvendt ved vurdering af de fysisk-kemiske egenskaber:

Vandopløselighed (mg/l): <50 lav, 50-500 moderat og >500 høj opløselighed.

Bioakkumulering baseres på vand-octanol koefficient ($\log K_{ow}$): <2,7 lav, 2,7-3 moderat, >3,0 høj bioakkumulering

Flygtighed baseres på damptryk ved 25°C (mPa): <5,0 lav flygtigt, 5,0-10,0 moderat flygtigt, >10 meget flygtigt

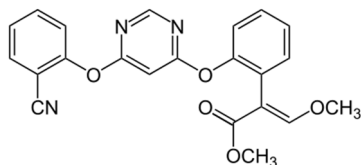
Udvaskning / mobilitet baseres på K_{oc} , K_d eller K_{foc} afhængig af, hvilke data der er tilgængelige. Hvor det har været muligt er K_{oc} brugt. For K_{oc} gælder 0-50 ml/g er meget høj mobilitet, 50-150 høj, 150-500 medium, 500-2.000 lav, 2.000-5.000 negligeabel og >5.000 er immobilt

2.1 Azoxystrobin

Azoxystrobin (CAS nr. 131860-33-8, Methyl (2E)-2-(2-[[6-(2-cyanophenoxy)-4-pyrimidinyl]oxy]phenyl)-3-methoxyacrylate) er et carbamat, som anvendes som fungicid ved dyrkning af specielt kornafgrøder. Azoxystrobin er godkendt som fungicid i Danmark og EU. Godkendelsen udløber 31/12-2024, men kan revurderes. Ifølge bekæmpelsesmiddelstatistikken steg salget i Danmark fra ca. 14 tons i 2010 til ca. 20 tons i 2014 og har derefter ligget rimelig stabilt på 20 tons frem til 2017. I 2018 er salget dog faldet til seks tons (Miljøstyrelsen, 2020). De nyeste tal fra 2018 viser en bred anvendelse i forbindelse med dyrkning af både kornafgrøder samt kartofler og grøntsager i Danmark (Miljøstyrelsen, 2020).

Vandopløseligheden for azoxystrobin ligger på ca. 6,7 mg/l, dvs. lav opløselighed. Azoxystrobin har en $\log K_{ow}$ -værdi på 2,5, hvilket tyder på lavt potentiale for bioakkumulering (PPDB, 2019). Ifølge PPDB (2019) er stoffet ikke flygtigt, men der er lav til moderat risiko for udvaskning til grundvandet.

Figur 2.1. Strukturformel for azoxystrobin.

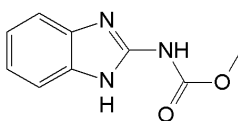


2.2 Carbendazim

Carbendazim (CAS nr. 10605-21-7, Methyl-benzimidazol-2-yl carbamat) er et carbamat, som anvendes som fungicid mod en række plantesygdomme på bl.a. bønner, jordbær og kornafgrøder. Carbendazim er ikke godkendt som pesticid i Danmark/EU og indgår ikke i godkendte plantebeskyttelsesprodukter i hverken Danmark eller øvrige EU-lande. Godkendelsen i EU udløb i slutningen af 2014 (EPD). Carbendazim er godkendt som biocid i maling i EU (EU 2021/348).

Vandopløseligheden for carbendazim ligger på ca. 8,0 mg/l, dvs. stoffet har lav opløselighed i vand. Carbendazim har en $\log K_{OW}$ -værdi på 1,48, hvilket tyder på, at stoffet har meget lavt potentiale for bioakkumulering. Baseret på de fysisk-kemiske egenskaber er stoffet flygtigt, og potentialet for udvaskning er lavt (PPDB, 2019). Det er moderat giftigt for honningbier og de fleste akvatiske organismer. Det er meget giftigt for regnorme, men ikke giftigt for fugle (PPBD, 2019).

Figur 2.2. Strukturformel for carbendazim.

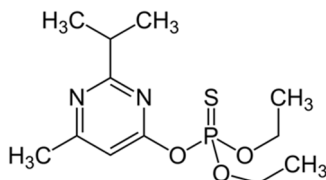


2.3 Diazinon

Diazinon (CAS nr. 333-41-5, O,O-Diethyl O-(2-isopropyl-6-methyl-4-pyrimidinyl) phosphorothioate) er et organophosphat pesticid, som anvendes som insekticid på bl.a. frugttræer og grøntsager. Diazinon er ikke godkendt som pesticid i Danmark/EU og indgår ikke i godkendte produkter i hverken Danmark eller øvrige EU-lande (EPD). EU afviste en ansøgning om godkendelse i 2007 (EPD).

Vandopløseligheden for diazinon ligger på ca. 60 mg/l, dvs. stoffet har moderat opløselighed i vand. Diazinon har en $\log K_{OW}$ -værdi på 6,69, hvilket betyder, at stoffet har højt potentiale for bioakkumulering. Ifølge PPDB (2019) er stoffet meget flygtigt, og baseret på de fysisk-kemiske egenskaber er potentialet for udvaskning lavt. Dog er der i flere tilfælde fundet diazinon i grundvandsprøver i EU, så stoffet vurderes at udgøre en risiko for grundvandet. Stoffet er meget toksisk overfor akvatiske organismer, honningbier og fugle (PPDB, 2019).

Figur 2.3. Strukturformel for diazinon.



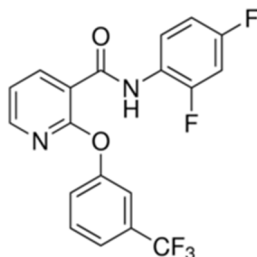
2.4 Diflufenican

Diflufenican (CAS nr. 83164-33-4, N-(2,4-difluorfenyl)-2-[3-(trifluormethyl)phenoxy]-3-pyridinecarboxamide) er et carboxamid, som anvendes som herbicid mod græs og storbladet ukrudt. Diflufenican er godkendt til anvendelse i Danmark/EU, men er pt. under revurdering (EPD). Ifølge bekæmpelsesmiddelstatistikken er salget i Danmark steget fra ca. 10 tons i 2010 til ca. 45 tons i

2017. I 2018 faldt salget til ca. 39 tons (Miljøstyrelsen, 2020). Det anvendes i Danmark stort set udelukkende i forbindelse med dyrkning af korn, vintersæd (50%) og vårsæd (39%) (Miljøstyrelsen, 2020).

Vandopløseligheden for diflufenican ligger på ca. 0,05 mg/l, dvs. stoffet har meget lav opløselighed i vand. Diflufenican har en $\log K_{OW}$ -værdi på 4,2, hvilket betyder, at stoffet har højt potentiale for bioakkumulering. Ifølge PPDB (2019) er stoffet ikke-flygtigt og potentialet for udvaskning er meget lavt i henhold til de fysisk-kemiske egenskaber.

Figur 2.4. Strukturformel for diflufenican.

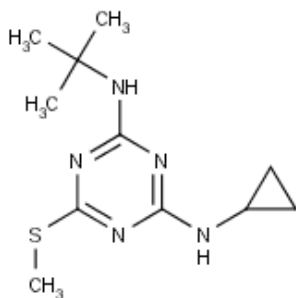


2.5 Irgarol/ cybutryne

Irgarol/Cybutryn (CAS nr. 28159-98-0, 2-Methylthio-4-tertbutylamino-6-cyclopropylamino-s-triazine) er et triazin, som har været anvendt som biocid primært i maling. Anvendelse af irgarol er forbudt i Danmark/EU. Irgarol blev i 2011 udfaset i hele EU i alle andre produkttyper end bundmaling til skibe. I 2016 blev irgarol forbudt i alle produkttyper ((EU) 2016/107). I EU er irgarol kendt under navnet cybutryne.

Vandopløseligheden for irgarol ligger på ca. 7,0 mg/l, dvs. stoffet har lav opløselighed i vand. Irgarol har en $\log K_{OW}$ -værdi på 3,95, hvilket betyder, at stoffet har højt potentiale for bioakkumulering. Ifølge PPDB (2019) har stoffet lav flygtighed. Potentialet for udvaskning er lavt (Cybutryne EQS dossier 2011).

Figur 2.5. Strukturformel for irgarol/cybutryne.

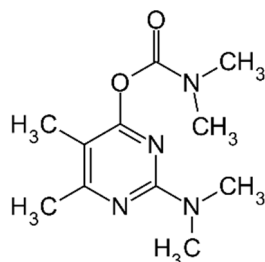


2.6 Pirimicarb

Pirimicarb (CAS nr. 23103-98-2, (2-Dimethylamino-5,6-dimethylpyrimidin-4-yl) N,N-dimethylcarbamate) er et carbamat, som anvendes som insekticid til bekæmpelse af bladlus på en lang række afgrøder. Pirimicarb er godkendt i Danmark/EU som pesticid. Godkendelsen udløber i 30/04-2022 og stoffet skal derfor revurderes (EPD). Ifølge bekæmpelsesmiddelstatistikken har salget i Danmark i perioden 2010-2014 varieret mellem 2,1 til 8,5 tons. Fra 2015-17 har salget dog været nogenlunde stabilt på 2-2,5 tons og i 2018 faldt salget til ca. 1,0 ton (Miljøstyrelsen, 2020). Pirimicarb anvendes primært i forbindelse med dyrkning af kornafgrøder i Danmark (Miljøstyrelsen, 2020).

Vandopløseligheden for pirimicarb ligger på ca. 3100 mg/l, dvs. stoffet har høj opløselighed i vand. Pirimicarb har en $\log K_{OW}$ -værdi på 1,7, hvilket betyder, at stoffet har lavt potentiale for bioakkumulering. Ifølge PPDB (2019) har stoffet lav flygtighed og potentialet for udvaskning er moderat i henhold til de fysisk-kemiske egenskaber.

Figur 2.6. Strukturformel for pirimicarb.

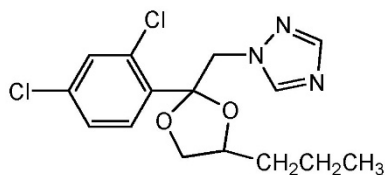


2.7 Propiconazol

Propiconazol (CAS nr. 60207-90-1, (1-[[2-(2,4-dichlorophenyl)-4-propyl-1,3-dioxolan-2-yl] methyl]-1,2,4-triazole) er en triazol, som anvendes som bredspektret fungicid på en lang række afgrøder. Propiconazol er godkendt til anvendelse som biocid i Danmark/EU, men ikke længere som pesticid. Anvendelse af pesticidprodukter med propiconazol i Danmark har været måtte anvendes lovligt indtil udløb af fristen for anvendelse og besiddelse, som var 19/3-2020 (EPD). Ifølge bekæmpelsesmiddelstatistikken lå det højeste salg til brug i landbruget i Danmark på ca. 13 tons i 2013, hvorefter det er faldet til ca. et tons i 2018 (Miljøstyrelsen, 2020). Det har været anvendt i forbindelse med dyrkning af vinterafgrøder i Danmark. Som nævnt anvendes stoffet som biocid, hvor salget har ligget stabilt omkring 4-5 tons om året i perioden 2010-18 (Miljøstyrelsen, 2020).

Vandopløseligheden for propiconazol ligger på ca. 150 mg/l, dvs. stoffet har moderat opløselighed i vand. Propiconazol har en $\log K_{OW}$ -værdi på 3,72, hvilket betyder, at stoffet har højt potentiale for bioakkumulering. Ifølge PPDB (2019) har stoffet lav flygtighed og potentialet for udvaskning lavt i henhold til de fysisk-kemiske egenskaber.

Figur 2.7. Strukturformel for propiconazol.

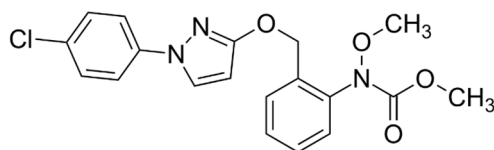


2.8 Pyraclostrobin

Pyraclostrobin (CAS nr. 175013-18-0, (Methyl [2-([1-(4-chlorophenyl)-1H-pyrazol-3-yl]oxy)methyl]phenyl)methoxycarbamate) er et carbamat, som anvendes som fungicid ved primært dyrkning af korn men også andre afgrøder. Pyraclostrobin er godkendt til anvendelse som pesticid i Danmark/EU. Godkendelsen udløber 31/1-2022 og stoffet skal derfor revurderes (EPD). Ifølge bekæmpelsesmiddelstatistikken har salget i Danmark ligget på 35-45 tons. I 2018 var salget ca. 46 tons (Miljøstyrelsen, 2020). Det anvendes hovedsagelig i forbindelse med dyrkning af kornafgrøder i Danmark (Miljøstyrelsen, 2020).

Vandopløseligheden for pyraclostrobin ligger på ca. 1,9 mg/l, dvs. stoffet har lav opløselighed i vand. Pyraclostrobin har en $\log K_{OW}$ -værdi på 3,99, hvilket betyder, at stoffet har højt potentiale for bioakkumulering. Ifølge PPDB (2019) har stoffet lav flygtighed og potentialet for udvaskning er meget lavt i henhold til de fysisk-kemiske egenskaber.

Figur 2.8. Strukturformel for pyraclostrobin.

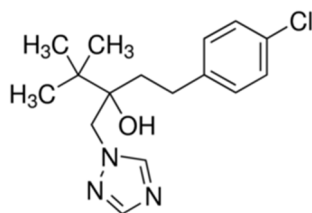


2.9 Tebuconazol

Tebuconazol (CAS nr. 107534-96-3, (RS)-1-(4-Chlorophenyl)-4,4-dimethyl-3-(1,2,4-triazol-1-ylmethyl)pentan-3-ol) er en triazol, som anvendes som fungicid over for forskellige bladsygdomme i korn og andre markafgrøder. Tebuconazol er godkendt som pesticid til anvendelse i Danmark/EU. Godkendelsen udløber 31/8-2021 og stoffet skal derfor revurderes (EPD). Ifølge bekæmpelsesmiddelstatistikken er salget steget i Danmark fra ca. 45 tons i 2010 til ca. 70 tons i 2017. I 2018 var salget ca. 41 tons (Miljøstyrelsen, 2020). Det anvendes hovedsagelig i forbindelse med dyrkning af kornafgrøder i Danmark (Miljøstyrelsen, 2020). Endvidere er stoffet anvendt som biocid, hvor salget har været stabilt omkring 1,5-2 tons om året (Miljøstyrelsen, 2020).

Vandopløseligheden for tebuconazol ligger på ca. 36 mg/l, dvs. stoffet har lav opløselighed i vand. Tebuconazol har en $\log K_{OW}$ -værdi på 3,7, hvilket betyder, at stoffet har højt potentiale for bioakkumulering. Ifølge PPDB (2019) har stoffet lav flygtighed og potentialet for udvaskning er moderat i henhold til de fysisk-kemiske egenskaber.

Figur 2.9. Strukturformel for tebuconazol.



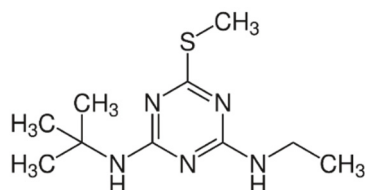
2.10 Terbutryn

Terbutryn (CAS nr. 886-50-0, (N-(1,1-dimethylethyl)-N'-ethyl-6-(methylthio)-1,3,5-triazine-2,4-diamine) er en triazol, som anvendes som herbicid til at bekæmpe græsser og bredbladet ukrudt, samt som biocid til bekæmpelse af alger på bygninger. Terbutryn har ikke været godkendt til pesticidanvendelse i Danmark/EU siden 2002, men det har været godkendt til anvendelse som biocid i blandt andet facademaling, polymerer og bygningsmaterialer siden 2014 i henhold til ECHAs Article 95 liste (ECHA 2021). Terbutryn er under revurdering. Terbutryn er på vandrammedirektivets liste over prioriterede stoffer.

Vandopløseligheden for terbutryn ligger på ca. 25 mg/l, dvs. stoffet har lav opløselighed i vand. Terbutryn har en $\log K_{OW}$ -værdi på 3,66, hvilket betyder,

at stoffet har højt potentiale for bioakkumulering. Ifølge PPDB (2019) har stoffet lav flygtighed, men potentialet for udvaskning er meget lavt i henhold til de fysisk-kemiske egenskaber.

Figur 2.10. Strukturformel for terbutryn.

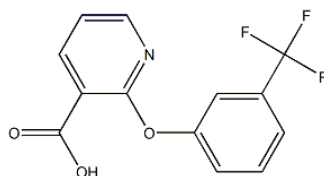


2.11 AE-B

AE-B (CAS nr. 36701-89-0, 2-[3-(trifluoromethyl)phenoxy]pyridine-3-carboxylic acid [EFSA Ref: AE-B107137]) er et nedbrydningsprodukt fra diflufenican, som er et herbicid godkendt til anvendelse i Danmark/EU (se afsnit 2.4).

Vandopløseligheden for AE-B ligger på ca. 410 mg/l, dvs. stoffet har moderat opløselighed i vand. AE-B har en $\log K_{OW}$ -værdi på 2,5, hvilket betyder, at stoffet har moderat potentiale for bioakkumulering. Ifølge PPDB (2019) er graden af flygtighed ukendt. Stoffet har meget højt potentiale for udvaskning til grundvandet, og det er nedbrydeligt i miljøet.

Figur 2.11. Strukturformel for AE-B.

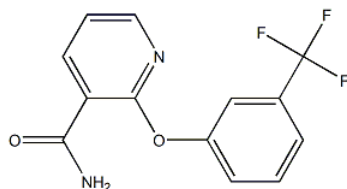


2.12 AE-0

AE-0 (CAS nr. 923557-73-7, 2-[3-(trifluoromethyl)phenoxy]pyridine-3-carboxamide [EFSA Ref: AE-0542291]) er et nedbrydningsprodukt fra diflufenican, som er et herbicid godkendt i Danmark/EU (se afsnit 2.4).

Vandopløseligheden for AE-0 ligger på ca. 100 mg/l, dvs. stoffet har moderat opløselighed i vand. AE-0 har en $\log K_{OW}$ -værdi på 1,8, hvilket betyder, at stoffet har lavt potentiale for bioakkumulering. Ifølge PPDB (2019) er graden af flygtighed ukendt. Stoffet har høj til moderate potentiale for udvaskning til grundvandet, og det er persistent i miljøet.

Figur 2.12. Strukturformel for AE-0.



2.13 12-BAC,14-BAC og 16-BAC

12-BAC (CAS nr. 139-07-1, Benzyltrimethylammonium chloride)
 14-BAC (CAS nr. 139-08-2, Benzyltrimethylammonium chloride)
 16-BAC (CAS nr. 122-18-9, Benzyltrimethylammonium chloride)

BAC forbindelserne er kvantenære ammonium-ioner. De er overfladeaktive stoffer, som har antimikrobiologiske egenskaber, hvilket bl.a. gør dem velegnede til rengøring og desinficering. Det gælder specielt de langkædede såsom BAC 12-16. Forskellen mellem de tre BAC forbindelser er længden af en kulstofkæde, se figur 2.13. BAC forbindelserne er angivet i biociddirektivet som 'quantinary ammonium ions', og ikke på de specifikke ovennævnte forbindelser.

Vandopløseligheden for BAC forbindelserne ligger på ca. 400 g/l, dvs. stofferne har meget høj opløselighed i vand (ECHA 2015). LogK_{OW} -værdierne er ikke kendt, da de er problematiske at fastlægge for overfladeaktive stoffer. Baseret på biologiske studier vurderes potentialet for bioakkumulering lavt (ECHA 2015). Stofferne ikke-flygtige. Kationiske overfladeaktive stoffer, såsom BAC forbindelserne, adsorberer, på grund af positive ladning, stærkt til negativt ladede overflader af slam, jord og sedimenter. Potentialet for udvaskning er derfor meget lavt i henhold til de fysisk-kemiske egenskaber (ECHA 2015).

I henhold til Europæiske Kemikalie Agentur (ECHA) er stofferne meget giftige i det akvatiske miljø og kan forårsage langtidseffekter på vandmiljøet (ECHA 2019, Europa.eu). ECHA indeholder kun lidt information om stofferne, og ECHA har ingen offentlige registrerede data om, i hvilke kemiske produkter stofferne kan anvendes, samt data om de ruter, hvormed stofferne mest sandsynligt frigives til miljøet. BAC forbindelserne er ikke beskrevet i Pesticide Property Databasen (PPDB, 2019).

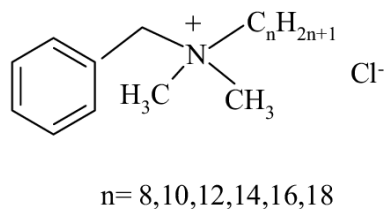
Der er ikke noget præcist billede af, i hvor store mængder BAC forbindelserne bliver anvendt. Der er dog angivet følgende anvendelser / produkter (ECHA 2019):

12-BAC: Vaske- og rengøringsmidler, biocider (f.eks. desinfektionsmidler, skadedyrsbekæmpelsesprodukter), kemikalier til vandbehandling samt offshore aktiviteter i forbindelse med olieudvinding.

14-BAC: Biocider (f.eks. desinfektionsmidler, skadedyrsbekæmpelsesprodukter), plantebeskyttelsesmidler og vaske- og rengøringsprodukter.

16-BAC: Vaske- og rengøringsmidler, polering og voks, plantebeskyttelsesmidler og kosmetik og produkter til personlig pleje.

Figur 2.13. Strukturformel for 8-18 BAC.



3 Prøvetagning og analysemetoder

3.1 Prøvetagning

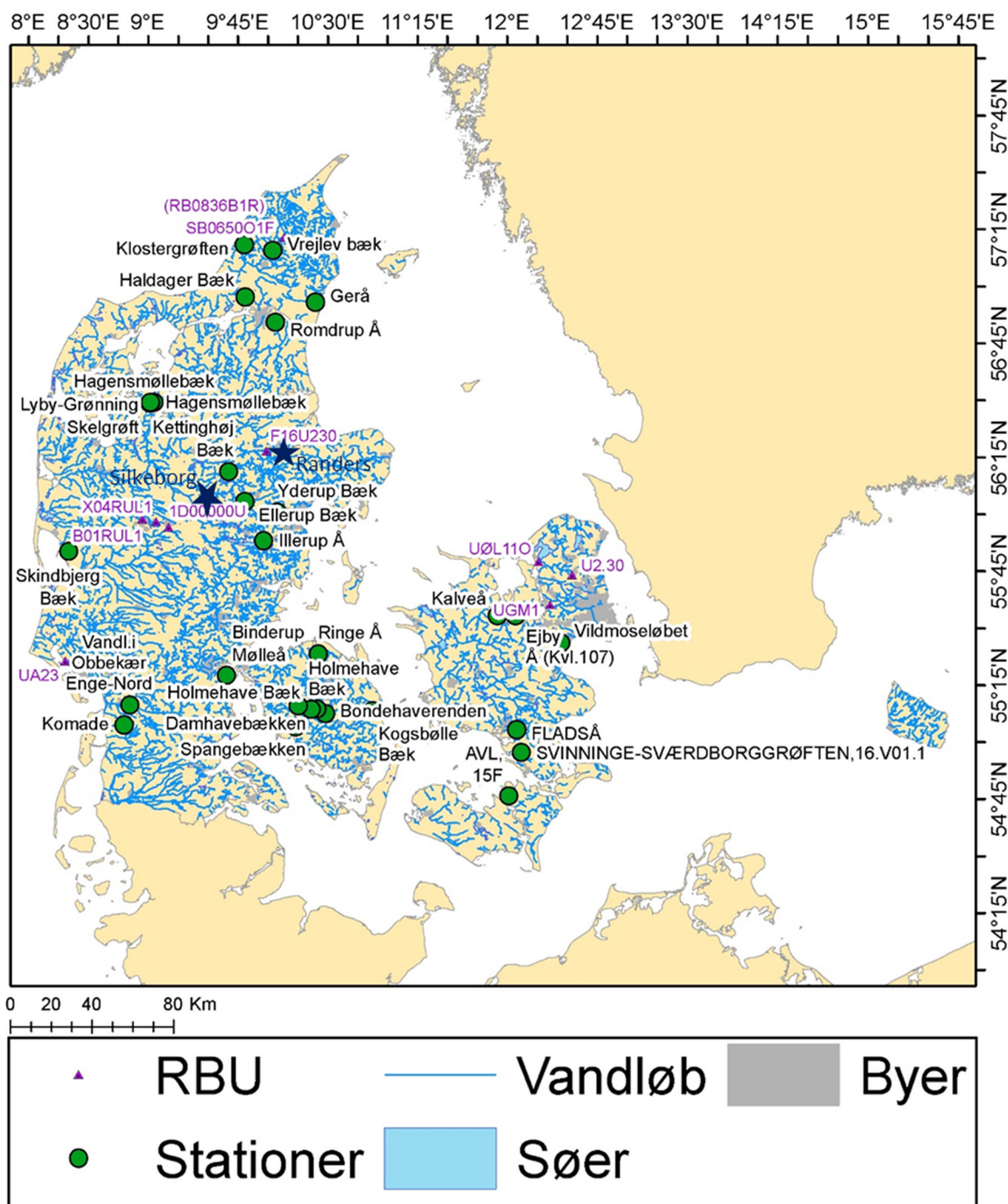
3.1.1 Overfladevand, vandløb

Vandprøverne blev indsamlet i 2017, 2018 og 2019 af Miljøstyrelsen. Der blev indsamlet vandprøver fra 27 vandløb fordelt i Danmark, se tabel 3.1 og figur 3.1. I bilag 2 ses en samlet liste over vandløbsstationer og deres data. Miljøstyrelsen har udvalgt stationerne på baggrund af, om der i oplandet er en arealanvendelse, hvor det kan forventes, at der vil blive brugt pesticider.

I denne rapport indgår data fra to målekampagner i 2017/2018 og 2018/2019, se tabel 3.1. Som det ses af tabellen, blev der i nogle vandløb udtaget to prøver og i andre vandløb kun en. Antallet af prøver i hver prøvetagningsrunde er angivet nederst i tabellen.

Tabel 3.1. Oversigt over vandløb og prøvetagningstidspunkter.

Vandløb	Lokal_st_nr	Oktober	Aug/sep	November	Junijuli
		2017	2018	2018	2019
Bondehaverenden	FYN7935	x			
Damhavebækken	FYN7936	x			
Kalveå	VSJ520080	x			
Kettinghøj Bæk	7430-4632	x			
Vildmoseløbet	ROS9312	x	x		
Yderup Bæk	ARH110414	x			
Romdrup Å	NOR1003		x		
Hagensmøllebæk	7430-4633/VIB34	x	x		
Holmehave Bæk	FYN7937/FYN950	x	x		
Haldager Bæk	NOR7000005		x	x	
Svinng-Sværdborg-Grøften	NYK 16.30.30		x	x	
AVL,15F	STO08.90.17			x	
Binderup Mølleå	VEJ370040			x	
Ejby Å (Kvl.107)	ROS80			x	x
Ellerup Bæk	ARH070113			x	x
FLADSÅ	STO19.10.70			x	x
Gerå	NOR802			x	
Illerup Å	ARH090279			x	x
Klostergrøften	NOR10102			x	x
Kogsbølle Bæk	FYN0707210			x	
Komade	RIB1815-00487			x	x
Lyby-Grønning Skelgrøft	VIB1730-00014			x	
Ringe Å	FYN2400680			x	
Skindbjerg Bæk	RKB4090011			x	x
Spangebækken	FYN1507130			x	x
Vandl.i Obbekær Enge-Nord	RIB1628-02811			x	x
Vrejlev bæk	NOR40011			x	x
Antal prøver		8	6	18	10



Figur 3.1. Kort over placering af vandløb og RBU anlæg, som indgår i de to undersøgelser. Vandløb er angivet med en grøn cirkel. RBU anlæg til spildevandprøver ved Silkeborg og Randers er angivet med en blå stjerne. RBU anlæg til sedimentprøver er angivet med en pink trekant. Se tabel 3.2 for navne på RBU anlæg til sedimentprøver. Bemærk Hagenmøllebæk er angivet to gange, da der var udtaget prøver fra to forskellige lokaliteter (Martin m. Larsen, BIOS, ENVS).

I 2017/18 blev 11 af stofferne målt i alt i 11 vandløb. I 2017 blev der målt prøver fra otte vandløb, og i 2018 blev målt prøver fra seks vandløb. De målte stoffer var: Terbutryn, irgarol/cybutryne, carbendazim, diazinon, pirimicarb, azoxystrobin, pyraclostrobin, diflufenican, 12-BAC, 14-BAC og 16-BAC. De sidste to stoffer: AE-B og AE-0 blev kun målt en gang i 2018 i seks vandløb.

I 2018/19 blev fire af stofferne målt i 18 vandløb. I 2018 blev stofferne målt i prøver fra 18 vandløb, og i 2019 blev de målt i prøver fra 10 vandløb. De målte stoffer var: Tebuconazol, propiconazol, azoxystrobin og diflufenican.

Dvs. azoxystrobin og diflufenican blev målt i begge målekampagner

3.1.2 RBU prøver, vand og sediment

I 2017 og 2018 blev der indsamlet spildevandsprøver fra to anlæg til regnbehandlede udledninger (RBU). Prøverne blev opsamlet over en periode på ca. 1-4 uger pr. prøve afhængig af nedbørsmængde. Der blev over et år indsamlet prøver ad fire omgange fra Himmelbovej, Randers og ad fem omgange fra Højmarken, Silkeborg.

Fra 10 RBU anlæg blev der indsamlet 10 sedimentprøver i november 2017 (tabel 3.2).

11 stoffer blev målt i sediment og spildevand. De målte stoffer var: Terbutryn, irgarol/cybutryne, carbendazim, diazinon, pirimicarb, azoxystrobin, pyraclostrobin, diflufenican, 12-BAC, 14-BAC og 16-BAC. De sidste to stoffer: AE-B og AE-0 blev kun målt i 2018 i spildevandsprøverne.

Tabel 3.2. Oversigt over RBU anlæg.

RBU vand, ind- og udløb 2017 og 2018:

Navn	RBU ID	Angivelse på figur 3.1
Himmelbovej, Randers	F16U230	Randers
Højmarken, Silkeborg	I12041U	Silkeborg

RBU sediment 2017:

Navn	Punktkilde Identifikator	Angivelse på figur 3.1
Allerød	c773ab93-0097-4007-b1c4-0ef4118ef811	U2.30
Ølsted	646f09fc-525e-476d-beb9-608b2deb2d77	UØL110
Tårs	f5393057-ac40-44e0-9ac6-7ff3626e4b30	SB0650O1F
Gundsømagle	d137dcc9-c208-4a86-8848-824fa58b0181	UGM1
Esbjerg	ea0db9b5-2ae9-43d1-80cf-82a8b2b67188	UA23
Herning	893bc423-c1a0-457e-9a85-95050d12d324	B01RUL1
Gjellerup	bdc13ad5-9f87-4e17-a142-ca709b5bd599	X04RUL1
Ikast	e737b854-ce2a-42c1-af18-d27429a12928	1D00000U
Randers	9a3075d2-1975-4749-8890-e14decbb7dd6	F16U230
Hjørring	b9437735-dff1-404d-92b1-01a7ffdccc5f	RB0836B1R

3.1.3 Prøveopsamling og opbevaring

Vandprøverne blev opsamlet i glasflasker. Prøverne blev holdt ved 4°C under transport og evt. kortvarig opbevaring. Prøverne blev ekstraheret inden for 24 timer efter ankomst til laboratoriet.

Sedimentprøverne blev opsamlet i glasflasker og opbevaret ved -18°C.

3.2 Ekstraktionsmetode vandprøver

Alt glasudstyr blev udglødet ved 450°C i 6 timer før brug.

Alle stoffer, undtagen BAC'erne, AE-B og AE-0: 2000 ml af prøve tilsat interne standarder ekstraheres på Bakerbond Speedisk®. Efter ekstraktion af prøven på kolonne (under vakuum, ca. 0,4 bar) elueres denne med henholdsvis MeOH, AcCN og MeOH. De kombinerede ekstrakter inddampes til 1 ml. Prøver analyseres ved LC-MS/MS.

Som intern standard anvendes deuterium-mærkede standarder: carbendazim-D4, terbutryn-D5, irgarol-D9, diflufenican-D3, pyraclostrobin-(N-methoxi-D3), tebuconazol-D6, propiconazol-D5. De interne standarder var opløst i methanol.

For BAC'erne: 500 ml delprøve tilsat intern standard og ekstraheret på Strata-X-CW (200 mg - 6 ml) SPE kolonne elueret med henholdsvis MeOH:myresyre (95:5%), AcCN: myresyre (95:5%) og (MeOH: myresyre):(AcCN: myresyre) (50:50). De samlede ekstrakter inddampes til 1 ml og analyseres ved LC-MS/MS.

Som intern standard anvendes deuterium-mærkede standarder: 12-BAC-D7, 14-BAC-D7 og 16-BAC-D7. De interne standarder var opløst i methanol.

AE-B og AE-0 blev kun analyseret ved direkte injektion på LC-MS/MS og således ikke ekstraheret. Disse to stoffer var ikke en del af den oprindelige screening, men kunne efterfølgende medtages på grund af et forskningsprojekt, hvor der pågik analyser for disse to stoffer.

3.2.1 Analyse på LC-MS/MS ved direkte injektion af vandprøver

Før ekstraktion blev 1 ml udtaget af hver prøve i en HPLC-vial, og intern standard blev tilsat. Prøverne blev direkte injiceret så hurtigt som muligt på instrumentet uden nogen form for forbehandling. Disse data blev brugt i de tilfælde, hvor der i en given prøve var så høje koncentrationer af et bestemt stof, at det lå uden for det måleområde, der kunne opnås ved de ovenstående ekstraktionsmetoder.

3.3 Ekstraktionsmetode for sedimentprøver

Alt glasudstyr blev udglødet ved 450°C i 6 timer før brug.

Som intern standard anvendes deuterium-mærkede standarder: Carbendazim-D4, terbutryn-D5, irgarol-D9, diflufenican-D3 og pyraclostrobin- (N-methoxi-D3), 12-BAC-D7, 14-BAC-D7 og 16-BAC-D7.

Før ekstraktion blev sedimentprøverne optøet, omrørt og en delprøve (10 g) blev frysetørret indtil konstant vægt (ca. fem dage). Sedimentprøvernes tørstofindhold blev samtidig bestemt ved denne proces.

Ekstraktion blev udført ved Accelereret Solvent Extraction (ASE) med methanol. 10 ml ASE celler blev fyldt med 3 g Ottawa-sand, 1 g Hydromatrix og 1 g frysetørret sedimentprøve. ASE-programmet var: 80 °C og 2 cyklusser med methanol som ekstraktionsmiddel. Slutvolumen af ekstraktet var 20 ml.

1 ml ekstrakt blev overført til et HPLC-hætteglas og tilsat intern standard. Der resterende ekstrakt på 19 ml blev enten opbevaret ved -18 °C eller opkoncetreret yderligere ved inddampning.

3.4 Analyse på LC-MS/MS

Både vandprøver og sedimentprøver blev analyseret på LC-MS/MS.

Analyserne blev udført på LC-MS/MS ved elektropray-ionisering i positiv mode (ESI (+)). Kolonne: Synergy Polar-RP-søjle (L = 150 mm, ID = 2 mm, particles = 4 µm, Phenomenex, Torrance, CA, USA). Multi-step HPLC-gradient bestod af vand med 0,2% myresyre (A) og methanol med 0,2% myresyre (B). Injektionsvolumen: 10 µL. Eksterne kalibreringsstandarder blev anvendt til at kvantificerer koncentrationerne i prøverne.

Kalibreringsstandarder for vandprøverne blev fremstillet i methanol i koncentrationsområdet 0,005 µg/l til 10 µg/l indeholdende interne standarder.

Kalibreringsstandarder for sedimentprøverne blev fremstillet i methanol i koncentrationsområdet 0,005 µg/l til 100 µg/l indeholdende interne standarder.

3.5 Detektions- og kvantifikationsgrænser

I de nedenstående tabeller (se tabel 3.2 og 3.3) er en oversigt over detektionsgrænser og kvantifikationsgrænser i screeningsundersøgelserne. Værdierne er opgivet i både ng/l og µg/l henholdsvis µg/kg TS og mg/kg TS, da begge anvendes efterfølgende i rapporten pga. store koncentrationsforskelle.

Tabel 3.2. Detektionsgrænser (LOD) og kvantifikationsgrænser (LOQ) for vandprøver, ferskvand og RBU vand.

Stof	LOD (µg/l)	LOQ (µg/l)	LOD (ng/l)	LOQ (ng/l)
Azoxystrobin	0,0000082	0,000018	0,0082	0,018
Carbendazim	0,000037	0,000065	0,037	0,065
Diazinon	0,0000011	0,0000014	0,0011	0,0014
Diflufenican	0,0000106	0,0000168	0,0106	0,0168
Irgarol/cybutryne	0,0002618	0,000476	0,2618	0,476
Pirimicarb	0,0000031	0,0000056	0,0031	0,0056
Propiconazol	0,0000661	0,0001821	0,0661	0,1821
Pyraclostrobin	0,0000128	0,0000343	0,0128	0,0343
Tebuconazol	0,0000152	0,0000377	0,0152	0,0377
Terbutryn	0,0000071	0,0000141	0,0071	0,0141
12-BAC	0,0039	0,00936	3,9	9,36
14-BAC	0,00123	0,00265	1,23	2,65
16-BAC	0,00089	0,00204	0,89	2,04
AE-B	0,05	n.a.	50	n.a.
AE-0	0,02	n.a.	20	n.a.

Der er kun rapporteret koncentrationstværdier over LOQ. I rapporteringen er anvendt både <LOD og < LOQ. Grunden til denne dobbelte angivelse, er, at der for nogle forbindelser altid er lidt baggrundsstøj i kromatogrammet.

<LOQ: Hvis støj-signalforholdet (S/N) er over 3, og koncentrationen er inden for området LOD til LOQ, er den påviste forbindelse tilstede, men ikke kvantificeret, dvs. angivet som <LOQ.

<LOD: Alle data med en S/N under 3 eller hvor den beregnede koncentration er under LOD betragtes som ikke-påvist og er angivet som <LOD.

Tabel 3.3. Detektionsgrænser (LOD) og kvantifikationsgrænser (LOQ) for RBU sedimentprøver

stof	LOD (mg/kg TS)	LOQ (mg/kg TS)	LOD (µg/kg TS)	LOQ (µg/kg TS)
Azoxystrobin	0,0001	0,00036	0,1	0,36
Carbendazim	0,00012	0,00042	0,12	0,42
Diazinon	0,0001	0,00028	0,1	0,28
Diflufenican	0,00016	0,00036	0,16	0,36
Cybutryne/irgarol	0,00028	0,00066	0,28	0,66
Pirimicarb	0,00001	0,00005	0,01	0,05
Pyraclostrobin	0,00034	0,00113	0,34	1,13
Terbutryn	0,00006	0,00036	0,06	0,36
12-BAC	0,0005	0,00167	0,5	1,67
14-BAC	0,00102	0,00204	1,02	2,04
16-BAC	0,00019	0,00052	0,19	0,52

AE-B og AE-0 var ikke en del af det oprindelige program, men blev medtaget fordi det var muligt. Derfor foreligger der kun LOD værdier for disse to.

4 Resultater og diskussion

I det efterfølgende er der en gennemgang af målingerne behandlet på enkeltstof niveau. Det skal bemærkes, at stoffernes koncentrationer er angivet i ng/l og µg/kg TS i stedet for µg/l og mg/kg TS for at gøre talværdier læsbare (1 µg = 1000 ng og 1 mg = 1000 µg).

En undtagelse herfra er dog data for BAC-12-16, som ligger på højere koncentrationer end de andre målte stoffer. Her anvendes enhederne µg/l og mg/kg TS.

Der er for hvert stof og for hver matrice angivet den procentvise andel af prøver med målbart indhold, dvs. over LOQ, samt fundhyppighed for påviste prøver, dvs. over LOD. Endvidere er angivet det koncentrationsområde, som prøverne er blevet målt i, samt medianværdier for de kvantificerbare prøver. Medianværdien afspejler den "almindeligste forekommende" koncentration i de pågældende prøver. Dette er valgt i stedet for middelværdi, da der er stor spredning i koncentrationerne, og i flere tilfælde forekommer en enkelt prøve med meget høj koncentration for et stof. En enkelt høj prøve kan påvirke middelværdien signifikant, hvis der er få datapunkter. Ved medianværdier vil en høj "outlier" vægte mindre i statistikken.

Blandt de 15 stoffer er der for to stoffer fastsat miljøkvalitetskrav (MKK) i Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand (MST 2017).

Tabel 4.1. MKK værdier. Bemærk at værdier er opgivet i ng/l i stedet for som normalt µg/l.

ng/l	Generelt kvalitetskrav (MKK)		Korttids kvalitetskrav (MKKmax)	
	indlandsvand	andet overfladevand	indlandsvand	andet overfladevand
Terbutryn	65	6,5	340	34
Irgarol/Cybutryne	2,5	2,5	16	16

Vandløb: Der blev foretaget analyser på prøver fra i alt 28 vandløb. For ca. halvdelen (15 vandløb), blev der analyseret to prøver, for resten en enkelt prøve. Ved gennemgang af data for de enkelte stoffer er det angivet dels hvor mange vandløb og dels hvor mange prøver, der indgår i datamaterialet. I det efterfølgende vil alle prøver blive behandlet som enkeltprøver. Alle stoffer bortset fra de to nedbrydningsprodukter af diflufenican blev fundet i flere vandløb.

Spildevand: Der blev foretaget analyser på prøver fra to RBU anlæg, ind og udløb, med henholdsvis fire og fem indsamlingsperioder for 13 stoffer. Der blev påvist henholdsvis ni og 10 stoffer på de to RBU anlæg. Da der kun indgik to RBU anlæg kan fundprocenten ikke direkte sammenlignes med vandløb og RBU sediment.

RBU sediment: Der blev foretaget analyser på prøver fra 10 RBU anlæg i november 2017 for 11 stoffer, hvor der blev påvist ni stoffer i minimum et anlæg.

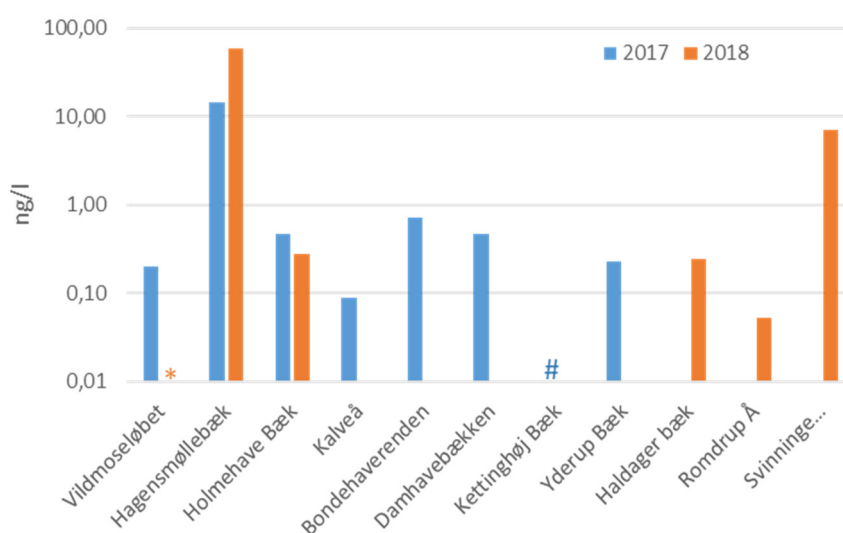
I bilag 1 er alle data samlet i tabeller opdelt på de enkelte stoffer.

4.1 Azoxystrobin

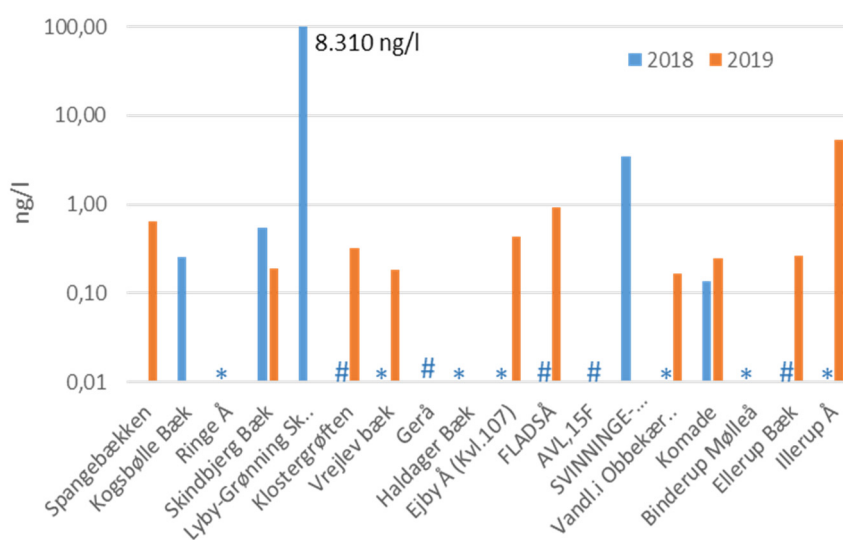
4.1.1 Vandløb

Azoxystrobin indgik som parameter i begge målekampanjer og blev målt i prøver fra alle 28 vandløb med et samlet antal på 42 prøver. Der blev påvist målbare koncentrationer i 27 prøver, svarende til 64% med koncentrationer >LOQ. Tælles prøverne med påviste koncentrationer med, dvs. prøver angivet som <LOQ, bliver fundprocenten 81%. For prøverne udtaget primo 2019 (10 vandløb) blev azoxystrobin påvist i kvantificerbare koncentrationer i alle prøver. Den højeste koncentration blev fundet i Lyby-Grønning Skelgrøft med en værdi på 8312 ng/l, hvilket er langt højere end indholdet i de andre prøver. Der blev kun foretaget én måling i dette vandløb. Dette resultat tyder på en punktkildeforurening. Det næsthøjeste indhold var på 58,9 ng/l, mens indholdet i de øvrige prøver var i måleområdet 0,05-14,4 ng/l, med en medianværdi på 0,3 ng/l. I alt seks prøver havde koncentrationer 1 ng/l og 21 prøver under 1 ng/l. Se figur 4.1 og 4.2.

Figur 4.1. Azoxystrobin. Koncentrationer i vandløb, første målekampagne. Bemærk logaritmisk skala. * angiver <LOD, # angiver <LOQ.



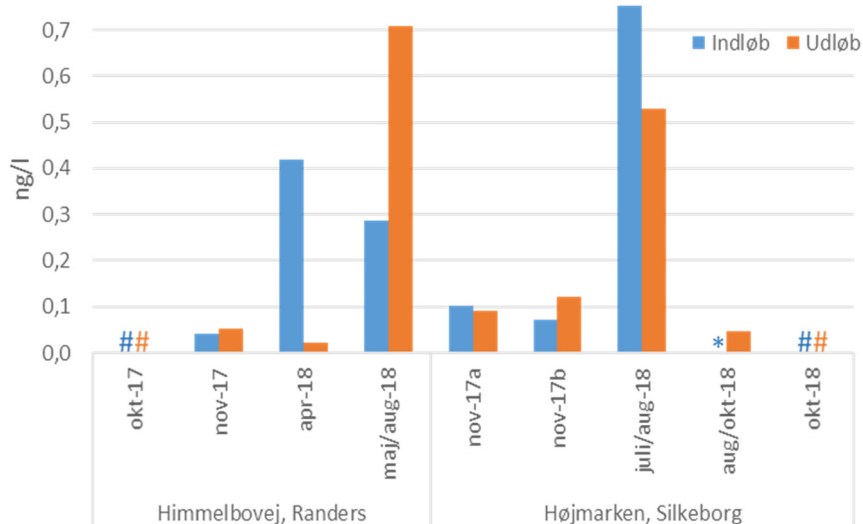
Figur 4.2. Azoxystrobin. Koncentrationer i vandløb, anden målekampagne. Bemærk logaritmisk skala. For Lyby-Grønning Skelgrøft er koncentrationen uden for skalaen på grafen. Værdi angivet på graf. * angiver <LOD, # angiver <LOQ.



4.1.2 RBU spildevand

Der blev påvist målbare koncentrationer af azoxystrobin i seks indløbsprøver, svarende til 67% med koncentrationer >LOQ og i syv udløbsprøver svarende til 78%. I indløbsprøverne var indholdet fra 0,04-0,89 ng/l med en median på 0,196 ng/l. I udløbsprøverne var indholdet 0,02-0,71 ng/l med en median på 0,091 ng/l. Der var ikke den store forskel i koncentrationerne ved de to RBU anlæg. Koncentrationerne i de to RBU anlæg var således noget lavere end de koncentrationer, der blev fundet i vandløb. Se figur 4.3.

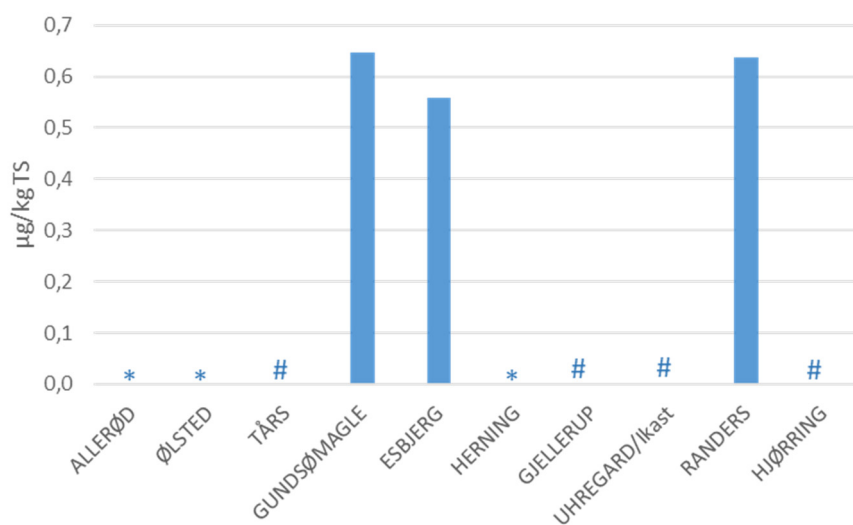
Figur 4.3. Azoxystrobin. Koncentrationer i RBU spildevand, ind og udløb. * angiver <LOD, # angiver <LOQ.



4.1.3 RBU sediment

Der blev påvist målbare koncentrationer af azoxystrobin i tre prøver, svarende til 30% med koncentrationer >LOQ. Tælles de påviste prøver med, dvs. prøver angivet som <LOQ, bliver fundprocenten 60%. Koncentrationerne lå på 0,56-0,65 µg/kg TS med en median på 0,64 µg/kg TS. Se figur 4.4.

Figur 4.4. Azoxystrobin. Koncentrationer i RBU sediment. * angiver <LOD, # angiver <LOQ.



4.1.4 Samlet vurdering

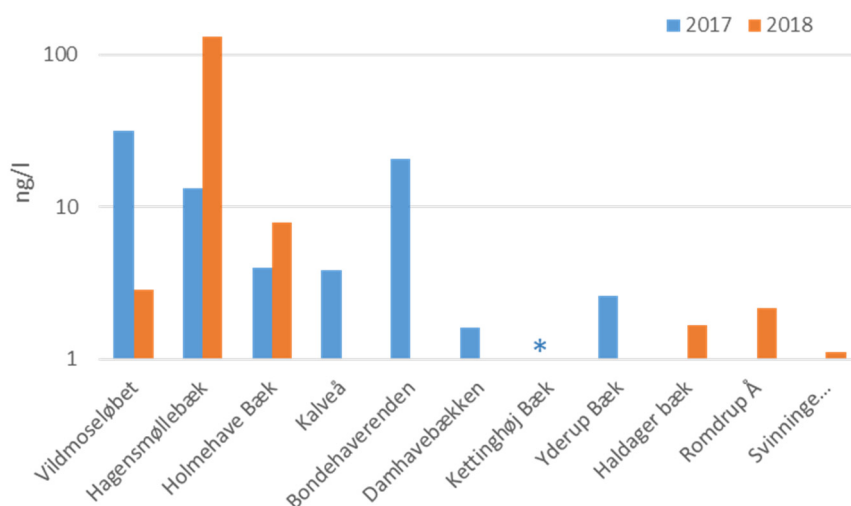
Resultaterne kan tyde på, at azoxystrobin er almindeligt forekommende i det danske vandmiljø, herunder også spildevand. Resultaterne fra RBU prøverne kan tyde på, at azoxystrobin kun i mindre omfang bliver tilbageholdt i sedimentet i RBU anlæggene, og at der ikke sker en nedbrydning i anlæggene eftersom at stoffet bliver fundet i tilsvarende koncentrationer i udløb. Stoffet er ikke specielt mobilt, så man kunne have forventet at noget af det ville binde til sedimentet.

4.2 Carbendazim

4.2.1 Vandløb

Carbendazim indgik som parameter i målekampagnen 17/18 og der blev målt i 11 vandløb med et samlet antal på 14 prøver. Der blev påvist målbare koncentrationer i 13 prøver, svarende til 93% med koncentration $>LOQ$. Den højeste koncentration på 131,5 ng/l blev fundet i en prøve fra Hagensmøllebæk. I resten af prøverne var koncentrationen i måleområdet 1,1-31,4 ng/l med en medianværdi på 3,8 ng/l. I alt fire prøver havde koncentrationer over 10 ng/l og ni prøver havde koncentrationer under 10 ng/l. Se figur 4.5

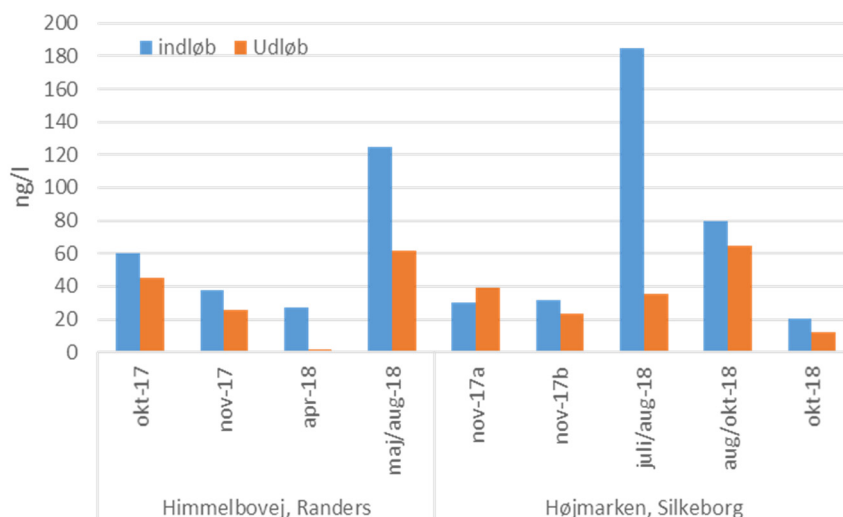
Figur 4.5. Carbendazim. Koncentrationer i vandløb, første målekampagne. Bemærk logaritmisk skala. * angiver $<LOD$.



4.2.2 RBU spildevand

Der blev påvist målbare koncentrationer af carbendazim i alle indløbs- og udløbsprøver svarende til 100%. I indløbsprøverne lå koncentrationerne i området 20,3-185 ng/l med en median på 37,8 ng/l. I udløbsprøverne var koncentrationerne 1,9-64,8 ng/l med en median på 35,5 ng/l. Der var ikke den store forskel i koncentrationerne ved de to RBU anlæg. Koncentrationerne i RBU anlæg var således ca. en faktor 10 højere end koncentrationerne fundet i vandløb. Se figur 4.6.

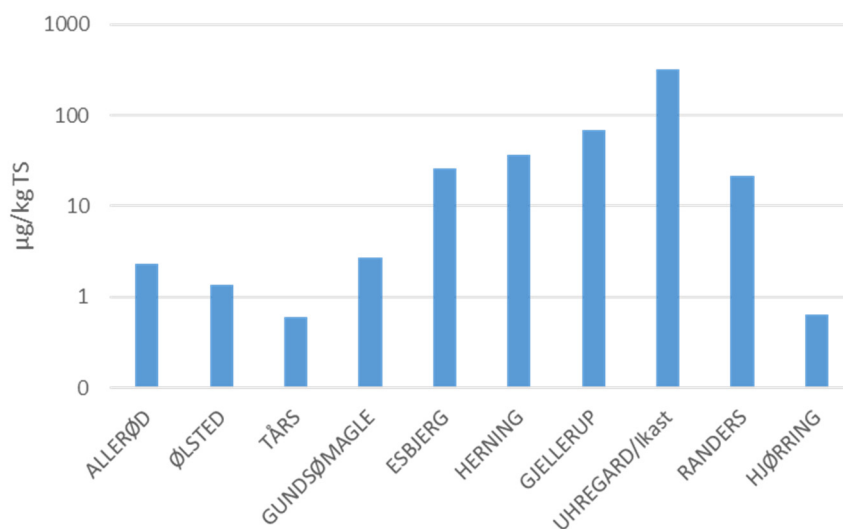
Figur 4.6. Carbendazim. Koncentrationer i RBU spildevand, ind og udløb.



4.2.3 RBU sediment

Der blev påvist målbare koncentrationer af carbendazim i alle prøver, svarende til 100%. Den højeste koncentration blev fundet i Uhregård /Ikast med en værdi på 322 µg / kg TS. Resten af prøverne lå i måleområdet 0,6-69,5 µg / kg TS, med en medianværdi på 12,2 µg / kg TS. Heraf lå to prøver lavt på ca. 0,6 µg / kg TS. Se figur 4.7.

Figur 4.7. Carbendazim. Koncentrationer i RBU sediment. Bemærk logaritmisk skala.



4.2.4 Samlet vurdering

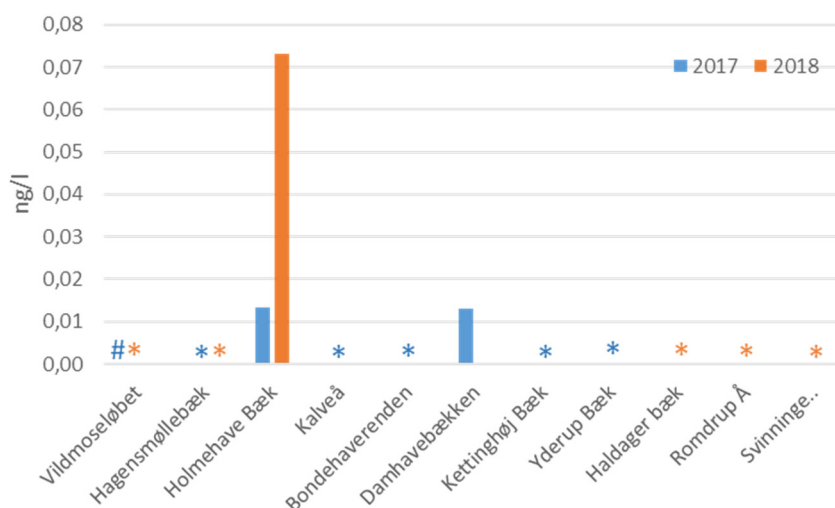
Resultaterne kan tyde på, at carbendazim er almindeligt forekommende i det danske vandmiljø, herunder også spildevand. Ud fra RBU prøverne kan det tyde på, at carbendazim bliver tilbageholdt i sedimentet i RBU anlæggene, hvilket er i overensstemmelse med stoffets fysiske/kemiske egenskaber. Da carbendazim ikke er godkendt som pesticid til anvendelse i Danmark, men det er godkendt som biocid i fx malinger, er overfladeafstrømning fra bygninger en mulig kilde til forurening.

4.3 Diazinon

4.3.1 Vandløb

Diazinon indgik som parameter i målekampagnen 17/18 og er der målt i 11 vandløb med et samlet antal på 14 prøver. Der blev påvist målbare koncentrationer i tre prøver, svarende til 21% med koncentrationer >LOQ. Tælles prøverne med påviste koncentrationer med, dvs. prøver med koncentrationer <LOQ, bliver fundprocenten 29%. Den højeste koncentration på 0,073 ng/l blev målt i prøven fra Holmehave Bæk ng/l. Koncentrationen i de andre to

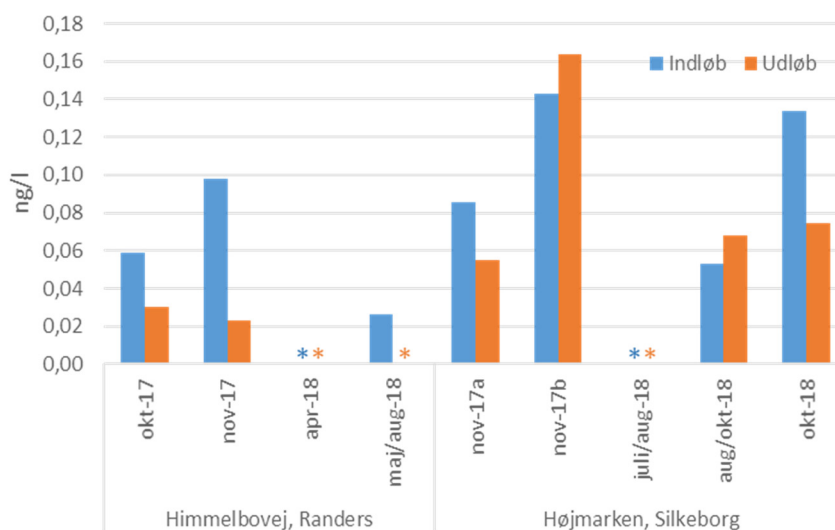
Figur 4.8. Diazinon. Koncentrationer i vandløb, første målekampagne. * angiver <LOD, # angiver <LOQ.



4.3.2 RBU spildevand

Der blev påvist målbare koncentrationer af diazinon i syv indløbsprøver svarende til 78% med koncentrationer >LOQ og seks udløbsprøver svarende til 67%. Koncentrationerne var generelt meget lave, 0,026-0,14 ng/l med en median på 0,086 ng/l i indløbsprøverne og 0,026-0,16 ng/l i udløbsprøverne med en median på 0,062 ng/l. Der var ikke den store forskel i koncentrationerne ved de to RBU anlæg. Se figur 4.9.

Figur 4.9. Diazinon. Koncentrationer i RBU spildevand, ind og udløb. * angiver <LOD.



4.3.3 RBU sediment

Der blev påvist målbare koncentrationer af diazinon i én prøve fra Ølsted, svarende til 10% med en koncentration på 0,3 µg/kg TS. Indholdet i resten af prøverne var under LOD. På grund af stoffets fysisk/kemiske egenskaber var det forventet, at diazinon ville binde sig til RBU sediment. Imidlertid er koncentrationerne i RBU spildevandet meget lave, så det er muligt, at detektionsgrænsen i sediment ikke er tilstrækkelig lav til påvisning. Ud fra spildevandsdata ses der dog ikke en indikation af høj tilbageholdelse. Data er ikke vist grafisk.

4.3.4 Samlet vurdering

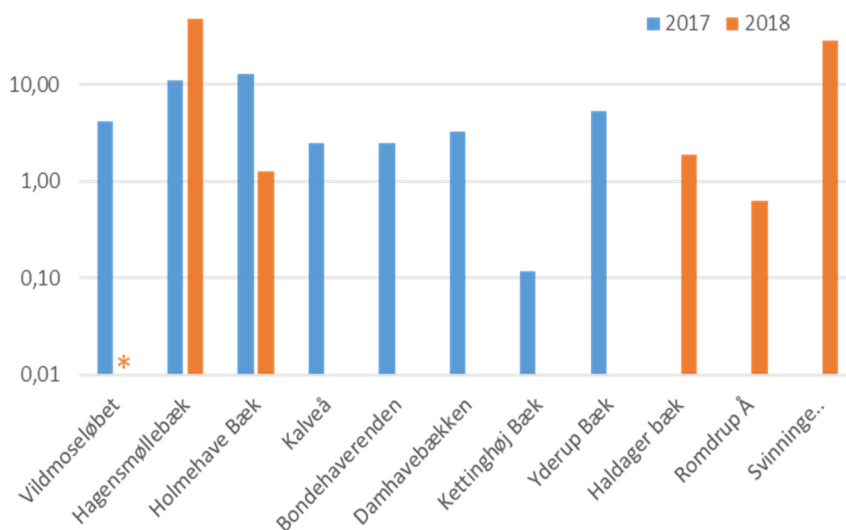
Diazinon blev kun fundet i begrænset omfang og i relativt lave koncentrationer i de undersøgte prøver, hvilket var forventet, da stoffet ikke er godkendt til anvendelse i Danmark. Resultaterne fra RBU anlæggene viser, at diazinon ikke i større omfang bliver tilbageholdt i RBU anlæggene. Iht. de fysisk-kemiske egenskaber var det forventet, at diazinon ville bindes til sedimentet.

4.4 Diflufenican

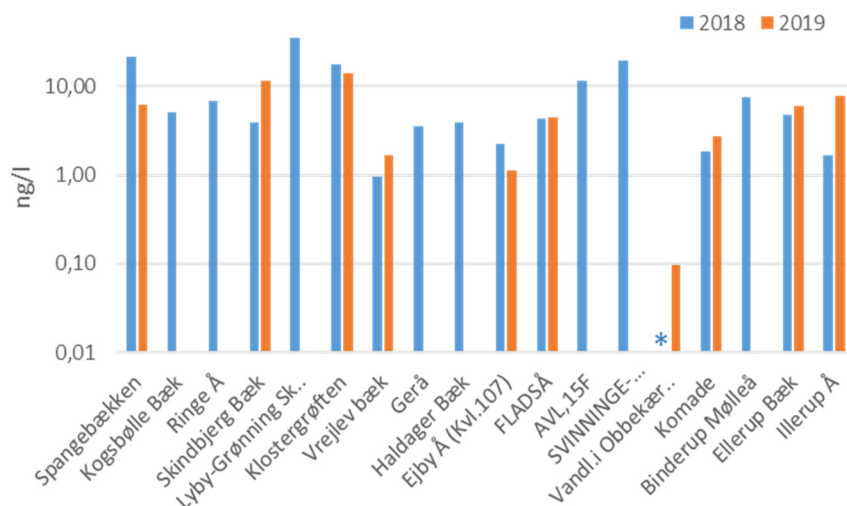
4.4.1 Vandløb

Diflufenican indgik som parameter i begge målekampaner og blev målt i alle 28 vandløb med et samlet antal på 42 prøver. Der blev påvist målbare koncentrationer i 40 prøver, svarende til en fundprocent på 95%. Den højeste koncentration på 47,8 ng/l blev målt i Hagensmøllebæk. Der blev foretaget målinger på to prøver i dette vandløb, og i den anden prøve blev der fundet en koncentration 10,9 ng/l. Koncentrationerne i resten af prøverne lå i måleområdet 0,1-35,6 ng/l, med en medianværdi på 4,4 ng/l. Fire prøver havde indhold i koncentrationsområdet omkring 0,1-1 ng/l, og hovedparten af prøverne, i alt 26 prøver, i koncentrationsområdet 1-10 ng/l. Se figur 4.10 og 4.11.

Figur 4.10. Diflufenican. Koncentrationer i vandløb, første målekampagne. Bemærk logaritmisk skala. * angiver <LOD.



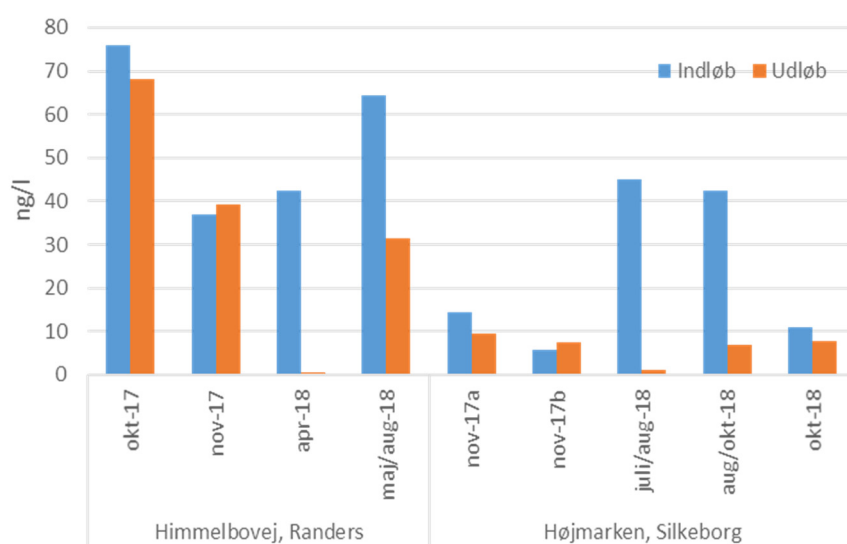
Figur 4.11. Diflufenican. Koncentrationer i vandløb, anden målekampagne. Bemærk logaritmisk skala. * angiver <LOD.



4.4.2 RBU spildevand:

Der blev påvist diflufenican i alle ind- og udløbsprøver svarende til en fundhyppighed på 100%. Koncentrationerne lå mellem 5,8-76 ng/l i indløb med en median på 42,3 ng/l og 0,5-68 ng/l i udløb med en median på 7,9 ng/l. Koncentrationerne ved Himmelbovej, Randers var generelt højere end ved Højmarken, Silkeborg. Koncentrationerne i anlægget ved Himmelbovej, Randers lå således ca. en faktor 10 over de fundne værdier i vandløb, mens koncentrationerne i anlægget ved Højmarken, Silkeborg kun lå lidt højere baseret på medianværdi. Se figur 4.12.

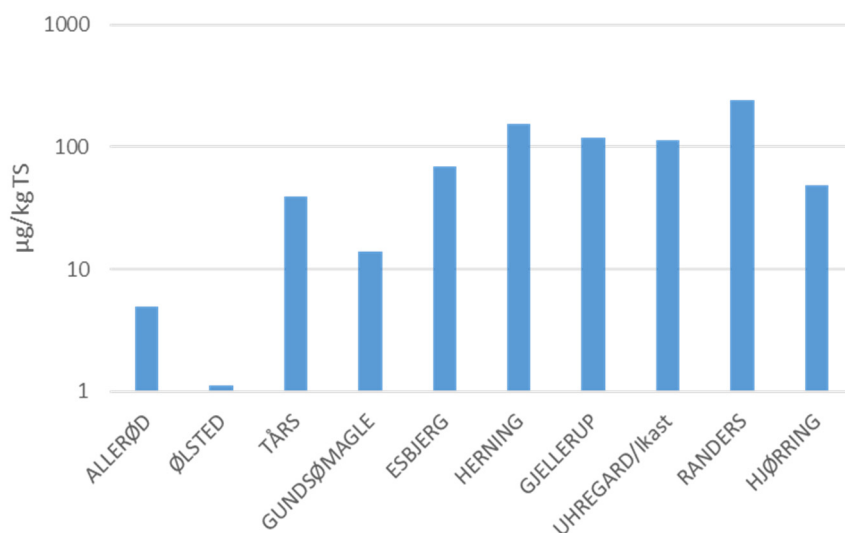
Figur 4.12. Diflufenican. Koncentrationer i RBU spildevand, ind og udløb.



4.4.3 RBU sediment

Der blev påvist målbare koncentrationer af diflufenican i alle prøver, svarende til 100%. Den højeste koncentration blev fundet i anlægget ved Himmelbovej, Randers med en værdi på 240 µg/kg TS. I resten af prøverne var indholdet i måleområdet 1,1-154 µg/kg TS, med en medianværdi på 58,7 µg/kg TS. Heraf lå to prøver under 5 µg/kg TS. Se figur 4.13.

Figur 4.13. Diflufenican. Koncentrationer i RBU sediment. Bemærk logaritmisk skala.



4.4.4 Samlet vurdering

Ud fra resultaterne vurderes diflufenican til at være almindelig forekommende i vandmiljøet samt i RBU spildevand. Ud fra RBU prøverne kan det tyde på, at diflufenican bliver tilbageholdt i vist omfang i sedimentet i RBU anlæggene, hvilket er i overensstemmelse med stoffets fysiske/kemiske egenskaber. Diflufenican er godkendt til brug i Danmark.

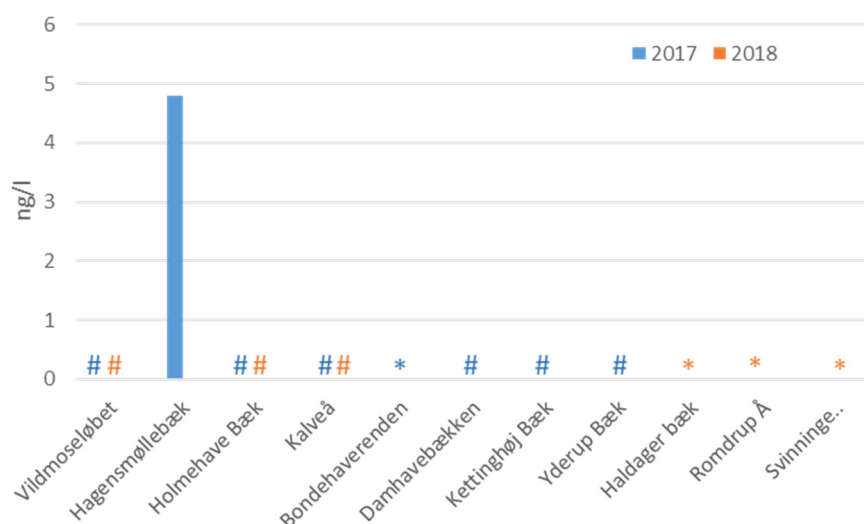
4.5 Irgarol/cybutryne

4.5.1 Vandløb

Irgarol indgik som parameter i målekampagnen 17/18 og der blev målt i 11 vandløb med et samlet antal på 14 prøver. Der blev påvist målbar koncentration i én prøve, svarende til 7% af det totale antal prøver. Tælles prøverne med påviste koncentrationer med, dvs. prøver med koncentrationer <LOQ, bliver fundprocenten 71%. Den påviste koncentration var på 4,8 ng/l i en prøve fra Hagensmøllebæk. Miljøkvalitetskravet er 2,5 ng/l, men eftersom at der kun er en måling, er det mere relevant at sammenligne MKKmax på 16 ng/l. Koncentration er lavere end dette kvalitetskrav. Se figur 4.14.

Irgarol har været med i en tidligere NOVANA screeningsundersøgelse (Vorkamp et al. 2014). Resultaterne fra de 16 vandløb i denne undersøgelse viste en median på ca. 0,1 ng/l, og en fundprocent på 43%. Men datagrundlaget er forskelligt mht. detektionsgrænser og kvantifikationsgrænser, så resultaterne er ikke direkte sammenlignelige. I Vorkamp et al. 2014. blev der rapporteret koncentrationsværdier over detektionsgrænsen på 0,004 ng/l og en fundprocent i ferskvand på 44%. I nærværende undersøgelse indgår kun koncentrationsværdier over kvantifikationsgrænsen på 0,48 ng/l samt fundværdier ud fra en detektionsgrænse på 0,26 ng/l. Ud fra nærværende undersøgelse vurderes forekomsten af irgarol i det danske vandmiljø ikke til at være blevet sjældnere.

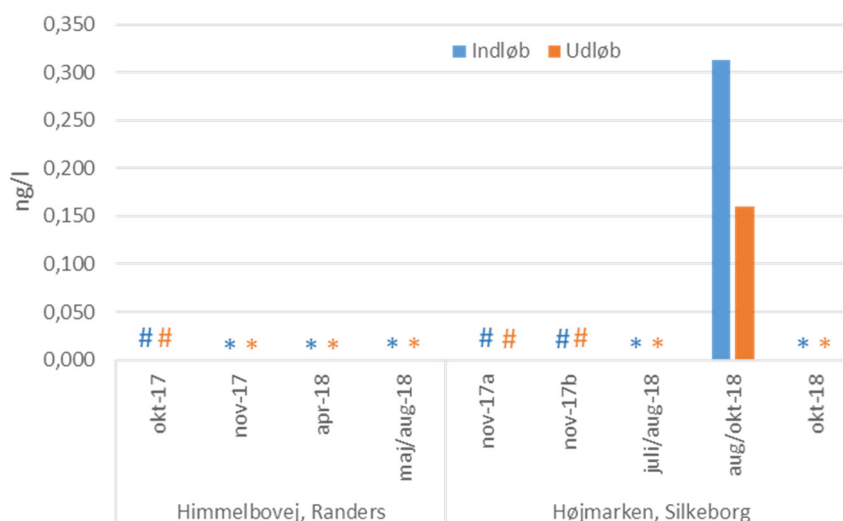
Figur 4.14. Irgarol. Koncentrationer i vandløb, første målekampagne. * angiver <LOD, # angiver <LOQ.



4.5.2 RBU spildevand

Der blev kun fundet irgarol i én indløbs / udløbsprøve fra Højmarken, Silkeborg med en koncentration på 0,31 ng/l i indløb og 0,16 ng/l i udløb. Se figur 4.15.

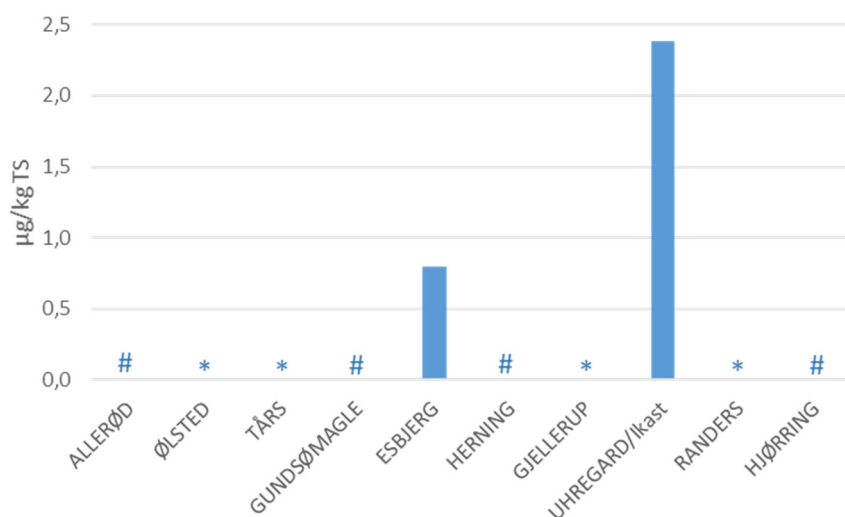
Figur 4.15. Irgarol. Koncentrationer i RBU spildevand, ind og udløb. * angiver <LOD, # angiver <LOQ.



4.5.3 RBU sediment

Der blev påvist målbare koncentrationer af irgarol i to prøver, svarende til 20%. Tælles de påviste prøver med, dvs. prøver angivet som <LOQ bliver fundprocenten 60%. De to prøver med målbare koncentrationer er fra henholdsvis Uhregård / Ikast med 2,4 µg/kg TS og Esbjerg på 0,8 µg/kg TS. Se figur 4.16.

Figur 4.16. Irgarol. Koncentrationer i RBU sediment. * <LOD, # <LOQ.



4.5.4 Samlet vurdering

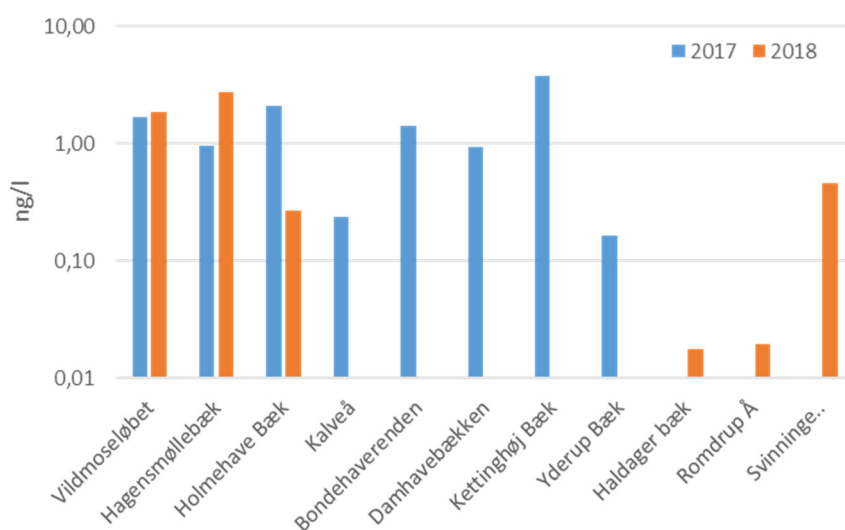
Umiddelbart vurderes irgarol til at forekomme i vandmiljøet i meget lave koncentrationer under LOQ og i sjældnere tilfælde i RBU anlæg. Irgarol var tidligere tilladt i bl.a. skibsmaling, så det er muligt at de få høje værdier skyldes aktiviteter med gammel maling.

4.6 Pirimicarb

4.6.1 Vandløb

Pirimicarb indgik som parameter i målekampagnen 17/18 og er der målt i 11 vandløb med et samlet antal på 14 prøver. Der blev påvist målbare koncentrationer i alle prøver, dvs. en fundprocent på 100%. Den højeste koncentration på 3,7 ng/l er fundet i Kettinghøj Bæk. Koncentrationen i de øvrige prøver ligger i måleområdet 0,02-2,8 ng/l, med en medianværdi på 0,94 ng/l. Seks prøver lå i koncentrationsområdet omkring 0,02-0,5 ng/l, mens resten af prøverne, i alt otte prøver, lå i koncentrationsområdet 1-2,8 ng/l. Se figur 4.17.

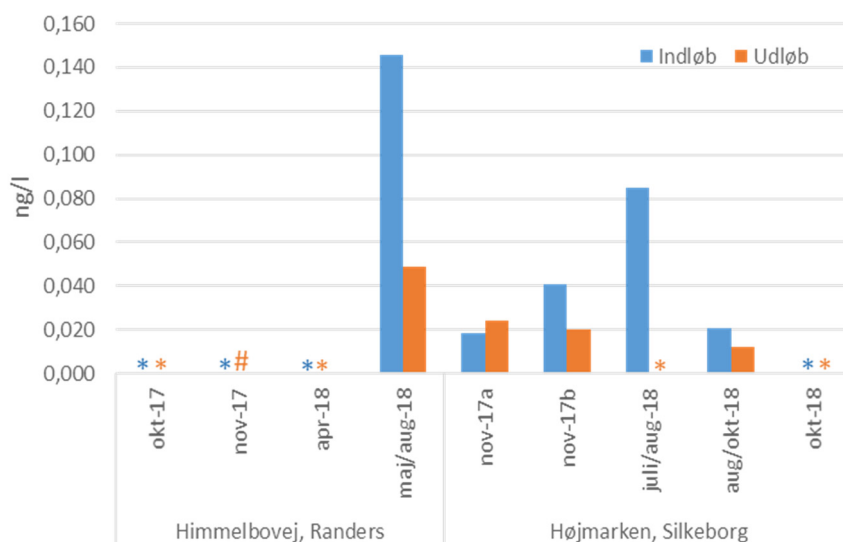
Figur 4.17. Pirimicarb. Koncentrationer i vandløb, første målekampagne. Bemærk logaritmisk skala.



4.6.2 RBU spildevand

Der blev påvist målbare koncentrationer af pirimicarb i seks indløbsprøver, svarende til 67% og i fire udløbsprøver svarende til 44%. I indløbsprøverne var koncentrationerne fra 0,018-0,146 ng/l med en median på 0,041 ng/l og i udløbsprøverne 0,012-0,049 ng/l med en median på 0,022 ng/l. Antallet af prøver med målbare koncentrationer var højere i Højmarken, Silkeborg. Til gengæld var koncentrationen i det eneste målbare prøvesæt i Himmelbovej, Randers højest blandt alle prøver. Sammenlignet med vandløb er koncentrationerne signifikant lavere i vandprøverne fra RBU. Se figur 4.18.

Figur 4.18. Pirimicarb. Koncentrationer i RBU spildevand, ind og udløb. * angiver <LOD, # angiver <LOQ.



4.6.3 RBU sediment

Der blev ikke påvist målbare koncentrationer af pirimicarb i prøverne. Alle værdier var under LOD.

4.6.4 Samlet vurdering

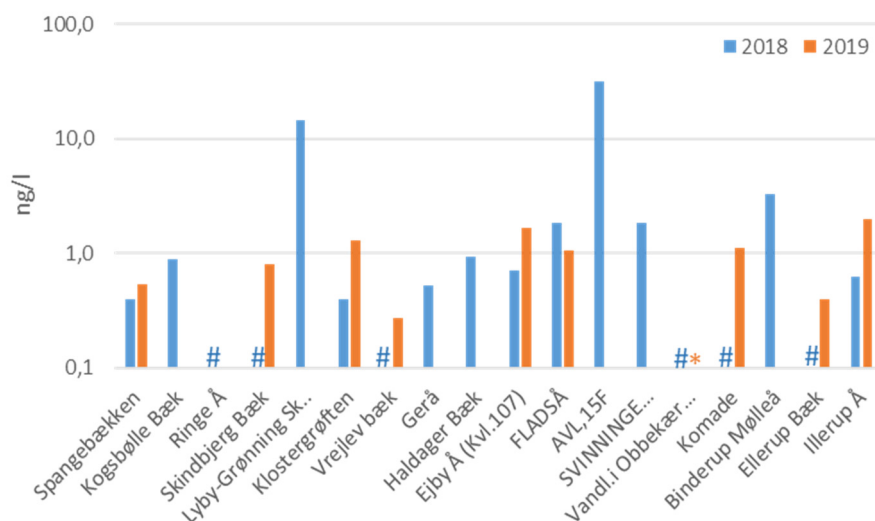
Pirimicarb vurderes til at være almindelig forekommende i vandmiljøet, dog i meget lave koncentrationer. Ud fra RBU prøverne ses det, at pirimicarb kan forekomme i spildevand, men stoffet bliver sandsynligvis ikke tilbageholdt i sedimentet, hvilket stemmer overens med stoffets høje vandopløselighed.

4.7 Propiconazol

4.7.1 Vandløb

Propiconazol indgik som parameter i målekampagnen 18/19 og blev målt i 18 vandløb med et samlet antal på 28 prøver. Der blev påvist målbare koncentrationer i 21 prøver, svarende til 75%. Tælles prøverne med påviste koncentrationer med, dvs. prøver med koncentrationer <LOQ, bliver fundprocenten 96%. De to højeste koncentrationer var henholdsvis 31,3 ng/l i AVL,15F og 14,6 ng/l i Lyby-Grønning Skelgrøft. Koncentrationen i de øvrige prøver lå i måleområdet 0,3-3,3 ng/l, med en medianværdi på 0,93 ng/l. Koncentrationen i 10 af prøverne var under 1,0 ng/l. Se figur 4.19. Resultaterne tyder på, at propiconazol er almindelig forekommende i det danske vandmiljø.

Figur 4.19. Propiconazol. Koncentrationer i vandløb, første målekampagne. Bemærk logaritmisk skala. * angiver <LOD, # angiver <LOQ.



Der blev ikke foretaget målinger på RBU vand og sediment for propiconazol.

4.7.2 Samlet vurdering

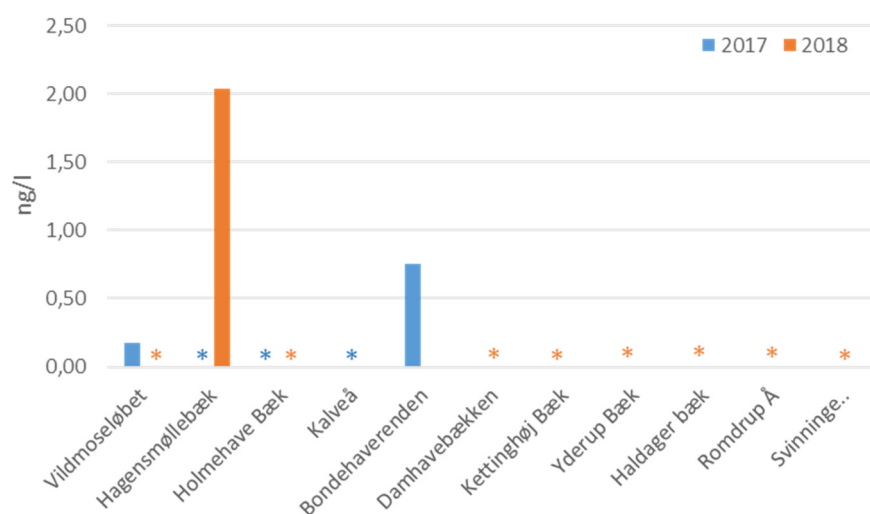
Propiconazol vurderes til at være almindelig forekommende i vandmiljøet, og med en del spredning i koncentrationerne. Der er ikke udtaget prøver fra RBU anlæg.

4.8 Pyraclostrobin

4.8.1 Vandløb

Pyraclostrobin indgik som parameter i målekampagnen 17/18 og er der målt i 11 vandløb med et samlet antal på 14 prøver. Der blev påvist målbare koncentrationer i tre prøver, svarende til 21%. Den højeste koncentration på 2,0 ng/l er fundet i Hagensmøllebæk. Medianværdi for alle prøverne var på 0,75 ng/l. Se figur 4.20.

Figur 4.20. Pyraclostrobin. Koncentrationer i vandløb, første målekampagne. * angiver <LOD, # angiver <LOQ.



4.8.2 RBU spildevand

Der blev ikke påvist pyraclostrobin i prøver fra indløb eller udløb i RBU.

4.8.3 RBU sediment

Der blev ikke påvist pyraclostrobin i prøverne fra sediment i RBU.

4.8.4 Samlet vurdering

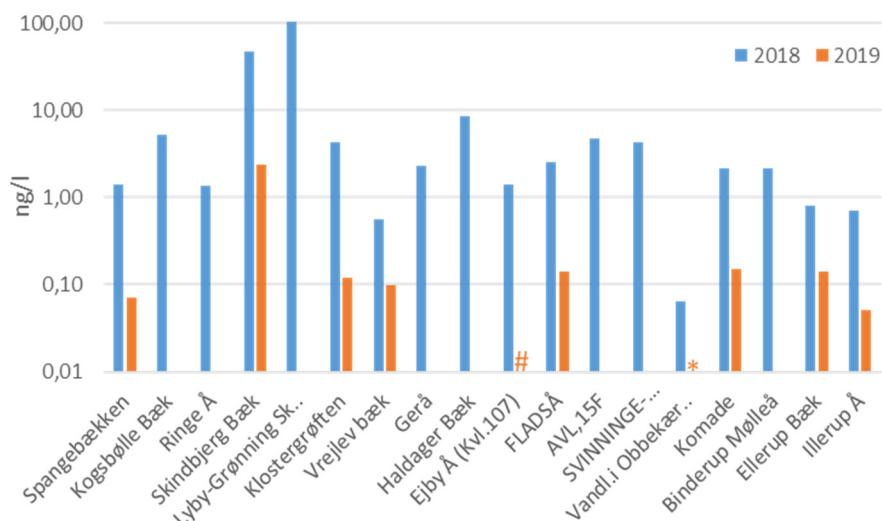
Pyraclostrobin er godkendt til brug i Danmark, men på baggrund af denne undersøgelse tyder det ikke på, at stoffet generelt forekommer i målbare mængder i det danske vandmiljø eller i RBU anlæg.

4.9 Tebuconazol

4.9.1 Vandløb

Tebuconazol indgik som parameter i målekampagnen 18/19 og blev målt i 18 vandløb med et samlet antal på 28 prøver. Der blev påvist målbare koncentrationer i 27 prøver, svarende til 96%. Tælles prøverne med påviste koncentrationer med, dvs. prøver med koncentrationer <LOQ, bliver fundprocenten 100%. Den højeste koncentration var på 103,8 ng/l og blev fundet i Lyby-Grønning Skelgrøft. Den næsthøjeste koncentration på 47,1 ng/l blev fundet i Skindbjerg Bæk. Skindbjerg Bæk blev også undersøgt året efter, og her var koncentrationen 2,4 ng/l. Koncentrationen i de øvrige prøver lå i måleområdet 0,05-8,6 ng/l, med en medianværdi på 1,4 ng/l. For syv prøver blev det målt koncentrationer op til ca. 0,1 ng/l, resten havde højere koncentrationer. Koncentrationerne var generelt højere i 2018 sammenlignet med 2019. Se figur 4.21.

Figur 4.21. Tebuconazol. Koncentrationer i vandløb, første målekampagne. Bemærk logaritmisk skala. * angiver <LOD, # angiver <LOQ.



Der blev ikke foretaget målinger på RBU vand og sediment for Tebuconazol.

4.9.2 Samlet vurdering

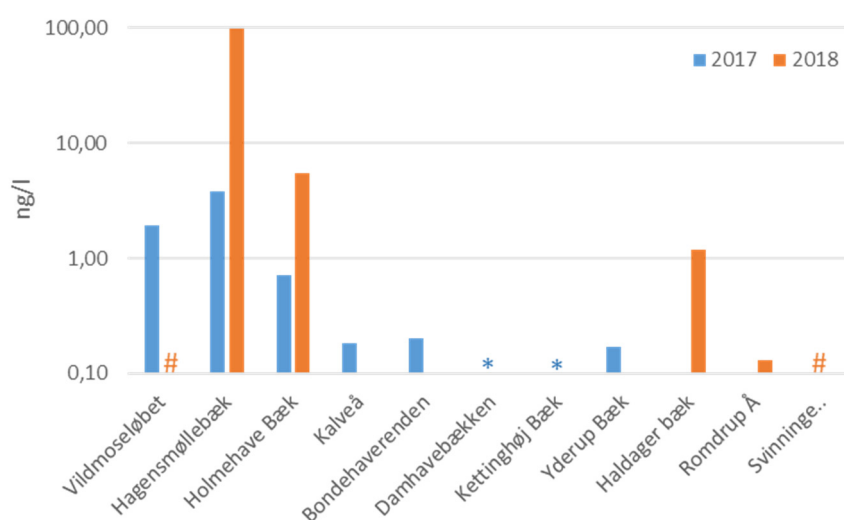
Baseret på resultaterne vurderes tebuconazol almindelig forekommende i det danske vandmiljø. Stoffet er blandt de undersøgte stoffer et af dem, der er fundet i de højeste koncentrationer. Der er ikke udtaget prøver fra RBU anlæg.

4.10 Terbutryn

4.10.1 Vandløb

Terbutryn indgik som parameter i målekampagnen 17/18 og der blev målt i 11 vandløb med et samlet antal på 14 prøver. Der blev påvist målbare koncentrationer i 10 prøver, svarende til 71%. Tælles prøverne med påviste koncentrationer med, dvs. prøver koncentrationer <LOQ bliver fundprocenten 86%. Den højeste værdi på 97,7 ng/l blev fundet i Hagensmøllebæk. Miljøkvalitetskravet er på 65 ng/l, men eftersom der er kun en måling, er det mere relevant at vurdere det ud fra MKKmax på 340 ng/l. Koncentrationen er lavere end dette krav. Koncentrationen i de øvrige prøver ligger i måleområdet 0,13-5,5 ng/l med en medianværdi på 0,9 ng/l, og var dermed under miljøkvalitetskravet. I fem prøver var koncentrationen under 1,0 ng/l. Se figur 4.22.

Figur 4.22. Terbutryn. Koncentrationer i vandløb, første målekampagne. Bemærk logaritmisk skala. * angiver <LOD, # angiver <LOQ.

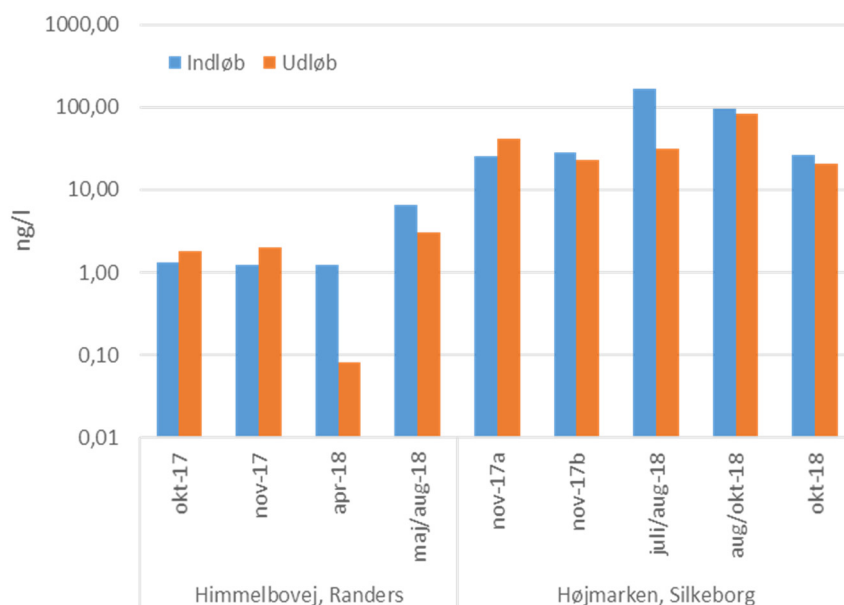


Terbutryn har indgået i en tidligere NOVANA screeningsundersøgelse (Vorkamp et al. 2014). Resultaterne fra de 10 vandløb i denne undersøgelse viste et lidt lavere koncentrationsniveau med en median på mindre end 1 ng/l, til gengæld var fundprocenten højere (88%). Men da datagrundlaget er forskelligt kan resultaterne ikke direkte sammenlignes. I Vorkamp et al. (2014) blev der rapporteret koncentrationsværdier over detektionsgrænsen på 0,004 ng/l, hvor der i nærværende undersøgelse blev opgivet koncentrationsværdier over kvantifikationsgrænsen på 0,014 ng/l og fundværdier ud fra en detektionsgrænse på 0,007 ng/l.

4.10.2 RBU spildevand

Der blev påvist målbare koncentrationer af terbutryn i alle ind- og udløbsprøver svarende til 100%. Koncentrationerne i Højmarken, Silkeborg var signifikant højere end i Himmelbovej, Randers, hvorfor de to RBU anlæg behandles særskilt. For Højmarken, Silkeborg: Koncentrationerne lå for indløb mellem 25,9-164,5 ng/l med en median på 28,6 ng/l og for udløb på 20,7-82,6 ng/l med en median på 31,3 ng/l. For Himmelbovej, Randers: Koncentrationerne i indløb lå mellem 1,2-6,7 ng/l med en median på 1,3 ng/l og 0,1-3,1 ng/l i udløb med en median på 1,9 ng/l. Koncentrationerne i Højmarken, Silkeborg var ca. en faktor 30 højere end de fundne værdier i vandløb, mens Himmelbovej, Randers kun lå lidt højere baseret på de beregnede medianværdier. Se figur 4.23.

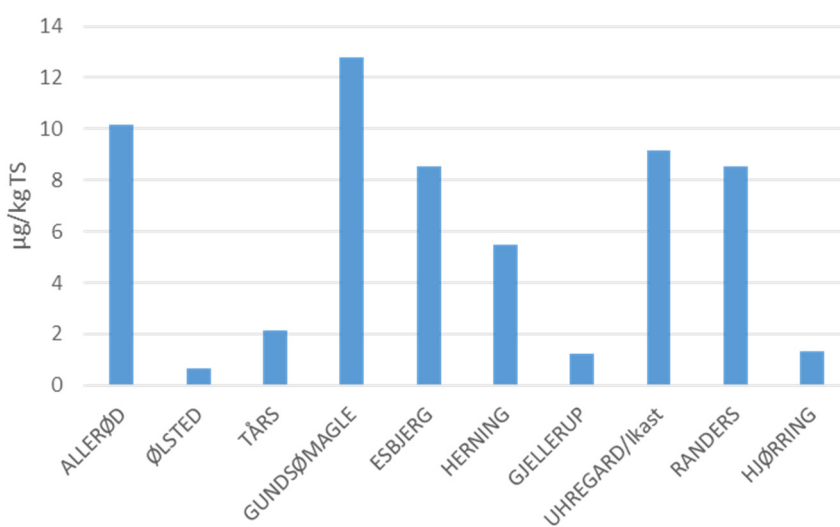
Figur 4.23. Terbutryn. Koncentrationer i RBU spildevand, ind og udløb. Bemærk logaritmisk skala.



4.10.3 RBU sediment

Der blev påvist målbare koncentrationer af terbutryn i alle prøver, svarende til 100%. Koncentrationerne ligger i måleområdet 0,6-12,8 µg/kg TS, med en medianværdi på 7,0 µg/kg TS. Kun en enkelt prøve have en koncentration under 1 µg/kg TS. Se figur 4.24.

Figur 4.24. Terbutryn. Koncentrationer i RBU sediment.



4.10.4 Samlet vurdering

Resultaterne tyder på, at terbutryn forekommer i det danske vandmiljø, og sammenlignet med ferskvand blev der fundet langt højere koncentrationer i spildevand og RBU sediment. Ud fra RBU sediment prøverne kan det tyde på, at terbutryn bliver tilbageholdt i vist omfang i sedimentet i RBU anlæggene, hvilket er i overensstemmelse med stoffets fysiske / kemiske egenskaber. Omvendt er koncentrationerne fra ind- og udløb stort set det samme. Terbutryn er forbudt i Danmark til anvendelse som pesticid. Da terbutryn må anvendes som biocid til fx, algebekæmpelse på bygninger er det sandsynligt, at

der er en betydelig kilde i forbindelse med overfladeafstrømning fra bygninger. Eksempelvis kan de højere værdier for Højmarken, Silkeborg muligvis skyldes en lokal punktilde eller en højere andel af bygningstyper, hvor der indgår malede facader.

4.11 AE-B og AE-0

AE-B og AE-0 blev målt i seks vandløb i 2018. Stofferne blev ikke påvist i nogen af prøverne.

Der blev ikke påvist AE-B og AE-0 i prøverne fra indløb og udløb ved RBU.

Stofferne blev ikke målt i RBU sediment.

Begge stoffer blev målt i et begrænset antal prøver som tillæg til de oprindelige undersøgelser.

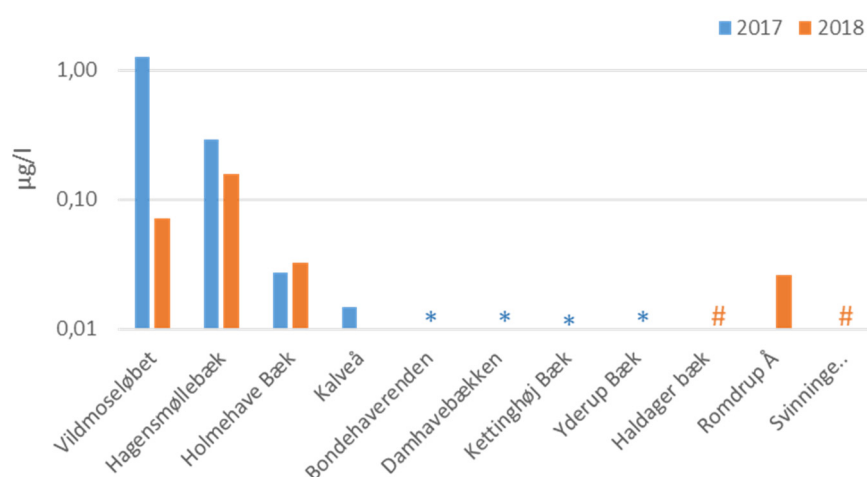
4.12 12-BAC

Bemærk 12-BAC er angivet i $\mu\text{g/l}$ og mg/kg TS .

4.12.1 Vandløb

12-BAC indgik som parameter i målekampagnen 17/18 og blev målt i 11 vandløb med et samlet antal på 14 prøver. Der blev påvist målbare koncentrationer i ni prøver, svarende til 64%. Tælles prøverne med påviste koncentrationer med, dvs. prøver med koncentrationer $<\text{LOQ}$, bliver fundprocenten 79%. Den højeste koncentration på $1,26 \mu\text{g/l}$ blev fundet i Vildmoseløbet i 2017. I 2018 blev der ligeledes målt i Vildmoseløbet, her var koncentration $0,071 \mu\text{g/l}$, dvs. næsten en faktor 20 lavere. Koncentrationen i de øvrige prøver lå i måleområdet $0,015\text{--}0,294 \mu\text{g/l}$. Medianværdien for alle prøverne var på $0,052 \mu\text{g/l}$. Koncentrationerne lå jævnt fordelt inden for måleområdet. Se figur 4.25.

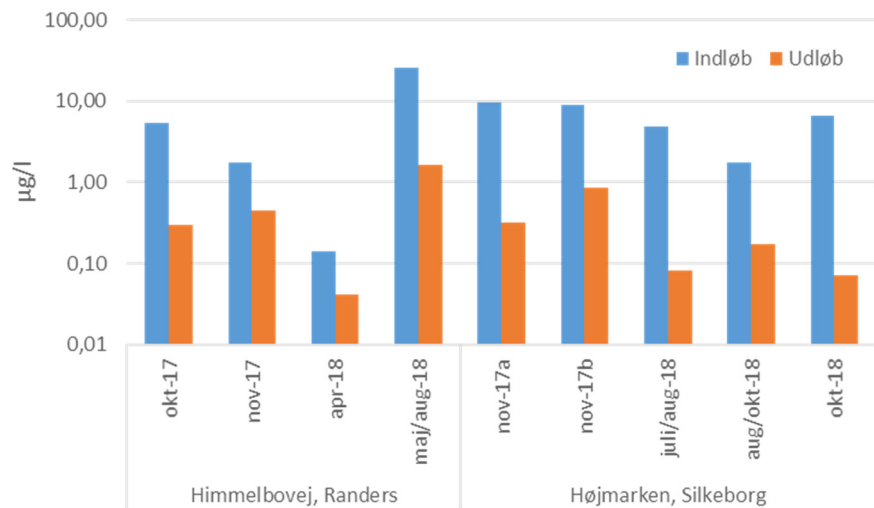
Figur 4.25. 12-BAC. Koncentrationer i vandløb, første målekampagne. Bemærk logaritmisk skala. * angiver $<\text{LOD}$, # angiver $<\text{LOQ}$.



4.12.2 RBU spildevand

Der blev påvist 12-BAC i alle ind- og udløbsprøver svarende til 100%. Koncentrationerne lå mellem 0,14-25,9 µg/l i indløb med en median på 5,47 µg/l og 0,04-1,62 µg/l i udløb med en median på 0,298 µg/l. Der var ikke den store forskel i koncentrationerne for de to RBU anlæg. Koncentrationerne i RBU anlæg indløb var signifikant højere end koncentrationerne fundet i vandløb, ca. en faktor 100 højere for indløb og ca. en faktor 10 højere for udløb. Se figur 4.26.

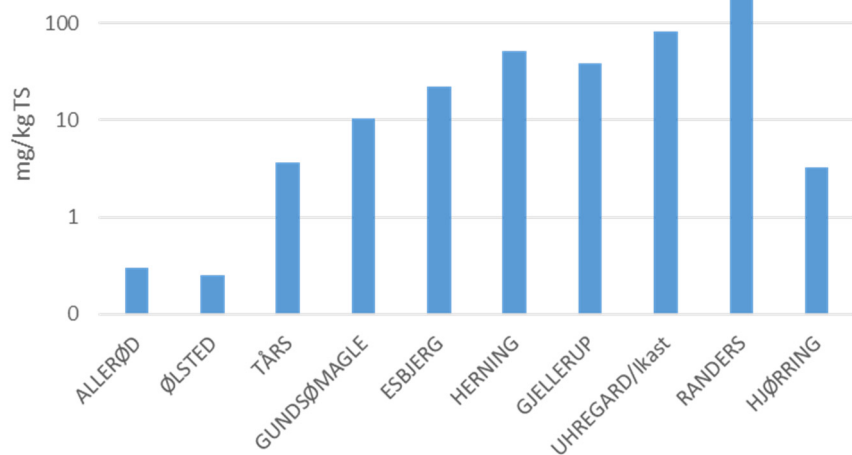
Figur 4.26. 12-BAC. Koncentrationer i RBU spildevand, ind og udløb. Bemærk logaritmisk skala.



4.12.3 RBU sediment

Der blev påvist målbare koncentrationer af 12-BAC i alle prøver, svarende til 100%. Den højeste koncentration på 249 mg/kg blev fundet ved Himmelbovej, Randers. Koncentrationen i de resterende prøver lå i måleområdet 0,3-80,9 mg/kg, med en medianværdi på 16,4 mg/kg TS. I to prøver var koncentrationen på ca. 0,3 mg/kg TS. Se figur 4.27.

Figur 4.27. 12-BAC. Koncentrationer i RBU sediment. Bemærk logaritmisk skala.



4.12.4 Samlet vurdering

12-BAC blev ikke påvist i alle vandløbsprøver, men i de prøver, hvor der er fundet målbare koncentrationer, er værdierne høje. Det skal bemærkes, at detektionsgrænserne for 12-BAC ligger på niveau med de andre stoffer målt i disse undersøgelser. Koncentrationerne i spildevand og RBU sediment er dog langt højere, og resultaterne indikerer endvidere, at stoffet bliver tilbageholdt i RBU sedimentet, hvilket var forventet ud fra de fysisk/kemiske egenskaber som kationiske overfladeraktive stoffer. Resultaterne stemmer overens med den udbredte brug af BAC forbindelser i vaske- og rengøringsmidler, herunder blandt andet til algeafvaskning fra tage og lignende. Der kan således være en række midlertidige punktkilder, hvilket måske forklarer de høje værdier i vandløb, når 12-BAC påvises i prøverne.

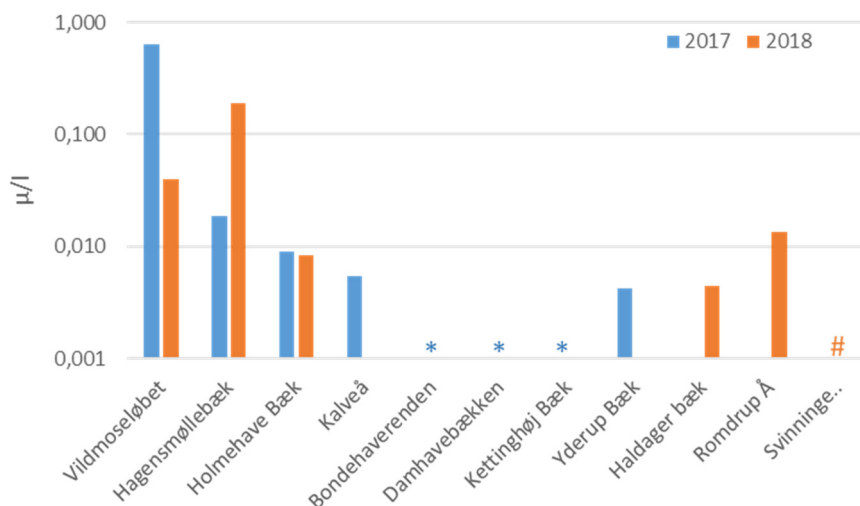
4.13 14-BAC

Bemærk 14-BAC er angivet i $\mu\text{g/l}$ og mg/kg TS .

4.13.1 Vandløb

14-BAC indgik som parameter i målekampagnen 17/18 og blev målt i 11 vandløb med et samlet antal på 14 prøver. Der blev påvist målbare koncentrationer i 10 prøver, svarende til 71%. Tælles prøver med påviste koncentrationer med, dvs. prøver med koncentrationer $<\text{LOQ}$, bliver fundprocenten 79%. Den højeste koncentration på $0,636 \mu\text{g/l}$ blev fundet i Vildmoseløbet i 2017. I 2018 blev der ligeledes målt i Vildmoseløbet, her var koncentration $0,04 \mu\text{g/l}$, dvs. næsten en faktor 20 lavere. Den næsthøjeste koncentration lå på $0,190 \mu\text{g/l}$ i Hagensmøllebæk. Koncentrationen i de øvrige prøver lå i måleområdet $0,0042\text{--}0,0040 \mu\text{g/l}$. Medianværdien for alle prøverne var på $0,0112 \mu\text{g/l}$. Se figur 4.28.

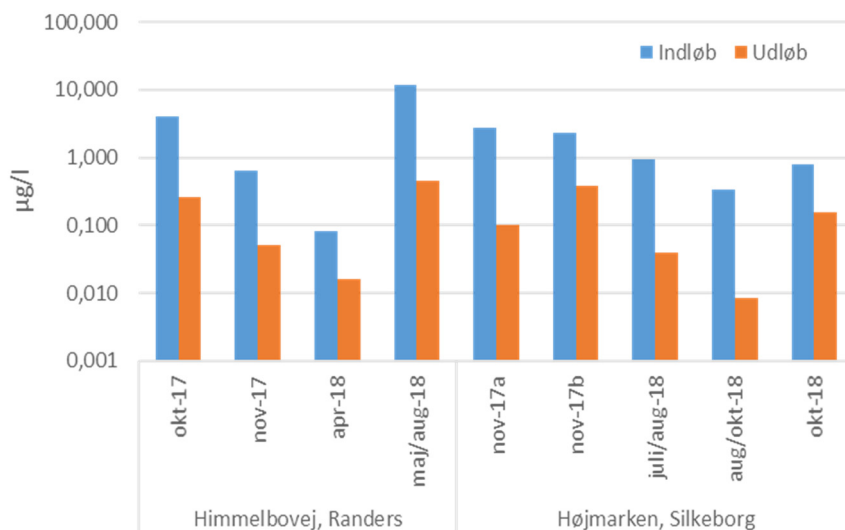
Figur 4.28. 14-BAC. Koncentrationer i vandløb, første målekampagne. Bemærk logaritmisk skala. * angiver $<\text{LOD}$, # angiver $<\text{LOQ}$.



4.13.2 RBU spildevand

Der blev påvist 14-BAC i alle ind- og udløbsprøver svarende til 100%. Koncentrationerne lå mellem $0,08\text{--}11,6 \mu\text{g/l}$ i indløb med en median på $0,96 \mu\text{g/l}$ og $0,008\text{--}0,46 \mu\text{g/l}$ i udløb med en median på $0,10 \mu\text{g/l}$. Der var ikke den store forskel i koncentrationer for de to RBU anlæg. Koncentrationerne i RBU anlæg var signifikant højere end koncentrationerne fundet i vandløb. Se figur 4.29.

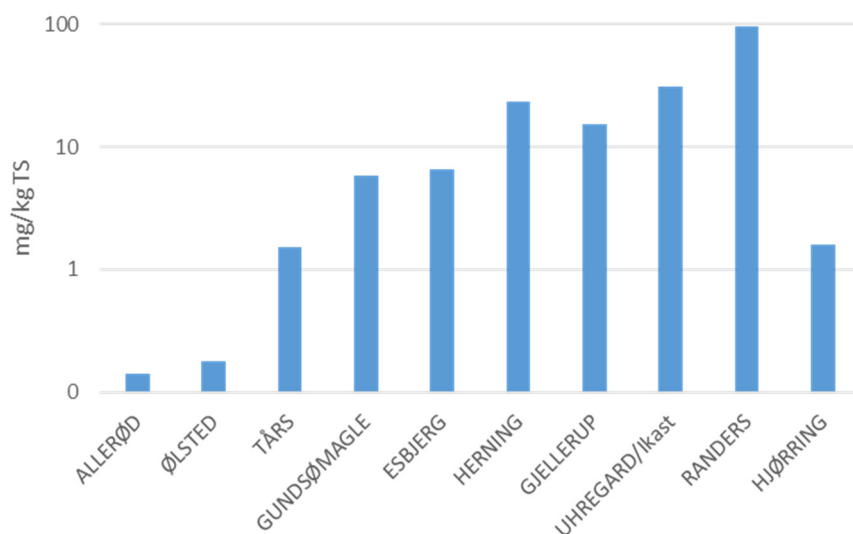
Figur 4.29. 14-BAC. Koncentrationer i RBU spildevand, ind og udløb. Bemærk logaritmisk skala.



4.13.3 RBU sediment

Der blev påvist målbare koncentrationer af 14-BAC i alle prøver, svarende til 100%. Den højeste koncentration på 95,4 mg/kg TS blev fundet ved Himmelbovej, Randers. Koncentrationen i de resterende prøverne lå i måleområdet 0,15-31,4 mg/kg, med en medianværdi på 6,2 mg/kg TS. To prøver havde koncentrationer under 0,2 mg/kg TS. Se figur 4.30.

Figur 4.30. 14-BAC. Koncentrationer i RBU sediment. Bemærk logaritmisk skala.



14-BAC blev ikke påvist i alle vandløbsprøver, men i de prøver hvor der er fundet målbare koncentrationer er disse høje. Det skal bemærkes, at detektionsgrænserne for 14-BAC ligger på niveau med de andre stoffer målt i disse undersøgelser. Koncentrationerne i spildevand og RBU sediment, og resultaterne indikerer endvidere, at stoffet bliver tilbageholdt i RBU sedimentet, hvilket var forventet ud fra de fysisk/kemiske egenskaber som kationiske overfladeraktive stoffer. Dette billede stemmer overens med en udbredt brug af BAC forbindelser i vaske- og rengøringsmidler, herunder blandt andet til algeafvaskning fra tage og lignende. Der kan således være en række midlertidige punktkilder, hvilket måske forklarer de høje værdier i vandløb, når 14-BAC påvises i prøverne.

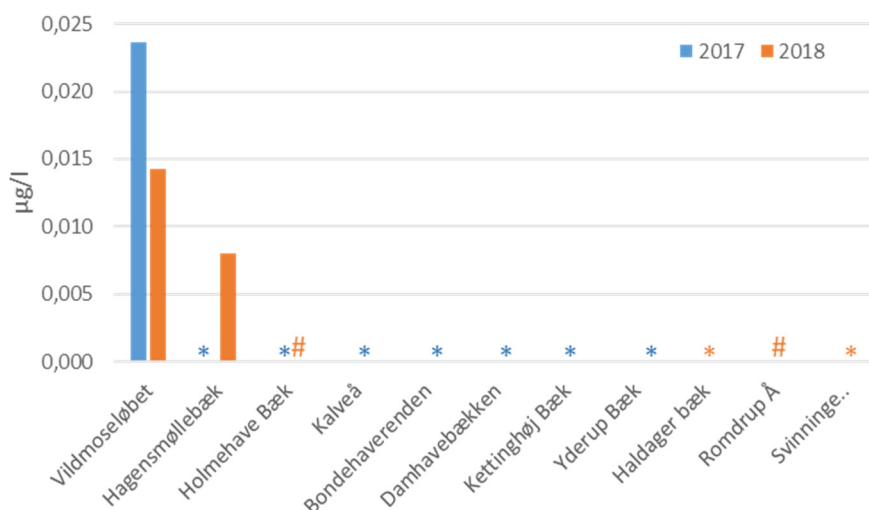
4.14 16-BAC

Bemærk 16-BAC er angivet i $\mu\text{g/l}$ og mg/kg TS .

4.14.1 Vandløb

16-BAC indgik som parameter i målekampagnen 17/18 og blev målt i 11 vandløb med et samlet antal på 14 prøver. Der blev påvist målbare koncentrationer i tre prøver, svarende til 21%. Tælles prøver med påviste koncentrationer med, dvs. prøver angivet som <LOQ, bliver fundprocenten 36%. Den højeste værdi på $0,024 \mu\text{g/l}$ blev fundet i Vildmoseløbet. Koncentrationen i de andre to prøver lå på henholdsvis $0,008$ og $0,014 \mu\text{g/l}$. Se figur 4.31.

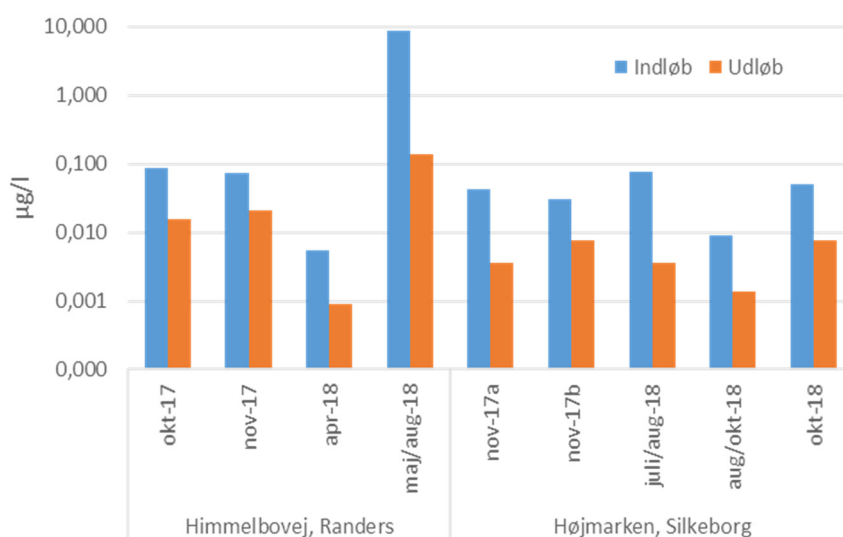
Figur 4.31. 16-BAC. Koncentrationer i vandløb, første målekampagne. * angiver <LOD, # angiver <LOQ.



4.14.2 RBU spildevand

Der blev påvist 16-BAC i alle ind- og udløbsprøver svarende til 100%. Koncentrationerne lå mellem $0,005$ - $8,8 \mu\text{g/l}$ i indløb med en median på $0,05 \mu\text{g/l}$ og $0,001$ - $0,139 \mu\text{g/l}$ i udløb med en median på $0,007 \mu\text{g/l}$. Der var ikke den store forskel i koncentrationerne ved de to RBU anlæg. Koncentrationerne i RBU anlæg for indløb var noget højere og hyppigere end værdier fundet i vandløb. Se figur 4.32.

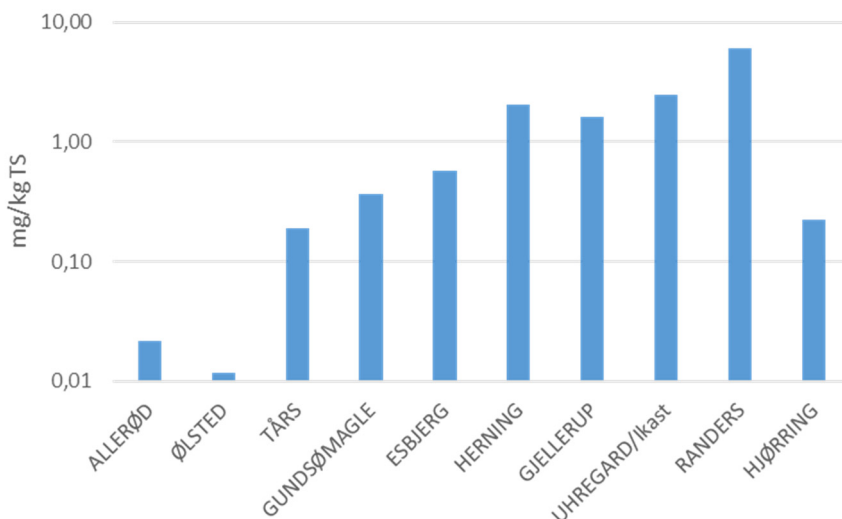
Figur 4.32. 16-BAC. Koncentrationer i RBU spildevand, ind og udløb. Bemærk logaritmisk skala.



4.14.3 RBU sediment

Der blev påvist målbare koncentrationer af 16-BAC i alle prøver, svarende til 100%. Den højeste koncentration blev fundet ved Himmelbovej, Randers på 6,1 mg/kg TS. Koncentrationen i de resterende prøver lå i måleområdet 0,01-2,5 mg/kg TS, med en medianværdi på 0,47 mg/kg TS. To prøver havde koncentrationer under 0,02 mg/kg TS. Se figur 4.33.

Figur 4.33. 16-BAC. Koncentrationer i RBU sediment. Bemærk logaritmisk skala.



16-BAC er fundet i enkelte af de undersøgte vandløb men ved høje koncentrationer, hvilke kan tyde på lokale punktkilder. Detektionsgrænserne for 16-BAC ligger på niveau med de andre stoffer målt i disse undersøgelser. Koncentrationerne i spildevand og RBU sediment er dog langt højere, og resultaterne indikerer endvidere, at stoffet bliver tilbageholdt i RBU sedimentet, hvilket var forventet iht. de fysisk/kemiske egenskaber som kationiske overfladeraktive stoffer. Dette billede stemmer overens med en udbredt brug af BAC forbindelser i vaske- og rengøringsmidler, herunder blandt andet til algeafvaskning fra tage og ligenende.

4.15 Opsamling på data

For sammenligningens skyld er data præsenteret samlet for vandløb, RBU spildevand og sediment.

I tabel 4.2 ses fundprocenten opgjort dels som andelen af prøver med koncentrationer højere end LOQ, dvs. kvantificerbare koncentrationer, dels som andelen af prøver med koncentrationer højere end LOD (<LOQ).

Tabel 4.2. Fundhyppighed. >LOQ angiver andelen af prøver med koncentration over kvantifikationsgrænsen. >LOD angiver andel af prøver med koncentration over detektionsgrænsen. –: Stoffet er ikke målt i de pågældende prøver.

Fundhyppighed%	vandløb		spildevand		sediment	
	>LOQ	>LOD	>LOQ	>LOD	>LOQ	>LOD
Azoxystrobin	64%	81%	72%	94%	30%	60%
Carbendazim	93%	93%	100%	100%	100%	100%
Diazinon	21%	29%	72%	72%	10%	10%
Diflufenican	95%	95%	100%	100%	100%	100%
Irgarol/cybutryne	7%	71%	11%	44%	20%	60%
Pirimicarb	100%	100%	50%	55%	0%	0%
Propiconazol	75%	96%	-	-	-	-
Pyraclostrobin	21%	21%	0%	0%	0%	0%
Tebuconazol	96%	100%	-	-	-	-
Terbutryn	71%	86%	100%	100%	100%	100%
AE-B	0%	0%	0%	0%	-	-
AE-0	0%	0%	0%	0%	-	-
12-BAC	64%	79%	100%	100%	100%	100%
14-BAC	71%	79%	100%	100%	100%	100%
16-BAC	21%	36%	100%	100%	100%	100%

4.15.1 Vandløb

Figur 4.29 giver et billede af, hvordan koncentrationerne af de 15 stoffer i vandløbsvand ligger i forhold til hinanden. Endvidere er der angivet fundprocenten opgjort som andelen af prøver med kvantificerbart indhold i de to undersøgelser. 12-16 BAC er i figuren angivet i ng/l for sammenligningen skyld.

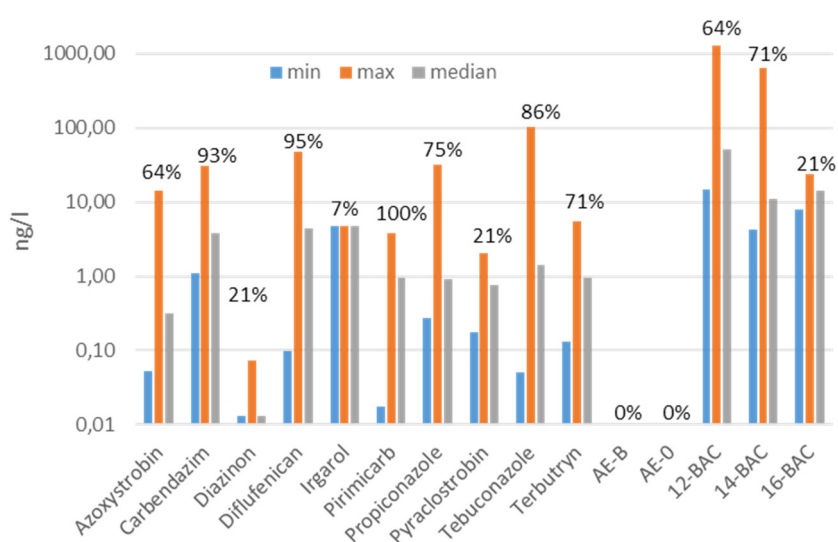
AE-B og AE-0 blev ikke fundet i vandprøverne. Fire stoffer blev fundet i målbare koncentrationer med lav hyppighed, det er diazinon, irgarol, pyraclostrobin og 16-BAC. De to første må ikke anvendes i Danmark.

Carbendazim og terbutryn, som ikke er godkendte til anvendelse som pesticid, er fundet med stor hyppighed og i høje koncentrationer. Begge stoffer anvendes dog som biocider i eksempelvis maling og byggematerialer, så de høje koncentrationer skyldes sandsynligvis overfladeafstrømning fra bygninger.

I figur 4.34 ses det, at irgarol er fundet i høj koncentration, men lav fundhyppighed. Irgarol blev fundet i én prøve, mens indholdet i resten af prøverne lå under LOD/LOQ. Irgarol var tidligere tilladt i bl.a. skibsmaling, så det er muligt, at det enkelte tilfælde skyldes aktivitet med gammel maling.

De pesticider, som er kvantificeret i mere end 60% af prøverne, havde mediankoncentrationer på ca. 1-5 ng/l, bortset fra azoxystrobin, hvor den var ca. 0,3 ng/l. BAC forbindelserne blev generelt fundet med mediankoncentrationer, der er en faktor 10 højere. 16-BAC blev dog fundet i betydelig lavere frekvens sammenlignet med 12-BAC og 14-BAC.

Figur 4.34. Koncentrationer af de 15 stoffer i vandløb angivet ved minimums- (min) samt maksimumsværdi (max) og median af data. Fundprocenten i forhold til LOQ er angivet for hvert stof. Bemærk logaritmisk skala. Den højeste værdi for azoxystrobin på 8.312 ng/l er udeladt af grafen.

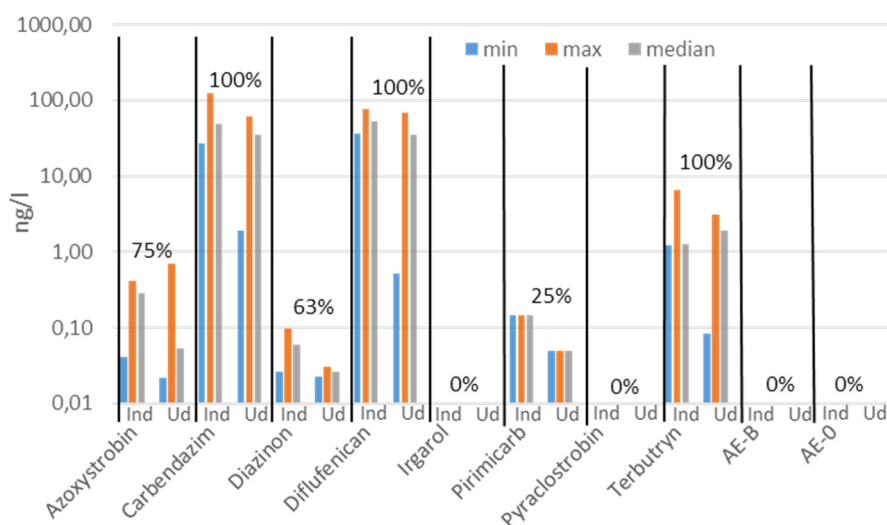


4.15.2 RBU spildevand

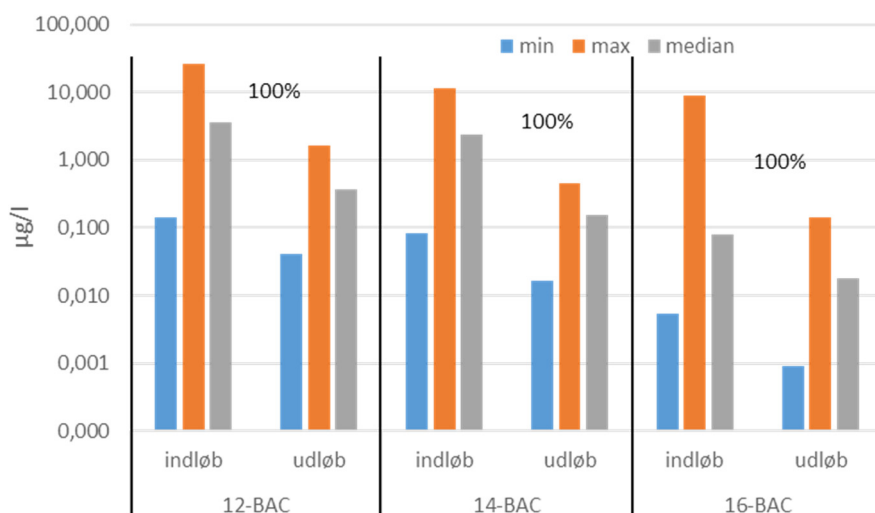
Nedenstående figurer 4.35-4.38 giver et billede af, hvordan koncentrationerne af de 15 stoffer ligger i forhold til hinanden i RBU spildevand. Da der for nogle stoffer var forskel på målte koncentrationer ved de to RBU anlæg, er data fra de to anlæg gengivet i hver sin figur. 12-16 BAC er endvidere gengivet i særskilte figurer i $\mu\text{g/l}$, da koncentrationerne af disse ligger mere end en faktor 100 over koncentrationerne af de andre stoffer. Endvidere er fundprocenten opgjort som andelen af prøver med kvantificerbart indhold angivet samlet for ind- og udløb.

Det kan bemærkes i figur 4.35 og 4.37, at tre stoffer, carbendazim, terbutryn og diflufenican blev fundet i alle prøver i målbare koncentrationer. Disse tre stoffer blev også målt i de højeste koncentrationer. Pyraclostrobin blev ikke fundet i RBU spildevand, mens irgarol forekom i en enkelt indløb/udløbsprøve i Højmarken, Silkeborg. For BAC forbindelserne er koncentrationerne generelt høje, dog faldende med stigende kædelængde. Her tyder tallene på, at der sker en vis tilbageholdelse i sedimentet i anlæggene. Se figur 4.36 og 4.38.

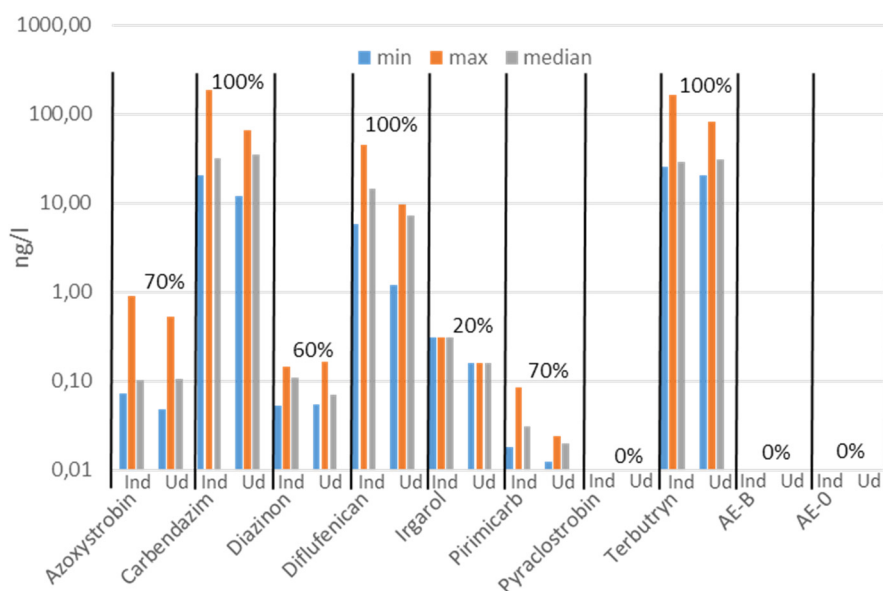
Figur 4.35. RBU spildevand Himmelbovej, Randers. Koncentrationer af de 10 stoffer i spildevand angivet ved minimums- (min) samt maksimumsværdi (max) og median af data. Fundprocenten i forhold til LOQ er angivet for hvert stof. Ind: indløb, Ud: udløb. Bemærk logaritmisk skala



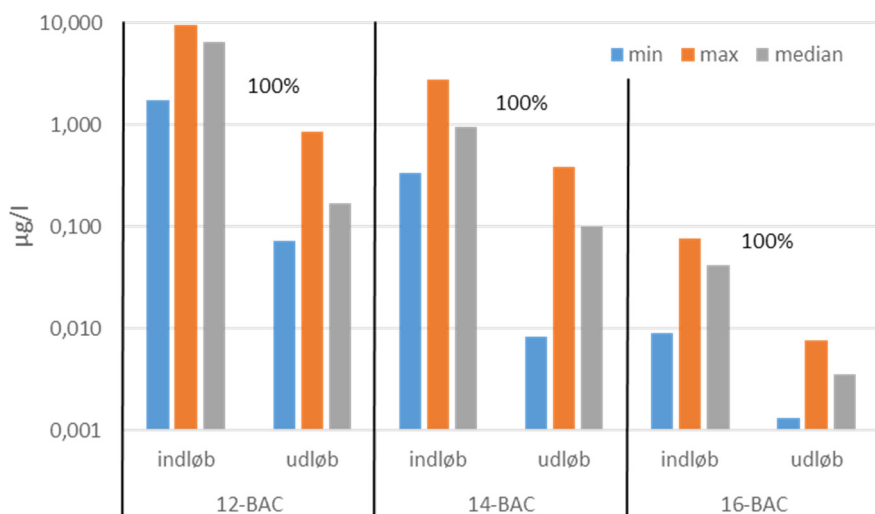
Figur 4.36. RBU spildevand Himmelbovej, Randers. Koncentrationer af de tre BAC forbindelser i spildevand angivet ved minimums- (min) samt maksimumsværdi (max) og median af data. Fundprocenten i forhold til LOQ er angivet for hvert stof. Bemærk logaritmisk skala.



Figur 4.37. RBU spildevand, Højmarken, Silkeborg. Koncentrationer af de 10 stoffer angivet ved minimums- (min) samt maksimumsværdi (max) og median af data. Fundprocenten i forhold til LOQ er angivet for hvert stof. Ind: indløb, Ud: udløb. Bemærk logaritmisk skala



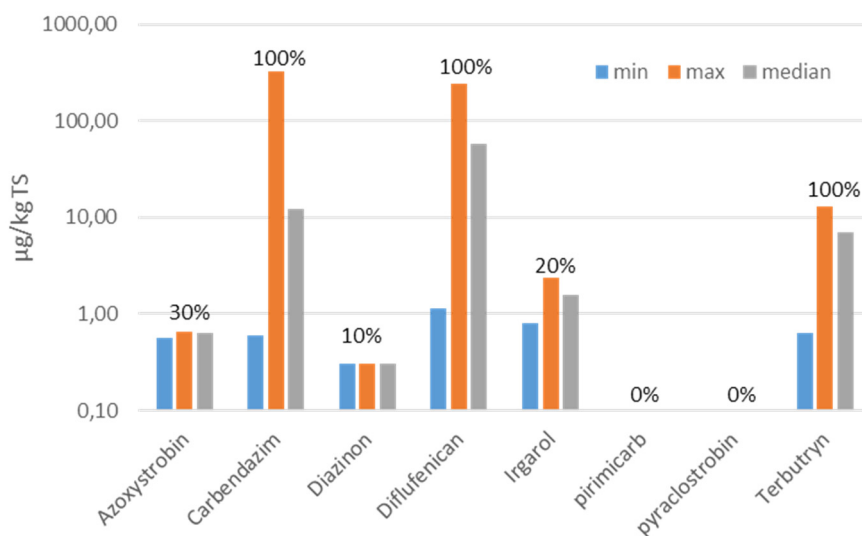
Figur 4.38. RBU spildevand, Højmarken, Silkeborg. Koncentrationer af de tre BAC forbindelser i spildevand angivet ved minimums- (min) samt maksimumsværdi (max) og median af data. Fundprocenten i forhold til LOQ er angivet for hvert stof. Bemærk logaritmisk skala.



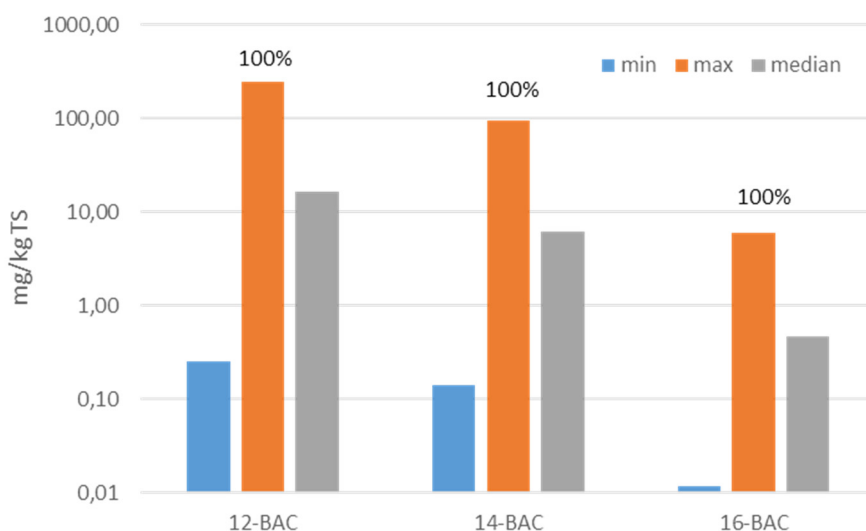
4.15.3 RBU sediment

Figur 4.39 og 4.40 giver et billede af, hvordan koncentrationerne af de 10 stoffer ligger i forhold til hinanden i RBU sediment. 12-16 BAC er vist i en særskilt figur i mg/kg TS, da koncentrationerne af disse ligger mere end en faktor 100 over koncentrationerne i de andre stoffer. Endvidere er der angivet fundprocenten opgjort som andelen af prøver med kvantificerbart indhold. Det kan bemærkes i figur 4.34, at tre stoffer, carbendazim, terbutryn og diflufenican er fundet i målbare koncentrationer i alle prøver. Disse tre stoffer er også målt i de højeste koncentrationer. Pirimicarb og pyraclostrobin blev ikke fundet i RBU sediment. Koncentrationerne af BAC forbindelserne er generelt høje, men dog faldende med stigende kædelængde. Ved to anlæg, Allerød og Ølsted, var koncentrationerne af BAC forbindelserne betydeligt lavere sammenlignet med de andre anlæg.

Figur 4.39. Koncentrationer af de syv stoffer i RBU sediment i angivet ved minimums- (min) samt maksimumsværdi (max) og median af data. Bemærk logaritmisk skala.



Figur 4.40. Koncentrationer af de tre BAC forbindelser i RBU sediment i angivet ved minimums- (min) samt maksimumsværdi (max) og median af data. * angiver data under LOD. Bemærk logaritmisk skala.



5 Konklusion

Rapporten gennemgår data fra to screeningsundersøgelser. Den indeholder resultater fra 12 pesticider og nedbrydningsprodukter samt tre benzalkoniumchlorid forbindelser (BAC), der anvendes som biocider. Stofferne blev målt i vandprøver fra 27 vandløb, spildevand fra indløb og udløb ved to RBU anlæg og sediment fra 10 RBU anlæg.

Der blev fundet stor spredning på koncentrationerne, for flere af stofferne var der enkelte prøver med meget høje værdier. Der var endvidere forskel på koncentrationerne i vandløbsprøverne og prøverne fra indløb og udløb ved RBU, hvilket var forventet, da kilderne kan være forskellige.

I vandløb blev stofferne AE-B og AE-0 ikke fundet. Diazinon, irgarol og pyraclostrobin samt 16-BAC blev fundet kvantificerbare koncentrationer i få vandløb; under 25% af prøverne. De restende stoffer blev fundet i kvantificerbare koncentrationer i mere end 60% af prøverne. Carbendazim, diflufenican og pirimicarb blev fundet i 93-100% af prøverne. Carbendazim og diflufenican havde ligeledes de højeste medianværdier blandt pesticiderne (ca. 4-5 ng/l). De tre BAC forbindelser havde lavere fundhyppighed, men højere medianværdier (ca. 10-50 µg/l).

I RBU spildevand fra indløb og udløb og RBU sediment blev carbendazim, diflufenican og tebuconazol blandt pesticiderne fundet i de højeste koncentrationer og med en fundhyppighed på 100%. Diazinon og pirimicarb blev fundet i lave koncentrationer, og irgarol og pyraclostrobin i ingen eller en enkelt prøve. BAC forbindelserne blev også fundet i alle spildevandsprøver fra indløb og udløb samt sedimentprøver fra RBU og i betydeligt højere koncentrationer, en faktor 100-1000 højere end for de målte pesticider.

RBU sedimenterne viser det samme billede med hensyn til fordeling af fundhyppighed og koncentrationer som RBU spildevandet.

6 Referencer

Cybutryne EQS dossier 2011. Sub-Group on Review of the Priority Substances List (under Working Group E of the Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive).

ECHA 2015. Alkyl (C12-16) dimethylbenzyl ammonium chloride. Product-type 8 (Wood preservative). Directive 98/8/EC concerning the placing biocidal products on the market. Inclusion of active substances in Annex I to Directive 98/8/EC. Assessment Report. June 2015. [b9030b10-c8af-211b-456a-4f4b11d509b7 \(europa.eu\)](https://echa.europa.eu/documents/10162/27434452/art_95_list_en.pdf/c752c5ae-358c-e84b-652a-fb98106dfe8e)

ECHA 2021. Article 95 List. Prepared as of 04 May 2021. https://echa.europa.eu/documents/10162/27434452/art_95_list_en.pdf/c752c5ae-358c-e84b-652a-fb98106dfe8e

(EU) 2016/107. COMMISSION IMPLEMENTING DECISION (EU) 2016/107 of 27 January 2016 not approving cybutryne as an existing active substance for use in biocidal products for product

EU Pesticides Database (EPD). https://ec.europa.eu/food/plant/pesticides/eu-pesticides-db_en

KOMMISSIONENS GENNEMFØRELSESFORORDNING (EU) 2021/348 af 25. februar 2021 om godkendelse af carbendazim som et eksisterende aktivstof til anvendelse i biocidholdige produkter af produkttype 7 og 10.

Miljøstyrelsen 2017. Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand. BEK nr. 1625 af 19/12/2017. Retsinformation

Miljøstyrelsen 2020. Bekæmpelsesmiddelstatistik 2018. Behandlingshyppighed og pesticidbelastning baseret på salg og forbrug. Revideret udgave. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 45. <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2020/09/978-87-7038-233-5.pdf>

PPDB, 2009. The Pesticide Properties Database (PPDB) developed by the Agriculture & Environment Research Unit (AERU), University of Hertfordshire, funded by UK national sources and the EU-funded FOOTPRINT project (FP6-SSP-022704). <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/index.htm>

Vorkamp, K., Bossi, R. og Bester 2014. Screening for miljøfarlige forurenende stoffer i vandmiljøet. Rapport fra Naturstyrelsen. <https://naturstyrelsen.dk/publikationer/2014/jun/screening-for-miljoefarlige-forurenende-stoffer/>

Bilag 1. Måledata samlet pr stof

I bilag 1 på de nedenstående sider er alle data samlet i tabeller opdelt pr stof.

Azoxystrobin

Vandløb. Første målekampagne (ng/L)

Azoxystrobin	Vildmose- løbet	Hagens- møllebæk	Holmehave Bæk	Kalveå	Bondehavere nden	Damhave- bækken	Kettinghøj Bæk	Yderup Bæk	Haldager bæk	Romdrup Å	Svinninge- Sværdborg- grøften
2017	0,202	14,38	0,469	0,090	0,718	0,462	<LOQ	0,231			
2018	<LOD	58,88	0,278						0,244	0,052	6,993

Vandløb. Anden målekampagne (ng/L)

Azoxystrobin	Spange- bækken	Kogsbølle Bæk	Ringe Å	Skindbjerg Bæk	Lyby- Grønning Skelgrøft	Kloster- grøften	Vrejlev bæk	Gerå	Haldager Bæk	Ejby Å (Kv.107)	FLADSÅ
2018	<LOQ	0,256	<LOD	0,553	8.312	<LOQ	<LOD	<LOQ	<LOD	<LOD	<LOQ
2019	0,643			0,188		0,318	0,182			0,427	0,923

Vandløb. Anden målekampagne (ng/L)

Azoxystrobin	AVL,15F	Svinninge- Sværdborg- grøften	Vandl.i Obbekær Enge-Nord	Komade	Binderup Mølleå	Ellerup Bæk	Illerup Å
2018	<LOQ	3,455	<LOD	0,134	<LOD	<LOQ	<LOD
2019			0,163	0,243		0,264	5,354

Azoxystrobin	LOD	LOQ	enhed
Vand	0,0082	0,018	ng/l
Sediment	0,1	0,36	µg/kg

Himmelbovej, Randers. RBU spildevand, ind og udløb (ng/l).

Azoxystrobin	13/10-27/10-2017	27/10-20/11-2017	08/05-21/08-2018	16/04-08/05-2018
	indløb	Udløb	indløb	Udløb
2017/2018	<LOQ	<LOQ	0,041	0,052
			0,288	0,708
			0,419	0,022

Højmarken, Silkeborg. RBU spildevand (ng/l)

Azoxystrobin	01/11-22/11-17	22/11-30/11-17	19/07-20/08-2018	21/08-03/10-2018	3/10-31/10-2018
	indløb	Udløb	indløb	Udløb	indløb
2017/2018	0,103	0,091	0,072	0,122	0,890
			0,531	<LOD	0,047
				<LOQ	<LOQ

RBU sediment (µg/kg TS)

Azoxystrobin	Allerød	Ølsted	Tårs	Gundsø- magle	Esbjerg	Herning	Gjellerup	Uhregård/ lkast	Randers	Hjørring
2017	<LOD	<LOD	<LOQ	0,65	0,56	<LOD	<LOQ	<LOQ	0,64	<LOQ

Carbendazim

Vandløb. Første målekampagne (ng/L)

Carbendazim	Vildmose- løbet	Hagens- møllebæk	Holmehave Bæk	Kalveå	Bondehave- renden	Damhave- bækken	Kettinghøj Bæk	Yderup Bæk	Haldager bæk	Romdrup Å	Svinninge- Sværdborg- grøften
2017	31,38	13,11	3,953	3,842	20,53	1,618	<LOD	2,612			
2018	2,870	131,5	7,910						1,670	2,170	1,110

Himmelbovej, Randers. RBU spildevand, ind og udløb (ng/l).

Carbendazim	13/10-27/10-2017	27/10-20/11-2017	08/05-21/08-2018	16/04-08/05-2018
	indløb	Udløb	indløb	Udløb
2017/2018	59,9	45,3	37,8	26,0
			125,0	61,7
			27,5	1,92

Højmarken, Silkeborg. RBU spildevand (ng/l)

Carbendazim	01/11-22/11-17	22/11-30/11-17	19/07-20/08-2018	21/08-03/10-2018	3/10-31/10-2018
	indløb	Udløb	indløb	Udløb	indløb
2017/2018	30,1	38,9	31,5	23,2	184,8
			35,5	79,3	64,8
				20,3	11,9

RBU sediment (µg/kg TS)

Carbendazim	ALLERØD	ØLSTED	TÅRS	GUNDSØ- MAGLE	ESBJERG	HERNING	GJELLERUP	UHREGARD / Ikast	RANDERS	HJØRRING
2017	2,34	1,36	0,60	2,69	25,8	36,3	69,5	322	21,7	0,63

Carbendazim	LOD	LOQ	enhed
Vand	0,037	0,065	ng/l
Sediment	0,12	0,42	µg/kg

Diazinon

Vandløb. Første målekampagne (ng/L)

	Vildmose- løbet	Hagens- møllebæk	Holmehave Bæk	Kalveå	Bondehave- renden	Damhave- bækken	Kettinghøj Bæk	Yderup Bæk	Haldager bæk	Romdrup Å	Svinninge- Sværdborg- grøften
Diazinon	<LOQ	< LOD	0,013	< LOD	< LOD	0,013	<LOD	< LOD			
2017	<LOQ	< LOD	0,013	< LOD	< LOD	0,013	<LOD	< LOD			
2018	<LOD	<LOD	0,073						<LOD	<LOD	<LOD

Himmelbovej, Randers. RBU spildevand, ind og udløb (ng/l).

Diazinon	13/10-27/10-2017 indløb	27/10-20/11-2017 Udløb	27/10-20/11-2017 indløb	27/10-20/11-2017 Udløb	08/05-21/08-2018 indløb	08/05-21/08-2018 Udløb	16/04-08/05-2018 indløb	16/04-08/05-2018 Udløb
2017/2018	0,059	0,030	0,098	0,023	0,026	<LOD	<LOD	<LOD

Højmarken, Silkeborg. RBU spildevand (ng/l)

Diazinon	01/11-22/11-17 indløb	22/11-30/11-17 Udløb	22/11-30/11-17 indløb	22/11-30/11-17 Udløb	19/07-20/08-2018 indløb	19/07-20/08-2018 Udløb	21/08-03/10-2018 indløb	21/08-03/10-2018 Udløb	3/10-31/10-2018 indløb	3/10-31/10-2018 Udløb
2017/2018	0,086	0,055	0,143	0,164	<LOD	<LOD	0,053	0,068	0,134	0,074

RBU sediment (µg/kg TS)

	ALLERØD	ØLSTED	TÅRS	GUNDSØ- MAGLE	ESBJERG	HERNING	GJELLERUP	UHREGARD / Ikast	RANDERS	HJØRRING
Diazinon	<LOD	0,30	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
2017	<LOD	0,30	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD

Diazinon	LOD	LOQ	enhed
Vand	0,0011	0,0014	ng/l
Sediment	0,1	0,28	µg/kg

Diflufenican

Vandløb. Anden målekampagne (ng/L)

Diflufenican	Spange- bækken	Kogsbølle Bæk	Ringe Å	Skindbjerg Bæk	Lyby- Grønning Skelgrøft	Kloster- grøften	Vrejlev bæk	Gerå	Haldager Bæk	Ejby Å (Km.107)	FLADSÅ
2018	21,38	5,083	6,722	3,920	35,68	17,403	0,940	3,595	3,913	2,201	4,281
2019	6,175			11,48		14,120	1,689			1,141	4,481

Vandløb. Anden målekampagne (ng/L)

Diflufenican	AVL,15F	Svinninge- Sværdborg- grøften	Vandl.i Obbekær Enge-Nord	Komade	Binderup Mølleå	Ellerup Bæk	Illerup Å
2018	11,666	19,182	<LOD	1,847	7,478	4,703	1,679
2019				2,720		5,886	7,807

Diflufenican	LOD	LOQ	enhed
Vand	0,0106	0,0168	ng/l
Sediment	0,16	0,36	µg/kg

Himmelbovej, Randers. RBU spildevand, ind og udløb (ng/l).

Diflufenican	13/10-27/10-2017	27/10-20/11-2017	08/05-21/08-2018	16/04-08/05-2018
	indløb	Udløb	indløb	Udløb
2017/2018	75,95	68,18	37,05	39,35
			64,28	31,50
			42,35	0,510

Højmarken, Silkeborg. RBU spildevand (ng/l)

Diflufenican	01/11-22/11-17	22/11-30/11-17	19/07-20/08-2018	21/08-03/10-2018	3/10-31/10-2018
	indløb	Udløb	indløb	Udløb	indløb
2017/2018	14,28	9,505	5,773	7,325	45,08
			1,200	42,33	6,965
				11,053	7,855

RBU sediment (µg/kg TS)

Diflufenican	ALLERØD	ØLSTED	TÅRS	GUNDSØ- MAGLE	ESBJERG	HERNING	GJELLERUP	UHREGARD / Ikast	RANDERS	HJØRRING
2017	4,95	1,13	39,1	14,0	68,8	154	118	115	240	48,7

Irgarol/cybutryne

Vandløb. Første målekampagne (ng/L)

Irgarol	Vildmose- løbet	Hagens- møllebæk	Holmehave Bæk	Kalveå	Bondehave- renden	Damhave- bækken	Kettinghøj Bæk	Yderup Bæk	Haldager bæk	Romdrup Å	Svinninge- Sværdborg- grøften
2017	<LOQ	4,803	<LOQ	<LOQ	<LOD	<LOQ	<LOQ	<LOQ			
2018	<LOQ	<LOQ	<LOQ						<LOD	<LOD	<LOD

Himmelbovej, Randers. RBU spildevand, ind og udløb (ng/l).

Irgarol	13/10-27/10-2017	27/10-20/11-2017	08/05-21/08-2018	16/04-08/05-2018
	indløb	Udløb	indløb	Udløb
2017/2018	<LOQ	<LOQ	<LOD	<LOD

Højmarken, Silkeborg. RBU spildevand (ng/l)

Irgarol	01/11-22/11-17	22/11-30/11-17	19/07-20/08-2018	21/08-03/10-2018	3/10-31/10-2018
	indløb	Udløb	indløb	Udløb	indløb
2017/2018	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,313	<LOD

RBU sediment (µg/kg TS)

Irgarol	ALLERØD	ØLSTED	TÅRS	GUNDSØ- MAGLE	ESBJERG	HERNING	GJELLERUP	UHREGARD / Ikast	RANDERS	HJØRRING
2017	<LOQ	<LOD	<LOD	<LOQ	0,80	<LOQ	<LOD	2,38	<LOD	<LOQ

Irgarol	LOD	LOQ	enhed
Vand	0,262	0,476	ng/l
Sediment	0,28	0,66	µg/kg

Pirimicarb

Vandløb. Første målekampagne (ng/L)

Pirimicarb	Vildmose- løbet	Hagens- møllebæk	Holmehave Bæk	Kalveå	Bondehave- renden	Damhave- bækken	Kettinghøj Bæk	Yderup Bæk	Haldager bæk	Romdrup Å	Svinninge- Sværdborg- grøften
2017	1,692	0,949	2,113	0,237	1,410	0,932	3,771	0,165			
2018	1,845	2,725	0,269						0,018	0,020	0,457

Himmelbovej, Randers. RBU spildevand, ind og udløb (ng/l).

Pirimicarb	13/10-27/10-2017 indløb	27/10-20/11-2017 Udløb	27/10-20/11-2017 indløb	27/10-20/11-2017 Udløb	08/05-21/08-2018 indløb	08/05-21/08-2018 Udløb	16/04-08/05-2018 indløb	16/04-08/05-2018 Udløb
2017/2018	<LOD	<LOD	<LOD	<LOQ	0,146	0,049	<LOD	<LOD

Højmarken, Silkeborg. RBU spildevand (ng/l)

Pirimicarb	01/11-22/11-17 indløb	22/11-30/11-17 Udløb	22/11-30/11-17 indløb	22/11-30/11-17 Udløb	19/07-20/08-2018 indløb	19/07-20/08-2018 Udløb	21/08-03/10-2018 indløb	21/08-03/10-2018 Udløb	3/10-31/10-2018 indløb	3/10-31/10-2018 Udløb
2017/2018	0,018	0,024	0,041	0,020	0,085	<LOD	0,021	0,012	<LOD	<LOD

RBU sediment (µg/kg TS)

Pirimicarb	ALLERØD	ØLSTED	TÅRS	GUNDSØ- MAGLE	ESBJERG	HERNING	GJELLERUP	UHREGARD / Ikast	RANDERS	HJØRRING
2017	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD

Pirimicarb	LOD	LOQ	enhed
Vand	0,0031	0,0056	ng/l
Sediment	0,01	0,05	µg/kg

Propiconazol

Vandløb. Anden målekampagne (ng/L)

Propiconazol	Spange- bækken	Kogsbølle Bæk	Ringe Å	Skindbjerg Bæk	Lyby- Grønning Skelgrøft	Kloster- grøften	Vrejlev bæk	Gerå	Haldager Bæk	Ejby Å (Km.107)	FLADSÅ
2018	0,396	0,876	<LOQ	<LOQ	14,59	0,400	<LOQ	0,527	0,926	0,714	1,823
2019	0,539			0,800		1,306	0,273			1,657	1,056

Vandløb. Anden målekampagne (ng/L)

Propiconazol	AVL,15F	Svinninge- Sværdborg- grøften	Vandl.i Obbekær Enge-Nord	Komade	Binderup Mølleå	Ellerup Bæk	Illerup Å
2018	31,279	1,860	<LOQ	<LOQ	3,291	<LOQ	0,616
2019				1,117		0,392	1,990

Propiconazol	LOD	LOQ	enhed
Vand	0,0661	0,1821	ng/l

Pyraclostrobin

Vandløb. Første målekampagne (ng/L)

Pyraclostrobin	Vildmose-løbet	Hagens-møllebæk	Holmehave Bæk	Kalveå	Bondehave-renden	Damhave-bækken	Kettinghøj Bæk	Yderup Bæk	Haldager bæk	Romdrup Å	Svinninge-Sværdborg-grøften
2017	0,177	<LOD	<LOD	<LOD	0,75	<LOD	<LOD	<LOD			
2018	<LOD	2,040	<LOD						<LOD	<LOD	<LOD

Himmelbovej, Randers. RBU spildevand, ind og udløb (ng/l).

Pyraclostrobin	13/10-27/10-2017	27/10-20/11-2017	08/05-21/08-2018	16/04-08/05-2018
	indløb	Udløb	indløb	Udløb
2017/2018	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD

Højmarken, Silkeborg. RBU spildevand (ng/l)

Pyraclostrobin	01/11-22/11-17	22/11-30/11-17	19/07-20/08-2018	21/08-03/10-2018	3/10-31/10-2018
	indløb	Udløb	indløb	Udløb	indløb
2017/2018	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD

RBU sediment (µg/kg TS)

Pyraclostrobin	ALLERØD	ØLSTED	TÅRS	GUNDSØ-MAGLE	ESBJERG	HERNING	GJELLERUP	UHREGARD / Ikast	RANDERS	HJØRRING
2017	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD

Pyraclostrobin	LOD	LOQ	enhed
Vand	0,0128	0,0343	ng/l
Sediment	0,34	1,13	µg/kg

Tebuconazol

Vandløb. Anden målekampagne (ng/L)

Tebuconazol	Spange- bækken	Kogsbølle Bæk	Ringe Å	Skindbjerg Bæk	Lyby- Grønning Skelgrøft	Kloster- grøften	Vrejlev bæk	Gerå	Haldager Bæk	Ejby Å (Kv.107)	FLADSÅ
2018	1,400	5,213	1,343	47,1	104	4,245	0,563	2,331	8,550	1,390	2,537
2019	0,070			2,396		0,119	0,097			<LOQ	0,141

Vandløb. Anden målekampagne (ng/L)

Tebuconazol	AVL,15F	Svinninge- Sværdborg- grøften	Vandl.i Obbekær Enge-Nord	Komade	Binderup Mølleå	Ellerup Bæk	Illerup Å
2018	4,764	4,298	0,064	2,144	2,124	0,815	0,704
2019			<LOD	0,149		0,141	0,051

Tebuconazol	LOD	LOQ	enhed
Vand	0,0152	0,0377	ng/l

Terbutryn

Vandløb. Første målekampagne (ng/L)

Terbutryn	Vildmose- løbet	Hagens- møllebæk	Holmehave Bæk	Kalveå	Bondehave- renden	Damhave- bækken	Kettinghøj Bæk	Yderup Bæk	Haldager bæk	Romdrup Å	Svinninge- Sværdborg- grøften
2017	1,917	3,847	0,706	0,181	0,201	<LOD	<LOD	0,168			
2018	<LOQ	97,7	5,490						1,188	0,129	<LOQ

Himmelbovej, Randers. RBU spildevand, ind og udløb (ng/l).

Terbutryn	13/10-27/10-2017 indløb	27/10-20/11-2017 Udløb	27/10-20/11-2017 indløb	27/10-20/11-2017 Udløb	08/05-21/08-2018 indløb	08/05-21/08-2018 Udløb	16/04-08/05-2018 indløb	16/04-08/05-2018 Udløb
2017/2018	1,334	1,787	1,240	2,029	6,650	3,055	1,238	0,082

Højmarken, Silkeborg. RBU spildevand (ng/l)

Terbutryn	01/11-22/11-17 indløb	22/11-30/11-17 Udløb	22/11-30/11-17 indløb	22/11-30/11-17 Udløb	19/07-20/08-2018 indløb	19/07-20/08-2018 Udløb	21/08-03/10-2018 indløb	21/08-03/10-2018 Udløb	3/10-31/10-2018 indløb	3/10-31/10-2018 Udløb
2017/2018	25,88	41,05	28,60	23,23	164,5	31,30	94,66	82,60	26,70	20,70

RBU sediment (µg/kg TS)

Terbutryn	ALLERØD	ØLSTED	TÅRS	GUNDSØ- MAGLE	ESBJERG	HERNING	GJELLERUP	UHREGARD / Ikast	RANDERS	HJØRRING
2017	10,2	0,64	2,14	12,8	8,52	5,47	1,21	9,17	8,53	1,35

Terbutryn	LOD	LOQ	enhed
Vand	0,0071	0,0141	ng/l
Sediment	0,06	0,36	µg/kg

12-BAC

Vandløb. Første målekampagne (µg/L)

12-BAC	Vildmose- løbet	Hagens- møllebæk	Holmehave Bæk	Kalveå	Bondehave- renden	Damhave- bækken	Kettinghøj Bæk	Yderup Bæk	Haldager bæk	Romdrup Å	Svinninge- Sværdborg- grøften
2017	1,263	0,294	0,027	0,015	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD			
2018	0,071	0,158	0,032						<LOQ	0,026	<LOQ

Himmelbovej, Randers. RBU spildevand, ind og udløb (µg/l).

12-BAC	13/10-27/10-2017	27/10-20/11-2017	08/05-21/08-2018	16/04-08/05-2018
	indløb	Udløb	indløb	Udløb
2017/2018	5,473	0,298	1,760	0,454
			25,86	1,615
			0,140	0,041

Højmarken, Silkeborg. RBU spildevand (µg/l)

12-BAC	01/11-22/11-17	22/11-30/11-17	19/07-20/08-2018	21/08-03/10-2018	3/10-31/10-2018
	indløb	Udløb	indløb	Udløb	indløb
2017/2018	9,493	0,319	8,962	0,861	4,811
			0,081	1,759	0,171
				6,500	0,072

RBU sediment (mg/kg TS)

12-BAC	ALLERØD	ØLSTED	TÅRS	GUNDSØ- MAGLE	ESBJERG	HERNING	GJELLERUP	UHREGARD / Ikast	RANDERS	HJØRRING
2017	0,301	0,254	3,630	10,48	22,27	51,46	38,32	80,91	249,2	3,265

12-BAC	LOD	LOQ	enhed
Vand	0,0039	0,0094	µg/l
Sediment	0,0005	0,0017	mg/kg

14-BAC

Vandløb. Første målekampagne (µg/L)

14-BAC	Vildmose- løbet	Hagens- møllebæk	Holmehave Bæk	Kalveå	Bondehave- renden	Damhave- bækken	Kettinghøj Bæk	Yderup Bæk	Haldager bæk	Romdrup Å	Svinninge- Sværdborg- grøften
2017	0,636	0,019	0,009	0,005	<LOD	<LOD	<LOD	0,004			
2018	0,040	0,190	0,008						0,004	0,013	<LOQ

Himmelbovej, Randers. RBU spildevand, ind og udløb (µg/l).

14-BAC	13/10-27/10-2017	27/10-20/11-2017	08/05-21/08-2018	16/04-08/05-2018
	indløb	Udløb	indløb	Udløb
2017/2018	4,073	0,262	0,651	0,051
			11,60	0,460
			0,082	0,016

Højmarken, Silkeborg. RBU spildevand (µg/l)

14-BAC	01/11-22/11-17	22/11-30/11-17	19/07-20/08-2018	21/08-03/10-2018	3/10-31/10-2018
	indløb	Udløb	indløb	Udløb	indløb
2017/2018	2,808	0,100	2,285	0,382	0,957
			0,039	0,336	0,008
					0,790
					0,156

RBU sediment (mg/kg TS)

14-BAC	ALLERØD	ØLSTED	TÅRS	GUNDSØ- MAGLE	ESBJERG	HERNING	GJELLERUP	UHREGARD / Ikast	RANDERS	HJØRRING
2017	0,142	0,180	1,532	5,865	6,540	23,30	15,35	31,42	95,35	1,60

14-BAC	LOD	LOQ	enhed
Vand	0,0012	0,0027	µg/l
Sediment	0,001	0,002	mg/kg

16-BAC

Vandløb. Første målekampagne (µg/L)

16-BAC	Vildmose- løbet	Hagens- møllebæk	Holmehave Bæk	Kalveå	Bondehave- renden	Damhave- bækken	Kettinghøj Bæk	Yderup Bæk	Haldager bæk	Romdrup Å	Svinninge- Sværdborg- grøften
2017	0,024	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	< LOD	< LOD			
2018	0,014	0,008	<LOQ						<LOD	<LOQ	<LOD

Ingen graf

Himmelbovej, Randers. RBU spildevand, ind og udløb (µg/l).

16-BAC	13/10-27/10-2017	27/10-20/11-2017	08/05-21/08-2018	16/04-08/05-2018
	indløb	Udløb	indløb	Udløb
2017/2018	0,086	0,016	0,075	0,021
			8,768	0,139
			0,005	0,001

Højmarken, Silkeborg. RBU spildevand (µg/l)

16-BAC	01/11-22/11-17	22/11-30/11-17	19/07-20/08-2018	21/08-03/10-2018	3/10-31/10-2018
	indløb	Udløb	indløb	Udløb	indløb
2017/2018	0,042	0,004	0,030	0,007	0,076
			0,004	0,009	0,001
				0,001	0,050
					0,008

RBU sediment (mg/kg TS)

16-BAC	ALLERØD	ØLSTED	TÅRS	GUNDSØ- MAGLE	ESBJERG	HERNING	GJELLERUP	UHREGARD / Ikast	RANDERS	HJØRRING
2017	0,022	0,012	0,191	0,366	0,573	2,044	1,616	2,466	6,070	0,226

16-BAC	LOD	LOQ	enhed
Vand	0,0009	0,002	µg/l
Sediment	0,0002	0,0005	mg/kg

AE-B og ARE-0

Vandløb. Første målekampagne 2018 (ng/L)

	Vildmose- løbet	Hagens- møllebæk	Holmehave Bæk	Haldager bæk	Romdrup Å	Svinninge- Sværdborg- grøften
AE-B	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
AE-O	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD

Højmarken, Silkeborg. RBU spildevand (ng/l)

	21/08-03/10-2018		3/10-31/10-2018	
	indløb	Udløb	indløb	Udløb
AE-B	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
AE-O	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD

vand	LOD	enhed
AE-B	50	ng/l
AE-O	20	ng/l

Bilag 2 Vandløbsstationer

2017/2018

Vandløb	Lokal_st_nr	STOQ
Bondehaverenden	FYN7935	FYN0112000
Damhavebækken	FYN7936	FYN0102900
Kalveå	VSJ520080	VSJ520080
Kettinghøj Bæk	7430-4632	VIB0314-00002
Vildmoseløbet	ROS9312	ROS9312
Yderup Bæk	ARH110414	ARH110414
Romdrup Å	NOR1003	NOR1003
Haldager bæk	NOR005	NOR7000005
Svinninge-Sværdborggrøften	STO30	STO16.30.30
Hagensmøllebæk	7430-4633	VIB1716-00034
Hagensmøllebæk	VIB34	VIB1716-00034
Holmehave Bæk	FYN7937	FYN0102950
Holmehave Bæk	FYN950	FYN0102950

2018/2019

Enhed	Opland	Vandløb	Lokalitet	Lokal_st_nr	DCE_st_nr	UTM_E	UTM_N
Storstrøm		AVL,15F	ø.f. Godthåb	STO08.90.17	61000337	677154	6086817
Syddjylland	Solkær Å	Binderup Mølleå	Møllebro	VEJ370040	37000011	538454	6146088
			VEJBRO NØ. FOR				
Sjælland	Ejby Å	Ejby Å (Kvl.107)	EJBY	ROS80	51000077	680230	6175523
			Bro sydvest for Elle-				6231634,
Østjylland	Gudenå	Ellerup Bæk	rup	ARH070113	21000072	547273,6	8
Storstrøm	Fladså	FLADSÅ	FLADSÅ BRO	STO19.10.70	57000180	680866	6119482
Nordjylland	Gerå	Gerå	Melholt Kirke	NOR802	8000001	581948	6329729
Nordjylland	Afstrøm.reg.7	Haldager Bæk		NOR7000005	7000005	547469	6332203
						556653,7	6212467,
Østjylland	Gudenå	Illerup Å	Forlev Bro	ARH090279	21000562	1	5
Nordjylland	Klostergrøften	Klostergrøften	Munkebro	NOR10102	1000102	546999	6357766
Fyn	Ørbæk Å	Kogsbølle Bæk	Bynkel	FYN0707210	44000268	610196	6128712
						488067,6	6121851,
Syddjylland	Rejsby Å	Komade	V for Kirkeby	RIB1815-0048739000017		9	8
Midtjylland		Lyby-Grønning Skelgrøft	Gråsten	VIB1730-0001416000488		502661	6280239
Fyn	Nordfyn	Ringe Å	Kærsinggrave Bro	FYN2400680	43000219	583460	6156671
	Velling Stau-						
Midtjylland	ning Landkanal	Skindbjerg Bæk	S f. Gribseng	RKB4090011	25000614	460926	6207037
Fyn	Hårby Å	Spangebækken	Neds. Akkerup	FYN1507130	46000053	572399	6120967
		Vandl.i Obbekær Enge-					6131572,
Syddjylland	Ribe å	Nord	SV for Lundvadgård	RIB1628-0281138000069		491083,9	4
Nordjylland	Liver Å	Vrejlev bæk	Kærholm	NOR40011	4000011	560993	6355068
		Svinninge-Sværdborg-					
Storstrøm	Køng Å	grøften	Sværdborg	NYK 16.30.30	60000218	683164	6108227

NOVANA SCREENING, EVALUERING AF UDVALGTE MILJØFARLIGE FORURENENDE STOFFER

På baggrund af to NOVANA screeningsundersøgelser, som blev gennemført i 2017-2019, gennemgås resultaterne for en række pesticider og biocider målt i vandløb og RBU spildevand og sediment.