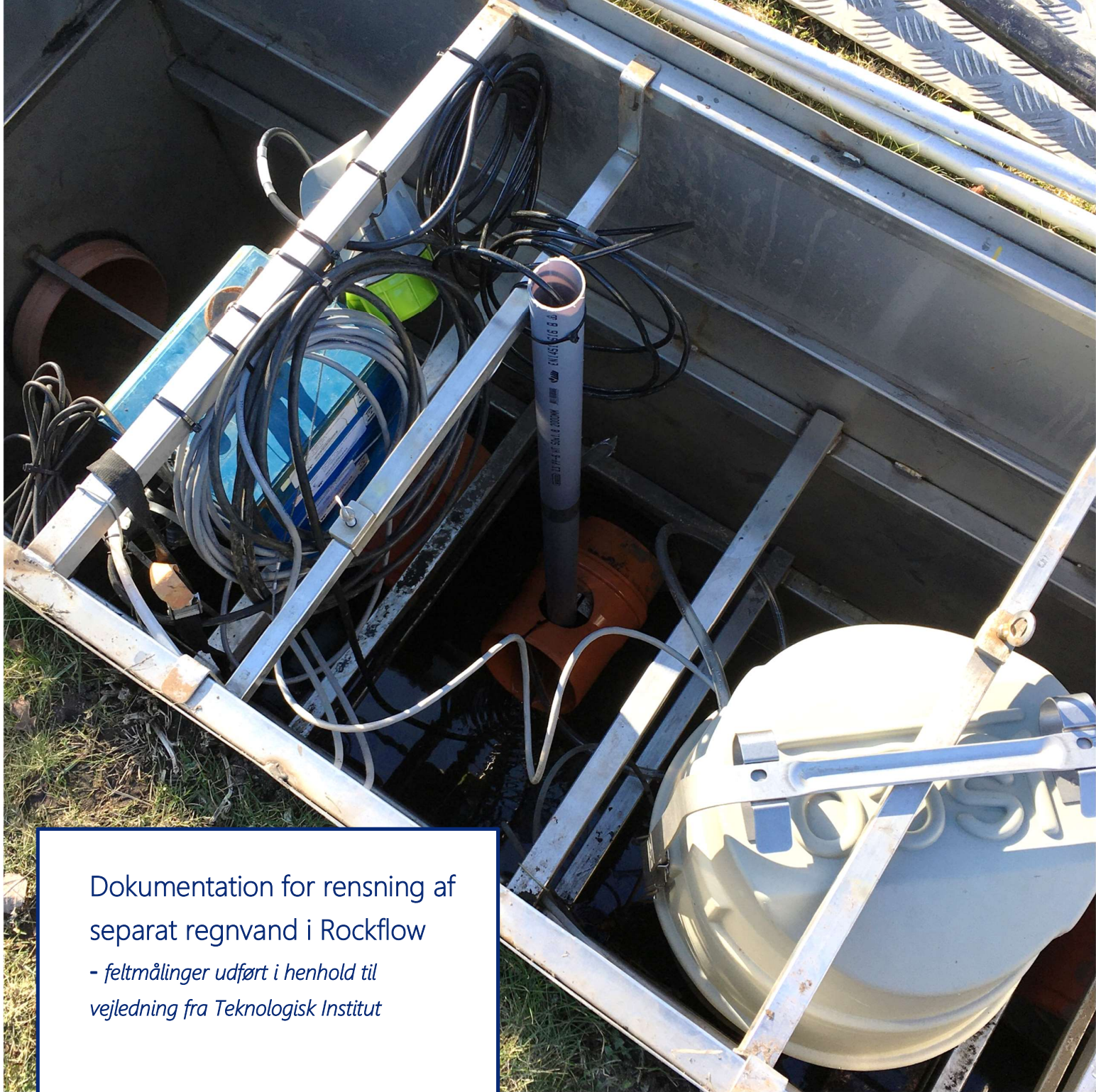




Dokumentation for rensning af
separat regnvand i Rockflow
- feltmålinger udført i henhold til
vejledning fra Teknologisk Institut

25. MAJ 2023

Vanman ApS & WSP

Udarbejdet af: Mathias Nørlem, Vanman
Kvalitetssikring: Thomas Hauerberg, WSP



1. Resume.....	1
1.1. Dokumenteret renseseffekt - nøgleparametre	1
1.2. Generel anvendelse af dokumentation.....	2
2. Introduktion	4
2.1. Formål.....	4
2.2. Baggrund	4
2.3. Lokalitet og opland.....	5
3. Dokumentation for magasinets renseseffekt	5
3.1. Renseseffekt	11
3.1.1 Suspendet stof.....	12
3.1.2 Fosfor	13
3.1.3 Kvælstof.....	14
3.1.4 Organisk stof.....	15
3.1.5 Kobber og zink.....	15
3.1.1 Øvrige tungmetaller.....	17
3.1.2 PAH'er.....	17
3.1.1 Kulbrinter.....	18
3.1.2 Øvrige miljøfremmede.....	18
3.1.3 Bakterier	18
3.1.4 Fysiske parametre.....	19
3.1.5 Partikelstørrelsesfordeling.....	19
4. Anvendelse af dokumentation på andre oplande	20
4.1. Online målinger til monitorering og validering	21
5. Referencer:.....	23

Bilag 1 – Metode, materialer og datagrundlag

Bilag 2 – Analyserapporter



1. Resume

Der er gennemført en målekampagne på afstrømet regnvand før og efter rensning i et magasin opbygget med Rockflow-elementer. Anlægget er beliggende på Risvang Allé, Århus, og modtager vand fra en større omfartsvej, Vejlbj Ringvej, med en estimeret årsdøgntrafik på 18.000 køretøjer/dag.

Formålet med målekampagnen var at indsamle dokumentation for renseseffekten i et Rockflow magasin. Rockflow elementerne var pakket ind i en tæt membran, så hele den rensede vandmængde blev ført til magasinets udløbsbrønd, hvorfra prøver blev udtaget. Den indsamlede dokumentation kan derfor anvendes i relation til både rensning inden nedsivning og rensning inden udledning.

Foruden at dokumentere renseseffekten blev online mållinger anvendt til løbende at overvåge anlæggets funktion. Formålet hermed var at afdække mulighederne for ved hjælp af online monitorering at kunne validere renseseffekten i andre Rockflow filteranlæg, som opbygges efter designanvisningerne angivet i vejledning fra WSP /1/ og driftes efter driftsanvisning fra Rockflow /2/. Det er således hensigten, at disse vejledninger på sigt kan danne grundlag for, at der kan stilles funktionskrav til rensning af separat regnvand med Rockflow.

I nærværende rapport er den indsamlede dokumentation for Rockflow-anlæggets renseseffekt og funktion præsenteret sammen med en overordnet kommentering af de i bilag 1 vedlagte baggrundsdata.

1.1. Dokumenteret renseseffekt - nøgleparametre

Teknologisk Institut har i regi af Projektnetværket "Vandkvalitet der BAT'er" udarbejdet en vejledning i, hvordan renseløsninger til regnvandsafstrømning via feltmålinger bør testes og dokumenteres /3/. Det indsamlede datagrundlag vurderes at imødekomme disse retningslinjer og er for nærværende målekampagne udgjort af 10 hændelsesmiddelkoncentrationer før og efter rensning. Herudfra er der beregnet en oplandsmiddelkoncentration udtrykt som medianen af de målte hændelsesmidler (tabel 1.1).

Tabel 1.1. Interval for de 10 målte hændelsesmiddelkoncentrationer og den herudfra beregnede oplandsmiddelkoncentration før og efter rensning i Rockflow. (data i parentes repræsenterer intervallet for målingerne). Resultaterne fra målekampagnen er sammenlignet med typiske tal for renssevnen i våde regnvandsbassiner /4, 5/.

Stof	Rockflow			Vådt regnvandsbassin		
	Indløb	Udløb	Fjernet (%)	Indløb	Udløb	Fjernet (%)
Suspenderet stof (mg/l)	125 (27 - 410)	13 (2,2 - 68)	90 (50 - 99)	90 (30 - 300)	12 (5 - 20)	80 (70 - 90)
Total fosfor (mg/l)	0,16 (0,06 - 0,68)	0,03 (0,02 - 0,3)	81 (52 - 92)	0,3 (0,1 - 0,5)	0,09 (0,05 - 0,2)	70 (60 - 80)
Opløst fosfor (mg/l)	0,006 (<0,005 - 0,016)	0,005 (<0,005 - 0,015)	17 (-150 - 57)	0,15 (0,05 - 0,3)	0,05 (0,03 - 0,1)	70 (50 - 75)
COD (mg/l)	58 (13 - 540)	27 (15 - 170)	53 (-15 - 83)	55 (20 - 100)	30 (10 - 60)	45 (30 - 60)
BOD (mg/l)	4,9 (2,5 - 38)	2,9 (1,3 - 22)	40 (4 - 68)	6 (2 - 10)	4 (1 - 8)	30 (20 - 40)
Total kvælstof (mg/l)	2 (0,5 - 6,2)	1 (0,9 - 4,6)	50 (-81 - 76)	2 (1 - 3)	1,2 (0,7 - 2)	30 (20 - 40)

Total kobber (µg/l)	23 (2,5 - 150)	11 (4,4 - 70)	52 (-76 - 82)	15 (5 - 100)	5 (2 - 8)	75 (60 - 80)
Total zink (µg/l)	75 (20 - 520)	36 (9 - 180)	52 (-71 - 84)	100 (50 - 200)	30 (5 - 60)	75 (40 - 85)
Total bly (µg/l)	1,34 (0,39 - 11)	0,37 (<0,3 - 3,9)	72 (-400 - 96)	4 - 18,5	0,6-5,6	n/a
Opløst kobber (µg/l)	9,7 (1 - 68)	8,2 (4,2 - 33)	15 (-320 - 78)	n/a	n/a	n/a
Opløst zink (µg/l)	40 (21 - 220)	28 (7,4 - 88)	30 (-26 - 74)	n/a	n/a	n/a
Opløst bly (µg/l)	0,037 (0,02 - 0,56)	0,029 (<0,02 - 0,087)	22 (-67 - 92)	n/a	n/a	n/a
Sum PAH (16 stk.) (µg/l)	0,33 (0,04 - 1,56)	<0,01 (DL) (<0,01 - 0,48)	>97	<0,01 - 1,19	<0,01 - 0,11	n/a

Parametrene vist i tabel 1.1 udgør de parametre, som vejledningen foreskriver som et minimumsdatasæt for dokumentation af en renseløsning. For størstedelen af parametrene i tabel 1.1 gælder desuden, at det er for disse, at der ofte ses en direkte sammenligning med våde regnvandsbassiner, når der stilles funktionskrav til rensning med BAT (Bedste Tilgængelige Teknik) inden udledning af regnvand.

Den generelle opfattelse af, at våde regnvandsbassiner er BAT, er således med tiden blevet funderet i rapporten /4/ og de heri angivne, typetal og typiske koncentrationsintervaller /5/ for de fremhævede parametre før og efter rensning i et veldimensioneret vådt regnvandsbassin.

1.2. Generel anvendelse af dokumentation

Grundlæggende vurderes den indsamlede dokumentation at udgøre et retvisende billede af, hvilken renseseffekt, der kan opnås ved rensning med Rockflow. I vurderingen af datagrundlagets validitet er der lagt særlig vægt på, at prøverne er udtaget som et relativt stort antal flowproportionale delprøver, der i de fleste tilfælde dækker hele eller størstedelen af afstrømningshændelsen. Dette skal ses i modsætning til de mange målekampanjer, hvor dokumentationen ofte er baseret på et antal stikprøver og uden viden om det samtidige flow, hvormed disse prøver ikke vil afspejle andet end et øjebliksbillede, og kun i bedste fald er et mål for renseseffekten på det helt specifikke tidspunkt. En tilgang med flowproportional prøveudtagning og renseseffekt vurderet på en tidsskala, som er dækkende for hele hændelsesforløbet (hændelsesmiddel) anses således som værende meget væsentligt, da det i sammenhæng med afstrømmende regnvand ofte er det mest hensigtsmæssige at anvende middelkoncentrationer for en hændelse eller endda over en længere periode. Det begrundes med de meget store variationer i stofindhold i vandet, som ofte ses, både inden for den enkelte hændelse, fra hændelse til hændelse og fra opland til opland. Desuden er der en generel opfattelse af, at den eventuelle miljøpåvirkning af separat regnvand typisk vil være af akkumulerende karakter.

Når der foretages en sammenligning med data fra våde regnvandsbassiner er det vigtigt at have ovennævnte forhold for øje. Rensningen i våde regnvandsbassiner er nemlig baseret på en længerevarende henstand af regnvandet i bassinet, hvormed de koncentrationer, som måles i udløbsvandet, vil være relateret til en kortere eller længere periode, fremfor til en enkelt regnhændelse, idet udløbet under en given hændelse stort set altid vil stamme fra tidligere regnhændelser.

For de danske regnvandsbassiner indeholdt i datasættet, som ligger til grund for opgørelsen af de typiske koncentrationsintervaller for våde regnvandsbassiner i /4/, er der derfor også anvendt en tilgang med flowvægtede prøver over en længere periode. Foruden de danske studier er der inddraget et stort datasæt for koncentrationer i ind- og udløb fra våde regnvandsbassiner i primært USA. Blandt disse data er der formentlig i højere grad tale om stikprøver (et øjebliksbillede), men til gengæld i et ganske stort antal og fra mange regnvandsbassiner.

For hver enkelt af bassinerne i dette datasæt (danske, amerikanske m.fl.) er der beregnet en koncentration før og efter rensning som medianen af de målte periode-middelkoncentrationer (eller stikprøver). Dernæst er disse median-/oplandsmiddelkoncentrationer for hvert bassin i datasættet sammenholdt på tværs for at komme med et bud på typiske koncentrationer og koncentrationsintervaller – de såkaldte typetal, der findes i faktablad for våde regnvandsbassiner /5/.

Det er altså et ganske stort og udjævnet datagrundlag, som udgør sammenligningsgrundlaget, når målekampagnens resultater sammenlignes med data fra våde regnvandsbassiner (eller BAT), som det er gjort i tabel 1.1.

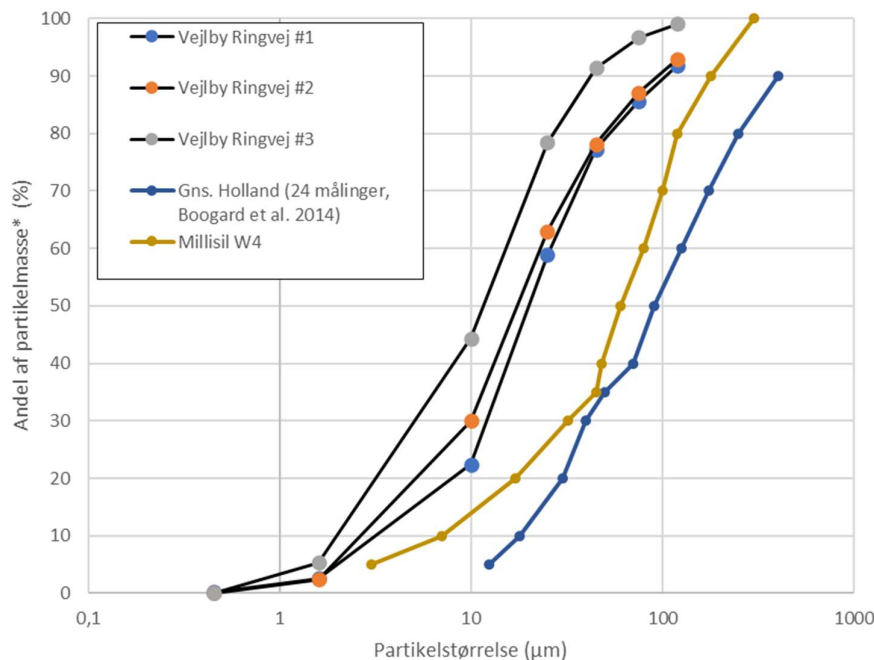
Målekampagnen er gennemført i et opland med stor trafikbelastning og derfor med en forventelig relativt stor forureningspåvirkning. Det fremgår således også af tabel 1.1, at alle nøgleparametrene for vurdering af en renseteknologi (med undtagelse af opløst fosfor) var til stede i det urensede vand i koncentrationer sammenlignelige med typisk separat regnvand og til tider i betydeligt højere koncentrationer.

Resultaterne fra den præsenterede målekampagne består "kun" af 10 prøver opgjort som hændelsesmiddel-koncentrationen for et enkelt opland med en påvist stor forureningspåvirkning, og de viser derfor ikke overraskende en større variation i stofindhold – både før og efter rensning - end det er tilfældet for typetallene for de våde regnvandsbassiner. Det generelle billede er dog fortsat en ganske effektiv rensning for de samme parametre, som typisk fjernes i et vådt regnvandsbassin.

Koncentrationerne i vandet efter rensning blev målt i samme niveau som udløbet fra våde regnvandsbassiner, så længe indløbskoncentrationen var inden for det typiske interval for afstrømmet regnvand. De beregnede oplandsmiddelkoncentrationer for hver enkelt parameter viste ligeledes ganske sammenlignelige koncentrationer jf. tabel 1.1.

Rensning i Rockflow er primært baseret på fjernelse af partiklerne i vandet, hvilket også gælder f.eks. våde regnvandsbassiner. Denne tilgang til rensning er baseret på, at en stor del af de nærings- og forureningsstoffer, som ønskes fjernet fra det afstrømmende regnvand, er bundet til partiklernes overflade. Sidstnævnte medfører videre en formodning om, at de allermindste partikler bærer en ganske stor del af forureningen.

En måde at vurdere robustheden af en renseløsning på er derfor at sammenligne partikelstørrelsesfordelingen i oplandet, hvorfra dokumentationen foreligger, med en typisk størrelsesfordeling for partikler i afstrømmende regnvand. Ved en sådan sammenligning blev det fundet, at størrelsesfordelingen var meget lig den, som typisk ses i regnvand. Faktisk med en forskydning mod relativt flere små partikler, der er sværere at tilbageholde, og, som nævnt, muligvis bærer størstedelen af forureningen (figur 1.1). Alligevel blev der altså målt betydelige reduktioner og lave udløbskoncentrationer af mange af de partikulære forureninger.



Figur 1.1. Partikelstørrelsesfordeling målt i tre prøver fra målekampagnen sammenlignet med partikelstørrelsesfordelingen i produktet Milisil W4, som ofte antages at være repræsentativt for danske oplande. Desuden er den gennemsnitlige partikelstørrelsesfordeling bestemt for 24 forskellige hollandske oplande vist /6/.

Overordnet set bør den dokumenterede renseevne derfor kunne opnås i de fleste oplande med typiske partikelstørrelsesfordelinger. Til denne overordnede betragtning skal det dog nævnes, at en række andre oplandsbetingede parametre influerer på fordelingen mellem opløste og partikelbunde forureninger og dermed renseevnen. De samme forhold vil imidlertid påvirke renseevnen i våde regnvandsbassiner.

2. Introduktion

2.1. Formål

Formålet med den gennemførte målekampagne var at indsamle dokumentation for renseeffekten i et Rockflow. Foruden at dokumentere renseeffekten blev online målinger anvendt til løbende at overvåge anlæggets funktion. Formålet hermed var at afdække mulighederne for ved hjælp af online monitorering at kunne validere renseeffekten i andre Rockflow filteranlæg, som opbygges efter designanvisningerne givet i vejledning fra WSP /1/ og driftest efter driftsanvisning tilgængelig på Rockflows hjemmeside /2/. Det er således hensigten, at disse vejledninger på sigt kan danne grundlag for, at der kan stilles funktionskrav til rensning af separat regnvand med Rockflow.

Karakterisering af hhv. Rockflow elementer og materialet kan findes i anvisning fra WSP /1/ og på Rockflows hjemmeside <https://www.rockwool.com/dk/produkter-og-konstruktioner/rockflow/installering-af-rockflow/design-af-et-rockflow-anlaeg/>

2.2. Baggrund

Teknologisk Institut har i regi af Projektnetværket "Vandkvalitet der BAT'er" udarbejdet en vejledning i, hvordan renseløsninger til regnvandsafstrømning bør testes og dokumenteres /3/. Vejledningen hedder "Vejledning – Testprocedure for renseløsninger til regnafstrømninger", og den arbejder med tre niveauer af dokumentation/test, hhv.:

Med afsæt i retningslinjerne angivet for feltmålinger i vejledningen fra Teknologisk Institut, er der i perioden november 2021 til oktober 2022 gennemført en målekampagne på afstrømmet regnvand før og efter rensning i et Rockflow filteranlæg.

Filteranlægget er beliggende på Risvang Allé, Århus, og modtager vand fra en større omfartsvej, Vejlbj Ringvej, med en estimeret årsdøgntrafik på 18.000 køretøjer/dag (figur 2.1). Det samlede opland til filteranlægget udgør ca. 1 red. ha.



I målekampagnen blev der indsamlet ind- og udløbsprøver fra 10 hændelser af varierende regndybde, -intensitet og -varighed samt varierende varighed af forudgående tørvejrperiode (jf. bilag 1). Prøverne fra hver hændelse blev udtaget med automatiske prøvetagere som et større antal flowproportionale delprøver vha. kontinuerte flowmålinger i ind- og udløb. Delprøverne blev blandet i én samlet prøve fra hhv. indløb og udløb og analyseret for udvalgte måleparametre. Måleparametrene omfattede suspenderet stof, næringsstoffer, tungmetaller, PAH'er, kulbrinter, DEHP og i nogle tilfælde ligeledes organisk stof, bakterier og partikelstørrelsesfordeling.

3. Dokumentation for magasinets renseeffekt

Laboratorieanalyserne for de 10 hændelser, som udgør datagrundlaget for den indsamlede dokumentation, fremgår af tabel 3.1. De enkelte hændelsers karakteristika, prøvetagningsmetode og kvaliteten af datagrundlaget er beskrevet i bilag 1, mens de enkelte analyserapporter er vedlagt i bilag 2.

Tabel 3.1. Oversigt over analyseresultater for de 10 hændelsesmiddelp prøver i hhv. ind- og udløb fra Rockflow. Renseeffekten er i de tilfælde, der ikke er detekteret noget i udløb (eller indløb) angivet som et interval, hvor den ikke detekterede parameter er fastsat til en koncentration svarende til hhv. detektionsgrænsen og $\frac{1}{2} \times$ detektionsgrænsen.

Hændelsesmiddel (HMK) Hændelse nr.	1	2	3	4	5 ⁽¹⁾	6 ⁽²⁾	7 ⁽²⁾	8 ⁽¹⁾	9	10	Median
Generelle parametre	mg/l										
Suspenderet stof	180	72	400	410	240	90	49	160	34	27	125
	2,2	15	40	68	43	4,7	2,8	10	17	5,7	13
Fjernet (%)	99	79	90	83	82	95	94	94	50	79	
Total P	0,35	0,16	0,68	0,66	0,71	0,13	0,058	0,23	0,13	0,069	0,160
	0,028	0,033	0,3	0,12	n/a	0,023	0,015	0,057	0,063	0,026	0,033
Fjernet (%)	92	79	56	82	n/a	82	74	75	52	62	
Orthophosphat-P ⁽³⁾	0,016	0,006	0,006	0,014	0,016	0,008	0,006	0,006	<0,005	<0,005	0,006
	0,015	0,007	<0,005	0,006	n/a	0,005	0,015	<0,005	<0,005	<0,005	0,005
Fjernet (%)	6	-17	n/a	57	n/a	38	-150	n/a	n/a	n/a	
Total N	2,3	2,1	6,2	2	9,3	0,47	0,7	2,5	1,1	0,96	2,00
	0,86	1,5	4,6	1	n/a	0,85	0,92	2,1	1,9	0,85	1,00
Fjernet (%)	63	29	26	50	n/a	-81	-31	16	-73	11	
Nitrit+nitrat-N	1,2	1,1	0,47 ⁽⁴⁾	0,12	0,04	0,22	0,17	0,52	0,33	0,33	0,33
	1,4	1,1	1,40 ⁽⁴⁾	0,54	n/a	0,56	0,41	0,92	1,3	0,57	0,92
Fjernet (%)	-17	0	-198	-350	n/a	-155	-141	-77	-294	-73	
Ammoniak+ammonium-N	n/a	n/a	n/a	0,67	n/a	n/a	n/a	0,52	<0,03	0,24	0,380
	n/a	n/a	n/a	0,22	n/a	n/a	n/a	0,22	0,051	0,035	0,136
Fjernet (%)	n/a	n/a	n/a	67	n/a	n/a	n/a	58	-240 - -70	85	
Biokemisk iltforbrug, BI5 ⁽⁵⁾	n/a	n/a	38	n/a	44	2,9	2,5	11	4,9	9,2	4,9
	n/a	n/a	22	n/a	n/a	1,6	1,3	n/a	4,7	2,9	2,9
Fjernet (%)	n/a	n/a	42	n/a	n/a	45	48	n/a	4	68	
COD	160	58	540	440	410	42	13	91	53	24	58
	27	20	170	110	n/a	20	15	54	42	20	27
Fjernet (%)	83	66	69	75	n/a	52	-15	41	21	17	
Metaller ⁽⁶⁾	µg/l										
Arsen, total	1,5	0,62	2,1	1,4	1,7	1,5	1,4	0,65	<0,3	<0,3	1,4
	0,69	0,45	1,4	0,54	0,99	0,9	0,89	0,37	0,79	0,36	0,74
Fjernet (%)	54	27	33	61	42	40	36	43	-427 - -163	-140 - -20	

Arsen, filtreret	0,61	0,31	0,63	0,43	0,84	1,1	1,1	0,35	0,23	0,17	0,52
	0,71	0,32	0,61	0,32	0,59	0,7	0,75	0,53	0,74	0,34	0,60
Fjernet (%)	-16	-3	3	26	30	36	32	-51	-222	-100	
Bly, total	3,6	2,1	11	9	5,5	0,57	0,39	<0,3	<0,3	<0,3	1,34
	<0,3	0,44	3,9	1,7	0,86	<0,3	<0,3	1,2	<0,3	<0,3	0,37
Fjernet (%)	92-96	79	65	81	84	47-74	23-62	-700 - -300	n/a	n/a	
Bly, filtreret	0,038	0,024	0,093	0,56	0,13	<0,02	<0,02	0,095	0,036	0,02	0,037
	<0,02	0,029	0,048	0,087	<0,02	<0,02	<0,02	0,038	0,06	0,022	0,022
Fjernet (%)	47-74	-21	48	84	85-92	n/a	n/a	60	-67	-10	
Cadmium, total	0,17	0,078	0,21	0,11	0,12	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,064
	0,13	0,12	0,15	0,062	0,17	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,056
Fjernet (%)	24	-54	29	44	-42	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	
Cadmium, filtreret	0,08	0,055	0,12	<0,004	0,079	0,004	0,005	0,019	0,014	0,01	0,017
	0,13	0,11	0,11	0,036	0,11	0,04	0,044	0,028	0,041	0,015	0,043
Fjernet (%)	-63	-100	8	-1700- -800	-39	-900	-780	-47	-193	-50	
Kobber, total	30	29	150	94	140	3,8	2,5	17	15	6,7	23
	5,6	9,6	70	33	25	6,5	4,4	17	12	6,6	10,8
Fjernet (%)	81	67	53	65	82	-71	-76	0	20	1	
Kobber, filtreret	9,4	9,9	59	8,6	68	1,5	1	13	12	5,7	9,7
	5,9	6,7	33	20	15	5,7	4,2	13	9,6	5,9	8,2
Fjernet (%)	37	32	44	-133	78	-280	-320	0	20	-4	
Nikkel, total	7,9	5,2	18	7,3	13	1,4	4,2	8	1,9	0,77	6,3
	8,1	4,2	50	6,6	52	4,2	3	3	5,5	1,7	4,9
Fjernet (%)	-3	19	-178	10	-300	-200	29	63	-189	-121	
Nikkel, filtreret	3,5	3,8	12	2,8	11	1,2	0,82	2	1,6	0,67	2,4
	6,2	3,2	43	5,8	43	3,8	3,1	6,5	5	1,5	5,4
Fjernet (%)	-77	16	-258	-107	-291	-217	-278	-225	-213	-124	
Zink, total	180	110	520	420	390	20	23	35	39	21	75
	29	42	180	97	99	27	23	60	19	9	36
Fjernet (%)	84	62	65	77	75	-35	0	-71	51	57	
Zink, filtreret	65	55	220	34	190	21	22	44	35	22	40
	31	31	88	43	50	23	22	25	16	7,4	28
Fjernet (%)	52	44	60	-26	74	-10	0	43	54	66	

Jern, total	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	330	180	79	
	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	400	410	110	
Fjernet (%)	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	-21	-128	-39	
Kulbrinter ⁽⁷⁾	µg/l										
Kulbrinter C6H6-C10, florisilrenset	<25	<25	<25	<25	<25	<25	<25	<25	<25	<25	<25
	<25	<25	<25	<25	n/a	<25	<25	n/a	n/a	<25	<25
Fjernet (%)	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	
Kulbrinter >C10-C25, florisilrenset	230	170	730	<50	100	200	170	160	<50	<50	165
	<50	<50	171	<50	n/a	<50	<50	n/a	n/a	<50	<50
Fjernet (%)	78-89	71-85	77	n/a	n/a	75-88	71-85	n/a	n/a	n/a	
Kulbrinter >C25-C40, florisilrenset	1100	870	2900	130	480	460	250	820	160	140	470
	100	140	640	<100	n/a	<100	<100	n/a	n/a	<100	<100
Fjernet (%)	91	84	78	62-81	n/a	89-95	80-90	n/a	n/a	64-82	
Totalkulbrinter C6H6- C40, florisilrenset	1300	1000	3600	130	580	660	420	980	160	140	625
	100	140	820	<DL	n/a	<DL	<DL	n/a	n/a	<DL	<DL
Fjernet (%)	92	86	77	62-81	n/a	92-96	88-94	n/a	n/a	64-82	
PAH'er ⁽⁷⁾	µg/l										
Naphthalen	0,027	<0,02	0,04	<0,02	<0,02	<0,01	<0,01	<0,03	<0,01	<0,01	<DL
	<0,01	<0,01	<0,01	<0,02	<0,02	<0,01	<0,01	<0,03	<0,01	<0,01	<DL
Fjernet (%)	63-82	n/a	75-88	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	
Acenaphthylen	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,01	<0,01	<0,03	<0,01	<0,01	<DL
	<0,01	<0,01	<0,01	<0,02	<0,02	<0,01	<0,01	<0,03	<0,01	<0,01	<DL
Fjernet (%)	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	
Acenaphthen	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,01	<0,01	<0,03	<0,01	<0,01	<DL
	<0,01	<0,01	<0,01	<0,02	<0,02	<0,01	<0,01	<0,03	<0,01	<0,01	<DL
Fjernet (%)	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	
Fluoren	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,011	0,013	<0,03	<0,01	<0,01	<DL
	<0,01	<0,01	<0,01	<0,02	<0,02	<0,01	<0,01	<0,03	<0,01	<0,01	<DL
Fjernet (%)	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	9-55	23-62	n/a	n/a	n/a	

Phenanthren	0,1 <0,01	0,058 <0,01	0,29 0,046	0,033 <0,02	0,12 <0,02	0,03 <0,01	0,015 <0,01	<0,03 <0,03	<0,01 <0,01	<0,01 <0,01	0,032 <DL
Fjernet (%)	90-95	83-91	84	39-70	83-92	67-83	33-67	n/a	n/a	n/a	
Anthracen	<0,02 <0,01	<0,02 <0,01	<0,02 <0,01	<0,02 <0,02	<0,02 <0,02	<0,01 <0,01	<0,01 <0,01	<0,03 <0,03	<0,01 <0,01	<0,01 <0,01	<DL <DL
Fjernet (%)	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	
Fluoranthren	0,15 <0,01	0,13 <0,01	0,32 0,088	0,1 <0,02	0,2 <0,02	0,039 <0,01	0,02 <0,01	0,044 <0,03	0,015 <0,01	0,014 <0,01	0,072 <DL
Fjernet (%)	93-97	92-96	73	80-90	90-95	74-87	50-75	32-66	33-67	29-64	
Pyren	0,26 <0,01	0,2 0,013	0,48 0,15	0,15 <0,02	0,31 <0,02	0,065 <0,010	0,034 <0,010	0,058 <0,03	0,021 <0,01	0,018 <0,01	0,108 <DL
Fjernet (%)	96-98	94	69	87-93	94-97	85-92	71-85	48-74	52-76	44-72	
Benz(a)anthracen	0,029 <0,01	0,033 <0,01	0,034 0,014	<0,02 <0,02	0,031 <0,02	0,011 <0,01	<0,01 <0,01	<0,03 <0,03	<0,01 <0,01	<0,01 <0,01	0,011 <DL
Fjernet (%)	66-83	70-85	59	n/a	35-68	9-55	n/a	n/a	n/a	n/a	
Chrysen + Triphenylen	0,036 <0,01	0,043 <0,01	0,066 0,031	0,026 <0,02	0,051 <0,02	0,017 <0,01	<0,01 <0,01	<0,03 <0,03	<0,01 <0,01	<0,01 <0,01	0,022 <DL
Fjernet (%)	72-86	77-88	53	23-62	61-80	41-71	n/a	n/a	n/a	n/a	
Benz(b+j+k)fluoranthren	0,085 <0,01	0,13 0,012	0,15 0,079	0,062 0,021	0,11 <0,02	0,033 <0,01	0,018 <0,01	<0,03 <0,03	<0,01 <0,01	0,012 <0,01	0,048 <DL
Fjernet (%)	88-94	91	47	66	82-91	70-85	44-72	n/a	n/a	17-58	
Benzo(a)pyren	0,02 <0,01	0,037 <0,01	0,037 0,016	<0,02 <0,02	0,026 <0,02	<0,01 <0,01	<0,01 <0,01	<0,03 <0,03	<0,01 <0,01	<0,01 <0,01	<DL <DL
Fjernet (%)	50-75	73-86	57	n/a	23-62	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,028 <0,01	0,049 <0,01	0,041 0,016	<0,02 <0,02	<0,02 <0,02	0,01 <0,01	<0,01 <0,01	<0,03 <0,03	<0,01 <0,01	<0,01 <0,01	<DL <DL
Fjernet (%)	64-82	80-90	61	n/a	n/a	0-50	n/a	n/a	n/a	n/a	
Dibenz(a,h)anthracen	<0,02 <0,01	<0,02 <0,01	<0,02 <0,01	<0,02 <0,02	<0,02 <0,02	<0,01 <0,01	<0,01 <0,01	<0,03 <0,03	<0,01 <0,01	<0,01 <0,01	<DL <DL
Fjernet (%)	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	
Benz(g,h,i)perylene	0,074 <0,01	0,1 <0,01	0,1 0,035	0,038 <0,02	0,041 <0,02	0,028 <0,01	0,014 <0,01	<0,03 <0,03	<0,01 <0,01	<0,01 <0,01	0,033 <DL
Fjernet (%)	86-93	90-95	65	47-74	51-76	64-82	29-64	n/a	n/a	n/a	

Sum af PAH (16 stk.)	0,809	0,78	1,558	0,409	0,889	0,244	0,114	0,102	0,036	0,044	0,327
	<DL	0,025	0,475	0,021	<DL	<DL	<DL	<DL	<DL	<DL	<DL
Fjernet (%) ⁽⁸⁾	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	
DEHP & øvrige PAH'er	µg/l										
DEHP ⁽⁹⁾	<0,004	<0,004	0,0064	0,0055	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004
	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004	<0,004
Fjernet (%)	n/a	n/a	38-69	27-64	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	
2-Methylnaphthalen	<0,01	<0,01	0,028	n/a	0,016	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	0,0105
	<0,005	<0,005	<0,005	n/a	<0,01	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	<DL
Fjernet (%)	n/a	n/a	82-91	n/a	38-69	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	
1-Methylnaphthalen	0,015	<0,01	0,037	n/a	0,019	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	0,017
	<0,005	<0,005	<0,005	n/a	<0,01	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	<DL
Fjernet (%)	67-83	n/a	86-93	n/a	47-74	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	
Fysiske ⁽¹⁰⁾											
pH (pH)	n/a	n/a	6,9	7,3	7,3	7,5	7,5	7	6,8	6,8	7,15
	n/a	n/a	6,9	7,3	8	7,3	7,4	7,3	7,4	7,2	7,3
Ændring (pH)	n/a	n/a	0,0	0,0	+0,7	-0,2	-0,1	+0,3	+0,6	+0,4	
Ledningsevne, 25°C (mS/cm)	n/a	n/a	6,1	1,64	4,1	0,714	0,672	0,136	0,125	0,112	0,693
	n/a	n/a	4,8	2,06	3,98	0,69	0,724	0,331	0,386	0,218	0,707
Fjernet (%)	n/a	n/a	21	-26	3	3	-8	-143	-209	-95	
Bakterier ⁽¹¹⁾											
Escherichia coli (e.coli) (MPN/100 mL)	n/a	n/a	180	n/a	100	n/a	n/a	2200	400	900	
	n/a	n/a	100	n/a	<10	n/a	n/a	n/a	130	300	
Fjernet (%)	n/a	n/a	44	n/a	90-95	n/a	n/a	n/a	68	67	
Coliforme bakterier (MPN/100 mL)	n/a	n/a	11000	n/a	>200	n/a	n/a	170000	66000	17000	
	n/a	n/a	1200	n/a	>200	n/a	n/a	n/a	20000	4100	
Fjernet (%)	n/a	n/a	89	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	70	76	
Enterokokker (CFU/100 mL)	n/a	n/a	100	n/a	>100	n/a	n/a	2200	1300	4200	
	n/a	n/a	100	n/a	17	n/a	n/a	n/a	700	2000	
Fjernet (%)	n/a	n/a	0	n/a	66-83	n/a	n/a	n/a	46	52	

- (1) for disse hændelser var der i udløbsprøven ikke prøvevolumen nok til at gennemføre den fulde analysepakke
- (2) disse hændelser er syntetiske regnhændelser skabt ved at tillede et konstant flow af rent vand til bunden af opstrøms sandfangsbrønd med hhv. resuspension (partikulære) og fortynding (opløste) af sandfangsbrøndens indhold af forurenende stoffer
- (3) indholdet af ortho-fosfat i det urensede vand var betydeligt lavere, end hvad der normalvis forventes i separat regnvand, og forekom i størstedelen af hændelserne i en koncentration omkring detektionsgrænsen i både ind- og udløb.
- (4) ved en fejl analyseret som nitrat (NO_3^-), hvorfor den angivne værdi er en beregnet værdi af nitrat-N
- (5) BOD er kun analyseret i de prøver, hvor prøverne blev afhentet så kort tid efter udtag, at det er vurderet, at et (delvist) repræsentativt analyseresultat kunne opnås, jf. bilag 1, afsnit 2.
- (6) det bemærkes generelt vedr. forholdet mellem opløst og partikulært bundet tungmetal, at fraktioneringen er yderst kompleks og dissociering af tungmetaller påvirkes af mange forhold i både oplandet og det specifikke vands sammensætning, ligesom prøveudtagningen og -håndteringen utilsigtet kan influere på fordelingen. Hvert prøveudtag bør desuden filtreres straks efter udtag, hvilket ikke har været muligt, når der arbejdes med automatisk prøvetagning af hændelsesmiddelp prøver. Alligevel vurderes prøverne at være anvendelige med henblik på vurdering af renseeffekten, jf. bilag 1, afsnit 2.
- (7) der er analyseret for kulbrinter og PAH'er, selvom prøverne er udtaget gennem vinylslange og opsamlet i plastdunke, hvilket ikke er i overensstemmelse med akkrediterede procedurer. Alligevel vurderes analyserne at være anvendelige med henblik på vurdering af renseeffekten, jf. bilag 1, afsnit 2.1.
- (8) der er ikke beregnet en renseeffekt, idet der er tale om en sum af 16 forskellige PAH'er, som i varierende omfang imellem hændelserne hver især er/ikke er detekteret over den anvendte detektionsgrænse i hhv. ind- og udløb (se dog figur 3.10).
- (9) der er analyseret for DEHP, selvom prøverne er udtaget gennem vinylslange og opsamlet i plastdunke, hvilket ikke er i overensstemmelse med akkrediterede procedurer, da der kan ske afsmittning fra det anvendte udstyr. Prøverne vurderes alligevel at kunne benyttes som indikator for forekomsten af DEHP før og efter rensning, jf. bilag 1, afsnit 2.
- (10) pH og ledningsevne er ligeledes målt online, jf. bilag 1, afsnit 2.
- (11) der er målt for bakterier ved enkelte af hændelserne, hvor det var muligt at igangsætte analyserne så hurtigt efter prøvetagning, at en bakterieanalyse blev vurderet meningsfuld, jf. bilag 1, afsnit 2.

3.1. Renseeffekt

Som det fremgår af tabel 3.1, er der målt for en lang række parametre. Mens der for nogle parametre tegner sig et tydeligt billede af en markant tilbageholdelse i Rockflow, er effekten over for andre parametre mere uklar, og der ses tilfælde med forøgede koncentrationer i vandet efter rensning sammenlignet med før rensning. For nogle parametre kan forøgelsen skyldes, at vandets sammensætning ændres ved passage af Rockflow elementerne på en sådan måde, at det resulterer i enten en frigivelse af tidligere afsat materiale i elementerne eller en forskydning mellem den totale og opløste fraktion af de parametre, som udviser denne tendens. Imidlertid vurderes den primære forklaring at være, at strømmingen gennem Rockflow kun tilnærmet sker som et stempelflow (plug flow) i kombination med den relativt store usikkerhed, som er forbundet med prøvetagning, prøvehåndtering og det efterfølgende laboratoriarbejde, når der er tale om en sammenligning af afstrømmende regnvand, hvor variationen inden for en hændelse er stor, og mange af de undersøgte stoffer findes i meget lave koncentrationer. Af samme årsag kan det generelt være vanskeligt at anvende renseeffektivitet som et mål for, om en rensningsmetode til separat regnvand yder den nødvendige beskyttelse af en recipient. Derimod anbefales det at se på størrelsesordenen af de absolutte koncentrationer i vandet før og efter rensning.

I det følgende er resultaterne for de forskellige parametre og/eller stofgrupper gennemgået kort med primært fokus på nøgleparametrene i separat regnvand, når det kommer til vurdering ift. BAT og dermed våde regnvandsbassiner.

Generelt til målekampagnen og resultaterne bemærkes det, at Rockflow filteranlægget i sin tid blev etableret som et fuld-skala demonstrationsanlæg, og det har sidenhen vist sig at være betydeligt underdimensioneret ift. det tilsluttede oplandsareal. Det har den effekt, at filterets indløbskanaler relativt hurtigt tilstoppes, hvormed der skal et større og større trykniveau i filterets indløbsmanifold til for at drive vandet ind i filtermatricen, indtil indløbskanalerne spules. Der blev i begyndelsen af målekampagnen konstateret en tydelig sammenhæng mellem trykniveau i indløbsmanifolden og suspenderet stof (og turbiditet) i udløbet, hvilket indikerer, at der opstår en form for præferentiel strømning uden om filtermatricen, når indløbskanalerne tilstoppes. På sin vis kan det sammenlignes med, at et vådt regnvandsbassin dimensioneres for småt ift. det tilsluttede opland, hvormed vandets gennemsnitlige opholdstid i bassinet – i dette eksempel – vil blive for kort til at opnå tilstrækkelig rensning af vandet.

I juni 2022 (mellem hændelse nr. 5 og nr. 6) blev der derfor etableret en regulering på tilløbet til indløbsmanifolden, som begrænsede tilløbsflowet til ca. 2-3 l/s, hvilket svarer til filteranlæggets designkapacitet, dvs. uden opstuvning, når indløbskanalerne netop er spulet rene. Effekten af denne regulering ses at være ganske betydelig, og der er således en vis sandsynlighed for, at koncentrationerne i udløbet for hændelse nr. 3 og nr. 4 er overestimerede, idet der her forekom en betydelig stuvning foran filteret. Med det sagt var det også for de to hændelser, der generelt blev målt de højeste koncentrationer i tilløbsvandet.

Endelig bemærkes det, at det for samtlige af de analyserede regnhændelser, men primært de første 5 hændelser, gælder, at de målte hændelsesmiddelkoncentrationer for tilløbsvandet ikke kan relateres direkte til den specifikke regnhændelse. Det skyldes, at det afstrømmende regnvand i oplandet ledes til indløbsmanifolden via en ø2000m-sandfangsbrønd med tilløb relativt tæt på bunden. Afhængende af regnhændelsens intensitet, varighed og dybde vil der således forekomme en vis resuspension af sedimenteret materiale i sandfangsbrønden, ligesom der, dog primært for de små regnhændelser (<1,5 mm), vil være en vis påvirkning forbundet med det vandvolumen (3-5 m³), som står i sandfangsbrønden fra den foregående regnhændelse.

Sandfangsbrønden blev slamsuget i forbindelse med etableringen af reguleringen på tilløbet til indløbsmanifolden, hvilket formodes at forklare det betydelige fald i indholdet af suspenderet stof i hændelserne 8-10. Denne fejlkilde vedrører dog ikke den påviste renseseffekt i Rockflow-magasinet for de 10 hændelser, men derimod karakteriseringen af regnafstrømningen fra oplandet.

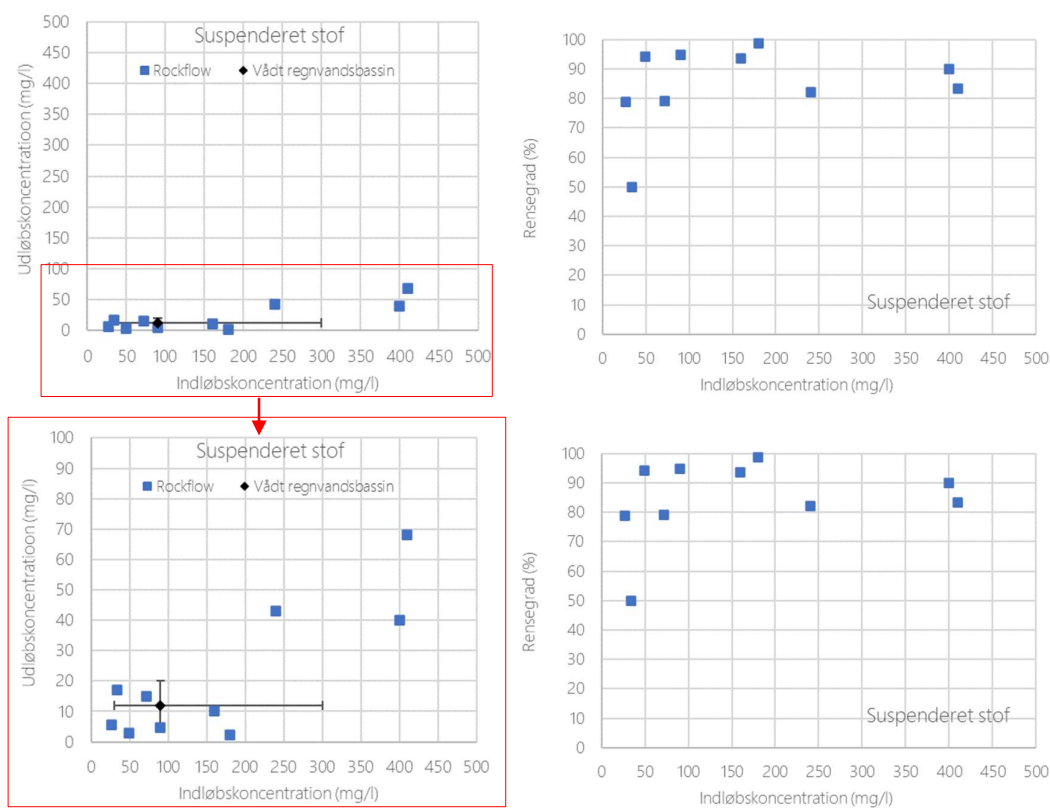
3.1.1 Suspenderet stof

Rensning i Rockflow er primært baseret på fjernelse af partiklerne i vandet, hvilket også gælder f.eks. våde regnvandsbassiner. Denne tilgang til rensning er baseret på, at en stor del af de nærings- og forureningsstoffer, som ønskes fjernet fra det afstrømmende regnvand, er bundet til partiklernes overflade. Sidstnævnte medfører videre en formodning om, at de allermindste partikler bærer en ganske stor del af forureningen, hvorfor det kan være centralt for renseseffektiviteten at disse kan tilbageholdes.

Der ses generelt en markant reduktion i indholdet af suspenderet stof (SS) efter rensning i Rockflow for alle hændelserne (figur 3.1). De højeste koncentrationer i udløbet blev målt ved de hændelser, hvor koncentrationen i indløb var høj. Fjernelsesgraden var på 50 - 99 % og generelt højere end 80 % (figur 3.1). På trods heraf var hændelsesmiddel-koncentrationen efter rensning for enkelte hændelser relativt høj sammenlignet med typiske værdier for suspenderet stof i udløbet fra våde regnvandsbassiner. Der er en vis sandsynlighed for, at koncentrationerne i udløbet for i hvert fald to af hændelserne med forhøjet udløbskoncentration er påvirket af den førnævnte præferentielstrømning uden om filtermatricen, idet der her forekom en betydelig stuvning foran filteret.

Generelt består datagrundlaget dog "kun" af 10 prøver opgjort som hændelsesmiddel-koncentrationen for et enkelt opland med en stor forureningspåvirkning, og der må derfor forventes en større variation i stofindhold – både før og efter rensning, end det er tilfældet for typetallene for de våde regnvandsbassiner.

Anvendes medianværdien af de 10 hændelser som et mål for oplandets middelkoncentration før og efter rensning fås koncentrationer, som er ganske sammenlignelige med typetallene for indholdet af suspenderet stof i afstrømmende regnvand, med et indhold på 125 mg/l før rensning og 13 mg/l efter rensning i Rockflow.

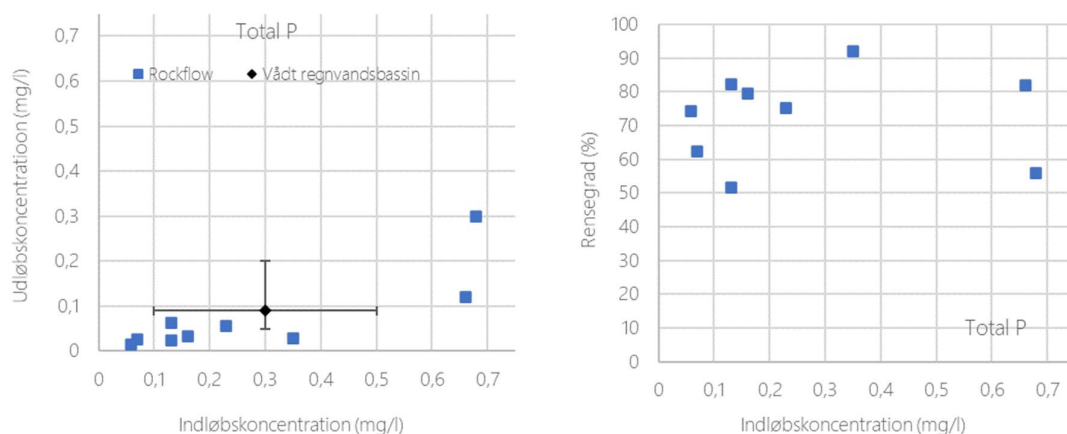


Figur 3.1.Tv.) Koncentration (hændelsesmiddel) af suspenderet stof i udløb fra Rockflow-anlægget som funktion af koncentration (hændelsesmiddel) i indløb for hver enkelt hændelse. Til sammenligning er vist den typiske koncentration inkl. intervaller for suspenderet stof før og efter rensning i et vådt regnvandsbassin. Th.) Rensegrad i Rockflow som funktion af koncentrationen (hændelsesmiddel) af suspenderet stof i indløb. Bemærk at figurerne øverst og nederst tv. er ens bortset fra skalering af y-aksen.

Der er foretaget online målinger af turbiditet i ind- og udløb under hele målekampagnen, som både kvalitativt og kvantitativt underbygger den effektive tilbageholdelse af suspenderet stof, som de 10 hændelser indikerer (jf. afsnit 4.1 og bilag 1).

3.1.2 Fosfor

Rensningen for total fosfor (P) i Rockflow ses at være markant (50 – 90 %) og generelt med udløbskoncentrationer lavere end de koncentrationer, der opnås ved rensning i våde regnvandsbassiner (figur 3.2). Sidstnævnte skal muligvis forklares med, at stort set al fosfor i vandet forekom på partikulær form, hvilket er den fosforfraktion, som overvejende må forventes at blive fjernet ved rensning i Rockflow (og i våde regnvandsbassiner). Indholdet af ortho-fosfat i det urensede vand blev således målt til maksimalt 0,016 mg/l og for størstedelen af hændelserne omkring detektionsgrænsen i både ind- og udløb. Der kan derfor ikke siges noget generelt om rensningseffekten for opløst fosfor.

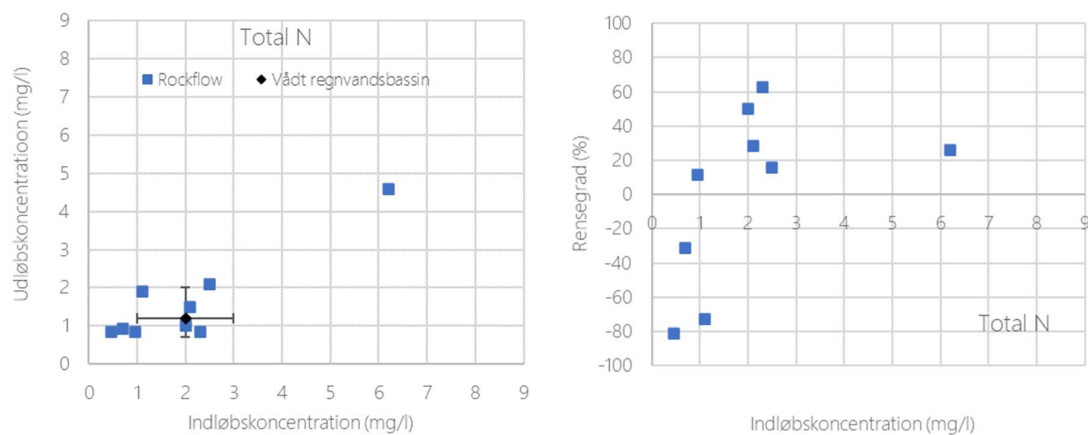


Figur 3.2. **Tv.)** Koncentration (hændelsesmiddel) af total fosfor i udløb fra Rockflow-anlægget som funktion af koncentration (hændelsesmiddel) i indløb for hver enkelt hændelse. Til sammenligning er vist den typiske koncentration inkl. intervaller for total fosfor før og efter rensning i et vådt regnvandsbassin. **Th.)** Rensegrad i Rockflow som funktion af koncentrationen (hændelsesmiddel) af total fosfor i indløb.

3.1.3 Kvælstof

Med undtagelse af en enkelt hændelse blev der fundet ind- og udløbskoncentrationer for total kvælstof, som var meget sammenligneligt med typetallene fra våde regnvandsbassiner (figur 3.3). Hvad angår renseseffekten er billedet mere uklart, og der ses hændelser med højere koncentration i udløbet end indløbet.

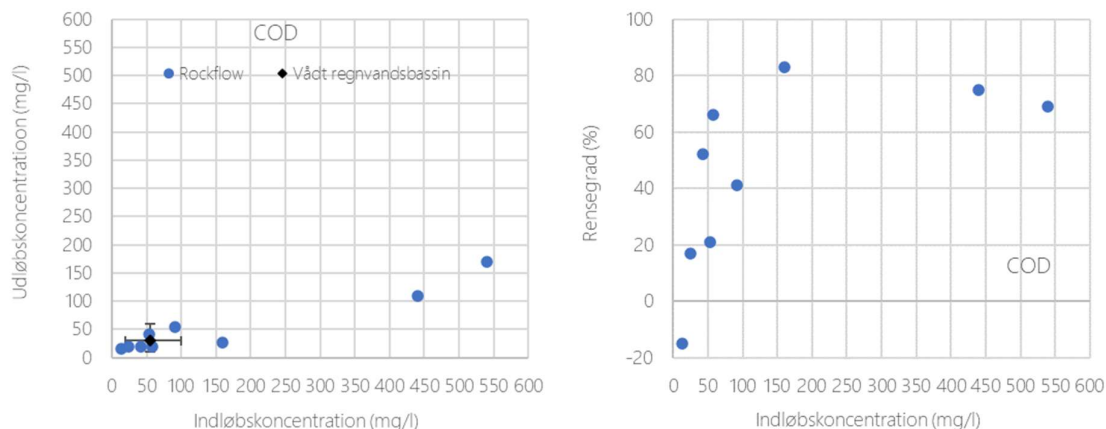
En relativ stor andel af den totale kvælstof forekom som nitrit-nitrat-N. Som forventet ses der ikke en tilbageholdelse af denne, opløste kvælstof-fraktion, og for samtlige hændelser ses tilmed en højere koncentrationen i udløbsvandet end i indløbsvandet, hvilket indikerer en frigivelse eller omsætning (nitrifikation) i Rockflow-elementerne. Det kan desuden være forklaringen på, at der for nogle hændelser ligeledes for total kvælstof blev målt en negativ renseseffekt. Generelt for kvælstof bemærkes det, at koncentrationerne, som forventet, er lave og på niveau med kvælstofindholdet i vandløb uden særlig kvælstofpåvirkning.



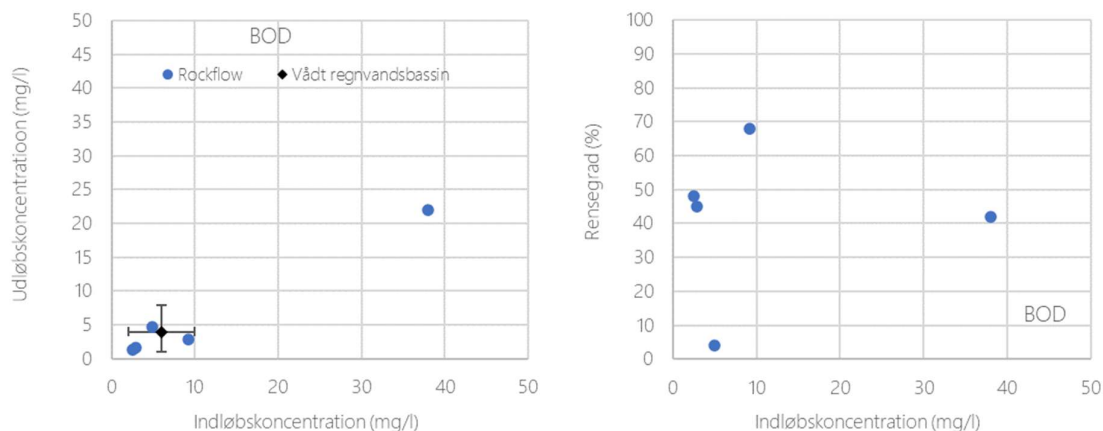
Figur 3.3. **Tv.)** Koncentration (hændelsesmiddel) af total kvælstof i udløb fra Rockflow-anlægget som funktion af koncentration (hændelsesmiddel) i indløb for hver enkelt hændelse. Til sammenligning er vist den typiske koncentration inkl. intervaller for total kvælstof før og efter rensning i et vådt regnvandsbassin. **Th.)** Rensegrad i Rockflow som funktion af koncentrationen (hændelsesmiddel) af total kvælstof i indløb.

3.1.4 Organisk stof

Indholdet af organisk stof målt som hhv. COD og BOD blev generelt reduceret ved rensning i Rockflow (figur 3.4 og figur 3.5). Det online målte iltindhold i vandet før og efter rensning viste ligeledes et markant lavere iltindhold efter passage af Rockflow, hvilket underbygger en tilbageholdelse og omsætning af organisk stof i filtermatricen.



Figur 3.4. **Tv.)** Koncentration (hændelsesmiddel) af COD i udløb fra Rockflow-anlægget som funktion af koncentration (hændelsesmiddel) i indløb for hver enkelt hændelse. Til sammenligning er vist den typiske koncentration inkl. intervaller for COD før og efter rensning i et vådt regnvandsbassin. **Th.)** Rensegrad i Rockflow som funktion af koncentrationen (hændelsesmiddel) af COD i indløb.

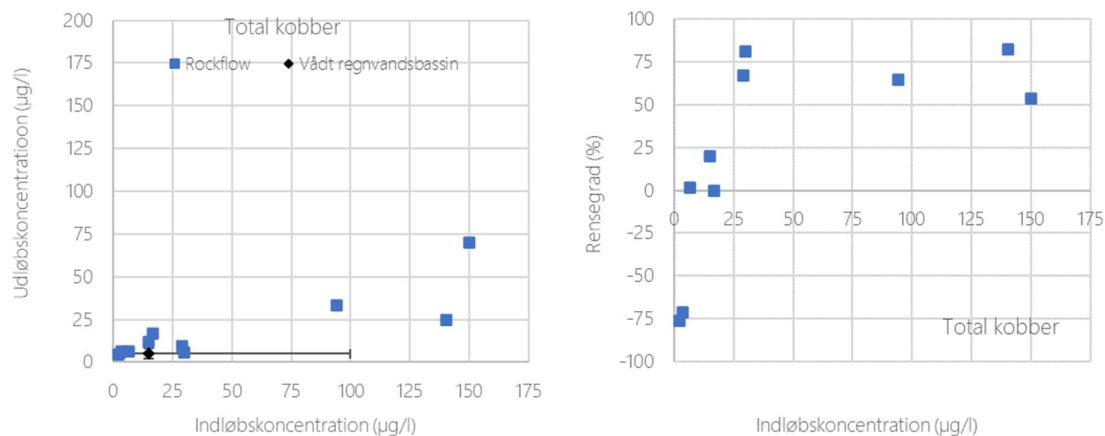


Figur 3.5. Koncentration (hændelsesmiddel) af BOD i udløb fra Rockflow-anlægget som funktion af koncentration (hændelsesmiddel) i indløb for hver enkelt hændelse. Til sammenligning er vist den typiske koncentration inkl. intervaller for BOD før og efter rensning i et vådt regnvandsbassin. **Th.)** Rensegrad i Rockflow som funktion af koncentrationen (hændelsesmiddel) af BOD i indløb.

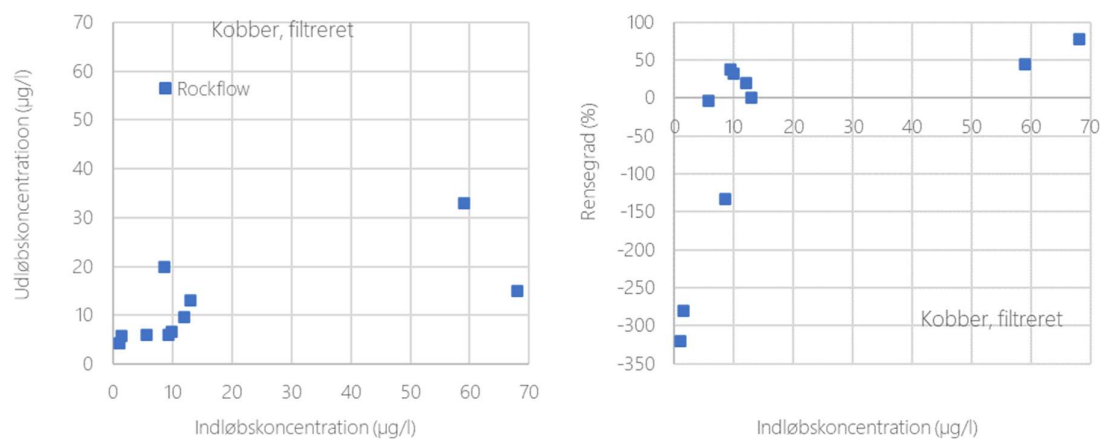
3.1.5 Kobber og zink

For total kobber og total zink (figur 3.6 og figur 3.8) ses en klar tendens til tilbageholdelse i Rockflow, hvis der ses bort fra hændelserne, hvor koncentrationerne i vandet var lavest. I sidstnævnte tilfælde er billedet således mere uklart, hvilket vurderes at skyldes den tidligere omtalte usikkerhed ifm. sammenligning af stoffer, som forekommer i meget lave koncentrationer i afstrømmende regnvand, hvor variationen inden for en hændelse er stor, og strømningen gennem Rockflow kun tilnærmet sker som et stempelflow.

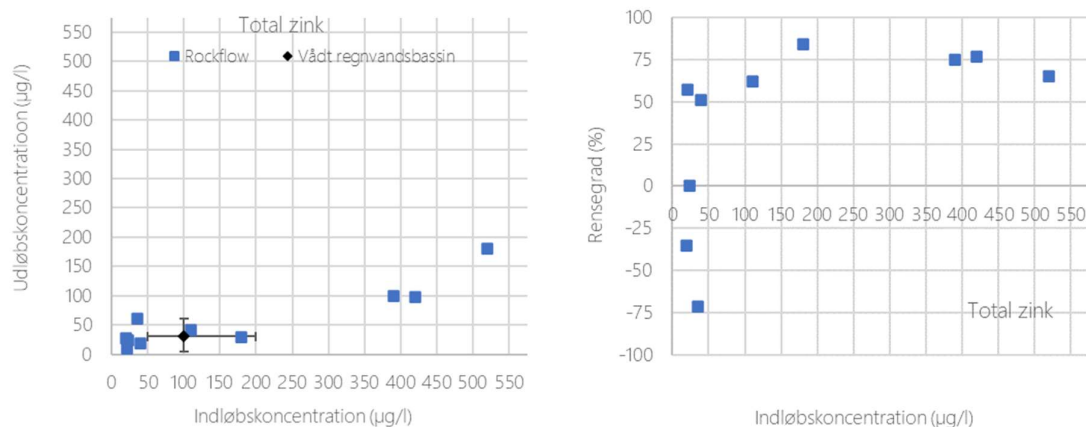
For de opløste koncentrationer af kobber og zink er billedet ligeledes uklart, men der synes at være en tendens til en vis tilbageholdelse, hvis der ses bort fra hændelserne med de lavest, målte indløbskoncentrationer (figur 3.7 og figur 3.9).



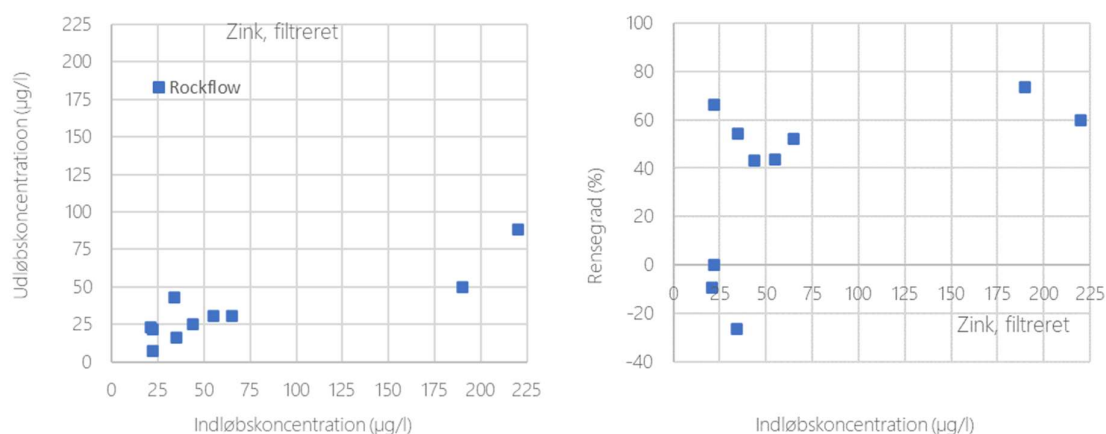
Figur 3.6. **Tv.)** Koncentration (hændelsesmiddel) af total kobber i udløb fra Rockflow-anlægget som funktion af koncentration (hændelsesmiddel) i indløb for hver enkelt hændelse. Til sammenligning er vist den typiske koncentration inkl. intervaller for total kobber før og efter rensning i et vådt regnvandsbassin. **Th.)** Rensegrad i Rockflow som funktion af koncentrationen (hændelsesmiddel) af total kobber i indløb.



Figur 3.7. **Tv.)** Koncentration (hændelsesmiddel) af opløst kobber i udløb fra Rockflow-anlægget som funktion af koncentration (hændelsesmiddel) i indløb for hver enkelt hændelse. **Th.)** Rensegrad i Rockflow som funktion af koncentrationen (hændelsesmiddel) af opløst kobber i indløb.



Figur 3.8. **Tv.)** Koncentration (hændelsesmiddel) af total zink i udløb fra Rockflow-anlægget som funktion af koncentration (hændelsesmiddel) i indløb for hver enkelt hændelse. Til sammenligning er vist den typiske koncentration inkl. intervaller for total zink før og efter rensning i et vådt regnvandsbassin. **Th.)** Rensegrad i Rockflow som funktion af koncentrationen (hændelsesmiddel) af total zink i indløb.



Figur 3.9. **Tv.)** Koncentration (hændelsesmiddel) af opløst zink i udløb fra Rockflow-anlægget som funktion af koncentration (hændelsesmiddel) i indløb for hver enkelt hændelse. **Th.)** Rensegrad i Rockflow som funktion af koncentrationen (hændelsesmiddel) af opløst zink i indløb.

3.1.1 Øvrige tungmetaller

Bly er angivet i minimumsdatasættet for dokumentation af en renseløsning i vejledningen fra Teknologisk Institut. Der blev målt bly i relativt høje koncentrationer i vandet og størstedelen som partikulært bundet. Ligesom for kobber og zink tyder det på, at en stor del af den partikulært bundne bly tilbageholdes i Rockflow, mens det for den opløste fraktion er mere uklart, men dog med indikationer på en vis tilbageholdelse.

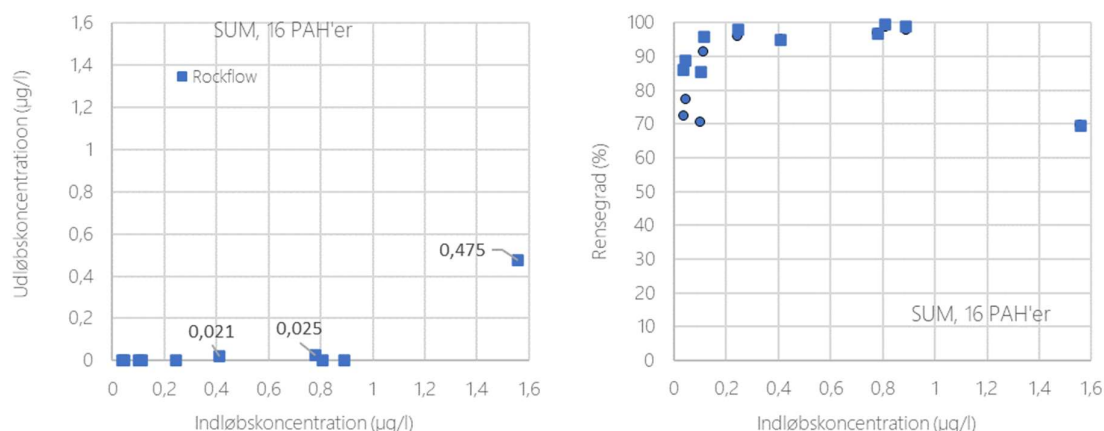
For de øvrige tungmetaller (arsen, cadmium og nikkel) er de generelt påvist i lave koncentrationer, og det er ikke umiddelbart til at udlede noget generelt vedr. rensningen i Rockflow.

3.1.2 PAH'er

Rensningen for PAH'er ses at være markant og generelt detekteres der ingen PAH'er i det rensede vand, selvom der i alle hændelser blev målt en eller flere PAH'er før rensning (figur 3.10). Summen af 16 PAH'er blev kun for en enkelt hændelse målt i en relativt høj koncentration i udløbet, og det var sammenfaldende med både en høj indløbskoncentration og en af de hændelser, hvor udløbskoncentrationen af suspenderet

stof var betydeligt forhøjet og formentlig påvirket af overbelastning af filteret (præferentialstrømning). For to andre hændelser blev summen af 16 PAH'er målt lige omkring detektionsgrænse i udløbet, mens den tilhørende koncentration i indløbet var betydeligt højere.

Når så mange af PAH'erne ikke detekteres i vandet, er det vanskeligt at opgøre en renseeffekt. Det er alligevel gjort i figur 3.10 for summen af 16 PAH'er, hvor der er vist en beregnet renseeffekt ved anvendelse af både $\frac{1}{2}$ x detektionsgrænsen og detektionsgrænsen, når der ikke er detekteret noget i udløbsprøven. I det konkrete tilfælde med summen af 16 PAH'er er det forholdsvis upræcist, idet der er tale om en sum af 16 forskellige PAH'er, som hver især ikke er detekteret over den anvendte detektionsgrænse. I tabel 3.1 er der således angivet renseeffekt for hver enkelt af de 16 PAH'er, hvor intervallet for renseeffekt dækker over spændet fra $\frac{1}{2}$ - 1 x detektionsgrænsen. Det er dog fortsat generelt usikkert at foretage denne slags beregninger på så lave og ikke detekterede koncentrationer. Som det allerede er bemærket, er det derfor mere interessant, at der stort set ikke detekteres nogen PAH'er efter rensning, selvom de er tilstede i det urensede vand i anseelige koncentrationer.



Figur 3.10. **Tv.)** Koncentration (hændelsesmiddel) af summen af 16 PAH'er i udløb fra Rockflow-anlægget som funktion af koncentration (hændelsesmiddel) i indløb for hver enkelt hændelse. **Th.)** Rensegrad i Rockflow som funktion af koncentrationen (hændelsesmiddel) af summen af 16 PAH'er i indløb. Idet indholdet af PAH'er i det rensede vand for en stor del af hændelserne blev målt under detektionsgrænsen (DL) er rensegraden her opgjort for en udløbskoncentration på hhv. $\frac{1}{2}$ x DL (firkanter) og 1 x DL (cirkler).

3.1.1 Kulbrinter

Kulbrinter blev generelt tilbageholdt i ved rensning med rensegrader på 80-90 % og i flere hændelser reduceret til under detektionsgrænsen i det rensede vand. De lette kulbrinter blev ikke påvist i vandet for nogen af hændelserne, mens de tungere fraktioner blev fundet i størstedelen af de hændelser, hvor der blev målt for kulbrinter.

3.1.2 Øvrige miljøfremmede

DEHP blev påvist i indløbsvandet for to hændelser. For alle hændelserne blev DEHP ikke detekteret i det rensede vand.

3.1.3 Bakterier

Der er målt for bakterier (e.coli, koliforme bakterier og enterokker) ved enkelte af hændelserne, hvor det var muligt at igangsætte analyserne så hurtigt efter prøvetagning, at en bakterieanalyse blev vurderet meningsfuld. For disse hændelser blev der fundet en vis reduktion i bakterieindholdet i vandet, som formentlig skyldes tilbageholdelse af de bakterier, som findes associeret til overfladen på partiklerne i vandet.

3.1.4 Fysiske parametre

pH blev målt i samme interval i ind- og udløbsprøverne med en svag tendens til, at pH blev forøget en smule ved passage af Rockflow. Den lidt højere pH i vandet efter passage af Rockflow underbygges af de indsamlede online målinger af pH (bilag 1, afsnit 2.6), som generelt vurderes at være mere anvendelige i vurderingen af pH-effekter, end pH målt i en hændelsesmiddelp prøve, ligesom en pH-måling generelt udføres som en feltmåling. Sammenlignes pH-variationen målt online inden for de indsamlede hændelser ses det, at pH i indløbsvandet for flere hændelser generelt er målt i intervallet 5-6 og helt ned til ca. 4. I udløbet ses ikke samme variationen, da pH her er målt i intervallet 7-8 for disse (og de øvrige) hændelser, hvilket indikerer en vis pH-buffereffekt i Rockflow-elementerne. Dette stammer fra den oxidation, der sker under produktionen af rockflow-materialet ved høje temperaturer og oxiderede forhold.

Hændelserne med de lave, online målte pH-værdier i indløbsvandet viser ikke samme lave pH i hændelsesmiddelp prøven. Imidlertid er foretaget en løbende kontrol og kalibrering af online-sensorerne, hvilket ikke gav anledning til at tro, at målingerne er fejlbehæftede.

For pH i udløbsvandet var der god overensstemmelse mellem laboratorie- og onlinemålinger, og der ses generelt en stabil pH i intervallet 7-8. Der forekommer således ikke de variationer, som kan optræde i et vådt regnvandsbassin som følge af døgnvariationer i fotosyntese/respiration (hvilket også kan give store udsving i iltindhold i vandet).

Ledningsevne blev målt i et antal af de indsamlede hændelsesmiddelp prøver og ligeledes som online måleparameter (bilag 1, afsnit 2.6). Det er vanskeligt at udlede noget om rensning på baggrund af disse målinger. Det gælder både for ledningsevnen målt på hændelsesmiddelp prøverne i laboratorie og for online-målingerne.

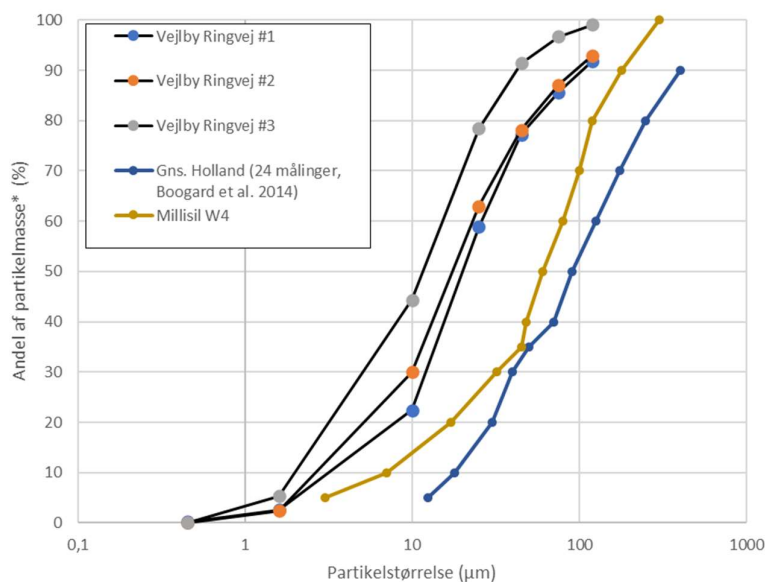
Iltindholdet blev målt online (bilag 1, afsnit 2.6), og det blev fundet, at der var et ganske betydeligt iltforbrug i det stillestående vand i ind- og udløbsmanifold imellem regnhændelser. I lange perioder var iltindholdet således 0 mg/l i vandet i både ind- og udløbsmanifolden. I forbindelse med regnhændelser blev der målt markante stigninger i iltindhold, men mest udpræget i indløbsvandet, hvor iltindholdet i vandet typisk var 3-6 mg/l højere end i udløbsvandet, hvilket indikerer en vis biologisk omsætning af organisk materiale i Rockflow-elementerne.

Temperaturen blev målt online (bilag 1, afsnit 2.6) og ses at være ganske begrænset påvirket af passagen af Rockflow-elementerne. Den korte opholdstid heri taget i betragtning, er det ikke overraskende, og der vil således ikke forekomme den opvarmning i sommerperioden, som det f.eks. kan være tilfældet i våde regnvandsbassiner med lang opholdstid.

3.1.5 Partikelstørrelsesfordeling

Der blev foretaget analyse for partikelstørrelse i tre ind- og udløbsprøver. For indløbsprøverne blev der målt en relativt stor andel af små partikler, og generelt var partiklerne mindre end det, der ofte betragtes som typiske partikelstørrelser i separat regnvand, dvs. repræsenteret ved størrelsesfordelingen i produktet Milisil W4 (figur 3.11), og ligeledes mindre end den gennemsnitlige størrelsesfordeling fundet i 24 hollandske oplande /6/. Hertil bemærkes det, at sammenligningen af de målte størrelsesfordelinger er foretaget ud fra partikelmassen og dermed under en antagelse om, at alle partiklerne i vandet har samme densitet. Størrelsesfordelingen er således målt ved Laser-Diffraktion-Spektroskopi, hvilket giver et resultat for partiklernes volumenfordeling (og altså ikke massefordeling). Antagelsen om ensartet densitet vurderes ikke at være korrekt, men det er generelt vanskeligt at udføre denne slags partikelstørrelsesmålinger på regnvand, hvor prøve-/partikelvolumenet er begrænset. Af samme årsag er resultaterne for udløbsprøverne ikke diskuteret yderligere, da indholdet af partikler var meget lavt, og resultaterne derfor usikre og uklare. Generelt om måling af partikelstørrelser i intervallet $<1\text{ }\mu\text{m}$ op til $>100\text{ }\mu\text{m}$ bemærkes det desuden, at der kun skal få store partikler i vandet til, før de bliver meget udslagsgivende på en volumen- eller massefordelingsopgørelse. Selvom figur 3.11 viser en andel af partikler mindre $1\text{ }\mu\text{m}$ på blot nogle få

procent, vil det, opgjort som partikelantal, være stort set alle partiklerne i vandet, der blev fundet at være mindre end 1 μm .



Figur 3.11. Partikelstørrelsesfordeling målt i tre prøver fra målekampagnen sammenlignet med partikelstørrelsesfordelingen i produktet Milisil W4, som ofte antages at være repræsentativt for danske oplande. Desuden er den gennemsnitlige partikelstørrelsesfordeling bestemt for 24 forskellige hollandske oplande vist /6/.

*Partikelstørrelsesfordeling målt i tre prøver fra målekampagnen er omregnet fra en målt partikelvolumenfordeling under antagelse om, at densiteten for alle partikler er den samme.

4. Anvendelse af dokumentation på andre oplande

Som det i sagens natur må være, når der er tale om nye metoder, vil datagrundlaget for de alternative renseløsninger i starten kun være knyttet til et enkelt eller få oplande. Der vil altså mangle de mange års data og erfaring, som foreligger fra våde regnvandsbassiner, og dermed giver en anden robusthed ift. at drage generelle konklusioner for rensesevnen. Miljømyndighederne må således her konkret vurdere, om det eller de opland(e), hvorfra dokumentationen for den alternative renseløsning er indsamlet, er sammenligneligt med oplandet i den aktuelle sag.

En relevant overvejelse vil derfor altid være at undersøge, om renseløsningen er testet i et opland, som forventes at give større forurening af det afstrømmende regnvand, end i det opland, hvor den ønskes anvendt. Eksempelvis er den gennemførte målekampagne udført i et opland med stor trafikbelastning. Derfor blev der også set et forhøjet indhold af mange af de udvalgte måleparametre, som det ofte er tilfældet i sådanne opland. Med andre ord er renseløsningen testet i et opland med relativ stor forureningspåvirkning.

Dernæst er mange rensemetoder til regnvandsafstrømning baseret på fjernelse af partiklerne i vandet, hvilket også gælder f.eks. våde regnvandsbassiner og Rockflow. Denne tilgang til rensning er som tidligere nævnt baseret på, at en stor del af de nærings- og forureningsstoffer, som ønskes fjernet fra det afstrømmende regnvand, er bundet til partiklernes overflade. Sidstnævnte medfører videre en formodning om, at de allermindste partikler bærer en ganske stor del af forureningen.

En måde at vurdere robustheden af en renseløsning på, er således at sammenligne partikelstørrelsesfordelingen i oplandet, hvorfra dokumentationen foreligger, med en typisk størrelsesfordeling for partikler i afstrømmende regnvand.

Ved denne sammenligning blev det fundet, at størrelsesfordelingen her var meget lig den, som typisk ses i regnvand (figur 3.11). Faktisk med en forskydning mod relativt flere små partikler, der er sværere at tilbageholde, og, som nævnt, muligvis bærer størstedelen af forureningen.

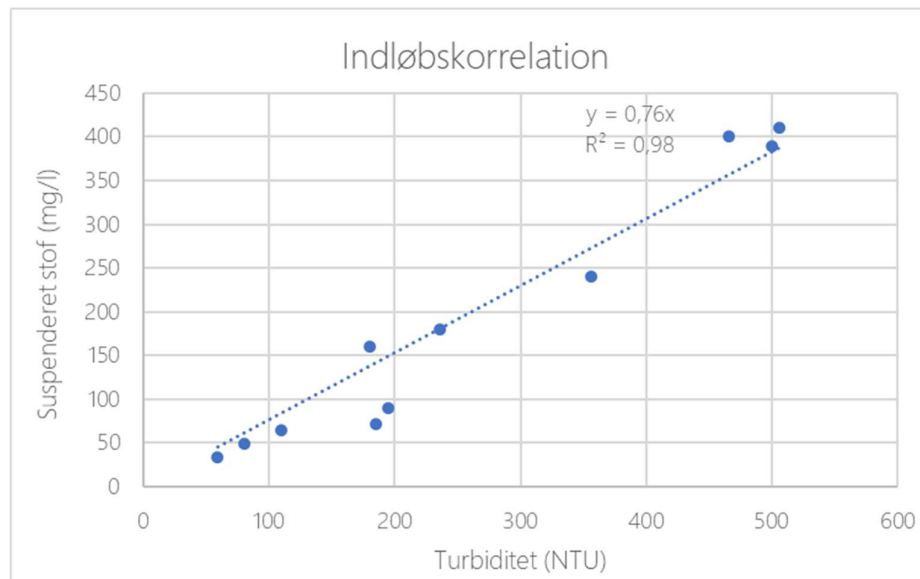
Overordnet set bør den dokumenterede renseevne derfor kunne opnås i de fleste oplande med typiske partikelsstørrelsesfordelinger. Til denne overordnede betragtning skal det dog nævnes, at en række andre oplandsbetingede parametre influerer på fordelingen mellem opløste og partikelbunde forureninger og dermed renseevnen. De samme forhold vil imidlertid påvirke renseevnen i våde regnvandsbassiner.

4.1. Online målinger til monitorering og validering

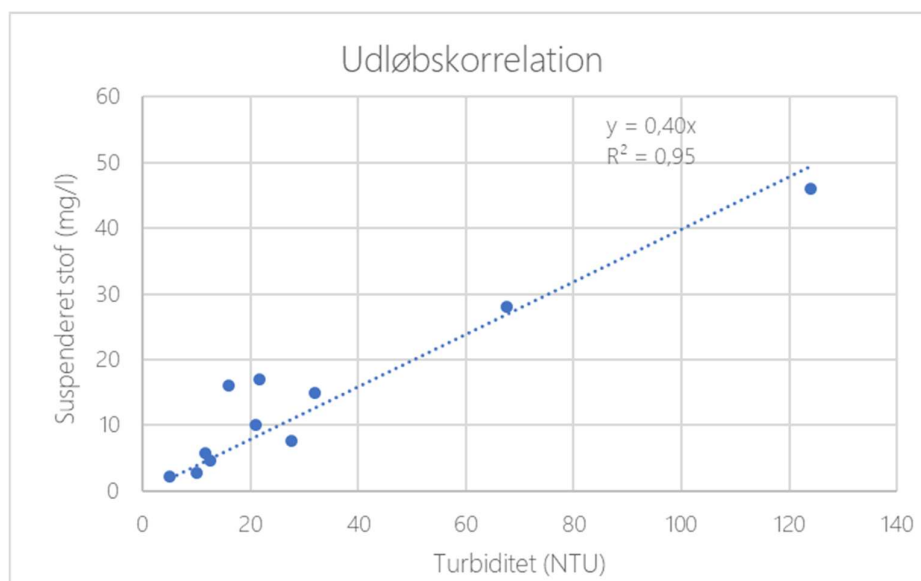
Det blev fundet, at der var en god relation mellem den relativt simple og online måleparameter turbiditet og vandets indhold af suspenderet stof (figur 4.1 og figur 4.2). De viste korrelationer skal tages med et vist forbehold, idet de er udgjort af relativt få og "gennemsnitlige" datapunkter fra de indsamlede hændelsesmiddelp prøver, og dermed ikke data målrettet opbygning af en sådan korrelation.

Foruden sammenhængen mellem turbiditet og suspenderet stof, blev der, som præsenteret i nærværende rapport, målt betydelige reduktioner og lave udløbskoncentrationer af mange af de partikulære forureninger, der ofte antages at være bundet til især de meget små partikler. Det var gældende, selvom partiklerne i det afstrømmende regnvand generelt var små, og mindre end, hvad der ses i et typisk opland.

Samlet set bør det give en vis robusthed i forhold til at anvende og monitorere en rensemethode, som den undersøgte, ved en simpel turbiditetsmåling i udløbet suppleret med en korterevarende målekampagne til opstilling/bekræftelse af formodningen om, at turbiditeten kan anvendes som indikator for rensemetodens løbende effektivitet. Herunder på en måde som i højere grad, og inden for det praktisk mulige, minder om en tilgang med hændelses- eller periodemiddelp prøver, og med mulighed for at se variationer mellem hændelser og over (lang) tid.



Figur 4.1. Korrelation mellem hændelsesmiddelmiddeltkoncentration for suspenderet stof og hændelsesmiddelturbiditet i indløb. Hændelsesmiddelturbiditeten er opgjort på baggrund af den online målte turbiditet til hvert af de tidspunkter, der er udtaget en delprøve til hændelsesmiddelprøven.



Figur 4.2. Korrelation mellem hændelsesmiddelmiddeltkoncentration for suspenderet stof og hændelsesmiddelturbiditet i udløb. Hændelsesmiddelturbiditeten er opgjort på baggrund af den online målte turbiditet til hvert af de tidspunkter, der er udtaget en delprøve til hændelsesmiddel-prøven.

Det bemærkes, at relationen mellem indholdet af suspenderet stof og den målte turbiditet er forskellig mellem ind- og udløb. Der blev således i ind- og udløbsprøver med samme gennemsnitlige turbiditet målt ca. dobbelt så meget suspenderet stof i indløbsprøven som udløbsprøven. En stedspecifik variation er forventeligt, idet turbiditet er et mål for en vandmatrices evne til at absorbere og afbøje lys, og turbiditeten afhænger derfor, blandt mange faktorer, i høj grad af partiklernes geometriske og optiske egenskaber. Som et eksempel på en sådan påvirkning vil en vandmatrice med få, men store partikler have en høj partikelmasse (suspenderet stof), uden det vil påvirke en turbiditetsmåling i samme grad som en måling i en vandmatrice med mange små partikler med en relativt mindre partikelmasse. Det eksemplificerede er formentlig en stor del af forklaringen på den forskel, som i nærværende målekampagne blev fundet mellem korrelationen i hhv. ind- og udløb, selvom andre faktorer såsom densitet, form på partikler, organisk/uorganisk indhold i partikelmassen, samt opløst organisk materiale og vandets farve generelt påvirker relationen.

Selvom det er en kendsgerning, at de nævnte faktorer påvirkning bevirker, at sammenhængen mellem turbiditet og suspenderet stof varierer i både tid og sted, er det ofte muligt – hvilket nærværende målekampagne ligeledes indikerer – at opbygge relativt retvisende korrelationer, der kan fungere som kontinuert estimat for indholdet af suspenderet stof under regnafstrømning – eller som minimum som indikator for afvigelser fra en normal/gennemsnitlig afstrømningssituation.

5. Referencer:

- /1/: Anvendelse af rockflow til nedsivning, magasinering og rensning af regnvand. WSP. 2021.
- /2/: Inspektion og rensning af et Rockflow-system. Rockflow. 2022.
https://www.rockwool.com/syssiteassets/applications-and-products/rockflow/downloads/guides/inspection-and-cleaning-guideline-dk_web_RW-LF-HV-BS.pdf
- /3/: Vejledning – Testprocedure for renseløsninger til regnafstrømninger”. Projektnetværk Regnkvalitet der BAT'er. TI, 2021. <http://regnvandskvalitet-abc.teknologisk.dk/renseteknologier/>
- /4/: Våde bassiner til rensning af separat regnvand. Baggrundsrapport. Vollertsen et al. 2012.
- /5/: Faktablad om dimensionering af våde regnvandsbassiner. Vollertsen et al. 2012.
- /6/: Stormwater Quality Characteristics in (Dutch) Urban Areas and Performance of Settlement Basins. Boogaard et al. 2014. Challenges