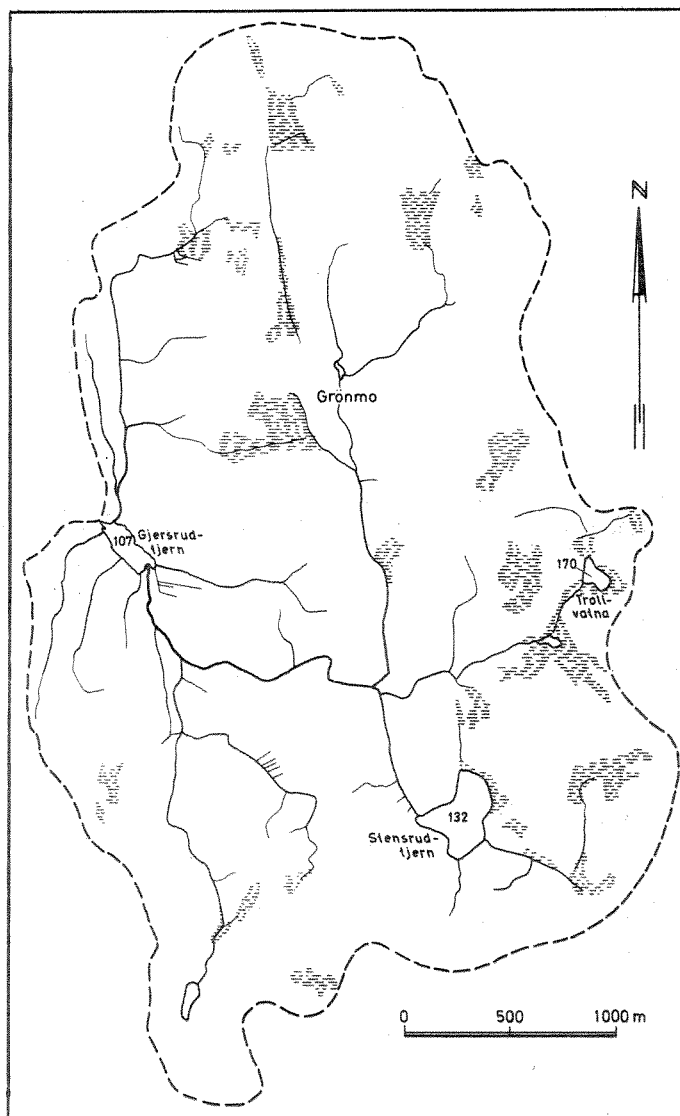


O-66031

Grønmo søppelfyllplass



Undersøkelser av sigevann og resipient
i 1977 og 1978

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Postadresse:
Postboks 333, Blindern
Oslo 3

Brekke 23 52 80
Gaustadalleen 46 69 60
Kjeller 71 47 59

Rapportnummer: 0-66031
Undernummer: X
Løpenummer: 1153
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: Grønmo søppelfyllplass. Undersøkelser av sigevann i resipient i 1977 og 1978.	Dato: 18.10.1979
	Prosjektnummer: 0-66031
Forfatter(e): Traaen, T.S., Berglind, L., Efraimsen, H., Grande, M. og Källqvist, T.	Faggruppe:
	Geografisk område: Oslo
	Antall sider (inkl. bilag): 50

Oppdragsgiver: Oslo kommune, Renholdsverket Nycovn. 11, Oslo 4	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
---	----------------------------------

Ekstrakt:

Det er utført kjemisk karakterisering og biotester med sigevann og resipientvann ved Grønmo søppelfyllplass. Sigevannet var relativt lite giftig for bakterier og alger, men var dødelig for laksefisk. Prøvefiske viste også at Gjersrudtjern ikke lenger har en normal fiskefauna. Analyser av sedimenter og fiske viste ingen påfallende akkumulering av tungmetaller, PCB og PAH i resipientssystemet. Årsaken til problemene i resipienten er hovedsakelig giftvirkningen av ammonium, og periodevis oksygensvinn på grunn av oksydasjon av ammonium og organiske stoffer.

4 emneord, norske:
1. Grønmo
2. søppelfyllplass
3. sigevann
4. biotester
Gjersrudtjern

4 emneord, engelske:
1.
2.
3.
4.

fisk
sedimenter

Tor S. Traaen

Prosjektleders sign.:

Elvira Holten

Seksjonsleders sign.:

Kjell Baalsrud

Instituttetsjefs sign.:

ISBN 82-577-0213-7

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

BLINDERN

0-66031

GRØNMO SØPPELFYLLPLOSS

UNDERSØKELSER AV SIGEVANN OG RESIPIENT

i 1977 og 1978

18. oktober 1979

Saksbehandler: Tor Traaen

Medarbeidere : Sigbjørn Andersen
Lasse Berglind
Harry Efraimsen
Egil Gjessing
Magne Grande
Håkon Juelsen
Torsten Källqvist
Olav Skulberg

Instituttstjef : Kjell Baalsrud

INNHALDSFORTEGNELSE

	Side
SAMMENDRAG	5
1. INNLEDNING	7
2. KJEMISK OG FYSISK KARAKTERISERING AV SIGEVANNET	7
2.1 Organisk stoff, næringssalter og tungmetaller	7
2.2 Daglige sestommålinger ved renseanlegget	12
2.3 Analyser av PAH	12
2.4 Analyser av PCB	17
2.5 Fettløselige organiske forbindelser	17
3. NEDBRYTBARHETSTESTER	19
4. GIFTIGHETSTESTER MED HETEROTROFE MIKROORGANISMER	22
4.1 Giftighetstest 1. Hemning av oksygenopptak	22
4.2 Giftighetstest 2. Hemning av dehydrogenaseaktivitet	27
5. GIFTIGHETSTESTER MED ALGER	29
6. FISKEUNDERSØKELSER	35
6.1 Innledning	35
6.2 Fisketester	35
6.3 Prøvefiske i Gjersrudtjern og Stensrudtjern	36
6.4 Tungmetaller og klorerte hydrokarboner i fiskeprøver	39
6.5 Diskusjon	41
7. ANALYSER AV SEDIMENTER FRA GJERSRUDTJERN OG STENSRUDTJERN	43
8. OBSERVASJONER I GJERSRUDTJERN	47
9. LITTERATUR	49

TABELLFORTEGNELSE

	Side
2.1 Kjemiske analyser av sigevann og resipient i uke 43/44-1977.	8
2.2 Kjemiske analyser av sigevann og resipient i uke 14/15-1978.	9
2.3 Kjemiske analyser av sigevann og resipient i uke 34/35-1978.	10
2.4 Kvikksølvanalyser fra sigevann og resipient ved Grønmo.	11
2.5 PAH i sigevann og resipient ved Grønmo søppelfyllplass.	16
2.6 PCB i sigevann og resipientvann fra Grønmo.	17
2.7 Fettløselige organiske forbindelser.	18
3.1 Analyser for vurdering av nedbrytbarhet.	21
6.1 Fysisk/kjemiske data for laboratorievann benyttet i fisketestene.	35
6.2 Garnfangster i Gjersrudtjern 12-13/9-1978 og Stensrudtjern 19-20/9-1978.	39
6.3 Tungmetaller i karuss og mort fra Gjersrudtjern og Stensrudtjern, september 1978.	40
6.4 PCB og DDE i fisk fra Stensrudtjern og Gjersrudtjern.	40
7.1 Kjemiske analyser av sedimenter fra Gjersrudtjern og Stensrudtjern.	44
7.2 PAH i sedimenter fra Gjersrudtjern og Stensrudtjern 4/10-1978	46
8.1 Prøvetaking i Gjersrudtjern 3/8-1977.	47
8.2 Observasjoner av pH, ammonium og oksygen i Gjersrudtjern 6/4-1978.	48

FIGURFORTEGNELSE

	Side
2.1 Daglige sestonobservasjoner fra Grønmo renseanlegg i 1977. Dataene er vist som månedsmiddel, maksimum og minimum sestonverdi.	13
2.2 Daglige sestonobservasjoner fra Grønmo renseanlegg i 1978. Dataene er vist som månedsmiddel, maksimum og minimum sestonverdi.	14
2.3 Daglige sestonobservasjoner fra Grønmo renseanlegg, jan.-sept. 1979. Dataene er vist som månedsmiddel, maksimum og minimum sestonverdi.	15
3.1 Oksygenopptakskurver for bedømmelse av sigevannets nedbrytbarhet.	20
4.1 Effekt av urensset sigevann på mikroorganismers nedbrytning av organisk stoff. Resultatene er vist som prosent aktivitet av standard løsning (glukose-glutaminsyre).	24
4.2 Effekt av rensset sigevann på mikroorganismers nedbrytning av organisk stoff. Resultatene er vist som prosent aktivitet av standard løsning (glukose-glutaminsyre).	25
4.3 Effekt av utløpsvann fra Gjersrudtjern på mikroorganismers nedbrytning av organisk stoff. Resultatene er vist som prosent aktivitet av standard løsning (glukose-glutaminsyre).	26
4.4 Effekt av sigevann (urensset og rensset) og utløpsvann fra Gjersrudtjern på mikroorganismers dehydrogenaseaktivitet. Resultatene er vist som prosent aktivitet av kontrollprøver.	28
5.1 Virkning av sigevann før og etter rensing og vann fra Gjersrudtjern uke 14/15, 1978 på veksthastigheten til <i>Selenastrum capricornutum</i> .	31
5.2. Virkning av sigevann før og etter rensing uke 34/35, 1978 på veksthastigheten til <i>Selenastrum capricornutum</i> .	32
5.3 Virkning av vann fra Gjersrudtjern uke 34/35, 1978 på veksthastigheten til <i>Selenastrum capricornutum</i> .	33
6.1 Overleving av laks i avløpsvann fra Grønmo søppelfyllplass. November 1977 (uke 43/44) og mai 1978 (uke 14/15).	37
6.2 Overleving av laks i avløpsvann fra Grønmo søppelfyllplass. September 1978 (uke 34/35).	38

SAMMENDRAG

1. Rapporten beskriver undersøkelser i 1977 og 1978 av urensset og rensset sivevann fra Grønmo søppelfyllplass og resipienten for avløpsvannet (Gjersrudtjern).
2. Renseanlegget gir god reduksjon av suspendert stoff, jern og sink. Renset sivevann har vanligvis lavt innhold av fosfor og tungmetaller. Innholdet av polyklorerte bifenyler (PCB) ligger på et nivå som ikke antas å gi skadevirkninger. Innholdet av polyaromatiske hydrokarboner (PAH) er vanligvis lavt. Det er målt relativt høye PAH-verdier i forbindelser med vårflommen, men tilførselen av PAH fra fyllplassen representerer neppe noen fare i resipienten.
3. Renseanlegget gir ubetydelig reduksjon av organisk stoff og nitrogen. Innholdet av nitrogen, hvorav det meste foreligger som ammonium, er gjennomgående over 100 mg N/l. Innholdet av organisk stoff målt som KOF ligger rundt 350 mg O/l, og er tungt nedbrytbart sammenlignet med husholdningskloakkvann.
4. Biotester med alger og bakterier har vist at sivevannet (urensset og rensset) kan virke hemmende på disse organismene ved liten fortykning. Generelt må imidlertid sivevannet fra Grønmo sies å være lite giftig for de anvendte testorganismer av alger og bakterier.
5. Fiskeundersøkelsene har vist at sivevannet er dødelig for laksefisk. I perioder med dårlig fortykning i resipienten dør fisk i utløpsvannet fra Gjersrudtjern. Årsaken er høy konsentrasjon av ammonium (20 mg N/l) sammen med relativt høy pH (pH 8). Under prøvefiske i Gjersrudtjern ble det kun registrert karuss i vannet. Karussen er kjent for å være ekstremt tolerant overfor forurensninger. Til sammenligning var det gode bestander av abbor og mort i Stensrudtjern. Årsaken til at disse fiske-typer er fraværende i Gjersrudtjern er en kombinasjon av høyt ammoniuminnhold, høy pH og perioder med oksygenvinn. Det ble ikke funnet betenkelige konsentrasjoner av hverken tungmetaller eller PCB i fisken.

6. Undersøkelser av sedimentprøver fra Gjersrudtjern viste ingen tegn til øket akkumulering av tungmetaller, næringssalter, PCB og PAH som følge av belastningen fra søppelfyllplassen. Konsentrasjonen av de nevnte stoffer lå på samme nivå som i sedimenter fra Stensrudtjern.

7. Undersøkelsen har vist at det først og fremst er tilførslene av ammonium og oksygenforbrukende organiske stoffer som er ødeleggende for resipienten. Andre komponenter i sigevannet er i den nåværende situasjon av underordnet betydning for resipienten.

1. INNLEDNING

Rapporten omhandler undersøkelser av sigevannet fra Grønmo i 1977 og 1978. Hovedvekten av arbeidet er lagt på biotester av avløpsvannet for å klarlegge eventuelle giftvirkninger for vannlevende organismer. Det er utført biotester på bakterier, alger og fisk. Videre er det foretatt nedbrytbarhetstester på sigevannet.

Kjemiske analyser av sigevannet er i hovedsaken utført av OVK, og innbefatter analyser av hovednæringssalter, organisk stoff og tungmetaller. En komplett sammenstilling av disse resultatene finnes i OVK's årsrapporter fra Grønmo for 1977 og 1978. Prøvene fra resipienten er i hovedsaken analysert på NIVA.

Videre er det utført analyser av sedimentene i Gjersrudtjern og Stensrudtjern for å undersøke eventuelle anrikninger av næringssalter, tungmetaller og persistente organiske forbindelser som PCB og PAH. Det er også foretatt prøvafiske i Gjersrudtjern og Stensrudtjern. Fisken ble analysert for PCB og tungmetaller. Analysene av PCB samt tungmetaller i fisk er utført ved SI. Innsamling av vannprøver og filtrering av seston ble utført av ORV's personale ved renseanlegget.

2. KJEMISK OG FYSISK KARAKTERISERING AV SIGEVANN

2.1 Organisk stoff, næringssalter og tungmetaller

I tabellene 2.1 til 2.3 er vist analyseresultater fra de tre seriene med 14-dagers blandprøver som ble benyttet til biotestforsøk. For en fullstendig oversikt over kjemiske analyseresultater henvises til OVK's årsrapporter fra Grønmo for 1977 og 1978 (HALLBERG 1978 og HALLBERG og NÆSS 1979).

Prøvene fra uke 43/44 i 1977 (tabell 2.1) faller innenfor et tidsrom da det var overdosering av lut i renseanlegget. Utløpsvannet ble målt til pH 11.7. For de øvrige seriene var pH i utløpsvannet mellom 8 og 9. Innholdet av organisk stoff (KOF) i sigevannet var av samme størrelse som det man finner i husholdningskloakkvann. Renseeffekten i anlegget var

Tabell 2.1 Kjemiske analyser av sigevann og resipient i uke 43/44-1977.

	RenSeanlegg		Hoved- måle- stasjon	Gjersrudtjern	
	Innløp	Utløp		Innløp	Utløp
Surhetsgrad, pH	7,7	11,7	-	-	8,02
Konduktivitet, 20°C µS/cm	-	-	466	335	481
Kjemisk oksygenforbruk (KOF _{dikr.}), mg O/1	310	240	53	44	46
Totalfosfor, mg P/1	0,45	0,25	0,60	0,73	0,69
Totalnitrogen (Kjeldahl-N) mg N/1	137	117	9	5	9
Ammonium, mg N/1	28	27	10,0	6,2	9,6
Nitrat/nitritt mg N/1	-	-	0,93	0,82	1,16
Jern, totalt mg Fe/1	9,60	2,38	2,4	1,25	0,85
Kobber, mg Cu/1	0,08	0,04			
Sink, mg Zn/1	2,18	0,34	0,105	0,055	0,020
Bly, mg Pb/1	< 0,1	< 0,1	0,001	0,003	0,002
Kadmium, mg Cd/1	0,02	0,02	0,0006	0,00035	0,001
Krom, totalt mg Cr/1	0,05	0,04	0,00015	0,00015	0,00015
Nikkel, mg Ni/1	< 0,05	0,05	0,045	0,008	0,033

Tabell 2.2 Kjemiske analyser av sigevann og resipient i uke 14/15-1978.

	Renseanlegg		Hoved- måle- stasjon	Gjersrudtjern		Raumyr- bekken
	Innløp	Utløp		Innløp	Utløp	
Surhetsgrad,	7,6	9,1	8,6	-	8,0	5,8
Konduktivitet, 20°C	3180	3150	415	244	485	41,7
Kjemisk oksygenforbruk (KOF dikt.)	245	218	38	29	39	33
Totalfosfor,	0,20	0,10	0,061	0,036	0,110	0,023
Totalnitrogen (Kjeldahl-N), mg N/l	46	44	5,7	4,0	6,5	1,3
Ammonium,	23	25	3,9	1,9	3,9	0,045
Nitrat/nitritt,			0,315	0,595	0,120	0,115
Jern, totalt,	26,8	1,76	2,2	1,06	1,29	0,32
Kobber,	0,02	< 0,02				
Sink,	2,8	0,26	0,31	0,11	0,14	< 0,01
Bly,	0,09	< 0,05	0,0025	0,0030	0,0025	0,0015
Kadmium,	0,009	0,008	0,0004	0,0004	0,0003	0,00025
Krom, totalt	< 0,02	< 0,02	0,0015	0,0010	0,0010	< 0,001
Nikkel,	0,08	0,03	0,0095	0,0075	0,0065	0,0075

Tabell 2.3 Kjemiske analyser av sigevann og resipient i uke 34/35-1978.

	Renseanlegg		Hoved- måle- stasjon	Gjersrudtjern		Raumyr- bekken
	Innløp	Utløp		Innløp	Utløp	
Surhetsgrad,	7,33	8,29	8,05	8,08	7,94	7,47
Konduktiviteten, 20°C	3343	3867	2678	2249	1391	59,3
Kjemisk oksygenforbruk (KOF dikr.)	385	464	242	196	118	39
Totalfosfor,	0,20	0,10	0,110	0,080	0,110	0,032
Totalnitrogen (Kjeldahl-N),	86	111	46	36	25	1,9
Ammonium,	45	53	26,8	32,7	20,5	0,23
Nitrat/nitritt,			0,150	0,125	0,060	0,055
Jern, totalt,	45,2	1,86	4,55	2,45	1,95	2,65
Kobber,	0,04	0,03				
Sink,	2,20	0,08	0,130	0,080	0,020	< 0,01
Bly,	< 0,05	0,05	0,001	0,001	< 0,001	< 0,001
Kadmium,	0,006	< 0,005	0,00015	0,0001	0,0008	0,0001
Krom, totalt	< 0,03	< 0,02	0,010	0,008	0,005	0,001
Nikkel,	0,04	0,03	0,016	0,010	0,009	0,006

ubetydelig for organisk stoff. Innholdet av tungmetaller var generelt lavt, med unntak av jern og sink. Renseeffekten for disse metaller var god. Isolert sett kan imidlertid konsentrasjonen av sink sies å være forholdsvis høy også i utløpsvannet. Det høye innholdet av organiske stoffer vil imidlertid redusere eller oppheve eventuelle giftvirkninger på grunn av kompleksdannelser. I tillegg til tungmetallanalysene i tabell 2.1 - 2.3 ble det 24/10-77 og 7/11-77 tatt to prøveserier med kvikksølvanalyser. Resultatene er vist i tabell 2.4.

Tabell 2.4 Kvikksølvanalyser fra sivevann og resipient ved Grønmo.

	µg Hg/l	
	24/10-77	7/11-77
Renseanlegg, innløp	0,4	0,2
" , utløp	0,5	< 0,1
Hovedmålestasjon	0,3	0,5
Gjersrudtjern, innløp	0,2	< 0,1
" , utløp	0,1	< 0,1

Analysene tyder ikke på at sivevannet gir noe urovekkende bidrag av kvikksølv til resipienten.

Det som er mest karakteristisk for avløpsvannet er det høye nitrogeninnholdet. En stor del av dette foreligger som ammonium. Reduksjonen av nitrogen i renseanlegget er ubetydelig. Fosforverdiene er generelt lave i avløpsvannet og renseeffekten er relativt god.

Analyseverdiene for resipienten varierer sterkt med vekslende vannføring i bekken. Ved de to første prøveseriene uke 43/44-1977 og uke 14/15-1978 var fortynningen relativt god. Nitratverdiene fra utløpet av Gjersrudtjernet var da høye, og gjenspeiler nitrifisering og derved relativt bra oksygenforhold i tjernet. Prøvene fra uke 34/35-1978 viser at det var liten fortynning, og at avløpsvannet dominerer resipientsystemet. Innholdet av ammonium var høyt i tjernet, og nitrifiseringen var opphørt. Dette gjenspeiler mangel på oksygen i tjernet. Fosforverdiene i Gjersrud-

tjernet ligger på samme nivå eller endog høyere enn utløpsvannet fra renseanlegget. Dette kan tyde på at der er andre betydelige fosfortilførsler i nedslagsfeltet enn det som kommer fra fyllplassen.

2.2 Daglige sestonmålinger ved renseanlegget

Reflektrometrisk måling av seston gir et relativt mål for partikkelinnholdet i vannet. Resultatene fra innløp og utløp av renseanlegget for 1977, 1978 og frem til september 1979 er vist i figurene 2.1 til 2.3.

Resultatene viser at partikkelinnholdet i innløpsvannet varierer forholdsvis lite. Resultatene fra utløpet varierer mer fra dag til dag og gjenspeiler antagelig driftsproblemer. Det synes å være en gjennomgående tendens at der er større variasjoner i utløpsvannet vår og høst enn om sommeren. Dette kan ha sammenheng med problemer knyttet til flomepisoder. Gjennomgående synes imidlertid renseanlegget å være relativt effektivt til å fjerne partikulært stoff.

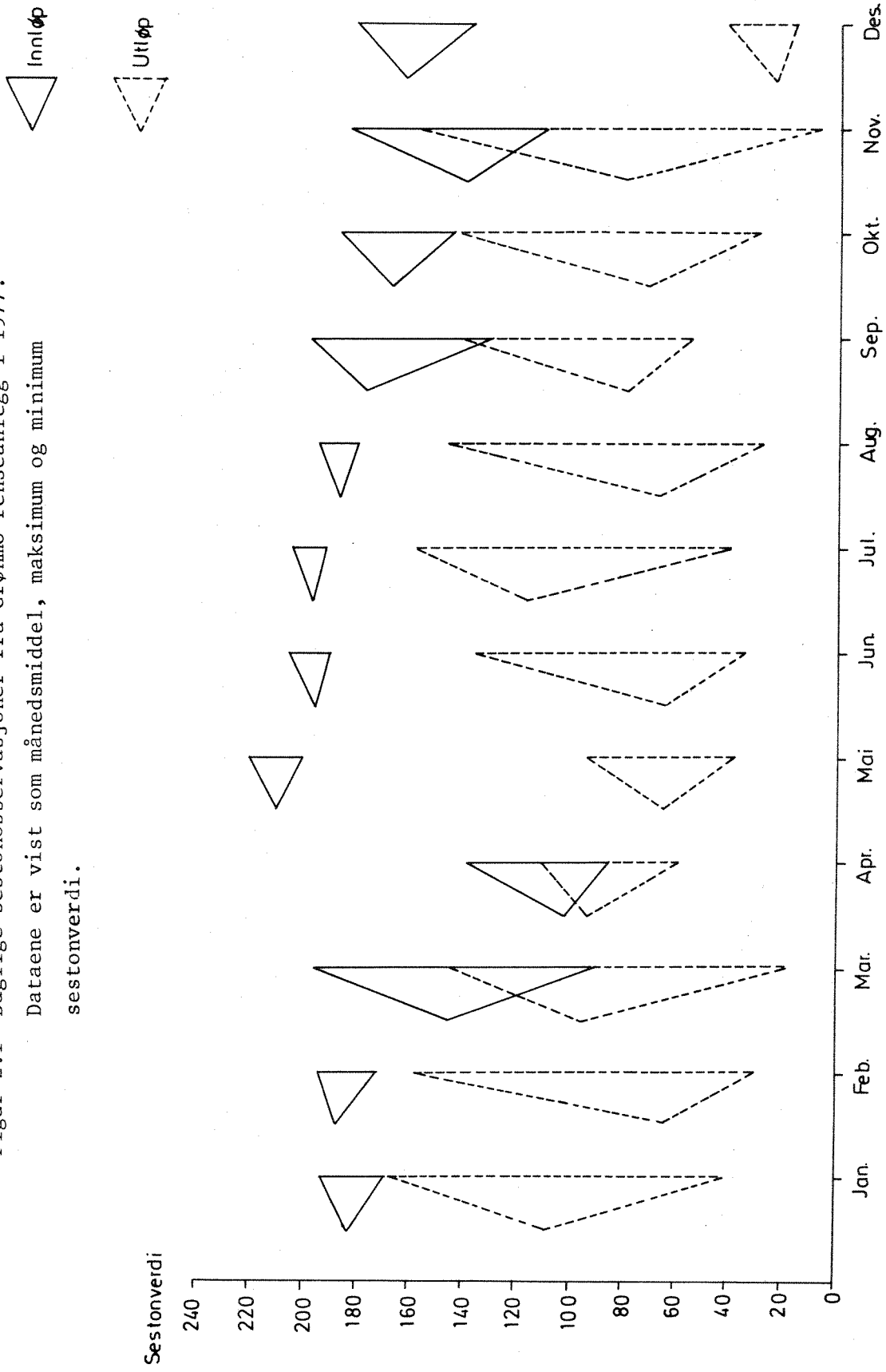
2.3 Analyser av PAH

Tabell 2.5 viser at PAH-innholdet i vannet fra Grønmo renseanlegg varierer mellom 464 og 16863 $\mu\text{g}/\text{l}$. De høyeste konsentrasjonene er målt om våren og dette henger antakelig sammen med at akkumulert PAH i vannet inne i fyllingen frigjøres under snøsmeltingen. Det er vanskelig å vurdere PAH-utslippet fra Grønmo nærmere, da det ikke er funnet opplysninger i litteraturen om slike stoffer i avløp fra søppelfyllinger.

Når det gjelder PAH-konsentrasjonen i vassdraget nedenfor søppelfyllingen, varierer dette mellom 524 og 2614 $\mu\text{g}/\text{l}$ ved Gjersrudtjerns innløp og er høyest under snøsmeltingen som det fremgår av tallene. Nivåene virker noen høyere enn tilsvarende målinger som er gjort i Gjersjøens nedbørfelt, ca. 10 km fra Grønmo (Berglind 1979). Dette kan skyldes tilførselen fra søppelfyllingen, men andelen er vanskelig å fastslå, fordi PAH også tilføres fra nedbør, tørravsetning og ved overrenning fra veier.

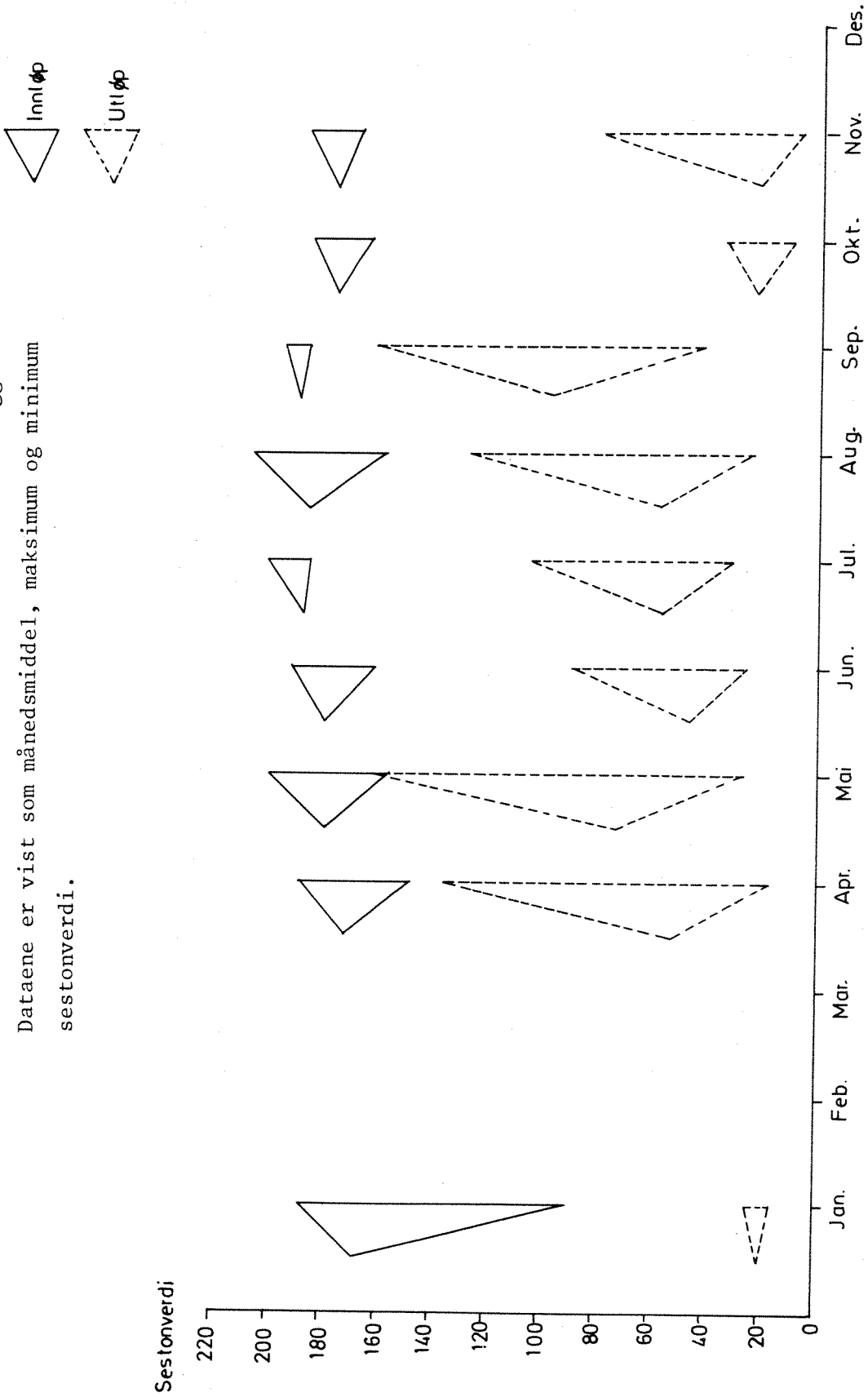
Figur 2.1 Daglige sestonobservasjoner fra Grønmo renseanlegg i 1977.

Dataene er vist som månedsmiddel, maksimum og minimum sestonverdi.

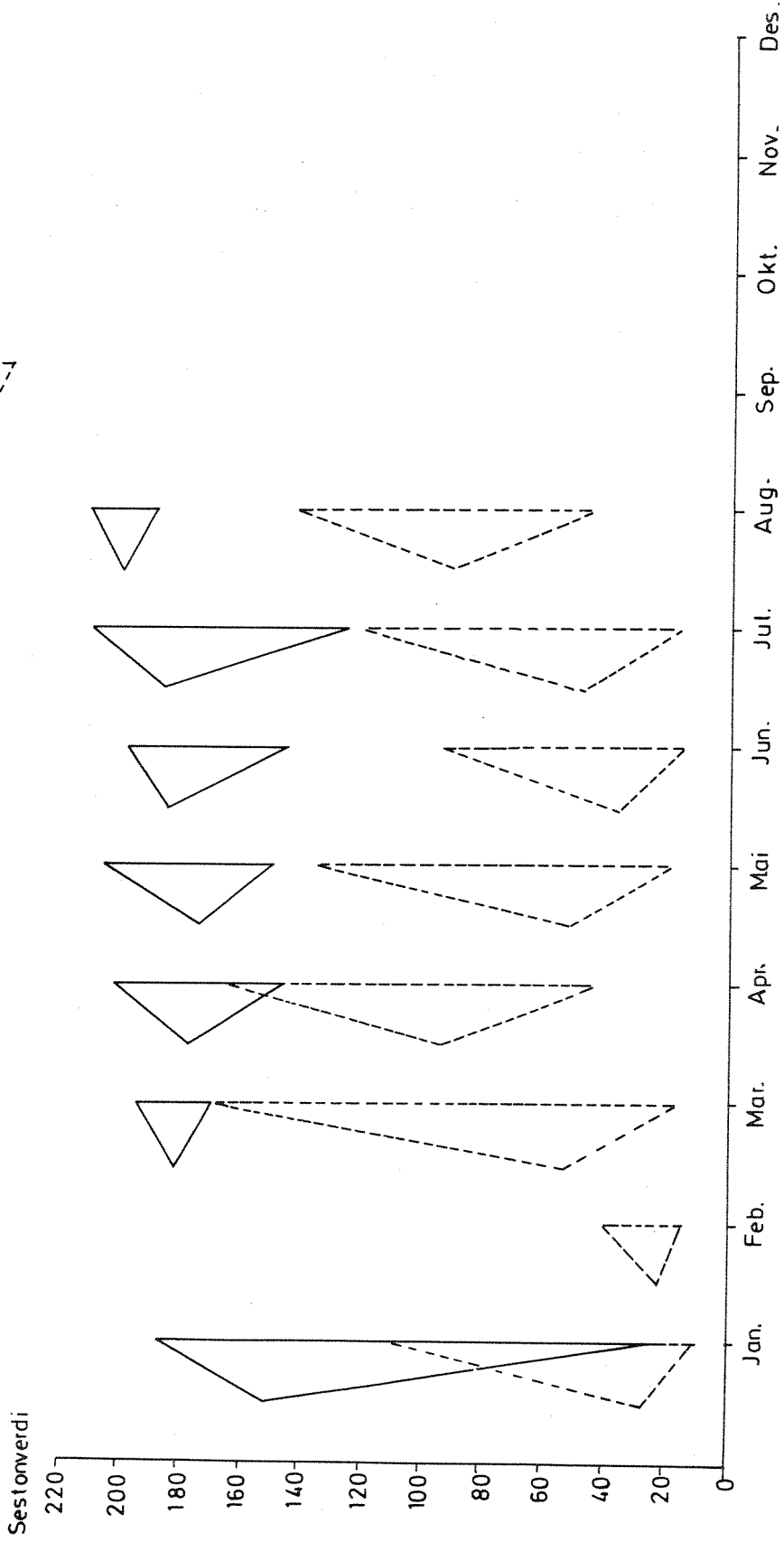


Figur 2.2 Daglige sestonobservasjoner fra Grønmo renseanlegg i 1978.

Dataene er vist som månedsmiddel, maksimum og minimum sestonverdi.



Figur 2.3 Daglige sestonobservasjoner fra Grønmo renseanlegg, jan. - sept. 1979. Dataene er vist som månedsmiddel, maksimum og minimum sestonverdi.



Tabell 2.5 PAH i sigevann og resipient ved Grønmo søppelfyllplass.
Konsentrasjoner i ng/l.

PAH	Prove nr.	Uke 43/44 - 1977					Uke 14/15 - 1978					Stikkprøve 26/4 1979				
		Innløp remseanl.	Utløp remseanl.	Hoved- målest.	Innløp Gjærstud- tjern	Utløp Gjærstud- tjern	Innløp remseanl.	Utløp remseanl.	Raumyr- belken	Hoved- målest.	Innløp Gjærstud- tjern	Utløp Gjærstud- tjern	Innløp remseanl.	Utløp remseanl.	Innløp Gjærstud- tjern	Utløp Gjærstud- tjern
Naftalen		49		18	9		1604	1298	104		29	9861	6072	226	162	
2-Metylnaftalen		47		25		38				13		4996	1912	74	24	
1-Metylnaftalen		23				109				15		4221	1525	75	25	
Bifenyl				28		219	255			50	74	987	417	41	13	
Acenafylen		14				234	285			49	50	337	41		3	
Acenaften		216	129	77	90		59			37	52	2037	1467	105	21	
4-Metylbifenyli						64		196								
Dibenzofuran		125			37	55						1283	1112	51		
Fluoren		32		27	22	33		126	170	89	43	1644	1508	91	21	
9-Metylfuoren																
9,10-Dihydroantracen										20						
2-Metylfuoren			57		156	41										
1-Metylfuoren						102	61									
Dibenzothiophen						161						226	201	44		
Fenantren		27		36	57	333	1177	99		159	271	2187	1957	116	34	
Antracen			95	33	57		332			68	44	158	142	14		
Acridine		66	40			46				92						
Carbazole																
2-Metylantracen						912								27	7	
1-Metylfenantren						114										
9-Metylantracen		162														
Fluoranten		39			17	30	238	996			1063	443	288	52	37	
Pyren		59		14	29	20	249	310		52		252	149	30	24	
Benzo(a)fluoren			35	60	68											
Benzo(b)fluoren				8												
1-Metylpiren																
Benzo(c)fenantren		11														
Benzo(a)antracen		18		24	14	72	170			43	42	51	17	20	10	
Trifenylen/Chrysen						198	451	218		304	214	64	22	30	17	
Benzo(b)fluoranten		47				33		318				23	10	23	13	
Benzo(j,k)fluoranten												17	13	18	12	
Benzo(e)pyren			8			18		83				12	5			
Benzo(a)pyren		29	12		12							12	5	9	2	
Perylen			88		13											
0-Phenylene-pyren				5		8										
Dibenz(a,h)antracen																
Picen																
Benzo(ghi)perylene																
Anthanthrene																
Coronen																
Sum		964	464	355	524	295	3456	6631	1314	991	2614	28811	16863	1046	425	

2.4 Analyser av PCB

Resultatene av PCB-analysene er vist i tabell 2.6.

Tabell 2.6 PCB i sigevann og resipientvann fra Grønmo.
Mengden er angitt i ng/l.

Dato uke	Renseanlegg		Hoved- måle- stasjon ng/l	Gjersrudtjern		Raumyr- bekken ng/l
	Innløp ng/l	Utløp ng/l		Innløp ng/l	Utløp ng/l	
43/44 1977	38	38	38	8	19	-
14/15 1978	24	16	65	18	24	7

Til sammenligning er det rapportert verdier fra Østersjøen på 12-17 ng/l (LANDNER og SKOGLUND 1977). Analyser fra Oslofjorden, Maridalsvatnet og Gjersjøen ligger rundt 1 ng/l (LUNDE og GETHER 1974).

Analyser av sigevannet fra avfallfyllinger i Trondheim, Bergen og Bærum viste gjennomsnittlige PCB-mengder på 50 ng/l (CARLBERG og TVETEN 1978).

Konklusjonen må bli at fyllplassen ikke representerer noen vesentlig kilde for PCB. De målte konsentrasjoner vil sannsynligvis ikke gi påviselige effekter i resipienten. Dette understøttes av analyser i sedimenter og fisk (jfr. kap. 6 og 7).

2.5 Fettløselige organiske forbindelser

I uke 43/44-1977 ble det tatt analyser av fettløselige organiske forbindelser. Det er differensiert mellom totalinnholdet av fettløselige organiske stoffer og den mengde som ikke destrueres ved behandling med konsentrert svovelsyre (persistente fettløselige stoffer). Den sistnevnte fraksjonen representerer stoffer som det er fare for anrikning av i organismer. Analysemetoden er beskrevet av GJESSING et al. 1977. Resultatene er vist i tabell 2.7.

Tabell 2.7 Fettløselige organiske forbindelser.

	Fettløselige org. stoffer (mg/l)	
	Totalt	Persistente
Renseanlegg, innløp	32,4	0,8
" utløp	0,8	0,3
Hovedmålestasjon	1,8	-
Gjersrudtjern, innløp	1,9	0,5

Innløpet til renseanlegget hadde relativt høyt innhold av fettløselige forbindelser. Forøvrig var innholdet av slike stoffer lavt i prøvene. Den lave verdien i utløpsvannet fra renseanlegget tyder på at renses-effekten for fettløselige organiske forbindelser er god (i motsetning til organisk stoff generelt). Dette kan tyde på at de fleste fettløselige forbindelser er bundet til partikler. Som tidligere nevnt er renses-effekten for partikulært materiale relativt god. Selv om det finnes lite sammenligningsgrunnlag, må innholdet av persistente fettløselige forbindelser sies å være lavt. På denne bakgrunn ble denne analysen sløffet i de øvrige prøveseriene.

3. NEDBRYTBARHETSTESTER

Hensikten med denne del av undersøkelsen var å belyse i hvilken grad det organiske stoff var biologisk nedbrytbart. Den anvendte testmetode er basert på "batch"-kulturprinsippet og ble utført i manometrisk BOF-apparatur (HACH).

Testbetingelser

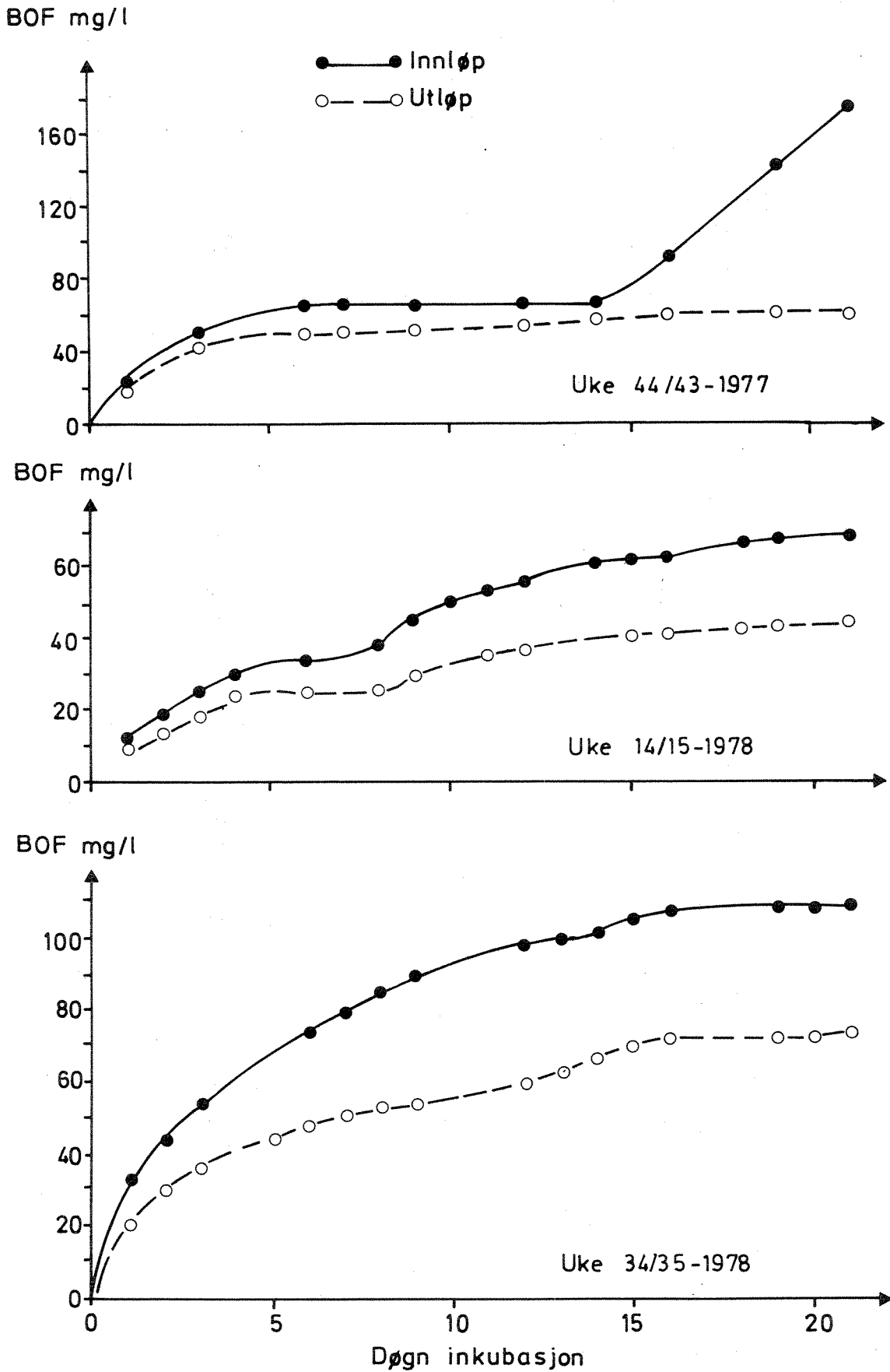
Testen ble gjennomført som en langtids-BOF analyse over 21 døgn ved en inkubasjonstemperatur på 20 ± 1 °C. Ved første blandprøveserie ble det i tillegg til ufortynnet testporsjon også kjørt 1 → 5 fortynnete testporsjoner (Standard BOF-fortynningsvann). I ufortynnete testporsjoner ble det tilsatt BOF salter-løsning for å unngå næringsbegrensning. De to siste seriene ble utført i ufortynnete testporsjoner. pH ble kontrollert og justert til ca. 7,0. Testporsjonene ble podet med standard podemateriale (Nordisk Standard til BOF-analysene). Samtlige testporsjoner ble tilsatt 0,5 mg/l ATU (Allyl-thiourea) for å hindre nitrifikasjon (effektiv i de første 8-10 døgn).

Testporsjonene fra første blandprøveserie ble ved endt inkubasjon filtrert gjennom GF/C-filtre analysert for KOF.

Resultater

Figur 3.1 viser oksydasjonskurver for inn- og utløpsvann fra renseanlegget for de tre blandprøveserier. Oksydasjonskurven for innløpsvann fra uke 43/44-1977 viste et normalt forløp fram til det 14. inkubasjonsdøgn. Fra det 14. døgn til inkubasjonens slutt ble det registrert et kraftig oksygenopptak. En sannsynlig forklaring på dette er at det har funnet sted en kraftig nitrifikasjon i denne perioden. De kjemiske analysedata viser at innholdet av ammonium var meget høyt. Denne nitrifikasjon ble ikke registrert i utløpsvannet i samme serie, og de to etterfølgende serier viste heller ingen tendens til nitrifikasjon mot slutten av inkubasjonen.

Figur 3.1 Oksygenopptakskurver for bedømmelse av sigevannets nedbrytbarhet.



Tabell 3.1 Analysen for vurdering av nedbrytbarhet.

Sted	Blandprøveserie	KOF _s	KOF ₂₁	BOF ₂₁	$\frac{BOF_{21}}{KOF_s} \cdot 100$	
Renseanlegg	Innløp	Uke 43/44-1977	310	233	68 ^x	22 ^x
		Uke 14/15-1978	227	-	77	34
		Uke 34/35-1977	418	-	109	26
	Utløp	Uke 43/44-1977	240	202	61	25
		Uke 14/15-1978	205	-	44	21
		Uke 34/35-1978	362	-	73	20
Gjersrudtjern	Uke 43/44-1977	46	44	< 5		

^x Korrigert for nitrifikasjon

Tabell 3.1 viser de oppnådde analyseverdier for KOF og BOF₂₁. Siste kolonne i tabellen viser BOF₂₁ i prosent av KOF ved start (KOF_s). Verdiene gir en indikasjon på hvor biologisk omsettbart det organiske stoff var for de 3 blandprøveseriene.

Den oppnådde nedbrytbarhetsgrad målt som KOF-reduksjon var for innløpsvann ca. 25 %, og for utløpsvann fra renseanlegget ca. 16 %. Hvis man ser bort fra oksygenforbruket som skyldes "nitrifikasjon", så var det god overensstemmelse mellom KOF-reduksjon og BOF₂₁.

På første blandprøveser fra utløpet av Gjersrudtjern ble det også kjørt nedbrytbarhetstest. Analyseverdiene viste ingen signifikant reduksjon i kjemisk oksygenforbrukende stoff. BOF₂₁-analysen viste heller ikke signifikant utslag.

Vurdert på grunnlag av oppnådd KOF-reduksjon og BOF_{21} i prosent av KOF ved start, ble innholdet av oksyderbart stoff i innløpsvann redusert med 20-25 % over 21 døgn. Den tilsvarende verdi for utløpsvann var 15-20 %.

Dette bekrefter tidligere undersøkelse på sigevann fra Grønmo søppelfyllplass (JOHANSEN 1975) som konkluderer med at de organiske stoffer i sigevannet er tungt nedbrytbart. I et forsøk på videre karakterisering av de organiske stoffene i sigevannet fra Grønmo (JOHANSEN og CARLSON 1976) ble kun 10 % av det organiske stoffet identifisert. De antok at størstedelen av de organiske stoffene var humussyrer og ligniner.

4. GIFTIGHETSTESTER MED HETEROTROFE MIKROORGANISMER

Innledning

Hensikten med denne del av testprogrammet var å få klarlagt om avløpsvannet var giftig for heterotrofe mikroorganismer. Det ble utført to typer giftighetstester. Den første testen, hemning av oksygenopptak, gir informasjon om avløpsvannets kroniske giftvirkninger på mikroorganismer. Den andre testen, hemning av dehydrogenaseaktivitet, belyser akutt giftighet.

4.1 Giftighetstest 1. Hemning av oksygenopptak

Denne giftighetstest har til hensikt å belyse om avløpsvannet hadde hemmende virkning på mikroorganismer som bryter ned organisk stoff.

Metodikk

Metoden går ut på å registrere oksygenopptaket under oksydasjonen av en standard testløsning (glucose + glutaminsyre) tilsatt forskjellige konsentrasjoner av avløpsvannet (90 %, 50 % og 20 %). Ved å sammenligne

oksygenopptaket i avløpsvannprøver med en ren standard testløsning, kan man få belyst om avløpsvannet har hemmende effekt på nedbrytningen. pH i prøvene ble justert til pH 7,0. Testen ble utført i manometrisk BOF-apparatur (HACH). Inkubasjonstemperatur og -tid var henholdsvis 20 ± 1 °C og 7 døgn.

Spesialbehandlet kommunalt avløpsvann (Nordisk Standard) ble brukt som podemateriale.

Testen er detaljert beskrevet i NIVA's metodebeskrivelse (NIVA, 1978a).

Resultater

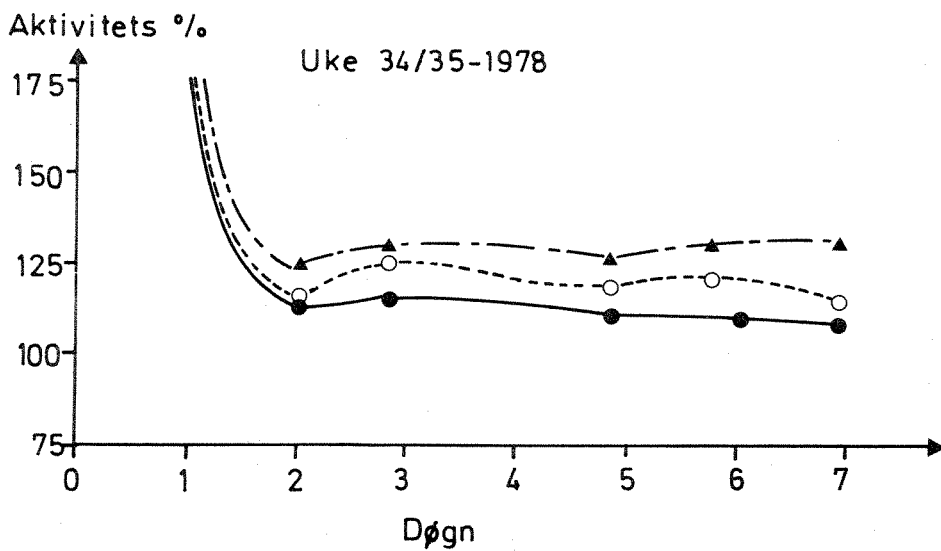
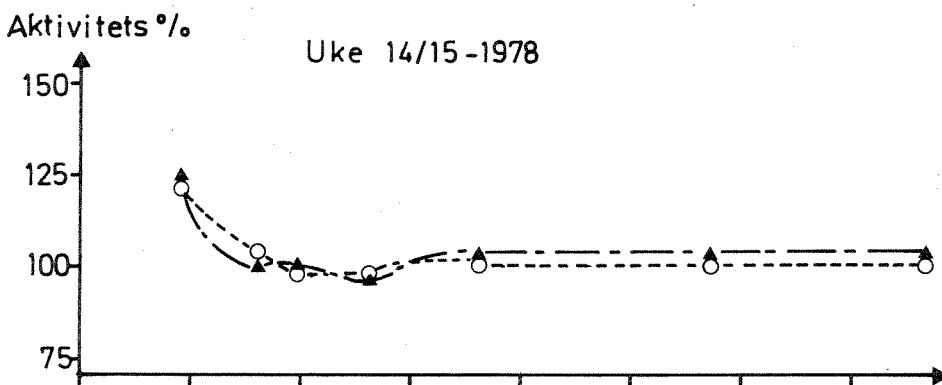
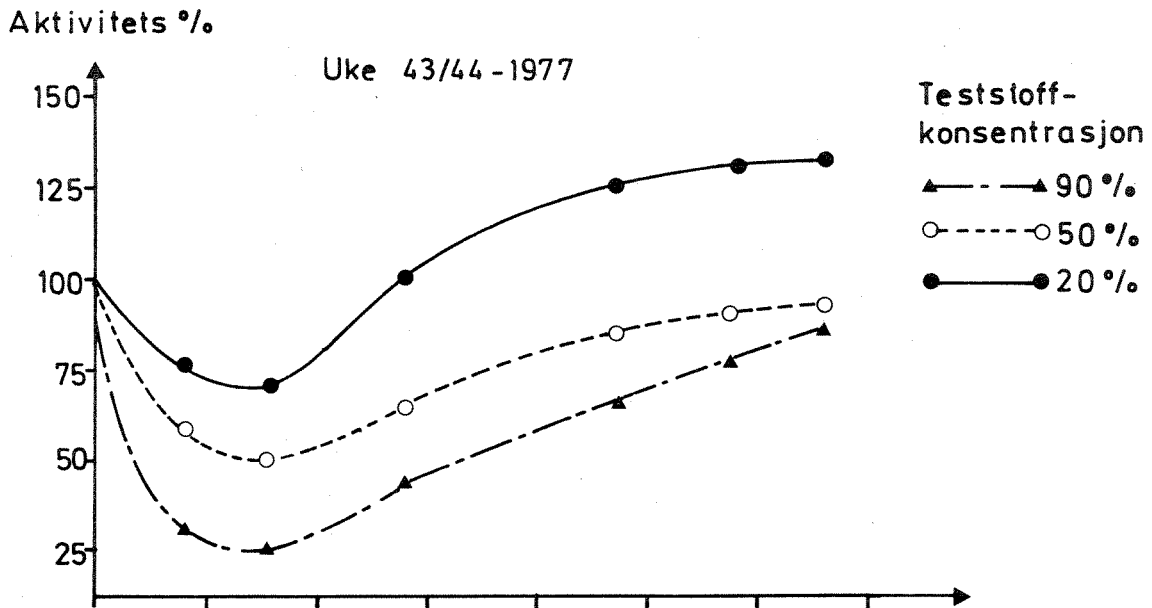
Figur 4.1 viser resultatene for de tre blandprøvene av innløpsvann til renseanlegget.

Prøven fra uke 43/44 i 1977 viste seg å ha markant hemmende effekt på nedbrytningshastigheten ved 90 og 50 % testkonsentrasjon (nøytralisert til pH 7,0). Også ved 20 % testkonsentrasjon ble det registrert en forsinkelse i oksygenopptaket i startfasen, som imidlertid var opphevet etter 3 døgn. En slik forsinkelse i oksygenopptaket viser at mikroorganismen i podematerialet hadde behov for en tilpasning før nedbrytningen kom skikkelig i gang. De kjemiske analyseverdier for blandprøven avslører ingen kilde til denne hemningseffekt. Innholdet av sink er noe høyt, men det er ikke av en slik størrelse at det skulle hemme oksygenopptaket.

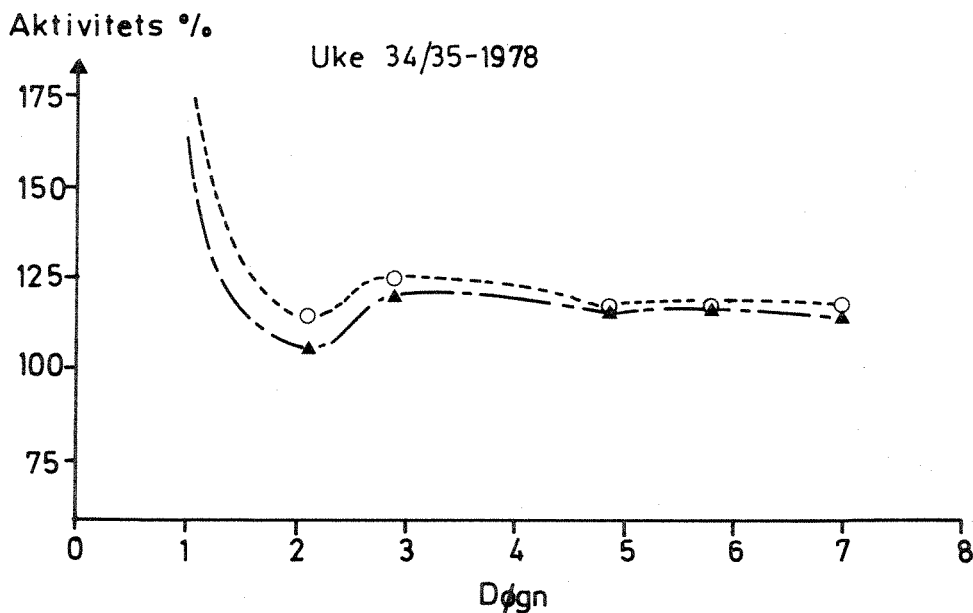
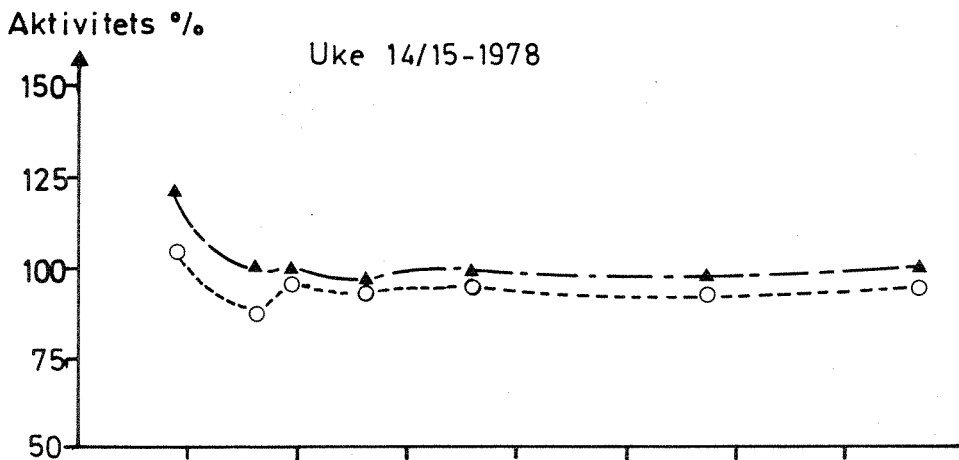
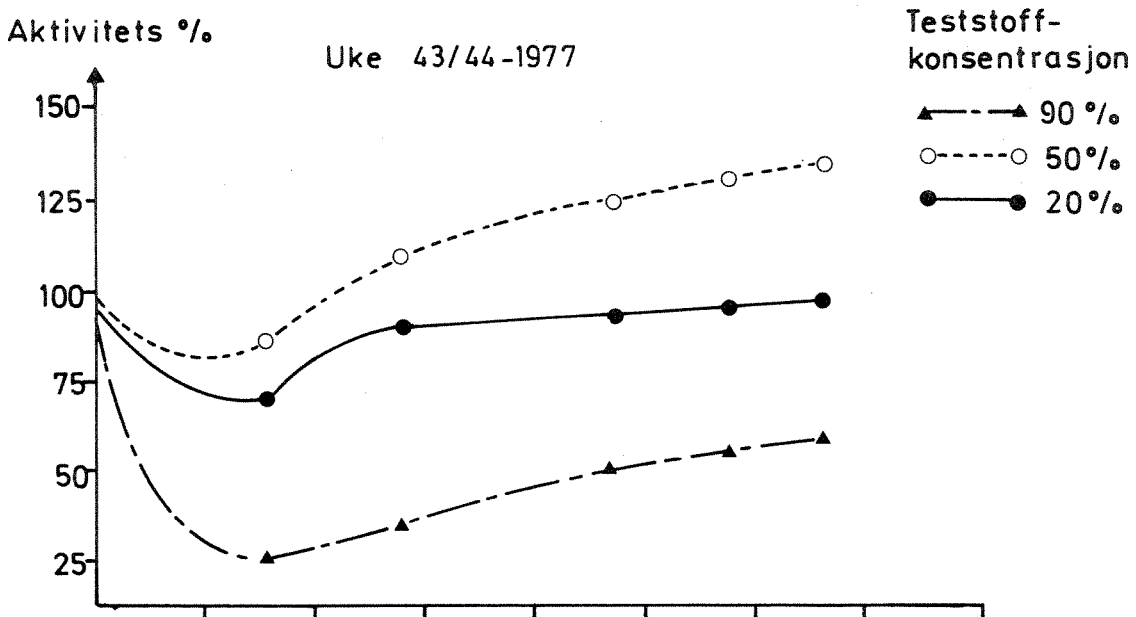
Ingen av prøvene fra 1978 (uke 14/15 og 34/35) viste noen giftvirkning. Aktivitetskurvene viser et relativt høyt oksygenopptak i de to første døgn. Dette indikerer at testvannet hadde en stimulerende effekt på oksydasjonen, eller at vannet inneholdt en del lett nedbrytbart stoff.

Figur 4.2 viser aktivitetskurver for de tre prøvene av utløpsvann fra renseanlegget. Blandprøven fra uke 43/44 i 1977 viste en klar hemmende effekt på oksygenopptaket ved 90 % konsentrasjonen. Ved 20 og 50 % ble

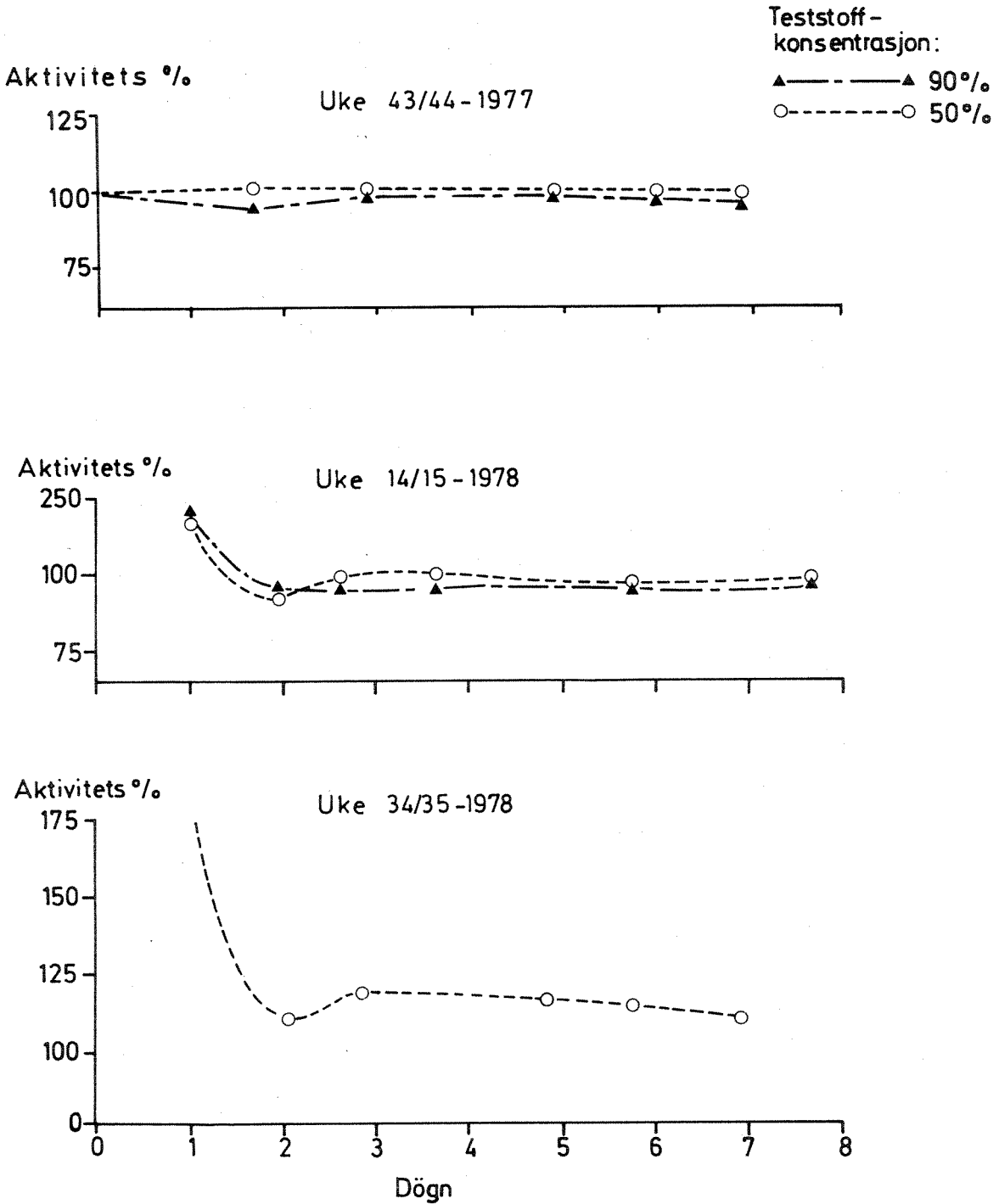
Figur 4.1 Effekt av urensset sigevann på mikroorganismers nedbrytning av organisk stoff. Resultatene er vist som prosent aktivitet av standard løsning (glukose-glutaminsyre).



Figur 4.2 Effekt av rensed sigevann på mikroorganismers nedbrytning av organisk stoff. Resultatene er vist som prosent aktivitet av standard løsning (glukose-glutaminsyre).



Figur 4.3 Effekt av utløpsvann fra Gjersrudtjern på mikroorganismers nedbrytning av organisk stoff. Resultatene er vist som prosent aktivitet av standard løsning (glukose-glutaminsyre).



det ikke påvist signifikant hemning. For de to sistnevnte testkonsentrasjoner ble det registrert nedsatt oksygenopptak i de 2 første døgn. Etter 3 døgn inkubasjon var oksygenopptaket tilnærmet det samme som for kontrollen.

Aktivitetsskurvene for inn- og utløpsvann fra renseanlegget i uke 43/44-1977 viste omtrent de samme karakteristiske trekk med hensyn til giftvirkning. Hemningen var mest markant for utløpsvann testet i 90 % konsentrasjon. Utløpsvannet fra uke 14/15 og 34/35 i 1978 viste oksygenopptakskurver av samme karakter som for innløpsvann, altså ingen hemning.

Figur 4.3 illustrerer resultatet fra toksisitetstesten utført på utløpsvann fra Gjersrudtjern. Vannet ble testet i 50 og 90 % konsentrasjon, og som ventet ble det ikke påvist hemningseffekt i noen av prøveseriene.

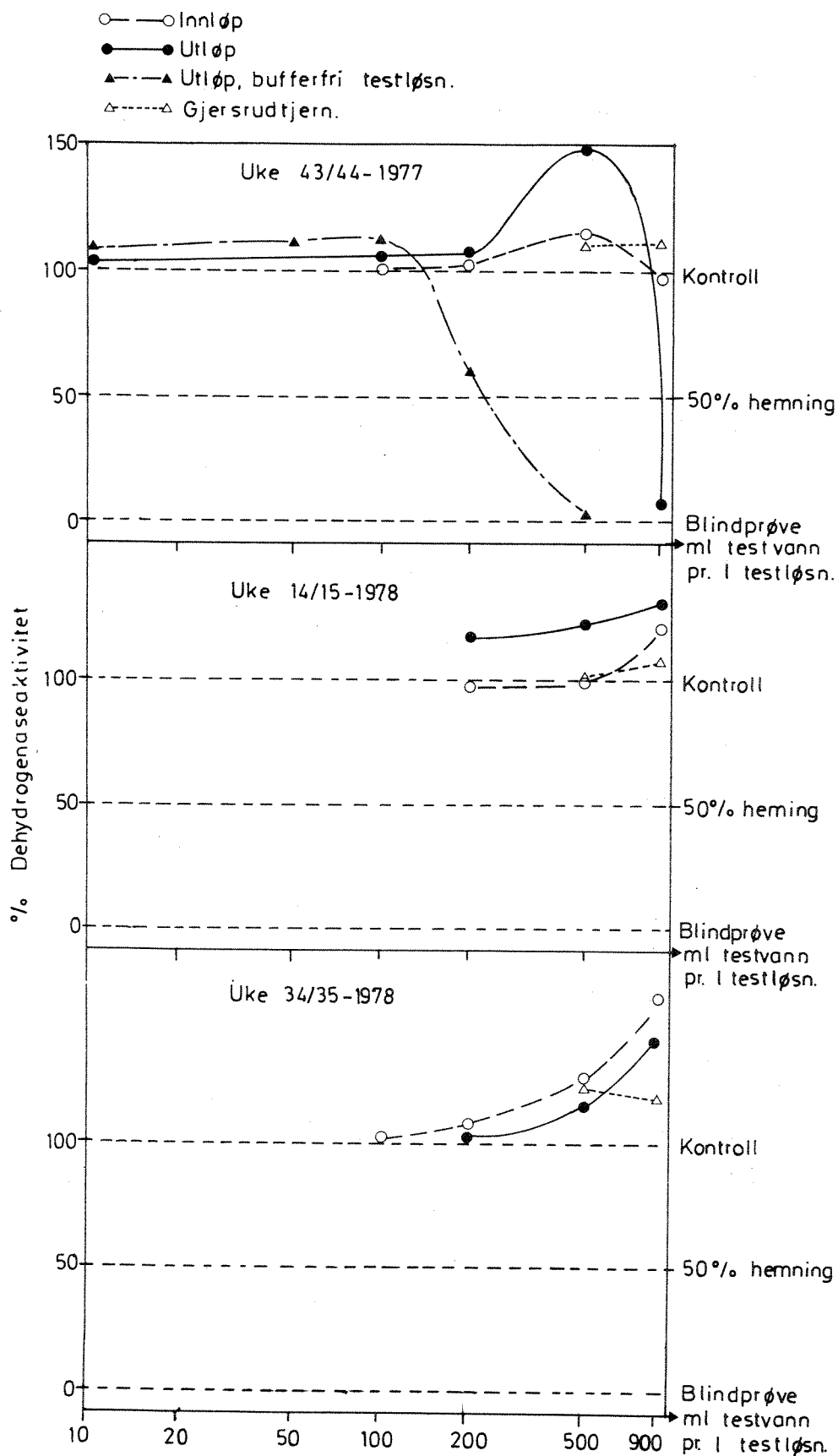
4.2 Giftighetstest 2. Hemning av dehydrogenaseaktivitet

I motsetning til forrige test, gir denne ingen mulighet for seleksjon av mikroorganismene under nedbrytningen av organisk stoff. Den gir kun opplysning om en eventuell akutt hemning av enzymaktiviteten hos mikroorganismene i testvannet. For første blandprøveserie, i 1977, ble det benyttet aktivslam fra NIVA's forsøksstasjon, Kjeller. Ved de to seriene i 1978 ble det benyttet et laboratorieprodusert aktivslam dyrket i peptonbuljong. Avløpsvannet ble testet i følgende konsentrasjoner: 1, 5, 10, 20, 50 og 90 %. Test for hemning av dehydrogenaseaktivitet ved nedbrytning av organisk stoff er beskrevet i NIVA's metodebeskrivelse (NIVA, 1978b).

Resultater

Figur 4.4 viser dehydrogenaseaktivitetskurver for prøvene fra uke 43/44 i 1977. Det ble ikke påvist noen giftvirkning i innløpsvann til renseanlegget eller utløpsvann fra Gjersrudtjern. Utløpsvannet fra anlegget hadde meget høy pH (11,7). Det ble derfor testet både i fosfat-buffret og bufferfri fortynningsløsning. Buffret testvann viste ingen signifikant hemningseffekt før ved 90 % testkonsentrasjon. (Her ble pH i testvannet målt til ca. 10,0.) Test med bufferfritt fortynningsvann viste

Figur 4.4 Effekt av sigevann (urenset og renset) og utløpsvann fra Gjersrudtjern på mikroorganismers dehydrogenaseaktivitet. Resultatene er vist som prosent aktivitet av kontrollprøver.



50 % hemning av dehydrogenaseaktiviteten ved ca. 20-25 % utløpsvann. Årsaken til den målte effekt var høy pH i utløpsvannet.

Dehydrogenaseaktivitetskurvene for prøvene fra ukene 14/15 og 34/35 i 1978 viste ingen hemmende effekt. Aktiviteten syntes å bli stimulert ved de høyeste testkonsentrasjonene.

Sigevannet synes ikke å være akutt giftig for bakterier. Påviste giftvirkninger i uke 43/44-77 kan tilskrives overdosering av lut i renseanlegget.

5. GIFTIGHETSTESTER MED ALGER

Giftighetstester med alger er blitt utført på sigevann fra Grønmo før og etter rensing og fra utløpet av Gjersrudtjern i november 1977 (uke 43/44), mai 1978 (uke 14/15) og september 1978 (uke 34/35).

Metodikk

Vannprøvene tatt ved innløpet og utløpet av renseanlegget og utløpet av Gjersrudtjern ble filtrert gjennom Whatman GF/C glassfiberfilter for å fjerne organismer og andre partikler. Deretter ble vannprøvene fortynnet med destillert vann til forskjellige konsentrasjoner fra 1-90 % og tilsatt næringsløsning for alger (Z8) i konsentrasjonen 10 % (NIVA 02-35 1976). Blandingene ble fordelt på 100 ml ståkolber, slik at hver inneholdt 50 ml. Det ble brukt 3 kolber for hver konsentrasjon av prøvewateret og 3 kolber med ren 10 % Z8 som kontroll.

Kolbene ble podet med testalgen *Selenastrum capricornutum* fra en aktiv voksende kultur i 10 % Z8. Inokulumtettheten var 10^6 celler/l i den første testen og 10^7 celler/l i de senere. Kulturen ble inkubert i klimarom med temperatur 20 °C og kontinuerlig belysning (ca. 6000 lux).

Veksten i kulturene ble fulgt ved telling av algecellene med en elektronisk partikkelteller. I den første testen ble cellene telt etter 7, 10, 12 og 14 døgn for å finne det maksimale celletallet (celleutbyttet) når veksten stagnerte. I de senere testene ble cellene telt etter en og to dager for beregning av algenes veksthastighet.

Veksthastigheten (μ) ble beregnet som $\mu = 2 \log n_1 - 2 \log n_0$, hvor n_0 = celletallet ved starten av testen og n_1 = celletallet etter 1 døgn.

Resultater

Testen av blandprøven fra uke 43 - 44 1977 viste ingen effekt på celleutbyttet av *Selenastrum* ved konsentrasjoner opp til 20 %. Ved konsentrasjonen 50 % vokste algene også normalt i vannprøvene fra innløpet til renseanlegget og fra utløpet fra Gjersrudtjern, men i utløpet fra renseanlegget ble veksten tydelig hemmet ved denne konsentrasjonen. Celleutbyttet var redusert til ca. 20 % av kontrollens celleutbytte. Effekten av høyere konsentrasjoner ble bare undersøkt i utløpsvannet fra Gjersrudtjern. Det ble ikke funnet noen giftvirkninger av dette vannet i konsentrasjoner opp til 90 %.

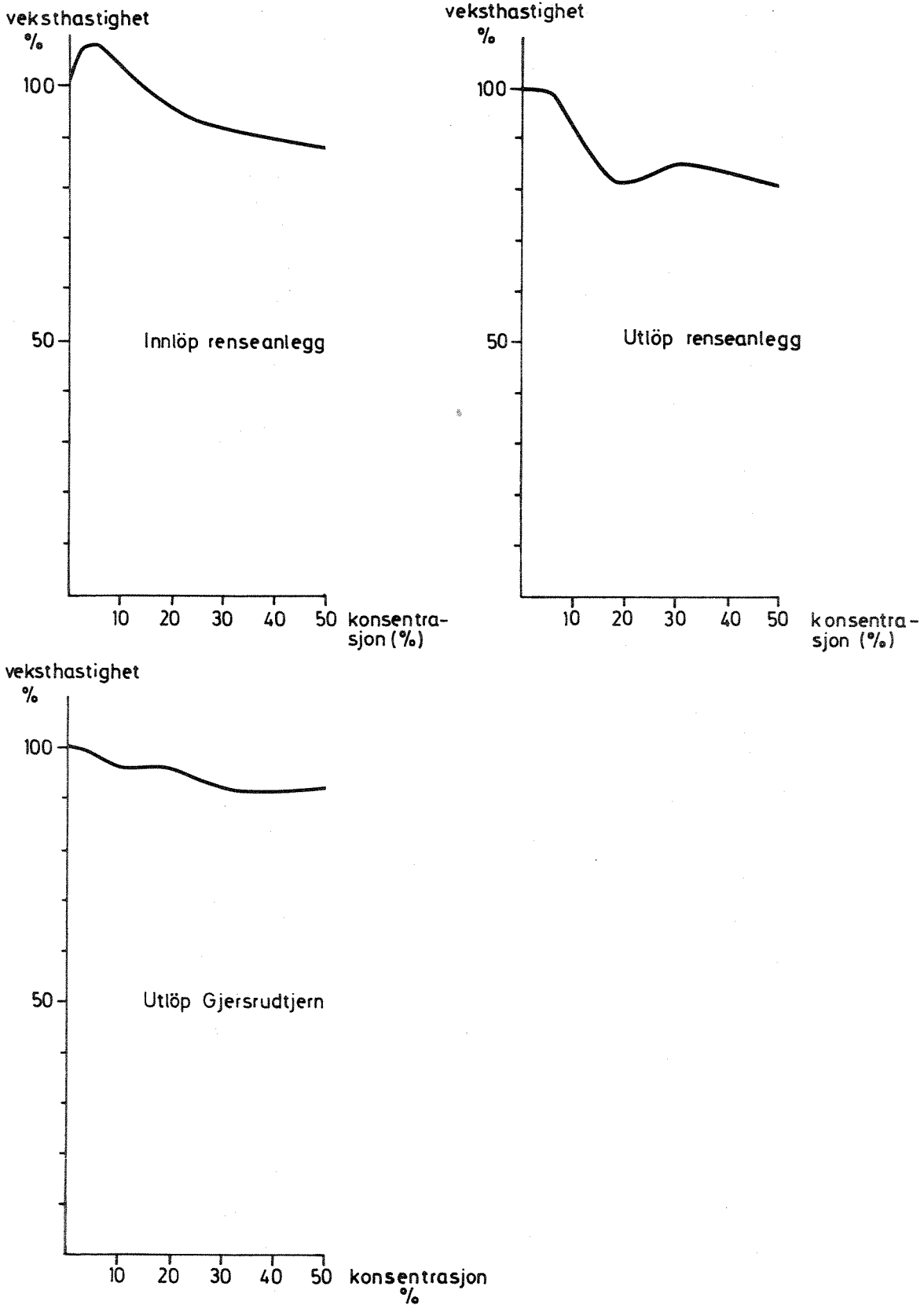
Ved testene av prøvene fra uke 14 - 15 1978 ble effekten av vannprøvene i konsentrasjoner fra 5-50 % på veksthastigheten til alger under det første døgnet etter inokulering undersøkt. Resultatene er sammenstilt i figur 5.1. Effektene på algenes veksthastighet var forholdsvis små, men en svak hemning av veksthastigheten ble registrert ved konsentrasjoner over 10-20 % av sigevannet fra Grønmo både før og etter rensing. Lave konsentrasjoner av innløpsvannet (5-10 %) virket stimulerende på veksten av alger. I utløpsvannet fra Gjersrudtjern kunne gifteffekter ikke påvises.

På grunn av de små effekter som ble registrert ved foregående test ble blandprøvene fra uke 34 - 35 1978 testet i konsentrasjoner opp til 90 %. Effekten på veksthastigheten av *Selenastrum* under det første døgnet er vist i figurene 5.2 og 5.3. Giftvirkningen var denne gang noe større, særlig i innløpsvannet til renseanlegget. Veksthastigheten minket med økende konsentrasjon av avløpsvannet og var ved konsentrasjonen 90 % redusert til 50 % av veksthastigheten i kontrollkulturene.

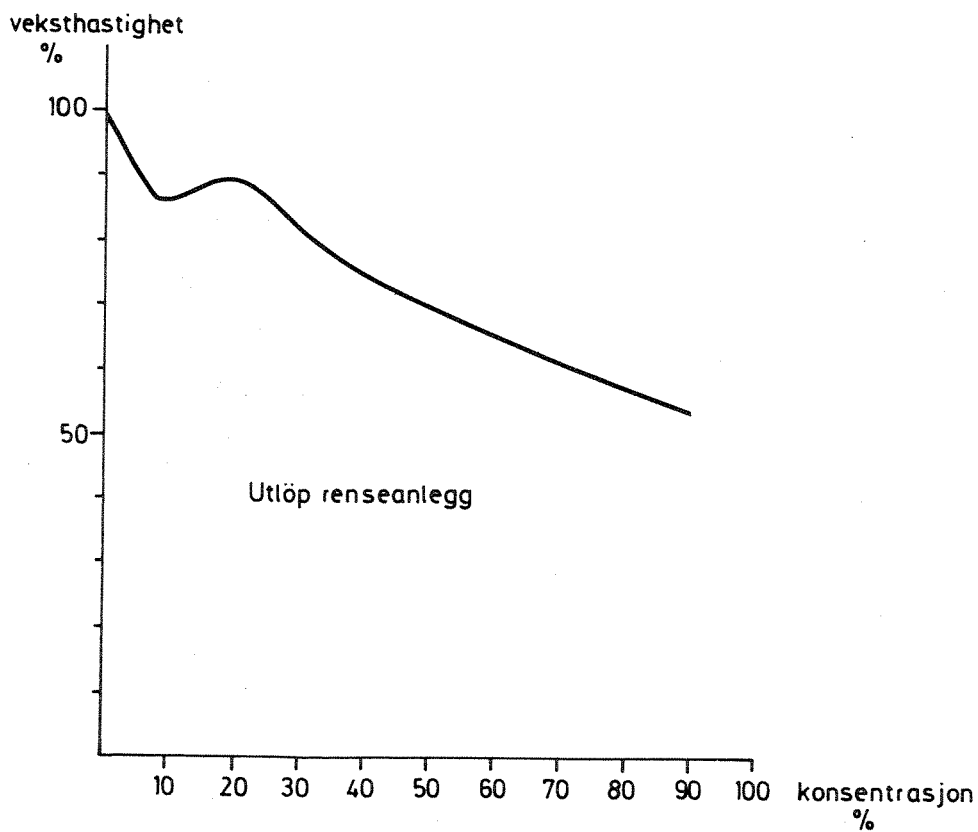
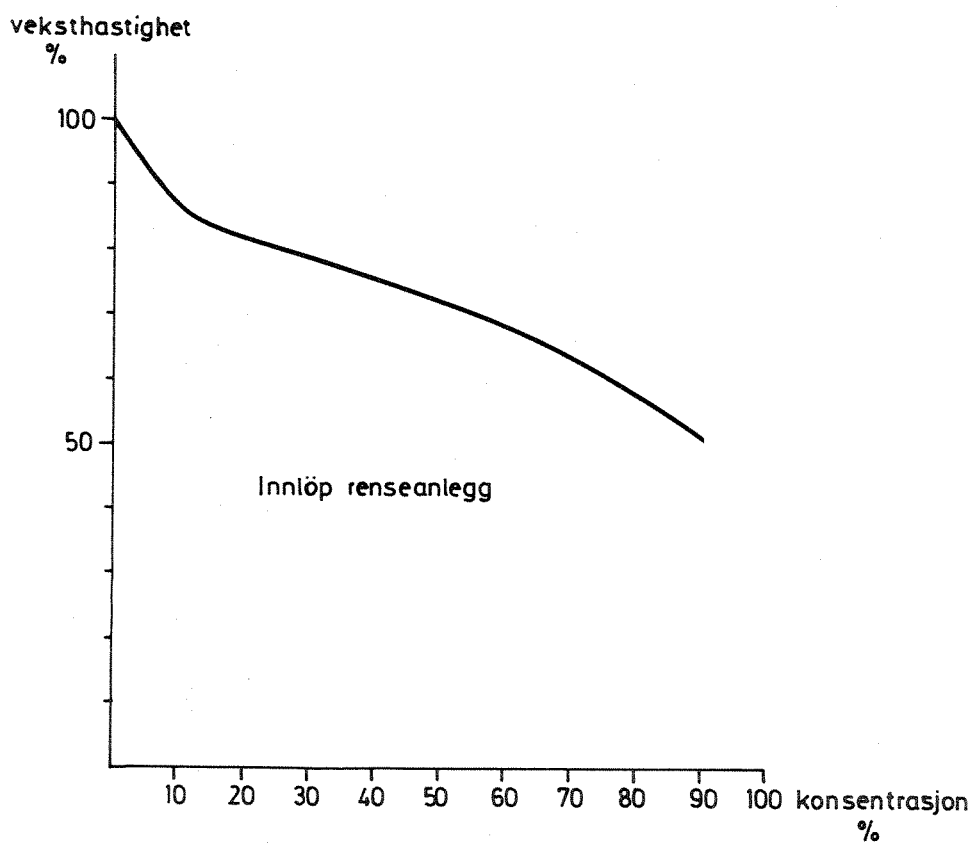
Utløpsvannet fra renseanlegget hadde omtrent samme hemmende effekt på algeveksten som innløpsvannet. Ved konsentrasjonen 90 % var veksthastigheten ca. 50 % av kontrollens.

Effekten av utløpsvannet fra Gjersrudtjern var som ved de tidligere testene ubetydelig. Avvikelsene i veksthastigheten i forhold til kontrollkulturene var ved alle konsentrasjoner mindre enn 10 %. Se figur 5.3.

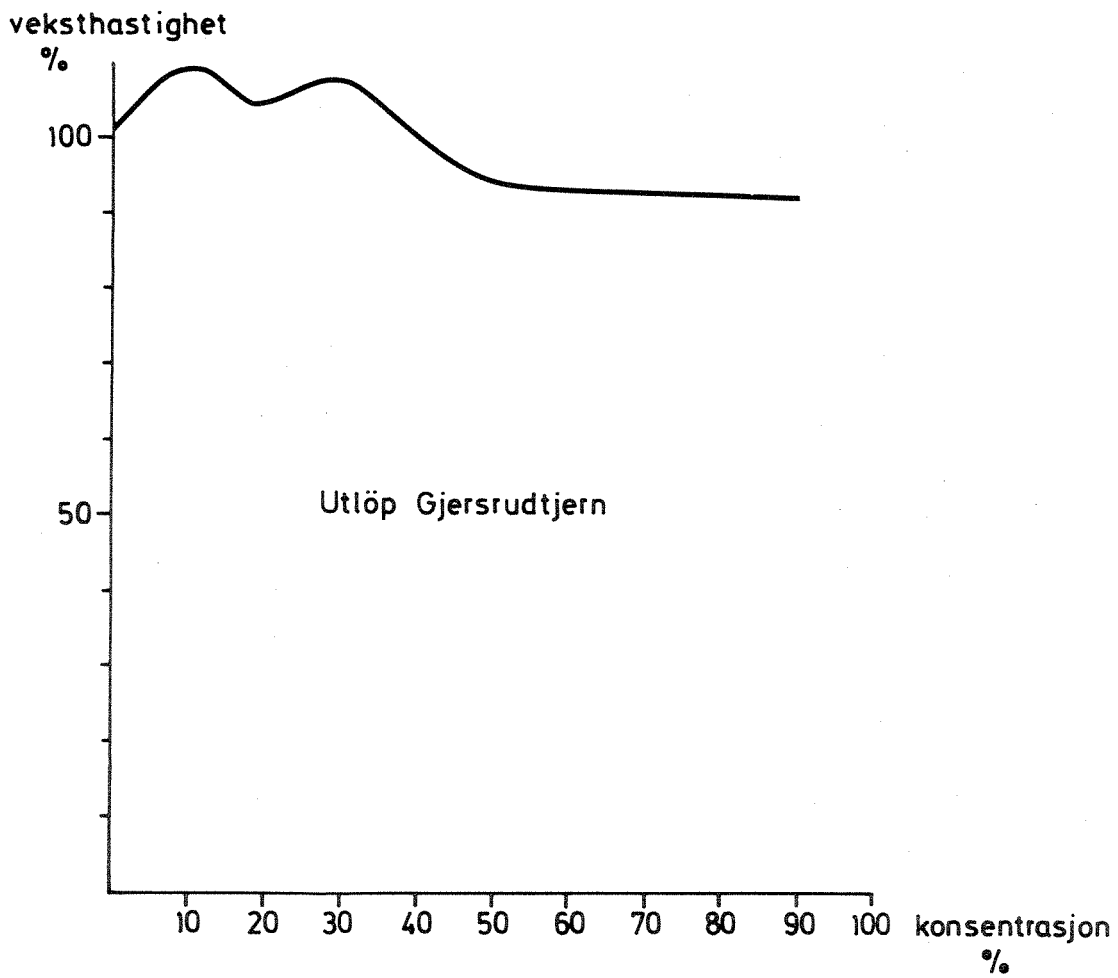
Figur 5.1 Virkning av sigevann før og etter rensing og vann fra Gjersrudtjern uke 14/15, 1978 på veksthastigheten til *Selenastrum capricornutum*.



Figur 5.2 Virkning av sigevann før og etter rensing uke 34/35, 1978 på veksthastigheten til *Selenastrum capricornutum*.



Figur 5.3 Virkning av vann fra Gjersrudtjern uke 34/35, 1978 på veksthastigheten til *Selenastrum capricornutum*.



Ved en tidligere undersøkelse av giftigheten av dreneringsvann fra Grønmo og andre søppelfyllplasser (SKULBERG 1974) ble det konstatert at dreneringsvannet fra Grønmo var veksthemmende i høye konsentrasjoner, men også at det inneholdt plantenæringsstoffer som ved tilstrekkelig fortynning virket stimulerende på veksten av alger. Den veksthemmende virkningen av dreneringsvannet var imidlertid sterkere den gangen enn hva som ble funnet ved testene i 1977-78.

Det er ikke gjort noen forsøk på å identifisere det eller de stoffer som er årsak til giftvirkningen i dreneringsvannet. Det er ikke mulig på grunnlag av de kjemiske analyser som er foretatt å finne noen enkelt faktor som forklarer giftvirkningen. Konsentrasjonene av tungmetaller er forholdsvis lave, samtidig som det høye innholdet av organiske stoffer vil redusere giftvirkningen av disse. Årsaken til veksthemningen er derfor sannsynligvis at den totale kjemiske sammensetningen av dreneringsvannet avviker så sterkt fra "normalt" ferskvann som er algenes naturlige vekstmedium.

6. FISKEUNDERSØKELSER

6.1 Innledning

For å undersøke avløpsvannets virkning på fisk, er dette testet på yngel av laks. Videre er det foretatt fiske i Gjersrudtjern og Stensrudtjern med henblikk på å studere fiskebestandens størrelse og sammensetning samt fiskens innhold av tungmetaller. Fisketestene ble utført med avløpsvann hentet i november 1977 (uke 43/44) og mai og september 1978 (uke 14/15 og 34/35). Prøvefiske i innsjøene ble foretatt i september 1978.

6.2 Fisketester

Metode

Testene ble utført i glassakvarier med forskjellige konsentrasjoner av avløpsvann i vann fra laboratoriet. Det ble benyttet 2 årsyngel av laks i størrelser fra ca. 3-6 cm og 0,5-1 l løsning avhengig av fiskens størrelse og forsøkets varighet. Løsning ble skiftet hvert døgn og luft ble blåst inn i akvariene under forsøket. Temperaturen var 8-10 °C. Det ble foretatt observasjoner av fisken under forsøkene og deres reaksjoner og tidspunktet for eventuell død ble notert. Ved fremstillingen av resultatene er fiskens midlere levetid beregnet. Forsøkene foregikk maksimalt 4 døgn, og det er således bare akutt giftighet som er registrert. Laborievannets fysiske kjemiske egenskaper er fremstilt i tabell 6.1.

Tabell 6.1 Fysisk/kjemiske data for laborievann benyttet i fisketestene.

Surhetsgrad,	pH	6,5
Konduktivitet,	µS/cm	32
Farge,	mg Pt/l	27
Permanganattall,	mg O/l	3,1
Kalsium,	mg Ca/l	3,8
Magnesium,	mg Mg/l	0,5
Hardhet,	mg CaCO ₃ /l	12

De kjemiske data for avløpsvannet fremgår av tabellene 2.1, 2.2 og 2.3. På grunn av at forsøkene er utført med få fisk og lite vannvolum, må resultatene betraktes som orienterende.

Forsøksresultatene er fremstilt i figurene 6.1 og 6.2. Det fremgår her at fisken ved alle anledninger døde hurtigere i avløpsvannet fra renseanlegget enn i tilløpsvannet. I det konsentrerte avløpsvannet levde fisken ved første prøvetaking bare i 10 minutter, og en måtte ned i en fortykning på 50 ganger (20 ml/l) for at fisken skulle overleve hele forsøksperioden (4 døgn = 5760 minutter). Ved annen gangs prøvetaking var den tilsvarende fortykning 10 ganger (100 ml/l). I innløpsvannet levde fisken i 4 døgn ved 2 gangers fortykning (500 ml/l). I vann fra utløpet av Gjersrudtjern oppsto liten eller ingen dødelighet i konsentratet (1 fisk døde i første forsøk) ved de to første forsøk. I vann hentet i september 1978 derimot, døde fisken også raskt (ca. 3 timer) i dette vannet ufortynnet. Fisken døde uten spesielle symptomer. I et tilfelle oppsto hos en fisk krampereaksjoner som er karakteristisk ved tungmetallforgiftninger. Dette var i vann fra innløpet til renseanlegget ved første prøvetaking.

6.3 Prøvefiske i Gjersrudtjern og Stensrudtjern

Metode

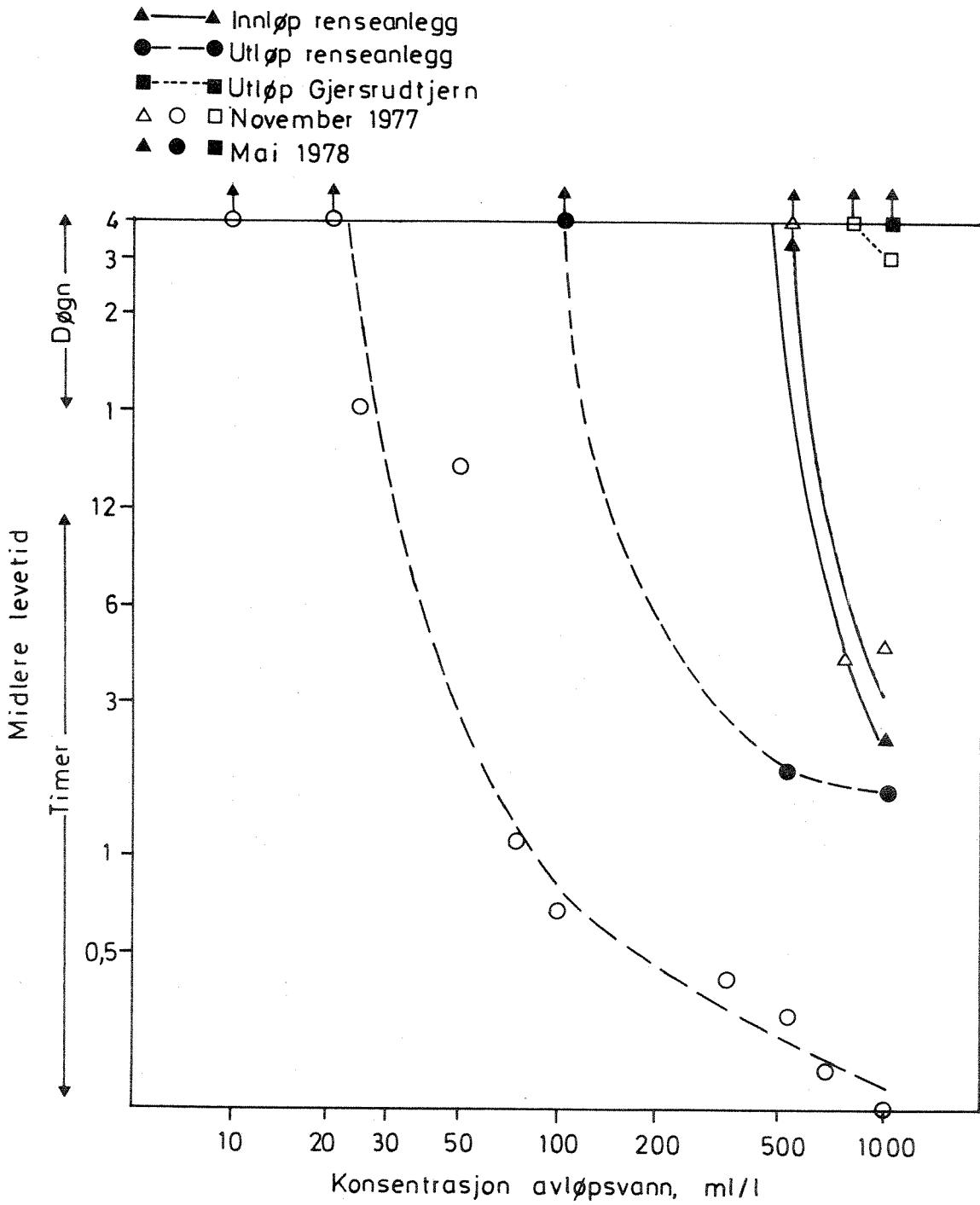
Prøvefisket ble foretatt i Gjersrudtjern natten 12-13/9-1978, med 6 nylon senegarn av forskjellig maskevidde. Som referanse ble den 19-20/9 foretatt et tilsvarende fiske i det ovenforliggende Stensrudtjern. Fisken ble tallet opp, veid og målt.

Resultater

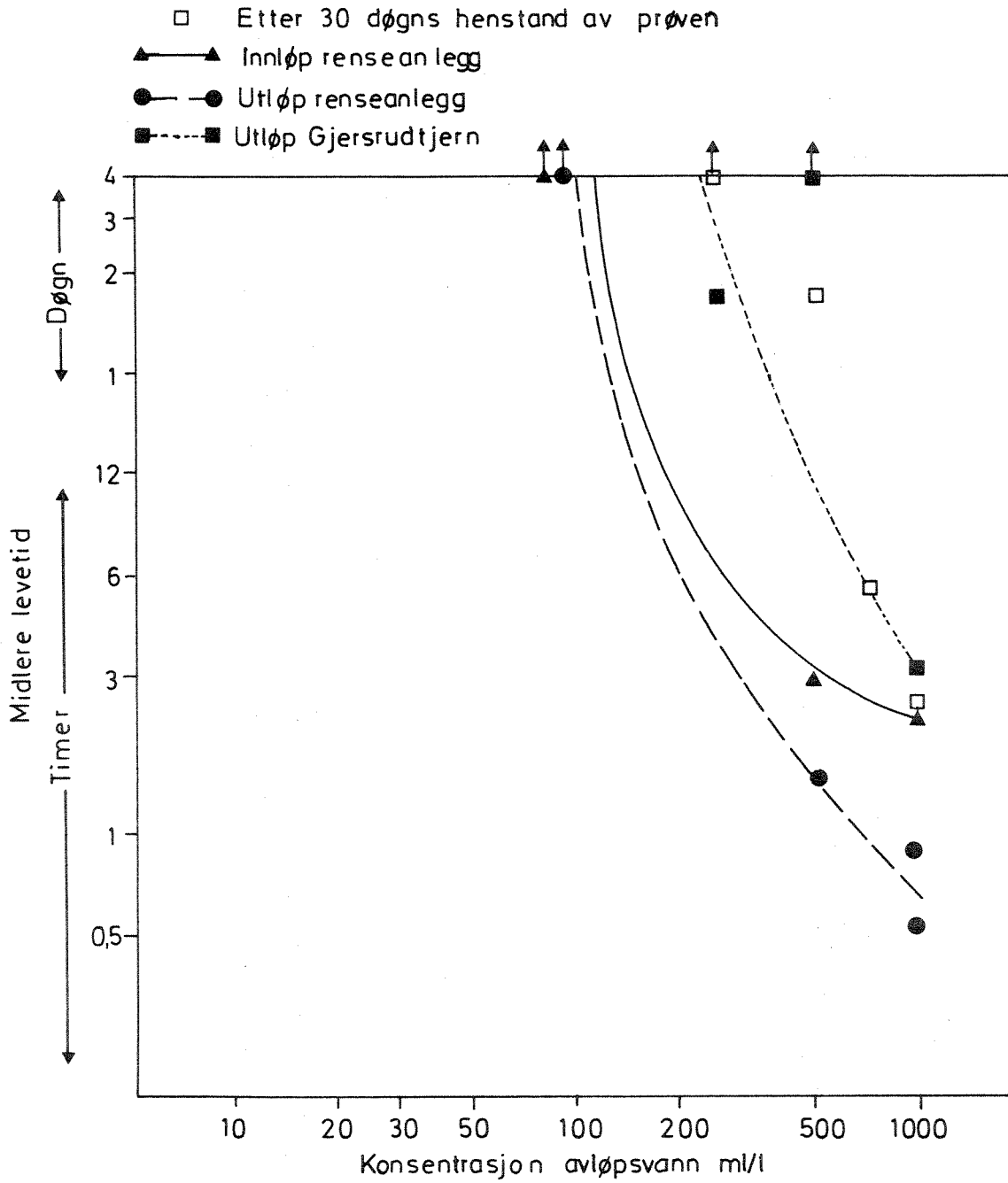
Prøvefiske

I tabell 6.2 er oppført resultatene av garnfisket i Gjersrudtjern og Stensrudtjern. Tabellen viser at det i Gjersrudtjern ble fisket 8 karuss til en samlet vekt av 1915 gram. Den tilsvarende fangst i Stensrudtjern

Figur 6.1 Overleving av laks i avløpsvann fra Grønmo søppelfyllplass.
November 1977 (uke 43/44) og mai 1978 (uke 14/15).



Figur 6.2 Overleving av laks i avløpsvann fra Grønmo søppelfyllplass.
September 1978 (uke 34/35).



var 125 abbor og mort til en samlet vekt av 11240 gram. Karussen i Gjersrudtjern varierte i størrelser fra 35 g (12 cm) til 365 g (25 cm) og var tilsynelatende i god kondisjon.

Tabell 6.2 Garnfangster i Gjersrudtjern 12-13/9-1978 og Stensrudtjern 19-20/9-1978.

Maskevidde mm	Gjersrudtjern		Stensrudtjern					
	Karuss		Abbor		Mort		Totalt	
	Antall	Vekt/g	Antall	Vekt/g	Antall	Vekt/g	Antall	Vekt/g
21	1	35	61	4200			61	4200
26			30	2300	2	230	32	2530
29			25	2300	1	120	26	2420
35	2	460	2	340	2	820	4	1160
40	4	1055						
45	1	365	1	60	1	879	2	930
Totalt	8	1915	119	9200	6	2040	125	11240

6.4 Tungmetaller og klorerte hydrokarboner i fiskeprøver

Metode

Det ble foretatt analyser av tungmetaller, PCB og DDE i fiskekjøtt (muskulatur) og lever. Analysene av tungmetaller ble utført med atomabsorpsjon. Prøvene ble oppsluttet med svovelsyre og salpetersyre og deretter ekstrahert for analyser.

Resultater

I tabell 6.3 er oppført resultatene av tungmetallanalysene av fisk. Tungmetallkonsentrasjonene ligger på normale nivåer (bakgrunn) for alle elementer, både i kjøtt (muskulatur) og lever, og det er ikke signifikante forskjeller på innholdet i fisk fra de to innsjøene. For kadmium og bly er innholdet i lever noe høyere i fisken fra Gjersrudtjern enn i Stensrudtjern, uten at en kan legge spesiell vekt på dette.

Tabell 6.3 Tungmetaller i karuss og mort fra Gjersrudtjern og Stensrudtjern, september 1978. Våtvekt.

Prøve \ Metall	Hg ng/g	Cu µg/g	Zn µg/g	Cd µg/g	Pb µg/g	Ni µg/g	Cr ⁶⁺ µg/g
Karuss kjøtt Gjersrudtjern	(44)	1,8	15,0	<0,01	<0,1	0,1	<0,1
Mort kjøtt Stensrudtjern	(64)	1,2	7,0	<0,01	<0,1	0,1	<0,1
Karuss lever Gjersrudtjern	(19)	5,0	30,8	0,06	1,2	<0,1	<0,1
Mort lever Stensrudtjern	(47)	15,3	31,6	0,01	0,1	<0,1	<0,1

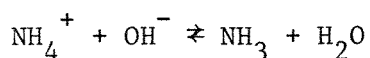
Tabell 6.4 viser resultatene av analyser av PCB og DDE. Konsentrasjonene av begge stoffer er lave i alle prøver og er ikke høyere i fisken fra Gjersrudtjern enn i fisken fra Stensrudtjern. Tvert imot var innholdet av PCB ca. 5 ganger høyere i fiskelever fra Stensrudtjern enn fra Gjersrudtjern. PCB-blandingen i prøvene ligner på den kommersielle PCB standardløsningen Clophen A60 (PCB med 60 % kloreringsgrad).

Tabell 6.4 PCB og DDE i fisk fra Stensrudtjern og Gjersrudtjern. Våtvekt.

Fiskeart	Lokalitet	PCB mg/kg	DDE
Mort kjøtt	Stensrudtjern	0,005	0,005
" lever	"	0,03	0,005
Karuss kjøtt	Gjersrudtjern	0,007	Ikke påvist
" lever	"	0,006	" "

6.5 Diskusjon

Testene med laks i avløpsvann og utløp fra Gjersrudtjern viste at vannet fra renseanlegget alle tre gangene var giftig for fisken. Innløpsvannet virket mindre akutt giftig enn avløpsvannet fra renseanlegget. Dette beror på at den høyere pH i avløpsvannet (lutdosering i renseanlegget) fører til at likevekten av ammonium forskyves mot det giftige fri NH_3 etter likevekten.



Virkingen er dels en ren ammoniakkeffekt når pH i avløpsvannet er under ca. 10,2. Over dette er det en kombinert pH og ammoniakkeffekt.

Ammoniakkonsentrasjonen i avløpsvannet er meget høy og betydelig over det som virker akutt giftig over 4 døgn for laksefisk (EIFAC, 1970). Det er f.eks. vist at konsentrasjoner på 0,2 - 0,7 mg NH_3 /l (udissosiert) kan virke giftig på laksefisk i løpet av en kort periode (1-4 døgn). Ved langtids eksponering kan en bare være sikker på å unngå skadelige effekter ved konsentrasjoner på 0,025 mg NH_3 /l (udissosiert). Ved en pH på f.eks. 8 og temperatur 15 °C tilsvarer dette ca. 0,9 mg/l total ammonium. Konsentrasjonene av total ammonium lå mellom 25 og 53 i de tre prøver som ble testet og i september 1978 var pH 8,3 og ammoniakkonsentrasjonen 53 mg NH_4 -N/l. Dette er da mer enn 50 ganger over den konsentrasjonen av total ammonium (0,9 mg/l) som vil gi dødelighet over lang tid (0,025 mg NH_3 /l). Også i utløpet av Gjersrudtjern var innholdet av total ammonium denne gang meget høyt (21 mg/l), og dette er sannsynligvis årsaken til at laksen døde i testen ved denne anledning.

Forsøkene viser at utløpet fra renseanlegget er meget giftig for fisk og at dette sannsynligvis skyldes innholdet av fri ammoniakk. Også vannet i Gjersrudtjern synes i perioder å kunne være giftig for fisk av samme årsak. Her spiller imidlertid også det lave oksygeninnhold, som er påvist i perioder, en viktig rolle.

Forsøksfisket med garn i Gjersrudtjern og Stensrudtjern viste at fiskebestandene var vesensforskjellige i de to innsjøer. I Gjersrudtjern ble

det bare fisket karuss, mens det i Stensrudtjern var store mengder abbor og noe mort. Årsaken til dette er sannsynligvis at abbor og mort ikke kan etablere noen fast bestand i Gjersrudtjern på grunn av lavt oksygeninnhold og høyt ammoniakkinnhold i vannet. Det er vel kjent at karuss er en fiskeart som er meget motstandsdyktig overfor forurensninger og den har da tydeligvis også greid å danne en bestand til tross for den dårlige vannkvalitet.

Tungmetallanalysene og analysene av de organiske mikroforurensningene (PCB og DDE) tyder ikke på at det skjer noen uheldig akkumulering av disse stoffene i fisk i Gjersrudtjern.

7. ANALYSER AV SEDIMENTER FRA GJERSRUDTJERN OG STENSRUDTJERN

Forurensninger som tungmetaller og tungt nedbrytbare organiske forbindelser kan anrikes i innsjøsedimenter. Dette kan skje ved direkte utfellinger eller sedimentering av partikkelbundne forurensninger. Organismer som lever i vannet kan også anrike slike forurensninger fra de fri vannmasser og føre dem til sedimentene. For å bringe på det rene hvorvidt fyllplassen kunne forårsake anrikninger av forurensninger i Gjersrudtjernet, ble det i oktober 1978 tatt sedimentprøver fra tjernet. Som lokal referanse ble det brukt sedimentprøver fra Stensrudtjernet.

Prøvetaking

Det ble tatt 3 sedimentkjerner fra hvert tjern. De 10 øverste cm ble benyttet. Videre analyse ble foretatt på en blandprøve fra hvert tjern.

Resultater

Tungmetaller, organisk stoff og næringssalter

Sedimentene fra Gjersrudtjernet var relativt faste og leiraktige. (31 volum % tørrstoff). Sedimentene fra Stensrudtjernet var betydelig løsere og mer vannholdige (4,5 volum % tørrstoff). Innholdet av analyserte komponenter er angitt som vekt pr. g tørrstoff.

Tabell 7.1 viser innholdet av tungmetaller, organisk stoff samt nitrogen og fosfor.

Tabell 7.1. Kjemiske analyser av sedimenter fra Gjersrudtjern og Stensrudtjern.

Til sammenligning er vist verdier som av IVL er angitt å være "trolig bakgrunnsnivå" i Sverige (BEIJER et al. 1977).

	Gjersrud- tjern	Stensrud- tjern	"Trolig bakgrunns- nivå" iflg. IVL
Organisk stoff som glødetap, mg/g	120	300	-
Kjemisk oksygenforbruk, mg O/g	132	374	-
Totalfosfor, mg P/g	1,45	1,45	-
Totalnitrogen, mg N/g	4,6	10,7	-
Kobber (Cu), µg/g	33,5	54,2	20
Sink (Zn), µg/g	522	395	100-175
Kadmium (Cd), µg/g	3,2	1,9	0,3-0,5
Bly (Pb), µg/g	26,7	54,0	20-30
Nikkel (Ni), µg/g	51,4	61,1	15-20
Krom (Cr), µg/g	26,7	32,8	20
Jern (Fe), µg/g	32100	37700	(20000-90000)
Kvikksølv (Hg), µg/g	0,28	0,35	0,02-0,05

Den mest karakteristiske forskjellen på sedimentene fra de to tjernene er at sedimentene fra Stensrudtjern inneholder ca. 2,5 ganger så mye organisk stoff som sedimentene fra Gjersrudtjern. Man må anta at en stor del av de tilførte tungmetaller er bundet til organisk stoff. For å få et inntrykk av forurensningsgraden, kan det derfor være vel så opplysende å beregne metallinnholdet pr. enhet organisk stoff. Relativt sett ville da tungmetallinnholdet bli ca. 2,5 ganger høyere i Gjersrudtjern enn i Stensrudtjern.

Noe overraskende var det at tilførselene av jern fra sigevannet ikke ga større utslag i sedimentene. En mulig forklaring er at de "lette" jernutfellingene i liten grad sedimenterer i tjernet, men blir ført ut med vannmassene i flomperioder.

Stort sett er konsentrasjonen av tungmetaller i sedimentene ikke spesielt høyt. Innholdet ligger innenfor det man må forvente i bynære områder med avrenning fra veier og utslipp av avløpsvann. Drensvannet fra fyllplassen gir altså ikke urovekkende utslag i sedimentenes tungmetallinnhold.

PCB i sedimenter

Innholdet av PCB i sedimentene var 0.02 µg/g (tørrvektbasis) både for Gjersrudtjern og Stensrudtjern. Konsentrasjonen ligger innenfor det som synes å være vanlig i innsjøsedimenter (Jfr. LANDNER og SKOGLUND 1977).

PAH i sedimenter

Innholdet av PAH i sediment (0-10 cm) fra Stensrudtjern var 2,7 mg/kg, mens det i Gjersrudtjern bare var 1,3 mg/kg (tabell 7,2) til tross for at det bare er sistnevnte innsjø som mottar tilførsler fra Grønmo søppelfyllplass. Dette kan henge sammen med de to innsjøenes karakter. Gjersrudtjern er meget grunt og med kort oppholdstid, slik at partikulært materiale antakelig bare sedimenterer i liten grad under flomperioder. Stensrudtjern er dypere og oppholdstiden lenger, slik at tilført partikulært materiale sedimenterer lettere.

Det er utført få PAH-analyser i innsjøsedimenter. I Bjørnevatn i Finnmark ble det funnet 0,58 mg PAH/kg i øverste sedimentlag. Denne innsjøen tilføres lite PAH. Midt i Heddalsvatn i Telemark ble det funnet 69 mg PAH/kg i 0-5 cm sjikt. Innsjøen mottar avløp fra Notodden og et smelteverk.

På bakgrunn av ovennevnte tall er det klart at Gjersrudtjern og Stensrudtjern mottar en viss tilførsel av PAH, men at innholdet i sedimentene ikke er spesielt høyt.

Tabell 7.2 PAH i sedimenter fra Gjersrudtjern og Stensrudtjern 4/10-1978.

PAH	Prove mrk.	µg/kg tørket sediment	
		Gjersrudtjern	Stensrudtjern
Naftalen		37	25
2-Metylnaftalen		15	20
1-Metylnaftalen		9	8
Bifenyl		12	11
Acenaftalen		6	
Acenaften		33	28
4-Metylbifenyl		3	
Dibenzofuran		30	25
Fluoren		24	35
9-Metylfluoren		40	40
9.10-Dihydroantracen			
2-Metylfluoren			
1-Metylfluoren		19	19
Dibenzothiophen		4	21
Fenantren		48	152
Antracen		7	36
Acridine		5	29
Carbazole			
2-Metylantracen			
1-Metylfenantren			17
9-Metylantracen		4	10
Fluoranten		94	376
Pyren		82	319
Benzo(a)fluoren		89	125
Benzo(b)fluoren		12	30
1-Metylpyren			
Benzo(c)fenantren			
Benzo(a)antracen		56	109
Trifenylen/Chrysen		108	265
Benzo(b)fluoranten		153	413
Benzo(j,k)fluoranten		85	217
Benzo(e)pyren		87	213
Benzo(a)pyren		73	116
Perylen			108
O-Phenylenepyren		130	
Dibenz(a,h)antracen			
Picen			
Benzo(ghi)perylene		59	
Anthanthrene			
Coronen			
Sum		1324	2659

8. OBSERVASJONER I GJERSRUDTJERN

I august 1977 ble det observert bobling og skumdannelse i Gjersrudtjern. Den 3/8-77 ble det tatt prøver av tjernets innløp og utløp. Resultatene er vist i tabell 8.1.

Tabell 8.1. Prøvetaking i Gjersrudtjern 3/8-1977.
(Prøve i tørrværperiode)

		Innløp	Utløp
Surhetsgrad,	pH	8,23	7,87
Konduktivitet, 20 °C	µS/cm	4702	1314
Turbiditet, FTU		3,2	3,8
Oksygen,	mg O ₂ /l	-	1,24
Kjem. oksygenforbr. (KOF _{dikr})	mg O/l	442	142
Klorid,	mg Cl/l	118	32
Totalfosfor,	mg P/l	0,29	0,25
Ortofosfat,	mg P/l	0,07	0,05
Totalnitrogen,	mg N/l	115	20
Ammonium,	mg N/l	82	18
Nitrat/nitritt,	mg N/l	0,12	0,10
Jern, totalt,	mg Fe/l	4,65	1,8

Analyseresultatene viser at avløpsvann fra fyllplassen dominerte innløpet til tjernet. I selve tjernet var det lite oksygen (1,24 mg O₂/l i utløpsbekken) og innholdet av ammonium var hele 18 mg N/l. Denne observasjonen, sammen med augustprøvene fra 1978 (uke 34/35) viser klart at det er perioder hvor de fleste vannlevende dyr ikke vil kunne overleve i tjernet. Det er tydelig at det er perioder med lavvannføring i bekkene som er kritisk for tjernet. Selv om tilførslene av forurensning til tjernet er større i flomperioder, vil fortynningen sammen med kort oppholdstid i tjernet gjøre at flomsituasjoner ikke er kritiske for tjernet. Dette vises klart i en prøveserie fra tjernet 6/4-78, som er vist i tabell 8.2.

Tabell 8.2. Observasjoner av pH, ammonium og oksygen
i Gjersrudtjern 6/4-1978.

(Prøve i flomperiode).

Dyp m	pH	Ammonium mg N/l	Oksygen mg O ₂ /l	Temperatur
0,5	6,76	1,20	11,14	0,7
1	6,94	1,15	11,14	0,8
1,5	6,98	1,30	-	-
2	7,00	1,35	11,65	0,6
2,5	7,15	7,0	1,22	2,1

Tabellen viser at det kun er like over bunnen at det er oksygenvinn og høyt ammoniuminnhold.

Ut fra OVK's vannføringstall ved hovedmålestasjonen kan den teoretiske oppholdstiden i tjernet komme ned mot ca. 1 døgn i flomperioder. I slike perioder er det lite trolig at belastningen med organisk stoff og næringssalter vil ha nevneverdig effekt. Det er fremfor alt tilførslene av ammonium og organisk stoff fra sigevannet i perioden like før og under lavvannføring som ser ut til å være mest kritisk for Gjersrudtjernet. Fosfortilførselen fra sigevannet har under de nåværende forhold trolig liten effekt, fordi analysene tyder på at det er rikelig fosfortilførsler fra andre kilder.

9. LITTERATUR

- BEIJER, K., BENGTSSON, B.-E., JERNELØV, A., LAVESKOG, A., LITHNER, G. og WESTERMARK, T. 1977: "Svenska vattenkvalitets kriterier. Metaller. Del II." IVL, Stockholm.
- BERGLIND, L. 1979: "A3-25 Utprøving av analysemetoder for PAH og kartlegging av PAH-tilførsler til norske vannforekomster".
- CARLBERG, G.E. og TVETEN, G. 1978: "Bestemmelse av klorerte hydrokarboner i sigevann fra avfallsfyllinger". Rapport nr. 751112-1. SI, Blindern.
- EIFAC, 1970: "Report on ammonia and inland fisheries". Technical Paper No. 8.
- GJESSING et al. 1977: "Innledende utprøving av et biologisk og kjemisk karakteriseringsopplegg". Prosjekt NORD-TEXTIL-VA. Delprosjekt 4 - rapport nr. 1. NIVA, Blindern.
- HALLBERG, P.A. 1978: "Sigevann - Grønmo fyllplass. Kjemiseksjonens årsrapport 1977". O.V. & K. Oslo.
- HALLBERG, P.A. og NÆSS, I. 1979: "Årsrapport 1978. Grønmo fyllplass, renseanlegg, sigevann". O.V.& K.'s Kjemiseksjon, Oslo.
- JOHANSEN, O.J. 1975: Rensing av sigevann fra Grønmo søppelfyllplass. 0-31/66, NIVA, mars 1975.
- JOHANSEN, O.J. og CARLSON, D.A. 1976: "Characterization of sanitary landfill leachates". Water Research, Vol. 10, pp. 1129-1134.
- LANDNER, L. og SKOGLUND, P.,O., 1977: "Polyklorerade bifenyler (PCB) i vattenmiljø. Kunskapssammanställing November 1977". IVL, Stockholm.
- LUNDE, G. og GETHER, J. 1974: "Analyse av marine mikroforurensninger. Teknisk rapport nr. 2. Bestemmelse av PCB i vann". SI, Blindern.

LITTERATUR forsts.

NIVA, 1978a: "Toksisitetstest 1. Hemning av oksygenopptak ved nedbrytning av organisk stoff. 1. utgave, juli 1978.

NIVA, 1978b: "Toksisitetstest 2. Hemning av dehydrogenaseaktivitet ved nedbrytning av organisk stoff. 1. utgave, juli 1978.

SKULBERG, O. 1974: "Sammenstilling av resultater fra resipientundersøkelsen for Grønmo fyllplassområde. Mars 1973 - oktober 1974". O-31/66. NIVA, Blindern.