

UNIVERSITETET FOR MILJØ- OG BIOVITENSKAP



Forord

Denne masteroppgaven på 30 studiepoeng er skrevet som en avslutning på masterprogrammet Miljø- og naturressurser (MINA) ved Institutt for Plante- og miljøvitenskap (IPM) på Universitetet for miljø- og biovitenskap (UMB). Tema for oppgaven er håndtering av urbant overvann Nansenparken, Fornebu, og inkluderer rensing av overvann i biofiltre, samt vannkvalitet og algevekst i overvannsbasseng. Oppgaven er oppbygd som en tradisjonell naturvitenskapelig oppgave. På grunn av oppgavens omfang har jeg valgt å diskutere resultatene fortløpende under avsnittet resultat og diskusjon. Ellers følger oppgaven normal inndeling med innledning, problemstilling, material og metode, resultat og diskusjon og konklusjon. Alle bilder, figurer og tabeller i oppgaven er egenprodusert dersom ikke annet er oppgitt.

Feltarbeidet som er utført i forbindelse med denne oppgaven er en del av et prosjekt Bioforsk Jord og Miljø har i tilknytning til overvannsanlegget i Nansenparken. Oppdragsgiver for prosjektet er Statsbygg og Statsbygg Utvikling ASA. Jeg vil benytte muligheten til å takke for tilliten begge parter har vist meg, og for at jeg har fått tatt del i spennende prosjekt.

Hovedveileder på oppgaven Gunnhild Riise ved UMB. Medveiledere på oppgaven har vært Trond Mæhlum, Bioforsk, Ståle Haaland, UMB/Bioforsk, og Kim Paus, NTNU. Kim Paus har også vært delaktig i deler av feltarbeidet og har vært en god støttespiller i prosessen med oppgaven. Alle fortjener en stor takk for all hjelpen de har gitt i forbindelse med oppgaven. Jeg vil rette en spesiell takk til Trond Mæhlum som også har vært prosjektleder og introduserte meg for oppgaven og tema overvannsbehandling. Jeg vil også takke for lån av kontorplass under arbeidet med masteroppgaven og at jeg som for å fått muligheten til å ta del i andre spennende prosjekter hvor Bioforsk Jord og Miljø er involvert.

Jeg vil også takke Johnny Kristiansen ved UMB som har hjulpet til med tilrettelegging for analyse av jordprøver og Pål Brettum og Randi Romstad ved NIVA, som har vært behjelpelige med identifisering av algeprøvene i oppgaven. Jeg er svært takknemlig for hjelpen jeg har fått av dere.

Takk til alle som alle har bidratt med å skaffe til veie eksisterende dokumentasjon om Nansenparken og velvillig svart på alle mine mange spørsmål:

- Johan Steffensen i VAPAS AS. Prosjektleder for utviklingen av Nansenparken.
- Simen Gylseth i Bjørbekk & Lindheim.
- Bjørg Eriksen i Sten & Lund. Driftsoperatør i Nansenparken.

Til slutt vil jeg takke familien som har vært gode støttespillere under hele studietiden. Jeg vil også takke min far for gjennomlesning av oppgaven og gode tilbakemeldinger.

Ås, 15.08.13

Eirik Leikanger

Sammendrag

Nansenparken på Fornebu er et av Norges største og mest kjente overvannsanlegg, der Nansendammen utgjør det sentrale elementet. Anlegget er bygget i henhold til prinsippet om en bærekraftig overvannshåndtering. Dette innebærer åpne, multifunksjonelle anlegg som blant annet tar hensyn til spredning av forurensing, flomvern og habitater. Nansenparken er i tillegg tilrettelagt for menneskelige rekreasjonsaktiviteter, og stiller således strenge krav til vannkvaliteten. Derfor er det i forbindelse med Nansendammen er det bygget et omfattende renseanlegg, der tre biofiltre utgjør hovedrensetrinnet.

Det har imidlertid siden ferdigstillingen av Nansenparken i 2008 vært periodevis omfattende algevekst i vannanlegget. Det har medført at det har blitt stilt spørsmålstegn vedrørende biofiltrenes funksjonalitet. Blant annet har ikke vannfordelingen på biofiltrenes overflate vært tilfredsstillende og har medført at vegetasjonsetablering i biofiltrene har mislyktes. På grunn av driftsproblemene ble Bioforsk engasjert for å vurdere biofiltrene. Bioforsks vurdering, gjort på bakgrunn av eksisterende dokumentasjon og befarung, var at biofiltrene ikke var funksjonsdyktige etter intensjonene.

Som et resultat av Bioforsk sin rapport ble det besluttet å gjennomføre grundigere undersøkelser av biofiltrene for å vurdere biofiltrenes funksjonalitet og vurdering av årsaker algevekst i vannanlegget. Parallelt med dette ble det besluttet å teste ulike metoder for vannfordeling til de tre biofiltrene. I et av biofiltrene ble driftet etter det opprinnelige designet med umettet punkfordeling, et med et spiralsystem som dekket store deler filterflaten, mens det siste ble driftet mettet med et overliggende vannspeil. Disse undersøkelsene, som er utført i driftssesongen 2012 og før driftsoppstart 2013, danner grunnlaget for denne masteroppgaven.

Den limnologiske undersøkelsen ble gjort på bakgrunn av observasjoner, innhenting av vannprøver og algeprøver. I henhold til SFTs klassifikasjonsveileder for miljøkvalitet i ferskvann utviklet vannkvaliteten i Nansendammen seg fra «meget dårlig» til «god» gjennom driftssesongen, og tilbake til «dårlig» etter driftsstans på vinteren. Sammenlignet urbant overvann var vannkvaliteten svært god i hele undersøkelsesperioden. Videre indikerte undersøkelsene at ferskvannsbiologiske prosesser kan ha stor betydning for utvikling i vannkvaliteten. Det ble også observert at algeveksten ble redusert utover i sesongen ettersom næringstilgangen ble redusert. Dette gav også endringer i algesammensetningen og at alger kan vokse ved begrenset tilgang på næringsstoffer. Dette medfører at biofilteret selv ved svært høye renseeffekter ikke vil kunne hindre algevekst.

Undersøkelsen av biofiltrene ble gjort ved observasjoner, vannprøvetakning, kornfordelingsanalyse, infiltrasjonsforsøk, logging av driftsperioder og måling av hydraulisk belastning. Undersøkelsene viste at infiltrasjonskapasiteten til filtermediet var svært høy. På grunn av dette var det kun biofilteret som ble driftet mettet som gav en tilfredsstillende fordeling av vann på filterflaten. Umettet drift av filtermediet vil medføre kortslutninger i filtermediet og gi en dårlig utnyttelse av filtermediet. Videre gav en høy hydraulisk belastning, kort oppholdstid i et umettet filtermedium. Undersøkelsen av filtermediene viste begrenset evne til reduksjon av partikler i vannet og sorpsjon av fosfor. Dette sammen med problemene med etablering av vegetasjon, som trolig har medført en begrenset biofilmdannelse i filtermediet, gjør at biofiltrene har begrenset renseegenskaper på nåværende tidspunkt. Dette bekreftes av vannprøvene fra innløpet og utløpet til biofiltrene viste liten eller ingen renseeffekt.

Abstract

Nansenparken at Fornebu is one of the largest and most well known stormwater facilities in Norway, which in the dam Nansendammen constitutes the central element. The facility is built according to the principle of sustainable stormwater management. This involves an open and multifunctional facility, which is including measures to prevent spreading of pollution, flood protection and creation of habitats for urban wildlife. Nansenparken is also facilitated for human recreation activities, and thus set high standards for water quality. Hence, a comprehensive treatment plant is built in connection with Nansendammen, where three biofilters are the main treatment step.

However, since the opening of Nansenparken in 2008 it has periodically been a extensive algal growth in the water facility. This has resulted in questions regarding the functionality of the biofilters. One source of concern has been poor water distribution to the biofilters surface. This has resulted in several failed attempts to establish vegetation in the biofilters. Because of the operational problems Bioforsk were engaged to evaluate biofilters. Bioforsks assessment, made on the basis of existing documentation and site inspections, was that the biofilters didn't function as intended.

As a result of Bioforsks report, it was decided to conduct thorough investigations of the biofilters for assessing their functionality, as well as an assessment of causes for algae growth in water facility. Parallel to this, it was decided to test different water distribution systems. One biofilter were operated according to the original design, which included an unsaturated point distribution, a second biofilter was operated with a spiral system, covering much of the filter surface, while the third biofilter was operated saturated with a free water surface. These investigations were conducted during the operating season in 2012 and in the winter 2013, and form the basis for this master thesis.

The limnological investigations included observations and collection of water and algal samples. According to SFT classification of environmental quality in freshwater, the water quality in Nansendammen developed from "very poor" to "good" during the season, but returned to the "very poor" during the following winter. Compared to the quality expected in urban stormwater, the water quality was very good during the study period. The investigations indicated that freshwater biological processes may be important for the development of water quality. It was also observed that when the nutrient availability decreased, the growth of algae was reduced and the algal composition changed. It also showed that algae growth can proceed even with limited availability of nutrients. This implies that the biofilters, even at very high treatment efficiency not will be able to prevent algae growth.

The investigations of the biofilters was made by observation, water sampling, grain size distribution analysis, infiltration experiments, logging of operational periods and measurement of hydraulic loading. The infiltration experiments showed a very high hydraulic conductivity. Because of this, only the saturated filter media gave a satisfactory distribution of water. An unsaturated operation lead to preferential flow, and gave a poor utilization of the filter media. Further, a high hydraulic loading, results in a short hydraulic residence time in the unsaturated filter media. The investigations also showed that the filter media have limited ability to reduce particles in the water and limited phosphorus sorption capacity. Together with the problems of establishing vegetation, which probably causing a limited formation of biofilm formation in the filter media, this will result in a limited capability to reduce the nutrient content in the water. This was confirmed by the water samples from the inlet and outlet of the biofilters, which showed little or no removal of nutrients.

Innholdsfortegnelse

Forord	1
Sammendrag	2
Abstract	3
Innholdsfortegnelse	4
1. Innledning.....	7
1.1. Bakgrunn for oppgaven.....	9
1.2. Problemstilling.....	11
2. Områdebeskrivelse.....	11
2.1. Nansenparken	11
2.2. Nansendammen	12
2.2.1. Oppholdstid og sirkulert vannmengde.....	13
2.2.2. Nedbørsfeltet	14
2.2.3. Forurensningskilder.....	16
2.2.4. Resipient.....	18
2.3. Vannbehandling	19
2.4. Biofiltrene	21
2.4.1. Utforming av biofiltrene våren 2012.....	21
2.4.2. Endringer gjort på biofiltrene i 2012 sesongen	23
2.4.3. Renseprinsipper.....	24
2.4.4. Driften av biofiltrene	29
3. Metoder.....	29
3.1. Feltarbeid og befaringer	29
3.2. Uttak av vannprøver.....	30
3.2.1. Kjemiske analyser	30
3.2.2. Logging av driftsperiode	31
3.2.3. Algeprøver	31
3.3. Vannføringsmålinger	32
3.3.1. Saltfortynningsmetoden.....	32
3.3.2. Oppsamlingsmetoden	33
3.4. Kornfordelingsanalyse av biofiltrene.....	34
3.5. Infiltrasjonskapasitet i biofiltrene	34
4. Resultat og diskusjon.....	36
Vannkvalitet og algevekst.....	36

4.1.	Klimatiske forhold.....	36
4.2.	Vannkvalitet.....	37
4.3.	Algevekst	41
4.3.1.	Drift og vedlikehold av vannanlegget i 2012	41
4.3.2.	Observasjoner av algevekst.....	42
4.3.3.	Algeprøver	46
4.3.4.	Årsaker til algevekst	47
4.4.	Potensialet for algevekst i vannanlegget	50
	Undersøkelse av biofiltrene	51
4.5.	Filtermediet	51
4.5.1.	Kornfordeling.....	51
4.5.2.	Porøsitet	52
4.5.3.	Hydraulisk ledningsevne.....	52
4.6.	Driften av biofiltrene	53
4.6.1.	Hydraulisk belastning	53
4.6.2.	Oppholdstid	54
4.6.3.	Driftssyklus/oksygentransport	55
4.7.	Vannfordeling.....	58
4.7.1.	Observasjoner av vannfordelingen	59
4.8.	Observasjoner av vegetasjon	64
4.9.	Renseeffekt i biofiltrene	66
4.10.	Renseprosesser i biofiltrene	69
4.10.1.	Sorpsjon av P	69
4.10.2.	Filtrering (Straining).....	70
4.10.3.	Planteopptak	71
4.10.4.	Mikrobiell omdanning	72
	Tiltak	74
4.11.	Tiltak mot algevekst.....	74
4.11.1.	Vegetasjonsetablering.....	74
4.11.2.	Substrat	75
4.11.3.	Utskifting av vannmasser	76
4.12.	Tiltak i biofiltrene	76
4.12.1.	Filtermedium	76
4.12.2.	Vegetasjon	79

4.12.3. Vannfordeling	83
4.12.4. Driften av biofiltrene	85
5. Konklusjon	86
Litteraturliste	90
Vedlegg 1: Standardmetoder for vannkjemiske analyser	97
Vedlegg 2: Resultater vannkjemiske analyser	98
Vedlegg 3: Kornfordelingsanalyse	99
Vedlegg 4: MPD infiltrasjonsforsøk	101
Vedlegg 5: Beregninger saltfortynningsforsøk	102
Vedlegg 6: Saltfortynning resultater	104

1. Innledning

Håndtering av overvann i urbane områder har tradisjonelt vært basert på å lede vannet bort fra området så raskt som mulig. Overvannet ble ledet i tette ledningssystemer til nærliggende vassdrag og i fellessystemer hvor overvann og avløpsvann blir ledet sammen til et renseanlegg (Stahre, 2006; Lindholm et al., 2008). Mange av de gamle ledningssystemene ble lagt naturlige grøfter og bekker. Den tradisjonelle metoden for overvannshåndtering innebar også til at dammer og våtmarksområder ble drenert eller mistet tilførselen av nytt vann. Resultatet av denne praksisen er at naturlige mekanismer for tilbakeholdelse og bortledning av overvann har blitt ødelagt i mange områder. Samtidig som habitater har blitt borte og naturlige innslag i det urbane miljøet har forsvunnet (Lindholm, 2012). De eldre VA-systemene er i tillegg ofte underdimensjonerte for dagens behov og en økt belastning som følge av klimatiske endringer og økt fortetting i bebygde områder kan fort føre til ytterligere kapasitetsproblemer (Lindholm et al., 2008).

Moderne håndtering av overvann skal være helhetlig, med dette menes det at løsningene som velges skal være fremtidsrettede, bærekraftige og fortrinnsvis tilføre området kvaliteter. God overvannshåndtering innebærer at løsningene tilpasses lokale forhold og behov og omtales derfor ofte synonymt med lokal overvannshåndtering (LOH) eller lokal overvannsdiskonering (LOD). I dag foretrekkes åpne systemer fremfor lukkede og de naturlige mekanismene for fordrøyning og tilbakeholdelse av vann utnyttes. En velkjent strategi i LOH er treleddsstrategien. Denne går i korte trekk ut på å tilrettelegge for infiltrasjon på et tidlig stadium, fordrøye overvannet som overstiger infiltrasjonskapasiteten og sikre trygge flomveier (Lindholm et al., 2008) Det er også et prinsipp at naturlige vassdrag og vannforekomster sikres og inkorporeres som en del av tiltaket. Dette sikrer at de naturlige innslagene i det urbane miljøet blir ivaretatt og habitater opprettholdes og beskyttes (Stahre, 2006; Lindholm et al., 2008). Denne praksisen er i tråd med intensjonene i EUs rammedirektiv for vann som oppfordrer til at alt vann innenfor et nedbørsfelt skal innenfor et nedbørsfelt skal forvaltes som en ressurs på en helhetlig og samlende måte.

Bruk av åpne dammer med permanent vannspeil er vanlige installasjoner i dagens overvannssystemer (Statsbygg, 2004; Stahre, 2006; Lindholm, 2012). Rett utformet kan dammer ha funksjon til så mye mer enn flomsikring. Vannspeil er et spennende og livgivende innslag som kan utgjøre et positivt element i et ellers tungt urbant miljø. Ved å tilrettelegge for lek og rekreasjon vil det kunne fremme helse og trivsel for beboerne. Et vannspeil skaper nye habitater og bidra til økt biologisk mangfold i bymiljøet. Synlig vann kan også bidra til økt interesse for vann og vannets betydning i miljøet (Statsbygg, 2004; Lindholm, 2012).

Bruken av åpne overvannsløsninger i områder som er tilrettelagt for lek og rekreasjon medfører at vannkvaliteten blir svært sentral. Anleggene skal ikke utgjøre en fare for omgivelsene, hverken for mennesker eller miljøet, det stilles derfor en rekke krav til disse anleggene. For overvannsdammer er det utarbeidet retningslinjer som skal sikre dette, både når det gjelder utforming og vannkjemiske parametere (Lindholm et al., 2008). Hvor strenge disse kravene er avhenger igjen av hvilke rekreasjonsformål dammen er tenkt å dekke. En tilrettelegging for bading stiller følgelig svært strenge krav til vannkvalitet, mens en andedam ikke vil ha like strenge krav knyttet til seg (SFT, 1997; Lindholm et al., 2008). Den estetiske fremtoningen til en slik dam kan også relateres til vannkvalitet. Det er derfor i mange tilfeller nødvendig med drift og vedlikehold for å opprettholde et tilfredsstillende anlegg (Statsbygg, 2004; Lindholm et al., 2008)

Det er vel kjent at urbant overvann kan transportere en rekke forurensinger (Goonetilleke et al., 2005; Larm, 2012; Lindholm, 2012). Forurensinger avsettes på tette veier, tak og andre tette flater under tørrværsperioder og vil igjen mobiliseres av nedbør og smeltevann. Ved lange tørre perioder kan det avsettes store mengder forurensinger, derfor kan selv små mengder overvann kan være svært forurenset, spesielt ved første nedbørsepisoder etter tørke (first flush) (Goonetilleke et al., 2005).

I urbane områder finnes det mange potensielle forurensningskilder. Veier utgjør en betydelig forurensningskilde i urbane områder. Korrosjonsavfall og forbrenningsprodukter fra kjøretøy og slitasje på veibanen fører til en akkumulering av tungmetaller, miljøgifter, oljerester og partikler. I tillegg har veisalting blitt et stadig økende problem (Turtøymøygard & Akerøy, 2009). Studier har også vist at bidraget fra bygningers tak kan utgjøre en betydelig kilde for organisk karbon og partikler i overvann. Avsetningen på takoverflater er normalt ikke høyere enn på andre overflater, men med tanke på hvor stort areal takoverflater kan utgjøre i urbane områder kan dette være en viktig forurensningskilde. Materialvalg er også viktig da for eksempel takflater av kobber avgir kobber til overvannet (Egodawatta et al., 2012). I tillegg vil menneskelige aktiviteter, avfall og urbant dyreliv bidra med forurensinger som blant annet nitrogen, fosfor, smittestoff. Mange av disse forurensingene er funnet i urbane vassdrag og i flere vannområder er overflateavrenning blitt identifisert som den største bidragsyteren av forurensinger fra diffuse kilder (Solheim et al., 2001).

Fordi overvann potensielt kan inneholde mange forurensinger er det ved mange tilfeller behov for tiltak som begrenser spredningen av disse. LOH muliggjør at man i større grad enn tidligere kan benytte rens tiltak som er tilpasset forurensningsgraden. Dette har medført at naturbaserte renseløsninger har hatt en økning utbredelse både nasjonalt og internasjonalt til behandling av arealavrenning fra landbruk, veier og urbane områder (Lindholm, 2012). Her inngår rensedammer, konstruerte våtmarker, vegetasjonsfiltre og infiltrasjon i jord og andre porøse medier. Naturbaserte renseløsninger er gunstige for behandling av overvann fordi de har stor evne til å håndtere variasjoner i tilførselsmengde og stoffkonsentrasjoner. Riktig utformet kan naturbaserte renseløsninger oppnå god rens effekt for mange forurensinger, men på grunn av lave vintertemperaturer kan rens effekten være variabel. Filtermateriale vil også ha begrenset levetid, men lave investeringskostnader og lavt behov for vedlikehold gjør anleggene likevel kostnadseffektive (Minton, 2005; Kadlec & Wallace, 2009).

Ulempen med disse tiltakene er at de ofte stille store krav til areal noe som kan begrense bruksområdet, spesielt i urbane områder. På en annen side er anleggene multifunksjonelle i den forstand at de i tillegg til å rense forurenset vann også kan ha funksjon som flomvern, fungere som habitater og være positiv estetisk innslag i urbane områder (Lindholm, 2012).

Det er bygget mange overvannsanlegg over hele verden hvor naturbaserte renseløsninger har blitt implementert som en del av anlegget. Et av de største, dyreste og mest kjente anleggene som er bygget i Norge er overvannsanlegget Nansenparken på Fornebu.

Åpen overvannshåndtering var et premiss for utbygningen av Nansenparken. Anlegget er bygget etter prinsippet om en helhetlig overvannshåndtering og er et moderne overvannsanlegg kombinert med urbane blågrønne områder tilrettelagt for rekreasjon. Nansendammen utgjør midtpunktet i Nansenparken og er et sentralt element både i overvannshåndteringen og tilretteleggingen for rekreasjonsaktiviteter. En tilfredsstillende vannkvalitet i Nansendammen er viktig. Det er derfor

bygget et omfattende renseanlegg bestående blant annet av mekaniske rensesteg og biofiltre, som utgjør hovedrensetrinnene i vannbehandlingsanlegget. Overvannsanlegget i Nansenparken ble åpnet for prøvedrift i 2008. Siden den gang har det imidlertid vært problemer med algevekst i vannanlegget og problemer med driften av biofilteret.

Dette er den første masteroppgaven som undersøker biofiltrens funksjonalitet og årsaker til algevekst i overvannsanlegget i Nansenparken.

1.1. Bakgrunn for oppgaven

I løpet av prøvedriften i av vannanlegget i 2008 ble vannkvaliteten i Nansendammen overvåket. Denne overvåkingen viste at fosforinnholdet (P) lå under $7 \mu\text{g P/l}$, med noen få unntak (Borgejordet, 2009). Dette tilsvarer «svært god» vannkvalitet ifølge SFTs klassifikasjonsveileder (SFT, 1997). Til tross for dette var det allikevel stor vekst av fastsittende grønne trådalger (bilde 1A og bilde 1B). Grønnalger trives ved lavt innhold av næringsstoffer og brukes ofte som en indikasjon på at vannet er rent. Algeveksten ble derfor vurdert som en naturlig utvikling i det akvatiske økosystemet, og det var forventet at algeveksten skulle avta gradvis i løpet av 3-4 år når økosystemet i dammen hadde fått tid til å stabilisere seg (Borgejordet, 2009).



Bilde 1: Bilde A viser algevekst ved et av vanninntakene til pumpehuset, mens bilde B viser algevekst i vannkanalen (Foto: Kim Paus)

Veksten av grønnalger var også betydelig i 2009. Det ble da lagt ned en betydelig innsats for å utbedre dette, slik at anlegget skulle få et tilfredsstillende estetisk utseende. Algene ble fjernet manuelt, ved bruk av ljà og oppsuging (Borgejordet, 2010a; Gylseth, 2011).

I 2010 ble overvannsanlegget satt på sin første virkelig store prøve. I forbindelse med Melodi Grand Prix på Fornebu ble gressarealene med avrenning til Nansendammen maskinelt gjødslet. Dette førte til at betydelige mengder med gjødsel fant veien til vannanlegget. Analyser av P-innhold i vannkanalen etter gjødslingsuhellet viste P-konsentrasjoner som var inntil 50 ganger høyere enn analysene gjort av vannet i Nansendammen i 2008. Økningen i vannanleggets P-innhold resulterte i en voldsom algevekst (bilde 2). Algeveksten i løpet av forsommeren var så ekstrem at alle tiltak for å

fjerne algene ble satt på vent inntil algeveksten stagnerte. Vannkanalen ble senere drenert slik at algemassen tørket og deretter brent med propan slik at algerøttene døde ut (Borgejordet, 2010a).



Bilde 2: Viser algevekst i nedre del av vannkanalen i etter gjødslingsuhellet i 2010 (Borgejordet, 2010)

På grunn av algeveksten har det blitt stilt spørsmål ved hvorvidt biofiltrene har fungert i henhold til intensjonene (Borgejordet, 2010a; Gylseth, 2011). Undersøkelser av biofiltrene i 2008 indikerte at disse hadde en gjennomsnittlig renseseffekt på 77 % for total P (tot-P), noe som var lavere enn forventet. Dette ble forklart med redusert drift av biofiltrene og mangel av planter på filteroverflatene (Paus, 2008; Borgejordet, 2010a). Det var forventet at planteveksten ville være hemmet de første 2-3 årene på grunn av substratet og lavt næringsinnhold i tilførselsvannet (Bjørbekk & Lindheim et al., 2005).

Fordelingen av vann over filteroverflaten har også vært dårlig, de fleste plantene som ble plantet i filteret våren 2008 døde av uttørking i løpet av sommeren (Paus, 2008). Filtrene ble replantet i 2009 og vannfordelingssystemet ble justert. Dette førte ikke til vesentlig forbedring i vannfordelingen. Vannet strømmet fortsatt ned i filteret rundt fordelingspunktet slik at kun en liten del av filteret ble utnyttet (Borgejordet, 2010a; Gylseth, 2011). På grunn av tørkestress ga replanting på filteroverflaten våren 2009 kun en dekningsgrad på ca. 20 % høsten 2011 (Gylseth, 2011).

Bioforsk ble engasjert for å vurdere biofiltrenes funksjonsdyktighet i 2011. Vurderingen ble gjort ved gjennomgang av eksisterende dokumentasjon og ved befarings i Nansenparken. Bioforsk konkluderte med at designet av filteret gav liten fordeling av vannet på filterets overflate, og at vannet sannsynligvis strømmet mettet gjennom en liten del av filteret rundt fordelingspunktet. Dette gir lav renseseffekt og medfører at plantene ikke blir tilført tilstrekkelig med vann. Konklusjonen fra denne undersøkelsen var at biofiltrene ikke var funksjonsdyktige og ikke kunne gi vannet i Nansendammen en god filtrering (Mæhlum, 2011).

Som et resultat av denne rapporten ble det besluttet å gjennomføre en grundigere undersøkelse av biofilterets funksjonalitet og hvorvidt biofilteret vil kunne bidra til redusert algevekst i vannanlegget. Det ble i tillegg besluttet at biofilteret skulle replantes og at det skulle testes ut ulike vannfordelingsanordninger på biofilteret.

1.2. Problemstilling

Formålet med denne masteroppgaven er 2 deler og søker å besvare følgende problemstillinger:

Del 1: Vurdere vannkvalitet og årsaker til algevekst:

- Hvor forurenset er vannet i Nansendammen?
- Hvilke faktorer forårsaker uønsket algevekst i Nansendammen og vannkanalene?
- Forslag til tiltak som kan iverksettes for å redusere algeveksten i Nansendammen og vannkanalen.

Del 2: Vurdere biofiltrenes funksjonalitet og hvorvidt de endringene som er gjort på filteret i 2012 sesongen har hatt ønsket virkning.

- Hvilken renseseffekt kan man forvente av biofiltrene?
- Hvilken betydning har gjennomførte endringer hatt på biofilterets funksjon?
- Vil biofilteret som rensesiltak være tilstrekkelig for å hindre algevekst i vannanlegget?
- Forslag til tiltak som kan iverksettes for å utbedre biofiltrenes funksjonalitet.

2. Områdebeskrivelse

2.1. Nansenparken

Fornebu ligger rett utenfor Oslo sentrum på en halvøy i Oslofjorden. I 60 år var dette tilholdsstedet til Norges hovedflyplass, Oslo Lufthavn Fornebu. I 1998 ble luftfartsvirksomheten på Fornebu avviklet etter åpningen av Oslo Lufthavn Gardermoen. Dette frigjorde et område på 3,1 km² som skal utvikles til en ny bydel. Bydel Fornebu er et av Norges største eiendomsutviklingsprosjekter og skal resultere i 6000 nye boliger og 20000 nye arbeidsplasser (figur 1). Som et ledd i disse planene står overvannshåndteringen sentralt.



Figur 1: Utbyggingsplasser Fornebu, med Nansenparken i midten (Statsbygg, 2004).

Bærum kommune og utbyggerne ønsket en helhetlig overvannshåndtering, som i tillegg skulle danne en basis for lek og rekreasjon på Fornebu. Disse planene omfattet hele Fornebu. Nansenparken beliggende midt på halvøyen skulle være det sentrale elementet hvor overvannet skal utnyttes som den ressursen det er (Statsbygg, 2004).

2.2. Nansendammen

Nansendammen er midtpunktet i Nansenparken og er utformet med en stram urban østside og en naturlig sjøliggende vestside (bilde 3). Nansendammen har et overflateareal på ca. 6.500 m² og et volum på ca. 9.000 m³, fordelt på to bassenger. Innløpssonen med et overflateareal på ca. 1.500 m² ligger 0,25 m over hovedbassenget, som har et overflateareal på ca. 5.000 m². Hovedbassenget har en maksimal dybde på 2,2 m og en gjennomsnittsdybde på 1,5 m. Dammen er utformet med en 1,5 m bred gruntsone med dybde på 0,20 m rundt hele dammen. Siden Nansendammen er en konstruert dam, er gruntsone et sikkerhetstiltak og en forutsetning for at det ikke oppføres fysiske barrierer som begrenser adgangen til anlegget (Bjørbekk & Lindheim et al., 2005).



Bilde 3: viser Nansendammen. Terskelen som deler øvre og nedre basseng kan sees i midten av bilde, mens Festplassen vises til høyre i bilde.

Nansendammen ligger åpent i landskapet i slakt et terreng og det er lite vegetasjon eller andre elementer som skjermer mot solinnstråling og vindpåvirkning. Nansendammen er grunn (maks dyp 2,2m). Dette gjør at vind av en viss styrke kan blande om vannmassene i tillegg vil det klare vannet gjøre at sollys når bunnen av bassenget. Værforhold har således en stor påvirkning på vanntemperatur og andre prosesser i dammen.

Årlig tilførsel til Nansendammen fra avrenningsområdet er beregnet til 4.350 m^3 . Det er omlag samme vannmengde som forventet å fordampe fra dammen i løpet av et år. Ved kraftig fordampning tillates vannstanden å synke med 0,15 m, som gir et volumtap på 900 m^3 . Synker vannstanden under det definerte minimumsnivået, dekkes vannunderskuddet ved at grunnvann pumpes opp fra grunnvannsbrønner nedstrøms Nansendammen. Ved kraftig nedbør tillates vannet kortvarig å stige med 20 %, noe som gir et fordrøyningsvolum på 1.200 m^3 . Ved 10- og 20 årsflommen vil overvannet ledes ut mot åpne permeable arealer i grus og gress som ellers har funksjon som leke og oppholdsarealer. Disse områdene vil tørke opp etter noen timer (Bjørbeek & Lindheim et al., 2005).

2.2.1. Oppholdstid og sirkulert vannmengde

Vannvolumet i Nansendammen, inkludert innløpssonen er 9000 m^3 . Sammenlignet med innsjøer er dette volumet lite. Ytre påvirkninger med nedbør og avrenning fra nedbørsfelt vil fort kunne medføre endringer i vannkemi i dammer med lite volum (Kalff, 2002). Den forventede avrenningen til og evaporasjonen fra dammen, er begge beregnet til 4.350 m^3 . Dette tilsier i praksis at

vannutskiftingen vil skje i form av tilrenning og fordampning. Vann vil dermed kun renne ut av dammen i perioder med store nedbørmengder. Selv uten fordampning ville den teoretiske oppholdstiden vært i overkant av 2 år. Noe som er svært lang tid for en dam av denne størrelsen.

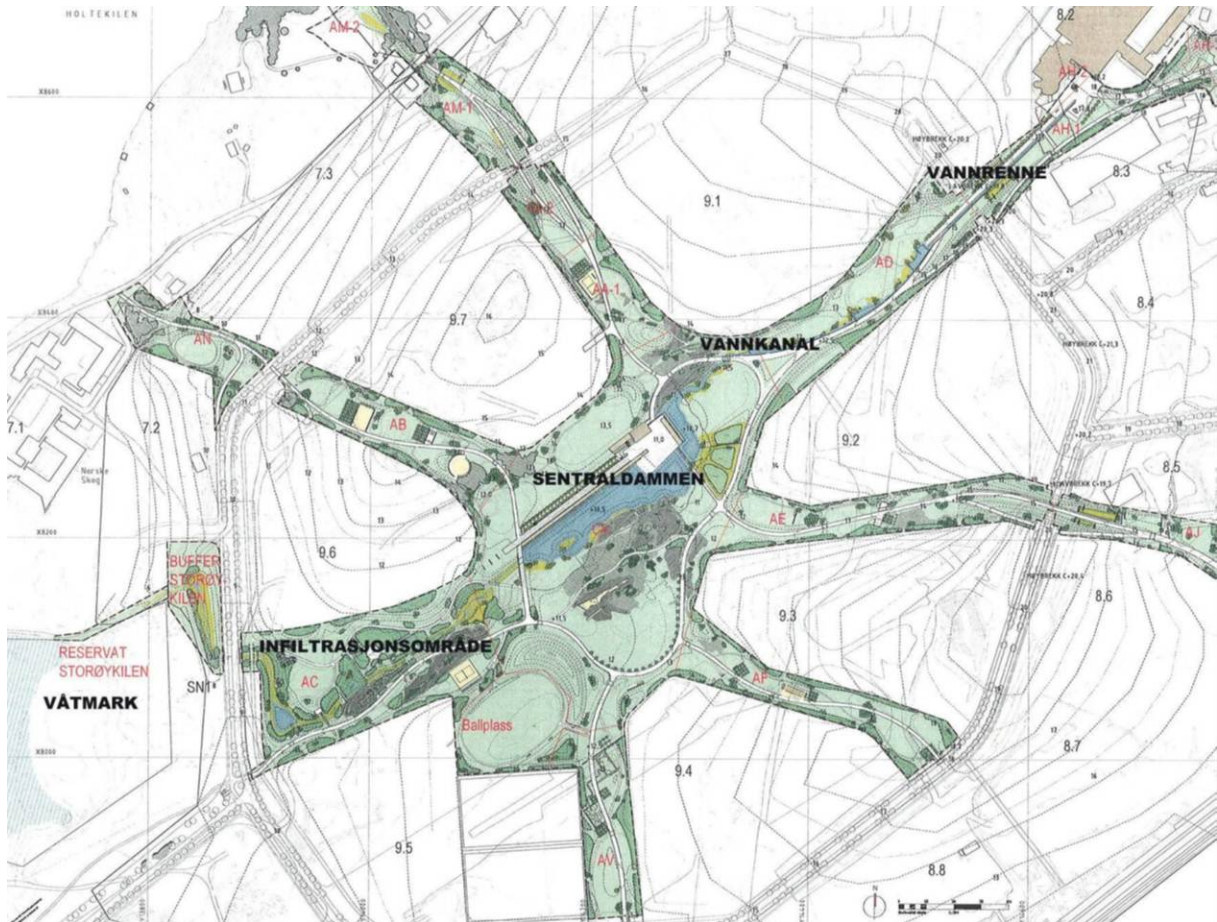
Lang oppholdstid tilsier at svært lite av næringsstoffene vil transporteres ut fra dammen og at de vil bli oppkonsentrert i vannanlegget. Over tid er selvrensingsprosessene i dammen ikke tilstrekkelig for omsetning av næringsstoffer. Noe som vil medføre akkumulering over tid i dammen. I vannforekomster som tilsvarer dette vil fraksjonen av løste stoffer i vannfasen styres av interne prosesser. Disse inkluderer biologiske prosesser som primærproduksjon, opptak av sekundærarter, ekstretasjon, nedbrytning og fysiske prosesser som sedimentasjon og frigivelse fra sediment (Kalff, 2002). I Nansendammen hvor det er et omfattende vannbehandlingsanlegg, vil det være en ytterligere faktor som styrer næringstilgangen.

Sirkulasjonen i av vannet i anlegget er imidlertid høy. Dersom pumpen til tårnplassen, to av tre biofiltre samt installasjonen for vannlek er i drift, samt at alle pumper yter full teoretisk kapasitet (10 l/s) vil sirkulert vannmengde være 40 l/s. Dette vil gi en sirkulasjonstid for vannet i anlegget (9000m³) på ca. 62,5 timer. Mikrosilen er kun ment å være i drift når turbiditeten er høy, men dette vil korte ned sirkulasjonstiden ytterligere. Høy sirkulasjon av vannmassene fører til en utjevning av vannkvaliteten i anlegget. I tillegg, vil vannfall ved terskler og kunstneriske innslag i vannrennen øke turbulensen og lufte vannet, og gi en økt innblanding av oksygen i vannet (Ødegaard, 2012). Det er ikke montert pumper som sørger for sirkulasjon av vannet om vinteren. Vannet i Nansendammen er dermed stagnerende i 5-6 måneder når vannanlegget vinterstegnes (oktober/november – april) (Borgejordet, 2008). Tilgangen på oksygen kan derfor være begrensende og utlekking av P fra sedimentet kan forekomme dersom nedbrytningen er høy (Kalff, 2002).

I vannkanalen er det en pumpe med en teoretisk kapasitet på 10 l/s som sørger for vanntilførsel. Det foreligger ikke noe estimat på vannvolumet lagret her og det er dermed ikke mulig å si noe om den teoretiske oppholdstiden til vannet i kanalen. Trolig er det kun noen få timer. Oppholdstiden til rennende vann kan være svært varierende fra parti til parti. Dette fordi vannet kan bli fanget i bakevjer, hvor oppholdstiden er betraktelig lenger (Allan & Castillo, 2007). Det er ikke foretatt noen vurdering av strømningsforholdene i disse partiene i denne oppgaven, men utformingen av vannkanalen tilsier at bakevjer vil forekomme.

2.2.2. Nedbørsfeltet

Avrenningsområdet som forsyner Nansendammen har et areal på ca. 380.000 m². Dette arealet fordeler seg på ca. 71 % bebygde og planlagt utbygde arealer, mens det resterende er grøntarealer (figur 2). En mindre andel av det planlagt utbygde arealet er allerede bebyggt, anslagsvis var 26 % av de planlagt utbygde arealene ferdigstilt ved utgangen av 2012 (inkludert skolebygninger og samt indre ringvei) (Statsbygg, 2004).



Figur 2: Nansenparken omsluttet av Indre ring, viser Nansendammen i midten og de grønne korridorene som leder overvannet fra de hvite utbyggingsområdene. Til venstre i bilde er våtmarken i Storøykilen naturreservat som er resipient for overvannet (Bjørbekk & Lindheim et al., 2005).

Overvannet fra de omkringliggende utbyggingsområdene skal føres ut i grønne korridorer eller i åpne kanaler i parken. Disse har en helning på 1-2 % mot Nansendammen, som utgjør midtpunktet i parken (Bjørbekk & Lindheim et al., 2005). I utbyggingsområdene skal vannet ledes via fordrøyning i åpne kanaler for å utjevne vannstandsvariasjonene i Nansendammen. Dersom det er fare for at overvannet blir forurenset i disse områdene, er hensikten at rensiltak skal iverksettes før det ledes ut i grøntkorridorene (Statsbygg, 2004). For eksempel vil avrenningen fra Indre Ring (veinettet som går rundt Nansenparken, veien blir ikke saltet) ledes i lukkede ledninger til sandfiltre før det ledes inn til vannveiene i parken. Sandfiltrene er utformet som vegetasjonssoner, hvor overvannet ledes via overflaten og renner vertikalt gjennom det underliggende filteret (Bjørbekk & Lindheim et al., 2005).

Det er også bygget et begrenset overvannsnett i parken. Dette er gjort for å håndtere drensvann fra områder hvor overvannet ikke kan ledes på overflaten, som for eksempel fra kjellere, brannkummer, nedkjøringsramper til parkeringshus etc. Overvannsnettet leder vannet via et sandfilter videre til infiltrasjonsområdet nedstrøms Nansendammen.

2.2.3. Forurensningskilder

Nansendammen mottar tilførsler fra boligområdene rundt, samt veiavrenning fra indre ringvei. Frem til nå er få av boligområdene utviklet, så tilførslene av vann og forurensinger vil øke i takt med utbygningen. Tabell 1 viser gjennomsnittlige konsentrasjoner av fosfor (P), nitrogen (N) og totalt organisk karbon (TOC) i avrenningsvann fra forskjellige arealer. Både små veier og tettbygde boligområder kan tilføre betydelig med næringsstoffer. Avrenningskoeffisienten, andelen av avrenningsvannet som ikke vil infiltrere, er langt høyere for tette flater som veier enn for ett gjennomsnittlig tettbygde område. Tettheten av veier er derfor avgjørende for mengden næringsstoffer som tilføres til Nansendammen. I 2012 er tilførslene fra utbyggingsområdene mer sammenlignbare med forventet avrenning fra parkområder enn tettbygde boligområder. Noe som betyr at både forventet avrenning og næringsstoff tilførsler er lavere enn det som kan forventes i fremtiden.

Tabell 1: Viser gjennomsnittlige konsentrasjoner av P, N og TOC i avrenning og avrenningskoeffisienter basert på arealbruken i området. Verdiene er hentet fra Larm (2012) og avrenningsmodellen StormTac.

	Avrenningskoeffisient	P [$\mu\text{g/l}$]	N [$\mu\text{g/l}$]	TOC [mg/l]
Veier med mindre årsdøgntrafikk (ÅDT < 5000)	0,85	140	1650	21
Tettbebygde bolig områder	0,32	250	1600	20
Sentrumsområder	0,70	280	1900	24
Parkområder	0,18	120	1200	8

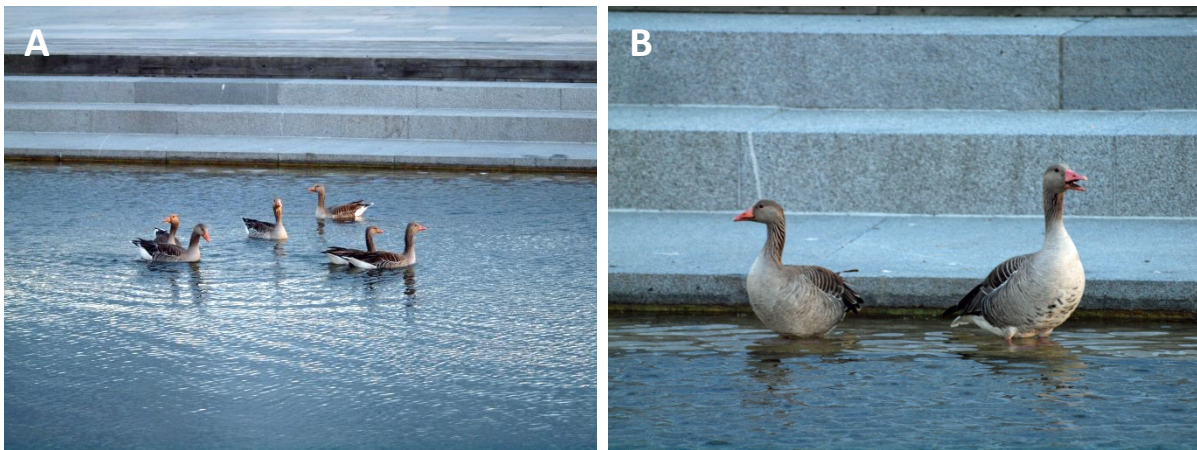
Forurensingstilpasset behandling av vannet før det ledes inn i vannveiene som leder til Nansendammen, samt at smeltevann fra parkeringskjellere ledes utenom Nansendammen, er viktig for å begrense tilførslene av næringsstoffer til Nansendammen. Dermed er det grunn til å tro at avrenningsvannet som tilføres Nansendammen har lavere konsentrasjon av næringsstoffer enn de verdier oppgitt i tabell 1.

Gressarealene i Nansenparken utgjør et forholdsvis stort areal og er en potensiell forurensningskilde. Forventet avrenning fra parkområder er imidlertid lav. Dette fordi mye av vannet vil infiltrere og ikke renne av på overflaten (tabell 1). Avrenning fra gressarealer skjer normalt kun når nedbørmengdene er store, slik at tilførslene er sjeldnere enn fra bebygde flater (Lindholm et al., 2008). Tilførslene fra gressarealene er imidlertid avhengig av næringsinnholdet i jorden og næringsstoffer som er akkumulert på overflaten. Gjødslingsuhellet i 2010 viste betydningen av dette. Konsentrasjonen av P i Nansendammen økte fra 7 $\mu\text{g/l}$ til omtrent 350 $\mu\text{g/l}$ (Borgejordet, 2010a). All gjødsling av arealene rundt parken er nå avsluttet (Bjørge Eriksen pers.med 2013).

Etter at flyplassdriften ble avsluttet ble jordmassene fjernet og behandlet. Jorden som er tilført i ettertid har et lavt innhold av P (Hansen, 2006). Dette tilsier at jorden i seg selv ikke vil være noen

betydelig kilde. Slak helning (< 2 %) på gressarealene ned mot Nansendammen og filtreringseffekt av gresset vil også begrense tilførselene av partikulære forurensninger til Nansendammen, dersom ikke nedbørsmengdene er høye over lengre perioder.

På gressarealene vil også akkumulerte forurensninger forårsaket av menneskelige rekreasjonsaktiviteter, som blant annet hundelufting, og urbant dyreliv være en potensiell forurensningskilde. Forurensningene forårsaket av mennesker har trolig mindre betydning enn forurensninger fra urbant dyreliv. Dette fordi Nansenparken er et yndet sted for vannfugl. I løpet av 2012 sesongen var det blant annet en bestand på 10-15 grågås som benyttet seg av parken på kveldstid (bilde 4a og bilde 4b). Ekskrementer fra fuglene på gressarealene kan være en betydelig kilde for næringsstoffer, spesielt i «first flush» situasjoner. Ekskrementer fra vannfugl på festplassen vaskes regelmessig bort. For å hindre at dette tilføres Nansendammen blir dette sugd opp og ledet til spillvannsnett (Bjørge Eriksen, pers.med. 2013).



Bilde 4: Viser grågås som oppholder seg i innløpssonen. Bildene er tatt kveldstid i uke 23 (2012).

Hansen (2006) har gjort beregninger av potensielle tilførsler av P fra ender. Fra disse beregningene ble det anslått at P tilførselen vil være ca. 15 g pr. døgn dersom 20 ender oppholder seg i anlegget til enhver tid. Tilsvarende vil 50 ender i dammen gi en P tilførsel på 37 g pr. døgn. Basert på observasjoner gjort i 2012, vil trolig det siste estimatet for fuglebestand i Nansenparken være det mest korrekte. Bilde 5 er tatt rett etter isgang i 2013, men viser et vanlig syn i vannanlegget. Dette indikerer at vannfugl som P kilde er betydelig, noe som vil gi Nansendammen er kontinuerlig tilførsel av næringsstoffer. Vannfugl vil i tillegg være en betydelig kilde til patogener i vannet.



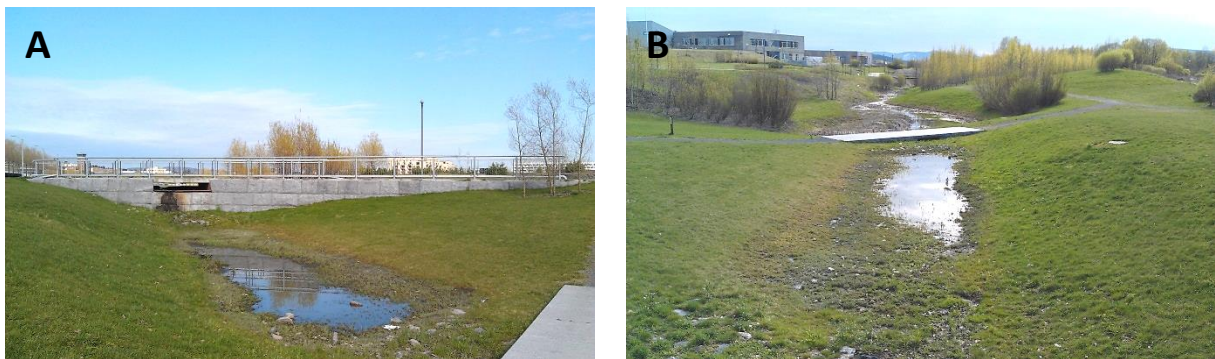
Bilde 5: viser måker som oppholder seg langs kanten av hovedbassenget i Nansendammen. Bilde er tatt rett etter isgang i mai 2013. Bestanden er representativ for observasjonene gjort i 2012.

Det er få busker og trær som ligger i direkte kontakt med vannanlegget. Selv om dette vil kunne bidra med noe løv og andre planterester til vannanlegget, vil vegetasjonen bidra til fjerning av næringsstoffer i form av opptak. I tillegg vil mye av løvet samles på overflaten og fjærens mekanisk avtrapperisten i pumpehuset.

For å opprettholde et stabilt vannspeil, blir det pumpet grunnvann til Nansendammen. Betydning av denne kilden avgjøres av grunnvannets kjemiske sammensetning. Det er ikke gjort vannkjemiske analyser av grunnvannet i 2012, men analyser fra 2005 viser at grunnvannet inneholder 10-20 $\mu\text{g P/l}$. Det er et beregnet behov for tilførsel av 50 m^3 grunnvann til Nansendammen årlig for å opprettholde vannspeilet. Basert på de vannkjemiske analysene fra 2005 tilsvarer dette en tilførsel på 0,5-1,0 kg P pr. år. Selv om grunnvannet er en kilde til P er den å betrakte som liten.

2.2.4. Resipient

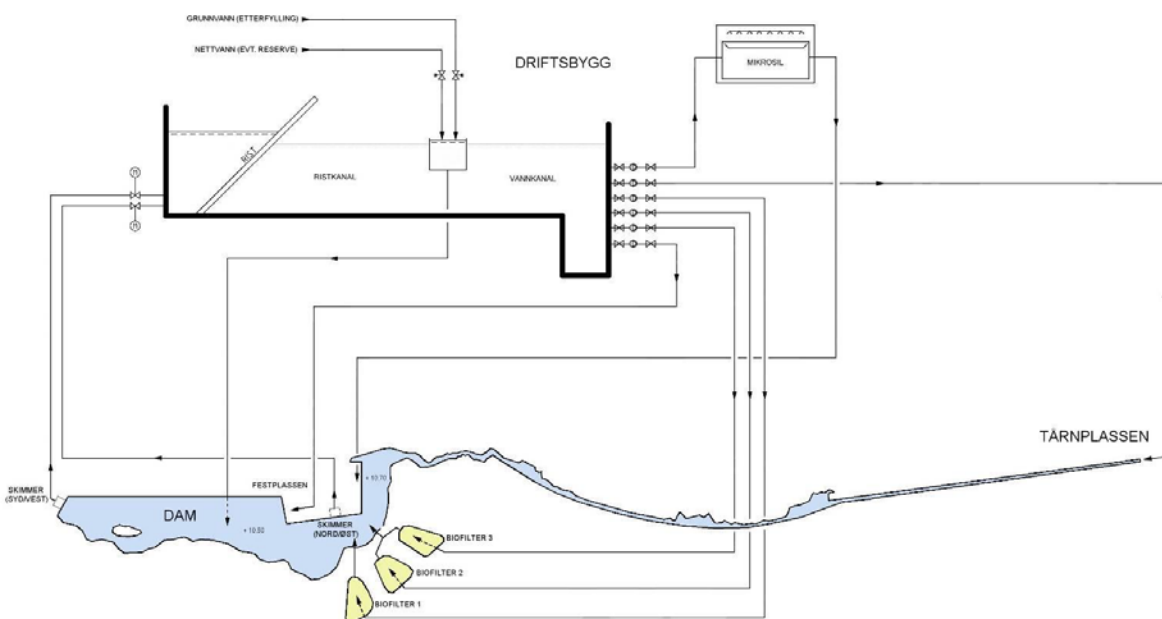
Fra Nansendammen ledes vannet via bekkedrag til resipienten som er naturreservatet Storøykilen. I deler av bekkedraget er terrenget senket slik at grunnvannsspeilet ligger åpent i dagen. De små dammene, som er blitt til på grunn av disse forsenkningene, har utviklet seg til områder hvor naturlig våtmarksvegetasjon kan etablere seg. Bekkedraget fungerer også som et infiltrasjonsområde, og det er bygget terskler for å holde tilbake overvann og sikre optimal mulighet for infiltrasjon. Tersklene er utformet slik at det er mulighet for tilbakeholdelse av 1000 m^3 overvann over et infiltrasjonsareal på ca. 3.600 m^2 . En av funksjonene til Nansendammen er å opprettholde vannbalansen i området. Tilbakeføring av vann til grunnvannet sikres gjennom infiltrasjon av overvann, slik at grunnvannstanden opprettholdes og kildene i våtmarksområdet ved Storøykilen bevares (Bjørbekk & Lindheim et al., 2005).



Bilde 6: Bilde A viser damkronen og utløpet til bekkeområdet/infiltrasjonsområdet. Bilde B viser bekkeområdet/infiltrasjonsområdet. Tersklene som skal holde tilbake vannet og øke infiltrasjonen kan sees i midten av bilde B.

2.3. Vannbehandling

De første årene anlegget er i drift er det beregnet at vanntilførselen er lav siden få av utbyggingsprosjektene rundt Nansenparken er påbegynt. For å sikre en tilfredsstillende vannkvalitet i overvannanlegget og i Nansendammen er det derfor iverksatt en rekke tiltak. Figur 3 viser flytskjema for vannbehandlingsanlegget i Nansenparken.



Figur 3: Flytskjema for vannbehandlingsanlegget i Nansenparken (Paus, 2008).

Et av tiltakene er som tidligere nevnt tilførsel av vann fra grunnvannsbrønn, som skjer med tilførsel av vann til driftsbygningen hvor det blir pumpet videre ut i anlegget. I sommerhalvåret vil vann fra Nansendammen bli pumpet til Tårnplassen, hvor det vil renne tilbake til dammen gjennom vannkanalen (bilde 7A og bilde 7B). Dette har som hensikt å øke sirkulasjonen i vannmassene og dermed sikre tilførsel av oksygen til Nansendammen (Bjørbekk & Lindheim et al., 2005).



Bilde 7: Viser hovedkanalen som sørger for sirkulasjon i vannmassene i Nansendammen. Bilde A viser øvre del av kanalen der vannrennen møter vannkanalen, mens bilde B viser utløpet fra vannkanalen til øvre basseng i Nansendammen.

I hver ende av Nansendammen er det vanninntak til driftsbygningen. Hvilket av disse som benyttes avgjøres av vindretningen. På den måten kan suspenderte partikler, frittflytende alger og søppel blir fjernet fra dammen ved bruk av trapperist og mikrosil installert i pumpehuset. Mikrosilen er kun i drift når turbiditeten i vannet blir for høy og er dermed viktig for å opprettholde siktedypet i Nansendammen (Bjørbekk & Lindheim et al., 2005).

Hovedrensetrinnet i overvannsanlegget skjer ved filtrering av vannet i biofiltre lokalisert nordøst for Nansendammen (bilde 8). Det er anlagt parallelle biofiltre med lik utforming, disse er konstruert for å redusere mengden av næringsstoffer og organisk stoff fra Nansendammen i sommerhalvåret, april til oktober/november. Biofiltrene blir forsynet med vann fra Nansendammen via driftsbygningen og vannet ledes tilbake i innløpssonen slik at vannet i Nansendammen er i kontinuerlig sirkulasjon (Bjørbekk & Lindheim et al., 2005).



Bilde 8: Viser et av våtmarksfiltrerene, Nansendammen kan sees i bakgrunnen.

2.4. Biofiltrerene

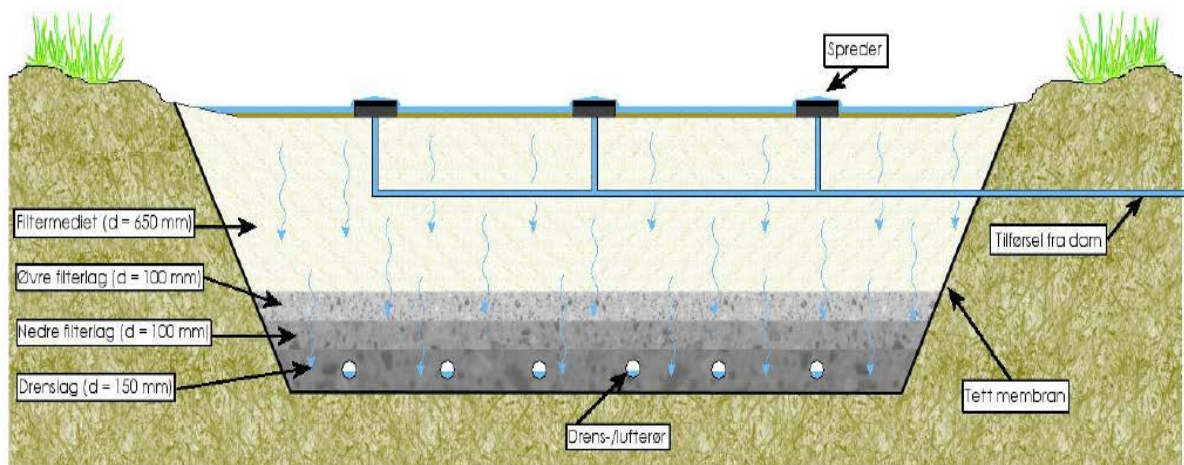
2.4.1. Utforming av biofiltrerene våren 2012

Biofiltrerens oppbygning er beskrevet i forprosjektet for Nansenparken av Bjørbekk & Lindheim et al. (2005) og i en prosjektoppgave av Paus (2008). I denne beskrivelsen er det tatt hensyn de endringer som er gjort i etterkant slik at biofiltrerene er beskrevet slik de fremstod våren 2012.

Biofiltrerene er utformet som våtmarksfiltrer med overflateareal på ca. 330m² og en dybde på 1m. De ligger nedsenket i terrenget omgitt av voller med høyde på 20 til 25 cm. For å hindre inntrengning av fremmedvann og tap av vann fra filteret til omgivelsene er filtrerene bunn- og sidetettet med en vanttett membran. Overflaten er i flere omganger tilplantet med våtmarksvegetasjon, men dekningsgraden på biofiltrerens overflate er lav og var mindre enn 15 % ved sesongstart 2012.

Vannet tilføres på overflaten og strømmer vertikalt gjennom filtermediet. Dette baserer seg på samme prinsippet som vertikalt strømmende konstruert våtmarker (VFCW). Tilførselen av vann til ett filter skjer via tre tilløpspunkter på filteretes overflate. Vannet har på forhånd gjennomgått et mekanisk rensetrinn i pumpehuset, hvor grovmateriale fjernes ved med trapperist. Tilløpspunktene er lokalisert slik at hele filterets overflate er forsøkt utnyttet. Videre er tilførselsarrangementene

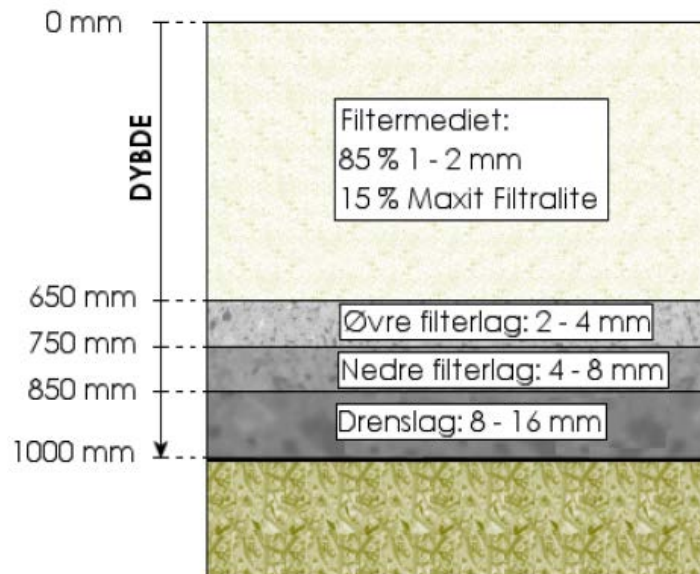
påmontert dyser, som struper vanntilførselen, slik at de fremstår som fontener. Som vist på figur 4 er tilførselsrøret er plassert i midten av en betongplate, som utover å fungere som forankring også hindrer erosjon rundt tilløpspunktet. Dysene er ikke en del av det opprinnelige designet men påmontert i 2011 i et forsøk på å forbedre vanntilførselen til filteret.



Figur 4: Prinsippskisse av biofilterens oppbygning. Vannet fordeles på overflaten og infiltrerer vertikalt gjennom filtermediet til dreneringslaget i bunnen av filteret (Paus, 2008).

Vannet fordeles på overflaten ved å renne utover fra tilløpspunktene. Fordelingen av vannet på filterets overflate var forventet å forbedre seg etter noen sesongers drift. Opprinnelig var det tenkt at akkumulering av suspendert stoff og dannelse av biomatte, bestående av biofilm og organisk materiale, ville redusere filterets permeabilitet og dermed infiltrasjonsevne. Denne reduksjonen i infiltrasjonsevne var tenkt så omfattende at det skulle dannes stående vann på overflaten i driftsperioden, noe som skulle bidra til at hele overflatearealet ble utnyttet. Antagelsen var at dette over tid ville føre til at hvert tilførselspunkt dekket 50-100m² av filterets overflate.

Som vist på figur 5 er biofiltrene konstruert med fire lag som er lagt direkte på hverandre uten noen form for geo-tekstiler mellom filterlagene. Filtermediet består av 85 % spesialsand med kornstørrelse 1-2 mm og 15 % av svakt kalkholdig Maxit Filtralite MC 2,5 - 4,0 mm (Weber Norge, 2013). Spesialsanden består av 44 % plagioklasfeltspat, 34 % kvarts, 17 % kalifeltspat, 2 % glimmer, 2 % amfibol og 1 % kloritt. Innholdet av organisk materiale er mindre enn 1 % (Woldstad Sandforetning AS, 2007).



Figur 5: viser lagdelingen til filtermediet (Paus, 2008).

Perforerte rør i dreislæget leder vannet til utløpskummen, hvor vannet renner ved selvføll til øvre basseng/innløpssonen (figur 4). Vannstandsni vået i filteret kan justeres etter behov, utløpsrøret utformet med et L-formet rør som kan heves og senkes. Dette muliggjør drenering av filtermediet og støttelagene samt umettet drift. Utløpsrøret kan justeres opp slik det dannes et vannspeil 100 mm over filterets overflate, noe som gir mulighet til å sikre planterøttene tilstrekkelig tilgang på vann i en etableringsfase.

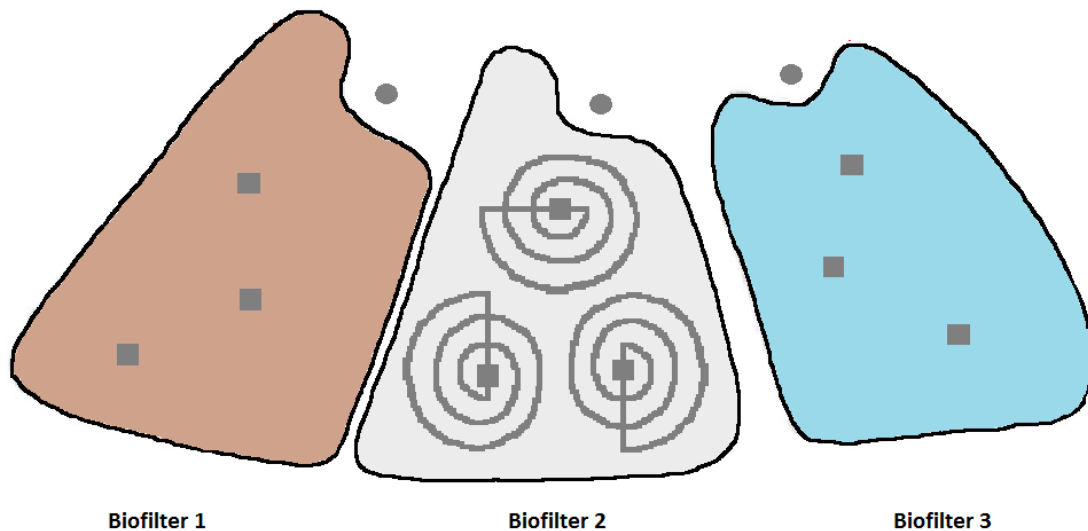
Drenerørene har også funksjon som nødoverløp og lufteør. Rørene er ført opp til overflaten i bakkant av filteret, dette muliggjør passiv transport av overflateluft og tilførsel av oksygen til filterets nedre lag. Nødoverløpet/lufteventilene er plassert 100-150 mm over filterets overflate. Dette hindrer oversvømmelse dersom infiltrasjonskapasiteten reduseres og vannivået skulle stige for høyt over filteroverflaten.

2.4.2. Endringer gjort på biofiltrene i 2012 sesongen

Bioforsk foreslår i sin rapport en del tiltak som kan forbedre vannfordelingen og vekstvilkårene til plantene i biofilteret. I samråd med utbygger, anleggseier og Bioforsk ble det besluttet at følgende endringer skulle gjøres i løpet av sesongen 2012.

- Biofilter 1: Det tilføres et organisk sjikt av Oslotorv på overflaten, utløpsrøret justeres til laveste nivå slik at biofilteret driftes umettet.
- Biofilter 2: Det anlegges et nytt fordelingsarrangement (spiraler) som sikrer fordelingen over hele filteroverflaten, utløpsrøret justeres til laveste nivå slik at biofilteret driftes umettet.
- Biofilter 3: Ingen endringer i design, men utløpsrøret heves slik at det dannes et vannspeil over filterflaten.

Figur 6 viser hvordan en oversikt over biofiltrene og de endringer som ble gjennomført i driftssesongen 2012. Tiltaket i biofilter 1 ble gjennomført før driftssesongen, mens tiltakene i biofilter 2 og 3 først ble gjennomført i uke 36. Frem til uke 36 ble alle biofiltrene driftet mettet, med vannvået justert slik at det stod 5 – 15 cm under filterflaten.



Figur 6: Viser prinsippskisse for vannfordelingen på biofiltrenes overflate.

2.4.3. Renseprinsipper

Hensikten med biofiltrene er å gi en langsom, vertikal og aerob filtrering av vannet gjennom et beplantet filtermedium. Biofiltrene er tenkt å fungere etter følgende renseprinsipper (Atlelier Dreiseitl, 2005; Borgejordet, 2010b):

- Sorpsjon av P med binding til Filtralite
- Retensjon av partikulært materiale ved fysisk filtrering (straining) i filtermediet
- Opptak av næringsstoffer i planter og mikrobielbiomasse
- Mikrobiell omdanning og nedbrytning

2.4.3.1. Sorpsjon

Sorpsjon er en fellesbetegnelse for adsorpsjon og absorpsjon. Adsorpsjon er binding til partikler og mineraler i filtermediet og en prosess som skjer raskt forutsatt at vannet er i kontakt med filtermediet. Absorpsjon er en prosess hvor de løste stoffene i vannet trenger inn i partikler ved diffusjon. Diffusjon er en prosess som skjer tar lengre tid og krever at oppholdstiden for vannet i filteret er lang (Dunne & Reddy, 2005).

Filtermediets evne til retensjon ved adsorpsjon avhenger i stor grad pH i vannet. Ved et bestemt punkt, nullladningspunktet, pH_0 , er det likevekt mellom positive og negative overflateladninger. Ved pH lavere enn pH_0 vil det være en overvekt av protonerte overflater og andelen av Fe og Al ioner i filtermediet vil forekomme med positive ladninger (VanLoon & Duffy, 2011). Dette vil begrense filterets evne til å binde positivt ladede ioner slik som løst P (Dunne & Reddy, 2005). Ved pH over pH_0 vil overflateladningene primært være negativt ladet fordi mineralene er deprotonerte, og filtermediet vil ha økt evne til retensjon ved adsorpsjon. I de fleste naturlige systemer vil en pH_0 være tilnærmet pH 7, men i naturlige kolloider av aluminium (Al) og jern (Fe) kan pH_0 være henholdsvis pH 5-9 og pH 6,5-9 (VanLoon & Duffy, 2011).

Løseligheten til P er høyest under ved lav pH og lav Eh (redokspotensialet). Under reduserende/anaerobe forhold vil løseligheten av P øke, primært på grunn av reduksjon av Fe-fosfater. For P bundet til Al har redoksforholdene liten betydning, dette fordi Al det ikke endrer oksidasjonsstadium (Dunne & Reddy, 2005). Det er derfor viktig at et tilstrekkelig oksygeninnhold opprettholdes for å hindre frigivelse av P bundet til Fe.

Filtermediets sorpsjonskapasitet er i tillegg en funksjon av konsentrasjonen i bundet til filtermediet og konsentrasjonen i vannet. Sorpsjonsisotermer angir den maksimale konsentrasjonen et medium kan binde ved gitte konsentrasjoner i vannet. Tilgjengelige bindingsplasser vil fylles opp etterhvert som filteret mottar tilførsler av P. Sorpsjonen av disse stoffene vil fortsette til det enten ikke er flere tilgjengelige plasser tilgjengelig eller til konsentrasjonen av P bundet til filtermediet er i likevekt med konsentrasjonen av P i vannet (Dunne & Reddy, 2005). I risteforsøk med Filtralite-P kommer dette tydelig frem. Hvor sorpsjonskapasiteten for Filtralite-P var 1,7 g P/kg materiale når P konsentrasjon i vannet var 50 $\mu\text{g P/l}$, mens sorpsjonskapasiteten for det samme filtermediet var 33.5 g P/kg ved konsentrasjon på 1000 $\mu\text{g P/l}$ (Hauge, 2009).

Selv om sorpsjonsisotermer er gode indikatorer for den potensielle kapasiteten et filtermedium har for å binde P, er det mange faktorer som kan spille inn og avgjøre hvor mye som vil holdes tilbake i filteret. For eksempel ved at biofilm blokkerer filtermediet slik at vannet ikke oppnår kontakt (Arias & Brix, 2005; Jenssen et al., 2010). Fordi forholdene på laboratoriet kan tilpasses og gir optimale forhold for sorpsjon konkluderte Jenssen og Krogstad (2003) med at det var mer realistisk med en retensjon tilsvarende 50 % av den teoretiske sorpsjonskapasiteten bestemt i risteforsøk. Andre som har undersøkt dette er Adam et al. (2006), i følge deres undersøkelser vil den reelle sorpsjonskapasiteten utgjøre ca. 38 % av den teoretiske sorpsjonskapasiteten som bestemmes i risteforsøk på laboratoriet. I tillegg viste Zhu et al. (2003) temperaturpåvirkningen på sorpsjonsisotermer. De fant at det ved en nedgang i vanntemperatur fra 20°C til 5°C reduserte sorpsjonskapasiteten for 2-4mm Filtralite-P med 64 %.

2.4.3.2. Filtrering(Straining)

Filtrering, eller straining, er tilbakeholdelse av partikulært materiale som følge av at de er for store til å passere porerommene i filtermediet. Straining kan være en viktig mekanisme for reduksjon av partiklebundet P, N og OM, samt reduksjon av potensielt patogene mikroorganismer (Minton, 2005; Kadlec & Wallace, 2009).

Filtermediets evne til retensjon av partikulært materiale avhenger hovedsakelig av filtermediets kornstørrelse, kornform og pakning. Et fint filtermateriale vil gi større retensjon enn et grovere filtermateriale, men med minkende kornstørrelse vil også risikoen for tetting av filtermediet øke. Irregulær form og variabel størrelse på kornene i filtermediet vil medføre høyere tilbakeholdelse av partikler. En blandet sand vil dermed være mer effektiv enn glatte korn med forholdsvis lik størrelse og form (Minton, 2005; Kadlec & Wallace, 2009).

For filtre hvor retensjon av partikler er viktig anbefales derfor finere filtermedier som har en grovere fordeling, det er allikevel stor variasjon i de anbefalinger som gis. I følge Kadlec et al. (2000) bør den effektive kornstørrelsen i vertikale strømmende filter være 0,25 - 0,5 mm og ha en sorteringsgrad tilnærmet 3,5. Hoffmann et al. (2011) anbefaler imidlertid at den effektive kornstørrelsen bør være tilnærmet 0,4 mm, slik at gode filtreringsegenskaper ikke går på bekostning av en tilfredsstillende permeabilitet. I Massachusetts Department of Environmental Protection et al. (1997) sine retningslinjer for filtrering av urbant overvann anbefales det at det benyttes et filtermedium der kornstørrelsen er 0,5 - 1,0 mm, nettopp fordi filtrering er en viktig prosess for rensing av forurensinger for urbant overvann.

Det er også andre studier som har undersøkt hvilken retensjon av partikler man kan forvente ved ulike kornstørrelser. I følge Sherard et al. (1984) vil kun partikler som er større enn 10 - 15 % av filtermediets d_{15} (15 % persentilen i kornfordelingskurven) bli holdt tilbake ved straining. Tufenkji et al. (2004) viste at filtrering var den viktigste prosessen for tilbakeholdelse av partikler med størrelse 0,005 mm i sand. Videre viste de at forholdet mellom den gjennomsnittlige kornstørrelsen (d_{50}) og gjennomsnittlige partikkelstørrelse var viktig. I følge Tufenkji et al. (2004) vil straining kun være en viktig mekanisme for retensjon av partikler når D/d_{50} er mindre enn 0,05.

Potensielt patogene mikroorganismer er små, og ville ikke blitt holdt tilbake i ved filtrering gjennom silt (mindre enn 0,06 mm). Men fordi filtermediet aldri vil være helt heterogent, uavhengig av hvor uniformt filtermediet, vil noen av porerommene kunne være små nok til at mikroorganismer og små partikler blir holdt tilbake. I naturlige sandforekomster er det anslagsvis 10 % av porene som vil være små nok til at retensjon vil skje. Hvorvidt filteret driftes mettet eller umettet vil også kunne påvirke dette. Under umettet strømming vil en større del av vanntransporten skje i de minste porene enn ved mettet strømming. Noe som vil kunne gjøre retensjonen større ved umettet drift (Stevik et al., 2004)

Den hydrauliske belastningen på filtermediet vil også kunne påvirke tilbakeholdelsen av partikulært materiale. Dette fordi at en høy hydraulisk belastning, og økt vannhastighet, i filtermediet vil kunne vaske med seg de minste partiklene. Dette vil kunne medføre en lavere retensjon av mikroorganismer og små partikler (Stevik et al., 2004).

2.4.3.3. Planteopptak

Betydelige mengder med næringsstoffer kan tas opp og inkorporeres i biomassen til våtmarksplanter (Brix, 1997; Kadlec et al., 2000; Vymazal, 2007; Kadlec & Wallace, 2009). Brix (1994) anslår at våtmarksplanter tar opp 50 – 150 kg P pr. hektar og år og 1000 – 2500 kg N pr. hektar og år. For konstruerte våtmarker, som benyttes til avløpsrensing, er dette langt mindre enn de mengder av N og P som tilføres, og opptaket av planter i rensesprosessen er derfor tillagt mindre betydning. I tillegg

må plantene høstes for at N og P skal fjernes fra systemet. Dersom plantene ikke høstes vil nedbrytning medføre akkumulering av næringsstoffer og potensiell frigivelse til vannet (Kadlec et al., 2000).

Det er imidlertid flere studier som har vist at plantene vil øke reduksjon av næringsstoffer i avløpsvann. Stefanakis og Tsihrintzis (2012) undersøkte effekten av vegetasjon av flere parametere i VFCW og fant at tilstedeværelse av vegetasjon ga økt reduksjon av $\text{NH}_4\text{-N}$, P og organisk materiale i våtmarken, med henholdsvis 10, 11 og 6 %, mens Soto et al. (1999) fant at reduksjonen i filter til behandling av avløpsvann kunne øke med 30 % for tot-N og 20 % for tot-P når de var tilplantet med sjøsvaks fremfor uvegeterte filtre. Årsaken til denne reduksjonen av næringsstoffer øker, er ikke bare forårsaket av plantenes opptak, men i stor grad positive effekter på mikrobielle prosesser (Brix, 1997; Soto et al., 1999; Kadlec et al., 2000; Stefanakis & Tsihrintzis, 2012)

Liknende undersøkelser er gjort for reduksjonen av patogener i naturbaserte avløpsrensaneanlegg. Disse har vist at renseseffekten også bedres som følge av tilstedeværelsen av vegetasjon, hovedsakelig på grunn av økt retensjonstid av patogener. For eksempel fant Rivera et al. (1995) i sine undersøkelser at elimineringen av e.coli var 35 - 91 % i filteret tilplantet med takrør og dunkjevle. Til sammenligning var elimineringen i de uvegeterte kontrollfiltrene var bare 15-17 %. I filter tilplantet med sjøsvaks fant Soto et al. (1999) at reduksjonen av patogener kunne være 99,99 %. Enkelte planter kan skille ut antibiotiske stoffer fra planterøttene som blant annet kan bidra til reduksjonen av E.coli (Stottmeister et al., 2003; Vacca et al., 2005; Vymazal, 2011). Det er forøvrig ikke rapportert at roteksudatene har negativ effekt for mikroorganismene involvert i rensesprosessene.

2.4.3.4. Mikrobiell omdanning og nedbrytning

I biofiltere er de mikrobielle prosessene de viktigste for transformasjon og mineralisering av nitrogen (N), organisk materiale (OM) og potensielt patogene mikroorganismer. Uten at forholdene ligger til rette for at disse prosessene skjer vil rensingen av vannet være minimalt.

N i innløpsvannet reduseres gjennom en rekke reaksjoner. Organisk N (org-N) nedbrytes og mineraliseres til ammonium (NH_4), som omdannes til nitrat (NO_3) ved nitrifikasjon og ved denitrifikasjon dannes nitrogengass (N_2) som volatiliseres. I tillegg kan det dannes flere mellomprodukter hvor enkelte kan volatiliseres, blant annet lystgass (N_2O). For at hele denne rekken av reaksjoner skal skje kreves det både aerobe og anaerobe forhold. Nitrifikasjon kan kun skje under aerobe forhold, mens denitrifikasjon kun skjer under anaerobe forhold. I biofilteret som er designet for aerob filtrering vil denitrifikasjon begrenses. Det kan allikevel forekomme en viss grad av denitrifikasjon i biofilteret, fordi det i biofilm kan dannes små områder med anaerobe forhold. Derfor er det ikke forventet en betydelig reduksjon av N fra innløp til utløp som følge av mikrobiell omdanning i aerobe renseløsninger (Vymazal, 2007; Kadlec & Wallace, 2009). Selv om reduksjonen er begrenset er en omdanning av NH_4 til NO_3 ønskelig fordi NH_4 kan medføre betydelige konsekvenser for økosystemer, blant annet fiskedød, dersom konsentrasjonen er for høy (Kadlec & Wallace, 2009).

Mineralisering av OM skjer både under anaerobe og aerobe forhold, men mineraliseringen er avhengig av tilgangen på elektronakseptorer. Dette vil si at dersom redokspotensialet er negativ vil

mineraliseringen av OM bli begrenset. Hensikten med en aerob mineralisering av OM hindre at det biokjemiske oksygenforbruket i resipienten blir høyt (Vymazal, 2007; Kadlec & Wallace, 2009). Dersom den organiske belastningen til filteret er høyt og lite OM oksideres før det renner ut av filteret kan dette medføre oksygenmangel i resipienten. Noe som blant annet kan medføre konsekvenser for økosystemet som massedød og frigivelse av næringsstoffer og tungmetaller fra sedimentet (Kalff, 2002).

En viktig mekanisme for tilbakeholdelse av potensielt patogene mikroorganismer i et filtermedium er adsorpsjon til biofilm. Dette vil øke oppholdstiden til patogener i filtermediet og som vil gi mikrobielle prosesser som oksidasjon og predasjon av protozoer tilstrekkelig med tid til at reduksjonen av patogenere er tilfredsstillende. I tillegg vil økt oppholdstid bidra til naturlig død fordi faktorer som pH, temperatur og oksygen i filteret ikke er optimale for de mikroorganismene som potensielt kan være frembringe sykdom hos mennesker (Stevik et al., 2004; Kadlec & Wallace, 2009).

I filtermediet finnes disse mikroorganismene i biofilm som dannes på overflater. En godt utviklet biofilm er viktig for at biofilteret skal gi tilfredsstillende rensing av det tilførte vannet. Og dette krever at forholdene at filteret designes for optimal utvikling av biofilm. En svært viktig faktor for en godt utviklet biofilm er den spesifikke overflaten i biofilteret. En stor spesifikk overflate vil gi mikroorganismer og bakterier en større overflate å feste seg til og man vil da kunne finne høyere mikrobielle populasjoner i et mindre volum (Vymazal, 2007; Kadlec & Wallace, 2009). Det har blant annet blitt vist at både nitrifikasjon av NH_4 reduksjon av organisk materiale i utløpsvannet øker med økt spesifikk overflate (Burgoon et al., 1991a; Burgoon et al., 1991b). Valg av filtermediet er dermed avgjørende for tilfredsstillende.

Tilplanting av filtermediet slik vil ha positive effekter for utviklingen av biofilm. Et godt utviklet rotsystem vil øke den spesifikke overflaten til filtermediet og en økt mikrobiell biomasse i filtermediet dersom forholdene ligger til rette (Brix, 1997; Vymazal, 2011). Det er gjort flere undersøkelser, som har vist en positiv effekt av vegetasjon i vertikalt strømmende filtre for avløpsrensing. Tietz et al. (2008) viste i sine undersøkelser at den bakteriologiske omdanningen økte som følge av økt tetthet av planter. Munch et al. (2005) viste en signifikant økning i nitrifikasjonsraten ved tilstedeværelse av planter og at effekten økte ved økt tetthet planterøtter. I vertikalt strømmende filtre er majoriteten av den mikrobielle biomassen lokalisert i de øverste 10 cm av filtermediet. I det øverste laget er planterøttene ofte tette og akkumuleringen av partikler og planterester størst. Dette bidrar til å gi mikroorganismene bedre levevilkår (Langergraber et al., 2007).

Omdanningen av NH_4 til NO_3 krever at de nitrifiserende bakteriene har en stabil karbonkilde (Zhai et al., 2013). Eksudasjon av karbonrike stoffer fra friske planterøtter vil gi den mikrobielle biomassen en stabil karbonkilde og bidra til opprettholdelsen av biofilm i rotsonen (Brix, 1997; Munch et al., 2007; Vymazal, 2011). Zhai et al. (2013) fant at 0,6 - 4,8 % av fotosyntetisk fiksert karbon i plantene ble frigjort via planterøttene som løst organisk karbon (DOC). Videre anslår de at denne frigivelsen kan gi nok energi til nitrifikasjon av 94-267 kg N pr. hektar og år.

Planter kan også skille ut oksygen fra røttene. Dette er en av plantenes forsvarsmekanisme for å oksidere potensielt toksiske stoffer, som kommer i nærheten av planterøttene. I avløpsrensingen utnyttes dette for å skape små aerobe soner i et anaerobt filter for å muliggjøre både nitrifikasjon og denitrifikasjon. Selv denne prosessen ikke vil kunne tilføre et biofilter store mengder med oksygen,

vil det allikevel kunne være viktig for tilføre oksygen fra innsiden av biofilmen (Kadlec et al., 2000; Kadlec & Wallace, 2009; Vymazal, 2011).

2.4.4. Driften av biofiltrene

Det foreligger en driftsinstruks for vannanlegget i Nansenparken som gir retningslinjer for hvordan biofiltrene skal driftes (Borgejordet, 2008). I følge denne vil det ved normal drift av biofiltrene kun være to av tre filtre som er i drift. Pumpene som forsyner filterene har en oppgitt kapasitet på ca. 10 l/s, med alle filterene i drift er den totale kapasiteten på 30 l/s. Pumpene har alternerende drift og følger en fastsatt driftssyklus (tabell 2). I løpet av en uke har hvert filter en driftsperiode på $4\frac{2}{3}$ døgn og en hvileperiode på $2\frac{1}{3}$ døgn. Det er forsinket oppstart på $2\frac{1}{3}$ døgn mellom pumpene som forsyner filterene. Pumpen som forsyner biofilter 1 har oppstart hver mandag kl. 08.00, deretter starter de to andre pumpene opp etter en forsinkelse på $2\frac{1}{3}$ døgn.

Tabell 2: viser driftssyklusen til biofiltrene (Paus, 2008).

Ukedag	Mandag			Tirsdag			Onsdag			Torsdag			Fredag			Lørdag			Søndag		
Klokkeslett	00-08	08-16	16-24	00-08	08-16	16-24	00-08	08-16	16-24	00-08	08-16	16-24	00-08	08-16	16-24	00-08	08-16	16-24	00-08	08-16	16-24
Biofilter 1	Driftsperiode									Hvileperiode			Driftsperiode								
Biofilter 2	Hvileperiode						Driftsperiode														
Biofilter 3	Driftsperiode						Hvileperiode									Driftsperiode					

Driftssyklusen og forsinket oppstart sørger for at det til enhver tid er to biofiltre i drift, mens det tredje biofilteret hviler. Fast driftssyklus forenkler vedlikehold og ettersyn for driftsoperatør. Dette vil også sikre hviletid på filterene etter strømavbrudd eller tekniske problemer.

Filtrene er konstruert for umettet drift og under normal drift skal vannstanden i filterene senkes så lavt det lar seg gjøre. I driftsinstruksen finnes det unntak for dette, blant annet ved nyetablering av planter. Da skal vannstanden stilles opp til overflaten for gradvis å senkes etterhvert som planterøttene vokser. Dette skal sikre gode vekstbetingelser for plantene i etableringsfasen.

3. Metoder

3.1. Feltarbeid og befaringer

En viktig del av datagrunnlaget for oppgaven har vært observasjoner av anlegget gjennom driftssesongen 2012. Anlegget har blitt besøkt jevnlig gjennom hele sesongen som er dokumentert ved fotografier og notater. Elementer som har vært viktige ved disse befaringene er observasjoner av algevekst i Nansendammen, utviklingen av vegetasjon i biofiltrene, samt biofiltrenes vannfordeling. Sistnevnte har vært spesielt viktig etter driftsendringen i uke 36 og anlegget har derfor blitt befart ukentlig frem til vinterstenging av vannanlegget. Oversikt over befaringer og feltarbeid er angitt i tabell 3.

Tabell 3: viser en oversikt over når undersøkelsene i forbindelse med masteroppgaven er utført.

Anleggets driftsperiode i 2012 (uker)	Før driftsendring																	Etter driftsendring								2013					
	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	16	17
Observasjon av anlegget*																															
Undersøkelse av vannkvalitet																															
Undersøkelse av algesammensetning																															
Undersøkelse av filtermedie																															
Undersøkelse av hydraulisk belastning																															
Undersøkelse av driftssyklus																															

* observasjon av vannkvalitet, alger, filtervegetasjon, filterenes vannfordeling

I tillegg er notater i driftsoperatørens vedlikeholdsrapporter og månedsrapporter benyttet for å supplere egne observasjoner.

Feltarbeidet og befaringer har hovedsakelig blitt utført gjennom hele driftssesongen i 2012, fra uke 18 til uke 44. I tillegg var det behov for å utføre supplerende undersøkelser av anlegget i før driftsoppstart i 2013, på grunn av en lang vinter ble ikke dette feltarbeidet utført før i uke 16 og 17.

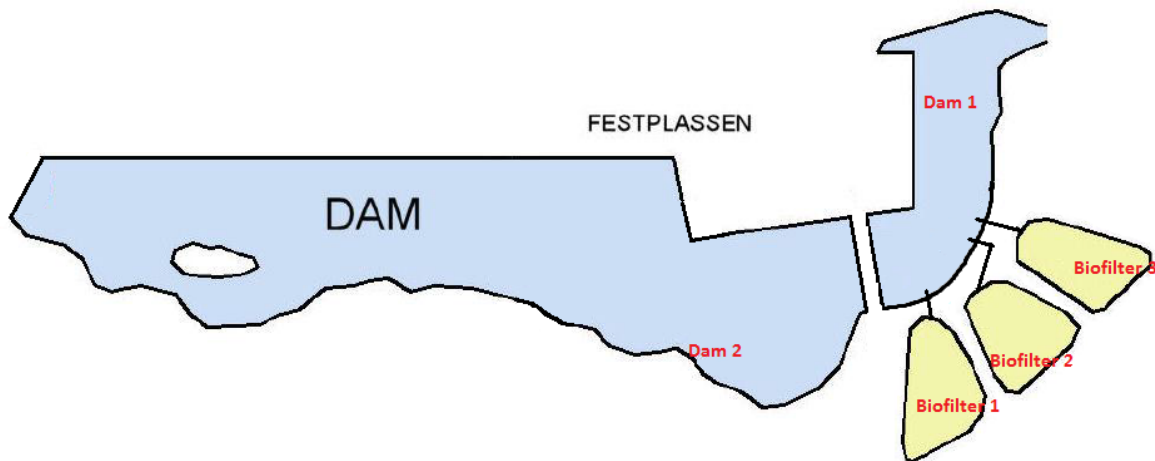
3.2. Uttak av vannprøver

3.2.1. Kjemiske analyser

Vannprøver fra anlegget ble tatt i 6 omganger i løpet av driftssesongen 2012, og var fordelt slik at det ble tatt prøver 3 ganger før og 3 ganger etter ombygning av vannfordelingsanordningen på biofiltrene, og endring av drift i uke 35. Prøvene ble tatt i uke 18, uke 25, uke 33, uke 36, uke 38 og uke 40. Alle biofiltrene var ikke i drift gjennom hele sesongen på grunn av ombygning og utskifting av pumper. I to av biofiltrene ble det derfor prøvetaking kun to ganger i perioden før og etter driftsendring. Det ble i tillegg tatt en vannprøve fra hovedbassenget mens det enda var islagt i april uke 16 i 2013.

Prøve av innløpsvannet til biofiltrene ble tatt fra fordelingsanordningen på filterets overflate. I tidligere undersøkelser har vannprøver av innløpsvannet blitt tatt i pumpesumpen hvor pumpene som forsyner biofiltrene er plassert. Årsaken til denne endringen er at pumpesumpen ved første prøvetaking i 2012 hadde et høyt innhold av partikler og organisk materiale flytende på overflaten, noe som potensielt kan forurense prøver. Prøver av utløpsvannet ble hentet fra hvert enkelt biofilter og ble tatt i utløpsrøret til innløpssonen.

Det ble også tatt prøver i innløpssonen oppstrøms utløpet fra biofiltrene og i hovedbassenget på dammens dypeste punkt (figur 7). Vannprøven i hovedbassenget ble tatt på ca. 1m dyp, med flaske festet på line med lodd slik at vannflasken sank mens den fyltes. Dette ble gjort for at vannprøven partikler i overflaten eller opprøring av bunnsubstratet ikke skulle forurense prøven.



Figur 7: viser en skisse over Nansendammen og biofiltrene (Paus, 2008). Teksten merket med rødt viser lokalitetene hvor vannprøvene er tatt.

De kjemiske analysene ble utført ved et akkreditert laboratorium (Australia Laboratory Service (ALS) Scandinavia og Eurofins). Standardmetodene (ISO) for analysene som har blitt benyttet er angitt i vedlegg 1. pH ble målt både i felt og på laboratorium med bruk av pH-elektrode og pH-meter. Tilsvarende ble gjort for ledningsevnen (elektrisk konduktivitet), der det ble benyttet en platiniumcelle og ledningsevne måler. Totalt organisk karbon (TOC) ble målt ved bruk av en TOC-analysator. Totalt fosfor (tot-P) ble målt med spektrometri og ICP-OES. Nitrogen ble analysert som total nitrogen (tot-N) og nitrat ($\text{NO}_3\text{-N}$). For totalanalysene ble det benyttet IR-spektroskopi, mens det for nitratanalysene ble benyttet spektrometri og ionekromatografi (IC).

3.2.2. Logging av driftsperiode

For undersøkelsen av oksygentransport i driftsperioden ble det benyttet en multisonde av typen SEBA Hydrometrie KIQ-2. Sonden ble plassert i utløpskummen til hvert av biofiltrene i 7-9 dager, slik at minst en hel driftsperiode og en hel hvileperiode ble logget. Målingene ble gjort 4 ganger i døgnet under måleperioden.

3.2.3. Algeprøver

Det ble ikke foretatt kvantitative undersøkelser av alger i vannanlegget. Algeprøvene, som er innsamlet, ble hentet fra forskjellige lokaliteter i vannanlegget hvor det var tydelige tegn til oppsamling av alger. Hensikten med innsamlingen av algene var å identifisere problemalgene i vannanlegget for å få bedre innsikt i hva som forårsaker vekst. I tidligere år har det også vært gjort observasjoner som kan tyde på en endring i algesamfunnet gjennom sesongen. Det har derfor ikke vært planlagte tidspunkter for prøvetakning. Det er istedenfor tatt stikkprøver der det ble observert tydelige endringer i algesammensetningen. Algeveksten, som har vært problematisk, er antatt å være forskjellige arter av fastsittende trådalger. Det ble prioritert å ta prøver av disse. Det er ikke tatt prøver av fyttoplankton (frittflytende alger)

Totalt ble det samlet inn alger ved 4 anledninger.

- Alger fra vannrenne og innløpssonen ble hentet inn 06.06.12
- Alger fra vannrenne, innløpssonen og ved damkronen ble hentet inn 22.06.12
- Alger fra utløpsområdet fra biofilter og ved terskel til hovedbassenget ble hentet inn 13.08.12
- Alger fra utløpsområdet fra biofilter og ved terskel til hovedbassenget ble hentet inn 23.09.12

Etter innsamling ble algeprøvene konserverte (lugols-løsning) og oppbevart i kjøleskap frem til identifisering. Konservering med lugols-løsning og oppbevaring over lang tid kan gjøre det vanskelig å identifisere enkelte arter. Alger ble identifisert ved bruk av lupe av Randi Romstad, forsker ved NIVA.

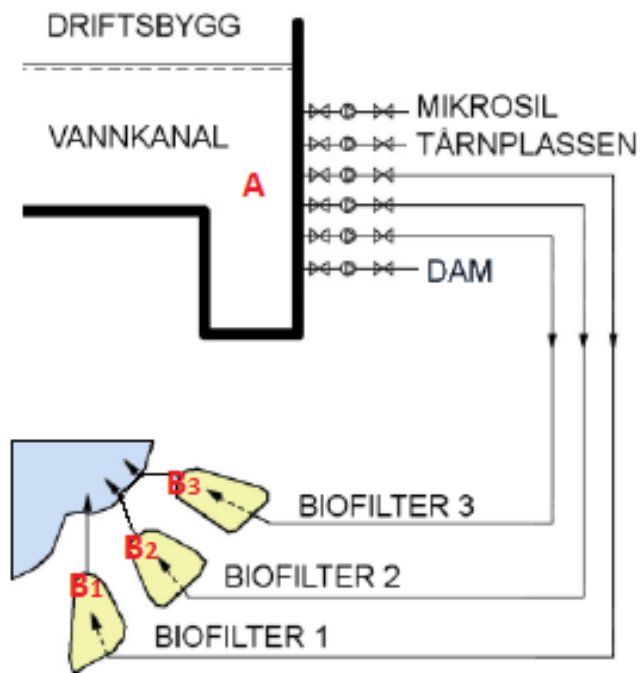
3.3. Vannføringsmålinger

3.3.1. Saltfortynningsmetoden

Tracerforsøket som ble foretatt i biofiltrene er basert på den relative fortynningsmetoden beskrevet av Lundekvam (1982). Metoden baserer utregningen av vannføringen på mengden tilsatt sporstoff og fortynningen av sporstoffet. Metoden krever nøyaktig utførelse og tilstrekkelig innblanding av sporstoffet i vannmassene for å gi god nøyaktighet.

I dette forsøket ble Natriumklorid, NaCl, (Jozo bordsalt) i løsning er benyttet som sporstoff. Saltløsningene som ble benyttet i forsøkene ble laget ved å løse en bestemt mengde salt i 50 l vann fra pumpeumpen. Det er essensielt at konsentrasjonen i den tilsatte saltløsningen er tilstrekkelig for at saltløsningen skal registreres ved målepunktet. Dette innebærer at man må ta høyde for fortynningen i systemet, både i pumpeumpen og i biofiltrene. Siden biofiltrene driftes ulikt, med forskjellig vannstands nivå, ble det besluttet å bruke 5 kg NaCl for forsøkene i biofilter 1 og 2, som driftes umettet (vannstand ca. 0,20m), og 15 kg NaCl for biofilter 3, som driftes mettet (vannstand ca. 1,05m).

Saltløsningen ble tilsatt momentant (< 30 sek) pumpeumpen i driftsbygningen (punkt A figur 8). Pumpeumpen forsyner biofiltrene, i tillegg til andre vanninstallasjoner i vannanlegget. For å hindre tap av sporstoff ble pumpene som ikke forsyner det aktuelle biofilteret stoppet under forsøket. Fra pumpeumpen ble saltløsningen pumpet til det aktuelle biofilteret og saltløsningen beveget seg som en puls gjennom biofilteret. I utløpskummen fra biofiltrene (punkt B1, B2 og B3 i figur 8) ble vannets elektriske konduktivitet (EC) målt med konduktivitetmeter av typen SEBA Hydrometrie KLL-Q-2. På grunn av de store vannmengdene ble målingene gjort hvert 10. minutt til konsentrasjonen i vannet var tilbake på bakgrunnsnivå.



Figur 8: Utsnitt av flytskjema vannbehandlingsanlegg (Paus, 2008). Figuren viser plasseringen til tilførselspunkt A i pumpeumpen og målepunktene B1, B2 og B3 i de tre biofiltrenes utløpskum.

Vannføringen beregnes ved kjennskap til saltløsningens fortykning og mengden totalt tilsatt saltløsning. Saltløsningens fortykning i systemet er en funksjon av saltløsningens konsentrasjon i vannet over en viss tid. En nærmere beskrivelse av beregningene er gitt i vedlegg 5. Saltfortynningsdiagrammet fra forsøket er gitt i vedlegg 6.

3.3.2. Oppsamlingsmetoden

Metoden baserer seg på et enkelt prinsipp, der vannføringen bestemmes ved å ta tiden det tar å fylle en bestemt mengde vann i en bøtte. Vannføringen beregnes ved å dividere vannmengden i bøtten på tiden det tok å fylle den bestemte mengden.

Målingen av vannføringen ble utført ved utløpsrøret fra de enkelte biofiltrene. Bøtten som ble benyttet har et volum 10l og et innvendig litermål slik at fylt vannmengde kunne leses av. Tiden ble tatt med stoppeklokke som viser tideler. Den hydrauliske belastningen på biofiltrene kan nå opp mot 10 l/s (pumpenes teoretiske kapasitet). Siden plassmangel ved utløpsrøret til biofiltrene ikke gjorde det mulig å benytte en større bøtte, ble vannføringen bestemt ved å ta gjennomsnittet av 10 separate målinger for å redusere feilmarginen ved bruk liten bøtte på høy vannføring.

3.4. Kornfordelingsanalyse av biofiltrene

Det ble tatt prøver på ca. 750 gram fra 3 lokaliteter i hvert av de tre biofiltrene, totalt 9 prøver. Prøvepunkt og resultater fra innveiningen er oppgitt i vedlegg 3.

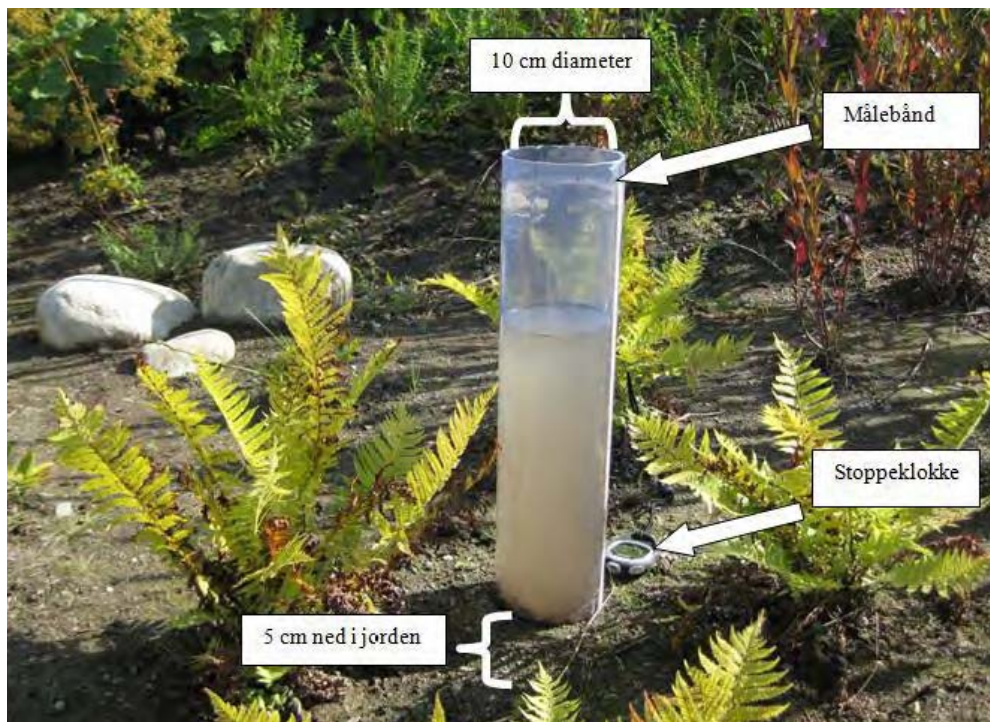
I denne analysen ble det benyttet sikter med følgende størrelse: 8, 4, 2, 1 mm, 500, 250, 125, 63 μm og $<63 \mu\text{m}$ (bunn). Resultatene ble siktet etter tørking og summasjonsveid før resultatene ble ført inn i et kornfordelingsdiagram. Forskjellen mellom innveid tørr masse og sum av separat oppveide masser etter siktingen, inkludert materiale som passerer minste sikt, skal som regel ikke overstige 0,5 % om sikteanalysen er utført korrekt. Hvis forskjellen er $< 1 \%$ vil analysen måtte gjøres på nytt. For en nærmere beskrivelse av metoden henvises det til Krogstad et al. (1991) og for en nærmere beskrivelse av beregningene til Mæhlum et al. (2010).

Estimeringen av mettet hydraulisk ledningsevne og porøsitet ut ifra kornfordelingsanalysen ble gjort med Gustafsons formel. Gustafson gjorde en rekke kjerneprøver, permeabilitetstester og pumpeforsøk for å finne en teoretisk sammenheng mellom kornfordeling, porøsitet og permeabilitet. Resultatet av disse undersøkelsene var introduksjonen av to stokastiske parametere θ_1 og θ_2 . Disse er tenkt å dekke et vidt spekter av jordarter og kan således variere en del, de kan derfor oppdateres ved kjerneprøver, permeabilitetstester og pumpeforsøk. Siden Gustafsons mettede hydrauliske ledningsevne i denne oppgaven kun er ment å være en kontroll for de målinger som er gjort i felt er Gustafsons standard verdier benyttet. θ_2 er i tillegg avhengig av væskens viskositet og tetthet, derfor er denne beregnet slik at den mettede hydrauliske ledningsevnen oppgis ved 20°C . For en nærmere beskrivelse av beregningene henvises det til Andersson et al. (1984).

3.5. Infiltrasjonskapasitet i biofiltrene

Modified Philip-Dunne (MPD) infiltrometer måler infiltrasjonen på overflaten av terrenget og benyttes for å bestemme mettet hydraulisk ledningsevne. I Norge er denne metoden relativt ny, men er i de senere årene benyttet til å måle infiltrasjonskapasiteten i regnbed (Dalen, 2012)

MPD-infiltrometeret (bilde 9) som er brukt i dette forsøket består av en søyle med en høyde på 50cm og en indre diameter på 10cm. På utsiden av søylen er det montert et målebånd slik at vannhøyden kan noteres ved ulike tidspunkt. Søylene plasseres 5 cm ned i jorden.



Bilde 9: viser et MPD-infiltrometer tilsvarende det som ble benyttet i infiltrasjonsforsøket (Braskerud et al., 2013).

Forsøket utføres ved at søylen fylles med vann fra en bøtte. Når søylen er fylt registreres vannhøyden i søylen og tidtakingen startes. På grunn av høy infiltrasjonskapasitet ble forsøket filmet, slik at målepunkter og vannhøyde kunne leses av i etterkant. Tiden ble avlest ved fem målepunkter: 38-45, 30, 20, 10 og når alt vannet hadde infiltrert.

Infiltrasjonskapasiteten beregnes som en funksjon av vannhøyde i søylen over tid og volumetrisk vanninnholdet i filtermediet før MPD-forsøket og filtermediets effektive porøsitet. For å bestemme det volumetriske vanninnholdet ble det tatt med en prøve av filtermateriale på infiltrasjonspunktet til laboratoriet i vanntett en plastikkpose.

På laboratoriet ble det tatt ut 50 cm³ av prøvene for å bestemme volumetrisk vanninnhold før MPD-forsøket. Resten av prøven ble mettet med vann på laboratoriet for bestemmelse filterets effektive porøsitet. Vanninnholdet i prøvene ble bestemt ved å måle endring i vekt før og etter tørking (105°C i 24 timer).

Beregningene av mettet hydraulisk ledningsevne ble gjort av Kim Paus i en egenutviklet matlabkode basert på Nestlingen (2007) utregninger. For en detaljert utredning om metoden og beregningen av mettet hydraulisk ledningsevne henvises det til Nestlingen (2007).

Prøvepunkter og resultater fra MPD forsøket er oppgitt i vedlegg 4.

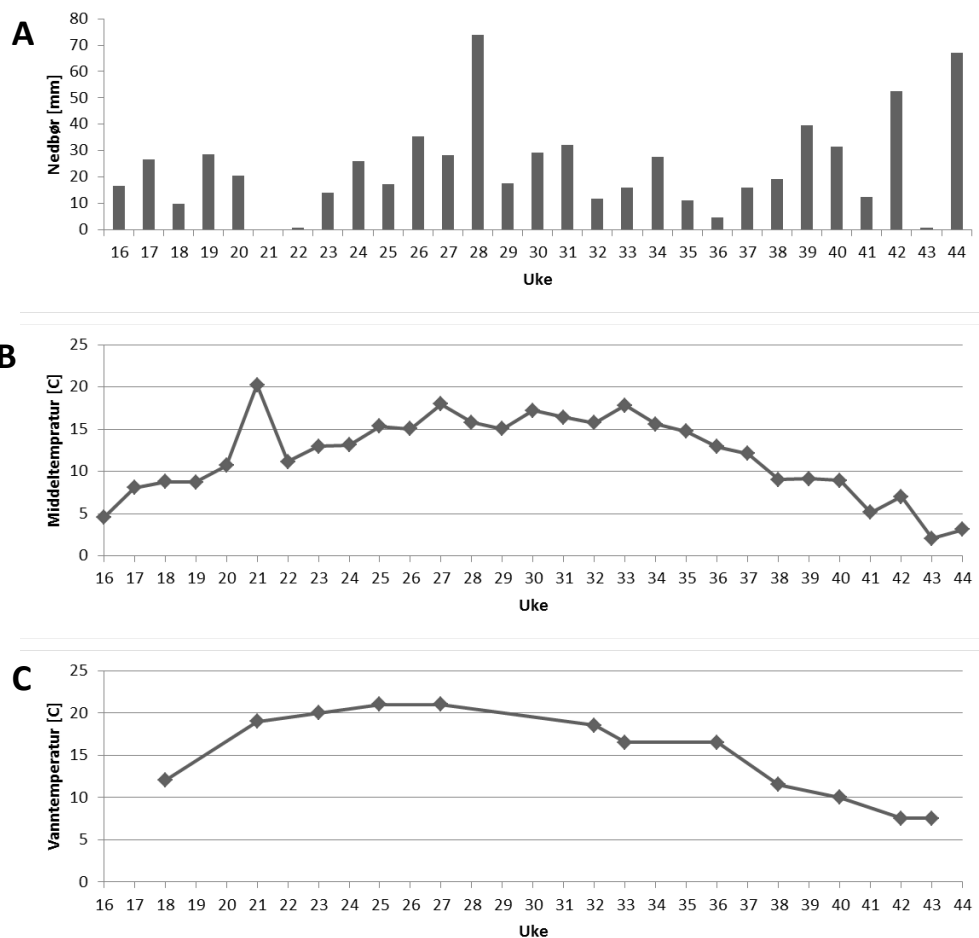
4. Resultat og diskusjon

Vannkvalitet og algevekst

4.1. Klimatiske forhold

Klimatiske forhold har stor betydning for produktiviteten i vannforekomster. I Nansendammen, som er grunn og ligger åpent i terrenget vil været ha en stor betydning for prosessene i dammen. Klimatiske data for driftssesongen 2012 er derfor innhentet fra metrologisk institutt og nærmeste målestasjon som er på Blindern.

Dataene fra metrologisk institutt viser at det for de fleste uker i driftssesongen kom nedbørsmengder mellom 10 – 30 mm pr. uke (figur 9A). Unntaket var uke 21, hvor det ikke er registrert nedbør, uke 22, 36 og 43 hvor det var mindre enn 5 mm nedbør i løpet av uken og uke 28, 39, 42 og 44 hvor det var mer nedbør enn 30mm.



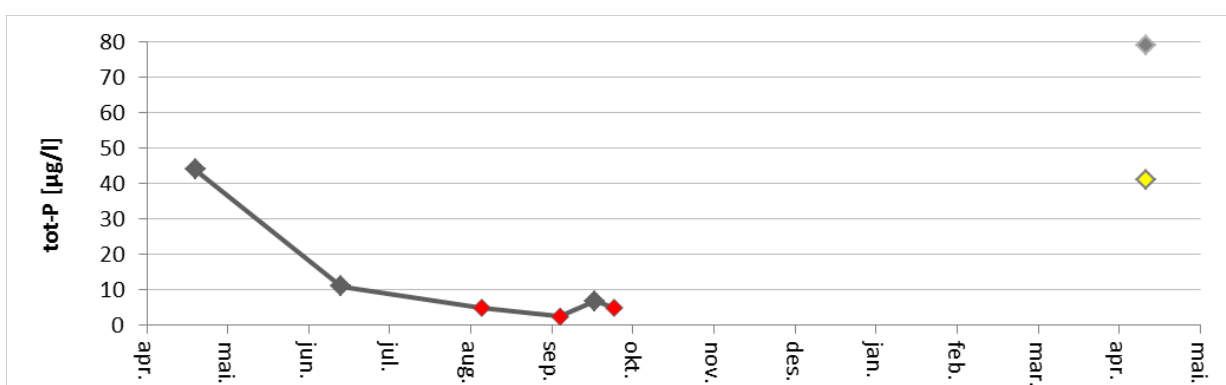
Figur 9: viser nedbørsmengder per uke (A), ukemiddeltemperaturer (B) og vanntemperatur i hovedbassenget (C) for sesongen 2012. Nedbørsdata og middeltemperaturer er hentet fra metrologisk institutt (met.no), mens vanntemperaturer er målt under befariningene.

Middeltemperaturene er gjennomsnittstemperaturen gjennom et døgn, i figur 9B er disse vist som gjennomsnittlig temperatur pr. uke i driftssesongen. Disse resultatene viste at uke 21 (medio mai) var en spesielt varm uke, med den høyeste gjennomsnittlige uke temperatur i overkant av 20°C. Dette var den høyeste gjennomsnittstemperaturen som ble målt for en uke i driftssesongen 2012. Sammen med nedbørsdataene tilsier disse resultatene at medio mai en spesielt varm og tørr periode. Foruten uke 21 var utviklingen i temperatur som virker noenlunde normal. Temperaturen økte utover våren, den var stabil i løpet av sommeren og ble lavere på slutten av sesongen.

Vanntemperaturen (figur 9C) kan variere noe i forhold til tiden på døgnet. For eksempel er det en forskjell på 3,2°C fra uke 32 til 33. Dette kan ha sammenheng været på den aktuelle dagen eller i perioden før. Temperaturen er målt på ettermiddagen mellom kl. 12 og 19 det kan derfor være små variasjoner som følge av tiden på dagen prøvene er tatt. Målingene av vanntemperatur samsvarer ganske godt med middeltemperaturene og trenden den viser er trolig korrekt.

4.2. Vannkvalitet

Fosfor finnes i innsjøer som løst uorganisk fosfor, som fosfat (PO_4^{3-}) og partikkelbundet i uorganisk eller organisk materiale. I naturlige innsjøer foreligger normalt 5 % av tot-P som biotilgjengelig fosfat (Økland & Økland, 2006). Figur 10 viser de vannkjemiske analysene av tot-P som gjennomsnitt av målingene i innløpssonen og hovedbassenget i Nansendammen. Resultatene viste store forskjeller i konsentrasjonen av tot-P i løpet av sesongen. Den høyeste konsentrasjonen av tot-P i anlegget ble målt i april 2012 og 2013, disse var henholdsvis (44,0 µg/l) og (79 µg/l). Dette er verdier som man forventer å finne i næringsrike innsjøer. Til sammenligning omtales innsjøer som eutrofe ved et tot-P innhold høyere enn 20 µg/l (Økland & Økland, 2006). I henhold til SFT (1997) vil vannkvaliteten i dammen på dette tidspunktet falle inn under klasse IV «dårlig» i april 2012, mens vannkvalitet i april 2013 tilsvarer klasse V «meget dårlig».

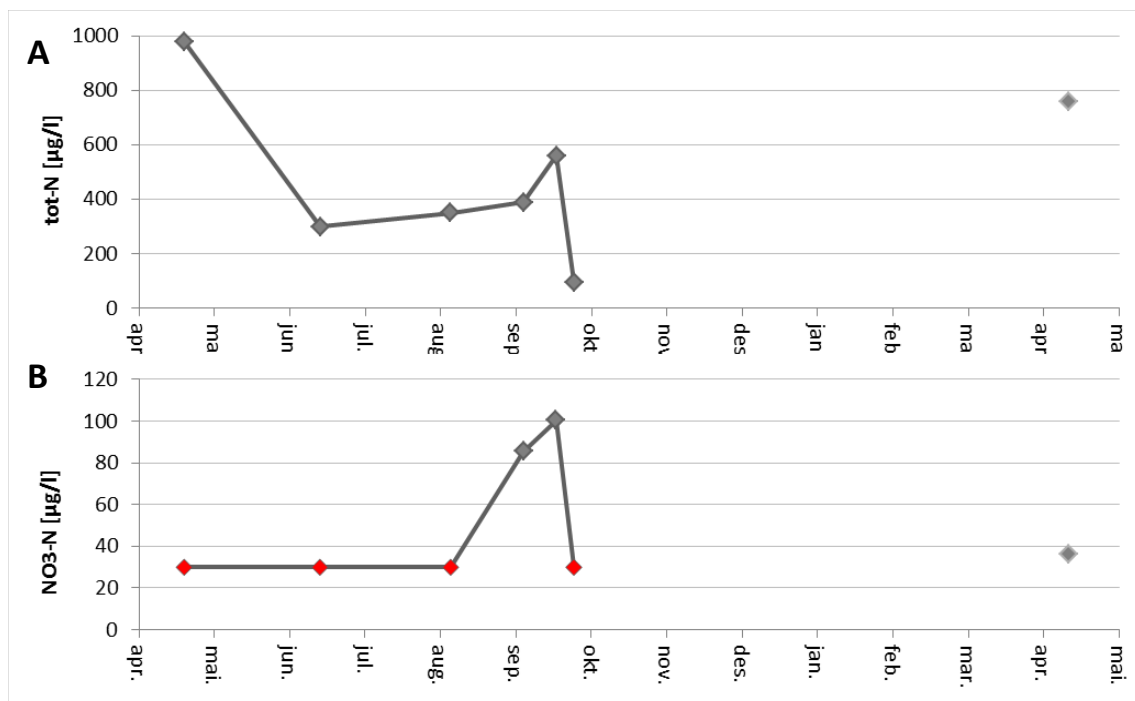


Figur 10: Tot-P (µg/l) i vannprøvene som gjennomsnitt av verdier for hovedbassenget og innløpssonen i driftssesongen 2012. Tot-P i vannprøven fra april 2013, mens Nansendammen fremdeles var islagt er vist som enkeltstående punkt. Gul markør indikerer $\text{PO}_4\text{-P}$ i vannprøven. Røde markører indikerer verdier lavere enn bestemmelsesgrensen. Disse er oppgitt til halve bestemmelsesgrensen (5 µg/l i august og slutten av september, samt 2,5 µg/l i begynnelsen av september).

Fra juni til oktober 2012 var innholdet av tot-P i vannprøvene var under bestemmelsesgrensen for metoden som ble benyttet. I denne perioden var tot-P var lavere enn 11,0 µg/l. Vannforekomster betegnes som oligotrofe når konsentrasjonen av P er lavere enn 10 µg/l. I følge SFT (1997) er vannkvaliteten tilsvarende klasse II «God».

I avrenningsvann fra urbane områder kan innholdet av P være høyt (tabell 1). I 2012 vil det meste av avrenningen komme fra parkområder, siden få av arealene er utbygget. I følge Larm (2012) vil man da kunne forvente en tilførsel tilsvarende 120 µg P/l. Det vil si at uavhengig av prøvetidspunkt i 2012 og 2013 er vannkvaliteten i Nansendammen (figur 10) bedre enn det som vil karakteriseres som urbant overvann. Siden gressarealer utgjør en stor del av nedbørsfeltet (29 %) rundt Nansendammen og det tilrettelegges for infiltrasjon av overvann i utbyggingsområdene, vil totalmengden reduseres ytterligere. Og dermed langt lavere enn den man kan forvente i urbane områder.

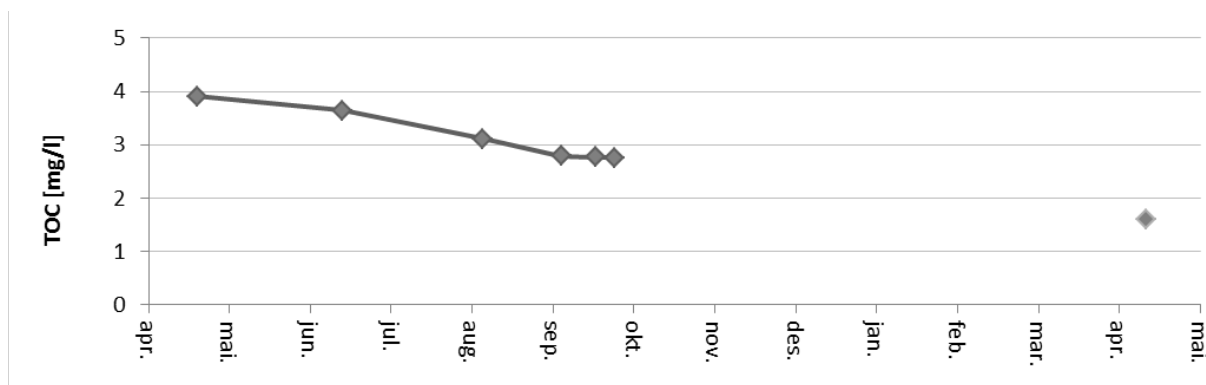
I innsjøer forekommer nitrogen som nitrat (NO_3^-), ammonium (NH_4^+) og organisk bundet nitrogen. Figur 11A og figur 11B viser de vannkjemiske analysene for henholdsvis tot-N og $\text{NO}_3\text{-N}$ i som gjennomsnitt resultatene for Nansendammen. De høyeste konsentrasjonene av tot-N ble målt i april 2012 og 2013, med henholdsvis 980 µg/l og 760 µg/l. Konsentrasjonene for tot-N var lavere en 400 µg/l i resten av sesongen med unntak av september hvor det var en økning i konsentrasjonen. Tilsvarende økning var registret for $\text{NO}_3\text{-N}$, som ellers av sesongen lå under deteksjonsgrensen på 60 µg l⁻¹. I henhold til SFTs veileder tilsvarer tot-N konsentrasjonen målt i april 2012 og 2013 klasse IV «Dårlig», mens tot-N prøven i slutten av september tilsvarer klasse I «Meget god» (SFT, 1997). Dette illustrerer at vannkvaliteten med henhold til N varierer svært mye.



Figur 11: Tot-N (A) og $\text{NO}_3\text{-N}$ (B) i vannprøvene er vist som gjennomsnittsverdier for hovedbassenget og innløpssonen i driftssesongen 2012, og i vannprøven fra april 2013 mens Nansendammen fremdels var islagt. Røde markører i figur B indikerer verdier lavere enn bestemmelsesgrensen. Disse er oppgitt til halve bestemmelsesgrensen (30 µg/l).

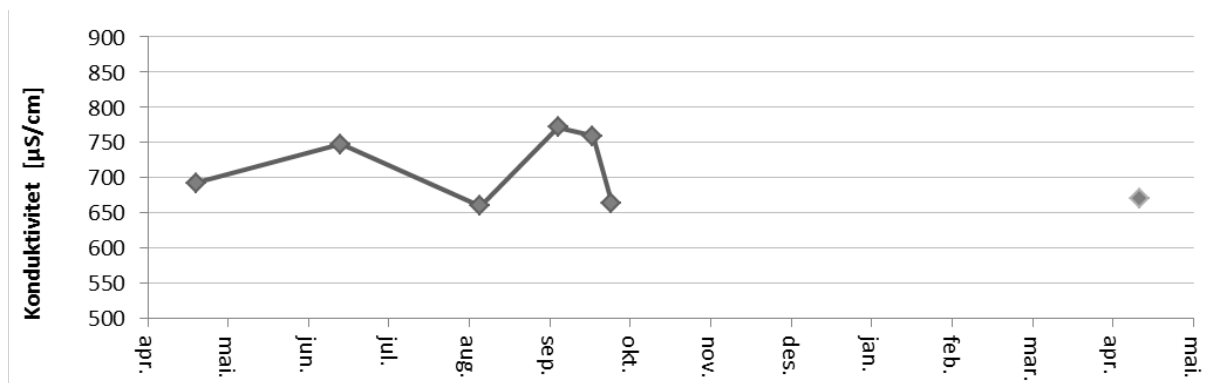
Sammenlignet med forventede konsentrasjoner i avrenning fra parkområder (tabell 1) er innholdet av N, i likhet med P, lavere ved alle prøvetidspunkt i 2012 og 2013. I følge Larm (2012) vil avrenningsvann fra parkområder ha et gjennomsnittlig innhold på 1200 µg N/l. Kun i vannprøven fra april 2012 ble konsentrasjoner i nærheten av dette målt, da var konsentrasjonen 980 µg N/l (figur 11A).

TOC (total organisk karbon) er et mål for den totale mengden av organisk karbon i vannet. Denne parameteren omhandler løst karbon (DOC) og partikulært karbon (POC). Figur 12 viser de vannkjemiske analysene av TOC i gjennomsnitt av resultatene fra vannprøvene i Nansendammen. Innholdet av TOC i Nansendammen var minkende utover sesongen. Den høyeste konsentrasjonen ble målt april 2012 (4,0 mg/l), mens den laveste konsentrasjonen av TOC ble målt under isen i april 2013 (1,6 mg/l). Dette tilsvarer henholdsvis klasse III «Mindre god» og klasse I «Meget god» i klassifisering veilederen for ferskvann (SFT, 1997).



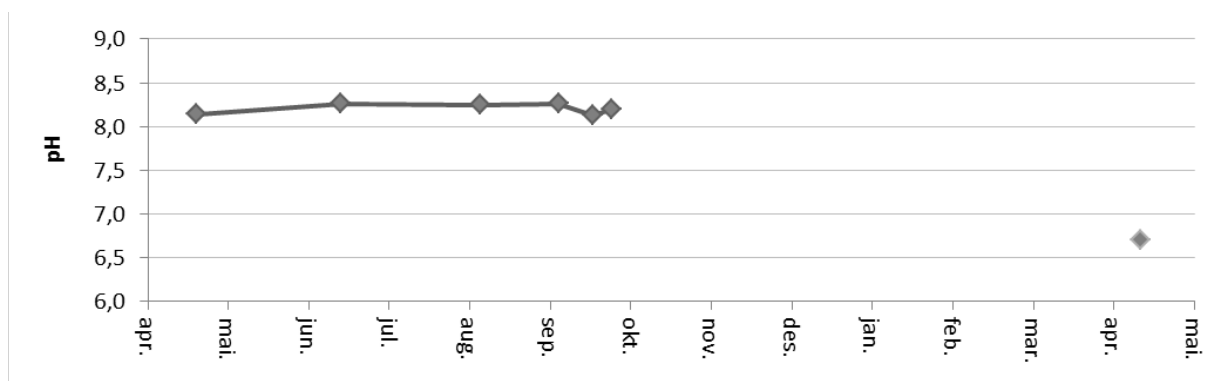
Figur 12: Vannkjemiske analyser av TOC som gjennomsnitt av verdier for hovedbassenget og innløpssonen i driftssesongen 2012 og fra april 2013 mens Nansendammen fremdels var islagt.

Elektrisk ledningsevne (elektrisk konduktivitet) er et mål for ioneinnholdet i vannet (summen av positive og negative ladete ioner i vannet). Konduktiviteten gjenspeiler vannets totale mengde av løste salter. Unntaket er i sure lokaliteter hvor vannets innhold av H⁺-ioner vil kunne påvirke ledningsevnen (Økland & Økland, 2006). Figur 13 viser gjennomsnittet av målingene av elektrisk ledningsevne i Nansendammen for hver prøverunde. Den elektriske ledningsevnen varierte mellom 650 til 779 µS/cm gjennom hele sesongen. Medianverdien for konduktivitet i 1000 norske innsjøer er 22 µS/cm (ved 25°C), men man kan forvente å finne konduktiviteter opp til ca. 775 µS/cm (ved 25°C) i norske innsjøer (Økland & Økland, 2006). Konduktiviteten Nansendammen er derfor relativt høy.



Figur 13: Konduktiviteten i vannprøvene som gjennomsnittsverdier for hovedbassenget og innløpssonen i driftssesongen 2012, og i vannprøven fra april 2013 mens Nansendammen fremdeles var islagt.

pH er et mål for vannets innhold av H^+ ioner. Figur 14 viser gjennomsnittet av målingene av pH i Nansendammen for hver prøverunde. Målingene viser at pH-verdien i driftssesongen 2012 var forholdsvis stabil med en pH mellom 8,1 og 8,3 og at det var liten variasjon i pH mellom måletidspunktene. Under isen i april 2013 er imidlertid pH-verdien noe lavere, med en pH-verdi på 6,7.



Figur 14: Viser pH i vannprøvene som gjennomsnitt av verdier for hovedbassenget og innløpssonen i driftssesongen 2012, og i vannprøven fra april 2013 mens Nansendammen fremdeles var islagt.

Utviklingen av tot-P utover sesongen er gjenkjennbar fra naturlige systemer. Høye konsentrasjoner av P på våren er vanlig. Dette fordi forbruket av P i løpet av vinteren er svært lavt og nedbrytning av organisk materiale vil frigjøre næringsstoffer. Nedbrytning av organisk materiale medfører også dannelsen av CO_2 . Ved stor nedbrytning vil man kunne få en reduksjon i pH. Nedbrytning kan derfor være en forklaring på at pH-verdien i vannet var 6,7 under isen i april 2013, mot 8,1-8,3 i driftssesongen hvor primærproduksjon bidrar til å øke pH. I vekstsesongen, hovedsakelig våren og sommeren, når primærproduksjonen er på sitt høyeste vil forbruket av P være høyt (Kalff, 2002). Det samme er tilfellet for tot-N, hvor konsentrasjonen avtar utover i vekstsesongen og øker tilbake til tilnærmet høye nivå i april 2013 som det var i april 2012 (figur 11A). Noe som tilsier at ferskvannsbiologiske prosesser kan være en del av forklaringen på utviklingen gjennom sesongen.

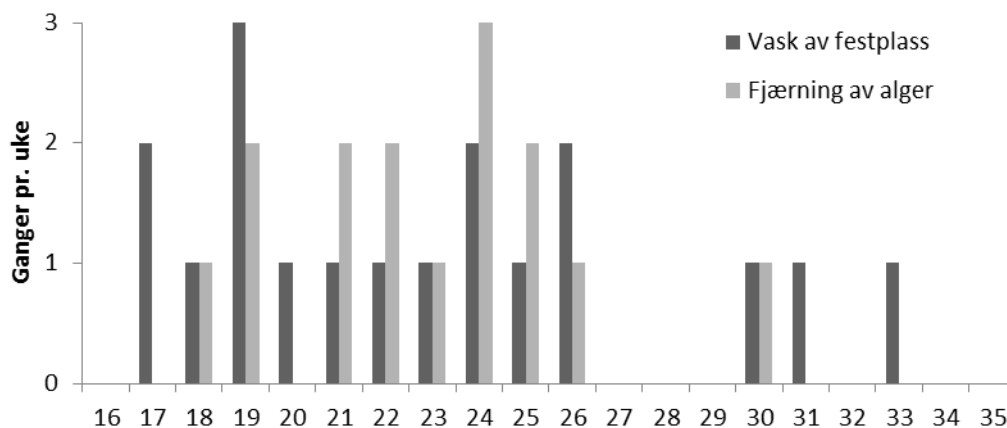
Økningen i tot-P på våren kan også skyldes økte tilførsler fra nedbørsfeltet i forbindelse med vårmeltingen, mens reduksjonen utover sommeren kan også skyldes oppstart av vannbehandlingsanlegget.

Sammenlignes vannkvaliteten med det som forventes i urbant overvann vil vannkvaliteten i Nansendammen være god uavhengig av måletidspunkt (tabell 1). Det er misledende og omtalte dette vannet som urbant med hensyn på det forurensingsinnholdet. Vannet som skal renses i biofiltrene er dermed periodevis meget rent.

4.3. Algevekst

4.3.1. Drift og vedlikehold av vannanlegget i 2012

Av driftsoperatørens vedlikeholdsrapporter fremgår det at algeveksten er av en slik karakter at alger manuelt må fjernes for at estetikken i anlegget skal ivaretas (Sten & Lund, 2012). Figur 15 viser antall ganger pr. uke hvor alger det har blitt fjernet fra vannanlegget og Festplassen er vasket for fjerning av fuglemøkk. Vedlikeholdsrapportene sier ingenting om omfanget av algeveksten, men indikerer hvilken arbeidsinnsats som er lagt ned i å holde anlegget algefritt. Uke 18, to uker etter oppstart av anlegget, var første gang det var behov for et slikt tiltak. Utover våren og forsommeren var denne veksten tiltagende og behovet for algefjerning økte. Den største veksten av alger i anlegget var trolig i uke 24, da det ble fjernet alger fra dammen i tre ganger i løpet av uken.



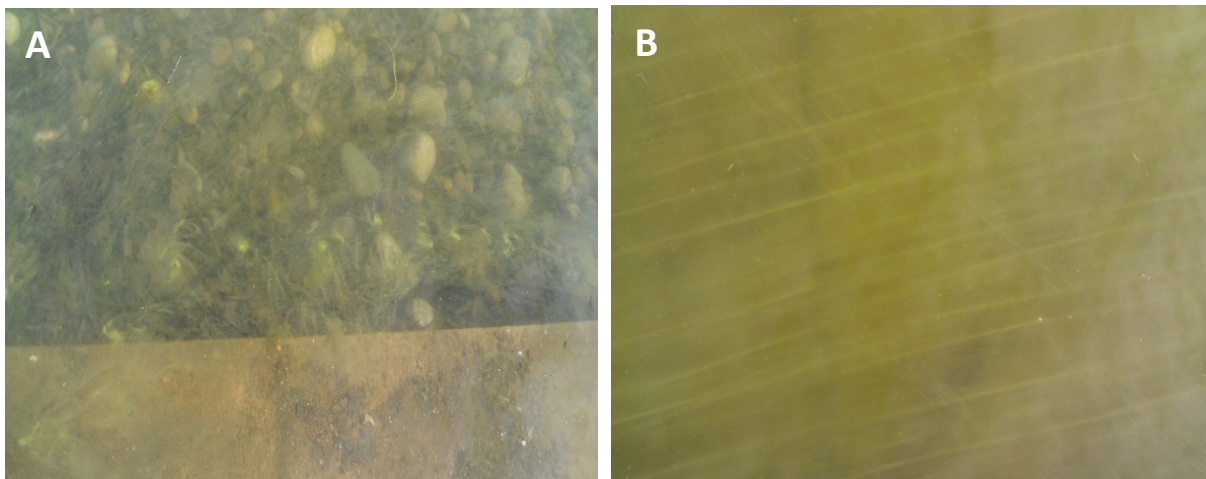
Figur 15: Antall ganger i uken driftsoperatørene rensket vannanlegget for alger og antall ganger i uken festplassen er vasket for fuglemøkk. Det foreligger ikke vedlikeholdsrapporter for uke 28 og 29 eller fra uke 35 og utover.

Perioder med høy algeveksten sammenfalt med høy bestand av sjøfugl i området rundt parken. På grunn av mye fugl og akkumulering av fuglemøkk på festplassen ble festplassen vasket minst en gang i uken fra uke 17 til uke 26. Vaskevannet fra festplassen blir samlet opp og ledes ut i spillvannsnettet og vil således ikke bidra med avrenning av næringsstoffer eller potensielt patogene mikroorganismer til Nansendammen (Bjørng Eriksen, pers.med. 2013).

Fra uke 28 til uke 35 rapporteres det om lite eller ingen alger i vannanlegget, og at vannet er klart og rent. Opprensningen av alger i denne perioden er i følge vedlikeholdsrapportene begrenset til fjerning av begroingsalger i vannrennen ved tårnplassen. Vannkanalen eller i bassengene eller bassengene er ikke nevnt.

4.3.2. Observasjoner av algevekst

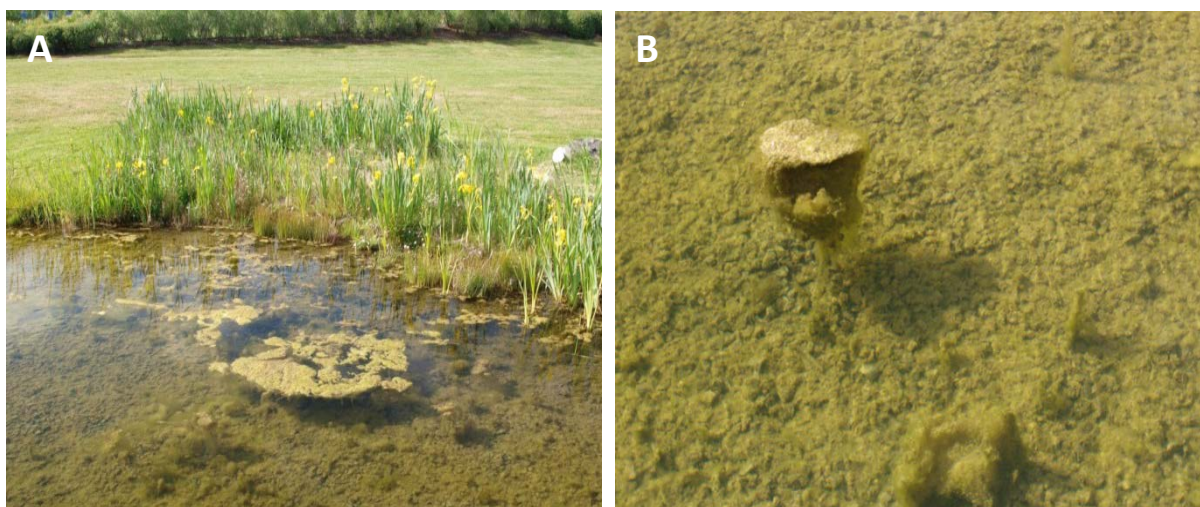
Det ble gjennom sesongen gjennomført mange befaringer i Nansenparken, hvor observasjon av vannkvalitet og algevekst var sentralt (tabell 3). Ved første befaring i uke 18, ble det som trolig er celler fra filamentøse grønnalger observert. Disse algene kan ha dødd og gått oppløsning i løpet av vintersesongen. Observasjonene ble kun gjort i hovedbassenget langs vannkanten som grenser til Festplassen (bilde 10). Vindpåvirkning medførte at det dannet seg lange linjer av alger i vannet langs med vindretningen der vannmassene ikke ble påvirket av andre vanninnstallasjoner. Dette reduserte siktedypet betraktelig i enkelte områder, i de mest påvirkede områdene var trolig siktedypet under 0,5m.



Bilde 10: viser forekomst av frittflytende alger i hovedbassenget.

Foruten en mindre forekomst av fastsittende trådalger som hadde dannet små matter på overflaten ved damkronen, var det ingen andre steder i dammen eller hovedkanalen som utmerket seg med algevekst i uke 18.

I uke 21 og 23 var det stor vekst av trådalger i vannanlegget. Selv om driftsoperatørene drev en omfattende opprensning av alger i denne perioden, vokste trådalgene opp og dannet algematter på overflaten i løpet av få dager. Områdene som fremstod som mest problematiske med tanke på algevekst var i hovedsak de grunne partiene og bakevjene i vannkanalen (bilde 11A) og i innløpssonen (bilde 11B). I hovedbassenget ble det ikke observert algevekst i samme omfang. Her var det kun antydning til noe vekst på bunnen i de grunne områdene. Til tross for algeveksten fremstod vannet i anlegget klart og rent, og det var mulig og se ned til 2,2m som er dypeste punkt i hovedbassenget.



Bilde 11: Bilde A viser algevekst i en bakevje i hovedkanalen, mens bilde B viser algevekst i innløpssonen. Bildene er tatt i uke 23.

Ved befaringen i uke 25 var det tydelig at vannføringen i vannkanalen var lavere enn tidligere. I vedlikeholdsrapportene er det ikke notater om problemer med vannanlegget denne uken. Det er imidlertid rapportert om dårlig vanntrykk i anlegget tidligere i sesongen og i uke 26. I tillegg til stillestående vann i kanalene, ble det observert forekomster av alger i hele vannkanalen og ikke bare i bakevjene (bilde 12), slik tilfellet var ved tidligere befaringer. Dette medførte at algeveksten fremstod som betydelig på dette tidspunktet.



Bilde 12: Viser algevekst i vannkanalen i uke 25. Ved terskelen kan man se at det er lav vannføring.

Fra og med uke 27, var det tydelig at algeveksten i hovedkanalen hadde stagnert. Det ble ikke observert algevekst i form av oppsamlinger på overflaten, slik det hadde vært tidligere i sesongen. Imidlertid var det, som tidligere en viss vekst langs bunnen av vannkanalen. Det var ikke fjernet alger fra bassenget eller kanalen i dagene før befaringen.

Det ble ikke observert dannelse av algematter i juli, august eller i begynnelsen av september, uke 27-37. I løpet av denne perioden fremstod vannanlegget med rent og klart vann uten noen form for estetiske forringelser på overflaten. Bilde 13 er tatt i uke 33 og illustrerer hvordan anlegget fremstod i denne perioden.



Bilde 13: Bilder fra vannkanalen i uke 33 illustrerer hvordan vannanlegget fremstod på sensommeren.

Selv om det ikke var tegn til dannelse av algematter på overflaten, ble det i uke 33 observert en tiltagende vekst av alger dypere i vannlaget, 0,5-1m dypde, utenfor utløpsrørene til biofiltrene i innløpssonen og nedstrøms terskelen til hovedbassenget. Det var en tydelig endring i algesammensetningen på dette tidspunktet, og algene kunne minne om trådalgene, som var dominerende i vannanlegget i 2008 (bilde 1). Denne veksten var økende utover høsten og så ikke ut til å avta før i uke 40-41. Filamentene hadde da nådd en lengde på anslagsvis 20-25 cm i løpet av denne perioden.

I uke 38 ble det også observert at algemattene, som hadde preget vannspeilet på vårparten, dukket opp igjen på et par steder i vannkanalen og i hovedbassenget. Veksten av trådalgene var langt ifra så omfangsrik som den hadde vært tidligere. Det er heller ikke observert eller rapportert om opprensning av alger i høstsesongen.



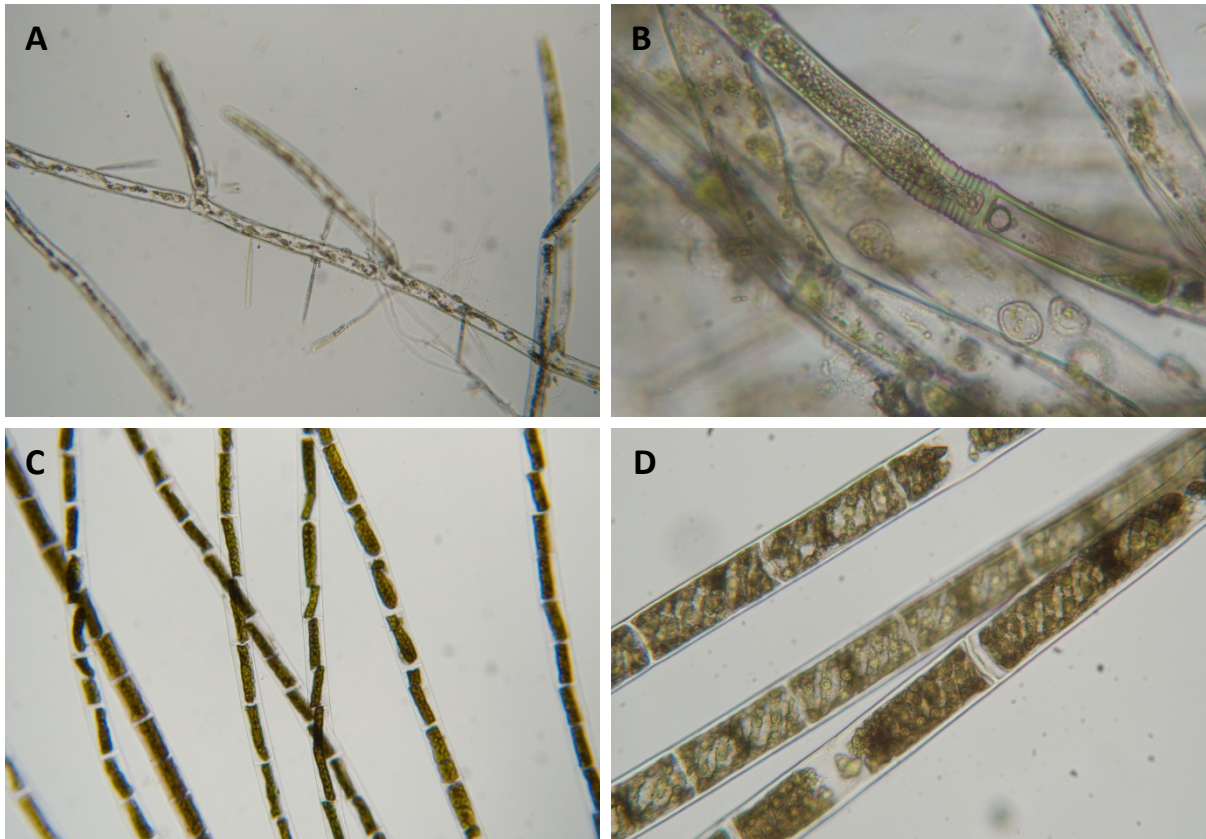
Bilde 14: viser algevekst i innløpssonen i uke.

4.3.3. Algeprøver

Prøvene som ble tatt 06.06.12 og 23.06.12 viste forekomst av de samme algene. *Cladophora glomerata* (bilde 15A) var den dominerende algen på begge tidspunktene. I tillegg ble to arter av slekten *Oedogonium* identifisert, en med bredde på 6μ og en med 19μ bredde (bilde 15B).

Det var vanskelig å identifisere den dominerende arten i algeprøven tatt den 13.08.12. Arten som var dominerende hadde en bredde på $36-40\mu\text{m}$ (bilde15C) og tilhører trolig slekten *Zygnemataceacea* og er muligens en *Mougetia* art. *Oedogonium* (6μ og 19μ), som ble funnet i prøvene 06.06.12 og 23.06.12, ble også funnet i denne prøven.

I prøven tatt 23.09.12 var det grønnalgearten *Spirogyra* sp. $36-43\mu\text{m}$ bred som var dominerende (bilde 15D). *Spirogyra* kan ikke artsbestemmes fordi dette krever fertilt materiale. Andre arter som ble funnet i prøven var *Cladophora glomerata* og *Mougetia* spp. *Spirogyra* sp. $20\mu\text{m}$ bred ble identifisert i form av et mindre antall forekommende tråder.



Bilde 15: Bilder fra algeprøvene i vannanlegget i Nansenparken i driftssesongen 2012. Bildene viser filamenter fra 4 av artene som ble identifisert i algeprøvene, *Cladophora glomerata* (A), *Oedogonium* sp. 19 μ (B), trolig en *Zygnemataceae* sp. 36-40 μ m (C) og *Spirogyra* sp. 36-43 μ m (D) (Foto: Randi Romstad).

4.3.4. Årsaker til algevekst

Siden økosystemet har blitt manipulert gjennom omfattende opprensning av alger, vil det være umulig å gi en korrekt beskrivelse av algeutviklingen. Alger er opportuniste, som vokser opp når forholdene ligger til rette for vekst (Allan & Castillo, 2007). Dermed kan man anta at det etter hvert som enkelte algearter ble rensket ut, vil vokse fram arter som på det aktuelle tidspunktet har de beste forutsetningene for vekst. Det er også verdt å merke seg at algeprøvene fra sensommeren og høsten er tatt nede i vannmassene, på ca. 0,5 m dyp, hvor de er mindre synlige enn på forsommeren og våren hvor de dannet matter på overflaten. Observasjonene som ble gjort tyder også på at disse trådalgene heller ikke ble fjernet av driftsoperatørene og at de har fått lov til å vokse uforstyrret.

Det er mange faktorer som har betydning for algeveksten. Variable, som kan være styrende for algevekst, er næringsstoffer, vanntemperatur, oksygeninnhold og pH. I tillegg er andre faktorer som blant annet tilgang på sollys, substratets egnethet, strømningsforhold, konkurranse med andre arter og predasjon viktige. Hvilke faktorer som fremmer algevekst er svært varierende fra vannforekomst til vannforekomst, fra periode til periode og fra år til år. Dette medfører som regel stor variasjon i algesammensetningen (Kalff, 2002; Allan & Castillo, 2007).

Algeveksten i 2012 sesongen virker ikke å ha vært så omfattende, som i tidligere år. Spesielt ikke sammenlignet med 2010 etter gjødslingsuhellet (bilde 2). Allikevel var algeveksten i vannkanalen,

spesielt i vårsesongen, av et slikt omfang at dette kan anses som problematisk med hensyn til den estetiske fremtoningen til vannanlegget. Mens algene vokste opp og dannet algematter på overflaten på vårsesongen, var algeveksten i løpet sommeren og høsten i hovedsakelig begrenset til bunnen av vannkanalen og bassenget. I tillegg var det ved flere tilfeller i løpet av våren/forsommeren liten vannføring i vannkanalen, samt trykkproblemer med pumpene til biofiltrene. Dette medførte at sirkulasjonstiden for vannet i anlegget økte. Dette kan ha vært nok en medvirkende årsak til oppsamling av alger i vannkanalen.

At algemattene vokser opp til overflaten er et resultat av algenes produksjon og respirasjon. Algene vokser hovedsakelig i nærheten av bunnen, men dersom algekoloniene blir så tette at utskilt gass blir innestengt i algekolonien vil det føre til oppdrift og dannelsen av algematter på overflaten. Dette er vanlig når veksten av trådalger er stor. Sollys vil skade overflaten på disse algemattene og forklarer hvorfor algene som i utgangspunktet er har en grønnfarge, etter hvert blir brune. (Rohrlack, pers.med. 2013).

C, N og P er sentrale næringsstoffer for primærproduksjon og hvert av disse kan være begrensende for vekst. Redfield forholdet gir et røft anslag for hvilket av disse som vil være det begrensede næringsstoffet. Dersom forholdet C:N:P er 106:16:1 tilsier teorien at alle næringsstoffene vil bli brukt opp samtidig (Kalff, 2002). De vannkjemiske analysene av TOC (figur 12), tot-N (figur 11A) og tot-P (figur 10) viser at P har et lavere forholdstall til N og C en Redfield forholdet ved alle prøvetidspunkt i løpet av sesongen. I prøvetakningsperioden vil august-oktober P trolig være en begrensende faktor. Generelt vil vekst være P-begrenset når konsentrasjonen av tot-P er under 10 µg/l (Kalff, 2002).

Veksten av trådalger var stor fra våren og frem til uke 27. Dette understøttes både av driftsoperatørens vedlikeholdsrapporter og egne observasjoner. Forklaringen på at veksten av alger var størst i denne perioden er trolig et resultat av flere sammenfallende forhold. Som det fremgår av de vannkjemiske dataene var det et høyt innhold av næringsstoffene N og P ved prøvetakningen i uke 18. Dette i tillegg til lave nedbørmengder og høye middeltemperaturer, samt økende vanntemperatur utover våren (figur 9) er trolig hovedårsaken til fremveksten av alger utover våren. Dette samsvarer godt med identifisering av alger fra uke 23 og 25, som indikerte at *Cladophora glomerata* var den dominerende algen i denne perioden. *Cladophora glomerata* er en art som trives godt i næringsrike vann og er benyttet som en indikatorart for eutrofe forhold. Arten er i tillegg tungmetallømfintlig og en tilstedeværelse av den tilsier at vannet i Nansendammen har et lavt innhold av tungmetaller (Schneider & Lindstrom, 2011).

Oedogonium, som også ble funnet i prøven i uke 23 og 25 kan finnes i alle vannkvaliteter. Ved undersøkelse av artens morfologi og næringsinnhold fant Schneider og Lindstrom (2011) en positiv korrelasjon mellom filamentets bredde og konsentrasjonen av tot-P i vannet, noe som gjør arten velegnet som indikatorart. Schneider og Lindstrom (2011) har utviklet en trofisk indeks basert på perifyton i nordiske elver. I denne indeksen er bredden på filamentene til *Oedogonium* (7,57) funnet i algeprøvene gitt en lav indikatorverdi sammenlignet med *Cladophora glomerata* (47,00). Noe som tilsier at *Oedogonium* med filamenter som har denne bredden finnes i vann med lavere P innhold. Slike indekser er imidlertid ikke eksakte og det er mange faktorer som kan forårsake disse forskjellene, blant annet utviklingsstadiet til algene og konkurranse, samt andre potensielle begrensende faktorer.

De vannkjemiske analysene i uke 25 viste at det var et lavere innhold av tot-P (10,5 µg/l) og av tot-N (350 µg/l). Dette i tillegg til en periode med mer nedbør er trolig noe av forklaringen på at

algeveksten så ut til å avta i uke 27. Hovedårsaken til at det var liten forekomst av alger som vokste opp til overflaten, har sannsynligvis sammenheng med at algene er manuelt fjernet av driftsoperatørene. I naturlige systemer hadde trolig algene fortsatt vært til stede i en periode fremover. Dette fordi det ville tatt tid for algene å dø som følge av dårlig næringstilgang og fordi algebiomassen kan opprettholdes selv med svært lave konsentrasjoner av næringsstoffer. I teorien kan alger vokse til et av næringsstoffene er begrensende såfremt det er nok lys, men konsentrasjonene er så lave at det vil bli vekstbegrensinger for enkelte arter og på enkelte steder i anlegget (Kalff, 2002; Allan & Castillo, 2007). I tillegg vil mange algearter forberede seg på dårlige perioder, med liten næringstilgang, ved å ta opp ekstra næringsstoffer i perioder med hvor tilgangen er større. Gjennom et slikt "luksusopptak" av P kan algene opprettholdes i perioder hvor de vil være begrenset av næringsstoffer (Powell et al., 2008).

I uke 33, etter en periode med relativt mye nedbør i uke 24-32, var algeveksten tiltagende på bunnen av bassenget. Dette gjaldt spesielt for utløpet til biofilteret og nedstrøms terskel til hovedbassenget. De vannkjemiske analysene på dette tidspunktet viste at konsentrasjonen av i tot-P eller tot-N var uendret siden uke 25, mens vanntemperaturen var lavere etter denne perioden. Identifiseringen av alger viste at det som trolig er en *Mougetia* art var den dominerende algen på dette tidspunktet. *Mougetia sp.* har sitt optimum i vannforekomster med lavt innhold av næringsstoffer og er ofte en indikasjon for oligotrofe eller mesotrofe forhold (Foerster et al., 2004). Det ble også funnet *Oedogonium* i denne prøven.

En interessant observasjon med algeprøven fra uke 33 er stedet hvor den ble tatt. I denne perioden var det liten tegn til vekst i andre deler av anlegget enn ved utløpet fra biofiltrene og nedstrøms terskelen til hovedbassenget. I disse områdene av vannanlegget, med unntak av inntaket til pumpehuset, er vannføringen høyest. Her kommer utløpsvannet fra biofiltrene, vannkanalen og utløpet fra mikrosilen. Dette kan ha hatt betydning for algeveksten i dette området. Whitford og Schumacher (1964) viste at *Oedogonium* hadde økt respirasjon og opptak av P med økende vannhastigheter opp til 40 cm/s, selv med lave konsentrasjoner av P i vannet. Trolig er dette en effekt av at den kontinuerlige vannstrømmen øker tilgangen på næringsstoffer. Dette gir god tilgang på næringsstoffer til arter som har et effektivt opptak av P. De fant også at det samme var tilfellet for *Spirogyra*, som ble identifisert som den dominerende arten i algeprøven fra det samme området i uke 38.

Videre kan økt vannføring bidra til økt tilførsel av næringsstoffer og være en mulig forklaring på algeveksten som ble observert i 2008 (bilde 1), ved vanninntaket til pumpehuset (Paus, 2008; Borgejordet, 2010a). De vannkjemiske analysene fra dette tidspunktet viste at konsentrasjonen av P var mindre enn 7 µg/l under vekstperioden (Paus, 2008). Det virker dermed sannsynlig at dette kan være en medvirkende årsak til algeveksten, men siden det ikke ble foretatt noen identifisering av alger i 2008, kan det ikke med sikkerhet sies at dette var årsaken.

I uke 38 hadde algesammensetningen endret seg ved utløpet fra biofilteret og nedstrøms terskelen til hovedbassenget. Identifiseringen av algeprøven viste at *Spirogyra* var den dominerende arten, i tillegg ble det funnet *Mougetia spp.* og *Cladophora glomerata*. Enkelte undersøkelser av vekstmønsteret til *Cladophora glomerata* har vist at arten ser ut til å ha begrenset vekst om sommeren, trolig som følge av høyere temperaturer og for sterkt sollys (Higgins et al., 2006). På tidspunktet prøven ble tatt var vanntemperatur redusert med ca. 5 °C fra tidspunktet hvor den

forrige prøven ble tatt. Videre var dagene kortere og tilgangen på sollys blir mindre. Dette er trolig en del av forklaringen på at *Cladophora glomerata* begynte å vokse igjen. I tillegg viste de vannkjemiske analysene en økning av tot-N konsentrasjonen til 580 µg/l. Konsentrasjonen av tot-P var uendret.

De vannkjemiske analysene, som ble gjort av vannet under isen i Nansendammen i uke 16 i 2013, viste høye verdier av næringsstoffer, tilsvarende som verdiene fra uke 18 i 2012. Dette kan bety at en vil stå ovenfor tilsvarende algevekst i vannanlegg utover våren/sommeren 2013.

4.4. Potensialet for algevekst i vannanlegget

Den limnologiske undersøkelsen av Nansendammen viser at innholdet av næringsstoffer er høyt på våren både i 2012 og 2013, og vannkvaliteten basert på disse verdiene kan karakteriseres som henholdsvis dårlig og meget dårlig i følge (SFT, 1997). Utover i sommerperioden er imidlertid innholdet av næringsstoffer lave. Innholdet av tot-P tilsier at Nansendammen er oligotrof (figur 10) og vannkvaliteten basert på alle parametere er god (SFT, 1997).

Siden oppholdstiden i vannanlegget er svært lang, over 2 år, vil næringsstoffer og forurensinger akkumuleres og sirkulere innen anlegget. Tilgangen på næringsstoffer vil i stor grad bli styrt av prosesser innen anlegget. Dette inkluderer både naturlige prosesser som opptak og frigivelse av næringsstoffer, samt reduksjon av næringsstoffer i renseanlegget. En betydelig algevekst i vekstsesongen indikerer at opptaket av næringsstoffer er høyt. Reduksjon av næringsstoffer i vekstsesongen og tilsvarende høye konsentrasjoner påfølgende vår tilsier at mye av næringsstoffene blir tatt opp i biomasse. Dette er et mønster som er gjenkjennelig fra naturlige vannforekomster, hvor næringsstoffer forbrukes under vekstsesongen og frigis under vinterstagnasjon. På grunnlag av dette kan i hvert fall en del av forklaringen på endringene de vannkjemiske analysene har vist for 2012 (figur 10, 11A og 13) skyldes primærproduksjon. Om naturlige ferskvannbiologiske prosesser hovedårsaken, eller kun en delvis årsak til nedgangen i næringsstoffer i Nansendammen kan ikke målingene gi svar på.

Både vannkanalen og Nansendammen ligger åpent i landskapet og er lite skjermet. Værpåvirkningen vil dermed ha stor påvirkning på algeveksten i dammen. De vannkjemiske analysene og algeprøvene i 2012 viste at innholdet av næringsstoffer har betydning for veksten og artssammensetningen til algene. Observasjonene av algevekst viste at algeveksten var på sitt største når både næringsinnholdet og middeltemperaturene var på sitt høyeste og at en betydelig reduksjon i næringsstoffer gir lavere vekst. Observasjonene og algeprøvene viste imidlertid at algeveksten ikke stopper opp, men at artssammensetningen endrer seg og arter med andre forutsetninger vil ta over for de næringskrevende artene. I denne sammenhengen virker det som at rennende vann er en spesielt viktig faktor som bidrar til algevekst. I de områdene med høyest vannføring vil stadig nye tilførsler gi alger som *Oedogonium* og *Spirogyra* gode vekstvilkår. Dermed er det sannsynlig at algevekst vil foregå selv med lave næringsstoffkonsentrasjoner. Det kan derfor være vanskelig å rense vannet i en slik grad at algevekst opphører. Renseeffekten til biofiltrene og øvrige rensetiltak vil selv ved svært høy renseeffekt trolig ikke klare å forhindre algevekst. Noe som igjen tilsier at algene må fjernes manuelt dersom det ikke er ønskelig med algevekst i bassenget.

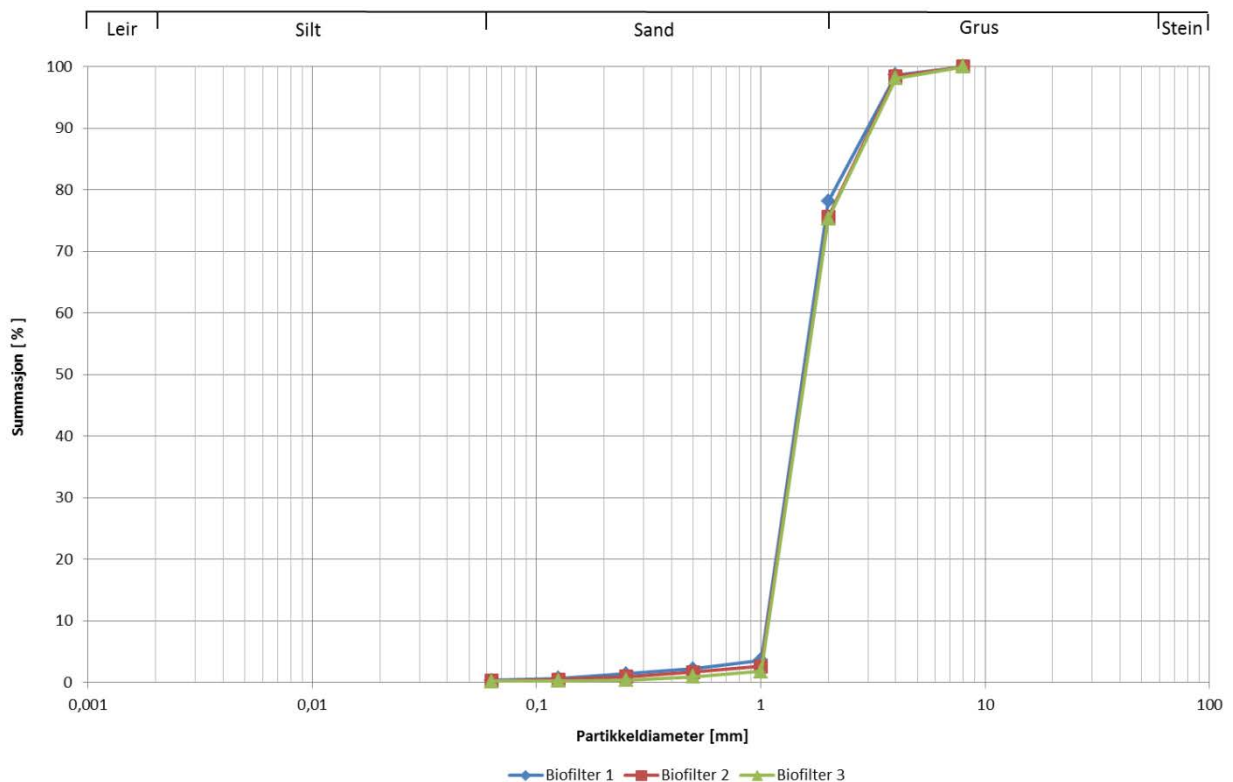
Forslag til hvordan behovet for manuell opprensning av alger kan reduseres og algeveksten vil bli mindre synlig er gitt i avsnitt 4.11 tiltak mot algevekst.

Undersøkelse av biofiltrene

4.5. Filtermediet

4.5.1. Kornfordeling

Figur 16 viser resultatet av kornfordelingsanalysene for de tre biofiltrene. Resultatet viser at det er svært liten variasjon i kornfordelingen mellom de tre biofiltrenes filtermedier. Den gjennomsnittlige kornstørrelsen d_{50} er ca. 1,65 mm, mens den effektive kornstørrelsen (d_{10}) er ca. 1,2 mm og d_{60} er ca. 1,80 mm, dette gir en sorteringsgrad, S_0 (d_{60}/d_{10}), på 1,5. Hovedfraksjonen i filtermediet er grov sand med kornstørrelse 1-2 mm, dette utgjør ca. 75 % av den totale massen. Fraksjonen mellom 2-4 mm består av en blanding av Filtralite og filtersand, mens fraksjonen > 4 mm består av Filtralite. I underkant av 5 % av filtermediet har en kornstørrelse mindre enn 1 mm. Innholdet av finpartikulært stoff i filtermediet er meget lavt, korn med en diameter mindre enn 0,063 mm utgjør kun 0,1 % av den totale massen.

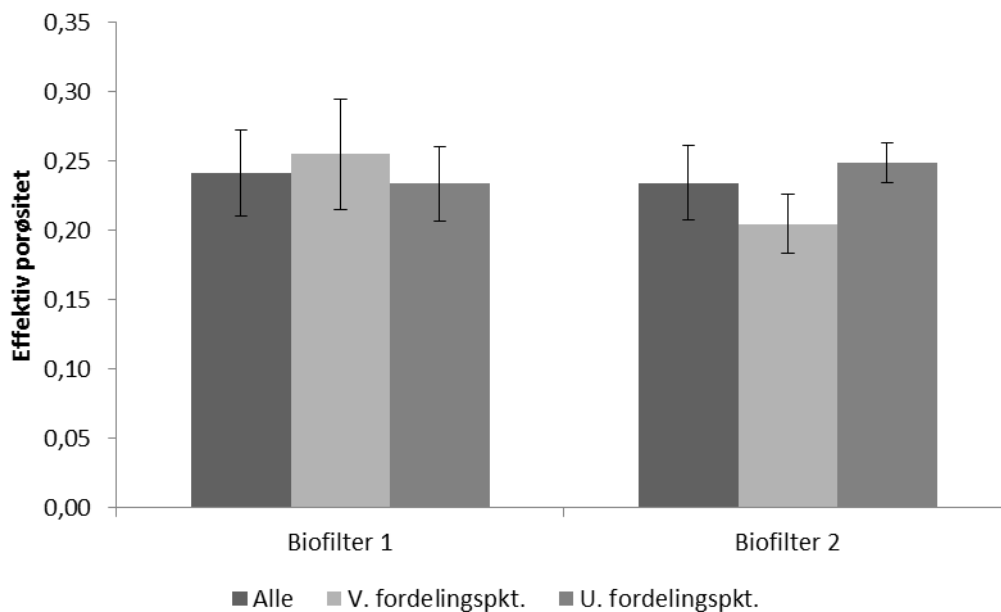


Figur 16: Kornfordelingsdiagrammet viser fordelingen kornstørrelse i de tre biofiltrenes filtermedier. Kornfordelingen for hvert filter er et gjennomsnitt av 3 prøver tatt i ulike punkter i filtermediet.

4.5.2. Porøsitet

Porøsiteten (n_e) angir volumet som er tilgjengelig for vann i en jordart eller i et filtermedium. Ved bruk av Gustafsons formel og data fra kornfordelingsanalysen, d_{10} og S_0 , kan porøsitet til filtermediet estimeres. Disse beregningene viste at porøsiteten var svært høy i alle filtre. Ved Gustafsons formel ble det estimert at biofiltrene hadde en porøsitet på 0,31.

Metning av jordprøver på laboratoriet viste at den effektive porøsiteten til Biofilter 1 var $0,24 \pm 0,03$, mens den effektive porøsiteten for Biofilter 2 var $0,23 \pm 0,03$ (figur 17). Den laveste n_e som ble estimert var 0,19 og ble estimert i en prøve tatt ved et av fordelingspunktene i Biofilter 2. Selv om det var en tegn til lavere porøsitet ved fordelingspunktene til biofilter 2 var forskjellen mellom de øvrige delene av filtermediet liten. Noe som tilsier at akkumulasjon av partikulært materiale eller dannelsen av biofilm er lavere utenom fordelingspunktet. Dette kan bety at områdene utenfor fordelingspunktene er belastet mindre enn områdene rundt fordelingspunktene.

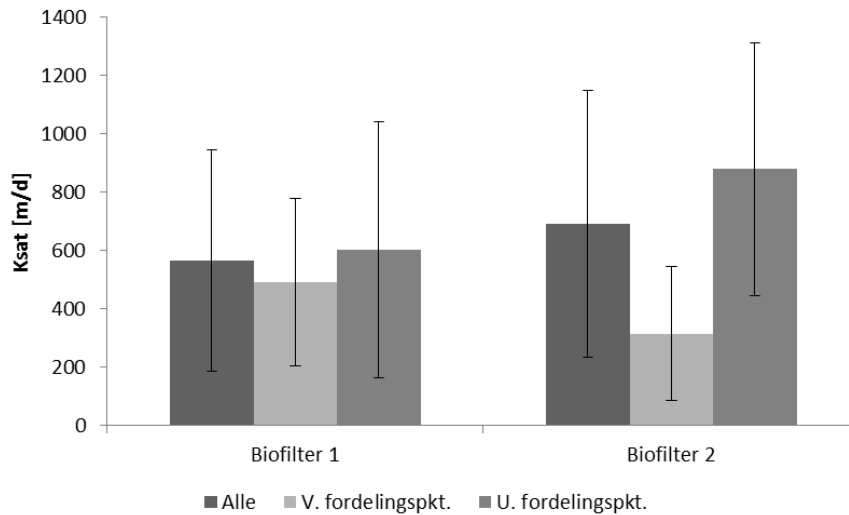


Figur 17: viser porøsiteten til Biofilter 1 og 2 som gjennomsnitt av alle ni prøver, gjennomsnitt av prøvene tatt < 1m fra fordelingspunktet og gjennomsnittet av prøver tatt utenom fordelingspunktet.

4.5.3. Hydraulisk ledningsevne

Den hydrauliske ledningsevnen er et uttrykk for infiltrasjonshastigheten og filtermediets permeabilitet og beskriver hastigheten vannet kan bevege seg gjennom et medium. Gustafsons formel gir et estimat for den hydrauliske ledningsevnen basert på data fra kornfordelingsanalysen, d_{10} og S_0 . Beregningene viste at den hydrauliske ledningsevnen var ca. 1500 m/d ved 20°C, og var i likhet med Gustafsons porøsitet svært høy.

Undersøkelsene av filtermediet med MPD-kolonnen viste også at den mettede hydrauliske ledningsevnen i biofiltrene at variasjonen var stor mellom målepunktene. For Biofilter 1 og Biofilter 2 viste målingene at den hydrauliske ledningsevnen var henholdsvis 565 ± 380 m/d og 691 ± 458 m/d (figur 18). Dette er en god del lavere enn estimatet fra Gustafsons formel, men fortsatt høyt.



Figur 18: viser den mettede hydrauliske ledningsevnen (m/d) til Biofilter 1 og 2 som gjennomsnitt av alle ni prøver fra hvert filter, gjennomsnitt av prøvene tatt < 1m fra fordelingspunktet og gjennomsnittet av prøver tatt utenom fordelingspunktet.

I Biofilter 1 er det ingen tydelige forskjeller i infiltrasjonskapasitet mellom fordelingspunktene og øvrige områder av filterflaten. I Biofilter 2 kan det imidlertid se ut som det kan være forskjeller mellom filterflaten ved fordelingspunktene og de øvrige delene. Den gjennomsnittlige mettede hydrauliske ledningsevnen utenom fordelingspunktene var $878 (\pm 434)$ m/d. Det er over det dobbelte av det som ble målt mindre enn 1m fra tilløpspunktet, hvor gjennomsnittlige mettede hydrauliske ledningsevnen som ble målt her var $316 (\pm 230)$ m/d. Variasjonene mellom målepunktene i de to gruppene er imidlertid stor.

4.6. Driften av biofiltrene

4.6.1. Hydraulisk belastning

I løpet av undersøkelsesperioden varierte vannføringen, estimert med bømte-tid målinger, til biofiltrene fra 5,9 til 7,2 l/s (tabell 4). For det enkelte biofilter var vannføringen $7,0 \pm 0,2$ l/s i Biofilter 1, mens det i Biofilter 2 og Biofilter 3 var henholdsvis $6,1 \pm 0,2$ l/s og $6,2 \pm 0,3$ l/s. Disse belastningene stemmer relativt godt med belastninger estimert gjennom sporstoff-forsøket (tabell 4). For en situasjon der vannet blir fordelt jevnt over biofiltrenes overflate (330m^2) gir dette en hydraulisk belastning fra 1544 til $1885 \text{ l/m}^2 \text{ d}$.

Tabell 4: viser resultater fra bømte-tid målinger av vannføringer. i tillegg til beregningene av vannføring basert på sporstofftilsetning i uke 42/43.

Vannføring [l/s]	Uke 37	Uke 38	Uke 39	Uke 40	Uke 41	Uke 42/43	Gjennomsnitt	Tracerforsøk Uke 42/43
Biofilter 1	7,2		6,7	6,9	7,1	6,9	7,0 ± 0,2	6,9
Biofilter 2	5,9	6,3	6,1			6,2	6,1 ± 0,2	6,6
Biofilter 3		6,3		6,2	5,9	6,5	6,2 ± 0,3	6,7

Det ble ikke gjort vannføringsmålinger tidligere i sesongen, men det er gjort notater i driftsoperatørens vedlikeholdsrapporter om dårlig vanntrykk. Dette kan tyde på at vannføringen har vært lavere i første del av sesongen, spesielt fra uke 23 til uke 32 har det vært lavt vanntrykk (Sten & Lund, 2012). I tillegg hadde pumpen som forsynte Biofilter 1 frem til uke 35 en teoretisk pumpekapasitet på 2 l/s som følge av at de foregikk parallelle forsøk med uttesting av pumper med andre pumpekarakteristikker (Serck-Hanssen, 2012). Dette kan ha påvirket vannfordelingen til biofilteret, vegetasjonsetableringen og biofilteret renseeffekt.

4.6.2. Oppholdstid

Mens den hydrauliske oppholdstiden i et umettet filtermedium bestemmes av den mettede hydrauliske ledningsevnen, vil den hydrauliske oppholdstiden i et mettet filtermedium bestemmes av vannlagringsevnen til filtermediet og den hydrauliske belastningen. Forutsatt at den mettede hydrauliske ledningsevnen ikke er så lav at den er begrensende (Kadlec & Wallace, 2009), noe beregningene i avsnitt 4.5.3 hydraulisk ledningsevne tilsier at det ikke skal være.

I biofiltrene utgjør filtermediet det øverste laget på 0,65 m. Med en mettet hydraulisk ledningsevne som målt med MPD forsøket (figur 18) vil det ta 59-303 sekunder før en gjennomsnittlig vandrdåpe har passert et umettet filtermedium i Biofilter 1, mens tilsvarende tid vil i Biofilter 2 vil være 49-241. Den betyr at den lengste oppholdstiden i et umettet filtermedium kun er i overkant av 5 minutter.

Den effektive porøsiteten for Biofilter 1 og 2 er henholdsvis 0,24 og 0,23. Dette tilsier at henholdsvis 23 og 24 % av volumet i filtermediet er tilgjengelig for vann. Den effektive porøsiteten er ikke bestemt for Biofilter 3, men på bakgrunn av kornfordelingsanalysene er trolig den effektive porøsiteten i samme størrelsesorden. Filtermediet i biofiltrene har et volum på 214,5 m³ (330m² * 0,65m) og med utgangspunkt i en effektiv porøsitet på 0,24 vil filtermediet kunne lagre 51,5m³ med vann. Dersom den hydrauliske belastningen er 6,0 l/s vil den hydrauliske oppholdstiden til vannet i filtermediet være i underkant av 2,4 timer.

Oppholdstiden fra innløp til utløp vil være lenger, fordi vannet skal passere støttelagene og dreneringslaget. Minimalt med renseprosesser vil foregå i disse lagene, de er derfor ikke tatt med i beregningene av oppholdstid.

Oppholdstid som er i størrelsesorden noen sekunder eller minutter slik som i de umettede biofiltrene vil i følge Kadlec og Wallace (2009) være begrensende for flere prosesser siden kontakttiden vil være kort. Dette gjelder opptak og næringsstoffer til planterøtter og mikroorganismer, absorpsjon i filtermediet og adsorpsjon til filtermediet som følge av begrenset tid til diffusjon gjennom biofilm. Ved slike lave oppholdstider vil det være begrensede muligheter til å se forskjeller i innløps og utløpsvann fordi omdanningen og reduksjon vil være minimal.

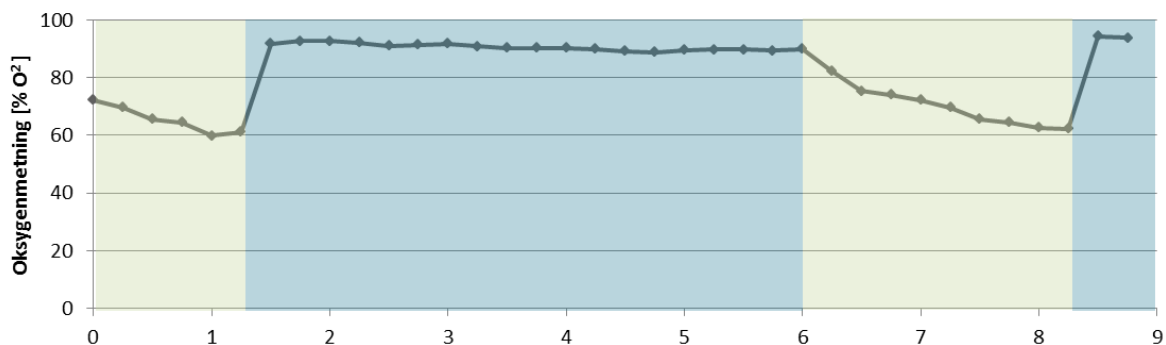
I følge Massachusetts Department of Environmental Protection et al. (1997) er det tilstrekkelig med en oppholdstid på 2 timer for filterløsninger som har til hensikt å redusere innholdet av næringsstoffer i urbant overvann, gitt at filteret har gode filtreringsegenskaper. Det er også vist i flere studier av vertikalt strømmende filtre som behandler avløpsvann at økt oppholdstid gir økte renseseffekt (Molle et al., 2006; Kadlec & Wallace, 2009; Torrens et al., 2009). Hvor lang oppholdstiden må være er svært variabel fra filter til filter og avhenger av filterets design og formålet med filteret. For behandling av avløpsvann kan det for eksempel være nødvendig med en oppholdstid på flere dager (Kadlec & Wallace, 2009).

Dermed kan det tyde på at renseseffekten fra de umettede filtrene, hvor oppholdstiden er kort, vil være minimal. Mens biofilteret som driftes mettet, hvor oppholdstiden er omtrent 2,4 timer, vil kunne gi en tilfredsstillende reduksjon av næringsstoffer, forutsatt at andre faktorer ikke er begrensende.

4.6.3. Driftssyklus/oksygentransport

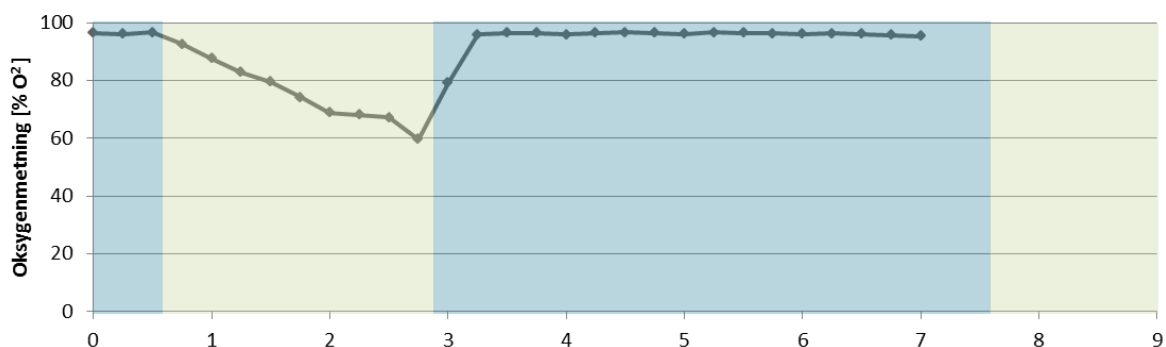
I loggingen av driftsperioden ble oksygeninnholdet i biofiltrene undersøkt i utløpet fra biofiltrene. Alle biofiltrene er undersøkt både under belastning og under hvileperioder. Det er ikke gjort målinger i innløpet til biofiltrene slik at oksygenforbruk kan bestemmes.

Undersøkelsen av O₂-metningen i Biofilter 1 ble gjort i ca. 9 dager. Målingen viste at det allerede ved første måling etter driftsoppstart (ca. 6 timer) var en betydelig økning i O₂-metningen i utløpskummen (figur 19). Gjennom hele driftsperioden var O₂-metningen høyere enn 88 %. Under hvileperioden sank O₂-metningen ned igjen til samme nivå som før oppstart ved forrige driftsperiode, ca. 60 %. Siden filteret driftes umettet i denne perioden er dette kun vannet i utløpskummen og dreneringslaget. Ved oppstart av neste driftsperiode var samme trend tydelig, O₂-metningen var 94 % ved første måling (ca. 6 timer) etter driftsoppstart.



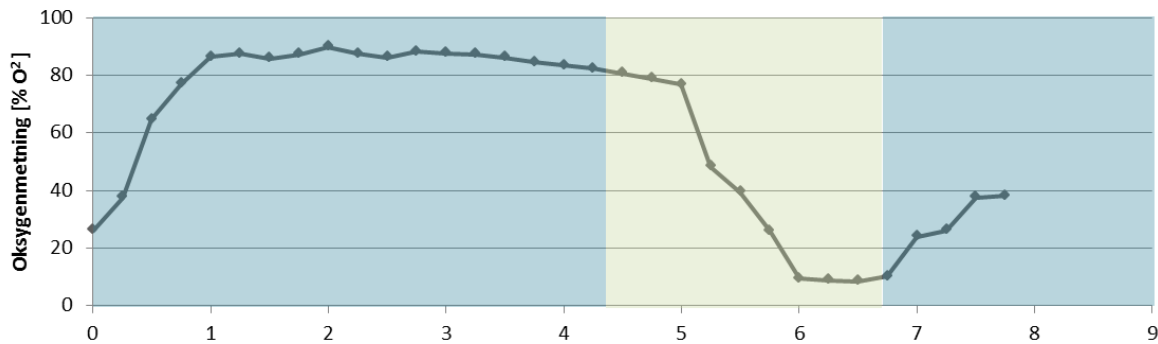
Figur 19: Viser O₂-metningen i Biofilter 1 under undersøkelsesperioden på ca. 9 dager etter driftsendring, målinger er gjort hver 6 time. Blå områder indikerer når filteret har vært belastet, mens grønne felt viser hvileperiodene hvor biofilteret ikke blir belastet. Driftsperioden er på 4 dager og 16 timer, mens hvileperioden er på 2 dager og 8 timer (tabell 2).

Biofilter 2 ble målt i en kortere periode enn Biofilter 1, men trenden for de to biofiltrene var lik. O₂-metningen øker etter driftsoppstart og avtar ved driftsstans (figur 20). Etter driftsoppstart tok det mellom 3 og 9 timer før filteret nådde en stabil O₂-metningen på over 92 %.



Figur 20: Viser O₂-metningen i Biofilter 2 under undersøkelsesperioden på ca. 7 dager etter driftsendring, målinger er gjort hver 6 time. Blå områder indikerer når filteret har vært belastet, mens grønne felt viser hvileperiodene hvor biofilteret ikke blir belastet.

I biofilter 3 som ble driftet mett tok det lenger tid før O₂-metningen nådde ett stabilt nivå (figur 21). Mellom 32-38 timer etter driftsoppstart var O₂-metningen var stabilt over 80 %. I hvileperioden til 18-24 timer før O₂-metningen falt kraftig. Etter 39-45 timer ble den laveste O₂-metningen målt, ca. 8-10 %. Det ble ikke målt anaerobe forhold. Ved driftsoppstart i andre målte periode viste resultatet av det tok lenger tid før O₂-metningen økte. Det tok 2-8 timer før O₂-metningen var over 20 % og etter 20-28 timers drift var O₂-metningen fortsatt ikke nådd 40 %.



Figur 21: Viser O₂-metningen i Biofilter 3 under undersøkelsesperioden på ca. 7 dager etter driftsendring, målinger er gjort hver 6 time. Blå områder indikerer når filteret har vært belastet, mens grønne felt viser hvileperiodene hvor biofilteret ikke blir belastet. T₀ er ca. 8 timer ut i driftsperioden.

I tidligere undersøkelser har det blitt satt fokus på at biofiltrene ikke har fått O₂ som følge av høy vannstand ved etablering av vegetasjon på filteroverflaten. Det har vært antatt at utilstrekkelig tilgang på O₂ har medført at mikroorganismene ikke hatt tilfredsstillende vekstvilkår og at etableringen av mikrobiell biomasse i filtrene derfor har vært lav (Borgejordet, 2010a). Resultatene viser at utløpet har et høyt innhold av O₂ og forbruket i biofiltrene er lavt. O₂ har således ikke vært en begrensende faktor for renseprosessen i undersøkelsesperioden. Resultatet fra undersøkelsen av driftsperioden viser at tilgangen på O₂ er god. Biofiltrene ble ved undersøkelsen belastet med 6-7 l/s. Ved denne belastningen er ikke O₂-forbruket i biofilteret av en slik karakter at det er behov for ytterligere tiltak for tilførsel av O₂.

I Biofilter 1 og 2 er O₂-metningen i utløpet over 92 % noe som tilsier at det maksimale forbruket i filteret er 8 %. I Biofilter 3, som ble driftet mettet, var O₂-metningen var over 80 % i utløpet kan forbruket ha vært maksimalt 20 %. Dette forutsetter imidlertid at innløpsvannet ikke er overmettet, noe som kan forekomme i perioder med høy algevekst. Det her trolig ikke vært tilfelle, da det på undersøkelsestidspunktet ikke ble registrert algevekst av betydning. I tillegg hadde det trolig vært store variasjoner i O₂-metningen som følge av produksjon og respirasjon gjennom døgnet (Kalff, 2002). Trolig kan et høyt O₂-innhold i utløpet tilskrives en kombinasjon av liten omdanning i filteret og lav oppholdstid på grunn av høy hydraulisk belastning.

Videre indikerer resultatene at det er løst O₂ i vannet som bidrar med O₂ til filteret. Noe som virker logisk da det i vannanlegget er en rekke installasjoner som vil gi innblanding av O₂ i vannet på grunn av turbulens. Blant annet i rennen fra Tårnplassen hvor det er sildrefall, raskstrømmende vann og terskler i hovedkanalen og terskler i vannanlegget.

I filtre hvor O₂-metningen øker som følge av lufting av et drenert filtermedium vil man ikke forvente at økningen i O₂-metning vil øke sakte for så å holde seg stabil under driften. Dersom det skulle vært behov for utlufting av filtermediet ville man forventet at O₂-metningen avtok utover i driftsperioden, noe som ikke er tilfellet i følge resultatene (figur 19 - 21). I et mettet filter med et overliggende vannspeil, slik som Biofilter 3, vil en eventuell utlufting skje ved diffusjon noe som vil begrense O₂-transporten. At det tar 39-45 timer før O₂-metningen indikerer at det tar tid før vannet i hele filteret (filtermediet, støttelag og dreneringslag) er byttet ut. Det kan dermed tyde på at de lange hvileperiodene ikke er nødvendig for å tilføre filtermediet tilstrekkelig med O₂.

Høyt innhold av O₂ i vannet gjør det heller ikke mulig å vurdere effektene av punktfordeling med strupeventiler (fontener) eller fordelingsspiraler på oksygeninnholdet i filteret. Noe som trolig er grunnen til at forskjellene mellom Biofilter 1 og 2 var små, mindre enn 2 %, når O₂-metningen hadde stabilisert seg.

4.7. Vannfordeling

På våren og forsommeren var den hydrauliske belastningen til biofilteret variabel som følge av parallelle forsøk med pumpene som forsyner biofiltrene (avsnitt 4.6.1). For denne perioden foreligger det ikke målinger av den hydrauliske belastningen til biofiltrene. Etter driftsendring i uke 36 ble den hydrauliske belastningen til biofiltrene målt til 5,9 - 7,2 l/s (tabell 4).

En hydraulisk belastning på 6,0 l/s tilsvarer en belastning på ca. 518 m³/d. Med utgangspunkt i den hydrauliske belastningen som er målt mindre enn 1 m fra tilførselspunktene i Biofilter 2 (316 ± 230 m/d) vil alt vannet teoretisk kunne infiltrert gjennom et umettet filter innenfor et areal på 0,9 – 6,2 m². Forutsatt at vannet fordeles med punktfordeling og at vannføringen ved hvert punkt er lik vil vannet infiltrere i en avstand på kun 0,18 – 0,47 m fra fordelingspunktet. Dette vil medføre en kortslutningsstrømning rundt fordelingspunktene. I realiteten vil en noe større del av overflaten utnyttes på grunn av infiltrasjonsmotstand, men utnyttelsen av filteret vil fortsatt være svært dårlig.

I det opprinnelige designet var det tiltenkt at akkumulasjon av partikler og partikulært materiale over tid ville redusere infiltrasjonsevnen og bidra til å øke vannfordelingen (Atlelier Dreiseitl, 2005). Dersom vannet ved en hydraulisk belastning på ca. 518 m³/d (6 l/s) skulle fordelt seg utover hele filterflaten på grunn av infiltrasjonsmotstand ville dette ha krevd en hydraulisk ledningsevne i filtermediet som ikke var høyere enn ca. 1,6 m/d (518 m³/d / 330m²). Den mettede hydrauliske ledningsevnen i Biofilter 2, ved fordelingspunktene var 316 ± 230 m/d og 878 ± 474 m/d utenom fordelingspunktene (figur 18), hvor belastningen har vært ingen eller liten. Antar man at filtermediet utenom fordelingspunktene ikke har blitt belastet, noe det trolig ikke har blitt, kan man anta at den hydrauliske ledningsevnen vil være tilnærmet lik det den var ved ferdigstillelsen i 2008. Med utgangspunkt i dette kan man anta at gjennomsnittlige reduksjonen i den mettede hydrauliske ledningsevnen 1 m fra fordelingspunktet vært 558 m/d på 4 driftssesonger.

En avstand på 1 m fra fordelingsplaten tilsvarer et areal på ca. 4,5 m³ ((1+0,2 m)² * π) på filterflaten. For tre fordelingspunkter tilsvarer dette et areal på ca. 13,5 m². Dette utgjør ca. 4 % av det totale overflatearealet på 330 m² etter 4 driftssesonger. Dersom det resterende arealet skal ha en tilstrekkelig lav hydraulisk ledningsevne ville det tatt svært lang tid. Noe som tyder på at reduksjon i den hydrauliske ledningsevnen som følge av akkumulasjon av partikler ikke vil være tilstrekkelig for fordeling av vannet på filterflaten. Dette utelukker i prinsippet punktfordeling ved umettet drift, dersom det ikke gjennomføres tiltak som vil redusere den hydrauliske ledningsevnen.

4.7.1. Observasjoner av vannfordelingen

Biofilter 1

Biofilter 1 hadde før sesongoppstarten i 2012 fått tilført et lag med Oslotorv/kompost på filteroverflaten for å forbedre vannfordelingen og fremme planteveksten. Ved to av fordelingspunktene var det påmontert forstøvingsdyser (bilde 16A), mens ett av fordelingspunktene hadde påmontert en strupeventil slik at fordelingspunktet framstod som en fontene (bilde 16B).



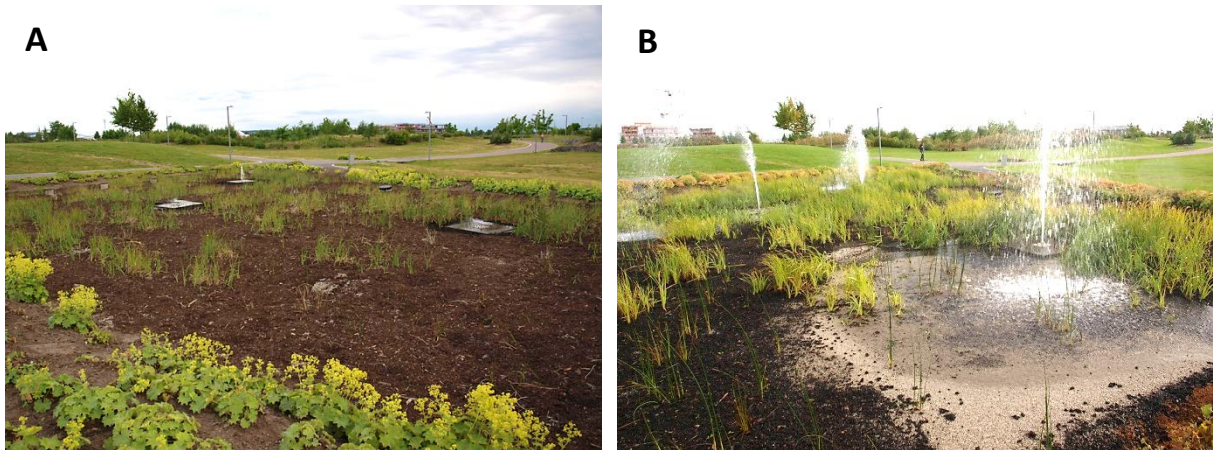
Bilde 16: viser fordelingsanordninger på Biofilter 1 før driftsendring. Ved to av fordelingspunktene var det påmontert forstøvingsdyser (A) og ved et fordelingspunkt var det påmontert strupeventil (B). Overflaten av filteret er dekket med Oslotorv.

På grunn av liten vanntilførsel og lavt vanntrykk til Biofilter 1 ga forstøvdysene ingen forstøvning av vannet og fordelingen av vannet var dårlig. Vannet traff forankringsplaten og rant ned langs kantene uten å fordele seg utover filterflaten. Det samme var tilfellet for fordelingspunktet med strupeventil. Vannstrålen fra fontenedysen var kun 0,2 - 0,3 m høy. På grunn av liten vanntilførsel ble ikke Oslotorven fuktet og bidro derfor ikke til tilbakeholdelse av vann på filterflaten.

Biofilter 1 ble, før driftsendringen i uke 36, driftet mettet med et vannspeil, som stod ca. 0,05 - 0,15m under filterflaten. At plantene vokser rundt fordelingspunktet har dermed ikke sammenheng med fordelingen av vannet.

Årsaken til at vanntilførselen var liten og vanntrykket lavt på våren og forsommeren var at det ble benyttet en pumpe med lavere kapasitet til forsyning av Biofilter 1. Denne pumpen hadde en teoretisk pumpekapasitet på 2 l/s. Dette er betraktelig lavere enn pumpene som forsyner de øvrige biofiltrene. Disse pumpene har en teoretisk pumpekapasitet på 10 l/s. Strupingen på fordelingspunktene ble gjort for at pumpene skulle operere innenfor pumpekarakteristikken (Serck-Hanssen, 2012).

I juli ble pumpen som tidligere forsynte biofilter 2 ble koblet over til å forsyne biofilter 1. Samtidig ble forstøvingsdysene og strupingen fjernet, slik at utløpet nå hadde en diameter på ca. 20 mm. Dette medførte en vesentlig økning i vannmengden. Vannstrålen i dette filteret stod 1,5-2,5m over fordelingspunktet (bilde 17B).



Bilde 17: Viser hvordan overflaten på Biofilter 1 fremstod før (A) og 4-5 uker etter at pumpen som forsyner biofilteret ble byttet og forstøvingsdysene ble byttet med strupeventiler (B).

Denne endringen påvirket også filterflaten i biofilteret. Vannstrålen var så høy at når vinden tok tak, slo vannet ned på filteroverflaten istedenfor på forankringsplaten. Det var også skjevheter i forankringsplaten, som bidro ytterligere til at vannstrålen sprutet ut til siden. Nedslaget til vannstrålen traff 1,5-2,5m fra fordelingspunktene, avhengig av vindpåvirkningen. Bilde 17A viser hvordan biofilter 1 fremstod før endringen og bilde 17B viser situasjonen etter endringen.

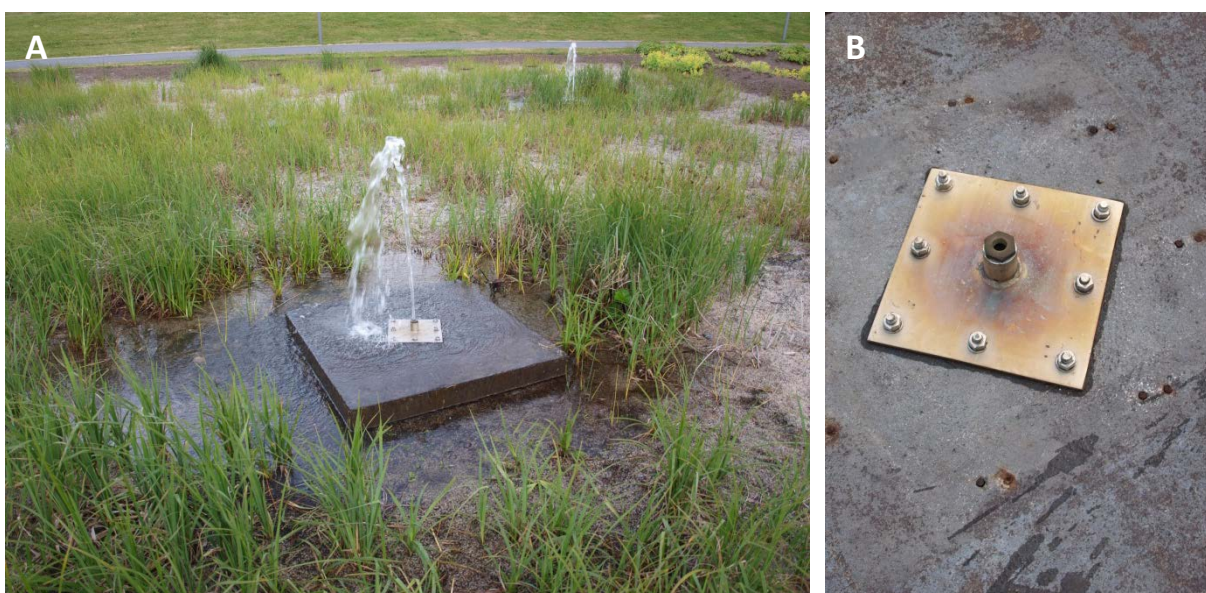
Det organiske laget og filtermediet har blitt sortert rundt tilførselspunktet, og det har bygget seg opp vuller på filteroverflaten, som et resultat av dette (bilde 18A). Det dannet seg også tydelige skiller mellom filtersanden og Filtralite, trolig på grunn av forskjellen i egenvekt (bilde 18B). Dette skjedde relativt raskt etter driftsendringen. De negative effektene ble forsterket i ukene frem mot slutten av driftssesongen. En konsekvens av denne vanntilførselen var at de plantene som hadde etablert seg ved fordelingspunktet i løpet av sesongen, ble kraftig redusert i nedslagsområdene til vannstrålen.



Bilde 18: Viser sortering av filterflaten til Biofilter 1 etter bytte av pumpe. Laget med Oslotorv hadde lagt seg som voller rundt nedslagsområdet til vannstrålen (A) og Filtralite hadde skilt seg fra filtersanden (B).

Biofilter 2

Før driftsendringen i uke 36 hadde Biofilter 2 påmontert dyser, som innsnevret utløpet for vannfordelingene i filtrene til en ca. 5 mm åpning (bilde 19B). Dysene medførte at fordelingspunktene framstod som fontener (bilde 19A). Vannstrålen ved alle fordelingspunktene var relativt stabile med en høyde på 1,0-1,3 m gjennom hele sesongen. Denne vannstrålen var ikke høyere enn at vannet slo ned igjen på betongplaten før den rant ut på filteroverflaten.



Bilde 19: Viser fordelingsanordningen i Biofilter 2 før ombyggingen (A), og selve strupingen på fordelingspunktet (B).

Dette ga en dårlig vannfordelingen på filteroverflaten. Vannet infiltrerte raskt ned i filtermediet og det var kun i en avstand på 0,5-1,5m fra fordelingspunktet at det dannet seg små vannspeil på filteroverflaten (bilde 19A). Før driftsendringen ble høyden på utløpsrøret justert slik at store deler av filtermediet var mettet, vannivået var ca. 0,05-0,15m under filterflaten.

Som en del av de parallelle undersøkelsene av biofiltrenes forsyningspumper i driftssesongen 2012 ble pumpen som forsynte Biofilter 2 omkoblet til å forsyne Biofilter 1. Det ble ikke montert ny pumpe på Biofilter 2 før i slutten av august. Dette førte til at biofilter 2 i en periode på 5-6 uker ikke var i drift.

Ved driftsendringen i uke 36 ble vannivået i Biofilter 2 senket ned til laveste vannstand. Slik at hele filtermediet ble driftet umettet. I tillegg ble fordelingsystemet byttet ut med spiraler av perforerte PE rør, som ble fordelt utover filteroverflaten (bilde 20A og B).



Bilde 20: Viser fordelingsanordningen til Biofilter 2 etter ombyggingen. Bilde A viser hvordan PE rørene er lagt i sirkler utover filterflaten, mens bilde B viser hvordan vannet tilføres filterflaten.

I løpet av perioden (uke 36-44) hvor spiralene var i drift har vannet tilsynelatende fordelt seg jevnt rundt hele fordelingen. Vannet tilførtes området som ble dekket av spiralen for så å infiltrere raskt ned i filtermediet (bilde 20B). Det var fortsatt antydning til dannelse av vannspeil rundt et av fordelingspunktene, men ikke i samme grad som tidligere. Det ble ikke observert forhold som kan tyde på at tilstopping av utløpshullene vil bli et problem. Kun ved to tilfeller har det vært observert større partikler (planterester) som delvis har blokkert utløpene.

Biofilter 3

Biofilter 3 ble gjennom hele driftssesongen 2012 driftet mettet med et vannspeil stående 0,05-0,15m over filteroverflaten (bilde 21). Fordelingspunktene hadde samme strupeventil som Biofilter 2 hadde før ombygningen av fordelingsystemet (bilde 19A og 19B).



Bilde 21: viser vannfordeling i Biofilter 3. Fordelingspunktene er påmontert dyse, i tillegg er utløpsrøret fra biofilteret justert slik at filteret driftes mettet med et overliggende vannspeil.

I Biofilter 3 hadde bruken av strupeventil den samme effekten som i Biofilter 2. Vannstrålen var relativt stabil med en høyde på 1,0-1,3 m gjennom hele sesongen og vannet traff forankringsplaten før den rant ned til filterflaten. Et vannspeil over filterflaten i Biofilter 3 medførte at hele filteret ble tatt i bruk. Det ble ikke observert sortering av Filtralite og filtersand, slik som i Biofilter 1. Utover partikler og planterester som fløt på overflaten ble det observert algevekst på enkelte steder på filterflaten.

4.8. Observasjoner av vegetasjon

I begynnelsen av driftssesongen 2012 (uke 18) var vegetasjonsdekket i alle biofiltrene dårlig og begrenset seg til små tuer med uvilkaarlig plassering. Vegetasjonen som var til stede var planter fra fjorårssesongen hvor veksten enda ikke hadde begynt. Det var også store områder (3-4m²) i alle filtre hvor det ikke var tegn til vegetasjonsvekst. Dekningsgraden (andel av filterflaten dekket med vegetasjon) var lav. I Biofilter 1 som hadde fått tilført dekke av oslotorv før sesongen hadde en dekningsgrad som anslagsvis var lavere 10 %. De to øvrige biofiltrene hadde en dekningsgrad på anslagsvis 15-20 % (tabell 5).

Tabell 5: Viser vegetasjonens dekningsgrad (%) på biofiltrenes overflate i driftssesongen 2012. Dekningsgraden er anslått på bakgrunn av observasjoner gjort på befaringer.

	Uke 18	Uke 25	Uke 27	Uke 32	Uke 43
Biofilter 1	< 10 %	10-15 %	15-20 %	25-30 %	25-30 %
Biofilter 2	15-20 %	25-30 %	30-35 %	40-50 %	50 %
Biofilter 3	15-20 %	20-25 %	25-30 %	30-35 %	30-35 %

Utover våren og forsommeren var veksten tiltagende, men det var først i uke 25-27 at veksten var av en slik grad at endringene var synlige. Store udekte områder var fortsatt tilfelle. Veksten fortsatte utover høsten og innen slutten av driftssesongen hadde dekningsgraden i alle biofiltrene økt.

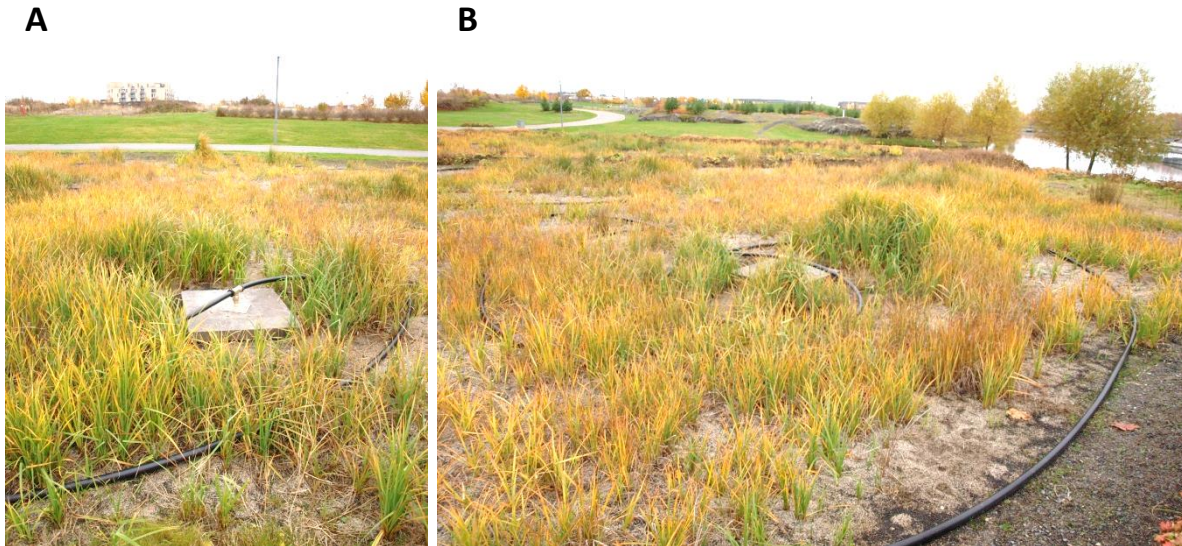
Biofilter 1

Biofilter 1 hadde den laveste dekningsgraden ved slutten av sesongen, i tillegg til den laveste dekningsgraden innledningsvis. Lav dekningsgrad kan til en viss grad tilskrives problemene med vannfordelingen. Hvor strupeventilen på tilførselspunktet medførte at vannsøylen slo ned på filteroverflaten med en slik kraft at plantene ikke klarte å etablere seg i området. Som beskrevet i avsnitt 4.7.1 observasjoner av vannfordelingen. Det var heller ingenting som tydet på at oslotorven gav plantene bedre vekstbetingelser. Før driftsendringen var vannspeilet stilt 0,10-0,15 m under vannoverflaten og vannfordelingen slik at oslotorven forble tørr når det ikke regnet. Oslotorven var også forholdsvis grov og syntes ikke å klare å holde tilbake vann etter nedbørsperioder. Den tørket fort. Vegetasjonen i Biofilter 1 bestod nesten utelukkende av starr, men med noen få planter av sjøsivaks, kjempesøtgress og takrør.

Biofilter 2

Dekningsgraden i Biofilter 2 var best med anslagsvis 50 %. I dette filteret så plantene til å være jevnt fordelt utover filterflaten. Etter bytte av fordelingsanordning til spiralsystem var det tegn til økende vekst rundt fordelingsplaten. Dette var i det området hvor det tidligere, med punktfordeling, hadde

dannet seg vannspeil på overflaten. Ved overflaten rundt fordelingspunktene var det akkumulert et lag som tilførte plantene ekstra næring. Plantene som vokste i dette området ble høyere enn plantene i resten av filteret og forholdt seg friske og grønne sent i sesongen, når de øvrige plantene begynte å visne (bilde 22A og 22B). Vegetasjonen i Biofilter 2 ble dominert av starr, men hadde spredte forekomster av sjøsivaks ved ytterkantene av filterflaten.



Bilde 22: Viser økt vegetasjonsvekst rundt fordelingspunktene i Biofilter 2 etter endring fra punktfordeling til spiralfordeling i uke 36. Bilde er tatt i uke 42.

Biofilter 3

I Biofilter 3, som ble driftet mettet med overliggende vannspeil under hele driftssesongen, var dekningsgraden anslagsvis 30-35 % ved slutten av driftssesongen. Årsaken til at den lave dekningsgraden var at det var store områder med beskjeden vegetasjon. Spesielt i bakkant av filteret (bilde 23), samt enkelte områder i midten av filteret. Trolig som følge av dårlig vegetasjonsvekst og problemer med vegetasjonsetablering tidligere år. Ser man bort ifra området i bakkant av filteret ville dekningsgraden vært vesentlig forbedret, og Biofilter 3 ville fremstått forholdsvis likt som Biofilter 2. At biofilteret ble driftet med frittliggende vannspeil medførte at det enkelte steder var tegn til algevekst. Av vegetasjon var det starr som utgjorde hovedplanten i filteret, men den var ikke så dominerende som i de øvrige filtrene og biofiltrene fremstod med en større variasjon i vegetasjonen. Det var en større forekomst av sjøsivaks og samt en mindre forekomst av skogsivaks.

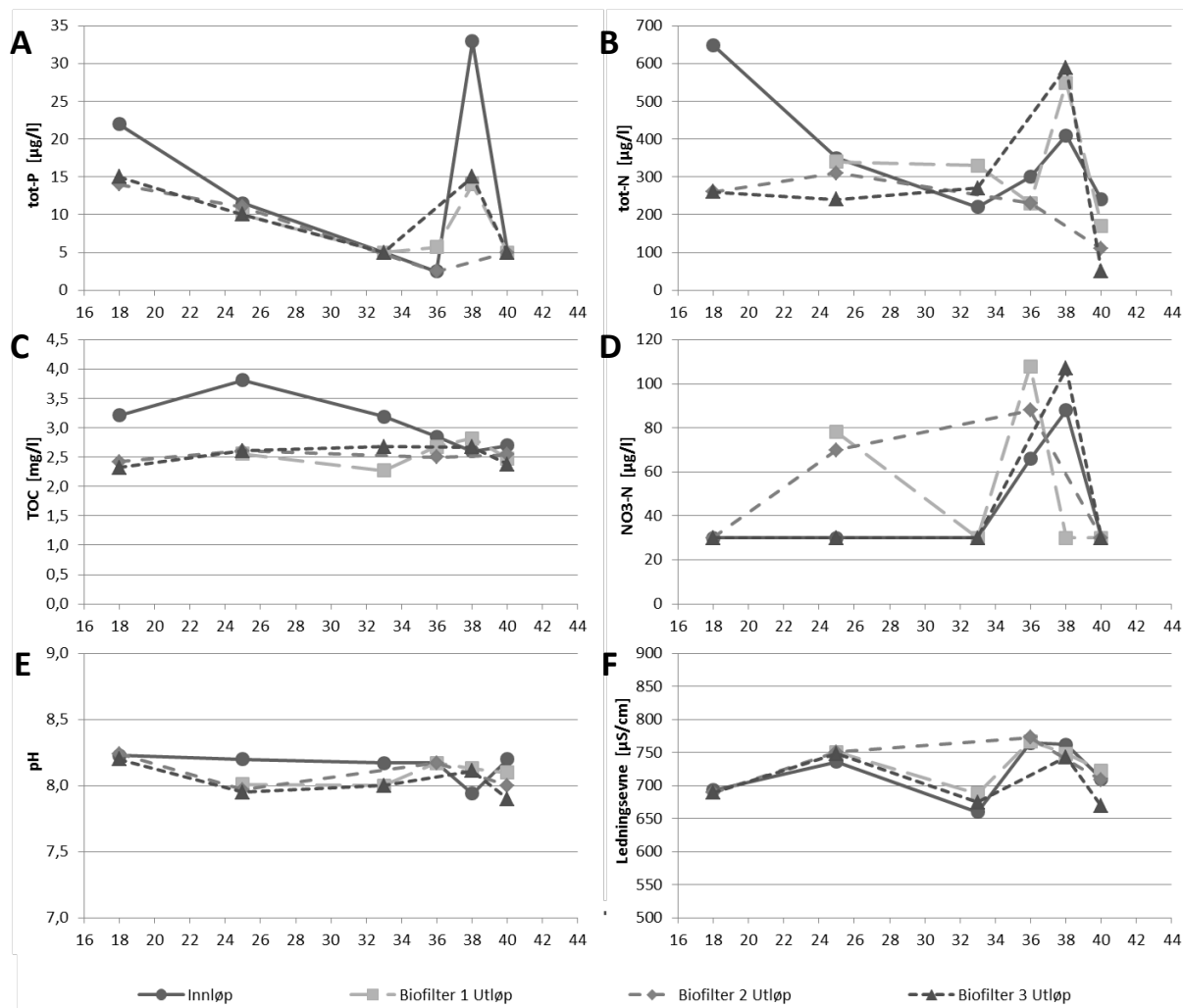


Bilde 23: Viser bakkant av filterflaten i Biofilter 3 hvor det enda ikke er etablert vegetasjon. Bilde er tatt i uke 42.

I uke 19 ble det i alle biofiltre sådd dunkjevlefrø og plantet rhizomer (røtter) fra dunkjevleplanter hentet fra nærområdet (Sten & Lund, 2012). Det ble ikke observert spiring av frø eller vekst fra dunkjevlerøttene i løpet av 2012 sesongen. Ved befaringene ble flere av rhizomene funnet i rett under overflaten, < 0,1 m ned i filtermediet, det var ikke tegn til at det hadde vokst ut nye skudd fra disse.

4.9. Renseeffekt i biofiltrene

Vurdering av vannkvaliteten fra Nansendammen, som er vannet som blir renset i biofiltrene viste at det var store variasjoner i konsentrasjonen av N, P og TOC i løpet av sesongen. Sammenligning med forventede konsentrasjoner av disse næringsstoffene urbant overvann viste at vannet i Nansendammen er svært rent. I løpet av sommeren vil vannkvaliteten også i innsjøssammenheng kunne betegnes som god. Resultatene av de vannkjemiske analysene fra innløp og utløp av biofiltrene er vist i figur 22. Disse viste tilsvarende verdier som analysene av vannet i Nansendammen og tilvarende trend utover sesongen (figur 10 -14). Den limnologiske undersøkelsen av Nansendammen indikerte at disse variasjonene i hvert fall delvis kan forklares med naturlige innsjøprosesser som primærproduksjon og nedbrytning.



Figur 22: viser tot-P (A), tot-N (B), TOC (C), $\text{NO}_3\text{-N}$ (D), pH (E) og ledningsevne (F) i innløpet og utløpet fra de tre biofiltrene i driftssesongen 2012.

Usikkerhet rundt den hydrauliske belastningen til biofiltrene før driftsendring, hvor blant annet tilførselen av vann til biofilter 1 trolig har vært lavere enn 2 l/s, gjør sammenligning av resultatene for det enkelte biofilter før og etter driftsendring lite hensiktsmessig. Variable hydrauliske belastninger kan ha stor påvirkning på resultatet blant annet fordi flere av biofilterets renseprosesser er avhengig av en viss oppholdstid.

Etter driftsendring hvor den hydrauliske belastningen er kjent er det imidlertid også vanskelig å sammenligne renseeffekten til biofiltrene. Årsaken til det er variasjoner i tilførsler og prøvetakning på ulike tidspunkt. Det foreligger ikke vannkjemiske data fra utløpene til alle biofiltrene i alle uker. For eksempel ble det i uke 38 målt høyere verdier av tot-P, tot-N i innløpet og i utløpet fra Biofilter 1 og 3. Biofilter 2 var ikke i drift på måletidspunktet i uke 38 og ble derfor ikke prøvetatt. At Biofilter 2 ikke var i drift på dette tidspunktet medfører en lavere variasjon av dataene fra utløpet for Biofilter 2 enn de øvrige filtrene. Det samme er tilfelle for Biofilter 3 hvor utløpet ikke er prøvetatt i uke 36, når

innløpskonsentrasjonene var lave. Dette vil gi et høyere gjennomsnitt for dataene i utløpet fra Biofilter 3 etter driftsendring. Selv om disse forholdene gir begrensede muligheter til å sammenligne renseeffekten for de tre biofiltrene, kan resultatene i noen grad gi indikasjoner på renseeffekten til det enkelte filter.

P-konsentrasjonen i innløpet var høyere enn i utløpet fra filtrene i uke 18, 25 og 38. I uke 33, 36 og 40 var tot-P inn og ut av biofiltrene lavere enn bestemmelsesgrensen, med unntak av utløpet fra biofilter 1 i uke 36 hvor den målte konsentrasjonen var 0,7 µg/l høyere enn i innløpet (figur 22A). Forskjellene er imidlertid ikke store og kan skyldes variasjoner i innløpsvannet. En annen forklaring som kan ha påvirket resultatene er laboratoriets (ALS) bruk av ulike metoder, med ulike deteksjonsgrenser, for analysen av tot-P. For eksempel så er det benyttet optisk spektrometri på lave konsentrasjoner av P, noe som kan påvirke analyseresultatene. Det er også stilt spørsmål vedrørende nøyaktighet og presisjon for metodene brukt til disse P-analysene (Mæhlum, 2013).

For tot-P kan det virke som at reduksjonen er styrt av konsentrasjonen i innløpsvannet. Ved høye konsentrasjoner var det en tendens til retensjon i filteret, mens det ved konsentrasjoner lavere enn 11,5 µg P/l var liten eller ingen retensjon. Ved ett tilfelle i uke 36 var det også målt høyere konsentrasjon av tot-P i utløpet fra Biofilter 1 enn det var i innløpsvannet.

I aerobe vertikalt-strømmende filtre er der få prosesser som kan redusere det totale innholdet av N fordi oppholdstiden er kort og vannet rikt med oksygen. Det var derfor ikke ventet en betydelig reduksjon i tot-N. I uke 18 viste analysene en reduksjon mellom innløpet og utløpet i Biofilter 1 og Biofilter 2 på ca. 60 %, resten av sesongen fulgte konsentrasjonene i innløp og utløpet fra filtrene samme trend og reduksjonen var liten (figur 22B). Variasjonen i tot-N var stor gjennom sesongen og konsentrasjonen i utløpet var til tider høyere i utløpene enn i innløpet. Hva den store reduksjonen i tot-N i biofilter 1 skyldes er usikkert. Noe N kan frigis fra planter, men trolig er hovedårsaken variasjoner i tilløpsvannet.

Siden biofiltrene er utformet med den hensikt å fremme aerobe prosesser kan NO₃-N være en hensiktsmessig indikatorparameter for filtrenes funksjon (Mæhlum pers.med. 2013). Ved de fleste tilfeller lå konsentrasjonen av NO₃-N i både innløpet og utløpet under bestemmelsesgrensen på 60 µg/l. I de tilfeller hvor NO₃-N lå over bestemmelsesgrensen var konsentrasjonen i innløpsvannet 33-61 % lavere enn i utløpet med unntak av utløpet fra Biofilter 1 i uke 38 da utløpet var mer enn 46 % større enn i innløpet (figur 22B). Dette kan tyde på at det har vært en viss grad av nitrifikasjon i filteret, men sammenlignet med konsentrasjonen av tot-N i filteret har omdanningen vært liten eller ingen.

TOC var den eneste parameteren hvor konsentrasjonen i innløpet var høyere enn konsentrasjonen i utløpet (figur 22C). En faktor som kan ha hatt betydning for dette er at Biofilter 1 og 2 ble driftet med et høytstående vannspeil, justert 0,10 - 0,15 m under filterflaten, før driftsendring i uke 36. En annen forklaring er at en økning i den hydrauliske belastningen utover sesongen har medført at mer har blitt spylt gjennom filteret. En øking av vegetasjon i biofiltrene utover sesongen kan medføre frigivelse av DOC og således være en medvirkende årsak til lavere reduksjon av TOC.

pH-verdien i innløpet og utløpet var forholdsvis stabil gjennom hele sesongen. Målingene viste at pH, med unntak av uke 38, var lik eller noe høyere enn i utløpet (figur 22E). Også den elektriske

ledningsevnen var stabil og verdiene for innløpet og utløpet så ut til å følge hverandre gjennom sesongen (figur 22F).

4.10. Renseprosesser i biofiltrene

4.10.1. Sorpsjon av P

Filtersanden som utgjør 85 % av filtermediet inneholder ca. 34 % kvartssand (Woldstad Sandforetning AS, 2007). Som filtermateriale blir dette betraktet som inert fordi kvartssand inneholder kun har et innhold av Ca på om lag 0,6 % (Brix et al., 2001). Innholdet av Ca i filtersanden er 1,8 % og er dermed litt høyere, men innholdet er fortsatt lavt (Woldstad Sandforetning AS, 2007). Til sammenligning fant Brix et al. (2001), som undersøkte sandforekomster i Danmark, at et Ca innhold på 4 - 7 % var normalt i naturlig sand. Andre naturlige filtermaterialer som kalsitt (CaCO_3) og marmor henholdsvis kan ha et Ca innhold rundt 24 og 39 %.

Filtralite-produktet (MC 2,5 - 4 mm), som utgjør 15 % av filtermediet, har et gjennomsnittlig Ca innhold på 3 % og som i likhet med spesialsiden er lavt (Weber Norge, 2013). Til sammenlikning kan Filtralite-P, som er anrikt med Ca med den hensikt å øke reduksjonen P, initialt ha et Ca innhold over 38 % (Adam et al., 2007). Det totale innholdet av Ca er dermed lavt i filtermediet og det er liten grunn til å tro at reduksjonen av P forårsaket av utfelling vil ha stor betydning for rensingen av vannet. I tillegg vil mye av dette være utilgjengelig for reaksjoner med P i vannet. Dette fordi det er inkorporert i sandkornenes struktur og vil derfor ikke komme i kontakt med vannet (Brix et al., 2001).

Retensjonen ved adsorpsjon skjer primært til oksiderte Al og Fe ioner i filtermediet, og innholdet av disse er derfor av større betydning for filteregenskapene. Filtralite MC 2,5-4 mm inneholder i gjennomsnitt 18 % Al og 7 % Fe (Weber Norge, 2013), mens filtersanden inneholder 9,8-11,8 % Al og 2,3-2,9 % Fe (Woldstad Sandforetning AS, 2007). Dette betyr at filtrene har en et relativt godt innhold av Al, mens Fe er noe lavt. Til sammenligning fant (Brix et al., 2001) at naturlige sandforekomster i Danmark inneholdt omtrent 2,9 - 8,5 % Fe, mens innholdet av Al var 0,6 - 4,2 %.

Det er ikke gjort noen undersøkelser av bindingskapasiteten i denne oppgaven, men i følge Mæhlum og Pedersen (1999) er den teoretiske sorpsjonskapasiteten for Filtralite 1 – 3 g P / kg filtermedium (Filtralite-produkt som ikke er kjemisk anrikt med Ca). Filtralite MC 2,5 -4 mm som en materialdensitet på 625 kg / m^3 og utgjør 15 % av filtermediet ($330 \text{ m}^2 \times 0,65 \text{ m} \times 0,15$) vil maksimalt kunne binde 18 - 56 kg P. Dette betyr at hvert av biofiltrene teoretisk kan redusere konsentrasjonen av P i Nansendammen (9000 m^3) med om lag 2 - 6 $\mu\text{g/l}$ før sorpsjonskapasiteten til Filtralite er oppbrukt. Dersom man forutsetter en konstant konsentrasjon på 10 $\mu\text{g/l}$ innløpsvannet og en hydraulisk belastning på 6 l/s og antar en reduksjon på 50 % av P i utløpet vil det ta omtrent 170 – 515 driftsdager før 18 - 56 kg P er bundet i filtermediet. Realistisk sett vil det ikke fungere slik, men det illustrerer at betydningen Filtralite i filtermediet som P reduserende tiltak er minimal.

Undersøkelsen av oksygentransport i filtermediene under driftsperiodene viste at oksygeninnholdet under drift var godt, med unntak av driftsstans i Biofilter 3 hvor oksygenmetningen falt til under 10 %. Undersøkelsen har således ikke påvist at det vil forekomme anaerobe forhold i filterene, men dersom den organiske belastningen øker kan det utvikle seg anaerobe forhold som potensielt kan medføre en frigivelse av Fe bundet P (Dunne & Reddy, 2005). Men siden innholdet av Fe i filteret er lavt, vil betydningen av anaerobe forhold under driftsstans ha minimal betydning.

Fordi det over vil oppstå likevekt mellom konsentrasjonen av P i vannet og konsentrasjonen av P bundet til partikler vil det ved lave konsentrasjoner i innløpsvannet bli frigitt P fra filtermediet til vannet. Dermed kan biofilteret i gitte episoder hvor konsentrasjonen i innløpet minker være en fluks av P tilbake til vannet (Dunne & Reddy, 2005). I de vannkjemiske analysene ble det ikke observert høyere utløpskonsentrasjoner enn innløpskonsentrasjoner, med unntak av uke 36, hvor utløpskonsentrasjonen fra biofilter 1 var litt høyere enn innløpskonsentrasjonen. De vannkjemiske analysene viste imidlertid at retensjonen var større ved høyere konsentrasjoner i innløpsvannet, selv om konsentrasjonen i utløpet også var høyere (figur 22A). Retensjonen var liten eller ingen når konsentrasjonen av P i innløpsvannet var lav. Det kan således tenkes at likevektskonsentrasjonen og konsentrasjonen i innløpsvannet har stor betydning for retensjonen i biofilterene.

I tillegg vil variasjoner i temperatur og konsentrasjonen i innløpsvannet ha stor påvirkning på retensjonen. En kan også forvente at retensjonen av P i biofilterene vil være svært varierende i løpet av en sesong. Og at retensjonen av P i biofilteret vil være høyest når konsentrasjonen i innløpet er høy, mens det vil være liten eller ingen retensjon ved lave konsentrasjoner i innløpet. I tillegg til frigivelse av P når konsentrasjonen er lavere enn den konsentrasjonen bundet til filtermediet. Biofilterene vil trolig være gunstige for å utjevne toppe i næringskonsentrasjonen til filtermediet, men reduksjonen sett under ett vil trolig være begrenset. Dette stemmer forholdsvis godt med de vannkjemiske analysene av tot-P (figur 22A).

4.10.2. Filtrering (Straining)

Undersøkelsene av porøsitet (figur 17) og hydraulisk ledningsevne (figur 18) at det har vært en viss retensjon av partikulært materiale i nærheten av fordelingspunktene hvor biofilterene har blitt belastet. Også de vannkjemiske analysene fra innløpet og utløpet av biofilterene tyder på en viss retensjon ved filtrering. For TOC var det en gjennomsnittlig reduksjon på ca. 27 % før driftsendringen og ca. 4 % etter driftsendringen, når innløpskonsentrasjonen var lavere (figur 22C). TOC er imidlertid ingen god indikator for retensjon av partikler fordi denne parameteren også omfatter den løst C (DOC). Fordi den løste fraksjonen er inkludert kan ikke den reelle retensjonen ved filtrering anslås, men renseeffekten av partikulært C (POC) vil trolig være høyere i prosent.

Filtermediet i biofilterene består av 75 % partikler med kornstørrelse mellom 1,0 og 2,0 mm og er svært uniformt, med en sorteringsgrad på ca. 1,5. Filtermediet i biofilterene består av knuste korn og vil således være gunstig for filtrering. Filtermediet er imidlertid svært uniformt (S_0 er ca. 1,5) og har lavt innhold av finmateriale (< 0,5 % er mindre enn 0,063 mm).

I følge Sherard et al. (1984) vil kun partikler større enn 10 - 15 % av filtermediets d_{15} (15 % persentilen i kornfordelingskurven) blir holdt tilbake ved filtrering. I kornfordelingsanalysene som er

gjort for filtermediet i biofiltrene tilsvarer d_{15} ca. 1,25 mm (figur 16). Dette tilsier at biofiltrene ikke vil klare å holde tilbake partikler mindre enn 0,125 - 0,187 mm dersom de driftes som ordinære vegetasjonsfrie sandfiltre. I følge Tufenkji et al. (2004) vil straining være en viktig mekanisme for retensjon av partikler når D/d_{50} er mindre enn 0,05. Kornfordelingskurven viser at den gjennomsnittlige kornstørrelsen (d_{50}) til filtermediet er ca. 1,65 mm. Basert på dette vil ikke partikler med en diameter (D) større enn 0,0825 mm ($1,65\text{mm} \times 0,05$) holdes tilbake i filteret. Dette er noe mindre enn anslaget fra Sherard et al. (1984). Uavhengig av anslag, vil Biofiltrene ikke kunne holde tilbake partikler av silt (0,002 – 0,060 mm) eller leir ($< 0,002$ mm), dersom partiklene ikke er bundet sammen i aggregater.

Det er ikke gjort analyser av partikkel reduksjon i biofilteret i denne oppgaven. Men i følge gjennomsnittsverdier for partikkelstørrelse assosiert med urbant overvann i Minton (2005) vil partikkelstørrelsen være i størrelsesorden 0,001-0,050 mm, avhengig av avrenningsarealet og eventuell forbehandling. Vannet i Nansendammen kan imidlertid ikke karakteriseres som urbant overvann, i tillegg vil dammen i seg selv fungere som et stort sedimentasjonsbasseng. Sirkulasjonstiden for vannet i Nansendammen er ca. 62,5 timer, vannbevegelsen i dammen er lav og foruten ved innløpet til dammen er det ingen steder hvor det er turbulent strømming. Det er derfor grunn til å tro at partikkelinnholdet i vannet som tilføres biofiltrene er lavt og at det hovedsakelig er finpartikulært materiale som blir tilført. Med utgangspunkt i disse gjennomsnittsverdiene vil biofiltrene således kunne sies å ha begrensede egenskaper for gi en ytterligere reduksjon av partikkelinnholdet i vannet.

Ved slike partikkelstørrelser vil ikke biofilteret ha noen effekt. Dersom Sherard et al. (1984) sine anbefalinger for dimensjonering skulle benyttes burde filtermediet i biofiltrene hatt en d_{15} som var lavere enn $< 0,5\text{mm}$. Tilnærmet de anbefalinger som er gitt av Kadlec et al. (2000) og Hoffmann et al. (2011). Den effektive kornstørrelsen (d_{10}) til filtermediet er ca. 1,2 mm og dermed langt grovere enn de anbefalinger som er gitt for opprettholdelse av filtreringsegenskaper.

At filtrene ble driftet mettet før driftsendring kan også ha påvirket resultatet, da dette gir lavere strømningshastighet gjennom filteret og vil kunne medføre økt retensjon av partikulært materiale. Dersom filteret driftes med et overliggende vannspeil hvor vannet fordeles via enkeltpunkter på overflaten, slik Biofilter 3 er driftet i 2012, vil vegetasjonen bidra til en redusert horisontal vannhastighet. Redusert vannhastighet vil gi en økt sedimentasjonsrate av partikler på overflaten (Kadlec et al., 2000). Dersom det gjennomføres tiltak som vegetasjonstettheten og rotutviklingen i filtermediet vil dett også kunne bidra til økt retensjon av partikulært materiale i filtermediet (Brix, 1997).

4.10.3. Planteopptak

Ved inngangen til driftssesongen 2012 var vegetasjonstettheten i alle biofiltrene lav. Alle biofiltrene hadde en dekningsgrad som var lavere enn 20 % (tabell 5). Ved slutten av sesongen var dekningsgraden i Biofilter 2 og 3 anslagsvis 40-50 %, mens Biofilter 1 kun hadde en dekningsgrad på 25 %. I tillegg er plantene unge og har rotsystemet vil fortsatt være dårlig utviklet. Dette indikerer reduksjonen av næringsstoffer som følge av planteopptak har vært lavere enn det som potensielt kan holdes tilbake inkorporert i plantenes biomasse. Effekten av planteopptak har derfor trolig vært

minimal i 2012, selv om økt vegetasjonstetthet betyr at en viss mengde med næringsstoffer har blitt utnyttet.

Våtmarksplanter har potensialet til å ta opp betydelige mengder med næringsstoffer (Brix, 1997; Kadlec et al., 2000; Vymazal, 2007), men dette neglisjeres som regel i forbindelse med avløpsrensing i konstruerte våtmarker fordi konsentrasjonene av N og P i avløpsvann normalt er langt høyere enn det plantene klarer å utnytte. Vannet i Nansendammen har betraktelig lavere konsentrasjoner av N og P, men vannvolumet er som skal renses er stort. Brix (1994) har anslått at våtmarksplanter kan ta opp 50 – 150 kg P pr. hektar og år og 1000 – 2500 kg N pr. hektar og år. For biofiltrene som har et overflateareal på 330 m² vil dette bety at biofiltrene ved en tett beplantet overflate vil kunne binde 1,65 – 4,95 kg P pr. år og 33,0 – 82,5 kg N pr. år. Dette tilsvarer en reduksjon i konsentrasjonen av P i Nansendammen (9000 m³) på 0,02- 0,06 µg/l og en reduksjon i konsentrasjonen av N på 0,4 – 0,9 µg/l. Dette antyder at reduksjonen av N og P ved planteopptak vil være av mindre betydning for vannkvaliteten i Nansendammen.

Flere studier har imidlertid vist at planter øker renseeffekten til konstruerte våtmarker øker som følge av tilstedeværelse av planter. For eksempel fant Stefanakis og Tsihrintzis (2012) at planter økte reduksjon av NH₄-N, P og organisk materiale i våtmarken, med henholdsvis 10, 11 og 6 %, mens Soto et al. (1999) fant at reduksjonen for beplantede filtre var 30 % høyere for tot-N og 20 % høyere for tot-P enn uvegeterte filtre.

4.10.4. Mikrobiell omdanning

I likhet med dårlig vegetasjonsetablering på overflaten av biofiltrene har trolig utviklingen av biofilm vært dårlig som følge av dårlig vannfordeling, påfølgende tørke. Biofilm er også tett knyttet til planterøtter, og lav dekningsgrad vil tilsa en lavere mikrobiell bestand i filtermediet. En annen effekt av lite vegetasjon på filterflaten filtersanden vil bli eksponert for direkte sollys, noe som vil medføre svært høye temperaturer i det øverste laget av filtermediet. Dette vil gi svært dårlige levevilkår for mikroorganismene og opprettholdelse av biofilm (Kadlec & Wallace, 2009).

Den mikrobielle omdanningen i biofilteret er også trolig svært lav. De vannkjemiske analysene viste at det var liten eller ingen nitrifikasjon av N i vannet mellom innløp og utløp (figur 22B og 22D). Undersøkelsen av driftsperioden viste at oksygentilgang i biofiltrene var svært god (figur 19 - 21) og således ikke vil være begrensende. Heller ikke pH, som varierer mellom 8,1 og 8,3 i driftssesongen (figur 22E), er høy nok til at det skal kunne interferere med nitrifikasjonsprosessen (Morkved et al., 2005).

Nitrifikasjonsraten vil øke ved økt kontakttid med biofilm og oppholdstiden i filtermediet blir derfor viktig (Kadlec & Wallace, 2009). De vannkjemiske analysene viste ingen tegn til at høyere NO₃-N i utløpet fra Biofilter 3 enn de øvrige biofiltrene etter driftsendringen i uke 36 (figur 22D). Biofilter 1 og 2 ble driftet umettet etter dette og vannet vil ha en oppholdstid i filtermediet som er i underkant av 5 minutter, mens Biofilter 3 ble driftet mettet og vil ha en oppholdstid i filtermediet på omtrent 2,4 timer. At det ikke var tydelige forskjeller av NO₃-N i utløpet med så store forskjeller i oppholdstid indikerer at det ikke er etablert en tilfredsstillende bestand av nitrifiserende mikroorganismene i filtermediet.

Siden mikroorganismer og biofilm er viktige komponenter i biofilteret er det viktig at forholdene er optimale. Undersøkelsene tyder på forholdene ikke ligger til rette for en tilstrekkelig utvikling av biofilm. For å sikre dette videre er det viktig at både vannfordelingen og vegetasjonstettheten på filterflaten er tilfredsstillende. Dette vil trolig medføre en økning i den mikrobielle biomassen i biofilteret.

En annen faktor som kan være begrensende for utvikling av biofilm vannet i Nansendammen. Vannet er periodevis er meget rent og vil medføre at næringstilgangen til mikroorganismene vil være varierende. Omdanningen av $\text{NH}_4\text{-N}$ til $\text{NO}_3\text{-N}$ krever at de nitrifiserende bakteriene har en stabil karbonkilde (Zhai et al., 2013). Dersom næringstilgangen ikke er tilstrekkelig vil populasjonen av mikroorganismer raskt reduseres og kun forekomme i sporestadier. Mikroorganismene kan overleve i sporestadier i lengre tid, men har imidlertid lang responstid og vil bruke tid for å bygge opp igjen en populasjon som kan gi tilfredsstillende renseseffekt i filtrere. På grunn av dette har det blitt stilt spørsmål om hvordan renseseffekten påvirkes av periodisk belastning av biologiske minirensanlegg. Dette har vært et aktuelt tema i forbindelse med diskusjonen rundt typegodkjenning av avløpsrensanlegg for bruk ved hytter og fritidsboliger, hvor anleggene i lengre perioder ikke er i bruk (Norsk Vann et al., 2012).

Biofiltrere i Nansenparken har en lav tilførsel av organisk materiale og til nå har trolig lite blitt holdt tilbake i filtermediet selv om porøsitet og den hydrauliske ledningsevnen virket å være lavere ved fordelingspunktene. Et veletablert vegetasjonsdekke på filterflaten vil trolig bidra til at å opprettholde den mikrobielle biomassen i perioder med lav tilførsel av næringsstoffer. Gamle døde planterester vil tilføre filtermediet organisk materiale mikroorganismene kan nyttiggjøre seg. I tillegg vil eksudasjon av karbonrike stoffer fra friske planterøtter gi den mikrobielle biomassen en stabil karbonkilde og bidra til opprettholdelsen av biofilm i rotsonen (Brix, 1997; Munch et al., 2007; Vymazal, 2011). I følge Zhai et al. (2013) vil frigivelse av løst organisk karbon (DOC) kunne tilføre nok energi til nitrifikasjon av 94-267 kg N pr. hektar og år. Dette kan derfor være en viktig energikilde i vann som inneholder lite organisk materiale, slik som vannet i Nansendammen. For hvert av biofiltrere vil dette vil tilsvare en nitrifikasjon av 3,1 – 8,8 kg NH_4 pr. år. Selv om dette ikke er spesielt mye kan denne mekanismen allikevel være viktig for opprettholdelsen av den mikrobielle biomassen.

Undersøkelsene gjort i løpet av 2012 tilsier at den mikrobielle biomassen i biofilteret er lav. Dette skyldes hovedsakelig faktorer som dårlig vannfordeling og lav dekningsgrad. Dette er imidlertid mulig å forbedre og den mikrobielle biomassen og omdanningen i biofilteret vil øke dersom disse faktorene utbedres.

Tiltak

4.11. Tiltak mot algevekst

Den enkleste måten å begrense algevekst er å motvirke at den skjer i utgangspunktet. Det er langt mer arbeidskrevende å fjerne alger etter at veksten har tiltatt. Anlegget bør derfor være utformet med hensyn på dette slik at algene får dårligere vekst vilkår. Dette gjelder blant annet å begrense næringstilgangen, redusere tilgangen på sollys, samt unngå etablering av spesielt egnede habitater. Å gjennomføre dette i praksis kan imidlertid være vanskelig. Det er enkelte faktorer som blant annet arealbegrensinger, terreng hensyn, sikkerhetstiltak og hensyn som vedrører anleggets funksjon som overvannsanlegg som kan gi utfordringer i forhold til å begrense algevekst. I tillegg er det ønskelig at tiltakene ikke går på bekostning av anleggets estetiske utseende. Derfor vil det i de fleste tilfeller hvor algevekst ikke er ønskelig være nødvendig med manuell fjerning av alger.

Trolig vil algeveksten i vannanlegget i Nansenparken også være av en slik karakter i årene fremover at det vil være behov for et omfattende vedlikeholdsarbeid. Det er imidlertid mulig å iverksette tiltak som vil bidra til å redusere behovet. Av alger så er det hovedsakelig fastsittende trådalger som er problematisk. Dersom tiltak som reduserer gode habitater for disse algene iverksettes kan trolig behovet for vedlikehold reduseres. En reduksjon i gode vekstområder for trådalger, vil føre til at næringsstoffer kan utnyttes av andre arter. For eksempel av alger som vokser fritt i vannmassene. Fordelen med en slik forskyving vil være at mer av algebiomassen kan fjernes fra vannet ved hjelp av mikrosilen som er installert i pumpehuset. Tiltak som er aktuelle for å få til dette er etablering av kantvegetasjon langs vannforekomstene og utskifting av bunnsubstrat.

4.11.1. Vegetasjonsetablering

Nansendammen og vannkanalen ligger åpent i et relativt flatt landskap hvor det er få elementer i terrenget som gir skygge til vannforekomstene. Selv om det i enkelte områder er plantet trær er det så få at dette vil være av betydning for innstrålingen av sollys. Det er også begrenset med vegetasjon og planter rundt kantene til vannforekomstene, som hovedsakelig grenser mot plenarealer eller betongelementer. Dette medfører at det i tillegg at algene har liten konkurranse om næringsstoffene. Opptaket av kantvegetasjon kan imidlertid være betydelig (Brix, 1997). Ved å øke vegetasjonstettheten rundt dammen vil også mindre av næringsstoffene bli tilgjengelige for algevekst. Vegetasjon kan også bidra til å øke artsdiversiteten ved å skape skjulesteder (Allan & Castillo, 2007).

Større og tette trær vil gi bedre skjerming mot solinnstråling enn mindre planter, derfor vil dette være mer fordelaktig for å begrense algeveksten. Bruken av større trær vil imidlertid kunne gå på bekostning av siktelinjene i parken. Det blir derfor en prioriteringssak om hvorvidt begrenset algevekst eller siktelinjer er viktigst. Bruken av kantvegetasjon vil også bidra til å begrense tilgangen til vannanlegget for vannfugl, noe som kan bidra til en reduksjon av næringsstilførselen.

Anlegget er grunt, i vannkanalen er vannstanden på det grunneste noen få centimeter og ikke dypere enn 0,5m. Maksdybden i Nansendammen er 2,2m og dammen omgis av gruntsoner på 1,5m og som

ikke er dypere enn 0,3m (Bjørbekk & Lindheim et al., 2005). Siden Nansendammen er en konstruert dam er gruntsonene et sikkerhetstiltak og en forutsetning for at det ikke må oppføres fysiske barrierer som begrenser adgangen til anlegget (Lindholm et al., 2008). Disse grunne partiene gjør at oppvarmingen av vannet vil skje raskt ved høye lufttemperaturer og solinnstråling. Noe som vil medføre en rask respons av algevekst ved værømslag (Kalff, 2002). I disse områdene kan det vurderes om det skal tilplantes med vannvegetasjon som vil redusere solinnstrålingen og maskere vekst av alger. Dette kan spesielt være et hensiktsmessig tiltak i områder med liten vannutskifting, som enkelte av bakevjene i hovedkanalen.

Det bør vurderes å gjennomføre en kartlegging av områder med spesielt høy forekomst av trådalger i vannanlegget. Observasjonene i 2012 indikerer at problemområdene i hovedsak var bakevjene i hovedkanalen. I tillegg til utløpsområdet fra biofiltrene og nedstrøms terskel til hovedbassenget.

4.11.2. Substrat

Substratet er en viktig del av habitatet til alger. Det gir beskyttelse mot skrubbing gir trådalgene en overflate å vokse på. Det er gjort flere undersøkelser av hvilken betydning av størrelse, porøsitet og ujevnhet på substratet har for algevekst i naturlige elver. Resultatene fra disse viser at det er en sammenheng mellom substratets utforming og algevekst. Blant annet er det vist at et grovere substrat har bedre stabilitet enn et finere substrat og vil således gi algene en mer stabil vekstfalte (Downes et al., 2000; Bergey, 2005).

Bunnssubstratet i vannkanalen består hovedsakelig av knust, grov stein med en diameter på ca. 20 – 40 mm, med unntak av de grunneste partiene i hvor vanddybden er mindre enn 0,1 m. Her er det brukt lagt grov grus med diameter på 4 - 8 mm. I hovedbassenget og innløpssonen er det benyttet svært grov grus og steiner med en partikkelstørrelse større enn 40 mm. Størsteparten av bunnssubstratet i Nansendammen kan således karakteriseres som grovt. Noe som vil kunne gagne algeveksten. Det kan derfor være aktuelt å tilføre et finere substrat i deler av anlegget, for eksempel i hele vannkanalen og i innløpssonen hvor vannet er grunt.

Partikkelstørrelsen på et nytt bunnssubstrat bør være så liten som mulig, men stor nok til at erosjonsproblemer oppstår. For et bunnssubstrat med partikkelstørrelse 4-8 mm vil erosjonsproblemer oppstå ved vannhastigheter på om lag 40 – 70 cm/s (Allan & Castillo, 2007). Det smaleste partiet i vannkanalen er anslagsvis 1,0m bredt, og har en normaldybde i underkant av 0,1 m. Dersom man tar utgangspunkt i den normale hydrauliske belastningen i vannkanalen på 10 l/s, vil vannet i det smaleste tverrsnittet i vannkanalen ha en vannhastighet på $(0,01 \text{ m}^3/\text{s} / 0,1 \text{ m}^2)$ på omlag 0,1 m/s, tilsvarende 10 cm/s. Dermed vil faren for erosjon være liten og det ville vært tilstrekkelig med et bunnssubstrat med en partikkelstørrelse på 1 – 2 mm, som ville ha tålt en vannhastighet på omlag 10 – 20 cm/s (Allan & Castillo, 2007). I hovedbassenget, innløpssonen og de bredeste områdene i vannkanalen vil ikke vannhastigheten bli så høy, fordi vannmassene vil bli fordelt over et større areal. Det kan derfor vurderes å tilføre et bunnssubstrat med partikkelstørrelse på 2 mm. Dette vil bidra til å redusere veksten av trådalger i problemområdene.

Det kan også vurderes hvorvidt det bør benyttes et bunnssubstrat som har gode P-fikserende egenskaper. Dette fordi det vil kunne bidra til å redusere næringstilgangen til algene, og dermed

bidra til redusert vekst. For dette formålet kan tildekning av bunnen med skjellsand vær et aktuelt alternativ. Skjellsand inneholder kalk som over tid vil løse seg i vannet og binde seg til P i form av Ca-fosfater dersom forholdene ligger til rette for det. For at P skal forbli bundet til Ca kreves det at vannet forblir høyere enn pH 7, noe de vannkjemiske analysene i 2012 har vist (figur 22E). Ved pH høyere enn 7, er fosfatene svært sterkt bundet til Ca og vil derfor være utilgjengelig for algevekst (Dunne & Reddy, 2005). Når det gjelder den kjemiske sammensetningen til bunnssubstratet har studier vis at dette har liten eller ingen effekt på algesammensetningen som vokser på substratet (Bergey, 2008).

4.11.3. Utskifting av vannmasser

Høyt innhold av næringsstoffer vil medføre høy algevekst. En måte som effektivt vil redusere næringstilgangen er å bytte ut vannmassene med mindre næringsrikt vann. I overvannsanlegget er det allerede tilrettelagt for utskifting av vann. I perioder med liten vanntilførsel til Nansendammen blir det tilført vann fra grunnvannsbrønner i nærheten av dammen. Det er imidlertid viktig at en slik utskifting ikke vil gå medføre en vesentlig senkning av grunnvannsstanden på Fornebu. Nansendammen har et vannvolum på 9000 m³. Dette stiller store kapasitetskrav til grunnvannsbrønnene og vil kunne medføre en stor tapping av grunnvannsreservoaret. For å unngå for stort grunnvannstap ved utskiftingen av vann i Nansendammen, kan vannutskiftingen gjøres gradvis. Vanntilførselen bør reguleres slik at det ikke pumpes inn mer vann til Nansendammen, enn det som rekker å infiltrere i infiltrasjonsområdet nedstrøms Nansendammen. Dette vil begrense en senkning av grunnvannstanden og gjøre en vannutskifting i Nansendammen uproblematisk (Bjørbekk & Lindheim et al., 2005).

De vannkjemiske analysene viste at innholdet av N og P var høyt på våren både i 2012 og 2013 (figur 10 og 11). Det bør derfor vurderes en utskifting av vannmassene i Nansendammen ved sesongoppstart av anlegget. På den måten vil man redusere næringsinnholdet før vann- og lufttemperaturene øker veksten av alger normalt vil være høy. Kjemiske analyser av grunnvannet i 2005 viste at tot-P var 10-20 µg/l. Til tross for dette vil en vannutskifting det medføre en betydelig reduksjon sammenlignet med innholdet av tot-P våren 2012 og 2013, hvor konsentrasjonen av tot-P var høyere enn 70 µg/l (figur 10).

Utskifting av vannmassene kan også være et aktuelt tiltak som kan iverksettes umiddelbart etter episoder med høy tilførsel av næringsstoffer. Et eksempel på en slik episode er gjødslingsuhellet i 2010, hvor det ble tatt vannprøver som viste en økning av tot-P på 50 ganger førkonsentrasjonen enkelte steder i anlegget (Borgejordet, 2010a).

4.12. Tiltak i biofiltrene

4.12.1. Filtermedium

Biofiltre eller vertikalt strømmende filtre er sjelden designet med P- reduksjon som det primære målet. I de tilfeller der P-reduksjon har vært et viktig element i designen, blir det normalt benyttet et filtermedium med høy kapasitet for retensjon av P. Dersom filtermediet som blir benyttet er inert, vil

opptak i planter og påfølgende høsting den eneste reelle mekanismen for fjerning av P (Kadlec & Wallace, 2009). Beregningene gjort i avsnitt 4.10.4, planteopptak, viser at dette vil ha minimal betydning for vannkvaliteten i Nansendammen. Beregningene gjort i avsnitt 4.10.1, sorpsjon av P, viste at heller ikke filtermediet i biofiltrene har tilstrekkelig kapasitet til å redusere innholdet av P i Nansendammen. Alternativet som gjenstår da, dersom det er ønskelig med en reduksjon av P i Nansendammen, er å bytte ut filtermediet med et annet materiale som har høyere sorpsjonskapasitet.

Ved innsjøen Utterslev (bilde 24), som ligger utenfor København, er det anlagt en vertikal strømmende konstruert våtmark (VFCW) som viser at konstruerte våtmarker kan designes og driftes slik at P reduksjonen blir effektiv. VFCW i Utterslev er utformet som et sirkulert bed med en overflate på 5000 m² og ca. 2 m dybde, filtermediet består av en blanding av grus og knust marmor med høy P-bindingskapasitet. Anlegget er hovedsakelig bygget for å redusere tilførselen av P til innsjøen fra avløpsoverløp, men i perioder hvor det ikke belastes med avløpsvann sirkuleres vann fra innsjøen gjennom filteret hvor konsentrasjonen av P i innsjøen har variert mellom 0,08 - 0,78 mg/l (Gervin & Brix, 2001).



Bilde 24: Satellittbilde av innsjøen Utterslev utenfor København, VFCW kan sees i midten av bilde (Google maps).

I løpet av anleggets to første driftsår har P-reduksjonen vært høy. Rensegraden har vært på 94-99 % av innløpskonsentrasjonene når filteret belastes med avløpsvann, mens rensegraden har vært 71-97 % i løpet av sommeren og 53-75 % om vinteren når filteret belastes med vann fra innsjøen. Anlegget er også tilrettelagt for andre renseprosesser, blant annet har filteret vist tilfredsstillende resultater for nitrifikasjon, reduksjon av BOF og partikulært materiale (Gervin & Brix, 2001)

4.12.1.1. Valg av filtermedium

Brix et al. (2001) gjorde en rekke kolonneforsøk for å finne sorpsjonskapasiteten for P til en rekke naturlige sandforekomster og kommersielt utviklede filtermedier. Resultatene fra disse kolonneforsøkene viste at filtermedier som hadde et høyt innhold av Ca hadde høyest sorpsjonskapasitet for P. Filtermedier hvor sorpsjon av P baseres på utfelling av Ca-fosfater vil være gunstig i for biofiltrene i Nansendammen, fordi retensjonen i filtermediet ikke vil være avhengig av konsentrasjonen i innløpsvannet. Disse bindingene er imidlertid avhengige av at vannet som tilføres biofilteret er basisk. Dersom pH forblir over 7 vil disse bindingene være permanente og svært lite tilgjengelige (Dunne & Reddy, 2005). De vannkjemiske analysene fra innløpet og utløpet til biofiltrene i 2012 viste en pH som varierte mellom 8,1 og 8,3 (figur 14). Dermed bør ikke frigivelse av P fra filtermediet være noe problem.

I sine undersøkelser fant Brix et al. (2001) blant annet at kommersielle filtermedier som kalsitt (CaCO_3) og marmor (CaCO_3) hadde spesielt god sorpsjonskapasitet for P. I forsøket ble det benyttet kalsitt med en effektiv kornstørrelse (d_{10}) på 0,8 mm, en uniformitet (d_{60} / d_{10}) på 4,1 og en tetthet på 0,83 g / cm^3 , dette gav en sorpsjonskapasitet på 25 g P/kg. Mens marmoren gav en sorpsjonskapasitet på 5 g P / kg i forsøket hadde en effektiv kornstørrelse på 0,7 mm, en uniformitet på 2,4 og en tetthet på 1,53 g / cm^3 . Dersom hele filtermediet (330 $\text{m}^2 \times 0,65$ m) i biofiltrene hadde blitt byttet med et disse filtermediene ville den teoretiske P sorpsjonskapasiteten til hvert av biofiltrene økt betraktelig. Et filtermedium bestående utelukkende av kalsitt ville gitt en teoretisk sorpsjonskapasitet for P på omtrent 4450 kg, mens et filtermedium bestående utelukkende av marmor ville gitt en teoretisk sorpsjonskapasitet for P på 1640 kg. Begge disse filtermediene ville gitt biofiltrene svært god P-bindinge kapasitet. Til sammenligning gir Filtraliteproduktet, som er benyttet i biofiltrene på nåværende tidspunkt, en teoretisk sorpsjonskapasitet på omtrent 18-56 kg P.

Et alternativ til kalsitt og marmor kan være Filtralite-P, som er anrikt med CaO og utviklet for effektiv binding av P. Kolonneforsøk har vist at den teoretiske sorpsjonskapasiteten for Filtralite-P kan være på 12 g P / kg (6.6 kg P / m^3) (Adam et al. 2006). Dersom hele filtermediet i biofilteret byttes ut med Filtralite-P vil hvert av biofiltrene ha en teoretisk sorpsjonskapasitet på omtrent 1415 kg P.

Det kan imidlertid oppstå problemer for andre renseprosesser i biofiltrene ved bruk av filtermedier med høyt Ca-innhold. Som følge av forvitring av filtermateriale vil Ca frigjøres til vannet, noe som vil forårsake høy pH i utløpsvannet. I anlegg hvor omdanning av N er viktig kan dette medføre problemer fordi høy pH kan interferere med nitrifikasjon- og denitrifikasjonsprosesser (Morkved et al., 2005). I avløpsanlegg hvor Filtralite-P er benyttet har det blitt registrert at så mye som $\frac{1}{3}$ av Ca innholdet kan tapes i løpet av de første 150 dagene filteret er i drift (Adam et al., 2007). Dette fører til høy pH i utløpet. pH over 10 er ikke uvanlig i nyanlagte filtre hvor Filtralite-P er benyttet. I kolonneforsøket til Brix et al. (2001) gav kalsitt en pH i utløpsvannet på 11,83 og kan i likhet med Filtralite-P kunne hindre omdanning av N. Marmor gav imidlertid en pH i utløpsvannet på 8,13 og vil således ikke påvirke N i den oppstartsfasen. pH i utløpsvannet vil imidlertid stabilisere seg i løpet av det første eller andre driftsåret og vil således ikke skape problemer på sikt.

Filtermediet bør også tilpasses de andre renseprosessene i biofilteret. Siden mikrobiell omdanning, både nitrifikasjon av NH_4 og mineralisering av OM, er viktige prosesser kan det være hensiktsmessig å benytte et filtermedium med stor spesifikk overflate. En stor spesifikk overflate vil gi mikroorganismer og bakterier en større overflate å feste seg til og dermed vil vi kunne finne høyere

mikrobielle populasjoner i et mindre volum (Kadlec & Wallace, 2009). Filtralite-P er et filtermedium med stor spesifikk overflate og er benyttet med gode resultater i flere filterløsninger. Blant annet i filterbedanlegg med Filtralite-P for behandling av avløpsvann har vist gode resultater både for reduksjon av P og nitrifikasjon av NH_4 (Heistad et al., 2006), det er for eksempel funnet en reduksjon av $\text{NH}_4\text{-N}$ i utløpet fra filterbedanlegg på 98 % (Renman et al., 2008). Filtralite-P vil således kunne være et godt alternativ for biofiltrene i Nansenparken. Det samme vil trolig være tilfelle med knust marmor som filtermedium, som i Utterslev viste gode resultater for både nitrifikasjon av NH_4 , reduksjon av BOF og sorpsjon av P (Gervin & Brix, 2001).

Filtermediet skal også gi det forurensede vannet en god filtrering slik at partikulært materiale holdes tilbake i filteret uten at det går på bekostning av permeabiliteten (Kadlec & Wallace, 2009). Dersom permeabiliteten er for lav kan akkumulering av suspendert stoff og utviklingen av biofilm medføre tilstopping i våtmarken (Siriwardene et al., 2007; Le Coustumer et al., 2012). Det er gitt mange anbefalinger for valg av partikkelstørrelse og sorteringsgrad på filtermediet som skal ivareta dette. Det kan derfor være en utfordring å finne et godt egnet alternativ. Undersøkelsene av vannkvaliteten i Nansendammen viste at vannet periodevis er av svært god kvalitet, og uavhengig av undersøkelses tidspunkt var renere enn det man kan forvente å finne i urbant overvann. Det kan da være hensiktsmessig å velge et filtermedium som har en lavere effektiv kornstørrelse og høyere sorteringsgrad enn filtermediet som til nå er benyttet i Nansendammen. Anbefalingene til Kadlec et al. (2000) kan i så fall være et godt alternativ. De anbefaler at den effektive kornstørrelsen bør være 0,25 - 0,5 mm og ha en sorteringsgrad tilnærmet 3,5. I følge Hoffmann et al. (2011) bør den effektive kornstørrelsen være tilnærmet 0,4 mm.

Hverken Filtralite-P og knust marmor er optimale som vekstsubstrat for planter. Tilplanting bør imidlertid ikke være noe problem dersom det tas høyde for dette, anbefalinger for tilplanting er gitt i avsnitt 4.12.2.1, etablering av vegetasjon.

4.12.2. Vegetasjon

Litteraturen tilsier at de et godt utviklet vegetasjonsdekke i biofiltrene kan ha stor positiv betydning på renseseffektiviteten. Dette fordi planter vil kunne øke filtreringen, gi forbedrede vekstbetingelser for mikroorganismer, samt redusere og på sikt opprettholde en stabil hydraulisk ledningsevne. I tillegg vil økt plantetetthet også medføre et økt opptak av næringsstoffer, noe som i det relativt rene vannet i Nansendammen vil kunne påvirke vannkvaliteten. Dette indikerer også at biofiltrene har et potensial for forbedring, fordi dekningsgraden i biofiltrene er mellom 25- 50 %. Det bør derfor vurderes å forsøke nyplanting i biofiltrene.

4.12.2.1. Etablering av vegetasjon

For at etableringen av planter skal være suksessfull må det sikres gode vekstforhold, dette er spesielt viktig i den første tiden. Nøkkelementer for at etableringen skal lykkes er vanninnholdet i jorden, næringstilgang og lysforhold (Kadlec et al., 2000). Våtmarkplanter er tilpasset miljøer med tilstrekkelig tilgang på vann og har liten toleranse for tørke. Det vil spesielt under etableringsfasen mens røttene fortsatt er lite utviklet, kunne forekomme massedød av planter dersom vanntilgangen

er utilstrekkelig (Kadlec & Wallace, 2009). Dårlig vannfordeling og tørkestress var trolig hovedårsaken til at etableringen av sjøsivaks og skogsivaks var mislykket både i 2008 og 2009 (Borgejordet, 2010a) og at dekningsgraden i slutten av mai 2011, etter tre vekstsesonger, var mindre enn 10 % (Mæhlum, 2011).

Etableringen av dunkjevlefrø og rhizomer fra dunkjevle i biofiltrene i 2012 ga heller ikke ønskede resultater. Det kan være flere årsaker til dette. Vannstanden i Biofilter 1 og 2 var justert slik at vannspeilet stod 0,10-0,15m under filterflaten. Dersom førene har blitt liggende over dette har det trolig vært for tørt til at de kunne spire, da det ikke var en tilstrekkelig fordeling av vann på filterflaten i denne perioden. Rhizomene var også plantet over vannspeilet noe som trolig er en medvirkende årsak til at dette ikke lyktes. Undersøkelsen av filtermediet viste at den hydrauliske ledningsevnen var svært høy og en umettet drift vil drenere filtermediet raskt og gi tørre områder.

I Biofilter 3 hvor vannstanden justert slik at det forelå et overliggende vannspeil var det heller ikke tegn til vekst av dunkjevle. Det er kjent at flere arter er følsomme for oversvømmelse i etableringsfasen (Kadlec et al., 2000) noe som kan være en mulig grunn til at etableringen av dunkjevle fra frø og rhizomer ikke lyktes i dette biofilteret.

En annen faktor som kan ha spilt en avgjørende rolle for etableringen av dunkjevle i biofiltrene, er filtermediets egenhet som vekstsubstrat. Grov sand og grus er normalt ikke et egnet vekstmedium for planter, spesielt dersom akkumuleringen av OM og tilførselen av næringsstoffer er lav. I tillegg vil etablering av planter ved såing av frø stiller enda strengere krav til vekstmediet. Dersom ikke forholdene ligger til rette for spiring vil frøene gå in i dvalemodus og vente med å spire til forholdene fordelaktige (Kadlec et al., 2000).

For etablering av planter i sand og grus anbefaler Kadlec et al. (2000) at det plantes istedenfor at det såes. Dette fordi grus og sand ofte mangler de egenskaper som et vekstmedium krever for at frø skal spire. Planter som er dyrket frem i potter ved egnet vekstmedium har også større sjanse for å lykkes i å etablere seg. Fordelen med dette er at de allerede har gjennomgått det mest sårbare utviklingsstadiet. Dersom plantene i tillegg settes ned med jorden de har spiret i vil de ha en ekstra tilførsel av næring i den første tiden. Permeabiliteten til biofilteret er i tillegg så høy at tilførsel av jord på denne måten vil være ubetydelig.

Generelt sett er det beste tidspunktet for etablering i planter er i begynnelsen eller i høysesongen for plantevekst. Det er derfor fordelaktig med planting i løpet av våren eller tidlig sommer. Planting kan også gjøres i løpet av høsten, men kortere dager og mindre lys kan være begrensende. I tillegg vil plantene få begrenset med tid til å etablere røtter i filtermediet før vinteren (Kadlec et al., 2000). En annen faktor som taler for etablering på våren er at næringsinnholdet i tilførselsvannet trolig vil være høyest i starten av sesongen som følge av driftsstans av anlegget.

Under etablering må plantene sikres tilstrekkelig tilgang på vann, slik at de ikke tørker ut. Justering av vannivået i filteret slik at dette sikres er derfor viktig. Noen planter tåler ikke oversvømmelse under etableringen, mens andre planter drar fordel av dette. Det er også viktig at vannivået tilpasses plantenes behov og utviklingsstadium. Ved bruk av pluggplanter kan vannivået justeres slik at det dannes et vannspeil over overflaten, men oversvømmelse av plantene bør unngås. Et overliggende vannspeil under etableringsfasen vil i tillegg bidra til begrense veksten av ugress (Kadlec et al., 2000).

Dersom det igjen vil være aktuelt å etablere planter på filterflaten ved såing kan det være hensiktsmessig at vannivået justeres slik at det ikke oversvømmes, men ligger kant i kant med filteroverflaten. For å ha fullstendig kontroll på etableringen av planter kan det videre være hensiktsmessig at driften av biofiltrene innstilles i den første perioden av beplantningen. På den måten kan unødige forstyrrelser på overflaten unngås i en spesielt sårbar periode for plantene. Opprettholdelse av vannivået i filteret kan da eventuelt gjøres ved påfylling via utløpskummen.

4.12.2.2. Valg av våtmarksplanter

Det er mange planter som potensielt kan være aktuelle for biofiltrene. Og det er mange arter som er har vist seg å ha god effekt i flere typer renseanlegg både i Norge og internasjonalt. For eksempel er Starr (*Carex* spp.), Sivaks (*Scirpus* sp.), Takrør (*Phragmites australis*), Kjempesøtgras (*Glyceria maxima*), Siv (*Juncus* spp.), Dunkjevle (*Typha* spp.), Sverdlilje (*Iris pseudocorus*) og Kalmusrot (*Acorus calamus*), er arter som er benyttet i konstruerte våtmarker og som vokser vilt i Norge (Heers, 2006; Kadlec & Wallace, 2009; Sørensen, 2010) Hvorav de fire førstnevnte har blitt observert i biofiltrene i løpet av 2012 sesongen.

Starr er den dominerende arten i alle tre biofiltre og virker således å tåle miljøforholdene og de variable konsentrasjonene av næringsstoffer godt. Starr danner dype og tette rotsystemer og er således godt egnet for bruk vertikalt strømmende filtre (Lid et al., 2005). Starr har vist gode renses effekter i flere renseanlegg og vil trolig være et en nyttig plante i biofilteret.

Ved nyplanting er det imidlertid flere argumenter som taler for å plante andre arter en Starr. Først og fremst fordi en økt diversitet og et mangfold av planteegenskaper kan gi økt renses effekt (Engelhardt & Ritchie, 2002; Zhang et al., 2012). Økt diversitet vær hensiktsmessig fordi det kan gjøre biofiltrene mer motstandsdyktige for miljøpåvirkning. Både fordi en plantes egenskaper kan ha en beskyttende effekt for en annen plante og fordi noen planter kan overleve noen miljøendringer, mens andre vil få begrensede muligheter for vekst. En annen gevinst av dette er økt økologisk verdi. Monokulturer med en dominerende art blir ofte ansett for å ha begrenset økologisk verdi. Et større mangfold av arter vil gi et mer naturlig inntrykk av en naturlig forekommende biotop. Avhengig av plantene som benyttes kan det også gi et større mangfold av arter, som blant annet insekter (Kadlec & Wallace, 2009).

Takrør (bilde 25 A) er blant de mest brukte plantene som er brukt i konstruerte våtmarker fordi den har høy toleranse, for både pH og tørke, og forekommer i et stort antall over store deler av verden (kosmopolitt) (Kadlec et al., 2000). I tillegg har arten egenskaper som er ønskelig i rensesammenheng og undersøkelser våtmarksfiltre med takrør som hovedplante har vist gode renses effekter (Rivera et al., 1995; Kadlec et al., 2000; Stefanakis & Tsihrintzis, 2012). Ikke minst fordi arten utvikler et dyp rotsystem, røttene kan vokse ned til 0,6m og vil således kunne dekke det meste av filtermediet (Kadlec et al., 2000). Dunkjevle (bilde 25B) og kjempesøtgress er andre tolerante arter som har vist gode renses egenskaper. I motsetning til takrør vokser ikke røttene like dypt, men de utvikler tette rotsystemer i de øvre lagene av filtermediet (Kadlec et al., 2000). Felles for takrør, dunkjevle og kjempesøtgress er at de er dominerende arter som fort kan fortrenge andre arter (Kadlec et al., 2000). Det bør derfor nøye vurderes om det er hensiktsmessig med tiltak som vil øke bestanden av disse. Det bør således også vurderes om det skal iverksettes tiltak for å forhindre at disse plantene

etablerer seg i biofiltrene. Til nå er det kun en mindre forekomst av takrør i Biofilter 1, mens det er en mindre forekomst av kjempesøtgress i Biofilter 1 og 3. Det er ikke observert dunkjevle i filteret selv om det i 2012 er forsøkt etablert.



Bilde 25: Bilde A viser takrør (*Phragmites australis*) og bilde B viser Dunkjevle (*Typha* sp.). Foto: Bioforsk

Sjøsivaks er til stede i varierende grad i biofiltrene, men er på langt nær så godt utviklet som Starr. Trolig er de plantene som finnes i filteret de få plantene som har overlevd de første forsøkene på etablering av planter i 2008 og 2009. Sjøsivaks danner også tette rotsystemer i overflaten, men røttene strekker seg ikke like dypt som starr (Lid et al., 2005). Planten har vist gode renseeffekter i konstruerte våtmarker. Det kan derfor vurderes om det skal plantes noen nye planter av sjøsivaks.

Sverdlilje (*Iris pseudocorus*) kan være et spennende alternativ i dette tilfellet og plantens gule blomster vil være et frisk innslag som vil kunne heve den estetiske verdien til biofilteret (bilde 26). Planten er velegnet for bruk i vertikale strømmende filtre som er tilrettelagt for nitrifikasjon. Dette fordi planten foretrekker $\text{NO}_3\text{-N}$ som nitrogenkilde, mens et innløpsvann bestående kun av $\text{NH}_4\text{-N}$ vil være begrensende for vekst. Blomstring av denne arten vil dermed kunne gi en indikasjon på innholdet av $\text{NO}_3\text{-N}$ i filteret (Chang et al., 2010).



Bilde 26: Viser Sverdlilje (*Iris pseudocorus*). Foto: Bioforsk

Kalmusrot er en annen plante som har vist gode renses effekter alene og i kombinasjon med andre arter. Med unntak av blomstene er denne planten ganske lik som Sverdlilje. Kalmusrot foretrekker imidlertid NH_4 som N-kilde fremfor NO_3 og kan således være et godt supplement til Sverdlilje (Chang et al., 2010). I tillegg vil hverken Kalmusrot eller Sverdlilje normalt bli høyere enn 1m når de vokser fritt i naturen, noe som vil være gunstig for å opprettholde siktelinjene i dammen (Lid et al., 2005).

4.12.3. Vannfordeling

Observasjonene og infiltrasjonsforsøkene viste at bruk av fontener gir ikke tilfredsstillende spredning av tilførselsvannet på filterflaten. Vannet infiltrerte i kort avstand fra fordelingspunktet, 0,5-1,5m. Et argument for å etablere en vannstråle ved struping av utløpet er at dette vil medføre en bedre oksygentilgang til vannet. Målinger av oksygeninnhold ved biofiltrenes utløp tilsier imidlertid at det neppe er behov for dette. Etablering av en vannstråle kan gi et visuelt inntrykk som en fontene. Landskapsarkitekten har foreslått å fjerne strupingen da det ikke ønskes fontener i biofilteret (Gylseth, 2011). Det foreligger således ikke åpenbare argumenter for å beholde dette fordelingsprinsippet.

På grunn av den høye infiltrasjonskapasiteten til filtermediet vil heller ikke spiralsystemet vil gi tilfredsstillende fordeling av vannet på overflaten. Vannet vil infiltrere i kort avstand fra hullene på slangen og etterlate seg store tørre områder i filteret.

Den hydrauliske ledningsevnen i filtermediet er svært høy selv etter 5 års drift. Dette medfører kortslutninger i filteret. Vannet vil infiltrere vertikalt gjennom filteret med minimal horisontal spredning, noe som gir en dårlig utnyttelse av filteret. Selv om filteret driftes umettet, vil dette trolig medføre en mettet strømning gjennom deler av filteret. Ved umettet drift forutsettes det at vannet kan fordele seg ved å renne utover filteroverflaten som av infiltrasjonsmotstand, noe som ikke lar seg gjøre ved nåværende filtermediet. Skal umettet drift være et aktuelt alternativ i fortsettelsen må

infiltrasjonskapasiteten derfor reduseres. Infiltrasjonsforsøkene tyder på at det i løpet av årene etter driftsoppstarten har vært en svært lav akkumulering av partikler og organisk materiale i filteret. Reduksjon som følge av belastning av filteret er derfor ikke tilstrekkelig for å sikre en god fordeling. Det må derfor iverksettes andre tiltak for at infiltrasjonskapasiteten skal reduseres. Dette innebærer trolig at det må tilføres et nytt og finere lag på toppen av filtermediet.

Dersom det skal tilføres et finere lag på filterflaten for å redusere infiltrasjonskapasiteten viste observasjonene i 2012 at det er av stor betydning at det er god kontroll på vannstrålen. Uttesting av pumper med ulik kapasitet, samt bruk av strupeventiler i driftssesongen 2012 viste at sirkulert vannmengde og selve tilførselens utforming i stor grad påvirker effekten i filteret. Høy vannstråle ble lett påvirket av vind, som førte til at vannet traff utenfor betongplaten og direkte ned i filtermediet. Skjevheter i forankringsplaten forsterket dette ytterligere. Dette hadde negative effekter både for vegetasjonsetableringen ved fordelingspunktet og for filteroverflaten i Biofilter 1 (bilde 19A og 19B). Situasjonen førte til en sortering av filtermaterialet og at laget med Oslotorv ble vasket bort. Dette resulterte trolig i store variasjoner i både gjennomstrømning og renseeffekt. Det bør derfor sikres at pumpene som forsyner biofiltrene har riktig kapasitet i forhold til utforming og motstand i tilførselssystemet slik at det ikke medfører liknende konsekvenser. På bakgrunn i de observasjoner som ble gjort i 2012 bør ikke løftehøyden ved fordelingspunktet være høyere enn 1,3 m da dette kan medføre at vannstrålen treffer filteroverflaten. I tillegg til dette må det sikres at det ikke er skjevheter i forankringsplaten.

Et alternativ til reduksjon av infiltrasjonsevnen kan være å drifte filteret mett med et overliggende vannspeil, slik det ble gjort med Biofilter 3 i driftssesongen 2012 (bilde 23). Dette tiltaket gjør at hele filteret vil utnyttes. I tillegg vil filterflaten beskyttes for erosjon av tilførselsvannet. Dette forutsetter at høyden på vannstrålen ikke er høyere enn at den kun slår ned på forankringsplaten. Ved frittstående vannspeil vil partikler, organisk materiale og andre bestanddeler i vannet kunne bli holdt svevende i vannspeilet. Dette kan gi problemer ved bruk av Filtralite som har lav egenvekt. Det er imidlertid ikke registrert at dette har vært et problem.

Dersom en punktfordeling på overflaten er ønskelig kan det for ytterligere å redusere faren for erosjon på filterflaten være hensiktsmessig å fjerne strupeventilene. Det kan da være aktuelt å gå tilbake til det opprinnelige designet for fordeling av vann på overflaten. I det opprinnelige designet ble utløpsrøret med en innvendig diameter på ca. 100 mm ledet til overflaten uten noen form for innsnevring, hvorpå vannet sildret utover filterflaten (bilde 27).



Bilde 27: viser det opprinnelige systemet for vannfordeling som ble etablert i 2008. Gitteret på toppen skal hindre at dyr, e.l. faller ned i tilførselsrøret.

4.12.4. Driften av biofiltrene

4.12.4.1. Oppholdstid og hydraulisk belastning

For reduksjon av næringsstoffer i filterløsninger med gode filtreringsegenskaper anbefaler Massachusetts Department of Environmental Protection et al. (1997) en oppholdstid på 2 timer. Undersøkelsene av filtermediet (avsnitt 4.5, filtermediet) at filtreringsegenskapene til biofilteret ikke var optimale. Det kan derfor være nødvendig med en lengere oppholdstid i biofilteret. Hva som er den ideelle oppholdstiden for biofiltrene kan være vanskelig å avgjøre. En økt oppholdstid vil normalt gi økt renseseffekt i biofiltere for de fleste parametere, forutsatt at ikke tilgangen på O_2 blir for dårlig (Kadlec & Wallace, 2009). Undersøkelsene av oksygentransporten til biofiltrene viste at vannet inneholdt mye O_2 (figur 19 - 21). Økt oppholdstid vil derfor være mulig uten at tilgangen på O_2 blir utilstrekkelig.

For å finne ut hvor lang oppholdstid som er ideell for biofiltrene bør det vurderes å gjennomføre ytterligere forsøk. Et godt utgangspunkt kan være å doble eller tredoble den oppholdstiden som er i det mettede biofilteret i dag, slik at oppholdstiden i filteret blir ca. 5 - 7,5 timer. Eventuelt å teste forskjeller mellom en oppholdstid på 2,5, 5,0 og 7,5 timer i de ulike biofiltrene.

Ved umettet drift vil den hydrauliske ledningsevnen i filtermediet være avgjørende for oppholdstiden. Siden den hydrauliske ledningsevnen til biofilteret er så høy som infiltrasjonsforsøkene viste (figur 18), vil ikke infiltrasjonsmotstanden være tilstrekkelig for gi en oppholdstid lenger enn 5 minutter i filtermediet. Dersom filteret skulle driftes umettet og ha en

oppholdstid i filtermediet (0,65 m) på 2 timer kan ikke den hydrauliske ledningsevnen i biofilteret være høyere enn 7,8 m/d.

En mettett drift vil derfor være mer hensiktsmessig for å oppnå en tilstrekkelig oppholdstid. Da oppholdstiden kan reguleres ved å endre den hydrauliske belastningen til biofiltrene. For å oppnå oppholdstider på 2,5, 5,0 og 7,5 timer må den hydrauliske belastningen til biofiltrene da være henholdsvis 5,7 l/s, 2,9 l/s og 0,3 l/s.

4.12.4.2. Driftssyklus

Frem til nå har biofiltrene hatt alternerende drift, med en driftsperiode på $4 \frac{2}{3}$ dager og en påfølgende hvileperiode på $2 \frac{1}{3}$ dager (tabell 2). Loggingen av drifts- og hvileperioden for biofiltrene viste at det ikke vil være behov for opphold i driften for tilførsel av O_2 uavhengig om biofilteret ble driftet mettett eller umettett (figur 19 - 21). Loggingen indikerte også at det var vannet i seg selv er en viktig kilde til O_2 i biofilteret. Lange opphold i belastningen kan imidlertid være aktuelt å benytte når filteret mottar høye belastninger av organisk materiale. Resultatene av de vannkjemiske analysene tyder på at den organiske belastningen er lav (figur 22B). I tillegg viste undersøkelsene av filtermediet liten reduksjon i filtermediets porøsitet (figur 17) og hydrauliske ledningsevne (figur 18) noe som tyder på at den organiske belastningen har vært lav. Det virker derfor lite hensiktsmessig at filteret skal ha så lange hvileperioder som det har på nåværende tidspunkt.

Ved kontinuerlig drift av biofiltrene oppnår man at reduksjonen i filteret- og sirkulert vannmengde i Nansendammen vil bli mindre ved lavere hydraulisk belastning på det enkelte biofilter. Et argument som imidlertid kan tale for driftsstans er at det vil øke oppholdstiden til vannet i filtermediet ved mettett drift. Dersom dette skal være aktuelt er det lite hensiktsmessig å ha hvileperioder på $2 \frac{1}{3}$ døgn. Da vil det heller være aktuelt å drifte biofiltrene intermittent, hvor belastningen skjer i form av doser i løpet av dagen. For eksempel ved at filteret belastes 12-24 ganger i løpet av døgnet.

5. Konklusjon

Denne undersøkelsen oppsummerer funn fra driftssesongen 2012 i Nansenparken, 5 år etter driftsoppstart i 2008.

Undersøkelsen av vannkvalitet viste at vannet i Nansendammen utviklet seg fra meget dårlig til god i løpet av driftssesongen 2012, i henholdt til SFTs tilstandsklasser for naturlige vannforekomster. Sammenlignet med næringsinnholdet som forventes i avrenningsvann fra urbane arealer, er vannet i Nansendammen meget rent, uavhengig av prøvetidspunkt. Vannet i Nansendammen er på nåværende tidspunkt derfor lite sammenlignbart med urbant overvann. Dette kan imidlertid endre seg når flere av boligområdene blir ferdig utbygget.

De vannkjemiske analysene viste at konsentrasjonen av tot-P i Nansendammen var 44 $\mu\text{g/l}$ våren 2012, mens konsentrasjonen av tot-P i løpet av sommeren og høsten var lavere enn 10 $\mu\text{g/l}$. Under isdekke i april 2013 hadde konsentrasjonen av tot-P økt til 79 $\mu\text{g/l}$. Det ble også registrert en økning

av N og en redusert pH. Dette kan indikere frigivelse av næringsstoffer, som følge av nedbrytning. Ser man dette i sammenheng med en betydelig reduksjon av N og P i vekstsesongen 2012, kan det tyde på at ferskvannbiologiske prosesser har stor betydning for vannkvaliteten og næringstilgangen i Nansendammen.

De vannkjemiske analysene og undersøkelsen av algevekst viste at alger kan vokse selv ved meget lave konsentrasjoner av næringsstoffer. Veksten avtok ved redusert næringsinnhold, men medførte en endring i algesammensetningen til andre arter, som er tilpasset et miljø med liten næringstilgang. Nansendammen får kontinuerlige tilførsler av næringsstoffer fra vannfugl. Topografi og begrenset med vegetasjon i parken gjør at anlegget er eksponert for sol, det er få skyggepartier. Det er således få faktorer i anlegget, som vil være begrensende for algevekst. Rennende vann gir fastsittende alger økt tilgang på næringsstoffer, dette virker å være en viktig faktor for algevekst i perioder hvor konsentrasjonene i vannet er lave (mindre enn 10 µg P/l).

Undersøkelsen av vannkvalitet og årsaker til algevekst viser at biofiltrene selv ved svært høy rensegrad vil være utilstrekkelige for å hindre algevekst. Biofiltrene kan imidlertid begrense veksten ved at konsentrasjonene av N, P og TOC reduseres. Manuelt vedlikeholdt vil dermed være en nødvendighet for å holde anlegget algefritt. Tiltak som kan vurderes for å redusere det manuelle vedlikeholdet er tilplanting av problemområder, som bakevjer i vannkanalen, samt etablering av høyere vegetasjon, som kan gi skygge. Disse plantene vil konkurrere om næringsstoffene, skjule algeveksten og gi skygge. Andre tiltak er å bytte ut substratet i problemområder med et finere substrat slik at trådalgene får problemer med å feste seg. Dette vil trolig medføre en økt vekst av frittflytende alger, som mikrosilen kan fjerne fra vannet. Det vil kunne være aktuelt å benytte skjellsand, som også vil kunne være gunstig for å inaktivere P i sedimentet.

Vannprøver tatt i innløpet og utløpet til biofiltrene viste varierende innløps- og utløpskonsentrasjoner. I tillegg viste vannprøvene liten eller ingen renseseffekt. Ved enkelte tilfeller var konsentrasjonen av tot-P også høyere i utløpet enn i innløpet. Vannprøvene viste heller ingen tydelige forskjeller i renseseffekt mellom de tre biofiltrene. Det var imidlertid forskjeller i hydraulisk belastning til de ulike biofiltrene i løpet av sesongen, noe som gjør sammenligning av biofiltrene vanskelig. I løpet av sesongen varierte den hydrauliske belastning til biofiltrene på 2 - 7 l/s.

At renseseffekten i biofiltrene er liten eller ingen kan ha sammenheng med en høy hydraulisk belastning i deler av sesongen. Dette ga en svært kort oppholdstid i biofiltrene som ble driftet umettet. Ved umettet drift av biofilteret viste beregninger at oppholdstiden ville være mindre enn 5 minutter. Ved mettet drift av biofiltrene vil oppholdstiden styres av den hydrauliske belastningen. Ved en hydraulisk belastning på 6 l/s vil vannet ha en oppholdstid på ca. 2,4 timer i filtermediet. Oppholdstiden ved umettet drift vil derfor bli meget kort, og vil ikke være i tråd med intensjonen om en langsom filtrering av vannet. I litteraturen kommer det frem at oppholdstiden bør være minimum 2 timer, nødvendig oppholdstid kan imidlertid variere fra anlegg til anlegg. Det kan være hensiktsmessig å gjennomføre ytterligere forsøk for å bestemme dette. Et utgangspunkt for et slikt forsøk kan være å drifte de tre biofiltrene med en oppholdstid på 2,5, 5,0 og 7,5 timer. Dersom det ikke gjennomføres tiltak som i betydelig grad reduserer biofiltrets permeabilitet bør biofiltrene driftes mettet. Oppholdstiden kan da styres ved å regulere den hydrauliske belastningen.

Loggingen av driftsperiodene viste at tilgangen til O₂ i biofiltrene var god. O₂ er således ikke en begrensende faktor for nitrifikasjon av NH₄ eller mineralisering av organisk materiale.

Undersøkelsene viste også at O₂-metningen i biofiltrene økte for så å holde seg stabile under driftsperioden, mens O₂-metningen ble redusert under hvileperioden. Dette indikerer at innløpsvannet var en viktig kilde for tilførsel av O₂ til biofiltrene, og at det således ikke vil være behov for lange pauser belastningen til filtermediet. Det bør derfor vurderes kontinuerlig drift av alle filtrene.

Undersøkelser viste imidlertid at filtermediet har begrenset renseegenskaper. Kornfordelingsanalysen viste at filtermediet er grovt og uniformt, og at reduksjon av partikler mindre enn 0,08 mm i biofilteret vil være minimal. En gjennomgang av eksisterende dokumentasjon viste at biofiltrene har begrenset evne til retensjon av P ved sorpsjon til Filtralite. Sorpsjonskapasiteten er lav og vil bli brukt opp raskt. Variable innløpskonsentrasjoner av P tilsier at filteret vil kunne frigi P til utløpet i perioder der konsentrasjonen av bundet P overstiger konsentrasjonen i innløpet. Vannprøvene viste også en reduksjon av tot-P i utløpet når konsentrasjonen i innløpet var høy, mens reduksjonen i utløpet var liten eller ingen ved lave innløpskonsentrasjoner. Det er få andre prosesser i biofiltrene som vil ha betydning for reduksjonen av P i vannet. Det vil derfor kunne være nødvendig med en utskifting av filtermediet for å oppnå en tilfredsstillende reduksjon av P. Filtermedier som er aktuelle i et slikt tilfelle er skjellsand eller Filtralite-P. Et nytt filtermedium bør også ha en effektiv kornstørrelse på 0,25 - 0,5 mm og ha en sorteringsgrad tilnærmet 3,5. Dette vil gi vannet gode sorpsjons og filtreringsegenskaper.

I begynnelsen av driftssesongen 2012 hadde alle biofiltrene en vegetasjonstetthet lavere enn anslagsvis 20 %, hovedsakelig forårsaket av tørkestress og dårlig vannfordeling foregående sesonger. Vegetasjonstettheten i løpet av driftssesongen 2012 forbedret seg imidlertid til anslagsvis 40 – 50 % i Biofilter 2 og 3, mens den ikke økte til mer enn anslagsvis 25 % i Biofilter 1. Årsaken til dette var problemer med vannfordelingen som førte til erosjon på filterflaten og reduksjon av planter rundt fordelingspunktene.

Lav vegetasjonstetthet og tørke i tidligere år har trolig også medført at det ikke er utviklet en tilfredsstillende biofilm. Noe som, i tillegg til lav oppholdstid, sannsynligvis er hovedårsaken til at den mikrobielle omdanningen i biofilteret ikke er tilfredsstillende. Blant annet viste vannprøvene fra innløpet og utløpet liten eller ingen nitrifikasjon av NH₄ og konsentrasjonen av NO₃ i utløpet var så lav at den i store deler av sesongen lå under bestemmelsesgrensen. For å øke den mikrobielle biomassen kan det være hensiktsmessig å gjennomføre en replanting på filterflaten for å øke vegetasjonstettheten. Dersom dette gjøres bør det velges planter som vil øke plantediversiteten i biofiltrene. Det bør benyttes pluggplanter, som plantes med vekstmediet de ble etablert i slik at næringstilgangen i etableringsfasen er god. Det bør også vurderes en driftsstans under etablering av nye planter, slik at minst mulig forstyrrer plantene i spesielt sårbar periode. Vannivået kan da reguleres ved påfylling gjennom utløpskummen.

Infiltrasjonsforsøkene viste at den hydrauliske ledningsevnen i biofilteret selv etter 4 driftssesonger er svært høy. Ved en hydraulisk belastning på 6 l/s, kan alt vannet teoretisk infiltrere i en avstand på 1m fra fordelingspunktene. Dette tilsvarer en arealutnyttelse av filterflaten på ca. 4 %. Dette utelukker i praksis det opprinnelige designet for vannfordeling på filterflaten, hvor infiltrasjonsmotstand var forutsatt å gi en jevn fordeling av vannet utover filterflaten. Det samme vil være tilfellet for spiralsystemet, som ble montert på Biofilter 2 i uke 36. Selv om en større del av filterflaten utnyttet, vil vannet infiltrere i kort avstand fra hullene på spiralen. Det alternativet som

virker å være den beste løsningen for biofilteret er en mett drift med et overliggende vannspeil. Ved en så høy hydraulisk ledningsevne, som er målt i biofiltrene, vil dette være det beste alternativt for å sikre en god utnyttelse av hele filtermediet. Vannet kan fremdeles fordeles via fordelingspunktene, men strupingen på ventilene bør fjernes og de opprinnelige fordelingshattene bør vurderes remontert.

Undersøkelsene av biofiltrene etter 5 års drift viser lav vegetasjonstetthet, dårlig vannfordeling, grovt og uniformt filtermateriale, liten sorpsjonskapasitet, høy hydraulisk belastning og kort oppholdstid. Dette gjør at vil biofiltrene ha minimal evne til reduksjon av næringsstoffer i vannet. Biofiltrene kan dermed ikke sies å oppnå tilfredsstillende rensing av vannet i Nansendammen. Dette forklarer hvorfor vannprøvene viser liten eller ingen renseeffekt fra innløp og utløp i biofiltrene. Utviklingen fra dårlig til god vannkvalitet i Nansendammen i 2012 er derfor med stor sannsynlighet et resultat av ferskvannsbiologiske prosesser og ikke på grunn av rensing i biofiltrene. Undersøkelsene av årsaker til algevekst indikerer også at biofiltrene selv med svært høy renseeffekt ikke vil hindre algevekst, men kan bidra til å redusere behovet for algefjerning. Det kan således stilles spørsmålsteget ved om biofiltrene, slik de er utformet på nåværende tidspunkt, er rett renseløsning for vannet i Nansendammen. Noe undersøkelse i 2012 indikerer at de ikke er.

Litteraturliste

- Adam, K., Sovik, A. K. & Krogstad, T. (2006). Sorption of phosphorous to Filtralite-P (TM) - The effect of different scales. *Water Research*, 40 (6): 1143-1154.
- Adam, K., Krogstad, T., Vrale, L., Sovik, A. K. & Jenssen, P. D. (2007). Phosphorus retention in the filter materials shellsand and Filtralite P (R) - Batch and column experiment with synthetic P solution and secondary wastewater. *Ecological Engineering*, 29 (2): 200-208.
- Allan, J. D. & Castillo, M. M. (2007). *Stream ecology: structure and function of running waters*. Dordrecht: Springer. 436 s.
- Andersson, A.-C., Andersson, O. & Gustafson, G. (1984). Brunnar: undersökning, dimensionering, borring, drift, 91-540-4108-2: Byggeforskningen. 56 s.
- Arias, C. A. & Brix, H. (2005). Phosphorus removal in constructed wetlands: can suitable alternative media be identified? *Water Science and Technology*, 51 (9): 267-273.
- Atelier Dreiseitl. (2005). *Reinungsbiotop*. Bjørbekk & Lindheim, Norconsult & Atelier Dreiseitl (red.). Sentralparken Fornebu - Forprosjekt. 80-82 s.
- Bergey, E. A. (2005). How protective are refuges? Quantifying algal protection in rock crevices. *Freshwater Biology*, 50 (7): 1163-1177.
- Bergey, E. A. (2008). Does rock chemistry affect periphyton accrual in streams? *Hydrobiologica*, 614: 141-150.
- Bjørbekk & Lindheim, Norconsult, Atelier Dreiseitl & Gaia Oslo. (2005). Sentralparken Fornebu - Forprosjekt. 127 s.
- Borgejordet, S. (2008). Driftsinnstruks for vannanlegg, K2009 Sentralparken. Statsbygg, Infrastruktur Fornebu. 30 s.
- Borgejordet, S. (2009). Sentralparken. Vannprøver i Sentraldammen 2008. Norconsult notat 03.06.2009. 2 s.
- Borgejordet, S. (2010a). Nansenparken - Driftsproblemer med vannanlegget i 2010. Norconsult notat 10.07.2010. 5 s.
- Borgejordet, S. (2010b). Nansenparken. Drift av vannanlegg. Arbeidsopplegg for utbedring/optimalisering. Norconsult notat 25.08.10. 9 s.
- Braskerud, B., Paus, K. & Ekle, A. (2013). Anlegging av regnbed. En bildekalvalkade over 4 anlagte regnbed. Norges vassdrags- og energidirektorat. 56 s.
- Brix, H. (1994). Functions of Macrophytes in Constructed Wetlands. *Water Science and Technology*, 29 (4): 71-78.

- Brix, H. (1997). Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Science and Technology*, 35 (5): 11-17.
- Brix, H., Arias, C. A. & del Bubba, M. (2001). Media selection for sustainable phosphorus removal in subsurface flow constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 44 (11-12): 47-54.
- Burgoon, P. S., Debusk, T. A., Reddy, K. R. & Koopman, B. (1991a). Vegetated Submerged Beds with Artificial Substrates .1. Bod Removal. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 117 (4): 394-407.
- Burgoon, P. S., Reddy, K. R., Debusk, T. A. & Koopman, B. (1991b). Vegetated Submerged Beds with Artificial Substrates .2. N and P Removal. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 117 (4): 408-424.
- Chang, J., Liu, D., Cao, H. Q., Chang, S. X., Wang, X. Y., Huang, C. C. & Ge, Y. (2010). NO₃-/NH₄⁺ ratios affect the growth and N removal ability of *Acorus calamus* and *Iris pseudacorus* in a hydroponic system. *Aquatic Botany*, 93 (4): 216-220.
- Dalen, T. (2012). *Hydrologisk dimensjonering av regnbed i kaldt klima*. Masteroppgave: Norges tekniske og naturvitenskapelige institutt. 118 s.
- Downes, B. J., Lake, P. S., Schreiber, E. S. G. & Glaister, A. (2000). Habitat structure, resources and diversity: the separate effects of surface roughness and macroalgae on stream invertebrates. *Oecologia*, 123 (4): 569-581.
- Dunne, E. J. & Reddy, K. R. (2005). Phosphorus biogeochemistry of wetlands in agricultural watersheds. *Nutrient Management in Agricultural Watersheds: A Wetlands Solution*: 105-119.
- Egodawatta, P., Miguntanna, N. S. & Goonetilleke, A. (2012). Impact of roof surface runoff on urban water quality. *Water Science and Technology*, 66 (7): 1527-1533.
- Engelhardt, K. A. M. & Ritchie, M. E. (2002). The effect of aquatic plant species richness on wetland ecosystem processes. *Ecology*, 83 (10): 2911-2924.
- Eriksen, B. (2013). *Pers.med. E-post-korespodanse våren 2013. Bjørg Eriksen er anleggsgartner i Steen & Lund, som er driftsoperatør i Nansenparken*.
- Foerster, J., Gutowski, A. & Schaumburg, J. (2004). Defining types of running waters in Germany using benthic algae: A prerequisite for monitoring according to the Water Framework Directive. *Journal of Applied Phycology*, 16 (5): 407-418.
- Gervin, L. & Brix, H. (2001). Removal of nutrients from combined sewer overflows and lake water in a vertical-flow constructed wetland system. *Water Sci Technol*, 44 (11-12): 171-6.
- Goonetilleke, A., Thomas, E., Ginn, S. & Gilbert, D. (2005). Understanding the role of land use in urban stormwater quality management. *Journal of Environmental Management*, 74 (1): 31-42.
- Gylseth, S. (2011). Nansenparken Fornebu, Biofilter - Vegetasjonsetablering Bjørbekk & Lindheim notat 20.10.2011. 3 s.

- Hansen, A. T. (2006). Sentralparken. Grunnlag for søknad om påslipp av spylevann fra mikrosil mm til spillvannsnett. Norconsult notat 15.06.2006. 6 s.
- Hauge, A. (2009). Nye renseløsninger for fosfor i jordbruksavrenning. *Bioforsk FOKUS*, 4 (2): 2.
- Heers, M. (2006). *Constructed wetlands under different geographic conditions: Evaluation of the suitability and criteria for the choice of plants including productive species*. Master Thesis: Hamburg University of Applied Sciences, Department of Environmental Engineering. 175 s.
- Heistad, A., Paruch, A. M., Vråle, L., Ádám, K. & Jenssen, P. D. (2006). A high-performance compact filter system treating domestic wastewater. *Ecological Engineering*, 28 (4): 374-379.
- Higgins, S. N., Hecky, R. E. & Guildford, S. J. (2006). Environmental Controls of Cladophora Growth Dynamics in Eastern Lake Erie: Application of the Cladophora Growth Model (CGM). *Journal of Great Lakes Research*, 32 (3): 629-644.
- Hoffmann, H., Platzer, C., Winkler, M. & Muench, E. (2011). Technology Review of Constructed Wetlands - Subsurface Flow Constructed Wetlands for Greywater and Domestic Wastewater Treatment. *Sustainable sanitation - ecosan program: Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit GmbH (GTZ)*. 36 s.
- Jenssen, P. D. & Krogstad, T. (2003). Design of constructed wetlands using phosphorus sorbing lightweight aggregate (LWA). *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Cold Climates*, 11: 259-271.
- Jenssen, P. D., Krogstad, T., Paruch, A. M., Maehlum, T., Adam, K., Arias, C. A., Heistad, A., Jonsson, L., Hellstrom, D., Brix, H., et al. (2010). Filter bed systems treating domestic wastewater in the Nordic countries - Performance and reuse of filter media. *Ecological Engineering*, 36 (12): 1651-1659.
- Kadlec, R. H., Knight, R. L., Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P. & Haberl, R. (2000). Constructed wetlands for pollution control - Processes, performance, design and operation. I: Kadlec, R. H. & Knight, R. L. (red.). *Scientific and Technical Report No. 8*. IWA Publishing: IWA Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution Control. 156 s.
- Kadlec, R. H. & Wallace, S. D. (2009). *Treatment wetlands*. 2nd utg. Boca Raton, FL: CRC Press. 1016 s.
- Kalff, J. (2002). *Limnology : inland water ecosystems*. Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall. 592 s.
- Krogstad, T., Jørgensen, P., Sogn, T., Børresen, T. & Kolnes, A. G. (1991). Manual for kornfordelingsanalyse etter pipettemetoden. Institutt for jordfag, Ås-NLH. 41 s.
- Langergraber, G., Tietz, A. & Haberl, R. (2007). Comparison of measured and simulated distribution of microbial biomass in subsurface vertical flow constructed wetlands. *Water Sci Technol*, 56 (3): 233-40.
- Larm, T. (2012). *Dagvatten modellen StormTac - Schablonhalter för dagvatten och basflöde (22.02.2013)*. <http://stormtac.com/Downloads.php>: StormTac (lest 04.03.2013).

- Le Coustumer, S., Fletcher, T. D., Deletic, A., Barraud, S. & Poelsma, P. (2012). The influence of design parameters on clogging of stormwater biofilters: a large-scale column study. *Water Res*, 46 (20): 6743-52.
- Lid, J., Lid, D. T., Elven, R. & Alm, T. (2005). *Norsk flora*. Oslo: Samlaget. 1230 s.
- Lindholm, O., Endresen, S., Thorolfsson, S., Sægrov, S., Jackobsen, G. & Aaby, L. (2008). Veiledning i klimatilpasset overvannshåndtering. *Norsk Vann Rapport*, 162/2008. Norsk Vann BA. 79 s.
- Lindholm, O. (2012). Overvann. I: Ødegaard, H. (red.) *Vann- og avløpsteknikk*, s. 25. Hamar: Norsk Vann.
- Lundekvam, H. (1982). Vassføringsmålinger. *Førelsesnotat ved hovedkurs i Vassureining (VA5H). Ås-NLH*. 28 s.
- Massachusetts Department of Environmental Protection, Massachusetts Office of Coastal Zone Management & U.S. Environmental Protection Agency. (1997). Stormwater Technical Handbook. *Stormwater Management*. 187 s.
- Minton, G. R. (2005). *Stormwater treatment: biological, chemical, and engineering principles*. Seattle, Washington: Resource Planning Associates. VI, 472 s. : ill. s.
- Molle, P., Lienard, A., Grasmick, A. & Iwema, A. (2006). Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behaviour of vertical flow constructed wetlands under hydraulic overloads. *Water Research*, 40 (3): 606-612.
- Morkved, P. T., Sovik, A. K., Klove, B. & Bakken, L. R. (2005). Removal of nitrogen in different wetland filter materials: use of stable nitrogen isotopes to determine factors controlling denitrification and DNRA. *Water Science and Technology*, 51 (9): 63-71.
- Munch, C., Kusch, P. & Roske, I. (2005). Root stimulated nitrogen removal: only a local effect or important for water treatment? *Water Science and Technology*, 51 (9): 185-192.
- Munch, C., Neu, T., Kusch, P. & Roske, I. (2007). The root surface as the definitive detail for microbial transformation processes in constructed wetlands - a biofilm characteristic. *Water Science and Technology*, 56 (3): 271-276.
- Mæhlum, T. & Pedersen, N. E. (1999). Våtmarksfilter - en ny generasjon renseanlegg. *Vann*, 34 (1b): 210-218.
- Mæhlum, T., Køhler, J. C., Jenssen, P. D. & Hensel, G. R. (2010). Grunnundersøkelser for infiltrasjon - mindre avløpsanlegg, Rapport 178. Norsk Vann. 79 s.
- Mæhlum, T. (2011). Vurdering av funksjonsdyktighet til biofiltrene i Nansenparken. Bioforsk notat. 7 s.
- Mæhlum, T. (2013). *Pers. med. Trond Mæhlum er forskningsjef ved Bioforsk Jord og Miljø*.

- Norsk Vann, Bioforsk, Universitetet for miljø- og biovitenskap (UMB) & Norsk Rørsenter (Stiftelsen VA/Miljø-Blad). (2012). Teknisk godkjenning av minirensanlegg og minirensanlegg for hytter/fritidsboiliger.
- Paus, K. (2008). Biofilter i Sentralparken Fornebu - Renseprosesser og optimalisering. Studentprosjekt ved Institutt for vann og miljøteknikk, NTNU. 28 s.
- Powell, N., Shilton, A. N., Pratt, S. & Chisti, Y. (2008). Factors influencing luxury uptake of phosphorus by microalgae in waste stabilization ponds. *Environmental Science & Technology*, 42 (16): 5958-5962.
- Renman, A., Hylander, L. D. & Renman, G. (2008). Transformation and removal of nitrogen in reactive bed filter materials designed for on-site wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 34 (3): 207-214.
- Rohrlack, T. (2013). *Pers. med. Samtale om alger 09.06.13. Thomas Rohrlack er professor i limnologi og hydrologi ved Universitetet for miljø- og biovitenskap (UMB).*
- Rivera, F., Warren, A., Ramirez, E., Decamp, O., Bonilla, P., Gallegos, E., Calderon, A. & Sanchez, J. T. (1995). Removal of pathogens from wastewaters by the root zone method (RZM). *Water Science and Technology*, 32 (3): 211-218.
- Schneider, S. C. & Lindstrom, E. A. (2011). The periphyton index of trophic status PIT: a new eutrophication metric based on non-diatomaceous benthic algae in Nordic rivers. *Hydrobiologia*, 665 (1): 143-155.
- Serck-Hanssen, C. (2012). Pumper Nansenparken, driftsproblemer, analyse og forslag til prøveprogram. Norconsult notat. 8 s.
- SFT. (1997). Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann, TA-1468/1997: Statens forurensingsctlisyn. 31 s.
- Sherard, J. L., Dunnigan, L. P. & Talbot, J. R. (1984). Basic Properties of Sand and Gravel Filters. *Journal of Geotechnical Engineering-Asce*, 110 (6): 684-700.
- Siriwardene, N. R., Deletic, A. & Fletcher, T. D. (2007). Clogging of stormwater gravel infiltration systems and filters: insights from a laboratory study. *Water Resources*, 41 (7): 1433-40.
- Solheim, A. L., Vaagstad, N., Kraft, P., Løvstad, Ø., Skoglund, S., Turtøymøygard, S. & Selvik, J. R. (2001). Tiltaksanalyse for Morsa (Vansjø-Hobøl-vassdraget) - Sluttrapport. Norsk institutt for vannforskning. 104 s.
- Soto, F., Garcia, M., de Luis, E. & Becares, E. (1999). Role of *Scirpus lacustris* in bacterial and nutrient removal from wastewater. *Water Science and Technology*, 40 (3): 241-247.
- Stahre, P. (2006). *Sustainability in urban storm drainage: planning and examples*. Stockholm: Svenskt vatten. 81 s.
- Statsbygg. (2004). Åpne overvannsløsninger - Erfaringer og anbefalinger. *Statsbygg FoU-prosjekt: Statsbygg*. 36 s.

- Stefanakis, A. I. & Tsihrintzis, V. A. (2012). Effects of loading, resting period, temperature, porous media, vegetation and aeration on performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands. *Chemical Engineering Journal*, 181: 416-430.
- Sten & Lund. (2012). Vedlikeholdsrapporter for vannanlegget i Nansenparken 2012.
- Stevik, T. K., Aa, K., Ausland, G. & Hanssen, J. F. (2004). Retention and removal of pathogenic bacteria in wastewater percolating through porous media: a review. *Water Research*, 38 (6): 1355-1367.
- Stottmeister, U., Wiessner, A., Kusch, P., Kappelmeyer, U., Kastner, M., Bederski, O., Muller, R. A. & Moormann, H. (2003). Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, 22 (1-2): 93-117.
- Sørensen, E. T. (2010). *Integrert landskapsdesign | naturbasert renseteknologi: med temaark om fire natur- og kretsløpsbaserte renseanlegg på Østlandet*. Ås: Institutt for landskapsplanlegging, Universitetet for miljø- og biovitenskap. 114 s.
- Tietz, A., Langergraber, G., Watzinger, A., Haberl, R. & Kirschner, A. K. T. (2008). Bacterial carbon utilization in vertical subsurface flow constructed wetlands. *Water Research*, 42 (6-7): 1622-1634.
- Torrens, A., Molle, P., Boutin, C. & Salgot, M. (2009). Impact of design and operation variables on the performance of vertical-flow constructed wetlands and intermittent sand filters treating pond effluent. *Water Research*, 43 (7): 1851-1858.
- Tufenkji, N., Miller, G. F., Ryan, J. N., Harvey, R. W. & Elimelech, M. (2004). Transport of *Cryptosporidium* oocysts in porous media: Role of straining and physicochemical filtration. *Environmental Science & Technology*, 38 (22): 5932-5938.
- Turtøymøygard, S. & Akerøy, P. (2009). Grovscreening av vegnett i Norge med hensyn på potensiell miljøskade fra vegsalt: Bioforsk rapport. 17 s.
- Vacca, G., Wand, H., Nikolausz, M., Kusch, P. & Kastner, M. (2005). Effect of plants and filter materials on bacteria removal in pilot-scale constructed wetlands. *Water Research*, 39 (7): 1361-1373.
- VanLoon, G. W. & Duffy, S. J. (2011). *Environmental chemistry: a global perspective*. Oxford: Oxford University Press. XIV, 545 s. : ill. s.
- Vymazal, J. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, 380 (1-3): 48-65.
- Vymazal, J. (2011). Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. *Hydrobiologia*, 674 (1): 133-156.
- Weber Norge. (2013). *Datablad for Filtralite NC 2,5-4 mm*. Tilgjengelig fra: <http://www.weber-norge.no/filtralite/weber-produkter/filtralite.html> (lest 18.01).

- Whitford, L. A. & Schumacher, G. J. (1964). Effect of Current on Respiration + Mineral Uptake in Spirogyra + Oedogonium. *Ecology*, 45 (1): 168-&.
- Woldstad Sandforetning AS. (2007). HMS - Datablad for Fornebu Sentralpark, Tørket spesialsand.
- Zhai, X., Piwpuan, N., Arias, C. A., Headley, T. & Brix, H. (2013). Can root exudates from emergent wetland plants fuel denitrification in subsurface flow constructed wetland systems? *Ecological Engineering* (0).
- Zhang, C.-B., Liu, W.-L., Wang, J., Ge, Y., Gu, B.-H. & Chang, J. (2012). Effects of plant diversity and hydraulic retention time on pollutant removals in vertical flow constructed wetland mesocosms. *Ecological Engineering*, 49 (0): 244-248.
- Zhu, T., Maehlum, T., Jenssen, P. D. & Krogstad, T. (2003). Phosphorus sorption characteristics of a light-weight aggregate. *Water Science and Technology*, 48 (5): 93-100.
- Ødegaard, H. (2012). *Vann- og avløpsteknikk*. Hamar: Norsk Vann. 704 s.
- Økland, J. & Økland, K. A. (2006). *Kjemi, fysikk og miljø*. 2 utg. Vann og vassdrag, b. 3. Stabekk: Forlaget vett & viten. 204 s.

Vedlegg 1: Standardmetoder for vannkjemiske analyser

De vannkjemiske analysene i denne masteroppgaven er gjort på akkreditert laboratorium. Vannprøvene i 2012 er analysert ved Australian Laboratory Service (ALS) Scandinavia, mens vannprøven fra 2013 er analysert ved Eurofins. Følgende standardmetoder er brukt i de vannkjemiske analysene:

- Tot-P: (EN ISO 6878, ISO 15681-1) og ICP-OES (DIN EN ISO 11885 (E22))
- Fosfat-P (PO₄-P): (DIN EN ISO 15681-2, DIN EN ISO 6878-D11)
- Tot-N: Infrarødt (IR) spektroskopi (EN 12260)
- Nitrat-N (NO₃-N): Spektrofotometer (Basert på ISO 11732 og ISO 13395), Ionekromatograf (ISO 10304-1 og 2)
- TOC: TOC-analysator
- pH: pH-meter (NS 4720)
- Ledningsevne: Ledningsevнемåler (EN 27888)

Vedlegg 2: Resultater vannkjemiske analyser

Dato	Parameter		Innløp	Biofilter 1 Utløp	Biofilter 2 Utløp	Biofilter 3 Utløp	Dam 1	Dam 2
Uke 18	tot-P	µg/l	22,0		14,0	15,0		44,0
	tot-N	µg/l	650		260	260		980
	NO ₃ -N	µg/l	<60		<60	<60		<60
	TOC	mg/l	3,21		2,42	2,32		3,91
	pH		8,2		8,2	8,2		8,1
	Ledningsevne	µS/cm	693		689	689		693
Uke 25	tot-P	µg/l	11,5	10,0	11,0	10,0	12,0	10,0
	tot-N	µg/l	350	340	310	240	260	340
	NO ₃ -N	µg/l	<60	78	70	<60	<60	<60
	TOC	mg/l	3,81	2,56	2,61	2,61	3,58	3,71
	pH		8,2	8,0	8,0	8,0	8,3	8,3
	Ledningsevne	µS/cm	736	751	751	748	750	745
Uke 33	tot-P	µg/l	5,0	5,0		5,0	5,0	5,0
	tot-N	µg/l	220	330		270	370	330
	NO ₃ -N	µg/l	<500	<500		<500	<500	<500
	TOC	mg/l	3,19	2,27		2,68	3,29	2,93
	pH		8,2	8,0		8,0	8,3	8,2
	Ledningsevne	µS/cm	660	688		675	651	669
Uke 36	tot-P	µg/l	2,5	5,7	2,5		2,5	2,5
	tot-N	µg/l	300	230	230		310	470
	NO ₃ -N	µg/l	66	108	88		<60	141
	TOC	mg/l	2,85	2,68	2,5		2,77	2,8
	pH		8,2	8,2	8,2		8,3	8,3
	Ledningsevne	µS/cm	765	767	773		741	803
Uke 38	tot-P	µg/l	33,0	14,0		15,0	7,6	6,3
	tot-N	µg/l	410	550		590	580	540
	NO ₃ -N	µg/l	88	< 60		107	105	96
	TOC	mg/l	2,60	2,82		2,67	2,73	2,81
	pH		7,9	8,1		8,1	8,1	8,1
	Ledningsevne	µS/cm	762	748		743	789	730
Uke 40	tot-P	µg/l	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0
	tot-N	µg/l	240	170	110	50	140	50
	NO ₃ -N	µg/l	< 60	< 60	< 60	< 60	< 60	< 60
	TOC	mg/l	2,70	2,48	2,54	2,38	2,79	2,73
	pH		8,20	8,10	8,00	7,90	8,20	8,20
	Ledningsevne	µS/cm	710	723	708	669	630	699

Vedlegg 3: Kornfordelingsanalyse



Biofilter 1, prøve B1-1		
Siktåpning	Nettvekt (Summasjonsveiling) (g)	Materialmengde (%)
> 16 mm	0,0	100,0 %
> 8 mm	0,0	100,0 %
> 4 mm	7,6	98,9 %
> 2 mm	153,3	77,1 %
> 1 mm	648,4	3,0 %
> 500 µm	654,7	2,1 %
> 250 µm	660,1	1,3 %
> 125 µm	665,6	0,4 %
> 63 µm	667,2	0,2 %
< 63 µm	668,5	0,0 %
Sum sikteanalyser	668,5	99,9 %
Tap ved analysen	0,9	0,1 %
Total sum	669,4	100,0 %

Biofilter 1, prøve B1-2		
Siktåpning	Nettvekt (Summasjonsveiling) (g)	Materialmengde (%)
> 16 mm	0,0	100,0 %
> 8 mm	0,0	100,0 %
> 4 mm	7,9	98,8 %
> 2 mm	139,1	78,6 %
> 1 mm	630,9	3,1 %
> 500 µm	639,6	1,7 %
> 250 µm	643,2	1,2 %
> 125 µm	646,2	0,7 %
> 63 µm	648,5	0,4 %
< 63 µm	650,9	0,0 %
Sum sikteanalyser	650,9	99,8 %
Tap ved analysen	1,5	0,2 %
Total sum	652,4	100,0 %

Biofilter 1, prøve B1-3		
Siktåpning	Nettvekt (Summasjonsveiling) (g)	Materialmengde (%)
> 16 mm	0,0	100,0 %
> 8 mm	0,0	100,0 %
> 4 mm	11,5	98,3 %
> 2 mm	141,5	78,6 %
> 1 mm	629,4	4,7 %
> 500 µm	641,7	2,8 %
> 250 µm	648,7	1,7 %
> 125 µm	654,6	0,8 %
> 63 µm	658,2	0,3 %
< 63 µm	660,2	0,0 %
Sum sikteanalyser	660,2	99,8 %
Tap ved analysen	1,1	0,2 %
Total sum	661,3	100,0 %

Biofilter 2, prøve B2-1		
Siktåpning	Nettvekt (Summasjonsveiling) (g)	Materialmengde (%)
> 16 mm	0,0	100,0 %
> 8 mm	0,0	100,0 %
> 4 mm	10,6	98,4 %
> 2 mm	165,8	75,7 %
> 1 mm	664,4	2,6 %
> 500 µm	671,5	1,6 %
> 250 µm	676,5	0,9 %
> 125 µm	680,1	0,3 %
> 63 µm	681,2	0,2 %
< 63 µm	682,3	0,0 %
Sum sikteanalyser	682,3	99,9 %
Tap ved analysen	1,0	0,1 %
Total sum	683,3	100,0 %

Biofilter 2, prøve B2-2		
Siktåpning	Nettvekt (Summasjonsveiling) (g)	Materialmengde (%)
> 16 mm	0,0	100,0 %
> 8 mm	0,0	100,0 %
> 4 mm	9,7	98,5 %
> 2 mm	158,3	75,2 %
> 1 mm	623,2	2,5 %
> 500 µm	627,8	1,8 %
> 250 µm	632,9	1,0 %
> 125 µm	635,2	0,6 %
> 63 µm	636,8	0,4 %
< 63 µm	639,1	0,0 %
Sum sikteanalyser	639,1	99,6 %
Tap ved analysen	2,4	0,4 %
Total sum	641,5	100,0 %

Biofilter 2, prøve B2-3		
Siktåpning	Nettvekt (Summasjonsveiling) (g)	Materialmengde (%)
> 16 mm	0,0	100,0 %
> 8 mm	0,0	100,0 %
> 4 mm	10,6	98,4 %
> 2 mm	165,8	75,7 %
> 1 mm	664,4	2,6 %
> 500 µm	671,5	1,6 %
> 250 µm	676,5	0,9 %
> 125 µm	680,1	0,3 %
> 63 µm	681,2	0,2 %
< 63 µm	682,3	0,0 %
Sum sikteanalyser	682,3	99,9 %
Tap ved analysen	1,0	0,1 %
Total sum	683,3	100,0 %

Biofilter 3, prøve B3-1		
Siktåpning	Nettvekt (Summasjonsveiling) (g)	Materialmengde (%)
> 16 mm	0,0	100,0 %
> 8 mm	0,0	100,0 %
> 4 mm	9,7	98,6 %
> 2 mm	165,5	75,7 %
> 1 mm	668,4	1,8 %
> 500 µm	675,3	0,8 %
> 250 µm	678,5	0,3 %
> 125 µm	679,4	0,2 %
> 63 µm	679,9	0,1 %
< 63 µm	680,6	0,0 %
Sum sikteanalyser	680,6	99,9 %
Tap ved analysen	0,6	0,1 %
Total sum	681,2	100,0 %

Biofilter 3, prøve B3-2		
Siktåpning	Nettvekt (Summasjonsveiling) (g)	Materialmengde (%)
> 16 mm	0,0	100,0 %
> 8 mm	0,0	100,0 %
> 4 mm	15,8	97,7 %
> 2 mm	170,2	75,3 %
> 1 mm	677,9	1,7 %
> 500 µm	682,4	1,0 %
> 250 µm	685,3	0,6 %
> 125 µm	686,7	0,4 %
> 63 µm	687,0	0,3 %
< 63 µm	689,3	0,0 %
Sum sikteanalyser	689,3	99,8 %
Tap ved analysen	1,4	0,2 %
Total sum	690,7	100,0 %

Biofilter 3, prøve B3-3		
Siktåpning	Nettvekt (Summasjonsveiling) (g)	Materialmengde (%)
> 16 mm	0,0	100,0 %
> 8 mm	0,0	100,0 %
> 4 mm	13,2	98,1 %
> 2 mm	172,0	74,9 %
> 1 mm	673,1	1,9 %
> 500 µm	679,8	0,9 %
> 250 µm	683,9	0,3 %
> 125 µm	684,4	0,2 %
> 63 µm	685,2	0,1 %
< 63 µm	686,0	0,0 %
Sum sikteanalyser	686,0	99,9 %
Tap ved analysen	0,4	0,1 %
Total sum	686,4	100,0 %

Vedlegg 4: MPD infiltrasjonsforsøk



Målepunkt	Mettet hydraulisk ledningsevne [m/s]	Effektiv porøsitet [ne]
F1D1	824	0,21
F1C1	480	0,29
F1E1	1255	0,22
F1D2	195	0,23
F1C2	310	0,29
F1E2	973	0,22
F1D3	341	0,27
F1C3	581	0,23
F1E3	130	0,22
F2C1	1739	0,24
F2D1	218	0,20
F2E1	593	0,27
F2C2	751	0,23
F2D2	816	0,26
F2E2	573	0,25
F2C3	578	0,23
F2D3	800	0,25
F2E3	151	0,19

Vedlegg 5: Beregninger saltfortynningsforsøk

Vannføringen beregnes ved kjennskap til saltløsningens fortynning og mengden totalt tilsatt saltløsning. Saltløsningens fortynning i systemet er en funksjon av saltløsningens konsentrasjon i vannet over en viss tid.

Saltløsningens fortynning kan fremstilles grafisk i et fortynningsdiagram. I dette forsøket brukes elektrisk konduktivitet (EC), som et mål på konsentrasjonen av NaCl. Dette forenkler målingen og forbedrer nøyaktigheten til fortynningskurven. I fortynningsdiagrammet vil x-aksen representere tiden og utslaget på y-aksen er proporsjonalt med ledningsevnen i målepunktet og dermed fortynningen ved måletidspunktet. Sporstoffets fortynning, A_f , er da arealet under fortynningskurven. Matematisk beregnes saltløsningens fortynning, A_f , beregnes med:

$$A_f = \int_0^t k_t \Delta t$$

Der:

- k_t er sporstoffets fortynning ved tidspunktet, t.

Dette gir vannføringen, Q, ved forsøktidspunktet:

$$Q = \frac{S}{A_f}$$

Der:

- A_f er arealet under fortynningsdiagrammet
- S er total mengde tilsatt saltløsning (saltløsningen i pumpesumpen)

Tilsatt mengde salt ble bestemt ved fortynning av saltløsningen. Konsentrasjonen av NaCl i saltløsningen er høyere enn det konduktivitetmeteret kan måle. Derfor blir konsentrasjonen av NaCl i saltløsningen målt i en fortynning bestående av 0,05 l saltløsning og 30 l vann fra pumpesumpen. Konsentrasjonen (EC) av NaCl i saltløsningen, c_s , beregnes:

$$c_s = c_f(v_f + a) - c_0(v_f)$$

Der:

- c_s er konsentrasjonen av NaCl i saltløsningen (EC)
- c_f er konsentrasjonen av NaCl i fortynningen (EC)
- a er vannvolum av saltløsningen tilsatt fortynningen i l

- v_f er vannvolum i fortynningen i l
- c_0 er EC i fortynningsvannet (bakgrunn)
-

EC endrer seg med temperatur, dermed kan det i tilfeller med temperaturforskjeller være nødvendig å ta hensyn til dette. Dette var ikke nødvendig i dette forsøket da vannets temperatur var forholdsvis konstant under forsøkene $\pm 0,2^\circ\text{C}$. Saltløsningen og fortynningen ble i tillegg laget fortløpende med vann fra pumpeumpen. EC i fortynningen ble også målt ved uendret temperatur.

Det er kun den fortynningen som skjer i biofilteret som er representativ for vannføringen i biofilteret. Ved tilsetning av saltløsningen i pumpeumpen skjer det en ny fortynning som vil påvirke resultatet fra forsøket. For å unngå dette må konsentrasjonen av NaCl og vannmassen i pumpeumpen ansees som den totale mengde tilsatt saltløsning. Konsentrasjonen av NaCl pumpeumpen, c_p , etter tilsetningen av saltløsningen beregnes:

$$c_p = \frac{(v_s c_s) + (c_0 v_p)}{(v_s + v_p)}$$

Der:

- v_s er vannvolumet i saltløsningen i l
- c_s er EC i saltløsningen
- c_0 er EC pumpeumpen før tilsetning av saltløsning (bakgrunn)
- v_p er vannvolumet i pumpeumpen i l

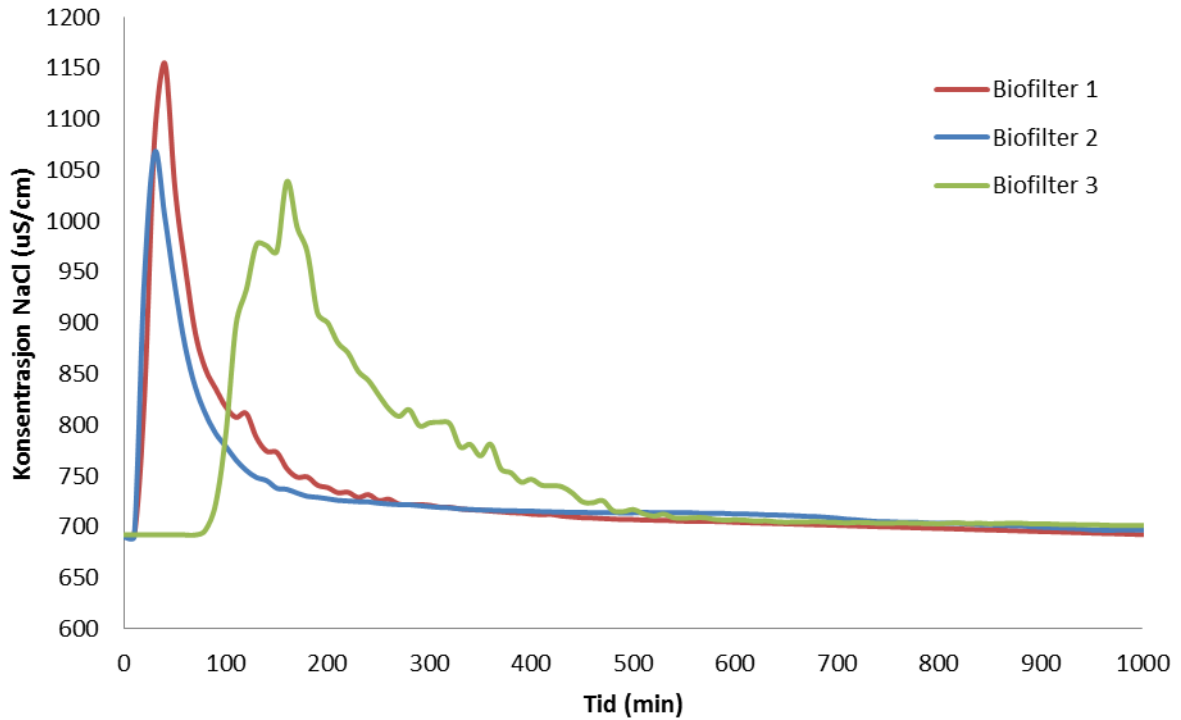
Den totale mengde tilsatt saltløsning er da:

$$S = c_p v_p$$

Der:

- c_p er konsentrasjonen av NaCl i pumpeumpen (EC) etter tilsetning av saltløsning
- v_p er vannvolumet i pumpeumpen i l

Vedlegg 6: Saltfortynning resultater



	Biofilter 1	Biofilter 2	Biofilter 3
Fortynningsprøve (l)	0,05	0,05	0,05
Fortynningsvann (l)	25	25	25
EC fortynning bakgrunn	690	691	692
EC fortynning	1187	1063	1997
EC saltløsning (beregnet)	12484	9353	32725
Saltløsning tilsatt pumpeump (l)	50	50	50
Pumpeump (l)	1700	1700	1700
EC pumpeump bakgrunn	690	690	692
EC pumpeump etter tilsetning (beregnet)	1027	938	1607
Areal fortynningskruve ($\sum dh$)	4211	4003	6779
Vannføring (l/s)	6,9	6,6	6,7